

SISTEMAS DE ALERTA PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO PORTO NOS TERMOS DA DIRECTIVA 2006/7/CE

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

INÊS MARIANA LIMA FERREIRA ALVES

Dissertação realizada sob a orientação do
Professor Doutor Rui A. R. Boaventura
e do Professor Doutor Joaquim Poças Martins

Pelo Presidente de Júri

Professor Doutor Manuel da Fonseca Almeida

JULHO DE 2009

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2008/2009

Editado por

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. +351-22-508 1400

Fax +351-22-508 1440



feup@fe.up.pt



<http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente - 2008/2009 - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2009*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respectivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão electrónica fornecida pelo respectivo Autor.

Aos meus pais,

Ao meu irmão,

À minha Avó Teresa,

Aos meus amigos,

O meu reconhecido obrigado e gratidão pela felicidade de que me rodearam.

*A filosofia natural consiste na descoberta dos modos
e operações da natureza[...] e, depois, na dedução das causas e efeito das coisas.*

Isaac Newton

AGRADECIMENTOS

Quando embarquei nesta nau, não sabia que ventos e marés me transportariam, nem tão pouco se chegaria a bom porto. Mas partia com a certeza de que a viagem valeria a pena se desse um pequeno contributo para o trabalho daquele a quem em primeiro lugar interessa, ao responsável pela gestão das zonas balneares do Porto. Desejo deixar aqui o meu agradecimento ao Doutor Professor Poças Martins, pela oportunidade de desenvolver este trabalho sob a sua orientação e por todos os ensinamentos prestados no decorrer do trabalho.

Igualmente, gostaria de expressar o meu reconhecimento ao Doutor Rui Boaventura, agradecendo a oportunidade de ter realizado sob a sua orientação este trabalho, disponibilidade, objectividade, paciência e compreensão.

Desejo também expressar o meu profundo agradecimento ao Doutor Professor Joaquim Góis pela troca de ideias sobre a Análise de Dados, pelo apoio e estímulo que me deu desde o primeiro momento.

À Empresa Municipal Águas do Porto e a todos os colegas do “Grupo das Ribeiras”, em particular, à Eng. Rita Cunha e à Dra. Isabel Azevedo pela cedência de informação e conselhos úteis, que tornaram este trabalho mais rico e menos solitário.

Uma sincera palavra de agradecimento à Dra. Isabel Hespanhol pela partilha de conhecimentos, de dados e disponibilidade de tempo constante.

Igualmente, agradeço à D. Adelaide e à D. Fernanda pela paciência nos inúmeros telefonemas para que este trabalho se tornasse possível através da recolha de informação.

RESUMO

A água é um recurso natural e escasso, cuja qualidade deve ser protegida, defendida, gerida e tratada em conformidade com o seu uso. Nesse âmbito, a gestão das águas balneares prossegue objectivos de protecção da saúde humana e de preservação, protecção e melhoria da qualidade do ambiente.

A nova Directiva 2006/7/CE, relativa à gestão da qualidade das águas balneares, exige mudanças importantes relativamente à sua antecessora, dando especial importância a uma participação mais vasta do público, que deverá ser incentivada no âmbito da actuação das entidades administrativas locais. Com efeito, a política comunitária, relativa às águas balneares, revela-se de uma importância evidente, fomentando de maneira muito clara a realização de projectos, como os Sistemas de Alerta, para se alcançar a gestão efectiva da qualidade das águas.

Neste trabalho apresenta-se uma proposta de abordagem aos Sistemas de Alerta, através da utilização da Análise de Dados. Reconhecendo-se a especificidade das praias urbanas do Município do Porto, propõe-se identificar, através da Análise Factorial de Correspondências, de um conjunto alargado de variáveis potencialmente influentes, aquelas que contribuem de forma independente e significativa para o aumento da contaminação fecal. A metodologia proposta fornece um bom instrumento de avaliação da influência dos factores ambientais e das características intrínsecas das zonas balneares do Porto, como causa determinante à sua grande vulnerabilidade a episódios de poluição.

PALAVRAS-CHAVE: Zonas Balneares, Indicadores Microbiológicos, Análise Factorial de Correspondências, Factores Ambientais, Factores Físico-Químicos

ABSTRACT

Water is a scarce natural resource, whose quality must be protected, safeguarded, managed and treated according its utilisation. In this context, the management of bathing waters has, as an objective, the protection of human health and the preservation, protection and improvement of the environment quality.

The new Directive 2006/7/EC, related to the management of the bathing waters quality, requires major changes when compared to its predecessor, by giving a special importance to a wider participation of the public, which should be encouraged through the action of local administrative entities. In fact, the communitary policy of bathing water, proves to have a real importance by clearly promoting the implementation of projects, such as early warning systems, in order to achieve the effective management of water quality.

In this work it is presented a possible approach to early warning systems, through the utilisation of Data Analysis. After knowing the specifications of Oporto city beaches, it is proposed to identify, through the Correspondence Factorial Analysis, a set of potentially influential variables, from a large set of highly influent variables, those that contribute, in an independent and significant way, to increase the fecal contamination. The proposed methodology provides a good evaluation tool of the influence of environmental factors and intrinsic characteristics of the bathing Oporto areas, as being the most important cause of its vulnerability to high pollution episodes.

KEYWORDS: Bathing Areas, Microbiological Indicators, Correspondence Factorial Analysis
Environmental Factors, Physical-Chemical Factors

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO.....	v
ABSTRACT	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiii
ÍNDICE DE TABELAS.....	xxi
SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	xxv

1.INTRODUÇÃO 1

1.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	1
1.2	ENQUADRAMENTO LEGAL.....	3
1.2.1	<i>Contexto para uma nova Directiva</i>	4
1.2.2	<i>A Nova Directiva</i>	5
1.2.3	<i>Legislação Nacional</i>	6
1.3	ZONAS BALNEARES NA CIDADE DO PORTO	10
1.3.1	<i>Evolução da Qualidade</i>	10
1.3.2	<i>Principais Vulnerabilidades</i>	17
1.3.2.1	Águas Residuais e Águas Pluviais	18
1.3.2.2	Linhas de Água	23
1.4	MOTIVAÇÃO E OBJECTIVOS.....	28

2. SISTEMAS DE MONITORIZAÇÃO, PREVISÃO E ALERTA 31

2.1	MELHOR POLÍTICA EXIGE MELHOR INFORMAÇÃO.....	31
2.2	IMPORTÂNCIA DOS SISTEMAS DE ALERTA	34
2.3	PERSPECTIVA MUNDIAL DOS SISTEMAS DE ALERTA	36
2.3.1	<i>Métodos de Análise Expeditos</i>	36
2.3.2	<i>Modelos de Previsão Determinísticos</i>	38
2.3.3	<i>Modelos de Previsão Estatísticos</i>	39

3. INACTIVAÇÃO BACTERIOLÓGICA	45
3.1 PRINCIPAIS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO BACTERIOLÓGICA	45
3.2 FACTORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A INACTIVAÇÃO BACTERIOLÓGICA.....	49
3.2.1 <i>Radiação Solar</i>	49
3.2.2 <i>Temperatura</i>	50
3.2.3 <i>Salinidade</i>	51
3.2.4 <i>pH</i>	51
3.2.5 <i>Nutrientes</i>	51
4. ANÁLISE DE DADOS.....	53
4.1 AMOSTRAS E VARIÁVEIS.....	53
4.2 OPÇÕES METODOLÓGICAS	55
4.3 ANÁLISE PRELIMINAR.....	56
4.3.1 <i>Parâmetros Físico-Químicos</i>	58
4.3.2 <i>Factores Meteorológicos</i>	64
4.3.3 <i>Factores Oceanográficos</i>	67
4.3.3.1 <i>Marés</i>	70
4.4 AFC - ANÁLISE FACTORIAL DE CORRESPONDÊNCIAS.....	73
4.4.1 <i>Análise aos dados das Águas do Porto, E.E.M.</i>	76
4.4.2 <i>Análise aos dados do INAG</i>	84
5. PROPOSTA DE UM SISTEMA DE ALERTA PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO PORTO.....	87
5.1 CONCEPÇÃO DE UM SISTEMA COM BASE EM OBJECTIVOS ESPECÍFICOS.....	88
5.2 IMPLEMENTAÇÃO DE UM PROGRAMA DE AMOSTRAGEM E DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES	89
5.2.1 <i>Plano de Amostragem e de Monitorização</i>	90
5.2.2 <i>Modelos de Previsão</i>	92
5.2.3 <i>Verificação e Validação de Dados</i>	92
5.2.4 <i>Interpretação os Resultados da Monitorização e da Modelação</i>	93
5.3 DESENVOLVIMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE GESTÃO DE DADOS	93
5.4 CRIAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO DE PROGRAMAS DE INFORMAÇÃO AO PÚBLICO	95
5.4.1 <i>Caracterização do Tipo de Informação</i>	95
5.4.2 <i>Meios de Informação</i>	95
5.4.3 <i>Sensibilização do Público</i>	96

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTURO	97
7. BIBLIOGRAFIA	101
ANEXOS	A1
ANEXO A	A3
ANEXO B	A9
ANEXO C	A15
ANEXO D	A21
ANEXO E	A25
ANEXO F	A63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das águas balneares do concelho do Porto (adaptado de SNIRH).	10
Figura 2 - Evolução da qualidade das águas balneares da cidade do Porto, nos termos da Directiva 76/160/CEE (SNIRH, s/ data).	11
Figura 3 - Evolução da classificação das zonas balneares do Porto, com base na Directiva 2006/7/CE, considerando um conjunto de 15 amostras.	16
Figura 4 - Caracterização dos Prédios Não Ligados na cidade do Porto (Agosto de 2008).	22
Figura 5 - Caracterização dos Prédios Não Ligados na cidade do Porto (Abril de 2009).	22
Figura 6 - Linhas de água da cidade do Porto e correspondentes bacias hidrográficas.	23
Figura 7 - Caracterização dos PNL que afectam directamente a qualidade das águas balneares da cidade do Porto (Agosto de 2008).	25
Figura 8 - Caracterização dos PNL que afectam directamente as Águas balneares da cidade do Porto (Abril de 2009).	25
Figura 9 - Diagrama representativo da reacção entre a enzima β -GLU e o substrato MU-GLU (VEOLIA, 2005).	37
Figura 10 - Sistema de alerta desenvolvido pela Dinamarca (DHI Solutions, s/ data).	39
Figura 11 - Diagrama representativo do sistema de alerta implementado na Escócia (SEPA, 2003).	42
Figura 12 - Esquema representativo do sistema de previsão e alerta do projecto COWAMA (Malgrat et al., s/ data).	43
Figura 13 - Localização da bóia ondógrafo (Fonte: Instituto Hidrográfico, 2009).	55
Figura 14 - Fenómeno sinusoidal, quase periódico, da maré.	71
Figura 15 - Divisão das variáveis em modalidades utilizadas na AFC.	75
Figura 16 - Projectão das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2.	79
Figura 17 - Projectão das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2.	80
Figura 18 - Projectão das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3.	81
Figura 19 - Diagrama da proposta para o Sistema de Alerta.	88
Figura 20 - Representação do sistema de monitorização automático implementado em Milwaukee/Racine, Wisconsin (USEPA, 2002).	92
Figura 21 - Representação esquemática do fluxo de dados.	94
Figura 22 - Painéis electrónicos utilizados na divulgação da qualidade das águas balneares na Escócia.	96
Figura 23 - Zona balnear do Castelo do Queijo e respectivo ponto de amostragem (sinalizado na figura com ponto verde).	A5
Figura 24 - Zona balnear do Homem do Leme e respectivo ponto de amostragem (sinalizado na figura com ponto verde).	A6
Figura 25 - Zona balnear de Gondarém e respectivos pontos de amostragem (sinalizados na figura com ponto verde).	A7
Figura 26 - Zona balnear da Foz e respectivos pontos de amostragem (sinalizados na figura com ponto verde).	A8

Figura 27 – Evolução da qualidade da ribeira de Aldoar com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.....	A11
Figura 28 - Evolução da qualidade da ribeira de Aldoar com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.....	A11
Figura 29 – Evolução da qualidade da ribeira de Ervilheira com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.....	A12
Figura 30 - Evolução da qualidade da ribeira de Ervilheira com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.....	A12
Figura 31 - Evolução da qualidade da ribeira de Nevogilde com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.....	A13
Figura 32 - Evolução da qualidade da ribeira de Nevogilde com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.....	A13
Figura 33 – Mapa simplificado para fins de divulgação ao público da qualidade das águas balneares, na Europa (WISE, s/ data).	A17
Figura 34 – Mapa simplificado para fins de divulgação ao público da qualidade das águas balneares na AMP (WISE, s/ data).....	A17
Figura 35 – Mapa interactivo que permite visualizar a qualidade da água em território irlandês (NS Share, 2004).....	A18
Figura 36 – Relatório representativo da qualidade das águas balneares na Baía de Dublin (NS Share, 2004).....	A18
Figura 37 – Boletim Informativo da qualidade das águas balneares, na Austrália, em tempo real (New South Wales Government, s/ data).....	A19
Figura 38 – Representação do resultado do sistema de alerta implementado no Porto de Copenhaga (Water Forecast, s/ data).	A20
Figura 39 - Representação gráfica do pH em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A27
Figura 40 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A27
Figura 41 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz.	A28
Figura 42 - Representação gráfica do pH em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.....	A28
Figura 43 – Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.	A29
Figura 44 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A29
Figura 45 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência polinomial.	A30

