GIMEL ROBERTO ZANIN

Importância do mapeamento de habitats e do planejamento amostral no
processo de avaliação de impactos ambientais sobre comunidades
bentônicas de fundos não consolidados

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Alexander Turra

São Paulo

2013

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Importância do mapeamento de habitats e do planejamento amostral no
processo de avaliação de impactos ambientais sobre comunidades
bentônicas de fundos não consolidados

Gimel Roberto Zanin

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa
de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica

Julgada em ____/____/____

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

“Um pouco de ciência nos afasta de Deus. Muito, nos aproxima.”
(Louis Pasteur)

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABELAS	V
AGRADECIMENTOS.....	VII
RESUMO.....	IX
ABSTRACT.....	X
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
1.1. CARACTERIZAÇÃO E VARIABILIDADE ESPACIAL DA MACROFAUNA BENTÔNICA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A AIA	3
1.2. ESTRATÉGIAS DE AMOSTRAGEM.....	7
1.3. TESTE DE HIPÓTESES NO CONTEXTO DA AIA	11
1.4. ANÁLISES DE CUSTO-BENEFÍCIO DA AMOSTRAGEM.....	16
1.5. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	21
2. MATERIAL E MÉTODOS	24
2.1. ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO DA AMOSTRAGEM EM AMBIENTE COMPUTACIONAL	24
2.1.1. Construção dos cenários de amostragem.....	24
2.1.1.1. Definição dos parâmetros de entrada.....	25
2.1.1.2. Verificação dos cenários.....	31
2.1.2. Realização do estudo-piloto	38
2.1.2.1. Definição dos desenhos e esforços amostrais.....	39
2.1.3. Tratamento e análise dos dados	42
2.1.3.1. Descritores da comunidade bentônica.....	42
2.1.3.2. Estimativa da exatidão da amostragem.....	43
2.1.3.3. Estimativa da precisão da amostragem.....	45
2.2. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO EM UMA COMUNIDADE BENTÔNICA REAL	51
2.3. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO NO LICENCIAMENTO E MONITORAMENTO AMBIENTAL	55
3. RESULTADOS.....	58
3.1. CUSTO-BENEFÍCIO DA AMOSTRAGEM EM AMBIENTE COMPUTACIONAL.....	58
3.1.1. Medidas de diversidade de espécies	58
3.1.2. Análises de custo-benefício.....	64
3.1.2.1. Exatidão dos desenhos amostrais	64
3.1.2.2. Precisão dos desenhos amostrais	72
3.2. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO EM UMA COMUNIDADE BENTÔNICA REAL	86
3.3. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO NO LICENCIAMENTO E MONITORAMENTO AMBIENTAL	90
4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO	96

4.1. ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO DA AMOSTRAGEM EM AMBIENTE COMPUTACIONAL	96
4.2. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO EM UMA COMUNIDADE BENTÔNICA REAL	104
4.3. APLICAÇÃO DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO NO LICENCIAMENTO E MONITORAMENTO AMBIENTAL	106
4.4. ASPECTOS GERAIS DA ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO NO CONTEXTO DA AIA.....	108
4.5. RECOMENDAÇÕES PARA O PROCESSO DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL.....	114
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 01. Representação esquemática dos desenhos probabilísticos não estratificados: (a) grade totalmente aleatória (G_A) e (b) grade regular (G_R), e dos desenhos probabilísticos estratificados: (c) grade estratificada-aleatória (G_E) e (d) grade estratificada-hierarquizada (G_{EH}) ($n=54$ amostras). As cores representam as delimitações dos habitats bentônicos na área.	8
Figura 02. Variações dos erros dos Tipos I (α) e II (β) em relação a um resultado obtido: (a) β elevado (alto risco de não identificar um impacto que está ocorrendo); (b) valor de α elevado (alto risco de assumir que uma atividade causa impacto quando, na verdade, ela não causa); e (c) α e β moderados (cenário próximo ao ideal) (Fonte: WILCOX, 2001).	13
Figura 03. Distribuição espacial dos habitats bentônicos nos três modelos estudados, construídos em ambiente computacional com base nas informações disponíveis para a Enseada de Caraguatatuba (SP): (a) três habitats - H_3 , (b) seis habitats - H_6 e (c) nove habitats - H_9	27
Figura 04. Distribuição espacial do número de espécies nos modelos com três habitats (H_3), seis habitats (H_6) e nove habitats (H_9), considerando três padrões de distribuição espacial da riqueza de espécies: baixa variabilidade (V_B), moderada variabilidade (V_M) e alta variabilidade (V_A).	28
Figura 05. Padrões de distribuição da abundância relativa de espécies em um habitat hipotético contendo 50 espécies, sendo: (a) alta dominância e baixa diversidade (D_1); (b) baixa dominância e alta diversidade (D_2) ($n=200$ indivíduos).	30
Figura 06. Medidas de diversidade α obtidas para os habitats bentônicos simulados em ambiente computacional, com base nos modelos de (a) três habitats - H_3 , (b) seis habitats - H_6 e (c) nove habitats - H_9 . Os valores da diversidade α foram ordenados do menor para o maior, em cada cenário. A numeração dos habitats bentônicos coincide com a apresentada na Figura 03.	32
Figura 07. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) e da diversidade α (média e desvio-padrão entre os valores nos habitats) obtidos no processo de construção dos 18 cenários experimentais, juntamente com os resultados do teste de Tukey, sendo "a,b" para a diversidade α e "x,y,z" para a diversidade β . Desse modo, letras iguais indicam que, para um nível de significância de 5%, não há diferença entre as médias.	37
Figura 08. Fluxograma das simulações matemáticas realizadas em ambiente computacional, dentro da análise de custo-benefício amostral.	41
Figura 09. Localização da Enseada de Caraguatatuba (SP), com o canal de São Sebastião na porção sul. (Fonte: FARINACCIO; TESSLER, 2006).	52
Figura 10. Localização das amostras analisadas por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Cada estação de coleta foi identificada com um símbolo de acordo com o habitat a que pertence (Fonte: MIRANDA, 2010).	53
Figura 11. Resultados da média e desvio-padrão dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J'), além da riqueza de espécies acumulada (R), para os 18 cenários experimentais analisados.	61
Figura 12. Resultados da análise de exatidão para os dados de riqueza acumulada de espécies nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).	66

- Figura 13.** Resultados da análise de exatidão para os dados de diversidade de espécies (H') nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato). 69
- Figura 14.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) para os descritores da comunidade bentônica (H' , R , D e J') obtidos nos 18 cenários amostrais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH), considerando $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$ 73
- Figura 15.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os descritores da comunidade bentônica nos cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$), considerando $n_1=36$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$ 78
- Figura 16.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para o índice R no cenário $H_9V_AD_1$, considerando valores de β de 0,10 e 0,20 ($n_0=288$ e $\alpha=0,05$). 81
- Figura 17.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) em relação aos esforços amostrais no estudo-piloto (n_0) e em momento futuro (n_1), obtidos para o descritor de comunidade R (riqueza) nos cenários experimentais (a) mais simples - $H_3V_BD_2$ e (b) mais complexo - $H_9V_AD_1$, submetidos ao desenho amostral Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}). Considerou-se: $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$ 82
- Figura 18.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (G_A) e Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}). Considerou-se: $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$ 84
- Figura 19.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses em função do esforço amostral no estudo-piloto (n_0), considerando o conjunto de amostras coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), sendo $n_1=36$, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e 0,20. 88
- Figura 20.** Resultados da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, obtidos em uma ANOVA hierarquizada realizada para os descritores da comunidade bentônica estimados para as amostras (somatório das classes entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm) coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando $n_0=70$ (cenário mais conservador), $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e 0,20. 90
- Figura 21.** Número mínimo de amostras (n_1) necessário para atender aos valores de DMD sugeridos pelos grupos entrevistados, considerando a riqueza de espécies (R) como parâmetro de entrada ($n_0=288$, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$). ("OrgAmb": Órgão Ambiental; "TomDec": Tomadores de Decisão; "ComCien": Comunidade Científica; "ConsAmb": Consultoria Ambiental; "Amb": Ambientalistas). 93

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 01. Resultados possíveis associados a teste de hipóteses (H_0 : hipótese nula; H_1 : hipótese alternativa).	12
Tabela 02. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) entre todos os habitats (Hab 1, Hab 2 e Hab 3) obtidos após o processo de construção dos cenários experimentais para o modelo de três habitats H_3 , considerando três padrões de variabilidade espacial na distribuição das espécies (baixa - V_B , moderada - V_M e alta - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta - D_1 e baixa - D_2).	33
Tabela 03. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) entre todos os habitats (Hab 1, Hab 2, Hab 3, Hab 4, Hab 5 e Hab 6) obtidos após o processo de construção dos cenários experimentais para o modelo de seis habitats H_6 , considerando três padrões de variabilidade espacial na distribuição das espécies (baixa - V_B , moderada - V_M e alta - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta - D_1 e baixa - D_2).	34
Tabela 04. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) entre todos os habitats (Hab 1, Hab 2, Hab 3, Hab 4, Hab 5, Hab 6, Hab 7, Hab 8 e Hab 9) obtidos após o processo de construção dos cenários experimentais para o modelo de nove habitats H_9 , considerando três padrões de variabilidade espacial na distribuição das espécies (baixa - V_B , moderada - V_M e alta - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta - D_1 e baixa - D_2).	35
Tabela 05. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados de (a) diversidade α e (b) diversidade β (Porcentagem de similaridade), em função do número de habitats bentônicos ("Hab"), da variabilidade na distribuição espacial das espécies ("Var") e do padrão de dominância das espécies ("Dom").	36
Tabela 06. Definição do esforço amostral para as estratégias de amostragem estratificadas e não estratificadas, para os modelos com três habitats (H_3), seis habitats (H_6) e nove habitats (H_9) (Legenda: n_A (G_A): número total de amostras distribuídas aleatoriamente; n_{lon} ; n_{lat} (G_R): número de amostras no eixo longitudinal e latitudinal, respectivamente; n_{hab} (G_E): número de amostras por habitat; n_{sub} ; n_{rep} (G_{EH}): número de subáreas por habitat e de réplicas por subárea, respectivamente).	40
Tabela 07. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados dos descritores da comunidade bentônica em função do desenho amostral ("Grade") e esforço amostral no estudo-piloto ("n0"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).	59
Tabela 08. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral no estudo-piloto ("n0") e do descritor da comunidade bentônica ("Indice"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).	76
Tabela 09. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) para o índice R em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral em momento futuro ("n1"), e do poder estatístico ("Poder"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).	79
Tabela 10. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) para o índice R, em função do desenho amostral ("Grade"), da distribuição espacial de habitats ("Hab"), da variabilidade na distribuição espacial das espécies ("Var") e do padrão de dominância das espécies ("Dom").	83

Tabela 11. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do descritor da comunidade bentônica ("Índice") e do esforço amostral no estudo-piloto ("n0").	86
Tabela 12. Resultados (média e desvio-padrão) dos descritores da comunidade bentônica obtidos para 04 diferentes esforços amostrais, a partir do conjunto de amostras coletadas coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando o somatório das classes entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm. (R_t : número total de taxa identificados; $R_m/H_m/D_m/J_m$: valor médio do índice por amostra; $R_\sigma/H_\sigma/D_\sigma/J_\sigma$: desvio-padrão do índice entre as amostras; n_0 : número de amostras coletadas).	87
Tabela 13. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do esforço amostral em momento futuro ("n1"), e do poder estatístico ("Poder").	89
Tabela 14. Resultados dos valores de DMD aceitáveis fornecidos pelos grupos de interesse entrevistados (média e desvio-padrão).	91
Tabela 15. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados do esforço amostral em momento futuro (n_1), com base nos resultados do índice R , em função do desenho amostral ("Grade") e dos grupos entrevistados ("Grupo"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).	91
Tabela 16. Esforços amostrais (n_1) obtidos no teste de hipóteses, necessários para atingir os valores de precisão sugeridos pelos grupos de interesse, considerando as estimativas de riqueza de espécies (R) para o cenário da Enseada de Caraguatatuba (SP).	94

AGRADECIMENTOS

Brindo:

Ao Mais Alto sempre, por toda a vibração positiva, que me conduz pelo caminho da justiça, do direito e da verdade, e por toda a Energia que não me deixa desistir a cada nova jornada.

À minha esposa Andressa, meu alicerce, por entrar de cabeça comigo neste sonho utópico. Pela sua energia, por seu apoio incondicional e por todos os momentos de ternura, todas as palavras de conforto, todos os olhares, todos os japorongas, todas as ausências e todos os encontros.

À minha mãe, Heloisa, por todos os ensinamentos, todas as brigas, todos os abraços e todas as saudades.

Aos meus irmãos, Jader, Bianca e Ynna, por acreditarem que eu conseguiria chegar mais longe, e por me darem todo o apoio, mesmo nos momentos em que tudo parecia perdido.

Ao Prof. Dr. Alexander Turra, por ter prontamente aberto as portas do seu laboratório e por sempre se dispor a contribuir para o meu crescimento acadêmico e profissional. Agradeço por sua paciência, humildade, irreverência e comprometimento, suas broncas e elogios, e por todas as oportunidades oferecidas.

Ao pessoal do Laboratório de Manejo, Ecologia e Conservação Marinha, por todos os momentos de concentração e de irreverência. Pelas fofocas e piadas, pelo grande companheirismo e profissionalismo.

Aos amigos Andrea, Aline e ZéDu pelas críticas, sugestões e colaborações durante a elaboração e fechamento da dissertação.

Ao pessoal da biblioteca “Prof. Dr. Gelso Vazzoler”, em especial ao Mr. Wagner e D. Cidinha, por toda a paciência e carisma, e por sempre serem solícitas em atender prontamente minha sede pelo conhecimento.

Aos “Caros Amigos” de Araraquara, por todos os momentos de descontração e devoção ao ócio, pelo futeba na pracinha, pelos churras na idícula, pelas madrugadas a fio, pelos momentos de total vagabundagem e por toda a energia que esses irmãos de coração trouxeram para a minha vida. Que essa amizade seja eterna!

Aos grandes amigos da Consultoria, Planejamento e Estudos Ambientais (CPEA), pelo companheirismo, pelos conselhos e pelas oportunidades de crescimento pessoal e profissional.

Por fim, brindo às palavras confortantes, aos abraços, aos sorrisos verdadeiros, às integrais triplas, aos conselhos, às insanidades, aos churrascos, às discussões, às aventuras, à euforia, ao ócio, à boemia, à música, ao desespero, às vontades, à força, à persistência, à humildade, à saudade, ao sonho e à vida.

RESUMO

O presente estudo realizou uma análise crítica do planejamento amostral de comunidades bentônicas de substratos inconsolidados. Para tal, foram realizadas análises de custo-benefício dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados em ambiente computacional, através das estimativas de exatidão e precisão da amostragem. Os desenhos estratificados apresentaram melhor custo-benefício (mais exatos) do que os não estratificados, sendo que o desenho estratificado-hierarquizado foi considerado o mais custo-eficiente, com melhor precisão em comparação ao estratificado-aleatorizado. Além disso, desenho e esforço amostrais, descritor de comunidade, poder estatístico e complexidade da comunidade bentônica influenciaram a precisão da amostragem. Os conceitos obtidos foram testados em conjunto de dados reais, coletados na Enseada de Caraguatatuba (SP), com vistas à sua aplicação no âmbito do licenciamento ambiental. As tendências observadas para dados reais convergiram com as obtidas nos cenários computacionais. Quanto à aplicação no licenciamento ambiental, constatou-se que diferentes setores da sociedade divergem quanto ao número mínimo de amostras necessário para alcançar níveis adequados de precisão na avaliação de impactos ambientais. Os ambientalistas foram os mais conservadores e a comunidade científica os menos conservadores. Ainda, tanto no cenário virtual quanto no real, uma precisão de 10% resultou em esforços amostrais viáveis financeira e logisticamente, assegurando poder estatístico de 90% no teste de hipóteses.

Palavras-chave: planejamento amostral; comunidade bentônica; análise de custo-benefício; estrutura de habitats; avaliação de impactos ambientais.

ABSTRACT

This study performed a critical analysis of the sampling planning of benthic communities in unconsolidated substrates. Cost-benefit analysis of the stratified and non-stratified sample designs were conducted in computational environment, through estimates of sampling accuracy and precision. The stratified designs presented better cost-benefit results than the non-stratified ones, and the stratified-hierarchical design was considered the most cost-efficient, with better precision compared to the stratified-randomized. In addition, sampling design and effort, community descriptor, statistical power and complexity of the benthic community influenced sampling precision. These concepts were applied to real data sets collected in Caraguatatuba Bay (SP), with perspectives to its application in environmental licensing. The observed trends for real data converged with the computational scenarios. Regarding its applications for environmental licensing, it was observed that different groups in the society disagreed about the minimum number of samples necessary to achieve adequate precision in environmental impact assessment. Environmentalists were the most conservative group, while members of the scientific community were the least conservative one. Finally, both in real and virtual scenarios, a precision of 10% resulted in sampling efforts which were financially and logistically feasible, assuring a statistical power of 90% in hypothesis testing.

Key words: sample design; benthic community; cost-benefit analysis; habitats structure; environmental impact assessment.

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Nas últimas décadas, as elevadas taxas de crescimento demográfico, combinadas com a expansão das atividades industriais, têm sido responsáveis pelo aumento da degradação dos recursos naturais, principalmente na zona costeira, que abriga cerca de 70% da população mundial (THORNE; WILLIAMS, 1997; VOELZ et al., 2000; GOULART; CALLISTO, 2003). O que se tem observado é uma forte pressão sobre os recursos naturais, resultando na extração indiscriminada de matérias-primas e na geração de bens e insumos em prol do crescimento econômico. Os ecossistemas aquáticos, em especial, têm sido alterados significativamente em função de múltiplos impactos ambientais gerados por atividades antrópicas, com destaque para a expansão de áreas portuárias e de mineração, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, superexploração de recursos pesqueiros, introdução de espécies exóticas, entre outros. Como consequência, tem-se constatado a diminuição da diversidade de habitats e a perda da biodiversidade em função da desestruturação do ambiente físico e químico e alteração da dinâmica natural dos ecossistemas (GOULART; CALLISTO, op. cit.).

A partir da década de 60, movimentos ambientalistas foram criados, opondo-se ao modelo de desenvolvimento vigente (CARSON, 1962), o qual era pautado em projetos como construção de rodovias, complexos industriais, usinas nucleares, projetos agrícolas e de mineração, dentre outros, caracterizados pelo uso intensivo e desordenado dos recursos naturais visando o progresso dos grandes centros urbanos e o fortalecimento do sistema capitalista de produção (SÁNCHEZ, 2006). Com o passar dos anos, fortaleceu-se a consciência de que o sistema de aprovação de empreendimentos geradores de impactos ambientais não poderia considerar apenas os aspectos técnicos e tecnológicos, excluindo questões culturais, sociais e ambientais. Nos EUA, a partir da participação de diferentes grupos da sociedade organizada, foi criada em 1969 uma legislação ambiental que resultou na implantação, em 1970, do sistema de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA, do inglês *Environmental Impact Assessment - EIA*), através do “*National Environmental Policy Act (NEPA)*” (PL-91-190), cujo objetivo foi de solucionar conflitos

relacionados à manutenção de um ambiente saudável *versus* o desenvolvimento econômico (SÁNCHEZ, 2006).

Desde então, a AIA tornou-se um importante instrumento de política ambiental, auxiliando na avaliação de impactos ambientais dos empreendimentos através da adoção de medidas que eliminem ou reduzam esses impactos a níveis toleráveis e na divulgação dessas informações à sociedade, estimulando-a a participar ativamente do processo. No Brasil, o primeiro estudo relacionado à avaliação de impactos ambientais foi realizado em 1972, para a implantação da Barragem e Usina Hidrelétrica de Sobradinho, sendo que em 1981 o licenciamento e avaliação ambiental foram definidos como instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei n.º 6938/81). Apesar disso, o estabelecimento de critérios básicos para o licenciamento ambiental ocorreu somente em 1986, através da Resolução nº 01 publicada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 1986). Nessa legislação, o impacto ambiental foi definido como *"qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem: (i) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (ii) as atividades sociais e econômicas; (iii) a biota; (iv) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e (v) a qualidade dos recursos ambientais"* (Resolução CONAMA n.º 01 de 23/01/86).

De acordo com BUSS et al. (2003), o primeiro passo para a resolução de problemas relacionados a distúrbios ambientais através da gestão dos recursos naturais é o desenvolvimento de indicadores e métodos confiáveis na avaliação desses problemas. Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da caracterização e monitoramento de processos físicos e parâmetros químicos (SÁNCHEZ, 2006). No entanto, essa estratégia apresenta uma descontinuidade temporal e espacial na identificação de variações ambientais, uma vez que a amostragem representa apenas uma fotografia momentânea de um sistema altamente dinâmico (WHITFIELD, 2001), como é o caso dos sistemas marinhos. Em contrapartida, a utilização de comunidades biológicas fornecem medidas integradas dos impactos (BARBOUR et al., 1999), tendo em vista que esses organismos estão continuamente expostos aos distúrbios relacionados aos fatores físicos, químicos e biológicos.

Dentre os principais grupos de organismos utilizados na AIA, os macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente empregados como indicadores do estado ecológico de um determinado ambiente marinho (BARBOUR et al., 1996; BAPTISTA et al., 2007). Esses organismos possuem uma grande diversidade, sendo que muitas espécies são altamente sensíveis às perturbações ambientais, enquanto outras são tolerantes aos diferentes impactos (ROSENBERG; RESH, 1993; ALBA-TERCEDOR, 1996). Inúmeros estudos demonstraram que a macrofauna bentônica fornece respostas coerentes para vários tipos de pressões naturais e antrópicas (PEARSON; ROSENBERG, 1978; DAUER et al., 2000; DIAZ et al., 2004; MUXIKA et al., 2005; BORJA et al., 2009). Desta forma, o monitoramento biológico da estrutura da comunidade bentônica tem adquirido caráter essencial nos trabalhos de avaliação de impactos sobre os ecossistemas aquáticos (BRIGANTE et al., 2003). Isto porque esses organismos: (i) possuem hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados; (ii) apresentam ciclos de vida relativamente curtos, sendo capazes de refletir mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; e (iii) apresentam elevada diversidade biológica, resultando em uma maior variabilidade de respostas frente a diferentes tipos de impactos ambientais (ROSENBERG; RESH, 1993; REECE; RICHARDSON, 1999; CALLISTO et al., 2001; BUSS et al., 2003). No caso da ocorrência de um distúrbio, esses organismos não serão capazes de afastar-se ativamente das condições desfavoráveis presentes em seu habitat, sendo que a única estratégia viável é tentar se adaptar às condições de estresse ambiental. Nesse cenário, podem ocorrer alterações dos padrões estruturais e processos ecológicos da macrofauna bentônica em diferentes escalas espaciais e temporais, principalmente no que se refere à riqueza, densidade e estrutura dessa comunidade (VANNOTE et al., 1980; DINIZ-FILHO et al., 1998; BAPTISTA et al., 2001; BISPO et al., 2006).

1.1. Caracterização e variabilidade espacial da macrofauna bentônica e sua importância para a AIA

A distribuição espacial dos organismos da fauna e flora ocorre de maneira desigual em diferentes escalas espaciais (UNDERWOOD; CHAPMAN, 2005), sendo que diversos autores identificaram o padrão de distribuição em manchas (*patches*) tanto em ambientes terrestres (LEVIN, 1994; BERTOLUCI; RODIGUES, 2002; SOGA; KOIKE, 2013) quanto marinhos (ANDREW; JONES, 1990; GENIN et al., 1994; GIMÉNEZ; YANICELLI, 2000; FRANÇA et al., 2006; COSTA, 2010). Essa configuração é resultado de complexas interações entre fatores físicos e biológicos (DEFEO; McLACHLAN, 2005), podendo ser causada tanto por processos internos (p. ex., competição) quanto externos às assembléias (p. ex., distúrbios e recrutamento) (UNDERWOOD; CHAPMAN, op. cit.). Em ambientes marinhos, o grande número de combinações entre os fatores físicos e biológicos nos diversos tipos de fundos inconsolidados pode gerar um mosaico de manchas, em diferentes escalas espaciais (SEKI et al., 2001; WATERS; MITCHELL, 2002; ALLDREDGE et al., 2002; BERS et al., 2013), cada uma delas com uma estrutura característica, que irá refletir a diversidade de organismos e de suas associações (MORRISEY et al., 1992; LEVIN, 1994; PAIVA, 2001; GRÜNBAUM, 2012). O grau de especialização desta fauna na ocupação de diferentes microambientes já é bastante conhecido (POWER et al., 1988; MINSHALL, 1988; ERNST et al., 2000; KON et al., 2011), tornando alguns microhabitats especialmente ricos em espécies. Dentre eles, as regiões de transição entre habitats (ecótonos), resultado da combinação dos atributos de habitats adjacentes, formam ambientes favoráveis para o estabelecimento de uma grande variedade de organismos (CONTE; ROSSA-FERES, 2006; LOPES et al., 2007; MOTA et al., 2011).

Diversos fatores têm sido citados como controladores da distribuição espacial e temporal da abundância e da diversidade dos organismos bentônicos (ROSA-FILHO, 1997). Dentre eles, as características físicas, como tipo do sedimento e tamanho do grão (GRAY, 1981), e a distribuição espacial dos habitats bentônicos influenciam diretamente a estruturação e o funcionamento das comunidades marinhas (POSEY; AMBROSE, 1994; PETERSON; ESTES, 2000; HEWITT et al., 2004; ORLOWSKI, 2007). Considerando as diferentes escalas espaciais das associações bentônicas, diversos autores têm sugerido o estudo dessas comunidades sob diferentes escalas de amostragem, visando obter informações que permitam uma

avaliação adequada tanto dos processos ecológicos naturais quanto da ocorrência de impactos ambientais (UNDERWOOD et al., 2000; ZAJAC et al., 2003; COSTELLO, 2009).

Nesse contexto, a utilização de medidas de diversidade biológica é de grande importância para a avaliação de impactos e monitoramento ambiental, pois permitem a comparação entre comunidades que se encontram sob diferentes condições ambientais. Diante disso, a realização de um teste de hipóteses com a finalidade de verificar a existência de diferenças estatísticas significativas entre dois valores de diversidade obtidos para comunidades distintas ou para a mesma comunidade em diferentes tempos representa uma importante ferramenta na análise ambiental. Nesse último caso, a comparação é realizada entre conjuntos de amostras coletadas em instantes anterior e posterior a um distúrbio. Para tal, são utilizadas informações pretéritas das medidas de diversidade (média e variância) disponíveis para a área sob investigação, as quais podem ser obtidas através de levantamentos de dados históricos. No entanto, caso não existam dados pretéritos publicados para o local, faz-se necessária a realização de uma campanha de amostragem para a coleta de dados primários previamente à ocorrência do impacto, a qual é conhecida como "estudo-piloto" ou *baseline*. A partir das informações obtidas no estudo-piloto, são calculadas as medidas de diversidade para a comunidade biológica, as quais serão utilizadas para comparação com o cenário posterior ao distúrbio.

Assim, as medidas de diversidade bentônica permitem avaliar as variações dos padrões ecológicos em relação às condições originais (WEISBERG et al., 1997, 2008; VAN DOLAH et al., 1999; ROSENBERG et al., 2004; MUXIKA et al., 2007; RANASINGHE et al., 2009). Dentre as principais medidas, WHITTAKER (1972) recomenda o estudo da diversidade com base em três níveis: (i) diversidade local (α), (ii) diversidade regional (γ) e (iii) diversidade entre habitats (β). A diversidade α corresponde ao número de espécies em uma pequena área de habitat homogêneo, enquanto a diversidade γ está relacionada ao número total de espécies observado em todos os habitats dentro de uma área geográfica. Os componentes das diversidades α e γ são os mesmos (riqueza, dominância e equabilidade), sendo que, na diversidade γ , tais componentes não se referem a cada habitat em

particular, mas sim ao conjunto dos habitats analisados na comunidade como um todo (MARTINS; SANTOS, 2004). Já a diversidade β , ou diversidade diferencial, equivale às diferenças na composição e na abundância relativa das espécies entre os habitats.

Para a determinação das medidas de diversidade, são comumente utilizados descritores de comunidade, os quais são estimados a partir de um conjunto finito de amostras supostamente representativas da comunidade biológica e são considerados indicadores precisos e sensíveis da estrutura e condição e funcionamento das comunidades bentônicas (DIAZ et al., 2004; PINTO et al., 2009). É importante ressaltar que, quando são calculados descritores da comunidade para um determinado conjunto de amostras, os resultados passam a apresentar uma distribuição normal, tornando-se possível o uso de estatísticas paramétricas (MAGURRAN, 1988). Dentre as principais medidas de diversidade utilizadas, destacam-se os índices de diversidade, utilizados para o cálculo da diversidade α e γ , e os de similaridade, para a determinação da diversidade β (FLORES-LOPES et al., 2010).

O estudo das comunidades bentônicas em diferentes escalas espaciais, a partir das medidas de diversidade α , β e γ , requer o conhecimento prévio a respeito da distribuição espacial dos habitats bentônicos. No entanto, inúmeras são as dificuldades para a obtenção de tal informação em ambientes costeiros e oceânicos, dentre elas a impossibilidade de utilizar imagens de satélite, as quais são amplamente utilizadas em ambiente terrestre, e o recente desenvolvimento de tecnologias e logísticas para a caracterização e delimitação espacial dos habitats bentônicos, principalmente em substratos não consolidados (COSTA, 2010; BERS et al., 2013). Por conta disso, a utilização de diferentes escalas é geralmente negligenciada em avaliações e monitoramentos biológicos por falta de recursos logísticos, financeiros ou ambos (ANDREW; MAPSTONE, 1987), limitando o poder de interpretação das respostas encontradas (HULBERT, 1984).

Nas últimas décadas, técnicas indiretas têm sido utilizadas para classificar os sedimentos, com destaque para a refletividade acústica do fundo marinho, definida como a capacidade de um objeto refletir a energia incidente (COLLINS et al., 1996; ANDERSON et al., 2002, 2008). Esse método pode gerar uma representação quase realista do ambiente, possibilitando assim

determinar informações sobre a topografia e as formas do fundo marinho (COCHRANE; LAFFERTY, 2002; KENNY et al., 2003; MCGONIGLE et al., 2009). O desenvolvimento dessa tecnologia tem tornado possível a realização de levantamentos em escalas cada vez maiores (km), abrindo novas possibilidades de abordagem em sistemas mais complexos, como, por exemplo, zonas costeiras (BROWN et al., 2002). Nessas regiões, a recente publicação de informações relacionadas ao mapeamento dos habitats bentônicos (FREITAS et al., 2003; HEWITT et al., 2004; PARNUM, 2007; COSTA, 2010; BERS et al., 2013) tem tornado crescente a demanda por estudos que testem a qualidade das informações fornecidas por diferentes tipos de desenho amostral. O objetivo é fornecer subsídios para a escolha das estratégias de amostragem mais eficientes, visando à caracterização da biodiversidade nos diferentes habitats bentônicos e sua aplicação na avaliação e monitoramento de impactos ambientais. Dentre as limitações desse método, BERS et al. (2013) ressaltaram a dificuldade na determinação do número de classes acústicas para a elaboração dos mapas. Essa decisão influencia diretamente no resultado final do mapeamento, sendo que uma mesma área pode, por exemplo, ser caracterizada por três, seis ou nove habitats, dependendo do número de classes acústicas definidas pelo pesquisador com base nos conjuntos de dados e nas características do equipamento acústico utilizado (*p. ex.*, frequência da onda sonora).

1.2. Estratégias de amostragem

Uma grande variedade de estratégias de amostragem tem sido observada nos estudos envolvendo a comunidade bentônica, sendo que os diferentes tipos de desenho amostral são desenvolvidos visando a aumentar a precisão e a exatidão das análises e reduzir os custos (COCHRAN, 1977; BASSET et al., 2008). Tais estratégias são baseadas em modelos probabilísticos, nos quais toda unidade amostral tem a mesma chance de ser escolhida, de modo que os resultados possam ser generalizados para toda a comunidade. Para atingir uma melhor representatividade nesse modelo, a seleção aleatória (ou randômica) é um artifício ímpar para o processo de seleção dos elementos, feita geralmente, por sorteios em tabelas de números

aleatórios ou por programas de computador. As estratégias de amostragem podem, ainda, ser classificadas como estratificadas e não estratificadas. Segundo FREITAS et al. (2000, p. 106), o modelo estratificado “*assegura que todos os tipos de intervenientes estejam presentes, cada subgrupo da comunidade considerada dará origem a uma amostra, segundo o fator discriminante para segmentação da comunidade*”. Tal estratificação pode ser proporcional, ou seja, a amostra de cada nível ou subnível é proporcional ao seu tamanho, ou não. Uma amostragem probabilística não estratificada, contudo, não considera esses níveis ou subníveis e todos os elementos são escolhidos sem considerar nenhuma segmentação. Dentre os tipos de amostragem não estratificada mais utilizados em estudos da comunidade bentônica, destacam-se a amostragem aleatória simples (G_A) e a grade regular (G_R) (Figura 01).

Figura 01. Representação esquemática dos desenhos probabilísticos não estratificados: (a) grade totalmente aleatória (G_A) e (b) grade regular (G_R), e dos desenhos probabilísticos estratificados: (c) grade estratificada-aleatória (G_E) e (d) grade estratificada-hierarquizada (G_{EH}) ($n=54$ amostras). As cores representam as delimitações dos habitats bentônicos na área.

Na amostragem aleatória simples, as amostras são coletadas em pontos selecionados totalmente ao acaso na área de estudo, através de sorteios de números aleatórios (OLIVEIRA; GRÁCIO, 2005). Por este motivo, os habitats bentônicos com pequena área tendem a apresentar um menor número de amostras em comparação aos habitats maiores (COCHRAN, 1977), sendo que, em algumas situações, os habitats menores podem não ser selecionados pelo sorteio. Na amostragem por grade regular, uma malha formada por transectos horizontais e verticais perpendiculares entre si é construída e os pontos de amostragem são posicionados no centro das quadrículas formadas pela malha (*e.g.*, OLIVEIRA et al., 2005). Em áreas de estudo extensas e heterogêneas, essa estratégia tende, novamente, a apresentar um menor número de amostras nos menores habitats, ou nenhuma amostra, dependendo da distribuição espacial dos habitats bentônicos e do número de amostras nos eixos ortogonais, tornando-a inadequada para uma grande variedade de experimentos ecológicos (UNDERWOOD, 1997).

No que se refere à amostragem probabilística estratificada, os modelos mais utilizados são a amostragem estratificada-aleatória (G_E) e a estratificada-hierarquizada (G_{EH}) (Figura 01). A amostragem estratificada-aleatória consiste em dividir a área de estudo em subgrupos homogêneos para determinadas características (*p. ex.*, habitats bentônicos) e selecionar um conjunto de amostras em cada um deles separadamente, ao acaso, através de sorteios de números aleatórios. Este tipo de amostragem pode representar uma importante ferramenta para um ganho na exatidão das estimativas em relação aos desenhos não estratificados (COCHRAN, 1977), uma vez que trabalha com a amostragem distribuída em todos os estratos (habitats) (ELLIOTT; DRAKE, 1981; KREBS, 1998; DANZ et al., 2005), aumentando, assim, a representatividade dos descritores da comunidade bentônica, cuja base de cálculo exige como pressuposto a homogeneidade na dispersão dos indivíduos pela área amostrada (ROSSO, 1995). Intuitivamente, se cada habitat (estrato) for homogêneo, a estimativa de uma determinada característica pode ser obtida dentro do habitat com um número relativamente pequeno de observações. Estas estimativas são então ponderadas, adequadamente, para obtenção da estimativa de toda a comunidade bentônica, caracterizada em

duas escalas espaciais: (i) no interior de cada habitat e (ii) na área como um todo.

A amostragem estratificada-hierarquizada segue os mesmos princípios da grade estratificada-aleatória, com exceção do padrão de distribuição dos pontos nos habitats. Nesta estratégia, são selecionadas, ao acaso, subáreas dentro de cada habitat, com tamanho definido. De certa forma, o tamanho de cada subárea deve equivaler a uma escala espacial na qual se imagina que haja pouca variabilidade interna. Em cada subárea, os pontos são distribuídos de maneira aleatória (*e.g.*, DETHIER; SCHOCH, 2005), conforme apresentado na Figura 01. Dessa maneira, é possível caracterizar uma área de estudo através de quatro escalas espaciais: (i) interior de cada subárea, (ii) entre as subáreas; (iii) entre os habitats e (iv) a área como um todo, com estimativas de precisão adequadas (*e.g.*, DAUVIN et al., 2008).

Os problemas decorrentes da utilização de apenas uma escala de amostragem são bem documentados (ANDREW; MAPSTONE, 1987; FOSTER, 1990; MENGE; OLSON, 1990; REED et al., 1993; EDMUNDS; BRUNO, 1996), dentre os quais destacam-se (i) a escolha de uma escala espacial que difere da escala na qual o fenômeno biológico de interesse ocorre e (ii) a caracterização, em uma única escala, de um processo que ocorre em múltiplas escalas. Em ambos os casos, a descrição adequada do fenômeno de interesse é inviabilizada. Em muitos casos, as escalas espaciais dos possíveis efeitos de um distúrbio não são totalmente conhecidas antes de sua ocorrência, sendo que a escolha da escala de amostragem para detectar os distúrbios torna-se muito difícil, se não impossível. Desse modo, a utilização da amostragem em diferentes escalas espaciais é recomendada em estudos de impacto ambiental, tendo em vista que, em muitos casos, as escalas espaciais dos efeitos dos distúrbios ambientais são desconhecidas. Além disso, os processos geofísicos, químicos e antropogênicos controlam e alteram os sistemas de fluxo de matéria e energia de uma maneira hierárquica (FRISSELL et al., 1986; HILDREW; GILLER, 1994). Sendo assim, as respostas biológicas devem, analogamente, ser analisadas sob diferentes escalas de amostragem (DOWNES et al., 1993; COOPER et al., 1998). Nesse sentido, diversos estudos avaliaram a variação espacial e temporal dos organismos através de análises de variância hierarquizada (MORRISEY et al., 1992; BARTSCH et al., 1993; MURDOCH;

ARONSON, 1999), considerando escalas espaciais desvinculadas aos habitats bentônicos (*p. ex.*, variabilidade em dezenas de centímetros, de metros e de quilômetros). Contudo, existem poucos estudos que têm aplicado testes de hipóteses considerando estratégias de amostragem hierarquizadas que caracterizem e levem em conta a estrutura espacial dos habitats bentônicos (*p. ex.*, GALUPPO et al., 2007; BASSET et al., 2008). Em ambientes costeiros e oceânicos, principalmente em substratos não consolidados, as principais dificuldades estão associadas ao desenvolvimento de tecnologias e logísticas para a caracterização e delimitação espacial dos habitats bentônicos.

1.3. Teste de hipóteses no contexto da AIA

Todo estudo ecológico nasce de uma pressuposição, baseada em teoria e fatos, seguida por observações feitas durante uma campanha de campo quando o pesquisador, ao observar um determinado fenômeno ecológico ou comportamento biológico, idealiza modelos que possam tentar explicá-lo (ANDREW; MAPSTONE, 1987). A partir de tais modelos, surgem as hipóteses de trabalho que serão testadas através da condução de experimentos em laboratório, ou *in situ*, mediante a amostragem de uma comunidade, por exemplo (FÉLIX; HACKRADT, 2006). Para cada hipótese estabelecida, constrói-se um desenho amostral específico para a sua avaliação e conseqüentemente uma análise de dados que vise testar estatisticamente os dados coletados e/ou observados (UNDERWOOD, 1996).

No teste de hipóteses, inicialmente é formulada a hipótese nula (H_0), que traduz a ausência do efeito que se quer verificar (ausência de impacto) e é considerada verdadeira até que testes estatísticos indiquem o contrário (ZAR, 1999). Quando a hipótese nula é testada, ela pode ser confirmada ou rejeitada em favor de uma hipótese alternativa (H_A) previamente formulada (UNDERWOOD, 1990). Ambos os casos podem representar uma resposta correta: a hipótese nula ser corretamente rejeitada ou confirmada. Entretanto, há situações em que a hipótese nula é rejeitada quando de fato ela é verdadeira, da mesma forma que a hipótese nula é aceita quando de fato ela é falsa. Ou seja, no caso da hipótese nula de ausência de impacto de um determinado empreendimento, o desenho amostral e o teste de hipótese

empregado podem concluir que não há impacto quando realmente há ou que há impacto quando realmente não há, respectivamente. Se uma hipótese nula falsa (igualdade entre os tratamentos, ou seja, entre os momentos anterior e posterior a uma dada intervenção) for aceita, resulta que o modelo utilizado não é capaz de explicar o fenômeno observado (*i.e.*, detectar o impacto) e, portanto, deve ser descartado e um novo modelo proposto. Contudo, se uma hipótese nula verdadeira é rejeitada, isso não significa que o modelo está absolutamente certo, e sim que este resultado se aplica apenas para aquelas situações em que foi testado (UNDERWOOD, 1996). Assim, se a hipótese nula é, de fato, verdadeira (ausência de impacto), mas os dados disponíveis e a análise realizada indicam que ela deva ser rejeitada, comete-se um erro do Tipo I (α); por outro lado, se ela é falsa (existência de impacto), mas é erroneamente aceita, comete-se um erro do Tipo II (β). A Tabela 01 apresenta os resultados possíveis para o teste de hipóteses.

Tabela 01. Resultados possíveis associados a teste de hipóteses (H_0 : hipótese nula; H_1 : hipótese alternativa).

Cenário correto	Conclusão do teste	
	Aceitar H_0	Rejeitar H_0
H_0 é verdadeira (= ausência de impacto)	Decisão correta (indicação da ausência de impacto) <i>probabilidade = $1-\alpha$</i>	Erro do tipo I <i>probabilidade = α</i>
H_0 é falsa (= existência de impacto)	Erro do tipo II <i>probabilidade = β</i>	Decisão correta (indicação da existência de impacto) <i>probabilidade = $1-\beta$</i>

Aplicando-se esta metodologia na avaliação de impactos ambientais, o erro Tipo I representa concluir que uma atividade está causando impacto ambiental quando na verdade ela não causa, o que pode trazer sérias consequências para a economia local. Dentre elas, cita-se, por exemplo, o aumento das taxas de desemprego devido ao encerramento de determinada atividade produtiva considerada impactante, com consequente diminuição do poder de compra da população e a redução da arrecadação de impostos pelo governo. Por outro lado, o erro do Tipo II representa a falha na identificação de um impacto que está ocorrendo, fazendo com que este continue sem

remediação (UNDERWOOD, 1996), podendo alterar severamente a qualidade ambiental. A Figura 02 apresenta a variação dos valores dos erros Tipo I e II em relação a uma dada observação, extraída de WILCOX (2001).

Figura 02. Variações dos erros dos Tipos I (α) e II (β) em relação a um resultado obtido: (a) β elevado (alto risco de não identificar um impacto que está ocorrendo); (b) valor de α elevado (alto risco de assumir que uma atividade causa impacto quando, na verdade, ela não causa); e (c) α e β moderados (cenário próximo ao ideal) (Fonte: WILCOX, 2001).

No caso (a), a "observação" está situada em uma região com um erro Tipo II muito elevado, aumentando a probabilidade de indicar a ausência do impacto quando na verdade ele existe (falso-negativo); no caso (b), a "observação" está localizada em uma região com erro Tipo I elevado,

aumentando a probabilidade de indicar que um impacto existe quando na verdade ele não existe (falso-positivo); no caso (c), a "observação" está situada em uma região com valor moderado para o erro Tipo II e baixo erro Tipo I, representando o cenário mais próximo ao ideal. Em estudos ecológicos, é comum admitir para o erro Tipo I um valor aceitável de 5% e, para o erro do Tipo II, valores de 10-20% (COHEN, 1977; BLOOM, 1995), podendo variar de acordo com o que o avaliador ou órgão ambiental permitir.

A maioria dos estudos ecológicos é desenhada para a manutenção de um erro do Tipo I pequeno e, geralmente, uma menor importância é dada ao erro do Tipo II. Contudo, o poder de um teste estatístico é definido como o complemento do erro Tipo II (ou seja, $1-\beta$) e representa a probabilidade de um impacto ambiental ser detectado se, de fato, ele ocorreu. Em outras palavras, um poder estatístico de 80%, por exemplo, significa que, se o estudo for realizado conforme o planejado e a hipótese alternativa for de fato verdadeira, existe uma probabilidade de 80% de observar um resultado estatisticamente significativo e 20% de chance de considerá-lo erroneamente. COHEN (1977) e UNDERWOOD (1997) descrevem em detalhes as relações entre o poder do teste e os diversos componentes dos cálculos estatísticos para a tomada de decisão.

Nesse contexto, o princípio da precaução proposto por UNDERWOOD (op. cit.) preconiza que o erro do Tipo II representa um sério problema para o manejo ambiental, muito maior do que erro do Tipo I. Sendo assim, este princípio é visto como uma preferência para errar em favor do meio ambiente (UNDERWOOD; CHAPMAN, 2003), ao invés de assumir que a sua capacidade de assimilação será capaz de absorver um dano potencial (OECD, 2002). Isto significa que o princípio da precaução requer que a amostragem para detectar impactos seja poderosa (UNDERWOOD, 1994; MAPSTONE, 1995) (*i.e.*, valores pequenos para β), e que os modelos sofram contínuos testes, em níveis cada vez mais generalistas, a fim de contemplar todas as situações possíveis explicadas por este (UNDERWOOD, 1997). Infelizmente, este processo intelectual muitas vezes não ocorre em estudos de impacto ambiental (FAIRWEATHER, 1991), e grande parte dos pesquisadores vai a campo sem um delineamento amostral que se ocupe em responder perguntas de interesses científico e social específicos (FÉLIX; HACKRADT, 2006).

As análises do poder estatístico podem ser utilizadas, ainda, para determinar o tamanho da "diferença mínima detectável" (DMD) entre duas ou mais amostras (COHEN, 1977; UNDERWOOD, 1997), que representa a diferença que as médias das amostras deveriam ter para apresentar uma diferença significativa em um determinado teste de hipóteses considerando a variabilidade inerente ao sistema estudado, ou seja, antes e após uma determinada intervenção no ambiente. Esse conceito pode ser aplicado em uma grande variedade de estudos, sendo que os métodos de cálculo dessa medida variam se o teste de hipóteses está relacionado a uma amostra, a duas amostras ou a múltiplas amostras e/ou tratamentos (ZAR, 1999).

Segundo GARTEN; WULLSCHLEGER (1999, p. 1.361), a DMD é "*a menor diferença detectável entre os tratamentos uma vez que a variabilidade intrínseca da amostra, o nível de significância, poder estatístico e o tamanho da amostra são especificados*". Portanto, a DMD representa a menor diferença que seria significativa, sendo que qualquer valor superior a este também é considerado significativamente diferente. De acordo com OAKES (2008), os estatísticos raramente calculam diretamente o poder estatístico de um determinado desenho amostral. Ao invés disso, definem-se quantas amostras podem ser coletadas, dadas as restrições orçamentárias e, em seguida, a DMD do estudo é estimada utilizando-se valores convencionais satisfatórios para o poder (80-90%) e para o nível de significância (5%) (BLOOM, 1995). No que se refere à aplicação desse conceito na avaliação de impactos ambientais, a estimativa da DMD fornece informações a respeito da precisão da amostragem em detectar o impacto, sendo que, quanto menor a DMD, maior a precisão da estratégia amostral, ou seja, maior a sua capacidade em detectar o impacto. Outra abordagem possível é a definição prévia do valor aceitável para a DMD seguida do cálculo do número mínimo de amostras necessário para atender ao valor de DMD estabelecido. A definição do valor de DMD adequado pode ser feita, por exemplo, por órgãos ambientais licenciadores, responsáveis pela avaliação técnica da viabilidade ambiental de um empreendimento, com base em estimativas feitas a partir de conjuntos de dados históricos e/ou através de consulta pública aos diferentes setores da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental. Dentre esses grupos, destacam-se, além do órgão ambiental licenciador: (i) consultoria ambiental, formada por empresas

terceirizadas contratadas pelo empreendedor e às expensas do mesmo para realizar os Estudos de Impacto Ambiental (EIA); (ii) tomadores de decisão, constituído por políticos que exercem função administrativa no âmbito municipal, estadual e federal, e são responsáveis por decidir e implantar ações de gestão pública com base na legislação vigente; (iii) comunidade científica, composta por universidades e institutos de pesquisa que desenvolvem tecnologias e ferramentas para o estudo dos compartimentos ambientais e para a avaliação mais eficiente dos impactos ambientais; e (iv) ambientalistas, composto por pessoas com formações acadêmicas diversas e que possuem ideais de defesa e preservação dos recursos naturais para as gerações futuras, sendo, portanto, contrários ao desenvolvimento econômico às custas da destruição do meio ambiente.

No entanto, os conceitos envolvendo estimativas da DMD em estudos de caracterização da comunidade bentônica ainda não são aplicados em processos de avaliação de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica no Brasil.

1.4. Análises de custo-benefício da amostragem

Como descrito anteriormente, as medidas de diversidade possuem grande importância na avaliação de impactos e monitoramento ambiental, pois permitem a comparação entre comunidades que se encontram sob diferentes condições ambientais. Por se tratarem de estimativas, tais informações apresentam um erro estatístico inerente, decorrente de incertezas associadas ao processo de aquisição dos dados, como por exemplo, a variabilidade espacial dos organismos na área estudada e o número e distribuição espacial das amostras. Com isso, entende-se que, quanto menor o erro estatístico associado aos dados coletados, mais precisas são as estimativas, permitindo que alterações ambientais, mesmo que pequenas, sejam detectadas estatisticamente (COHEN, 1977; UNDERWOOD, 1997). Nesse contexto, a precisão da amostragem é definida como a menor diferença entre tratamentos que o teste de hipóteses é capaz de detectar, com base no conjunto de dados coletados (ou seja, a DMD). Por outro lado, a exatidão representa o quão próximo o valor estimado está do valor verdadeiro, e portanto, está vinculada à

representatividade das amostras. Desse modo, ambos os conceitos estão relacionados com a eficiência da amostragem.

Historicamente, os estudos que buscam realizar uma caracterização ambiental eficiente apresentam um custo elevado, uma vez que se tem a ideia de que o aumento no número de amostras é, por si só, determinante para o aumento da precisão e exatidão das análises. Nesse contexto, diversos autores introduziram o conceito de "análise de custo-benefício" (KENNELLY; UNDERWOOD, 1984, 1985; UNDERWOOD, 1997; CAREY; KEOUGH, 2002; LAMPADARIOU et al., 2005), que envolve a ideia de reduzir custos ao mínimo (*p. ex.*, tempo, dinheiro e equipamentos), enquanto se maximiza os benefícios em termos de detecção de diferenças entre tratamentos. A aplicação desse conceito em estudos relacionados às comunidades bentônicas é muito recente, sendo que os principais aspectos testados referem-se às características do amostrador de sedimentos (tipo, tamanho e área) e ao tamanho da malha para o peneiramento das amostras (THOMPSON et al., 2003; FERRARO; COLE, 2004; LAMPADARIOU et al., 2005; FERRARO et al., 2006), além do número de amostras (BARTSCH et al., 1993; FERRARO; COLE, *op. cit.*; FERRARO et al., *op. cit.*) e tipo de agregação taxonômica (THOMPSON et al., *op. cit.*). Nestes trabalhos, um único tipo de desenho amostral foi estabelecido para as análises dos parâmetros de interesse, de forma que não há estudos que analisaram comparativamente o custo-benefício de diferentes desenhos amostrais em uma mesma área de estudo.

Um planejamento amostral eficiente é resultado da combinação de um número de amostras adequado com replicação espacial e temporal para garantir a representatividade do sistema estudado e a exatidão das estimativas. Desse modo, pressupõe-se que as estratégias de amostragem estratificadas apresentem uma maior precisão e exatidão em comparação aos desenhos não estratificados (BABBIE, 1999; FREITAS et al., 2000), e ainda, que a precisão e exatidão do estudo aumentem com o aumento do número de amostras coletadas e com a diminuição da complexidade da estrutura da comunidade (*p. ex.*, diminuição do número de habitats bentônicos e da variabilidade na distribuição espacial das espécies entre habitats).

No que se refere ao desenho amostral, são escassos os estudos que consideraram a distribuição espacial dos habitats bentônicos no planejamento

amostral (*p. ex.*, BARTSCH et al., 1993). Essa abordagem é extremamente útil para a maior eficiência na identificação das escalas espaciais nas quais as populações apresentam maior variação, fornecendo subsídios para a implementação das análises de custo-benefício. Com isso, torna-se possível identificar as estratégias mais custo-eficientes e otimizar a replicação espacial para pesquisas científicas e monitoramento de impactos ambientais futuros (*e. g.*, KENNELLY et al., 1993; UNDERWOOD, 1997). No caso dos estudos envolvendo as comunidades bentônicas de substratos não consolidados, as dificuldades são ainda maiores. Isto porque, historicamente, muitas das pesquisas relacionadas à macrofauna bentônica foram voltadas para os ambientes de substratos consolidados (THRUSH; DAYTON, 2002), sendo recente o desenvolvimento de tecnologias específicas para o estudo de substratos inconsolidados e a compreensão dos processos que governam a estrutura dos habitats e a ecologia das comunidades bentônicas nesses locais.

Nas últimas décadas, diversos autores utilizaram simulações computacionais para avaliar questões relacionadas à amostragem das comunidades bentônicas (WIEBE, 1971; KINZIE; SNIDER, 1978; HELLMANN; FOWLER, 1999), no que se refere tanto aos métodos de coleta de dados, como a área amostrada pelo equipamento (BACHELET, 1990; FERRARO et al., 1994, 2006; JAMES et al., 1995) e o tamanho da malha da tela utilizada para peneirar o sedimento amostrado (FERRARO; COLE 2004; FERRARO et al., 2006; HAMMERSTROM et al., 2010), quanto à escolha dos locais e períodos de coleta para a avaliação de impactos ambientais (*e.g.*, GREEN, 1979; STEWART-OATEN et al., 1986; UNDERWOOD, 1994; WIENS; PARKER, 1995). Apesar disso, são escassos os estudos que avaliaram comparativamente diferentes tipos de desenho amostral em uma mesma área de estudo, com o objetivo de identificar as estratégias mais eficientes. Dentre eles, registram-se apenas trabalhos em ambientes bentônicos de fundo consolidado (HARTNOLL; HAWKINS, 1980; MILLER; AMBROSE, 2000).

De maneira geral, as estratégias de amostragem podem apresentar alta precisão (baixa variabilidade) e ao mesmo tempo baixa exatidão. Isto ocorre quando as amostras não são representativas da comunidade. O aumento no número de amostras acarreta um aumento na precisão, devido à diminuição da variabilidade, sendo que a precisão aumenta muito rapidamente

na região de poucas amostras e mais lentamente em tamanhos amostrais maiores. No que tange a exatidão, quando o esforço amostral aumenta, as amostras tendem a ser mais representativas e a exatidão da amostragem também aumenta (FAO, 2002). Esse conhecimento torna-se extremamente necessário em estudos de avaliação e monitoramento de impactos ambientais, tendo em vista que, caso o desenho amostral não forneça estimativas exatas e precisas, as diferenças observadas entre as amostragens atuais e futuras podem ser reflexo de problemas relacionados ao desenho amostral, e não a diferenças reais na comunidade biológica. Com isso, tem se tornado crescente, nos últimos anos, a preocupação da comunidade científica e dos órgãos governamentais de proteção ambiental com relação à qualidade da informação gerada através da amostragem, principalmente os conjuntos de informações que subsidiam a avaliação e monitoramento de impactos ambientais. Nesse contexto, a agência de proteção ambiental americana (*United States Environmental Protection Agency*) publicou, em 2002, uma norma de qualidade ambiental para auxiliar na escolha do desenho amostral para a coleta de dados ambientais, a qual apresenta os principais aspectos e definições relacionadas à amostragem, além dos benefícios, limitações e aplicações de diferentes tipos de desenho amostral, com o objetivo de contribuir para o aumento na qualidade (precisão e exatidão) do conhecimento gerado (US EPA, 2002). Dentre os principais aspectos relacionados aos desenhos de amostragem, a norma descreve que as estratégias estratificadas tendem a apresentar estimativas mais custo-eficientes em relação aos desenhos não estratificados. No entanto, não é apresentado um estudo comparativo no que se refere à aplicação desses desenhos amostrais em uma grande variedade de comunidades biológicas, considerando variações no número de habitats, similaridade entre habitats, esforço amostral e no poder estatístico.

