

Trabalho de Conclusão de Curso

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO: ESTUDO DE CASO APLICADO AO USO RECREATIVO DO BALNEÁRIO DA BEIRA MAR NORTE, FLORIANÓPOLIS/SC

Victoria Walendowsky Knihs

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Victoria Walendowsky Knihs

Avaliação quantitativa de risco microbiológico: Estudo de caso aplicado ao uso recreativo
do balneário da Beira Mar Norte, Florianópolis/SC

Florianópolis

2019

Victoria Walendowsky Knihs

Avaliação quantitativa de risco microbiológico: Estudo de caso aplicado ao uso recreativo do balneário da Beira Mar Norte, Florianópolis/SC

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Elisa Magri

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Knihs, Victoria Walendowsky

Avaliação quantitativa de risco microbiológico : Estudo de caso aplicado ao uso recreativo do balneário da Beira Mar Norte, Florianópolis/SC / Victoria Walendowsky Knihs ; orientadora, Maria Elisa Magri, 2019.

53 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico,
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental,
Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Avaliação
Quantitativa de Risco Microbiológico. 3. Escherichia coli.
4. Adenovírus. 5. Beira Mar Norte. I. Magri, Maria Elisa.
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Victoria Walendowsky Knihš

Avaliação quantitativa de risco microbiológico: Estudo de caso aplicado ao uso recreativo do balneário da Beira Mar Norte, Florianópolis/SC

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 04 de dezembro de 2019



Prof.^a Maria Elisa Magri, Dr.^a
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:



Prof.^a Maria Elisa Magri, Dr.^a
Orientadora

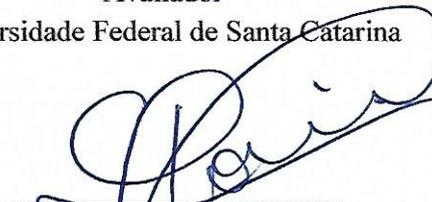
Universidade Federal de Santa Catarina



Eng. Leonardo Dalri Cecato, Msc.

Avaliador

Universidade Federal de Santa Catarina



Marlon Daniel da Silva

Avaliador

Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado à minha família por ser meu equilíbrio,
e aos meus amigos por personificarem tudo que eu mais admiro.

AGRADECIMENTOS

Agradeço meus pais, Carlos e Silvana, por me incentivarem a seguir meus sonhos, por serem meu porto seguro e por estarem sempre presente.

À minha irmã, Nathalia, por ser um exemplo de mulher e por todo apoio durante estes anos.

Ao Sheldon e à Frida, por estarem comigo nos momentos mais difíceis.

Aos meus amigos, pelos momentos vividos, pelos conselhos e por me darem força para seguir em frente. Tenho muito orgulho de todos vocês, e carrego um pouquinho de cada um comigo.

À minha orientadora Maria Elisa e à Dóris, por todo apoio na realização deste trabalho.

Por fim, agradeço a oportunidade de estudar em uma universidade pública de tamanha qualidade como a UFSC e por todo o aprendizado nesses anos. Levarei os ensinamentos aqui obtidos para a vida.

Obrigada.

RESUMO

Os impactos gerados por ações antropogênicas nos corpos hídricos podem ser observados pelo aumento de organismos patogênicos e as doenças veiculadas por estes agentes. Em 2019, foi inaugurado o tratamento que tem como objetivo despoluir o balneário da Beira Mar Norte, principal avenida da cidade de Florianópolis/SC. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar o risco microbiológico à saúde humana associado ao uso recreativo deste balneário, considerando atividades de contato primário e secundário. Foram utilizadas a base de dados de concentrações de *Escherichia coli* (*E.coli*) disponibilizada pelo Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, assim como concentrações de Adenovírus Humano (HAdV) coletadas entre 2009 e 2011. O método de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico foi aplicado utilizando o *software @Risk* para três cenários de exposição. O cenário 1 avalia o risco microbiológico para *E.coli* e HAdV entre 2009 e 2011; o cenário 2 avalia o risco microbiológico para *E.coli* no ano de 2019, antes e depois do início do tratamento no balneário e o cenário 3 analisa o risco microbiológico associado aos limites de *E.coli* exigidos pela Resolução CONAMA 274/00. A análise foi feita considerando atividades de contato primário (nado) e de contato secundário (remo, pesca e passeios de barco), para adultos e crianças. Para todos os cenários, o risco é referente a uma atividade recreacional com uma hora de duração. Adotou-se um volume de ingestão de água 2,31 vezes maior para crianças do que para adultos. Para o microrganismo *E.coli*, foi considerado que apenas 8% são patogênicos. Os resultados mostraram que crianças praticando atividades de contato primário são o maior grupo de risco, para todos os cenários. O cenário 1 mostrou que os intervalos de risco referentes ao patógeno HAdV apresentam valores maiores quando comparado com *E.coli*. Além disso, nesse período somente 8% das análises de *E.coli* realizadas pelo IMA se apresentaram de acordo com os limites da CONAMA 274/00. Os resultados para o cenário 2 apresentaram uma leve diminuição dos valores de intervalo de risco após a inauguração do tratamento na URA Beira Mar, para todas as situações observadas. Outro fator observado é que após a implementação do tratamento o número de análises em acordo com a Resolução 274/00 foi de zero para 26%. Já o resultado do cenário 3 mostrou que mesmo a menor concentração exigida pela Resolução CONAMA 274/00 (classificação Excelente) apresenta um risco microbiológico considerável. Para esta classificação, os valores encontrados foram de 9,24% e 7,82% para crianças e adultos em atividades de contato primário e de 3,84% e 1,62% para crianças e adultos em atividades de contato secundário. Os resultados mostram que, mesmo quando as concentrações estão abaixo dos limites exigidos pela Resolução CONAMA 274/00, o risco microbiológico associado à contaminação por *E.coli* e HAdV no uso recreativo da Beira Mar Norte ainda está acima do limite tolerável de 0,01% indicado pela Organização Mundial da Saúde. Além disso, o patógeno HAdV apresentou um risco maior quando comparado com *E.coli*, indicando a importância do monitoramento de vírus entéricos como critério de balneabilidade.

Palavras-chave: Avaliação de risco. *Escherichia coli*. Adenovírus. AQRM. Balneabilidade.

ABSTRACT

The objective of this work was the evaluation of the microbiological risk during leisure activities at seaside area Beira Mar Norte, Florianópolis/SC. It was used a database of concentration of *Escherichia coli* (E.coli) provided by Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), as well as concentrations of Human Adenovirus (HAdV) retrieved between 2009 and 2011. The method (QRAM) was applied using @Risk software to three scenarios: microbiological risk for E.coli e HAdV between 2009 and 2011; microbiological risk for E.coli during 2019, before and after the introduction of treatment of URA Beira Mar, and microbiological risk associated to the limits of E.coli stipulated by CONAMA resolution n° 274/00. The analysis was done considering activities of primary contact (swimming) e secondary contact (paddle, fishing and boat trips), to both adults and children. To all scenarios, the risk was related to leisure activities of one-hour duration. It was considered a volume of water ingested 2.31 times bigger to children than to adults. It was considered that for E.coli, only 8% were pathogens. The results showed that children playing activities of primary contact are the higher risk group, in all the scenarios. Scenario 1 showed that the risk gap related to HAdV showed higher values when compared with E.coli. Besides, in the same period only 8% of the analysis of E.coli performed by IMA presented values according to the limits of CONAMA 274/00. The results for scenario 2 showed a slight decrease of the values in the risk gap after the opening of Beira Mar URA treatment, to all situations observed. Another observed fact is that after the implementation of the treatment, the number of analysis according to resolution 274/00 went from zero to 26%. The result of scenario 3 showed that even a smaller concentration required by CONAMA Resolution 274/00 (Excellent grade) presents a significant microbiological risk. In this classification, the values were 9.24% and 7.82% to children and adults in primary contact activities, and 3.84% and 1.62% to children and adults in secondary contact activity. The results show that even when the concentrations are below the limits required by CONAMA Resolution 274/00, the microbiological risk associated to contamination by E.coli and HAdV in recreational uses of Beira Mar Norte is still above the acceptable limit of 0.01% of World Health Organization. Besides, the pathogen HAdV showed a greater risk when compared to E.coli and brings out the need of monitoring enteric viruses as balneability criteria.

Keywords: Risk evaluation. *Escherichia coli*. Adenovirus. QMRA. Balneability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: metodologia da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico	22
Figura 2: balneário Beira Mar Norte, limites do tratamento realizado na URA – Beira Mar, e pontos de coleta de HAdV (P1, P2, P3, P4 e P5) e de <i>E.coli</i> (IMA).....	26
Figura 3: caracterização dos cenários de exposição. AQRM é Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico, <i>E.coli</i> o patógeno <i>Escherichia coli</i> e HAdV o patógeno Adenovírus humano.	31
Figura 4: curvas de probabilidade de doença (P(d)) para <i>E.coli</i> . Período: 2009 a 2011. Adultos, considerando contato primário (<i>E.coli</i> - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (<i>E.coli</i> - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (<i>E.coli</i> - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (<i>E.coli</i> - C.S. Crianças).....	35
Figura 5: curvas de probabilidade de doença (P(d)) para HAdV. Período: 2009 a 2011. Adultos, considerando contato primário (HAdV - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (HAdV - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (HAdV - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (HAdV - C.S. Crianças).....	35
Figura 6: curvas de probabilidade de doença para <i>E.coli</i> . Período: 2019, Janeiro à Março - antes da inauguração da URA. Adultos, considerando contato primário (Janeiro à Março - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (Janeiro à Março - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (Janeiro à Março - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (Janeiro à Março - C.S. Crianças).	39
Figura 7: curvas de probabilidade de doença para <i>E.coli</i> . Período: 2019, Abril à Setembro - depois da inauguração da URA. Adultos, considerando contato primário (Abril à Setembro - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (Abril à Setembro - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (Abril à Setembro - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (Abril à Setembro - C.S. Crianças).	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: parâmetros de balneabilidade estabelecidos na resolução CONAMA 274/2000	20
Tabela 2: consumo médio de água por atividade recreacional de contato primário e secundário, para adultos e crianças.	30
Tabela 3: volumes máximos, médios e mínimos de água ingerida durante atividades recreacionais de contato primário e secundário, para adultos e crianças.	31
Tabela 4: concentração mínima, média e máxima de HAdV, em cópias genômicas por litro (CG/L) e em cópias genômicas viáveis por litro (CGV/L), Moresco (2012).	32
Tabela 5: doses de <i>E.coli</i> e HAdV ingeridas (n° de microrganismos) por atividade, para o primeiro cenário de exposição.	34
Tabela 6: intervalos de probabilidade de doença (P(d)) para os patógenos <i>E.coli</i> e HAdV, para adultos e crianças, contato primário e secundário, para o primeiro cenário de exposição. Intervalo de confiança de 90%.	34
Tabela 7: doses de <i>E.coli</i> patogênica ingeridas (n° de microrganismos) por atividade, para o segundo cenário de exposição.	38
Tabela 8: intervalos de probabilidade de doença (P(d)) para os patógenos <i>E.coli</i> patogênica para adultos e crianças, contato primário e secundário, para o primeiro cenário de exposição. Intervalo de confiança de 90%.	38
Tabela 9: doses de <i>E.coli</i> patogênica ingeridas (n° de microrganismos) por atividade, para o terceiro cenário de exposição.	42
Tabela 10: risco de desenvolver alguma doença associada às concentrações de <i>E.coli</i> patogênica exigidas na resolução CONAMA 274/00 de balneabilidade.	42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C - Graus centígrados

µg – Micrograma (s)

µL – Microlitro (s)

A549 – Células epiteliais de carcinoma de pulmão humano

AQRM - Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

AdV - Adenovírus

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DALY - Anos de vida perdidos ajustados por incapacidade

DMEM – *Dulbecco's modified Eagle medium*

DNA – Ácido desoxirribonucleico

E.coli – *Escherichia coli*

EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

EV - Enterovírus

HAdV – Adenovírus humano

HAV – Vírus da Hepatite A

HCl – Ácido Clorídrico

IMA – Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina

MMA – Ministério do Meio Ambiente

NMP – Número mais provável

NoV - Norovírus

OMS (WHO) – Organização Mundial da Saúde

PCR – Reação em cadeia pela polimerase

RV - Rotavírus

SC – Santa Catarina

UFP – Unidades Formadoras de Placa

URA – Unidade de Recuperação Ambiental

UV – Ultravioleta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral.....	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	VÍRUS ENTÉRICOS	17
2.1.1	Adenovírus	17
2.2	COLIFORMES TOTAIS E FECAIS	18
2.2.1	<i>Escherichia coli</i>.....	19
2.3	LEGISLAÇÃO DE BALNEABILIDADE.....	19
2.4	PROJETO DE DESPOLUIÇÃO DO BALNEÁRIO BEIRA MAR NORTE.....	21
2.5	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM) .	22
2.5.1	Identificação do perigo	23
2.5.2	Avaliação da exposição.....	23
2.5.3	Modelo dose-resposta	24
<i>2.5.3.1</i>	<i>Modelo dose-resposta Exponencial.....</i>	<i>24</i>
<i>2.5.3.2</i>	<i>Modelo dose-resposta Beta-Poisson</i>	<i>25</i>
2.5.4	Caracterização do risco.....	25
3	METODOLOGIA.....	26
3.1	LOCAL DE ESTUDO	26
3.2	COLETA DE DADOS	27
3.3	ANÁLISE DE ADENOVÍRUS NAS AMOSTRAS COLETADAS	27
3.3.1	Floculação de amostras de água do mar.....	27
3.3.2	Titulação e teste de viabilidade de HAdV.....	28
3.4	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM) .	29

3.4.1	Identificação do perigo	29
3.4.2	Avaliação da exposição.....	30
3.4.3	Modelo dose-resposta	32
3.4.3.1	<i>Adenovirus</i>	32
3.4.3.2	<i>Escherichia coli</i>	33
3.4.4	Caracterização do risco	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1	CENÁRIO 1: SÉRIE HISTÓRICA DE 2009 A 2011.....	34
4.2	CENÁRIO 2: ANTES E DEPOIS DO TRATAMENTO NA URA – BEIRA MAR	37
4.3	CENÁRIO 3: LIMITES DA RESOLUÇÃO CONAMA 274/00 PARA <i>E. COLI</i> .	41
5	CONCLUSÃO.....	44
6	RECOMENDAÇÕES.....	46
	REFERÊNCIAS	47
	ANEXO A – Concentrações de <i>Escherichia coli</i> entre 2009 e 2011	52
	ANEXO B – Concentrações de <i>Escherichia coli</i> no ano de 2019.....	54

1 INTRODUÇÃO

A qualidade das águas superficiais vem sendo deteriorada devido ao aumento da interferência humana no meio ambiente. Cada vez mais os corpos hídricos recebem elevadas cargas poluidoras degradando o meio e aumentando os riscos à saúde humana. Rodrigues et al. (2009) afirmam que a descarga de águas residuárias municipais em corpos aquáticos aumenta a concentração de organismos patogênicos e conseqüentemente a transmissão de doenças infecciosas. Além disso, o desconhecimento da população relacionado aos riscos envolvendo o uso de águas contaminadas por esgoto sanitário, assim como a falta de monitoramento de muitas fontes de água, contribuem para aumentar a ocorrência de doenças de veiculação hídrica (CAVALCANTE, 2014).

