



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS/CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS E NATURAIS

LAIAN SILVA MEDEIROS

ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO E A COBERTURA DA TERRA NO
ESTADO DE SANTA CATARINA

CURITIBANOS

2022

Laian Silva Medeiros

Estoque de carbono orgânico do solo e a cobertura da terra no estado de Santa Catarina

Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus de Curitibanos.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Ten Caten.

Área de Concentração: Manejo e conservação de ecossistemas agrícolas e naturais.

Linha de Pesquisa: Manejo integrado de sistemas agrícolas e naturais.

Curitibanos

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Medeiros, Laian

Estoque de carbono orgânico do solo e a cobertura da terra no estado de Santa Catarina / Laian Medeiros ; orientador, Alexandre Ten Caten, 2022.

105 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2022.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Ecossistemas agrícolas e naturais. 3. Estoque de carbono orgânico do solo. 4. Sensoriamento remoto. 5. Geoprocessamento. I. Ten Caten, Alexandre. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. III. Título.

Laian Silva Medeiros

Estoque de carbono orgânico do solo e a cobertura da terra no estado de Santa Catarina

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Professor Dr. Alexandre Ten Caten
Universidade Federal de Santa Catarina - Orientador

Professor Dr. Eduardo Marques Martins
Universidade Federal de Santa Catarina - Membro

Professor Dr. Djalma Eugênio Schmitt
Universidade Federal de Santa Catarina - Membro

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ciências.



Professor Dr. Alexandre Siminski
Coordenador do Programa



Professor Dr. Alexandre Ten Caten
Orientador

Curitiba, 2022.

RESUMO

A antropização, cujos impactos decorrem do mau uso e manejo do solo, tem gerado preocupação à sociedade, pois afetam o meio ambiente devido a emissão de gases do efeito estufa, os quais vão influenciar no aquecimento global, uma vez que um desses gases são recorrentes da emissão de carbono na atmosfera. O estoque de carbono são valores recorrentes de um cálculo entre densidade, carbono, profundidade e fator de correção podendo identificar a capacidade de armazenamento de carbono no perfil do solo. Ao mesmo tempo que a tecnologia avança e degrada o estoque de carbono do solo de diversas formas, gera oportunidade de entender mais a relação do armazenamento do carbono no solo com o uso do sensoriamento remoto e métodos desenvolvidos para mapear a cobertura e uso deste solo. Com isso, um entendimento mais amplo da relação do estoque de carbono orgânico e a cobertura da terra torna-se necessário a partir do uso das novas tecnologias que vem se desenvolvendo com o decorrer do tempo e que são relacionadas ao mapeamento digital do solo, como Mapbiomas que desenvolveu técnicas de *machine learning* para classificar usos do solo em alguns países e o SoilGrids que também utiliza um sistema de *machine learning* bem desenvolvido para mapear de forma digital as propriedades do solo de todo o mundo. Os bancos de dados disponíveis permitiram, a partir de técnicas de geoprocessamento, o conflito dos dados, permitindo a sua interseção, e desta forma entender o comportamento do estoque de carbono orgânico total do solo em diversas coberturas da terra distribuídas nas zonas agroecológicas do estado de Santa Catarina. De modo geral os resultados do conflito dos bancos demonstraram um crescimento do estoque de carbono orgânico total do solo no estado de Santa Catarina, contudo, quando observados por zona agroecológica, percebe-se que algumas dessas zonas contribuem para a perda e outras para o acréscimo de estoque de carbono do solo, contribuindo para uma tomada de decisão para que se reduza dos gases de efeito estufa e proporcione em maiores avanços no estudo do estoque de carbono orgânico do solo.

Palavras-chave: Interseção de Dados; MapBiomas; SoilGrids.

ABSTRACT

Anthropization, whose effects result from the poor use and management of the soil, has generated concern to society, as it has resulted in the environment due to the emission of greenhouse gases, which will influence global warming, since one of these gases is recurrent of carbon emissions into the atmosphere. The carbon stock are recurring values calculated between density, carbon, depth and control factor, allowing to identify the carbon storage capacity in the soil profile. At the same time that technology advances and degrades the soil carbon stock in different ways, it generates an opportunity to better understand the relationship of carbon storage in the soil with the use of remote sensing and methods detected to map the cover and use of this soil. With this, a broader understanding of the relationship between organic carbon stock and land cover becomes necessary from the use of new technologies that have been developed over time and that are related to digital soil mapping, such as Mapbiomes which has developed machine learning techniques to classify land uses in some countries and SoilGrids which also uses a well developed machine learning system to digitally map soil properties around the world. The available databases allowed, based on geoprocessing techniques, the conflict of data, allowing their intersection, and thus understanding the behavior of the total organic carbon stock in the soil in different land covers distributed in the agroecological zones of the state of Santa Catarina. In general, the results of the conflict between the banks resulted in an increase in the total organic carbon stock in the soil in the state of Santa Catarina, however, when observed by agroecological zone, it is clear that some of these zones started to lose and others to increase soil carbon stock, confident for decision-making to reduce greenhouse gases and provide greater advances in the study of soil organic carbon stock.

Keywords: Data Intersection; MapBiomias; SoilGrids.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	HIPÓTESE	11
3	OBJETIVOS	11
3.1	OBJETIVO GERAL.....	11
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
4.1	RECURSO NATURAL DO SOLO	12
4.1.1	Importância do solo como fonte ou dreno de gases de efeito estufa	12
4.2	CARBONO ORGÂNICO TOTAL DO SOLO.....	14
4.3	FATORES QUE AFETAM O CARBONO ORGÂNICO DO SOLO	16
4.3.1	Temperatura	16
4.3.2	Precipitação	17
4.3.3	Relevo	19
4.3.4	Características do solo	20
4.3.5	Antropização na cobertura da terra	23
4.4	ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO	24
4.4.1	Formas de quantificar o estoque de carbono no solo	24
4.4.2	Estimativa do estoque de C no Mundo, Brasil e Santa Catarina	26
4.5	GEOPROCESSAMENTO.....	27
4.5.1	Mapeamento da cobertura da terra	27
4.5.1.1	<i>Metodologia Mapeamento Digital do Solo (MDS)</i>	30
4.5.1.1.1	Linear models.....	31
4.5.1.1.2	Machine learning.....	31
4.5.2	MAPBIOMAS	35
5	MATERIAIS E MÉTODOS	39
5.1	ÁREA DE ESTUDO	39
5.2	AQUISIÇÃO DO BANCO DE DADOS.....	40
5.2.1	MAPBIOMAS	40
5.2.2	Geoprocessamento dos dados MAPBIOMAS	42
5.2.2.1	<i>Geoprocessamento dos dados de cobertura e transição</i>	43
5.2.2.2	<i>Organização dos resultados geoprocessados do Mapbiomas</i>	44
5.3	SOILGRIDS.....	46

5.3.1	Aquisição do banco de dados de ECOT - SoilGrids	46
5.3.2	Geoprocessamento dos dados SoilGrids	47
5.4	DADOS AMOSTRAIS - <i>WOSIS</i>	48
5.5	INTERSEÇÃO DOS BANCOS DE DADOS GERADOS	50
5.5.1	MAPBIOMAS x SoilGrids	50
5.5.2	Métodos estatísticos	51
5.5.3	Diagrama de Sankey	53
6	RESULTADOS	55
6.1	MUDANÇA NA COBERTURA DA TERRA DE SANTA CATARINA.....	55
6.1.1	Transição do uso da terra de Santa Catarina entre 1990 à 2000	55
6.1.2	Transição do solo de Santa Catarina entre 2000 à 2010	59
6.1.3	Transição do solo de Santa Catarina entre 2010 à 2020	63
6.1.4	Transição do solo de Santa Catarina entre 1990 à 2020	67
6.2	O ECOT EM SANTA CATARINA NO ANO DE 1985.	71
6.2.1	Estoque de carbono em 1985 nas zonas agroecológicas	72
6.2.2	Transição do estoque de carbono de 1990 à 2020	75
6.3	ALTERAÇÃO DO ECOT NAS ZONAS AGROECOLÓGICAS DE SANTA CATARINA EM 30 ANOS	78
6.4	COMPARATIVO COM ESTUDOS TÉCNICO-CIENTÍFICOS. Erro! Indicador não definido.	
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
	REFERÊNCIAS	83
	APÊNDICE A - ECOT nas zonas agroecológicas de Santa Catarina em 1990	104
	APÊNDICE B - ECOT nas zonas agroecológicas de Santa Catarina em 2020	105

1 INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento da sociedade por meio da tecnologia e da ampliação territorial em áreas antrópicas, têm-se observado os danos ao meio ambiente. Esses impactos poderiam ser evitados se a sociedade e seus representantes desenvolvessem medidas eficazes e contínuas que minimizassem os impactos gerados. Ações promovidas a partir da ECO 92, Rio +20, acordo de Paris e conferências mundiais são importantes para combater e diminuir danos causados ao meio ambiente e buscar novas formas de desenvolvimento sustentável.

A partir de medidas mitigatórias e planos formulados para reduzir a emissão de gases de efeito estufa, se faz necessário entender o processo de armazenamento no solo, de um desses gases por meio da fotossíntese como, por exemplo, o gás carbônico atmosférico (CO₂), que é fundamental para a melhoria da qualidade ambiental dos ecossistemas. Para esse processo é necessário conhecer diversos fatores funcionais que vão desde a absorção pelo componente vegetal da atmosfera até a adição desse composto orgânico no solo, envolvendo desde o processo micro até o macro, resultando em impactos ecossistêmicos generalizados e conseqüentemente nas mudanças climáticas.

O depósito dessa MOS ocasiona conseqüentemente no acréscimo de carbono orgânico do solo (COS), um dos fatores que influenciam no fator calculado do estoque de carbono orgânico total do solo (ECOT), que por sua vez, depende dos valores de COS, densidade e profundidade. Estima-se também a importância em profundidade do armazenamento do carbono que podem ser perdas ou acrescentadas de acordo com o manejo do solo, fatores climáticos (como temperatura e precipitação), ângulo do terreno e altitude. Estes fatores são influentes no armazenamento de COS em profundidade e superficial, porém, não temos o controle e estimativa de estoque de carbono orgânico por área quando se leva em conta todos esses fatores associados entre si.

O sensoriamento remoto (SR) e geoprocessamento de dados tem ganhado espaço em estudos científicos e mercado de trabalho. Novos aplicativos de processamento e métodos são desenvolvidos constantemente, podendo ser associados em diversos tipos de estudo, como observação de nuvens, água, desenvolvimento de cidades, agricultura de precisão, entre muitos outros; buscando sempre um melhor desenvolvimento social e melhores tomadas de decisão. Uma das tecnologias desenvolvidas com aprendizagem de máquinas é o Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MAPBIOMAS), desenvolvendo predições mecanizadas de cobertura da terra a partir de treinamento de dados com auxílio do *Google Earth Engine* (GEE), que apresenta um método para processamentos de dados em nuvem otimizando as aplicações de SR.

As linguagens computacionais são de demasiada importância para que todos esses processos possam ser implementados, assim como informações de campo são importantes para que os dados possam ser confirmados e adicionados nos bancos de dados. Para que se tenha um bom desenvolvimento de dados no geoprocessamento é preciso que todas as informações técnicas estejam alinhadas em conformidade com os dados de campo, isso é fundamental para que os dados tenham resultados válidos.

Outras plataformas que dispõem de mapeamento digital do solo foram desenvolvidas com outras finalidades e objetivos, com uso de modelagens avançadas de geoprocessamento. Como a plataforma SoilGrids, que dispõe de um banco de dados que apresenta o ECOT, assim como outros atributos do solo, em escala global em diversas profundidades do solo, fornecendo versões de mapas com classes e propriedades do solo com uso do método *machine learning* (ML). Com essa tecnologia é possível fazer previsões de estoque de carbono presentes em determinadas áreas em resoluções espaciais de 1km.

A associação dos dados do mapeamento digital do solo do ECOT, doravante estoque de carbono, bem como todos os fatores de cobertura da terra, assim como sua influenciam para o armazenamento do carbono servirá como um estimador de estoque de carbono para as zonas agroecológicas estado de Santa Catarina. Os bancos de dados SoilGrids em conjunto com dados do MAPBIOMAS serviram como preditores para a relação do ECOT com a cobertura da terra, utilizando técnicas avançadas de geoprocessamento de dados e geoestatísticas. Essas informações serão importantes para ações governamentais de preservação do meio ambiente e emissões de gases de efeito estufa podendo, também, servir de ferramenta social para ações de cumprimento de prazos estipulados pelas convenções e acordos relacionados à proteção do meio ambiente.

2 HIPÓTESE

Alterações na cobertura da terra têm levado a uma diminuição dos estoques de carbono orgânico do solo no estado de Santa Catarina.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Estabelecer relações entre os dados de cobertura da terra e de estoque de carbono do solo do estado de Santa Catarina.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a dinâmica da cobertura da terra no estado de Santa Catarina nos últimos 30 anos;
- Avaliar a distribuição espacial dos estoques de carbono orgânico do solo no estado de Santa Catarina;

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

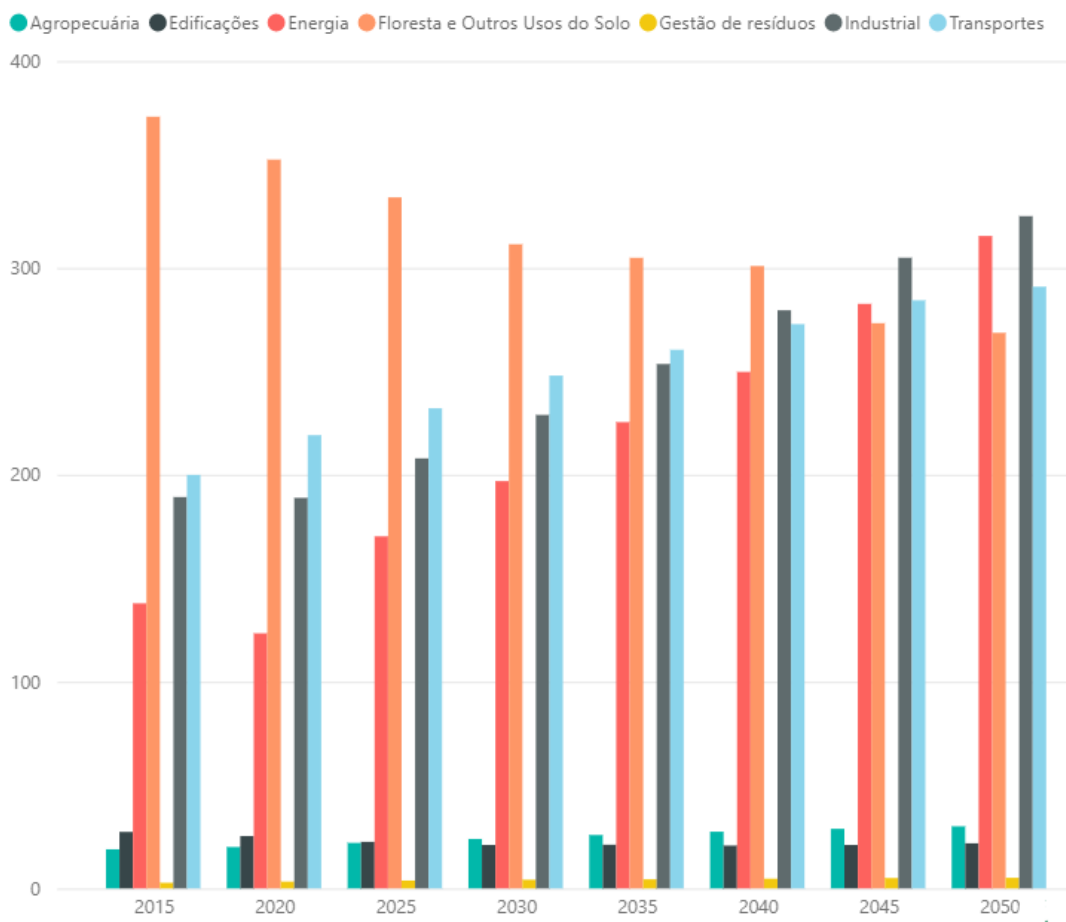
4.1 RECURSO NATURAL DO SOLO

4.1.1 Importância do solo como fonte ou dreno de gases de efeito estufa

Em cenário de mudanças climáticas que vem ocorrendo globalmente, passa-se a ter uma preocupação especial com antigos métodos de agricultura decorrente do sistema de manejo nele aplicado, o qual pode ser subjugado como dreno ou fonte de gases de efeito estufa (GEE), dependendo da maneira como o solo é manejado (HOUGHTON et al., 2001). A aplicação da agricultura intensiva como, por exemplo, as práticas de revolvimento e sistemas de cultura os quais apresentam baixo conteúdo de resíduos vegetais. Intensificam a alteração do COS; pois aumenta a erosão e deixa o solo exposto à intempéries {Formatting Citation}.

De acordo com o IPCC (2014) houve um aumento de 90% nas emissões de CO₂ na atmosfera desde o ano de 1970 até 2010. Só na agricultura o desmatamento e o uso e cobertura da terra contribuíram com 12 GtCO₂eq/ano. No ano de 2019, o desmatamento na Amazônia lançou 1,175 bilhões de toneladas de CO₂ para a atmosfera, 9,6% maior que o ano anterior (gráfico 1) (OC, 2020). Com o declínio na demanda de energia devido às ações de combate à pandemia de Covid-19, houve uma redução significativa da emissão de GEE. Era estimado que as emissões de CO₂ globais reduzissem 2,5 gigatoneladas em 2020, atingindo índice 8% menor do que em 2019 (figura 1), o mais baixo desde 2010 (AIE, 2020). A projeção de aumento contínuo nas emissões de GEE a sociedade vem preocupando cada vez mais por causa dos impactos à biosfera em geral e mudanças climáticas, é indispensável a busca pelo aprimoramento das atividades do setor primário, especialmente o uso e cobertura da terra para atividades agrícolas e florestais, para reduzir os emissão de CO₂ na atmosfera.

Figura 1: Emissão de GEE's por Setores Compreendidos na NDC Brasileira.



Fonte: Sistema Nacional de Registro de Emissões (SIRENE). Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC; 2018).

Contudo, é possível mitigar os impactos climáticos com a adoção de sistemas de manejo que aumentem os resíduos vegetais e a retenção de carbono no solo, tornando-se uma alternativa importante para o uso e cobertura da terra (AMADO et al, 2001; BAYER et al, 2006). O sistema de manejo do solo que vem ganhando espaço na agricultura é o sistema de plantio direto (SPD), adotando práticas de não revolvimento do solo (gradagem, aração, subsolagem e escarificação), com intuito de evitar a degradação da matéria orgânica (MO) e processos erosivos do solo, mudando as estratégias do manejo convencional (BAYER et al., 2004; BERTIN, ANDRIOLI, CENTURION, 2005; TORRES, PEREIRA, FABIAN, 2008). As medidas tomadas para o manejo do solo podem retirar grandes quantidades de CO₂ da atmosfera pelo processo de fotossíntese (CASSOL et al., 2019), estocando esse carbono na biomassa aérea e principalmente no solo (ZELARAYÁN et al., 2015).

O SPD tem se mostrado promissor no armazenamento de COS, pois vem reduzindo a intensidade do preparo do solo, preservando a biomassa vegetal de culturas perenes e anuais,

melhorando as características físicas químicas e biológicas do perfil do solo, assim como o COS, tornando-se uma prática mais sustentável (LOSS et al., 2011a). De acordo com dados do IBGE (2017), o plantio direto ocupa aproximadamente 33 milhões de hectares no Brasil de terras cultivadas equivalente a 3,86% do território brasileiro, com potencial estimado para fixar $0,57 \pm 0,14$ Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C. Esse sistema mostra-se eficiente na proteção do COS e do carbono adicionado, devido à decomposição microbiana (se comparado ao preparo convencional, sua taxa de mineralização do COS é reduzida (BAYER et al., 2003).

A alteração no COS ocorre, na maior parte das vezes, nas camadas entre 0 e 30 cm de profundidade, devido à processos como: modificações da quantidade e da qualidade das restituições orgânicas (JENKINSON et al., 1992), por transferências (depósito, lixiviação, escoamento superficial e erosão do material orgânico, de feitió sólido ou solúvel (CHAN, 2003), assim como perdas por mineralização da MO do solo (CO₂, CH₄) (SCHIMEL, 1995). Atribuindo a humanidade poder controlar o fluxo de carbono a partir da forma que maneja o solo, conseqüentemente os GEE.

4.2 CARBONO ORGÂNICO TOTAL DO SOLO

As espécies vegetais têm em sua composição química a maior parte composta por carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O). Malavolta (1980) afirma que a análise elementar da planta em termos de matéria seca, mostra que a maior parte da planta corresponde a C, O e H, compondo cerca de 90% do total de elementos correspondentes; o C sendo o elemento mais abundante na planta. Para Manlay et al. (2007), quando se trata de MO do solo, o C orgânico é o principal componente, reconhecido nos agroecossistemas e ecossistemas naturais, e gerenciado como componente-chave. O depósito de MO no solo pode ocasionar um aumento ou redução na resistência do solo contra compactação, diminuição da resistência à penetração das raízes em solo seco, resistência a deformação, aumento do intervalo de umidade (BRAIDA et al., 2006; SOANE, 1990; ZHANG; HORN; HALLETT, 2005; ZHANG, 1994).

Em termos de comparação entre solo e planta sobre o constituinte C, o solo apresenta muito mais C que a planta em termos gerais, assim como comparado com a atmosfera. Baties (1998) explana que o solo armazena a principal reserva de carbono nos ecossistemas terrestres, compondo em média, 2,5 vezes mais C do que a vegetação (= 600 Pg) e duas vezes mais do que o apresentado na atmosfera (= 750 Pg); equivalente a um total de 1.200 a 1.600 Pg na camada 0 a 100 cm de profundidade. Paustian et. al., (2016) complementam que entre as camadas 0 a 200 cm de profundidade chega a 2.400 Gt, quantidade três vezes maior do que

os estoques de CO₂ atmosférico, avaliados em 830 Pg C. Lal (2018) exalta a importância de ciclo global do carbono, o qual desempenham um papel fundamental, absorvendo e emitindo anualmente cerca de 60 Gt C.

A produtividade primária dos ecossistemas está diretamente ligada a origem do COS, que por sua vez está relacionado com a sua absorção pelas plantas diretamente, graças ao processo fotossintético, condicionado principalmente pela intensidade de luz e pelo regime hídrico interno da planta (GUEDES, 2005). A capacidade de produção primária de um sistema ecológico pode ser entendida como a transformação da energia radiante em atividade fotossintética e quimiossintética de organismos capazes de produzir substâncias orgânicas. Normalmente são realizadas observações sobre a relação direta do C acumulado na MO do solo com o C proveniente da biomassa vegetal (VIEIRA et al., 2007). A taxa global de fotossíntese é representada pela produtividade primária, que inclui a MO usada na respiração durante o período medido, podendo ser chamado de fotossíntese total ou assimilação total.

O COS faz parte de um sistema complexo de matéria orgânica do solo (MOS). Santos e Camargo (1999) explana que a MOS é um complexo sistema de substâncias que está sob contínua transformação por fatores biológicos, químicos e físicos, por meio de resíduos orgânicos de diversas naturezas depositados no solo. Ademais, as taxas de decomposição podem intervir no aumento do influxo do C nos ecossistemas, conseqüentemente aumentando a MOS, mas para isso é preciso adotar práticas de manejo que reestruture solos degradados, aumentando o armazenamento de COS (MAFRA, 2013).

O C presente na atmosfera em termos globais é três vezes menor que o C armazenado no solo (LAL, 2008), o qual é encontrado em sua maior parte na forma de compostos orgânicos, conglomerando resíduos frescos ou em variados estágios de decomposição, materiais carbonizados e compostos humificados, estando associados a fração mineral ou não, composta em sua fração viva por raízes, micro, meso e macrofauna (ROSCOE & MACHADO, 2002). Mafra (2013) acrescenta que isso é crucial para os processos biológicos, químicos e físicos do solo para a manutenção da MOS, no qual o C é seu principal componente, o que nos remete a buscar novas tecnologias para se ter uma maior eficiência no armazenamento do COS. A quantificação do fluxo de C no sistema solo-planta-atmosfera é enfatizada nas literaturas devido às várias formas de serem realizadas em diversos sistemas de manejo. (PAUSTIAN et al., 1997; JANZEN et al., 1998).

Para se obter a maior eficiência na conservação e adição de carbono no solo é indicado a utilização de sistemas de manejo e conservação. Destacando os manejos do solo estão o menor revolvimento (BAYER et al., 2000), o cultivo de plantas de cobertura

(FRANZLUEBBERS et al., 2001; CALEGARI, 2006), a preservação com manejo de resíduos culturais promovendo a ciclagem de nutrientes (SÁ et al., 2001) e material residual como esterco proveniente de pecuária intensiva (SCHERER et al., 2007). Da concepção do solo, uma diversa variedade de trabalhos tem ressaltado a conservação deste elemento como fundamental para a melhoria dos atributos edáficos e a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas e naturais (BALDOCK E NELSON, 2000). De modo geral Loss et al., (2011b) menciona que sistemas de manejo que adicionam MO, via resíduo vegetal principalmente, podem incrementar o COS, reduzindo a emissão de CO₂ na atmosfera.

4.3 FATORES QUE AFETAM O CARBONO ORGÂNICO DO SOLO

As mudanças no organismo solo ocorrem devido a uma variedade de fatores, no qual todos em excesso ocasionam um desequilíbrio nos serviços ecossistêmicos. Esse processo tem um nível de complexidade muito alto, com influência de vários fatores, entre eles estão, tipo de solo, climático, biota, atividade antrópica e tempo, tornando um ambiente muito heterogêneo para o ECOT (MISHRA et al., 2012). O armazenamento de COS é influenciado por diversos fatores, tanto ambientais quanto antrópicos. Devido a isso, realizar inventários de GEE, tanto de emissão quanto de remoção, em escala regional ou nacional, mostra-se fundamental para estimar as mudanças do estoque de carbono no solo, o que inclui sequestro e perdas de carbono por diversos tipos de manejo do solo (MISHRA et al., 2012).

Comumente, o COS tem sensibilidade às variações nas mudanças climáticas ou ambientais locais (SCHMIDT et al., 2011), o que remete a dizer que a conversão dos ecossistemas naturais em agroecossistemas e a implementação de agroecossistemas, ambos por meio da implementação de práticas convencionais de manejo, são inadequadas e podem alterar de maneira significativa as condições biogeoquímicas do solo, com impacto no ciclo do carbono e conseqüentemente na biodiversidade (ZINN et al., 2005; SÁ et al., 2015; PETTER et al., 2017).

4.3.1 Temperatura

Devido a diversidade de climas existentes, a temperatura se mostra um fator importante no processo do C no solo, pois sua variação provoca uma alteração microbiana do solo, conseqüentemente na decomposição da MO, que por sua vez influencia no carbono. Para se entender o ciclo do carbono é fundamental compreender o processo de modelagem da MO (PAUSTIAN, 2001). O aumento da cobertura da terra juntamente com a minimização das taxas de decomposição microbiana na MO, derivadas da diminuição da temperatura e aeração,

adicionados ao não fracionamento e incorporação dos resíduos vegetais, ocasiona um acréscimo da MO no solo (POTES et al., 2010); normalmente maior em solos de regiões úmidas e frias (ARAÚJO; MELO, 2012).

Com isso entende-se necessário um bom manejo da MO no solo, para que possa ter uma baixa emissão de C, constituinte dos GEE, ocasionando a diminuição dos impactos causados na temperatura média global. Siqueira, Soares e Silva (2008) dispõem que o baixo estoque de MO tem relação com a perda acentuada de C do solo, influenciando na diminuição da qualidade do solo e sustentabilidade dos ecossistemas. Para a redução da concentração de dióxido de carbono atmosférico é necessário um bom manejo da MO do solo (REES et al., 2000), pois a taxa de decomposição da MO é influenciada pelo aumento da temperatura média global, que conseqüentemente incrementa as emissões de gases para atmosfera (ROSCOE, 2006). Moreira, Siqueira e Brussaard (2008) afirmam que, com o uso de plantas de cobertura, composto orgânicos, preparo mínimo, plantio direto, palhadas ou adubos verdes, além de evitar a queima dos resíduos, há possibilidade de aumento da MO.

Quando as temperaturas são observadas de forma mais local, como o estado de Santa Catarina, tem-se uma diferença na temperatura média entre regiões, muito associado à altitude. Potter et al. (2004) especifica que Santa Catarina apresenta temperaturas relacionadas a altimetria, massas polares, latitude e continentalidade, sendo as médias anuais mais elevadas no litoral norte com 21,8°C (2m altitude) e baixas na região de São Joaquim, com 13°C (1.400m altitude), o qual se enquadra no grupo C – Mesotérmico, na classificação climática de Köppen. Com isso é possível supor que há influência da temperatura de decomposição da MO em SC. Reis e Rodella (2002) complementam que ao realizar experimento em câmaras de incubação tipo DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) com Cambissolo Háptico Tb distrófico coletados da camada 0-20 cm, foi observado um aumento de 34,3 a 46,5 % na velocidade de decomposição da MO quando submetidos a um aumento de temperatura de 20°C para 30°C.

4.3.2 Precipitação

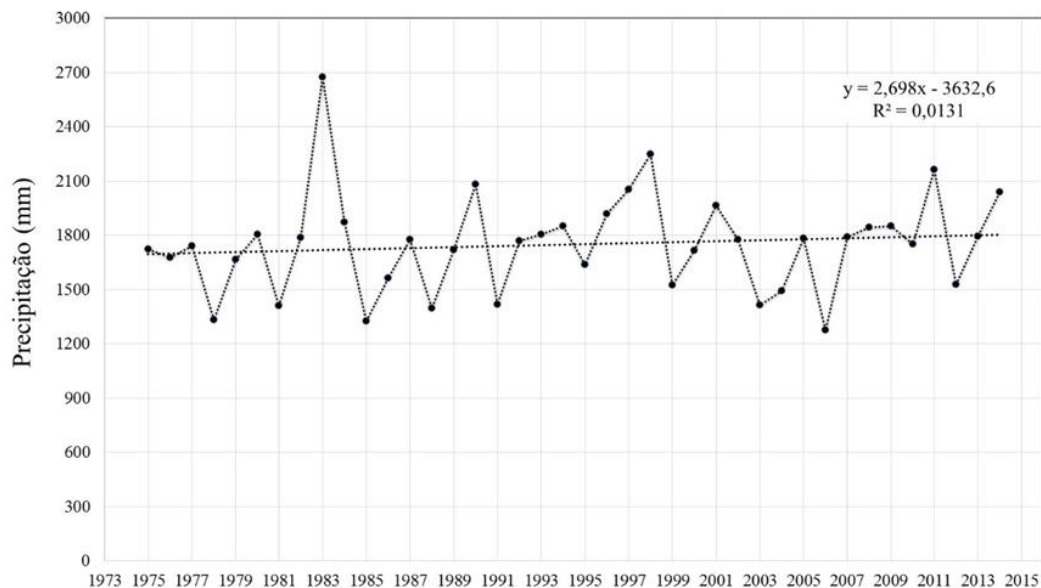
É importante entender o processo causado pela maleabilidade da MO no solo, para que se possa fazer o seu manejo adequado, visto que esse processo pode evitar lixiviações e erosões no solo. O aumento do teor de MO provoca uma melhor retenção de água no solo, podendo ser correlacionado com a baixa eficiência do processo de bioestabilização com elevados teores de MO no solo (NEVES, 2018). Solos expostos às chuvas tem maior facilidade de erosão com o rompimento dos agregados, devido ao maior recebimento de

energia cinética. Em virtude da distribuição dos agregados, os poros são obstruídos por partículas menores, ocasionando a diminuição da permeabilidade, selando a superfície do solo e gerando consequências para a infiltração de água no solo (SCHAEFER et al., 2002).

O relevo com auxílio das chuvas provoca a lixiviação dos nutrientes do solo para as zonas mais profundas, influenciando nos atributos presente no solo. Para Schaefer et al, (2002) as perdas de nutrientes do solo seguem uma ordem, $Ca > Mg > K > P$, que acompanha a ordem relativa de capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, sendo positivas quando correlacionadas às perdas de MO. O preparo do solo e o tipo de manejo são cruciais para um bom resultado na retenção dos nutrientes e qualidade do solo.

Em Santa Catarina, o comportamento da precipitação anual mostra-se variável, influenciando diretamente as práticas agrícolas, assim como no ECOT. Nos anos entre 1975-2014, o estado obteve uma precipitação média anual de 1.748mm, apresentando variações a cada dois anos (bianual) da precipitação com pontos positivos e negativos, onde o maior volume foi em 1983 e menor volume em 2006 (figura 2) (GOTARDO; PIAZZA, 2018). Andrade et al, (1999) também percebeu esta variabilidade para o estado de Santa Catarina.

Figura 2: Distribuição de dados anuais de precipitação do estado de SC entre 1975 à 2014.

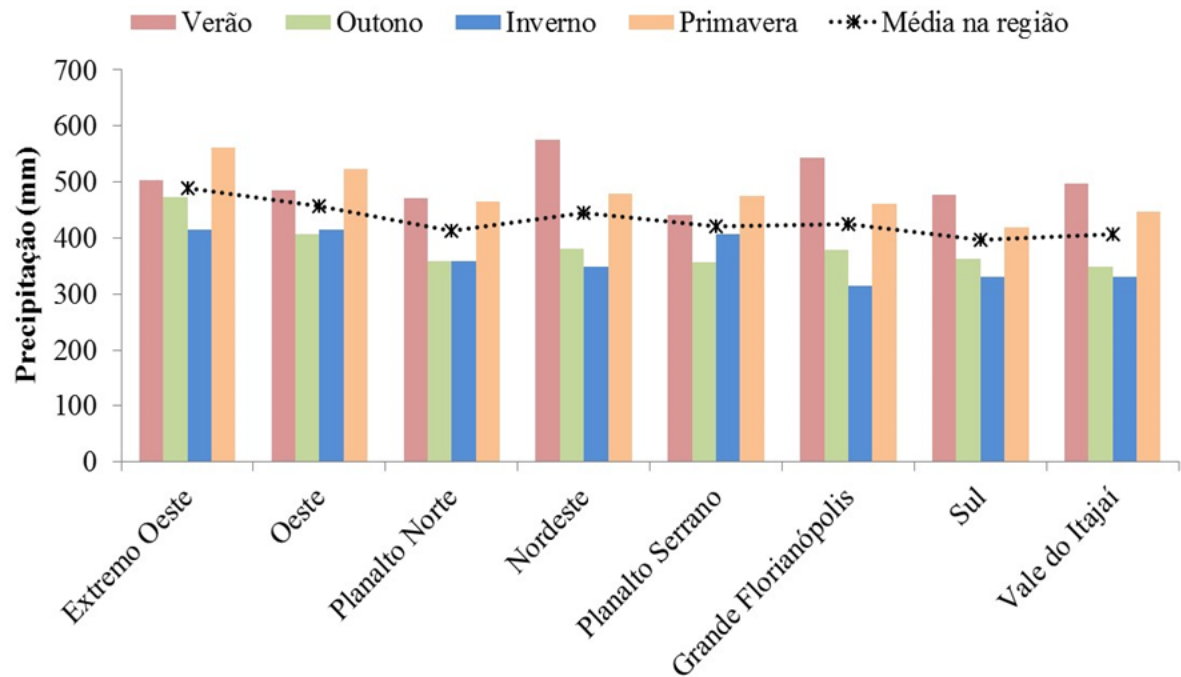


Fonte: GOTARDO et al, (2018)

Em geral o estado apresenta elevada pluviosidade, com estação seca definida e boa distribuição de chuva anualmente, de forma generalizada, concentrando os maiores índices na região oeste mais elevada do estado, enquanto as de menor índice na microrregião litoral sul catarinense (POTTER, 2004). De acordo com Gotardo et al (2018), o comportamento da

precipitação anual do estado de Santa Catarina altera bianualmente entre os períodos secos e úmidos, apresentando com os maiores índices pluviométricos na escala mensal e anual a região oeste e extremo oeste, assim como maior pluviometria na primavera e verão (figura 3).