A utilização de comunidades biológicas virtuais reduz o tempo e o custo para a obtenção dos resultados, e representa uma ferramenta útil para a análise comparativa de uma grande variedade de cenários de estudo e desenhos amostrais, tendo em vista que a amostragem exaustiva para a avaliação de diferentes estratégias amostrais em um mesmo local raramente é considerada financeiramente ou logisticamente viável (HELLMANN; FOWLER, 1999). Desse modo, o uso de ferramentas computacionais para simular a

amostragem tem diversas vantagens, com destaque para a economia substancial de tempo e aumento da flexibilidade. Além disso, os estudos com comunidades biológicas virtuais possibilitam a análise de exatidão, uma vez que o valor verdadeiro para um dado descritor de comunidade pode ser calculado com base nos dados gerados em todos os pontos da grade computacional. Em estudos na natureza, esta informação não pode ser obtida.

Atualmente, além da crescente demanda por estudos que forneçam informações confiáveis para a detecção de distúrbios ambientais devido às atividades humanas, tem-se observado um aumento na preocupação da comunidade científica quanto aos problemas relacionados à influência antrópica nos sistemas naturais, no que se refere às diferentes escalas espaciais nas quais os habitats e os organismos podem ser afetados (*e.g.*, PETERS, 1991). Com isso, fazem-se necessários estudos que avaliem a resposta de diferentes estratégias de amostragem visando à maior eficiência na identificação e avaliação de impactos ambientais sobre as comunidades biológicas, com grande potencial de aplicação no processo de licenciamento ambiental. Nesse contexto, o presente estudo realizou uma análise de custo-benefício das estratégias de amostragem estratificadas e não estratificadas, quando submetidas a dezoito cenários experimentais construídos em ambiente computacional. Os cenários representaram comunidades bentônicas de fundos inconsolidados com características estruturais distintas, variando desde um pequeno número de habitats e baixa variabilidade inter-habitat até comunidades com muitos habitats e elevada variabilidade inter-habitat (das mais simples às mais complexas). O teste de hipóteses foi idealizado a partir da comparação entre os instantes presente e futuro, ou seja, pré e pós um eventual distúrbio ambiental, para um conjunto de dados coletados no estudo-piloto (testes *a priori*), com o objetivo de avaliar o efeito dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados sobre as estimativas de precisão e exatidão da amostragem. Além de variações na estrutura da comunidade bentônica e no desenho amostral, as análises de custo-benefício consideraram variações do esforço amostral do estudo-piloto (custo), do tipo de descritor de comunidade, do poder estatístico do teste de hipóteses e do número de amostras previstas para momento futuro (após um distúrbio). Desse modo, torna-se possível a avaliação de custo-eficiência dos desenhos amostrais

estratificados e não estratificados, além dos efeitos da estrutura da comunidade, esforço amostral e poder estatístico sobre as estimativas de precisão e exatidão da amostragem.

Considerando a crescente demanda pelo desenvolvimento de estratégias amostrais mais eficientes para a identificação e avaliação de impactos ambientais sobre as comunidades biológicas, fez-se necessária, também, a aplicação das análises de custo-benefício em conjuntos de dados reais, de modo a viabilizar a aplicação desses conceitos no âmbito do licenciamento ambiental. Por fim, considerando a realização de testes *a priori* para a AIA, surge a necessidade em se estabelecer níveis de precisão adequados para os monitoramentos ambientais, os quais possam ser atendidos a partir da definição de um esforço amostral mínimo. Nesse contexto, o presente estudo realizou, ainda, uma pesquisa de opinião junto a grupos da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil, de modo a identificar os valores aceitáveis de precisão e o número mínimo de amostras sugeridos por cada grupo, dando subsídios para a definição de valores adequados de precisão por parte dos órgãos ambientais licenciadores.

1.5. Hipóteses e objetivos

Com base nas informações apresentadas, foram formuladas as seguintes hipóteses de estudo:

1. Em uma análise de custo-benefício relativa à caracterização da comunidade bentônica, as estratégias de amostragem baseadas em desenhos estratificados apresentam uma eficiência superior quando comparadas a estratégias desenvolvidas a partir de desenhos não estratificados.
 - 1.1. Os valores médios dos descritores da comunidade bentônica variam em função do desenho amostral e do esforço amostral, para uma mesma comunidade bentônica;
 - 1.2. A exatidão dos desenhos estratificados é maior que a de desenhos não estratificados;

- 1.3. A exatidão da amostragem aumenta com o aumento do número de amostras, tanto para desenhos estratificados quanto para não estratificados;
 - 1.4. A precisão dos desenhos estratificados é maior do que a dos desenhos não estratificados;
 - 1.5. A precisão aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto;
 - 1.6. A precisão da amostragem varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses;
 - 1.7. A precisão da amostragem aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses;
 - 1.8. A precisão da amostragem varia em função, simultaneamente, do desenho amostral e da complexidade da comunidade bentônica (número de habitats bentônicos, variabilidade na distribuição espacial das espécies e dominância das espécies).
2. Os conceitos relacionados às análises de custo-benefício da caracterização da comunidade bentônica obtidos em ambiente computacional são aplicáveis a cenários reais visando à identificação mais precisa de impactos ambientais.
 - 2.1. A precisão da amostragem em um cenário real aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto;
 - 2.2. A precisão da amostragem em um cenário real varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses;
 - 2.3. A precisão da amostragem em um cenário real aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses.
3. Os diferentes setores da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil divergem quanto ao número mínimo de amostras necessário para alcançar níveis adequados de precisão na avaliação e monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica.

Após a formulação das hipóteses de trabalho, foram estabelecidas as ações para testá-las. Desse modo, estabeleceu-se como objetivo principal do presente estudo realizar uma análise crítica do planejamento amostral adotado para a caracterização da comunidade bentônica de substratos inconsolidados, principalmente no que se refere à importância da estrutura espacial dos habitats bentônicos, com vistas à aplicação da análise de custo-benefício no âmbito do licenciamento ambiental.

Dentre os objetivos específicos, o estudo pretendeu:

1. realizar, em ambiente computacional, uma análise de custo-benefício das estratégias de amostragem estratificadas e não estratificadas utilizadas para a caracterização da comunidade bentônica, e analisar as variações em função da variabilidade espacial da área de estudo, do número de amostras coletadas no estudo-piloto, do poder estatístico e do número de amostras previstas no teste de hipóteses para amostragens futuras;
2. aplicar os conceitos relacionados às análises de custo-benefício, obtidos em ambiente computacional, em um conjunto de dados reais obtidos por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP), com vistas à sua utilização no monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica;
3. levantar os valores aceitáveis da precisão no teste de hipóteses (diferença mínima detectável) relativo à avaliação e monitoramento de impactos ambientais junto a diferentes setores da sociedade envolvidos no licenciamento ambiental no Brasil e estimar o número mínimo de amostras necessário para alcançar os níveis adequados de precisão sugeridos pelos grupos de interesse, considerando tanto as comunidades bentônicas virtuais quanto o conjunto de dados reais da Enseada de Caraguatatuba (SP).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Análise de custo-benefício da amostragem em ambiente computacional

A análise de custo-benefício dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados em ambiente computacional foi realizada a partir da avaliação conjunta do custo (número de amostras) e da resposta (estimativas de precisão e de exatidão) de cada estratégia de amostragem. Com isso, tornou-se possível a identificação dos desenhos amostrais mais custo-eficientes, ou seja, aqueles que atingem níveis de precisão e exatidão maiores com o menor número de amostras. Tendo em vista a inviabilidade técnica e logística em estudar a grande variedade de comunidades bentônicas em ambientes naturais, as diferentes estratégias de amostragem foram aplicadas a dezoito comunidades bentônicas virtuais distintas, construídas em ambiente computacional. Esse procedimento foi utilizado para testar a hipótese de que, em uma análise de custo-benefício relativa à caracterização da comunidade bentônica, as estratégias de amostragem baseadas em desenhos estratificados apresentam uma eficiência superior (*i.e.*, são mais exatos e precisos) quando comparadas a estratégias desenvolvidas a partir de desenhos não estratificados (hipótese 1).

Este item apresenta as etapas de construção das comunidades bentônicas virtuais e dos desenhos amostrais, coleta das amostras virtuais e análise estatística dos dados, com base na análise de custo-benefício da amostragem em ambiente computacional. Os procedimentos foram realizados a partir da elaboração de algoritmos matemáticos processados no *software* Matlab R2011a®, produzido por *The MathWorks, Inc.*

2.1.1. Construção dos cenários de amostragem

As comunidades bentônicas virtuais foram construídas em uma grade computacional de 1000 x 1000 pontos, considerando uma resolução espacial aproximada de 3,2 metros (área total de 10 km²). Sendo assim, cada comunidade virtual apresentou um total de 1.000.000 de *pixels*, ou seja, unidades amostrais passíveis de serem selecionadas. A riqueza e abundância

relativa das espécies em cada ponto da grade numérica foram calculadas através de um gerador de números aleatórios do *software* Matlab R2011a®, a partir da combinação dos parâmetros de entrada definidos nos itens 3.1.1.1-A a 3.1.1.1-C, a seguir.

Posteriormente, os conjuntos de dados gerados em ambiente computacional foram submetidos ao tratamento estatístico de média móvel espacial ponderada, sendo que o resultado final (número de espécies e abundância de indivíduos de cada espécie) em cada unidade amostral foi calculado com base na média ponderada na proporção 2:1 entre os valores da própria unidade amostral (ponderação 2) e das oito unidades amostrais imediatamente adjacentes (ponderação 1 para cada unidade). Esse método foi utilizado para conferir continuidade espacial à ocorrência e abundância das espécies. A coerência estrutural dos dados gerados foi verificada de duas maneiras: individualmente, verificando se o valor gerado existe como grandeza física (*p. ex.*, números inteiros, não negativos etc.); e coletivamente, verificando a compatibilidade física entre os dados (conforme SOBUE, 2005), como, por exemplo, variações espaciais abruptas na ocorrência ou nas abundâncias relativas de uma espécie. A seguir, são apresentados os parâmetros de entrada utilizados para as simulações matemáticas, além dos procedimentos utilizados para verificação da consistência das comunidades bentônicas virtuais geradas.

2.1.1.1. Definição dos parâmetros de entrada

A. Delimitação espacial dos habitats bentônicos

Inicialmente, foram definidos três modelos para a distribuição espacial dos habitats bentônicos: (i) modelo “H₃”, constituído por três habitats, com áreas equivalentes a 34, 33 e 33% da área de estudo hipotética; (ii) modelo “H₆”, constituído por seis habitats, com áreas equivalentes a 35, 17, 15, 13, 12 e 8%; e (iii) modelo “H₉”, constituído por nove habitats, com áreas equivalentes a 53, 13, 10, 8, 5, 4, 3, 3 e 2% da área total. As diferenças nas porcentagens das áreas dos habitats em cada modelo foram estabelecidas visando à construção de cenários com configurações espaciais bem distintas, variando

desde locais contendo poucos habitats e com áreas similares (modelo H₃) até locais apresentando muitos habitats e com áreas muito diferentes entre si, incluindo habitats com áreas muito pequenas (modelo H₉) que poderiam ser subamostrados em estratégias não estratificadas. Essa diferenciação é fundamental para a avaliação da capacidade (eficiência) dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados em reconhecer e caracterizar (amostrar) todos os habitats presentes na área de estudo. Desse modo, pressupõe-se que, em modelos mais homogêneos (modelo H₃), os resultados da eficiência dos desenhos estratificados e não estratificados seriam mais parecidos, enquanto em modelos mais heterogêneos e complexos (modelo H₉), os desenhos não estratificados tenderiam a subamostrar os menores habitats, comprometendo a qualidade (precisão e exatidão) dos resultados.

Os modelos de distribuição espacial de habitats bentônicos considerados no presente estudo foram construídos com base nos dados acústicos obtidos por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP). O modelo H₃ representa o mapeamento de habitats para a enseada considerando 03 classes acústicas, enquanto o modelo H₉ retrata o mapeamento de habitats considerando 09 classes acústicas. De acordo com BERS et al. (op. cit.), a seleção das classes acústicas é uma das etapas mais difíceis no mapeamento de habitats bentônicos. Sendo assim, para uma mesma área de estudo, o pesquisador pode adotar tanto uma frequência menor do sinal acústico para a definição das classes, resultando em menor resolução (ou seja, mapeando menos habitats - modelo H₃), quanto uma frequência maior, com maior resolução (ou seja, mapeando mais habitats - modelo H₉).

A Figura 03 apresenta a distribuição espacial dos habitats bentônicos para os três modelos construídos com base nas informações disponíveis para a Enseada de Caraguatatuba (SP). As cores foram utilizadas apenas para distinguir os limites físicos entre os habitats, e não possuem relação com a estrutura da comunidade bentônica (número de espécies e abundância de indivíduos) em cada habitat. Por outro lado, através da escala de cores, é possível identificar os ecótonos, representados por áreas de transição entre dois ou mais habitats bentônicos. Conforme apresentado no item 1.1, estudos

registraram uma grande diversidade de organismos nesses micro-habitats, devido à combinação dos atributos de habitats adjacentes.

Figura 03. Distribuição espacial dos habitats bentônicos nos três modelos estudados, construídos em ambiente computacional com base nas informações disponíveis para a Enseada de Caraguatatuba (SP): (a) três habitats - H_3 , (b) seis habitats - H_6 e (c) nove habitats - H_9 .

B. Distribuição espacial da riqueza de espécies

A determinação do número e distribuição espacial das espécies nos habitats bentônicos dos três modelos foi realizada com base em dois critérios, estabelecidos a partir da análise dos resultados obtidos por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP): (i) número máximo de espécies por habitat ($n_{\max}$), sendo que o número de espécies em cada *pixel* (unidade passível de ser amostrada) variou entre zero e $n_{\max}$; e (ii) porcentagem de espécies que ocorrem em mais de um tipo de habitat (ssp_{+1}), ou seja, valores menores equivalem à situações em que há mais espécies exclusivas em cada habitat e, portanto, maior variabilidade entre habitats. Com isso, foram definidos três padrões de distribuição espacial:

- Baixa variabilidade espacial entre os habitats (" V_B "): caracterizado por um $n_{\max}$ variando entre 20 e 30 espécies, com ssp_{+1} de 30%;
- Moderada variabilidade espacial entre os habitats (" V_M "): apresenta um $n_{\max}$ variando entre 15 e 35 espécies, com ssp_{+1} de 20%;

- Alta variabilidade espacial entre os habitats ("V_A"): caracterizado por um $n_{\max}$ variando entre 10 e 50 espécies, com ssp_{+1} de 10%.

A Figura 04 apresenta as associações entre os três modelos de habitats (H₃, H₆ e H₉) e os três padrões de distribuição espacial do número de espécies (V_B, V_M e V_A), resultando em nove ensaios computacionais distintos.

Figura 04. Distribuição espacial do número de espécies nos modelos com três habitats (H₃), seis habitats (H₆) e nove habitats (H₉), considerando três padrões de distribuição da riqueza de espécies: baixa variabilidade (V_B), moderada variabilidade (V_M) e alta variabilidade (V_A).

Desse modo, pressupõe-se que quanto maior a complexidade e variabilidade da comunidade bentônica (no sentido $H_3V_B \rightarrow H_9V_A$), maior seria a vantagem (custo-benefício) em utilizar desenhos estratificados, em comparação a desenhos não estratificados, tendo em vista que esses últimos tendem a subamostrar habitats com pequenas áreas. Para ilustrar este efeito de forma mais clara, as combinações entre os diferentes modelos de habitats e padrões de variabilidade de espécies foram realizadas de modo a associar as maiores riquezas de espécies aos menores habitats. Assim, a análise comparativa entre os desenhos amostrais estratificados e não estratificados tornar-se-ia mais efetiva, uma vez que haveria divergência entre os resultados obtidos pelos dois padrões de estratégia amostral caso os menores habitats não sejam reconhecidos (amostrados) pelos desenhos não estratificados.

Nas regiões de ecótonos (transição entre dois ou mais habitats), a distribuição espacial do número de espécies foi determinada a partir da proporção entre a composição específica dos habitats contíguos e a distância em relação à região de interface. Sendo assim, na região de fronteira entre dois habitats, por exemplo, a composição de espécies foi constituída por 50% da composição observada em cada habitat (no caso de fronteira entre três habitats, a proporção é de 33%). Com o distanciamento da fronteira, a proporção de espécies do habitat adjacente diminuiu 5% a cada unidade de distância (*pixel*), até se tornar nula.

C. Distribuição da abundância relativa das espécies

No que se refere à abundância relativa das espécies nos nove ensaios computacionais descritos acima, foram definidos dois padrões de distribuição, com base na dominância das espécies. Para tal, foi adotado o índice de dominância de SIMPSON (1949), expresso pela equação (1), o qual reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. Este índice varia de 0 a 1 e, quanto maior o seu valor, maior a probabilidade dos indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade.

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad (1)$$

onde n_i é o número de indivíduos da espécie i , N é o número total de indivíduos da amostra e S é o número total de espécies na amostra.

Sendo assim, os padrões de distribuição da abundância relativa das espécies foram caracterizados por (i) alta dominância de espécies ($D_1 > 0,50$) e (ii) baixa dominância ($D_2 < 0,20$). Esses padrões são comumente encontrados em ambientes naturais (FIORI, 2007; BARROSO; MATTHEWS-CASCON, 2009; HAMMERSTROM et al., 2010). A Figura 05 apresenta dois exemplos hipotéticos para os padrões de alta (D_1) e baixa (D_2) dominância de espécies, estabelecidos para as comunidades bentônicas virtuais. Com tal diferenciação, pressupôs-se que quanto maior a dominância das espécies, maior será a diferença entre habitats e maior seria o custo-benefício da utilização de desenhos estratificados em comparação aos não estratificados.

Figura 05. Padrões de distribuição da abundância relativa de espécies em um habitat hipotético contendo 50 espécies, sendo: (a) alta dominância e baixa diversidade (D_1); (b) baixa dominância e alta diversidade (D_2) ($n=200$ indivíduos).

Para o cálculo da abundância relativa de cada espécie em cada *pixel*, considerou-se um número fixo de 200 indivíduos por *pixel* (unidade amostral) para todos os habitats bentônicos em todos os cenários experimentais. Além disso, as curvas de alta e baixa dominância de espécies, apresentadas na Figura 05, foram ajustadas proporcionalmente ao número de espécies que ocorreram em cada *pixel*, mantendo valores de $D_1 > 0,50$ e de $D_2 < 0,20$. Assim, o número de indivíduos de cada espécie em cada *pixel* foi calculado

pelo produto entre o número fixo de indivíduos ($n=200$) e a porcentagem extraída da curva de dominância ajustada com base na riqueza de espécies no mesmo *pixel*.

2.1.1.2. Verificação dos cenários

Ao final dos passos descritos acima foi validada a variabilidade entre as comunidades bentônicas virtuais geradas, como modo de assegurar que os cenários experimentais utilizados nas simulações matemáticas subsequentes foram realmente diferentes. Para tal, foram utilizadas as medidas de diversidade α e β , propostas por WHITTAKER (1972). A diversidade α estima a diversidade de espécies em cada um dos habitats bentônicos, enquanto a diversidade β mede a variabilidade entre os diferentes habitats, sendo que, quanto maior a divergência da composição específica, maior é a diversidade β , e maior seria o efeito esperado da estratégia amostral, ou seja, maiores seriam as diferenças entre os resultados obtidos por desenhos estratificados e não estratificados.

A diversidade α foi calculada a partir do índice de Shannon-Wiener (SHANNON; WIENER, 1949) (equação 2), para cada um dos habitats bentônicos dos 18 cenários experimentais. Para tal, foram utilizados os dados gerados em todas as unidades amostrais (*pixels*) da grade computacional.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p'_i \ln p'_i \quad (2)$$

onde s é o número de espécies em cada habitat, p'_i é a proporção da espécie i em cada habitat, estimada como (n'_i / N') , onde n'_i é o número de indivíduos da espécie i no habitat e N' é o número total de indivíduos no habitat. Na prática, o valor máximo de H' é $\ln s$, e o mínimo é $\ln [N' / (N' - s)]$.

A Figura 06 apresenta os valores da medida de diversidade α obtidos nos 18 cenários experimentais. Os habitats bentônicos foram numerados de acordo com a escala apresentada na Figura 03. A diversidade α evidenciou uma maior variabilidade inter-habitats nos cenários do tipo V_A e menor variação em V_B , além de valores absolutos superiores nos cenários de baixa dominância (D_2) em comparação aos de alta dominância (D_1).

(a)

(b)

(c)

Figura 06. Medidas de diversidade α obtidas para os habitats bentônicos simulados em ambiente computacional, com base nos modelos de (a) três habitats - H_3 , (b) seis habitats - H_6 e (c) nove habitats - H_9 . Os valores da diversidade α foram ordenados do menor para o maior, em cada cenário. A numeração dos habitats bentônicos coincide com a apresentada na Figura 03.

A maneira mais simples de medir a diversidade β entre pares de locais é pelo uso dos coeficientes de similaridade. No presente estudo, foi utilizada a Porcentagem de Similaridade (PS), obtida pela equação (3), a qual foi descrita por (SOUTHWOOD, 1971). Trata-se de índice quantitativo cuja finalidade é determinar a similaridade entre dois ou mais habitats no que se refere à composição de espécies e a abundância de indivíduos. Para o cálculo, são

consideradas as porcentagens das abundâncias relativas das espécies em relação ao número total de indivíduos. Os habitats são comparados aos pares, sendo selecionadas apenas as espécies comuns aos dois habitats. Assim, os valores das porcentagens obtidas por cada espécie nos dois habitats são comparadas, sendo que o índice é calculado pela somatória das menores porcentagens registradas por cada espécie. Com isso, quanto menor o valor de PS, maior é a diversidade β .

$$PS = \sum(\%a + \%b + \dots + \%n) \quad (3)$$

onde: %a é a menor porcentagem da espécie **a** observada na comparação dos habitats; %b idem para a espécie **b**; %n idem para a espécie **n**.

As Tabelas 02 a 04 apresentam os valores de PS calculados para todos os cenários experimentais dos modelos H₃, H₆ e H₉, respectivamente, considerando todas as comparações entre os habitats bentônicos, realizadas aos pares. Tais valores foram obtidos com base na variabilidade inter-habitats (diversidade β) obtida para cada cenário, observando-se, assim, um aumento da diversidade β (diminuição de PS) com o aumento do número de habitats bentônicos (H₃→H₆→H₉), com o aumento da variabilidade espacial das espécies (V_B→V_M→V_A) e com o aumento da dominância de espécies (D₂→D₁).

Tabela 02. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) entre todos os habitats (Hab 1, Hab 2 e Hab 3) obtidos após o processo de construção dos cenários experimentais para o modelo de três habitats H₃, considerando três padrões de variabilidade espacial na distribuição das espécies (baixa - V_B, moderada - V_M e alta - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta - D₁ e baixa - D₂).

Cenário	Índice	Porcentagem de Similaridade (PS)	
	Habitats	Hab2	Hab3
H ₃ V _B D ₁	Hab1	0,552	0,529
	Hab2	-	0,575
H ₃ V _M D ₁	Hab1	0,258	0,201
	Hab2	-	0,282
H ₃ V _A D ₁	Hab1	0,093	0,043
	Hab2	-	0,170
H ₃ V _B D ₂	Hab1	0,188	0,136
	Hab2	-	0,162
H ₃ V _M D ₂	Hab1	0,142	0,086
	Hab2	-	0,123
H ₃ V _A D ₂	Hab1	0,116	0,042
	Hab2	-	0,104

Tabela 03. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) entre todos os habitats (Hab 1, Hab 2, Hab 3, Hab 4, Hab 5 e Hab 6) obtidos após o processo de construção dos cenários experimentais para o modelo de seis habitats H_6 , considerando três padrões de variabilidade espacial na distribuição das espécies (baixa - V_B , moderada - V_M e alta - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta - D_1 e baixa - D_2).

Cenário	Índice	Porcentagem de Similaridade (PS)				
	Habitats	Hab2	Hab3	Hab4	Hab5	Hab6
$H_6V_BD_1$	Hab1	0,443	0,445	0,445	0,440	0,413
	Hab2	-	0,471	0,445	0,413	0,446
	Hab3	-	-	0,454	0,519	0,455
	Hab4	-	-	-	0,463	0,514
	Hab5	-	-	-	-	0,471
$H_6V_MD_1$	Hab1	0,200	0,208	0,179	0,174	0,131
	Hab2	-	0,206	0,199	0,142	0,167
	Hab3	-	-	0,175	0,291	0,172
	Hab4	-	-	-	0,200	0,266
	Hab5	-	-	-	-	0,193
$H_6V_AD_1$	Hab1	0,056	0,069	0,043	0,031	0,009
	Hab2	-	0,052	0,071	0,015	0,039
	Hab3	-	-	0,048	0,155	0,052
	Hab4	-	-	-	0,072	0,172
	Hab5	-	-	-	-	0,091
$H_6V_BD_2$	Hab1	0,139	0,108	0,098	0,084	0,072
	Hab2	-	0,102	0,104	0,074	0,081
	Hab3	-	-	0,097	0,110	0,081
	Hab4	-	-	-	0,086	0,109
	Hab5	-	-	-	-	0,088
$H_6V_MD_2$	Hab1	0,101	0,091	0,074	0,065	0,042
	Hab2	-	0,074	0,082	0,045	0,056
	Hab3	-	-	0,068	0,100	0,055
	Hab4	-	-	-	0,067	0,101
	Hab5	-	-	-	-	0,063
$H_6V_AD_2$	Hab1	0,051	0,050	0,027	0,027	0,013
	Hab2	-	0,033	0,045	0,014	0,023
	Hab3	-	-	0,030	0,078	0,029
	Hab4	-	-	-	0,038	0,093
	Hab5	-	-	-	-	0,040

Desse modo, espera-se que quanto maior a diversidade β na comunidade bentônica virtual, maior seja o efeito do desenho amostral, ou seja, maiores diferenças sejam observadas entre os resultados obtidos pelas estratégias estratificadas e não estratificadas.

Os resultados obtidos para as diversidades α e β foram submetidos a uma análise de variância de três vias (*three way ANOVA*) em função das características estruturais das comunidades bentônicas, considerando três fatores fixos: distribuição espacial de habitats (H_3 , H_6 e H_9), variabilidade na distribuição espacial das espécies (V_B , V_M e V_A) e padrão de dominância das espécies (D_1 e D_2). Os resultados são apresentados na Tabela 05.

Tabela 05. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados de (a) diversidade α e (b) diversidade β (Porcentagem de similaridade), em função do número de habitats bentônicos ("Hab"), da variabilidade na distribuição espacial das espécies ("Var") e do padrão de dominância das espécies ("Dom").

(a)

Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Hab	0,08	2	0,04	51,59	0,001
Var	0,08	2	0,04	46,90	0,002
Dom	5,64	1	5,64	7044,01	0,000
Hab*Var	0,01	4	0,00	4,37	0,041
Hab*Dom	0,04	2	0,02	25,50	0,005
Var*Dom	0,00	2	0,00	0,32	0,043
Hab*Var*Dom	4,70	4	1,17	13,17	0,000
Error	1,16	13	0,09	-	-
Total	5,85	17	-	-	-

(b)

Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Hab	0,06	2	0,03	20,54	0,008
Var	0,14	2	0,07	46,89	0,002
Dom	0,09	1	0,09	59,59	0,002
Hab*Var	0,01	4	0,00	1,38	0,038
Hab*Dom	0,01	2	0,01	3,94	0,041
Var*Dom	0,07	2	0,03	23,99	0,006
Hab*Var*Dom	0,05	4	0,01	0,48	0,752
Error	0,33	13	0,03	-	-
Total	0,37	17	-	-	-

Os resultados médios de diversidade α e β foram submetidos, ainda, ao teste de Tukey (ZAR, 1999), com o objetivo de avaliar a magnitude das

diferenças evidenciadas pela análise de variância. Para a realização do teste, considerou-se um nível de significância de 5%. Tendo em vista que esse teste é independente do teste F (ANOVA), é possível que, mesmo que o valor de F calculado na análise de variância seja significativo, não sejam observadas diferenças significativas entre contrastes de médias no teste de Tukey.

A Figura 07 apresenta os valores da diversidade α e β (média e desvio-padrão) obtidos para os 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, juntamente com os resultados do teste de Tukey.

Figura 07. Valores da Porcentagem de Similaridade (PS) e da diversidade α (média e desvio-padrão entre os valores nos habitats) obtidos no processo de construção dos 18 cenários experimentais, juntamente com os resultados do teste de Tukey, sendo "a,b" para a diversidade α e "x,y,z" para a diversidade β . Desse modo, letras iguais indicam que, para um nível de significância de 5%, não há diferença entre as médias.

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA), e considerando um nível de significância de 5%, observou-se que a variabilidade nos resultados de diversidade α e β foi ocasionada pelas características estruturais definidas para as comunidades bentônicas virtuais: número de habitats ("Hab"), variabilidade na distribuição espacial das espécies ("Var") e padrão de dominância das espécies ("Dom"), estabelecidos nos itens 3.1.1.1-A a 3.1.1.1-C, respectivamente. Efeitos sinérgicos foram observados para todas as interações entre os parâmetros estruturais, com exceção da interação conjunta de "Hab", "Var" e "Dom" para a diversidade β .

O teste de Tukey identificou a dominância de espécies ("Dom") como o principal fator gerador de contrastes entre as médias da diversidade α . Já para a diversidade β , os resultados mostraram uma influencia conjunta da estrutura de habitats, variabilidade de espécies e padrão de dominância na variabilidade das médias. Com base nos valores médios apresentados na Figura 07, observou-se um aumento na diversidade β média (diminuição de PS) com o aumento do número de habitats bentônicos (no sentido $H_3 \rightarrow H_6 \rightarrow H_9$) e da variabilidade espacial das espécies (no sentido $V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$). Quanto à diversidade α , foi observado um aumento dos valores médios no sentido $D_1 \rightarrow D_2$, ou seja, da maior para a menor dominância, e uma tendência de diminuição com o aumento em "Var" (no sentido $V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$). Desse modo, verificou-se que o parâmetro "Var" foi responsável pela diferenciação da diversidade entre os habitats (variação na diversidade β) e que o parâmetro "Dom" foi responsável pela variação dos valores absolutos da medida de diversidade α .

Os resultados das medidas de diversidade α e β apresentados, juntamente com as análises de variância e teste de Tukey, comprovaram que o processo de construção dos cenários de amostragem seguiu o esperado de acordo com os parâmetros de entrada estabelecidos no item 3.1.1.1, resultando em cenários experimentais virtuais com características intra e inter-habitat distintas, possibilitando, portanto, a base para a análise do efeito das diferentes estratégias amostrais na precisão e exatidão das estimativas.

2.1.2. Realização do estudo-piloto

Como dito anteriormente, a análise de custo-benefício foi realizada com base no esforço amostral (custo) e nas estimativas de precisão e exatidão (benefício) dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados. Dentre elas, a precisão da amostragem foi estimada a partir da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, utilizando os descritores da comunidade bentônica (riqueza, diversidade, dominância e equabilidade de espécies). Nessa análise, são requeridas estimativas iniciais da média e variância desses descritores na área de estudo, as quais podem ser obtidas através de levantamentos de dados históricos ou por meio da coleta de dados primários, sendo este último conhecido como "estudo-piloto" ou *baseline*.

No caso dos cenários experimentais construídos em ambiente computacional, fizeram-se necessárias a coleta de amostras virtuais para as estimativas iniciais dos descritores da comunidade bentônica virtual. Assim sendo, são apresentados, a seguir, os procedimentos utilizados para a realização dos estudos-piloto nos 18 cenários experimentais, considerando diferentes estratégias e esforços amostrais, a partir dos quais foram realizadas as análises de precisão e exatidão, dentro da análise de custo-benefício.

2.1.2.1. Definição dos desenhos e esforços amostrais

Para a etapa de coleta de amostras virtuais nos 18 cenários construídos em ambiente computacional, foram considerados os quatro tipos de desenho amostral apresentados na Figura 01, sendo dois baseados na amostragem não estratificada: (i) grade totalmente aleatória (G_A) e (ii) grade regular (G_R), e dois relacionados à amostragem estratificada: (iii) grade estratificada-aleatória (G_E); e (iv) grade estratificada-hierarquizada (G_{EH}). Os desenhos amostrais foram desenvolvidos através de algoritmos matemáticos processados no *software* Matlab R2011a®. Para a aquisição das informações referentes à estrutura e composição da comunidade bentônica nos cenários experimentais construídos em ambiente computacional, foram considerados onze diferentes números de amostras (n_0) para a realização do estudo-piloto: 54, 72, 90, 108, 126, 144, 162, 180, 216, 252 e 288 amostras, definidos com base no número de habitats nos diferentes modelos e estratégias de amostragem adotadas, conforme apresentado na Tabela 06.

A Figura 08 apresenta o fluxograma das etapas de construção dos cenários experimentais e de definição das estratégias e esforços amostrais, realizadas através de simulações matemáticas em ambiente computacional. Em suma, foram definidos três modelos de distribuição espacial de habitats bentônicos (com três habitats - H_3 , seis habitats - H_6 e nove habitats - H_9), três padrões de variabilidade espacial da riqueza de espécies (baixa variabilidade - V_B , moderada variabilidade - V_M e alta variabilidade - V_A) e dois padrões de dominância de espécies (alta dominância - D_1 e baixa dominância - D_2), resultando em 18 cenários experimentais distintos. Neles, foram realizados estudos-piloto considerando quatro tipos de desenho amostral (estratificados e

não estratificados) e onze diferentes esforços amostrais, totalizando 792 simulações matemáticas distintas. Para fins estatísticos, cada estudo-piloto foi replicado 20 vezes, resultando em um total de 15.840 simulações matemáticas, as quais demandaram cerca de 3.000 horas para o processamento computacional dos algoritmos matemáticos.

Tabela 06. Definição do esforço amostral para as estratégias de amostragem estratificadas e não estratificadas, para os modelos com três habitats (H_3), seis habitats (H_6) e nove habitats (H_9) (Legenda: n_A (G_A): número total de amostras distribuídas aleatoriamente; n_{lon} ; n_{lat} (G_R): número de amostras no eixo longitudinal e latitudinal, respectivamente; n_{hab} (G_E): número de amostras por habitat; n_{sub} ; n_{rep} (G_{EH}): número de subáreas por habitat e de réplicas por subárea, respectivamente).

Esforço amostral	Grade Aleatória (G_A)	Grade Regular (G_R)		Grade Estratificada (G_E)	Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH})	
	n_A	n_{lon}	n_{lat}	n_{hab}	n_{sub}	n_{rep}
Modelo H_3						
54	54	6	9	18	6	3
72	72	8	9	24	8	3
90	90	9	10	30	10	3
108	108	9	12	36	9	4
126	126	9	14	42	7	6
144	144	12	12	48	12	4
162	162	9	18	54	9	6
180	180	12	15	60	10	6
216	216	12	18	72	12	6
252	252	14	18	84	14	6
288	288	16	18	96	16	6
Modelo H_6						
54	54	6	9	9	3	3
72	72	8	9	12	4	3
90	90	9	10	15	5	3
108	108	9	12	18	6	3
126	126	9	14	21	7	3
144	144	12	12	24	6	4
162	162	9	18	27	9	3
180	180	12	15	30	5	6
216	216	12	18	36	9	4
252	252	14	18	42	7	6
288	288	16	18	48	8	6
Modelo H_9						
54	54	6	9	6	2	3
72	72	8	9	8	2	4
90	90	9	10	10	2	5
108	108	9	12	12	4	3
126	126	9	14	14	7	2
144	144	12	12	16	4	4
162	162	9	18	18	6	3
180	180	12	15	20	5	4
216	216	12	18	24	6	4
252	252	14	18	28	7	4
288	288	16	18	32	8	4

Figura 08. Fluxograma das simulações matemáticas realizadas em ambiente computacional, dentro da análise de custo-benefício amostral.

2.1.3. Tratamento e análise dos dados

Com base nos dados obtidos nas amostras biológicas virtuais citadas acima, provenientes dos diferentes estudos-piloto descritos anteriormente, foram realizadas estimativas dos descritores de comunidade em cada simulação realizada (média e desvio-padrão).

Em seguida, essas informações foram aplicadas nas análises de custo-benefício dos desenhos amostrais. Na análise de exatidão, o valor médio dos descritores da comunidade bentônica, calculado a partir do conjunto de amostras coletadas no estudo-piloto (n_0), foi comparado ao valor verdadeiro para cada cenário experimental, ou seja, ao valor absoluto do descritor biológico calculado para toda a grade computacional. Na análise de precisão, o valor médio e a variância dos descritores biológicos foram utilizados para a estimativa da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, a partir da definição de valores para os erros do Tipo I (α) e do Tipo II (β) e do número de amostras previstas para um momento futuro (n_1).

Assim, este item apresenta a definição dos descritores da comunidade bentônica estimados para os conjuntos de amostras coletadas no estudo-piloto, além das análises estatísticas realizadas para avaliar o efeito dos tipos de desenho amostral (tratamentos) nas estimativas de precisão e a exatidão, no âmbito da análise de custo-benefício.

2.1.3.1. Descritores da comunidade bentônica

Para os conjuntos de amostras coletadas nos estudos-piloto, a partir dos desenhos não estratificados (G_A e G_R) e estratificados (G_E e G_{EH}), em um total de 792 simulações, foram estimadas medidas de diversidade γ visando a aplicação dos conjuntos de dados nas análises de custo-benefício. Para tal, foram considerados quatro descritores biológicos comumente utilizados em estudos da comunidade bentônica: riqueza de espécies (R), diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D) e equabilidade de Pielou (J').

A riqueza de espécies (R) representa o número absoluto de espécies em uma amostra (contagem numérica). O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi calculado de acordo com a equação (4), análoga à equação (2).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (4)$$

onde S é o número total de espécies na amostra, p_i é a proporção da espécie i , estimada como (n_i / N) , onde n_i é o número de indivíduos da espécie i , e N é o número total de indivíduos na comunidade. Na prática o valor máximo de H' é $\ln S$, e o mínimo é $\ln [N/(N - S)]$.

Segundo WHITTAKER (1972), o índice H' é muito influenciado pelo número de espécies com valores intermediários de abundância relativa, apresentando um desvio em direção à riqueza específica da comunidade. Assim, é interessante também conhecer o grau de concentração de abundância nas primeiras espécies (MAGURRAN, 1988, 2004). De acordo com MARTINS; SANTOS (2004), a melhor medida da concentração é o índice de dominância de Simpson (D), o qual foi obtido através da equação (1), apresentada no item 3.1.1.1. Este índice possui uma relação inversa com a equabilidade, a qual foi calculada através do índice de Pielou (PIELOU, 1966), expressado pela equação (5), considerado um dos índices de equabilidade mais usados devido à simplicidade de cálculo.

$$J' = H' / \ln S \quad (5)$$

onde S é o número total de espécies na amostra e H' é o índice de diversidade de Shannon-Wiener.

Visando testar a hipótese de que os valores médios dos descritores da comunidade bentônica variam em função do desenho amostral e do esforço amostral para uma mesma comunidade bentônica (hipótese 1.1), os resultados dos descritores da comunidade bentônica obtidos em cada simulação computacional foram submetidos a uma análise de variância de duas vias (*two way ANOVA*), considerando dois fatores fixos: desenho amostral (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e esforço amostral no estudo-piloto (n_0).

2.1.3.2. Estimativa da exatidão da amostragem

De maneira geral, uma análise de exatidão é baseada na comparação estatística entre um valor estimado e o valor verdadeiro (real) para um determinado parâmetro. Caso o teste estatístico realizado não indique diferença significativa entre as medidas, o valor estimado é considerado

estatisticamente exato. Em estudos ecológicos com comunidades reais, essa análise é inviabilizada, tendo em vista que não há meios para determinar o valor absoluto do parâmetro de interesse em um ambiente natural. Em contrapartida, os estudos com comunidades biológicas virtuais possibilitam a análise de exatidão, uma vez que o valor verdadeiro pode ser calculado com base nos dados gerados em todos os pontos da grade computacional.

Visando testar as hipóteses de que a exatidão dos desenhos estratificados é maior que a de desenhos não estratificados (hipótese 1.2) e que a exatidão da amostragem aumenta com o aumento do número de amostras coletadas no estudo-piloto (n_0), tanto para desenhos estratificados quanto para não estratificados (hipótese 1.3), foi realizada a estimativa da exatidão da amostragem nos 18 cenários experimentais, com base nos resultados dos descritores da comunidade bentônica obtidos a partir dos quatro desenhos amostrais (estratificados e não estratificados) e onze esforços amostrais no estudo-piloto (n_0). Desse modo, para cada cenário experimental, foram calculadas duas classes de valores: (i) "valor estimado": valor médio do descritor biológico obtido para cada desenho e esforço amostral, em um total de 44 dados por cenário; (ii) "valor verdadeiro": valor do descritor biológico calculado com base em todos os pontos da grade computacional, ou seja, 1 único valor por cenário (valor exato). Assim, os valores estimados por cada desenho e esforço amostral foram comparados, individualmente, com o valor verdadeiro em cada cenário através de um teste t de Student, considerando um nível de significância de 5%.

Para a análise de exatidão, foram considerados apenas os resultados dos índices de riqueza de espécies (R) e de diversidade de Shannon-Wiener (H'). A seleção desses dois descritores foi motivada porque: (i) esses índices são utilizados largamente em estudos de avaliação de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica, nos quais as atenções são voltadas para a identificação de alterações no número de espécies e diversidade de organismos, ao invés de alterações na dominância e equabilidade; (ii) os resultados das análises estatísticas evidenciaram que o índice de dominância (D) não apresentou variação estatisticamente significativa em função do desenho amostral e esforço amostral (n_0) para os 18 cenários experimentais, enquanto o índice de equabilidade (J'), apesar de apresentar variação

estatisticamente significativa em função do desenho amostral, não variou em função do esforço amostral nos cenários experimentais mais simples (ver item 4.1.1).

Quanto ao índice H' , o valor utilizado correspondeu à média dos valores obtidos em n_0 amostras, ou seja, um valor único para cada esforço amostral. No caso do índice R , foi utilizado o valor da riqueza de espécies acumulada, ou seja, o número total de espécies coletadas em n_0 amostras, resultando, novamente, em um valor único para cada esforço amostral. Tendo em vista que a simulação foi replicada 20 vezes, os valores de H' e R utilizados na análise de exatidão corresponderam à média das 20 repetições.

2.1.3.3. Estimativa da precisão da amostragem

Como dito anteriormente, a precisão da amostragem envolve o conceito de detecção da diferença entre tratamentos através do teste de hipóteses. Nesse sentido, a análise de precisão pode ser realizada através de testes *a priori* ou *a posteriori*. No primeiro caso, a amostragem é realizada no presente e os resultados são comparados visando à repetição da amostragem em um instante futuro. No segundo, a amostragem realizada no passado é repetida no presente e os resultados obtidos nos dois instantes são comparados.

No presente estudo, a análise de precisão baseou-se em comparações *a priori*. Assim, os resultados obtidos por um conjunto de amostras coletado em um cenário experimental no instante presente (estudo-piloto ou *baseline*) foram submetidos a testes estatísticos visando à obtenção de estimativas de precisão para a repetição em um instante futuro. Este tipo de análise é muito útil em estudos envolvendo a avaliação de impactos ambientais, nos quais é possível estimar os níveis de precisão para a futura identificação e quantificação de um impacto ambiental a partir de um conjunto de amostras coletadas no presente, anteriormente à ocorrência do impacto. Nessa situação, é possível fixar valores máximos para os erros do Tipo I (α) e do Tipo II (β), os quais influenciam diretamente as estimativas de precisão, sendo que, quanto menores os valores fixados de α e β (mais conservador), maior é a precisão da amostragem. Outra fonte de variação sobre a precisão é o número de amostras previstas para o

momento futuro (n_1), o qual, devido a motivos financeiros, logísticos ou operacionais, pode diferir do número de amostras utilizado no estudo-piloto (n_0).

Desse modo, considerando os 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, a precisão da amostragem foi estimada a partir do cálculo da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, considerando os resultados dos 04 descritores da comunidade bentônica obtidos a partir 04 tipos de desenho amostral e 11 esforços amostrais no estudo-piloto (n_0). Neste caso, foram considerados os valores médios e a variância dos índices H' , R , D e J' obtidos em cada simulação computacional. Para avaliar os efeitos do poder estatístico e do esforço amostral em momento futuro (n_1) sobre os desenhos amostrais, foram definidos dois valores para β (0,10 e 0,20) e 20 diferentes valores para n_1 . A seguir, são apresentados os procedimentos utilizados para a obtenção das estimativas de precisão da amostragem, considerando as diferentes fontes de variabilidade acima descritas.

A. Seleção dos testes estatísticos

Para a análise de precisão dos desenhos amostrais foram selecionados três testes estatísticos paramétricos para o cálculo da DMD, uma vez que este varia dependendo do teste. Ressalta-se que, quando são calculados descritores da comunidade para um determinado conjunto de amostras, os resultados desses índices passam a apresentar uma distribuição normal, tornando-se possível o uso de estatísticas paramétricas (TAYLOR, 1978 apud MAGURRAN, 1988).

Para os desenhos amostrais não estratificados (G_A e G_R) foi utilizado o teste *t de Student* para uma amostra (ZAR, 1999). Esse teste é comumente utilizado em estudos biológicos, quando o conjunto de dados testado segue uma distribuição normal, mas a variância da população σ_x é desconhecida. Neste caso, é utilizada a variância da amostra s_x como uma estimativa de σ_x .

No que se refere aos desenhos estratificados, foi utilizada uma análise de variância de uma via (*one way ANOVA*), descrita por ZAR (1999), para o desenho estratificado-aleatório (G_E), considerando que as amostras coletadas

ao acaso estão agrupadas em habitats (fator fixo). Já para o desenho estratificado-hierarquizado (G_{EH}) foi realizada uma ANOVA hierarquizada (*nested ANOVA*), descrita por ZAR (1999), considerando habitat como fator fixo e subárea como fator randômico, sendo que o fator subárea está aninhado (hierarquizado) no fator habitat, uma vez que cada subárea é única e está associada a um único habitat, enquanto cada habitat possui várias subáreas associadas a ele. Todos os testes estatísticos foram realizados considerando, como dados de entrada, os resultados dos quatro descritores da comunidade bentônica apresentados anteriormente, obtidos para as amostras coletadas nas 792 simulações computacionais (estudos-piloto) com 20 replicações cada.

B. Estimativa da diferença mínima detectável (DMD)

A diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses para cada desenho amostral foi calculada para todos os cenários experimentais, com base nas equações descritas em ZAR (1999). Para as grades G_A e G_R (não estratificadas), nas quais foi definido o teste t de Student para uma amostra, a diferença mínima detectável (δ) foi calculada a partir da equação (6).

$$\delta = \sqrt{\frac{s^2}{n_1} (t_{\alpha, \nu} + t_{\beta(2), \nu})} \quad (6)$$

onde δ é a diferença mínima detectável, s^2 é a variância das amostras, n_1 é o número total de amostras, α é o erro Tipo I, β é o erro tipo II, ν é a medida de graus de liberdade, definida como $\nu = n - 1$; Na equação, $t_{\alpha, \nu}$ pode ser escrita como $t_{\alpha(1), \nu}$ ou $t_{\alpha(2), \nu}$, dependendo se o teste implementado é unicaudal ou bicaudal, respectivamente.

Para a grade G_E , na qual foi realizada a ANOVA de uma via, com habitat como fator fixo, a diferença mínima detectável (δ) foi calculada a partir da equação (7).

$$\delta = \sqrt{\frac{2k\phi^2 s_p^2}{n_1'}} \quad (7)$$

onde δ é a diferença mínima detectável, k é o número de habitats, s_p^2 é o erro associado à média dos quadrados (parâmetro MS_{error} descrito por ZAR (1999), capítulo 10), n_1' é o número de amostras coletadas por habitat, e ϕ^2 é denominado parâmetro de não-centralidade, e é obtido através do gráfico publicado por PEARSON; HARTLEY (1951), a partir dos valores de α , β , ν_1 e ν_2 , sendo $\nu_1 = k - 1$ e $\nu_2 = k(n_1 - 1)$.

Para a grade G_{EH} , na qual foi realizada a ANOVA hierarquizada, com habitat como fator fixo e subárea como fator randômico, sendo que o fator subárea está aninhado (hierarquizado) no fator habitat, a diferença mínima detectável (δ) foi calculada a partir da equação (8).

$$\delta = \sqrt{\frac{2k'\phi^2s^2}{n_1'}} \quad (8)$$

onde δ é a diferença mínima detectável, k' é o número de habitats, s^2 é o erro associado à média dos quadrados (parâmetro *MSerror* descrito por ZAR (1999), capítulo 15), n_1' é o número total de amostras por habitat, e ϕ^2 é denominado parâmetro de não-centralidade, e é obtido a partir do gráfico publicado por PEARSON; HARTLEY (1951), a partir dos valores de α , β , v_1 e v_2 , sendo $v_1=k'-1$ e v_2 é o grau de liberdade associado a s^2 .

Para as estimativas de DMD, foram utilizados como parâmetros de entrada: erro associado à média dos quadrados resultante da ANOVA, para cada descritor da comunidade bentônica (s^2), valor para o erro do Tipo I (α), valor para o erro do Tipo II (β) e número total de amostras a serem coletadas no instante futuro (n_1). Os valores de s^2 foram obtidos a partir do conjunto de amostras coletadas no estudo-piloto (com esforço amostral n_0). No que se refere aos erros do Tipo I (α) e Tipo II (β), foram utilizados os valores mais utilizados pela comunidade científica, segundo BLOOM (1995), com α de 5% e β de 10 e 20%. Dentre eles, o erro β está associado ao poder estatístico ($1-\beta$), sendo que, quanto maior o poder estatístico definido anteriormente ao teste de hipóteses (mais conservador), menor será o resultado da estimativa de precisão da amostragem, considerando um esforço amostral fixo. Do mesmo modo, quanto maior o poder estatístico, maior é o número de amostras necessário para se atingir um nível de precisão pré-fixado.

Quanto ao número de amostras em momento futuro (n_1), foram considerados 20 valores distintos para o cálculo da DMD: 18, 36, 54, 72, 90, 108, 126, 144, 162, 180, 198, 216, 252, 270, 288, 306, 324, 342, 360 e 396 amostras. Tais valores foram selecionados com base no número de habitats em cada cenário experimental, sendo que foi estabelecido um grande intervalo de variação nos tamanhos de amostra com o intuito de avaliar as variações da DMD no teste de hipóteses para esforços amostrais variando desde valores inferiores até valores superiores aos números de amostras coletadas no

estudo-piloto (n_0 entre 54 e 288 amostras). Esta variação foi definida tendo em vista que, por motivos logísticos e/ou operacionais, o número de amostras coletadas em momento futuro pode ser superior ou inferior ao esforço amostral no estudo-piloto. Os valores de DMD obtidos nas equações 6, 7 e 8 foram transformados em porcentagem em relação à média estimada para o descritor, com base na equação (9), de forma a tornar este parâmetro comparável entre os diferentes cenários avaliados.

$$DMD_{\%} = \frac{DMD}{x} 100 \quad (9)$$

onde DMD é a diferença mínima detectável e x é o valor médio do descritor da comunidade utilizado para o cálculo da DMD (obtido na amostra).

Considerando que os resultados dos 04 índices ecológicos calculados para os 792 estudos-piloto distintos foram submetidos ao teste de hipóteses para 20 valores de n_1 , sendo fixados 02 valores de β e 01 valor de α , e que as simulações foram replicadas 20 vezes para fins estatísticos, um total de 2.534.400 estimativas de DMD (precisão) foi obtido.

Visando testar as hipóteses de que a precisão dos desenhos estratificados é maior do que a dos desenhos não estratificados (hipótese 1.4); a precisão aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 1.5); e a precisão da amostragem varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses; (hipótese 1.6), os resultados (média e desvio-padrão) da DMD foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) em função do desenho (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e esforços amostrais no estudo-piloto (n_0) e do descritor da comunidade bentônica. Para tal, foram considerados os dados obtidos no cenário mais simples ($H_3V_BD_2$) e no mais complexo ($H_9V_AD_1$), de modo que os resultados da análise de variância possam ser interpolados aos cenários experimentais intermediários. Nessa análise, foi fixado valor de 90% para o poder estatístico (cenário mais conservador), e um número de amostras em momento futuro (n_1) de 36, o qual, de acordo com a Figura 14 (ver adiante), representa uma das condições de maior variabilidade entre os desenhos amostrais e descritores da comunidade bentônica, e não implica em baixa replicação nos habitats e subáreas como é o

caso de $n_1=18$, principalmente nos cenários mais complexos, fato que poderia embutir um efeito não desejado nessa análise.

Visando testar a hipótese de que a precisão da amostragem aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses (hipótese 1.7), os resultados (média e desvio-padrão) da DMD foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) em função do desenho amostral (G_A , G_R , G_E e G_{EH}), dos esforços amostrais no estudo-piloto (n_0) e em momento futuro (n_1) e do poder estatístico, considerando os cenários mais simples ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$), de modo que os resultados da análise de variância possam ser interpolados aos cenários experimentais intermediários. Para a realização da análise, foram utilizados apenas os resultados de DMD obtidos a partir dos dados de riqueza de espécies (R), a fim de não embutir, na ANOVA, variações devido ao descritor da comunidade. Este índice foi selecionado com base nos mesmos argumentos que motivaram a sua seleção para as análises de exatidão.

Para testar a hipótese de que a precisão da amostragem varia em função, simultaneamente, do desenho amostral e da complexidade da comunidade bentônica (hipótese 1.8), os resultados (média e desvio-padrão) da DMD foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) em função do desenho amostral (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e das características estruturais dos cenários experimentais: distribuição espacial de habitats (H_3 , H_6 e H_9), variabilidade na distribuição espacial das espécies (V_B , V_M e V_A) e padrão de dominância das espécies (D_1 e D_2). Para a realização da análise, foram utilizados apenas os dados de riqueza (R), a fim de não embutir, na ANOVA, variações devido ao descritor da comunidade. Considerou-se, ainda, esforço amostral no estudo-piloto de 288 amostras e poder estatístico de 90%, representando o cenário mais conservador, além de número de amostras em momento futuro de 36 (n_1), o qual, como dito anteriormente, representa uma das condições de maior variabilidade entre os desenhos amostrais e descritores da comunidade bentônica e não implica em baixa replicação nos habitats e subáreas, principalmente nos cenários mais complexos, como é o caso de $n_1=18$, fato que poderia embutir um efeito não desejado nessa análise.

2.2. Aplicação da análise de custo-benefício em uma comunidade bentônica real

Visando à aplicação, em um cenário real, da análise de custo-benefício realizada em ambiente computacional, foram considerados os dados obtidos por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP), para a macrofauna bentônica de fundos inconsolidados.

BERS et al. (op. cit.) analisaram dados provenientes de levantamento acústico e de amostras de sedimento e comunidade macrobentônica (> 1mm), com o objetivo de mapear os habitats bentônicos na Enseada de Caraguatatuba (SP) (Figura 09). Os dados acústicos foram coletados em 2008 por meio de um sonar de varredura lateral, que tem como princípio a interação do sinal acústico com os sedimentos, o qual, ao retornar para o receptor a bordo da embarcação, traz consigo informações da refletividade do sedimento, possibilitando realizar um mapeamento do fundo através de classes acústicas (KENNY et al., 2003). Os dados foram analisados através do Sistema Acústico de Discriminação de Sedimento (AGDS (*RoxAnnTM Groundmaster – Stenmar Sonavision Ltd*)), o qual identifica dois tipos de ecos, relacionados à rugosidade e dureza do leito marinho. Através da análise dessas informações, os autores identificaram sete classes acústicas na enseada. Com bases em tais classes acústicas, foram definidas 14 estações de coleta na área de estudo. Em cada estação, foram coletadas 05 subamostras utilizando um pegador de fundo do tipo *van Veen*, totalizando 70 amostras (equivalente ao parâmetro n_0 , descrito no item 3.1.2.1). Em cada amostra, foram identificados e quantificados os organismos bentônicos da classe de tamanho maior que 1,0 mm, e realizadas análises granulométricas, do teor de matéria orgânica e teor de CaCO_3 nos sedimentos.

As análises no sedimento evidenciaram o predomínio de silte e areia fina no setor interno da enseada e sedimentos mais grosseiros, com alto teor de CaCO_3 , nas proximidades do canal de São Sebastião. A caracterização da comunidade macrobentônica, realizada nas mesmas amostras, identificou três agrupamentos de organismos na enseada. Com base em tais informações, os autores estabeleceram quatro classes acústicas para o mapeamento da enseada, a partir dos dados coletados e analisados com o sistema *RoxAnn*.