Figura 46 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A30
Figura 47 - Representação gráfica da velocidade do vento em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha tendência polinomial.	A31
Figura 48 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A31
Figura 49 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência polinomial.	A32
Figura 50 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz.	A33
Figura 51 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A33
Figura 52 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz.	A34
Figura 53 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.	A34
Figura 54 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A35
Figura 55 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e a respectiva linha de tendência exponencial.	A35
Figura 56 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz.	A36
Figura 57 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.	A36
Figura 58 - Representação gráfica do pH em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme.	A37
Figura 59 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.	A37
Figura 60 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme.	A38
Figura 61 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.	A38
Figura 62 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme.	A39
Figura 63 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme.	A39
Figura 64 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Homem do Leme.	A40

Figura 65 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.....	A41
Figura 66 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.	41
Figura 67 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.....	A42
Figura 68 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.....	A42
Figura 69 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.....	A43
Figura 70 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.....	A43
Figura 71 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.....	A44
Figura 72 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.....	A44
Figura 73 - Representação gráfica do pH em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém.....	A45
Figura 74 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.....	A45
Figura 75 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.....	A46
Figura 76 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Gondarém e respectiva linha de tendência exponencial.	A46
Figura 77 - Representação gráfica da salinidade em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência exponencial.....	A47
Figura 78 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém.	A47
Figura 79 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.	A48
Figura 80 - Representação gráfica da velocidade do vento em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência polinomial.....	A48
Figura 81 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear de Gondarém.	A49
Figura 82 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.....	A50

Figura 83 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.	A50
Figura 84 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.....	A51
Figura 85 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.	A51
Figura 86 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.	A52
Figura 87 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.	A52
Figura 88 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.	A53
Figura 89 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência polinomial. ..	A53
Figura 90 - Representação gráfica do pH em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A54
Figura 91 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.	A54
Figura 92 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A55
Figura 93 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência exponencial.	A55
Figura 94 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A56
Figura 95 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A56
Figura 96 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de <i>Escherichia Coli</i> para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A57
Figura 97 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A58
Figura 98 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A58
Figura 99 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.	A59
Figura 100 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.	A59

Figura 101 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência exponencial.....	A60
Figura 102 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.....	A60
Figura 103 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.....	A61
Figura 104 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência polinomial.	A61
Figura 105 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).....	A67
Figura 106 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).....	A67
Figura 107 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).....	A68
Figura 108 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-5 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).....	A68
Figura 109 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).....	A71
Figura 110 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).....	A71
Figura 111 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).....	A72
Figura 112 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).	A77
Figura 113 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).	A77
Figura 114 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).....	A80
Figura 115 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).....	A80
Figura 116 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-5 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).....	A81
Figura 117 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).....	A84
Figura 118 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).	A84

Figura 119 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).	A85
Figura 120 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).	A88
Figura 121 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).	A88
Figura 122 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear da Foz).	A91
Figura 123 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear da Foz).	A91
Figura 124 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear da Foz).	A92
Figura 125 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear de Gondarém).	A97
Figura 126 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear de Gondarém).	A97
Figura 127 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo).	A100
Figura 128 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo).	A100
Figura 129 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo).	A101

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Qualidade exigida para as Águas Balneares costeiras e de transição	5
Tabela 2 - Qualidade exigida para as Águas Balneares (Anexo XV do Decreto-Lei nº236/98).....	8
Tabela 3 - Avaliação pontual da qualidade de uma água balnear - critérios do Decreto-Lei nº236/98 adaptados à Directiva 2006/7/CE (CCDRN, 2008).....	12
Tabela 4 - Classificação das águas balneares, nos termos da Directiva 2006/7/CE (ponto de situação até 30-09-2008).....	13
Tabela 5 - Classificações obtidas nas águas balneares do Porto, em 2008, de acordo com DL 236/98, fase de transição e Directiva 2006/7/CE.....	14
Tabela 6 - Classificação das zonas balneares do Porto (com base na monitorização de 2 e de 4 anos, de acordo com a Directiva 2006/7/CE).....	15
Tabela 7 - Caracterização dos Prédios Não Ligados, ou cuja visita foi inconclusiva, na cidade do Porto (Agosto de 2008 e Abril de 2009).	21
Tabela 8 - Caracterização dos PNL, cujas ARD são descarregadas directamente para as ribeiras de Aldoar, Ervilheira, Nevogilde e para o oceano Atlântico (Agosto de 2008).....	24
Tabela 9 - Caracterização dos PNL, cujas ARD são descarregadas directamente para as ribeiras de Aldoar, Ervilheira, Nevogilde e para o oceano Atlântico (Abril de 2009).....	24
Tabela 10 - Parâmetros microbiológicos e respectivos valores paramétricos, estabelecidos por diferentes organizações para águas balneares costeiras (Directiva 76/160/CEE; Directiva 2006/7/CE; USEPA, 2003; WHO, 2001).....	46
Tabela 11 - Principais microrganismos que constituem os diferentes indicadores do grupo dos Coliformes e dos Estreptococos (Monteiro, 2000).....	48
Tabela 12 - Fontes de dados e variáveis consideradas no presente estudo (Fev. 2007 a Abril de 2009).	53
Tabela 13 - Variáveis em estudo, respectivas abreviaturas e unidades de medida.	54
Tabela 14 - Critério de avaliação definidos na interpretação dos coeficientes de determinação e de correlação.....	57
Tabela 15 - Síntese dos resultados da análise do teste de correlação ordinal de <i>Spearman</i> entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e a concentração dos indicadores microbiológicos.	59
Tabela 16 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e a concentração dos indicadores microbiológicos.	60
Tabela 17 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.....	60
Tabela 18 - Comparação entre os coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> (r_s) obtidos no presente estudo e por Mill et al. (2006).	63
Tabela 19 - Síntese dos resultados obtidos da análise do teste de correlação ordinal de <i>Spearman</i> entre as variáveis Temperatura do Ar e Velocidade do Vento, e a concentração dos indicadores microbiológicos.	64

Tabela 20 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis temperatura do ar e velocidade do vento, e a concentração dos indicadores microbiológicos.	65
Tabela 21 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação entre as variáveis temperatura do ar e velocidade do vento, e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.	65
Tabela 22 - Síntese dos resultados da análise do teste de correlação ordinal de <i>Spearman</i> entre as variáveis Temperatura da Água e a concentração dos indicadores microbiológicos.	68
Tabela 23 - Síntese dos resultados da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis temperatura da água e a concentração dos indicadores microbiológicos.	68
Tabela 24 - Síntese dos resultados da análise de regressão e correlação entre as variáveis temperatura da água e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.	69
Tabela 25 - Comparação entre os coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> (r_s) obtidos no presente estudo e por Mill et al. (2006).	70
Tabela 26 - Síntese dos resultados obtidos através da análise descritiva para os indicadores de poluição fecal durante situações de enchente e vazante para as zonas balneares em estudo.	71
Tabela 27 - Descrição lógica (presença-ausência) da matriz de dados codificada em disjuntiva completa para a zona balnear da Foz e, relativamente à variável <i>Escherichia Coli</i>	74
Tabela 28 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto <i>Escherichia Coli</i> , para a zona balnear da Foz (Águas do Porto, E.E.M.).	76
Tabela 29 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. - Zona Balnear da Foz - Subconjunto EC).	78
Tabela 30 - Resumo dos resultados obtidos na AFCB para os dados cedidos pelas Águas do Porto, E.E.M.	82
Tabela 31 - Resumo dos resultados obtidos na AFCB para os dados cedidos pelo INAG.	85
Tabela 32 - Parâmetros monitorizados em três casos de estudo e proposta para a orla marítima do Porto (Adaptado de USEPA, 2002).	90
Tabela 33 - Valores críticos da distribuição do coeficiente de correlação ordinal de <i>Spearman</i>	A23
Tabela 34 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear da Foz (Águas do Porto, E.E.M.).	A65
Tabela 35 - Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear da Foz - Subconjunto EI).	A65
Tabela 36 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. - Zona Balnear da Foz - Subconjunto EI).	A66
Tabela 37 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto <i>Escherichia Coli</i> , para a zona balnear do Homem do Leme (Águas do Porto, E.E.M.).	A69
Tabela 38 - Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme - Subconjunto EC).	A69
Tabela 39 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. - Zona Balnear do Homem do Leme - Subconjunto EC).	A70

Tabela 40 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear do Homem do Leme (Águas do Porto, E.E.M.).	A73
Tabela 41 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EI).	A73
Tabela 42 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EI).	A74
Tabela 43 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto <i>Escherichia Coli</i> , para a zona balnear de Gondarém (Águas do Porto, E.E.M.).	A75
Tabela 44 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).	A75
Tabela 45 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).	A76
Tabela 46 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear de Gondarém (Águas do Porto, E.E.M.).	A78
Tabela 47 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).	A78
Tabela 48 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).	A79
Tabela 49 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto <i>Escherichia Coli</i> , para a zona balnear do Castelo do Queijo (Águas do Porto, E.E.M.).	A82
Tabela 50 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).	A82
Tabela 51 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).	A83
Tabela 52 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear do Castelo do Queijo (Águas do Porto, E.E.M.).	A86
Tabela 53 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).	A86
Tabela 54 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).	A87
Tabela 55 – Taxa de explicação e sua acumulada, para a zona balnear da Foz (INAG).	A89
Tabela 56 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear da Foz - INAG).	A89
Tabela 57 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear da Foz).	A90
Tabela 58 - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear do Homem do Leme (INAG).	A93
Tabela 59 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme - INAG).	A93

Tabela 60 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear do Homem do Leme).....	A94
Tabela 61 - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear de Gondarém (Gondarém)....	A95
Tabela 62 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – INAG).	A95
Tabela 63 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear de Gondarém).	A96
Tabela 64 - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear do Castelo do Queijo (INAG).....	A98
Tabela 65 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – INAG).	A98
Tabela 66 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear do Castelo do Queijo).	A99

SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABAE – Associação **B**andeira **A**zul da **E**uropa
ADN – **Á**cido **D**esoxirribo**N**ucleico
AFC – **A**nálise **F**actorial de **C**orrespondências
AFCB – **A**nálise **F**actorial de **C**orrespondências **B**inárias
AFRI – **A**cute **F**ebrile **R**espiratory **I**llness
AMP – **Á**rea **M**etropolitana do **P**orto
ANEL – French Association of Seaside Resort Mayors
ANN – **A**rtificial **N**eural **N**etwork
AP – **Á**guas **P**luviais
APA – **A**gência **P**ortuguesa do **A**mbiente
ARD – **Á**guas **R**esiduais Domésticas
ARH – **A**dministrações de **R**egião **H**idrográfica
ATP – **T**rifosfato de **A**denosina
BM – **B**aixa-**M**ar
BWF – **B**athing **W**ater **F**orecast
CCDR – **C**omissões de **C**oordenação e **D**esenvolvimento **R**egional
CF – **C**oliformes **F**ecais
COWAMA – **C**oastal **W**ater **M**anagement
CQO – **C**arência **Q**uímica de **O**xigénio
CSO – **C**ombined **S**ewer **O**verflows
CT – **C**oliformes **T**otais
DHI – **D**anish **H**ydraulic **I**nstitute
DRS – **D**elegados **R**egionais de **S**aúde
EAEW - **E**nvironment **A**gency of **E**ngland and **W**ales
EC – ***E**scherichia **C**oli (**E**.coli)*
EEA – **E**uropean **E**nvironmental **A**gency
EF – **E**streptococos **F**ecal
EI – **E**nterococos **I**ntestinais
Eionet – **E**uropean **E**nvironment **I**nformation and **O**bservation **N**etwork
EPAC – **E**nvironmental **P**rotection **A**gency of **C**openhagen
ETAR – **E**stação de **T**ratamento de **Á**guas **R**esiduais
ET – **E**statística de **T**este
ETC – **E**uropean **T**opic **C**entres
ETC/W - **E**uropean **T**opic **C**enter on **W**ater
EU – **E**uropean **U**nion
F – **E**ixo **F**actorial
FAQs – **F**requently **A**sksed **Q**uestions
GIZC – **G**estão **I**ntegrada da **Z**ona **C**osteira
GMES – **G**lobal **M**onitoring for **E**nvironmental and **S**ecurity
ICREW - **I**mproving **C**oastal and **R**ecreational **W**aters

IH – Instituto **H**idrográfico
IM – Instituto **M**eteorológico
IMS/ATP – **I**mmunomagnetic **S**eparation/**A**denosine **T**ri**P**hosphate
INAG – Instituto da **Á**gua, I.P.
INTERREG - **I**nter-**R**egional
k – Graus de liberdade
MU-GLU - 4-methylumbelliferyl- β -D-glucuronide
MUF – **M**ethyl **U**mbellipherone
N – **N**úmero de amostras
NS Share – **N**orth-**S**outh **S**hare **A**quatic **R**esource
NSW – **N**ew **S**outh **W**ales
ONU – **O**rganização das **N**ações **U**nidas
PCR – **P**olymerase **C**hain **R**eaction
PFN - **P**ontos **F**ocais **N**acionais
PIB – **P**roduto **I**nterno **B**ruto
PLS - **P**artial **L**east **S**quares
PM – **P**reia-**M**ar
PNL – **P**rédios **N**ão **L**igados
PNOMZBNC – **P**lano **N**acional **O**rgânico para **M**elhoria das **Z**onas **B**alneares **N**ão **C**onformes
r – Coeficiente de Correlação
 r^2 – Coeficiente de Determinação
 r_s – Coeficiente de Correlação de Spearman
RNA – **R**ibo**N**ucleic **A**cid
rRNA –**R**NA ribossómico
RT-PCR – **R**ea**L** **T**ime **P**olymerase **C**hain **R**eaction
SEIS – **S**hared **E**nvironmental **I**nformation **S**ystem
SEPA – **S**cottish **E**nvironment **P**rotection **A**gency
SIG – **S**istemas de **I**nformação **G**eográfica
SNIRH – **S**istema **N**acional de **I**nformação de **R**ecursos **H**ídricos
SVARH - **S**istema de **V**igilância e **A**lerta de **R**ecursos **H**ídricos
TMAP - **T**rilateral **M**onitoring and **A**ssessment **P**rogram
UFC – **U**nidades **F**ormadoras de **C**olónias
UKMMAS - **U**nited **K**ingdom **M**arine **M**onitoring and **A**ssessment **S**trategy
USEPA – **U**nited **S**tates **E**nvironmental **P**rotection **A**gency
UV - **U**ltravioleta
VMA – **V**alor **M**áximo **A**dmissível
VMR – **V**alor **M**áximo **R**ecomendável
WHO – **W**orld **H**ealth **O**rganization
WISE – **W**ater **I**nformation **S**ystem for **E**urope
 α – **N**ível de **C**onfiança
 β -glu - **E**nzima β -D-glucuronidase

1

INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

As praias são sistemas multidimensionais onde o Homem e os subsistemas biofísicos se relacionam num processo contínuo, dinâmico e complexo. Tais sistemas ecológicos desempenham importantes funções em benefício da sociedade, como acção de estabilização da linha de costa, valor paisagístico, educacional, económico, de recreio e de lazer (Veloso Gomes, et al., 2006). No entanto, a coexistência de todas estas funções pode ser de complexa e conflituosa gestão, especialmente nas zonas urbanas onde a pressão antrópica é elevada.