Figura 3: Precipitação média em cada uma das estações climáticas para as diferentes regiões do estado de Santa Catarina.

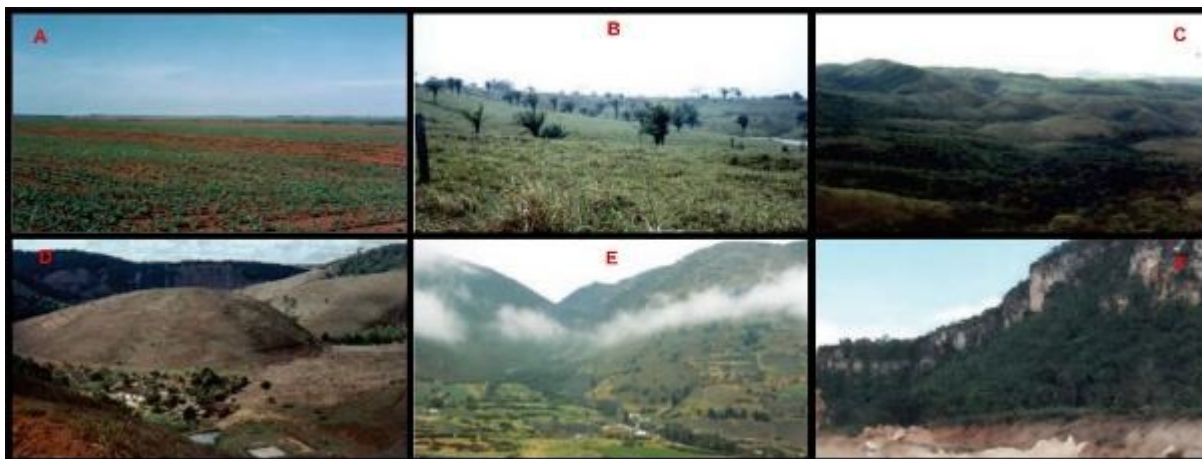


Fonte: GOTARDO et al, (2018).

4.3.3 Relevo

O relevo pode ser classificado em diversos tipos, diferindo as nomenclaturas baseadas no ângulo de elevação. De acordo com IBGE (2015) os relevos podem ser nomeados e classificados com seu nível de declividade, respectivamente em: plano (inferior a 3%), suave ondulado (3 a 8%), ondulado (8 a 20%), forte ondulado (20 a 45%), montanhoso (45 a 75%) e escarpado (superior a 75%) (figura 4). Informação fundamental para o entendimento do papel do relevo na lixiviação de nutrientes no solo; em específico, o COS que tem papel principal no ECOT. Quando se refere ao fator topográfico, Vargas (2012) firma que, normalmente, em áreas de maior elevação e melhor drenagem do solo, o teor de MOS é inferior, se comparado a áreas mais baixas que apresentam maior umidade do solo.

Figura 4: Tipos de relevo.



Fonte: Adaptado de IBGE (2015).

Devido à grande parte do C lábil estar depositado sobre a camada superficial, o papel do relevo mostra-se relevante quanto ao estoque de C presente no solo, podendo ser sujeito à força da gravidade quando imposto aos efeitos da chuva. A bacia hidrográfica mostra-se um bom preditor de teor de COS e ECOT, quando correlacionado dados de valores dos atributos químicos do solo com índice topográfico de umidade, capacidade de transporte sedimentar e declividade (CAPOANE et al., 2015). Dessa forma é possível perceber a importância da lixiviação em relevos declivosos e o ECOT em áreas úmidas. Ao considerar o relevo e abertura da terra, Capoane et al. (2015) identifica os maiores teores de C na camada superficial, reduzindo sua concentração à medida que se aprofunda, atribuindo às áreas úmidas a maior concentração de C, o que comprova o potencial dessas áreas para sequestro de carbono.

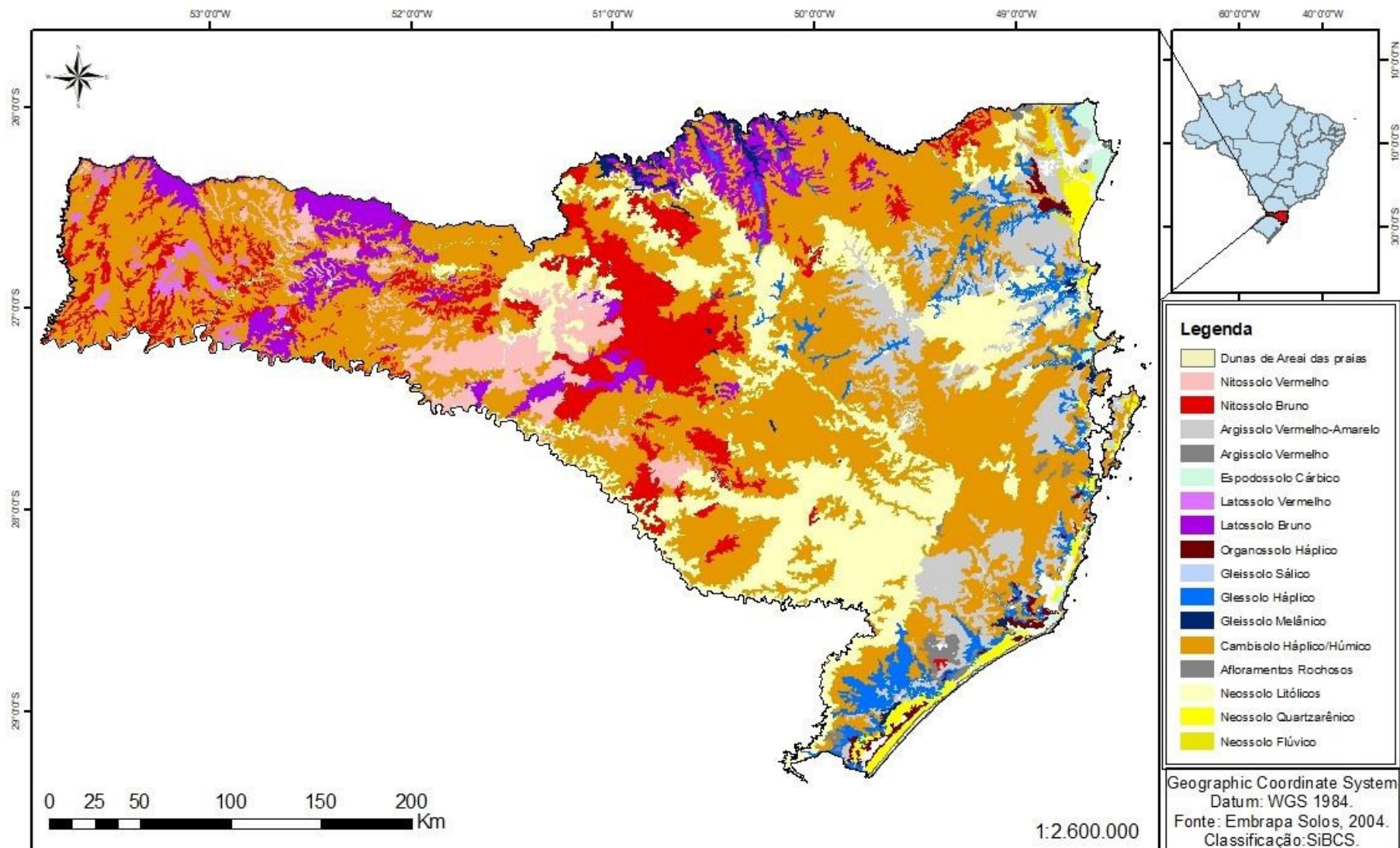
4.3.4 Características do solo

De acordo com Santos et al, (2018) a classificação pedológica brasileira advém do sistema americano, sendo formulada e modificada por Baldwin et al (1938) e Torp e Smith (1949) respectivamente, complementadas por obras-chaves criteriosas de autores sobre diversos tipos de solos. Graças a isso, utilizamos o sistema brasileiro de classificação de solos (SiBCS), para classificar os solos em território nacional, que é muito extenso e abrange diversos biomas.

Na região sul do Brasil ocorrem em sua maior parte, Neossolos, Cambissolos, Chernossolos, Latossolos, Nitossolos (Figura 5) (FINK; PEDRON, 2015). A predominância na região sul é de solos intemperizados, com alto teor de argilominerais 1:1, óxido de ferro e

alumínio (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2014, 2016; GÉRARD, 2016). Sendo assim, Guedes (2005) relaciona o teor de argila com o carbono orgânico, encontra uma correlação negativa entre eles, em diversos tratamentos, podendo ser relacionado a constante adição de fitomassa pela vegetação na camada superficial do solo e a baixa capacidade de se decompor devido ao clima frio.

Figura 5: Mapa de solos do estado de Santa Catarina.



Fonte: Adaptado de Potter (2004).

De acordo com a Potter (2004) no estado de Santa Catarina as classes de solo que estão presentes em sua dimensão espacial são: Nitossolos, Argissolos, Latossolos, Gleissolos, Neossolos, Cambissolos e Organossolos. A relação das classes de solos com o COS é fundamental para o entendimento do comportamento COS, pois os solos em suas composições mais ínfimas, apresentam variedades nos teores de argila, silte e areia em suas composições.

A maior parte dimensional do estado de Santa Catarina, apresenta Cambissolos, deixando explícito a importância do estudo deste solo no estado, assim como no comportamento do COS, em virtude da capacidade de armazenamento de C nesse tipo solo. Cunha (2018) dispõe que há uma influência no armazenamento de C em cultivos florestais sobre Cambissolo Húmico, o qual altera as características de vegetação, relevo e manejo, influenciando em maiores ou menores teores de C no solo.

4.3.5 Antropização na cobertura da terra.

Para o entendimento das consequências da antropização é necessário entender melhor o solo e os fatores que o influenciam. De acordo com Parron et al. (2015), o solo é importante para todos os seres vivos terrestres, passando a ser tratado como um a partir da interpretação do conceito clássico de pedogênese, que é a interação dos cinco fatores (relevo, clima, organismos, material de origem e tempo) na formação do solo; além de ligar as ações humanas (antroposfera) como um fator cada vez mais importante na formação do solo. De acordo com Carvalho et al. (2010), ao revisar a capacidade de sequestro de carbono em diversos biomas do Brasil, a variação negativa dos GEE, e por ventura, do aquecimento global, está relacionado à necessidade de estratégias que busquem reduzir a fonte desses gases.

O comportamento do COS, estão envolvidas positivamente e negativamente em sua concentração no solo quando submetidas a ações antrópicas. Os métodos de manutenção de restos culturais no solo, apresentando incorporação ou não, assim como a conservação do solo para o enriquecimento da MO, reduz os impactos negativos possíveis em áreas de cultivo intensivo e sucessivos (LANNA e EL AZHANKI, 2007). Parron et al. (2015) complementa que, ao extrair a argila ou cobertura vegetal pelas atividades antrópicas, as propriedades do solo e microbiota são impactadas negativamente. Por outro lado, se observa o contrário em ecossistemas agrícolas e florestais.

4.4 ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

A adição MO como resíduos vegetais e animais junto com a decomposição dos compostos orgânicos está diretamente relacionado com o estoque do carbono no solo, de acordo com a intensidade em que são aplicados no ecossistema. A preservação da MO tende ao seu máximo em solos que apresentam vegetação natural (VN), pois seu revolvimento é mínimo. Contudo, a contribuição de carbono na floresta é mais elevada se comparada a áreas cultivadas (SHANG E TIESSSEN, 1997). A substituição de ambientes tanto de VN para pastagem como pastagem para floresta secundária, ocasiona mudanças nos atributos físicos e químicos do solo, que conseqüentemente alteram o estoque e a qualidade da MOS. Uma das maneiras de aumentar o estoque de carbono consiste na preservação de florestas nativas, reflorestamento, adoção de sistemas integrados de lavoura, pecuária e floresta, manejo adequado de agricultura e pastagem (Cook et al., 2016; Vicente et al., 2019; Magalhães et al., 2016).

As variações dos ECOT estão associadas às práticas de uso e manejo, as quais têm grande implicação na manutenção da qualidade do solo e na atenuação dos efeitos negativos das mudanças climáticas (COSTA et al. 2008, PARRON et al. 2015, PRIMIERI et al. 2017). O comportamento do gás carbônico (CO_2) na atmosfera atrai a atenção graças ao fenômeno de aquecimento global, o que leva a ideia de utilizar o solo como meio para sequestrar o C liberado na atmosfera por ações antrópicas (SCHLESINGER, 1997; WIGLEY e SCHIMEL, 2000). Com isso, qualquer alteração no solo pode influenciar no aumento ou diminuição importante do ECOT nos horizontes superficiais do solo (ARROUAYS et al., 2002).

Apesar de tecnologias e maneiras de conservação do solo para estocar carbono orgânico, aplicação dos métodos desenvolvidos e redução da supressão de VN para diminuição dos impactos, a perda do ECOT para atmosfera permanece. De acordo com Lal (2004), Lal (2018) e Lorenz & Lal (2018) ocorreu uma perda de 25 a 75% do estoque de carbono original em solos cultivados no mundo; conteúdo lançado na atmosfera na forma de CO_2 , resultando na degradação do solo e na redução da capacidade de manter o armazenamento de C do solo, e influenciando as ameaças globais relacionadas ao clima, resultando em um custo anual estimado em trilhões de dólares (Davies, 2017).

4.4.1 Formas de quantificar o estoque de carbono no solo

Há diversas formas de se quantificar o ECOT, abrindo uma incógnita sobre o método mais próximo da realidade de carbono presente no solo. Para Mafra et al. (2008), computam os dados de estoque de carbono de forma ponderada, determinando tanto o ECOT quanto a

densidade do solo das camadas estudadas, pelo método de anel volumétrico. Método utilizado para determinar densidade do solo, também usado para determinação do ECOT. Assim como Corrêa (2019), estimam a fração do ECOT pelo método da massa equivalente e camada do solo. Esse método leva em conta a densidade aparente do solo, espessura da camada, referência à massa do solo equivalente e à massa do solo de um tratamento, tornando a base dos cálculos de estoque para outros tratamentos (ELLERT & BETTANY, 1995; BAYER ET AL., 2000).

No entanto, para Curi et al (1993) quantificar o ECOT requer duas etapas, uma delas é realizar a amostragem do solo em campo para que seja realizada a análise do COT e densidade do solo, enquanto a segunda etapa é a determinação do COT nas amostras e quantificação do ECOT em Mg C ha⁻¹. Por este método é feito a análise do COT do solo como diferencial, para que possa ser utilizada na fórmula de quantificação do ECOT. A determinação do ECOT pode ser feita utilizando fórmulas (equação 1) visto que o estoque de carbono orgânico total (ECOT) é dado em (Mg/ha⁻¹), carbono orgânico total (COT) em (%), densidade (Ds) em (g cm³) e profundidade (P) em (cm) (SANTOS et al., 2019).

$$ECOT = COT \times Ds \times P \quad (1)$$

Este método de quantificação do ECOT é usado para mesma finalidade que os outros apresentados, no entanto, utiliza-se um fator de correção na equação, quando os valores forem expressos em outra unidade de medida. Com isso, ECOT é calculado como resultado da densidade (g cm³), teor de COT (Mg C g⁻¹), profundidade (P) em (cm) e a constante 0,1 (equação 2) (ELLERT, JANZEN E BREMER 2006; VELDKAMP, 1994). De acordo com Fernandes e Fernandes (2009) os valores podem ser expressos em COT (g kg⁻¹), Ds (kg dm⁻³). Os valores podem ser calculados para mais de uma camada, realizando a somatória de todos os valores de EC obtidos em cada intervalo amostral como: 0-10, 10-20 e 20-40 cm (ASSAD et al., 2013).

$$ECOT = \frac{COT * Ds * P}{10} \quad (2)$$

No entanto, Veldkamp (1994) e Jantalia et al. (2006) consideram o cálculo insuficiente, levando em conta uma possível alteração na densidade do solo nas faixas de profundidade analisadas entre área cultivada e floresta nativa. Em virtude desses possíveis

erros de análises provenientes de diferenças de densidade em manejos de solos, foi desenvolvido uma fórmula conhecida como “correção dos estoques de C para a mesma massa de solo”, apresentada por Sisti et al. (2004) (equação 3); em trabalhos desenvolvidos por Ellert e Bettany (1995). Entretanto, deve-se utilizar o cálculo da expressão de Veldkamp.

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{ti} + [M_{tn}(\sum_{i=1}^n M_{ti} - \sum_{i=1}^n M_{si})] * C_{tn} \quad (3)$$

Onde:

* C_s = estoque de C total, corrigido em função da massa de solo de uma área de referência;

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{ti}$ = somatório dos estoques de C do solo da primeira à penúltima camada amostrada, no tratamento considerado ($Mg \cdot ha^{-1}$);

* M_{tn} = massa do solo da última camada amostrada no tratamento ($Mg \cdot ha^{-1}$);

$\sum_{i=1}^n M_{ti}$ = somatório da massa total do solo amostrado sob o tratamento ($Mg \cdot ha^{-1}$).

$\sum_{i=1}^n M_{si}$ = somatório da massa total do solo amostrado na área de referência ($Mg \cdot ha^{-1}$);

* C_{tn} = teor de C do solo na última camada amostrada ($Mg \ C \cdot Mg^{-1}$ de solo).

4.4.2 Estimativa do estoque de C no Mundo, Brasil e Santa Catarina

Diversos bancos de dados estimam as propriedades do solo em escala mundial baseados em dados de campo, utilizando abordagens diferentes para o preenchimento das lacunas, cálculos e mapeamentos. Dentre os diversos bancos de dados, estão o SoilGrids (HENGL et al., 2017) e o *Harmonized World Soil Database* (HWSD) (BATJES, 2016) para mapas globais, e o *Northern Circumpolar Soil Carbon Database* (NCSCD) (HUGELIUS, BOCKHEIM et al., 2013; HUGELIUS, TARNOCAL, et al., 2013) para regiões com latitudes elevadas. Também existem banco de dados de medições pontuais de estoque de carbono em perfis selecionados, disponibilizados pelo *International Soil Carbon Network* (ISCN), *National Survey Inventory of England and Wales* (NSI) (BELLAMY et al, 2005), e *Réseau de Mesures de la Qualité des Sols* da França (RMQS) (ARROUAYS et al., 2003; JOLIVET et al., 2006).

De acordo com Hengl et al. (2014) e Hengl et al. (2017), o SoilGrids é um sistema de informação global do solo, que apresenta previsões espaciais para várias propriedades do solo, como o conteúdo de silte argila e areia, capacidade de troca catiônica (CTC), índice de pH, entre outros, em sete profundidades padrão: 0 cm, 5 cm, 15 cm, 30 cm, 60 cm, 100 cm e 200 cm. Para gerar esse banco de dados são usados aproximadamente 110.000 perfis de solo mundial.

O conjunto de dados compactados do SoilGrids está disponível com uma seleção crescente de 250 a 10 km de resolução (TIFAFI; GUENET; HATTÉ, 2018). Os mapas são usados em diversas iniciativas, até mesmo para preencher lacunas no Mapa Global de COS (FAO e ITPS, 2018), fonte de dados para avaliar as tendências de degradação da terra (UNCCD e TGM, 2016) e entrada de dados em modelagem para nicho ecológico de espécies vegetais (VELAZCO et al., 2017).

Quando comparados os bancos de dados dos métodos estimadores de estoque de carbono, os resultados do SoilGrids mostraram-se os mais próximos às observações de campo; subestimados diferentes dos demais. Os valores de estimados na escala global, e superestimados na escala regional (TIFAFI, GUENET e HATTÉ, 2018). Ademais os valores totais de ECOT de 1m na escala global foi maior ao compará-los com estudos anteriores (BATJES, 1996; KÖCHY et al., 2015).

A quantificação do ECOT no estado de Santa Catarina pode ser estimada pela ferramenta SoilGrids e demais ferramentas que fornecem esses dados de ECOT. Em muitas partes do mundo, o MDS mudou de uma busca acadêmica para iniciativas corporativas em escala local (regional ou nacional) (HENGL et al., 2015; KEMPEN, BRUS e VRIES, 2015). e global (ARROUAYS, LAGACHERIE e HARTEMINK, 2017). Além das previsões do SoilGrids, estudos foram feitos em diferentes características ambientais e cobertura da terra no estado de Santa Catarina. Santos et al, (2019) observaram que os diferentes usos da terra influenciaram nos teores de carbono orgânico total e estoque de carbono, sendo que nos primeiros 20 cm de profundidade do perfil do solo, apresentaram efeitos mais atenuantes. Com o MAPBIOMAS é possível observar a classificação da cobertura da terra de Santa Catarina.

4.5 GEOPROCESSAMENTO

4.5.1 Mapeamento da cobertura da terra

Na busca de novos métodos para melhorar o mapeamento do uso e cobertura da terra, devido à crescente demanda por informações acerca da distribuição espacial e propriedades de classe de solo, diversas tecnologias e métodos tecnológicos foram desenvolvidos. O monitoramento por meio de mapeamentos do uso e cobertura da terra é importante, uma vez que as informações obtidas poderão vir a auxiliar em tomada de decisões (JOÃO VICTOR; GUSTAVO; MIRYA GRAZIELLE, 2021), essenciais em estudos ambientais, desenho de território e definição de políticas de gestão de recursos naturais (WRIGHT, 1982).

Contribuindo para uma gestão eficiente dos recursos agrícolas e florestais, assim como em ambientes físicos e socioeconômicos,

O entendimento das técnicas e teorias de geoprocessamento são fundamentais para o mapeamento do uso e cobertura da terra. Pois o levantamento de uso e cobertura da terra necessita de registros adequados do tipo de cobertura/uso, e ao mesmo tempo, seguir um sistema de classificação uniforme, importantes para facilitar a fotointerpretação e análises comparativas (MACEDO, 2018). Contudo, é fundamental adotar escalas mais compatíveis de acordo com o nível de detalhe que se deseja atingir. Em casos de levantamentos detalhados, como mapas locais, há uso de fotografias aéreas, mosaicos aerofotogramétricos, imagens de satélite e trabalho de campo (VELDKAMP et al. 2001). Quando sujeitos a nível municipal e estadual, as operações de emergência e gestão dos recursos naturais exigem dados temáticos em grande escala. De acordo com Joly (2004) e Duarte (2008) escala maior que 1:25.000 pode ser considerada detalhada ou grande.

Há diversas formas de se coletar e utilizar dados para se trabalhar o mapeamento da cobertura da terra, desde a aquisição de imagens de satélites até a coleta de dados por veículos aéreos não tripulados (VANT), a depender da finalidade do trabalho. De acordo com Cassemiro (2014), o uso de VANT vem substituindo outras formas de aplicação do SR, em virtude de suas vantagens de melhor resolução nas imagens, além da possibilidade de maior controle e repetição dos sobrevoos e da capacidade de voar em baixa altitude. Enquanto Barbosa, Novo e Martins (2019) evidenciaram o uso das séries históricas de imagem de SR (figura 6) para demonstrar a evolução dos processos de impacto ambiental, suas fontes e variabilidade natural ao longo do tempo na cobertura da terra e em atividades antrópicas de alto impacto (como a mineração).

Figura 6: Ortomosaico da área de plantio de *Pinus elliotti*, imagens obtidas de VANT.



Fonte: Adaptado de (ARAUJO e ACCIOLY, 2020).

São diversas tecnologias que são apresentadas a cada ano, implicando no desenvolvimento constante de novas técnicas, que podem ser agregadas a outros estudos ou desenvolver uma nova linha de pesquisa. A possibilidade de criar mapas de solo de grandes áreas por meio de geoprocessamento de dados possibilita um controle maior em relação a aspectos ambientais e produtivos. Em regiões ainda não muito conhecidas a partir de uma área de referência fisiograficamente semelhantes e baseado em conhecimentos regionais dos solos obtidos previamente, é possível a extrapolação das relações solo-paisagem para essa região; reduzindo, dessa forma, a escassez de mapas de solos em grande escala (LAGACHERIE; VOLTZ, 2000; TEN CATEN et al., 2011; HÖFIG, GIASSON E VENDRAME, 2014). Para as questões ambientais e agrônômicas, as ferramentas que aumentam os detalhes espaciais da informação do solo de grandes áreas têm sido essenciais (VINCENT et al., 2018).

É importante ressaltar as dificuldades que o MDS pode oferecer enquanto estão sendo elaborados, visto que, com o avanço constante da tecnologia e da coleta de dados, esses problemas se resumem ao custo computacional e do recurso tempo, bem como da falta de referência dos mapas pedológicos tradicionais (TESKE; GIASSON; BAGATINI, 2015). Contudo, há a possibilidade de treinar modelos preditivos em pontos de observação, como meio de validação de campo (SILVA et al., 2013; DIAS et al., 2016). Outra dificuldade do

MDS observada por Zhang, Liu e Song (2017) é que em áreas de baixo relevo, como planícies, geralmente os fatores de formação não apresentam variações em relação as condições do solo ao longo do espaço. Contudo, é necessário o desenvolvimento de novas técnicas computacionais para prever a distribuição do solo também nessas condições, além de aperfeiçoar técnicas para prever atributos de cor, espectro, textura, umidade do solo e temperatura (ZHANG; LIU; SONG, 2017).

4.5.1.1 Metodologia Mapeamento Digital do Solo (MDS)

No cenário pedológico atual, diversos pesquisadores estão mudando seus métodos de pesquisa, fazendo uso das tecnologias disponíveis, técnicas e teorias para desenvolver pesquisas em áreas mais amplas, porém isso não se iniciou agora. Pesquisadores como Zhu (1997), Lagacherie e Holmes (1997), Bui e Moran (2001), Giasson et al. (2006), Figueiredo et al. (2008), Ten Caten et al., (2011) e Sarmento et al. (2012) já haviam relatado a potencialidade do MDS como ferramenta para pedologia. Estudos como esses apresentam caráter exploratório, identificando e avaliando metodologias preditivas das classes de solos em áreas não mapeadas, isto é: calibração de modelos de predição através da reprodução de mapeamento de solo, previamente conduzidos por métodos tradicionais de levantamento (GIASSON et al., 2013).

Trabalhos para demonstrar o uso do mapeamento digital do solo e sua eficiência na determinação de tipos de solo já foram implementados: Como Aitkenhead (2017) e Poggio, Lassauce e Gimona (2019) que utilizaram o SR abordando o MDS, com fins de mapear presença e ausência de turfa na região da Escócia. E, apesar das turfas apresentarem suas características próprias no armazenamento de ECOT os trabalhos não apresentaram informações de profundidade ou ECOT, por unidade de área (AITKENHEAD; COULL, 2020); expondo a necessidade de um banco de dados mais completo para as informações de classes de solo já estudadas. Nicoletti et al. (2003) e Sheng et al. (2004) já exaltavam a importância dos dados de SR para mapear áreas de turfeira e a importância de fazer um inventário dos ECOT das turfeiras.

Os métodos utilizados no MDS são diversos, cada método com sua significância específica para determinado tipo de estudo, podendo ser adquiridas de diversas formas, por distintos equipamentos e plataformas que geram essas informações. Existem métodos de mapeamento que ocorrem pela combinação das classificações tradicionais de perfis de solo, possíveis através de espectroscopias de infravermelho visível (vis-NIR), SR e MDS, com objetivos de juntar as técnicas para atualizar mapas de solo elaborados em pequenas escalas,

possibilitando o mapeamento de grandes regiões escassamente amostradas no mundo (GONÇALVES, 2019). Existem métodos de computação com alto desempenho que utilizam o MDS aplicados em grande escala, sendo o principal método, o mapeamento global SoilGrids que foi desenvolvido e mantido pelo ISRIC *World Soil Information*. A tecnologia aplicada pelo SoilGrids já produziu versões de mapas de classe e propriedades do solo, com várias profundidades de solo em cobertura global, dispondo de resoluções espaciais de 1km (HENGL et al., 2014) e 250 m (HENGL et al., 2017).

4.5.1.1.1 Linear models

O modelo linear (*Linear models*) se expressa de várias maneiras: como sucessão, progressão aritmética, modelo de crescimento linear discreto, regressão linear, entre outros. Para Serinaldi (2009), embora diversos modelos possam ser apresentados, na maioria das vezes são dependentes de aspectos práticos, como a qualidade e quantidade de dados a disposição, assim como a simplicidade do modelo, tornando uns modelos mais atraentes do que outros para uso. Dentre os modelos, destaca-se a abordagem multisite de Chandler e Wheeler (2002), baseadas em Modelos Lineares Generalizados (GLM), oferecendo um equilíbrio entre simplicidade e precisão (YANG et al., 2005; SEGOND et al., 2006, 2007). O *linear models* é a dinâmica de uso de dados na forma linear, podendo ser adaptado para diversos tipos de estudos.

A previsão do COS depende de vários fatores como combinações de mineração de dados, *linear models*, análises não paramétrica e abordagens de algoritmo de aprendizagem, da mesma forma que métodos de pré-processamento de camadas (DOTTO et al., 2018). A explanação de Dotto et al. (2018) continua confirmando que o Modelo Linear Regressivo (MLR) ainda se mostra um método benéfico para a predição de COS quando associado a um método estatístico com diversas variáveis explicativas, de modo a prever resultados da variável resposta em um modelo linear simples. No entanto, quando se trata de um banco de dados de ECOT, é necessário a escolha de um modelo matemático representativo. Os modelos utilizados para estimar ECOT são: modelos múltiplos, não lineares, lineares ou ajustados com *generalized additive model*, *ordinary least squares*, *random forest*, *support vector regression* (SVR) (LU et al., 2014; LI et al., 2014; FENG et al., 2017).

4.5.1.1.2 Machine learning

O SR e o mapeamento digital do solo mostram-se versáteis em sua gama de possibilidade de uso em prol do avanço científico no estudo da cobertura da terra. As

tecnologias de SR e Sistema de Informações Geográficas (SIGs) estão em constante evolução, possibilitando estimar e quantificar variáveis com atributos espaciais, como monitorar a cobertura vegetal como áreas de preservação permanente (APPs) e reserva legal (RL) (FERREIRA et. al, 2008). Em relação a aquisição de imagens o SR, destaca-se a aquisição de imagens da superfície do solo através da interação dos materiais terrestres com a radiação eletromagnética (MENESES e ALMEIDA, 2012). Para Gaida (2020), quando se trata do estudo da superfície terrestre, o SR é uma opção bastante utilizada em diversos campos de estudo, em virtude de sua repetitividade de observações, vasta cobertura espacial e versatilidade de satélites.

O conceito de ML foi definido a mais de 60 anos e colocado em prática há muito mais tempo. Segundo Bhavsar (2017), Arthur Samuel (figura 6) definiu ML em 1959 como “campo de estudo que dá aos computadores a habilidade de aprender sem serem explicitamente programados”; contudo, foi em 1930, por Thomas Ross a primeira tentativa de desenvolver uma máquina que imitasse o comportamento de um ser vivo. O conceito, que vem evoluindo à medida que as ferramentas vão se desenvolvendo e as ideias amadurecendo, de acordo com Simon (2013) vem sendo processado com objetivos de gerar modelos de predição, utilizando dados atuais e históricos. O algoritmo aprendido tende a melhorar com treinamento ou experiência, para alcançar resultados mais eficientes, com domínios restritos, com uso de grandes conjuntos de dados (GAMA, 2017).

Figura 7: Arthur Samuel joga damas com um computador IBM 704 em Nova York.



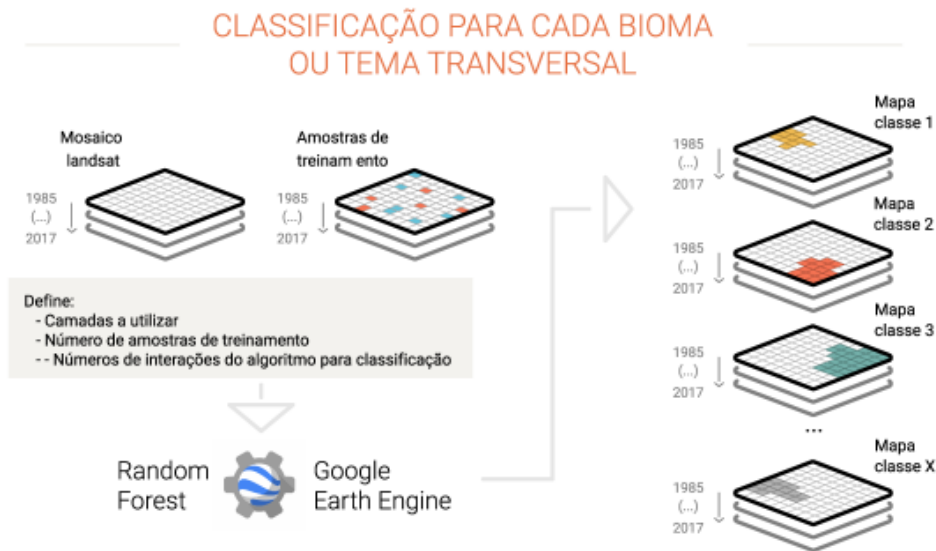
Fonte: <https://history-computer.com/ModernComputer/thinkers/Samuel.html>.

A utilização das técnicas de ML vem ganhando espaço na sociedade e base de dados para a sua aplicação vem aumentando a cada dia, graças a necessidade de se conectar à internet, as estimativas de Emerson (2014) indicam que 60% da computação será baseada em nuvem até o ano de 2025, o que movimentaria as mudanças fundamentais no setor de TI, devido ao “tudo-como-um-serviço”. As potencialidades em ML não são apenas o banco de dados que vem crescendo de maneira exponencial, como também a aplicação de inteligência artificial (ALPAYDIN, 2014).

De acordo com Bhavsar (2017), o ML podem ser caracterizados com base no tipo de aprendizado, dispostos em vários tipos de métodos como: aprendizagem supervisionada “dados previamente rotulados são usados para orientar o processo de aprendizagem”, aprendizagem não supervisionadas “dados não rotulados são usados”, aprendizagem semissupervisionada “usa dados rotulados e não rotulados”, aprendizagem por reforço “processo de aprendizagem é guiado por uma série de ciclos de *feedback* / recompensa”.

Uma das iniciativas que utilizam o ML é o projeto MAPBIOMAS, que, a partir de bancos de dados desenvolveu diversas classificações de uso e cobertura da terra no Brasil. O MAPBIOMAS foi iniciado em 2015 a partir de um seminário reunindo pesquisadores convocados pelo Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Utilizando processamento em nuvem a partir da plataforma GEE, e gerando um mapa histórico de uso e cobertura da terra (MAPBIOMAS, 2017; DUTRA, 2019), a iniciativa concluiu sua coleção 6.0 em 2022. O projeto tornou-se o único mapeamento frequente e atualizado que abrange todo o território brasileiro, com uso de resolução espacial de 30 metros (SOUZA; AZEVEDO, 2017). A equipe utiliza métodos automáticos para classificar o uso e cobertura da terra a partir de mosaicos de imagens, dos quais são produzidos mapas de classes de cobertura da terra para cada bioma em temas transversais, utilizando classificação automática *Random Florest* (figura 8) (MAPBIOMAS, 2021).

