

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

MARCELA RIBEIRO E SILVA TEIXEIRA

IDENTIFICAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS
RELACIONADAS À VALORAÇÃO DE SEUS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA
ILHA DE SANTA CATARINA (FLORIANÓPOLIS) – BRASIL

SÃO CARLOS – SP
2020

MARCELA RIBEIRO E SILVA TEIXEIRA

IDENTIFICAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS RELACIONADAS
À VALORAÇÃO DE SEUS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA ILHA DE SANTA
CATARINA (FLORIANÓPOLIS) – BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestra em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires
Coorientadora: Dra. Mariana Coutinho
Hennemann

UFSCAR-SP
2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Marcela Ribeiro e Silva Teixeira, realizada em 03/08/2020.

Comissão julgadora:

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires (UFSCar)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Maurício Mello Petrucio (UFSC)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico esse trabalho a minha família e para os
que não possuem voz para pedir ajuda.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Salatiel Rodrigues Pires, meu orientador, a todo apoio, dedicação e confiança durante essa jornada.

À Dra. Mariana Coutinha Hennemann, minha coorientadora, que não mediu esforços para auxiliar no desenvolvimento do trabalho sempre com muita atenção e carinho ao projeto.

Ao Kalium Teixeira, Gerente de Cadastro e Geoprocessamento do IPUF, que disponibilizou seu tempo e forneceu documentos essenciais para a realização do trabalho proposto.

Ao Ademar Alfonso Mombach, técnico da FLORAM, que de bom grado auxiliou na análise e identificação de áreas úmidas de forma remota.

À Dra. Silvia de Jesus, pesquisadora do PPGCAm-UFSCAR, pelo auxílio e paciência em me ensinar a usar o software QGIS e ArcGIS para análise dos dados do trabalho.

Ao João Netto, graduando da UFSCAR, que me auxiliou na confecção dos layouts expostos no trabalho de forma profissional.

À minha esposa Marina que sempre esteve ao meu lado estimulando o melhor de mim como profissional e pesquisadora.

Aos colegas da pós graduação que sempre estiveram à disposição para dividir dúvidas e discutir soluções para os problemas que apareciam.

Aos meus pais, Mônica e Geraldo por todo carinho e atenção, onde nunca mediram esforços pra garantir que eu seguisse meus sonhos.

Ao meu irmão Felipe e minha cunhada Fernanda, por trazerem ao mundo minha sobrinha Melissa, razão pela qual trabalho para garantir um futuro justo e de qualidade para as futuras gerações.

Aos professores da banca avaliadora, por aceitarem ao convite e pela contribuição com o trabalho. Muito obrigada.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de estudos que possibilitou a dedicação integral ao programa de pós graduação e a realização desse trabalho.

*“Coragem é a resistência
ao medo, o domínio do medo,
e não a ausência do medo.”*

Mark Twain

RESUMO

O crescimento desenfreado da população ocorre principalmente em áreas costeiras, levando a uma nova forma de apropriação da natureza que altera as características da paisagem. O impacto causado torna-se um grande risco para a conservação dos ecossistemas, principalmente para as áreas úmidas costeiras e seus serviços ecossistêmicos que mesmo cobrindo 1,5% da superfície terrestre, representam 40% dos serviços naturais essenciais oferecidos à humanidade. Os serviços oferecidos incluem, entre outros: estoque periódico de água; retenção de pulsos de inundação e sedimentos; purificação da água; recarga de aquíferos e lençol freático. A conservação dessas áreas garante a sobrevivência e bem-estar humano e do ecossistema. Para isso, entretanto, é preciso obter informações confiáveis, para a geração de políticas públicas que as mantenham conservadas. Dessa forma o presente trabalho objetivou a identificação, mensuração e comparação das áreas úmidas costeiras da Ilha de Santa Catarina dentro do limite das bacias hidrográficas de Jurerê e Rationes, nos anos de 1957 e 2016 relacionando-as com seus serviços ecossistêmicos fornecidos, utilizando como indicador a valoração monetária desses serviços. Para isso foi realizado um chaveamento dicotômico para identificação das áreas úmidas costeiras encontradas através do QGIS, para posteriormente identificar os serviços ecossistêmicos com o auxílio do sistema CICES V5.1, e finalmente valorar os serviços através da transferência de benefícios. Foi observada uma perda de 33,86% em áreas úmidas costeiras no intervalo de 59 anos e conseqüentemente ocorreu uma perda de 38.523.225,36 R\$/ha/ano em serviços ecossistêmicos. Para regularização de políticas públicas que prezam a conservação das áreas costeiras, é necessário entender o funcionamento de seus ecossistemas componentes, o que estes podem prover para sociedade e como foram afetados pelo crescimento demográfico da região. Portanto são de extrema importância estudos que identifiquem e classifiquem as áreas de interesse social e biológico, seus serviços disponíveis, e os impactos negativos trazidos para a população, que possam servir de base argumentativa para a conservação das mesmas.

Palavras-chave: Áreas úmidas, SIG, Serviço Ecossistêmico, Florianópolis-SC

ABSTRACT

The uncontrolled growth of the population occurs mainly in coastal areas, resulting in a new form of appropriation of nature that intensifies and change the characteristics of the landscape. The impact caused becomes dangerous for the conservation of ecosystems, mainly coastal wetlands and their ecosystem services, which even covering 1.5% of the earth's surface, represent 40% of the essential natural services offered to humanity. The services offered include, among others: periodic water supply; retention of flood pulses and sediments; purifies water; aquifer recharge and groundwater. The conservation of these areas guarantees the survival and well-being of humans and the ecosystem. For this, however, it is necessary to have reliable information to generate public policies that keep them conserved. Thus, the work aims to identify, measure and compare the coastal wetlands of Santa Catarina Island within the boundary of the Jurerê and Ratonês hydrographic basins, in the years 1957 and 2016, relating them to their available ecosystem services using the valuation as an indicator. Monetary value of these services. For this purpose, a dichotomous switch was made to identify the coastal wetlands found through QGIS, to later identify ecosystem services with the help of the CICES V5.1 system, and finally to value the services through the transfer of benefits. A loss of 33.86% was observed in coastal wetlands in the 59-year interval and consequently there was a loss of 38,523,225.36 (R \$ / ha / year) in ecosystem services. To regularize public policies that value the conservation of the environment, it is necessary to understand how it works, what it can provide for society and how it has been affected by the demographic growth of the region. Therefore, it is extremely important to identify and classify areas of social and biological interest, their available services, and the negative impacts brought to the population, serving as an argumentative basis for their conservation.

Key-words: Wetlands, GIS, Ecosystem Services, Florianópolis-SC

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma da metodologia usada no presente trabalho

Figura 2 – Localização da área de estudo localizada na Ilha de Florianópolis – SC/Brasil

Figura 3 - Recorte da fotografia aérea da Ilha de SC de 1957 destacando as bacias de Ratonés e Jurerê acompanhado da linha de altimetria de 5 metros.

Figura 4: Recorte da imagem de satélite da Ilha de SC de 2016, destacando as bacias de Ratonés e Jurerê acompanhado da linha de altimetria de 5 metros.

Figura 5 - Foto tirada com drone Mavik Pro – Dji de um banhado com baixa intervenção antrópica que serviu como área de referência para padronizar textura de banhado no mapa de 1957 (Fonte: José Salatiel Rodrigues)

Figura 6 - Foto tirada com drone Mavik Pro – Dji de um banhado com baixa intervenção antrópica que serviu como área de referência para padronizar textura de banhado no mapa de 1957 (Fonte: José Salatiel Rodrigues)

Figura 7 - Área de referência de textura e padrão de cinza para determinar áreas de banhado no mapa de 1957.

Figura 8 - Manguezal e corpo d'água, com pouca intervenção antrópica que serviu como referência para determinar padrões de cinza e textura na imagem de 1957

Figura 9 - Área de referência de textura e padronização de cinza para determinar áreas de manguezal e corpo d'água no mapa de 1957.

Figura 10 - Classificação das AUs costeira desenvolvida por Nunes da Cunha et al. (2014) que serviu de base para o desenvolvimento do chaveamento dicotômico usando o software DELTA.

Figura 11 – Modelo Cascata, baseado no modelo do Potschin Haines-Young (2016), usando de exemplo serviços disponíveis pelo manguezal presente na área de estudo

Figura 13 - Exemplo de AUs encontradas no mapa de 1957, sendo elas: 1) Manguezal; 2) Banhado; 3) Campo Alagável; 4) Campo Alagável + Restinga Paludosa; 5) Restinga Paludosa e 6) Corpo D'água.

Figura 14 - Exemplo de AUs encontradas no mapa de 2016, sendo elas: 1) Manguezal; 2) Banhado; 3) Campo Alagável; 4) Campo Alagável + Restinga Paludosa; 5) Restinga Paludosa e 6) Corpo D'água.

Figura 15 - Comparação das AUs encontradas nos anos de 1957 e 2016, dentro do limite das bacias hidrográficas de Ratonés e Jurerê.

Figura 16 - Corpos d'água identificados em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.)

Figura 17 - Banhado identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.)

Figura 18 - Campos alagáveis identificados em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.)

Figura 19 - Restinga paludosa + campo alagável identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.)

Figura 20 - Restinga paludosa identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.).

Figura 21 - Manguezal identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.).

Figura 22 – Comparação da área (ha) de cada macrohabitat encontrado na área de estudo da ISC

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista dos valores dos SE apenas de AUs costeiras adaptado de De Groot, et al. (2012).

Tabela 2 - Área dos macrohabitat encontrados no norte da ilha para ambos os anos

Tabela 3 – Lista de características e subcaracterísticas utilizadas para construção do chaveamento dicotômico de identificação de AUcos, baseado no trabalho de Nunes da Cunha et al. (2014)

Tabela 4 – Quantidade de SE para cada macrohabitat separados por grupo de serviço.

Tabela 5 – Tipos de serviço para cada macrohabitat separado por grupos.

Tabela 6 - Conversão de valores da tabela original de De Groot et. al (2012), de 2007 para 2020

Tabela 7 - Conversão de m² para ha seguido do valor do SE por ha/ano e valor total dos SE para cada macrohabitat baseado na área da ISC em 1957

Tabela 8 - Conversão de m² para ha seguido do valor do SE por ha/ano e valor total dos SE para cada macrohabitat baseado na área da ISC em 2016

Tabela 9 - Total dos valores de SE para cada macrohabitat em comparação entre os anos analisados acompanhado da soma de todos macrohabitats por ano e a diferença entre os valores totais.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

AUs – Áreas úmidas

AUcos – Áreas Úmidas Costeiras

APP – Área de Proteção Permanente

BH – Bacia hidrográfica

CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*

DCGP – Diretoria de Cadastro, Geoprocessamento e Pesquisa

EUA – Estados Unidos da América

IPIUF - Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis

ISC – Ilha de Santa Catarina

MA – *Millenium Ecosystem Assessment*

MMA – Ministério do Meio Ambiente

N - Norte

NE – Nordeste

PI – Plano de Informação

QGIS – *Quantum Geographic Information System*

SC – Santa Catarina

SE – Serviço Ecológico

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SLR – *Sea level rise*

TEEB – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*

TdB – Transferência de Benefícios

UC – Unidade de Conservação

Sumário

1. INTRODUÇÃO	14
2. ÁREAS ÚMIDAS	16
2.1. <i>DEFINIÇÃO, CARACTERIZAÇÃO E IMPORTÂNCIA</i>	16
3. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DAS AUcos E VALORAÇÃO MONETÁRIA	20
3.1 <i>SE DE BANHADO, CAMPO ALAGADO, RESTINGA PALUDOSA, ENTRE OUTROS</i>	20
3.2 <i>SE MANGUEZAL</i>	24
3.3 <i>CONVENÇÃO DE RAMSAR</i>	27
4. A ILHA DE SANTA CATARINA	30
5. DEGRADAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E CAUSAS	31
6. ELEVAÇÃO DO NÍVEL DO MAR	34
7. JUSTIFICATIVA	35
8. HIPÓTESE	36
9. OBJETIVO GERAL	37
10. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	37
11. METODOLOGIA	37
11.1 <i>ÁREA DE ESTUDO: ISC (FLORIANÓPOLIS)</i>	40
11.2 <i>GEOPROCESSAMENTO DE IMAGENS</i>	41
11.3 <i>CHAVEAMENTO DICOTÔMICO</i>	49
11.4 <i>COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES (CICES V5.1) PARA IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE SE NA ÁREA DE ESTUDO</i>	50
11.5 <i>TRANSFERÊNCIA DE BENEFÍCIOS (BENEFIT TRANSFER)</i>	53
12. RESULTADOS	55
12.1 <i>GEOPROCESSAMENTO</i>	55
12.2 <i>CHAVEAMENTO DICOTÔMICO</i>	66
12.3 <i>COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES (CICES V5.1)</i> 68	
12.4 <i>VALORAÇÃO DOS SE PARA CADA MACROHABITAT</i>	69
12.5 <i>CONSEQUÊNCIAS DA PERDA DE SE PARA A POPULAÇÃO DE ÁREAS INSULARES</i> ...	72
13. DISCUSSÃO	72
14. CONCLUSÕES	81
15. CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
BIBLIOGRAFIA	83
Anexo 1	93
Anexo 2	95

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população humana no globo é algo notório, e com esse aumento, cresce a necessidade por espaço que, em sua maioria, acontece próximo à costa. Assim sendo uma nova forma de apropriação da natureza se intensifica e modifica suas características básicas. Com o passar dos anos, áreas de extrema importância para o bem-estar humano acabam sendo manejadas erroneamente, gerando ônus tanto aos humanos como para os ecossistemas que garantem sua resiliência. As Áreas Úmidas (AUs) são um exemplo de sistemas intensamente afetados e de extrema importância para a sociedade.

O ecossistema é parte essencial do ambiente total do ser humano. É possível definir o ambiente natural como sendo essencialmente autossustentável e parte do sistema de suporte da vida humana. Ele inclui sistemas ecológicos selvagens, como por exemplo: rios, oceanos e estuários, capazes de produzir produtos úteis, utilizados pela população (Odum e Odum, 1972). Nesse contexto as AUs oferecem bens e serviços que seguem uma hierarquia para garantir seu funcionamento. As funções ecossistêmicas garantem os serviços prestados, porém, tais funções dependem dos processos do ecossistema que estão ligados a biodiversidade do meio (KANDUS; MORANDEIRA e SCHIVO, 2010). Ou seja, os ecossistemas carregam ativos naturais ou “stocks” inseridos nos processos naturais, que por sua vez estimulam as funções no sistema que fornecem um serviço (VIGLIZZO, *et al.* 2011). AUs são de grande importância econômica, social e ambiental por apresentarem diversos serviços ecossistêmicos, trazendo benefícios para a humanidade e para o ecossistema (Junk *et al.*, 2014).

AUs que acompanham a maioria de pequenos riachos são, frequentemente, inundadas durante períodos de chuvas fortes. Ainda uma grande parte das áreas úmidas costeiras, tem sua oscilação controlada pelos pulsos de maré e muitas áreas úmidas continentais apresentam níveis de água relativamente estáveis. (Brasil, 1996; Junk & Piedade, 2015; Junk *et al.*, 2015). Em comentário sobre o Novo Código Florestal, feito pela Prefeitura de Florianópolis (PMF, 2010), áreas localizadas as margens de cursos d’água,

independentemente da existência de cobertura vegetal são consideradas Áreas de Proteção Permanente (APPs) onde sua ocupação é restrita (Figueroa & Scherer, 2016).

Costanza e colaboradores (1997), sustentam que é necessária a disposição de serviços de sistemas ecológicos responsáveis pelos estoques de capital natural, ou seja, parte do valor econômico total do planeta garante bem-estar humano e natural. Porém nos deparamos com diversos mecanismos de degradação do ecossistema, como: construções civis; drenagem pela agricultura e pecuária; poluição por resíduos domésticos; industriais e de mineração; entre outros (Junk, *et al.*, 2015; Junk, *et al.*, 2014) que diminuem a capacidade de prestação de bens e serviços.

De acordo com Horn (2004) a ilha de Santa Catarina (ISC) em Florianópolis apresenta muitas AUs e um processo acelerado de intervenções humanas, principalmente quando nos referimos à construção civil, fato comum nas áreas costeiras do mundo. O impacto em questão, é um dos responsáveis pela erosão do solo, e só é discutida quando causa prejuízos econômicos e sociais. Ou seja, o assunto só é levado em consideração quando o prejuízo à sociedade já ocorreu (MMA, 2006).

Outro ponto de grande preocupação para áreas úmidas costeiras é a aceleração da elevação do nível do mar que vem sendo percebida por diversos cientistas, os quais afirmam que o motivo é a expansão térmica da água e o degelo continental (Marques, 2018). Conseqüentemente a mudança climática intensifica as tempestades em regiões litorâneas podendo causar uma grande elevação no nível do mar levando a inundações na costa (Campos, *et al.*, 2010).

No estudo de Junk e colaboradores (2015) sobre AUs brasileiras, é afirmado que:

Contrariando a definição do Novo Código Florestal, que se refere ao nível regular dos rios, os cientistas levam em consideração que AUs de pulso de inundação necessitam da flutuação do nível da água e auxiliam na contenção de situações extremas, diante de seu efeito de absorção de água da paisagem. Além disso, catástrofes econômicas e sociais também não acontecem durante inundações e secas normais, ou no “nível regular”, mas sim em situações extremas. (p. 22)

Grande parte dos SE são negligenciados por não respeitar planejamento e tomadas de decisão sobre uma área, e como consequência, áreas extremamente produtivas e multifuncionais, tornam-se áreas de uma única função ou até mesmo áreas com grandes erosões, proporcionando apenas lucro econômico de curto prazo a poucos à custa do bem-estar de longo prazo (De Groot, *et al.*, 2016).

Uma forma de chamar a atenção para as AUs ao redor do mundo, que vinham sendo devastadas pela urbanização e industrialização, foi a criação da Convenção de Ramsar, pois ficou claro para os envolvidos que a falta de informação sobre as importantes funções desses sistemas geravam serviços que carregavam um valor monetário agregado. Os países signatários se comprometem em reverter a degradação dessas áreas (Ramsar, 2016).

Há duas formas de resolver o problema dos impactos que atingem as funções e que conseqüentemente levam à perda de serviço: (i) desenvolver mais tecnologia nocivas ao meio ou (ii) solucionar o problema baseado em princípios naturais, preservando a biodiversidade gera um impacto menor, tanto local como regional levando ao uso sustentável do próprio serviço. Essa reflexão é importante pois, em diferentes áreas há diferentes ofertas e demandas, em regiões altamente populosas as demandas por serviços ecossistêmicos são excessivas o que leva à modificação do ecossistema em uma versão tecnológica para maximizar um único serviço, através de insumo energético e insumo químico. Algo comum para a maioria dos serviços de provisão, mas também afeta os serviços de regulação e serviços culturais (SCHNEIDERS E MÜLLER, 2017).

Quando as delimitações e definições de AUs não estão bem estruturadas e claras, a conservação de tais áreas torna-se um problema complexo, pois oferecem um nível extra de dificuldade para instituições que planejam sua proteção (Junk, *et al.*, 2014).

2. ÁREAS ÚMIDAS

2.1. DEFINIÇÃO, CARACTERIZAÇÃO E IMPORTÂNCIA

Os dois ecossistemas mais estudados pela ciência temos o terrestre e o aquático, possuindo definição de estrutura, funcionamento e descrevendo-o, mas a conexão entre eles nem tanto. A interface entre esses dois grupos apresenta uma área de transição ou ecótono denominada AUs que podem ser divididas em dois subgrupos: AU com nível de água relativamente estável, que são bem estudadas em regiões temperadas pelo seu valor econômico e social; e AU com nível de água flutuante ou sistema de pulso de inundação. Essas acabam sendo negligenciadas em áreas temperadas por considerá-las de baixo valor econômico e também por serem rapidamente transformadas em áreas permanentemente terrestres ou permanentemente aquáticos. As regiões temperadas apresentam uma sazonalidade de precipitação reduzida e menor variabilidade de taxa de evaporação e transpiração pelas características climáticas, morfológicas e localização no globo. Sendo assim apresentam maior número de AUs com água relativamente estável como turfeiras oligotróficas e pântanos eutróficos (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

De acordo com Convenção Internacional sobre Áreas Úmidas de RAMSAR a qual o Brasil é signatário desde 1996, AUs são definidas como, ecossistemas que abrangem ambientes aquáticos e terrestres, costeiros (10%) e continentais (90%), naturais ou artificiais, permanente ou periódico. Suas águas podem ser frescas, doces, levemente ou altamente salinas com uma biota adaptada às suas dinâmicas hidrológicas. No território brasileiro, o ciclo anual de chuvas se alterna com o período de seca, portanto, é fortemente sazonal. Tal fato pode ser observado nas oscilações do nível de água de grandes rios, onde os “pulsos de inundação” são responsáveis pelas cheias e secas pronunciadas (Brasil, 1996; Junk & Piedade, 2015; Junk *et al.*, 2015).

De acordo com a Convenção de Ramsar existem 5 grupos que abrangem todas as AUs que existem, sendo eles: água doce (rios, lagos, lagoa, etc.); marinho (zonas costeiras que inclui lagoas costeiras, costas rochosas, campos de herbáceas marinhas e recifes de corais); estuarino (deltas, áreas sob influência de maré, pântanos e manguezais); ribeirinhos e palustres (RAMSAR, 2016).

AUs largas e extensas, é a principal característica ecológica na América do Sul. A persistência e tamanho da área úmida depende da disponibilidade de

água que recobre o solo, que conforme desenham a paisagem, criam córregos e rios. Dependendo da geomorfologia, ainda é possível encontrar lagos, lagoas e outros tipos de corpos de água permanente (Neiff, 1999).

A determinação de uma AU pode ser feita através da borda de áreas permanentemente inundadas ou encharcadas, no caso de áreas com flutuação dos níveis de águas, a determinação é feita durante a inundação máxima média da área influenciada. A parte externa da borda da área úmida   indicada pela ausência de solo hidromórfico e/ou hidr fito e/ou espécies de madeira específicas, que são capazes de se desenvolver em áreas de inunda o per dica, permanente ou solos alagados. As AUs devem incluir em sua defini o, se presente, áreas permanentemente secas, que são de fundamental importância para a manuten o da integridade funcional e biodiversidade da respectiva AU (Junk *et al.*, 2014).

A biota das AUs   representada por plantas herbáceas e invertebrados aquáticos e palustres que apresentam uma fase da vida com desenvolvimento aquático. No caso das plantas, geralmente, surgem a partir bancos de sementes no sedimento ou de estágio de repouso vegetativo. Peixes, aves aquáticas, insetos, repteis, anfíbios, e mamíferos tendem a recolonizar AUs temporariamente, a partir de imigra o de áreas permanentemente aquáticas (Junk, *et al.*, 2014).

A respeito dos pulsos de inunda o Nunes da Cunha, Piedade e Junk (2015), esclarecem: “Os pulsos de inunda o resultam no alagamento de grandes áreas ao longo dos sistemas de drenagem, criando, na extensão dos seus cursos, áreas de vegeta o ripária, cobertas tanto com vegeta o florestal como herbáceo/arbustiva.” (p. 23).

A classifica o nacional de AUs   separada em três níveis hierárquicos: (1) sistemas; (2) unidades definidas por parâmetros hidrológicos; (3) unidades definidas por plantas superiores. Junk, *et al.* (2015) as classifica da seguinte forma:

- Primeiro nível apresenta 3 sistemas distintos: (i) AUs costeiras; (ii) AUs interiores e (iii) AUs antropog nicas;
- Segundo nível, comenta a grande diversidade hidrológica das AUs naturais interiores do Brasil, entre diferentes ordens e subordens que d o ênfase a dinâmica hidrológica, sendo o principal elemento de defini o.

