



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GERENCIAMENTO COSTEIRO



**AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DAS RELAÇÕES ENTRE O
CRESCIMENTO URBANO E A DINÂMICA ECOSSISTÊMICA EM
ZONAS COSTEIRAS**

Gabriel Prates Hallal

Rio Grande - RS

Agosto de 2017



AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DAS RELAÇÕES ENTRE O CRESCIMENTO URBANO E A DINÂMICA ECOSSISTÊMICA EM ZONAS COSTEIRAS

Gabriel Prates Hallal

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Gerenciamento Costeiro da Universidade Federal do Rio Grande – FURG, como requisito para obtenção do título de Mestre em Gerenciamento Costeiro. Projeto inserido na linha de pesquisa de Caracterização e Diagnóstico de Sistemas Marinhos e Costeiros.

Orientador:

Prof. Dr. Milton Lafourcade Asmus

Coorientador:

Prof. Dr. Jean Marcel de Almeida Espinoza

Comitê de Avaliação:

Prof. Dr. João Luiz Nicolodi

Prof. Dr. Marcelo Vinicius de La Rocha Domingues

Prof. Dra. Marinez Eymael Garcia Scherer

Rio Grande - RS

Agosto de 2017

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho se deve ao esforço e dedicação de muitas pessoas, e aqui gostaria de agradecê-las no fim deste ciclo tão importante para mim. Primeiramente, à minha mãe Eliane e ao meu pai Jorge pelo apoio incondicional e por tornar essa vitória possível. À Cecília, por acompanhar de perto e incentivar do princípio ao fim. À minha tia Nóris, pela confiança e o carinho. À minha namorada Gabrielle Quadrado, por ter sido fundamental na reta final do mestrado, por me ouvir, me incentivar e pelos momentos juntos que me fazem crescer. Ao meu orientador Milton Asmus, por ter acreditado na ideia desde sua concepção, pelo incentivo em ir adiante, a confiança transmitida e o conhecimento compartilhado. Ao co-orientador Jean Spinoza, para além do exemplo profissional: pela ajuda e paciência em todos os momentos, pela atenção e dedicação em abraçar também este trabalho e me transmitir a tranquilidade necessária e essencial nas horas de maior dificuldade. Aos meus colegas do LABGERCO, pelos momentos de descontração e pelas rodas de café e troca de ideias. Ao Grupo de Pesquisa GC-Ecos, pela contribuição no meu amadurecimento profissional e o intercâmbio de conhecimentos e experiências. Ao Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro (PPGC), pela oportunidade e um agradecimento especial ao coordenador Rafael Sperb e à secretaria (Amândio e Danielle). Aos meus colegas de graduação Abdel Handem, André Brum, André Damião, Bruno Bauer, Felipe Agnes, Gabriel Barbosa, Guilherme Lavarda, Lucas Moura e outros que aqui não me recordo, mas os quais foram fundamentais durante a minha caminhada. Ao colega de profissão e amigo Juliano Coletto, pelos socorros de última hora e pela parceria desde os primeiros passos desta trajetória. Ao curso de geoprocessamento do IFRS – Rio Grande, pelo espaço de capacitação e por me prover das ferramentas fundamentais no desenvolver desta pesquisa e também ao coordenador do curso Miguel Albuquerque, por ter me introduzido à esta área do conhecimento. À CAPES, pelo suporte financeiro.

O tipo de esperança sobre a qual penso frequentemente, compreendo-a acima de tudo como um estado da mente, não um estado do mundo. Ou nós temos a esperança dentro de nós ou não temos; ela é uma dimensão da alma, e não depende essencialmente de uma determinada observação do mundo ou de uma avaliação da situação... [A esperança] não é a convicção de que as coisas vão dar certo, mas a certeza de que as coisas têm sentido, como quer que venham a terminar.

(VÁCLAV HAVEL)

RESUMO

O crescimento da ocupação urbana em zonas costeiras tem ocorrido de forma expressiva nas últimas décadas, afetando a composição e funcionalidade dos ecossistemas que as compõem. Esse trabalho analisou as relações espaço-temporais entre o crescimento urbano e a dinâmica ecossistêmica em zonas costeiras, tomando, como estudo de caso o Município de Garopaba, localizado no litoral centro-sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. Para tanto, estimou-se a evolução da mancha urbana da cobertura do solo para um período de 10 anos, avaliando o efeito do uso urbano costeiro para os ecossistemas e seus serviços. No seu desenvolvimento aplicou-se técnicas de análise de imagens orbitais com técnicas de geoprocessamento, permitindo uma perspectiva espacial e temporal dos sistemas ambientais considerados. A classificação e caracterização de ecossistemas e serviços ecossistêmicos foi realizada através da elaboração de uma Matriz de Ecossistemas, onde são especificados, para cada ecossistema, os serviços gerados, a classificação dos serviços, os benefícios originados pelos serviços e os atores sociais ou atividades por eles beneficiadas. Foi identificado e mapeado o mosaico de ecossistemas naturais e antropizados que compõem os 11.540 hectares do município de Garopaba, para os anos de 2006 e 2016. São eles: marinho adjacente; banhados; costões rochosos e ilhotes; dunas costeiras; lagunas estuarinas; marismas; praias; restingas; mata atlântica (floresta ombrófila densa); área agrícola úmida; campo; solo exposto; e mancha urbana. Em Garopaba houve uma clara alteração quanto a composição relativa dos ecossistemas que compõem o município, como reflexo da expansão da mancha urbana entre os anos em que o processo foi estudado. Em consequência há uma modificação na contribuição relativa dos serviços ecossistêmicos ofertados. Os resultados encontrados permitiram considerações sobre o estabelecimento de uma base de informação para uma Gestão com Base Ecossistêmica de municípios costeiros sob a pressão do processo de urbanização.

Palavras-chave: urbanização costeira, serviços ecossistêmicos, gestão costeira

ABSTRACT

The growth of urban occupation in coastal zones has been occurring in an expressive way in the last decades, affecting the composition and functionality of ecosystems that compose these zones. This study analyzed the spatial and temporal relations between the urban growth and the dynamic of ecosystems in coastal zones, taking, as a case study, the city of Garopaba, located on the south central coast in the state of Santa Catarina, Brazil. For that, the evolution of urban sprawl and soil cover was estimated for a period of 10 years, evaluating the effect of coastal urban uses over ecosystems and its services. During its development, orbital images analyses with geoprocessing techniques were applied, allowing a spatial and temporal perspective of the environmental systems considered. The classification and characterization of ecosystems and its services were made through the development of an Ecosystems Matrix in which are specified, for each ecosystem, the services generated, the classification of services, the benefits originated from the services and the social actors or activities benefited by them. The mosaic of natural and anthropized ecosystems that compound 11.5450 hectares of the city of Garopaba was identified and mapped, for the years of 2006 and 2016. The ecosystems are: adjacent marine environment; wetlands; rocky shores; coastal dunes; estuarine lagoons; salt marshes; beaches; restinga (sandy coastal plain vegetation); Atlantic Forest (ombrophilous dense forest); humid agricultural areas; field; exposed soil; and urban areas. In Garopaba, there was a clear change concerning the relative composition of ecosystems that compound the city as a reflection of urban areas expansion among the years in which the process was studied. In consequence, there is a modification in the relative contribution of the services offered by the ecosystems. The results allowed considerations about the establishment of an information basis for an Ecosystem-based Management of coastal cities under the pressure of urbanization.

Keywords: coastal urbanization, ecosystem services, coastal management

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma metodológico.	14
Figura 2: Mapa de localização da área de estudo. Fonte: O próprio autor.....	22
Figura 3: Mapa temático de uso e cobertura do solo para o ano de 2006 produzido via classificação de imagens orbitais dos sensores Quickbird e TM/LANDSAT-5.	36
Figura 4: Mapa temático de uso e cobertura do solo para o ano de 2016 produzido via classificação de imagens orbitais dos sensores Geoeye e OLI/LANDSAT-8.	37
Figura 5: Gráfico de áreas das classes de cobertura do solo para os anos de 2006 e 2016.....	38
Figura 6: Crescimento urbano sobre as classes de ecossistemas em valores de hectare (acima); e percentagem (abaixo).....	40
Figura 7: Mapa de cruzamento espacial entre a classe duna e a classe área urbana.	43
Figura 8: Mapa de cruzamento espacial entre a classe marisma e a classe área urbana.....	58
Figura 9: Mapa de cruzamento espacial entre a classe banhado e a classe área agrícola úmida.	60
Figura 10: Mapa de cruzamento espacial entre a classe banhado e a classe área urbana.	61
Figura 11: Mapa de cruzamento espacial entre a classe restinga e a classe área urbana.	65
Figura 12: Mapa de cruzamento espacial entre a classe Mata Atlântica e a classe área urbana.	68
Figura 13: Mapa de cruzamento espacial entre a classe Mata Atlântica e a classe campo.....	69
Figura 14: Mapa de cruzamento espacial entre a classe campo e a classe área urbana.....	71
Figura 15: Mapa da área urbana acrescida no município de Garopaba entre 2006 e 2016.....	74
Figura 16: Base ecossistêmica para a gestão costeira (adaptado de Asmus <i>et al.</i> , 2017).....	75
Figura 17: Ranchos de pesca e urbanização na Praia Central de Garopaba, SC.	89
Figura 18: Período de alta temporada na Praia do Siriú em Garopaba, SC.....	90
Figura 19: Crescimento horizontal da mancha urbana em Garopaba, SC.....	91
Figura 20: Ocupação urbana sobre as dunas na Praia da Barra em Garopaba, SC. Destaque para as escarpas nas dunas e presença de vegetação exótica <i>Casuarina sp.</i>	92

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO	v
ABSTRACT.....	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS.....	12
2.1. OBJETIVO GERAL	12
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1. Aquisição de dados de imageamento orbital.....	15
3.2. Métodos.....	15
3.2.1 Pré-Processamento	15
3.2.3. Classificação das imagens para geração de mapas temáticos.....	18
3.2.4. Pós-Classificação	18
3.2.5. Overlay	19
3.2.6. Geração de Mapas Temáticos da Cobertura do Solo.....	19
3.3.3 Classificação dos Serviços Ambientais Ecosistêmicos	20
4.1.Caracterização Geológica e Geomorfológica	23
4.2. Caracterização Meteo-oceanográfica.....	23
5. REFERENCIAL TEÓRICO.....	25
5.1. Gerenciamento Costeiro Integrado	25
5.2. Abordagem Ecosistêmica para a Gestão Costeira.....	26
5.3. Sensoriamento Remoto e Mapeamento de Ecossistemas	28
5.4. Processamento Digital de Imagens e o Mapeamento de Ecossistemas	32
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
6.1. Mapeamento temático do uso e cobertura do solo entre os anos de 2006 e 2016.....	35
6.2. Avaliação dos ecossistemas	41
6.2.1 Ecossistema de Dunas Costeiras	41
6.2.2 Ecossistema Praial.....	45
6.2.3. Ecossistema de Costão Rochoso e Ilhote	48

6.2.4. Ecossistema Marinho Adjacente	50
6.2.5. Ecossistema Lagunar Estuarino.....	53
6.2.6. Ecossistema Marismas	55
6.2.7. Ecossistema Banhado.....	58
6.2.8. Ecossistema Restinga	63
6.2.9. Ecossistema Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa)	65
6.2.10. Ecossistema Campo.....	70
6.2.11. Sistema Urbano	72
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
8. REFERÊNCIAS	78
APÊNDICE	89

1. INTRODUÇÃO

Zona costeira pode ser entendida como região de interação entre o continente, as águas continentais, a atmosfera e o oceano, que envolve processos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos, havendo troca dinâmica de energia e materiais (Seeliger *et al.*, 1998). Nela se encontra a planície costeira, dunas, banhados, marismas e mangues, lagoas, estuários, e oceano adjacente. As interações biológicas e físico-químicas entre solo, plantas, animais e microrganismos; além da base para a biodiversidade, expressão cultural e toda gama de funções e produtos decorrentes dessas interações conferem a esses ambientes uma enorme importância para o desenvolvimento social e econômico em qualquer lugar do planeta (de Groot *et al.*, 2010; Yáñez-Arancibia e Day, 2011).

Do ponto de vista ecológico, os ambientes costeiros são altamente produtivos, e subsidiam um leque de atividades fundamentais ao desenvolvimento da sociedade atual (Lotze *et al.*, 2006; Scherer e Asmus, 2016). Do ponto de vista geológico trata-se de ambientes recentes, formados a partir dos últimos eventos de transgressão e regressão no nível do mar, principalmente no Holoceno, e em constante transformação por processos naturais (Hesp *et al.*, 2009). Do ponto de vista econômico as regiões costeiras possuem caráter estratégico, uma vez que a instalação de indústrias ao longo da costa se beneficia da agilidade no escoamento de produção, seja por vias terrestres ou marítimas (Barragán e Andrés, 2015). A fragilidade dos ecossistemas costeiros decorre do fato de serem ambientes dinâmicos, interligados e recentes no tempo geológico, expostos à alta carga de pressão antrópica além de sua capacidade de regeneração (Folke *et al.*, 2004; Altman *et al.*, 2011).

As zonas costeiras abrigam cerca de metade da população mundial, e concentram a maior parte das atividades do setor econômico, como portos, múltiplas indústrias, setor pesqueiro, turismo, construção civil, agricultura e pecuária. Trata-se, portanto, de uma faixa estreita de terra com grande quantidade de atividades que “competem” pelos mesmos serviços ecossistêmicos, o que torna extremamente complexa a relação entre os processos naturais e antrópicos bem como a relação entre os usuários desses serviços (Baird, 2009). A velocidade com que o fenômeno de “litoralização” se desenvolveu a partir de meados do século XX foi acelerada nas últimas décadas e há tendência de incrementar-se nos próximos anos, com a junção de cidades menores que crescem próximas a centros urbanos costeiros maiores, num fenômeno de conurbação (Barragán e Andréas, 2015). Nesse sentido, pode-se pensar na zona costeira como espaço urbano, campo de interesses e conflitos onde agentes sociais produzem e transformam o espaço da cidade. O espaço urbano envolve circulação de pessoas, bens e

mercadorias, e ainda algo menos visível, como a circulação de informação antecipada, decisões e investimentos (Corrêa, 1995).

Um grande desafio em nível mundial nas zonas costeiras é balancear o desenvolvimento das atividades socioeconômicas sem comprometer a qualidade dos ambientes e manutenção de seus serviços. Segundo Yáñez-Arancibia e Day (2011), se não se compreende a estrutura ecossistêmica da zona costeira o gerenciamento costeiro integrado se torna uma utopia incapaz de lidar com os problemas da costa. Portanto torna-se necessário ao Gerenciamento Costeiro Integrado (GCI) o estabelecimento de uma base de informação dos ecossistemas, seus múltiplos serviços e atores beneficiados; bem como o entendimento da base de governança envolvendo legislação, instituições atuantes e percepção dos grupos de atores locais. Essas bases de informações somadas podem servir de subsídio a uma melhor tomada de decisão, mais centrada nos interesses coletivos, e assim atingir os objetivos do gerenciamento costeiro integrado (Scherer e Asmus, 2016).

O turismo se tornou, nas últimas décadas, a indústria mais importante do mundo, e nesse contexto o turismo de “sol e praia” faz da zona costeira o destino mais procurado (Isla, 2012). Entre os principais impactos negativos à atividade turística estão erosão, o estabelecimento de obras de contenção devido à fixação do campo de dunas por residências e resorts, poluição de corpos hídricos por emissários e fossas, abaixamento do nível do lençol freático, entre outros (Dadon, 2002). A gradual deterioração local em virtude do mau uso e a perda de ambientes naturais e identidade local tradicional fazem com que novos destinos sejam procurados por visitantes, criando um ciclo vicioso entre o setor turístico, o capital imobiliário e a degradação de ambientes naturais (Cooper e Mckeena, 2009; Semeoshenkova *et al.*, 2016).

No Brasil, dentre as múltiplas atividades presentes na zona costeira, destaca-se, entre outras, o turismo de “sol e praia”. Através de suas diferentes paisagens costeiras, climas e expressões culturais, este tipo de turismo é presente de norte a sul da costa brasileira (MMA, 2008). Tal atividade gera produção e comercialização de espaço urbano, que é a principal causa da degradação de habitats e perda de serviços ecossistêmicos na zona costeira (Scherer, 2013).

Inúmeras cidades costeiras no Brasil são impactadas pela expansão urbana sobre seus ecossistemas. O estado de Santa Catarina é conhecido por sua vocação turística e o município de Garopaba, no litoral centro-sul do estado, é um local em que tem se observado, nos últimos anos, uma ocupação urbana desordenada com impactos ambientais significativos, tais como poluição dos corpos hídricos, erosão costeira, perda de vegetação e biodiversidade em geral (Jacomel, 2012; Souza e Menezes, 2013). O turismo e a expansão urbana em Garopaba estão

entre as atividades que mais contribuem para esses impactos, sendo o turismo a principal força econômica da cidade. (Scherer *et al.*, 2006).

A partir do exposto, o estudo visa avaliar os efeitos da urbanização sob a perspectiva de análise de serviços ecossistêmicos em zonas costeiras, a partir de um estudo de caso no município de Garopaba, Santa Catarina.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos da expansão urbana em municípios costeiros através de um estudo de caso representativo de Garopaba no período compreendido entre 2006 e 2016, sob uma perspectiva ecossistêmica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar e analisar a evolução espaço-temporal da mancha urbana e da cobertura do solo para um período de 10 anos para o município de Garopaba/SC.
- Identificar as áreas de conflito entre a expansão urbana e os ecossistemas costeiros.
- Avaliar o efeito do uso urbano costeiro para os ecossistemas e seus serviços ao longo da área de estudo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para análise das imagens foram utilizadas imagens orbitais dos sensores *TM/LANDSAT-5* (2006) e *OLI/LANDSAT-8* (2016) para caracterização das áreas naturais e imagens dos sensores *Quickbird* (2006) e *Geoeye-II* (2016) para identificação dos ambientes urbanos. Essas imagens foram obtidas de forma gratuita. As cenas obtidas pelos sensores das plataformas orbitais *LANDSAT* estão disponíveis a partir do repositório eletrônico de dados do serviço geológico americano (USGS, 2017), enquanto as cenas das plataformas orbitais *Quickbird* e *Geoeye-II*, através do software *GoogleEarthPro*®.

Como base cartográfica, foram utilizados arquivos vetoriais obtidos a partir da base cartográfica vetorial do IBGE (IBGE, 2017), compondo um arquivo de localização e divisão política do Estado de Santa Catarina com seus municípios e a divisão política dos Estados do Brasil. Além desses arquivos, a base cartográfica adotada foi composta pelo Mapa do Zonamento Municipal de Garopaba, obtido a partir da Secretaria de Planejamento Urbano do município. Todos esses arquivos foram compatibilizados segundo o sistema de coordenadas com projeção UTM, zona 22 Sul, *datum* de referência WGS84, permitindo a sobreposição espacial e sua comparação.

De posse dos dados, como passos metodológicos, utilizando as ferramentas disponíveis nos softwares ENVI 5.3® e ArcMap10.1.1®, foram realizadas as etapas de pré-processamento, classificação supervisionada, sobreposição de mapas, pós-classificação, Overlay e intersecção de dados espaciais para então a posterior análise dos resultados. Os passos implementados na metodologia desse trabalho estão resumidos pelo fluxograma representado pela figura 3.

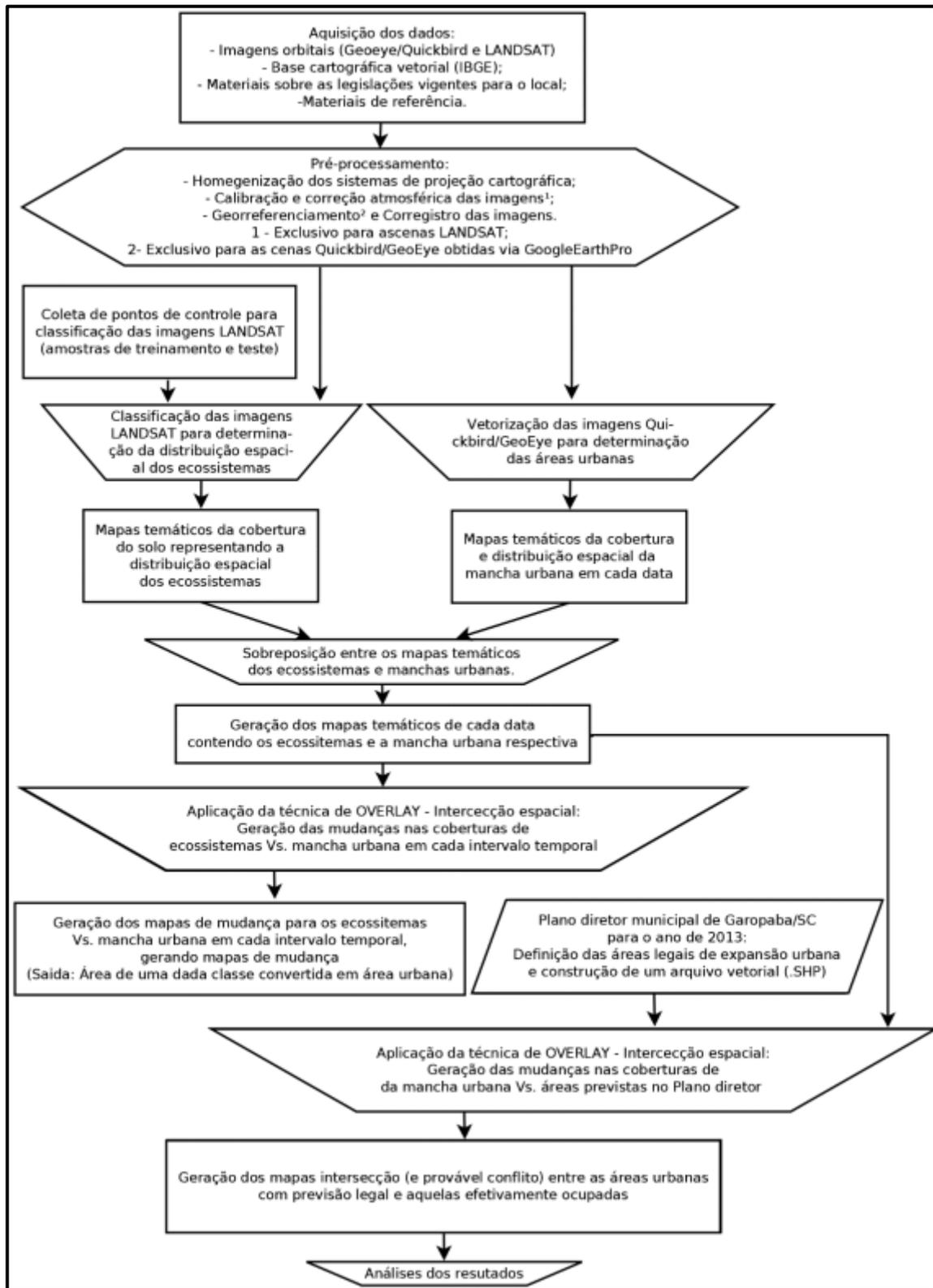


Figura 1: Fluxograma metodológico.

3.1. Aquisição de dados de imageamento orbital

Foram adquiridas as imagens dos sensores *TM* e *OLI* à bordo dos satélites *LANDSAT 5* e *8*, respectivamente. Essas imagens foram posteriormente utilizadas para a classificação das áreas naturais, identificando os ecossistemas dos anos de 2006 e 2016, pois tais sensores contêm bandas na faixa do infravermelho próximo e visível capazes de diferenciar as classes de vegetação, e bandas do infravermelho próximo e médio que permitem diferenciar tipos de solo, por exemplo.

Devido sua resolução espacial de 30 metros, os sensores *TM* e *OLI* são incapazes de diferenciar feições urbanas de pequenas dimensões espaciais, como casas e arruamentos. Para esse fim, foram utilizadas imagens dos sensores *QuickBird* e *Geoeye-II*, que possuem resolução espacial da ordem de 1 metro, sendo assim capazes de diferenciar feições urbanas, mas incapazes de diferenciar feições naturais em virtude da ausência de bandas espectrais do infravermelho médio, por exemplo.

Por sua alta resolução espacial, a aquisição deste tipo de imagem para uma área extensa como todo o município de Garopaba acaba por gerar 38 *frames* (*sub-cenas*), sendo necessária a realização de um mosaico desses *frames* para obtenção de uma cena completa para a área. As informações referentes as cenas orbitais obtidas se encontram no Quadro 01.

Quadro 1: Informações básicas dos dados de imageamento orbital utilizados.

Satélite	Sensor	Data do imageamento	Resolução / Órbita-ponto	Disponível em:
LANDSAT 5	TM	19/07/2006	30 metros/ 220-079	Site do U.S.G.S.
LANDSAT 8	OLI	12/06/2016	30 metros/ 220-079	Site do U.S.G.S.
QUICKBIRD	QUICKBIRD	13/05/2006	1 metro/ sob demanda	GoogleEarthPro
GEOEYE-II	GEOEYE-II	13/06/2016	1 metro/sob demanda	GoogleEarthPro

Fonte: Adaptado de Jensen (2012).

3.2. Métodos

3.2.1 Pré-Processamento

O pré-processamento dos dados consistiu em adequar os sistemas de coordenadas com a

base cartográfica adotada, reprojetoando espacialmente os dados, a calibração das cenas, convertendo-as para radiância espectral, a correção atmosférica dos dados, permitindo sua representação sob a forma de fator de reflectância bidirecional (ρ), o corregristo espacial, além de outras etapas específicas para cada um dos dados em função dos sensores utilizados. Essa etapa de pré-processamento permitiu a compatibilização de dados oriundos de distintas fontes para fins de comparação.