Com efeito, em muitas zonas costeiras, o desenvolvimento tem sido baseado na reestruturação das actividades económicas, conseguida principalmente graças ao turismo e à consequente expansão da malha urbana edificada. A costa atlântica do continente europeu é um excelente exemplo desta situação, onde embora permaneçam algumas actividades tradicionais, o turismo é um dos maiores sectores da economia (Roca & Villares, 2008). Estas mudanças, tendo em conta o seu carácter irreversível, são consideradas as principais ameaças à sustentabilidade das zonas costeiras, visto os seus efeitos irem muito além dos impactes directos da poluição, sedimentação e alterações na dinâmica das costas (EEA, 2006).

A ligação de Portugal com o mar, com particular relevância na época dos Descobrimentos, não é menor na actualidade. Com efeito, os distritos do litoral concentram mais de dois terços da população portuguesa e são responsáveis por mais de 80% do PIB, traduzindo estes números a elevada densidade demográfica e industrialização do litoral, a importância das actividades relacionadas com o mar e com o transporte marítimo, e a consequente pressão sobre meios e recursos naturais (APA, s/ data). Como consequência deste fenómeno, muitas zonas costeiras

sofrem a chamada “compressão costeira”. Esta expressão designa a expansão das áreas construídas e infra-estruturas para zonas cada vez mais perto da linha da costa, em prejuízo dos sistemas naturais que funcionam como barreira de protecção entre o mar e a terra (EEA, 2006).

Melhorar a qualidade de vida no contexto das comunidades costeiras é, portanto, um desafio. Assim, a prioridade é a de considerar a interface costeira como um bem comum, onde viver deve ser considerado como uma responsabilidade e não apenas um privilégio de alguns, em prejuízo dos restantes. Ao nível das políticas locais dever-se-á fomentar a percepção social para a necessidade de estabilização das funções desempenhadas pelos ecossistemas, uma vez que estes contribuem para o bem-estar humano e representam uma proporção significativa do valor económico destas áreas. Neste sentido, importa salientar a importância da qualidade das águas balneares, as quais representam não só um factor de saúde pública, como também um importante indicador de qualidade ambiental e de desenvolvimento turístico.

Como consequência da mudança das disposições legais e das atitudes pessoais, a melhoria da qualidade das águas balneares trará inquestionáveis benefícios às populações que podem ser quantificados, por exemplo: numa redução das despesas com os cuidados de saúde; num incremento do volume de negócios em algumas actividades económicas (pesca, turismo, etc.); num aumento do valor imobiliário e do valor económico dos terrenos; e na obtenção de mais-valias, com efeitos de difícil quantificação monetária, nos valores estéticos, paisagísticos e culturais.

Sabe-se que os esforços a desenvolver, para uma maior protecção das águas, implicam custos de modernização das infra-estruturas. No entanto, há que encontrar um equilíbrio entre o nível de tratamento da poluição a assegurar em terra e o nível de tratamento possível de assegurar nas águas costeiras, sem pôr em causa a sua qualidade, e fazendo uso das capacidades de autodepuração do meio natural resultantes da hidrodinâmica costeira e das taxas de inactivação bacteriológica. Há, assim, que conciliar benefícios ambientais, facilidade de exploração, manutenção das infra-estruturas e optimização de custos (Freire, 2007). Dever-se-á tentar contrariar o desenvolvimento de praias homogéneas, praias que disponham de todos os serviços ou que se aceda a elas da mesma maneira. Há que fomentar uma gestão adaptada a cada contexto local (Roca & Villares, 2008).

Na realidade, uma gestão forte e eficaz necessita de uma administração activa da qualidade das águas e obriga as entidades gestoras a programar acções, como a da supervisão do meio ambiente, recorrendo a canais próprios para informar periodicamente os utentes sobre as condições ambientais dos domínios marítimos sob a sua jurisdição. Neste contexto, a gestão das

praia apoiada em instrumentos como os sistemas de alerta resultará, inevitavelmente, numa avaliação mais rigorosa e proporcionará benefícios tanto para as entidades gestoras, como para os cidadãos, que assim poderão optar, em tempo real, por aquela que se apresenta com as melhores condições ambientais.

A aplicação às praias do Porto deste tipo de instrumentos reveste-se de um interesse inequívoco. No que respeita às actividades de recreio e lazer, esta área costeira apresenta uma importância estratégica que, na actual conjuntura económica, pode servir de suporte para políticas regionais de dinamização de um dos principais vectores turísticos urbanos. Os utentes poderão passar a utilizar, com confiança a praia mais perto de casa, reforçando a noção de bem regional e o indissociável papel social e económico que esta área geográfica possui. No entanto o actual contexto do Porto é bastante complexo, pelo que manter com consistência a Bandeira Azul é um desafio. Na realidade, a qualificação das praias como zonas balneares oficiais e a atribuição do galardão Bandeira Azul funciona como agente mobilizador para a consciencialização dos problemas ambientais da cidade e ainda para a adopção das adequadas medidas correctivas.

Neste sistema interferem múltiplas variáveis que conduzem a grande vulnerabilidade e a alguns episódios de poluição. São exemplos desta afirmação a existência de alguns prédios não ligados ao sistema de saneamento básico, cujas descargas são dirigidas para o oceano, através das linhas de água, com a consequente poluição das ribeiras; a poluição por águas pluviais e ainda os resíduos provenientes de animais domésticos e de animais selvagens, como as gaivotas.

A aplicação dos resultados deste estudo às praias do Porto, potenciará novos projectos de investigação, pelo que a presente dissertação pretende contribuir para o desenvolvimento de um modelo previsionial da qualidade das águas balneares. No entanto, a consciência da complexidade científica e natureza multidisciplinar, a qual envolve a modelação numérica, a obtenção de dados através de sensores em tempo real e a integração destes em sistemas computacionais, sugere que esta contribuição será apenas um pequeno passo no imenso caminho a percorrer.

1.2 ENQUADRAMENTO LEGAL

Ainda que não constitua objectivo central efectuar uma descrição exhaustiva dos instrumentos legais que regulam a qualidade de águas balneares e as matérias com estas relacionadas, importará efectuar uma síntese que identifique os referenciais que, quer na União Europeia, quer em Portugal, orientam a sua gestão. Por esta razão, não se efectuarão análises pormenorizadas dos diversos diplomas legais, apresentando-se apenas os detalhes considerados relevantes na perspectiva da gestão efectiva da qualidade das águas balneares.

1.2.1 CONTEXTO PARA UMA NOVA DIRECTIVA

Em vigor há mais de 30 anos, a Directiva 76/160/CEE estabeleceu normas vinculativas para as águas balneares. É essencialmente uma directiva que atribui aos Estados Membros a obrigatoriedade da análise, num determinado período de tempo, da aptidão das águas para a prática balnear. Deste modo, os Estados Membros foram incitados a tomar medidas para que a qualidade das águas balneares satisfaça os valores limite, combatendo as descargas de poluentes. Destas medidas é de destacar a necessidade da recolha de informação clara e fiável sobre a qualidade das águas, a qual devidamente analisada e publicada, conduziu a uma sensibilização pública sem precedentes, no que respeita às questões ambientais e de saúde que afectam directamente o quotidiano dos cidadãos.

Neste âmbito, é de destacar também a directiva aprovada em 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas que constituem importantes fontes pontuais de poluição, provenientes de descargas urbanas e industriais. Esta directiva, determina a necessidade de manter em controlo contínuo as estações de tratamento de águas residuais, a fim de se garantir a protecção do meio ambiente contra os efeitos nocivos das mesmas. É de notar que o não cumprimento das disposições regulamentares estabelecidas constitui uma causa frequente de poluição bacteriológica das águas balneares (Directiva 91/271/CEE).

Na sequência desta directiva, surgiu uma outra directiva relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. É amplamente reconhecido que a principal causa de poluição originada em fontes difusas que afectam as águas comunitárias são os nitratos. Assim sendo, é necessário reduzir a poluição das águas causada ou induzida por este agente poluente e evitar que esta se continue a verificar, a fim de proteger a saúde humana, os recursos vivos e os sistemas aquáticos, e salvaguardar outras utilizações legítimas da água. Como tal, o controlo da qualidade das águas balneares contribuirá para a implantação de boas práticas agrícolas, conforme previsto nesta directiva (Directiva 91/676/CEE).

Por sua vez, no ano 2000, foi aprovada a Directiva 2000/60/CE que estabelece um novo esquema integrado para a protecção das águas de superfície interiores, de transição, costeiras e subterrâneas que, entre outros objectivos, pretende conservar e melhorar o ambiente aquático, através da implementação de medidas específicas para a redução gradual das descargas poluentes. Considera ainda que uma política da água eficaz e coerente deve ter em conta a vulnerabilidade dos ecossistemas localizados perto da costa, e que o seu equilíbrio é fortemente influenciado pela qualidade das águas interiores que para eles afluem.

1.2.2 A NOVA DIRECTIVA

O novo eixo conceptual da Directiva-Quadro sobre a política das águas, a mudança nos padrões de utilização das águas balneares e o progresso dos conhecimentos científicos e técnicos proporcionaram uma revisão completa da Directiva das Águas Balneares de 1976. Esta revisão completou-se, em Fevereiro de 2006, com a aprovação da Directiva 2006/7/CE, que supõe uma mudança importante relativamente à sua antecessora, uma vez que o enfoque é deslocado da detecção (abordagem reactiva cuja actividade chave é averiguar se a conformidade de uma água balnear com determinados parâmetros é ou não atingida durante uma época balnear), para a prevenção e gestão (abordagem pró-activa, assente no investimento em actividades criativas de planeamento e melhoria). Deste modo, esta directiva pretende gerir a qualidade das águas balneares, englobando três vertentes: verificação da aptidão para a prática balnear; informação e participação do público; gestão da qualidade (Salvado, 2007).

Com efeito, esta nova directiva introduz normas de qualidade, substancialmente, mais rigorosas do que as anteriores. Estas novas normas deverão ser respeitadas até 2015, ano em que a primeira classificação deverá estar concluída. É de notar que o primeiro período de cumprimento reporta a 2011, no qual serão estabelecidos, pela primeira vez, os perfis das águas balneares, sendo que entre 2012 e 2015 deverão ser recolhidos os dados e amostras que servirão de base à nova classificação, agora dividida em quatro categorias: “medíocre”, “suficiente/aceitável”, “boa” ou “excelente” (vidé Tabela 1).

Tabela 1 - Qualidade exigida para as Águas Balneares costeiras e de transição
(Anexo I da Directiva nº2006/7/CE).

Parâmetro	Qualidade Excelente	Qualidade Boa	Qualidade Suficiente
Enterococos Intestinais (UFC/100 ml)	100 (*)	200 (*)	185 (**)
<i>Escherichia Coli</i> (UFC/100 ml)	250 (*)	500 (*)	500 (**)

(*) Com base numa avaliação de percentil 95. (**) Com base numa avaliação de percentil 90.

É de referir que no Anexo I da Directiva 2006/7/CE não consta a coluna correspondente à classificação de “medíocre”. No entanto, refere que as águas balneares são classificadas como “medíocres” se verificar que, no conjunto de dados recolhidos sobre a qualidade da água para as quatro últimas épocas balneares, ou outro período especificado pelas autoridades competentes, os valores de percentil para os parâmetros microbiológicos forem piores (entenda-se por “pior” valores de concentração superiores expressos em UFC/100 ml) que o valor de qualidade “suficiente” indicado na Tabela 1.

A data limite para que as normas produzam efeitos em Portugal será 2012, uma vez que a avaliação passará a ser baseada nos resultados dos últimos quatro anos, em vez de reportar apenas aos do ano anterior. No entanto, haverá flexibilidade nas frequências de monitorização, permitindo uma redução da recolha de amostras em águas balneares sem problemas graves, e uma monitorização contínua no caso de águas problemáticas.

A Directiva em assunto propõe, ainda, uma redução drástica do número de parâmetros, de 19 para 2 parâmetros microbiológicos chave, complementados com a inspecção visual. Na Directiva de 1976 eram monitorizados cinco parâmetros microbiológicos (Coliformes Totais - CT, Coliformes Fecais - CF, *Streptococos Fecais* - EF, Enterovírus e Salmonelas), passando a ser apenas dois os parâmetros indicadores fecais: Enterococos Intestinais (EI) e *Escherichia coli* (EC), que proporcionam uma melhor correspondência entre poluição fecal e respectivos impactos na saúde em águas de recreio (COM, 2002).