MIRANDA (2010) realizou uma avaliação integrada dos dados acústicos, sedimentológicos e biológicos coletados na Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando dados da comunidade bentônica da classe de tamanho entre 0,5 e 1,0 mm obtidos a partir de 70 amostras coletadas em 2008 (Figura 10). Para tal, o autor fez uso de análises multivariadas para a identificação de diferenças entre as amostras e correlações entre os parâmetros testados. Com base nos resultados, o autor identificou três habitats distintos na Enseada de Caraguatatuba (SP).

Figura 09. Localização da Enseada de Caraguatatuba (SP), com o canal de São Sebastião na porção sul. (Fonte: FARINACCIO; TESSLER, 2006).

A Figura 10 apresenta a localização das amostras coletadas e analisadas por BERS et al. (op. cit.) e MIRANDA (op. cit.). Cada estação de coleta foi identificada com um símbolo de acordo com o habitat mapeado originalmente pelo RoxAnn, considerando a classificação da enseada em 03 habitats bentônicos, proposta por MIRANDA (op. cit.). Com base na referida figura, observou-se que as amostras coletadas previamente ao conhecimento da distribuição espacial de habitats bentônicos (estudo-piloto) configuraram uma grade do tipo estratificada-hierarquizada (G_{EH}), com amostras

desbalanceadas. Assim, as 70 amostras originais puderam ser alocadas nos três habitats, ainda que de forma desbalanceada, com 07, 05 e 02 subáreas nos três habitats, compreendendo 35, 25 e 10 amostras, respectivamente (ou seja, 5 amostras por área).

Figura 10. Localização das amostras analisadas por MIRANDA (2010) e BERS et al. (2013) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Cada estação de coleta foi identificada com um símbolo de acordo com o habitat a que pertence (Fonte: MIRANDA, 2010).

Com base nessas informações, os dados da caracterização da comunidade bentônica obtidos para ambas as classes de tamanho (entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm) foram utilizados conjuntamente para a análise de precisão do desenho amostral (estimativa da DMD no teste de hipóteses), visando testar a hipótese de que os conceitos relacionados às análises de custo-benefício da caracterização da comunidade bentônica obtidos em ambiente computacional são aplicáveis a cenários reais visando a identificação mais precisa de impactos ambientais (hipótese 2).

Com o intuito de analisar a influência do esforço amostral (n_0) sobre a precisão da amostragem em um cenário real, o conjunto original de 70 amostras foi utilizado para a obtenção de outros três valores de n_0 : 28, 42 e 56 amostras. Para tal, dentre as cinco amostras que compuseram cada subárea, foram sorteadas 2, 3 e 4 amostras, respectivamente. Para cada valor de n_0 , foram estimados os descritores biológicos: riqueza de espécies (R) e os índices de diversidade (H'), dominância (D) e equabilidade (J'), com base nas equações 4, 1 e 5, respectivamente. Para a obtenção das estimativas de precisão (DMD), os resultados dos descritores da comunidade obtidos para os quatro valores de n_0 foram analisados por meio de uma ANOVA hierarquizada, considerando habitat como fator fixo e subárea como fator randômico, sendo que o fator subárea está aninhado (hierarquizado) no fator habitat. A DMD foi calculada com base na equação 8, considerando α de 0,05, β de 0,10 e 0,20, k' de 14, e ainda 20 valores para n_1' , distribuídos igualmente entre os três habitats mapeados: 18, 36, 54, 72, 90, 108, 126, 144, 162, 180, 198, 216, 252, 270, 288, 306, 324, 342, 360 e 396 amostras, como feito anteriormente.

Visando testar as hipóteses de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 2.1) e que a precisão da amostragem em um cenário real varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses (hipótese 2.2), os resultados (média e desvio-padrão) da DMD foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA), considerando dois fatores fixos: descritor da comunidade bentônica e esforço amostral no estudo-piloto (n_0), considerando os resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), com $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ (mais conservador).

Para testar a hipótese de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses (hipótese 2.3), os resultados (média e desvio-padrão) da DMD foram submetidos a uma segunda análise de variância (ANOVA), considerando outros dois fatores fixos: esforço amostral em momento futuro (n_1) e do poder estatístico. Para tal, foram considerados os resultados dos descritores da comunidade bentônica obtidos no maior valor de $n_0=70$ (cenário mais

conservador), considerando $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$. Por fim, os resultados foram discutidos quanto à viabilidade da utilização das análises de custo-benefício no monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica.

2.3. Aplicação da análise de custo-benefício no licenciamento e monitoramento ambiental

Em paralelo à realização dos experimentos computacionais (item 3.1) e da aplicação em conjuntos de dados reais (item 3.2), foi realizada uma pesquisa de opinião junto à sociedade com o objetivo de definir valores de DMD (%) que seriam aceitáveis em processos de avaliação de impactos ambientais. Com estes valores seria possível fazer uma avaliação dos esforços amostrais necessários para se fazer uma determinada amostragem para monitoramento ambiental. Para isso, o levantamento de dados foi direcionado a grupos de interesse específicos da sociedade que estão diretamente envolvidos no processo de licenciamento ambiental: (i) representantes do órgão ambiental licenciador (OrgAmb), (ii) representantes de empresas de consultoria ambiental (ConsAmb), (iii) tomadores de decisão (TomDec), (iv) ambientalistas (Amb) e (v) comunidade científica (ComCien).

O questionário, apresentado no Apêndice A, foi composto por uma breve apresentação do projeto de pesquisa, seguida por uma descrição dos conceitos relacionados ao diagnóstico e monitoramento ambiental e da definição do parâmetro DMD. Ao final, o leitor foi questionado a respeito do valor aceitável de DMD que poderia ser utilizado pelos órgãos ambientais como indicador de qualidade dos dados apresentados pelo Programa de Monitoramento Ambiental de um dado empreendimento. Por meio de documento impresso ou eletrônico (*e-mail*), 44 pessoas, pertencentes aos cinco grupos de interesse, foram convidadas a responder o questionário e a encaminhá-lo a suas redes de contatos. De acordo com os registros eletrônicos, o questionário foi encaminhado para 27 contatos das pessoas entrevistadas. Sendo assim, o questionário foi recebido por um total de 71 pessoas envolvidas com o licenciamento ambiental no Brasil. Desse total, 45 pessoas responderam ao questionário.

Os valores de DMD sugeridos foram comparados entre os grupos de interesse através de uma análise de variância (ANOVA) com um fator fixo (grupos), considerando um nível de significância de 5%. A partir da média dos valores de DMD para cada grupo, foi estimado o número mínimo de amostras que deveriam ser coletadas nos 18 cenários experimentais apresentados no item 3.1.1, para se atingir os valores de DMD sugeridos pelos entrevistados, considerando valores para n_0 de 288 amostras e poder de 90% (cenário mais conservador), com $\alpha=0,05$. Como dados de entrada, foram considerados os valores da riqueza de espécies (R) obtidos nos 18 cenários computacionais construídos em ambiente computacional. Esse índice foi utilizado pois representa um dos principais descritores de comunidade avaliados em estudos de impacto ambiental sobre a comunidade bentônica. As equações 6 (Grade Aleatória e Grade Regular), 7 (Grade Estratificada-Aleatória) e 8 (Grade Estratificada-Hierarquizada), utilizadas para o cálculo da diferença mínima detectável (DMD) para os quatro desenhos amostrais analisados, foram reorganizadas e geraram as equações 10, 11 e 12, respectivamente, permitindo a estimativa do número mínimo de amostras (n_1) necessário para cada estratégia de amostragem, nos 18 cenários computacionais.

$$n_1 = \frac{s^2}{\delta^2} (t_{\alpha, \nu} + t_{\beta(2), \nu}) \quad (10)$$

$$n_1 = \sqrt{\frac{2k\phi^2 s_p^2}{\delta^2}} \quad (11)$$

$$n_1 = \sqrt{\frac{2k'\phi^2 s^2}{\delta^2}} \quad (12)$$

Visando testar a hipótese de que os diferentes setores da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil divergem quanto ao número mínimo de amostras necessário para alcançar níveis adequados de precisão na avaliação e monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica (hipótese 3), foram realizadas duas análises de variância (ANOVA) para os resultados do esforço amostral (n_1), considerando

os cenários mais simples ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$) simulados em ambiente computacional. Para as análises, foram considerados dois fatores fixos: desenho amostral ("Grade") e grupos entrevistados ("Grupo"), adotando um nível de significância de 5%.

Adicionalmente, os valores de DMD obtidos no levantamento de dados nos grupos de interesse foram aplicados no teste de hipóteses realizado para o cenário da Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando como *baseline* os resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) para o conjunto de 70 amostras, visando obter os números mínimos de amostras que deveriam ser coletadas para atender aos valores de DMD sugeridos, obtidos com base na equação 12, para desenhos estratificados-hierarquizados.

3. RESULTADOS

3.1. Custo-benefício da amostragem em ambiente computacional

Este item apresenta os resultados obtidos nas análises de custo-benefício amostral, realizadas através de simulações computacionais. A análise integrada e comparativa das informações referentes ao custo (número de amostras) e à resposta (precisão e exatidão) dos desenhos amostrais em diferentes tipos de comunidades biológicas permitiu a identificação das características associadas à eficiência das estratégias de amostragem estratificadas e não estratificadas. Com isso, a hipótese que, em uma análise de custo-benefício relativa à caracterização da comunidade bentônica, as estratégias de amostragem baseadas em desenhos estratificados apresentam uma eficiência superior quando comparadas a estratégias desenvolvidas a partir de desenhos não estratificados (hipótese 1) foi testada e aceita. Essa hipótese foi subdividida em oito hipóteses específicas, cujos resultados são apresentados a seguir.

3.1.1. Medidas de diversidade de espécies

A hipótese de que os valores médios dos descritores da comunidade bentônica variam em função do desenho amostral e do esforço amostral para uma mesma comunidade bentônica (hipótese 1.1) foi testada e aceita para os índices de riqueza e diversidade de espécies, e rejeitada para os índices de dominância e equabilidade de espécies.

A Tabela 07 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados dos descritores da comunidade bentônica em função do desenho (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e esforço amostral no estudo-piloto (n_0), considerando os cenários menos complexo ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$) simulados em ambiente computacional. Para as análises, foram considerados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J'), além da riqueza de espécies (R). De acordo com os resultados obtidos na ANOVA, o desenho e esforço amostrais influenciaram significativamente os resultados dos descritores de comunidade R e H' , tanto nos cenários mais simples quanto nos mais complexos.

Tabela 07. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados dos descritores da comunidade bentônica em função do desenho amostral ("Grade") e esforço amostral no estudo-piloto ("n0"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(a)		Cenário menos complexo: $H_3V_BD_2$				
	Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Riqueza de espécies (R)	Grade	2160,3	3	720,1	53,08	0,000
	n0	411,7	10	41,2	3,03	0,009
	Grade*n0	757,7	30	25,3	0,15	1,000
	Error	2221,3	43	170,9	-	-
	Total	2979,0	43	-	-	-
Índice de diversidade de Shannon-Winer (H')	Grade	0,004	3	0,001	5,67	0,003
	n0	0,007	10	0,001	2,79	0,014
	Grade*n0	0,006	30	0,000	0,19	1,000
	Error	0,014	43	0,001	-	-
	Total	0,020	43	-	-	-
Índice de dominância de Simpson (D)	Grade	0,002	3	0,000	8,32	0,066
	n0	0,002	10	0,000	1,98	0,956
	Grade*n0	0,001	30	0,000	1,10	0,446
	Error	0,000	43	0,000	-	-
	Total	0,002	43	-	-	-
Índice de equabilidade de Pielou (J')	Grade	0,154	3	0,051	194,93	0,000
	n0	0,002	10	0,000	0,94	0,514
	Grade*n0	0,033	30	0,001	0,11	1,000
	Error	0,131	43	0,010	-	-
	Total	0,164	43	-	-	-
(b)		Cenário mais complexo: $H_9V_AD_1$				
	Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Riqueza de espécies (R)	Grade	2092,9	3	697,6	19,20	0,000
	n0	9915,7	10	991,6	27,29	0,000
	Grade*n0	5003,1	30	166,8	0,27	0,999
	Error	8095,6	43	622,7	-	-
	Total	13098,7	43	-	-	-
Índice de diversidade de Shannon-Winer (H')	Grade	0,114	3	0,038	128,91	0,000
	n0	0,006	10	0,001	1,94	0,039
	Grade*n0	0,012	30	0,000	0,04	1,000
	Error	0,117	43	0,009	-	-
	Total	0,129	43	-	-	-
Índice de dominância de Simpson (D)	Grade	0,002	3	0,001	2,94	0,060
	n0	0,001	10	0,000	0,42	0,924
	Grade*n0	0,008	30	0,000	1,04	0,490
	Error	0,003	43	0,000	-	-
	Total	0,011	43	-	-	-
Índice de equabilidade de Pielou (J')	Grade	0,003	3	0,001	43,21	0,000
	n0	0,002	10	0,000	6,51	0,002
	Grade*n0	0,002	30	0,000	0,33	0,994
	Error	0,003	43	0,000	-	-
	Total	0,005	43	-	-	-

Quanto ao índice J', foi observada influencia significativa do desenho amostral sobre os seus resultados em todos os cenários simulados, e influencia do esforço amostral apenas nos cenários mais complexos. Para o índice D, não

foi observada influencia estatisticamente significativa do desenho e esforço amostrais sobre os resultados, em nenhum dos cenários analisados.

Tais resultados indicaram que a escolha do desenho amostral influencia significativamente os resultados dos descritores H' , R e J' , enquanto a escolha do esforço amostral no estudo-piloto influencia os resultados de H' e R em todos os cenários e de J' apenas nos cenários mais complexos. Desse modo, é importante salientar que o aumento no esforço amostral (n_0) não necessariamente acarreta um aumento nas estimativas dos índices D e J' . Ressalta-se, ainda, que a influencia conjunta do desenho e esforço amostral (sinergismo) sobre a variabilidade dos resultados não foi observada para os descritores da comunidade bentônica analisados (valores não significativos para a interação $grade \times n_0$).

A Figura 11 apresenta os resultados das medidas de diversidade γ (regional) obtidas para os 18 cenários experimentais descritos anteriormente, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (G_A), Grade Regular (G_R), Grade Estratificada-Aleatória (G_E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}). Para as medidas de diversidade γ , foram utilizados descritores de comunidade representados pelos índices H' , R , D e J' . Quanto aos índices H' , D e J' , os valores representam o valor médio das 20 repetições e a média dos desvios-padrão obtidos em cada repetição, enquanto, para R , os valores indicam a média e o desvio-padrão do número de espécies acumulado em cada repetição. O conjunto de dados utilizado para a elaboração da figura é apresentado no Apêndice B.

De maneira geral, os maiores valores do índice de dominância (D) e os menores índices de diversidade (H') e equabilidade (J') foram obtidos nos cenários com alta dominância de espécies (D_1), em comparação aos cenários com baixa dominância (D_2). Quanto à riqueza acumulada de espécies (R), os resultados obtidos para os dois padrões de dominância apresentaram o mesmo intervalo de variação.

Figura 11. Resultados da média e desvio-padrão dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J'), além da riqueza de espécies acumulada (R), para os 18 cenários experimentais analisados.

Figura 11 (continuação). Resultados da média e desvio-padrão dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J'), além da riqueza de espécies acumulada (R), para os 18 cenários experimentais analisados.

Figura 11 (continuação). Resultados da média e desvio-padrão dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J'), além da riqueza de espécies acumulada (R), para os 18 cenários experimentais analisados.

Na maioria dos cenários, observou-se, ainda, um aumento nos valores dos índices H' e R com o aumento do número de amostras no estudo-piloto (n_0) e com o aumento do número de habitats ($H_3 \rightarrow H_6 \rightarrow H_9$), principalmente para os desenhos estratificados (G_E e G_{EH}). Além disso, o desvio-padrão das estimativas aumentou com o aumento da dominância de espécies ($D_2 \rightarrow D_1$) e da variabilidade na distribuição espacial das espécies ($V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$).

Esses resultados são coerentes com os parâmetros de entrada, definidos no item 3.1.1.1, para a configuração dos cenários computacionais. Dentre as estratégias de amostragem, os desenhos estratificados (G_E e G_{EH}) apresentaram os maiores valores de H' e R , indicando uma maior eficácia desses tipos de desenho para a caracterização da riqueza e diversidade de espécies. No contexto da AIA, considerando que os impactos mais significativos sobre a comunidade bentônica estão associados à perda de indivíduos e de diversidade biológica, é recomendada a utilização de desenhos que apresentem grande eficiência na caracterização dessa biodiversidade, de modo que ações mais efetivas possam ser tomadas para a sua conservação. Tendo em vista que foram observadas diferenças significativas entre desenho e esforço amostral para os índices R e H' em todos os cenários analisados, fazem-se necessárias análises da exatidão e precisão dos desenhos amostrais de modo a identificar quais estratégias apresentam resultados mais representativos da área de estudo analisada. Tais informações foram obtidas através da análise de custo-benefício, apresentada a seguir.

3.1.2. Análises de custo-benefício

3.1.2.1. Exatidão dos desenhos amostrais

Para a avaliação da exatidão dos desenhos amostrais, foram considerados os índices de riqueza (R) e de diversidade (H'), tendo em vista que os resultados desses dois descritores, no estudo-piloto, apresentaram variabilidade explicada, simultaneamente, pelo desenho e esforço amostrais (n_0), para todos os cenários experimentais (Tabela 07). A hipótese de que a exatidão dos desenhos estratificados é maior que a de desenhos não estratificados (hipótese 1.2) foi testada e aceita, enquanto a hipótese de que a

exatidão aumenta com o aumento do número de amostras (n_0), para ambos os desenhos (hipótese 1.3) foi rejeitada, tendo em vista que, nos desenhos não estratificados, não foi observado um aumento na exatidão com o aumento do número de amostras, exceto para o índice H' nos cenários mais simples. Já para os desenhos estratificados, ambos os descritores da comunidade bentônica apresentaram um aumento da exatidão com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (n_0).

As Figuras 12 e 13 apresentam, respectivamente, os resultados da análise de exatidão realizada para os descritores da comunidade R e H' . Em cada cenário experimental, os resultados obtidos para esses descritores considerando diferentes valores de n_0 foram comparados com o valor verdadeiro para cada cenário, através do teste t de Student, considerando um nível de significância de 5%.

A partir da análise comparativa dos diferentes desenhos amostrais, observou-se que as amostras coletadas nas estratégias G_A e G_R apresentaram níveis de exatidão muito inferiores aos verificados nas estratégias G_E e G_{EH} . Quanto ao índice de riqueza, todas as simulações realizadas com os desenhos G_A e G_R apresentaram resultados estatisticamente diferentes do valor verdadeiro, considerando todos os valores de n_0 . No caso dos desenhos G_E e G_{EH} , foi observada uma diminuição da diferença entre o valor das amostras e o valor verdadeiro com o aumento de n_0 , sendo que, em valores de n_0 mais elevados, os resultados do índice R para as simulações realizadas não apresentaram diferença estatisticamente significativa em comparação ao valor verdadeiro. Na comparação entre G_E e G_{EH} , especificamente, verificou-se que um número menor de amostras foi necessário no desenho G_{EH} para se atingir resultados exatos.

Figura 12. Resultados da análise de exatidão para os dados de riqueza acumulada de espécies nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

Figura 12 (continuação). Resultados da análise de exatidão para os dados de riqueza acumulada de espécies nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

Figura 12 (continuação). Resultados da análise de exatidão para os dados de riqueza acumulada de espécies nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

Figura 13. Resultados da análise de exatidão para os dados de diversidade de espécies (H') nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

Figura 13 (continuação). Resultados da análise de exatidão para os dados de diversidade de espécies (H') nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

Figura 13 (continuação). Resultados da análise de exatidão para os dados de diversidade de espécies (H') nos 18 cenários experimentais descritos na Figura 08, submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH). ("valor verdadeiro": valor calculado para toda a grade computacional; "NS": diferença não significativa no teste t, ou seja, valor exato; " * ": diferença significativa, ou seja, valor estimado não exato).

No que se refere ao índice de diversidade, algumas simulações computacionais realizadas com as estratégias G_A e G_R apresentaram resultados iguais ao valor verdadeiro. No entanto, este fato ocorreu apenas para os cenários experimentais mais simples (do tipo H_3), e para valores de n_0 esporádicos, não sendo possível estabelecer uma relação entre o aumento de n_0 e o aumento da exatidão. Para os desenhos amostrais do tipo G_E e G_{EH} , foi observado o mesmo padrão descrito para o índice de riqueza, com um aumento da exatidão para um aumento de n_0 , alcançando resultados estatisticamente iguais ao valor verdadeiro para os maiores valores de n_0 .

3.1.2.2. *Precisão dos desenhos amostrais*

O estudo da precisão dos desenhos amostrais estratificados e não estratificados foi realizado através da estimativa da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, analisando a sua variabilidade em função da complexidade da comunidade biológica, do descritor de comunidade, do esforço amostral no estudo-piloto (n_0) e em momento futuro (n_1) e do poder estatístico. Desse modo, pressupôs-se que a precisão da amostragem aumenta com a diminuição da complexidade da área de estudo, aumento do esforço amostral no estudo-piloto e em momento futuro e diminuição do poder estatístico. Além disso, pressupôs-se que a precisão varia em função do descritor de comunidade e do desenho amostral escolhidos. Os resultados de DMD obtidos para as simulações realizadas são apresentados no Apêndice C (média e desvio-padrão considerando 20 repetições).

Na Figura 14, são apresentados os resultados de DMD obtidos para os 18 cenários de amostragem submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (G_A), Grade Regular (G_R), Grade Estratificada-Aleatória (G_E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}), considerando 20 valores de esforço amostral em momento futuro (n_1), conforme descrito no item 3.1.3.3. Para a elaboração da figura, considerou-se o cenário mais conservador, representado pelos maiores valores do esforço amostral no estudo-piloto ($n_0=288$) e do poder estatístico (90%, ou seja, $\beta=0,10$). Nessas condições, pressupôs-se uma maior precisão no teste de hipóteses (menores valores de DMD) em comparação a menores valores de poder estatístico e esforço amostral.

Figura 14. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) para os descritores da comunidade bentônica (H', R, D e J') obtidos nos 18 cenários amostrais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH), considerando $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

Figura 14 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) para os descritores da comunidade bentônica (H' , R , D e J') obtidos nos 18 cenários amostrais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH), considerando $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

Figura 14 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) para os descritores da comunidade bentônica (H', R, D e J') obtidos nos 18 cenários amostrais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (Grade-A), Grade Regular (Grade-R), Grade Estratificada-Aleatória (Grade-E) e Grade Estratificada-Hierarquizada (Grade-EH), considerando $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

A. Precisão em função do desenho e esforço amostrais no estudo-piloto e do descritor da comunidade

Este item apresenta as informações necessárias para testar as hipóteses 1.4 a 1.6. A hipótese de que a precisão dos desenhos estratificados é maior do que a dos desenhos não estratificados (hipótese 1.4) foi rejeitada; a hipótese de que a precisão aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 1.5) foi aceita; e a hipótese de que a precisão da amostragem varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses (hipótese 1.6) foi aceita.

A Tabela 08 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados de DMD em função do desenho (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e esforços amostrais no estudo-piloto (n_0) e do descritor da comunidade bentônica, considerando os cenários menos complexo ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$) simulados em ambiente computacional. Nessa análise, foi fixado valor de 90% para o poder estatístico, representando o cenário mais conservador, e um número de amostras em momento futuro de 36 (n_1), o qual, de acordo com a Figura 14, representa uma das condições de maior variabilidade entre os desenhos amostrais e descritores da comunidade bentônica. Optou-se, novamente, por não utilizar $n_1=18$ por ser considerado um valor muito pequeno, implicando em baixa replicação nos habitats e subáreas, principalmente nos cenários mais complexos.

Tabela 08. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral no estudo-piloto ("n0") e do descritor da comunidade bentônica ("Indice"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(a)

Cenário menos complexo: $H_3V_BD_2$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	174,7	3	58,2	133,94	0,000
n0	427,5	10	42,7	98,33	0,000
Indice	2257,3	3	752,4	1730,81	0,000
Grade*n0	37,1	30	1,2	2,85	0,000
Grade*Indice	222,3	9	24,7	56,81	0,000
n0*Indice	187,1	30	6,2	14,34	0,000
Grade*n0*Indice	39,1	90	0,4	0,01	1,000
Error	3305,8	85	38,9	-	-
Total	3344,9	175	-	-	-

Tabela 08 (continuação). Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral no estudo-piloto ("n0") e do descritor da comunidade bentônica ("Indice"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(b)

Cenário mais complexo: $H_9V_AD_1$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	29787,8	3	9929,3	1339,50	0,000
n0	5277,6	10	527,8	71,20	0,000
Indice	9010,8	3	3003,6	405,20	0,000
Grade*n0	2097,4	30	69,9	9,43	0,000
Grade*Indice	3747,9	9	416,4	56,18	0,000
n0*Indice	1692,1	30	56,4	7,61	0,000
Grade*n0*Indice	667,1	90	7,4	0,01	1,000
Error	51613,6	85	607,2	-	-
Total	52280,7	175	-	-	-

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA), e considerando um nível de significância de 5%, observou-se que, tanto nos cenários mais simples quanto nos mais complexos, a precisão da amostragem (valores de DMD) variou em função do tipo de desenho amostral, do número de amostras considerado no estudo-piloto (n_0) e do descritor da comunidade bentônica utilizado. Efeitos sinérgicos (interação) foram observados entre desenho e esforço amostrais, entre desenho e descritor da comunidade e entre esforço amostral e descritor da comunidade. No entanto, não foi evidenciado efeito sinérgico de desenho, esforço amostral e descritor da comunidade na variabilidade dos resultados de precisão.

Com base nas informações apresentadas na Figura 14, foram observados maiores valores de DMD nos desenhos estratificados quando comparados aos não estratificados. Além disso, o estudo comparativo mostrou que os diferentes descritores da comunidade bentônica comumente utilizados em ecologia respondem de maneira distinta no teste de hipóteses. De maneira geral, os índices D e R apresentaram os maiores valores de DMD em todas as simulações realizadas, enquanto o índice J' apresentou os menores valores médios (Figura 14). No que se refere ao esforço amostral no estudo-piloto, são apresentados, na Figura 15, os valores de DMD obtidos para os 04 descritores da comunidade bentônica em função dos 11 valores de n_0 analisados, considerando os resultados obtidos nos cenários menos complexo ($H_3V_BD_2$) e

mais complexo ($H_9V_AD_1$) simulados em ambiente computacional. Para a elaboração da figura, foram considerados poder estatístico de 90%, representando o cenário mais conservador, e um número de amostras em momento futuro de 36 (n_1), o qual, de acordo com a Figura 14, representa uma das condições de maior variabilidade entre os desenhos amostrais. Optou-se por não utilizar $n_1=18$ por ser considerado um valor muito pequeno, implicando em baixa replicação nos habitats e subáreas, principalmente nos cenários mais complexos.

Figura 15. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os descritores da comunidade bentônica nos cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$), considerando $n_1=36$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

A partir da análise das informações apresentadas na Figura 15, é possível observar uma tendência de diminuição dos valores de DMD com o

aumento de n_0 , indicando que maiores esforços amostrais durante o estudo-piloto resultam em maior precisão no teste de hipóteses.

B. Precisão em função do desenho amostral, do esforço amostral em momento futuro e do poder estatístico

A hipótese de que a precisão da amostragem aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico (aumento de β) no teste de hipóteses (hipótese nº 1.7) foi testada e aceita.

A Tabela 09 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados de DMD em função do desenho amostral (G_A , G_R , G_E e G_{EH}), do esforço amostral em momento futuro (n_1) e do poder estatístico, considerando os cenários mais simples ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$), separadamente, simulados em ambiente computacional. Para a realização da análise, foram utilizados apenas os resultados do índice R, a fim de não embutir, na ANOVA, variações devido ao descritor da comunidade.

Tabela 09. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) para o índice R em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral em momento futuro ("n1"), e do poder estatístico ("Poder"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(a)

Cenário menos complexo: $H_3V_BD_2$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	2400,6	3	800,2	259299,54	0,000
n1	5723,6	19	301,2	97614,21	0,000
Poder	114,8	1	114,8	37191,97	0,000
Grade*n1	600,1	57	10,5	3411,22	0,000
Grade*Poder	7,0	3	2,3	757,66	0,000
n1*Poder	30,9	19	1,6	527,14	0,000
Grade*n1*Poder	1,7	57	0,0	9,64	0,000
Error	8877,0	102	11,9	-	-
Total	8878,7	159	-	-	-

Tabela 09 (continuação). Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) para o índice R em função do desenho amostral ("Grade"), do esforço amostral em momento futuro ("n1"), e do poder estatístico ("Poder"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(b)

Cenário mais complexo: $H_9V_AD_1$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	124784,3	3	41594,8	1290328,51	0,000
n1	88732,0	19	4670,1	144873,24	0,000
Poder	1278,8	1	1278,8	39670,02	0,000
Grade*n1	31146,4	57	546,4	16950,96	0,000
Grade*Poder	363,3	3	121,1	3756,34	0,000
n1*Poder	337,8	19	17,8	551,53	0,000
Grade*n1*Poder	89,5	57	1,6	48,73	0,000
Error	246642,5	102	273,6	-	-
Total	246732,0	159	-	-	-

De acordo com a análise de variância (ANOVA), e considerando um nível de significância de 5%, observou-se que, tanto nos cenários mais simples quanto nos mais complexos, a precisão da amostragem variou em função do tipo de desenho amostral, do esforço amostral n_1 e do poder estatístico. Efeitos sinérgicos foram, ainda, observados para todas as interações, incluindo a interação conjunta dos três fatores. Desse modo, a hipótese de que a precisão da amostragem aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico (aumento de β) no teste de hipóteses (hipótese nº 1.7) foi aceita. Os resultados evidenciaram a importância da definição da estratégia de amostragem e do número de amostras adequados para a obtenção de níveis aceitáveis de precisão, com base em valores de poder estatístico pré-estabelecidos.

A Figura 16 apresenta a variação da DMD em função do poder do teste estatístico e do número de amostras previstas para momento futuro (n_1), considerando dois valores de poder: 90% (mais conservador) e 80% (menos conservador) e os 20 valores de n_1 descritos anteriormente. Para a elaboração da figura, foram utilizados os resultados de DMD obtidos para o índice R no cenário $H_9V_AD_1$ (mais complexo), considerando as 04 estratégias de amostragem descritas anteriormente, com $n_0=288$ e $\alpha=0,05$.

Figura 16. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para o índice R no cenário H_9VAD_1 , considerando valores de β de 0,10 e 0,20 ($n_0=288$ e $\alpha=0,05$).

De acordo com a Figura 16, o aumento do poder do teste estatístico (redução de β) resulta no aumento dos valores de DMD, ou seja, redução da precisão. Além disso, observou-se uma diminuição da DMD com o aumento do esforço amostral (n_1), indicando que o aumento do número de amostras previsto no teste de hipóteses aumenta a precisão do teste. O mesmo padrão foi observado para todos os desenhos amostrais quando submetidos aos desenhos estratificados e não estratificados. Esses resultados corroboram as informações obtidas na ANOVA.

Os resultados indicaram, ainda, que os esforços amostrais n_0 e n_1 influenciaram conjuntamente a precisão da amostragem tanto nos cenários mais simples quanto nos mais complexos, conforme apresentado na Figura 17. Para a elaboração da figura, considerou-se o desenho amostral de Grade Estratificada-Hierarquizada e o índice R, sendo que os mesmos resultados foram obtidos para os demais descritores de comunidade e desenhos amostrais. Desse modo, em estudos que fixem valores mínimos de precisão a serem atingidos, um aumento no número de amostras coletadas no estudo-piloto acarreta uma diminuição do número de amostras necessárias em momento futuro, como por exemplo, em um monitoramento ambiental.

(a)

(b)

Figura 17. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) em relação aos esforços amostrais no estudo-piloto (n_0) e em momento futuro (n_1), obtidos para o descritor de comunidade R (riqueza) nos cenários experimentais (a) mais simples - H_3V_{BD2} e (b) mais complexo - H_9V_{AD1} , submetidos ao desenho amostral Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}). Considerou-se: $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

C. Precisão em função do desenho amostral e da complexidade da comunidade bentônica

A hipótese de que a precisão da amostragem varia em função, simultaneamente, do desenho amostral e da complexidade da comunidade bentônica (número de habitats bentônicos, variabilidade na distribuição espacial das espécies e padrão de dominância das espécies) (hipótese 1.8) foi testada e aceita.

A Tabela 10 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados de DMD em função do desenho amostral (G_A , G_R , G_E e G_{EH}) e das características estruturais dos cenários experimentais: distribuição espacial de habitats (H_3 , H_6 e H_9), variabilidade na distribuição espacial das espécies (V_B , V_M e V_A) e padrão de dominância das espécies (D_1 e D_2). Para a realização da análise, foram utilizados apenas os resultados do índice R, a fim de não embutir, na ANOVA, variações devido ao descritor da comunidade. Considerou-se, ainda, esforço amostral no estudo-piloto de 288 amostras e poder estatístico de 90%, representando o cenário mais conservador, além de número de amostras em momento futuro de 36 (n_1), o qual, de acordo com a Figura 14, representa uma das condições de maior variabilidade entre os desenhos amostrais e descritores da comunidade bentônica. Optou-se, novamente, por não utilizar $n_1=18$ por ser considerado um valor muito pequeno, implicando em baixa replicação nos habitats e subáreas, principalmente nos cenários mais complexos.

Tabela 10. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) para o índice R, em função do desenho amostral ("Grade"), da distribuição espacial de habitats ("Hab"), da variabilidade na distribuição espacial das espécies ("Var") e do padrão de dominância das espécies ("Dom").

Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	733,7	3	244,6	390,11	0,000
Hab	296,6	2	148,3	236,51	0,000
Var	52,2	2	26,1	41,62	0,000
Dom	326,2	1	326,2	520,26	0,000
Grade*Hab	288,8	6	48,1	76,78	0,000
Grade*Var	32,5	6	5,4	8,64	0,001
Grade*Dom	308,0	3	102,7	163,78	0,000
Hab*Var	15,1	4	3,8	6,02	0,007
Hab*Dom	197,4	2	98,7	157,43	0,000
Var*Dom	20,3	2	10,1	16,16	0,000
Grade*Hab*Var	9,2	12	0,8	1,22	0,369
Grade*Hab*Dom	84,1	6	14,0	22,35	0,000
Grade*Var*Dom	0,4	6	0,1	0,11	0,993
Hab*Var*Dom	4,4	4	1,1	1,75	0,203
Grade*Hab*Var*Dom	136,3	12	11,4	0,30	0,987
Error	2240,1	59	38,0	-	-
Total	2376,3	71	-	-	-

Os resultados da ANOVA evidenciaram que a precisão da amostragem é fortemente influenciada pela complexidade da comunidade biológica analisada, sendo que o aumento da complexidade do cenário experimental acarreta uma diminuição na precisão.

A Figura 18 apresenta a comparação dos resultados de DMD obtidos para os 18 cenários de amostragem submetidos a dois tipos de desenho: não estratificado (G_A) e estratificado (G_{EH}), considerando valores de $n_0=288$ e poder=90%, representativos da condição mais conservadora.

Figura 18. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais submetidos aos desenhos amostrais Grade Aleatória (G_A) e Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}). Considerou-se: $n_0=288$, $\beta=0,10$ e $\alpha=0,05$.

Os resultados apresentados na Figura 18 evidenciaram que, considerando o mesmo cenário experimental, desenho e esforços amostrais, existem variações na precisão da amostragem que são devidas à estrutura e complexidade da comunidade biológica analisada.

Quanto aos cenários experimentais, foi observado um aumento dos valores de DMD com o aumento no número de habitats bentônicos ($H_3 \rightarrow H_6 \rightarrow H_9$) e com o aumento na variabilidade espacial do número de espécies ($V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$). Dentre os desenhos amostrais analisados, foram observados

maiores valores de DMD nos desenhos do tipo G_E e G_{EH} , em comparação aos cenários G_A e G_R , com exceção dos cenários $H_3V_M D_2$ e $H_3V_A D_2$. Observou-se, ainda, que os desenhos estratificados apresentaram um grande aumento nos valores de DMD com o aumento no número de habitats bentônicos, enquanto, nos desenhos não estratificados (G_A e G_R), os valores de DMD apresentaram intervalos de variação semelhantes para os três modelos de distribuição de habitats bentônicos.

Assim sendo, em áreas de estudo altamente complexas, como é o caso dos ambientes naturais costeiros, é altamente recomendada a adoção de esforços amostrais elevados que assegurem a obtenção de níveis aceitáveis de precisão. Desse modo, entende-se que os benefícios decorrentes da utilização dos desenhos não estratificados (mais precisos), são muito baixos, tornando inviável a utilização dessas estratégias em estudos que visem à obtenção de resultados com elevada exatidão. Sendo assim, dentre as estratégias de amostragem analisadas, apenas os desenhos estratificados (G_E e G_{EH}) apresentaram níveis de precisão e exatidão satisfatórios.

No que se refere ao custo dessas duas estratégias estratificadas, o investimento financeiro necessário para obter um mesmo número de amostras é igual para os dois desenhos amostrais, tendo em vista que não há diferenças quanto aos equipamentos e recursos humanos necessários, nem tampouco aumento no tempo de coleta e análise para a execução de ambos. Ressalta-se que ambas as estratégias de amostragem requerem que se tenha conhecimento a respeito da distribuição de habitats bentônicos na área sob análise. Sendo assim, estudos específicos devem ser contratados caso não haja disponibilidade de tais informações. Quanto aos benefícios, a análise de precisão e exatidão evidenciaram melhores resultados para a grade Estratificada-Hierarquizada em comparação à grade Estratificada-Aleatória. Em comparação à segunda, a primeira apresentou maiores estimativas de precisão, considerando o mesmo cenário experimental e esforço amostral, ou seja, menores valores de DMD para o mesmo valor de n_1 (Figura 14), e maiores níveis de exatidão para o mesmo cenário e esforço amostral, ou seja, requereu um menor número de amostras para se obter resultados exatos (Figuras 12 e 13). Assim sendo, para o mesmo custo, Grade Estratificada-

Hierarquizada apresentou os maiores benefícios, ou seja, a maior custo-eficiência dentre os desenhos amostrais analisados.

3.2. Aplicação da análise de custo-benefício em uma comunidade bentônica real

Este item apresenta as informações referentes ao teste da hipótese de que os conceitos relacionados às análises de custo-benefício da caracterização da comunidade bentônica obtidos em ambiente computacional são aplicáveis a cenários reais visando a identificação mais precisa de impactos ambientais (hipótese 2), a qual foi aceita.

As hipóteses de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 2.1) e que a precisão da amostragem em um cenário real varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses (hipótese 2.2) foram testadas e aceitas. A Tabela 11 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados de DMD em função do descritor da comunidade e do esforço amostral no estudo-piloto (n_0), considerando os resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP).

Tabela 11. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do descritor da comunidade bentônica ("Indice") e do esforço amostral no estudo-piloto (" n_0 ").

Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Indice	1125,9	3	375,3	79517,70	0,000
n_0	93,9	3	31,3	6632,02	0,000
Indice* n_0	16,4	9	1,8	386,77	0,000
Error	1219,8	6	2,3	-	-
Total	1236,2	15	-	-	-

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA), e considerando um nível de significância de 5%, observou-se que a variabilidade nos resultados de DMD foi fortemente influenciada pelo descritor da comunidade e pelo esforço amostral no estudo-piloto. Além disso, foi observado efeito sinérgico para a combinação entre os dois fatores. Esses resultados corroboraram os resultados obtidos nas simulações matemáticas

realizadas em ambiente computacional, tendo em vista que a precisão da amostragem (DMD) é influenciada por ambos os fatores testados.

A Tabela 12 apresenta os resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) obtidos a partir das amostras da comunidade bentônica (somatório das classes entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm) coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Conforme descrito no item 3.2, as amostras foram coletadas em um cenário real constituído por 03 habitats (segundo MIRANDA (op.cit.)), com base em um desenho estratificado-hierarquizado (G_{EH}) contendo 14 subáreas com 5 réplicas cada. Para a análise comparativa do esforço amostral, foram considerados os resultados obtidos em 2, 3, 4 e 5 réplicas em cada subárea, sorteadas aleatoriamente, resultando em esforços amostrais de 28, 42, 56 e 70 amostras, respectivamente. Os descritores da comunidade bentônica estimados foram os índices de riqueza de espécies (R), de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de dominância de Simpson (D) e de equabilidade de Pielou (J').

Tabela 12. Resultados (média e desvio-padrão) dos descritores da comunidade bentônica obtidos para 04 diferentes esforços amostrais, a partir do conjunto de amostras coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando o somatório das classes entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm. (R_t : número total de taxa identificados; $R_m/H_m/D_m/J_m$: valor médio do índice por amostra; $R_\sigma/H_\sigma/D_\sigma/J_\sigma$: desvio-padrão do índice entre as amostras; n_0 : número de amostras coletadas).

Grade:	Grade-EH								
n_0	R_t	R_m	R_σ	H'_m	H'_σ	D_m	D_σ	J'_m	J'_σ
28	164	14	6,769	1,72	0,634	0,32	0,217	0,68	0,208
42	201	15	6,743	1,77	0,620	0,31	0,219	0,68	0,210
56	231	15	6,676	1,80	0,586	0,29	0,212	0,69	0,206
70	244	16	6,595	1,77	0,563	0,30	0,209	0,68	0,205

A partir da análise comparativa dos esforços amostrais, verificou-se um aumento no número total de espécies (R_t) e um aumento nos valores de R_m e H'_m e diminuição em D_m com o aumento do esforço amostral (n_0), seguidos de uma estabilização nos valores médios de todos os índices. Quanto à equabilidade, os valores médios permaneceram estáveis para todos os esforços amostrais analisados. Observou-se, ainda, uma redução no desvio-padrão das estimativas de todos os descritores da comunidade bentônica com o aumento do esforço amostral. As tendências observadas nos descritores da

comunidade bentônica são coerentes com os resultados obtidos nas simulações matemáticas em ambiente computacional (ver item 4.1).

A Figura 19 apresenta a variação dos resultados de DMD em função do esforço amostral no estudo-piloto (n_0), obtidos a partir do conjunto de amostras coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Para a elaboração da figura, considerou-se $n_1=36$, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$.

Figura 19. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses em função do esforço amostral no estudo-piloto (n_0), considerando o conjunto de amostras coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), sendo $n_1=36$, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$.

Os resultados evidenciaram uma diminuição dos valores de DMD com o aumento de n_0 para todos os descritores da comunidade biológica analisados, ou seja, o aumento do esforço amostral no estudo-piloto acarretou um aumento na precisão das estimativas dos descritores da comunidade. Esses resultados são coerentes com as tendências observadas nas simulações realizadas em ambiente computacional.

A hipótese de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses (hipótese 2.3) foi testada e aceita. A Tabela 13 apresenta a análise de variância (ANOVA) dos resultados de DMD em função do esforço amostral em momento futuro (n_1) e do poder estatístico, considerando os resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP).

Tabela 13. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados da diferença mínima detectável (DMD) em função do esforço amostral em momento futuro ("n1"), e do poder estatístico ("Poder").

Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
n1	2505,2	19	131,9	27936,88	0,000
Poder	46,4	1	46,4	9827,34	0,000
n1*Poder	11,9	19	0,6	133,21	0,000
Error	2551,6	20	2,9	-	-
Total	2563,5	39	-	-	-

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA), e considerando um nível de significância de 5%, observou-se que a variabilidade nos resultados de DMD foi fortemente influenciada pelo esforço amostral em momento futuro e pelo poder estatístico. Além disso, foi observado efeito sinérgico para a combinação entre os dois fatores. Esses resultados corroboraram os resultados obtidos nas simulações matemáticas realizadas em ambiente computacional, tendo em vista que a precisão da amostragem (DMD) é influenciada por ambos os fatores testados. A Figura 20 apresenta os resultados de DMD no teste de hipóteses, estimada a partir de uma ANOVA hierarquizada, considerando habitat como fator fixo e subárea como fator aleatório, com subárea aninhada em habitat. A análise foi realizada a partir dos resultados dos descritores da comunidade bentônica apresentados na Tabela 12, considerando $n_0=70$ (cenário mais conservador), $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$.

Os resultados evidenciaram uma diminuição dos valores de DMD (aumento na precisão) com o aumento do esforço amostral em momento futuro (n_1) e com a diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses, para todos os descritores da comunidade bentônica analisados. Além disso, o índice D apresentou os maiores valores de DMD, seguido por R e H'. O índice J' apresentou os menores valores, ou seja, a maior precisão no teste de hipóteses dentre os descritores analisados. Os resultados comparativos entre os índices ecológicos foram coerentes aos obtidos através das simulações matemáticas em ambiente computacional (ver item 4.1).

Figura 20. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses, obtidos em uma ANOVA hierarquizada realizada para os descritores da comunidade bentônica estimados para as amostras (somatório das classes entre 0,5 e 1 mm e maior que 1 mm) coletadas por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010) na Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando $n_0=70$ (cenário mais conservador), $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$.

3.3. Aplicação da análise de custo-benefício no licenciamento e monitoramento ambiental

A hipótese de que os diferentes setores da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil divergem quanto ao número mínimo de amostras necessário para alcançar níveis adequados de precisão na avaliação e monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica (hipótese 3) foi testada e aceita.

Inicialmente, os valores de DMD sugeridos pelos grupos de interesse foram comparados entre si através de uma análise de variância (ANOVA) com um fator fixo (grupos). Considerando um nível de significância de 5%, não foi observada variação dos valores de DMD em função dos diferentes grupos de interesse entrevistados ($p=0,711$).

A Tabela 14 apresenta os valores de DMD aceitáveis pelos grupos de interesse entrevistados (média e desvio-padrão). O grupo da comunidade científica (ComCien) apresentou os maiores valores de média e desvio-padrão de DMD ($\mu=14,1\%$; $\sigma=16,415$), evidenciando uma maior tolerância com relação à precisão dos dados, mas também uma grande variabilidade das respostas fornecidas pelos entrevistados deste grupo. Em contrapartida, o conjunto de ambientalistas obteve os menores valores de média e desvio-padrão para DMD

($\mu=4,0\%$; $\sigma=1,732$), evidenciando uma menor tolerância e uma maior homogeneidade na opinião dos entrevistados.

Tabela 14. Resultados dos valores de DMD aceitáveis fornecidos pelos grupos de interesse entrevistados (média e desvio-padrão).

Grupos de interesse	Número de respostas	DMD	
		Média	Desvio-padrão
Órgão Ambiental (OrgAmb)	11	10,0	6,124
Tomadores de Decisão (TomDec)	7	12,5	3,536
Comunidade Científica (ComCien)	11	14,1	16,415
Consultoria Ambiental (ConsAmb)	9	11,0	6,000
Ambientalistas (Amb)	7	4,0	1,732

Em seguida, foram calculados os números mínimos de amostras (n_1) que seriam necessárias para atender aos valores médios de DMD sugeridos pelos grupos de interesse, considerando os resultados do índice de riqueza (R) obtidos nos cenários experimentais simulados em ambiente computacional. Para os cálculos, foram adotados valores de n_0 de 288 amostras e de $\beta=0,10$, considerado o cenário mais conservador, com $\alpha=0,05$. Os resultados do esforço amostral em momento futuro (n_1) foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) com dois fatores fixos: desenho amostral ("Grade") e grupos entrevistados ("Grupo"), considerando os cenários mais simples ($H_3V_BD_2$) e mais complexo ($H_9V_AD_1$) simulados em ambiente computacional. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados do esforço amostral em momento futuro (n_1), com base nos resultados do índice R, em função do desenho amostral ("Grade") e dos grupos entrevistados ("Grupo"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(a)

Cenário menos complexo: $H_3V_BD_2$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	19454,4	3	6484,8	2,74	0,048
Grupos	59649,3	4	14912,3	6,30	0,006
Grade*Grupos	77418,5	12	6451,5	1,50	0,303
Error	30096,3	7	4299,5	□	□
Total	107514,8	19	□	□	□

Tabela 15 (continuação). Resultados da análise de variância (ANOVA) dos resultados do esforço amostral em momento futuro (n_1), com base nos resultados do índice R, em função do desenho amostral ("Grade") e dos grupos entrevistados ("Grupo"), considerando os cenários (a) menos complexo ($H_3V_BD_2$) e (b) mais complexo ($H_9V_AD_1$).

(b)

Cenário mais complexo: $H_9V_AD_1$					
Source	Sum Sq.	d.f.	Mean Sq.	F	Prob>F
Grade	7198838,6	3	2399612,9	2,78	0,042
Grupos	11541758,8	4	2885439,7	3,34	0,036
Grade*Grupos	17818912,4	12	1484909,4	0,92	0,571
Error	11285770,2	7	1612252,9	□	□
Total	29104682,6	19	□	□	□

De acordo com os resultados da análise de variância (ANOVA), considerando um nível de significância de 5%, os grupos de interesse entrevistados diferem quanto ao número mínimo de amostras necessário para se obter níveis adequados de precisão, tanto para os cenários experimentais mais simples quanto para os mais complexos. Além disso, o desenho amostral apresentou influência estatisticamente significativa sobre a variação dos valores de n_1 , evidenciando que o tipo de desenho amostral influencia diretamente o número de amostras necessárias para atingir estimativas de precisão previamente estabelecidas. A Figura 21 apresenta o número mínimo de amostras (n_1) que seriam necessárias para atender aos valores médios de DMD sugeridos pelos grupos de interesse, considerando os resultados do índice de riqueza de espécies (R) obtidos nos cenários experimentais simulados em ambiente computacional. Para melhor visualização e comparação entre os grupos de interesse, o número de amostras foi transformado em escala logarítmica ($\log_{10}$).

Dentre os grupos de interesse, os maiores valores de n_1 foram obtidos para o grupo Amb, em todos os cenários experimentais, seguidos de OrgAmb. O grupo ComCien apresentou os menores valores de n_1 em todos os cenários. Esses resultados são coerentes com os valores de precisão sugeridos pelos grupos entrevistados, ou seja, os grupos que sugeriram os menores valores médios de DMD (maior precisão na amostragem) apresentaram os maiores esforços amostrais em momento futuro (n_1), necessários para atender os níveis de precisão sugeridos.

Figura 21. Número mínimo de amostras (n_1) necessário para atender aos valores de DMD sugeridos pelos grupos entrevistados, considerando a riqueza de espécies (R) como parâmetro de entrada ($n_0=288$, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$). ("OrgAmb": Órgão Ambiental; "TomDec": Tomadores de Decisão; "ComCien": Comunidade Científica; "ConsAmb": Consultoria Ambiental; "Amb": Ambientalistas).

No que se refere aos desenhos amostrais, observou-se, para os desenhos estratificados (G_E e G_{EH}), um aumento nos valores de n_1 com o aumento da complexidade da distribuição de habitats, ou seja, no sentido $H_3 \rightarrow H_6 \rightarrow H_9$, e com o aumento da variabilidade na distribuição espacial das espécies, ou seja, no sentido $V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$. Nos desenhos não estratificados (G_A e G_R), por outro lado, foi verificado apenas um aumento nos valores de n_1 no sentido $V_B \rightarrow V_M \rightarrow V_A$.

Analisando especificamente a grade G_{EH} , a qual apresentou o melhor custo-benefício nas simulações computacionais (ver item 4.1), foram obtidos maiores valores de n_1 nos cenários com baixa dominância de espécies (D_2) em comparação aos cenários com elevada dominância (D_1).

Adicionalmente, os valores de DMD sugeridos pelos grupos de interesse foram aplicados ao cenário real da Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando como *baseline* os resultados para o descritor biológico riqueza de espécies (R), estimado a partir dos resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010). A Tabela 16 apresenta os esforços amostrais em momento futuro (n_1) obtidos a partir dos valores de DMD supracitados, considerando $\alpha=0,05$ e $\beta=0,10$ e $0,20$. Esses esforços amostrais representam o mínimo de amostras que deveriam ser coletadas na Enseada de Caraguatatuba (SP) para atingir os valores de precisão considerados aceitáveis por cada grupo consultado para a estimativa da riqueza de espécies, a partir dos dados de *baseline* disponíveis.

Tabela 16. Esforços amostrais (n_1) obtidos no teste de hipóteses, necessários para atingir os valores de precisão sugeridos pelos grupos de interesse, considerando as estimativas de riqueza de espécies (R) para o cenário da Enseada de Caraguatatuba (SP).

Grupos de interesse	Esforço amostral estimado para instante futuro (n_1)	
	$\beta = 0,10$	$\beta = 0,20$
Órgão Ambiental (OrgAmb)	555	421
Tomadores de Decisão (TomDec)	355	270
Comunidade Científica (ComCien)	279	212
Consultoria Ambiental (ConsAmb)	459	348
Ambientalistas (Amb)	3.467	2.629

De acordo com o teste de hipóteses, o valor médio de precisão (DMD) considerada aceitável pelo grupo de ambientalistas demandaria a coleta de

3.467 amostras, para um poder de 90%, e de 2.629 amostras, para um poder de 80%, em um eventual monitoramento ambiental na Enseada de Caraguatatuba (SP). Em contrapartida, o grupo do órgão ambiental licenciador demandaria a coleta de 555 amostras (poder de 90%) e 421 amostras (poder de 80%). O grupo da comunidade científica obteve os menores valores para o esforço amostral: 279 amostras (poder de 90%) e 212 amostras (poder de 80%).

4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

4.1. Análise de custo-benefício da amostragem em ambiente computacional

As análises de custo-benefício realizadas em ambiente computacional no presente estudo visaram à avaliação comparativa entre desenhos estratificados e não estratificados aplicados à caracterização das comunidades bentônicas e avaliação de impactos ambientais, no que se referem às estimativas de precisão e exatidão da amostragem. Os tratamentos (desenhos amostrais) foram submetidos a dezoito cenários experimentais construídos em ambiente computacional, correspondentes a comunidades bentônicas de fundos inconsolidados apresentando desde um pequeno número de habitats e baixa variabilidade inter-habitat até muitos habitats e elevada variabilidade inter-habitat (das mais simples às mais complexas). As simulações foram realizadas de modo a associar as maiores riquezas de espécies aos menores habitats, permitindo uma avaliação comparativa mais efetiva entre os desenhos amostrais estratificados e não estratificados. Variações dessa proposta podem ser testadas, especificamente, em trabalhos futuros, como por exemplo, o estudo das escalas espaciais da amostragem em ambiente computacional considerando, para a estrutura da comunidade bentônica, a ocorrência de maior riqueza e diversidade de organismos bentônicos nos maiores habitats bentônicos da área de estudo. Para a coleta das amostras virtuais, foram considerados onze diferentes esforços amostrais no estudo-piloto (*baseline*), a partir dos quais foram estimados quatro descritores de comunidade: riqueza, diversidade, dominância e equabilidade de espécies. Os resultados obtidos por diferentes desenhos e esforços amostrais foram comparados com o valor verdadeiro para cada cenário experimental, para a obtenção das estimativas de exatidão dos desenhos amostrais. Os mesmos resultados foram, ainda, submetidos a testes de hipóteses *a priori* para as estimativas de precisão, considerando dois valores de poder estatístico (mais restritivo e menos restritivo) e vinte diferentes esforços amostrais para momento futuro (*p. ex.*, em um monitoramento ambiental).

As variações dos parâmetros descritos acima foram estabelecidas com o objetivo de testar a hipótese de que as estratégias de amostragem baseadas

em desenhos estratificados apresentam uma eficiência superior quando comparadas a estratégias desenvolvidas a partir de desenhos não estratificados (hipótese 1), a qual foi aceita. Esse resultado converge com as informações apresentadas na norma de qualidade ambiental publicada pela agência ambiental americana (*United States Environmental Protection Agency*), a qual descreve que as estratégias estratificadas tendem a apresentar estimativas mais custo-eficientes em relação aos desenhos não estratificados (US EPA, 2002).