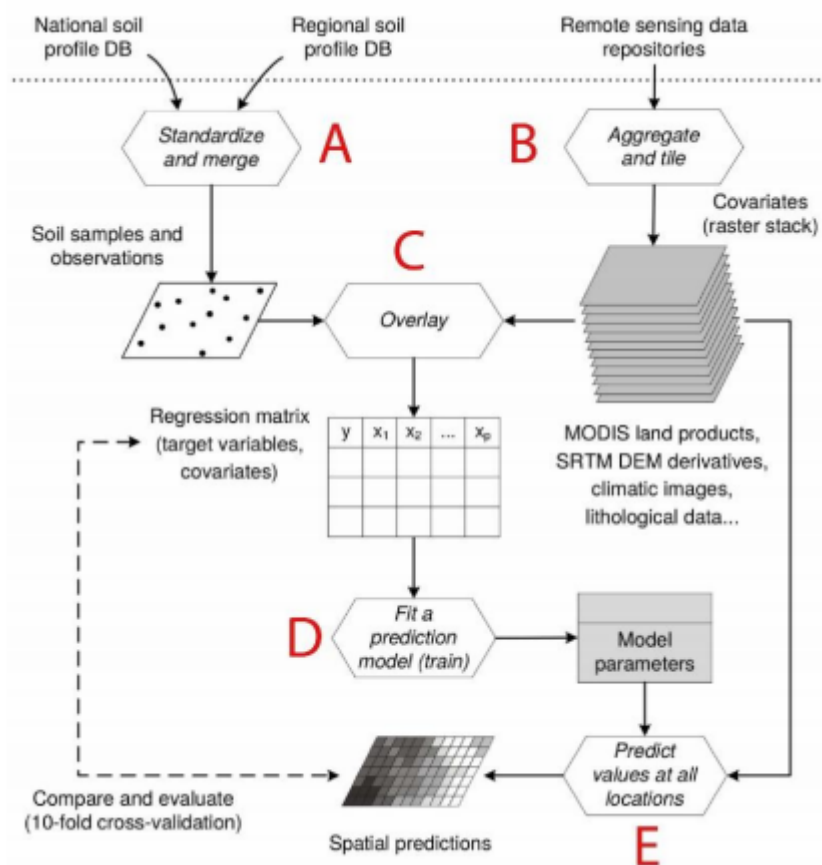
Figura 8: Classificação para cada bioma ou tema transversal.



Fonte: <https://mapbiomas.org/atbd---entenda-cada-etapa>.

A aprendizagem de máquinas supervisionada são algoritmos que podem ser treinados para conhecer os padrões, baseados em experiências e eventos anteriores, tendo como relação suas classes de tarefas. De acordo com Frankenfield (2021), os algoritmos de ML têm a capacidade de prever eventos futuros após treinamento, isso se dá para qualquer nova entrada. O SoilGrids é outra plataforma que faz uso de ML para realizar o mapeamento digital do solo (MDS) e com isso poder disponibilizar seu banco de dados de solo. A estrutura do SoilGrids baseia-se em um modelo *Random Florest* como o seu algoritmo de ML (figura 9) (HENGL et al., 2017). Para fornecer mapas SoilGrids locais com maior precisão, é necessário fornecer dados e covariáveis locais para, dessa forma torna-lo um modelo preditivo local adaptado. No entanto, Vitharana, Mishra e Mapa (2019) dispõe que se houver dados locais disponíveis, pode ser interessante adicioná-los ao modelo global, para avaliar se o modelo leva a previsões locais melhoradas (mais precisas).

Figura 9: Estrutura estatística do SoilGrids.



Fonte: HENGL et al., 2017.

4.5.2 Mapbiomas

O desenvolvimento de novas tecnologias para mapear a cobertura da terra é síncrono com os avanços para melhor qualidade ambiental. O projeto MAPBIOMAS utiliza imagens do satélite *Landsat* para realizar o mapeamento, que é feito de forma totalmente automatizada, fazendo uso de imagens processadas, armazenadas em nuvem com auxílio da plataforma GEE e armazenamento no *Google Cloud* (MOORE e HANSEN, 2011; MAURANO e ESCADA, 2019).

O MAPBIOMAS foi elaborado para abranger todo território brasileiro e explorou técnicas de geoprocessamento em grande escala. O MAPBIOMAS disponibiliza os seus dados em formato matricial, e sua maior escala é 1:100.000; apesar de ser possível usar a escala 1:50.000, não recomendável (MAPBIOMAS, 2019). A plataforma disponibiliza diversas classes de cobertura da terra para todo o Brasil desde 1985, com acesso gratuito; o que permite avaliar a transformação territorial ao longo do tempo (MAPBIOMAS, 2019). A atualização disponibilizada pela plataforma Mapbiomas, em 2020, faz referência aos dados de 2019.

Atualmente o Mapbiomas está na coleção v.6.0, onde cada coleção apresenta um novo conjunto de dados reprocessados e novos algoritmos e métodos. De acordo com Maurano e Escada (2019), as principais classes encontradas no mapeamento são: formação natural não vegetal, floresta, área não vegetada, agropecuária e corpos d'água. Os algoritmos de árvore de decisão (Random Forest) estão disponíveis na plataforma GEEEn, os quais são aplicados sobre mosaicos de imagens *Landsat* (MOORE e HANSEN, 2011). A área mínima que o projeto mapeia é equivalente a 900m² com perímetros de 120 metros, ou seja pixel a pixel (MAURANO; ESCADA, 2019). Com isso, mudam-se os métodos convencionais de identificação de áreas: do método discreto para análises contínuas. Para Papa (2018), a maneira como interpretamos, vemos e interagimos com a natureza é diretamente influenciada pela velocidade de acesso à informação que vem sendo disponibilizada.

O GEEEn tem se tornado uma ferramenta cada vez mais importante para o cenário das geociências, devido às diversas funções disponíveis em sua plataforma. A plataforma de geoprocessamento do GEEEn faz uso da nuvem, podendo acessar e analisar um grande volume de dados geoespaciais com eficiência, e baixo custo computacional devido à utilização de servidores com baixo nível de processamento conectados à nuvem. Esse último aspecto é relevante, pois permite (GORELICK et al. 2017). A acessibilidade tanto em países desenvolvidos quanto em países em desenvolvimento (KUMAR e MUTANGA, 2018). O GEEEn utiliza técnicas padrão de linguagens funcionais, são elas, avaliação lenta e transparência referencial, gerando ganhos significativos para a eficiência e otimização (GORELICK et al. 2017).

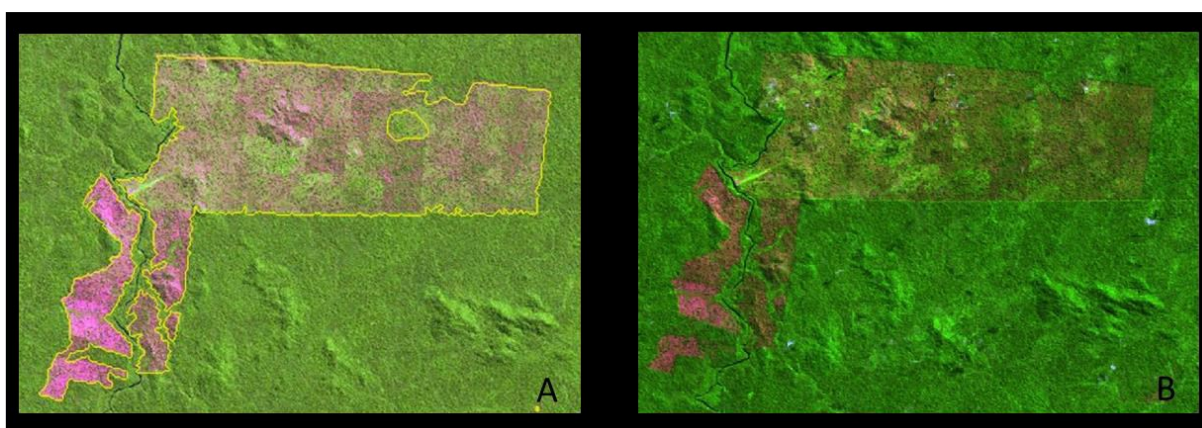
Na plataforma, faz-se uso de ML com diversos módulos. De acordo com (Gorelick et al. 2017; Kumar e Mutanga, 2018) os módulos dessa plataforma são: i) *Code Editor*; ii) *Explorer*; iii) biblioteca cliente e *Python* e *JavaScript* para auxiliar. Mota et al. (2020) acrescenta a utilização do *JavaScript* como linguagem de programação, usada como método de aprendizagem o ML. Os arquivos do GEEEn incluem dados de satélites, dados vetoriais com base em ambiente de SIG (sistema de informações geográficas), apresentando modelos climáticos, sociais, demográficos, e elevação digital (GORELICK et al. 2017). Como exemplo da aplicabilidade da plataforma, podemos citar: Shami e Ghorbane (2019) e Hakdaoui et al. (2020), que fizeram uso da complementaridade de dados Sentinel-1, Sentinel-2 e Landsat para o ambiente desértico de Imlili Sebkhha (Marrocos).

Diversos autores tem utilizado a plataforma do GEEEn para desenvolver novas técnicas e produtos com os seus recursos. Tsai et al. (2018) fizeram uso das ferramentas do GEEEn para desenvolver técnicas de classificação de imagens de satélites para cobertura florestal,

reduzindo a influência das nuvens, assim como fornece uma base para monitoramento a longo prazo da Reserva Natural Nacional de Fanjingshan, China. No trabalho de Xia et al. (2019), estudaram a influência das mudanças climáticas entre os anos 1989 a 2017 nas águas superficiais da bacia do rio Huai, China, com auxílio do GEE, para identificar impactos em plantações, desenvolvimento socioeconômico e equilíbrio ecológico. Enquanto Shami e Ghorbani (2019) observaram, em região de clima quente e árido no Irã o armazenamento de água subterrânea e superficial.

O geoprocessamento que o MAPBIOMAS tem utilizado para analisar os dados de cobertura da terra, tem se mostrado útil para determinações de gases de efeito estufa. Gomes et al. (2017) utilizam dados do MAPBIOMAS para identificar um possível aumento dos GEE, devido à perda de área vegetada e aumento da agropecuária, alterando cobertura da terra. No entanto, as pesquisas comparativas entre o MAPBIOMAS e outras plataformas públicas mostram-se ainda inconclusivas: para Maurano e Escada (2019), que comparam os dados do MAPBIOMAS com os do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES) (figura 10), observam que a classificação da cobertura da terra do MAPBIOMAS é conservadora, classificando como formação florestal boa parte dos desmatamentos identificados pelo PRODES. Esse fato evidencia a necessidade de mais pesquisas e avanços científicos nessa área.

Figura 10: (A) Desmatamento detectado pelo PRODES em 2004. (B) Imagem utilizada pelo MAPBIOMAS em 2004 sem detecção do desmatamento.

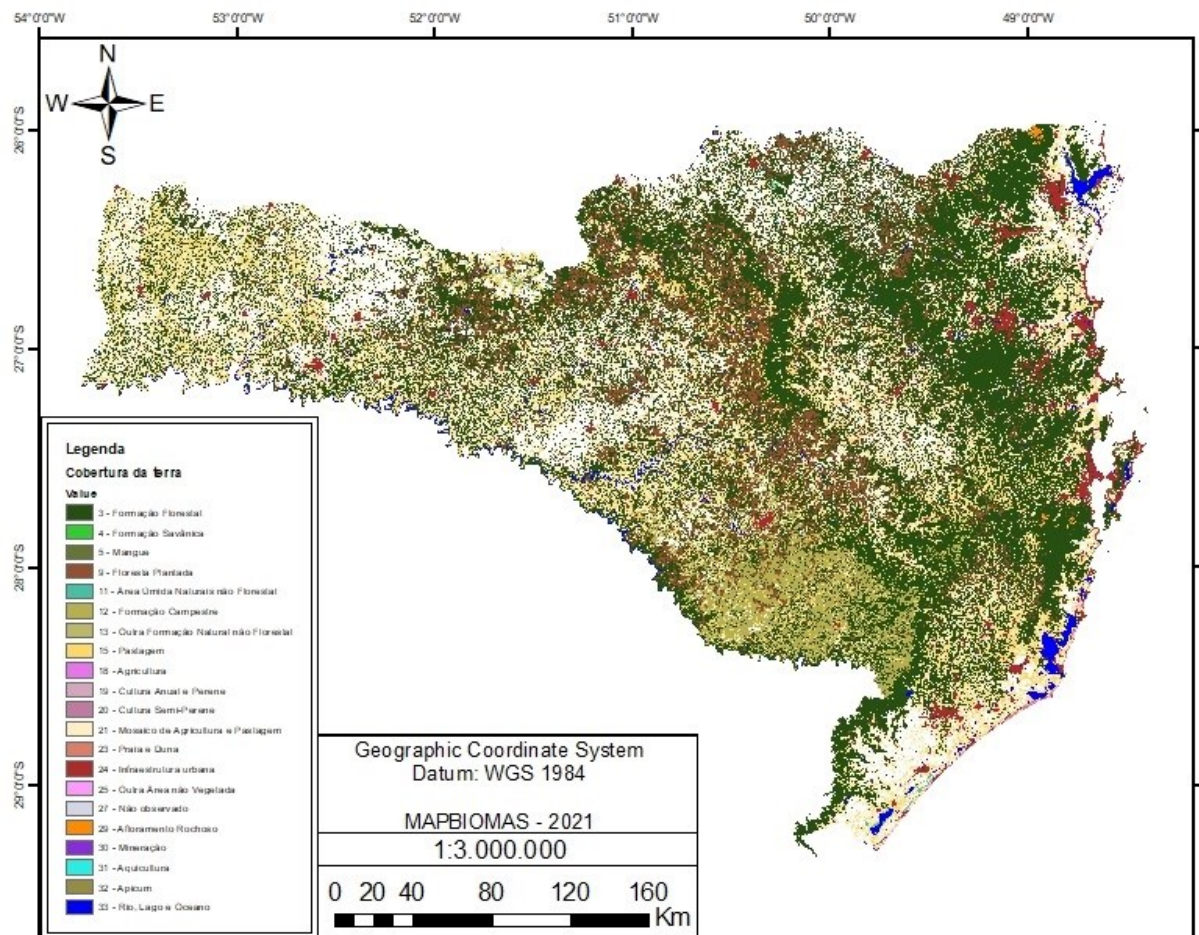


Fonte: (MAURANO E ESCADA, 2019).

Em abril de 2022, a plataforma adotou uma nova opção de mapa base para o MapBiomias Brasil (figura 11) e MAPBIOMAS alerta (sistema de validação e refinamento de alertas de desmatamento com imagens de alta resolução): mosaicos recentes de imagem

Planet, com 3 metros de resolução, disponibilizadas em outubro de 2020, sendo a primeira iniciativa a disponibilizar esse material ao público (MAPBIOMAS, 2021). Essa iniciativa deu-se devido à necessidade de melhorar a qualidade de resolução para monitoramento. Só no ano de 2019 para 2020 o desmatamento nos seis biomas brasileiros cresceu 13,6% (13.853 km²); na Mata Atlântica o desmatamento cresceu em 125%, dos quais 95% não têm autorização ou se sobrepõem às áreas protegidas, desrespeitando a lei de Proteção da Vegetação Nativa (MAPBIOMAS 2021). Com isso, pode-se concluir que não é a falta de informação ou de instrumentos que impede o desmatamento, mas, sim, a inação do poder público.

Figura 11: Cobertura da terra, MAPBIOMAS 2021.



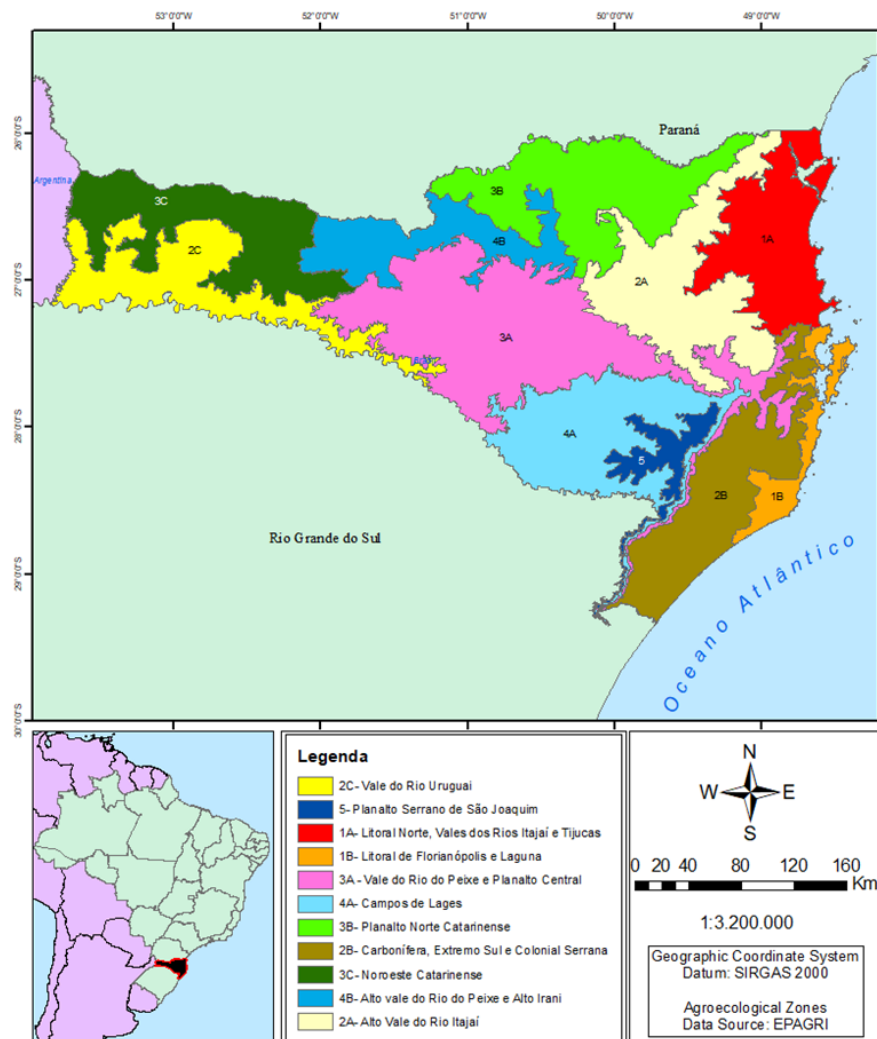
Fonte: Autor, 2022.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no estado de Santa Catarina levando em conta suas zonas agroecológicas para o estudo (figura 12), com uma extensão litorânea de 561,4 km, situada no centro sul do Brasil, localizada entre os paralelos 25°57'36" e 29°21'48" S, e meridianos 48°19'37" e 53°50'00" W, na Região Sul do Brasil (PRATES et al., 1989; ALESC, 2021). O estado divide-se em seis mesorregiões (Norte Catarinense, Grande Florianópolis, Oeste Catarinense, Serrana, Sul Catarinense e Vale do Itajaí), com 20 (vinte) microrregiões (Blumenau, Araranguá, Canoinhas, Campos de Lajes, Concórdia, Chapecó, Curitibanos, Criciúma, Itajaí, Florianópolis, Joaçaba, Ituporanga, Rio do Sul, Joinville, São Miguel do Oeste, São Bento do Sul, Brusque, Tabuleiros, Xanxerê, Tubarão) (ALESC, 2021; FECAM, 2021).

Figura 12: Zonas agroecológicas do Estado de Santa Catarina.



Fonte: Adaptado de (THOMÉ et al., 1999).

As zonas agroecológicas de Santa Catarina se dividem em onze (11) zonas que são: Litoral Norte, Vales dos Rios Itajaí e Tijucas, Litoral de Florianópolis e Laguna, Alto Vale do Rio Itajaí, Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana, Vale do Rio Uruguai, Vale do Rio do Peixe e Planalto Central, Planalto Norte Catarinense, Noroeste Catarinense, Campos de Lages, Alto Vale do Rio do Peixe e Alto Irani (Tabela 1).

Tabela 1: Zonas agroecológicas do Estado de Santa Catarina com suas respectivas áreas em quilômetros quadrados e em percentagem.

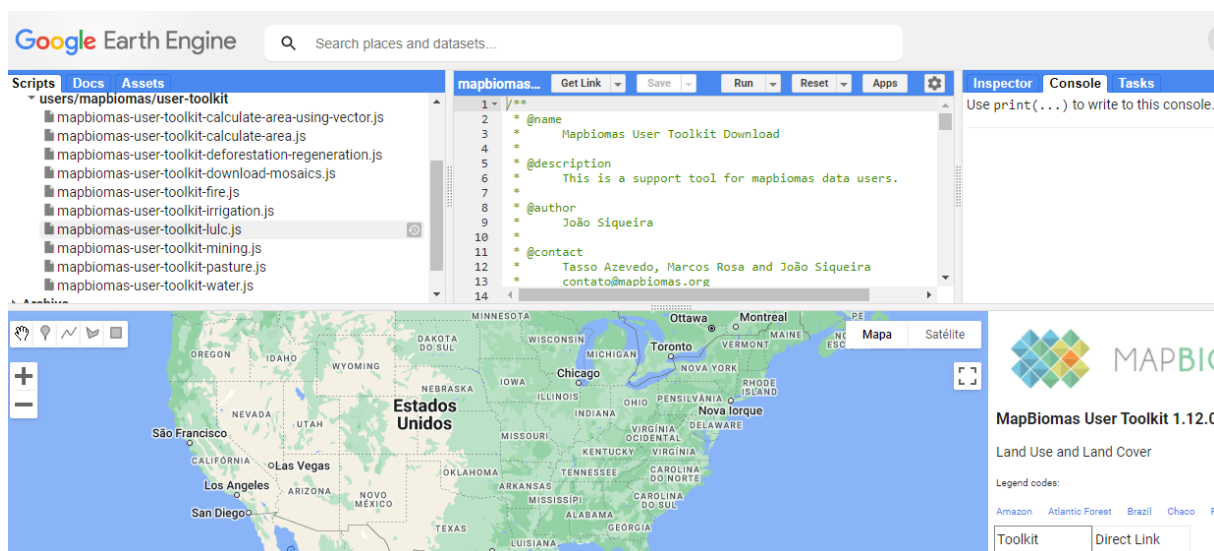
Sub-região	Localização	Área	
		(km ²)	(%)
1A	Litoral Norte, Vales dos Rios Itajaí e Tijucas	8.241,20	8,6
1B	Litoral de Florianópolis e Laguna	2.619,10	2,7
2A	Alto Vale do Rio Itajaí	10.483,50	11
2B	Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana	8.946,20	9,4
2C	Vale do Rio Uruguai	8.051,30	8,4
3A	Vale do Rio do Peixe e Planalto Central	19.045,80	20
3B	Planalto Norte Catarinense	10.778,80	11,3
3C	Noroeste Catarinense	9.061,50	9,5
4A	Campos de Lages	9.768,50	10,2
4B	Alto Vale do Rio do Peixe e Alto Irani	6.263,40	6,6
5	Planalto Serrano de São Joaquim	2.183,60	2,3
Total		95.442,90	100

Fonte: Adaptado de (THOMÉ et al., 1999).

5.2 AQUISIÇÃO DO BANCO DE DADOS

5.2.1 MAPBIOMAS

Os dados do MAPBIOMAS foram adquiridos e apresentados de várias formas, seja pelo site do MAPBIOMAS, descarregando os dados em formato *geotiff* por bioma de forma direta, ou através de plugin do *software* Qgis, que dispõe de ferramentas que disponibilizam os dados. Para este trabalho, a coleta de dados foi feita a partir do *github* (plataforma de hospedagem de código-fonte e arquivos com controle de versão usando o *Git*) disponibilizado no site do MAPBIOMAS (1 e 2), que direciona para o GEEn, a qual oferece uma maior facilidade na aquisição dos dados para a região pretendida. Após criar a conta no GEEn, faz-se uso da ferramenta “*toolkit-lulc.js*” (3) disponibiliza rotinas computacionais pré-determinadas para a execução (Figura 13).

Figura 13: Plataforma *Google Earth Engine*.

Fonte: Autor, 2022.

Após executar os códigos a plataforma para aquisição dos dados é disponibilizada, apresentando botões que auxiliam seleção e na aquisição dos dados. Para este trabalho foram utilizadas as opções de saída: *Region*= mapbiomas-brasil, *Collection*= collection-6.0, *Tables*= state, *Properties* = name_pt_br, *Features*= Santa Catarina, *Data Type*= Covarege e *Transitions*, *Buffer*= None.

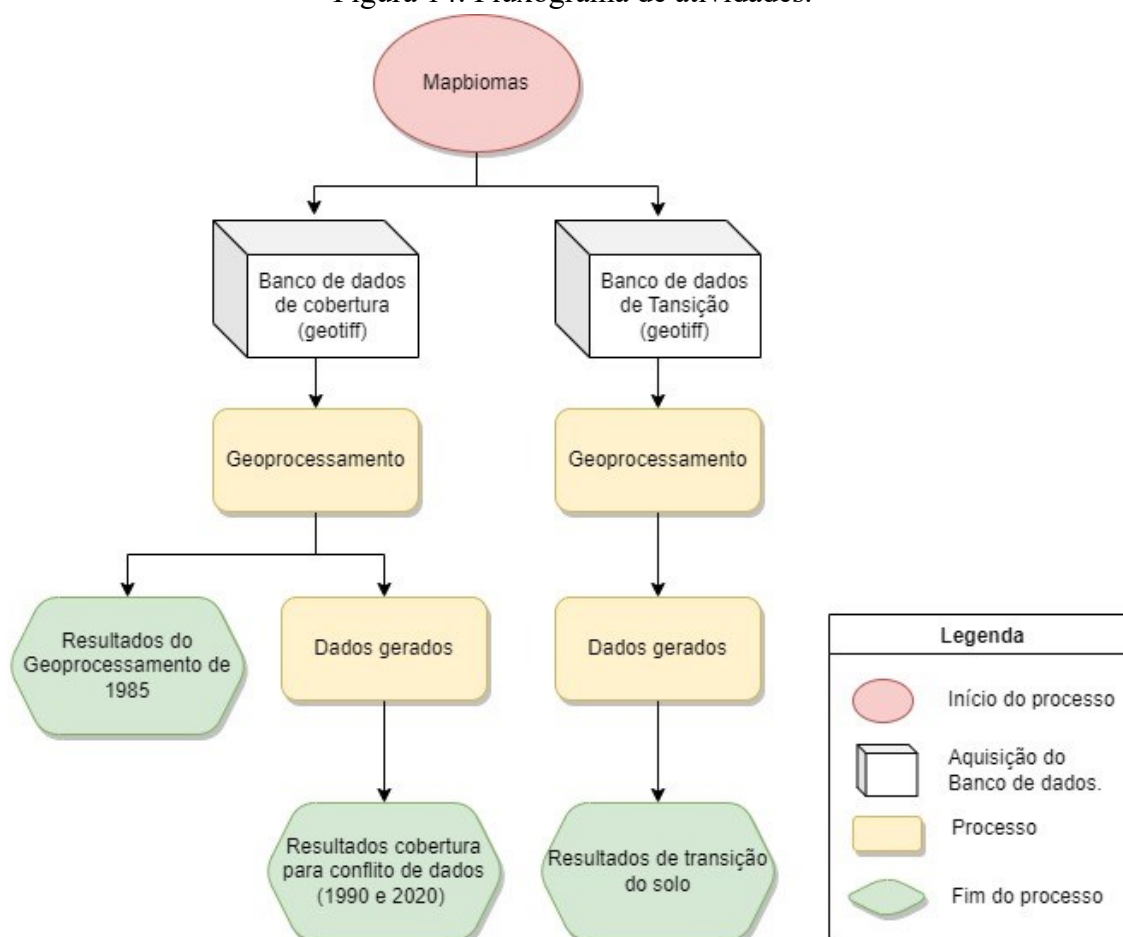
Foram coletados os dados de cobertura da terra (*covarege*) para o ano de 1985 no estado de Santa Catarina, selecionando as opções “*Layers*”. Em seguida os dados podem ser exportados para o google virtual da conta logada através do botão “*Export images to Google Drive*”. Os dados de transição temática utilizam a opção “*Transitions*” do “*Data Type*”, onde é possível coletar os dados de transição do uso e cobertura da terra durante os períodos de 1990 a 2000, 2000 a 2010, 2010 a 2020 e 1990 a 2020, os quais estão disponíveis em “*Layers*”; posteriormente, é possível exportar para o drive virtual pela função “*Export images to Google Drive*”.

Após este processo, os dados selecionados encontram-se na aba *Tasks*, e são organizados segundo a ordem em que foram exportados. Ao clicar em “*run*”, uma nova janela se abrirá com as informações da imagem, nome da camada, escala (m/pix), sistema de coordenadas e o formato; após clicar novamente e “*run*”, os dados são exportados para o drive virtual da conta logada na plataforma. Esse processo é feito para todas as imagens exportadas.

5.2.2 Geoprocessamento dos dados MAPBIOMAS

Os dados do MAPBIOMAS foram geoprocessados e organizados de formas diferentes para os resultados de cobertura e de transição da terra (figura 14). Isto ocorreu devido à forma de como os dados são fornecidos: as classes de uso e cobertura da terra são apresentadas em códigos de dois dígitos (ex: 03-formação florestal), enquanto que as classes de transição temática são apresentadas códigos de quatro dígitos (ex: 0315 – Formação Florestal que foi transformada em Pastagem). Foram obtidos os dados de cobertura para o ano de 1985, com a finalidade de sobrepô-los com os dados do SoilGrids para encontrar os valores de tonelada por hectare para cada uso e cobertura da terra em cada zona agroecológica; além dos dados de cobertura de 1990 e 2020, para que fosse possível calcular a transição do estoque de carbono a partir dos valores médios para cada região.

Figura 14: Fluxograma de atividades.



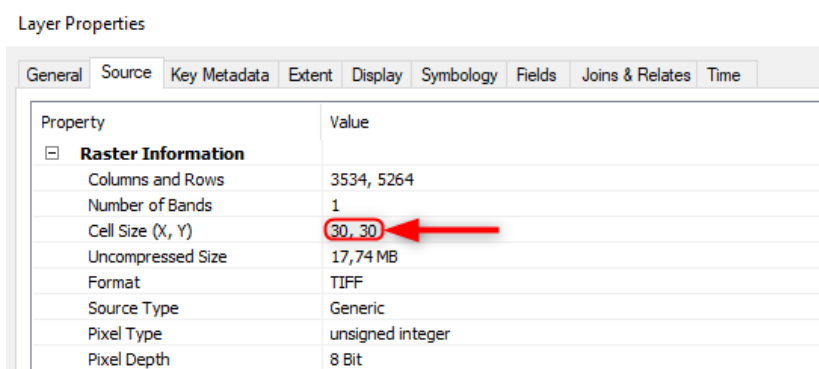
Fonte: Autor, 2022.

5.2.2.1 Geoprocessamento dos dados de cobertura e transição

Após a coleta dos dados, os mesmos foram trabalhados no *software* Arcgis, o trabalho inicial para os três bancos de dados foi a padronização do Datum para SIRGAS2000, e sistema de coordenadas UTM (Fuso 22 Sul). Em seguida, junto com a base de dados obtidos gratuitamente no banco de dados da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) das zonas agroecológicas de Santa Catarina. Os bancos de dados de cobertura da terra (anos de 1985, 1990 e 2020) foram delimitados para as 11 zonas agroecológicas, totalizando 33 novos dados. Enquanto os bancos de dados de transição (1990~2000, 2000~2010, 2010~2020 e 1990~2020) do solo foram utilizados inteiros, abrangendo todo o estado de Santa Catarina.

A partir desses recortes, os processamentos dos dados de 1985 passaram a ser diferentes dos processamentos dos dados de 1990 e 2020: as onze bases geradas para 1985 foram transformadas do formato *raster* (*geotiff*) para o formato vetorial (*shapefile*) para que pudessem ser utilizadas juntamente com os dados do SoilGrids. Foi utilizado o tamanho da célula e o número total de pixels por classe temática para o cálculo de área em hectare (figura 15 e 16).

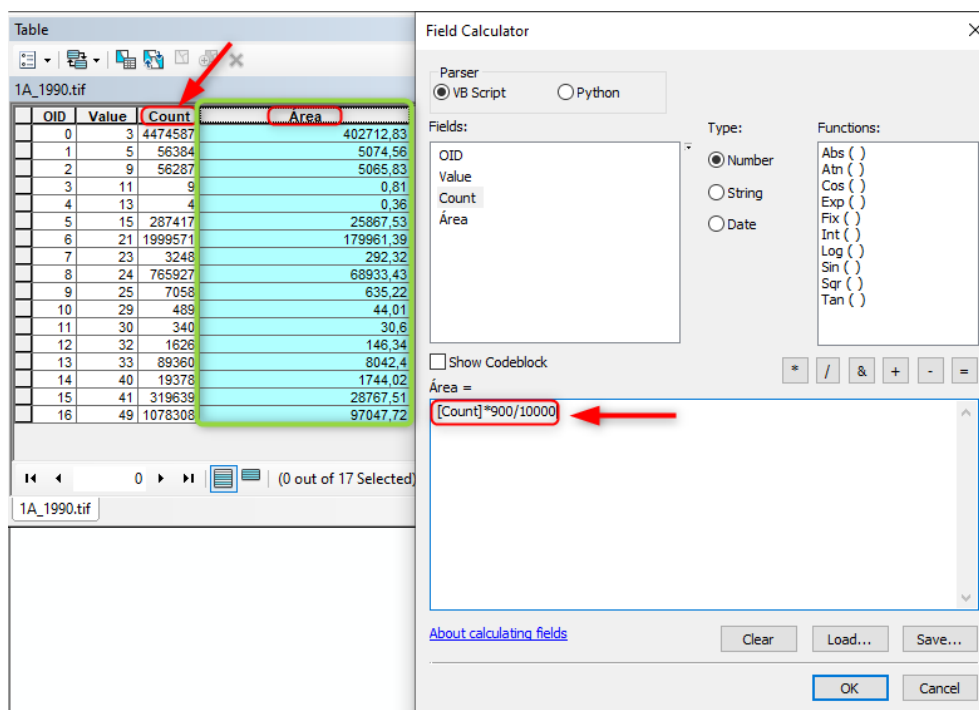
Figura 15: Identificação do tamanho da célula.



Layer Properties

Property	Value
Raster Information	
Columns and Rows	3534, 5264
Number of Bands	1
Cell Size (X, Y)	30, 30
Uncompressed Size	17,74 MB
Format	TIFF
Source Type	Generic
Pixel Type	unsigned integer
Pixel Depth	8 Bit

Fonte: Autor, 2022.

Figura 16: Cálculo de área (ha) no *raster*.

Fonte: Autor, 2022.

Em seguida, os valores de cobertura da terra dos 22 dados *raster* das zonas agroecológicas de 1990 e 2020 foram exportados para o formato “.csv”, para que pudessem ser organizados e trabalhados em planilhas eletrônicas, em conjunto com os resultados do SoilGrids. Para os dados de transição (1990~2000, 2000~2010, 2010~2020 e 1990~2020) foram realizados os mesmos processos até a exportação para o arquivo “.csv”, com a exceção do processo de corte do *raster* para a extensão das zonas agroecológicas de Santa Catarina, pois os arquivos de transição foram utilizados para a confecção dos diagramas de Sankey e outras análises de transição da cobertura da terra.

5.2.2.2 Organização dos resultados geoprocessados do MAPBIOMAS

Após a obtenção dos bancos de dados de cobertura e transição da terra, bem como execução de rotinas de geoprocessamento dos dados *raster* do MAPBIOMAS, estes passaram a ser trabalhados em planilhas eletrônicas e foram classificados de acordo com os códigos de legenda da versão 6 do MAPBIOMAS. Foi utilizado neste trabalho a classificação até nível 0 2 do MAPBIOMAS para os resultados de cobertura e transição.

Os resultados da primeira etapa do geoprocessamento foram renomeados (de seus códigos ID para a nomenclatura nível 2, ex: código ID 3 = Formação Florestal). Neste processo, algumas classificações de cobertura da terra foram renomeadas para “outros usos do

solo”, como: Formação Savânica, Mangue, Restinga Arborizada (beta), Campos Alagados e Área Pantanosa, Apicum, Afloramento Rochoso, Outras Formações não Florestais, Praia, Duna e Areal, Mineração, Outras Áreas não vegetadas, Rio Lago e Oceano, Aquicultura e Não observados (figura 17).

Figura 17: Classificação nível 2 MAPBIOMAS, versão 6.