- O terceiro nível é dividido em classes, subclasses e macrohabitat, que baseia-se na ocorrência de plantas superiores e na estrutura da comunidade. Por conta de longevidade, as plantas superiores são preferidas para classificação.

As AUs são definidas a partir da identificação da origem da água (principalmente provem de chuvas, rios ou mar) e também se são ou não permanentes, com níveis de água estáveis, ou sujeitos a níveis flutuantes (pulsantes) e, portanto, períodos secos e úmidos (Junk, *et al.*, 2014).

Mesmo que em menor quantidade, as AUs costeiras representam uma importante parcela na provisão de serviços. A heterogeneidade das AUs acontece pela grande variação nas precipitações anuais. Na Mata Atlântica, por exemplo, a variação pluviométrica está em torno de 2000 e 3000 mm a⁻¹, e também acontece tanto em longitude como em latitude e altitude, o que explica o mosaico de diferentes tipos na paisagem. Portanto a variação da precipitação entre épocas chuvosas e secas e posicionamento no globo são responsáveis pelas formas como são distribuídas as AUs (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

Inversamente ao Brasil, que apresenta AUs que secam periodicamente, países de clima frio e temperado apresentam níveis de água estáveis e solos permanentemente encharcados, em sua maioria (Junk, *et al.* 2015).

As AUs costeiras podem ser encontradas nos 6 continentes e em quase latitudes polares extremas, porém vêm sendo reduzidas drasticamente nos últimos 100 anos e provavelmente continuaram ao longo do século que segue. Essa redução acontece pela alta pressão populacional que reflete na mudança climática e aumenta o nível de água do mar (HOPKINSON, *et al.* 2009).

Para áreas úmidas costeiras (AUCos), Hopkinson, *et al.* (2009) a defini como:

[...] zonas úmidas costeiras são ecossistemas encontrados dentro de um gradiente de elevação que varia entre profundidades submarinas, onde a luz penetra para apoiar a fotossíntese de plantas bênticas até a borda terrestre, onde o mar passa sua influência hidrológica para as de paláguas subterrâneas e processos atmosféricos. Na margem do mar, biofilmes, algas bentônicas e ervas marinhas são componentes bióticos representativos. Na margem terrestre, os limites da vegetação variam daqueles localizados nas águas subterrâneas que escorrem ou pântanos em climas úmidos a salinas relativamente áridas em climas áridos. (p. 1)

3. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DAS AUcos E VALORAÇÃO MONETÁRIA

3.1 SE DE BANHADO, CAMPO ALAGADO, RESTINGA PALUDOSA, ENTRE OUTROS

AUs são de grande importância econômica, social e ambiental por apresentar diversos serviços ecossistêmicos, trazendo benefícios para a humanidade, como: Estocagem periódica da água e a sua lenta devolução para corpos d'água, córregos e rios conectados, reduzindo com isso as flutuações do nível da água e o perigo de enchentes e secas catastróficas; Recarga dos aquíferos e do lençol freático; Retenção de sedimentos; Purificação da água; Fornecimento de água limpa; Habitats para animais, silvestres e domésticos; Irrigação da lavoura; Regulagem do microclima; Recreação (banho, pesca, lazer); Ecoturismo; Manutenção da biodiversidade; Estocagem de carbono orgânico; Moradia para populações tradicionais; Fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros (fibras, plantas medicinais, frutas, etc.), pescado, produtos agrários e de pecuária (Junk, *et al.*, 2015; Junk *et al.*, 2014).

Os bens e serviços prestados pelo ecossistema representa um benefício essencial, de forma direta ou indireta. Resumidamente, segundo Zedler (2003), as AUs, embora cubram somente 1,5% da superfície da terra, contribuem com cerca de 40% dos serviços ecossistêmicos do planeta.

Para um funcionamento devido dos sistemas de suporte a vida na Terra, é preciso a disposição de serviços de sistemas ecológicos responsáveis pelos estoques de capital natural, contribuindo assim, para bem-estar humano portanto os serviços ecossistêmicos representam parte do valor econômico total do planeta (COSTANZA, *et al.* 1997).

Existe uma dinâmica de troca entre a sociedade e o ecossistema, onde o capital natural é gerado na forma de serviço que garante bem-estar e sobrevivência do ser humano, em contrapartida, a sociedade influencia o sistema por fatores e governança. Todas as etapas desse sistema estão relacionadas com a biodiversidade, Schneiders e Müller (2017) definem a

biodiversidade nesse sentido como o “estoque total ou a parte viva” do nosso capital natural.

Os componentes bióticos e abióticos e suas interrelações são responsáveis pela provisão de serviços ecossistêmicos que podem ser caracterizados a partir de suas características, atributos funcionais e propriedade organizacional (SCHNEIDERS E MÜLLER, 2017).

Para entender como o SE beneficia as pessoas é importante identificar as propriedades e características do sistema que seriam úteis para as pessoas, nesse momento entra a ideia de "função" (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2017).

Dentro do ecossistema essas funções são singulares e dependem de parte específica da biodiversidade para gerar serviços, como por exemplo: produção primária, polinização, capacidade de infiltração de água, decomposição orgânica para fertilizar o solo, entre outros (SCHNEIDERS E MÜLLER, 2017). Ou seja, sem polinização de indivíduos da flora que utilizamos na nossa alimentação haveria escassez de comida, sem a capacidade de infiltração da água no solo haveria escassez de água, sem decomposição orgânica apropriada no solo, não haveria plantações saudáveis, e assim por diante.

De acordo com Burkhard e Maes (2017) os serviços ecossistêmicos são:

[...] contribuições da estrutura e função do ecossistema (em combinação com outros insumos) para o bem-estar humano [...] que a humanidade depende fortemente de ecossistemas e capital natural que funcionem bem, que são a base para um fluxo constante de serviços ecossistêmicos da natureza para a sociedade. (p. 25).

Dentre os serviços prestados pelo ecossistema a abordagem do CICES (Common International Classification of Ecosystem Services V5.1) para cada um deles engloba: (i) Serviços de provisão: aqueles que prestam serviços nutricionais, materiais não nutricionais e materiais que fornecem energia, vindas de sistemas vivos e não vivos, que inclui água; (ii) Serviços de regulação e manutenção: serviço de medição e moderação do meio ambiente que afeta a saúde, segurança ou conforto humana a partir da existência de

organismos vivos e suas interações e funções.; (iii) Serviços culturais: são os serviços não consumíveis e não materiais onde locais, situações ambientais ou ambientes que são capazes de afetar o estado mental ou o estado físico da humanidade, lembrando que é fundamental a dependência desses serviços aos processos vivos podendo ser espécies como indivíduos, habitats que vivem ou até mesmo ecossistemas inteiros (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Áreas com solos alagados e plantas herbáceas como campos alagáveis ou banhados que trazem similaridades, tem um papel importante na cota de serviços ecossistêmicos prestados. Quando combinado os processos biológicos, físicos e químicos desses macrohabitats, permite o desempenho de funções vitais para o bem-estar humano, como por exemplo: proteção contra tempestades; buffer de seca; armazenamento de água; controle de estabilização e erosão da linha costeira, mitigação de inundação; recarga e descarga de águas subterrâneas; estabilização das condições climáticas locais; purificação da água; e retenção de nutrientes, sedimentos e poluentes (Ramsar, 2016).

Mesmo sabendo de todos os benefícios essenciais para o bem-estar, o meio ambiente é constantemente negligenciado perante decisões políticas, devido à dificuldade em quantificar os serviços ecossistêmicos em comparação a serviços econômicos e ao capital manufaturado, ou seja, são dificilmente detectados pelo mercado comercial, podendo prejudicar a sobrevivência dos seres humanos na biosfera (COSTANZA, *et al.* 1997). Ainda citando Costanza *et al.* (1997): “As economias da Terra parariam sem os serviços dos sistemas de suporte à vida ecológica, portanto, em certo sentido, seu valor total para a economia é infinito [...]” (p. 253).

Para gerir as pressões sobre recursos naturais no litoral, o entendimento dos serviços ecossistêmicos gerados pela área em questão é de extrema importância (Veiga Lima, *et al.*, 2016). Godecke, Hupffer e Chaves (2014), citam a Constituição Federal brasileira no que tange a conservação dos serviços ecossistêmicos, afirmando que está contida no conceito de desenvolvimento sustentável com direito das presentes e futuras gerações.

Tardieu e colaboradores (2015) identificaram alguns elementos chave para avaliação dos SE: (i) em um determinado cenário, identificar os potenciais

serviços e impactos; (ii) considerando o caráter direto e indireto, identificar a perda de SE; (iii) de maneira espacialmente explícita, avaliar questões econômicas e biofísicas; (iv) em uma construção civil, fazer prospecções com diferentes alternativas e a perda de SE para cada uma delas. Os autores ainda recordam a importância de classificar e analisar tanto os impactos aos SE, sendo eles diretos ou indiretos (conectividade da paisagem).

No livro guia do CICES escrito por Haines-Young e Potschin (2018) desenvolvido para classificação dos serviços ecossistêmicos – apresentado mais adiante – é feita uma explanação sobre o que é o serviço final do ecossistema, onde:

Embora o limiar para o que constitui um serviço final seja bem definido em teoria, na prática, se algo é considerado como um serviço final depende do contexto. Por exemplo, se a água em um lago for usada diretamente como fonte de bebida, ela poderá ser considerada um serviço final. Se, no entanto, o foco estiver no serviço de pesca recreativa, o peixe capturado seria considerado um serviço final. Isso significa que cada ecossistema fornece uma gama de serviços ecossistêmicos que contribuem para o benefício humano de muitas maneiras diferentes. (p. 4)

Para melhor gestão dos serviços ecossistêmicos, conhecer o valor de seus serviços aumenta o arcabouço argumentativo para planos de conservação e pode incentivar injeção econômica para o mesmo, mas é importante ter em mente que não se deve colocar um preço áreas e serviços para negociação em mercado privado (ANDRADE *et al.*, 2012). O valor ecológico que abrange o estado de saúde do sistema, medido com indicadores ecológicos como diversidade e integridade, enquanto o valor sociocultural engloba a importância dada pelas pessoas, como por exemplo, a identidade cultural e até que ponto isto está relacionado com os serviços ecossistêmicos. Se há interesse em apenas valores econômicos, a unidade de medida normalmente será dinheiro, mas é importante levar em consideração que a valoração tanto econômica quanto monetária representará sempre parte da verdade ou do valor total dos serviços ecossistêmicos (De Groot *et al.*, 2010; DE GROOT, *et al.* 2012).

Quando o termo “valor” é associado aos serviços prestados pelo ecossistema é importante expressar seus atributos e benefícios usando

critérios morais, estéticos e espirituais além do monetário (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2017).

Uma forma de mensurar o valor do serviço ecossistêmico é determinando quanto custaria para replicar tal serviço com tecnologia artificial, porém, zero de capital natural implica zero bem-estar humano, porque não é viável substituir, no total, o capital puramente "não natural" do capital natural (COSTANZA, *et al.* 1997).

Os bens e serviços prestados pelo ecossistema fornece dêns de comida até a assimilação de resíduos, representando um benefício essencial, de forma direta ou indireta. Portanto as funções do ecossistema referem-se variando entre habitat, biologia ou propriedades do sistema ou processos do ecossistema (COSTANZA, *et al.* 1997). É importante ressaltar também que Serviços e benefícios são conceitualmente diferentes, afinal tudo que é considerado serviço ainda faz parte do ecossistema no qual é gerado. Para ser considerado benefício, é necessário transformações por ações humanas e fora do ecossistema "natural" (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Os *trade-offs* representam o custo para a população por impactar o meio ambiente frente a expansão agrícola e urbana em termos de serviços ecossistêmicos gerados para a sociedade. Tal elucidação é o que vai guiar políticas públicas que visam preservação e conservação de áreas com grande oferta de serviços (ANDRADE *et al.*, 2012).

O conceito de serviço ecossistêmico vem com o propósito de demonstrar que a diminuição da biodiversidade afeta diretamente as funções do ecossistema, que por sua vez sustenta serviços que são essenciais para sobrevivência humana (DE GROOT, BRAAT e COSTANZA, 2017).

A baixa biodiversidade resulta na degeneração das funções, como discutido acima, que conseqüentemente leva a sociedade a buscar por uma compensação técnica com insumos energéticos, de materiais e tecnológicos, esse fato leva a desintegração dos potenciais dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade no uso da terra (SCHNEIDERS E MÜLLER, 2017).

3.2 SE MANGUEZAL

Desde o século XVI, com o encontro dos europeus com os manguezais, a lenha vem sendo extraída e usada como carvão e para extração de tanino, além disso o macrohabitat desde então vem sendo usado também, para pesca e produção de sal. Na época em questão o mais convencional era usar a lenha como combustível para alimentar os inúmeros engenhos de açúcar presente em zonas estuarinas (SCHAEFFER-NOVELLI_a, 2018).

O manguezal tem a capacidade de sequestrar e estocar carbono na biomassa e no solo, quando contabilizado a capacidade de similaridade incluindo a biomassa subterrâneo, o estoque de carbono em manguezais tropicais por unidade de área chega a ser maior que o observado em florestas terrestres, até mesmo significativamente maior que o estoque e sequestro da Amazônia (MMA, 2018). Porém as mudanças climáticas são capazes de interferir em regimes de chuvas, capaz de alterar a temperatura, intensificar tempestades e elevação extrema do nível da maré, e um dos macrohabitats mais susceptíveis a esses impactos são as regiões costeiras (MMA, 2018).

A mudança climática é caracterizada pelo aumento de eventos naturais extremos, como tempestades por exemplo. Já foi discutido a importância do manguezal para controle desses desastres naturais, porém no caso dos manguezais situados no Ceará e Santa Catarina que, são regiões onde o mangue não consegue migrar para área mais internas do continente por apresentar obstáculos físicos, sua degradação tende a aumentar os efeitos desses eventos no continente (LEÃO, PRATES & FUMI, 2018). Ou seja, o descuido com os manguezais aumenta a vulnerabilidade de cidades como também aumenta enchentes e secas (ALMEIDA & COELHO JR, 2018; MMA, 2018).

As comunidades tradicionais em áreas costeiras desenvolvem atividades de pesca em manguezais, carcinicultura, apicultura e/ou turismo de base comunitária, ou seja, uma forma de subsistência para as famílias locais. Essas atividades representam alto potencial de geração de renda com princípio sustentável. Ainda que limitada, a pesca em manguezal garante uma produção total de pesca artesanal em quase 50% (MMA, 2018).

Temos como exemplo o uso da *Rizophora mangle* (mangue vermelho), espécie largamente utilizada como matéria prima para produção de barcos, casas, uso do tanino para proteção de redes de pesca e velas de

embarcações, entre outros. Como também a *Avecinnia sp.*, utilizada como construção de canoas, flora medicinal, etc. Para alimentação humana é extraído, as vezes de forma artesanal, mariscos, ostras, camarões e caranguejos. Atualmente, o cultivo de animais em áreas de manguezal, como: abelhas, peneídeos e peixes, tornou-se uma prática comum. Que por sua vez deve ser feita com cuidado redobrado para que o equilíbrio ecológico da área não seja afetado. O manguezal, é capaz também de servir como fonte de álcool, óleos, adoçantes, além de ter importância em relação ao lazer, visto que é uma área altamente explorada para recreação e educação ambiental (CARVALHAL e BERCHEZ, 2007).

Os mangues apresentam uma função importante dentro dos serviços de manutenção no ecossistema, suas raízes são responsáveis por aprisionar o sedimento consequentemente possíveis poluentes prevenindo uma maior contaminação costeira. Os manguezais também são responsáveis pela contenção da velocidade do vento proveniente de tempestades e abrandam a força das ondas, são chamadas de cortina-de-vento. A força do vento e das ondas é responsável pela ressuspensão de sedimentos o que leva a recontaminação da água estuarina e costeira, ou seja, esse sistema atua como filtro biológico e protege a linha de costa (SCHAEFFER-NOVELLI_b, 2018).

Pela grande expansão que o manguezal tem no Brasil e no mundo, cada povo e cada cultura tem uma percepção desse ecossistema, e em várias regiões a questão religiosa traz uma carga importante para a fé da população local. Como por exemplo no Pará, existem entidades que protegem os pescadores e são conhecidas por Matinta-Pereira, Boiúna e Mãe-do-Caranguejo, comparada à figura do Curupira, traz desconforto para aqueles que tentam de alguma forma prejudicar os manguezais da região. Na Bahia, um orixá que leva o nome de Nanã, personificada como uma mulher idosa, é considerada a senhora da lama responsável por proteger a fertilidade dos animais como por exemplo o caranguejo. Entre os moradores de Maragogipe uma entidade chamada de Vovó-do-mangue ou Véia-do-mangue, também perambula pelo manguezal protegendo os pescadores e marisqueiras além de representa a fertilidade dos animais (SCHAEFFER-NOVELLI_b, 2018).

Além de seus serviços de provisão, regulação, manutenção e cultural, o manguezal ainda desenvolve um trabalho de indicador de qualidade do meio

frente as mudanças climáticas, pois serve como um mecanismo de alerta aos impactos de elevação do nível do mar, seguidas da salinização dos poços artesianos, tudo isso leva a um impacto a população presente em áreas costeiras (MMA, 2018).

Para a construção e instalação de áreas urbanas, industriais e turísticas em áreas alagadas como mangue, banhado, cursos d'água, etc. é necessário aterrar e drenar a água antes da construção propriamente dita. Ações como essas não tem uma resposta apenas na área em questão. O desmatamento e aterramento leva ao aumento da erosão do solo, também aumenta a sedimentação dos corpos d'água, levando a eutrofização, além disso gera um grande impacto com o lançamento de esgoto sem tratamento adequado, produtos tóxicos, compostos bacteriológicos e virais como também metais pesados de poluentes domésticos e industriais (LEÃO, PRATES & FUMI, 2018). As autoras ainda explicam: “Embora esses impactos ocorram majoritariamente em áreas urbanas, a expansão de empreendimentos turísticos em áreas costeiras outrora isoladas vem ganhando força nos últimos anos”. (p. 65)

Todos os impactos causados pela degradação dos manguezais, como os discutidos acima, têm um impacto direto ao bem-estar humano. Seus bens e benefícios oferecem a população melhores condições de saúde, condições econômicas e de segurança (ALMEIDA & COELHO JR, 2018). Os autores ainda listam alguns dos mais preocupantes impactos causados pela depreciação dos serviços ecossistêmicos, como segue: “[...] redução de rendimentos, aumento da pobreza e diminuição da segurança alimentar além da desigualdade global e do decréscimo da qualidade de vida das populações costeiras.” (p. 95).

3.3 CONVENÇÃO DE RAMSAR

Em 2 de fevereiro de 1971 na cidade de Ramsar no Irã ocorreu a primeira Convenção de Zonas úmidas com o propósito de organizar um tratado intergovernamental entre todo o mundo visando a conservação e o uso inteligente de tais áreas desenvolvendo ações locais, regionais e nacionais contando com uma cooperação internacional visando um desenvolvimento

sustentável em todo o mundo. A lista de AUs que fazem parte desse tratado soma 2.220 zonas úmidas ao redor do mundo inscritas, em 169 países totalizando 214 milhões de hectares. Por ter ocorrido na cidade iraniana a convenção é popularmente conhecida “Convenção de Ramsar”.

Este é o primeiro dos acordos ambientais multilaterais sobre o uso responsável e sustentável dos recursos naturais.

Um dos pontos centrais motivo da existência dessa convenção é a necessidade da conservação das AUs por conta da migração de aves aquáticas que usam essas áreas para alimentação, nidificação e proteção.

O manual da Convenção de Ramsar ressalta os motivos pelos quais esse ecossistema é tão importante. As AUs são os mais produtivos do mundo entre os demais ecossistemas encontrados no mundo, pois são fontes de uma grande diversidade biológica, também são responsáveis por fornecer água para reabastecimento de bacias hidrográficas e com uma produção primária elevada das quais muitas espécies são dependentes para garantir a sobrevivência e um armazém de material genético vegetal muito importante. Além disso, esse macrohabitat suporta altas concentrações de espécies de aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados.

Des de 1993 o Brasil é signatário da Convenção de Ramsar, se dispondo a buscar formas de gestão inteligente (*wise management*) e proteção das AUs concomitantemente sua biodiversidade através da criação de políticas públicas no âmbito nacional, promulgada pelo Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996 (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

Os países signatários tem como responsabilidade se comprometer com os princípios colocados pela convenção, desenvolvendo e facilitando políticas públicas e ações que visam a conservação e uso sustentável das AUs, em seu anual introdutório alguns pontos são elencados, como se segue:

- Apresenta uma oportunidade para que um país faça sua voz ser ouvida no principal fórum intergovernamental sobre cooperação internacional para a conservação e uso inteligente de AUs;
- Traz maior publicidade e prestígio para as AUs designadas para a Lista de AUs de Importância Internacional e, portanto, maiores possibilidades de apoio à conservação e

- Fornece acesso às informações e conselhos mais recentes sobre a adoção das normas internacionalmente aceitas pela Convenção, como critérios para identificar zonas úmidas de importância internacional, conselhos sobre a aplicação do conceito de uso sábio e diretrizes sobre planejamento de manejo em zonas úmidas;
- Fornece acesso a consultoria especializada em problemas nacionais e relacionados à conservação e gerenciamento de AUs por meio de contatos com funcionários e colaboradores da Secretaria de Ramsar e pela aplicação da Missão Consultiva de Ramsar, quando apropriado; e
- Incentiva a cooperação internacional em questões de AUs e traz a possibilidade de apoio a projetos de AUs, seja por meio dos próprios programas de assistência a pequenas doações da Convenção ou por meio dos contatos da Convenção com agências multilaterais e bilaterais de apoio externo. (Ramsar, 2061, p. 12)

Como também inclui algumas obrigações, como: (i) conservação de AUs; (ii) promoção da cooperação internacional na conservação de AUs; (iii) Promoção da comunicação sobre conservação de AUs; (iv) apoiar o trabalho da Convenção.

Para a convenção de Ramsar, nenhuma área é pequena demais para entrar em sua lista, basta apresentar os critérios necessários que as definam como área úmida.

Os ecossistemas por todo o globo, juntos totalizam em média U\$ 33 trilhões em serviços ecossistêmicos para humanidade, onde U\$ 4,9 trilhões são oferecidos apenas pelas AUs.

A Convenção apresenta um plano estratégico que foi desenvolvido em 2016 e dura até sua próxima reunião em 2024. Esse plano vem sendo desenvolvido dentro do quarto “Plano Estratégico” adotado pela Resolução XII.2 da COP12, que seu objetivo é: “As AUs são conservadas, usadas com sabedoria, restauradas e seus benefícios são reconhecidos e valorizados por todos.”. Ainda traz consigo quatro objetivos específicos como segue: (i) abordando os fatores que provocam a perda e a degradação das AUs; (ii) conservando e gerenciando efetivamente a rede de sites de Ramsar; (iii) usando sabiamente todos os pantanais e melhorar a implementação através do desenvolvimento e disseminação de um guia técnico e científico (Ramsar, 2016).

4. A ILHA DE SANTA CATARINA

Parte do município de Florianópolis está situada na ISC com área total de 425km² apresenta 172km de costa, com chuvas uniformes durante o ano e verões quentes, com precipitação média em torno de 1500mm por ano (Mendonça *et al.*, 1988) e 42 km² de área úmida total (Neves, 2017).

As condições climáticas da ilha são bem variadas, podendo chegar de 12 a 38 graus, visto que as condições mais extremas são ocasionais, no geral as temperaturas ficam em torno de 20 a 21 graus, com índice pluviométrico de 1350 mm, ou seja, podem ser considerados como chuvas abundantes com predominância no verão (BRESOLIN, 1979; IBGE, 1997).

A ilha de Florianópolis faz parte do bioma marinho costeiro com ecossistema associado do tipo mangues, restingas, banhados, entre outros (MARTINS; MARENZI; LIMA, 2015).