O pré-processamento das imagens obtidas pelos sensores TM/Landsat-5 e OLI/Landsat-8 foi realizado com as etapas de:

1) União de Bandas: As imagens foram obtidas com suas bandas espectrais individualizadas, sendo necessário unir essas bandas em um arquivo único, compondo a cena de interesse. Tal procedimento foi realizado com o *software ENVI 5.3*®, utilizando a ferramenta *Layer Stacking(empilhando camadas)*;

2) Reprojção de coordenadas espaciais: As imagens dos sensores da série LANDSAT utilizadas nesse trabalho foram obtidas com sistema de coordenadas com projeção cartográfica UTM, Zona 22 Norte, *datum* de referência WGS84. Para fins de compatibilização dessas com a base cartográfica adotada, se efetuou a reprojção cartográfica das mesmas a partir da ferramenta do *software ENVI 5.3*®, adotando-se a projeção cartográfica UTM, Zona 22 Sul, *datum* de referência WGS84;

3) Calibração radiométrica: Nos metadados das imagens (arquivo auxiliar com sufixo *MTL*) estão presentes dados sobre as condições de coleta da plataforma, como a altura média em relação a superfície, as coordenadas espaciais, a data e hora de coleta, a orientação do sensor e plataforma e as constantes de calibração desse imageamento. Desse arquivo se extraíram os valores das constantes de calibração para a conversão dos números digitais contidos em cada elemento da imagem (pixel) para radiância espectral. Essas constantes de calibração recebem o nome de *Ganho* e *Offset* do sensor.

Para cada banda espectral de uma certa imagem, foi empregado o processo de calibração radiométrica junto ao *software ENVI 5.3*®, onde se calculou o valor do pixel em radiância, seguindo a equação 01.

$$V_{c(n)} = A_n \cdot V_{b(n)} + B_n \text{ (Eq. 01)}$$

Onde,

- $V_{c(n)}$: Valor calibrado do pixel na banda n , expresso em radiância;
- $V_{b(n)}$: Valor original do pixel na banda n , expresso em contador digital;
- A_n : Valor do Ganho do sensor para a banda n , expresso em $\text{w.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}$;

- B_n : valor do Offset do sensor para a banda n , expresso em $w.m^{-2}.sr^{-1}$;

4) Correção Atmosférica: A correção atmosférica é a etapa de pré-processamento voltada a reduzir os efeitos dos ruídos atmosféricos sobre o imageamento. Para tal, foi adotado o método de correção atmosférica conhecida como método do *pixel negro* ou *objeto escuro*. Tal procedimento foi empregado a partir do software *ENVI 5.3*®, a partir da ferramenta *dark subtract*. Então na ferramenta *dark subtraction* o valor do pixel negro foi subtraído do valor de radiância de cada pixel em cada banda da imagem;

5) Corregistro: O processo de corregistro consistiu em garantir a correspondência espacial entre pixels homólogos das distintas cenas utilizadas, garantindo a confiabilidade dos processos de comparação entre as cenas para a determinação das mudanças espaciais. Esse processo foi executado junto ao software *ENVI 5.3*®, com a ferramenta *georeferenced* adicionando-se às imagens pontos de controle homólogos de coordenadas geográficas conhecidas obtidas entre o par de imagens;

6) Mosaicagem dos frames obtidos para os sensores *Quickbird* e *Geoeye-II*: Em virtude da forma de disponibilização dos dados de imageamento orbital para esses sensores via software *GoEarthPro*®, cada cena de interesse (para os anos de 2006 e 2016) foi adquirida em um total de trinta e oito *frames*, cobrindo a área do município de Garopaba, sendo a resolução espacial estimada em 1m para esses produtos. O procedimento de união dos frames para formação de cada cena foi realizado junto ao software *ArcMap 10.1.1*®. Para tal, foi utilizada a ferramenta *geoprocessing*, onde foram adicionados pares de pontos que representam o mesmo objeto (pontos homólogos) para cada par de *frames*, sendo adicionado mais de vinte pontos de controle por *frame*, com *RMS* (erro médio quadrático) estimado mantido abaixo de meio pixel.

Após a união dos frames, os mesmos foram exportados para o formato *GEOTIFF*. Cada um dessas cenas produzidas foi então adicionada ao *ENVI 5.3*®, onde o corregistro dessas cenas com a base cartográfica foi realizado seguindo os procedimentos descritos anteriormente, tendo como resultado um conjunto de 2 cenas (para os anos de 2006 e 2016);

7) Recorte: Em virtude de as cenas excederem a área de estudo e não corresponderem exatamente ao interesse do trabalho, foi executado o recorte espacial das mesmas. Para tal, foi utilizado um arquivo vetorial em formato *shapefile*® correspondendo ao município de Garopaba, e cada cena de interesse, utilizando o pacote de ferramentas *ArcToolBox*® do software *ArcMap 10.1.1*® com a ferramenta *Spatial Analystic Tools – Extract by Mask*. Como resultados foram obtidos cenas recortadas para correspondendo ao domínio espacial de

interesse.

3.2.3. Classificação das imagens para geração de mapas temáticos

Para a classificação dos ecossistemas a partir das imagens *TM/LANDSAT-5* e *OLI/LANDSAT-8* foi utilizado o *software ENVI 5.3®*. A classificação foi do tipo supervisionada pixel-a-pixel. Com a ferramenta *ROI tool* foram geradas amostras de referência (amostras de treinamento e amostras de teste), coletando ROIs (*regions of interest*) com um número mínimo de 30 pixels por classes correspondentes aos ecossistemas identificados *in loco*. Essas amostras de treinamento foram utilizadas pelo algoritmo de classificação como forma de produzir a decisão estatística sobre a qual classe um dado pixel pertencia, enquanto as amostras de teste foram coletas com fins de determinar a confiabilidade dos resultados encontrados, permitindo calcular os índices de acurácia.

Alguns ecossistemas representaram mais de uma classe de amostragem em virtude das distinções espectrais internas à classe (ex., Laguna Encantada 1, 2 e 3; que por ser estuário apresenta intensidades de pixels diferentes dentro do mesmo ecossistema). Com essas amostras, foi aplicado o algoritmo de classificação utilizando o método estatístico Máxima Verossimilhança. O limiar de decisão *probability threshold* utilizado foi de 20%. As classes de ecossistemas geradas para toda a imagem foram salvas e exportadas em formato *Shapefile*.

Para a classificação da mancha urbana a partir das imagens *Quickbird* e *Geoeye-II* também foi utilizado o *software ENVI 5.3®*, e classificação supervisionada. Foram geradas amostras de referência *ROI tools (regions of interest)* e selecionados ao mínimo 30 pixels de classes representativas da mancha urbana, que foram (asfalto, telhado laranja, telhado cinza, telhado branco). Após foi utilizando método *Neural Net*, com limiar de decisão *probability threshold* de 20%, com as classes mancha urbana geradas para toda a imagem foram salvas e exportadas em formato *Shapefile*.

3.2.4. Pós-Classificação

A etapa de pós-classificação das imagens *TM/LANDSAT-5* e *OLI/LANDSAT-8* foi feita no *software ArcMap 10.1.1®*. Com a ferramenta *Select by Attributes*, onde foi identificada cada classe do arquivo vetorial de classificação e criados novos arquivos vetoriais em formato *Shapefile* para as classes de interesse. Então foi feita a edição dos pixels mal classificados, com suporte da interpretação visual das imagens.

Os resultados das classificações das imagens *Quickbird e Geoeye-II* também foram pós-classificadas no *ArcMap 10.1.1*®, seguido os mesmos procedimentos apresentados para as demais cenas. Como resultados, foram produzidos arquivos vetoriais em forma de polígonos para cada classe de interesse, com cada um desses arquivos tendo uma certa área correspondente.

3.2.5. Overlay

A técnica de Overlay adotada nessa pesquisa consistiu em fazer a análise da intersecção espacial entre distintos temas de interesse para cada data de interesse, como por exemplo a intersecção espacial entre a classe de dunas para o ano de 2006 e a classe de ocupação urbana para a data de 2016. Os cruzamentos espaciais de interesse (Quadro 2) resultaram em uma análise espaço-temporal para o período sobre qual troca de coberturas de solo ocorreram ao longo do período e em qual localização essas trocas ocorreram.

Quadro 2: Cruzamentos espaciais empregados nessa pesquisa

Cruzamento espacial
Urbano Vs. Área agrícola úmida
Urbano Vs. Banhado
Urbano Vs. Campo
Urbano Vs. Duna
Urbano Vs. Marisma
Urbano Vs. Praia
Urbano Vs. Restinga
Urbano Vs. Solo exposto
Campo Vs. Mata Atlântica

3.2.6. Geração de Mapas Temáticos da Cobertura do Solo

A geração dos mapas temáticos para cada data de interesse foi constituída a partir do software *ArcMap 10.1.1*® e o uso dos arquivos da base cartográfica e das classificações produzidas nesse trabalho. Os mapas foram produzidos a partir da ferramenta de produção de layouts cartográficos do software adotado, acessadas a partir da ferramenta *layout view*.

Cada um dos mapas foi produzido em uma escala espacial entre 1:50.000 e 1:100.000. Esses mapas representam os temas de categorização da cobertura do solo que constitui os ecossistemas de interesse para esse trabalho (ex.: dunas, áreas urbanas, campos, mata nativa, restinga, costão rochoso, oceano, entre outros).

3.3.3 Classificação dos Serviços Ambientais Ecosistêmicos

A identificação dos ecossistemas foi realizada através de saídas de campo e pesquisa bibliográfica sobre trabalhos na área de estudo e região. A caracterização dos ecossistemas; funções e serviços; benefícios e atores beneficiados foi feita a partir da metodologia de “conhecimento especializado” através de reuniões semanais, oficinas e saídas de campo no período entre maio de 2016 e junho de 2017.

Nas reuniões foram debatidos aspectos conceituais a respeito dos serviços ecosistêmicos, paralelamente ao preenchimento da matriz de serviços ecosistêmicos (Quadro 03) para os sistemas costeiros (Scherer e Asmus, 2016; Asmus *et al.*, 2017).

Quadro 3: Exemplo de matriz de análise de serviços ecosistêmicos

Ecossistema	Classificação	Serviços Ecosistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
	suporte	Base; Substrato; Refúgio; Berçário; Área		
	provisão	Produção		
	regulação	Controle; Balanço; Retenção, Exportação		
	cultural	Paisagem; Reprodução Cultural		

Para analisar os impactos da expansão urbana sobre os ecossistemas foram considerados as áreas do overlay (mancha urbana x ecossistema) e a matriz de serviços ecosistêmicos, que deram origem ao quadro de serviços ecosistêmicos impactados (Quadro 4).

Quadro 4: Exemplo de matriz de impactos sob os serviços ecossistêmicos

Ocupação Urbana		
Ecosistema	Usos	Impactos
	Suporte	Impermeabilização do solo;
	Provisão	Redução de estoques de espécies econômicas;
	Regulação	Mudanças nas padrões dinâmicos de troca de matéria e energia;
	Cultural	Perda de reprodução cultural;

4. ÁREA DE ESTUDO

De acordo com o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro de Santa Catarina, o litoral do estado é dividido em cinco setores: norte, centro-norte, centro, centro-sul e sul (GERCO/SC, 2010). A área de estudo do presente trabalho é o município de Garopaba, localizado no setor centro-sul, que abrange mais cinco municípios (Paulo Lopes, Imaruí, Imbituba, Laguna e Jaguaruna).

Garopaba tem população estimada no ano de 2017 de 22.082 habitantes (IBGE, 2017), em uma área de 114.670,00 hectares, com uma densidade demográfica de 157,17 hab/km² (IBGE, 2010), e durante a temporada de verão recebe até 140 mil turistas (Brusius, 2010). Localiza-se, via BR-101, há aproximadamente 20 km ao norte de Imbituba, e 70 km ao sul de Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina com população estimada de 485.838 habitantes (IBGE, 2017), e um dos principais destinos turísticos do Brasil, recebendo em média dois milhões de turistas durante o verão (Ministério do Turismo, 2017). Imbituba é uma cidade portuária com população estimada de 44.076 habitantes (IBGE, 2017). O porto de Imbituba movimentou 4.803.186 de toneladas em 2016, com crescimento de 40% em relação a 2015, e possui atualmente a maior profundidade entre os portos do sul do Brasil (SCPar – Porto de Imbituba).

Destaca-se o baixo número de unidades de conservação no centro-sul do estado, as unidades de conservação existentes são grandes áreas que abrangem vários municípios (Scherer

et al., 2006). Há duas unidades de conservação que abrangem parte do território do município Garopaba. A primeira é a Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, que possui área de 156.100,00He ao longo de 130 km da linha de costa, abrangendo nove municípios dos setores centro-sul e centro (Brasil, 2000). Aproximadamente 20% da área da APA abrangem ecossistemas costeiros, como dunas, lagoas, lagoas, vegetação de restinga entre outros, sendo o restante marinho (Macedo *et al.*, 2013). Anteriormente havia dentro dos limites do município parte do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, criado no ano de 1975 (Santa Catarina, 1975) e que correspondia a cerca de 1% da área total do estado. No entanto, no ano de 2009 a lei estadual 14.661 (Santa Catarina, 2009) redefiniu os limites do PAEST e criou um zoneamento ecológico econômico para a região desanexada, onde áreas de grande relevância ecológica foram convertidas em zonas para ocupação urbana criando-se a APA do Entorno Costeiro (Machado, 2014; Prudêncio *et al.*, 2014).

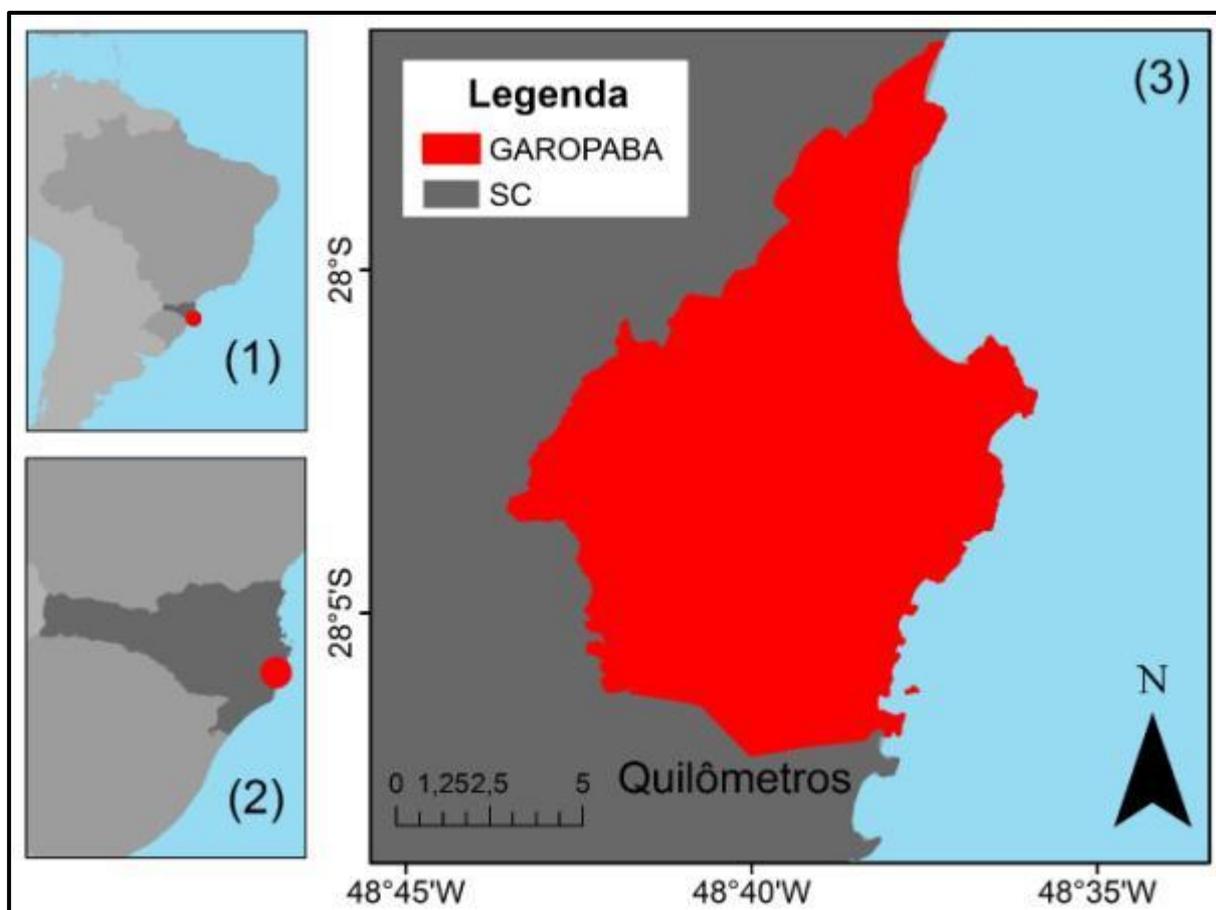


Figura 2: Mapa de localização da área de estudo. Fonte: O próprio autor

A expansão urbana da região centro-sul de Santa Catarina se deu de forma mais acelerada a partir da construção da BR-101 (Scherer *et al.*, 2006), rodovia Federal longitudinal que corta o Brasil na direção norte-sul junto ao litoral e oficialmente finalizada em 1971 no

trecho do estado de Santa Catarina. Em SC, o trecho norte da rodovia liga ao estado do Paraná e o trecho sul ao Rio Grande do Sul. Ambos os trechos foram duplicados a partir dos anos 2000, sendo que o trecho norte foi concluído em 2003 e o trecho sul iniciado em 2005 e finalizado em 2016 (DNIT). Com isto se espera um novo pulso de pressão sob os municípios costeiros do setor centro-sul (Macedo *et al*; 2013), uma vez que obras de infraestrutura como rodovias e portos estão relacionados ao crescimento de cidades costeiras ao redor do globo (Barragán e Andrés, 2015).

4.1. Caracterização Geológica e Geomorfológica

A província costeira do estado de Santa Catarina se constitui de duas unidades geológicas principais: o embasamento cristalino e as Bacias de Pelotas e de Santos. O embasamento aflorante representa as terras altas da Província Costeira na forma de elevações, maciços rochosos, promontórios, pontais e ilhas continentais. No setor centro-sul de SC o relevo apresenta feições marcantes das Serras do Leste Catarinense. Entre a região do Cabo de Santa Marta e Imbituba há o estreitamento da plataforma continental interna (~25km para ~10km), mudança na orientação da linha de costa (ENE para NNE), com recortes e embaiamentos por promontórios rochosos aflorantes. Tais mudanças geomorfológicas expressam a transição entre duas unidades geológicas, as bacias sedimentares marginais de Pelotas e de Santos, limitadas geograficamente pela Plataforma de Florianópolis (Horn-Filho, 2003).

Em termos geomorfológicos, o município de Garopaba possui grande diversidade de ecossistemas costeiros, com praias e enseadas; dunas e restingas; banhados, marismas e lagunas estuários; costões rochosos e ilhotes; Mata Atlântica; e marinho adjacente. A formação da planície costeira foi condicionada pelos sistemas deposicionais Lagunas-Barreiras III e IV, que correspondem aos dois últimos eventos transgressivos-regressivos do nível do mar, de idades pleistocênica (120 ka A.P. a 17.5 ka A.P) e holocênica (5.6 ka A.P.) , respectivamente (Hesp *et al.*, 2009). Essa área abriga ainda sambaquis e oficinas líticas, registros de povos caçadores e coletores que habitavam a região há até 7000 anos A.P. (Faraco e Silveira, 2015).

4.2. Caracterização Meteo-oceanográfica

O Estado de Santa Catarina é caracterizado pelo clima subtropical mesotérmico úmido, sem estação seca e com verões quentes. Dois sistemas atmosféricos principais atuam controlando o clima na região, o Centro de Alta Pressão Tropical Anticiclônico do Atlântico Sul, com posição semi-permanente entre 18°S e 35°S, de massa de ar quente e úmida,

predominante nos meses de primavera e verão, gerando vento de E e NE. O outro sistema atmosférico é o Centro de Alta Pressão Anticiclônico Polar, migratório, formado na Antártica, mais ativo nos meses de outono e verão.

O deslocamento do Centro Anticiclônico Polar e aproximação dos dois sistemas produzem uma zona de baixa pressão entre eles, formando frentes frias. As frentes frias representam ventos do quadrante Sul, instabilidade climática e precipitação. Tais passagens de frente também causam marés meteorológicas que atingem as dunas e provocam erosão. As feições topográficas adjacentes a costa também atuam controlando o clima na região, em que as Serras do Leste Catarinense, com até 1200 metros de altitude funcionam como uma barreira as massas de ar úmido vindas do oceano, que condensam e precipitam (Giannini *et al.*, 2007)

A circulação oceânica no Atlântico Sudoeste é caracterizada pelo fluxo da Corrente do Brasil (origem tropical) com sentido de sul para norte, e pela Corrente das Malvinas, (origem subantártica) de fluxo oposto. O encontro das duas correntes forma a Convergência Subtropical.

Nos meses de inverno a passagem de frentes frias faz com que a convergência Brasil-Malvinas promova o aumento da produtividade marinha na região sul do Brasil, influenciando também os ecossistemas terrestres. A quebra na orientação da linha de costa na região do cabo de Santa Marta, associado aos ventos predominantes de NE principalmente durante os meses de primavera e verão promove importante conexão entre as águas costeira e oceânica, através da ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), mais fria e rica em gases dissolvidos, incrementando o setor pesqueiro artesanal e industrial da região (Castelao *et al.*, 2014).

5. REFERENCIAL TEÓRICO

5.1. Gerenciamento Costeiro Integrado

As taxas de crescimento demográfico nas últimas décadas e tendências de aumento futuro ameaçam a manutenção dos ecossistemas e das atividades na zona costeira (Barragán e Andrés, 2015). Na gestão costeira integrada se reconhece a característica distintiva da zona costeira por seus recursos valiosos, suas múltiplas atividades e a importância da conservação desses recursos para gerações presentes e futuras (Cicin-Sain e Knecht, 1998).

A zona costeira é definida como “patrimônio natural e cultural da população brasileira” segundo a Constituição Federal de 1988. No mesmo ano foi implementado o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), como parte integrante da Política Nacional dos Recursos do Mar e Política Nacional de Meio Ambiente; com o objetivo de orientar os usos dos recursos na zona costeira, contribuindo para maior qualidade de vida da população e a proteção de seu patrimônio natural, histórico, étnico e cultural (Lei Federal Nº 7.661/1988). Porém somente no ano de 2004 a lei 7.661 é regulamentada e são definidos os instrumentos a ser utilizados para a gestão integrada da zona costeira (Decreto Nº 5.300/2004; Jablonski e Filet, 2008). Atualmente o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro encontra-se na sua segunda versão (PNGC II) coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (Resolução Nº 005/1997)

Segundo o PNGC, é considerada zona costeira não apenas as cidades litorâneas, como também cidades estuarinas e em caso de metrópoles as cidades contíguas até 50 km da linha de costa. O mar territorial (até doze milhas-náuticas) também está dentro da definição legal de zona costeira (Resolução Nº 001/1990). Aproximadamente 23,5% da população brasileira vivem em 5% do território. Isso representa uma densidade demográfica média de 87 hab/km², cinco vezes a média nacional de 17 hab/km² (MMA). A principal rodovia do país, a BR-101, rodovia longitudinal paralela à costa que liga o país de norte à sul (DNIT) se encontra na zona costeira, onde é também produzido 70% do P.I.B. (Scherer *et al.*, 2009).

A Lei Federal 7.661 (Brasil, 1988) atribui o controle da zona costeira à União, mas também fica instituído que estados e municípios poderão através de leis criarem seus respectivos Planos de Gerenciamento Costeiro Estadual e Municipal, desde que respeitando as normas e diretrizes dessa lei e sendo definidos os órgãos executores de tais planos (*op cit*). O PNGC desta forma busca a articulação entre os três níveis de poder, em que leis federais de ordenamento e planejamento territorial, diretrizes estabelecidas nos zoneamentos estaduais e gestão do uso e ocupação do solo por planos diretores municipais devem ser considerados na

tomada de decisão (Scherer *et al.*, 2009).

5.2. Abordagem Ecosistêmica para a Gestão Costeira

Um ecossistema é entendido como a interação de elementos vivos e não vivos em determinado volume do espaço, podendo variar conforme a escala de observação desde uma poça de água, um banhado, uma bacia hidrográfica, o oceano ou a Terra (Weathers *et al.*, 2015). Os diferentes ecossistemas são abertos à troca de energia e matéria, condicionados por seu contexto espacial e temporal. Plantas, animais, fungos, bactérias, minerais, água e atmosfera formam um sistema auto regulado e dinâmico, de natureza complexa devido ao alto grau de informação e organização contida (Odum e Odum, 2013).

Sistemas urbanos também representam um ecossistema, onde a dominância da espécie humana causa fragmentação de habitats. O mosaico formado em áreas urbanizadas altera os fluxos de energia e materiais dos processos ecológicos. A impermeabilização do solo aumenta o escoamento superficial da água da chuva, impedindo a recarga do lençol freático e alterando o microclima por aquecimento das estruturas. Espécies endêmicas perdem espaço para as exóticas mais generalistas (Alberti *et al.*, 2003).

A diversidade de habitats costeiros está relacionada ao desenvolvimento de áreas urbanas. Quanto maior a diversidade de ecossistemas, maior é a capacidade dos mesmos de subsidiar atividades que farão uso dos benefícios gerados por seus serviços ecossistêmicos (Andrés *et al.*, 2017). Segundo Lotze *et al.* (2006), o processo de degradação das zonas costeiras foi acelerada a partir do início do século XX, acompanhado do rápido crescimento da população e aumento de demanda; comercialização de recursos e progresso tecnológico de maior eficiência porém de abordagem destrutiva.