COLEÇÃO 6	Collection 6	ID	Hexadecimal code	COLOR
1. Floresta	1. Forest	1	129912	
1.1. Formação Florestal	1.1. Forest Formation	3	006400	
1.2. Formação Savânica → Outros	1.2. Savanna Formation	4	00ff00	
1.3. Mangue → Outros	1.2. Mangrove	5	687537	
1.4. Restinga Arborizada (beta) → Outros	1.4. Wooded Restinga	49	6b9932	
2. Formação Natural não Florestal	2. Non Forest Natural Formation	10	BBFCAC	
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa → Outros	2.1. Wetlands	11	45C2A5	
2.2. Formação Campestre	2.2. Grassland	12	88AF4F	
2.3. Apicum → Outros	2.3. Salt Flat	32	968c46	
2.4. Afloramento Rochoso → Outros	2.4. Rocky Outcrop	29	665a3a	
2.5. Outras Formações não Florestais → Outros	2.5. Other non Forest Formations	13	f1c232	
3. Agropecuária	3. Farming	14	FFFFB2	
3.1. Pastagem	3.1. Pasture	15	FFD966	
3.2. Agricultura	3.2. Agriculture	18	E974ED	
3.2.1. Lavoura Temporária	3.2.1. Temporary Crop	19	DSA6BD	
3.2.1.1. Soja	3.2.1.1. Soybean	39	e075ad	
3.2.1.2. Cana	3.2.1.2. Sugar cane	20	C27BA0	
3.2.1.3. Arroz (beta)	3.2.1.3. Rice	40	982c9e	
3.2.1.4. Outras Lavouras Temporárias	3.2.1.4. Other temporary Crops	41	e787f8	
3.2.2. Lavoura Perene	3.2.2. Perennial Crop	36	f3b4f1	
3.2.2.1. Café (beta)	3.2.2.1. Coffee	46	cca0d4	
3.2.2.2. Citrus (beta)	3.2.2.2. Citrus	47	d082de	
3.2.2.3. Outras Lavouras Perenes	3.2.2.3. Other Perennial Crop	48	cd49e4	
3.3. Silvicultura	3.2. Forest Plantation	9	ad4413	
3.4. Mosaico de Agricultura e Pastagem	3.4. Mosaic Agriculture and Pasture	21	fff3bf	
4. Área não Vegetada	4. Non vegetated Area	22	EA9999	
4.1. Praia, Duna e Areal → Outros	4.1. Beach, Dune and Sand Spot	23	DD7E6B	
4.2. Área Urbanizada	4.2. Urban Area	24	aa0000	
4.3. Mineração → Outros	4.3. Mining	30	af2a2a	
4.4. Outras Áreas não Vegetadas → Outros	4.4. Other non Vegetated Areas	25	ff3d3d	
5. Corpo D'água	5. Water	26	0000FF	
5.1. Rio, Lago e Oceano → Outros	5.1. River, Lake and Ocean	33	0000FF	
5.2. Aquicultura → Outros	5.2. Aquaculture	31	02106f	
6. Não Observado → Outros	6. Non Observed	27	D5D5E5	

Fonte: Adaptado, MAPBIOMAS (2022).

Após a classificação dos dados, foram criadas tabelas dinâmicas para os dados de cobertura de 1990 e 2020 de todas as zonas agroecológicas (22 novos dados) separadamente e, em seguida, unificadas em uma só planilha. Os dados de transição foram organizados em duas etapas de renomeação com duas colunas para cada nomenclatura de classe devido a forma como seus dados foram gerados: os códigos ID de transição são classificados com 4 dígitos, os dois primeiros dígitos referem-se às classes anterior e os dois últimos à classe atual (ex: 0309 dos dados de transição de 1990 a 2000 = Formação Florestal em 1990 que se transformou em Silvicultura em 2000). Após essa classificação foram criadas tabelas

dinâmicas para todos os dados com intuito de obter somatórias de áreas para cada classe de uso e cobertura da terra.

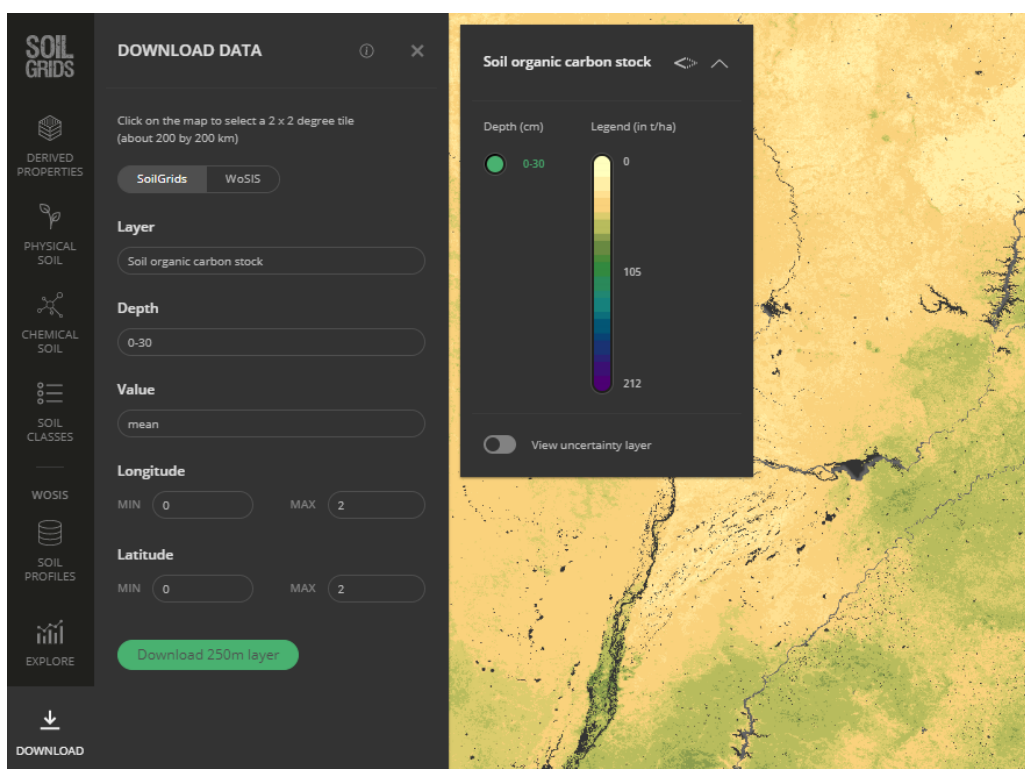
Para elaboração ilustrativa e dinâmica dos dados por meio de diagrama, constituirá a utilização de diagrama no estilo Sankey (uma espécie de gráfico de fluxo) manejável, para tornar o armazenamento e leitura mais rápido dos dados, melhorando praticidade de se analisar os resultados.

5.3 SOILGRIDS

5.3.1 Aquisição do banco de dados de ECOT - SoilGrids

A plataforma do website do SoilGrids dispõe de diversas bases de informações sobre o solo, tais como: propriedades físicas, químicas e derivadas e classificação do solo em profundidades de 0-30cm com valores de média e incerteza; as imagens podem ser coletadas no website do SoilGrids. Para coletar os dados é necessário acessar a plataforma SoilGrids, acessar a opção “downloads disponíveis”, selecionar *Soil organic carbono stock*, em *Layer*, 0-30cm, em *Depth*>mean em *Value*> e, em seguida, selecionar os graus de latitude e longitude referente à área desejada; os *pixels* das imagens estão disponíveis na resolução espacial de 250m (figura 18).

Figura 18: Plataforma SoilGrids – *download* do estoque de carbono do solo.

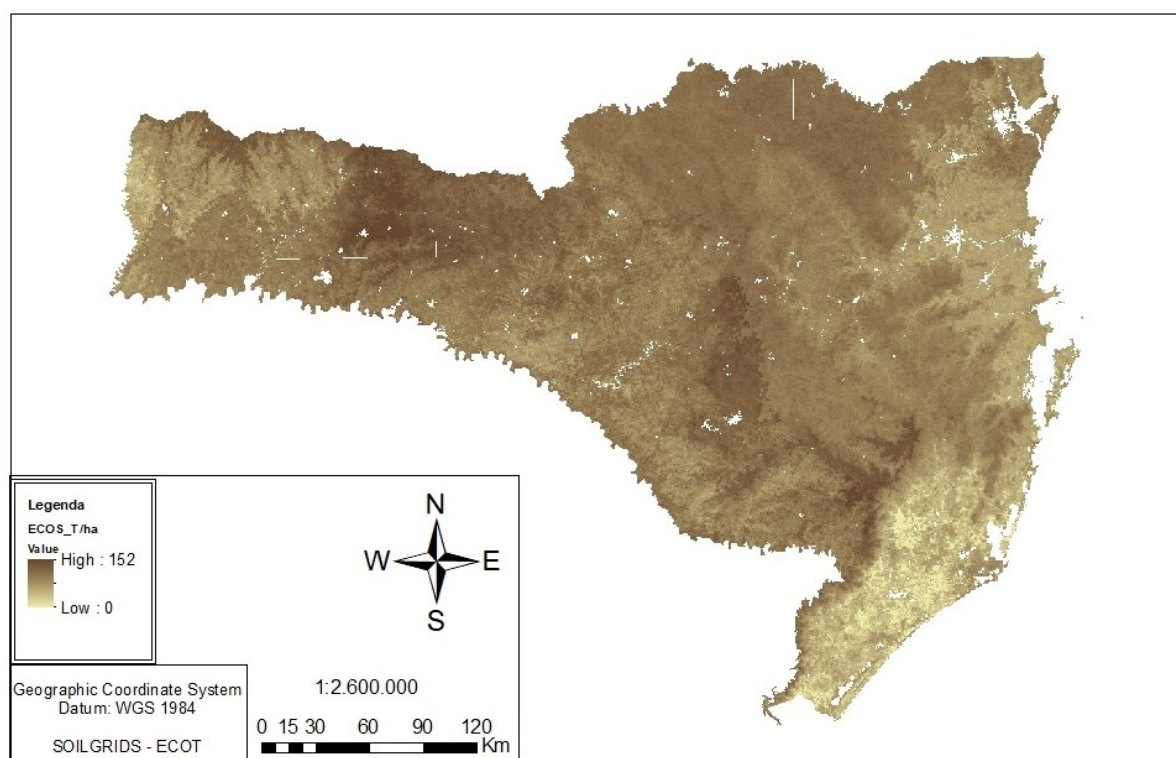


Fonte: Autor, 2022.

5.3.2 Geoprocessamento dos dados SoilGrids

Após a obtenção do banco de dados do SoilGrids, os dados foram processados em ambiente de SIG; inicialmente os dados foram convertidos para o datum SIRGAS2000. Os valores do SoilGrids foram trabalhados em tonelada por hectare a partir da resolução espacial da imagem: 250m. Os dados do SoilGrids foram modelados para a área de Santa Catarina (figura 19) a partir de 8 cenas coletadas a cada dois graus de distância, as quais foram recortadas para as áreas das zonas agroecológicas gerando 11 novos dados.

Figura 19: Estoque de carbono orgânico do solo em Santa Catarina.



Fonte: Adaptado de SoilGrids (2022).

Para cada zona agroecológica, os dados foram transformados do formato *raster* (*geotiff*) para o formato vetorial (*shapefile*) e foram calculadas as áreas e o ECOT (t/há). Vale ressaltar que o SoilGrids fornece informações de tonelada por hectare, porém o tamanho do *pixel* não equivale a um hectare; portanto é necessário compatibilizar o valor de ECOT (figura 20).

Figura 20: Cálculo de ECOT corrigido para a área do pixel.

The screenshot displays a GIS software interface with a table of polygon data and a Field Calculator window. The table, titled '2A_Alto_Vale_do_Rio_Itajai_ECOS', contains the following data:

FID	Shape	Id	gridcode	Área	T_ha	ECOT_T_ha
0	Polygon	38	88	3,05634	490,094009	160,353237
1	Polygon	39	88	2,91145	490,094009	168,333313
2	Polygon	40	97	2,76553	540,21726	195,339497
3	Polygon	41	90	4,80147	1002,465019	208,782948
4	Polygon	42	87	2,03594	484,524759	237,985783
5	Polygon	43	81	1,89002	451,109259	238,67962
6	Polygon	44	83	1,7441	462,247759	265,035127
7	Polygon	45	81	1,59818	451,109259	282,264353
8	Polygon	54	89	8,61752	1486,994192	172,554765
9	Polygon	55	91	12,9686	1520,409792	117,237771
10	Polygon	56	89	11,1385	991,326519	89
11	Polygon	57	91	11,1385	1013,603519	91
12	Polygon	58	92	13,7581	1537,117592	111,724568
13	Polygon	59	90	11,1385	1002,465019	90
14	Polygon	60	85	22,277	1893,545036	85
15	Polygon	61	84	22,277	1871,268036	84
16	Polygon	62	83	11,1385	924,495518	83
17	Polygon	63	79	22,277	1759,883034	79
18	Polygon	64	67	33,4155	2238,838543	67
19	Polygon	65	68	11,1385	757,418015	68
20	Polygon	66	68	21,5336	1514,836029	70,347552
21	Polygon	67	67	10,5479	746,279514	70,751477

The Field Calculator window shows the following configuration:

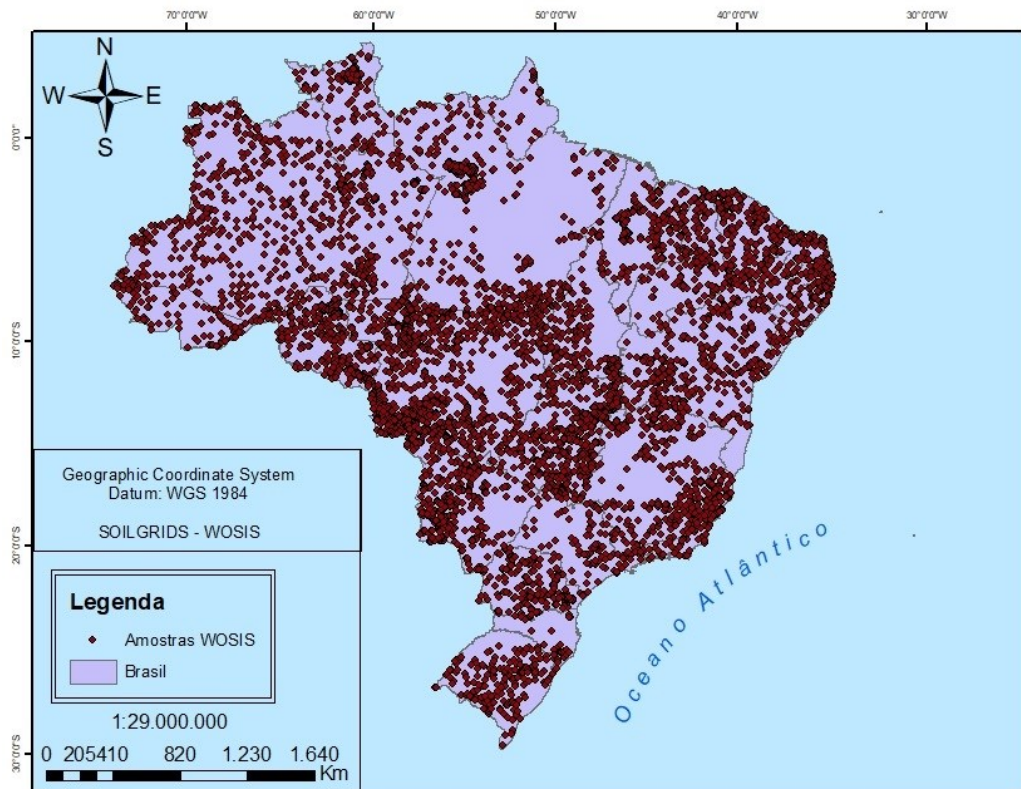
- Parser: VB Script
- Type: Number
- Fields: FID, Shape, Id, gridcode, Área, T_ha, ECOT_T_ha
- Expression: $[T_ha] / [Área]$

Fonte: Autor, 2022.

5.4 DADOS AMOSTRAIS - *WOSIS*

Os dados de amostras *Wosis*, disponibilizados pelo SoilGrids podem ser descarregados pela plataforma a cada dois graus de latitude e longitude. No entanto é possível fazer *download* de todos os dados amostrais de COS pelo site da *International Soil Reference and Information Centre* – ISRIC. Os pontos amostrais que compõe o banco de dados estão distribuídos por diversos países. No Brasil o número de amostras equivale a 8.883 perfis de solo; no estado de Santa Catarina encontra-se 28 perfis de solo (figura 21).

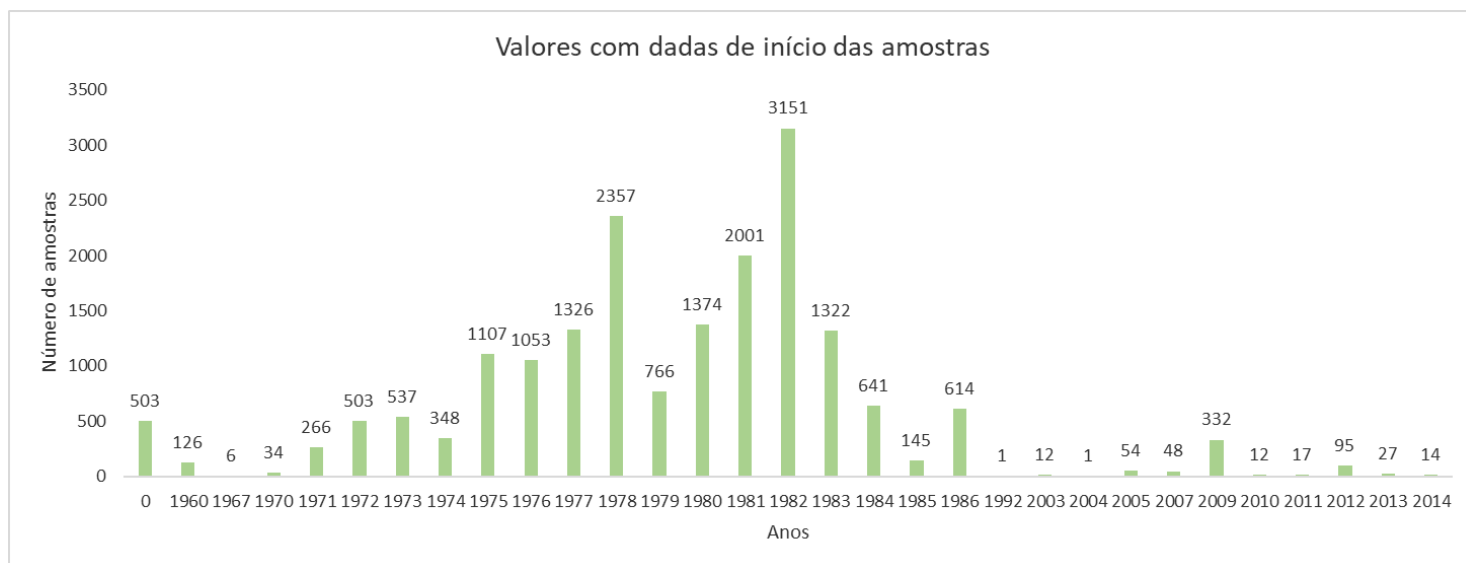
Figura 21: Pontos amostrais *Wosis* – SoilGrids.



Fonte: Autor, 2022.

De acordo com o banco de dados *Wosis* de amostras do solo, a maioria dos valores das amostras são baseados em resultados de trabalhos e iniciativas com inúmeras datas, como o projeto RADAMBRASIL, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (SNLCS), entre outros. A relação das amostras por data foi realizada para que fosse possível ser comparado o banco de dados do MAPBIOMAS com ano mais próximo. Foi selecionado o ano de 1982, com 3.151 amostras (figura 22), para sobreposição com a uso e cobertura da terra do MAPBIOMAS de 1985.

Figura 22: Distribuição anual das amostras SoilGrids.



Fonte: Adaptado de SoilGrids (2022).

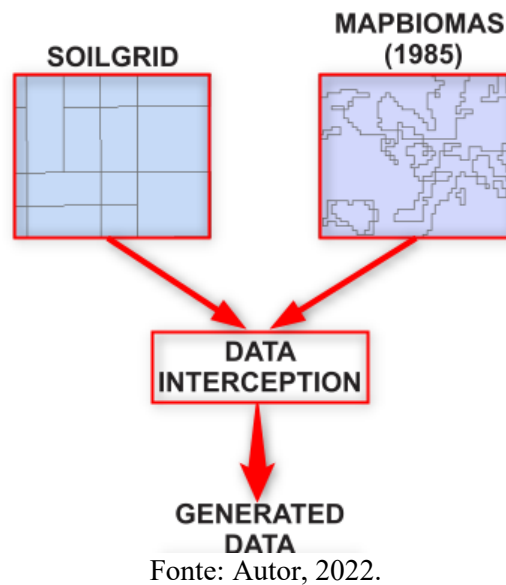
5.5 INTERSEÇÃO DOS BANCOS DE DADOS GERADOS

5.5.1 MAPBIOMAS x SoilGrids

Com os resultados gerados a partir do primeiro processamento dos dados MAPBIOMAS e SoilGrids (apresentados na figura 14) foi possível realizar a sobreposição geoespacial das áreas de uso e cobertura da terra identificado pelo MAPBIOMAS de 1985 e o estoque de carbono identificado pelo SoilGrids, a partir da intercessão dos dados vetoriais gerados. Esse processo resultou nos valores de médios de estoque de carbono (t/ha) para cada uso e cobertura da terra; posteriormente utilizados para estimar os valores de ECOT dos anos de 1990 e 2020 nas zonas agroecológicas de Santa Catarina, baseado na diferente cobertura da terra, apresentada para cada ano observado.

Devido a intercessão entre os bancos de dados, novos dados vetoriais foram gerados (figura 23), resultando em dados com a quantidade de ECOT para a cobertura da terra corresponde. Os dados foram exportados para planilhas eletrônicas para que fosse possível a apresentação dos resultados de ECOT de acordo com cada temática de uso e cobertura da terra em cada zona agroecológica de Santa Catarina, com valores de ECOT (t/ha), área do MAPBIOMAS (ha) e ECOT (t).

Figura 23: Interseção dos dados MAPBIOMAS e SoilGrids.

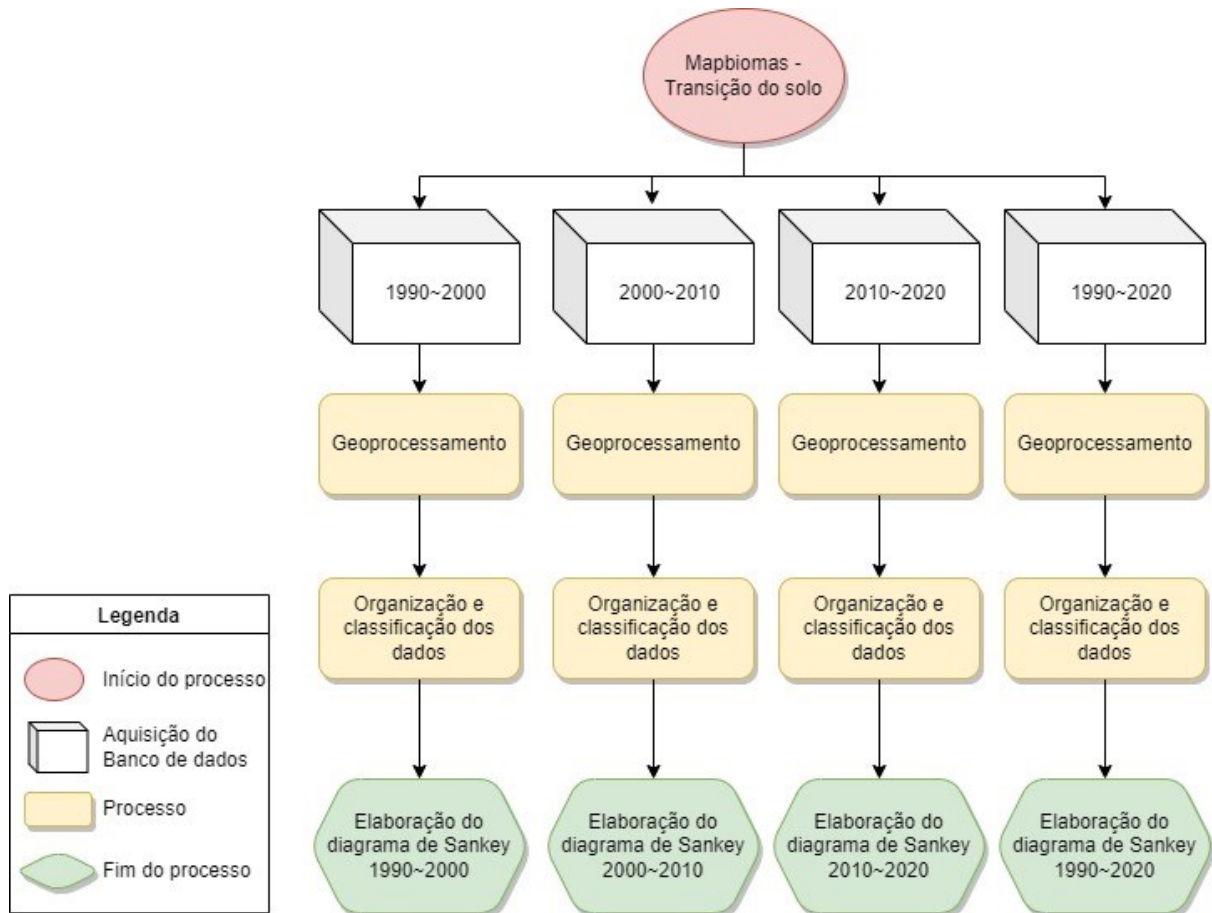


5.5.2 Métodos estatísticos

Os resultados estatísticos foram realizados a partir do *software Microsoft Excel* para os resultados de transição do uso e cobertura da terra nos anos de 1990 - 2000, 2000 - 2010, 2010 - 2020 e 1990 - 2020, para os resultados da interseção de dados entre o MAPBIOMAS (1985) e SoilGrids, e para os valores projetados de 1990 à 2020 dos ECOT em cada classe de uso e cobertura da terra nas zonas agroecológicas no estado de Santa Catarina.

Para a transição de 1990 à 2000 foram analisados 279 dados poligonais, do ano de 2000 à 2010 foram 286 dados, de 2010 à 2020 foram 292 dados e entre 1990 à 2020 foram 303 dados, para as quatro análises foram utilizadas as tabelas dinâmicas para organizar os dados de área referentes as classes de uso e cobertura da terra. Depois disso, foi utilizada a plataforma do *Department of Energy & Climate Change statistics* (2014), para a criação do diagrama de Sankey, para ilustrar o fluxo de transição do solo para cada cobertura da terra (figura 24).

Figura 24: Fluxograma dos dados de transição do solo.



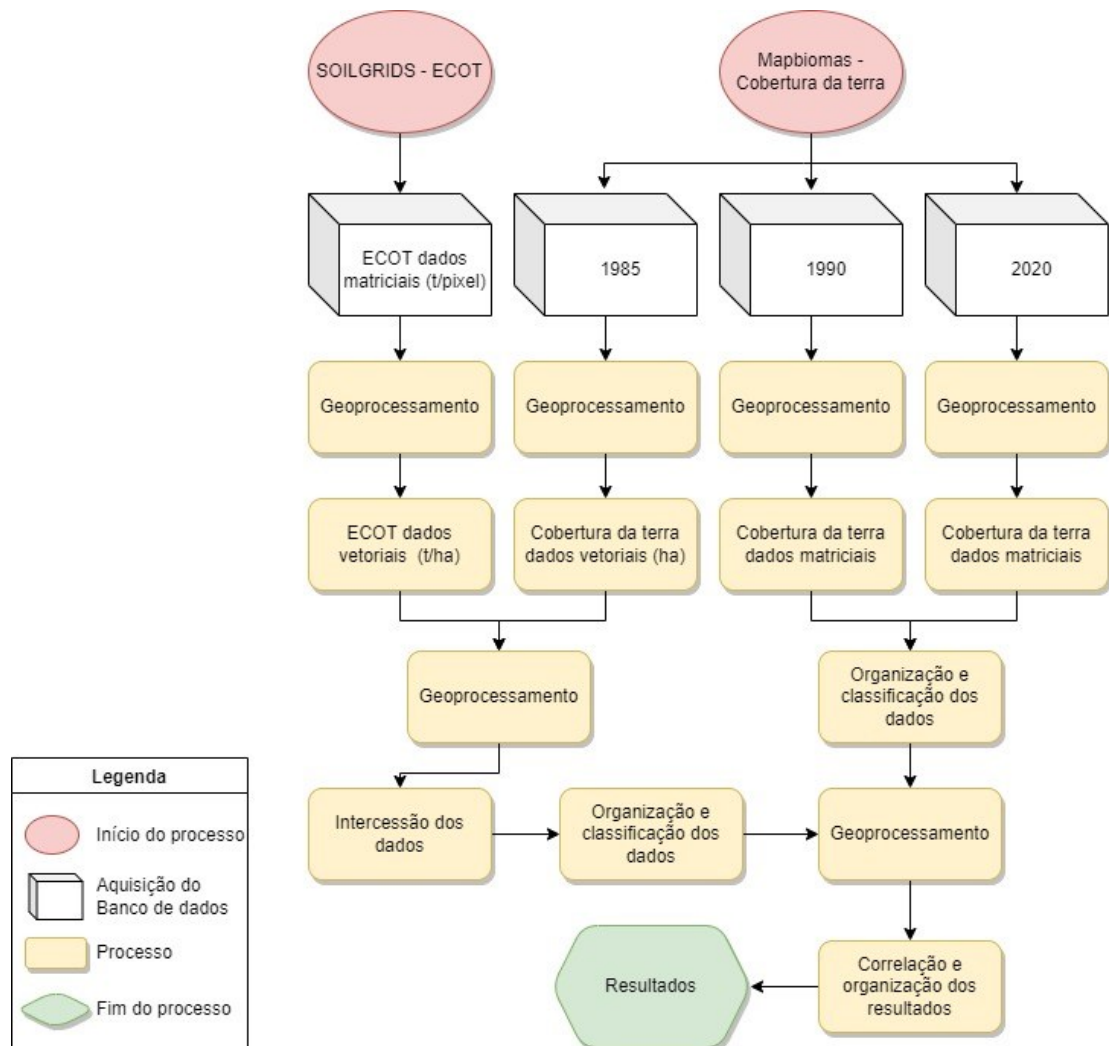
Fonte: Autor, 2022.

Após a interseção do mapeamento do uso e cobertura da terra do MAPBIOMAS (1985) e SoilGrids foi possível identificar o ECOT para cada uso e cobertura da terra em cada zona agroecológica. Em seguida, esses dados foram exportados para planilhas eletrônicas para as etapas subsequentes de organizar e classificar os valores a partir dos códigos de legenda, dos 5.012.771 dados poligonais resultantes, assim como criar tabela dinâmicas, organizar os valores em somatória para ECOT (t) e área (ha) e valor médio de ECOT (t/ha).

Os resultados da média do ECOT (t/ha) foram correlacionados com as áreas resultantes de uso e cobertura da terra de 1990 e 2020, com finalidade de estimar o ECOT para cada zona agroecológica de Santa Catarina, multiplicando os valores médios de ECOT (t/ha) pelos valores totais de cobertura da terra, para que fosse possível estimar os valores de ECOT de 2020 em Santa Catarina (figura 25).

A diferença de ECOT de 1990 a 2020 foi realizada a partir da somatória dos valores resultantes de cada zona agroecológica, possibilitando observar o comportamento do ECOT nos últimos 30 anos no estado de Santa Catarina.

Figura 25: Fluxograma dos resultados.



Fonte: Autor, 2022.

5.5.3 Diagrama de Sankey

O gráfico de Sankey foi elaborado a partir dos valores obtidos do geoprocessamento dos dados de transição em *software* GIS e foram transcritos para o *Sankey Diagram Generator*, um projeto criado em 2014 para gerar gráficos Sankey. Para gerar o gráfico (figura 26) foram necessárias 16 variáveis para cada gráfico de transição (oito variáveis para cada ano recorrente a transição), cada variável foi definida o nome da cobertura da terra com o ano correspondente e a cor (A), em seguida, definiu-se a variável de cobertura da terra do ano inicial e a variável do ano final, com seus valores de área transitado correspondente (B), totalizando 48 resultados para cada gráfico de Sankey.

Figura (26): Aplicação dos códigos para o gráfico de Sankey (A) definição do ano e cobertura da terra correspondente e cor (B) transição da cobertura da terra com seu valor.

A	B
0 [{"name": "Agricultura 1990", "fill": "purple"}]	{"source": 0, "target": 8, "value": 853232.38}
1 [{"name": "Área Urbanizada 1990", "fill": "gray"}]	{"source": 0, "target": 9, "value": 4016.86}
2 [{"name": "Formação Campestre 1990", "fill": "gray"}]	{"source": 0, "target": 10, "value": 15721.76}
3 [{"name": "Formação Florestal 1990"}]	{"source": 0, "target": 11, "value": 35104.46}
4 [{"name": "Mosaico de Agricultura e Pastagem 1990", "fill": "gray"}]	{"source": 0, "target": 12, "value": 284121.77}
5 [{"name": "Outros 1990", "fill": "blue"}]	{"source": 0, "target": 13, "value": 2615.4}
6 [{"name": "Pastagem 1990", "fill": "red"}]	{"source": 0, "target": 14, "value": 130368.87}
7 [{"name": "Silvicultura 1990"}]	{"source": 0, "target": 15, "value": 17222.29}
8 [{"name": "Agricultura 2000", "fill": "purple"}]	{"source": 1, "target": 8, "value": 43}
9 [{"name": "Área Urbanizada 2000", "fill": "gray"}]	{"source": 1, "target": 9, "value": 167574.25}
10 [{"name": "Formação Campestre 2000", "fill": "gray"}]	{"source": 1, "target": 10, "value": 4.15}
11 [{"name": "Formação Florestal 2000"}]	{"source": 1, "target": 11, "value": 70.14}
12 [{"name": "Mosaico de Agricultura e Pastagem 2000", "fill": "gray"}]	{"source": 1, "target": 12, "value": 198.32}
13 [{"name": "Outros 2000", "fill": "blue"}]	{"source": 1, "target": 13, "value": 383.22}
14 [{"name": "Pastagem 2000", "fill": "red"}]	{"source": 1, "target": 14, "value": 42.26}
15 [{"name": "Silvicultura 2000"}]	{"source": 1, "target": 15, "value": 0}

Fonte: Autor, 2022.

6 RESULTADOS

6.1 MUDANÇA NA COBERTURA DA TERRA DE SANTA CATARINA.

De acordo com o banco de dados MAPBIOMAS, o Estado de Santa Catarina possui todas as classificações de solos da 6ª edição do MAPBIOMAS, porém, as classificações de solos de nível 2 mais comuns no estado são: agricultura, áreas urbanizadas, formação de campestre, formação florestal, mosaico de agricultura e pastagem, pastagem e silvicultura. Outras classificações que existem no estado classificadas pelo MAPBIOMAS com alguma representatividade foram classificadas como “Outras” neste trabalho. Os resultados são exibidos no formato diagrama de Sankey para melhor visualização dos resultados da transformação.