A localização da ilha de SC apresenta um clima variável. Mesmo com a predominância de uma vegetação exuberante dos climas quentes também desenvolve plantas de climas temperados e frios (BRESOLIN, 1979).

O solo apresenta uma estrutura de rochas cristalinas entremeadas de lavas, formando um arcabouço que teria se originado em um grupo de ilhas. Estas seriam oriundas do afogamento de ramificações litorâneas cristalinas que se ligaram posteriormente pela sedimentação marinha e por um possível levantamento da costa. Apresenta duas cordilheiras montanhosas e alguns morros isolados. Para o lado fronteiro ao continente, forma algumas vertentes e planícies, onde encontramos pequenos, mas significativos cursos d'água como Ratonas, Itacorobi, Rio Tavares. Pelo lado do Atlântico encontramos as lagoas da Conceição de Peri que são bastante consideráveis em relação ao tamanho da ilha. Poderíamos, pois, dizer que a ilha enfeixa as condições de um continente em miniatura. (BRESOLIN, 1979, p. 14)

Os ventos da ilha são predominantes do quadrante NE e N e desempenha um papel muito importante no clima, porem são os ventos do Sul que determinam as mudanças da temperatura, esses ventos carregam com si

chuvas e correntes frias, atuantes principalmente no inverno. O vento tem uma função primordial na caracterização da vegetação. Por manter em agitação constante as partes descobertas e desprotegidas, a flora da região de restinga e dunas se conserva baixa com folhas longas, estreitas e tenazes. Em sua maioria essas áreas são formadas por vegetação arbustiva com ramos duros, numerosos e tortuosos, com folhas coriáceas e resistentes a dilaceração. Os agrupamentos densos e comuns nessas condições reduzem consideravelmente a ação do vento carregado de grãos de areia (BRESOLIN, 1979).

O processo de desmatamento na ilha ocorre com a chegada dos colonos dos Açores e Ilha da Madeira em meados do século XVIII, onde foi registrado que nesse período uma remoção de mais de 76% da vegetação original (CARUSO, 1983 *apud* LUGLI, 2004).

O Plano Diretor do município prevê um crescimento demográfico de 45,88% até 2050. Mesmo diante dos valores de quanto a população vai crescer, sua previsão para ampliação através da análise de áreas urbanizáveis nesse tempo é de 222,60%. Porém Figueroa e Scherer (2016) comentam que a população seria tranquilamente acomodada, em áreas passíveis de uso, com o aumento da urbanização em apenas 59,44%. Figueroa e Scherer (2016) afirmam que, as AUs possuem grande valor biológico intrínseco, e à sociedade pela disposição de serviços ecossistêmicos. Portanto, entende-se que a previsão para o crescimento urbano, feita pelo Projeto Diretor da Ilha, é desnecessário e perigoso para o meio e quem o habita.

Enquanto em outros países fatores geográficos, infraestruturais e/ou demográficos limitam a flexibilidade de atuação política, o Brasil encontra-se ainda na situação oportuna de ter uma relação muito cômoda entre espaço disponível e densidade populacional. Isso permite a escolha entre diferentes opções de desenvolvimento que podem ser mais danosas ao meio ambiente e pouco sustentáveis a médio e longo prazo, ou menos danosas e sustentáveis a longo prazo. (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015, p. 18)

5. DEGRADAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E CAUSAS

Junk e colaboradores (2015), listam os principais mecanismos de sua degradação, sendo eles: (1) Drenagem pela agricultura e pecuária; (2) Construção de áreas habitacionais, de infraestrutura urbana e de uso industrial; (3) Poluição por esgotos e resíduos domésticos, industriais e de mineração; (4) Construção de hidrelétricas, que inundam AUs rio acima da barragem, interrompem a conectividade longitudinal, e mudam o pulso de inundação rio abaixo; (5) Construção de hidrovias; (6) Construção de diques que interferem na conectividade lateral separando as AUs dos rios; (7) Exploração indevida dos recursos naturais (recursos pesqueiros, madeireiros e não madeireiros, e da biodiversidade); (8) Mudanças do clima global; (9) falta de uma legislação específica, baseada no conhecimento científico, que regule sua proteção; (10) falta de uma estrutura hierárquica clara e coerente dos diferentes órgãos executores para a sua implementação e gestão voltada à sustentabilidade; (11) falta de preparo científico e motivação por parte dos tomadores de decisão em reconhecer os diferentes tipos de AUs brasileiras; (12) falta de interlocução destes tomadores de decisão com a comunidade científica.

Quando ocorre a degradação da biodiversidade, conseqüentemente a provisão de serviços ecossistêmicos é prejudicada, causando danos diretos e indiretos ao bem-estar humano, sendo assim surtos de doenças, riscos à segurança alimentar, hídrica e climática, desastres naturais empobrecimento da população, ou seja, a biodiversidade é responsável pela estabilidade e resiliência dos serviços ecossistêmicos, de alcance local e regional. (Marques, *et al.*, s/d).

Sobre análise de Junk, *et al.* (2015), o novo Código Florestal não atende as demandas de proteção para AUs, deixando-as desprotegidas, capaz de eliminar seus serviços, tanto para sociedade como para o ecossistema. Danos que são altamente severos para população ribeirinhas, ambiente urbano, qualidade da água e biodiversidade.

Manguezais, área que compõem as zonas úmidas, são historicamente ameaçados por aterros e ocupações, mesmo sendo ecossistemas complexos é altamente provedor de serviços ecossistêmicos, e são extremamente poluídos (Figuroa & Scherer, 2016).

A respeito do Plano Diretor da Ilha de SC, Figueroa e Scherer (2016), concluem que:

Da análise dos serviços ecossistêmicos relacionados aos diversos ambientes potencialmente impactados pelo plano diretor, é possível vislumbrar um cenário catastrófico não só à biodiversidade, mas também ao bem-estar social. Nesse cenário, a população local inevitavelmente sentiria grandes perdas em questões locais, como na pesca, no turismo, na qualidade das águas, na saúde e nos locais de lazer, além de um aumento na ocorrência de catástrofes, como enchentes, deslizamentos e desestabilizações da linha de costa. (p. 283)

Os efeitos da destruição de AUs de pulsos em países mais desenvolvidos, como EUA por exemplo, mostram-se onerosas, visto que os esforços para recuperação são muito caros. Atualmente estados europeus e EUA visam diminuir impactos negativos causado pela degradação, aplicando bilhões de dólares para recuperar AUs ao longo do rio Mississippi e dos Everglades, por exemplo, também a Holanda, com um grande número de construções de diques e *polders*, busca recuperar a um alto custo, antigas AUs ao longo do Rio Reno e ao longo da costa marinha, esforços foram feitos para diminuir riscos de inundação e diminuir os gastos econômicos e sociais precursores de catástrofes ambientais. Catástrofes ambientais causadas por inundação no Brasil, são muito comuns principalmente nas regiões do Sudoeste, Centro Oeste e Sul que acaba com um número e tamanho reduzido de AUs por auto índice de atividade antrópica. Além de inestimáveis perdas ecológicas e sociais, provocam dezenas de mortes, milhares de desalojados e consequentemente custos econômicos anuais altíssimos. Mesmo diante dos fatos, medidas políticas para preservação de tais áreas não são suficientes e a destruição de AUs continua crescente. (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

Da Veiga Lima, *et al.* (2016) consideram em seu trabalho 18 atividades que causam pressão ambiental na ISC, sendo elas: 1) captação e uso da água subterrânea; 2) emissão de efluentes líquidos; 3) atividades turísticas e recreacionais; 4) infraestruturas residenciais e comerciais; 5) estradas e

caminhos; 6) pesca (ranchos e caminhos); 7) disposição de resíduos sólidos; 8) eventos climáticos extremos (furacões e secas); 9) espécies exóticas (fauna e flora); 10) tráfego de veículos (segurança e poluição atmosférica); 11) erosão costeira (ressacas); 12) queimadas (origem antrópica); 13) extração de areia; 14) criação de gado; 15) festas irregulares; 16) linhas de energia (infraestrutura); 17) coleta/retirada ilegal de plantas; e 18) atividade madeireira.

6. ELEVAÇÃO DO NÍVEL DO MAR

O relatório do PBMC (2016) comenta que no Brasil, várias cidades de médio e grande porte já sofrem com a elevação do mar, entre elas a ISC. E ainda salienta que as zonas de risco são aquelas com instalações urbanas. O estado de Santa Catarina está entre o mais atingido por desastres naturais em todo Brasil, que em sua maioria, estão associados por movimentos gravitacionais da massa das encostas e inundações. No período de 1980 e 2013 houveram 72 registros de inundação e 32 registros de movimentos gravitacionais de massa (Figuerola, 2016). O Plano diretor do município de Florianópolis afirma que a ocupação das áreas sujeitas a inundação chega a 60,62% (PMF, 2016), dificultando a proteção do desenvolvimento social, principalmente se considerarmos as possíveis mudanças climáticas e aumento do nível do mar (Figuerola, 2016).

Para AUs costeiras a elevação do nível do mar (*sea level rise – SLR*) pode significar transgredir para terras mais altas devido elevada entrada de sal. Paisagens costeiras vem desenvolvendo muito em termos de atividades humanas devido a construções e empreendimentos, alterando a magnitude e o ciclo de entrada de água e materiais nas bacias hidrográficas levando a mudança climática e conseqüentemente elevando o nível do mar (HOPKINSON, 2009).

Para maior compreensão da importância de políticas públicas para proteção e conservação, Nunes da Cunha e colaboradores (2015) levantam a questão do efeito tampão hidrológico, um dos serviços ecossistêmicos prestados pelas AUs. Capaz de diminuir os picos de enchentes e cheias, fornece água para riachos de cabeceiras e águas subterrâneas por infiltração. Com a ausência de

base legal adequada e própria torna-se improvável a definição, manejo e proteção.

Uma vegetação bem desenvolvida, sendo ela emergente ou submersa, realiza um serviço importante que exerce um feedback ecogeomórfico. Capaz de diminuir o movimento da água originária de enchentes e elevação do mar, promove o assentamento das particular de sedimentos que acompanham a água, além de corroborar com o enchimento acelerado dos estuários e a expansão e acúmulo de AUs (HOPKINSON, *et al.* 2009).

Na tentativa de aprimorar e aumentar os SE oferecidos, a sociedade manipula e transforma as dinâmicas estruturais e funcionais dos ecossistemas, repercutindo diretamente na capacidade do sistema continuar provendo recursos, por isso é importante aumentar o conhecimento a respeito dos SE, assegurando sua sustentabilidade (BALVANERA, *et al.* 2011).

7. JUSTIFICATIVA

Com o conhecimento que já temos sobre a relação da sociedade com meio, é possível prever alguns cenários futuros, como: a crescente demanda por água potável e recursos naturais que acontece devido ao exponencial crescimento demográfico brasileiro que acarreta em diversos impactos que influenciam diretamente os processos e funções do ecossistema. Sendo assim a discussão sobre manejo sustentável e proteção de AU deveriam englobar não só a questão econômica atual, como também as exigências ecológicas e sociais. O maior inimigo das AUs são os grupos de grande poder econômico, como: setores agroindustriais, energéticos e de mineração, que constantemente os pressionam para que tomem decisões econômicas imediatas e a seu favor sem levar em consideração os efeitos a longo prazo.

Combinando dois fatores, como: o fato de 40% da população catarinense encontrar-se na porção litorânea do estado (IBGE, 2012), e ainda o descaso com AUs brasileiras pela população através de ocupação para obras civis, públicas ou privadas, uso para agropecuária, entre outros, vem da falta de informação do seu valor econômico, ecológico e/ou social; torna-se clara a importância de definição e classificação das AUs e seus serviços

ecossistêmicos, aumentando o embasamento científico para uma nova política de proteção e manejo sustentável, visto que, mesmo com o pouco interesse político, as AUs são o centro das discussões a respeito do pagamento de serviços ambientais e na revisão do Código Florestal Brasileiro (CFB) (NUNES DA CUNHA, PIEDADE e JUNK, 2015). Os autores ainda ressaltam que tal discussão mostrou falta de conhecimento sobre a importância das AUs pelos tomadores de decisões, sendo assim, gera a falta de mecanismos legais para uma proteção adequada para esse sistema ecológico.

Vê-se tal descaso, por exemplo, na ausência conceitual das AUs no escopo de abrangência da Agência Nacional de Águas (ANA), pois desse modo tal organismo que atua com recursos hídricos no Brasil não tem obrigações legais e tampouco normatizações a seu respeito. Mesmo que cerca de 20% do território nacional seja constituído por AUs, essas não apresentam uma cobertura adequada pela legislação ambiental brasileira (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

O uso de indicadores de perda de SE como valores monetários perdidos desses serviços em AUs, tanto na ISC como ao redor do mundo, são de extrema importância para garantir o bem-estar humano e a manutenção da biosfera, pois serve como ferramenta para criação de planos de manejo, conservação e uso sustentável dos bens e serviços. É discutido também a expansão imobiliária como influenciador da perda de serviços ecossistêmicos na ISC nos últimos $\frac{3}{4}$ de século trazendo prejuízos à sociedade. Entendendo o que são AUs, seus serviços ecossistêmicos e o valor monetário de cada um deles, supõe-se que o aumento da população da Ilha de SC e a forma de ocupação de tais áreas ao longo dos últimos 59 anos proporcionou um aumento nos distúrbios antropogênicos em áreas alagáveis que foram ocupadas por construções.

8. HIPÓTESE

A modificação no uso e ocupação da terra leva a perda de AUCos na ISC acarretando na diminuição dos serviços ecossistêmicos disponíveis para a população.

9. OBJETIVO GERAL

Classificar, delimitar e analisar a alteração da estrutura as AUCos relacionada à perda de serviços ecossistêmicos na ISC e seu prejuízo para biota, incluindo o ser humano.

10. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Localização de AUCos dentro das bacias hidrográficas de Jurerê e Ratonas da Ilha nos anos de 1957 e 2016 através da análise de fotos aéreas;
- Construção de um chaveamento dicotômico de classificação de AUs para sua devida identificação;
- Análise e comparação do tamanho de cada macrohabitat em ambos os anos sugeridos;
- Análise da dinâmica das AUs no intervalo de 59 anos frente aos impactos antropogênicos;
- Identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos das AUs encontradas com o uso do sistema CICES V5.1;
- Definição dos valores monetários encontrados para os serviços ecossistêmicos das AUCos através da transferência de benefícios;
- Identificação dos impactos negativos para a população de Florianópolis a partir dos serviços ecossistêmicos perdidos.

11. METODOLOGIA

O Fluxograma apresentado na Figura 1 mostra o resumo da metodologia usada no presente estudo.

O primeiro passo para o desenvolvimento deste estudo consistiu na busca e obtenção de material cartográfico em formato digital que pudesse ser utilizado para as análises pretendidas. Todos os materiais foram obtidos por intermédio da Diretoria de Cadastro, Geoprocessamento e Pesquisa do Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF). O material cartográfico obtido da DCGP/IPUF utilizado foi:

- (1) Mosaico aerofotogramétrico do ano de 1957 (georreferenciado posteriormente para este estudo);
- (2) Imagem de satélite LANDSAT do ano de 2016.
- (3) Arquivos digitais (em formato shape) do trabalho de doutoramento de Neves (2017) contendo um mapeamento em detalhe do uso e ocupação do solo ISC;
- (4) Plano de Informação (PI em formato shape) de altimetria resolução de 1 metro contendo as curvas de nível da ISC de que foi extraída a linha de altimetria de 5 metros como limite superior altimétrico da área estudada;
- (5) Plano de Informação (PI em formato shape) de hidrografia (córregos e rios, ottobacias) da área estudada;

A partir da ferramenta de sobrepor camadas (Planos de Informação) do SIG (Sistema de Informação Geográfica) QGIS o material acima destacado foi utilizado para a realização de uma análise inicial dos polígonos das AUs desta forma foi possível verificar onde atualmente (2016) e no passado (1957) existem ou existiam áreas alagáveis, permitindo uma pré-análise. De posse desta análise cartográfica foi realizada uma saída a campo para verificar a verdade terrestre das áreas encontradas na imagem 2016 e verificar os tipos de uso da terra que substituem as AUs verificadas no Mosaico de aerofotos de 1957.

Para classificar as AU foi desenvolvido um chaveamento dicotômico com a ajuda do software DELTA e o procedimento de análise dos Serviços Ecossistêmicos para cada macrohabitat foi realizado com auxílio do sistema CICES V5.1, finalmente foi utilizada a técnica de “*benefit transfer*” para definir

os valores monetários dos serviços ecossistêmicos prestados com a ajuda da fórmula ESV:

$$ESV = \sum (A_k \times VC_k) \quad (1)$$

Como produto final foi possível estabelecer os valores de serviços ecossistêmicos das AUcos (metro quadrado de cada macrohabitat) e verificar, a partir da dinâmica dessas áreas em um intervalo de 59 anos, qual foi a perda de SE devido a diferentes tipos de usos da terra.

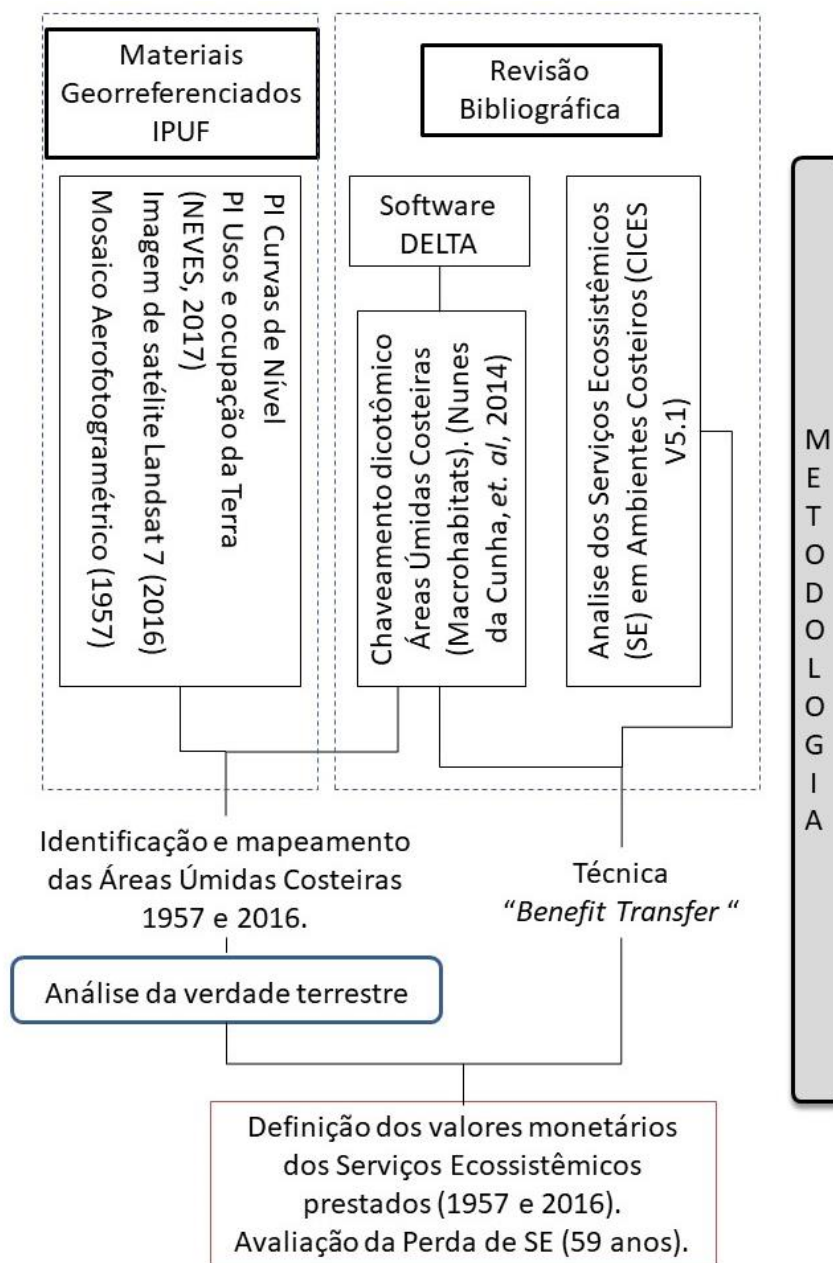


Figura 1 - Fluxograma da metodologia usada no presente estudo

11.1 ÁREA DE ESTUDO: ISC (FLORIANÓPOLIS)

A área de estudo deste trabalho compreende as bacias hidrográficas de Ratoles e Jurerê, situadas na porção noroeste da ISC. A ISC apresenta um formato alongado no sentido norte – sul, com comprimento de 58,5 km x 18 km. Está localizada na porção central da região costeira do estado de Santa Catarina entre os paralelos de 27°10' e 27°50' de latitude Sul e entre os meridianos de 048°25' e 048°35' de longitude a Oeste de Greenwich. A

diversidade de ecossistemas costeiros é notória, composta de praias arenosas (50,5%); dunas, lagoas, restingas e costões (41,2%); mangues e marismas (8,3%) (HORN FILHO, 2004).

Para o presente estudo foram consideradas apenas as AUs presentes nos limites das bacias de Ratonês e Jurerê, a uma altimetria igual ou menor a 5 metros (Figura 2).

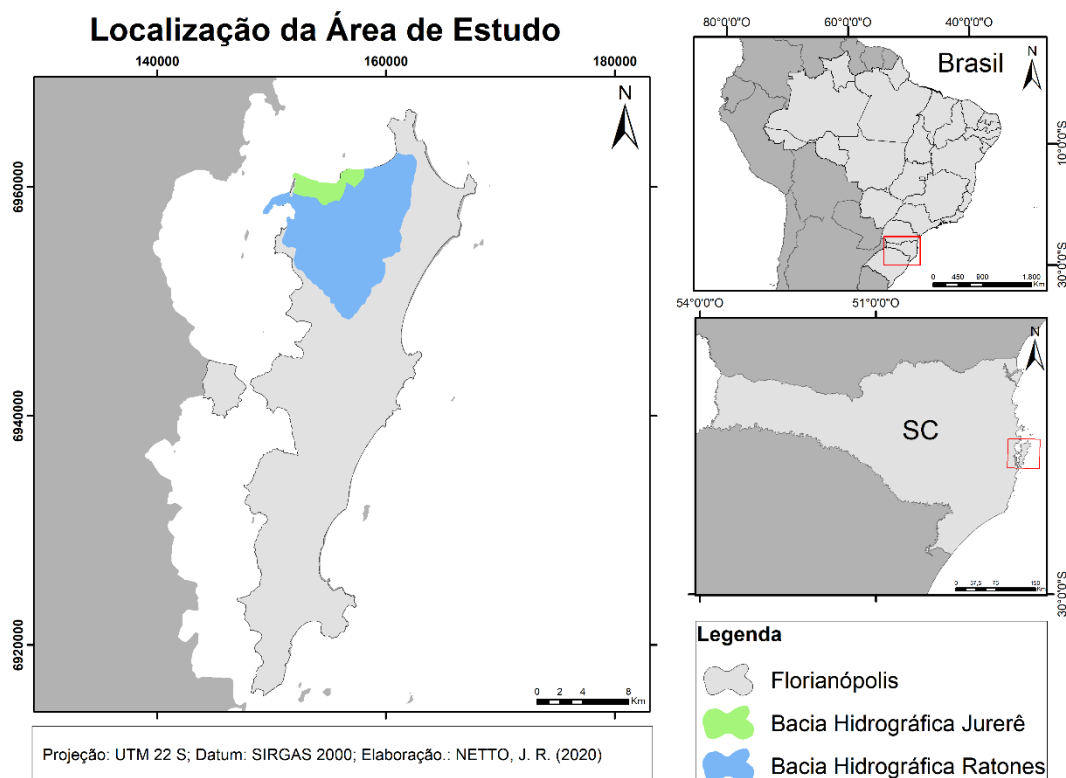


Figura 2 – Localização da área de estudo localizada na Ilha de Florianópolis – SC/Brasil

11.2 GEOPROCESSAMENTO DE IMAGENS

Para análise das AUCos da área de estudo, pesquisaram-se os levantamentos aerofotográficos de 1957 (Figura 3) e 2016 (Figura 4), possibilitando a investigação das alterações históricas, buscando reconhecer padrões de ocupação da vegetação, o que permitiu por sua vez entender a evolução temporal da região das bacias hidrográficas de Ratonês e Jurerê. Além do limite das bacias, as áreas analisadas pelo estudo mantiveram-se no limite de altimetria de 5 metros, considerando que essas áreas são as mais

influenciadas pelos regimes de maré e regimes de inundação dos corpos d'água. A bacia de Ponta Grossa, que faz fronteira com as demais citadas foi desconsiderada pois a região acima de tal bacia encontra-se mais alta do que limite de 5m usado no estudo.

