FABIO MULLER HIRAI

O uso de dados de precipitação e qualidade da água no gerenciamento de recursos hídricos com vistas à balneabilidade

São Paulo
2014

FABIO MULLER HIRAI

O uso de dados de precipitação e qualidade da água no gerenciamento de recursos hídricos com vistas à balneabilidade

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Engenharia

Orientador: Prof^a. Dr^a. Mônica Ferreira
do Amaral Porto

São Paulo
2014

FABIO MULLER HIRAI

O uso de dados de precipitação e qualidade da água no gerenciamento de recursos hídricos com vistas à balneabilidade

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Engenharia

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica Sanitária

Orientador: Prof^a. Dr^a. Mônica Ferreira
do Amaral Porto

São Paulo
2014

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 04 de junho de 2014.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

Catálogo-na-publicação

Hirai, Fabio Muller

**O uso de dados de precipitação e qualidade da água no gerenciamento de recursos hídricos com vista à balneabilidade / F.M. Hirai. -- versão corr. -- São Paulo, 2014.
170 p.**

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

**1.Qualidade da água 2.Recursos hídricos (Gerenciamento)
3.Balneabilidade I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II.t.**

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Irene e Norio, e a minha família, especialmente a Oma, pelo incentivo e apoio em todas as fases de minha vida.

A meu irmão Daniel, pela inspiração, idéias, ajudas e suporte.

A Vanessa, pelo amor, compreensão e apoio incondicional.

Ao Rudi, pelas incontáveis ocasiões em que permaneceu ao meu lado durante as jornadas de trabalho.

A Prof^a. Monica Porto, por acreditar no potencial e me apoiar desde o curso de graduação em Engenharia Ambiental.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES – por me conceder bolsa de estudo dentro do Programa de Demanda Social.

Aos engenheiros do DAEE, que me atenderam cordialmente e me ajudaram a obter os dados requeridos.

A Dr^a. Cláudia Lamparelli e a equipe da Cetesb, que me auxiliaram e disponibilizaram dados imprescindíveis para a realização desse trabalho.

Aos meus amigos Felipe, Rafael e Ricardo, pelo companheirismo, amizade e diversão.

A todos os meus amigos que me apoiaram e proporcionaram momentos de descontração durante esses anos.

RESUMO

O trabalho teve como foco o estudo da balneabilidade em duas praias de rios do Estado de São Paulo – Balneário Reino das Águas Claras no Rio Piracuama (Pindamonhangaba, UGRHI 2) e Cachoeira das Emas no Rio Mogi-Guaçu (Pirassununga, UGRHI 9) – buscando correlacionar os níveis de concentração de indicadores fecais na água com níveis de precipitação próximos e a montante da praia. O objetivo principal foi desenvolver e aplicar ferramentas de predição das condições de balneabilidade, buscando analisar e comparar os resultados obtidos nas duas praias de estudo. Essas ferramentas baseiam-se em Níveis Limiares de Precipitação (*Rain Threshold Levels*) e modelos estatísticos, conforme metodologias descritas principalmente em estudos publicados pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) e pela United States Geological Survey (USGS). Foram utilizados dados das redes de monitoramento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) e do Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo (DAEE), do início de 2009 ao final de 2012. Em cada praia, foram desenvolvidas ferramentas de predição para aplicação no período seco (abril a setembro) e no período chuvoso (outubro a março), com base nos níveis de precipitação acumulada em 24, 48 e 72 horas que apresentaram correlação significativa com os níveis de indicadores fecais na água. Foi considerado um período de validação (ano de 2012) independente à calibração (2009 a 2011) dos modelos. As ferramentas desenvolvidas para a praia de Cachoeira das Emas mostraram-se mais complexas do que as da praia de Balneário Reino das Águas Claras, por estar inserida em bacia hidrográfica de maiores dimensões e considerar dados de várias estações pluviométricas nos modelos de regressão. As correlações significantes ($p < 0,05$) verificadas entre as concentrações de indicadores fecais na água e os diferentes níveis acumulados de precipitação foram positivas em ambas as praias. Pelo fato das redes de monitoramento possuir objetivos distintos, nem todos os eventos de precipitação que ocorreram durante o período de estudo puderam ser relacionados com um valor de concentração de indicador fecal na água, pois resultados microbiológicos pareados com níveis nulos ou insignificantes de precipitação não foram considerados, justamente pelo fato das ferramentas serem baseadas em chuva. As diferentes ferramentas desenvolvidas apresentaram níveis variados de especificidade e sensibilidade, ou seja, a capacidade de prever

corretamente as situações de boa e má condição de balneabilidade, respectivamente. Concluiu-se que existe potencial para aplicação dessas ferramentas, porém é preciso um esforço de monitoramento conjunto dos parâmetros modelados para obter a quantidade necessária de dados necessários à boa calibração e validação, o que, conseqüentemente, demandaria recursos adicionais. O cenário ideal para empregá-las seria em praias bastante frequentadas num determinado período do ano, sendo a principal fonte de poluição identificada como difusa, conseqüente do escoamento de drenagem. A fim de melhorar seu desempenho, é possível empregar outras variáveis ambientais além de níveis de precipitação, como por exemplo, a turbidez, a vazão e o nível dos rios, desde que sejam monitorados sistematicamente junto com as condições de balneabilidade.

Palavras-Chave: Balneabilidade. Precipitação. *Rain Threshold Levels*. Modelos estatísticos. Rio Piracuama. Balneário Reino das Águas Claras. Rio Mogi-Guaçu. Cachoeira das Emas.

ABSTRACT

This study was focused on the recreational water quality at two beaches located on rivers in the State of São Paulo, Brazil – Balneário Reino das Águas Claras at Piracuama River (City of Pindamonhangaba, UGRHI 2) and Cachoeira das Emas at Mogi-Guaçu River (City of Pirassununga, UGRHI 9) – in order to correlate concentration levels of faecal indicators in water with rainfall levels near the beach and upstream in the watershed. The main objective was the development and evaluation of predictive tools for bathing water conditions, seeking to analyze and compare the results obtained for both beaches considered in the study. These tools are based on rain threshold levels and statistical models, which methodologies are described mainly in studies published by the United States Environmental Protection Agency (USEPA) and the United States Geological Survey (USGS). Data used were collected from the monitoring networks of the State of São Paulo's environmental agency (Cetesb) and department of water and energy (DAEE), from 2009 to 2012. At each beach, predictive tools were developed for the dry season (April to September) and the rainy season (October to March), based on levels of accumulated rainfall in 24, 48 and 72 hours significantly correlated with concentrations of faecal indicators in water. Model development considered a validation period (year of 2012) independent from the calibration period (2009-2011). Predictive tools developed for the Cachoeira das Emas were more complex than those for the Balneário Reino das Águas Claras, because the beach is inserted into a larger watershed and its regression models considered data from various rainfall stations. The significant correlations (p value < 0,05) observed between concentrations of faecal indicators in water and accumulated levels of rainfall were positive for both beaches. Because the monitoring networks have different objectives, not all rainfall events that occurred during the period of the study were related to a concentration value of faecal indicator in the water, as microbiological results paired with null or insignificant levels of precipitation were not considered, precisely because the predictive tools are based on rainfall. The different tools developed showed varying levels of specificity and sensitivity, i.e., the ability to correctly predict good and bad conditions of bathing. The conclusion is that there is a potential for application of predictive tools, however, additional effort is required on monitoring systematically the model's parameters in order to obtain the necessary amount of data to achieve a good calibration and validation of the models;

consequently, additional resources are required. The ideal scenario would be using the model during a certain period of the year, at beaches quite frequented, for which diffuse pollution is the main contribution, such as the drainage runoff. Aiming to improve the performance of this type of tool, one can also employ other environmental variables besides precipitation levels, such as turbidity, flow rate and river level, as long as these parameters are systematically monitored with the bathing water conditions.

Keywords: Bathing. Recreational water quality. Precipitation. Rain Threshold Levels. Statistical models. Piracuama River. Balneário Reino das Águas Claras. Mogi-Guaçu River. Cachoeira das Emas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Grupo de microrganismos indicadores de poluição fecal	39
Figura 2	- Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo	56
Figura 3	- Localização e delimitação aproximada da bacia hidrográfica do Rio Piracuama	77
Figura 4	- Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Piracuama	79
Figura 5	- Localização de estações pluviométricas em relação à praia de Balneário Reino das Águas Claras	85
Figura 6	- Compartimentos estabelecidos em 1995 para subdivisão do gerenciamento da bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu	94
Figura 7	- Uso e ocupação do solo nos compartimentos de interesse a montante da praia de Cachoeira das Emas	97
Figura 8	- Localização aproximada de estações pluviométricas em relação à praia de Cachoeira das Emas	104

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	- Informações dos principais microrganismos patogênicos de transmissão por via hídrica	32
Quadro 2	- Padrões de balneabilidade aplicáveis para o indicador <i>E.coli</i> no Estado de São Paulo	41
Quadro 3	- Índice de balneabilidade (qualificação anual)	58
Quadro 4	- Questões relevantes para o desenvolvimento, aplicação e administração das ferramentas de predição	60
Quadro 5	- Classificação do Índice de Balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras de 2009 a 2012	84
Quadro 6	- Estações pluviométricas em operação relativas à praia Balneário Reino das Águas Claras	85
Quadro 7	Lista das melhores ferramentas de predição de balneabilidade obtidas para a praia Balneário Reino das Águas Claras	93
Quadro 8	- Caracterização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu no Estado de SP	95
Quadro 9	- Classificação do Índice de Balneabilidade da praia de Cachoeira das Emas de 2009 a 2012	103
Quadro 10	- Estações pluviométricas em operação na bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu dentro dos compartimentos do Alto Mogi e Jaguari Mirim	103
Quadro 11	- Lista das melhores ferramentas de predição de balneabilidade obtidas para a praia de Cachoeira das Emas	115

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	- Diagrama Box Plot dos dados anuais de balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras	81
Gráfico 2	- Resultados do monitoramento de balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras ao longo do tempo	82
Gráfico 3	- Histograma de frequências dos dados de balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras (2009 a 2012)	83
Gráfico 4	- Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período chuvoso).....	89
Gráfico 5	- Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período seco).....	90
Gráfico 6	- Dados da concentração de coliformes termotolerantes na praia de Cachoeira das Emas (2007 a 2012)	99
Gráfico 7	- Diagrama Box Plot dos dados anuais de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas (2009 a 2012)	100
Gráfico 8	- Resultados do monitoramento de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas ao longo do tempo (2009 a 2012)	101
Gráfico 9	- Histograma de frequências dos dados de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas	102
Gráfico 10	- Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso)	107
Gráfico 11	- Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período seco)	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Critérios para águas “próprias” da Resolução CONAMA nº 274/2000	40
Tabela 2	- Dados do serviço de saneamento básico dos municípios de Pindamonhangaba e Tremembé	77
Tabela 3	- Estatísticas descritivas dos dados anuais de balneabilidade – Balneário Reino das Águas Claras	81
Tabela 4	- Frequências relativa e acumulada dos dados de balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras – 2009 a 2012	83
Tabela 5	- Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os níveis de precipitação acumulada e os valores de logaritmos na base 10 da concentração de <i>E. coli</i> – Balneário Reino das Águas Claras (2009 a 2011)	87
Tabela 6	- Uso do solo em 2007 nos compartimento Alto Mogi e Jaguari Mirim, a montante da praia de Cachoeira das Emas	95
Tabela 7	- Dados do serviço de saneamento básico de municípios a montante da praia de Cachoeira das Emas.....	96
Tabela 8	- Estatísticas descritivas anuais dos dados de balneabilidade – Cachoeira das Emas (2009 a 2012)	100
Tabela 9	- Frequências relativa e acumulada dos dados de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas	102
Tabela 10	- Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os níveis de precipitação acumulada e os valores de logaritmos na base 10 da concentração de coliformes termotolerantes – Cachoeira das Emas (2009 a 2011)	106
Tabela 11	- Validação da Ferramenta A	117

Tabela 12	- Validação da Ferramenta B	118
Tabela 13	- Validação da Ferramenta C	120
Tabela 14	- Validação da Ferramenta D	121
Tabela 15	- Validação da Ferramenta E	122
Tabela 16	- Resumo dos resultados de validação das ferramentas de predição da praia Reino das Águas Claras	123
Tabela 17	- Validação da Ferramenta F.....	124
Tabela 18	- Validação da Ferramenta G	126
Tabela 19	- Validação da Ferramenta H	127
Tabela 20	- Validação da Ferramenta I	129
Tabela 21	- Validação da Ferramenta J	130
Tabela 22	- Resumo dos resultados de validação das ferramentas de predição da praia Cachoeira das Emas	131

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
CBHMOGI	Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu
Cetesb	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Conama	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
FCR	Fundação Cristiano Rosa
FCTH	Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica
IB	Índice de balneabilidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEC	International Electrotechnical Commission
ISO	International Organization for Standardization
log₁₀	Logaritmo na base 10
pH	Potencial hidrogeniônico
PRESS	Predicted Residual Error Sum of Squares
qPCR	Quantitative Polymerase Chain Reaction
Sabesp	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SEPA	Scottish Environment Protection Agency
UFC	Unidade formadora de colônia
UGRHI	Unidade de gerenciamento de recursos hídricos
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey
VIF	Fator de Inflação de Variância
WHO	World Health Organization (Organização Mundial da Saúde)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	OBJETIVOS	20
1.2	JUSTIFICATIVA	21
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
2.1	O CONCEITO DE BALNEABILIDADE	24
2.1.1	Uso da água para recreação e os riscos à saúde envolvidos	24
2.1.2	Microrganismos patogênicos	27
2.1.3	Algas e Cianobactérias	32
2.2	INDICADORES DE POLUIÇÃO FECAL	36
2.2.1	Resolução Conama nº 274/2000	39
2.2.2	Outras abordagens de avaliação de balneabilidade	41
2.2.3	Limitações do uso de bactérias indicadoras fecais	44
2.2.4	Indicadores alternativos de poluição fecal	46
2.3	FATORES DE INFLUÊNCIA ÀS CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE	49
2.4	GERENCIAMENTO E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE PRAIAS	52
2.4.1	Monitoramento da balneabilidade de águas doces em SP	55
2.5	CONCEITOS DE MODELOS E FERRAMENTAS DE PREDIÇÃO..	58
2.5.1	Níveis limiares de precipitação (<i>rain threshold levels</i>)	61
2.5.2	Modelos estatísticos	64
2.5.3	Modelos determinísticos	67
3	METODOLOGIAS	69
3.1	DESENVOLVIMENTO DE FERRAMENTAS DE PREDIÇÃO	70
4	DESCRIÇÃO DOS ESTUDOS DE CASO E FERRAMENTAS DESENVOLVIDAS	76
4.1	BALNEÁRIO REINO DAS ÁGUAS CLARAS	76
4.1.1	Análise da série de dados de balneabilidade	80
4.1.2	Análise das séries de dados de precipitação	84
4.1.3	Desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade.....	86
4.2	CACHOEIRA DAS EMAS	93
4.2.1	Análise da série de dados de balneabilidade	98
4.2.2	Análise das séries de dados de precipitação	103
4.2.3	Desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade.....	105

5	RESULTADOS DE VALIDAÇÃO DAS FERRAMENTAS	116
5.1	BALNEÁRIO REINO DAS ÁGUAS CLARAS	116
5.1.1	Ferramenta A	116
5.1.2	Ferramenta B	117
5.1.3	Ferramenta C	119
5.1.4	Ferramenta D	120
5.1.5	Ferramenta E	121
5.2	CACHOEIRA DAS EMAS	123
5.2.1	Ferramenta F	123
5.2.2	Ferramenta G	125
5.2.3	Ferramenta H	126
5.2.4	Ferramenta I	128
5.2.5	Ferramenta J	129
6	ANÁLISES E DISCUSSÕES	132
7	CONCLUSÕES	142
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145
	APÊNDICE A – Registro fotográfico da praia de Balneário Reino das Águas Claras	158
	APÊNDICE B – Registro fotográfico da praia de Cachoeira das Emas.....	164

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento indispensável ao meio ambiente e a diversas atividades desenvolvidas pelo ser humano. Podemos citar principalmente as necessidades biológicas, irrigação de lavouras, meio de transporte (navegação), geração de energia, operações de trocas térmicas (refrigeração de máquinas e equipamentos), usos em processos industriais e construtivos, limpeza e higiene, transporte e destino final de efluentes líquidos.

A água também é muito utilizada como meio de atividades de recreação em rios, lagos, reservatórios e praias litorâneas, podendo existir o contato direto da água do meio ambiente natural com os indivíduos que a utilizam. A prática de atividades físicas na água (como a natação) e o uso do meio aquático para relaxamento podem trazer diversos benefícios à saúde, tais como diminuir riscos cardiovasculares e promover efeitos benéficos às articulações e ao bem-estar (POND, 2005). O uso da água para recreação ainda pode ter importância fundamental no desenvolvimento socioeconômico de regiões em que o turismo figura entre as principais atividades desenvolvidas, pois é um atrativo para a visitação de turistas (WHO, 2003).

É compreensível que cada tipo de uso da água demande características qualitativas diferentes, avaliadas através de parâmetros e padrões de qualidade. As exigências quanto ao grau de pureza absoluta ou relativa variam de acordo com o emprego que será feito da água, exigida uma qualidade mínima a ser preservada para o uso. Dentre esses, a recreação é um tipo de uso que demanda um alto grau de qualidade para que não haja risco significativo de causar efeitos negativos à saúde dos usuários, já que estes podem estar em diferentes graus de contato com o corpo hídrico e existe a possibilidade de ingestão da água.

A contaminação microbiológica figura entre os principais riscos inerentes à recreação em águas naturais. Outros riscos consideráveis incluem afogamentos, ocorrência de lesões corporais em acidentes físicos, exposição extrema a raios ultravioleta, lesões decorrentes de contatos com animais aquáticos perigosos e venenosos, vetores de doenças, toxinas de cianobactérias e contaminantes químicos (REES et al., 2000).

A qualidade da água destinada para recreação constitui a balneabilidade. Os critérios de balneabilidade em águas brasileiras são definidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama – nº 274, publicada em 29 de novembro de 2000, a qual dispõe sobre o uso de parâmetros microbiológicos (indicadores de poluição fecal) e sobre os critérios de monitoramento e avaliação das condições de balneabilidade de corpos hídricos naturais doces, salinos e salobros.

De acordo com Branco (1991):

A ação antropogênica é talvez responsável pelas maiores alterações na composição da água. Os rios vêm sendo depositários de rejeitos constantemente, alterando o estado natural do meio aquático. Cargas orgânicas de esgotos urbanos são lançadas nos corpos hídricos, emissários submarinos causam impactos no litoral, as indústrias geram e descartam uma série de compostos sintéticos e metais pesados, a agricultura é responsável pela presença de pesticidas e excesso de fertilizantes na água. As alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre a biosfera.

Segundo Luca (1991), a má disposição final de esgotos e de efluentes industriais constitui o grande problema de agressão aos recursos hídricos brasileiros; centros urbanos podem ter sistemas de esgotamento em más condições de operação ou simplesmente não possuir nenhum.

Praias urbanas são tipicamente localizadas em áreas povoadas e no geral apresentam mudanças constantes na qualidade da água, influenciadas por fontes pontuais e não-pontuais de poluição.

Ademais dos lançamentos pontuais, o escoamento de drenagem pluvial é um meio de transporte de cargas de poluentes acumulados na bacia hidrográfica que aportam nos corpos hídricos de maneira difusa e intermitente, a partir da ocorrência e intensidade de eventos de precipitação. Estudos já mostraram que as contagens de coliformes termotolerantes em escoamentos urbanos são tipicamente de milhares a milhões de coliformes por 100 ml (NOVOTNY, 2003). Diferentemente das cargas pontuais, as cargas de poluição difusa são difíceis de identificar e controlar de maneira efetiva.

Hoje está claro que o gerenciamento dos recursos hídricos, a redução da poluição e a obtenção de níveis aceitáveis de qualidade da água, constituem uma questão menos tecnológica e mais política, institucional e econômica (NOVOTNY, 2003). No Brasil, não é raro observar ocupações habitacionais localizadas em áreas ambientalmente frágeis, não permitidas pelo zoneamento e que, comumente, não são atendidas pelo serviço de coleta e tratamento de esgoto; situação que pode contribuir para uma maior degradação da qualidade da água em suas proximidades.

Nesse cenário, as praias eventualmente podem atuar como receptores de cargas de poluição, colocando em risco a saúde daqueles que as frequentam. No Estado de São Paulo, o gerenciamento da balneabilidade de praias interiores e litorâneas é realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb – através do monitoramento da concentração de indicadores fecais na água, gerando uma classificação de qualidade “própria” ou “imprópria” para o banho, de acordo com as diretrizes estabelecidas na Resolução Conama nº 274/2000. Essa classificação é comunicada à população através de boletins semanais divulgados pela agência e visa alertar as pessoas quanto ao uso das praias para o nado e os consequentes riscos à saúde envolvidos com o contato com água de má qualidade.

Ademais da metodologia tradicional de avaliação com base no monitoramento da concentração de indicadores fecais na água ao longo do tempo, a qual é empregada em diversas praias do mundo há anos, outra abordagem que vem sendo desenvolvida e aplicada em algumas praias de países como os Estados Unidos (USEPA, 2010) e a Escócia (STIDSON et al., 2012), é o uso de ferramentas de predição das condições de balneabilidade de praias, a partir de variáveis ambientais e respectivas correlações com a qualidade da água.

A pesquisa de modelos de predição da qualidade de águas para recreação foi considerada pela agência ambiental americana – *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) – um dos pontos de maior relevância para o desenvolvimento da ciência que envolve as diversas questões acerca da balneabilidade (USEPA, 2007).

Modelos simples baseados em níveis de precipitação buscam identificar a magnitude de tormentas correlacionadas com a ocorrência de altas concentrações de bactérias indicadoras na praia, possibilitando a emissão de um alerta de risco microbiológico. Outros modelos mais complexos buscam estimar a concentração de indicadores fecais na água e/ou a probabilidade de excedência dos padrões de qualidade regulamentados, através de múltiplas variáveis explanatórias ambientais, meteorológicas e/ou hidrológicas, com o mesmo fim de alertar a população sobre condições que podem apresentar risco à saúde pelo contato direto com água potencialmente contaminada por patogênicos (OLYPHANT, 2005).

Incluem aí modelos empíricos de natureza estatística, que se baseiam em regressões simples ou com múltiplas variáveis, e modelos determinísticos, recomendados para locais onde as cargas pontuais de poluição são identificadas e causam os impactos mais significantes (USEPA, 1999a, 2010).

1.1 Objetivos

Este trabalho tem foco na pesquisa e desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade de praias interiores de água doce em rios, através de estudos sobre a correlação entre a concentração de bactérias indicadoras fecais na água e os níveis de precipitação que ocorrem dentro ou próximo da bacia hidrográfica em que estão inseridas. Praias litorâneas não fazem parte do escopo.

Com base em metodologias americanas de construção de modelos estatísticos de predição de balneabilidade (FRANCY e DARNER, 2006; USEPA, 1999a, 2010), buscou-se nos estudos de caso identificar níveis de precipitação correlacionados com a ocorrência de altas concentrações de indicadores de poluição fecal na água das praias, excedendo os padrões de balneabilidade definidos na legislação brasileira.

A avaliação de balneabilidade nesse estudo é dada exclusivamente em relação à concentração de bactérias na água, como indicador mais relevante do ponto de vista da saúde pública, ou seja, não são contempladas análises de matriz arenosa,

sedimentos e avaliações que envolvam concentrações de algas e seus subprodutos tóxicos na água.

Foram selecionadas duas praias interiores para o estudo de caso, ambas contempladas pela rede de monitoramento semanal de balneabilidade da Cetesb:

- Balneário Reino das Águas Claras, no Rio Piracuama, UGRHI 2.
- Cachoeira das Emas, no Rio Mogi Guaçu, UGRHI 9.

A finalidade é verificar os resultados obtidos em dois cenários diferentes, pois estão localizadas em bacias hidrográficas com características acentuadamente distintas.

Essa pesquisa visa o aprimoramento do processo de gestão de praias e, por conseguinte, o aumento da segurança da população usuária, complementando a tradicional abordagem de monitoramento de indicadores fecais de forma a incorporar uma ferramenta de predição simples, baseada nas características de precipitação que podem influenciar a mudança dos níveis bacteriológicos na água.

1.2 Justificativa

Más condições de balneabilidade geram aspectos negativos, incluindo casos de enfermidades comumente associadas à recreação em águas impróprias, como: gastroenterites, doenças respiratórias agudas e infecções nos olhos e garganta. Somente nos dois principais reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo, Billings e Guarapiranga, a população usuária nos finais de semana dos períodos mais quentes do ano pode chegar a ser maior que 40.000 pessoas (CETESB, 2005), podendo estar expostas à contaminação microbiológica sob condições impróprias de balneabilidade.

Dwight et al. (2005) demonstraram que as doenças resultantes da exposição em águas de praias costeiras contaminadas podem gerar um custo econômico significativo tanto para o indivíduo que contrai a doença como para os serviços públicos de saúde.

É de conhecimento que as regulamentações de qualidade das águas recreacionais primariamente ou exclusivamente baseadas na contagem de indicadores fecais, tal como é realizado no Brasil, possuem algumas limitações (WHO, 1999), tais como:

- ✓ A comunicação sobre a qualidade da água fica baseada em resultados retrospectos, sendo feita após a exposição humana ao perigo;
- ✓ O risco à saúde é primariamente oriundo da excreta humana, sendo que os indicadores tradicionais podem derivar de outras fontes;
- ✓ Enquanto as praias são classificadas como próprias ou impróprias, há um gradiente de severidade, variedade e frequência de efeitos na saúde com o aumento da poluição por esgotos, não sendo quantificado por esse tipo de monitoramento/avaliação.

As atuais metodologias analíticas de cultura empregadas na quantificação dos níveis de indicadores fecais na água chegam a demorar entre 24 a 48 horas para a obtenção dos resultados (USEPA, 2010). Estudos científicos já comprovaram que há uma grande variabilidade dos níveis de indicadores fecais na água das praias ao longo do tempo, sejam semanas, dias e até mesmo horas, dependendo de diversos fatores específicos de cada situação (BOEHM et al., 2002; CROWTHER et al., 2001). Sendo assim, praias que na ocasião da coleta de amostra apresentassem baixos índices de indicadores fecais, poderiam, quando a população tomasse conhecimento dessa classificação, estar com condições comprometidas ou, ao contrário, praias consideradas impróprias poderiam ter suas condições sanitárias melhoradas (CETESB, 2005).

Desse modo, a classificação adotada não reflete, necessariamente, a situação no momento da utilização da praia, pois se baseia na qualidade da praia ao longo das últimas cinco semanas, indicando a condição mais comum daquelas águas (CETESB, 2005). O monitoramento semanal consegue apresentar um quadro geral da qualidade, diferenciando praias sistematicamente impactadas das praias limpas, sem contemplar variações dos níveis de indicadores fecais em curtos espaços de tempo, por exemplo entre os dias num final de semana.

Se a metodologia tradicional de avaliação considerasse essa variação, seria possível evitar, em parte, que os usuários se exponham a um possível perigo de contaminação microbiológica existente, porém não comunicado, ou que deixem de utilizar a água para seu lazer devido a uma prudência desnecessária.

As chuvas constituem-se em uma das principais causas da deterioração da qualidade das praias. Esgoto, lixo e outros detritos são carregados através de galerias, córregos e canais de drenagem na ocorrência de chuvas, produzindo um aumento considerável na densidade de bactérias nas águas utilizadas para fins de recreação (CETESB, 2002). Através das séries de dados de precipitação na bacia hidrográfica e resultados do monitoramento de balneabilidade de uma respectiva praia, pretende-se investigar a correlação entre essas variáveis e determinar níveis de precipitação como indicador alternativo de balneabilidade. Esse indicador seria, portanto, um limite de precipitação a ser utilizado como referência para emissão de alertas de risco microbiológico, em ocasiões quando for ultrapassado.

Hoje, os processos de gerenciamento da balneabilidade de diversas praias dos Estados Unidos, em regiões como a Califórnia, Connecticut, Delaware, Havaí, New Jersey, New York e Wisconsin (USEPA, 2010) já utilizam metodologias que incorporam dados pluviométricos na predição das condições de balneabilidade. Ademais, autores escoceses (McPHAIL e STIDSON, 2009) e americanos (ACKERMAN e WEISBERG, 2003) já publicaram resultados positivos a respeito de programas de monitoramento de praias que utilizam modelos de regressão simples para predição das condições de balneabilidade.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O Conceito de Balneabilidade

Conforme definição da Cetesb (2011a):

A qualidade da água para fins de recreação constitui a balneabilidade, sendo necessário para sua avaliação o estabelecimento de critérios objetivos. Tais critérios devem estar baseados em indicadores a serem monitorados e seus valores confrontados com padrões pré-estabelecidos, para que se possam identificar as condições de balneabilidade em um determinado local.

É compreensível que o uso e a respectiva qualidade das águas naturais destinadas à recreação podem apresentar alguns riscos e consequências à saúde, os quais devem ser confrontados com os benefícios do uso da água como meio de relaxamento e execução de exercícios físicos aeróbicos (POND, 2005).

2.1.1 Uso da água para recreação e os riscos à saúde envolvidos

Conforme a Resolução Conama nº 274 de 2000, que define os critérios de balneabilidade aplicáveis no Brasil, as águas naturais destinadas à recreação podem ser águas doces (com salinidade igual ou inferior a 0,50‰), águas salobras (com salinidade compreendida entre 0,50‰ e 30‰) ou águas salinas (com salinidade igual ou superior a 30‰). Há diferentes meios de uso dos ambientes aquáticos para recreação, por exemplo: caminhar sob a interface água/solo, natação, mergulho, passeios de barco, canoagem, jet-ski, pesca ou mesmo um simples banho de sol próximo à água.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde – *World Health Organization* (WHO) – os perigos à saúde humana associados com o uso de recursos hídricos naturais para a recreação podem ser divididos nos seguintes grupos (WHO, 2003):

- Qualidade da água, em especial águas contaminadas por esgoto e com presença de microrganismos patogênicos de vida livre;
- Perigos físicos, que podem causar afogamentos e lesões;

- Condições extremas de frio, calor e radiação solar;
- Contaminação da areia ou margens da praia;
- Algas e seus compostos tóxicos;
- Agentes químicos e físicos;
- Organismos aquáticos perigosos.

Perigo é um conjunto de circunstâncias que pode ocasionar um dano, sendo morte, lesão ou doença. O risco de tal evento é definido como a probabilidade de que este dano irá ocorrer como resultado da exposição a um perigo definido (LACEY e PIKE, 1989). Riscos podem variar desde um risco insignificante – um evento adverso ocorrer em uma frequência menor que um por milhão – até alto risco – eventos regulares que podem ocorrer em frequência maior que um em cada cem (CALMAN, 1996 apud WHO, 2003). A natureza e extensão dos riscos encontrados em ambientes aquáticos naturais variam de acordo com as características de cada local.