6.1.1 Transição da cobertura da terra de Santa Catarina entre 1990 à 2000

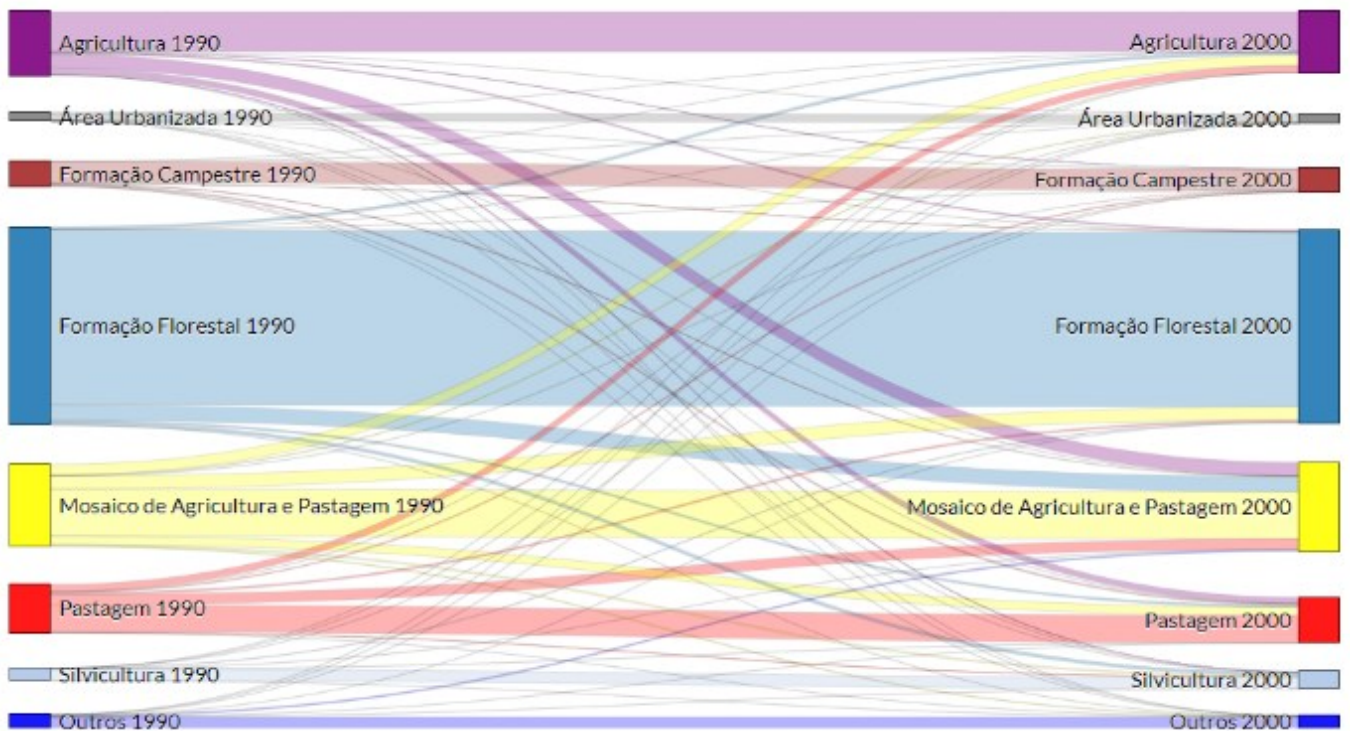
De acordo com os dados da tabela 2 os valores mais expressivos de conversão do uso e cobertura da terra no período foram formação florestal que se transformaram em mosaico de agricultura e pastagem com 320.677,35 hectares convertidos, seguidos de agricultura, que se transformou em mosaico de agricultura e pastagem com valores de 284.121,77 hectares e o mosaico de agricultura e pastagem em 1990 que foram convertidos em formação florestal em 2000 com 274.398,64 hectares. No diagrama de Sankey (figura 27), pode-se observar a complexidade do fluxo das transições das classes de cobertura da terra no período de 1990 e 2000, ouve a transformação em outra cobertura da terra apresentado de forma mais dinâmica. Valores iguais no início e no final do período não significam, necessariamente, que a classe de cobertura e uso da terra não sofreu alterações; o valor final da década pode ser resultado de uma perda e posterior ganho de área de mesma magnitude.

Tabela 2: Dados coletados do MAPBIOMAS (transição) 1990 a 2000.

COBERTURA DA TERRA	Agricultura 2000	Área Urbanizada 2000	Formação Campestre 2000	Formação Florestal 2000	Mosaico de Agric. e Past. 2000	Outros 2000	Pastagem 2000	Silvicultura 2000
Agricultura 1990	853.232	4.016	15.721	35.104	284.121	2.615	130.368	17.222
Área Urbanizada 1990	43	167.574	4	70	198	383	42	0,00
Formação Campestre 1990	4.611	275	448.320	12.670	15.303	399	37.371	3.531
Formação Florestal 1990	58.009	3.323	6.423	3.690.100	320.677	2.732	41.057	65.490
Mosaico de Agric. e Past. 1990	223.024	15.728	4.736	274.398	993.915	15.939	178.692	29.119
Outros 1990	4.645	4.417	304	6.204	36.190	232.342	3.232	483
Pastagem 1990	148.600	3.152	26.680	37.206	217.513	2.290	570.136	16.903
Silvicultura 1990	1.496	52	111	16.032	7.661	2.242	1.709	236.535

Fonte: Autor, 2022.

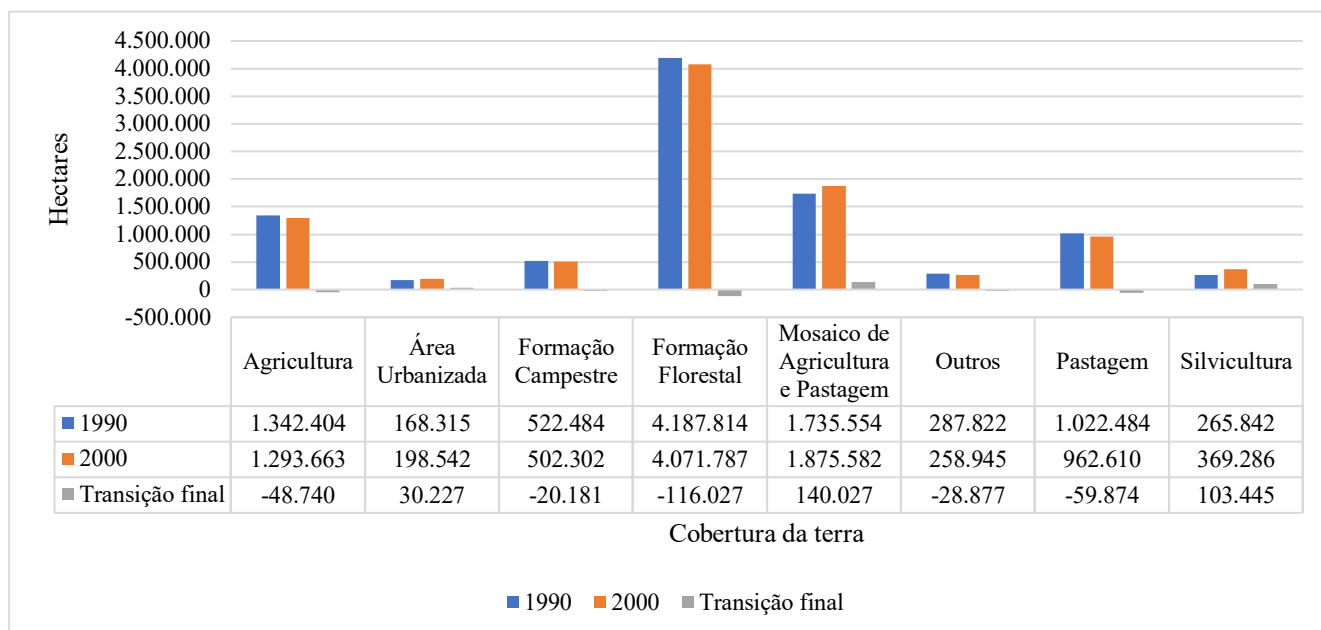
Figura 27: Diagrama de Sankey das classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 1990 e 2000.



Fonte: Autor, 2022.

Quanto aos dados gerais de uso e cobertura da terra, pode-se observar na figura 28 que a área de agricultura, formação campestre, formação florestal, outras atividades e pastagens diminuíram; por outro lado, a área das classes área urbanizada, silvicultura e mosaico de agricultura e pastagem aumentaram. A área total do mosaico de agricultura e pastagem aumentou 140.027,38 hectares em 10 anos em Santa Catarina, enquanto a formação florestal perdeu a maior área durante no mesmo período, com cerca de 116.026,78 hectares.

Figura 28: Transição total da cobertura da terra no estado de Santa Catarina entre 1990 - 2000.



Fonte: Autor, 2022.

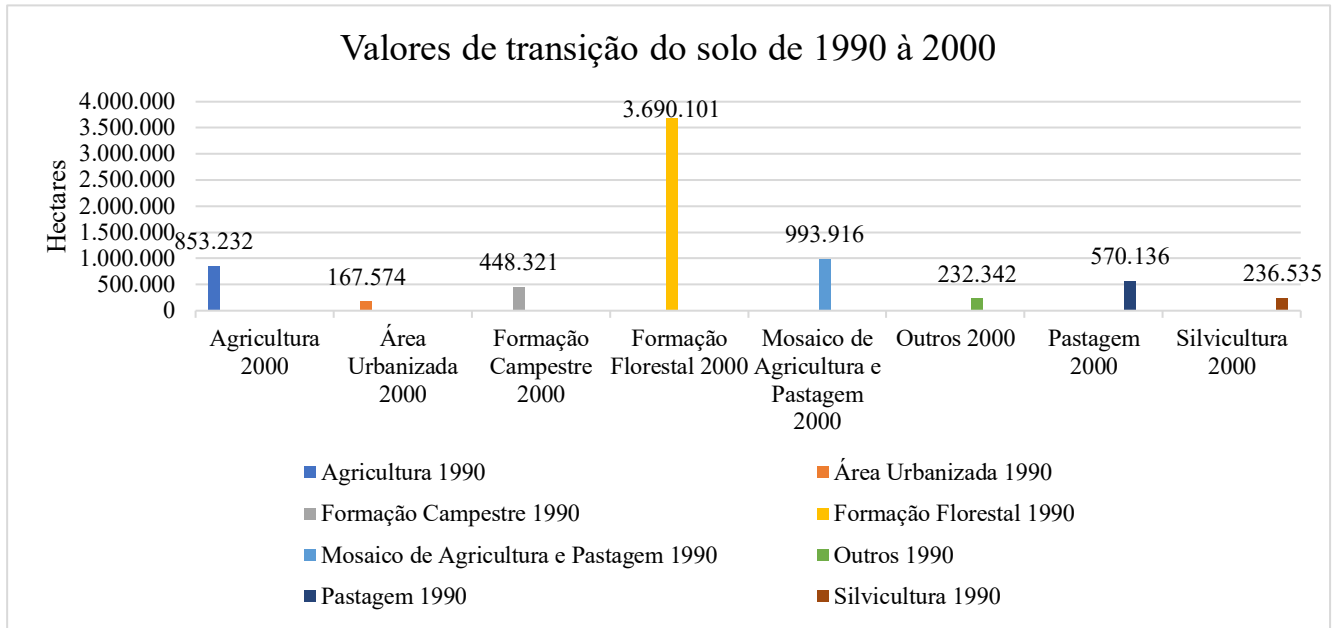
Tentando diminuir a degradação que ocorria na mata atlântica, em 25 de setembro de 1990 o governo federal publicou o Decreto nº 99.547 (BRASIL, 1990), cujo Artigo 1º vetou por prazo indeterminado o corte e a respectiva exploração da vegetação nativa da Mata Atlântica em todo o Brasil. Contudo, a redução da formação florestal foi de 116.026 hectares, a mais expressiva dentre os valores de área convertida.

Pesquisas anteriores do extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) apresentam dados de área reflorestada e floresta nativa de 1980 em Santa Catarina: a área reflorestada foi de 215.700 hectares, valores próximos aos observados pelo MAPBIOMAS em 1990 (265.841 ha), com uma diferença de 50.141 ha; no entanto, os valores de floresta nativa (3.191.700 ha) observados pelo IBDF em 1980 divergem em cerca de 996.114 hectares a menos se comparado com os valores observados pelo MAPBIOMAS para 1990 (4.187.814 ha).

A mudança da cobertura da terra em Santa Catarina entre 1990 e 2000 abrange todos os usos do solo classificados pelo MAPBIOMAS, onde os valores de área (hectares) não convertidos para outros usos do solo podem ser observados nos resultados da figura 29. Quanto a expressividade dos valores, a formação florestal foi a cobertura da terra que apresentou maiores valores, com 3.690.100,51 hectares, seguido por mosaico de agricultura e pastagem com 993.915,91 hectares e agricultura com um total de 853.232,38 hectares. Esses

dados podem ser entendidos a partir da quantidade de área conservada em sua determinada cobertura da terra no final da década.

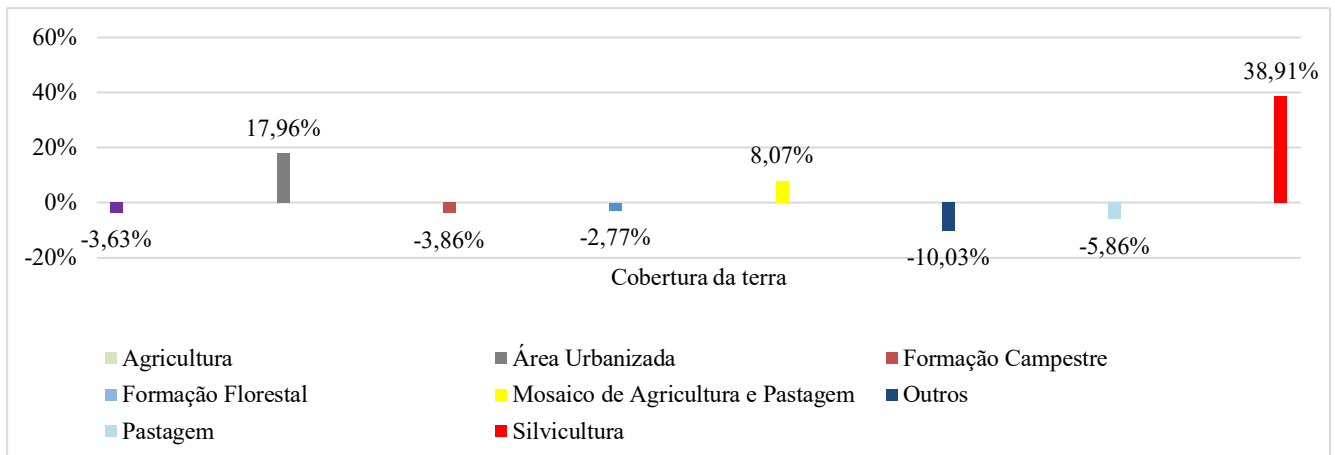
Figura 29: Classes de cobertura da terra que não sofreram alterações entre 1990 e 2000 no estado de Santa Catarina.



Fonte: Autor, 2022.

Também é possível observar a relação das classes de uso e cobertura da terra que apresentaram alterações de área no período: a silvicultura teve um acréscimo de área de 39,91%, seguido de área urbanizada com 17,96%; por outro lado, a cobertura da terra denominada outros obteve um decréscimo de 10,03% de sua área, seguido pela classe pastagem com 5,86% de área. Apesar da classe silvicultura apresentar valores relativos mais expressivos no incremento de área, o ganho de tamanho área mais relevante observado foi do mosaico de agricultura e pastagem, como apresentado nas figuras 30.

Figura 30: Transição do solo (1990 a 2000).



Fonte: Autor, 2022.

6.1.2 Transição do solo de Santa Catarina entre 2000 à 2010.

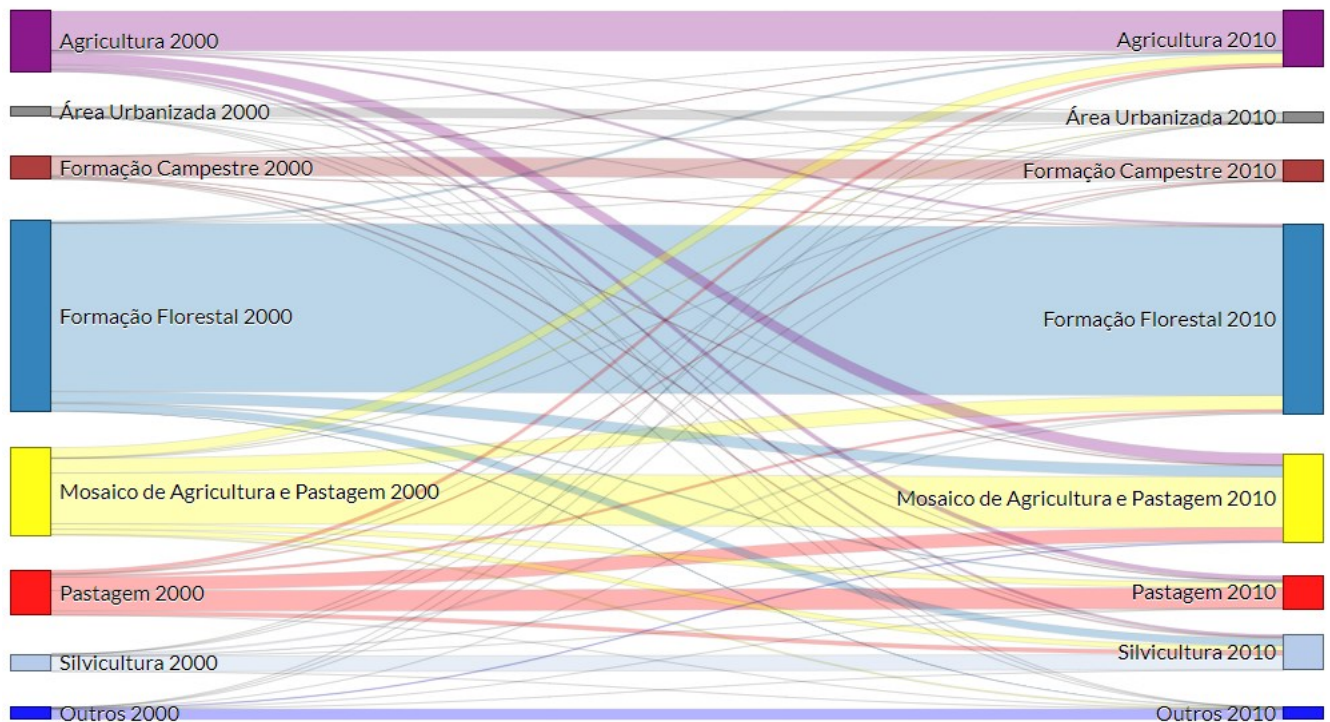
Segundo os dados da tabela 3, que mostram as transições entre classes de cobertura da terra no período, os valores que tiveram maiores conversões de uso de solo foram: mosaico de agricultura e pastagem que se transformaram em formação florestal, com 309.954,68 hectares convertidos; pastagens que foram transformadas em mosaico de agricultura e pastagem, com área de 283.190,10 hectares; e agricultura que foi convertida em formação florestal em 2010 com 244.077,32 hectares. Devido às transições do solo em diversas áreas, tem-se a melhor representação no diagrama de Sankey (figura 31), onde pode ser observado a partir da complexidade do fluxo recorrente devido a transição de cobertura da terra transformado em outra cobertura da terra apresentado de forma mais dinâmica.

Tabela 3: Transição de classes de cobertura da terra no estado de Santa Catarina entre 2000 - 2010.

COBERTURA DA TERRA	Agricultura 2010	Área Urbanizada 2010	Formação Campestre 2010	Formação Florestal 2010	Mosaico de Agricultura e Pastagem 2010	Outros 2010	Pastagem 2010	Silvicultura 2010
Agricultura 2000	847.167	2.542	1.584	48.669	244.077	4.775	96.821	48.026
Área Urbanizada 2000	27	197.474	1,71	92	394	516	37	0,89
Formação Campestre 2000	11.860	180	406.186	17.827	18.629	479	19.173	27.966
Formação Florestal 2000	45.772	2.306	6.870	3.591.954	231.309	9.765	24.154	159.651
Mosaico de Agricultura e Pastagem 2000	215.706	9.705	6.629	309.954	1.085.106	22.870	116.922	108.693
Outros 2000	1.735	2.463	132	1.666	23.581	226.090	2.177	1.091
Pastagem 2000	74.235	1.797	25.182	49.552	283.190	3.244	440.339	85.067
Silvicultura 2000	1.531	52	79	28.646	10.719	740	1.757	325.759

Fonte: Autor, 2022.

Figura 31: Gráfico de Sankey das classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 2000 e 2010.

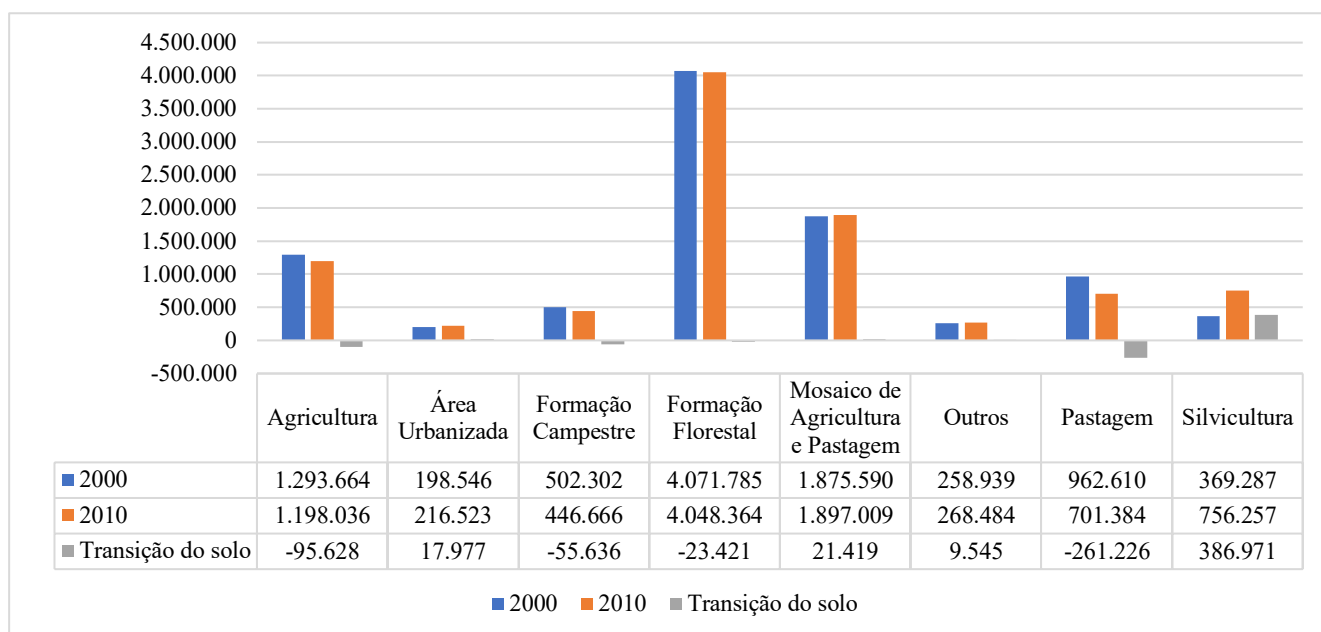


Fonte: Autor, 2022.

Quanto aos dados gerais da transição das classes de cobertura da terra é possível observar na figura 32 que as classes agricultura, formação campestre, formação florestal e pastagem tiveram uma redução em sua área; por outro lado, as classes área urbanizada,

silvicultura, outras áreas e mosaico de agricultura e pastagem tiveram um acréscimo de área. Ressalta-se que as áreas de silvicultura apresentaram um aumento exponencial de área total no estado de Santa Catarina, com 386.970,76 hectares em um período de 10 anos; enquanto que as pastagens tiveram as maiores reduções de área para o mesmo período, com cerca de 261.226,45 hectares.

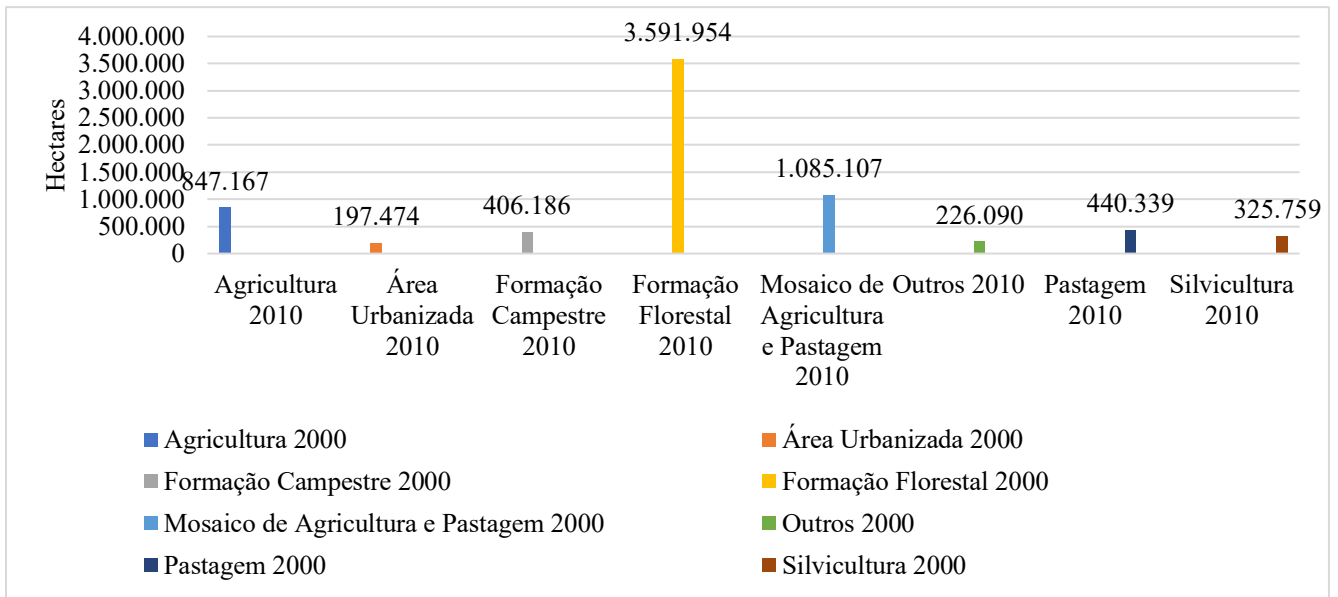
Figura 32: Transição total das classes de cobertura da terra durante o período de 10 anos (2000 a 2010).



Fonte: Autor, 2022.

Podem ser observados na figura 33 os valores não convertidos que são valores resultantes ao final da década. Quanto a expressividade dos valores absolutos, a formação florestal foi a classe que apresentou maior área com 3.591.954,43 hectares, seguida pelo mosaico de agricultura e pastagem com 1.085.106,81 hectares e agricultura com um total de 847.167,02 hectares. Os valores de conservação dispõem das áreas em hectares mais expressivas em valor total conservado. São áreas importantes para o estudo deste trabalho, pois são áreas que mantem a mesma atividade em um período de 10 anos, refletindo diretamente no ECOT.

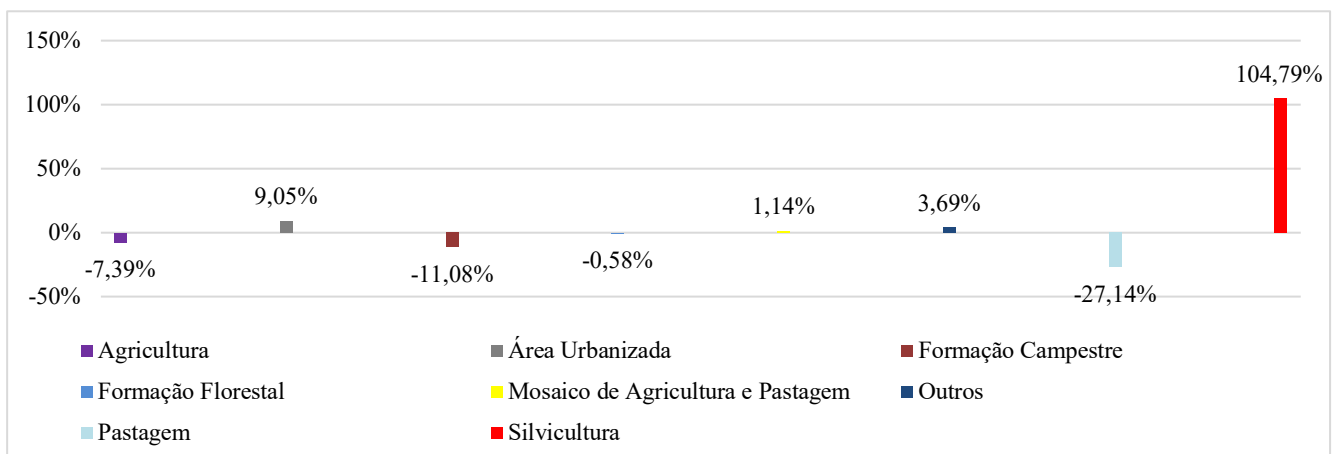
Figura 33: Classes de cobertura da terra não convertidas em outras classes ao longo do período (2000 - 2010).



Fonte: Autor, 2022.

Em relação às transições entre classes de cobertura da terra foi possível observar que a classe silvicultura apresentou acréscimo de área de 104,79% durante o período, seguido de área urbanizada com 9,05%. Por outro lado, a classe pastagem apresentou uma redução de 27,14% de sua área, seguida pela formação campestre com 11,08%. Contudo, mesmo que os valores de silvicultura tenham sido mais expressivos no incremento de área, quando comparados aos valores totais do estado de Santa Catarina, sua expressividade em área absoluta é menor do que formação florestal e mosaico que agricultura e pastagem, devido aos seus valores absolutos de ocupação do solo, como apresentado nas figuras 34.

Figura 34: Transição entre classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 2000 - 2010.



Fonte: Autor, 2022.

6.1.3 Transição do solo de Santa Catarina entre 2010 à 2020.

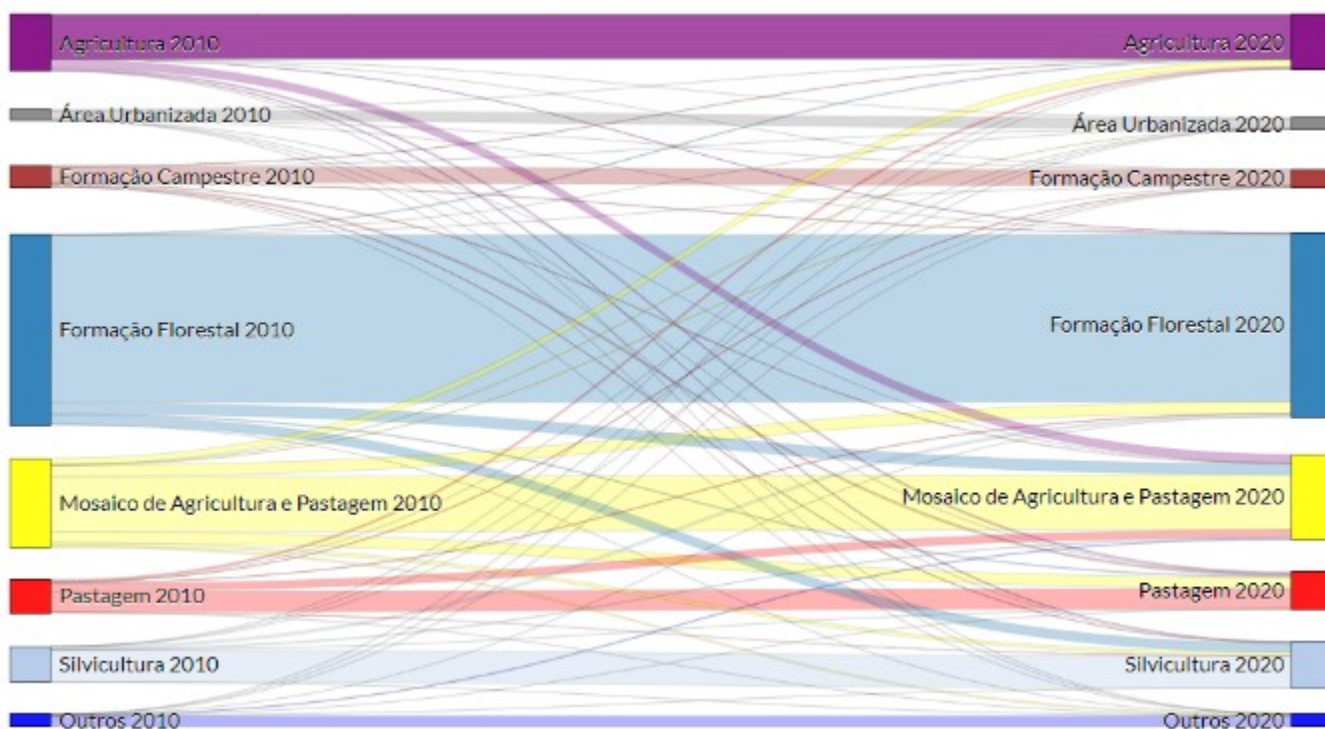
De acordo com os dados elencados na tabela 4, as classes de cobertura da terra que tiveram maiores conversões foram: mosaico de agricultura e pastagem que se transformaram em formação florestal com 232.433,46 hectares convertidos, mosaico de agricultura e pastagem que foi transformado em pastagem com área de 235.290,01 hectares e a área de formação florestal que foram convertidos em mosaico de agricultura e pastagem com 242.641,24 hectares. No diagrama de Sankey (Figura 35), pode-se observar a complexidade do fluxo das transições das classes de cobertura e uso da terra no período de 2010 - 2020.

Tabela 4: Transição de classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 2010 a 2020.

COBERTURA DA TERRA	Agricultura 2020	Área Urbanizada 2020	Formação Campestre 2020	Formação Florestal 2020	Mosaico agricultura e pastagem 2020	Outros 2020	Pastagem 2020	Silvicultura 2020
Agricultura 2010	927.008	1.718	936	16.157	183.336	3.958	41.785	23.133
Área Urbanizada 2010	20	215.596	4	123	272	458	38	6
Formação Campestre 2010	13.179	149	34.0179	14.726	19.087	633	45.939	12.770
Formação Florestal 2010	22.211	1.261	0,00	3.563.556	232.433	3.757	26.522	198.624
Mosaico de Agricultura e Pastagem 2010	134.958	9.014	8.022	242.641	1.167.662	32.104	235.290	67.308
Outros 2010	4.661	1.319	333	2.459	22.309	233.703	1.481	2.213
Pastagem 2010	44.906	1.116	15.371	19.945	168.597	2.987	434.926	13.531
Silvicultura 2010	5.346	66	815	46.314	2.0145	763	4.948	677.857

Fonte: Autor, 2022.

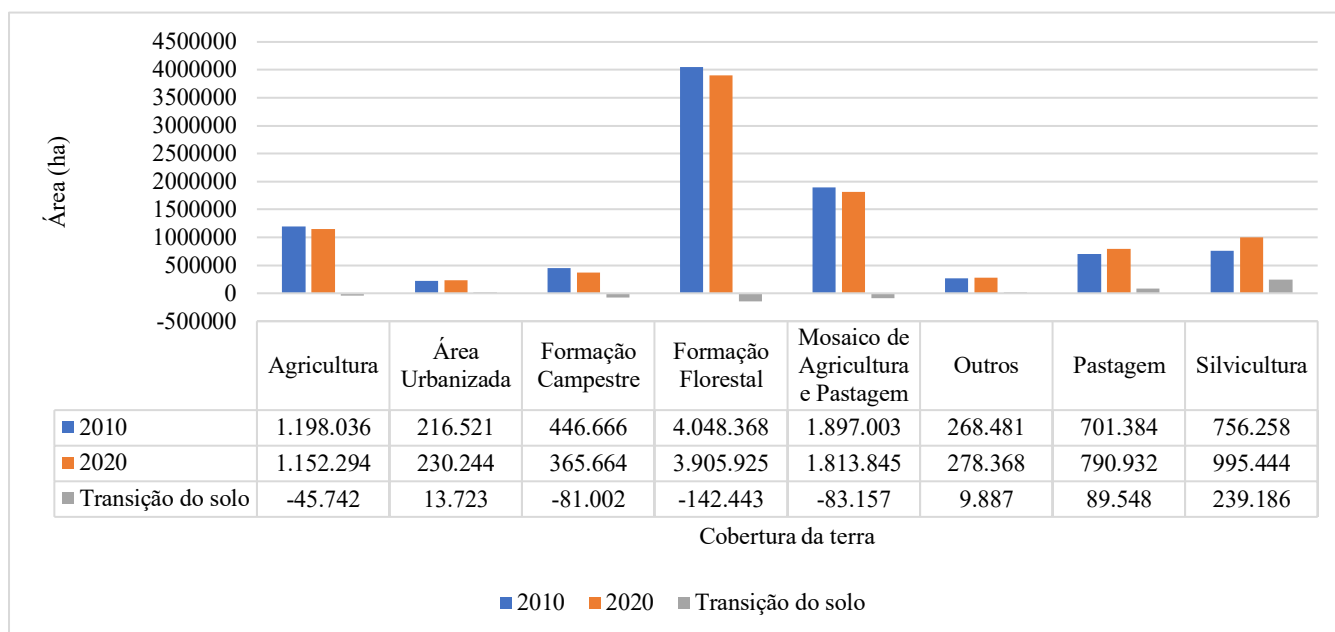
Figura 35: Gráfico de Sankey das classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 2010 e 2020.