Essa hipótese geral foi subdividida em oito hipóteses mais específicas (ver item 1.4), as quais foram analisadas separadamente com procedimentos metodológicos particulares. Inicialmente, foi testada a hipótese de que os valores médios dos descritores da comunidade bentônica variam em função do desenho amostral e do esforço amostral, para uma mesma comunidade bentônica (hipótese 1.1). Os resultados, apresentados no item 4.1.1, evidenciaram que os índices de riqueza e diversidade variaram significativamente em função do desenho e esforço amostrais no estudo-piloto para todas as comunidades bentônicas simuladas em ambiente computacional. O índice de equabilidade, por sua vez, variou significativamente em função do desenho amostral em todas as comunidades bentônicas e em função do esforço amostral apenas nos cenários mais complexos. O índice de dominância, em contrapartida, não apresentou variação significativa em função do desenho e esforço amostrais. Assim sendo, a hipótese 1.1 foi aceita para os índices de riqueza e diversidade de espécies, e rejeitada para o índice de dominância e equabilidade de espécies. Na prática, este resultado evidencia que a seleção do desenho e esforço amostrais influenciam diretamente os resultados dos descritores de riqueza e diversidade. No contexto da AIA, essa informação sugere que, caso o planejamento amostral não apresente níveis adequados de precisão e exatidão, as diferenças observadas entre os resultados de amostragens atuais e futuras podem ser reflexo de problemas relacionados ao desenho amostral (imprecisão e inexatidão) e não a diferenças reais na comunidade biológica (*p.ex.*, ocorrência de um distúrbio) (COCHRAN, 1977), comprometendo a identificação eficaz dos impactos ambientais e tomada de medidas corretivas/mitigadoras.

No que se refere à exatidão dos desenhos amostrais, especificamente, testou-se as hipóteses de que (i) a exatidão dos desenhos estratificados é maior que a de desenhos não estratificados (hipótese 1.2) e que (ii) para todos os desenhos, a exatidão aumenta com o aumento do número de amostras (hipótese 1.3). Os resultados da análise de exatidão apresentados nas Figuras 12 e 13, com base nas estimativas de riqueza e diversidade de espécies, respectivamente, a partir de amostras coletadas com esforço n_0 , evidenciaram pouca representatividade (inexatidão) dos desenhos não estratificados em relação ao valor verdadeiro, sendo que, em todos os cenários experimentais, tanto os maiores quanto os menores esforços amostrais apresentaram diferença estatisticamente significativa em relação ao valor verdadeiro (exato). Nos cenários mais heterogêneos, por exemplo, o desenho G_R registrou apenas a metade da riqueza de espécies detectada pelos desenhos estratificados. Estes, por sua vez, apresentaram um aumento na exatidão com o aumento do esforço amostral em todos os cenários experimentais simulados, atingindo valores considerados estatisticamente iguais aos valores verdadeiros nos maiores esforços amostrais. Desse modo, a hipótese 1.2 foi confirmada, enquanto a hipótese 1.3 foi rejeitada, tendo em vista que, nos desenhos não estratificados, não foi observado um aumento na exatidão com o aumento do número de amostras. De acordo com COCHRAN (1977), a utilização de desenhos estratificados pode resultar em um aumento na exatidão das estimativas, ou seja, na representatividade da amostragem, tendo em vista que todos os estratos (*p.ex.*, habitats bentônicos) são caracterizados. Além disso, um aumento no esforço amostral tende a aumentar a exatidão das estimativas (FAO, 2002), fato que foi comprovado para os desenhos estratificados. No caso dos desenhos não estratificados, o pequeno número (ou a ausência) de amostras em alguns habitats, principalmente nos cenários computacionais mais complexos (maior número de habitats), comprometeu as estimativas de exatidão da amostragem, inclusive para os maiores valores de n_0 analisados. Desse modo, esses desenhos foram considerados ineficazes e a sua utilização em estudos de AIA não é recomendada (UNDERWOOD, 1997), devendo ser priorizada a utilização dos desenhos estratificados.

A determinação do esforço amostral adequado é um componente essencial para qualquer desenho experimental (BROS; COWELL, 1987), sendo

influenciado principalmente pelo custo total da amostra e pelo tempo de coleta e processamento da mesma. Caso o tamanho da amostra seja muito pequeno, é provável que o poder estatístico no teste de hipóteses seja insuficiente para testar hipóteses que envolvam pequenas diferenças entre as médias. Por outro lado, caso a amostra seja demasiadamente grande, o poder estatístico será adequado, mas parte do esforço utilizado para a coleta e processamento das amostras (dinheiro e tempo) pode ser desperdiçado. A seleção do tamanho da amostra é um processo simples, caso se tenha uma estimativa *a priori* da diferença esperada entre os tratamentos. Conhecendo a diferença mínima detectável (DMD), o esforço amostral pode ser calculado diretamente utilizando técnicas convencionais (*p. ex.*, SOKAL; ROHLF, 1981; ZAR, 1999). Em alguns casos, no entanto, os efeitos potenciais dos tratamentos (*e.g.*, magnitude de um impacto ambiental) não são totalmente conhecidos e pode não ser possível especificar *a priori* um valor para a DMD. Nestas situações, o pesquisador se depara com duas alternativas: (i) coletar o máximo de amostras possível, ou (ii) selecionar arbitrariamente uma DMD aceitável e utilizar procedimentos convencionais.

No presente estudo, a DMD foi calculada para os desenhos amostrais estratificados e não estratificados a partir dos resultados dos descritores de comunidade obtidos para onze diferentes esforços amostrais no estudo-piloto. No que se refere à precisão dos desenhos amostrais, a hipótese de que a precisão dos desenhos estratificados é maior do que a dos desenhos não estratificados (hipótese 1.4) foi rejeitada, uma vez que os resultados apresentados no item 4.1.2.2 evidenciaram maiores valores de DMD para as estratégias estratificadas na maioria dos cenários analisados, principalmente nos cenários mais complexos. As exceções ocorreram para os dois cenários mais simples e homogêneos dentre os dezoito simulados: $H_3V_B D_2$ e $H_3V_M D_2$. Esses resultados divergem das informações disponíveis na literatura científica, as quais sugerem uma maior precisão dos desenhos estratificados em comparação aos não estratificados (BABBIE, 1999; FREITAS et al., 2000). Nas simulações realizadas no presente estudo, os desenhos não estratificados não foram capazes de caracterizar de maneira fidedigna os cenários experimentais construídos em ambiente computacional, fato que pode ser comprovado pelas baixas estimativas de exatidão desses desenhos (Figuras 12 e 13). Desse

modo, verificou-se que os desenhos não estratificados reconheceram apenas alguns dos habitats presentes em cada cenário, possivelmente os que possuíam maior área, gerando uma representação (através do conjunto de amostras) muito mais simples do que a configuração verdadeira do cenário computacional. Consequentemente, a variância das amostras foi subestimada e a precisão superestimada. De acordo com FAO (2002), uma estratégia de amostragem com alta precisão e baixa exatidão, como foi o caso dos desenhos não estratificados, indica que as amostras coletadas não são representativas da comunidade biológica e que, portanto, a sua utilização no âmbito da AIA não é recomendada.

A hipótese de que a precisão aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 1.5) foi aceita, de acordo com os resultados apresentados no item 4.1.2.2, os quais evidenciaram uma redução dos valores médios de DMD com o aumento do número de amostras coletadas no estudo-piloto (n_0). O aumento na precisão da amostragem ocorreu, principalmente, devido à redução na variância das amostras com o aumento do esforço amostral n_0 , corroborando as informações obtidas em estudos anteriores (BARTSCH et al., 1993; BASSET et al., 2008; FERRARO; COLE, 2004; FERRARO et al., 2006). De acordo com os resultados apresentados no item 4.1.2.2, a hipótese de que a precisão da amostragem varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses (hipótese 1.6) foi aceita, tendo em vista que o estudo comparativo mostrou que os diferentes descritores de comunidade comumente utilizados em ecologia (R, D, H' e J') respondem de maneira distinta no teste de hipóteses, sendo que os índices D e R apresentaram a menor precisão, enquanto o índice J' apresentou o maior valor. Desse modo, recomenda-se que o número mínimo de amostras para a caracterização de uma comunidade bentônica seja determinado em função do descritor de comunidade menos preciso para a comunidade estudada. Além disso, a precisão da medida de diversidade no teste de hipóteses esteve negativamente relacionada à variância dessa medida na comunidade bentônica, a qual foi obtida por meio de estudos-piloto (*baseline*) realizados para os cenários experimentais, considerando onze diferentes esforços amostrais (n_0). Assim, quanto maior a variância, menor foi a estimativa de precisão da amostragem.

Os resultados evidenciaram, ainda, um aumento da precisão (diminuição da DMD) com o aumento do número de amostras consideradas para instante futuro (n_1) e com a diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses, independentemente do tipo de cenário ou desenho amostral analisado, conforme Tabela 09. Nas comunidades bentônicas mais heterogêneas (muitos habitats e alta variabilidade inter-habitats), foi observado um aumento mais acentuado da precisão com o aumento do esforço amostral (n_1), principalmente quando utilizaram-se os desenhos estratificados. Em esforços amostrais (n_1) maiores, foi observado um aumento mais lento da precisão, atingindo uma região de estabilidade. A partir desses resultados, a hipótese de que a precisão da amostragem aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses (hipótese 1.7) foi aceita. COHEN (1977) e UNDERWOOD (1997) descrevem a mesma relação entre a precisão da amostragem e o poder do teste estatístico. Desse modo, quando um poder estatístico pequeno é fixado no teste de hipóteses (cenário menos conservador), a estimativa de precisão da amostragem aumenta, tendo em vista que o critério de qualidade (poder) foi menos rigoroso. Por outro lado, quando a mesma amostragem é testada para um poder estatístico elevado, a precisão diminui, uma vez que o critério de qualidade tornou-se mais rigoroso. Neste último caso, uma amostragem mais custo-eficiente deve ser realizada para atender ao valor do poder estatístico estabelecido.

A partir das análises de custo-benefício, concluiu-se, ainda, que o aumento do esforço amostral considerado no estudo-piloto (n_0) contribuiu significativamente para o aumento das estimativas de exatidão e de precisão da amostragem, enquanto o aumento do esforço amostral previsto para instante futuro no teste de hipóteses *a priori* (n_1) foi importante para a obtenção de estimativas mais precisas. No contexto da AIA, este resultado tem consequências diretas sobre o custo final de um programa de monitoramento ambiental, tendo em vista que, para a manutenção de um nível de precisão pré-estabelecido, o aumento do esforço amostral no estudo-piloto resulta em uma redução do número mínimo de amostras necessárias em momento futuro. Desse modo, em estudos de AIA, recomenda-se que o estudo-piloto seja realizado com o máximo esforço amostral viável financeira e logisticamente,

tendo em vista que o teste de hipóteses poderá resultar em um menor esforço amostral para ser aplicado ao longo do monitoramento ambiental, reduzindo os custos a médio e longo prazo. Nesse sentido, recomenda-se para estudos futuros a análise dos níveis mais custo-eficientes para o esforço amostral no estudo-piloto (n_0) em comparação ao esforço amostral em momento futuro (n_1), identificando os valores de n_0 a partir dos quais não ocorre redução significativa dos valores de n_1 para a obtenção de níveis adequados de precisão da amostragem. Para tal, sugere-se a utilização do método de Monte Carlo, com a análise de Jackknife.

Adicionalmente, foi testada a hipótese de que a precisão da amostragem varia em função, simultaneamente, do desenho amostral e da complexidade da comunidade bentônica (número de habitats bentônicos, variabilidade na distribuição espacial das espécies e padrão de dominância das espécies) (hipótese 1.8). Os resultados apresentados no item 4.1.2.2 evidenciaram que a precisão da amostragem foi influenciada por características estruturais das comunidades bentônicas, sendo que o aumento na complexidade da comunidade bentônica acarretou uma diminuição da precisão (aumento na DMD), principalmente para os desenhos não estratificados. Além disso, foi constatada a influencia conjunta (sinergismo) do desenho amostral e dos parâmetros estruturais da comunidade bentônica (número de habitats, variabilidade espacial das espécies e padrão de dominância das espécies) sobre as estimativas de precisão, fornecendo informações suficientes para a aceitação da hipótese 1.8.

No que se refere à análise comparativa das estratégias de amostragem, a análise de exatidão evidenciou uma falha na caracterização de diversos habitats bentônicos por parte dos desenhos não estratificados, sendo que, para um mesmo esforço amostral (mesmo custo), os desenhos G_E e G_{EH} apresentaram uma resposta (exatidão) muito superior. No que se refere à precisão, os desenhos não estratificados apresentaram os melhores resultados (menor DMD) em relação aos desenhos estratificados, para o mesmo cenário e esforço amostral, principalmente nos cenários mais complexos, nos quais os valores de precisão foram mais discrepantes entre os dois tipos de amostragem, devido ao aumento nos valores de DMD nos desenhos estratificados. As estratégias não estratificadas apresentaram os menores

valores de DMD pois não foram capazes de reconhecer todos os habitats e espécies em cada cenário, principalmente nos mais complexos, fato comprovado pelos piores resultados na análise de exatidão, em comparação aos desenhos estratificados. Assim, foi observada uma coerência entre os resultados de exatidão e precisão da amostragem.

Analisando apenas os desenhos estratificados, a eficiência do desenho estratificado-hierarquizado (G_{EH}) foi considerada superior à do desenho estratificado-aleatório (G_E), principalmente devido à maior precisão do primeiro em comparação ao segundo, para o mesmo esforço amostral (custo). O mesmo padrão foi obtido por MILLER; AMBROSE (2000) em substratos consolidados, nos quais o desenho estratificado-hierarquizado foi considerado o mais acurado, ou seja, aquele que produziu os resultados próximos ao valor real e com elevada precisão. Para estudos futuros, recomenda-se a aplicação do modelo BACI (*Before-After-Control-Impact*) (GREEN, 1979) em cenários computacionais, visando a identificação do número adequado de áreas controle e do esforço amostral em cada área controle. Além das análises em diferentes escalas espaciais, recomenda-se ainda o estudo comparativo da amostragem na escala temporal, com o objetivo de identificar as replicações temporais mais custo-eficientes para a identificação de impactos relacionados à perda de riqueza e diversidade da comunidade bentônica.

Como dito anteriormente, o uso de comunidades biológicas virtuais reduz o tempo e o custo para a obtenção dos resultados, e representa uma ferramenta útil para a análise comparativa de uma grande variedade de cenários e desenhos amostrais, tendo em vista a inviabilidade financeira e logística da realização do mesmo estudo em uma grande variedade de cenários reais, simultaneamente. Outra vantagem é que os dados gerados em ambiente computacional são estáticos, ou seja, coletas virtuais consecutivas considerando diferentes estratégias amostrais são realizadas, exatamente, sobre a mesma comunidade virtual. No ambiente real, em contrapartida, alterações naturais ou antrópicas podem ocorrer entre os períodos de reamostragem, comprometendo as análises comparativas. Assim, qualquer diferença observada entre os diferentes tratamentos (*p. ex.*, tipos de desenho amostral), nos cenários virtuais, representa uma diferença exclusivamente devida aos tratamentos. Dentre os aspectos negativos, ressalta-se que esse

procedimento elimina todas as incertezas e limitações decorrentes do próprio processo de amostragem (e. g., tamanho adequado do amostrador, habilidade na identificação dos grupos bentônicos), ou seja, pode haver uma superestimativa da precisão (redução dos valores de DMD) em comparação às condições reais de coleta e processamento das amostras.

4.2. Aplicação da análise de custo-benefício em uma comunidade bentônica real

Considerando que as comunidades bentônicas virtuais representam uma simplificação das comunidades reais, altamente complexas, e que o processo de análise de amostras virtuais extingue as incertezas envolvidas no próprio processo de aquisição dos dados, é importante que todos os resultados obtidos sejam analisados criteriosamente, e que as conclusões obtidas em conjunto de dados virtuais sejam, também, aplicadas a conjuntos de dados reais, sendo que as extrapolações entre os cenários virtual e real devem ser tratadas com cautela (ANDREW; MAPSTONE, 1987). Nesse contexto, a hipótese de que os conceitos relacionados às análises de custo-benefício da caracterização da comunidade bentônica obtidos em ambiente computacional são aplicáveis a cenários reais visando a identificação mais precisa de impactos ambientais (hipótese 2) foi testada e aceita, tendo em vista que os conceitos da análise de custo-benefício testados em ambiente computacional foram aplicados com sucesso em um conjunto de dados reais. Considerando a inviabilidade logística e financeira em testar todos os desenhos e esforços amostrais em diferentes comunidades bentônicas reais, as informações obtidas na análise de custo-benefício em ambiente computacional foram aplicadas na Enseada de Caraguatatuba (SP), com base nos resultados obtidos por BERS et al. (2013) e MIRANDA (2010).

A distribuição das amostras na área de estudo foi realizada pelos autores com base nas diferentes respostas acústicas obtidas no mapeamento dos habitats. De acordo com BERS et al. (2013), a decisão mais difícil nesse tipo de estudo é a definição do número de classes acústicas, as quais representam subáreas com características homogêneas dentro da área de estudo e que implicam diretamente na delimitação espacial dos habitats

bentônicos. Apesar da limitação de utilização de um único desenho amostral, foi possível testar variações do esforço amostral no estudo-piloto, dos descritores de comunidade, do poder estatístico e do número de amostras previsto para instante futuro. O teste de hipóteses realizado a partir da análise de variância hierarquizada (*nested ANOVA*) evidenciou níveis de precisão menores (maiores valores de DMD), em relação aos observados nas simulações matemáticas, para um esforço amostral (n_0) parecido. Este resultado era esperado tendo em vista que, como mencionado anteriormente, pode ocorrer uma superestimativa da precisão nos cenários computacionais devido à eliminação de todas as incertezas decorrentes do processo de amostragem real. Essa diferença pode ser justificada, ainda, pela maior variabilidade e complexidade dos cenários reais em comparação aos cenários virtuais, confirmadas pela alta variância dos descritores de comunidade bentônica estimados para o conjunto de amostras coletadas na Enseada de Caraguatatuba (SP).

A hipótese de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta com o aumento do esforço amostral no estudo-piloto (hipótese 2.1) foi aceita, tendo em vista que um aumento no número de amostras (n_0) acarretou um aumento na precisão das estimativas dos descritores da comunidade, sendo estes resultados coerentes com as tendências observadas nas simulações realizadas em ambiente computacional.

A hipótese de que a precisão da amostragem em um cenário real varia em função do descritor da comunidade bentônica utilizado no teste de hipóteses (hipótese 2.2) foi aceita, uma vez que foram observados menores valores de precisão para os índices D e R, e maior precisão para o índice J', sendo coerentes com os resultados obtidos, em ambiente computacional, para os cenários virtuais mais heterogêneos.

A hipótese de que a precisão da amostragem em um cenário real aumenta, simultaneamente, com o aumento do esforço amostral previsto para momento futuro e diminuição do poder estatístico no teste de hipóteses (hipótese 2.3) foi aceita, tendo em vista que, para todos os descritores de comunidade, foi observado um aumento na precisão com o aumento do número de amostras previsto no teste de hipóteses (n_1) e com a diminuição do poder estatístico, sendo novamente, coerente com os resultados obtidos em

ambiente computacional. A partir da combinação desses fatores, é possível estimar os níveis mais custo-eficientes para replicação da amostragem em momento futuro. Com base nas estimativas de precisão, concluiu-se ainda que, quanto maior o número de amostras coletadas no estudo-piloto, menor será o número de amostras que deverão ser coletadas em instantes futuros para se atingir um determinado nível de precisão pré-estabelecido. Essa informação pode ser muito útil para a aplicação em avaliação de impactos ambientais, tendo em vista a possibilidade de aumentar a precisão na detecção de distúrbios (benefício) reduzindo o número de amostras coletadas (custo) ao longo de um monitoramento ambiental.

4.3. Aplicação da análise de custo-benefício no licenciamento e monitoramento ambiental

A hipótese de que os diferentes setores da sociedade envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil divergem quanto ao número mínimo de amostras necessário para alcançar níveis adequados de precisão na avaliação e monitoramento de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica (hipótese 3) foi testada e aceita. Dentre os grupos da sociedade diretamente envolvidos no processo de licenciamento ambiental no Brasil, cinco grupos foram consultados a respeito dos valores aceitáveis para a precisão do teste de hipóteses no que se refere à identificação e monitoramento de impactos ambientais: órgão ambiental licenciador, consultoria ambiental, comunidade científica, tomadores de decisão e ambientalistas. Os resultados mostraram que não houve consenso entre os grupos entrevistados, sendo que os ambientalistas apresentaram a menor tolerância para a precisão do teste (menores valores de DMD aceitáveis), e a comunidade científica, a maior (maiores valores de DMD aceitáveis). Quanto à divergência de informações dentro de cada grupo, os ambientalistas apresentaram a maior homogeneidade nas respostas (menor desvio-padrão) enquanto a comunidade científica apresentou a maior heterogeneidade (Tabela 16).

Tais valores refletiram diretamente no número mínimo de amostras a serem coletadas em cada comunidade biológica virtual analisada. Os

resultados, quando submetidos à análise de variância, evidenciaram diferença significativa nos resultados do esforço amostral sugeridos por cada grupo de interesse. Apesar da maior precisão sugerida pelo grupo dos ambientalistas, o número mínimo de amostras obtido no teste de hipóteses (> 2000 amostras), para os cenários mais heterogêneos, é financeiramente e logisticamente inviável de serem aplicados em estudos e monitoramentos de impactos ambientais. Embora tenha apresentado a segunda maior tolerância, o número de amostras sugerida por funcionários de órgãos ambientais licenciadores estaduais e federais é, nos cenários mais heterogêneos, cerca de uma ordem de grandeza inferior (~ 200 amostras) ao esforço amostral sugerido pelos ambientalistas, sendo este valor viável do ponto de vista financeiro e logístico (Figura 21). Adicionalmente, os valores de DMD sugeridos foram aplicados ao cenário real da Enseada de Caraguatatuba (SP), considerando valores de poder estatístico de 80 e 90%. Os resultados evidenciaram valores de esforço amostral, para cada grupo de interesse, semelhantes aos obtidos nas simulações computacionais (Tabela 17). Novamente, o esforço amostral sugerido pelos ambientalistas foi muito superior aos demais grupos e considerado inviável financeira e logisticamente, mesmo para o cenário menos conservador (poder de 80%). Desse modo, observou-se que, tanto nos cenários experimentais quanto no cenário real da Enseada de Caraguatatuba (SP), estimativas de DMD (precisão) em torno de 10%, semelhantes às sugeridas pelo órgão ambiental licenciador (10%) e pela consultoria ambiental (11%), resultaram em esforços amostrais viáveis do ponto de vista financeiro e logístico, assegurando um poder estatístico de 90% no teste de hipóteses. Assim, estes resultados podem contribuir para a definição, por parte dos órgãos ambientais licenciadores, de estimativas iniciais da precisão mínima da amostragem em estudos de impacto ambiental sobre a comunidade bentônica.

No que se referem aos grupos entrevistados, algumas pessoas não limitaram sua resposta apenas ao valor aceitável de DMD, e redigiram comentários, percepções e expectativas que enriqueceram a análise e interpretação do cenário atual do licenciamento ambiental no Brasil. No que se refere à precisão da amostragem, um representante do órgão ambiental licenciador ressaltou que *"mudanças pequenas anuais, mas consistentes, e altamente significantes, podem ao longo de 10 a 20 anos também produzir*

alterações ambientais de maior dimensão, pelo acúmulo. É o caso de poluição em aquíferos (água subterrânea), que iniciam devagar, mas em 30 anos podem inviabilizar a potabilidade da água. Se não cuidada no início por ser pequena, pode levar a grande contaminação, e portanto a erro de decisão na gestão ambiental". Com isso, notou-se que existe uma preocupação em manter níveis elevados de precisão na avaliação de impactos ambientais, possibilitando a detecção precoce de um impacto e a tomada de decisão imediata para uma remediação adequada. Para atingir níveis adequados de precisão, o mesmo profissional entrevistado acrescentou que *"a maneira de diminuir essa variação [aumentar a precisão] é aumentar o número de amostras ("n"), assegurando que não se tratem de pseudorréplicas."*

Apesar da identificação dessa necessidade, outro representante de órgão ambiental licenciador, com vasta experiência no licenciamento ambiental brasileiro, relatou que *"o que acontece ao nível da realidade é sempre mais precário que o nível de pesquisa científica. Na prática as empresas licenciadas, que são responsáveis pela implementação de planos de monitoramento, sempre acabam por dimensionar as amostragens no mínimo do necessário (muitas vezes aquém disso), por motivos de ordem econômica, e deverão os analistas ambientais das agências governamentais contra-argumentar, para melhorar os planos amostrais propostos de monitoramento, com a melhor informação técnica disponível a priori (muitas vezes escassa)." Diante dessa realidade, o profissional entrevistado complementa que "não existe regra 'de bolso' (...) para determinar quais são estes níveis de importância de mudanças, o que remete a experiência de cada profissional que vai analisar o resultado do monitoramento, o que também vem carregado de subjetividade."*

4.4. Aspectos gerais da análise de custo-benefício no contexto da AIA

Comunidades da macrofauna bentônica tem sido amplamente utilizados em programas de monitoramento ambiental para a avaliação de impactos nos ambientes marinhos causados por uma grande variedade de processos de origem antrópica (BILYARD, 1987; CAIRNS; PRATT, 1993; KRAUFVELIN et al., 2001; MURRAY et al, 2006). Devido ao hábito sedentário, ou de baixa mobilidade, e por estarem associadas ao sedimento, considerado o

local de estocagem de grande parte da carga poluidora que adentra o ambiente aquático, as comunidades bentônicas são as primeiras a sofrerem as consequências deletérias das atividades humanas. No âmbito do licenciamento ambiental, as informações da comunidade bentônica são utilizadas para subsidiar a avaliação da qualidade do ambiente marinho no que se refere à preservação de toda a sua biodiversidade. É uma medida ecológica a qual, aliada às medidas físicas, químicas e ecotoxicológicas, permite verificar a ocorrência, a intensidade e, em muitos casos, as causas de uma degradação.

De maneira geral, os estudos de impacto ambiental apresentam um esforço amostral reduzido no que se refere à caracterização das comunidades bentônicas (ALVES, 2011), devido às dificuldades envolvidas na coleta e o tempo despendido para análise. Com isso, alguns locais podem ser insuficientemente caracterizados, comprometendo uma avaliação de impactos ambientais adequada. Nesses casos, é recomendada a adoção do chamado “princípio da precaução”, o qual ganhou ampla aceitação gestores ambientais nas tomadas de decisão após a Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Sustentabilidade, na Reunião das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável, em 1992. De acordo com esse princípio, em estudos com baixo poder estatístico (elevado erro do Tipo II), nos quais existe uma grande incerteza sobre a ocorrência de um dano grave ou irreversível ao ambiente, deve-se agir preventivamente para que os impactos não ocorram ou sejam minimizados, ou seja, é preferível errar em favor da manutenção dos recursos naturais e da sustentabilidade (UNDERWOOD, 1997). Isto porque a aceitação de uma hipótese de ausência de impacto (hipótese nula) a partir dos testes estatísticos não representa que a decisão seja verdadeira, tendo em vista os erros estatísticos e as deficiências dos desenhos amostrais. Desse modo, medidas destinadas a evitar impactos que ainda não ocorreram, ou ainda não foram identificados, devem ser implementadas, inclusive com a continuidade do monitoramento ambiental (NAKAGAWA; CUTHILL, 2007). Entretanto, seu uso ainda é controverso, pois representa duvidar das evidências científicas (GRAY, 1990, 1995 *apud* GRAY; BEWERS, 1996; BEWERS, 1995).

Segundo ALVES (2011), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), órgão vinculado ao Ministério do Meio Ambiente que tem como principal atribuição executar o poder de polícia

ambiental a nível federal, tem seguido o princípio da precaução na medida em que, apesar dos resultados de alguns estudos não identificarem os impactos relacionados a uma determinada atividade, o monitoramento continua sendo exigido. Em contrapartida, os empreendedores constantemente questionam a continuidade de alguns monitoramentos devido à “ausência do impacto gerado pela atividade”, apoiados pelos resultados dos testes estatísticos dos relatórios de monitoramento apresentados, e solicitam a exclusão do programa de monitoramento da listagem de condicionantes. ALVES (op. cit.) realizou a avaliação da eficiência dos estudos apresentados por empresas de consultoria ambiental no processo de licenciamento ambiental de atividades de produção de petróleo e gás, concluindo que muitos trabalhos não apresentavam hipótese definida e que, nos casos em que ela foi apresentada, os resultados não tiveram relação com a hipótese, inviabilizando uma conclusão adequada (aceitação ou rejeição da hipótese). Além disso, os desenhos e esforços amostrais foram considerados, segundo a autora, inadequados para uma avaliação robusta dos impactos ambientais. Nesses casos, a conservação da biodiversidade pode ser comprometida em detrimento de evidências estatísticas insuficientes e resultados inconclusivos (HURLBERT, 1984).

Ao invés disso, os estudos relacionados à identificação e avaliação dos impactos ambientais, realizados por empresas de consultoria ambiental, deveriam apresentar testes estatísticos que pudessem ser utilizados para avaliar criticamente e imparcialmente os resultados e julgar adequadamente as hipóteses testadas. Nesse contexto, existem grandes chances de cometer erros durante a avaliação, principalmente devido à elaboração incorreta das hipóteses, definição do nível de significância e escolha do desenho amostral e do teste estatístico. No que se refere ao planejamento amostral, o número e distribuição das amostras na área de estudo podem afetar fortemente a precisão dos resultados (PETERMAN, 1990a; ROSSI; NUUTINEN, 2004), influenciando diretamente na validade e sensibilidade dos experimentos (HURLBERT, 1984). Quando um teste estatístico retorna um resultado não significativo, é muito tentador concluir que a hipótese de ausência de impacto (hipótese nula) deve ser aceita como verdade. Os chamados resultados "negativos" devem ser reportados, mas também devem ser analisados corretamente. HAYES (1987) analisou interpretações errôneas do resultado

"negativo" em ensaios ecotoxicológicos, e observou uma dicotomia de interesses. Cientistas e editores de revistas científicas estão geralmente preocupados com resultados significantes ou "positivos", tendo em vista que esse tipo de resultado é considerado mais facilmente publicável (BREWER, 1972). Por outro lado, o interesse de empreendedores é de obter resultados não significativos ou "negativos" na avaliação de impactos ambientais. Nesse último caso, os resultados podem decorrer de testes de hipóteses com poder muito baixo, executados por pesquisadores ou consultores por influência de seus financiadores (FAIRWEATHER, 1990). De fato, esses desvios podem não ser identificados por órgãos ambientais licenciadores, tendo em vista que não há a exigência de atendimento a valores mínimos do poder estatístico em um Estudo de Impacto Ambiental (EIA), a qual deveria ser feita através do Termo de Referência para a elaboração de tal estudo.

Para evitar essas falhas na geração de conhecimento técnico e científico, alguns autores concordaram que seria adequado que os valores da medida de precisão (DMD) e do poder estatístico fossem apresentados em todos os estudos envolvendo teste de hipóteses, mesmo quando a hipótese nula tiver sido rejeitada (COHEN, 1973; ROTENBERRY; WIENS, 1985). Isto poderia efetivamente produzir uma medida da magnitude do efeito detectado (para um resultado significativo) ou que poderia ter sido detectado (no caso de um resultado não significativo). Com isso, a aplicação dos conceitos da análise de custo-benefício, com base no poder estatístico, podem contribuir para a seleção dos desenhos amostrais ou descritores de comunidade mais eficientes para a detecção de uma alteração (*e.g.*, CONQUEST, 1983; HELTSCHKE; DICANZIO, 1985; CASWELL; WEINBERG, 1986; SOLOW; STEELE, 1990), balanceando a necessidade do conhecimento exato e preciso em face dos recursos (tempo e dinheiro) necessários para tal. Assim, é recomendada a atuação dos órgãos ambientais licenciadores no sentido de definir níveis adequados para o poder estatístico em estudos de avaliação e monitoramento de impactos ambientais. Em estudos científicos, este valor é comumente fixado entre 80 e 90% (BLOOM, 1995).

Em geral, a avaliação do poder estatístico pode ser aplicada tanto antes da execução do monitoramento (testes *a priori*), com o objetivo de quantificar, por exemplo, o número de amostras necessário para se atingir um

valor pré-estabelecido para a DMD (FAIRWEATHER, 1991), quanto posteriormente à execução do monitoramento (testes *post hoc* ou *a posteriori*), com base no desenho amostral utilizado e nos resultados obtidos (ORTIZ, 2002), sendo possível determinar a chance de erro da conclusão do teste, caso este indique a não ocorrência do impacto (SHEPPARD, 1999). Apesar da conhecida importância e eficácia dos testes *a priori* na etapa de planejamento de um monitoramento ambiental (PETERMAN, 1990a,b; QUINN; KEOUGH, 2007), e em sua larga utilização em todo o mundo (ALVES, 2011), esses testes são raramente utilizados no licenciamento ambiental brasileiro. Considerando os valores de α ($=0,05$) e β ($=0,10$ ou $0,20$) recomendados por BLOOM (1995) para a estimativa da precisão do teste de hipóteses, observou-se que diversos estudos de impacto ambiental não atingem os valores mínimos recomendados para o esforço amostral no teste de hipóteses (ALVES, op. cit.).

Segundo LEGG; NAGY (2006), esse cenário pode trazer sérias consequências negativas para a gestão ambiental, pois tais estudos podem não ser capazes de detectar mudanças ecologicamente significativas, e terão que ser repetidos futuramente considerando níveis de precisão adequados, demandando custos adicionais. Estudos que consideram desenhos amostrais com baixa precisão e exatidão podem resultar em uma suposição errônea de que uma dada perturbação não teve consequências específicas em um ecossistema estudado, quando na verdade o sistema pode ter sido desviado muito além dos limites aceitáveis. BERNSTEIN; ZALINSKI (1983) discutiram exemplos nos quais programas de monitoramento com desenhos amostrais inadequados e com baixo poder estatístico não detectaram mudanças “significativas” biologicamente, fazendo com que os pesquisadores concluíssem erroneamente que “nenhum problema” existia.

Nesse contexto, o maior desafio para a avaliação dos impactos ambientais sobre as comunidades biológicas é a criação de programas de monitoramento cujos desenhos e métodos amostrais forneçam resultados exatos e com elevada precisão estatística, ao mesmo tempo em que se minimizam os custos e a complexidade logística (GIBBS et al., 1998). Com isso, torna-se necessário definir, junto aos órgãos ambientais licenciadores e aos tomadores de decisão, valores de precisão que sejam considerados adequados e que o esforço amostral derivado da análise de custo-benefício

seja financeiramente e logisticamente viáveis. Para a elaboração e execução de um programa de monitoramento robusto, é recomendado o uso da análise de custo-benefício, com base no poder estatístico, o qual informa a probabilidade que um estudo possui de detectar determinado efeito, caso este efeito realmente ocorra (GIBBS et al., op. cit; BEGGS, 2000; FIELD et al., 2007), ou seja, evidencia a segurança do programa de monitoramento em detectar, por exemplo, uma diminuição na abundância de certa espécie. Com isso, é importante que os estudos relacionados à avaliação e monitoramento de impactos ambientais sejam bem planejados, com valores adequados de precisão para os testes de hipóteses realizados. Dessa maneira, poder-se-á justificar a exigência de um determinado programa de monitoramento, comprovando-se a sua relevância dentro do processo de licenciamento ambiental. Quanto à definição dos valores adequados de precisão, um representante da comunidade científica entrevistado ressaltou que *"a diferença mínima significativa pode variar dependendo do descritor selecionado. Descritores como riqueza ou diversidade talvez possam variar menos, mas a presença ou abundância de espécies (pensando no bentos de fundo não consolidado) talvez variem muito"*. Ainda no que tange a precisão da amostragem, o pesquisador acrescentou que *"(...) é necessário considerar se os fatores naturais do ambiente variam muito ou pouco. Por isso, num sentido mais estrito, a porcentagem de variação aceitável sempre será específica para o ambiente estudado"*. Essas percepções baseadas na vasta experiência do profissional entrevistado foram comprovadas através das simulações realizadas em ambiente computacional, tendo em vista que a precisão da amostragem variou em função do descritor de comunidade utilizado (Tabela 09) e em função da complexidade da comunidade bentônica sob estudo (Tabela 11).

No que se refere às estratégias de amostragem, a maioria dos estudos relacionados à avaliação de impactos ambientais consideram apenas uma escala espacial. No entanto, em muitos casos, as escalas espaciais dos possíveis efeitos de um distúrbio não são totalmente conhecidas antes de sua ocorrência, sendo que a escolha das escalas de amostragem para detectar os distúrbios, nesses casos, é muito difícil, se não impossível. Sob tais circunstâncias, a amostragem estratificada-hierarquizada em diferentes escalas

espaciais é considerada a mais apropriada (GREEN; HOBSON, 1970; UNDERWOOD, 1997). Com isso, fazem-se necessárias pesquisas que visem ao mapeamento de habitats bentônicos na área de estudo, o qual, atualmente, é realizado através da coleta de dados diretos (sedimentos) e indiretos (acústicos). As técnicas acústicas permitem ao pesquisador definir previamente a frequência de aquisição de dados pelo equipamento e o espaçamento entre os transectos realizados pela embarcação, os quais influenciam diretamente na seleção das classes acústicas e no resultado final do mapeamento dos habitats bentônicos. No que se refere à sua aplicação no licenciamento ambiental, é recomendado que os órgãos ambientais licenciadores estabeleçam critérios e procedimentos padronizados para a aquisição dos dados, com o intuito de garantir a qualidade da informação gerada, sem comprometer a precisão e a exatidão da amostragem.

4.5. Recomendações para o processo de licenciamento ambiental

Tendo em vista a crescente preocupação dos órgãos ambientais licenciadores quanto ao controle de qualidade dos estudos de avaliação e monitoramento de impactos ambientais, são apresentadas algumas recomendações visando contribuir para o processo de licenciamento ambiental brasileiro, no que se refere ao aumento na precisão e exatidão dos dados coletados e, conseqüentemente, na confiabilidade dos estudos do ponto de vista estatístico.

- Estudos-piloto (ou *baseline*) devem ser realizados em regiões de interesse para o conhecimento da composição e variabilidade natural da comunidade bentônica de substratos não consolidados, tendo em vista a obtenção de informações que podem ser comparadas com dados coletados posteriormente à implantação de um empreendimento potencialmente impactante;
- A coleta de dados diretos (sedimentos) e indiretos (acústica) deve ser realizada para subsidiar o mapeamento dos habitats bentônicos na área de interesse, com o objetivo de viabilizar a utilização de estratégias de amostragem estratificadas;

- No que se refere à aplicação do mapeamento de habitats bentônicos no licenciamento ambiental, é recomendado que os órgãos ambientais licenciadores estabeleçam critérios e procedimentos padronizados para a aquisição dos dados acústicos, principalmente no que se refere à frequência mínima do equipamento e distância máxima entre os transectos da embarcação, com o intuito de garantir a qualidade da informação gerada, sem comprometer a precisão e a exatidão da amostragem.
- Os programas de monitoramento ambiental devem ser baseados em hipóteses, visando definir as questões que serão respondidas pelo estudo e contribuir para a coleta de dados de maneira eficiente;
- Estratégias de amostragem estratificadas devem ser utilizadas ao invés das não estratificadas para a avaliação de impactos ambientais sobre a comunidade bentônica, devido à maior precisão e exatidão dos resultados, com ênfase ao desenho estratificado-hierarquizado, tendo em vista a possibilidade da análise de dados em diferentes escalas espaciais e a sua melhor eficiência quando submetido a uma análise de custo-benefício;
- Níveis aceitáveis de precisão dos testes estatísticos devem ser definidos pelo órgão ambiental licenciador, com base na diferença mínima detectável (DMD) no teste de hipóteses;
- Valores limites para a probabilidade dos erros dos Tipos I e II devem ser estabelecidos pelo órgão ambiental licenciador, visando a manutenção de um poder estatístico elevado para os conjuntos de dados coletados;
- Análises da precisão estatística (DMD) devem ser realizadas *a priori* para a estimativa do número mínimo de amostras que devem ser coletadas, tendo como base o desenho amostral e a estimativa de precisão previamente definidos no estudo-piloto (*baseline*), sendo que os valores de DMD obtidos devem ser

apresentados ao órgão ambiental licenciador para cada amostragem realizada;

- Todos os resultados brutos obtidos pelo estudo ambiental devem ser apresentados ao órgão ambiental licenciador, em mídia digital, permitindo a avaliação correta da precisão estatística dos testes utilizados.

Por fim, reitera-se a necessidade da adoção de uma abordagem baseada no poder estatístico *a priori* do teste de hipóteses para a análise dos dados obtidos em estudos relacionados à identificação e monitoramento de impactos ambientais, a partir de uma análise de custo-benefício com base nos custos relacionados ao desenho e esforço amostrais e os erros associados às estimativas (precisão e exatidão). Nesse sentido, a padronização dos limites de qualidade para a tomada de decisão, no que se refere ao poder estatístico dos dados gerados, não representa um novo conceito, mas sim um conhecimento que tem sido quase completamente negligenciado na prática. De fato, tal omissão não pode ser justificada pela falta de discussão sobre o problema na literatura científica, nem tampouco pelo desinteresse em remediá-lo (GRAY, 1990; PETERMAN, 1990a,b; TAYLOR; GERRODETTE, 1993; KEOUGH; MAPSTONE, 1997; DAYTON, 2001; FOX, 2001; DI STEFANO, 2003; FIELD et al., 2004).

Entende-se, assim, que o processo de definição de limites aceitáveis dos parâmetros envolvidos nas análises de custo-benefício e de poder estatístico (DMD e erros dos Tipos I e II), considerando todos os grupos da sociedade envolvidos no licenciamento ambiental pode ser muito difícil, e exigirá uma cooperação profunda entre ambientalistas, gestores, empresários e políticos tomadores de decisão. No entanto, dada a dimensão do problema e a magnitude dos recursos financeiros e, principalmente, ambientais em jogo, é estritamente recomendável o enfrentamento do problema em busca de decisões que auxiliem na avaliação e monitoramento adequados dos impactos ambientais sobre as comunidades bentônicas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: Anais do IV SIAGA, Almeria, vol. II, p. 203-213.
- ALLDREDGE, A. L.; COWLES, T. J.; MACINTYRE, S.; RINES, J. E. B.; DONAGHAY, P. L.; GREENLAW, C. F.; HOLLIDAY, D. V.; DEKSHENIEKS, M. M.; SULLIVAN, J. M.; ZANEVELD, J. R. V. 2002. Occurrence and mechanisms of formation of a dramatic thin layer of marine snow in a shallow Pacific fjord. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 233, p. 1–12.
- ALVES, C. E. 2011. Impactos ambientais da produção de hidrocarbonetos na bacia de campos: ausentes ou não-detectados? Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Fluminense, 97 p.
- ANDERSON, J. T.; GREGORY, R. S.; COLLINS, T. W. 2002. Acoustic classification of marine habitats in coastal Newfoundland. *J. Mar. Sci.*, v. 59, n. 1, p. 156–167.
- ANDERSON, J. T.; HOLLIDAY, D. V.; KLOSER, R.; REID, D. G.; SIMARD, Y. 2008. Acoustic seabed classification: current practice and future directions. *J. Mar. Sci.*, v. 65, n. 6, p. 1004–1011.
- ANDREW, N. L.; JONES, G. P. 1990. Patch formation by herbivorous fish in a temperate Australian kelp forest. *Oecologia*, v. 85, n. 1, p. 57-68.
- ANDREW, N. L.; MAPSTONE, B. D. 1987. Sampling and description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr. Mar. Biol.: Annu. Rev.*, v. 25, p. 39-90.
- BABBIE, E. 1999. Métodos de pesquisas de survey. Tradução de Guilherme Cezarino. Belo Horizonte: Editora UFMG. 118 p.
- BACHELET, G. 1990. The choice of a sieving mesh size in the quantitative assessment of marine macrobenthos: A necessary compromise between aims and constraints. *Mar. Environ. Res.*, v. 30, p. 21–35.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. 2007. A multimetric index base on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. *Hydrobiology*, v. 575, n. 1, p. 83-94.

- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Braz. J. Biol.*, v. 61, n. 2, p. 295-304.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENBORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S.; BASTIAN, M. L. 1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 15, n. 2, p. 185-211.
- 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, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BARROSO, C.; MATTHEWS-CASCON, H. 2009. Distribuição espacial e temporal da malacofauna no estuário do rio Ceará, Ceará, Brasil. *Pan. Am. J. Aquat. Sci.*, v. 4, n. 1, p. 79-86.
- BARTSCH, L. A.; RICHARDSON, W. B.; NAIMO, T. J. 1993. Sampling benthic macroinvertebrates in a large floodplain river: considerations of study design, sample size, and cost. *Environ. Monit. Assess.*, v. 52, n. 3, p. 425–439.
- BASSET, A.; PINNA, M.; SABETTA, S.; BARBONE, E. GALUPPO, N. 2008. Hierarchical scaling of biodiversity in lagoon ecosystems. *Transit. Waters Bull.*, v. 3, p. 75-86.
- BEGGS, K. 2000. Approaches to broad scale monitoring of biological diversity – a brief review of international experience. In: WHITEHEAD, P.; WOINARSKI, J. C. Z.; FISHER, A.; FENSHAM, R., BEGGS, K. (Ed.) Developing an analytical framework for monitoring biodiversity in Australia's rangelands. Tropical Savanna CRC for the National Land and Water Resources Audit. Background paper 4. p. 407–428.
- BERNSTEIN B. B.; ZALINSKI, J. 1983. An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *J. Environ. Manage.*, v. 16, p. 35-43.
- BERS, A. V.; ESTRADA, T. E. M. D.; WÖLFI, A. C.; MAHIQUES, M. M.; TURRA, A. 2013. A combined approach of benthic mapping of

- Caraguatatuba Bay, Brazil, with recommendations for management practices. *Ocean Coast. Manage.*, v. 71, p. 269-274.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. 2002. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. *Pap. Avulsos Zool.* (São Paulo), v. 42, n. 11.
- BEWERS, J. M. 1995. The declining influence of science on marine environmental policy. *Chem. Ecol.*, v. 10, p. 9-23.
- BILYARD, G. R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 18, p. 581–585.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Braz. J. Biol.*, v. 66, n. 2b, p. 611-622.
- BLOOM, H. S. 1995. Minimum Detectable Effects: A Simple Way to Report the Statistical Power of Experimental Designs. *Eval. Rev.*, v. 19, p. 547-556.
- BORJA, A., RANASINGHE, J. A.; WEISBERG, S. B. 2009. Assessing ecological integrity in marine waters using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 59, p. 1–4.
- BRASIL. 1986. Resolução CONAMA n.º 01 de 23/01/86. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Publicado no Diário Oficial da União (D.O.U.) em 17 de fevereiro de 1986, p. 2548-2549.
- BREWER, J. K. 1972. On the power of statistical tests in the American Educational Research. *Am. Educ. Res. J.*, v. 9, p. 391–401.
- BRIGANTE, J.; DORNFELD, C. B.; NOVELLI, A.; MORRAYE, M. A. 2003. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. p. 181-187. In: BRIGANTE, J. & ESPÍNDOLA, E.L.G. *Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: Rima.

- BROS, W. E.; COWELL, B. C. 1987. A technique for optimizing sample size (replication). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 114, p. 63-71.
- BROWN C. J.; COOPER, K. M.; MEADOWS, W. J.; LIMPENNY, D. S.; REES, H. L. 2002. Small-scale mapping of sea-bed assemblages in the Eastern English channel using sidescan sonar and remote sampling techniques. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v. 54, n. 2, p. 263–278.
- BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública*, v. 19, p. 465-473.
- CAIRNS, J.; PRATT, J. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. *Freshwater bimonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, p. 10-27.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revta. Bras. Rec. Hid.*, v. 6, n. 1, p. 71-82.
- CAREY, J. M.; KEOUGH, M. J. 2002. Compositing and Subsampling to Reduce Costs and Improve Power in Benthic Infaunal Monitoring Programs. *Estuaries*, v. 25, n. 5, p. 1053-1061.
- CARSON, R. 1962. *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin Co.
- CASWELL, H.; WEINBERG, R. 1986. Sample size and sensitivity in the detection of community impact. In: OCEANS 86, Conference Record, 3: Monitoring Strategies Symposium. 1nst. of Electrical and Electronic Engineers, New York. p. 1040-1045.
- COCHRAN, W. G. 1977. *Sampling techniques*, 3ª ed. New York: John Wiley & Sons. 448 p.
- COCHRANE, G. R.; LAFFERTY, K. D. 2002. Use of acoustic classification of sidescan sonar data for mapping benthic habitat in the Northern Channel Islands, California. *Cont. Shelf Res.*, v. 22, p. 683–690.
- COHEN, J. 1973. Eta-squared and partial eta-squared in fixed factor ANOVA designs. *Educ. Psych. Measure.*, v. 33, p. 107-112.
- COHEN, J. 1977. *Statistical power analysis for the behavioural Sciences*. Academic Press. New York. 474 p.

- COLLINS, W.; GREGORY, R. E.; ANDERSON, J. 1996. A digital approach to seabed classification. *Sea Technol.*, v. 37, n. 8, p. 83-87.
- CONQUEST, L. L. 1983. Assessing the statistical effectiveness of ecological experiments: Utility of the coefficient of variation. *Int. J. Environ. Stud.*, v. 20, p. 209-221.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal de anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, v. 23, n. 1, p. 162–175.
- COOPER, S. D.; DIEHL, S.; KRATZ, K.; SARNELLE, O. 1998. Implications of scale for patterns and processes in stream ecology. *Aust. J. Ecol.*, v. 23, p. 27–40.
- COSTA, P. L. 2010. Classificação da refletividade acústica do substrato marinho integrada à distribuição e abundância de teleósteos demersais na região da bacia de Pelotas, costa Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande. Dissertação de Mestrado. Rio Grande (RS). 109 p.
- COSTELLO, M. J. 2009. Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 397, p. 253-268.
- DANZ, N. P.; REGAL, R. R.; NIEMI, G. J.; BRADY, V. J.; HOLLENHORST, T.; JOHNSON, L. B.; HOST, G. E.; HANOWSKI, J. M.; JOHNSTON, C. A.; BROWN, T.; KINGSTON, J.; KELLY, J. R. 2005. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. *Environ. Monit. Assess.*, v. 102, n. 1-3, p. 41-65.
- 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*, v. 23, p. 80–96.
- DAUVIN, J. C.; BELLAN, G.; BELLAN-SANTINI, D. 2008. The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part I. Ecological concepts. *Aquatic Conservation: Mar. Fresh. Ecosyst.*, v. 18, n. 4, p. 432–445.

- DAYTON, P. K. 2001. Reversal of the burden of proof in fisheries management. *Science*, v. 279, p. 821–822.
- DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 295, p. 1-20.
- DETHIER, M. N.; SCHOCH, G. C. 2005. The consequences of scale: assessing the distribution of benthic populations on a complexe stuarine fjord. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v. 62, p. 253-270.
- DI STEFANO, J. 2003. How much power is enough? Against the development of an arbitrary convention for statistical power calculations. *Funct. Ecol.*, v. 17, p. 707–709.
- DIAZ, R. J.; SOLAN, M.; VALENTE, R. M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.*, v. 73, p. 165–181.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G.; SILVA, M. M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in “cerrado” streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. *Rev. Bras. Biol.*, v. 58, n. 2, p. 223-231.
- DOWNES, B. J.; LAKE, P. S.; SCHREIBER, E. S. G. 1993. Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. *Freshw. Biol.*, v. 30, p. 119–132.
- EDMUNDS, P. J.; BRUNO, J. F. 1996. The importance of sampling scale in ecology: kilometer-wide variation in coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 143, p. 165-171.
- ELLIOTT, J. M.; DRAKE, C. M. 1981. A comparative study of seven grabs used for sampling benthic macroinvertebrates in rivers. *Freshw. Biol.*, v. 11, n. 2, p. 99-120.
- ERNST, S. R.; DUIJNSTEE, I. A. P.; JANNINK, N. T.; VAN DER ZWAAN, G. J. 2000. An experimental mesocosm study of microhabitat preferences and mobility in benthic foraminifera: preliminary results. *In*: Hart, M.B., Kaminski, M.A., and Smart, C.W. (eds.), *Proceedings of the Fifth International Workshop on Agglutinated Foraminifera*. Gryzbowski Foundation Special Publication, v. 7, p. 101-104.

- FAIRWEATHER, P. G. 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, v. 42, p. 555-568.
- FAIWEATHER, P. G. 1990. How can we overcome the technical difficulties of using science in EIA? In: *An Independent Review of EIA in NSW, Proceedings of a Seminar and Workshop*, Environment Institute of Australia. p. 2C-26.
- FAO. 2002. Sample-based fishery surveys - A technical handbook FAO Fisheries Technical Paper - 425. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 144 p.
- FARINACCIO, A.; TESSLER, M. G. 2006. Dinâmica de sedimentação atual na Ponta do Camaroeiro, porção norte da Enseada de Caraguatatuba, SP. *São Paulo, UNESP, Geociências*, v. 25, n. 3, p. 331-344.
- FÉLIX, F. C.; HACKRADT, C. W. 2006. Importância do planejamento amostral em estudos ecológicos: um estudo de caso no litoral do Paraná. *Estud. Biol.*, v. 28, n. 65, p. 69-75.
- FERRARO, S. P.; COLE, F. A. 2004. Optimal benthic macrofaunal sampling protocol for detecting differences among four habitats in Willapa Bay, Washington, USA. *Estuaries*, v. 27, p. 1014–1025.
- FERRARO, S. P.; COLE, F. A.; OLSEN, A. R. 2006. A more cost-effective EMAP benthic macrofaunal sampling protocol. *Environ. Monit. Assess.*, v. 116, p. 275–290.
- FERRARO, S. P.; SWARTZ, R. C.; COLE, F. A.; DEBEN, W. A. 1994. Optimum macrobenthic sampling protocol for detecting pollution impacts in the Southern California Bight. *Environ. Monit. Assess.*, v. 29, p. 127–153.
- FIELD, S. A.; O'CONNOR, P. J.; TYRE, A. J.; POSSINGHAM, H. P. 2007. Making monitoring meaningful. *Aust. J. Ecol.*, v. 32, p. 485-491.
- FIELD, S. A.; TYRE, A. J.; JONZE, N.; RHODES, J. R.; POSSINGHAM, H. P. 2004. Minimizing the cost of environmental management decisions by optimizing statistical thresholds. *Ecol. Lett.*, v. 7, p. 669–675.
- FIORI, E. F. 2007. Caracterização da macrofauna bentônica de substrato inconsolidado do estuário de Santos–SP. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Santa Cecília. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Santos (SP). 105 p.

- FLORES-LOPES, F., CETRA, M.; MALABARBA, L. R. 2010. Utilization of ecological indexes on assemblages of fish as instrument of assessment of the environmental degradation in monitoring programs. *Biota Neotrop.*, v. 10, n. 4, p. 183-193.
- FOSTER, M. S. 1990. Organization of macroalgal assemblages in the northeast Pacific: the assumptions of homogeneity and the illusion of generality. *Hydrobiology*, v. 192, p. 21-33.
- FOX, G. A. 2001. Failure time analysis: studying times-toevents and rates at which events occur. In: SCHEINER S. M.; GUREVITCH, J. (eds.) *Design and analysis of ecological experiments*. Second edition. Oxford University Press, Oxford, UK. p. 253–289.
- FRANÇA, J. S.; MORENO, P.; CALLISTO, M. 2006. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, VII, 2006, Porto Alegre (RS). *Anais... FEN/UERJ*, Porto Alegre.
- FREITAS, H.; OLIVEIRA, M.; SACCOL, A. Z.; MOSCAROLA, J. 2000. O método de pesquisa survey. *Rev. Adm. USP, RAUSP*, v. 35, n. 3, p.105-112.
- FREITAS, R.; RODRIGUES, A. M.; QUINTINO, V. 2003. Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 285-286, p. 339–353.
- FRISSELL, C. S.; LISS, W. J.; WARREN, C. E.; HURLEY, M. C. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed contest. *Environ. Manage.*, v. 10, p. 199–214.
- GALUPPO, N.; MACI, S.; PINNA, M.; BASSET, A. 2007. Habitat types and distribution of benthic macroinvertebrates in a transitional water ecosystem: Alimini Grande (Puglia, Italy). *Transit. Waters Bull.*, v. 4, p. 9-19.
- GARTEN, C. T.; WULLSCHLEGER, S. D. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *J. Environ. Qual.*, v. 28, p. 1359-1365.