No Brasil, a lei nº 11.445/2007 estabelece critérios e diretrizes para garantir o saneamento básico, direito universal da população. Porém, ainda hoje a ausência de planejamento e instrumentos relacionados à promoção da saúde pública representam um atraso no desenvolvimento do campo do saneamento no Brasil. Segundo Martins (2012), o monitoramento de parâmetros de qualidade da água no país teve um início tardio, e ainda existe uma grande lacuna entre os estados da nação.

É possível destacar também a ineficiência dos indicadores empregados para avaliar as condições ambientais e de saúde. Hoje, procura-se identificar a contaminação da água por coliformes fecais usando indicadores como a *Escherichia coli* e Enterococos. É aceito que a ausência desses indicadores representa a ausência de riscos de contaminação microbiológica à saúde humana (BICHAÍ e SMEETS, 2013), quando, na verdade, indicam apenas que não houve contaminação fecal recente (ASHBOLT et al., 2010). Além disso, outros microrganismos patogênicos como vírus e protozoários não são monitorados, aumentando o perigo de contaminação e dificultando o gerenciamento de risco por parte das autoridades.

Porém o monitoramento por si só não é suficiente para garantir a segurança àqueles que frequentam e utilizam balneários. As variabilidades e características do local, do patógeno e também da população exposta devem ser considerados por estarem diretamente ligados à ocorrência de surtos epidemiológicos (SOARES, 2009). Uma alternativa para complementar o monitoramento é avaliar o risco associado à exposição humana a águas contaminadas. Isto pode ser feito através de estudos epidemiológicos ou indiretamente utilizando o método de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), a qual leva em consideração as características

do local, patógeno e população para apresentar um resultado mais coerente com a realidade (WHO, 2003).

Diante deste cenário, este trabalho avaliou, através de um estudo de caso no balneário Beira Mar Norte, Florianópolis / SC, o risco associado à exposição de seres humanos aos microrganismos patogênicos *Escherichia Coli* (*E.coli*) e Adenovírus humano (HAdV). O método AQRM foi utilizado e buscou-se investigar a eficiência da Resolução CONAMA 274/00 no que diz respeito aos parâmetros utilizados para determinar a balneabilidade das águas brasileiras.

1.1 OBJETIVOS

Nas seções abaixo estão descritos o objetivo geral e os objetivos específicos deste trabalho.

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o risco microbiológico associado ao uso recreativo das águas do balneário da Beira Mar Norte, Florianópolis / SC.

1.1.2 Objetivos Específicos

- i. Aplicar a metodologia AQRM para quantificar e caracterizar o risco existente à saúde humana por meio do contato com águas contaminadas por *Escherichia coli* e Adenovírus humano (HAdV);
- ii. Analisar a concentração de Adenovírus humano (HAdV) no balneário da Beira Mar Norte utilizando o método de floculação e Placas de Lise;
- iii. Comparar o risco microbiológico dos usuários do balneário de adquirir alguma doença por *Escherichia coli* e Adenovírus humano (HAdV);
- iv. Analisar o risco associado aos limites de concentração de *Escherichia coli* abordados na Resolução CONAMA 274/00 de balneabilidade.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 VÍRUS ENTÉRICOS

Os vírus entéricos são todos aqueles capazes de se reproduzir no sistema gastrointestinal de animais, incluindo o ser humano (WHO, 2017). Sua ocorrência é um problema global e está diretamente relacionada com a falta de saneamento. A transmissão se dá por via fecal-oral, podendo ser veiculada através de águas contaminadas por efluentes domésticos. Esta contaminação pode ocorrer tanto pelo despejo de efluentes não tratados em corpos hídricos, resíduos de atividades humanas e industriais e pelo uso incorreto de sistemas de fossas sépticas (FONG & LIPP, 2005).

Existem 89 tipos de vírus entéricos classificados pelo Comitê Internacional de Taxonomia de Vírus (BÜCHEN-OSMOND, 2002). Entre eles destacam-se o Adenovírus (AdV), Rotavírus (RV), Enterovírus (EV), Norovírus (NoV) e o vírus da Hepatite A (HAV) como os mais importantes em termos de veiculação hídrica (LEES, 2000).

Ainda segundo Lees (2000), as principais doenças associadas à contaminação por vírus entéricos ocorrem no trato digestivo e respiratório. São doenças agudas e com um período curto de incubação (WHO, 2017). Bosch et al. (2008) afirmam que cerca de 60% das gastroenterites que ocorrem globalmente são causadas por vírus entéricos, além de serem responsáveis por hepatites infecciosas e meningite.

Os vírus entéricos são mais resistentes que as bactérias, e por isso conseguem sobreviver à variações do meio, como pH e temperatura, e à grande maioria dos tratamentos de água e esgoto empregados atualmente (GRIFFIN et al. 2008; WHO, 2017). Além disso, a presença de qualquer família de vírus entéricos na água pode indicar a potencial presença de outros vírus entéricos, além de evidenciar a contaminação fecal no meio, e possíveis falhas no tratamento de efluentes (WHO, 2017). Dessa forma, utilizar estes microrganismos como indicadores de qualidade da água pode ser uma alternativa interessante considerando as deficiências dos atuais indicadores utilizados.

2.1.1 Adenovírus

O Adenovírus Humano (HAdV) é um vírus não envelopado, com genoma DNA e diâmetro aproximado de 80 nm. Atualmente são conhecidos cinquenta e um tipos de HAdV,

compreendidos em seis grupos (HAdV-A até HAdV-F) classificados a partir de suas características físicas, químicas e biológicas (WHO, 2017).

O adenovírus possui como principal rota de transmissão a via fecal-oral. A falta de saneamento básico está diretamente relacionada com a contaminação por HAdV, pois são excretados em grandes quantidades nas fezes. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), o adenovírus humano pode causar gastroenterites, hepatites, pneumonia e conjuntivite (WHO, 2017). Grande parte dos casos de doenças relacionadas a este vírus possuem em comum a contaminação por meio do contato com algum corpo hídrico (LAMBERTINI et al. 2008).

É considerado um patógeno preocupante pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA), e está incluso na lista de candidatos contaminantes de água potável (*Drinking Water Contaminant Candidate List*) da mesma agência (USEPA, 2009). Quando comparado com outros vírus entéricos, o adenovírus possui maior resistência à condições ambientais adversas (pH e temperatura) e à vários modelos de tratamento, principalmente desinfecção por luz ultravioleta (UV) (FONG & LIPP, 2005; WHO, 2017). Além disso, por possuírem diferentes características quanto à resistência, não é possível utilizar coliformes termotolerantes (*E. coli* por exemplo) como um indicador da presença de adenovírus humano em corpos hídricos (WHO, 2017).

Devido à sua capacidade de sobreviver em meios aquáticos e à grande maioria dos tratamentos empregados atualmente, adotar o HAdV como indicador da qualidade da água seria uma proposta relevante para a saúde pública. Assim, é possível tomar medidas de controle em estações de tratamento de esgoto, e reduzir o potencial risco de contaminação por vírus entéricos através do consumo e uso recreativo da água (WHO, 2017).

2.2 COLIFORMES TOTAIS E FECAIS

Os coliformes totais representam uma grande variedade de bactérias aeróbias e anaeróbias facultativas, capazes de fermentar lactose com produção de gás dentro de 24 horas, com temperatura variando de 35 a 37°C (WHO, 2017). São organismos que podem sobreviver e se reproduzir na água e incluem tanto as bactérias que se encontram no ambiente quanto bactérias presentes nas fezes.

Dentro dos coliformes totais encontram-se os coliformes termotolerantes, também denominados como coliformes fecais. A principal característica destes microrganismos é a presença da enzima beta-galactosidase e o risco relacionado à saúde humana (CONAMA,

2000). São excretados diariamente em elevadas quantidades nas fezes, e a presença destes organismos no meio aquático pode indicar a contaminação por efluentes domésticos (BRASIL, 2006). Além disso, a forma de identificação de coliformes em laboratório é feita facilmente, tornando-os bons indicadores da qualidade da água. Segundo Soares & Maia (1999), cerca de 90% das bactérias presentes no grupo de coliformes fecais são *Escherichia coli*, sendo esta o coliforme fecal mais significativo.

2.2.1 *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* é o exemplo mais comum de coliformes fecais, e é geralmente utilizado como indicador das condições ambientais em meios aquáticos (HSU et al., 2007). Estas bactérias, assim como o grupo de coliformes fecais, são consideradas bioindicadores clássicos da presença de contaminação fecal da água. Porém a ausência destes não exclui a possibilidade de existir contaminação viral no meio, conforme apontam vários estudos (TEIXEIRA & LEAL, 2002; TAVARES et al. 2005; GRIFFIN et al. 2008).

A EPA apresenta a *Escherichia coli* e os enterococos como indicadores de contaminação fecal mais adequados do que os Coliformes totais e fecais. Além disso, segundo Campos (2015), a *Escherichia coli* é mais adequada para análises de águas doces. A concentração desses organismos se relaciona melhor com a incidência de gastroenterites, e conseguem descrever melhor o risco a saúde dos usuários quando comparados com outros indicadores.

Algumas cepas de *Escherichia coli* podem ser patogênicas, como a *E.coli* enteropatogênica (EPEC), *E.coli* enterotoxigênica (ETEC) e a *E.coli* enterohemorrágica (EHEC). Estes microrganismos podem causar diarreia, acompanhada de vômito e desidratação, podendo ser fatal principalmente em crianças (HAAS et al., 2014). Segundo a OMS (2016), as parcelas patogênicas de *E.coli* representam 8% do total deste microrganismo presente em ambientes aquáticos.

2.3 LEGISLAÇÃO DE BALNEABILIDADE

A resolução que estabelece os padrões referentes à balneabilidade no Brasil é a CONAMA nº274, publicada em 29 de novembro de 2000. Ela serve como base para o monitoramento realizado pelo Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), assim

como para vários órgãos ambientais no Brasil. A resolução considera que a qualidade de vida da população, assim como a saúde pública, pode ser diretamente afetada pelas condições de balneabilidade. Devido à necessidade de se criar instrumentos para avaliar e monitorar a qualidade dos corpos hídricos, e dessa forma garantir as condições mínimas de segurança para o uso recreativo da água, a resolução estabelece como indicadores a concentração de coliformes fecais (termotolerantes), *Escherichia coli* e/ou enterococos. Estes mesmos indicadores são recomendados para o monitoramento da qualidade da água pela *EPA* e pela Organização Mundial da Saúde.

A CONAMA 274/00 recomenda que as amostras para análise devem ser coletadas no mesmo local durante cinco semanas consecutivas. Os três indicadores (coliformes fecais, *E. coli* e enterococos) podem ser analisados. Quando mais de um microrganismo é utilizado, a análise é feita utilizando o critério mais restritivo. A Tabela 1 apresenta os parâmetros abordados na resolução quanto aos critérios de balneabilidade. Para um local ser considerado próprio para banho (satisfatório) a concentração pode ser no máximo 1000 NMP/100mL de coliformes fecais (termotolerantes); 800 NMP/100mL de *E. coli* e 100 NMP/100mL de enterococos.

Tabela 1: parâmetros de balneabilidade estabelecidos na resolução CONAMA 274/2000

Situação	Caracterização
Excelente	Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 <i>Escherichia coli</i> ou 25 enterococos por 100 mililitros.
Muito Boa	Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 <i>Escherichia coli</i> ou 50 enterococos por 100 mililitros.
Satisfatória	Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 1000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 <i>Escherichia coli</i> ou 100 enterococos por 100 mililitros.
Imprópria	Quando: <ul style="list-style-type: none"> • Não atender os critérios estabelecidos para as águas próprias; • O valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2000 <i>Escherichia coli</i> ou 400 enterococos por 100 mililitros; • Incidência elevada ou anormal, na região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias; • 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 à saúde humana; • Outros fatores que contraindiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

Fonte: BRASIL (2000) – Resolução CONAMA 274/00 (adaptado).