Os ecossistemas, a partir de suas estruturas, processos ecológicos e funções, geram bens e serviços que se traduzem em benefícios fundamentais à qualidade de vida e desenvolvimento da sociedade (Constanza, 1997; de Groot, 2002; Scherer e Asmus, 2016). Este é basicamente o conceito de serviços ecossistêmico, abordagem que ganhou força a partir da década de 1990 e principalmente após a Avaliação Ecosistêmica do Milênio das Nações Unidas (AEM, 2005), quando o número de pesquisas referentes ao tema cresceu exponencialmente (Liquete *et al.*, 2013).

De Groot *et al.*, (2002) classificaram ecossistemas, bens e serviços em 4 funções: 1) regulação, que trata dos processos naturais de organização dos ecossistemas (ciclos biogeoquímicos, processos biosféricos); 2) habitat e refugio de espécies (reprodução e berçário,

manutenção da biodiversidade); 3) produção, que ocorre a partir da fotossíntese de plantas e outros organismos autotróficos que convertem a energia do Sol, água e compostos inorgânicos, em moléculas orgânicas pequenas à consumidores secundários, aumentando a complexidade da teia trófica e gerando biomassa (alimento, madeira, fibra, recursos genéticos, medicina); e 4) informação, a qual está relacionada a experiências pessoais de interação com o ambiente natural (espiritual, inspiracional, reflexão e aprendizado). Assim os bens e serviços gerados a partir dos processos naturais dos ecossistemas possuem valor ecológico, sócio cultural e econômico, e conforme processos decisórios de uso irão alterar a estrutura dos ecossistemas base das funções.

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005); Scherer e Asmus (2016); e Asmus *et al.*, (2017) apresentam uma classificação conceitual de serviços ecossistêmicos semelhantes, porém com algumas diferenças. Estes trabalhos classificam ecossistemas em quatro classes de serviços: 1) suporte, que são desde o suporte físico de espaço seja para uso de determinada atividade; habitat e refúgio de plantas e animais silvestres; até formação do solo e ciclagem de nutrientes, fotossíntese e produção primária. Engloba as funções e processos ecológicos primários. Difere das demais classes de serviços por geralmente seus impactos serem indiretos e em longo prazo, afetando a provisão e regulação que tem efeitos mais diretos no curto prazo sobre os benefícios; 2) regulação, que estão ligados aos benefícios obtidos dos processos de regulação que os ecossistemas exercem, como regulação da qualidade do ar e da água, regulação do clima, proteção da linha de costa e controle de inundações, polinização; 3) provisão, que são os produtos obtidos a partir ecossistemas, como alimentos; fibra; água potável; recursos genéticos e bioquímicos como remédios derivados de plantas; e 4) cultural, que são os benefícios não materiais, como, por exemplo, o valor contemplativo da paisagem, inspiração, reflexão, valores sociais e educação, diversidade cultural, senso de lugar e pertencimento, e que irão gerar benefícios a determinados grupos sociais.

Não há unanimidade quanto a classificação dos serviços ecossistêmicos, podendo haver diferenças na classificação conforme autores (Liquete *et al.*, 2013). Ciclagem de nutrientes; fotossíntese; purificação da água; podem ser classificados tanto como serviços de suporte (MAE, 2005), como função de regulação (de Groot, 2002). Isto pode estar relacionado à diferença de escala espaço-temporal na observação dos ecossistemas, porém o conceito central de serviços ecossistêmicos como fundamentais ao desenvolvimento da sociedade é mantido (Silvis e van der Heide, 2013). É importante distinguir entre estoques e fluxos na abordagem de serviços ecossistêmicos. Estoques são expressos em quantidade (toneladas; hectares; metros cúbicos), enquanto fluxos são expressos em quantidade por unidade de tempo (ton/ano;

m³/segundo) (Silvis e van der Heide, 2013). É necessário que haja o balanceamento entre estoque e fluxo para que o consumo não exceda a capacidade do ecossistema de prover os serviços (Kareiva, 2007).

A análise dos serviços ecossistêmicos busca de uma maneira simples, objetiva e abrangente identificar quais são os benefícios obtidos através dos serviços, bem como os grupos sociais envolvidos, servindo de base de informação à gestores de modo que auxilie uma tomada de decisão mais justa e sustentável (Scherer e Asmus, 2016) frente aos desafios atuais de crescimento demográfico e exploração de recursos; alterações climáticas; perda de resiliência dos ecossistemas costeiros (Folke *et al.*, 2004). O conhecimento sobre a dinâmica dos ecossistemas, serviços e usos visa preservar a capacidade intrínseca da natureza de prover à vida em sociedade, torna-se necessário uma maior compreensão da dinâmica das funções ecológicas e serviços que sustentam as atividades humanas (Granek *et al.*, 2010).

O enfoque da gestão atual dos ambientes marinhos e costeiros se orienta em apenas uma espécie, ecossistema, ou setor de desenvolvimento. Este foco único muitas vezes serve para maximizar um único recurso ou uso exclusivo a um setor ou ator social. A gestão com base ecossistêmica busca alternar a lógica setorial economicista para uma abordagem multisetorial sustentável (Kelble *et al.*, 2013), em que a tomada de decisão seja sistêmica e capaz de absorver a interdependência dos aspectos econômicos, sociais e ambientais do território (Capra e Luisi, 2012). Portanto a integração do conhecimento existente é o fundamento da gestão com base ecossistêmica (Altman *et al.*, 2011), e a elaboração de modelos conceituais e tem o objetivo de sintetizar tais conhecimentos de forma didática e assim subsidiar gestores na tomada de decisão, bem como uma ferramenta de informação à comunidades locais (deGroot *et al.*, 2010; Kelble *et al.*, 2013).

5.3. Sensoriamento Remoto e Mapeamento de Ecossistemas

O sensoriamento remoto tem como definição a coleta de informações da superfície da Terra sem que haja contato físico entre o sensor e o objeto (Moreira, 2007). A obtenção dessas informações, por exemplo, se dá pela radiação eletromagnética emitida pelo Sol, em que parte dessa radiação atravessa a atmosfera e ao atingir a superfície é refletida de volta para o espaço, e então captada por sensores a bordo de satélites (Jensen, 2009).

A radiação eletromagnética possui diferentes intervalos de comprimentos de onda, que compõem o espectro eletromagnético. Tanto a irradiância (i.e., radiação eletromagnética que chega ao solo) quanto à radiância (i.e., radiação eletromagnética refletida pela superfície)

sofrem atenuação dos constituintes da atmosfera, sendo importante que os dados sejam coletados em dias sem nuvens (Meneses, 2012).

Imagens de sensoriamento remoto são representações digitais de feições tridimensionais da superfície da Terra, a partir de um processo físico de medição da radiação eletromagnética refletida. Portanto, a radiação eletromagnética transporta de maneira analógica a informação até o sensor, que irá transformar essa informação analógica em digital (Jensen, 2009). A imagem digital é composta por uma grade de linhas e colunas, onde cada elemento é chamado de pixel, que correspondem aos valores digitais da radiação convertida pelo sensor em uma escala radiométrica específica. O Pixel representa a menor unidade de área que o sensor é capaz de identificar (Moreira, 2007).

Os sensores são projetados para detectar intervalos de comprimento de onda específicos, conhecidos como bandas espectrais. Por exemplo, o sensor OLI do satélite Landsat-8 possui nove bandas, e cada uma corresponde a um intervalo de comprimento de onda. Como o sensor OLI foi projetado para coletar dados principalmente ambientais, possui suas bandas localizadas na faixa do visível (i.e., coastal, azul, verde e vermelho), infravermelho próximo e infravermelho médio, que são as regiões do espectro eletromagnético onde os alvos em cenas naturais apresentam seus maiores diferenciais de reflectância (Jensen, 2009).

A escala espaço-temporal dos processos que se deseja observar deve estar de acordo com as resoluções do sensor adotado. Para isso, é importante entender o que são as resoluções das imagens (espacial, espectral, radiométrica e temporal) e quais as resoluções de cada sensor se adequarão melhor aos objetivos do estudo (Jensen, 2009).

A **Resolução espacial** pode ser entendida como a menor unidade de visualização da imagem, então a resolução espacial tem relação com o tamanho do pixel. É importante conhecê-la, pois determina o menor objeto possível de ser identificado na imagem (Meneses, 2012). Por exemplo, sensores TM e OLI a bordo dos Landsat 5 e 8 possuem resolução espacial de trinta metros, ou seja, um pixel de 30 x 30 metros, não sendo indicados para se mapear residências. Já o sensor Geoeye tem resolução espacial de 1 metro, apropriado para estudos de crescimento urbano em nível local (Anazawa *et al.*, 2011).

A **Resolução espectral** está relacionada ao número de bandas que os sensores imageadores possuem. Os diferentes materiais que compõem a superfície da Terra possuem diferentes comprimentos de onda refletidos (reflectância), que são captadas por bandas específicas projetadas nos sensores. Portanto quanto maior o número de bandas situadas em diferentes regiões do espectro de ondas, melhor será a resolução espectral, ou capacidade de

distinguir diferentes objetos (Meneses, 2012).

Cada objeto possui uma assinatura espectral, que são as intensidades de absorção dos diferentes comprimentos de onda da radiação eletromagnética, havendo inclusive um banco de dados com milhares de assinaturas espectrais de alvos específicos, desde tipos de vegetações, cultivos agrícolas, minerais e etc. Deste modo, as bandas espectrais dos sensores são projetadas nos comprimentos de onda em que o alvo mais absorve a radiação eletromagnética, e assim captada (Meneses, 2012).

A **Resolução radiométrica** está relacionada ao valor digital que cada pixel possui. O valor numérico de cada pixel representa a intensidade de radiância de cada pixel e também é conhecido como *nível de cinza* (Moreira, 2007). A exemplo, em imagens 8 bits os níveis de cinza vão de 0 a 255, ou seja 256 tons de cinza, como por exemplo no sensor TM-LANDSAT 5. Já no sensor OLI-LANDSAT 8 tem-se uma resolução radiométrica de dezesseis bits com intervalos de níveis de cinza entre 0 e 65535 (Jensen, 2009). A **Resolução temporal** se refere ao intervalo de tempo que o satélite levará para sobrevoar novamente uma mesma área. Por exemplo, satélites Landsat demoram 16 dias para sobrevoar uma mesma faixa, portanto a cada 16 dias gera uma imagem consecutiva (Meneses, 2012).

O mapeamento a partir de dados de sensoriamento remoto é importante dentro da gestão com base ecossistêmica, pois fornece uma visão espacializada do ambiente e permite avaliar a evolução espaço-temporal de determinada área (Mcarthy *et al.*, 2017). Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas à gestão costeira vêm crescendo conforme aumenta a disponibilidade dos dados, avanço das tecnologias de imageamento e diminuição dos custos de obtenção desses dados.

No entanto, ainda é considerada subexplorada a potencialidade desta ferramenta aliada à gestão, que pode servir de suporte tanto a governos locais, regionais ou globais (Hepinstall-Cymerman *et al.*, 2009). O sensor OLI à bordo do Landsat-8, satélite mais recente da série, teve uma banda adicionada chamada *coastal*, especialmente para o imageamento de águas costeiras rasas. Outro exemplo é o satélite SST da NOAA, com o objetivo de monitorar os recifes de coral ao redor do globo (Mcarthy *et al.*, 2017).

O programa Landsat é o sistema mais antigo de satélites de observação da Terra. Lançado em 1972 através de um convênio entre NASA e governo norte americano, com o objetivo de gerar um monitoramento contínuo da superfície terrestre de média resolução, por isso, ao longo dos mais de 40 anos do programa e oito satélites lançados, manteve a resolução espacial de 30 metros em todos sensores, cobrindo uma área imageada de 185 km X 185 km.

A manutenção das resoluções permite que possam ser feitas comparações entre as imagens ao longo da série de dados, especialmente interpretação de fenômenos que ocorrem na superfície terrestre com mudanças na cobertura do solo, desflorestamentos, crescimento de metrópoles, sendo usado por diferentes setores, desde instituições de ensino e pesquisa, setor privado como agronegócio, e gestão pública em todas as escalas (local, regional, nacional e global). Os dados Landsat são disponibilizados gratuitamente em formato padrão pelo site do serviço geológico americano U.S.G.S. Atualmente se encontra em funcionamento o OLI-TIRS/LANDSAT 8, lançado em 2013. O sensor OLI, a bordo do satélite LANDSAT 8, é um sensor multiespectral de oito bandas espectrais e uma banda pancromática, com a missão de prover a continuidade dos dados da série de sensores anteriormente operantes na série de satélites LANDSAT 4, 5 e 7. (USGS, 2016).

Os dados dos sensores da série LANDSAT são considerados um meio econômico de se obter informações a respeito dos fluxos e processos que ocorrem ao longo do tempo como alterações em ecossistemas e crescimento urbano de grandes cidades (Hepinstall-Cymerman *et al.*, 2009). No entanto, em cidades menores, o processo de crescimento urbano e alterações em habitats ocorrem em escala espacial mais detalhada, uma vez que em imagem de média resolução como aquelas dos sensores da série LANDSAT, o pixel de trinta metros não permite a visualização de construções urbanas (Anazawa *et al.*, 2001).

Para contornar o problema relacionando a resolução espacial Vs. dimensões dos alvos urbanos, é necessária uma imagem de altíssima resolução espacial, como a imagem do sensor *Geoeye*®, que possui resolução espacial média de 1 metro, com mais detalhamento espacial das informações contidas no pixel (Anazawa *et al.*, 2011). O fato de o crescimento urbano se dar em função da mudança na cobertura do solo está intrínseco a mudança em ecossistemas e serviços ecossistêmicos acarretados pela transformação de habitats naturais em espaço para infraestrutura (Kareiva *et al.*, 2007).

De tal modo, a utilização de informações de natureza ecológica a partir de imagens Landsat juntamente com informações de imagens mais detalhadas do espaço urbano de *Geoeye* possibilita uma melhor capacidade de interpretação do fenômeno de expansão urbana associada às alterações ecológicas (Anazawa *et al.*, 2001).

O satélite de observação da Terra *Geoeye* é operado por uma empresa do setor privado Norte-americano. Possui dois sensores à bordo, sendo que o sensor multiespectral possui altíssima resolução espacial de 1,6 metros, e período de revisita de aproximadamente três dias. Com imagens fornecidas a partir do ano de 2008, voltadas tanto a produção científica quanto

ao uso recreativo, sua fácil disponibilidade, como através do software Google Earth. Suas principais aplicações são no mapeamento urbano em nível local, agricultura precisão, cadastro rural e laudos periciais em questões ambientais (Embrapa, 2017).

O satélite Quickbird, lançado pela empresa Digital Globe produz imagens de altíssima resolução espacial, possui sensores pancromático e multiespectral à bordo com bandas na faixa do visível e infravermelho. Suas imagens voltadas ao uso comercial aplicadas a mapeamentos que necessitam de alta precisão de dados como planejamento urbano, telecomunicações, além de aplicação em áreas ambientais, dinâmica de uso do solo e cobertura vegetal (EMBRAPA, 2017).

A gratuidade do look das imagens Geoeye e Quickbird via *software GoogleEarthPro* deve-se ao fato de já terem sido comercializadas, e se encontram disponíveis para visualização em formato JPEG, com apenas 3 bandas (R, G e B) e sem os metadados (informações complementares sobre o sensor e as condições de coleta de dado).

5.4. Processamento Digital de Imagens e o Mapeamento de Ecossistemas

No mapeamento dos ecossistemas, a etapa do processamento digital das imagens corresponde a uma etapa fundamental na elaboração do produto temático final. Sabendo que o produto final será uma representação aproximada do mundo real, cabe ao usuário técnico a tarefa de utilizar algoritmos especializados que irão tratar matematicamente os dados criados através de processos físicos, de maneira que se obtenha a representação mais real possível do ambiente (Meneses, 2012).

Alguns erros e distorções são gerados no momento de coleta do dado. Tais erros podem ser devido aos equipamentos de coleta, como o movimento da plataforma do sensor e geração de ruídos; interferências atmosféricas que atenuam ou ampliam o sinal; ou ainda em relação a geometria do imageamento e geração de distorções espaciais (Moreira, 2007). A correção desses erros e distorções corresponde à etapa de pré-processamento, que tem o objetivo de melhorar a qualidade visual da cena. Caso esses erros não fossem corrigidos, acabariam por ser realçados nas etapas posteriores do processamento, interferindo na interpretação (Meneses, 2012).

A **Correção atmosférica** é necessária devido a capacidade dos constituintes atmosféricos em interagir com a radiação eletromagnética (Jensen, 2009). Essa interação pode causar aumento do sinal captado, através da reflexão da radiação eletromagnética ao atingir a atmosfera, que irá gerar uma radiância extra; ou pode causar atenuação do sinal captado à

medida que absorve parte da radiação eletromagnética antes de atingir a superfície da Terra (Moreira, 2007). Os efeitos atmosféricos durante a coleta de dados pelo sensor geram redução no contraste dos alvos da imagem, diminuindo o grau de detalhamento. Portanto, para uma interpretação mais precisa da imagem é fundamental que se retire os efeitos atmosféricos (Meneses, 2012).

A **Subtração do pixel escuro** ou *Dark subtraction* é a técnica de correção atmosférica mais aceita e parte da idéia de que cada banda da imagem possui pixels com valores próximos de zero, associados a alvos com reflectância mínima (i.e., lago límpido e profundo ou regiões de sombra). Assim o valor mínimo de reflectância desses pixels correspondem aos efeitos da atmosfera que adiciona brilho a todos os pixels da imagem, e ao ser subtraído o valor do pixel escuro de cada banda se remove o efeito da atmosfera na imagem (Meneses, 2012).

A **Correção radiométrica** busca reduzir possíveis degradações radiométricas causadas por desajustes na calibração dos sensores e erros durante a transmissão dos dados (Moreira, 2012).

A **Correção geométrica** objetiva corrigir distorções na imagem causadas por fatores como rotação da Terra durante o imageamento, instabilidade da plataforma, curvatura da Terra, e ângulo de visada cônica do sensor que distorce as bordas da imagem (Meneses, 2012). A imagem corresponde a uma grade de pixels (n linhas X n colunas), que determina a área de visada do sensor (i.e., Landsat 30 x 30 metros) e as distorções geométricas são alterações no posicionamento do pixel dentro da grade. Tais parâmetros são corrigidos pelo fabricante antes das imagens serem distribuídas (Jensen, 2009).

O **Georreferenciamento** é a etapa de afinamento da correção de posicionamento, uma vez que as imagens depois de realizada a correção geométrica ainda apresentam erros remanescentes de posição. Nela o usuário é o responsável pela execução através do estabelecimento de um sistema de coordenadas geográficas que irá integrar a imagem a uma posição lat/long na Terra. Não trata-se de um processo de correção geográfica mas sim de transformação geográfica (Meneses, 2012). O georreferenciamento é executado de uma só vez para todas as bandas, por isso as imagens devem passar pela etapa de **união de bandas** para então após ser feito o **Co-registro**, que é feito através da coleta de pontos de controle homólogos entre a imagem sem coordenadas geográficas e a imagem que possui sistema de coordenadas estabelecido ou pontos de controle coletados em campo com GPS (Moreira, 2007).

Depois de realizada a fase de pré-processamento, as imagens estão prontas para a etapa de classificação, em que através de técnicas computacionais são identificados padrões de semelhanças

entre os pixels, unindo-os em classes que facilitam a interpretação, e representa um dos objetivos finais do processamento digital (Moreira, 2007). As classes representam alvos na superfície da Terra como, por exemplo, manchas urbanas, áreas de cultivo, corpos hídricos e etc.

A **Classificação** em imagens multiespectrais pode ser de dois tipos: Supervisionada e Não-supervisionada. Na classificação não-supervisionada é o software que agrupa os pixels em diferentes classes por estatística (cluster analysis). Como vantagem não é necessário o conhecimento prévio da área de estudo, porém o usuário não tem controle do número de classes geradas (ENVI). Já na **Classificação Supervisionada** é necessário o conhecimento prévio da área de estudo para se definir as classes. E com a imagem o usuário seleciona amostras de pixels que representem dada classe, fornecendo ao software uma amostragem de referência que irá subsidiar a classificação geral da imagem (Jensen, 2009).

O processo de escolha dos pixels é chamado de treinamento supervisionado, e a partir dele o software irá classificar todos os pixels da imagem de acordo com as amostras informadas (ENVI). É importante que o usuário tenha conhecimento prévio da área de estudo a fim de que as amostras das classes represente o mais fiel possível a cobertura real da superfície (Meneses, 2012). A classificação supervisionada é baseada em algoritmos que irão determinar a qual classe o pixel pertence, conforme método estatístico escolhido pelo usuário. O método estatístico mais aplicado na classificação supervisionada é a **Máxima Verossimilhança**, em que um conjunto de probabilidades são computadas, de modo que cada pixel seja destinado a classe a qual possui maior probabilidade de pertencer (Meneses, 2012).

O valor de um pixel representa o somatório de objetos refletidos em sua área, havendo muitas vezes amostras similares de pixels que podem ser classificadas em diferentes classes (ex., laguna e oceano). São desvios do comportamento espectral de diferentes classes em relação a sua média que produz a chamada confusão de resposta espectral entre classes ou sobreposição de classes (Moreira, 2007; Meneses, 2012). É possível diminuir a confusão de classes com o **limiar de decisão**, em que o usuário informa ao software um valor em porcentagem, e restringe o número de pixels que irão pertencer a determinada classe, excluindo os menos prováveis (Jensen, 2009).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A concentração demográfica da zona costeira está relacionada a diversidade dos ecossistemas costeiros, a alta produtividade desses ambientes e sua capacidade intrínseca de fornecer múltiplos serviços ecossistêmicos que beneficiam as populações que nela habitam (Andrés & Barragán, 2017). O acelerado processo de urbanização da zona costeira gerou historicamente uma defasagem de tempo entre o impacto sobre os ecossistemas e a capacidade de resposta da gestão (Baird, 2009).

A tendência de crescimento demográfico na zona costeira exige uma melhor compreensão da dinâmica urbana no contexto dos ecossistemas costeiros (Baird, 2009). Desse modo, a abordagem ecossistêmica busca de maneira integrada unir conhecimentos sobre a zona costeira, reconhecendo sua complexidade ambiental social e econômica, sintetizá-los, e assim fornecer uma base de informação objetiva aos tomadores de decisão e as comunidades (deGroot *et al.*, 2010). A manutenção dos serviços ecossistêmicos às futuras gerações depende de uma mudança na atual lógica setorial de mercado na zona costeira (Altman *et al.*, 2011).

Como forma de avaliar a evolução temporal do uso e cobertura do solo, e identificar áreas de ecossistemas naturais transformadas em sistemas urbanos, foram realizados mapeamentos temáticos baseados em imageamento orbital e classificação de imagens. Como forma de entender e discutir os resultados foi utilizada a matriz de serviços ecossistêmicos (Scherer & Asmus, 2016; Asmus *et al.*, 2017).

6.1. Mapeamento temático do uso e cobertura do solo entre os anos de 2006 e 2016

Foi identificado e mapeado o mosaico de ecossistemas naturais e antropizados que compõem os 11.540 hectares do município de Garopaba, para os anos de 2006 e 2016, que são: marinho adjacente; banhados; costões rochosos e ilhotes; dunas costeiras; lagunas estuarinas; marismas; praias; restingas; Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa); área agrícola úmida; campo; solo exposto; e mancha urbana.

A classe marinho adjacente foi dividida em água arrebentação e água oceano como forma de classificação, porém considerado ecossistema único (marinho adjacente) na análise da matriz de serviços ecossistêmicos. Assim como as classes Laguna Encantada e Laguna do Siriú foram unidas ao ecossistema lagunar estuarino.

A classificação dos ecossistemas originaram os mapas temáticos dos anos de 2006 e 2016 (Figuras 3 e 4).