Fonte: Autor, 2022.

Quanto aos dados absolutos de transição entre classes de cobertura da terra é possível observar na figura 36 que as classes agricultura, formação campestre, formação florestal e mosaico de agricultura e pastagem tiveram uma redução na sua área; por outro lado, área urbanizada, silvicultura, outras áreas e pastagem mostram um crescimento em área. Pode-se observar que os valores de mosaico de agricultura e pastagem e os valores de pastagem não apresentaram o mesmo avanço da década anterior, onde a classe pastagem perdeu área. Contudo, as áreas de silvicultura apresentaram um acréscimo em sua área total no estado de Santa Catarina com 239.185,76 hectares; enquanto a classe formação florestal apresentou as maiores reduções de área para o mesmo período, com cerca de 142.442,60 hectares. Valores preocupantes para o ecossistema natural de Santa Catarina.

Figura 36: Transição entre classes de cobertura da terra ao longo do período (2010-2020).



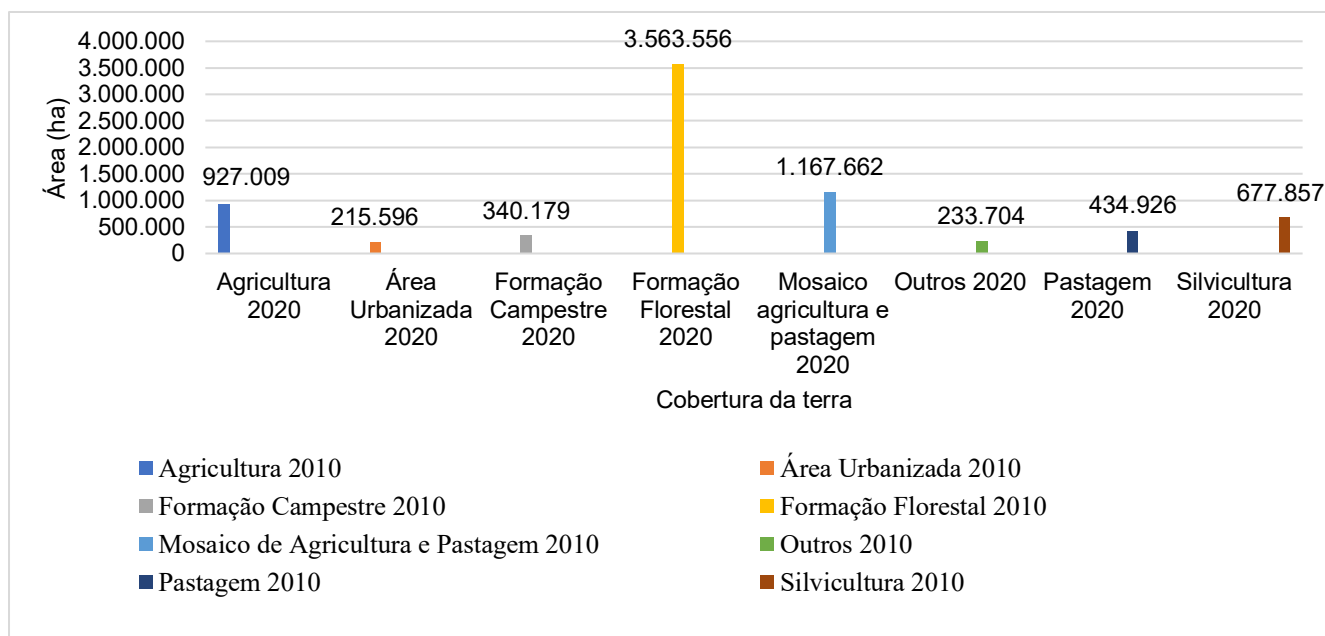
Fonte: Autor, 2022.

De acordo com o relatório anual do Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ) (2020), os valores de área plantada de pinus e eucalipto juntos equivalem a 640.000 hectares para 2019, valor inferior ao apresentado pelo MAPBIOMAS para 2020 (995.444 ha); vale ressaltar que o valor obtido pelo IBÁ é menor do que o valor identificado pelo MAPBIOMAS em 2010 (756.258 ha) para Santa Catarina. No entanto, os valores observados em 2017 para o estado de Santa Catarina apresentados por VIBRANS et. al, (2021), indicam valores de reflorestamento (994.234 ha) próximos aos valores de silvicultura apresentados pelo MAPBIOMAS em 2020. O mesmo se pode afirmar das classes floresta natural (3.618.071 ha) e área construída/urbana (245.335 ha), se comparadas com as classes formação florestal (3.905.924 ha) e área urbana (230.243 ha) do MAPBIOMAS. Os demais valores são classificados com nomenclaturas e níveis diferentes deste estudo, a classificação mosaico de pastagem e agricultura, por exemplo, não existe, VIBRANS et al. (2021) utiliza a somatória dos valores de agricultura e pastagem/campo (4.202.392 ha); no entanto, o valor é próximo da somatória das áreas das classes agricultura, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem (3.757.071 ha) do MAPBIOMAS anos de 2020.

Figura 37 mostra as informações sobre classes de cobertura e uso da terra não convertidas. Quanto a expressividade dos valores, a formação florestal foi a classe de cobertura da terra que apresentou maiores valores, com 3.563.556,03 hectares, seguida pelo mosaico de agricultura e pastagem com 1.167.662,07 hectares e agricultura com um total de

927.008,86 hectares; Áreas importantes para o estudo deste trabalho, pois são áreas que mantém a mesma atividade em um período de 10 anos, refletindo no ECOT.

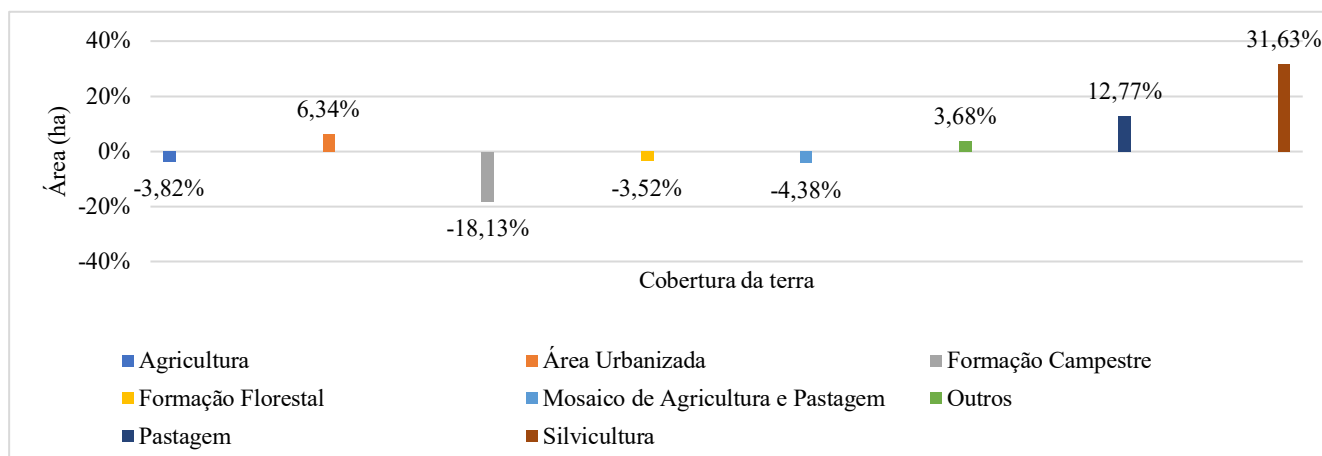
Figura 37: Classes de cobertura da terra não convertidas em outras classes ao longo do período (2010 - 2020).



Fonte: Autor, 2022.

É possível observar qual cobertura da terra mais alterou em relação que tinha em 2010, o que pode ser visto na figura 38. Foi possível observar que a classe silvicultura teve um acréscimo de área de 31,63% em relação à 2010, seguida pela classe pastagem, com 12,77%; por outro lado, a classe formação campestre apresentou uma redução de 18,13%, seguida pela classe mosaico de agricultura e pastagem, com 4,38% de área. É preocupante a redução de área da classe formação florestal, pois esse período é pós “novo código florestal” e da Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, conhecida como Rio+20. Apesar de um grande volume de formação florestal para Santa Catarina identificado nos resultados, Apremavi (2018) e SOS Mata Atlântica (2019) afirmam que as áreas que não foram desmatadas sofreram intensa exploração madeireira e sofreram bastante fragmentações, restando somente 22,9% de florestas naturais nos mais variados graus de conservação; dessa forma as áreas de florestas primárias nunca alteradas no estado de Santa Catarina reduziu.

Figura 38: Transição entre classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 2010 - 2020.



Fonte: Autor, 2022.

6.1.4 Transição do solo de Santa Catarina entre 1990 à 2020.

De acordo com os dados obtidos (tabela 5) as classes de cobertura da terra que apresentaram as maiores conversões foram: agricultura que foi transformada em mosaico de agricultura e pastagem, com 373.762 hectares seguida de mosaico de agricultura e pastagem transformada em formação florestal, com área de 361.594 hectares, e a classe formação florestal que foi convertida em mosaico de agricultura e pastagem, com 335.404 hectares; no diagrama de Sankey (Figura 39) pode-se observar a complexidade do fluxo das transições das classes de cobertura e uso da terra no período de 1990 - 2020.

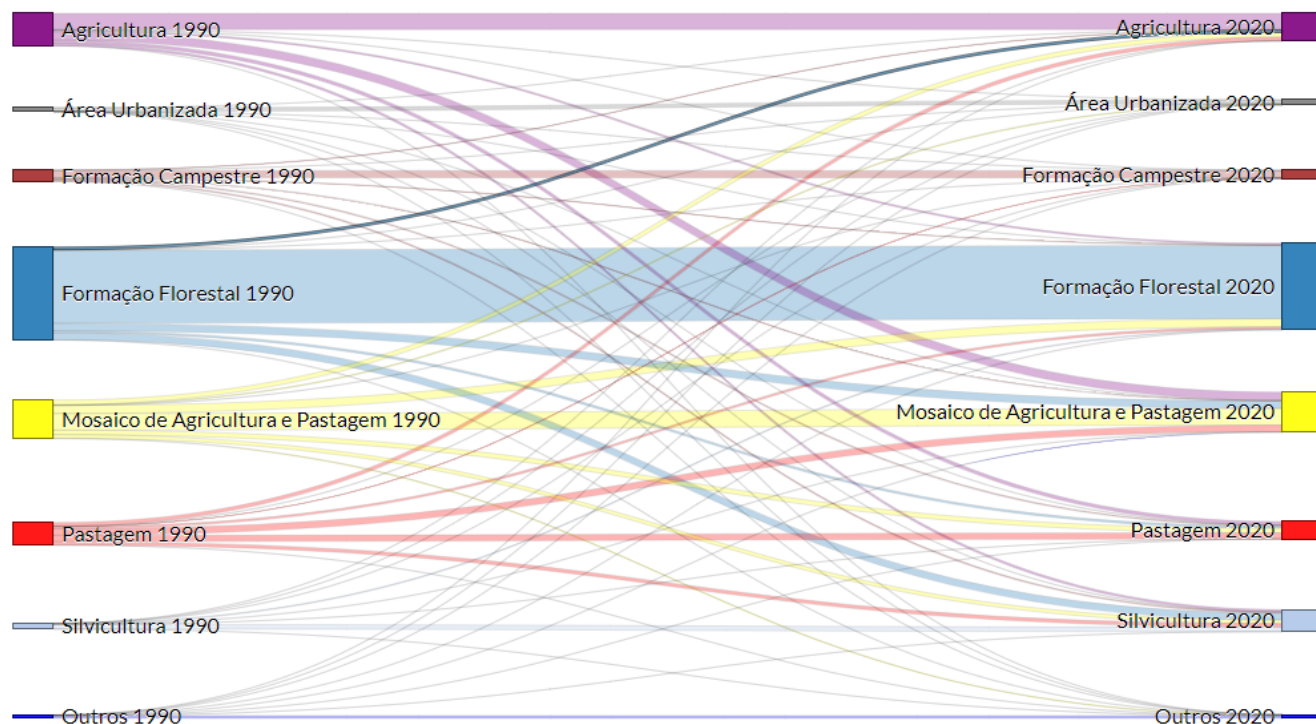
Em um período de 30 anos o estado de Santa Catarina apresentou uma grande conversão de cobertura da terra; formação florestal, pastagem e agricultura foram os mais afetados nesse período, por outro lado a produção de floresta plantada cresceu quase quatro vezes para o ano de 1990, essa mudança no cenário da silvicultura foi gerada a partir de incentivos fiscais. De acordo com Bacha (1991) as medidas tomadas pelo governo federal, a partir de política econômica de expansão do setor de celulose e papel, siderurgia de carvão vegetal, programa de substituição energética e o programa de concessão de incentivos fiscais aos reflorestamentos, foram fundamentais para expansão da silvicultura no sul do Brasil, contribuindo para o crescente aumento de área silvicultural nos últimos anos. Dito isto, destaca-se a necessidade de estudar o comportamento do ECOT para esta atividade que tanto contribuiu para a mudança na cobertura da terra no estado de Santa Catarina, assim como, para as demais afetadas.

Tabela 5: Transição de classes de cobertura e uso de terra em Santa Catarina entre 1990 e 2020.

COBERTURA DA TERRA	Agricultura 2020	Área Urbanizada 2020	Formação Campestre 2020	Formação Florestal 2020	Mosaico agricultura e pastagem 2020	Outros 2020	Pastagem 2020	Silvicultura 2020
Agricultura 1990	732.056	15.602	11.164	72.611	373.762	9.583	155.801	103.207
Área Urbanizada 1990	19	167.367	2	74	142	667	24	1
Formação Campestre 1990	27.512	625	327.868	28.353	3.0317	1.248	51.592	54.699
Formação Florestal 1990	110.756	8.497	8.387	3.301.782	335.404	13.663	93.981	315.267
Mosaico de Agricultura e Pastagem 1990	202.575	28.806	5.293	361.594	748.480	21.246	205.756	160.651
Outros 1990	2.899	1.897	360	7.795	16.710	1.255.82	1.596	356
Pastagem 1990	165.463	7.136	17.077	95.302	293.744	6.981	280.433	157.037
Silvicultura 1990	6.294	281	353	37.882	13.222	266	2.968	204.584

Fonte: Autor, 2022.

Figura 39: Diagrama de Sankey das classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 1990 e 2020.

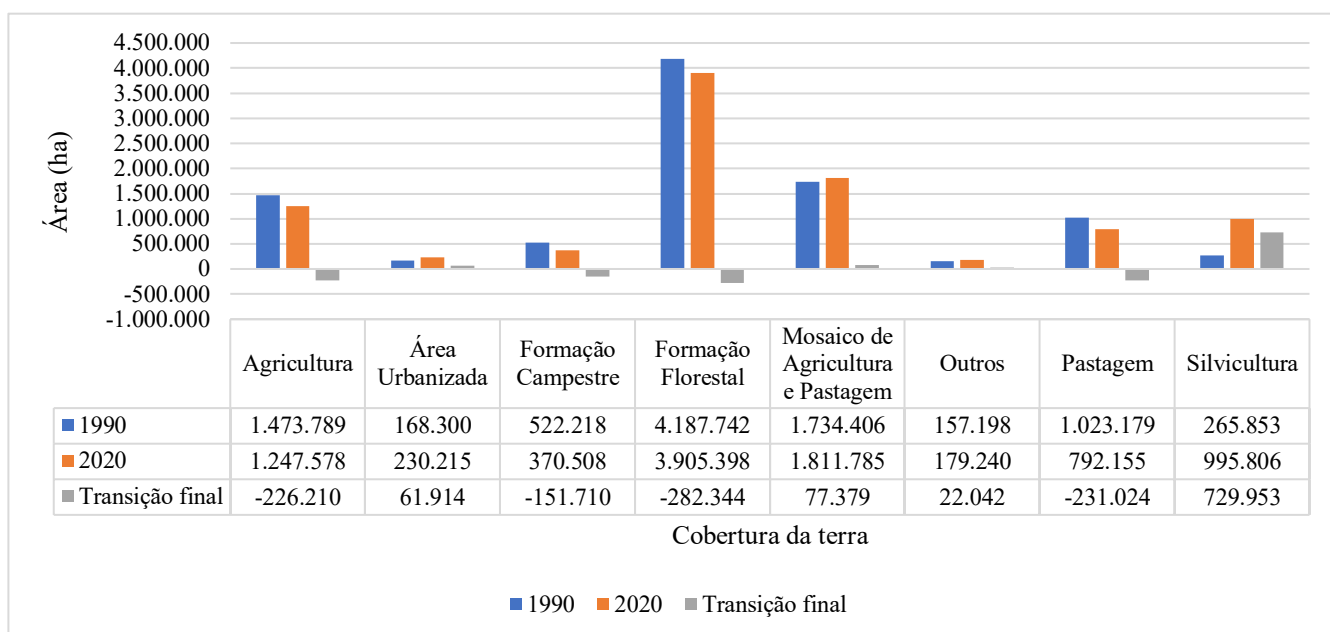


Fonte: Autor, 2022.

Nos últimos 30 anos, a classe de cobertura da terra que mais cresceu em Santa Catarina foi a silvicultura com área expandida de 729.953 hectares (figura 40). Seguida pelo

mosaico de agricultura e pastagem (77.378 ha), área urbana (61.914 ha) e outras atividades (22.042 ha) respectivamente. Por outro lado, formação florestal foi a classe de cobertura da terra que mais foi impactada no período de 1990 - 2020, perdendo cerca de 282.344 hectares, seguida da classe pastagem (231.023 ha), agricultura (226.210 ha) e formação campestre (151.709 ha) respectivamente. Valores preocupantes para o ecossistema natural de Santa Catarina.

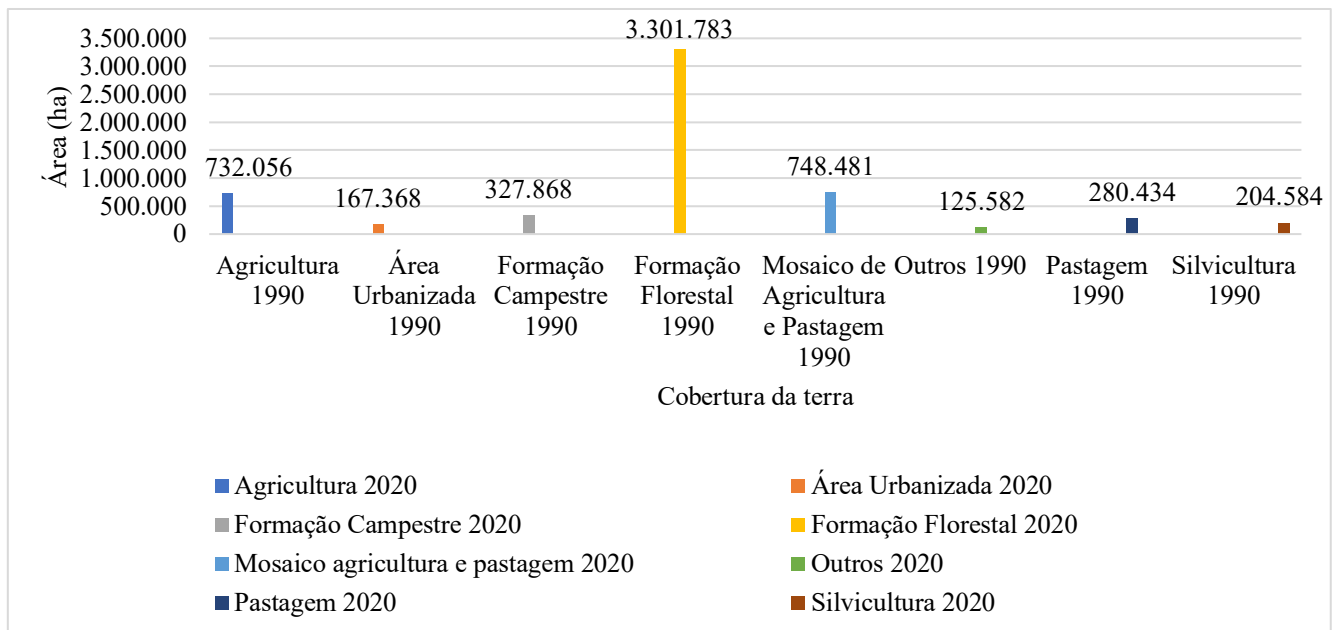
Figura 40: Transição entre classes de cobertura da terra ao longo do período (1990-2020).



Fonte: Autor, 2022.

A Figura 41 mostra as informações sobre classes de cobertura e uso da terra não convertidas. Os valores não convertidos são valores resultantes ao final da década. Quanto a expressividade dos valores, a formação florestal foi a classe que apresentou os maiores valores, com 3.301.782 hectares, seguida pelo mosaico de agricultura e pastagem, com 748.480 hectares e a agricultura, com 732.056 hectares. Os valores recorrentes da transição do solo em 30 anos para Santa Catarina refletem diretamente no ECOT assim como outros fatores ambientais.

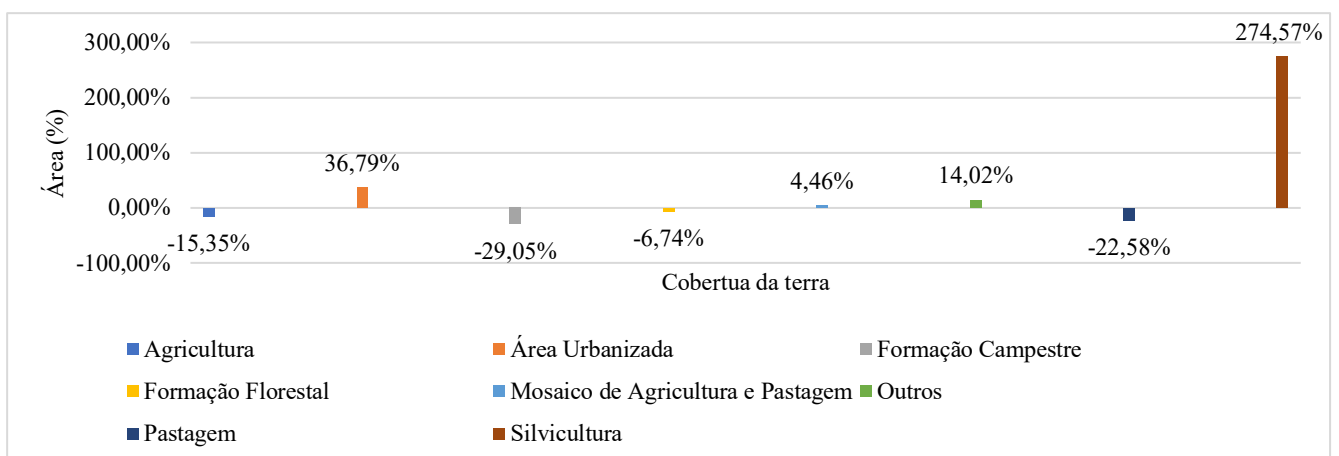
Figura 41: Classes de cobertura da terra não convertidas em outras classes ao longo do período (1990 - 2020).



Fonte: Autor, 2022.

A figura 42 mostra as maiores alterações nas classes de cobertura da terra observadas ao longo do período de 1990 – 2020: a classe silvicultura teve um crescimento de área de 274,57%, seguida pela área urbana 36,79%. Por outro lado, a classe formação campestre apresentou uma redução de 29,05%, seguida pela classe pastagem com 22,58%.

Figura 42: Transição entre classes de cobertura da terra em Santa Catarina entre 1990 - 2020.



Fonte: Autor, 2022.

6.2 O ECOT EM SANTA CATARINA NO ANO DE 1985.

O resultado do cruzamento de dados da cobertura da terra de 1985 obtido a partir dos dados do MAPBIOMAS, com o banco de dados ECOT obtido pelo SoilGrids, estimam que o estoque de carbono para o estado de Santa Catarina em 1985 foi de 714.087.085 toneladas (tabela 6). As zonas agroecológicas são classificadas em: Litoral Norte Vales dos Rios Itajaí e Tijucas (1A), Litoral de Florianópolis e Lagunas (1B), Alto Vale do Rio Itajaí (2A), Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana (2B), Vale do Rio Uruguai (2C), Vale do Rio do Peixe e Planalto Central (3A), Planalto Norte Catarinense (3B), Noroeste Catarinense (3C), Campos de Lages (4A), Alto Vale do Rio do Peixe e Alto Irani (4B) e Planalto Serrano de São Joaquim (5) (tabela 6).

Ao considerar todas as classes de cobertura da terra e a área territorial em que ocorre a sobreposição dos bancos de dados, a abrangência espacial equivale a 8.949.515 hectares, 595.075 hectares a menos do que a área territorial oficial do estado de Santa Catarina, isto ocorre devido a área classificada pelo SoilGrids não classificar rios e não fragmentar os pixels de borda, reduzindo a área observada, os dados do MAPBIOMAS apresentam o mesmo em classificações mais antigas, melhorando sua performance de aprendizagem com o decorrer do tempo. Os dados demonstram que o ECOT de formação florestal (326.931.921 t), mosaico de agricultura e pastagem (148.656.968 t), pastagem (83.138.833 t) e agricultura (74.845.716 t) são os principais contribuintes para o estoque de carbono orgânico total contabilizado para o estado de Santa Catarina.

Tabela 6: ECOT do SoilGrids para cada cobertura da terra do MAPBIOMAS em Santa Catarina.

COBERTURA DA TERRA	Média ECOT (t/ha)	Área (ha)	ECOT Total (t)
Agricultura	83,44	938.770,16	74.845.716,86
Área Urbanizada	80,07	59.193,81	4.007.079,82
Formação Campestre	58,26	533.053,48	43.987.335,06
Formação Florestal	106,05	4.055.423,95	326.931.921,07
Mosaico de Agricultura e Pastagem	235,14	1.929.415,57	148.656.968,17
Outros	82,36	205.372,71	15.198.701,53
Pastagem	182,75	1.030.887,94	83.138.833,60
Silvicultura	85,48	197.398,32	17.320.528,96
Total Geral	114,19	8.949.515,92	714.087.085,07

Fonte: Autor, 2022.

Os valores gerais dos cruzamentos de dados, apresentam-se altos para profundidade de 30cm do solo. De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

(IPCC) a média de estoque de carbono orgânico total do solo para florestas temperadas é de 96 t/ha a 100cm de profundidade do solo; os valores do SoilGrids apresentam um valor médio de 106,05 t/ha em 30cm de profundidade do solo. Ao comparar resultados de diferentes bancos de dados de ECOT nas regiões da China Liang et al. (2019), observa-se que os dados do SoilGrids estão seriamente superestimados, com previsões de ECOT grandes; o mesmo pode ser observado para o estado de Santa Catarina quando observados para todo o território.

Os valores médios de ECOT para as coberturas da terra formação florestal e pastagem foram de 106,05 e 182,75 t/ha respectivamente. Segundo Dortzbach (2015) as áreas atualmente utilizadas com floresta apresentaram maiores teores de COT, quando comparadas com as de pastagem, ressaltando que as maiores reduções ocorrem na camada superficial em áreas de pastagem, podendo ser relacionado com o manejo inadequado adotado. A quantidade de COT presente no solo influencia na quantidade de ECOT, dito isso, observa-se que os resultados do SoilGrids de pastagem apresentando maiores teores de ECOT, são inversos aos de Dortzbach. Em complemento Dortzbach (2015) afirma que o maior armazenamento de COT ocorre em áreas de florestas, mesmo que tenham sido ocupadas anteriormente por pastagem, possibilitando algumas vezes que florestas secundárias tenham um ECOT superior à de florestas primárias.

De modo geral, os dados do SoilGrids mostraram-se muito superestimados para a camada a 30cm de profundidade do solo para o estado de Santa Catarina. O devido fato pode ser recorrente a diversos fatores como: tamanho do pixel, baixa quantidade de dados dentro do estado de Santa Catarina e a falta de um fator de correção temporal dos dados; vale ressaltar que apesar do SoilGrids ainda demandar de avanços científicos, diversos autores buscam melhorar a qualidade dos seus resultados, como Liang et al (2019) que aplicaram o algoritmo *XGBoost* para uma nova modelagem de dados do SoilGrids, encontrando novos dados de ECOT para sua área de estudo.

6.2.1 Estoque de carbono em 1985 nas zonas agroecológicas

Com os resultados apresentados para as zonas agroecológicas do estado de Santa Catarina foi possível observar uma variação nos valores correspondentes ao ECOT por hectare, de acordo com a cobertura da terra, conseqüentemente afetando o valor total de estoque de carbono entre as zonas estudadas (tabela 7).

Dentre os valores apresentados, a formação campestre foi a única cobertura da terra que não esteve presente em todas as zonas agroecológicas, ficando de fora das zonas: Litoral Norte Vales dos Rios Itajaí e Tijucas, Vale do Rio Uruguai e Noroeste Catarinense. Vale

ressaltar que os resultados apresentados pelo SoilGrids para a região do Alto Vale do Rio Itajaí destoam dos demais valores, apresentando valores muito altos se comparados as demais zonas agroecológicas e outros trabalhos publicados; isso eleva o valor total e média dos resultados gerais de estoque de carbono que variam de 91,09 (t/ha) em formação campestre e 1.802 (t/ha) para mosaico de agricultura e pastagem, com média geral de 496,93 (t/ha). Os demais valores médios de ECOT por hectare para os usos da terra variam com mínimo de 59,11 (t/ha) na Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana e máximo de 91,49 (t/ha) no Planalto Serrano de São Joaquim. Vale ressaltar que a baixa amostragem de dados no estado de Santa Catarina é um grande influenciador nos dados médios de ECOT.

Tabela 7: Média de estoque de carbono por hectare para as classes de cobertura da terra nas zonas agroecológicas.

COBERTURA DA TERRA	1A	1B	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	5
Agricultura	66,23	62,54	128,44	57,38	76,21	79,57	86,05	93,13	80,52	93,84	93,88
Área urbanizada	67,84	61,50	110,09	57,97	76,67	78,67	82,67	87,38	85,53	88,02	84,38
Formação campestre	0,00	56,19	91,09	58,27	0,00	82,16	87,52	0,00	81,92	91,15	92,55
Formação florestal	69,07	61,83	378,82	61,18	76,94	82,47	86,05	85,90	81,85	89,84	92,63
Mosaico de agricultura e pastagem	69,04	61,81	1.802,59	59,21	76,83	81,96	85,91	85,63	82,15	89,86	91,59
Outros	75,45	63,09	111,24	61,06	73,94	80,20	86,26	93,66	80,30	89,91	90,90
Pastagem	69,22	60,79	1.225,79	59,01	77,18	81,50	85,97	86,33	83,03	89,30	92,10
Silvicultura	74,27	63,15	127,42	58,80	78,73	88,30	87,92	95,97	83,18	91,04	91,49
Média geral	61,39	61,36	496,93	59,11	67,06	81,85	86,04	78,50	82,31	90,37	91,19

Fonte: Autor, 2022.

Os maiores valores, com exceção dos valores da zona do Alto Vale do Rio Itajaí que apresentaram dados incomuns, concentraram-se na classe silvicultura, apresentando quatro zonas agroecológicas com maiores valores, o Litoral de Florianópolis e Lagunas (1B), Vale do rio Uruguai (2C), Vale do Rio do Peixe e Planalto Central (3A), Planalto Norte Catarinense (3B) e Noroeste Catarinense (3C); agricultura foi maior no Alto Vale do Rio do Peixe e Alto Irani (4B) e Planalto Serrano de São Joaquim (5). O Litoral Norte Vales dos Rios Itajaí e Tijucas (1A), Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana (2B) e Campos de Lages (4A) apresentaram os maiores valores em outros, formação florestal e área urbanizada, respectivamente; os valores contabilizados para a região do Alto Vale do Itajaí (2A) mostraram-se muito elevados em comparação aos demais resultados médios para cada cobertura da terra.

De acordo com resultados de pesquisa de Denardin et al. (2014), os valores encontrados a 30cm de profundidade do solo em Chapecó para três coberturas da terra, são: floresta natural que apresenta o maior estoque de carbono, com 60,79 t/ha⁻¹, seguido pelo plantio de eucalipto e plantio de erva mate, com 47,74 e 27,16 t/ha⁻¹, respectivamente. A área da cidade de Chapecó localiza-se na zona agroecológica Vale do Rio Uruguai (2C); de acordo com os resultados obtidos pelo SoilGrids e MAPBIOMAS, a cobertura da terra que mais se aproxima é formação florestal com 74,94 t/ha, com uma diferença de 14,15 t/ha entre elas. Isto realça as afirmações de Mulder et al. (2016) que para muitas áreas ao redor do mundo, as previsões geradas localmente das propriedades do solo provavelmente seriam significativamente mais precisas do que as previsões do SoilGrids. Os valores de ECOT do SoilGrids apresentaram-se sempre maiores ao ser comparado com outras estimativas (TIFAFLI, GUENET e HATTÉ, 2018). Contudo, as previsões de média de ECOT obtidas por zonas agroecológicas mostraram-se menos superestimadas que as apresentadas anteriormente para todo o estado de Santa Catarina, com exceção do Alto Vale do Itajaí.

Os resultados de ECOT de Locatelli. J. L. (2018) foram: aveia branca (*Avena Sativa*) com 56,07 t/ha, aveia preta com 56,03 t/ha, azevém com 58,01 t/ha, canola com 56,75 t/ha, ervilhaca com 59,94 t/ha, nabo forrageiro com 56,99 t/ha, trevo vermelho com 58,74 t/ha, consórcio entre aveia preta e ervilhaca com 59,02 t/ha e tratamento em pousio com 58,46 t/ha, na latitude 27°16'25''S e longitude 50°30'11''W. Ambos resultados tiveram diferenças de 20 a 23 t/ha dos valores gerado pelo MAPBIOMAS (1985) e SoilGrids, dos quais obtiveram-se valores de 80 t/ha, próximo a média observada de 81,96 t/ha para mosaico de agricultura e pastagem para a mesma localidade geográfica. Segundo os dados do MAPBIOMAS para o ano de 2020, é possível observar que a área ainda permanece como área de mosaico de agricultura e pastagem.

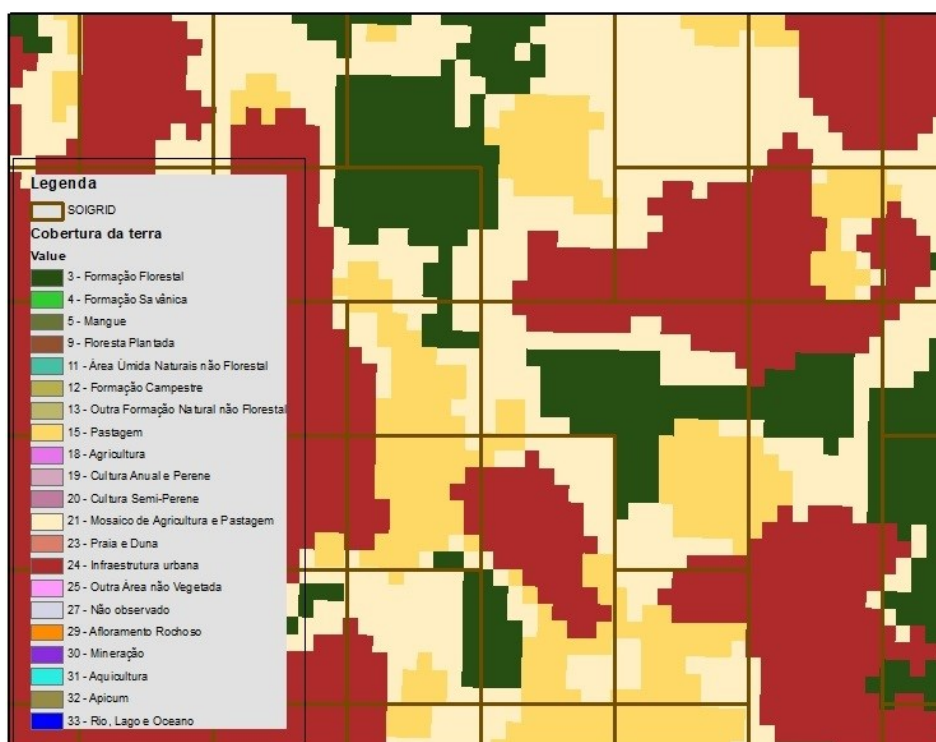
No trabalho de Zanchett Filho (2019), o ECOT foi analisado para métodos de cultivos em 30cm de profundidade, plantio direto (88,5 t/ha), preparo convencional (86,4 t/ha) cultivo mínimo (78,3 t/ha) na cidade de Curitiba/SC. Os valores observados estão próximos aos valores médios da zona agroecológica do Vale do Rio do Peixe e planalto central (78,67 a 88,30 t/ha), onde se encontra a cidade de Curitiba.