A resolução propõe apenas o monitoramento de organismos bacterianos. No caso de um local ser caracterizado como impróprio, recomenda-se o estudo de outros organismos patogênicos. Porém, para muitos autores, esta análise é questionável. Fong e Lipp (2005) afirmam que organismos como protozoários e vírus são mais resistentes que bactérias e podem

sobreviver à tratamentos convencionais. Além disso, a ausência de um microrganismo não implica na ausência de outros patógenos, sendo necessário investigar uma quantidade maior de organismos para ser possível garantir a qualidade da água (RAZZOLINI E NARDOCCI, 2006; ASHBOLT et al., 2010).

2.4 PROJETO DE DESPOLUIÇÃO DO BALNEÁRIO BEIRA MAR NORTE

Até o início do ano de 2019 as águas do balneário Beira Mar Norte eram consideradas impróprias para banho. Isto devido ao despejo de vinte e duas saídas de drenagem pluvial que possuem contribuições irregulares de efluentes domésticos e da própria rede de esgotamento sanitário (CASAN, 2019).

O efluente descarregado no balneário possuía uma grande carga de microrganismos patógenos, como Adenovírus, comumente presentes no esgoto doméstico (BRASIL, 2006). Além disso, devido às correntes marítimas, os patógenos tendem a se concentrar perto da costa, aumentando o risco para a população.

Em 2018 iniciou-se um projeto da Prefeitura de Florianópolis em parceria com a Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) para diminuir a carga de efluente doméstico lançado no balneário. O projeto consiste em estações de bombeamento instaladas em cada saída de drenagem pluvial, dimensionadas para condições de tempo seco. Em casos de chuvas intensas, o excedente da vazão de drenagem será descartado no balneário, evitando alagamentos. O efluente é transportado através de um sistema de tubulações de PEAD enterradas e sob pressão, e encaminhado para a Unidade de Recuperação Ambiental (URA) (CASAN, 2019).

A URA é uma unidade de tratamento complementar ao tratamento de esgoto já existente na capital. O tratamento utilizado consiste em floculação por ar dissolvido, com o objetivo de remover o material em suspensão, e por uma unidade de desinfecção por radiação ultravioleta (UV).

Segundo Borges (2009), a desinfecção utilizando radiação UV consegue remover até um log de *E.coli*. Este tratamento é eficaz na remoção de bactérias, mas não apresenta resultados promissores quando se trata de outros microrganismos como os vírus, por exemplo (GRIFFIN et al., 2008). Além disso, a resistência à inativação dos patógenos depende de cada espécie, e deve ser levada em consideração no dimensionamento dos reatores.

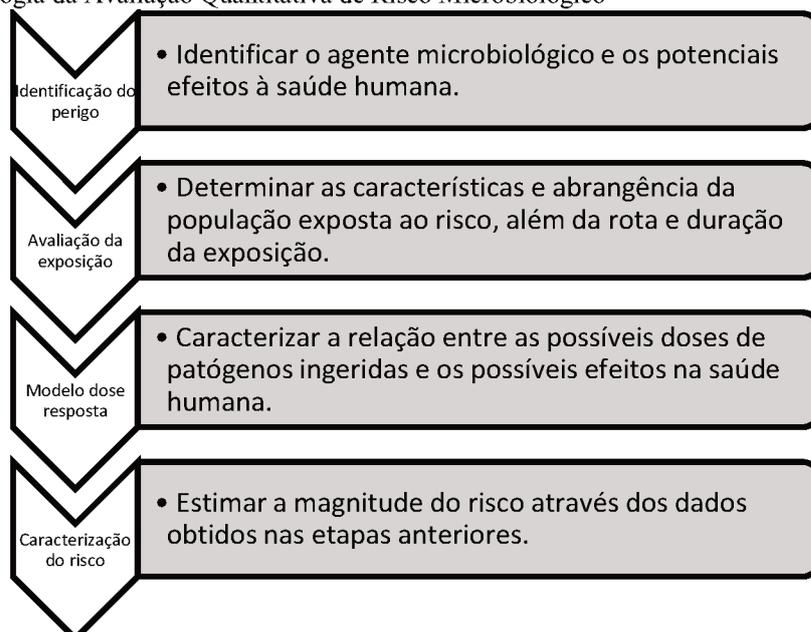
2.5 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

A avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) é uma metodologia que aplica os princípios da avaliação de risco para estimar a consequência da exposição à microrganismos patogênicos na saúde humana (WHO, 2003; HAAS et al., 2014). O risco pode ser estimado através da concentração do organismo patogênico no meio, doses de ingestão e modelos de dose-resposta específico para cada patógeno. O modelo é recomendado tanto pela OMS (WHO, 2003), quanto pela EPA (US-EPA, 2007).

As principais limitações desta análise vêm do fato de existir pouco monitoramento da qualidade da água e da incerteza e variabilidade dos dados existentes, efeitos na saúde e dos modelos dose-resposta (SOBSEY et al., 1993; WHO, 2003; HAAS et al., 2014). Por outro lado, conforme apresentado em vários estudos (MAMALA BAY STUDY COMMISSION, 1996; ASHBOLT et al., 1997, ASHBOLT et al., 2010), a avaliação de risco em geral ainda é um campo muito limitado, e a AQRM oferece resultados significativos a partir de simulações numéricas que auxiliam a tomada de decisão e gestão do risco. A análise de risco é uma importante ferramenta para a gestão pública pois permite o gerenciamento preventivo dos riscos, e não apenas a correção paliativa dos mesmos.

A metodologia utilizada na AQRM pode ser subdividida em quatro etapas, exemplificadas na Figura 1, e descritas nos itens 2.5.1, 2.5.2, 2.5.3 e 2.5.4.

Figura 1: metodologia da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico



Fonte: Adaptado de HAAS et al., (2014).

2.5.1 Identificação do perigo

A primeira etapa da AQRM consiste em identificar os potenciais agentes microbiológicos e as doenças e efeitos adversos que estes agentes podem gerar na saúde humana (HAAS et al., 2014). Estas informações são obtidas a partir de estudos microbiológicos, encontrados na literatura. Informações importantes e que devem ser coletadas nesta etapa são: patogenicidade, virulência, resistência, vias de transmissão, comportamento do agente no seu hospedeiro e sua relevância no âmbito da saúde pública.

2.5.2 Avaliação da exposição

Avaliar a exposição significa determinar as características da população suscetível ao perigo identificado na primeira etapa. Esta etapa deve determinar a natureza da população exposta (crianças ou imunocomprometidos, por exemplo), como também a abrangência dessa exposição (tamanho da população). A duração da exposição, rotas de contaminação e a distribuição de agentes microbiológicos também são informações obtidas nesta etapa (HAAS et al., 2014).

Com estes dados é possível definir cenários de exposição, com graus de contato e frequência de exposição diferentes. É possível pensar em duas formas de contato relacionadas ao uso recreacional de águas: contato primário e contato secundário. A recreação de contato primário representa o contato direto e prolongado com o meio aquático, havendo a possibilidade de ingerir uma quantidade significativa de água. O mergulho e natação são exemplos de contato primário. A recreação de contato secundário, por sua vez, apresenta menos chance de ingestão de água, e o contato é esporádico ou acidental, como a pesca ou a navegação (BRASIL/ MMA, 2005). Ambos cenários serão abordados neste trabalho.

Em cada atividade recreacional é ingerido uma certa quantidade de patógenos. Esta dose pode ser calculada a partir do volume de água ingerida durante a atividade e a concentração deste agente no ambiente. A concentração é obtida preferencialmente através de análises laboratoriais ou a partir de concentrações encontrados na literatura em ambientes com as mesmas características do local estudado. O volume ingerido pode ser obtido através de diversos estudos experimentais (DOREVITCH et al., 2011; STONE et al., 2008; DUFOUR et al., 2006). É importante ressaltar que durante atividades recreacionais crianças tendem a ingerir um volume maior de água do que adultos (WHO, 2003). Nesta linha, Dufour et al. (2006)

identificaram que, nas mesmas situações, uma criança consome 2,31 vezes mais água do que um adulto. As atividades de contato primário também apresentam maior risco por possibilitarem um consumo maior de água (DOREVITCH et al., 2011).

A Equação 1 pode ser usada para calcular a dose do agente microbiológico ingerida durante a atividade recreacional, onde D é a dose ingerida, V o volume de água ingerida e C a concentração de patógenos obtida.

$$D = V * C \quad (1)$$

2.5.3 Modelo dose-resposta

A terceira etapa da AQRM pode ser considerada como a mais importante (WEIR et al., 2017) e tem como objetivo estimar a resposta na saúde de um indivíduo a partir da ingestão de uma dose conhecida do um agente patogênico. A base desta etapa consiste no uso de modelos matemáticos e diferentes parâmetros que representam o comportamento de cada microrganismo (HAAS et al., 2014). Hoje, já existem diversos estudos que apontam qual modelo dose-resposta é o mais indicado para determinado microrganismo e escolher o modelo dose-resposta correto implica no sucesso da avaliação de risco.

O resultado dos modelos é a probabilidade de resposta (infecção ou doença) no indivíduo. A seguir são apresentados os modelos dose-resposta exponencial e Beta-Poisson.

2.5.3.1 Modelo dose-resposta Exponencial

O modelo exponencial é o modelo mais simples de dose-resposta. Este assume que a probabilidade de sobrevivência de cada organismo se comporta de maneira individual e constante. Outro fator característico deste modelo é a aleatoriedade da distribuição dos organismos nas doses ingeridas (HAAS et al., 2014). O modelo é representado pela Equação 2, onde P(i) é a probabilidade da infecção, r é o parâmetro individual de cada microrganismo referente a sua probabilidade de sobrevivência dentro do organismo (constante), e d é a dose ingerida.

$$P(i) = 1 - \exp(-r * d) \quad (2)$$

2.5.3.2 Modelo dose-resposta Beta-Poisson

O modelo Beta-Poisson assume que a probabilidade de infecção para alguns agentes patogênicos e hospedeiros humanos pode variar. Esta variação acontece tanto por características do indivíduo quanto do patógeno. Neste modelo o parâmetro constante r do modelo exponencial é regido por uma distribuição de probabilidade representada pelos coeficientes alfa e beta. Tais coeficientes são específicos para cada microrganismo. O modelo é representado pela Equação 3, onde $P(i)$ é a probabilidade da infecção, alfa e beta são os parâmetros individuais de cada microrganismo referente a sua probabilidade de sobrevivência dentro do organismo, e d é a dose ingerida.

$$P(i) = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (3)$$

Após o cálculo da probabilidade, é necessário considerar que a probabilidade do indivíduo desenvolver a doença é menor do que a probabilidade de infecção. Segundo Hora (2017), a probabilidade de um indivíduo desenvolver a doença corresponde a 70% da probabilidade de infecção. A relação é apresentada na Equação 4, onde $P(d)$ é a probabilidade de desenvolver a doença e $P(i)$ é a probabilidade de infecção.

$$P(d) = 0,7 * P(i) \quad (4)$$

2.5.4 Caracterização do risco

Caracterizar o risco consiste em integrar todos os resultados obtidos até esta etapa, e com estes dados, interpretar o risco existente. Esta análise inclui a estimativa quantitativa do risco, assim como as incertezas presentes. As incertezas podem estar relacionadas ao modelo escolhido, aos dados de concentração obtidos em laboratório ou ao volume de água ingerido (HAAS et al., 2014).

Nesta etapa é usada a Simulação de Monte Carlo, que consegue incorporar os dados em uma curva de probabilidade. No caso da AQRM, é possível obter uma curva de probabilidade de infecção, morte, doença ou DALY (*disability adjusted life years*), parâmetro que mede os anos de vida perdido em decorrência da contaminação microbiológica (HAAS et al., 2014).

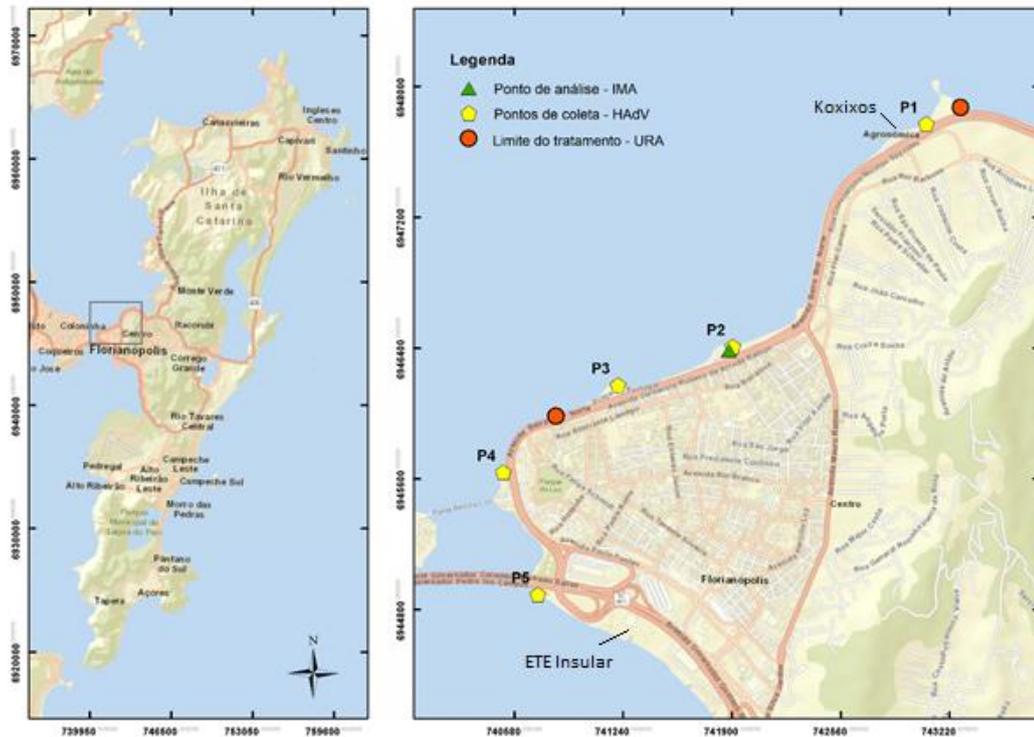
3 METODOLOGIA

3.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi realizado no balneário conhecido como Beira Mar Norte, localizado no leste do município de Florianópolis, capital de Santa Catarina (SC) (Figura 2). O balneário, onde se localiza a principal avenida da cidade, recebe diariamente diversos moradores e turistas que utilizam o espaço para lazer e prática de esportes.

