

UNIVERSIDADE DO VALE DO ITAJAÍ – UNIVALI
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS DA TERRA E DO MAR – CTTMar
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

FABIANE FISCH

SUCESSÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA INTEGRIDADE DA PAISAGEM E DA BIOTA
DO SACO FAZENDA (ITAJAÍ, SANTA CATARINA, BRASIL) E PROPOSIÇÃO DE UM
ÍNDICE INTEGRADO DE QUALIDADE AMBIENTAL

Itajaí, SC
Fevereiro de 2015

FABIANE FISCH

SUCESSÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA INTEGRIDADE DA PAISAGEM E DA BIOTA
DO SACO FAZENDA (ITAJAÍ, SANTA CATARINA, BRASIL) E PROPOSIÇÃO DE UM
ÍNDICE INTEGRADO DE QUALIDADE AMBIENTAL

Tese apresentada como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor em Ciência e
Tecnologia Ambiental, na Universidade do Vale
do Itajaí, Centro de Ciências Tecnológicas da
Terra e do Mar.

Orientador: Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco

Co-orientador: Prof. Dr. João Thadeu de Menezes

Itajaí, SC

Fevereiro de 2015

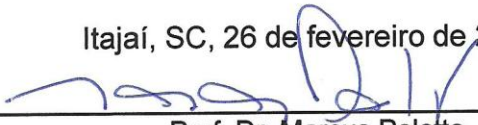
FABIANE FISCH

“SUCESSÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA INTEGRIDADE DA PAISAGEM E DA BIOTA DO SACO DA FAZENDA (ITAJAÍ, SANTA CATARINA, BRASIL) E PROPOSIÇÃO DE UM ÍNDICE INTEGRADO DE QUALIDADE AMBIENTAL”.

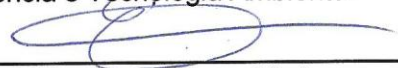
Esta Tese foi julgada adequada para a obtenção do título de Doutor em
Ciência e Tecnologia Ambiental e aprovada pelo Programa de
Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental do
Curso de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciência
e Tecnologia Ambiental da Universidade do
Vale do Itajaí – Centro de Ciências
Tecnológicas da Terra
e do Mar.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

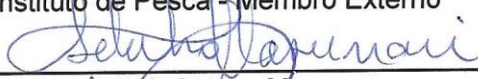
Itajaí, SC, 26 de fevereiro de 2015.



Prof. Dr. Marcus Polette
Coordenador do Curso de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em
Ciência e Tecnologia Ambiental



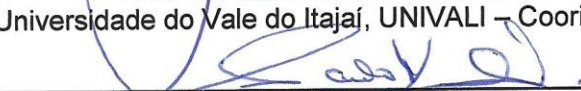
Prof. Dr. Edison Barbieri
Instituto de Pesca – Membro Externo



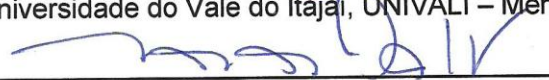
Profª. Drª. Setuko Masunara
Universidade Federal do Paraná – Membro Externo



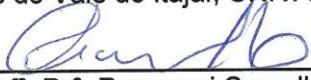
Prof. Dr. João Thadeu de Menezes
Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI – Coorientador



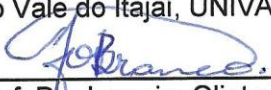
Prof. Dr. Paulo Ricardo Schwingel
Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI – Membro Interno



Prof. Dr. Marcus Polette
Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI – Membro Interno



Profª. Drª. Rosemeri Carvalho Marenzi
Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI – Membro Interno



Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco
Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI – Presidente e Orientador

Aos amores de uma vida,
aos amores da minha vida....

Alfeu Jandyr Fisch (*in memorian*)

Lilian Fisch

Lanine Fisch

Betina Fisch

Alfeu J. Fisch Júnior

Bruna Fisch Langone

AGRADECIMENTOS

- Ao **Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco**, pelo acolhimento em seu “bando”. Para onde quer que eu “migre ou disperse” levo em minhas “asas” todo o conhecimento compartilhado.
- Ao **Prof. Dr. João Thadeu de Menezes**, por ter “georreferenciado” com seu profissionalismo e camaradagem “informações remotas” que auxiliaram no meu desenvolvimento intelectual.
- Ao **Prof. Dr. Dagoberto Port**, pelos inúmeros e inacreditáveis motivos que não precisam ser explicados.
- A **Capes/Prosup**, pela concessão da bolsa de Doutorado.
- À **coordenação** do Programa de Pós-graduação Acadêmico em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPCTA.
- A **Anilton Bispo dos Santos**, pelo conhecimento empírico transmitido, pelas horas de ócio criativo e por ter-me “mimado” ao longo do tempo em que convivemos.
- A **Isabela Germani de Oliveira Delfino e Fabíola Heloísa Tell Varela**, pela competência e disponibilidade em auxiliar os “universitários”.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica do Saco da Fazenda, área de estudo (<i>buffer</i> de 500m) e locais de amostragem (imagem Google Earth, 2013).	26
Figura 2. Imagens da área do Saco da Fazenda utilizadas nos métodos indireto e direto de avaliação da qualidade visual da paisagem. Fotografias do mês de setembro de 2012.	29
Figura 3. Classes de cobertura de uso e ocupação do solo obtidas após a classificação manual das imagens (a=1938; b=1957; c=1978; d=1995; e=2004; f=2009; g=2013), sobrepostas a imagem Google Earth (2013).	46
Figura 4. Variação em hectares, entre as classes, ao longo do período analisado (AU: área urbanizada; SE: solo exposto; AR: areia de praia; CH: corpos hídricos; VH: vegetação herbácea; PI: planície de inundação; VAA: vegetação arbóreo/arbustiva; ER: encosta rochosa; RU: ruas).	48
Figura 5. Correlações de Pearson (r) significativas ($p<0,05$) entre variáveis consideradas neste estudo. Variável: céu e vegetação ciliar ($p<0,0029$), areia e vegetação natural ($p<0,0222$), água e rocha ($p<0,0007$), IQV-I e pavimentação ($p<0,0437$).	52
Figura 6. Valores do Índice de Qualidade Visual-Indireto (IQV-I) e do Índice de Qualidade Visual-Direto 75(IQV-D) em porcentagem (%) do valor máximo possível em cada método. Linha horizontal superior indica 75 % do valor máximo possível e a inferior 50%.	58
Figura 7. (A) Análise de correlação de Pearson entre as classes área urbanizada e vegetação herbácea ($r=-0,994$; $p<0,0001$) e (B) relação entre o crescimento da área urbanizada e o declínio da vegetação herbácea.	61
Figura 8. Variação do índice da qualidade da paisagem para os diferentes anos avaliados. A linha horizontal inferior indica o limite da qualidade "Baixa" da paisagem e a linha horizontal superior indica o limite da qualidade "alta" da paisagem e a linha tracejada representa a linha de tendência ($R^2=0,8158$).	62
Figura 9. Variação do Índice de Integridade Biótica (IIB) entre os períodos avaliados. O valor acima de cada coluna indica o valor do Índice de IIB para o período.	67
Figura 10. Resultados do IIB entre os anos de 2000-2013 (MP: muito pobre; P: pobre; R: regular; B: bom).	71
Figura 11. Resultados do IIB (Índice de Integridade Biótica) entre os anos de 2000-2013. Limites das categorias: MP=muito pobre ($<1,90$); P=pobre ($\geq 1,90<2,90$); R=regular ($\geq 2,90<3,90$); B=bom ($\geq 3,90$).	80
Figura 12. Variação dos valores do número de espécies e do Índice de Integridade Biótica (IIB) nos diferentes anos analisados.	80
Figura 13. Correlação entre os resultados dos IIB e a riqueza de espécies.	81

Figura 14. Variabilidade dos valores dos índices, para os diversos anos avaliados, a partir dos valores dos diferentes índices utilizados (1938, 1957, 1978, 1995, 2009: IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; e ICV=Índice de Cobertura Vegetal; 2001-2003, 2005: IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; e IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; 2004: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; e ICV; 2013: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; ICV; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; e IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto).

84

Figura 15. Diagrama de agrupamento dos 11 anos avaliados, a partir dos valores dos diferentes índices utilizados (1938, 1957, 1978, 1995, 2009: IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; e ICV=Índice de Cobertura Vegetal; 2001-2003, 2005: IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; e IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; 2004: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; e ICV; 2013: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; ICV; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; e IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto).

84

Figura 16. Variação do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” nos períodos avaliados (MP=muito pobre; P=pobre; R=regular; B=bom). Cores iguais nas barras indicam valores que utilizaram os mesmos índices em sua composição.

86

Figura 17. Variabilidade dos valores dos diferentes índices, em todos os anos avaliados (IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto). Os baixos valores do ICV (em destaque) influenciaram fortemente os resultados obtidos para o IIQA= Índice Integrado de Qualidade Ambiental.

86

Figura 18. Variação do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” nos diferentes anos avaliados, utilizando na fórmula de cálculo: (A) o Índice da Qualidade da Paisagem, Índice de Uso e Ocupação e Índice de Cobertura Vegetal; (B) o Índice de Integridade Biótica-Peixes, Índice de Integridade Biótica-Crustáceos e Índice de Integridade Biótica-Aves. A linha pontilhada representa a tendência do IIQA.

87

Figura 19. Correlações entre o Índice de Uso e Ocupação (IUO) e o Índice de Qualidade da Paisagem (IQP); Índice de Cobertura Vegetal (ICV) e IQP; e ICV e IUO, respectivamente (r =correlação de Pearson entre cada par de índices; p =probabilidade da correlação).

88

Figura 20. Correlações entre o Índice de Integridade Biótica-Crustáceos (IIB-C) e o Índice de Integridade Biótica-Peixes (IIB-P); Índice de Integridade Biótica-Aves (IIB-A) e IIB-P; e IIB-A e IIB-C, respectivamente (r =correlação de Pearson entre cada par de índices; p =probabilidade da correlação).

89

Figura 21. Variação do Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) nos diferentes anos avaliados, independentemente do índice utilizado na fórmula de cálculo. A linha pontilhada representa a tendência do IIQA.

89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos biológicos e pontuação do IIB (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006); Número de famílias e espécies (BRANCO & FREITAS JR., 2009; BRANCO et al., 2011; FREITAS JR. et al., 2013); Vulnerabilidade (CHEUNG et al., 2005; PALOMARES & PAULY, 2014); Composição trófica, uso e habitat (PALOMARES & PAULY, 2014; WORMS, 2014), IN MMA nº 5/2004 (BRASIL, 2004) e IN MMA nº 52/2005 (BRASIL, 2005).	36
Tabela 2. Atributos biológicos e pontuação do IIB (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006).	38
Tabela 3. Atributos, descrição e pontuações utilizados para o cálculo do Índice de Integridade Biótica. Extrato de forrageamento (de acordo com Stotz et al., 1996): A=aéreo, T=terrestre, U=sub-bosque, W=água, C=dossel; M= extrato médio. Referências: 1= Sigrist (2014); 2= Sick (2003); 3= Stotz et al. (1996); 4= CBRO(2014); 5= Santa Catarina (2011); 6= Silveira & Straube (2014); 7=IUCN (2014).	40
Tabela 4. Descrição das categorias de integridade biótica. Adaptado de Karr (1981), Karr et al. (1986), O'Connell et al. (1998), Roth et al. (1999); Bryce et al. (2002), Ferreira e Cassati (2006), Córdova-Avalos et al. (2009).	41
Tabela 5. Referências a partir das quais foram adaptados os cálculos dos diferentes índices para a área do Saco da Fazenda (Itajaí/SC).	42
Tabela 6. Variação dos valores corrigidos dos diversos índices por período avaliado (IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto; MP=muito pobre; P=pobre; R=regular; B=bom).	43
Tabela 7. Evolução espaço-temporal da área de cobertura (%) das classes analisadas para a região do Saco da Fazenda.	45
Tabela 8. Valores do Índice de Uso e Ocupação (IUO) e do Índice de Cobertura Vegetal (ICV).	50
Tabela 9. Variáveis com a quantidade de quadrículas por fotografia. Resultado do Índice de Qualidade Visual Indireto (IQV-I), média total do IQV-I e classe das fotografias: A (alta), M (média) e B (baixa).	51
Tabela 10. Estatística descritiva das paisagens valoradas.	51
Tabela 11. Matriz de correlação de Pearson (r) entre as variáveis e o Índice de Qualidade Visual Indireto (IQV-I). Céu (C), água (A), areia (AR), rochas (RO), construções (CO), pavimentação (PA), entulhos (EN), elemento humano (EH), vegetação antropizada (VA), vegetação ciliar (VC), vegetação natural (VN), vegetação rasteira (VR). Os valores destacados indicam correlação significativa ($p<0,05$).	53

Tabela 12. Correlação de Pearson (r) entre as diferentes variáveis consideradas neste estudo (1=Céu; 2=Água; 3=Areia; 4=Rochas; 5=Construções; 6=Pavimentação; 7=Entulhos; 8=Elemento humano; 9=Vegetação antropizada; 10=Vegetação ciliar; 11=Vegetação natural; 12=Vegetação rasteira; 13= Índice de Qualidade Visual Indireto; R ² =coeficiente de determinação; p= nível descritivo). Correlações com os valores de p destacados tem diferença significativa (p<0,05).	54
Tabela 13. Caracterização do número amostral por faixa etária, procedência e gênero. Residente (R), Turista (T).	56
Tabela 14. Valoração total de cada fotografia por gênero, resultado do Índice de Qualidade Visual - Direto (IQV-D) e classe de qualidade: B (baixa), M (média).	57
Tabela 15. Resultados por fotografia do Índice de Qualidade Visual-Indireto (IQV-I), do Índice de Qualidade Visual-Direto (IQV-D), classes de qualidade: A (alta), B (baixa), M (média). Média calculada para o IQV-I e IQV-D. Em destaque (cinza) as classes com diferenças entre os resultados dos índices.	59
Tabela 16. Evolução espaço-temporal da área de cobertura (ha) das classes analisadas para a área de estudo. Valor do Índice de Qualidade da Paisagem (IQP) e sua classe: M: média.	60
Tabela 17. Lista das espécies registradas em trabalhos anteriores para carcinofauna (* Branco & Freitas Jr., 2009; Branco et al., 2011; Freitas Jr. et al., 2013) e neste trabalho **. Dieta: O: onívoro, D: detritívora, H: herbívoro, C: carnívoro. Uso comercial: S: sim, N: não. Brasil, 2004 (IN MMA nº 5) e Brasil 2005 (IN MMA nº 52): S: consta na IN, N: não consta na IN. Ciclo de vida: N: dependente do estuário, S: independente do estuário. Outros estuários a=Branco, 1998; b=Rodrigues et al., 1996; c=Leite e Pezzuto, 2012; d=Boss et al., 2012; e=Wunderlich et al., 2008.	64
Tabela 18. Lista das espécies (ictiofauna) registradas ao longo do período de amostragem.	69
Tabela 19. Resultados dos testes estatísticos comparando a abundância de indivíduos entre os diferentes períodos analisados para ictiofauna. Os valores de p em negrito são significativos.	71
Tabela 20. Lista de famílias/espécies registradas ao longo dos períodos de estudo para avifauna. Referências: 1996 =Branco, 2000; Branco, 2007; Zimmermann e Branco, 2009; Branco, et al., 2011; 1997 =Branco, 2000; Branco, 2007; Branco, 2009; Zimmermann e Branco, 2009; Branco et al., 2011; 1998 =Branco, 2000; Branco, 2009; Zimmermann e Branco, 2009; Branco et al., 2011; 1999 =Branco, 2009; Zimmermann e Branco, 2009; Branco et al., 2011; 2000 a 2005 =Branco, 2007; Branco, 2009; Zimmermann e Branco, 2009; Branco et al., 2011; 2006-2007 =Zimmermann e Branco, 2009; Manoel et al., 2011; 2012-2013 =este trabalho.	74
Tabela 21. Variação dos valores do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” (IIQA), nos diferentes anos avaliados (Categorias: P=pobre; R=regular).	85

Tabela 22. Resultados dos testes estatísticos comparando os diferentes índices entre si, para todos os anos avaliados (IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto; ns=não significativo).

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Variáveis e descrição dos elementos da paisagem.	30
Quadro 2. Pesos atribuídos as variáveis das fotografias em relação ao número de quadrículas.	31
Quadro 3. Pesos atribuídos às classes das imagens em relação à área transformada. Adaptado dos trabalhos de Griffith (1979); Vega et al. (2003); Pastor et al. (2007).	33
Quadro 4. Categorias de qualidade visual para o IQV-I= Índice de Qualidade Visual Indireto, IQV-D= Índice de Qualidade Visual Direto, IQP= Índice de Qualidade da Paisagem. (adaptado de ROTH et al. 1999; SCHLEIGER, 2000; ARRIAZA et al., 2004; PIRES, 2005; SILVA et al., 2012).	34
Quadro 5. Descrição das categorias e respectivos intervalos dos índices calculados (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006).	44

SUMÁRIO

RESUMO	14
ABSTRACT	16
1. INTRODUÇÃO GERAL	18
1.1. Hipóteses	22
1.2. Objetivo Geral	22
1.2.1. Objetivos específicos	22
2. MATERIAL E MÉTODOS	24
2.1. Área de Estudo	24
2.1.1. Histórico – “formação” do Saco da Fazenda	24
2.1.2. Localização do Saco da Fazenda	25
2.2. Métodos	27
2.2.1. Avaliação espaço-temporal da paisagem (1938-2013)	27
2.2.1.1. <i>Processamento das imagens</i>	27
2.2.1.2. <i>Classificação das imagens</i>	27
2.2.2. Índice de uso e ocupação do solo e índice de cobertura vegetal	27
2.2.2.1. <i>Índice de Uso e Ocupação do Solo (IUO)</i>	27
2.2.2.2. <i>Índice de Cobertura Vegetal (ICV)</i>	28
2.2.3. Análise da qualidade visual e a diversidade paisagística	28
2.2.3.1. <i>Métodos utilizados para avaliação da paisagem</i>	28
2.2.3.2. <i>Método indireto</i>	28
2.2.3.3. <i>Método direto</i>	31
2.2.4. Avaliação das alterações na qualidade da paisagem através do Índice de qualidade da paisagem – IQP (1938 e 2013)	32
2.2.4.1. <i>Pesos de qualidade para cada classe</i>	32
2.2.4.2. <i>IQP (Índice de Qualidade da Paisagem)</i>	33
2.2.4.3. <i>Categorias de Qualidade</i>	33
2.2.5. Índice de integridade biótica (IIB) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna	34
2.2.5.1. <i>Carcinofauna</i>	34
2.2.5.1.1. COLETA DE DADOS E ANÁLISES	34
2.2.5.1.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA	35
2.2.5.1.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE	35
2.2.5.2. <i>Ictiofauna</i>	36
2.2.5.2.1. COLETA E ANÁLISE DOS DADOS	36
2.2.5.2.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA	37
2.2.5.2.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE	37
2.2.5.3. <i>Avifauna</i>	38
2.2.5.3.1. COLETA E ANÁLISE DOS DADOS	38
2.2.5.3.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA	38
2.2.5.3.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE	39
2.2.5.4. <i>IIB (Índice de Integridade Biótica) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna</i>	41
2.2.5.4.1. CATEGORIAS DO IIB (ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA) PARA CARCINOFAUNA, ICTIOFAUNA E AVIFAUNA	41
2.2.6. Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)	42
2.2.6.1. <i>Fonte dos dados</i>	42
2.2.6.2. <i>Conversão para a mesma base</i>	42

2.2.6.3. <i>Fórmulas utilizadas para o Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)</i>	43
2.2.6.4. <i>Categorias do IIQA (Índice Integrado da Qualidade Ambiental)</i>	44
2.2.7. <i>Análise dos Dados</i>	44
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
3.1. Avaliação espaço-temporal da paisagem (1938-2013)	45
3.2. Índice de Uso e Ocupação do Solo e Índice de Cobertura Vegetal	50
3.3. Análise da qualidade visual e a diversidade paisagística	51
3.3.1. Método indireto	51
3.3.2. Método direto	56
3.3.4. Avaliação da qualidade visual da paisagem	57
3.4. Avaliação das alterações na qualidade da paisagem através do Índice de qualidade da paisagem – IQP (1938 e 2013)	60
3.5. Índice de integridade biótica (IIB) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna	64
3.5.1 Carcinofauna	64
3.5.2. Ictiofauna	68
3.5.3. Avifauna	73
3.6. Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)	83
4. CONCLUSÕES	92
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95

RESUMO

O impacto das atividades humanas é evidente em diferentes tipos de ambientes, entre os quais se destacam as regiões estuarinas por serem vulneráveis a inúmeras ações, que são desenvolvidas em seu entorno de forma direta ou indireta. Geralmente, a gestão das atividades nestes sistemas é influenciada por diferentes interesses, onde as questões socioeconômicas podem deixar em segundo plano os aspectos ambientais. Por outro lado, avaliações prévias da qualidade ambiental podem contribuir para o planejamento da expansão de áreas urbanas, permitindo uma melhor adequação das intervenções, diminuindo os impactos negativos no ambiente. Neste sentido, este trabalho se propõe a calcular diferentes índices socioambientais (Índice de Integridade Biótica-IIB, Índice da Qualidade da Paisagem-IQP, Índice de Uso e Ocupação-IUO, Índice de Cobertura Vegetal-ICV e Índice de Qualidade Visual da Paisagem-IQV), os quais foram calculados isoladamente, para a região do Saco da Fazenda (Itajaí, SC, Brasil) avaliando suas variações temporais na área de estudo e verificar a viabilidade de utilização de um índice único para aferir a qualidade do ambiente. Nos cálculos do IIB foram utilizadas as informações disponíveis para a área de estudo, referentes a três grupos de fauna (crustáceos, peixes e aves), dos anos de 1996 a 2007, além de amostragens específicas, realizadas para este trabalho, entre 2012-2013. Para obtenção do IUO, ICV e IQP foram utilizadas fotografias aéreas para os anos de 1938, 1957, 1978, 1995 e 2004 na forma de mosaicos georreferenciados e imagens de satélite georreferenciadas para os anos de 2009 e 2013, as quais foram classificadas em 10 classes de uso e ocupação do solo. Finalmente, para obtenção dos valores do IQV foram realizadas duas avaliações, uma pelo método direto e outra pelo método indireto. Para ambos os métodos foram utilizadas oito fotografias (10 x 15cm) de cenários urbanos da área de entorno do Saco da Fazenda. A partir dos valores obtidos para os diferentes índices e períodos, foi proposto um Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA). Os resultados do IUO e do ICV demonstram a existência de uma relação inversa entre estes índices, evidenciando o recuo da vegetação ocasionado pelos diferentes processos de urbanização que se intensificaram no decorrer dos 75 anos analisados. Com relação ao IQV-D, IQV-I e IQP os resultados obtidos indicaram que a área de estudo enquadra-se na classe média. Utilizando a carcinofauna para a avaliação do IIB, os resultados oscilaram, sendo maiores nos anos de 2000-2001 (categoria regular), alterando para pobre (2001-2003), regular (2003-2004), pobre (2004-2005) e regressando para a categoria regular em 2012-2013. Este mesmo índice (IIB) calculado a partir de parâmetros da ictiofauna apresentou valores menores (2,8) nos anos de 2000-2001, 2001-2002 e 2012-2013, indicando

um ambiente pobre. Nos anos intermediários os valores do IIB foram maiores alterando a categoria para regular entre 2002-2003 (3,0); 2003-2004 (3,4) e 2004-2005 (3,0). Finalmente, o cálculo do IIB realizado com parâmetros da avifauna registrou resultados que nos dois primeiros anos oscilaram entre pobre em 1996 (2,60) e regular em 1997 (2,93), retornando a condição de pobre em 1998 (2,47) e 1999 (2,6). Nos anos de 2000, 2001 a 2003 e em 2004, o IIB aumentou, indicando um ambiente regular. Porém, em 2005 o índice foi de 2,87, retornando a categoria pobre que se manteve nos anos de 2006-2007 (2,53) e 2012-2013 (2,87). Nos anos de 1938, 1957, 1978, 1995 e 2009, o IIQA oscilou entre os valores de 0,64, 0,54, 0,46, 0,44 e 0,40, respectivamente, indicando uma qualidade do ambiente na categoria regular para o primeiro ano, passando à categoria pobre, nos demais anos. Nos anos de 2001, 2002, 2003 e 2005 os valores do IIQA foram de 0,60 (2001) permanecendo na categoria regular, caindo para 0,58 nos demais anos, enquadrando-se na categoria pobre. Para 2004 e 2013, o valor do IIQA apresenta uma queda (0,46 e 0,47 respectivamente), mantendo-se na categoria pobre. Após a análise de todos os resultados obtidos verificamos que a viabilidade de utilização de um índice integrado para a aferição da qualidade ambiental de um ambiente deve ser vista com cautela, uma vez que pode mascarar fenômenos particulares, que só poderiam ser detectados através da aplicação de índices específicos, relacionados a algum grupo da biota, aspectos físicos do ambiente, ou ainda, a questões sociais. Desta forma, recomenda-se, portanto, a utilização do maior número possível de índices na avaliação de ambientes, buscando equilibrar os mesmos em relação aos meios biótico, físico e socioeconômico, porém analisando seus resultados em conjunto para evitar desvios ou distorções, que uma avaliação individual pode acarretar.

Palavras-chave: qualidade ambiental; índices, índice integrado, variação temporal, Sul do Brasil

ABSTRACT

The impact of human activities is evident in different types of environments, including estuarine regions, because they are vulnerable to many actions that are carried out around them, whether directly or indirectly. Generally, the management of activities in these systems is influenced by different interests, where socioeconomic issues can leave aside environmental aspects. On the other hand, previous assessments of environmental quality can contribute to planning of the expansion of urban areas, allowing a better match of interventions and reducing negative environmental impacts. This study therefore aims to promote the integration of different social and environmental indices (Index of Biotic Integrity-IIB, Landscape Quality Index-IQP, Use and Occupation Index-IUO, Plant Coverage Index-ICV and Landscape Visual Quality Index-IQV), which were initially calculated separately for the region of “Saco da Fazenda” (Itajaí, SC, Brazil), assessing their temporal variations in the study area and determining the feasibility of using a single index to assess environmental quality. In the calculations of IIB, we used the information available for the study area, relating to three fauna groups (crustaceans, fish and birds), for the years 1996-2007, as well as specific samples carried out for this study, between 2012-2013. To obtain the IUO, ICV and IQP, aerial photographs were used, from the years 1938, 1957, 1978, 1995 and 2004, in the form of georeferenced mosaics and satellite imagery georeferenced for the years 2009 and 2013, which were classified into 10 classes of land use and occupation. Finally, to obtain the IQV values, two evaluations were performed; one using the direct method and the other using the indirect method. For both methods, eight 10 x 15cm photographs were used, depicting urban scenarios of the area surrounding the "Saco da Fazenda". From the values obtained for the different indices and periods, an Environmental Quality Integrated Index (IIQA) was proposed. The results of the IUO and ICV demonstrate the existence of an inverse relationship between these indices, showing the retreat of vegetation due to different processes of urbanization that have intensified over the 75 years analyzed. In relation to the IQV-D, IQV-I and IQP, the results include the study area in the medium class. Using the carcinofauna for the assessment of IIB, the results varied, being higher in 2000-2001 (regular category), changing to poor (2001-2003), regular (2003-2004), poor (2004-2005) and returning to the regular category in 2012-2013. This same index (IIB) calculated from fish fauna parameters showed lower values (2.8) in 2000-2001, 2001-2002 and 2012-2013, indicating a poor environment. In the intermediate years, the values of IIB were higher, with the category changing to regular between 2002-2003

(3.0); 2003-2004 (3.4) and 2004-2005 (3.0). Finally, the calculation of IIB performed with parameters for birds recorded results in the first two years ranging from poor in 1996 (2.60) to regular in 1997 (2.93), and returning to poor in 1998 (2.47) and 1999 (2.6). In 2000, 2001 to 2003 and 2004, the IIB increased, indicating a regular environment. However, in 2005 the rate was 2.87, returning to the poor category, which remained in the years 2006-2007 (2.53) and 2012-2013 (2.87). In the years 1938, 1957, 1978, 1995 and 2009, the IIQA ranged from values of 0.64, 0.54, 0.46, 0.44 and 0.40, respectively, indicating an environmental quality in the regular category for the first year, and moving to the poor category in other years. In 2001, 2002, 2003 and 2005, the values of IIQA were 0.60 (2001) remaining in the regular category, falling to 0.58 in the other years, to the poor category. For 2004 and 2013, the value of IIQA presents a drop (0.46 and 0.47 respectively), remaining in the poor category. After analyzing the results, we found that the viability of using an integrated index for measuring the environmental quality must be viewed with caution, as it may can particular phenomena that could only be detected by applying specific indices related to certain groups of biota, physical aspects of the environment, or even social issues. Thus, the use of the highest possible number of indexes is therefore recommended for the evaluation of environments, seeking to balance them in terms of the biotic, physical and socioeconomic resources, but analyzing their results together to avoid deviations or distortions that an individual assessment may entail.

Keywords: environmental quality; indices, integrated index, temporal variation, southern Brazil

1. INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são zonas de transição entre a terra e o mar com um elevado nível de produtividade, onde a variação na profundidade, salinidade, turbidez e disponibilidade de alimento atribuem a essas áreas características que possibilitam que organismos as utilizem para diversas funções (*e.g.* “berçário”, refúgio, desova, repouso, nidificação, alimentação), porém são muito vulneráveis em decorrência de sua dinâmica e dos processos naturais que predominam (WHITTAKER, 1975; COSTANZA et al., 1997; RIBEIRO, 2005; ELLIOTT et al., 2007; FRANCO et al., 2008; NORONHA et al., 2010). Os estuários fazem a interface entre as populações humanas e os ambientes marinhos suportando o “peso” das atividades desenvolvidas na terra e água (EDGAR et al., 2000; KENNISH, 2002; ROY et al., 2001; CLARK et al., 2015). Estas regiões também são utilizadas como locais para o desenvolvimento de inúmeras formas de lazer (*e.g.* pesca, atividades náuticas, contemplação, esportes), além de atividades econômicas comerciais e industriais, tendo como consequência a ocupação do seu entorno e o aumento da exploração dos recursos naturais existentes podendo ocasionar um manejo inadequado dos componentes da paisagem (NETO et al., 2013).

Como o crescimento econômico nem sempre leva em conta a capacidade de suporte do ambiente, ele altera o equilíbrio dos processos, constituindo uma ameaça a fauna, flora e qualidade paisagística, fazendo com que o sistema dependa de um balanço complexo entre o desenvolvimento socioeconômico e os valores naturais (MEIRELES, 2002; FREIRE et al., 2012) o que aumenta a responsabilidade dos gestores em diminuir os impactos nestes ambientes ecologicamente significativos (SCANES & SCANES, 1995, CLARK et al., 2015).

Neste contexto, o Saco da Fazenda (Itajaí/SC) ou “baía Afonso Wippel” (ITAJAÍ, 2004), localizado no bairro Fazenda e objeto de estudo deste trabalho, é uma área artificializada pela intervenção de obras de engenharia na foz Rio Itajaí-Açu. As obras iniciaram no século passado, com a construção do primeiro guia-corrente fixado na margem direita do rio, alterando a hidrodinâmica e a sedimentologia. A partir do final da década de 1906, várias obras foram executadas, retificando o canal e determinando a atual configuração da foz do Rio Itajaí-Açu e Saco da Fazenda (VARGAS, 1935). O Decreto Municipal nº 8.530 (ITAJAÍ, 2008) instituiu a área como Área de Proteção Ambiental – APA Saco da Fazenda que é gerida pela Fundação do Meio Ambiente de Itajaí – FAMAI.

No ano de 1970, com o aterro para a implantação da Avenida Ministro Victor Konder, da Praça Genésio Miranda Lins e do local onde atualmente encontra-se o Parque da Marejada, iniciou-se uma intensa urbanização nas áreas do entorno do Saco da Fazenda. Estas alterações provocaram novos impactos, principalmente relacionados ao crescimento demográfico desordenado e aumento no lançamento de efluentes domésticos (THEIS & FERNANDES, 2002). Este crescimento pode ser comprovado pelos dados do IBGE, que auditaram para o ano de 1992 uma população de 122.401 habitantes e para 2014 a população estimada é de 201.551 habitantes, representando um acréscimo de 64,66% em pouco mais de 20 anos para a cidade de Itajaí, com uma taxa média de aumento de aproximadamente 3.600 habitantes/ano, que vem “contribuindo” com esta carga de efluentes e alterações na área de estudo como consequência da expansão urbana (IBGE, 2014).

O Saco da Fazenda por estar localizado na foz do rio Itajaí-Açu também recebe, de maneira indireta, os efluentes das cidades que estão localizadas a montante e que contribuem para o aumento da carga orgânica na foz. No estuário ainda ficam “acumuladas” grandes quantidades de resíduos sólidos (*e.g.* pneus, garrafas pet, boias, sapatos) oriundos da própria cidade de Itajaí e outros que são lançados ao longo do curso do rio e em decorrência da correnteza e variação no ciclo das marés se aglomeram em suas margens.

Na margem direita do baixo estuário do rio Itajaí-Açu, está o Porto de Itajaí (26°54'00.38"S e 48°40'07.06"O), considerado como organizado no ano de 1966, e na esquerda o Porto de Navegantes (Portonave) (26°53'51.39"S e 48°39'39.00"O, em Navegantes/SC) que em maio de 2001 recebeu a outorga do Ministério dos Transportes para iniciar as suas atividades. Uma grande quantidade de indústrias pesqueiras está instalada ao longo de suas margens (direita e esquerda, no baixo estuário) e ambos os portos são considerados as principais vias de acesso de comércio marítimo do Estado (PORTONAVE, 2010; PORTO DE ITAJAÍ, 2015), ocasionando uma intensa movimentação de embarcações que contribuem com a geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos que se depositam na área do Saco da Fazenda.