Para identificação dos perigos e avaliação dos riscos, é importante distinguir e compreender os diferentes graus de contato com a água associados com os diversos tipos de atividades de recreação. O grau de contato com a água está diretamente relacionado com o grau de contato com os agentes tóxicos, infecciosos e perigos físicos encontrados no ambiente e, assim, com a probabilidade de lesão ou de se contrair uma enfermidade (WHO, 2003). Conforme definições das Resoluções do Conama nº 274 de 2000 e nº 357 de 2005, os graus de contato com a água durante uma atividade de recreação podem ser distinguidos em:

- Recreação de contato primário: contato direto e prolongado com a água (tais como natação, mergulho, esqui-aquático) na qual a possibilidade do banhista ingerir água é elevada.
- Recreação de contato secundário: refere-se àquela associada a atividades em que o contato com a água é esporádico ou acidental, e a possibilidade de ingerir água é pequena, como na pesca e iatismo.

Certos grupos de usuários são mais predispostos aos perigos do que outros. As crianças tendem a não possuir a devida atenção e o cuidado necessário com sua própria segurança e higiene, e costumam frequentar a água por longos períodos de

tempo em comparação com pessoas adultas, estando assim mais expostas e susceptíveis a ingerir água acidentalmente ou intencionalmente. Pessoas idosas e deficientes podem ter limitações físicas ao lidar com situações adversas encontradas no ambiente de recreação aquático (WHO, 2003).

De particular importância à discussão dos riscos à saúde associados com o uso da água para recreação e a respectiva qualidade microbiológica da água, é a condição do sistema imunológico do banhista, que irá determinar sua susceptibilidade a infecções, bem como a severidade da doença resultante. De acordo com Pond (2005), o sistema imunológico do indivíduo é, provavelmente, o maior determinante para uma infecção ser persistente ou não. Certos segmentos da população são especialmente vulneráveis a doenças agudas e incluem indivíduos idosos, crianças, gestantes e indivíduos comprometidos por doenças graves como o câncer e a AIDS.

Fatores de exposição humana incluem o tempo de permanência na água, a quantidade de água ingerida, a existência de lesões na pele e a higiene pessoal (USEPA, 1999b). O tempo de contato com a água é o principal fator que influencia a exposição aos patógenos na água. Quanto mais tempo uma pessoa ficar em contato com a água, maior será o potencial de ingestão, inalação e contato dermal (POND, 2005). Alguns pesquisadores estimaram, através de estudos científicos, a quantidade de água que é ingerida acidentalmente durante atividades de recreação. Allen et al. (1982) estimaram que, em média, nadadores competitivos chegam a ingerir cerca de 161mL de água por hora. Dufour et. al. (2006) estimaram a ingestão média de 49mL por hora para crianças e 21mL por hora para adultos.

Existem ainda evidências de que o aumento da quantidade e proximidade de pessoas em pequenas áreas aquáticas rasas durante clima quente pode promover a transmissão de doenças de pessoa por pessoa (USEPA, 1999b).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2003), a avaliação dos riscos existentes em uma praia deve levar em consideração os seguintes pontos:

- A existência e natureza de perigos naturais e artificiais.
- A severidade do perigo, relacionada com as consequências à saúde.

- A disponibilidade e aplicabilidade de medidas e ações corretivas.
- A frequência e densidade do uso da praia.
- O nível de desenvolvimento da região.

Considerando as diversas variáveis intervenientes na balneabilidade das praias e sua relação com a possibilidade de riscos à saúde dos frequentadores, as recomendações gerais do órgão ambiental do Estado de São Paulo, a Cetesb, explicitadas anualmente nos seus relatórios de qualidade da água e balneabilidade, são:

- Evitar o banho nas praias que forem classificadas como impróprias;
- Evitar o banho em canais, córregos ou rios que afluem às praias, pois estes em sua grande maioria recebem esgotos domésticos;
- Evitar o banho em praias que recebem corpos de água cuja qualidade é desconhecida;
- Evitar a ingestão de água, com redobrada atenção para com as crianças e idosos, que são mais sensíveis e menos imunes do que os adultos;
- Não levar animais à praia.
- Evitar banhar-se nas praias nas primeiras 24 horas, após chuvas intensas.

2.1.2 Microrganismos Patogênicos

As águas recreacionais podem conter microrganismos patogênicos e não-patogênicos, incluindo bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Esses seres geralmente são oriundos de fezes humanas e de animais homeotérmicos, derivados de (WHO, 2003): descargas de esgoto, banhistas (ao liberar matéria fecal diretamente na água), atividades pecuárias (dejetos de gado bovino, suíno, etc.), processos industriais, atividades agrícolas (aplicação de esterco no solo e posterior lixiviação), animais domésticos (cães, gatos), e animais selvagens (pássaros e gaivotas). Pode haver também microrganismos patogênicos de vida livre no ambiente aquático.

Segundo Branco (1991):

Não existe a geração espontânea de microrganismos na água nem, normalmente, a proliferação daqueles que foram introduzidos. Pelo contrário, a tendência é que o seu número vá sendo reduzido em consequência de fatores que lhe são desfavoráveis, tais como luz, oxigênio, temperaturas mais baixas que as do corpo humano, sedimentação, destruição por organismos competidores, etc. Sua concentração final será, pois, inversamente proporcional ao tempo e à diluição no corpo hídrico.

Nas praias, os patogênicos podem ser introduzidos através do escoamento pluvial, que os carregam conforme passa pelo meio ambiente, através de tanques sépticos com falhas, vazamentos da rede de esgotos, dejetos de animais domésticos e selvagens; ou através de fontes pontuais de descarga de efluentes (emissários e lançamentos de esgoto doméstico tratado ou in natura). Também é comum a contribuição de patogênicos na matéria fecal por parte dos banhistas. Gerba (2000) concluiu em seu estudo que cerca de 10 a 40% dos banhistas liberam protozoários patogênicos entéricos e/ou vírus na água, sendo que a quantidade máxima é liberada nos primeiros 15 a 30 minutos de contato com a água, com maior incidência de infecções em crianças do que em adultos. Descargas não-pontuais por fontes de contaminação subterrânea também podem contribuir para contaminação bacteriológica (USEPA, 2002a).

A poluição fecal em águas destinadas à recreação pode causar problemas à saúde dos usuários devido à presença de microrganismos infecciosos. Desde o início do século XX, a relação entre a qualidade da água de recreação e a ocorrência de doenças e epidemias vem sendo analisada e demonstrada em diversos estudos, em diferentes partes do planeta (DUFOUR, 1984).

Muitas infecções ocorrem de forma sazonal e, portanto, os banhistas podem ser expostos a diferentes tipos de patogênicos na água, em diferentes locais e épocas (POND, 2005). Em certos casos, a qualidade microbiológica da água pode ser severamente influenciada por fatores como a precipitação, levando a períodos relativamente curtos de poluição fecal elevada, pois a água do escoamento pluvial pode carregar os microrganismos de outras partes da bacia hidrográfica para o corpo hídrico (USEPA, 2002a, 2002b).

A maioria das pesquisas epidemiológicas relacionadas com uso da água para recreação foca no estudo de infecções que resultam em sintomas leves e limitantes, como as gastroenterites (POND, 2005). Entretanto, doenças respiratórias agudas e infecções nos olhos, nariz, ouvidos e garganta já foram identificadas e relacionadas epidemiologicamente com a recreação em águas naturais (REES et al., 2000; DWIGHT et al., 2004). De acordo com o Centro de Vigilância Epidemiológica do Estado de São Paulo, dentre as doenças de veiculação hídrica, as gastroenterites são mais frequentes – 90% dessas doenças apresentam diarreia acompanhada de vômitos ou mal estar, cólicas abdominais, calafrios, febre, etc. (CETESB, 2011a).

A transmissão de patógenos causadores de gastroenterites é biologicamente plausível e é análoga à transmissão de doenças de veiculação hídrica pela água de consumo, a qual é bem documentada cientificamente. Essa associação tem sido reportada em diversos estudos epidemiológicos, inclusive em estudos que demonstram relações de dose-resposta (PRÜSS, 1998). Porém, de acordo com Pond (2005), existem algumas questões não respondidas a respeito da severidade e frequência de doenças associadas com o uso da água para recreação. É cada vez mais aparente que um número de microrganismos ou seus produtos são diretamente ou indiretamente associados a efeitos secundários à saúde ou sequelas, resultantes de infecções por transmissão hídrica.

Segundo a Cetesb (2005), as doenças relacionadas ao contato com a água de recreação, em geral, requerem tratamento simples ou nenhum, respondem rapidamente ao tratamento e não possuem efeitos de longo prazo na saúde das pessoas. Em locais muito contaminados, os banhistas podem estar expostos a doenças mais graves, como disenteria, hepatite A, cólera e febre tifóide. Do ponto de vista da saúde pública, é importante considerar não apenas a possibilidade da transmissão de doenças de veiculação hídrica aos banhistas, como também a ocorrência de organismos patógenos oportunistas, responsáveis por dermatoses e outras doenças não afetas ao trato intestinal (conjuntivite, otite e doenças das vias respiratórias).

Ademais dos microrganismos introduzidos na água através de fezes humanas e animais, pode haver patógenos de vida livre no ambiente aquático de certos locais

ou aqueles que, uma vez introduzidos, são capazes de criar colônias, como as *Leptospiras*. Evidências sugerem que embora as infecções causadas por esses tipos de microrganismos possa ser uma ameaça à saúde pública, a incidência dessas enfermidades é muito pequena e em muitos casos, restrita a áreas específicas (WHO, 2003).

Microrganismos também estão presentes nas areias das praias, sendo que em estudos investigativos já foram isolados bactérias, fungos, parasitas e vírus, incluindo espécies do tipo *Staphylococcus* spp., *Pseudomonas Aeruginosas* e *Vibrio* spp., entre outras (ALM et al., 2003). Do ponto de vista recreativo, uma porcentagem significativa do tempo de permanência na praia por parte dos usuários se passa na areia e um número de gêneros e espécies que podem ser expostos através do contato com a areia é potencialmente patogênico. De acordo com WHO (2003), existe a preocupação expressa de que a areia da praia, ou material similar, pode agir no armazenamento de patogênicos e atuar como vetor de infecções.

A zona da praia que sofre a constante ação das ondas é simultaneamente uma área atrativa para recreação e um possível habitat de microrganismos patogênicos. Os espaços entre os grãos de areia oferecem micro habitats, onde a matéria orgânica pode ser armazenada. As condições de calor e umidade podem conduzir à sobrevivência e reprodução de certas bactérias patogênicas, protegidas da ação de diluição nas águas. Burton et al. (1987) demonstraram a capacidade de sobrevivência de alguns tipos de bactérias patogênicas em diversos tipos de sedimentos de água doce. A ação de tempestades ou ondas mais fortes pode suspender as partículas, liberando os patogênicos de volta ao meio ambiente (USEPA, 1999a).

O principal risco à saúde, encontrado nas areias de praias e em áreas similares, surge do contato com excretas de animais, principalmente cães que frequentam a praia. Regulamentação, de caráter local, pode restringir o acesso sazonal em praias mais frequentadas ou exigir que o dono do animal recolha as excretas. O aumento da conscientização e educação das pessoas também deve reduzir a exposição. A limpeza municipal das praias contribui significativamente para a remoção dos excretos animais e resíduos diversos espalhados pela areia.

Um estudo epidemiológico da Cetesb, realizado em 1999, para avaliar a manifestação de sintomas gastrointestinais decorrentes da exposição à água do mar concluiu que, nas praias mais poluídas, somente o contato com a areia pode constituir-se como fator de risco para manifestação de diarreia, náuseas e vômitos, com razões de risco inferiores à exposição à água, porém significativas (LAMPARELLI et al., 2003).

Os microrganismos patogênicos interagem com o meio ambiente, com outros organismos, com as plantas, e com seus próprios hospedeiros. Os fatores ambientais mais comumente estudados por seus impactos sobre a sobrevivência do patogênico na água são: pH, salinidade, exposição à luz e temperatura. Outras características ambientais que podem influenciar a sobrevivência, potencial de infecção e virulência, incluem: radiação ultravioleta (intensidade e duração), precipitação, escoamentos, dispersão, sólidos em suspensão, turbidez, nutrientes, matéria orgânica, comunidades biológicas na coluna da água, profundidade, estratificação, mistura (ventos e ondas), presença de plantas aquáticas e biofilmes, e ocorrência de predadores (USEPA, 2009a).

Analisar todos os microrganismos patogênicos veiculados pela água é tecnicamente inviável, tanto em termos de tempo quanto pelo alto custo envolvido. Por estas razões, a prática comum executada em praias que tem a qualidade de suas águas periodicamente avaliada é monitorar uma bactéria, normalmente não patogênica, presente em alta densidade nas fezes humanas e animais, cuja presença em altas concentrações no meio aquático indica a existência de contaminação fecal e a possível presença de patogênicos entéricos, o que constitui o monitoramento por indicadores de poluição fecal.

O Quadro 1 resume alguns dos principais microrganismos patogênicos transmitidos por via hídrica, prováveis de se encontrar em águas naturais de recreação, bem como as respectivas doenças e sintomas que podem causar.

Quadro 1 – Informações dos principais microrganismos patogênicos de transmissão por via hídrica

Microorganismo Patogênico	Doença / Infecção	Principais sintomas
Bactérias		
<i>Campylobacter</i> spp.	Gastroenterite	Diarréia, febre, náusea, vômito
<i>Escherichia coli</i> 0157	Gastroenterite	Diarréia
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirose	Icterícia, febre
<i>Salmonella</i> spp.	Gastroenterite/febre tifóide e paratífóide	Diarréia, febre, aumento do baço, envolvimento dos tecidos linfáticos e intestinos
<i>Shigella</i> spp.	Disenteria bacilar	Diarréia aguda
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Diarréia aguda, desidratação
Vírus		
Adenovírus	Doença respiratória/gastroenterite	Irritação das vias aéreas, diarréia
Hepatite A	Hepatite infecciosa	Icterícia, febre
<i>Poliomyelitis virus</i>	Poliomelite	Paralisia, atrofia
Rotavírus/Enterovírus/Norovírus	Gastroenterite	Diarréia, vômito
Protozoários		
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidiose	Diarréia
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amebiana	Diarréia crônica
<i>Giardia lamblia</i>	Giardíase	Diarréia, náusea, indigestão, flatulência
Helmintos		
<i>Ascaris</i> spp.	Ascaridíase	Manifestações pulmonares, deficiência nutricional, obstrução intestinal e de outros órgãos
<i>Ancylostoma</i> spp./ <i>Necator</i> sp.	Anemia	Fraqueza, indisposição, falta de apetite
<i>Schistosoma</i> spp.	Esquistossomose	Reação alérgica na pele, febre, dor de cabeça, náusea, vômitos, aumento do fígado e baço
<i>Trichuris</i> spp.	Tricuríase	Diarréia com sangue, prolapso retal

Fontes: SPERLING (2005); USEPA (2009); WHO (2003).

2.1.3 Algas e Cianobactérias

A proliferação de algas é de grande relevância em ambientes lânticos como lagos e reservatórios. Os principais grupos de algas encontrados nesses ambientes são as cianobactérias, clorofíceas, diatomáceas e fitoflagelados. As cianofíceas, ou cianobactérias, são consideradas as mais problemáticas devido ao seu potencial de toxicidade e risco à saúde pública (CETESB, 2006). A Resolução Conama nº 357 de

2005 as define como “microrganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis) capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos a saúde”.

Em reservatórios, a frequência de ocorrência de proliferação de algas potencialmente tóxicas é muito elevada em função da grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes presentes nestes sistemas. Desta forma, é comum que praias interiores de reservatórios sejam classificadas como impróprias exclusivamente pela elevada concentração de algas (CETESB, 2006).

O demasiado aporte de nutrientes em corpos hídricos leva a um enriquecimento das águas – eutrofização – favorecendo as condições ideais para a proliferação das algas. São elas: elevadas concentrações de nutrientes, aumento na intensidade luminosa e temperatura da água acima de 25°C (MUR et al.,1999). Episódios de proliferação maciça de algas são fenômenos denominados “bloom” ou florações e causam um impacto considerável sobre a qualidade das águas de recreação (WHO, 2003). A disponibilidade de nutriente é essencial para o crescimento das algas; fontes típicas incluem efluentes orgânicos de esgotos, indústrias e fertilizantes utilizados na produção agrícola.

As mudanças físico-químicas relacionadas com a eutrofização avançada incluem flutuações de pH, variação de oxigênio dissolvido (OD), depleção de OD nas camadas inferiores do hipolímnio de corpos da água estratificados, excreções de certos tipos de algas, etc., e podem interferir com o uso recreacional e a estética da água, além de causar impactos ao ecossistema aquático. Problemas de odor e sabor causados por algas podem tornar a água inadequada para usos potáveis e para recreação (NOVOTNY, 2003).

A presença de algas e cianobactérias nos corpos hídricos não representa necessariamente um perigo ambiental, contanto que as células mantenham-se dispersas. Desenvolvidos em massa, como escumas superficiais, representam os maiores riscos (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2008), sendo sua formação

influenciada pelas características morfológicas do corpo hídrico e pela ação de ventos.

Investigações realizadas em diferentes partes do mundo concluíram que entre 45% a 90% dos “bloom” de algas verdes-azuis produzem toxinas, incluindo neurotoxinas, hepatotoxinas (microcistinas) e lipopolisacarídeos, este último de grande relevância para o uso recreacional, pois pode causar efeitos alergênicos (AGUJARO, 2007). Um “bloom” de algas pode conter mais do que uma espécie, cada qual produzindo diferentes toxinas. A toxicidade de uma espécie pode mudar ao longo do tempo em um padrão que pode variar de acordo com diferentes localidades. Essas toxinas são majoritariamente retidas dentro das células durante as fases de desenvolvimento e crescimento, sendo liberadas na morte e lise celular (SCOTTISH EXECUTIVE HEALTH DEPARTMENT, 2002).

Alguns tipos de cianotoxinas podem causar efeitos danosos aos tecidos, células e organismos (CARMICHAEL, 1992 apud AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2008). São potencialmente perigosas em águas usadas para o abastecimento público, dessedentação de animais, aquicultura, agricultura e recreação (RESSOM et al. 1993 apud AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2008). Além disso, a produção de toxina é imprevisível, tornando difícil a identificação da toxicidade das águas e a definição de restrições que devem ser impostas ao seu uso (FALCONER et al. 1999 apud AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2008). Pesquisas em farmacologia e toxicologia ambiental indicam que as cianobactérias contêm uma variedade de substâncias ainda não identificadas, mas que podem ter um potencial impacto sobre a saúde (CHORUS e CAVALIERI, 2000).

As toxinas mais comuns encontradas em cianobactérias são as microcistinas e neurotoxinas, sendo que algumas espécies podem conter ambas simultaneamente. Microcistinas podem causar danos ao fígado e promover o crescimento de tumores, embora não tenha sido demonstrado ser carcinogênico isoladamente. Neurotoxinas têm o potencial de ser letal, causando sufocamento através de câibras e paralisias (KUIPER-GOODMAN et al., 1999).

Não há conhecimento sobre nenhum caso fatal associado à exposição a neurotoxinas decorrente do uso recreativo da água, embora haja relatos descrevendo efeitos negativos em nadadores expostos à cianobactérias (WHO, 2003).

Distinguem-se três diferentes vias de exposição: o contato direto com áreas expostas sensíveis do corpo, tais como boca, olhos, ouvidos, garganta e locais cobertos por trajes de banho; a ingestão; e a inalação acidental de água (FALCONER et al., 1999). Os efeitos da toxicidade já reportados em decorrência da exposição às algas verdes-azuis e ingestão de suas toxinas incluem pneumonia atípica, dores abdominais, vômitos, diarreia, formação de bolhas na boca, inflamação da garganta, gastroenterite e danos agudos às células hepáticas (SCOTTISH EXECUTIVE HEALTH DEPARTMENT, 2002).

As práticas atuais de monitoramento e gestão consideram que qualquer desenvolvimento em massa de cianobactérias pode ser um potencial perigo à saúde. No caso das células de cianobactérias conter microcistinas hepatotóxicas, a preocupação deve ser maior, devido aos efeitos crônicos dessa potente toxina. Sendo assim, o monitoramento deve ser direcionado primariamente à ocorrência do desenvolvimento em massa de cianobactérias (“bloom”), enquanto que a análise de microcistinas pode ser adequada em situações específicas. (CHORUS e CAVALIERI, 2000). A inspeção visual da praia é de importância crucial, pois identifica imediatamente se as cianobactérias ocorrem em densidades potencialmente perigosas.

A prevenção ou redução da formação de “bloom” de cianobactérias nas águas utilizadas para atividades recreativas pode ser alcançada através de medidas que mantenham as concentrações de nutrientes abaixo de concentrações alvo que possam sustentar altas densidades populacionais, ou seja, identificar e controlar as fontes de cargas que aportam à praia.

Medidas de proteção à saúde pública incluem a provisão de informações adequadas aos banhistas a respeito dos riscos associados com as cianobactérias e os sintomas

causados pela exposição a esses organismos, de forma a se evitar as situações de risco evitando o uso da água para recreação (WHO, 2003).

2.2 Indicadores de Poluição de Fecal

Organismos patogênicos não existem na água em condições ditas naturais. Esses seres são normalmente habitantes do próprio organismo humano, onde provocam as reações que caracterizam o estado patológico ou mórbido. No caso de doenças gastrointestinais, eles geralmente existem em números extraordinariamente grandes no intestino, sendo eliminados juntamente com as fezes. Por conseguinte, é a matéria fecal que constitui, via de regra, o veículo dos seres patogênicos para as águas, onde eles passam a existir em concentrações proporcionais à concentração de esgotos aí dispersos (BRANCO, 1991).

Analisar todos os microrganismos patogênicos veiculados pela água é inviável em termos de tempo, técnicas analíticas e custos envolvidos (CETESB, 2012b). A prática executada no monitoramento de balneabilidade de praias é monitorar uma bactéria, normalmente não-patogênica, presente em alta densidade nas fezes humanas e animais, cuja presença em altas concentrações no meio aquático indica a existência de contaminação fecal com presença de patogênicos entéricos e respectivos riscos à saúde humana, constituindo assim o monitoramento de microrganismos indicadores de poluição fecal.

Bactérias indicadoras devem possuir algumas características específicas, tais como (CABELLI et al., 1983 apud CETESB, 2002):

1. Estarem presentes em águas contaminadas por material fecal em densidades mais elevadas que os patogênicos.
2. Serem incapazes de crescer em ambientes aquáticos, mas capazes de sobreviver por mais tempo que os microrganismos patogênicos.
3. Apresentarem resistência igual ou maior que os patogênicos aos processos de desinfecção.
4. Serem facilmente enumeradas por técnicas analíticas precisas.

5. Serem aplicáveis a todos os tipos de águas recreacionais naturais (doce, estuarina ou marinha).
6. Estarem ausentes em águas não poluídas e associadas exclusivamente aos despejos de fezes humana e animal.
7. Apresentarem densidade diretamente correlacionada com o grau de contaminação fecal.
8. Apresentarem densidade quantitativamente relacionada às doenças associadas a banhistas.

Todas essas características, entretanto, constituem a definição teórica de um indicador ideal e tal organismo que possua todas essas características integralmente não existe. Os microrganismos indicadores de poluição fecal utilizados comumente são os coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e enterococos.

O grupo dos coliformes totais consiste de bactérias aeróbicas e anaeróbicas facultativas, gram-negativas, em forma de bacilos, que podem fermentar lactose com produção de gás e ácido, em 24 a 48 horas, a $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ (FIGUERAS et al., 2000). Coliformes totais são considerados inadequados como parâmetro de balneabilidade, pois não são indicadores específicos de poluição fecal (WHO, 2003), isto é, podem derivar de outras fontes que não seja a matéria fecal.

Coliformes termotolerantes é um grupo de bactérias gram-negativas em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44° a 45°C , com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal (BRASIL, 2005). Incluem cepas do gênero *Klebsiella* e *Escherichia coli* (DUFOR, 1977). É um grupo de indicador fecal mais específico que os coliformes totais e, devido à baixa resistência no meio ambiente, sua presença na água indica poluição fecal recente.

Escherichia coli é uma bactéria pertencente à família *Enterobacteriaceae* caracterizada pela atividade da enzima β -glicuronidase, que produz indol a partir do

aminoácido triptofano. É a única bactéria do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas (BRASIL, 2005). Por essa razão, é preferível monitorar *E. coli*, como um indicador fecal mais específico, do que o grupo de coliformes termotolerantes (FIGUERAS et al., 2000).

Os enterococos são bactérias do grupo dos estreptococos fecais, pertencentes ao gênero *Enterococcus* (previamente considerado estreptococos do grupo D), o qual se caracteriza pela alta tolerância a condições adversas de crescimento, tais como: capacidade de crescer na presença de 6,5% de cloreto de sódio, a pH 9,6, temperaturas de 10° e 45°C e resistência a 60° C por 30 minutos (BRASIL, 2000). A maioria das espécies do gênero *Enterococcus* é de origem fecal humana, embora também possam ser isolados de fezes de animais.

Os critérios de monitoramento e avaliação de balneabilidade devem estar regulamentados por um instrumento normativo, pois não existe uma só maneira de avaliar a balneabilidade através do monitoramento de indicadores fecais. Sendo assim, cada abordagem irá possuir vantagens e desvantagens, bem como certas limitações. No Brasil, os critérios são regulamentados pela Resolução do Conama nº 274 do ano de 2000, comentada a seguir. Exemplos de outras abordagens serão discutidos no item mais adiante.

A Figura 1 apresenta o organograma dos diferentes grupos de microrganismos indicadores fecais apresentados.

Figura 1 – Grupo de microrganismos indicadores de poluição fecal

Fonte: CETESB (2012b)

2.2.1 Resolução Conama nº 274/2000

A regulamentação que define os critérios de balneabilidade aplicáveis em águas brasileiras é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 274, de 29 de novembro de 2000. São três os indicadores fecais contemplados na Resolução¹:

1. Coliformes termotolerantes.
2. *Escherichia coli*.
3. Enterococos (aplicável apenas para águas marinhas).

A Resolução define que as águas deverão ter suas condições avaliadas nas categorias “PRÓPRIA” e “IMPRÓPRIA”. O critério de avaliação empregado é o da conformidade percentual de 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local², frente aos padrões de concentração de indicadores definidos na resolução. As águas consideradas “próprias” são subdivididas de acordo com a Tabela 1. Os critérios e

¹ Quando for utilizado mais de um indicador microbiológico, a balneabilidade deverá ser avaliada de acordo com o critério mais restritivo.

² A amostragem deve ser feita preferencialmente nos dias de maior afluência de público às praias, a critério do órgão de controle ambiental competente, sendo efetuada no local de maior concentração de banhistas, na isóbata de um metro.

os valores da concentração de indicadores são os mesmos para águas doces, salobras e salinas.

Tabela 1 – Critérios para águas “próprias” da Resolução Conama nº 274/2000

Condição "PRÓPRIA"	Coliformes termotolerantes	<i>Escherichia coli</i>	Enterococos
Excelente	250	200	25
Muito boa	500	400	50
Satisfatória	1000	800	100

* un/100ml

Fonte: BRASIL (2001)

Por exemplo, uma praia que foi amostrada uma vez por semana, durante cinco semanas consecutivas, será classificada como “excelente” se no mínimo quatro amostras possuírem, no máximo, a concentração de 25 enterococos, ou 200 *E. coli*, ou 250 coliformes termotolerantes, em 100 mililitros. As águas deverão ser classificadas como “impróprias” quando:

- Não atender os critérios estabelecidos para águas próprias;
- O valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes termotolerantes ou 2000 *Escherichia coli* ou 400 enterococos por 100 mililitros;
- Incidência elevada ou anormal, na região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias (recomenda-se, em praias ou balneários sistematicamente impróprios, a pesquisa de organismos patogênicos);
- Presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação;
- pH < 6,0 ou pH > 9,0 (águas doces), à exceção das condições naturais;
- Floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos;
- Outros fatores que contra-indiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

Um ponto importante a ser destacado é que existem dois critérios referentes às contagens de indicadores fecais: o limite de conformidade percentual de amostras

coletadas ao longo do tempo e o limite de concentração da última amostra, ou seja, se a última amostra coletada apresentar concentração muito elevada de bactérias indicadoras (vide limites estabelecidos), a condição de balneabilidade será classificada como “imprópria”, conforme definido na regulamentação.

A Cetesb emitiu, em 09/04/2013, a Decisão de Diretoria nº 112/2013/E, a qual dispõe sobre o estabelecimento dos valores limites do parâmetro *Escherichia coli*, para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. Os novos padrões de balneabilidade estabelecidos são mais restritivos do que os padrões federais do Conama, conforme apresentado no Quadro 2:

Quadro 2 – Padrões de balneabilidade aplicáveis para o indicador *E.coli* no Estado de São Paulo

CATEGORIA		<i>E. coli</i> (UFC ou NMP/100mL)
PRÓPRIA	EXCELENTE	Máximo de 150 em 80% ou mais de um conjunto das cinco últimas amostras obtidas no mesmo local
	BOA	Máximo de 300 em 80% ou mais de um conjunto das cinco últimas amostras obtidas no mesmo local
	SATISFATÓRIA	Máximo de 600 em 80% ou mais de um conjunto das cinco últimas amostras obtidas no mesmo local
IMPRÓPRIA		Maior do que 600 em mais de 20% de um conjunto das cinco últimas amostras obtidas no mesmo local
		Maior do que 1500 na última medição

Fonte: GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO (2013)

As análises que envolvam o indicador *E. coli* nesse trabalho, portanto, terão como base os atuais padrões da Cetesb.

2.2.2 Outras abordagens de avaliação de balneabilidade

Em contraste com os critérios da regulamentação brasileira, outras abordagens relevantes, como os critérios europeus, americanos e as recomendações da WHO, utilizam diferentes metodologias de avaliação, cada qual com suas particularidades.

Na União Européia (THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL FOR THE EUROPEAN UNION, 2006), a classificação ideal é obtida com base em conjuntos de dados de qualidade da água compilados em relação à recente temporada de recreação (*bathing season*) e às três temporadas precedentes. A conformidade ou

irregularidade com os padrões de concentração de indicadores (enterococos e *E. coli*) é baseada sobre uma avaliação de valores percentil (90 e 95) da função densidade de probabilidade $\log_{10}$ normal dos dados microbiológicos adquiridos de uma praia. No plano de monitoramento são ainda exigidos que os países membros identifiquem as praias que serão monitoradas, tracem o perfil sanitário de cada uma e estabeleçam um calendário de monitoramento com antecedência ao início da temporada de recreação.