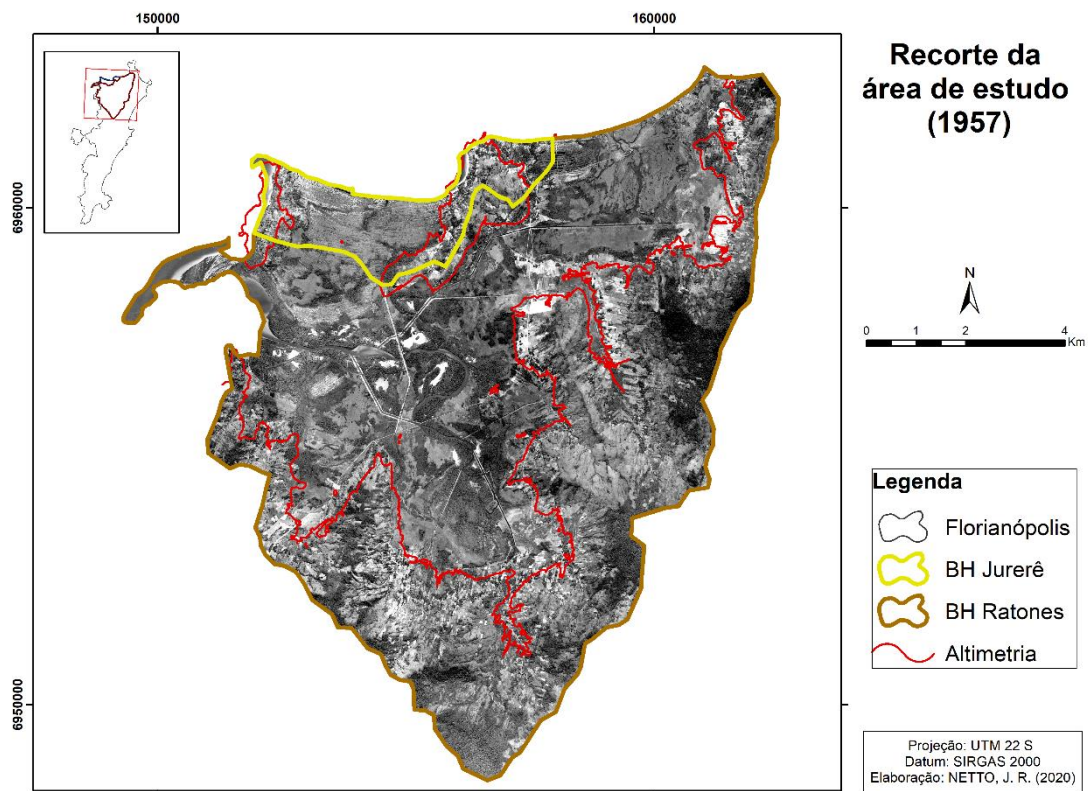


Figura 3 - Recorte da fotografia aérea da Ilha de SC de 1957 destacando-se as bacias de Ratones e Jurerê acompanhado da linha de altimetria de 5 metros.

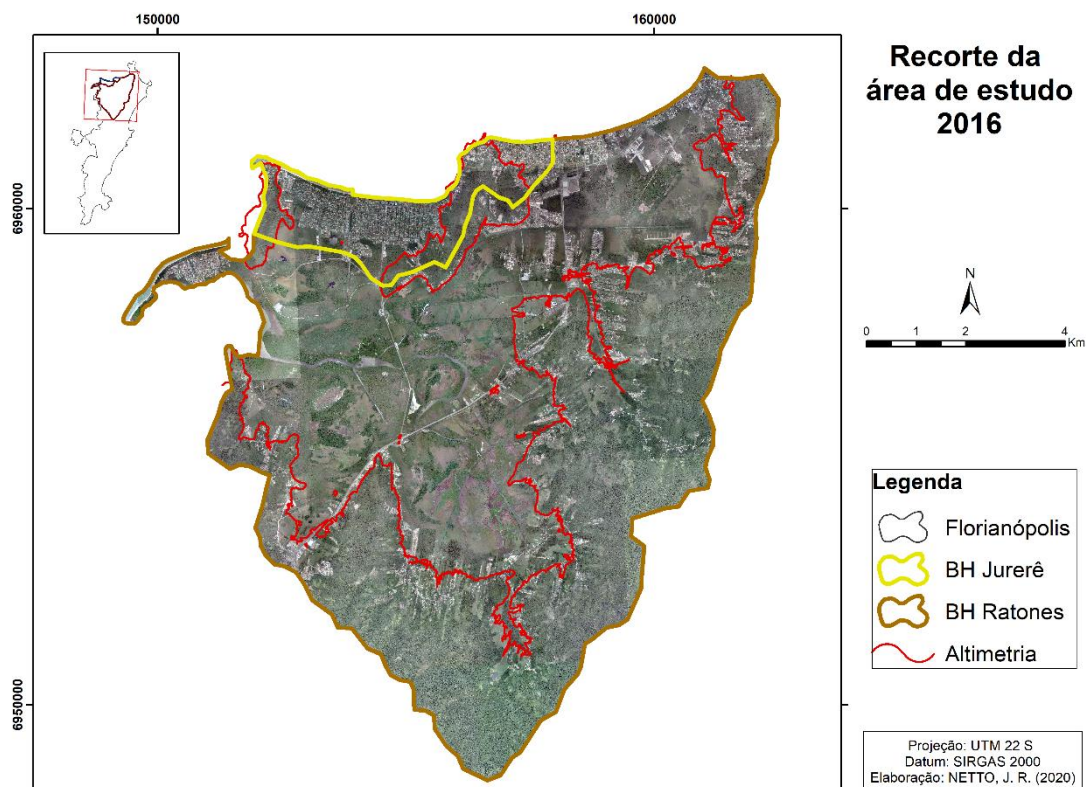


Figura 4: Recorte da imagem de satélite da Ilha de SC de 2016, destacando-se as bacias de Ratones e Jurerê acompanhado da linha de altimetria de 5 metros.

Para caracterizar os padrões da estrutura da paisagem utilizou-se o geoprocessamento de imagens de satélite e imagens aéreas através do SIG.

O mosaico aerofotogramétrico após registrado (georreferenciado) foi sobreposto a um plano de informação de altimetria (curvas de nível) e as áreas dentro dos limites de altimetria entre 0 m e 5m foram analisadas para localizar os polígonos de AUs no ano de 1957.

Lugli (2004) sugere que a análise e interpretação do mosaico aerofotogramétrico para a determinação das áreas alagáveis seja realizada em tela, através da detecção visual de diferenças em forma, tonalidade e textura, que correspondem a (i) variação na presença de diferentes espécies vegetais, (ii) tipos pedológicos com diferentes granulometrias ou teores de água, (iii) variação da cobertura da vegetação por unidade de área, densidade total da vegetação, entre outros aspectos indicadores do tipo de uso e ocupação da terra. A partir desta interpretação foram desenhados em tela os polígonos que representam diferentes os macrohabitats. Com base na observação desses

elementos, foi possível identificar cada macrohabitat relacionando-o com sua posição, altitude e proximidade com corpos d'água podendo inferir aqueles que possuem influência de salinidade e que sugere-se tratar de áreas de água é doce. Após a identificação dos polígonos, estes foram caracterizados delimitando-se o seu tamanho em metros quadrados.

Para a identificação de algumas AUs por imagem de satélite da Ilha de Santa Catarina em 2016, foram realizadas 4 saídas de campo com o propósito de analisar a verdade terrestre. Os pontos foram obtidos na imagem e, a partir da entrada parcial nas AUs, estas foram identificadas a partir de um sobrevoo com um drone Mavik Pro da marca Dji.

O banhado foi definido a partir de imagem referência de 2016 e saída a campo em uma área que não houve interferência direta da urbanização (Figura 5 e 6), depois identificado na imagem de 1957 (Figura 7). As texturas foram comparadas para padronização, além disso a identificação foi feita quanto á presença de pequenos corpos d'água ao longo da paisagem. Os manguezais (Figura 8) foram definidos usando a mesma técnica dos banhados, sua textura granulosa porem de tons de cinzas iguais sugere copas de árvores de uma mesma espécie (Figura 9). A restinga paludosa foi definida de acordo com a proximidade com os corpos d'água e a textura grosseira da copa, assegurando a variação da vegetação. Campos alagáveis foram usados nos casos onde a textura não correspondia com os demais citados, como não é possível identificar as espécies vegetais por imagem aérea, esse macrohabitat torna-se mais sugestivo, pois, estão às margens de um corpo d'água, mas nem sempre apresentam uma imagem escura o suficiente para sugerir estar alagado no momento da foto, portanto, provavelmente são áreas úmida intermitentes com uma vegetação herbácea.



Figura 5 - Foto tirada com drone Mavik Pro – Dji de um banhado com baixa intervenção antrópica que serviu como área de referência para padronizar textura de banhado no mapa de 1957 (Fonte: José Salatiel Rodrigues).



Figura 6 - Foto tirada com drone Mavik Pro – Dji de um banhado com baixa intervenção antrópica que serviu como área de referência para padronizar textura de banhado no mapa de 1957 (Fonte: José Salatiel Rodrigues).

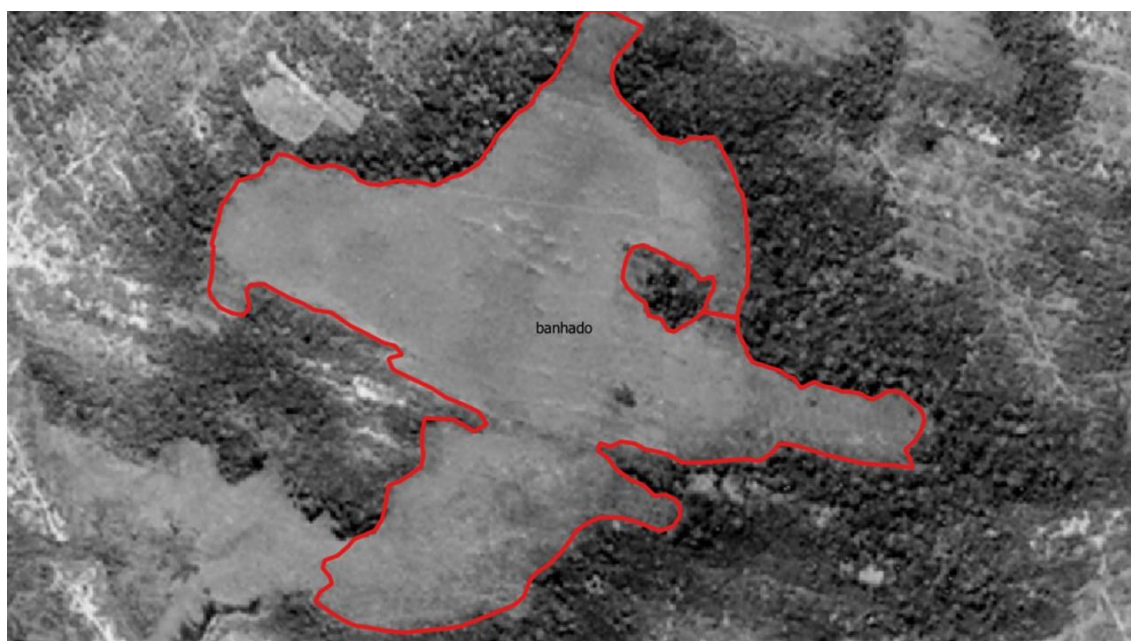


Figura 7 - Área de referência de textura e padrão de cinza para determinar áreas de banhado no mapa de 1957.



Figura 8 - Manguezal e corpo d'água, com pouca intervenção antrópica que serviu como referência para determinar padrões de cinza e textura na imagem de 1957

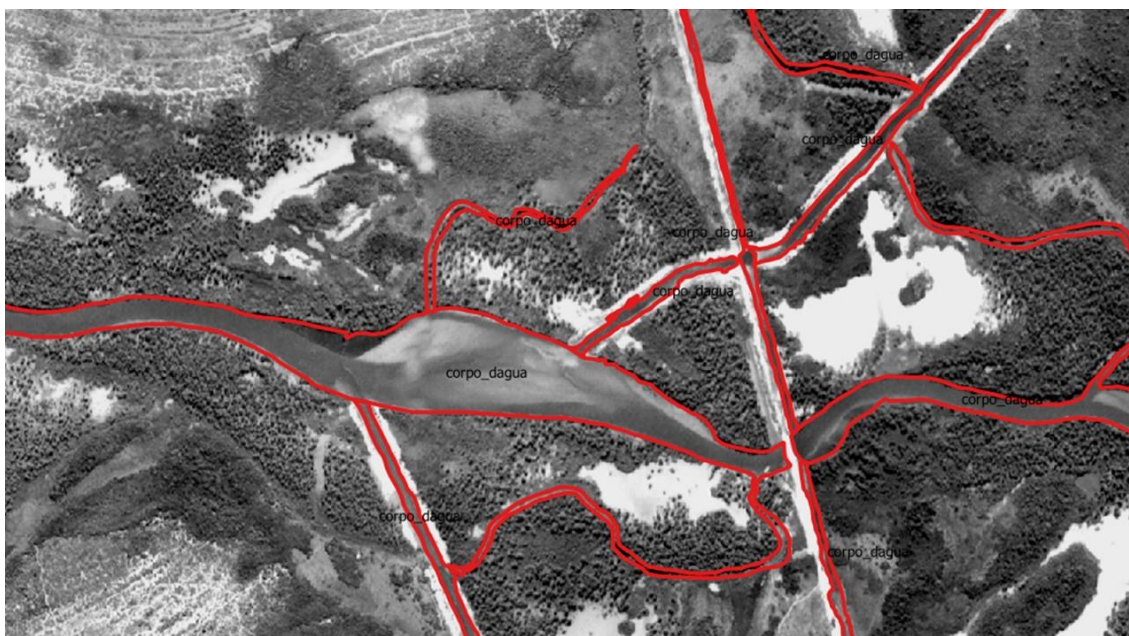


Figura 9 - Área de referência de textura e padronização de cinza para determinar áreas de manguezal e corpo d'água no mapa de 1957.

Foi percebido também que o “campo alagável” não pode ser identificado como um hipersalino, por exemplo (como sugerido por Nunes da Cunha *et al.* (2014), pois não é o objetivo do presente estudo desenvolver uma análise de salinidade do solo de 59 anos atrás. Portanto em áreas de vegetação herbácea alagada, sendo ela periódica ou permanente, foi adotada essa definição.

O mesmo acontece para “restinga paludosa”, na presença de plantas superiores e solo úmido ou encharcado, foi estabelecido esse macrohabitat.

As AUs classificadas em 1957 serviram de referência para a identificação da dinâmica das AUs de 2016, pois a mudança na característica dessas áreas nesse intervalo de 59 anos ocorreu devido ao crescimento urbano e conversão do uso do solo para atividade rural (agricultura e pastagens).

O mosaico aerofotogramétrico georreferenciado da Ilha de 1957 foi exportada na forma de raster para o software QGIS (QGIS Madeira-3.4.14), permitindo a comparação com a imagem de 2016, possibilitando sua análise. O levantamento aéreo para o ano de 1957 foi realizado pela empresa Aerofoto Cruzeiro (RJ) e apresenta escala 1:25.000 (LUGLI, 2004).

Ao final das análises, foram extraídos do mosaico aerofotogramétrico de 1957 uma série de polígonos, os quais são referentes às AUs das bacias de Jurerê e Ratonês à época.

Através de algoritmos utilizados no programa QGIS foram calculados os valores das áreas em m² para todos os polígonos marcados, gerando arquivos de vetor. Para a imagem da Ilha de 2016, Neves (2017) delimitou todo uso e ocupação da terra em forma de polígonos usando atributos de identificação que, por motivos de interesse do estudo em questão, foram considerados: “Mangue”; “Corpos D’água” e “Áreas úmidas”.

Com a sobreposição dos polígonos dos macrohabitats de AUcos de 1957 sobre o mapa de 2016, foi possível comparar os valores de tamanho da área, entendendo sua dinâmica nesse período.

É importante ressaltar que algumas ferramentas disponíveis no QGIS e outros softwares de SIG, como o “Land-Sat 8” e “Classificação supervisionada” para análise e identificação de macrohabitats foram testadas. Porém a resolução das imagens de “Land-Sat 8” disponíveis são insatisfatórias e apresentam um pixel com tamanho de 30 metros, quando a imagem aérea de

1957 oferecido pelo IPUF possui um pixel com 2 metros de resolução. A classificação supervisionada também não foi satisfatória, pois o software não reconhece como área úmida a menos que a água seja exposta e permanente no solo, excluindo as áreas intermitentes.

11.3 CHAVEAMENTO DICOTÔMICO

Partindo do princípio de chaveamento para identificação de indivíduos usado em botânica e zoologia, foi desenvolvido um chaveamento de identificação para paisagens a partir do agrupamento de características usando o software DELTA com informações obtidas no trabalho de classificação e delineamento de AUs desenvolvido por Nunes da Cunha *et al.* (2014) (Figura 10).

O sistema DELTA é capaz de codificar todo pacote de características que são usadas para classificação e identificação independente do estado, medições, contagens estando ordenadas ou não. O software ainda permite escrever comentários para descrever casos de raridade, incertezas, qualificar ou amplificar as características. O sistema foi desenhado, primeiramente para um uso simplificado, conseqüentemente é usado como um método abreviado para salvar dados. Dallwitz (1980) comenta ainda que: "o sistema é versátil o suficiente para substituir a descrição da linguagem natural como principal meio de registro e publicação de descrições". O autor ainda destaca quatro vantagens do uso do DELTA: (i) A descrição codificada ocupa menos espaço que uma descrição com linguagem natural; (ii) É mais fácil de assegurar que a descrição está completa e consistente; (iii) A tradução para outros idiomas fica mais simples; (iv) Os dados são acessados com maior facilidade (para informações recuperadas, classificação, construção de chaves, etc.).

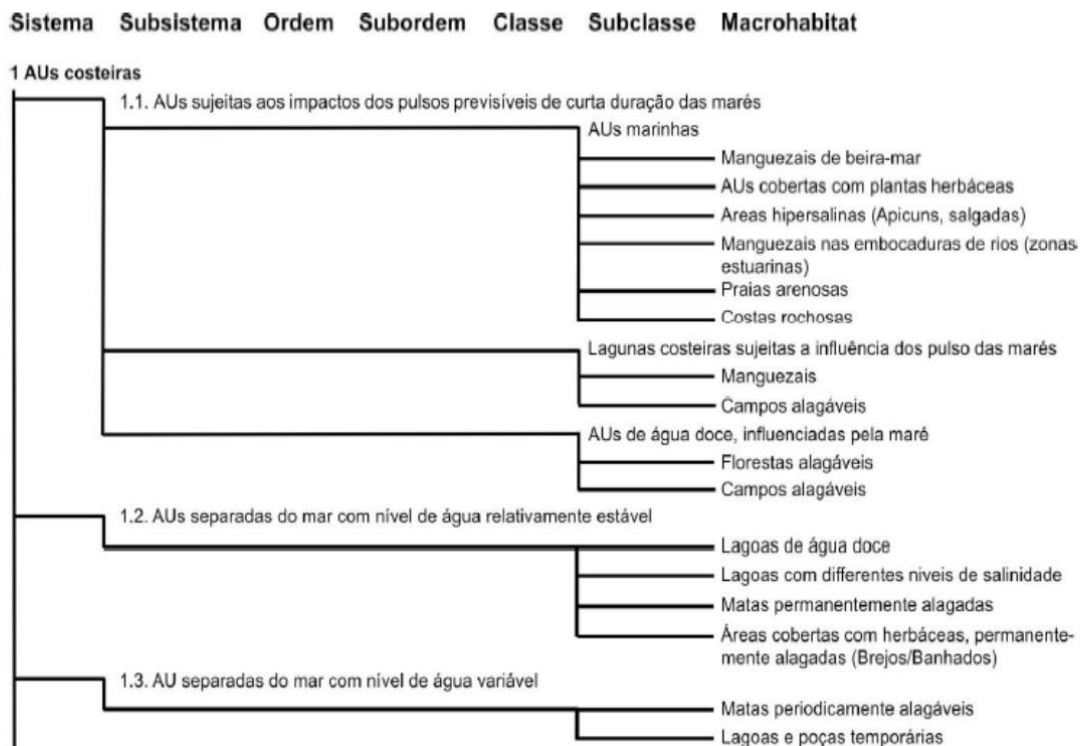


Figura 10 - Classificação das AUs costeira desenvolvida por Nunes da Cunha *et al.* (2014) que serviu de base para o desenvolvimento do chaveamento dicotômico usando o software DELTA.

11.4 COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES (CICES V5.1) PARA IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE SE NA ÁREA DE ESTUDO

Para classificação e maior compreensão sobre os serviços ecossistêmicos oferecidos pelas AUCos da ISC, foi utilizada a Classificação Comum Internacional de Serviços Ecossistêmicos (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES V5.1), que foi projetada para avaliar, contabilizar e medir serviços ecossistêmicos, sendo amplamente usado para projetar indicadores, mapear e para valorar os serviços.

Tais serviços são definidos a partir da colaboração que o ecossistema oferece para o bem-estar humano. É importante ressaltar a diferença entre bem e benefícios, que são derivações subsequentes dos serviços prestados. Nessa versão do CICES V5.1, para cada serviço definido, é identificado seu

propósito ou uso disponível para cada serviço oferecido pelo ecossistema, além dos atributos e comportamento do meio.

Portanto o objetivo do CICES é classificar as contribuições que o SE oferece para o bem-estar humano que são derivados dos processos ambientais bióticos (vivos).

Após uma discussão com pesquisadores usuários do sistema foi adotada uma classificação capaz de cobrir os critérios abióticos na classificação. Nessa versão, para selecionar os serviços o usuário pode agregar os sistemas vivos, como: biodiversidade em seu sentido mais amplo; ou incluir também os sistemas não vivos que também contribuem para o bem-estar humano. Esse sistema permite uma tradução entre outros sistemas de classificação como a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (Millenium Ecosystem Assessment - MA) e A Economia de Ecossistemas e Biodiversidade (The Economics of Ecossystems and Biodiversity - TEEB).

A estrutura conceitual desse sistema está baseada no modelo cascata (Figura 11) feito pela MA, que permite classificar SE finais a partir das contribuições que os ecossistemas oferecem para o bem-estar humano. Os serviços são considerados finais pois são o resultado dos processos ecossistêmicos, podendo ser natural, semi-natural ou altamente modificado.

O CICES tem como prioridade definir quais são os SE finais oferecidos pelo ecossistema que depende do sistema vivo (biodiversidade) e não vivo (elementos físicos do meio) relacionados.

Hanes-Young (2016), em seu trabalho que reporta os resultados de uma pesquisa para avaliar o uso do CICES ressalta que o programa divide cada serviço em duas partes, que: a 'cláusula' que descreve produção biofísica, ou seja, observa o que o ecossistema faz, leva o nome de "Cláusula Ecológica"; e uma cláusula responsável por apontar a contribuição que um serviço oferece para uso ou benefício, que leva o nome de "Cláusula de Uso".