Apesar das diversas intervenções, o Saco da Fazenda é importante para a preservação da biodiversidade na região urbana de Itajaí, sendo que já foram registradas, para este ecossistema, mais de 100 espécies de aves, 50 espécies de peixes, 14 espécies de crustáceos, representando comunidades bem estruturadas (BRANCO, 2000; BRANCO, 2002; BRANCO, 2007; BRANCO & EBERT, 2002; BRANCO & FREITAS JR., 2009; BRANCO et al., 2009; MANOEL et al., 2011; BRANCO et al., 2011). Além destas, outros grupos como mamíferos, anfíbios e répteis encontram-se completamente descaracterizados. A flora

também esta modificada em função das inúmeras intervenções que a área já sofreu e apresenta muitos elementos exóticos, plantados desordenadamente, por órgãos públicos e comunidade em geral (TOGNELLA-DE-ROSA et al., 2002, 2004, 2009; IZA & MARENZI, 2009).

Neste contexto as metodologias que analisam o ambiente (físico, biológico) e suas capacidades e limitações são importantes para que possa ocorrer uma exploração dos recursos naturais compatibilizando os aspectos socioeconômicos e ambientais. Uma imprecisão dos dados disponíveis pode causar inúmeros transtornos aos órgãos gestores que procuram formas mais eficazes de coordenar o desenvolvimento. Em decorrência das inúmeras transformações que as zonas estuarinas são submetidas pelo aumento das aglomerações humanas no seu entorno, esses locais se tornaram ideais para o monitoramento das ações antropogênicas, ao longo do tempo, através de diferentes indicadores ambientais (físicos, químicos, biológicos ou socioeconômicos) que representam o ecossistema (ALVE, 1995; VIDY, 2000; SCOTT et al., 2005).

Assim mapeamentos temáticos atualizados surgem como instrumentos que podem auxiliar nesse gerenciamento dos recursos naturais ao detectarem alterações na cobertura e uso do solo definindo uma escala espaço-temporal que limita os processos ambientais que se pretende avaliar, onde essas análises podem estar relacionadas ao ambiente, infraestrutura, características socioeconômicas, ao crescimento e expansão urbana, a dinâmica da paisagem, mapeamentos geotécnicos e avaliação da expansão agrícola (LANGLEY et al., 2001; OLIVEIRA & COSTA, 2001; SILVA & SILVA, 2011; FLORES et al., 2012; CASTRO et al., 2013; PASCOAL JR. et al., 2013).

A paisagem modificada pelo desenvolvimento humano passa a ser o novo elemento de ponderação em detrimento da qualidade natural (MINAKI & AMORIN, 2007) que também pode ser mensurada através do Índice da Qualidade da Paisagem, Índice de Uso e Ocupação, Índice de Cobertura Vegetal e Índice de Qualidade Visual da Paisagem. Esses índices podem avaliar o crescimento urbano, considerando atributos relacionados à qualidade da paisagem, quantificando em diferentes escalas a dinâmica da paisagem e auxiliando as ações de planejamento e gestão do território (LANGLEY et al., 2001; VEGA et al., 2003; AYAD, 2005; LU & WENG, 2007; ALMEIDA et al., 2009; FUJACO et al., 2010; PIMENTEL et al., 2011). Outro método de análise da qualidade da paisagem são as abordagens diretas, indiretas e mistas que avaliam o conjunto da paisagem, com seus diferentes níveis de subjetividade ou a partir de seus componentes físicos, biológicos e

antrópicos em unidades regulares (malha reticulada) (MARENZI, 1996; LANDOVSKY et al., 2006, SILVA et al., 2012).

Mesmo na avaliação da qualidade biótica de alguns grupos de organismos mais específicos é necessário que as informações também possam ser organizadas e integradas de maneira que seja possível a identificação dos fatores que a alteram (BASSET & ABBIATI, 2004; COATES et al., 2007). Ao se considerar um indicador como adequado para a avaliação biótica de um ecossistema devem ser observados critérios como: base científica, importância e biologia, sua sensibilidade, se é específico, previsível, prático e mensurável (MEE et al, 2008; NIEMEIJER & DE GROOT, 2008; ELLIOTT & WHITFIELD 2011; KERSHNER et al 2011; ZAIKO & DAUNYS, 2015). Neste sentido, Karr (1981) propôs o cálculo do Índice de Integridade Biótica (IIB) para a ictiofauna de um riacho e indicou as variáveis que poderiam afetar a sua integridade biótica (composição, riqueza de espécies e fatores ecológicos). Ele estabeleceu seis categorias de integridade e para cada variável atribuiu um valor, que somados indicariam uma das categorias de qualidade do ambiente. A proposta de Karr foi então modificada e utilizada em ambientes marinhos (JAMESON et al., 2001), estuarinos (BREINE et al., 2008; SOARES et al., 2011; FERREIRA & FLYNN, 2012), lacustres (KARR & DIONNE, 1991), terrestres (O'CONNELL et al., 2007), ecossistemas de água doce (ARAÚJO, 1998; BOZZETTI & SCHULZ, 2004) e também agregando outros componentes da biota aquática como macroinvertebrados (COUCEIRO et al., 2012) e anfíbios (SIMON et al., 2000), como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira (BOLTA & FLYNN, 2013) e, para fragmentos florestais, utilizando aves como indicadores (ANJOS et al., 2009).

Mas com o passar dos anos os IIB utilizados em ecossistemas aquáticos ou terrestres se tornaram muito específicos, não existindo um índice de integridade que abrangesse ambos os ambientes (SLOCOMBE, 1992; ANDREASEN et al., 2001; BORJA et al., 2009). Diferentes tipos de ecossistemas precisavam ser considerados dentro de um mesmo contexto sendo necessária uma avaliação “regional” que integrasse todas as informações disponíveis auxiliando na compreensão das diferentes realidades e reduzindo a complexidade entre os sistemas humano-ambientais e dos processos espaciais associados, que juntos, são o pré-requisito de um índice de integridade (BAILEY, 1996; ANDREASEN et al., 2001; BORJA et al., 2009; NIEMEIJER & DE GROOT, 2008; REZA & ABDULLAH, 2011; VAN OUDENHOVEN et al., 2012).

Desta forma a existência de um índice “composto” permitiria o entendimento das características gerais de integridade do ecossistema como um conjunto, desde que os

atributos dos índices contemplem a maior série de características possíveis (RILEY, 2000; ANDREASEN et al., 2001; REZA & ABDULLAH, 2011). Porém, a caracterização da qualidade do ambiente é uma tarefa desafiadora porque geralmente está associada à variáveis que são difíceis de serem quantificadas simultaneamente. O seu “efeito” é entendido de maneira mais ampla quando inclui exposições referentes a privações socioeconômicas, acesso a alimentação saudável, segurança, entre outros. Ao utilizar a variável ambiente, a complexidade contribui de maneira isolada (e.g. qualidade da água, poluentes, clima) e costuma ser explorada isoladamente (BRAUER et al., 2008; MESSER et al., 2014). Trabalhos já foram realizados para aferir a qualidade ambiental utilizando índices de poluição (KHANNA, 2000), vegetação (FUNG & SIU, 2000), poluição do ar, saúde e segurança ocupacional, operação e gestão de indústrias (LEMAN et al., 2010), água, ar e ambiente construído (MESSER et al., 2014).

1.1. Hipóteses

A qualidade do ecossistema do Saco da Fazenda sofreu degradação ao longo dos anos. Logo, o uso de indicadores de qualidade ambiental, baseados na análise temporal da qualidade visual da paisagem, assim como do entendimento da estrutura e funcionamento integrado deste sistema, permite uma melhor avaliação do estado do ambiente para fins de gestão ambiental.

1.2. Objetivo Geral

Avaliar a variação espaço-temporal da qualidade ambiental do Saco da Fazenda, utilizando diferentes indicadores e proposição de um Índice Integrado de Qualidade Ambiental (IIQA), utilizando os resultados dos diferentes índices individuais calculados.

1.2.1. Objetivos específicos

- Analisar de forma espaço-temporal a região do Saco da Fazenda reconstruindo as alterações na dinâmica da paisagem em um período de 75 anos (1938 – 2013);
- Calcular as variações do Índice de Uso e Ocupação do Solo e do Índice de Cobertura Vegetal;

- Analisar a qualidade visual e a diversidade paisagística da região do Saco da Fazenda;
- Avaliar as alterações na qualidade da paisagem na região do Saco da Fazenda, entre os períodos de 1938 e 2013;
- Calcular o Índice de Integridade Biótica (IIB), para o Saco da Fazenda, a partir de parâmetros das comunidades de crustáceos, peixes e aves e avaliar suas flutuações ao longo dos anos;
- Promover a integração de diferentes índices socioambientais, os quais foram calculados isoladamente, para a região do Saco da Fazenda, avaliando suas variações temporais;
- Verificar a viabilidade de utilização de um índice único para aferir a qualidade ambiental de uma região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Histórico – “formação” do Saco da Fazenda

A área de estudo (Saco da Fazenda) compreende o último meandro do baixo estuário do rio Itajaí-Açu/SC que margeava a orla atual e era orientado pelo morro da Atalaia para o norte, existindo na outra margem um pontal arenoso, que se estendia a partir da Praia de Navegantes/SC (SCHETTINI, 2008).

Com o crescimento das atividades portuárias do Porto de Itajaí/SC houve a necessidade de melhorar a infraestrutura de acesso. No ano de 1895 foi estabelecida uma comissão do governo federal para verificar as obras que seriam necessárias. Em 1903 foi criada a Comissão de Melhoramento do Porto de Itajaí e em 1906 iniciaram-se as obras com a construção de três espigões. As obras prosseguiram (1907) com o aumento da extensão dos espigões e da construção de uma muralha no cais de saneamento que no ano de 1908 foi aumentado em conjunto com os espigões. No ano de 1910 foram iniciadas as obras de construção do guia corrente na margem direita, porém, com a extraordinária enchente do rio Itajaí-Açu no ano de 1911, ocorreu o rompimento do pontal. Entre 1912-1914 as obras foram mais lentas e proporcionais ao orçamento disponível, e entre 1915-1919 paralisadas (VARGAS, 1935).

A comissão retomou as suas atividades (1920), realizando um levantamento topo-hidrográfico. Nos anos de 1921-1922 as obras prosseguiram de acordo com o orçamento disponível, e em 1923 foi iniciada a construção do guia corrente da margem esquerda do rio sendo que nos anos de 1925-1926 suas obras foram novamente paralisadas (VARGAS, 1935).

Em julho de 1926, o Decreto nº 17.344 aprovou o Projeto de Melhoramento do Porto que contemplaria: construção de 34 espigões, prolongamento do guia corrente da margem direita até a Atalaia, aterro de uma parte do Saco da Fazenda, construção do molhe norte e sul. O projeto foi “adequado” e obras morosas foram realizadas entre 1927-1929, e em 1930 aceleradas pela compra de equipamentos. Os acontecimentos ocorridos no país em 1930 paralisaram as obras até o ano de 1934 (VARGAS, 1935).

2.1.2. Localização do Saco da Fazenda

O Saco da Fazenda está localizado junto à foz do rio Itajaí-Açu, no município de Itajaí/SC, e tem a sua área (67,56ha) delimitada pelas coordenadas 26°54'32.55''S e 48°39'02.92''W no início do molhe noroeste, 26°54'49.40''S e 48°38'30.49''W no molhe a nordeste e 26°55'03.28''S e 48°38'51.41''W junto à foz do ribeirão Schneider (ARAÚJO et al., 2009a). O principal acesso entre o saco e o rio ocorre através de uma pequena abertura (boqueirão), cerca de 26 metros (26°54'49.19''S e 48°38'40.96''W). Em relação à área de entorno, na porção sul-sudeste está localizado o ribeirão Schneider (26°55'14.27''S e 48°38'57.75''O) e o morro da Atalaia (26°55'10.49''S e 48°38'39.25''O), no quadrante norte, o rio Itajaí-Açu (26°54'34.31''S e 48°38'58.47''O) a leste a Avenida Ministro Victor Konder (26°54'59.69''S e 48°39'07.81''O), e a oeste a praia da Atalaia (26°54'59.30''S e 48°38'28.15''O) (Figura 1) (ARAÚJO et al., 2009a).

No ano de 2004 foi denominado como baía Afonso Wippel pelo Decreto Municipal nº 4.063 (ITAJAÍ, 2004) e no ano de 2008 instituída como Área de Proteção Ambiental (APA) Saco da Fazenda pelo Decreto Municipal nº 8.530 (ITAJAÍ, 2008). A APA é gerida pela Fundação do Meio Ambiente de Itajaí – FAMAI.

A vazão fluvial total para o Saco da Fazenda pode ser escalada da ordem de $0,2\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ (ribeirão Schneider e outros cursos d'água). A troca estimada de água entre o Saco da Fazenda e o baixo estuário do rio Itajaí-Açu é duas ordens de magnitude maior (100 X) do que o volume de água doce aportado através da drenagem local. A profundidade média é de 1,5 m, a taxa de renovação é 0,53, o que fornece um tempo de meia vida de 1,3 dias, onde é possível inferir que as condições hidrológicas estão diretamente associadas ao rio Itajaí-Açu (SCHETTINI, 2008).

No início do ano de 1980 foi realizada a primeira dragagem na área do Saco da Fazenda com a finalidade de manutenção da navegação no local. Entre 2000-2003 a área do Saco da Fazenda foi revitalizada com a dragagem e desassoreamento de um volume total $627.518,42\text{m}^3$, retirado de uma área plana de 447.072m^2 . A dragagem reduziu de 20 a 25% na toxidade do sedimento em relação ao início, mas não alterou a qualidade de água. O material dragado foi depositado em duas áreas, uma adjacente ao Parque da Marejada (bota-fora 1, 26°54'38.44''S e 48°39'05.85''O), e outra próxima ao morro da Atalaia (bota-fora 2, 26°54'52.29'' S e 48°38'33.90''O) (ARAÚJO et al., 2009b).

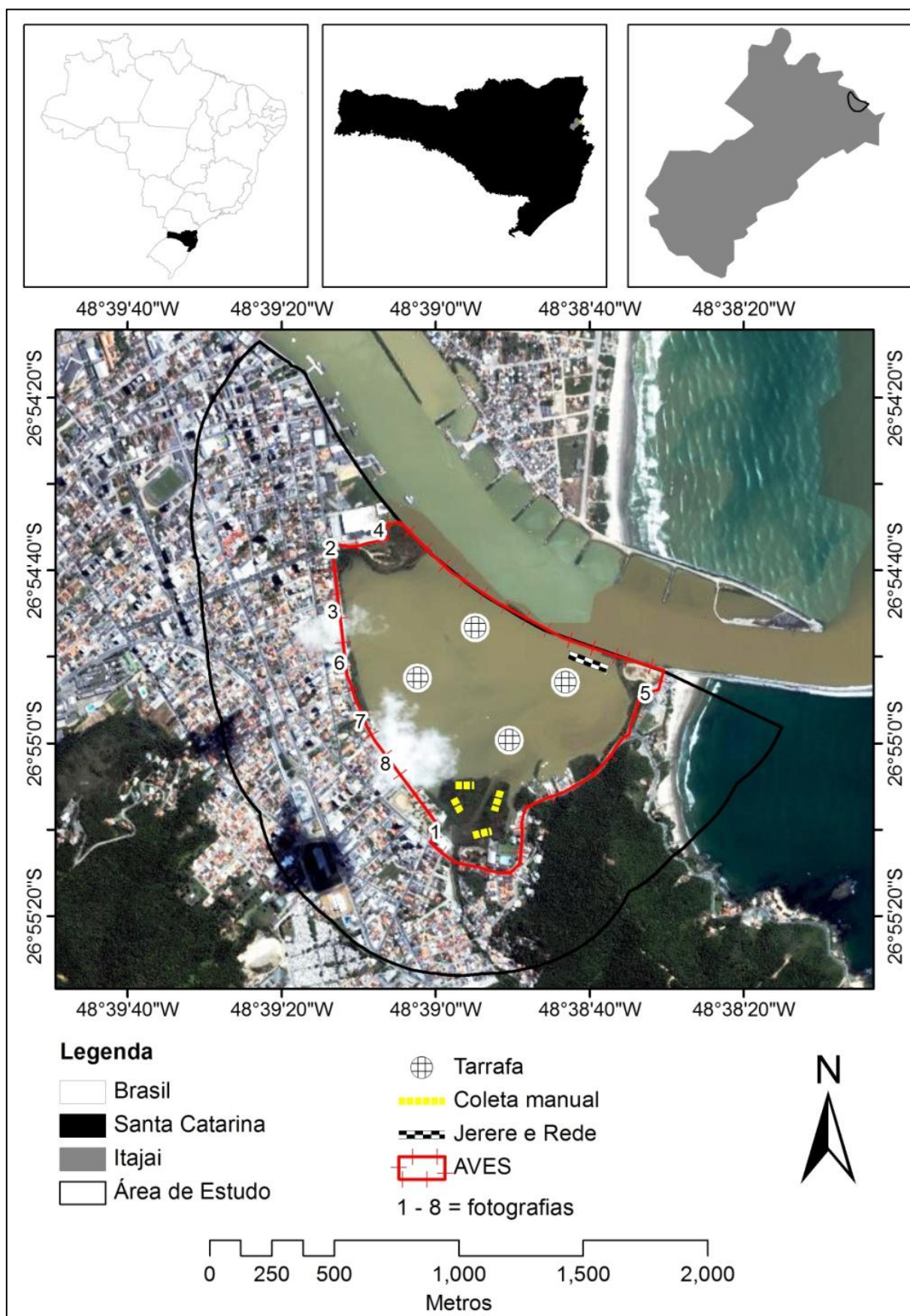


Figura 1. Localização geográfica do Saco da Fazenda, da área de estudo (*buffer* de 500m) e locais de amostragem (imagem Google Earth, 2013).

2.2. Métodos

2.2.1. Avaliação espaço-temporal da paisagem (1938-2013)

2.2.1.1. *Processamento das imagens*

Para a realização deste trabalho foram utilizadas fotografias aéreas para os anos de 1938 (bandas: 33/473/1; 33/476/1; 33/477/1), 1957 (banda: 2703/1), 1978 (banda: 1757/1), 1995 (banda: 23/01/01; 25/02/01) e 2004 (bandas: 30, 32, 33, 35, 38) na forma de mosaicos georreferenciados e imagens de satélite georreferenciadas para os anos de 2009 (imagem do Google Earth de 8/2/2009) e 2013 (imagem do Google Earth de 3/9/2013).

2.2.1.2. *Classificação das imagens*

A fotografia aérea do ano de 1938 serviu como referência para a delimitação da área de estudo ao longo do período analisado, sendo definida uma área de 500m (309,45ha) ao redor da região inundada do Saco da Fazenda, tendo como limite a leste, o guia corrente na margem direita do rio Itajaí-Açu (Figura 1).

Para a classificação digital de uso e ocupação do solo foi realizada uma classificação manual, utilizando o software ArcGIS® (ESRI - Environmental Systems Research Institute, Inc.) sendo definidas 10 classes: **1)** vegetação herbácea: natural ou antropizada; **2)** corpos hídricos: conjunto de arroios, canais e córregos; **3)** vegetação arbóreo/arbustiva: natural ou antropizada; **4)** planície de inundação: área alagável com presença de vegetação; **5)** oceano; **6)** areia de praia: natural ou decorrente de aterro; **7)** encosta rochosa; **8)** área urbanizada; **9)** solo exposto; **10)** ruas.

2.2.2. Índice de uso e ocupação do solo e índice de cobertura vegetal

2.2.2.1. *Índice de Uso e Ocupação do Solo (IUO)*

O IUO para cada classe de uso e ocupação do solo e período avaliado foi calculado com a seguinte equação:

$$IUO_i = \frac{(RU_i + AU_i + SE_i)}{AT} \times 100$$

onde: **RU_i**= ruas (ha) no ano (i); **AU_i** = área urbanizada (ha) no ano (i); **SE_i** = solo exposto (ha) no ano (i) e **AT** = área de estudo (ha).

2.2.2.2. Índice de Cobertura Vegetal (ICV)

O ICV para cada período avaliado foi calculado com a seguinte equação:

$$ICV_i = \frac{(VAA_i + VH_i + PI_i)}{AT} \times 100$$

onde: **VAA_i**= vegetação arbóreo/arbustiva (ha) no ano (i); **VH_i** = vegetação herbácea (ha) no ano (i); **PI_i** = planície de inundação (ha) no ano (i) e **AT** = área de estudo (ha).

2.2.3. Análise da qualidade visual e a diversidade paisagística

2.2.3.1. Métodos utilizados para avaliação da paisagem

A avaliação da qualidade visual da paisagem do Saco da Fazenda foi feita através de dois métodos: indireto e direto.

Para ambos os métodos foram utilizadas oito fotografias (10 x 15 cm) de cenários urbanos da área de entorno ao Saco da Fazenda (Figura 2), com similaridade em aspectos climáticos e de luminosidade (FAIRWEATHER et al., 1998; FAIRWEATHER & SWAFFIELD, 2001), e com a mesma qualidade nas fotografias/imagens para que não houvessem interferências nos resultados.

2.2.3.2. Método indireto

Para a análise das fotografias foram selecionados doze variáveis paisagísticas características do Saco da Fazenda, a saber: céu, água, areia, rocha, construções, pavimentação, entulho, elemento humano, vegetação antropizada, vegetação ciliar, vegetação natural e vegetação rasteira (Quadro 1).



Figura 2. Imagens da área do Saco da Fazenda utilizadas nos métodos indireto e direto de avaliação da qualidade visual da paisagem. Fotografias do mês de setembro de 2012.

Sobre cada uma das oito fotografias utilizadas inseriu-se uma grade transparente, com 600 quadrículas ($0,5 \times 0,5$ cm cada) (GRIFFITH, 1979). Após contou-se quantas quadrículas estavam preenchidas por cada variável, sendo que quando mais de uma variável estava presente na mesma quadrícula consideramos a que preencheu o maior espaço ($>50\%$).

A partir do trabalho de Griffith (1979) e das adaptações de Landovsky et al., (2006), Bobrowski et al., (2010), Silva et al., (2012) atribuiu-se pesos de qualidade para cada variável, definidos de forma subjetiva, de acordo com a importância de cada elemento da paisagem composta por valores inteiros, equivalentes a 1, 2, 3, 4 e 5.

Quadro 1. Variáveis e descrição dos elementos da paisagem.

Variável	Descrição dos elementos
Céu	com os mesmos aspectos climáticos e de luminosidade
Água	áreas de mar, estuário e rios
Areia	superfícies arenosas existentes
Rochas	em qualquer tamanho ou formato
Construções	infraestruturas (imóveis, muros, cercas, postes)
Pavimentação	asfalto, calçamento
Entulhos	restos de madeira, pneus, lixo em geral
Elemento humano	presença de automóveis, embarcações
Vegetação antropizada	grama, plantas ornamentais, dispostas de forma isolada ou em grupo
Vegetação ciliar	porte arbóreo/arbustivo, dispostas ao longo dos cursos d'água
Vegetação natural	nas diferentes fases de sucessão (situada fora da vegetação ciliar)
Vegetação rasteira	nenhuma das acima citadas

O Índice de Qualidade Visual - Indireto (IQV-I) foi obtido através da multiplicação do número de quadrículas com a variável pelo peso atribuído. (Quadro 2).

$$IQVI = \sum (NQ_i \times P_i)$$

Onde **NQ_i** é o número de quadrículas, **P_i** é o peso atribuído e **i** é a variável.

O Índice de Qualidade Visual - Indireto (IQV-I) para o “conjunto de fotografias” foi obtido através da soma de todos os valores individuais de IQV-I por fotografia e dividido pelo total de fotografias.

$$IQVI_G = \sum \frac{IQVI_F}{TF}$$

onde **IQVI_F** é a soma de todos os valores individuais de IQV-I por fotografia e **TF** é o total de fotografias.

Quadro 2. Pesos atribuídos as variáveis das fotografias em relação ao número de quadrículas.

Meios	Variáveis	Pesos por número de quadrículas				
		5	4	3	2	1
Físico	Céu	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
	Água	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120
	Areia	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120
	Rocha	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120
Socioeconômico	Construções	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
	Pavimentação	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
	Entulho	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
	Elemento Humano	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
	Vegetação antropizada	≤120	121-240	241-360	361-480	≥481
Biótico	Vegetação ciliar	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120
	Vegetação natural	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120
	Vegetação rasteira	≥481	361-480	241-360	121-240	≤120

2.2.3.3. Método direto

O conjunto de oito fotografias foi entregue aos participantes, recrutados aleatoriamente, independente do gênero, idade, profissão ou grau de escolaridade, na área do Saco da Fazenda. Foi solicitado que cada observador colocasse as fotografias (Figura 2) em uma ordem decrescente de preferência, sem nenhuma interferência de eventuais acompanhantes ou dos pesquisadores, registrando a sequência em uma planilha. Esta atividade foi realizada entre os meses de outubro e novembro de 2012, nos períodos manhã-tarde, em dias e horários aleatórios para contemplar a maior diversidade amostral possível.

De posse das planilhas, atribuímos valores conforme a ordem de preferência das fotografias e multiplicamos o número de vezes em que ela apareceu em determinada ordem pelo valor atribuído, onde ao 1º lugar foi atribuído o valor = 8, ao segundo 7 até chegar no 8º lugar com 1, e após somou-se as pontuações individuais de cada uma (SILVA et al., 2012). O Índice de Qualidade Visual - Direto (IQV-D) para o Saco da Fazenda foi obtido pela soma total da multiplicação do número de pessoas pelo valor atribuído.

$$IQVD = \sum (NP \times V_i)$$

onde **NQ** é o número de pessoas, **V** é o valor atribuído e **i** a preferência.

O Índice de Qualidade Visual - Direto (IQV-D) para o “conjunto de fotografias” foi obtido através da soma de todos os valores individuais de IQV-D por fotografia e dividido pelo total de fotografias.

$$IQVD_G = \sum \frac{IQVD_F}{TF}$$

onde **IQVD_F** é a soma de todos os valores individuais de IQV-D por fotografia e **TF** o total de fotografias.

A análise da associação entre variáveis foi obtida através de uma matriz de correlação (coeficiente de Pearson). Nesta análise assumiu-se uma classificação de correlação definida por Dancey e Reidy (2006), a saber: $R^2 < 0,40$ = fraca correlação; $R^2 \geq 0,40$ e $< 0,70$ = moderada correlação; $R^2 \geq 0,70$ = forte correlação.

2.2.4. Avaliação das alterações na qualidade da paisagem através do índice de qualidade da paisagem – IQP (1938 e 2013)

Para a avaliação das alterações na qualidade da paisagem, utilizando o índice de qualidade da paisagem (IQP), foram utilizadas as mesmas imagens e classificação dos itens 2.2.1.1. e 2.2.1.2.

2.2.4.1. *Pesos de qualidade para cada classe*

A partir do trabalho de Griffith (1979) e das adaptações de Vega et al. (2003) e Pastor et al. (2007) atribuímos pesos de qualidade para cada classe, definidos de forma subjetiva, de acordo com a importância do elemento na paisagem, composta por valores inteiros, equivalentes a 3 (maior importância), 2 (importância média), 1 (menor importância) (Quadro 3).

Quadro 3. Pesos atribuídos às classes das imagens em relação à área transformada. Adaptado dos trabalhos de Griffith (1979); Vega et al. (2003); Pastor et al. (2007).

Meio	Classe	Pesos por hectares de área		
		3	2	1
Físico	Areia de praia	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Corpos hídricos	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Encosta rochosa	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Oceano	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Planície de inundação	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Solo exposto	≤ 77.36	77.36-232.09	≥ 232.09
Socioeconômico	Área urbanizada	≤ 77.36	77.36-232.09	≥ 232.09
	Ruas	≤ 77.36	77.36-232.09	≥ 232.09
Biótico	Vegetação arbóreo/arbustiva	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36
	Vegetação herbácea	≥ 232.09	77.36-232.09	≤ 77.36

2.2.4.2. IQP (Índice de Qualidade da Paisagem)

O Índice de Qualidade da Paisagem (IQP) foi obtido através da multiplicação da área em hectares pelo seu peso atribuído (Quadro 3). Após, os resultados da multiplicação são somados e divididos pelo valor máximo possível, de acordo com a seguinte equação:

$$IQP = \frac{\sum a_{iy} \times p_{iy}}{at \times pm}$$

onde **a** é a área em hectares da classe **i** no ano **y**; **P** é o peso atribuído a classe **i** no ano **y**; **at** é a área total em hectares da área de estudo e **pm** é o peso máximo possível (**pm** = 3).

2.2.4.3. Categorias de Qualidade

Para os três métodos empregados (IQV-I= Índice de Qualidade Visual Indireto, IQV-D= Índice de Qualidade Visual Direto, IQP= Índice de Qualidade da Paisagem) os resultados do foram classificados em três categorias de qualidade visual, a partir da adaptação dos trabalhos de ROTH et al. (1999), SCHLEIGER (2000), ARRIAZA et al. (2004), PIRES (2005), SILVA et al. (2012) (Quadro 4).

Quadro 4. Categorias de qualidade visual para o IQV-I= Índice de Qualidade Visual Indireto, IQV-D= Índice de Qualidade Visual Direto, IQP= Índice de Qualidade da Paisagem. (adaptado de ROTH et al. 1999; SCHLEIGER, 2000; ARRIAZA et al., 2004; PIRES, 2005; SILVA et al., 2012).

Qualidade Visual	Valor do índice
Alta	$\geq 75\%$ do valor máximo possível
Média	$> 50\%$ e $< 75\%$ do valor máximo possível
Baixa	$\leq 50\%$ do valor máximo possível

2.2.5. Índice de integridade biótica (IIB) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna

2.2.5.1. Carcinofauna

2.2.5.1.1. COLETA DE DADOS E ANÁLISES

Para o cálculo do IIB, para o Saco da Fazenda, foram utilizadas as bases de dados de trabalhos pretéritos da carcinofauna local (BRANCO & FREITAS JR., 2009; BRANCO et al., 2011; FREITAS JR. et al., 2013), que abrangeram o período de 2000 até 2005 e com metodologia similares que possibilitam a sua comparação com este estudo.

Além desta base de dados, foram realizadas amostragens trimestrais durante o período de maio de 2012 a abril de 2013. Os locais de coleta foram escolhidos em razão dos elementos naturais da área de forma a se obter uma maior representatividade dos diversos ambientes, bem como repetir os métodos utilizados nos estudos anteriores realizados na região (Figura 1).

As capturas dos camarões ocorreram com auxílio de tarrafa (25 mm de malha entre nós opostos), sendo realizados 20 lances em cada ponto. Para os siris foram distribuídos 16 jererés ao longo da abertura do canal de navegação, sendo revisados a intervalos de 30 minutos e mantidos submersos por quatro horas. Os caranguejos foram amostrados em quatro retângulos nas áreas de manguezal e marisma na desembocadura do Ribeirão Schneider. Em cada um utilizamos dois cordões de nylon com 10 m x 1 m de comprimento, amarrados em estacas de madeira, estendidos paralelamente, de modo que os exemplares avistados fossem capturados manualmente (Figura 1).

Todo o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados e mantidos sob refrigeração. No laboratório de Biologia da Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) o material foi identificado até o nível de espécie, com o auxílio de guias de identificação (HOLTHUIS, 1980; MELO, 1996) e bases de dados *online* (PALOMARES &

PAULY, 2014; WORMS, 2014). O número de espécies, nos diversos períodos avaliados, foi comparado através da Análise de Variância Unifatorial (ANOVA).

2.2.5.1.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA

Para o cálculo do IIB para o Saco da Fazenda utilizamos a informação pretérita mais antiga (análise quali-quantitativa dos crustáceos existentes no Saco da Fazenda entre os anos de 2000-2001) que serviu como hipótese das características de referência do local (BRANCO & FREITAS JR., 2009). Este método também foi empregado por Bozzetti e Schulz (2004), Ferreira e Cassati (2006) e Zhuo e Chang (2008) para outros sistemas.

2.2.5.1.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE

Com base na proposta inicial do IIB de Karr (1981) e Karr et al. (1986) selecionamos os mais consistentes para a avaliação da carcinofauna na área e adaptamos os diferentes atributos aplicados em IIB que contemplam definições de funções ecológicas das diferentes partes do estuário (COURRAT et al., 2009) e sensibilidade a ações antropogênicas (BREINE et al., 2008).

Foi estabelecido um conjunto final de 14 atributos (Tabela 1) que melhor caracterizam a carcinofauna e os padrões de degradação do Saco da Fazenda:

a) Composição da comunidade: dentro de cada família, grupos de espécies podem ser mais ou menos vulneráveis as condições do habitat. A presença de espécies com baixa vulnerabilidade pode indicar um ambiente degradado com o aumento da influência antropocênica (KARR, 1981). A vulnerabilidade foi definida associada à história de vida e parâmetros ecológicos da espécie, expressa em uma escala arbitrária de 1 a 100, sendo 100 a mais vulnerável (CHEUNG et al., 2005; PALOMARES & PAULY, 2014); **b)** Composição trófica: para que se possa estimar a produção e a dinâmica de consumo dentro da estrutura da cadeia trófica. Quando se tem um declínio na qualidade do local, a tendência é que ocorra um aumento no número de espécies onívoras que sugerem uma degradação nas bases alimentares. Por outro lado a ocorrência de espécies carnívoras de topo pode indicar um ambiente com uma comunidade mais diversificada (KARR, 1981); **c)** Uso do habitat: a utilização do ambiente durante alguma fase do ciclo de vida da espécie reflete se as condições necessárias para o seu desenvolvimento estão sendo mantidas; **d)** Outros: o número de espécies comerciais presentes na área, permite inferir a sua capacidade de

suporte. As Instruções Normativas do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2004; BRASIL, 2005) foram utilizadas para reconhecer as espécies de invertebrados ameaçadas de extinção, sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração.

