

Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Estimativa de risco de infecção por *Giardia* sp e
Cryptosporidium sp pela ingestão de água durante
atividades de recreação de contato primário.**

Karla Cristiane Pinto

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Ciências**

Área de Concentração: Saúde Pública

Orientador: Prof^a Dra Maria Tereza Pepe Razzolini

São Paulo
2016

**Estimativa de risco de infecção por *Giardia* sp e
Cryptosporidium sp pela ingestão de água durante
atividades de recreação de contato primário.**

Karla Cristiane Pinto

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública da
Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutor em Ciências**

Área de Concentração: Saúde Pública

Orientador: Prof^a Dra Maria Tereza Pepe Razzolini

**São Paulo
2016**

É expressamente proibida a comercialização deste documento tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição, ano da tese.

Tudo aconteceu num certo dia
Hora de Ave Maria, o universo vi gerar
No princípio o verbo se fez fogo
Nem atlas tinha o globo
Mas tinha nome o lugar
Era terra, terra

E fez o criador a natureza
Fez os campos e florestas
Fez os bichos, fez o mar
Fez por fim, então, a rebeldia
Que nos dá a garantia
Que nos leva a lutar
Pela terra, terra

Madre terra nossa esperança
Onde a vida dá seus frutos
O teu filho vem cantar
Ser e ter o sonho por inteiro
Ser sem-terra, ser guerreiro
Com a missão de semear
À terra, terra

Mas apesar de tudo isso
O latifúndio é feito um inço
Que precisa acabar
Romper as cercas da ignorância
Que produz a intolerância
Terra é de quem plantar
À terra, terra

(Canção da Terra – Pedro Munhoz)

AGRADECIMENTOS

“Quem caminha sozinho pode até chegar mais rápido, mas aquele que vai acompanhado com certeza vai mais longe” (Clarice Lispector)

Aos meus pais, pelo amor, pelo carinho e pela educação que permitiram a minha formação pessoal e profissional.

A minha irmã, Katia Pinto, que sempre esteve disposta a ouvir, compartilhar e incentivar.

À Dra Maria Tereza Pepe Razzolini, que me orientou com tamanha dedicação e sutileza na concretização deste trabalho. Gratidão pelas suas palavras, apoio e respeito em todos os momentos destes quatro anos.

À Dra Claudia Conde Lamparelli, pelo incentivo e por contribuir com o meu crescimento profissional.

À Prof^a MSc. Maria Inés Josefina Navarro Gonzáles, pela disposição, atenção e carinho com os quais me recebeu na UNAM e me ensinou questões fundamentais deste trabalho.

Ao Dr. Marcelo de Souza Lauretto, por realizar as análises estatísticas e pela colaboração tão carinhosa.

À Dra Adelaide de Cássia Nardocci, com quem aprendi partes importantes e fundamentais que serviram de base para o desenvolvimento deste trabalho.

À amiga e geógrafa Cristina Camolez, pela amizade e incentivo, por me ouvir e me auxiliar nas questões geográficas.

Ao amigo e estatístico Yoshio Yanagi, pela colaboração e incentivo e por me ensinar questões estatísticas com tamanha paciência e carinho.

À CETESB, onde colaboro com muito amor e prazer, por ter me permitido realizar este trabalho e crescer pessoal e profissionalmente.

À FSP/USP, local onde tive a oportunidade de crescer e aprimorar meus conhecimentos em uma área tão mágica: a Saúde Pública.

À UNAM, onde cresci, evolui e aprendi, tanto profissional quanto pessoal e espiritualmente.

Ao programa Ciência sem Fronteiras, que permitiu o intercâmbio e a mobilidade internacional.

Ao CNPq, que fomentou o desenvolvimento de parte deste trabalho no exterior.

À energia do Universo, que me impulsionou e me iluminou todos os dias, além de renovar a minha disposição para seguir até o fim.

PINTO, K.C. **Estimativa de risco de infecção por *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp pela ingestão de água durante atividades de recreação de contato primário.** 2016. 175 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

O uso das águas costeiras para fins recreacionais está associado com benefícios à saúde e bem-estar, todavia eventuais impactos negativos podem diminuir estes benefícios. Esses usos variam de acordo com o tipo de atividade desenvolvida, sendo que a recreação de contato primário requer contato direto e prolongado com a água, durante a qual pode ocorrer ingestão acidental. A Resolução CONAMA nº 274/2000 dispõe sobre os critérios de balneabilidade e reza que as condições da qualidade das águas recreacionais devem ser avaliadas através de indicadores microbiológicos de contaminação fecal, e ainda recomenda que seja realizada pesquisa de organismos patogênicos em praias sistematicamente impróprias. Dada a escassez de dados da ocorrência de patógenos em águas costeiras, no período de 2010 a 2012, a CETESB realizou o “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” pesquisando enterovírus, adenovírus, vírus da hepatite A, *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, no intuito de preencher esta lacuna e gerar dados primários. Assim, o objetivo deste trabalho foi estimar a probabilidade de infecção por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp após exposição a águas recreacionais costeiras usando como ferramenta a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), como também o risco de doença. As concentrações de (oo)cistos nas águas das praias são oriundas dos relatórios de “Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo” da CETESB dos anos de 2011 e 2012. Nesse período foram analisadas 203 amostras coletadas de 12 praias na 1ª fase e de cinco praias na 2ª fase para a pesquisa de ocorrência de (oo)cistos. As amostras de água foram coletadas na isóbata de um metro, com frequência mensal. *Giardia* sp foi o microrganismo mais frequente, presente em 43% das amostras e *Cryptosporidium* sp em 13%. O cenário de exposição considerou tipos de atividade, tipos de usuários (crianças, adultos e esportistas), concentração de (oo)cistos, volume de ingestão, duração e frequência da exposição. A probabilidade de infecção foi maior em praias com mais amostras positivas para oocistos e cistos, no grupo dos esportistas e para *Giardia* sp. Em alguns casos os valores de risco de doença ultrapassaram o risco tolerável pela U.S. EPA (2012) de 3,6% casos de gastroenterite, assim como ultrapassaram os resultados de incidência acumulada encontradas por LAMPARELLI et al. (2015). Os resultados apontaram a necessidade de melhoria nos sistemas de tratamento de efluentes no Litoral Paulista. A AQRM é uma ferramenta capaz de estimar a probabilidade de infecção no cenário das águas recreacionais e pode auxiliar no gerenciamento dos riscos.

Descritores: águas recreacionais marinhas, *Giardia*, *Cryptosporidium*, probabilidade de infecção e de doença, avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM).

PINTO, K.C. **Risk infection for *Giardia* sp and *Cryptosporidium* sp by ingestion of water during primary contact recreation**. 2016. 175 p. Thesis (Doctoral in Public Health) – School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, 2016.

The use of coastal water for recreational purposes has been associated with benefits to health and well-being; however some negative impacts can diminish such benefits. The usages can vary according to the type of activity but the primary contact demands physical contact resulting in a high probability in accidental ingestion of water. Brazilian legislation for coastal recreational waters – CONAMA 274/2000 establishes criteria for fecal indicator bacteria and furthermore recommends investigation of pathogenic organisms for beaches which classification is systematically as improper. Given the scarcity of data referring to pathogenic presence in beaches' waters, CETESB carried out a study, in 2010 and 2012, for quantifying enterovirus, adenovirus, hepatitis A virus, *Cryptosporidium* sp and *Giardia* sp in coastal waters of São Paulo state in order to obtain data about their occurrence of these pathogens in coastal waters. The objective of this study was to estimate the annual risk of infection and disease for *Giardia* sp and *Cryptosporidium* sp by ingestion of water during primary contact recreation using QMRA approach. Concentrations of both parasites were taken from the annual report entitled "Quality of coastal beaches in São Paulo state" by CETESB (2011 and 2012). In these years were analyzed 203 samples of water for quantifying (oo)cysts of *Giardia* and *Cryptosporidium* from 12 beaches in the first year and five beaches in the second year of research. The samples were collected at one meter isobaths, with monthly frequency. *Giardia* was the most frequent parasite present in 43% of samples and *Cryptosporidium* sp in 13%. Exposure scenario was built considering types of activity, beach goers (children, adults and athletes), concentration of parasites, ingestion rate, duration and frequency of exposure. The probability of annual infection was higher in beaches in which there were more positive results for parasites for athletes and for *Giardia* infection. The tolerable risk for gastroenteritis by USEPA, which is 3.6%, was overpassed in some cases. Though the results found in this study overpassed the cumulative incidence reported by LAMPARELLI et al. (2015). The results indicate the need for improvements in wastewater treatment systems in the coastal area of São Paulo. As QMRA is a tool capable in estimating the probability of infection it can help to highlight crucial issues in risk management.

Descriptors: marine recreational waters, *Giardia*, *Cryptosporidium*, infection and disease risk, quantitative microbial risk assessment (QMRA).

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	24
2.1. OBJETIVO GERAL	24
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1. ÁGUAS RECREACIONAIS	25
3.1.1. Critérios para a avaliação microbiológica das águas recreacionais	26
3.1.2. Programa de Balneabilidade do Estado de São Paulo	37
3.2. PROTOZOÁRIOS PATOGÊNICOS: <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP	38
3.2.1. <i>Cryptosporidium</i> sp	40
3.2.2. <i>Giardia</i> sp	43
3.3. OCORRÊNCIA DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP	46
3.3.1. Incidência e prevalência de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	46
3.3.2. Casos de diarreia causados por <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	48
3.4. MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS EM ÁGUAS RECREACIONAIS	50
3.4.1. Estudos realizados no Estado de São Paulo	50
3.4.2. Estudos realizados em outros países	53
3.5. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)	65

3.5.1. Identificação do perigo	66
3.5.2. Avaliação de exposição	66
3.5.3. Avaliação dose-resposta	71
3.5.4. Caracterização do risco	72
4. MÉTODOS	74
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	74
4.2. HISTÓRICO DA BALNEABILIDADE	81
4.3. AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE (OO)CISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP NAS ÁGUAS DAS PRAIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO	84
4.4. ESTIMATIVA DO RISCO ANUAL DE INFECÇÃO PELA INGESTÃO DE ÁGUA DURANTE ATIVIDADES DE RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	86
4.4.1. Comparação entre os períodos seco e chuvoso	88
4.4.2. Comparação entre praias e formação de agrupamentos	89
4.4.3. Ajustes de distribuições sobre as concentrações de patógenos – <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	92
4.4.4. Taxas de ingestão durante as atividades de recreação	93
4.4.5. Duração das atividades de recreação	94
4.4.6. Frequência de exposição	95
4.4.7. Modelo dose-resposta	96
4.4.8. Cálculo da probabilidade anual de infecção por <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	96
4.4.9. Cálculo da probabilidade anual de doença por <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	98

4.5. MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO A ÁGUAS RECREACIONAIS	98
5. RESULTADOS	100
5.1. (OO)CISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP NAS ÁGUAS DAS PRAIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO	100
5.2. DISTRIBUIÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP	104
5.3. PROBABILIDADE ANUAL DE INFECÇÃO POR <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP PELA INGESTÃO DE ÁGUA DURANTE AS ATIVIDADES DE RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO	107
5.4. PROBABILIDADE ANUAL DE DOENÇA POR <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SP E <i>GIARDIA</i> SP	114
6. DISCUSSÃO	117
7. CONCLUSÕES	131
8. RECOMENDAÇÕES	133
9. REFERÊNCIAS	134
ANEXO	148
Anexo 1 – Informações sobre o saneamento básico nos municípios do Litoral Paulista	149
APÊNDICES	150
Apêndice 1 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2010/2011 (1ª fase)	151
Apêndice 2 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2012 (2ª fase)	153
Apêndice 3 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos	155

patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp, nas praias do Litoral Norte	
Apêndice 4 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp, nas praias da Baixada Santista	157
Apêndice 5 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2012, para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp, nas praias da Litoral Norte	161
Apêndice 6 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2012, para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp, nas praias da Baixada Santista	162
Apêndice 7 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 1 – estação seca	164
Apêndice 8 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 1 – estação chuvosa	165
Apêndice 9 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 1 – todos os dados	166
Apêndice 10 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 2 – estação seca	167
Apêndice 11 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 2 – estação chuvosa	168
Apêndice 12 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Cryptosporidium</i> sp - agrupamento 2 – todos os dados	169
Apêndice 13 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Giardia</i> sp - agrupamento 1 – estação seca	170
Apêndice 14 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Giardia</i> sp - agrupamento 1 – estação chuvosa	171
Apêndice 15 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para <i>Giardia</i> sp - agrupamento 1 – todos os dados	172
Apêndice 16 – Probabilidade anual de infecção e análise de	173

sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – estação seca

Apêndice 17 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – estação chuvosa 174

Apêndice 18 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – todos os dados 175

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Teste de significância entre os períodos chuvoso e seco	89
Tabela 2 – Níveis descritivos (p-valor) dos testes de homogeneidade para comparação entre percentuais de amostras positivas para <i>Cryptosporidium</i> sp	91
Tabela 3 – Níveis descritivos (p-valor) dos testes de homogeneidade para comparação entre percentuais de amostras positivas para <i>Giardia</i> sp	91
Tabela 4 – Frequência de amostras positivas e concentrações mínimas e máximas de (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp nas 12 praias avaliadas na 1ª fase do estudo	101
Tabela 5 - Frequência de amostras positivas e concentrações mínimas e máximas de (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp nas cinco praias avaliadas na 2ª fase do estudo	101
Tabela 6 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp por fase do estudo	102
Tabela 7 - Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp nos períodos de chuvoso e seco	102
Tabela 8 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp nos períodos de chuva, estiagem e ano todo nos agrupamentos 1 e 2	103
Tabela 9 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para cistos/L de <i>Giardia</i> sp nos períodos de chuva, estiagem e ano todo nos agrupamentos 1 e 2	103
Tabela 10 - Distribuições e parâmetros para (oo)cistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	104
Tabela 11 – Probabilidade anual de infecção por <i>Cryptosporidium</i> – agrupamento 1	109
Tabela 12 – Probabilidade anual de infecção por <i>Cryptosporidium</i> – agrupamento 2	109

Tabela 13 – Probabilidade anual de infecção por <i>Giardia</i> – agrupamento 1	112
Tabela 14 – Probabilidade anual de infecção por <i>Giardia</i> – agrupamento 2	112
Tabela 15 – Probabilidade anual de doença por <i>Cryptosporidium</i> – agrupamento 1	115
Tabela 16 – Probabilidade anual de doença por <i>Cryptosporidium</i> – agrupamento 2	115
Tabela 17 – Probabilidade anual de doença por <i>Giardia</i> – agrupamento 1	116
Tabela 18 – Probabilidade anual de doença por <i>Giardia</i> – agrupamento 2	116

Lista de Quadros

Quadro 1 – Valores de referência para a qualidade das águas recreacionais da OMS	27
Quadro 2 – Critérios para a densidade de indicadores bacteriológicos (enterococos/100 mL) para águas marinhas da U.S.EPA	29
Quadro 3 – Critérios de qualidade para águas recreacionais marinhas (RWQC) recomendados pela U.S. EPA	30
Quadro 4 – Critérios para a classificação das águas recreacionais costeiras, de acordo com a Diretiva 2006/7/CE	31
Quadro 5 - Valores de referência recomendados para águas recreacionais marinhas da HEALTH CANADA	32
Quadro 6 – Sistema de classificação semanal de Hong Kong, de acordo com EPD	34
Quadro 7 – Categorias das águas recreacionais, segundo a Resolução CONAMA nº 274/2000, de acordo com os limites de coliformes termotolerantes, <i>E. coli</i> e enterococos por 100 mL de água	36
Quadro 8 – Padrões de <i>E.coli</i> para recreação de contato primário, de acordo com a DD CETESB nº 112/13	36
Quadro 9 – Rede de monitoramento de balneabilidade da CETESB em 2015	37
Quadro 10 – Especificações da qualificação anual para praias com amostragem semanal	38
Quadro 11 – Número de casos de diarreia, no Estado de São Paulo, nos anos de 2007 a 2014	48
Quadro 12 – Crescimento populacional no período entre 2006 e 2015	75
Quadro 13 – Porcentagem de tempo que as 12 praias permaneceram impróprias para banho no período de estudo	81
Quadro 14 – Concentração de enterococos em UFC/100 mL (Percentil 95), qualificação anual das praias (CETESB) e risco estimado de casos de gastroenterite (OMS)	82

Quadro 15 - Formação de agrupamentos de acordo com o teste de homogeneidade das praias em relação à concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> sp	92
Quadro 16 - Formação de agrupamentos de acordo com o teste de homogeneidade das praias em relação à concentração de cistos de <i>Giardia</i> sp	92
Quadro 17 - Dados de volume ingerido, duração e frequência da exposição e ajuste das distribuições usados no cenário de exposição	96
Quadro 18 – Resumo do modelo conceitual de exposição para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp em águas recreacionais	99

Lista de Figuras

Figura 1 – Municípios do Litoral Paulista e suas respectivas UGRHIs	75
Figura 2 – População fixa e flutuante para no ano de 2015	76
Figura 3 – Percentual de coleta de esgotos por município do Litoral Paulista e ICTEM para os anos de 2012 e 2015.	79
Figura 4 – Médias pluviométricas mensais históricas (DAEE e CIIAGRO)	80
Figura 5 – Aspectos físicos e climáticos dos municípios litorâneos	80
Figura 6 – Evolução da qualificação anual das 12 praias nos últimos 10 anos (2006 a 2015)	82
Figura 7 – Localização dos pontos de coleta das praias do Litoral Norte	85
Figura 8 – Localização dos pontos de coleta das praias da Baixada Santista	85
Figura 9 – Fluxograma do modelo conceitual de exposição para <i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp em águas recreacionais	87
Figura 10 – Distribuições acumuladas das concentrações de oocistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os períodos seco e chuvoso	105
Figura 11 – Distribuições acumuladas das concentrações de oocistos/L de <i>Cryptosporidium</i> sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os resultados do ano todo	105
Figura 12 – Distribuições acumuladas das concentrações de cistos/L de <i>Giardia</i> sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os períodos seco e chuvoso	106
Figura 13– Distribuições acumuladas das concentrações de cistos/L de <i>Giardia</i> sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os resultados do ano todo	106
Figura 14 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – <i>Cryptosporidium</i> sp – agrupamento 1 – períodos seco, chuvoso e ano todo	110
Figura 15 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – <i>Cryptosporidium</i> sp – agrupamento 2 – períodos seco, chuvoso e ano todo	110

Figura 16 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – 113
Giardia sp – agrupamento 1 – períodos seco, chuvoso e ano todo

Figura 17 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – 113
Giardia sp – agrupamento 2 – períodos seco, chuvoso e ano todo

1. INTRODUÇÃO

Águas recreacionais costeiras ou doces, segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), são aquelas utilizadas para lazer por um número significativo de usuários, com o objetivo de descanso, relaxamento e prática de exercícios. Esses usos estão associados com significativos benefícios para a saúde e bem-estar, no entanto, eventuais impactos negativos podem diminuir tais benefícios. Os usos variam de acordo com o contato com a água dependendo do tipo de atividade desenvolvida, sendo que algumas, como a recreação de contato primário, requerem contato direto do banhista com a água. Os efeitos relativos à exposição a águas recreacionais mudam de acordo com o local, assim como a natureza e o grau de exposição. A maior parte das informações disponíveis com relação a prejuízos à saúde está relacionada à exposição pela ingestão e contato com a água durante a natação (WHO, 2003).

Em termos globais, a exposição a águas costeiras poluídas com esgotos causa aproximadamente 120 milhões de casos de doenças gastrointestinais e 50 milhões de casos de doenças respiratórias por ano (SHUVAL, 2003). No Estado de São Paulo, a contaminação por esgotos domésticos é o tipo mais comum de poluição, sendo frequente em todo o litoral. De acordo com o Centro de Vigilância Epidemiológica (CVE), foram identificados 1.248.845 casos de diarreia no Estado de São Paulo em 2014 (CVE, 2014). Esse número de casos se refere a diarreias de todas as causas e etiologias oriundos do programa sentinela MDDA (Monitorização de Doença Diarreica Aguda), assim, não é possível identificar casos ocasionados por exposição a águas costeiras. De acordo com SATO et al. (2005), eventos de gastroenterite ocorrem em banhistas com maior frequência no verão, quando o número de turistas nas praias é maior e conseqüentemente há aumento nas descargas de esgotos no mar, podendo ser agravado em períodos chuvosos. A literatura internacional mostra que a associação entre

contaminação fecal das águas recreacionais e eventos de gastroenterite está bem estabelecida. De acordo com STONE et al. (2008) e SCHETS et al. (2008) a exposição a patógenos em águas recreacionais está associada a aumento de risco de doenças gastrointestinais, infecções respiratórias, de olhos, ouvidos, pele, além de meningite e hepatite. Alguns estudos evidenciaram relação entre a exposição e respostas associadas à concentração de indicadores de contaminação fecal. Outros foram conduzidos para se avaliar a probabilidade de infecção ou de efeitos na saúde devidos à exposição a águas recreacionais, como os de KUEH et al. (1995), DUFOUR et al. (2006) e WADE et al. (2008).

Nesse contexto, os protozoários *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp merecem atenção especial. Estão amplamente distribuídos no ambiente, causam efeitos adversos à saúde, além de terem relevante papel em surtos de doenças de veiculação hídrica. De acordo com a HEALTH CANADA (2012), ambos são os mais importantes protozoários associados às águas recreacionais.

A maioria dos surtos de giardíase tem sido associados ao consumo de água contaminada por fezes humanas. *Giardia* sp tem sido relatada, em muitos países, como a causa mais comum dentre as doenças transmitidas pela água e está fortemente associada à exposição a águas recreacionais, podendo ser adquirida pela ingestão de água durante a natação. Cistos de *Giardia* sp foram isolados de água superficial, de amostras de água de praia e de rios utilizados para atividades recreacionais (WHO, 2005; WHO, 2011).

Cryptosporidium sp é um parasita intracelular que infecta o trato gastrointestinal de humanos e de animais, e assim seus oocistos são disseminados no ambiente, incluindo-se lagos e rios. Muitos casos de criptosporidiose são transmitidos de animais de estimação para humanos, porém as principais vias de transmissão são o contato pessoa-pessoa e o consumo de água contaminada (WHO, 2005; WHO, 2011).

No Brasil, conforme CONAMA (2001), a Resolução nº 274/2000, que dispõe sobre os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, considera “a necessidade de serem criados instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação aos níveis estabelecidos para a balneabilidade, de forma a assegurar as condições necessárias à recreação de contato primário”. Em virtude de suas considerações, o artigo 2º reza que “as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário), terão suas condições avaliadas nas categorias própria e imprópria”. O parágrafo 1º do mesmo artigo subdivide as águas consideradas próprias nas categorias excelente, muito boa e satisfatória, considerando a concentração de microrganismos indicadores de poluição fecal (coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* ou enterococos) em um conjunto de cinco semanas. O parágrafo 5º diz que “nas praias ou balneários sistematicamente impróprios, recomenda-se a pesquisa de organismos patogênicos”.

Nesse sentido, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) realizou estudos específicos para a determinação de microrganismos patogênicos nas águas das praias paulistas. O primeiro estudo foi realizado no período de setembro/1998 a agosto/1999. Mais tarde, outro estudo foi realizado durante o período de agosto/2010 a julho/2011 e na sequência realizou-se um terceiro estudo em 2012. Nesses estudos foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* sp e cistos de *Giardia* sp nas amostras provenientes de praias do Litoral Paulista. Cistos de *Giardia* sp foram detectados em praticamente todas as praias analisadas. Oocistos de *Cryptosporidium* sp estiveram presentes em menor número de praias e em densidades inferiores. De toda forma, esse cenário aponta riscos à saúde por exposição a águas recreacionais (CETESB, 2013a).

A estimativa de risco de infecção em decorrência de exposição às águas recreacionais contaminadas por patógenos vem sendo utilizada para estimar efeitos adversos à saúde associados a microrganismos específicos

presentes na água, adotar medidas de controle e intervenção e avaliar os impactos das ações realizadas, discutir políticas públicas, além de permitir gerenciar riscos considerando custo-benefício. Uma vertente importante do uso da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) é a possibilidade do estabelecimento de normas, padrões de qualidade ou valores orientadores provocando revisões de legislações vigentes, focando na promoção e proteção da saúde humana (MAIER et al., 2009). Assim, no cenário da recreação de contato primário, considerando-se o tipo de atividade recreacional, a taxa de ingestão, a duração e a frequência de exposição em grupos com diferentes faixas etárias é possível determinar a probabilidade de infecção e estabelecer valores orientadores. Porém, segundo OMS (WHO, 2005), com relação à utilização da AQRM em águas recreacionais, ainda se enfrenta a falta de dados de exposição, tais como: taxas de inalação e ingestão, contato da pele com a água contaminada e ainda o nível correspondente de doenças nesses usuários. Também são escassos dados como duração e frequência de exposição. Dessa forma, esses dados passam a ser assumidos e podem levar a sub ou superestimação do risco de infecção.

A estratégia clássica para a avaliação da qualidade da água para fins de recreação é a pesquisa de bactérias indicadoras de contaminação fecal, evidenciando a possibilidade da presença de microrganismos patogênicos de transmissão fecal-oral, causadores de diversas doenças infecciosas, entre elas a gastroenterite. Porém, a ausência dessas bactérias não garante que microrganismos patogênicos não estejam presentes na água e que isso se traduza em ausência de risco de infecção por patógenos de veiculação hídrica, pois alguns dos microrganismos patogênicos são mais resistentes às condições adversas do meio ambiente. Alguns estudos realizados em praias, como os de KUEH et al (1995), COLFORD et al (2007) e PAPASTERGIUO et al (2011), não observaram associação entre bactérias indicadoras e efeitos adversos à saúde dos banhistas.

Desse modo, justifica-se a realização de estudos para a estimativa da probabilidade de infecção por patógenos presentes nas águas recreacionais, nesse caso por *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp e assim promover discussões a respeito da legislação vigente, da melhoria dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos no litoral e da proteção da saúde dos banhistas e esportistas.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estimar a probabilidade de infecção por *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp após a exposição a águas recreacionais do Estado de São Paulo usando a abordagem da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

-compilar os dados relativos à concentração de (oo)cistos de *Cryptosporidium* sp e de *Giardia* sp em praias do Litoral Paulista constantes dos relatórios de “Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo” dos anos de 2011 e 2012 da CETESB;

- construir modelo conceitual de exposição a águas costeiras durante a recreação de contato primário;

-estimar a probabilidade de infecção/doença por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp pela ingestão de água durante a recreação de contato primário;

- identificar o nível de risco de infecção/doença em três grupos diferentes de expostos: crianças, adultos e esportistas;

- discutir os riscos de infecção/doença por (oo)cistos de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp observados nos três grupos expostos (crianças, adultos e esportistas) com a qualificação anual das praias da CETESB e com os valores de referência da Organização Mundial da Saúde (OMS).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ÁGUAS RECREACIONAIS

Segundo WHO (2003), as águas recreacionais podem ser doces, estuarinas e costeiras, onde diversos tipos de usos são desenvolvidos por um número significativo de usuários. O uso dessas águas está crescendo em muitos países. Isto reflete os efeitos de bem-estar e outros benefícios associados à saúde pelo uso com objetivo de lazer. Os usos podem incluir atividades que exigem contato com a água através de esportes como a natação, “surf”, canoagem, entre outros, e atividades que não requerem contato com a água como pesca, navegação, contemplação. Esses usos podem ocasionar efeitos adversos à saúde que variam de acordo com o local, o tipo de atividade desenvolvida e a duração e frequência da exposição. Geralmente esses efeitos adversos à saúde estão associados à exposição pelo contato prolongado com a água e por sua ingestão, se houver contaminação por esgoto doméstico com tratamento inadequado ou sem tratamento, o que representa ingresso de patógenos trazendo riscos à saúde dos usuários. Estes incluem o público de diferentes faixas etárias (bebês, crianças, adultos e idosos), turistas, esportistas como nadadores, mergulhadores e surfistas, e merecem atenção especial os grupos vulneráveis como as crianças, idosos e imunocomprometidos.

O monitoramento sistemático das águas para fins recreacionais é o instrumento que aponta se um corpo d'água apresenta qualidade adequada para recreação de contato primário. Existem regulamentos específicos para o monitoramento e controle da qualidade dessas águas com o intuito de se promover e proteger a saúde dos usuários das praias.

“A qualidade da água para fins de recreação de contato primário constitui a balneabilidade”, sendo necessário para a sua avaliação o estabelecimento

de critérios objetivos. Esses critérios estão baseados em microrganismos indicadores de contaminação fecal a serem monitorados e seus valores confrontados com padrões preestabelecidos, para que se possam identificar condições de balneabilidade em um determinado local (CETESB, 2016a).

Águas para fins de recreação, mais conhecidas como “águas recreacionais”, são definidas como aquelas destinadas à recreação de contato primário. O “contato primário” é definido como o contato do corpo inteiro com a água na prática recreacional, que pode resultar em ingestão acidental de água ou imersão do corpo, possível em atividades como banho, natação, “surf”, mergulho, caiaque, entre outras (U.S. EPA, 1986; U.S. EPA, 2012c; CETESB, 2016a).

3.1.1. Critérios para a avaliação microbiológica das águas recreacionais

A seguir serão apresentados alguns critérios com relação ao monitoramento das águas para fins recreacionais.

- Organização Mundial da Saúde (OMS)

De acordo com OMS (WHO, 2003), muitas agências optam por critérios de porcentagem de conformidade, tipicamente o Percentil 95 (P95), que significa que 95% das amostras de água coletadas apresentam concentração do indicador de contaminação fecal (enterococos) abaixo de um padrão de qualidade estabelecido. Esses valores de P95 são expressos pelo número de indicadores em 100 mL de amostra de água. Algumas agências também adotam valores de média geométrica. Vale dizer que ambos têm desvantagens. A OMS recomenda valores de P95 da concentração de enterococos intestinais baseado em desfechos como gastroenterites e doença respiratória febril aguda (AFRI). O Quadro 1

apresenta esses valores de referência para qualidade microbiológica das águas recreacionais e risco estimado por exposição recomendados pela OMS.

Quadro 1 - Valores de referência para a qualidade das águas recreacionais da OMS.

Categoria da qualidade microbiológica da água	P95 do valor de enterococos intestinais/100 mL	Risco estimado por exposição	
		Gastroenterite	Doença respiratória febril aguda (AFRI)
A	≤ 40	< 1%	< 0,3%
B	41 - 200	1 - 5%	0,3 - 1,9%
C	201 - 500	5 - 10%	1,9 - 3,9%
D	> 500	>10%	> 3,9%

Fonte: WHO, 2003 (adaptado)

Os valores de referência e o risco estimado por exposição representam o nível de risco com base nas condições de exposição derivadas de estudos realizados por DUFOUR (1984), FERLEY et al. (1989) e KAY et al. (1994). De acordo com DUFOUR (1984) os critérios para a avaliação da qualidade das águas recreacionais, baseados em doenças gastrointestinais, foram desenvolvidos com resultados obtidos durante um programa de pesquisas epidemiológicas conduzido em Erie (Pensilvânia) e Tulsa (Oklahoma). Três indicadores de poluição fecal foram usados: *E. coli*, coliformes termotolerantes e enterococos. Boa correlação foi observada entre sintomas gastrointestinais associados ao banho e as concentrações de *E. coli* e enterococos na água. As concentrações de coliformes termotolerantes mostraram pouca ou nenhuma correlação com as taxas de doenças gastrointestinais em banhistas. Em geral, altas taxas de doenças gastrointestinais foram associadas com altas concentrações de bactérias fecais. A comparação dos resultados de água doce e água do mar indicou que o critério de qualidade deveria ser separado por tipo de água, pois a taxa de doença em banhistas de água do mar foi maior do que a taxa

observada em águas doces. FERLEY et al. (1989) conduziram um estudo epidemiológico retrospectivo, no Rio Ardeche, na França, no verão de 1986, a fim de avaliar a relação de morbidade associada à natação e qualidade bacteriológica das águas recreacionais. Assim, 5.737 pessoas participaram do estudo. O risco relativo (RR) entre banhistas e não banhistas diferiu significativamente entre os dois grupos e foi de 2,4 (1,9 – 3,0) para o total dos casos de gastroenterite. Estreptococos fecais foram correlacionados com morbidade por doença gastrointestinal. A concentração de estreptococos fecais acima da qual a morbidade gastrointestinal entre banhistas foi significativamente maior do que em não banhistas foi de 20/100 mL. KAY et al. (1994) avaliaram efeitos à saúde de 1.216 banhistas em água do mar durante quatro verões no Reino Unido (1989-1992). Foram aplicados questionários e concomitantemente realizadas análises da qualidade da água (coliformes totais, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais e *Pseudomonas aeruginosa*). O grupo exposto (548 pessoas) tomou banho e realizou imersão de cabeça. Taxas de doenças gastrointestinais foram maiores no grupo exposto (14,8 por 100) do que no grupo não exposto (9,7 em 100). Os estreptococos fecais apontaram significativa relação dose-resposta com as doenças gastrointestinais. Efeitos adversos à saúde foram identificados quando as concentrações de estreptococos fecais excediam 32/100 mL.

- Estados Unidos

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA), em 1986, após estudos epidemiológicos com o objetivo de se determinar os riscos à saúde associados à prática de natação em águas contaminadas por esgoto, foi publicado o “Ambient water quality criteria for bacteria”, no qual foram estabelecidos critérios para verificar a qualidade das águas marinhas e doces. Recomenda somente o uso do indicador de contaminação fecal – enterococos - para águas marinhas e apresenta os

critérios de qualidade para estas águas (U.S. EPA, 1986), os quais estão descritos no Quadro 2.

Quadro 2 - Critérios para a densidade de indicadores bacteriológicos (enterococos/100 mL) para águas marinhas da U.S. EPA.

Indicador	nº aceitável de casos de gastroenterite associadas à natação/1000 banhistas	Média geométrica da densidade do indicador	Densidade máxima admissível em 1 amostra			
			área destinada para banho (>75% CL)	uso moderado para recreação (>82% CL)	pouco uso para recreação (>90% CL)	uso não indicado para banho (> 95% CL)
Enterococos	19	35	104	158	276	501

Média geométrica de cinco amostras de água do mar coletadas em 30 dias

CL = nível de confiança

Fonte: U.S. EPA, 1986 (adaptado)

O documento intitulado “Beaches environmental assessment and coastal health act of 2000”, mais conhecido como “Beach Act 2000”, foi assinado em 10/10/2000, alterando o “Clean water act” (CWA) de 1972. O CWA estabelecia a estrutura básica para regular as descargas de poluentes nas águas americanas e regulamentava os padrões de qualidade das águas superficiais. Entre outras alterações, houve a adição da seção 303 cuja exigência era a adoção de novos parâmetros de qualidade até a data de 10/04/2004 para patogênicos e indicadores de contaminação fecal. Adicionou também as seções 104 a 304 que juntas exigem a realização de estudos associados a patogênicos, enfatizando a avaliação de potenciais riscos à saúde humana resultantes da exposição a patógenos em águas recreacionais costeiras, incluindo efeitos não afetos ao trato gastrointestinal (U.S. EPA, 2000).

O “National epidemiological and environmental assessment of recreational water” (NEEAR) realizou uma série de investigações epidemiológicas em praias nos anos de 2003, 2004, 2007 e 2009. Esses estudos envolveram 54.250 participantes em nove praias. Foram colhidas amostras de águas doces e salinas em praias de clima tropical e temperado. Os resultados

dessas investigações associados ao critério de 1986 impulsionaram a U.S. EPA a publicar o “Recreational water quality criteria” (RWQC) em 2012. Este recomenda o uso dos enterococos como indicadores de poluição fecal em águas marinhas e enfatiza que a contaminação fecal está associada ao aumento do risco de doenças gastrointestinais e menos frequentemente de doenças respiratórias. O critério de 1986 considerava taxa de doença através do número de “highly credible gastrointestinal illness” (HCGI), definido como um ou mais dos seguintes sintomas: 1. vômito, 2. diarreia com febre, 3. dor de estômago ou náuseas acompanhadas por febre. Nas recomendações do RWQC considera-se taxa de doença como o número de NGI (NEEAR GI illness) que tem uma definição mais abrangente para doença gastrointestinal, incluindo diarreia sem febre. A taxa estimada de doença é de 36 NGI/1000 banhistas, porém vale mencionar que a U.S. EPA incentiva o critério que corresponde a taxa de 32 NGI/1000 banhistas para a melhoria da qualidade da água. O Quadro 3 apresenta a recomendação dos critérios para a qualidade das águas recreacionais marinhas (U.S. EPA, 2012c).

Quadro 3 – Critérios de qualidade para águas recreacionais marinhas (RWQC) recomendados pela U.S. EPA.

Critério para águas marinhas	Taxa estimada de doença (NGI): 36/1000 nadadores		OU	Taxa estimada de doença (NGI): 32/1000 nadadores	
	Magnitude			Magnitude	
Enterococos	MG	STV		MG	STV
	(UFC/100 mL)	(UFC/100 mL)		(UFC/100 mL)	(UFC/100 mL)
	35	130		30	110

NGI= NEEAR doença gastrointestinal

Magnitude= MG e STV, independente do tamanho da amostra

MG= média geométrica

STV= valor limiar estatístico (não deve ser excedido em mais de 10% das amostras utilizadas para calcular a MG)

Duração e frequência: A MG do corpo d’água não deve ser maior do que a magnitude da MG selecionada em qualquer intervalo de 30 dias. Não deve haver mais do que 10% de frequência de excedência de STV no mesmo intervalo de 30 dias.

Fonte: U.S. EPA, 2012c (adaptado)

- União Europeia (UE)

A UE controla a qualidade das águas destinadas à recreação e realiza a classificação das mesmas conforme padrões estabelecidos pela Diretiva 2006/7/CE, de 15/02/2006. Os Estados-membros da UE são autônomos na determinação anual da qualidade das águas recreacionais do seu território e definem a duração da alta temporada através da frequência de banhistas e do período de maior risco de contaminação das águas. O controle é feito considerando-se uma série de resultados de, no mínimo, 16 amostras ou, em circunstâncias especiais, de 12 amostras. Para isto, são utilizados os indicadores de contaminação fecal enterococos intestinais ou *E.coli*. Assim, as águas são classificadas em Excelente, Boa, Suficiente e Insuficiente, de acordo com o Quadro 4. Se as águas forem classificadas como Insuficientes por cinco anos consecutivos, pode ocorrer uma proibição permanente para o uso recreativo ou uma recomendação permanente para que o banho seja evitado no local. Garante-se a informação da qualidade das águas ao público de forma ativa e disponível durante toda a alta temporada, em lugar de fácil acesso, incluindo-se a internet (PE/CUE, 2006). Vale ressaltar que os critérios para a classificação das águas recreacionais foram baseados no estudo de KAY et al. (1994).

Quadro 4 - Critérios para a classificação das águas recreacionais costeiras, de acordo com a Diretiva 2006/7/CE.

Parâmetro (UFC/100 mL)	Excelente	Boa	Suficiente
Enterococos intestinais	100*	200*	185**
<i>E. coli</i>	250*	500*	500**

*Percentil 95

**Percentil 90

Insuficiente: quando na série de dados correspondentes ao último período de avaliação os percentis forem piores que os de qualidade Suficiente.

Fonte: Diário Oficial da União Europeia (adaptado)

- Canadá

A qualidade das águas recreacionais canadenses estabelecida pelo Departamento Federal de Saúde do Canadá (Health Canada) consta do documento intitulado “Guidelines for canadian recreational water quality”. Esse documento considera que o uso de valores de referência como instrumento de gestão das águas representa uma abordagem para proteger os banhistas contra a exposição a patógenos fecais nas águas recreacionais. *E. coli* e enterococos são considerados os melhores indicadores de poluição fecal em águas recreacionais doces e salinas. Assim, o cálculo da média geométrica das concentrações dos indicadores deve ser baseado em um mínimo de cinco amostras coletadas em horários e locais apropriados para fornecerem informações representativas da qualidade da água. Se concentrações superiores aos valores de referência forem verificadas, deverá ocorrer nova amostragem. Além disso, um aviso deve ser emitido pela autoridade responsável para notificar que a área não está adequada para o uso recreacional. Recomenda que as águas usadas rotineiramente para recreação de contato primário sejam monitoradas no mínimo uma vez por semana (HEALTH CANADA, 2012). Os valores de referência adotados pelo Canadá estão descritos no Quadro 5.

Quadro 5 - Valores de referência recomendados para águas recreacionais marinhas da HEALTH CANADA.

Indicador de contaminação fecal	Média Geométrica* das concentrações	Concentração máxima em uma amostra
Enterococos	≤ 35/100 mL	≤ 70/100 mL

*mínimo de cinco amostras

Fonte: Health Canada, 2012 (adaptado)

Os valores de referência foram desenvolvidos com base em evidências epidemiológicas relativas às concentrações de enterococos em águas

recreacionais marinhas para a incidência de doenças gastrointestinais observadas em banhistas. Com base no estudo de CABELLI (1983) apud HEALTH CANADA (2012), a agência canadense estimou que usando tais valores de referência a taxa de doença gastrointestinal sazonal corresponderia a aproximadamente 1 a 2% (10 a 20 por 1000 banhistas). Para determinar a concentração máxima de enterococos em uma amostra foram revistos dados da U.S.EPA (1986).

- Austrália

A fim de proteger a saúde humana, o Conselho Nacional de Saúde e Pesquisas Médicas da Austrália (NHMRC) adota os mesmos valores de referência para águas recreacionais marinhas recomendados pela OMS (WHO, 2003). Estes estão disponíveis no “Guidelines for managing risks in recreational water” (NHMRC, 2008).