- GENIN, A.; GREENE, C.; HAURY, L.; WIEBE, P.; GAL, G.; KAARTVEDT, S.; MEIR, E.; FEY, C.; DAWSON, J. 1994. Zooplankton patch dynamics: daily gap formation over abrupt topography. *Deep Sea Res. Part I: Ocean. Res. Pap.*, v. 41, n. 5-6, p. 941–951.
- GIBBS, J. P.; DROEGE, S.; EAGLE, P. 1998. Monitoring populations of plants and animals. *BioScience*, v. 48, n. 11, p. 935-940.
- GIMÉNEZ, L.; YANNICELLI, B. 2000. Longshore patterns of distribution of macroinfauna on a Uruguayan sandy beach: an analysis at different spatial scales and of their potential causes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 99, p. 111-125.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Rev. FAPAM*, v. 2, n. 2, p. 153-164.
- GRAY, J. 1990. Statistics and the precautionary principle. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 21, p. 174–176.
- GRAY, J. S. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, 185 p.
- GRAY, J. S.; BEWERS, J. M. 1996. Towards a scientific definition of the precautionary principle. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 32, p. 768-771.
- GREEN, R. H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. New York: Wiley, Chichester, UK, 272 p.
- GREEN, R. H.; HOBSON, K. D. 1970. Spatial and temporal structure in a temperate intertidal community, with special emphasis on *Gemma gemma* (Pelecypoda: Mollusca). *Ecology*, v. 51, p. 999-1011.
- GRÜNBAUM, D. 2012. The logic of ecological patchiness. *Interface Focus*, v. 2, p. 150–155.
- HAMMERSTROM, K. K.; RANASINGHE, J. A.; WEISBERG, S. B.; OLIVER, J. S.; FAIREY, W. R.; SLATTERY, P. N.; OAKDEN, J. M. 2010. Effect of Sample Area and Sieve Size on Benthic Macrofaunal Community Condition Assessments in California Enclosed Bays and Estuaries. *Integr. Environ. Assess. Manage.*, v. 8, n. 4, p. 649-658
- HARTNOLL, R. G.; HAWKINS, S. J. 1980. Monitoring rocky-shore communities: a critical look at spatial and temporal variation. *Helgol Meeresunters*, v. 33, p. 484-494.

- HAYES, J. P. 1987. The positive approach to negative results in toxicology studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, v. 14, p. 73-77.
- HELLMANN, J. J.; FOWLER, G. W. 1999. Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. *Ecol. Appl.*, v. 9, p. 824-834
- HELTSCHKE, J. F.; DICANZIO, J. 1985. Power study of jack-knifed diversity indices to detect change. *J. Environ. Manage.*, v. 21, p. 331-341.
- HEWITT, J. E.; THRUSH, S. F.; LEGENDRE, P.; FUNNEL, G. A.; ELLIS, J.; MORRISON, M. 2004. Mapping of marine soft-sediment communities: integrated sampling for ecological interpretation. *Ecol. Appl.*, v. 14, p. 1203-1216.
- HILDREW, A. G.; GILLER, P. S. 1994. Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos. *In: Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process* (eds) P.S. Giller, A.G. Hildrew & D.G. Raffaelli, pp. 21–62. Blackwell Science, London.
- HURLBERT, S. J., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.*, v. 54, p. 187-211.
- JAMES, R. J.; SMITH, M. P. L.; FAIRWEATHER, P. G. 1995. Sievemesh-size and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 118, p. 187–198.
- KENNELLY, S. J.; GRAHAM, K. J.; MONTGOMERY, S. S.; ANDREW, N. L.; BRETT, P. A. 1993. Variance and cost-benefit analyses to determine optimal duration of tows and levels of replication for sampling relative abundances of species using demersal trawling. *Fish. Res.*, v. 16, p. 51-67.
- KENNELLY, S. J.; UNDERWOOD, A. J. 1985. Sampling small invertebrates on natural hard substrata in a sublittoral kelp forest. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 89, p. 55-68.
- KENNELLY, S. K., UNDERWOOD, A. J. 1984. Underwater microscopic sampling of a sublittoral kelp community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 76, p. 67-78.
- KENNY, A. J.; CATO, I.; DESPREZ, M.; FADER, G.; SCHÜTTENHELM, R. T. E.; SIDE, J. 2003. An overview of seabed mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES J. Mar. Sci.*, v. 60, p. 411-418.

- KEOUGH, M.; MAPSTONE, B. 1997. Designing environmental monitoring for pulp mills in Australia. *Water Sci. Technol.*, v. 35, p. 397–404.
- KINZIE, R. A.; SNIDER, R. H. 1978. A simulation study of coral reef survey methods. In: STODDART, D. R.; JOHANNES, R. G. (eds) *Coral reefs: research methods. Monographs in oceanographic methodology No. 5.* UNESCO, Paris, p. 231-250.
- KON, K.; KUROKURA, H.; TONGNUNUI, P. 2011. Influence of a microhabitat on the structuring of the benthic macrofaunal community in a mangrove forest. *Hydrobiology*, v. 671, p. 205–216.
- KRAUFVELIN, P.; SINISALO, B.; KOSKI, E. L.; MATTILA, J.; BONSDOR, E. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). *Mar. Environ. Res.*, v. 51, p. 229-245.
- KREBS, C. J. 1998. *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings. 1998. 620 p.
- LAMPADARIOU, N.; KARAKASSIS, I.; PEARSON, T. H. 2005. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 50, p. 1606-1618.
- LEGG, C. J.; NAGY, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *J. Environ. Manage.*, v. 78, n. 2, p. 194-199.
- LEVIN, S. 1994 Patchiness in marine and terrestrial systems: from individuals to populations. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, v. 343, p. 99–103.
- LOPES, F. M.; SOARES, L. M. S; SILVA, F. L. A.; LIMA, C. M. B.; MARQUES-OLIVEIRA, F. N.; SANTOS, M. P. D. 2007. Diversidade, composição e riqueza de aves em três fitofisionomias na fazenda Bonito, município de Castelo do Paiuí. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VIII, Caxambu (MG). Anais... SEB. Caxambu.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Prince-ton University Press, 179 p.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. 215p.

- MAPSTONE, B. D. 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I and Type II errors. *Ecol. Appl.*, v. 5, p. 401-410.
- MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. 2004. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Rev. Holos, Ed. Esp.*, p. 236-267.
- MCGONIGLE, C.; BROWN, C.; QUINN, R.; GRABOWSKI, J. 2009. Evaluation of image-based multibeam sonar backscatter classification for benthic habitat discrimination and mapping at Stanton Banks, UK. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v. 81, n. 3, p. 423–437.
- MENGE, B. A.; OLSON, A. M. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends Ecol. Evol.*, v. 5, p. 52-57.
- MILLER, A. W.; AMBROSE, R. F. 2000. Sampling patchy distributions: comparison of sampling designs in rocky intertidal habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 196, p. 1-14.
- MINSHALL, G. W. 1988. Stream Ecosystem Theory: A Global Perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 7, p. 263-288.
- MIRANDA, A. 2010. Mapeamento de habitats bentônicos da enseada de Caraguatatuba, Brasil. Universidade de Aveiro, Portugal. Departamento de Biologia Marinha. 55 p.
- MORRISEY, D. J.; HOWITT, L.; UNDERWOOD, A. J.; STARK, J. S. 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 81, p. 197-204.
- MOTA, M. C.; SANTANA, P. C.; HERTEL, M.; FRIOL, N. R.; CAVARIANI, M. M.; MEIRA FILHO, M. R. C.; FRANCISCO, M. G.; TOREZAN, J. M. D. 2011. Análise comparativa de duas formações vegetacionais e de seu ecótono, Miranda – MS. *Semina: Ciênc. Biol. Saúde*, v. 32, n. 2, p. 213-222.
- MURDOCH, T. J. T.; ARONSON, R. B. 1999. Scale-dependent spatial variability of coral assemblages along the Florida Reef Tract. *Coral Reefs*, v. 18, p. 341–351.
- MURRAY, S. N.; AMBROSE, R. F.; DETHIER, M. N. 2006. Monitoring rocky shores. Berkely: University of California Press. 220 p.

- NAKAGAWA S., CUTHILL I. C. 2007. Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, v. 82, p. 591–605.
- OAKES, J. M. 2008. Statistical power and sample size. In: GLASSER, S. P. *Essentials of clinical research*. Springer Science, 33 p.
- OECD. 2002.. Joint working party on trade and environment. Uncertainty and precaution: Implications for trade and environment. Organization for Economic Co-operation and Development. 63 p.
- OLIVEIRA, C. M.; SHIRATSUCHI, L. S.; VIEIRA, A. L. N.; ABDALLA, R. P. 2005. Análise da distribuição espacial de corós na cultura da soja em plantio direto no cerrado. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA DE PRECISÃO, III, 2005, Sete Lagoas, MG. Anais... EMBRAPA, Sete Lagoas.
- OLIVEIRA, E. F. T.; GRÁCIO, M. C. C. 2005. Análise a respeito do tamanho de amostras aleatórias simples: uma aplicação na área de Ciência da Informação. *DataGramaZero - Rev. Ciên. Inform.*, v. 6, n. 3, p. 1-11.
- ORLOWSKI, A. 2007. Acoustic seabed classification applied to Baltic benthic habitat studies: a new approach. *Oceanologia*, v. 49, n. 2, p. 229–243.
- PAIVA, P. C. 2001. Spatial and temporal variation of a near shore benthic community in southern Brazil: implications for the design of monitoring programs. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v. 52, p. 423-433.
- PARNUM, I. M. 2007. Benthic habitat mapping using multibeam sonar systems. Curtin University of Technology, Dept. of Imaging and Applied Physics, Centre for Marine Science and Technology. Thesis. 148 p.
- PEARSON TH, ROSENBERG R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, v. 16, p. 229–311.
- PETERMAN, R. 1990a. The importance of reporting statistical power: the forest decline and acidic deposition example. *Ecology*, v. 71, p. 2024–2027.
- PETERMAN, R. 1990b. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 47, p. 2–15.
- PETERS, R. H. 1991. *A critique for Ecology*. Cambridge University, Cambridge. 366 p.

- PETERSON, C. H.; ESTES, J. A. 2000. Conservation and management of marine communities. In: BERTNESS, M. C.; GAINES, S. D.; HAY, M. E. (Ed.), *Marine Community Ecology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- PIELOU, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.*, v. 10, p. 370-383.
- PINTO, R.; PATRICIO, J.; BAETA, A.; FATH, B. D.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecol. Indic.*, v. 9, p. 1–25.
- POSEY, M. H.; AMBROSE, W. G. 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Mar. Biol.*, v. 118, p. 745-753.
- POWER, M. E.; STOUT, R. J.; CUSHING, C. E.; HARPER, P. P.; HAUER, F. R.; MATTHEWS, W. J.; MOYLE, P. B.; STATZNER, B.; DEBADGEN, I. R. 1988. Biotic and Abiotic Controls in River and Stream Communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 7, p. 456-479.
- QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. 2007. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press. 384 p.
- RANASINGHE JA, WEISBERG SB, SMITH RW, MONTAGNE DE, THOMPSON B, OAKDEN JM, HUFF DD, CADIEN DB, VELARDE RG, RITTER KJ. 2009. Calibration and evaluation of five indicators of benthic community condition in two California bay and estuary habitats. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 59, p. 5–13.
- REECE, P.F. & RICHARDSON, J.S. 1999. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: L. M. Darling (ed.) *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk*. v. 2, p 15-19.
- REED, R. A.; PEET, R. K.; PALMER, M. W.; WHITE, P. S. 1993. Scale dependence of vegetation-environment correlations: a case study of a North Carolina piedmont woodland. *J. Veg. Sci.*, v. 4, p. 329-340.
- ROSA-FILHO, J. S. 1997. Caracterização das Associações de Macroinvertebrados de Fundos Moles dos Estuários do Rio Grande do Sul-Brasil Situação de Verão. Rio Grande: FURG. 109p. (Tese de Mestrado).

- ROSENBERG, R.; BLOMQVIST, M.; NILSSON, H. C.; CEDERWALL, H.; DIMMING, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 49, p. 728–739.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall. 488p.
- ROSSI, J. P.; NUUTINEN, V. 2004. The effect of sampling unit size on the perception of the spatical pattern of earthworm (*Lumbricus terrestris* L.) middens. *Appl. Soil Ecol.*, v. 27, p. 189-196.
- ROSSO, S. 1995. Dimensionamento amostral em estudos descritivos de comunidades de organismos bênticos sêsseis e semi-sêsseis. *Estrut. Funcion. Man. Eco. Bras.*, 193-223 p.
- ROTEBERRY, J. T.; WIENS, J. A. 1985. Statistical power analysis and community-wide patterns. *Am. Nat.*, v. 125, p. 164-168.
- SÁNCHEZ, L. E. 2006. *Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e Métodos*. Oficina de Textos, São Paulo, 496 p.
- SEKI, M.; POLOVINA, J. J.; BRAINARD, R. E.; BIDIGARE, R. R.; LEONARD, C. L.; FOLEY, D. G. 2001. Biological enhancement at cyclonic eddies tracked with GOES Thermal imagery in Hawaiian waters. *Geophys. Res. Lett.*, v. 28, p. 1583-1586.
- SHANNON, C. E.; WEANER, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana. University of Illinois Press. 117 p.
- SHEPPARD, C. R. C. 1999. How large should my sample be? Some quick guides to sample size and the power of tests. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 38, p. 439–447.
- SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, v. 163, p. 688.
- SOBUE, G. 2005. *Modelagem paramétrica de pórticos rolantes: estabilidade estrutural e otimização*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. São Paulo, 93 p.
- SOGA, M.; KOIKE, S. 2013. Large forest patches promote breeding success of a terrestrial mammal in urban landscapes. *PLoS ONE*, v. 8, n. 1, p. e51802.

- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. 1981. Biometry. W. H. Freeman & Company, San Francisco, 2^a ed, 859 p.
- SOLOW, A. R.; STEELE, J. H. 1990. On sample size, statistical power, and the detection of density dependence. *J. Anim. Ecol.*, v. 59, p. 1073-1076.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1971. *Ecological Methods*. Chapman and Half Ltd., 391 p.
- STEWART-OATEN, A.; MURDOCH, W. W.; PARKER, K. R. 1986. Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology*, v. 67, p. 929-940.
- TAYLOR, B.; GERRODETTE, T. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conserv. Biol.*, v. 7, p. 489-500.
- THOMPSON, B. W.; RIDDLE, M. J.; STARK, J. S. 2003. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 46, p. 232-243.
- THORNE, R. S. J.; WILLIAMS, W. P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshw. Biol.*, v. 37, p. 671-686.
- THRUSH, S. F.; DAYTON, P. K. 2002. Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 33, p. 449-473
- UNDERWOOD, A. J. 1990. Experiments in ecology and management: their logics, functions and interpretations. *Aust. J. Ecol.*, v. 15, p. 365-389.
- UNDERWOOD, A. J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, v. 4, p. 3-15.
- UNDERWOOD, A. J. 1996. Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbance: some roles for experimental marine ecology. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 200, p. 1-27.
- UNDERWOOD, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, 504 p.

- UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 296, p. 49–70.
- UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. 2005. Design and analysis in benthic surveys. In: Eleftheriou, A.; McIntyre, A. *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Science. 418 p.
- UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; CONNELL, S. D. 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 250, p. 97–115.
- US EPA. 2002. Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan. EPA QA/G-5S. United States Environmental Protection Agency - US EPA. EPA/240/R-02/005. 178p.
- VAN DOLAH, R. F.; HYLAND, J. L.; HOLLAND, A. F.; ROSEN, J. S.; SNOOTS, T. R. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Mar. Environ. Res.*, v. 48, p. 269–283.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. L.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 37, p. 130-137.
- VOELTZ, N. J.; MCARTHUR, J. V. 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity Conserv.*, v. 9, n. 11, p. 1543-1570.
- WATERS, R.; MITCHELL, J. 2002. Centimetre-scale spatial structure of estuarine in vivo fluorescence profiles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 237, p. 51-63.
- WEISBERG SB, RANASINGHE JA, SCHAFFNER LC, DIAZ RJ, DAUER DM, FRITHSEN JB. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* v. 20, p. 149–158.
- WEISBERG SB, THOMPSON B, RANASINGHE JA, MONTAGNE DE, CADIEN DB, DAUER DM, DIENER DR, OLIVER JS, REISH DJ, VELARDE RG, WORD JQ. 2008. The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecol. Indic.*, v. 8, p. 389–394.

- WHITFIELD, J. 2001. Vital signs. *Nature*, v. 411, n. 28, p. 989-990.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, p. 213–251.
- WIEBE, P. H. 1971. A computer model study of zooplankton patchiness and its effects on sampling error. *Limnol. Oceanogr.*, v. 16, p. 29-38.
- WIENS, J. A.; PARKER, K. R. 1995. Analyzing the effects of accidental environmental impacts: approaches and assumptions. *Ecol. Appl.*, v. 5, p. 1069–1083.
- WILCOX, R. R. 2001. *Fundamentals of Modern Statistical Methods*. Springer-Verlag, New York, 258 p.
- ZAJAC, R. N., LEWIS, R. S.; POPPE, L. J.; TWICHELL, D. C.; VOZARIK, J.; DIGIACOMO-COHEN, M. L. 2003. Responses of infaunal populations to benthoscape structure and the potential importance of transition zones. *Limnol. Oceanogr.*, v. 48, p. 829-842.
- ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. Pearson Education. 4^a ed. 1999. 663.

APÊNDICE A:

Entrevista aplicada aos grupos da sociedade

Instituição: _____

Vínculo (cargo/função): _____

De maneira geral, os estudos relacionados à identificação e monitoramento de impactos ambientais sobre as comunidades biológicas demandam a aquisição de dados físicos, químicos e bióticos nas áreas de influência de um empreendimento. Para isso, são realizados trabalhos em campo cujos resultados permitem, por exemplo, estimar variações, no espaço e no tempo, do número de espécies e indivíduos (diversidade biológica) e de alguns parâmetros de qualidade ambiental.

Por se tratarem de estimativas, tais informações apresentam um erro estatístico inerente, decorrente de incertezas associadas ao processo de aquisição dos dados, como por exemplo, a variabilidade espacial dos organismos na área estudada e o número e distribuição espacial das amostras. Desse modo, entende-se que quanto menor o erro estatístico associado aos dados coletados, mais precisas são as estimativas, permitindo que alterações ambientais, mesmo que pequenas, sejam detectadas estatisticamente.

Para que isso ocorra, faz-se necessário um planejamento amostral eficiente, combinando um número de amostras adequado e sua replicação espacial e temporal. Nesse contexto, são realizadas comparações estatísticas dos resultados obtidos em um instante anterior e em outro posterior à instalação do empreendimento, com o objetivo de identificar a ocorrência do impacto ambiental e determinar a incerteza associada a essa estimativa.

Como exemplo hipotético, considere que um índice de qualidade ambiental (IQA) foi estimado a partir de dados físicos, químicos e biológicos coletados em campo para um instante anterior à instalação do empreendimento (IQA-0). Suponha que um teste estatístico seja idealizado para comparar os resultados de IQA-0 com um cenário cinco anos após a instalação (IQA-1), com o objetivo de identificar a ocorrência de impacto negativo, ou seja, verificar se IQA-1 é menor que IQA-0.

Nesta comparação entre os momentos anterior e posterior à instalação, considere que a diferença observada entre IQA-0 e IQA-1 pode ser (a) indicadora de potencial de perda de qualidade e/ou (b) decorrente do erro estatístico inerente.

Sendo assim, supondo que está ocorrendo impacto ambiental, ou seja, perda de qualidade ambiental (redução de IQA), pense em quanto dessa redução (em %) você toleraria como imprecisão da estimativa (redução de IQA associada exclusivamente ao erro estatístico). Considere a seguinte escala de referência:

Valores baixos de porcentagem - Permitem identificar diferenças estatisticamente significativas mesmo quando a diferença entre IQA-0 e IQA-1 é pequena, ou seja, a diferença mínima detectável é pequena e a análise de impacto mais precisa. No entanto, requerem a coleta de um maior número de amostras ou uma estratégia amostral mais elaborada para atingir tal precisão, podendo tornar o estudo inviável financeiramente.

Valores elevados de porcentagem - Permitem identificar diferenças estatisticamente significativas apenas quando a diferença entre IQA-0 e IQA-1 é grande, ou seja, a diferença mínima detectável é grande e a análise de impacto menos precisa. Com isso, diferenças pequenas entre IQA-0 e IQA-1, causadas pelo empreendimento, podem não ser detectadas.

Por fim, considere que este parâmetro (diferença mínima detectável) possa ser utilizado pelos órgãos ambientais como indicador de qualidade dos dados apresentados pelo Programa de Monitoramento Ambiental de um dado empreendimento. Sendo assim, qual o valor da diferença mínima detectável (em %) que você consideraria adequado para ser utilizado como referência na avaliação de impactos ambientais?

_____ %

APÊNDICE B:

Resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) nos 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional

Tabela 1. Resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) nos 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, com base nos diferentes esforços amostrais considerados no estudo-piloto (n_0) submetidos ao desenho amostral Grade Aleatória (G_A) (R: riqueza de espécies; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; D: índice de dominância de Simpson; J': índice de equabilidade de Pielou).

Grade Aleatória (G_A)																		
Grade:																		
Cenário:		$H_3V_BD_1$							$H_3V_MD_1$							$H_3V_AD_1$		
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m
54	39	1,785		1,81	0,036	0,50	0,025	0,49	0,009	28	1,395	1,77	0,048	0,56	0,045	0,53	0,013	45
72	38	1,576		1,81	0,034	0,50	0,025	0,50	0,009	39	1,380	1,79	0,048	0,55	0,036	0,49	0,013	53
90	42	1,556		1,82	0,032	0,49	0,025	0,49	0,008	34	1,309	1,77	0,046	0,56	0,035	0,50	0,011	52
108	45	1,473		1,83	0,032	0,49	0,024	0,48	0,008	35	1,308	1,80	0,045	0,53	0,034	0,51	0,011	58
126	50	1,392		1,82	0,029	0,50	0,024	0,46	0,008	42	1,210	1,79	0,044	0,54	0,034	0,48	0,010	59
144	42	1,261		1,82	0,028	0,49	0,023	0,49	0,008	46	1,196	1,78	0,042	0,55	0,034	0,47	0,009	54
162	46	1,156		1,82	0,027	0,49	0,023	0,47	0,008	48	1,024	1,78	0,041	0,55	0,032	0,46	0,009	51
180	39	1,024		1,82	0,026	0,49	0,023	0,50	0,008	39	0,986	1,77	0,038	0,56	0,030	0,48	0,009	52
216	46	0,986		1,82	0,026	0,50	0,022	0,47	0,008	47	0,922	1,79	0,038	0,54	0,028	0,46	0,007	57
252	45	0,932		1,82	0,025	0,49	0,022	0,48	0,007	51	0,916	1,76	0,034	0,56	0,025	0,45	0,007	59
288	51	0,903		1,82	0,025	0,50	0,020	0,46	0,007	54	0,895	1,78	0,026	0,56	0,023	0,45	0,007	61
Cenário:		$H_3V_BD_2$							$H_3V_MD_2$							$H_3V_AD_2$		
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m
54	35	2,142		2,97	0,032	0,10	0,002	0,84	0,003	29	1,540	2,93	0,051	0,12	0,004	0,87	0,008	51
72	38	1,891		2,99	0,027	0,11	0,001	0,82	0,003	45	1,534	2,94	0,044	0,13	0,003	0,77	0,006	53
90	61	1,867		3,02	0,023	0,12	0,001	0,79	0,003	47	1,440	2,94	0,046	0,13	0,003	0,76	0,006	56
108	51	1,767		3,01	0,022	0,12	0,001	0,77	0,003	39	1,427	2,95	0,039	0,13	0,003	0,81	0,006	61
126	47	1,670		3,04	0,018	0,12	0,001	0,79	0,003	52	1,359	2,95	0,033	0,13	0,003	0,75	0,006	62
144	42	1,767		3,04	0,016	0,12	0,001	0,81	0,003	46	1,310	2,96	0,029	0,13	0,003	0,77	0,005	68
162	39	1,513		3,05	0,016	0,12	0,001	0,83	0,003	49	1,266	2,96	0,026	0,13	0,002	0,76	0,005	65
180	51	1,427		3,06	0,015	0,12	0,001	0,78	0,002	39	1,156	2,97	0,026	0,13	0,002	0,81	0,005	64
216	46	1,326		3,06	0,013	0,12	0,001	0,80	0,002	51	1,110	2,97	0,025	0,13	0,002	0,76	0,005	62
252	49	1,215		3,06	0,010	0,12	0,001	0,79	0,002	49	1,056	2,97	0,019	0,13	0,001	0,76	0,005	63
288	47	1,159		3,06	0,010	0,12	0,001	0,79	0,001	50	1,027	2,97	0,015	0,13	0,001	0,76	0,004	67
Cenário:		$H_6V_BD_1$							$H_6V_MD_1$							$H_6V_AD_1$		
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m
54	67	14,296		1,87	0,092	0,48	0,071	0,44	0,020	77	13,625	1,75	0,081	0,61	0,062	0,40	0,018	88
72	73	11,290		1,87	0,086	0,49	0,064	0,44	0,019	86	11,650	1,74	0,068	0,62	0,060	0,39	0,018	95
90	81	10,011		1,87	0,084	0,48	0,063	0,43	0,019	91	11,469	1,78	0,059	0,58	0,056	0,39	0,017	99
108	81	9,981		1,88	0,078	0,48	0,061	0,43	0,019	94	10,807	1,74	0,051	0,62	0,053	0,38	0,012	108
126	91	9,159		1,87	0,077	0,49	0,060	0,41	0,018	95	10,470	1,75	0,050	0,61	0,049	0,38	0,012	111
144	91	8,924		1,87	0,072	0,49	0,058	0,41	0,018	100	10,321	1,72	0,049	0,65	0,045	0,37	0,012	114
162	98	8,825		1,88	0,069	0,48	0,057	0,41	0,017	104	9,681	1,74	0,045	0,61	0,044	0,37	0,011	120
180	87	7,470		1,84	0,067	0,51	0,056	0,41	0,017	99	9,237	1,74	0,042	0,62	0,043	0,38	0,011	119
216	101	7,299		1,88	0,066	0,49	0,055	0,41	0,016	115	8,655	1,74	0,038	0,62	0,040	0,37	0,010	126
252	99	7,156		1,86	0,064	0,49	0,053	0,41	0,016	108	7,987	1,77	0,036	0,58	0,037	0,38	0,008	125
288	106	7,012		1,88	0,062	0,48	0,052	0,40	0,016	114	7,327	1,74	0,035	0,62	0,035	0,37	0,009	125

Tabela 2. Resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) nos 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, com base nos diferentes esforços amostrais considerados no estudo-piloto (n_0) submetidos ao desenho amostral Grade Regular (G_R) (R: riqueza de espécies; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; D: índice de dominância de Simpson; J': índice de equabilidade de Pielou).

Grade: Grade Regular (G_R)																									
Cenário:		$H_3V_BD_1$								$H_3V_MD_1$								$H_3V_AD_1$							
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	46	2,037	1,83	0,038	0,49	0,030	0,56	0,009	49	1,631	1,79	0,056	0,54	0,035	0,53	0,011	52	2,059	1,84	0,080	0,53	0,083	0,53	0,022	
72	46	1,986	1,79	0,032	0,52	0,029	0,55	0,008	53	1,465	1,77	0,054	0,57	0,031	0,52	0,012	58	1,605	1,80	0,078	0,54	0,082	0,51	0,021	
90	47	1,747	1,82	0,031	0,49	0,027	0,55	0,008	56	1,399	1,76	0,045	0,57	0,027	0,51	0,010	60	1,517	1,86	0,075	0,51	0,077	0,53	0,021	
108	46	1,713	1,81	0,031	0,51	0,027	0,55	0,009	59	1,152	1,82	0,037	0,52	0,027	0,53	0,010	61	1,387	1,84	0,067	0,52	0,075	0,52	0,018	
126	47	1,747	1,81	0,028	0,50	0,024	0,55	0,008	58	1,348	1,81	0,033	0,53	0,027	0,53	0,010	65	1,314	1,84	0,065	0,53	0,071	0,52	0,017	
144	46	1,553	1,80	0,027	0,50	0,022	0,55	0,008	56	1,293	1,78	0,033	0,55	0,026	0,52	0,009	67	1,294	1,83	0,064	0,52	0,069	0,52	0,017	
162	47	1,542	1,81	0,026	0,49	0,021	0,55	0,007	59	1,226	1,78	0,032	0,56	0,026	0,52	0,009	64	1,217	1,84	0,063	0,53	0,068	0,52	0,017	
180	48	1,504	1,82	0,024	0,50	0,020	0,54	0,007	57	1,217	1,83	0,032	0,52	0,026	0,53	0,009	65	1,190	1,83	0,060	0,52	0,067	0,52	0,016	
216	49	1,479	1,82	0,023	0,49	0,018	0,54	0,006	59	1,205	1,80	0,031	0,54	0,025	0,52	0,008	69	1,110	1,83	0,059	0,53	0,065	0,51	0,016	
252	52	1,423	1,81	0,022	0,50	0,017	0,54	0,006	60	1,196	1,77	0,028	0,56	0,023	0,51	0,008	71	0,966	1,83	0,057	0,52	0,064	0,52	0,017	
288	52	1,353	1,82	0,020	0,49	0,016	0,54	0,005	60	1,175	1,78	0,025	0,56	0,023	0,51	0,008	72	0,896	1,83	0,055	0,53	0,065	0,51	0,016	
Cenário:		$H_3V_BD_2$								$H_3V_MD_2$								$H_3V_AD_2$							
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	45	3,457	2,99	0,020	0,10	0,002	0,89	0,003	47	2,875	2,94	0,029	0,12	0,003	0,84	0,007	51	3,416	2,94	0,024	0,14	0,002	0,84	0,006	
72	47	3,295	3,01	0,015	0,11	0,002	0,86	0,003	52	2,687	2,95	0,027	0,13	0,003	0,83	0,006	55	2,663	2,95	0,019	0,15	0,002	0,83	0,006	
90	61	2,966	3,03	0,013	0,12	0,002	0,87	0,003	56	2,540	2,95	0,020	0,13	0,002	0,84	0,005	54	2,658	2,95	0,019	0,15	0,002	0,81	0,006	
108	47	2,842	3,04	0,010	0,12	0,001	0,91	0,003	57	2,355	2,95	0,018	0,13	0,002	0,84	0,005	56	2,517	2,97	0,018	0,15	0,002	0,84	0,005	
126	45	2,652	3,05	0,010	0,12	0,001	0,93	0,002	59	2,321	2,96	0,017	0,13	0,002	0,85	0,005	60	2,357	2,97	0,016	0,15	0,002	0,83	0,005	
144	49	2,559	3,05	0,010	0,12	0,001	0,86	0,002	61	2,237	2,97	0,016	0,13	0,002	0,85	0,005	61	2,237	2,98	0,016	0,15	0,002	0,85	0,005	
162	51	2,460	3,05	0,008	0,12	0,001	0,87	0,002	60	2,126	2,97	0,014	0,13	0,002	0,84	0,005	59	2,156	2,98	0,014	0,15	0,002	0,83	0,004	
180	53	2,256	3,06	0,008	0,12	0,001	0,89	0,002	61	2,021	2,97	0,013	0,13	0,001	0,85	0,004	63	1,986	2,99	0,012	0,15	0,001	0,83	0,004	
216	52	2,021	3,06	0,007	0,12	0,000	0,90	0,002	59	1,988	2,97	0,013	0,13	0,001	0,86	0,004	67	1,747	2,99	0,010	0,15	0,001	0,82	0,004	
252	51	1,855	3,06	0,007	0,12	0,000	0,88	0,002	60	1,755	2,97	0,012	0,13	0,001	0,86	0,003	72	1,570	3,00	0,009	0,15	0,001	0,84	0,003	
288	52	1,655	3,06	0,003	0,12	0,000	0,87	0,001	60	1,636	2,97	0,009	0,13	0,001	0,84	0,003	73	1,466	3,00	0,008	0,15	0,001	0,83	0,003	
Cenário:		$H_6V_BD_1$								$H_6V_MD_1$								$H_6V_AD_1$							
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	53	11,963	1,81	0,091	0,51	0,074	0,46	0,020	67	14,536	1,69	0,089	0,64	0,068	0,40	0,024	74	23,296	1,65	0,148	0,62	0,149	0,38	0,037	
72	87	10,564	1,87	0,086	0,49	0,075	0,42	0,019	104	11,713	1,72	0,079	0,65	0,062	0,37	0,022	118	23,217	1,70	0,130	0,62	0,135	0,36	0,032	
90	92	9,049	1,87	0,084	0,50	0,072	0,41	0,018	102	11,255	1,72	0,073	0,64	0,058	0,37	0,018	111	22,217	1,73	0,128	0,59	0,135	0,37	0,032	
108	96	8,569	1,87	0,083	0,49	0,072	0,41	0,016	106	10,133	1,75	0,065	0,61	0,058	0,37	0,018	114	20,922	1,73	0,127	0,59	0,126	0,36	0,030	
126	101	7,455	1,85	0,072	0,51	0,068	0,40	0,017	110	9,254	1,77	0,061	0,60	0,057	0,38	0,017	120	17,255	1,70	0,125	0,62	0,126	0,36	0,030	
144	108	5,652	1,88	0,063	0,49	0,067	0,40	0,016	119	8,214	1,76	0,059	0,62	0,056	0,37	0,017	136	12,325	1,71	0,125	0,61	0,113	0,35	0,030	
162	105	4,230	1,88	0,060	0,49	0,060	0,40	0,015	113	7,541	1,70	0,056	0,66	0,052	0,36	0,017	122	9,546	1,71	0,113	0,60	0,118	0,36	0,028	
180	112	3,259	1,88	0,058	0,49	0,059	0,40	0,015	122	5,874	1,76	0,054	0,59	0,050	0,37	0,015	140	7,265	1,74	0,110	0,60	0,113	0,35	0,025	
216	116	3,130	1,90	0,055	0,48	0,057	0,40	0,014	126	3,393	1,77	0,051	0,59	0,049	0,37	0,014	143	4,265	1,72	0,102	0,60	0,102	0,35	0,023	
252	110	2,408	1,86	0,053	0,51	0,055	0,40	0,014	121	1,832	1,73	0,050	0,64	0,047	0,36	0,014	140	2,673	1,72	0,095	0,59	0,098	0,35	0,021	
288	117	1,642	1,85	0,052	0,51	0,055	0,39	0,013	127	1,538	1,75	0,048	0,58	0,042	0,36	0,012	144	1,302	1,71	0,088	0,61	0,096	0,34	0,020	

Tabela 3. Resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) nos 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, com base nos diferentes esforços amostrais considerados no estudo-piloto (n_0) submetidos ao desenho amostral Grade Estratificada-Aleatória (G_E) (R: riqueza de espécies; H' : índice de diversidade de Shannon-Wiener; D: índice de dominância de Simpson; J' : índice de equabilidade de Pielou).

Grade:		Grade Estratificada-Aleatória (G_E)																							
Cenário:		$H_3V_BD_1$						$H_3V_MD_1$						$H_3V_AD_1$											
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	52	1,984		1,99	0,039	0,49	0,027	0,50	0,009	52	2,257	1,91	0,059	0,56	0,051	0,48	0,017	63	2,188	2,05	0,082	0,52	0,083	0,49	0,022
72	51	1,701		2,04	0,031	0,49	0,025	0,52	0,009	53	1,755	1,96	0,049	0,53	0,045	0,49	0,014	66	1,572	2,09	0,076	0,54	0,079	0,50	0,021
90	53	1,670		2,05	0,030	0,49	0,024	0,52	0,008	57	1,429	1,96	0,036	0,55	0,033	0,48	0,011	72	1,318	2,11	0,076	0,54	0,076	0,49	0,020
108	55	1,631		2,05	0,030	0,50	0,024	0,51	0,008	61	1,447	1,98	0,035	0,54	0,031	0,48	0,011	75	1,209	2,12	0,075	0,54	0,074	0,49	0,020
126	57	1,631		2,09	0,030	0,49	0,023	0,52	0,008	63	1,414	1,99	0,035	0,56	0,031	0,48	0,010	76	1,174	2,14	0,075	0,52	0,073	0,49	0,020
144	60	1,572		2,06	0,029	0,50	0,023	0,50	0,008	64	1,326	2,04	0,033	0,52	0,028	0,49	0,010	74	1,146	2,17	0,075	0,52	0,075	0,50	0,019
162	61	1,569		2,09	0,028	0,50	0,022	0,51	0,008	65	1,266	2,05	0,032	0,54	0,025	0,49	0,010	79	1,021	2,15	0,072	0,53	0,074	0,49	0,019
180	63	1,432		2,11	0,027	0,50	0,022	0,51	0,007	65	1,214	2,05	0,031	0,54	0,023	0,49	0,008	80	0,996	2,15	0,070	0,53	0,067	0,49	0,018
216	62	1,268		2,12	0,027	0,49	0,020	0,51	0,008	66	1,126	2,08	0,031	0,52	0,021	0,50	0,008	81	0,966	2,16	0,068	0,53	0,066	0,49	0,018
252	64	1,126		2,14	0,026	0,49	0,019	0,52	0,007	66	0,951	2,03	0,030	0,57	0,021	0,49	0,007	79	0,924	2,19	0,061	0,52	0,067	0,50	0,015
288	65	0,986		2,13	0,025	0,49	0,017	0,51	0,007	67	0,813	2,09	0,027	0,53	0,019	0,50	0,007	81	0,903	2,15	0,056	0,54	0,055	0,49	0,013
Cenário:		$H_3V_BD_2$						$H_3V_MD_2$						$H_3V_AD_2$											
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	59	2,123		3,06	0,014	0,10	0,002	0,75	0,003	56	1,966	2,99	0,023	0,12	0,002	0,74	0,007	75	1,895	2,99	0,024	0,14	0,003	0,69	0,007
72	61	1,956		3,06	0,013	0,11	0,002	0,74	0,003	58	1,549	2,98	0,018	0,13	0,002	0,73	0,006	77	1,361	3,00	0,024	0,15	0,003	0,69	0,006
90	61	1,446		3,06	0,010	0,12	0,002	0,75	0,003	59	1,357	2,99	0,018	0,13	0,002	0,73	0,006	76	1,257	3,00	0,019	0,15	0,002	0,69	0,006
108	62	1,395		3,06	0,009	0,12	0,001	0,74	0,003	62	1,299	2,99	0,016	0,13	0,002	0,72	0,006	74	1,057	2,98	0,016	0,15	0,002	0,69	0,005
126	61	1,365		3,06	0,009	0,12	0,001	0,74	0,003	64	1,236	2,99	0,016	0,13	0,002	0,72	0,005	76	1,013	2,99	0,015	0,15	0,002	0,69	0,005
144	59	1,359		3,06	0,008	0,12	0,001	0,75	0,003	63	1,155	2,99	0,014	0,13	0,002	0,72	0,005	80	0,966	2,99	0,013	0,15	0,002	0,68	0,005
162	60	1,266		3,06	0,008	0,12	0,001	0,75	0,002	65	0,986	2,99	0,014	0,13	0,002	0,72	0,005	81	0,946	3,00	0,013	0,15	0,001	0,68	0,004
180	63	1,220		3,06	0,007	0,12	0,000	0,74	0,002	66	0,951	2,99	0,012	0,13	0,001	0,71	0,004	80	0,922	3,00	0,012	0,15	0,001	0,68	0,004
216	64	1,199		3,06	0,007	0,12	0,000	0,74	0,002	67	0,865	2,99	0,012	0,13	0,001	0,71	0,004	79	0,897	3,01	0,012	0,15	0,001	0,69	0,004
252	63	1,155		3,06	0,005	0,12	0,000	0,74	0,002	67	0,655	2,99	0,010	0,13	0,001	0,71	0,002	81	0,883	3,01	0,011	0,15	0,001	0,68	0,003
288	65	1,120		3,06	0,005	0,12	0,000	0,73	0,002	67	0,623	2,98	0,007	0,13	0,000	0,71	0,001	81	0,846	3,01	0,009	0,15	0,001	0,68	0,003
Cenário:		$H_6V_BD_1$						$H_6V_MD_1$						$H_6V_AD_1$											
n_0		R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g	R_m	R_g	H'_m	H'_g	D_m	D_g	J'_m	J'_g
54	76	8,175		1,89	0,090	0,52	0,069	0,44	0,018	88	8,811	1,73	0,064	0,63	0,056	0,39	0,017	102	13,805	1,83	0,152	0,53	0,144	0,40	0,037
72	87	8,172		1,92	0,079	0,50	0,066	0,43	0,018	98	8,553	1,79	0,061	0,58	0,054	0,39	0,016	112	10,912	1,81	0,152	0,56	0,140	0,38	0,036
90	96	7,622		1,89	0,076	0,51	0,062	0,41	0,016	101	7,455	1,78	0,058	0,59	0,048	0,39	0,014	114	9,283	1,82	0,143	0,54	0,140	0,38	0,036
108	103	7,438		1,90	0,074	0,50	0,059	0,41	0,016	109	7,026	1,75	0,046	0,61	0,048	0,37	0,014	124	8,438	1,83	0,143	0,54	0,136	0,38	0,035
126	117	6,570		1,90	0,072	0,48	0,058	0,40	0,015	116	6,755	1,75	0,046	0,62	0,046	0,37	0,013	127	8,127	1,83	0,130	0,55	0,133	0,38	0,032
144	125	6,102		1,91	0,069	0,48	0,056	0,40	0,014	124	6,553	1,70	0,043	0,65	0,046	0,35	0,012	130	7,255	1,81	0,123	0,55	0,127	0,37	0,031
162	134	5,231		1,88	0,064	0,50	0,055	0,38	0,014	131	6,515	1,76	0,042	0,61	0,044	0,36	0,012	134	5,693	1,83	0,121	0,55	0,122	0,37	0,030
180	138	5,033		1,90	0,064	0,50	0,052	0,39	0,014	135	4,891	1,78	0,042	0,65	0,042	0,36	0,011	140	5,648	1,82	0,115	0,55	0,116	0,37	0,029
216	136	4,575		1,89	0,062	0,50	0,051	0,38	0,013	137	3,754	1,79	0,038	0,60	0,042	0,36	0,011	145	5,327	1,83	0,108	0,55	0,113	0,37	0,028
252	137	3,386		1,89	0,059	0,50	0,049	0,38	0,013	139	3,582	1,77	0,035	0,62	0,040	0,36	0,011	149	5,084	1,80	0,089	0,56	0,105	0,36	0,025
288	138	2,604		1,91	0,055	0,51	0,049	0,39	0,013	140	2,900	1,78	0,031	0,65	0,038	0,36	0,010	151	2,621	1,83	0,080	0,54	0,101	0,36	0,023

Tabela 4 (continuação). Resultados dos descritores da comunidade bentônica (média e desvio-padrão) nos 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, com base nos diferentes esforços amostrais considerados no estudo-piloto (n_0) submetidos ao desenho amostral Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH}) (R: riqueza de espécies; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; D: índice de dominância de Simpson; J': índice de equabilidade de Pielou).

Grade:		Grade Estratificada-Hierarquizada (G_{EH})																						
Cenário:		$H_6V_BD_2$						$H_6V_MD_2$						$H_6V_AD_2$										
n_0	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g
54	92	2,666	2,99	0,012	0,12	0,001	0,66	0,005	95	2,660	2,95	0,021	0,14	0,003	0,65	0,008	96	2,655	2,93	0,023	0,15	0,002	0,64	0,008
72	109	2,513	3,00	0,011	0,13	0,001	0,64	0,004	107	2,413	2,96	0,020	0,14	0,003	0,63	0,008	108	1,838	2,93	0,022	0,15	0,002	0,63	0,007
90	119	2,243	3,00	0,010	0,13	0,001	0,63	0,003	116	2,366	2,96	0,019	0,15	0,003	0,62	0,007	119	1,660	2,93	0,020	0,15	0,002	0,61	0,007
108	125	1,956	2,99	0,009	0,13	0,001	0,62	0,002	123	2,137	2,96	0,019	0,15	0,002	0,62	0,006	125	1,651	2,93	0,019	0,16	0,002	0,61	0,006
126	134	1,795	2,99	0,008	0,13	0,001	0,61	0,002	129	2,013	2,96	0,018	0,15	0,002	0,61	0,006	134	1,514	2,94	0,018	0,16	0,002	0,60	0,006
144	138	1,660	2,99	0,009	0,13	0,001	0,61	0,002	134	1,656	2,97	0,017	0,15	0,002	0,61	0,006	140	1,427	2,94	0,016	0,16	0,002	0,59	0,005
162	134	1,632	2,99	0,009	0,13	0,001	0,61	0,002	135	1,522	2,97	0,014	0,15	0,002	0,61	0,006	142	1,325	2,93	0,015	0,16	0,002	0,59	0,005
180	136	1,456	2,99	0,007	0,13	0,000	0,61	0,002	136	1,459	2,98	0,013	0,15	0,001	0,61	0,005	148	1,236	2,95	0,014	0,16	0,001	0,59	0,005
216	137	1,326	2,99	0,006	0,13	0,000	0,61	0,002	134	1,345	2,97	0,012	0,15	0,001	0,61	0,004	145	1,199	2,93	0,012	0,16	0,001	0,59	0,004
252	141	1,215	2,99	0,007	0,14	0,000	0,60	0,002	139	1,136	2,97	0,011	0,16	0,001	0,60	0,004	147	1,150	2,94	0,010	0,16	0,001	0,59	0,004
288	140	1,001	2,99	0,007	0,14	0,000	0,61	0,001	138	1,012	2,99	0,011	0,16	0,001	0,61	0,003	148	1,020	2,94	0,008	0,17	0,001	0,59	0,004
Cenário:		$H_9V_BD_1$						$H_9V_MD_1$						$H_9V_AD_1$										
n_0	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g
54	126	11,705	1,95	0,110	0,53	0,089	0,40	0,021	134	8,971	1,64	0,101	0,78	0,089	0,33	0,023	137	8,975	1,72	0,190	0,66	0,180	0,35	0,043
72	137	9,605	1,90	0,109	0,53	0,086	0,39	0,020	137	8,165	1,67	0,094	0,68	0,081	0,34	0,022	150	7,837	1,73	0,176	0,66	0,179	0,35	0,043
90	143	7,256	1,82	0,099	0,52	0,086	0,37	0,020	147	8,093	1,68	0,090	0,78	0,078	0,34	0,021	151	7,654	1,73	0,170	0,69	0,178	0,34	0,042
108	147	6,098	1,88	0,096	0,53	0,082	0,38	0,020	150	7,494	1,64	0,089	0,74	0,071	0,33	0,019	158	7,144	1,76	0,169	0,67	0,165	0,35	0,039
126	153	6,063	1,88	0,093	0,53	0,080	0,37	0,019	155	7,155	1,65	0,074	0,69	0,068	0,33	0,019	165	6,605	1,78	0,167	0,67	0,162	0,35	0,039
144	159	5,946	1,88	0,093	0,52	0,075	0,37	0,018	161	6,703	1,62	0,065	0,78	0,066	0,32	0,017	169	6,327	1,74	0,159	0,66	0,158	0,34	0,038
162	166	5,570	1,88	0,093	0,52	0,073	0,37	0,018	162	6,236	1,71	0,061	0,72	0,062	0,34	0,017	173	5,689	1,72	0,153	0,66	0,153	0,33	0,038
180	170	5,383	1,91	0,084	0,54	0,070	0,37	0,018	164	5,880	1,66	0,058	0,69	0,059	0,33	0,016	176	5,406	1,75	0,135	0,67	0,145	0,34	0,036
216	173	3,755	1,92	0,081	0,53	0,068	0,38	0,016	168	5,630	1,68	0,057	0,74	0,054	0,33	0,016	179	4,766	1,75	0,123	0,67	0,142	0,34	0,033
252	172	3,582	1,91	0,077	0,52	0,066	0,37	0,015	173	5,528	1,72	0,050	0,70	0,053	0,33	0,016	181	3,334	1,77	0,103	0,66	0,139	0,34	0,029
288	174	2,150	1,92	0,075	0,51	0,059	0,37	0,014	174	4,708	1,75	0,047	0,73	0,048	0,34	0,014	182	2,526	1,76	0,094	0,66	0,136	0,34	0,028
Cenário:		$H_9V_BD_2$						$H_9V_MD_2$						$H_9V_AD_2$										
n_0	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g	R _m	R _g	H' _m	H' _g	D _m	D _g	J' _m	J' _g
54	116	3,187	2,91	0,013	0,13	0,001	0,61	0,004	105	5,439	2,85	0,042	0,16	0,007	0,61	0,012	125	5,292	2,81	0,041	0,18	0,005	0,58	0,010
72	127	2,477	2,91	0,016	0,13	0,001	0,60	0,003	116	4,671	2,85	0,037	0,16	0,006	0,60	0,011	134	4,522	2,83	0,034	0,18	0,005	0,58	0,011
90	135	2,231	2,91	0,011	0,13	0,001	0,59	0,002	130	4,411	2,87	0,035	0,16	0,005	0,59	0,008	138	4,639	2,85	0,028	0,18	0,004	0,58	0,009
108	139	2,323	2,92	0,011	0,13	0,001	0,59	0,002	128	3,028	2,89	0,036	0,16	0,005	0,60	0,010	142	5,135	2,87	0,031	0,18	0,004	0,58	0,008
126	149	2,673	2,92	0,010	0,13	0,001	0,58	0,002	135	3,000	2,87	0,030	0,16	0,006	0,59	0,011	149	3,129	2,86	0,025	0,18	0,003	0,57	0,007
144	153	1,984	2,92	0,007	0,13	0,001	0,58	0,002	140	3,955	2,89	0,036	0,16	0,006	0,58	0,010	157	2,368	2,88	0,021	0,18	0,002	0,57	0,006
162	167	1,447	2,92	0,009	0,13	0,001	0,57	0,001	153	3,233	2,86	0,027	0,16	0,005	0,57	0,009	170	2,176	2,85	0,021	0,18	0,003	0,55	0,006
180	172	0,875	2,91	0,008	0,13	0,001	0,57	0,002	162	3,884	2,86	0,026	0,16	0,004	0,56	0,008	175	4,426	2,83	0,020	0,18	0,002	0,55	0,006
216	173	1,669	2,91	0,006	0,13	0,001	0,57	0,002	160	2,473	2,86	0,025	0,16	0,006	0,56	0,011	181	1,997	2,85	0,021	0,18	0,002	0,55	0,005
252	171	0,946	2,91	0,009	0,13	0,001	0,57	0,002	172	1,137	2,86	0,022	0,16	0,004	0,55	0,008	185	1,146	2,83	0,018	0,18	0,003	0,54	0,008
288	175	0,745	2,91	0,007	0,13	0,001	0,56	0,001	178	0,308	2,86	0,019	0,16	0,005	0,55	0,009	186	0,846	2,83	0,019	0,18	0,002	0,54	0,005

APÊNDICE C:

Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais construídos em ambiente computacional, submetidos aos desenhos estratificados e não estratificados

Tabela 1. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H3VBD1																																																																																																																																																																																																							
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																														Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																									
n _g	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																														
n _i	M _{1i}	a _{1i}	M _{2i}	a _{2i}	M _{3i}	a _{3i}	M _{4i}	a _{4i}	M _{5i}	a _{5i}	M _{6i}	a _{6i}	M _{7i}	a _{7i}	M _{8i}	a _{8i}	M _{9i}	a _{9i}	M _{10i}	a _{10i}	M _{11i}	a _{11i}	M _{12i}	a _{12i}	M _{13i}	a _{13i}	M _{14i}	a _{14i}	M _{15i}	a _{15i}	M _{16i}	a _{16i}	M _{17i}	a _{17i}	M _{18i}	a _{18i}	M _{19i}	a _{19i}	M _{20i}	a _{20i}	M _{21i}	a _{21i}	M _{22i}	a _{22i}	M _{23i}	a _{23i}	M _{24i}	a _{24i}	M _{25i}	a _{25i}	M _{26i}	a _{26i}	M _{27i}	a _{27i}	M _{28i}	a _{28i}	M _{29i}	a _{29i}	M _{30i}	a _{30i}	M _{31i}	a _{31i}	M _{32i}	a _{32i}	M _{33i}	a _{33i}	M _{34i}	a _{34i}	M _{35i}	a _{35i}	M _{36i}	a _{36i}	M _{37i}	a _{37i}	M _{38i}	a _{38i}	M _{39i}	a _{39i}	M _{40i}	a _{40i}	M _{41i}	a _{41i}	M _{42i}	a _{42i}	M _{43i}	a _{43i}	M _{44i}	a _{44i}	M _{45i}	a _{45i}	M _{46i}	a _{46i}	M _{47i}	a _{47i}	M _{48i}	a _{48i}	M _{49i}	a _{49i}	M _{50i}	a _{50i}	M _{51i}	a _{51i}	M _{52i}	a _{52i}	M _{53i}	a _{53i}	M _{54i}	a _{54i}	M _{55i}	a _{55i}	M _{56i}	a _{56i}	M _{57i}	a _{57i}	M _{58i}	a _{58i}	M _{59i}	a _{59i}	M _{60i}	a _{60i}	M _{61i}	a _{61i}	M _{62i}	a _{62i}	M _{63i}	a _{63i}	M _{64i}	a _{64i}	M _{65i}	a _{65i}	M _{66i}	a _{66i}	M _{67i}	a _{67i}	M _{68i}	a _{68i}	M _{69i}	a _{69i}	M _{70i}	a _{70i}	M _{71i}	a _{71i}	M _{72i}	a _{72i}	M _{73i}	a _{73i}	M _{74i}	a _{74i}	M _{75i}	a _{75i}	M _{76i}	a _{76i}	M _{77i}	a _{77i}	M _{78i}	a _{78i}	M _{79i}	a _{79i}	M _{80i}	a _{80i}	M _{81i}	a _{81i}	M _{82i}	a _{82i}	M _{83i}	a _{83i}	M _{84i}	a _{84i}	M _{85i}	a _{85i}	M _{86i}	a _{86i}	M _{87i}	a _{87i}	M _{88i}	a _{88i}	M _{89i}	a _{89i}	M _{90i}	a _{90i}	M _{91i}	a _{91i}	M _{92i}	a _{92i}	M _{93i}	a _{93i}	M _{94i}	a _{94i}	M _{95i}	a _{95i}	M _{96i}	a _{96i}	M _{97i}	a _{97i}	M _{98i}	a _{98i}	M _{99i}	a _{99i}	M _{100i}	a _{100i}
18	13,6	2,89	14,2	2,99	13,5	2,81	12,6	3,62	12,7	2,82	11,0	1,70	9,9	2,48	10,5	2,06	9,3	2,55	8,1	2,70	8,7	3,21	11,8	2,50	12,3	2,58	11,7	2,43	10,8	3,13	11,0	2,44	9,5	1,47	8,6	2,14	9,1	1,78	8,0	2,20	7,0	2,33	7,5	2,77	8,1	1,71	8,4	1,77	8,0	1,66	7,4	2,15	7,5	1,67	6,5	1,00	5,9	1,47	6,2	1,22	5,5	1,51	4,8	1,60	5,1	1,90	5,4	1,60	7,9	1,66	7,5	1,56	7,0	2,01	7,1	1,56	6,1	0,94	5,5	1,37	5,8	1,14	5,1	1,41	4,5	1,50	4,8	1,78	6,5	1,38	6,8	1,43	6,5	1,35	6,0	1,73	6,1	1,35	5,2	0,81	4,8	1,19	5,1	0,99	4,4	1,22	3,9	1,29	4,2	1,50	5,6	1,38	6,8	1,43	6,5	1,34	6,0	1,73	6,1	1,35	5,2	0,81	4,7	1,18	5,0	0,99	4,4	1,22	3,9	1,29	4,1	1,53	5,6</																																																																			