Tabela 1. Atributos biológicos e pontuação do IIB (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006); Número de famílias e espécies (BRANCO & FREITAS JR., 2009; BRANCO et al., 2011; FREITAS JR. et al., 2013); Vulnerabilidade (CHEUNG et al., 2005; PALOMARES & PAULY, 2014); Composição trófica, uso e habitat (PALOMARES & PAULY, 2014; WORMS, 2014), IN MMA nº 5/2004 (BRASIL, 2004) e IN MMA nº 52/2005 (BRASIL, 2005).

Atributos		Pontuação		
		5	3	1
Composição da comunidade	1. Número de famílias	≥ 7	$3 > n < 7$	≤ 3
	2. Número de espécies	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
	3. Número de espécies com baixa vulnerabilidade < 50	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
	4. Número de espécies com alta vulnerabilidade ≥ 50	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
Composição trófica	5. Número de espécies herbívoras	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
	6. Número de espécies herbívoras – detritívoras	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
	7. Número de espécies detritívoras	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
	8. Número de espécies detritívoras – onívoras	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
	9. Número de espécies onívoras	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
	10. Número de espécies carnívoras	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
Uso do habitat	11. Número de espécies com ciclo de vida 100% estuarino	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
	12. Número de espécies com ciclo de vida independente do estuário	≤ 5	$5 > n < 11$	≥ 11
Outros	13. Número de espécies com uso comercial	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5
	14. Número de espécies registradas nas IN MMA nº 5/2004 e IN MMA nº 52/2005	≥ 11	$5 > n < 11$	≤ 5

2.2.5.2. Ictiofauna

2.2.5.2.1. COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

As amostragens para este trabalho foram realizadas entre maio/2012 e abril/2013. Os pontos foram escolhidos em razão do acesso e representatividade no ambiente, utilizando os mesmos métodos (periodicidade, esforço e petrechos) que os trabalhos da condição de referência (Figura 1).

A captura dos peixes foi realizada com uma tarrafa (25 mm de malha entre nós opostos) e uma rede de espera do tipo feiticeira (30 m com três panos, um central de 40 mm

e dois laterais com 400 mm). Nos pontos 2, 3, 4 foram realizados 20 lances de tarrafa e no ponto 1 foi armada e mantida a rede de espera por 4 h, com intervalos de 2 h entre as despezas. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados e mantidos sob refrigeração. No laboratório os peixes foram identificados até o nível de espécie com o auxílio de bibliografia específica (CERVIGÓN et al., 1993; NELSON, 2006; SZPILMAN, 2008) e bases de dados *online* (APPELTANS et al., 2012; ITIS, 2013; FROESE & PAULY, 2013). A nomenclatura e a ordenação das famílias seguiram a designação proposta por Nelson (2006).

2.2.5.2.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA

Para o cálculo do Índice de Integridade Biótico é necessário à existência de uma condição de referência para avaliar a integridade do ecossistema (KARR, 1981; KARR et al., 1986) e quando esta for inexistente é possível a utilização do dado histórico mais antigo disponível (FAUSCH et al., 1984; LYONS et al., 2000; BOZZETTI & SCHULZ, 2004; ZHUO & CHANG, 2008). Para a área de estudo o dado histórico mais antigo disponível na literatura, é do ano de 2000 (BRANCO et al., 2009).

O cálculo do IIB, para o Saco da Fazenda, utilizou as bases de dados mais antigas disponíveis sobre a ictiofauna local, que compreende amostragens mensais realizadas entre os anos de 2000 a 2005 (BRANCO et al., 2009; BARREIROS et al., 2009; BRANCO et al., 2011).

2.2.5.2.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE

Neste trabalho foram avaliados diversos atributos comumente utilizados na determinação de IIB para regiões estuarinas, como conceitos de guilda trófica e grupos funcionais (GERKING, 1994; MATTHEWS, 1998; ELLIOTT et al., 2007; FRANCO et al., 2008), sensibilidade a ações antropogênicas (BREINE et al., 2010) e funções ecológicas das diferentes partes do estuário (COURRAT et al., 2009; FRANCO et al., 2008; MARTINHO et al., 2008), analisando se os indicadores estabelecidos alcançam as metas ecológicas (BREINE et al., 2008, 2010). Considerou-se um grande número de possíveis atributos baseado na proposta inicial do IIB de Karr (1981) e Karr et al., (1986), selecionando-se os mais consistentes por representarem de maneira equilibrada os níveis ecológicos de indivíduos, comunidades e ecossistema da área de estudo (Tabela 2). Para as estimativas de

vulnerabilidade, posição na coluna d'água e dieta foram utilizadas as informações disponíveis em Froese e Pauly (2013).

Tabela 2. Atributos biológicos e pontuação do IIB (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006).

Atributos		Pontuação		
		5	3	1
Composição e riqueza de espécies	1. Número de espécies	> 39	$39 \geq y \geq 13$	< 13
	2. Número de espécies com baixa vulnerabilidade (< 50)	< 10	$10 \geq y \geq 32$	> 32
	3. Número de espécies com alta vulnerabilidade (≥ 50)	≥ 8	$8 < y \geq 2$	< 2
	4. Número de Siluriformes	> 1	≤ 1	0
	5. Número de Perciformes	< 3	$3 \geq y \geq 11$	> 11
Composição trófica	6. Número de espécies herbívoras	0	≤ 1	> 1
	7. Número de espécies detritívoras	0	≤ 2	> 2
	8. Número de espécies onívoras	< 3	$3 \geq y \geq 8$	> 8
	9. Número de espécies carnívoras	≥ 28	$28 < y \geq 9$	< 9
Uso do habitat	10. Número de espécies pelágicas	≥ 18	$18 < y \geq 6$	< 6
	11. Número de espécies demersais	≥ 20	$20 < y \geq 7$	< 7

2.2.5.3. Avifauna

2.2.5.3.1. COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

Foram realizadas amostragens mensais durante o período de maio de 2012 a abril de 2013, utilizando os mesmos métodos (esforço/periodicidade) dos trabalhos da condição de referência (Figura 1).

2.2.5.3.2. CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA

Trabalhos publicados sobre a composição da avifauna do estuário foram utilizados para a elaboração do IIB (BRANCO, 2000; BRANCO, 2007; BRANCO, 2009; ZIMMERMANN & BRANCO, 2009; BRANCO et al., 2011; MANOEL et al., 2011). O cálculo do IIB foi adaptado dos trabalhos de O'Connell et al. (1998), Bryce et al. (2002) e Córdova-Avalos et al. (2009).

De acordo com Bryce et al. (2002) em sistemas perturbados, onde não existe um local minimamente preservado para uma comparação, as informações históricas ou paleoecológicas podem ser utilizadas para modelar o estado natural. Desta forma, utilizamos como referência a informação mais antiga disponível (BRANCO, 2000). Dados pretéritos também foram utilizados por Anjos et al. (2009) e Córdova-Avalos et al. (2009) como referência para o cálculo do Índice de Integridade Biótica com parâmetros da avifauna.

2.2.5.3.3. ATRIBUTOS DO ÍNDICE

Avaliamos diferentes atributos que são habitualmente utilizados na determinação de IIB para aves, como guildas tróficas (CROONQUIST & BROOKS, 1991; DELUCA et al., 2008), tolerância, riqueza e dieta (BRYCE et al., 2002), sensibilidade a fragmentação (ANJOS et al., 2009) e vulnerabilidade a impactos humanos (GLENNON & POTTER, 2005).

Consideramos um grande número de possíveis atributos adaptados da proposta inicial do IIB de Karr (1981) e Karr et al. (1986), e selecionamos os mais consistentes e adequados para a avifauna. Utilizamos 27 atributos subdivididos em 30 descrições que estão baseados em critérios específicos da avifauna, tais como: **a)** nível de sensibilidade: algumas espécies são consideradas vulneráveis a distúrbios humanos. Espécies altamente vulneráveis são boas indicadoras da “saúde” do ambiente (STOTZ et al., 1996); **b)** forrageamento: estratos de forrageamento específicos podem ter implicações para a conservação (STOTZ et al., 1996); **c)** habitat: inclui todas as suas dimensões: física, química e biológica (KARR & CHU, 1999). Distintos habitats possibilitam diferentes estratégias e ciclos de vida (BARBOUR et al., 1999); **d)** residente ou migratório: a ocorrência de aves migratórias pode indicar uma restrição de recursos, mudança no comportamento de forrageamento e uso do habitat das espécies residentes (LEISLER, 1992; SALEWSKI et al., 2007; O'DONNELL et al., 2014); **e)** nível trófico: a comunidade de aves apresenta espécies de diferentes níveis tróficos (consumidores primários, secundários, predadores de topo), consumindo alimentos tanto de origem aquática como terrestre. De acordo com o nível trófico ocupado (e.g. predadores de topo) podem favorecer uma visão integrada do estado do ambiente; **f)** Resolução Consema, ICMBio-MMA, IUNC: elaboradas em razão das espécies com maior risco futuro de extinção, possibilitam uma avaliação do estado de conservação e da necessidade de ações que visam a sua conservação (PEREZ et al., 2011) (Tabela 3).

Tabela 3. Atributos, descrição e pontuações utilizados para o cálculo do Índice de Integridade Biótica. Extrato de forrageamento (de acordo com Stotz et al., 1996): A=aéreo, T=terrestre, U=sub-bosque, W=água, C=dossel; M= extrato médio. Referências: 1= Sigris, 2014; 2= Sick, 2003; 3= Stotz et al., 1996; 4= CBRO, 2014; 5= Santa Catarina, 2011; 6= Silveira & Straube, 2014; 7=IUCN, 2014.

Atributos		Descrição	Pontuação			Referências
			5	3	1	
Dependência de zona úmida (Habitat)	Obrigatória	(> 99% em zonas úmidas)	≥6	3>n<6	≤3	1
	Facultativa úmida	em ou perto de zonas úmidas	≥24	12>n<24	≤12	
	Facultativa seca	ocasional ou nenhum uso	≥10	5>n<10	≤5	
	Terras altas	(> 99% em terras altas)	≤19	19<n<38	≥38	
Nível trófico	Carnívoro especialista	dieta restrita	≥6	3>n<6	≤3	2
	Saprófaga	generalista	≤1	1<n<3	≥3	
	Insetívora	generalista	≥18	9>n<18	≤9	
	Piscívoro	generalista	≥10	5>n<10	≤5	
	Carnívoro	generalista	≥10	5>n<10	≤5	
	Herbívoro especialista	e.g. nectar, sementes, frutas	≥10	5>n<10	≤5	
	Herbívoro	generalista	≥12	6>n<12	≤6	
	Onívoro	plantas e animais	≤4	4<n<8	≥8	
Estrato de forrageamento	Espécie alfa	especialista (A,T,U,W,C)	≥40	20>n<40	≤20	3
	Espécie beta	dependente da paisagem (W/A, U/C, U/A, U/M)	≥16	8>n<16	≤8	
	Espécie gama	generalista de borda (T/A, T/C, T/U, T/W, T/L, M/C)	≤11	11<n<22	≥22	
Status	Residente-endêmico	evidências de reprod. no país disponíveis, e endêmica Brasil	≥2	0>n<2	0	4
	Visitante sazonal do sul	oriundo do sul do continente	≥2	0>n<2	0	
	Visitante sazonal do norte	oriundo do norte do continente	≥6	3>n<6	≤3	
	Residente	evidências de reprodução no país disponíveis	≥68	34>n<68	≤34	
	Visitante sazonal do sul-residente	oriundo do sul do continente, mas residente	≥2	0>n<2	0	
Nível de Sensibilidade	Alta	vulnerabilidade a distúrbios antropogênicos	≥6	3>n<6	≤3	3
	Média	vulnerabilidade a distúrbios antropogênicos	≥20	10>n<20	≤10	
	Baixa	vulnerabilidade a distúrbios antropogênicos	≤23	23<n<46	≥46	
Status de Ameaça	Resolução Conesma nº 2 de 6/9/2011	espécies ameaçadas em Santa Catarina (VU-vulnerável)	≥2	0>n<2	0	5
	ICMBio-MMA 2014	Livro Vermelho (VU - vulnerável)	≥3	1>n<3	≤1	6
	Não ameaçada	no Brasil	≤35	35<n<70	≥70	6
	IUCN	NT - quase ameaçada	≥2	0>n<2	0	7
		VU - vulnerável	≥2	0>n<2	0	
		LC - pouco preocupante	≥66	33>n<66	≤33	
		não consta na lista	≤1	1<n<3	≥3	

2.2.5.4. IIB (Índice de Integridade Biótica) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna

O Índice de Integridade Biótica (IIB) para cada ano (carcinofauna, ictiofauna, avifauna) foi determinado através do somatório da pontuação obtida por cada atributo que foi dividido pelo total de atributos e classificado em uma das quatro categorias de integridade biótica (Tabela 4). O cálculo foi adaptado dos trabalhos de Karr (1981), Karr et al. (1986), O'Connell et al. (1998), Roth et al. (1999), Bryce et al. (2002), Ferreira e Cassati (2006) e Córdova-Avalos et al. (2009).

$$IIB = \sum \frac{PA}{TA}$$

onde **PA** é a pontuação do atributo e **TA** o total de atributos.

2.2.5.4.1. CATEGORIAS DO IIB (ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA) PARA CARCINOFAUNA, ICTIOFAUNA E AVIFAUNA

Para os três grupos (carcinofauna, ictiofauna, avifauna) os resultados do IIB foram classificados em três categorias de integridade biótica, a partir da adaptação dos trabalhos Karr (1981), Karr et al. (1986), O'Connell et al. (1998), Roth et al. (1999), Bryce et al. (2002), Ferreira e Cassati (2006) e Córdova-Avalos et al. (2009) (Tabela 4).

Tabela 4. Descrição das categorias de integridade biótica. Adaptado de Karr (1981), Karr et al. (1986), O'Connell et al. (1998), Roth et al., (1999); Bryce et al. (2002), Ferreira e Cassati (2006) e Córdova-Avalos et al. (2009).

Categoria	Valor Numérico	Descrição
Bom	4,0-5,0	Comparável as melhores situações sem a influência do homem (atributos biológicos > 75%) da condição referência.
Regular	3,0-3,9	Comparável a estuários de referência, mas com aspectos da biologia comprometida (atributos biológicos entre 75 e 50%).
Pobre	2,0-2,9	Sinais de deterioração adicionais, distantes da situação minimamente impactada (entre 50 e 25% da condição referência).
Muito Pobre	0-1,9	Atributos biológicos abaixo de 25% da condição referência.

2.2.6. Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)

2.2.6.1. Fonte dos dados

Para o estabelecimento do Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) do Saco da Fazenda, utilizamos os valores calculados anteriormente, para a mesma área e períodos, do Índice de Integridade Biótica-Peixes (IIB-P); Índice de Integridade Biótica-Crustáceos (IIB-C); Índice de Integridade Biótica-Aves (IIB-A); Índice da Qualidade da Paisagem (IQP); Índice de Uso e Ocupação (IUO); Índice de Cobertura Vegetal (ICV); Índice da Qualidade Visual-Indireto (IQV-I); Índice da Qualidade Visual-Direto (IQV-D). Estes índices foram calculados para a área de estudo, a partir de adaptações feitas nas metodologias de diferentes autores (Tabela 5).

Tabela 5. Referências a partir das quais foram adaptados os cálculos dos diferentes índices para a área do Saco da Fazenda (Itajaí/SC).

ÍNDICE	REFERÊNCIAS
Índice de Integridade Biótica-Peixes	Karr, 1981; Roth et al., 1999; Ferreira & Cassati, 2006
Índice de Integridade Biótica-Crustáceos	Karr, 1981; Roth et al., 1999; Ferreira & Cassati, 2006
Índice de Integridade Biótica-Aves	Karr, 1981; Anjos et al., 2009; Córdova-Avalos et al., 2009
Índice da Qualidade da Paisagem	Roth et al., 1999; Schleiger, 2000; Arriaza et al., 2004; Pires, 2005; Silva et al., 2012
Índice de Uso e Ocupação	F. Fisch (dados não publicados)
Índice de Cobertura Vegetal	F. Fisch (dados não publicados)
Índice da Qualidade Visual-Indireto	Griffith, 1979; Landovsky et al., 2006; Bobrowski et al., 2010; Silva et al., 2012
Índice da Qualidade Visual-Direto	Griffith, 1979; Landovsky et al., 2006; Bobrowski et al., 2010; Silva et al., 2012

2.2.6.2. Conversão para a mesma base

Os valores obtidos anteriormente para os diferentes índices foram inicialmente convertidos para a mesma base (variando de 0 a 1), a fim de ser possível a comparação entre os mesmos (Tabela 6).

Tabela 6. Variação dos valores corrigidos dos diversos índices por período avaliado (IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto; MP=muito pobre; P=pobre; R=regular; B=bom).

Índices	1938	1957	1978	1995	2001	2002	2003	2004	2005	2009	2013
IIB-P	-	-	-	-	0.56 (P)	0.56 (P)	0.60 (R)	0.67 (R)	0.60 (R)	-	0.56 (P)
IIB-C	-	-	-	-	0.63 (R)	0.57 (P)	0.54 (P)	0.66 (R)	0.57 (P)	-	0.63 (R)
IIB-A	-	-	-	-	0.60 (R)	0.60 (R)	0.60 (R)	0.61 (R)	0.57 (P)	-	0.57 (P)
IQP	0.64 (R)	0.65 (R)	0.61 (R)	0.62 (R)	-	-	-	0.54 (P)	-	0.54 (P)	0.55 (P)
IUO	0.85 (B)	0.69 (R)	0.57 (P)	0.51 (P)	-	-	-	0.49 (P)	-	0.47 (P)	0.47 (P)
ICV	0.42 (P)	0.28 (MP)	0.21 (MP)	0.20 (MP)	-	-	-	0.18 (MP)	-	0.17 (MP)	0.17 (MP)
IQV-I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.58 (P)
IQV-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.56 (P)

2.2.6.3. Fórmulas utilizadas para o Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)

O Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) foi calculado de acordo com as equações a seguir descritas, sendo que sua composição variou, de acordo com os diversos períodos avaliados, em função da disponibilidade dos diferentes índices que compõe sua fórmula. Para os anos de 1938, 1957, 1978, 1995 e 2009, o IIQA foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$IIQA = \frac{IQP + IUO + ICV}{3}$$

Para os anos de 2001 a 2003 e 2005, o IIQA foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$IIQA = \frac{\sum IIB(\text{peixes, crustáceos, aves})}{3}$$

Para o ano de 2004 o IIQA foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$IIQA = \frac{\frac{\sum IIB(\text{peixes, crustáceos, aves})}{3} + (IQP + IUO + ICV)}{4}$$

Finalmente, para o período de 2013, único ano em que todos os índices estavam disponíveis, o IIQA foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$IIQA = \frac{\frac{\sum IIB(\text{peixes, crustáceos, aves})}{3} + (IQP + IUO + ICV) + \frac{\sum IQV(\text{indireto, direto})}{2}}{5}$$

2.2.6.4. Categorias do IIQA (Índice Integrado da Qualidade Ambiental)

De acordo com os valores obtidos para o Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA), nos diferentes anos, a qualidade do ambiente do ecossistema Saco da Fazenda foi classificada nas categorias apresentadas no Quadro 5.

Quadro 5. Descrição das categorias e respectivos intervalos dos índices calculados (adaptado de KARR, 1981; ROTH et al., 1999; FERREIRA & CASSATI, 2006).

Categoria	Intervalos do índice
Bom	$B > 0,78$
Regular	$0,58 < R \leq 0,78$
Pobre	$0,38 < P \leq 0,58$
Muito Pobre	$MP \leq 0,38$

2.2.7. Análise dos Dados

Quando atendidos os pressupostos estatísticos, os valores foram testados através da Análise de Variância unifatorial (ANOVA). Nos casos em que um dos pressupostos da ANOVA não foi atendido, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (teste *post hoc* Student-Newman-Keuls) (DAY & QUINN, 1989; ZAR, 2010). Os índices também foram comparados entre si através de Correlação de Pearson e, além disto, foi realizada análise de agrupamento (Ligação Simples), com o método de Distância Euclidiana.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Avaliação espaço-temporal da paisagem (1938-2013)

A análise espaço-temporal do uso e ocupação do solo para a região do Saco da Fazenda demonstrou que entre os anos de 1938, 1957, 1978 ocorreram as maiores transformações na região do Saco da Fazenda com ênfase no crescimento da área urbanizada e da abertura de novas ruas, sendo necessária para isso a supressão da vegetação herbácea. A partir da classificação das imagens quantificamos a área de cada classe e identificamos as de maior dinâmica evolutiva e as classes invariantes (Tabela 7).

Tabela 7. Evolução espaço-temporal da área de cobertura (%) das classes analisadas para a região do Saco da Fazenda.

Sigla	Classe	Ano/Área						
		1938	1957	1978	1995	2004	2009	2013
AR	Areia de praia	1,06	1,30	2,17	0,94	1,01	1,17	1,17
AU	Área urbanizada	11,01	22,75	31,73	39,17	39,75	42,13	42,24
CH	Corpos hídricos	35,53	34,48	28,06	25,83	24,18	24,06	24,21
ER	Encosta rochosa	0,13	0,07	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06
OC	Oceano	5,86	5,54	5,55	4,23	5,11	4,62	4,62
PI	Planície de inundação	3,37	0,70	0,82	2,65	2,03	0,10	0,35
RU	Ruas	3,75	5,79	8,49	9,28	9,67	10,61	10,96
SE	Solo exposto	0,22	2,00	3,13	0,50	1,49	0,04	0,06
VAA	Vegetação arbóreo/arbustiva	13,42	11,46	12,76	12,50	14,04	16,38	16,08
VH	Vegetação herbácea	25,65	15,90	7,25	4,85	2,68	0,82	0,25

Comparando as imagens classificadas, duas a duas, identificamos as principais alterações ocorridas na cobertura de uso e ocupação do solo para o período analisado (Figura 3).

Da imagem de 1938 para 1957 verificamos que áreas de vegetação arbóreo/arbustiva e vegetação herbácea são substituídas por área urbanizada. Na porção sudeste da área de estudo ocorrem alterações no leito do ribeirão Schneider, com uma grande redução da área de planície de inundação (de 10,43 ha para 1,07 ha) e desenvolvimento de vegetação herbácea. Na mesma região ocorreu também a supressão de uma extensa área de vegetação arbóreo/arbustiva (4,16 ha), que foi substituída por vegetação herbácea e solo exposto (Figura 3a e 3b, Tabela 7).

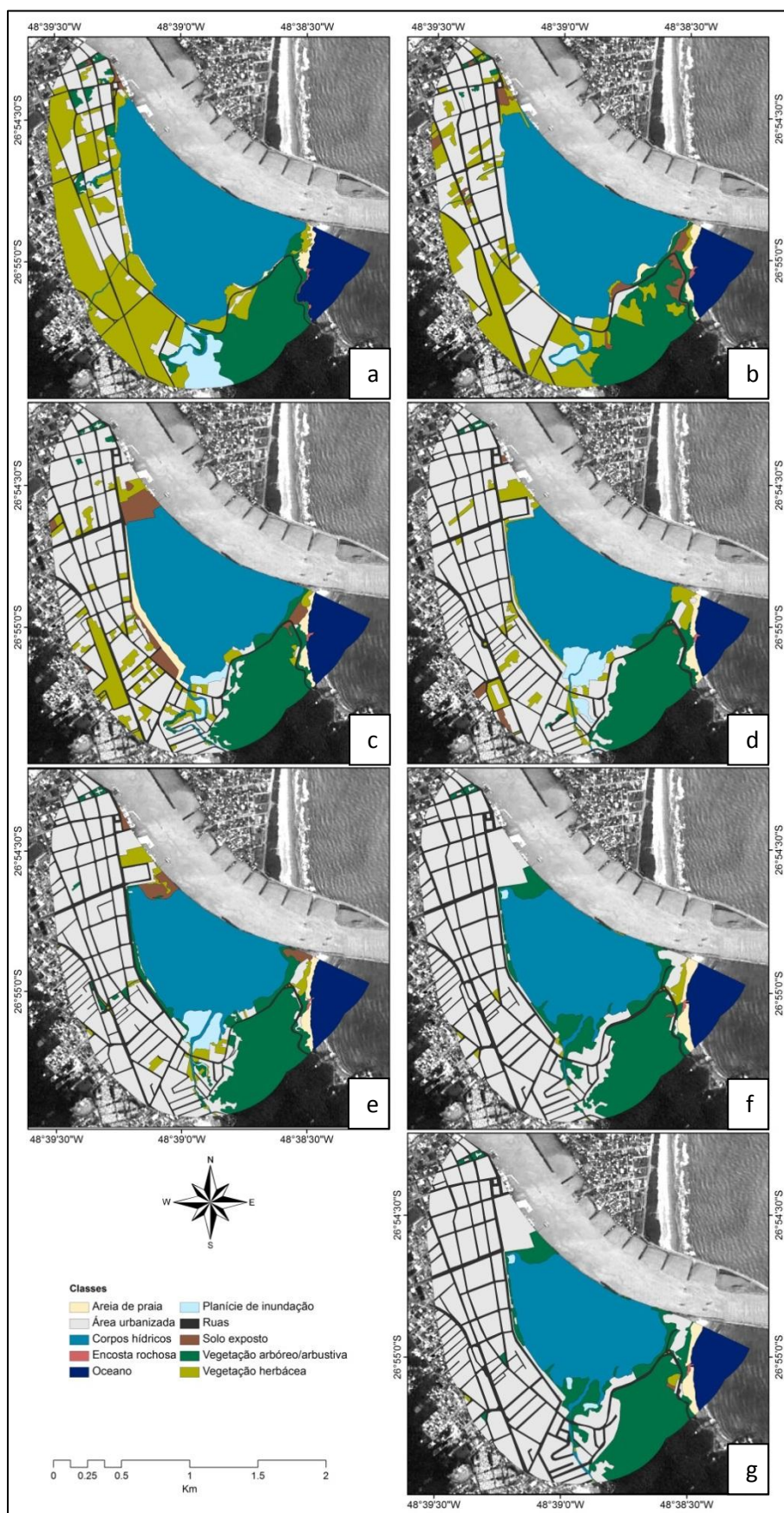


Figura 3. Classes de cobertura de uso e ocupação do solo obtidas após a classificação manual das imagens (a=1938; b=1957; c=1978; d=1995; e=2004; f=2009; g=2013), sobrepostas a imagem Google Earth (2013).

No período entre 1957 e 1978 diminuem as áreas de vegetação arbóreo/arbustiva e vegetação herbácea, que foram substituídas por área urbanizada ou solo exposto. Na região sudeste da área de estudo ocorreram novas drenagens da planície de inundação do ribeirão Schneider, permanecendo a vegetação. Junto à desembocadura deste mesmo curso d'água ocorreu o aparecimento de uma nova planície de inundação. Ainda nesta mesma região regenera-se uma área de vegetação arbóreo/arbustiva (3,14 ha), antes ocupada por vegetação herbácea e solo exposto. Na porção norte, a área de solo exposto é ocupada por área urbanizada e a de vegetação herbácea foi suprimida, ficando o solo exposto (4,61 ha). Finalmente, na região oeste da área de estudo, observa-se o início das obras de pavimentação da avenida às margens do Saco da Fazenda e o aparecimento de uma grande extensão de areia de praia (Figura 3b e 3c, Tabela 7);

No intervalo entre 1978 e 1995, áreas de vegetação arbóreo/arbustiva, vegetação herbácea e solo exposto são ocupadas por área urbanizada. Na região sudeste da área de estudo ocorre nova retificação do ribeirão Schneider, expansão da planície de inundação na desembocadura do ribeirão e supressão de vegetação arbóreo/arbustiva que passa a ser ocupada por área urbanizada. Por sua vez, na região oeste da área de estudo, foram finalizadas as obras de pavimentação da avenida às margens do Saco da Fazenda e surge o desenvolvimento de vegetação na área que era de areia de praia (Figura 3c e 3d, Tabela 7).

No decênio entre 1995 e 2004, continuou a ocupação das áreas de vegetação arbóreo/arbustiva e vegetação herbácea por área urbanizada e o surgimento de novas áreas de solo exposto. A vegetação herbácea de algumas áreas atinge o porte arbóreo. Na região sudeste da área de estudo são feitas novas obras de drenagem da planície de inundação do ribeirão Schneider. Nesta mesma região, bem como na porção norte da área de estudo, é depositado o bota-fora proveniente da dragagem do estuário entre os anos de 2000 - 2003 (ARAÚJO et al., 2009b). Ocorreu ainda, no ano de 2000, o replantio de algumas árvores de mangue (TOGNELLA-DE-ROSA et al., 2002). (Figura 3d e 3e, Tabela 7).

No período entre 2004 a 2009 continua a substituição de áreas de vegetação arbóreo/arbustiva e vegetação herbácea por área urbanizada. Neste intervalo, novas áreas de vegetação herbácea atingem o porte arbóreo. Junto a região sudeste da área de estudo é criado o Parque Natural Municipal do Atalaia (PNMA) pelo Decreto nº 8.107 (ITAJAÍ, 2007), abrangendo uma parcela da área de vegetação arbóreo/arbustiva (19,508 ha). Neste parque também existe uma área de solo exposto. Ainda nesta região, a vegetação da planície de inundação do ribeirão Schneider atinge o porte arbóreo/arbustivo e a área de solo exposto do bota-fora (área onde foi depositado o material dragado do Saco da Fazenda) foi ocupada

por área urbanizada e vegetação arbóreo/arbustiva. Na região norte, da área de estudo, na área de solo exposto do bota-fora desenvolveu-se vegetação de porte arbóreo/arbustivo (Figura 3e e 3f, Tabela 7).

Finalmente, nos últimos cinco anos (2009-2013), a área urbanizada apresentou uma tendência à estabilização e as áreas de vegetação herbácea estão restritas as praças, canteiros de ruas/avenidas e em alguns fragmentos pontuais. Na região sudeste da área permanece a área de solo exposto. Em toda a área de estudo, algumas áreas de vegetação arbóreo/arbustiva são suprimidas e a vegetação junto da classe Oceano atinge o porte arbóreo/arbustivo (Figura 3f e 3g, Tabela 7).

A variação em hectares entre as classes ao longo dos anos pode ser observada na Figura 4 e Tabela 7. As classes areia de praia, planície de inundação e solo exposto apresentaram oscilações em períodos específicos decorrentes de aterros, assoreamentos ou pela supressão de vegetação. A vegetação arbóreo/arbustiva obteve um decréscimo entre os anos intermediários e uma elevação dos seus valores para o ano de 2013, decorrentes do processo de sucessão vegetal. Os corpos hídricos foram reduzidos pela retificação dos cursos de água, assoreamento das margens do Saco da Fazenda e canalização de outros recursos hídricos. A classe ruas tem sua variação diretamente relacionada com o aumento das áreas urbanizadas.

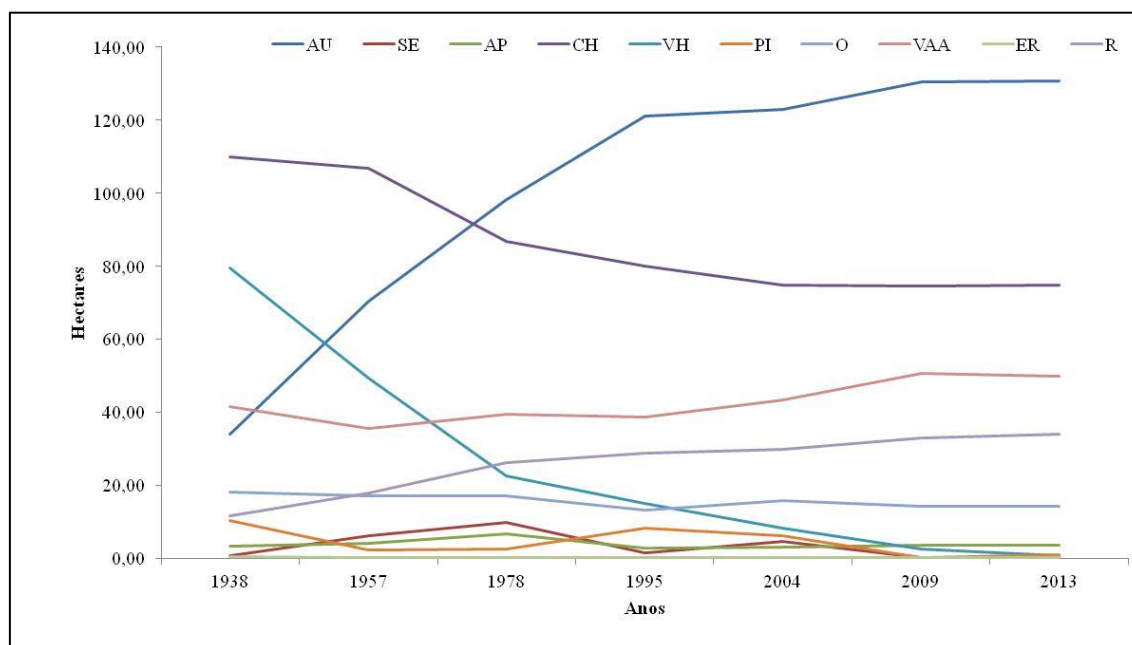


Figura 4. Variação em hectares, entre as classes, ao longo do período analisado (AU: área urbanizada; SE: solo exposto; AR: areia de praia; CH: corpos hídricos; VH: vegetação herbácea; PI: planície de inundação; VAA: vegetação arbóreo/arbustiva; ER: encosta rochosa; RU: ruas).

No período analisado ocorreram algumas alterações significativas entre as principais classes. Em 1938 a área urbanizada ocupava 11%, a vegetação herbácea 25,64 %, a vegetação arbóreo/arbustiva 13,42% e as ruas 3,74% da área de estudo. Atualmente (2013) e com o desenvolvimento da região, principalmente entre os anos de 1957-2009, a área urbanizada passou a ocupar 42,23%, a vegetação herbácea 0,24%, a vegetação arbóreo/arbustiva 16,08% e as ruas 10,96% da área de estudo.