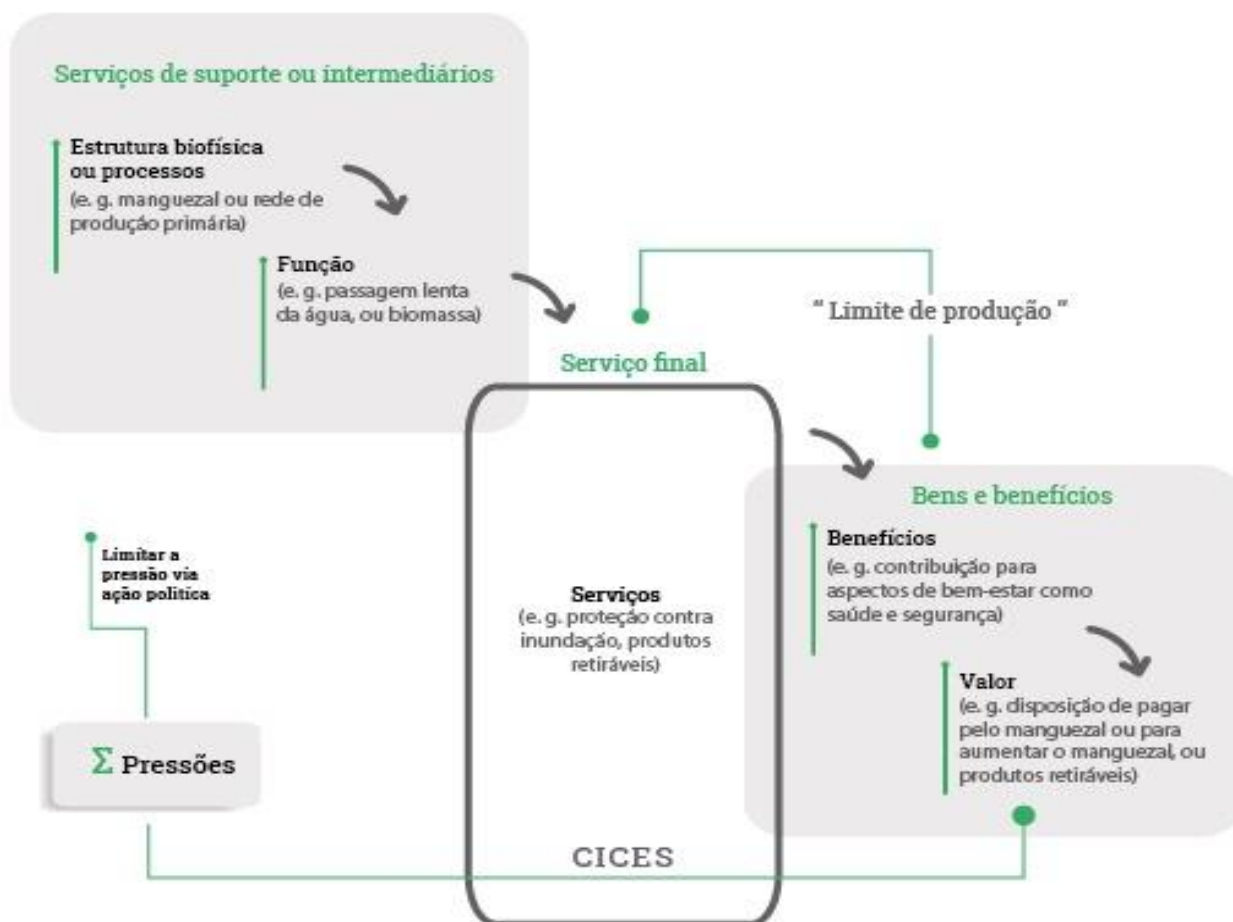


Figura 11 - Modelo Cascata (baseado no trabalho de HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2018)

Essa é uma ferramenta usada para definir os serviços, o que permite identificar os propósitos e/ou usos que as pessoas dão para os diferentes tipos de SE e seus atributos ou comportamento específico do ecossistema que os suportam. Esses serviços são definidos como as contribuições que o ecossistema presta para o bem-estar humano que são distintos dos bens e benefícios que são derivados posteriormente (Hanes-Young 2016).

O CICES também pode ser usado como classificação de referência, permitindo a tradução para diferentes sistemas de classificação de serviços ecossistêmicos, como os utilizados pela MA que foi usado no presente estudo.

Dentro do CICES, a definição de cada serviço é composta por duas partes, que: a cláusula ecológica descreve a produção biofísica; e a cláusula de uso descreve a contribuição que ele oferece para o eventual uso ou benefício (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2018).

11.5 TRANSFERÊNCIA DE BENEFÍCIOS (BENEFIT TRANSFER)

Para estimar o valor dos serviços ecossistêmicos das AUs, foi utilizado o método de Transferência de Benefícios - TdB (*benefits transfer*). Este método consiste em uma prática que vem sendo utilizada visando extrapolar os resultados obtidos em estudos de valoração para outros lugares. A transferência de benefícios não é propriamente uma técnica de valoração, mas apresenta a vantagem de reduzir custos de realização de novos estudos de valoração. Entre suas principais desvantagens, discute-se que raramente são encontrados estudos cujas características dos ecossistemas analisados sejam similares o suficiente para permitir uma transferência exata de valores (BINGHAM *et al.*, 1992), entretanto esta técnica pode ser considerada como uma abordagem inicial de valoração, permitindo iniciar a discussão sobre a importâncias dos SE de um ecossistema. Costanza, *et al.* (2014) estimaram o valor anual dos fluxos globais de serviços em diferentes tipos de ecossistemas a partir de diversos estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos, e mostraram que o capital natural (Figura 12) da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US\$ 145 trilhões (preços de 2007) por ano. O valor monetário em dólares de cada SE de AU por hectare e por ano, foi calculado a partir da multiplicação dos valores transferidos de De Groot *et al.* (2012) (Tabela 1) pela quantidade de hectares de AUs determinado determinada pelo método de sobreposição de mapas.

Tabela 1 - Lista dos valores dos SE apenas de AUs costeiras adaptado de De Groot, *et al.* (2012). Sumário de valores monetários para cada serviço.

Áreas Úmidas Costeiras (U\$/ha/ano)	
Serviço de provisão	
Comida	1.111
Água	1.217
Matéria Prima	358
Recurso Genético	10
Recursos Medicinais	301
Serviços de Regulação	171.515
Regulação do Clima	65
Moderação de Distúrbios	5.351
Regulação Fluxo de Água	5.606
Tratamento de Esgoto	162.125
Prevenção de erosão	3.929
Ciclagem de Nutrientes	45
Controle Biológico	948
Serviços de Habitat	17.138
Berçário Natural	10.648
Diversidade Genética	6.490
Serviços Culturais	2.193
Recreação	2.193
Inspiração	700
Experiência Espiritual	21
Desenvolvimento Cognitivo	22

Os valores apresentados na tabela de De Groot, *et al.* (2014), foram considerados ultrapassados e não refletem a nossa realidade, portanto é necessário, para alcançar o valor dos SE em R\$ e para o ano de 2020, uma conversão do dólar e uma conversão inflacionária desse período. Para conversão do dólar foi considerado a cotação vigente no mês de dezembro no ano de 2007. Para o cálculo de inflação foi usada a tabela disponível no site do Banco Central do Brasil usando a tabela de correção de valores em índice de preços, onde o índice usado foi IGP-M (FGV). Para o valor atualizado do real (R\$), foi usada a inflação do mês de fevereiro de 2020, pois o cálculo, para o presente estudo, foi feito em meados de março.

Após a transferência de benefícios foi utilizado a fórmula ESV, que os valores obtidos para os SE encontrados na área de estudo para o ano de 1957 e 2016 foram estimados, onde:

$$ESV = \sum(A_k \times VC_k) \quad (1)$$

ESV (Estimated Ecosystem Service Value) é usado para estimar o SE, onde A_k representa a área (em hectares) e VC_k o valor do coeficiente ($\$/ha^{-1}$ por ano) para cada um dos macrohabitats 'K'. Ou seja, o valor dos SE foi estimado calculando a diferença entre os 'ESV' (KREUTER *et al.*, 2001; WANG *et al.*, 2006; ZHAO *et al.*, 2004).

12. RESULTADOS

12.1 GEOPROCESSAMENTO

Com a análise de ambos os mapas foi possível identificar 5 macrohabitats de AUCos na área de estudo, dentro das bacias de Ratonés e Jurerê nos anos de 1957 (Figura 13) e 2016 (Figura 14). As AUs encontradas foram: manguezal, restinga paludosa, corpo d'água, banhado e campo alagável. Para algumas áreas ocorreram dificuldades em se traçar um ecótono entre restinga paludosa e campo alagável. Então considerou-se uma sexta AU encontrada que seria a transição entre os dois macrohabitats: restinga paludosa + campo alagável. A Figura 13 e 14 mostram exemplos de AUs encontradas em 1957 e 2016 respectivamente.

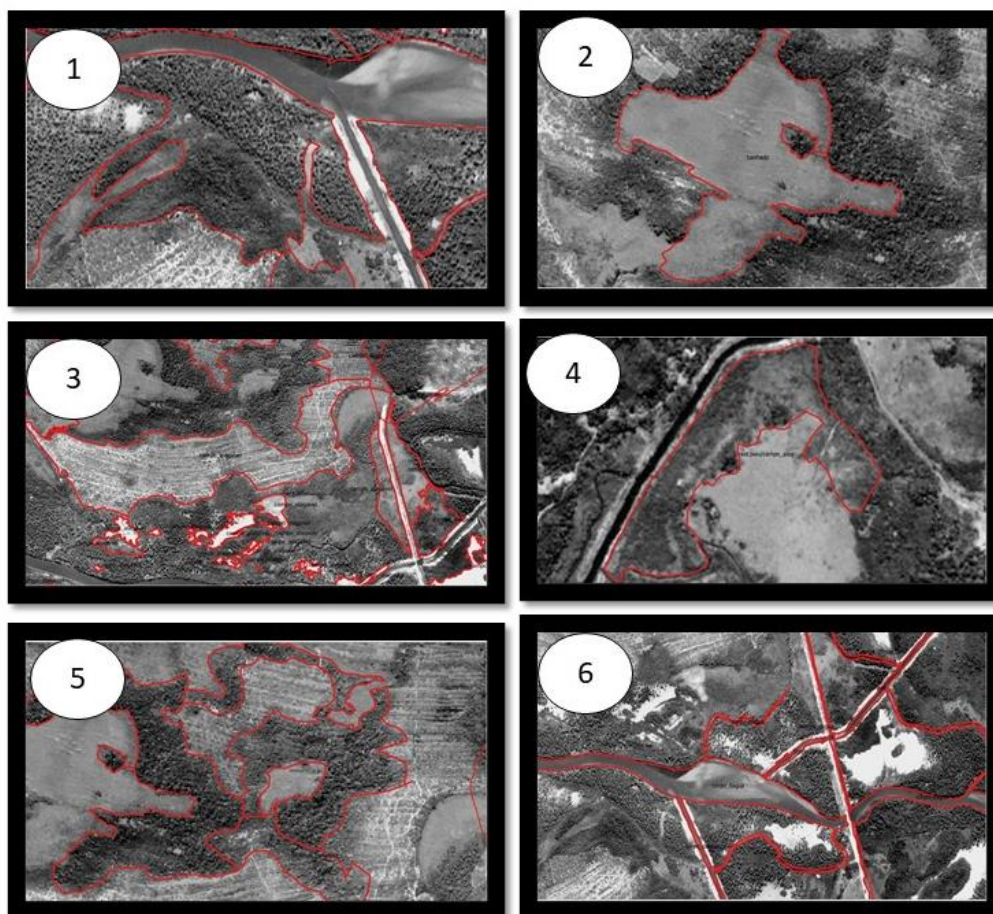


Figura 13 - Exemplo de AUs encontradas no mapa de 1957, sendo elas: 1) Manguezal; 2) Banhado; 3) Campo Alagável; 4) Campo Alagável + Restinga Paludosa; 5) Restinga Paludosa e 6) Corpo D'água, na Ilha de Santa Catarina

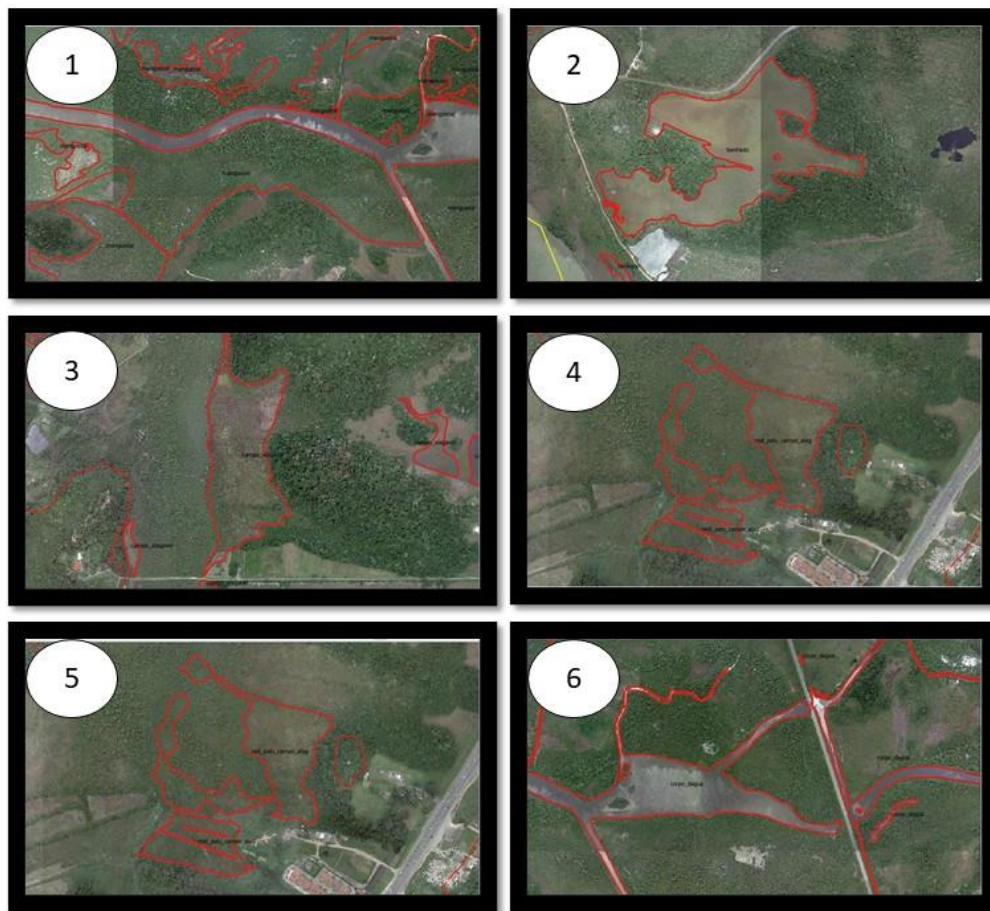


Figura 14 - Exemplo de AUs encontradas no mapa de 2016, sendo elas: 1) Manguezal; 2) Banhado; 3) Campo Alagável; 4) Campo Alagável + Restinga Paludosa; 5) Restinga Paludosa e 6) Corpo D'água, na Ilha de Santa Catarina

As áreas de todos os macrohabitats encontrados na área de estudo, estão representadas na Tabela 2. Verifica-se que no ano de 1957 as áreas de manguezal, restinga paludosa e campo alagável são maiores que no ano de 2016. Ainda no ano de 1957, considerando AU como um todo, a soma de todos os macrohabitats tem uma diferença de 907,55 ha a mais que no ano de 2016.

Tabela 2 - Área dos macrohabitats encontrados no norte da ilha de Santa Catarina, para ambos os anos

<i>Macrohabitats</i>	1957			2016		
	<i>área (m2)</i>	<i>área (ha)</i>	<i>%</i>	<i>área (m2)</i>	<i>área (ha)</i>	<i>%</i>
Banhado	1.711.932,89	171,19	6,38	2.777.296,98	277,72	15,67
Campo Alagável	11.711.680,33	1.171,16	43,7	5.391.762,74	539,17	30,42
Corpo D'água	1.164.332,59	116,43	4,34	1.374.299,21	137,42	7,75
Manguezal	11.018.174,02	1.101,81	41,11	6.756.622,16	675,66	38,12
Restinga Paludosa	639.654,99	63,96	2,37	33.382,02	3,33	0,18
Restinga Paludosa + Campo Alagável	552.219,2	55,22	2,06	1.389.136,47	138,91	7,83
TOTAL	26.797.994,02	2.679,77	100	17.722.500,0	1.772,21	100

A dinâmica temporal das AUCos pode ser percebida com a visualização do mapa (Figura 15), assim como a disposição dos macrohabitats.

Áreas úmidas presentes na área de estudo

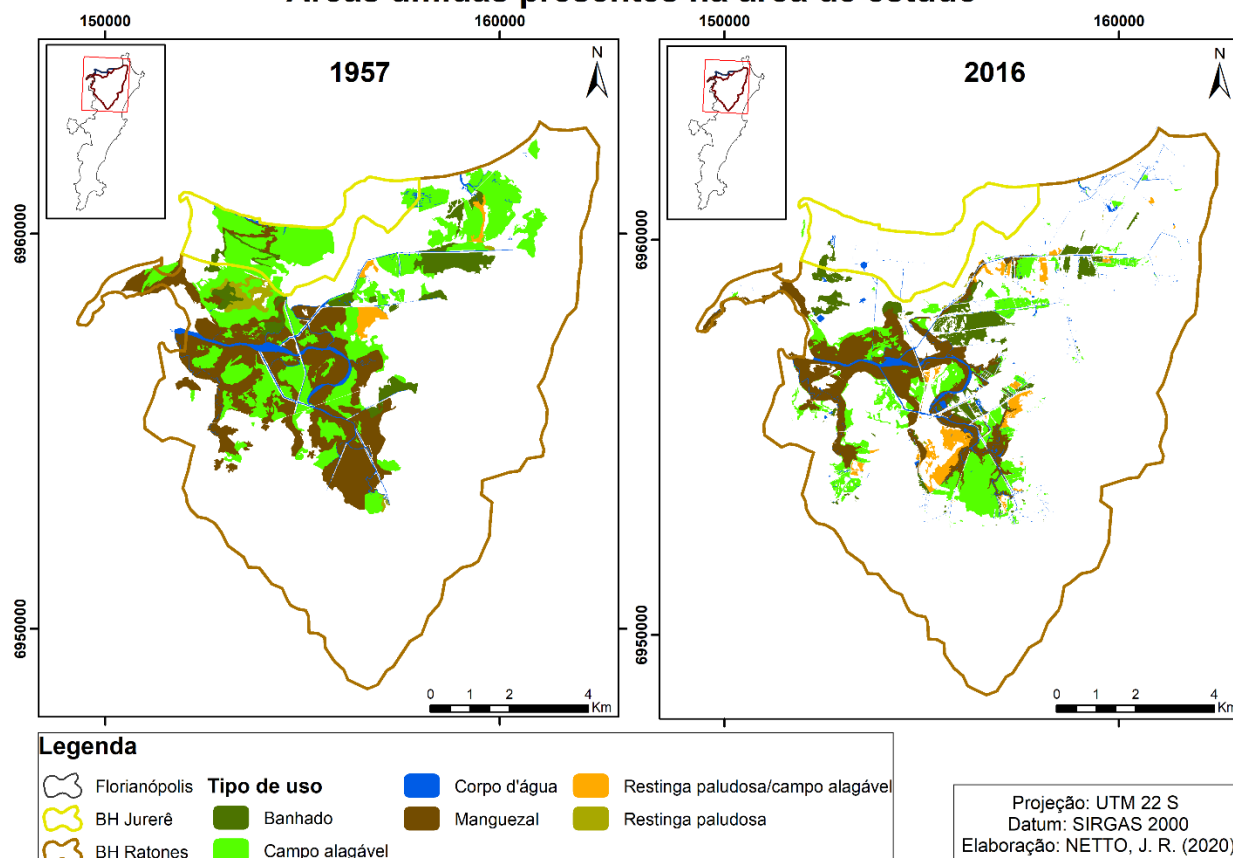


Figura 15 - Comparação das AUs encontradas nos anos de 1957 e 2016, dentro do limite das bacias hidrográficas de Ratonés e Jurerê, na Ilha de Santa Catarina

O software QGIS possibilitou a criação de mapas comparativos para cada macrohabitat classificado (Figuras 16, 17, 18, 19, 20 e 21), e a Figura 22 expressa em forma de um gráfico comparativo, a diferença da área em ha de cada macrohabitat.