- Hong Kong (China)

A qualidade das águas recreacionais em Hong Kong é avaliada pelo Departamento de Proteção Ambiental (EPD). A classificação semanal das praias é baseada na média geométrica de *E. coli* das últimas cinco amostras de água coletadas (Quadro 6). A classificação anual é feita com base na média geométrica de todas as amostras coletadas no monitoramento semanal e utiliza as mesmas densidades de *E. coli* da classificação semanal, sendo que as praias classificadas como Boas ou Regulares estão em conformidade com o WQO (Objetivo de Qualidade de Água) (EPD, 2015).

Quadro 6 - Sistema de classificação semanal de Hong Kong, de acordo com EPD.

Categoria de qualidade microbiológica da água	Média geométrica da densidade de <i>E. coli</i> *	Taxa de doenças gastrointestinais e de pele/1000 banhistas
Boa	≤ 24	indetectável
Regular	25 a 180	≤ 10
Ruim	181 a 610	11 a 15
Péssima	> 610 ou > 1600 na última amostra	> 15

* Média geométrica das últimas cinco amostras
Fonte: EPD, 2015 (adaptado)

O desenvolvimento do índice de qualidade de água de praia foi baseado em estudo epidemiológico realizado em 1987 pelo EPD e pela Universidade de Hong Kong. O objetivo foi associar a incidência de doenças relacionadas à natação à poluição da água através da concentração de bactérias indicadoras (*E. coli*, enterococos) e estafilococos. Assim, 33.083 banhistas foram entrevistados em nove praias por 11 fins de semana, no período de junho a setembro, a fim de conhecer seus hábitos pessoais e de banho antes do início do estudo. Foram contatados por telefone um dia e uma semana após o banho de mar para indicarem a manifestação de algum sintoma de doença. A taxa de doença foi maior nos banhistas em comparação aos não banhistas e o risco relativo (RR) para HCGI foi 5. Para sintomas nos olhos e ouvidos o RR foi 4,6. A taxa geral de doença foi de 45,8/1000 entre os banhistas e de 16,1/1000 entre os não banhistas. Para sintomas respiratórios a taxa foi de 16,6/1000 e de 6,3/1000, respectivamente. A correlação entre as taxas de doenças associadas ao banho para diferentes categorias de sintomas e a média geométrica da densidade de *E. coli* foram significativas e mostraram correlação entre HCGI e sintomas de pele. Assim, ambos foram combinados. Média geométrica de *E. coli* de 180/100 mL representou o limite entre a qualidade da água Regular e Ruim e correspondeu a taxa de HCGI e sintomas de pele de 10/1000 banhistas. Média geométrica de 610/100 mL foi considerada a

divisão entre as categorias Ruim e Péssima e correspondeu a sintomas de HCGI e de pele em 15/1000 banhistas. Esse foi considerado o risco máximo tolerável para banhistas em Hong Kong. As praias Boas foram consideradas aquelas nas quais os sintomas foram indetectáveis (< 24/100 mL *E.coli*). Os enterococos não apresentaram boa correlação com os sintomas, assim *E. coli* foi o indicador escolhido para representar a qualidade da água das praias em Hong Kong (WONG, 1994).

- Brasil

No Brasil, a balneabilidade das águas é estabelecida pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) do Ministério de Meio Ambiente. Assim, a Resolução CONAMA nº 274/2000 dispõe sobre os critérios de balneabilidade, sendo que para o uso de recreação de contato primário, deverão ser obedecidos os padrões de qualidade previstos na referida resolução. Nesta, a recreação de contato primário é definida como o contato direto e prolongado com a água no qual a possibilidade do banhista ingerir água é elevada (CONAMA, 2001). De acordo com esta resolução, a saúde e o bem-estar humano podem ser afetados pelas condições de balneabilidade; e, portanto, determina a avaliação de parâmetros específicos de monitoramento para verificar a qualidade das águas recreacionais de forma a assegurar as condições necessárias à recreação de contato primário. O artigo 2º desta resolução reza que as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade terão suas condições categorizadas como própria ou imprópria. Ainda, preconiza que as águas consideradas próprias poderão ser subdivididas nas categorias descritas no Quadro 7.

Além da concentração elevada do indicador de contaminação fecal, as águas poderão ser consideradas impróprias, entre outros motivos, quando ocorrer incidência elevada ou anormal de enfermidades transmissíveis por via hídrica. O parágrafo 5º do artigo 2º recomenda a pesquisa de organismos patogênicos nas praias e balneários sistematicamente impróprios.

Quadro 7 - Categorias das águas recreacionais, segundo a Resolução CONAMA nº 274/2000, de acordo com os limites de coliformes termotolerantes, *E. coli* e enterococos por 100 mL de água.

CATEGORIA		Coliformes termotolerantes /100 mL*	<i>Escherichia coli</i> /100 mL*	Enterococos /100 mL*
PRÓPRIA	EXCELENTE	Máximo de 250 em 80% ou mais tempo	Máximo de 200 em 80% ou mais tempo	Máximo de 25 em 80% ou mais tempo
	MUITO BOA	Máximo de 500 em 80% ou mais tempo	Máximo de 400 em 80% ou mais tempo	Máximo de 50 em 80% ou mais tempo
	SATISFATÓRIA	Máximo de 1.000 em 80% ou mais tempo	Máximo de 800 em 80% ou mais tempo	Máximo de 100 em 80% ou mais tempo
IMPRÓPRIA		Superior a 1.000 em mais de 20% do tempo	Superior a 800 em mais de 20% do tempo	Superior a 100 em mais de 20% do tempo
		Maior que 2.500 na última medição	Maior que 2.000 na última medição	Maior que 400 na última medição

*no conjunto das últimas cinco amostras obtidas do mesmo local

Fonte: CETESB, 2016a

A Diretoria Plena da CETESB, no uso de suas atribuições estatutárias e regulamentares, estabelece valores limites mais restritivos para *E. coli* para a avaliação da qualidade dos corpos de água no território do Estado de São Paulo (CETESB, 2013b). Para recreação de contato primário ficam estabelecidos os valores que figuram no Quadro 8:

Quadro 8 – Padrões de *E. coli* para recreação de contato primário, de acordo com a DD CETESB nº 112/13.

CATEGORIA		<i>Escherichia coli</i> (UFC OU NMP/100 mL)*
PRÓPRIA	EXCELENTE	Máximo de 150 em 80% ou mais tempo
	MUITO BOA	Máximo de 300 em 80% ou mais tempo
	SATISFATÓRIA	Máximo de 600 em 80% ou mais tempo
IMPRÓPRIA		Superior a 600 em mais de 20% do tempo
		Maior que 1.500 na última medição

*no conjunto das últimas cinco amostras obtidas do mesmo local

Fonte: CETESB, 2013b (adaptado)

3.1.2. Programa de Balneabilidade do Estado de São Paulo

Desde 1968 o Programa de Balneabilidade das Praias Paulistas é desenvolvido pela CETESB com o objetivo de monitorar a qualidade das águas destinadas à recreação. Dentre aproximadamente 307 praias do Estado de São Paulo, o Programa de Balneabilidade monitora 156 delas (51%) com 172 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral (CETESB, 2016a). Seguindo as diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 274/2000, a frequência de amostragem é semanal, sempre aos domingos, por ser considerado o dia mais crítico em relação à qualidade microbiológica da água, e por todas as semanas do ano, ininterruptamente. As amostras são coletadas na isóbata de um metro, por ser entendida como a região mais usada da praia, e o indicador de contaminação fecal examinado são os enterococos. O Quadro 9 apresenta um resumo da rede atual de monitoramento de balneabilidade realizada pela CETESB.

Quadro 9 - Rede de monitoramento de balneabilidade da CETESB em 2015.

Município	Número total de praias	Extensão de praias (Km)	Extensão monitorada (Km)	Pontos de rede	Praias monitoradas	% de Praias monitoradas no município
Ubatuba	78	53	28	26	24	31
Ubatuba - Ilha Anchieta	9	17	13	7	7	78
Caraguatatuba	20	29	28	15	13	65
Ilhabela	44	14	10	18	18	41
São Sebastião	42	33	33	29	27	64
Litoral Norte	193	146	112	95	89	46
Bertioga	7	36	30	9	4	57
Guarujá	20	19	14	12	8	40
Santos	6	6	5,5	7	6	100
São Vicente	6	6	4,5	6	6	100
Cubatão	0	0	0	1	1	-
Praia Grande	12	22	22	12	12	100
Mongaguá	7	13	13	7	7	100
Itanhaém	12	25	25	12	12	100
Peruíbe	18	39	16	6	6	33
Baixada Santista	88	166	130	72	62	70
Iguape	6	27	5	1	1	17
Ilha Comprida	7	64	8	4	4	57
Cananéia	13	45	0	0	0	0
Litoral Sul	26	136	13	5	5	19
Total	307	448	255	172	156	51

Fonte: CETESB, 2016a

Com o intuito de mostrar a tendência da qualidade das praias de modo integrado, baseando-se nos resultados do monitoramento semanal, a CETESB desenvolveu a qualificação anual que se constitui na síntese da distribuição das classificações obtidas pelas praias nas quatro categorias estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 274/2000, nas 52 semanas do ano. Baseada nestes critérios a qualificação anual expressa a qualidade que a praia apresenta com mais frequência naquele ano. Os critérios para cada uma das classes estão descritos no Quadro 10.

Quadro 10 - Especificações da qualificação anual para praias com amostragem semanal.

ÓTIMA	Praias classificadas como EXCELENTE em 100% do tempo
BOA	Praias classificadas como PRÓPRIAS em 100% do tempo, exceto quando classificadas como EXCELENTE
REGULAR	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em até 25% do tempo
RUIM	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo
PÉSSIMA	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em mais de 50% do tempo

Fonte: CETESB, 2016a

3.2. PROTOZOÁRIOS PATOGÊNICOS: *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP

Estamos continuamente expostos a uma enorme gama de microrganismos, porém apenas uma pequena proporção destes é capaz de interagir com o hospedeiro causando infecção e doença, e estas podem ocorrer em indivíduos saudáveis e imunocomprometidos (MAIER et al., 2009).

Os patógenos de veiculação hídrica de maior impacto são aqueles liberados no ambiente em densidades elevadas, que são altamente infecciosos em baixas doses, tem a habilidade de se multiplicar fora do hospedeiro em condições ambientais favoráveis e, que podem sobreviver e permanecer viáveis no ambiente por longos períodos ou que ainda são altamente resistentes aos processos de tratamento (ROSEN, 2000).

Bactérias, vírus e protozoários estão entre os principais microrganismos patogênicos encontrados em águas recreacionais. Neste trabalho são abordados os protozoários patogênicos e estes incluem espécies entéricas e de vida livre. Protozoários entéricos são parasitas comuns que infectam o trato gastrointestinal humano e de outros mamíferos. O estágio mais importante do seu ciclo de vida envolve a produção de cistos ou oocistos que são excretados em grande número nas fezes. Esses organismos podem alcançar as águas recreacionais como resultado de contato direto ou indireto com fezes humanas e de animais. A transmissão para humanos ocorre pela ingestão acidental de água contaminada. A manifestação mais comum de doença são os sintomas gastrointestinais, especialmente a diarreia (HEALTH CANADA, 2012).

Giardia sp e *Cryptosporidium* sp merecem atenção pela baixa dose infecciosa e capacidade de sobrevivência no ambiente e, ainda pela importância do papel desses protozoários em surtos de doenças veiculadas pela água. De acordo com HEALTH CANADA (2012) esses dois protozoários são os mais relevantes contaminantes associados às águas recreacionais. Conforme KARANIS et al. (2007) e BALDURSSON et al. (2011) são protozoários entéricos que causam efeitos adversos à saúde, sendo que as mais prevalentes infecções de parasitas transmitidas pela água produzindo diarreia são a criptosporidiose e a giardíase. Estão amplamente distribuídos no ambiente e seus oocistos e cistos, respectivamente, são muito resistentes às pressões ambientais e à cloração nos processos de desinfecção.

Segundo SUNDERLAND et al. (2007), *Cryptosporidium* sp foi descoberto como infeccioso para humanos em 1976 e *Giardia* sp tem sido observada em humanos há muito tempo. A emergência da epidemia de HIV/AIDS em meados da década de 1980 voltou a atenção pública para estes protozoários. Conforme ALMEIDA et al. (2006) e GONÇALVES et al. (2006),

no Brasil a criptosporidiose e a giardiase representam importante causa de morbidade em crianças entre 0 e 5 anos.

3.2.1. *Cryptosporidium* sp

Dentro do gênero *Cryptosporidium* há, aproximadamente, 13 espécies, sendo as infecções humanas predominantemente causadas por *C. hominis* e *C. parvum*. Outras espécies são relatadas, mas não causam infecções frequentes (WHO, 2009b; WHO, 2011; HOFSTRA et al., 2013). É um parasita coccídeo entérico intracelular obrigatório que infecta o trato gastrointestinal de humanos e animais. Tem distribuição mundial, sendo que doença e infecção por *Cryptosporidium* sp tem sido relatadas em mais de 40 países em seis continentes. A infecção é comum em regiões em desenvolvimento e quase universal em áreas empobrecidas (WHO, 2005; WHO, 2009b).

Quanto ao ciclo de vida, oocistos esporulados contendo quatro esporozoítos são excretados nas fezes do hospedeiro infectado e possivelmente por outras rotas como as secreções respiratórias. Após ingestão ou inalação por um hospedeiro suscetível, ocorre a excitação. Os esporozoítos são liberados e parasitam células epiteliais do trato gastrointestinal ou outros tecidos como do trato respiratório. Nessas células, os parasitas sofrem reprodução assexuada (esquizogonia ou merogonia) e então reprodução sexuada (gametogonia) produzindo microgametócitos (células masculinas) e macrogametócitos (células femininas). Após a fertilização forma-se o zigoto, que sofre esporulação no hospedeiro, formando os oocistos. São produzidos oocistos de paredes espessas, comumente excretados pelo hospedeiro, e oocistos de paredes finas, envolvidos principalmente na autoinfecção. Os oocistos são infectantes na excreção, permitindo assim a transmissão fecal-oral direta e imediata (CDC, 2015a).

Os oocistos de paredes espessas medem de 4 a 6 μm de diâmetro e são capazes de sobreviver durante vários meses na água à temperatura de 4°C, mas em temperaturas mais altas a viabilidade diminui rapidamente. O aumento de chuvas é associado como o aumento da concentração de oocistos na água. Outros fatores que afetam a presença dos oocistos na água são a incidência de infecção na população humana ou em animais, o tipo de tratamento de resíduos animais, o tratamento de esgotos e o tipo de disposição do esgoto (WHO, 2005).

De acordo com HEALTH CANADA (2012) um oocisto é suficiente para causar infecção. Porém, estudos com voluntários humanos sugerem uma dose média de 80 a 140 oocistos para causar infecção em humanos, como no estudo de DUPONT et al. (1995). Neste estudo, 29 voluntários saudáveis, sem infecção prévia por *C. parvum*, ingeriram cápsulas contendo doses com 30 a 10^6 oocistos. Destes, 18 indivíduos apresentaram infecção, ou seja, excretaram oocistos em suas fezes; 11 apresentaram sintomas entéricos e sete tiveram criptosporidiose clínica, consistindo de diarreia e pelo menos mais um sintoma. Para doses de até 500 oocistos, 83,3% apresentaram infecção, 50% tiveram sintomas entéricos e 33,3% manifestaram criptosporidiose clínica. Para doses acima de 10^3 oocistos, 100% apresentaram infecção, 71,4% tiveram sintomas e 28,6% manifestaram criptosporidiose. Assim, o ID50 foi de 132 oocistos. KARANIS et al. (2007) relatam que nove oocistos podem causar infecção em humanos. De acordo com HAAS et al. (2014), baseado em estudos com adultos saudáveis, a taxa de morbidade¹ é estimada em 39%.

É transmitido por via fecal-oral, sendo que a principal rota de infecção é o contato pessoa-pessoa. A transmissão de *Cryptosporidium* sp através do consumo de água tem sido muito documentada (WHO, 2005). Outras fontes

¹ Medida de frequência de doença em uma população. Existem dois grupos importantes de taxa de morbidade: os de incidência e os de prevalência (MS, 2009).

de infecção incluem o consumo de alimentos contaminados e o contato direto com animais como bovinos e, possivelmente, com animais de estimação. Água de consumo e água recreacional, e em menor escala, alimentos tem sido associados a surtos (WHO, 2011; CDC, 2015a).

A criptosporidiose é geralmente uma doença autolimitante em pessoas saudáveis, mas séria em imunodeprimidos. A infecção resulta em diarreia aquosa, às vezes incluindo náuseas, vômito e febre, que dura vários dias chegando a duas ou três semanas em pessoas saudáveis, sendo comum também leve dor abdominal e febre. Em imunodeprimidos a doença pode durar vários meses ou levar a morte. Doenças não afetas ao trato gastrointestinal também podem ocorrer, como colecistite, hepatite e doenças do trato respiratório. Os oocistos podem ser excretados por longos períodos de tempo (mais de um ano), sem que os pacientes relatem qualquer reclamação gastrointestinal (WHO, 2005). Conforme QMRAWiki (2013), infecções assintomáticas são também comuns em crianças e adultos aparentemente saudáveis. KARANIS et al. (2007) relataram que aproximadamente 10^{10} oocistos podem ser excretados durante a infecção sintomática. WHO (2005) afirma que densidades entre 10^6 e 10^7 oocistos por grama de fezes são eliminados usualmente por indivíduos doentes. Normalmente o período de incubação é de sete a 10 dias, podendo variar de quatro a 28 dias. HEALTH CANADA (2012) afirma que não há tratamento efetivo para adultos, porém, Food and Drug Administration (FDA) tem aprovado o tratamento de crianças com nitazoxanida.

MCDONALD et al. (2011) afirmam que bezerros jovens infectados com *C. parvum* são a fonte mais comum de contaminação ambiental e de água superficial. A concentração de oocistos excretados por bezerros analisados em três áreas na Irlanda (Ulster, North Leinster e South Leinster) foi de 10^1 a $6,6 \times 10^7$ /grama de fezes e a prevalência de *Cryptosporidium* sp na população de bezerros foi de 81%, 72% e 72%, respectivamente. Segundo WHO (2011), bezerros excretam 10^{10} oocistos por dia. Um amplo número de

animais é reservatório de *Cryptosporidium hominis/parvum*, mas humanos e bovinos, particularmente animais jovens, são as fontes mais significativas de infecção para humanos. Conforme HEALTH CANADA (2012), ovelhas, porcos e cavalos também são considerados reservatório.

Concentrações de oocistos de até 14.000 por litro em esgoto bruto e 5.800 por litro em águas superficiais são relatados pela OMS (WHO, 2011). BETANCOURT et al. (2014) relataram que águas superficiais contaminadas com esgotos podem apresentar concentração de 620 a 1.700 oocistos/L. HEALTH CANADA (2012) cita concentrações de 1.000 a 10.000 oocistos/L em esgotos e <1 a 5.000 oocistos/100L em águas superficiais. HOFSTRA et al. (2013) afirmaram que a eficiência de remoção de oocistos no tratamento primário de efluentes é de 10%, no tratamento secundário é de 50% e no tratamento terciário a remoção de oocistos chega a 95%. De qualquer forma, em muitos casos, há pouca informação se as espécies infecciosas para humanos estão presentes nos efluentes.

3.2.2. *Giardia* sp

São conhecidas três espécies de *Giardia*, mas *G. duodenalis* (também conhecida como *G. lamblia* ou *G. intestinalis*) é a única que causa infecção em humanos. É um protozoário parasita flagelado com dois núcleos que habita o intestino delgado superior de hospedeiros vertebrados. Sua distribuição é mundial e embora existam extensivos reservatórios animais, não é claro se estes são fontes significativas da doença. De toda a forma, muitos surtos têm sido relacionados ao consumo de água contaminada com fezes humanas. Durante as duas últimas décadas, *Giardia* sp passou a ser reconhecida em muitos países como a causa mais comum de doença transmitida pela água (de consumo e recreacional) em humanos (WHO, 2005).

As infecções ocorrem pela ingestão de cistos. Cada cisto produz dois trofozoítos. No intestino delgado os trofozoítos se multiplicam por divisão binária longitudinal, mantendo-se no lúmen do intestino delgado proximal, onde ficam livres ou aderidos à mucosa intestinal por um disco de sucção ventral. A formação do cisto ocorre quando o parasita transita o cólon. Neste estágio os cistos encontrados nas fezes estão na forma infectante (CDC, 2015b).

O cisto de *Giardia* sp tem forma ovoide, mede de 8 a 12 µm de diâmetro e pode sobreviver no ambiente por longos períodos de tempo. A rota mais comum de transmissão é o contato pessoa-pessoa, particularmente entre crianças. Água de consumo, águas recreacionais, e em menor escala, alimentos têm sido associados com surtos. Animais são implicados como fonte de infecção humana por *G. intestinalis*, mas investigações são necessárias para determinar esta rota (WHO, 2011).

KARANIS et al. (2007) citaram que 25 a 100 cistos são necessários para causar infecção. Conforme HEALTH CANADA (2012), teoricamente um cisto é suficiente para causar infecção humana. Porém, estudos com voluntários humanos realizados por HIBLER et al. (1987) apud HEALTH CANADA (2012) sugerem que a dose média para causar infecção é de 50 cistos. A patogenicidade das espécies de *Giardia* não é totalmente conhecida. Assim, permanece a prática de considerar qualquer cisto encontrado na água como potencialmente infeccioso para humanos. HAAS et al. (2014), estimaram que a taxa de morbidade de *Giardia* é de 50%.

Conforme a WHO (2005), cistos são isolados de amostras de águas superficiais, como praias, rios e piscinas usados para atividade de recreação, demonstrando assim a transmissão de *Giardia* sp durante a natação.

Infecções com *Giardia duodenalis* iniciam com a passagem assintomática do cisto, diarreia aguda autolimitada, síndrome crônica de diarreia, má absorção e perda de peso. De qualquer forma, não é associada à doença severa. Os sintomas incluem ainda fezes moles ou líquidas, cólicas, dores e inchaço no estômago. Alguns indivíduos (menos que 4%) permanecem sintomáticos mais de duas semanas; podendo os sintomas, em pessoas saudáveis, durarem até seis semanas. Em alguns indivíduos imunodeficientes, a giardíase pode contribuir para a diminuição da expectativa de vida. O período de incubação ocorre normalmente entre cinco e 25 dias. Giardíase aguda se desenvolve depois de incubação entre cinco e seis dias e usualmente dura três semanas (WHO, 2005). KARANIS et al. (2007) afirmaram que mais de $1,44 \times 10^9$ cistos por dia podem ser excretados por humanos infectados. HEALTH CANADA (2012) relata que a doença pode ser tratada com drogas antiparasitárias, e conforme WHO (2005), tanto em indivíduos saudáveis quanto em imunodeficientes.

De acordo com WHO (2011), *Giardia* sp pode se multiplicar em uma ampla gama de espécies animais e em humanos que excretam cistos no ambiente. Número de cistos como 88.000 por litro em esgoto bruto e 240 por litro em águas superficiais já foram relatados. BETANCOURT et al. (2014) demonstraram em seu estudo que águas superficiais fortemente contaminadas com esgoto podem abrigar concentrações de *Giardia* sp de 10.400 a 62.000 cistos/L. HEALTH CANADA (2012) cita concentrações de 5.000 a 50.000 cistos/L em esgotos e de <1 a 100 cistos/L em águas superficiais. Conforme WHO (2011), esses cistos são robustos e podem sobreviver por semanas a meses em água doce. Não há informações se espécies que causam infecção em humanos estão presentes.

3.3. OCORRÊNCIA DE *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP

A ocorrência de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp é apontada através de dados de incidência² e prevalência³ e também por casos de diarreia no Brasil e em outros países. Esses números foram levantados de fontes como WHO, Center for Disease Control and Prevention (CDC), Health Canada (HC), Centro de Vigilância Epidemiológica do Estado de São Paulo (CVE) e de estudos específicos como os de PRADO et al (2003), TEIXEIRA et al (2007) e BALDURSSON et al (2011).

3.3.1. Incidência e prevalência de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp

Nos EUA, em 2000, a incidência anual de criptosporidiose foi estimada como 1,17 em 100.000 pessoas (WHO, 2005) e segundo CDC (2011) citado em QMRAWiki (2013), são estimados nos EUA 748.000 casos a cada ano. Em muitos outros países, particularmente nações em desenvolvimento, os registros tendem a ser esporádicos ou baseados em estudos particulares. No Sudeste da Ásia e na região ocidental do Pacífico a incidência anual de infecção tem sido relatada na faixa de 2 a 20% e na Índia de 4 a 13%. Pesquisas em fezes realizadas em países em desenvolvimento mostraram a prevalência da infecção entre <1% e 4,5%, sendo muitas das infecções subclínicas. Nos EUA, aproximadamente, 20% de adultos jovens tiveram mensurado no soro IgG para *Cryptosporidium* sp. Na zona rural da China, 75% das crianças de 11 a 13 anos são soropositivas e nas comunidades carentes brasileiras 90% das crianças são soropositivas com um ano de idade (WHO, 2005). De acordo com WHO (2009b), em pesquisas realizadas com fezes de pacientes com gastroenterite, a prevalência foi de 1 a 4% na

² Número de casos novos de uma doença, ocorridos em uma população particular, durante um período específico de tempo (MS, 2009).

³ Número de casos clínicos ou de portadores existentes em um determinado momento, em uma comunidade, dando uma ideia estática da ocorrência de um fenômeno. Pode ser expressa em números absolutos ou em coeficientes (MS, 2009).

Europa e América do Norte e de 3 a 20% na África, Ásia, Austrália, América Central e América do Sul. Conforme FAYER & UNGAR (1986) apud QMRAWiki (2013), a taxa de mortalidade é de 46% em pacientes com AIDS e 29% em pacientes com outras imunodeficiências.

G. duodenalis é o protozoário mais frequente como agente de doença intestinal no mundo, causando aproximadamente $2,8 \times 10^8$ casos por ano. Em países desenvolvidos, os picos de prevalência ocorrem entre um e quatro anos de idade e nos grupos de 20 a 40 anos. Em países em desenvolvimento, a prevalência de giardíase em pacientes com diarreia é de aproximadamente 20%. Em países desenvolvidos o quadro varia de 3% a 7%. É estimado que de 100 pessoas que ingerem cistos, entre 5 e 15% ficarão assintomáticas transmitindo os cistos, entre 25 e 50% ficarão sintomáticas com síndrome de diarreia aguda, e entre 35 e 70% não terão traços da infecção. Os riscos de infecção aumentam em pessoas que cuidam de crianças, crianças assistidas em centros de cuidados, viagens internacionais, caminhadas, *campings*, em banhistas e outros que bebem acidentalmente água contaminada ou sem tratamento adequado (WHO, 2005). WHO (2011) afirmou que, em creches, aproximadamente 20% das crianças podem portar *Giardia* sp e excretar cistos sem manifestarem sintomas clínicos. Segundo QMRAWiki (2013), giardíase não é associada a mortalidade, exceto em casos raros de extrema desidratação, principalmente em crianças desnutridas. Nos Estados Unidos, a incidência foi 7,5, 7,6 e 7,4 por 100.000 pessoas em 2006, 2007 e 2008, respectivamente. Em pesquisas realizadas no Brasil, TEIXEIRA et al. (2007) relataram a prevalência de *Giardia* sp em 18% das crianças em um assentamento na cidade de Juiz de Fora em Minas Gerais. PRADO et al. (2003), em um estudo sobre fator de risco de infecção por *Giardia* sp em crianças de pré-escola, entre 2 e 45 meses de idade, na cidade de Salvador, encontraram que 13,7% (95/694) eram infectadas com *G. duodenalis*.

3.3.2. Casos de diarreia causados por *Cryptosporidium* e *Giardia*

No Brasil, de acordo com o CVE, não há dados sistematizados sobre criptosporidiose e giardíase, a não ser determinados estudos sobre prevalência em populações específicas. No Estado de São Paulo, com a implementação de medidas para a melhoria de notificação de surtos de doenças transmitidas por água e alimentos (DTAA) e para a detecção de parasitas, surtos de *Cryptosporidium* sp têm sido notificados, ocorrendo principalmente em creches atingindo crianças de até 4 anos de idade, representando, contudo, um baixo percentual - 1,3% no ano de 2001 - dentre todos os surtos notificados (CVE, 2002). O Quadro 11 apresenta o número de casos de diarreia no Estado de São Paulo, de acordo com o Programa de Monitorização de Doença Diarreica Aguda (MDDA) (CVE, 2015). Não é possível saber se alguns destes casos estão associados à exposição a águas costeiras ou se foram ocasionados por *Cryptosporidium* ou *Giardia*.

Quadro 11 - Número de casos de diarreia, no Estado de São Paulo, nos anos de 2007 a 2014.

ANO	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
CASOS	532.411	672.308	699.746	975.010	940.200	1.146.212	*	1.248.845

* Em revisão

Fonte: CVE, 2015

Nos Estados Unidos, segundo o CDC (1993), por meio de seu programa de vigilância no período de janeiro/1991 a dezembro/1992, 21 estados relataram 39 surtos relacionados às águas recreacionais. Destes, 11 surtos de gastroenterite foram associados à natação, sendo que seis foram causados por *Giardia* sp ou *Cryptosporidium* sp.

Conforme HEALTH CANADA (2012), o CDC relatou 64 surtos de gastroenterites, no período de 1992 a 2002, relacionados ao contato

recreacional em águas naturais (lagos, lagoas e rios). Seis destes (9%) foram causados por *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp.

Segundo WHO (2009a), nos Estados Unidos, considerando o período de 1985 a 2006, foram observados oito surtos de *C. parvum* com 471 casos e seis surtos de *G. lamblia* com 76 casos, ambos associados a águas recreacionais.

BALDURSSON et al. (2011) realizaram uma atualização sobre doenças causadas por protozoários transmitidos pela água considerando o período de janeiro de 2004 a dezembro de 2010. Nesse período, 199 surtos de doenças humanas por esta via de transmissão ocorreram e foram relatados. Destes, 46,7% ocorreram na Austrália, 33,1% ocorreram no continente americano, sendo que 30,6% foram relatados na América do Norte e 2,5% na América do Sul, com 1% dos casos no Brasil e 1% no Peru. 16,5% dos casos aconteceram na Europa. *Cryptosporidium* sp foi o agente etiológico em 60,3% (120) dos surtos e *Giardia lamblia* em 35,2% (70). Do total de casos relatados, 33,7% (67) tiveram as águas recreacionais (principalmente piscinas) como fonte de infecção, sendo que 32,7% (65) ocorreram devido a *Cryptosporidium* spp.

Conforme o CDC (2011), de um total de 134 surtos associados a águas recreacionais relatados por 38 estados e Porto Rico, ocorreram 13.966 casos de 2007 a 2008. Foram relacionados à água recreacional tratada (por ex. piscina) 116 (86,6%) surtos, que resultaram em 13.480 (96,5%) dos casos. Dos 134, 81 (60,4%) foram surtos de doença gastrointestinal aguda, resultando em 12.477 (89,3%) casos. A etiologia foi confirmada para 105 (78,4%) dos 134 surtos. Destes com etiologia laboratorialmente confirmada, 68 (64,8%) foram provocados por parasitas. *Cryptosporidium* sp foi confirmado como agente etiológico em 60 (44,8%) surtos, resultando em 12.154 (87%) casos. Foram associados à água recreacional tratada 58 (96,7%) destes, resultando em um total de 12.137 (99,9%) casos.

3.4. MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS EM ÁGUAS RECREACIONAIS

Os programas de balneabilidade do Brasil e de outros países baseiam-se em bactérias indicadoras de contaminação fecal para avaliar a qualidade das águas recreacionais, porém, segundo MAIER et al. (2009), FLEISHER et al. (2010), SCHETS et al. (2011) e HEALTH CANADA (2012), as bactérias indicadoras podem não apontar a presença de patógenos como *Giardia* sp, *Cryptosporidium* sp e vírus entéricos, pois mesmo atendendo aos padrões de qualidade microbiológica, surtos de doenças gastrointestinais associados à recreação foram relatados.

De acordo com o exposto e considerando o parágrafo 5º, artigo 2º da Resolução CONAMA nº 274/2000, entende-se a importância de estudos específicos de microrganismos patogênicos nas águas destinadas à recreação de contato primário. Assim, serão apresentados aqui tanto estudos de microrganismos patogênicos quanto estudos epidemiológicos e de avaliação de risco em águas recreacionais.

3.4.1. Estudos realizados no Estado de São Paulo

Considerando a lacuna existente quanto à ocorrência de microrganismos patogênicos em águas recreacionais no Estado de São Paulo, a CETESB realizou alguns estudos, como os descritos a seguir:

- Estudos de microrganismos patogênicos

No período de setembro/1998 a agosto/1999 a CETESB realizou pesquisa de microrganismos indicadores (coliformes termotolerantes, *E. coli*, enterococos, *Clostridium perfringens*, bacteriófagos F-específicos e bacteriófagos somáticos) e microrganismos patogênicos (*Salmonella* sp,

enterovírus, *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp) em seis praias classificadas como impróprias em mais de 50% do tempo, das quais três delas no Litoral Norte e três na Baixada Santista. Patogênicos foram detectados em 40% de um total de 72 amostras de água avaliadas, sendo que *Giardia* sp esteve presente em 24% das amostras com concentração que variou de 3 a 180 cistos/L e *Cryptosporidium* sp em 8% das amostras com concentração de 1 a 12 oocistos/L. Enterovírus (Echovírus 7, Echovírus 11 e Poliovírus 1 - vacinal) foram detectados em 21% das amostras e *Salmonella* sp ocorreu somente em uma amostra. Vale ressaltar que a presença desses microrganismos foi mais frequente no verão (dezembro a março) (CETESB, 2012).

Um segundo estudo foi realizado pela CETESB nos mesmos moldes do citado anteriormente, no período de agosto/2010 a julho/2011, em 12 praias de Estado de São Paulo. Foram pesquisados *Giardia* sp, *Cryptosporidium* sp, *Salmonella* sp, enterococos, enterovírus, adenovírus e vírus da hepatite A (HAV). As amostras de água foram coletadas com frequência mensal, na isóbata de um metro, perfazendo 12 campanhas de amostragem em cada praia, totalizando 144 amostras. Os resultados mostraram que microrganismos patogênicos estavam presentes em 64% das amostras de água do mar analisadas. O protozoário *Giardia* sp esteve presente em 43% das amostras, sendo o mais frequente entre os microrganismos pesquisados, em concentrações que variaram de <0,1 (Limite de detecção – LD) a 66,1 cistos/L. *Cryptosporidium* sp esteve presente em 14% das amostras com concentrações entre <0,1 (LD) a 1,7 oocistos/L. Adenovírus foram detectados em 25% das amostras, enterovírus em 19% e HAV esteve presente em 2% das amostras. De maneira geral, os protozoários patogênicos (*Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp) estiveram presentes em 28% das amostras e os vírus (enterovírus, adenovírus e HAV) em 15%. Dentre as praias consideradas sistematicamente impróprias para banho foram observadas porcentagens elevadas de positividade, bem como as maiores concentrações dos microrganismos pesquisados (CETESB, 2012).

Com base nos resultados obtidos no estudo de 2010/2011, a CETESB realizou por mais um ano o estudo de microrganismos patogênicos em amostras de água das praias. Porém no segundo ano de estudo houve uma redução das praias amostradas, sendo mantidas as cinco praias que apresentaram maior frequência de amostras positivas e maiores concentrações dos microrganismos pesquisados, pois indicavam considerável fator de risco à saúde dos banhistas. Assim, o estudo foi realizado durante os meses de janeiro a dezembro de 2012, tendo a coleta de amostras de água do mar frequência mensal, na isóbata de um metro. Pesquisou-se *Giardia* sp, *Cryptosporidium* sp e enterovírus. Foram coletadas 59 amostras. Microrganismos patogênicos foram detectados em 73% das amostras de água do mar analisadas. O protozoário patogênico *Giardia* sp esteve presente em 46% das amostras, com concentrações que estiveram entre <0,1 (LD) a 14,1 cistos/L. Enterovírus estiveram presentes em 41% das amostras. O protozoário *Cryptosporidium* sp foi detectado em 12% das amostras, com concentração que variaram de <0,1 (LD) a 0,5 oocistos/L. O indicador bacteriológico de contaminação fecal - enterococos - foi detectado em 90% das amostras colhidas nas cinco praias durante esse período, com concentrações que variaram de <1 a 2900 UFC/100 mL. A alta positividade destes microrganismos nas amostras era esperada para esta fase do estudo, pois as praias selecionadas permanecem grande parte do tempo impróprias para banho. Notou-se correlação positiva entre a presença de patogênicos e a porcentagem de impropriedade das praias (CETESB, 2013a).

- Estudo epidemiológico

Em 1999 foi conduzido um estudo de coorte prospectivo em cinco praias situadas na Baixada Santista no Estado de São Paulo em cinco fins de semana consecutivos (LAMPARELLI et al., 2015). Os objetivos foram investigar as taxas de doenças gastrointestinais em banhistas e não banhistas em águas com diferentes concentrações de bactérias indicadoras de poluição fecal, assim como determinar riscos à saúde, considerando

diferentes faixas etárias e associar dados de qualidade da água com o estudo de epidemiológico. *E. coli* e enterococos foram os indicadores de poluição fecal utilizados para indicar a qualidade da água das praias. Foram realizadas 23.237 entrevistas; 16.637 (72%) pessoas foram contatadas posteriormente e 14.010 (84%) entraram na água (expostos). Destes, 5.552 (33%) foram considerados banhistas altamente expostos (que costumam mergulhar e engolir água). Um total de 1.408 (8,5%) pessoas relataram sintomas de gastroenterite dentro de 7 a 10 dias após exposição à água. A qualidade da água variou entre as praias. A média geométrica de *E. coli* foi de 42 a 234 UFC/100 mL e de enterococos foi de 16 a 64 UFC/100 mL. As taxas de incidência de gastroenterite variaram por idade: 131/1000 para crianças (≤ 10 anos) e 51,5/1000 para jovens e adultos (≥ 11 anos) e também variaram entre as praias, sendo $\leq 60,4$ a 129,2/1000 indivíduos. Essas diferenças foram preservadas quando os dados foram estratificados por idade. Os sintomas mais comuns relatados foram diarreia e vômito. A exposição à água foi significativamente associada à doença gastrointestinal e a média geométrica de *E. coli* e enterococos. Os efeitos foram mais pronunciados entre o grupo de banhistas altamente expostos e nas crianças. Entre o grupo dos não banhistas nenhuma associação foi identificada. O estudo sugeriu que os enterococos podem ser efetivos indicadores para a qualidade da água do mar associados a doenças gastrointestinais em ambientes tropicais impactados por esgotos domésticos. As praias que foram frequentemente classificadas como impróprias apresentaram maiores taxas de doenças entre os banhistas.

3.4.2. Estudos realizados em outros países

- Estudos de microrganismos patogênicos

Com o objetivo de verificar a relação entre a densidade de banhistas e os níveis de *C. parvum*, *G. lamblia* e microsporídeo, GRACZYK et al. (2007)

selecionaram a praia Chesapeake Bay em Maryland (EUA) por ser um local que atrai muitas pessoas nos fins de semana e poucas pessoas durante a semana. Amostras de água foram coletadas por 11 semanas consecutivas, totalizando 27 amostras coletadas aos fins de semana e 33 durante os dias de semana. O número de banhistas e a proporção de amostras contendo patógenos humanos foi significativamente maior nos fins de semana, assim como a turbidez. A turbidez foi correlacionada com a densidade de banhistas e não se observou relação com as chuvas ou regime de marés. A concentração de patógenos também foi significativamente correlacionada com a densidade de banhistas. Este estudo fornece evidências de que a ressuspensão de sedimento de fundo causada pelos banhistas e a carga de entrada microbiana na água podem ser consideradas como fonte de contaminação para a água de recreação por *Cryptosporidium* sp, *Giardia* sp e microsporídeo. O estudo também ressalta que todas as amostras de água coletadas estavam de acordo com o padrão para a bactéria indicadora de contaminação fecal. Assim, observam-se evidências de que banhar-se em águas consideradas próprias para banho também pode resultar em exposição a patógenos entéricos.

Mais tarde, também no Estado de Maryland (EUA), SUNDERLAND et al. (2007), coletaram 60 amostras de água de praia durante 11 semanas consecutivas de verão em 2006. Pesquisaram a presença de oocistos de *C. parvum* e cistos de *G. lamblia* em 33 amostras coletadas aos fins de semana e nas 27 amostras coletadas durante dias de semana, usando o método de hibridização “multiplexed fluorescence” (FISH) *in situ*. A concentração de oocistos nas amostras de fim de semana variou de 2 a 42 oocistos/L (média de 13,7 oocistos/L), enquanto que para cistos variou de 0 a 33 cistos/L (média de 9,1 cistos/L). Para as amostras coletadas durante a semana, a maior concentração de oocistos foi 7 oocistos/L (média de 1,5 oocistos/L) e a maior concentração de cistos foi 4 cistos/L (média de 0,6 cistos/L). Os valores de turbidez na água foram significativamente maiores nos fins de semana e foram correlacionados com o número de banhistas e a

concentração de oocistos e cistos. O estudo demonstrou o impacto do número de banhistas na concentração de (oo)cistos.