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H3VB22																																											
Descr.:	Índice: H; α=0,05; β=0,10																Índice: H; α=0,05; β=0,20																											
n ₀	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288	
n ₁	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}				
18	5,0	0,26	4,6	0,31	4,3	0,29	4,0	0,19	3,6	0,21	3,2	0,22	2,9	0,21	2,6	0,23	2,2	0,15	1,9	0,15	1,5	0,20	4,3	0,22	4,0	0,26	3,7	0,25	3,4	0,17	3,1	0,18	2,8	0,19	2,5	0,18	2,2	0,20	1,9	0,13	1,6	0,13	1,3	0,18
36	3,4	0,18	3,2	0,21	3,0	0,20	2,7	0,13	2,4	0,15	2,2	0,15	2,0	0,14	1,8	0,16	1,5	0,10	1,3	0,10	1,0	0,14	3,0	0,15	2,7	0,18	2,6	0,17	2,4	0,11	2,1	0,13	1,9	0,13	1,7	0,12	1,5	0,14	1,3	0,09	1,1	0,09	0,9	0,12
54	2,8	0,14	2,6	0,17	2,4	0,16	2,2	0,11	2,0	0,12	1,8	0,12	1,6	0,12	1,4	0,13	1,2	0,08	1,0	0,08	0,8	0,11	2,4	0,12	2,2	0,15	2,1	0,14	1,9	0,09	1,7	0,10	1,5	0,10	1,4	0,10	1,2	0,11	1,1	0,07	0,9	0,07	0,7	0,10
72	2,4	0,12	2,2	0,15	2,1	0,14	1,9	0,09	1,7	0,10	1,5	0,10	1,4	0,10	1,2	0,11	1,1	0,07	0,9	0,07	0,7	0,10	2,1	0,11	1,9	0,13	1,8	0,12	1,6	0,08	1,5	0,09	1,3	0,09	1,2	0,09	1,1	0,09	0,9	0,06	0,8	0,06	0,6	0,08
90	2,1	0,11	2,0	0,13	1,8	0,12	1,7	0,08	1,5	0,09	1,4	0,09	1,2	0,09	1,1	0,10	0,9	0,06	0,8	0,06	0,6	0,09	1,8	0,10	1,7	0,11	1,6	0,11	1,5	0,07	1,3	0,08	1,2	0,08	1,1	0,08	0,9	0,08	0,8	0,06	0,7	0,06	0,6	0,08
108	1,9	0,10	1,8	0,12	1,7	0,11	1,5	0,07	1,4	0,08	1,3	0,08	1,1	0,08	1,0	0,09	0,9	0,06	0,7	0,06	0,6	0,08	1,7	0,09	1,5	0,10	1,5	0,10	1,3	0,06	1,2	0,07	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,08	0,7	0,05	0,6	0,05	0,5	0,07
126	1,8	0,09	1,7	0,11	1,6	0,10	1,4	0,07	1,3	0,08	1,2	0,08	1,0	0,08	0,9	0,08	0,8	0,05	0,7	0,05	0,5	0,07	1,6	0,08	1,4	0,10	1,3	0,09	1,2	0,06	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,07	0,8	0,07	0,7	0,05	0,6	0,05	0,5	0,06
144	1,7	0,09	1,5	0,10	1,5	0,10	1,3	0,06	1,2	0,07	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,08	0,7	0,05	0,6	0,05	0,5	0,07	1,5	0,08	1,3	0,09	1,3	0,08	1,2	0,06	1,0	0,06	0,9	0,06	0,8	0,06	0,7	0,07	0,6	0,04	0,5	0,04	0,4	0,06
162	1,6	0,08	1,5	0,10	1,4	0,09	1,3	0,06	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,07	0,8	0,07	0,7	0,05	0,6	0,05	0,5																							

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-A; Cenário: H3VB02																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																					
Descr.:		Índice D: α=0,05; β=0,10																														Índice D: α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																							
n _g		54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																																																																																																																																																																			
n ₁		M ₀₁	σ ₀₁	M ₁₁	σ ₁₁	M ₂₁	σ ₂₁	M ₃₁	σ ₃₁	M ₄₁	σ ₄₁	M ₅₁	σ ₅₁	M ₆₁	σ ₆₁	M ₇₁	σ ₇₁	M ₈₁	σ ₈₁	M ₉₁	σ ₉₁	M ₁₀₁	σ ₁₀₁	M ₁₁₁	σ ₁₁₁	M ₁₂₁	σ ₁₂₁	M ₁₃₁	σ ₁₃₁	M ₁₄₁	σ ₁₄₁	M ₁₅₁	σ ₁₅₁	M ₁₆₁	σ ₁₆₁	M ₁₇₁	σ ₁₇₁	M ₁₈₁	σ ₁₈₁	M ₁₉₁	σ ₁₉₁	M ₂₀₁	σ ₂₀₁	M ₂₁₁	σ ₂₁₁	M ₂₂₁	σ ₂₂₁	M ₂₃₁	σ ₂₃₁	M ₂₄₁	σ ₂₄₁	M ₂₅₁	σ ₂₅₁	M ₂₆₁	σ ₂₆₁	M ₂₇₁	σ ₂₇₁	M ₂₈₁	σ ₂₈₁																																																																																																																																																																																																																																																																																																												
18	17,2	1,09	16,2	1,19	15,4	1,32	14,9	1,01	13,6	0,74	12,7	0,99	12,0	0,82	11,2	1,10	10,4	0,67	9,5	0,65	8,6	0,70	14,9	0,94	14,0	1,03	13,3	1,14	12,9	0,87	11,8	0,64	11,0	0,86	10,4	0,71	9,7	0,95	9,0	0,58	8,2	0,57	7,4	0,61	10,2	0,65	9,6	0,70	9,1	0,78	8,8	0,60	8,1	0,44	7,5	0,59	7,1	0,49	6,6	0,65	6,2	0,40	5,6	0,39	5,1	0,42	5,4	0,54	4,9	0,60	9,0	0,66	8,5	0,73	8,2	0,56	7,5	0,41	7,0	0,55	6,7	0,45	6,2	0,61	5,8	0,37	5,2	0,36	4,8	0,39	8,3	0,52	7,8	0,57	7,4	0,63	7,1	0,48	6,5	0,36	6,1	0,47	5,8	0,39	5,4	0,53	5,0	0,32	4,5	0,31	4,1	0,34	7,1	0,45	6,7	0,49	6,3	0,55	6,1	0,41	5,6	0,31	5,3	0,41	5,0	0,34	4,6	0,45	4,3	0,28	3,9	0,27	3,6	0,29	6,3	0,46	6,9	0,51	6,6	0,56	6,3	0,43	5,8	0,32	5,4	0,42	5,1	0,35	4,8	0,47	4,4	0,29	4,0	0,28	3,7	0,30	5,8	0,37	5,4	0,60	5,4	0,52	4,4	0,44	4,1	0,26	3,7	0,25	3,3	0,27	5,3	0,34	5,0	0,37	4,8	0,41	4,6	0,31	4,2	0,23	3,9	0,31	3,7	0,25	3,5	0,34	3,2	0,21	2,9	0,20	2,7	0,22	5,0	0,32	4,7	0,34	4,5	0,38	4,3	0,29	3,9	0,22	3,7	0,29	3,5	0,24	3,2	0,32	3,0	0,19	2,7	0,19	2,5	0,20	4,7	0,30	4,4	0,32	4,2	0,36	4,1	0,27	3,7	0,20	3,5	0,27	3,3	0,26	3,1	0,21	2,9	0,22	4,5	0,28	4,2	0,31	4,0	0,34	3,9	0,26	3,5	0,19	3,3	0,26	3,1	0,21	2,9	0,28	2,7	0,17	2,4	0,17	2,2	0,18	4,9	0,31	4,6	0,34	4,4	0,38	4,2	0,29	3,9	0,21	3,6	0,28	3,4	0,22	3,2	0,31	3,0	0,19	2,7	0,19	2,5	0,20	4,3	0,27	4,0	0,29	3,8	0,33	3,7	0,25	3,4	0,18	3,1	0,24	3,0	0,20	2,8	0,27	2,6	0,17	2,3	0,16	2,1	0,17	4,1	0,26	3,8	0,28	3,6	0,31	3,5	0,24	3,2	0,18	3,0	0,23	2,8	0,19	2,6	0,26	2,5	0,16	2,2	0,15	2,0	0,17	3,8	0,24	3,5	0,26	3,4	0,29	3,3	0,22	3,0	0,16	2,8	0,22	2,6	0,18	2,4	0,24	2,3	0,15	2,1	0,14	1,9	0,15	3,6	0,23	3,4	0,25	3,2	0,28	3,1	0,21	2,9	0,16	2,7	0,27	2,5	0,16	2,2	0,15	2,0</

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H3VAD1																																																							
Descr.:	Índice: H ₁ α=0,05; β=0,10																												Índice: H ₂ α=0,05; β=0,20																											
n ₀	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n ₁	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}												
18	14,6	0,85	13,6	1,11	12,8	0,80	12,1	1,16	11,5	1,27	10,8	0,89	10,1	0,98	9,3	1,20	8,5	1,09	7,8	0,89	7,2	0,97	12,6	0,74	11,8	0,96	11,1	0,69	10,5	1,00	10,0	1,10	9,4	0,77	8,7	0,84	8,1	1,04	7,4	0,94	6,8	0,77	6,2	0,84												
36	10,0	0,58	9,3	0,76	8,8	0,55	8,3	0,80	7,9	0,87	7,4	0,61	6,9	0,67	6,4	0,82	5,9	0,75	5,4	0,61	4,9	0,67	8,6	0,50	8,1	0,66	7,6	0,48	7,2	0,69	6,8	0,75	6,4	0,52	6,0	0,58	5,5	0,71	5,1	0,64	4,6	0,53	4,3	0,58												
54	8,1	0,47	7,6	0,62	7,1	0,45	6,7	0,64	6,4	0,71	6,0	0,49	5,6	0,54	5,2	0,66	4,7	0,60	4,3	0,49	4,0	0,54	7,0	0,41	6,5	0,53	6,1	0,38	5,8	0,56	5,5	0,61	5,2	0,42	4,8	0,47	4,5	0,57	4,1	0,52	3,7	0,43	3,5	0,47												
72	7,0	0,41	6,5	0,53	6,1	0,38	5,8	0,55	5,5	0,61	5,2	0,42	4,8	0,47	4,5	0,57	4,1	0,52	3,7	0,43	3,4	0,46	6,0	0,35	5,6	0,46	5,3	0,33	5,0	0,48	4,8	0,53	4,5	0,37	4,2	0,40	3,8	0,49	3,5	0,45	3,2	0,37	3,0	0,40												
90	6,2	0,36	5,8	0,47	5,4	0,34	5,2	0,49	4,9	0,54	4,6	0,38	4,3	0,42	4,0	0,51	3,6	0,46	3,3	0,38	3,1	0,41	5,4	0,31	5,0	0,41	4,7	0,30	4,5	0,43	4,2	0,47	4,0	0,33	3,7	0,36	3,4	0,44	3,1	0,40	2,9	0,37	2,7	0,36												
108	5,7	0,33	5,3	0,43	5,0	0,31	4,7	0,45	4,5	0,49	4,2	0,34	3,9	0,38	3,6	0,47	3,3	0,42	3,0	0,35	2,8	0,38	4,9	0,29	4,6	0,37	4,3	0,27	4,1	0,39	3,9	0,43	3,6	0,30	3,4	0,33	3,1	0,40	2,9	0,37	2,6	0,30	2,4	0,33												
126	5,2	0,31	4,9	0,40	4,6	0,29	4,3	0,42	4,1	0,46	3,9	0,32	3,6	0,35	3,3	0,43	3,1	0,39	2,8	0,32	2,6	0,35	4,5	0,26	4,2	0,35	4,0	0,25	3,8	0,36	3,6	0,40	3,4	0,27	3,1	0,30	2,9	0,37	2,6	0,34	2,4	0,28	2,2	0,30												
144	4,9	0,29	4,6	0,37	4,3	0,27	4,1	0,39	3,9	0,43	3,6	0,30	3,4	0,33	3,1	0,40	2,9	0,36	2,6	0,30	2,4	0,33	4,2	0,25	4,0	0,32	3,7	0,23	3,5	0,34	3,3	0,37	3,1	0,26	2,9	0,28	2,7	0,35	2,5	0,32	2,3	0,26	2,1	0,28												
162	4,6	0,27	4,3	0,35	4,0	0,25	3,8	0,37	3,6	0,40	3,4	0,28	3,2</																																											

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H3VA02																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																											
Descr.:	Índice: H; α=0,05; β=0,10																								Índice: H; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																																																																																			
n ₀	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288																																																																																																																																																																																																																																																							
n ₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₁₁	σ ₁₁	M ₀₂	σ ₀₂	M ₁₂	σ ₁₂	M ₀₃	σ ₀₃	M ₁₃	σ ₁₃	M ₀₄	σ ₀₄	M ₁₄	σ ₁₄	M ₀₅	σ ₀₅	M ₁₅	σ ₁₅	M ₀₆	σ ₀₆	M ₁₆	σ ₁₆	M ₀₇	σ ₀₇	M ₁₇	σ ₁₇	M ₀₈	σ ₀₈	M ₁₈	σ ₁₈	M ₀₉	σ ₀₉	M ₁₉	σ ₁₉	M ₀₁	σ ₀₁	M ₁₁	σ ₁₁	M ₀₂	σ ₀₂	M ₁₂	σ ₁₂	M ₀₃	σ ₀₃	M ₁₃	σ ₁₃	M ₀₄	σ ₀₄	M ₁₄	σ ₁₄	M ₀₅	σ ₀₅	M ₁₅	σ ₁₅	M ₀₆	σ ₀₆	M ₁₆	σ ₁₆	M ₀₇	σ ₀₇	M ₁₇	σ ₁₇	M ₀₈	σ ₀₈	M ₁₈	σ ₁₈	M ₀₉	σ ₀₉	M ₁₉	σ ₁₉																																																																																																																																																																																																																																																																				
18	17,3	1,35	16,1	0,79	14,4	1,12	13,4	1,03	12,3	0,95	11,3	0,74	9,8	0,91	8,7	0,81	7,5	0,60	6,4	0,67	5,1	0,66	14,9	1,17	13,9	0,68	12,4	0,96	11,6	0,89	10,7	0,82	9,7	0,64	8,5	0,78	7,5	0,70	6,5	0,52	5,5	0,58	4,4	0,57	10,2	0,80	9,5	0,47	8,5	0,66	8,0	0,61	7,3	0,56	6,7	0,44	5,8	0,54	5,2	0,48	4,4	0,35	3,8	0,40	3,0	0,39	54	9,6	0,75	8,9	0,44	8,0	0,62	7,4	0,57	6,8	0,53	6,2	0,41	5,4	0,50	4,8	0,45	4,2	0,33	3,5	0,37	2,8	0,37	7,1	0,56	6,6	0,33	5,9	0,46	5,5	0,42	5,1	0,39	4,7	0,30	4,0	0,37	3,6	0,33	3,1	0,25	2,6	0,28	2,1	0,27	90	7,4	0,58	6,9	0,34	6,1	0,48	5,7	0,44	5,3	0,41	4,8	0,31	4,2	0,39	3,7	0,34	3,2	0,29	3,0	0,29	2,2	0,28	6,4	0,50	5,9	0,28	5,3	0,41	4,9	0,38	4,5	0,35	4,1	0,27	3,6	0,33	3,2	0,30	2,8	0,22	2,3	0,25	1,9	0,21	108	6,7	0,52	6,3	0,31	5,6	0,43	5,2	0,40	4,8	0,37	4,4	0,29	3,8	0,35	3,4	0,31	2,9	0,23	2,5	0,26	2,0	0,26	5,8	0,45	5,4	0,28	4,8	0,37	4,5	0,34	4,1	0,32	3,8	0,25	3,3	0,30	2,9	0,27	2,5	0,20	2,1	0,23	1,7	0,22	126	6,2	0,48	5,8	0,28	5,2	0,40	4,8	0,37	4,4	0,34	4,0	0,27	3,5	0,32	3,1	0,29	2,7	0,21	2,3	0,24	1,8	0,24	5,4	0,42	5,0	0,24	4,5	0,35	4,2	0,32	3,8	0,30	3,5	0,23	3,0	0,28	2,7	0,25	2,3	0,19	2,0	0,21	1,6	0,21	144	5,8	0,45	5,4	0,26	4,8	0,37	4,5	0,34	4,1	0,32	3,8	0,25	3,3	0,30	2,9	0,27	2,5	0,20	2,1	0,23	1,7	0,18	1,5	0,19	162	5,5	0,43	5,1	0,25	4,5	0,33	4,2	0,32	3,9	0,30	3,6	0,23	3,1	0,29	2,7	0,26	2,4	0,19	2,0	0,21	1,6	0,21	4,7	0,37	4,4	0,22	3,9	0,30	3,7	0,28	3,4	0,26	3,1	0,20	2,7	0,25	2,4	0,22	2,0	0,16	1,7	0,18	1,4	0,18	180	5,2	0,40	4,8	0,24	4,3	0,33	4,0	0,31	3,7	0,28	3,4	0,22	2,9	0,27	2

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-A; Cenário: H6VB1																																															
Descr.:		Índice: D; α=0,05; β=0,10																								Índice: D; α=0,05; β=0,20																							
n _g		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54	72	90	108	126	144	162	180	216	252	288															
n ₁		M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁	M ₁₁	σ ₁																
18		20,6	2,81	19,5	3,84	18,9	3,13	17,7	3,86	15,9	3,19	15,3	3,35	15,0	3,56	14,7	3,38	13,3	3,64	12,1	3,45	11,8	2,91	17,8	2,43	16,8	3,32	16,4	2,71	15,3	3,33	13,7	2,75	13,2	2,89	13,0	3,08	12,7	2,92	11,5	3,15	10,5	2,98	10,2	2,52				
36		14,1	1,93	13,3	2,63	13,0	2,15	12,2	2,64	10,9	2,18	10,5	2,29	10,3	2,44	10,1	2,32	9,1	2,49	8,3	2,36	8,1	2,00	12,2	1,66	11,5	2,27	11,2	1,86	10,5	2,28	9,4	1,89	9,0	1,98	8,9	2,11	8,7	2,00	7,9	2,16	7,2	2,04	7,0	1,73				
54		11,4	1,56	10,8	2,13	10,5	1,74	9,8	2,14	8,8	1,77	8,5	1,85	8,3	1,97	8,1	1,87	7,4	2,02	6,7	1,91	6,5	1,61	9,9	1,35	9,3	1,84	9,1	1,50	8,5	1,85	7,6	1,53	7,3	1,60	7,2	1,70	7,0	1,62	6,4	1,74	5,8	1,65	5,6	1,40				
72		9,8	1,34	9,3	1,83	9,0	1,50	8,5	1,84	7,6	1,52	7,3	1,62	7,2	1,70	7,0	1,61	6,4	1,74	5,8	1,65	5,6	1,39	8,5	1,16	8,0	1,58	7,8	1,29	7,3	1,59	6,5	1,32	6,3	1,38	6,2	1,47	6,1	1,39	5,5	1,50	5,0	1,42	4,9	1,20				
90		8,8	1,20	8,3	1,63	8,1	1,33	7,6	1,64	6,8	1,36	6,5	1,40	6,4	1,52	6,2	1,44	5,7	1,55	5,2	1,47	5,0	1,24	7,6	1,03	7,2	1,41	7,0	1,15	6,5	1,42	5,8	1,37	5,6	1,23	5,5	1,31	5,4	1,24	4,9	1,34	4,5	1,27	4,3	1,07				
108		8,0	1,09	7,5	1,49	7,3	1,22	6,9	1,50	6,2	1,24	5,9	1,30	5,8	1,38	5,7	1,31	5,2	1,41	4,7	1,34	4,6	1,13	6,9	0,94	6,5	1,29	6,3	1,05	6,0	1,29	5,3	1,07	5,1	1,12	5,0	1,19	4,9	1,13	4,5	1,22	4,1	1,16	4,0	0,98				
126		7,4	1,01	7,0	1,38	6,8	1,12	6,4	1,38	5,7	1,14	5,5	1,20	5,4	1,28	5,3	1,21	4,8	1,31	4,3	1,24	4,2	1,05	6,4	0,87	6,0	1,19	5,9	0,97	5,5	1,20	4,9	0,92	4,7	1,04	4,7	1,10	4,6	1,05	4,1	1,13	3,8	1,07	3,7	0,90				
144		6,9	0,94	6,5	1,29	6,3	1,05	6,0	1,29	5,3	1,07	5,1	1,12	5,0	1,19	4,9	1,13	4,5	1,22	4,1	1,16	4,0	0,98	6,0	0,81	5,6	1,11	5,5	0,91	5,1	1,12	4,6	0,99	4,4	0,97	4,4	1,03	4,3	0,98	3,9	1,05	3,5	1,00	3,4	0,84				
162		6,5	0,89	6,1	1,21	6,0	0,99	5,6	1,22	5,0	1,01	4,8	1,06	4,7	1,12	4,6	1,07	4,2	1,15	3,8	1,09	3,7	0,92	5,6	0,77</																								

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H6VB2																																															
Descr.:	Índice: H: $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																								Índice: H: $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																							
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288					
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}						
18	5,4	0,28	5,0	0,32	4,7	0,35	4,2	0,29	3,9	0,23	3,5	0,24	3,2	0,21	2,7	0,20	2,4	0,18	2,0	0,19	1,6	0,20	4,7	0,24	4,4	0,28	4,1	0,30	3,6	0,25	3,3	0,20	3,0	0,21	2,7	0,18	2,4	0,17	2,1	0,16	1,7	0,17	1,4	0,17				
36	3,7	0,19	3,5	0,22	3,2	0,24	2,8	0,20	2,6	0,16	2,4	0,16	2,2	0,14	1,9	0,13	1,7	0,12	1,4	0,13	1,1	0,14	3,2	0,16	3,0	0,19	2,8	0,20	2,5	0,17	2,3	0,13	2,1	0,14	1,9	0,12	1,6	0,12	1,4	0,11	1,2	0,11	1,0	0,12				
54	3,0	0,15	2,8	0,18	2,6	0,19	2,3	0,16	2,1	0,13	1,9	0,13	1,8	0,11	1,5	0,11	1,3	0,10	1,1	0,11	0,9	0,11	2,6	0,13	2,4	0,15	2,3	0,17	2,0	0,14	1,9	0,11	1,7	0,11	1,5	0,10	1,3	0,09	1,2	0,09	1,0	0,09	0,8	0,10				
72	2,6	0,13	2,4	0,15	2,3	0,16	2,0	0,14	1,8	0,11	1,7	0,11	1,5	0,10	1,3	0,09	1,2	0,09	1,0	0,09	0,8	0,10	2,2	0,11	2,1	0,13	1,9	0,14	1,7	0,12	1,6	0,09	1,4	0,10	1,3	0,08	1,1	0,08	1,0	0,08	0,8	0,08	0,7	0,08				
90	2,3	0,12	2,1	0,14	2,0	0,15	1,8	0,12	1,6	0,10	1,5	0,10	1,4	0,09	1,2	0,08	1,0	0,08	0,8	0,08	0,7	0,09	2,0	0,10	1,9	0,12	1,7	0,13	1,5	0,11	1,4	0,08	1,3	0,09	1,2	0,08	1,0	0,07	0,9	0,07	0,7	0,07	0,6	0,07				
108	2,1	0,11	2,0	0,12	1,8	0,13	1,6	0,11	1,5	0,09	1,4	0,09	1,2	0,08	1,1	0,08	0,9	0,07	0,8	0,07	0,6	0,08	1,8	0,09	1,7	0,11	1,6	0,12	1,4	0,10	1,3	0,08	1,2	0,08	1,1	0,07	0,9	0,07	0,8	0,06	0,7	0,06	0,5	0,07				
126	1,9	0,10	1,8	0,12	1,7	0,12	1,5	0,10	1,4	0,08	1,3	0,09	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,07	0,7	0,07	0,6	0,07	1,7	0,09	1,6	0,10	1,5	0,11	1,3	0,09	1,2	0,07	1,1	0,07	1,0	0,06	0,9	0,06	0,7	0,06	0,6	0,06	0,5	0,06				
144	1,8	0,09	1,7	0,11	1,6	0,12	1,4	0,10	1,3	0,08	1,2	0,08	1,1	0,07	0,9	0,07	0,8	0,06	0,7	0,06	0,5	0,07	1,6	0,08	1,5	0,09	1,4	0,10	1,2	0,08	1,1	0,07	1,0	0,07	0,9	0,06	0,8	0,06	0,7	0,05	0,6	0,06	0,5	0,06				
162	1,7	0,09	1,6	0,10	1,5	0,11	1,3	0,09	1,2	0,07	1,1																																					

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-A; Cenário: H9VAD1																																																																																							
Descr.:	Índice: H ₁ α=0,05; β=0,10																												Índice: H ₂ α=0,05; β=0,20																																																											
n ₀	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288			
n ₁	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{L1}	α _{L1}																																
18	11,9	1,87	10,9	1,38	10,8	1,71	9,9	1,25	8,5	1,21	8,5	1,11	8,6	1,23	7,8	1,19	7,3	1,58	6,8	1,24	6,1	1,67	10,3	1,61	9,4	1,19	9,3	1,48	8,5	1,08	7,4	1,05	7,3	0,96	7,4	1,06	6,7	1,02	6,3	1,37	5,9	1,07	5,2	1,44	11,9	1,87	10,9	1,38	10,8	1,71	9,9	1,25	8,5	1,21	8,5	1,11	8,6	1,23	7,8	1,19	7,3	1,58	6,8	1,24	6,1	1,67																						
36	8,2	1,28	7,4	0,95	7,4	1,17	6,8	0,85	5,8	0,83	5,8	0,76	5,9	0,84	5,3	0,81	5,0	1,08	4,7	0,85	4,2	1,15	7,1	1,11	6,4	0,82	6,4	1,01	5,8	0,74	5,0	0,72	5,0	0,66	5,1	0,73	4,6	0,70	4,3	0,94	4,0	0,73	3,6	0,90	8,2	1,28	7,4	0,95	7,4	1,17	6,8	0,85	5,8	0,83	5,8	0,76	5,9	0,84	5,3	0,81	5,0	1,08	4,7	0,85	4,2	1,15																						
54	6,6	1,03	6,0	0,77	6,0	0,95	5,5	0,69	4,7	0,67	4,7	0,62	4,7	0,68	4,3	0,66	4,1	0,88	3,8	0,69	3,4	0,93	5,7	0,89	5,2	0,66	5,2	0,82	4,7	0,60	4,1	0,58	4,1	0,53	4,1	0,59	3,7	0,57	3,5	0,76	3,3	0,59	2,9	0,80	6,6	1,03	6,0	0,77	6,0	0,95	5,5	0,69	4,7	0,67	4,7	0,62	4,7	0,68	4,3	0,66	4,1	0,88	3,8	0,69	3,4	0,93																						
72	5,7	0,89	5,2	0,66	5,2	0,82	4,7	0,59	4,1	0,58	4,1	0,53	4,1	0,59	3,7	0,57	3,5	0,76	3,2	0,59	2,9	0,80	4,9	0,77	4,5	0,57	4,5	0,71	4,1	0,51	3,5	0,50	3,5	0,46	3,5	0,51	3,2	0,49	3,0	0,65	2,8	0,51	2,5	0,69	5,7	0,89	5,2	0,66	5,2	0,82	4,7	0,59	4,1	0,58	4,1	0,53	4,1	0,59	3,7	0,57	3,5	0,76	3,2	0,59	2,9	0,80																						
90	5,1	0,80	4,6	0,59	4,6	0,73	4,2	0,53	3,6	0,52	3,6	0,47	3,6	0,52	3,3	0,51	3,1	0,67	2,9	0,53	2,6	0,71	4,4	0,69	4,0	0,51	4,0	0,51	4,0	0,63	3,6	0,46	3,1	0,45	3,1	0,41	3,1	0,45	2,9	0,44	2,7	0,58	2,5	0,46	2,2	0,62	5,1	0,80	4,6	0,59	4,6	0,73	4,2	0,53	3,6	0,52	3,6	0,47	3,6	0,52	3,3	0,51	3,1	0,67	2,9	0,53	2,6	0,71																				
108	4,6	0,72	4,2	0,54	4,2	0,66	3,8	0,48	3,3	0,47	3,3	0,43	3,3	0,48	3,0	0,46	2,8	0,61	2,6	0,48	2,4	0,																																																																		

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 1 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_A (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-R; Cenário: H3VB1																																															
Descr.:	Índice: H ₁ α=0,05; β=0,10																								Índice: H ₂ α=0,05; β=0,20																							
n ₀	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288					
n ₁	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}						
18	6,5	0,76	6,8	1,50	6,0	1,16	5,5	0,66	5,2	1,12	4,8	1,11	4,5	0,87	4,4	0,79	3,9	0,89	3,6	0,82	3,2	0,99	5,6	0,66	5,9	1,29	5,2	1,00	4,7	0,57	4,5	0,97	4,2	0,96	3,9	0,75	3,8	0,69	3,4	0,77	3,1	0,71	2,8	0,86				
36	4,5	0,52	4,6	1,03	4,1	0,79	3,7	0,45	3,6	0,77	3,3	0,76	3,1	0,60	3,0	0,54	2,7	0,61	2,4	0,56	2,2	0,68	3,9	0,45	4,0	0,89	3,6	0,69	3,2	0,39	3,1	0,67	2,9	0,66	2,7	0,52	2,6	0,47	2,3	0,53	2,1	0,49	1,9	0,59				
54	3,6	0,42	3,8	0,83	3,3	0,64	3,0	0,37	2,9	0,62	2,7	0,62	2,5	0,48	2,4	0,44	2,2	0,49	2,0	0,45	1,8	0,55	3,1	0,36	3,2	0,72	2,9	0,56	2,6	0,32	2,5	0,54	2,3	0,53	2,1	0,42	2,1	0,38	1,9	0,43	1,7	0,39	1,5	0,48				
72	3,1	0,36	3,2	0,71	2,9	0,55	2,6	0,32	2,5	0,54	2,3	0,53	2,1	0,42	2,1	0,38	1,9	0,42	1,7	0,39	1,5	0,47	2,7	0,31	2,8	0,62	2,5	0,48	2,3	0,27	2,1	0,46	2,0	0,46	1,9	0,36	1,8	0,33	1,6	0,37	1,5	0,34	1,3	0,41				
90	2,8	0,32	2,9	0,64	2,6	0,49	2,3	0,28	2,2	0,48	2,1	0,47	1,9	0,37	1,9	0,34	1,7	0,38	1,5	0,35	1,4	0,42	2,4	0,28	2,5	0,55	2,2	0,43	2,0	0,24	1,9	0,41	1,8	0,41	1,7	0,32	1,6	0,29	1,5	0,33	1,3	0,30	1,2	0,37				
108	2,5	0,29	2,6	0,58	2,3	0,45	2,1	0,26	2,0	0,44	1,9	0,43	1,7	0,34	1,7	0,31	1,5	0,34	1,4	0,32	1,2	0,39	2,2	0,25	2,3	0,50	2,0	0,39	1,8	0,22	1,7	0,38	1,6	0,37	1,5	0,27	1,3	0,30	1,2	0,27	1,1	0,33						
126	2,3	0,27	2,4	0,54	2,2	0,42	2,0	0,24	1,9	0,40	1,7	0,40	1,6	0,31	1,6	0,28	1,4	0,32	1,3	0,29	1,1	0,36	2,0	0,24	2,1	0,46	1,9	0,36	1,7	0,20	1,6	0,35	1,5	0,35	1,4	0,27	1,4	0,25	1,2	0,28	1,1	0,25	1,0	0,31				
144	2,2	0,25	2,3	0,50	2,0	0,39	1,8	0,22	1,7	0,38	1,6	0,37	1,5	0,29	1,5	0,27	1,3	0,30	1,2	0,27	1,1	0,33	1,9	0,22	2,0	0,43	1,7	0,34	1,6	0,19	1,5	0,33	1,4	0,32	1,3	0,25	1,3	0,23	1,1	0,26	1,0	0,24	0,9	0,29				
162	2,1	0,24	2,1	0,47	1,9	0,37	1,7	0,21	1,6	0,35	1,5	0,35	1,4	0,28	1,4	0,25	1,2	0,28	1,1																													

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-R; Cenário: H3VMD1																																																																																																																																																																																																																																																																																														
Descr.:		Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																																																		Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																																																																																																																																																																												
n_0		54										72										90										108										126										144										162										180										216										252										288											54										72										90										108										126										144										162										180										216										252										288																																																																											
n_1		M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{02}	σ_{02}	M_{12}	σ_{12}	M_{03}	σ_{03}	M_{13}	σ_{13}	M_{04}	σ_{04}	M_{14}	σ_{14}	M_{05}	σ_{05}	M_{15}	σ_{15}	M_{06}	σ_{06}	M_{16}	σ_{16}	M_{07}	σ_{07}	M_{17}	σ_{17}	M_{08}	σ_{08}	M_{18}	σ_{18}	M_{09}	σ_{09}	M_{19}	σ_{19}	M_{10}	σ_{10}	M_{20}	σ_{20}	M_{21}	σ_{21}	M_{22}	σ_{22}	M_{23}	σ_{23}	M_{24}	σ_{24}	M_{25}	σ_{25}	M_{26}	σ_{26}	M_{27}	σ_{27}	M_{28}	σ_{28}	M_{29}	σ_{29}	M_{30}	σ_{30}	M_{31}	σ_{31}	M_{32}	σ_{32}	M_{33}	σ_{33}	M_{34}	σ_{34}	M_{35}	σ_{35}	M_{36}	σ_{36}	M_{37}	σ_{37}	M_{38}	σ_{38}	M_{39}	σ_{39}	M_{40}	σ_{40}	M_{41}	σ_{41}	M_{42}	σ_{42}	M_{43}	σ_{43}	M_{44}	σ_{44}	M_{45}	σ_{45}	M_{46}	σ_{46}	M_{47}	σ_{47}	M_{48}	σ_{48}	M_{49}	σ_{49}	M_{50}	σ_{50}	M_{51}	σ_{51}	M_{52}	σ_{52}	M_{53}	σ_{53}	M_{54}	σ_{54}	M_{55}	σ_{55}	M_{56}	σ_{56}	M_{57}	σ_{57}	M_{58}	σ_{58}	M_{59}	σ_{59}	M_{60}	σ_{60}	M_{61}	σ_{61}	M_{62}	σ_{62}	M_{63}	σ_{63}	M_{64}	σ_{64}	M_{65}	σ_{65}	M_{66}	σ_{66}	M_{67}	σ_{67}	M_{68}	σ_{68}	M_{69}	σ_{69}	M_{70}	σ_{70}	M_{71}	σ_{71}	M_{72}	σ_{72}	M_{73}	σ_{73}	M_{74}	σ_{74}	M_{75}	σ_{75}	M_{76}	σ_{76}	M_{77}	σ_{77}	M_{78}	σ_{78}	M_{79}	σ_{79}	M_{80}	σ_{80}	M_{81}	σ_{81}	M_{82}	σ_{82}	M_{83}	σ_{83}	M_{84}	σ_{84}	M_{85}	σ_{85}	M_{86}	σ_{86}	M_{87}	σ_{87}	M_{88}	σ_{88}	M_{89}	σ_{89}	M_{90}	σ_{90}	M_{91}	σ_{91}	M_{92}	σ_{92}	M_{93}	σ_{93}	M_{94}	σ_{94}	M_{95}	σ_{95}	M_{96}	σ_{96}	M_{97}	σ_{97}	M_{98}	σ_{98}	M_{99}	σ_{99}	M_{100}	σ_{100}	M_{101}	σ_{101}	M_{102}	σ_{102}	M_{103}	σ_{103}	M_{104}	σ_{104}	M_{105}	σ_{105}	M_{106}	σ_{106}	M_{107}	σ_{107}	M_{108}	σ_{108}	M_{109}	σ_{109}	M_{110}	σ_{110}	M_{111}	σ_{111}	M_{112}	σ_{112}	M_{113}	σ_{113}	M_{114}	σ_{114}	M_{115}	σ_{115}	M_{116}	σ_{116}	M_{117}	σ_{117}	M_{118}	σ_{118}	M_{119}	σ_{119}	M_{120}	σ_{120}	M_{121}	σ_{121}	M_{122}	σ_{122}	M_{123}	σ_{123}	M_{124}	σ_{124}	M_{125}	σ_{125}	M_{126}	σ_{126}	M_{127}	σ_{127}	M_{128}	σ_{128}	M_{129}	σ_{129}	M_{130}	σ_{130}	M_{131}	σ_{131}	M_{132}	σ_{132}	M_{133}	σ_{133}	M_{134}	σ_{134}	M_{135}	σ_{135}	M_{136}	σ_{136}	M_{137}	σ_{137}	M_{138}	σ_{138}	M_{139}	σ_{139}	M_{140}	σ_{140}	M_{141}	σ_{141}	M_{142}	σ_{142}	M_{143}	σ_{143}	M_{144}

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-R; Cenário: H6VB01																																																							
Descr.:		Índice: H ₁ α=0,05; β=0,10																												Índice: H ₂ α=0,05; β=0,20																											
n ₀		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n ₁		M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}	M _{H1}	α _{H1}												
18		7,4	1,45	9,2	1,33	9,9	2,01	8,9	1,45	8,9	1,70	7,5	1,26	7,4	1,50	6,6	1,17	6,0	1,41	5,7	1,08	5,2	1,10	6,4	1,25	8,0	1,15	8,5	1,73	7,7	1,26	7,7	1,47	6,5	1,08	6,4	1,30	5,7	1,01	5,1	1,22	4,9	0,93	4,5	0,95												
36		5,1	0,99	6,3	0,91	6,8	1,37	6,1	1,00	6,1	1,17	5,1	0,86	5,1	1,03	4,5	0,80	4,1	0,97	3,9	0,74	3,6	0,75	4,4	0,86	5,5	0,79	5,8	1,19	5,3	0,86	5,3	1,01	4,4	0,74	4,4	0,89	3,9	0,69	3,5	0,84	3,3	0,64	3,1	0,65												
54		4,1	0,80	5,1	0,74	5,5	1,11	4,9	0,81	4,9	0,94	4,2	0,70	4,1	0,83	3,6	0,65	3,3	0,78	3,1	0,60	2,9	0,61	3,6	0,69	4,4	0,64	4,7	0,96	4,3	0,70	4,3	0,81	3,6	0,60	3,5	0,72	3,1	0,56	2,9	0,62	2,5	0,53														
72		3,5	0,69	4,4	0,63	4,7	0,96	4,3	0,69	4,2	0,81	3,6	0,60	3,5	0,72	3,1	0,56	2,8	0,67	2,7	0,51	2,5	0,52	3,1	0,60	3,8	0,55	4,1	0,83	3,7	0,60	3,7	0,70	3,1	0,52	3,0	0,62	2,7	0,48	2,5	0,58	2,3	0,44	2,2	0,45												
90		3,2	0,62	3,9	0,57	4,2	0,85	3,8	0,62	3,8	0,72	3,2	0,53	3,1	0,64	2,8	0,50	2,5	0,60	2,4	0,46	2,2	0,47	2,7	0,53	3,4	0,49	3,6	0,74	3,3	0,53	3,3	0,63	2,8	0,46	2,7	0,55	2,4	0,43	2,2	0,52	2,1	0,40	1,9	0,40												
108		2,9	0,56	3,6	0,52	3,8	0,78	3,5	0,56	3,5	0,66	2,9	0,49	2,9	0,58	2,6	0,45	2,3	0,55	2,2	0,42	2,0	0,43	2,5	0,49	3,1	0,45	3,3	0,67	3,0	0,49	3,0	0,57	2,5	0,42	2,5	0,50	2,2	0,39	2,0	0,47	1,9	0,36	1,7	0,37												
126		2,7	0,52	3,3	0,48	3,5	0,72	3,2	0,52	3,2	0,61	2,7	0,45	2,6	0,54	2,4	0,42	2,1	0,51	2,0	0,39	1,9	0,39	2,3	0,45	2,9	0,41	3,1	0,62	2,8	0,45	2,8	0,53	2,3	0,39	2,3	0,47	2,0	0,36	1,8	0,44	1,8	0,33	1,6	0,34												
144		2,5	0,49	3,1	0,45	3,3	0,67	3,0	0,49	3,0	0,57	2,5	0,42	2,5	0,50	2,2	0,39	2,0	0,47	1,9	0,36	1,7	0,37	2,2	0,42	2,7	0,38	2,9	0,58	2,6	0,42	2,6	0,49	2,2	0,36	2,1	0,44	1,9	0,34	1,7	0,41	1,6	0,31	1,5	0,32												
162		2,3	0,46	2,9	0,42	3,1	0,63	2,8	0,46	2,8	0,54	2																																													

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-R; Cenário: H6VMD1																																																	
Descr.:		Índice: H; α=0,05; β=0,10																									Índice: H; α=0,05; β=0,20																								
n _g		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54	72	90	108	126	144	162	180	216	252	288																	
n ₁		M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}	M _{H1}	σ _{H1}																		
18	9,2	1,96	1,20	1,63	1,14	2,25	1,07	1,88	9,9	2,28	9,2	1,44	9,1	1,36	7,9	1,41	7,2	1,30	6,8	1,68	5,8	1,74	7,9	1,70	10,4	1,41	9,9	1,95	9,3	1,63	8,6	1,97	8,0	1,25	7,9	1,17	6,8	1,22	6,2	1,13	5,9	1,45	5,0	1,50							
36	6,3	1,35	8,2	1,12	7,8	1,54	7,4	1,29	6,8	1,56	6,3	0,99	6,3	0,93	5,4	0,97	4,9	0,89	4,7	1,15	4,0	1,19	5,4	1,16	7,1	0,97	6,8	1,33	6,4	1,12	5,9	1,35	5,5	0,85	5,4	0,80	4,7	0,84	4,3	0,77	4,0	1,00	3,4	1,03							
54	5,1	1,09	6,7	0,90	6,3	1,25	5,9	1,04	5,5	1,26	5,1	0,80	5,1	0,75	4,4	0,78	4,0	0,72	3,8	0,93	3,2	0,96	4,4	0,94	5,7	0,78	5,5	1,08	5,1	0,90	4,7	1,09	4,4	0,69	4,4	0,65	3,8	0,68	3,5	0,62	3,3	0,80	2,8	0,83							
72	4,4	0,94	5,7	0,78	5,5	1,08	5,1	0,90	4,7	1,09	4,4	0,69	4,4	0,65	3,8	0,68	3,4	0,62	3,2	0,80	2,8	0,83	3,8	0,81	5,0	0,67	4,7	0,93	4,4	0,78	4,1	0,94	3,8	0,60	3,8	0,56	3,3	0,58	3,0	0,54	2,8	0,69	2,4	0,72							
90	3,9	0,84	5,1	0,69	4,9	0,96	4,6	0,80	4,2	0,97	3,9	0,61	3,9	0,58	3,4	0,60	3,1	0,56	2,9	0,72	2,5	0,74	3,4	0,72	4,4	0,60	4,2	0,83	4,0	0,69	3,7	0,84	3,4	0,53	3,4	0,50	2,9	0,52	2,7	0,48	2,5	0,62	2,1	0,64							
108	3,6	0,76	4,7	0,63	4,4	0,87	4,2	0,73	3,8	0,89	3,6	0,56	3,5	0,53	3,1	0,55	2,8	0,51	2,6	0,65	2,2	0,68	3,1	0,66	4,0	0,55	3,8	0,76	3,6	0,63	3,3	0,77	3,1	0,48	3,1	0,46	2,7	0,47	2,4	0,44	2,3	0,56	1,9	0,58							
126	3,3	0,70	4,3	0,59	4,1	0,81	3,9	0,68	3,6	0,82	3,3	0,52	3,3	0,49	2,8	0,51	2,6	0,47	2,4	0,60	2,1	0,62	2,9	0,61	3,7	0,51	3,5	0,70	3,3	0,58	3,1	0,71	2,9	0,45	2,8	0,42	2,5	0,44	2,2	0,40	2,1	0,52	1,8	0,54							
144	3,1	0,66	4,0	0,55	3,8	0,76	3,6	0,63	3,3	0,76	3,1	0,48	3,1	0,46	2,7	0,47	2,4	0,44	2,3	0,56	1,9	0,58	2,7	0,57	3,5	0,47	3,3	0,65	3,1	0,55	2,9	0,66	2,7	0,42	2,6	0,39	2,3	0,41	2,1	0,38	2,0	0,49	1,7	0,50							
162	2,9	0,62	3,8	0,52	3,6	0,71	3,4	0,60	3,1	0,72	2,9	0,46	2,9	0,43	2,5	0,45	2,3	0,41	2,1	0,53	1,8	0,55	2,5	0,54	3,3	0,45	3,1	0,61	2,9	0,51	2,6	0,62	2,5	0,39																	

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-R; Cenário: H6VMD2																																																																																							
Descr.:	Índice: H; $\alpha=0,05; \beta=0,10$																												Índice: H; $\alpha=0,05; \beta=0,20$																																																											
n ₀	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288			
n ₁	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{M1}	σ_{M1}																																
18	9,2	0,36	8,7	0,43	8,3	0,23	7,5	0,32	6,9	0,30	6,0	0,30	5,5	0,31	4,7	0,27	4,2	0,19	3,5	0,24	2,8	0,26	2,1	0,23	1,6	0,21	1,1	0,19	0,8	0,17	0,5	0,15	0,4	0,13	0,3	0,11	0,23	0,6	0,16	0,3	0,16	0,3	0,21	2,5	0,23	1,8	0,23	1,1	0,21	0,4	0,17	0,16	0,15																																			
36	6,3	0,24	6,0	0,29	5,7	0,16	5,1	0,22	4,8	0,21	4,1	0,20	3,8	0,21	3,2	0,18	2,9	0,13	2,4	0,17	2,0	0,17	1,5	0,16	1,1	0,15	0,8	0,14	0,6	0,12	0,4	0,11	0,3	0,09	0,23	0,13	0,28	0,16	0,25	0,11	0,21	0,14	0,17	0,16	0,13	0,12	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10																																					
54	5,1	0,20	4,8	0,24	4,6	0,13	4,2	0,18	3,8	0,17	3,3	0,16	3,0	0,17	2,6	0,15	2,3	0,11	2,0	0,13	1,6	0,15	1,2	0,14	0,9	0,12	0,7	0,11	0,5	0,10	0,4	0,09	0,3	0,08	0,23	0,13	0,20	0,09	0,17	0,12	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05																																						
72	4,4	0,17	4,2	0,21	3,9	0,11	3,6	0,15	3,3	0,14	2,9	0,14	2,6	0,15	2,2	0,13	2,0	0,09	1,7	0,12	1,4	0,13	1,1	0,12	0,8	0,11	0,6	0,10	0,4	0,09	0,3	0,08	0,23	0,13	0,20	0,09	0,17	0,12	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02	0,01																																				
90	3,9	0,15	3,7	0,18	3,5	0,10	3,2	0,14	3,0	0,13	2,6	0,13	2,3	0,13	2,0	0,11	1,8	0,08	1,5	0,10	1,2	0,11	0,9	0,10	0,7	0,11	0,5	0,09	0,3	0,08	0,23	0,13	0,20	0,09	0,17	0,12	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02	0,01																																						
108	3,6	0,14	3,4	0,17	3,2	0,09	2,9	0,12	2,7	0,12	2,3	0,11	2,1	0,12	1,8	0,10	1,6	0,07	1,4	0,09	1,1	0,10	0,8	0,11	0,6	0,10	0,4	0,09	0,3	0,08	0,23	0,13	0,20	0,09	0,17	0,12	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02	0,01																																						
126	3,3	0,13	3,1	0,15	3,0	0,08	2,7	0,11	2,5	0,11	2,2	0,11	2,0	0,11	1,7	0,10	1,5	0,07	1,3	0,09	1,0	0,09	0,7	0,10	0,5	0,09	0,3	0,08	0,23	0,13	0,20	0,09	0,17	0,12	0,14	0,13	0,12	0																																																		

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-R; Cenário: H9VMD1																																																																
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																														Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																			
n_0	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288															
n_1	M_{01}	α_{01}	M_{11}	α_{11}	M_{21}	α_{21}	M_{31}	α_{31}	M_{41}	α_{41}	M_{51}	α_{51}	M_{61}	α_{61}	M_{71}	α_{71}	M_{81}	α_{81}	M_{91}	α_{91}	M_{101}	α_{101}	M_{111}	α_{111}	M_{121}	α_{121}	M_{131}	α_{131}	M_{141}	α_{141}	M_{151}	α_{151}	M_{161}	α_{161}	M_{171}	α_{171}	M_{181}	α_{181}	M_{191}	α_{191}	M_{201}	α_{201}	M_{211}	α_{211}	M_{221}	α_{221}	M_{231}	α_{231}	M_{241}	α_{241}	M_{251}	α_{251}	M_{261}	α_{261}	M_{271}	α_{271}	M_{281}	α_{281}								
18	27,3	3,67	25,7	4,66	22,6	4,14	23,6	4,59	20,9	3,51	21,2	4,37	19,7	5,15	20,3	4,78	17,6	5,19	15,0	3,91	13,9	3,21	23,5	3,08	22,2	4,03	19,6	3,58	20,3	3,97	18,0	3,03	18,3	3,78	17,1	4,45	17,6	4,13	15,2	4,48	13,0	3,37	12,0	2,77	16,1	2,41	15,2	2,76	13,4	2,45	13,9	2,72	12,3	2,08	12,6	2,59	11,7	3,05	12,0	2,83	10,4	3,07	8,9	2,31	8,2	1,90
36	18,7	2,45	17,6	3,19	15,5	2,84	16,1	3,15	14,3	2,41	14,5	3,00	13,5	3,53	13,9	3,27	12,1	3,56	10,3	2,68	9,5	2,20	16,1	2,11	15,2	2,76	13,4	2,45	13,9	2,72	12,3	2,08	12,6	2,59	11,7	3,05	12,0	2,83	10,4	3,07	8,9	2,31	8,2	1,90	13,0	1,71	12,3	2,23	10,8	1,98	11,3	2,20	10,0	1,68	10,2	2,09	9,4	2,46	9,7	2,29	8,4	2,49	7,2	1,87	6,7	1,53
54	15,1	1,98	14,2	2,58	12,5	2,29	13,0	2,54	11,6	1,95	11,7	2,42	10,9	2,85	11,3	2,65	9,8	2,88	8,3	2,16	7,7	1,78	13,0	1,71	12,3	2,23	10,8	1,98	11,3	2,20	10,0	1,68	10,2	2,09	9,4	2,46	9,7	2,29	8,4	2,49	7,2	1,87	6,7	1,53	11,2	1,47	10,6	1,92	9,3	1,71	9,7	1,90	8,6	1,45	8,8	1,81	8,1	2,12	8,4	1,97	7,3	2,14	6,2	1,61	5,7	1,32
72	13,0	1,70	12,2	2,23	10,8	1,98	11,2	2,19	10,0	1,68	10,1	2,09	9,4	2,46	9,7	2,28	8,4	2,48	7,2	1,86	6,6	1,53	11,2	1,47	10,6	1,92	9,3	1,71	9,7	1,90	8,6	1,45	8,8	1,81	8,1	2,12	8,4	1,97	7,3	2,14	6,2	1,61	5,7	1,32	10,0	1,31	9,4	1,72	8,3	1,52	8,7	1,69	7,7	1,29	7,8	1,61	7,3	1,89	7,5	1,76	6,5	1,91	5,5	1,44	5,1	1,18
90	11,6	1,52	10,9	2,28	9,6	1,76	10,0	1,96	8,9	1,50	9,0	1,86	8,4	2,19	8,7	2,03	7,5	2,21	6,4	1,66	5,9	1,37	10,0	1,31	9,4	1,72	8,3	1,52	8,7	1,69	7,7	1,29	7,8	1,61	7,3	1,89	7,5	1,76	6,5	1,91	5,5	1,44	5,1	1,18	9,1	1,20	8,6	1,56	7,6	1,39	7,9	1,54	7,0	1,18	7,1	1,47	6,6	1,73	6,8	1,60	5,9	1,74	5,0	1,31	4,7	1,08
108	10,6	1,39	10,0	1,81	8,8	1,61	9,1	1,78	8,1	1,36	8,2	1,70	7,7																																																					

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-R; Cenário: H9VAD1																																															
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																																																
n_0																																																	
	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288								
n_1	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}	M_{n1}	σ_{n1}			
18	20,3	3,82	20,3	4,02	17,6	3,94	15,0	3,26	14,9	2,44	13,4	3,01	13,6	2,48	12,3	3,12	12,1	2,77	10,7	2,39	11,5	3,40	17,5	3,30	17,5	3,47	15,2	3,40	12,9	2,81	12,8	2,11	11,6	2,60	11,7	2,14	10,6	2,70	10,4	2,39	9,2	2,07	9,9	2,94					
36	13,9	2,62	13,9	2,75	12,0	2,70	10,3	2,23	10,2	1,67	9,2	2,06	9,3	1,70	8,4	2,14	8,3	1,90	7,3	1,64	7,8	2,33	12,0	2,26	12,0	2,38	10,4	2,33	8,9	1,93	8,8	1,45	7,9	1,78	8,0	1,47	7,3	1,85	7,1	1,64	6,3	1,42	6,8	2,01					
54	11,2	2,12	11,3	2,23	9,7	2,18	8,3	1,80	8,2	1,35	7,4	1,67	7,5	1,37	6,8	1,73	6,7	1,53	5,9	1,32	6,3	1,88	9,7	1,83	9,7	1,92	8,4	1,89	7,2	1,56	7,1	1,17	6,4	1,44	6,5	1,19	5,9	1,49	5,8	1,33	5,1	1,14	5,5	1,63					
72	9,7	1,83	9,7	1,92	8,4	1,88	7,1	1,56	7,1	1,17	6,4	1,44	6,5	1,18	5,9	1,49	5,8	1,32	5,1	1,14	5,5	1,62	8,4	1,58	8,4	1,66	7,3	1,63	6,2	1,34	6,1	1,01	5,5	1,24	5,6	1,02	5,1	1,29	5,0	1,14	4,4	0,99	4,7	1,40					
90	8,6	1,63	8,6	1,71	7,5	1,68	6,4	1,39	6,3	1,04	5,7	1,28	5,8	1,06	5,2	1,33	5,1	1,18	4,5	1,02	4,9	1,45	7,5	1,41	7,5	1,48	6,5	1,45	5,5	1,20	5,5	0,90	4,9	1,11	5,0	0,91	4,5	1,15	4,4	1,02	3,9	0,88	4,2	1,25					
108	7,9	1,48	7,9	1,56	6,8	1,53	5,8	1,26	5,8	0,95	5,2	1,17	5,3	0,96	4,8	1,21	4,7	1,07	4,1	0,93	4,4	1,32	6,8	1,28	6,8	1,35	5,9	1,32	5,0	1,09	5,0	0,82	4,5	1,01	4,5	0,83	4,1	1,05	4,0	0,93	3,6	0,80	3,8	1,14					
126	7,3	1,37	7,3	1,44	6,3	1,41	5,4	1,17	5,3	0,88	4,8	1,08	4,9	0,89	4,4	1,12	4,3	0,99	3,8	0,86	4,1	1,22	6,3	1,19	6,3	1,25	5,4	1,22	4,6	1,01	4,6	0,76	4,2	0,93	4,2	0,77	3,8	0,97	3,7	0,86	3,3	0,74	3,6	1,05					
144	6,8	1,28	6,8	1,35	5,9	1,32	5,0	1,09	5,0	0,82	4,5	1,01	4,5	0,83	4,1	1,05	4,0	0,93	3,6	0,80	3,8	1,14	5,9	1,11	5,9	1,17	5,1	1,14	4,3	0,94	4,3	0,71	3,9	0,87	3,9	0,72	3,6	0,90	3,5	0,80	3,1	0,69	3,3	0,98					
162	6,4	1,21	6,4	1,27	5,6	1,24	4,7	1,03	4,7	0,77	4,2	0,95	4,3	0,78	3,9	0,99	3,8	0,87																															