Outras diferenças residem na importância do intercâmbio de informações, visando uma maior participação do público na implementação da nova directiva, o que coloca maior ênfase na necessidade da informação aberta aos cidadãos, através da Internet e na proximidade de cada zona balnear, de forma apropriada e oportuna, e disponibilizando os resultados da monitorização da qualidade das águas balneares, das medidas programadas e dos progressos verificados na sua execução (Directiva 2006/7/CE).

Em resumo, na presente Directiva é atribuído às autoridades um papel importante no desenvolvimento do perfil das águas balneares, na identificação de fontes potenciais de contaminação (com medidas de atenuação adequadas), na recolha, análise e interpretação dos resultados sobre a qualidade das águas, no desenvolvimento de sistemas de alerta e no fornecimento de informações ao público.

1.2.3 LEGISLAÇÃO NACIONAL

No plano nacional, pode considerar-se, com implicações ao nível da qualidade, gestão e exploração das zonas balneares, a seguinte legislação:

- Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto, relativa à qualidade das águas balneares que transpõe para o direito nacional a Directiva nº76/160/CEE do Conselho, de 8 de Dezembro;
- Portaria nº 573/2001, de 6 de Junho, dá cumprimento à obrigatoriedade de cada Estado Membro tomar as disposições necessárias para que a qualidade das águas balneares satisfaça os valores limite estabelecidos;

- Decreto-Lei nº 135/2009, de 3 de Junho, a vigorar a partir de 1 de Novembro próximo, estabelece o regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares e de prestação de informação ao público sobre as mesmas, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 2006/7/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 15 de Fevereiro.

O Decreto-Lei nº 236/98 estabelece, nos seus artigos 49º a 57º e Anexo XV, os critérios relativos à qualidade das águas balneares. As normas de qualidade estipuladas reproduzem as da directiva comunitária, atribuindo-se agora a designação de valor máximo recomendado (VMR) ao que a directiva designava por valor guia, e valor máximo admissível (VMA) ao que a directiva designava por valor imperativo. Determina ainda que se proceda à designação das águas como balneares, atribuindo a competência às actuais Administrações de Região Hidrográfica (ARH), com a colaboração do INAG (Instituto da Água, I.P.) e mediante parecer vinculativo dos Delegados Regionais de Saúde (DRS). Define que são consideradas como aptas para a prática balnear as águas superficiais e do litoral, que apresentem qualidade igual ou superior às normas de qualidade estabelecidas e estejam isentas de qualquer outra situação de risco para a saúde pública (vidé Tabela 2).

Os programas de monitorização estabelecidos segundo o Decreto-Lei nº236/98 são efectuados com base nos seguintes requisitos:

- a) A amostragem inicia-se duas semanas antes do início da época balnear, que normalmente decorre de 1 de Junho a 30 de Setembro de cada ano;
- b) A recolha de amostras para análise deve ser realizada de quinze em quinze dias, e durante todo o período da época balnear.

Actualmente, o INAG classifica as águas balneares com base nos resultados de controlo analítico dos parâmetros bacteriológicos - coliformes totais e coliformes fecais - e dos parâmetros físico-químicos óleos minerais, substâncias tensioactivas e fenóis.

O critério de avaliação da conformidade classifica as zonas balneares em 5 grupos:

- C(G) - Boa, se 80% das análises efectuadas são inferiores aos valores máximos recomendados (VMR);
- C(I) - Aceitável, se 95% das análises efectuadas são inferiores aos valores máximos admissíveis (VMA);
- NC - Má, se mais de 5% das análises efectuadas excedem os VMA;
- Freq. – Se a frequência mínima de amostragem não é cumprida;
- NS – Se não é recolhida nenhuma amostra no decorrer da época balnear.

Tabela 2 - Qualidade exigida para as Águas Balneares (Anexo XV do Decreto-Lei nº236/98).

Parâmetros		Expressão dos resultados	VMR	VMA
Microbiológicos	Coliformes Totais	/100 ml	500	10000
	Coliformes Fecais	/100 ml	100	2000
	Estreptococos Fecais	/100 ml	100	-
	Salmonelas	/1 l	-	0
	Enterovírus	PFU/10 l	-	0
Físico-químicos	pH	Escala de Sorensen	-	6-9 (0)
	Cor		-	Sem alteração anormal da cor (0)
	Óleos minerais	mg/l	0,3	Ausência de manchas visíveis à superfície da água e de cheiro
	Substâncias tensoactivas (que reagem com azul de metileno)	mg/l, sulfato de laurilo e sódio	0,3	Ausência de espuma persistente
	Fenóis (índice de fenóis)	mg/l C ₆ H ₅ OH	0,005	Ausência de cheiro específico 0,05
	Transparência	m	2	1 (0)
	Oxigénio Dissolvido	% de saturação de O ₂	80 - 120	-
	Resíduos de alcatrão, matérias flutuantes, tais como madeira, plástico, garrafas, recipientes de vidro, de plástico, de borracha ou de outro material. Detritos ou fragmentos.		Ausência	-
	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	-	-
	Azoto Kjeldahl	mg/l N	-	-
Outras substâncias consideradas como indicadores de poluição	Pesticidas (paratião, HCH, dieldrina)	mg/l	-	-
	Metais pesado tais como: Arsénio Cádmio Crómio Chumbo Mercúrio	mg/l As Cd Cr VI Pb Hg	-	-
	Cianetos	mg/l	-	-
	Nitratos e fosfatos	mg/l NO ₃ PO ₄	-	-

(0) Os limites indicados podem ser excedidos no caso de condições geográficas ou meteorológicas excepcionais.

As ARH, que adquiriram no domínio dos recursos hídricos as competências anteriormente atribuídas às CCDR (Portaria nº 393, 2008), realizarão análises suplementares sempre que se revelar a existência ou a probabilidade de descargas de substâncias susceptíveis de diminuir a qualidade da água balnear ou quando exista qualquer outra razão que faça suspeitar de uma diminuição da sua qualidade. À Direcção Regional de Saúde compete proceder à vigilância sanitária, à avaliação do risco para a saúde humana e à eventual interdição das águas para uso balnear, sempre que tal se justifique.

A Portaria nº573/2001, de 6 de Junho, aprovou o Plano Nacional Orgânico para a Melhoria das Zonas Balneares Não Conformes (PNOMZBNC), definindo medidas e acções necessárias para que a qualidade das águas balneares satisfaça os valores limite. Para tal, na época balnear de 2000 foram identificadas 39 zonas balneares que não cumprem os VMA, e para as quais foram detectados os parâmetros responsáveis por esse incumprimento.

A título de exemplo, a praia de Gondarém e do Castelo do Queijo, na cidade do Porto, foram identificadas, em 2000, como zonas balneares não conformes. Os parâmetros responsáveis pela não conformidade foram os coliformes fecais e coliformes totais, no caso do Castelo do Queijo, e coliformes fecais no caso da praia do Gondarém, tendo sido apontada como principal medida correctiva a implementação de um sistema de recolha de saneamento a drenar para a ETAR de Sobreiras. Igualmente, para os restantes concelhos definiram-se medidas e acções que se destinavam a atingirem, até 2005, a conformidade com os VMA.

É de notar que, o articulado do Decreto-Lei nº 238/98 será substituído pelo novo Decreto-Lei nº135/2009, o qual transpõe para direito nacional a Directiva 2006/7/CE.

Embora sem cariz legal, o Programa Bandeira Azul, que indica a excelente qualidade ambiental de uma zona balnear, tem como fundamento promover o desenvolvimento sustentável em áreas costeiras, fluviais e lacustres. Para tal fundamenta-se num conjunto de critérios que envolvem a informação e educação ambiental, a qualidade da água, a gestão ambiental, serviços e segurança. O seu principal objectivo é tornar possível a coexistência do desenvolvimento do turismo a par do respeito pelo ambiente local, pelo que a referência a este programa se revela oportuna.

Apesar destes critérios terem evoluído e serem cada vez mais exigentes, o número de praias distinguidas não tem parado de aumentar (ABAE, s/ data). É de notar que Portugal é um dos países que ostenta mais bandeiras azuis em todo o mundo. Em 2008, contavam-se 193 praias, contribuindo para elevar o grau de consciencialização dos cidadãos, bem como dos decisores em particular, para a necessidade de se proteger o ambiente marinho e costeiro, e incentivar a realização de acções conducentes à resolução dos problemas aí existentes (ABAE, 2008).

1.3 ZONAS BALNEARES NA CIDADE DO PORTO

A montante de qualquer trabalho de planeamento ou gestão de recursos hídricos, está a caracterização das disponibilidades, quer do ponto de vista de quantidade quer de qualidade. No entanto, para caracterizar os recursos hídricos disponíveis é necessário dispor do registo de dados e analisá-los correctamente (Gouveia, 1998). Esta análise, seria bastante enriquecedora, mas torna-se especialmente complexa quando existem múltiplas variáveis inter-relacionadas. Por este motivo, o presente trabalho incidirá exclusivamente na avaliação da qualidade das águas balneares da zona costeira da cidade do Porto.

1.3.1 EVOLUÇÃO DA QUALIDADE

A cidade do Porto possui cerca de quatro quilómetros de linha de costa, contando nesta parcela do território nacional com nove praias urbanas (Surfistas, Castelo do Queijo, Homem do Leme, Molhe, Gondarém, Luz, Ingleses, Ourigo e Pastoras). No passado recente, apenas duas praias (Castelo do Queijo e Gondarém¹) eram analisadas oficialmente pelo Ministério do Ambiente e consideradas zonas balneares, pelo que o respectivo histórico, cuja informação reporta a 1993, apenas diz respeito às zonas balneares mencionadas. Em 2007, a praia do Homem do Leme e a praia da Foz (Luz, Ingleses e Ourigo) receberam a mesma designação, passando a serem quatro as zonas balneares existentes no Porto (vidé Figura 1). Esta evolução aponta para uma melhoria gradual e consciencialização da importância da qualidade balnear para o ambiente urbano da cidade.



Figura 1 - Localização das águas balneares do concelho do Porto (adaptado de SNIRH).

¹ As praias de Gondarém e do Molhe, a partir de 2007, passaram a ser identificadas por zona balnear de Gondarém.

No Anexo A, é possível visualizar os limites de cada zona balnear e respectivos pontos de amostragem.

As épocas balneares entre 1993 e 2008 decorreram conforme as disposições do Decreto-Lei nº236/98 e os resultados obtidos encontram-se representados na Figura 2.

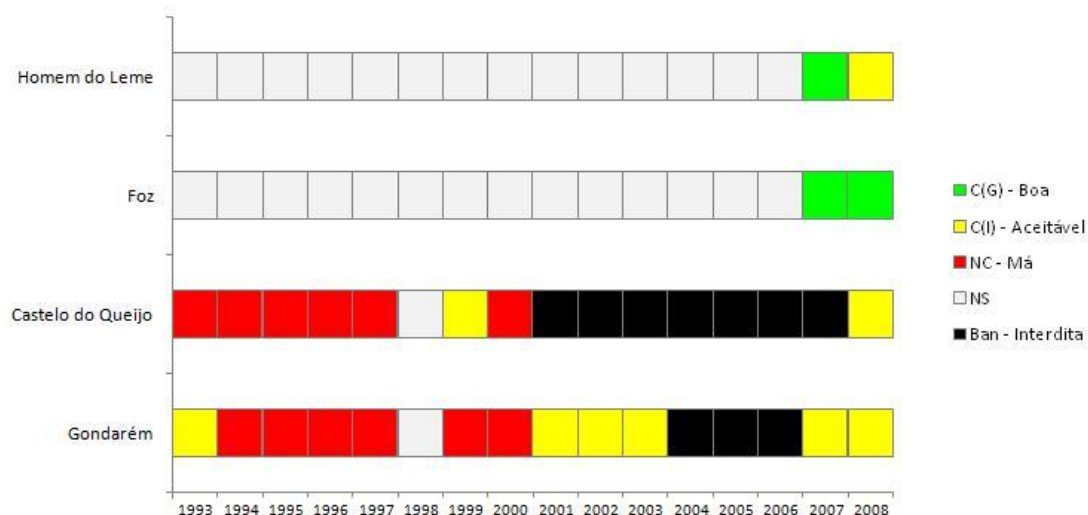


Figura 2 - Evolução da qualidade das águas balneares da cidade do Porto, nos termos da Directiva 76/160/CEE (SNIRH, s/ data).

Constata-se, desde 1993, uma oscilação na qualidade da água entre “Aceitável” e “Má” na zona balnear de Gondarém, apresentando situações de “Interdição” entre 2004 e 2006. No que respeita à zona balnear do Castelo do Queijo, esta apresenta uma situação mais desfavorável, verificando-se sete episódios de “Interdição”. Esta última condição particular deve-se à sua localização mais a norte, contanto com o impacto negativo do rio Leça e do Porto de Leixões, bem como das linhas de água afluentes - ribeiras de Aldoar e da Riguinha.

Constata-se, ainda, a consolidação da qualidade das águas balneares da Foz e do Homem do Leme como “Boa”, para o que certamente contribuíram os investimentos realizados pelas Águas do Porto, E.E.M., nos períodos de programação compreendidos entre 2007 e 2008. É de realçar a atribuição do galardão de Bandeira Azul à praia do Homem do Leme, em 2008, símbolo máximo de qualidade das praias europeias, que funciona, também, como agente mobilizador para a conclusão e bom funcionamento dos sistemas de saneamento e para a concretização das respectivas ligações dos ramais domiciliários (Águas do Porto, 2008). Já em 2009, a consolidação da excelente qualidade das zonas balneares da Foz e do Homem do Leme possibilitou a atribuição de duas bandeiras azuis na cidade do Porto.