De forma similar, as recomendações da WHO (2003) consideram que a classificação de qualidade seja obtida pela combinação entre resultados da inspeção sanitária, que categoriza a susceptibilidade de influência fecal à praia, e da avaliação microbiológica de qualidade da água, que compara níveis de concentração de enterococos em amostras de água com padrões de qualidade, expressos em termos do valor percentil 95 da distribuição da série de dados. Para propósitos práticos, a instituição recomenda que dados de cem amostras coletadas num período de cinco anos sejam utilizados na avaliação da qualidade microbiológica da água, pois quanto maior o número de amostras, maior é a precisão da avaliação, isto é, a classificação de qualidade de uma praia baseada em um número pequeno de resultados de análises microbiológicas está sujeita a uma incerteza considerável (WHO, 2009).

Nos EUA, a agência ambiental americana publicou os atuais critérios para avaliação da qualidade de águas recreacionais no final do ano de 2012, com base em pesquisas de diversos temas científicos envolvidos com a questão da balneabilidade e riscos à saúde humana, incluindo: pesquisa epidemiológica e análise de risco microbiológico, caracterização de áreas de estudo, desenvolvimento e validação de indicadores e metodologias analíticas, modelos de predição, níveis de proteção à saúde pública e revisão da literatura científica (USEPA, 2012).

O critério é dividido em duas categorias distintas de risco, sendo que a decisão de qual delas adotar cabe a cada Estado americano. A magnitude dos critérios é expressa em termos da média geométrica e de um valor limiar estatístico – *Statistical Threshold Value* – correspondente ao valor do percentil 90 da distribuição de dados de qualidade da água disponíveis (enterococos para águas marinhas ou doces e *E. coli* apenas para águas doces), ambos associados a um mesmo nível de

proteção à saúde pública. A recomendação da USEPA é utilizar ambas as estatísticas na avaliação, pois apenas quando aplicadas em conjunto indicariam se a qualidade da água é adequada ou não para a recreação de contato primário. Utilizar somente a média geométrica não refletiria os picos de concentração de indicadores. A agência recomenda aos Estados conduzir amostragens semanais num período de trinta dias para avaliação das estatísticas consideradas no critério de avaliação, sendo que nas praias com maior densidade de usuários, recomenda-se aumentar a frequência de amostragem (USEPA, 2012).

Quanto a essas diferentes abordagens de avaliação, pode-ser destacar que:

A média geométrica é estatisticamente uma medida mais estável, porém é devido ao fato de que a variabilidade inerente na distribuição dos dados de qualidade da água não é caracterizada nessa medida. Entretanto é essa variabilidade que gera os altos valores no final da distribuição estatística, os quais possuem relevância à saúde pública. O sistema de conformidade percentual, por outro lado, reflete bastante a variabilidade do final da distribuição de dados de qualidade da água e tem o mérito de ser uma metodologia mais facilmente compreendida. Porém é influenciada por grande incerteza estatística e logo é uma medida menos confiável de qualidade da água, requerendo cautela na aplicação em regulamentação. (WHO, 2003, p.68, tradução nossa).

A simples porcentagem de conformidade num período não incorpora na sua derivação a função densidade de probabilidade que descreve a distribuição do organismo indicador num local particular de amostragem. A limitação mais importante dessa metodologia é que ela falha em não considerar todo o conjunto de dados. Em contraste, o valor de percentil é calculado através da função densidade de probabilidade que descreve toda a série de dados coletados e a distribuição das medidas de organismos indicadores em um determinado local. Portanto, essa distribuição está inerente no cálculo³ do valor de percentil, resultando numa descrição mais precisa da densidade de organismos indicadores em um determinado local. (BARTRAM e REES, 2000, p. 185, tradução nossa).

No Brasil, a balneabilidade de praias é uma questão que recebe pouca atenção. A legislação federal que dispõe sobre os critérios de avaliação e classificação data do ano de 2000 e assim se encontra desatualizada a respeito de temas cujo conhecimento e aplicação tem evoluído entre a comunidade científica internacional (HIRAI e PORTO, 2012). Sabe-se hoje que é preferível monitorar enterococos ou *E.coli* ao invés dos coliformes termotolerantes, como indicador fecal para avaliação de balneabilidade. Ademais, considerar os mesmos valores padrões para águas doces, salinas e salobras, é uma metodologia inadequada, pois a sobrevivência das

³ Importante notar que para o cálculo de valores de percentil não há uma só maneira correta de realizá-lo, sendo então necessário saber qual metodologia está sendo empregada, pois cada uma irá gerar resultados diferentes (WHO, 2003).

bactérias difere muito entre esses meios e, conseqüentemente, os níveis de proteção ao risco serão diferentes frente ao mesmo padrão de qualidade. Logo, deveria haver padrões separados para água doce e água salgada.

2.2.3 Limitações do uso de bactérias indicadoras fecais

A principal desvantagem do uso de bactérias indicadoras fecais no monitoramento de balneabilidade está no fato de que as atuais técnicas de detecção e quantificação dos indicadores levam entre 24 e 48 horas para obtenção dos resultados (e.g. USEPA, 2010). Dessa maneira, as ações de gestão ficam baseadas em situações de qualidade passadas, que podem ser diferentes do momento em que são obtidos os resultados analíticos de amostras de água colhidas um ou dois dias antes.

Os critérios adotados pelas regulamentações de balneabilidade resultam, portanto, numa avaliação sistemática das praias, não instantânea. Isso significa que a recreação em locais com classificação de má condição de balneabilidade tem maior probabilidade de causar efeitos adversos à saúde humana, pois há maior probabilidade de haver altas concentrações de indicadores fecais e microrganismos patogênicos, com base no retrospecto das condições monitoradas.

Outro ponto é que existem diferenças significativas entre os tipos de bactérias indicadoras no que tange à correlação epidemiológica com a ocorrência de efeitos adversos à saúde. Dos indicadores fecais tradicionais, a *E. coli* demonstrou em estudos epidemiológicos estar consistentemente relacionada com efeitos adversos na saúde de banhistas em água doce (CABELLI et al., 1982; WADE et al., 2003; WIEDENMANN et al., 2006), e os enterococos são o principal grupo de indicadores fecais que possui uma relação evidente com a ocorrência de doenças gastrointestinais e respiratórias em banhistas de águas recreacionais doces e marinhas. (KAY et al., 2004).

Em ambientes marinhos e estuarinos, a concentração de *E. coli* decai mais rápido do que a concentração de enterococos e apresenta menor correlação com riscos à saúde em comparação com os mesmos (USEPA, 2007). Para práticas de monitoramento, apenas os enterococos são recomendados como indicadores em

águas salinas e salobras, enquanto que ambos os enterococos e *Escherichia coli* podem ser utilizados em água doce (FIGUERAS et al., 2000).

O grupo dos coliformes totais e termotolerantes incluem organismos cuja origem não é a matéria fecal, tais como *Klebsiella*, que pode derivar de efluentes de indústrias de papel e celulose, por exemplo. Por essa razão, e devido à falta de correlação epidemiológica significativa com a ocorrência de distúrbios gastrointestinais, tanto a USEPA como a WHO desconsideraram o uso desses dois grupos de indicadores fecais para avaliação de balneabilidade (USEPA, 1986; WHO, 2003).

Alguns pesquisadores também já demonstraram que certas bactérias indicadoras, como *E.coli* e as do grupo coliformes, são capazes de sobreviver no meio ambiente natural (BYAPPANAHALLI et al., 2003; ISHII e SADOWSKY, 2008; TASSOULA, 1997), em águas tropicais (CARRILLO et al., 1985; HAZEN, 1988; MUÑIZ et al., 1989; WRIGHT, 1989), sedimentos (AN et al., 2002; BURTON et al., 1987; DAVIES et al., 1995; LaLIBERTE e GRIMES, 1982; WHITMAN e NEVERS, 2003), espécies de algas (IMAMURA et al., 2011; WHITMAN et al., 2003), areias presentes nas praias (ALM et al., 2003; BEVERSDORF et al., 2007; HARTZ et al., 2008; PHILLIPS et al., 2011) e solo natural (FUJIOKA et al., 1999). Ishii et al. (2007) e Hartz et al. (2008) concluíram que, eventualmente, essas bactérias indicadoras podem ser carregadas para água através da ação do escoamento superficial e ondas sobre a areia ou pelo aumento da turbulência dos sedimentos no corpo hídrico. Ainda, organismos do grupo dos coliformes termotolerantes, incluindo *E. coli*, já foram detectados em áreas prístinas (ASHBOLT et al., 1997; RIVERA et al., 1988) e também associados na proliferação em sistemas de distribuição de água potável (LECHEVALLIER, 1990). Isso significa que, em determinadas situações, a presença desses microrganismos na água pode não estar relacionada com ocorrência de poluição fecal recente (HARTZ et al., 2008).

Há evidências de que existem riscos diferentes em relação à exposição à matéria fecal humana e matéria fecal animal, sendo que a atual metodologia de monitoramento de bactérias indicadoras tradicionais não consegue diferenciar suas origens biológicas (USEPA, 2009b). A natureza das fontes de bactérias indicadoras fecais detectadas numa praia é de grande importância para seu gerenciamento,

sendo uma informação a ser documentada através de investigações e inspeções sanitárias (USEPA, 2010).

Existem ainda questões acerca da eficiência de como a qualidade da água é mensurada e monitorada; fatores físicos e ambientais podem influenciar a utilidade de bactérias fecais como indicadores de poluição. Nenhum indicador ou abordagem, individualmente, pode representar todas as facetas e particularidades associadas à contaminação dos meios hídricos com matéria fecal (FIGUERAS et al., 2000).

O avanço nas técnicas analíticas moleculares provê ampla oportunidade de expandir e melhorar os programas de monitoramento existentes. Metodologias que permitem quantificar bactérias indicadoras fecais em cerca de duas horas, hoje estão em pleno desenvolvimento (BOEHM, 2009). A tecnologia molecular também deve criar oportunidades para o uso de novos indicadores que, atualmente, são difíceis de mensurar através das tradicionais técnicas de cultura em laboratório.

2.2.4 Indicadores alternativos de poluição fecal

A fim de minimizar algumas das principais limitações do uso de indicadores fecais tradicionais, as técnicas analíticas rápidas e os indicadores alternativos de poluição fecal vêm sendo desenvolvidos para serem empregados na avaliação de balneabilidade.

A USEPA (2012) desenvolveu um método analítico para detectar e quantificar enterococos na água de forma mais rápida do que os tradicionais métodos de cultura, com resultados disponíveis em algumas horas após a amostragem e análise. O método consiste na extração, amplificação e quantificação do DNA específico de uma amostra, através da técnica denominada *Quantitative Polymerase Chain Reaction* – qPCR. Os resultados contêm as sequências do indicador tanto na forma viável como inviável. A mensuração de enterococos através dessa nova metodologia mostrou ser estatisticamente correlacionada, de maneira significativa, com a ocorrência de doenças gastrointestinais em banhistas que tiveram contato primário em águas marinhas e doces impactadas com contaminação fecal (WADE et al., 2006, 2008, 2010). Embora seja uma técnica promissora, pode ainda não ser

adequada a todo nível de gerenciamento devido aos custos envolvidos com equipamentos, especialização do corpo técnico e aspectos logísticos (BOEHM et al., 2009).

Como exemplo de outros indicadores alternativos, podemos citar:

- *Clostridium perfringens*: bactéria anaeróbica, redutora de sulfito e formadora de esporos, é excretada tanto na matéria fecal de seres humanos como de animais. Pelo fato de não aparentar capacidade de reprodução na água e no solo, possui potencial de ser aplicado como indicador fecal em ambientes tropicais, onde a reprodução de *E. coli* e enterococos no solo, areia, sedimentos e água pode tornar esses indicadores pouco apropriados (USEPA, 2007); já é utilizada no Havaí para confirmar eventos de contaminação por esgotos (FUJIOKA e BYAPPANAHALLI, 2001 apud USEPA, 2007). Entretanto, a presença de esporos de *C. perfringens* na água provê evidência de contaminação fecal humana ou animal que pode ser recente ou histórica, já que a resistência dos esporos no meio ambiente é muito alta, maior do que qualquer patogênico conhecido (EDBERG, 2000). Ademais, existem informações limitadas a respeito da potencial relação entre concentração de *C. perfringens* e efeitos adversos à saúde (USEPA, 2007).
- *Bacteroides*: *Bacteroides spp.* fazem parte da microbiota de seres homeotérmicos e estão entre os gêneros mais prevalentes nas fezes. (HOLDEMAN et al., 1976). Pelo fato de serem anaeróbios estritos que se reproduzem no trato gastrointestinal de humanos e animais, eles não sobrevivem por muito tempo sobre condições aeróbicas (KREADER et al., 1998). Pesquisas recentes baseadas em metodologias moleculares têm demonstrado que algumas espécies podem ser estritamente associadas às fezes humanas (WALTERS et al., 2007). Sendo assim, há potencial desses microrganismos serem utilizados para diferenciar as fontes de poluição fecal, o que é relevante para se determinar o risco resultante da exposição em águas recreacionais (USEPA, 2007).
- Bacteriófagos: incluem os fagos específicos de *Bacteroides* e fagos que infectam *E. coli* e possivelmente outras bactérias coliformes similares (colifagos). Os

colifagos foram primeiramente propostos como indicadores de presença da bactéria *E. coli* e possui uma vasta diversidade taxonômica que cobre seis famílias distintas. Os colifagos macho-específicos, também chamados de F+, têm sido pesquisados para aplicação na avaliação da eficácia de processos de desinfecção e tratamento de água/efluentes, e também como indicadores fecais. Possui vantagens por estar presente em altas concentrações no esgoto; ter resistência relativamente alta durante processos de tratamento de esgoto, em comparação com bactérias indicadoras tradicionais; e pode ser detectado tanto em volumes pequenos (100mL) de água contaminada com matéria fecal como volumes médios ou grandes (1000mL) (USEPA, 2007).

Alguns tipos de biomarcadores químicos podem prover, em tempo hábil e em alta resolução, informações sobre as fontes de poluição fecal envolvidas na poluição de praias. Os mais promissores são:

- Esteróis fecais: o esterol fecal mais comum é o coprostanol, produzido em grande quantidade no trato digestivo de humanos e cães pela hidrogenação do colesterol (LEEMING et al., 1996). Pode ser quantificado através de técnicas de cromatografia gasosa/espectrometria de massa. O uso de esteróis fecais oferece vantagens quando utilizada em conjunto com técnicas tradicionais de detecção de poluição fecal, principalmente na questão das diferentes fontes de poluição, embora seja uma análise mais custosa e complexa (USEPA, 2007).
- Cafeína: de acordo com USEPA (2007), a substância tem sido pesquisada como uma ferramenta de avaliação da influência humana sobre sistemas aquáticos. No geral, as concentrações de cafeína na água são menores do que os esteróis fecais, porém tendem a permanecer em solução, enquanto que os esteróis se associam com partículas. A grande desvantagem do uso da cafeína como indicador é que ela também está presente no ambiente urbano através dos detritos de espécies de plantas ou mesmo descarte de resíduo de café, não sendo necessariamente associada com despejos de esgoto. Ademais, os métodos de quantificação utilizados (extração específica e cromatografia gasosa/espectrometria de massa) são relativamente complexos e caros.

2.3 Fatores de influência às condições de balneabilidade

Como as condições de balneabilidade são determinadas principalmente pela avaliação da concentração de bactérias indicadoras na água, qualquer fator que cause variações temporais e espaciais na concentração desses organismos no meio ambiente, e consequentemente de organismos patogênicos, irá influenciar a balneabilidade de um corpo hídrico.

As concentrações de bactérias indicadoras fecais em águas superficiais podem variar em diversas escalas de tempo (BOEHM et al., 2002; CROWTHER et al., 2001), devido a processos de transporte e mistura, inativação das bactérias, melhorias de infra-estrutura na bacia e ciclos sazonais de precipitação. A variação que ocorre durante um único dia representa um desafio à aplicação de critérios de avaliação de balneabilidade que podem se basear, em parte, na excedência do padrão de uma única amostra, como ferramenta de gestão. Evidências sugerem que uma única amostra de água pouco revela sobre a balneabilidade de toda uma praia (BOEHM, 2007). Variações espaciais também já foram documentadas em escalas de cerca de dez metros ou mais (BOEHM et al., 2002; WHITMAN et al., 2004).

Além das fontes pontuais de poluição, acredita-se hoje que as fontes difusas podem representar as maiores cargas de bactérias indicadoras fecais em muitas praias, incluindo o escoamento de drenagem urbana e rural (e.g. AHN et al., 2005).

De acordo com PORTO (1995):

São consideradas cargas difusas, ou não-pontuais, aquelas em que o lançamento da fonte poluidora é intermitente e depende da duração e intensidade das chuvas, bem como das características da bacia hidrográfica. As cargas podem ser transportadas a partir de longas distâncias, não sendo possível dizer exatamente qual ou onde foi sua origem. A característica mais marcante da poluição difusa é a grande variabilidade da concentração dos poluentes lançados nos corpos da água. As concentrações podem variar em ordens de magnitude entre bacias hidrográficas, entre diferentes eventos de precipitação e, também, ao longo de um mesmo evento.

O processo de produção de cargas difusas é aleatório, da mesma maneira que o evento de precipitação responsável pelo seu transporte, fazendo da poluição difusa gerada um fenômeno igualmente aleatório. Torna-se, portanto, extremamente difícil

determinar a distribuição temporal das concentrações dos poluentes e, ademais, estas distribuições mostram grandes diferenças entre os eventos hidrológicos (PORTO e HAUPT, 2004).

Fatores ambientais relacionados com a bacia hidrográfica a montante de uma praia podem influenciar a balneabilidade em escalas de tempo maiores, e incluem:

1. A ocorrência e distribuição de eventos de precipitação, bem como as características dos eventos (intensidade, duração, dias secos antes da chuva, sazonalidade referente ao clima). Em certas praias, as condições de balneabilidade podem ficar comprometidas por dias após a ocorrência de temporais intensos (ACKERMAN e WEISBERG, 2003).
2. O tamanho da área de drenagem da bacia hidrográfica e as características que influenciam o transporte de cargas difusas de poluição, tais como a estrutura e composição do solo, a declividade do terreno e a cobertura vegetal.
3. Uso e ocupação predominante do solo (urbano ou rural). Os eventos de poluição difusa possuem características distintas que dependem do tipo de ocupação humana na bacia de drenagem; por exemplo, em bacias urbanas há menos infiltração e maior velocidade de escoamento, bem como presença de poluentes típicos urbanos (óleos e graxas, metais pesados) diluídos na água pluvial drenada; já a contribuição em bacias rurais é, majoritariamente, fertilizantes, pesticidas e matéria orgânica (HUNTER et al., 1999), havendo maior permeabilidade no solo e menor velocidade de escoamento.
4. Saneamento. Em bacias onde não há coleta e tratamento do esgoto gerado pela população, os impactos decorrentes dos efluentes orgânicos podem ser mais severos, pois existe a possibilidade de atingir os corpos hídricos no estado in natura. A densidade de ocupação humana na bacia é outro fator relacionado com esse aspecto, pois é determinante à magnitude do esgoto gerado.

Uma vez que a contaminação bacteriológica atinge a água, a probabilidade de atingir praias de banho depende de diversos processos que variam de acordo com o

tipo de corpo hídrico receptor. Ambientes lóticos, como rios e córregos, apresentam condições muito diferentes de ambientes lênticos, tais como lagos e reservatórios (USEPA, 2010).

Fatores ambientais locais específicos podem influenciar as condições de balneabilidade em escalas de tempo menores como, por exemplo, ao longo do mesmo dia. Podemos citar os seguintes:

1. Incidência de radiação ultravioleta e outros fatores como temperatura e salinidade, que agem na inativação das bactérias, (EDBERG et al., 2000; WHITMAN et al., 2004).
2. Intensidade e direção de ventos. Os ventos podem ser determinantes para formação de ondas, influenciando assim os processos de transporte e diluição das bactérias no corpo hídrico (KINZELMAN et al., 2004).
3. Vazão, no caso de rios; e correntes, no caso de praias litorâneas. São fatores relacionados aos processos de transporte e diluição de cargas poluentes dentro do corpo hídrico.
4. Turbidez, causada pela suspensão de sedimentos ou solo/areia das margens na água. A presença de material particulado na água pode aumentar a sobrevivência das bactérias e patogênicos, pois se torna um abrigo a esses microrganismos, protegendo-os de outros fatores que lhes possam ser desfavoráveis (BRADY et al., 2009; EDBERG et al., 2000)
5. Densidade de banhistas presentes na água (GERBA, 2000). A existência de toaletes na praia é um fator que pode mitigar os impactos causados pela presença de pessoas na água.
6. Presença e quantidade de animais na praia, incluindo cães, pássaros e animais selvagens (FOGARTY et al., 2003; LEVÉSQUE et al., 1993; STANDRIDGE et al., 1979).
7. Existência de fontes pontuais ou córregos afluentes à praia que podem ter sua qualidade comprometida com poluição de esgoto (CETESB, 2012b).
8. Presença de resíduos sólidos e algas que podem servir como abrigo às bactérias e patogênicos (IMAMURA et al., 2011; WHITMAN et al., 2003). A existência de recipientes coletores de lixo e serviços de limpeza pode mitigar parte dos impactos causados.

Conhecer as características da praia monitorada e os fatores relevantes que influenciam sua balneabilidade é de primordial importância para sua gestão eficaz.

2.4. Gerenciamento e monitoramento da qualidade de praias

Com fim de promover a segurança em ambientes aquáticos de recreação, os programas de gerenciamento tem como objetivo identificar, avaliar os riscos existentes e monitorar a situação para qualquer mudança que possa vir a ocorrer (WHO, 2003).

Considerando a bacia hidrográfica como unidade territorial para planejamento, implantação e operação, o escopo de um programa de gerenciamento deve ser definido de acordo com objetivos estabelecidos. Em relação à balneabilidade, o monitoramento das condições de qualidade da água exige que se estabeleça um ou mais locais representativos com frequência de amostragem adequada, de forma a se obter resultados estatisticamente significativos, bem como definir os parâmetros a serem analisados de acordo com o tipo de praia monitorada (doce, estuarina ou marinha).

Programas de monitoramento baseados em coleta e análise de amostras devem possuir procedimentos de controle de qualidade em todas as etapas, ou seja, na amostragem em campo, no armazenamento, no transporte, na entrada ao laboratório e nas análises, as quais devem incluir brancos e duplicatas para diagnosticar erros grosseiros e influência externa aos resultados. É preferível que as análises sejam realizadas em laboratórios cuja política e procedimentos de qualidade sejam credenciados por normas internacionais, como a ISO/IEC 17025.

Uma importante etapa da avaliação de balneabilidade contempla a investigação sanitária das praias (WHO, 2000, 2003), sendo um procedimento adicional à análise da qualidade microbiológica da água. As informações obtidas podem auxiliar as autoridades gestoras ao sintetizar dados sobre a bacia hidrográfica e contribuições à praia, incluindo informações referentes às fontes de poluição e ao uso e ocupação do solo (USEPA, 2010).

A investigação sanitária pode ser feita no formato anual ou de rotina (USEPA, 2008; WHO, 2000), as quais possuem focos distintos. Na investigação anual, procura-se avaliar aspectos amplos na unidade territorial da bacia hidrográfica, como a evolução dos sistemas de saneamento, mudanças significativas no uso do solo e condições do entorno (fisiografia da praia, presença de fontes pontuais, aspectos sanitários na praia). Recomenda-se também que, antes de se estabelecer um programa de monitoramento numa determinada praia, seja realizada uma investigação sanitária extensa nos moldes da anual, para obter informações que subsidiem decisões referentes ao formato do programa.

Já a investigação de rotina deve ser realizada idealmente a cada amostragem realizada, de forma a compilar informações valiosas sobre a situação da praia no momento da coleta, possibilitando assim melhores interpretações acerca dos resultados obtidos. Dados importantes que podem ser coletados incluem: aspecto da água (cor, odor, turbidez, temperatura, etc.), leituras instantâneas de OD, condutividade e demanda química de oxigênio (DQO), vazão (no caso de rios), nível da água, altura de ondas, número de banhistas e animais, condições meteorológicas (níveis de precipitação, cobertura de nuvens no céu, intensidade e direção de ventos, temperatura do ar), entre outros. Através desses dados é possível verificar eventuais correlações de fatores com as condições de balneabilidade, possibilitando o desenvolvimento de modelos de predição.

De acordo com a USEPA (2010), realizar investigações sanitárias provê um histórico da praia e de sua qualidade. Serve como base para comparar avaliações futuras da praia e da bacia, possibilitando planejamentos em longo prazo. Investigações sanitárias que sejam bem feitas, documentadas e validadas podem prover informações valiosas para aplicação de recursos na remediação e eliminação de fontes de poluição. Essas informações podem beneficiar ainda o planejamento na áreas de saneamento, bem como pesquisadores e profissionais envolvidos com a qualidade da água, pois servem para acompanhar a eficácia de eventuais ações ou práticas implantadas. As investigações sanitárias irão contribuir para o conhecimento da situação hidrológica de uma praia, resultando em informações sobre quais fatores são mais importantes para se desenvolver uma ferramenta ou modelo de predição.

Os modelos de predição podem atuar como ferramentas complementares ao monitoramento, que provêm estimativas conservadoras sobre a qualidade da água no intervalo de tempo entre a amostragem e a obtenção dos resultados analíticos (USEPA, 2002b). Resumidamente, a gestão da qualidade da água nos balneários pode ser, portanto, baseada no resultado de três ferramentas aplicadas em conjunto:

1. A investigação sanitária, para identificar as características do local, dos riscos potenciais, das fontes de poluição e dos fatores de influência.
2. O monitoramento e análise de indicadores fecais que possuam relação epidemiológica com a ocorrência de doenças decorrentes da recreação de contato primário na água.
3. Os modelos de predição, úteis por estimar as condições de qualidade da água antes da exposição a partir de variáveis ambientais.

Podem ser estabelecidos protocolos de gerenciamento que levem em conta conjuntos de critérios e questões adicionais para ações de gestão, além das concentrações de indicadores fecais na água, incluindo fatores identificados na investigação sanitária e previsões de modelagens. A USEPA (2010) denomina esse tipo de ferramenta como *notification protocols* ou protocolos de notificação.

As ações de gerenciamento podem ser medidas remediadoras e preventivas frente aos aspectos identificados, por exemplo:

- Atuar na mitigação de impactos de fontes pontuais identificadas
- Melhorar as condições de infra-estrutura sanitária na praia e proximidades
- Promover práticas de redução e manejo da poluição difusa na bacia hidrográfica
- Promover a educação ambiental aos banhistas
- Emitir alerta de risco microbiológico previsto por ferramentas de predição
- Classificar e comunicar as condições de balneabilidade avaliadas com base no monitoramento de indicadores fecais
- Restringir o acesso à praia, quando em condições extremas de risco (poluição grosseira visível, acidentes, “bloom” de algas ou qualquer evento anormal que comprometa a qualidade da água e apresente elevado risco à saúde humana)

A melhoria das condições de balneabilidade pode ser alcançada principalmente através de ações sanitárias na sua bacia hidrográfica, tanto na área de estruturas de saneamento como no gerenciamento de cargas difusas da bacia hidrográfica. É primordial que os resultados obtidos do programa de monitoramento sejam devidamente comunicados à população usuária dos balneários, de maneira a informar claramente as condições de balneabilidade e os possíveis riscos à saúde decorrentes do uso da água para recreação de contato primário, antes que a utilizem.

Além de programas de monitoramento e gerenciamento de balneabilidade, existem algumas iniciativas mais amplas voltadas à gestão ambiental de praias, que consideram não só a segurança e riscos à saúde envolvidos como também outros aspectos de qualidade referentes ao uso da praia, com enfoque na atividade turística litorânea. Podemos citar, por exemplo:

- Programa Bandeira Azul, iniciado em 1987 na Europa por uma organização não-governamental, atualmente sediada na Dinamarca.
(<http://www.abae.pt/programa/BA/inicio.php>).
- Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla), um instrumento do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro estabelecido em 2004 (SCHERER, 2013).
- A norma espanhola UNE-150104, de 2008, direcionada à implantação de sistemas de gestão ambiental em praias, nos moldes da norma ISO 14001.

2.4.1 Monitoramento da balneabilidade de águas doces em SP

A Cetesb iniciou a operação da rede de monitoramento de balneabilidade de praias interiores em 1994 (CETESB, 2008). A rede contempla 28 praias localizadas em sete diferentes Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHIs 2, 5, 6, 9, 10, 13 e 16, conforme visualização na Figura 2 (CETESB, 2013); tem como objetivo monitorar as condições de balneabilidade de acordo com os critérios de avaliação estabelecidos na Resolução Conama nº 274/2000 e comunicar as

classificações de qualidade das praias interiores à população usuária através da publicação de boletins semanais de balneabilidade, divulgados no site eletrônico da instituição, e nos relatórios de qualidade da água do Estado de São Paulo, publicados anualmente. A comunicação da classificação também é feita em algumas praias através de bandeiras de cor verde (para condição “própria”) ou vermelha (para condição “imprópria”), postadas em local visível frequentado pelos banhistas.

Figura 2. Unidades de gerenciamento de recursos hídricos do Estado de São Paulo

Fonte: CETESB (2013)

A Cetesb define as praias a serem monitoradas e seus pontos de amostragem considerando diversos fatores que influem na sua balneabilidade. Esses locais são selecionados em função da frequência de usuários, da fisiografia da praia e dos riscos à saúde pública que possam existir. Desse modo, as praias incluídas na rede de monitoramento possuem frequência elevada de banhistas, além da presença de adensamento urbano próximo que represente possível fonte de poluição fecal (CETESB, 2002).

Nas praias interiores, os indicadores microbiológicos monitorados pela agência são os coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli*. As amostras de água são

coletadas em local da praia que represente a área mais utilizada para a recreação, ou seja, mais representativa do cenário de exposição, podendo ser realizada nas margens, em cima de pontes ou com uso de barcos. Também é observada certa distância da área de influência de cursos de água eventualmente contaminados, para que as amostragens sejam representativas de condições médias.

A periodicidade de amostragem das praias monitoradas é estabelecida em função da época do ano, da frequência de banhistas e da ocupação próxima à sua orla. Assim, as praias interiores mais frequentadas do Estado são monitoradas semanalmente. Praias menos frequentadas, que passam por um processo de urbanização em suas proximidades, são monitoradas em períodos mensais. O acompanhamento da evolução da qualidade destas praias é feito, portanto, em caráter preventivo. Se forem constatados índices de indicadores fecais que indiquem presença de esgoto em suas águas em quantidades significativas, elas passam a ter sua qualidade acompanhada semanalmente.

Com o objetivo de simplificar a comunicação da análise dos dados de qualidade para a população, a Cetesb desenvolveu o Índice de Balneabilidade (IB), uma classificação anual baseada em critérios estatísticos. Esse índice expressa uma síntese da qualidade das águas monitoradas ao longo de todo o ano. Nas praias onde são realizadas classificações semanais, o IB é obtido através de uma síntese das classificações ao longo das 52 semanas do ano. As praias onde são realizadas classificações mensais, o IB é calculado a partir das densidades de indicadores fecais.