- Estudos epidemiológicos

DEWAILLY et al. (1986) realizaram um estudo cujo objetivo era o de verificar os riscos associados à prática de windsurfe em águas poluídas por esgotos. O Rio St. Lawrence em Québec City, utilizado para a realização de campeonatos de windsurfe, foi selecionado para o estudo. As águas deste rio apresentavam concentrações de coliformes termotolerantes e enterococos acima do limite aceitável (200 coliformes/100 mL). Mediante aplicação de questionário, os atletas relataram sintomas de gastroenterite, otite, conjuntivite e infecção de pele. O risco relativo global (atletas x não banhistas - controle) foi de 2,9 para todos os desfechos e de 5,5 para sintomas gastrointestinais. O risco aumentava de acordo com o número de quedas na água, ou seja, da intensidade da exposição. Os riscos foram maiores para sintomas de gastroenterite e maiores do que os relatados em estudos anteriores realizados com nadadores por HABERMAN (1974) e KTSANES et al. (1977) apud DEWAILLY et al. (1986).

KUEH et al. (1995) realizaram um estudo com o objetivo de examinar a relação entre doenças associadas à natação e à presença de microrganismos patogênicos nas águas das praias. Para isto, fizeram parte do estudo duas praias de Hong Kong (Repulse Bay e Butterfly Beach), com média geométrica de *E. coli* de 13/100 mL e 237/100 mL, respectivamente. Conduzido por 12 semanas em 1992, também foram realizadas entrevistas com os banhistas sobre seu estado de saúde e sintomas de doença antes e depois da prática de natação, incluindo-se a coleta de amostras clínicas dos entrevistados que apresentaram sintomas. O grupo de entrevistados era composto por banhistas e não banhistas com idades entre 10 e 49 anos. Assim, foram entrevistadas 25.021 pessoas das quais 18.122 completaram o

ciclo do estudo. Concomitantemente, amostras de água foram coletadas todos os dias do estudo, três vezes ao dia. Pesquisou-se nestas amostras *E.coli*, coliformes termotolerantes e estafilococos, além de *Aeromonas* spp, *Clostridium perfringens*, *Vibrio cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus*, *Salmonella* spp e *Shigella* spp. Os resultados mostraram que banhistas eram duas a três vezes mais suscetíveis para desenvolver doença do que os não banhistas. Os banhistas foram 20 vezes mais propensos a desenvolver sintomas oculares e de 3 a 4 vezes mais propensos a manifestar sintomas de afecções na pele. A taxa total de sintomas relacionados à natação foi de 41 por 1000 banhistas, sendo a maior taxa encontrada em banhistas da praia mais poluída (Butterfly Beach). *Clostridium perfringens* e *Aeromonas* spp foram significativamente correlacionados com doenças gastrointestinais, mas não com outros sintomas. *V. cholerae* e *V. parahaemolyticus* foram associados com sintomas de doenças gastrointestinais. *E. coli* e coliformes termotolerantes, comumente utilizados como indicadores da qualidade das praias, não foram correlacionados com nenhum sintoma neste estudo. Em contrapartida, a turbidez teve forte correlação com sintomas de doenças gastrointestinais.

Na Califórnia, COLFORD et al. (2007) realizaram um estudo por 29 dias durante os fins de semana e feriados no verão de 2003, a fim de examinar efeitos à saúde experimentados por banhistas e a relação desses efeitos com indicadores de contaminação fecal em águas em que fontes não humanas eram dominantes. Assim, em uma coorte de 8.797 participantes em Mission Bay, foi avaliado o estado de saúde no momento da exposição e duas semanas depois. Eram de interesse sintomas como gastroenterites, dermatoses e outros não específicos (febre, afecções nos olhos e ouvidos). Concomitantemente, amostras de água do mar foram coletadas em seis praias várias vezes ao dia. Pesquisou-se nas amostras os coliformes totais, coliformes termotolerantes e enterococos, além de bacteroides, colifagos, adenovírus e norovírus. Aproximadamente 16% das amostras excederam o limite para bactérias indicadoras de contaminação fecal (96% enterococos e

2% coliformes), vírus patogênicos foram identificados em uma amostra, colifagos somáticos foram positivos na maioria das amostras. Dos 8.797 indivíduos que completaram a pesquisa, 4.971 (57%) tiveram contato com a água do mar. Neste grupo foram observados mais eventos de diarreia e erupções na pele. Quando houve ingestão de água os riscos aumentaram para diarreia, cólicas, erupção de pele e irritação dos olhos. Forte associação foi observada para o grupo de crianças de 5 a 12 anos. Engolir água, água na face e algum contato com a água aumentaram a frequência de sintomas, exatamente nesta ordem. A incidência de doença não foi associada com nenhum indicador tradicionalmente usado no monitoramento da qualidade das praias. Entre os indicadores não tradicionais, associação com doenças foi observada somente para colifagos, embora um pequeno número de banhistas tenha sido exposto à água nas vezes que os colifagos foram detectados. A falta de correlação entre os microrganismos e os sintomas pode ser devida a poucas fontes de contaminação fecal humana, com predomínio de contaminação fecal aviária.

FLEISHER et al. (2010) realizaram estudo epidemiológico prospectivo randomizado, no período de dez/2007 a jun/2008, com população maior de 18 anos. O objetivo foi avaliar risco à saúde humana pela exposição a águas marinhas subtropicais sem fonte de poluição pontual conhecida e a possível relação entre a densidade de microrganismos indicadores de poluição fecal. Para isso, 1.303 pessoas, dentre elas, banhistas e não banhistas relataram sintomas após sete dias da exposição. O grupo de banhistas relatou mais sintomas de infecção gastrointestinal, respiratória e de pele quando comparados ao grupo dos que não tiveram contato com a água do mar. Evidências de relação dose-resposta foi observada entre infecção de pele e aumento da exposição a enterococos entre os banhistas, mas o mesmo não foi detectado para gastroenterite e infecção respiratória. Assim, concluiu-se que banhistas tem maior risco em relação aos não banhistas, mesmo na ausência de fontes conhecidas de esgotos domésticos.

MARION et al. (2010) realizaram estudo de coorte prospectivo no East Fork Lake, Ohio, EUA, a fim de avaliar a efetividade de *E. coli* como indicador de doença gastrointestinal entre usuários de águas recreacionais. Durante 13 fins de semana, no período de 30/05 a 30/08/2009, 26 amostras de água foram coletadas para análise do indicador. Concomitantemente questionários foram aplicados às pessoas que frequentavam o lago para saber se após 8-9 dias da exposição apresentariam algum sintoma. Duas das 26 amostras apresentaram concentrações de *E.coli* acima do valor limite de 235 UFC/100 mL (1.538 e 487 UFC/100 mL). Estes resultados foram provenientes de amostras coletadas após eventos de chuva. De um total de 965 indivíduos que participaram do estudo, 109 (11,3%) apresentaram algum sintoma, sendo que destes, 48 (44%) relataram sintomas de gastroenterite. Homens e mulheres apresentaram hábitos similares durante a recreação e incidência de gastroenterite muito próximas. Entre as crianças houve mais casos de gastroenterite. O grupo de expostos apresentou mais sintomas do que o grupo de não expostos. As proporções de gastroenterite foram maiores em banhistas nos dois dias de maiores concentrações de *E. coli*. Assim, as concentrações de *E. coli* foram significativamente associadas com o risco de gastroenterite e os resultados gerais apontaram que este microrganismo é um relevante indicador de qualidade de água.

PAPASTERGIOU et al. (2011) examinaram efeitos à saúde em banhistas expostos a águas recreacionais marinhas em três praias (A, B, C) com diferentes qualidades microbiológicas e número de banhistas através de um estudo de coorte desenvolvido no verão de 2008 em Larissa (Grécia). Considerando-se um período de 10 anos (1997 a 2008) as três praias atenderam aos padrões da União Europeia. Porém, a praia A teve maior densidade de indicadores quando comparada às praias B e C. As médias aritméticas da concentração de enterococos foram 15,95; 11,15 e 11,82 UFC/100 mL nas praias A, B e C, respectivamente. No período do estudo foram analisadas 149 amostras de água e todas as amostras apresentaram boa qualidade. As maiores concentrações de coliformes totais, coliformes

termotolerantes e *E. coli* foram detectadas na praia A, assim como a menor concentração de *S. aureus*. Dentre os 3.802 banhistas que terminaram a pesquisa, doença respiratória foi relatada por 1,07 a 4,74% dos banhistas, gastroenterite por 1,20 a 2,42%, infecção de ouvidos por 0,37 a 1,07% e infecção nos olhos por 1,18 a 3,07%. Os sintomas foram associados à densidade de banhistas e à densidade de *S. aureus*. As bactérias indicadoras não foram associadas a efeitos adversos à saúde de banhistas em águas recreacionais salinas. A densidade de banhistas foi um fator predominante neste estudo e deve ser considerado em abordagens de avaliação de risco.

HARDER-LAURIDSEN et al. (2013) realizaram um estudo com triatletas que participaram de competições de “ironman” em 2010 e 2011 em Copenhague (Dinamarca). O objetivo foi identificar as fontes de doenças entre os participantes em águas poluídas e não poluídas, assim como a associação entre a natação e o desenvolvimento de doença gastrointestinal. Um dia antes das competições de 2010 ocorreram fortes chuvas que inundaram partes da cidade. No dia da competição as concentrações de *E. coli* e enterococos excederam os valores limites da Diretiva Europeia (500 *E. coli*/100 mL e 200 enterococos/100 mL), com concentrações que chegaram a 10^4 e 10^3 , respectivamente. As concentrações dos dois microrganismos atendiam a referida Diretiva em 2011. Assim, foi realizado um estudo de coorte através de questionário que abordava os sintomas após as competições e também se houve ingestão acidental de água e a quantidade estimada. Em 2010, 838 atletas responderam ao questionário e 351 (42%) apresentaram diarreia e vômito. Em 2011, 931 atletas completaram o questionário, dos quais 78 (8%) relataram tais sintomas. A duração dos sintomas foi maior em 2010 (5 dias) do que em 2011 (2 dias). Em 2010 a ingestão de água durante a natação foi um fator de risco estatisticamente significativo. A média do número de vezes que os atletas engoliram água foi 3, em um range de 1 a 200. Também houve associação entre a doença e a dose ingerida. O tempo de natação não foi associado aos sintomas em

nenhuma das competições, e este variou entre 55 e 81 minutos. Assim, o risco relativo de desenvolver gastroenterite nadando em águas poluídas foi de 5%.

- Estudos de avaliação de risco

SCHETS et al. (2008) realizaram um estudo para pesquisar a presença de patógenos transmitidos pela água e estimar o risco de infecção associado à exposição a *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp. Para isso, avaliou-se a qualidade da água em dois canais não recreacionais e em cinco lagos recreacionais, em Amsterdam (Holanda), pelo período de um ano. Pesquisou-se a presença de indicadores de contaminação fecal, bactérias patogênicas, vírus, além de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp. De acordo com a Diretiva 2006/7/EC os canais apresentavam qualidade insuficiente e os lagos apresentavam qualidade excelente para a recreação. Quanto aos lagos, que são monitorados regularmente, estes estavam em conformidade com a Diretiva, mas mesmo assim apresentaram baixos números de oocistos e cistos. Nos canais, oocistos de *Cryptosporidium* sp foram detectados em todas as amostras, com concentrações que variaram de 1 a 7 oocistos viáveis/10L, com um *outlier* de 29 oocistos/10 L e cistos de *Giardia* sp foram detectados em quase todas as amostras, com concentrações que variaram de 1 a 157 cistos viáveis/10L. Oocistos foram detectados nos cinco lagos, porém com baixa frequência de amostras positivas e concentrações que variaram de 1 a 4 oocistos viáveis/10L. Cistos também foram detectados em todos os lagos com baixa frequência de amostras positivas e suas concentrações estiveram entre 1 a 8 cistos/10L. Para a avaliação de risco, usou-se a estimativa de volume de água ingerido citado por SCHIJVEN & de RODA HUSMAN (2006) de 5,7 mL para mergulhadores profissionais e os volumes de nadadores em piscina citados por DUFOUR et al. (2006) de 16 mL para adultos e 37 mL para crianças. Assim, o risco de infecção estimado por evento de exposição para a ingestão de 5,7 a 37 mL foi de 0,00006% a

0,006% para *Cryptosporidium* sp e de 0,03% a 0,4% para *Giardia* sp, considerando-se as concentrações médias nos canais. Para os lagos, o risco estimado para *Cryptosporidium* sp foi de 0 a 0,0009% e para *Giardia* sp de 0 a 0,009%, também considerando-se as concentrações médias destes dois protozoários. A probabilidade de risco aumenta quando se usa as concentrações máximas.

VIAU et al. (2011) realizaram avaliação quantitativa de risco microbiológico para estimar os riscos de gastroenterite em nadadores de águas marinhas tropicais utilizadas para natação e “surf”, adjacentes a córregos que recebiam descargas. Foram mensuradas as concentrações de enterovírus, adenovírus, norovírus I e norovírus II em 22 córregos de Oáhu, Hawaii. Também foram adicionados ao modelo resultados secundários de *Salmonella* sp e *Campylobacter* sp pesquisados nos mesmos córregos. Ademais, testaram-se hipóteses de que os riscos são correlacionados com a concentração de indicadores fecais. Foram colhidas quatro amostras de cada córrego na estação seca nos anos de 2009 e 2010. A mediana do risco de gastroenterite nos nadadores expostos foi de zero a 21/1000. O risco de gastroenterite por vírus foi geralmente maior do que para bactérias. Em todos os córregos, o risco acumulado foi estimado entre 0 a 0,8 e a mediana foi de 10^{-5} . Concluiu-se que os córregos são uma parte significativa dos riscos para nadadores, porém outras fontes não pontuais de patogênicos podem contribuir com risco à natação em águas marinhas tropicais.

TSENG & JIANG (2012) desenvolveram um estudo a fim de avaliar riscos à saúde associados ao “surf” e a natação em oito praias da Califórnia, durante períodos de estiagem e pós-chuva (24 a 72 horas após chuvas). As águas das praias nesta região apresentam aumento significativo de bactérias após eventos de chuva. Os resultados da AQRM mostraram que os casos de gastroenterite a cada 1000 surfistas no período pós-chuva foram elevados: 279 a 294 casos baseado em enterococos e de 33 a 994 casos quando se

considera os coliformes termotolerantes. Esse cenário aponta probabilidade de exceder o guideline da EPA (19 casos de gastroenterite/1000 banhistas) em 28% do tempo. O risco da prática do “surf” foi também elevado quando comprado à natação em algumas praias devido à ingestão de grande volume de água. Usando o modelo dose-resposta exponencial para enterococos e β -Poisson para coliformes termotolerantes, percebeu-se que o risco estimado para coliformes termotolerantes foi menor do que aquele baseado em enterococos. De qualquer forma, a probabilidade máxima de ocorrência de gastroenterite foi de 300 casos/1000, enquanto as médias foram geralmente abaixo de 15 casos.

BETANCOURT et al. (2014) investigaram a ocorrência de *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp em águas marinhas tropicais contaminadas com esgoto na Venezuela. O objetivo do estudo foi estimar o risco de infecção pelos dois parasitas através da exposição a águas recreacionais. Assim, 26 amostras de água foram coletadas em cinco praias e em um ponto controle durante o período seco. Destas, 35% (9) amostras foram positivas para *Giardia* sp (concentração máxima = 17 cistos/L) e 14% (5) foram positivas para *Cryptosporidium* sp (concentração máxima = 2 oocistos/L). Somente a espécie antropogênica de *Giardia* foi detectada (*G. duodenalis*). Não foi observada correlação significativa entre a ocorrência de patógenos e bactérias indicadoras. Os riscos potenciais de infecção foram estimados através dos níveis de (oo)cistos viáveis usando o modelo dose-resposta exponencial. A análise de Monte Carlo foi utilizada para determinar a probabilidade de distribuição dos riscos. Foi usado um volume conservativo de 100 mL de ingestão para estimativas pontuais, enquanto que na simulação de Monte Carlo a distribuição com a mediana de 16 mL e P97 de 53 mL foi usada para adultos e para crianças foi usado 37 mL e 90 mL, respectivamente. O estudo revelou risco potencial de infecção via recreação de contato primário com a água do mar contaminada com esgoto e risco de infecção por *Giardia* sp maior do que para *Cryptosporidium* sp. As médias de

risco estimadas pela simulação de Monte Carlo foram abaixo do limite estabelecido pela U.S. EPA para águas recreacionais de 0,036 para criptosporidiose e giardíase em crianças e adultos. De qualquer forma, o P95 estimado para giardíase em crianças excedeu esse nível, sendo os riscos para crianças duas vezes maiores do que para os adultos.

EREGNO et al. (2016) realizaram estudo em seis praias de Sandvika, em Oslo, na Noruega. Tais praias tem influência de rios com fonte de poluição fecal e há transbordamento de esgotos quando ocorrem eventos de fortes chuvas. O objetivo do trabalho foi investigar os riscos à saúde pública pela exposição a microrganismos patogênicos através da combinação de modelagem hidrodinâmica e AQRM. Assim, dados meteorológicos e hidrológicos foram coletados para calibrar o modelo hidrodinâmico. Baseado na média das concentrações de patógenos descritos em estudos anteriores, como norovírus, *Campylobacter*, *Salmonella*, *Giardia* e *Cryptosporidium*, presentes nos esgotos da Noruega, o modelo hidrodinâmico foi usado para simular as concentrações destes nas praias durante e após eventos de fortes chuvas usando três diferentes taxas de decaimento. As concentrações simuladas foram usadas como entradas da AQRM e os riscos à saúde pública foram estimados como probabilidade de infecção para uma única exposição durante três dias consecutivos após as chuvas. O nível de risco no primeiro dia após as chuvas foi aceitável ($< 19/1000$) para bactérias e parasitas, mas foi alto para norovírus em todas as praias. As praias de Kalvoja fortalecem a recomendação de evitar banhar-se nas 24 horas após chuvas fortes. O estudo demonstrou a potencial combinação da modelagem hidrodinâmica com a AQRM no contexto das águas recreacionais como ferramenta para avaliar riscos à saúde pública e fortalecer decisões de gerenciamento de praias.

SOLLER et al. (2016) conduziram um monitoramento de qualidade de água e AQRM complementar ao NEEAR, a fim de estimar os níveis de doenças gastrointestinais associadas à exposição recreacional. Para isto, foi

realizado um monitoramento em Boquerón Beach (Porto Rico), no período de 06/06 a 09/08/2009, com o propósito de reunir dados para realizar a AQRM. Amostras de água foram coletadas de quatro locais: antes e após uma ETE, de uma lagoa afluyente à praia e da praia. Pesquisaram-se indicadores de poluição fecal (*Enterococcus* spp, Bacteroidales spp, *Clostridium perfringens* e colifagos), além de organismos patogênicos (norovírus, adenovírus, enterovírus, *Cryptosporidium* spp, *Giardia* sp, *E. coli* O157:H7 e outras *E. coli*, *Campylobacter* sp e *Salmonella* sp). Os resultados de todos os patogênicos foram menores do que o limite de detecção do método analítico, exceto uma amostra positiva de *Salmonella* (0,13 NMP/L). Foram realizadas 15.726 entrevistas com banhistas após contato com a praia, no período de 16/05 a 02/08/2009. Estes apresentaram maiores taxas de doenças quando comparados aos não banhistas, porém estas taxas não foram associadas com organismos indicadores de poluição fecal. A AQRM foi conduzida usando concentrações médias de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp. Assumiu-se que as densidades relatadas como <LD estavam presentes neste limite, ou seja, 0,1 (oo)cistos/L. O volume médio de água ingerida durante a recreação foi de 19 mL/evento de 45 minutos e mediana de 33 mL/evento de 45 minutos, oriundos do estudo de DUFOR et al. (2006). Assim, o risco estimado para doenças gastrointestinais foi de aproximadamente 2 casos/1000 eventos. Vale ressaltar que o estudo epidemiológico detectou 17 casos/1000 eventos. Ambos estimaram riscos baixos.

3.5. AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

A avaliação de risco como uma disciplina formal emergiu entre 1940 e 1950 paralela ao aumento das indústrias nucleares. A análise de risco em segurança é usada desde 1950 em processos industriais nucleares, de refinarias de petróleo, de indústrias de processos químicos, bem como em aeroespacial. A avaliação de risco à saúde teve sua origem em 1986 com a publicação do “Guidelines for carcinogenic risk assessment” da U.S. EPA. Já a avaliação de risco microbiológico é relativamente nova, iniciada em meados dos anos 1980, e tem sido usada no desenvolvimento de regulamentações governamentais (MAIER et al.,2009).

A avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) é utilizada como ferramenta para se estimar o risco de infecção em decorrência da exposição a microrganismos patogênicos (GALE, 1996; GIBSON III et al., 1999; U.S. EPA, 2012a) e para prever como as pessoas podem ser afetadas em um cenário específico devido a essa exposição ao longo de um período de tempo (HUNTER et al, 2003; SOLLER e EISENBERG, 2008). Esses cenários podem estar associados a alimentos, biossólidos, água para consumo humano, águas recreacionais, água de reuso, entre outros. A vantagem desse tipo de avaliação é a possibilidade de se estimar os resultados de exposição a patógenos que podem ser expressos quantitativamente em termos de probabilidade de infecção, morbidade ou morte. Assim, a AQRM usa modelagem matemática e informações relevantes sobre um patógeno para estimar a carga de doença e está estruturada em quatro etapas principais:

3.5.1. Identificação do perigo

Consiste na descrição dos efeitos à saúde (agudos e crônicos) associados aos microrganismos específicos do estudo, incluindo desde as vias de transmissão até o hospedeiro (HAAS et al., 2014). De acordo com U.S. EPA (2012a), esta fase fornece uma análise qualitativa dos riscos identificados, focalizando um microrganismo em particular e os mecanismos da interação patógeno-hospedeiro considerando virulência, patogenicidade e resposta à dose.

3.5.2. Avaliação de exposição

Esta fase, que pode ser composta por vários cenários, determina o tamanho e a natureza da população exposta, das rotas (ingestão, inalação e/ou absorção dérmica), concentração de patógeno e duração da exposição (HAAS et al., 2014). Conforme U.S. EPA (2012a), além do citado, esta etapa determina ainda a frequência e a magnitude (quantidade) da exposição a um perigo microbiológico por uma população. Segundo MAIER et al. (2009), fontes e transporte de contaminantes, mecanismos de contaminação e características desses contaminantes são também importantes aspectos nesta etapa, assim como a localização e padrão de atividade na população exposta. E de acordo com HEALTH CANADA (2012), esta etapa fornece uma estimativa (com incerteza associada) da ocorrência e do nível de contaminante em uma quantidade específica de matriz ambiental no tempo do evento de exposição.

Para a condução da AQRM, a etapa de avaliação da exposição é fundamental e, portanto há uma série de estudos realizados para a obtenção de dados de taxa de ingestão e de tipos de exposição. Um exemplo são os dados a respeito do volume de água ingerido durante a atividade de recreação, os quais são importantes para o cálculo da dose a que a

população está exposta. Sendo assim, vale destacar alguns estudos conduzidos para a verificação deste dado. Estudos sobre a duração e frequência da exposição são escassos. Aqui são citados esses dados nos trabalhos de STONE et al (2008) e SCHETS et al (2011).

WHO (2003) assume o volume de ingestão em águas recreacionais de 20 a 50 mL por hora de banho para estimar a dose em AQRM.

DUFOUR et al. (2006) conduziram estudo com nadadores em piscinas com o objetivo de determinar o volume de água ingerido durante a atividade de natação. A desinfecção da piscina era realizada com isocianato de cloro, que se decompõe em cloro e ácido cianúrico. Quando ingerido, passa pelo organismo sem ser metabolizado e pode ser detectado na urina de nadadores que ingerem água acidentalmente. Assim, 53 indivíduos participaram do estudo, nadando por pelo menos 45 minutos. Destes, 23% eram maiores de 18 anos, dentre os quais 55% eram mulheres. Os participantes menores de 18 anos ingeriram de 0 a 154 mL, sendo que 97% ingeriram volumes menores ou iguais a 90 mL. Os participantes maiores de 18 anos ingeriram volumes de 0 a 53 mL. Os autores consideraram que a média ingerida pelos participantes menores de 18 anos foi de 37 mL e pelos maiores de 18 anos foi de 16 mL, em 45 minutos de natação. Os autores destacam que o comportamento de ingestão em água superficial é similar ao de piscina, diferentemente do que ocorre em ambiente marinho. Nadadores de água doce podem frequentemente imergir a cabeça e permanecer por longos períodos na água. Esse tipo de comportamento não é usualmente observado em nadadores de ambiente marinho. Uma comparação de ingestão de água por nadadores recreativos menores de 18 anos no presente estudo com os cinco jovens competidores do estudo de ALLEN et al. (1982) indicou que nadadores competitivos ingerem de 3 a 3,5 vezes mais água do que nadadores jovens recreativos deste estudo (37 mL x 128 mL). Assim concluiu-se que nadadores competitivos de longas distâncias

ingerem mais água do que nadadores recreacionais em 45 minutos de natação.

EVANS et al. (2006) examinaram a ingestão de água de nadadores em piscina que passava pelo processo de desinfecção com isocianato de cloro. Assim, a quantidade de água ingerida pode ser calculada se a concentração do ácido cianúrico é conhecida na água da piscina e na urina dos nadadores. Cerca de 570 indivíduos participaram do estudo, nadaram por pelo menos uma hora e após tiveram sua urina coletada ao longo de 24 horas. Os resultados mostraram que crianças ingerem aproximadamente duas vezes mais água do que adultos. Crianças ingerem uma média de 47 mL de água por período de natação, enquanto os adultos ingerem aproximadamente 24 mL. Adultos homens ingerem mais do que mulheres, sendo a ingestão de cerca de 30 mL e 19 mL, respectivamente.

STONE et al. (2008) realizaram um estudo para estimar a magnitude e a frequência de ingestão acidental de água em uma população de surfistas para calcular a probabilidade de ocorrência de doenças gastrointestinais em seis praias do Estado do Oregon (EUA). Análises de exposição-resposta foram realizadas utilizando um modelo de dose ingerida e dois modelos epidemiológicos. O risco foi caracterizado por meio de curvas de probabilidade conjunta (JPC). Uma média da magnitude de exposição e frequência foi de 170 mL de água ingerida por dia em 77 dias surfando por ano. O número médio de enterococos ingerido variou de 11 a 86 UFC por dia. Os resultados deste trabalho mostraram que surfistas ingerem mais água do que nadadores e mergulhadores. Nesse mesmo estudo foram realizadas entrevistas com 519 surfistas a fim de estimar a quantidade de água ingerida durante a atividade de “surf”. Todos os entrevistados relataram que beberam água durante a prática do “surf”. Destes, 91% foram capazes de estimar a quantidade ingerida, sendo que 51,3% afirmaram ingerir em torno de 1 a 3 colheres de chá de água, 21% afirmaram beber um copo de

água (equivalente a 28,4mL a 56,8 mL), 1,8% bebem o equivalente a um copo pequeno de suco (equivalente a 113,6 mL) e 16,6% afirmaram que ingeriram o equivalente a gotas. Foram obtidas 487 respostas sobre quantas vezes o indivíduo ingere de água por dia e 61,8% afirmaram ser de 1 a 2 vezes por dia, 21,6% de 3 a 4 vezes por dia, 10,5% de 5 a 6 vezes por dia, 3,7% de 7 a 8 vezes e 2,5% de 9 vezes ou mais. Esta pesquisa levou a uma estimativa de consumo médio de 170,6 mL/dia de água ingerida acidentalmente na prática do “surf”. Quanto à frequência da prática de “surf”, 31,8% dizem ser de 1 a 2 dias por mês, 24,5% realizam a atividade 3 a 4 dias por mês, 27% de 5 a 10 dias por mês e 16,7% mais de 10 dias por mês. Assim, chegou-se ao valor médio de 77 dias de atividade por ano. Todas as praias tiveram menos de 5% de probabilidade de excederem 30 casos de infecção gastrointestinal (GI) por 1000 banhistas e 0% de probabilidade de exceder 40 casos de GI em 1000 banhistas no período de um ano. A probabilidade de uma GI ocorrer abaixo do limite aceitável estabelecido pela U.S. EPA (1986) que é de 19 casos de GI em 1000 banhistas foi aproximadamente de 2% a 23%. Embora o risco de exceder o limite aceitável pela EPA seja baixo, as pessoas envolvidas na prática de “surf” em Oregon podem não ser adequadamente consideradas nos programas de alertas à saúde.

DOREVITCH et al. (2011) realizaram um estudo para estimar o volume de ingestão de água durante uma variedade de atividades recreacionais. Para o desenvolvimento da pesquisa foram utilizados dois grupos: um que realizava atividades recreativas em águas superficiais e outro grupo que desenvolvia as mesmas atividades em piscina. Para o segundo grupo houve imersão de cabeça por três vezes com intervalo de dez minutos entre cada repetição. Foi pedido aos participantes de ambos os grupos para que relatassem se houve ou não ingestão de água. Os que respondiam de forma afirmativa deveriam estimar o volume ingerido, que podia ser “uma gota ou mais”, “uma colher de chá” ou “um gole ou mais”. Não mais que 5% dos participantes do grupo das águas superficiais relataram ingestão de água. Aqueles que

praticaram canoagem e caiaque em piscina relataram ingestão de água mais frequentemente do que aqueles que praticaram a mesma atividade em águas superficiais. Nadadores relataram ingestão mais frequentemente do que aqueles que fizeram só a imersão de cabeça. Foram estimados volumes ingeridos para diversas atividades, como canoagem, caiaque, remo, pesca e natação. A duração de todas as atividades foi de 60 minutos. Para a prática de natação estimou-se o volume de 10 mL, sendo este maior do que nas outras atividades recreativas, que apresentaram volumes de ingestão entre 3,6 e 3,9 mL.

Na Holanda, SCHETS et al. (2011) realizaram estudo com o objetivo de coletar dados de exposição de banhistas em água doce, água do mar e piscina. Dados como volume de água ingerido durante a atividade de natação, frequência e duração do evento foram coletados através de questionário aplicado à população via internet. Assim, 8.000 pessoas completaram o questionário nos verões de 2007 e 2008. Os resultados mostraram que a frequência e duração da natação foram diferentes para homens, mulheres e crianças e entre os tipos de água. As diferenças entre homens e mulheres foram pequenas, mas crianças nadam com mais frequência, ficam por mais tempo na água, submergem a cabeça mais vezes e ingerem mais água. Piscinas foram visitadas com maior frequência (13 a 24 vezes/ano) com longa duração da atividade de natação (67 a 81 minutos). Água doce e mar foram visitados de 6 a 8 vezes/ano e as visitas duraram de 41 a 79 minutos. Homens ingeriram aproximadamente de 27 a 34 mL por evento, mulheres cerca de 18 a 23 mL e crianças entre 31 e 51 mL. Os dados de volume de água foram usados em combinação com a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* sp e cistos de *Giardia* sp. Em piscina a concentração de *Cryptosporidium* sp foi de 0,3 oocistos/L e de *Giardia* sp foi de 0,025 cistos/L. Em lagos a concentração de *Cryptosporidium* sp foi de 0,02 a 0,07 oocistos/L e de *Giardia* sp foi de 0,01 a 0,14 cistos/L. O risco de infecção em piscina para *Cryptosporidium* sp foi estimado em $1,10^{-3}$ a $2,10^{-3}$ /evento de natação/pessoa e para *Giardia* sp foi

estimado em $1,10^{-5}$ a $3,10^{-5}$ /evento de natação/pessoa. Devido a diferenças de concentração nos lagos recreacionais, os riscos de infecção estimados por evento de natação por pessoa diferiram, mas geralmente estiveram entre 1 a 5/10.000 (0,01 a 0,05%) para *Cryptosporidium* sp e de 4/1.000.000 a 1/10.000 (0,0004 a 0,01%) para *Giardia* sp. O risco de infecção foi maior em crianças do que em adultos devido ao volume de água ingerido durante as atividades de recreação.

3.5.3. Avaliação dose-resposta

De acordo com U.S. EPA (2012a), esta fase visa estabelecer a relação entre a dose de um agente patogênico ao qual a população é exposta e a probabilidade de efeitos adversos à saúde e, segundo MAIER et al. (2009), quantifica os efeitos adversos da exposição a agentes perigosos baseado em graus de exposição. De acordo com TEUNIS et al. (1996), a *dose* pode ser entendida como a quantidade de microrganismos que chega ao hospedeiro e é expressa em número de unidades funcionais. A *exposição* deve ser entendida como a dose de patógenos que o indivíduo ingere, inala ou tem contato dérmico. A U.S. EPA (2012a) explica que de acordo com a relação quantitativa estimada (modelo dose-resposta) a probabilidade de potenciais efeitos adversos à saúde pode ser definida a partir de exposição a um determinado patógeno, sendo a resposta infecção, doença ou morte. Segundo TEUNIS et al. (1996), *infecção* é a multiplicação do microrganismo no hospedeiro, podendo esta ser subclínica, ou seja, sem sintomas aparentes ou clínica, quando ocorre manifestação de um ou mais sintomas. Conforme MAIER et al. (2009), esta avaliação é usualmente expressa matematicamente, mostrando a resposta para o aumento de doses do agente. A meta é obter uma relação matemática entre a concentração de microrganismos ao qual um humano é exposto e o *risco* - entendido como um fenômeno mensurável que pode ser expresso em termos de probabilidade - de um evento adverso desta dose, resultando na curva dose-

resposta. Os modelos de dose-resposta são funções matemáticas que descrevem a dose-resposta relacionada a um patógeno específico (QMRAWiki, 2013). A escolha do modelo é crítica e os riscos não devem ser sub ou superestimados. Uma versão modificada exponencial (Distribuição de β -Poisson) ou um modelo log-probit (lognormal simples ou distribuição exponencial) podem ser usados para descrever a probabilidade de infecção em humanos para muitos microrganismos entéricos (MAIER et al., 2009). De acordo com HAAS et al. (2014), o modelo teórico exponencial de dose-resposta estima o risco de exposição a protozoários associado a uma única exposição, representada pela ingestão de microrganismos através da água. Assim, é usado para estimar o número de casos de doença resultante dos níveis de concentração do microrganismo, fornecendo a probabilidade de risco diário, assumindo que todos os cistos e oocistos são viáveis e infectivos.

3.5.4. Caracterização do risco

Integra as informações obtidas nas etapas anteriores para estimar a magnitude dos riscos à saúde humana (HAAS et al., 2014). Conforme U.S. EPA (2012a), a avaliação de exposição e a avaliação dose-resposta são combinadas na etapa de caracterização do risco para descrever o risco devido a uma exposição particular em uma população determinada. MAIER et al. (2009) citam que a caracterização do risco estima o impacto potencial de microrganismos baseada na severidade dos efeitos e na quantificação da exposição. De acordo com U.S. EPA (2012a), a conclusão desta etapa deve ser coerente, compreensível, informativa e útil para os gestores e partes interessadas. A incerteza é inerente em todos os passos do processo de avaliação de risco, assim é importante que sejam consideradas como parte da caracterização do risco. Duas abordagens comumente usadas para caracterizar as incertezas são a análise de sensibilidade e a simulação de Monte Carlo (MAIER et al., 2009). U.S. EPA (2012a) diz que a análise

quantitativa de incertezas tenta avaliar e descrever o grau em que um valor calculado pode diferir do valor verdadeiro. A incerteza depende da qualidade, quantidade e relevância dos dados, bem como da confiabilidade e relevância dos modelos e premissas. Usando essas informações, a potencial carga de doença pode ser calculada. O cálculo da carga de doença pode então ser comparado com o nível de risco tolerável.

- Análise de sensibilidade

Esta análise permite saber como uma variável afeta o resultado, determinando a sensibilidade da previsão de cada variável. A análise é feita através do cálculo de coeficientes de correlação entre cada variável e cada previsão. Os coeficientes de correlação fornecem uma medida significativa do grau com que uma variável e uma previsão se alteram juntos. Se uma variável e uma previsão tem alto coeficiente de correlação, significa que a variável tem um significativo impacto na previsão. A variável com nível mais alto de sensibilidade pode ser considerada como aquela que mais influencia o modelo (EPM, 2013).

4. MÉTODOS

Este capítulo apresenta a caracterização da área de estudo, incluindo dados de população, de saneamento e de regime pluviométrico, assim como um breve histórico das condições de balneabilidade das 12 praias de interesse neste trabalho nos anos de 2010, 2011 e 2012. Também são abordados aqui os métodos estatísticos e estudos que tratam sobre taxa de ingestão, duração e frequência das atividades de recreação no mar. Todos esses dados reunidos permitiram a construção de um modelo conceitual de exposição.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

De acordo com CETESB (2016a), o litoral de São Paulo possui cerca de 880 Km de extensão de linha de costa e abrange 16 municípios, com área total de 7.759 Km², incluindo Cubatão. As três Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) que englobam os municípios do litoral são: Litoral Norte (UGRHI 3), Baixada Santista (UGRHI 7) e Ribeira do Iguape/Litoral Sul (UGRHI 11) (Figura 1).

Alguns aspectos influenciam diretamente a qualidade das águas costeiras e das praias, entre eles destacam-se a população fixa e flutuante, as condições de saneamento básico e o regime pluviométrico.

Quanto à população, os dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) mostram que no Litoral de São Paulo, cinco dos 16 municípios apresentaram crescimento populacional superior ou igual a 10% no período entre 2006 e 2015 (CETESB, 2016a). O Quadro 12 mostra o crescimento populacional dos municípios litorâneos.

Figura 1 - Municípios do Litoral Paulista e suas respectivas UGRHIs.



Fonte: CETESB, 2016a

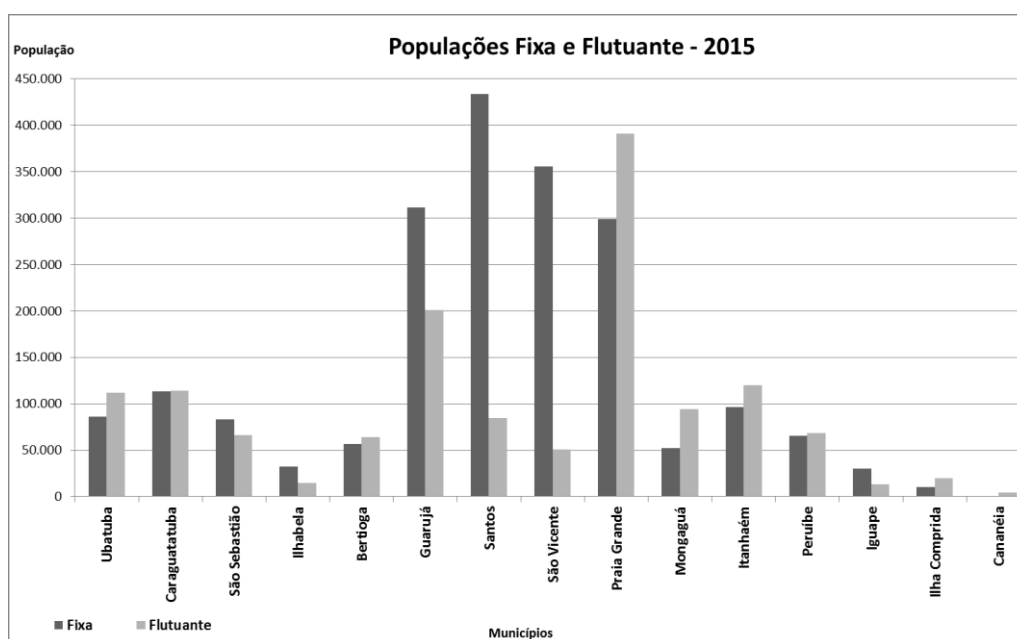
Quadro 12 - Crescimento populacional no período entre 2006 e 2015.

	Município	Estimativa populacional		Aumento absoluto (nº habitantes)	Crescimento no período
		2006	2015		
Litoral Norte	Ubatuba	81.246	86.392	5.146	6%
	Caraguatatuba	98.170	113.317	15.147	15%
	São Sebastião	75.886	83.020	7.134	9%
	Ilhabela	26.230	32.197	5.967	23%
Baixada Santista	Bertioga	43.763	56.555	12.792	29%
	Cubatão	121.002	127.006	6.004	5%
	Guarujá	305.171	311.230	6.059	2%
	Santos	418.375	433.966	15.591	3,73%
	São Vicente	329.370	355.542	26.172	8%
	Praia Grande	245.386	299.261	53.875	22%
	Mongaguá	46.977	52.492	5.515	12%
	Itanhaém	91.153	96.222	5.069	6%
Peruíbe	65.256	65.226	-30	0%	
Litoral Sul	Iguape	28.782	30.390	1.608	6%
	Ilha Comprida	9.622	10.291	669	7%
	Cananéia	14.195	12.604	-1.591	-11,21%
Estado de São Paulo		41.055.734	44.396.484	3.340.750	8%

Fonte: CETESB, 2016a

Conforme CETESB (2016a), quando se trata de municípios litorâneos, a estimativa da população flutuante é um dado importante. No Litoral de São Paulo a distribuição da população nas diferentes regiões é bastante desigual. A Figura 2 aponta uma comparação entre a população fixa e a população flutuante desses municípios.

Figura 2 - População fixa e flutuante no ano de 2015.



Fonte: CETESB, 2016a

As condições de saneamento são um forte fator de influência na qualidade das águas costeiras. Muitas das capitais brasileiras estão localizadas à beira-mar e na maioria dos casos não possuem infraestrutura de saneamento suficiente para a sua população. A avaliação dos sistemas de saneamento básico existentes nos diferentes municípios costeiros do Estado de São Paulo pode explicar em parte o diagnóstico de qualidade das praias (CETESB, 2013a).