Meneses (2013) ao comparar imagens dos anos de 1984 e 2011 entre oito classes (culturas de sequeiro, culturas de regadio, floresta perene, mato, olival e pomar, solo nu ou rocha, urbano e vinha) para uma região em Portugal, também encontrou uma redução nos valores das classes entre os anos (culturas de regadio (-079%), culturas de cerqueiro (-0,03%), mato (-2,30%), vinha (-0,30%), urbano (+0,49%), destacando que os fatores que mais contribuíram para a alteração da paisagem foram expansão de áreas urbanizadas em detrimento da área agrícola além dos constantes incêndios florestais. Resultados similares estão indicados para uma análise do corredor ecológico de Muriqui/RJ, em uma comparação entre imagens de 1984 e 2011. As mudanças mais significativas observadas corresponderam ao decréscimo da classe floresta (4.950 ha), aumento das classes vegetação em estado inicial (1.599 ha), áreas de pastagem (1.595 ha), área urbana (678 ha), agricultura (653 ha) e ao surgimento de uma cultura de eucaliptos em 1994 (374 ha). (WECKMÜLLER et al., 2013). Da mesma perspectiva de alterações está a pesquisa realizada no estuário do rio Maracaípe/PE, onde os autores destacam que de 1989 para 2011 ocorreu um aumento de cerca de 240% da área urbana, com a supressão no ano de 2000 de 63,57 ha de vegetação de mangue, além da conversão de 75% das restingas para edificações ou loteamentos (VILA NOVA & TORRES, 2012).

3.2. Índice de Uso e Ocupação do Solo e Índice de Cobertura Vegetal

Os resultados do Índice de Uso e Ocupação do Solo (IUO) e do Índice de Cobertura Vegetal (ICV) (Tabela 8) demonstram a existência de uma relação inversa entre estes índices. Analisando os resultados obtidos verificamos que em 1938 o Índice de Cobertura Vegetal (ICV) representava 42,45% da área de estudo e em 2013 apenas 16,68%. O inverso ocorreu com o Índice de Uso e Ocupação (IUO) que em 1938 correspondia a 14,97% da área e no ano de 2013 a 53,26%. Estes resultados evidenciam o recuo da vegetação ocasionado pelos diferentes processos de urbanização que se intensificaram no decorrer dos 75 anos analisados.

Tabela 8. Valores do Índice de Uso e Ocupação (IUO) e do Índice de Cobertura Vegetal (ICV).

Ano/Índice	1938	1957	1978	1995	2004	2009	2013
IUO	14,97	30,54	43,35	48,95	50,91	52,78	53,26
ICV	42,45	28,06	20,83	20,01	18,74	17,30	16,68

Resultados similares foram encontrados por Altman et al. (2009) ao avaliaram a evolução temporal (1976, 1987, 1997, 2008) do município de Teotônia/RS referente a área de floresta estacional, área urbanizada e de uso agropecuário. Os resultados indicaram um aumento da área urbanizada de 0,34% (1976) para 4,13% (2008) como consequência do desenvolvimento econômico e social a partir da emancipação do município no ano de 1981.

O uso da terra na Área de Proteção Ambiental Petrópolis/RJ, para os anos de 1985, 2001 e 2004 identificaram um aumento da área urbanizada de 68,85 km² em 1985 para 100,91 km² em 2004 e uma redução da mata de 346,75 km² (1985) para 320, 86 km² (2004). O crescimento da mancha urbana foi atribuído às significativas transformações pelas quais a cidade passou entre os anos de 1985-2004 que pode ser caracterizada por uma ocupação desordenada (invasões ou distribuição de lotes) com o agravante de serem áreas protegidas por lei (BAPTISTA & CALIJURI, 2007).

A evolução urbana de uma região metropolitana de São Paulo para os anos de 1985, 1993, 2003 indicou um aumento significativo das áreas urbanizadas (43,49%) no período de 1985 a 2003 e uma expansão da classe “Herbáceos” (79,28%) em detrimento da classe “Floresta” (-35,68%) e entre os anos de 1993 e 2003, a primeira cedeu espaço para áreas urbanizadas (CAMARGO et al., 2007).

Da mesma forma os resultados de Vieira e Biondi (2008) que avaliaram a dinâmica da cobertura vegetal de Cutitiba/PR de 1986 a 2004 que foi reduzida de 39% (1986) para 30% (2004) e a classe urbano aumentou de 51% (1986) para 59% (2004) indicando que a cobertura vegetal foi substituída pela urbanização em função do processo de crescimento da cidade.

Estes resultados também são similares a outros que identificaram o aumento das áreas antropizadas em detrimento de áreas naturais (ARAÚJO et al., 2008; ALMEIDA et al., 2009; SILVA et al., 2009; HUZUI et al., 2011; VILA NOVA & TORRES, 2012; PASCOAL JR. et al., 2013).

3.3. Análise da qualidade visual e a diversidade paisagística

3.3.1. Método indireto

A partir das contagens efetuadas foi elaborada uma planilha síntese onde podemos verificar a quantidade de quadrículas preenchidas por cada variável e os resultados da classificação (Tabela 9).

Tabela 9. Variáveis com a quantidade de quadrículas por fotografia. Resultado do Índice de Qualidade Visual Indireto (IQV-I), média total do IQV-I e classe das fotografias: A (alta), M (média) e B (baixa).

Meio	Variável	Fotografia							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Físico	Céu	31	23	211	264	131	108	172	294
	Água	163	15	120	83	36	74	0	53
	Areia	135	52	0	0	259	49	0	0
	Rochas	88	0	0	6	0	0	0	0
Socioeconômico	Construções	16	2	178	4	0	76	25	19
	Pavimentação	0	2	0	0	0	105	10	0
	Entulhos	0	73	0	0	7	30	0	0
	Elemento humano	1	1	30	0	0	1	7	39
	Vegetação antropizada	27	151	0	0	8	139	313	162
Biótico	Vegetação ciliar	139	214	38	0	82	18	73	33
	Vegetação natural	0	0	23	32	77	0	0	0
	Vegetação rasteira	0	67	0	211	0	0	0	0
IQV-I		1337	1671	1887	1355	1571	2297	1910	1906
Classe		B	M	M	B	M	A	M	M
Média do IQV-I		1741,75 (M)							

Do total de fotografias analisadas 62,5 % (n=5) foram classificadas na classe média, 25% (n=2) na classe baixa e apenas uma foto foi incluída na classe alta (12,5%). A média geral do “conjunto” de fotografias resultou em um IQV-I de 1741,75 na classe média (Tabela 10).

Tabela 10. Estatística descritiva das paisagens valoradas.

	Total	Classe Baixa	Classe Média	Classe Alta
Número de fotos	8	2	5	1
Relativo (%)	100	25	62,5	12,5
Média do índice	1.741,75	1.346,00	1.789,00	2.297,00
Desvio padrão	323,43	12,73	157,62	0,00

A matriz de dados possibilitou obter a correlação entre as variáveis e o resultado do Índice de Qualidade Visual - Indireto (IQV-I). O IQV-I obteve uma alta correlação positiva com a variável pavimentação (0,7206), uma moderada correlação positiva com a variável vegetação antropizada (0,5688) e construções (0,5528), os quais incidiram como fatores depreciativos no peso da qualidade da paisagem, e uma moderada correlação negativa com a variável rocha (-0,5426) e vegetação rasteira (-0,5023) consideradas com pesos positivos dentro do contexto geral. Apenas a correlação entre o IQV-I e pavimentação é estatisticamente significativa ($p=0.0437$) (Figura 5; Tabela 11 e 12).

Foi possível identificar uma correlação negativa fraca entre as variáveis céu e rocha ($R^2 = 0,2962$), céu e entulho ($R^2 = 0,3964$); uma correlação negativa moderada entre as variáveis vegetação antropizada e vegetação natural ($R^2 = 0,4138$) e uma correlação negativa forte entre céu e vegetação ciliar ($R^2 = 0,7958$). As correlações positivas ocorreram de forma moderada entre céu e elemento humano ($R^2 = 0,4022$), entulho e vegetação ciliar ($R^2 = 0,4806$), areia e vegetação natural ($R^2 = 0,6096$) e uma correlação positiva forte entre água e rocha ($R^2 = 0,8720$). Apenas as correlações entre céu e vegetação ciliar, água e rocha e areia e vegetação natural foram estatisticamente significativas ($p=0,0029$; $p=0,0007$; $p=0,0222$, respectivamente) (Figura 5; Tabela 11 e 12).

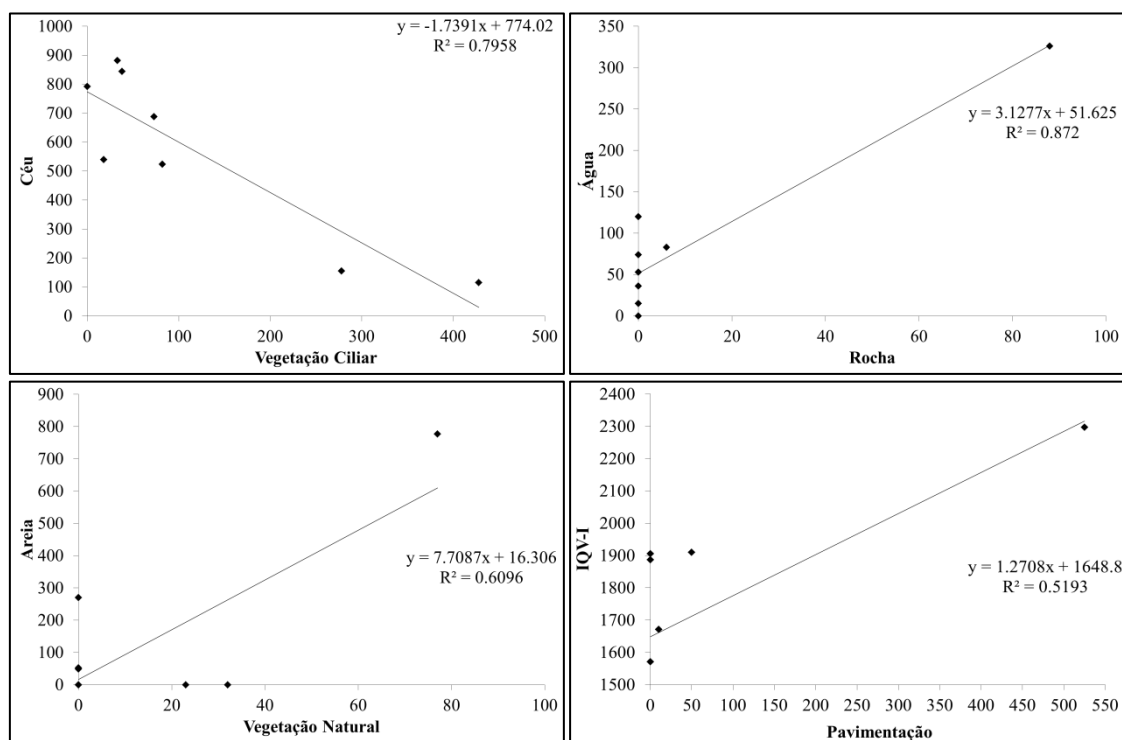


Figura 5. Correlações de Pearson (r) significativas ($p<0,05$) entre variáveis consideradas neste estudo. Variável: céu e vegetação ciliar ($p<0,0029$), areia e vegetação natural ($p<0,0222$), água e rocha ($p<0,0007$), IQV-I e pavimentação ($p<0,0437$).

Tabela 11. Matriz de correlação de Pearson (r) entre as variáveis e o Índice de Qualidade Visual Indireto (IQV-I). Céu (C), água (A), areia (AR), rochas (RO), construções (CO), pavimentação (PA), entulhos (EN), elemento humano (EH), vegetação antropizada (VA), vegetação ciliar (VC), vegetação natural (VN), vegetação rasteira (VR). Os valores destacados indicam correlação significativa ($p < 0,05$).

	C	A	AR	RO	CO	PA	EN	EH	VA	VC	VN	VR	IQV-I
C	1												
A	-0.3551	1											
AR	-0.3009	0.0963	1										
RO	-0.5443	0.9338	0.1748	1									
CO	0.3847	0.1160	-0.3463	-0.1782	1								
PA	-0.0339	-0.0956	-0.1654	-0.1734	0.3201	1							
EN	-0.6296	-0.3258	-0.1023	-0.2292	-0.1639	0.2519	1						
EH	0.6342	-0.0799	-0.3707	-0.2500	0.4583	-0.2450	-0.3462	1					
VA	-0.0384	-0.4864	-0.4232	-0.2853	-0.1778	0.2807	0.3139	0.1081	1				
VC	-0.8921	0.2147	0.0883	0.4038	-0.3637	-0.2662	0.6932	-0.3448	0.1346	1			
VN	0.1781	-0.1745	0.7808	-0.2284	-0.1350	-0.2731	-0.2538	-0.2047	-0.6433	-0.2890	1		
VR	0.2097	-0.0672	-0.2374	-0.1007	-0.3036	-0.1851	-0.0679	-0.2962	-0.3670	-0.1866	0.1910	1	
IQV-I	0.3217	-0.4443	-0.3550	-0.5426	0.5528	0.7206	0.1743	0.3414	0.5688	-0.3582	-0.3560	-0.5023	1

Tabela 12. Correlação de Pearson (r) entre as diferentes variáveis consideradas neste estudo (1=Céu; 2=Água; 3=Areia; 4=Rochas; 5=Construções; 6=Pavimentação; 7=Entulhos; 8=Elemento humano; 9=Vegetação antropizada; 10=Vegetação ciliar; 11=Vegetação natural; 12=Vegetação rasteira; 13= Índice de Qualidade Visual Indireto; R^2 =coeficiente de determinação; p = nível descritivo). Correlações com os valores de p destacados tem diferença significativa ($p<0,05$).

Correlações									
	1 e 2	1 e 3	1 e 4	1 e 5	1 e 6	1 e 7	1 e 8	1 e 9	1 e 10
r =	-0.3551	-0.3009	-0.5443	0.3847	-0.0339	-0.6296	0.6342	-0.0384	-0.8921
R^2 =	0.1261	0.0905	0.2962	0.1480	0.0012	0.3964	0.4022	0.0015	0.7958
p =	0.3880	0.4689	0.1631	0.3466	0.9364	0.0943	0.0912	0.9281	0.0029
	1 e 11	1 e 12	1 e 13	2 e 3	2 e 4	2 e 5	2 e 6	2 e 7	2 e 8
r =	0.1781	0.2097	0.3217	0.0963	0.9338	0.1160	-0.0956	-0.3258	-0.0799
R^2 =	0.0317	0.0440	0.1035	0.0093	0.8720	0.0135	0.0091	0.1061	0.0064
p =	0.6731	0.6181	0.4371	0.8206	0.0007	0.7845	0.8218	0.4310	0.8508
	2 e 9	2 e 10	2 e 11	2 e 12	2 e 13	3 e 4	3 e 5	3 e 6	3 e 7
r =	-0.4864	0.2147	-0.1745	-0.0672	-0.4443	0.1748	-0.3463	-0.1654	-0.1023
R^2 =	0.2366	0.0461	0.0304	0.0045	0.1974	0.0306	0.1199	0.0274	0.0105
p =	0.2216	0.6097	0.6794	0.8744	0.2701	0.6788	0.4007	0.6955	0.8094
	3 e 8	3 e 9	3 e 10	3 e 11	3 e 12	3 e 13	4 e 5	4 e 6	4 e 7
r =	-0.3707	-0.4232	0.0883	0.7808	-0.2374	-0.3550	-0.1782	-0.1734	-0.2292
R^2 =	0.1374	0.1791	0.0078	0.6096	0.0563	0.1260	0.0318	0.0301	0.0525
p =	0.3660	0.2961	0.8354	0.0222	0.5714	0.3881	0.6729	0.6814	0.5851
	4 e 8	4 e 9	4 e 10	4 e 11	4 e 12	4 e 13	5 e 6	5 e 7	5 e 8
r =	-0.2500	-0.2853	0.4038	-0.2284	-0.1007	-0.5426	0.3201	-0.1639	0.4583
R^2 =	0.0625	0.0814	0.1630	0.0522	0.0101	0.2945	0.1025	0.0269	0.2101
p =	0.5505	0.4934	0.3211	0.5864	0.8125	0.1646	0.4395	0.6981	0.2533
	5 e 9	5 e 10	5 e 11	5 e 12	5 e 13	6 e 7	6 e 8	6 e 9	6 e 10
r =	-0.1778	-0.3637	-0.1350	-0.3036	0.5528	0.2519	-0.2450	0.2807	-0.2662
R^2 =	0.0316	0.1323	0.0182	0.0922	0.3056	0.0634	0.0600	0.0788	0.0709
p =	0.6736	0.3757	0.7500	0.4647	0.1552	0.5473	0.5586	0.5007	0.5239
	6 e 11	6 e 12	6 e 13	7 e 8	7 e 9	7 e 10	7 e 11	7 e 12	7 e 13
r =	-0.2731	-0.1851	0.7206	-0.3462	0.3139	0.6932	-0.2538	-0.0679	0.1743
R^2 =	0.0746	0.0342	0.5193	0.1198	0.0985	0.4806	0.0644	0.0046	0.0304
p =	0.5127	0.6608	0.0437	0.4009	0.4490	0.0565	0.5441	0.8730	0.6797
	8 e 9	8 e 10	8 e 11	8 e 12	8 e 13	9 e 10	9 e 11	9 e 12	9 e 13
r =	0.1081	-0.3448	-0.2047	-0.2962	0.3414	0.1346	-0.6433	-0.367	0.5688
R^2 =	0.0117	0.1189	0.0419	0.0877	0.1166	0.0181	0.4138	0.1347	0.3236
p =	0.7989	0.4029	0.6267	0.4762	0.4078	0.7507	0.0852	0.3712	0.1411
	10 e 11	10 e 12	10 e 13	11 e 12	11 e 13	12 e 13	-	-	-
r =	-0.2890	-0.1866	-0.3582	0.1910	-0.3560	-0.5023	-	-	-
R^2 =	0.0835	0.0348	0.1283	0.0365	0.1267	0.2523	-	-	-
p =	0.4875	0.6582	0.3836	0.6505	0.3868	0.2046	-	-	-

A fotografia número seis (classe alta) foi heterogênea em suas variáveis (18% céu, 12% água, 8,2% areia, 13% construções, 18% pavimentação, 5% entulhos, 23% vegetação antropizada, 3% vegetação ciliar) e obteve o maior valor de IQV-I, seguida das fotografias número sete e oito (classe média), onde se destacaram as variáveis céu

(29% e 49%) e vegetação antropizada (52% e 27%), respectivamente, e das fotografias de número um e quatro (classe baixa), destacando a variável céu e vegetação rasteira.

Ao analisar a qualidade visual de fotografias da região carbonífera de Criciúma/SC, Pires (1993), constatou uma classificação de 16,7 % (alta), 50,16 % (média), 22,30 % (baixa), porém evidenciou a tendência para uma maior ocorrência de categorias intermediárias de qualidade visual da paisagem. A classe baixa e muito baixa (28%) foi atribuída a os lugares com uma forte incidência humana, as de média qualidade contempladas por áreas ocupadas com agricultura, pastagens e silvicultura, as de alta e muito alta (22%) pela presença de aspectos naturais, singularidades paisagísticas, orla marítima e áreas com maior diversidade fisiográfica.

Aplicando essa mesma metodologia a qualidade da paisagem foi classificada como baixa (áreas com valores inexpressivos de complexidade topográfica e com pouca ocorrência de vegetação natural), média (ocorrência da vegetação, combinada com valores intermediários de complexidade topográfica e insolação) e alta (áreas com declividade acentuada, vegetação natural expressiva, alta diversidade fisiográfica e índices de insolação elevados) (ALVAREZ-ALFONSO, 1990).

Em um trabalho no Parque Nacional da Serra da Canastra/MG utilizando o método descritivo-analítico com variáveis de análise similares, as fotografias foram classificadas com qualidade baixa (áreas sob influência visual da rede de alta tensão), média (presença de recursos hídricos) e alta (atribuídos ao contexto topográfico, à rede de drenagem e à presença de vegetação natural) (GRIFFITH, 1979).

Bobrowski et al. (2010) ao analisarem fotografias do Parque Natural Municipal do Tanguá/PR concluíram que o elemento vegetação arbórea é positivo em relação a urbanização na qualidade visual da paisagem. Se considerarmos de maneira conjunta a variável biótica (vegetação ciliar, natural e rasteira) e a variável socioeconômica (vegetação antropizada), avaliadas de forma isolada neste trabalho, também podemos inferir que a vegetação é um elemento positivo em relação aos elementos antropogênicos e que essa agregou valor à qualidade da paisagem. Resultados convergentes foram obtidos por Landovsky et al. (2006) ao adaptarem a metodologia a uma classificação supervisionada na região do Tibagi/PR e associando os resultados positivos a presença dos elementos água e vegetação nativa em contraponto as áreas com solo exposto e agricultura extensiva, o que não foi observado neste estudo, pois os maiores valores do IQV-I estão relacionados a variável pavimentação.

Silva et al. (2012) avaliaram o Parque São Lourenço/PR em dois mapas um considerando o fator “diversidade da paisagem” (edificações, pavimentação, lazer, pista, vegetação arbóreo-arbustiva, água, gramado, área externa do parque) e o outro não. Quando ponderada a diversidade os resultados das quadrículas foram: boa (8,4%), 31% (média), 25,2% (ruim) e sem a variável, 52,1% (boa), 8,4% (média) e 4,2% (ruim). Estes resultados são contrários aos encontrados neste estudo onde os maiores valores do IQV-I são atribuídos às fotografias mais heterogêneas em suas variáveis.

3.3.2. Método direto

Para o desenvolvimento do método direto foram selecionados 175 participantes, sendo 73 do gênero feminino onde 54,79% eram residentes de Itajaí e 45,20% “turistas” (considerado qualquer entrevistado não residente no município de Itajaí/SC) e dentre esses 5,47 % não residiam no estado de Santa Catarina. O gênero masculino representou 102 dos entrevistados, com 74,49% residentes e 25,5% “turistas”, onde 3,92% não residem no estado de Santa Catarina (Tabela 13).

Tabela 13. Caracterização do número amostral por faixa etária, procedência e gênero. Residente (R), Turista (T).

Faixa etária	15-25		26-45		46-65		46-65	
Procedência	R	T	R	T	R	T	R	T
Gênero Feminino	19	15	14	11	6	6	1	1
Gênero Masculino	26	12	14	9	26	3	11	1

Na ordem de preferência 32,87% dos participantes do gênero feminino escolheram a fotografia número seis, seguida da fotografia de número sete (24,65%) e entre as pessoas do sexo masculino, 30,39% elegeram em primeiro lugar a fotografia número sete, seguida da número seis (27,45%). O Índice de Qualidade Visual - Direto resultou em valores maiores na fotografia número sete (IQV-D = 1044) e na número seis (IQV-D = 1042) e as classes oscilaram entre Baixa (fotos número um, dois e três) e Média (fotos número quatro a oito). A média geral do “conjunto” de fotografias foi de um IQV-D de 786,5 (Tabela 14).

A presença nas fotografias de elementos como naturalidade e diversidade tende a corroborar a preferência da qualidade visual das paisagens. Em alguns estudos verificou-se resultados semelhantes, como de Bobrowski et al. (2010), onde os grupos

pesquisados preferiram a paisagem com grande quantidade dos elementos rocha e água e pequena quantidade dos elementos céu, vegetação e arquitetônico, sendo que a maioria justificou a escolha pelo conjunto dos elementos, de Eroglu et al. (2012) e Yao et al. (2012), com paisagens com preferência com riqueza de tipos de plantas e iluminação, de Soares et al. (2013), com paisagens com fatores naturais e diversidade de elementos paisagísticos, de Silva e Biondi (2013), cuja fotografia escolhida foi a que apresentou maior quantidade de elementos culturais.

Tabela 14. Valoração total de cada fotografia por gênero, resultado do Índice de Qualidade Visual - Direto (IQV-D) e classe de qualidade: B (baixa), M (média).

Foto	Valoração		IQV-D	Classe
	Feminino	Masculino		
1	223	337	560	B
2	204	313	517	B
3	257	326	583	B
4	327	451	778	M
5	365	448	813	M
6	449	593	1042	M
7	425	619	1044	M
8	373	582	955	M
Média	327,87	458,62	786,5	M

No entanto, Arriaza et al. (2004) e Bulut e Ylmaz (2008) identificaram os recursos criados pelo homem e as paisagens urbanas como as mais preferidas, o que é análogo aos resultados deste trabalho onde a ocorrência de elementos resultantes da interferência antropogênica obtiveram as melhores classificações.

3.3.4. Avaliação da qualidade visual da paisagem

A utilização dos dois métodos (indireto e direto) de avaliação da qualidade visual da paisagem na área do Saco da Fazenda apresentou resultados similares, com valores de qualidade “Média”.

Os resultados do cálculo do IQV-I e IQV-D são semelhantes para as fotografias de número seis e sete, onde se constata em ambas a presença de variáveis heterogêneas (céu, construções, pavimentação, vegetação antropizada, vegetação ciliar), o que pode ter contribuído para um melhor resultado na pontuação dos índices.

Quando comparados os resultados do IQV-I e IQV-D por classes, os resultados da foto número dois, três, quatro e seis são divergentes. Pelo IQV-I a fotografia número dois foi classificada com três variáveis (36% vegetação ciliar, 25% vegetação antropizada, 12% entulho) na classe Média e pelo IQV - D na classe Baixa. Da mesma forma o IQV - I da fotografia número três foi classe Média (35% céu, 30% construções, 20% água) e pelo IQV - D na classe Baixa. O IQV-I da fotografia número quatro á classificou com quatro variáveis (44% céu, 14% água, 5,3% vegetação natural, 35% vegetação rasteira) e colocada na classe Baixa e pelo IQV-D na classe Média. A diversidade de variáveis da fotografia número seis (18% céu, 12% água, 8,2% areia, 13% construções, 18% pavimentação, 5% entulhos, 23% vegetação antropizada, 3% vegetação ciliar) a classificaram como Alta qualidade pelo método indireto e Média no método direto.

A Figura 6 apresenta os valores do Índice de Qualidade Visual-Indireto e do Índice de Qualidade Visual-Direto em porcentagem (%) do valor máximo possível em cada método.

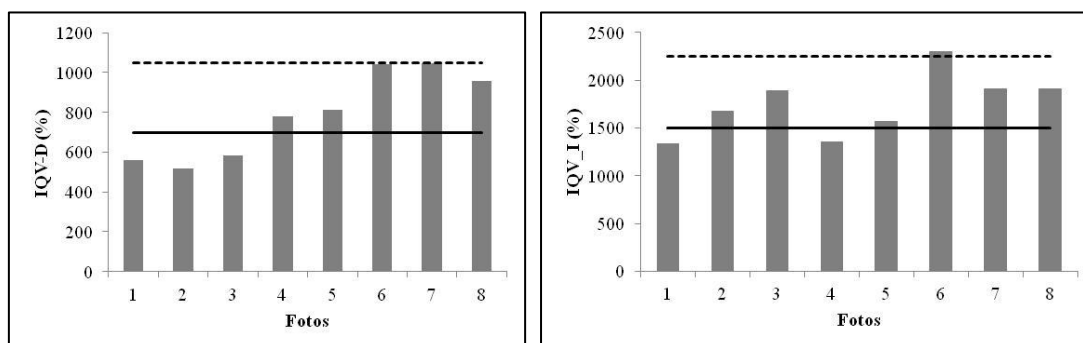


Figura 6. Valores do Índice de Qualidade Visual-Indireto (IQV-I) e do Índice de Qualidade Visual-Direto (IQV-D) em porcentagem (%) do valor máximo possível em cada método. Linha horizontal superior indica 75 % do valor máximo possível e a inferior 50%.

Quando comparadas as médias do método indireto e direto pelo “conjunto” de fotografias, ambos os resultados classificaram a qualidade visual do Saco da Fazenda como Média (Tabela 15). Marenzi (1996) classificou a paisagem de Penha como “Média” por meio do método misto e Gonzaga et al. (2004) imputaram como “bom” a média da qualidade visual de uma trilha ecológica, através do método direto, ambos os trabalhos atribuindo a abundância do elemento água como o fator determinante nos resultados obtidos. Esse fator, porém não foi o mais representativo neste estudo, mas a ocorrência de vegetação antropizada associado à heterogeneidade de intervenções antropogênicas.

Tabela 15. Resultados por fotografia do Índice de Qualidade Visual-Indireto (IQV-I), do Índice de Qualidade Visual-Direto (IQV-D), classes de qualidade: A (alta), B (baixa), M (média). Média calculada para o IQV-I e IQV-D. Em destaque (cinza) as classes com diferenças entre os resultados dos índices.

Foto	IQV-I	Classe	IQV-D	Classe
1	1337	B	560	B
2	1671	M	517	B
3	1887	M	583	B
4	1355	B	778	M
5	1571	M	813	M
6	2297	A	1042	M
7	1910	M	1044	M
8	1906	M	955	M
Média	1.741,75	M	786,5	M

A maioria dos trabalhos realizados até o presente, sobre a qualidade visual da paisagem em suas diferentes adaptações, não avaliaram o “conjunto” de fotografias, mas abordam análises individuais ou comparações entre elas.

Em comparações entre os métodos direto e indireto aplicados, a pesquisa de Silva et al. (2012) também encontraram diferenças para o Parque São Lourenço/PR. Quando considerado o fator diversidade, o método indireto subestimou a valoração das quadrículas e quando este fator foi retirado da análise a classificação “boa” e “ruim” foi coerente e a “média” teve seu resultado alterado.

Os dois métodos aplicados em uma região de Tibagi/PR da mesma forma apresentaram características próprias e outras semelhantes (LANDOVSKY et al., 2006). Estas diferenças nos resultados também foram encontradas no trabalho de Loures et al. (2015) ao valorarem a paisagem da região do baixo rio Guadiana, em Portugal que mostraram alteração nos resultados quando comparados, onde complexos turísticos e campos de golfe tiveram alta qualidade visual enquanto que as áreas agrícolas e a produção teve alta fragilidade.

Os resultados encontrados através da aplicação do método indireto e direto para a qualidade visual do Saco da Fazenda permitiram reconhecer espaços simbólicos, com valor cultural. Isto considerando que se trata de um ambiente alterado, onde possivelmente as pessoas mantêm a sua relação (caminhada, contemplação, atividades náuticas) vinculada a valorização da infraestrutura de bens e serviços.

3.4. Avaliação das alterações na qualidade da paisagem através do Índice de qualidade da paisagem – IQP (1938 e 2013)

Algumas modificações na paisagem destacam-se entre o ano inicial (1938) e final (2013). A classe área urbanizada obteve um incremento de 96,65 ha (283,76%) e a classe ruas de 23,32 ha (192,37%). Enquanto que os corpos hídricos foram reduzidos em 35,04 ha (31,87 %), seguido da planície de inundação (9,36 ha ou 89,74%) e da vegetação herbácea (78,60 ha ou 99,02%). A Tabela 16 expressa a evolução espaço-temporal da área de cobertura das classes analisadas em hectares.

Tabela 16. Evolução espaço-temporal da área de cobertura (ha) das classes analisadas para a área de estudo. Valor do Índice de Qualidade da Paisagem (IQP) e sua classe: M: média.

Meios	Classes	Ano/hectares						
		1938	1957	1978	1995	2004	2009	2013
Físico	Areia de praia	3,29	4,01	6,71	2,90	3,12	3,63	3,63
	Corpos hídricos	109,95	106,71	86,83	79,93	74,81	74,46	74,91
	Encosta rochosa	0,41	0,23	0,16	0,15	0,17	0,18	0,18
	Oceano	18,12	17,16	17,16	13,08	15,81	14,31	14,31
	Planície de inundação	10,43	2,16	2,54	8,21	6,27	0,30	1,07
	Solo exposto	0,67	6,18	9,70	1,55	4,62	0,13	0,18
Socioeconômico	Área urbanizada	34,06	70,41	98,19	121,20	123,02	130,37	130,71
	Ruas	11,60	17,93	26,26	28,73	29,91	32,84	33,92
Biótico	Vegetação arbóreo/arbustiva	41,54	35,47	39,47	38,69	43,44	50,70	49,77
	Vegetação herbácea	79,38	49,21	22,44	15,01	8,28	2,53	0,77
IQP		0,637	0,652	0,610	0,615	0,540	0,545	0,548
		M	M	M	M	M	M	M

Entre as décadas de 1930 e 1970 foram registradas as maiores transformações na paisagem da área de estudo, decorrentes do processo de organização do espaço urbano.

O aumento da classe área urbanizada e a supressão da vegetação herbácea indicam uma mudança abrupta na paisagem, substituindo o seu aspecto “original” por um mais antropogênico. Estas duas classes possuem uma correlação negativa muito forte ($r = -0,994$; $R^2 = 0,988$; $p < 0,0001$), onde o incremento da área urbanizada está diretamente associado a redução da vegetação herbácea (Figura 7A e 7B).