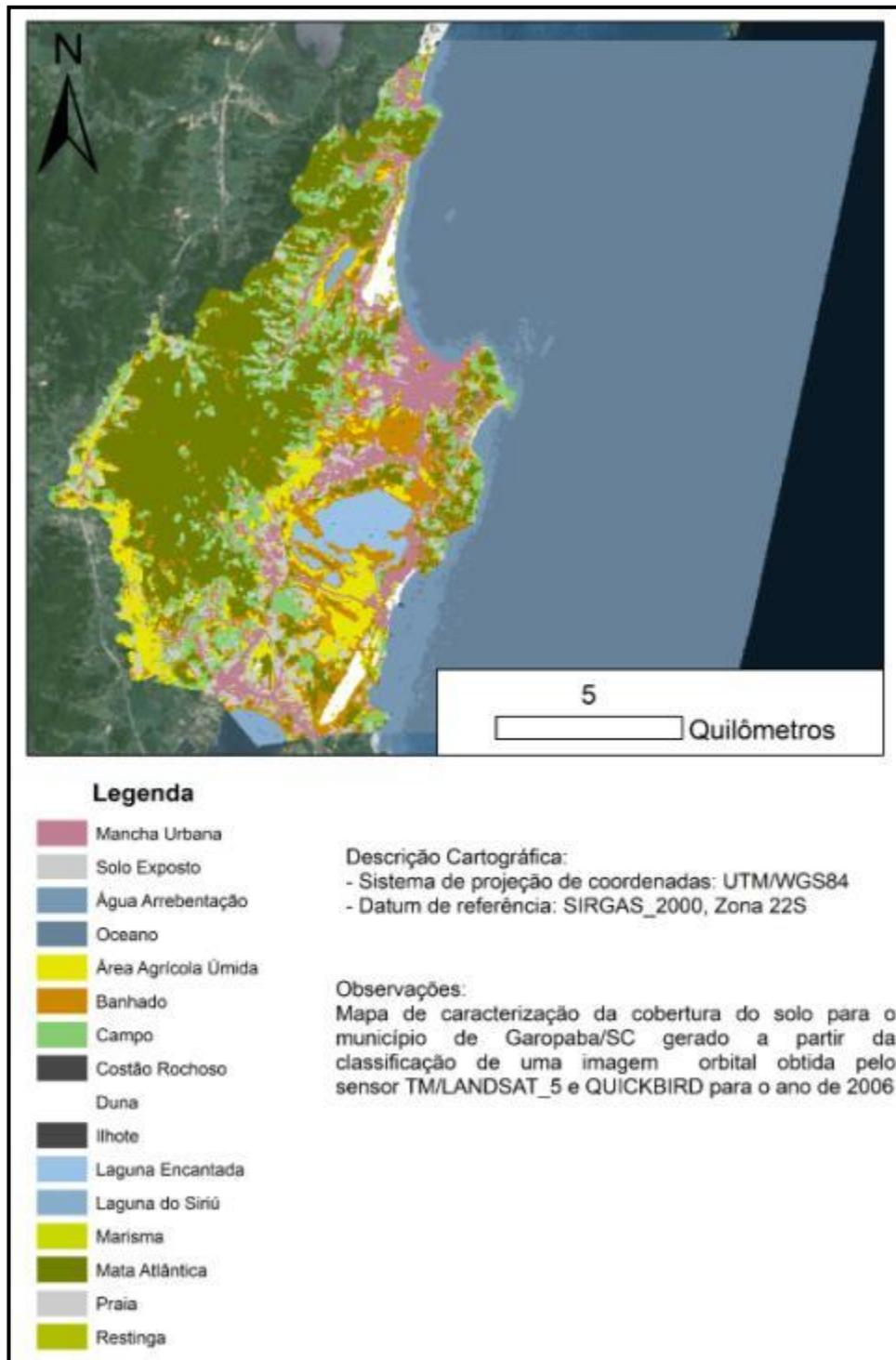


Figura 3: Mapa temático de uso e cobertura do solo para o ano de 2006 produzido via classificação de imagens orbitais dos sensores Quickbird e TM/LANDSAT-5.

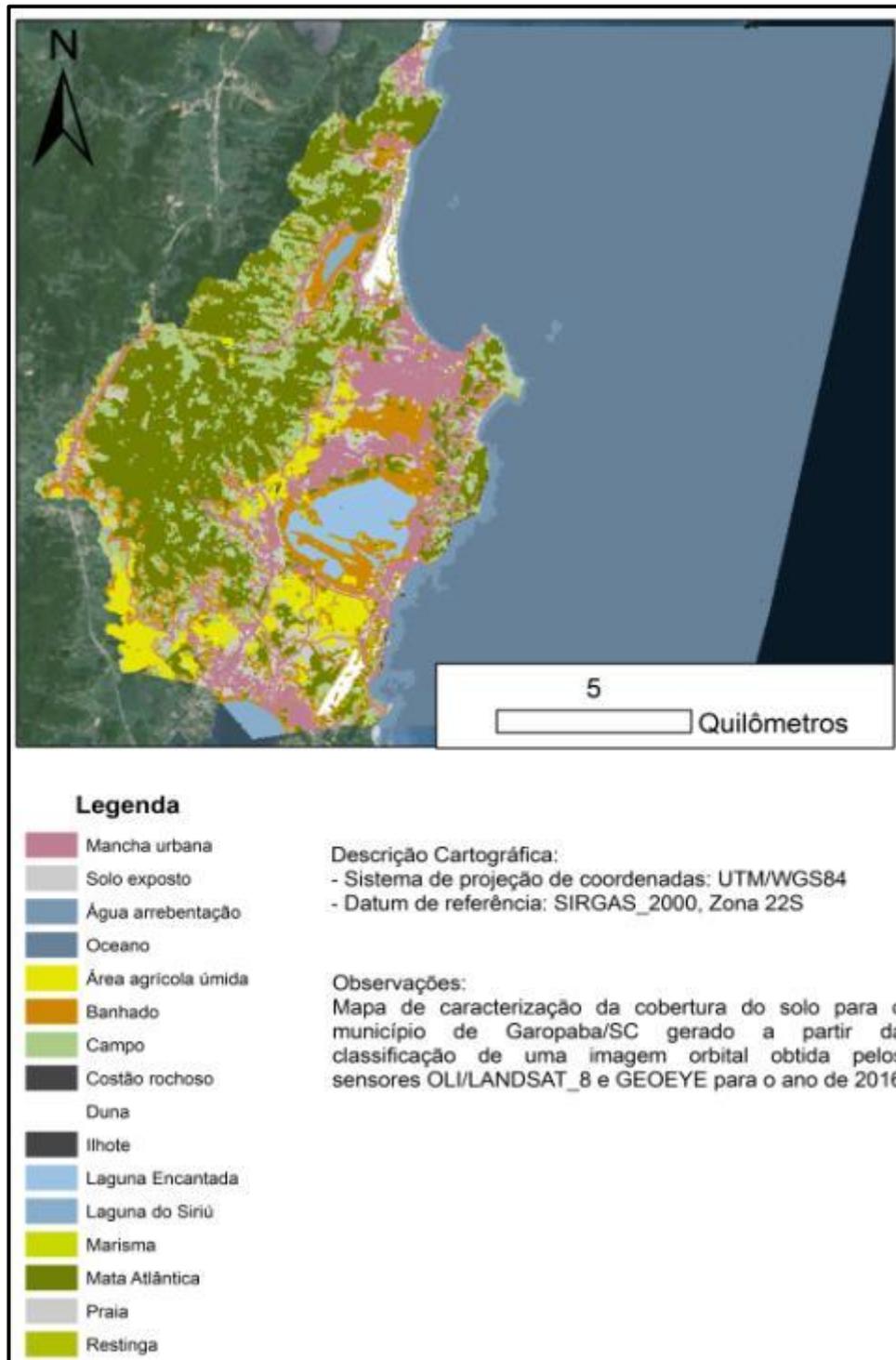


Figura 4: Mapa temático de uso e cobertura do solo para o ano de 2016 produzido via classificação de imagens orbitais dos sensores Geoeye e OLI/LANDSAT-8.

As classes de cobertura do solo foram comparadas em termos de área para o período de estudo. O resultado da variação de cada classe está representado no gráfico da figura 5. As áreas

das classes referentes aos corpos hídricos (lagunas e oceano) e costões rochosos não constam no gráfico uma vez que não possuem relação com o crescimento urbano em termos de área.

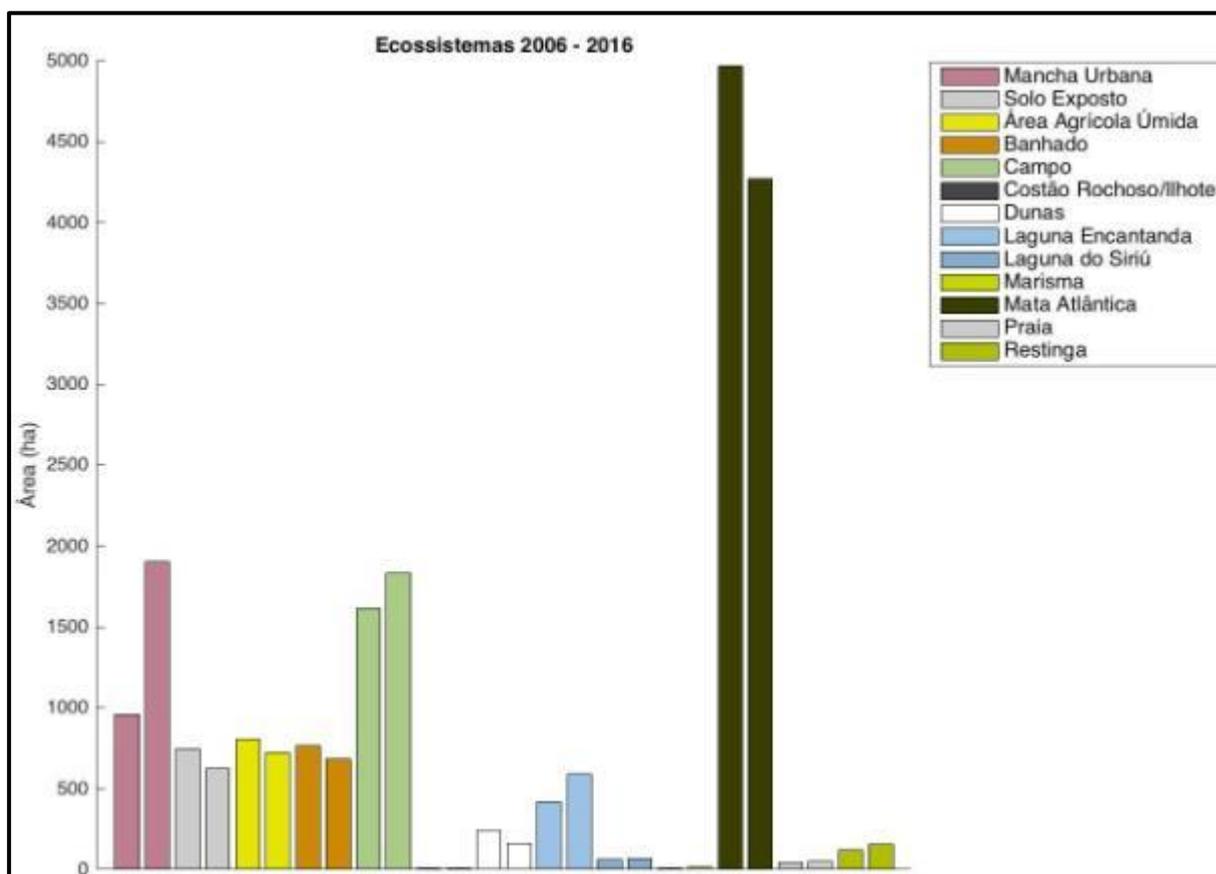


Figura 5: Gráfico de áreas das classes de cobertura do solo para os anos de 2006 e 2016.

A classe mais representativa do município de Garopaba é a Mata Atlântica. No ano de 2006 eram 4.967 hectares, o correspondente a 43% da área total do município. Em 2016 a mesma classe passou a ter 4.273 hectares, ou 37% da área do município. Foram perdidos 694 ha, uma diminuição de 14% da classe Mata Atlântica no período de dez anos.

A segunda classe mais representativa é Mancha Urbana. Em 2006 eram 960 ha, que representavam 8,3% do total do município. Em 2016 a mancha urbana passou a ser de 1.900 ha (16,5% do município). Isso representou aumento de 8,2% na cobertura urbana sobre a área total de Garopaba, e 98% de aumento de área da classe.

A terceira classe mais representativa é Campo. No ano de 2006 a classe representava 1.616 ha, 14% da área do município em 2006, e passou a representar 1.829 ha, 15,8 % do município em 2016.

As classes Área agrícola úmida e Banhado apresentaram valores de área semelhantes no período estudado. No ano de 2016 representam 6,6% (766,5 ha); e 5,9% (683,8 ha) da área

do município, respectivamente. Os banhados no entorno das lagoas e áreas baixas alagadas do município são utilizadas como suporte à agricultura, como mostram as figuras 4 e 5.

A classe Solo Exposto ocupava 748 ha em 2006, e passou a ocupar 624 ha em 2016 que representa 5,9% do município. Essa classe representa os arruamentos de saibro e áreas de crescimento potencial à construção civil.

A área da classe Laguna Encantada variou de 420,5 hectares em 2006 para 589,3 hectares em 2016. O aumento pode ter sido ocasionado pelo regime de chuvas na época da coleta das cenas pelos sensores orbitais TM/Landsat_5 e OLI/Landsat_8. A classe Laguna do Siriú passou de 58,8 ha para 67,5 ha no período estudado.

A classe de Dunas ocupou no ano de 2006 244 ha, equivalente a 2,1% da área do município. No ano de 2016 ocupou 160 ha, 1,4% da área do município, representando a diminuição de 35% na área de dunas.

A classe de Restinga representou em 2006 a área de 120,7 ha. Já no ano de 2016 representou 154,4 ha, equivalente a 1,3% da área total do município. O aumento verificado na classe foi de 28%

A classe de Marisma ocupou em 2006 o equivalente 7,7 ha. Já no ano de 2016 a classe teve um aumento de 115% em relação a 2006, passando ocupar 16,6 ha, que representa 0,15% da área do município.

A classe Costão Rochoso/Ilhote representa 0,05% da área total do município e não variou significativamente no período estudado.

A classe praia variou de 44,2 (0,38% do município) para 49,4 ha (0,43%). Houve um aumento de 5,2 hectares, que pode estar relacionado a variações da faixa de praia conforme as condições oceanográficas no momento das coletas das cenas (altura de onda, maré), ou a acreção das faixas de praia no ano de 2016.

O crescimento da mancha urbana ocorreu sobre os diversos ecossistemas que compõem a zona costeira. O sistema urbano utiliza principalmente o serviço ecossistêmico de suporte como área de construção. Porém os demais serviços de provisão, regulação e cultural fornecem múltiplos benefícios que estimulam a expansão urbana sobre determinadas áreas.

Para se identificar os ecossistemas sobre os quais a mancha urbana se espalhou entre os anos de 2006 e 2016, foi realizado a intersecção das áreas dos ecossistemas em 2006 com a área de mancha urbana acrescida entre 2006 e 2016. Esta técnica chamada de overlay permite quantificar em área a evolução espaço-temporal da mancha urbana. Os 9.402 hectares de mancha urbana acrescidos no período de estudo, se distribuíram por sobre as classes de

ecossistemas conforme a figura 6.

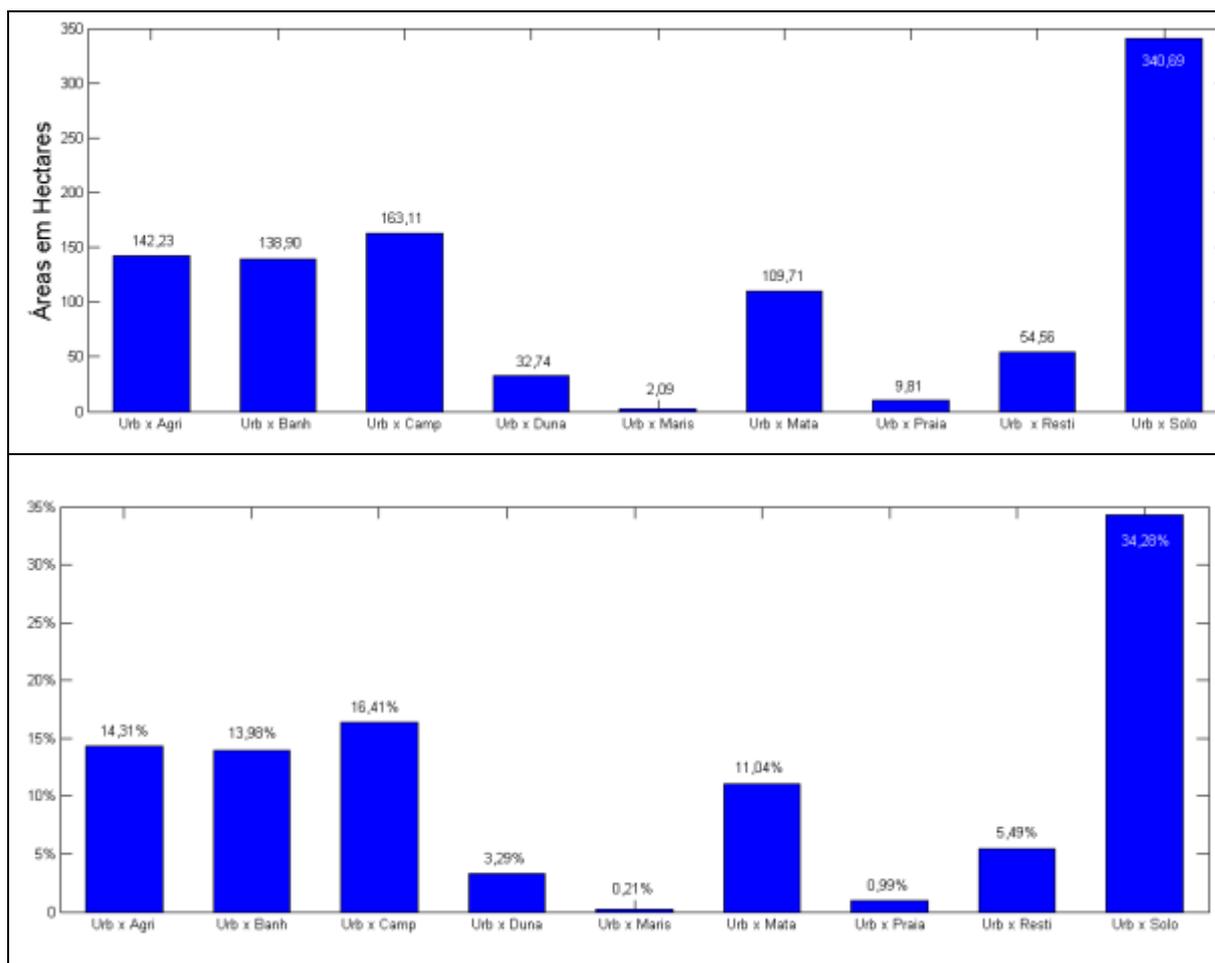


Figura 6: Crescimento urbano sobre as classes de ecossistemas em valores de hectare (acima); e percentagem (abaixo).

O crescimento da mancha urbana ocorreu principalmente sobre a classe solo exposto, em que 34,28% da mancha urbana acrescida no período analisado ocorreu sobre solo exposto, o equivalente a 340,69 hectares.

Outros 16,41% do crescimento urbano (163,11 ha) ocorreu sobre a classe de Campo.

A Área Agrícola Úmida foi a terceira classe mais convertida em área urbanizada, correspondendo a 13,98% (138,9 ha) da expansão imobiliária. Valores semelhantes aos banhados convertidos em área urbana que foram de 13,98% (138,9 ha).

A Mata Atlântica teve 109,11 hectares convertidos em área urbanizada, que representaram 11,04% do crescimento urbano ocorrido entre 2006 e 2016.

Foram suprimidos 32,74 hectares de área de dunas em virtude da construção civil, que representaram 3,29% do crescimento urbano.

A mancha urbana avançou o equivalente a 54,56 ha sobre a mata de restinga, ou seja 5,49% do crescimento da área urbana ocorreu sobre esse tipo de vegetação.

A classe praia perdeu 9,81 ha para a expansão urbana, que representa 0,99% do total urbano acrescido. Isso está relacionado ao crescimento urbano sobre área de dunas não vegetadas, que foram classificadas pelo software como praia.

As marismas tiveram 2,09 hectares convertidos em área urbana, que representa 0,2% do crescimento urbano. Este valor é relativamente alto uma vez que representa 12,6% da área de marismas obtida no ano de 2016 (16,6 ha).

6.2. Avaliação dos ecossistemas

6.2.1 Ecossistema de Dunas Costeiras

Dunas costeiras são formadas a partir dos processos de deposição e erosão de sedimentos (suporte) ao longo da costa, envolvendo componentes principais em diferentes escalas de tempo: quantidade de sedimento disponível; energia física ao longo da costa (ondas, deriva litorânea, vento); e transgressão e regressão do nível médio mar (Toldo *et al.*, 2006). Pode ocorrer na forma de dunas transgressivas, que migram para o interior do continente em costas com alta disponibilidade de sedimento e ventos dominantes no mesmo sentido (Giannini *et al.*, 2005); e também na forma de cordões litorâneos paralelos à linha de costa, com cristas e cavas associadas à eventos de subida e descida do nível do mar, com períodos de estabilização e incorporação das dunas frontais ao campo de dunas posterior e evolução de dunas embrionárias em frontais (Seeliger *et al.*, 1998).

Segundo Mendes *et al.*, (2015) no município de Garopaba existem quatro gerações de campos de dunas, sendo duas gerações mais antigas e internalizadas formadas durante os dois últimos eventos máximos transgressivos do nível médio do mar (Pleistoceno e Holoceno); e duas gerações mais recentes que teriam se formado associados à regressão que ocorreu após o máximo holocênico. Há também dois campos de dunas transgressivas ativas de aproximadamente três quilômetros de extensão que migram no sentido NE-SW.

As dunas frontais são a primeira proteção da linha de costa (benefício) contra eventos de alta energia, associados principalmente a passagem de frentes frias nas regiões sul e sudeste do Brasil (Calliari *et al.*, 2010). Além disso, as dunas desempenham importante função no balanço sedimentar (regulação) do sistema praia-duna, retendo sedimento nos meses primavera e verão, e disponibilizando-os à porção sub-aquosa nos períodos de maior energia durante o

outono e inverno (Calliari *et al.*, 2003).

A vegetação pioneira de restinga corresponde a espécies adaptadas às condições ambientais desse sistema, sendo importantes na estabilização do campo de dunas (benefício), reduzindo a competência do transporte dos grãos pelo vento, acumulando sedimento no sistema, e servindo de refúgio (suporte) às espécies de insetos, répteis, aves e mamíferos (Seeliger, 2003). Este é um exemplo conectividade e importância de diferentes ecossistemas na manutenção de um serviço ecossistêmico da zona costeira, em que a restinga encontra suporte das dunas para se fixar e ao mesmo tempo permite o crescimento do campo de dunas ao reter o sedimento transportado. Consequentemente os demais serviços e benefícios associados à preservação do campo de dunas serão mantidos ou incrementados.

Entre 2006 e 2016 houve redução de 35% da área de dunas do município de Garopaba, equivalente a 84 hectares. No mesmo período, o crescimento urbano sobre as dunas do município correspondeu a 32,74 hectares (figura 7), ou seja, a mancha urbana foi responsável por 39% da área total de dunas suprimidas no período de estudo.

No entanto a ocupação urbana sobre área de dunas é anterior à 2006. A expansão imobiliária acelerada após a construção da BR-101, principalmente a partir das décadas de 1980 e 1990 ocorreu sobre boa parte do sistema de cordões de dunas, principalmente na região da praia central do município, área mais densamente urbanizada (Brusius, 2010).

Os campos de dunas também são importantes no balanço hídrico (regulação). São uma espécie de filtro que ao reter água doce abaixo da superfície, funcionam como uma barreira à intrusão da cunha salina no lençol freático, protegendo a qualidade das águas subterrâneas e solo das regiões costeiras (benefício) (da Silva Junior *et al.*, 2000). Além disso, o valor estético (cultural) das dunas costeiras representa importante função na qualidade de vida dos moradores, ligada a preservação da identidade local (benefício), atividades de educação ambiental ou pela importância da paisagem no turismo, principal atividade em muitos municípios da zona costeira (Dadon, 2002).

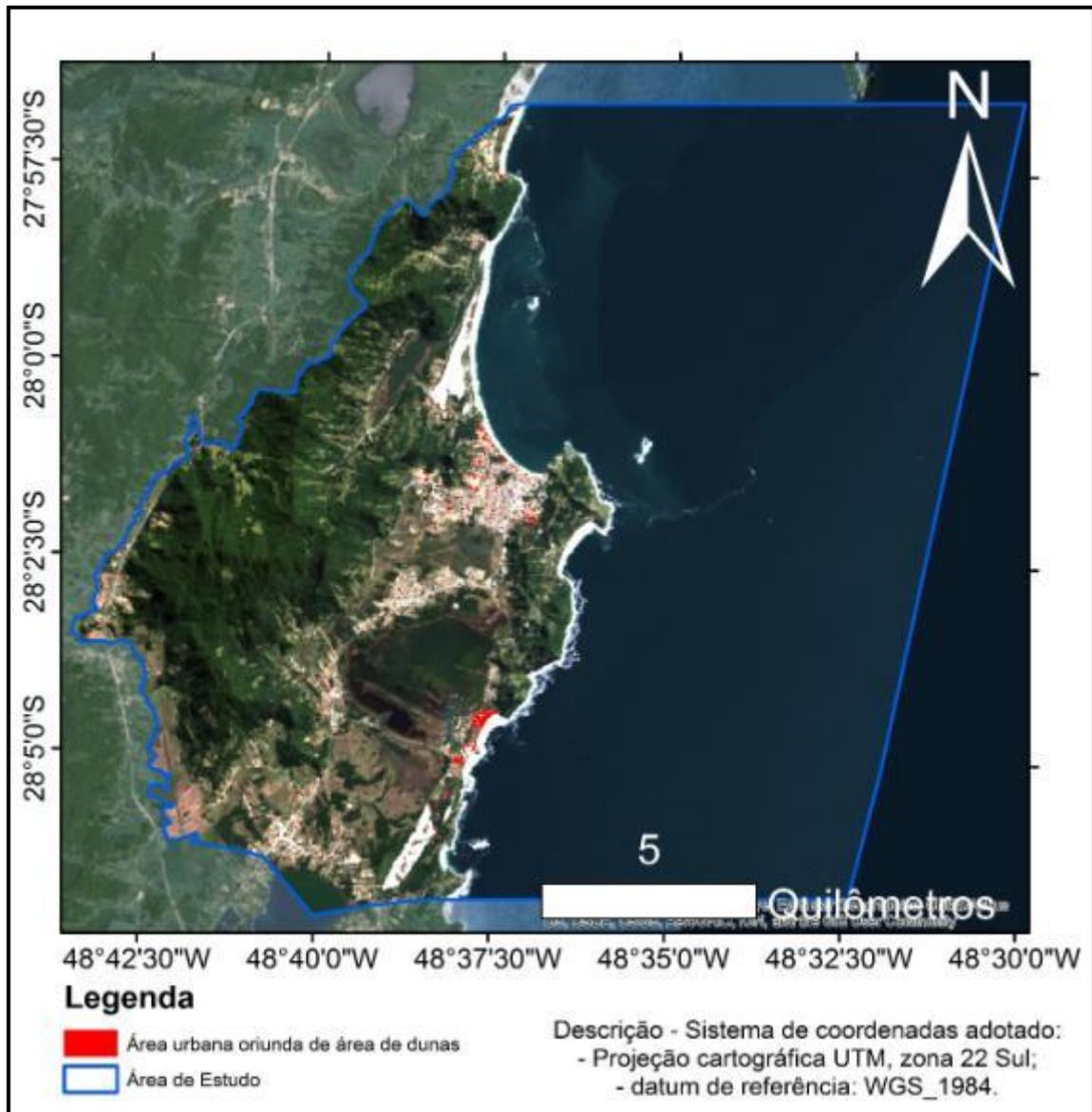


Figura 7: Mapa de cruzamento espacial entre a classe duna e a classe área urbana.