Todavia, como referido anteriormente, a aprovação da Directiva 2006/7/CE introduziu mudanças significativas na classificação e monitorização das zonas balneares.

Em 2008 e 2009, o período é de transição, no qual a avaliação da qualidade das águas balneares obedeceu a critérios excepcionais. Com efeito, no que respeita à pesquisa e análise dos parâmetros microbiológicos, as decisões tomadas em sede de Comissão de Acompanhamento da Aplicação da Directiva previam, para a época balnear de 2008 e 2009, a monitorização de apenas dois parâmetros microbiológicos - *Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais. A análise destes dois parâmetros não tinha até à data enquadramento na legislação nacional, dado que o Decreto-Lei nº 236/98 não tinha sido revogado.

Com efeito, o articulado do Decreto-Lei nº 238/98 será substituído pelo novo Decreto-Lei nº135/2009, o qual transpõe para direito nacional a Directiva 2006/7/CE, vigorará a partir de 1 de Novembro próximo.

Nesta conformidade, durante as épocas balneares mencionadas, foi implementado um programa de monitorização tendo em conta os critérios estabelecidos no Decreto-Lei nº236/98 e na Directiva 2006/7/CE. Os parâmetros microbiológicos definidos para a vertente analítica são os indicados na Tabela 3, sendo que a *Escherichia Coli* e os Enterococos Intestinais, são considerados equivalentes, respectivamente, aos parâmetros Coliformes fecais e Estreptococos fecais.

Tabela 3 – Avaliação pontual da qualidade de uma água balnear - critérios do Decreto-Lei nº236/98 adaptados à Directiva 2006/7/CE (CCDRN, 2008).

Parâmetros		Normas de Qualidade	
		VMR	VMA
Microbiológicos	Coliformes Totais	500/100 ml	10000/100 ml
	<i>Escherichia coli</i>	100/100 ml	2000/100 ml
	Enterococos Intestinais	100/100 ml	-
Físico-Químicos	Óleos minerais	≤ 0,3 mg/l	Ausência de manchas visíveis à superfície da água e de cheiro
	Substâncias tensioactivas	≤ 0,3 mg/l	Ausência de espuma persistente
	Fenóis	≤ 0,005 mg/l	Ausência de cheiro específico

Relativamente aos parâmetros físico-químicos (óleos minerais, substâncias tensioactivas e fenóis), foi estabelecido a realização de inspecção visual e olfactiva no local e, em caso de dúvida, proceder à sua quantificação em laboratório. O parâmetro Salmonela não será efectuado por rotina, seguindo-se as orientações constantes do Anexo XV do Decreto-Lei nº236/98.

No que respeita à época balnear de 2010, prevê-se que esta decorra em conformidade com as disposições estabelecidas na nova Directiva. É pertinente focar o abandono definitivo da pesquisa da Salmonela, embora este último parâmetro possa ser analisado pontualmente, uma vez que as colheitas complementares não são tidas em consideração para a classificação da qualidade das águas balneares.

Por sua vez, a legislação apenas é directamente aplicável para águas designadas para a prática balnear, estando previsto que após a entrada em vigor do Decreto-Lei nº135/2009, a preparação das listas de águas balneares se baseie na reanálise em termos de qualidade de todas as águas designadas, à luz dos preceitos da nova regulamentação. Para tal, serão considerados os resultados obtidos em 2009 e o respectivo histórico, sempre que existente, de quatro anos de resultados de monitorização. Todavia, uma vez que a época balnear de 2009 ainda está a decorrer, considerou-se pertinente avaliar os critérios para a época de 2008 (vidé Tabela 4).

Tabela 4 - Classificação das águas balneares, nos termos da Directiva 2006/7/CE (ponto de situação até 30-09-2008).

Estação (pontos de amostragem)	Registos (Anos)	Classificação (Directiva 2006/7/CE)
Castelo do Queijo	4	Medíocre
Foz	2	Boa
Gondarém	4	Medíocre
Homem do Leme	2	Excelente

É de referir que as águas a incluir nas listas das águas balneares deverão apresentar, de acordo com os critérios de avaliação estabelecidos na Directiva 2006/7/CE, uma classificação de “Excelente” ou “Boa”. Aquelas em que já tenham sido implementados Programas de Medidas de Melhoria da Qualidade da Água e para as quais se tenha verificado uma tendência de melhoria sustentável da sua qualidade, poderão também integrar a lista.

Face ao exposto, constata-se algumas dualidades de critérios no que respeita às obrigações comunitárias e nacionais, designadamente:

- Diferenças na classificação, tendo em conta o Decreto-Lei nº236/98, a Directiva 2006/7/CE, ou ainda, os critérios estabelecidos para avaliação na fase de transição;
- Utilização do parâmetro de Salmonela como indicador da qualidade da água balnear;
- Equivalência entre *Escherichia Coli* e Coliformes fecais e entre Enterococos Intestinais e Streptococos Fecais;
- Avaliação da qualidade, nos termos da Directiva 2006/7/CE, considerando períodos de tempo distintos.

No que respeita ao período de transição verificado na época balnear de 2008 e 2009, a aplicação da legislação utilizando, em parte, o decreto-lei nacional em vigor e, em parte, a nova directiva europeia, leva a disparidades na classificação da qualidade das águas balneares, os quais podem variar entre “excelente”, se considerada apenas a Directiva 2006/7/CE (critérios de qualidade para atribuição de Bandeira Azul), e “aceitável”, se considerado o Decreto-Lei nº236/98 (critérios estabelecidos para a classificação das águas balneares), conforme se pode verificar para a zona balnear do Homem do Leme (vidé Tabela 5).

Veja-se o que diz a Directiva 2006/7/CE – “em paralelo, deverá ser prestada uma atenção especial à conformidade com as normas de qualidade e à transição coerente a partir da Directiva 76/160/CE”. Assim sendo, ter-se-ia justificado que a presente fase de transição abandonasse definitivamente a monitorização dos Coliformes Totais, continuando assegurar um elevado nível de protecção em toda a Comunidade (vidé Tabela 5).

Tabela 5 – Classificações obtidas nas zonas balneares do Porto, em 2008, de acordo com DL 236/98, fase de transição e Directiva 2006/7/CE.

Zonas Balneares	DL 236/98 (Boa/Aceitável/Má) (Parâmetros: CF, CT e EF)	Fase transição entre o DL 236/98 e a Directiva 2006/7/CE (Boa/Aceitável/Má) (Parâmetros: EC, EI)	Directiva 2006/7/CE (Excelente/ Boa/ Suficiente/ Medíocre) (Parâmetros: EC, EI)
Homem Leme	Aceitável	Boa	Excelente
Foz	Boa	Boa	Boa
Castelo Queijo	Aceitável	Aceitável	Medíocre
Gondarém	Aceitável	Boa	Medíocre

É questionável também a relevância da utilização da análise de Salmonelas, nos moldes em que foi efectuada no passado, como parâmetro de avaliação de qualidade das águas balneares pouco contaminadas. Com efeito, a implementação da Directiva 2006/7/CE leva a que a monitorização do parâmetro Salmonelas seja encarada de forma diferente, como de seguida se refere. Em primeiro lugar, a sua presença encontra-se geralmente associada a outras bactérias de origem fecal, para as quais existe um valor de referência. Além disso, embora a Directiva de 1976 tenha estabelecido o valor de 0 para as Salmonelas, a possibilidade de detectá-las era condicionada pelos meios técnicos então disponíveis. Por outro lado, é necessário insistir no facto de que, com o desenvolvimento dos métodos analíticos aplicáveis à determinação das Salmonelas, foi possível determinar a respectiva dose patogénica, que é considerada, de um modo geral, bastante elevada (ingestão de várias dezenas de milhares de Salmonelas/grama ou por mililitro). Sendo assim, a pesquisa de Salmonelas para efeitos de vigilância sanitária, a ser

executada, deverá ter em conta os avanços metodológicos e estudos epidemiológicos, no sentido de se considerarem valores limite comprovados cientificamente prejudiciais para a saúde pública (Azevedo, s/ data).

A consideração de equivalência entre os parâmetros 2 e 3 do Anexo da Directiva 76/160/CEE (Coliformes Fecais e *Streptococcus Fecais*) e os parâmetros 2 e 1 da coluna A do Anexo I da Directiva 2006/7/CE (respectivamente, *Escherichia Coli* e *Streptococcus fecais*) levanta duas questões importantes. Em primeiro lugar, em Portugal, não existia base legal para que esta equivalência fosse considerada. Em segundo lugar, alguns autores referem que a *E. coli* corresponde a cerca de 80 a 95 % dos coliformes fecais, uma vez que é estritamente de origem fecal, ao contrário do grupo coliformes, que inclui microrganismos que podem ter outras proveniências (Lebaron et al., 2005). Este facto não terá relevância na maioria dos casos, no entanto, em situações limite, como sendo a oscilação entre classificações, poderá ser de elevada importância.

Por outro lado, é de notar o facto das classificações, com base na Directiva 2006/7/CE, das águas balneares do Homem do Leme e da Foz serem efectuadas com base nos resultados das 2 épocas balneares anteriores, enquanto que a classificação das zonas balneares do Castelo do Queijo e de Gondarém reportam aos 4 anos antecedentes. Esta situação, permitiu, por um lado, beneficiar as praias sem histórico e, por outro, prejudicar as praias com histórico, que verificaram uma melhoria significativa na sua qualidade (vidé Tabela 6). Sobre este assunto, a Comissão Europeia refere que, em alguns casos a avaliação poderá ser efectuada em relação a períodos de tempo mais curtos, por exemplo quando se verifique que as águas em análise acabaram de ser identificadas como águas balneares - Homem do Leme e Foz - ou se recentemente se registaram alterações importantes na sua qualidade - Castelo do Queijo e Gondarém.

Tabela 6 – Classificação das zonas balneares do Porto (com base na monitorização de 2 e de 4 anos, de acordo com a Directiva 2006/7/CE).

Zonas Balneares	Classificação baseada em 2 anos de monitorização	Classificação baseada em 4 anos de monitorização
Homem Leme	Excelente	-
Foz	Boa	-
Castelo Queijo	Medíocre	Medíocre
Gondarém	Suficiente	Medíocre

Acrescenta-se, ainda, o facto de o cálculo do parâmetro estatístico percentil, no qual se baseia a classificação de cada zona balnear, assumir uma distribuição log-normal. Ora, esta suposição não se enquadra em praias urbanas que estão em constante mudança, dado a adopção de medidas de melhoria continuada das condições ambientais, como o que se verifica actualmente na cidade do Porto.

Com o intuito de se observar a evolução da classificação das quatro zonas balneares em estudo, representou-se graficamente a classificação que as mesmas obteriam caso fossem considerados conjuntos de 15 amostras num período contínuo de tempo (2005-2009) (vidé Figura 3).

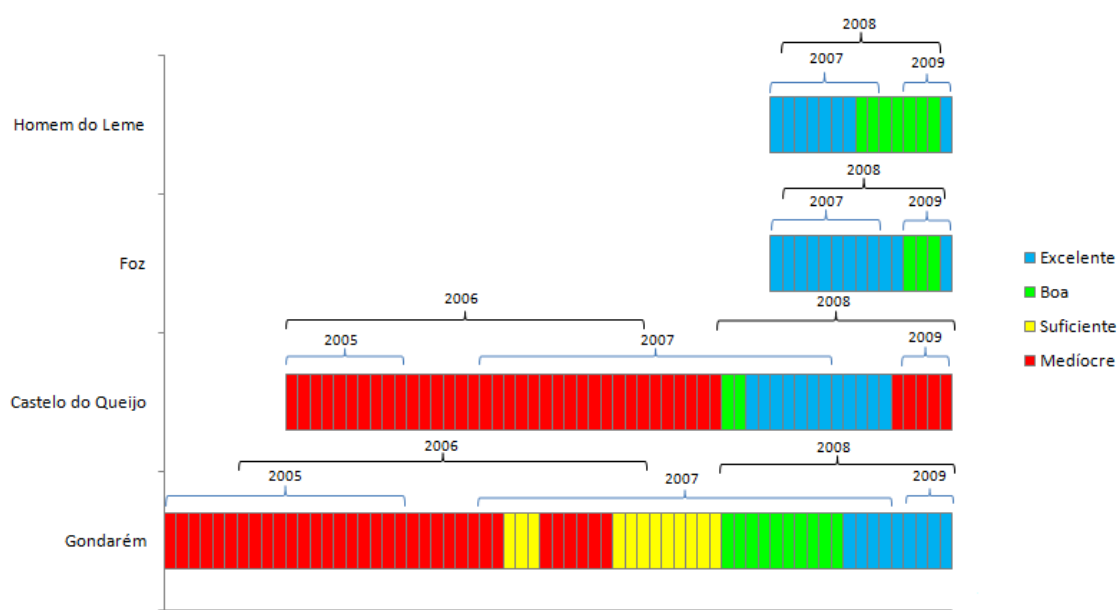


Figura 3 – Evolução da classificação das zonas balneares do Porto, com base na Directiva 2006/7/CE, considerando um conjunto de 15 amostras.

A observação da Figura 3 permite constatar a excelente qualidade das zonas balneares da Foz e do Homem do Leme, assim como a consolidação de boa qualidade da zona balnear de Gondarém. De notar que, na actualidade, só existem 4 valores oficiais para 2009, pelo que o respectivo percentil, na verdade, corresponde a 2008/2009 (tal como é possível ver através dos sinais gráficos “{” que abrangem os diferentes conjuntos de amostras). No caso do Castelo do Queijo, embora as amostras recolhidas em 2009 apresentem uma melhoria significativa (1 amostra “aceitável” e 3 amostras “boas”), os registos apresentados no gráfico são prejudicados pelos últimos resultados de 2008.