A análise foi feita ao longo da extensão da Beira Mar Norte, desde o bolsão conhecido como *Koxixos* até próximo à Estação de Tratamento de Esgotos Insular (ETE Insular). Nessa região existem três bolsões com áreas de recreação, duas praias, quadras de esporte e um clube de remo.

Figura 2: balneário Beira Mar Norte, limites do tratamento realizado na URA – Beira Mar, e pontos de coleta de HAdV (P1, P2, P3, P4 e P5) e de *E.coli* (IMA).



Fonte: elaborada pela autora (2019).

3.2 COLETA DE DADOS

A coleta para análise de Adenovírus foi realizada em cinco pontos distintos (Figura 2), no dia 07 de agosto de 2019. Os pontos foram definidos ao longo do balneário Beira Mar Norte, considerando a abrangência do tratamento realizado e localização das praias. Os pontos 1, 2 e 3 estão dentro da área de tratamento abrangida pela URA, entre as saídas 01 e 22 (S01 e S22). Já os pontos 4 e 5 foram escolhidos para observar a influência de áreas sem o tratamento na Beira Mar Norte. Além destes dados, foram usados os dados de Adenovírus obtidos por Moresco (2012), entre o período de 2009 a 2011 para o mesmo local.

Os dados de *E. coli* foram obtidos no website do Instituto do Meio Ambiente (Relatórios de balneabilidade: <https://balneabilidade.ima.sc.gov.br/#>). O órgão ambiental realiza o monitoramento desde 1996 na praia da Beira Mar Norte, próximo às quadras de vôlei de areia, representado na Figura 2. Além destes, foram utilizadas as concentrações limites de *E.coli* e de Enterococos apresentadas na Resolução CONAMA 274/00 para uma análise pontual de risco microbiológico.

3.3 ANÁLISE DE ADENOVÍRUS NAS AMOSTRAS COLETADAS

A concentração de Adenovírus das amostras foi analisada seguindo o método de floculação descrito por Calgua et al. (2008), e utilizando Placas de Lise para testar a viabilidade de HAdV nas amostras ambientais. Para isso, em cada ponto de análise foram coletados 10 litros de água do mar.

3.3.1 Floculação de amostras de água do mar

As amostras foram dispostas em baldes de 10 litros com agitadores magnéticos e tiveram seu pH ajustado para 3,5, utilizando HCl 0,1N. Em cada balde foi adicionado 100mL de solução de leite desnatado acidificado floculado em água do mar artificial (10mL para cada litro de amostra).

A amostra foi agitada durante 8 horas e, em seguida, mantida em repouso por mais 8 horas. O precipitado contém os vírus concentrados e agregados aos flocos de leite, enquanto o sobrenadante foi aspirado e descartado.

O precipitado foi centrifugado a 4°C por 30 minutos a 5000 rpm. Novamente o sobrenadante foi descartado. O novo precipitado foi neutralizado adicionando 10mL de solução tampão fosfato, pH 7,5.

3.3.2 Titulação e teste de viabilidade de HAdV

O teste de viabilidade do Adenovírus (HAdV) presente nas amostras foi realizado por meio do Ensaio de Formação de Placa de Lise. Este ensaio quantifica o número de partículas infecciosas presentes em uma suspensão viral, e, diferentemente de métodos como a Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), fornece uma visão melhor do risco oferecido pelo consumo ou uso recreativo de águas com contaminação viral (REYNOLDS et al. 1996, SPINNER & DI GIOVANNI 2001, CHO & LEE 2002).

A cultura de células utilizada foi proveniente de carcinoma de pulmão humano (A-549), pois estas são permissivas à infecção de HAdV-2. Foi utilizada uma garrafa (75cm²) de A-549 com tapete confluyente e cultivada a DMEM Alta Glicose 1X, 55 de soro fetal bovino (SFB) e 1% de Piruvato de Sódio 100mM. O meio de crescimento foi aspirado e as células foram lavadas com PBS 1X à 37°C. Em seguida, foi adicionada tripsina e a garrafa foi incubada por 5 minutos na estufa a 37°C. Este procedimento permite o desprendimento das células do fundo da garrafa. Com as células soltas foi adicionado 10mL de meio de crescimento e a solução foi transferida para um falcon de 15mL para ser centrifugada por 5 minutos, 800 rpm. O sobrenadante foi descartado e adicionado 10mL de meio de crescimento ao precipitado a fim de retirar toda a tripsina, facilitando a aderência do tapete celular. O número de células foi contado em um contador eletrônico de células, procurando a concentração ideal de 3×10^5 células por mL. A suspensão celular foi homogeneizada e distribuída nos poços da placa de Lise, 2500µL em cada poço. As placas foram incubadas por um período de 24 horas, a 37°C.

O fluido viral para controle foi diluído de forma seriada, utilizando sete eppendorfs de 1,5mL. 900µL de meio de diluição foi adicionado em cada um. No primeiro *eppendorf* foi homogeneizado 100µL de fluido viral, e em seguida, 100µL do primeiro foi transferido para o segundo, e assim sucessivamente até o último *eppendorf*.

A amostra ambiental foi diluída na proporção 1:100 (diluição não tóxica para as células, já conhecida para o HAdV). Esta foi tratada com 1% de PSA (penicilina, estreptomicina e anfotericina) e 1% de anfotericina-B.

O meio de crescimento foi aspirado da placa de Lise e utilizado 1mL de PBS 1X para lavar cada poço. Cada poço foi semeado com 250µL de cada diluição viral e da amostra ambiental também diluída. As placas foram mantidas na estufa durante uma hora, sendo agitadas a cada 15 minutos, permitindo assim que a adsorção viral ocorra. Em seguida, foi retirado o sobrenadante de cada poço e adicionados 2500 µL de uma mistura de meio suplementado e bacto-ágar. As placas foram então incubadas em estufa CO₂, a 37°C, por 6 dias. O recomendado é que elas fiquem incubadas entre 5 e 7 dias.

Após o período de incubação o meio de cultura foi retirado e adicionado 0,5µL de corante cristal violeta 1:5. O corante deve agir por 5 minutos sob leve agitação. A solução corante foi cuidadosamente removida e foi possível ler as placas presentes em cada poço. O título de infectividade é expresso pelo número de Unidades Formadoras de Placas (UFP)/mL, e pode ser descrito pela Equação 5.

$$\frac{UFP}{mL} = \frac{\text{média de placas contadas na tréplica} \cdot \text{recíproca da diluição}}{\text{Volume inoculado}} \quad (5)$$

Durante a aplicação da metodologia de placas de Lise, foram experimentadas algumas adversidades na quantificação da concentração de HAdV. Após a adição do corante notava-se um desprendimento das células do fundo do poço, sendo uma grande quantidade aspirada junto com o corante, impossibilitando dessa forma a identificação das UFP. Os reagentes foram refeitos e o método foi aplicado quatro vezes. Em todas o resultado foi o mesmo. Por fim, foi identificado que o problema estava na viabilidade das células, pois estas estavam velhas e muito tempo guardadas, e dessa forma não se prendiam ao fundo do poço. Por causa disso, não foi possível quantificar a concentração de HAdV no balneário da Beira Mar Norte para o ano de 2019.

3.4 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

Para aplicar a metodologia AQRM o presente trabalho foi dividido em quatro etapas seguindo a metodologia apresentadas na Figura 1 e descritas a seguir.

3.4.1 Identificação do perigo

O balneário da Beira Mar Norte foi analisado a fim de identificar os seus principais usos e possíveis rotas de transmissão. Atualmente, a Beira Mar é utilizada para atividades

recreacionais de contato secundário, como pesca, canoagem e *stand-up paddle*. A partir da inauguração da URA, e da conseqüente balneabilidade do balneário, é possível identificar também as atividades recreacionais de contato primário como uma possível rota de transmissão.

Por ser um ponto turístico na cidade, o balneário recebe tanto adultos quanto crianças, que praticam esportes e passeiam pela orla. Dessa forma, é possível considerar ambos grupos como suscetíveis à contaminação.

Nesta etapa ainda foi determinado quais microrganismos patogênicos seriam estudados. O Adenovírus humano foi analisado pois sabe-se que possui grande relevância quando relacionado à contaminação microbiológica da água e aos riscos à saúde humana (WHO, 2004; TAVARES, CARDOSO E BRITO, 2005). Junto ao HAdV, a parcela patogênica de *E.Coli* também foi analisada, pois é o indicador de balneabilidade recomendado pela EPA e OMS, além de tornar possível comparar a ação dos agentes microbiológicos.

3.4.2 Avaliação da exposição

Os cenários de exposição foram criados considerando a recreação como o principal uso do balneário da Beira Mar Norte. A população exposta consiste nos habitantes de Florianópolis, adultos e crianças, assim como turistas que frequentam a cidade. Foi considerado que, na mesma atividade com a mesma duração, crianças consomem 2,31 vezes mais água do que um adulto (DUFOR et al., 2006). A análise foi feita considerando uma exposição única dos indivíduos, com duração de uma hora. A Tabela 2 apresenta os valores médios de ingestão de água por atividade, encontrados na literatura.

Tabela 2: consumo médio de água por atividade recreacional de contato primário e secundário, para adultos e crianças.

Grau de contato	Atividade	Volume de água ingerida (mL/h)		Referência
		Adulto	Criança	
Primário	Nado	50,00	115,63	Haas et al., 2014 e Donovan et al., 2007
Secundário	Passeio de barco	3,70	8,56	Dorevitch et al., 2011
	Pesca	3,60	8,33	Dorevitch et al., 2011
	Remo	3,90	9,02	Dorevitch et al., 2011

Fonte: elaborada pela autora (2019)

Para uma análise mais consistente, além dos volumes pontuais de ingestão apresentados na Tabela 2, foi aplicada uma distribuição triangular utilizando os volumes apresentados na Tabela 3 (DONOVAN, 2017).

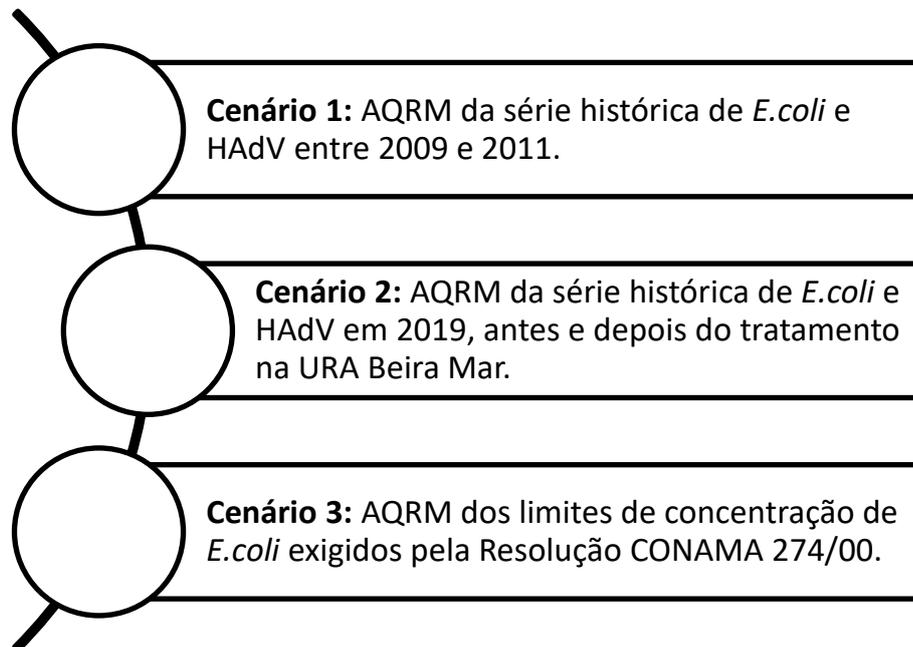
Tabela 3: volumes máximos, médios e mínimos de água ingerida durante atividades recreacionais de contato primário e secundário, para adultos e crianças.

Contato	Volume ingerido (mL/h) Adultos/Crianças			Referência
	Mínimo	Médio	Máximo	
Primário	10,00 / 23,13	16,00 / 37,00	100,00 / 231,25	Donovan et al., 2007
Secundário	3,50 / 8,09	4,08 / 9,44	6,00 / 13,88	Dorevitch, 2011

Fonte: elaborada pela autora (2019).

A partir dos dados apresentados, foi possível estabelecer três cenários de exposição, expostos na Figura 3. Para cada cenário, o risco foi calculado para o contato primário e secundário, para adultos e crianças, considerando uma atividade recreativa de uma hora de duração. Para todos os cenários, o risco foi considerado para a parcela patogênica da *E.coli*, sendo esta representada por 8% do valor total de *E.coli* (WHO, 2016).

Figura 3: caracterização dos cenários de exposição. AQRM é Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico, *E.coli* o patógeno *Escherichia coli* e HAdV o patógeno Adenovírus humano.



Fonte: elaborada pela autora (2019).