O impacto da construção civil sobre o sistema de dunas representa perda na capacidade desse ecossistema de fornecer através de seus processos ecológicos, serviços ecossistêmicos importantes que beneficiam a maior parte da comunidade local. O sistema urbano utiliza de serviços de suporte para estabelecimento de residências e estradas. Isso causa a fixação do campo de dunas, e perda de hábitat a espécies pioneiras e fauna associada, impactando a biodiversidade. Espécies de vegetação exótica como a Casuarina foram plantadas para estabilizar as dunas adjacentes afim de reduzir o transporte de grãos pelo vento e proteger as casas (Hentschel, 2008). A infestação de Pinus na região representa perda de biodiversidade, e perda de cenário, serviços ecossistêmicos de suporte e cultural fornecidos pelos ecossistemas costeiros.

Quadro 5: Matriz de serviços ecossistêmicos para Dunas Costeiras.

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Dunas Costeiras	Suporte	Base à biodiversidade Estoque de sedimento;	Estabilização das dunas	Comunidade local
	Regulação	Controle de erosão; Balanço sedimentar praia-duna; Regulação hídrica; Controle da intrusão salina	Barreira de proteção à eventos extremos; Manutenção da linha de costa; Qualidade da água subterrânea	Comunidade local; Turistas
	Cultural	Paisagem	Valor contemplativo Lazer; Educação ambiental	Comunidade local; Turistas; Instituições de ensino; ONGs

A impermeabilização do solo aumenta o escoamento superficial da água da chuva e diminui a recarga do lençol freático. Com isso a pressão hídrica da cunha salina aumenta e atinge as águas subterrâneas da costa, diminuindo a fertilidade do solo. O saneamento do município é considerado crítico, em que 2/3 dos esgotos são direcionados para fossas rudimentares que acabam infiltrando no solo ou descargas clandestinas de esgoto contaminado o lençol freático e os corpos hídricos (GERCO/SC, 2008).

Quadro 6: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Dunas Costeiras

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Suporte	Fixação do campo de dunas; Perda de hábitat à espécies pioneiras; Introdução de espécies exóticas
Regulação	Aumento do escoamento superficial da chuva e rebaixamento do lençol freático; Intrusão salina nas águas subterrâneas e empobrecimento do solo; Indisponibilização do estoque sedimentar no sistema praia-duna; Mudança na formação dos bancos de areia submersos, e na quebra de ondas
Cultural	Perda de valor paisagístico

A perda do serviço de regulação do balanço sedimentar no sistema praia-duna pela fixação das dunas diminui a disponibilidade de sedimento para formação dos bancos de areia sub-aquosos. Isso causa impacto na refração e quebra de ondas, consequentemente na prática de esportes aquáticos (cultural), que incrementam o turismo local. Altera ainda a morfodinâmica praial, tornando a praia mais dissipativa e suscetível à ressacas do mar (Calliari *et al.*, 2003).

6.2.2 Ecossistema Praial

Praias são ambientes resultantes do equilíbrio dinâmico entre a deposição e erosão de sedimentos. Transporte longitudinal, incidência oblíqua de ondas e frequência e intensidade de ventos são componentes deste equilíbrio. O ecossistema praial está interligado ao ecossistema de dunas através do balanço sedimentar; e ao ecossistema costão rochoso através da refração e difração de ondas, atenuação do vento e consequentemente na morfologia de cada praia (regulação) (Calliari *et al.*, 2003).

No presente trabalho, a classe praia compreende a área entre a base das dunas e a linha d'água. Já o ecossistema praial considera também o pós praia, a medida que os processos hidrodinâmicos nessa região condicionam a morfologia praial (Calliari *et al.*, 2010).

O município de Garopaba possui oito praias (Gamboa, Siriú, Centro, Vigia, Silveira, Ferrugem, Barra e Ouvidor), de estágio morfodinâmico dissipativo-intermediário, dominado

por ondas de alta energia oriundas dos quadrantes Sul e Sudeste (Hesp *et al.*, 2009). O crescimento urbano não ocorreu diretamente sobre a praia, uma vez que a praia é considerada um bem de uso comum do povo, segundo a legislação Federal (Brasil, 1988).

O ecossistema praial serve de suporte aos ranchos de pescadores e a atracação de barcos, com destaque a pesca da tainha, seu serviço de reprodução cultural e identidade local, além da importância sócio-econômica dessa atividade para o município e região. As praias também exercem importante serviço de regulação do balanço sedimentar no sistema praia-duna (Toldo *et al.*, 2006).

Outros serviços ecossistêmicos importantes das praias são de classificação cultural. A cultura de sol e praia está presente ao longo de toda costa, portanto a boa qualidade desses ambientes é fundamental para que o serviço cultural de lazer mantenha a atividade turística beneficiando a sócio-economia local (Scherer *et al.*, 2013; Semeoshenkova *et al.*, 2016). A barra (suporte) da Laguna Encantada, principal estuário do município, é aberta por patrôas que escavam a praia (suporte), com a finalidade de baixar o nível do lençol freático (benefício) e interferir nas fossas assépticas das casas construídas em áreas baixas em virtude da ocupação desordenada. Porém a decisão de abertura não leva em consideração o momento adequado a entrada de água do mar no estuário contendo larvas de espécies importantes à pesca artesanal, estabelecendo um conflito de usos (Capellesso e Cazella, 2011).

A conectividade intrínseca entre os ecossistemas costeiros se expressa pelo caráter dinâmico de fluxo de matéria e energia, como caracterizado neste caso de abertura do canal arenoso que une os sistemas costeiros e marinho. O conflito de uso se estabelece a partir da utilização de um mesmo serviço por diferentes atores (pesca artesanal e setor imobiliário), em que o uso e benefício de um grupo impacta a atividade do outro grupo.

Quadro 7: Matriz de serviços ecossistêmicos para Praia

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Praia	Suporte	Espaço de uso público; Base à biodiversidade; Ranchos de pesca; Abertura da barra lagunar	Relações sociais; Atracação; Alívio do lençol freático	Comunidade local; Pescadores artesanais; Turistas
	Provisão	Produção de biomassa		
	Regulação	Balanço sedimentar;	Estabilização da linha de costa; Qualidade do estuário;	Pescadores artesanais Comunidade local; Turistas
	Cultural	Paisagem; Reprodução cultural	Valor contemplativo; Lazer; Identidade local	Comunidade local; Turistas

O serviço ecossistêmico de regulação do balanço sedimentar da praia será alterado com a ocupação imobiliária do campo de dunas, com a indisponibilização do estoque de areia no sistema, e consequente erosão de casas e mudanças na morfodinâmica praial (Calliari *et al.*, 2003). Mudanças no serviços de regulação terão efeitos sobre serviços culturais como paisagem antropizada, poluição visual de casas erodidas e obras de contenção (Dadon, 2002; Scherer *et al.*, 2006). A interrupção do fluxo de sedimentos aos bancos subaquáticos interfere qualidade de ondas para prática de esportes náuticos, podendo trazer perdas ao setor turístico local.

Quadro 8: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Praia

Ocupação Urbana		
	Usos	Impactos
Praia	Suporte	Abertura da barra lagunar em conflito com a pesca artesanal
	Regulação	Alteração no balanço sedimentar entre o sistema praia-duna; Mudança na formação dos bancos de areia submersos e quebra de ondas; Balneabilidade
	Cultural	Reprodução cultural

A expansão urbana desordenada na zona costeira causa contaminação de corpos hídricos e águas subterrâneas. A falta de um sistema de coleta de esgoto doméstico reflete no índice de balneabilidade da praia, tornando praias impróprias para banho. É o caso da praia do centro de Garopaba, com maior taxa de ocupação e imprópria para banho em 50% das análises realizadas no ano de 2009 (GERCO/SC, 2010).

6.2.3. Ecossistema de Costão Rochoso e Ilhote

Na planície costeira do litoral centro-sul de Santa Catarina afloram maciços rochosos da Serra do Leste Catarinense, em forma de promontórios, ilhotes e tómbulos. Este setor da planície costeira é mais estreito devido a proximidade das terras altas com a linha de costa. (Horn Filho, 2013). No município de Garopaba, a área de costão rochoso é de 44,29 hectares, que correspondem a 0,38% da área total do município. Há ainda os ilhotes do Siriú e do Ouvidor. O crescimento urbano sobre a classe costão rochoso não foi estatisticamente significativo. Porém a classe costão rochoso se refere à rochas expostas. O escudo cristalino aflorante recoberto por vegetação origina as classes Restinga e Mata Atlântica, com crescimento urbano verificado sobre ambos os ecossistemas no período de estudo.

O suporte à atracação de barcos de pesca em enseadas é um serviço importante dos costões, que protegem as embarcações e ranchos de pesca da ação de ondas e correntes (GERCO/SC, 2008). Também exercem regulação sobre a deriva litorânea e o transporte de

sedimentos entre praias; influenciam na morfodinâmica praias através de refração e difração de ondas; e na hidrodinâmica do pós-praia, com formação de correntes de retorno junto aos promontórios rochosos (Calliari *et al.*, 2010).

Por serem habitats de grande variação ambiental física (maré, ondas, temperatura, luminosidade) em uma pequena escala espacial, os ilhotes e costões rochosos possuem faixa de zonação vertical de distribuição de organismos bentônicos, gerando uma complexa e rica comunidade biológica. Organismos bentônicos filtradores ao se alimentar fazem a filtração da água e removem compostos, regulando a qualidade da água costeira, e também servindo como bioindicadores ambientais.

A diversidade de organismos no substrato rochoso eleva a produtividade marinha ao redor, tornando-se alguns dos ecossistemas mais produtivos do ambiente marinho (Cardinale *et al.*, 2011). Portanto são ecossistemas que provêm estoques de espécies de importância econômica como peixes, crustáceos, mexilhões e ostras, beneficiando os pescadores artesanais e a comunidade que se alimenta do recurso pesqueiro (Almeida, 2008).

Quadro 9: Matriz de serviços ecossistêmicos para Costão Rochoso e Ilhote

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Costão Rochoso e Ilhote	Suporte	Enseada; Nidificação; Base à biodiversidade; Substrato rochoso à organismos	Atracadouro de barcos	Pescador artesanal
	Provisão	Produção de biomassa	Recursos associados (Moluscos, Crustáceos e Peixes); Produção de alimento	Pescadores artesanais; Comunidade local
	Regulação	Regulação energia de ondas; Regulação fluxo sedimentos; Proteção; Filtração	Esportes aquáticos; Qualidade da água; Bioindicadores	Comunidade local; Pescadores artesanais; Turistas
	Cultural	Paisagem; Sítios arqueológicos	Valor contemplativo; Patrimônio histórico-arqueológico; Herança cultural; Educação ambiental	Comunidade local; Turistas; Instituições de ensino e pesquisa; ONGs

A falta do saneamento básico e aumento da quantidade de esgoto associado ao crescimento urbano pode afetar a qualidade da água do ambiente marinho adjacente e modificar as relações ecológicas complexas dos ilhotes, alterar a diversidade de espécies e a regulação da produtividade, causando efeitos negativos sobre o serviço de provisão de biomassa. A queda na provisão de biomassa faz com que a atividade de pesca artesanal decline, impactando a sócio-economia local e reprodução cultural da pesca.

Quadro 10: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Costão Rocho e Ilhote

Ocupação Urbana		
	Usos	Impactos
Costão Rochoso e Ilhote	Provisão	Diminuição nos estoques de peixes, crustáceos e moluscos;
	Regulação	Alteração na distribuição de espécies bentônicas
	Cultural	Perda de valor paisagístico; Perda de identidade local; Perda de patrimônio histórico

Construções na base das encostas próximo ao mar impactam os serviços culturais de paisagem natural. Registros de ocupação pré-histórica como oficinas líticas, pinturas rupestres e sambaquis de até 7.500 anos A.P. são encontrados em promontórios rochosos e nas proximidades de estuários do litoral centro-sul de Santa Catarina (Giannini *et al.*, 2010). A expansão urbana pode ocorrer sobre sítios arqueológicos ainda não mapeados havendo perda de patrimônio histórico cultural.

6.2.4. Ecossistema Marinho Adjacente

O ecossistema marinho adjacente deste estudo compreende a área entre a linha de costa e o limite oceânico da A.P.A. da Baleia Franca. Esse ecossistema fornece diversos serviços ecossistêmicos aos quais as populações costeiras dependem. O suporte à navegação gera o benefício de navegabilidade. Isso permite obter o benefício da produção de alimentos, a partir

do da biomassa que esse ecossistema é capaz de prover (Asmus *et al.*, 2017).

O oceano em escala global tem como principal serviço ecossistêmico a regulação climática do planeta através das trocas gasosas com a atmosfera, redistribuindo a quantidade de calor entre o equador e os pólos através da circulação oceânica global. Na área de estudo do presente trabalho destaca-se a ressurgência de Santa Marta, em que ventos de NE principalmente nos meses de primavera e verão promovem a ascensão da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) na costa, mais fria e rica em nutrientes e gases dissolvidos, elevando a produção primária e beneficiando pescarias (Castelao *et al.*, 2004).

Garopaba, em sua colônia de pescadores (Z-12) possui aproximadamente 1.500 pescadores artesanais filiados. A sazonalidade dos recursos pesqueiros permite aos pescadores trabalhar tanto nas lagunas quanto no mar. A pesca artesanal da Tainha é declarada patrimônio histórico, artístico e cultural do estado de Santa Catarina, e de grande importância à sócio-economia do estado (Capellesso e Cazella, 2011).

Em escala local e regional de análise dos serviços ecossistêmicos, o ecossistema marinho adjacente presta o serviço ecossistêmico de regulação de recepção de águas continentais e diluição de efluentes em regiões estuarinas. Este serviço gera o benefício da melhora da qualidade das águas continentais. O aporte continental fornece nutrientes que irão elevar a produtividade do ecossistema marinho adjacente (Abreu e Castello, 1998). A elevação da produtividade primária exerce papel importante no funcionamento dos ecossistemas costeiros e marinho, e seus serviços de regulação de transferência de energia entre níveis tróficos; e serviço de provisão de biomassa (Cardinale *et al.*, 2011).

Na região do litoral centro-sul de Santa Catarina o serviço ecossistêmico de suporte à biodiversidade gera o benefício da conservação, com a criação da A.P.A da Baleia Franca (Brasil decreto 2000) que objetiva não só a preservação da espécie *Eubalaena australis*, como também garantir o uso racional dos recursos naturais da região, ordenar a ocupação e utilização do solo e das águas e o uso turístico (Macedo *et al.*, 2013). No entanto a expansão urbana em áreas costeiras pode gerar uma descarga de efluentes acima da capacidade de suporte do ecossistema, isso causa situações de contaminação das águas, perda de balneabilidade impactando a sócioeconomia e qualidade de vida da população. Segundo o conselho gestor da A.P.A. da Baleia Franca, as principais ameaças à unidade de conservação são especulação imobiliária e ocupações em áreas inapropriadas e legalmente protegidas, em associação ao turismo massivo (Macedo *et al.*, 2013).

Quadro 11: Matriz de serviços ecossistêmicos para Marinho Adjacente

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Marinho Adjacente	Suporte	Base à biodiversidade Navegabilidade	Conservação marinha; Navegação	Setor Pesqueiro; ICMBIO
	Provisão	Produção de biomassa	Produção de alimentos	Setor pesqueiro; Comunidade regional
	Regulação	Receptor de águas continentais; Diluição de efluentes; Ressurgência	Qualidade da água continental; Produtividade marinha	Comunidade local; CASAN; Setor pesqueiro; Turistas
	Cultural	Paisagem; Reprodução cultural; Conservação	Valor contemplativo; Identidade local; Esportes aquáticos; Educação ambiental; Pesca esportiva	Comunidade local; Turistas; Instituições de ensino e pesquisa; ICMBIO; ONGs

Quadro 12: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Marinho Adjacente

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Provisão	Diminuição de estoques pesqueiros; Diminuição da oferta de pescado e aumento de preços; Desemprego
Regulação	Poluição e perda de balneabilidade; Desemprego
Cultural	Perda de identidade local

6.2.5. Ecossistema Lagunar Estuarino

Lagunas e estuários são os ambientes costeiros mais produtivos do planeta. Uma grande variedade de habitats compõem este ecossistema, como marismas, mangues, banhados, vegetação submersa. A ligação entre o ambiente continental e marinho promove variações nas características físico-químicas, com trocas gasosas e de nutrientes, entre os habitats, fornecendo múltiplos serviços ecossistêmicos importantes à zona costeira (Lotze *et al.*, 2006).

A complexidade de interações tróficas gera suporte à biodiversidade marinha e costeira. Espécies de vegetação servem como área de reprodução abrigo e berçário (suporte). A provisão de biomassa em lagunas costeiras gera o benefício de estoques de peixes e crustáceos economicamente importantes à pesca artesanal gerando emprego e renda a comunidade e também segurança alimentar às comunidades costeiras (Asmus *et al.*, 2017).

Os estuários tiveram forte relação com o desenvolvimento das civilizações. Seus serviços ecossistêmicos desempenharam importante função no estabelecimento de populações. Quanto maior a diversidade de ecossistemas, maior será a oferta de serviços e benefícios disponíveis, o que explica o fato de maioria dos grandes centros urbanos do mundo se localizarem na zona costeira junto à estuários (BARRAGÁN & ANDRÉS, 2015).

O município de Garopaba tem dois sistemas laguna estuarinos, conhecidos como Lagoa da Encantada e Lagoa do Siriú. A Lagoa Encantada possui área aproximada de 500 hectares, que corresponde a 5% da área total do município. A Lagoa do Siriú possui aproximadamente 60 hectares, ou 0,05% da área total do município. São lagunas costeiras formadas com o afogamento de vales pleistocênicos durante a transgressão do nível do mar e acresção de cordões arenosos sob condição de barreira transgressiva após o máximo holocênico 5.200 anos A.P. (Hesp *et al.*, 2009).

O principal recurso pesqueiro associado as lagunas da região é o camarão, que entra em estágio larval, se desenvolve, e adulto retorna a ambiente marinho para a desova. Devido a sazonalidade do ciclo do camarão e o declínio desse estoque, outras espécies como siri e tainhota (juvenil de tainha) têm importância na pesca local (Capellesso & Cazella, 2011).

Quadro 13: Matriz de serviços ecossistêmicos para Costão Rochoso e Ilhote

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Laguna Estuário	Suporte	Base à biodiversidade; Área de reprodução e crescimento		
	Provisão	Produção de biomassa	Recursos associados (peixes e crustáceos); Produção de alimento	Pescadores artesanais; Comunidade regional
	Regulação	Balanço hídrico; Diluição de efluentes; Exportação de matéria orgânica	Controle de enchentes; Qualidade da água e lençol freático;	Comunidade regional; Pescadores artesanais; CASAN
	Cultural	Paisagem; Reprodução cultural	Valor contemplativo; Identidade local	Comunidade local; Turistas; Instituições de ensino e pesquisa

A alta produção de matéria orgânica deste sistema é exportada para o oceano e regula a produtividade marinha adjacente. O serviço de diluição de efluentes traz o benefício da qualidade do lençol freático. Porém serviços ecossistêmicos são fluxos, e a capacidade do sistema em assimilar a quantidade de efluente deve ser mensurado no tempo (Silvis e van der Heide, 2013), caso contrário a eutrofização irá causar toxicidade do ecossistema e desencadear efeitos sinérgicos em toda teia trófica, esgotando a provisão de estoques importantes (Lotze *et al.*, 2006), trazendo prejuízos aos pescadores e os efeitos sociais negativos do declínio da atividade, como desemprego e aumento da violência urbana e perda de identidade cultural (Capellesso e Cazella, 2011).

Quadro 14: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Laguna Estuário

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Suporte	Descarga de efluentes sob áreas ecológicas vitais
Provisão	Diminuição nos estoques de espécies economicamente importantes; Diminuição na oferta de alimentos e aumento de preços; Desemprego
Regulação	Eutrofização do sistema lagunar; Contaminação dos ambientes estuarino e marinho; Perda de balneabilidade; Desemprego
Cultural	Perda de valor paisagístico; Perda de identidade local Perda de área recreacional

A urbanização e falta de rede coletora de esgoto contamina o lençol freático e consequentemente as lagunas, especialmente nos meses de verão, quando a população passa de 20.000 para aproximadamente 100.000 habitantes (GERCO/SC, 2010). A poluição de estuários impacta negativamente os serviços de regulação de exportação de matéria orgânica e o benefício da balneabilidade das praias. Assim com diminui a provisão do ambiente marinho adjacente e o benefício da produção de alimentos. O excesso de luminosidade e barulho associado a urbanização nas margens de estuários também impacta a atividade da pesca artesanal (Capellesso e Cazella, 2011).

6.2.6. Ecossistema Marismas

O ecossistemas das marismas ocorre em margens de lagunas e estuários, sendo periodicamente alagados, também conhecidos como banhados salgados. São espécies vegetais adaptadas a variação de salinidade, e descritas como sistemas de produção que subsidiam os estuários e águas costeiras (Peixoto e Costa, 2004).

São utilizadas como área de refúgio, berçário e alimentação (suporte) por grande variedade de espécies, desde aves, mamíferos roedores, peixes e crustáceos. A provisão de

matéria orgânica na forma de detrito vegetal, enriquecido de biomassa bacteriana gera produção de biomassa em todo sistema estuarino, beneficiando manutenção de estoques de peixes e crustáceos utilizados na dieta humana. Algumas espécies de vegetação dominantes das marismas (ex., *Spartina densiflora*) atuam como agentes geomorfológicos, retendo sedimentos e soerguendo a superfície, regulando padrões hidrológicos e de circulação de nutrientes, e fixando as margens contra erosão (Costa, 1998).

A biomassa vegetal das marismas, por sua interação com a luz e temperatura regula o microclima do habitat esturino adjacente, e tem habilidade de fixar altas taxas de Carbono. A qualidade da água estuarina é um benefício que as marismas fornecem a partir de suas funções ecológicas (Costa, 1998). Tais funções são serviços ecossistêmicos de regulação que beneficiam o equilíbrio do ecossistema costeiro como um todo (Lotze *et al.*, 2006). Por beneficiar a atividade de pesca artesanal, as marisma também prestam serviço ecossistêmico cultural.

Quadro 15: Matriz de serviços ecossistêmicos para Marismas

Ecossistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Marisma	Suporte	Base à biodiversidade; Refúgio, reprodução e berçário		
	Provisão	Produção de biomassa;	Estoque de peixes e crustáceos; Produção de alimento	Pescadores artesanais; Comunidade local
	Regulação	Retenção de sedimentos; Balanço hídrico; Filtragem (sedimentos e nutrientes); Sequestro de Carbono; Ciclagem de nutrientes	Fixação das margens; Segurança à ocupação adjacente; Qualidade da água e do ar	Comunidade local
	Cultural	Paisagem	Valor contemplativo; Educação Ambiental	Comunidade local; ONGs; Turistas

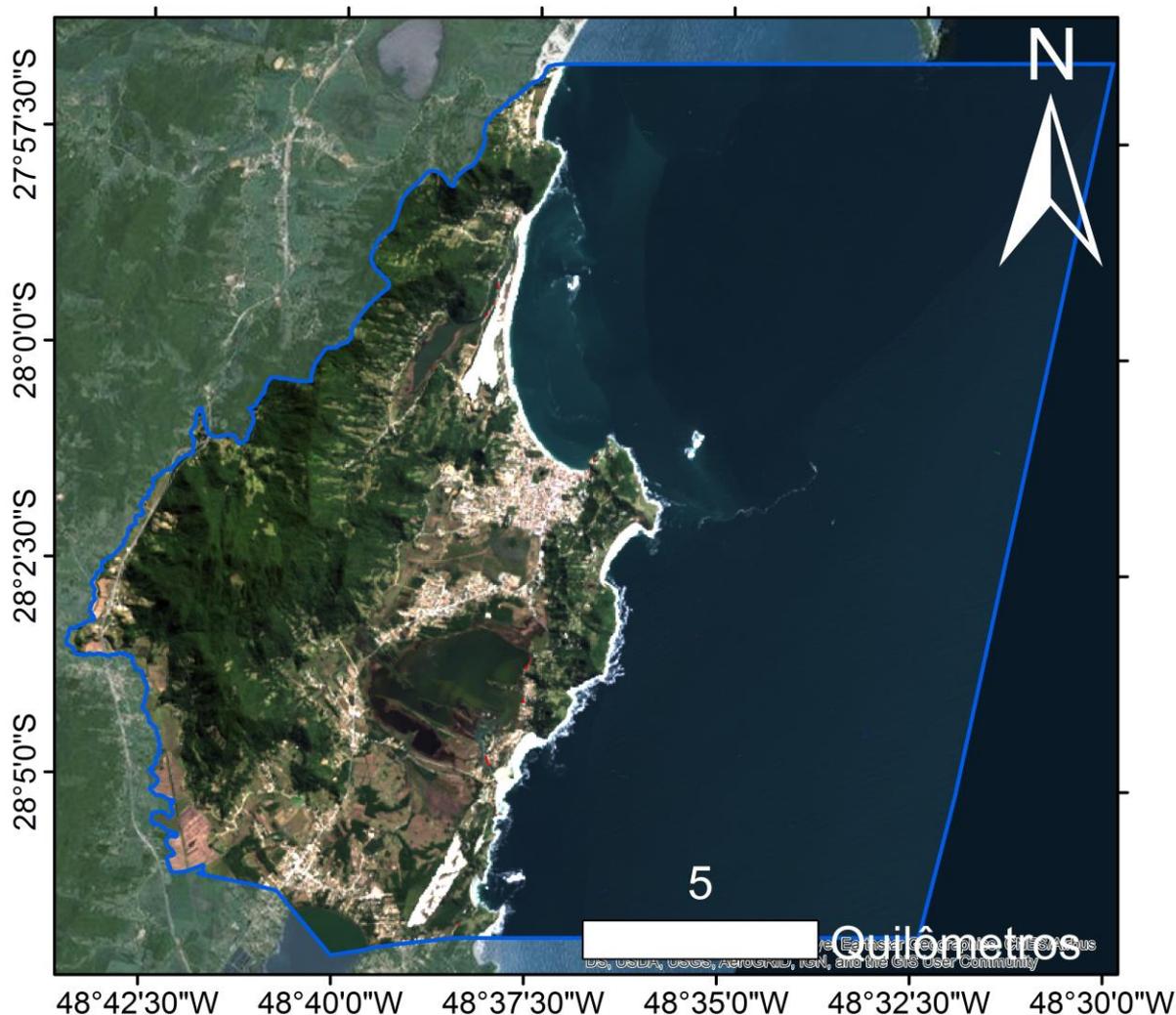
Crescimento urbano desordenado no entorno de lagunas costeiras e a falta de saneamento causam o excesso de nutrientes no sistema, e consequente eutrofização que altera a distribuição de espécies e reduz a quantidade de oxigênio na coluna d'água (Seeliger e Costa,

1998). A diminuição de marismas também impacta a segurança à ocupação do entorno lagunar, pois torna as margens expostas aos processos erosivos dentro do estuário (Peixoto e Costa, 2004).