Há dois tipos principais de destinação do esgoto coletado no Litoral de São Paulo: as ETEs (estações de tratamento de esgoto), cujo efluente tratado é lançado em corpos d'água na região; e as EPCs (estações de pré-

condicionamento), cujo efluente é lançado no mar, por meio de emissário submarino (ES). Segundo informações da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), há no litoral 31 ETEs e nove EPCs (CETESB, 2016a). São Sebastião, Ilhabela, Guarujá, Santos e Praia Grande possuem emissários submarinos, sendo que São Sebastião possui dois ES (Araçá e Cigarras) e Praia Grande conta com três.

A Figura 3 ilustra o percentual de coleta de esgotos por município do Litoral Paulista e o Índice de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana (ICTEM) para os anos de 2012 e 2015, a fim de comparar a situação de saneamento na época da coleta das amostras para o estudo de patogênicos nas praias paulistas e sua evolução até o momento atual. O objetivo do ICTEM é obter uma medida entre a remoção da carga orgânica, em relação carga potencial, observando outros elementos responsáveis pela formação de um sistema de tratamento de esgotos, que leva em consideração a coleta, o afastamento e o tratamento. O atendimento à legislação quanto à eficiência de remoção (superior a 80% de carga orgânica) e o respeito aos padrões de qualidade do corpo receptor de efluentes também são considerados. No caso dos ES, como não há tratamento, esse indicador é considerado nulo. O Anexo 1 apresenta as porcentagens de coleta e tratamento do esgoto produzido, assim como as cargas poluidoras potencial, removida e remanescente, a nota do ICTEM e os corpos receptores dos esgotos de cada município litorâneo.

Assim, em 2012, os municípios do litoral com maiores ICTEM foram Caraguatatuba (6,9) e Iguape (6,7). Ilhabela teve o menor índice (1,0). Na Baixada Santista o maior ICTEM foi para Mongaguá (6,7) e o menor para Praia Grande (1,2). A média de porcentagem de coleta nos municípios litorâneos foi de aproximadamente 56%, indo de 16% em Ilhabela a 98% em Santos (CETESB, 2013a). Os municípios com maiores ICTEM em 2015 foram Peruíbe (7,2) e Mongaguá (7,1) na Baixada Santista e Caraguatatuba (7,5) no Litoral Norte. Ilhabela obteve o menor índice (1,1). Na Baixada

Santista os menores índices foram para Praia Grande (1,2) e Santos (1,7). A média de porcentagem de coleta foi de 68%, variando entre 30% em Ilhabela e 98% em Santos (CETESB, 2016a).

Quanto aos aspectos climáticos, o Estado de São Paulo, cortado pelo Trópico de Capricórnio, encontra-se em uma área de transição entre os climas tropicais úmidos de altitude, com estação seca bem definida, devido a menor ação de atividades frontais, e os climas subtropicais, sempre úmidos pela intensa ação das frentes vindas do sul (TARIFA et al., 2001). Em muitas partes dos trópicos, a precipitação ocorre principalmente no verão e abrange metade do ano, sendo a outra estação relativamente seca, principalmente no inverno (AYOADE, 1998). O Litoral Paulista, marcado principalmente pela proximidade da Serra do Mar, tem ocorrência de chuvas intensas mesmo nos períodos mais secos do ano. Isso porque a umidade formada sobre o oceano, ao se encaminhar para o continente, encontra uma barreira de serras que impede sua passagem, fazendo com que precipite na vertente leste da serra e na planície litorânea (CETESB, 2016a). A Figura 4 mostra as médias pluviométricas mensais históricas para as regiões do Litoral Norte e Baixada Santista. A Figura 5 mostra as médias de chuvas dos meses de primavera-verão (janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro, dezembro) e de outono-inverno (abril, maio, junho, julho, agosto, setembro).

Figura 3 - Percentual de coleta de esgotos por município do Litoral Paulista e ICTEM para os anos de 2012 e 2015.



Fonte: CETESB, 2013a

Índice de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana (ICTEM) (Ano-base 2012)



Fonte: CETESB, 2013a

Percentual de coleta de esgoto por município Litoral Paulista (Ano-base 2015)



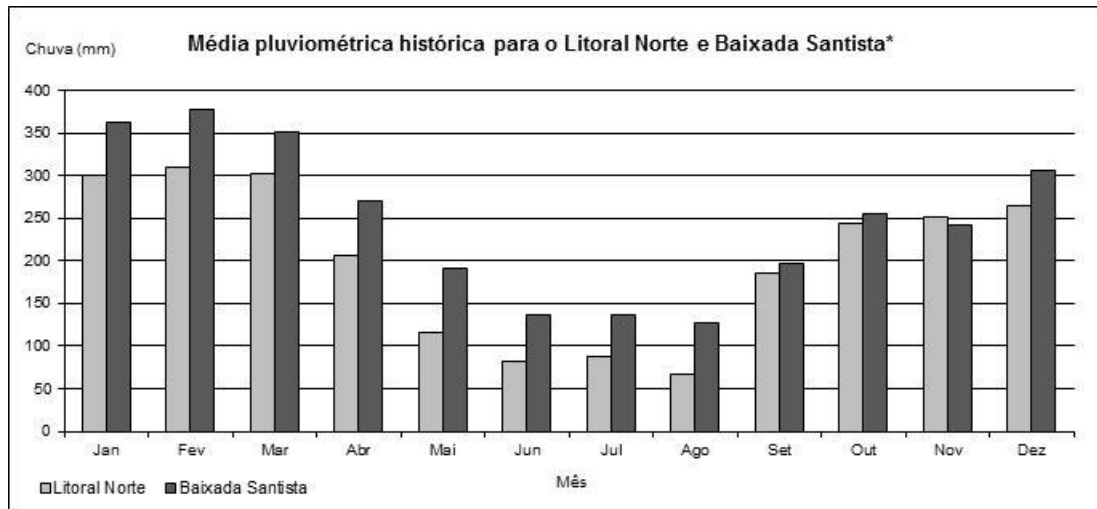
Fonte: CETESB, 2016a

Índice de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana (ICTEM) (Ano-base 2015)



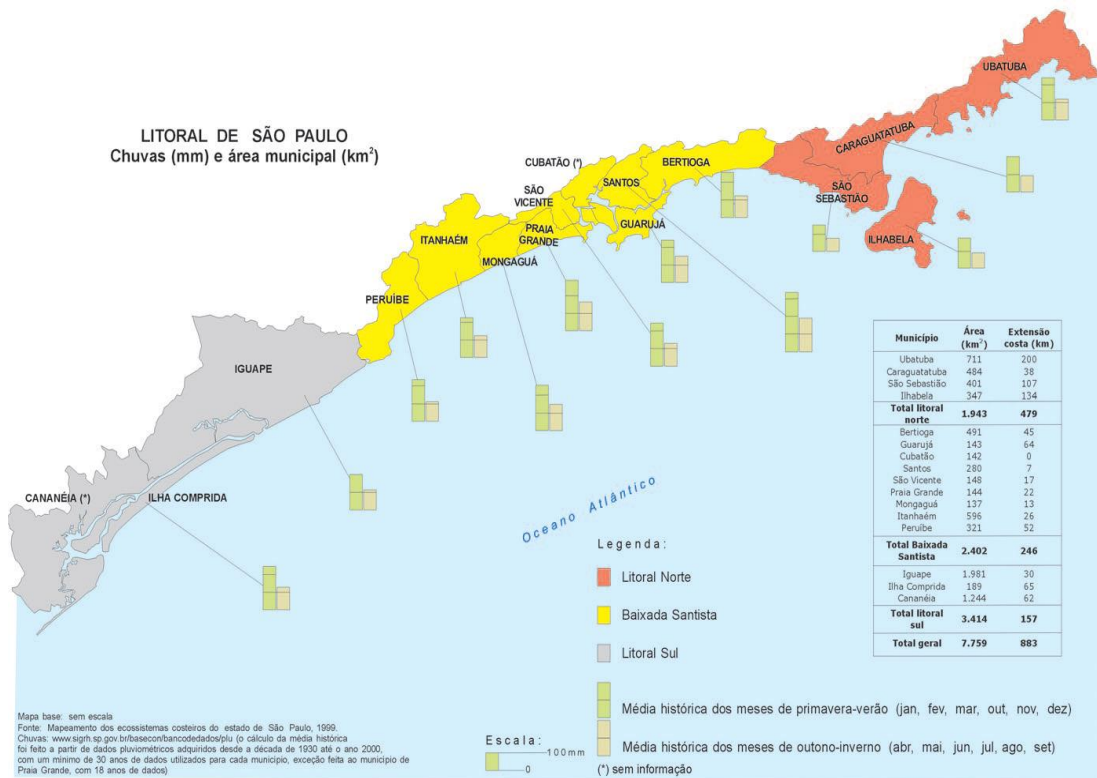
Fonte: CETESB, 2016a

Figura 4 – Médias pluviométricas mensais históricas (DAEE e CIIAGRO).



* O cálculo das médias históricas foi feito a partir de dados pluviométricos adquiridos desde a década de 1930 até o ano 2000, com um mínimo de 30 anos de dados utilizados para cada município, exceção feita ao município de Praia Grande, com 18 anos de dados (<http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdgm.exe/plu>; <http://www.ciagro.sp.gov.br/>)
 Fonte: CETESB, 2016a

Figura 5 – Aspectos físicos e climáticos dos municípios litorâneos.



Fonte: CETESB, 2016a

4.2. HISTÓRICO DA BALNEABILIDADE

O Quadro 13 apresenta a porcentagem de tempo que as 12 praias de interesse para este trabalho permaneceram impróprias durante os três anos do estudo. Os resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e a classificação semanal nas categorias própria e imprópria destas praias estão nos Apêndices 1 e 2. A Figura 6 ilustra a evolução da qualidade anual das referidas praias nos últimos 10 anos (2006 a 2015).

O Quadro 14 apresenta o percentil 95 (P 95) de acordo com os resultados anuais da concentração de enterococos (UFC/100 mL) oriundos do Programa de Balneabilidade da CETESB e a qualificação anual baseada neste conjunto de dados, assim como o risco de gastroenterite estimado pela OMS.

Quadro 13 - Porcentagem de tempo que as 12 praias permaneceram impróprias para banho no período de estudo.

Município	Praia	2010	2011	2012
Ubatuba	Itaguá (1724)*	63	69	32
Caraguatatuba	Prainha*	42	31	19
São Sebastião	Porto Grande	50	17	9
Ilhabela	Itaguaçu	23	35	36
Bertioga	Enseada (Colônia SESC)*	8	6	17
Guarujá	Pitangueiras (Av. Puglisi)*	0	2	13
Santos	Ponta da Praia	42	77	57
São Vicente	Gonzaguinha*	98	92	70
Praia Grande	Vila Caiçara	79	81	43
Mongaguá	Central	29	46	19
Itanhaém	Centro	37	13	36
Peruíbe	Av. São João	17	27	40

*praias que fizeram parte das duas fases do estudo
Fonte: CETESB, 2012; 2013 (adaptado)

Quadro 14 – Concentração de enterococos em UFC/100 mL (Percentil 95), qualificação anual das praias (CETESB) e risco estimado de casos de gastroenterite (OMS).

MUNICÍPIO	PRAIA	2010			2011			2012		
		P 95 ¹ (UFC/100 mL)	QA ²	Risco GI ³	P 95 ¹ (UFC/100 mL)	QA ²	Risco GI ³	P 95 ¹ (UFC/100 mL)	QA ²	Risco GI ³
Ubatuba	Itaguá (nº 1724)	987	Péssima	D	656	Péssima	D	317	Ruim	C
Caraguatatuba	Prainha	206	Ruim	C	233	Ruim	C	190	Regular	B
São Sebastião	Porto Grande	676	Péssima	D	232	Regular	C	203	Regular	C
Ilhabela	Itaguaçu	447	Regular	C	416	Ruim	C	640	Ruim	D
Bertioga	Enseada (SESC)	161	Regular	B	228	Regular	C	245	Regular	C
Guarujá	Pitangueiras (Av. Puglisi)	64	Boa	B	200	Regular	B	138	Regular	B
Santos	Ponta da Praia	369	Ruim	C	418	Péssima	C	423	Péssima	C
São Vicente	Gonzaguinha	1060	Péssima	D	2112	Péssima	D	1116	Péssima	D
Praia Grande	Vila Caiçara	490	Péssima	C	947	Péssima	D	1108	Ruim	D
Mongaguá	Central	197	Ruim	B	348	Ruim	C	292	Regular	C
Itanhaém	Centro	228	Ruim	C	225	Regular	C	229	Ruim	C
Peruíbe	Av. São João	199	Regular	B	955	Ruim	D	233	Ruim	C

1- P95 – Percentil 95 das concentrações de enterococos (UFC/100 mL) nas 52 semanas de amostragem dos anos de 2010, 2011 e 2012.

2- QA – Qualificação anual de acordo com a porcentagem de tempo que as praias permaneceram próprias ou impróprias (conforme Quadro 10).

3- Risco de GI – Critério de classificação da OMS que associa o risco de contrair doenças gastrointestinais e respiratórias ao P95 de enterococos (conforme Quadro 1).

Figura 6 – Evolução da qualificação anual das 12 praias nos últimos 10 anos (2006 a 2015).

MUNICÍPIO	PRAIA	ANO									
		06	07	08	09	10	11	12	13	14	15
UBATUBA	Itaguá - nº 1724 Av. Leovegildo	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
CARAGUATATUBA	Prainha	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
SÃO SEBASTIÃO	Porto Grande	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
ILHABELA	Itaguaçu	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
BERTIOGA	Enseada - Colônia do SESC	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
GUARUJÁ	Pitangueiras - Av. Puglisi	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
SANTOS	Ponta da Praia	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
SÃO VICENTE	Gonzaguinha	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
PRAIA GRANDE	Vila Caiçara	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
MONGAGUÁ	Central	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
ITANHAÉM	Centro	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima
PERUÍBE	Peruíbe - Av. S. João	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima

Legenda:

Ótima
Boa
Regular
Ruim
Péssima

Fonte: CETESB, 2016a (adaptado)

Os Quadros 13 e 14 e a Figura 6 mostram que a seleção das 12 praias para o “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” teve o intuito de contemplar praias com qualificação anual Boa, Regular, Ruim e Péssima com base na concentração do indicador de poluição fecal (enterococos), a fim de compreender o comportamento dos patógenos em praias com condições diferenciadas. Essas praias foram classificadas de acordo com a OMS nas categorias B, C e D.

Considerando as 36 qualificações anuais nos anos de 2010, 2011 e 2012, essas praias se enquadraram mais frequentemente entre as categorias Regular (33%), Ruim (36%) e Péssima (28%). Vale destacar que as praias de Itaguá (Ubatuba), Ponta da Praia (Santos), Gonzaguinha (São Vicente) e Vila Caiçara (Praia Grande) apresentaram nos últimos 10 anos qualificações anuais Ruim e Péssima. Quanto ao critério da OMS, foram 19% de classificações na categoria B, 53% na categoria C e 28% na D.

Os municípios de Santos, São Vicente e Praia Grande são os que apresentam as maiores populações fixas e flutuantes, coletam mais de 60% do esgoto produzido, porém o tratamento é insuficiente (de 0% a 18%), com cargas poluidoras remanescentes acima de 16.000 Kg DBO/dia. Ubatuba coleta 47% do esgoto produzido, tratando 98% deste, perfazendo carga poluidora remanescente 2.665 Kg DBO/dia. Vale destacar que a Praia de Itaguá tem dois pontos de amostragem e o escolhido para este trabalho fica próximo ao Rio Acaraú que apresentou Índice de Qualidade de Água (IQA) Regular em 2010 e 2011 e Ruim de 2012 a 2015.

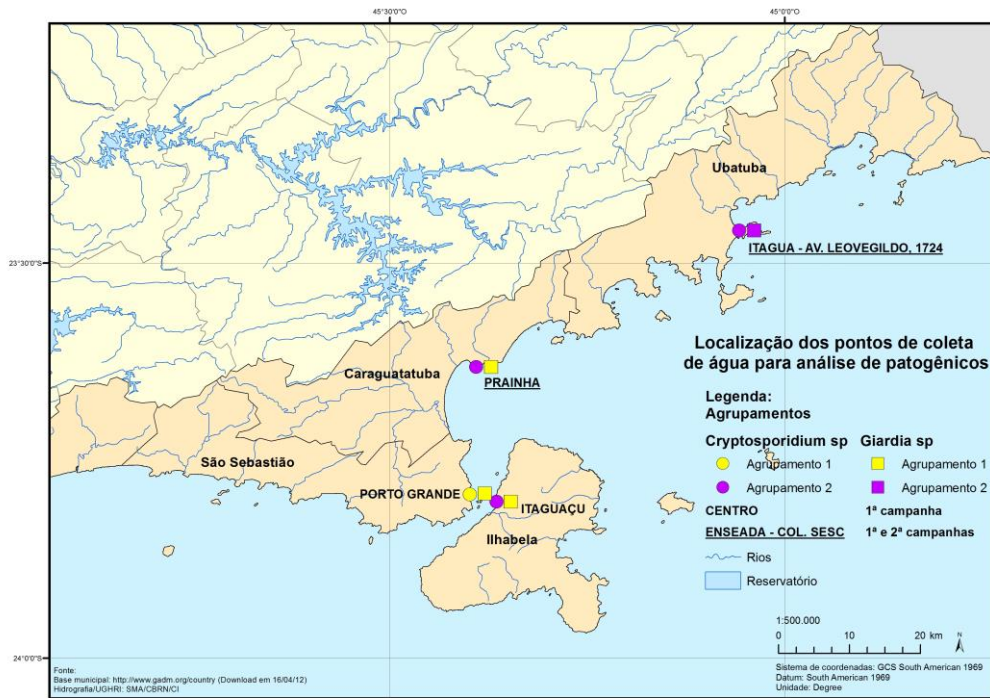
O cenário apresentado evidencia que a associação das populações fixa e flutuante, aliada a insuficiência dos sistemas de esgotamento sanitário nos municípios litorâneos refletem diretamente na qualidade microbiológica das águas das praias. A ocorrência de chuva é um fator que agrava este cenário.

4.3. AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE (OO)CISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP NAS ÁGUAS DAS PRAIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO

Realizou-se levantamento das concentrações de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp nas águas das praias do Estado de São Paulo, a partir de dados constantes dos relatórios de “Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo” da CETESB dos anos de 2011 e 2012 (CETESB, 2012; CETESB, 2013a). Esses dados de concentração referem-se ao “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” realizado em duas fases (Apêndices 3 a 6). Para a quantificação de oocistos de *Cryptosporidium* sp e cistos de *Giardia* sp, na 1ª fase (agosto/2010 a julho/2011) foram coletadas 143 amostras de água de 12 praias e na 2ª fase (janeiro a dezembro/2012) foram coletadas 59 amostras de cinco praias, totalizando 202 amostras de água. As Figuras 7 e 8 apresentam a localização das 12 praias no Litoral de São Paulo.

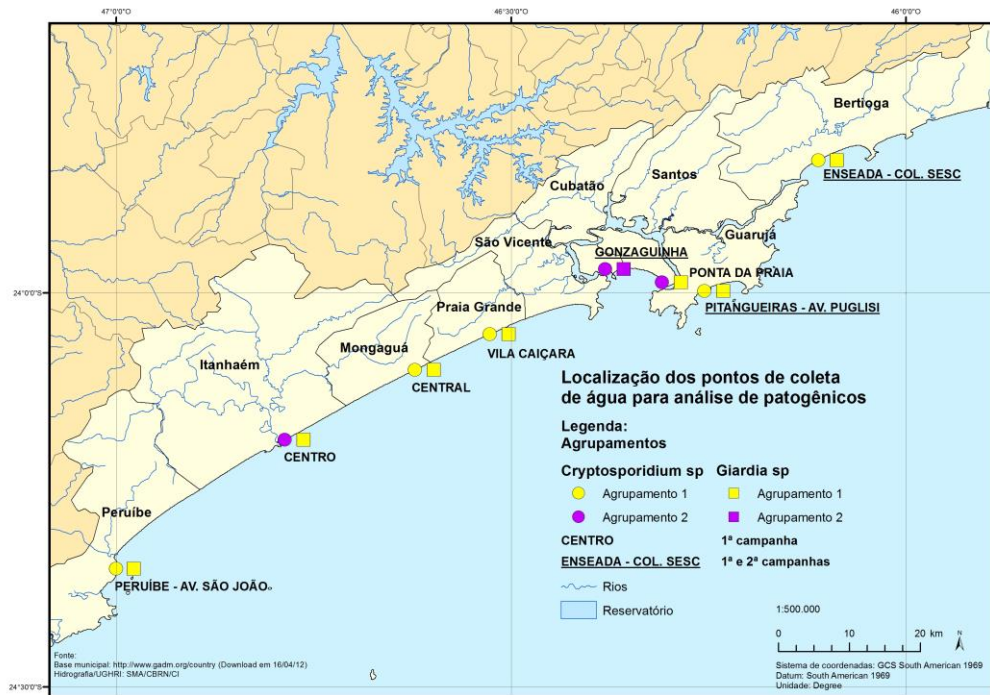
Na profundidade de um metro, coletou-se 10 litros de água de cada praia, de acordo com CETESB e ANA (2011), com frequência mensal. As amostras foram analisadas através do Método 1623.1: *Cryptosporidium* e *Giardia* em água por Filtração/IMS/FA (U.S. EPA, 2012b). A técnica consiste em detectar (oo)cistos por concentração, separação imunomagnética (IMS) e microscopia de imunofluorescência (FA). Os (oo)cistos são caracterizados usando coloração de 4',6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) e microscopia de contraste de interferência diferencial (DIC). Este método não identifica espécies, viabilidade ou infectividade dos (oo)cistos detectados. Desta forma, todos os (oo)cistos detectados nas amostras de água foram considerados viáveis e infecciosos.

Figura 7 – Localização dos pontos de coleta das praias do Litoral Norte.



Crédito: Geógrafa Cristina Camolez

Figura 8 – Localização dos pontos de coleta das praias da Baixada Santista.



Crédito: Geógrafa Cristina Camolez

4.4. ESTIMATIVA DO RISCO ANUAL DE INFECÇÃO PELA INGESTÃO DE ÁGUA DURANTE ATIVIDADES DE RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO

A probabilidade anual de infecção por *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp pela ingestão de água durante atividades recreacionais - como o banho de mar -, e atividades esportivas - como o “surf” e a natação - foi conduzida pela abordagem da AQRM. Essa abordagem é constituída de quatro etapas: identificação do perigo (patógenos *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp), avaliação de exposição aos patógenos em questão, avaliação da dose-resposta (específica para cada microrganismo) e caracterização do risco (cálculo da probabilidade anual de infecção e doença).

O modelo conceitual de exposição foi construído considerando-se as concentrações de cistos de *Giardia* sp e oocistos de *Cryptosporidium* sp, as taxas de ingestão para crianças (menores de 18 anos), adultos (maiores de 18 anos) e esportistas, duração e frequência da exposição e modelo dose-resposta para cada patógeno. A Figura 9 apresenta o fluxograma do modelo conceitual de exposição para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp em águas recreacionais.

Figura 9 – Fluxograma do modelo conceitual de exposição para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp em águas recreacionais.



O “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” gerou 202 resultados para cada patógeno. Assim, foi realizado teste estatístico para verificar diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso, além de análise para formação de agrupamentos que diferenciou as praias em dois grupos. Estes testes proporcionaram ajustar as concentrações dos dois patógenos por período e por grupo, permitindo trabalhar as estimativas de risco de infecção de maneira diferenciada considerando esses cenários. As taxas de ingestão foram separadas por faixa etária e o tipo de atividade desenvolvida no mar foi definida com base em dados disponíveis na literatura. A duração da atividade foi assumida diferentemente para adultos, crianças e esportistas e a frequência de exposição foi assumida de acordo com os hábitos dos banhistas e esportistas no Estado de São Paulo. Todas essas informações agregadas alimentaram o modelo dose-resposta exponencial que permitiu a caracterização do risco de infecção e doença.

A comparação entre os períodos seco e chuvoso e entre as praias para formar os agrupamentos foi realizada através de testes de homogeneidade que verificaram a similaridade entre as frequências de amostras com concentrações acima do limite de detecção do método analítico (LD). Para estes testes foi aplicado o “Full Bayesian Significance Test” (FBST), um teste de hipóteses precisas que apresenta bom desempenho na presença de baixas frequências de eventos. De acordo com PEREIRA et al. (2008), o FBST é um procedimento para medir a consistência dos dados com uma hipótese nula. A base deste teste é a ordenação do espaço amostral conforme o aumento de inconsistências das hipóteses.

4.4.1. Comparação entre os períodos seco e chuvoso

A fim de comparar a porcentagem de amostras com concentrações acima do LD nos períodos seco e chuvoso, o conjunto de dados foi separado baseando-se nas informações constantes na Figura 5, da seguinte forma:

- Período chuvoso: outubro a dezembro/2010; janeiro a março/2011 e janeiro a março e outubro a dezembro/2012
- Período seco: agosto e setembro/2010; abril a julho/2011 e abril a setembro/2012.

O teste de homogeneidade aplicado indicou diferença significativa para *Cryptosporidium* sp que apresentou 17% das amostras positivas no período chuvoso contra 9% no período seco. Para *Giardia* sp não foi observada diferença entre o conjunto de dados com relação ao regime pluviométrico (Tabela 1).

Tabela 1 – Teste de significância entre os períodos seco e chuvoso.

Patógeno	% amostras > LD		Total amostras		pvalor
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	
<i>Giardia</i> sp	47%	39%	102	102	0,312292
<i>Cryptosporidium</i> sp	17%	9%	102	102	0,083056

4.4.2. Comparação entre praias e formação de agrupamentos

Devido à grande ocorrência de amostras com concentrações de (oo)cistos inferiores ao LD, o critério para comparar as praias foram as frequências de amostras abaixo e acima do LD. Assim, compararam-se estatisticamente as frequências de casos acima e abaixo do LD em cada par de praias. Foram consideradas praias equivalentes aquelas que apresentaram nível descritivo (p-valor) inferior a 0,1. As Tabelas 2 e 3 apresentam os níveis descritivos (p-valores) dos testes para comparação entre os percentuais de amostras positivas para *Cryptosporidium* e *Giardia*, respectivamente, nas praias analisadas. As colunas são ordenadas pelo percentual de amostras positivas. Cada célula da tabela apresenta o p-valor da diferença entre o percentual de amostras positivas na praia indicada na linha e a praia

indicada na coluna. As células sombreadas indicam diferenças significantes (p -valor $< 0,1$). Com base nos p -valores, foram identificados dois grandes agrupamentos de praias para cada patógeno. No agrupamento 2, para ambos os patógenos, ficaram as praias que apresentaram as maiores porcentagens de amostras positivas. Estes estão descritos nos Quadros 15 e 16, juntamente com a porcentagem de amostras positivas em cada praia. As Figuras 7 e 8 também destacam os referidos agrupamentos.

Tabela 2 – Níveis descritivos (p-valores) dos testes de homogeneidade para comparação entre percentuais de amostras positivas para *Cryptosporidium* sp.

	Guarujá Pitangueiras	Mongaguá Central	Perube Av. São João	São Sebastião Porto Grande	Bertioga Enseada (SESC)	Praia Grande Vila Caiçara	Ilhabela Itaguaçu	Santos Ponta da Praia	Caraguatatuba Prainha	Ubatuba Itaguá (nº 1724)	Itanhaém Centro	São Vicente Gonzaguinha
% concentração > LD	0%	0%	0%	0%	4%	8%	17%	17%	21%	21%	25%	29%
Guarujá - Pitangueiras	NA	1	1	1	0,395	0,163	0,043	0,023	0,017	0,027	0,013	0,003
Mongaguá - Central	NA	NA	1	1	0,385	0,186	0,123	0,076	0,093	0,076	0,086	0,040
Peruibe - Av. São João	NA	NA	NA	1	0,435	0,143	0,106	0,203	0,096	0,090	0,060	0,027
São Sebastião - Porto Grande	NA	NA	NA	NA	0,458	0,193	0,103	0,196	0,093	0,123	0,033	0,037
Bertioga - Enseada (SESC)	NA	NA	NA	NA	NA	0,724	0,193	0,229	0,060	0,076	0,073	0,027
Praia Grande - Vila Caiçara	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,488	0,518	0,316	0,319	0,316	0,156
Ilhabela - Itaguaçu	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,000	0,811	0,748	0,551	0,395
Santos - Ponta da Praia	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,734	0,738	0,605	0,409
Caraguatatuba - Prainha	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,000	0,807	0,492
Ubatuba - Itaguá (nº 1724)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,771	0,502
Itanhaém - Centro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,784
São Vicente - Gonzaguinha	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Tabela 3 – Níveis descritivos (p-valores) dos testes de homogeneidade para comparação entre percentuais de amostras positivas para *Giardia* sp.

	Ilhabela Itaguaçu	Peruibe Av. São João	Bertioga Enseada (SESC)	Caraguatatuba Prainha	Guarujá Pitangueiras	Praia Grande Vila Caiçara	Santos Ponta da Praia	Sao Sebastião Porto Grande	Mongaguá Central	Itanhaém Centro	São Vicente Gonzaguinha	Ubatuba Itaguá (nº 1724)
% concentrações > LD	25%	25%	29%	33%	33%	33%	33%	33%	42%	50%	71%	79%
Ilhabela - Itaguaçu	NA	1	0,814	0,598	0,678	0,658	0,734	0,671	0,439	0,269	0,007	0,007
Peruibe - Av. São João	NA	NA	0,801	0,625	0,568	0,651	0,631	0,635	0,422	0,206	0,010	0,007
Bertioga - Enseada (SESC)	NA	NA	NA	0,824	0,844	0,814	0,831	0,817	0,485	0,243	0,003	0,007
Caraguatatuba - Prainha	NA	NA	NA	NA	1,000	1,000	1,000	1,000	0,581	0,372	0,013	0,003
Guarujá - Pitangueiras	NA	NA	NA	NA	NA	1,000	1,000	1,000	0,661	0,355	0,033	0,007
Praia Grande - Vila Caiçara	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,000	1,000	0,807	0,458	0,037	0,007
Santos - Ponta da Praia	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,000	0,704	0,352	0,030	0,010
São Sebastião - Porto Grande	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,691	0,409	0,060	0,003
Mongaguá - Central	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,807	0,083	0,033
Itanhaém - Centro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,272	0,083
São Vicente - Gonzaguinha	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,508
Ubatuba - Itaguá (nº 1724)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Quadro 15 – Formação de agrupamentos de acordo com o teste de homogeneidade das praias em relação à concentração de oocistos de *Cryptosporidium* sp.

	Agrupamento 1			Agrupamento 2		
	Município	Praia	% amostras positivas	Município	Praia	% amostras positivas
<i>Cryptosporidium</i> sp	Sao Sebastião	Porto Grande	0	Ubatuba	Itaguá (nº 1724)	21
	Bertioga	Enseada -Colonia SESC	4	Caraguatatuba	Prainha	21
	Guarujá	Pitangueiras (Av. Puglisi)	0	Ilhabela	Itaguaçu	17
	Praia Grande	Vila Caicara	8	Santos	Ponta da Praia	17
	Mongaguá	Central	0	Sao Vicente	Gonzaguinha	29
	Peruíbe	Av. São João	0	Itanhaém	Centro	25

Quadro 16 - Formação de agrupamentos de acordo com o teste de homogeneidade das praias em relação à concentração de cistos de *Giardia* sp.

	Agrupamento 1			Agrupamento 2		
	Município	Praia	% amostras positivas	Município	Praia	% amostras positivas
<i>Giardia</i> sp	Caraguatatuba	Prainha	33	Ubatuba	Itaguá (nº 1724)	82
	Sao Sebastião	Porto Grande	33			
	Ilhabela	Itaguaçu	25			
	Bertioga	Enseada -Colonia SESC	29			
	Guarujá	Pitangueiras (Av. Puglisi)	33			
	Santos	Ponta da Praia	33			
	Praia Grande	Vila Caicara	33			
	Mongaguá	Central	44	São Vicente	Gonzaguinha	70
	Itanhaém	Centro	50			
	Peruíbe	Av. São João	25			

4.4.3. Ajustes de distribuições sobre as concentrações dos patógenos – *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp

A partir do teste de comparação entre os períodos seco e chuvoso e da formação de dois agrupamentos para cada patógeno, as concentrações de (oo)cisto/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp foram ajustadas pelo método de máxima verossimilhança com quatro distribuições candidatas: lognormal, weibull, gama e triangular, com melhor ajuste para as distribuições lognormal

e weibull. Para *Cryptosporidium* sp, o conjunto de resultados correspondentes ao período seco no agrupamento 1 não teve nenhum resultados acima do LD, assim assumiu-se distribuição uniforme para este caso específico.

Os ajustes das distribuições sobre as concentrações foram feitos no ambiente R (R CORE TEAM, 2015). Devido à grande presença de amostras com concentrações abaixo do LD, utilizou-se o pacote Fitdistrplus (DELIGNETTE-MULLER & DUTANG, 2015), que permite o ajuste de máxima verossimilhança para dados censurados. Essa abordagem é vantajosa em relação à imputação de valores zero, LD ou LD/2 (SATO et al., 2013). Esses ajustes foram feitos separadamente por microrganismo, agrupamento e período (seco, chuvoso e ano todo).

4.4.4. Taxas de ingestão durante as atividades de recreação

Para a estimativa do volume de ingestão é possível fazer distinção entre as faixas etárias, tipo de atividade recreacional desenvolvida e tempo de permanência no mar. DUFOUR et al. (2006) compilaram dados de taxas de ingestão durante atividades de natação e banho. Nessa compilação citaram o estudo de STREETER (1951) que estimou que nadadores ingerem aproximadamente 10 mL de água durante as atividades de natação. Outro estudo citado foi o de SHUVAL (1975) que sugeriu que nadadores ingerem cerca de 10 mL de água por dia de banho. Citaram também o estudo de ALLEN et al. (1983) que estimaram a ingestão de 3 a 3,6 mL para atividade de natação em piscina e extrapolaram os dados para nadadores de longas distâncias em 2 horas de atividade chegando a 161 mL de ingestão. No estudo de DUFOUR et al. (2006) assumiram-se 37 mL de ingestão para crianças e 16 mL para adultos, baseado em 45 minutos de natação em piscina. STONE et al. (2008) apontaram 170,6 mL de ingestão de água por surfistas. A ingestão de 100 mL de água em 2 horas de natação foi citada

por STONE & BRESS (2007) e WHO (2003) apud STONE et al. (2008). SCHIJVEN & de RODA HUSMAN (2006) apud STONE et al. (2008) citaram ingestão de 9 mL para mergulhadores recreativos e 9,8 mL para mergulhadores ocupacionais. Os resultados dos estudos de EVANS et al. (2006) apontaram ingestão de 47 mL para crianças e 24 mL para adultos considerando-se pelo menos uma hora de natação em piscina. DOREVITCH et al. (2011) estimaram 10 mL de ingestão de água na prática de natação. SCHETS et al. (2011) mostraram que homens ingerem entre 27 e 34 mL por evento de natação, mulheres ingerem de 18 a 23 mL e crianças ingerem de 31 a 51 mL.

Com base nos dados disponíveis na literatura consultada, foram assumidos volumes de ingestão diferenciados para crianças, adultos e esportistas por duração de atividade recreacional na praia. Para crianças e adultos foram usados os volumes de ingestão mínimo e máximo adotados pela U.S. EPA (2011) oriundos do estudo de DUFOUR et al. (2006). Para esportistas, considerou-se como volume mínimo de ingestão o dobro do volume mínimo ingerido pelas crianças, de acordo com DUFOUR et al. (2006) e U.S. EPA (2011) e como volume máximo o citado no estudo de STONE et al. (2008). Os dados foram ajustados em distribuição lognormal, que usa como parâmetros a média e o desvio padrão dos dados. O Quadro 17 mostra os valores desses parâmetros.

4.4.5. Duração das atividades de recreação

Sobre a duração das atividades de recreação, SCHETS et al. (2011), em estudo realizado na Holanda, considera que as pessoas permanecem na água doce ou no mar de 41 a 79 minutos e que as crianças permanecem mais tempo na água do que os adultos.

Esse tipo de dado é escasso na literatura nacional e internacional. Assim, a duração da atividade de recreação foi assumida de maneira distinta para crianças, adultos e esportistas, entendendo-se que as crianças permanecem mais tempo no mar do que os adultos e que os atletas permanecem mais tempo do que os outros dois grupos.

Foram pesquisados os hábitos dos banhistas no Estado de São Paulo através de consultas a escolas de natação e “surf” e também em conversas informais com surfistas, assim como duração das aulas de natação e tempo de prática da atividade de “surf”. Esses dados foram ajustados em distribuição triangular, que requer valor mínimo, mais provável e máximo, os quais são apresentados no Quadro 17.

4.4.6. Frequência de exposição

Com relação à frequência de exposição à praia, STONE et al. (2008) citaram 77 dias ao ano para surfistas, já SCHETS et al. (2011) afirmaram que as pessoas visitam a praia de seis a oito vezes por ano na Holanda. Conforme CETESB (2015), em pesquisa realizada com 1.250 pessoas (população fixa e flutuante) em março de 2014 (incluindo carnaval), 19,9% (n=248) vão à praia todo o fim de semana; 12,4% (n=155) vão até três vezes ao mês; 22,2% (n=277) frequentam apenas em feriados prolongados de verão; 5,5% (n=69) frequentam somente nas férias de final de ano e 39,9% (n=500) frequentam ocasionalmente. Do grupo que vai a praia, 54,72% sempre toma banho de mar. Apenas 8,64% da população geral nunca se banha.

Considerando a realidade do Estado de São Paulo, com relação aos feriados nacionais e estaduais e ainda o período de férias, no cenário mais crítico, as pessoas teriam a possibilidade de entrar em contato com a água do mar por aproximadamente 76 dias ao ano. Considerando-se o cenário menos crítico, as pessoas minimamente entram em contato com a água do mar seis ou oito

dias para as comemorações de fim de ano e no carnaval. Surfistas e atletas de natação costumam realizar suas atividades esportivas aproximadamente três vezes por semana e, no mínimo, uma vez por semana. Esses dados foram ajustados em distribuição triangular, que utiliza como parâmetros valores mínimo, mais provável e máximo e são apresentados no Quadro 17.

Quadro 17 - Dados de volume ingerido, duração e frequência da exposição e ajuste das distribuições usados no cenário de exposição.

POPULAÇÃO EXPOSTA	VOLUME INGERIDO (mL/h)				DURAÇÃO DA EXPOSIÇÃO (MINUTOS/DIA)*			FREQUÊNCIA DA EXPOSIÇÃO (DIAS/ANO)*		
	Distribuição Lognormal				Distribuição Triangular			Distribuição Triangular		
	MÍN	MÁX	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍN	MAIS PROVÁVEL	MÁX	MÍN	MAIS PROVÁVEL	MÁX
crianças	37 mL/45 min (DUFOUR et al., 2006 e EPA, 2011)	90 mL/45 min (DUFOUR et al., 2006 e EPA, 2011)	84,50 mL/h	50,20 mL/h	60	90	180	6	20	76
adultos	16 mL/45 min (DUFOUR et al., 2006 e EPA, 2011)	53 mL/45 min (DUFOUR et al., 2006 e EPA, 2011)	46 mL/h	35,36 mL/h	45	50	60	6	20	76
atletas	100 mL/h*	170,6 mL /dia (STONE et al., 2008)	135,3 mL/h	49,92 mL/h	45	180	240	50	80	150

*= dados assumidos

4.4.7. Modelo dose-resposta

Foi utilizado o modelo dose-resposta exponencial para *Giardia* de $r = 0,01982$ (95%, IC, 0,009798 – 0,03582) (ROSE et al., 1991) e para *Cryptosporidium* de $r = 0,00419$ (95%, IC, 0,00220 – 0,00852) (CAMRA, 2013, baseado em DUPONT et al., 1995). Assumiu-se a distribuição triangular para os parâmetros dose-resposta.

4.4.8. Cálculo da probabilidade anual de infecção por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp

O risco de infecção por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp pela exposição à água recreacional foi estimado através da concentração de (oo)cistos/L encontrados na zona de banho usando modelo dose-resposta exponencial.

Para o cálculo da dose usou-se a seguinte equação:

$$D = C \cdot V / 1000 \cdot T / 60$$

onde:

D= dose

C= concentração do patógeno ((oo)cistos/L)

V = volume ingerido (mL/h)

T = duração da exposição (minutos/24 horas)

A probabilidade diária foi calculada da seguinte forma:

$$Pd = 1 - \exp(-r \cdot D)$$

onde:

Pd = probabilidade diária de infecção

r = parâmetro dose-resposta

A probabilidade anual de infecção foi calculada de acordo com a equação:

$$Pa = 1 - (1 - Pd)^F$$

onde:

Pa = probabilidade anual de infecção

F = frequência de exposição (dias/ano)

A simulação de Monte Carlo usando o software Crystal Ball® (Oracle) foi utilizada para tratar as incertezas e variabilidade, fornecendo 10.000

iterações. Os resultados obtidos equivalem aos valores de exposição ou riscos correspondentes a uma probabilidade específica com grau de confiança de 95%.

