

I-004 – AVALIAÇÃO DO PARÂMETRO COLIFORMES COMO INDICADOR DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS EM ÁREAS NATURAIS E ANTROPOGÊNICAS

Demian da Silveira Barcellos⁽¹⁾

Graduado em Engenharia Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná em 2014.

Harry Alberto Bollmann⁽²⁾

Engenheiro Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná em 1983, Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP em 1986, Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul em 2003. Professor Titular da Pontifícia Universidade Católica do Paraná junto ao Programa de Pós-graduação em Gestão Urbana e ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental.

Endereço⁽¹⁾: Rua General Severiano da Fonseca, 269 – Uberaba – Curitiba – PR – CEP: 81560-220 – Brasil – Tel: (41) 3369-3608 – E-mail: demian.barcellos@gmail.com.

RESUMO

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o parâmetro coliformes como indicador da qualidade das águas superficiais em áreas naturais e antropogênicas. Para isso foram selecionados 8 pontos amostrais, com diferentes níveis quantitativos de bactérias do grupo coliformes, ao longo de duas bacias hidrográficas: Bacia do Rio Nhundiaquara, na Serra do Mar paranaense, localizada nos municípios de Morretes, Antonina, Piraquara e Quatro Barras, que está sobre influência predominante do meio natural e; Bacia do Rio Belém, no município de Curitiba/PR, que está sobre influência predominante do meio antropogênico. Foram efetuadas um total de 10 campanhas de monitoramento realizando as análises do NMP/100mL de coliformes pelas técnicas laboratoriais da Fermentação de Lactose em Tubos Múltiplos, para a estimativa de Coliformes Totais e Termotolerantes, e do Substrato Enzimático (Colilert®), para a estimativa de Coliformes Totais e *Escherichia coli*, além das análises dos seguintes parâmetros físico-químicos: Oxigênio Dissolvido e de Saturação, Condutividade Elétrica, pH, Cor Aparente, Cor Verdadeira, Turbidez, Temperatura da Água e Temperatura do Ar. Complementarmente foi feita uma avaliação perceptiva em cada ponto amostral por meio do Indicador de Atividade Antrópica (IAA) e do Índice de Valor Habitat (IVH). O parâmetro coliformes revelou que sua utilização deve ser indissociável de variáveis físico-químicas de qualidade das águas, por conta de sua limitação para identificar fontes de variação distintas na qualidade das águas. Os Coliformes Termotolerantes mostraram-se limitados para indicar o risco sanitário das águas. A técnica enzimática apontou um nível de qualidade da dimensão bacteriológica sempre inferior que a técnica da fermentação de lactose, tanto em áreas naturais como antropogênicas. Os dados mostraram que o risco sanitário que os coliformes indicam é sempre maior em áreas antropogênicas que em áreas naturais. Considerando ainda que correlação probabilística entre coliformes e patógenos é distinta em áreas naturais daquela desenvolvida para rios urbanos pode-se concluir que o risco sanitário apontado pelos coliformes como indicador da qualidade das águas superficiais é distinto em áreas naturais e antropogênicas.

PALAVRAS-CHAVE: Coliformes, Águas Superficiais, Qualidade da Água, Risco Sanitário, Bacias Hidrográficas.

INTRODUÇÃO

O grupo coliformes é utilizado no Brasil e em diversos países do mundo como um dos principais parâmetros de qualidade das águas superficiais. Está inserido nacionalmente nos três principais padrões de qualidade da água: Resolução do CONAMA n° 357/2005, que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e da as diretrizes ambientais para seu enquadramento”; Resolução do CONAMA n° 274/2000, que determina os padrões de Balneabilidade e; Portaria do Ministério da Saúde n° 2914/2011 que “dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. Fora do Brasil o grupo coliformes é também um indicador de peso, pois consta nos padrões de potabilidade recomendados pela Organização Mundial da Saúde (BASTOS *et al.*, 2004) e nos padrões de

balneabilidade recomendados pela EPA e também pela própria OMS (VASÍLIO, 2006, p. 34). Além de ser o segundo parâmetro de maior peso no IQAnsf que é um dos índices mais utilizados no mundo para monitoramento da qualidade das águas brutas (BOLLMANN e EDWIGES, 2008).

O pressuposto é que quando utilizam-se as bactérias do grupo coliformes para avaliar a qualidade das águas superficiais, e se existe a presença de coliformes nela, logo há a presença de fezes. Portanto há uma possibilidade destas fezes serem de um portador de doenças e, conseqüentemente, a probabilidade de haverem organismos patogênicos na água. Trata-se de uma correlação probabilística entre os coliformes (que indicam quantitativamente as fezes na água) e a presença de patógenos na água (DI BERNARDO, 1993, p.14). A premissa que é um reflexo do caso brasileiro e de diversos lugares no mundo, onde as cidades possuem sistemas de saúde precários e estruturação sanitárias relapsas, combinação que resulta em esgoto bruto ou mal tratado repleto de doenças nos corpos hídricos (BARCELLOS e BOLLMANN, 2012). Embora seja importante lembrar que há limites nesta avaliação, afinal a presença de coliformes na água só é um risco a saúde humana se houverem fezes de um portador de doença na água (DI BERNARDO, 1993, p.14).

Os limites do parâmetro coliformes como indicador de patogenicidade das águas superficiais são evidentes quando se estuda mais a fundo a temática. Branco (1976, p. 276) afirma que águas com concentrações não muito elevadas de coliformes podem não ser nocivas à saúde quando ingeridas, diferente do que afirmam os padrões de potabilidade da sua época e até mesmo alguns padrões atuais. Já Von Sperling (2005, p. 106) afirma que uma água que não possua a presença de bactérias do grupo coliformes ainda sim pode conter organismos patogênicos. Bastos *et al.* (2000) através do estudo de diversas águas superficiais, observou que a única bactéria do grupo coliformes que tem uma representação objetiva e precisa de material fecal na água é a *E. coli*, destacando o valor deste parâmetro como indicador, mesmo em mananciais bem protegidos pois no mínimo ele indica a presença de material fecal de animais silvestres os quais podem ser vetores de agentes patogênicos ao ser humano. Barcellos e Bollmann (2013) perceberam, estudando a qualidade bacteriológica da água de uma Unidade de Conservação bem protegida, que a presença de coliformes em corpos hídricos que se encontram em condições naturais é normal, e afirmaram que a significância dos coliformes na água deve ser vista de forma distinta no meio natural e antropogênico, pois a base do conhecimento científico neste campo são as áreas antropogênicas, onde a correlação probabilística entre coliformes e patógenos é muito forte.

De qualquer forma há carência de um estudo que relacione as bactérias do grupo Coliformes entre si e com variáveis físico-químicas de qualidade das águas, comparando os níveis de qualidade da água indicados pelos coliformes com as abordagens físico-químicas e perceptivas de qualidade das águas. Por meio de um programa de monitoramento que englobe amostras coletadas em áreas naturais e antropogênicas para fornecer respostas comparativas sólidas. Outro questionamento a cerca desta temática é se a aplicação de duas metodologias laboratoriais diferentes para a estimativa de coliformes fornecem respostas significativamente diferentes no meio natural e antropogênico.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o parâmetro coliformes como indicador da qualidade das águas superficiais em áreas naturais e antropogênicas. Através de um programa de monitoramento que englobou coletas de amostras na Bacia Hidrográfica do Rio Nhundiaquara, na Serra do Mar paranaense, localizada nos municípios de Morretes, Antonina, Piraquara e Quatro Barras (SILVA e MONTOVANI, 2003), que está sobre influência predominante do meio natural e na Bacia Hidrográfica do Rio Belém, no município de Curitiba/PR, que está sobre influência predominante do meio antropogênico. As estimativas de coliformes foram realizadas pelas metodologias da Fermentação de Lactose em Tubos Múltiplos e do Substrato Enzimático (Colilert® em cartela Quanti Tray® 2000), além da determinação de algumas variáveis físico-químicas e protocolos perceptivos de avaliação da qualidade das águas.

METODOLOGIA

Para avaliar o grupo coliformes como indicador da qualidade das águas superficiais foram coletadas um total de 49 amostras, avaliando parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade das águas em 8 pontos amostrais (3 na Bacia do Rio Nhundiaquara e 5 na Bacia do Rio Belém, presentes nas Figuras 1 e 2 respectivamente). Os pontos amostrais RM0, RN1 e RN2, que fazem parte da bacia do Nhundiaquara, por receberem uma influência predominante em suas águas das dinâmicas naturais foram considerados como localizados em áreas naturais, enquanto os pontos RB0, RB1, RB2, RB3 e RB4, que fazem parte da bacia do

Belém e recebem uma influência predominante das atividades antrópicas em suas águas, foram considerados como localizados em áreas antropogênicas. Das 49 amostras analisadas 7 são do ponto RB4 e 6 dos demais pontos amostrais. As amostragens para as análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas durante 5 meses (agosto a dezembro) do ano de 2012. Cada ponto amostral também foi avaliado uma vez utilizando os protocolos perceptivos. A avaliação perceptiva foi realizada no mês de outubro de 2012.



Figura 1: Pontos de Monitoramento da Bacia do Rio Nhundiaquara.

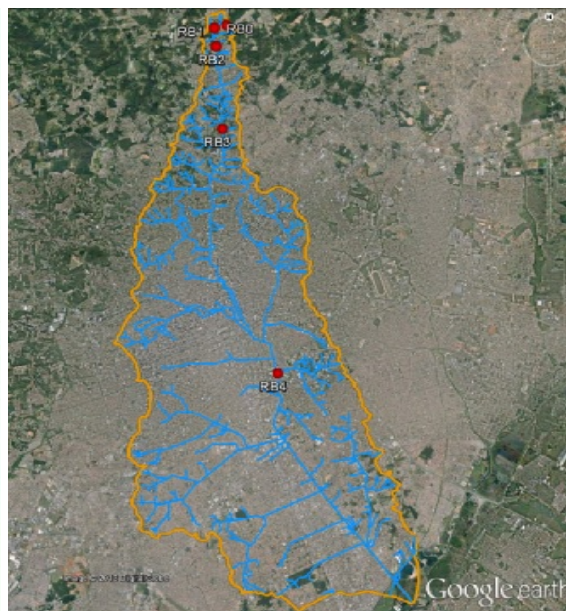


Figura 2: Pontos de Monitoramento da Bacia do Rio Belém.