Quadro 16: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Marismas

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Marisma	Suporte Perda de áreas vitais no ciclo reprodutivo de espécies economicamente importantes
Provisão	Diminuição dos estoques de peixes e crustáceos
Regulação	Erosão das margens; Assoreamento do estuário; Diminuição da qualidade da água e do ar
Cultural	Perda de valor paisagístico

As marismas passaram de 7,74 hectares para 16,62 hectares no período entre 2006 e 2016, que representa um aumento de 115%. O aumento percentual pode ter sido causado pela classificação gerada para os ecossistemas. A resposta espectral de marismas, banhados e áreas úmidas é muito semelhante, podendo haver erros de classificação nesses ecossistemas dentro da acurácia apresentada pelo classificador (>95%). Ou ainda o aumento expressivo em porcentagem se deve a pouca área desse tipo de vegetação. A expansão urbana sobre área de marisma foi equivalente a 2,1 hectares, que representa 12% da área total dessa vegetação em 2016 (figura 8).



Legenda

- Área urbana oriunda de área de marisma
- Área de Estudo

Descrição - Sistema de coordenadas adotado:
 - Projeção cartográfica UTM, zona 22 Sul;
 - datum de referência: WGS_1984.

Figura 8: Mapa de cruzamento espacial entre a classe marisma e a classe área urbana.

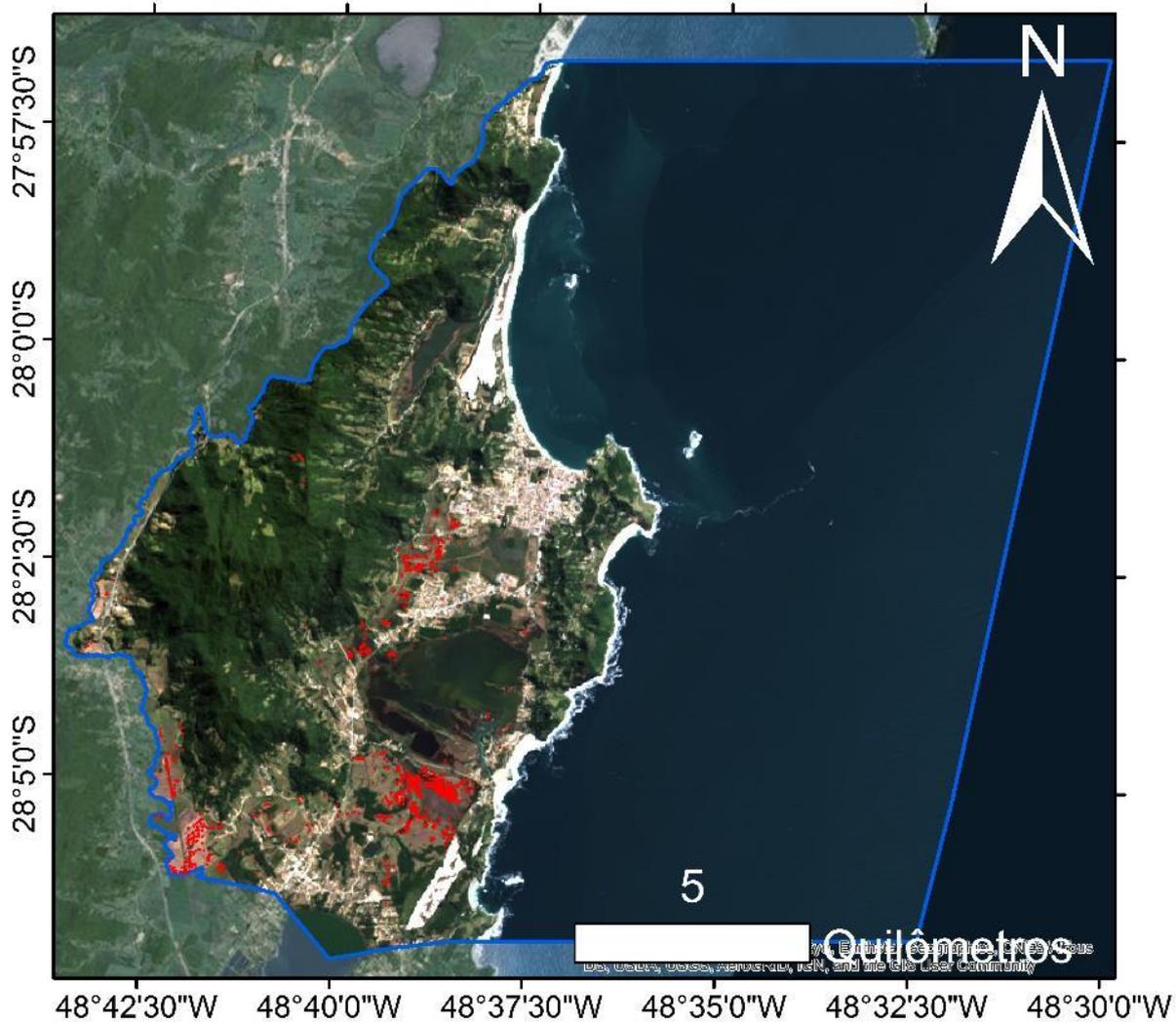
6.2.7. Ecossistema Banhado

Banhados são áreas alagadas permanente ou temporariamente. Na zona costeira ocorrem principalmente associados à marismas, mangues, lagunas e restingas. Possuem interconexão com os ambientes próximos através de processos ecológicos como migração de fauna, dispersão de vegetais, e circulação hídrica. (Burguer, 2000). A variedade de condições físicas, químicas e grande quantidade de nutrientes sustentam alta diversidade e produção de biomassa (provisão), comparado a florestas tropicais. As áreas úmidas alagáveis tem sua importância ecossistêmica mundialmente reconhecida na convenção de RAMSAR (1971), à qual o Brasil é signatário (Ministério do Meio Ambiente, 2017).

A água que flui de áreas mais elevadas e corpos hídricos adjacentes é represada pelos banhados, controlando inundações e funcionando como um filtro que recarrega o aquífero e preserva a qualidade da água dos ambientes costeiros e marinho. A alta produção de biomassa vegetal fornece o serviço de sequestro de Carbono beneficiando a qualidade do ar local (Carvalho e Ozorio, 2007). Banhados atenuam as consequências das mudanças climáticas, que apesar da escala global, tem seus efeitos sentidos localmente.

Banhados ambientes altamente impactados na zona costeira, em função principalmente do crescimento urbano desordenado, despejo de esgoto, agricultura e pecuária. Observa-se que no município de Garopaba as áreas úmidas no entorno das lagunas são utilizadas como serviço de suporte à cultivos agrícolas (figura 9). Essa prática é identificada ao longo da planície costeira do Sul do Brasil, especialmente no cultivo de arroz (Burguer 2000). As águas dos banhados são drenadas para a irrigação, e posteriormente retornam ao sistema contendo alta carga de agrotóxicos, impactando os processos ecológicos dos banhados e demais ecossistemas adjacentes.

A área de banhado para o município de Garopaba no ano de 2006 era de 766,56 hectares, e no ano de 2016 de 683,84 hectares, havendo diminuição de 11%. A área agrícola úmida do município em 2006 era de 807,15 hectares e 723,49 no ano de 2016, com diminuição de 10%. O crescimento urbano sobre os banhados foi de 138,9 ha, que correspondem a 14% do crescimento urbano no município (figura 10). Já a área agrícola utilizada como suporte à construção civil foi de 142,23 ha (14,3%).

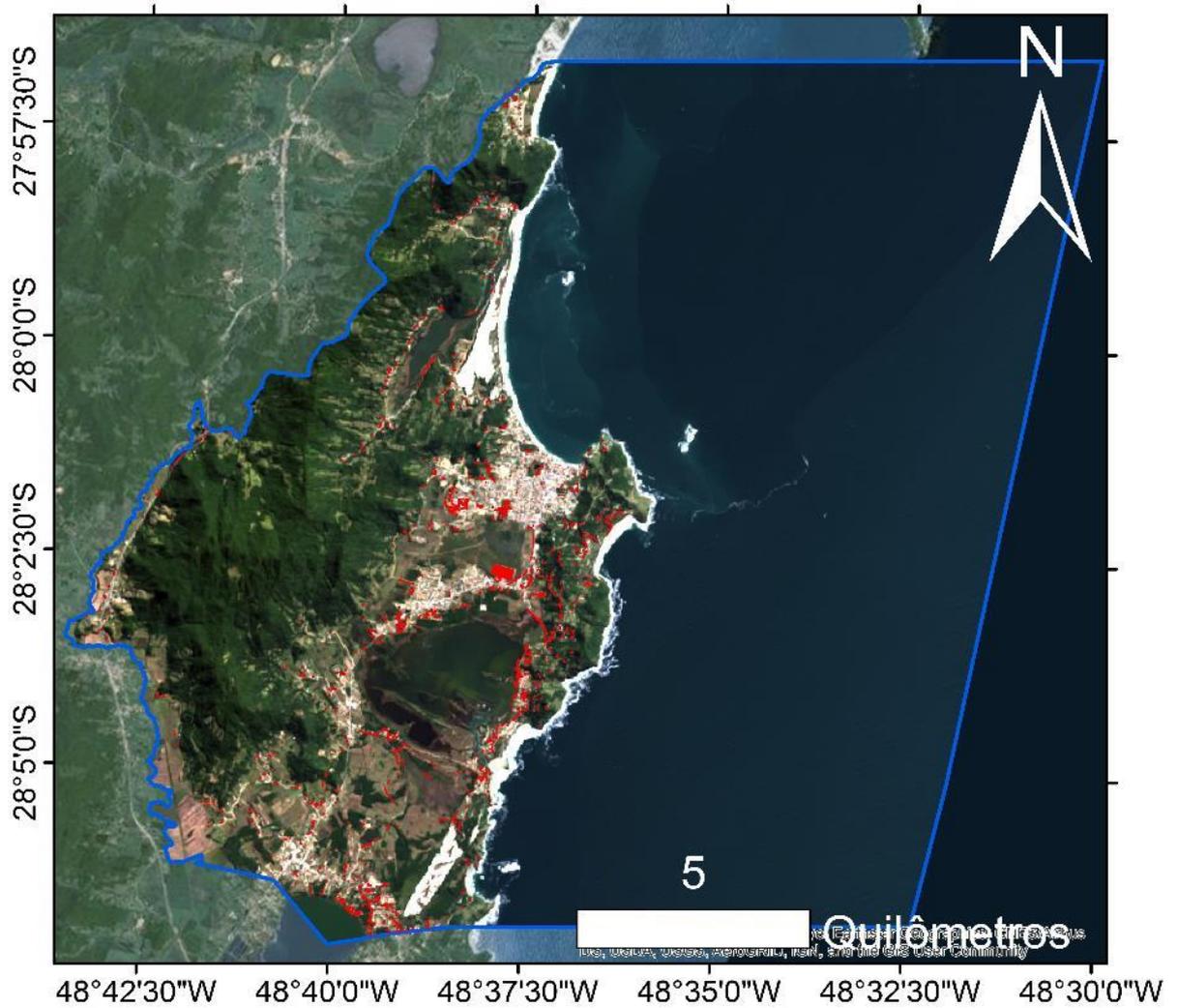


Legenda

- Área agrícola oriunda de área de banhado
- Área de Estudo

Descrição - Sistema de coordenadas adotado:
 - Projeção cartográfica UTM, zona 22 Sul;
 - datum de referência: WGS_1984.

Figura 9: Mapa de cruzamento espacial entre a classe banhado e a classe área agrícola úmida.



Legenda

- Área urbana oriunda de área de banhado
- Área de Estudo

Descrição - Sistema de coordenadas adotado:
 - Projeção cartográfica UTM, zona 22 Sul;
 - datum de referência: WGS_1984.

Figura 10: Mapa de cruzamento espacial entre a classe banhado e a classe área urbana.

Quadro 17: Matriz de serviços ecossistêmicos para Banhado

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Banhado	Suporte	Base à biodiversidade; Refúgio, reprodução e nidificação		
	Provisão	Produção de biomassa		
	Regulação	Filtragem; Balanço hídrico; Sequestro de Carbono	Qualidade da água; Prevenção de alagamentos; Recarga do aquífero; Qualidade do ar	Comunidade local; Pescadores artesanais
	Cultural	Paisagem	Valor contemplativo; Educação ambiental; Lazer	Comunidade local; Turistas

A partir do aterramento de banhado para construção de casas, são perdidos serviços de base à biodiversidade; serviços de regulação do balanço hídrico; e serviços culturais de valor paisagístico. No momento em que a ocupação urbana utiliza o banhado como serviço de suporte, os processos naturais que dão origem a todos demais serviços ecossistêmicos dos banhados são alterados.

Quadro 18: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Banhados

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Suporte	Impermeabilização do solo; Perda de processos ecológicos e conectividade;
Regulação	Aumento do escoamento superficial da chuva; Rebaixamento e contaminação do lençol freático; Inundações em áreas urbanas; Diminuição da qualidade do ar e água
Cultural	Perda de valor paisagístico

No ano de 2012, 10 hectares de banhado foram aterrados para construção de um empreendimento imobiliário no município de Garopaba (Souza e Menezes, 2013). O empreendedor apresentou estudos técnicos de baixa qualidade, com caracterização ambiental fragmentada, porém obteve licença de instalação junto órgão ambiental estadual – FATMA (Pimenta, 2010). O conflito gerou repercussão na comunidade local, e parecer desfavorável à implementação junto ao conselho municipal de desenvolvimento e meio ambiente – CONDEMA, sendo embargado pelo IBAMA. Após mudanças na gestão municipal, o empreendedor requereu nova consulta de viabilidade, aprovada junto ao CONDEMA diante de licença já concedida pela FATMA. A partir de então o conflito foi formalizado na esfera judicial envolvendo associações comunitárias, Ministério Público Estadual, empreendedor, e FATMA. Por fim, o parecer de um juiz foi favorável a instalação do empreendimento, sendo que a área adjacente se tornaria Parque Municipal como medida compensatória (Jacomel, 2012).

6.2.8. Ecossistema Restinga

O ecossistema de restinga compreende um conjunto diverso de formações vegetacionais litorâneas que acompanham o Oceano Atlântico de norte à sul do Brasil. Essa comunidade vegetacional forma um complexo edáfico e pioneiro, mais dependente da natureza do solo que do clima. Desenvolve-se em terrenos arenosos de origem marinha, fluvial, lagunar, e eólico de idade quaternária, como dunas, cordões arenosos, terraços e planícies, podendo também colonizar costões rochosos (Falkenberg, 1999). No sistema duna-praia a vegetação pioneira herbácea de restinga é responsável pela estabilização das dunas embrionárias e fixação das dunas frontais (regulação) (Seeliger, 2003).

Em locais da planície costeira onde o solo é mais úmido e rico em húmus desenvolve-se uma zona de transição, podendo haver colonização por espécies características de dunas móveis, semi-fixas, e espécies arbóreas da floresta limítrofe (GERCO/SC, 2010). Áreas de transição são de fundamental importância na conservação, uma vez que permite a interação da fauna e flora existente nesses três habitats, funcionando como um corredor ecológico.

No município de Garopaba, a vegetação de restinga cresceu 28% entre 2006 e 2016. No entanto não pode-se afirmar que a vegetação de restinga do município se encontra bem preservada. A supressão da vegetação de restinga é relacionada a expansão urbana e turística do município desde a década de 1980 (Brusius, 2010). De acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica, a restinga foi o bioma mais degradado entre os anos de 1990 e 1995 no litoral de Santa Catarina (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE)

Quadro 19: Matriz de serviços ecossistêmicos para Restinga

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Restinga	Suporte	Base à biodiversidade;		
	Provisão	Produção de biomassa		
	Regulação	Fixação das dunas; Regulação Térmica; Retenção de água da chuva	Estabilização da linha de costa; Microclima (conforto climático); Recarga do lençol freático	Comunidade local
	Cultural	Paisagem	Valor contemplativo	Comunidade local; Turistas

Quadro 20: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Restingas

Ocupação Urbana		
	Usos	Impactos
Restinga	Suporte	Perda de biodiversidade e hábitat natural; Introdução de espécies exóticas
	Regulação	Erosão; Aquecimento do solo (concreto e asfalto); Diminuição da qualidade do ar; Aumento do escoamento superficial
	Cultural	Perda de valor paisagístico

Entre os anos 2006 e 2016 foi observado a utilização de 54,56 hectares de restinga como suporte à atividade urbana (figura 11). Com isso, 5,49% da área urbana total acrescida ocorreu sobre esse ecossistema. Mata de Restinga é classificada como um ecossistema pertencente ao bioma Mata Atlântica segundo a lei da Mata Atlântica. A ocupação imobiliária da restinga causa perda de hábitat e consequentemente impacta na biodiversidade local; interrompe o ciclo hidrológico de recarga do lençol freático; e causa a introdução de espécies exóticas invasoras, como a Casuarina, amplamente disseminada no litoral centro-sul do estado, em que foi introduzida para barrar o transporte de areia das dunas por sobre as casas adjacentes (Hentschel,

2008).

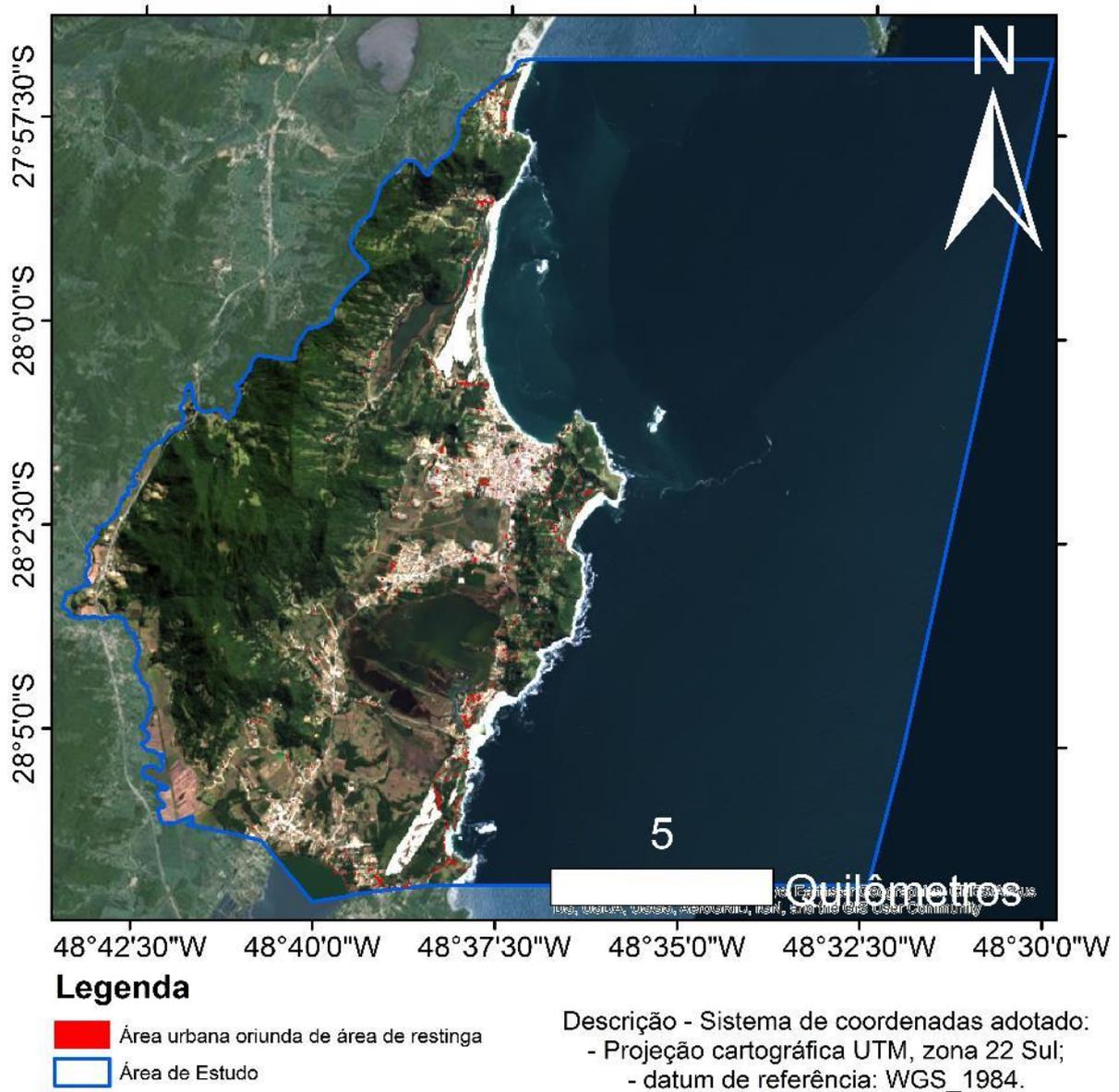


Figura 11: Mapa de cruzamento espacial entre a classe restinga e a classe área urbana.

Segundo Santos (2007) o ecossistema de restinga vêm sendo comprometido para atender as demandas do setor imobiliário, em desacordo com a legislação ambiental. O Novo Código Florestal de 2012 ainda flexibilizou possibilidade de intervenção em Áreas de Proteção Permanente (APPs), em que foram aumentadas as hipóteses de casos excepcionais de utilidade pública e interesse social na intervenção desses ambientes (Azevedo e Oliveira, 2014).

6.2.9. Ecossistema Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa)

Assim como a zona costeira, a Mata Atlântica é considerada Patrimônio Nacional pela constituição de 1988. Aproximadamente 70% da população brasileira e 70% do PIB nacional

estão inseridos dentro do bioma. A Mata Atlântica abriga vegetações litorâneas do tipo manguezais, restingas e floresta ombrófila densa. É considerado um *hotspot* da biodiversidade, juntamente com outras 33 regiões do mundo, e no Brasil se distribui ao longo dos 17 estados litorâneos (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). Devido a alta densidade populacional e múltiplos usos da zona costeira, a Mata Atlântica preserva atualmente apenas 12,5% de sua cobertura original. Entre os principais impactos estão o crescimento urbano, uso agrícola, turismo predatório e introdução de espécies exóticas (Scherer, 2011).

No presente trabalho, a classe Mata Atlântica é representada somente pelo ecossistema de Floresta Ombrófila Densa, uma vez que outros ecossistemas costeiros do bioma (banhado, marisma, restinga) foram analisados em separado pois possuem serviços ecossistêmicos e benefícios específicos de cada ambiente. Na área de estudo a Floresta Ombrófila Densa caracteriza-se pela formação arbórea que recobre as encostas do Escudo Catarinense contendo aproximadamente 60% do total das espécies de árvores encontradas no estado de Santa Catarina (GERCO/SC, 2010).

Santa Catarina foi o estado que mais suprimiu a vegetação nativa do bioma Mata Atlântica no período de 2000-2005, cerca de 45.500 hectares. No período 2015-2016 o deflorestamento no estado foi de 598 hectares, um aumento de 41%, em relação ao período de 2014-2015. No Brasil, a supressão das vegetações nativas do bioma aumentou 57,7% em 2015-2016 em relação a 2014-2015 (Fundação S.O.S Mata Atlântica & INPE, 2017).

A Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) monitoram a distribuição dos remanescentes florestais e ecossistemas associados a Mata Atlântica utilizando imagens de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento. Os resultados dos monitoramentos são disponibilizados na forma de “Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica”, sendo o primeiro mapeamento publicado em 1990. Desde 2010 o mapeamento passou a ser realizado ano a ano, utilizando imagens orbitais do sensor OLI/Landsat_8 e imagens de alta resolução Geoeye via GoogleEarth para validar áreas de desmatamento (SOS Mata Atlântica & INPE, 2017).