O Quadro 3 apresenta as especificações que determinam o Índice de Balneabilidade para as praias com classificações semanais e mensais.

Quadro 3 - Índice de Balneabilidade (Qualificação Anual)

Categoria	Praia Semanal	Praia Mensal
ÓTIMA	Praias classificadas como EXCELENTE em 100% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes menores do que 250 ou <i>E. coli</i> menores do que 200 em 100% do ano.
BOA	Praias próprias em 100% do ano, exceto as classificadas como EXCELENTE em 100% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes menores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> menores do que 800 em 100% do ano, exceto a condição de menores do que 250 e 200 em 100% do ano.
REGULAR	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo inferior a 50% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem inferior a 50% do ano.
RUIM	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem entre 25 e 50% do ano.
PÉSSIMA	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo igual ou superior a 50% do ano.	Número de resultados de coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem igual ou superior a 50% do ano.

Fonte: CETESB (2013)

2.5 Conceitos de modelos e ferramentas de predição

Ferramentas de predição já são hoje empregadas efetivamente em algumas praias dos Estados Unidos (USEPA, 2010) e da Escócia (McPHAIL e STIDSON, 2009; STIDSON et al., 2012). A razão de se desenvolver ferramentas de predição das condições de balneabilidade é melhorar o desempenho do gerenciamento baseado em resultados de amostras microbiológicas. Comparar as condições previstas de qualidade da água com padrões de balneabilidade estabelecidos pode servir como base para um gerenciamento preventivo (USEPA, 1999a).

Conforme USEPA (2010), as ferramentas mais simples são baseadas em níveis de precipitação correlacionados com altas concentrações de microrganismos na água, denominados *Rain Threshold Levels* ou Níveis Limiares de Precipitação. Modelos estatísticos mais elaborados baseados em múltiplas variáveis ambientais utilizam regressão linear múltipla com método dos mínimos quadrados. Há também modelos determinísticos que procuram estimar a concentração de microrganismos na água através do conhecimento e simulação matemática dos processos dinâmicos das cargas de poluição no corpo hídrico, ou seja, a entrada, o transporte, a diluição e o decaimento dos microrganismos de interesse na área modelada.

É importante ressaltar que modelos e ferramentas necessitam constantemente serem testados e refinados, sendo instrumentos adicionais aos programas de monitoramento, de forma a melhorá-los e não substituí-los. Se forem implantadas medidas que possam melhorar a qualidade da água na praia, por exemplo, melhorias na infra-estrutura sanitária na praia e na bacia de drenagem, os modelos devem ser calibrados novamente a partir de dados coletados após o início da implantação. Dados adicionais de outras variáveis também podem ser incorporados para melhorar a capacidade preditiva de um modelo (FRANCY et al., 2006).

Para fins de análise e aplicação, cada praia deve ser considerada individualmente com as características que podem influenciar as concentrações de microrganismos na água. É muito difícil extrapolar informações de uma praia para outra, localizadas em áreas com características distintas (SAMPSON et al., 2006). Aspectos importantes a se considerar na escolha e desenvolvimento do modelo de predição de balneabilidade mais adequado incluem (USEPA, 1999a):

- ✓ Tipo de ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica (urbano ou rural).
- ✓ Tipo de corpo hídrico avaliado (rios, lagos ou mares).
- ✓ Fontes de poluição significativas (pontuais ou difusas).
- ✓ Processos de transporte e mistura no corpo hídrico avaliado (vazão e correntes).
- ✓ Severidade e frequência dos impactos.

Desenvolver o entendimento básico da hidrologia regional pode ser fundamental no uso de uma ferramenta de predição; conhecer as fontes de poluição e a situação hidrológica pode melhorar muito seu desempenho, especialmente se esse conhecimento puder ser aplicado diretamente no esforço da coleta e análise de dados (USEPA, 2010).

Para calibração e validação dos modelos são necessárias séries históricas de dados de monitoramento hidrológico e de qualidade da água. Trabalhos já realizados mostraram que, no mínimo, dois anos de dados são necessários no desenvolvimento de modelos estatísticos, e estes obtêm os melhores resultados em praias que sofrem impactos moderados (FRANCY et al., 2006). É importante que a coleta de dados, tanto para desenvolvimento como validação dos modelos, seja feita

durante múltiplos anos, de forma a considerar variações no clima e nas condições de qualidade da água que ocorrem periodicamente (FRANCY, 2013). Embora modelos possam ter bom desempenho quando confrontados com os dados usados no seu desenvolvimento, o melhor teste é prever respostas durante um período independente, para sua efetiva validação (FRANCY e DARNER, 2006a).

O Quadro 4 apresenta as principais questões a se considerar no desenvolvimento e uso das ferramentas de predição.

Quadro 4. Questões relevantes para o desenvolvimento, aplicação e administração das ferramentas de predição

Desenvolvimento	Aplicação prática	Administração
<ul style="list-style-type: none"> > Amostragem e exploração de dados para obter correlações estatísticas significantes > Desconhecimento da precisão resultante do modelo antes do investimento necessário > Estações pluviométricas a serem contempladas > Aquisição dos equipamentos necessários > Programas computacionais (softwares estatísticos) > Período longo para desenvolvimento > Calibração > Grau de precisão requerido > Determinação de valores <i>input</i> > Validação > Disponibilidade de dados microbiológicos 	<ul style="list-style-type: none"> > Manutenção dos equipamentos > Instalação dos equipamentos em local seguro e representativo > Precisão da previsão e metodologias analíticas > Corpo técnico necessário para amostragem > Variação das previsões de acordo com condições climáticas > Recalibração do modelo quando necessário 	<ul style="list-style-type: none"> > Corpo técnico necessário para compreender e aplicar o modelo > Recursos humanos especializados para desenvolvimento e manutenção do modelo > Custos de equip., amostragem e rec. humanos > Confiabilidade do modelo para a população > Comunicação dos resultados > Armazenamento dos dados

Fonte: Adaptado de USEPA (2010)

Em questão de modelagem, avanços consideráveis vêm sendo obtidos nas pesquisas em áreas como telemetria, fontes e coleta de dados, critérios para seleção de variáveis explanatórias, caracterização de processos naturais, metodologias estatísticas, tecnologias computacionais e compreensão das influências hidrológicas (USEPA, 2010). Outro avanço significativo é a utilização de dados de uso e ocupação do solo e características da bacia hidrográfica como valores de entrada em modelos empíricos (CROWTHER et al., 2003). No futuro espera-se obter previsões de balneabilidade de certas praias da região dos Grandes Lagos com dias de antecedência, utilizando variáveis passíveis de serem previstas como, por exemplo, a velocidade e direção de ventos, a temperatura do ar e da água e a precipitação, utilizando tecnologias conjuntas de modelagem e previsão meteorológica (USEPA, 2010).

Os itens a seguir detalham alguns dos principais tipos de ferramentas de predição utilizados atualmente.

2.5.1 Níveis Limiares de Precipitação (*Rain Threshold Levels*)

Esse tipo de ferramenta já é utilizado há mais de uma década em certas praias nos Estados Unidos, tanto interiores como litorâneas (USEPA, 2010). Quando ocorrem níveis de chuva significantes⁴, o escoamento de drenagem transporta poluentes acumulados na superfície da bacia hidrográfica desde a última chuva (e.g. fezes de animais) e também esgoto humano oriundo de vazamentos na rede coletora ou de ligações clandestinas eventuais na rede de drenagem urbana. Tanto galerias pluviais como córregos e rios são considerados vias de transporte de bactérias indicadoras e patogênicas para as praias (ACKERMAN e WEISBERG, 2003; BOEHM et al., 2002; CETESB, 2012b; LIPP et al., 2001; SCHIFF et al., 2003). A carga de poluentes gerada irá depender das características da área drenada, das condições de infra-estrutura de saneamento e drenagem, e do volume e intensidade de precipitação (USEPA, 2010).

⁴ O nível de chuva significativa varia a partir das características de drenagem e topografia de cada praia, de acordo com o padrão de chuva local. Se há mais entradas das cargas de drenagem na praia ou na ocorrência de condição hidrológica seca, menos chuva é necessária para degradar a qualidade da água (KUNTZ, 2009).

O método de níveis limiares de precipitação assume que a magnitude e a duração da chuva determinam o escoamento superficial de drenagem e, portanto, as cargas de indicadores fecais que aportarão na praia. Se a principal fonte de poluição numa praia for o escoamento superficial de drenagem ou a combinação de esgoto com águas pluviais, os níveis limiares de precipitação podem funcionar com êxito na predição das condições de balneabilidade.

A regra de aplicação é estabelecer uma relação estatística entre eventos de precipitação e concentração de patogênicos na água. A relação pode ser definida como a quantidade ou intensidade de precipitação (o nível limiar) que é provável em causar a excedência⁵ do padrão de balneabilidade considerado, bem como o período de tempo que permanecerá fora da conformidade (USEPA, 2010). A ocorrência dessa quantidade de chuva possibilitaria emitir um alerta de risco microbiológico para a praia gerenciada. Importante salientar que essa ferramenta irá prever a concentração de indicadores acima ou abaixo do padrão de balneabilidade considerado, e não uma estimativa numérica da concentração de microrganismos indicadores na água (STIDSON et al., 2012).

Os níveis limiares de precipitação são ferramentas simples baseadas em regressão linear ou análise de frequência de excedência em observações simultâneas da concentração de indicadores fecais ou patogênicos de interesse na água e características de eventos de precipitação a montante na bacia hidrográfica, obtidas por uma ou mais estações de monitoramento representativas (USEPA, 1999a).

Em praias onde as fontes de poluição difusa são predominantes, as condições secas antecedentes à precipitação pode ser um fator significativo para explicar a relação entre chuva e concentração de bactérias. A duração dos eventos de precipitação também pode ser outro fator chave para tal. Devido à sazonalidade das atividades recreativas e das características de chuvas, a ferramenta pode ser desenvolvida para diferentes temporadas, o que pode melhorar sua capacidade preditiva (USEPA, 2010).

⁵ Define-se excedência quando a concentração de bactérias observada em amostra de água da praia excede um determinado nível de alerta, por exemplo, o padrão de balneabilidade estabelecido.

Para desenvolver níveis limiares de precipitação, são necessárias grandes quantidades de dados específicos da praia, isto é, dados pluviométricos e resultados de análises de indicadores fecais em amostras de água. É necessário que a(s) estação(s) pluviométrica(s) utilizada represente(m) adequadamente os eventos de precipitação que afetam a praia. Para bacias hidrográficas pequenas, é comum o uso de uma única estação representativa das condições de chuva a montante na área de drenagem, considerando-se sua localização e habilidade em capturar os eventos de precipitação dominantes (USEPA, 2010). Para maior precisão, são preferidas estações pluviométricas horárias, especialmente em casos de bacias hidrográficas pequenas e médias (USEPA, 1999a).

As características dos eventos de precipitação a serem consideradas no desenvolvimento dessa ferramenta de predição incluem (USEPA, 1999a):

- Quantidade precipitada
- Duração do evento
- Período seco entre eventos
- Tempo entre a ocorrência de chuva e o impacto na praia
- A temporada do ano em que a praia é mais frequentada

Dependendo do número de estações pluviométricas e características dos eventos de precipitação considerados, será necessário utilizar metodologias mais complexas de regressão múltipla para definir a relação estatística entre as variáveis.

Devido a sua natureza estatística, esses tipos de modelos não diferenciam fontes pontuais e difusas de poluição, não incorporam processos de transporte e decaimento e também não provêm a distribuição espacial das bactérias (USEPA, 1999a).

Assim como qualquer modelo ou ferramenta de predição, os níveis limiares de precipitação devem ser validados testando-se a eficácia de suas previsões num período independente. O exercício de validação irá auxiliar na escolha dos níveis limiares mais apropriados de uma determinada praia.

2.5.2 Modelos estatísticos

Os modelos estatísticos de predição de balneabilidade vêm recebendo maior atenção desde a última década, sendo uma ferramenta rápida e eficiente para prever as concentrações de bactérias na água das praias. O avanço significativo no desenvolvimento e implantação desse tipo de modelo tem ocorrido especialmente na região dos Grandes Lagos, nos Estados Unidos (FRANCY, 2009; NEVERS e WHITMAN, 2005); hoje já existem modelos operando com sucesso em algumas praias dessa região (USEPA, 2010).

Onde as principais fontes de poluição são difusas ou não identificadas, os modelos estatísticos de regressão linear múltipla, baseados em variáveis ambientais, podem ser os mais apropriados para se estimar as condições de balneabilidade (FRANCY e DARNER, 2006; GE e FRICK, 2007).

A metodologia assume a existência de relação linear entre os fatores que descrevem as condições ambientais na praia, ou a combinação desses, e os níveis de indicadores fecais na água (BOEHM et al. 2007; OLYPHANT e WHITMAN 2004; NEVERS e WHITMAN 2005; USEPA 2007). O conceito dessa abordagem é empregar uma correlação retrospectiva das concentrações de indicadores na água com as condições ambientais observadas no momento da amostragem, de maneira a estimar e comunicar a qualidade da água em tempo hábil para o uso e gestão das águas recreacionais. Para a construção do modelo é imprescindível, portanto, que as observações das variáveis ambientais explanatórias estejam associadas com o instante da amostragem de água.

Utilizam-se conjuntos de dados históricos das densidades de indicadores fecais na água e das possíveis variáveis explanatórias, devendo ser atualizados conforme a aquisição de novos dados e informações. Dados históricos só serão úteis se forem consistentes e de qualidade aceitável (USEPA, 2010).

As variáveis ambientais típicas utilizadas devem ser de fácil mensuração e incluem (FRANCY e DARNER, 2006; USEPA, 2010): condições meteorológicas (e.g. radiação solar, temperatura do ar, precipitação, direção e intensidade de ventos);

parâmetros de qualidade da água (e.g. turbidez, pH, temperatura da água, condutividade/salinidade, oxigênio dissolvido); condições hidrodinâmicas (e.g. vazão, correntes, altura de ondas, marés); dia do ano, número de pássaros e banhistas presentes na praia. Em relação à obtenção de dados meteorológicos, a localização da estação meteorológica em relação à praia é de suma importância, pois a correlação entre as variáveis irá diminuir na medida em que esta estiver mais distante da praia (USEPA, 2010).

Olyphant (2005) observou que o método utilizado por ele para desenvolver modelos estatísticos pode ser aplicado em diversas praias, porém cada modelo é único e requer calibrações específicas de cada local, ou seja, suas análises de correlação mostraram que não há um conjunto único de variáveis explanatórias que pudesse ser aplicado com sucesso em todas as praias estudadas. Logo cada praia demanda um modelo individual. É importante também considerar aspectos fisiográficos da praia no desenvolvimento desse tipo de modelo, no que se refere à seleção das variáveis explanatórias. O conhecimento da localização de fontes potenciais de poluição fecal e dos atributos hidrológicos do corpo hídrico, incorporados pela execução de uma investigação sanitária, por exemplo, é a base para o gerenciamento de praias, incluindo o uso de modelos estatísticos (USEPA, 2010).

Um modelo estatístico é estabelecido da seguinte forma:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n + E$$

Onde Y , a variável dependente, é a concentração de indicadores a ser estimada; X_n são as variáveis explanatórias como precipitação, turbidez, etc.; b_n são os coeficientes de regressão; b_0 é o intercepto do modelo; e E é a variação randômica ou erro. Os erros são assumidos como independentes e igualmente distribuídos (frequentemente assumidos como distribuição normal), com média zero e desvio padrão σ . Segundo USEPA (2010), caso Y e X_n não possuírem relação linear, ambos podem ser transformados por funções log, log normal, raiz quadrada, ou qualquer outro tipo de transformação que garanta a existência de relação linear entre as variáveis.

Os resultados obtidos por modelos estatísticos podem ser os níveis estimados de indicadores fecais na água ou a probabilidade de excedência dos níveis padrões estabelecidos (USEPA, 2010).

Verificou-se que separar as temporadas de recreação em diferentes períodos pode produzir modelos com melhores capacidades preditivas (FRANCY e DARNER, 2006), já que a dinâmica dos microrganismos na água pode ser influenciada por diferentes fatores ambientais, dependendo das condições seca ou chuvosa (BOEHM et al., 2007).

Se houver mudanças significativas em relação aos fatores ambientais que influenciam as fontes de poluição, será necessário obter novos conjuntos de dados para calibrá-lo novamente (HEBERGER et al., 2008). Os fatores podem mudar devido a ocorrência de alterações no uso do solo na bacia, degradação ou melhorias na infraestrutura sanitária, adição ou remoção de fontes pontuais de poluição, ou qualquer outra mudança que possa influenciar direta ou indiretamente a densidade de indicadores fecais na praia. Entretanto, mesmo que não haja mudanças acentuadas na bacia hidrográfica ou na localização geográfica próxima à praia, é prudente monitorar o desempenho de um modelo estatístico ao longo do tempo para verificar a eventual queda de sua eficiência (USEPA, 2010).

A correspondência entre as predições obtidas no modelo estatístico e as reais observações das condições da praia é a etapa final para se avaliar a eficiência e confiabilidade do modelo. Para validação é preciso utilizar conjuntos de dados que não foram empregados no desenvolvimento do modelo. (BOEHM et al. 2007; FRICK et al. 2008).

Nos Estados Unidos, a USEPA desenvolveu e disponibiliza para os Estados americanos um software denominado *Virtual Beach*, direcionado a auxiliar os gestores das praias no estabelecimento de critérios de decisão para gerenciamento. O software auxilia na análise exploratória de dados e na construção de modelos estatísticos que empregam equações de regressão linear múltipla de maneira a obter predições dos níveis de indicadores fecais na praia com base em variáveis ambientais como a altura de ondas e temperatura da água; dados dessas variáveis

são providos por instituições americanas diversas como, por exemplo, a *United States Geological Survey* (USGS), aeroportos e universidades americanas (USEPA, 2010).

2.5.3 Modelos determinísticos

Modelos determinísticos utilizam representações matemáticas dos processos que afetam as densidades de bactérias na água para prever a excedência dos padrões de qualidade. Neles, os algoritmos são aplicados para refletir a ocorrência de processos naturais determinantes, tais como o transporte e decaimento dos microrganismos de interesse no meio ambiente. Geralmente, esses modelos requerem grande conhecimento e esforço para serem implantados e operados de forma confiável, com a devida eficácia para proteção da saúde pública (USEPA, 2010).

Uma importante distinção entre modelos estatísticos e modelos determinísticos é que em modelos estatísticos, a relação entre qualidade da água e variáveis explanatórias não precisa estar de fato determinada, enquanto que em modelos determinísticos, o sistema modelado precisa ser conhecido integralmente ou parcialmente, pois é a aplicação dos algoritmos que refletem os processos naturais que irá fazer a ferramenta de predição operar de fato (USEPA, 2010).

Existem vários tipos de modelos determinísticos, tais como modelos de zonas de mistura, transporte e decaimento e modelos hidrodinâmicos. Em casos onde a contaminação fecal da praia é oriunda principalmente de fontes pontuais de poluição (e.g. lançamento do efluente de ETE), esses tipos de modelo podem ser aplicados com relativo sucesso (USEPA, 1999a). Rios são os sistemas ideais para desenvolver e aplicar modelos determinísticos, pois o conhecimento científico de processos fluviais de transporte e mistura já é bem consolidado (USEPA, 2010).

Por outro lado, a quantidade significativa de dados de entrada necessária para esses modelos determinísticos funcionarem pode ser de difícil obtenção ou simplesmente não possuir custo-benefício (HEBERGER et al., 2008). Outro problema é a complexidade física em modelar tais sistemas, que pode requerer a

compreensão de processos físicos, biológicos, hidrodinâmicos, meteorológicos, e suas interações (GE e FRICK, 2007).

Mesmo que uma metodologia esteja suficientemente desenvolvida, sua aplicação pode demandar muitos recursos, desde medições meteorológicas em tempo real até dados da geometria e fisiografia detalhada da praia. Calibrar um modelo para uma praia em particular pode ser tão desafiador quanto desenvolver o próprio. Por esses motivos, não se espera que modelos determinísticos de balneabilidade, práticos e precisos, sejam estabelecidos no futuro próximo (GE e FRICK, 2007). Entretanto, de acordo com USEPA (2010), existe potencial de aplicação de modelos determinísticos em combinação com modelos estatísticos no gerenciamento de praias, de forma a melhorar a qualidade dos resultados obtidos somente nos modelos estatísticos.

3 METODOLOGIAS

O estudo de caso contempla duas praias interiores do Estado de São Paulo, ambas inseridas na rede de monitoramento semanal de balneabilidade da Cetesb. Foram empregados conceitos de modelos estatísticos e a metodologia de Níveis Limiares de Precipitação (*Rain Threshold Levels*) para desenvolver ferramentas de predição das condições de balneabilidade das praias selecionadas para o estudo, com base em níveis de precipitação de dias anteriores. As praias estudadas são:

- Balneário Reino das Águas Claras, localizada no Rio Piracuama, município de Pindamonhangaba, UGRHI 2;
- Cachoeira das Emas, localizada no Rio Mogi-Guaçu, município de Pirassununga, UGRHI 9.

A seleção dessas praias considerou os seguintes critérios:

1. Priorizou-se trabalhar com praias de rios ao invés de praias de lagos e reservatórios, devido à menor complexidade dos processos hidrodinâmicos envolvidos.
2. Disponibilidade, frequência e qualidade dos dados de monitoramento de balneabilidade; foram priorizadas as praias monitoradas semanalmente e com séries históricas mais longas e com menos falhas.
3. Disponibilidade de dados pluviométricos; optou-se por praias localizadas em bacias hidrográficas cujos níveis de precipitação fossem monitorados com frequência diária, por uma ou mais estações pluviométricas em operação, possuindo série histórica no mesmo período de monitoramento de indicadores fecais.
4. A fim de verificar o desempenho da metodologia e os resultados obtidos em diferentes cenários, foram selecionadas praias com características distintas em relação às características da bacia hidrográfica em que estão inseridas, tais como uso e ocupação do solo e área de drenagem.

Os dados de concentração de indicadores fecais de amostras de água das praias foram obtidos da rede de monitoramento de balneabilidade de águas doces, junto à

Cetesb, em contato direto com a Gerência do Setor de Águas Superficiais na Sede em Pinheiros, município de São Paulo. As séries de dados de precipitação diária foram obtidas da rede de monitoramento do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE), para as diversas estações pluviométricas próximas ou a montante das praias de estudo, através de comunicação direta com os engenheiros da instituição.

Foram analisadas fotografias aéreas para identificar o tipo de uso e ocupação do solo nas bacias. Informações relativas à hidrografia e topografia das bacias hidrográficas estudadas foram obtidas através de pesquisa no acervo de mapas da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH) e no banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Informações sanitárias dos municípios foram obtidas em consulta aos relatórios de qualidade da água do Estado de SP, publicados pela Cetesb (2010, 2011b, 2012a, 2013). Também foram consultados documentos referentes aos Comitês e planos das respectivas bacias hidrográficas para maiores informações pertinentes.

Fatores ambientais locais como a proximidade com fontes pontuais de poluição e características específicas das praias foram investigados através de visita em campo nos locais de estudo e redondezas próximas, a montante da praia.

Apenas dados numéricos de concentração de indicadores fecais na água e de precipitação foram utilizados diretamente no desenvolvimento das ferramentas de predição. Informações adicionais serviram como subsídio para descrição dos cenários avaliados e análise dos resultados.

3.1 Desenvolvimento de ferramentas de predição

O período de estudo ficou restrito aos anos em que as séries de dados de concentração de indicadores fecais nas praias estão disponíveis sem falhas, sendo de 2009 até o final do ano de 2012. Foram considerados para o desenvolvimento e calibração das ferramentas de predição, os dados históricos de balneabilidade e precipitação de 2009 a 2011. Dados do ano de 2012 foram usados para validação das ferramentas.

Experiências internacionais (BOEHM et al., 2007; FRANCY e DARNER, 2007) mostram que os modelos de predição produzem melhores resultados quando os conjuntos de dados são subdivididos em períodos secos e chuvosos, onde a dinâmica dos patógenos é influenciada por diferentes fatores ambientais. Sendo assim, diferentes ferramentas foram desenvolvidas para serem aplicadas em dois períodos do ano, utilizando dados dos respectivos:

- Período seco, de abril a setembro.
- Período chuvoso, de janeiro a março e outubro a dezembro.

Devido à sua grande variabilidade, todos os dados de concentração de indicadores fecais na água analisados foram transformados para valores logaritmos na base 10 antes de serem analisados. Logo, todos os resultados microbiológicos apresentados nesse estudo são valores de logaritmos na base 10.

A correlação entre precipitação e balneabilidade foi analisada para o período seco e chuvoso separadamente, a partir dos níveis de precipitação acumulados em 24, 48 e 72 horas anteriores à data de amostragem. Para cada estação pluviométrica, ficam definidas as seguintes séries de parâmetros:

- P_{24} : precipitação acumulada em 24 horas antes da amostragem
- P_{48} : precipitação acumulada em 48 horas antes da amostragem
- P_{72} : precipitação acumulada em 72 horas antes da amostragem

Para cada estudo de caso, dados do monitoramento de balneabilidade foram pareados com dados de precipitação acumulada obtidos de postos pluviométricos identificados dentro da bacia hidrográfica a montante da praia ou próxima a ela, tendo como referência a data de amostragem e análise microbiológica da água.

Foram calculados os coeficientes de correlação linear de Pearson (R), bem como construídos os diagramas de dispersão entre os parâmetros de precipitação acumulada e logaritmo das concentrações de indicadores fecais. Pelo fato das ferramentas de predição propostas nesse estudo serem baseadas na ocorrência de

chuvas, o cálculo das correlações desconsiderou os pares de valores que tivessem a variável de precipitação com nível menor que 1mm.

Estações pluviométricas que não apresentassem níveis de correlação significativa entre nenhum dos parâmetros de precipitação acumulada e a concentração de indicadores na água, foram desconsideradas. O nível de confiança adotado em todas as análises estatísticas é de 95%, ou seja, resultados estatísticos significantes possuem valor p menor que 0,05.

Para construção dos modelos de regressão, os níveis significantes de precipitação acumulada foram subdivididos em níveis diários, considerando a hipótese que os impactos na qualidade da água são diferentes dependendo do dia e magnitude da chuva. Essa subdivisão foi feita da seguinte maneira:

- $P_{24} = P_{d-1}$; onde P_{d-1} é o nível de precipitação no 1º dia anterior à amostragem.
- $P_{48} = P_{d-1} + P_{d-2}$; onde P_{d-2} é o nível de precipitação no 2º dia anterior à amostragem.
- $P_{72} = P_{d-1} + P_{d-2} + P_{d-3}$; onde P_{d-3} é o nível de precipitação no 3º dia anterior à amostragem.

Nos modelos de regressão das ferramentas, os parâmetros P_{d-1} , P_{d-2} e P_{d-3} são empregados como variáveis explanatórias (dados de entrada na ferramenta) enquanto que o logaritmo na base 10 da concentração de indicador fecal na água é a variável resposta. Nos casos onde P_{24} for significativo, apenas a variável P_{d-1} se aplica em regressão linear, enquanto que nos casos onde P_{48} e P_{72} forem significantes, pode-se aplicar regressão múltipla com P_{d-1} , P_{d-2} ou P_{d-3} (esta última apenas quando P_{72} for significativo).

Para cada ferramenta, foi determinado um nível P_m , que é a precipitação mínima que define a aplicação da mesma; pelo fato da predição se basear na ocorrência de chuvas de dias anteriores, as ferramentas não são aplicáveis quando os níveis de precipitação acumulada são nulos ou pouco significantes (abaixo de P_m). A definição dos valores P_m foi feita a partir da análise dos diagramas de dispersão e dos valores das séries de dados pareados de balneabilidade e precipitação, observando a partir

de qual nível de precipitação a linearidade entre as variáveis é observada. Por exemplo, apresenta-se a seguir o diagrama de dispersão e as respectivas séries de dados dos parâmetros P_{48} , da estação D2-029, e $\log_{10} [E.coli]$, para a praia de Piracuama, no período seco:

Nesse caso, adotou-se o valor de 6mm para o valor de P_m , conforme observado os valores na tabela e o comportamento linear das variáveis no diagrama a partir de um determinado ponto. É um critério que possui certo grau de subjetividade, já que poderia ser adotado um valor de P_m igual a 5mm, por exemplo, sendo plenamente aceitável; o ideal é que os níveis P_m sejam ajustados conforme o emprego da ferramenta para obter o melhor desempenho possível, de acordo com a experiência adquirida ao longo do tempo em que for aplicada.

Todos os modelos possíveis foram desenvolvidos dessa forma, sendo as estatísticas de qualidade comparadas entre si. Foram investigadas possíveis colinearidades entre as variáveis explanatórias a serem empregadas na modelagem, de forma a evitar o uso de duas ou mais que apresentassem colinearidade entre si. Para tanto, foram calculados os fatores VIF (fator de inflação de variância) de cada variável empregada, em cada ferramenta desenvolvida. Esse fator é uma medida de colinearidade entre parâmetros de um modelo de regressão. Quanto maior que 1 o

fator VIF for, mais informações redundantes existem nos parâmetros de regressão tornando a estimativa do modelo não confiável (HELSEL e HIRSCH, 2002).

As estatísticas usadas para avaliar e comparar os modelos de regressão gerados foram os valores de R^2 ajustado e a estatística Cp de Mallow. Consideram-se bons modelos os que apresentam maior valor de R^2 ajustado e menor valor de Cp. Ademais, também foi calculada a estatística PRESS (*Predicted Residual Error Sum of Squares*) em cada ferramenta desenvolvida. Trata-se de uma medida da capacidade de um modelo de regressão conseguir prever dados novos. Quanto menor o valor de PRESS, melhor será a habilidade de predição do modelo (HELSEL e HIRSCH, 2002).

Para realizar as regressões e testes estatísticos foram utilizados os softwares Microsoft Excel™ e SigmaPlot™ 9.01.; o último realiza as regressões verificando a conformidade das hipóteses de normalidade e homoscedasticidade (resíduos como variável independente com média zero e variância constante) adotadas pela metodologia estatística de regressão. Logo, os modelos apresentados nos resultados estão todos de acordo com essas hipóteses e são considerados os melhores dentre os diversos possíveis de se obter com os dados disponíveis empregados.

A predição de má qualidade é definida quando o resultado da modelagem ultrapassa o padrão de balneabilidade considerado, no caso, o padrão de concentração de coliformes termotolerantes na última amostra, estabelecido na Resolução Conama nº 274/2000, e o padrão de concentração de *E. coli* na última amostra, estabelecido pela Decisão de Diretoria 112/2013/E da Cetesb (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013). Como a modelagem resulta em predições pontuais, preferiu-se trabalhar com padrões de amostras individuais ao invés de padrões de amostras coletadas num determinado período.