A Bacia Hidrográfica do Rio Belém faz parte da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, no Paraná, e encontra-se inteiramente dentro do município de Curitiba, caracterizada como uma bacia urbana. A bacia do Belém possui uma área de drenagem de 87,85 km² (MEDEIROS, 1991 *apud* FENDRICH, 2002), abrigando 40% da população da cidade de Curitiba, o que contribui consistentemente para os altos níveis de degradação ambiental e para a baixíssima qualidade das águas tanto em seus tributários como no leito principal do rio. Apenas 3,8% da área total da bacia do Belém são áreas verdes, sendo que a maioria destas áreas são parques e bosques de interesse urbano (BRACHT, 2008). Estima-se que 90% da poluição na Bacia do Belém é originada de esgotos domésticos, e 10% de efluentes industriais (BRANDALIZE e BOLLAMNN, 2009).

A Bacia Hidrográfica do Rio Nhundiaquara faz parte da bacia hidrográfica do Atlântico, e está localizada no estado do Paraná, pertencendo aos municípios de Morretes, Antonina, Piraquara e Quatro Barras (SILVA e MONTOVANI, 2003). A Bacia do Nhundiaquara tem uma área de drenagem de 311 km² e tem suas principais nascentes na Serra do Mar (PARANÁ, 2004). Diversas Unidades de Conservação estão dentro desta bacia, dentre as principais podemos destacar o Parque Estadual do Marumbi e a Área de Proteção Ambiental da Serra do Mar. Da área total da bacia apenas 4,3% estão destinadas as atividades antropogênicas sendo que 0,2% são áreas urbanas e 4,1% áreas rurais (GILBERTONI *et al.*, 2009). Os limites físicos da bacia do Nhundiaquara são a Serra dos Órgãos a nordeste, a Serra das Canavieiras ao sul, a Serra do Morumbi a oeste e a Serra da Graciosa a noroeste (SABALA, 1999).

Os resultados das campanhas de monitoramento, que deram a base para a escolha destas duas bacias hidrográficas e nortearam a seleção dos pontos amostrais, estão presentes nos programas de monitoramento das pesquisas: “Mapeamento da qualidade bacteriológica das águas superficiais nas trilhas de acesso ao Pico Marumbi, Parque Estadual do Marumbi, Morretes, Paraná” (BARCELLOS e BOLLMANN, 2013) e “Os instrumentos jurídicos e programas de gestão dos recursos hídricos e seus reflexos na qualidade das águas na Bacia Hidrográfica do Rio Belém” (BRACHT, 2008). A escolha das duas bacias hidrográficas e dos pontos amostrais ocorreu a partir da observação dos graus de poluição microbiológica da água, obtidos através dos

dados históricos de monitoramento da qualidade das águas nas duas bacias hidrográficas, e de experimentação laboratorial quando não haviam dados históricos. A escolha de 5 pontos amostrais na Bacia do Belém e 3 na Bacia do Nhundiaquara ocorreu pois a condição bacteriológica das águas que sofrem poucos impactos das atividades antrópicas, como é o caso dos pontos amostrais localizados na Bacia do Nhundiaquara, é mais homogênea, portanto foi necessário um número menor de pontos amostrais para representar os diferentes níveis quantitativos de coliformes possíveis de serem encontrados nestas regiões. Já na Bacia do Belém devido à ampla variação quantitativa de coliformes na água, resultado dos impactos antrópicos, foi necessário um número maior de pontos amostrais.

As variáveis bacteriológicas monitoradas neste estudo foram: Coliformes Termotolerantes e Totais, pela técnica da Fermentação de Lactose em Tubos Múltiplos e; *Escherichia coli* e Coliformes Totais, pela técnica do Colilert® (Quanti Tray® 2000). Além das variáveis bacteriológicas foi realizado o monitoramento de algumas variáveis físico-químicas de relevância na avaliação da qualidade das águas superficiais, de determinação simples e que possuem boa relação com os coliformes (BOLLMANN, 2003; VON SPERLING, 2005). E também de dois protocolos perceptivos de avaliação de qualidade das águas, por considerar-se a avaliação perceptiva como uma ferramenta importante de avaliação complementar da qualidade das águas (BOLLMANN e EDWIGES, 2008). As variáveis físico-químicas ensaiadas foram: Oxigênio Dissolvido e de Saturação, Condutividade Elétrica, pH, Turbidez, Cor Aparente e Verdadeira e Temperatura da Água e do Ar. Enquanto os protocolos perceptivos utilizados foram o Indicador de Atividade Antrópica (IAA) e o Índice de Valor Habitat (IVH).

O IAA varia de 1 a 24 para a intensidade de influência humana não possuindo nenhuma medida quantitativa, o método é baseado em quatro critérios que podem ser observados na Tabela 1. Após a avaliação visual dos quatro critérios foi retirada a média aritmética destes, para a obtenção da intensidade de influência humana no ponto avaliado. Já o IVH varia de 0 a 20 para a qualidade do habitat em corpos hídricos, englobando um total de dez critérios de avaliação visual, que podem ser visualizados na Tabela 2. Após a avaliação visual dos dez critérios foi retirada a média aritmética destes, para a obtenção da qualidade do habitat no ponto avaliado.

Tabela 1: Métricas para avaliação visual da influência antrópica em rios.

Indique nos campos da tabela com as respostas das perguntas abaixo:

1. Classifique o local de acordo com a quantidade de poluição evidente.	2. Indique, dentro da classe escolhida, o grau de poluição do local de acordo com o tipo do provável poluente.	3. Indique de acordo com sua escolha a proximidade do local a represas, açudes, barragens e canalizações do rio, tanto águas acima quanto águas abaixo.	4. Indique local de acordo com o tipo de vegetação ciliar.
---	--	---	--

Marque com um X o valor numérico na régua indicada logo abaixo a tabela.

1.	POUCO								MUITO																							
2.	AGRICOLA / LIXO DOMÉSTICO				ESGOTO SANITÁRIO / INDUSTRIAL				AGRICOLA / LIXO DOMÉSTICO								ESGOTO SANITÁRIO / INDUSTRIAL															
3.	LONGE		PERTO		LONGE		PERTO		LONGE				PERTO				LONGE				PERTO											
4.	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA	FLORESTADA	ARBUSTIVA	GRAMINEA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24								
	1 BAIXA								INFLUÊNCIA HUMANA																ALTA 24							

Fonte: Adaptado de KARR e CHU (apud BOLLMANN e EDWIGES 2008).

As análises bacteriológicas realizadas pelas metodologias da Fermentação de Lactose em Tubos Múltiplos e do Substrato Cromogênico Enzimático foram executadas simultaneamente, no Laboratório de Análises Ambientais da PUCPR, a partir da mesma amostra de água. As análises de Cor e Turbidez também foram realizadas no Laboratório de Análises Ambientais do curso de Engenharia Ambiental da PUCPR, com a quantidade de amostra restante no frasco de coleta após a retirada do volume necessário para as análises microbiológicas. A Cor e a Turbidez foram determinadas com o auxílio dos Espectrofotômetros da marca Merck modelos SQ118 e NOVA60. As demais variáveis monitoradas foram quantificadas no local da coleta

com o auxílio dos equipamentos de campo do Laboratório de Análises Ambientais da PUCPR. Os equipamentos de campo utilizados foram: Oxímetro marca Yellow Springs modelo 55-50FT, Condutivímetro marca Hanna Instruments modelo HI9033, Peagômetro marca Digimed modelo 27192 e Termômetro de Mercúrio marca LaMOTTE modelo 1066. Todos os procedimentos analíticos de amostragem, preservação, transporte, armazenamento e ensaio laboratorial foram realizados de acordo com os pressupostos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2012).

Tabela 2: Métricas para avaliação visual do habitat em rios.

Métricas	Ótimo										Sub-ótimo										Marginal										Pobre										
	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Refúgios no canal	Abundante, diverso																				Instável, uniforme																				
Substrato da epifauna	Misto, extenso																				Ausente																				
Assoreamento do substrato da epifauna	Pouco assoreado																				Abundante																				
Alteração do canal	Não canalizado																				Todo canalizado																				
Deposição de sedimentos	Nenhum depósito																				Alta deposição																				
Frequência de corredeiras	Frequente																				Não frequentes																				
Condição de vazão	Canal cheio																				Pouco profundo																				
Proteção vegetal dos taludes	Bem vegetados																				Nenhuma																				
Estabilidade dos taludes	Pouca erosão																				Alta erosão																				
Largura da mata ciliar	> 18 metros																				< 5 metros																				

Fonte: BARBOUR e STRIBLING, 1996 *apud* BOLLMANN e EDWIGES, 2008.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente verificou-se se a quantidade de coliformes nos pontos amostrais selecionados eram semelhantes ou diferentes. Esta verificação teve o objetivo de averiguar se os pontos amostrais monitorados foram bem escolhidos representando diferentes condições de poluição. Para isso foi utilizado Teste F ($\alpha=0,05$) para variâncias e o Teste t ($\alpha=0,05$) para médias (Tabelas 3 e 4). Quando os resultados de coliformes entre os dois pontos amostrais comparados apresentaram semelhança entre as médias e variâncias, considerou-se estes pontos amostrais semelhantes quanto ao teor de coliformes.

Tabela 3: Teste de semelhança estatística entre os pontos amostrais através dos resultados bacteriológicos das variáveis estimadas pela técnica dos Tubos Múltiplos.