Dentre seus principais serviços ecossistêmicos, a vegetação de Mata Atlântica regula os fluxos dos mananciais hídricos costeiros, protege encostas de serras contra deslizamentos, assegura a fertilidade do solo (regulação); possui recursos genéticos que podem ser utilizados pela ciência na descoberta de novos tratamentos medicinais (provisão); e é considerada patrimônio cultural nacional, de beleza cênica (cultural) podendo beneficiar atividades de educação ambiental, lazer e ecoturismo (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017).

A chamada Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006), segundo Varjabedian (2010), deu maior permissividade a supressão da vegetação nativa, contendo margem a distorções e brechas nocivas à interpretações. O decreto federal N° 750 de 1993 conferia maior proteção ambiental jurídica ao bioma.

Scherer (2011), analisou a qualidade técnica de relatórios e avaliações de impacto ambiental sob áreas de Mata Atlântica disponíveis na biblioteca do órgão ambiental de Santa Catarina (FATMA). A autora demonstrou a fragilidade do processo de licenciamento ambiental, com a má qualidade dos relatórios e baixo nível de exigência por parte do órgão ambiental estadual. Segundo a autora, os estudos são realizados de forma fragmentada, que desconsideram a complexidade ecológica dos processos, e as interações dos meios físico, biológico e sócioeconômico (Scherer 2011).

Em Garopaba, a Floresta Ombrófila Densa abrangia em 2006 4.963 hectares, que representavam 43% de área do município. Em 2016 a cobertura de Floresta Ombrófila Densa passou a ser de 4.273 hectares, que representa 37% da área do município. A supressão da vegetação nesse período de dez anos para o município foi de 694 hectares, que corresponde a uma diminuição de 14% desse ecossistema.

Com relação a mudanças na cobertura de Mata Atlântica do município, 11% do crescimento urbano verificado entre 2006 e 2016 ocorreu sobre a Mata Atlântica. Isso corresponde a 109,71 hectares de Mata Atlântica convertidos em mancha urbana (figura 12).

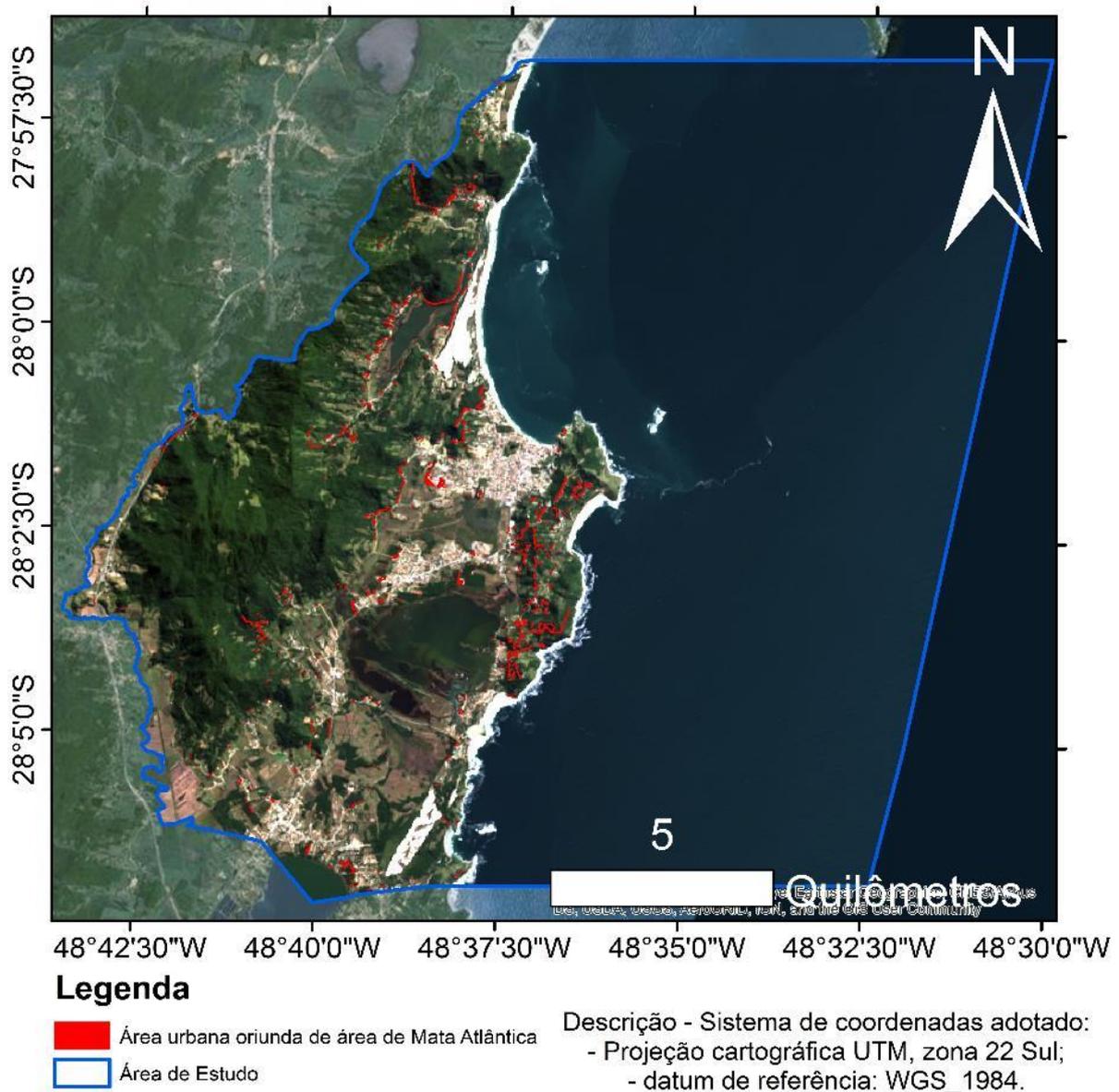
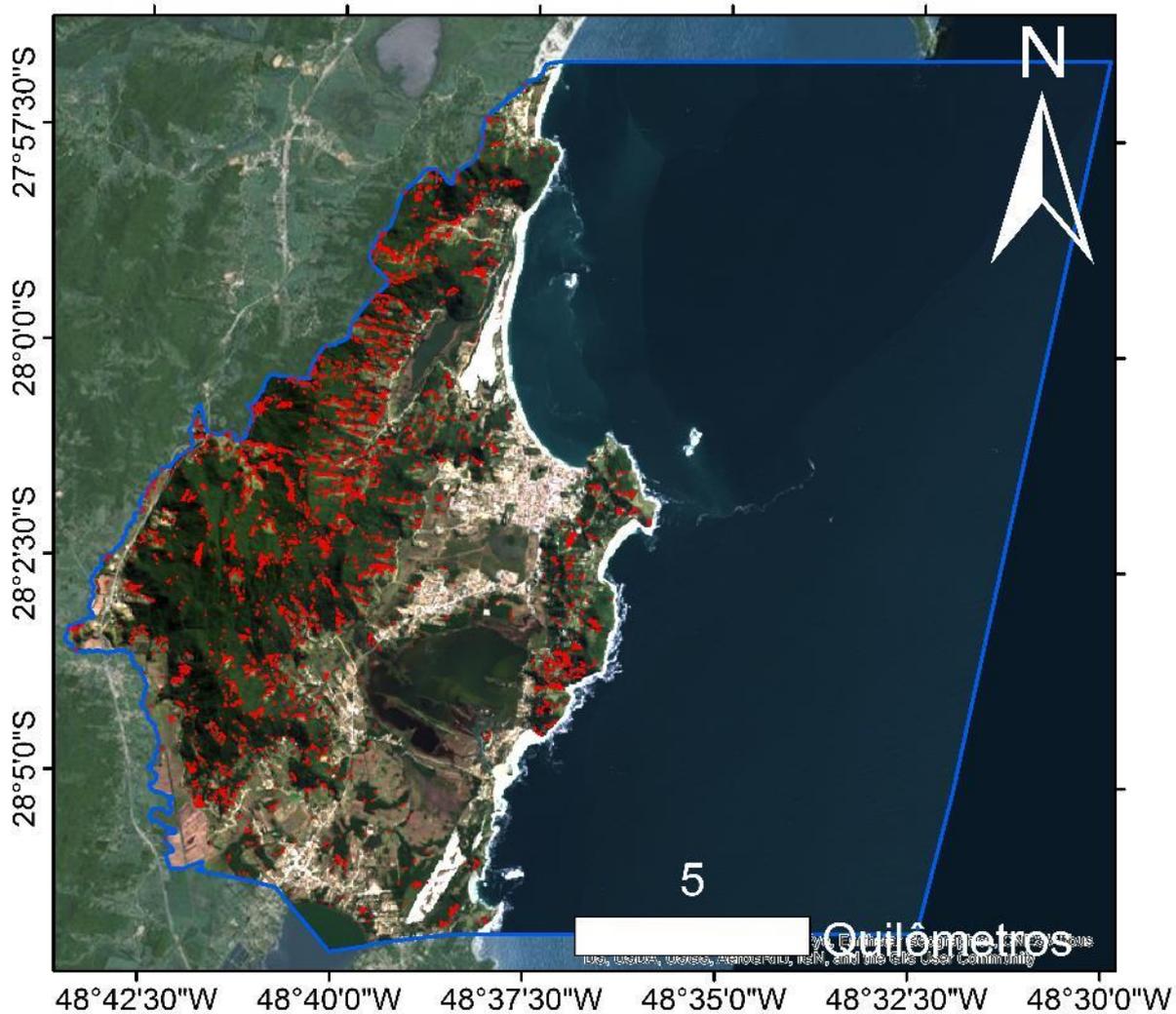


Figura 12: Mapa de cruzamento espacial entre a classe Mata Atlântica e a classe área urbana.

Foi observado grande conversão do bioma em área de campo, principalmente em altitudes mais elevadas do município (figura 13). Embora o tema do estudo seja o crescimento urbano, as técnicas de sensoriamento remoto, processamento digital de imagem e geoprocessamento permitiram a elaboração dos mapas temáticos em que foi possível visualizar mudanças de cobertura do solo que também impactam os serviços ecossistêmicos e não estão relacionadas diretamente ao desenvolvimento urbano diretamente.



Legenda

- Área de campo oriunda de área Mata Atlântica
- Área de Estudo

Descrição - Sistema de coordenadas adotado:
 - Projeção cartográfica UTM, zona 22 Sul;
 - datum de referência: WGS_1984.

Figura 13: Mapa de cruzamento espacial entre a classe Mata Atlântica e a classe campo

Quadro 21: Matriz de serviços ecossistêmicos para Mata Atlântica

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Mata Atlântica	Suporte	<i>Hotspot</i> de Biodiversidade	Manutenção <i>pool</i> genético	
	Provisão	Produção de biomassa	Fertilidade do solo; Recursos genéticos (medicina e pesquisa)	Comunidade local; Instituições de ensino e pesquisa
	Regulação	Sequestro de Carbono; Regulação Térmica; Fixação de solo	Qualidade do ar e água; Segurança à ocupação	Comunidade local; Turistas
	Cultural	Paisagem	Identidade local; Educação Ambiental	Comunidade local; Turistas; Instituições de ensino e pesquisa

Quadro 22: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Mata Atlântica

Ocupação Urbana	
Usos	Impactos
Suporte	Fragmentação de hábitat; Extinção de espécies endêmicas
Provisão	Empobrecimento do solo; Perda de recursos genéticos
Regulação	Deslizamento de terra em encostas de morros; Diminuição da qualidade do ar e da água
Cultural	Perda de identidade local; Perda de paisagem

6.2.10. Ecosistema Campo

O campo foi a terceira classe mais representativa em termos de área de cobertura do

solo no presente estudo. Em 2016, os 1.829 hectares de campo representaram 15,8% da área total do município e um aumento de 13% da classe campo em relação a 2006. O ecossistema campo serviu de suporte a 163,11 dos 940 ha utilizados pela expansão urbana no período 2006-2016 (figura 13).

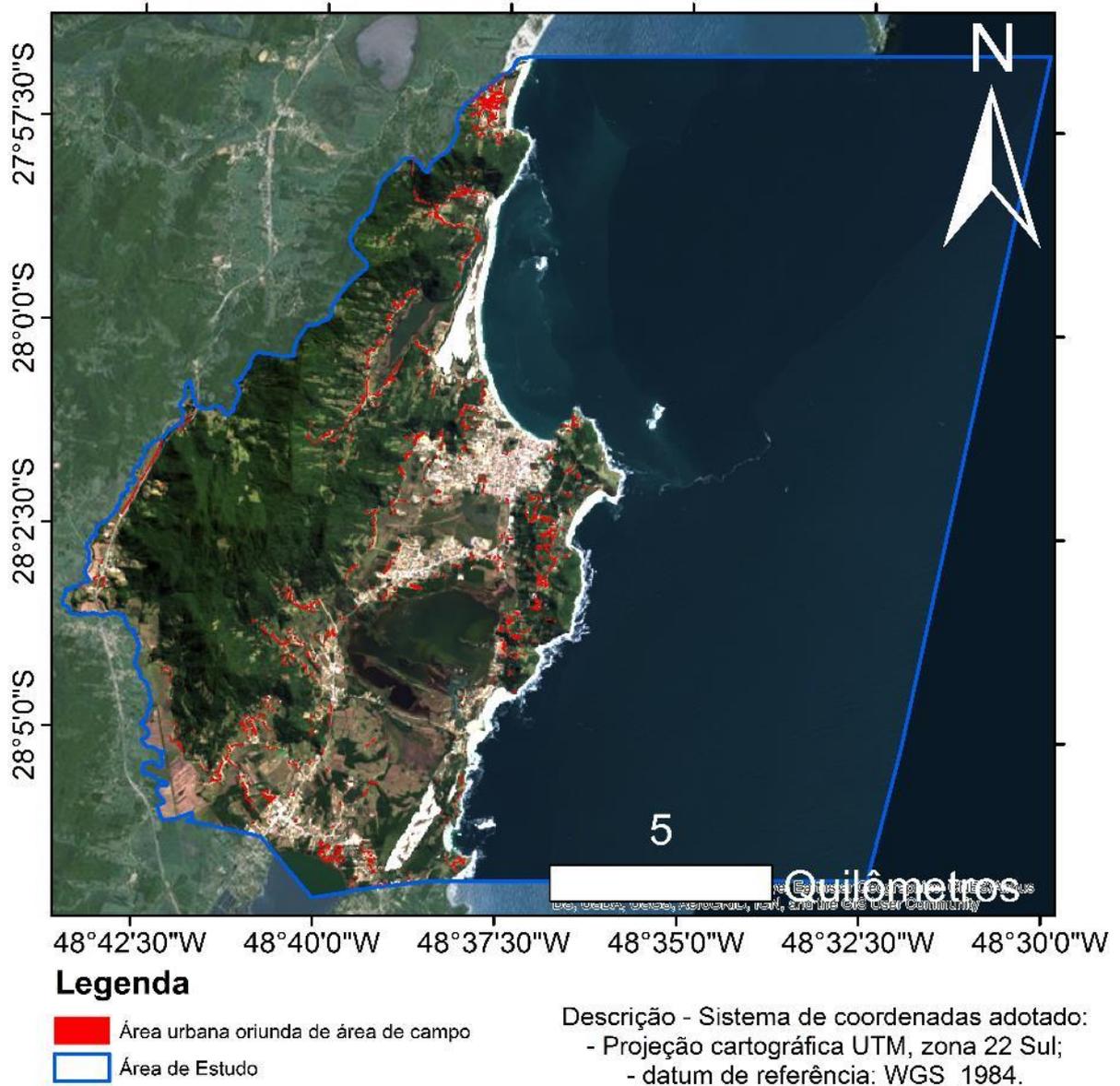


Figura 14: Mapa de cruzamento espacial entre a classe campo e a classe área urbana.

Os campos são utilizados principalmente como área de criação de gado, e fornecem o benefício da produção de alimento. A infiltração da água da chuva no solo permite a recarga do lençol freático (regulação).

Quadro 23: Matriz de serviços ecossistêmicos fornecidos pelo ecossistema Campo

Ecosistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Campo	Suporte	Espaço para ocupação; Formação do solo	Infraestrutura; Uso agropecuário	Setor imobiliário; Agricultura familiar
	Provisão	Produção de biomassa	Produção de alimento	Produtor rural
	Regulação	Balanço hídrico	Recarga do lençol freático	Comunidade local

Quadro 24: Matriz de impactos da mancha urbana sobre serviços ecossistêmicos fornecidos por Mata Atlântica

Ocupação Urbana		
	Usos	Impactos
Campo	Suporte	Impermeabilização do solo
	Provisão	Novas áreas de pastoreio sob ecossistemas naturais (Restinga e Mata Atlântica)
	Regulação	Aumento do escoamento superficial da chuva e diminuição da recarga do lençol freático

A pressão urbana sobre o campo pode produzir como efeito a busca de novas áreas para uso do campo. Com isso outros ecossistemas terão de ser convertidos em campo, como Mata Atlântica e Restinga. No entanto a conversão de Mata Atlântica em campo (figura 9) é uma troca de serviços que não se equivalem. Os processos, funções e serviços ecossistêmicos desempenhados pelo ecossistema de Mata Atlântica são muito mais diversos e importantes à sociedade que os serviços ecossistêmicos do campo.

6.2.11. Sistema Urbano

O processo de urbanização é um fenômeno de escala local e dinâmico, a partir da interação dos fatores sociais e econômicos sob o meio biofísico (Alberti, *et al.*, 2003). Segundo o mesmo autor, Para entender os efeitos da ocupação humana sobre os ecossistemas é necessário que as cidades sejam entendidas através do fenômeno das propriedades emergentes, em que o todo não se explica pelo estudo individual das partes.

O impulso da urbanização costeira causa maior demanda por serviços ecossistêmicos, especialmente o serviço de suporte à construção. Com isso demais serviços são impactados e deixarão de fornecer benefícios. Compreender a dinâmica de usos e efeitos sobre os serviços é um dos fundamentos da gestão com base ecossistêmica (Granek *et al.*, 2003; Asmus *et al.*, 2017).

Na zona costeira brasileira, a atividade turística está relacionada ao crescimento urbano, uma vez que a demanda por infraestrutura (ruas, hotéis, casas, comércio) para suprir o atual modelo de exploração turística (Scherer *et al.*, 2009). Isla (2012) estudou a expansão de pequenos vilarejos costeiros da província de Buenos Aires devido a demandas do setor turístico. O autor identificou como principais impactos a erosão costeira, interrupção do transporte eólico de sedimentos, contaminação do lençol freático e descarga de efluentes.

No período entre os anos de 2006 e 2016, a área urbanizada de Garopaba cresceu 940 hectares, um aumento de 98% em relação ao ano inicial do estudo. Com isso em 2016 a área urbanizada passou a representar 8,2% da área total do município (figura 14).

A estimativa populacional para o município de Garopaba no ano de 2030 é de 19.310 habitantes, calculada utilizando o *método de tendência de crescimento demográfico* aplicado pelo IBGE. No entanto, no último Censo (IBGE, 2010) o município já possuía 18.144 habitantes e atualmente, a população estimada para 2017 é de 22.082 (IBGE, 2017). Esses números estão de acordo com a tendência de crescimento demográfico futuro nas zonas costeiras ao redor do mundo (Neumann *et al.*, 2015) e aceleração do fenômeno de litoralização (Barragán e Andrés, 2015).

Quadro 25: Matriz de serviços ecossistêmicos fornecidos pelo ecossistema urbano

Ecossistema	Classificação	Serviços Ecossistêmicos	Benefícios	Atores sociais beneficiados
Urbano	Suporte	Infraestrutura	Acessibilidade à serviços	Comunidade regional; Turistas; Terceiro setor
	Provisão	Serviços urbanos	Bem-estar social	Comunidade regional; Turistas
	Regulação	Regulação socioeconômica	Relações sociais, econômicas e institucionais	Comunidade regional; Investidores
	Cultural	Reprodução cultural	Identidade cultural	Comunidade regional; Turistas

Altman *et al.*, (2011) identificou como principal vetor de alterações no Golfo do Maine, ecossistema marinho do Atlântico Norte nos Estados Unidos o crescimento de desenvolvimento de zonas costeiras e bacias hidrográficas e como principais impactos a perda de habitats, biodiversidade e interações tróficas.

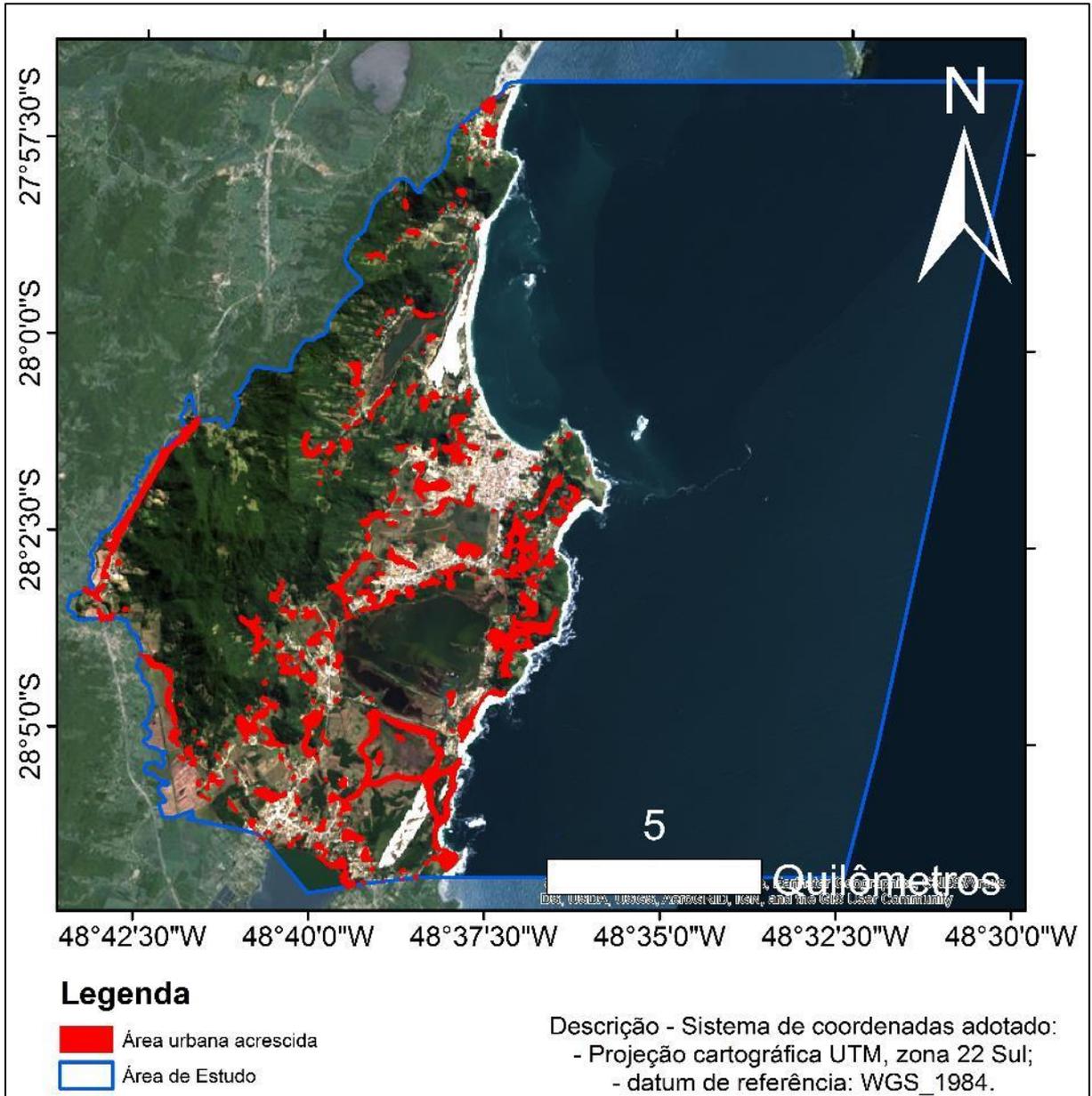


Figura 15: Mapa da área urbana acrescida no município de Garopaba entre 2006 e 2016.

Sistemas urbanos podem ser entendidos como ecossistemas de dominância humana, altamente fragmentados e de baixa resiliência. O mosaico heterogêneo de tipos de cobertura causa alteração dos fluxos energéticos e conseqüentemente nos processos básicos dos ecossistemas. Embora os impactos sejam produzidos localmente, milhares de cidades costeiras

ao redor do globo tornam uma questão global (Alberti *et al.*, 2003).

O instrumento que disciplina a ocupação urbana no município de Garopaba é a lei complementar N° 1.465, de 29 de outubro de 2010. Dispõe sobre o zoneamento do uso e ocupação do solo. Entre os objetivos da lei está a orientar o crescimento visando minimizar os impactos sobre áreas ambientalmente frágeis. No entanto o zoneamento urbano municipal de Garopaba, no seu objetivo de ordenar o crescimento urbano e reduzir impactos ambientais é superficial. A lei se refere a áreas ambientais frágeis, utilizando da retórica do discurso da natureza frágil. Dessa forma desconsidera a complexidade e grau de organização dos sistemas ambientais dinâmicos, resiliência, sustentabilidade e serviços ecossistêmicos. As áreas urbanas são divididas em zonas, por critérios que não levam em consideração a dinâmica dos ecossistemas. O zoneamento municipal de Garopaba reflete a visão economicista da zona costeira como área de negócios – conforme esquema representado pela figura 16 (Baird, 2009; Cooper e McKeena, 2009).