Os resultados de Cassol et al (2019) apresentaram variação no ECOT em área de campos naturais (88,5 t/ha), plantio de pinus com idades de 5 (86,4 t/ha), 16 anos (78,3 t/ha) e 21 anos (111,4 t/ha), localizados na região sudeste do planalto de Santa Catarina. O MAPBIOMAS identifica a área de campos naturais como formação florestal, os quatro valores mantiveram seus usos do solo até 2020; no entanto, os valores apresentados pelo

SoilGrids foram formação florestal (101 t/ha), silvicultura 5 anos (104 t/ha), silvicultura 16 anos (89 t/ha) e silvicultura 21 anos (80 t/ha) respectivamente, divergindo inversamente dos valores apresentados no estudo de Cassol et. al. (2019). Isso se dá aos valores do SoilGrids não evoluírem com o tempo, dessa forma, não acompanham a transformação da cobertura da terra.

Vale ressaltar que os valores recorrentes de todas as coberturas da terra apresentadas tiveram grande influência na diferença de resolução espacial de ambos projetos utilizados na comparação de dados, SoilGrids com 250m de resolução espacial e MAPBIOMAS com 30m (figura 43). Deste modo, o mesmo valor expressado em um pixel do SoilGrids se relaciona com diversas coberturas da terra apresentadas pelo MAPBIOMAS, influenciando na precisão dos dados.

Figura 43: Diferentes resoluções espaciais.



Fonte: Autor, 2022.

6.2.2 Transição do estoque de carbono de 1990 à 2020

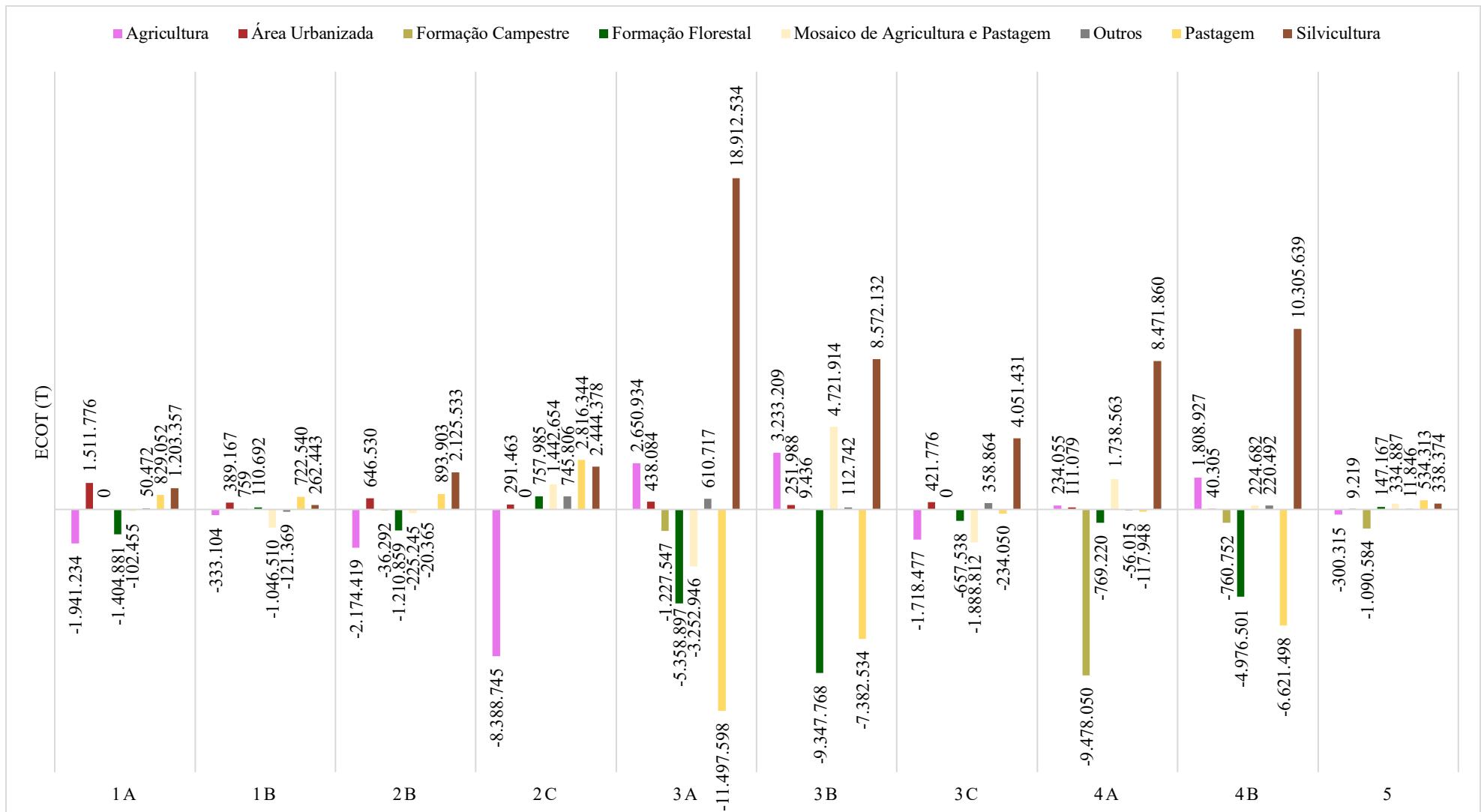
Foram calculados o ECOT para o ano de 1990 (anexo 1) onde foi possível observar os maiores valores para a época nas zonas agroecológicas Vale do Rio do Peixe e Planalto Central (3A) com 66.360.300 (t) em formação florestal, Planalto Norte Catarinense (3B) com 50.592.683 (t) em formação florestal e Campos de Lages (4A) com 31.703.866 (t) em

formação campestre. Enquanto em 2020 (anexo 2) foi observado que os maiores valores permaneceram nas mesmas zonas agroecológicas (3A, 3B e 4A), com alteração apenas na 4A, pois a formação florestal passou a ser a maior nesta, os valores observados foram: 61.001.403 (t), 41.244.916 (t) e 29.878.662 (t) respectivamente, todos os valores observados foram em formação florestal. Os valores da Zona agroecológica do Alto Vale do Itajaí (2A) apresentaram valores extremamente altos, devido a isto, não foram inseridos junto aos demais dados.

Devido à alta mudança na cobertura da terra no estado de Santa Catarina no período de 30 anos, ocorreram modificação nos valores de ECOT para todas as zonas agroecológicas. A alteração de ecossistemas naturais para outros tipos de uso e cobertura da terra afeta a concentração e o armazenamento de COS (ZINN et al. 2005, CALONEGO et al. 2012, LACERDA et al. 2013). De acordo com os resultados da diferença de ECOT dos anos de 1990 à 2020 (figura 44), pode-se observar as zonas agroecológicas que tiveram maior impacto na perda de ECOT em formação natural que foram: Planalto Norte Catarinense (3B), Vale do Rio do Peixe e Planalto Central (3A) e Alto Vale do Rio do Peixe e Alto Irani (4B), com perdas de 9.347.767 (t), 5.358.897 (t) e 4.976.501 (t) respectivamente; com a exceção do Litoral de Florianópolis e Lagunas (1B), Vale do Rio Uruguai (2C) e Planalto Serrano de São Joaquim (5), todos as demais zonas agroecológicas contribuíram na perda de ECOT provenientes de formação florestal.

Em todas as zonas agroecológicas a silvicultura contribuiu para o aumento do ECOT, vale ressaltar que a soma de toda cobertura da terra classificada como silvicultura das zonas agroecológicas correspondeu a 65,82% de todo acréscimo de ECOT em 30 anos. De acordo com Mafra et al. (2008) os reflorestamentos com pinus e araucária mantiveram os ECOT na camada do solo de 0,0-0,4m em níveis equivalentes aos de mata e campo. Realçando a importância da contribuição da silvicultura no crescimento do ECOT para o estado de Santa Catarina na camada 0,0-0,3m do solo.

Figura (44): Alteração do ECOT em Santa Catarina do ano de 1990 à 2020.

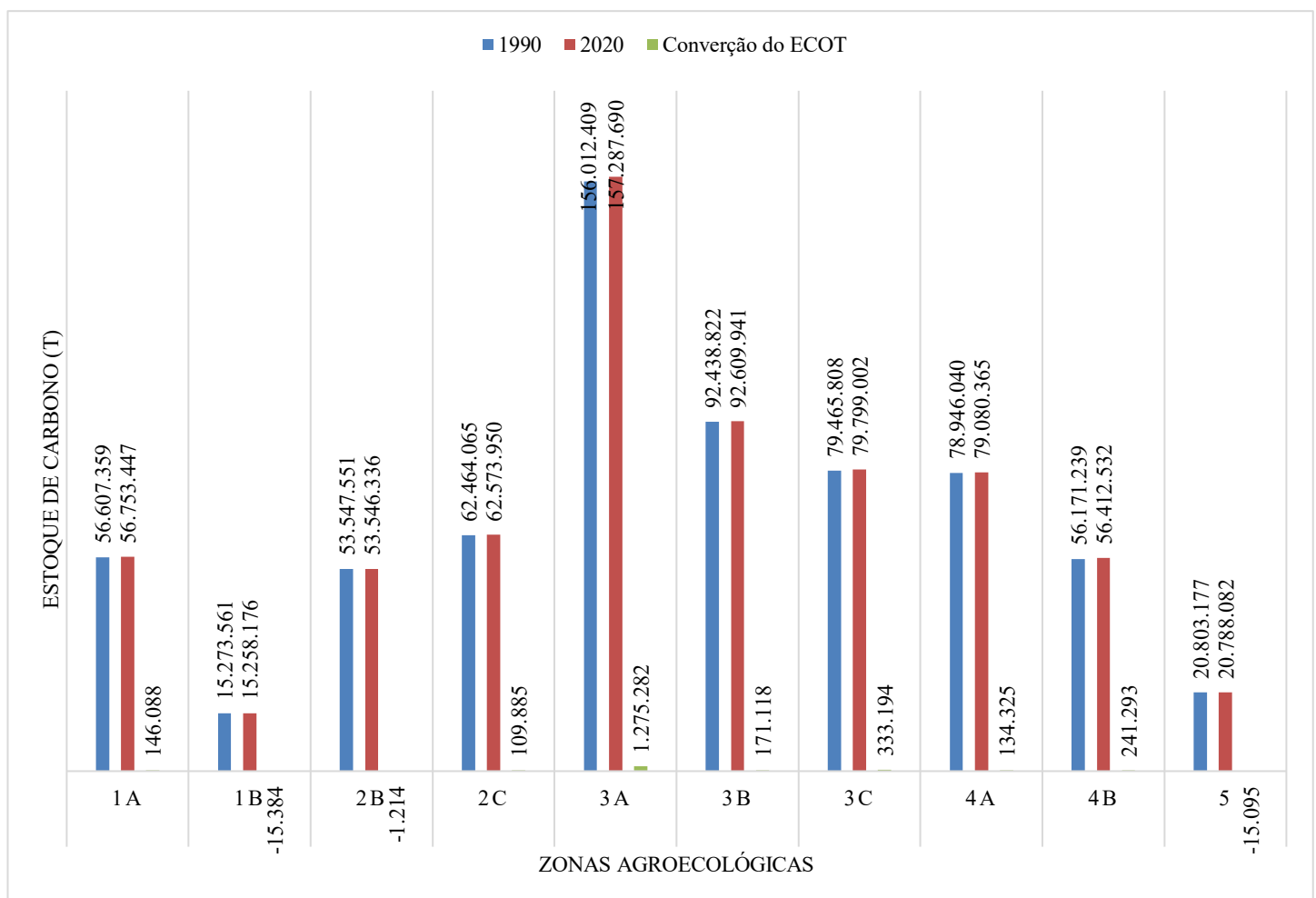


Fonte: Autor, 2022.

6.3 ALTERAÇÃO DO ECOT NAS ZONAS AGROECOLÓGICAS DE SANTA CATARINA EM 30 ANOS

O cruzamento dos bancos de dados do MAPBIOMAS e SoilGrids refletem a transição do ECOT nas zonas agroecológicas do estado de Santa Catarina. De acordo com a figura 45, dentre os resultados a zona agroecológica do Alto Vale do Rio Itajaí (2A) apresentou valores muito elevados de estoque de carbono no solo, apresentando um acréscimo de 90.296.063 toneladas no entre 1990 - 2020. Esse valor é 70 vezes maior que a zona Vale do rio do peixe e planalto central (3A), que apresentou valores de acréscimo de ECOT de 1.275.282 toneladas; que, por sua vez, apresentou um valor de 3,8 vezes maior que a zona Nordeste catarinense (3C) que foi o terceiro maior contribuinte com acréscimo de ECOT no estado, com 333.194 toneladas.

Figura 45: Transição do ECOT nas zonas agroecológicas do estado de Santa Catarina.

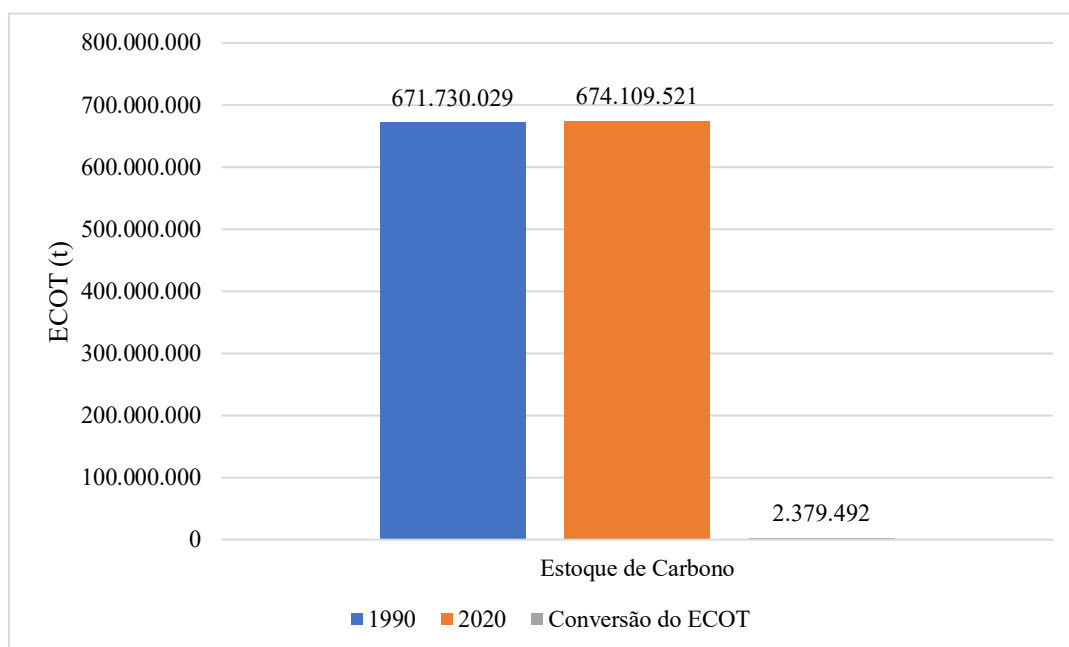


Fonte: Autor, 2022.

A diferença dos dados de ECOT anual não apresenta uma grande variação devido aos dados do SoilGrids que não oferecerem uma evolução dos seus dados disponíveis, sendo assim, não é possível observar a evolução do ECOT no decorrer do tempo, por outro lado o MAPBIOMAS está em uma contínua evolução de sua tecnologia, a cada ano desenvolvendo versões atualizadas. De acordo com resultados de Cassol et al (2019) a variação no ECOT no decorrer dos anos em um mesmo uso e cobertura da terra, como em silvicultura, onde plantio de pinus com idades de 5 (86,4 t/ha), 16 (78,3 t/ha) e 21 (111,4 t/ha) anos, apresentam um acréscimo de ECOT. Deste modo os valores do SoilGrids não apresentam a evolução anual dos seus dados, dificultando a sua projeção no decorrer do tempo. A longo prazo os valores passam a ficar obsoletos.

As zonas agroecológicas que perderam ECOT no final de 30 anos foram: Litoral de Florianópolis e Lagunas (1B) com 15.384 toneladas, Campos de Lages (5) com 15.095 toneladas e Carbonífera, Extremo Sul e Colonial Serrana (2B) com 1.214 toneladas de COS. As perdas de ECOT foram baixas comparadas com os valores carbono do solo que aumentaram no estado de Santa Catarina. De acordo com a figura 46, os valores de transição de ECOT em 30 anos somaram 2.379.492 toneladas de carbono do solo.

Figura 46: Valores totais de ECOT do solo e sua conversão em 30 anos.



Fonte: Autor, 2022.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos no trabalho foi possível observar que os valores médios de ECOT do SoilGrids podem ser úteis para se ter uma noção da quantidade de ECOT para uma determinada região; em conjunto com os dados de cobertura da terra fornecidos pelo MAPBIOMAS foi possível observar o comportamento dos dados médios de ECOT das zonas agroecológicas com a transição do solo. No entanto, é preciso mais informações preditivas nos modelos de quantificação do ECOT; como, mais amostras de solo no estado de Santa Catarina no seu banco de dados e um fator de forma para a evolução dos atributos do solo para com o decorrer do tempo, deste modo, podendo apresentar modelos mais assertivos de predição, baseados na transformação da cobertura da terra.

A estimativa de ECOT da plataforma SoilGrids mostra-se muito elevado para o estado de Santa Catarina em comparação com estudos literários, levando em conta, que há poucas amostras (*wosis*), dentro do território do estado. A região do Alto Vale do Rio Itajaí apresentou valores muito elevados comparados a estudos de ECOT e aos demais resultados apresentados.

O SoilGrids apresenta dados referentes ao passado de Santa Catarina com datas de amostras distintas umas das outras, isso influencia na homogeneidade dos dados. É necessário novos dados e mais treinamento de dados para conseguir uma melhor predição do ECOT para Santa Catarina. Os valores apresentados pelo SoilGrids, com a exceção da região do vale do rio Itajaí, podem ser utilizados como base geral para as estimativas de ECOT nas zonas agroecológicas, no entanto ainda assim é preciso realizar amostras de solo para resultados mais precisos.

Para alcançar dados mais exatos do ECOT é preciso iniciar estudos do carbono do solo em área não alteradas como formações florestais que nunca foram exploradas ou que tenham no mínimo idade de 20 anos de regeneração, desta forma estará em conformidade com a lei quanto à mudança de vegetação secundária para vegetação primária, ainda assim é necessário estudos para melhor predição, por outro lado atividades de uso antrópico precisam ser estudadas para entender melhor o comportamento do ECOT na atividade. Como o estudo de Cassol et al (2019) que apresenta variação no ECOT em plantio de pinus com idades de 5 (86,4 t/ha), 16 (78,3 t/ha) e 21 (111,4 t/ha) anos. Isto realça a afirmação preditiva na plataforma quanto ao fator cobertura da terra e também “tempo de estoque de carbono”, pois estes são fatores importantes para a estimativa de ECOT.

A importância de se ter dados mais precisos de ECOT como variação temporal, podem auxiliar o surgimento de legislação e/ou regulação relacionada ao comércio de

carbono. O novo decreto nº 11.075 de 19/05/2022, abre novos nichos de mercado para o ECOT, o artigo 2º considera o crédito de carbono como um ativo financeiro passível de negociações e valorização. O artigo 11º dispõe sobre as possibilidades de registro do carbono no solo no novo Sistema Nacional de Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SINARE) contanto que esteja em consonância com as regras do artigo 8º do mencionado decreto. Isso implica em uma importância do entendimento do ECOT para o novo mercado que se estabelece. Sendo assim, regiões com maiores capacidades de ECOT passam a ter novos mercados relacionados à conservação do carbono no solo que, inclusive, podem repercutir no reordenamento da cobertura da terra.

De modo geral, os dados do SoilGrids ainda não estão completos para prever o ECOT, pois seus valores não são evolutivos como o estoque de carbono presente na natureza. Os dados do MAPBIOMAS podem servir para caracterizar a evolução dos valores de estoque de carbono, pois o SoilGrids não disponibiliza em sua tabela de atributos a cobertura da terra.

O estado de Santa Catarina apresenta diversos estudos de estoque de carbono, porém esses estudos não compõem o banco de dados do SoilGrids, o que diminui a capacidade preditiva da ferramenta para o estado. É preciso que a comunidade acadêmica e instituições públicas e privadas compartilhem as suas informações para propiciar a evolução necessária nos estudos de ECOT.

Com o cruzamento de dados foi possível observar que a silvicultura teve uma grande contribuição no aumento do ECOT no estado de Santa Catarina, principalmente após incentivos fiscais proporcionados pelo governo; no entanto os maiores contribuintes para o crescimento da silvicultura foram formação florestal, mosaico de agricultura e pastagem e a pastagem, respectivamente. Estudos como o da Zanatta et al (2020) observam que há uma diferença na conversão do ECOT de pastagem para silvicultura, contudo o eucalipto tem um aumento de 11% no ECOT, enquanto o pinus ocasiona uma perda de 6%; a formação florestal ocasiona uma perda de 13% no ECOT quando convertido em plantio de pinus e eucalipto nas camadas 0-20 nos solos brasileiros.

De acordo com os resultados obtidos, as alterações na cobertura da terra não têm levado a uma diminuição dos estoques de carbono orgânico do solo no estado de Santa Catarina. Contudo, devido a diferença de resolução espacial, valores superestimados de ECOT do SoilGrids, a falta de evolução do ECOT ao decorrer do tempo e precisão do MAPBIOMAS em relação a cultivos específicos, pode-se dizer que ainda é necessário que a tecnologia precise se desenvolver ainda mais, para que se possa alcançar precisões melhores do ECOT e analisar seu comportamento no decorrer do tempo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA INTERNACIONAL DE ENERGIA (AIE). **Clean Energy Innovation. Part of Energy Technology Perspectives**. Flagship Report – July 2020. disponível em: <<https://www.iea.org/reports/clean-energy-innovation>>, Acesso em: 06 fevereiro 2021.

AITKENHEAD, M. J. **Mapping peat in Scotland with remote sensing and site characteristics**. European Journal of Soil Science, 68(1), 23–38. 2017.

AITKENHEAD, M.; COULL, M. **Mapping soil profile depth, bulk density and carbon stock in Scotland using remote sensing and spatial covariates**. European Journal of Soil Science, [S. l.], v. 71, n. 4, p. 553–567, 2020.

ALBINO, J.; COELHO, A. L. N.; MUEHE, D.; KLUMB-OLIVEIRA, L.; DIAS, F. C. **Mapping of wave-cut platforms on the coast of Espírito Santo state through remote sensing**. Revista Brasileira de Geomorfologia, [S. l.], v. 21, n. 1, p. 33–44, 2020.

ALPAYDIN, E.; **Introduction to machine learning**. 3 ed. Massachusetts, MIT Press. 2014.

AMORIM, J. V. A.; VALLADARES, G. S.; PORTELA, M. G. T. **CLASSIFICAÇÃO NÃO-SUPERVISIONADA DE IMAGENS RAPIDEYE NO MAPEAMENTO DA COBERTURA DAS TERRAS DO DELTA DO PARNAÍBA, PIAUÍ**. GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais, vol. 12, núm. 1. Universidade Federal do Ceará, Brasil. 2021.

ANDRADE, A. R.; BALDO, M. C.; NERY, J. T. **Variabilidade sazonal da precipitação pluviométrica de Santa Catarina**. Acta Scientiarum, v. 21, n. 4, p. 923-928, 1999.

ANDRADE, D. F.; OGLIARI, P. J. **Estatística para as ciências agrárias e biológicas: com noções de experimentação**. 3ª Edição revisada e ampliada, Florianópolis, SC, Editora da UFSC. 2013.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. **Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental**. Revista brasileira de ciência do solo, 25, 189-197. 2001.

ARAUJO, V. G.; ACCIOLY, P. Use of **Remote Sensing in Estimating Density of Forest Settlements**. Brazilian Journal of Technology, 2(3), 758-783. 2019.

ARAÚJO, A. S. F.; MELO, W. J. **Biomassa microbiana do solo**. Teresina: Serviço de Processamento Técnico da Universidade Federal do Piauí, 2012.

ARROUAYS, D.; BALESSENT, J.; GERMON, J. C.; JAYET, P. A.; SOUSSANA, J. F.; STENGEL, P. **Contribution à la lutte contre l'effet de serre: stocker du carbone dans les sols agricoles de France?**. Paris: INRA, Expertise scientifique collective, Relatório INRA. 332 p. 2002.

ARROUAYS, D.; JOLIVET, C.; BOULONNE, L.; BODINEAU, G.; RATIÉ, C.; SABY, N.; GROLLEAU, E. **Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS)**. Etude et Gestion des Sols, 10(4), 241–250. 2003.

ARROUAYS, D.; LAGACHERIE, P.; HARTEMINK, A. E. **Digital soil mapping across the globe**. Geoderma Regional. 2017.

ASSAD, E. D., PINTO, H. S., MARTINS, S. C., GROppo, J. D., SALGADO, P. R., EVANGELISTA, B., ... & MARTINELLI, L. A. **Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey**. Biogeosciences, 10(10), 6141-6160. 2013.

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DE SANTA CATARINA – ALESC. **Informações municipais**. Disponível em: <<http://www.alesc.sc.gov.br/portal/consultas/informacoesmunicipais.php>>. Acesso em 15 de Junho de 2021.

BACHA, C. J. C. **A expansão da silvicultura no Brasil**. Revista Brasileira de Economia. v. 45, n. 1, p. 145-168, 1991.

BALDOCK, J. A.; NELSON, P. N.; Soil organic matter. In: Sumner, M.E. (Ed.), **Handbook of Soil Science**. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 25–84. 2000.

BALDWIN, M.; KELLOGG, C. E.; THORP, J. **Soil classification**. In: ESTADOS UNIDOS. **Department of Agriculture. Soils and men**. Yearbook of agriculture, Washington, DC. p. 979-1001. 1938.

BARBOSA, C. C. F.; MORAES NOVO, E. M. L.; MARTINS, V. S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações (Vol. 1)**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2019.

BATJES, N. H. **Total carbon and nitrogen in the soils of the world.** European journal of soil science, 47(2), 151-163. 1996.

BATJES, N. H. **Total carbon and nitrogen in the soils of the world.** European Journal of Soil Science, 47(2), 151–163. 1996.

BATJES, N. H. **Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks.** Geoderma, 269, 61–68. 2016.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, E.; DIECKOW, J. **Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till.** Soil and tillage research, 86, 237-245. 2006.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, E. A. **Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol.** Pesquisa Agropecuaria Brasileira, [S. l.], v. 39, n. 7, p. 677–683, 2004.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTINNETO, L.; FERNANDES, S.A. **Organic matter storage in a Sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil.** Soil & Tillage Research, v.54, p.101-109, 2000.

BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L. D. P.; ERNANI, P. R.; ALBURQUEQUE, J. A. **Incremento de carbono e nitrogênio num latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo.** Ciência Rural, 33, 469-475. 2003.

BELLAMY, P. H., LOVELAND, P. J., BRADLEY, R. I., LARK, R. M., & KIRK, G. J. D. **Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003.** Nature, 437(7056), 245–248. 2005.

BERTIN, E. G.; ANDRIOLI, I.; CENTURION, J. F. **Plantas de cobertura em pré-safra ao milho em plantio direto.** Acta Scientiarum. Agronomy, [S. l.], v. 27, n. 3, p. 379–386, 2005.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. **Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 28, 155-163. 2004.

BHAVSAR, P.; SAFRO, I.; BOUAYNAYA, N.; POLIKAR, R.; DERA, D. **Machine Learning in Transportation Data Analytics.** [s.l.] : Elsevier Inc., 2017.

BORTOLUZZI, E. C.; PÉREZ, C. A.; ARDISSON, J. D.; TIECHER, T.; CANER, L. **Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils.** Applied Clay Science, 104, 196-204. 2015.

BOSTOCK, M.; **Sankey Diagram Generator by Dénes Csala, based on the Sankey plugin for D3.** Acessado em: <<https://sankey.csaladen.es>>; 2014

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; REINERT, D. J. **Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio proctor.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, [S. l.], v. 30, n. 4, p. 605–614, 2006.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES (MCTIC). **Cenários do Projeto de Opções de Mitigação de Emissões de Gases do Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil.** 2018. Disponível em: <https://sirene.mctic.gov.br/portal/opencms/paineis/2018/08/24/Opcoes_de_Mitigacao_de_Emissoes_de_Gases_de_Efeito_Estufa.html>, Acesso em: 10 fevereiro 2021.

BUI, E.N.; MORAN, C. J. **Disaggregation of polygons of surficial geology and soil maps using spatial modeling and legacy data.** Geoderma, v.103 p.79-94, 2001.

CALEGARI, A. CASÃO, J.R.; SIQUEIRA, R.; MEHTA, Y.R.; PASSINI, J.J. **Sistema Plantio direto com qualidade.** Londrina: IAPAR; Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional. p. 55-73. 2006.

CALONEGO, J. C.; DOS SANTOS, C. H.; TIRITAN, C. S.; JÚNIOR, J. R. C. **Estoques de carbono e propriedades físicas de solos submetidos a diferentes sistemas de manejo.** Revista Caatinga, 25(2), 128-135. 2012.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; RASCHE ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, L. J. C.; SANTOS, D. R. **Influência da resolução do modelo digital de elevação na determinação do índice topográfico de umidade e na capacidade de predição dos teores carbono orgânico do solo.** Geo UERJ, [S. l.], v. 0, n. 27, p. 144–155, 2015.

CARVALHO, J. L. N., AVANZI, J. C., SILVA, M. L. N., MELLO, C. R. D., & CERRI, C. E. P. **Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 34, 277-290. 2010.

CASSEMIRO, G, H, M.; PINTO, H, B. **Composição e processamento de imagens aéreas de alta-resolução obtidas com Drone.** Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

CASSOL, P. C.; FACHINI, L.; MAFRA, Á. L.; BRAND, M. A.; SIMONETE, M. A.; COIMBRA, J. L. M. **Alterações no carbono orgânico do solo de campo natural submetido ao plantio de *Pinus taeda* em três idades.** Ciência Florestal, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 545, 2019.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. **Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock.** Scientia Agricola, 66, 831-843. 2009.

CHAN, K. Y. **Soil particulate organic carbon under different land use and management.** Soil Use and Management, [S. l.], v. 17, n. 4, p. 217–221, 2003.

CHANDLER, R. E.; WHEATER H. S. **Analysis of rainfall variability using generalized linear models: A case study from the west of Ireland, Water Resour. Res.**, 38(10), 1192, 2002.

COOK R. L; BINKLEY D.; STAPE J. L. **Eucalyptus plantation effects on soil carbon after 20 years and three rotations in Brazil.** Forest Ecology and Management, v. 359, p. 92-98 2016.

CORBEELS, M.; CARDINAE, R.; NAUDIN, K.; GUIBERT, H.; TORQUEBIAU, E. **A meta de 4 por 1000 e o armazenamento de carbono no solo sob sistemas agroflorestais e agricultura de conservação na África Subsaariana.** Soil and Tillage Research, 188, 16-26. 2019.

CORRÊA, J. C.; RÓDIO, L. C.; RIGO, A. Z.; GROHSKOPF, M. A.; REBELLATTO, A.; MAFRA, Á. L. **Carbon fractions and stock in response to solid and fluid organomineral fertilizers in highly fertile soils.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, [S. l.], v. 54, 2019.

COSTA, F. D. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. **Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32, 323-332. 2008.

CUNHA, F. F.; ROTERS, D. F.; MACEDO, R. P.; FARIAS, N.; LACERDA, C. P. **CARBONO TOTAL DO SOLO EM CULTIVO DE PINUS TAEDA SOB CAMBISSOLO HÚMICO NO PLANALTO CATARINENSE.** Revista uniplac. v.3, n.2. 2018.

CURI, N.; LARACH, J. O. I.; KÄMPF, N.; MONIZ, A. C.; FONTES, L. E. F. **Vocabulário de Ciência do Solo.** Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: Campinas, 1993.

DAVIES, J. **The business case for soil.** Nature, 543: 309–311. 2017.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L.; WILDNER, L. D. P.; NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; CERUTTI, T. **Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó-SC.** Ciência Florestal, 24, 59-69, 2014.

DIAS, L. M. S.; COELHO, R. M.; VALLADARES, G. S.; ASSIS, A. C. C.; FERREIRA, E. P.; SILVA, R. C. **Predição de classes de solo por mineração de dados em área da bacia sedimentar do São Francisco.** Revista de Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.51, n.9, p.1396-1404, set. 2016.

DOTTO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D.; TEN CATEN, A.; GRUNWALD, S. **A systematic study on the application of scatter-corrective and spectral-derivative preprocessing for multivariate prediction of soil organic carbon by Vis-NIR spectra.** Geoderma, [S. l.], v. 314, n. September 2017, p. 262–274, 2018.

DUARTE, P. A. **Fundamentos de Cartografia 3a. ed.** Editora da UFSC. Florianópolis. 2008.

EMERSON. **Data Center 2025: Exploring the Possibilities.** Emerson Network Power. 2014.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. **Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes.** Canadian Journal of Soil Science, v.75, p.529-538, 1995.

ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H.; BREMER, E. **Measuring Change in Soil Organic Carbon Storage.** In: CARTER, M.; GREGORICH, E. (Eds.). Soil sampling and methods of analysis. 2nd. ed. Boca Raton: CRC Press, p. 25–38. 2006.

FAO.; ITPS. **Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap) Technical Report.** Acessado em: <<http://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-organic-carbon-estimates>>. 2018.

FECAM - FUNDO ESTADUAL DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO URBANO. **Informações municipais.** Disponível em:<<http://www.fecam.org.br/>>. Acesso em 15 de junho de 2021.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. **Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte.** Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 30, n. 4, 2008.

FIGUEIREDO, S.R. et al. **Uso de regressões logísticas múltiplas para mapeamento digital de solos no Planalto Médio do RS.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.2779-2785, 2008.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; BAYER, C.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. **Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems.** Acta Scientiarum. Agronomy, 36, 379-387. 2014.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER, C. **Adsorção e dessorção de fósforo em solos subtropicais afetados pelo sistema de manejo e mineralogia.** Soil and Tillage Research, 155, 62-68. 2016.

FINK, J. R.; PEDRON, F. D. A. **Aptidão agrícola dos principais solos das áreas de agricultura familiar do Sul do Brasil.** TIECHER, Tales. Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, 34-52. 2015.

FRANKENFIELD, J. **Machine Learning.** Investopedia. Disponível em <<https://www.investopedia.com/terms/m/machine-learning.asp>>. Acesso em: 25 junho. 2021.

FRANZLUEBBERS, A. J.; STUEDEMANN, J. A.; WILKINSON, S. R. **Bermudagrass management in the Southern Piedmont USA. I. Soil and residue carbon and sulfur.** Soil Science Society of America Journal 65(3):834-841. 2001.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D. & MOORE, R. **Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.** Remote Sensing of Environment, 202: 18-27. 2017.

GUEDES, S. F. F. **Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais no Planalto dos Campos Gerais.** Dissertação (mestrado) – Centro de Ciências Agroveterinárias/UDESC. Lages, SC, 47 p. 2005.