Coliformes Termotolerantes (TM)				Coliformes Totais (TM)			
Pontos	Teste F	Teste t	Resultado	Pontos	Teste F	Teste t	Resultado
RB0 x RB1	≠	≠	≠	RB0 x RB1	≠	≠	≠
RB0 x RB2	≠	≠	≠	RB0 x RB2	≠	≠	≠
RB0 x RN1	≠	≠	≠	RB0 x RN1	≠	≠	≠
RB0 x RN2	≠	≠	≠	RB0 x RN2	≠	≠	≠
RB0 x RB3	≠	≠	≠	RB0 x RB3	≠	≠	≠
RB0 x RB4	≠	≠	≠	RB0 x RB4	≠	≠	≠
RB0 x RMO	≠	≠	≠	RB0 x RMO	≠	≠	≠
RB1 x RB2	≠	≠	≠	RB1 x RB2	≠	≠	≠
RB1 x RB3	≠	≠	≠	RB1 x RB3	≠	≠	≠
RB1 x RB4	≠	≠	≠	RB1 x RB4	≠	≠	≠
RB1 x RN1	≠	≠	≠	RB1 x RN1	≠	≠	≠
RB1 x RN2	≠	≠	≠	RB1 x RN2	≠	≠	≠
RB1 x RMO	≠	≠	≠	RB1 x RMO	≠	≠	≠
RB2 x RB3	≠	≠	≠	RB2 x RB3	≠	≠	≠
RB2 x RB4	≠	≠	≠	RB2 x RB4	≠	≠	≠
RB2 x RN1	≠	≠	≠	RB2 x RN1	≠	≠	≠
RB2 x RN2	≠	≠	≠	RB2 x RN2	≠	≠	≠
RB2 x RMO	≠	≠	≠	RB2 x RMO	≠	≠	≠
RB3 x RB4	≠	≠	≠	RB3 x RB4	≠	≠	≠
RB3 x RN1	≠	≠	≠	RB3 x RN1	≠	≠	≠
RB3 x RN2	≠	≠	≠	RB3 x RN2	≠	≠	≠
RB3 x RMO	≠	≠	≠	RB3 x RMO	≠	≠	≠
RB4 x RN1	≠	≠	≠	RB4 x RN1	≠	≠	≠
RB4 x RN2	≠	≠	≠	RB4 x RN2	≠	≠	≠
RB4 x RMO	≠	≠	≠	RB4 x RMO	≠	≠	≠
RN1 x RN2	≠	≠	≠	RN1 x RN2	≠	≠	≠
RN1 x RMO	≠	≠	≠	RN1 x RMO	≠	≠	≠
RN2 x RMO	≠	≠	≠	RN2 x RMO	≠	≠	≠

Podemos observar na Tabela 3 que os valores de Coliformes Termotolerantes estimados pela técnica dos Tubos Múltiplos para os oito pontos amostrais selecionados apresentaram 96,43% de diferença das variâncias e 14,28% das médias, totalizando 96,43% de diferença estatística já que apenas RB0 x RN2 apresentaram semelhança das médias e das variâncias. Já em relação aos Coliformes Totais estimados pela técnica do Tubos Múltiplos os oito pontos amostrais selecionados apresentaram 96,43% de diferença estatística das variâncias e 42,85% de diferença estatística das médias, totalizando 100% de diferença estatística, já que nem uma das combinações apresentou semelhança em comum das variâncias e as médias. Portanto de acordo com valores de Coliformes Termotolerantes e Totais estimados pela técnica dos Tubos Múltiplos os pontos amostrais selecionados são 100% diferentes, já que os pontos RB0 x RN2 não apresentaram semelhança quantitativa nos valores de Coliformes Totais estimados.

Tabela 4: Teste de semelhança estatística entre os pontos amostrais através dos resultados bacteriológicos das variáveis estimadas pela técnica do Substrato Enzimático.

E. Coli (SE)				Coliformes Totais (SE)			
Pontos	Teste F	Teste t	Resultado	Pontos	Teste F	Teste t	Resultado
RB0 x RB1	≠	≠	≠	RB0 x RB1	≠	≠	≠
RB0 x RB2	≠	≠	≠	RB0 x RB2	≠	≠	≠
RB0 x RN1	≠	≠	≠	RB0 x RN1	≠	≠	≠
RB0 x RN2	≠	≠	≠	RB0 x RN2	≠	≠	≠
RB0 x RB3	≠	≠	≠	RB0 x RB3	≠	≠	≠
RB0 x RB4	≠	≠	≠	RB0 x RB4	≠	≠	≠
RB0 x RMO	≠	≠	≠	RB0 x RMO	≠	≠	≠
RB1 x RB2	≠	≠	≠	RB1 x RB2	≠	≠	≠
RB1 x RB3	≠	≠	≠	RB1 x RB3	≠	≠	≠
RB1 x RB4	≠	≠	≠	RB1 x RB4	≠	≠	≠
RB1 x RN1	≠	≠	≠	RB1 x RN1	≠	≠	≠
RB1 x RN2	≠	≠	≠	RB1 x RN2	≠	≠	≠
RB1 x RMO	≠	≠	≠	RB1 x RMO	≠	≠	≠
RB2 x RB3	≠	≠	≠	RB2 x RB3	≠	≠	≠
RB2 x RB4	≠	≠	≠	RB2 x RB4	≠	≠	≠
RB2 x RN1	≠	≠	≠	RB2 x RN1	≠	≠	≠
RB2 x RN2	≠	≠	≠	RB2 x RN2	≠	≠	≠
RB2 x RMO	≠	≠	≠	RB2 x RMO	≠	≠	≠
RB3 x RB4	≠	≠	≠	RB3 x RB4	≠	≠	≠
RB3 x RN1	≠	≠	≠	RB3 x RN1	≠	≠	≠
RB3 x RN2	≠	≠	≠	RB3 x RN2	≠	≠	≠
RB3 x RMO	≠	≠	≠	RB3 x RMO	≠	≠	≠
RB4 x RN1	≠	≠	≠	RB4 x RN1	≠	≠	≠
RB4 x RN2	≠	≠	≠	RB4 x RN2	≠	≠	≠
RB4 x RMO	≠	≠	≠	RB4 x RMO	≠	≠	≠
RN1 x RN2	≠	≠	≠	RN1 x RN2	≠	≠	≠
RN1 x RMO	≠	≠	≠	RN1 x RMO	≠	≠	≠
RN2 x RMO	≠	≠	≠	RN2 x RMO	≠	≠	≠

Na Tabela 4 observamos que dentre os valores de *Escherichia coli* estimados pela técnica do Substrato Enzimático, para os oito pontos amostrais selecionados 92,85% apresentaram diferença estatística das variâncias e 64,28% das médias, totalizando 96,43% de diferença estatística, já que apenas RB2 x RB3 apresentaram semelhança em comum das médias e das variâncias. Já em relação aos Coliformes Totais estimados pela técnica do Substrato Enzimático os oito pontos amostrais selecionados apresentaram 92,85% de diferença estatística das variâncias, e 28,57% de diferença estatística das médias, totalizando 92,85% de diferença estatística já que RB0 x RN1 e RB0 x RN2 apresentaram semelhança em comum das variâncias e das médias. Portanto, de acordo com valores de *Escherichia coli* e Coliformes Totais estimados pela técnica do Substrato Enzimático, os pontos amostrais selecionados são 100% diferentes, já que RB0 x RN1 e RB0 x RN2 não apresentaram semelhança quantitativa nos valores de *Escherichia coli* estimados, e RB2 x RB3 não apresentaram semelhança quantitativa nos valores de Coliformes Totais estimados.

A análise da semelhança bacteriológica dos pontos amostrais (Tabelas 3 e 4) mostra que os pontos selecionados apresentam quantidades de bactérias do grupo coliformes quantitativamente diferentes, tanto pelas variáveis estimadas pela técnica enzimática como pelas variáveis estimadas pela técnica da fermentação de lactose. Atestando que estes pontos amostrais representam níveis diferentes de poluição microbiológica da água.

Apesar de todos os pontos amostrais apresentarem níveis distintos de poluição microbiológica, as variáveis bacteriológicas monitoradas ainda sim podem variar de forma semelhante caso as fontes de variação nos pontos amostrais selecionados forem as mesmas, ou semelhantes. Como no caso específico deste trabalho estão sendo estudadas duas grandes áreas, onde uma recebe uma influência predominante do meio natural e a outra uma influência predominante do meio antropogênico, espera-se inicialmente encontrar basicamente dois padrões de variação nas variáveis bacteriológicas estudadas, um para os pontos localizados em áreas naturais (Bacia do Nhundiaquara) e outro para os localizados em áreas antropogênicas (Bacia do Belém), apesar de poderem existir inúmeros, principalmente por conta do meio antropogênico. A forma como as variáveis bacteriológicas estudadas varia nos pontos amostrais selecionados permite observar se os coliformes são bons indicadores das fontes de variação na qualidade das águas. Para verificar como variam as variáveis bacteriológicas nos oito pontos amostrais selecionados foi calculado o Coeficiente de Correlação Linear (r) do conjunto de variáveis bacteriológicas (Tabela 5). O Coeficiente de Correlação Linear (r) foi calculado a partir

das medianas das concentrações de cada um dos quatro parâmetros bacteriológicos monitorados em cada ponto amostral. De acordo com os Coeficientes de Correlação (r) expressos na Tabela 5 os pontos amostrais localizados em áreas naturais e antropogênicas apresentaram em geral uma correlação forte. O que é contraditório, pois a correlação linear indica, neste caso, se a origem das fontes de variação na qualidade das águas é distinta ou não, e em áreas naturais e antropogênicas sabemos que essa distinção ocorre.