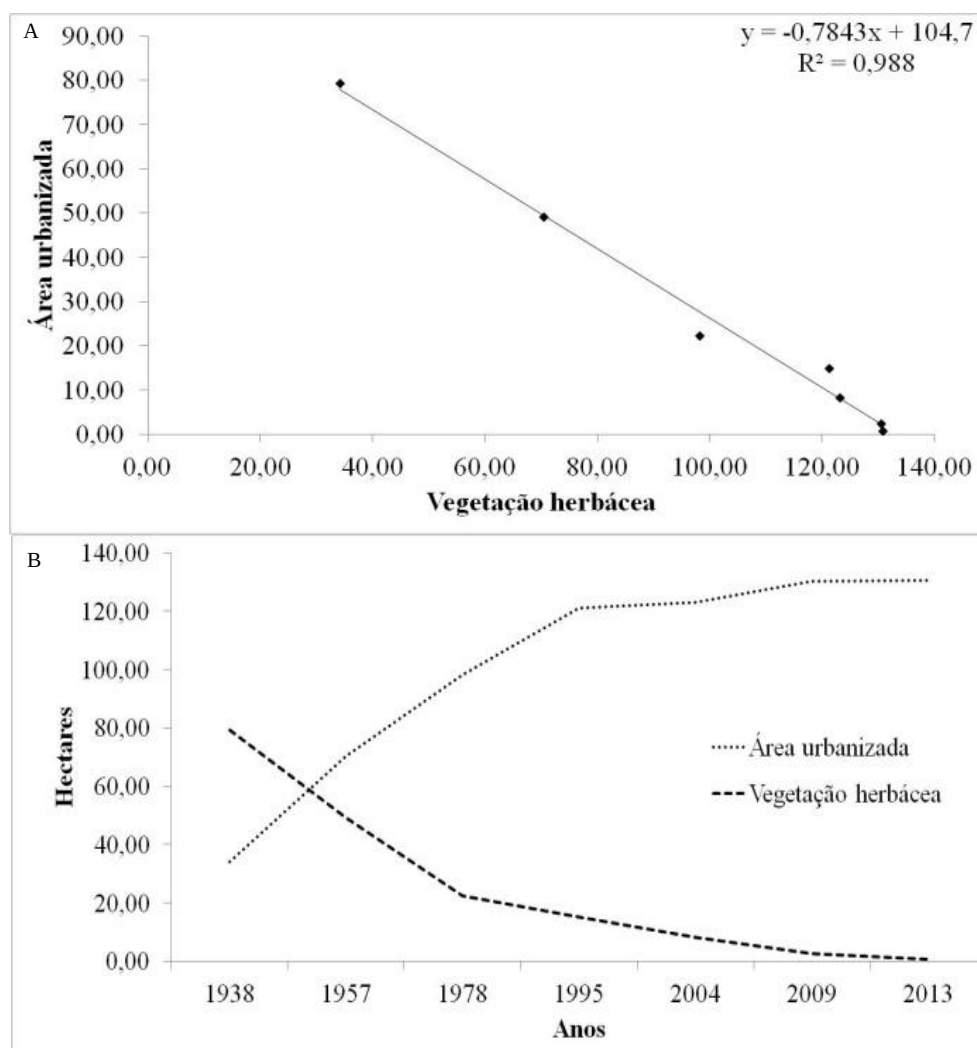


Figura 7. (A) Análise de correlação de Pearson entre as classes área urbanizada e vegetação herbácea ($r = -0,994$; $p = <0,0001$) e (B) relação entre o crescimento da área urbanizada e o declínio da vegetação herbácea.

Os resultados do IQP (Índice de Qualidade da Paisagem) para os anos analisados foram de uma qualidade da paisagem “Média” para a área de estudo. A linha de tendência ($R^2 = 0,816$) mostra que numa possível replicação deste trabalho, em anos futuros, os resultados da qualidade da paisagem desta região tendem a ser alterados para a classe “Baixa” (Figura 8). Esta situação está relacionada a uma ampliação (hectares) das classes do meio socioeconômico sobre as áreas remanescentes de vegetação herbácea, solo exposto e planície de inundação, podendo ocasionar o esgotamento da paisagem.

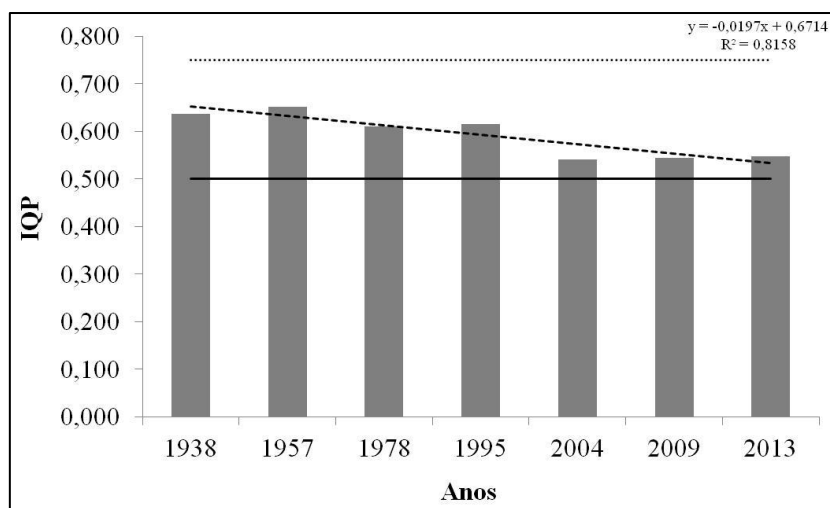


Figura 8. Variação do índice da qualidade da paisagem para os diferentes anos avaliados. A linha horizontal inferior indica o limite da qualidade "Baixa" da paisagem e a linha horizontal superior indica o limite da qualidade "alta" da paisagem e a linha tracejada representa a linha de tendência ($R^2=0,8158$).

Pastor et al. (2007) consideraram que uma paisagem tem alta qualidade quando nenhuma influência humana é visível. Lima et al. (2004) atribuíram a qualidade a uma redução das áreas com maior alteração antrópica e a diminuição da fragmentação dos atributos naturais. Por sua vez, Ayala et al. (2003) consideram o estado de conservação de cumes e encostas de morro, além da diminuição de centros urbanos e estradas como sendo importantes para a qualidade da paisagem. Nessas premissas, a região do Saco da Fazenda apresentava no ano inicial (1938) uma extensão de solo exposto pequena (0,67 ha), havia uma grande área de corpos hídricos (109,95 ha), planícies de inundação (10,43 ha) e vegetação herbácea (79,38 ha), porém estas características com uma “aparente” melhor condição de qualidade da paisagem resultaram em um Índice de Qualidade da Paisagem - IQP na classe “Média” e não “Alta” como seria esperada em razão das condições ambientais.

Ramos e Pastor (2012) em sua pesquisa sugerem que a variação na qualidade de uma paisagem está vinculada a existência de áreas com menor extensão de solo, com a presença de água e atividade humana. Porém, para a área do Saco da Fazenda entre os anos de 1957 e 2009 não encontramos alterações no IQP, apesar das variações ocorridas nas áreas das classes de solo exposto, corpos hídricos, área urbanizada e ruas.

Os resultados do intervalo de 75 anos (1938 - 2013) analisado, considerando as inúmeras intervenções ocorridas na área de estudo, sugerem que a disposição espacial “homogênea ou heterogênea” das classes, ao longo do período, podem ter contribuído para o predomínio de algum tipo de cobertura, dimensão ou agregação espacial das áreas mantendo os resultados do IQP na classe “Média” (Tabela 16). A qualidade

intrínseca de uma paisagem poderia estar associada a algum tipo de cobertura, disposição espacial ou de suas características fisiográficas (VEGA et al., 2003; HEROLD et al., 2002).

A utilização de informações sobre a paisagem através do processamento de imagens de satélite possibilita a detecção de várias mudanças em cada variável, além de localizá-las espacialmente e mapear a magnitude de suas alterações, o que sugere que estudos que avaliam os recursos estéticos são importantes para os processos de planejamento e gestão (AYAD, 2005; HERBST et al., 2009; PETSCH & DAL SANTO, 2013, OZKAN, 2014), sendo possível estimar as intervenções urbanísticas que podem ao mesmo tempo incrementar uma melhora socioeconômica de uma parcela da população ou a degradação da paisagem e qualidade de vida dos seus usuários (CARVALHO, 2011). Para a área do Saco da Fazenda, mesmo que a qualidade da paisagem tenha se mantido na classe Média ao longo de todo o período analisado foi possível através do processamento das imagens inferir em quais anos e classes ocorreram as maiores interferências (Tabela 16, Figura 8).

A utilização de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) apresenta-se como um importante aliado para gestores em todos os níveis, fornecendo importantes informações para a tomada de decisão no que se refere ao uso e ocupação do solo urbano, na identificação e compreensão do meio decorrente da possibilidade de reconstrução de cenários pretéritos em relação aos futuros. Os resultados podem mensurar as classes avaliadas quantificando e qualificando as áreas de interesse para preservação.

O valor estético de uma paisagem cênica, passível de ser mensurado, deveria ser utilizado como um indicador ecológico que descreva um ecossistema com um propósito de manejo, conservação e preservação (SILVA et al., 2012). As paisagens precisam ser geridas de maneira adequada para que possam contemplar as pressões ocasionadas pela evolução das necessidades humanas, garantindo que sua gestão não ocasione o declínio de seu valor cultural e social, com o seu provável abandono e transformação para outros fins (MOHD & ROE, 2006).

Neste trabalho foi possível verificar as alterações na qualidade da paisagem da região avaliada, indicando a degradação da mesma, com o favorecimento de classes de caráter antropogênico em detrimento das classes com atributos naturais, o que pode ocasionar o seu “esgotamento”.

Avaliações prévias da qualidade da paisagem podem contribuir para o planejamento da expansão de áreas urbanas, permitindo uma melhor adequação das intervenções, diminuindo os impactos negativos.

3.5. Índice de integridade biótica (IIB) para carcinofauna, ictiofauna e avifauna

3.5.1 Carcinofauna

De acordo com Branco e Freitas Jr. (2009) e Branco et al. (2011) para os diferentes períodos avaliados foram registradas seis famílias de crustáceos (2000-2001), duas famílias (2001-2002), três famílias (2002-2003), cinco famílias (2003-2004) e três famílias (2004-2005). Neste estudo, para o período de 2012-2013, foram registradas cinco famílias (Portunidae, Ocypodidae, Grapsidae, Penaeidae e Palaemonidae) (Tabela 17).

Das 16 espécies registradas, ao longo dos períodos analisados, seis foram capturadas em todas as amostragens, quatro espécies ocorreram em apenas um dos períodos e as demais espécies oscilaram entre duas, quatro e cinco ocorrências ao longo das amostragens (Tabela 17). O número de espécies, nos diversos períodos avaliados, não apresentou diferença significativa (ANOVA: $F=0,3777$, $p=0,8616$).

Tabela 17. Lista das espécies registradas em trabalhos anteriores para carcinofauna (* Branco & Freitas Jr., 2009; Branco et al., 2011; Freitas Jr. et al., 2013) e neste trabalho **. Dieta: O: onívoro, D: detritívora, H: herbívoro, C: carnívoro. Uso comercial: S: sim, N: não. Brasil, 2004 (IN MMA nº 5) e Brasil 2005 (IN MMA nº 52): S: consta na IN, N: não consta na IN. Ciclo de vida: N: dependente do estuário, S: independente do estuário. Outros estuários a=Branco, 1998; b=Rodrigues et al., 1996; c=Leite e Pezzuto, 2012; d=Boss et al., 2012; e=Wunderlich et al., 2008.

Família/Espécie	2000-2001 *	2001-2002 *	2002-2003 *	2003-2004 *	2004-2005 *	2012-2013 **	dieta	uso comercial	vulnerabilidade (0-100)	Brasil 2004 e Brasil 2005	ciclo de vida	Outros estuários
Grapsidae												
<i>Sesarma rectum</i>	x					x	O	S	0	N	S	a
<i>Neohelice granulata</i>	x					x	O-D	S	0	N	S	-
Ocypodidae												
<i>Uca uruguayensis</i>	x					x	D	N	0	N	S	a,b,d

Família/Espécie	2000-2001 *	2001-2002 *	2002-2003 *	2003-2004 *	2004-2005 *	2012-2013 **	dieta	uso comercial	vulnerabilidade (0-100)	Brasil 2004 e Brasil 2005	ciclo de vida	Outros estuários
<i>Uca thayeri</i>	x					x	D	N	0	N	S	a,b
<i>Ucides cordatus</i>	x						H-D	S	0	N	S	a,b,d,e
Portunidae												
<i>Callinectes danae</i>	x	x	x	x	X	x	C	S	10	N	N	a,b,d
<i>Callinectes sapidus</i>	x	x	x	x	X	x	O	S	13	S	S	a,b,d
<i>Callinectes bocourti</i>	x	x	x	x	X	x	C	S	10	N	S	a,b
<i>Callinectes ornatus</i>		x		x	X	x	C	S	10	N	S	a,b
Penaeidae												
<i>Litopenaeus schmitti</i>	x	x	x	x	X	x	O	N	10	N	S	a,c
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	x	x	x	x	X	x	O-D	S	10	S	N	a,b
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	x	x	x	x	X	x	O	S	10	S	N	-
Palaemonidae												
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	x		x	x	X	x	O	N	0	N	S	b
Alpheidae												
<i>Alpheus spp.</i>				x			O	N	0	N	S	-
Solenoceridae												
<i>Pleoticus muelleri</i>	x						O-D	S	10	N	S	-
Kalliapseudidae												
<i>Monokalliapseudes schubarti</i>				x			O	N	0	N	S	-
Total de famílias	6	2	3	5	3	5	-	-	-	-	-	-
Total de espécies	13	7	7	10	8	12	-	-	-	-	-	-
Valor do IIB	3,1	2,9	2,7	3,3	2,9	3,1	-	-	-	-	-	-

A carcinofauna do Saco da Fazenda quando comparada a pesquisas desenvolvidas em regiões próximas, como na foz do rio Itajaí-Açu (LEITE & PEZZUTO, 2012; BOSS et al., 2012), onde é possível inferir que as espécies que circulam no rio podem em algum momento do seu ciclo de vida transitarem na área do estuário SF; com o manguezal do rio Camboriú (RODRIGUES et al., 1996; BOSS et al., 2012) e baía da Babitonga (BRANCO, 1998; WUNDERLICH et al., 2008; BOSS et al., 2012) indica a ocorrência de algumas espécies em comum, apesar das diferenças hidrológicas e metodológicas (Tabela 17 - outros estuários).

Para o ano de referência (2000-2001) a contribuição foi de seis famílias e 13 espécies com um valor do IIB de 3,1. Nos anos de 2001-2002 e 2002-2003 ocorreu uma redução no número de famílias (duas e três respectivamente), com sete espécies para cada ano, porém o IIB oscilou entre 2,9 e 2,7. No ano de 2003-2004 ocorreu um incremento no número de famílias (n=5) e de espécies (n=10) e a pontuação do IIB somou 3,3. Para o ano de 2004-2005 ocorreu um novo declínio no número de famílias (n=3), de espécies (n=8) e da pontuação do IIB (2,9). No ano de 2012-2013 mesmo com o registro de cinco famílias e 12 espécies o IIB pontuou em 3,1.

Os valores de IIB oscilaram ao longo do período amostral, sendo maiores no início da amostragem (2000-2001), resultando em um valor equivalente a categoria regular, alterando para pobre em 2001-2003, regular entre 2003-2004 e pobre entre 2004-2005, para regressar a categoria regular em 2012-2013 (Figura 9). Para o primeiro (2000-2001) e último ano amostral (2012-2013) é possível constatar a ocorrência de uma maior variedade na composição trófica (onívoros, onívoro-detritívora, herbívoro-detritívora, detritívora, carnívoro) e de um maior número de espécies com ciclo de vida estuarino, com exceção do ano de 2003-2004, o que pode ter contribuído para uma melhor integridade biótica (regular) (Tabela 17). Nos anos em que o resultado do IIB atribuiu a área uma categoria pobre (2001-2002; 2002-2003; 2004-2005) a composição trófica foi caracterizada por espécies onívoras, detritívoras e carnívoras e com um ciclo de vida não estuarino (Tabela 17).

Ambientes estuarinos são instáveis em suas escalas temporais e espaciais podendo se tornar estressantes em decorrência de sua interação com fatores: físicos, químicos, geológicos e biológicos (ARAÚJO et al., 2009a; SCHETTINI & TRUCCOLO, 2009) porém algumas espécies que possuem alta resistência a poluição podem ser beneficiadas em relação a outras mais sensíveis (DAUVIN et al., 2006). Esta “resistência” pode ser inferida para a área deste estudo porque a categoria de integridade biótica regular (2000-2001; 2003-2004; 2012-2013) foi registrada nos anos em que ocorreu o maior número de espécies com vulnerabilidade zero, um aumento no número de espécies, uma redução no número de espécies com ciclo de vida independente do estuário e de espécies herbívoras, detritívoras e onívoras (Tabela 17).

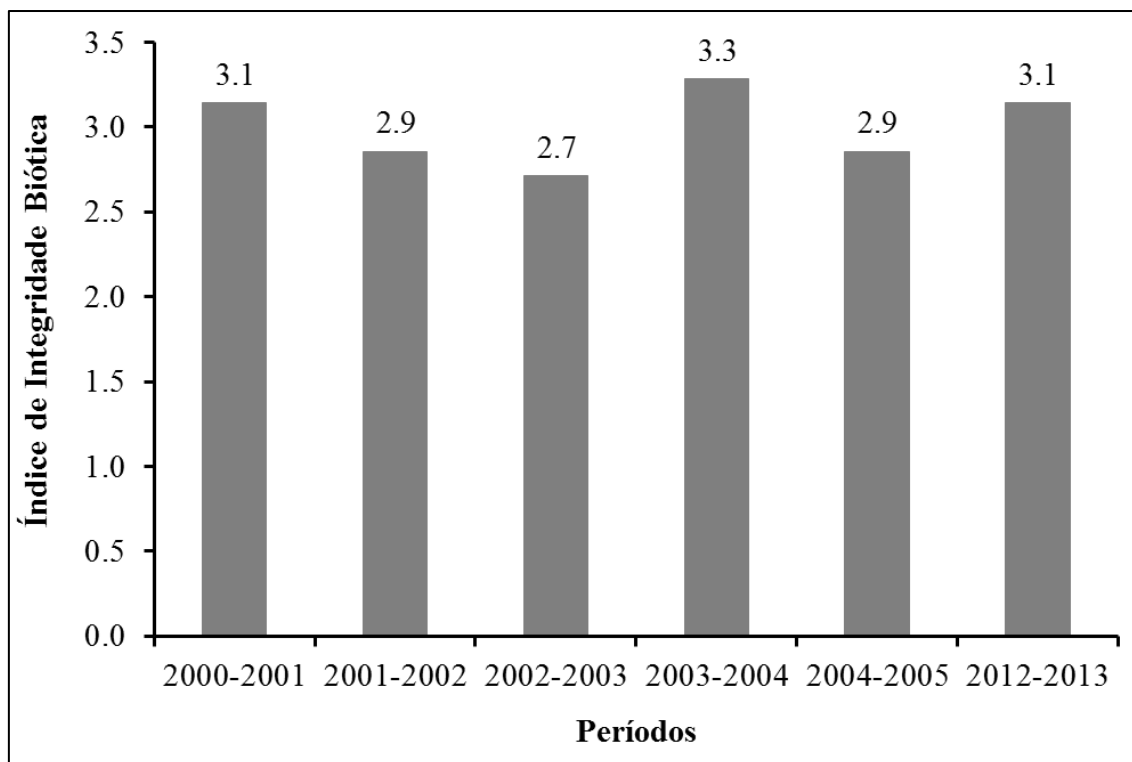


Figura 9. Variação do Índice de Integridade Biótica (IIB) entre os períodos avaliados. O valor acima de cada coluna indica o valor do Índice de IIB para o período.

A carcinofauna do Saco da Fazenda no ano de referência (2000-2001) possivelmente estava adaptada às condições ambientais existentes. Com o início das obras de dragagem o ecossistema alterou a sua hidrodinâmica (ARAÚJO et al., 2009a), ocorreu a remoção e re-alocação de sedimentos, a destruição de habitats bentônicos ou asfixia e morte de organismos causados pela ação de sucção do equipamento (BRANCO & FREITAS JR., 2009) o que pode ter ocasionado uma queda no número de espécies entre os anos de 2001-2003. Com o final da dragagem as condições do ecossistema possivelmente melhoraram o que tornou o ambiente mais favorável ao incremento de novas espécies no ano de 2003-2004. A sinergia de alguns fatores (físicos, químicos, biológicos) pode ter originado um novo declínio no número de espécies registradas no Saco da Fazenda entre 2004-2005. Passados sete anos desta última amostragem, no ano de 2012-2013 as espécies encontradas na área ($n=12$), com exceção de uma, são as mesmas do ano de referência ($n=13$) o que permite inferir que houve uma recuperação do ecossistema (Tabela 17).

Espécies estuarinas tendem a ser resistentes a processos de dragagem (WHITLATCH & ZAJAC, 1985) com períodos de recuperação que podem ser muito variáveis, com intervalos de semanas ou anos (JONES, 1986). Freitas Jr. et al. (2010), em suas pesquisas na baía Sul em Florianópolis-SC, observaram que as atividades de

dragagem não interferiram ou ocasionaram prejuízos a carcinofauna estuarina a longo prazo. Entretanto, Bemvenuti et al. (2005), na região estuarina da lagoa dos Patos-RS, identificaram uma diminuição do número e abundância de espécies como efeito inequívoco da dragagem, ocasionando um impacto na ecologia e economia do ecossistema, limitando sua capacidade de funcionar como uma área de berçário. A queda do número de taxons, abundância e biomassa também foram atribuídas como efeitos diretos de curto prazo das dragagens em outras pesquisas (SÁNCHEZ-MOYANO & GARCÍA-ASENCIO, 2010).

O período analisado, de seis anos de dados, permitiu inferir que as prováveis ações antropogênicas ocorridas no Saco da Fazenda alteraram a integridade local. Segundo Karr (1993) a qualidade da água ou outras condições do ambiente podem resultar na mudança e disponibilidade de muitos recursos alimentares o que direta ou indiretamente pode refletir nos resultados do IIB. Para Eklöv et al. (1998) os valores do IIB podem refletir o progressivo aporte de sedimentos, efluentes domésticos, alteração e ocupação desordenada das margens que geram uma transferência de patologias dentro da cadeia trófica com a eliminação das espécies mais sensíveis. Essas variáveis também são encontradas no Saco da Fazenda de forma isolada ou associadas as obras de dragagem o que pode ter contribuído para os resultados encontrados neste estudo.

3.5.2. Ictiofauna

Para o período de 2000-2001 foram registradas 25 espécies de peixes pertencentes a 16 famílias, onde os Carangidae contribuíram com a maior riqueza, seguido dos Engraulidae, Mugilidae, Gerreidae, Gobiidae, Cichlidae, Paralichthyidae (BRANCO et al., 2009), sendo as espécies mais abundantes *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), *Mugil liza* Valenciennes, 1836, *M. curema* Cuvier & Valenciennes, 1836 (Tabela 18). Entre 2001-2002, esses autores registraram 14 famílias e 25 espécies, com destaque dos Paralichthyidae e Sciaenidae, e das espécies *M. curema*, *M. liza* e *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) (Tabela 18). Em 2002-2003, ocorreram 15 famílias e 25 espécies, com o predomínio dos Carangidae, Mugilidae e Clupeidae, onde *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829), *Harengula clupeola* (Cuvier, 1829) e *L. grossidens* dominaram as amostragens (BRANCO et al., 2009; Tabela 18).

Tabela 18. Lista das espécies (ictiofauna) registradas ao longo do período de amostragem.

Família Espécie	nome-popular	2000-2001*	2001-2002*	2002-2003*	2003-2004**	2004-2005***	2012-2013****	Vulnerabilidade	Coluna d'água	Dieta
ELOPIDAE										
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	ubarana			2		2		38	P	C
ENGRAULIDAE										
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	sardinha-boca-torta	4	20	3	372	1177	106	44	P	O
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	enchoveta						1	10	P	O
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	sardinha-prata	230	127	108	80	335	1	43	P	C
CLUPEIDAE										
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	manjuba		1	10	78	23	22	24	P	C
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	sardinha-cascuda	77	31	144	508	56	1	19	P	C
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	sardinha-verdadeira			3	8		2	24	P	O
ARIIDAE										
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	bagre	86	150	46	31	32	5	35	D	C
MUGILIDAE										
<i>Mugil curema</i> Cuvier & Valenciennes, 1836	tainha	103	564	92	839	1605	148	58	P	O
<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831	parati			1	50	3	11	25	D	O
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	tainha	192	190	20	269	561	249	46	D	O
ATHERINOPSIDAE										
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	manjuba	2	20	36	30	16	21	16	B	O
BELONIDAE										
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	agulhão				1	1		29	P	C
CENTROPOMIDAE										
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	robalo-peva	12	5	12	9	43	7	55	D	C
POMATOMIDAE										
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	enchova	24		1	45	36	21	59	P	C
CARANGIDAE										
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	xarelete	3	6	3	5		3	57	P	C
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	peixe-galo	1		32	5			35	B	C
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	galo-da-costa				4			31	D	C
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	favinha	2		1	10		3	29	D	O
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	salteira				61	7		32	B	C
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	cavaco	2	1	4	3	1	2	25	D	C
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	agulha				1	1	1	42	P	C
LUTJANIDAE										
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	caranha	2						65	D	C
GERREIDAE										
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	carapeba				45	121	7	16	D	O
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	capapeba	19	14	100	445	154	25	24	D	C
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	carapau				19	28	12	25	D	C
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	carapeba	28	21	146	211	479	73	18	D	C
HAEMULIDAE										
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	roncador				8	8		34	D	C
SCIAENIDAE										
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	castanhota					4		18	D	C
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	corvina	102	50	31	54	198	4	66	D	C
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	pescada		2					22	D	C
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	pescada-branca				1			37	D	C
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	cangoá				6	1		16	D	C
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	cangoá				1			13	D	C
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	pescada-espinho		1		14	6	4	27	D	C
CICHLIDAE										
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	cará	64	78	16	52	58	54	28	B	D
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	tilápia-do-nilo	3	5		5	3	1	34	B	H
BLENNIIDAE										
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	maria-da-toca				1			19	D	C
GOBIIDAE										
<i>Gobioides broussonnetii</i> Lacepède, 1800	peixe-dragão				1	3	1	60	D	O
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	amboré	7	6	9	2	7	55	29	D	C
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	gobídeo	15	21	15	10	6	1	40	D	C
SCOMBRIDAE										
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	sororoca				2	9	1	67	P	C
PARALICHTHYIDAE										
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	linguado	61	15	34	22	35	33	28	D	C
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	linguado		1					10	D	C
<i>Paralichthys orbignyana</i> (Valenciennes, 1839)	linguado	1	1					50	D	C

Família Espécie	nome-popular	2000-2001*	2001-2002*	2002-2003*	2003-2004**	2004-2005****	2012-2013*****	Vulnerabilidade	Coluna d'água	Dieta
ACHIRIDAE										
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	linguado	1	1	2	5	9	1	29	D	C
CYNOGLOSSIDAE										
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	língua-de-mulata				1	1	1	38	D	C
TETRAODONTIDAE										
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	baiacuara		1		1			60	P	C
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	baiacu-pinima					3		22	D	C
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	baiacu-mirim	1						26	D	C
DIODONTIDAE										
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	baiacu-de-espinho				3	1	1	20	D	C
Número total de exemplares capturados	-	1042	1332	871	3318	5033	878			
Número total de espécies amostradas	-	25	25	25	42	36	34			
Valor do IIB	-	2,8	2,8	3,0	3,4	3,0	2,8			

Legenda: *Branco et al., 2009; **Barreiros et al., 2009 e Branco et al., 2011***, ****Este trabalho. Vulnerabilidade (alta: 55-100, média: 37-54, baixa: 0-36), coluna d'água (B: bentônico, D: demersal, P: pelágico), dieta (C: carnívoro, O: onívoro, H: herbívoro, D: detritívoro) de acordo com de Froese e Pauly (2013). Taxonomia conforme ITIS- Integrated Taxonomic Information System (2014).

Nos anos de 2003-2004 foram identificadas 21 famílias e 42 espécies, com destaque para Carangidae, Sciaenidae e Gerridae, e das espécies *M. curema*, *H. clupeola* e *Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863) (BARREIROS et al., 2009; BRANCO et al., 2011) (Tabela 18). Para os anos de 2004-2005, ocorreram 21 famílias e 36 espécies, com as maiores contribuições dos Gerreidae, Scianidae, Gobiidae, Carangidae e Mugilidae, e de *M. curema*, *M. liza* e *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (BRANCO et al., 2011) (Tabela 18). Já em 2012-2013 foram registradas 17 famílias, distribuídas em 34 espécies, onde os Gerreidae e Mugilidae contribuíram com a maior riqueza, seguido dos Carangidae, Engraulidae, Clupeidae, Gobiidae, e domínio de *M. liza* (n=249), *M. curema* (n=148) *C. edentulus* (n=105) (Tabela 18). Das 52 espécies registradas, ao longo dos períodos analisados, 17 foram encontradas em todas as amostragens 11 espécies em anos específicos e as demais espécies oscilaram entre duas e cinco ocorrências ao longo do total das amostragens (Tabela 18). Estes resultados indicam que as comunidades ao longo do tempo variaram em sua composição e abundância (Tabela 19).

Yáñez-Arancibia e Nugent (1977) ao analisarem o papel ecológico dos peixes em estuários e lagunas costeiras identificaram que as comunidades variam em composição e abundância relativa de acordo com as condições hidrológicas do sistema, sazonalidade, localização dentro do estuário e gradientes de salinidade, sendo possível encontrar componentes dulcícolas, migratórios, marinhos, eurihalinas e marinhas estenohalinas.

Tabela 19. Resultados dos testes estatísticos comparando a abundância de indivíduos entre os diferentes períodos analisados para ictiofauna. Os valores de *p* em negrito são significativos.

Parâmetro	Teste estatístico	Comparações	Valor de <i>p</i>
Abundância	Kruskal-Wallis	-	0,0037
	Student-Newman-Keuls	2000-2001 x 2001-2002	0,9127
		2000-2001 x 2002-2003	0,8972
		2000-2001 x 2003-2004	0,0022
		2000-2001 x 2004-2005	0,0287
		2000-2001 x 2012-2013	0,4568
		2001-2002 x 2002-2003	0,8112
		2001-2002 x 2003-2004	0,0015
		2001-2002 x 2004-2005	0,0216
		2001-2002 x 2012-2013	0,3932
		2002-2003 x 2003-2004	0,0034
		2002-2003 x 2004-2005	0,0396
		2002-2003 x 2012-2013	0,5386
		2003-2004 x 2004-2005	0,3818
		2003-2004 x 2012-2013	0,0205
		2004-2005 x 2012-2013	0,1490

Os valores de IIB oscilaram ao longo do período amostral, sendo menores (2,8) no início das amostragens (2000-2001 e 2001-2002) e no final (2012-2013) indicando um ambiente pobre. Nos anos intermediários os índices IIB foram maiores alterando a categoria para regular entre 2002-2003 (3,0); 2003-2004 (3,4) e 3,0 em 2004-2005 (Figura 10).

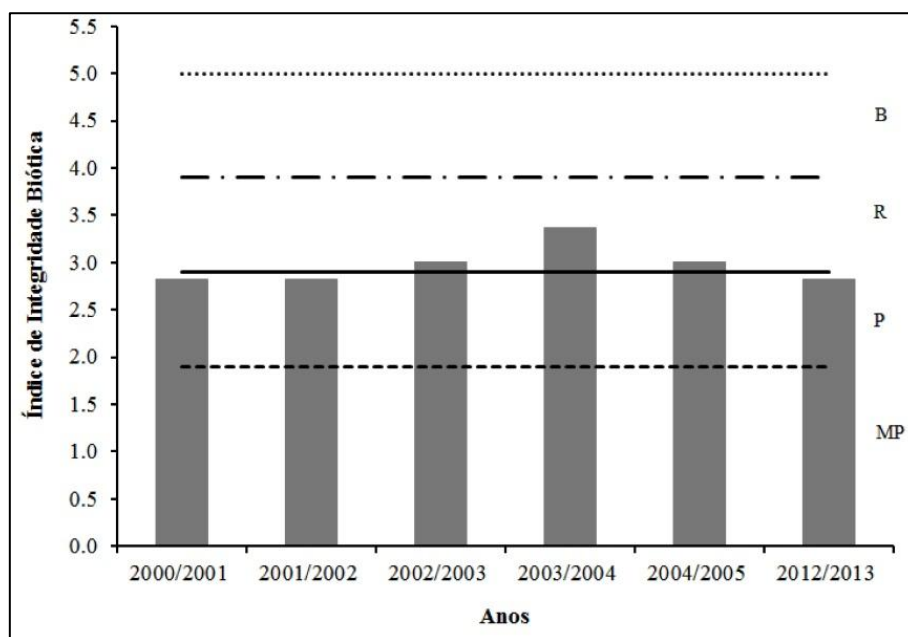


Figura 10. Resultados do IIB entre os anos de 2000-2013 (MP: muito pobre; P: pobre; R: regular; B: bom).

Com a região da foz do rio Itajaí-Açu, o Saco da Fazenda apresenta 13 famílias e 25 espécies comuns (HOSTIM-SILVA et al., 2002; 2009). No manguezal do rio Camboriú (27°00' - 32°12' S e 48°36' - 35°74' W), 11 famílias e 21 espécies são comuns ao Saco da Fazenda (RODRIGUES et al., 1996). Para a baía da Babitonga (26°02' - 26°28' S e 48°28' - 48°50' W) em um primeiro trabalho foram registradas 8 famílias e 2 espécies em comum (HOSTIM-SILVA et al., 1998) em outro estudo, 15 famílias e 30 espécies (FREITAS & VELASTIM, 2010; CREMER et al., 2012) e em outro 18 espécies são também encontradas no Saco da Fazenda (SOUZA-CONCEIÇÃO et al., 2013).