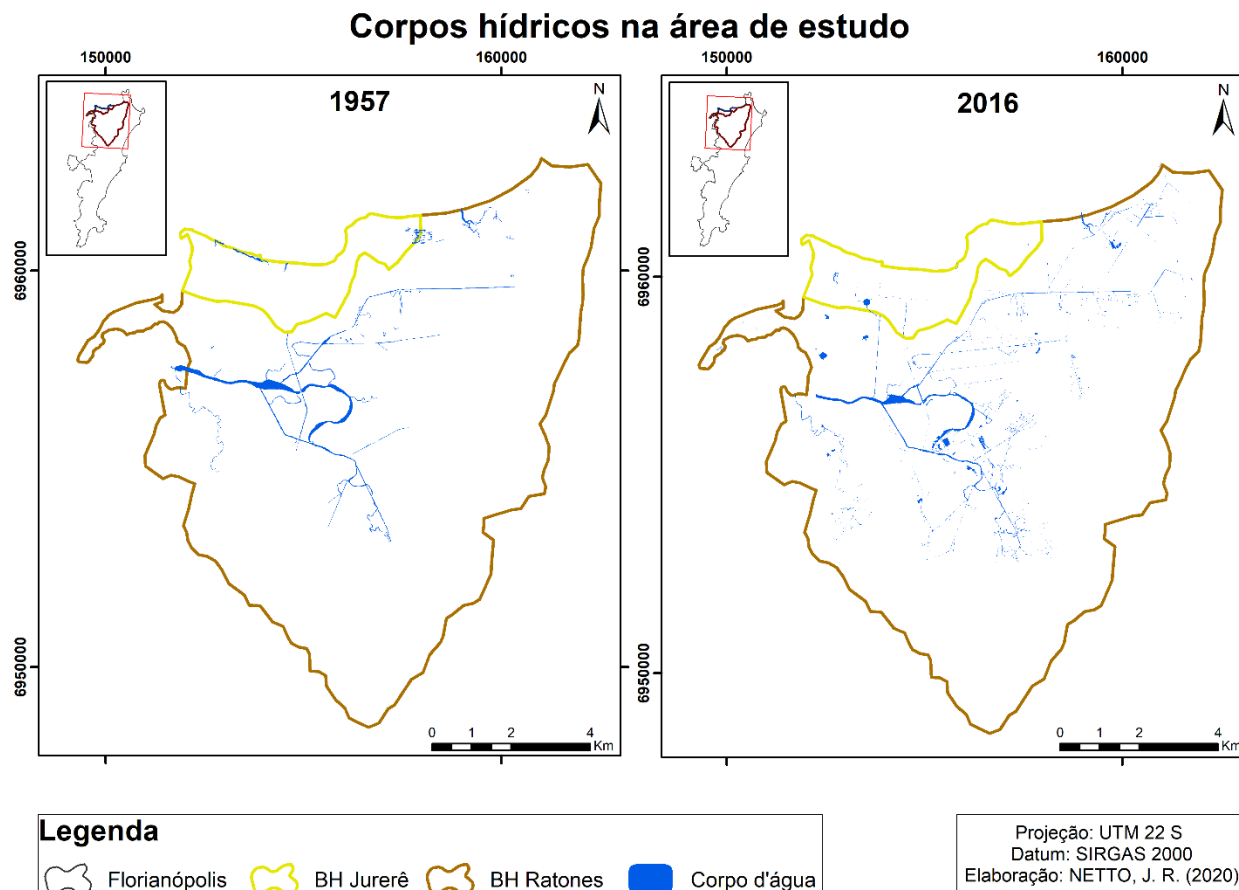


Figura 16 - Corpos d'água identificados em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

Macrohabitat de banhado na área de estudo

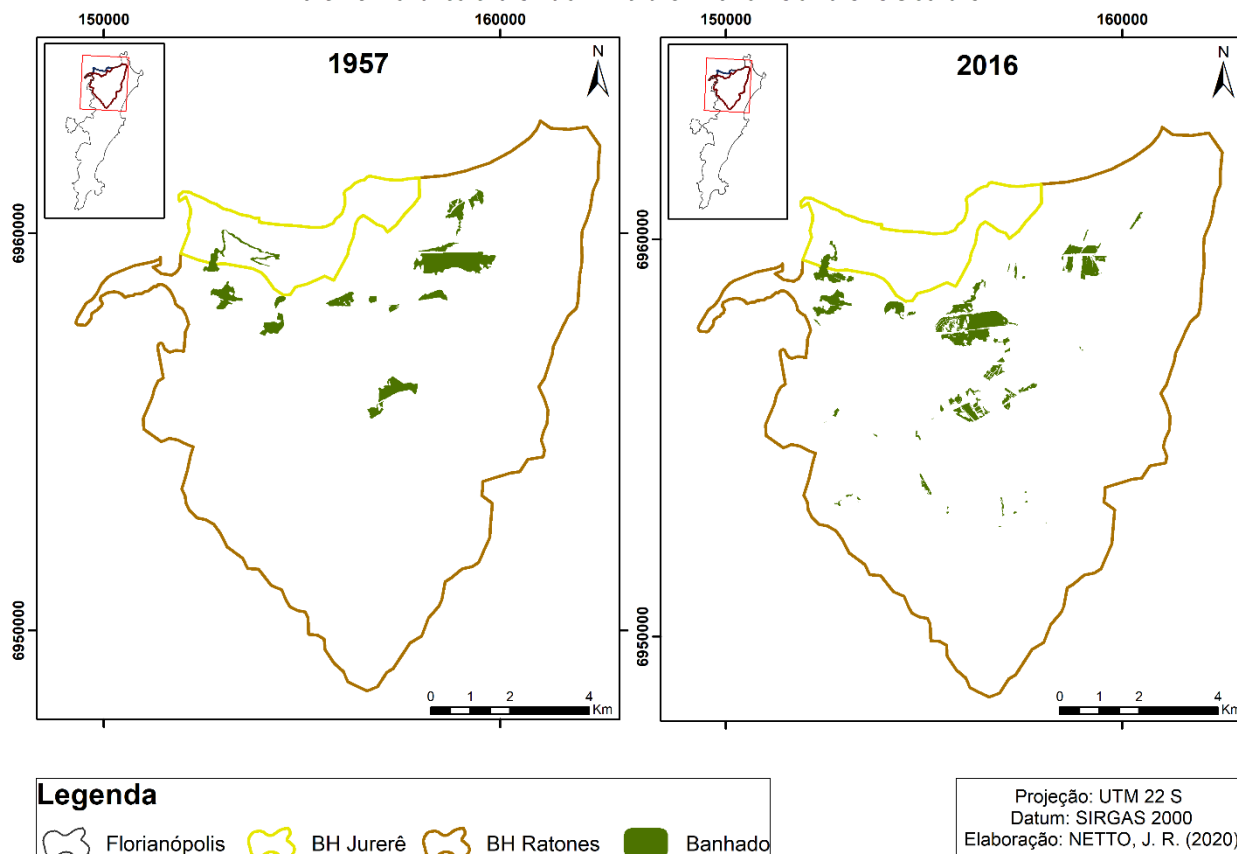


Figura 17 - Banhado identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

Macrohabitat de campos alagáveis na área de estudo

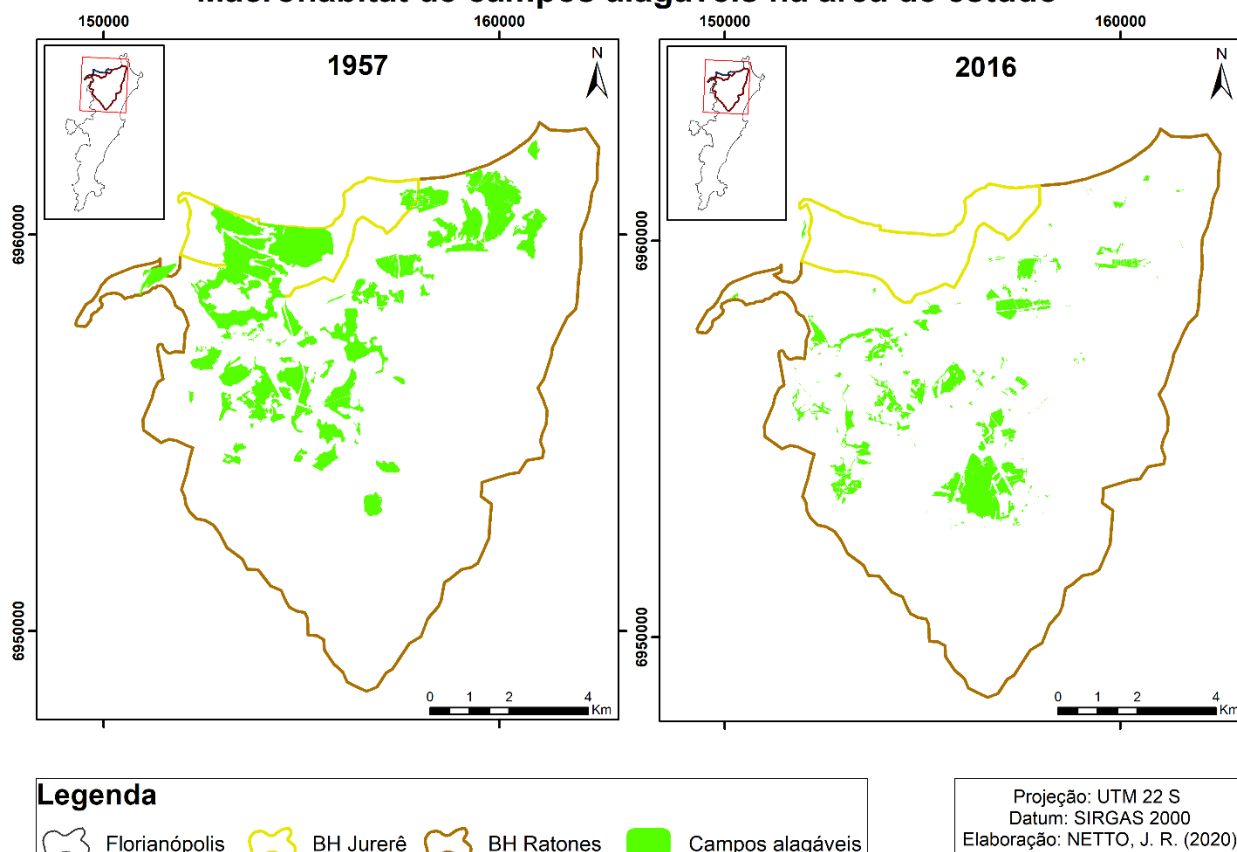


Figura 18 - Campos alagáveis identificados em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

Macrohabitat de restinga paludosa/campo alagável na área de estudo

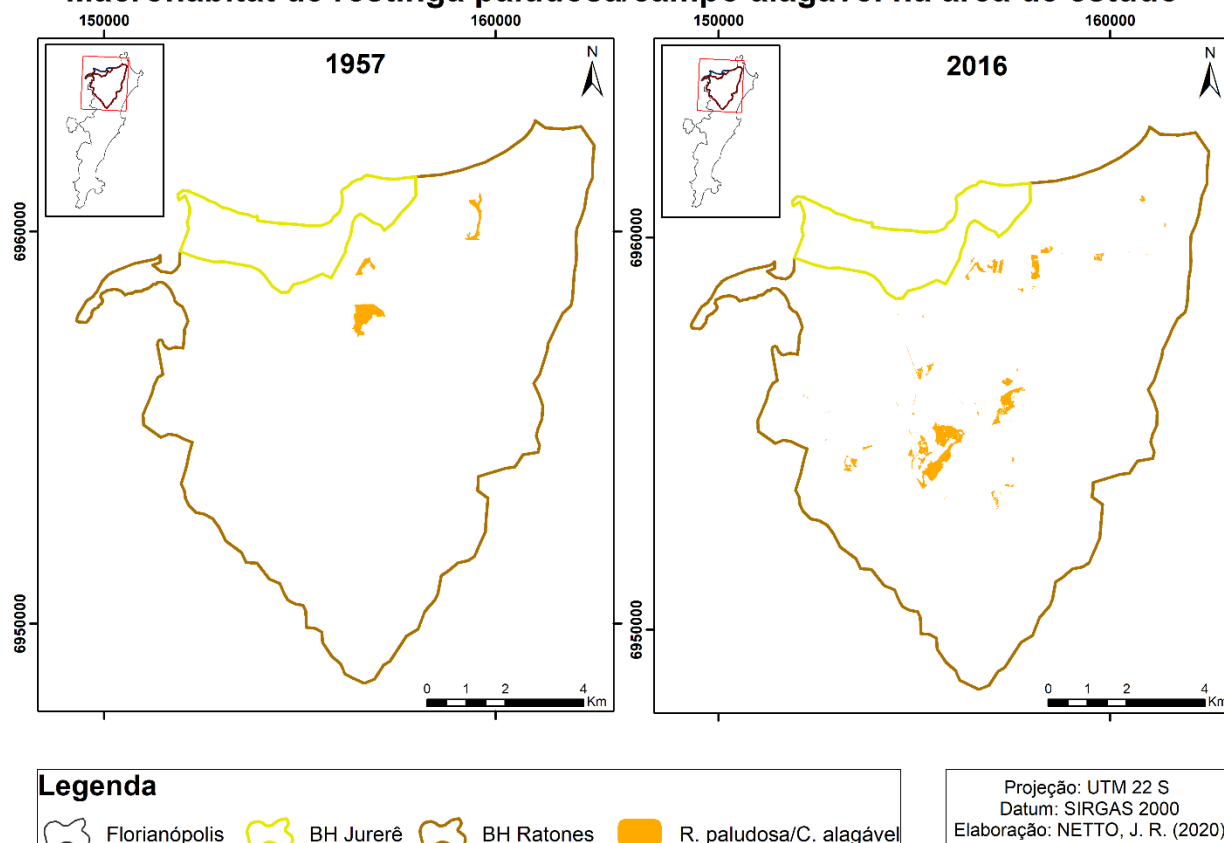


Figura 19 - Restinga paludosa + campo alagável identificado em comparação nos anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

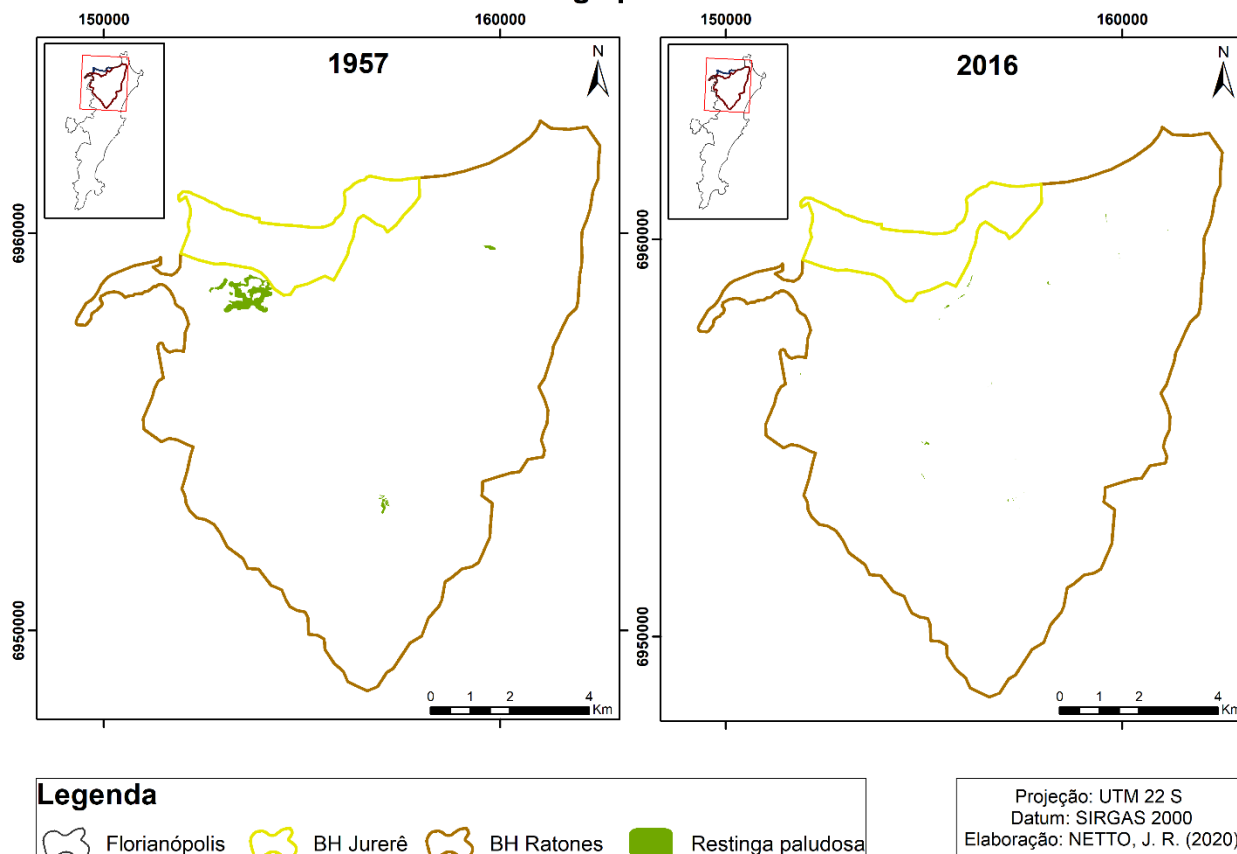
Macrohabitat de restinga paludosa na área de estudo

Figura 20 - Restinga paludosa identificada em comparação entre os anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

Macrohabitat de mangue na área de estudo

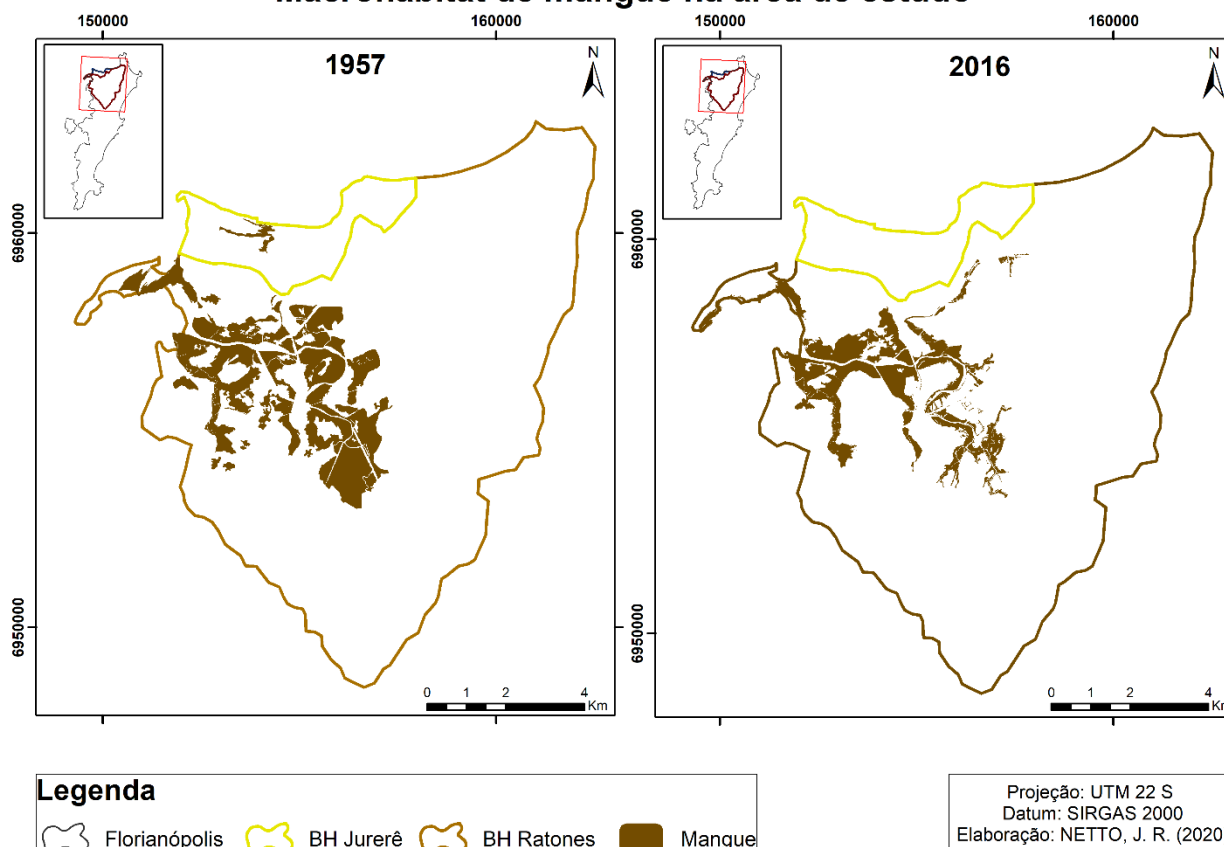


Figura 21 - Manguezal identificado em comparação entre os anos de 1957 (esq.) e 2016 (dir.), na Ilha de Santa Catarina.

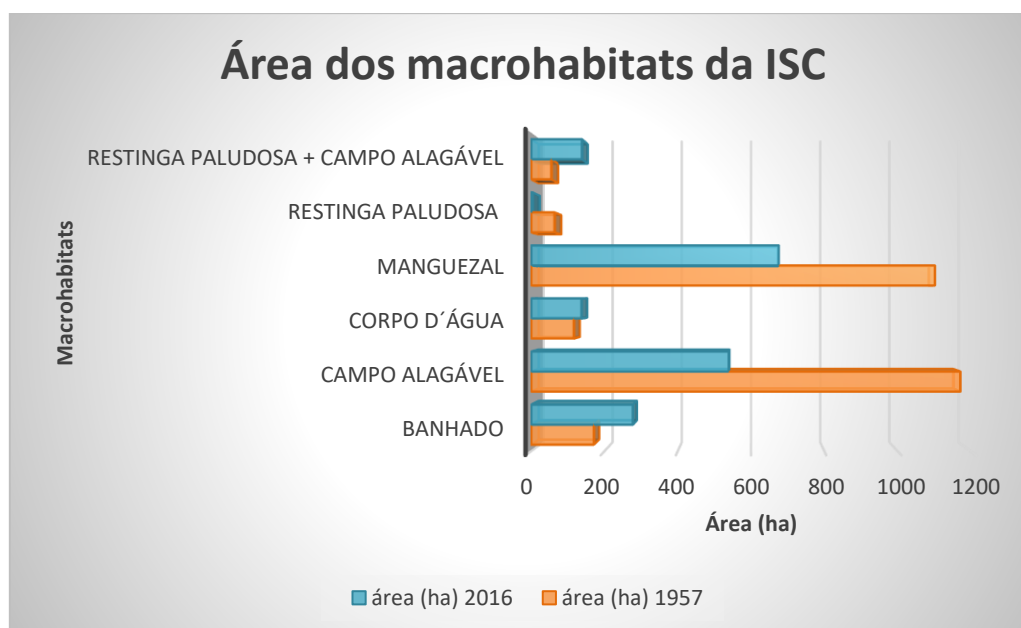


Figura 22 – Comparação da área (ha) de cada macrohabitat encontrado na área de estudo da Ilha de Santa Catarina (SC).

12.2 CHAVEAMENTO DICOTÔMICO

Após a organização dos dados obtidos em Nunes da Cunha, *et al.* (2014) que, dentro de uma classificação moderna das AU Brasileiras, foram retiradas as informações necessárias para o preenchimento do software DELTA, estabeleceu-se uma chave de identificação com um agrupamento dos 16 macrohabitats em 8 características e 16 subcaracterísticas (Tabela 3) que em até 12 passos possibilita a identificação de AUCos (Anexo 1).

Tabela 3 – Lista de características e subcaracterísticas utilizadas para construção do chaveamento dicotômico de identificação de AUCos, baseado no trabalho de Nunes da Cunha *et al.* (2014)

Características	Subcaracterísticas
Água	Salgada
	Doce
	Salobra
Altimetria	até 3 metros
	de 3 a 5 metros
Solo	Permanentemente saturado
	Periodicamente Saturado
Cobertura Vegetal	Herbáceas
	Plantas superiores (geral)
	Macrófitas
Pulso de inundação - Previsibilidade	Previsível
	Imprevisível
Pulso de inundação - Amplitude	Alta
	Variável
	Baixa
Pulso de inundação - Frequência	Polimodal
	Monomodal
Conectividade com oceano	Diretamente ligado
	Indiretamente ligado
	Sem conexão

Para exemplificar o chaveamento, segue um exemplo de identificação e classificação para o banhado:

- 1(0).
 - Oceano diretamente ligado ... [2](#)
 - Oceano indiretamente ligado... [4](#)
 - Oceano sem conexão... [9](#)

- 2([1](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... **Manguezais de beira mar**
 - Solo periodicamente saturado... [3](#)

- 3([2](#)).
 - De Amplitude alta ... **Praias arenosas**
 - De Amplitude variável... **Costas rochosas**

- 4([1](#)).
 - Água salgada ... **áreas hipersalinas (apicuns, salgados)**
 - Água doce... [5](#)
 - Água salobra... [7](#)

- 5([4](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... **Brejos e Banhados**
 - Solo periodicamente saturado... [6](#)

- 6([5](#)).
 - Cobertura Vegetal herbáceas ... **Campo alagável**
 - Cobertura Vegetal plantas superiores (geral)... **Floresta alagável**

- 7([4](#)).
 - De Amplitude alta ... **Manguezais nas embocaduras dos rios (zonas estuarinas)**
 - De Amplitude variável... [8](#)
 - De Amplitude baixa... **AUs cobertas com plantas herbáceas**

- 8([7](#)).
 - Solo permanentemente saturado; Cobertura Vegetal plantas superiores (geral) ... **Manguezal**
 - Solo periodicamente saturado; Cobertura Vegetal herbáceas... **Campo Alagável (salino)**

- 9([1](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... [10](#)
 - Solo periodicamente saturado... [12](#)

- 10([9](#)).
 - Água doce ... [11](#)
 - Água salobra... **Lagoas com diferentes níveis de salinidade**

- 11([10](#)).
 - Cobertura Vegetal plantas superiores (geral); Pulso de inundação previsível... **Mata permanentemente alagada**
 - Cobertura Vegetal macrófita; Pulso de inundação imprevisível... **Lagoas de Água doce**

- 12([9](#)).
 - Cobertura Vegetal plantas superiores (geral); De Amplitude baixa ... **Mata periodicamente alagável**
 - Cobertura Vegetal macrófita; De Amplitude variável... **Lagoas e poças temporárias**

12.3 SISTEMA: COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES (CICES V5.1)

Com o auxílio da bibliografia apresentada no corpo do trabalho juntamente com o sistema de classificação CICES V5.1, foi possível identificar os SE de cada macrohabitat encontrado na análise dos mapas. O manguezal, que apresenta um maior número de trabalhos a respeito dos SE, na classificação sugerida apresentou oito serviços, sendo seis de provisão, três de regulação e manutenção e dois serviços culturais. O banhado apresenta dois serviços de provisão, cinco de regulação e manutenção e um cultural. A restinga paludosa oferece dois serviços de provisão, cinco serviços de regulação e manutenção e dois serviços culturais. Os corpos d'água exibem três serviços de provisão, quatro de regulação e manutenção e dois culturais (Tabela 4).