Tabela 5: Matriz do Coeficiente de Correlação (r) entre os pontos monitorados a partir dos valores da mediana de cada parâmetro bacteriológico.

r	RBO	RB4	RN1	RN2	RB3	RM0	RB1	RB2
RBO	1							
RB4	0,9082819	1						
RN1	0,948033997	0,991145455	1					
RN2	0,956318182	0,99014656	0,9991394	1				
RB3	0,677936207	0,343225861	0,4171321	0,4480032	1			
RM0	0,924345521	0,99645568	0,99766	0,9952019	0,35838	1		
RB1	0,922554435	0,998892701	0,9962271	0,9949883	0,36471	0,99912	1	
RB2	0,838165401	0,600959883	0,6492033	0,6776064	0,95007	0,60373	0,6143	1

Tabela 6: Matriz do Coeficiente de Correlação (r) entre os pontos monitorados a partir dos valores da mediana de cada parâmetro físico-químico e bacteriológico.

r	RBO	RB4	RN1	RN2	RB3	RM0	RB1	RB2
RBO	1							
RB4	0,948161091	1						
RN1	0,95528271	0,968873735	1					
RN2	0,962382735	0,970738816	0,9992011	1				
RB3	0,830346632	0,718198778	0,6391334	0,6599736	1			
RM0	0,908281288	0,934906971	0,9854489	0,9804341	0,54422	1		
RB1	0,947178807	0,983923536	0,9958886	0,9957105	0,64198	0,97765	1	
RB2	0,908858365	0,815405261	0,7619007	0,781702	0,9779	0,68281	0,76414	1

Tabela 7: Matriz do Coeficiente de Correlação (r) entre os pontos monitorados a partir dos valores da mediana de cada parâmetro físico-químico.

r	RBO	RB4	RN1	RN2	RB3	RM0	RB1	RB2
RBO	1							
RB4	0,957307395	1						
RN1	0,182414502	-0,076190197	1					
RN2	0,196480552	-0,063180674	0,9983395	1				
RB3	0,979093808	0,968873397	0,0669415	0,0781535	1			
RM0	0,171261892	-0,085905919	0,9804781	0,9798804	0,08528	1		
RB1	0,969479612	0,924460429	0,2101605	0,2193513	0,98623	0,23851	1	
RB2	0,993087828	0,972164641	0,1300762	0,1403925	0,9877	0,1197	0,9746	1

Então experimentalmente utilizou-se para a construção da Tabela 6 as concentrações medianas das variáveis físico-químicas monitoradas em conjunto com as das variáveis bacteriológicas e assim como na Tabela 5 obteve-se grandes quantidades de correlações lineares fortes, entre pontos amostrais localizados em áreas naturais e antropogênicas e nem um padrão visível de variação de acordo com a área de localização do ponto amostral. No entanto na Tabela 7, que foi elaborada apenas com as concentrações medianas do conjunto de variáveis físico-químicas é possível observar que todos os pontos amostrais localizados em áreas naturais apresentam correlações de forte intensidade com todos os outros pontos localizados em áreas também naturais, e correlações fracas com todos os pontos que se localizam em áreas antropogênicas, o mesmo comportamento ocorre com os pontos que localizam-se em áreas antropogênicas. A Correlação forte entre os pontos amostrais pertencentes à mesma bacia hidrográfica, na Tabela 7, indica, por se tratar de uma correlação linear, que uma causa externa de variabilidade, fonte única de variação, age especificamente sobre a qualidade das águas de cada uma destas duas bacias hidrográficas. Sendo que na bacia do rio Nhundiaquara esta causa externa são as dinâmicas naturais da floresta, e na bacia do rio Belém a causa externa é o lançamento de efluentes. A análise das Tabelas 5, 6 e 7 mostra que as variáveis bacteriológicas são as responsáveis pela grande intensidade de correlações fortes entre os pontos de monitoramento das duas bacias hidrográficas. Por meio dos resultados do

r da Tabela 5, fica evidente que o conjunto das variáveis bacteriológicas estudadas não são bons indicadores da qualidade das águas superficiais, se utilizadas sem o conjunto de variáveis físico-químicas. Pois a variabilidade dos resultados em pontos amostrais, com fontes de variação distintas como os estudados, é muito próxima, sendo impossível através do (r) identificar as distinções nas fontes de variação da qualidade das águas, apenas pelo conjunto de variáveis bacteriológicas, através da análise da variabilidade média dos resultados. Quando a correlação linear entre pontos amostrais é feita utilizando apenas as medianas de *E. coli*, ou dos Coliformes Termotolerantes, ou dos Coliformes Totais separadamente – ao invés de todo o conjunto bacteriológico – ou com o conjunto de variáveis físico-químicas estudadas, os resultados obtidos são os mesmos. Atestando que separadamente, ou em conjunto com as variáveis físico-químicas, a *E. coli*, os Coliformes Totais e Termotolerantes também são limitados para indicar as fontes de variação na qualidade das águas.

RISCO SANITÁRIO INDICADO PELOS COLIFORMES EM ÁREAS NATURAIS E ANTROPOGÊNICAS

Sabe-se que a maioria dos padrões de qualidade das águas que utilizam os coliformes como parâmetro entendem que estes são indicadores de risco sanitário, por existir uma forte correlação probabilística entre os coliformes e os organismos patogênicos. Partindo deste pressuposto foi comparado nos gráficos a seguir (Figuras 3, 4 e 5) o risco sanitário que os coliformes indicam em áreas naturais e antropogênicas. Para fazer esta análise os pontos amostrais localizados em áreas naturais (pontos verdes) e antropogênicas (pontos vermelhos) foram divididos e a partir desta divisão foi construindo um único gráfico com duas linhas de tendência, uma para cada conjunto de resultados. Para verificar qual é o risco sanitário que cada uma destas linhas de tendência indica verificamos inicialmente se a relação da qual estas duas linhas de tendência representam é semelhante ou diferente. Pois caso esta análise apontasse a semelhança apenas uma linha de tendência seria mais adequada para representar esta relação, portanto o risco sanitário indicado por esta relação seria o mesmo em áreas naturais e antropogênicas. Para verificar se a relação dos resultados dos pontos amostrais localizados em áreas naturais e antropogênicas é semelhante analisamos graficamente a semelhança de três fatores: a) se a variabilidade dos resultados dos pontos amostrais localizados em áreas naturais e antropogênicas é semelhante; b) se os pontos localizados em áreas naturais e antropogênicas se misturam e; c) se a inclinação das duas linhas de tendência é semelhante.

A Figura 3 demonstra como é a relação entre o NMP/100mL de *E. coli* e Coliformes Termotolerantes em áreas naturais e antropogênicas. Esta relação tem seu melhor ajuste no modelo de potência. Os pontos verdes do gráfico a esquerda são dos pontos amostrais localizados em áreas naturais, e os pontos vermelhos, dos localizados em áreas antropogênicas. No Gráfico da esquerda pode-se observar que a relação entre o NMP/100mL de *E. coli* e Coliformes Termotolerantes em áreas naturais e antropogênicas é de intensidade bem próxima se observarmos o valor de r^2 . Podemos observar também que as duas linhas de tendência, geradas pelos dois grupos de pontos amostrais – os localizados em áreas naturais e os localizados em áreas antropogênicas – apresentam ângulos bem similares, os resultados se misturam em uma determinada região do gráfico, e também a variabilidade dos resultados é bem parecida tanto em áreas naturais como em áreas antropogênicas, o que indica que a relação entre *E. coli* e Coliformes Termotolerantes é semelhante em áreas naturais e antropogênicas. Portanto apenas uma linha de tendência, como é o caso do gráfico da direita, é mais adequado para representar este conjunto de resultados possibilitando inclusive um ajuste melhor do modelo de potência, atingindo um r^2 de 0,8852. Portanto neste caso, se considerarmos a *E. coli* como indicador de patogenicidade da água, o risco sanitário indicado pelos Coliformes Termotolerantes mostra-se proporcional a quantidade de bactérias presentes na água, e não a área em que o ponto amostral está localizado. Sendo assim o risco sanitário indicado pelos Coliformes Termotolerantes é o mesmo em áreas naturais e antropogênicas se a quantidade de Coliformes Termotolerantes na água for a mesma nestes ambientes. No gráfico da esquerda da Figura 3 existem sete pontos que fazem parte das áreas antropogênicas, e se misturam com os pontos localizados em áreas naturais. Dentre estes pontos seis são amostras coletadas no Parque das Nascentes do rio Belém, que mostram que em termos de *E. coli* e Coliformes Termotolerantes, o ponto amostral localizado no Parque das Nascentes sofre influência predominante do meio natural.

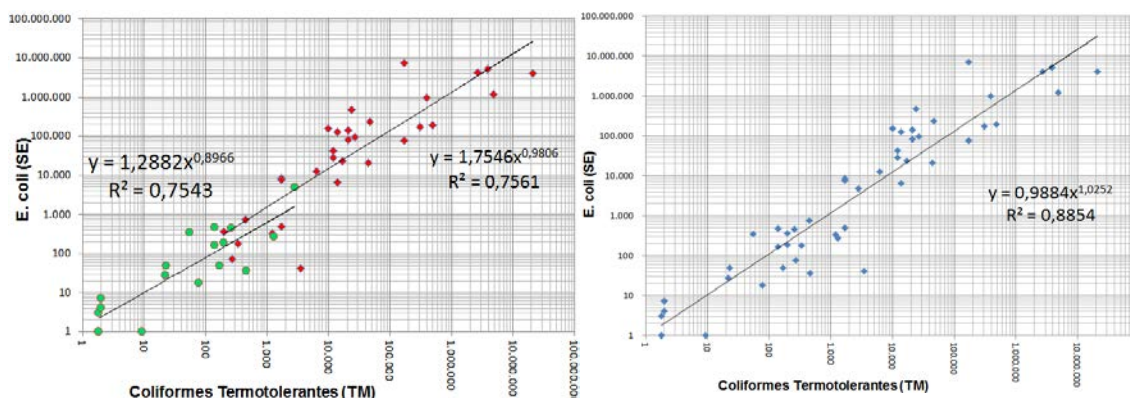


Figura 3: Relação entre as densidades de Coliformes Termotolerantes e *E. coli* nos pontos amostrais.