O Cenário 1 comparou o risco microbiológico entre a cepa patogênica de *E.coli* e HAdV, utilizando séries de dados existentes para os anos de 2009 a 2011. Para *E.coli*, foi utilizada a base de dados disponibilizada online pelo IMA (Anexo A), e para HAdV foram usados os dados de Moresco (2012), apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: concentração mínima, média e máxima de HAdV, em cópias genômicas por litro (CG/L) e em cópias genômicas viáveis por litro (CGV/L), Moresco (2012).

Período	Concentração de HAdV		
	Mínima	Média	Máxima
2009 a 2011	6,56 x 10 ⁴ CG/L 656 CGV/L	6,67 x 10 ⁴ CG/L 667 CGV/L	2,45 x 10 ⁵ CG/L 2450 CGV/L

Fonte: elaborada pela autora (2019).

O Cenário 2 procurou comparar as concentrações de *E.coli* e HAdV antes e depois da inauguração da URA – Beira Mar, no ano de 2019. Para as concentrações de HAdV utilizou-se o método de floculação e Placas de *Lise* descritos anteriormente. Foram encontradas algumas dificuldades na determinação quantitativa da concentração viral, devido ao uso de células A-549 velhas. Estas não conseguiram se fixar nas placas, o que impediu a leitura viral. Os dados para *E.coli* foram obtidos através dos relatórios de balneabilidade disponibilizados pelo IMA (Anexo B). Para o período anterior ao tratamento foram usados os dados entre janeiro e março, e após o tratamento de abril até setembro.

Já o Cenário 3 analisou o risco microbiológico associado aos limites de concentração de *E.coli* recomendados na Resolução CONAMA 274/00, aplicado para a parcela patogênica deste patógeno. Nesta etapa, o risco foi calculado de maneira pontual, utilizando as concentrações de *E.coli* apresentadas na Tabela 1 para as classificações “Excelente”, “Muito boa” e “Satisfatória”.

3.4.3 Modelo dose-resposta

Os modelos dose-resposta foram definidos a partir de literaturas que abordavam situações parecidas com a deste estudo. A seguir estão descritos os modelos e respectivos parâmetros para os agentes patogênicos Adenovírus e *Escherichia coli*.

3.4.3.1 Adenovírus

Para o Adenovírus o modelo dose-resposta mais utilizado é o exponencial (CRABTREE et al., 1997 apud VAN HEERDEN et al., 2005; SOLLER et al., 2016). O modelo foi previamente explicado no item 2.6.3.1. O parâmetro r do modelo foi determinado por diversos autores (CRABTREE et al., 1997 apud VAN HEERDEN et al., 2005; SOLLER et al., 2016) com o valor de 0,4172.

3.4.3.2 *Escherichia coli*

Diversos estudos descrevem o modelo Beta-Poisson como o modelo mais representativo para *E.coli* (HAAS et al., 2000; TEUNIS et al., 2004). O modelo foi previamente descrito no item 2.6.3.2. Segundo Teunes et al., (2008), os parâmetros do modelo, α e β , podem assumir valores diferentes para crianças e adultos, sendo eles: $\alpha = 0,084$ e $\beta = 1,440$ para crianças e $\alpha = 0,050$ e $\beta = 1,001$ para adultos.

3.4.4 Caracterização do risco

Esta etapa foi concluída com o auxílio do software *@risk*, que executa a avaliação de risco utilizando os princípios da Simulação de Monte Carlo.

Para cada cenário foi calculada inicialmente uma estimativa pontual do risco microbiológico. A dose foi calculada através da Equação 1, utilizando os valores de volume ingerido apresentados na Tabela 2 e as concentrações médias de cada patógeno analisado. O risco foi calculado utilizando as equações 2 para o Adenovírus e a equação 3 para *E.coli*.

Com o objetivo de se obter a curva de distribuição de probabilidade de doença para os cenários 1 e 2, a dose de patógenos ingerida foi novamente calculada, utilizando os valores distribuídos de concentração e de volume. Para o volume foi considerada uma distribuição triangular no software *@Risk*, assim como para os valores de concentração de HAdV no período de 2009 a 2011. Para os valores de concentração de *E.coli* o modelo de distribuição foi escolhido com base no critério AIC (*Akaike Information Criterion*), onde o modelo mais adequado é aquele que apresentar o menor valor de AIC (MIRANDA, 2006). Seguindo o método, o modelo de distribuição para *E.coli* obtido no software *@Risk* foi de distribuição uniforme.

Novamente a equação 1 foi utilizada, e a partir dela as equações 2 e 3 para se obter a Probabilidade de doença para os patógenos Adenovírus e *Escherichia coli*, respectivamente. Ainda utilizando o software *@Risk* foi possível gerar as curvas de probabilidade de doença para estes patógenos.

Para as concentrações de *E.coli* utilizadas no cenário 3 o risco foi calculado de maneira pontual considerando o volume ingerido (para adultos e crianças, contato primário e secundário) e os limites de concentração apresentados na Resolução CONAMA 274/00. É importante ressaltar que foi considerado que somente 8% de *E.coli* é patogênica (WHO, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CENÁRIO 1: SÉRIE HISTÓRICA DE 2009 A 2011

A Tabela 5 apresenta as doses da parcela patogênica de *E.coli* e de HAdV ingeridas por adultos e crianças durante uma atividade recreativa, calculadas com dados de concentrações do período de 2009 a 2011. As Figuras 4 e 5 apresentam as curvas de probabilidade de doença (P(d)) referente aos patógenos *E.coli* e HAdV respectivamente, para crianças e adultos, considerando uma atividade com duração de uma hora. A Tabela 6 resume as probabilidades de doença, considerando um intervalo de confiança de 90%.

Tabela 5: doses de *E.coli* e HAdV ingeridas (nº de microrganismos) por atividade, para o primeiro cenário de exposição.

Patógeno	População exposta	Contato primário	Contato secundário
<i>E.coli</i>	Adulto	273,82	29,51
	Criança	633,22	68,26
HAdV	Adulto	52,86	5,70
	Criança	122,25	13,18

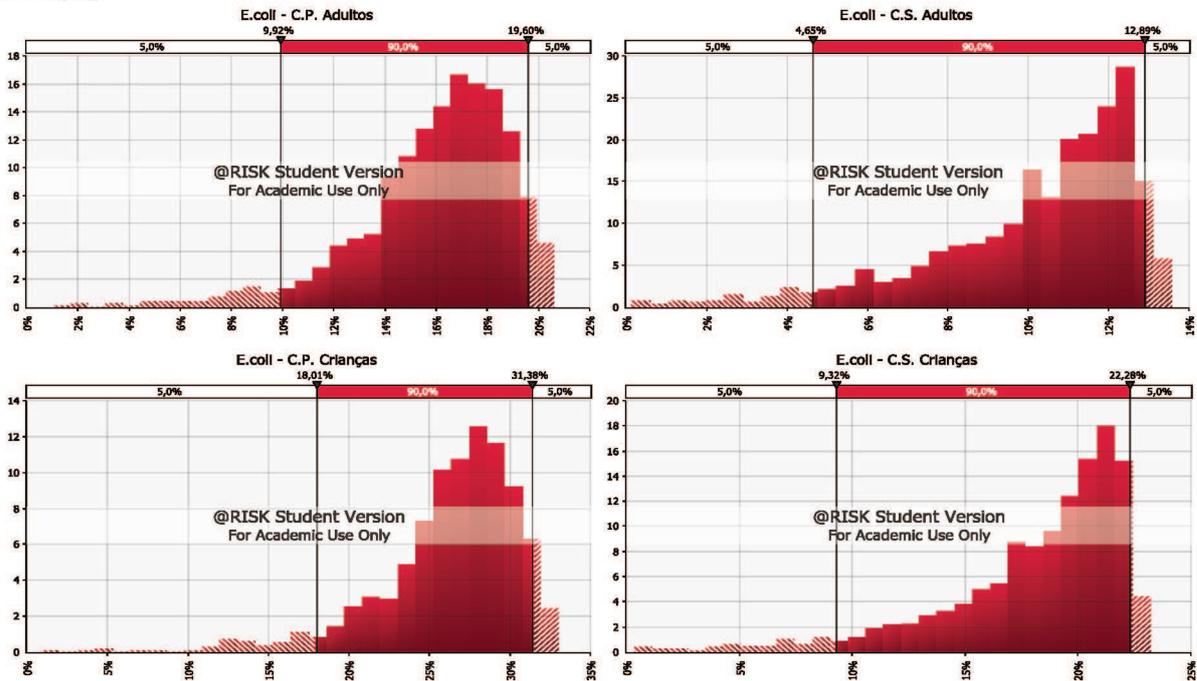
Fonte: elaborada pela autora (2019).

Tabela 6: intervalos de probabilidade de doença (P(d)) para os patógenos *E.coli* e HAdV, para adultos e crianças, contato primário e secundário, para o primeiro cenário de exposição. Intervalo de confiança de 90%.

Patógeno	População exposta	Contato primário	Contato secundário
<i>E.coli</i>	Adulto	9,92% - 19,60%	4,65% - 12,89%
	Criança	18,01% - 31,38%	9,32% - 22,28%
HAdV	Adulto	69,89% - 70,00%	50,55% - 68,68%
	Criança	69,99% - 70,00%	66,27% - 69,99%

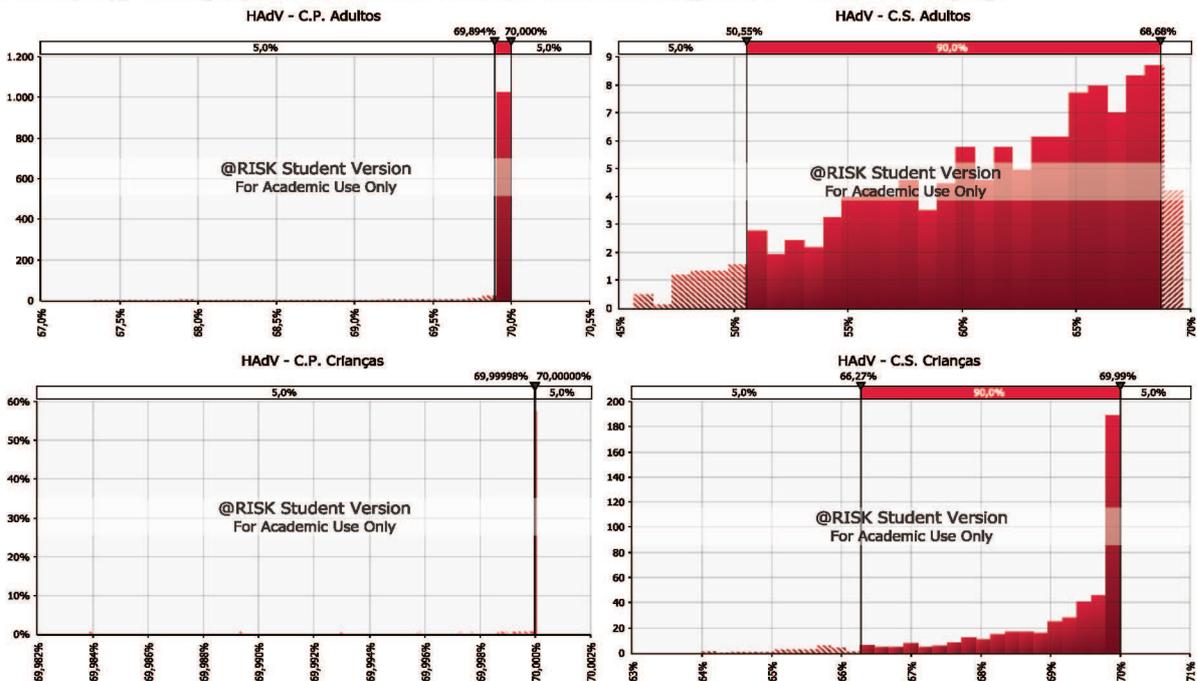
Fonte: elaborada pela autora (2019).

Figura 4: curvas de probabilidade de doença (P(d)) para *E.coli*. Período: 2009 a 2011. Adultos, considerando contato primário (*E.coli* - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (*E.coli* - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (*E.coli* - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (*E.coli* - C.S. Crianças).



Fonte: elaborada pela autora (2019).

Figura 5: curvas de probabilidade de doença (P(d)) para HAdV. Período: 2009 a 2011. Adultos, considerando contato primário (HAdV - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (HAdV - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (HAdV - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (HAdV - C.S. Crianças).



Fonte: elaborada pela autora (2019).

Em relação à contaminação por *E.coli* patogênica, os intervalos de probabilidade de doença para as atividades de contato primário foram maiores, tanto para adultos quanto para crianças. O resultado variou de 9,92% a 19,60% para adultos e de 18,01% a 31,38% para crianças, comparado com 4,65% a 12,89% para adultos e 9,32% a 22,28% em atividades de contato secundário. Este resultado era esperado, considerando que o volume ingerido em atividades de contato primário, e conseqüentemente a dose de patógenos, é maior do que nas atividades de contato secundário. Além disso, foi observado que a probabilidade de doença é maior para crianças do que para adultos, independente do grau de contato. Este resultado também era esperado, pois crianças ingerem 2,31 vezes mais água em atividades recreacionais do que adultos (DUFOUR et al., 2006).

Neste período as concentrações de *E.coli* variaram de 300 NMP/100mL a 16000 NMP/100mL, com um valor médio de 8751 NMP/100mL (Anexo A). Em 8% das análises, o valor da concentração de *E.coli* esteve de acordo com o limite de 800 NMP/mL estabelecido na Resolução CONAMA 274/00. Além disso, é possível observar que várias concentrações de *E.coli* se repetem, como o valor máximo de 16000 NMP/100mL. Este comportamento pode ser explicado pelo fato da diluição utilizada na análise de coliformes ter sido menor do que a necessária. Dessa forma, é possível que o valor de concentração de *E.coli* possa ter sido maior do que o encontrado.