Face ao exposto, a avaliação da qualidade das águas balneares deverá ser feita de acordo com o estabelecido na legislação europeia mais recente, em termos de parâmetros e valores

indicativos, e com os critérios adaptados às condições de cada zona balnear, nomeadamente, praias urbanas em constante mudança. Com efeito, a Directiva de 2006/7/CE assegura que as alterações de simplificação não reduzem o nível de segurança garantido pela directiva anterior, uma vez que a proposta de alteração decorreu da sólida experiência adquirida pelos Estados-Membros que aplicam há largos anos a Directiva de 1976, e do parecer de peritos científicos (peritos governamentais, organismos comunitários de referência, grupo de trabalho da WHO).

1.3.2 PRINCIPAIS VULNERABILIDADES

O objectivo da Empresa Municipal das Águas do Porto evoluiu no sentido de abranger todo o ciclo urbano da água no município do Porto englobando, dessa forma, todas as actividades que se reconduzam como elemento integrante do meio ambiente no território do município. Com efeito, constitui parte integrante do objecto social da Águas do Porto, E.E.M., a gestão e exploração dos sistemas públicos de águas pluviais, a reabilitação e renaturalização de linhas de água, rios e ribeiras urbanas e a realização de trabalhos necessários à melhoria das zonas e águas balneares.

Neste contexto, embora, não constitua objectivo central deste trabalho efectuar uma descrição exhaustiva das principais ameaças à qualidade da águas balneares na cidade do Porto, importará efectuar uma síntese que identifique as principais causas da sua grande vulnerabilidade e apontar algumas medidas correctivas para minimizar, ou mesmo, mitigar esta situação.

Actualmente, os principais problemas enfrentados no Porto são: a existência de prédios que ainda não se encontram devidamente ligados à rede de saneamento (Prédios Não Ligados - PNL) e a consequente poluição das ribeiras; a poluição por Águas Pluviais (AP); e ainda, os resíduos provenientes de animais selvagens, como gaivotas, e de animais domésticos.

Contudo, esta descrição não é exhaustiva, pelo que podemos considerar a existência de outras fontes que contribuem para a poluição das águas balneares, como por exemplo, a pluma de contaminação existe ao largo da orla marítima da cidade, a densidade de tráfego de navios associada ao Porto de Leixões e os agentes químicos utilizados em algumas explorações agrícolas dos conselhos vizinhos.

Por outro lado, considerando que o sistema de alerta como o que se pretende apresentar poderá vir a dar uma resposta duradoura aos principais problemas de poluição que afectam a qualidade da zona costeira em estudo, será de ponderar no futuro a inclusão de indicadores que realcem outros agentes de poluição.

1.3.2.1 Águas Residuais e Águas Pluviais

É do senso comum que o saneamento básico tem implicações evidentes e relevantes sobre a qualidade dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas em que se inserem, sendo que o seu bom funcionamento tem de contemplar múltiplos e diversos factores, envolvendo elevados meios económicos, técnicos, sociais, políticos e ambientais, aumentando a complexidade da sua gestão (Castro & Poças Martins, 1998).

Neste domínio, o sistema de drenagem e tratamento das Águas Residuais Domésticas (ARD) da cidade do Porto enfrenta alguns problemas, tais como: deficiente ou mesmo inexistência de colectores e ramais de saneamento; a existência de ligações clandestinas de águas residuais à rede de águas pluviais; as descargas directas de esgoto nas praias por falhas dos ejectores da orla marítima; e as descargas de águas pluviais poluídas nas ribeiras e/ou na orla costeira (Águas do Porto, 2008). Nestas circunstâncias, verifica-se uma degradação acentuada dos meios hídricos e do ambiente em geral que, para além dos prejuízos económicos directos e indirectos, constitui uma permanente fonte de incómodo, preocupação e de risco para a saúde das populações.

Sobre este assunto têm sido publicados inúmeros trabalhos de investigação, nomeadamente na identificação de fontes de poluição difusa. Uma parte desses trabalhos refere que as contribuições para a qualidade da água nos meios receptores originadas por fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais, podem ser iguais ou maiores do que a poluição originada por fontes difusas. No entanto, as cargas de poluição originadas por fontes pontuais são relativamente simples de quantificar, uma vez que o ponto de entrada é fixo e os caudais e concentrações são geralmente conhecidos, contrariamente às fontes de poluição difusa que são temporalmente e espacialmente variáveis. As conclusões destes estudos, apesar de não poderem ser directamente extrapolados para outros centros urbanos, devido às diferenças no uso do solo, cobertura vegetal, percentagem de superfícies impermeáveis, densidade de tráfego, densidade populacional e outros elementos paisagísticos e/ou urbanísticos, referem que o escoamento superficial de fontes de poluição urbana é responsável por mais de 11% do total de poluição, que abrange os rios moderadamente poluídos, e 31% dos rios gravemente poluídos (Al Bakri et al., 2008; Ellis & Mitchell, 2006).

Esta situação é atribuída à crescente expansão dos centros urbanos e ao aumento do nível de vida das populações residentes, que conduziu à geração acrescida de resíduos e ao aumento da deposição nos pavimentos de todo o tipo de poluentes: sedimentos, nutrientes, metais pesados, óleos, solventes, pesticidas, bactérias e outros elementos patogénicos. Estas substâncias são

arrastadas, por escoamento superficial sobre os pavimentos, para a rede de águas pluviais, contribuindo para um aumento geral da carga poluente das linhas de água (Ellis & Mitchell, 2006).

Por outro lado, o aumento das áreas impermeabilizadas resultante do crescimento urbano conduziu, também, ao aumento dos volumes, das velocidades e dos caudais de ponta das águas pluviais, resultando num aumento da frequência e duração das descargas directas dos colectores. Os processos de transporte e de alteração da qualidade de substâncias poluentes no interior dos colectores, bem como os processos de formação e arrastamento de depósitos, podem ter grande impacto na qualidade das águas descarregadas para os meios receptores, principalmente durante a ocorrência de períodos de precipitação. Como consequência, o impacto ecológico do escoamento superficial urbano nos meios receptores pode ter efeitos cumulativos e interactivos entre a água e os sedimentos tóxicos, bem como entre os fluxos e os *habitat* que, conjuntamente, conduzem a padrões reduzidos de comunidade biótica e diversidade em meios receptores localizados em áreas urbanas (Ellis & Mitchell, 2006).

Na actualidade, no campo de investimentos nas infra-estruturas de drenagem urbana, a construção de novos sistemas e a reabilitação dos sistemas existentes é uma prioridade. Este tipo de trabalhos deve ser visto numa perspectiva de devolver ao meio receptor as águas residuais devidamente tratadas e as pluviais em condições ambientalmente seguras, isto é, de forma a não alterar as condições do meio receptor. Neste sentido, e com o intuito de se atingirem os objectivos de qualidade balnear desejados, foram já desenvolvidos processos para se implementarem as medidas correctivas adequadas aos problemas de poluição da cidade.

Com efeito, a empresa municipal Águas do Porto, E.E.M., tem desenvolvido, especialmente nos últimos anos, esforços significativos no sentido de melhorar a situação de alguns pontos de poluição das linhas de água da cidade. Para tal, foram projectadas obras de grande envergadura, designadamente, a construção de novos colectores e ramais de saneamento, a realização do interceptor do eixo marginal de águas pluviais superficiais e o interceptor marginal das ribeiras de Aldoar, Nevogilde e Ervilheira, cujo funcionamento é provisório e sazonal.

A título de exemplo, poder-se-á comparar o caso em estudo com a realidade existente no Rio de Janeiro. Neste estado brasileiro implementaram-se, recentemente, unidades denominadas “captações de tempo seco”, procurando, de uma maneira não definitiva, melhorar as condições dos meios hídricos que recebem contribuições indevidas de ARD. Estas unidades estão inseridas em galerias de águas pluviais, localizadas na proximidade de ocupações irregulares (favelas) e interligadas ao sistema de saneamento. Apresentam como principal objectivo evitar a descarga

de águas residuais, não colectadas pela rede de saneamento, directamente nos meios receptores através dos sistemas de águas pluviais. Acrescenta-se ainda o facto de o aumento do caudal de escoamento, no caso de chuva intensa, as águas poluídas seguirem através da galeria de águas pluviais e as descargas serem efectuadas nos meios receptores.

De referir que, tanto os interceptores marginais como as “captações de tempo seco” são estruturas provisórias, que deverão ser encaradas como um meio de concretizar todas as ligações clandestinas à rede de águas pluviais. A existência de um planeamento a longo prazo é fundamental para que estas infra-estruturas não se tornem definitivas, de modo a que os seus benefícios iniciais não sejam anulados com o agravamento das situações operacionais.

Efectivamente, na cidade do Porto têm sido desenvolvidas inúmeras diligências para se identificar e caracterizar a realidade existente, nomeadamente ao nível das redes de drenagem urbana de águas residuais. Parte desta acção consistiu na identificação dos prédios que não se encontram ligados à rede pública de saneamento. Em 2008, a Águas do Porto, E.E.M., registou que, em toda a cidade, os prédios não ligados (PNL) à rede de saneamento eram 8.367 (Agosto de 2008).

Neste tipo de cadastro foi possível identificar as situações em que se encontravam alguns dos edifícios, conforme os pontos seguintes:

- Colector AP – refere-se a prédios que se encontram indevidamente ligados ao colector de AP;
- Colector ARD com ramal em ponta – refere-se a prédios cujas ARD são encaminhadas para a fossa séptica. Contudo, estes prédios possuem já ramal no passeio, bastando, apenas, efectuar a ligação entre a rede interna e a rede pública;
- Colector ARD sem ramal em ponta – refere-se a prédios situados em arruamentos com colector de ARD, mas sem o respectivo ramal de saneamento;
- Sem qualquer infraestrutura – refere-se a prédios situados em arruamentos/troços de arruamentos sem colector de águas residuais e consequentemente sem ramal de saneamento;
- Visita inconclusiva – refere-se a prédios em que não foi possível fazer verificação da situação das ligações domiciliárias.

Na Tabela 7 é apresentada a distribuição do número dos prédios, segundo as situações anteriormente referidas e do trabalho realizado até ao mês de Abril de 2009.

Tabela 7 – Caracterização dos Prédios Não Ligados, ou cuja visita foi inconclusiva, na cidade do Porto (Agosto de 2008 e Abril de 2009).

Disponibilidade	Número de PNL (Agosto 2008)	Número de PNL (Abril 2009)
Colector AP	344	2149
Colector ARD com ramal em ponta	2824	2116
Colector ARD sem ramal em ponta	2865	1990
Sem qualquer infraestrutura	2090	268
Visita inconclusiva	244	382
Total	8367	6905

De acordo com os registos estatísticos de 2009, os PNL ao sistema de saneamento são em número de 6.905 edifícios. Verifica-se assim uma forte diminuição do número dos prédios não ligados da ordem dos 1.462 (aproximadamente 17%) relativamente ao ano de 2008. Contudo, é de notar que se verificou um aumento do número de PNL na categoria “colector AP”. Tal facto, deveu-se à constatação que a maioria dos PNL que, em 2008, se encontravam identificados como “sem qualquer infraestrutura”, na realidade, estavam ligados ao colector de águas pluviais, pelo que esta situação foi transposta para os valores de 2009.

Para se atingirem os objectivos de concretização das ligações nos casos “não ligados” foi definida pelos responsáveis das Águas do Porto, E.E.M., uma estratégia utilizando a “rua” como unidade de trabalho e analisando todo o sistema “prédio a prédio”. Os casos concretos com que os serviços técnicos se confrontam actualmente são variados e, em muitos casos complexos, pelo que a prática a seguir é sempre ajustada a cada realidade encontrada, sendo esta actividade apoiada pelos serviços jurídicos para se dar a adequada consistência formal às melhores práticas a empreender. Constata-se assim uma boa actividade de despoluição das linhas de água da cidade do Porto por parte da empresa Águas do Porto, E.E.M., e especialmente do grupo de trabalho responsável, que é bastante activo, o que permitiu obter os resultados apresentados na Tabela 7 e reflectidos nas Figuras 4 e 5.



Figura 4 – Caracterização dos Prédios Não Ligados na cidade do Porto (Agosto de 2008).



Figura 5 – Caracterização dos Prédios Não Ligados na cidade do Porto (Abril de 2009)

É de realçar que do universo dos 6.905 PNL, são em número de 726 aqueles que afectam directamente a qualidade das águas balneares (em 2008 eram 950), tal como se pode observar nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8 – Caracterização dos PNL, cujas ARD são descarregadas directamente para as ribeiras de Aldoar, Ervilheira, Nevogilde e para o oceano Atlântico (Agosto de 2008).

Disponibilidade	Cidade Toda	Ribeira Aldoar	Ribeira Ervilheira	Ribeira Nevogilde	Passeio Alegre	Oceano Atlântico	Zonas Balneares (Total)
Colector AP	344	13	3	0	34	2	52
Colector ARD c/ ramal em ponta	2824	289	104	58	169	42	662
Colector ARD s/ ramal em ponta	2865	282	3	0	217	0	502
Sem qualquer infraestrutura	2090	67	0	1	197	2	267
Visita inconclusiva	244	65	9	8	2	2	86
Global	8367	716	119	67	619	48	1569

Tabela 9 - Caracterização dos PNL, cujas ARD são descarregadas directamente para as ribeiras de Aldoar, Ervilheira, Nevogilde e para o oceano Atlântico (Abril de 2009).