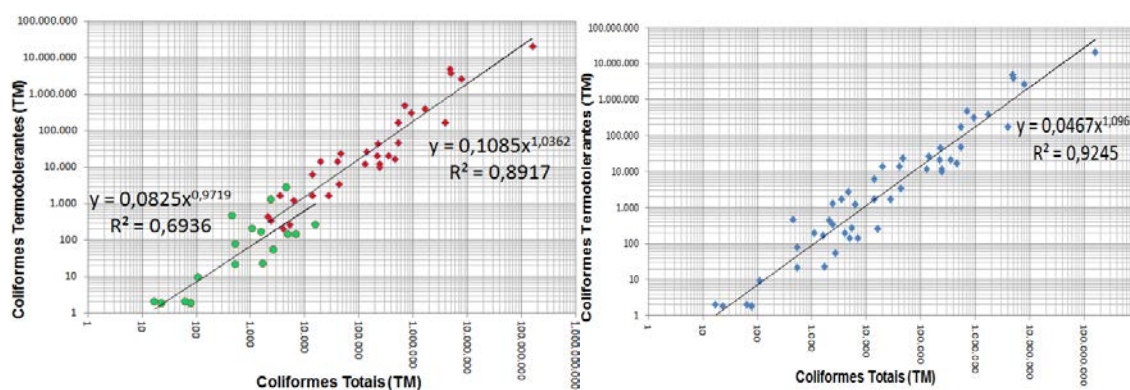


Figura 4: Relação entre as densidades de Coliformes Termotolerantes e Totais (Técnica dos Tubos Múltiplos) nos pontos amostrais.

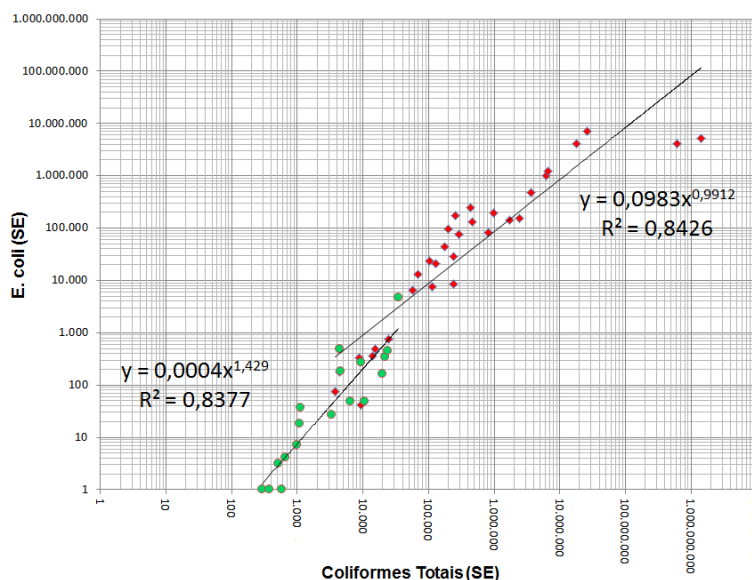


Figura 5: Relação entre as densidades de *E. coli* e Coliformes Totais (Técnica do Substrato Enzimático) nos pontos amostrais.

As Figuras 4 e 5 tem as linhas de tendência de seus gráficos regidas pela função de potência. O gráfico da esquerda, da Figura 4, apresenta um comportamento semelhante com o gráfico da esquerda, da Figura 3, pois a variabilidade dos resultados é semelhante para as áreas naturais e antropogênicas, os resultados se misturam

em uma região do Gráfico, e ainda a inclinação das linhas de tendência geradas pelo gráfico são bem próximas em áreas naturais e antropogênicas. Assim, torna-se inadequada uma análise unificada das duas linhas de tendência, geradas por este gráfico, pois esta relação é semelhante em áreas naturais e antropogênicas, sendo portanto mais adequado representá-la apenas por uma linha de tendência como consta no gráfico da direita, da Figura 4. Bem como no caso da Figura 3 a Figura 4 também demonstra que a significância sanitária da presença de bactérias do grupo coliformes na água é igual em áreas naturais e antropogênicas, variando em função da quantidade de coliformes na água, e não em virtude da área de localização dos pontos amostrais. No entanto é importante lembrar que, no caso específico da Figura 4, consideramos como indicador de patogenicidade os Coliformes Termotolerantes, que a própria literatura aponta como limitado para este fim. O gráfico da esquerda da Figura 4 também demonstra que, quanto ao teor de bactérias do grupo coliformes presentes na água, estimadas pela técnica dos Tubos Múltiplos, o ponto RB0 sofre uma influência predominantemente do meio natural, apesar de estar no meio antropogênico, pois os seis pontos localizados em áreas antropogênicas que se misturam com os pontos de áreas naturais são as seis amostras do RB0.

Já a Figura 5 mostra, diferentemente das Figuras 3 e 4, que a relação entre o NMP/100mL de *E. coli* e Coliformes Totais é distinta em áreas naturais e antropogênicas. Pois apesar dos resultados dos pontos localizados em áreas antropogênicas ainda se misturarem com os localizados em áreas naturais, a inclinação das duas linhas de tendência geradas é bem diferente, e variabilidade dos resultados também apresenta uma distinção considerável, mostrando que a relação de *E. coli* e Coliformes Totais é diferente em áreas naturais e antropogênicas. A Figura 5 indica que para aproximadamente o NMP/100mL de 200 Coliformes Totais a o NMP/100mL de 1 *Escherichia coli* em áreas naturais. Já para áreas antropogênicas a cada NMP/100mL de 10 Coliformes Totais a aproximadamente o NMP/100mL de 1 *Escherichia coli*. Indicando que a chance de um indivíduo consumir uma água que contenha coliformes e contrair uma doença é vinte vezes maior em áreas antropogênicas do que em áreas naturais. Mas, como mostra o próprio gráfico, na medida em que a quantidade de Coliformes Totais presentes na água aumenta, esta diferença de risco sanitário em áreas naturais e antropogênicas diminui, gradualmente. Atingindo um risco sanitário aproximadamente duas vezes maior em áreas antropogênicas, quando o NMP/100mL de Coliformes Totais estiver entre 40.000 e 70.000. No entanto sabemos que valores próximos a 70.000 de Coliformes Totais em áreas naturais são impossíveis de ser encontrados, o valor máximo de Coliformes Totais encontrado em áreas naturais neste trabalho foi de 34.480 NMP/100mL. É importante ressaltar que esta relação é mais precisa que a da Figura 4 tanto pela questão do método como pela questão do indicador de patogenicidade utilizado. No entanto é importante lembrar que esta conclusão foi derivada a partir das bactérias do grupo coliformes que não são indicadores de patogenicidade das águas e sim de risco sanitário. No caso das Figuras 3 e 5 utilizou-se como indicador de patogenicidade das águas a *E. coli*, que na verdade é o indicador mais preciso de risco sanitário, e como indicador de risco sanitário utilizamos os Coliformes Termotolerantes e Totais. O mais interessante para realizar esta análise seria utilizar um patógeno como indicador de patogenicidade e a *E. coli* como indicador de risco sanitário.

Os coliformes apresentam sim uma correlação forte com os organismos patogênicos, embora sejam limitados, principalmente em áreas naturais, para indicar o risco sanitário das águas, diferente dos patógenos que estão diretamente relacionados com as doenças. Portanto, ainda podemos afirmar que o risco sanitário de se consumir uma água que possua a presença de coliformes em áreas naturais é ainda menor, do que os valores quantificados a partir da análise da Figura 5, pois a correlação probabilística entre coliformes e patógenos é distinta em áreas naturais e antropogênicas, sendo menos intensa em ambientes naturais, assim resultando numa indicação menos precisa de risco sanitário (BARCELLOS e BOLLMANN, 2013). Também observamos, por meio da Figura 5, que existem seis pontos que fazem parte das áreas antropogênicas e se misturam com os pontos localizados em áreas naturais, inclusive estando muito próximos da linha de tendência, gerada para as áreas naturais. Estes seis pontos são as seis amostras coletadas no Parque das Nascentes do rio Belém, que revelam que apesar do parque estar no meio antropogênico e ter suas águas intensamente impactadas pelas atividades antrópicas, em termos de qualidade bacteriológica da água, estimada pelo Substrato Enzimático, a influência predominante neste ponto é a do meio natural.

A análise das Figuras 3, 4 e 5 mostra que os Coliformes Termotolerantes, estimados pelos Tubos Múltiplos, apesar de apresentarem uma boa correlação com a *E. coli* (melhor indicador de risco sanitário medido neste trabalho) estimada pelo Substrato Enzimático também apresentaram uma boa correlação com os Coliformes Totais, estimados pelos Tubos Múltiplos. Mostrando que os Coliformes Termotolerantes estimados pela técnica do Tubos Múltiplos são indicadores limitados de risco sanitário das águas. Pois assim como a *Escherichia coli* estimada pelo Substrato Enzimático, os Coliformes Termotolerantes deveriam apresentar uma

relação diferente com os Coliformes Totais em áreas naturais e antropogênicas, caso fossem indicadores precisos de risco sanitário das águas. Neste caso, foi considerado como referência de indicador de risco sanitário das águas, a *Escherichia coli* estimada pelo Substrato Enzimático, pois a *E. coli* é um dos melhores indicadores de risco sanitário das águas apontado pela literatura, e também por saber que o método do Substrato Enzimático é mais sensível que o dos Tubos Múltiplos para a estimativa de coliformes (BARCELLOS, 2013). Por meio desta análise concluímos que a técnica dos Tubos Múltiplos também foi menos sensível para determinar o risco sanitário que a técnica do Substrato Enzimático. Logicamente a estimativa de *Escherichia coli* pela técnica dos Tubos Múltiplos talvez melhore o indicativo de risco sanitário, apontado por este método. No entanto a baixa sensibilidade para apontar o risco sanitário dos Coliformes Termotolerantes, estimados pela técnica dos Tubos Múltiplos, pode ser atribuído ao método do Tubos Múltiplos, que apresenta uma sensibilidade reduzida, e ao parâmetro Coliformes Termotolerantes que a própria literatura aponta como limitado para indicar o potencial patogênico das águas, sem ser possível distinguir qual foi o elemento mais decisivo. A análise conjunta das Figuras 3, 4 e 5 também evidencia que apesar do ponto RB0 estar no meio antropogênico, a influência predominante sobre a qualidade bacteriológica deste ponto é a do meio natural, para ambos os métodos utilizados para estimativa de coliformes. Demonstrando uma similaridade importante dos dois métodos e apontando deficiências do grupo coliformes para indicar a região onde localiza-se o ponto amostral.

COMPARAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS INDICADA PELAS VARIÁVEIS BACTERIOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E PERCEPTIVAS EM ÁREAS NATURAIS E ANTROPOGÊNICAS

Para comparar as variações na qualidade das águas em cada ponto amostral indicadas pelas variáveis bacteriológicas, físico-químicas e perceptivas foram produzidos gráficos de relação entre as medianas (P50%), de cada variável monitorada em cada ponto amostral, e uma escala normalizada de qualidade das águas (Função de Utilidade Multidimensional) variando de 0,0 a 1,0 (Figura 6). Das variáveis monitoradas apenas a Temperatura da Água e do Ar não foram normalizadas por conta de sua relatividade para indicar a qualidade da água e da falta de uma metodologia objetiva, que fosse aplicável a este estudo, mesmo sabendo que grandes variações de temperatura podem apontar corpos hídricos mais impactados.

Para o desenvolvimento da escala normalizada de Coliformes Termotolerantes, Oxigênio Dissolvido, Cor Verdadeira, Turbidez e pH considerou-se a “condição de qualidade” que a Resolução do CONAMA 357/05 permite quanto ao teor destas variáveis para cada uma das quatro classes de corpo hídrico de água doce. A construção da escala normalizada de *Escherichia coli* foi baseada também na “condição de qualidade” da resolução do CONAMA 357/05 com uma restrição 20% menor, como recomenda a Resolução 274/00 do CONAMA. Já que a Resolução 357/05 permite a substituição do parâmetro Coliformes Termotolerantes pela *E. coli*, para avaliar qual é a “condição de qualidade” do corpo hídrico, mas deixa esta a cargo do órgão ambiental competente, que no caso do Paraná é o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) que não estabeleceu limites para esta substituição. Para o desenvolvimento da escala de normalização dos Coliformes Totais considerou-se a “condição” que a Resolução do CONAMA 20/86, já revogada permite quanto ao teor de Coliformes Totais para cada uma das quatro classes de corpo hídrico. A utilização da já revogada Resolução 20/86 do CONAMA foi necessária pela escassez de uma classificação de qualidade atual que utilize os Coliformes Totais como padrão de qualidade. A escala de normalização da Porcentagem de Saturação de Oxigênio foi desenvolvida com base na curva de normalização do IQAnsf. A escala de normalização da Cor Aparente foi elaborada a partir de uma regressão linear da relação entre os valores de Cor Aparente e Cor Verdadeira, obtidos neste programa de monitoramento. E a escala da Condutividade foi desenvolvido com base nos referenciais de Pádua (1993), para a manutenção dos organismos dulcícolas, e da CETESB (2004), para ambientes impactados.

Na Figura 7 podemos observar nos gráficos 1 e 2 que os valores normalizados da Condutividade Elétrica e dos Coliformes Totais são os parâmetros destes Gráficos que mais diminuem a qualidade das águas em áreas naturais (pontos: RM0, RN1 e RN2). Em relação à Condutividade Elétrica, sabemos que esta diminuição do nível de qualidade em relação aos demais parâmetros, é um resultado de uma diferença no significado da Condutividade Elétrica em áreas naturais e antropogênicas. Afinal como aponta a própria CETESB (2004) níveis de Condutividade superiores as 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. No entanto com valores de Condutividade que variem a baixo desta faixa fica difícil de dar uma qualificação para a água, principalmente

em áreas naturais, pois nestes ambientes a dissolução de sais não está interligada com deterioração da qualidade da água como ocorre em áreas antropogênicas. Portanto é preciso de muita cautela para usar a Condutividade Elétrica como indicadora da qualidade das águas em áreas naturais.

Já em relação aos Coliformes Totais o baixo nível de qualidade das águas em relação aos demais parâmetros dos gráficos 1 e 2 da Figura 7 é um resultado da visão unilateral e rigorosa da antiga Resolução 20/86 do CONAMA, que atualmente foi substituída pela Resolução 357/05. A Resolução 20/86 do CONAMA determinava os usos possíveis da água com segurança adequada através da condição de qualidade que um determinado trecho de corpo hídrico apresentava. E uma das variáveis consideradas para esta avaliação eram os coliformes. No entanto o padrão de coliformes deveria ser avaliado prioritariamente por meio dos Coliformes Termotolerantes, mas também podia ser avaliado por meio dos Coliformes Totais. E o padrão de Coliformes Totais indicado por esta resolução, apenas pode ser alcançado em corpos hídricos de pequeno porte, pois é normal corpos hídricos de grande porte excederem NMP/100mL de 1.000 Coliformes Totais (limite para classe 1) e até em determinados casos 5.000 (limite para classe 2). No caso do próprio ponto RN2 que não apresenta elevado risco sanitário, se observarmos os valores de *E. coli*, teve 50% dos valores de Coliformes Totais estimados que excederam os padrões de qualidade para rios de classe 4 da Resolução 20/86, superando o NMP/100mL de 20.000 de Coliformes Totais. Fator ocorrente por conta da intensa balneabilidade na região do ponto e a montante dele, evidenciando claramente o rigor desnecessário desta resolução. Já que os Coliformes Totais são predominantemente de origem ambiental, oriundos do contato da água com o solo e com as plantas, e podem representar apenas alterações no regime de escoamento superficial do corpo hídrico ocasionadas, por exemplo, por intensas precipitações que não necessariamente diminuem a qualidade das águas. Outra consideração importante a cerca dos gráficos 1 e 2 é a grande diferença nos valores normalizados de Coliformes Totais quando estes são estimados pela técnica da fermentação de lactose e pela técnica enzimática.

Já em áreas antropogênicas, tanto os valores normalizados da Condutividade Elétrica, como os de Coliformes Totais, também diminuíram intensamente a qualidade das águas, no entanto de forma mais coerente, como relatam os demais parâmetros do gráfico 1 e 2 da Figura 7, pois a presença de esgotos domésticos nestes pontos foi muito intensa, sendo predominante nos pontos RB1, RB2, RB3 e RB4. No ponto RB0 não foi registrada a presença de esgotos domésticos, e apesar de suas águas não apresentarem um elevado risco sanitário, do ponto de vista microbiológico, a região do ponto amostral possui um solo contaminado pelas ações antrópicas, o que resultou em concentrações de Condutividade Elétrica superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e inferiores a 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. E a densidades de Coliformes Totais superiores a 3.000 NMP/100mL e inferiores a 15.000 NMP/100mL o que é bem elevado para o porte do corpo hídrico.

Nos gráficos 1 e 2 da Figura 7 também pode-se observar, por meio dos valores normalizados, que o padrão de qualidade expresso pela Resolução 357/2005 do CONAMA para Oxigênio Dissolvido aponta níveis de qualidade diferentes das variáveis bacteriológicas e da Condutividade, tanto em áreas naturais como antropogênicas. Apontando predominantemente uma qualidade da água superior as variáveis bacteriológicas e a Condutividade. Pode-se observar nos gráficos 1 e 2 que apenas nos pontos RN1 e RB0 os Coliformes Termotolerantes apontaram um nível de qualidade da água inferior ao apontado pela *E. coli*. Nos demais pontos sempre a *E. coli* apontou um nível de qualidade inferior aos Coliformes Termotolerantes. Em relação a *E. coli* é possível destacar que os limites estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, com uma restrição 20% menor como recomenda a Resolução do CONAMA 274/2000, são coerentes pois refletem as percepções dos impactos na qualidade das águas nos pontos amostrais, observadas durante as coletas e através da caracterização das áreas de estudo, tanto em áreas naturais quanto antropogênicas. Foi observado que este parâmetro classifica cada um dos pontos amostrais estudados de forma clara e sensível quanto aos impactos antrópicos e possíveis riscos sanitários que a água pode apresentar. Respondendo de forma coerente inclusive em pontos com impactos antrópicos intermediários na qualidade das águas, como é o caso dos pontos RN2 e RB0. Esta mesma clareza e sensibilidade em apontar os impactos na qualidade das águas não foi observada pelo parâmetro Coliformes Termotolerantes. No entanto é importante lembrar que do ponto de vista da Potabilidade a presença de *E. coli* na água representaria a não condição de potabilidade desta água, classificando todas as águas estudadas como impróprias para consumo. Portanto temos de um lado o Ministério da Saúde e do outro o Ministério do Meio Ambiente sendo que estas duas noções de qualidade são distintas e uma água com qualidade para o MS do Meio Ambiente será sempre uma água sem qualidade para o MS da Saúde. Mas sabemos que o risco sanitário que uma água, que possui coliformes, e esta localizada em áreas naturais oferece, do ponto de vista do abastecimento, é menor que uma água que esta localizada no meio

antropogênico. Portanto a Portaria 2.914/2011 do MS e seu padrão de portabilidade talvez estejam sendo rigorosos demais para as águas localizadas em áreas naturais.

Os Gráficos 3 e 4 da Figura 7 demonstram que os valores normalizados da Cor Verdadeira e da Turbidez estão fortemente interligados, apontando uma qualidade muito próxima. No entanto em áreas antropogênicas o nível de qualidade da água indicado pela Cor Verdadeira e Turbidez mostram-se completamente discrepantes da qualidade apontada pela *E. coli*. No entanto devemos lembrar que no caso específico da Turbidez, o risco sanitário apontado por este parâmetro é distinto do risco sanitário apontado pela *E. coli*. Justamente por este fato a Turbidez faz parte do padrão microbiológico atual de potabilidade no Brasil, conjuntamente com a *E. coli*. Pois enquanto a *E. coli* indica a probabilidade de ocorrência de bactérias patogênicas de vinculação hídrica, a Turbidez indica a possibilidade de protozoários e helmintos na água, que possuem uma resistência maior que a da *E. coli*, e são causadores de doenças. Mas é importante lembrar que para a normalização foi utilizado o padrão de qualidade da Resolução do CONAMA 357/05, e não da Portaria 2.914 do MS. E fica evidente pelos Gráficos 3 e 4 que a qualidade da água indicada pela Cor Verdadeira e Turbidez segundo a Resolução do CONAMA 357/05 é de pouca utilidade para indicar a presença de esgoto na água. Isto é claramente postulado pela elevada qualidade da água apontada por estes dois parâmetros em pontos amostrais que recebem intenso lançamento de esgotos domésticos (RB2, RB3 e RB4).