Nas curvas de probabilidade de *E.coli* também é possível observar que, tanto para o contato primário quanto para o secundário, a maior parte da população se concentra no lado direito do gráfico, com um risco maior de contrair alguma doença relacionada às cepas patogênicas da *E.coli*. O risco médio para adultos foi de 17% para o contato primário, e de 10% para o contato secundário. Já para crianças, o risco médio se apresentou como 28% para o contato primário e 18% para o contato secundário. As curvas para crianças e adultos apresentaram o mesmo comportamento.

Para o patógeno HAdV foi observado o mesmo comportamento nos intervalos de probabilidade. Para o contato primário, os intervalos foram de 69,83% a 70,00% para adultos e de 69,99% a 70,00% para crianças, comparado com 50,13% a 68,72% para adultos e 66,38% a 69,99% para crianças em contato secundário. As concentrações de HAdV apresentaram valor médio de 667 CGV/L, variando entre 656 CGV/L e 2450 CGV/L.

Em relação às curvas de probabilidade de doença, o patógeno HAdV apresentou um comportamento diferente comparado com a *E.coli* patogênica. Para o contato primário, a maior parte da população (adultos e crianças) dentro do intervalo de confiança apresenta o risco médio

de 70% de contrair doença. Já para o contato secundário as médias se apresentam de 60% de risco para adultos e de 69% para crianças. O risco também se apresentou mais distribuído para o contato secundário, sendo que adultos apresentaram um intervalo maior de probabilidade comparado com crianças.

Este resultado mostra que o intervalo de probabilidade de doença para HAdV, e consequentemente o risco, é mais alto quando comparado com a parcela patogênica da *E.coli*. Além disso, a probabilidade máxima de doença para o HAdV foi similar, independente da dose ingerida (contato primário ou secundário, crianças e adultos), se concentrando próximo a 70%. Sabe-se que um risco de doença de 70% para HAdV indica que o risco de infecção é de 100% (HORA, 2017).

Diante deste cenário, é possível concluir que para HAdV a ingestão de uma pequena dose possui um grande risco de contaminação e de doença, e que quando comparado com *E.coli* o risco é mais alarmante. Um exemplo conhecido de contaminação por vírus entéricos foi o surto de gastroenterites que ocorreu no verão de 2016, no norte da Ilha de Santa Catarina. No mês de janeiro, 215 banhistas com sintomas de gastroenterites foram atendidas na Unidade de Pronto Atendimento Norte. A Diretoria de Vigilância Epidemiológica de Florianópolis confirmou a suspeita de virose e uma das possíveis causas é a contaminação fecal-oral através da prática de atividades de contato primário nas praias do norte (DIVE, 2016).

4.2 CENÁRIO 2: ANTES E DEPOIS DO TRATAMENTO NA URA – BEIRA MAR

O Cenário 2 procurou comparar o risco microbiológico associado à concentração estimada de *E.coli* patogênica e HAdV antes e depois do início do funcionamento da URA - Beira Mar Norte. Não foi possível quantificar a presença de HAdV nas amostras devido ao uso de células A-549 não viáveis para a análise. Por estas estarem velhas, não se fixaram nas placas de Lise e impediram a leitura viral. Dessa forma, no cenário 2 foram analisadas somente as concentrações de *E.coli*.

A Tabela 7 apresenta as doses dos patógenos *E.coli* ingeridas por adultos e crianças durante uma atividade recreacional de uma hora de duração, calculadas com as concentrações obtidas em 2019. As curvas de probabilidade de doença (P(d)) apresentadas nas Figuras 6 e 7 representam o comportamento do risco relacionado ao patógeno *E.coli* antes e depois da inauguração da URA – Beira Mar, respectivamente. A Tabela 8 apresenta os valores de intervalo de probabilidade de doença para o Cenário 2.

Tabela 7: doses de *E.coli* patogênica ingeridas (n° de microrganismos) por atividade, para o segundo cenário de exposição.

Período	Patógeno	População exposta	Contato primário	Contato secundário
Antes da inauguração	<i>E.coli</i>	Adulto	422,61	45,55
		Criança	977,30	105,34
Depois da inauguração	<i>E.coli</i>	Adulto	174,93	18,85
		Criança	404,52	43,60

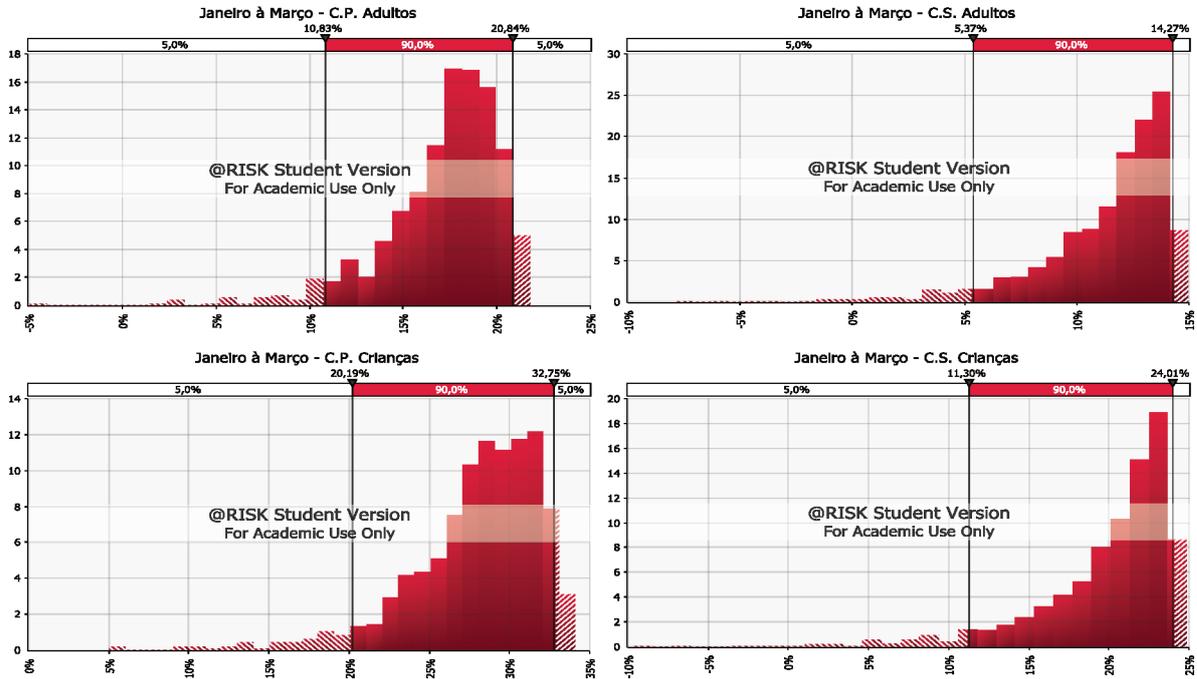
Fonte: elaborada pela autora (2019).

Tabela 8: intervalos de probabilidade de doença (P(d)) para os patógenos *E.coli* patogênica para adultos e crianças, contato primário e secundário, para o primeiro cenário de exposição. Intervalo de confiança de 90%.

Período	Patógeno	População exposta	Contato primário	Contato secundário
Janeiro a Março	<i>E.coli</i>	Adulto	10,83% - 20,84%	5,37% - 14,27%
		Criança	20,19% - 32,75%	11,30% - 24,01%
Abril a Setembro	<i>E.coli</i>	Adulto	5,74% - 19,03%	1,57% - 13,53%
		Criança	11,28% - 31,03%	4,01% - 22,94%

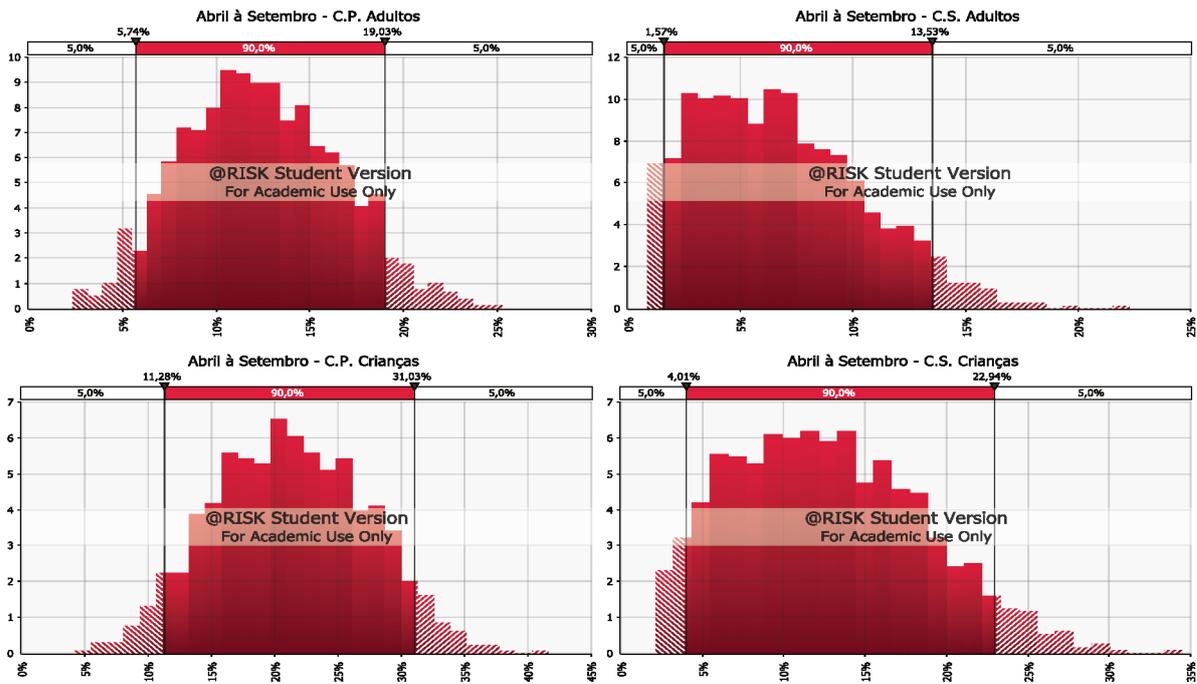
Fonte: elaborada pela autora (2019).

Figura 6: curvas de probabilidade de doença para *E.coli*. Período: 2019, Janeiro à Março - antes da inauguração da URA. Adultos, considerando contato primário (Janeiro à Março - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (Janeiro à Março - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (Janeiro à Março - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (Janeiro à Março - C.S. Crianças).



Fonte: elaborada pela autora (2019).

Figura 7: curvas de probabilidade de doença para *E.coli*. Período: 2019, Abril à Setembro - depois da inauguração da URA. Adultos, considerando contato primário (Abril à Setembro - C.P. Adultos); adultos, considerando contato secundário (Abril à Setembro - C.S. Adultos); crianças, considerando contato primário (Abril à Setembro - C.P. Crianças); crianças, considerando contato secundário (Abril à Setembro - C.S. Crianças).



Fonte: elaborada pela autora (2019).

No período de janeiro a março de 2019 o intervalo de probabilidade para adultos considerando o contato primário foi de 10,83% a 20,84%, enquanto para o contato secundário o intervalo foi de 5,37% a 14,27%. Já para crianças, os intervalos de probabilidade foram mais altos, de 20,19 % a 32,75% para o contato primário e de 11,30% a 24,01% para o contato secundário. Neste período, a concentração média de *E.coli* foi de 10688 NMP/100mL, variando entre 960 NMP/100mL e 24.196 NMP/mL (Anexo B). Nenhuma análise apresentou um valor de concentração de *E.coli* menor do que o limite de 800 NMP/100mL recomendado pela Resolução CONAMA 274/00. Consequentemente, neste período, a Beira Mar Norte esteve imprópria para banho.

Para o período pós inauguração da estação de tratamento, de abril a setembro, os intervalos de probabilidade se apresentaram ligeiramente mais baixos. Para adultos os intervalos foram de 5,74% a 19,03% e de 1,57% a 13,53% para contato primário e secundário, respectivamente. Já para crianças, os intervalos foram de 11,28% a 31,03% para contato primário e de 4,01% a 22,94% para o contato secundário. Neste período, o valor médio para a concentração de *E.coli* foi de 3981 NMP/100mL, com valores mínimo e máximo de 20 NMP/100mL e 24196 NMP/100mL, respectivamente. A concentração de *E.coli* esteve abaixo do limite de 800 NMP/100mL em 26% das análises feitas neste período e, a partir do resultado das últimas três análises, a Beira Mar pode ser considerada própria para banho. Este resultado não tinha sido observado desde o início das análises realizadas pelo IMA, em 1996.

O valor médio de concentração diminuiu após a inauguração da URA. O mesmo comportamento foi observado para o valor mínimo, e neste período houve um aumento do número de análises que atenderam os padrões da Resolução CONAMA 274/00. Por outro lado, o valor máximo foi maior entre abril e setembro. Neste cenário, foi possível identificar o mesmo comportamento de repetições de valores observado no cenário 1, podendo indicar que os valores de concentrações são maiores do que o encontrado.

Comparando os valores médios de concentração de *E.coli* entre o período anterior à inauguração da URA do cenário 2 e cenário 1, é possível que em 2019 a média foi maior (10688 NMP/100mL) do que no período de 2009 a 2011 (8751 NMP/100mL). Estes dois períodos apresentam a mesma característica, sem tratamento do efluente contaminado de drenagem. O aumento da população pode explicar estes números. Após a inauguração foi observada uma diminuição expressiva na média de concentração.