A metodologia *rain threshold levels* aplicada na gestão de praias busca estabelecer níveis de precipitação correlacionados com a ocorrência de altas concentrações de bactérias indicadoras fecais na água, de forma a subsidiar a emissão de alertas de risco microbiológico para os usuários. Devido a sua natureza simples, essas

ferramentas não visam determinar uma predição dos níveis de concentração de bactérias na água numericamente, embora as equações de regressão resultem numa estimativa dessas. A resposta (valor de saída) da ferramenta é simplesmente a predição de condição boa ou má de balneabilidade (abaixo ou acima do padrão), de acordo com a variável resposta do modelo de regressão linear que opera com base em níveis de precipitação na bacia hidrográfica ocorridos nos dias anteriores.

Para validação das melhores ferramentas desenvolvidas, as previsões obtidas no ano de 2012 foram comparadas aos valores das análises microbiológicas realizadas. O desempenho das ferramentas foi avaliado de acordo com os seguintes possíveis resultados:

- Predição de má condição, quando a balneabilidade de fato é má (acerto)
- Predição de má condição, quando a balneabilidade de fato é boa (erro tipo I)
- Predição de boa condição, quando a balneabilidade de fato é má (erro tipo II)
- Predição de boa condição, quando a balneabilidade de fato é boa (acerto)

Dentre os possíveis erros, o erro tipo II é o mais crítico, do ponto de vista de saúde pública, pois pode expor a população aos perigos microbiológicos existentes e não comunicados. Já o erro tipo I protegeria a população de um risco inexistente, fato que poderia diminuir a confiabilidade das previsões frente aos usuários, mas não os colocaria em situação de risco.

4 DESCRIÇÃO DOS ESTUDOS DE CASO E FERRAMENTAS DESENVOLVIDAS

4.1. Balneário Reino das Águas Claras

Esta praia localiza-se na margem do Rio Piracuama que, como unidade administrativa, pertence ao Município de Pindamonhangaba, inserido na UGRHI 2 (Paraíba do Sul – industrial). A praia pertence a um parque com acesso controlado, localizada em trecho sinuoso de relevo montanhoso. As coordenadas geográficas são Latitude 22°52'31" e Longitude 45°34'56"; está a 573 metros de altitude em relação ao nível do mar. A Figura 3 apresenta a localização e delimitação aproximada da bacia hidrográfica do Rio Piracuama.

O Rio Piracuama é classificado como classe 1 (FCR, 2009), conforme disposições da Resolução Conama nº 357/2005; possui 24 km de extensão (RODRIGUES et al., 2009), nasce na Serra da Mantiqueira e, junto com seus afluentes, compõe parte da Bacia do Rio Paraíba do Sul, até a confluência com o Ribeirão do Machado, localizado no Município de Tremembé. Sua bacia hidrográfica possui área aproximadamente igual a 170,73 km² e agrega territórios dos municípios de Pindamonhangaba e Tremembé (FCR, 2009), estando parcialmente abrangida por Área de Proteção Ambiental (APA), de acordo com o Decreto Federal nº 91.304, de 3 de junho de 1985 (BRASIL, 1985). Ao longo do rio existem locais utilizados para recreação, que podem receber centenas de pessoas nos finais de semana (RODRIGUES et al., 2009).

Ambos os municípios de Pindamonhangaba e Tremembé são atendidos pelo serviço de saneamento da Sabesp. A Tabela 2 apresenta os dados referentes às condições de saneamento.

Tabela 2 - Dados do serviço de saneamento básico dos municípios de Pindamonhangaba e Tremembé

Município	População (IBGE 2012)		Atendimento		Eficiência (%)	Carga Poluidora (kgDBO/dia)		Corpo Receptor
	População Total	População Urbana	Coleta (%)	Tratamento (%)		Potencial	Remanescente	
Pindamonhangaba	150.162	144.752	96,0	99,0	90,4	7.817	1.101	R. Paraíba, Rib. Curuputuba e Uma
Tremembé	41.915	37.767	84,0	100,0	90,0	2.039	498	R. Paraíba do Sul
Total	192.077	182.519	90*	99,5*	90,2*	9.856	1.599	

* valor médio

Fonte: adaptado de CETESB (2013)

Figura 3 - Localização e delimitação aproximada da bacia hidrográfica do Rio Piracuama

Fonte: Adaptado de CETESB (2013) e GoogleEarth™ v. 7.1.1.

De acordo com os números publicados pela CETESB (2013), em Pindamonhangaba, o nível de coleta de esgoto é de 96%, número igual a parcela de população urbana, logo suspeita-se que a população rural desse município não é atendida pelo serviço de saneamento. É uma hipótese a ser considerada, já que a bacia hidrográfica do Rio Piracuama abrange parte da zona rural de Pindamonhangaba e logo pode estar sujeita aos impactos de cargas de esgoto sem tratamento, seja por lançamentos pontuais ou tanques sépticos com falhas. No geral, o serviço de coleta e tratamento de esgoto possui bons níveis de atendimento para ambos os municípios de Pindamonhangaba e Tremembé.

A visita em campo possibilitou verificar algumas características notáveis da praia Reino das Águas Claras e suas proximidades, tais como:

- Predomínio de uso e ocupação rural do solo no entorno e a montante da praia, como pastagens e silvicultura.
- Existência de residências simples próximas à praia com tubulações abertas.
- Existência de um canal de drenagem pluvial que deságua num trecho da praia, localizado dentro do parque.
- Margens com vegetação rasteira e pedregulhos.
- Velocidade de escoamento considerável, com corredeiras; existem barreiras hidráulicas ao longo do percurso do rio no trecho da praia.
- Infraestrutura sanitária existente no parque, incluindo toaletes e lixeiras.
- Sedimentos argilosos no leito do rio, durante o trecho da praia.
- Água de aspecto límpida, sem cor e odor.
- Verificou-se a existência de água com odor fétido brotando do solo num local vizinho à área do parque, próximo à praia.

O **Apêndice A** apresenta o registro fotográfico das características mencionadas acima relativas à praia Balneário Reino das Águas Claras. A Figura 4 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, produzida a partir de informações coletadas em campo e em fotografias aéreas.

Figura 4 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Piracuama

Obs.: áreas não destacadas representam vegetação nativa; adaptado de Google Earth v. 7.1.1.

Em um estudo microbiológico publicado por RODRIGUES et al. (2009), foram encontradas diferentes espécies de enterobactérias nas águas do Rio Piracuama, evidenciando alta contaminação microbiológica a qual prejudica sua qualidade nas áreas de recreação. Incluem: *Enterobacter aerogenes*, *Escherichia coli*, *Klebsiella ozaenae*, *Edwardsiella tarda*, *Shigella sp.*, *Morganella morganii*, *Hafnia alvei*, *Salmonella sp.* e *Citrobacter (diversus koseri)*. De acordo com o autor, a presença dessas cepas mostrou-se resistente a antibióticos utilizados clinicamente, sendo uma evidência de que podem persistir no meio ambiente e ser agressivas em casos de infecção.

4.1.1 Análise da série de dados de balneabilidade

A série de dados disponíveis do monitoramento de balneabilidade na praia Balneário Reino das Águas Claras tem início no ano de 2009, possui registros em intervalos irregulares (aproximadamente uma amostra por semana) e considera *E. coli* como indicador fecal. O ponto de coleta da rede de monitoramento de balneabilidade da Cetesb é denominado UAMA00601. De acordo com informações da agência ambiental, as amostras de água são coletadas na margem esquerda do rio no trecho utilizado para recreação. A metodologia analítica para determinação microbiológica empregada é a membrana filtrante, sendo os resultados das concentrações expressos em unidades formadoras de colônias por 100 mililitros (UFC/100ml). A amostragem da água é realizada seguindo o Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Águas da Cetesb, de 1988 (CETESB, 2013). Os resultados do monitoramento de 2009 a 2012 são apresentados nos Gráficos 1 e 2.

No Estado de São Paulo, o padrão de balneabilidade da concentração de *E. coli* na última amostra, sendo o valor de referência a ser utilizado nesse estudo, foi estabelecido pela CETESB através da Decisão de Diretoria 112/2013/E de 9/4/2013 (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013), como 1500 UFC/100ml, cujo valor de logaritmo na base 10 é aproximadamente 3,17609.

A análise exploratória dos dados microbiológicos anuais gerou as seguintes estatísticas, apresentadas na Tabela 3:

Tabela 3 - Estatísticas descritivas dos dados anuais de balneabilidade – Balneário
Reino das Águas Claras

	2009	2010	2011	2012
amostras	50	47	47	50
média	2,749	2,514	2,995	2,785
mediana	2,891	2,623	2,964	2,819
desvio p.	0,454	0,674	0,413	0,470
variância	0,206	0,455	0,171	0,221
mínimo	1,279	0,845	1,964	2,017
máximo	3,462	3,903	3,799	3,763
1º quartil	2,398	2,064	2,763	2,352
3º quartil	3,088	2,959	3,217	3,049
n (>padrão)	9 (18%)	7 (14,89%)	14 (29,79%)	11 (22%)

Obs. n (>padrão): número de amostras individuais que excederam o padrão de balneabilidade
Unidade das estatísticas: $\log_{10}$ [UFC/100ml] do indicador *E.coli*

Gráfico 1. Diagrama Box Plot dos dados anuais de balneabilidade da praia Balneário
Reino das Águas Claras

Gráfico 2. Resultados do monitoramento de balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras ao longo do tempo

As linhas vermelhas dos gráficos representam o padrão de balneabilidade considerado para concentração de *E.coli*, estabelecido pela CETESB, no valor de logaritmo na base 10. No diagrama Box Plot, nota-se a existência de dados que podem ser considerados *outliers* (representados pelos pontos negros), isto é, dados além de 1,5 vezes o intervalo inter-quartil (3° quartil – 1° quartil) em relação à mediana. A decisão de excluí-los ou não do conjunto a ser analisado é incerta, pois nesse momento não há como saber se esses valores representam ou não erros grosseiros oriundos de qualquer uma das etapas de coleta, transporte e análise das amostras ou tratamento e interpretação dos dados. Por outro lado, a presença de valores *outliers* poderia influenciar significativamente os resultados das regressões (NAGHETTINI e PINTO, 2007). A princípio, optou-se por manter os valores *outliers* no conjunto de dados de balneabilidade, pois em casos onde o valor é um *outlier* inferior, ele pode estar relacionado a níveis muito baixos ou até nulos de precipitação, não sendo considerados na calibração das ferramentas (vide

explicação adiante); já nos casos onde o *outlier* é superior, esses representam os maiores níveis de risco microbiológico e, se relacionados a níveis significantes de precipitação, são incorporados à calibração das ferramentas, avaliando prudentemente suas influências nos diagramas de dispersão que serão apresentados adiante. Se considerarmos toda a série de dados, de 2009 a 2012, obtemos a seguinte de distribuição e frequência dos valores, apresentados na Tabela 4 e Gráfico 3:

Tabela 4 - Frequências relativa e acumulada dos dados de balneabilidade da praia
Balneário Reino das Águas Claras – 2009 a 2012

Classe	freq.	% Rel.	% Acum.
A: 0,845 a 1,105	1	0,52%	0,52%
B: 1,105 a 1,365	2	1,03%	1,55%
C: 1,365 a 1,625	1	0,52%	2,06%
D: 1,625 a 1,885	5	2,58%	4,64%
E: 1,885 a 2,145	15	7,73%	12,37%
F: 2,145 a 2,405	28	14,43%	26,80%
G: 2,405 a 2,665	24	12,37%	39,18%
H: 2,665 a 2,925	36	18,56%	57,73%
I: 2,925 a 3,176	41	21,13%	78,87%
J: 3,176 a 3,436	24	12,37%	91,24%
K: 3,436 a 3,696	13	6,70%	97,94%
L: 3,696 a 3,910	4	2,06%	100,00%

Gráfico 3. Histograma de frequências dos dados de balneabilidade da praia
Balneário Reino das Águas Claras (2009 a 2012)

No gráfico, as barras representam as frequências e a linha representa as porcentagens acumuladas. Destaca-se que 21,13% (valores e colunas vermelhas) de todas as análises microbiológicas realizadas em amostras de água da praia, de 2009 a 2012, ultrapassaram o limite de balneabilidade considerado, destacadas na cor vermelha no gráfico e na tabela.

Conforme o Quadro 5, ao longo dos anos o índice de balneabilidade da praia vem sendo classificado como “péssimo” ou “ruim” desde 2009, lembrando que esse índice é baseado na classificação “própria” ou “imprópria” sob critério de amostras coletadas ao longo de um período, conforme a Resolução Conama nº 274/2000.

Quadro 5 - Classificação do Índice de Balneabilidade da praia Balneário Reino das Águas Claras de 2009 a 2012

Ano	Classificação
2009	Péssima
2010	Péssima
2011	Ruim
2012	Péssima

Pôde-se observar que não há grande variação da condição de balneabilidade da praia entre os anos avaliados. Entretanto, a maioria dos resultados de concentração de *E.coli* em amostras de água mostrou estar próximo ao limite de 3,176, em valores de logaritmo (colunas de classe H e I). A classificação anual da praia pouco variou, sendo “ruim” apenas em 2011, enquanto que nos outros anos foi “péssima”; ambas constataam a má qualidade da água para recreação na praia Balneário Reino das Águas Claras.

4.1.2 Análise das séries de dados de precipitação

Foram identificadas quatro estações pluviométricas em operação próximas à bacia hidrográfica do Rio Piracuama para serem utilizadas no desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade. São apresentadas no Quadro 6 e Figura 5. Todas são operadas pelo DAEE e geram dados de níveis pluviométricos diários.

Quadro 6 - Estações pluviométricas em operação relativas à praia Balneário Reino das Águas Claras

Nome do posto	Código DAEE	Município	Lat.	Lon.	altitude (m)	início de operação	Distância horizontal até a praia (km)
Taubaté	E2-022	Taubaté	2302	4534	610	1963	17,5
Fazenda São João	E2-092	Taubaté	2312	4528	660	1954	38,6
Pararangaba	E2-099	S. José dos Campos	2311	4548	570	1960	41,4
Zé da Rosa	D2-029	Sto. Antonio do Pinhal	2246	4542	980	1943	16,7

Fonte: Banco de dados do DAEE (www.daee.sp.gov.br)

Figura 5. Localização de estações pluviométricas em relação à praia Balneário Reino das Águas Claras

Fonte: Adaptado de Google Earth™ v. 7.1.1.

Das estações pluviométricas mencionadas:

- Infelizmente, nenhuma está localizada dentro da bacia hidrográfica do Rio Piracuama; no bando de dados do DAEE foram identificadas duas estações dentro da bacia – Piraçuama (D2-067) e Eugênio Lefevre (D2-004) – porém atualmente encontram-se fora de operação, o que impossibilitou qualquer tipo de aplicação no estudo.
- A estação E2-022 não possui série completa para o ano de 2012, o que tornaria impraticável validar qualquer modelo desenvolvido com dados desse posto. Logo, foi desconsiderada para uso nas ferramentas de predição.

Mesmo que não estejam disponíveis dados pluviométricos dentro da bacia do Rio Piracuama, a praia de Balneário Reino das Águas Claras foi selecionada para estudo pois foi a melhor opção dentre as praias interiores monitoradas pela Cetesb, considerando o escopo da pesquisa; trata-se de uma praia de rio, cuja série de monitoramento de balneabilidade tem frequência semanal e não possui falhas entre os anos de 2009 a 2012. Como a bacia hidrográfica do Rio Piracuama é pequena, optou-se por desenvolver ferramentas de predição com dados de apenas uma estação pluviométrica, a D2-029, que é a estação mais próxima da praia e que gerou variáveis com melhores correlações com os dados de balneabilidade em comparação às outras estações, conforme apresentado na Tabela 5.

4.1.3 Desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade

A primeira etapa para desenvolver as ferramentas foi obter os coeficientes de correlação entre os diferentes níveis de precipitação acumulada de cada estação pluviométrica e os valores de logaritmos na base 10 das concentrações de *E. coli* na água, dentro do período de calibração (2009 a 2011). Os resultados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os níveis de precipitação acumulada e os valores de logaritmos na base 10 da concentração de *E. coli* – Balneário Reino das Águas Claras (2009 a 2011)

Prec. Acumulada	Estação D2-029			Estação E2-092			Estação E2-099		
	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n
Período chuvoso (outubro a março)									
P ₂₄	0,213	0,2590	30	-0,166	0,4980	19	-0,186	0,2920	34
P ₄₈	0,319	0,0478	39	-0,323	0,0665	33	-0,246	0,0925	48
P ₇₂	0,323	0,0236	49	-0,232	0,1500	40	-0,234	0,0923	53
Período seco (abril a setembro)									
P ₂₄	0,915	0,0015	8	-0,030	0,9230	13	0,291	0,3860	11
P ₄₈	0,546	0,0192	18	0,344	0,1620	18	0,401	0,0886	19
P ₇₂	0,478	0,0211	23	0,316	0,1420	23	0,333	0,1040	25

R: Coeficiente de correlação de Pearson

n: número de elementos considerados no cálculo de R

* valores em negrito são considerados estatisticamente significantes ($p < 0,05$)

Os coeficientes e respectivos valores p indicam que apenas os dados obtidos na estação pluviométrica D2-029 apresentaram correlação significativa com a concentração de *E.coli* na água do Rio Piracuama, no trecho da praia Balneário Reino das Águas Claras.

Para o período chuvoso, os níveis P_{48} e P_{72} apresentaram correlação linear significativa (valor $p < 0,05$). Já no período seco, todos os níveis de precipitação acumulada da estação D2-029 apresentaram correlação significativa (valor $p < 0,05$).

O passo seguinte foi construir os diagramas de dispersão de cada nível de precipitação acumulada significativa, de forma a visualizar o comportamento da concentração de indicadores fecais na água em relação a estes. Os diagramas são apresentados no Gráfico 4 e 5, respectivamente relativos ao período chuvoso e seco.

Como a metodologia trata de ferramentas baseadas apenas na ocorrência de chuvas, foram adotados níveis mínimos de precipitação aplicáveis, denominados P_m , para cada variável de precipitação acumulada significativa. A definição dos valores P_m foi feita a partir da visualização e análise dos diagramas de dispersão e das séries de dados pareados de balneabilidade e precipitação, verificando a partir de qual nível de precipitação a linearidade entre as duas variáveis é observada. Valores abaixo desses níveis não foram considerados na calibração, bem como as concentrações de indicadores fecais pareados na mesma data, pois a natureza desta ferramenta não agrega a influência de outros fatores ambientais à balneabilidade que não seja a chuva.

Dessa maneira, quando a variável de precipitação acumulada possuir valor menor que P_m , estará representando uma situação “hipoteticamente seca”, onde outros fatores não contemplados nas ferramentas são determinantes às condições balneabilidade. Nesta situação, o nível de precipitação vai de zero a P_m , sendo possível visualizar uma grande variância e comportamento não-linear entre as variáveis nos diagramas de dispersão.

Logo, as ferramentas foram calibradas para serem aplicáveis exclusivamente quando as variáveis de precipitação acumulada forem maiores ou iguais aos respectivos níveis P_m , estabelecidos de forma a representar eventos de chuva com magnitude capaz de produzir escoamento superficial significativo na bacia hidrográfica e impactar qualitativamente a água do Rio Piracuama. Como consequência disso, quanto maior o valor de P_m , mais restrita será a aplicação da respectiva ferramenta, pois eventos de chuva de maior magnitude são menos frequentes.

Gráfico 4. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período chuvoso) (continua)

Gráfico 4. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período chuvoso) (conclusão)

$P_m = 20\text{mm}$

Gráfico 5. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período seco) (continua)

$P_m = 3\text{mm}$ (menor leitura obtida numa ocasião de amostragem no período seco)

Gráfico 5. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas da estação D2-029 (praia Balneário Reino das Águas Claras - período seco) (conclusão)

$P_m = 6\text{mm}$

$P_m = 7\text{mm}$

As variáveis significantes de precipitação acumulada foram subdivididas nos níveis de precipitação diária dos respectivos dias anteriores à amostragem e análise microbiológica da água. Dessa forma, os modelos estatísticos de regressão possuem o seguinte formato:

- Modelos baseados em P_{24} contemplam apenas uma variável explanatória: P_{d-1} , que possui mesmo valor de P_{24} , sendo uma regressão linear simples.
- Modelos baseados em P_{48} podem contemplar até duas variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2} , relativos aos níveis de precipitação dos dois dias anteriores, sendo uma regressão linear múltipla.
- Modelos baseados em P_{72} podem contemplar até três variáveis explanatórias: P_{d-1} , P_{d-2} e P_{d-3} , relativos aos níveis de precipitação dos três dias anteriores, sendo uma regressão linear múltipla.

Dentre os diversos modelos possíveis de serem desenvolvidos com as variáveis explanatórias, foram selecionados os melhores levando-se em conta a colinearidade das variáveis explanatórias e as medidas estatísticas de eficiência da regressão linear – Cp de Mallow e R^2 ajustado.

A colinearidade entre variáveis explanatórias é uma condição onde ao menos uma das variáveis é correlacionada significativamente com uma ou mais das outras variáveis do modelo, prejudicando o desempenho da equação de regressão múltipla (HELSEL e HIRSCH, 2002). Sendo assim, nenhum dos modelos aqui selecionados para o desenvolvimento das ferramentas de predição apresenta colinearidade significativa entre suas variáveis explanatórias.

As ferramentas listadas no Quadro 7 a seguir foram aplicadas para validação com os dados de 2012.

Quadro 7 - Lista das melhores ferramentas de predição de balneabilidade obtidas para a praia Balneário Reino das Águas Claras

Ferramenta	Prec. acum. significativo	Variáveis explanatórias	Tipo de regressão linear	n	P _m (mm)	R ² ajustado	C _p
Período chuvoso							
<i>A</i>	P ₄₈	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	16	17	0,095	3,000
<i>B</i>	P ₇₂	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	22	20	0,299	3,146
Período seco							
<i>C</i>	P ₂₄	P _{d-1}	simples	8	3	0,809	2,000
<i>D</i>	P ₄₈	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	13	6	0,500	3,000
<i>E</i>	P ₇₂	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	14	7	0,425	2,230

n: número de observações utilizadas na calibração

P_m: nível mínimo de precipitação acumulada aplicável

4.2 Cachoeira das Emas

Esta praia localiza-se à margem do Rio Mogi Guaçu e pertence ao município de Pirassununga, inserido na UGRHI 9 (em industrialização). Situa-se em trecho sinuoso do rio, de largura aproximadamente igual a 100m, à 546m de altitude em relação ao nível do mar e com corredeiras a montante. As coordenadas geográficas são Latitude 21°55'32" e Longitude 47°22'06".

O Rio Mogi Guaçu é de classe 2, nasce no Estado de Minas Gerais no município de Bom Repouso, sua bacia hidrográfica possui uma área de drenagem total aproximada em 18.938 km², sendo que só no Estado de São Paulo há aproximadamente 15.040 km² de área de drenagem (CBHMOGI, 2008). Pelo fato do rio percorrer dois Estados é denominado curso da água de domínio federal. Informações da rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu no Estado de SP são apresentadas no Quadro 8.

A bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu foi subdividida em 1995, em compartimentos econômico-ecológicos no "Macrozoneamento das Bacias dos Rios Mogi Guaçu, Pardo e Médio-Grande", conforme apresentados na Figura 6. Esses compartimentos contêm as sub-bacias com as zonas urbanas de maneira parcial ou total, compreendem os fluxos de comércio e serviços entre as cidades, possuem relativa homogeneidade quanto ao uso do solo, a utilização da água e elementos do

meio biótico e abiótico, principalmente quanto às formações geológicas, geomorfológicas e hidrogeológicas. (CBHMOGI, 2008).

Figura 6. Compartimentos estabelecidos em 1995 para subdivisão do gerenciamento da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu

Localização da praia de Cachoeira das Emas

Fonte: adaptado de CBHMOGI (2008)

Quadro 8 - Caracterização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu no Estado de SP

Compartimentos	Bacia de Drenagem	Comprimento de Rios (extensão linear)	Densidade de Drenagem
	Km ²	km	Km(Km ²) ⁻¹
Alto Mogi	4.062,09	4.280,82	1,05
Peixe	1.057,99	2.828,57	2,67
Jaguari Mirim	1.760,03	2.525,00	1,43
Médio Mogi	4.180,32	3.413,74	0,82
Baixo Mogi	3.980,20	2.693,35	0,68
TOTAL	15.040,64	15.741,48	

Fonte: CBHMOGI (2008)

Pelo fato da praia de Cachoeira das Emas estar localizada na divisa dos compartimentos Médio Mogi e Alto Mogi, para análise das características ambientais a montante da praia, são focados os compartimentos mais próximos: Alto Mogi e Jaguari Mirim. Dados disponíveis de 2007 acerca do uso e ocupação do solo nos compartimentos do Alto Mogi e Jaguari Mirim são apresentados na Tabela 6.

Em média, os níveis de coleta de esgoto das cidades localizadas nesses compartimentos são altos, porém os níveis de tratamento e respectiva eficiência são razoáveis, isto implica que grande parte da carga de DBO gerada pelo conjunto de municípios (56,6%) ainda atinge os corpos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu, a montante da praia de Cachoeira das Emas. Verifica-se também que em alguns municípios o nível de tratamento de esgoto é muito baixo ou até mesmo inexistente. Dados de saneamento dos municípios a montante da praia de Cachoeira das Emas são apresentados na Tabela 7.

Tabela 6 - Uso do solo em 2007 nos compartimento Alto Mogi e Jaguari Mirim, a montante da praia de Cachoeira das Emas

Tipo de uso do solo	Compartimento	
	Alto Mogi	Jaguari Mirim
Agrícola	62,78	51,82
Cobertura Nativa	15,30	18,36
Silvicultura	5,39	3,04
Pastagem	10,93	22,36
Urbanizada	4,10	2,09
Outros	1,50	2,34

Fonte: CBHMOGI (2008)

Tabela 7 - Dados do serviço de saneamento básico de municípios a montante da praia de Cachoeira das Emas

Município	População (IBGE 2012)		Atendimento		Eficiência (%)	Carga Poluidora (kgDBO/dia)		Corpo Receptor
	População Total	População Urbana	Coleta (%)	Tratamento (%)		Potencial	Remanescente	
Santa Cruz da Conceição	4.074	2.759	95	100	74,0	149	44	Ribeirão do Roque
Leme	93.417	91.482	100	0	-	4.940	4.940	Ribeirão do Melo
Araras	121.055	114.538	100	70	56,0	6.185	3.761	Ribeirão das Araras
Conchal	25.615	24.211	100	7	92,0	1.307	1.223	Rib. Ferra / Rib. Conchal
Engenheiro Coelho	16.580	12.129	100	100	85,0	655	98	Rib. Gualaquica
Mogi Mirim	87.266	81.626	91	65	96,0	4.408	1.905	Rio Mogi-Mirim
Mogi Guaçu	139.211	132.164	100	80	86,7	7.137	2.188	Rio Mogi-Guaçu
Estiva Gerbi	10.224	8.155	100	0	-	440	440	Rib. Anhumas e Cór. Ipê
Espírito Santo do Pinhal	42.123	37.435	98	100	30,0	2.022	1.427	Ribeirão dos Porcos
Santa Cruz das Palmeiras	30.593	29.642	100	0	-	1.601	1.601	Cór. Pessegueiro
Aguai	32.745	29.542	100	4	27,0	1.595	1.578	Rio Itupeva
Águas da Prata	7.653	6.831	92	95	69,0	369	147	Ribeirão do Quartel
São João da Boa Vista	84.584	81.210	100	100	85,6	4.385	632	R. Jaguari Mirim
Santo Antonio do Jardim	5.912	3.514	95	100	81,0	190	44	Rib. Santa Bárbara
Total	701.052	655.238	97,93*	58,64*	65,2*	35.383	20.028	

Fonte: adaptado de CETESB (2013)

O uso do solo nos compartimentos analisados é majoritariamente agrícola, principalmente cultivo de cana-de-açúcar, pastagens e fruticulturas. As manchas de silvicultura estão associadas a indústrias de papel e celulose localizada no município de Mogi Guaçu e proximidades (CBHMOGI, 2008). A Figura 7 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo nos compartimentos de interesse, a montante da praia.

Figura 7. Uso e ocupação do solo nos compartimentos de interesse a montante da praia de Cachoeira das Emas

Fonte: adaptado de CBHMOGI (2008)

A visita em campo possibilitou verificar algumas características notáveis da praia e suas proximidades, tais como:

- Ocupação urbana comercial e residencial próximo à praia.
- Existência de fontes pontuais de poluição (canalizações que deságuam diretamente no rio), próximas à praia.
- Margens com vegetação rasteira.
- Pescadores e crianças na praia em contato primário com a água.
- Pássaros e cães presentes na praia.
- Uso de embarcações motorizadas, de pequeno porte.
- Algas próximas à margem.
- Velocidade de escoamento considerável nas corredeiras a montante da praia.
- Infraestrutura sanitária pública existente nas redondezas, tais como toaletes e algumas lixeiras. Foram visualizados resíduos sólidos espalhados em alguns locais (embalagens plásticas, latas, papel, cigarros, pneus).
- Sedimentos arenosos no leito do rio durante o trecho da praia.
- Água de aspecto turvo, sem odor.

O Apêndice B apresenta o registro fotográfico dos aspectos citados acima, em relação à praia de Cachoeira das Emas.

4.2.1 Análise da série de dados de balneabilidade

A série de dados disponíveis do monitoramento de balneabilidade na praia de Cachoeira das Emas tem início no ano de 2005, possui intervalos irregulares (aproximadamente uma amostra por semana) e um grande período sem monitoramento, de 30/06/2008 a 26/08/2009. Utiliza coliformes termotolerantes como indicador fecal. Dados anteriores a 2009 foram desconsiderados devido à mudança de metodologia de quantificação do parâmetro microbiológico; atualmente utiliza-se a técnica de membrana filtrante, conforme a norma Cetesb L5.221, sendo os resultados expressos em unidades formadoras de colônias por 100 mililitros (UFC/100ml). O ponto de monitoramento é denominado MOGU02351 pela Cetesb e localiza-se na margem esquerda do rio em frente ao Restaurante César, como ponto

de referência. A amostragem da água é realizada seguindo o Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Águas da Cetesb, de 1988 (CETESB, 2013).

O padrão de balneabilidade para concentração de coliformes termotolerantes na última amostra, sendo o valor limite a ser utilizado nesse estudo, foi estabelecido na Resolução Conama n° 274/2000 em 2500 coliformes termotolerantes por 100ml, cujo valor de logaritmo na base 10 é aproximadamente igual a 3,39794.

Conforme se visualiza no Gráfico 6, existe um período sem monitoramento entre os anos de 2008 e 2009. É notável a diferença no comportamento da variável de concentração de indicador fecal na água entre os conjuntos de resultados obtidos antes e depois desse período, evidenciando a maior precisão e confiabilidade da atual técnica analítica empregada (a metodologia anterior empregada era a quantificação por tubos múltiplos).