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 2 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_R (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-E; Cenário: H6VB2D																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																																Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																																	
n _g	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288																																																																																																																																																																																																													
n ₁	M ₁₁	σ ₁₁	M ₁₂	σ ₁₂	M ₁₃	σ ₁₃	M ₁₄	σ ₁₄	M ₁₅	σ ₁₅	M ₁₆	σ ₁₆	M ₁₇	σ ₁₇	M ₁₈	σ ₁₈	M ₁₉	σ ₁₉	M ₂₀	σ ₂₀	M ₂₁	σ ₂₁	M ₂₂	σ ₂₂	M ₂₃	σ ₂₃	M ₂₄	σ ₂₄	M ₂₅	σ ₂₅	M ₂₆	σ ₂₆	M ₂₇	σ ₂₇	M ₂₈	σ ₂₈	M ₂₉	σ ₂₉	M ₃₀	σ ₃₀	M ₃₁	σ ₃₁	M ₃₂	σ ₃₂	M ₃₃	σ ₃₃	M ₃₄	σ ₃₄	M ₃₅	σ ₃₅	M ₃₆	σ ₃₆	M ₃₇	σ ₃₇	M ₃₈	σ ₃₈	M ₃₉	σ ₃₉	M ₄₀	σ ₄₀	M ₄₁	σ ₄₁	M ₄₂	σ ₄₂	M ₄₃	σ ₄₃	M ₄₄	σ ₄₄	M ₄₅	σ ₄₅	M ₄₆	σ ₄₆	M ₄₇	σ ₄₇	M ₄₈	σ ₄₈	M ₄₉	σ ₄₉	M ₅₀	σ ₅₀	M ₅₁	σ ₅₁	M ₅₂	σ ₅₂	M ₅₃	σ ₅₃	M ₅₄	σ ₅₄	M ₅₅	σ ₅₅	M ₅₆	σ ₅₆	M ₅₇	σ ₅₇	M ₅₈	σ ₅₈	M ₅₉	σ ₅₉	M ₆₀	σ ₆₀	M ₆₁	σ ₆₁	M ₆₂	σ ₆₂	M ₆₃	σ ₆₃	M ₆₄	σ ₆₄	M ₆₅	σ ₆₅	M ₆₆	σ ₆₆	M ₆₇	σ ₆₇	M ₆₈	σ ₆₈	M ₆₉	σ ₆₉	M ₇₀	σ ₇₀	M ₇₁	σ ₇₁	M ₇₂	σ ₇₂	M ₇₃	σ ₇₃	M ₇₄	σ ₇₄	M ₇₅	σ ₇₅	M ₇₆	σ ₇₆	M ₇₇	σ ₇₇	M ₇₈	σ ₇₈	M ₇₉	σ ₇₉	M ₈₀	σ ₈₀	M ₈₁	σ ₈₁	M ₈₂	σ ₈₂	M ₈₃	σ ₈₃	M ₈₄	σ ₈₄	M ₈₅	σ ₈₅	M ₈₆	σ ₈₆	M ₈₇	σ ₈₇	M ₈₈	σ ₈₈	M ₈₉	σ ₈₉	M ₉₀	σ ₉₀	M ₉₁	σ ₉₁	M ₉₂	σ ₉₂	M ₉₃	σ ₉₃	M ₉₄	σ ₉₄	M ₉₅	σ ₉₅	M ₉₆	σ ₉₆	M ₉₇	σ ₉₇	M ₉₈	σ ₉₈	M ₉₉	σ ₉₉	M ₁₀₀	σ ₁₀₀	M ₁₀₁	σ ₁₀₁	M ₁₀₂	σ ₁₀₂	M ₁₀₃	σ ₁₀₃	M ₁₀₄	σ ₁₀₄	M ₁₀₅	σ ₁₀₅	M ₁₀₆	σ ₁₀₆	M ₁₀₇	σ ₁₀₇	M ₁₀₈	σ ₁₀₈	M ₁₀₉	σ ₁₀₉	M ₁₁₀	σ ₁₁₀	M ₁₁₁	σ ₁₁₁	M ₁₁₂	σ ₁₁₂	M ₁₁₃	σ ₁₁₃	M ₁₁₄	σ ₁₁₄	M ₁₁₅	σ ₁₁₅	M ₁₁₆	σ ₁₁₆	M ₁₁₇	σ ₁₁₇	M ₁₁₈	σ ₁₁₈	M ₁₁₉	σ ₁₁₉	M ₁₂₀	σ ₁₂₀	M ₁₂₁	σ ₁₂₁	M ₁₂₂	σ ₁₂₂	M ₁₂₃	σ ₁₂₃	M ₁₂₄	σ ₁₂₄	M ₁₂₅	σ ₁₂₅	M ₁₂₆	σ ₁₂₆	M ₁₂₇	σ ₁₂₇	M ₁₂₈	σ ₁₂₈	M ₁₂₉	σ ₁₂₉	M ₁₃₀	σ ₁₃₀	M ₁₃₁	σ ₁₃₁	M ₁₃₂	σ ₁₃₂	M ₁₃₃	σ ₁₃₃	M ₁₃₄	σ ₁₃₄	M ₁₃₅	σ ₁₃₅	M ₁₃₆	σ ₁₃₆	M ₁₃₇	σ ₁₃₇	M ₁₃₈	σ ₁₃₈	M ₁₃₉	σ ₁₃₉	M ₁₄₀	σ ₁₄₀	M ₁₄₁	σ ₁₄₁	M ₁₄₂	σ ₁₄₂	M ₁₄₃	σ ₁₄₃	M ₁₄₄	σ ₁₄₄	M ₁₄₅	σ ₁₄₅	M ₁₄₆	σ ₁₄₆	M ₁₄₇	σ ₁₄₇	M ₁₄₈	σ ₁₄₈	M ₁₄₉	σ ₁₄₉	M ₁₅₀	σ ₁₅₀	M ₁₅₁	σ ₁₅₁	M ₁₅₂	σ ₁₅₂	M ₁₅₃	σ ₁₅₃	M ₁₅₄	σ ₁₅₄	M ₁₅₅	σ ₁₅₅

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H6VAD1																																																							
Descr.:		Índice: D; α=0,05; β=0,10																												Índice: D; α=0,05; β=0,20																											
n _g		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n ₁		M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₁	σ ₀₁														
18		81,0	15,55	76,6	7,38	67,6	9,97	65,6	7,20	62,5	8,23	56,3	7,58	52,2	6,37	50,0	7,48	48,3	7,07	43,0	6,84	39,6	6,22	70,5	13,54	66,7	6,43	59,0	8,70	57,1	6,27	54,4	7,16	49,2	6,63	45,6	5,56	43,8	6,55	42,4	6,21	37,7	6,00	34,7	5,46												
36		57,3	11,00	54,1	5,22	47,8	7,05	46,4	5,09	44,2	5,82	39,8	5,36	36,9	4,50	35,4	5,29	34,2	5,00	30,4	4,83	28,0	4,40	49,9	9,58	47,2	4,55	41,7	6,15	40,4	4,43	38,4	5,06	34,8	4,69	32,3	3,93	31,0	4,63	30,0	4,39	26,7	4,24	24,5	3,86												
54		46,7	8,98	44,2	4,26	39,0	5,75	37,8	4,16	36,1	4,75	32,5	4,38	30,2	3,68	28,9	4,32	27,9	4,08	24,8	3,95	22,8	3,59	40,7	7,82	38,5	3,71	34,1	5,02	33,0	3,62	31,4	4,13	28,4	3,83	26,3	3,21	25,3	3,78	24,5	3,59	21,8	3,46	20,0	3,15												
72		40,5	7,78	38,3	3,69	33,8	4,98	32,8	3,60	31,3	4,12	28,1	3,79	26,1	3,18	25,0	3,74	24,2	3,54	21,5	3,42	19,8	3,11	35,3	6,77	33,4	3,22	29,5	4,35	28,6	3,14	27,2	3,58	24,6	3,32	22,8	2,78	21,9	3,28	21,2	3,11	18,9	3,00	17,3	2,73												
90		36,2	6,96	34,2	3,30	30,2	4,46	29,3	3,22	28,0	3,68	25,2	3,39	23,4	2,85	22,4	3,35	21,6	3,16	19,2	3,06	17,7	2,78	31,5	6,06	29,8	2,88	26,4	3,89	25,5	2,80	24,3	3,20	22,0	2,97	20,4	2,49	19,6	2,98	17,0	2,78	16,9	2,68	15,5	2,44												
108		33,1	6,35	31,3	3,01	27,6	4,07	26,8	2,94	25,5	3,36	23,0	3,10	21,3	2,60	20,4	3,06	19,7	2,89	17,5	2,79	16,1	2,54	28,8	5,53	27,2	2,63	24,1	3,55	23,3	2,56	22,2	2,92	20,1	2,71	18,6	2,27	17,9	2,68	17,3	2,54	15,4	2,45	14,2	2,23												
126		30,6	5,88	28,9	2,79	25,5	3,72	24,8	2,72	23,6	3,11	21,3	2,87	19,1	2,41	18,9	2,83	18,3	2,67	16,2	2,58	14,9	2,35	26,6	5,12	25,2	2,43	22,3	3,29	21,6	2,37	20,6	2,71	18,6	2,51	17,2	2,10	16,5	2,48	16,0	2,35	14,3	2,27	13,1	2,06												
144		28,6	5,50	27,1	2,61	23,5	3,57	23,2	2,54	22,1	2,91	19,9	2,68	18,5	2,25	17,7	2,65	17,1	2,50	15,2	2,42	14,0	2,20	24,0	4,79	23,6	2,27	20,9	3,08	20,2	2,22	19,2	2,53	17,4																							

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H6VAD2																																																																																																																																																																																																																																																																															
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																														Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																		
n _g	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																							
n ₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₁₁	σ ₁₁	M ₂₁	σ ₂₁	M ₃₁	σ ₃₁	M ₄₁	σ ₄₁	M ₅₁	σ ₅₁	M ₆₁	σ ₆₁	M ₇₁	σ ₇₁	M ₈₁	σ ₈₁	M ₉₁	σ ₉₁	M ₁₀₁	σ ₁₀₁	M ₁₁₁	σ ₁₁₁	M ₁₂₁	σ ₁₂₁	M ₁₃₁	σ ₁₃₁	M ₁₄₁	σ ₁₄₁	M ₁₅₁	σ ₁₅₁	M ₁₆₁	σ ₁₆₁	M ₁₇₁	σ ₁₇₁	M ₁₈₁	σ ₁₈₁	M ₁₉₁	σ ₁₉₁	M ₂₀₁	σ ₂₀₁	M ₂₁₁	σ ₂₁₁	M ₂₂₁	σ ₂₂₁	M ₂₃₁	σ ₂₃₁	M ₂₄₁	σ ₂₄₁	M ₂₅₁	σ ₂₅₁	M ₂₆₁	σ ₂₆₁	M ₂₇₁	σ ₂₇₁	M ₂₈₁	σ ₂₈₁	M ₂₉₁	σ ₂₉₁	M ₃₀₁	σ ₃₀₁	M ₃₁₁	σ ₃₁₁	M ₃₂₁	σ ₃₂₁	M ₃₃₁	σ ₃₃₁	M ₃₄₁	σ ₃₄₁	M ₃₅₁	σ ₃₅₁	M ₃₆₁	σ ₃₆₁	M ₃₇₁	σ ₃₇₁	M ₃₈₁	σ ₃₈₁	M ₃₉₁	σ ₃₉₁	M ₄₀₁	σ ₄₀₁	M ₄₁₁	σ ₄₁₁	M ₄₂₁	σ ₄₂₁	M ₄₃₁	σ ₄₃₁	M ₄₄₁	σ ₄₄₁	M ₄₅₁	σ ₄₅₁	M ₄₆₁	σ ₄₆₁	M ₄₇₁	σ ₄₇₁	M ₄₈₁	σ ₄₈₁	M ₄₉₁	σ ₄₉₁	M ₅₀₁	σ ₅₀₁	M ₅₁₁	σ ₅₁₁	M ₅₂₁	σ ₅₂₁	M ₅₃₁	σ ₅₃₁	M ₅₄₁	σ ₅₄₁	M ₅₅₁	σ ₅₅₁	M ₅₆₁	σ ₅₆₁	M ₅₇₁	σ ₅₇₁	M ₅₈₁	σ ₅₈₁	M ₅₉₁	σ ₅₉₁	M ₆₀₁	σ ₆₀₁	M ₆₁₁	σ ₆₁₁	M ₆₂₁	σ ₆₂₁	M ₆₃₁	σ ₆₃₁	M ₆₄₁	σ ₆₄₁	M ₆₅₁	σ ₆₅₁	M ₆₆₁	σ ₆₆₁	M ₆₇₁	σ ₆₇₁	M ₆₈₁	σ ₆₈₁	M ₆₉₁	σ ₆₉₁	M ₇₀₁	σ ₇₀₁	M ₇₁₁	σ ₇₁₁	M ₇₂₁	σ ₇₂₁	M ₇₃₁	σ ₇₃₁	M ₇₄₁	σ ₇₄₁	M ₇₅₁	σ ₇₅₁	M ₇₆₁	σ ₇₆₁	M ₇₇₁	σ ₇₇₁	M ₇₈₁	σ ₇₈₁	M ₇₉₁	σ ₇₉₁	M ₈₀₁	σ ₈₀₁	M ₈₁₁	σ ₈₁₁	M ₈₂₁	σ ₈₂₁	M ₈₃₁	σ ₈₃₁	M ₈₄₁	σ ₈₄₁	M ₈₅₁	σ ₈₅₁	M ₈₆₁	σ ₈₆₁	M ₈₇₁	σ ₈₇₁	M ₈₈₁	σ ₈₈₁	M ₈₉₁	σ ₈₉₁	M ₉₀₁	σ ₉₀₁	M ₉₁₁	σ ₉₁₁	M ₉₂₁	σ ₉₂₁	M ₉₃₁	σ ₉₃₁	M ₉₄₁	σ ₉₄₁	M ₉₅₁	σ ₉₅₁	M ₉₆₁	σ ₉₆₁	M ₉₇₁	σ ₉₇₁	M ₉₈₁	σ ₉₈₁	M ₉₉₁	σ ₉₉₁	M ₁₀₀₁	σ ₁₀₀₁	M ₁₀₁₁	σ ₁₀₁₁	M ₁₀₂₁	σ ₁₀₂₁	M ₁₀₃₁	σ ₁₀₃₁	M ₁₀₄₁	σ ₁₀₄₁	M ₁₀₅₁	σ ₁₀₅₁	M ₁₀₆₁	σ ₁₀₆₁	M ₁₀₇₁	σ ₁₀₇₁	M ₁₀₈₁	σ ₁₀₈₁	M ₁₀₉₁	σ ₁₀₉₁	M ₁₁₀₁	σ ₁₁₀₁	M ₁₁₁₁	σ ₁₁₁₁	M ₁₁₂₁	σ ₁₁₂₁	M ₁₁₃₁	σ ₁₁₃₁	M ₁₁₄₁	σ ₁₁₄₁	M ₁₁₅₁	σ ₁₁₅₁	M ₁₁₆₁	σ ₁₁₆₁	M ₁₁₇₁	σ ₁₁₇₁	M ₁₁₈₁	σ ₁₁₈₁	M ₁₁₉₁	σ ₁₁₉₁	M ₁₂₀₁	σ ₁₂₀₁	M ₁₂₁₁	σ ₁₂₁₁	M ₁₂₂₁	σ ₁₂₂₁	M ₁₂₃₁	σ ₁₂₃₁	M ₁₂₄₁	σ ₁₂₄₁	M ₁₂₅₁	σ ₁₂₅₁	M ₁₂₆₁	σ ₁₂₆₁	M ₁₂₇₁	σ ₁₂₇₁	M ₁₂₈₁	σ ₁₂₈₁	M ₁₂₉₁	σ ₁₂₉₁	M ₁₃₀₁	σ ₁₃₀₁	M ₁₃₁₁	σ ₁₃₁₁	M ₁₃₂₁	σ ₁₃₂₁	M ₁₃₃₁	σ ₁₃₃₁	M ₁₃₄₁	σ ₁₃₄₁	M ₁₃₅₁	σ ₁₃₅₁	M ₁₃

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H9VB01																																																																																																												
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																																																																																																													
n _g	54										72										90										108										126										144										162										180										216										252										288									
n ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁	M _{H1}	σ _{H1}	M _{L1}	σ _{L1}	α ₁	σ ₁																																																		
18	89,6	15,19	85,8	17,30	84,9	19,23	76,0	15,61	75,5	16,89	63,3	9,81	64,6	15,06	58,8	13,69	57,7	19,60	50,8	13,31	46,6	14,39	78,9	13,37	75,6	15,25	75,0	16,99	67,5	13,86	67,5	15,09	56,5	8,75	57,8	13,48	52,8	12,30	51,8	17,59	45,5	11,93	41,8	12,90	89,6	15,19	85,8	17,30	84,9	19,23	76,0	15,61	75,5	16,89	63,3	9,81	64,6	15,06	58,8	13,69	57,7	19,60	50,8	13,31	46,6	14,39																																												
36	63,4	10,74	60,6	12,23	60,0	11,60	53,8	11,04	53,4	11,94	44,8	6,93	45,7	10,65	41,6	9,68	40,8	13,86	35,9	9,41	32,9	10,18	55,8	9,46	53,5	10,79	53,0	12,01	47,7	8,80	47,7	10,67	40,0	6,19	40,9	9,53	37,3	8,69	36,6	12,44	32,2	8,44	29,5	9,12	63,4	10,74	60,6	12,23	60,0	11,60	53,8	11,04	53,4	11,94	44,8	6,93	45,7	10,65	41,6	9,68	40,8	13,86	35,9	9,41	32,9	10,18																																												
54	51,7	8,77	49,5	9,99	49,0	11,10	43,9	9,01	43,6	9,75	36,6	5,66	37,3	8,69	33,9	7,91	33,3	11,32	29,3	7,68	26,9	8,31	45,6	7,72	43,7	8,81	43,3	8,81	39,0	8,00	39,0	8,71	32,6	0,55	33,4	7,78	30,5	7,10	29,9	10,16	26,3	6,89	24,1	7,45	51,7	8,77	49,5	9,99	49,0	11,10	43,9	9,01	43,6	9,75	36,6	5,66	37,3	8,69	33,9	7,91	33,3	11,32	29,3	7,68	26,9	8,31																																												
72	44,8	7,59	42,9	8,65	42,4	9,62	38,0	7,80	37,8	8,44	31,7	4,90	32,3	7,53	29,4	6,85	28,8	9,80	25,4	6,65	23,3	7,20	39,4	6,69	37,8	7,63	37,5	8,49	33,8	6,93	33,7	7,54	28,3	4,38	28,9	6,74	26,4	6,15	25,9	8,79	22,8	5,97	20,9	6,45	44,8	7,59	42,9	8,65	42,4	9,62	38,0	7,80	37,8	8,44	31,7	4,90	32,3	7,53	29,4	6,85	28,8	9,80	25,4	6,65	23,3	7,20																																												
90	40,1	6,79	38,3	7,74	38,0	8,60	34,0	6,98	33,8	7,55	28,8	4,38	28,9	6,73	26,3	6,12	25,8	8,77	22,7	5,95	20,8	6,44	35,3	5,98	33,8	6,82	33,5	7,60	30,2	6,20	30,2	6,75	25,3	3,91	25,9	6,03	23,6	5,50	23,1	7,87	20,4	5,34	18,7	5,77	40,1	6,79	38,3	7,74	38,0	8,60	34,0	6,98	33,8	7,55	28,8	4,38	28,9	6,73	26,3	6,12	25,8	8,77	22,7	5,95	20,8	6,44																																												
108	36,6	6,20	35,0	7,06	34,7	7,85	31,0	6,37																																																																																																						

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H9VMD1																																																																																																			
Descr.:	Índice: H; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																				Índice: H; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288																																																										
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}																																																											
18	62,7	7,71	57,0	9,44	52,1	7,38	49,9	9,43	46,9	6,85	43,4	5,51	36,9	5,80	36,8	7,38	33,0	7,79	29,2	6,29	27,2	6,85	55,2	6,79	50,2	8,32	46,0	6,52	44,3	8,38	41,9	6,12	38,8	4,92	33,1	5,19	33,0	6,63	29,7	6,99	26,2	5,64	24,4	6,14																																																									
36	44,3	5,46	40,3	6,67	36,8	5,22	35,3	6,67	33,2	4,84	30,7	3,89	26,1	4,10	26,0	5,22	23,4	5,51	20,7	4,45	19,2	4,84	39,0	4,80	35,5	5,89	32,5	4,61	31,3	5,92	29,6	4,33	27,4	3,48	23,4	3,67	23,4	4,69	21,0	4,95	18,5	3,99	17,3	4,34																																																									
54	36,2	4,45	32,9	5,45	30,1	4,26	28,8	5,45	27,1	3,96	25,1	3,18	21,3	3,35	21,2	4,26	19,1	4,50	16,9	3,65	15,7	3,95	31,9	3,92	29,0	4,81	26,6	3,76	25,6	4,84	24,2	3,53	22,4	2,84	19,1	3,00	19,1	3,83	17,1	4,04	15,1	3,26	14,1	3,55																																																									
72	31,3	3,86	28,5	4,72	26,0	3,69	25,0	4,72	23,5	3,43	21,7	2,75	18,5	2,90	18,4	3,69	16,5	3,90	14,6	3,14	13,6	3,42	27,6	3,40	25,1	4,16	23,0	3,26	22,2	4,19	21,0	3,06	19,4	2,46	16,5	2,59	16,5	3,31	14,8	3,50	13,1	2,82	12,2	3,07																																																									
90	28,0	3,45	25,5	4,22	23,3	3,30	22,3	4,22	21,0	3,06	19,4	2,46	16,5	2,59	16,5	3,30	14,8	3,49	13,1	2,81	12,2	3,06	24,7	3,04	22,5	3,72	20,6	2,91	19,8	3,75	18,7	2,74	17,3	2,20	14,8	2,32	14,8	2,96	13,3	3,13	11,7	2,52	10,9	2,75																																																									
108	25,6	3,15	23,3	3,85	21,3	3,01	20,4	3,85	19,2	2,80	17,7	2,25	15,1	2,37	15,0	3,01	13,5	3,18	11,9	2,57	11,1	2,80	22,5	2,77	20,5	3,40	18,8	2,66	18,1	3,42	17,1	2,50	15,8	2,01	13,5	2,12	13,5	2,71	12,1	2,86	10,7	2,30	10,0	2,51																																																									
126	23,7	2,92	21,5	3,57	19,7	2,79	18,9	3,57	17,7	2,59	16,4	2,08	14,0	2,19	13,9	2,79	12,5	2,95	11,0	2,38	10,3	2,59	20,9	2,57	19,0	3,15	17,4	2,46	16,8	3,17	15,8	2,31	14,7	1,86	12,5	1,96	12,5	2,50	11,2	2,64	9,9	2,13	9,2	2,32																																																									
144	22,2	2,73	20,1	3,34	18,4	2,61	17,6	3,34	16,6	2,42	15,4	1,95	13,1	2,05	13,0	2,61	11,7	2,76	10,3	2,22	9,6	2,42	19,5	2,40	17,8	2,94	16,3	2,30	15,7	2,96	14,8	2,16	13,7	1,74	11,7	1,83																																																																	

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H9VMD1																																																																																																			
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																																																																																																				
n _g	Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																				
n ₁	Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																				
18	115,3 16,32 105,9 14,59 98,9 14,55 92,4 9,59 87,5 15,76 77,9 9,96 77,2 17,55 66,3 5,38 66,6 12,61 60,0 9,10 53,7 6,64																																																																																																				
36	81,6 11,54 74,8 10,31 69,9 10,29 65,3 6,78 61,9 11,14 55,1 7,05 54,6 12,41 46,9 3,80 47,1 8,92 42,4 6,43 38,0 4,70																																																																																																				
54	66,6 9,42 61,1 8,42 57,1 8,40 53,3 5,65 50,5 9,10 45,5 7,05 44,6 10,13 38,3 3,10 38,5 7,28 34,7 5,25 31,0 4,70																																																																																																				
72	57,7 8,16 52,9 7,29 49,5 7,27 46,2 4,79 43,8 7,88 38,9 4,98 38,6 8,77 33,2 2,69 33,3 6,31 30,0 4,55 26,8 3,32																																																																																																				
90	51,6 7,30 47,3 6,52 44,2 6,51 41,3 4,29 39,1 7,05 34,8 4,46 34,5 7,85 29,7 2,40 29,8 5,64 26,8 4,07 24,0 2,97																																																																																																				
108	47,1 6,66 43,2 5,95 40,4 5,94 37,7 3,91 35,7 6,43 31,8 4,07 31,5 7,16 27,1 2,20 27,2 5,15 24,5 3,71 21,9 2,71																																																																																																				
126	43,6 6,17 40,0 5,51 37,4 5,50 34,9 3,62 33,1 5,96 29,4 3,72 29,2 6,63 25,1 2,03 25,2 4,77 22,7 3,44 20,3 2,51																																																																																																				
144	40,8 5,77 37,4 5,16 35,0 5,14 32,7 3,39 30,9 5,57 27,5 3,52 27,0 6,20 23,5 1,90 23,6 4,46 21,2 3,22 19,0 2,35																																																																																																				
162	38,4 5,44 35,3 4,86 33,0 4,85 30,8 3,20 29,2 5,25 26,6 3,32 25,7 5,85 22,1 1,79 22,2 4,20 20,0 3,03 17,9 2,21																																																																																																				
180	36,5 5,16 33,5 4,61 31,3 4,60 29,2 3,03 27,7 4,98 24,6 3,15 24,4 5,55 21,0 1,70 21,1 3,99 19,0 2,88 17,0 2,10																																																																																																				
198	34,8 4,92 31,9 4,40 29,8 4,39 27,9 2,89 26,4 4,75 23,5 3,00 23,3 5,29 20,0 1,62 20,1 3,80 18,1 2,74 16,2 2,00																																																																																																				
216	33,3 4,71 30,6 4,21 28,6 4,20 26,7 2,77 25,3 4,55 22,5 2,88 22,3 5,07 19,1 1,55 19,2 3,64 17,3 2,63 15,5 1,92																																																																																																				
232	30,8 4,36 28,3 3,90 26,4 3,89 24,7 2,56 23,4 4,21 20,8 2,66 20,6 4,69 17,7 1,44 17,8 3,37 16,0 2,43 14,4 1,77																																																																																																				
270	29,8 4,21 27,3 3,77 25,5 3,76 23,9 2,48 22,6 4,07 20,1 2,57 19,9 4,53 17,1 1,39 17,2 3,26 15,5 2,35 13,9 1,71																																																																																																				
288	28,8 4,08 26,5 3,65 24,7 3,64 23,1 2,40 21,9 3,94 19,5 2,49 19,3 4,39 16,6 1,34 16,7 3,15 15,0 2,27 13,4 1,66																																																																																																				
306	28,0 3,96 25,7 3,54 24,0 3,53 22,4 2,33 21,2 3,82 18,9 2,42 18,7 4,26 16,1 1,30 16,2 3,06 14,6 2,21 13,0 1,61																																																																																																				
324	27,2 3,85 24,9 3,44 23,3 3,43 21,8 2,26 20,6 3,71 18,4 2,35 18,2 4,14 15,6 1,27 15,7 2,97 14,1 2,14 12,7 1,57																																																																																																				
342	26,5 3,74 24,3 3,35 22,7 3,34 21,2 2,20 20,1 3,61 17,9 2,29 17,7 4,03 15,2 1,23 15,3 2,89 13,8 2,09 12,3 1,52																																																																																																				
360	25,8 3,65 23,7 3,26 22,1 3,25 20,7 2,14 19,6 3,52 17,4 2,23 17,3 3,92 14,8 1,20 14,9 2,82 13,4 2,03 12,0 1,48																																																																																																				
396	24,6 3,48 22,6 3,11 21,1 3,10 19,7 2,04 18,7 3,36 16,6 2,12 16,5 3,74 14,1 1,15 14,2 2,69 12,8 1,94 11,4 1,42																																																																																																				
Descr.:	Índice: J; α=0,05; β=0,10																																																																																																				
n _g	Índice: J; α=0,05; β=0,20																																																																																																				
n ₁	Índice: J; α=0,05; β=0,20																																																																																																				
18	43,4 6,21 37,8 7,74 34,8 6,65 36,4 7,86 33,8 5,56 30,1 5,10 27,6 5,68 26,9 6,54 25,1 6,03 22,8 4,46 24,8 5,45																																																																																																				
36	27,0 4,39 26,7 5,47 24,6 4,70 25,7 5,56 23,9 3,93 21,3 3,61 19,5 4,01 19,0 4,63 17,7 4,26 15,3 3,90 17,5 3,85																																																																																																				
54	25,0 3,59 21,8 4,47 20,1 3,84 21,0 4,54 19,5 3,21 17,4 2,95 16,0 3,28 15,5 3,78 14,5 3,48 12,9 2,83 14,3 3,15																																																																																																				
72	21,7 3,11 18,9 3,87 17,4 3,33 18,2 3,93 16,9 2,78 15,0 2,55 13,8 2,84 13,4 3,27 12,5 3,01 11,2 2,45 12,4 2,72																																																																																																				
90	19,4 2,78 16,9 3,46 15,6 2,98 16,3 3,52 15,1 2,49 13,4 2,28 12,4 2,54 12,0 2,93 11,2 2,70 10,0 2,19 11,1 2,44																																																																																																				
108	17,7 2,54 15,4 3,16 14,2 2,72 14,8 3,21 13,8 2,27 12,3 2,08 11,3 2,32 11,0 2,67 10,2 2,46 9,1 2,00 10,1 2,22																																																																																																				
126	16,4 2,35 14,3 2,93 13,2 2,51 13,7 2,97 12,8 2,10 11,4 1,93 10,4 2,15 10,2 2,47 9,5 2,28 8,4 1,85 9,4 2,06																																																																																																				
144	15,3 2,20 13,4 2,74 12,3 2,35 12,9 2,78 11,9 1,97 10,6 1,80 9,8 2,01 9,5 2,31 8,9 2,13 7,9 1,73 8,8 1,93																																																																																																				
162	14,5 2,07 12,6 2,58 11,6 2,22 12,1 2,62 11,3 1,85 10,0 1,70 9,2 1,89 9,0 2,18 8,4 2,01 7,4 1,63 8,3 1,82																																																																																																				
180	13																																																																																																				

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 3 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_E (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-E; Cenário: H9VAD2																																																																																																																																																																																																																																																																																							
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																																																																																																																																																																																																																																																																																								
n_0	54														72														90														108														126														144														162														180														216														252														288																																																																																																																																												
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H2}	σ_{H2}	M_{H3}	σ_{H3}	M_{H4}	σ_{H4}	M_{H5}	σ_{H5}	M_{H6}	σ_{H6}	M_{H7}	σ_{H7}	M_{H8}	σ_{H8}	M_{H9}	σ_{H9}	M_{H10}	σ_{H10}	M_{H11}	σ_{H11}	M_{H12}	σ_{H12}	M_{H13}	σ_{H13}	M_{H14}	σ_{H14}	M_{H15}	σ_{H15}	M_{H16}	σ_{H16}	M_{H17}	σ_{H17}	M_{H18}	σ_{H18}	M_{H19}	σ_{H19}	M_{H20}	σ_{H20}	M_{H21}	σ_{H21}	M_{H22}	σ_{H22}	M_{H23}	σ_{H23}	M_{H24}	σ_{H24}	M_{H25}	σ_{H25}	M_{H26}	σ_{H26}	M_{H27}	σ_{H27}	M_{H28}	σ_{H28}	M_{H29}	σ_{H29}	M_{H30}	σ_{H30}	M_{H31}	σ_{H31}	M_{H32}	σ_{H32}	M_{H33}	σ_{H33}	M_{H34}	σ_{H34}	M_{H35}	σ_{H35}	M_{H36}	σ_{H36}	M_{H37}	σ_{H37}	M_{H38}	σ_{H38}	M_{H39}	σ_{H39}	M_{H40}	σ_{H40}	M_{H41}	σ_{H41}	M_{H42}	σ_{H42}	M_{H43}	σ_{H43}	M_{H44}	σ_{H44}	M_{H45}	σ_{H45}	M_{H46}	σ_{H46}	M_{H47}	σ_{H47}	M_{H48}	σ_{H48}	M_{H49}	σ_{H49}	M_{H50}	σ_{H50}	M_{H51}	σ_{H51}	M_{H52}	σ_{H52}	M_{H53}	σ_{H53}	M_{H54}	σ_{H54}	M_{H55}	σ_{H55}	M_{H56}	σ_{H56}	M_{H57}	σ_{H57}	M_{H58}	σ_{H58}	M_{H59}	σ_{H59}	M_{H60}	σ_{H60}	M_{H61}	σ_{H61}	M_{H62}	σ_{H62}	M_{H63}	σ_{H63}	M_{H64}	σ_{H64}	M_{H65}	σ_{H65}	M_{H66}	σ_{H66}	M_{H67}	σ_{H67}	M_{H68}	σ_{H68}	M_{H69}	σ_{H69}	M_{H70}	σ_{H70}	M_{H71}	σ_{H71}	M_{H72}	σ_{H72}	M_{H73}	σ_{H73}	M_{H74}	σ_{H74}	M_{H75}	σ_{H75}	M_{H76}	σ_{H76}	M_{H77}	σ_{H77}	M_{H78}	σ_{H78}	M_{H79}	σ_{H79}	M_{H80}	σ_{H80}	M_{H81}	σ_{H81}	M_{H82}	σ_{H82}	M_{H83}	σ_{H83}	M_{H84}	σ_{H84}	M_{H85}	σ_{H85}	M_{H86}	σ_{H86}	M_{H87}	σ_{H87}	M_{H88}	σ_{H88}	M_{H89}	σ_{H89}	M_{H90}	σ_{H90}	M_{H91}	σ_{H91}	M_{H92}	σ_{H92}	M_{H93}	σ_{H93}	M_{H94}	σ_{H94}	M_{H95}	σ_{H95}	M_{H96}	σ_{H96}	M_{H97}	σ_{H97}	M_{H98}	σ_{H98}	M_{H99}	σ_{H99}	M_{H100}	σ_{H100}	M_{H101}	σ_{H101}	M_{H102}	σ_{H102}	M_{H103}	σ_{H103}	M_{H104}	σ_{H104}	M_{H105}	σ_{H105}	M_{H106}	σ_{H106}	M_{H107}	σ_{H107}	M_{H108}	σ_{H108}	M_{H109}	σ_{H109}	M_{H110}	σ_{H110}	M_{H111}	σ_{H111}	M_{H112}	σ_{H112}	M_{H113}	σ_{H113}	M_{H114}	σ_{H114}	M_{H115}	σ_{H115}	M_{H116}	σ_{H116}	M_{H117}	σ_{H117}	M_{H118}	σ_{H118}	M_{H119}	σ_{H119}	M_{H120}	σ_{H120}	M_{H121}	σ_{H121}	M_{H122}	σ_{H122}	M_{H123}	σ_{H123}	M_{H124}	σ_{H124}	M_{H125}	σ_{H125}	M_{H126}	σ_{H126}	M_{H127}	σ_{H127}	M_{H128}	σ_{H128}	M_{H129}	σ_{H129}	M_{H130}	σ_{H130}	M_{H131}	σ_{H131}	M_{H132}	σ_{H132}	M_{H133}	σ_{H133}	M_{H134}	σ_{H134}	M_{H135}	σ_{H135}	M_{H136}	σ_{H136}	M_{H137}	σ_{H137}	M_{H138}	σ_{H138}	M_{H139}	σ_{H139}	M_{H140}	σ_{H140}	M_{H141}

Tabela 4. Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EFH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD)

Grade:		Grade-EH; Cenário: H3VB1D																																											
Descr.:		Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																											
n_0		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54	72	90	108	126	144	162	180	216	252	288											
n_1		M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}												
18		12,3	2,48	12,7	1,45	12,0	2,57	11,4	1,65	10,5	2,06	9,5	1,54	8,7	1,65	8,1	1,02	10,5	1,67	9,4	1,48	6,4	1,25	10,6	2,15	11,0	1,25	10,3	2,21	9,8	1,42	9,0	1,77	8,2	1,32	7,5	1,42	7,0	0,88	6,5	1,04	6,1	0,95	5,6	1,09
36		8,7	1,75	9,0	1,02	8,5	1,82	8,1	1,17	7,4	1,45	6,7	1,09	6,1	1,17	5,8	0,72	7,4	1,18	6,7	1,04	4,5	0,88	7,5	1,52	7,8	0,88	7,3	1,56	6,9	1,00	6,4	1,25	5,8	0,94	5,3	1,01	5,0	0,62	4,6	0,74	4,3	0,67	4,0	0,77
54		7,1	1,43	7,4	0,84	6,9	1,49	6,6	0,95	6,1	1,19	5,5	0,89	5,0	0,95	4,7	0,59	6,1	0,96	5,4	0,85	3,7	0,72	6,1	1,24	6,3	0,72	5,9	1,28	5,7	0,82	5,2	1,02	4,7	0,76	4,3	0,82	4,1	0,51	3,8	0,60	3,5	0,55	3,2	0,63
72		6,1	1,24	6,4	0,72	6,0	1,29	5,7	0,82	5,2	1,03	4,7	0,77	4,3	0,82	4,1	0,51	5,2	0,83	4,7	0,74	3,2	0,63	5,3	1,07	5,5	0,62	5,1	1,11	4,9	0,71	4,5	0,88	4,1	0,66	3,7	0,71	3,5	0,44	3,3	0,52	3,0	0,48	2,8	0,54
90		5,5	1,11	5,7	0,65	5,3	1,15	5,1	0,74	4,7	0,92	4,2	0,69	3,9	0,74	3,6	0,46	4,7	0,74	4,2	0,66	2,9	0,56	4,7	0,96	4,9	0,56	4,6	0,99	4,4	0,63	4,0	0,79	3,6	0,59	3,4	0,64	3,1	0,39	2,9	0,46	2,7	0,43	2,5	0,49
108		5,0	1,01	5,2	0,59	4,9	1,05	4,7	0,67	4,3	0,84	3,9	0,63	3,5	0,67	3,3	0,42	4,3	0,68	3,9	0,56	2,6	0,51	4,3	0,88	4,5	0,51	4,2	0,90	4,0	0,58	3,7	0,72	3,3	0,54	3,1	0,58	2,9	0,36	2,7	0,42	2,5	0,39	2,3	0,44
126		4,6	0,94	4,8	0,55	4,5	0,97	4,3	0,62	4,0	0,78	3,6	0,58	3,3	0,62	3,1	0,39	4,0	0,63	3,6	0,56	2,3	0,47	4,0	0,81	4,1	0,47	3,9	0,84	3,7	0,54	3,4	0,67	3,1	0,50	2,8	0,54	2,7	0,33	2,5	0,39	2,3	0,36	2,1	0,41
144		4,3	0,88	4,5	0,51	4,2	0,91	4,0	0,58	3,7	0,73	3,3	0,54	3,1	0,58	2,9	0,36	3,7	0,59	3,3	0,52	2,3	0,44	3,8	0,76	3,9	0,44	3,6	0,78	3,5	0,50	3,2	0,62	2,9	0,47	2,7	0,50	2,5	0,31	2,3	0,37	2,1	0,34	2,0	0,38
162		4,1	0,83	4,2	0,48	4,0	0,86	3,8	0,55	3,5	0,69	3,2	0,51	2,9	0,55	2,7	0,34	3,5	0,56	3,1	0,49	2,1	0,42	3,5																					

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-EH; Cenário: H3VB1D																																																							
Descr.:		Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																												Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																											
n_0		54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288															
n_1		M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{02}	σ_{02}	M_{12}	σ_{12}	M_{03}	σ_{03}	M_{13}	σ_{13}	M_{04}	σ_{04}	M_{14}	σ_{14}	M_{05}	σ_{05}	M_{15}	σ_{15}	M_{06}	σ_{06}	M_{16}	σ_{16}	M_{07}	σ_{07}	M_{17}	σ_{17}	M_{08}	σ_{08}	M_{18}	σ_{18}	M_{09}	σ_{09}	M_{19}	σ_{19}																				
18		29,5	5,94	30,6	4,20	28,0	5,26	25,8	2,81	24,6	3,22	24,5	3,61	21,8	3,76	20,0	2,76	26,6	3,49	24,3	3,98	16,6	2,31	25,6	5,14	26,3	3,62	24,1	4,53	22,1	2,42	21,2	2,77	21,1	3,11	18,8	3,24	17,3	2,39	16,6	2,18	15,7	2,56	14,4	2,00												
36		20,9	4,20	21,6	2,97	19,8	3,72	18,2	1,99	17,4	2,28	17,3	2,55	15,4	2,66	14,1	1,95	18,8	2,46	17,2	2,81	11,7	1,63	18,1	3,64	18,6	2,56	17,1	3,20	15,7	1,71	15,0	1,96	14,9	2,20	13,3	2,29	12,2	1,69	11,7	1,54	11,1	1,81	10,2	1,42												
54		17,1	3,43	17,6	2,43	16,2	3,04	14,9	1,62	14,2	1,86	14,1	2,09	12,6	2,17	11,5	1,59	15,4	2,01	14,2	2,30	9,6	1,33	14,8	2,97	15,2	2,09	13,9	2,62	12,8	1,40	12,2	1,60	12,2	1,80	10,9	1,87	10,0	1,38	9,6	1,26	9,0	1,48	8,3	1,16												
72		14,8	2,97	15,3	2,10	14,0	2,63	12,9	1,41	12,3	1,61	12,2	1,81	10,9	1,88	10,0	1,38	13,3	1,74	12,1	1,99	8,3	1,15	12,8	2,57	13,2	1,81	12,1	2,26	11,1	1,21	10,6	1,38	10,5	1,56	9,4	1,62	8,6	1,19	8,3	1,09	7,8	1,28	7,2	1,00												
90		13,2	2,66	13,7	1,88	12,5	2,35	11,5	1,26	11,0	1,44	11,0	1,62	9,8	1,68	8,9	1,23	11,9	1,56	9,9	1,72	7,4	1,03	10,4	2,30	11,8	1,62	10,8	2,03	9,9	1,08	9,5	1,24	9,4	1,39	8,4	1,45	7,7	1,07	7,4	0,97	7,0	1,15	6,4	0,90												
108		12,1	2,42	12,5	1,72	11,4	2,15	10,5	1,15	10,1	1,31	10,0	1,47	8,9	1,53	8,1	1,13	10,9	1,42	10,9	1,68	6,8	0,94	10,4	2,10	10,7	1,48	9,9	1,85	9,0	0,99	8,6	1,13	8,6	1,27	7,7	1,32	7,0	0,97	6,8	0,89	6,4	1,05	5,9	0,82												
126		11,2	2,24	11,5	1,59	10,6	1,99	9,7	1,06	9,3	1,22	9,3	1,37	8,3	1,42	7,5	1,04	10,1	1,32	9,2	1,50	6,3	0,87	9,7	1,94	9,9	1,37	9,1	1,71	8,4	0,91	8,0	1,05	8,0	1,18	7,1	1,23	6,5	0,80	6,3	0,82	5,9	0,97	5,4	0,76												
144		10,4	2,10	10,8	1,49	9,9	1,86	9,1	0,99	8,7	1,14	8,7	1,28	7,7	1,33	7,1	0,98	9,4	1,23	8,6	1,41	5,9	0,82	9,0	1,82	9,3	1,28	8,5	1,60	7,8	0,86	7,5	0,98	7,5	1,10	6,7	1,15	6,1	0,94	5,9	0,77	5,5	0,91	5,1	0,71												
162		9,8	1,98	10,2	1,40	9,3	1,75	8,6	0,94	8,2	1,07	8,2	1,20	7,3	1,25	6,																																									

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EII} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-EH; Cenário: H3VB2D																																															
Descr.:		Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																								Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																							
n_0		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288					
n_1		M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}	M_{H1}	α_{H1}						
18		23,5	3,59	22,5	2,87	19,2	2,59	19,4	2,33	18,4	2,96	17,0	1,95	15,7	2,09	14,2	1,69	18,4	2,23	16,5	2,18	11,3	1,09	20,3	3,11	19,4	2,47	16,5	2,23	16,7	2,00	15,8	2,55	14,6	1,67	13,5	1,80	12,2	1,46	11,5	1,39	10,6	1,40	9,8	0,95				
36		16,6	2,54	15,9	2,03	13,6	1,83	13,7	1,64	13,0	2,10	12,8	1,11	1,48	10,0	1,19	11,0	1,57	9,6	1,54	8,0	0,77	14,4	2,20	13,7	1,75	11,7	1,58	11,8	1,41	11,2	1,80	10,3	1,18	9,6	1,27	8,7	1,03	8,1	0,98	7,5	0,99	6,9	0,67					
54		13,5	2,07	13,0	1,66	11,1	1,50	11,2	1,34	10,6	1,71	9,8	1,12	9,1	1,21	8,2	0,97	10,6	1,28	9,5	1,26	6,5	0,63	11,7	1,80	11,2	1,43	9,5	1,29	9,6	1,15	9,1	1,47	8,4	1,07	7,8	1,04	7,1	0,84	6,6	0,80	6,1	0,81	5,7	0,55				
72		11,7	1,80	11,3	1,43	9,6	1,30	9,7	1,16	9,2	1,48	8,5	0,97	7,8	1,04	7,1	0,84	9,2	1,11	8,2	1,09	5,6	0,55	10,2	1,56	9,9	1,27	8,3	1,12	8,2	1,14	8,0	1,00	7,9	1,27	7,3	0,84	6,8	0,90	6,1	0,73	5,7	0,69	5,3	0,70	4,9	0,47		
90		10,5	1,61	10,1	1,28	8,6	1,16	8,7	1,04	8,2	1,33	7,6	0,87	7,0	0,93	6,3	0,75	8,2	1,00	7,4	0,97	5,0	0,49	9,1	1,39	8,7	1,10	7,4	1,00	7,5	0,89	7,1	1,14	6,5	0,75	6,0	0,81	5,5	0,65	5,1	0,62	4,7	0,63	4,4	0,42				
108		9,6	1,47	9,2	1,17	7,8	1,06	7,9	0,95	7,5	1,21	6,9	0,79	6,4	0,85	5,8	0,69	7,5	0,91	6,7	0,89	4,6	0,45	8,3	1,27	7,9	1,01	6,7	0,91	6,8	0,82	6,4	1,04	6,0	0,68	5,5	0,74	5,0	0,60	4,7	0,57	4,3	0,57	4,0	0,39				
126		8,9	1,36	8,5	1,08	7,3	0,98	7,3	0,88	6,9	1,12	6,4	0,74	5,9	0,79	5,3	0,64	7,0	0,84	6,2	0,89	4,3	0,41	7,7	1,18	7,3	0,93	6,2	0,84	6,3	0,76	6,0	0,96	5,5	0,74	5,1	0,68	4,6	0,55	4,3	0,52	4,0	0,53	3,7	0,36				
144		8,3	1,27	8,0	1,01	6,8	0,92	6,9	0,82	6,5	1,05	6,0	0,69	5,5	0,74	5,0	0,60	6,5	0,79	5,8	0,77	4,0	0,39	7,2	1,10	6,9	0,87	5,8	0,79	5,9	0,71	5,6	0,90	5,2	0,59	4,8	0,64	4,3	0,52	4,1	0,49	3,8	0,50	3,5	0,34				

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H3VMD1																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				
Descr.:	Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																												Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
n_0	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288																																																																																																																																																																																																																																																																
n_1	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}																																																																																																																																																																																																																																																																																											
18	31,8	5,82	32,9	5,41	31,4	5,79	29,9	5,07	28,2	5,43	26,5	4,36	25,6	4,38	24,5	4,52	28,5	7,06	26,9	7,06	18,0	3,88	27,6	5,04	28,4	4,66	27,0	4,98	25,7	4,36	24,2	4,67	22,8	3,75	22,1	3,78	21,1	3,91	17,8	4,40	17,4	4,55	15,6	3,38	36	22,5	4,12	23,3	3,82	22,2	4,09	21,1	3,58	19,9	3,84	18,7	3,08	18,1	3,10	17,3	3,20	20,1	4,99	19,0	4,99	12,7	2,74	54	18,4	3,36	19,0	3,12	18,1	3,34	17,2	2,93	16,3	3,14	15,3	2,52	14,8	2,53	14,1	2,61	16,4	4,07	15,5	4,08	10,4	2,24	72	15,9	2,91	16,5	2,70	15,7	2,89	14,9	2,53	14,1	2,72	13,2	2,18	12,8	2,19	12,2	2,26	14,2	3,53	13,5	3,53	9,0	1,94	90	14,2	2,60	14,7	2,42	14,0	2,59	13,3	2,27	12,6	2,43	11,9	1,95	11,5	1,96	10,9	2,02	12,7	3,16	12,0	3,16	8,0	1,74	108	12,3	2,38	13,4	2,21	12,8	2,36	12,2	2,07	11,5	2,22	10,8	1,78	10,5	1,79	10,0	1,85	11,6	2,88	11,0	2,88	7,3	1,58	126	12,0	2,20	12,4	2,04	11,9	2,19	11,3	1,92	10,7	2,05	10,0	1,65	9,7	1,65	9,2	1,71	10,8	2,67	10,2	2,67	6,8	1,47	144	11,2	2,06	11,6	1,91	11,1	2,05	10,6	1,79	10,0	1,92	9,4	1,54	9,1	1,55	8,6	1,60	10,1	2,49	9,5	2,50	6,4	1,37	162	10,6	1,94	11,0	1,80	10,5	1,93	10,0	1,69	9,4	1,81	8,8	1,45	8,6	1,42	8,5	1,45	9,5	2,35	9,0	2,35	6,0	1,29	180	10,1	1,84	10,4	1,71	9,9	1,83	9,4	1,60	8,9	1,72	8,4	1,38	8,1	1,38	7,7	1,43	9,0	2,23	8,5	2,23	5,7	1,23	198	9,6	1,75	9,9	1,63	9,5	1,67	9,0	1,53	8,5	1,64	8,0	1,31	7,7	1,32	7,4	1,36	8,6	2,13	8,1	2,13	5,4	1,17	216	9,2	1,68	9,5	1,56	9,1	1,67	8,6	1,46	8,1	1,57	7,6	1,26	7,4	1,26	7,1	1,31	8,2	2,04	7,8	2,04	5,2	1,12	252	8,5	1,56	8,8	1,45	8,4	1,55	8,0	1,35	7,5	1,45	7,1	1,16	6,8	1,17	6,5	1,21	7,6	1,89	7,2	1,89	4,8	1,04	270	8,2	1,50	8,5	1,40	8,1	1,49	7,7	1,31	7,3	1,40	6,8	1,12	6,6	1,13	6,3	1,17	7,4	1,82	7,0	1,

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EII} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:		Grade-EH; Cenário: H3VM2																																																	
Descr.:		Índice: H; α=0,05; β=0,10																									Índice: H; α=0,05; β=0,20																								
n ₀		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288							
n ₁		M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁	M ₀₁	α ₀₁								
18		6,1	1,03	5,5	0,63	5,2	0,65	4,8	0,74	4,3	0,63	3,9	0,56	3,4	0,64	3,1	0,57	3,6	0,72	2,9	0,81	1,7	0,55	5,3	0,89	4,8	0,54	4,5	0,56	4,1	0,64	3,7	0,54	3,4	0,48	2,9	0,55	2,7	0,49	2,3	0,45	1,9	0,52	1,5	0,48						
36		4,3	0,73	3,9	0,44	3,7	0,46	3,4	0,53	3,1	0,44	2,8	0,40	2,4	0,45	2,2	0,40	2,6	0,51	2,0	0,57	1,2	0,39	3,8	0,63	3,4	0,38	3,2	0,39	2,9	0,45	2,6	0,38	2,4	0,34	2,1	0,39	1,9	0,35	1,6	0,32	1,3	0,37	1,1	0,34						
54		3,5	0,59	3,2	0,36	3,0	0,37	2,8	0,43	2,5	0,36	2,3	0,32	2,0	0,37	1,8	0,33	2,1	0,42	1,7	0,47	1,0	0,32	3,1	0,52	2,8	0,31	2,6	0,32	2,4	0,37	2,1	0,31	2,0	0,28	1,7	0,32	1,5	0,28	1,3	0,26	1,1	0,30	0,9	0,28						
72		3,1	0,51	2,8	0,31	2,6	0,32	2,4	0,37	2,2	0,31	2,0	0,28	1,7	0,32	1,6	0,28	1,8	0,36	1,4	0,40	0,9	0,27	2,7	0,45	2,4	0,27	2,3	0,28	2,1	0,32	1,9	0,27	1,7	0,24	1,5	0,28	1,3	0,24	1,1	0,22	0,9	0,26	0,8	0,24						
90		2,7	0,46	2,5	0,28	2,3	0,29	2,1	0,33	1,9	0,28	1,8	0,25	1,5	0,29	1,4	0,25	1,6	0,32	1,3	0,36	0,8	0,25	2,4	0,40	2,1	0,24	2,0	0,25	1,8	0,29	1,7	0,24	1,5	0,22	1,3	0,25	1,2	0,22	1,0	0,20	0,8	0,23	0,7	0,21						
108		2,5	0,42	2,3	0,26	2,1	0,26	2,0	0,30	1,8	0,26	1,6	0,23	1,4	0,26	1,3	0,23	1,5	0,29	1,2	0,33	0,7	0,22	2,2	0,36	1,9	0,22	1,8	0,23	1,7	0,26	1,5	0,22	1,4	0,20	1,2	0,22	1,1	0,20	0,9	0,18	0,8	0,21	0,6	0,19						
126		2,3	0,39	2,1	0,24	2,0	0,25	1,8	0,28	1,6	0,24	1,5	0,21	1,3	0,24	1,2	0,21	1,4	0,27	1,1	0,30	0,7	0,21	2,0	0,34	1,8	0,20	1,7	0,21	1,6	0,24	1,4	0,20	1,3	0,18	1,1	0,21	1,0	0,19	0,9	0,17	0,7	0,20	0,6	0,18						
144		2,2	0,36	2,0	0,22	1,8	0,23	1,7	0,26	1,5	0,22	1,4	0,20	1,2	0,23	1,1	0,20	1,3	0,25	1,0	0,29	0,6	0,19	1,9	0,32	1,7	0,19	1,6	0,20	1,5	0,23	1,3	0,19	1,2	0,17	1,0	0,19	0,9	0,17	0,8	0,16	0,7	0,18	0,5	0,17						
162		2,0	0,34	1,8	0,21	1,7	0,22	1,6	0,2																																										

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H3VMD2																																																																		
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																									Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																									
n_0	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																
n_1	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{21}	σ_{21}	M_{31}	σ_{31}	M_{41}	σ_{41}	M_{51}	σ_{51}	M_{61}	σ_{61}	M_{71}	σ_{71}	M_{81}	σ_{81}	M_{91}	σ_{91}	M_{101}	σ_{101}	M_{111}	σ_{111}	M_{121}	σ_{121}	M_{131}	σ_{131}	M_{141}	σ_{141}	M_{151}	σ_{151}	M_{161}	σ_{161}	M_{171}	σ_{171}	M_{181}	σ_{181}	M_{191}	σ_{191}	M_{201}	σ_{201}	M_{211}	σ_{211}	M_{221}	σ_{221}	M_{231}	σ_{231}	M_{241}	σ_{241}																	
18	28,5	5,49	26,9	3,88	25,6	3,68	24,2	4,4	24,6	22,8	3,30	21,5	3,14	19,3	3,44	18,6	2,92	23,1	4,88	20,2	4,67	13,7	3,16	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75
36	20,2	3,89	19,0	2,74	18,1	2,60	17,1	3,15	16,1	2,33	15,2	2,22	13,7	2,43	13,1	2,06	16,4	3,45	14,3	3,30	9,7	2,24	17,5	3,37	16,4	2,36	15,6	2,24	14,7	2,71	13,9	2,01	13,1	1,91	11,8	2,10	11,4	1,78	10,2	2,15	9,2	2,13	8,4	1,95	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75	
54	16,5	3,17	15,5	2,24	14,8	2,13	14,0	2,58	13,2	1,91	12,4	1,81	11,2	1,99	10,7	1,68	13,4	2,82	11,7	2,70	7,9	1,83	14,3	2,75	13,4	1,93	12,7	1,83	12,0	2,21	11,3	1,64	10,7	1,56	9,6	1,71	9,3	1,46	8,3	1,76	7,5	1,74	6,9	1,59	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75	
72	14,3	2,75	13,4	1,94	12,8	1,84	12,1	2,23	11,4	1,65	10,8	1,57	9,7	1,72	9,3	1,46	11,6	2,44	10,1	2,33	6,9	1,58	12,4	2,75	13,4	1,93	12,7	1,83	12,0	2,21	11,3	1,64	10,7	1,56	9,6	1,71	9,3	1,46	8,3	1,76	7,5	1,74	6,9	1,59	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75	
90	12,8	2,46	12,0	1,74	11,4	1,65	10,8	2,00	10,2	1,48	9,6	1,40	8,6	1,54	8,3	1,30	10,3	2,18	1,0	2,09	6,1	1,42	11,1	2,13	10,3	1,49	9,8	1,42	9,3	1,72	8,8	1,27	8,3	1,21	7,5	1,33	7,2	1,13	6,5	1,36	5,8	1,35	5,3	1,23	24,7	4,76	23,1	3,34	22,0	3,17	20,8	3,84	19,6	2,84	18,5	2,70	16,7	2,97	16,1	2,52	14,4	3,05	13,0	3,01	11,9	2,75	
108	11,7	2,24	11,0	1,58	10,4	1,50	9,9	1,82	9,3	1,35	8,8	1,28	7,9	1,40	7,6	1,19	9,4	1,99	8,3</																																																