Foi realizada análise de sensibilidade também utilizando o software Crystal Ball[®] (Oracle). Esta análise aponta a variável que mais afeta as probabilidades anuais de infecção. As variáveis consideradas foram concentração do patógeno, taxa de ingestão, parâmetro dose-resposta, duração e frequência de exposição. A análise foi realizada para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp nos grupos de crianças, adultos e esportistas e nas estações seca, chuvosa e ano todo para os agrupamentos 1 e 2.

4.4.9. Cálculo da probabilidade anual de doença por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp

A probabilidade anual de doença foi calculada multiplicando-se a probabilidade anual de infecção pelas taxas de morbidade para *Cryptosporidium* sp (39%) e *Giardia* sp (50%), conforme HAAS et al. (2014).

4.5. MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO A ÁGUAS RECREACIONAIS

O Quadro 18 apresenta o resumo do modelo conceitual de exposição para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp a águas recreacionais nos cenários propostos.

Quadro 18- Resumo do modelo conceitual de exposição para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp em águas recreacionais.

Etapa	Cenário
1. Identificação do perigo	Exposição através da recreação de contato primário em praias com presença de <i>Giardia</i> sp e <i>Cryptosporidium</i> sp, considerando distintos cenários de exposição ao mar.
2. Avaliação da exposição	<u>Concentração de (oo)cistos:</u>
	● agrupamento de praias
	● período seco
	● período chuvoso
	<u>População exposta:</u>
	● crianças = < 18 anos (DUFOUR et al., 2006)
	● adultos = > 18 anos (DUFOUR et al., 2006)
	● esportistas = independe da idade
	<u>Rota de exposição:</u> ingestão
	<u>Volume de ingestão (mL/h):</u> 21,0 a 170,6 mL/h
	● crianças = 49 a 120 mL/h (U.S. EPA, 2011)
	● adultos = 21 a 71 mL/h (U.S. EPA, 2011)
	● esportistas = 100 a 170,6 mL/h (STONE et al., 2008; TSENG & JIANG, 2012)
	<u>Duração da exposição:</u> 45 a 240 minutos
● crianças = 60 a 180 minutos	
● adultos = 45 a 60 minutos	
● esportistas = 45 a 240 minutos	
<u>Frequência de exposição:</u> 6 a 150 dias/ano	
● crianças = 6 a 76 dias/ano (min = SCHETS et al., 2011)	
● adultos = 6 a 76 dias/ano (min = SCHETS et al., 2011)	
● esportistas = 50 a 150 dias/ano	
3. Avaliação dose-resposta	Modelo exponencial: $P_{inf} = 1 - \exp(-r \cdot D)$, onde: P_{inf} = probabilidade de infecção, r = probabilidade de um organismo iniciar uma infecção (<i>Cryptosporidium</i> sp: $r = 0,00419$ (IC 95% 0,00220 - 0,00852) (CAMRA, 2013) e <i>Giardia</i> sp: $r = 0,01982$ (IC 95% 0,009798 - 0,03582) (ROSE et al., 1991)), D = dose
4. Caracterização do risco	Taxa de morbidade: <i>Cryptosporidium</i> sp (39%), <i>Giardia</i> sp (50%) (HASS et al., 2014)
	Estimativa do risco anual de infecção/doença no cenário descrito
	Tratamento de incerteza (Modelo de Monte Carlo)

5. RESULTADOS

A estimativa de risco de infecção foi realizada a partir de dados de concentração dos protozoários patogênicos em levantamento realizado nos relatórios de “Qualidade das praias litorâneas no Estado de São Paulo”. Além dos dados de concentração dos patógenos foram usados os dados do cenário de exposição.

5.1. (OO)CISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP NAS ÁGUAS DAS PRAIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO

O estudo realizado pela CETESB contou com duas fases. Em ambas as fases foram analisadas 12 amostras para cada praia. Na 1ª fase, as concentrações de *Giardia* sp estiveram entre <0,1 (LD) a 66,1 cistos/L e a porcentagem de amostras positivas variou de 25% a 92%. Com relação a *Cryptosporidium* sp, as concentrações variaram de <0,1 (LD) a 1,7 oocistos/L e a porcentagem de amostras positivas variou de 0 a 50%. Na 2ª fase do estudo, as concentrações de *Giardia* sp variaram de <0,1 (LD) a 14,1 cistos/L e a porcentagem de amostras positivas esteve entre 25% e 75%, enquanto que para *Cryptosporidium* sp variaram de <0,1 (LD) a 0,5 oocistos/L com porcentagem de amostras positivas entre 0% e 25%. Agrupando-se as duas fases e considerando-se 202 amostras de água (143 na 1ª fase e 59 na 2ª fase), 43,6% foram positivas para *Giardia* sp e 12,9% para *Cryptosporidim* sp.

As Tabelas 4 e 5 apresentam o número e porcentagem de amostras positivas e concentrações mínimas e máximas de (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp por praia nas duas fases do estudo.

Tabela 4 – Frequência de amostras positivas e concentrações mínimas e máximas de (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp nas 12 praias avaliadas na 1ª fase do estudo.

Município	Praia	<i>Cryptosporidium</i> sp		<i>Giardia</i> sp	
		Frequência	Concentração (mín/máx de oocistos/L)	Frequência	Concentração (mín/máx de cistos/L)
Ubatuba	Itaguá, 1724	27% (3/11)	<0,1 - 1,7	83% (9/11)	<0,1 - 3,2
Caraguatatuba	Prainha	17% (2/12)	<0,1 - 0,3	25% (3/12)	<0,1 - 66,1
São Sebastião	Porto Grande	0% (0/12)	<0,1 - <0,1	33% (4/12)	<0,1 - 0,4
Ilhabela	Itaguaçu	17% (2/12)	<0,1 - 0,5	25% (3/12)	<0,1 - 1,0
Bertioga	Enseada (SESC)	8% (1/12)	<0,1 - 0,2	25% (3/12)	<0,1 - 3,4
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	0% (0/12)	<0,1 - <0,1	42% (5/12)	<0,1 - 0,5
Santos	Ponta da Praia	17% (2/12)	<0,1 - 0,3	33% (4/12)	<0,1 - 1,6
São Vicente	Gonzaguinha	50% (6/12)	<0,1 - 1,4	92% (11/12)	<0,1 - 14,4
Praia Grande	Vila Caiçara	8% (1/12)	<0,1 - 0,1	33% (4/12)	<0,1 - 2,3
Mongaguá	Central	0% (0/12)	<0,1 - <0,1	42% (5/12)	<0,1 - 0,7
Itanhaém	Centro	25% (3/12)	<0,1 - 0,3	50% (6/12)	<0,1 - 4,3
Peruíbe	Av. São João	0% (0/12)	<0,1 - <0,1	25% (3/12)	<0,1 - 0,7

Fonte: CETESB, 2012 (adaptado)

Tabela 5 - Frequência de amostras positivas e concentrações mínimas e máximas de (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp nas cinco praias avaliadas na 2ª fase do estudo.

Município	Praia	<i>Cryptosporidium</i> sp		<i>Giardia</i> sp	
		Frequência	Concentração (mín/máx de oocistos/L)	Frequência	Concentração (mín/máx de cistos/L)
Ubatuba	Itaguá, 1724	25% (3/12)	<0,1 - 0,2	75% (9/12)	<0,1 - 14,1
Caraguatatuba	Prainha	25% (3/12)	<0,1 - 0,5	42% (5/12)	<0,1 - 1,2
Bertioga	Enseada (SESC)	0% (0/11)	<0,1 - <0,1	36% (4/11)	<0,1 - 0,2
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	0% (0/12)	<0,1 - <0,1	25% (3/12)	<0,1 - 3,2
São Vicente	Gonzaguinha	8% (1/12)	<0,1 - 0,1	50% (6/12)	<0,1 - 1,3

Fonte: CETESB, 2013 (adaptado)

A Tabela 6 apresenta resultados da frequência de ocorrência e das concentrações (valores máximos e mínimos, médias geométrica e aritmética), desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L por fase do estudo e a Tabela 7 apresenta essas mesmas variáveis por período.

Tabela 6 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp por fase do estudo.

	1ª fase		2ª fase		1ª + 2ª fase	
	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)
Frequência de positivos	14% (20/143)	43% (61/143)	10% (7/59)	46% (27/59)	13% (26/202)	43% (88/202)
Concentração (mín - máx)	<0,1 - 1,7	<0,1 - 66,1	<0,1 - 0,5	<0,1 - 14,1	<0,1 - 1,7	<0,1 - 66,1
Média geométrica	0,11	0,20	0,11	0,17	0,11	0,19
Média aritmética	0,14	0,94	0,11	0,50	0,13	0,81
Desvio padrão	0,19	5,65	0,06	1,86	0,17	4,86
Coeficiente de variação	1,36	6,03	0,50	3,68	1,24	6,00

Tabela 7 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp nos períodos chuvoso e seco.

	Período chuvoso		Período seco	
	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)
Frequência de positivos	17% (17/101)	47% (48/101)	9% (9/101)	39% (40/101)
Concentração (mín - máx)	<0,1 - 1,7	<0,1 - 14,1	<0,1 - 0,7	<0,1 - 66,1
Média geométrica	0,12	0,19	0,11	0,19
Média aritmética	0,15	0,48	0,11	1,14
Desvio padrão	0,23	1,48	0,07	6,71
Coefficiente de variação	1,45	3,10	0,60	5,87

As Tabelas 8 e 9 apresentam resultados da frequência de ocorrência e das concentrações (valores máximos e mínimos, média geométrica e aritmética), desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L nos períodos de chuvoso, seco e ano todo distribuídos nos agrupamentos 1 e 2.

Tabela 8 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp nos períodos de chuvoso, seco e ano todo nos agrupamentos 1 e 2.

<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)	Agrupamento 1			Agrupamento 2		
	Período seco	Período chuvoso	Ano todo	Período seco	Período chuvoso	Ano todo
Frequência de positivos	0% (0/47)	4% (2/48)	2% (2/95)	17% (9/54)	28% (15/53)	22% (24/107)
Concentração (mín - máx)	<0,1 - <0,1	<0,1 - 0,2	<0,1 - 0,2	<0,1 - 0,7	<0,1 - 1,7	<0,1 - 1,7
Média geométrica	0,10	0,10	0,10	0,11	0,14	0,12
Média aritmética	0,10	0,10	0,10	0,12	0,20	0,16
Desvio padrão	0,00	0,01	0,01	0,09	0,30	0,23
Coefficiente de variação	0,00	0,10	0,10	0,73	1,50	1,39

Tabela 9 – Frequência de amostras positivas, concentrações mínima e máxima, médias geométrica e aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação para cistos/L de *Giardia* sp nos períodos de chuvoso, seco e ano todo nos agrupamentos 1 e 2.

<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	Agrupamento 1			Agrupamento 2		
	Período seco	Período chuvoso	Ano todo	Período seco	Período chuvoso	Ano todo
Frequência de positivos	30% (23/77)	37% (29/78)	33% (52/155)	71% (17/24)	79% (19/24)	76% (36/47)
Concentração (mín - máx)	<0,1 - 66,1	<0,1 - 2,3	<0,1 - 66,1	<0,1 - 14,4	<0,1 - 14,1	<0,1 - 14,4
Média geométrica	0,16	0,15	0,15	0,33	0,44	0,38
Média aritmética	1,18	0,22	0,69	1,04	1,36	1,20
Desvio padrão	7,53	0,32	5,32	2,88	2,94	2,88
Coefficiente de variação	6,41	1,44	7,66	2,77	2,16	2,41

5.2. DISTRIBUIÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP

Os resultados dos ajustes das concentrações de (oo)cistos/L estão na Tabela 10. As concentrações de cada organismo foram ajustadas considerando-se os dois agrupamentos de praia e cada agrupamento foi dividido em período seco, chuvoso e ano todo. As Figuras 10 a 13 apresentam os gráficos com os ajustes das distribuições empíricas e teóricas acumuladas para as concentrações de (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp.

Tabela 10 - Distribuições e parâmetros para (oo)cistos/L de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp.

Microorganismo	Agrupamento	Período	Distribuições	Parâmetros	
<i>Cryptosporidium</i> sp	1	chuvoso	Lognormal	media=0,032	desv pad=0,035
	1	seco	Uniforme	mínimo=0	máximo=0,1
	2	chuvoso	Weibull	shape=0,443	scale=0,057
	2	seco	Lognormal	media=0,066	desv pad=0,143
	1	seco + chuvoso	Lognormal	media=0,022	desv pad=0,028
	2	seco + chuvoso	Lognormal	media=0,112	desv pad=0,432
<i>Giardia</i> sp	1	chuvoso	Weibull	shape=0,540	scale=0,099
	1	seco	Lognormal	media=0,869	desv pad=35,541
	2	chuvoso	Lognormal	media=1,385	des pad=5,495
	2	seco	Lognormal	media=0,962	des pad=3,681
	1	seco + chuvoso	Lognormal	media=0,353	desv pad=3,280
	2	seco + chuvoso	Lognormal	media=1,170	desv pad=4,626

Figura 10 – Distribuições acumuladas das concentrações de oocistos/L de *Cryptosporidium* sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os períodos seco e chuvoso.

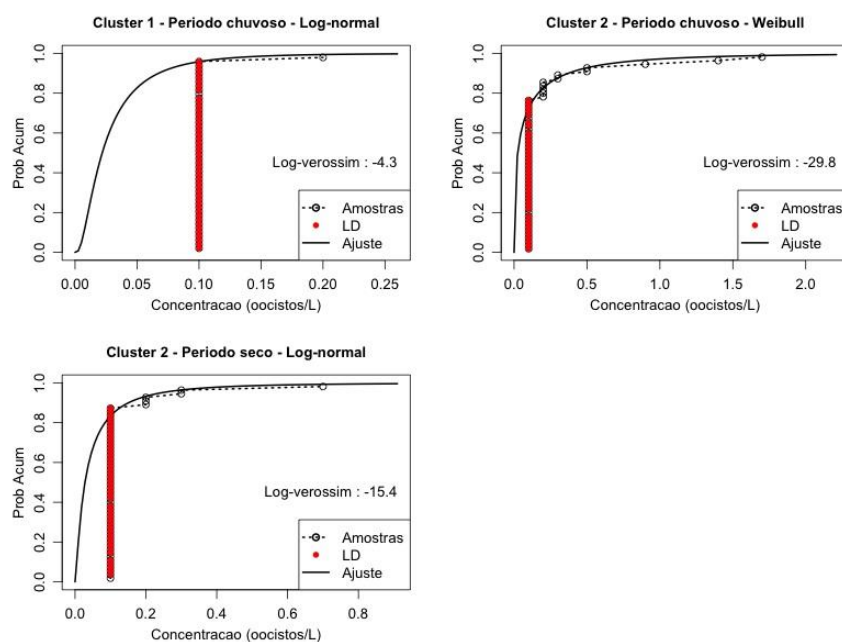


Figura 11 – Distribuições acumuladas das concentrações de oocistos/L de *Cryptosporidium* sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os resultados do ano todo.

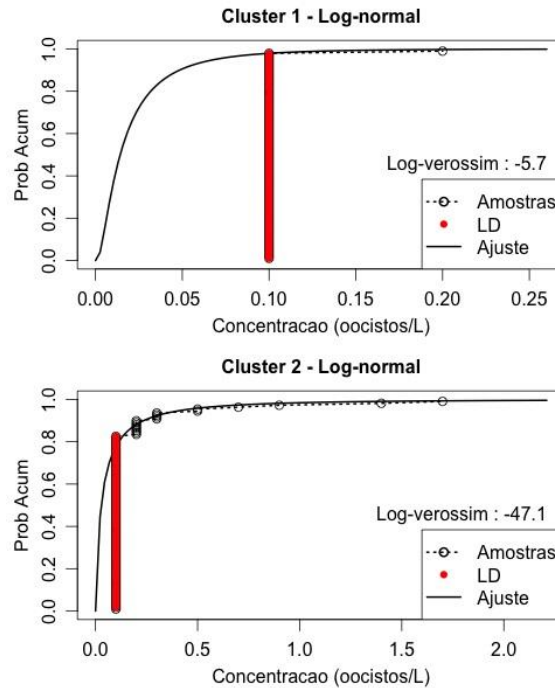


Figura 12 – Distribuições acumuladas das concentrações de cistos/L de *Giardia* sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os períodos seco e chuvoso.

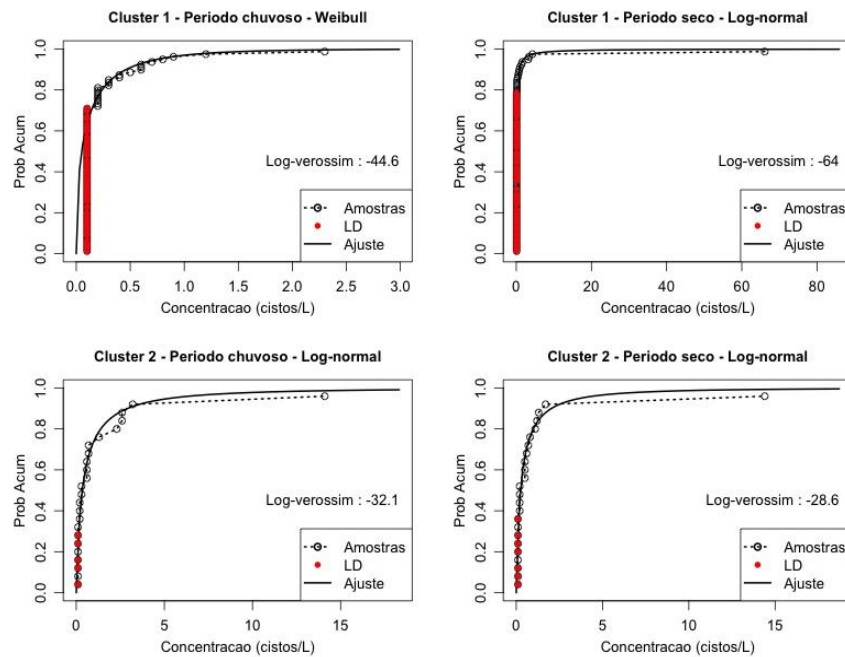
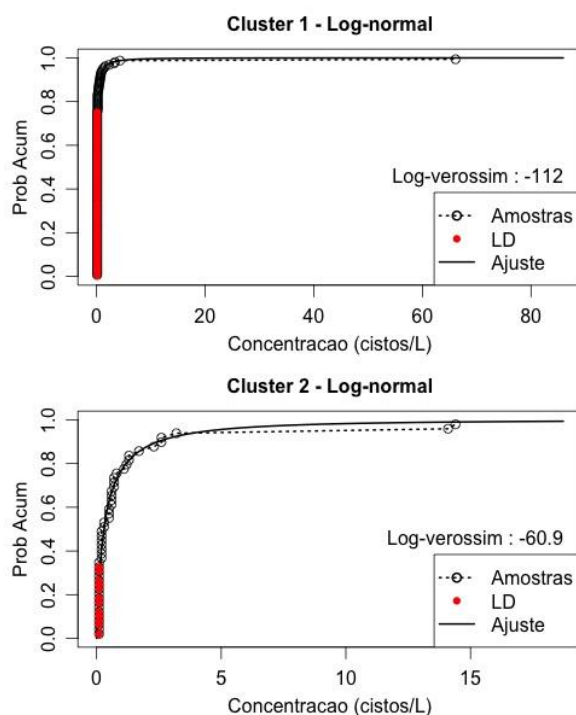


Figura 13 - Distribuições acumuladas das concentrações de cistos/L de *Giardia* sp para os agrupamentos 1 e 2 de acordo com os resultados do ano todo.



5.3. PROBABILIDADE ANUAL DE INFECÇÃO POR *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP PELA INGESTÃO DE ÁGUA DURANTE ATIVIDADES DE RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO

As distribuições das probabilidades anuais de infecção por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp pela ingestão de água durante atividades de recreação de contato primário foram estimadas utilizando-se a abordagem da AQRM segundo modelo conceitual de exposição já detalhado na seção de metodologia. Os resultados das estimativas de risco anual de infecção e das análises de sensibilidade serão apresentados para os dois agrupamentos, considerando-se os períodos seco, chuvoso e os dados do ano todo, para adultos, crianças e esportistas. Os respectivos gráficos estão nos Apêndices 7 a 18. As Tabelas 11 a 14 apresentam o limite inferior de confiança (LIC 5%), limite superior de confiança (LSC 95%), média e mediana.

As Tabelas 11 e 12 apresentam os resultados da estimativa de risco anual de infecção por *Cryptosporidium* para adultos, crianças e esportistas nas três condições avaliadas – seca, chuva, ao longo do ano. A probabilidade anual de infecção para *Cryptosporidium* sp no agrupamento 1 variou de $5,0 \times 10^{-6}$ para adultos, considerando os dados do ano todo a $2,7 \times 10^{-2}$ para esportistas, no período seco. Já no agrupamento 2 os riscos estiveram entre $5,0 \times 10^{-8}$ para adultos, no período chuvoso e $1,6 \times 10^{-1}$ para esportistas, no período chuvoso.

A estimativa anual de risco de infecção foi mais elevada para os esportistas nos três períodos avaliados, para as praias dos agrupamentos 1 e 2. De maneira geral, os riscos foram maiores no agrupamento 2 para os três grupos expostos e nos três períodos.

A análise de sensibilidade mostra que para as praias de ambos os agrupamentos e nos três períodos a variável que mais contribuiu para os valores de risco foi a concentração de oocistos/L (Figuras 14 e 15). Para *Cryptosporidium* sp a influência da concentração de oocistos/L variou de 46,8% (período seco – adultos) a 91,7% (período chuvoso – esportistas), no agrupamento 1. Já no agrupamento 2, a influência da concentração de oocistos/L esteve entre 69,9% (período seco – adultos) e 95,8% (período chuvoso – esportistas). A segunda variável que impactou os riscos foi a taxa de ingestão na quase totalidade das análises.

Tabela 11 – Probabilidade anual de infecção por *Cryptosporidium* – agrupamento 1.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	7,76E-06	1,55E-03	3,40E-04	1,96E-04	9,11E-06	1,14E-03	2,18E-04	1,04E-04	5,02E-06	8,31E-04	1,56E-04	6,85E-05
crianças	3,30E-05	5,47E-03	1,31E-03	8,14E-04	3,88E-05	4,40E-03	8,55E-04	4,22E-04	2,40E-05	3,23E-03	5,97E-04	2,77E-04
esportistas	2,84E-04	2,67E-02	7,94E-03	6,05E-03	3,77E-04	2,28E-02	5,14E-03	3,00E-03	2,12E-04	1,76E-02	3,64E-03	1,98E-03

Tabela 12 – Probabilidade anual de infecção por *Cryptosporidium* – agrupamento 2.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	5,67E-06	2,58E-03	4,30E-04	1,25E-04	5,03E-08	7,42E-03	9,44E-04	1,13E-04	3,16E-06	4,96E-03	7,10E-04	1,25E-04
crianças	2,34E-05	1,08E-02	1,70E-03	5,08E-04	1,99E-07	2,95E-02	3,67E-03	4,56E-04	1,37E-05	1,96E-02	2,80E-03	5,24E-04
esportistas	2,07E-04	5,75E-02	1,00E-02	3,69E-03	1,66E-06	1,60E-01	2,07E-02	3,42E-03	1,15E-04	1,14E-01	1,57E-02	3,77E-03

Figura 14 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – *Cryptosporidium* sp – agrupamento 1 – períodos seco, chuvoso e ano todo.

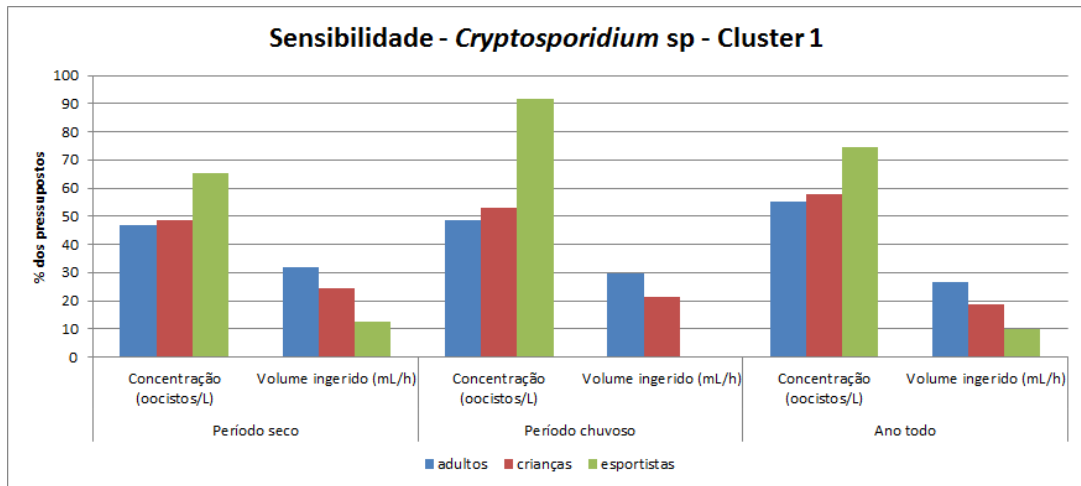
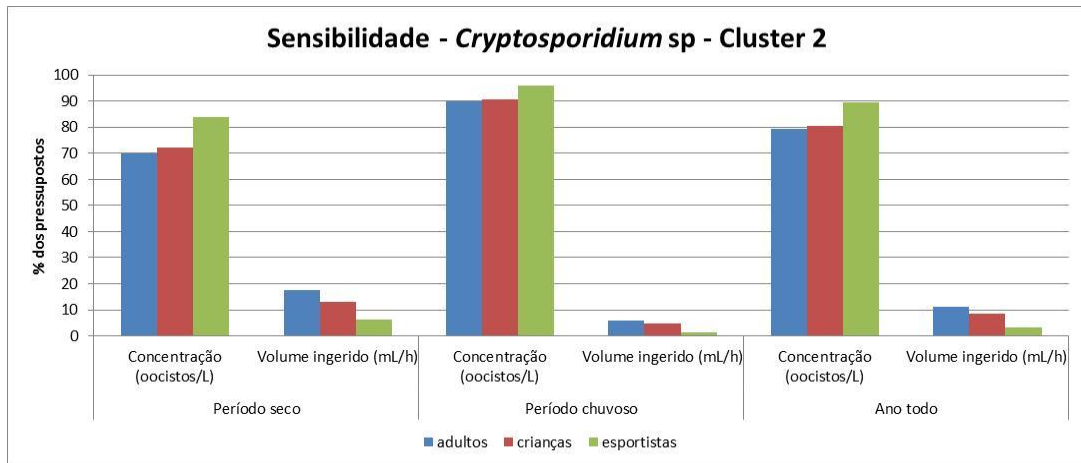


Figura 15 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – *Cryptosporidium* sp – agrupamento 2 – períodos seco, chuvoso e ano todo.



As Tabelas 13 e 14 apresentam os resultados da estimativa de risco anual de infecção por *Giardia* para adultos, crianças e esportistas nas três condições avaliadas – seca, chuva, ao longo do ano. A probabilidade anual de infecção para *Giardia* sp no agrupamento 1 variou de $1,6 \times 10^{-6}$ para adultos, no período seco a $9,6 \times 10^{-1}$ para esportistas, no período seco. Já no agrupamento 2 os riscos estiveram entre $1,3 \times 10^{-4}$ para adultos, no período seco e 1,0 para esportistas, no período seco.

A estimativa anual de risco de infecção foi mais elevada para os esportistas nos três períodos avaliados, para as praias dos agrupamentos 1 e 2. De maneira geral, os riscos foram maiores no agrupamento 2 para os três grupos expostos e nos três períodos.

A análise de sensibilidade mostra que para as praias de ambos os agrupamentos e nos três períodos a variável que mais contribuiu para os valores de risco foi a concentração de cistos/L (Figuras 16 e 17). Para *Giardia* sp, no agrupamento 1, a influência da concentração de cistos/L variou de 86,3% (período chuvoso – adultos) a 95,9% (período seco – esportistas). Já no agrupamento 2, a influência da concentração de cistos/L esteve entre 79,6% (período chuvoso – adultos) e 90,8% (período chuvoso – esportistas). A segunda variável que impactou os valores de risco foi a taxa de ingestão.

Tabela 13 – Probabilidade anual de infecção por *Giardia* – agrupamento 1.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	1,62E-06	1,18E-01	1,39E-02	4,50E-04	2,22E-06	3,79E-02	5,09E-03	1,04E-03	8,86E-06	6,57E-02	8,63E-03	7,70E-04
crianças	6,83E-06	3,86E-01	3,59E-02	1,89E-03	8,47E-06	1,32E-01	1,90E-02	4,08E-03	3,85E-05	2,42E-01	2,74E-02	3,16E-03
esportistas	5,75E-05	9,58E-01	1,13E-01	1,32E-02	7,60E-05	5,74E-01	9,36E-02	3,11E-02	2,99E-04	8,47E-01	1,06E-01	2,25E-02

Tabela 14 – Probabilidade anual de infecção por *Giardia* – agrupamento 2.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	1,30E-04	1,71E-01	2,34E-02	5,21E-03	1,77E-04	2,31E-01	3,05E-02	6,79E-03	1,43E-04	2,00E-01	2,68E-02	5,89E-03
crianças	5,72E-04	5,48E-01	7,36E-02	2,11E-02	7,54E-04	6,49E-01	9,19E-02	2,75E-02	6,44E-04	6,01E-01	8,35E-02	2,41E-02
esportistas	3,09E-03	1,00E+00	2,62E-01	1,43E-01	6,53E-03	9,97E-01	3,04E-01	1,80E-01	5,28E-03	9,96E-01	2,86E-01	1,60E-01

Figura 16 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – *Giardia* sp – agrupamento 1 – períodos seco, chuvoso e ano todo.

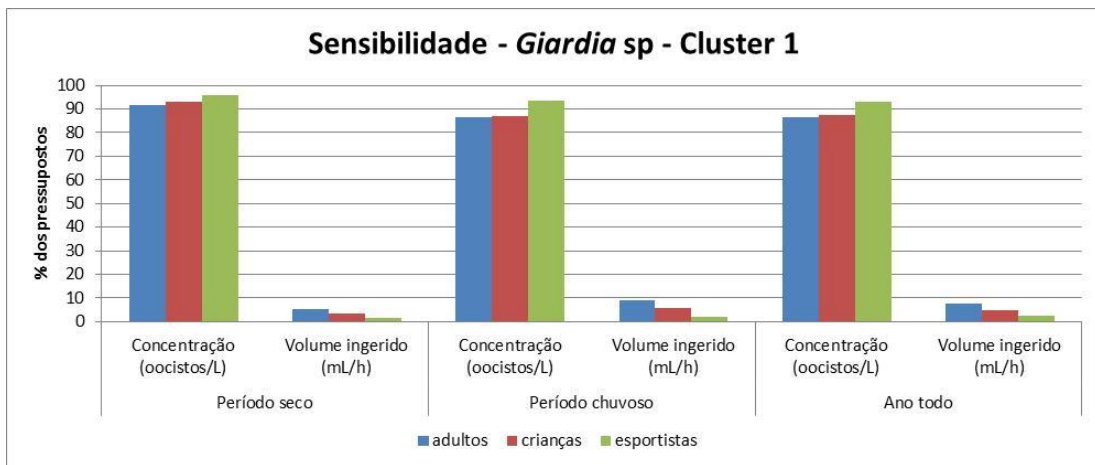
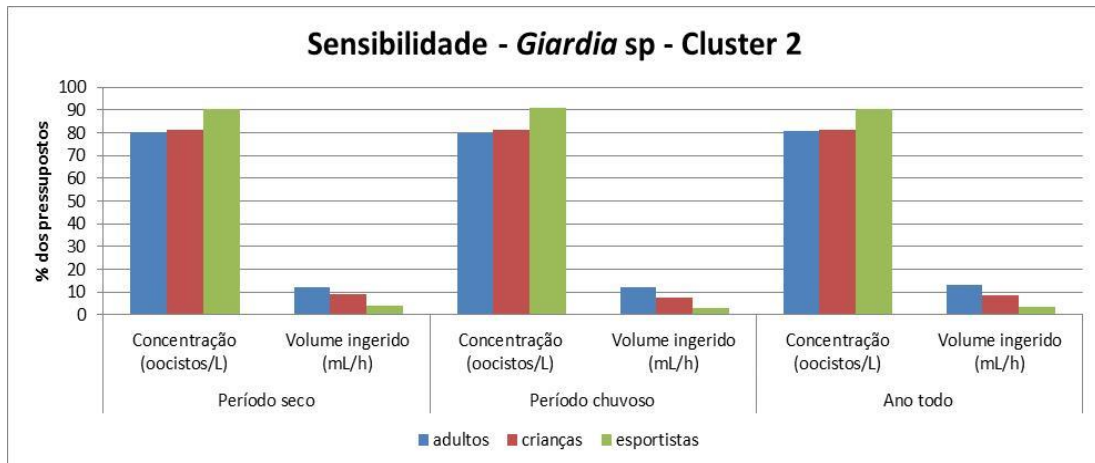


Figura 17 – Porcentagem de influência das variáveis no modelo – *Giardia* sp – agrupamento 2 – períodos seco, chuvoso e ano todo.



5.4. PROBABILIDADE ANUAL DE DOENÇA POR *CRYPTOSPORIDIUM* SP E *GIARDIA* SP

A partir das probabilidades anuais de infecção por *Cryptosporidium* e *Giardia* no cenário das águas recreacionais calculou-se as probabilidades anuais de doença. Os riscos de doença observados para os dois patógenos são dependentes do risco de infecção e da taxa de morbidade. As Tabelas 15 a 18 apresentam o limite inferior de confiança (LIC 5%), limite superior de confiança (LSC 95%), média e mediana.

As Tabelas 15 e 16 apresentam os resultados da estimativa de risco anual de doença por *Cryptosporidium* para adultos, crianças e esportistas nas três condições avaliadas. E as Tabelas 17 e 18 apresentam os mesmos resultados para *Giardia*.

Tabela 15 – Probabilidade anual de doença por *Cryptosporidium* – agrupamento 1.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	3,03E-06	6,05E-04	1,33E-04	7,64E-05	3,55E-06	4,45E-04	8,50E-05	4,06E-05	1,96E-06	3,24E-04	6,08E-05	2,67E-05
crianças	1,29E-05	2,13E-03	5,11E-04	3,17E-04	1,51E-05	1,72E-03	3,33E-04	1,65E-04	9,36E-06	1,26E-03	2,33E-04	1,08E-04
esportistas	1,11E-04	1,04E-02	3,10E-03	2,36E-03	1,47E-04	8,89E-03	2,00E-03	1,17E-03	8,27E-05	6,86E-03	1,42E-03	7,72E-04

Tabela 16 – Probabilidade anual de doença por *Cryptosporidium* – agrupamento 2.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	2,21E-06	1,01E-03	1,68E-04	4,88E-05	1,96E-08	2,89E-03	3,68E-04	4,41E-05	1,23E-06	1,93E-03	2,77E-04	4,88E-05
crianças	9,13E-06	4,21E-03	6,63E-04	1,98E-04	7,76E-08	1,15E-02	1,43E-03	1,78E-04	5,34E-06	7,64E-03	1,09E-03	2,04E-04
esportistas	8,07E-05	2,24E-02	3,90E-03	1,44E-03	6,47E-07	6,24E-02	8,07E-03	1,33E-03	4,49E-05	4,45E-02	6,12E-03	1,47E-03

Tabela 17 – Probabilidade anual de doença por *Giardia* – agrupamento 1.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	8,10E-07	5,90E-02	6,95E-03	2,25E-04	1,11E-06	1,90E-02	2,55E-03	6,24E-04	4,43E-06	3,29E-02	4,32E-03	3,85E-04
crianças	3,42E-06	1,93E-01	1,80E-02	9,45E-04	4,24E-06	6,60E-02	9,50E-03	2,04E-03	1,93E-05	1,21E-01	1,37E-02	1,58E-03
esportistas	2,88E-05	4,79E-01	5,65E-02	6,60E-03	3,80E-05	2,87E-01	4,68E-02	1,56E-02	1,50E-04	4,24E-01	5,30E-02	1,13E-02

Tabela 18 – Probabilidade anual de doença por *Giardia* – agrupamento 2.

	Período seco				Período chuvoso				Ano todo			
	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana	LIC	LSC	Média	Mediana
adultos	6,50E-05	8,55E-02	1,17E-02	2,61E-03	8,85E-05	1,16E-01	1,53E-02	3,40E-03	7,15E-05	1,00E-01	1,34E-02	2,95E-03
crianças	2,86E-04	2,74E-01	3,68E-02	1,06E-02	3,77E-04	3,25E-01	4,60E-02	1,38E-02	3,22E-04	3,01E-01	4,18E-02	1,21E-02
esportistas	1,55E-03	5,00E-01	1,31E-01	7,15E-02	3,27E-03	4,99E-01	1,52E-01	9,00E-02	2,64E-03	4,98E-01	1,43E-01	8,00E-02

6. DISCUSSÃO

Para o cálculo da estimativa de risco anual de infecção por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp foram utilizados dados da concentração desses protozoários patogênicos obtidos de 12 praias que fazem parte do Programa de Balneabilidade da CETESB, as quais foram selecionadas para o “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista”. Essa seleção foi feita com base na frequência de banhistas e na qualificação anual dessas praias, que se alterou entre Boa, Regular, Ruim e Péssima.

No Brasil ainda não foram estabelecidos valores toleráveis de risco para casos de gastroenterite associada a atividades recreacionais. Portanto, como efeito de comparação, os resultados obtidos nesse trabalho foram comparados com o risco tolerável citado no “Recreational water quality criteria” (RWQC) de 36/1000 (3,6%) casos de doenças gastrointestinais em banhistas (U.S. EPA, 2012c), baseado no estudo intitulado “National epidemiological and environmental assessment of recreational water” (NEEAR), que realizou uma série de investigações epidemiológicas em nove praias americanas. Outro ponto de referência para comparação é o estudo realizado por LAMPARELLI et al. (2015) que observou taxa de NGI de 131/1000 (13%) para crianças (<10 anos), de 51,5/1000 (5%) para jovens e adultos (>11 anos) e de 84,6/1000 (8,5%) para a população geral. Para essa comparação assumiu-se que 39% e 50% dos infectados por *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, respectivamente, ficariam doentes (HAAS et al., 2014). Para tanto se multiplicou a probabilidade de infecção anual pelas taxas de morbidade. Será adotada aqui a análise das probabilidades anuais de infecção e doença considerando o cenário mais crítico (LSC 95%) e a mediana.

Considerando *Cryptosporidium*, as maiores probabilidades anuais de infecção (LSC 95%) foram constatadas no agrupamento 2, onde a

frequência de resultados positivos foi mais elevada. No agrupamento 1 os maiores valores de risco de infecção foram detectados no período seco para adultos (0,16%), crianças (0,55%) e esportistas (2,67%). No agrupamento 2 os maiores riscos foram observados no período chuvoso para os três grupos expostos e foram de 0,74%, 2,95% e 16%, respectivamente. Vale destacar aqui que os riscos observados para esportistas foram maiores do que nos outros dois grupos expostos. Quando se considera a mediana, os riscos de infecção no agrupamento 1 foram maiores no período seco para adultos (0,02%), crianças (0,08%) e para esportistas (0,6%). No agrupamento 2 as medianas dos riscos ficaram em torno de 0,01% para adultos e 0,05% para crianças nos três períodos analisados. Para esportistas a maior mediana foi de 0,4% considerando os dados do ano todo (Tabelas 11 e 12). A alta frequência de amostras com concentrações menores do que o limite de detecção do método analítico para *Cryptosporidium* pode ter impactado a probabilidade de risco anual de infecção.

Para o protozoário *Giardia*, os riscos máximos de infecção observados no agrupamento 1 ocorreram no período seco para adultos, crianças e esportistas (12%, 38% e 96%, respectivamente). No agrupamento 2 os riscos máximos foram maiores no período chuvoso para adultos e crianças e no período seco para esportistas (23%, 65% e 100%, respectivamente). Os riscos para esportistas foram maiores do que para crianças e adultos nos três períodos e em ambos os agrupamentos. As maiores medianas dos riscos de infecção ocorreram no período chuvoso em ambos os agrupamentos e foram: 0,1% para adultos, 0,4% para crianças e 3,1% para esportistas no agrupamento 1. Já no agrupamento 2 foram de 0,7%, 2,7% e 18% para adultos, crianças e esportistas, respectivamente (Tabelas 13 e 14).

Convertendo-se os riscos de infecção em riscos de doença, para *Cryptosporidium*, no agrupamento 1, as probabilidades de doença encontradas, considerando o limite superior de 95%, não superaram o risco

tolerável da U.S. EPA (2012c). Já nas praias do agrupamento 2, a probabilidade de doença para o grupo dos esportistas superou o risco tolerável no período chuvoso (6,24%) e considerando os dados do ano todo (4,45%). Vale destacar que o valor máximo de risco de doença para crianças no período chuvoso foi de 1,15%. Como o valor de taxa de morbidade considerado neste estudo é para a população em geral, deve-se pensar que crianças, especialmente menores de 2 anos, são mais suscetíveis. Assim, esse valor de risco de doença deve ser visto como um alerta dos efeitos à saúde dessa população específica. Interessante notar que nenhum dos valores obtidos de probabilidade de doença superou os valores de incidência acumulada encontrados por LAMPARELLI et al. (2015). Os valores observados nas medianas dos riscos de doença, tanto para o agrupamento 1 quanto para o 2, são inferiores ao risco tolerável da U.S.EPA (2012c) e aos valores encontrados por LAMPARELLI et al. (2015) (Tabelas 15 e 16).