As curvas de probabilidade de doença (Figuras 6 e 7) se mostraram com o mesmo comportamento para adultos e crianças. Para o período entre janeiro e março, a maior parte da

população se concentrou em valores mais altos de probabilidade, com risco médio de 18% e 11% para adultos e de 29% e 20% para crianças, em atividades de contato primário e secundário respectivamente. Para o período de abril a setembro a população se encontra mais concentrada em valores menores do intervalo de probabilidade de doença. Os riscos médios nesse período foram, para atividades de contato primário e secundário respectivamente, de 16% e 9% para adultos e de 26% e 16% para crianças.

Em ambos os períodos o risco associado ao contato primário foi maior do que para o contato secundário, tanto para adultos quanto para crianças. Além disso o risco para crianças foi maior do que para adultos, independente do contato considerado. Estes resultados eram esperados considerando que as doses ingeridas por crianças em atividades de contato primário são maiores. O mesmo comportamento foi observado para *E.coli* no período de 2009 a 2011.

A partir dos resultados apresentados, é possível observar que o período de março a setembro de 2019 apresentou ligeira diminuição da probabilidade de doença para a parcela patogênica de *E.coli*. Esta redução pode estar associada ao início do tratamento da água pluvial contaminada na URA – Beira Mar, em 20 de março de 2019. Após a inauguração da estação algumas análises apresentaram valores considerados balneáveis para a concentração de *E.coli*, o que não foi observado no período anterior à inauguração.

É necessário observar que mesmo com a redução, o risco está acima do limite tolerável pela Organização Mundial da Saúde de 0,01% (FEWTRELL & BARTRAM, 2001). Além disso, não existem dados da presença de outros organismos patogênicos no local. Sabe-se que a presença de *E.coli* não apresenta correlação com a presença de outros agentes patogênicos como os vírus, por exemplo (HÖRMAN, 2004), e a ausência de bactérias indicadoras não exclui a contaminação viral (GRIFFIN, 2008).

É possível questionar, a partir desse resultado, a segurança de se classificar um balneário próprio para banho a partir dos limites exigidos pela CONAMA 274/00. Os resultados apresentados nos Cenários 1 e 2 reforçam a importância de se monitorar outros agentes patogênicos, como vírus entéricos, e mostra que o monitoramento de bactérias indicadoras não é suficiente para garantir a segurança dos banhistas.

4.3 CENÁRIO 3: LIMITES DA RESOLUÇÃO CONAMA 274/00 PARA *E.COLI*

O Cenário 3 analisou o risco associado ao limite para *E.coli* exigido na Resolução CONAMA 274/00 de balneabilidade. A Tabela 9 apresenta as doses de *E.coli* patogênica

ingeridas por adultos e crianças durante uma atividade recreativas, considerando as classificações Excelente, Muito Boa e Satisfatória apresentadas na Resolução. A Tabela 10 apresenta os resultados para o risco de desenvolver alguma doença associada à dose de *E.coli* patogênica ingerida.

Tabela 9: doses de *E.coli* patogênica ingeridas (n° de microrganismos) por atividade, para o terceiro cenário de exposição.

Classificação	População exposta	Contato primário	Contato secundário
Excelente	Adulto	8,00	0,60
	Criança	18,50	1,38
Muito Boa	Adulto	16,00	1,19
	Criança	37,00	2,76
Satisfatória	Adulto	32,00	2,39
	Criança	74,00	5,53

Fonte: elaborada pela autora (2019).

Tabela 10: risco de desenvolver alguma doença associada às concentrações de *E.coli* patogênica exigidas na resolução CONAMA 274/00 de balneabilidade.

Classificação	População exposta	Contato primário	Contato secundário
Excelente	Adulto	7,82%	1,62%
	Criança	9,24%	3,84%
Muito Boa	Adulto	9,24%	2,70%
	Criança	16,88%	6,02%
Satisfatória	Adulto	11,22%	4,14%
	Criança	19,80%	8,68%

Fonte: elaborada pela autora (2019).

Em atividades de contato primário a dose de *E.coli* patogênica ingerida é significativamente maior do que nas atividades de contato secundário, tanto para adultos quanto para crianças e independente da concentração analisada. Crianças também ingeriram uma dose maior de patógenos em todas as situações. O risco apresentado na Tabela 10 apresentou o mesmo comportamento, sendo maior para as atividades de contato primário, e para crianças.

A classificação satisfatória apresentou o maior risco associado à ingestão de *E.coli* patogênica. Crianças praticando alguma atividade de contato primário, como nado por exemplo, possuem 19,80% de risco de desenvolver alguma doença, enquanto em atividades de contato secundário possuem 8,68% de risco. Já adultos apresentam um risco menor do que crianças. Para atividades de contato primário o risco é de 11,22%, e para atividades de contato secundário o risco é de 4,14%.

O melhor cenário da legislação é a classificação Excelente. Para esta concentração, de 200NMP de *E.coli*/100mL, é possível observar um risco consideravelmente alto. Para crianças o risco de desenvolver alguma doença relacionada à parcela patogênica da *E.coli* é de 9,24% para atividades de contato primário e de 3,84% para atividades de contato secundário. Para adultos o risco se apresentou menor do que para crianças, sendo de 7,82% para atividades de contato primário e de 1,62% para atividades de contato secundário.

Para um corpo hídrico ser classificado no Brasil como próprio para banho é necessário que a concentração de *E.coli* esteja abaixo do limite apresentado na classificação satisfatória, de 800NMP/100mL. Para esta classificação, o risco microbiológico é alto, principalmente para crianças e atividades de contato primário (19,80%). Além disso, o risco relacionado ao melhor cenário apresentado na Resolução, classificação Excelente, também se apresentam significativamente maior do que o limite tolerável da OMS.

Estes resultados mostram que mesmo para o melhor cenário possível apresentado na Resolução CONAMA 274/00 (classificação Excelente) ainda existe um risco significativo associado ao uso recreativo de qualquer balneário, principalmente para crianças. Este risco está consideravelmente acima do limite tolerável pela OMS, de 0,01% (FEWTRELL & BARTRAM, 2001) e mostra que a Resolução 274/00 não garante a segurança dos banhistas. Além disso, é possível concluir que a legislação não avalia a balneabilidade do ponto de vista de saúde pública, pois não considera o risco e concentrações de microrganismos patogênicos e potencialmente prejudiciais para a saúde humana.

Esta lacuna entre a Resolução CONAMA 274/00 e saúde pública fica evidente quando comparada com a legislação ambiental dos Estados Unidos para qualidade de águas recreativas. A USEPA também usa a *E.coli* e enterococos como indicadores de contaminação fecal, mas determina que os critérios de qualidade para balneários devem ser definidos não só do ponto de vista quantitativo. A metodologia AQRM é aplicada e o período de tempo que uma determinada concentração foi encontrada em um corpo hídrico, assim como a frequência que a concentração ocorre precisam ser levados em consideração (USEPA, 2012).

5 CONCLUSÃO

Neste trabalho o risco microbiológico associado ao uso recreativo do balneário da Beira Mar Norte foi calculado para três cenários de exposição. A metodologia AQRM foi aplicada e o *software @Risk* foi usado para cada cenário. O risco para adultos e crianças foi estudado, assim como para a prática de atividades de contato primário e secundário.

O primeiro cenário avaliou o risco para a cepa patogênica de *E.coli* e para HAdV entre os anos de 2009 a 2011. Neste cenário o patógeno HAdV apresentou um intervalo consideravelmente mais alto de probabilidade de doença, e em torno de 70% de risco de doença para todas as doses ingeridas (crianças e adultos, atividades de contato primário e secundário). O risco para HAdV foi mais representativo do que para *E.coli*.

O cenário 2 comparou o risco associado à *E.coli* patogênica antes e depois da inauguração da URA – Beira Mar. Foi identificado uma leve redução no risco após a implementação do tratamento das águas pluviais contaminadas, e um aumento no número de análises realizadas pelo IMA que estavam em conformidade com a Resolução CONAMA 274/00. Porém, mesmo com a redução no risco médio, os valores máximos de risco continuaram altos e acima do limite indicado pela OMS de 0,01%. Neste cenário, não foi possível quantificar a concentração de HAdV através de análises laboratoriais, devido a problemas analíticos.

Já o terceiro cenário propôs calcular o risco para os limites de *E.coli* exigidos pela Resolução CONAMA 274/00 de balneabilidade. Para as três classificações propostas pela Resolução (Excelente, Muito boa e Satisfatória) o risco esteve acima do limite tolerável pela OMS, de 0,01%. Assim, é possível observar uma lacuna entre a definição de parâmetros e limites na Resolução CONAMA 274/00 e a saúde pública no Brasil.

Em todos os cenários, atividades de contato primário apresentaram maior risco do que as atividades de contato secundário, e crianças se mostraram como o maior grupo de risco, independente da atividade. O desvio das águas de drenagem contaminada para a URA Beira Mar e a implementação do tratamento diminuiu a poluição no balneário, mas não o suficiente para o risco microbiológico estar dentro dos limites toleráveis da Organização Mundial da Saúde.

Além disso, foi possível identificar que a legislação existente para controle de balneabilidade não leva em consideração questões de saúde pública, pois não exige o monitoramento de microrganismos patogênicos como vírus entéricos e a própria parcela patogênica de *E.coli*. Foi identificado o risco existente, inclusive no melhor cenário exigido

pela CONAMA 274/00 (classificação Excelente), indicando que mesmo um balneário estando dentro dos padrões exigidos, não há segurança para os banhistas, caso haja efetivamente a presença de microrganismos patogênicos em torno dos valores estimados.

Apesar de não existir correlação entre as concentrações de coliformes fecais e outros organismos patogênicos sabe-se que a presença destes microrganismos na água reflete em uma grande probabilidade de existirem outros organismos patogênicos, como vírus, protozoários e outras bactérias.

Desta forma a necessidade de se exigir o monitoramento de organismos patogênicos diferentes e de se revisar os limites existentes na Resolução CONAMA 274/00 se tornam evidentes. Além disso, o uso da metodologia ARQM pode ser muito benéfica na gestão da qualidade microbiológica, e uma ferramenta importante de apoio à decisão dos órgãos públicos, já que saneamento e saúde pública estão diretamente relacionados.

6 RECOMENDAÇÕES

De acordo com as conclusões apresentadas por este trabalho, é possível traçar recomendações para pesquisas futuras.

No uso do método de Placas de *Lise* para determinar a concentração de HAdV, é importante atentar para a idade das células utilizadas (A-549) e sua viabilidade. É possível que, devido ao uso de uma passagem muito alta, elas não consigam fixar-se nas placas e consequentemente impedir a leitura viral. Além disso, o uso de reagentes novos pode facilitar o procedimento, permitindo a leitura dos vírus sem interferência.

Analisar mais patógenos, como outros vírus entéricos e protozoários por exemplo, permitirá um entendimento maior do cenário de risco existente no balneário da Beira Mar Norte. A interferência da pluviosidade nas concentrações de *E.coli* também pode fornecer uma análise mais elaborada da interferência humana na qualidade do balneário, uma vez que o sistema de tratamento da URA funciona para uma vazão de projeto que não considera períodos de chuva.

Além disso, neste trabalho foi considerado o risco associado à uma exposição única de uma hora de duração. Considerar o risco associado à exposições múltiplas é importante para entender os efeitos a longo prazo do uso recreativo do balneário da Beira Mar Norte. Exemplos de atividades com exposições múltiplas são os atletas que treinam remo, ou pescadores que frequentam o balneário com regularidade.

Por fim, a interferência do tratamento da URA nas concentrações de *E.coli* pode ser aprofundada, assim como o próprio sistema de drenagem da região. Sabe-se que mesmo dentro dos limites da Resolução CONAMA 274/00 existe um risco no uso recreativo do balneário, dessa forma é possível estudar alternativas de tratamento que possam atender o limite tolerável da OMS.

REFERÊNCIAS

- ASHBOLT NJ, REIDY C, HAAS CN. **Microbial health risk at Sydney's coastal bathing beaches.** IN: Proceeding of the 17th Australian Water and Wastewater Association Meeting. Vol. 2. 16-21, 1997.
- ASHBOLT, Nicholas J. et al. **Predicting pathogen risks to aid beach management: the real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA).** Water research, v. 44, n. 16, p. 4692-4703, 2010.
- BICHAÏ, Françoise; SMEETS, Patrick WMH. **Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: experience from the Netherlands and Australia.** Water research, 47.20: 7315-7326, 2013.
- BORGES, T. S. **Avaliação da eficiência da aplicação de radiação UV na inativação de coliformes totais e *Escherichia coli* na ETE Sucuri – Cuiabá/MT.** Cuiabá, MT, 2009.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano.** Brasília, DF, 2006.
- BRASIL, Resolução CONAMA nº274, de 29 de novembro de 2000. **Critérios de balneabilidade em águas brasileiras.** Publicado no D.O.U. de 25 de janeiro de 2001.
- BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes.** Publicado no D.O.U. de 18 de março de 2005.
- BÜCHEN-OSMOND, C. **Enterovirus.** 28 June 2002, posting date. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/ICTVdb/ICTVdB/52010000.htm>> Acesso em: 03 de setembro de 2019.
- CALGUA, B. et al. **Development and application of a one-step low cost procedure to concentrate viruses from seawater samples.** Journal of virological methods, v. 153, n. 2, p. 79-83, 2008.
- CAMPOS, J. S.; CUNHA, H. F. A.. **Análise comparativa de parâmetros de balneabilidade em Fazendinha, Macapá-AP.** Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota), v. 5, n. 4, p. 110-118, 2015.
- CASAN, **URA Beira Mar – Sistema complementar de esgoto.** Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, 2019.
- CAVALCANTE, R. B. L. **Ocorrência de *Escherichia coli* em fontes de água e pontos de consumo em uma comunidade rural.** Rev. Ambient. Água [online]. 2014, vol.9, n.3, pp.550-558. ISSN 1980-993X.
- CHO, Y.H. & LEE, C.H. **Detection of poliovirus in water by cell culture and PCR methods.** Kor. J. Microbiol., 38: 198-204, 2002.