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H3VAD1																																																											
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																														Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																													
n_0	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288									
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}																										
18	14,0	2,78	14,0	1,97	13,5	2,11	12,4	1,72	11,1	2,38	10,6	1,94	9,3	1,99	9,2	2,20	11,1	2,34	10,6	2,53	6,8	1,69	12,1	2,41	12,0	1,70	11,6	1,82	10,7	1,48	9,6	2,04	9,2	1,67	8,0	1,71	7,9	1,90	7,0	1,46	6,8	1,63	5,9	1,47																
36	9,9	1,97	9,9	1,39	9,5	1,50	8,8	1,22	7,9	1,68	7,5	1,37	6,6	1,40	6,5	1,56	7,9	1,66	7,5	1,79	4,8	1,19	8,6	1,71	8,5	1,20	8,2	1,29	7,5	1,05	6,8	1,45	6,5	1,18	5,7	1,21	5,6	1,35	4,9	1,03	4,8	1,15	4,2	1,04																
54	8,1	1,61	8,1	1,14	7,8	1,22	7,2	0,99	6,4	1,37	6,1	1,12	5,4	1,15	5,3	1,27	6,4	1,35	6,1	1,46	3,9	0,98	7,0	1,39	6,9	0,98	6,7	1,05	6,2	0,85	5,4	1,18	5,3	0,96	4,6	0,99	4,6	1,10	4,0	0,84	3,9	0,94	3,4	0,85																
72	7,0	1,39	7,0	0,98	6,7	1,06	6,2	0,86	5,6	1,19	5,3	0,97	4,7	0,99	4,6	1,10	5,6	1,17	5,3	1,26	3,4	0,84	6,1	1,29	6,0	0,85	5,8	0,91	5,3	0,74	4,8	1,02	4,6	0,84	4,0	0,86	4,0	0,95	3,5	0,73	3,4	0,81	3,0	0,73																
90	6,3	1,25	6,2	0,88	6,0	0,95	5,5	0,77	5,0	1,06	4,8	0,87	4,2	0,89	4,1	0,99	5,0	1,05	4,7	1,13	3,0	0,76	5,4	1,08	5,4	0,76	5,2	0,81	4,8	0,66	4,3	0,93	4,1	0,75	3,6	0,77	3,5	0,85	3,1	0,65	3,1	0,73	2,6	0,66																
108	5,7	1,14	5,7	0,80	5,5	0,86	5,1	0,70	4,5	0,97	4,3	0,79	3,8	0,81	3,7	0,90	4,6	0,96	4,3	1,03	2,8	0,69	5,0	0,99	4,9	0,69	4,7	0,74	4,4	0,60	3,9	0,83	3,7	0,68	3,3	0,70	3,2	0,78	2,8	0,60	2,8	0,66	2,4	0,60																
126	5,3	1,05	5,3	0,74	5,1	0,80	4,7	0,65	4,2	0,90	4,0	0,73	3,5	0,75	3,5	0,83	4,2	0,88	4,0	0,95	2,6	0,64	4,6	0,91	4,5	0,64	4,4	0,69	4,0	0,56	3,6	0,77	3,5	0,63	3,0	0,65	3,0	0,72	2,6	0,55	2,6	0,62	2,2	0,56																
144	5,0	0,98	4,9	0,70	4,8	0,85	4,4	0,61	3,9	0,84	3,8	0,69	3,3	0,70	3,2	0,78	3,9	0,83	3,7	0,89	2,4	0,60	4,3	0,85	4,3	0,60	4,1	0,64	3,8	0,52	3,4	0,72	3,2	0,59	2,8	0,61	2,8	0,67	2,5	0,52	2,4	0,58	2,1	0,52																
162	4,7	0,93	4,7	0,66	4,5	0,70	4,1	0,57	3,7	0,79	3,5	0,65	3,1	0,66	3,1	0,73	3,7	0,78	3,5	0,84	2,3	0,56	4,0	0,80	4,0	0,57	3,9	0,61	3,6	0,49	3,2	0,68	3,1	0,56	2,7																									

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H3VAD2																																															
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																								Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																							
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288					
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}						
18	7.0	1.32	6.8	0.94	6.0	0.79	5.7	0.95	5.0	0.76	4.4	0.61	4.1	0.67	3.5	0.56	4.3	0.66	3.3	0.61	2.1	0.57	6.1	1.14	5.9	0.81	5.2	0.68	4.9	0.81	4.3	0.65	3.8	0.52	3.5	0.58	3.0	0.49	2.7	0.41	2.1	0.39	1.8	0.50				
36	4.9	0.93	4.8	0.67	4.3	0.56	4.0	0.67	3.5	0.53	3.1	0.43	2.9	0.47	2.5	0.40	3.0	0.47	2.4	0.43	1.5	0.40	4.3	0.81	4.1	0.57	3.7	0.48	3.5	0.58	3.0	0.46	2.7	0.37	2.5	0.41	2.1	0.34	1.9	0.29	1.5	0.28	1.3	0.35				
54	4.0	0.76	3.9	0.55	3.5	0.45	3.3	0.55	2.9	0.44	2.5	0.35	2.4	0.39	2.0	0.32	2.5	0.38	1.9	0.35	1.2	0.33	3.5	0.66	3.4	0.47	3.0	0.39	2.8	0.47	2.5	0.37	2.2	0.30	2.0	0.33	1.7	0.28	1.5	0.24	1.2	0.23	1.0	0.29				
72	3.5	0.66	3.4	0.47	3.0	0.39	2.8	0.47	2.5	0.38	2.2	0.30	2.0	0.33	1.7	0.28	2.1	0.33	1.7	0.30	1.0	0.28	3.0	0.57	2.9	0.41	2.6	0.34	2.4	0.41	2.2	0.32	1.9	0.26	1.8	0.29	1.5	0.24	1.3	0.21	1.1	0.20	0.9	0.25				
90	3.1	0.59	3.0	0.42	2.7	0.35	2.5	0.42	2.2	0.34	2.0	0.27	1.8	0.30	1.6	0.25	1.9	0.30	1.5	0.27	0.9	0.25	2.7	0.51	2.6	0.36	2.3	0.30	2.2	0.36	1.9	0.29	1.7	0.23	1.6	0.26	1.4	0.22	1.2	0.18	1.0	0.18	0.8	0.22				
108	2.9	0.54	2.8	0.39	2.5	0.32	2.3	0.39	2.0	0.31	1.8	0.25	1.7	0.27	1.4	0.23	1.7	0.27	1.4	0.25	0.8	0.23	2.5	0.47	2.4	0.33	2.1	0.28	2.0	0.33	1.8	0.26	1.5	0.21	1.4	0.24	1.2	0.20	1.1	0.17	0.9	0.16	0.7	0.20				
126	2.6	0.50	2.6	0.36	2.3	0.30	2.2	0.36	1.9	0.29	1.7	0.23	1.5	0.25	1.3	0.21	1.6	0.25	1.3	0.23	0.8	0.22	2.3	0.43	2.2	0.31	2.0	0.26	1.8	0.31	1.6	0.25	1.4	0.20	1.3	0.22	1.1	0.18	1.0	0.16	0.8	0.15	0.7	0.19				
144	2.5	0.47	2.4	0.33	2.1	0.28	2.0	0.33	1.8	0.27	1.6	0.22	1.4	0.24	1.2	0.20	1.5	0.23	1.2	0.22	0.7	0.20	2.1	0.40	2.1	0.29	1.8	0.24	1.7	0.29	1.5	0.23	1.3	0.19	1.2	0.20	1.1	0.17	0.9	0.15	0.8	0.14	0.6	0.18				
162	2.3	0.44	2.3	0.31	2.0	0.26	1.9	0.32	1.7	0.25	1.5																																					

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H3VAD2																																																							
Descr.:	Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																												Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																											
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n_1	M_{01}	σ_{01}	M_{02}	σ_{02}	M_{03}	σ_{03}	M_{04}	σ_{04}	M_{05}	σ_{05}	M_{06}	σ_{06}	M_{07}	σ_{07}	M_{08}	σ_{08}	M_{09}	σ_{09}	M_{10}	σ_{10}	M_{11}	σ_{11}	M_{12}	σ_{12}	M_{13}	σ_{13}	M_{14}	σ_{14}	M_{15}	σ_{15}	M_{16}	σ_{16}	M_{17}	σ_{17}	M_{18}	σ_{18}	M_{19}	σ_{19}	M_{20}	σ_{20}	M_{21}	σ_{21}	M_{22}	σ_{22}	M_{23}	σ_{23}										
18	28,2	4,43	28,0	4,07	25,7	3,86	24,4	3,88	22,4	3,89	20,4	3,08	20,4	3,11	17,7	2,20	23,2	3,27	20,3	2,88	13,6	2,23	24,4	3,84	24,1	3,51	22,1	3,32	21,0	3,33	19,2	3,34	17,5	2,65	17,6	2,69	15,3	1,90	14,5	2,04	13,1	1,85	11,8	1,94												
36	19,9	3,13	19,8	2,88	18,2	2,73	17,3	2,74	15,8	2,75	14,4	2,18	14,5	2,20	12,5	1,55	16,4	2,31	14,4	2,03	9,6	1,58	24,2	2,71	17,1	2,48	15,7	2,35	14,8	2,36	13,6	2,36	12,4	1,88	12,5	1,90	10,8	1,34	10,2	1,44	9,3	1,31	8,4	1,37												
54	16,3	2,56	16,2	2,35	14,9	2,23	14,1	2,24	12,9	2,24	11,8	1,78	11,8	1,80	10,2	1,27	13,4	1,89	11,1	1,76	7,9	1,29	24,1	2,21	13,9	2,03	12,8	1,92	12,1	1,92	11,1	1,93	10,1	1,53	10,2	1,55	8,8	1,10	8,4	1,18	7,6	1,07	6,8	1,12												
72	14,1	2,21	14,0	2,04	12,9	1,93	12,2	1,94	11,2	1,94	10,2	1,54	10,2	1,56	8,8	1,10	11,6	1,64	10,2	1,44	6,8	1,12	14,2	1,92	13,1	1,75	11,1	1,66	10,5	1,67	9,6	1,67	8,8	1,33	8,8	1,34	7,6	1,05	7,2	1,02	6,5	0,93	5,9	0,97												
90	12,6	1,98	12,5	1,82	11,5	1,73	10,9	1,73	10,0	1,74	9,1	1,38	9,1	1,39	7,9	0,98	10,4	1,46	9,1	1,29	6,1	1,00	10,9	1,72	10,8	1,57	9,9	1,49	9,4	1,49	8,6	1,49	7,8	1,19	7,9	1,20	6,8	0,85	6,5	0,91	5,9	0,83	5,3	0,87												
108	11,5	1,81	11,4	1,66	10,5	1,58	10,0	1,58	9,1	1,59	8,3	1,26	8,3	1,27	7,2	0,90	9,5	1,34	8,3	1,17	5,6	0,91	10,0	1,57	9,9	1,43	9,0	1,36	8,6	1,36	7,9	1,36	7,2	1,08	7,2	1,10	6,2	0,78	5,9	0,83	5,3	0,76	4,8	0,79												
126	10,6	1,67	10,6	1,54	9,7	1,46	9,2	1,47	8,5	1,47	7,7	1,16	7,7	1,18	6,7	0,83	8,8	1,24	7,7	1,09	5,1	0,84	9,6	1,45	9,1	1,33	8,4	1,26	7,9	1,26	7,3	1,26	6,6	1,00	6,7	1,02	5,8	0,72	5,5	0,77	4,9	0,70	4,5	0,73												
144	10,0	1,57	9,9	1,44	9,1	1,36	8,6	1,37	7,9	1,37	7,2	1,09	7,2	1,10	6,2	0,78	8,2	1,16	7,2	1,02	4,8	0,79	8,6	1,36	8,5	1,24	7,8	1,17	7,4	1,18	6,8	1,18	6,2	0,94	6,2	0,95	5,4	0,67	5,1	0,72																

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H6VBD2																																																							
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																												Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																											
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}												
18	8,3	1,22	7,7	1,15	7,1	1,21	6,3	0,79	6,1	0,50	5,3	0,86	4,5	0,55	3,9	0,49	3,5	0,53	2,9	0,46	2,3	0,51	7,4	1,07	6,9	1,02	6,3	1,07	5,6	0,70	5,4	0,45	4,7	0,76	4,0	0,49	3,4	0,43	3,0	0,47	2,5	0,40	2,0	0,45												
36	5,9	0,86	5,5	0,81	5,0	0,85	4,5	0,56	4,3	0,36	3,7	0,61	3,2	0,39	2,7	0,35	2,4	0,37	2,0	0,32	1,6	0,36	5,2	0,76	4,9	0,72	4,5	0,75	4,0	0,49	3,8	0,32	3,3	0,54	2,8	0,34	2,4	0,31	2,2	0,33	1,8	0,28	1,4	0,32												
54	4,8	0,70	4,5	0,66	4,1	0,70	3,6	0,45	3,5	0,29	3,0	0,49	2,6	0,32	2,2	0,28	2,0	0,31	1,7	0,26	1,3	0,29	4,2	0,62	4,0	0,59	3,6	0,62	3,2	0,40	3,1	0,26	2,7	0,44	2,3	0,28	2,0	0,25	1,8	0,27	1,5	0,23	1,2	0,26												
72	4,2	0,61	3,9	0,57	3,6	0,60	3,2	0,39	3,0	0,25	2,6	0,43	2,3	0,27	1,9	0,25	1,7	0,26	1,4	0,23	1,2	0,25	3,7	0,54	3,4	0,51	3,2	0,53	2,8	0,35	2,7	0,22	2,3	0,38	2,0	0,24	1,7	0,22	1,5	0,23	1,3	0,20	1,0	0,22												
90	3,7	0,54	3,5	0,51	3,2	0,54	2,8	0,35	2,7	0,23	2,3	0,38	2,0	0,25	1,7	0,22	1,5	0,24	1,3	0,20	1,0	0,23	3,3	0,48	3,1	0,45	2,8	0,48	2,5	0,31	2,4	0,20	2,1	0,34	1,8	0,22	1,5	0,19	1,4	0,21	1,1	0,18	0,9	0,20												
108	3,4	0,50	3,2	0,47	2,9	0,49	2,6	0,32	2,5	0,21	2,1	0,35	1,8	0,22	1,6	0,20	1,4	0,22	1,2	0,19	0,9	0,21	3,0	0,44	2,8	0,41	2,6	0,44	2,3	0,29	2,2	0,18	1,9	0,31	1,6	0,20	1,4	0,18	1,2	0,19	1,0	0,16	0,8	0,18												
126	3,2	0,46	2,9	0,43	2,7	0,46	2,4	0,30	2,3	0,19	2,0	0,32	1,7	0,21	1,5	0,19	1,3	0,20	1,1	0,17	0,9	0,19	2,8	0,41	2,6	0,38	2,4	0,40	2,1	0,26	2,0	0,17	1,8	0,29	1,5	0,18	1,3	0,16	1,2	0,18	1,0	0,15	0,8	0,17												
144	2,9	0,43	2,7	0,41	2,5	0,43	2,2	0,28	2,1	0,18	1,9	0,30	1,6	0,19	1,4	0,17	1,2	0,19	1,0	0,16	0,8	0,18	2,6	0,38	2,4	0,36	2,2	0,38	2,0	0,25	1,9	0,16	1,6	0,27	1,4	0,17	1,2	0,15	1,1	0,16	0,9	0,14	0,7	0,16												
162	2,8	0,41	2,6	0,38	2,4	0,40	2,1	0,26																																																

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H6VBD2																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																												Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																																																																																																																																																																																																					
n_0	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288																																																																																																																																																																																																													
n_1	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{02}	σ_{02}	M_{12}	σ_{12}	M_{03}	σ_{03}	M_{13}	σ_{13}	M_{04}	σ_{04}	M_{14}	σ_{14}	M_{05}	σ_{05}	M_{15}	σ_{15}	M_{06}	σ_{06}	M_{16}	σ_{16}	M_{07}	σ_{07}	M_{17}	σ_{17}	M_{08}	σ_{08}	M_{18}	σ_{18}	M_{09}	σ_{09}	M_{19}	σ_{19}	M_{20}	σ_{20}	M_{21}	σ_{21}	M_{22}	σ_{22}	M_{23}	σ_{23}	M_{24}	σ_{24}	M_{25}	σ_{25}	M_{26}	σ_{26}	M_{27}	σ_{27}	M_{28}	σ_{28}	M_{29}	σ_{29}	M_{30}	σ_{30}	M_{31}	σ_{31}	M_{32}	σ_{32}	M_{33}	σ_{33}	M_{34}	σ_{34}	M_{35}	σ_{35}	M_{36}	σ_{36}	M_{37}	σ_{37}	M_{38}	σ_{38}	M_{39}	σ_{39}	M_{40}	σ_{40}	M_{41}	σ_{41}	M_{42}	σ_{42}	M_{43}	σ_{43}	M_{44}	σ_{44}	M_{45}	σ_{45}	M_{46}	σ_{46}	M_{47}	σ_{47}	M_{48}	σ_{48}	M_{49}	σ_{49}	M_{50}	σ_{50}	M_{51}	σ_{51}	M_{52}	σ_{52}	M_{53}	σ_{53}	M_{54}	σ_{54}	M_{55}	σ_{55}	M_{56}	σ_{56}	M_{57}	σ_{57}	M_{58}	σ_{58}	M_{59}	σ_{59}	M_{60}	σ_{60}	M_{61}	σ_{61}	M_{62}	σ_{62}	M_{63}	σ_{63}	M_{64}	σ_{64}	M_{65}	σ_{65}	M_{66}	σ_{66}	M_{67}	σ_{67}	M_{68}	σ_{68}	M_{69}	σ_{69}	M_{70}	σ_{70}	M_{71}	σ_{71}	M_{72}	σ_{72}	M_{73}	σ_{73}	M_{74}	σ_{74}	M_{75}	σ_{75}	M_{76}	σ_{76}	M_{77}	σ_{77}	M_{78}	σ_{78}	M_{79}	σ_{79}	M_{80}	σ_{80}	M_{81}	σ_{81}	M_{82}	σ_{82}	M_{83}	σ_{83}	M_{84}	σ_{84}	M_{85}	σ_{85}	M_{86}	σ_{86}	M_{87}	σ_{87}	M_{88}	σ_{88}	M_{89}	σ_{89}	M_{90}	σ_{90}	M_{91}	σ_{91}	M_{92}	σ_{92}	M_{93}	σ_{93}	M_{94}	σ_{94}	M_{95}	σ_{95}	M_{96}	σ_{96}	M_{97}	σ_{97}	M_{98}	σ_{98}	M_{99}	σ_{99}	M_{100}	σ_{100}	M_{101}	σ_{101}	M_{102}	σ_{102}	M_{103}	σ_{103}	M_{104}	σ_{104}	M_{105}	σ_{105}	M_{106}	σ_{106}	M_{107}	σ_{107}	M_{108}	σ_{108}	M_{109}	σ_{109}	M_{110}	σ_{110}	M_{111}	σ_{111}	M_{112}	σ_{112}	M_{113}	σ_{113}	M_{114}	σ_{114}	M_{115}	σ_{115}	M_{116}	σ_{116}	M_{117}	σ_{117}	M_{118}	σ_{118}	M_{119}	σ_{119}	M_{120}	σ_{120}	M_{121}	σ_{121}	M_{122}	σ_{122}	M_{123}	σ_{123}	M_{124}	σ_{124}	M_{125}	σ_{125}	M_{126}	σ_{126}	M_{127}	σ_{127}	M_{128}	σ_{128}	M_{129}	σ_{129}	M_{130}	σ_{130}	M_{131}	σ_{131}	M_{132}	σ_{132}	M_{133}	σ_{133}	M_{134}	σ_{134}	M_{135}	σ_{135}	M_{136}	σ_{136}	M_{137}	σ_{137}	M_{138}	σ_{138}	M_{139}	σ_{139}	M_{140}	σ_{140}	M_{141}	σ_{141}	M_{142}	σ_{142}	M_{143}	σ_{143}	M_{144}	σ_{144}	M_{145}	σ_{145}	M_{146}	σ_{14

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H6VMD2																																																																																																																																																																																																																																																																																																			
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																														Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																																					
n ₀	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																																										
n ₁	M ₀₁	σ ₀₁	M ₀₂	σ ₀₂	M ₀₃	σ ₀₃	M ₀₄	σ ₀₄	M ₀₅	σ ₀₅	M ₀₆	σ ₀₆	M ₀₇	σ ₀₇	M ₀₈	σ ₀₈	M ₀₉	σ ₀₉	M ₁₀	σ ₁₀	M ₁₁	σ ₁₁	M ₁₂	σ ₁₂	M ₁₃	σ ₁₃	M ₁₄	σ ₁₄	M ₁₅	σ ₁₅	M ₁₆	σ ₁₆	M ₁₇	σ ₁₇	M ₁₈	σ ₁₈	M ₁₉	σ ₁₉	M ₂₀	σ ₂₀	M ₂₁	σ ₂₁	M ₂₂	σ ₂₂	M ₂₃	σ ₂₃	M ₂₄	σ ₂₄	M ₂₅	σ ₂₅	M ₂₆	σ ₂₆	M ₂₇	σ ₂₇	M ₂₈	σ ₂₈	M ₂₉	σ ₂₉	M ₃₀	σ ₃₀	M ₃₁	σ ₃₁	M ₃₂	σ ₃₂	M ₃₃	σ ₃₃	M ₃₄	σ ₃₄	M ₃₅	σ ₃₅	M ₃₆	σ ₃₆	M ₃₇	σ ₃₇	M ₃₈	σ ₃₈	M ₃₉	σ ₃₉	M ₄₀	σ ₄₀	M ₄₁	σ ₄₁	M ₄₂	σ ₄₂	M ₄₃	σ ₄₃	M ₄₄	σ ₄₄	M ₄₅	σ ₄₅	M ₄₆	σ ₄₆	M ₄₇	σ ₄₇	M ₄₈	σ ₄₈	M ₄₉	σ ₄₉	M ₅₀	σ ₅₀	M ₅₁	σ ₅₁	M ₅₂	σ ₅₂	M ₅₃	σ ₅₃	M ₅₄	σ ₅₄	M ₅₅	σ ₅₅	M ₅₆	σ ₅₆	M ₅₇	σ ₅₇	M ₅₈	σ ₅₈	M ₅₉	σ ₅₉	M ₆₀	σ ₆₀	M ₆₁	σ ₆₁	M ₆₂	σ ₆₂	M ₆₃	σ ₆₃	M ₆₄	σ ₆₄	M ₆₅	σ ₆₅	M ₆₆	σ ₆₆	M ₆₇	σ ₆₇	M ₆₈	σ ₆₈	M ₆₉	σ ₆₉	M ₇₀	σ ₇₀	M ₇₁	σ ₇₁	M ₇₂	σ ₇₂	M ₇₃	σ ₇₃	M ₇₄	σ ₇₄	M ₇₅	σ ₇₅	M ₇₆	σ ₇₆	M ₇₇	σ ₇₇	M ₇₈	σ ₇₈	M ₇₉	σ ₇₉	M ₈₀	σ ₈₀	M ₈₁	σ ₈₁	M ₈₂	σ ₈₂	M ₈₃	σ ₈₃	M ₈₄	σ ₈₄	M ₈₅	σ ₈₅	M ₈₆	σ ₈₆	M ₈₇	σ ₈₇	M ₈₈	σ ₈₈	M ₈₉	σ ₈₉	M ₉₀	σ ₉₀	M ₉₁	σ ₉₁	M ₉₂	σ ₉₂	M ₉₃	σ ₉₃	M ₉₄	σ ₉₄	M ₉₅	σ ₉₅	M ₉₆	σ ₉₆	M ₉₇	σ ₉₇	M ₉₈	σ ₉₈	M ₉₉	σ ₉₉	M ₁₀₀	σ ₁₀₀	M ₁₀₁	σ ₁₀₁	M ₁₀₂	σ ₁₀₂	M ₁₀₃	σ ₁₀₃	M ₁₀₄	σ ₁₀₄	M ₁₀₅	σ ₁₀₅	M ₁₀₆	σ ₁₀₆	M ₁₀₇	σ ₁₀₇	M ₁₀₈	σ ₁₀₈	M ₁₀₉	σ ₁₀₉	M ₁₁₀	σ ₁₁₀	M ₁₁₁	σ ₁₁₁	M ₁₁₂	σ ₁₁₂	M ₁₁₃	σ ₁₁₃	M ₁₁₄	σ ₁₁₄	M ₁₁₅	σ ₁₁₅	M ₁₁₆	σ ₁₁₆	M ₁₁₇	σ ₁₁₇	M ₁₁₈	σ ₁₁₈	M ₁₁₉	σ ₁₁₉	M ₁₂₀	σ ₁₂₀	M ₁₂₁	σ ₁₂₁	M ₁₂₂	σ ₁₂₂	M ₁₂₃	σ ₁₂₃	M ₁₂₄	σ ₁₂₄	M ₁₂₅	σ ₁₂₅	M ₁₂₆	σ ₁₂₆	M ₁₂₇	σ ₁₂₇	M ₁₂₈	σ ₁₂₈	M ₁₂₉	σ ₁₂₉	M ₁₃₀	σ ₁₃₀	M ₁₃₁	σ ₁₃₁	M ₁₃₂	σ ₁₃₂	M ₁₃₃	σ ₁₃₃	M ₁₃₄	σ ₁₃₄	M ₁₃₅	σ ₁₃₅	M ₁₃₆	σ ₁₃₆	M ₁₃₇	σ ₁₃₇	M ₁₃₈	σ ₁₃₈	M ₁₃₉	σ ₁₃₉	M ₁₄₀	σ ₁₄₀	M ₁₄₁	σ ₁₄₁	M ₁₄₂	σ ₁₄₂	M ₁₄₃	σ ₁₄₃	M ₁₄₄	σ ₁₄₄	M ₁₄₅	σ ₁₄₅	M ₁₄₆	σ

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H6VAD1																																																																																																																																																																																																																																				
Descr.:	Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																														Índice: D; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																																																																																																																																						
n_0	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																											
n_1	M_{01}	σ_{01}	M_{11}	σ_{11}	M_{21}	σ_{21}	M_{31}	σ_{31}	M_{41}	σ_{41}	M_{51}	σ_{51}	M_{61}	σ_{61}	M_{71}	σ_{71}	M_{81}	σ_{81}	M_{91}	σ_{91}	M_{101}	σ_{101}	M_{111}	σ_{111}	M_{121}	σ_{121}	M_{131}	σ_{131}	M_{141}	σ_{141}	M_{151}	σ_{151}	M_{161}	σ_{161}	M_{171}	σ_{171}	M_{181}	σ_{181}	M_{191}	σ_{191}	M_{201}	σ_{201}	M_{211}	σ_{211}	M_{221}	σ_{221}	M_{231}	σ_{231}	M_{241}	σ_{241}	M_{251}	σ_{251}	M_{261}	σ_{261}	M_{271}	σ_{271}	M_{281}	σ_{281}	M_{291}	σ_{291}	M_{301}	σ_{301}	M_{311}	σ_{311}	M_{321}	σ_{321}	M_{331}	σ_{331}	M_{341}	σ_{341}	M_{351}	σ_{351}	M_{361}	σ_{361}	M_{371}	σ_{371}	M_{381}	σ_{381}	M_{391}	σ_{391}	M_{401}	σ_{401}	M_{411}	σ_{411}	M_{421}	σ_{421}	M_{431}	σ_{431}	M_{441}	σ_{441}	M_{451}	σ_{451}	M_{461}	σ_{461}	M_{471}	σ_{471}	M_{481}	σ_{481}	M_{491}	σ_{491}	M_{501}	σ_{501}	M_{511}	σ_{511}	M_{521}	σ_{521}	M_{531}	σ_{531}	M_{541}	σ_{541}	M_{551}	σ_{551}	M_{561}	σ_{561}	M_{571}	σ_{571}	M_{581}	σ_{581}	M_{591}	σ_{591}	M_{601}	σ_{601}																																																																																																											
18	73.1	13.77	68.5	11.60	62.0	11.78	56.7	11.02	53.7	14.33	54.7	8.80	48.4	12.95	48.9	9.96	45.8	13.19	37.3	10.15	38.0	11.07	64.5	12.15	60.6	10.28	54.8	10.41	50.4	9.79	47.7	12.73	48.6	7.81	43.0	11.50	43.1	8.77	40.3	11.61	32.8	8.92	33.4	9.73	37.2	10.71	35.0	5.93	31.6	6.01	29.1	5.65	27.6	7.35	28.1	4.51	24.8	6.64	24.9	5.06	23.3	6.70	18.9	5.15	19.7	5.82	36.5	6.89	34.2	5.80	31.0	5.89	29.3	5.51	26.9	7.17	27.4	4.40	24.2	6.48	24.5	4.98	22.9	6.60	18.6	5.07	19.0	5.54	28.8	5.62	27.9	4.79	25.3	4.93	24.0	6.41	24.5	3.94	21.7	5.79	21.9	4.45	20.5	5.90	16.7	4.54	17.0	4.95	26.3	4.96	24.8	4.20	22.4	4.25	20.6	4.00	19.5	5.20	19.8	3.19	17.6	4.69	17.6	3.58	16.5	4.74	13.4	3.64	13.6	3.97	22.4	4.59	22.9	3.88	20.7	3.94	19.0	3.70	18.0	4.81	18.4	2.95	16.3	4.35	16.6	3.32	15.2	4.39	12.4	3.37	12.6	3.88	24.8	5.87	24.2	4.10	21.9	4.16	20.0	3.89	19.0	5.07	19.4	3.11	17.1	4.58	17.3	3.52	16.2	4.66	13.2	3.59	13.4	3.92	22.4	4.59	22.9	3.88	20.7	3.94	19.0	3.70	18.0	4.81	18.4	2.95	16.3	4.35	16.6	3.32	15.2	4.39	12.4	3.37	12.6	3.88	24.8	5.87	24.2	4.10	21.9	4.16	20.0	3.89	19.0	5.07	19.4	3.11	17.1	4.58	17.3	3.52	16.2	4.66	13.2	3.59	13.4	3.92	22.4	4.59	22.9	3.88	20.7	3.94	19.0	3.70	18.0	4.81	18.4</

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H6VAD2																																																																																																																																																																																																																																																																																										
Descr.:	Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,10$																																																		Índice: D; $\alpha=0,05$; $\beta=0,20$																																																																																																																																																																																																																																								
n_0	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																																	
n_1	M_{01}	α_{01}	M_{11}	α_{11}	M_{02}	α_{02}	M_{12}	α_{12}	M_{03}	α_{03}	M_{13}	α_{13}	M_{04}	α_{04}	M_{14}	α_{14}	M_{05}	α_{05}	M_{15}	α_{15}	M_{06}	α_{06}	M_{16}	α_{16}	M_{07}	α_{07}	M_{17}	α_{17}	M_{08}	α_{08}	M_{18}	α_{18}	M_{09}	α_{09}	M_{19}	α_{19}	M_{10}	α_{10}	M_{20}	α_{20}	M_{30}	α_{30}	M_{40}	α_{40}	M_{50}	α_{50}	M_{60}	α_{60}	M_{70}	α_{70}	M_{80}	α_{80}	M_{90}	α_{90}	M_{100}	α_{100}	M_{110}	α_{110}	M_{120}	α_{120}	M_{130}	α_{130}	M_{140}	α_{140}	M_{150}	α_{150}	M_{160}	α_{160}	M_{170}	α_{170}	M_{180}	α_{180}	M_{190}	α_{190}	M_{200}	α_{200}	M_{210}	α_{210}	M_{220}	α_{220}	M_{230}	α_{230}	M_{240}	α_{240}	M_{250}	α_{250}	M_{260}	α_{260}	M_{270}	α_{270}	M_{280}	α_{280}																																																																																																																																																																																															
18	49.5	7.01	46.2	5.90	42.4	5.22	41.6	5.99	37.4	4.88	35.7	4.81	34.8	6.34	30.3	5.85	27.5	4.73	25.7	3.12	22.8	3.24	43.7	6.18	40.9	5.22	37.5	4.61	37.0	5.33	33.3	4.34	31.6	4.27	30.9	5.63	26.7	5.16	24.2	4.16	22.6	2.74	20.0	2.85	30.9	4.37	29.0	3.69	26.5	3.26	26.1	3.77	23.5	3.07	22.4	3.02	21.9	3.98	18.9	3.65	17.1	2.94	16.0	1.94	14.2	2.02	54	28.6	4.04	26.7	3.41	24.5	3.01	24.0	3.46	21.6	2.92	20.6	2.78	20.1	3.66	17.5	3.38	15.9	2.73	14.8	2.80	13.1	1.87	72	24.8	3.50	23.1	2.95	21.2	2.61	20.8	3.00	18.7	2.44	17.8	2.41	17.4	3.17	15.2	2.93	13.8	2.37	12.8	1.56	11.4	1.62	90	22.1	3.13	20.7	2.64	19.0	2.33	18.6	2.68	16.7	2.18	15.9	2.15	15.6	2.84	13.6	2.62	12.3	2.12	11.5	1.39	10.2	1.45	108	20.2	2.86	18.9	2.41	17.3	2.13	17.2	2.45	15.3	1.99	14.6	1.97	14.2	2.58	12.4	2.39	11.2	1.93	10.5	1.27	9.3	1.32	126	18.7	2.65	17.5	2.23	16.0	1.97	15.7	2.26	14.2	1.84	13.5	1.82	13.2	2.40	11.5	2.21	10.4	1.79	9.7	1.18	8.6	1.23	144	17.5	2.48	16.3	2.09	15.0	1.84	14.7	2.12	13.2	1.73	12.6	1.70	12.3	2.24	10.7	2.07	9.7	1.67	9.1	1.10	8.1	1.15	162	16.5	2.34	15.4	1.97	14.1	1.74	13.9	2.00	12.5	1.63	11.9	1.60	11.6	2.11	10.1	1.95	9.2	1.58	8.6	1.04	7.6	1.08	180	15.7	2.22	14.6	1.87	13.4	1.65	13.2	1.89	11.8	1.54	11.3	1.52	11.0	2.01	9.6	1.85	8.7	1.50	8.1	0.99	7.2	1.03	198	14.9	2.11	13.9	1.78	12.8	1.57	12.5	1.81	11.3	1.47	10.8	1.45	10.5	1.91	9.1	1.77	8.3	1.43	7.7	0.94	6.9	0.98	216	14.3	2.02	13.3	1.70	12.2	1.51	12.0	1.73	10.

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{E1H} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H9VB2D																																												
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																												
n_0	54				72				90				108				126				144				162				180				216				252				288				
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}													
18	12,9	2,05	11,5	2,27	10,6	1,91	10,1	1,52	8,4	1,47	7,9	0,99	7,2	1,22	6,1	1	2,0	5,2	1,07	4,4	0,70	3,4	0,75	11,4	1,82	10,2	2,01	9,5	1,70	9,0	1,35	7,5	1,30	7,0	0,88	6,4	1,08	5,5	1,08	4,6	0,96	3,9	0,63	3,1	0,87
36	9,1	1,45	8,2	1,60	7,5	1,35	7,1	1,08	6,0	1,04	5,6	0,70	5,1	0,86	4,3	0,85	3,7	0,76	3,1	0,49	2,4	0,53	8,1	1,29	7,2	1,42	6,7	1,20	6,3	0,96	5,3	0,92	4,9	0,62	4,5	0,77	3,9	0,76	3,3	0,68	2,8	0,44	2,2	0,47	
54	7,4	1,18	6,7	1,31	6,1	1,10	5,8	0,88	4,9	0,85	4,5	0,57	4,1	0,71	3,5	0,69	3,0	0,62	2,5	0,40	2,0	0,43	6,6	1,05	5,9	1,16	5,5	0,98	5,2	0,78	4,3	0,75	4,0	0,51	3,7	0,63	3,2	0,62	2,7	0,56	2,3	0,36	1,8	0,39	
72	6,4	1,03	5,8	1,13	5,3	0,96	5,0	0,76	4,2	0,73	3,9	0,49	3,6	0,61	3,0	0,60	2,6	0,54	2,2	0,35	1,7	0,37	5,7	0,91	5,1	1,01	4,7	0,85	4,5	0,68	3,7	0,65	3,5	0,44	3,2	0,54	2,7	0,54	2,3	0,48	2,0	0,31	1,5	0,34	
90	5,8	0,92	5,2	1,01	4,8	0,86	4,5	0,68	3,8	0,66	3,5	0,44	3,2	0,55	2,7	0,54	2,3	0,48	2,0	0,29	1,5	0,33	5,1	0,81	4,6	0,90	4,2	0,76	4,0	0,61	3,3	0,58	3,1	0,39	2,9	0,49	2,4	0,48	2,1	0,43	1,8	0,28	1,3	0,30	
108	5,3	0,84	4,7	0,93	4,3	0,78	4,1	0,62	3,4	0,60	3,2	0,40	2,9	0,50	2,5	0,49	2,1	0,44	1,8	0,39	1,4	0,31	4,7	0,74	4,2	0,82	3,9	0,70	3,7	0,55	3,1	0,53	2,9	0,36	2,6	0,44	2,2	0,44	1,9	0,39	1,6	0,26	1,3	0,27	
126	4,9	0,78	4,4	0,86	4,0	0,72	3,8	0,58	3,2	0,55	3,0	0,37	2,7	0,46	2,3	0,45	2,0	0,41	1,7	0,26	1,3	0,28	4,3	0,69	3,9	0,76	3,6	0,64	3,4	0,51	2,8	0,49	2,6	0,33	2,4	0,41	2,1	0,41	1,8	0,36	1,5	0,24	1,2	0,25	
144	4,5	0,73	4,1	0,80	3,8	0,68	3,6	0,54	3,0	0,52	2,8	0,35	2,5	0,43	2,2	0,43	1,8	0,38	1,5	0,25	1,2	0,26	4,0	0,64	3,6	0,71	3,3	0,60	3,2	0,48	2,6	0,46	2,5	0,31	2,3	0,38	1,9	0,38	1,6	0,34	1,4	0,22	1,1	0,24	
162	4,3	0,68	3,8	0,76	3,5	0,64	3,4	0,51	2,8	0,49	2,6	0,33	2,4	0,41	2,0	0,40	1,7	0,36	1,5	0,23	1,1	0,25	3,8	0,61	3,4	0,67	3,2	0,57	3,0	0,45	2,5	0,43	2,3	0,29	2,1	0,36	1,8	0,36							

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H9VMD1																																																																																																																																																																																																																																																																																																			
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																																																		Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																	
n ₀	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288					54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																																										
n ₁	m ₀₁	σ ₀₁	m ₀₂	σ ₀₂	m ₀₃	σ ₀₃	m ₀₄	σ ₀₄	m ₀₅	σ ₀₅	m ₀₆	σ ₀₆	m ₀₇	σ ₀₇	m ₀₈	σ ₀₈	m ₀₉	σ ₀₉	m ₁₀	σ ₁₀	m ₁₁	σ ₁₁	m ₁₂	σ ₁₂	m ₁₃	σ ₁₃	m ₁₄	σ ₁₄	m ₁₅	σ ₁₅	m ₁₆	σ ₁₆	m ₁₇	σ ₁₇	m ₁₈	σ ₁₈	m ₁₉	σ ₁₉	m ₂₀	σ ₂₀	m ₂₁	σ ₂₁	m ₂₂	σ ₂₂	m ₂₃	σ ₂₃	m ₂₄	σ ₂₄	m ₂₅	σ ₂₅	m ₂₆	σ ₂₆	m ₂₇	σ ₂₇	m ₂₈	σ ₂₈	m ₂₉	σ ₂₉	m ₃₀	σ ₃₀	m ₃₁	σ ₃₁	m ₃₂	σ ₃₂	m ₃₃	σ ₃₃	m ₃₄	σ ₃₄	m ₃₅	σ ₃₅	m ₃₆	σ ₃₆	m ₃₇	σ ₃₇	m ₃₈	σ ₃₈	m ₃₉	σ ₃₉	m ₄₀	σ ₄₀	m ₄₁	σ ₄₁	m ₄₂	σ ₄₂	m ₄₃	σ ₄₃	m ₄₄	σ ₄₄	m ₄₅	σ ₄₅	m ₄₆	σ ₄₆	m ₄₇	σ ₄₇	m ₄₈	σ ₄₈	m ₄₉	σ ₄₉	m ₅₀	σ ₅₀	m ₅₁	σ ₅₁	m ₅₂	σ ₅₂	m ₅₃	σ ₅₃	m ₅₄	σ ₅₄	m ₅₅	σ ₅₅	m ₅₆	σ ₅₆	m ₅₇	σ ₅₇	m ₅₈	σ ₅₈	m ₅₉	σ ₅₉	m ₆₀	σ ₆₀	m ₆₁	σ ₆₁	m ₆₂	σ ₆₂	m ₆₃	σ ₆₃	m ₆₄	σ ₆₄	m ₆₅	σ ₆₅	m ₆₆	σ ₆₆	m ₆₇	σ ₆₇	m ₆₈	σ ₆₈	m ₆₉	σ ₆₉	m ₇₀	σ ₇₀	m ₇₁	σ ₇₁	m ₇₂	σ ₇₂	m ₇₃	σ ₇₃	m ₇₄	σ ₇₄	m ₇₅	σ ₇₅	m ₇₆	σ ₇₆	m ₇₇	σ ₇₇	m ₇₈	σ ₇₈	m ₇₉	σ ₇₉	m ₈₀	σ ₈₀	m ₈₁	σ ₈₁	m ₈₂	σ ₈₂	m ₈₃	σ ₈₃	m ₈₄	σ ₈₄	m ₈₅	σ ₈₅	m ₈₆	σ ₈₆	m ₈₇	σ ₈₇	m ₈₈	σ ₈₈	m ₈₉	σ ₈₉	m ₉₀	σ ₉₀	m ₉₁	σ ₉₁	m ₉₂	σ ₉₂	m ₉₃	σ ₉₃	m ₉₄	σ ₉₄	m ₉₅	σ ₉₅	m ₉₆	σ ₉₆	m ₉₇	σ ₉₇	m ₉₈	σ ₉₈	m ₉₉	σ ₉₉	m ₁₀₀	σ ₁₀₀	m ₁₀₁	σ ₁₀₁	m ₁₀₂	σ ₁₀₂	m ₁₀₃	σ ₁₀₃	m ₁₀₄	σ ₁₀₄	m ₁₀₅	σ ₁₀₅	m ₁₀₆	σ ₁₀₆	m ₁₀₇	σ ₁₀₇	m ₁₀₈	σ ₁₀₈	m ₁₀₉	σ ₁₀₉	m ₁₁₀	σ ₁₁₀	m ₁₁₁	σ ₁₁₁	m ₁₁₂	σ ₁₁₂	m ₁₁₃	σ ₁₁₃	m ₁₁₄	σ ₁₁₄	m ₁₁₅	σ ₁₁₅	m ₁₁₆	σ ₁₁₆	m ₁₁₇	σ ₁₁₇	m ₁₁₈	σ ₁₁₈	m ₁₁₉	σ ₁₁₉	m ₁₂₀	σ ₁₂₀	m ₁₂₁	σ ₁₂₁	m ₁₂₂	σ ₁₂₂	m ₁₂₃	σ ₁₂₃	m ₁₂₄	σ ₁₂₄	m ₁₂₅	σ ₁₂₅	m ₁₂₆	σ ₁₂₆	m ₁₂₇	σ ₁₂₇	m ₁₂₈	σ ₁₂₈	m ₁₂₉	σ ₁₂₉	m ₁₃₀	σ ₁₃₀	m ₁₃₁	σ ₁₃₁	m ₁₃₂	σ ₁₃₂	m ₁₃₃	σ ₁₃₃	m ₁₃₄	σ ₁₃₄	m ₁₃₅	σ ₁₃₅	m ₁₃₆	σ ₁₃₆	m ₁₃₇	σ ₁₃₇	m ₁₃₈	σ ₁₃₈	m ₁₃₉	σ ₁₃₉	m ₁₄₀	σ ₁₄₀	m ₁₄₁	σ ₁₄₁	m ₁₄₂	σ ₁₄₂	m ₁₄₃	σ ₁₄₃	m ₁₄₄	σ ₁₄₄	m ₁₄₅	σ ₁₄₅	m ₁₄₆	

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H9VMD2																																															
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,10$																								Índice: H; $\sigma=0,05$; $\beta=0,20$																							
n ₀	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288					
n ₁	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}	M _{H1}	σ_{H1}				
18	17,7	4,42	15,4	3,37	14,8	3,22	12,9	2,87	11,5	2,81	10,5	2,95	9,2	3,54	8,9	2,71	7,2	2,41	6,2	2,50	4,9	2,50	15,7	3,92	13,6	2,99	13,2	2,87	11,5	2,56	10,2	2,49	9,4	2,62	8,1	3,15	8,0	2,43	6,5	2,17	5,6	2,24	4,4	2,54				
36	12,5	3,12	10,9	2,39	10,5	2,28	9,1	2,03	8,1	1,98	7,5	2,09	6,5	2,50	6,3	1,91	5,1	1,71	4,4	1,77	3,5	1,76	11,1	2,77	9,6	2,11	9,3	2,03	8,1	1,81	7,2	1,76	6,6	1,85	5,8	2,22	5,7	1,42	4,6	1,53	3,9	1,59	3,1	1,58				
54	10,2	2,55	8,9	1,95	8,6	1,86	7,5	1,66	6,7	1,62	6,1	1,71	5,3	2,04	5,1	1,56	4,2	1,39	3,6	1,44	2,8	1,44	9,1	2,26	7,9	1,73	7,6	1,66	6,7	1,48	5,9	1,44	5,4	1,51	4,7	1,82	4,6	1,41	3,8	1,25	3,2	1,29	2,5	1,29				
72	8,9	2,21	7,7	1,69	7,4	1,61	6,5	1,44	5,8	1,40	5,3	1,48	4,6	1,77	4,4	1,35	3,6	1,21	3,1	1,25	2,5	1,25	7,9	1,96	6,8	1,49	6,6	1,44	5,8	1,28	5,1	1,25	4,7	1,31	4,1	1,57	4,0	1,22	3,3	1,08	2,8	1,12	2,2	1,12				
90	7,9	1,97	6,9	1,51	6,6	1,44	5,8	1,29	5,2	1,26	4,7	1,32	4,1	1,58	4,0	1,21	3,2	1,08	2,8	1,12	2,2	1,12	7,0	1,75	6,1	1,34	5,9	1,28	5,2	1,14	4,6	1,11	4,2	1,17	3,6	1,41	3,6	1,09	2,9	0,97	2,5	1,00	2,00	1,00				
108	7,2	1,80	6,3	1,38	6,0	1,32	5,3	1,17	4,7	1,15	4,3	1,21	3,7	1,45	3,6	1,10	3,0	0,99	2,5	1,02	2,0	1,02	6,4	1,60	5,6	1,22	5,4	1,17	4,7	1,04	4,2	1,02	3,8	1,07	3,3	1,28	3	0,99	2,7	0,89	2,3	0,92	1,8	0,91				
126	6,7	1,67	5,8	1,28	5,6	1,22	4,9	1,09	4,4	1,06	4,0	1,12	3,5	1,34	3,4	1,02	2,7	0,91	2,3	0,94	1,9	0,94	5,9	1,48	5,1	1,13	5,0	1,09	4,4	0,97	3,9	0,94	3,5	0,99	3,1	1,19	3	0,92	2,5	0,82	2,1	0,85	1,7	0,85				
144	6,3	1,56	5,4	1,19	5,2	1,14	4,6	1,02	4,1	0,99	3,7	1,04	3,2	1,25	3,1	0,96	2,6	0,85	2,2	0,88	1,7	0,88	5,6	1,39	4,8	1,06	4,7	1,02	4,1	0,90	3,6	0,88	3,3	0,93	2,9	1,11	2,8	0,86	2,3	0,77	2,0	0,79	1,6	0,79				
162	5,9	1,47	5,1	1,12	4,9	1,07	4,3	0,96	3,8																																							

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H9VAD1																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																													
Descr.:	Índice: D; α=0,05; β=0,10																														Índice: D; α=0,05; β=0,20																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																															
n ₀	54					72					90					108					126					144					162					180					216					252					288																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																											
n _i	M ₀₁	a ₀₁	M ₀₂	a ₀₂	M ₀₃	a ₀₃	M ₀₄	a ₀₄	M ₀₅	a ₀₅	M ₀₆	a ₀₆	M ₀₇	a ₀₇	M ₀₈	a ₀₈	M ₀₉	a ₀₉	M ₁₀	a ₁₀	M ₁₁	a ₁₁	M ₁₂	a ₁₂	M ₁₃	a ₁₃	M ₁₄	a ₁₄	M ₁₅	a ₁₅	M ₁₆	a ₁₆	M ₁₇	a ₁₇	M ₁₈	a ₁₈	M ₁₉	a ₁₉	M ₂₀	a ₂₀	M ₂₁	a ₂₁	M ₂₂	a ₂₂	M ₂₃	a ₂₃	M ₂₄	a ₂₄	M ₂₅	a ₂₅	M ₂₆	a ₂₆	M ₂₇	a ₂₇	M ₂₈	a ₂₈																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																						
18	126,4	27,79	116,9	29,43	106,9	18,96	96,2	24,52	91,1	24,08	85,0	15,98	89,2	26,47	76,5	17,10	71,0	18,20	65,6	17,33	62,4	18,56	112,1	24,66	103,5	26,07	95,1	16,88	85,6	21,83	80,9	21,39	75,5	14,20	79,3	23,51	68,8	15,38	63,8	16,34	58,8	15,55	55,9	16,64	79,3	17,44	73,2	18,44	67,3	11,94	60,5	15,44	57,2	15,12	53,4	10,40	56,0	16,62	48,6	10,87	45,1	11,55	41,6	10,99	39,9	55,9	11,77																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																											
36	89,3	19,65	82,6	20,81	75,6	13,41	68,0	17,34	64,4	17,03	60,1	11,30	63,1	18,72	54,1	12,09	50,2	12,87	46,4	12,25	44,1	13,13	64,7	14,24	59,8	15,05	54,9	9,75	49,4	12,61	46,7	12,35	43,6	8,20	45,8	13,57	39,7	8,88	36,8	9,43	34,0	8,98	32,3	8,60	30,2	8,32	28,0	8,51	25,8	8,29	23,6	8,32	21,4	8,17	19,4	7,77	22,0	9,61																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				
54	73,0	16,04	67,5	16,99	61,7	10,95	55,5	14,16	52,6	13,90	49,1	9,23	51,5	15,28	44,1	9,87	41,0	10,51	37,0	10,00	36,0	12,72	56,1	12,34	51,8	13,04	47,6	8,14	42,6	10,92	40,5	10,69	37,8	7,10	39,6	11,75	34,4	7,69	31,9	8,17	29,4	7,77	28,0	8,32	25,8	8,29	23,6	8,32	21,4	8,17	19,4	7,77	22,0	9,61																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
72	63,2	13,89	58,4	14,71	53,4	9,48	48,1	12,26	45,6	12,04	42,5	7,99	44,6	13,24	38,2	8,55	35,5	9,10	32,8	8,66	31,2	9,28	50,2	11,03	46,3	11,66	42,6	7,55	38,3	9,76	36,2	5,57	33,8	6,35	35,4	10,51	30,8	6,88	28,5	7,31	26,3	6,95	25,8	7,29	23,6	7,29	21,4	7,07	19,4	6,66	17,3	6,44	15,1	6,23	12,9	6,02	10,8	5,81	8,6	5,60																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		
90	56,5	12,43	52,3	13,16	47,8	8,48	43,0	10,97	40,7	10,77	38,0	7,15	39,9	11,84	34,2	7,65	31,8	8,14	29,3	7,75	27,9	8,30	45,8	11,03	46,3	11,66	42,6	7,55	38,3	9,76	36,2	5,57	33,8	6,35	35,4	10,51	30,8	6,88	28,5	7,31	26,3	6,95	25,8	7,29	23,6	7,29	21,4	7,07	19,4	6,66	17,3	6,44	15,1	6,23	12,9	6,02	10,8	5,81	8,6	5,60																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		
108	51,6	11,34	47,7	12,01	43,6	7,74	39,3	10,01	37,2	9,83	34,7	6,53	36,0	11,04	31,2	6,98	29,0	7,43	26,8	7,07	25,5	7,58	50,2	11,03	46,3	11,66	42,6	7,55	38,3	9,76	36,2	5,57	33,8	6,35	35,4	10,51	30,8	6,88	28,5	7,31	26,3	6,95	25,8	7,29	23,6	7,29	21,4	7,07	19,4	6,66	17,3	6,44	15,1	6,23	12,9	6,02	10,8	5,81	8,6	5,60																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		
126	47,8	10,92	44,2	11,12	40,4	7,17	36,3	9,27	34,4	9,10	32,1	6,04	33,7	10,00	28,9	6,46	26,9	6,88	24,8	6,55	23,6	7,02	49,4	9,32	39,1	9,86	36,0	3,28	32,4	8,25	30,6	8,08	28,5	5,37	30,0	8,89	26,0	5,81	24,1	6,18	22,2	5,88	21,1	6,29	21,4	6,29	19,4	6,29	17,3	6,29	15,1	6,29	12,9	6,29	10,8	6,29	8,6	6,29	6,4	6,29	4,2	6,29	2,0	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,29	0,8	6,

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral $G_{E|H}$ (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

Grade:	Grade-EH; Cenário: H9VAD2																																																							
Descr.:	Índice: H; $\sigma=0.05$; $\beta=0.10$																												Índice: H; $\sigma=0.05$; $\beta=0.20$																											
n_0	54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288		54		72		90		108		126		144		162		180		216		252		288													
n_1	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}	M_{H1}	σ_{H1}														
18	21.1	5.17	18.3	3.37	18.2	4.28	16.8	2.49	13.9	2.63	13.5	2.94	12.2	3.45	10.5	2.88	8.9	2.14	7.5	2.35	6.2	1.86	18.8	4.59	16.2	2.99	16.2	3.81	15.0	2.22	12.3	2.34	12.0	2.61	10.9	3.07	9.4	2.59	7.9	1.93	6.8	2.11	5.6	1.67												
36	15.0	3.66	13.0	2.38	12.9	3.03	11.9	1.76	9.8	1.86	9.6	2.08	8.7	2.44	7.4	2.04	6.3	1.52	5.3	1.66	4.4	1.31	13.3	3.25	11.5	2.11	11.5	2.70	10.6	1.57	8.7	1.65	8.5	1.85	7.7	2.17	6.7	1.83	5.6	1.36	4.8	1.49	3.9	1.18												
54	12.2	2.99	10.6	1.95	10.5	2.47	9.7	1.44	8.0	1.52	7.8	1.70	7.1	1.99	6.1	1.67	5.1	1.24	4.4	1.36	3.6	1.07	10.8	2.65	9.4	1.72	9.4	2.20	8.6	1.28	7.1	1.35	6.9	1.51	6.3	1.77	5.4	1.50	4.6	1.11	3.9	1.22	3.2	0.96												
72	10.6	2.59	9.2	1.65	9.1	2.14	8.4	1.24	6.9	1.32	6.8	1.47	6.1	1.73	5.2	1.44	4.4	1.07	3.8	1.18	3.1	0.93	9.4	2.30	8.1	1.49	8.1	1.91	7.5	1.11	6.2	1.17	6.0	1.31	5.4	1.53	4.7	1.30	4.0	0.96	3.4	1.06	2.8	0.83												
90	9.5	2.31	8.2	1.51	8.2	1.92	7.5	1.11	6.2	1.18	6.0	1.32	5.5	1.54	4.7	1.29	4.0	0.96	3.4	1.05	2.8	0.83	8.4	2.05	7.3	1.34	7.3	1.71	6.7	0.99	5.5	1.05	5.4	1.17	4.9	1.37	4.2	1.16	3.6	0.86	3.0	0.94	2.5	0.78												
108	8.6	2.11	7.5	1.38	7.4	1.75	6.9	1.02	5.7	1.07	5.5	1.20	5.0	1.41	4.3	1.18	3.6	0.88	3.1	0.96	2.5	0.76	7.7	1.87	6.6	1.22	6.6	1.56	6.1	0.90	5.0	0.95	4.9	1.07	4.4	1.25	3.9	1.06	3.2	0.79	2.8	0.86	2.3	0.68												
126	8.0	1.96	6.9	1.27	6.9	1.62	6.4	0.94	5.2	1.00	5.1	1.11	4.6	1.31	4.0	1.09	3.3	0.81	2.8	0.89	2.3	0.70	7.1	1.74	6.1	1.13	6.1	1.44	5.7	0.84	4.7	0.88	4.5	0.99	4.1	1.16	3.6	0.98	3.0	0.73	2.6	0.80	2.1	0.63												
144	7.5	1.83	6.5	1.19	6.4	1.51	5.9	0.88	4.9	0.93	4.8	1.04	4.3	1.22	3.7	1.02	3.1	0.76	2.7	0.83	2.2	0.66	6.6	1.62	5.7	1.06	5.7	1.35	5.3	0.78	4.4	0.83	4.2	0.92	3.8	1.08	3.3	0.92	2.8	0.68	2.4	0.75	2.0	0.59												
162	7.0	1.72	6.1	1.12	6.1	1.43	5.6	0.83																																																

Tabela 4 (continuação). Resultados da diferença mínima detectável (DMD) obtidos para os 18 cenários experimentais, submetidos ao desenho amostral G_{EIH} (σ = erro tipo I; β = erro Tipo II; n_0 = número de amostras coletado para o cálculo do índice ecológico; n_1 = número de amostras utilizado para o cálculo da DMD).

[illegible]