Quando se converte os riscos de infecção em riscos de doença para *Giardia*, considerando o limite superior de 95%, o cenário é diferente. Nas praias que compõem o agrupamento 1, a probabilidade de doença supera o risco tolerável pela U.S.EPA para adultos no período seco (5,9%), para crianças nos períodos seco (19%), chuvoso (6,6%) e considerando os dados do ano todo (12%), assim como para esportistas (48%, 29% e 42%, respectivamente). No agrupamento 2 os riscos de doença superam o risco tolerável pela U.S. EPA (2012c) para adultos, crianças e esportistas nos três períodos. Comparando os riscos de doença encontrados para *Giardia* com as taxas obtidas no trabalho de LAMPARELLI et al. (2015), superam os 13% e 5%, respectivamente, os riscos verificados para crianças e adultos no agrupamento 1, período seco e no agrupamento 2 nos três períodos. Os riscos de doença para esportistas foram comparados com a taxa de NGI de 8,5% observada para a população geral. Assim, esses riscos encontrados para esportistas superaram essa taxa em ambos os agrupamentos e nos três períodos. Considerando as medianas, no agrupamento 2 os riscos de doença para esportistas foram 7,15% no período seco, 9% no período

chuvoso e 8% considerando os dados do ano todo. Os três valores superaram o risco tolerável pela U.S.EPA (2012c) e no período chuvoso e ano todo superaram os valores encontrados por LAMPARELLI et al. (2015) para a população geral. No agrupamento 1 os riscos de doença foram inferiores aos valores de comparação (Tabelas 17 e 18).

Importante destacar que se compararam os riscos de doença por *Giardia* e *Cryptosporidium* com o critério para águas recreacionais de 3,6% da U.S.EPA que considera doenças gastrointestinais em geral. Isso mostra que a magnitude dos riscos observados no presente estudo é elevada, pois aqui só são consideradas a giardíase e criptosporidiose.

Em resumo, comparando-se os riscos máximos, as médias e as medianas, as probabilidades anuais de infecção e doença foram maiores para *Giardia* do que para *Cryptosporidium*.

Quanto a população exposta, para os dois parasitas, nos agrupamentos 1 e 2 e nos três períodos, as probabilidades anuais de infecção e de doença foram maiores para esportistas seguido das crianças, sendo os menores riscos observados no grupo dos adultos.

A discussão das incertezas é uma parte importante da caracterização dos riscos. Neste trabalho são esperadas incertezas como falhas na metodologia analítica que implicam na concentração do patógeno e nas variáveis volume ingerido, duração e frequência da exposição. Assim, a análise de sensibilidade foi realizada para investigar como as variáveis de entrada podem afetar quantitativamente as variáveis de saída. Estas análises indicaram que a concentração de (oo)cistos foi o fator que mais impactou no modelo de risco de infecção. Portanto, vale abordar como as concentrações destes patógenos se comportaram durante o período de estudo, assim como uma comparação destas com dados disponíveis na literatura.

Considerando-se as duas fases do estudo, as concentrações de *Cryptosporidium* sp estiveram entre <0,1 (LD) a 1,7 oocistos/L, sendo observadas maiores frequências de amostras positivas na praia de Gonzaguinha (São Vicente) e Itaguá (Ubatuba) na 1ª fase e em Itaguá (Ubatuba) e Prainha (Caraguatatuba) na 2ª fase. Para *Giardia* sp as concentrações variaram de <0,1 (LD) a 66,1 cistos/L, sendo detectadas maiores frequências de amostras positivas em Gonzaguinha e Itaguá em ambas as fases (Tabelas 4 e 5). SUNDERLAND et al. (2007) relataram que em estudo realizado em praias de Maryland (EUA) foram detectadas concentrações que variaram de 2 a 42 oocistos/L, com média de 13,7 oocistos/L. Cistos de *Giardia* sp estiveram entre 0 e 33/L, com média de 9,1/L. BETANCOURT et al. (2014), observaram em praias da Venezuela, máximo de 2 oocistos/L e de 17 cistos/L, com 14% e 35% de amostras positivas, respectivamente. SOLLER et al. (2016) não detectaram oocistos e cistos em amostras de água das praias de Boquerón Beach em Porto Rico.

As concentrações e frequências de cistos/L de *Giardia* sp foram maiores do que de oocistos/L de *Cryptosporidium* sp. Assim, com base nas duas fases do estudo, 87% das amostras apresentaram concentrações de oocistos/L menores do que o LD e de cistos/L foram 56% das amostras. Outros autores brasileiros também relatam maior porcentagem de amostras positivas para *Giardia* sp do que para *Cryptosporidium* sp em águas superficiais, águas brutas e efluentes domésticos, como CANTUSIO NETO & FRANCO (2004) e RAZZOLINI et al. (2010). A alta concentração e frequência de detecção de *Giardia* sp sobre *Cryptosporidium* sp tem sido observada em águas superficiais contaminadas com esgotos domésticos na Venezuela (BETANCOURT & MENA, 2012 apud BETANCOURT et al., 2014). De acordo com SATO et al. (2013), concentrações de *Cryptosporidium* sp, mesmo que baixas como 0,1 a 1,0 oocistos/L e em poucas amostras devem ser consideradas relevantes, devido a alta virulência, infectividade e resistência aos fatores ambientais.

Embora o método utilizado na quantificação de (oo)cistos não determine a viabilidade ou identifique os genótipos A e B de *Giardia intestinalis* que são patogênicas ao homem e tampouco as espécies de *Cryptosporidium parvum* e *Cryptosporidium hominis*, assumiu-se que todos os (oo)cistos recuperados eram viáveis, infecciosos e capazes de causar doença nos expostos. SCHETS et al. (2008) argumentam que os riscos podem ser superestimados quando se considera que todas as espécies detectadas são patogênicas para humanos e também quando se assume que todos os (oo)cistos são viáveis, porém isso pode compensar a porcentagem do nível de recuperação dos parasitas pelo método analítico (HEALTH CANADA, 2012; HASS et al., 1999).

Outro aspecto importante é que as coletas de amostras de água foram realizadas aos domingos. GRACZYC et al. (2007) e SUNDERLAND et al. (2007) coletaram amostras de água de praia durante a semana e em fins de semana. Ambos verificaram mais amostras positivas para patógenos aos fins de semana. No estudo epidemiológico realizado por LAMPARELLI et al. (2015) as amostras de água do mar também foram coletadas em fins de semana. Esse fato pode superestimar os riscos neste trabalho, já que a frequência de exposição considera dias de semana e fins de semana.

Conforme EREGNO et al. (2016), transbordamento de esgotos e aumento da lavagem superficial do solo durante eventos de fortes chuvas podem transportar microrganismos patogênicos para as praias e sua influência na qualidade das águas é um sério problema em algumas áreas. HEALTH CANADA (2012) diz que eventos sazonais, como tempestades, devem ser incluídos nas estimativas de risco. Dessa forma, o conjunto de dados utilizados para o desenvolvimento deste trabalho foi dividido de acordo com os períodos de chuva e estiagem no Litoral Paulista a fim de verificar a influência das chuvas nas concentrações dos patógenos e na estimativa de risco de infecção.

Para *Cryptosporidium* sp no período chuvoso foi observada maior ocorrência de amostras positivas (17% x 9%), com diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p=0,083$). As médias geométricas e aritméticas das concentrações também foram maiores no período chuvoso. Não foi observada diferença significativa entre os períodos chuvoso e seco para *Giardia* sp ($p=0,31$). As porcentagens de amostras positivas foram 47% e 39%, respectivamente. As médias geométricas foram iguais em ambos os períodos e a média aritmética foi maior no período seco, fato que se explica pela concentração de 66,1 cistos/L na Prainha (Tabelas 1 e 7).

A análise de agrupamento dividiu o conjunto de praias em dois grupos de acordo com a porcentagem de amostras positivas, tanto para *Cryptosporidium* sp quanto para *Giardia* sp. No agrupamento 2, para os dois protozoários, encontram-se as praias que apresentaram mais amostras positivas. Vale ressaltar que o agrupamento 1 de *Cryptosporidium* sp no período seco não teve amostras com concentração acima do LD. Assim, para este agrupamento assumiu-se distribuição uniforme dos resultados com valor mínimo igual a zero e máximo de 0,1 oocistos/L. Estas hipóteses podem ter superestimado os riscos neste agrupamento. Contudo, o agrupamento 1 de *Cryptosporidium* é semelhante nos três períodos.

Destaca-se que as médias e medianas para *Cryptosporidium* sp no agrupamento 1 foram maiores no período seco; no agrupamento 2 as médias foram maiores no período chuvoso e as medianas foram semelhantes nos três períodos. Para *Giardia* sp, no agrupamento 1, as médias foram maiores no período seco e as medianas no período chuvoso, e no agrupamento 2 as médias e medianas foram maiores no período chuvoso.

Observando-se os riscos máximos, as médias e as medianas da probabilidade anual de infecção para *Cryptosporidium* e *Giardia*, as estimativas foram maiores no agrupamento 2 para os períodos seco,

chuvoso e considerando os resultados do ano todo. Exceção feita apenas para as medianas de *Cryptosporidium* que foram maiores no agrupamento 1 no período seco, porém apresentaram a mesma ordem de grandeza e valores muito próximos ao período chuvoso e considerando os resultados do ano todo.

O cenário de exposição é a base da caracterização dos riscos. Vale aqui discutir aspectos importantes que certamente agregaram incertezas na caracterização dos mesmos por geralmente ser constituído por dados escassos na literatura, principalmente no cenário da recreação de contato primário desenvolvida no mar.

MARION et al. (2010) observaram que homens e mulheres apresentam comportamentos similares durante a recreação. Assim, a população exposta às águas recreacionais marinhas foi dividida em três grupos: crianças, adultos e esportistas, sem distinção de sexo. Estudos apontam diferença de comportamento e hábitos entre os três grupos citados, e estes influenciam no volume ingerido durante as atividades de recreação, assim como na duração e frequência da exposição. DUFOUR et al. (2006), EVANS et al. (2006), SCHETS et al. (2011), U.S. EPA (2011) e BETANCOURT et al. (2014) diferenciaram o volume ingerido para crianças e adultos e STONE et al. (2008), TSENG & JIANG (2012) e HARDER-LAURIDSEN et al. (2013) concordam que surfistas, nadadores competitivos e triatletas ingerem volume considerável durante a prática esportiva. TSENG & JIANG (2012) relatam que os surfistas são um grupo particularmente interessante porque frequentam as praias durante as estações de seca e chuva. A preferência por grandes ondas incentiva a prática do “surf” após tempestades. Além disso, surfistas ficam na água por longos períodos. Aqui vale destacar que não foram consideradas as populações sensíveis, como idosos, gestantes e imunocomprometidos. Estes três grupos merecem atenção especial porque, segundo HAAS et al. (2014), os riscos de severidade são maiores nesta população quando expostos a patógenos. O limite superior de 95% dos

riscos de infecção e doença pode englobar uma parte considerável desta população. Outro fator relevante é que não houve distinção entre a população fixa e a flutuante no cenário de exposição.

O volume ingerido durante as atividades de recreação para adultos e crianças adotados neste trabalho foram baseados no estudo de DUFOUR et al. (2006) e U.S. EPA (2011). SCHETS et al. (2008), BETANCOURT et al. (2015), EREGNO et al. (2016) e SOLLER (2016) também adotaram os volumes ingeridos obtidos no estudo de DUFOUR et al. (2006). Este autor encontra taxas de ingestão diferentes para adultos e crianças, sendo que as crianças ingerem mais água. Os resultados do estudo de EVANS et al. (2006) concordam com os achados de DUFOUR et al. (2006) e afirmaram que as crianças ingerem aproximadamente duas vezes mais do que os adultos. SCHETS et al. (2011) também afirmaram que as crianças ingerem mais água do que os adultos. Quanto aos esportistas, o volume máximo ingerido adotado neste trabalho foi o citado no estudo de STONE et al. (2008) que teve como foco os surfistas; já o volume mínimo assumido foi o dobro do volume mínimo ingerido pelas crianças. Estes autores afirmam que 100% dos surfistas que participaram do estudo confirmaram ingerir água durante a prática do “surf”. Além disso, o estudo apontou que surfistas ingerem mais água do que nadadores e mergulhadores. TSENG & JIANG (2012) observaram que o risco na prática de “surf” foi elevado quando comparado à natação em algumas praias devido à ingestão de grande volume de água. HARDER-LAURIDSEN et al. (2013) em estudo com triatletas, observaram que a média do número de vezes que os atletas engoliram água foi três, em um range de uma a 200 vezes. Quando DUFOUR et al. (2006) comparam os achados do seu trabalho com os de ALLEN et al. (1983) também observaram que nadadores competitivos ingerem de três a 3,5 vezes mais água do que nadadores jovens recreativos. Destaca-se que no estudo de HARDER-LAURIDSEN et al. (2013) foi verificada associação entre doença e volume ingerido no grupo de triatletas.

Nesse contexto, os usuários das praias, tanto no banho quanto em atividades com fins esportivos, estão expostos a patógenos pela possibilidade de ingestão acidental de água contaminada.

O tempo gasto em uma determinada atividade varia de acordo com os indivíduos e depende da cultura, etnia, “*hobbies*”, localização, sexo, idade, características socioeconômicas e preferências pessoais. No entanto, há poucos dados disponíveis sobre essas diferenças na escolha das atividades. Crianças merecem especial preocupação porque certas atividades e comportamentos específicos da idade as colocam em maior exposição a certos contaminantes (U.S.EPA, 2011). SCHETS et al. (2011) afirmaram que as crianças ficam mais tempo na água do que os adultos e cita que a duração da exposição ao mar fica em torno de 41 a 79 minutos em estudo realizado na Holanda. HARDER-LAURIDSEN et al. (2013) dizem que os triatletas permanecem de 55 a 81 minutos no mar. Neste trabalho a duração da exposição foi assumida para crianças e adultos de acordo com o que se conhece do hábito dos banhistas em São Paulo, sendo que a duração da exposição para os adultos ficou similar à citada por SCHETS et al. (2011). Considerou-se que as crianças permanecem mais tempo no mar quando comparadas aos adultos. Para o grupo dos esportistas considerou-se como duração mínima de exposição o tempo mínimo de uma aula de natação no mar e como máximo o tempo que os surfistas podem permanecer no mar realizando suas atividades.

Dados de frequência de exposição também são escassos. SCHETS et al. (2011) citaram que as pessoas vão à praia de seis a oito vezes no ano. STONE et al. (2008) relataram 77 dias de exposição para surfistas. Vale destacar que 27% dos participantes do estudo desses autores responderam que praticam “surf” de cinco a dez dias no mês e 16% praticam mais de dez dias. Assim, entende-se que em um ano as pessoas frequentam a praia de 60 dias a mais de 120 dias. Essas frequências de exposição podem ser subestimadas para o padrão brasileiro. Assim, neste trabalho assumiu-se

que crianças vão à praia com os adultos, portanto as frequências de exposição desses dois grupos são iguais. Considerou-se seis dias para as pessoas que vão à praia apenas no período de comemoração de fim de ano e carnaval e o máximo de 76 dias para as pessoas que vão à praia todos os feriados e fins de semana. Para o grupo de esportistas considerou-se como frequência mínima 50 dias, ou seja, uma vez por semana de contato com o mar e 150 dias como frequência máxima para esportistas que desenvolvem suas atividades três vezes por semana.

As avaliações da qualidade das águas para fins recreacionais são feitas com base na densidade de indicadores de poluição fecal. Para águas marinhas o indicador mais utilizado são os enterococos. Assim, um aspecto interessante é de se correlacionar os resultados do Programa de Balneabilidade da CETESB com as probabilidades de risco anual de infecção e de doença obtidas a partir do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista”.

O agrupamento 2 de *Giardia* apresentou as maiores probabilidades de risco anual de infecção/doença nos três períodos avaliados, variando de 2,34%/1,17% no grupo dos adultos no período seco a 30,4%/15,2% no grupo de esportistas no período chuvoso (média dos riscos) (Tabelas 14 e 18). Neste agrupamento estão as praias de Itaguá (Ubatuba) e Gonzaguinha (São Vicente), que apresentaram 82% e 70% de amostras positivas para cistos de *Giardia*, respectivamente (Quadro 16). Esse fato concorda com os achados do Programa de Balneabilidade, pois as duas praias nos anos correspondentes ao estudo de patogênicos (2010 a 2012) apresentaram percentil 95 de enterococos que variou de 317 a 2112 UFC/100 mL. A qualificação anual destas praias nesses anos foi Péssima (praias classificadas como impróprias em mais de 50% do tempo), exceto Itaguá que foi classificada como Ruim (praias classificadas como impróprias entre 25% e 50% do tempo) em 2012. A OMS (WHO, 2003) faz uma classificação com base no percentil 95 de enterococos. Nesta abordagem, estas duas

praias seriam classificadas na categoria D (mais de 10% de risco de doença gastrointestinal por exposição), exceção feita a Itaguá que foi classificada na categoria C (5% a 10% de risco de doença gastrointestinal por exposição) em 2012 (Quadro 14). No agrupamento 1 ficaram 10 praias com qualidade variada, que tiveram de 25% a 50% de amostras positivas para cistos de *Giardia* (Quadro 16) e que apresentaram riscos anuais de infecção/doença que variaram de 0,51%/0,25% em adultos no período chuvoso a 11,3%/5,65% para os esportistas no período seco (média dos riscos) (Tabelas 13 e 15). O percentil 95 de enterococos nesse conjunto de praias variou de 64 a 1108 UFC/100 mL no período do estudo. Essas praias apresentaram qualificação anual Regular (impróprias em até 25% do tempo), Ruim e Péssima, à exceção de Pitangueiras (Guarujá) que apresentou qualificação anual Boa (próprias em 100% do tempo) em 2010. Seriam classificadas nas categorias B (1 a 5% de risco de doença gastrointestinal por exposição), C e D da OMS (Quadro 14).

O agrupamento 2 de *Cryptosporidium* apresentou as maiores probabilidades anuais de infecção/doença, variando de 0,04%/0,02% para adultos no período seco a 2,07%/0,81% para esportistas no período chuvoso (média dos riscos) (Tabelas 12 e 16). Neste agrupamento estão as seis praias que apresentaram de 17% a 29% de amostras positivas para oocistos (Quadro 15). Confrontando com o Programa de Balneabilidade, esse grupo de praias apresentou percentil 95 de enterococos que variou de 190 a 2112 UFC/100 mL, com qualificação anual Regular, Ruim e Péssima. De acordo com o critério da OMS, essas praias seriam classificadas nas categorias C e D, exceção feita a Prainha que foi classificada na categoria B em 2012 (Quadro 14). No agrupamento 1 os riscos variaram de 0,02%/0,01% para adultos considerando os dados do ano todo a 0,79%/0,31% para o grupo dos esportistas no período seco (média dos riscos) (Tabelas 11 e 15). Neste agrupamento estão as seis praias que apresentaram de 0% a 8% de amostras positivas para oocistos (Quadro 15). De acordo com o Programa de Balneabilidade, os percentis 95 de enterococos estiveram entre 64 e

1108 UFC/100 mL, com qualificação anual Regular, Ruim e Péssima, excetuando-se Pitangueiras que recebeu qualificação anual Boa em 2010. Quando ao critério da OMS, essas praias seriam classificadas nas categorias B, C e D, com menos classificações no grupo D (Quadro 14).

Aparentemente, a correspondência entre a qualidade das águas das praias baseada no indicador de poluição fecal enterococos expressa pela qualificação anual da CETESB se dá com os resultados de risco de doença para *Giardia*. Fato também verificado quando se compara os mesmos riscos com o critério da OMS. Para *Cryptosporidium* não se observa essa correspondência, provavelmente pelo maior número de amostras positivas para o primeiro parasita. Portanto, *Giardia* seria o parasita mais indicado para estudos periódicos de avaliação da qualidade das águas das praias, como recomenda a Resolução CONAMA nº 274/2000.

Os pontos levantados e discutidos aqui indicam que a concentração de (oo)cistos é o fator de maior impacto na estimativa dos riscos de infecção e doença, demonstrado através das análises de sensibilidade (Figuras 14 a 17). Assim, a redução das concentrações desses organismos nas águas recreacionais poderia diminuir os riscos de infecção e de doença. Estudo realizado por SCHETS et al. (2008) aponta que a probabilidade de infecção aumenta com o aumento das concentrações de patógenos.

HOFSTRA et al. (2013) adota em seu estudo 10% de remoção de oocistos no tratamento primário e 50% no tratamento secundário de esgoto. De acordo com CETESB (2016a), o Litoral Norte coleta 55% do esgoto produzido e trata 43% e a Baixada Santista coleta 73% e trata 15%. O total de atendimento no Litoral de São Paulo é de 70% de coleta e 20% de tratamento, considerando as UGRHs 3, 7 e 11. Vale destacar que os esgotos do litoral sofrem tratamento primário ou disposição no mar através de emissário submarino. Assim, a concentração de (oo)cistos nas águas das praias poderia ser reduzida através da melhora da infraestrutura de

saneamento no Litoral de São Paulo, que levaria a consequente redução dos riscos de infecção e doença.

7. CONCLUSÕES

As estimativas de risco de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium*, obtidas neste estudo, no cenário da recreação de contato primário desenvolvida em praias, permitiram concluir que:

- Os riscos de infecção foram elevados o ano todo, nos três grupos expostos, principalmente para *Giardia*, quando comparados com o nível tolerado pela US.EPA;
- Quanto a população exposta, as probabilidades anuais de infecção pela ingestão de água durante atividades de recreação de contato primário, tanto para *Giardia* sp quanto para *Cryptosporidium* sp, foram maiores no grupo dos esportistas, seguido das crianças, sendo os menores riscos observados no grupo dos adultos;
- No grupo de praias com maior frequência de resultados positivos para (oo)cistos (agrupamento 2), as probabilidades anuais de infecção/doença foram maiores, quando comparadas ao grupo de praias com menor frequência (agrupamento 1), para ambos os parasitas. Essas praias coincidem com aquelas que, em pelo menos um dos dois anos do estudo, permaneceram mais de 25% do tempo impróprias para banho, de acordo com o Programa de Balneabilidade da CETESB;
- Os maiores valores médios de probabilidade de infecção/doença no agrupamento 1 ocorreram no período seco, tanto para *Cryptosporidium* quanto para *Giardia*. Já no agrupamento 2 as maiores médias de probabilidade anual de infecção/doença foram detectadas no período chuvoso. Esse achado reforça a importância da continuidade do alerta emitido para não se banhar nas praias após eventos de chuvas;

- Verificou-se boa correspondência entre os riscos de infecção/doença por *Giardia* sp e a qualificação anual da CETESB, baseada na densidade do indicador enterococos. Nesse caso específico, o Programa de Balneabilidade das Praias cumpre o papel de proteger a saúde humana;
- Os resultados deste trabalho indicam necessidade de melhoria dos sistemas coleta e tratamento de esgotos no Litoral Paulista a fim de reduzir os riscos de infecção/doença na população de banhistas e esportistas, haja vista que a concentração dos patógenos foi a variável de maior influência na estimativa dos riscos de infecção;
- Considerando o crescimento populacional nas regiões litorâneas, incrementado pela população flutuante no período de verão, torna-se evidente a insuficiência dos sistemas de esgotamento sanitário, que resulta em aumento do esgoto levado aos corpos d'água. Esse cenário pode ser agravado pela ocorrência de chuvas. Tais fatores aliados aumentam o risco de doença nas atividades de recreação de contato primário e, portanto geram impacto nos serviços de saúde;
- Os resultados obtidos no presente estudo são úteis para subsidiar ou contribuir na tomada decisões no gerenciamento de praias e incentivar medidas de controle com o objetivo de promover e proteger a saúde humana.

8. RECOMENDAÇÕES

Devido a algumas lacunas na literatura, verificou-se a importância de estudos adicionais que refinariam os resultados da AQRM, diminuindo a possibilidade de sub ou superestimar dos riscos de infecção e doença, permitindo melhor compreensão dos mesmos. Assim, recomenda-se:

- Avaliações periódicas de organismos patogênicos (vírus, bactérias e protozoários) em águas recreacionais, incluindo-se técnicas que identifiquem o potencial de causar doença em humanos;
- Estudos de incidência e prevalência de criptosporidiose e giardíase na população;
- Estudos de obtenção de dados de exposição tais como volume ingerido, duração e frequência de exposição a águas recreacionais no cenário nacional;
- Revisão da Resolução CONAMA nº 274/2000 incentivando estudos epidemiológicos e avaliação de riscos à saúde humana.

9. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, T.T.C.; PINTO, P.L.S.; QUADROS, C.M.S.; TORRES, D.M.A.G.V.; KANAMURA, H.Y.; CASIMIRO, A.M. Detection of *Cryptosporidium* sp in non diarrheal faeces from children in a day care in the city of Sao Paulo, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, São Paulo, v. 48, n. 1, p. 27 – 32, Jan./Feb. 2006.

AYOADE, J.O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 5 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998.

BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks – An update 2004 – 2010. **Water Research**, Oxford, v. 45, n. 20, p. 6603 – 6614. 2011.

BETANCOURT, W.Q.; DUARTE, D.C.; VÁSQUEZ, R.C.; GURIAN, P.L. *Cryptosporidium* and *Giardia* in tropical waters contaminated with domestic sewage: estimation of bathing-associated disease risks. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 85, n. 1, p. 268 – 273, Aug. 2014.

CAMRA - CENTER FOR ADVANCING MICROBIAL RISK ASSESSMENT. *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis*: Dose Response Models. 2013. Disponível em: http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Cryptosporidium_parvum_and_Cryptosporidium_hominis:_Dose_Response_Models. Acesso em: 02 mar. 2016

CDC – CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Surveillance Summaries. Georgia: CDC, 1993. MMWR, n.19, v.42. Disponível em: <http://www.cdc.gov/mmwr/PDF/ss/ss4205.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2013.

CDC - CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Surveillance for waterborne disease outbreaks and other health events associated with recreational water. CDC, 2011. MMWR, n. 12, v.60. Disponível em: <http://www.cdc.gov/mmwr/PDF/ss/ss6012.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2013.

CDC - CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Parasites – *Cryptosporidium* – Pathogen & Environment. 2015a. Disponível em: <http://www.cdc.gov/parasites/crypto/pathogen.html>. Acesso em: 04 mai. 2016.

CDC - CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Parasites – *Giardia* – Pathogen & Environment. 2015b. Disponível em: <http://www.cdc.gov/parasites/giardia/pathogen.html>. Acesso em: 04 mai. 2016.

CVE – CENTRO DE VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA. Manual de doenças transmitidas por alimentos – *Cryptosporidium parvum*/criptosporidiose. 2002. Disponível em: ftp://ftp.cve.saude.sp.gov.br/doc_tec/hidrica/ifnet_cryptos.pdf. Acesso em: 20 abr. 2016.

CVE – CENTRO DE VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA. Monitorização da doença diarreica aguda (MDDA). Consolidado geral ESP, 2014. Disponível em: http://www.cve.saude.sp.gov.br/htm/hidrica/dta_mdda.htm#2013. Acesso em: 16 abr. 2016.

CVE – CENTRO DE VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA. Informe-net DTA – Informações sobre doenças transmitidas por água e alimentos – Monitorização da doença diarreica aguda (MDDA). 2015. Disponível em: <http://www.cve.saude.sp.gov.br>. Acesso em: 11 ago. 2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO e ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2012.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2013a.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de Diretoria nº 112/2013/E, de 09 de abril de 2013. CETESB, 2013b.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2016a.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo. Parte 1 – águas doces. São Paulo: CETESB, 2016b.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define critérios de balneabilidade em

águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 jan. 2001. Seção 1, 70-71 p.

COLFORD, J.M.; WADE, T.J.; SCHIFF, K.C.; WRIGHT, C.C.; GRIFFITH, J.F.; SANDHU, S.K.; BURNS, S.; SOBSEY, M.; LOVELACE, G.; WEISBERG, S.B. Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint of fecal contamination. **Epidemiology**, Sunnyvale, v. 18, nº 1, p. 27 – 35, Jan. 2007.

DELIGNETTE-MULLER, M.L.; DUTANG, C. Fitdistrplus: an R Package for Fitting Distributions. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 64, n. 4, p. 1 – 34, Feb. 2015. Disponível em: <http://www.jstatsoft.org/v64/i04>. Acesso em: 09 dez. 2015.

DEWAILLY, E.; POIRIER, C.; MEYER, F.M. Health hazard associated with windsurfing on polluted water. **American Journal Public Health**, Newark, v. 76, nº 6, p. 690-691, Jun. 1986.

DOREVITCH, S.; PANTHI, S.; HUANG, Y.; LI, H.; MICHALEK, A.M.; PRATAP, P.; WROBLEWSKI, M.; LIU, L.; SCHEFF, P.A.; LI, A. Water ingestion during water recreation. **Water Research**, Oxford, v. 45, p. 2020-2028, Feb. 2011.

DUFOUR, A.P. Health effects criteria for fresh recreational waters. EPA 600/1-84-004. Agosto, 1984. Disponível em: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/1999_11_03_criteria_healtheffects.pdf. Acesso em: 30 out. 2015.

DUFOUR, A.P.; EVANS, O.; BEHYMER, T.D.; CANTÚ, R. Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. **Journal of Water and Health**, London, v. 4, n. 4, p. 425 – 430, May. 2006.

DUPONT, H.L.; CHAPPELL, C.L.; STERLING, C.R.; OKHUYSEN, P.C.; ROSE, J.B.; JAKUBONSKI, W. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. **The New England Journal of Medicine**, Melbourn, v. 332, n. 13, p. 855-859, Mar. 1995.

EPD – Environmental Protection Department. Beach water quality in Hong Kong 2015. Disponível em: <http://www.beachwq.gov.hk/en/report.aspx>. Acesso em: 26 jul. 2016.

EPM Information Development Team. Oracle Crystal Ball – User`s Guide – Release 11.1.2.3. 2013. Disponível em: http://docs.oracle.com/cd/E40248_01/epm.1112/cb_user.pdf. Acesso em: 28 fev. 2016.

EREGNO, F.E.; TRYLAND, I.; TJOMSLAND, T.; MYRMEL, M.; ROBERTSON, L.; HEISTAD, A. Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 548-549, p. 270-279, Apr. 2016.

EVANS, O.M.; WYMER, T.D.; DUFOUR, A.P [homepage na internet]. Determination of the volume of water ingested during recreational swimming activities. **National Beaches Conference**, Niagara Falls, NY, oct./2006. Disponível em: http://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=161666&fed_org_id=770&SIType=PR&TIMSType=&showCriteria=0&address=nerl/pubs.html&view=citation&personID=911&role=Author&sortBy=pubDateYear&count=100&dateBeginPublishedPresented=. Acesso em: 19 jul. 2013.

FERLEY, J.P.; ZMIROU, D.; BALDUCCI, F.; BALEUX, B.; FERA, P.; LARBAIGT, G.; JACQ, E.; MOISSONNIER, B.; BLINEAU, A.; BOUDOT, J. Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river

recreational water. **International Journal of Epidemiology**, London, v. 18, n. 1, p. 198-205, Mar. 1989.

FLEISHER, J.M.; FLEMING, L.E.; SOLO-GABRIELE, H.M.; KISH, J.K.; SINIGALLIANO, C.D.; PLANO, L.; ELMIR, S.M.; WANG, J.D.; WITHUM, K.; SHIBATA, T.; GIDLEY, M.L.; ABDELZAHER, A.; HE, G.; ORTEGA, C.; ZHU, X.; WRIGHT, M.; HOLLENBECK, J.; BACKER, L.C. The Beaches Study: health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters. **International Journal of Epidemiology**, London, v. 39, nº 5, p. 1291–1298, Apr. 2010.

GALE, P. Developments in microbiological risk assessment models for drinking water – a short review. **Journal of applied bacteriology**, Oxford, v. 81, n. 4, p. 403 – 410, Oct. 1996.

GIBSON III, C.J.; HASS, C.N.; ROSE, J.B. Risk assessment of waterborne protozoa: current status and future trends. **Parasitology**, London, v. 117, n. 7, p. 205 – 212, Nov. 1999.

GONÇALVES, E.M.N.; SILVA, A.J.; EDUARDO, M.B.P.; UEMURA, I.H.; MOURA, I.N.S.; CASTILHO, V.L.P.; CORBETT, C.E.P. Multilocus genotyping of *Cryptosporidium hominins* associated with diarrhea outbreak in a day care unit in Sao Paulo. **Clinics**, Philadelphia, v. 61, n. 2, p. 119 – 126, Apr. 2006.

GRACZYK, T.K.; SUNDERLAND, D.; TAMANG, L.; LUCY, F.E.; BREYSSE, P.N. Bather density and levels of *Cryptosporidium*, *Giardia* and pathogenic microsporidian spores in recreational bathing water. **Parasitology Research**, Berlin, v. 101, n. 6, p. 1729-1731, Nov. 2007.

HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. New York: John Wiley & Sons, 2014.

HARDER-LAURIDSEN, N.M.; KUHN, K.G.; ERICSEN, A.C.; MOLBAK, K.,
ETHELBERG, S. Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-
polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010-
2011. **Plos One**, San Francisco, v. 8, n. 11, Nov. 2013.

HEALTH CANADA. Guidelines for Canadian Recreational Water Quality. 3
ed. Ontario: Health Canada, 2012. 161 p. Disponível em:
[http://healthy
Canadians.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-
recreational-recreative-eau/alt/pdf/water-recreational-recreative-eau-eng.pdf](http://healthy Canadians.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-recreational-recreative-eau/alt/pdf/water-recreational-recreative-eau-eng.pdf).
Acesso em: 06 mar. 2016.

HOFSTRA, N.; BOUWMAN, A.F.; BEUSEN, A.H.W.; MEDEMA, G.J.
Exploring global *Cryptosporidium* emissions to surface water. **Science of the
total environment**, Amsterdam, v. 442, p. 10 – 19, Jan. 2013.

HUNTER, P.R.; PAYMENT, P.; ASHBOLT, N.; BARTRAM, J. Assessment of
risk. p.79-109. In: WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Assessing
microbial safety of drinking water – Improving approaches and
methods**. London: OECD/WHO, IWA Publishing, 2003.

KARANIS, P.; KOURENT, C.; SMITH, H. Waterborne transmission of
protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt.
Journal of Water and Health, London, v.5, n.1, p. 1-38, Mar. 2007.

KAY, D.; FLEISHER, J.M.; SALMON, R.L.; JONES, F.; WYER, M.D.;
GODFREE, A.F.; ZELENAUCH-JACQUOTTE, Z.; SHORE, R. Predicting
likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized
exposure. **The lancet**, London, v.344, n. 8927, p. 905-909, Oct. 1994.

KUEH, C.S.W.; TAM, T.Y.; LEE, T.; WONG, S.L.; LLOYD, O.L.; YU, I.T.S.;
TAM, J.S.; BASSET, D.C.J. Epidemiological study of swimming-associated

illness relating to bathing-beach water quality. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 31, nº 5-6, p. 1- 4, Dec. 1995

LAMPARELLI, C.C.; POGREBA-BROWN, K.; VERHOUGSTRAETE ,M.; SATO, M.I.Z.; BRUNI, A.C.; WADE, T.J. Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: a cohort study of beach goers in Brazil? **Water Research**, Oxford, v. 87, p. 59 – 68, Sep. 2015.

MAIER, R.M.; PEPPER, I.L.; GERBA, C.P. **Environmental Microbiology**. 2 ed. Maryland: Academic Press, 2009.

MCDONALD, S.; BERZANO, M.; ZIEGLER, P.; MURPHY, T.M.; HOLDEN, N.M. Qualitative risk assessment of surface water contamination with *Cryptosporidium* sp oocysts: a case study of three agricultural catchments. **Human and Ecological Risk Assessment**, Amherst, v. 17, nº 4, p. 813 – 825, Jul. 2011.

MARION, J.W.; LEE, J.; LEMESHOW, S.; BUCKLEY, T.J. Association of gastrointestinal illness and recreational water exposure at an inland U.S. beach. **Water Research**, Oxford, v. 44, n. 16, p. 4796 – 4804, Sep. 2010.

MS – MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Guia de vigilância epidemiológica**. Série A – normas e manuais técnicos. 7 ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2009.

NHMRC – NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL. Guidelines for managing risks in recreational water. Australian Government, 2008. Disponível em :
http://www.nhmrc.gov.au/_files_nhmrc/publications/attachments/eh38.pdf.
Acesso em: 06 mar. 2016.

PAPASTERGIOU, P.; MOUCHTOURI, V.A.; RACHIOTS, G.; PINAKA, O.; KATSIAFLAKA, A.; HADJICHRISTODOULOU, C. Bather density as a predominant factor for health effects related to recreational bathing: results from the Greek bathers cohort study. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 62, n. 3, p. 590 – 595, Mar. 2011.

PE/CUE - PARLAMENTO EUROPEU/CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. Diretiva nº 2006/7/CE, de 15 de fevereiro de 2006. Relativa à gestão da qualidade das águas recreacionais. Diário Oficial da União Europeia, 04 mar. 2006, L 64: 37 – 51 p. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2006.064.01.0037.01.SPA. Acesso em: 12 ago. 2015.

PEREIRA, C.A.B.; STERN, J.M.; WECHSLER, S. Can a significance test be genuinely Bayesian? **Bayesian Analysis**, Pittsburgh, v. 3, n. 1, p. 79 – 100. 2008.

PRADO, M.S.; STRINA, A.; BARRETO, M.L.; OLIVEIRA-ASSIS, A.L.; PAZ, L.M.; CAIRNCROSS, S. Risk factors for infection with *Giardia duodenalis* in pre-school children in the city of Salvador, Brazil. **Epidemiology and Infection**, Cambridge, v. 131, n. 2, p. 899-906. Oct. 2003.

QMRAWiki – QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT – Wiki [homepage na internet]. 2013. Disponível em: http://qmrawiki.msu.edu/index.php?title=Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_%28QMRA%29_Wiki. Acesso em: 17 jul. 2013.

RAZZOLINI, M.T.P.; SANTOS, T.F.S.; BASTOS, V.K. Detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* cysts/oocysts in watersheds and drinking water sources Brazil urban areas. **Journal of Water and Health**, London, v. 8, n. 2, p. 399 – 404, Jun. 2010.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2015. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/fullrefman.pdf>. Acesso em: 09 dez. 2015.

ROSE, J.B.; HAAS, C.N.; REGLI, S. Risk assessment and the control of waterborne giardiasis. **American Journal of Public Health**, Newark, v. 81, n. 6, p. 709 –713, Jun. 1991.

ROSEN, B.H. Waterborne Pathogens in Agricultural Watersheds. U.S. Department of Agricultural, Natural Resources Conservation Service, Watershed Science Institute, School of Natural Resources, University of Vermont, Burlington, Vermont. Feb. 2000. Disponível em: ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/WSI/pdf/Pathogens_in_Agricultural_Watersheds.pdf. Acesso em: 17 aug. 2013.

SATO, M. I. Z.; DI BARI, M.; LAMPARELLI, C. C.; TRUZZI, A. C.; COELHO, M. C. L. S.; HACHICH, E. M. Sanitary quality of sands from marine recreational beaches of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, Rio de Janeiro, v. 36, n. 4, p. 321-326, out./dez. 2005.

SATO, M.I.Z.; GALVANI, A.T.; PADULA, J.A.; NARDOCCI, A.C.; LAURETTO, M.S.; RAZZOLINI, M.T.P.; HACHICH, E.M. Assessing the infection risk of *Giardia* and *Cryptosporidium* in public drinking water delivered by surface water systems in São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 442, p. 389-396. Jan. 2013.

SCHETS, F.M.; van WIJNEN, J.H.; SCHIJVEN, J.F.; SCHOON, H.; de RODA HUSMAN, A.M. Monitoring of waterborne pathogens in surface waters in Amsterdam, the Netherlands, and the potential health risk associated with exposure to *Cryptosporidium* and *Giardia* in these waters. **Applied and**

environmental microbiology, Washington, v. 74, n. 7, p. 2069 – 2078, Apr. 2008.

SCHETS, F.M.; SCHIJVEN, J.F.; de RODA HUSMAN, A.M. Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. **Water Research**, Oxford, v. 45, n. 7, p. 2392 – 2400, Mar. 2011.

SHUVAL, H. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. **Journal of Water and Health**, London, v. 2, n. 1, p. 53 – 64, Jun. 2003.

SOLLER, J.A.; EISENBERG, J.N.S. An evaluation of parsimony for microbial risk assessment models. **Environmetrics**, London, v. 19, n. 1, p. 61 -78, Feb. 2008.

SOLLER, J.A.; EFTIM, S.; WADE, T.J.; ICHIDA, A.M.; CLANCY, J.L.; JOHNSON, T.B.; SCHWAB, K.; RAMIREZ-TORO, G.; NAPPIER, S.; RAVENSCROFT, J.E. Use of quantitative microbial risk assessment to improve interpretation of a recreational water epidemiological study. **Microbial Risk Analysis**, Amsterdam, v. 1, p. 2-11, Jan. 2016.

STONE, D.L.; HARDING, A.K.; HOPE, B.K.; SLAUGHTER-MASON, S. Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A**, Washington, v. 71, n. 24, p. 1603-1615, Aug. 2008.

SUNDERLAND, D.; GRACZYK, T.K.; TAMANG, L.; BREYSSE, P.N. Impact of bathers on levels of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Giardia lamblia* cysts in recreational beach waters. **Water Research**, Oxford, v.41, n.15, p. 3483-3489, Aug. 2007.