Disponibilidade	Cidade Toda	Ribeira Aldoar	Ribeira Ervilheira	Ribeira Nevogilde	Passeio Alegre	Oceano Atlântico	Zonas Balneares (Total)
Colector AP	2149	49	2	0	222	1	52
Colector ARD c/ ramal em ponta	2116	238	64	43	91	22	367
Colector ARD s/ ramal em ponta	1990	210	3	2	134	0	215
Sem qualquer infraestrutura	268	19	1	0	0	0	20
Visita inconclusiva	382	70	1	0	16	1	72
Global	6905	586	71	45	463	24	726

Novamente, é de notar que os registos referentes à categoria de “colector AP” para a ribeira de Aldoar verificaram um incremento de 13 para 49 PNL, este facto deveu-se à realização de inspecções visuais mais rigorosas que permitiram identificar que os PNL que, em 2008, se encontravam na situação “sem qualquer infraestrutura”, na realidade, estavam ligados aos colectores AP. E de igual forma, no caso do Passeio Alegre, que registou uma actualização de 34 para 222 PNL.

As Figuras 7 e 8 possibilitam uma visualização da evolução verificada entre 2008 e 2009 dos PNL existentes nas bacias que drenam directamente para o mar. Tal evolução conduziu a uma melhoria significativa da qualidade das águas balneares, proporcionando a obtenção do galardão de Bandeira Azul nas praias do Homem do Leme e da Foz, em 2009.



Figura 7 – Caracterização dos PNL que afectam directamente a qualidade das águas balneares da cidade do Porto (Agosto de 2008).



Figura 8 – Caracterização dos PNL que afectam directamente as Águas balneares da cidade do Porto (Abril de 2009).

O rio Douro nasce na serra de Urbion (Cordilheira Ibérica), a cerca de 1.700 m de altitude. Ao longo do seu curso de 927 km até à foz no Oceano Atlântico, junto à cidade do Porto, atravessa o território espanhol numa extensão de 597 km. Seguidamente serve de fronteira ao longo de 122 km, sendo os últimos 208 km percorridos em Portugal. A área total abrangida pela Bacia Hidrográfica do rio Douro é de 18.643 km², representando 19,1% do total da bacia hidrográfica portuguesa (97.603 km²) (Instituto da Água, 2001). Actualmente, é considerado um dos rios mais poluídos da Europa. No entanto, apesar de já chegar ao concelho do Porto bastante contaminado, principalmente, pela indústria agro-alimentar, adegas cooperativas e lagares de azeite, a poluição das suas águas no seu último troço é preocupante (Reis, 2002). Desde há muito tempo que a água do estuário do Douro evidencia, no Porto, problemas associados às descargas de esgotos lançados indirectamente através da rede hidrográfica, principalmente através das ribeiras da Granja, Massarelos, Vilar, Poço das Patas e dos rios Frio, da Vila, Tinto e Torto. Esta poluição, para além de afectar todo o percurso estuarino e, conseqüentemente, inviabilizar o uso do rio Douro para a prática balnear, poderá prejudicar a qualidade das praias marítimas, principalmente em condições de vento sudoeste.

O rio Leça nasce no monte de Santa Luzia (concelho de Santo Tirso), a cerca de 420 m de altitude, percorrendo 48 km até à sua foz no Oceano Atlântico, com um declive médio de 0,9%. A sua bacia hidrográfica, apesar das reduzidas dimensões que possui, apresenta elevadas densidades, industriais e urbanas, que se verificam a jusante e na parte sul da bacia, e, por consequência, os elevadíssimos níveis de poluição, que se observam nos cursos de água, contrastam com as áreas pouco povoadas, agrícolas e florestadas a montante e a norte (Instituto da Água, s/ data). Esta situação deve-se em grande parte à sua localização geográfica, numa área contígua à cidade do Porto, integrando os concelhos de Matosinhos, Maia, Santo Tirso e Valongo (Gomes, 2007), e à forte industrialização dos concelhos de Matosinhos e Maia e, em menor escala, no concelho de Valongo e Santo Tirso, com ocorrência de um número significativo de grandes instalações industriais com actividades particularmente poluentes que ainda não dispõe de instalações de tratamento de efluentes (Rodrigues, 2006).

A ribeira de Nevogilde nasce na freguesia que lhe dá o nome, possui uma bacia hidrográfica de 0,44 km² e encontra-se parcialmente entubada. A sua área encontra-se mediantemente edificada, subsistindo cerca de 35% de zonas agrícolas e outro tipo de campos confinados por construções. Ao longo dos anos, a bacia hidrográfica da ribeira de Nevogilde foi sofrendo alterações, verificando-se uma substituição dos terrenos agrícolas por manchas urbanas, tendo como consequência o aumento da área impermeabilizada da bacia e a alteração do sistema de drenagem natural. O seu trecho a céu aberto percorre cerca de 220 m ao longo de um canal de

traçado pouco consolidado, de margens indefinidas e com tendência à acumulação de vegetação infestante. No final deste troço, junto a um poço, a linha de água espalha-se ao longo dos campos, sem traçado definido. Um pouco mais a Sul, surge uma descarga de uma galeria de mina, de origem desconhecida, que origina um escoamento com caudal não desprezável. A partir desta mina forma-se uma linha de água de margens consolidadas, depois segue o seu percurso até ao mar, já totalmente entubada (Reis, 2002; Veloso Gomes et al., 2007). Actualmente, esta ribeira recebe as ARD correspondentes a 45 PNL, o que representa uma diminuição de 33% relativamente ao ano anterior. Este decréscimo conduziu a uma melhoria significativa na qualidade das águas desta ribeira (vidé Figura 30, Anexo B) que, segundo os critérios estabelecidos para a avaliação da qualidade dos cursos de água superficiais com usos múltiplos, apresenta uma classificação de boa, tendo unicamente em consideração o parâmetro Coliformes Fecais².

A ribeira de Aldoar nasce na freguesia de Ramalde, atravessa Aldoar e desagua as suas águas no oceano Atlântico, junto ao Castelo do Queijo. Esta ribeira possui uma bacia hidrográfica de 4,2 km² e encontra-se quase toda entubada, excepto num pequeno troço junto à Avenida da Boavista, onde são patentes sinais de contaminação (lixo nas margens, cheiro desagradável, etc.) (Reis, 2002). Esta ribeira recebe as ARD correspondentes a 586 PNL, representando a situação mais desfavorável no que respeita às descargas de poluentes. Contudo, através da observação da Figura 27 do Anexo B, é possível constatar uma ligeira melhoria da qualidade das águas desta ribeira, como resultado da diminuição de, aproximadamente, 18 pontos percentuais dos PNL ao sistema de saneamento.

A ribeira da Ervilheira, também designada por ribeira de Gondarém, tem nascente na freguesia de Nevogilde e desagua na praia de Gondarém. A sua bacia hidrográfica tem uma área de 0,752 km² e encontra-se totalmente entubada (Reis, 2002); ao longo do seu percurso recebe as ARD de 71 PNL, representando uma diminuição de cerca de 40%. Apesar desta melhoria, verifica-se que a qualidade da água da ribeira da Ervilheira corresponde aos critérios de má qualidade (vidé Figura 29 do Anexo B).

² Esta classificação baseia-se na avaliação de diversos parâmetros microbiológicos e físico-químicos. No entanto, na perspectiva de avaliar a qualidade das ribeiras que afectam directamente a qualidade das águas balneares, considerou-se oportuno efectuar a análise para o parâmetro Coliformes Fecais (único com correspondência nos critérios de avaliação das águas balneares) e para o ponto de amostragem mais próximo da sua foz. Estes critérios foram, igualmente, considerados na avaliação da qualidade das ribeiras de Aldoar e Ervilheira. No Anexo B, é possível visualizar a evolução da qualidade no que respeita ao parâmetro CQO.

A complexidade e a variedade de questões e os problemas relativos à qualidade das águas superficiais têm crescido de tal forma, que o desenvolvimento de ferramentas para o apoio aos agentes decisores, na determinação de soluções para a gestão eficiente dos recursos hídricos disponíveis, se revela fundamental e indispensável. E, apesar das questões relacionadas com o planeamento e gestão das águas de superfície envolverem um conjunto elevado de interesses, condicionando o desenho urbano, estas podem ser reabilitadas e devolvidas à população desempenhando importantes funções de lazer e contribuindo simultaneamente para a melhoria da qualidade das zonas costeiras.

No sentido de reverter a situação actual e eliminar todas as implicações nocivas para a comunidade, a Águas do Porto, E.E.M., lançou o programa “Porto, uma cidade sensível à água”. Este projecto envolve planos de despoluição das ribeiras do Porto, do estuário do rio Douro e da orla costeira, cujos objectivos finais passam por despoluir, desentubar, reabilitar e requalificar as ribeiras e por assegurar a qualidade balnear do rio Douro e das praias da frente marítima. O projecto “Ribeiras do Porto”, enquadrado no programa anteriormente referido, pretende devolver as linhas de água à cidade. Este projecto abrange as ribeiras que desaguam na orla marítima – ribeiras de Aldoar, Nevogilde e Ervilheira -, as linhas de água afluentes do rio Douro – ribeiras da Granja, Massarelos, Vilar, Poço das Patas e os rios Frio, da Vila, Tinto e Torto -, as ribeiras afluentes do rio Tinto – Cartes, Lomba e Vila Meã – e as ribeiras da Asprela e Amores, que desaguam nos concelhos de Matosinhos e Maia, respectivamente

1.4 MOTIVAÇÃO E OBJECTIVOS

A presente dissertação teve origem na importância, inequívoca, que a actual direcção de coordenação da reestruturação da Águas do Porto, E.E.M., atribui à melhoria da qualidade das linhas de água e das águas balneares.

Com efeito, hoje em dia, devemos ter sempre presente que uma sociedade apenas é evoluída se adequadamente acautelar os recursos disponíveis, sem desperdícios e com cuidado e consciência social, principalmente nos aspectos que aos recursos hídricos dizem respeito. Neste sentido, pensar a água no seu contexto urbano, trabalhar para os benefícios do futuro, e assim legar para as gerações vindouras um espaço hídrico tratado e bem gerido, deve ser um objectivo superior dos que estão envolvidos na ciência e possuem o saber base para a decisão.

Face às considerações iniciais, procurou-se na presente dissertação realizar os seguintes objectivos:

- Identificar os factores que promovem a inactivação bacteriológica;
- Determinar correlações entre as concentrações de parâmetros físico-químicos e factores ambientais com as concentrações dos indicadores fecais;
- Identificar os factores ambientais e, os parâmetros físico-químicos, com influência na contaminação das águas balneares, especificamente nos indicadores microbiológicos (Enterococos Intestinais e *Escherichia Coli*).

Em resumo, este trabalho procurará contribuir para o conhecimento técnico/científico e para a formulação de um modelo de previsão dos níveis da qualidade das águas balneares, instrumento este a ser utilizado pelas entidades responsáveis, como ferramenta de gestão, com vista à tomada de medidas oportunas e sempre a tempo de serem evitadas possíveis exposições dos cidadãos aos efeitos nocivos de águas balneares contaminadas.

2

SISTEMAS DE MONITORIZAÇÃO, PREVISÃO E ALERTA

2.1 MELHOR POLÍTICA EXIGE MELHOR INFORMAÇÃO

O acto de produzir informação ambiental, reunida para os efeitos de investigação e sua disponibilização aos cidadãos, representa um passo importante para o uso pleno da informação e também um meio de chamar a atenção e atrair o público para os problemas ambientais. Uma política de acção necessita de fontes de informação eficientes. Esta perspectiva está implícita nos vários projectos que a EEA, juntamente com a sua rede de membros e países colaboradores, tem desenvolvido em diversas áreas do ambiente, conduzindo as tecnologias a novos rumos. Neste sentido, é de referir duas iniciativas da UE, nas quais a EEA está a desempenhar um papel de liderança, e que são as seguintes:

GMES (Monitorização Global do Ambiente e Segurança) – Tem por objectivo principal divulgar informação oportuna e fiável sobre as ameaças ao ambiente e à segurança da Terra. Esta iniciativa tem por base uma avançada tecnologia, incluindo equipamentos espaciais e terrestres, com capacidades de monitorizar todo o globo terrestre. Em 2008, foram lançados os serviços pré-operacionais que preparam o caminho para o seu futuro funcionamento (previsto para 2011). Nesta primeira fase, destacam-se os serviços no domínio do mar e da atmosfera, que incluem serviços de monitorização sistemática e previsão da evolução dos subsistemas da Terra a nível regional e global, com modelos e metodologias que exigem grandes capacidades informáticas e de tratamento da informação. Esta informação ajudará a compreender melhor de que forma o nosso planeta pode estar a mudar, a razão de tal acontecer e como pode influenciar

as nossas vidas no dia-a-dia. Neste contexto, o GMES tem potencial para ajudar a melhorar a prestação de serviços aos decisores políticos e aos cidadãos (COM, 2008).

SEIS (Sistema de Informação Ambiental Partilhada) – Trata-se de uma iniciativa que visa a modernização e simplificação da recolha, do intercâmbio e da utilização dos dados e informações necessários para a elaboração e implementação da política ambiental, em função da qual os actuais sistemas de comunicação de informação, em grande parte centralizados, serão progressivamente substituídos por sistemas baseados no acesso e na partilha de toda a informação disponível. Aproveitará a abundância dos dados recolhidos no local e a nível nacional, ligando o SEIS ao GMES, até que surja uma rede europeia com a qual o público possa interagir via Internet (COM, 2008). Deste modo, confirma-se a necessidade de informações rigorosas sobre o estado do ambiente e sobre as principais tendências e pressões de alteração ambiental, com vista ao desenvolvimento de uma política eficaz e sua implementação, bem como à plena consciencialização dos cidadãos para os problemas ambientais. É de notar que actualmente as novas tecnologias estão a possibilitar a apresentação de dados em tempo real, permitindo de imediato a tomada de decisões mais adequadas ao problema em questão. Com efeito, desde que determinados requisitos técnicos sejam cumpridos – relacionados, por exemplo, com a harmonização de formatos e a interoperabilidade de sistemas de dados – os registos podem ser cada vez mais combinados a fim de se executar o tipo de análises integradas das quais depende uma boa política de gestão.