A noção de qualidade apontada pela Cor Aparente nos Gráficos 5 e 6 da Figura 7 é bem semelhante à apontada pela Cor Verdadeira. Isso mostra que, em termos qualitativos, é indiferente a utilização da Cor Aparente ou Verdadeira, se considerarmos como padrão os valores do CONAMA 357/05 para Cor Verdadeira multiplicados por 1,45. Já que de acordo com a equação de regressão dos dados deste trabalho, a Cor Aparente = 1,45 x Cor Verdadeira. Já em relação à Porcentagem de Saturação de Oxigênio, observamos que, com exceção do ponto RB0, todos os pontos amostrais apresentaram de acordo com a Saturação de Oxigênio uma qualidade inferior a apontada pela concentração de Oxigênio Dissolvido na água.

Os valores normalizados do IAA mostram que este protocolo perceptivo é um bom indicador de qualidade das águas, tanto em áreas naturais como antropogênicas, como pode-se observar nos Gráficos 7 e 8 da Figura 7, pois este indicador aponta uma qualidade das águas muito semelhante a da *E. coli*. Já em relação ao IVH, apenas os pontos amostrais localizados em áreas naturais apresentaram uma variação de qualidade semelhante a da *E. coli*. Isso demonstra que o IVH é um bom indicador de qualidade das águas apenas em áreas naturais, caso se almeje ter uma indicação da intensidade de risco sanitário da água.

Os Gráficos 9 e 10 da Figura 7 mostram as noções de qualidade das águas apontadas por cada uma das três dimensões de qualidade das águas estudadas neste trabalho. Os Gráficos 9 e 10 foram construídos a partir da integração dos valores normalizados de cada parâmetro monitorado por meio da média geométrica, por saber que a tendência central, de resultados que variam muito, é melhor expressa por essa medida de tendência central.

Os Gráficos 9 e 10 mostram que a dimensão de qualidade Bacteriológica é mais rigorosa que a Físico-química e Perceptiva. O único ponto em que as três dimensões indicam uma qualidade muito semelhante é o ponto RM0. O Gráfico 9 em que a dimensão bacteriológica foi construída com as variáveis estimadas pelo Substrato Enzimático tem um nível de qualidade inferior a esta mesma dimensão do Gráfico 10, que foi construído com as variáveis estimadas pela Fermentação de Lactose em Tubos Múltiplos. Isto mostra que qualquer avaliação de qualidade das águas seja em áreas naturais ou antropogênicas pode ter um nível de qualidade da água, apontado pelos coliformes, pior ou melhor dependendo do método que for escolhido. É interessante observar no Gráfico 10 que nos pontos amostrais localizados em áreas naturais a indicação de qualidade apontada pelas dimensões Físico-química e Perceptiva são bem semelhantes. No entanto podemos observar através dos demais gráficos da Figura 7 que, o que influenciou decisivamente para as diferenças de qualidade das águas indicada pela dimensão Bacteriológica, em relação as demais, foi o parâmetro Coliformes Totais. O padrão de Coliformes Totais da revogada Resolução 20/86 do CONAMA não é terreno, pois apresenta um rigor excessivo e não deve ser utilizado, pois desequilibra de forma significativa a qualidade indicada pela dimensão bacteriológica em relação as demais. Além de sempre indicar uma qualidade muito pior que a *Escherichia coli*, o melhor indicador de qualidade das águas do grupo coliformes.

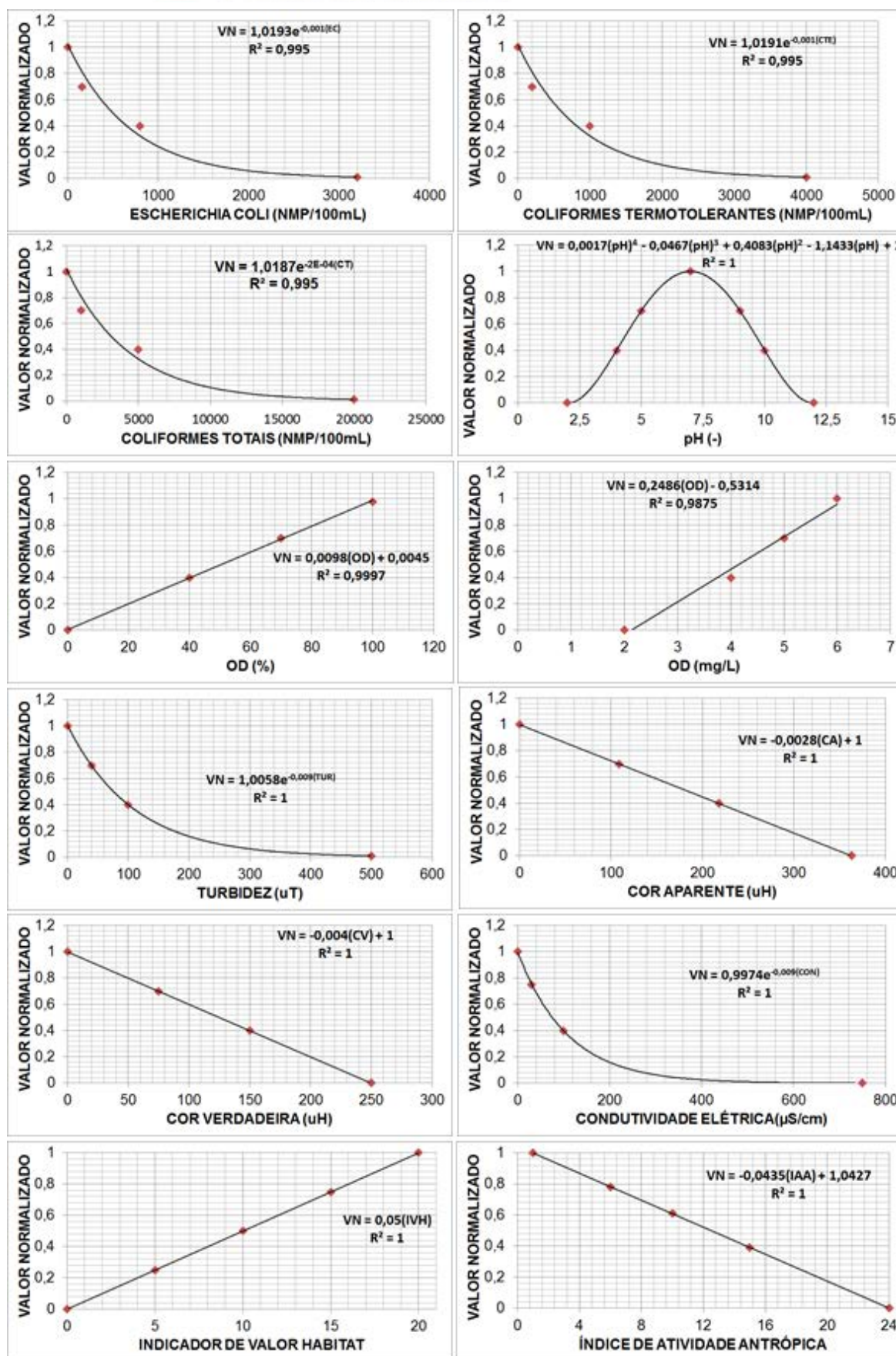


Figura 6: Gráficos de normalização.