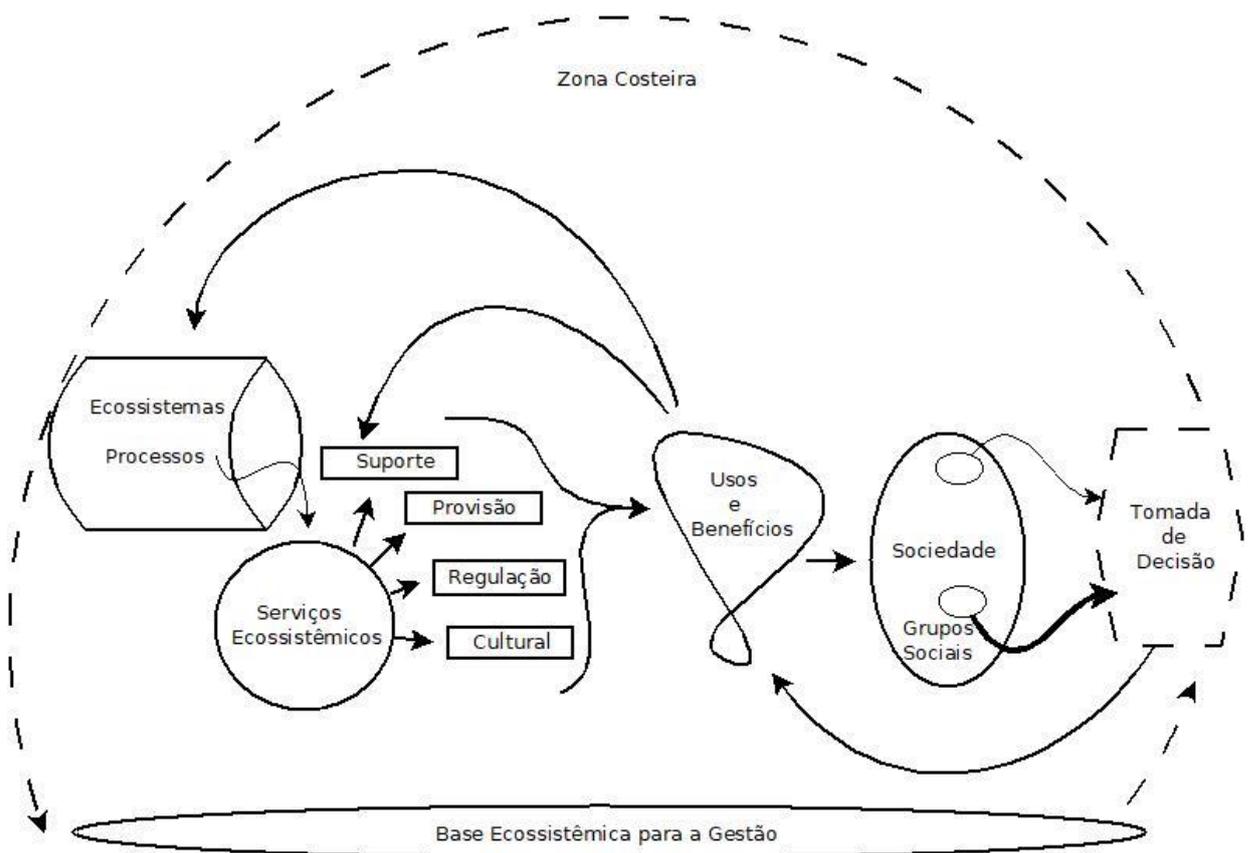


Figura 16: Base ecossistêmica para a gestão costeira (adaptado de Asmus *et al.*, 2017).

A gestão com base ecossistêmica pode ser considerada uma ciência multidisciplinar que abrange as áreas da ecologia, sociologia e economia (Altman *et al.*, 2011). A base ecossistêmica para a gestão consiste em uma etapa anterior a este processo e corresponde a uma base de informação sobre os ecossistemas e seus usos. Segundo Costanza *et al.*, (2017), o capital humano e o capital construído representam juntos o capital social, capaz de transformar o capital natural em bem estar a partir dos serviços ecossistêmicos. Sendo assim, a base ecossistêmica para a gestão compreende a sistematização dessa dinâmica entre ecossistemas, usos e benefícios em forma de informação simplificada. Tal conhecimento deve se conectar aos tomadores de decisão bem como com a sociedade civil. Além disso, um quesito chave é o estabelecimento de conectores efetivos entre a ciência e a tomada de decisão na busca da manutenção da qualidade de vida e intrínseca manutenção dos serviços ecossistêmicos.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescimento urbano na zona costeira é uma tendência mundial, e ocorre em muitas cidades costeiras do Brasil, em diferentes escalas, desde metrópoles até pequenos vilarejos. A complexidade da zona costeira exige soluções sistêmicas, contrapondo a lógica setorial e economicista dominante até os dias atuais. A qualidade da informação, caso assimilada pelos gestores, irá permitir melhores respostas quanto aos usos e a manutenção dos serviços. Desta forma, as funções e os processos básicos dos ecossistemas poderão ser mantidos a fim de continuarem a prover múltiplos serviços e benefícios à sociedade de forma mais coerente no que condiz à responsabilidade intergeracional.

O baixo custo e acessibilidade dos dados bem como a possibilidade de acompanhamento temporal tornam o sensoriamento remoto uma ferramenta importante no estudo e gestão da zona costeira. O cruzamento espacial das classes de ecossistemas para os anos de 2006 e 2016 permitiu quantificar o crescimento urbano durante período, e também, a perda de ambientes naturais em virtude do crescimento urbano. Aliado a isso, a análise da matriz de serviços ecossistêmicos permitiu identificar a troca de serviços e impactos da expansão urbana. As técnicas de sensoriamento remoto combinadas com a visão ecossistêmica dos ambientes e análise dos serviços ecossistêmicos permitem, portanto, uma melhor compreensão espaço-temporal da dinâmica dos ecossistemas fornecendo uma base ecossistêmica para a gestão.

Como limitações do estudo, pode-se dizer que o acesso aos dados de imageamento muitas vezes não é o ideal, sendo disponibilizado somente os *frames* das imagens, como no caso do *GoogleEarth*. Outra limitação é a questão da escala espacial das imagens. As cenas TM/Landsat 5 e OLI/Landsat 8 apresentam 30 metros de resolução espacial quando sobrepostas com imagens *Geoeye* e *QuickBird* de alta resolução espacial (1 metro), acabando por extrapolar os resultados da mancha urbana. Erros de classificação de ecossistemas também representam uma limitação da metodologia e demandam tempo de correção.

Sugerem-se como estudos futuros o cruzamento espacial dos dados obtidos no presente trabalho com o Plano Diretor Municipal, principal instrumento de ordenamento territorial à nível municipal. Além disso, sugere-se o desenvolvimento de estudos que abranjam uma série temporal de dados mais ampla, preenchendo as lacunas entre o período abordado.

8. REFERÊNCIAS

ABREU, P.C., CASTELLO, J.P.. Interações entre os ambientes estuarino e marinho In: Os ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. p. 199-203. Ed. Ecocientia, Rio Grande (RS). 341p, 1998.

AEM – AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO.. Ecosistemas e bem-estar humano: estrutura para uma avaliação. Editora SENAC, São Paulo, 384p. 2005.

AGUIAR, R.B., SANTIAGO, M.F., MENDES FILHO, J., FRISCHKORN, H.. A origem dos sais nas águas subterrâneas dos aquíferos costeiros no município de Caucaia – Ceará. Anais do 1º Joint World Congress on Groundwater, Fortaleza, 2000.

ALBERTI, M., MARZLUFF, J.M., SHULENBERGER, E., BRADLEY, G., RYAN, C., ZUMBRUNNEN, C.. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. Bioscience, p.1169-1179, vol.53(12), 2003.

ALMEIDA, V.F.. Importância dos costões rochosos nos ecossistemas costeiros. Cadernos de Ecologia Aquática, p. 19-32, vol.3(2), Rio Grande, 2008.

ALTMAN, I., BLAKSLEE, A.M.H., OSIO, G.C., RILLAHAN, C.B., TECK, S.J., MEYER, J.J., BYERS, J., ROSENBERG, A.A.. A practical approach to implementation of ecosystem-based management: a case study using the Gulf of Maine marine ecosystem. Frontiers in Ecology and the Environment, p.183-189, vol.9 (3), 2011.

ANAZAWA, T.M., da SILVA, A.E.P., FONSECA, L.M.G., MONTEIRO, A.M.V., FEITOSA, F.F..Análise dos padrões de ocupação urbana em São Sebastião (SP), a partir de imagens CBERS 2B e LANDSAT 7. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.1004. 2011

ANDRÉS, M., BARRAGÁN, J.M., SANABRIA, J.G.. Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. Cities, p.8-17, vol.68, 2017.

ASMUS, M.L., NICOLODI, J.L., SCHERER, M.E.G., GIANUCA, K.S., COSTA, J.C.,

ANDRADE, L.F., HALLAL, G., VICTOR, K.D., FERREIRA, W.L.S., RIBEIRO, J.N.A., PEREIRA, C.R., BARRETO, B.T., TORMA, L.F. SOUZA, B.B.G., MASCARELLO, M., VILLWOCK, A.. Simples para ser útil: Base ecossistêmica para a gestão. Anais do X Encontro Nacional do Gerenciamento Costeiro – X ENCOGERCO, Rio Grande, RS: 142-143

AZEVEDO, R.E.S., OLIVEIRA, V.P.V.. Reflexos do novo Código Florestal nas Áreas de Preservação Permanente – APPs – urbanas. Desenvolvimento e Meio Ambiente, p.71-91, vol.29, 2014.

BAIRD, R.C.. Coastal urbanization: the challenge of management lag. Management of Environmental Quality: An International Journal, p.371–382, vol.20, 2009.

BARRAGÁN, J.M. & ANDRÉS, M.. Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. Ocean and Coastal Management, p.11-20, 114, 2015.

BRASIL. Lei Federal N° 7.661 de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.

BRASIL. Decreto de 14 de setembro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, no Estado de Santa Catarina, e dá outras providências. Diário Oficial da União - Seção 1 - 15/9/2000, Página 2 (Publicação Original): Lei de criação da baleia Franca. 14 de setembro de 2000.

BRASIL. Decreto N° 5.300 de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei N° 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro.

BRUSIUS, C.K.. A influência do turismo na expansão da construção civil no município de Garopaba. Monografia de conclusão de curso, Centro Sócio Econômico, Departamento de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. 2010.

BURGER, M.I.. Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira, Fundação Zoobotânica do RS.

CALLIARI, L.J., GUEDES, R.M.C., PEREIRA, P.S., LÉLIS, R.F., ANTIQUEIRA, J.A., FIGUEIREDO, S.A. Perigos e riscos associados a processos costeiros no litoral sul do Brasil (RS): uma síntese. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*. p. 51-63, 14 (1), 2010.

CALLIARI, L.J., MUEHC, D., HCOEFEL, F.G., TOLDO JR, E. Morfodinâmica praias: uma breve revisão. *Revista Brasileira de Oceanografia*. p. 63-78, 51 (único), 2003.

CAPELLESSO, A.J., CAZELLA, A.A. Pesca Artesanal entre Crise Econômica e Problemas socioambientais: Estudo de caso nos municípios de Garopaba e Imbituba (SC). *Ambiente & Sociedade*. Campinas v. XIV, n. 2, p. 15 -33, 2011.

CAPRA, F., LUISI, L.P.. A visão sistêmica da vida: uma concepção unificada e suas implicações filosóficas, políticas, sociais e econômicas. Cultrix, São Paulo. 2014.

CARDINALE, B.J., MATULICH, K.L., HOOPER, D.U., BYRNES, J. E., DUFFY, E., GAMFELDT, L., BALVANERA, P., O'CONNOR, M.I.O, GONZALES. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98(3): 572–592. 2011.

CARVALHO, A.B.P., OZORIO, C.P.. Avaliação sobre banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais*, p.83-95, vol.1(2), Canoas, 2007.

CASTELAO, R.M., CAMPOS, E.J.D., MILLER, J.L.. A Modelling Study of Coastal Upwelling Driven by Wind and Meanders of the Brazil Current. *Journal of Coastal Research*, p.662–671, 20(3), 2004.

CICIN-SAIN, B. & KNECHT, R.. Integrated coastal and ocean management: concepts and practices. Island Press, Washington, D.C., 517 p., 1998.

COOPER, J.A.G. & MCKEENA, J.. Boom and Bust: The Influence of Macroscale Economics on the World's Coasts. *Journal of coastal research*, p.533-538, 25(3), 2009.

CORRÊA, R.L., O espaço urbano. Editora Ática, Série Princípios, 3a. edição, n. 174, 1995.

CERDAN, C.M.T., POLICARPO, M.A.. Sinergias e Conflitos entre Dinâmicas Territoriais de Desenvolvimento no Litoral do Estado de Santa Catarina. Revista Internacional Interdisciplinar INTERthesis. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, vol. 10, nº 02, 2013.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P..The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Massey University's Institutional Repository. Nature, p.253-260, 387(6630). 1997.

COSTANZA, R., DE GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P., FARBER, S., GRASSO, M.. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? Ecosystem Services, vol. 28 p.1-16, 2017.

DADON, J.R.. El impacto del turismo sobre los recursos naturales en la costa pampeana. Zona Costera de la Pampa Argentina. Lugar Editorial, Buenos Aires, p.101-121. ISBN 950-892-140-4, 2002.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. & BOUMANS, R.M.J.. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, p.393–408, vol. 41, 2002.

DE GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L. & WILLEMEN, L..Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity, p.260–272, vol.7, 2010.

ESTADO DE SANTA CATARINA. Lei estadual Decreto nº 1.260, de 1º de Novembro de 1975. Criação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Florianópolis, SC. Disponível em: http://www.alesc.sc.gov.br/alesc/docs/1975/1260_1975_dec.htm. Acesso em 26/11/2015.

ESTADO DE SANTA CATARINA. Lei estadual nº 14.661 de 26 de Março de 2009. Cria a Área de Proteção Ambiental do Entorno Costeiro. Florianópolis, SC. Disponível em: http://www.alesc.sc.gov.br/alesc/docs/2009/14661_2009_lei.htm. Acesso em: 26/11/2015.

FALKENBERG, D., B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. *INSULA Revista de Botânica*. Florianópolis, 28 p. 1-30, 1999.

FARACO, C.M.O., SILVEIRA, L.G.. Educação em paleobiologia e arqueologia em Garopaba: Relato de experiência do PIBID, *Revista Memorare*, p.3-19, vol.2, Tubarão, 2015.

FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., HOLLING, C.S.. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, p.557-581, vol.35, 2004.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2015-2016. Relatório técnico, São Paulo, 2017.

GIANNINI, P.C.F., SAWAKUCHI, A.O., MARTINHO, C.T., TATUMI, S.H.. Eolian depositional episodes controlled by Late Quaternary relative sea level changes on the Imbituba–Laguna coast (southern Brazil). *Marine Geology*, p.143-168, vol.237, 2007.

GIANNINI, P.C.F., VILLAGRAN, X.S., FORNARI, M., NASCIMENTO JR, D.R., MENEZES, P. M. L., TANAKA, A.P.B., ASSUNÇÃO, D. C., DeBLASIS, P., AMARAL, P.G.C. Interações entre evolução sedimentar e ocupação humana pré-histórica na costa centro-sul de Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, Belém, v. 5, n. 1, p. 105-128, jan.- abr. 2010

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Implantação do Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro - Fase I – Diagnóstico Sócio-Ambiental do Setor Centro-Sul, 491 p., Secretaria de Estado e Planejamento, Florianópolis, 2010.

GRANEK, E.F., POLASKY, S., KAPPEL, C.V., REED, J.D., STOMS, D.M., KOCH, E.W., CHRIS J. KENNEDY, C.J., CRAMER, L.A., HACKER, S.D., BARBIER, E.B., ASWANI, S., RUCKELSHAUS, M., PERILLO, G.M.E., SILLIMAN, R.B., MUTHIGA, N., BAEL, D., WOLANSKI, E.. Ecosystem Services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conservation Biology*, p.207-216, vol.24, 2009.

HENTSCHEL, R.L.. Gradiente vegetacional, variáveis ambientais e restauração na restinga da praia do Ouvidor, Garopaba, Santa Catarina. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Botânica, Porto Alegre, 2008.

HEPINSTALL-CYMERMAN, J., COE, S., ALBERTI, M.. Using urban landscape trajectories to develop a multi-temporal land cover database to support ecological modeling. *Remote Sensing*, p.1353-1379, vol.1, 2009.

HESP, P.A., GIANNINI, P.C.F., MARTINHO, T., da SILVA, G.M., NETO, N.E.A..The Holocene barrier systems of the Santa Catarina coast, southern Brazil, chapter 4, 2009.

HORN-FILHO, N.O.. Setorização da Província Costeira de Santa Catarina em base aos aspectos geológicos, geomorfológicos e geográficos, *Geosul*, p.71-98, vol.18, n°35, 2003.

ISLA, F.I.. From touristic villages to coastal cities: The costs of the big step in Buenos Aires. *Ocean and Coastal Management*, p.59-65, vol.77, 2012.

JABLONSKI, S. & FILET, M.. Coastal management in Brazil – A political riddle. *Ocean and Coastal Management*, p.536-543, vol. 51, 2008.

JACOMEL, F.. Conflitos socioambientais em áreas úmidas na zona costeira catarinense: Estudo de caso relacionado à ocupação predatória do banhado da Palhocinha no município de Garopaba, no período de 1998 a 2012. Dissertação (mestrado) -Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa de Pós-Graduação em Sociologia Política, Florianópolis, 2012.

JENSEN, J.R.. *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*, Pearson Prentice Hall, 592 p. University of Minnesota, 2000.

KELBLE, C.R., LOOMIS, D.K., LOVELACE, S., NUTTLE, W. K., ORTNER, P.B.,

- FLETCHER, P., COOK, G.S., LORENZ, J.J., BOYER, J.N.. The EBM-DPSER conceptual model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR framework. Plos One, vol.8, 2013.
- KAREIVA, P., WATTS, S., MCDONALD, R., BOUCHER, T.. Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. Science, vol.316, 2007.
- LIQUETE, A., PIRODDI, C., DRAKOU, E.G., GURNEY, L., KATSANEVAKIS, S., CHAREF, A., EGOH, B. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem Services: A Systematic Review. Plos One, vol.8, 2013.
- LOTZE, K.H., LENIHAN, H.S., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R.G., KAY, M.C., KIDWELL, S.M., KIRBY, M.X., PETERSON, C.H. & JACKSON, J.B.C.. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. Science, vol.312, 2006.
- MACEDO, H.S.; VIVACQUA, M.; RODRIGUES, H.C.L. & GERHARDINGER, L.C.. Governing wide coastal-marine protected territories: A governance analysis of the Baleia Franca Environmental Protection Area in South Brazil. Marine Policy, p.118-125, vol.41, 2013.
- MACHADO, M.M.. Uso e ocupação do solo da Área de Proteção Ambiental do Entorno Costeiro do parque Estadual da Serra do Tabuleiro: Contexto para a praia da Pinheira e Guarda do Embaú no município de Palhoça/SC. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2014.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/> Acesso em 15/05/2017.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Macrodiagnóstico da zona costeira e marinha do Brasil, 242 p., Brasília, 2008.
- MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, DESENVOLVIMENTO, E GESTÃO. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2017. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> Acesso em 25/02/2017.

MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), 2017. Disponível em: <http://www.dnit.gov.br/> Acesso em: 15/03/2017 às 16:30h.

MINISTÉRIO DO TURISMO, Disponível em: <http://www.turismo.gov.br> Acesso em: 19/04/2017.

McCARTHY, M., COLNA, K., MEZAYEN, M., LAUREANO-ROSARIO, A., MÉNDEZ-LÁZARO, P., OTIS, D., TORO-FARMER, G., VEJA-RODRIGUEZ, M., MULLER-KARGER, F.. Satellite Remote Sensing for Coastal Management: A Review of Successful Applications. Environmental Management, 2017.

MENDES, V. R., GIANNINI, P.C.F., GUEDES, C.C.F., DeWITT, R., ANDRADE, H.A.A. Cronologia dos campos de dunas da costa central catarinense e a influência do nível relativo do mar e das mudanças climáticas. Jornal Brasileiro de Geologia, 45 (1), p. 79-95, 2015.

MENESES, P.R., ALMEIDA, T.. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. UNB – Universidade Federal de Brasília, 2012.

MOREIRA, M.A.. Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação. Editora UFV – Universidade Federal de Viçosa, 3ª edição, 2007.

NEUMANN, B., VAFEIDIS, A.T., ZIMMERMANN, J., NICHOLLS, R.. Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – A global assessment. Plos One, 10(3), p. 1-35, 2015.

ODUM, H.T., ODUM, E.C.. O Declínio Próspero: Princípios e Políticas. Editora Vozes, São Paulo, 408p, 2013.

PEIXOTO, A.,R., COSTA, C.,S.,B. Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, vol. 59, n. 1, p. 27-34, jan./jun. 2004

PIMENTA, L.H.F. Avaliação de caráter físico-geográfico da área do empreendimento Pomares de Garopaba, banhado da palhocinha, município de Garopaba, SC 403. 35p. Florianópolis, 2010.

PINTO, L.P., BEDÊ, L., PAESE, A., FONSECA, M., PAGLIA, A., LAMS, I. Mata Atlântica Brasileira: os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. ResearchGate, Cap 4, 2006.

PRUDENCIO, J.M.; VIEIRA P.F. & FONSECA, A.L.O.. Etnoconservação de recursos naturais na zona costeira catarinense: uma análise das transformações da paisagem na bacia do Rio da Madre, à luz do enfoque de ecodesenvolvimento. Desenvolvimento e Meio Ambiente, p.41-60, vol.32, 2014.

SANTOS, C.R.. Proposta de critérios de ordenamento para a área de influência direta sobre a Área de Preservação Permanente (vegetação de restinga fixadora de dunas) do litoral catarinense: bases para uma gestão costeira integrada. Revista da Gestão Costeira Integrada, p.17-32, vol.7, 2007

SCHERER, M.; FERREIRA, C.; MUDAT, J. & CATANEO, S.. Urbanização e gestão do litoral centro-sul do estado de Santa Catarina. Desenvolvimento e Meio Ambiente, p. 31-50, vol.13, 2006.

SCHERER, M., SANCHES, M., NEGREIROS, D.H.. Gestão das Zonas Costeiras e as políticas públicas no Brasil: Um diagnóstico. Red Iberoamericana de Manejo Costero, 2009.

SCHERER, M., Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: abordagem faunística. Biotemas, 24 (4): 171-181, 2011.

SCHERER, M.. Gestão de praias no Brasil: Subsídios para uma reflexão. Revista de Gestão Costeira Integrada, p.3-13, vol.13, 2013

SCHERER, M. & ASMUS, M.. Ecosystem-Based knowledge and management as a tool for integrated coastal and ocean management: A brazilian initiative. Journal of Coastal Research,

p.690-694, Special Issue No. 75, 2016.

SEELIGER, U., ODEBRECHT, C., CASTELLO, J.P. Os Ecosistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ed. Ecoscientia, Rio Grande (RS), 341p, 1998.

SEELIGER, U.. Response of southern Brazilian coastal foredunes to natural and human-induced disturbance. Journal of Coastal Research, p.51-55, vol.35, Spring, Itajaí, SC-Brazil, 2003.

SEMEOSHENKOVA, V., NEWTON, A., ROJAS, M., PICCOLO, C. M., BUSTOS, M.L., CISNEROS, H.A.M., BERNINSONE, G.L.. A combined DPSIR and SAF approach for the adaptive management of beach erosion in Monte Hermoso and Pehuen Co (Argentina). Ocean and Coastal Management, p.1-11, 2006.

SILVA JR, G., C., LOWSBY, M.G., ALVES, M.G., FERRUCIO, P.L., MONTEIRO, A.C., ALMEIDA, R.R. A problemática da intrusão marinha nos aquíferos costeiros do leste fluminense: um estudo de caso – a região oceânica de Niterói: Anais do 1º Joint World Congress on Groundwater, Fortaleza, 2000.

SILVIS, H.J., van der HEIDE, C.M.. Economic viewpoints on ecosystem services. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. Wot-rapport 123 68 p.,2013.

SOUZA, F.B. & MENEZES, C.T.B.. Avaliação de metodologias para valoração de recursos naturais e danos ambientais em ecossistemas costeiros: Estudo de caso de uma área do Banhado da Palhocinha, Garopaba, Santa Catarina, Brasil. Revista da Gestão Costeira Integrada, p.215-227, vol.13, 2013.

TOLDO, JR, E.E., NICOLODI, J.L., ALMEIDA, L.E.S.B., CORRÊA, I.C.S., ESTEVES, L.S.. Coastal dunes and shoreface width as a function of longshore transport. Journal of Coastal Research, vol. 1 iss n. 39, p 390-394, 8th International Coastal Symposium, Itajaí, SC, 2006

VARIABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. Gestão e estudos ambientais.

Estudos Avançados vol.24 no.68. São Paulo, 2010.

WEATHERS, K.C., STRAYER, D.L., LIKENS, G.E..Fundamentos de ciência dos Ecossistemas, editora Elsevier, 336 p., 2015.

YANEZ-ARANCIBIA, A. & DAY, J.W.. La zona costera frente al cambio climático: vulnerabilidad de un sistema biocomplejo e implicaciones en el manejo costero. Cambio climático en México un enfoque costero-marino. Universidad Autónoma de Campeche, p. 1-20, 2011.

APÊNDICE



Figura 17: Ranchos de pesca e urbanização na Praia Central de Garopaba, SC.



Figura 18: Período de alta temporada na Praia do Siriú em Garopaba, SC.



Figura 19: Crescimento horizontal da mancha urbana em Garopaba, SC.



Figura 20: Ocupação urbana sobre as dunas na Praia da Barra em Garopaba, SC. Destaque para as escarpas nas dunas e presença de vegetação exótica *Casuarina sp.*