TARIFA, J.R.; AZEVEDO, T.R. **Os climas da cidade de São Paulo: teoria e prática**. GEOUSP – Coleção Novos Caminhos – 4. São Paulo: FFLCH/USP, 2001.

TEIXEIRA, J.C.; HELLER, L.; BARRETO, M.L. *Giardia duodenalis* infection: risk factors for children living in sub-standard settlements in Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1489-1493, Jun. 2007.

TENUIS, P.F.M.; van der HEIJDEN, O.G.; van der GIESSEN, J.N.B; HAVELAAR, A.H. The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens. National Institute of Public Health and Environment. Holanda, 1996. Disponível em: <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9966/1/284550002.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2015

TSENG, L.Y.; JIANG, S.C. Comparasion of recreational health risks associated with surfing and swimming in dry weather and post-storm conditions at Southern California beaches using quantitative microbial risk assessment (AQRM). **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 64, n. 5, p. 912-918, May. 2012.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Ambient water quality criteria for bacteria. EPA.1986. Disponível em: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2001_10_12_criteria_ambientwqc_bacteria1986.pdf. Acesso em: 30 jun. 2013.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Beaches environmental assessment and coastal health act of 2000. EPA. 2000. Disponível em: <http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/beachrules/act.cfm>. Acesso em: 30 jun. 2013.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Exposure factors handbook: 2011 edition. EPA. 2011. Disponível em: <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>. Acesso em: 26 mai. 2015.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Microbial risk assessment guideline – Pathogenic microorganisms with focus on food and water. USEPA/USDA/FSIS, 2012a. Disponível em: <http://www.epa.gov/raf/files/mra-guideline-july-final.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2014.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in water by Filtration/IMS/FA. 2012b. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/drinkingwater/labcert/upload/epa816r12001.pdf>. Acesso em: 19 mai.2015.

U.S. EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recreational Water Quality Criteria. 2012c. Disponível em: <http://www2.epa.gov/wqc/2012-recreational-water-quality-criteria>. Acesso em: 20 nov. 2015.

VIAU, E.J.; LEE, D.; BOEHM, A.B. Swimmer risk of gastrointestinal illness from exposure to tropical coastal waters impacted by terrestrial dry-weather runoff. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 45, n. 17, p. 7158-7165, Jul. 2011.

WADE, T.J.; CALDERON, R.L.; BRENNER, K.P.; SAMS, E.; BEACH, M.; HAUGLAND, R.; WYMER, L.; DUFOUR, A.P. High Sensitivity of Children to Swimming-Associated Gastrointestinal Illness. Results Using a Rapid Assay of Recreational Water Quality. **Epidemiology**, Sunnyvale, v. 19, n. 3, p. 375 – 383, May. 2008.

WONG, T.W. Swimming related illnesses in Hong Kong beaches: an epidemiological perspective. **Journal of the Hong Kong Medical Association**, Hong Kong, v. 46, n. 1, p. 27 – 30, Mar. 1994.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for safe recreational water environmental. v 1: coastal and freshwater. Geneva: WHO, 2003.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Water recreation and disease - plausibility of associated infections: acute effects, sequelae and mortality. 2005. 260 p. Disponível em:
http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/recreadis.pdf. Acesso em: 26 apr. 2012.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Addendum to the guidelines for safe recreational water environmental. v 1: coastal and freshwater. 2009a. 33 p. Disponível em:
http://whqlibdoc.who.int/hq/2010/WHO_HSE_WSH_10.04_eng.pdf. Acesso em: 01 aug. 2013.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Risk assessment of *Cryptosporidium* in drinking water. 2009b. 143 p. Disponível em:
http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/70117/1/WHO_HSE_WSH_09.04_eng.pdf. Acesso em 25 jan. 2016.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. 2011. 4^a. 564 p. Disponível em:
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/index.html. Acesso em: 27 apr. 2012.

ANEXO

Anexo 1 – Informações sobre o saneamento básico nos municípios do Litoral Paulista.

UGRHI	Município	Atendimento (%) ¹		Carga Poluidora			ICTEM	Corpo Receptor
				(kg DBO/dia)				
		Coleta	Tratamento	Potencial ²	Removida	Remanescente		
3	Ubatuba	47%	98%	4.552	1.887	2.665	4,69	Rios Diversos / Mar
	Caraguatatuba	71%	100%	5.910	3.776	2.133	7,45	Rios Diversos / Mar
	São Sebastião	53%	34%	4.432	719	3.714	2,86	Rios Diversos / Mar
	Ilhabela	30%	4%	1.727	19	1.708	1,08	Rios Diversos / Mar
Sub-total	04 municípios	55%	43%	-	-	-	-	-
7	Bertioga	50%	99%	3.006	1.344	1.662	5,24	Rio Itapanhaú
	Guarujá	62%	6%	16.803	563	16.240	1,59	Enseada/ Est. de Santos
	Cubatão	60%	100%	6.858	3.703	3.155	6,36	Rio Cubatão
	Santos	98%	0%	23.418	0	23.418	1,67	Baía de Santos e Canal S.Jorge
	São Vicente	71%	18%	19.163	2.204	16.959	2,13	Humaitá, R. Mariana, Samaritá, R.Branco; Insular, Est.de Santos
	Praia Grande	70%	0%	16.160	0	16.160	1,25	Mar
	Mongaguá	78%	100%	2.822	1.981	841	7,06	Mar e Rio Aguapeú
	Itanhaém	30%	100%	5.147	1.390	3.757	4,00	Rios Poço, Itanhaém e Curitiba
Peruíbe	74%	100%	3.483	2.062	1.421	7,23	Rio Preto	
Sub-total	09 Municípios	73%	15%	-	-	-	-	-
11	Iguape	68%	100%	1.405	860	545	6,16	R. Ribeira de Iguape
	Ilha Comprida	44%	100%	556	220	336	4,96	Rio Candapuí
	Cananéia	67%	100%	581	311	270	6,08	Mar Pequeno
Sub-total	3 Municípios	63%	63%	-	-	-	-	-
Total	16	70%	20%	-	-	-	-	-

Fonte: CETESB, 2015 (adaptado)

1. Divisão de Apoio ao Controle de Fontes de Poluição (CETESB)

2. É calculada a partir da população e da carga de matéria orgânica gerada diariamente por habitante, representada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O valor obtido da literatura é de 54 g/hab/dia. Com a carga potencial gerada pela população do município e as porcentagens de coleta e tratamento, bem como a eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos, calcula-se a carga orgânica remanescente, ou seja, aquela que é lançada nos corpos hídricos receptores (CETESB, 2016b).

APÊNDICES

Apêndice 1 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2010/2011 (1ª fase).

Ano 2010 (2º sem.)		Julho					Agosto					Setembro				Outubro					Novembro				Dezembro			
Município	Praia	3	10	17	24	31	1	8	15	22	29	5	12	19	26	3	10	17	24	31	7	14	21	28	5	12	19	26
Ubatuba	Itaguá (1724)	320	41	12	38	244	32	5	212	9	10	14	34	88	96	148	108	38	23	88	27	112	58	46	140	96	128	232
Caraguatatuba	Praíinha	79	44	11	15	19	13	5	46	4	18	54	7	57	67	212	116	144	47	21	70	208	168	204	84	120	196	192
São Sebastião	Porto Grande	37	53	13	14	37	16	52	152	26	10	16	4	73	720	65	148	55	120	23	34	24	36	41	40	46	56	104
Ilhabela	Itaguaçu	57	18	7	16	15	6	11	224	9	4	55	5	15	68	96	19	34	27	192	212	22	15	18	92	34	88	36
Bertioga	SESC	4	12	7	21	42	27	6	26	2	23	28	10	3	48	132	31	6	25	52	3	42	7	5	12	28	55	43
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	55	9	19	5	46	3	4	48	6	9	4	10	15	37	84	32	1	6	19	4	45	6	6	30	43	54	15
Santos	Ponta da Praia	84	228	26	216	224	28	112	88	17	39	55	18	26	172	560	88	19	10	19	5	35	22	11	24	16	48	2
São Vicente	Gonzaguinha	160	360	100	360	1.120	11	116	600	80	84	840	84	620	960	1060	440	460	80	116	76	104	30	40	1060	3	88	360
Praia Grande	Vila Caiçara	72	61	69	116	268	220	37	132	112	31	196	20	8	208	600	96	88	132	12	28	84	180	80	19	248	72	23
Mongaguá	Central	80	22	15	7	156	4	4	43	9	5	64	5	84	184	780	68	1	23	11	1	45	1	18	1	58	47	120
Itanhaém	Centro	216	4	3	4	58	14	6	148	14	34	124	14	45	192	580	59	3	34	4	1	43	6	11	1	55	4	32
Peruíbe	Av. São João	17	2	4	116	72	1	3	62	2	3	44	1	49	132	192	43	4	13	23	6	38	1	5	8	35	7	8

Ano 2010 (2º sem.)		Julho					Agosto					Setembro				Outubro					Novembro				Dezembro			
Município	Praia	3	10	17	24	31	1	8	15	22	29	5	12	19	26	3	10	17	24	31	7	14	21	28	5	12	19	26
Ubatuba	Itaguá (1724)	I	I	I	I	I	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	P	P	P	P	I	I	I	I
Caraguatatuba	Praíinha	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
São Sebastião	Porto Grande	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P
Ilhabela	Itaguaçu	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	P	P	P	P
Bertioga	SESC	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Santos	Ponta da Praia	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P
São Vicente	Gonzaguinha	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P
Praia Grande	Vila Caiçara	I	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	P	I	P	P	I	I	P
Mongaguá	Central	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P
Itanhaém	Centro	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	I	I	P	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P
Peruíbe	Av. São João	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P

“continua

Apêndice 1 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2010/2011 (1ª fase).

“continuação”

Ano 2011 (1º sem.)		Janeiro					Fevereiro					Março				Abril				Maio					Junho						
Município	Praia	2	9	16	23	30	6	13	20	27	6	13	20	27	3	10	17	24	3	10	17	24	1	8	15	22	29	5	12	19	26
Ubatuba	Itaguá (1724)	700	1.080	232	65	28	160	80	4	10	31	69	53	30	220	41	63	49	43	52	35	42	240	112	5	18	440				
Caraguatatuba	Prainha	152	148	59	64	22	148	52	29	52	29	58	47	17	360	12	77	28	140	40	13	1	240	13	3	20	31				
São Sebastião	Porto Grande	92	11	232	21	1	67	2	13	34	51	8	400	3	196	45	30	70	43	34	152	21	232	20	5	28	5				
Ilhabela	Itaguçu	43	33	460	3	42	37	5	25	8	1	6	380	11	34	116	69	41	5	21	23	1	41	95	14	1	4				
Bertioga	SESC	680	6	37	59	22	13	23	5	22	48	19	228	5	34	36	12	208	6	23	10	1	63	36	9	2	46				
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	112	15	52	10	42	44	1	1	12	35	3	116	1	57	4	29	264	2	9	7	7	27	19	1	11	23				
Santos	Ponta da Praia	400	80	128	32	24	43	3	172	33	48	8	252	64	268	18	104	252	208	40	13	112	92	84	108	100	92				
São Vicente	Gonzaguinha	3.300	96	84	148	980	96	3	88	40	140	15	500	128	680	560	88	820	880	116	420	68	232	116	192	204	108				
Praia Grande	Vila Caiçara	4.001	236	216	12	204	48	5	84	84	196	80	204	67	200	124	8	1.120	84	88	84	232	72	188	9	4	180				
Mongaguá	Central	460	25	256	61	228	64	1	8	14	108	47	196	52	140	80	15	244	10	6	21	20	104	20	1	2	5				
Itanhaém	Centro	1.120	51	67	38	64	31	1	36	3	156	19	84	116	80	8	13	88	12	7	16	59	19	17	1	2	13				
Peruíbe	Av. São João	1.300	55	41	28	61	40	3	38	18	148	10	220	156	4.000	2	54	57	17	6	12	4	80	21	1	3	3				

Ano 2011 (1º sem.)		Janeiro					Fevereiro					Março				Abril				Maio					Junho						
Município	Praia	2	9	16	23	30	6	13	20	27	6	13	20	27	3	10	17	24	3	10	17	24	1	8	15	22	29	5	12	19	26
Ubatuba	Itaguá (1724)	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	
Caraguatatuba	Prainha	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	I	P	I	P	P	P	
São Sebastião	Porto Grande	P	P	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	P	
Ilhabela	Itaguçu	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Bertioga	SESC	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Santos	Ponta da Praia	I	I	I	I	P	P	P	P	I	I	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
São Vicente	Gonzaguinha	I	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
Praia Grande	Vila Caiçara	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	I	P	I	I	I	
Mongaguá	Central	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	
Itanhaém	Centro	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Peruíbe	Av. São João	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	

I Praia Imprópria por presença de *Giardia sp.*

Apêndice 2 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2012 (2ª fase).

“continua”

Ano 2012 (1º sem.)		Janeiro					Fevereiro					Março					Abril					Maio					Junho			
Município	Praia	3	8	15	22	29	5	12	19	26	4	11	18	25	1	8	15	22	29	6	13	20	27	3	10	17	24			
Ubatuba	Itaguá (1724)	69	104	136	31	144	140	208	172	52	14	17	38	152	11	83	75	840	88	15	88	11	35	46	88	60	96			
Caraguatatuba	Praíha	152	328	188	260	32	76	192	148	59	70	29	22	38	29	44	83	38	29	3	5	6	9	24	26	16	4			
Bertioga	SESC	128	42	18	31	11	19	252	36	1	2	12	6	9	1	8	1	240	48	2	224	6	3	2	39	280	2			
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	148	40	27	9	11	3	132	88	6	9	8	7	128	11	66	34	380	18	7	184	13	4	12	40	1	3			
São Vicente	Gonzaguinha	88	116	29	72	60	14	400	64	29	60	43	49	43	34	59	100	3400	116	70	500	120	80	120	68	172	92			

Ano 2012 (1º sem.)		Janeiro					Fevereiro					Março					Abril					Maio					Junho			
Município	Praia	3	8	15	22	29	5	12	19	26	4	11	18	25	1	8	15	22	29	6	13	20	27	3	10	17	24			
Ubatuba	Itaguá (1724)	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P		
Caraguatatuba	Praíha	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P		
Bertioga	SESC	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P	P			
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	I	I	P	P	P	P	P		
São Vicente	Gonzaguinha	I	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I		

Apêndice 2 - Resultados semanais de enterococos (UFC/100 mL) e classificação semanal nas categorias própria e imprópria – 2012 (2ª fase).

“continuação”

Ano 2012 (2ª sem.)		Julho					Agosto					Setembro					Outubro				Novembro				Dezembro				
Município	Praia	1	8	15	22	29	5	12	19	26	2	9	16	23	30	7	14	21	28	4	11	18	25	2	9	16	23	30	
Ubatuba	Itaguá (1724)	6	660	25	124	4	15	5	29	41	9	46	3	26	53	11	480	9	8	81	21	37	124	4	32	60	27	69	
Caraguatatuba	Praíha	24	112	2	21	86	15	22	6	85	45	10	39	14	5	9	48	7	15	56	78	11	51	13	59	96	88	88	
Bertioga	SESC	3	96	12	1	5	8	11	1	140	3	31	9	8	11	5	128	1	10	8	4	4	3	11	140	192	12	408	
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	53	104	7	1	4	1	3	5	53	2	22	8	11	16	5	6	2	21	5	16	16	11	4	15	84	19	33	
São Vicente	Gonzaguinha	200	240	44	156	460	112	116	172	92	136	200	33	41	60	4	900	27	108	34	43	67	128	83	1440	1760	80	140	

Ano 2012 (2ª sem.)		Julho					Agosto					Setembro					Outubro				Novembro				Dezembro				
Município	Praia	1	8	15	22	29	5	12	19	26	2	9	16	23	30	7	14	21	28	4	11	18	25	2	9	16	23	30	
Ubatuba	Itaguá (1724)	P	I	P	I	I	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Caraguatatuba	Praíha	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
Bertioga	SESC	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	I
Guarujá	Pitangueiras (Puglisi)	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
São Vicente	Gonzaguinha	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	P	I	P	I	I	I	P	I	P	I	I	I	I	I

Apêndice 3 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias do Litoral Norte.

Resultados destacados em negrito equivalem a “menor que (<)”

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Ubatuba - Praia de Itaguá (em frente ao nº 1724 da Av. Leovegildo D. Vieira)	9/8/2010	1	0,2	0,1
	13/9/2010	5	0,1	0,1
	18/10/2010	520	0,6	0,2
	16/11/2010	660	2,6	0,1
	13/12/2010	120	*	*
	10/1/2011	148	3,2	1,7
	7/2/2011	2	0,2	0,1
	9/3/2011	13	0,7	0,1
	4/4/2011	1800	1,3	0,1
	2/5/2011	84	1,1	0,1
	30/5/2011	112	0,2	0,1
	27/6/2011	340	0,7	0,1
	nº P		12	9
% P		100	82	27

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Caraguatatuba - Prainha	16/8/2010	<1	0,1	0,1
	20/9/2010	4	0,1	0,1
	25/10/2010	2	0,1	0,1
	22/11/2010	11	0,1	0,1
	20/12/2010	20	0,1	0,1
	17/1/2011	60	0,1	0,1
	14/2/2011	67	0,1	0,1
	14/3/2011	16	0,1	0,1
	11/4/2011	74	1,4	0,1
	9/5/2011	4	66,1	0,3
	6/6/2011	1	0,1	0,1
	4/7/2011	20	0,2	0,1
	nº P		11	3
% P		92	25	17

”continua”

Apêndice 3 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias do Litoral Norte.

“continuação”

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
São Sebastião - Porto Grande	23/8/2010	3	0,1	0,1
	27/9/2010	140	0,1	0,1
	3/11/2010	14	0,1	0,1
	29/11/2010	6	0,1	0,1
	27/12/2010	2900	0,3	0,1
	26/1/11	1	0,2	0,1
	21/2/2011	53	0,1	0,1
	21/3/2011	94	0,4	0,1
	18/4/2011	18	0,1	0,1
	16/5/2011	360	0,1	0,1
	13/6/2011	<1	0,1	0,1
	11/7/2011	1	0,1	0,1
	nº P		11	4
% P		92	33	0

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Ilhabela - Itaguaçu	30/8/2010	2	0,1	0,1
	4/10/2010	43	0,1	0,1
	8/11/2010	11	0,1	0,1
	6/12/2010	47	0,2	0,5
	31/1/2011	24	0,2	0,1
	28/2/2011	176	0,1	0,1
	28/3/2011	61	0,1	0,1
	26/4/2011	360	0,1	0,1
	23/5/2011	11	1	0,1
	20/6/2011	1020	0,1	0,1
	18/7/2011	16	0,1	0,1
	25/7/2011	11	0,1	0,1
	nº P		12	3
% P		100	25	17

Apêndice 4 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Bertioga - Colônia SESC	9/8/2010	4	0,1	0,1
	30/8/2010	<1	0,1	0,1
	30/10/2010	16	0,1	0,1
	8/11/2010	4	0,1	0,1
	6/12/2010	92	0,2	0,1
	10/1/2011	10	0,1	0,1
	7/2/2011	4	0,1	0,1
	10/3/2011	3	0,6	0,2
	4/4/2011	9	0,1	0,1
	2/5/2011	8	3,4	0,1
	30/5/2011	16	0,1	0,1
27/6/2011	46	0,1	0,1	
nº P		11	3	1
% P		92	25	8

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Guarujá -Pitangueiras (Av. Puglisi)	9/8/2010	1	0,1	0,1
	30/8/2010	1	0,1	0,1
	4/10/2010	27	0,1	0,1
	8/11/2011	<1	0,1	0,1
	6/12/2010	*	0,2	0,1
	10/1/2011	6	0,1	0,1
	7/2/2011	1	0,1	0,1
	10/3/2011	15	0,1	0,1
	4/4/2011	8	0,1	0,1
	2/5/2011	27	0,5	0,1
	30/5/2011	14	0,1	0,1
	27/6/2011	120	0,1	0,1
	nº P		10	5
% P		91	42	0

“continua”

Apêndice 4 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

“continuação”

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Santos - Ponta da Praia	16/8/2010	5	0,1	0,1
	13/9/2010	160	0,1	0,1
	18/10/2010	96	0,1	0,1
	16/11/2010	25	0,6	0,3
	13/12/2010	46	0,1	0,1
	17/1/2011	13	0,1	0,1
	14/2/2011	3	0,1	0,1
	14/3/2011	8	0,1	0,1
	11/4/2011	780	1,6	0,1
	9/5/2011	500	0,1	0,1
	6/6/2011	13	0,1	0,1
	4/7/2011	1140	0,1	0,1
	nº P		12	4
% P		100	33	17

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
São Vicente - Gonzaguinha	16/8/2010	67	1,2	0,2
	13/9/2010	192	0,5	0,1
	18/10/2010	156	2,3	1,4
	16/11/2010	1060	2,6	0,9
	13/12/2010	1	0,2	0,1
	17/1/2011	3	0,7	0,2
	14/2/2011	200	0,1	0,1
	14/3/2011	4	0,1	0,1
	11/4/2011	256	0,6	0,1
	9/5/2011	1320	0,2	0,3
	6/6/2011	96	14,4	0,1
	4/7/2011	520	1,7	0,7
nº P		12	11	6
% P		100	92	50

”continua”

Apêndice 4 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

“continuação”

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Praia Grande - Vila Caiçara	23/8/2010	124	0,1	0,1
	20/9/2010	100	0,1	0,1
	25/10/2010	24	0,1	0,1
	22/11/2010	108	0,1	0,1
	20/12/2010	176	0,6	0,1
	26/1/2011	400	2,3	0,1
	21/2/2011	57	0,1	0,1
	21/3/2011	56	0,1	0,1
	18/4/2011	15	0,1	0,1
	16/5/2011	184	0,8	0,1
	13/6/2011	28	0,1	0,1
	11/7/2011	34	0,1	0,1
nº P		12	4	1
% P		100	33	8

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Mongaguá - Central	23/8/2010	1	0,1	0,1
	20/9/2010	6	0,1	0,1
	25/10/2010	21	0,1	0,1
	22/11/2010	900	0,1	0,1
	20/12/2010	8	0,3	0,1
	26/1/2011	6	0,7	0,1
	21/2/2011	3	0,1	0,1
	21/3/2011	296	0,1	0,1
	18/4/2011	3	0,2	0,1
	16/5/2011	128	0,1	0,1
	13/6/2011	5	0,1	0,1
	11/7/2011	10	0,1	0,1
nº P		12	5	0
% P		100	42	0

“continua”

Apêndice 4 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2010/2011, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

“continuação”

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Itanhaém - Centro	8/9/2010	1140	4,3	0,2
	27/9/2010	92	0,1	0,1
	3/11/2010	196	0,2	0,1
	29/11/2010	2	0,1	0,1
	27/12/2010	460	0,3	0,1
	31/1/2011	5	0,9	0,3
	28/2/2011	8	0,1	0,1
	28/3/2011	69	0,1	0,1
	25/4/2011	440	0,4	0,2
	23/5/2011	81	0,1	0,1
	20/6/2011	20	0,1	0,1
	18/7/2011	<1	0,1	0,1
nº P		11	6	3
% P		92	50	25

Local de coleta	Data da coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Peruíbe - Av. São João	8/9/2010	1700	0,2	0,1
	27/9/2010	236	0,1	0,1
	3/11/2010	128	0,1	0,1
	29/11/2010	4	0,1	0,1
	27/12/2010	680	0,5	0,1
	31/01//2011	7	0,1	0,1
	28/2/2011	2	0,1	0,1
	28/3/2011	1	0,1	0,1
	25/4/2011	88	0,1	0,1
	23/5/2011	2	0,7	0,1
	20/6/2011	29	0,1	0,1
	18/7/2011	2	0,1	0,1
nº P		12	3	0
% P		100	25	0

Apêndice 5 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2012, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Litoral Norte.

Local de coleta	Data de coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Ubatuba - Itaguá, 1724	9/1/2012	460	14,1	0,2
	6/2/2012	4	0,2	0,1
	5/3/2012	96	0,6	0,2
	2/4/2012	94	0,5	0,1
	7/5/2012	23	0,1	0,1
	11/6/2012	6500	0,5	0,1
	10/7/2012	22	0,1	0,1
	6/8/2012	15	0,2	0,1
	10/9/2012	9	0,1	0,1
	1/10/2012	6	0,1	0,1
	5/11/2012	33	0,3	0,1
3/12/2012	36	0,1	0,1	
nº P		12	9	3
% P		100	75	25

Local de coleta	Data de coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Caraguatatutba - Prainha	16/1/2012	168	0,2	0,1
	13/2/2012	20	1,2	0,5
	12/3/2012	36	0,8	0,2
	10/4/2012	80	0,1	0,1
	14/5/2012	26	0,1	0,1
	18/6/2012	44	0,1	0,1
	16/7/2012	560	0,1	0,1
	13/8/2012	7	0,1	0,1
	17/9/2012	15	0,1	0,1
	15/10/2012	10	0,1	0,1
	19/11/2012	*	0,1	0,1
	10/12/2012	14	0,1	0,1
nº P		11	5	3
% P		100	42	25

Apêndice 6 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2012, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

Local de coleta	Data de coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Bertioga - Enseada (Colônia SESC)	9/1/2012	2	0,1	0,1
	6/2/2012	1	0,2	0,1
	5/3/2012	1	0,1	0,1
	2/4/2012	10	0,1	0,1
	7/5/2012	26	0,1	0,1
	4/6/2012	*	*	*
	2/7/2012	1	0,2	0,1
	6/8/2012	1	0,2	0,1
	3/9/2012	4	0,1	0,1
	1/10/2012	3	0,1	0,1
	12/11/2012	2	0,1	0,1
	3/12/2012	83	0,1	0,1
nº P		8	4	0
% P		73	36	0

Local de coleta	Data de coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
Guarujá - Pitangueiras (Av. Puglisi)	16/1/2012	2	0,1	0,1
	13/2/2012	7	0,4	0,1
	12/3/2012	1	0,1	0,1
	16/4/2012	1	0,1	0,1
	14/5/2012	49	0,1	0,1
	11/6/2012	1360	3,2	0,1
	16/7/2012	36	0,1	0,1
	20/8/2012	20	0,1	0,1
	10/9/2012	4	0,1	0,1
	8/10/2012	13	0,1	0,1
	20/11/2012	17	0,1	0,1
	10/12/2012	1	0,1	0,1
nº P		10	3	0
% P		83	25	0

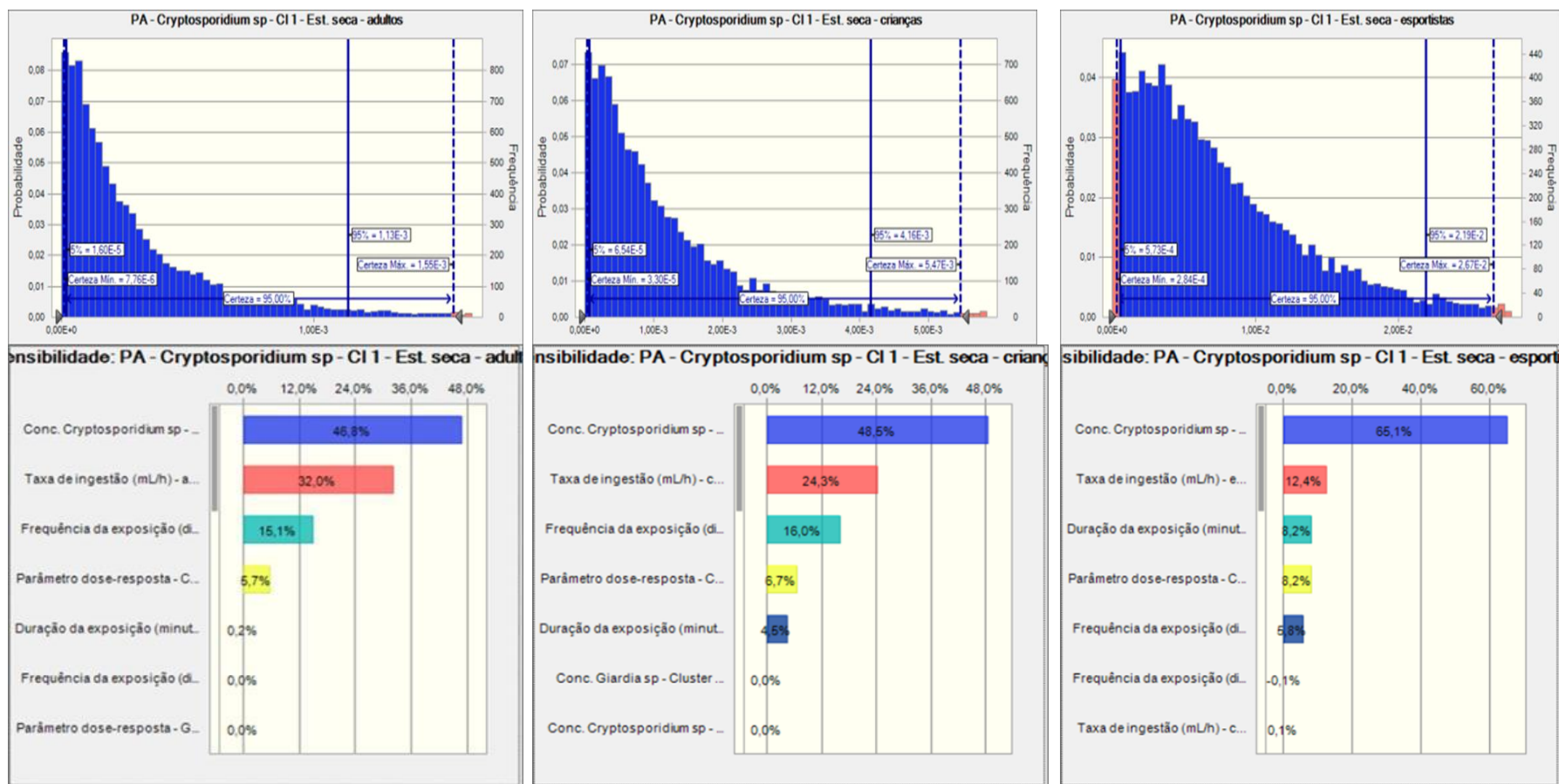
“continua”

Apêndice 6 - Resultados brutos do “Estudo de microrganismos patogênicos nas praias do Litoral Paulista” – 2012, para *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp, nas praias da Baixada Santista.

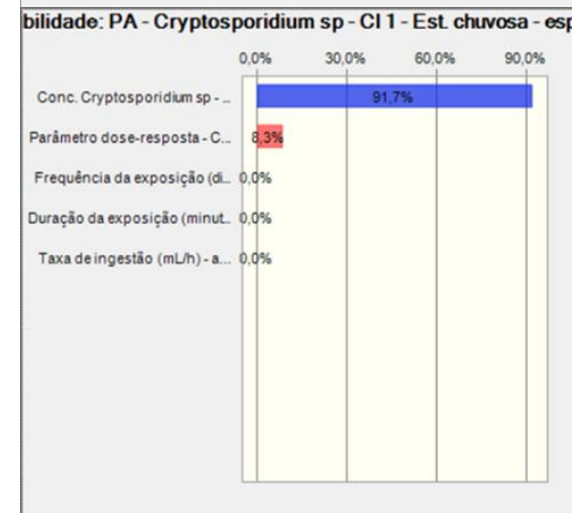
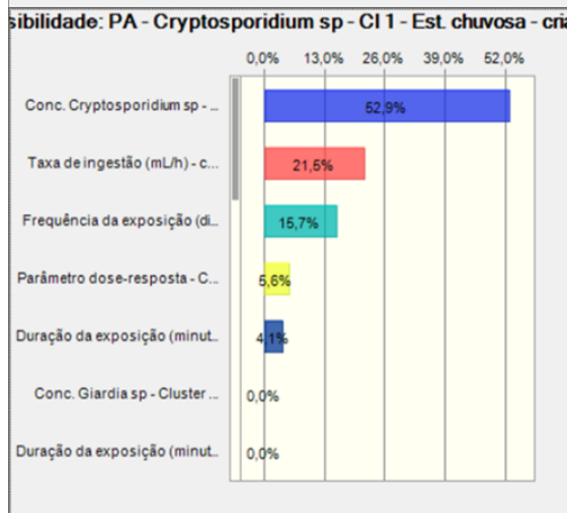
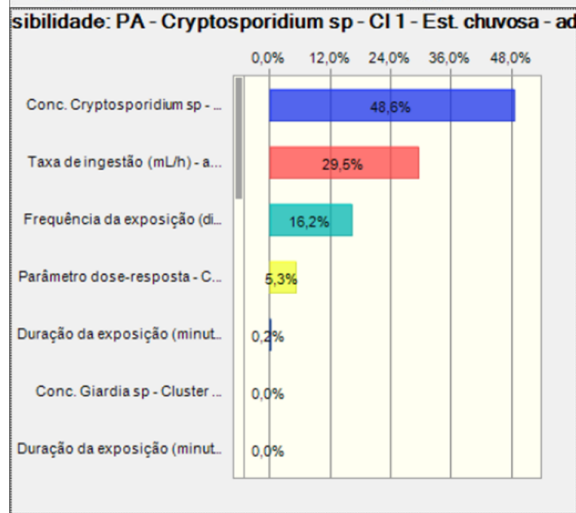
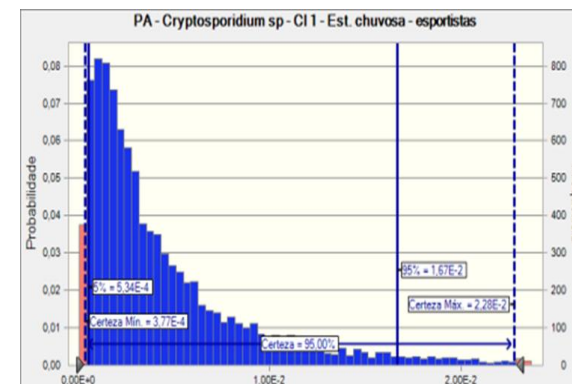
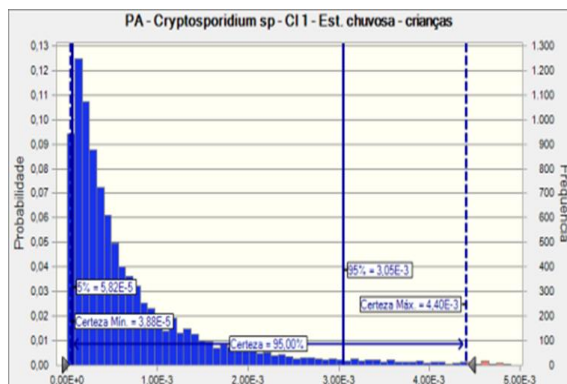
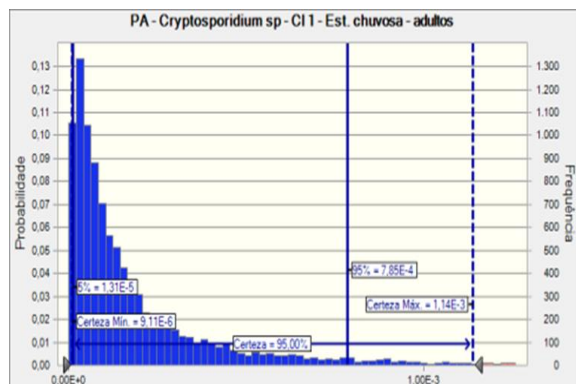
“continuação”

Local de coleta	Data de coleta	Enterococos (UFC/100 mL)	<i>Giardia</i> sp (cistos/L)	<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)
São Vicente - Gonzaguinha	30/1/2012	53	0,6	0,1
	27/2/2012	6000	1,3	0,1
	19/3/2012	8	0,1	0,1
	23/4/2012	1280	0,1	0,1
	21/5/2012	580	0,1	0,1
	18/6/2012	124	0,1	0,1
	23/7/2012	108	0,1	0,1
	27/8/2012	37	0,1	0,1
	17/9/2012	13	0,8	0,1
	22/10/2012	23	0,1	0,1
	26/11/2012	720	0,3	0,1
	17/12/2012	124	0,1	0,1
nº P		12	6	1
% P		100	50	8

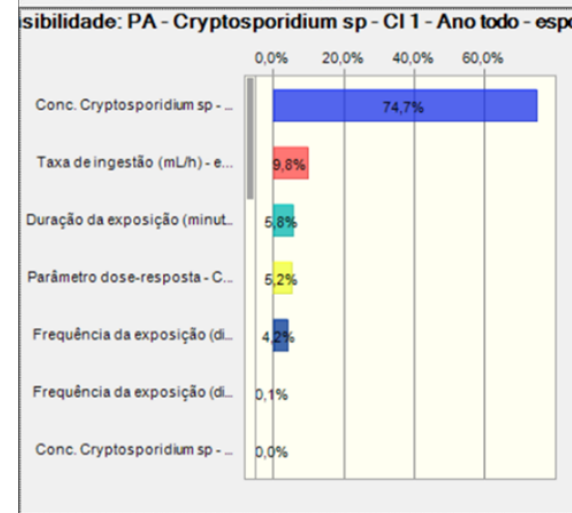
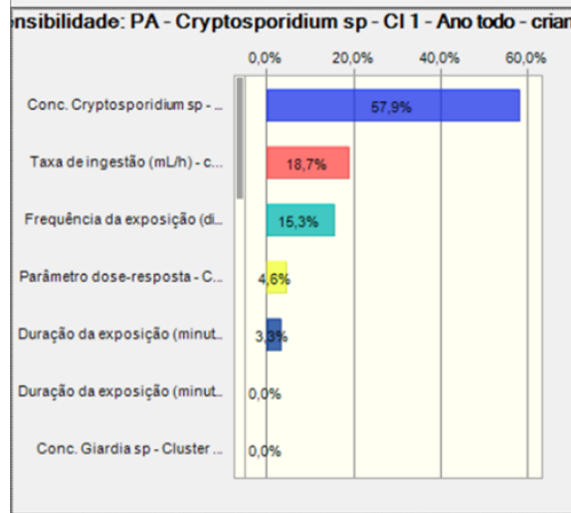
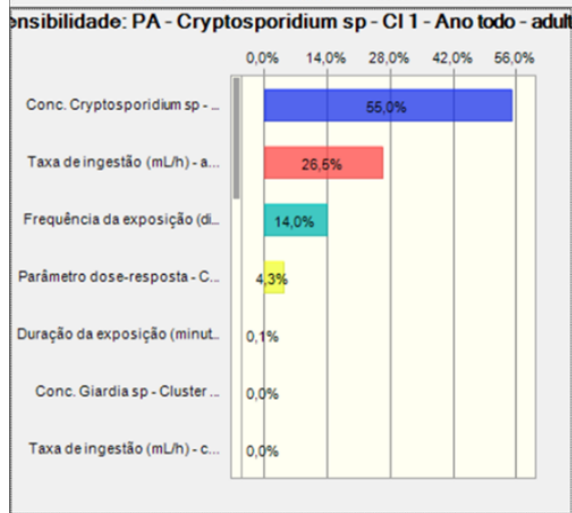
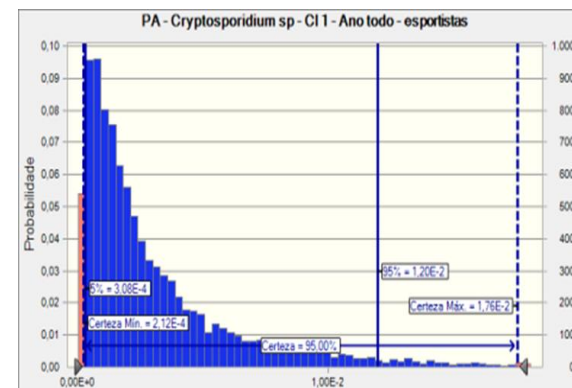
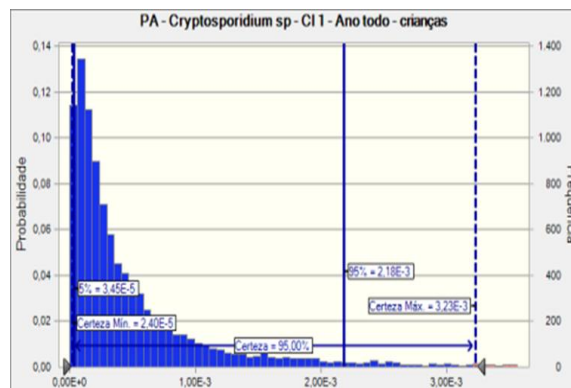
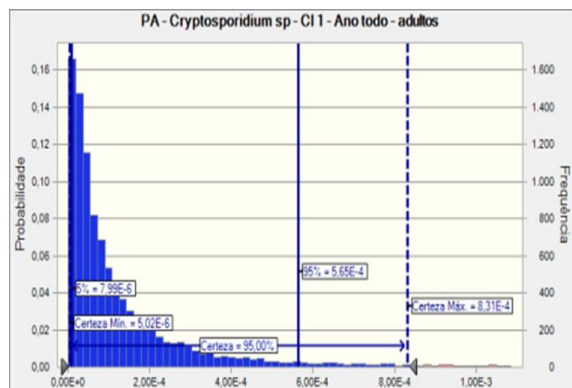
Apêndice 7 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 1 – estação seca.