As alterações entre a integridade das classes de IIB (pobre e regular) pode estar associada à ocupação desordenada do entorno, ao lançamento de efluentes ou as repetidas dragagens (ARAÚJO et al., 2009b; SCHETTINI, 2002; SCHETTINI, 2008; SCHETTINI & TRUCCOLO, 2009; SILVEIRA & RESGALLA JR., 2009). Entretanto, o incremento de espécies (2002-2005) e a consequente elevação à categoria regular, indicam que as alterações na hidrodinâmica resultantes da dragagem do Saco da Fazenda entre 2000-2003 (ARAÚJO et al., 2009b) poderia ter beneficiado a assembleia de peixes, pois apesar da destruição dos habitats e da mortalidade houve um acréscimo no número de espécies, após o período de instabilidade possivelmente influenciado pelo aumento da profundidade e melhoria dos padrões de circulação local (BRANCO et al., 2009). Entre 2003-2005 ocorreu um aumento no número de espécies com baixa vulnerabilidade o que pode estar associado a uma “resposta” a situações de estresse originadas por perturbações ambientais. As variações nos resultados dos atributos podem estar relacionadas às diferenças físicas e estruturais do habitat, como a profundidade, tipo de substrato e salinidade que não foram medidas (MARCIANO et al., 2004).

Mas essa relação deve ser cautelosa, pois os valores de IIB obtidos em 2012-2013 indicam o retrocesso à condição inicial de referência, já que estudos estuarinos têm demonstrado uma relação direta entre os valores de IIB e as atividades antropogênicas (ANGERMEIER & KARR, 1994; DEEGAN et al., 1997; WHITFIELD & ELLIOTT, 2002; HARRISON & WHITFIELD, 2006).

Por outro lado, quando comparamos a abundância total ao longo do período amostral, constata-se uma aparente relação entre estes valores e os resultados das pontuações finais das classes de integridade, onde a contribuição em 2000-2001, 2001-

2002 e 2002-2003 oscilou entre 871-1.332 exemplares e as suas pontuações no IIB foram 2,8 e 3,0. Nos anos de 2003-2004 e 2004-2005 foram de 3.318-5.033 exemplares e um IIB de 3,4 e 3,0, respectivamente e 2013 com 878 exemplares e um IIB de 2,8. Porém, Hued e Bistoni (2005) relatam que a abundância não esteve diretamente associada à qualidade do local em ambientes degradados da Argentina, gerando dúvidas nos resultados obtidos. Ao contrário de Lyons et al. (1995) que no México, consideram os dados de abundância importantes em locais com diferentes níveis de degradação.

Segundo Zhuo e Chang (2008) um período amostral contínuo de seis anos, seria suficiente para a avaliação de uma assembleia de peixes para ambientes impactados. Neste trabalho foi analisado um período semelhante para o Saco da Fazenda, o que possibilitou estimar as alterações temporais e espaciais da integridade local. As respostas dos ecossistemas, geralmente, estão relacionadas às alterações ambientais imediatas ou pretéritas. Pela sua natureza, estruturas dissipativas exibem um comportamento surpreendente, que não pode ser previsto *a priori* e pode ser catastrófico (KAY, 1991).

Concordamos com a ideia de Araújo et al. (1998) e Bozzetti e Schulz (2004) que recomendam cautela na aplicação e deduções baseadas em IBI, pois os valores individuais podem não refletir a dinâmica dos sistemas biológicos. Nosso estudo mostrou que a diferença na composição das espécies influenciou de maneira geral os resultados do IIB. A partir de nossas observações e de outros trabalhos, recomendamos o uso de IIB para analisar as condições biológicas e ecológicas de estuários no sul do Brasil.

3.5.3. Avifauna

Não foram encontradas diferenças significativas entre os valores obtidos para os diferentes atributos utilizados para o cálculo do IIB de cada ano analisado (Teste de Kruskal–Wallis, $p = 0,5137$).

Nos anos de 1996-2007 o número de famílias oscilou entre 18-37, com uma riqueza de 36 a 84 espécies e para o ano de 2012-2013 registramos 107 espécies distribuídas em 42 famílias (Tabela 20).

Das 141 espécies registradas, ao longo dos períodos analisados, 22 foram encontradas em todas as amostragens. Por outro lado, dez espécies foram registradas em um único ano: *Amadonastur lacernulatus* (1997); *Charadrius falklandicus* (2000);

[illegible]

Família/Espécie	ANO (Referências)											
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006-2007	2012-2013
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)												X
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)												X
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)				X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)									X			X
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)												X
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)				X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)								X	X			
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)												X
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)												X
Fringillidae												
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)												X
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)												X
Estrildidae												
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)				X		X	X	X	X	X	X	X
Passeridae												
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)				X		X	X	X	X	X	X	X
Total de espécies	40	37	36	57	44	59	55	75	80	84	69	107

Os valores do IIB oscilaram entre pobre e regular ao longo dos períodos avaliados, sendo que nos dois primeiros anos, os resultados oscilaram entre pobre em 1996 (2,60) e regular em 1997 (2,93), retornando a condição de pobre em 1998 (2,47) e 1999 (2,6). Nos anos de 2000, 2001 a 2003 e em 2004, o IIB aumentou, indicando um ambiente regular. Porém, em 2005 o índice foi de 2,87, retornando a categoria pobre que se manteve no ano de 2006-2007 com 2,53. Após quatro anos da última amostragem, a área permaneceu na categoria pobre no ano de 2012-2013 com um IIB de 2,87 (Figura 11).

O número de espécies oscilou bastante entre os anos analisados, variando de um mínimo de 36 espécies em 1998 até 107 espécies entre 2012-2013. Da mesma forma, os valores do IIB apresentaram oscilações nos mesmos períodos, desde um valor 2,47 em 1998, apontando para uma categoria de integridade pobre, até o valor de 3,07 em 2004, indicando uma categoria de integridade regular (Figura 12).

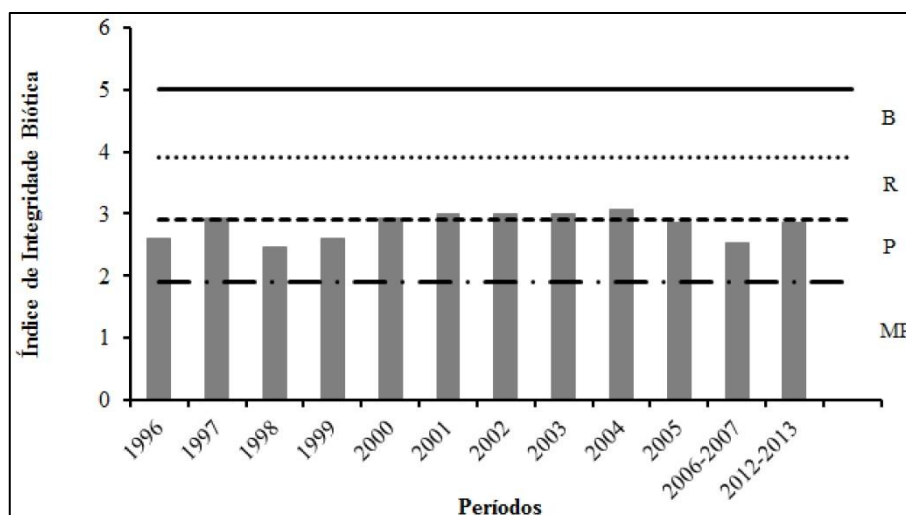


Figura 11. Resultados do IIB (Índice de Integridade Biótica) entre os anos de 2000-2013. Limites das categorias: MP=muito pobre ($<1,90$); P=pobre ($\geq 1,90 < 2,90$); R=regular ($\geq 2,90 < 3,90$); B=bom ($\geq 3,90$).

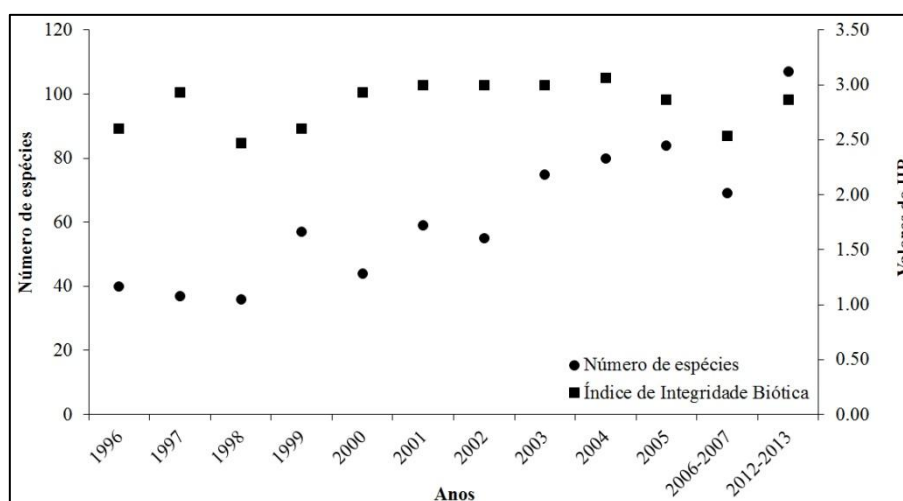


Figura 12. Variação dos valores do número de espécies e do Índice de Integridade Biótica (IIB) nos diferentes anos analisados.

Foi possível identificar uma correlação positiva fraca ($R^2=0,1077$) entre os resultados do IIB e o número de espécies nos anos amostrados (Figura 13).

Alguns trabalhos desenvolvidos em regiões próximas a área do Saco da Fazenda indicaram a ocorrência de algumas espécies em comum, apesar das diferenças de esforço e metodologia. Para a baía da Babitonga ($26^{\circ}15'54''S$ e $48^{\circ}41'13''W$) em um primeiro trabalho, foram registradas 56 espécies, sendo 18 destas comuns ao Saco da Fazenda para o ano de 1998 (ZIMMERMANN, 1998), em outro registraram 25 espécies no ano de 2006-2007, sendo cinco destas também registradas no Saco da Fazenda neste período (GROESE et al., 2013). Cremer e Groese (2010) elencaram 67 espécies que utilizam a baía da Babitonga sendo que destas, 47 espécies são comuns à amostragem geral deste trabalho. Groese et al. (2014) realizaram uma amostragem entre 2010-2011

que contempla o registro de 19 espécies para a região, porém na área deste estudo, não foi realizado nenhuma pesquisa neste período, o que impossibilita uma comparação, por outro lado, todas as espécies citadas fazem parte da lista de ocorrências para o Saco da Fazenda. Da mesma forma em relação à avifauna do Parque Natural Municipal da Atalaia do total de 75 espécies catalogadas para a área, 55 são comuns ao Saco da Fazenda, porém uma comparação entre anos não é possível porque o guia não faz referência ao período da amostragem (LOPES & VALLE JR., 2011).

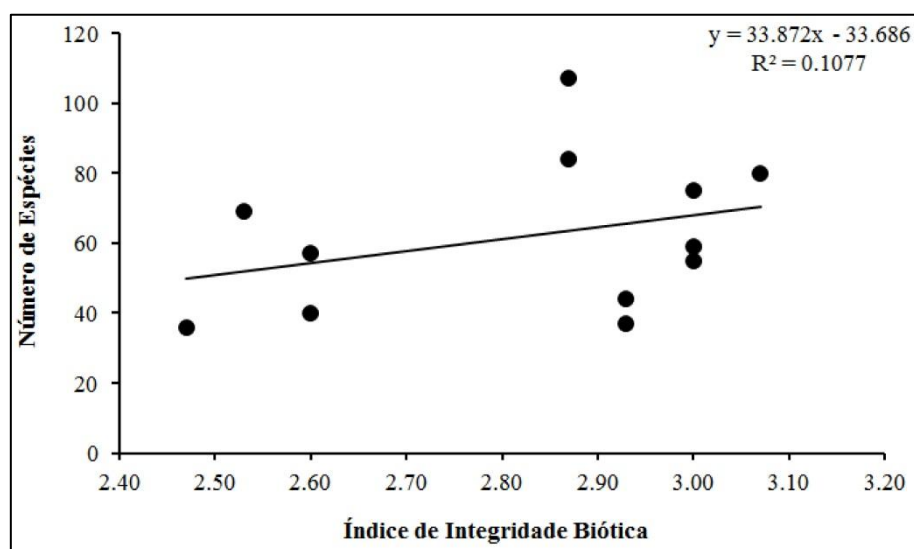


Figura 13. Correlação entre os resultados dos IIB e a riqueza de espécies.

A variação nas categorias de integridade do IIB (pobre e regular) pode estar associada à ocupação desordenada do entorno, ao lançamento de efluentes ou as repetidas dragagens (ARAÚJO et al., 2009b; SCHETTINI, 2002; SCHETTINI, 2008; SCHETTINI & TRUCCOLO, 2009; SILVEIRA & RESGALLA JR., 2009). Mesmo não tendo sido testado neste trabalho, pesquisas realizadas indicam que o desenvolvimento nas bacias costeiras pode aumentar pontualmente os níveis de nutrientes gerando condições de eutrofização ou hipóxia (BOESCH et al., 2001; SCAVIA & BRICKER, 2006). Estas condições podem prejudicar os organismos de nível trófico mais baixo, como invertebrados bentônicos e peixes (DAUER et al., 2000; EBY & CROWDER, 2002; BILKOVIC et al., 2006) ocasionando distúrbios e vulnerabilidade nas comunidades da parte superior da cadeia alimentar (BAIRD et al., 2004). Comunidades de aves estuarinas tem uma tendência direcional em longo prazo de serem afetadas de forma direta ou indireta pela alteração de seu habitat e consequente redução na disponibilidade de recursos (RUSSELL et al., 2014) decorrentes de

alterações na salinidade e pH, perda de vegetação (RUSSSEL, 2013) e invasão de peixes “alienígenas” (OLDS et al., 2011) entre outros.

Dependendo da natureza e quantidade de contaminante nos resíduos dragados, esses podem ocasionar diferentes tipos de impactos no ecossistema (REISH et al., 1980). Mesmo quando não contaminados podem gerar efeitos adversos sobre o funcionamento do ecossistema aquático como a suspensão de sedimentos finos que influenciam na dinâmica de nutrientes, afetando os organismos que se alimentam por filtração ou prejudicando o desempenho de predadores visuais (KAREL, 1999), e estes “efeitos” podem de forma direta ou indireta restringir a utilização da área por determinadas espécies de aves ou favorecer a ocorrência de outras.

Em 2000 quando iniciaram as obras de dragagem a diversidade de espécies era baixa mas a categoria de integridade regular. Essa categoria foi mantida até o ano de 2004, com um aumento da diversidade, indicando que as alterações resultantes da dragagem do Saco da Fazenda entre 2000-2003 (ARAÚJO et al., 2009a) podem ter beneficiado o grupo das aves. A formação de uma lâmina de água (10-15cm) nos despejos do sedimento dragado produziu um ambiente propício para formas juvenis e adultas de microcrustáceos e poliquetas, utilizados como complemento na dieta (BRANCO, 2007). Mesmo com uma alteração na paisagem decorrente da deposição do sedimento, que reduziu a área infralitoral em 9,2% além da destruição parcial do manguezal e dos marismas de borda, que afetaram de forma indireta os bancos de caranguejos e o espaço utilizado por algumas aves para nidificação, abrigo e alimentação (BRANCO, 2007), a população de aves “absorveu” esta heterogeneidade de condições elevando e mantendo a categoria do IIB em regular entre 2000-2004.

Entre 2005-2007 e 2012-2013 as áreas de despejo dos sedimentos e a planície de inundação foram recompostas com vegetação arbóreo/arbustiva, porém os resultados do IIB retrocederam para a categoria pobre, o que permite inferir que determinadas exigências ecológicas de muitas espécies de aves não estavam mais presentes na área, tornando a área do Saco da Fazenda imprópria para a permanência de espécies que necessitem de condições específicas. Entre as variáveis avaliadas, foi possível identificar que os valores do IIB na categoria Regular estão relacionados a um aumento no número de espécies que dependem ou vivem em ou perto de zonas úmidas, uma redução no número de espécies que vivem em terras altas, um aumento no número de espécies com alta e média sensibilidade, um aumento no número de espécies carnívoras (especialistas/generalistas), piscívoras e uma redução de espécies saprófagas e onívoras.

Alguns grupos funcionais tendem a apresentar uma resposta semelhante aos distúrbios antropogênicos, onde alguns atributos biológicos se relacionam e variam de acordo com diferentes graus de antropização (CÓRDOVA-AVALOS et al., 2009). A ausência de determinados grupos de aves deve ser considerado como um sinal de alerta de degradação, originando pesquisas sobre o desaparecimento de sua fonte de alimento (MATTSSON & COOPER, 2006), porém a presença ou ausência de uma única espécie de aves ou grupo de espécies de aves não significa necessariamente ter uma integridade biótica alta ou baixa (ORMEROD & TYLER, 1993).

A gestão destas áreas com um benefício para as aves deveria abranger a manutenção de áreas com o habitat natural, mata ciliar e de zonas com restrição de atividades náuticas (RUSSELL et al., 2014). O IIB é um indicador de degradação ou recuperação em alterações nas comunidades ao longo do tempo, porém é necessário cautela na sua utilização (ANJOS et al., 2009).

3.6. Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA)

Os valores dos diversos índices utilizados para compor o Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) variaram entre 0,85 (Bom) para o Índice de Uso e Ocupação (IUO) no ano de 1938 até 0,17 (Muito Pobre) para o Índice de Cobertura Vegetal (ICV) nos anos de 2009 e 2013 (Figura 14).

Comparando os valores dos índices dos 11 anos analisados, não foi encontrada diferença significativa entre os mesmos (Teste de Kruskal–Wallis, $p = 0,6322$).

A análise de agrupamento (Ligação simples – distância Euclidiana) formou grupos de anos de acordo com os valores dos respectivos índices disponíveis em cada um. Num primeiro grupo ficaram os anos de 1938, 1957, 1978, 1995 e 2009, para os quais estavam disponíveis apenas o Índice da Qualidade da Paisagem (IQP), Índice de Uso e Ocupação (IUO) e Índice de Cobertura Vegetal (ICV). Em um segundo grupo, foram incluídos os anos de 2001, 2002, 2003 e 2005, que possuíam apenas os índices ligados a grupos de fauna, ou seja, o Índice de Integridade Biótica-Peixes (IIB-P), Índice de Integridade Biótica-Crustáceos (IIB-C) e Índice de Integridade Biótica-Aves (IIB-A). Isolaram-se destes dois grupos maiores, os anos de 2004 e 2013, para os quais havia um número maior de índices disponíveis, como IIB-P, IIB-C, IIB-A, IQP, IUO e ICV para o primeiro e além destes o Índice da Qualidade Visual-Indireto e Índice da Qualidade Visual-Direto para o segundo (Figura 15).

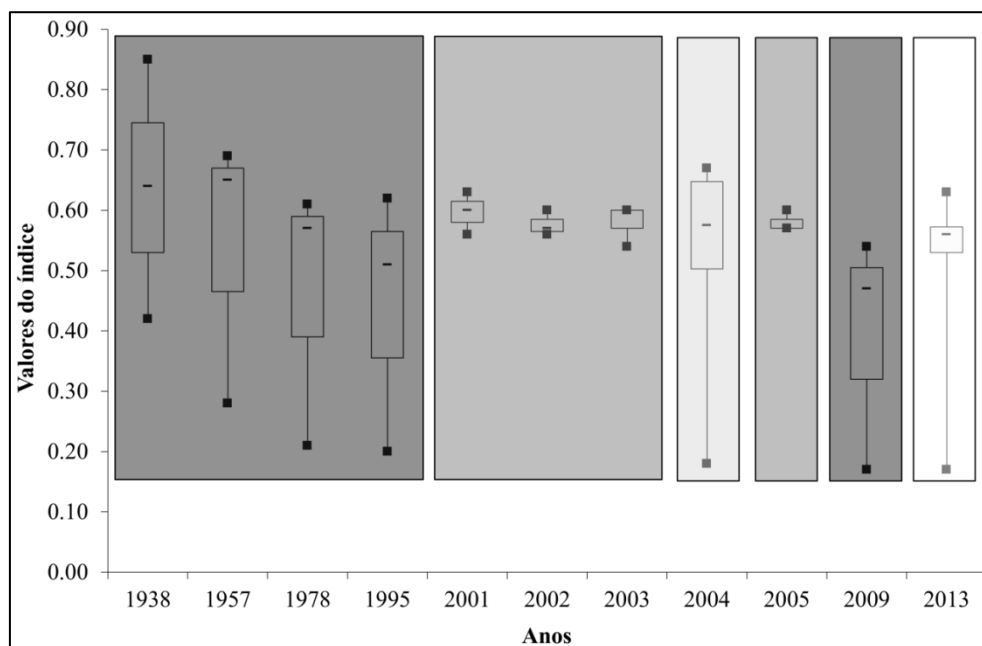


Figura 14. Variabilidade dos valores dos índices, para os diversos anos avaliados, a partir dos valores dos diferentes índices utilizados (1938, 1957, 1978, 1995, 2009: IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; e ICV=Índice de Cobertura Vegetal; 2001-2003, 2005: IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; e IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; 2004: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; e ICV; 2013: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; ICV; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; e IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto).

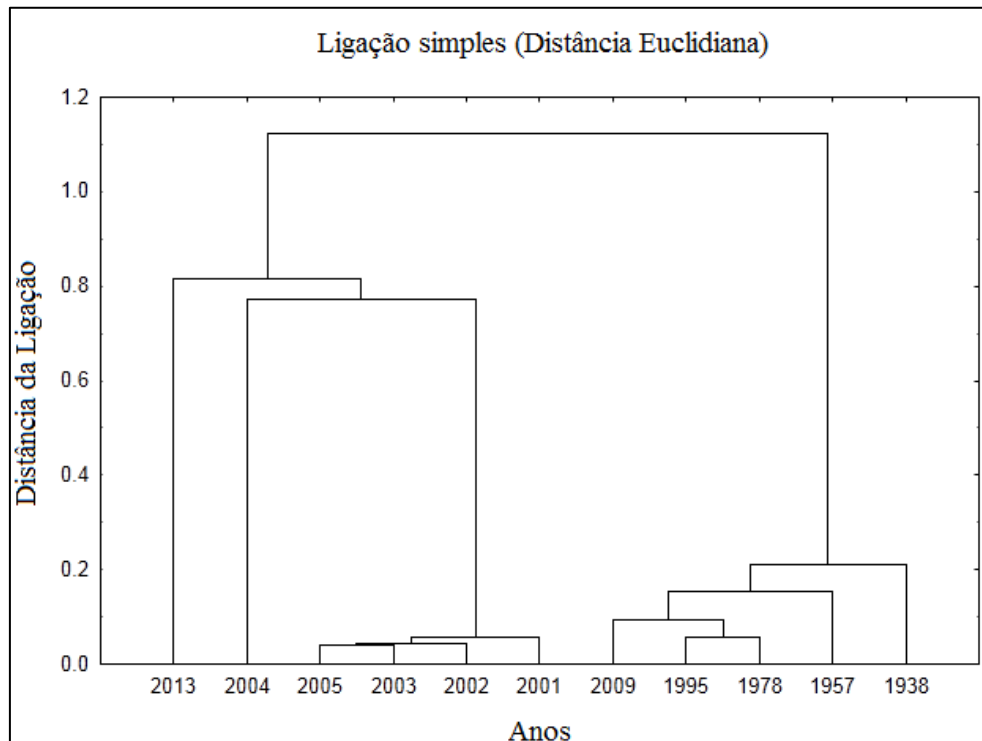


Figura 15. Diagrama de agrupamento dos 11 anos avaliados, a partir dos valores dos diferentes índices utilizados (1938, 1957, 1978, 1995, 2009: IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; e ICV=Índice de Cobertura Vegetal; 2001-2003, 2005: IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; e IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; 2004: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; e ICV; 2013: IIB-P; IIB-C; IIB-A; IQP; IUO; ICV; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; e IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto).

Nos anos de 1938, 1957, 1978, 1995 e 2009, o Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) oscilou entre os valores de 0,64, 0,54, 0,46, 0,44 e 0,40, respectivamente, indicando uma qualidade do ambiente na categoria Regular para o primeiro ano, passando à categoria Pobre, nos demais anos. Nestes anos, a fórmula de cálculo do IIQA foi composta apenas pelos valores do Índice da Qualidade da Paisagem (IQP), Índice de Uso e Ocupação (IUO) e Índice de Cobertura Vegetal (ICV). Nos anos de 2001, 2002, 2003 e 2005 os valores do IIQA foram de 0,60 (2001) permanecendo na categoria Regular, caindo para 0,58 nos demais anos, enquadrando-se na categoria Pobre. Nestes anos, foram utilizados, na fórmula de cálculo do IIQA, apenas os valores do Índice de Integridade Biótica-Peixes (IIB-P), Índice de Integridade Biótica-Crustáceos (IIB-C) e Índice de Integridade Biótica-Aves (IIB-A). Para 2004, o valor do IIQA apresenta uma queda (0,46), mantendo-se na categoria Pobre. Neste ano, estavam disponíveis para o cálculo do IIQA os valores do IIB-P, IIB-C, IIB-A, IQP, IUO e ICV, sendo este período o que apresentou o segundo maior número de índices disponíveis para o cálculo do IIQA. Finalmente, no ano de 2013 foi possível utilizar os valores de todos os oito índices individuais disponíveis (IIB-P, IIB-C, IIB-A, IQP, IUO, ICV, IQV-I e IQV-D) para a composição da fórmula de cálculo do IIQA, sendo o valor obtido para o mesmo igual a 0,47, mantendo-se na categoria Pobre (Tabela 21; Figura 16).

Tabela 21. Variação dos valores do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” (IIQA), nos diferentes anos avaliados (Categorias: P=pobre; R=regular).

	1938	1957	1978	1995	2001	2002	2003	2004	2005	2009	2013
IIQA	0,64	0,54	0,46	0,44	0,60	0,58	0,58	0,46	0,58	0,40	0,47
Categoria	R	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P

Os valores obtidos para o IIQA foram fortemente influenciados pelos valores do ICV, o qual apresentou um valor muito baixo (Figura 17) nos diferentes anos analisados. Estes valores interferiram diretamente no resultado do IIQA nos anos em que foram incluídos na sua fórmula de cálculo (1938, 1957, 1978, 1995, 2004, 2009 e 2013). O baixo valor do ICV é reflexo do uso e ocupação da área de estudo, que privilegiou a instalação da urbanização em detrimento da vegetação.

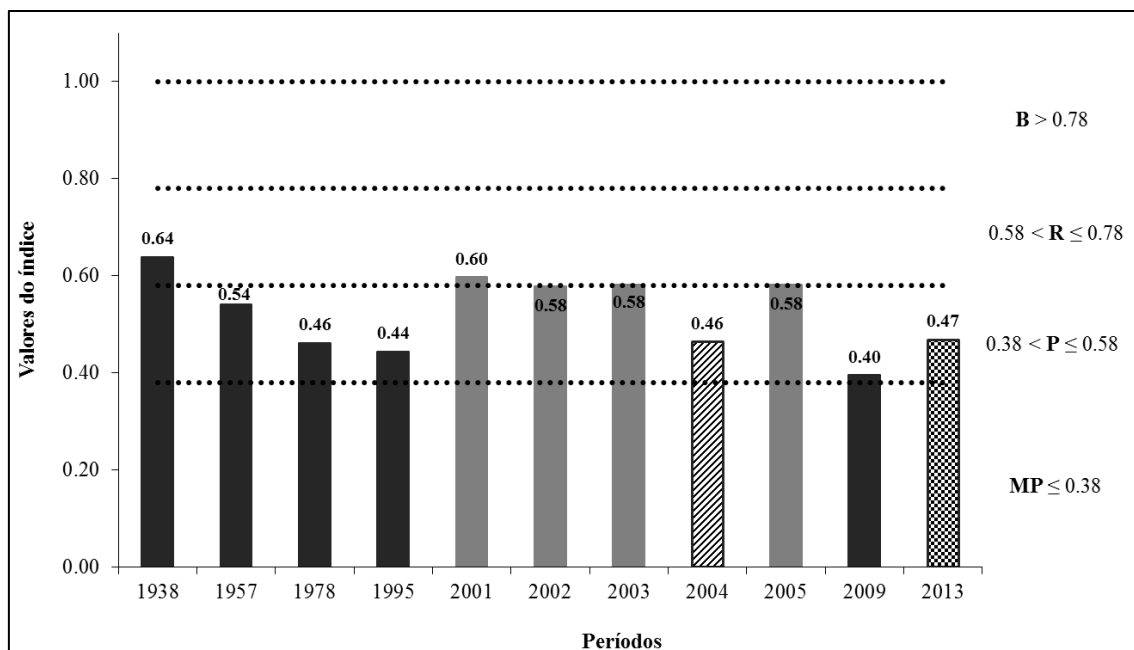


Figura 16. Variação do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” nos períodos avaliados (MP=muito pobre; P=pobre; R=regular; B=bom). Cores iguais nas barras indicam valores que utilizaram os mesmos índices em sua composição.

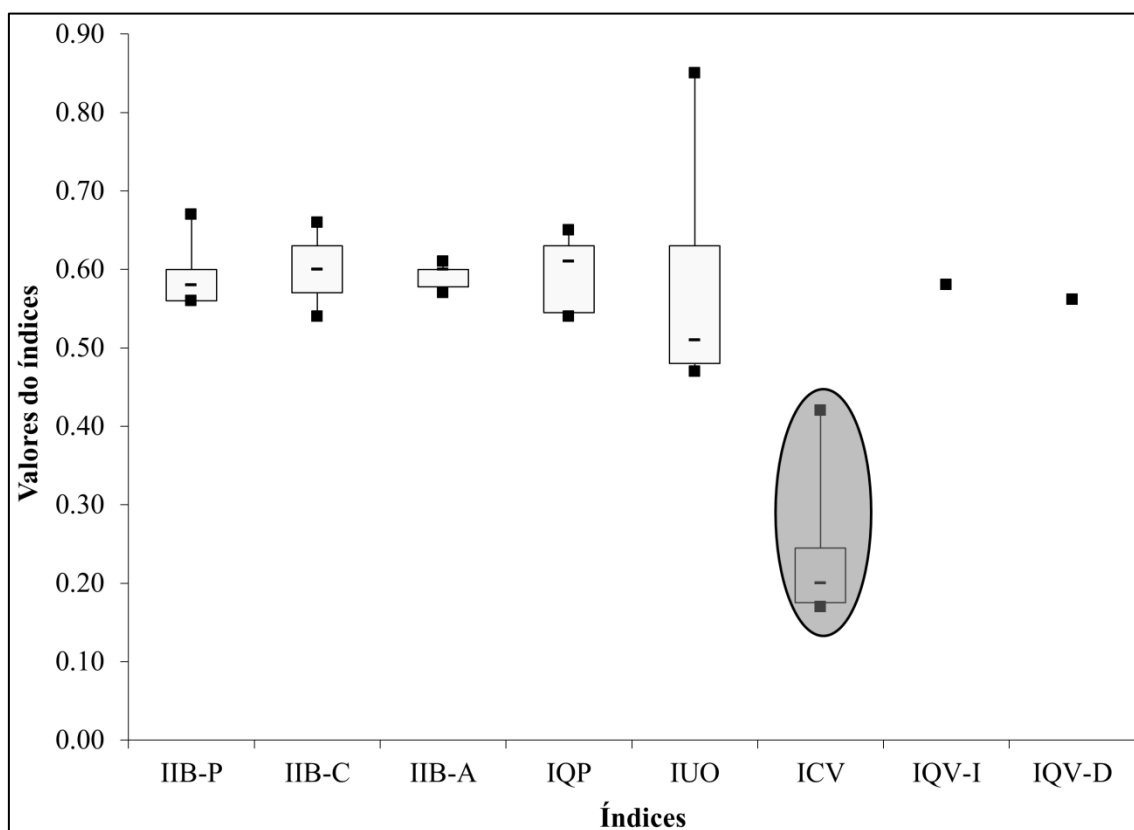


Figura 17. Variabilidade dos valores dos diferentes índices, em todos os anos avaliados (IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto). Os baixos valores do ICV (em destaque) influenciaram fortemente os resultados obtidos para o IIQA= Índice Integrado de Qualidade Ambiental.

Comparando os valores obtidos para os diferentes índices, em todos os períodos, verificamos que apenas o ICV apresentou diferença significativa em relação aos demais (Tabela 22).

Tabela 22. Resultados dos testes estatísticos comparando os diferentes índices entre si, para todos os anos avaliados (IQP=Índice da Qualidade da Paisagem; IUO=Índice de Uso e Ocupação; ICV=Índice de Cobertura Vegetal; IIB-P=Índice de Integridade Biótica-Peixes; IIB-C=Índice de Integridade Biótica-Crustáceos; IIB-A=Índice de Integridade Biótica-Aves; IQV-I=Índice da Qualidade Visual-Indireto; IQV-D=Índice da Qualidade Visual-Direto; ns=não significativo).

Teste estatístico	Comparações	Valor de p	Comparações	Valor de p
Kruskal-Wallis	-	$p < 0.01$	-	-
Student-Newman-Keuls	IIB-P $\times$ IIB-C	ns	IIB-C $\times$ ICV	$p < 0.01$
	IIB-P $\times$ IIB-A	ns	IIB-A $\times$ IQP	ns
	IIB-P $\times$ IQP	ns	IIB-A $\times$ IUO	ns
	IIB-P $\times$ IUO	ns	IIB-A $\times$ ICV	$p < 0.01$
	IIB-P $\times$ ICV	$p < 0.01$	IQP $\times$ IUO	ns
	IIB-C $\times$ IIB-A	ns	IQP $\times$ ICV	$p < 0.01$
	IIB-C $\times$ IQP	ns	IUO $\times$ ICV	$p < 0.01$
	IIB-C $\times$ IUO	ns	-	-

Quando utilizamos, no cálculo do IIQA, apenas os valores do Índice da Qualidade da Paisagem (IQP), Índice de Uso e Ocupação (IUO) e Índice de Cobertura Vegetal (ICV), disponíveis para os anos de 1938, 1957, 1978, 1995, 2004, 2009 e 2013, existe uma forte tendência de passagem do IIQA da categoria Regular, para Muito Pobre, num curto espaço de tempo (Figura 18A). Estes três índices (IQP, IUO e ICV) apresentam uma forte correlação (Pearson) entre si, principalmente o IQP e IUO ($r=0,7805$; $p<0,05$) e o IUO e ICV ($r=0,9871$; $p<0,0001$) (Figura 19).