DIONISIO, L. P. C.; RHEINHEIMER, G. 7 BORREGO, J. J. **Microbiological pollution of Ria Formosa (South of Portugal)**. Marine Pollution Bulletin. V.4, n.2, p. 186-193, 2000.

DIVE. **Exames confirmar relação de casos de diarreia em Florianópolis com virose**. Diretoria de vigilância epidemiológica, 2016. Disponível em: <http://www.dive.sc.gov.br/index.php/arquivo-noticias/273-exames-confirmam-relacao-de-casos-de-diarreia-em-florianopolis-com-virose>. Acesso em: 17 de novembro de 2019.

DONOVAN, E., UNICE, K., ROBERTS, J. D., HARRIS, M., & FIINLEY, B. **Risk of Gastrointestinal Disease Associated with Exposure to Pathogens in the Water of the Lower Passaic River**. Applied and Environmental Microbiology, 74(4), 994–1003, 2007.

DOREVITCH, S., PANTHI, S., HUANG, Y., LI, H., MICHALEK, A. M., PRATAP, P., ... LI, A. **Water ingestion during water recreation**. Water Research, 45(5), 2020–2028, 2011.

DUFOUR, A.P. et al. **Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study**. J. Water Health 4 (4): 425-430, 2006.

FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. **Water quality: guidelines, standards & health**. IWA publishing, 2001.

FONG, T.T., LIPP, E.K. **Enteric viruses of human and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools**. Microbiology and Molecular Biology Reviews, v. 69, p. 357-371, 2005.

GABUTTI, G.; DE DONNO, A.; BAGORDO, F. & MONTAGNA, M. T. **Comparative survival of faecal contaminants and use of Staphylococcus aureus as a effective indicator of human pollution**. Marine Pollution Bulletin. v.4, n. 8, p. 697- 700, 2000.

GIRAFFA, G. **Enterococci from foods**. FEMS Microbiol. Rev., v. 26, p. 163-171, 2002.

GRIFFIN, J.S., PLUMMER, J.D. & LONG, S.C. **Torque teno virus: an improved indicator for viral pathogens in drinking water**. J.Virol., 5: 112, 2008.

HAAS, C. N., THAYYAR-MADABUSI, A., ROSE, J. B., & GERBA, C. P. **Development of a dose-response relationship for Escherichia coli O157:H7**. International Journal of Food Microbiology, 56(2-3), 153–159, 2000.

HAAS, Charles N.; ROSE, Joan B.; GERBA, Charles P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. John Wiley & Sons, 2014.

HÖRMAN, A.; RIMHANEN-FINNE, R.; MAUNULA, L.; BONSDORFF, C.-H. V.; TORVELA, N.; HEIKINHEIMO, A.; HÄNNINEN, M.-L. **Campylobacter spp., Giardia spp., Cryptosporidium spp., Noroviruses, and Indicator Organisms in Surface Water in Southwestern Finland, 2000-2001**. Applied and Environmental Microbiology, v. 70, n. 1, p. 87-95, 2004.

HSU, B.M., CHEN, C.H., KUNG, C.M., WAN, M.T., SHEN, S.M. **Evaluation of enterovirus recovery in surface water by different adsorption and elution procedures.** Chemosphere, v. 66: p. 964- 969, 2007.

IMA. **Relatório de balneabilidade do litoral catarinense.** Disponível em: <https://balneabilidade.ima.sc.gov.br/#>. Acesso em: 30 de setembro de 2019.

LAMBERTINI, Elisabetta, et al. **Concentration of enteroviruses, adenoviruses, and noroviruses from drinking water by use of glass wool filters.** Applied and Environmental Microbiology, 2008, 74.10: 2990-2996.

LESS, D. **Viruses and Bivalve Shellfish.** International Journal of food Microbiology, v. 59, p. 81-116, 2000.

MAMALA BAY STUDY COMMISSION, **Mamala Bay study, final report, Volume III, infections, disease and public health risk assessment.** Project MB-10, 1996.

MARTINS, L. K. L. A., **Contribuições para monitoramento de balneabilidade em águas doces no Brasil,** dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2012.

MIOTTO, Leticia Adélia. **Coliformes termotolerantes e enterococcus sp em ostras e águas salinas utilizadas para cultivo de moluscos bivalves da baía sul da ilha de Santa Catarina - Brasil.** 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ciência dos Alimentos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/92327>>. Acesso em: 09 nov. 2019.

MIRANDA, C. G. **O método LASSO para modelos de COX e sua comparação com propostas tradicionais de seleção de variáveis** (Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado, Departamento de Estatística, Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal de Minas Gerais), 2006.

MORESCO, Vanessa et al. **Deteção e quantificação de patógenos entéricos virais em amostras de água do mar.** 2012.

RAZZOLINI, Maria Tereza Pepe; NARDOCCI, Adelaide Cássia. **Avaliação de Risco Microbiológico: Etapas e sua aplicação na análise da qualidade da água.** INTERFACEHS, 2006, 1.2.

REYNOLDS, K.A., GERBA, C.P. & PEPPER I.L. **Detection of infectious enterovirus by an integrated cell culture-PCR procedure.** Appl. Environ. Microbiol., 62: 1424-1427, 1996.

RIBEIRO, E.N. **Avaliação de indicadores microbianos de balneabilidade em ambientes costeiros de Vitória/ES.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

RODRIGUES, J. R. D.; JORGE, A. O. C.; UENO. M., **Avaliação da qualidade das águas de duas áreas utilizadas para recreação do Rio Piracuama-SP,** REVISTA BIOCÊNCIAS,

UNITAU. Volume 15, número 2, 2009. Disponível em <periodicos.unitau.br> Acesso em: 26 de agosto de 2019.

SOARES, D. N. E. S. **Bases microbiológicas e químicas da qualidade ambiental da água e areia da orla de Mangueiros - Serra, Espírito Santo, Brasil**, dissertação (mestrado) em Ecologia de Ecossistemas do Centro Universitário Vila Velha-UVV, 2009.

SOARES, J. B. & MAIA, A.C.F. **Água – Microbiologia e Tratamento**. UFC Edições. Fortaleza. 216p, 1999.

SOBSEY, M.D., DUFOUR, A.P., GERBA, C.P., LECHEVALLIER, M.W., and PAYMENT, P. 1993. **Using a conceptual framework for assessing risks to health from microbes in drinking water**. Journal of the American Water Works Association 85:44–48.

SOLLER, Jeffrey A., et al. **Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of faecal contamination**. Water Research, 2010, 44.16: 4736-4747.

SPINNER, M.L. & DI GIOVANNI, G.D. **Detection and identification of mammalian reovirus in surface water by combined cell culture and reverse transcription-PCR**. Appl. Environ. Microbiol., 67: 3016-3020, 2001.

STONE, D.L. et al. **Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers**. J. Toxicol. Environ. Health. 71 (24), 1603-1615, 2008.

TAVARES, T.M., CARDOSO, D.D.P. & BRITO, W.M.E.D. 2005. **Vírus entéricos veiculados por água: aspectos microbiológicos e de controle de qualidade da água**. Revista de patologia tropical, 34(2): 85-104.

TEIXEIRA, J.C. & LEAL, F.C.T. 2002. **Desafios no controle de doenças de veiculação hídrica associadas ao tratamento e ao abastecimento de água para consumo humano**. In: Vi Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória.

TEUNIS, P., TAKUMI, K., & SHINAGAWA, K. **Dose Response for Infection by Escherichia coli O157:H7 from Outbreak Data**. *Risk Analysis*, 24(2), 401–407, 2004.

TEUNIS, P. F. M.; OGDEN, I. D.; STRACHAN, N. J. C. **Hierarchical dose response of E. coli O157: H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure**. *Epidemiology & Infection*, v. 136, n. 6, p. 761-770, 2008.

TRAUTH, Martin H. et al. **MATLAB Recipes for earth sciences**. Berlin: Springer, 2007.

U.S.EPA. **Office of Water. Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria – 1986**, United States Environmental Protection Agency, 2000.

U.S. EPA. **Report of the Experts Scientific Workshop on Critical Research Needs for the development of new or revised recreational water quality criteria**. United States Environmental Protection Agency, 2007.

U.S. EPA. **Contaminant Candidate List 3 2009 – CCL**. United States Environmental Protection Agency, 2009.

U.S. EPA. **Recreational Water Quality Criteria**. United States Environmental Protection Agency, 2012.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for safe recreational water environments**. World Health Organization, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: recommendations**. World Health Organization, 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. **Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management**. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. World Health Organization, 2017

ANEXO A – Concentrações de *Escherichia coli* entre 2009 e 2011

Data	E.Coli NMP*/100ml	Condição
07/01/2009	16000	IMPRÓPRIA
14/01/2009	9000	IMPRÓPRIA
21/01/2009	3000	IMPRÓPRIA
28/01/2009	16000	IMPRÓPRIA
04/02/2009	16000	IMPRÓPRIA
11/02/2009	16000	IMPRÓPRIA
17/02/2009	2400	IMPRÓPRIA
27/02/2009	9000	IMPRÓPRIA
04/03/2009	16000	IMPRÓPRIA
11/03/2009	5000	IMPRÓPRIA
18/03/2009	5000	IMPRÓPRIA
26/03/2009	9000	IMPRÓPRIA
07/04/2009	1700	IMPRÓPRIA
27/05/2009	5000	IMPRÓPRIA
29/06/2009	16000	IMPRÓPRIA
20/07/2009	300	IMPRÓPRIA
27/08/2009	16000	IMPRÓPRIA
23/09/2009	16000	IMPRÓPRIA
21/10/2009	9000	IMPRÓPRIA
05/11/2009	16000	IMPRÓPRIA
11/11/2009	800	IMPRÓPRIA
18/11/2009	16000	IMPRÓPRIA
25/11/2009	16000	IMPRÓPRIA
02/12/2009	5000	IMPRÓPRIA
08/12/2009	16000	IMPRÓPRIA
16/12/2009	9000	IMPRÓPRIA
21/12/2009	16000	IMPRÓPRIA
06/01/2010	9000	IMPRÓPRIA
13/01/2010	1400	IMPRÓPRIA
20/01/2010	16000	IMPRÓPRIA
25/01/2010	16000	IMPRÓPRIA
01/02/2010	5000	IMPRÓPRIA
08/02/2010	9000	IMPRÓPRIA
17/02/2010	500	IMPRÓPRIA
22/02/2010	900	IMPRÓPRIA
02/03/2010	16000	IMPRÓPRIA
08/03/2010	16000	IMPRÓPRIA
24/03/2010	16000	IMPRÓPRIA
23/11/2010	3000	IMPRÓPRIA
08/12/2010	3000	IMPRÓPRIA
15/12/2010	800	IMPRÓPRIA
21/12/2010	16000	IMPRÓPRIA

12/01/2011	1700	IMPRÓPRIA
27/01/2011	3000	IMPRÓPRIA
02/03/2011	3000	IMPRÓPRIA
11/03/2011	5000	IMPRÓPRIA
24/03/2011	5000	IMPRÓPRIA
13/04/2011	5000	IMPRÓPRIA
05/05/2011	3500	IMPRÓPRIA
13/07/2011	16000	IMPRÓPRIA
08/12/2011	9000	IMPRÓPRIA
15/12/2011	1700	IMPRÓPRIA
22/12/2011	1100	IMPRÓPRIA

Fonte: Relatório de balneabilidade IMA entre 2009 e 2011 (IMA, 2019)

ANEXO B – Concentrações de *Escherichia coli* no ano de 2019

Data	E.Coli NMP*/100ml	Condição
02/01/2019	24196	IMPRÓPRIA
08/01/2019	12033	IMPRÓPRIA
15/01/2019	24196	IMPRÓPRIA
22/01/2019	3255	IMPRÓPRIA
29/01/2019	19863	IMPRÓPRIA
05/02/2019	2187	IMPRÓPRIA
12/02/2019	9208	IMPRÓPRIA
19/02/2019	24196	IMPRÓPRIA
26/02/2019	960	IMPRÓPRIA
06/03/2019	1439	IMPRÓPRIA
12/03/2019	3873	IMPRÓPRIA
19/03/2019	2851	IMPRÓPRIA
26/03/2019	1296	IMPRÓPRIA
02/04/2019	1430	IMPRÓPRIA
09/04/2019	14136	IMPRÓPRIA
16/04/2019	17329	IMPRÓPRIA
23/04/2019	1670	IMPRÓPRIA
30/04/2019	3968	IMPRÓPRIA
07/05/2019	24196	IMPRÓPRIA
14/05/2019	2143	IMPRÓPRIA
21/05/2019	1664	IMPRÓPRIA
29/05/2019	285	IMPRÓPRIA
04/06/2019	1019	IMPRÓPRIA
11/06/2019	2481	IMPRÓPRIA
17/06/2019	300	IMPRÓPRIA
26/06/2019	6867	IMPRÓPRIA
01/07/2019	230	IMPRÓPRIA
08/07/2019	1670	IMPRÓPRIA
15/07/2019	5000	IMPRÓPRIA
24/07/2019	399	IMPRÓPRIA
30/07/2019	5000	IMPRÓPRIA
06/08/2019	9000	IMPRÓPRIA
12/08/2019	5000	IMPRÓPRIA
20/08/2019	500	IMPRÓPRIA
28/08/2019	97	IMPRÓPRIA
03/09/2019	800	IMPRÓPRIA
09/09/2019	300	PRÓPRIA
17/09/2019	700	PRÓPRIA
25/09/2019	20	PRÓPRIA

Fonte: Relatório de balneabilidade IMA entre 2009 e 2011 (IMA, 2019)