Gráfico 6. Dados da concentração de coliformes termotolerantes na praia de Cachoeira das Emas (2007 a 2012)

Os dados coletados antes do período falho foram comparados estatisticamente com os dados coletados após o período falho através do teste de postos de Mann-Whitney, a fim de verificar uma diferença significativa entre os dois conjuntos, sendo confirmada a hipótese de que os conjuntos são significativamente distintos (valor

$p < 0,001$). Dessa maneira, os dados anteriores a 2009 foram desconsiderados do estudo. Destaca-se ainda a existência de um valor *outlier* presente no ano de 2011, com valor igual a 1 UFC/100ml ou nulo como valor de logaritmo na base 10. Por se tratar de um provável erro grosseiro, o valor foi desconsiderado da série de dados a ser analisada; outros *outliers* observados foram mantidos nas análises posteriores. A análise exploratória dos dados anuais de balneabilidade considerados gerou os resultados apresentados na Tabela 8. Os Gráficos 6 e 7 apresentam os resultados do monitoramento de balneabilidade nos anos de 2009 a 2012.

Tabela 8 - Estatísticas descritivas anuais dos dados de balneabilidade – Cachoeira das Emas (2009 a 2012)

	2009	2010	2011	2012
nº amostras	16	38	39	40
média	2,870	2,809	2,609	2,748
mediana	2,807	2,886	2,623	2,633
desvio p.	0,369	0,399	0,463	0,514
variância	0,136	0,159	0,214	0,264
mínimo	2,246	2,017	1,681	1,602
máximo	3,633	3,591	3,663	4,301
1º quartil	2,650	2,495	2,265	2,471
3º quartil	3,114	3,019	2,919	2,950
n (>padrão)	2 (12,5%)	2 (5,26%)	2 (5,13%)	5 (12,5%)

Obs. n (>padrão): número de amostras individuais que excederam o padrão de balneabilidade
Unidade das estatísticas: $\log_{10}$ [UFC/100ml] do indicador coliformes termotolerantes

Gráfico 7. Diagrama Box Plot dos dados anuais de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas (2009 a 2012)

Gráfico 8. Resultados do monitoramento de balneabilidade da praia Cachoeira das Emas ao longo do tempo (2009 a 2012)

As linhas vermelhas dos gráficos representam o padrão de balneabilidade para concentração de coliformes termotolerantes em amostras individuais no valor de logaritmo na base 10, estabelecido na Resolução Conama nº 274/2000. É possível observar um padrão sazonal de comportamento da variável concentração de coliformes termotolerantes, podendo estar relacionado com o clima, isto é, com as estações seca e chuvosa. Aparentemente, há uma tendência de declínio da concentração ao longo da estação seca (abril a setembro), enquanto que na estação chuvosa (janeiro a março, outubro a dezembro) os níveis das concentrações tendem a subir.

Se considerarmos toda a série de dados de agosto de 2009 ao final de 2012, obtemos a seguinte de distribuição e frequência dos valores, apresentados na Tabela 9 e Gráfico 9:

Tabela 9 - Frequências relativa e acumulada dos dados de balneabilidade da praia

Cachoeira das Emas

	Classe	freq.	% Rel.	% Acum.
A:	1,602 a 1,105	2	1,50%	1,50%
B:	1,852 a 1,365	9	6,77%	8,27%
C:	2,102 a 1,625	13	9,77%	18,05%
D:	2,352 a 1,885	25	18,80%	36,84%
E:	2,602 a 2,852	29	21,80%	58,65%
F:	2,852 a 3,102	30	22,56%	81,20%
G:	3,102 a 3,398	14	10,53%	91,73%
H:	3,398 a 3,648	8	6,02%	97,74%
I:	3,648 a 3,898	1	0,75%	98,50%
J:	3,898 a 4,310	2	1,50%	100,00%

Gráfico 9. Histograma de frequências dos dados de balneabilidade da praia

Cachoeira das Emas

As barras representam as frequências e a linha representa as porcentagens acumuladas. Destaca-se que 8,27% (valores e colunas vermelhas) de todas as análises microbiológicas realizadas em amostras de água da praia, de 2009 a 2012, ultrapassaram o limite de balneabilidade considerado para a última amostra coletada, estabelecido pela Resolução Conama nº 274/2000. A maioria dos resultados de concentração de indicadores microbiológicos pertence às classes E e F dos valores tabelados.

Conforme se observa no Quadro 9, ao longo dos anos, o índice de balneabilidade da praia vem sendo classificado como “regular”, “péssimo” ou “ruim” desde 2009, lembrando que esse índice é baseado na classificação “própria” ou “imprópria” sob critério de amostras coletadas ao longo de um período e não de amostras individuais.

Quadro 9. Classificação do Índice de Balneabilidade da praia de Cachoeira das Emas de 2009 a 2012

Ano	Classificação
2009	Péssima
2010	Regular
2011	Péssima
2012	Ruim

4.2.2 Análise das séries de dados de precipitação

Foram identificadas dez estações pluviométricas em operação nos dois compartimentos hidrográficos considerados, apresentadas no Quadro 10. Todas são operadas pelo DAEE e geram dados de níveis pluviométricos diários.

Quadro 10 - Estações pluviométricas em operação na bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu dentro dos compartimentos do Alto Mogi e Jaguari Mirim

Nome do posto	Código DAEE	Município	Lat.	Lon.	altitude (m)	início de operação	Distância horizontal até a praia (km)
Pirassununga	C4-033	Pirassununga	2159	4725	670	1939	9,3
Cresciumal	D4-030	Leme	2210	4717	600	1936	28,1
Descalvado	C4-071	Descalvado	2158	4742	780	1956	35
Fazenda Santana	D4-029	Araras	2215	4723	660	1936	35,9
Usina Capão Preto	C4-092	São Carlos	2152	4748	610	1960	45,7
Santa Eudoxia	C4-019	São Carlos	2147	4747	620	1959	45,9
São João da Boa Vista	C3-031	S. J. da Boa Vista	2157	4648	740	1943	58,8
Mogi Mirim	D3-008	Mogi Mirim	2226	4658	640	1936	70,1
Fazenda da Glória	D3-071	Sto. Ant. Jardim	2209	4643	900	1972	72,2
Itapira	D3-015	Itapira	2227	4649	660	1936	80,9

A Figura 8 apresenta a localização aproximada das estações pluviométricas listadas acima.

4.2.3 Desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade

O primeiro passo para desenvolver as ferramentas foi obter os coeficientes de correlação entre as variáveis de precipitação acumulada e os valores de logaritmos na base 10 das concentrações de coliformes termotolerantes na água, dentro do período de calibração (2009 a 2011). Os resultados são apresentados na Tabela 10.

Os valores dos coeficientes e respectivos valores p indicam que há diversas estações pluviométricas cujos dados possuem correlação significativa com a concentração de coliformes termotolerantes na água do Rio Mogi Guaçu, no trecho da Cachoeira das Emas. São elas:

- Para o período chuvoso: C4-033, D4-030, C4-071, D4-029 e D3-008.
- Para o período seco: D4-029, C4-092 e C3-031.

Nenhum dos níveis de precipitação acumulada oriundos das estações C4-019, D3-071 e D3-015 apresentaram correlação significativa e, portanto, foram descartadas de serem empregadas nas ferramentas de predição.

O passo seguinte foi construir os diagramas de dispersão de forma a visualizar o comportamento dessas variáveis em relação à concentração de indicadores fecais na água. Os diagramas são apresentados no Gráfico 10.

De maneira análoga à abordagem da praia de Reino das Águas Claras no Rio Piracuama, foram adotados níveis mínimos de precipitação P_m , para cada nível de precipitação acumulada significativa. A definição dos valores P_m foi feita a partir da visualização e análise dos diagramas de dispersão e das séries de dados pareados de balneabilidade e precipitação, observando a partir de qual nível de precipitação a linearidade entre as duas variáveis é verificada.

Tabela 10 - Coeficientes de correlação linear de Pearson entre os níveis de precipitação acumulada e os valores de logaritmos na base 10 da concentração de coliformes termotolerantes – Cachoeira das Emas (2009 a 2011)

Prec. Acumulada	Estação C4-033			Estação D4-030			Estação C4-071			Estação D4-029			Estação D3-071		
	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n
Período chuvoso (outubro a março)															
P ₂₄	0,366	0,1640	16	0,057	0,8270	17	0,652	0,0025	19	0,604	0,0079	18	0,200	0,412	19
P ₄₈	0,461	0,0178	26	0,586	<0,001	30	0,393	0,0385	28	0,529	0,0027	30	0,148	0,427	31
P ₇₂	0,288	0,1100	32	0,529	<0,001	39	0,399	0,0132	38	0,425	0,0122	34	0,213	0,211	36
Período seco (abril a setembro)															
P ₂₄	0,791	0,2090	4	-0,595	0,4050	4	0,212	0,6870	6	0,718	0,1080	6	0,426	0,293	8
P ₄₈	0,652	0,0795	8	0,586	0,1670	7	0,224	0,5070	11	0,616	0,0437	11	0,497	0,144	10
P ₇₂	0,571	0,0847	10	0,493	0,1030	12	0,261	0,3900	13	0,500	0,0976	12	0,420	0,175	12

Prec. Acumulada	Estação C4-092			Estação C4-019			Estação C3-031			Estação D3-008			Estação D3-015		
	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n	R	valor p	n
Período chuvoso (outubro a março)															
P ₂₄	0,429	0,0524	21	0,330	0,1340	22	0,085	0,7070	22	0,423	0,0710	19	0,276	0,2830	17
P ₄₈	0,286	0,1410	28	0,315	0,0739	33	0,328	0,0667	32	0,369	0,0445	30	0,141	0,4910	26
P ₇₂	0,155	0,4130	30	0,285	0,0868	37	0,319	0,0540	37	0,332	0,0554	34	0,146	0,4400	30
Período seco (abril a setembro)															
P ₂₄	0,793	0,0596	6	0,458	0,4380	5	0,637	0,1240	7	0,534	0,3540	5	0,270	0,6050	6
P ₄₈	0,792	0,00629	10	0,540	0,0864	11	0,694	0,0261	10	0,505	0,1130	11	0,459	0,1150	13
P ₇₂	0,557	0,075	11	0,559	0,0588	12	0,646	0,0172	13	0,489	0,0896	13	0,424	0,1310	14

R: Coeficiente de correlação de Pearson

n: número de elementos considerados no cálculo de R

* valores em negrito são considerados estatisticamente significantes ($p < 0,05$)

Gráfico 10. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso) (continua)

$P_m = 5\text{mm}$ (representado no diagrama pela linha tracejada)

$P_m = 5\text{mm}$

Gráfico 10. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso) (continuação)

$P_m = 5\text{mm}$

$P_m = 6\text{mm}$

Gráfico 10. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso) (continuação)

P_m = 5mm

P_m = 5mm

Gráfico 10. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso) (continuação)

$P_m = 5\text{mm}$

$P_m = 5\text{mm}$

Gráfico 10. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período chuvoso) (conclusão)

$P_m = 6\text{mm}$

$P_m = 5\text{mm}$

Gráfico 11. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período seco) (continua)

$P_m = 1\text{mm}$

$P_m = 1\text{mm}$

Gráfico 11. Diagramas de dispersão das variáveis de precipitação acumulada significativas (praia de Cachoeira das Emas - período seco) (conclusão)

$P_m = 3\text{mm}$

$P_m = 1\text{mm}$

Considerando as grandes proporções da bacia hidrográfica nesse estudo de caso, foram empregados dados de várias estações aplicados em regressão linear múltipla para o desenvolvimento das ferramentas de predição de balneabilidade para a praia de Cachoeira das Emas, tanto no período chuvoso (5 estações) como no seco (3 estações).

As variáveis significantes de precipitação acumulada de cada estação foram subdivididas em níveis de precipitação diária dos respectivos dias anteriores à amostragem e análise microbiológica da água. Dessa forma, os modelos estatísticos de regressão linear múltipla possuem o seguinte formato:

- Modelos baseados em P_{24} contemplam apenas a variável explanatória P_{d-1} de cada estação pluviométrica considerada, que possui mesmo valor de P_{24} de cada uma.
- Modelos baseados em P_{48} podem contemplar até duas variáveis explanatórias (P_{d-1} e P_{d-2}) de cada estação pluviométrica considerada, relativos aos níveis de precipitação dos dois dias anteriores lidos por cada uma.
- Modelos baseados em P_{72} podem contemplar até três variáveis explanatórias (P_{d-1} , P_{d-2} e P_{d-3}) de cada estação pluviométrica considerada, relativos aos níveis de precipitação dos três dias anteriores lidos por cada uma.

Dentre os diversos modelos possíveis de serem desenvolvidos com as variáveis explanatórias, foram selecionados os melhores levando-se em conta a colinearidade das variáveis explanatórias e as medidas estatísticas de eficiência da regressão linear – Cp de Mallow e R^2 ajustado.

A colinearidade entre variáveis explanatórias é uma condição onde ao menos uma das variáveis é correlacionada significativamente com uma ou mais das outras variáveis do modelo, prejudicando o desempenho da equação de regressão múltipla (HELSEL e HIRSCH, 2002). Sendo assim, nenhum dos modelos aqui selecionados para o desenvolvimento das ferramentas de predição apresenta colinearidade significativa entre suas variáveis explanatórias.

As melhores ferramentas aplicáveis na praia de Cachoeira das Emas são destacadas e apresentadas no Quadro 11 com as respectivas informações. Essas ferramentas, portanto, foram selecionadas para validação, diagnóstico e análise dos resultados.

Quadro 11 - Lista das melhores ferramentas de predição de balneabilidade obtidas para a praia de Cachoeira das Emas

Ferramenta	Prec. acum. significativa	Estações pluv.	Variáveis explanatórias	Tipo de regressão linear	n	P _m (mm)	R ² ajustado	Cp
Período chuvoso								
F	P ₂₄	C4-071	P _{d-1}	simples	14	5	0,458	2,000
G	P ₄₈	D4-030	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	12	5	0,836	5,000
		C4-071	P _{d-2}					
		D3-008	P _{d-2}					
H	P ₇₂	D4-030	P _{d-2} , P _{d-3}	múltipla	21	5	0,451	4,000
		C4-071	P _{d-1}			6		
Período seco								
I	P ₄₈	C4-092	P _{d-1} , P _{d-2}	múltipla	10	1	0,525	3,000
J	P ₇₂	C3-031	P _{d-1} , P _{d-2} , P _{d-3}	múltipla	11	3	0,740	4,000

n: número de observações utilizadas na calibração

P_m: nível mínimo de precipitação acumulada aplicável

5 RESULTADOS DE VALIDAÇÃO DAS FERRAMENTAS

A descrição de cada ferramenta desenvolvida e seus respectivos resultados durante o período de validação é apresentada a seguir.

5.1 Balneário Reino das Águas Claras

5.1.1 Ferramenta A

<p>Período de aplicação: CHUVOSO (outubro a março)</p> <p><i>Input:</i> dados pluviométricos da estação D2-029</p> <p>Variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2}.</p> <p>Ferramenta aplicável a partir de 17mm de precipitação acumulada em 48h</p>					
<p>Equação de regressão:</p> $\log_{10} [E.coli] = 2,591 + (0,00837 * P_{d-1}) + (0,00912 * P_{d-2})$ <p>N = 16 R = 0,464 $R^2 = 0,215$ $R^2 \text{ ajust} = 0,0948$ Erro padrão da estimativa = 0,352</p>					
	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,591	0,218	11,901	<0,001	
P_{d-1}	0,00837	0,00456	1,835	0,09	1,318
P_{d-2}	0,00912	0,00705	1,294	0,218	1,318
Análise de Variância:					
	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	2	0,443	0,221	1,785	0,207
Residual	13	1,612	0,124		
Total	15	2,055	0,137		
PRESS = 2,423					

Onde:

- VIF = fator de inflação da variância
- DF = graus de liberdade
- SS = soma de quadrados
- MS = média de quadrados
- PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em duas ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 17mm acumulados em 48 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação D2-029. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Validação da Ferramenta A

Data	D2-029			Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₄₈	P _{d-1}	P _{d-2}		
04/01/12	37,5	0,0	37,5	2,806	2,933
17/01/12	40,0	14,2	25,8	2,580	2,945
Unidades	mm	mm	mm	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]

Nessas duas ocasiões, a ferramenta previu condições favoráveis à balneabilidade (log₁₀ da concentração de *E.coli* < 3,176) coincidindo com os resultados das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta em ambas.

5.1.2 Ferramenta B

Período de aplicação: CHUVOSO (outubro a março)

Input: dados pluviométricos da estação D2-029

Variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2}.

Ferramenta aplicável a partir de 20mm de precipitação acumulada em 72h

Equação de Regressão:

$$\log_{10} [E.coli] = 2,527 + (0,00949 * P_{d-1}) + (0,0114 * P_{d-2})$$

N = 22

R = 0,605

R² = 0,366

R² ajust = 0,299

Erro padrão da estimativa = 0,328

	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,527	0,124	20,345	<0,001	
P _{d-1}	0,00949	0,00323	2,942	0,008	1,048
P _{d-2}	0,0114	0,00541	2,107	0,049	1,048

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	valor p
Regressão	2	1,177	0,588	5,473	0,013
Residual	19	2,043	0,108		
Total	21	3,22	0,153		

PRESS = 2,684

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em nove ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 20mm acumulados em 72 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação D2-029. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Validação da Ferramenta B

Data	D2-029			Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₇₂	P _{d-1}	P _{d-2}		
04/01/12	49,4	0,0	37,5	2,806	2,955
17/01/12	40,6	14,2	25,8	2,580	2,956
31/01/12	63,1	0,0	3,7	2,748	2,569
29/02/12	64,9	0,0	0,0	2,924	2,527
30/10/12	32,1	10,8	0,0	2,459	2,629
13/11/12	35,0	0,0	0,8	3,633	2,536
28/11/12	37,2	0,0	0,5	3,380	2,533
11/12/12	52,0	0,0	12,4	2,845	2,668
18/12/12	27,2	0,9	9,1	2,394	2,639
Unidades	mm	mm	mm	log ₁₀ [E.coli]	log ₁₀ [E.coli]

antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação D2-029. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Validação da Ferramenta C

Data	D2-029		Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₂₄	P _{d-1}		
2/5/2012	6,2	6,2	2,643	2,3162
Unidades	mm	mm	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]

Nesta ocasião, a ferramenta C previu condição favorável à balneabilidade (log₁₀ da concentração de *E.coli* < 3,176) coincidindo com o resultado da amostra analisada, ou seja, a predição foi correta.

5.1.4 Ferramenta D

Período de aplicação: SECO (abril a setembro)

Input: dados pluviométricos da estação D2-029

Variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2}

Ferramenta aplicável a partir de 6mm de precipitação acumulada em 48h

Equação de regressão:

$$\log_{10} [E.coli] = 2,306 + (0,0131 * P_{d-1}) + (0,0309 * P_{d-2})$$

N = 13

R = 0,764

R² = 0,583

R² ajust = 0,500

Erro padrão da estimativa = 0,368

	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,306	0,172	13,427	<0,001	
Pd-1	0,0131	0,00571	2,295	0,045	1
Pd-2	0,0309	0,0103	2,996	0,013	1

Análise de variância:

	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	2	1,897	0,949	6,996	0,013
Residual	10	1,356	0,136		
Total	12	3,253	0,271		

PRESS = 2,740

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

MS = média de quadrados
 SS = soma de quadrados

A ferramenta pôde ser validada em quatro ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 6mm acumulados em 48 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação D2-029. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Validação da Ferramenta D

Data	D2-029			Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₄₈	P _{d-1}	P _{d-2}		
03/04/12	6,4	0	6,4	2,310	2,504
18/04/12	45,9	0	45,9	2,833	3,724
24/04/12	51,3	0	51,3	2,881	3,891
02/05/12	61,9	6,2	55,7	2,643	4,108
Unidades	mm	mm	mm	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]	log ₁₀ [<i>E.coli</i>]

Em uma ocasião (25% do total), a ferramenta D previu condições favoráveis à balneabilidade (log₁₀ da concentração de *E.coli* < 3,176) coincidindo com o resultado da amostra analisada, ou seja, a predição foi correta. Em três ocasiões (75% do total), a ferramenta previu más condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou boas condições (erro tipo I), conforme destaque na cor vermelha na tabela anterior.

5.1.5 Ferramenta E

Período de aplicação: SECO (abril a setembro)

Input: dados pluviométricos da estação D2-029

Variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2}

Ferramenta aplicável a partir de 7mm de precipitação acumulada em 72h

Equação de regressão: $\log_{10} [E.coli] = 2,480 + (0,0109 * P_{d-1}) + (0,0243 * P_{d-2})$					
N = 14					
R = 0,717					
R ² = 0,514					
R ² ajust = 0,425					
Erro padrão da estimativa = 0,346					
	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,48	0,146	16,993	<0,001	
P _{d-1}	0,0109	0,00523	2,077	0,062	1,002
P _{d-2}	0,0243	0,00934	2,604	0,025	1,002
Análise de variância:					
	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	2	1,393	0,697	5,814	0,019
Residual	11	1,318	0,12		
Total	13	2,712	0,209		
PRESS = 2,429					

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em três ocasiões, pois é aplicável apenas quando ocorrem níveis de precipitação acima de 7mm acumulados em 72 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação D2-029. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Validação da Ferramenta E

Data	D2-029			Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₇₂	P _{d-1}	P _{d-2}		
18/04/12	45,9	0	45,9	2,833	3,595
24/04/12	70,9	0	51,3	2,881	3,727
02/05/12	74,4	6,2	55,7	2,643	3,901
Unidades	mm	mm	mm	log ₁₀ [E.coli]	log ₁₀ [E.coli]

Nas três ocasiões (100% do total), a ferramenta previu más condições de balneabilidade (log₁₀ da concentração de *E.coli* > 3,176) quando a análise microbiológica indicou boas condições (erro tipo I), conforme destaque em cor vermelha na tabela anterior.

O resumo dos resultados das ferramentas desenvolvidas para a praia Balneário Reino das Águas Claras é apresentado na Tabela 16, de acordo com os erros tipo I e II e as previsões corretas obtidas, incluindo a especificidade (proporção de condições boas corretamente previstas) e sensibilidade (proporção de condições más corretamente previstas) obtidas.

Tabela 16 - Resumo dos resultados de validação das ferramentas de predição da praia Balneário Reino das Águas Claras

Ferramenta	n	Previsões corretas	Erro tipo I	Erro tipo II	Especificidade	Sensibilidade
A	2	100,0%	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%
B	9	77,7%	0,0%	22,2%	100,0%	0,0%
C	1	100,0%	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%
D	4	25,0%	75,0%	0,0%	25,0%	0,0%
E	3	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%

n: número de ocasiões em que a ferramenta pôde ser validada

5.2 Cachoeira das Emas

5.2.1 Ferramenta F

Período de aplicação: CHUVOSO (outubro a março)

Input: dados pluviométricos da estação C4-071

Variáveis explanatórias: P_{d-1}

Ferramenta aplicável a partir de 5mm de precipitação acumulada em 24h

Equação de regressão:

$$\log_{10} [\text{coli t.}] = 2,843 + (0,00912 * P_{d-1})$$

N = 14

R = 0,707

R² = 0,499

R² ajust = 0,458

Erro padrão da estimativa = 0,220

	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,843	0,0769	36,965	<0,001	
P _{d-1}	0,00912	0,00264	3,461	0,005	1

Análise de variância:

	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	1	0,577	0,577	11,975	0,005
Residual	12	0,579	0,0482		
Total	13	1,156	0,0889		

PRESS = 1,955

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em cinco ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 5mm acumulados em 24 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras da estação C4-071. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Validação da Ferramenta F

Data	C4-071		Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₂₄	P _{d-1}		
11/01/12	14,3	14,3	2,732	2,973
23/01/12	5,1	5,1	2,643	2,890
14/02/12	9,0	9,0	2,748	2,925
27/11/12	27,3	27,3	4,301	3,092
04/12/12	19,3	19,3	4,041	3,019
Unidades	mm	mm	log ₁₀ [coli t.]	log ₁₀ [coli t.]

Em três ocasiões (60% do total), a ferramenta F previu condições favoráveis à balneabilidade (log₁₀ da concentração de coliformes termotolerantes < 3,398) coincidindo com o resultado das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta. Em duas ocasiões (40% do total), a ferramenta previu boas condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou más condições (erro tipo II).

5.2.2 Ferramenta G

<p>Período de aplicação: CHUVOSO (outubro a março)</p> <p><i>Input:</i> dados pluviométricos das estações D4-030, C4-071 e D3-008</p> <p>Variáveis exp.: Pd-1[D4-030], Pd-2[D4-030], Pd-2[C4-071], Pd-2[D3-008]</p> <p>Ferramenta aplicável a partir de 5mm de precipitação acumulada em 48h em todas as estações</p>					
<p>Equação de regressão:</p> $\log_{10} [\text{coli t.}] = 2,746 + (0,0169 * \text{Pd-1[D4-030]}) + (0,0108 * \text{Pd-2[D4-030]}) - (0,0105 * \text{Pd-2[C4-071]}) + (0,00323 * \text{Pd-2[D3-008]})$ <p>N = 12 R = 0,946 R² = 0,895 R² ajust= 0,836 Erro padrão da estimativa = 0,130</p>					
	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,746	0,0743	36,958	<0,001	
Pd-1[D4-030]	0,0169	0,00459	3,68	0,008	1,186
Pd-2[D4-030]	0,0108	0,00168	6,464	<0,001	1,041
Pd-2[C4-071]	-0,0105	0,0037	-2,848	0,025	1,849
Pd-2[D3-008]	0,00323	0,00134	2,419	0,046	1,82
Análise de variância:					
	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	4	1,005	0,251	14,969	0,002
Residual	7	0,117	0,0168		
Total	11	1,122	0,102		
PRESS = 0,785					

Onde: VIF = fator de inflação da variância
DF = graus de liberdade
SS = soma de quadrados
MS = média de quadrados
PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em cinco ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 5mm acumulados em 48 horas antes da amostragem e análise bacteriológica da água, de acordo com leituras das estações D4-030, C4-071 e D3-008. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Validação da Ferramenta G

Data	D4-030			C4-071		D3-008		Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₄₈	P _{d-1}	P _{d-2}	P ₄₈	P _{d-2}	P ₄₈	P _{d-2}		
11/01/12	11,5	11,5	0,0	17,9	3,6	19,2	15,0	2,732	2,951
18/01/12	50,9	40,3	10,6	13,2	8,8	40,5	35,2	3,241	3,563
14/02/12	35,1	0,0	35,1	34,5	25,5	78,0	60,4	2,748	3,052
04/12/12	27,4	0,0	27,4	20,5	1,2	55,9	21,1	4,041	3,097
18/12/12	6,9	4,3	2,6	22,8	20,5	34,8	33,4	3,114	2,739
Unidades	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	log ₁₀ [coli t.]	log ₁₀ [coli t.]

Em três ocasiões (60% do total), a ferramenta G previu condições favoráveis à balneabilidade ($\log_{10}$ da concentração de coliformes termot. < 3,398) coincidindo com o resultado das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta. Em uma ocasião (dia 4/12/12, 20% do total), a ferramenta previu boas condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou más condições (erro tipo II). Por fim, em uma ocasião (dia 18/01/12, 20% do total), a ferramenta previu más condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou boas condições (erro tipo I).

5.2.3 Ferramenta H

Período de aplicação: CHUVOSO (outubro a março)

Input: dados pluviométricos das estações D4-030 e C4-071

Variáveis explanatórias: P_{d-2}[D4-030], P_{d-3}[D4-030], P_{d-1}[C4-071]

Ferramenta aplicável a partir de 5mm e 6mm de precipitação acumulada em 72h, respectivamente nas estações D4-030 e C4-071.

Equação de regressão: $\log_{10} [\text{coli t.}] = 2,804 + (0,00456 * P_{d-2}[D4-030]) + (0,00422 * P_{d-3}[D4-030]) + (0,00596 * P_{d-1}[C4-071])$ N = 21 R = 0,730 R ² = 0,533 R ² ajust = 0,451 Erro padrão da estimativa = 0,212					
	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,8	0,0637	43,997	<0,001	
P _{d-2} [D4-030]	0,0	0,00289	1,576	0,133	1,631
P _{d-3} [D4-030]	0,0	0,00246	1,715	0,104	1,036
P _{d-1} [C4-071]	0,0	0,00292	2,037	0,058	1,66
Análise de variância:					
	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	3,0	0,874	0,291	6,466	0,004
Residual	17,0	0,766	0,045		
Total	20,0	1,64	0,082		
PRESS = 1,746					

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em sete ocasiões, pois é aplicável apenas quando ocorrem níveis de precipitação acima de 5mm e 6mm acumulados em 72 horas, respectivamente de acordo com leituras das estações D4-030 e C4-071, antes da amostragem e análise bacteriológica da água. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 – Validação da Ferramenta H

Data	D4-030			C4-071		Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₇₂	P _{d-2}	P _{d-3}	P ₇₂	P _{d-1}		
11/01/12	14,3	0,0	2,8	26,1	14,3	2,732	2,901
18/01/12	102,2	10,6	51,3	17,9	4,4	3,241	3,095
14/02/12	76,2	35,1	41,1	36,4	9,0	2,748	3,191
27/11/12	26,0	4,1	21,9	73,0	27,3	4,301	3,078
04/12/12	36,5	27,4	9,1	20,5	19,3	4,041	3,082
13/12/12	20,5	8,5	0,0	12,0	0,0	2,681	2,843
18/12/12	44,9	2,6	38,0	30,8	2,3	3,114	2,990
Unidades	mm	mm	mm	mm	mm	log ₁₀ [coli t.]	log ₁₀ [coli t.]

Em cinco ocasiões (71,5% do total), a ferramenta H previu condições favoráveis à balneabilidade (log₁₀ da concentração de coliformes termotolerantes < 3,398)

coincidindo com o resultado das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta. Em duas ocasiões (28,5% do total), a ferramenta previu boas condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou más condições (erro tipo II), com destaque na cor vermelha na tabela anterior.

5.2.4 Ferramenta I

Período de aplicação: SECO (abril a setembro)					
<i>Input:</i> dados pluviométricos da estação C4-092					
Variáveis explanatórias: P_{d-1} e P_{d-2}					
Ferramenta aplicável a partir de 1mm de precipitação acumulada em 48h					
Equação de regressão: $\log_{10} [\text{coli t.}] = 2,382 + (0,0300 * P_{d-1}) + (0,0278 * P_{d-2})$					
N = 10					
R = 0,794					
$R^2 = 0,631$					
$R^2 \text{ ajust} = 0,525$					
Erro padrão da estimativa = 0,304					
	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	2,382	0,198	12,01	<0,001	
P_{d-1}	0,03	0,00891	3,371	0,012	1,495
P_{d-2}	0,0278	0,0108	2,572	0,037	1,495
Análise de variância:					
	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	2	1,102	0,551	5,98	0,031
Residual	7	0,645	0,0922		
Total	9	1,747	0,194		
PRESS = 1,079					

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em oito ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 1mm acumulados em 48 horas, de acordo com

leituras da estação C4-092, antes da amostragem e análise bacteriológica da água. Os resultados de validação são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 – Validação da Ferramenta I

Data	C4-092			Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₄₈	P _{d-1}	P _{d-2}		
11/04/12	28,9	0,0	28,9	2,531	3,185
17/04/12	13,5	13,5	0,0	2,556	2,787
24/04/12	26,7	0,0	26,7	2,903	3,124
03/05/12	14,5	0,0	14,5	3,025	2,785
30/05/12	22,9	10,7	12,2	2,380	3,042
06/06/12	4,3	4,3	0,0	2,516	2,511
20/07/12	25,7	0,0	25,7	3,415	3,096
26/09/12	3,0	3,0	0,0	2,477	2,472
Unidades	mm	mm	mm	log ₁₀ [coli t.]	log ₁₀ [coli t.]