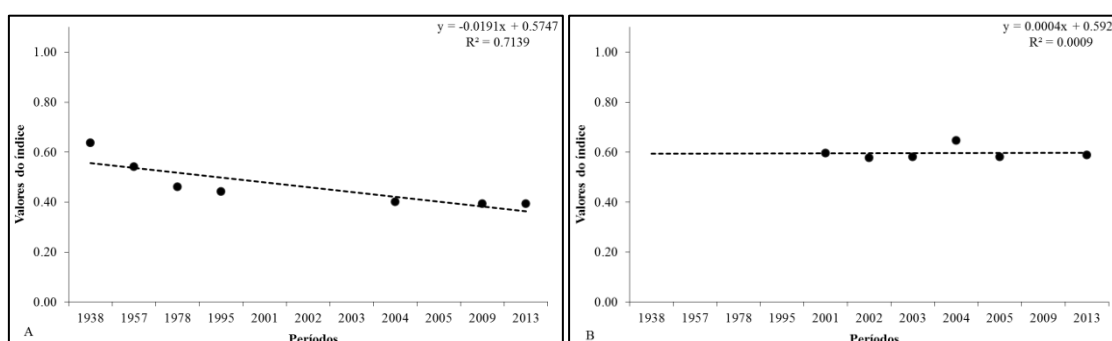


Figura 18. Variação do “Índice Integrado da Qualidade Ambiental” nos diferentes anos avaliados, utilizando na fórmula de cálculo: (A) o Índice da Qualidade da Paisagem, Índice de Uso e Ocupação e Índice de Cobertura Vegetal; (B) o Índice de Integridade Biótica-Peixes, Índice de Integridade Biótica-Crustáceos e Índice de Integridade Biótica-Aves. A linha pontilhada representa a tendência do IIQA.

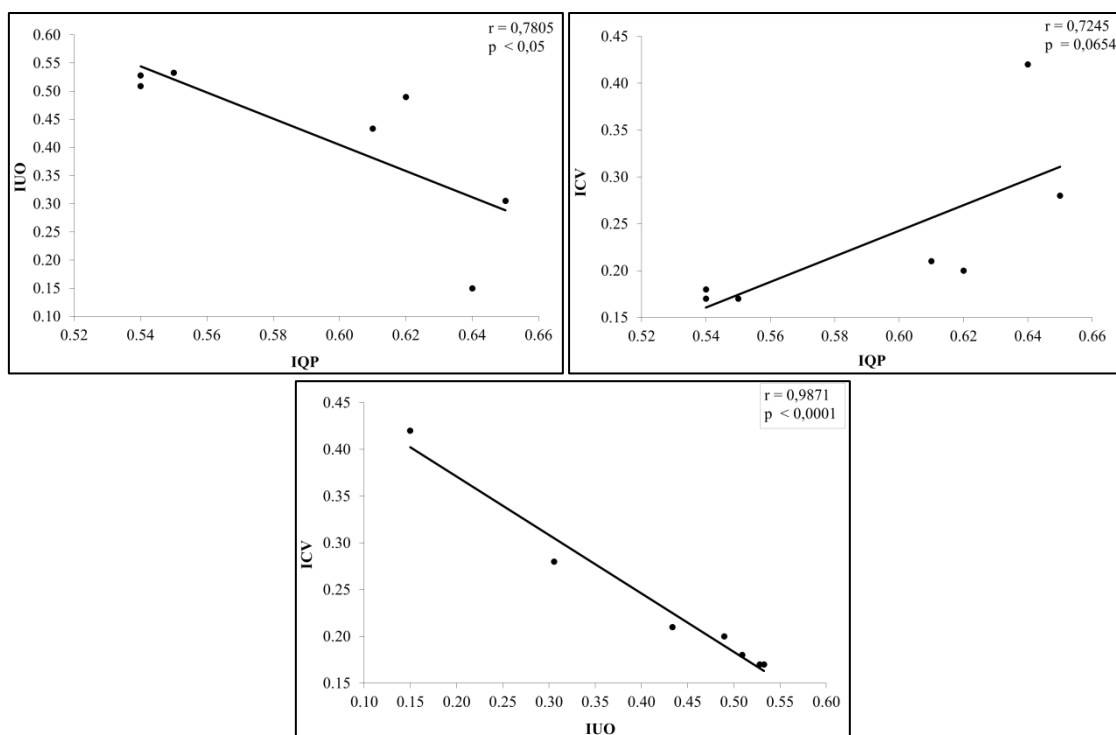


Figura 19. Correlações entre o Índice de Uso e Ocupação (IUV) e o Índice de Qualidade da Paisagem (IUP); Índice de Cobertura Vegetal (ICV) e IUP; e ICV e IVO, respectivamente (r =correlação de Pearson entre cada par de índices; p =probabilidade da correlação).

Por outro lado, ao utilizarmos apenas os índices com atributos da fauna (crustáceos, peixes e aves) na fórmula do IIQA, disponíveis para os anos de 2001 a 2005 e 2013, encontramos valores muito próximos, indicando uma tendência de estabilização do IIQA na categoria Regular (Figura 18B). Estes Índices de Integridade Biótica, ao contrário dos três anteriores, não apresentam correlação (Pearson) significativa entre si (Figura 20).

Quando comparamos os valores do IIQA, independente de quais índices compuseram sua fórmula, apesar de não haver diferença significativa entre os valores dos mesmos, nos anos analisados, existe uma fraca tendência de decréscimo no valor do IIQA, indicando que nos próximos anos seu valor poderá ser menor, passando a qualidade do ambiente da categoria Pobre para Muito Pobre, provavelmente na próxima década, caso se mantenham as atuais tendências de uso da área (Figura 21).

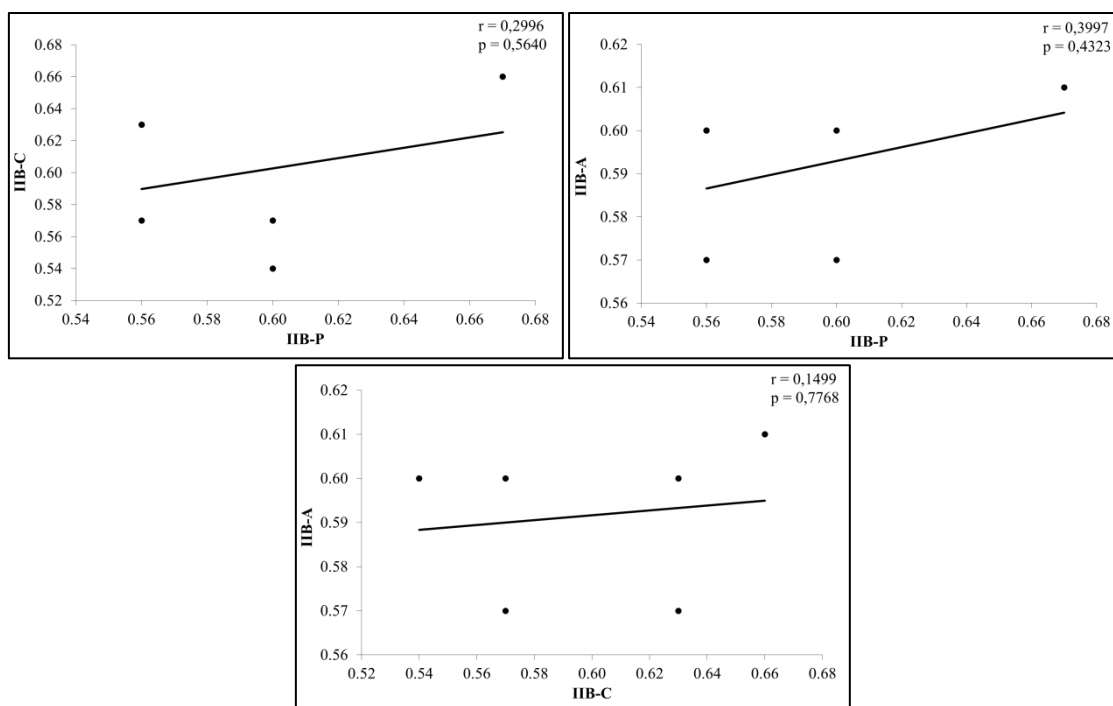


Figura 20. Correlações entre o Índice de Integridade Biótica-Crustáceos (IIB-C) e o Índice de Integridade Biótica-Peixes (IIB-P); Índice de Integridade Biótica-Aves (IIB-A) e IIB-P; e IIB-A e IIB-C, respectivamente (r =correlação de Pearson entre cada par de índices; p =probabilidade da correlação).

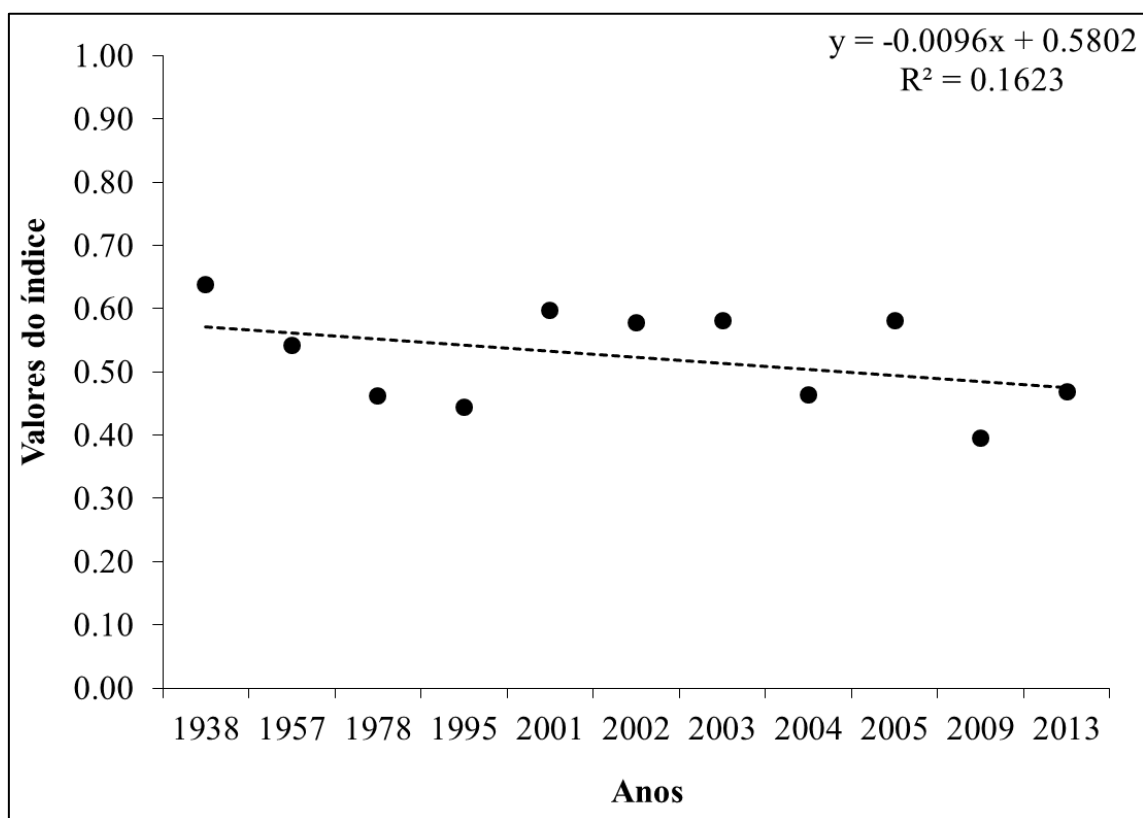


Figura 21. Variação do Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) nos diferentes anos avaliados, independentemente do índice utilizado na fórmula de cálculo. A linha pontilhada representa a tendência do IIQA ($p=0,2163$).

A criação de um índice único que demonstre a qualidade ambiental de um ecossistema é uma tarefa complexa e talvez não seja possível, considerando todas as variáveis envolvidas. Diversos autores já propuseram algumas alternativas, porém sem chegar a um consenso, uma vez que cada proposta apresenta aspectos positivos e negativos, de acordo com os parâmetros utilizados.

O indicador integrado utilizado por Bollmann (2001) em uma região da Bacia do Córrego Cachoeiras/PR resultou em um equilíbrio aceitável considerando os subsistemas analisados (ambiental, econômico, social), o que não foi observado neste estudo quando integrados os diferentes índices, porque alguns resultados individuais de cada indicador quando “integrados” geraram valores finais baixos do IIQA. Neste sentido, Rocha et al. (2010) analisaram de forma integrada aspectos socioeconômicos e ambientais para estruturar um indicador integrado que estimasse a qualidade ambiental da bacia do rio Jiquiriçá (BA). Os resultados também foram “satisfatórios”, porém os autores destacam a dificuldade de comparação com outros trabalhos porque os critérios podem ser muito diferentes.

Na Holanda, um Índice Integrado de fatores antropogênicos (ruído de tráfego ferroviário, fontes industriais de odor) foi projetado considerando apenas a saúde humana e não para a proteção ecológica. Os autores também destacam que os valores individuais podem se tornar inaceitáveis quando integrados a outros (SOL et al., 1995).

O cálculo de um Índice Integral avaliando os fatores de risco eco-econômicos na formação de um modelo “ambiente-saúde-qualidade de vida” foi desenvolvido na Rússia. Os autores destacam a importância dos indicadores e das dependências identificadas que devem ser consideradas quando houver o desenvolvimento regional de programas socioeconômicos (KUNDAKCHYAN & ZULFAKAROVA, 2014).

Em nossa proposta, verificamos que, dependendo dos parâmetros utilizados em cada índice, individualmente, os resultados que se obtém podem ser completamente diferentes em um índice único consolidado, podendo levar os tomadores de decisão a conclusões equivocadas sobre o ambiente avaliado.

Conforme pode ser verificado, quando utilizamos na fórmula de cálculo do IIQA valores de índices com componentes socioambientais (Índice da Qualidade da Paisagem, Índice de Uso e Ocupação e Índice de Cobertura Vegetal), o resultado deste indica uma forte tendência a uma rápida degradação do ambiente, num curto espaço de tempo. A consequência é similar ao apontado por Reynoldson e Rosenberg (1996) e

Norris e Hawkins (2000), que afirmam que a utilização de atributos suscetíveis a atividades humanas podem superestimar a deterioração do ambiente.

Este resultado contrapõe-se ao obtido para o IIQA, quando em sua fórmula utilizamos apenas índices com atributos da fauna (Índice de Integridade Biótica – crustáceos, peixes e aves). Nesta situação, os valores obtidos para o IIQA apontam para uma estabilização do ambiente.

Somente estas duas situações já poderiam provocar ações contrárias por parte de gestores, uma vez que a primeira aponta para um cenário de rápida degradação do ambiente, exigindo ações rápidas e eficazes e a segunda praticamente não implicaria em intervenções mais drásticas, apenas ações de manutenção. Por outro lado, nos anos em que utilizamos o maior número de componentes na fórmula de cálculo do IIQA, 2004 (IIB-P, IIB-C, IIB-A, IQP, IUO e ICV) e 2013 (IIB-P, IIB-C, IIB-A, IQP, IUO, ICV, IQV-I e IQV-D), o valor deste foi similar, 0,46 e 0,47, respectivamente, indicando uma qualidade do ambiente intermediária as duas anteriores.

A aplicação de um Índice Integrado que ajuste atributos ambientais da paisagem para compor a integridade ecológica é uma tarefa mais complexa do que a maioria das abordagens sobre integridade biológica (STEVENSON & PAN, 1999; ZAMPELLA et al., 2006) porque não podemos encapsular em um único índice os diversos componentes de um ecossistema (PRICE et al., 1999) pois sempre existe o risco de que alguma informação importante tenha sido suprimida na aplicação da metodologia (REZA & ABDULLAH, 2011).

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos evidenciam a importância de cada “indicador” isoladamente e a relevância em se considerar as diferentes abordagens para uma compreensão mais representativa das reais condições do ambiente, possibilitando o entendimento das características gerais de integridade do ecossistema como um conjunto.

A análise espaço-temporal da paisagem e das alterações ocasionadas pelo uso e ocupação urbana, obtidos por esse trabalho (imagens de satélite e fotografias aéreas), dimensionaram as classes de cobertura de uso e ocupação do solo na região do Saco da Fazenda, num intervalo de tempo de 75 anos. Ficou evidenciado o aumento constante da área das classes de origem antropogênica (área urbanizada, solo exposto e ruas) e uma alteração, inversamente proporcional, das classes que compõe o índice de cobertura vegetal (vegetação herbácea, vegetação arbóreo/arbustiva e planície de inundação) e os corpos hídricos. A situação encontrada aponta para uma degradação da qualidade ambiental, com o incremento ao longo do tempo de áreas artificiais em detrimento das naturais. O cálculo do índice de uso e ocupação do solo (IUO) e do índice de cobertura vegetal (ICV), bem como suas variações ao longo dos anos apresentou-se como uma técnica útil para demonstrar as alterações no ambiente.

No entanto, apesar da ocorrência dessas modificações na área quando comparadas as médias do Índice da Qualidade Visual (IQV), método indireto e direto, pelo “conjunto” de fotografias, analisadas, ambos os resultados classificaram a qualidade visual do Saco da Fazenda como Média, permitindo reconhecer espaços simbólicos, com valor cultural que podem estar associados à relação que as pessoas mantêm (caminhada, contemplação, atividades náuticas) vinculada à valorização da infraestrutura de bens e serviços. O Índice de Qualidade da Paisagem (IQP) utilizado para investigar o intervalo de 75 anos (1938 - 2013), através de imagens de satélite e fotografias aéreas, considerou as inúmeras intervenções ocorridas, propondo que a disposição espacial “homogenea ou heterogenea” das classes, ao longo do período, podem ter contribuído para o predomínio de algum tipo de cobertura, dimensão ou agregação espacial das áreas mantendo os resultados do IQP na classe “Média”.

Quando consideramos o Índice de Integridade Biótica (IIB) da área, os valores obtidos para a carcinofauna oscilaram ao longo do período amostral, sendo maiores no início da amostragem (2000-2001), resultando em um valor equivalente a categoria

regular, alterando para pobre em 2001-2003, regular entre 2003-2004 e pobre entre 2004-2005, para regressar a categoria regular em 2012-2013. Para os anos em que a categoria foi regular (2000-2001, 2003-2004, 2012-2013), composição da comunidade (aumento no número de espécies), uso e habitat (diminuição no número de espécies com ciclo de vida independente do estuário), composição trófica (diminuição no número de espécies herbívoras, detritívoras e onívoras) contribuiu para este resultado.

Por sua vez, os valores do IIB, para a ictiofauna, oscilaram ao longo do período amostral, sendo menores (2,8) no início das amostragens (2000-2001 e 2001-2002) e no final (2012-2013) indicando um ambiente pobre. Nos anos intermediários os índices IIB foram maiores alterando a categoria para regular entre 2002-2003 (3,0); 2003-2004 (3,4) e 3,0 em 2004-2005. Nos anos em que a categoria foi regular ocorreram alterações na composição e riqueza de espécies (maior número de espécies, aumento no número de espécies com alta vulnerabilidade), composição trófica (maior número de espécies carnívoras), uso e habitat (maior número de espécies demersais).

Com relação a avifauna, os valores do IIB variaram entre pobre e regular ao longo do período amostral, sendo que nos dois primeiros anos, os resultados oscilaram entre pobre em 1996 (2,60) e regular em 1997 (2,93) retornando a condição inicial entre 1998 (2,47) e 1999 (2,6). Nos anos de 2000 (2,93), 2001 a 2003 o resultado do índice foi igual a 3,00 e em 2004 o valor foi 3,07, alterando neste período a categoria, indicando um ambiente regular. Porém, em 2005 o índice foi de 2,87 retornando a categoria pobre, que se manteve no ano de 2006-2007 com 2,53. Após quatro anos da última amostragem, a área permaneceu na categoria pobre no ano de 2012-2013 com um IIB de 2,87. A categoria regular foi atribuída à dependência da zona úmida (aumento no número de espécies dependentes ou que vivem em ou perto de zonas úmidas, diminuição de espécies dependentes de terras altas), nível de sensibilidade (aumento no número de espécies com alta e média sensibilidade), nível trófico (aumento de espécies carnívoras especialistas/generalistas e piscívoras, diminuição no número de espécies saprófagas e onívoras).

Por fim, a proposta de um Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) apesar de inicialmente parecer interessante, uma vez que a partir dele poderíamos ter um único indicador da qualidade do ambiente, apresentou desvantagens que precisam ser mais bem avaliadas. A inclusão, em um único índice, de parâmetros dos meios biótico, físico e socioeconômico mascarou aspectos importantes que somente seriam visíveis analisando cada componente separadamente.

Além disto, outros índices importantes também devem ser considerados em futuros trabalhos, tais como os associados aos corpos hídricos da região (qualidade da água, vazão, regime de marés, entre outros), recomendando-se, portanto, a utilização do maior número possível de índices na avaliação de ambientes, buscando equilibrar os mesmos em relação aos meios biótico, físico e socioeconômico.

A avaliação dos resultados obtidos por qualquer índice de qualidade ambiental deve ser feita por equipe multidisciplinar e de maneira interdisciplinar, uma vez que seus componentes não são exclusivos de uma única área de conhecimento e uma interpretação isolada pode levar ações equivocadas, tendo como consequência mais danos do que benefícios ao ambiente estudado. Esta análise conjunta dos resultados pode evitar desvios ou distorções, que uma avaliação individual pode acarretar.

Analizando os resultados obtidos pelos diferentes índices calculados, ao longo dos anos, verificamos que para os Índices de Qualidade da Paisagem, Uso e Ocupação e Cobertura Vegetal existe uma tendência de degradação da qualidade ambiental ($p < 0,05$; $p < 0,001$; e $p < 0,01$, respectivamente). Por outro lado, para o Índice de Integridade Biótica de crustáceos e para o Índice de Integridade Biótica de peixes, não foi possível identificar esta tendência, com os valores dos índices alternando entre pobre/regular/pobre ($p = 0,6087$) e regular/pobre/regular/pobre/regular ($p = 0,7909$), respectivamente. Finalmente, o Índice de Integridade Biótica de aves apresenta uma leve tendência de degradação da qualidade ambiental ao longo dos anos, porém esta tendência não é significativa ($p = 0,1085$), assim como os valores do Índice Integrado da Qualidade Ambiental (IIQA) que apresentam a mesma tendência de degradação ambiental, porém também não significativa ($p = 0,2163$).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, P.; DURIAVICH, M.; NAPOLITANO, R.; FEOLI, E. 2009. Aplicación de técnicas sig, sensoramiento remoto y análisis multicriterio para la detección de impactos antropogénicos en la cobertura de suelos y su proyección para el 2009. Caso de estudio: Estuario de Santos (Brasil), **Revista Tecnológica ESPOL – RTE**, 22(1):73-79.

ALTMAN, A.L.; ECKHARDT, R.R.; REMPEL, C. 2009. Temporal Evolution of Land Use and Land Cover - Case Study in the Teutônia Municipality - RS – Brazil. **Revista Brasileira de Cartografia**, 6(3): 273-286.

ALVAREZ-ALFONSO, R.M. 1990. Estudio y valoración del paisaje: territorio de Valderejo. (**Magister** em urbanismo y ordenacion del territorio), Universidad de Cantabria, Santander, 136p.

ALVE, E. 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. **Journal Foraminiferal Research**, 25:190–203.

ANDREASEN, J.K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R.; SLOSSER, N.C. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, 1:21-35.

ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. 1994. Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives. Protecting biotic resources. **Environmental Management**, 44(10):690-697.

ANJOS, L.; BOCHIO, G.M.; CAMPOS, J.V.; MCCRATE, G.B.; PALOMINO, F. 2009. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 17(1):28-36.

APPELTANS, W.; BOUCHET, P.; BOXSHALL, G.A.; DE BROYER, C.; DE VOOGD, N.J.; GORDON, D.P. *et al.*, (Eds) **Registro Mundial de Espécies Marinhas**. Disponível Em: <<http://www.marinespecies.org>>. Acesso em: 8 Ago 2013.

ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, 58:547-558.

ARAÚJO, S.A.; PETERMANN, R.M.; SILVA, F.E.; REIS, F.H.; BRANCO, J.O. 2009b. Saco da Fazenda: alterações na paisagem local e processos de dragagem. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. UNIVALI, Itajaí, SC., 63-74.

ARAÚJO, S.A.; SCOLARO, T.L.; REIS, F.H.; PETERMANN, R.M. 2009a. Climatologia do ecossistema Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. Univali, Itajaí, SC., 43-62.

ARRIAZA, M.; CAÑAS-ORTEGA, J.F.; CAÑAS-MADUEÑO, J.A.; RUIZ-AVILES, P. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. **Landscape and Urban Planning**, 69:115–125.

AYAD, Y.M. 2005. Remote sensing and GIS in modeling visual landscape change: a case study of the northwestern arid coast of Egypt. **Landscape and Urban Planning**, 73:307-325.

AYALA, R.M.; RAMÍREZ, J.P.; CAMARGO, S.S. 2003. Valoración de la calidad y fragilidad visual del paisaje en el Valle de Zapotitlán de las salinas, Puebla (México). **Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles**, 35:123-136.

BAILEY, R.G., 1996. **Ecosystem Geography**. Springer-Verlag, New York, NY, 204p.

BAIRD, D.; CHRISTIAN, R.R.; PETERSON, C.H.; JOHNSON, G.A. 2004. Consequences of hypoxia on estuarine ecosystem function: energy diversion from consumers to microbes. **Ecological Applications**, 14:805-822.

BAPTISTA, A.C.; CALIJURI, M.L. 2007. Caracterização espaço-temporal por sensoriamento remoto da expansão urbana na APA Petrópolis. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto **Anais...**, Florianópolis: INPE 21-26 abr. 5091-5098.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic Macroinvertebrates and fish**. Washington: EPA. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/>. Acesso em: 22 out. 2014.

BARREIROS, J.P.; BRANCO, J.O.; FREITAS JR.F.; MACHADO, L.; HOSTIM-SILVA, M.; VERANI, JR. 2009. Space–Time Distribution of the Ichthyofauna from Saco da Fazenda Estuary, Itajaí, Santa Catarina, **Brazilian Journal Coast Research**; 25(5):1114-1121.

BASSET, A.; ABBIATI, M. 2004. Challenges to transitional water monitoring: ecological descriptors and scales. Aquatic Conservation: **Marine Freshwater Ecosystem** 14: S1-S3.

BEMVENUTI, C.E., ANGONESI, L.G.; GANDRA, M.S. 2005. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of the Southern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, 65:573-581.

BILKOVIC, D.M.; ROGGERO, M.; HERSHNER, C.H.; HAVENS, K.H. 2006. Influence of land use on macrobenthic communities in nearshore estuarine habitats. **Estuaries and Coasts**, 29:1185-1195.

BOBROWSKI, R.; VASHCHENKO, Y.; BIONDI, D. 2010. Qualidade visual da paisagem do Parque Natural Municipal Tanguá, Curitiba – PR. **REVSBAU**, 5:19-39.

- BOESCH, D.F.; BRINSFIELD, R.B.; MAGNIEN, R.E. 2001. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. **Journal of Environmental Quality**, 30:303-320.
- BOLLMANN, H.A. 2001. Metodologia para avaliação ambiental integrada. In: Maia, N.B.; Martos, H.L.; Barrela, W. (org.), **Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC/COMPED/INEP.
- BOLTA, P.M.P.; FLYNN, M.N. 2013. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, 6(1):45-77.
- BOSS, H.; BUCKUP, G.B.; BUCKUP, L.; ARAÚJO, P.B.; MAGALHÃES, C.; ALMERÃO; SANTOS, R.A.; MANTELATTO, F. 2012. Checklist of the Crustacea from the state of Santa Catarina, Brazil, **Check List**, 8(6):1020-1046.
- BORJA, A.; RANASINGHE, A.; WEISBERG, S.B. 2009. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. **Marine Pollution Bulletin**, 59:1-4.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazilian. **Hydrobiologia**, 529:133-144.
- BRANCO, J.O. 1998. Carcinofauna. In: **Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros-Manguezal da Baía da Babitonga**, Coleção Meio Ambiente, Edições Ibama, Série Estudos de Pesca, 25, 146p.
- BRANCO, J.O. 2000. Avifauna associada ao estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 17(2):384-394.
- BRANCO, J.O. 2002. Flutuação sazonal na abundância de *Phalacrocorax basilianus* (Gemelin) no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19(4):1057-62.
- BRANCO, J.O. 2007. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brazil): uma década de monitoramento. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24(4):873-882.
- BRANCO, J.O.; EBERT, L.A. 2002. Estrutura populacional de *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. **Ararajuba**, 10(1):79-82.
- BRANCO, J.O.; FREITAS JÚNIOR, F. 2009. Análise quali-quantitativa dos crustáceos no ecossistema Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. UNIVALI, Itajaí, SC., 180-206.
- BRANCO, J.O.; FREITAS JÚNIOR, F.; VERANI, J.R.; HOSTIM-SILVA, M. 2009. Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa**

Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Ed. UNIVALI, Itajaí, SC. 207-226.

BRANCO, J.O.; FRACASSO, H.A.A.; FREITAS JÚNIOR, F.; BARBIERI, E. 2011. Biodiversidade no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí-SC. **O Mundo da Saúde**. 35(1):12-22.

BRAUER M.; LENCAR C.; TAMBURIC L.; KOEHOORN M.; DEMERS P.; KARR C. 2008. A cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. **Environmental Health Perspect**, 116:680–686.

BRASIL. 2004. **Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 5**, de 21 de maio de 2004. Dispõe sobre as espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes. Disponível em: < www.ibama.gov.br/.../category/62-_?...4482%3Ain-mma-n-5-2004>. Acesso em: 25 março 2014.

BRASIL. 2005. **Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 52**, de 8 de novembro de 2005. Altera os Anexos I e II da Instrução Normativa nº 5 do Ministério do Meio Ambiente, de 21 de maio de 2004. Disponível em: < www.ibama.gov.br/.../category/62-_?...4482%3Ain-mma-n-5-2004>. Acesso em: 25 março 2014.

BREINE, J.; MAES, J.; STEVENS, M.; SIMOENS, I.; ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K. ; VAN DEN BERGH, E. 2008. Habitat needs to realise conservation goals for fish in estuaries: case study of the tidal Schelde. INBO.R.- **Research Institute for Nature and Forest**, 3:1-46.

BREINE, J.; QUATAERT, P.; STEVENS, M.; OLLEVIER, F.; VOLCKAERT, F.A.M.; VAN DEN BERGH, E.; MAES, J. 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). **Marine Pollution Bulletin**, 60:1099-1112.

BRYCE, S.A; HUGHES R.M.; KAUFMANN, P.R. 2002. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition. **Environmental Management**, 30(2):294-310.

BULUT, Z.; YILMAZ, H. 2008. Determination of landscape beauties through visual quality assessment method: a case study for Kemaliye (Erzincan/Turkey). **Environmental Monitoring and Assessment**, 141:121-129.

CAMARGO, F.F.; PEREIRA, G.; MORAES, E.C.; OLIVEIRA, L.G.L.; ADAMI, M. 2007. Análise multitemporal da evolução urbana e sua influência na modificação do campo térmico na Região Metropolitana de São Paulo para os anos de 1985, 1993 e 2003. Anais XIII **Simpósio** Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril, INPE, 5127-5134.

CARVALHO, A.A. 2011. Crescimento populacional e transformações sócio-ambientais em municípios turísticos: o caso de Poços de Caldas (MG). **Caderno Virtual de Turismo**, 11(1):67-82.

CASTRO, L.A.; MELO, F.R.; ROSSETE, A.N. 2013. Avaliação da paisagem na gleba Cavalcante, Nova Xavantina, Mato Grosso, no período de 1990 – 2011, CAMPO-TERRITÓRIO: **Revista de Geografia**, 8(15):1-24.

CBRO-COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2014. **Listas das aves do Brasil**. 11ª Edição, 1/1/2014, Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 15/11/2014.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A.J.; MARQUEZ, R.; POUTIERS, J.M.; ROBAINA, G.; RODRIQUEZ, B. 1993. **Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America**. Roma, FAO. 513p.

CHEUNG, W.W.L.; PITCHER, T.J.; PAULY, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing, **Biological Conservation**, 124:97-111.

CLARK, G.F.; KELAHER, B.P.; DAFFORN, K.A.; COLEMAN, M.A.; KNOTT, N.A.; MARZINELLI, E.M.; JOHNSTON, E.L. 2015. What does impacted look like? High diversity and abundance of epibiota in modified estuaries. **Environmental Pollution**, 196:12-20.

COATES, S.; WAUGH, A.; ANWAR, A.; ROBSON, M. 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 55:225-240.

CÓRDOVA-AVALOS, A.; ALCÁNTARA-CARBAJAL, J.L.; GUZMÁN-PLAZOLA, R.; MENDOZA-MARTÍNEZ, G.D.; GONZÁLES-ROMERO, V. 2009. Development of an avifaunistic index of biological integrity for two plant associations of the Pantanos de Centla Biosphere Reserve, Tabasco. **Universidad y Ciencia, Trópico Humedo**, 5(1):1-22.

COURRAT, A.; LOBRY, J.; NICOLAS, D.; LAFFARGUE, P.; AMARA, R.; LEPAGE, M.; GIRARDIN, M.; LE PAPE, O. 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 81:179-190.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387:253-260.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P.; LUZ, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, 18:118-125.

CREMER, M.J.; GROESE, A.V. 2010. **Aves do estuário da baía da Babitonga e litoral sul de São Francisco do Sul**, Ed. Univille, 192p.

CREMER, M.J.; PINHEIRO, P.C.; SIMÕES-LOPES, P.C. 2012. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. **Iheringia**, Serie Zoológica, 102(2):131-137.

CROONQUIST, M.J.; BROOKS, R.P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian – wetland areas. **Environmental Management**, 15(5):701-714.