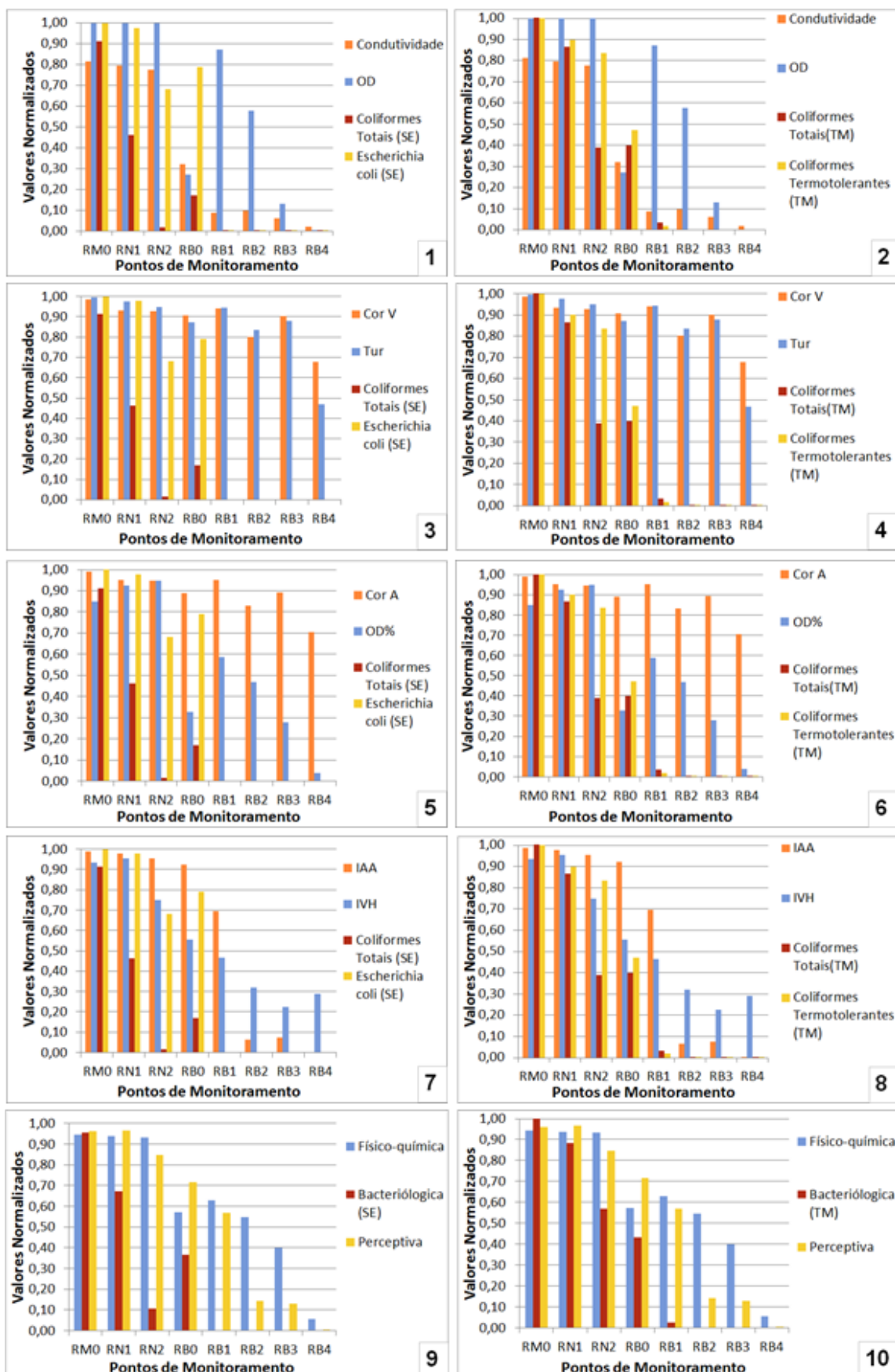


Figura 7: Gráficos com valores normalizados por ponto amostral.

CONCLUSÕES

Avaliação da qualidade das águas não deve estar centrada apenas no parâmetro coliformes. Pois em termos de variabilidade média é impossível identificar pelas correlações lineares, entre o conjunto de variáveis bacteriológicas e físico-químicas ou apenas bacteriológicas, as diferenças de fontes de variação na qualidade das águas oriundas das regiões onde os pontos amostrais localizam-se. Indicando uma deficiência dos coliformes na avaliação da qualidade das águas superficiais, já que as fontes de variação na qualidade das águas são diferentes em áreas naturais e antropogênicas. As correlações lineares, apenas entre o conjunto de variáveis físico-químicas estudadas, mostraram que estas variáveis possuem uma boa capacidade de identificação das fontes de variações na qualidade das águas por meio da variabilidade média. Portanto as variáveis físico-químicas devem sempre ser analisadas conjuntamente com as bactérias do grupo coliformes, para ser possível entender com mais clareza sobre as fontes de variação da qualidade das águas.

A avaliação do risco sanitário que os coliformes apresentam em áreas naturais e antropogênicas mostrou problemas de precisão dos Coliformes Termotolerantes para apontar o risco sanitário que a água oferece. E evidenciou que a relação entre *E. coli* e Coliformes Totais (Substrato Enzimático) se mostrou diferente em áreas naturais e antropogênicas. Indicando que o risco sanitário que uma água que possui coliformes oferece se está localizada em áreas naturais é sempre menor que uma água localizada em uma área antropogênica. Variando de 20 vezes menor, em áreas naturais com poucos impactos antrópicos, a 2 vezes menor, em áreas naturais mais impactados.

A normalização e integração das variáveis bacteriológicas estimadas pelas duas técnicas mostrou que a técnica enzimática sempre aponta um nível de qualidade inferior que a técnica da fermentação de lactose, tanto em áreas naturais como antropogênicas. Foi verificado também que a dimensão bacteriológica é a que predominantemente diminui a qualidade das águas. O método da normalização mostrou que o padrão de Coliformes Totais da já revogada CONAMA 20/86 é excessivamente rigoroso, evidenciando que este padrão não tem uma relação plausível com o risco microbiológico que a água oferece já que aponta uma qualidade sempre inferior que o melhor indicador de risco sanitário do grupo coliformes a *E. coli*. Foi constatada a coerência do padrão de Coliformes Termotolerantes da Resolução 357/05 do CONAMA aplicado a *E. coli* com valores 20% menores como orienta a Resolução 274/00 do CONAMA. No entanto a precisão do parâmetro *E. coli*, estimado pela técnica enzimática, mostrou-se mais aguçada para mensurar os impactos na qualidade das águas, que os Coliformes Termotolerantes.

A Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde talvez esteja sendo rigorosa demais quando evoca a ausência de *E. coli* em qualquer água direcionada para consumo humano, independente de sua conjuntura. Pois os padrões brasileiros de qualidade das águas são todos baseados nas águas localizadas em áreas antropogênicas, onde as estruturas sanitárias são relapsas e os sistemas de saúde precários, que somados a uma população doente, resultam nos rios urbanos que conhecemos. Rios urbanos repletos de esgoto, coliformes e organismos patogênicos em que a presença de coliformes está sim fortemente correlacionada com a presença de organismos patogênicos. Mas em áreas naturais a presença de coliformes, e da própria *Escherichia coli* na água, é um resultado das interações do meio natural e estes se mostraram limitados para indicar o risco sanitário das águas nestes ambientes. Pois o risco sanitário indicado pelos coliformes é sempre menor em áreas naturais que em áreas antropogênicas. Além disso, a chance dos coliformes e da própria *Escherichia coli* possuírem correlação com patógenos é menor em áreas naturais, portanto a correlação probabilística entre coliformes e patógenos é menos intensa em áreas naturais do que aquela desenvolvida para rios urbanos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 1496p.; Washington D.C, 2012.
2. BARCELLOS, D. S. Avaliação do parâmetro coliformes como indicador da qualidade das águas superficiais em áreas naturais e antropogênicas. 2013. 181 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2013
3. BARCELLOS, D. S.; BOLLMANN, H. A. Mapeamento da qualidade bacteriológica nas trilhas de acesso ao Pico Marumbi, Parque Estadual do Marumbi, Morretes, Paraná. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia. Anais eletrônico. Rio de Janeiro: ABES, 2013.

4. BARCELLOS, D. S.; BOLLMANN, H. A. Mapeamento da qualidade bacteriológica nas trilhas de acesso ao Pico Marumbi, Parque Estadual do Marumbi, Morretes, Paraná. Relatório de pesquisa. Curitiba: Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Reitoria de Pesquisa e Pós Graduação, CNPq, 2012, 153 p.
5. BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. ; NASCIMENTO, L. E. ; CARVALHO, G. R. M. ; SILVA, C. V. Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2000, Porto Alegre. Anais XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Rio de Janeiro: AIDIS-ABES, 2000.
6. BASTOS, R. K. X.; HELLER, L.; BEVILACQUA, P. D.; PÁDUA, V. L.; BRANDÃO, C. S. Legislação sobre controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano - a experiência brasileira comparada à panamericana. In: XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2004, San Juan, Puerto Rico. Anais do XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San Juan: AIDIS, 2004. p. 1-9.
7. BOLLMANN, H. A.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, vol.13, Nº 4, Out/Dez, 2008, p. 443-452.
8. BOLLMANN, H. A. Relação da densidade populacional sobre variáveis de qualidade físico-química das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre - RS. 2003. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
9. BRACHT, C. C. Instrumentos jurídicos e programas de gestão dos recursos hídricos e seus reflexos na qualidade das águas na Bacia hidrográfica do Rio Belém - PR. 2008. 218 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Urbana) Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2008.
10. BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária. 2 ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1978. 620 p.
11. BRANDALIZE, M. C. B. ; BOLLMANN, H. A. Mapeamento da Percepção Ambiental dos Moradores da Bacia Hidrográfica do Rio Belém Utilizando o SPRING. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. São José dos Campos: INPE, 2009. v. 1. p. 3613-3619.
12. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2.914/2011: Dispões sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde, Brasília, 2011.
13. BRASIL. CONAMA. Resolução 274/2000: Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, 2000.
14. BRASIL. CONAMA. Resolução 357/2005: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, 2005.
15. CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003. São Paulo: CETESB, 2004. 273 p.
16. DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 479 p. 1V.
17. FENDRICH, R. Diagnóstico dos recursos hídricos da bacia hidrográfica urbana do Rio Belém. Curitiba: Assembleia Legislativa do Paraná, 2002. 65 p.
18. GILBERTONI, R. F. C.; SANTOS, I.; MULDER, I. I. ; PEREIRA, P. S. Modelagem da Produção e Transporte de Sedimentos em Bacias Hidrográficas do Litoral Paranaense: o caso da bacia do rio Nhundiaquara. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.
19. PÁDUA, H. B. Variáveis físicas, químicas e biológicas para a caracterização das águas em sistemas abertos. In: MAIA, Nilson Borlina, MARTOS, Henry Lesjak. Indicadores Ambientais. Sorocaba:s.n.,1997, p.(89-98).
20. PARANÁ. Plano de Manejo: Área de Proteção Ambiental da Serra do Mar. Curitiba: SEMA/Instituto Ambiental do Paraná. Programa Proteção da Floresta Atlântica - Pró-Atlântica/Paraná. 2004. 221p.
21. SABALA, S. C. Análise morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Nhundiaquara (PR). 1999. 42 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Geografia) Universidade Tuiuti do Paraná, Curitiba, 1999.
22. SILVA, M. C. B.; MONTOVANI, L. E. Avaliação da fragilidade ambiental da bacia do Rio Nhundiaquara. in: x simpósio brasileiro de geografia física aplicada, 2003, Rio de Janeiro. X Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Rio de Janeiro: Editora - UERJ - Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 2003. v. I. p. 321-323.

23. VASÍLIO, V. A. A. Balneabilidade, índice de qualidade da água e bioensaios de toxicidade nas praias, do reservatório de Ilha Solteira/SP. 2006. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2006.
24. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.