Em sete ocasiões (87,5% do total), a ferramenta I previu condições favoráveis à balneabilidade ($\log_{10}$ da concentração de coliformes termotolerantes < 3,398) coincidindo com o resultado das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta. Em uma ocasião (12,5% do total), a ferramenta previu boas condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou más condições (erro tipo II), destacado na cor vermelha na tabela anterior.

5.2.5 Ferramenta J

Período de aplicação: SECO (abril a setembro)

Input: dados pluviométricos da estação C3-031

Variáveis explanatórias: P_{d-1}, P_{d-2}, P_{d-3}

Ferramenta aplicável a partir de 3mm de precipitação acumulada em 72h

Equação de regressão:

$$\log_{10} [\text{coli t.}] = 1,986 + (0,0272 * P_{d-1}) + (0,0669 * P_{d-2}) + (0,0314 * P_{d-3})$$

N = 11

R = 0,904

R² = 0,818

R² ajust = 0,740

Erro padrão da estimativa = 0,297

	Coeficiente	Erro padrão	estatística t	valor p	VIF
Constante	1,986	0,182	10,885	<0,001	
P _{d-1}	0,0272	0,00511	5,315	0,001	1,404
P _{d-2}	0,0669	0,0155	4,309	0,004	1,518
P _{d-3}	0,0314	0,0156	2,018	0,083	1,217

Análise de variância:

	DF	SS	MS	estatística F	valor p
Regressão	3	2,78	0,927	10,483	0,006
Residual	7	0,619	0,0884		
Total	10	3,399	0,34		

PRESS = 1,971

Onde: VIF = fator de inflação da variância
 DF = graus de liberdade
 SS = soma de quadrados
 MS = média de quadrados
 PRESS = Predicted Residual Error Sum of Squares

A ferramenta pôde ser validada em sete ocasiões, pois é aplicável quando ocorrem níveis de precipitação acima de 3mm acumulados em 72 horas, de acordo com leituras da estação C3-031, antes da amostragem e análise bacteriológica da água.

Tabela 21 – Validação da Ferramenta J

Data	C3-031				Resultado Analítico	Resultado da Ferramenta
	P ₇₂	P _{d-1}	P _{d-2}	P _{d-3}		
03/04/12	22,0	0,0	0,0	22,0	2,593	2,677
11/04/12	4,1	0,0	4,1	0,0	2,531	2,260
17/04/12	40,3	38,2	0,0	2,1	2,556	3,091
24/04/12	7,2	0,0	0,0	7,2	2,903	2,212
03/05/12	77,6	0,0	58,3	19,3	3,025	6,492
06/06/12	13,2	13,2	0,0	0,0	2,516	2,345
20/07/12	34,8	0,0	31,5	3,3	3,415	4,197
Unidades	mm	mm	mm	mm	log ₁₀ [coli t.]	log ₁₀ [coli t.]

Em cinco ocasiões (71,43% do total), a ferramenta J previu condições favoráveis à balneabilidade (log₁₀ da concentração de coliformes termotolerantes < 3,398) coincidindo com o resultado das amostras analisadas, ou seja, a predição foi correta. A ferramenta também foi correta ao prever em uma ocasião (14,28% do total) más

condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou más condições, destacado na cor azul na tabela anterior. Em uma ocasião (14,28% do total), a ferramenta previu más condições de balneabilidade quando a análise microbiológica indicou boas condições (erro tipo I), destacado na cor vermelha na tabela anterior.

O resumo dos resultados de cada ferramenta desenvolvida para praia de Cachoeira das Emas é apresentado na Tabela 22, de acordo com os erros tipo I e II e as previsões corretas obtidas, incluindo a especificidade (proporção de condições boas corretamente previstas) e sensibilidade (proporção de condições más corretamente previstas) das ferramentas.

Tabela 22 – Resumo dos resultados da validação das ferramentas de predição da praia de Cachoeira das Emas

Ferramenta	n	Previsões corretas	Erro tipo I	Erro tipo II	Especificidade	Sensibilidade
F	5	60,0%	0,0%	40,0%	100,0%	0,0%
G	5	60,0%	20,0%	20,0%	75,0%	0,0%
H	7	71,5%	0,0%	28,5%	100,0%	0,0%
I	8	87,5%	0,0%	12,5%	100,0%	0,0%
J	7	85,7%	14,3%	0,0%	83,3%	100,0%

n: número de ocasiões em que a ferramenta pode ser validada

6 ANÁLISES E DISCUSSÕES

Os cenários dos estudos de caso possuem características distintas, destacando principalmente:

- As dimensões dos rios e das bacias hidrográficas em que estão inseridas; o Rio Piracuama e sua respectiva bacia hidrográfica possuem pequenas dimensões se comparado ao extenso Rio Mogi Guaçu e respectiva bacia de drenagem.
- A ocupação e uso do solo a montante na bacia e em áreas próximas; em relação à praia de Balneário Reino das Águas Claras, trata-se de uma ocupação estritamente rural, com pequenas propriedades agropecuárias, bem como áreas com vegetação nativa. Já em relação à praia Cachoeira das Emas, existem ocupações urbanas e estabelecimentos comerciais muito próximas à praia. A vasta bacia do Rio Mogi Guaçu, no entanto, é ocupada principalmente por propriedades de cultivos agrícolas, tal como a cana-de-açúcar.
- O relevo; em Balneário Reino das Águas Claras o relevo é acidentado, típico da região montanhosa próxima à Serra da Mantiqueira. Já em Cachoeira das Emas, o relevo local é caracteristicamente composto por colinas.
- As condições de saneamento a montante das praias; por se tratar de uma grande bacia hidrográfica, o Rio Mogi Guaçu recebe, a montante da praia de Cachoeira das Emas, contribuições de esgotos oriundos de diversos municípios cujos níveis de atendimento de serviços de saneamento são variáveis. Já a montante da praia de Balneário Reino das Águas Claras, conforme análise dos dados de saneamento e a observação da situação em campo, é pouco provável que haja serviço de coleta e tratamento de esgoto nos estabelecimentos rurais existentes na bacia do Rio Piracuama e próximos à praia.
- O indicador fecal monitorado; na praia de Balneário Reino das Águas Claras monitora-se a concentração da bactéria *E.coli* na água, enquanto que em Cachoeira das Emas monitora-se a concentração de coliformes termotolerantes na água.

Aspectos semelhantes incluem a constatação da existência de fontes pontuais de poluição próximas às praias e a localização em trechos de corredeiras nos rios, condição que favorece a mistura e diluição de cargas de poluição na água.

Enquanto que para a praia de Balneário Reino das Águas Claras foram utilizados dados de apenas uma estação pluviométrica, para a praia de Cachoeira das Emas foram identificadas diversas estações em operação dentro da bacia do Rio Mogi Guaçu, mas somente algumas apresentaram dados de chuva correlacionados com a balneabilidade. Nesse caso, eventos de precipitação que ocorrem dentro da bacia hidrográfica, a montante, porém muito distante da praia, mostraram ser irrelevantes à variação da condição de balneabilidade. Utilizar dados de diversas estações pluviométricas na construção das ferramentas de predição resultou em um maior grau de complexidade aos modelos de regressão múltipla obtidos para aplicação na praia de Cachoeira das Emas.

A análise das séries de dados de balneabilidade disponíveis, dos anos de 2009 a 2012, mostrou que a praia Balneário Reino das Águas Claras apresenta maior quantidade relativa de amostras individuais fora dos padrões de balneabilidade (21,13% do total), evidenciando uma pior condição de qualidade em comparação à praia de Cachoeira das Emas (8,27% do total), conforme esse critério. Smith et al. (2001) demonstraram que corpos hídricos em bacias hidrográficas com ocupação urbana ou rural localizada em encostas íngremes possuem grande probabilidade de serem impactados por microrganismos patogênicos, situação considerada análoga à praia de Balneário Reino das Águas Claras, já que está localizada em região montanhosa com existência de atividades pecuárias próximas da praia e em outras partes da bacia hidrográfica, a montante.

Nos dois estudos de caso, todos os níveis de precipitação acumulada que apresentaram correlação significativa (valor $p < 0,05$) com os valores de logaritmo na base 10 da concentração de indicadores fecais na água foram correlações positivas, tanto no período seco como chuvoso. Este é um resultado importante já que a metodologia empregada baseia-se na hipótese de que a ocorrência de altos níveis de precipitação nos dias anteriores à amostragem de água de uma determinada

praia aumenta a probabilidade da amostra apresentar altos níveis de concentração de indicadores fecais.

Foi possível observar em alguns diagramas de dispersão um comportamento linear entre os dois parâmetros de interesse – ainda que discreto em algumas situações – a partir de uma quantidade mínima precipitada (P_m). Da mesma maneira, também verificou-se tendência de comportamento logarítmico em alguns diagramas de dispersão.

O nível mínimo P_m mostrou ser maior no período chuvoso para todas as variáveis de níveis acumulados de precipitação com correlação significativa com a balneabilidade, empregadas nas ferramentas de predição de ambas as praias. Isso indica que durante o período chuvoso é necessária uma maior quantidade de chuva para se observar alguma relação entre os parâmetros e, portanto, as ferramentas são aplicáveis a partir de chuvas mais intensas, em comparação com o período seco. Uma hipótese que pode corroborar com tal constatação é o fato de haver maior concentração de poluentes na bacia hidrográfica durante o período seco, devido a menor frequência de ocorrência de chuvas. Nessa situação, um evento de precipitação de baixa magnitude pode gerar um escoamento superficial com carga concentrada de microrganismos.

No geral, na praia Balneário Reino das Águas Claras, os níveis P_m foram maiores do que na praia de Cachoeira das Emas; essa constatação pode ter relação com as características de impermeabilização e uso do solo nas áreas próximas à praia. Nas redondezas da praia de Cachoeira das Emas existem ocupações urbanas cujo solo encontra-se impermeabilizado, sendo verificada a existência de galerias pluviais ao longo do Rio Mogi Guaçu no trecho da praia. Consequentemente, na ocasião da chuva, o escoamento superficial gerado nesses locais é rapidamente direcionado ao rio. Já nas proximidades da praia Balneário Reino das Águas Claras, como o uso do solo é estritamente rural e sem impermeabilização (com exceção da rodovia localizada a leste), há maior retenção da água da chuva no solo e menor volume de escoamento de drenagem, se comparar a ocorrência de um mesmo nível de precipitação em ambas as bacias.

Considerando que quanto maior o nível P_m de uma ferramenta mais restrita será sua aplicação, obteve-se, portanto, ferramentas mais abrangentes para a praia de Cachoeira das Emas, isto é, aplicáveis a partir de menores níveis de P_m , que correspondem a eventos de precipitação mais frequentes, de menor magnitude.

Um ponto importante a ser destacado é que a estação pluviométrica D2-029 fica localizada próxima, porém fora dos limites da bacia do Rio Piracuama, o que não é ideal já que os dados nela obtidos representam a ocorrência de chuva dentro da bacia hidrográfica com maior incerteza, em comparação com uma estação pluviométrica que operasse dentro da mesma. Entretanto, analisadas as séries de dados do monitoramento de balneabilidade de praias interiores, providas pela Cetesb, especificamente de rios, a praia Balneário Reino das Águas Claras mostrou ser a melhor candidata para os objetivos dessa pesquisa, pois possui frequência semanal e ausência de falhas comprometedoras, dentro do período contemplado pela pesquisa.

Foram observados alguns valores *outliers* nos diagramas de dispersão, isto é, valores distantes da hipotética linha de tendência, que influenciam significativamente o nível das correlações e a qualidade dos modelos de regressão linear desenvolvidos. O coeficiente de correlação de Pearson, utilizado para avaliar o nível de correlação entre os parâmetros, é uma estatística muito sensível a valores *outliers*, justamente porque seu cálculo deriva de valores sensíveis, como a média e o desvio padrão (HELSEL e HIRSCH, 2002). Considerá-los ou não no desenvolvimento das ferramentas de predição pode acarretar grandes diferenças nos modelos obtidos, porém essa decisão precisa ser baseada na qualidade de todo o processo de geração do dado e o descarte só se aplicaria a erros grosseiros.

O ponto fraco da predição é que ela é obtida com base em dados, os quais alguns consolidam enquanto outros prejudicam a correlação. A análise de regressão requer uma quantidade suficiente de dados para estabelecer relações robustas entre as variáveis explanatórias e a variável resposta, bem como definir a confiabilidade das previsões obtidas pelo modelo (USEPA, 2010a).

Entretanto, as ferramentas foram desenvolvidas e validadas com base em poucas observações. A rede de monitoramento de balneabilidade possui frequência aproximadamente semanal, sendo que nem todos os dados microbiológicos estão pareados com níveis de precipitação anteriores à amostragem, ou seja, em muitas observações, simplesmente não ocorreu chuva nas 24, 48 ou 72 horas antes de se analisar as concentrações de indicadores fecais na água da praia. Ambas as redes de monitoramento envolvidas com o estudo possuem objetivos distintos; a rede de monitoramento de balneabilidade operada pela Cetesb foi desenvolvida para avaliar a condição das praias de acordo com a Resolução Conama n° 274 de 2000, enquanto que a rede de monitoramento pluviométrico operada pelo DAEE registra os níveis de precipitação em incrementos diários. De acordo com Frick et al. (2008), devido à grande variabilidade das concentrações de bactérias na água, a frequência de análise de indicadores deve ser maior que uma vez por semana, a fim de se obter uma calibração confiável dos modelos de regressão.

Ademais, através da análise exploratória, foi possível verificar que a distribuição de todas as séries de dados de precipitação diária, de todas as estações pluviométricas consideradas, mostrou ser muito assimétrica, com a maioria de valores nulos e baixos, e apenas alguns valores elevados (esses resultados não são apresentados). Dados microbiológicos pareados com valores de precipitação acumulada nulos ou abaixo de P_m , para cada caso, não foram incluídos na calibração das ferramentas, pois as mesmas são baseadas exclusivamente na ocorrência de chuvas. Isso restringiu o tamanho do conjunto de dados empregados nos cálculos das correlações e nas modelagens.

O nível das correlações significantes observadas foi maior durante o período seco; por outro lado, no período chuvoso, todas as ferramentas puderam ser calibradas e validadas com maior número de observações, justamente por ocorrer mais chuvas nessa época do ano.

Dentre todas as ferramentas de ambas as praias, o maior valor de n para calibração foi da ferramenta B (vinte e duas observações), enquanto que o menor foi da ferramenta C (oito observações). Similarmente, a validação das ferramentas também contemplou poucas observações, sendo máxima também na ferramenta B (nove

validações), e mínima também na ferramenta C (apenas uma validação no período seco de 2012). Ambas as ferramentas B e C foram desenvolvidas para a praia de Balneário Reino das Águas Claras, sendo B para o período chuvoso e C para o período seco.

Foram desenvolvidas ferramentas que operam com base em níveis de precipitação acumulada (24h, 48h ou 72h) correlacionados significativamente ($p < 0,05$) com os dados de balneabilidade. Em cada caso, dentre os diversos modelos de regressão linear possíveis de se obter com as variáveis explanatórias disponíveis, foram selecionados os melhores para desenvolvimento das ferramentas de predição, isto é, aqueles que tivessem as melhores estatísticas de R^2 ajustado (maiores valores) e C_p de Mallow (menores valores). Sob esse critério, para a praia de Balneário Reino das Águas Claras, as melhores ferramentas de cada período (chuvoso e seco) foram B e C, que operam com base em P_{72} e P_{24} , respectivamente. Já para a praia de Cachoeira das Emas, as melhores ferramentas de cada período foram G e J, respectivamente do período chuvoso, com base em P_{48} , e do período seco, com base em P_{72} .

Cada nível de precipitação acumulada foi subdividido nos níveis diários de precipitação de forma a diferenciar os dias em que ocorre chuva, considerando que podem ter diferentes influências sobre a qualidade da água. Por exemplo, um nível acumulado P_{48} igual a 10mm pode ser igual a diversas combinações da soma da precipitação de dois dias anteriores à amostragem, como 4mm e 6mm ou 9mm e 1mm.

Os resultados de validação das ferramentas de predição desenvolvidas mostraram que, com exceção da ferramenta J, nenhuma apresentou sensibilidade, ou seja, as ferramentas não conseguiram prever a ocorrência de más condições de balneabilidade, que seria o objetivo primário do emprego desse recurso no gerenciamento. As ferramentas D e E (ambas de Balneário Reino das Águas Claras) tampouco apresentaram níveis de especificidade acima de 25%, ou seja, também não foram eficazes em prever boas condições de balneabilidade, sendo consideradas, portanto, as piores ferramentas dentre todas. Com exceção dessas duas, no geral, o menor nível de especificidade obtido foi de 75%, e a ocorrência de

erros do tipo I foi até 20% e tipo II até 40%, ou seja, o erro tipo II foi mais comum de ocorrer, sendo também o mais crítico do ponto de vista de proteção à saúde pública.

Verificou-se que as altas concentrações de indicadores fecais na água acima dos padrões são valores extremos da série de dados de balneabilidade, com pouca frequência de ocorrência e, por vezes, considerados como *outliers* dentro do conjunto de dados microbiológicos. Ocasionalmente, a ocorrência dessas altas concentrações é precedida por níveis de precipitação acumulada nulos ou abaixo de P_m , sendo esses dados não incorporados na calibração das ferramentas. Ficou evidente nos casos estudados, portanto, que haveriam outros fatores significativos de influência às condições de balneabilidade além da precipitação e consequente carga difusa de poluição, por exemplo a contribuição de fontes pontuais constatadas a montante dos locais de banho.

O projeto de um programa de monitoramento é um componente crucial para um estudo focado numa ferramenta que sirva para emissão de alertas (USEPA, 2002a); infelizmente os dados existentes disponíveis dos dois parâmetros contemplados não foram coletados da forma sistemática conjunta requerida e as ferramentas resultantes não apresentaram desempenho satisfatório, justamente por não possuírem a calibração ideal, com maior número de observações, e não serem capaz de prever más condições de balneabilidade – com exceção da ferramenta J – ou seja, a situação de risco microbiológico aos banhistas. Como as praias estudadas ainda apresentaram altas concentrações de indicadores em algumas ocasiões sob condição em que não ocorre chuva nos dias anteriores, as ferramentas de predição baseadas exclusivamente em níveis de precipitação, tal como foram desenvolvidas nesse trabalho, talvez não sejam as mais apropriadas para esses casos particulares.

Como recomendação para um melhor desenvolvimento e calibração desse tipo de ferramenta de predição, o ideal seria coletar e analisar amostras de água após todos os eventos de precipitação que ocorram durante um determinado período (o qual se pretenda operar a ferramenta), de forma a correlacionar as concentrações microbiológicas com a quantidade precipitada registrada. Segundo Francy (2013), é importante que sejam coletados dados durante vários anos de maneira a considerar as variações do clima e das condições de qualidade da água que ocorrem

anualmente. Quanto mais dados forem empregados na calibração e validação de uma ferramenta, melhor será o seu desempenho, quando desenvolvida adequadamente. Seria necessário, para tanto, dispor recursos adicionais ao programa de monitoramento para atender especificamente a esse objetivo.

Haveria maior frequência de monitoramento durante o período chuvoso do ano, o que significa maior número de observações para construção dos modelos. Por outro lado, durante o período seco, é possível que exista uma correlação mais forte entre balneabilidade e precipitação, conforme foi observado nas análises dos coeficientes de Pearson nos estudos de caso; afinal, com a menor ocorrência de chuvas, os poluentes se acumulam sob a bacia hidrográfica, tornando o escoamento superficial inicial (*first flush*) com uma carga mais concentrada de poluição (NOVOTNY, 2003).

O período chuvoso coincide com o verão e a temporada de férias escolares. A tendência é que haja maior número de banhistas nas praias nessa época e aumentar a frequência de monitoramento nessa ocasião pode ser considerada uma ação de gestão a favor da segurança da população usuária.

Por se tratar de ambientes fluviais, os processos de transporte são dinâmicos, porém previsíveis. Poderiam ser realizadas campanhas intensivas de amostragem na praia, durante e após eventos de chuva, de diferentes magnitudes, em intervalos regulares de tempo, por exemplo, a cada hora. Isso possibilitaria caracterizar aproximadamente o intervalo de tempo em que uma determinada praia é impactada a partir da ocorrência de um nível significativo de precipitação, bem como determinar a magnitude do mesmo, definindo assim o instante da amostragem direcionada para a calibração das ferramentas de predição em relação ao início da chuva. Também seria possível estimar por quanto tempo a praia permanece impactada, e assim estabelecer a duração dos alertas emitidos pelo uso das ferramentas de predição.

O monitoramento de precipitação em incrementos horários poderia descrever com maior nível de detalhe os eventos de precipitação, aumentando a precisão e a confiabilidade das ferramentas. Seria possível obter novas variáveis para empregar nos modelos, tais como a intensidade da chuva e o período seco entre eventos de precipitação (USEPA, 2010). De acordo com Ge e Frick (2007), a duração dos

eventos também podem ser um fator chave para explicar relações entre qualidade da água e precipitação. Nesse caso, a estação pluviométrica deve ser automatizada e também aumentaria consideravelmente a quantidade de dados gerados, acarretando maior complexidade ao gerenciamento e à análise dos mesmos.

O aporte de bactérias nas praias e a variação de sua concentração ao longo do tempo dependem de múltiplos fatores além da chuva (SEPA, 2001). Mesmo identificando fontes pontuais de poluição nas praias, muitos outros fatores são desconhecidos e não são considerados por esse tipo de ferramenta de predição que foi desenvolvida. Segundo Ge e Frick (2007), utilizar apenas a precipitação como variável explanatória pode resultar em baixas capacidades preditivas em modelos de regressão múltipla.

Isso leva a crer que ferramentas baseadas exclusivamente na variável precipitação podem ter desempenho satisfatório apenas em casos particulares, onde a chuva e o escoamento superficial resultante são reconhecidamente os principais fatores de uma bacia hidrográfica que influenciam as condições de balneabilidade, por desencadearem a poluição difusa nos corpos hídricos e, conseqüentemente, os impactos na praia.

O objetivo dos modelos de regressão linear é descrever a maior parte da variação do parâmetro a ser estimado (HEBERGER et al., 2008), com os erros descrevendo apenas uma pequena parcela dessa variabilidade (ELERIA e VOGEL, 2005). Entretanto os erros das estimativas obtidas nos modelos são valores consideráveis, o que implica alto grau de incerteza nas previsões geradas, possivelmente por causa da pequena quantidade de dados utilizados na calibração.

As informações dos dados bacteriológicos disponíveis são como fotografias instantâneas das concentrações de bactérias na água das praias em uma localização específica, num determinado momento, o que acarreta incertezas às avaliações de balneabilidade. De acordo com Eleria e Vogel (2005), sabe-se ainda que as tradicionais metodologias analíticas para quantificação microbiológica em amostras de água possuem considerável incerteza intrínseca.

Para melhor explicar a variabilidade das condições de balneabilidade e aumentar a capacidade de predição das ferramentas, pode-se considerar incluir outros parâmetros aos modelos de regressão linear múltipla, ou até mesmo substituir a variável de precipitação. Em praias localizadas nas margens de rios, as principais variáveis com potencial a serem empregadas em modelos de regressão linear seriam a turbidez, a vazão e o nível do rio, pois são parâmetros de fácil obtenção (os dados poderiam ser coletados na ocasião da amostragem de água para monitoramento microbiológico) e estão relacionados com a ocorrência de chuva e, por conseguinte, cargas de poluição difusa.

Segundo Ge e Frick (2007), a turbidez pode estar associada com a suspensão de sedimentos na água, que podem servir como abrigo para sobrevivência de bactérias. A vazão dos rios é tipicamente associada aos eventos de chuva e escoamento superficial, podendo ser um indicador de cargas de poluição. No caso de praias localizadas ao longo da margem do rio, altas vazões geralmente são correlacionadas com altos níveis de bactérias (USEPA, 2010). Em dez praias da Escócia, ferramentas de predição são empregadas utilizando dados de precipitação e vazão para prever níveis de densidade de microrganismos (MCPHAIL e STIDSON, 2009). De forma análoga, o nível do rio também está associado com a chuva e é frequentemente correlacionado com densidades de bactérias ou com a probabilidade de excedência dos padrões de balneabilidade (USEPA, 2010).

Outros parâmetros candidatos a serem considerados na modelagem incluem: o nível de incidência de radiação solar, a temperatura da água, a condutividade e o nível de oxigênio dissolvido na água. O monitoramento de parâmetros adicionais hidrológicos, meteorológicos e de qualidade da água requer maiores investimentos ao programa de monitoramento, os quais devem ser confrontados com os benefícios adquiridos da sua inclusão nos modelos de regressão (USEPA, 2010), ou seja, se irá melhorar significativamente a capacidade de predição das ferramentas.

7 CONCLUSÕES

O emprego de ferramentas de predição na gestão de balneabilidade de praias é importante por possibilitar a obtenção de uma estimativa da qualidade microbiológica da água no instante presente, permitindo comunicar as pessoas sobre as prováveis condições de balneabilidade da água antes que entrem em contato com a mesma; trata-se de um recurso adicional ao monitoramento regular de indicadores fecais.

Os dois estudos de caso realizados possuem cenários distintos em termos do tamanho da bacia de drenagem, uso e ocupação do solo, relevo, condições de saneamento a montante da praia e o tipo de indicador fecal monitorado. Durante o período de estudo, a praia de Balneário Reino das Águas Claras apresentou uma pior condição de balneabilidade em comparação à praia de Cachoeira das Emas.

Mesmo observando diferenças no desenvolvimento e nos resultados, em ambos os casos foi possível aplicar a mesma metodologia para desenvolver ferramentas de predição de balneabilidade baseadas em variáveis de precipitação. Entretanto, as ferramentas foram desenvolvidas e validadas com base em poucas observações, pois as redes de monitoramento que proveram os dados para essa pesquisa possuem objetivos claramente distintos. Combinar os dados das diferentes redes resultou em pequenos conjuntos de dados pareados a serem empregados na obtenção das equações de regressão, pois foram desconsiderados os pares cujos níveis acumulados de precipitação fossem nulos ou insignificantes, uma vez que as ferramentas são baseadas exclusivamente na ocorrência de chuvas. Logo, os erros das estimativas obtidas nos modelos são valores consideráveis, o que implica alto grau de incerteza nas previsões geradas

Como a bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu é extensa, foram utilizados dados de diversas estações pluviométricas na construção das ferramentas de predição, o que resultou em um maior grau de complexidade aos modelos de regressão múltipla obtidos para aplicação na praia de Cachoeira das Emas. Em contrapartida, a bacia do Rio Piracuama possui dimensões menores, sendo considerados dados de apenas uma estação pluviométrica no desenvolvimento das ferramentas nesse caso.

Todos os níveis de precipitação acumulada que apresentaram correlação significativa (valor $p < 0,05$) com os dados de concentração de indicadores fecais na água foram correlações positivas, tanto no período seco como chuvoso, para ambos estudos de caso. O nível das correlações significantes observadas foi maior durante o período seco; por outro lado, no período chuvoso, todas as ferramentas puderam ser calibradas e validadas com maior número de observações, devido a maior frequência de chuvas.

Foi possível observar comportamento linear dos parâmetros modelados em alguns diagramas de dispersão, bem como uma tendência de comportamento logarítmico em outros. Uma investigação alternativa para os casos estudados poderia ser o desenvolvimento de modelos estatísticos logarítmicos, ao invés da aproximação linear.

Obteve-se ferramentas mais abrangentes para a praia de Cachoeira das Emas, isto é, aplicáveis a partir de menores níveis de precipitação (P_m), que correspondem aos eventos mais frequentes, de menor magnitude. O nível mínimo aplicável P_m mostrou ser maior no período chuvoso para todas as variáveis de níveis acumulados de precipitação com correlação significativa com a balneabilidade, empregadas nas ferramentas de predição de ambas as praias

Ocasionalmente, a ocorrência de altas concentrações de indicadores fecais na água é precedida por níveis de precipitação acumulada nulos ou abaixo de P_m , evidenciando que, nos casos estudados, existem outros fatores que influenciam significativamente as condições de balneabilidade além da precipitação, e consequente carga difusa de poluição. Portanto, as ferramentas de predição baseadas exclusivamente em níveis de precipitação talvez não sejam as mais apropriadas para esses casos. Ferramentas estritamente baseadas em precipitação podem ter desempenho satisfatório apenas em casos específicos onde a chuva e o escoamento superficial resultante são reconhecidamente os principais fatores que influenciam as condições de balneabilidade.

Os resultados de validação das ferramentas de predição desenvolvidas mostraram que apenas uma apresentou sensibilidade; logo, a maioria das ferramentas não

conseguiu prever a ocorrência de más condições de balneabilidade, o objetivo primário do emprego desse tipo de recurso no gerenciamento. Ademais, o erro tipo II, mais crítico do ponto de vista de proteção à saúde pública, foi mais frequente em comparação com o erro tipo I.

O desenvolvimento de ferramentas de predição de balneabilidade demanda recursos adicionais devido a quantidade necessária de dados de monitoramento dos parâmetros modelados. É prudente avaliar a viabilidade técnica e econômica da aplicação dessas ferramentas antes de decidir por utilizá-las. O cenário mais adequado para aplicação seria em praias bastante frequentadas em um determinado período do ano (e.g. verão), cuja principal fonte de poluição identificada seja a carga difusa consequente dos eventos de precipitação. Pode-se também considerar a utilização de outras variáveis em modelos estatísticos de regressão linear múltipla, tais como turbidez, vazão, nível ou medições de parâmetros físico-químicos da água, de forma a melhorar a capacidade preditiva das ferramentas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERMAN, D; WEISBERG, S. B. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. **Journal of Water and Health**, IWA Publishing, v.1, n.2, p.85-89, Jun 2003.

AGUJARO, L. F. **Subsídios para um plano de monitoramento de cianobactérias em reservatórios com vistas à balneabilidade. Estudo de caso: Reservatório Salto Grande, Americana, SP.** 2007. 191p. Tese (doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

AHN, J. H.; GRANT, S. B.; SURBECK, C. Q.; DIGIACOMO, P. M.; NEZLIN, N. P.; JIANG, S. Coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in Southern California. **Environmental Science and Technology**, v.39, n.16, p.5940–5953, Aug. 2005.