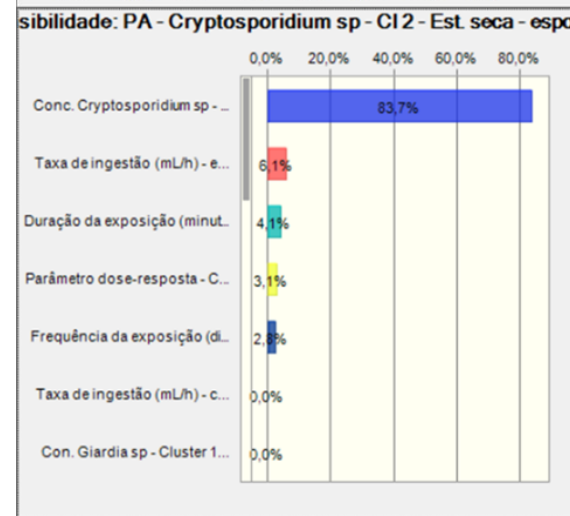
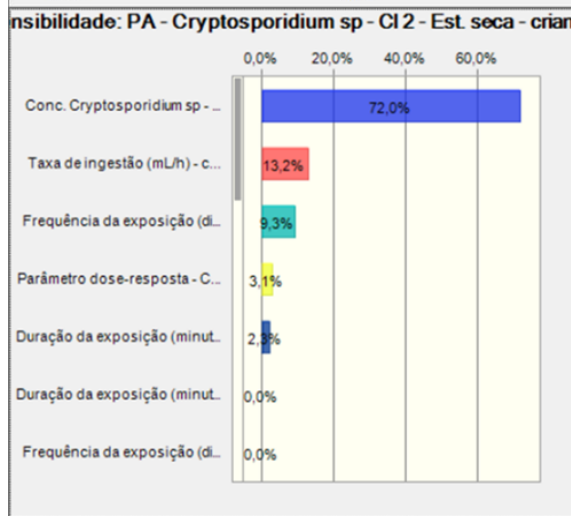
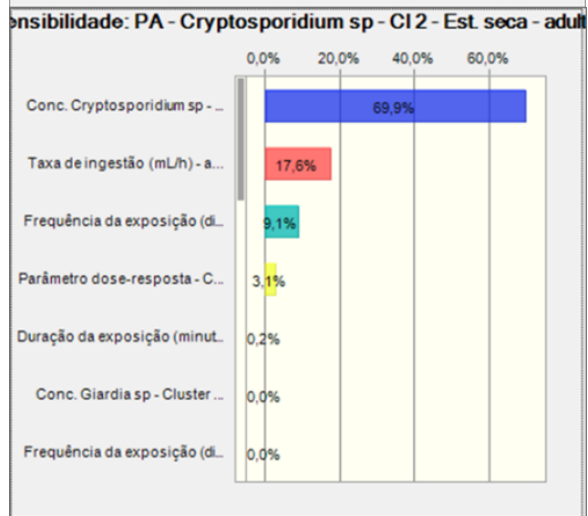
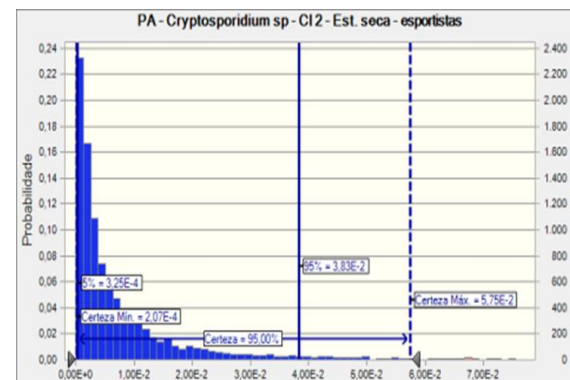
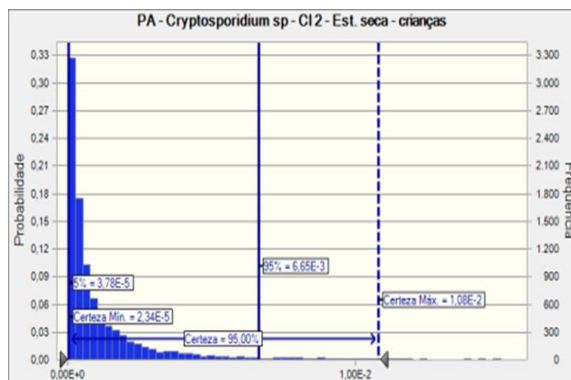
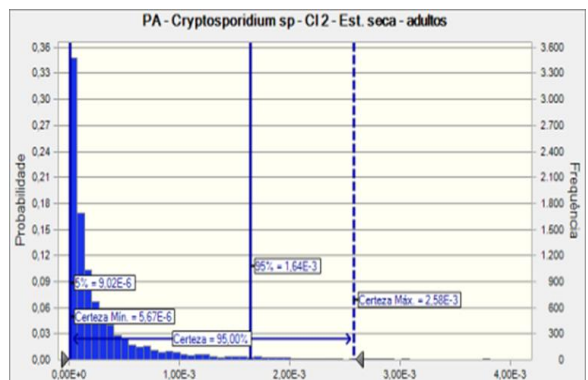
Apêndice 8 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 1 – estação chuvosa.



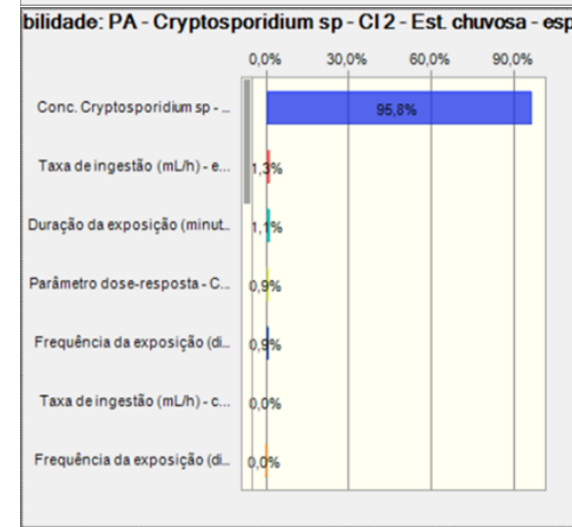
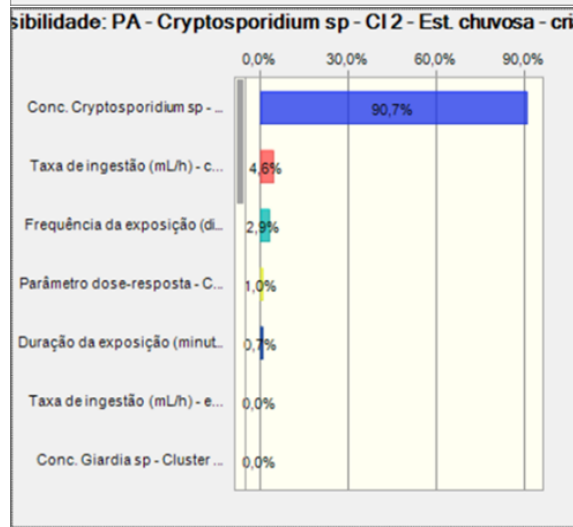
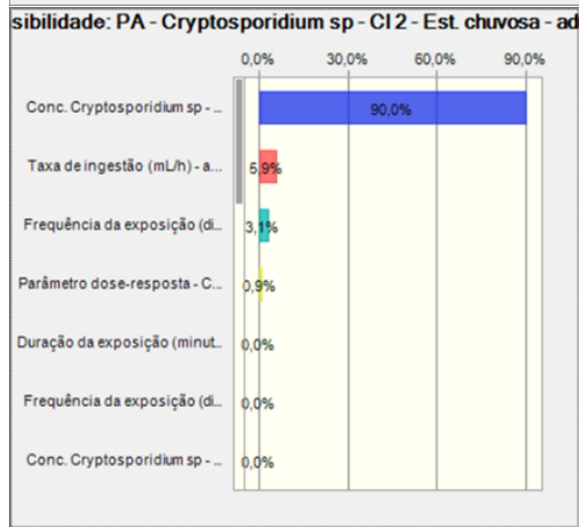
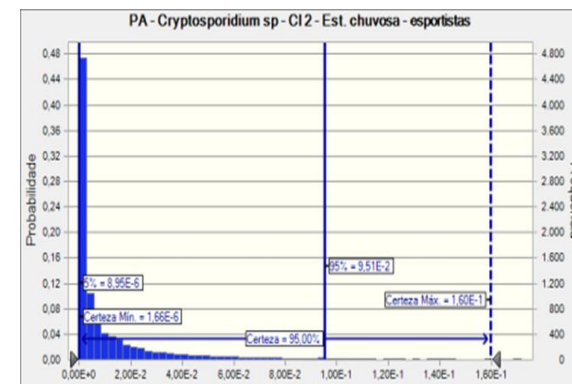
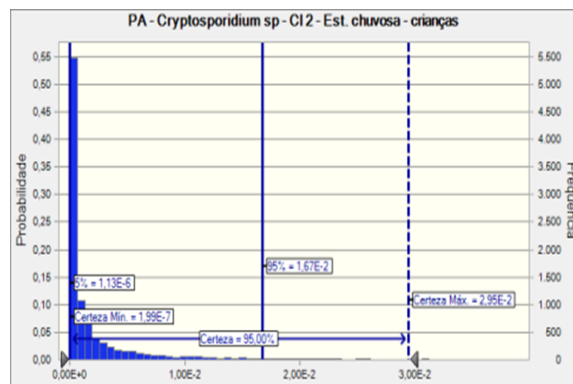
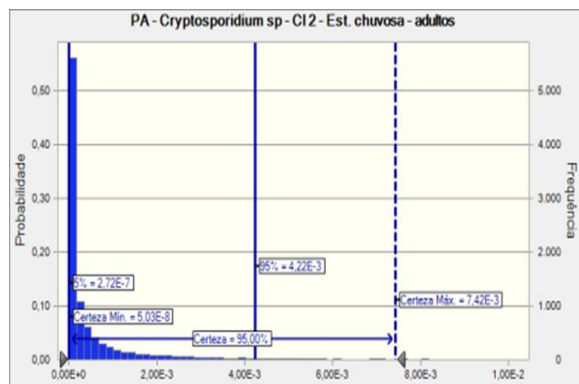
Apêndice 9 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 1 – todos os dados.



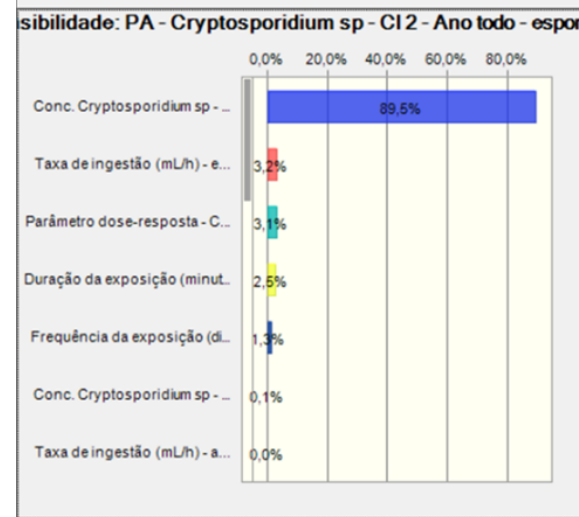
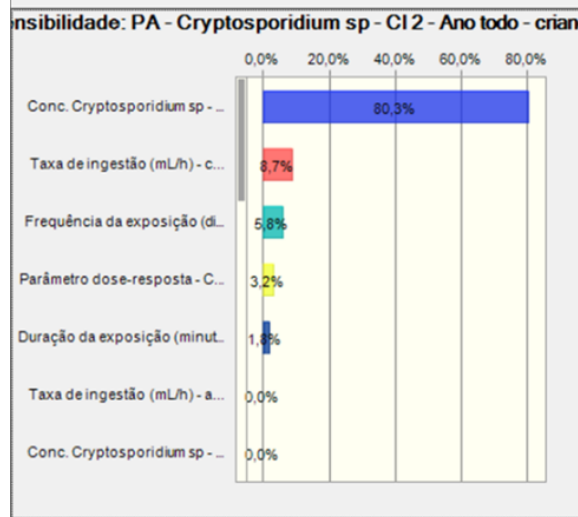
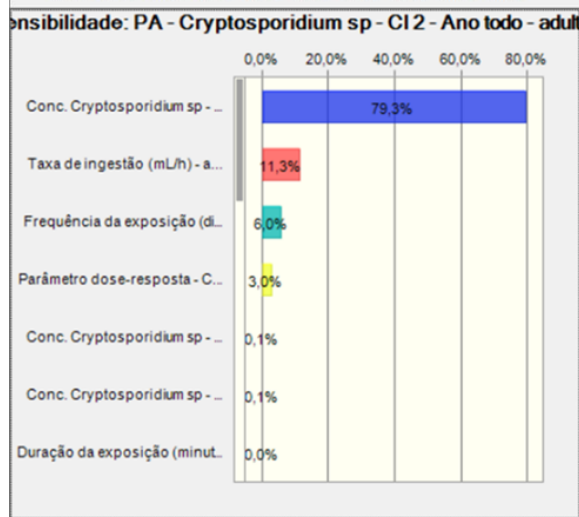
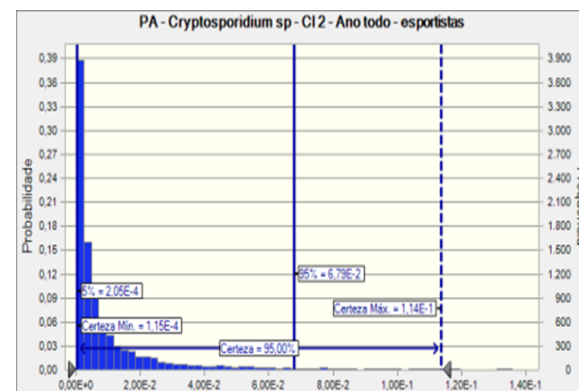
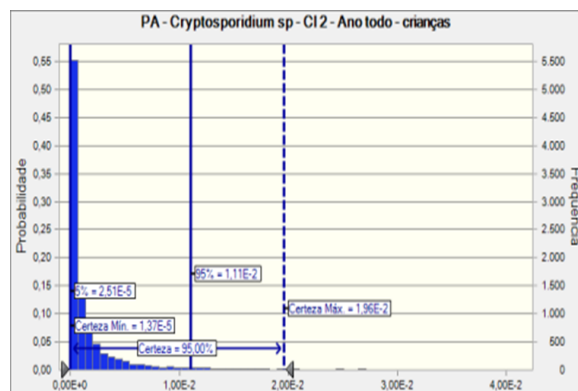
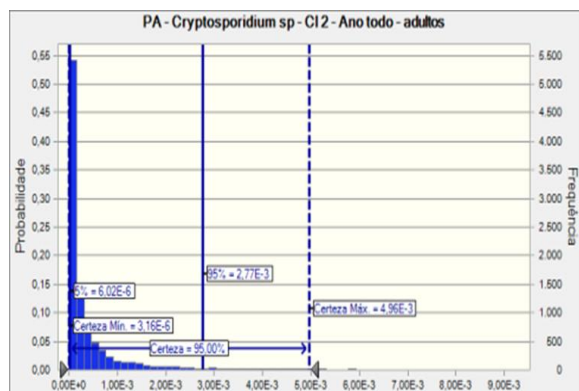
Apêndice 10 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 2 – estação seca.



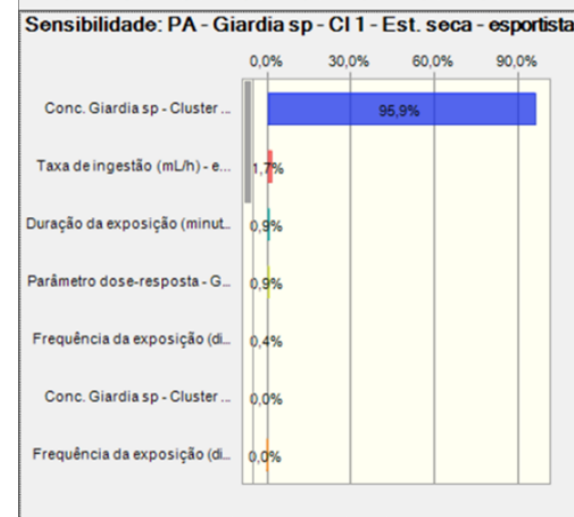
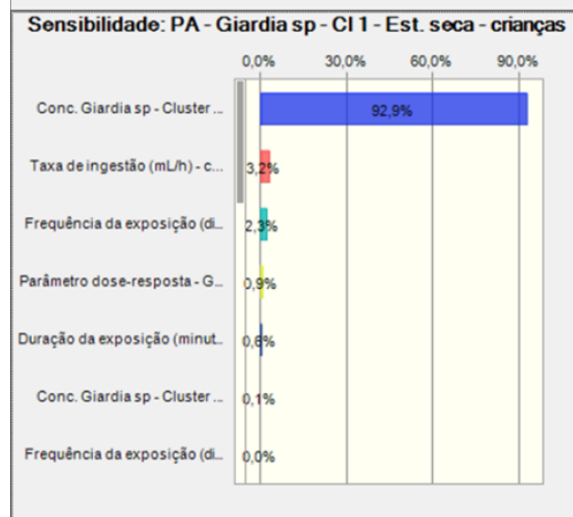
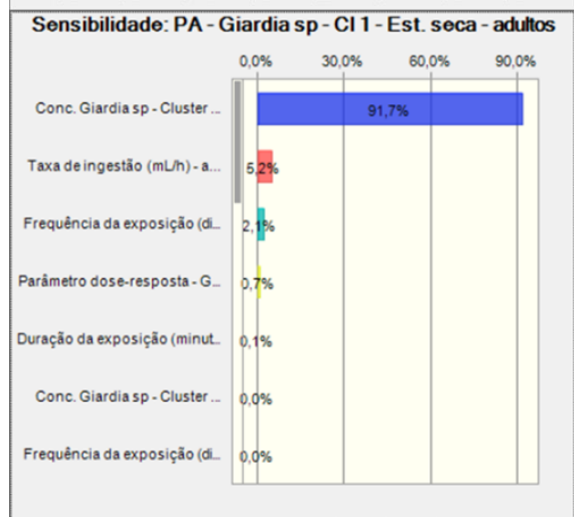
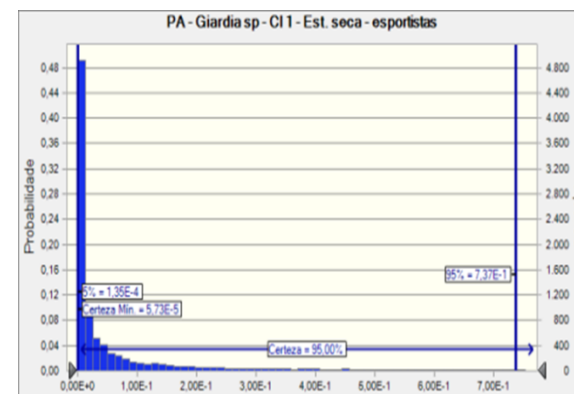
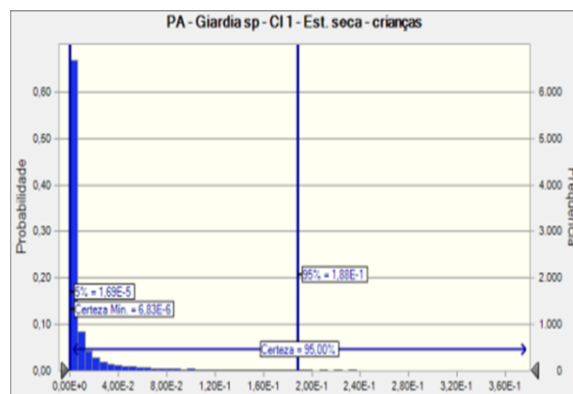
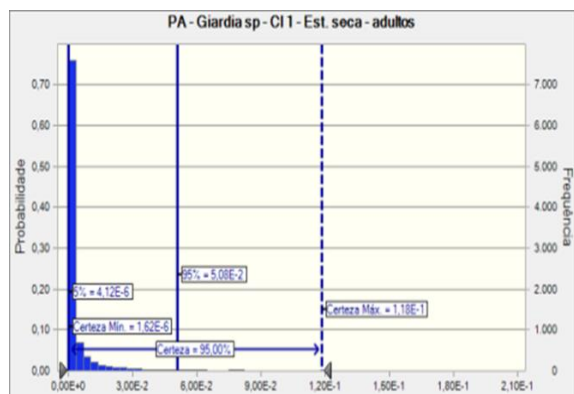
Apêndice 11 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 2 – estação chuvosa.



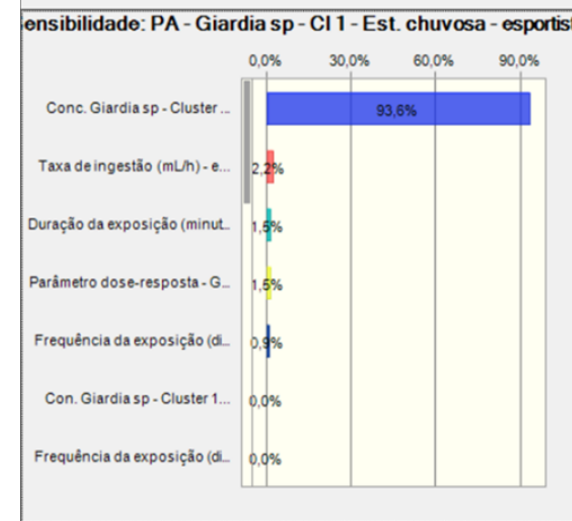
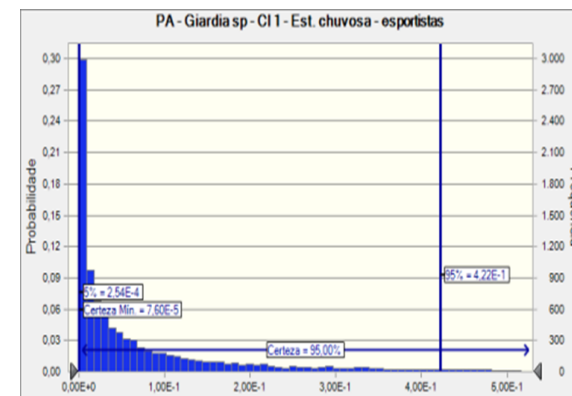
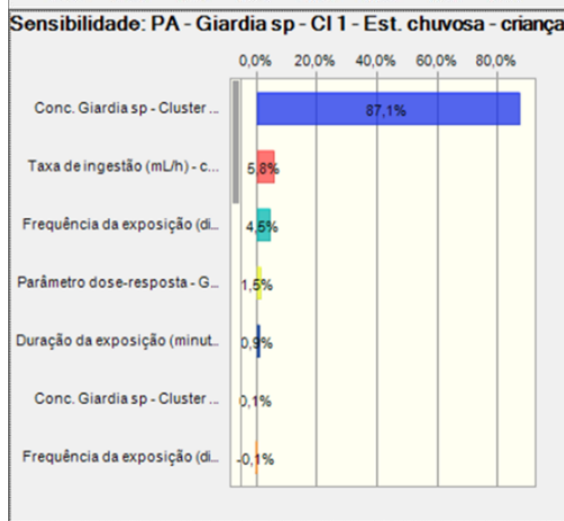
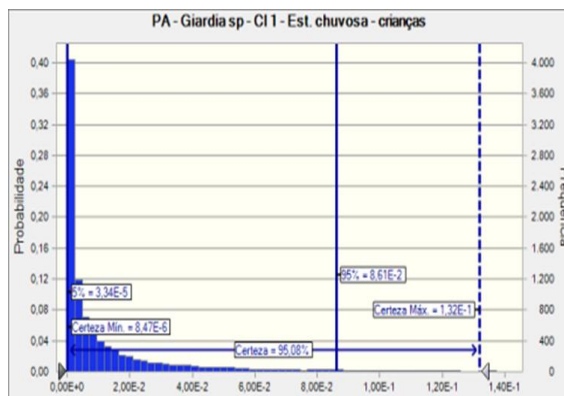
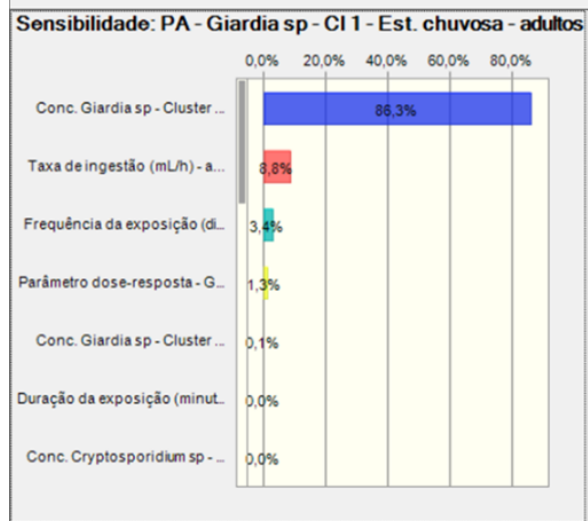
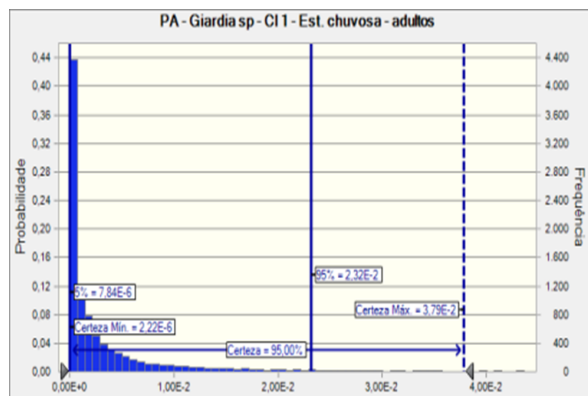
Apêndice 12 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Cryptosporidium* sp - agrupamento 2 – todos os dados.



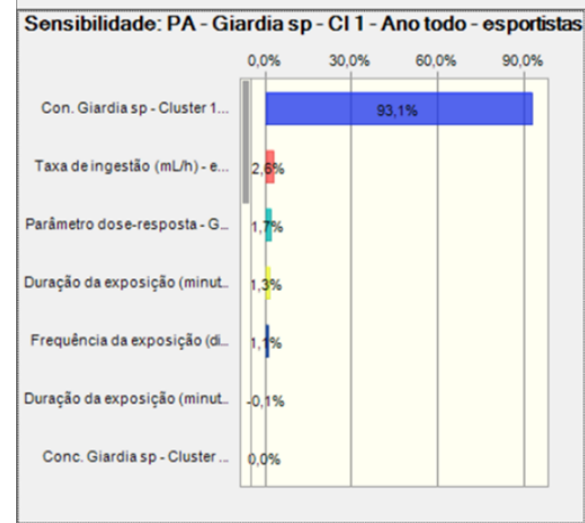
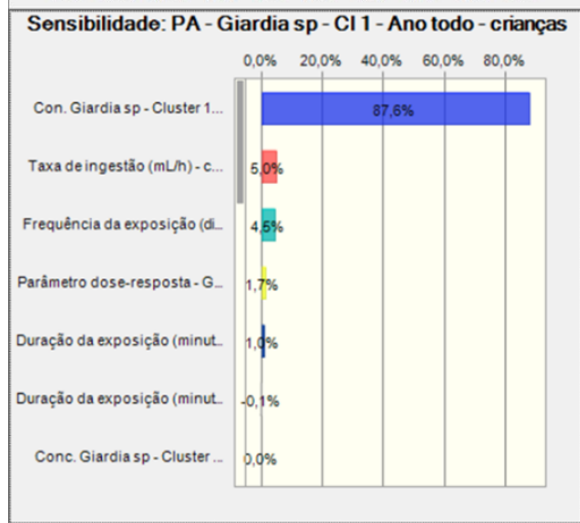
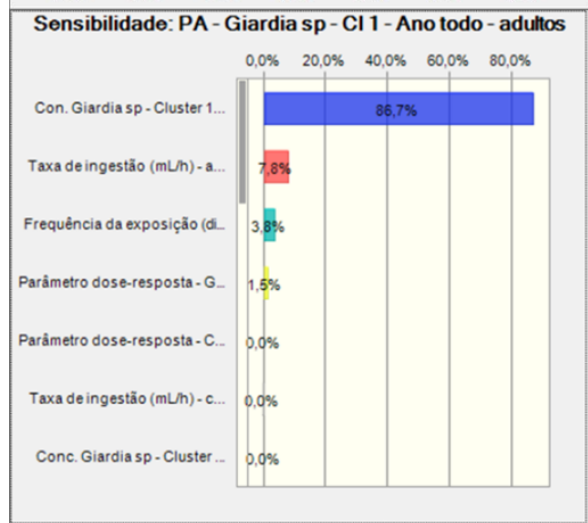
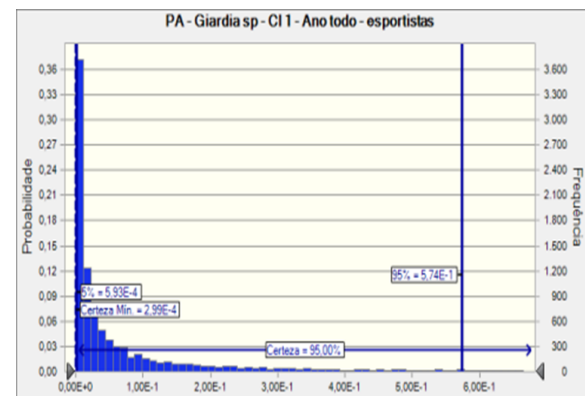
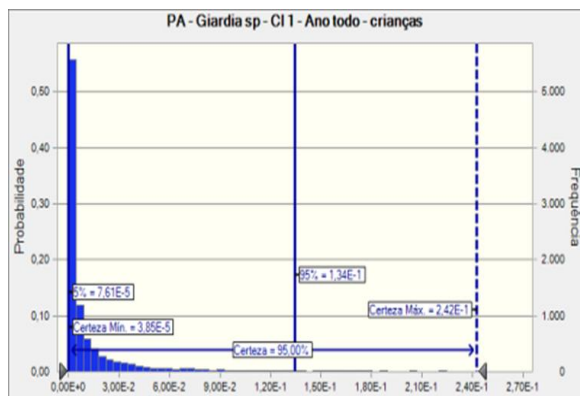
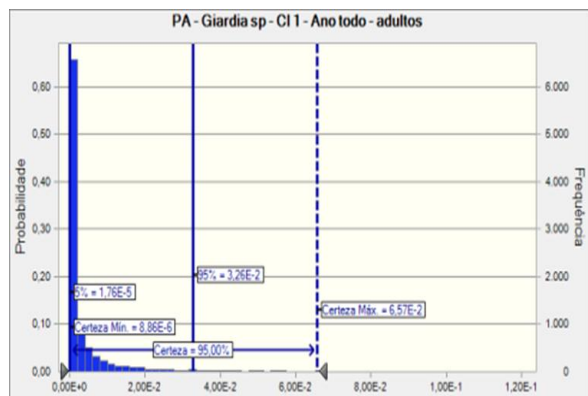
Apêndice 13 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 1 – estação seca.



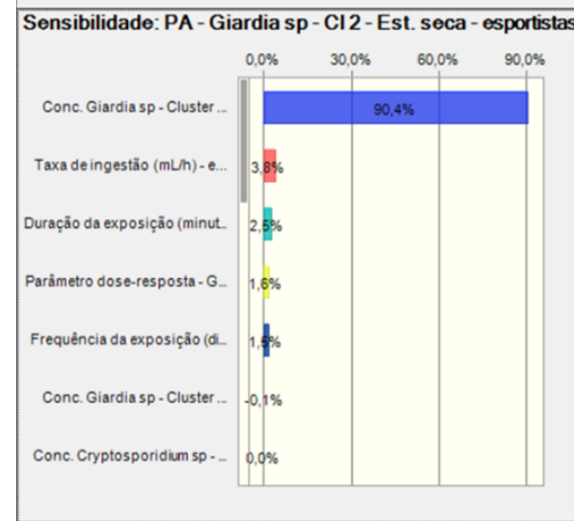
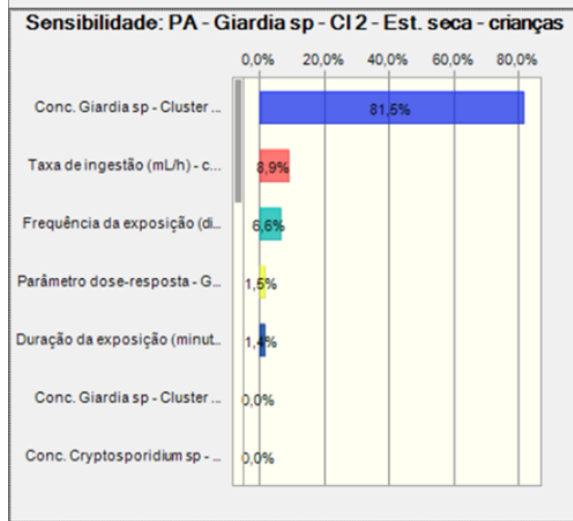
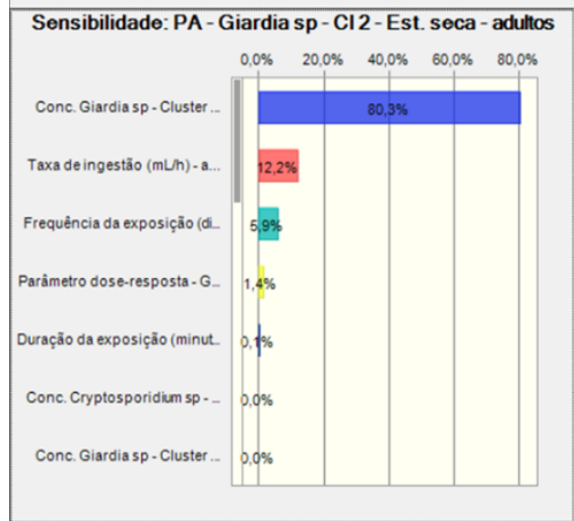
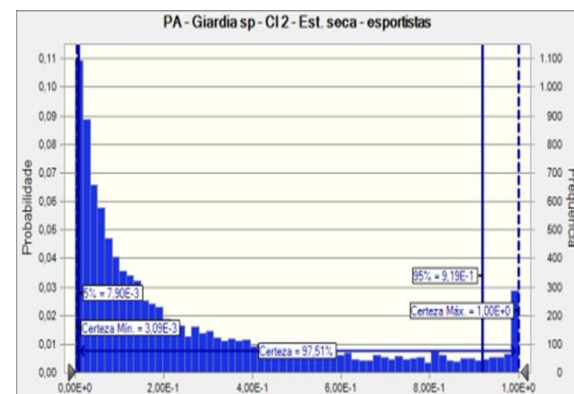
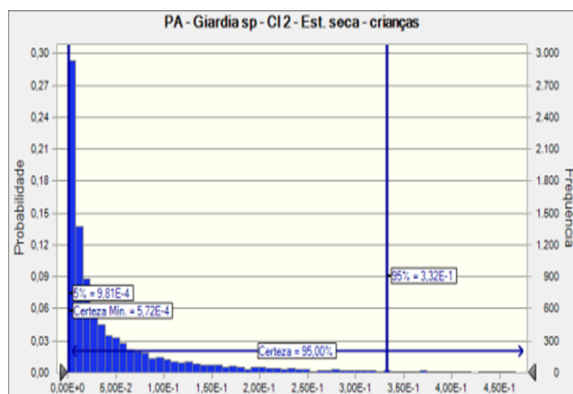
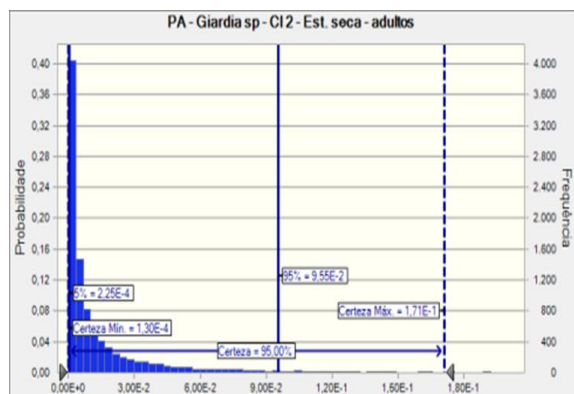
Apêndice 14 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 1 – estação chuvosa.



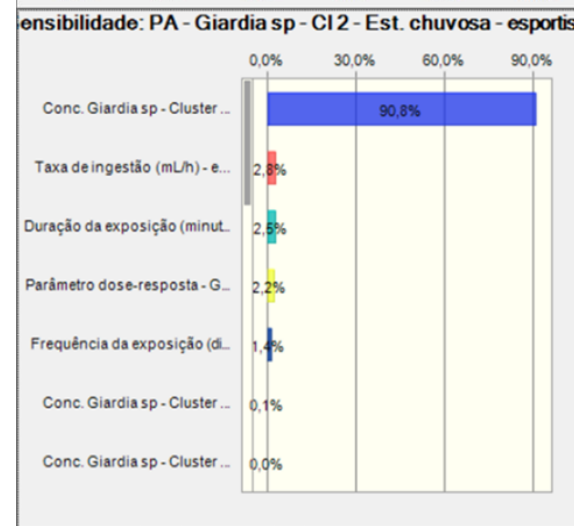
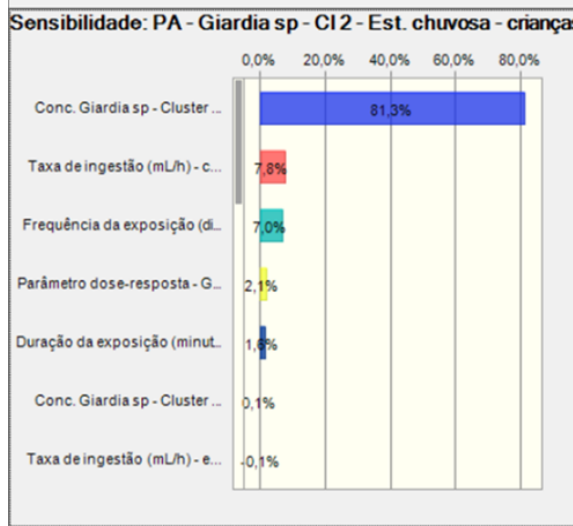
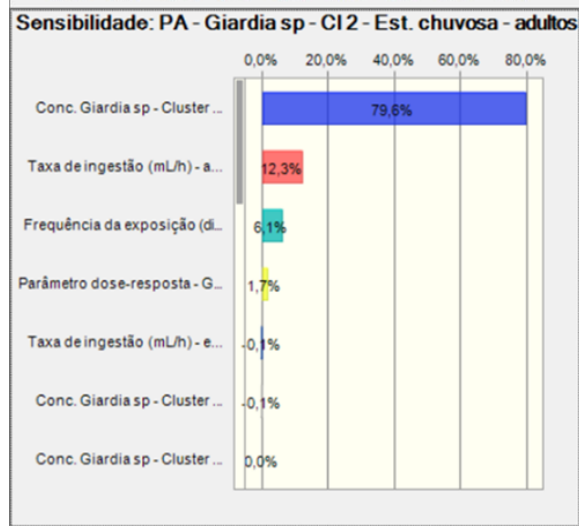
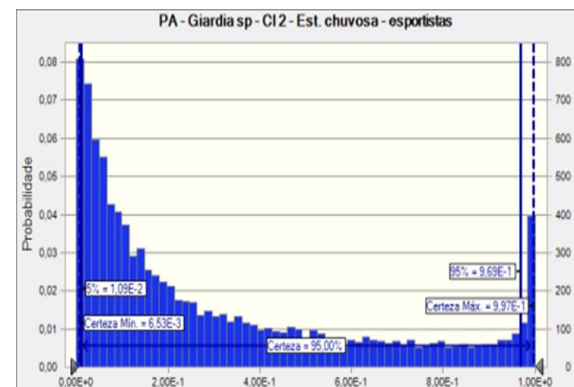
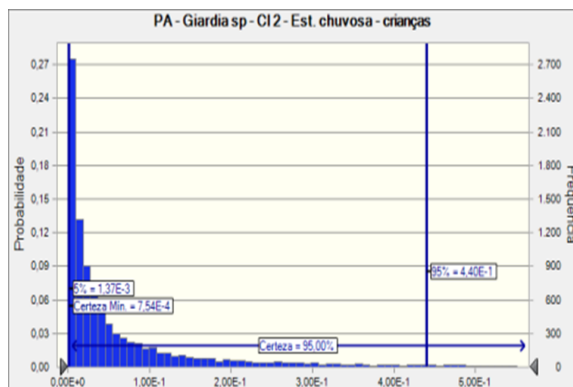
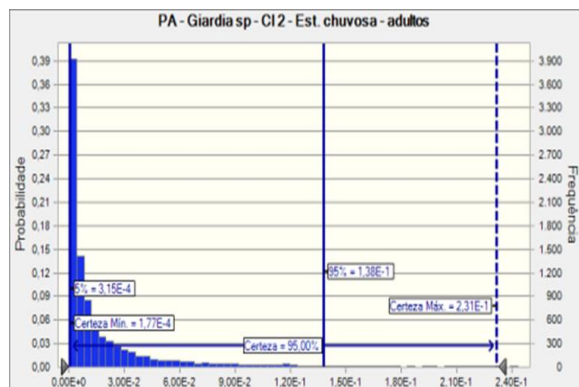
Apêndice 15 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 1 – todos os dados.



Apêndice 16 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – estação seca.



Apêndice 17 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – estação chuvosa.



Apêndice 18 – Probabilidade anual de infecção e análise de sensibilidade para *Giardia* sp - agrupamento 2 – todos os dados.