Não foram encontrados estudos específicos sobre SE em campos alagáveis, portanto, pela similaridade com a formação vegetal, e topográfica com o banhado, o presente estudo adota os mesmo serviços para ambos os macrohabitats, porém, ainda assim são tratados como dois ambientes distintos por conta do contato com água salgada ou salobra que no caso do banhado não ocorre de acordo com Nunes da Cunha *et al.* (2014).

A Tabela 5 mostram os principais SE para cada macrohabitat sugerido. A tabela completa de classificação oferecida pelo CICES e aplicada nos macrohabitats supracitados pode ser encontrada na íntegra nos Anexos 2, 3, 4 e 5.

Tabela 4 – Quantidade de SE para cada macrohabitat separados por grupo de serviço.

Macrohabitat	Serviços ecossistêmicos			Total por macrohabitat
	Provisão	Regulação e Manutenção	Cultura	
Banhado	2	5	1	8
Campo Alagável	2	5	2	8
Corpo D'água	3	4	2	9
Manguezal	3	3	2	8
Restinga Paludosa	2	5	2	9
TOTAL	12	22	9	42

Tabela 5 – Tipos de serviço para cada macrohabitat separado por grupos.

	MANGUEZAL	BANHADO	RESTINGA PALUDOSA	CORPO D'ÁGUA
Provisão	Alimento	Recurso genético	Alimento	Alimento
	Matéria-prima	Água	Recurso genético	Água
	Recurso genético			Matéria-prima
Regulação e Manutenção	Moderação de distúrbios	Tratamento de esgoto	Regulação do clima	Regulação do fluxo de água
	Regulação do fluxo de água	Regulação do clima	Regulação do fluxo de água	Moderação de distúrbios
	Berçário natural	Moderação de distúrbios	Prevenção de erosão	Prevenção de erosão
		Regulação do fluxo de água	Controle biológico	Regulação do clima
		Controle biológico	Ciclagem de nutrientes	
Cultural	Desenvolvimento cognitivo	Desenvolvimento cognitivo	Desenvolvimento cognitivo	Recreação
	Experiência espiritual		Inspiração	Desenvolvimento cognitivo

12.4 VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PARA CADA MACROHABITAT

Para os valores monetários dos serviços oferecidos pelas AUcos, primeiro foi convertido o preço do dólar com a cotação de 2007, que foi o ano da publicação do artigo a respeito usado como referência, em seguida foi necessário o reajuste inflacionário do valor do real do ano de 2007 para 2020 (Tabela 6).

Tabela 6 - Conversão de valores da tabela original de De Groot *et al.* (2012), de 2007 para 2020.

<i>Grupos e Serviços</i>	<i>Áreas Úmidas Costeiras (US\$1,78-2007)</i>	<i>Conversão Original US\$ para R\$ - 2007</i>	<i>Inflação de 2007 para 2020 (R\$)</i>
Serviço de provisão			
Comida	1.111	1.977,58	4.055,97
Água	1.217	2.166,26	4.442,95
Matéria Prima	358	637,24	1.306,96
Recurso Genético	10	17,8	39,03
Recursos Medicinais	301	535,78	1.174,78
Serviços de Regulação			
Regulação do Clima	65	115,7	235,9
Moderação de Distúrbios	5.351	9.524,78	20.884,53
Regulação Fluxo de Água	5.606	9.978,68	21.879,77
Tratamento de Esgoto	162,12	288,57	632,73
Prevenção de erosão	3.929	6.993,62	15.334,57
Ciclagem de Nutrientes	45	81,1	177,82
Controle Biológico	948	1.687,44	3.699,97
Serviços de Habitat			
Berçário Natural	10,64	18,93	41,51
Diversidade Genética	6.490	11.552,20	25.329,95
Serviços Culturais			
Recreação	2.193	3.903,54	8.559,10
Inspiração	700	1.246	2.732,04
Experiência Espiritual	21	37,38	81,96
Desenvolvimento Cognitivo	22	39,16	85,86

Relacionando o tamanho da área, os serviços prestados e seu valor ajustado, foi possível estipular o valor monetário de cada AUcos encontrada que, representa os serviços oferecidos nos anos de 1957 (Tabela 7) e 2016 (Tabela 8). Os serviços que estão dentro do mesmo escopo para um macrohabitat foram contabilizados apenas uma vez, por exemplo: a comida obtida através da retirada de mexilhões e a pesca de tainhas, dentro do mesmo macrohabitat, foram enquadradas em serviços de provisão e foi somado o valor de R\$4055,97 por ha/ano. Além disso, para os macrohabitats “banhado” e “campo alagável”, foi considerado o mesmo valor de serviço (R\$/ha/ano), pela proximidade de características e serviços prestados. Para o cenário da “restinga paludosa + campo alagável” o valor foi estabelecido a partir da média

do total monetário entre ambos os macrohabitats, ou seja, a soma do R\$ (ha/ano) de ambos dividido por dois.

Tabela 7 - Conversão de m² para ha seguido do valor do SE por ha/ano e valor total dos SE para cada macrohabitat baseado na área da ISC em 1957

<i>Macrohabitats</i>	<i>área (m²) 1957</i>	<i>área (ha) 1957</i>	<i>R\$/ano</i>	<i>TOTAL R\$/ano</i>
Banhado*	1.711.932,89	171,19	41.655,57	7.131.017,028
Campo Alagável*	11.711.680,33	1.171,16	41.655,57	48.785.337,36
Corpo D'água	1.164.332,59	116,43	31.822,72	3.705.119,29
Manguezal	11.018.174,02	1.101,81	41.827,91	46.086.409,52
Restinga Paludosa	639.654,99	63,96	64.996,62	4.157.183,815
Restinga Paludosa + Campo Alagável	552.219,2	55,22	53.326,09	2.944.666,69

*banhado e campo alagável foram considerados iguais por conta da proximidade nas características de vegetação e solo, considerei com os mesmos serviços

Tabela 8 - Conversão de m² para ha seguido do valor do SE por ha/ano e valor total dos SE para cada macrohabitat baseado na área da ISC em 2016.

<i>Macrohabitats</i>	<i>área (m²) 2016</i>	<i>área (ha) 2016</i>	<i>R\$/ano</i>	<i>TOTAL R\$/ano</i>
Banhado*	2.777.296,98	277,72	41.655,57	11.568.584,9
Campo Alagável*	5.391.762,74	539,17	41.655,57	22.459.433,68
Corpo D'água	1.374.299,21	137,42	31.822,72	4.373.078,182
Manguezal	6.756.622,16	675,66	41.827,91	28.261.445,67
Restinga Paludosa	33.382,02	3,33	64.996,62	216.438,7446
Restinga Paludosa + Campo Alagável	1389136,47	138,91	53.326,09	7.407.527,162

*banhado e campo alagável foram considerados iguais por conta da proximidade nas características de vegetação e solo, considerei com os mesmos serviços

Foi identificado que em 1957 as AUCos das bacias de Ratonés e Jurerê prestavam um serviço que totalizava R\$112.809.733,69 por ano, enquanto no ano de 2016 o total é de R\$74.286.508,33, ou seja, apresenta uma diferença de 34,14% na diminuição das AUCos da ISC (Tabela 9).

Tabela 9 - Total dos valores de SE para cada macrohabitat em comparação entre os anos analisados acompanhado da soma de todos macrohabitats por ano e a diferença entre os valores totais.

<i>Macrohabitats</i>	<i>TOTAL R\$/ano - 1957</i>	<i>TOTAL R\$/ano - 2016</i>
Banhado	7.131.017,02	11.568.584,90
Campo Alagável	48.785.337,36	22.459.433,68
Corpo D'água	3.705.119,29	4.373.078,18
Manguezal	46.086.409,52	28.261.445,67
Restinga Paludosa	4.157.183,81	216.438,74
Restinga Paludosa + Campo Alagável	2.944.666,69	7.407.527,16
TOTAL	112.809.733,69	74.286.508,33
Diferença 38.523.225,36		

12.5 CONSEQUÊNCIAS DA PERDA DE SE PARA A POPULAÇÃO DE ÁREAS INSULARES

O manual de introdução a convenção de Ramsar ressalta que a degradação das AUs leva a escassez e dificulta o acesso a água potável, debilitando a saúde humana, diminui a produção de alimento, enfraquece o desenvolvimento econômico e a estabilidade geopolítica (Ramsar, 2016).

13. DISCUSSÃO

Durante este estudo ficou nítido que a escolha da metodologia para análise de imagens em intervalos longos foi uma escolha correta, possibilitou uma análise das mudanças e dinâmicas da paisagem mesmo usando imagens aerofotográficas com padrões de cinza.

O presente estudo realizou uma análise de SE partindo primeiro do entendimento da paisagem para então definir e valorar os SE presentes, que poderia ser chamado de análise “top-down”, porém Jenkins *et al.* (2010) aborda a valoração desses serviços usando uma estratégia que representa o contrário, análise “bottom-up”, que se inicia com as medições de função de SE,

modelagem e avaliação econômica. Conclui-se que, baseado na hipótese sugerida, para a realização desse estudo, o método “top-down” foi uma melhor opção, visto que a análise da paisagem apoia o argumento de riscos da diminuição das AU frente ao bem-estar humano.

As atividades responsáveis pelo impacto das áreas úmidas variam de acordo com a região onde ocorrem, Burger (2000) ressalta que na região Sul (Litoral norte do Rio Grande do Sul e litoral de Santa Catarina) o maior impacto está relacionado à expansão urbana.

Os resultados mostram que as AUCos das bacias de Ratonés e Jurerê sofreram uma perda significativa em ha de seus macrohabitats encontrados. Comparando a diminuição de 907,55 ha aos SE encontrados, conseqüentemente, há uma perda preocupante nos serviços prestados à população da ISC em nível local e regional. Esses serviços, além do impacto direto ao bem-estar da população, acarretam um prejuízo econômico ao município e estado, que gira em torno de R\$38 milhões por ano, e tem caráter irreversível.

Almeida e Coelho Jr. (2018) ressaltam a importância das áreas úmidas e destacam que a perda de serviços acarreta aumento da pobreza, diminuição da segurança alimentar, desigualdade global, decréscimo da qualidade de vida das populações costeiras. Na área de estudos, de acordo com Rodrigues (2016), o rio Papaquara, presente na Bacia Hidrográfica de Ratonés, é diretamente atingido pelo aumento da população, tanto flutuante como residente, que discuti:

[...] o crescimento populacional, seja da população residente ou flutuante, promoverá um aumento da vazão antrópica no rio Papaquara, reduzindo a presença das águas da baía norte, pela retração da intrusão salina, e elevando a carga de nutrientes e matérias orgânica para o rio, devido ao lançamento dos efluentes tratados pela ETE Canasvieiras. Considerando o papel das águas salinas no estuário do rio Papaquara, como indicado anteriormente, a retração da intrusão salina e o aumento da carga antrópica ampliará o trecho com hipóxia e anóxia. (p.105)

Ficou evidente nos resultados desse trabalho que os manguezais, restinga paludosa e campos alagáveis diminuíram com o passar dos anos, e é sabido

que a ISC é um centro turístico importante para o estado e região, com isso ocorre um aumento nas construções industriais e turísticas para suportar essa demanda. Pode-se confirmar esse dado analisando a projeção do Plano Diretor de Florianópolis (2014) que para o ano de 2050, é sugerido em aumento de 222% em áreas urbanizáveis sem considerar possíveis APPs, áreas de banhado, entornos de corpo d'água, entre outros, quando o crescimento demográfico aumentaria apenas 46% para o mesmo ano. Porém o trabalho de Figueroa e Scherer (2016) discute que o crescimento urbano ideal da ilha, para acompanhar o aumento da população, seria de apenas 59%.

As áreas úmidas apresentadas, são os principais ecossistemas atingidos pelo desenvolvimento urbano e industrial. Na pesquisa de Leão, Prates e Fumi (2018) são discutidas a instalação e construção de polos industriais e turísticos que normalmente ocorrem em áreas de maior interesse social e econômico, mas não ambiental. Para essas construções ocorrerem é necessário desmatar, drenar e aterrar áreas úmidas, que reflete em áreas adjacentes, como uma resposta em nível regional. O processo de degradação dessas áreas leva a perda de serviços. Nesse caso, leva ao aumento da erosão do solo que conseqüentemente eleva a sedimentação dos corpos d'água, que além de sofrer com a erosão também recebem carga de matéria orgânica oriunda do despejo de esgoto sem tratamento, esse esgoto de origem industrial ou doméstica carrega consigo produtos tóxicos, compostos bacteriológicos e virais como também metais pesados.

Os SE da área de estudo foram estabelecidos primeiramente com uma revisão bibliográfica sobre AUCos. Em seguida, foi feita uma revisão sobre as características de cada macrohabitat tendo como base uma revisão bibliográfica e a classificação de Nunes da Cunha *et al.* (2014), a fim de determinar as estruturas responsáveis pelos serviços sugeridos. Lembrando que a literatura é limitada para descrever os SE de cada macrohabitat em separado, o que se mostrou um desafio para a pesquisa, pois normalmente é discutido de forma geral e abrangente.

A análise dos serviços oferecidos pelas AUCos através do CICES nos mostra um total de 12 serviços de provisão disponibilizados pelas áreas encontradas. Para MA (a, 2005) a demanda por serviços de provisão, vem aumentado exponencialmente, por vezes chega a ser mais rápido que o

crescimento populacional, isso acontece devido ao altas taxas de uso insustentável desses serviços. Como por exemplo, o serviço de provisão “alimento”, que inclui diversos produtos derivados de plantas e animais (MA_a, 2005), e que pode ser oferecido pelos macrohabitats “corpos d’água” (FREIRE, 2014) e “manguezal”.

Inclusive o serviço “alimento” disponibilizado pelos manguezais encontra-se dentre as principais atividades econômicas desenvolvidas através da pesca artesanal e de subsistência de caranguejos, moluscos, entre outros (MMA, 2007; SHAEFFER-NOVELLI, 2018). o MMA (2007) ainda argumenta que, em alguns estados, a pesca em manguezais chega a quase 50% da produção total da pesca artesanal. Além disso, o MMA (2018) também ressalta que um dos serviços prestados pelo manguezal para manutenção do ecossistema, garante a redução da vulnerabilidade da zona costeira, pois promove a retenção de sedimentos o que contribui parcialmente na elevação do nível do mar e reduz a vulnerabilidade a processos erosivos, além de amenizar os efeitos de grandes tempestades e eventos extremos. Almeida e Coelho Jr. (2018) complementam dizendo que manguezais são um dos principais responsáveis no que diz respeito à vulnerabilidade da população a respeito do controle de enchentes e liberação de água nas épocas de seca.

Os serviços de regulação são os mais oferecidos pelas AUCos do ISC dentro da área de estudo, totalizando 22 serviços de regulação e manutenção. Esses são substancialmente alterados por intervenção humana, o que acarreta um aumento de doenças, desregula o clima modificando o ecossistema e privando a humanidade de um SE final disponível (MA_a, 2005). De acordo com a classificação realizada na área de estudo a restinga paludosa, o campo alagável e o banhado são os principais responsáveis por esses serviços, com um total de 5 serviços cada (Tabela 4), ainda assim, a restinga paludosa e campos alagáveis tiveram uma diminuição de 60,63 ha e 631,99 ha respectivamente. A retenção de nutrientes realizada pelas planícies de inundação, como por exemplo banhado e campo alagável, oferece como serviço final água limpa que dá origem a outros benefícios, tais como oportunidades recreacionais e consumo de água potável (GROSSMANN, 2012).

No trabalho realizado por Burguer (2000) as questões referentes aos banhados são discutidas e alguns de seus serviços elencados e analisados. No trabalho levam em consideração o número elevado de espécies migratórias e a alta biodiversidade desse macrohabitat. O trabalho de Simioni e Guasselli (2017) foca na caracterização do banhado possibilitando inferir os serviços de regulação e culturais oferecidos por esse macrohabitat.

Dentre os 4 serviços de regulação e manutenção dos corpos d'água, Freire (2014), comenta seus SEs usando como de referência o baixo São Francisco, e dentre os serviços de regulação ele ressalta o uso desse macrohabitat como refúgio animal e produção primária, controle de erosão do solo e meio de transporte.

Para os serviços culturais, que são obtidos do ecossistema de forma não material, temos: (i) macrohabitats capazes de oferecer serviços religiosos e espirituais atribuído ao ecossistema e seus componentes que já foram discutido anteriormente neste estudo usando o manguezal como exemplo, (ii) é capaz também de enriquecer o desenvolvimento cognitivo que o ecossistema influencia o sistema de conhecimento em diferentes culturas além de oferecer uma base educacional tanto formal quanto empírica, permitindo reflexão, (iii) podemos também desenvolver atividades de recreação além de oferece uma experiência estética (MA_b, 2005).

Tendo em vista os tipos de serviço culturais, fica claro que todos os macrohabitats encontrados na área de estudo são capazes de enriquecer o desenvolvimento cognitivo, pois são fontes de serviços e estão disponíveis para ser estudados. Para o serviço de recreação Freire (2014), ressalta o valor recreativo dos corpos d'água.

Dentro do escopo elevação do nível do mar, o relatório PBMC (2016) afirmam que no Brasil, dentre as várias áreas que já sofrem com essa elevação, Florianópolis se destaca, visto que as maiores áreas de risco são aquelas com instalações urbanas. Ressaltam ainda que o estado de Santa Catarina está entre os estados mais atingidos por desastres naturais, que em sua maioria está envolvido com movimentos gravitacionais da massa das encostas e inundações. Figueroa (2016) observou os registros de inundação da ilha e percebeu que de 1980 até 2013 foram registrados 72 focos de inundação, ou seja, uma média de 2,18 inundações por ano. Número que pode

crescer de acordo com o aumento da degradação de AUCos, pois de acordo com Nunes da Cunha *et al.* (2015) e Kandus; Morandeira e Schivo (2010) um dos serviços prestados por essas áreas é o efeito tampão hidrológico, que é capaz de diminuir os picos de enchentes e cheias, liberar água para riachos e ribeirões a uma velocidade menor, não ocorrendo enchentes, e em época de seca ainda fornece água conectando os corpos d'água e alimentando também reservas subterrâneas por infiltração. De acordo com Kandus, *et al.* (2010) esse efeito tampão é a garantia de uma melhoria na saúde e bem estar da sociedade e, as AUCos são essenciais para tal.

Hopkinson, *et al.* (2009), complementam que além do efeito tampão, a vegetação herbácea presente em algumas áreas úmidas (como banhado e campos alagáveis) são capazes de exercer um feedback ecogeomórfico, onde sua presença diminui o movimento da água originária de enchentes ou da elevação do nível do mar, promovendo o assentamento das partículas de sedimento. A sedimentação oferece subsídio para outro serviço prestado pelas AUCos onde o tratamento da água realiza-se através do depuramento residual doméstico e industrial. No trabalho de Kandus, Morandeira e Schivo (2010) que foi estudado o Delta do rio Paraná, os autores comentam que a cobertura herbácea favorece a diminuição da velocidade da água, facilitando a sedimentação e retenção de materiais em suspensão, permitindo a degradação de compostos orgânicos. A eficácia deste ambiente estimulou a construção de áreas úmidas artificiais como ferramenta para tratamento de água.

Rodrigues (2016) sustenta o argumento do autor supra citado dando um exemplo de uma das áreas úmidas presentes na área de estudo do presente trabalho, que, sobre a águas dos Carijós chega à conclusão que, a alta densidade populacional combinada à falta de saneamento básico em rios de baixa vazão, eleva a quantidade de nutrientes, e diminui a disposição de oxigênio, fatores que levam a degradação do meio conseqüentemente afetam a disponibilidade de SE.

A respeito da BH de Ratonés, o autor percebe uma situação menos crítica por conta da "mistura" entre as águas da baía norte com a drenagem fluvial, onde a intrusão salina facilitada pelo estuário permite entrada de água salgada em outros corpos d'água adjacentes presentes na Unidade de Conservação (UC) dos Carijós que atuam no processo de tratamento de água através da

floculação salina, diminuindo assim a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água bem como a proporção de matéria orgânica. Isto é essencial para garantir a qualidade da água na BH de Ratoles.

Como já foi visto no corpo do estudo, a ISC apresenta áreas úmidas em processo acelerado de degradação por intervenção humana, que se destaca a construção civil como fator principal (HORN-FILHO 2004), fato que foi confirmado com a análise da dinâmica no intervalo de 59 onde foram perdidos 907,55 ha de AUCos. Mesmo que não tenha sido o objetivo do estudo, é possível inferir, com a observação do mapa de 2016 com as AUs de 1957 sobreposta, que grande parte das áreas úmidas perdidas ocorreram devido à malha urbana e especulação imobiliária. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006) tal impacto é capaz de aumentar a erosão do solo com grande capacidade de causar prejuízos sociais e econômicos, pois o assunto só vem à tona quando o prejuízo a sociedade já ocorreu.

Em uma análise da ilha, Porto (2003) discute que a partir dos anos 60, foi definido o início do processo de urbanização em Florianópolis, com a implantação de empresas estatais. Na década de 70 vê-se uma reforma da ilha para o turismo com obras financiadas por planos desenvolvimentistas. Além do mais os bairros de Canasvieiras, Ingleses, Jurerê, entre outros na área norte e nordeste, obtiveram uma reforma da infra-estrutura na década de 80 com fins turísticos, transformando essas áreas em grandes áreas urbanas, levando a grande especulação imobiliária, conhecido como “boom” imobiliário (PORTO, 2003).

Com o objetivo de valorar os SE no Vale Aluvial no estado do Mississippi – EUA, Jenkins *et al.* (2010) comenta a importância de conectar os aspectos biofísicos e humano ao SE, que gera dados para avaliação do serviço. Para a coleta de tais dados é necessário envolver observações de campo com modelos de processos existentes e padronizar as medidas de serviço em valores por hectare, dessa forma permite a comparação com outros usos da terra, agregando benefícios de forma mais ampla.

Os autores Wang *et al.*, (2006) realizaram no nordeste da China uma análise na mudança do uso da terra relacionado aos SE e concluem que essa mudança na paisagem acarreta no aumento da pressão sobre a biodiversidade e sobre o ecossistema como um todo. Como já foi discutido anteriormente, a

biodiversidade garante o pleno funcionamento das funções ecológicas que conseqüentemente geram os SE, sendo assim, é possível inferir que a mudança do uso da terra para fins de construção civil, leva a perda de serviços essenciais para população local e regional.

Tendo em vista a conclusão de Burger (2000) que afirma que, até a data da publicação de seu trabalho, havia falta de estudos quantitativos sobre a diminuição das áreas úmidas, supondo que talvez não existam ou estão fora do alcance do público. A análise feita por esse estudo teve como objetivo servir de subsídio argumentativo para conservação e uso inteligente desses ecossistemas com alto grau de importância para humanidade, e de acordo com Leão, Prates e Fumi (2018), para garantir o uso sustentável dos recursos naturais para as populações locais que utilizam o extrativismo como forma de subsistência. As UCs são de extrema importância, pois suas regras e normas criadas pelo governo federal, estadual e/ou municipal asseguram os direitos e deveres dessa população proporcionando um desenvolvimento de atividades econômicas sustentáveis.

Em muitas AUs que foram restauradas os SE não foram completamente restaurados, mesmo quando essas áreas aparentam estarem recuperadas (MORENO-MATEOS *et al.*, 2012). Ou seja, degradar com o plano de restaurar pode levar à perda permanente de SE.