ALLEN, L. M.; BRIGGLE, T. V.; PFAFFENBERGER, C. D. Absorption and excretion of cyanuric acid in long-distance swimmers. **Drug Metabolism Reviews**, v.13, n.3, p. 499-516, 1982.

ALM, E. W.; BURKE, J.; SPAIN, A. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. **Water Research**, v.37, p. 3978–3982, 2003.

AN, Y.; KAMPBELL, D. H.; BREIDENBACH, G. P. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. **Environmental Pollution**, v.120, p. 771-778, 2002.

ASHBOLT, N. J.; DORSCH, M. R.; COX, P. T.; BANENS, B. Blooming *E. coli*, what do they mean? In: KAY, D; FRICKER, C. [Ed.] **Coliforms and E. coli, Problem or Solution?** The Royal Society of Chemistry, Cambridge, 1997, p. 78-85.

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN. **UNE 150104:2008 Sistemas de gestión ambiental. Guía para la implantación de sistemas de gestión ambiental conforme a la Norma UNE-EN ISO 14001 en playas.** 48p. 2008. Disponível em: <<http://www.aenor.es/aenor/normas/buscadornormas/resultadobuscnormas.asp#.UZPqx0ogYel>>. Acesso em: 15/05/2013.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **Guidelines for Managing Risks in Recreational Water**, Feb. 2008, 215p. Disponível em: <<http://www.nhmrc.gov.au/guidelines/publications/eh38>>. Acesso em: 3 dez. 2011.

BARTRAM, J.; REES, G. (Ed.). **Monitoring Bathing Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes.** E & FN Spon. Londres, 2000. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing3/en/index.html>. Acesso em: 10/05/2012.

BEVERSDORF, L. J.; BORNSTEIN-FORST, S. M.; McLELLAN, S. L. The potential for beach sand to serve as a reservoir for *Escherichia coli* and the physical influences on cell die-off. **Journal of Applied Microbiology**, v.102, n.5, p. 1372-1381, 2007.

BOEHM, A. B. Enterococci concentrations in diverse coastal environments exhibit extreme variability. **Environmental Science and Technology**, v.41, n.24, p.8227–8232, 2007.

BOEHM, A. B.; GRANT S. B.; KIM J. H.; MOWBRAY, S. L.; MCGEE, C. D. ; CLARK, C. D.; FOLEY, D. M.; WELLMAN, D. E. Decadal and Shorter Period Variability of Surf Zone Water Quality at Huntington Beach, California. **Environmental Science & Technology**, v.36, n.18, p.3885-3892, 2002.

BOEHM, A. B.; WHITMAN, R. L.; NEVERS, M. B.; HOU, D.; WEISBERG, S. B. Nowcasting recreational water quality. In: WYMER, L. J. [Ed.] **Statistical Framework for Recreational Water Quality Criteria and Monitoring**. Wiley-Interscience, Chichester, West Sussex, England, 2007.

BOEHM, A. B.; ASHBOLT, N. J.; COLDFORD, Jr. J. M.; DUNBAR, L. E.; FLEMING, L. E.; GOLD, M. A.; HANSEL, J. A.; HUNTER, P. R.; ICHIDA, A. M.; MCGEE, C. D.; SOLLER, J. A.; WEISBERG, S. B. A sea change ahead for recreational water quality criteria. **Journal of Water and Health**, v.07, n.01, p. 9-20, 2009.

BRADY, A.M.G.; BUSHON, R.N.; PLONA, M.B. **Predicting recreational water quality using turbidity in the Cuyahoga River, Cuyahoga Valley National Park, Ohio, 2004–7**. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5192, 16p., 2009.

BRANCO, S. M. A Água e o Homem. In: PORTO, R. L. L. (Org.) **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: EDUSP, ABRH, 1991 (Coleção ABRH de Recursos Hídricos v.3), parte 1, cap.1, p. 3-26.

BRASIL. Decreto nº 91.304, de 3 de Junho de 1985. Dispõe sobre implantação de área de proteção ambiental nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** - Seção 1 - 4/6/1985, Página 8020. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-91304-3-junho-1985-441986-norma-pe.html>>. Acesso em: 1 out. 2013.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre os critérios de balneabilidade em águas. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, nº18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano.cfm?codlegitipo=3>>. Acesso em: 3 jan. 2011.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano.cfm?codlegitipo=3>>. Acesso em: 4 jan. 2011.

BURTON Jr., G. A.; GUNNISON, D.; LANZAI, G. R. Survival of Pathogenic Bacteria in Various Freshwater Sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, n. 4, p. 633-638, 1987.

BYAPPANAHALLI, M.; FOWLER, M.; SHIVELY D.; WHITMAN, R. Ubiquity and Persistence of *Escherichia coli* in a Midwestern Coastal Stream. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n.8, 2003.

CABELLI, V. J.; DUFOUR, A. P.; MCCABE, L. J.; LEVIN, M. A. Swimming-associated gastroenteritis and water quality. **American Journal of Epidemiology**, v.115, p.606-616, 1982.

CALMAN, K. On the state of the public health. **Health Trends**, v.28, n.3, p.78-99, 1996.

CARRILLO, M.; ESTRADA, E.; HAZEN, T. C. Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. **Applied and Environmental Microbiology**, v.50, n. 2, 1985.

CHORUS, I.; CAVALIERI, M. Chapter 10: Cyanobacteria and algae. In: BARTRAM, J.; REES, G. **Monitoring Bathing Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes**. 1ª Ed. Londres: E& FN Spon, p. 10-20, 2000. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing3/en/>. Acesso em: 7 jun. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Balneabilidade das Praias Interiores. In: _____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2001**. São Paulo, 2002, cap. 11, p.169-207. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 19 mar. 2011.

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2004**. São Paulo, v. 1. 2005. 307p. (Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 19 mar. 2011.

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2005**. São Paulo, v. 1, 2006, 488p. (Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 20 mar. 2011.

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2007**. São Paulo, 2008, 537p. (Série Relatórios). Disponível em:

<<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 20 mar. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2009**. São Paulo, 2010, 310 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/publicacoes/publicacoes.asp>>. Acesso em: 20 mar. 2011.

_____. **Qualidade das praias litorâneas no Estado de São Paulo 2010**. São Paulo, 2011a, 160p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/25-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 22 mar. 2011.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010**. São Paulo, 2011b. 298p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 13 out. 2011.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011**. São Paulo, 2012a. 356 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 7 set. 2012.

_____. **Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo 2011**. São Paulo, 2012b, 193 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/praias/25-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 7 set. 2012.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012..** São Paulo, 2013, 370 p. (Série Relatórios). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em 01 jul. 2013.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOGI GUAÇU. **Plano da Bacia Hidrográfica 2008-2011**. Faculdade Municipal Prof. Franco Montoro Mogi Guaçu, Geosyntec Planejamento e Consultoria, FEHIDRO Contrato n. 092/2007, dez. 2008. 169p.

CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, M. D. Relationships Between Microbial Water Quality and Environmental Conditions in Coastal Recreation Waters: The Fylde Coast, UK. **Water Research**, v.35, n.17, p.4029-4038, 2001.

CROWTHER, J.; WYER, M. D.; BRADFORD, M.; KAY, D.; FRANCIS, C. A. Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data. **Journal of Applied Microbiology**, v.94, p.962-973, 2003.

DAVIES, C. M.; LONG J. A. H.; DONALD M.; ASHBOLT N. J. Survival of Fecal Microorganisms in Marine and Freshwater Sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n.5, p.1888-1896, 1995.

DUFOUR, A. P. *Escherichia coli*: the fecal coliform. In: HOADLEY, A. W.; DUTKA, B. J. (Ed). **Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water**. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p.48-58. 1977.

DUFOUR, A. **Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters**. US Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ago, 1984. 33 p.

DUFOUR, A. et al. Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. **Journal of Water and Health**, v. 4, n.4, p. 425-430, 2006.

DWIGHT, R. H.; BAKER, D. B.; SEMENZA J. C.; OLSON, B. H. Health effects associated with recreational water use in urban vs. rural California. **American Journal of Public Health**, v.94, n. 4, p.565–567, 2004.

DWIGHT, R. H.; FERNANDEZ, L. M.; BAKER, D. B.; SEMENZA, J. C.; OLSON, B. H. Estimating the economic burden from illnesses associated with recreational coastal water pollution — a case study in Orange County, California. **Journal of Environmental Management**, v.76, p.95–103, 2005.

EDBERG, S. C.; RICE, E. W.; KARLIN, R. J.; ALLEN M. J. *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Journal of Applied Microbiology**, v.88, p.106S-116S, 2000.

ELERIA, A.; VOGEL, R. M. Predicting fecal coliform bacteria levels in the Charles River, Massachusetts, USA. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 5, p.1195-1209, 2005.

FALCONER, I.; BARTRAM, J.; CHORUS, I.; KUIPER-GOODMAN, T.; UTKILEN, H.; BURCH, M.; CODD, J. A. Chapter 5: Safe Levels and Safe Practices. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. E & FN Spon. Londres, 1999. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/42827/1/0419239308_eng.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2013.

FIGUERAS, M.J.; BORREGO, J.J.; PIKE, E.B.; ROBERTSON, W.; ASHBOLT, N. Chapter 8: Sanitary Inspection and Microbiological Water Quality. In: BARTRAM, J.; REES, G. (Ed.) **Monitoring Bathing Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes**. E & N Spon, p.106-157. Londres. 2000. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing3/en/>. Acesso em: 7 jun. 2011.

FOGARTY, L. R.; HAACK S. K.; WOLCOTT, M. J.; WHITMAN, R. L. Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces. **Journal of Applied Microbiology**, v.94, p.865-878, 2003. FRANCY, D. S. Use of predictive models and rapid methods to nowcast bacteria levels at coastal beaches. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v.12, n. 2, p.177–182, 2009.

FRANCY, D. S.; DARNER, R. A. **Procedures for developing models to predict exceedances of recreational water-quality standards at coastal beaches**. 2006. 34 p. (United States Geological Survey Techniques and Methods 6–B5). Disponível em: < <http://pubs.usgs.gov/tm/2006/tm6b5/>>. Acesso em 18 out. 2011.

_____. **Nowcasting beach advisories at Ohio Lake Erie beaches**. U.S. Geological Survey Open-File Report 2007–1427, 13 p. 2007.

FRANCY, D. S.; DARNER, R. A.; BERTKE, E. E. **Models for predicting recreational water quality at Lake Erie beaches**. United States Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5192, 2006. 13 p.

FRANCY, D. S.; STELZER, E. A.; DURIS, J. W.; BRADY, A. M. G.; HARRISON, J. H.; JOHNSON, H. E.; WARE, M. W. Predictive models for *Escherichia coli* concentrations at inland lake beaches and relationship of model variables to pathogen detection. **Applied Environmental Microbiology**, v. 79, n. 5, p.1676-1688, 2013.

FRICK, W. A., GE, Z.; ZEPP, R. G. Nowcasting and forecasting concentrations of biological contaminants at beaches: A feasibility and case study. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n.13, p. 4218–4824, 2008.

FUJIOKA, R.; SIAN-DENTON, C.; BORJA, M.; CASTRO, J.; MORPHEW, K. Soil: The Environmental Source of *Escherichia coli* and Enterococci in Guam's Streams. **Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement**, v.85, p.83S-89S, 1999.

FUNDAÇÃO CHRISTIANO ROSA. **Plano da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul – UGRHI 02 – 2009-2012**. Comitê das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul CBH-PS. Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO, Dez. 2009. 325p.

GE, Z.; FRICK, W. E. Some statistical issues related to multiple linear regression modeling of beach bacteria concentrations. **Environmental Research**, v.103, p. 358–364, 2007.

GERBA, C. P. Assessment of Enteric Pathogen Shedding by Bathers During Recreational Activity and its Impact on Water Quality. **Quantitative Microbiology**, v.2, p.55-68, 2000.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. CETESB. Decisão de Diretoria 112/2013/E de 9/4/2013. Dispõe sobre o estabelecimento dos valores limites do parâmetro *Escherichia coli* (E.coli), para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. **Diário Oficial Poder Executivo**. Seção I. 123 (68). p.42. São Paulo. 12/04/2013.

HARTZ A.; CUVELIER M.; NOWOSIELSKI K.; BONILLA T. D.; GREEN M.; ESIÖBU N.; MCCORQUODALE D. S.; ROGERSON A. Survival Potential of *Escherichia coli* and *Enterococci* in Subtropical Beach Sand: Implications for Water Quality Managers. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p.898-905, 2008.

HAZEN, T. C. Fecal Coliform as Indicators in Tropical Waters: A Review. **Toxicity Assessment: An International Journal**, v.3, p.461-477, 1988.

HEBERGER, M. G.; DURANT, J. L.; ORIEL, K. A.; KIRSHEN, P. H.; MINARDI, L. Combining Real-time bacteria models and uncertainty analysis for establishing health advisories for recreational waters. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 134, n. 1, 2008.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. Chapter A3: Statistical Methods in Water Resources. In: **Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation**. Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. United States Department of Interior, United States Geological Survey, Sep. 2002. 510p. Disponível em: <<http://water.usgs.gov/pubs/twri/twri4a3/>>. Acesso em: 15 mai. 2013.

HIRAI, F. M.; PORTO, M. F. A. Análise comparativa entre regulamentações para avaliação de balneabilidade. In: XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2012, João Pessoa. **Anais....** Paraíba: ABRH, 2012.

HOLDEMAN, L. V.; GOOD, I. J.; MOORE, W. E. Human fecal flora: Variation in bacterial composition within individuals and a possible effect of emotional stress. **Applied and Environmental Microbiology**, v.31, p.359-375, 1976.

HUNTER, C.; PERKINS, J.; TRANTER, J.; GUNN, J. Agricultural land-use effects on the indicator bacterial quality of an upland stream in the Derbyshire Peak District in the U.K. **Water Research**, v.33, n.17, p. 3577-3586, 1999.

IMAMURA G. J.; THOMPSON R. S.; BOEHM A. B.; JAY J. A. Wrack promotes the persistence of fecal indicator bacteria in marine sands and seawater. **Microbiology Ecology**, v.77, p.40–49, 2011.

ISHII, S.; SADOWSKY, M. *Escherichia coli* in the environment: Implications for water quality and Human Health. **Microbes and Environments**, v. 23, n.2, p.101-108, 2008.

ISHII, S.; HANSEN, D. L.; HICKS, R. E.; SADOWSKY, M. J. Beach Sand and Sediments are Temporal Sinks and Sources of *Escherichia coli* in Lake Superior. **Environmental Science & Technology**, v.41, p.2203-2209, 2007.

KAY, D; BARTRAM, J; PRÜSS, A; ASHBOLT, N; WYER, MD; FLEISHER, D; FEWTRELL, L; ROGERS, A; REES, G. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. **Water Research**, v. 38, n. 3, p.1296-1304, 2004.

KINZELMAN, J.; MCLELLAN, S. L.; DANIELS, A. D.; CASHIN S.; SINGH, A.; GRADUS, S.; BAGLEY, R. Non-point source pollution: Determination of replication versus persistence of *Escherichia coli* in surface water and sediments with correlation of levels to readily measurable environmental parameters. **Journal of Water and Health**, v. 2, n. 2, p.103-114, 2004.

KREADER, C. A. Design and evaluation of Bacteroides DNA probes for the specific detection of human fecal pollution. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 4, p.1171-1179, 1995.

KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZGERALD, J. Chapter 4. Human Health Aspects. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. [Ed.] **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. E & FN Spon. Londres. 1999. p.125-160. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/42827/1/0419239308_eng.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2013.

KUNTZ, J.; MURRAY, R. Predictability of swimming prohibitions by observational parameters: a proactive public health policy, Stamford, Connecticut, 1989-2004. **Journal of Environmental Health**, v.72, n.1, 2009.

LACEY R. F.; PIKE E. B. Water recreation and risk. **Water and Environment Journal**, v. 3, n.1, p. 13–18, Feb. 1989.

LaLIBERTE, P.; GRIMES, D. J. Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v.43, n.3, p.623-628, 1982.

LAMPARELLI, C. C.; SATO, M. I. Z.; BRUNI, A. C. A qualidade sanitária das águas das praias e sua correlação com a ocorrência de distúrbios gastrointestinais em banhistas. In: Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde – CBPAS, 3, 2003. Santos. **Anais...** Santos: Núcleo de Pesquisas Ambientais da Baixada Santista (NPA-BS), 2003. p. 192-195.

LECHEVALLIER, M. W. Coliform regrowth in drinking water: a review. **Journal American Water Works Association**, v.82, p.74-86, 1990.

LEEMING, R.; BALL, A.; ASHBOLT, N.; NICHOLS, P. Using faecal sterols from humans and animals to distinguish faecal pollution in receiving waters. **Water Research**, v.30, n.12, p. 2893-2900, 1996.

LEVESQUE, B.; BROUSSEAU, P.; SIMARD, P.; DEWAILLY, E.; MEISELS, M.; RAMSAY, D.; JOLY, J. Impact of the Ring-Billed Gull (*Larus delawarensis*) on the Microbiological Quality of Recreational Water. **Applied and Environmental Microbiology**, v.59, n.4, p.1228-1230, 1993.

LIPP, E. K. R.; KURZ, R.; VINCENT, C.; RODRIGUEZ-PALACIOS, C.; FARRAH, S. R.; ROSE, J. B. 2001. The effects of seasonal variability and weather on microbial fecal pollution and enteric pathogens in a subtropical estuary. **Estuaries and Coasts**, v.24, n.2, p.266–276, 2001.

LUCA, S. J. Alternativas de Controle da Poluição. In: PORTO, R. L. L. (Org.) **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: EDUSP, ABRH, 1991 (Coleção ABRH de Recursos Hídricos v.3), parte 3, cap.1, p. 299-348.

McPHAIL, C. D.; STIDSON, R. T. Bathing Water Signage and Predictive Water Quality Models in Scotland. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v.12, n.2, p.183-186, 2009.

MUÑIZ, I.; JIMÉNEZ, L.; TORANZOS, G. A.; HAZEN, T. C. Survival and activity of *Streptococcus faecalis* and *Escherichia coli* in tropical freshwater. **Microbial Ecology**, v.18, p.125-134, 1989.

MUR, L. R.; SKULBERG, O. M.; UTKILEN, H. Chapter 2. Cyanobacteria in the environment. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. [Ed.] **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. E & FN Spon. Londres. 1999. p.125-160. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/42827/1/0419239308_eng.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2013.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2007. 552p.

NEVERS, M. B.; WHITMAN, R. L. Nowcast modeling of *Escherichia coli* concentrations at multiple urban beaches of southern Lake Michigan. **Water Research**, v.39, p.5250–5260, 2005.

NOVOTNY, V. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management**. 2 Ed. New York: J. Wiley, 2003. 864 p.

OLYPHANT, G. A. Statistical basis for predicting the need for bacterially induced beach closures: Emergence of a paradigm? **Water Research**, v. 39, p.4953-4960, 2005.

OLYPHANT, G. A.; WHITMAN, R. L. Elements of a predictive model for determining beach closures on a real time basis: The case of 63rd Street Beach Chicago. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.98, p.175–190, 2004.

PHILLIPS M. C.; SOLO-GABRIELE H. M.; PIGGOT A. M.; KLAUS J. S.; ZHANG Y. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. **Water Research**, v.45, p. 6763-6769, 2011.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do Escoamento Superficial Urbano. In: TUCCI, C. E. M. et al. **Drenagem urbana**. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS, ABRH, 1995 (Coleção ABRH de Recursos Hídricos v.5), Cap.9, p. 387-428.

PORTO, M. F. A.; HAUPT, J. P. O. Carga difusa de poluição gerada em áreas urbanas. In: **Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 8. São Luís. ABRH, 2004.

PORTO, R. L. L. (Org.) **Hidrologia Ambiental**. São Paulo. ABRH, v.1, 1991. 414 p.

POND, K. **Water Recreation and Disease. Plausibility of Associated Infection: Acute Effects, Sequelae and Mortality**. Emerging issues in Water and Infectious

Diseases Series. Londres: IWA Publishing, 2005. 239 p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/en/>. Acesso em: 18 mai 2011.

PRÜSS, A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. **International Journal of Epidemiology**, v.27, p.1-9, 1998.

REES, G. et al. Chapter 1: Introduction. In: BARTRAM, J.; REES, G. [Ed.] **Monitoring Bathing Waters – A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes**. World Health Organization. 1ª Ed. Londres: E& FN Spon, 2000. p. 10-20. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing3/en/>. Acesso em: 7 jun. 2011.

RODRIGUES, J. R. D. D.; JORGE, A. O. C.; UENO, M. Avaliação da qualidade das águas de duas áreas utilizadas para recreação do Rio Piracuama-SP. **Revista Biociências, UNITAU**, v.15, n.2, 2009.

RIVERA, S. C.; HAZEN, T. C.; TORANZOS, G. A. Isolation of fecal coliforms from pristine sites in a tropical rain forest. **Applied and Environmental Microbiology**, v.54, p.513-517, 1988.

SAMPSON, R. W.; SWIATNICKI, S. A.; McDERMOTT, C. M.; KLEINHEINZ, G. T. The Effects of Rainfall on *Escherichia coli* and Total Coliform Levels at 15 Lake Superior Recreational Beaches. **Water Resources Manegement**, v.20, p.151-159, 2006.

SCHERER, M. Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v.13, n.1, p. 3-13, 2013.

SCHIFF, K. C.; MORTON, J.; WEISBERG, S. B. Retrospective evaluation of shoreline water quality along Santa Monica Bay beaches. **Marine Environmental Research**, v.56 (1–2), p. 245–253. 2003.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **A Study of Bathing Waters Compliance with EC Directive 76/160/EEC: The Relationship Between Exceedence of Standards and Antecedent Rainfall**. Bathing Waters Report. 2001. 20p. Disponível em: <http://www.sepa.org.uk/science_and_research/publications.aspx>. Acesso em: 21 jun 2011.

SCOTTISH EXECUTIVE HEALTH DEPARTAMENT. **Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Inland Waters Assessment and Control of Risks to Public Health**. Blue-Green Algae Working Group, 2002. 44p. Disponível em: <<http://www.scotland.gov.uk/Publications/2002/05/14852/5339>>. Acesso em: 08 dez. 2011.

SMITH, J. H.; WICKHAM, J. D.; NORTON, D.; WADE, T. G.; JONES, K. B. Utilization of Landscape Indicators to Model Potential Pathogen Impaired Waters. **Journal of the American Water Resources Association**, v.37, n.4, p.805-814, 2001.

SPERLING, M. von. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, v.1, 2005, 452 p.

STANDRIDGE, J.; DELFINO, J. J.; KLEPPE, L. B.; BUTLER, R. Effect of Waterfowl (*Anas platyrhynchos*) on Indicator Bacteria Populations in a Recreational Lake in Madison, Wisconsin. **Applied Environmental Microbiology**, v.38, n.03, p.547-550, 1979.

STIDSON, R. T.; GRAY, C. A.; McPHAIL, C. D. Development and use of modeling techniques for real-time bathing water quality predictions. **Water and Environment Journal**, v. 26, n.1, p.7-18, 2012.

TASSOULA, E. A. Growth Possibilities of *E.coli* in Natural Waters. **International Journal of Environmental Studies**, v.52, p.67-73, 1997.

THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL FOR THE EUROPEAN UNION. Directive 2006/7/EC of The European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. **Official Journal of the European Union**. 4 mar. 2006. p. 37-51.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ambient Water Quality Criteria for Bacteria – 1986**. Office of Water Regulations and Standards Criteria and Standards Division. Washington, DC. Jan. 1986. 18p. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/upload/2009_04_13_beaches_1986crit.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2011.

_____. **Review of Potential Modeling Tools and Approaches to Support the BEACH Program**. Office of Science and Technology. Standards and Applied Division. Washington, DC. 1999a. 42p. Disponível em: <http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/upload/2006_06_19_beaches_report.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2011.

_____. **Action Plan for Beaches and Recreational Waters**. Office of Research and Development. Office of Water. Washington, DC. 1999b. 19p. Disponível em: <http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/upload/1999_03_26_600R98079.PDF>. Acesso em: 24 nov. 2011.

_____. **Time-Relevant Beach and Recreational Water Quality Monitoring and Reporting**. Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, OH. Out., 2002a. 49p. Disponível em: <<http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/technical.cfm>>. Acesso em: 5 jul. 2011.

_____. **National Beach Guidance and Required Performance Criteria for Grants**. Office of Water. Washington, DC. Jun. 2002b. 178p. Disponível em: <http://water.epa.gov/grants_funding/beachgrants/guidance_index.cfm>. Acesso em: 5 jul. 2011.

_____. **Report of the Experts Scientific Workshop on Critical Research Needs for the Development of New or Revised Recreational Water Quality Criteria.** Office of Water. Office of Research and Development. Warrenton, VA. Jun. 2007. 199p. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/>>.
Acesso em: 15 ago. 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Great Lakes Beach Sanitary Survey User Manual.** Office of Water. Washington, DC. May 2008. 81p. Disponível em: <http://water.epa.gov/type/oceb/beaches/sanitarysurvey_index.cfm>.
Acesso em: 17 ago. 2011.

_____. **Review of Zoonotic Pathogens in Ambient Waters.** Office of Water Health and Ecological Criteria Division. Washington, DC. Fev. 2009a. 109p. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/index.cfm>>. Acesso: 5 jul. 2011.

_____. **Review of Published Studies to Characterize Relative Risks from Different Sources of Fecal Contamination in Recreational Water.** Office of Water: Health and Ecological Criteria Division. Washington, DC. Feb. 2009b. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/>>.
Acesso em: 17 ago. 2011.

_____. **Predictive Tools for Beach Notification.** Office of Water. Office of Science and Technology. 2 v. Nov. 2010. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/>>.
Acesso em: 22 jul. 2011.

_____. **Recreational Water Quality Criteria.** Office of Water. Washington, DC. 2012. 66p. Disponível em:
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/index.cfm>>. Acesso em: 06/05/2013.

WADE, T. J.; PAI, N.; EISENBERG, J. N.; COLFORD, J. M. Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. **Environmental Health Perspectives**, v.111, n.8, p.1102-1109, 2003.

WADE, T. J.; CALDERON, R. L.; SAMS, E.; BEACH, M.; BRENNER, K. P.; WILLIAMS, A. H.; DUFOUR, A. P.; Rapidly Measured Indicators of Recreational Water Quality Are Predictive of Swimming-Associated Gastrointestinal Illness. **Environmental Health Perspectives**, v.114, n.1, p.24-28, 2006.

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**, v.19, n.3, p.375-383, 2008.

WADE, et. al. Rapidly Measured Indicators of Recreational Water Quality and Swimming-Associated Illness at Marine Beaches: A Prospective Cohort Study. **Environmental Health**, v.9, n.66, 2010.

WALTERS, S. P.; GANNON, V. P. J.; FIELD, K. G. Detection of *Bacteroidales* fecal indicators and the zoonotic pathogens *E. coli* O157:H7, *Salmonella*, and *Campylobacter* in river water. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n.6, p.1856-1862, 2007.

WHITMAN, R. L.; SHIVELY, D. A.; PAWLIK, H.; NEVERS, M. B.; BYAPPANAHALLI, M. N. Occurrence of *Escherichia coli* and Enterococci in Cladophora (*Chlorophyta*) in Nearshore Water and Beach Sand of Lake Michigan. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, n.8, p.4714-4719, 2003.

WHITMAN, R. L.; NEVERS, M. B. Foreshore Sand as a Source of *Escherichia coli* in Nearshore Water of a Lake Michigan Beach. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, n.9, p.5555-5562, 2003.

WHITMAN, R. L.; NEVERS, M. B.; KORINEK, G. C.; BYAPPANAHALLI, M. N. Solar and temporal effects on *Escherichia coli* concentration at a Lake Michigan swimming beach. **Applied and Environmental Microbiology**, v.70, n.7, p.4276–4285, 2004.

WIEDENMANN, A.; KRUGER, P.; DIETZ, K.; LOPEZ-PILA, J. M.; SZEWZYK, R.; BOTZENHART, K. A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. **Environmental Health Perspectives** v.114, n.2, p.228-236, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health-based Monitoring of Recreational Waters: The Feasibility of a New Approach (The ‘Annapolis Protocol’)**. Geneva, 1999. 50p. (Protection of the Human Environment: Water, Sanitation and Health Series). Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/wsh9901/en/>. Acesso em: 13 ago. 2011.

_____. **Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1 - Coastal and fresh waters**. Geneva, 2003. 219p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/en/>. Acesso em: 13 ago. 2011.

_____. **Addendum to Guidelines for Safe Recreational Water Environments, Vol.1 Coastal and Freshwaters, List of Agreed Updates**. Geneva, Suíça, 2009. 33 p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/en/>. Acesso em: 13 ago. 2011.

WRIGHT, R. C. The survival patterns of selected faecal bacteria in tropical fresh waters. **Epidemiology and Infection**, v.103, n.3, p.603-611, 1989.

APÊNDICE A – Registro fotográfico da praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 1 - Balneário Reino das Águas Claras

Foto 2 - Trecho de corredeira da praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 3 - Canais de efluentes localizados numa residência vizinha á praia Balneário
Reino das Águas Claras

Foto 4 - Lixeira dentro do parque em que se localiza a praia Balneário Reino das
Águas Claras

Foto 5 - Sanitário público dentro do parque em que se localiza a praia Balneário
Reino das Águas Claras

Foto 6 - Aspecto da água e sedimentos argilosos à margem da praia Balneário
Reino das Águas Claras

Foto 7 - Evidência de atividade pecuária próxima à praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 8 - Afloração de água fétida do solo próximo à praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 9 - Barreiras hidráulicas na praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 10 - Canal de águas pluviais que deságua na praia Balneário Reino das Águas Claras

Foto 11 - Trecho onde é realizada a amostragem na praia Balneário Reino das Águas Claras

APÊNDICE B – Registro fotográfico da praia de Cachoeira das Emas

Foto 1 - Praia de Cachoeira das Emas

Foto 2 - Lixeira localizada na praia de Cachoeira das Emas

Foto 3 - Pescadores na praia de Cachoeira das Emas

Foto 4 - Crianças na praia de Cachoeira das Emas

Foto 5 - Lançamento de efluente a montante da praia de Cachoeira das Emas

Foto 6 - Aspecto da água, algas e margem arenosa na praia de Cachoeira das Emas

Foto 7 - Embarcações na praia de Cachoeira das Emas

Foto 8 - Córrego próximo à praia de Cachoeira das Emas

Foto 9 - Pneu no Rio Mogi-Guaçu no trecho da praia de Cachoeira das Emas

Foto 10 - Um dos sanitários existentes nas proximidades da praia de Cachoeira das Emas

Foto 11 - Comércio próximo à praia, referência do ponto de amostragem da água

Foto 12 - Trecho de corredeiras a montante da praia de Cachoeira das Emas

Foto 13 – Canal de lançamento de efluente nas proximidades da praia

Foto 14 - Galeria pluvial próximo à praia de Cachoeira das Emas