DAY, R.W.; QUINN, G.P. 1989. Comparisons of treatments after analysis of variance in ecology. **Ecological Monographs**, 59:433-463.

DAUER, D.M.; RANASINGHE, J.A.; WEISBERG, S.B. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay, **Estuaries and Coasts**, 23:80-96.

DAUVIN, J.C.; DESROY, N.; JANSON, A.L.; VALLET, C.; DUHAMEL, S. 2006. Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. **Marine Pollution Bulletin**, 53:80-90.

DANCEY, C.; REIDY, J. 2006. **Estatística Sem Matemática para Psicologia**: Usando SPSS para Windows. Porto Alegre, Artmed, 608p.

DEEGAN, L.A.; FINN, J.T.; AWAZIAN, S.G.; RYDER-KIEFFER, C.A. 1997. Development and Validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. **Estuaries**, 20(3):601-617.

DELUCA, W.V.; STUDDS, C.E.; KING, R.S.; MARRA, P.P. 2008. Coastal urbanization and the integrity of estuarine waterbird communities: Threshold responses and the importance of scale, **Biological Conservation**, 141:2669-2678.

EBY, L.A.; CROWDER, L.B. 2002. Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 59:952-965.

EDGAR, G.J.; BARRETT, N.S.; GRADDON, D.J.; LAST, P.R. 2000. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, 92:383-397.

EKLÖV, A.G.; GREENBERG, L.A.; BRÖNMARK, C. LARSSON, P.; BERGLUD, O. 1998. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. **Freshwater Biology**, 40:771-782.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 94(4):306-314.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, 8:241-268.

- EROGLU, E.; MÜDERRISOGLU, H.; KESIM, G.A. 2012. The effect of seasonal change of plants compositions on visual perception. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, 20(3):196-205.
- FAIRWEATHER, J.R.; SWAFFIELD, S.R.; SIMMONS, D.G. 1998. Understanding Visitor's Experiences in Kaikoura Using Photographs of Landscapes and Q method. Tourism Research and Education Centre. **Report nº 5**, p.71. Disponível em: <http://researcharchive.lincoln.ac.nz/dspace/bitstream/10182/104/1/TREC_Report_5.pdf>, Acesso em 03/01/2012.
- FAIRWEATHER, J.R.; SWAFFIELD, S.R. 2001. Visitor's and Local's Experiences of Kaikoura, New Zealand: An Interpretative Study Using Photographs of Landscapes and Q method. **Tourism Management**, 22(3):219-228.
- FAUSCH, K.D.; KARR, J.R.; YANT, P.R. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. **Transactions of the American Fisheries Society**, 113:39-55.
- FERREIRA, G.L.; FLYNN, M.N. 2012. Índice biótico BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, 5(1):128-139.
- FERREIRA, C.P.; CASSATI, L. 2006. Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. **Biota Neotropical**, 6(3):1-25.
- FLORES, P.M.; GUIMARÃES, R.F.; CARVALHO JÚNIOR, O.A.; GOMES, R.A.T. 2012. Análise multitemporal da expansão agrícola no município de Barreiras - Bahia (1988 - 2008), CAMPO-TERRITÓRIO: **Revista de Geografia Agrária**, 7(14):1-19.
- FRANCO, A.; ELLIOTT, M.; FRANZOI, P.; TORRICELLI, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. **Marine Ecology Progress Series**, 354:219-228.
- FREIRE, P.; RILO, A.; NOGUEIRA MENDES, R.; CATALÃO, J.; TABORDA, R. 2012. Tipificação das zonas marginais estuarinas. O caso do estuário do Tejo. **2^{as} Jornadas de Engenharia Hidrográfica**, Lisboa, 20, 21 e 22 de junho de 2012, 319-322.
- FREITAS JÚNIOR, F.; CHRISTOFFERSEN, M.L.; BRANCO, J.O. 2010. Monitoring of carcinofauna abundance and diversity during eight years of expressway construction in Santa Catarina, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 38(3):461-473.
- FREITAS JÚNIOR, F.; CHRISTOFFERSEN, M.L.; ARAÚJO, J.P.; BRANCO, J.O. 2013. Spatiotemporal Distribution and Population Structure of *Monokalliapseudes schubarti* (Tanaidacea: Kalliapseudidae) in an Estuary in Southern Brazil. **The Scientific World Journal**, 1-9.

FREITAS, M.O.; VELASTIM, R. 2010. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**; 32(1):31-37.

FROESE, R.; PAULY, D. 2013. **Fish Base. World Wide Web electronic publication**. www.fishbase.org. Version 04/2013. Disponível em: <<http://www.fishbase.org/search.php>>. Acesso em: 16 Set 2013.

FUJACO, M.A.G.; LEITE, M.G.P.; MESSIAS, M.C.T.B. 2010. Análise multitemporal das mudanças no uso e ocupação do Parque Estadual do Itacolomi (MG) através de técnicas de geoprocessamento. REM - **Revista Escola de Minas** (Geociências), 63(4):695-701.

FUNG, T.; SIU, W. 2000. Environmental quality and its changes, an analysis using NDVI. Intitute **Journal Remote Sensing**, 21(5):1011–1024.

GERKING, S.D. 1994. **Feeding ecology of fish**. Academic Press. 416p.

GLENNON, M.K.; PORTER, W.F. 2005. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. **Biological Conservation**, 126(4):499-511.

GONZAGA, C. A. M.; WANDEMBRUCK, A.; SEGER, C. D.; BIONDI, D. 2004. Análise paisagística da trilha recreativa do Parque Municipal do Passaúna, Curitiba, Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, 4(2):66-73.

GRIFFITH, J.J. 1979. Análise dos recursos visuais do Parque Nacional da Serra da Canastra. Brasil. **Florestal**, Viçosa, 40:13-21.

GROESE, A.V.; CREMER, M.J.; MOREIRA, N. 2014. Reprodução de aves aquáticas (Pelicaniformes) na ilha do Maracujá, estuário da Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **Biotemas**, 27(2):17-127.

GROESE, A.V.; HILLERBRANT, C.C.; CREMERS, M.J. 2013. Diversidade e abundância sazonal da avifauna em duas planícies de maré no estuário da baía da Babitonga, norte de Santa Catarina, **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, 103(1):5-11.

HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A.K. 2006. Application of a Multimetric Fish Index to Assess the Environmental Condition of South African Estuaries. **Estuaries and Coasts**, 29(6B):1108-1120.

HERBST, H.; FÖRSTER, M.; KLEINSCHMIT, B. 2009. Contribution of landscape metrics to the assessment of scenic quality – the example of the landscape structure plan Havelland/Gemany. **Landscape Online**, 10:1-17.

HEROLD, M.; SCEPAN, J.; CLARKE, K. 2002. The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. **Environment and Planning, A**, 34:1443-1458.

HOLTHUIS, L.B. 1980. Shrimp and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. **FAO Fisheries Synopsis**, 125(1):1-261.

HOSTIM-SILVA, M.; RODRIGUES, A.M.T.; RIBEIRO, L.C.; RIBEIRO, G.C.; SOUZA-FILHO, M.A.C. 1998. In: Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros-Manguezal da Baía da Babitonga. **Ictiofauna**. Ed. Ibama. Série 25, 49-58.

HOSTIM-SILVA, M.; VICENTE, M.D.J.; FIGNA, V. ANDRADE, J.P. 2002. Ictiofauna do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina, Brasil. **Notas Técnicas Facimar**, 6:127-135.

HOSTIM-SILVA, M.; VERANI, J.R.; BRANCO, J.O.; LEITE, J.R. 2009. In: **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Reprodução do bagre *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae) na Foz do Rio Itajaí-Açu, SC. Ed. Univali, 279-298.

HUED, A.C.; BISTONI, M.A. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. **Hydrobiologia**, (1):279-298.

HUZUI, A. E.; ABDELKADER, A.; PATRU-STUPARIU, I. 2011. Analysing urban dynamics using multitemporal satellite images in the case of a mountain area, Sinaia (Romania), **International Journal of Digital Earth**, 1-17.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2014. **Santa Catatina-Itajaí**. Disponível em: <http://cod.ibge.gov.br/232T9>. Acesso em: 3/01/2015.

ITAJAÍ. 2004. Lei Municipal nº 4.063 de 02 de abril de 2004. **Leis Municipais**. Denomina baía localizada no bairro Fazenda, Disponível em: <http://portaldocidadao.itajai.sc.gov.br/servico_link/28>.

ITAJAÍ, 2007. Decreto Municipal nº 8.107 de 25 de janeiro de 2007. **Leis Municipais**. Dispõe sobre a criação e instalação do Parque Natural Municipal do Atalaia, Disponível em:<http://portaldocidadao.itajai.sc.gov.br/servico_link/28>. Acesso em 20 agosto 2013.

ITAJAÍ, 2008. Decreto Municipal nº 8.513 de 8 de março de 2008. **Leis Municipais**. Dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação do Saco da Fazenda, Disponível em:<http://portaldocidadao.itajai.sc.gov.br/servico_link/28>. Acesso em 15 julho 2013.

ITIS- **Integrated Taxonomic Information System**. 2014. Disponível: <<http://www.itis.gov>>. Acesso em: 8/8/2014.

IUCN-International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2014. **Red List of Threatened Species**, 2014.2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 15/10/2014.

IZA, O.B.; MARENZI, R.C. 2009. Caracterização florística- paisagística do Saco da

Fazenda, Itajaí, SC. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Editora UNIVALI, Itajaí, SC, 141-152p.

JAMESON, S.C.; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R.; POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. **Bulletin Marine Science**, 69:701-44.

JONES, A.R. 1986. The effects of dredging and spoil disposal on macrobenthos, Hawkesbury Estuary, N.S.W. **Marine Pollution Bulletin**, 17(1):17-20.

KAY, J.J. 1991. A Nonequilibrium Thermodynamic Discussing Ecosystem Integrity. **Environmental Management**, 15(4):483-495.

KAREL, E. 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. **Journal of Coastal Conservation**, 5:69-80.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6(6):21-27.

KARR, J.R. 1993. Measuring biological integrity: lessons from streams. In: **Ecological integrity and management of ecosystems**. Ottawa: Sanit Lucie Press, 83-103.

KARR, J.R., CHU, Y.E.W. 1999. **Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring**. Island Press Washington, D.C.

KARR, J.R.; DIONNE, M. 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs. In: Biological criteria: research and regulation. Washington D.C.: U.S. **Environmental Protection Agency**, 62-72.

KARR, J.R.; FAUSH, K.D.; ANGERMEIER, P.R.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. , Champaign, IL: **Illinois Natural History Survey**, 31p.

KENNISH, M.J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, 29:78-107.

KERSHNER, J.; SAMHOURI, J.F.; JAMES, C.A.; LEVIN, P.S. 2011. Selecting indicator portfolios for marine species and food webs: a puget sound case study. **PLoS One** 6, e25248.

KHANNA, N. 2000. Measuring environmental quality: an index of pollution. **Methods**, 35(2):191-202.

KUNDAKCHYAN, R.M., ZULFAKAROVA, L.F. 2014. Integrated Eco-Economic Evaluation of Factors in the Regional Model "Environment-Human Health-Quality of Life", **Mediterranean Journal of Social Sciences**, 5:351-355.

- LANDOVSKY, G.S.; BATISTA, D.B.; ARAKI, H. 2006. Análise da qualidade visual da paisagem da região de Tibagi, PR, aplicando o sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 10(1):188-195.
- LANGLEY, S.K.; CHESHIRE, H.M.; HUMES, K.S. 2001. A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. **Journal Arid Environmental**, 49(2):401-411.
- LEISLER, B. 1992. Habitat selection and coexistence of migrants and Afrotropical residents. **Ibis**, 34, supl. SI:77-82.
- LEITE, I.P.; PEZZUTO, P.R. 2012. Efeito de um evento extremo de enchente sobre os Decápodos infralitorais do estuário do Itajaí-Açu, SC, BRASIL. **Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology**, 16(2):13-26.
- LEMAN, A.M.; YUSOF, M.Z.M.; OMAR, A.R.; JUNG, W. 2010. "Environmental quality index (EQI) for industrial ventilation and occupational safety and health evaluation in manufacturing plant", **Asian Journal on Quality**, 11(3):210-222.
- LIMA, E.C.; SANQUETTA, C.R.; KIRCHNER, F.F.; FERRETTI, E.R. 2004. Qualidade da Paisagem: Estudo de Caso na Floresta Ombrofila Mista. **Revista Floresta**, 34(1):45-56.
- LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, A.; DIÁZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M.; PINEDA-LÓPEZ, R. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. **Hydrobiologia**, 418:57-72.
- LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA, E.C.; GUZMÁN-ARROYO, M. 1995. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, 9(3):569-584.
- LOURES, L.; LOURES, A.; NUNES, J.; PANAGOPOULOS, T. 2015. Landscape Valuation of Environmental Amenities throughout the Application of Direct and Indirect Methods. **Sustainability**, 7:794-810.
- LOPES, B.H.; VALLE, JR. C.A. 2011. **Guia das aves do Parque Natural Municipal da Atalaia**, 19p.
- LU, D.; WENG, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. **International Journal Remote Sensing**, 28(5):823-870.
- MANOEL, F.C.; BRANCO, J.O.; BARBIERI, E. 2011. Composição da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí-SC. **O Mundo da Saúde**, 35(1):31-41.
- MARCIANO, F.T.; CHAUDHRY, F.H.; RIBEIRO, M.C.L.B. 2004. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16(3):225-237.

MARENZI, R.C. 1996. Estudo da valoração da paisagem e preferências paisagísticas no Município da Penha - SC. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Florestal) - UFP, 135p.

MATTHEWS, W.J. 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman and Hall. 756p.

MATTSSON, B.J.; COOPER, R.J. 2006. Louisiana waterthrushes (*Seiurus motacilla*) and habitat assessments as cost-effective indicators of instream biotic integrity, **Freshwater Biology**, 51:1941-1958.

MARTINHO, F.; VIEGAS, I.; DOLBETH, M.; LEITÃO, R.; CABRAL, H.N.; PARDAL, M.A. 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: performance evaluation under climatic instability. **Marine Pollution Bulletin**, 56(11):1834-1843.

MEE, L.D.; JEFFERSON, R.L.; LAFFOLEY, D.A.; ELLIOTT, M. 2008. How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 56:187-204.

MEIRELES, A.J.A.; SILVA, E.V. 2002. Abordagem geomorfológica para a realização de estudos integrados para o planejamento e gestão em ambientes fluvio-marinhos. Scripta Nova. **Revista Electrônica de Geografia y Ciencias Sociales**, 6(118).

MELO, G.A.S. 1996. **Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro**. Ed. Plêiade, 604p.

MENESES, B.M. 2013. "Análise das alterações do uso e ocupação do solo no Vale do Varosa (Portugal) mediante imagens Landsat-TM e sua influência na conservação do solo", **GeoFocus** (Artículos), 13-1:270-290.

MESSER, C.L.; JAGAI, J.S.; RAPPAZZO, K.M.; LOBDELL, D.T. 2014. Construction of an environmental quality index for public health research. **Environmental Health**, 13:2-22.

MINAKI, C.; AMORIM, M.C.C.T. 2007. Espaços Urbanos e Qualidade Ambiental – um Enfoque da Paisagem. **Revista Formação**, 14(1):67-82.

MOHD, O.M.; ROE, M.H. 2006. Sustainable Urban Landscapes: Making the Case for the Development of an Improved Management System. **International Journal of Sustainable Tropical Design Research and Practice**, 11:17-24.

NELSON, J.S. 2006. **Fishes of the World**. Fourth Edition. Ed. John Wiley and Sons, 601p.

NETO, F.O.L.; GORAYEB, A.; SILVA, E.V.; RABELO, F.D.B. 2013. Diagnóstico ambiental e zoneamento funcional do estuário do rio Curu: subsídios para a gestão local e Regional. **Revista Eletrônica Geoaraguaia**, 3(1):97-113.

- NIEMEIJER, D.; DE GROOT, R. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. **Ecological Indicators**, 8:14-25.
- NORONHA, T.J.M.; SILVA, H.K.P.; DUARTE, M.M.M.B. 2010. Avaliação dos impactos antrópicos e a qualidade da água do Estuário do Rio Timbó, Pernambuco, Brasil. Cientec - **Revista de Ciência, Tecnologia e Humanidades do IFPE**, 2(1):10-22.
- NORRIS, R.H.; HAWKINS, C.P. 2000. Monitoring River Health. **Hydrobiologia**, 435:5-17.
- O'CONNELL, T.J.; BISHOP, A.J.; BROOKS, R.P. 2007. Sub-sampling data from the North american breeding bird survey for application to the bird community index, an indicator of ecological condition. **Ecological Indicators**, 7:679-671.
- O'CONNELL, T.J.; JACKSON, L.E.; BROOKS, R.P. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, 51(1-2):145-156.
- O'DONNELL, S.; KUMAR, A.; LOGAN, C.J. 2014. Do Nearctic migrant birds compete with residents at army ant raids? A geographic and seasonal analysis, **The Wilson Journal of Ornithology**, 126(3):474-87.
- OLDS, A.A.; SMITH, O.L.F.W.; RUSSEL, I.A. 2011. Invasive alien freshwater fishes in the Wilderness Lakes System, a wetland of international importance in the Western Cape Province. **African Zoology**, 46:179-184.
- OLIVEIRA, I.M.; COSTA, S.M.F. 2001. Monitoramento da expansao urbana, utilizando dados de Sensoriamento remoto – estudo de caso. In: X Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto-SBSR ,2001, Foz do Iguaçu, **Anais...** 21-26 abril 2001 INPE, Sessão Técnica Oral-Iniciação Científica, 1131-1138.
- ORMEROD, S.J.; TYLER S.J. 1993. Birds as indicators of changes in water quality: Upland rivers. In: **Birds as Monitors of Environmental Change** (Eds R. W. Furness & J. J. D. Greenwood), 190-209. Chapman and Hall, London, U.K.
- OZKAN, U.Y. 2014. Assessment of visual landscape quality using IKONOS imagery. **Environmental Monitoring and Assessment**, 186:4067-4080.
- PALOMARES, M.L.D.; PAULY, D. (Eds.). 2014. **SeaLifeBase**. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <www.sealifebase.org>, version (02/2014), Acesso em: 22 janeiro 2014.
- PASCOAL JUNIOR, P.S.; DAMASCENA, L.S.; LIMA, C.C.U. 2013. Avaliação multitemporal da dinâmica de uso e ocupação do solo nas imediações do estuário da RESEX Marinha Baía do Iguaçu: Realidade e Perspectivas para o gerenciamento. In: XVI Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto – SBSR, 2013, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, **Anais...** 13 a 18 de abril de 2013, INPE, 5428-5434.

PASTOR, I.O.; MARTINEZ, M.A.C.; CANALEJOA, A.E.; MARINÓ, P.E. 2007. Landscape evaluation: Comparison of evaluation methods in a region of Spain. **Journal of Environmental Management**, 85:204-214.

PEREZ, M.B.; VERCILLO, U.E.; DIAS, B.F.S. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira e a Lista de Espécies Ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, Ano I,1:45-48. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR/article/view/92>. Acesso em:17/9/2014.

PETSCH, C.; DAL SANTO, T. 2013. Qualidade de paisagem: função na gestão e planejamento, através da determinação de compartimentos de paisagem no assentamento Tamarineiro I – MS, **ACTA Geográfica, Boa Vista**, 7(15):153-163.

PIMENTEL, M.T.; DIAS, R.R.; PEREIRA, E. 2011. Mapeamento das mudanças da cobertura e uso da terra entre os anos de 1984 e 2009 utilizando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento: estudo de caso do Município de Fátima – Estado do Tocantins, In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR. **Anais ...**, Curitiba: Ed. INPE.

PIRES, P.S. 1993. Avaliação da qualidade visual da paisagem na região carbonífera de Criciúma – SC, **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Florestal), UFP, 105p.

PIRES, S.P. 2005. A análise de indicadores da qualidade visual como etapa da caracterização de paisagens turísticas: uma aplicação no distrito-sede de Porto Belo-SC. **Turismo - Visão e Ação**, 7(3):417-426.

PORTONAVE. 2010. **Histórico**. Disponível em: <<http://www.portonave.com.br/pt/quemsomos/historico.html>>, Acesso em 02/03/2015.

PORTO DE ITAJAÍ. 2015. **Perfil do Porto-História**. Disponível em: <<http://www.portoitajai.com.br/novo/c/historia>> Acesso em 02/03/2015.

PRICE, A.R.G.; KEELING, M.J.; O'CALLAGHAN, C.J. 1999. Ocean-scale patterns of 'biodiversity' of Atlantic asteroids determined from taxonomic distinctness and other measures. **Biological Journal of the Linnean Society of London**, 66:187-203.

RAMOS, B.M.; PASTOR, O.I. 2012. Mapping the visual landscape quality in Europe using physical attributes. **Journal of Maps**, 8(1):56-61.

REISH, D. J.; KAUWLING, T.J.; MEARS, A.J.; OSHIDA, P.S.; ROSSI, S.S. 1980. Marine and estuarine pollution. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, 52(6):1533-1575.

REYNOLDSON, T.B.; ROSENBERG, D.M. 1996. Sampling strategies and practical consideration in building reference bases for the prediction on invertebrate community structure. In R.C. Bailey, R.H. Norris y B. Reynoldson (eds.): **Study Design and Data Analysis in Benthic Macroinvertebrate Assessment of Freshwater Ecosystem Using a Reference site Approach**. Ninth Annual Technical Information Workshop, North American, 1-31.

REZA, M.I.H.; ABDULLAH, S.A. 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources, **Ecological Indicators**, 11:220-229.

RIBEIRO, J.R. 2005. Factores ambientais e impactes antrópicos condicionantes das actividades tradicionais no estuário do Mondego. I **Seminário** Internacional sobre o sal português Instituto de História Moderna da Universidade do Porto, 392-405.

RILEY, J. 2000. Summary of the discussion session contributions to topic 1: what should a set of guidelines with regard to indicators contain? **Uniquaims Newslett**, 10:5-6.

ROCHA, J.L.S.; REGO, N.A.C.; SANTOS, J.W.B.; OLIVEIRA, R.M.; MENEZES, M. 2010. Indicador integrado de qualidade ambiental à gestão da bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá, BA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, 5:9-101.

RODRIGUES, A.M.T.; PEREIRA, M.T.; WEGNER, P.Z.; BRANCO, J.O.; CLEZAR, L.; HOSTIM-SILVA, M.; SORIANO-SIERRA, D.E.J. 1996. **Manguezal do Rio Camboriú: Preservação e controle da qualidade ambiental**. Itajaí: IBAMA-CEPSUL, 65p.

ROY, P.S.; WILLIAMS, R.J.; JONES, A.R.; YASSINI, I.; GIBB, P.J.; COATES, B.; WEST, R.J.; SCANES, P.R.; HUDSON, J.P.; NICHOLI, S. 2001. Structure and function of south-east Australian estuaries. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, 53:351-384.

ROTH, N.E.; SOUTHERLAND, M.T.; MERCURIO, G.; CHAILLOU, J.C.; KAZYAK, P.F.; STRANKO, S.S.; PROCHASKA, A.P.; HEIMBUCH, D.G.; SEIBEL, J.C. 1999. State of the streams: 1995-1997 Maryland biological stream survey results. Prepared by Tetra Tech Inc. for the Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment division, Annapolis, Maryland, **CBWP-MANTA – EA**, 1-96.

RUSSELL, I.A. 2013. Spatio-temporal variability of surface water quality parameters in a South African estuarine lake system. **African Journal of Aquatic Science**, 38:53-66.

RUSSELL, I.A.; RODNEY, M.R.; HANEKOM, N. 2014. Spatial and Temporal Patterns of Waterbird Assemblages in the Wilderness Lakes Complex, South Africa, **Waterbirds**, 37(1):1-18.

SALEWSKI, V.; ALMASI, B.; HEUMAN, A.; THOMA.; SCHLAGATER, A. 2007. Agonistic behaviour of Palaearctic passerine migrants at a stopover site suggests interference competition. **Ostrich**, 78:349-355.

SÁNCHEZ-MOYANO, J.E.; GARCÍA-ASENCIO, I. 2010. Crustacean assemblages in a polluted estuary from South-Western Spain, **Marine Pollution Bulletin**, 60:1890-1897.

SANTA CATARINA- 2011. **Resolução Consema nº 002, de 06 de dezembro de 2011**. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no

Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/resolucao_fauna__002_11_fauna.pdf. Acesso em: 13/10/2014.

SCANES, P.; SCANES, K. 1995. Environmental problems due to disposal of wastes. In: Underwood, A.J., Chapman, M. (Eds.), **Coastal Marine Ecology of Temperate Australia**. UNSW Press, Sydney, 297-310.

SCAVIA, D., BRICKER, S.B. 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. **Biogeochemistry**, 79:1878-2208.

SCHETTINI, C.A.F. 2002. Caracterização física do estuário do rio Itajaí-Açu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 7(1):123-142.

SCHETTINI, C.A.F. 2008. Hidrologia do Saco da Fazenda, ITAJAÍ, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology-BJAST**, 12(1):49-58.

SCHETTINI, C.A.F.; TRUCCOLO, E.C. 2009. Circulação do baixo estuário do Rio Itajaí. In: **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. Univali. 13-26.

SCHLEIGER, S.L. 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. **Transactions of the American Fisheries Society**, 129:1118-1133.

SCOTT, D.B.; TOBIN, R.; WILLIAMSON, M.; MEDIOLI, F.S.; LATIMER, J.S.; BOOTHMAN, W.A.; ASIOLI, A.; HAURY, V. 2005. Pollution monitoring in two North American estuaries: historical reconstructions using benthic foraminifera. **Journal of Foraminiferal Research**, 35(1):65-82.

SICK, H. 2003. **Ornitologia Brasileira de Helmut Sick** - 3a. Edição, em português. Editora Nova Fronteira, 912p.

SIGRIST, T. 2014. **Avifauna Brasileira**, Guia de campo, Ed. Avisbrasilis, 608p.

SILVA, R.R.S.; BIONDI, D. 2013. Avaliação da preferência paisagística no Jardim Botânico de Curitiba, Paraná, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana** - REVSBAU, Piracicaba – SP, 8(1):39-53.

SILVA, R.R.S.; BIONDI, D.; YAMAMURA, M.; SILVA, D. 2012. Avaliação da qualidade e diversidade da paisagem do Parque São Lourenço para fins recreativos e turísticos, **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana** - REVSBAU, Piracicaba – SP, 7(4):53-68.

SILVA, V.C.L.; SILVA, R.M. 2011. Análise da cobertura vegetal em Lucena entre 1970/2005 usando ecologia da paisagem, SIG e Sensoriamento Remoto. **Caminhos de Geografia**, 12(37):8- 20.

SILVA, S.J.; OLIVEIRA, T.H.; TORRES, M.F.A. 2009. Utilização de imagens aéreas na análise temporal de ambientes impactados: Estudo de caso - Estuário do rio Jaboatão

- Pernambuco – Brasil, In: XIV Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 2009, Natal, Brasil. **Anais...** 25-30 abril INPE, 6257-6263.

SILVEIRA, R.M.; RESGALLA, JR., C. 2009. Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do Rio Itajaí-Açu, Saco da Fazenda e região costeira adjacente mediante o uso de testes de toxicidade, In: **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**, Ed. Univali, Itajaí, SC., 127-138.

SILVEIRA, L.F.; STRAUBE, F.C. 2014. **Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil**, 2, 662p. Disponível em:
<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeII/Aves.pdf>. Acesso em: 05/12/2014.

SIMON, T.P.; JANKOWSKI, R.; MORRIS, C. 2000. Modifcation of an index of biotic integrity for assessing vernal ponds and small palustrine wetlands using fsh, crayfish, and amphibian assemblages along southern Lake Michigan. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3:407-418.

SLOCOMBE, D.S. 1992. Environmental monitoring for protected areas: review and prospect. **Environmental Monitoring Assessment**, 21:49-78.

SOARES, L.S.; JÚNIOR, M.G.S.; CASTRO, A.C.L.; SAINT-PAUL, U. 2011. Comunidade de peixes como Indicador de Qualidade Ambiental de alguns canais de maré do estuário do Rio Paciência, São Luís – MA, **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 24(1):01-12.

SOARES, I.A.; MEDEIROS, C.S.C.; SALES FILHO, A. 2013. Análise de paisagens turísticas da praia de Jenipabu (RN) com a utilização de indicadores de qualidade visual: uma contribuição para o turismo sustentável. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, 14(45):110-124.

SOL, V.M.; LAMMERS, P.E.M.; AIKING, H.; BOER, J.; FEENSTRA, J.F. 1995. Integrated Environmental Index for Application in Land-Use Zoning. **Environmental Management**, 19:457-467.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J.A.; SPACH, H.L.; BORDIN, D.;FRISANO, D.;COSTA, M.D.P. 2013. The role of estuarine beaches as habitats for fishes in a Brazilian subtropical environment. **Neotropical Biolgical Conservation**, 8(3):121-131.

STEVENSON, R.J.; PAN, Y. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and stream with diatoms. In: Stoermer, E.F., Smol, J.P. (Eds.), **The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences**. Cambridge University Press, Cambridge, UK 11-40.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.;PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Eds.), 1996. **Neotropical birds**. The University of Chicago Press, Chicago, 478p.

SZPILMAN, M. 2008. **Peixes marinhos do Brasil: guia prático de identificação**. Mauad Editora Ltda. 288p.

THEIS, M.I.; FERNANDES, C.A. 2002. Políticas públicas e degradação ambiental em Itajaí, SC, **Geosul**, 17(33):95-116.

TOGNELLA-DE-ROSA, M.M.P.; OLIVEIRA, R.G.; LUGLI, D.O.; WILLRICH, J.F.; MEIRELES, R.P.; POLETTO, T.V. 2002. Replantio da vegetação do ecossistema manguezal do Saco da Fazenda, Itajaí (SC). **Notas Técnicas Facimar**, 6:85-91.

TOGNELLA-DE-ROSA, M.M.P.; LUGLI, D.O.; SCHALLENBERG, B.H.; WILLRICH, J.F. 2004. Avaliação do Replantio da Vegetação do Manguezal no Saco da Fazenda, Itajaí (SC). **Notas Técnicas Facimar**, 8:39-43.

TOGNELLA-DE-ROSA, M.M.P.; OLIVEIRA, R.G.; SALDANHA, J.H.; FARIAS, H.C.E.; SOARES, M.L. G.; CUNHA, S.R.; LUGLI, D.O. 2009. Caracterização da vegetação halófito do Saco da Fazenda. In: **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. Univali, Itajaí, SC, 153-170.

VAN OUDENHOVEN, A.P.E.; PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; DE GROOT, R.S. 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators**, 21:110-122.

VARGAS, B.M. 1935. **Relatório da Comissão de Estudos do porto de Itajahy e rio Cachoeira**, 135.

VEGA, M.J.; MARTÍN, I.M.P.; CALCERRADA, R. 2003. “Valoración del paisaje en la zona de especial protección de aves carrizales y sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid)”. **GeoFocus** (Artículos), 3:1-21.

VIEIRA, C.H.S. D.; BIONDI, D. 2008. Análise da dinâmica da cobertura Vegetal de Curitiba, PR (de 1986 a 2004), utilizando imagens Landsat Tm, **Revista Árvore**, Viçosa-MG, 32(3):479-487.

VIDY, G. 2000. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). **Wetlands Ecology and Manegement**, 8:37-51.

VILA NOVA, F.V.P.; TORRES, M.F. 2012. A. Avaliação ambiental em Unidades de Conservação: Estuário do Rio Maracaípe, Ipojuca-Pe, Brasil, **Revista de Geografia** (UFPE), 29(3):199-224.

WECKMÜLLER, R.; SLOVINSCKI, N.C.; VICENS, R.S. 2012. Análise multitemporal como subsídio à identificação da trajetória evolutiva do uso e cobertura da terra no corredor ecológico do Muriqui/RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, 65(3): 467-477.

WHITLATCH, R.B.; ZAJAC, R.N. 1985. Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. **Marine Ecology - Progress Series**, 21:299-311.

WHITTAKER, R.H. 1975. **Communities and Ecosystems**, 2nd edit. Macmillan, Londres. In: Raven, P.H., Johnson, G.B., Losos, J.B., Singer, S.R. Biologie, edit. De Boeck, 1250p.

WHITFIELD, A.K.; ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, 61(A):229-250.

WORMS. **World Register of Marine Species**. 2014. Available from Disponível em: <<http://www.marinespecies.org>>. Acesso em: 19 março 2014.

WUNDERLICH, A.C.; PINHEIRO, A.A.; RODRIGUES, A.M. 2008. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25(2):188-198.

YAO, Y.; ZHU, X.; XU, Y.; YANG, H.; WU, X.; LI, Y. ZHANG, Y. 2012. Assessing the visual quality of green landscaping in rural residential areas: the case of Changzhou, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 184:951-967.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; NUGENT, R. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. **Revista de Biología Tropical**, 4:107-117.

ZAICO, A.; DAUNYS, D. 2015. Invasive ecosystem engineers and biotic indices: Giving a wrong impression of water quality improvement? **Ecological Indicators**, 52: 292-299.

ZAMPELLA, R.A.; BRUNNELL, J.F.; LAIDIG, K.J.; PROCOPIO, N.A. 2006. Using multiple indicators to evaluate the ecological integrity of coastal plain stream system. **Ecological Indicators**, 6:644-663.

ZAR, J.H. 2010. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA, 944.

ZIMMERMANN, C.E. 1998. Aves. In: **Proteção e controle de ecossistemas costeiros-Manguezal da baía da Babitonga**, Ed. Ibama, Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca nº 25:71-74.

ZIMMERMANN, C.E.; BRANCO, J.O. 2009. Avifauna associada aos fragmentos florestais do Saco da Fazenda, In: **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Ed. Univali, Itajaí, SC., 263-272.

ZHUO, D.; CHANG, J. 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). **Ecological Indicators**, 8:564-572.