Restaurar AUs é uma forma de recuperar a biodiversidade e seus SE associados. Porém depois de passar por um processo de degradação a recuperação do sistema tende a ser lenta ou transita entre estados alternativos que pode levar a um pagamento da sociedade pela intervenção (CLARKSON; AUSSEIL; GERBEAUX, 2013). Do ponto de vista econômico, Balmford *et al.* (2002), chegam à conclusão de que AU restauradas apresentam um valor econômico por seu serviço menor que uma AU natural.

De Groot, Braat e Costanza (2017) elucidam a relação do ecossistema e o bem-estar humano: “[...] o vínculo entre ecossistemas (naturais), bem-estar humano e os serviços é a 'ponte' entre o mundo humano e o mundo natural, com apenas seres humanos sendo virtualmente separados desse mundo natural.” (p. 31).

A clareza sobre quais e quantos serviços ecossistêmicos são prestados por uma área é essencial para tomada de decisões políticas a qualquer nível,

principalmente quando o objetivo é a conservação dessas áreas. Burkhard e Maes (2017) observam que com esse conhecimento é possível: otimizar o uso da terra, proteger o meio ambiente, gerenciar os recursos naturais, conservar e preservar a natureza, realizar um planejamento da paisagem, redução de riscos de desastres além de fomentar a pesquisa e educação ambiental.

Além disso, regiões costeiras estão mais susceptíveis às mudanças climáticas, pois estas interferem em regimes de chuva, sendo capazes de alterar temperatura, intensificar tempestades e elevar o nível do mar (MMA, 2018). Sendo assim os serviços prestados pelo manguezal, banhados, restinga, etc., são essenciais para a população da ilha, principalmente a população que vive dentro da altimetria máxima de 5 metros.

A elevação do nível do mar é um fator resposta às mudanças ambientais associadas ao efeito estufa, onde o grupo mais afetado por tal efeito são as pessoas que vivem na área costeira, como já foi citado acima. Portanto acompanhar o crescimento demográfico e ocupação dessas áreas torna-se indispensável para um desenvolvimento sustentável e seguro para a população (IBGE, 2012).

Os SE de provisão tem um papel fundamental para garantir a segurança, a saúde e o bem estar para a população humana, pois afetam diretamente o fornecimento de alimentos, podendo levar a um declínio na quantidade de recurso e conseqüentemente maior probabilidade ao conflito. Os SE de regulação também nos afetam, pelo fato de sua perda acarretar em maior vulnerabilidade do meio, podendo levar a enchentes, secas, deslizamento de terra, entre outras catástrofes. A diminuição de SE culturais, por sua vez, acarreta o enfraquecimento das relações sociais (MA_b, 2005). Ou seja, para garantir nossa existência, temos que garantir o pleno funcionamento dos sistemas ecológicos.

Para garantir o bem-estar humano e do ecossistema, medidas de cunho sustentável, com apoio de instituições, organizações, biotecnologias, e do governo tornam-se indispensáveis. Dessa forma, garante-se liberdade de escolha, segurança econômica, social e ecológica responsável pelo estoque ecológico necessário que garante o fluxo de SE (MA_b, 2005).

Ademais, o presente estudo também almejou servir de suporte para o desenvolvimento de futuros estudos que visam a identificação e classificação

de áreas úmidas e serviços ecossistêmicos, podendo então estabelecer planos de restauração e conservação, pois de acordo com Zedler (2003) são esses planos que maximizam as funções dos ecossistemas, portanto reestabelecem serviços ecossistêmicos prestados, é importante salientar que deve-se considerar vários locais de interesse ecológico. Além disso é importante prever quais funções de um ecossistema restaurado vai ser capaz de permanecer ativas com base na posição, tamanho e tipo de AU.

14. CONCLUSÕES

As fotos aéreas dos anos de 1957 e 2016 nos permitiu definir os macrohabitats encontrados nas Bacias Hidrográficas de Ratonés e Jurerê, sendo elas: banhado, corpo d'água, campo alagável, manguezal e restinga paludosa. Sua delimitação só foi possível com o uso do software QGIS e a identificação dos macrohabitats com a criação de um chaveamento dicotômico a partir do software DELTA. Todos esses dados supracitados permitiu uma análise da diferença em área (ha) de todos os macrohabitats encontrados, mostrando que no intervalo de 59 anos, como foi proposto, houve uma diminuição significativa das áreas úmidas costeiras da Ilha de Santa Catarina, que perdeu área para a expansão da malha urbana. De acordo com o sistema CICES V5.1 juntamente com a literatura, esses macrohabitats são extremamente eficientes na provisão de serviços ecossistêmicos, oferecendo serviços de provisão, regulação e manutenção além de serviços culturais. Como indicador da prestação de serviços frente a mudança no uso e ocupação do solo da área de estudo, a valoração monetária mostrou que a perda de áreas úmidas costeiras levou a perda de serviços ecossistêmicos disponíveis. Tais serviços são essenciais para qualidade de vida e bem-estar da população local e regional, portanto perder serviços significa aumentar os impactos negativos para a população da ilha e seu entorno. Sendo assim, medidas que prezam a conservação e o uso sustentável dessas áreas torna-se uma responsabilidade do poder público para criação de políticas públicas visando a segurança e bem-estar tanto da população como do meio ambiente que nos fornece os tais serviços.

15. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As bacias hidrográficas de Ratonés e Jurerê apresentam um terço dos macrohabitats propostos pela literatura, número significativo de áreas úmidas costeiras considerando que a área de estudo representa apenas a parte norte e noroeste da ilha. Existe uma certa dificuldade em encontrar literatura específica para classificar cada macrohabitat em separado, portanto, o chaveamento dicotômico proposto é um início promissor para uma análise mais direta a respeito da paisagem. Nesse sentido, o presente estudo possibilita uma análise e interpretação da paisagem de forma remota de anos passados permitindo uma comparação fidedigna com a atualidade, mostrando a evolução das AUcos. Juntamente com a classificação e quantificação dos serviços ecossistêmicos disponíveis, pode-se inferir que os serviços diminuíram a partir da perda de área dos macrohabitats em questão, que levanta a discussão a respeito da relação da população com o meio e seus processos naturais. Como já foi tratado no corpo do trabalho, a ISC perdeu parte significativa de AUs na porção norte e noroeste, conseqüentemente perdeu serviços que acarretam no aumento do valor monetário pago pelo poder público para sobrepor os serviços perdidos, além de reduzir a qualidade de vida da população. Sendo assim, o presente estudo aponta a urgência de ações que prezam conservação de áreas úmidas, normalmente negligenciadas.

BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, R.; COELHO JR, C. 2018. Manguezal e serviços ecossistêmicos. 85-96p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R.; FASIABEN, M. C. R.; GARCIA, J. R. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais Land-use Dynamic and Ecosystem Services Valuation: Guidelines for Environmental Policies. Desenvolvimento e Meio Ambiente, n. 25, p. 53–71, 2012.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; COURCHAMP, F. Impact of sea level rise on the 10 insular biodiversity hotspots. *Global Ecol. Biogeogr.* v. 23, p. 203–212, 2013.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* v.15, p. 365–377, 2012.

BINGHAM, T.H., DAVID, E., GRAHAM-TOMASSI, T., KEALY, M.J., LEBLANC, M., LEEWORTHY, R., 1992. Benefits Transfer: proceeds, problems and research needs. In. 1992 Association of Environmental and Resource Economists Workshop, Snowbird, Utah, junho de 1992.

BURKHARD, B.; MAES, J. Introdução. In: Burkhard B, Maes J (Eds.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, p. 374, 2017.

BURGER, M. I. Situação e ações prioritárias para a conservação de Banhados e áreas úmidas da zona costeira. Base de Dados Tropical. Porto Seguro, 2000.

BRESOLIN, A. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. *Insula*, v. 10, n. 0, p. 1–54, 1979.

CARVALHAL, F.; BERCHEZ, F. A. S. Projeto Ecossistemas Costeiros. IB-USP. (2007). Disponível em: <http://www.ib.usp.br/ecosteiros/textos_educ/costao.htm>. Acesso em: julho de 2017.

CLARKSON, B. R.; AUSSEIL, A. E.; GERBEAUX, P. Wetland Ecosystems Services. Ecosystem services in New Zealand - conditions and trends, n. Table 1, p. 192–202, 2013.

CONSTANZA, R.; d'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; KARIN, L.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. V. D. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. vol. 387, maio 1997.

COSTANZA, R. DE GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S. V.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, FARBER, S.; TURNER, R. K. Global environmental change. Elsevier. v. 26, p. 152 – 158, maio 2014.

COURCHAMP, F.; HOFFMANN, B.D.; RUSSELL, J.C.; LECLERC, C. and BELLARD, C. Climate change, sea-level rise, and conservation: keeping island biodiversity afloat. *Trends in Ecology & Evolution*, March 2014, Vol. 29, No. 3: 127-130.

DA VEIGA LIMA, F. A.; DE ALMEIDA, F. B.; TORRES, R. P.; SCHERER, M. E. I. Modelo conceitual de avaliação de ameaças sobre serviços ecossistêmicos de sistemas de dunas. Estudo de caso: os campos de dunas da Ilha de Santa Catarina/SC, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 38, p. 199–211, 2016.

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* 7, p. 260-277. 2010.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; PLOEG, S. V.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, V.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; SALMAN, H.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L. C.; BRINK, P.; BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, v. 1, n. 1, p. 50–61, 2012.

DE GROOT, R.; BRAAT, L.; COSTANZA, R. A short history of the ecosystem services concept. In: Burkhard B, Maes J (Eds.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, p. 374, 2017.

ERHARD, M.; BANKO, G.; MALAK, D. A.; MARTIN, F. S. Mapping ecosystem types and conditions. In: Burkhard B, Maes J (Eds.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, p. 374, 2017.

FIGUEROA, A. C.; SCHERER, M. E. Para onde estamos indo? Uma avaliação do plano diretor do Município de Florianópolis para o entorno da Estação Ecológica de Carijós. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 38, p. 283-301, agosto 2016.

FREIRE, R. R. Integridade ambiental de corpos d'água: degradação ambiental, funções ecossistêmicas e perda de serviços ecossistêmicos no baixo São Francisco. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 2, n. 1, 2014.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G. *Landscape Ecology: a practical guide to concepts and techniques*. New York: Springer-Verlag, 2002.

GODECKE, M. V.; HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. O futuro dos Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil a partir do novo Código Florestal. *Desenvolvimento Meio Ambiente*, v. 31, p. 31-42, ago. 2014.

GROSSMANN, M. Economic value of the nutrient retention function of restored floodplain wetlands in the Elbe River basin. *Ecological Economics*, v. 83, p. 108–117, 2012

HAINES-YOUNG, R. Report of Results of a Survey to Assess the Use of CICES, 2016. Support to EEA tasks under the EU MAES Process. Negotiated procedure No EEA/NSS/16/002. 2016

HAINES-YOUNG, R. & M.B. POTSCHIN. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting, p. 53, 2018.

HAUSER, S.; MEIXLER, M. S.; LABA, M. Quantification of Impacts and Ecosystem Services Loss in New Jersey Coastal Wetlands Due to Hurricane Sandy Storm Surge. *Wetlands*, v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015.

HORN FILHO, N. O. Estudos morfossedimentares (1970-2004) nas praias da ilha de Santa Catarina, SC, Brasil, uma síntese. *Revista Gravel*, 2, 57-70, 2004.

IBGE. Estudos ambientais da Grande Florianópolis: Sistemas Naturais – Qualidade do Meio Ambiente às atividades agrícolas. Florianópolis (SC). 242 p. 1997.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IDS: indicadores de desenvolvimento sustentável. Brasil: IBGE, 2012.

JENKINS, W. A.; MURRAY, B. C.; KRAMER, R. A.; FAULKNER, S. P. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, v. 69, n. 5, p. 1051–1061, 2010.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conserv: mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 5-22, 2014.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Avanços e conquistas recentes. Associação Brasileira de Limnologia. Boletim ABLimno. 41(2), 20-24, 2015.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, F.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; & NOBREGA, R. L. B. Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) Brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia em Áreas Úmidas – INAU. Centro de pesquisa do Pantanal, 2015.

KANDUS, P.; MORANDEIRA, N.; SCHIVO, F. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. p. 32, 2010.

KREUTER, U. P. et al. Change in ecosystem service values in the san antonio area, Texas. *Ecological Economics*, v. 39, n. 3, p. 333–346, 2001.

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M. 2018. Manguezal e as unidades de conservação. 57-74p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p

LEVERMANN, A.; CLARK, P. U.; MARZEION, B.; MILNE, G. A.; POLLARD, D.; RADIC, V.; ROBINSON, A. The multimillennial sea-level commitment of global warming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* v. 110, p. 13745–13750, 2013.

LUGLI, D. O. Caracterização ecológica do apicum do manguezal do rio Tavares, Florianópolis, Santa Catarina. 2004. 143 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental-Universidade Vale do Itajaí - UNIVALI, Santa Catarina, 2004.

MARFAI, M. A.; ALMOHAMMAD, H.; DEY, S.; SUSANTO, B.; KING, L. Coastal dynamic and shoreline mapping: Multi-sources spatial data analysis in

Semarang Indonesia. Environmental Monitoring and Assessment, v. 142, n. 1–3, p. 297–308, 2008.

MARTINS, É. D. S.; REATTO, A.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. de; GUIMARÃES, R. F. Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil. Planaltinha: Embrapa Cerrados, p. 35, 2004.

MARTINS, L.; MARENZI, R. C.; LIMA, A. DE. Levantamento e representatividade das Unidades de Conservação instituídas no estado de Santa Catarina, Brasil. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 33, p. 241–259, 2015.

MENDONÇA, M., CARVALHO, L.R. de, SILVA, A. D., SLOMPO, C.T.J., RIBEIRO, C.M.B., FREITAS, J.O., ROSA FILHO, O., FUCHS, R.B.H., SOUZA, R.R., FERREIRA, S.B., MENDONÇA, S. Estudo preliminar de geomorfologia costeira na Ilha de Santa Catarina: Daniela e Ponta das Canas, mun. Florianópolis – SC. Geosul, 3 (5), p. 52-74. 1988

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Conservação Efetiva e Uso Sustentável de ecossistemas manguezais no Brasil (PIMS 3280). Programa Nações unidas para o Desenvolvimento Fundo para o MEio Ambiente Mundial, n. PIMS 3280, p. 217, 2007.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p. 2018

a_MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. 2005.

b_MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment. Avaliação do Milênio dos Ecossistemas, p. 32, 2005.

MORA, C.; FRAZIER, A. G.; LONGMAN, R. J.; DACKS, R. S.; WALTON, M. M.; TONG, E. J.; SANCHEZ, J. J.; KAISER, L. R.; STENDER, Y. O.; ANDERSON, J. M.; AMBROSINO, C. M.; FERNANDEZ-SILVA, I.; GIUSEFFI, L. M.; GIAMBELLUCA, T. W. The projected timing of climate departure from recent variability. *Nature* v. 502, p. 183–187, 2013.

MORENO-MATEOS, D.; POWER, M. E.; COMIN, F. A.; YOCKTENG, R. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, v. 10, n. 1, 2012.

NEIFF, J. J. El regimen de pulsos em rios y grandes humedales de sudamerica. In: MALVADEZ, A. I.; KANDUS, P. (EDS). *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. ORCYT-MAB-UNESCO, 224. Argentina. 1999

NEVES, J. *Uso da Terra e a urbanização dos ambientes costeiros na ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. 2017. 364f. Dissertação de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2017.

NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Cuiaba: EdUFMT, v. 1, 2015.

ODUM, E. P.; ODUM, H. T. Natural areas as necessary components of man's total environment. In: *Transactions of the 37th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, March 12–15, Wildlife Management Institute, Washington, DC, 37: 178–189. 1972.

OLIVEIRA, T. C. R.; SCHERER, M. E. G.; ANFUSO, G.; ALMEIDA, F. B.; DIEDERICHSEN, S. D.; WILLIAMS, A. *Classificação dos cenários costeiros de praias da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – Brasil*. Santa Catarina, Florianópolis. UFSC. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 39, p. 217-229, dez. 2016.

PBMC. *Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças*

Climáticas [Marengo, J.A., Scarano, F.R. (Eds.)]. PBMC, COPPE - UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 184 p. ISBN: 978-85-285-0345-6. 2016

PMF – Prefeitura Municipal de Florianópolis. Materiais de apoio ao desenvolvimento do Plano Diretor, 2014. Disponível em: <<http://www.pmf.sc.gov.br/sites/planodiretor/index.php?cms=materiais+de+apoi+o&menu=3>>. Acesso em: 24/09/2018

RAMIRES, M.; MOLINA, S. M. G.; HANAZAKI, N. Etnoecologia caiçara: o conhecimento dos pescadores artesanais sobre aspectos ecológicos da pesca. *Revista Biotemas*, v. 20, n. 1, p. 101–113, 2007.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. An Introduction to the Ramsar convention on Wetlands Sub-series I: Handbook 1 International Cooperation on Wetlands. 2016.

RODRIGUES, C. J. Águas de Carijós: Passado, presente, futuro e seus impactos. (Dissertação mestrado em Perícias Criminais Ambientais) - Centro de ciências biológicas - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina. 2016.

a_SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 2018. Mangue e Manguezal. 15-20p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p.

b_SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 2018. A diversidade do ecossistema manguezal. 15-20p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p.

SCHERER, M. E. G.; ASMUS, M. L. Gestão Integrada de Áreas Litorais: Governança para os Serviços Ecossistêmicos das Costas e Oceanos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 38, p. 9–12, 2016.

SCHNEIDERS, A.; MULLER, F. A natural base for ecosystem services. In: BURKHARD, B.; MAES J. (Eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, p. 374, 2017.

SIMIONI, J. P. D.; GUASSELLI, L. A. Banhados: Abordagem Conceitual. Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, v. 0, n. 30, p. 33–47, 2017.

TARDIEU, L.; ROUSSEL, S.; THOMPSON, J. D.; LABARRAQUE, D.; SALLES, J. M. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. Journal of Environmental Management, v. 152, p. 145–157, 2015

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina. Elaboração de cartas geotécnicas de aptidão à urbanização frente aos desastres naturais no Município de Florianópolis, estado de Santa Catarina – Relatório Técnico. Departamento de Geociências. Coordenação: Flores, Juan Antonio Altamirano. Florianópolis: UFSC, 2014.

VEIGA LIMA, F. A.; ALMEIDA, F. B.; TORRES, R. P; SCHERER, E. G. Modelo conceitual de avaliação de ameaças sobre serviços ecossistêmicos de sistemas de dunas. Estudo de caso: os campos de dunas da Ilha de Santa Catarina/SC, Brasil. Desenvolvimento Meio Ambiente. v. 38, p. 199-211, ago. 2016.

VIGLIZZO, E. F.; CARREÑO, L. V.; VOLANTE, J.; MOSCIARO, M. J. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿Verdad objetiva o cuento de la buena pipa?. In: ATERRA, P.; JOBBÁGY E.; PARUELO J. (Eds.). Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. p. 740, 2011.

WANG, Z.; ZHANG, B.; ZHANG, S.; LI, Z.; LIU, D.; SONG, K.; LI, J.; LI, F.; DUAN, H. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. Environmental Monitoring and Assessment, v. 112, n. 1–3, p. 69–91, 2006.

WETZEL, F.T.; KISSLING, D.; BEISSMANN, H.; PENN, D. J. Future climate change driven sea-level rise: secondary consequences from human displacement for island biodiversity. *Global Change Biol.* v. 18, p. 2707–2719, 2012.

ZEDLER, J. B. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment*, n. 1, v. 2, p. 65-72, 2003.

ZHAO, B. KREUTER, U.; LI, B.; MA, Z.; CHEN, J.; NAKAGOSHI, N. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, v. 21, n. 2, p. 139–148, 2004.

Anexo 1

Chaveamento Áreas Úmidas Costeiras

Autoria: Marcela R. e S. Teixeira

Baseado no trabalho de Nunes da Cunha *et al.* (2014)

“Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection”

- 1(0).
 - Agua salgada ... [2](#)
 - Agua doce... [5](#)
 - Agua salobra... [11](#)

- 2([1](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... **Manguezais de beira mar**
 - Solo periodicamente saturado... [3](#)

- 3([2](#)).
 - De Amplitude alta ... **Praias arenosas**
 - De Amplitude variável... [4](#)

- 4([3](#)).
 - Oceano diretamente ligado ... **Costas rochosas**
 - Oceano indiretamente ligado... **áreas hipersalinas (apicuns, salgados)**

- 5([1](#)).
 - Cobertura Vegetal herbáceas ... [6](#)
 - Cobertura Vegetal plantas superiores (geral)... [7](#)
 - Cobertura Vegetal macrófita... [9](#)

- 6([5](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... **Brejos e Banhados**
 - Solo periodicamente saturado... **Campo alagável**

- 7([5](#)).
 - Solo permanentemente saturado ... **Mata permanentemente alagada**
 - Solo periodicamente saturado... [8](#)

- 8([7](#)).
 - De Amplitude variável; Oceano indiretamente ligado; Pulso de inundação previsível... **Floresta alagável**

 - De Amplitude baixa; Oceano sem conexão; Pulso de inundação imprevisível... **Mata periodicamente alagável**

- 9([5](#)).
 - Solo permanentemente saturado; De Amplitude baixa ... **Lagoas de água doce**
 - Solo periodicamente saturado; De Amplitude variável... [10](#)

- 10([9](#)).
 - Oceano indiretamente ligado; Pulso de inundação previsível... **Campo alagável**

- Oceano sem conexão; Pulso de inundação imprevisível... **Lagoas e poças temporárias**
- 11(1).
 - Cobertura Vegetal herbáceas ... [12](#)
 - Cobertura Vegetal plantas superiores (geral)... [13](#)
 - Cobertura Vegetal macrófita... **Lagoas com diferentes níveis de salinidade**
- 12(11). De Amplitude variável; Com Frequência polimodal ... **Campo alagável (salino)**
 - De Amplitude baixa; Com Frequência monomodal... **AUs cobertas com plantas herbáceas**
- 13(11).
 - De Amplitude alta ... **Manguezais nas embocaduras dos rios (zonas estuarinas)**
 - De Amplitude variável... **Manguezal**

Anexo 2

Referência usada para classificação de serviços ecossistêmicos das AUcos.

ALMEIDA, R.; COELHO JR, C. 2018. Manguezal e serviços ecossistêmicos. 85-96p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p

CARVALHAL, F.; BERCHEZ, F. A. S. Projeto Ecossistemas Costeiros. IB-USP. (2007). Disponível em: <http://www.ib.usp.br/ecosteiros/textos_educ/costao.htm>. Acesso em: julho de 2017.

FREIRE, R. R. Integridade ambiental de corpos d'água: degradação ambiental, funções ecossistêmicas e perda de serviços ecossistêmicos no baixo São Francisco. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, v. 2, n. 1, 2014.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, F.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; & NOBREGA, R. L. B. Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) Brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia em Áreas Úmidas – INAU. Centro de pesquisa do Pantanal, 2015.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. Aquatic Conserv: mar. Freshw. Ecosyst. 24: 5-22, 2014.

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M. 2018. Manguezal e as unidades de conservação. 57-74p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p. 2018

NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Cuiaba: EdUFMT, v. 1, 2015.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. An Introduction to the Ramsar convention on Wetlands Sub-series I: Handbook 1 International Cooperation on Wetlands. 2016.

SCHNEIDERS, A.; MULLER, F. A natural base for ecosystem services. In: BURKHARD, B.; MAES J. (Eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, p. 374, 2017.

a_SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 2018. Mangue e Manguezal. 15-20p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p.

b_SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 2018. A diversidade do ecossistema manguezal. 15-20p. IN: MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. 176p.
MMA, 2018

SIMIONI, J. P. D.; GUASSELLI, L. A. Banhados: Abordagem Conceitual. Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, v. 0, n. 30, p. 33–47, 2017.