GAIDA, W.; BREUNIG, F. M.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. **Correção Atmosférica em Sensoriamento Remoto: Uma Revisão.** Revista Brasileira de Geografia Física, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 229, 2020.

GALARÇA, S. P.; LIMA, C. S. M.; SILVEIRA, G. Da; RUFATO, A. De R. **Correlação de pearson e análise de trilha identificando variáveis para caracterizar porta-enxerto de Pyrus communis L.** Ciência e Agrotecnologia, [S. l.], v. 34, n. 4, p. 860–869, 2010.

GAMA, A. **O uso de machine learning na implementação de manutenção preditiva em usinas termelétricas.** Universidade Federal do Rio de Janeiro/Escola ..., [S. l.], 2017. Disponível em: <http://monografias.poli.ufrj.br/monografias/monopoli10021732.pdf>.

GÉRARD, F. **Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils.** A myth revisited. *Geoderma*, v. 262, p. 213–226, jan. 2016.

GIASSON, E.; CLARKE, R. T.; INDA, A. V.; MERTEN, G. H.; TORNQUIST, C. G. **Digital soil mapping using multiple logistic regression on terrain parameters in southern Brazil.** *Scientia Agricola*, [S. l.], v. 63, n. 3, p. 262–268, 2006.

GIASSON, E.; HARTEMINK, A. E.; TORNQUIST, C. G.; TESKE, R.; BAGATINI, T. **Avaliação de cinco algoritmos de árvores de decisão e três tipos de modelos digitais de elevação para mapeamento digital de solos a nível semidetalhado na Bacia do Lageado Grande.** RS, Brasil. *Ciencia Rural*, [S. l.], v. 43, n. 11, p. 1967–1973, 2013.

GLOBAL CARBON BUDGET 2018. *Earth System Science Data*, v. 10, p. 2141–2194, 2018.

GOMES, S. O.; LIMA, V. N.; CANDEIAS, A. L. B.; SILVA, F. R.; **USO E COBERTURA DOS SOLOS DE PETROLÂNDIA UTILIZANDO MAPBIOMAS.** Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. [S. l.], p. 1–4, 2017.

GONÇALVES, T. G. **Mapeamento Digital De Solos: Predição de classes e atributos para o município de Itajubá.** Minas Gerais. [S. l.], 2019.

GOTARDO, R.; PIAZZA, G. A. **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS CHUVAS NO ESTADO DE SANTA CATARINA.** *Geosul*, Florianópolis, v. 33, n. 67, p. 253-276, mai./ago. 2018.

HAKDAOUI, S.; EMRAN, A.; PRADHAN, B.; QNINBA, A.; BALLA, T. E.; MFONDOUM, A. H. N.; LEE, C. W.; ALAMRI, A. M. **Assessing the changes in the moisture/dryness of water cavity surfaces in imlili sebkha in southwestern morocco by using machine learning classification in google earth engine.** *Remote Sensing*, 12(1):131. 2020.

HENGL, T., HEUVELINK, G. B. M., KEMPEN, B., LEENAARS, J. G. B., WALSH, M. G., SHEPHERD, K. D. TONDOH, J. E. **Mapping soil properties of Africa at 250 m resolution: Random forests significantly improve current predictions.** *PLoS ONE*, 10(6), 1–26. 2015.

HENGL, T.; JESUS, J.M.; HEUVELINK, G.B.M.; GONZALEZ, M.R.; KILIBARDA, M.; BLAGOTIĆ, A.; SHANGGUAN, W.; WRIGHT, M.N.; GENG, X.; BAUERMARSCHALLINGER, B.; GUEVARA, M.A.; VARGAS, R.; MACMILLAN, R.A.;

BATJES, N.H.; LEENAARS, J.G.B.; RIBEIRO, E.; WHEELER, I.; MANTEL, S.; KEMPEN, B. **SoilGrids250m: Global Gridded Soil Information Based on Machine Learning**. PLoS One, 12:e0169748, 2017.

HENGL, T.; JESUS, J.M. D.; MACMILLAN, R.A.; BATJES, N.H.; HEUVELINK, G.B.M.; RIBEIRO, E.; SAMUEL-ROSA, A.; KEMPEN, B.; LEENAARS, J.G.B.; WALSH, M.G.; GONZALEZ, M.R. **SoilGrids1km—global soil information based on automated mapping**. PLoS One, 9:e105992, 113. 2014.

HÖFIG, P.; GIASSON, E.; VENDRAME, P. R. S. **Mapeamento digital de solos com base na extrapolação de mapas entre áreas fisiograficamente semelhantes**. Revista Agropecuária Brasileira, Brasília, v.49, n.12, p.958-966, dez. 2014.

HONGYU, K. **Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente**. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agronômica) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 155p 2015.

HOTELLING, H. **Analysis of a complex of statistical variables into principal components**. Journal of Educational Psychology. Washington, v. 24, n. 6, p. 417-441, 1933.

HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; P. J., Van der Linden.; XIAOSU, D. **2001: Observed Climate Variability and Change. In: Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, [S. l.], p. 881, 2001.

HUGELIUS, G.; BOCKHEIM, J. G.; CAMILL, P.; ELBERLING, B.; GROSSE, G.; HARDEN, J. W.; JOHNSON, K.; JORGENSEN, T.; KOVEN, C. D.; KUHRY, P.; MICHAELSON, G.; MISHRA, U.; PALMTAG, J.; PING, C. L.; O'DONNELL, J.; SCHIRRMESTER, L.; SCHUUR, E. A. G.; SHENG, Y.; SMITH, L. C.; STRAUSS, J.; YU, Z. **A new data set for estimating organic carbon storage to 3 m depth in soils of the northern circumpolar permafrost region**, Earth Syst. Sci. Data, 5, 393–402. 2013

HUGELIUS, G., TARNOCAI, C., BROLL, G., CANADELL, J. G., KUHRY, P., & SWANSON, D. K. **The northern circumpolar soil carbon database: Spatially distributed datasets of soil coverage and soil carbon storage in the northern permafrost regions**. Earth System Science Data, 5(1), 3–13. 2013.

INDUSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). **Relatório IBÁ 2020. Ano base 2019**. São Paulo: Pöyry Consultoria em Gestão e Negócios Ltda, 2017. 66 p. Disponível em:< <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>> Acesso em: 25/06/2022.

IBGE. **Manual técnico de pedologia: Guia Prático de Campo.** Manual técnico de pedologia: guia prático de campo / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 2015.

IBGE. **AGROPECUÁRIO.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropec., v. 7, n. 01036157, p. 1–180, 2017.

JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. **Mudanças no estoque de C do solo em áreas de produção de grãos: avaliação do impacto do manejo de solo. Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa.** Porto Alegre: Genesis, 35-58. (2006).

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; IZAURRALDE, R. C.; ELLERT, B. H.; JUMA, N.; MCGILL, W. B.; ZENTNER, R. P. **Management effects on soil C storage on the Canadian prairies.** Soil Till. Res., 47:181-195, 1998.

JENKINSON, D. S.; HARKNESS, D. D.; VANCE, E. D.; ADAMS, D. E.; HARRISON, A. F. **Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter.** Soil Biology and Biochemistry, 24, 295-308. 1992.

JOLY, F. **A Cartografia 6a. ed. Papirus Editora.** Campinas. 2004.

JOLIVET, C., ARROUAYS, D., BOULONNE, L., RATIÉ, C., & SABY, N. **Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS).** État d'avancement et premiers résultats. Étude et Gestion Sols, 13, 149–164. 2006.

KEMPEN, B.; BRUS, D. J.; DE VRIES, F. **Operationalising digital soil mapping for nationwide updating of the 1:50,000 soil map of the Netherlands.** Geoderma. 2015.

KÖCHY, M.; HIEDERER, R.; FREIBAUER, A. **Global distribution of soil organic carbon Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world.** The Soil, 1(1), 351–365. 2015.

KUMAR, L.; MUTANGA, O. **Google Earth Engine Applications Since Inception: Usage, Trends, and Potential.** Remote Sensing. 10(10), 1509. 2018.

LACERDA, K. A. P.; CORDEIRO, M. A. S.; VERGINASSI, A.; SALGADO, F. H. M.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. **Atividade do carbono orgânico, biomassa e microbiana em um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo.** Revista de

Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences, 56(3), 249-254. 2013.

LAGACHERIE, P.; HOLMES, S. **Addressing geographical data errors in a classification tree soil unit prediction.** International Journal of Geographical Information Science, v.11, p.183-198, 1997.

LAGACHERIE, P.; VOLTZ, M. **Predicting soil properties over a region using sample information from a mapped reference area and digital elevation data: a conditional probability approach.** Geoderma, v. 97, p.187-208, 2000.

LAL, R. **Carbon sequestration.** Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci., 363:815-830, 2008.

LAL, R. **Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems.** Global Change Biology, 1–17. 2018.

LAL, R. **Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security.** Science, 304(5677): 1623-1627. 2004.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados.** Oficina de Textos, 2011.

LANNA, A. C.; EL AZANKI, L. R. M. **Propriedades microbiológicas e bioquímicas do solo para validar alternativas de manejo.** Revista Anhangüera, Goiânia, v. 8, n. 1, p. 21-36, jan./dez. 2007.

LEITE, L. F.; GALVÃO, S. R.; HOLANDA NETO, M. R.; ARAÚJO, F. S.; IWATA, B. F. **Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 14, 1273-1280. 2010.

LIANG, Z.; CHEN, S.; YANG, Y.; ZHOU, Y.; SHI, Z. **High-resolution three-dimensional mapping of soil organic carbon in China: Effects of SoilGrids products on national modeling.** Science of The Total Environment, 685, 480-489, 2019.

LORENZ, K.; LAL, R. **Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems.** Springer International Publishing. 2018.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. **Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-**

pecuaria. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, [S. l.], v. 46, n. 10, p. 1269–1276, 2011. a.

LOSS, A.; PEREIRA, M G; SCHULTZ, N; CUNHA DOS ANJOS, L. H.; RIBEIRO DA SILVA, E. M. **Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em diferentes sistemas de produção orgânica.** Idesia (Arica), [S. l.], v. 29, n. 2, p. 11–19, 2011. b.

MACEDO, R. de C.; SCHMITT FILHO, A. L. S.; FARLEY, J. C.; FANTINI, A. C.; CAZELLA, A. A.; SINISGALLI, P. A. D. A. **Mapeamento da cobertura e uso da terra em escala detalhada: um estudo de caso em Santa Rosa de Lima-SC.** Boletim de Ciências Geodésicas, v. 24, p. 217-234, 2018.

MAFRA, A. L; GUEDES, S. F. F.; KLAUBERG, O. F.; SANTOS, J. C. P.; ALMEIDA, J. A.; ROSA, J. D. **Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais.** Revista Árvore, Viçosa-MG, v.32, n.2, p.217-224, 2008.

MAFRA, M. S. H. **Estoque e fracionamento físico do carbono orgânico em Latossolo sob plantio direto com aplicação de dejetos suíno.** 2013.

MAGALHÃES S. S. A; RAMOS F. T; WEBER O. L. S. **Estoques de carbono em Latossolo após trinta e oito anos sob diferentes sistemas de cultivo.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 20, p. 85-91, 2016.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R., BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. **Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes.** Soil and Tillage Research, 133, 75-84. 2013.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas.** São Paulo, Ceres, 251p. 1980.

MANLAY, R. C.; FELLER, M. J. SWIFT. **Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems.** Agric. Ecosyst. Environ. 119:217–233. 2007.

MAURANO, L. E. P.; ESCADA, M. I. S.; **Comparação Dos Dados Produzidos Pelo Prodes Versus Dados Do Mapbiomas Para O Bioma Amazônia.** Anais do XIX Simposio Brasileiro de Sensoramento Remoto, [S. l.], p. 735–738, 2019.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto: (org.).** Brasília: Editora UnB (e-book), 266 p. 2012.

MISHRA, U.; TORN, M. S.; MASANET, E.; OGLE, S. M. **Improving regional soil carbon inventories: Combining the IPCC carbon inventory method with regression kriging.** *Geoderma*, 189, 288-295. 2012.

MOORE, R. T.; HANSEN M. C. **Google Earth Engine: a new cloud-computing platform for global-scale earth observation data and analysis.** AGU Fall Meeting Abstracts. 2011.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O; BRUSSAARD, L. **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros.** Lavras: Editora UFLA, 2008. 768p.

MOTA, F.; GONÇALVES, M.; AGUIAR, M.; ADAMATTI, D. **Google Earth Engine e sua aplicabilidade na gestão de recursos hídricos.** *[S. l.]*, p. 161–170, 2020.

MULDER, V.; LACOSTE, M.; DE FORGES, A.R.; ARROUAYS, D. **GlobalSoilMap France: highresolution spatial modelling the soils of France up to two meter depth.** *Sci. Total Environ.* 573, 1352–1369, 2016.

NEVES, J. P. G. **IMPROVEMENT OF SOILS WITH ENZYMES. ANALYSIS OF THE EFFECT OF THE ORGANIC MATTER** **Melhoramento de solos com recurso a enzimas.** Análise da influência do teor em matéria orgânica Improvement of soils with enzymes . Analysis of the effect of the organic matt. *[S. l.]*, 2018.

NICOLETTI, V.; SILVESTRI, S.; RIZZETTO, F.; TOSI, L.; PUTTI, M.; TEATINI, P. **Uso de sensoriamento remoto para o delineamento de depósitos superficiais de turfa ao sul da Lagoa de Veneza (Itália).** Em IGARSS 2003. 2003 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No. 03CH37477) (Vol. 4, pp. 2881-2883). IEEE. 2003.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). **Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change.** Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014.

PAPA, D. D. A. **Impacto do manejo de precisão em florestas tropicais.** Embrapa Acre. Dissertação (Mestrado) - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz. Piracicaba, 112 p. 2018.

PARADIS, E. **R for Beginners.** Institut des Sciences de l'Evolution. Université Montpellier II. 2005.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; de OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica.** Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE). 2015.

PAUSTIAN, K. **Modelling soil organic matter dynamics-global challenges.** Sustainable management of soil organic matter, 43-95. 2001.

PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; Van NOORDWIJK, M. & WOOMER, P.L. **Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions.** Soil Use Manag., 13:230-244, 1997.

PAUSTIAN, K., LEHMANN, J., OGLE, S., REAY, D., ROBERTSON, G. P. & SMITH, P. **Climate-smart soils.** Nature, 532(7597): 49-57. 2016.

PEJON, O. J.; ZUQUETTE, L.V. **Evaluación del riesgo potencial de erosión de Piracicaba (Brasil).** In: Congreso Nacional y Conferencia Internacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio, Anais. Piracicaba, Brasil. v.2, p.187-195. 1990.

PETTER, F. A.; DE LIMA, L. B.; DE MORAIS, L. A.; TAVANTI, R. F. R.; NUNES, M. E.; DA SILVA FREDDI, O.; MARIMON JR, B. H. **Carbon stocks in oxisols under agriculture and forest in the southern Amazon of Brazil.** Geoderma regional, 11, 53-61. 2017.

POGGIO, L.; LASSAUCE, A.; GIMONA, A. **Modelling the extent of northern peat soil and its uncertainty with sentinel: Scotland as example of highly cloudy region.** Geoderma, 346, 63–74. 2019.

POTES, M. L.; DICK, D. P.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; ROSA, A. S. **Matéria orgânica em Neossolo de altitude: influência do manejo da pastagem na sua composição e teor.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 34:23-32, 2010.

POTTER, R. O.; CARVALHO, A. P.; FLORES, C. A.; BOGNOLA, I. **Solos do Estado de Santa Catarina. Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento.** 2004.

PRATES, A. M. M.; MANZOLLI, J. I.; MIRA, M. A. **Fortes Bustamante.** Geografia física de Santa Catarina. Florianópolis: Ed. Lunardelli, 112 p. 1989.

PRIMIERY S.; MUNIZ A. W.; LISBOA H. M. **Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina.** Floresta e Ambiente, v. 24, e00110314, 2017.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://www.mapbiomas.org>>. Acesso em: 23 agosto. 2020.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 5.0 - **MapBiomas disponibiliza mapas base de imagens de 3m de resolução**. Disponível em <<https://mapbiomas.org/mapbiomas-disponibiliza-mapas-base-de-imagens-de-3m-de-resolucao>>. Acesso em: 24 junho. 2021.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5.0 MapBiomas - País perdeu 24 árvores por segundo em 2020**. Disponível em <<https://mapbiomas.org/pais-perdeu-24-arvores-por-segundo-em-2020>>. Acesso em: 24 junho. 2021.

REGAZZI, A. J. **Análise multivariada, notas de aula INF 766**. Departamento de Informática da Universidade Federal de Viçosa, v. 2, 2000.

REES, R. M.; BALL, B.; WATSON, C.; CAMPBELL, C. **Sustainable management of soil organic matter**. CABI. 2000.

REIS, T. C.; RODELLA, A. A. **Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 26, 619-626. 2002.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2002. 86p.

ROSCOE R.; BODDEY R. M.; SALTON J. C. **Sistema de Manejo e Matéria Orgânica do Solo. Dinâmica da matéria orgânica do solo**. Embrapa: Dourados, 281 p. 2006.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. **Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage 83 chronosequence in a Brazilian Oxisol**. Soil Science Society American Journal v. 65, p.1486-1499. 2001.

SÁ, J. C. M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P. R.; FRIEDRICH, T. **Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil**. Land Degradation & Development, 26(6), 531-543. 2015.

SANTANA M. S.; SAMPAIO E. V. S. B.; GIONGO V.; MENEZES R. S. C.; JESUS K. N.; ALBUQUERQUE E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M. F.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. **Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil.** Geoderma Regional, v. 16, e00205, 2019.

SANTO, R. E. **Utilização da Análise de Componentes Principais na compressão de imagens digitais.** einstein (São Paulo), v. 10, n. 2, p. 135-139, 2012.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo.** Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 491p. 1999.

SANTOS, C.; MACHADO, L. N.; LOSS, A.; DORTZBACH, D. DENSIDADE DO SOLO E ESTOQUES DE CARBONO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE USO DO SOLO. In X Seminário de Pesquisa Interdisciplinar-ISSN 2178-2121. May. 2019

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; FILHO, J. C. DE A.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5. ed., 356 p. rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SANTOS, K. F. dos; BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; DE SOUZA WERNER, R.; WOLSCHICK, N. H.; MOTA, J. M. Contents and stocks of soil organic carbon in different types of land use in the Southern Plateau of Santa Catarina (Brazil). Revista de Ciências Agroveterinárias, [S. l.], v. 18, n. 2, p. 222–229, 2019.

SARMENTO, E. C.; GIASSON, E.; WEBER, E.; FLORES, C. A.; HASENACK, H. **Predição de ordens de solos com alta resolução espacial: resposta de diferentes classificadores à densidade de amostragem.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, 47(9), 1395-1403. 2012.

SCHAEFER, C. E. R.; WELBY, K.; PAIVA, N.; PRUSKI, F. F.; RICARDO, M.; FILHO, A. **Perdas de solo , nutrientes , matéria orgânica e efeitos microestruturais.** [S. l.], n. 1, p. 669–678, 2002.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. **Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos.** Revista Brasileira Ciência do Solo, Viçosa, v. 31 p.123-131. 2007.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A. A.; BATISTELA, O. **Erosão hídrica em cambissolo húmico aluminico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo**

do solo: II. perdas de nutrientes e carbono orgânico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, [S. l.], v. 24, n. 2, p. 437–447, 2000.

SCHIMEL, DS. **Ecossistemas terrestres e o ciclo do carbono.** Biologia de mudança global, 1, 77-91. 1995.

SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry: an analysis of global change.** 2.ed. San Diego: Academic press, 1997. 588p.

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGELKNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. **Persistence of soil organic matter as an ecosystem property.** Nature, v. 478, n. 7367, p. 49–56, 2011.

SEGOND, M. L.; ONOF C.; WHEATER H. S. **Spatial-temporal disaggregation of daily rainfall from a generalized linear model.** J. Hydrol. 331, 674–689. 2006.

SEGOND, M. L.; WHEATER, H. S.; ONOF C. **The significance of spatial rainfall representation for flood runoff estimation: A numerical evaluation based on the Lee catchment.** UK, J. Hydrol., 347, 116– 131. 2007.

SERINALDI, F. **A multisite daily rainfall generator driven by bivariate copula-based mixed distributions.** Journal of Geophysical Research Atmospheres, [S. l.], v. 114, n. 10, p. 1–13, 2009.

SHAMI, S.; GHORBANI, Z. **Investigating water storage changes in iran using grace and chirps data in the google earth engine system.** International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences. 2019.

SHANG, C.; TIESSEN, H. **Organic matter lability in tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations.** Soil Science, v.162, p.795-807, 1997.

SHENG, Y. W.; SMITH, L. C.; MACDONALD, G. M.; KREMENETSKI, K. V.; FREY, K. E.; VELICHKO, A. A.; DUBININ, P. A. **highresolution GIS-based inventory of the west Siberian peat carbon pool.** Global Biogeochemical Cycles, 18(3), AR GB3004. 2004.

SILVA, C. C.; COELHO, R. M.; OLIVEIRA, S. R. M.; ADAMI, S. F. **Mapeamento pedológico digital da folha Botucatu (sf-22-z-b-vi-3): treinamento de dados em mapa**

tradicional e validação de campo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.37, n.4, p. 846-857, 2013.

SILVESTRE, A. L. **Análise de dados e estatística descritiva.** Escolar Editora. 2007.

SIMON, P.; **Too big to ignore: the business case for big data.** 1ed. Hoboken, Wiley. Vol. 72. 2013.

SISTI, C. P.; DOS SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. **Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil.** Soil and tillage research, 76(1), 39-58. (2004).

SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, C. A. **Matéria orgânica em solos de áreas degradadas.** Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais, 2, 495-520. 2008.

SOANE, B. D. **The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects.** Soil and Tillage Research, [S. l.], v. 16, n. 1-2, p. 179-201, 1990.

SOUZA, Jr C.; AZEVEDO, T. **MapBiomass General " Handbook " ATBD R Algorithm Theoretical Base Document & Results.** [S. l.], n. December 2017, p. 24, 2017.

SWIFT, R. S.; **Soil Sci.**, 166, 858, 2001.

TEN CATEN, A.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A.; MENDONÇA-SANTOS, M. D. L. **Regressões logísticas múltiplas: fatores que influenciam sua aplicação na predição de classes de solos.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 35, 53-62. 2011.

TESKE, R.; GIASSON, E.; BAGATINI, T. **Produção de um mapa pedológico associando técnicas comuns aos Mapeamentos Digitais de Solos com delineamento manual de unidades de mapeamento.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 950-959, 2015.

THOMÉ, V. M. R.; ZAMPIERI, S.; BRAGA, H. J.; PANDOLFO, C.; SILVA JÚNIOR, V. P.; LAUS NETO, J.; SOLDATELI, D.; GEBLER, E.; ORE, J. D.; ECHEVERRIA, L.; MATTOS, M.; SUSKI, P. P. **Zoneamento Agroecológico e Socioeconômico de Santa Catarina.** [S. l.], p. 1000, 1999.

THORP, J.; SMITH, G. D. **Higher categories for soil classification.** *Soil Science*, v. 67, n. 2, p. 117-126, Feb. 1949.

TIFAFI, M.; GUENET, B.; HATTÉ, C. **Large Differences in Global and Regional Total Soil Carbon Stock Estimates Based on SoilGrids, HWSD, and NCSCD: Intercomparison and Evaluation Based on Field Data From USA, England, Wales, and France.** *Global Biogeochemical Cycles*, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 42–56, 2018.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; FABIAN, A. J. **Produção de fitomassa por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, [S. l.], v. 43, n. 3, p. 421–428, 2008.

TSAI, Y. H.; STOW, D.; CHEN, H. L.; LEWISON, R.; AN, L.; SHI, L. **Mapping vegetation and land use types in Fanjingshan National Nature Reserve using google earth engine.** *Remote Sensing*, [S. l.], v. 10, n. 6, 2018.

UNCC; THE GLOBAL MECHANISM. **Land Degradation Neutrality Target Setting – A Technical Guide.** (May), 1–68. 2016.

VARELLA, C. A. A. **Análise de Componentes Principais: Análise Multivariada Aplicada as Ciências Agrárias.** Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica – RJ 2008.

VARGAS, C. O. **Formas de carbono e macronutrientes do solo em florestas de Pinus em primeira e terceira rotação no planalto sul catarinense.** Tese (Doutorado em Manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC., 2012. 102 p.

VELAZCO, S. J. E.; GALVÃO, F.; VILLALOBOS, F.; DE MARCO, P. **Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent.** *PLoS ONE*, 12(10), 1–24. 2017.

VELDKAMP, E. **Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation.** *Soil Science Society of America Journal*, [S. l.], v. 58, n. 1, p. 175–180, 1994.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P. H.; KOK, K.; KONING, G. H. J.; PRIESS, J.; BERGSMA, A. R. **The need for scale sensitive approaches in spatially explicit land use change modeling.** *Environmental Modeling and Assessment*, v. 6, p. 111-121, 2001.

VEZZANI, F. M.; CONCEIÇÃO, P. C.; MELLO, N. A.; DIECKOW, J. **Matéria orgânica e qualidade do solo. Fundamentos da matéria orgânica do solo.** Ecosistemas tropicais e subtropicais, 2, 483-494. 2008.

VIBRANS, A. C.; NICOLETTI, A. L.; LIESENBERG, V.; REFOSCO, J. C. KOHLER L. P. de A.; BIZON, A. R.; LINGNER, D. V.; BOSCO, F. D.; BUENO, M. M.; SILVA, M. S. da S.; PESSATTI, T. B. **MonitoraSC: um novo mapa de cobertura florestal e uso da terra de Santa Catarina.** Agropecuária Catarinense, v. 34, n. 2, p. 42-48, 2021.

VICENTE L. C.; GAMA-RODRIGUES E. F.; GAMA-RODRIGUES A. C. **Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil.** Catena v. 182, e104139, 2019.

VIEIRA, F. C. B.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z. L. **Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems.** Soil and Tillage Research, [S. l.], v. 96, n. 1-2, p. 195-204, 2007.

VINCENT, S.; LEMERCIER, B.; BERTHIER, B.; WALTER, C. **Spatial disaggregation of complex Soil Map Units at the regional scale based on soil-landscape relationships.** Geoderma, Rennes, v.311, p. 130-142, 2018.

WIGLEY, T. M. L.; SCHIMMEL, D. S. **The carbon cycle.** Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 292p.

WRIGHT, J.; **Ground and air survey for field scientists.** Oxford: Clarendon Press. 327p, 1982.

XIA, H.; ZHAO, J.; QIN, Y.; YANG, J.; CUI, Y.; SONG, H.; MA, L.; JIN, N.; MENG, Q. **Changes in water surface area during 1989-2017 in the Huai River Basin using Landsat data and Google earth engine.** Remote Sensing, [S. l.], v. 11, n. 15, p. 1-18, 2019.

YANG, C.; CHANDLER, R. E.; ISHAM, V. S.; WHEATER, H. S. **Simulação espaço-temporal de chuva usando modelos lineares generalizados.** Water Resources Research. 41 (11). 2005.

ZANATTA, J. A.; BORDRON, B.; HOLLER, W. A.; RACHWAL, M.; ROSSI, L.; HIGA, R. **Índice de alteração do carbono no solo, em conversões de uso do solo envolvendo plantações florestais no Brasil.** Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E). 2020.

ZELARAYÁN, M. L.; CELENTANO, D.; OLIVEIRA, E. C.; TRIANA, S. P.; SODRÉ, D. N.; MUCHAVISOY, K. H. M.; ROUSSEAU, G. X. **Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.** *Acta Amazonica*, 45, 271-282. 2015.

ZHANG, B; HORN, R.; HALLETT, P. D. **Mechanical Resilience of Degraded Soil Amended with Organic Matter.** *Soil Science Society of America Journal*, [S. l.], v. 69, n. 3, p. 864–871, 2005.

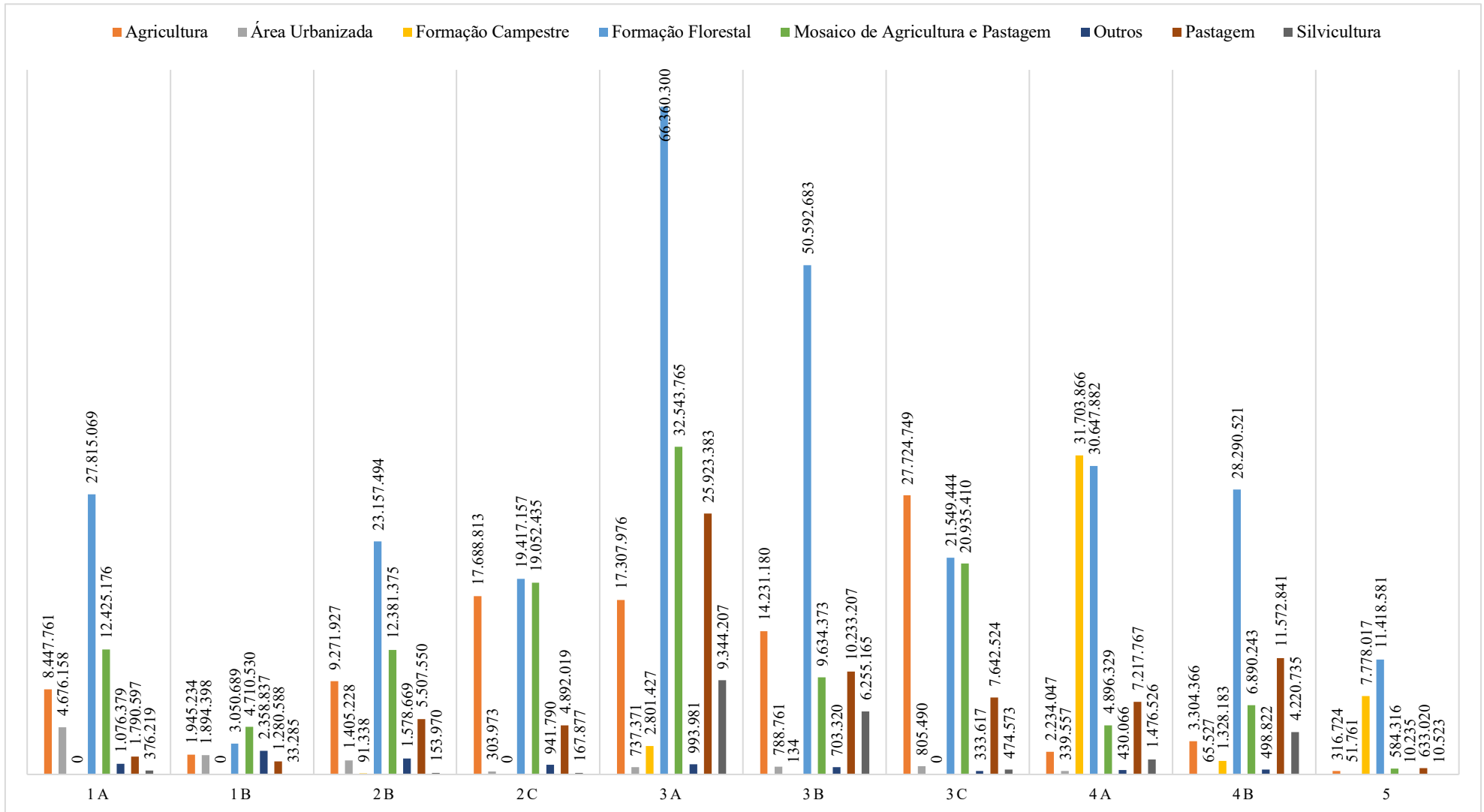
ZHANG, G.; LIU, F.; SONG, X. **Recent progress and future prospect of digital soil mapping: A review.** *Journal of Integrative Agriculture*, [S. l.], v. 16, n. 12, p. 2871–2885, 2017.

ZHANG, H. **Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates.** [S. l.], v. 31, p. 263–275, 1994.

ZHU, A. X. **A similarity model for representing soil spatial information.** *Geoderma*, 77 (24), 217-242. 1997.

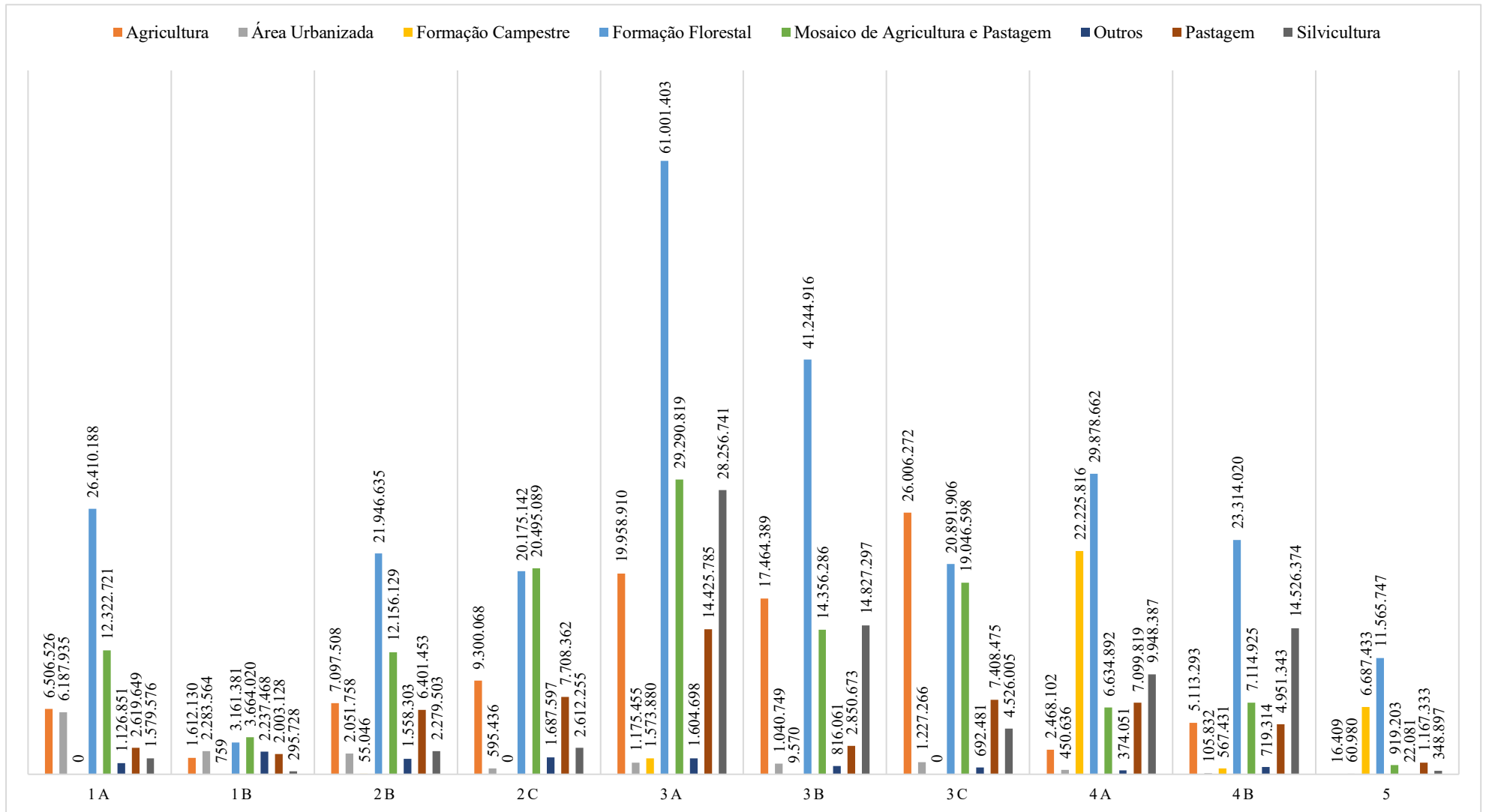
ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. **Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil.** *Soil Till. Res.*, v. 84, p. 28-40, 2005.

APÊNDICE A - ECOT nas zonas agroecológicas de Santa Catarina em 1990.



Fonte: Autos, 2022.

APÊNDICE B - ECOT (t) nas zonas agroecológicas de Santa Catarina em 2020.



Fonte: Autor, 2022