Actualmente, a Rede Europeia de Informação e de Observação do Ambiente (Eionet) desempenha um papel semelhante ao SEIS. No entanto, é muito centrada na produção de indicadores de âmbito europeu. A EEA é responsável pelo desenvolvimento da rede e pela coordenação das suas actividades, trabalhando em estreita colaboração com os pontos focais nacionais (PFN), geralmente agências nacionais ou Ministérios do Ambiente dos países membros. A Eionet abrange cinco centros temáticos europeus (ETC – European Topic Centres), que lidam com um tema ambiental específico:

- Qualidade do ar e alterações climáticas;
- Biodiversidade;
- Gestão de recursos e de resíduos;
- Utilização dos solos;
- Água.

Neste domínio, o European Topic Center on Water (ETC/W) destaca-se pela divulgação de informação atempada, pertinente e fiável relativa à qualidade da água para os decisores políticos

e opinião pública, com o intuito de desenvolver e implementar uma boa política ambiental. O objectivo principal é de estabelecer um sistema de informação, sem descontinuidades ambientais, para ajudar a Comissão Europeia na melhoria da qualidade e sustentabilidade do meio ambiente, e avançar para a integração das políticas ambientais. Um dos ramos deste centro temático é o Sistema Europeu de Informação sobre a Água (WISE), inicialmente concebido no contexto da Directiva-Quadro da Água que representa, actualmente, a porta de acesso a informações sobre questões relacionadas com os recursos hídricos e agrega um conjunto de dados recolhidos a nível da EU, por várias instituições e organismos. Encontra-se em alargamento até 2010 para incluir informação das várias Directivas, bem como dados estatísticos relevantes no domínio da água. Actualmente, já é possível aceder a uma série de serviços dos quais se destaca os mapas simplificados para fins de divulgação ao público da qualidade das águas balneares (Anexo C) (WISE, s/ data).

Neste contexto, destaca-se, ainda, o Projecto ICREW (Improving Coastal and Recreational Waters), financiado pelo Programa INTERREG (Inter-Regional), pela sua importância ao nível europeu, englobando 19 entidades de cinco países: Reino Unido, Portugal, França, Espanha e Irlanda, sendo liderado e gerido pela EAEW (Environment Agency of England and Wales). Este projecto foi iniciado em Abril de 2003 e teve a duração de 3 anos. O seu principal objectivo consistiu em desenvolver métodos para melhorar a qualidade das águas balneares (costeiras e interiores) através da redução da poluição, proporcionando uma melhor qualidade de vida no espaço atlântico, concretizando-se através de sete acções-piloto, a saber:

- *Acção-Piloto 1:* Amostragem e análise de dados;
- *Acção-Piloto 2:* Resolução do problema da poluição difusa;
- *Acção-Piloto 3:* Desenvolvimento do rastreio de fontes de poluição;
- *Acção-Piloto 4:* Previsão da qualidade das águas balneares;
- *Acção-Piloto 5:* Re-identificação de zonas balneares;
- *Acção-Piloto 6:* Redução de bactérias de águas residuais domésticas;
- *Acção-Piloto 7:* Factores que afectam o crescimento de algas.

Portugal está representado em todas estas acções, sendo que a quarta acção apresenta particular relevância no contexto da presente dissertação. Nesta área, foram desenvolvidos modelos de previsão por ambos os parceiros: Portugal e Reino Unido. Desde a sua conclusão, esses modelos têm sido apresentados a uma vasta audiência, como sectores governamentais e privados, no Reino Unido. O projecto português levantou algumas questões no que respeita aos métodos a utilizar para se garantir um fácil acesso à informação disponível (ICREW, s/ data).

Para além destas iniciativas europeias, há várias diligências a nível internacional, as quais estão também a contribuir para que a monitorização e divulgação da informação no domínio das águas balneares se torne uma realidade. Entre essas iniciativas é de mencionar:

- O projecto irlandês NS Share (North-South Share Aquatic Resource), que inclui um mapa interactivo e um sistema de base de dados para utilização tanto pelo público como pelos especialistas (ver Anexo C) (NS Share, 2004);
- Em Portugal, o Sistema de Vigilância e Alerta de Recursos Hídricos (SVARH) que disponibiliza informação sobre os recursos hídricos em tempo real. A informação dos pontos notáveis do SVARH, nos rios internacionais ou em núcleos urbanos mais vulneráveis, inclui dados udométricos e hidrométricos, sobre as albufeiras e sobre a qualidade da água (SVARH, s/ data);
- O Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) que surgiu da cooperação trilateral entre a Dinamarca, Alemanha e Países Baixos, cujo principal objectivo é avaliar continuamente o estado ecológico do mar Wadden, como um todo, sendo que este projecto é já uma história de sucesso e um exemplo de modelo transfronteiriço de conservação da biodiversidade (TMAP, 1997);
- O Reino Unido tem em prática uma estratégia de vigilância e avaliação do meio marinho (Marine Monitoring and Assessment Strategy), adoptada em Maio de 2006 pelo Comité de Avaliação da Política sobre o Meio Marinho, a qual tem como objectivo reforçar a capacidade de fornecer dados e auxiliar à tomada de decisão de medidas adequadas para fins de desenvolvimento sustentável no contexto de um ecossistema marinho não poluído, saudável, seguro, produtivo e biologicamente diversificado (UKMMAS, 2005).

Contudo, apesar da investigação e do desenvolvimento tecnológico terem contribuído para melhorar os conhecimentos e a compreensão, dos sistemas de monitorização da qualidade da água. Simultaneamente, é necessário continuar a envidar esforços no sentido de um maior desenvolvimento de mecanismos que permitam uma fiabilidade ainda maior e resultados em tempo real e menos onerosos, bem como enfrentar novos desafios quanto à simplificação e eficiência dos processos.

2.2 IMPORTÂNCIA DOS SISTEMAS DE ALERTA

Os benefícios de um mecanismo de divulgação e previsão da política em matéria de ambiente, tratada na nova directiva das águas balneares, ultrapassam a mera simplificação, proporcionando um quadro conceptual necessário para simplificar as actuais obrigações de monitorização e comunicação de informações. Veja-se o que diz a Directiva 2006/7/CE: “as

águas balneares são classificadas como excelente/boa/suficiente se apresentarem uma poluição de curta duração, desde que estejam a ser tomadas medidas de gestão adequadas, incluindo a vigilância, os sistemas de alerta precoce e a monitorização, para evitar a exposição dos banhistas através de uma advertência e, se necessário, de uma proibição da prática banhar”.

Consequentemente, ao ser possível a utilização mais eficiente dos dados disponíveis, os sistemas de alerta facilitarão uma maior racionalização e priorização dos requisitos de informação actualmente estabelecidos. Em termos de custo, é provável que boa harmonização entre as actividades de monitorização organizadas a nível nacional e regional, sejam particularmente eficazes e melhorem a relação custo/benefício dos investimentos a realizar. Embora a simplificação seja parte essencial da agenda “gerir melhor”, é também necessário reconhecer que uma melhor política depende da elevada qualidade de informações relevantes e atempadas prestadas aos cidadãos. É evidente que o compromisso em torno dos sistemas de alerta contribuirá para esse fim, ao permitir um verdadeiro aproveitamento dos dados disponíveis. Paralelamente aos benefícios obtidos em matéria de simplificação administrativa e de uma melhor gestão, a criação dos sistemas de alerta contribuirá também para melhor capacitar os cidadãos e colocar ao seu dispor informações relevantes, em tempo útil, para assim lhes permitir tomar decisões fundamentadas sobre a qualidade das águas balneares, incluindo acções adequadas em casos de emergência. A colocação ao dispor do público das informações úteis de que este necessita - apresentadas de uma forma clara – contribuirá também para promover um maior empenhamento dos cidadãos nas políticas ambientais.

É neste contexto que a nova directiva das águas balneares fomenta de maneira muito clara a realização deste tipo de projectos para se alcançar uma gestão efectiva da qualidade das águas.

A importância dos sistemas de alerta relaciona-se, também, com o facto da presença dos microrganismos patogénicos (*Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais) exigirem múltiplas análises microbiológicas, muito embora estes dois parâmetros sejam representativos dos episódios de contaminação e estejam relacionados com problemas de saúde (p.e. doenças gastrointestinais). Além disso, a determinação directa da presença destes elementos patogénicos não permite prever situações de contaminação e adoptar atempadamente medidas cautelares, já que, os métodos tradicionais de análise demoram pelo menos 18 horas (geralmente 24 a 72 h) até se obterem resultados (Bushon et al., 2009).

Nesta conformidade, verifica-se sempre um mínimo de um dia de atraso entre a recolha de amostras e os resultados analíticos, uma vez que os níveis bacteriológicos podem sofrer mudanças significativas durante este período de tempo, devido a diferentes condições

atmosféricas e marítimas, ou mudanças do dia para a noite. Como consequência deste facto, as autoridades responsáveis informam e protegem o público recorrendo a indicadores que reflectem as condições de 2 a 3 dias anteriores, os quais podem já estar desactualizados, este intervalo de tempo torna-se demasiado extenso no que respeita a um sistema de alerta precoce.

Nos casos de eventual interdição da praia, constata-se a ineficaz protecção dos cidadãos e, também, atrasos na reabertura das praias, serão situações porventura incomportáveis para todos os agentes envolvidos (Lebaron et al., 2005). O atraso de tempo verificado pode ser ainda mais problemática após certos fenómenos, como episódios de tempestade ou descargas do sistema de saneamento (Bushon et al., 2009). Os sistemas de alerta baseiam-se, assim, em métodos de análise mais expeditos, monitorização em tempo real, modelos de previsão e métodos inovadores e rápidos na divulgação dos resultados (USEPA, 2002).

2.3 PERSPECTIVA MUNDIAL DOS SISTEMAS DE ALERTA

Actualmente, conhecem-se três tipos de sistemas de alerta implementados no mundo, métodos de análise expeditos, modelos de previsão determinísticos e modelos de previsão estatísticos. Seguidamente, proceder-se-á a uma descrição sumária de cada um deles, enumerando, sempre que possível, as iniciativas a nível mundial adoptadas por diferentes países. Embora a informação disponível a este nível nem sempre seja pormenorizada, tentar-se-á focar as suas principais vantagens.

2.3.1 MÉTODOS DE ANÁLISE EXPEDITOS

Tal como referido anteriormente, a contínua monitorização dos indicadores fecais em águas costeiras, designadas águas balneares para uso recreativo, é essencial para assegurar o cumprimento das normas de qualidade e para proteger a saúde pública. No entanto, devido às limitações frequentemente associadas aos métodos de cultura convencionais (análises demoradas, falta de sensibilidade e precisão, incapacidade de detectar células viáveis, etc.) (Caruso et al., 2002), surge o interesse no desenvolvimento de métodos alternativos e rápidos de análise.

Para tal, é de referir que de entre as características fisiológicas para a identificação da *E. coli*, destaca-se a enzima β -D-glucuronidase (β -glu). Com efeito, a actividade desta enzima hidrolisa o substrato MU-GLU (4-methylumbellyferyl- β -D-glucuronide) com formação de um produto fluorescente (MUF), que é observável por irradiação da cultura com luz ultra-violeta. Esta propriedade tem sido explorada numa variedade de testes rápidos (vidé Figura 9). É exemplo do aproveitamento deste fenómeno, o teste realizado pelo Grupo Veolia em colaboração com a ANEL (French Association of Seaside Resort Mayors). Estas entidades desenvolveram um

protocolo rigoroso que está patenteado: Coliplate™, cujos resultados são apresentadas em 4h. No Verão de 2004, o projecto-piloto foi lançado em território francês e, actualmente, também a Alemanha beneficia desta ferramenta de monitorização (VEOLIA, 2005).

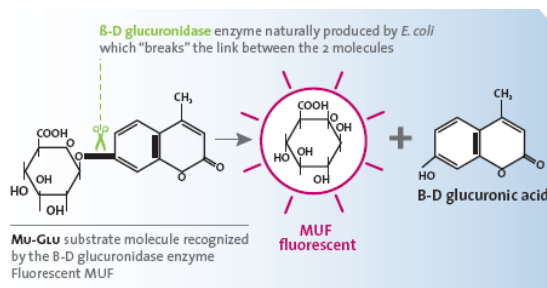


Figura 9 - Diagrama representativo da reacção entre a enzima β-GLU e o substrato MU-GLU (VEOLIA, 2005).

Segundo Caruso et al. (2002), esta reacção enzimática oferece, como principais vantagens, custos reduzidos e tempo de resposta da ordem das 4 h. Além disso, este método de análise proporciona informação sobre a verdadeira concentração da *E. coli* em ambientes aquáticos, incluindo células que não são capazes de crescer em meios de cultura, mas que mantêm a sua viabilidade e são capazes de desenvolver actividade metabólica (Lebaron et al., 2005).

Outras abordagens incluem métodos de culturas (meios ou kits que contêm substratos cromogénicos que fornecem uma cor claramente distinguível a cada tipo de colónia separada), métodos moleculares (PCR - reacção em cadeia da polimerase), métodos bioquímicos (análises enzimáticas incorporando substratos fluorogénicos) e métodos automatizados (citometria de fluxo) (Courtois et al., 2007; Lebaron et al., 2005).

De acordo com os estudos de Noble & Weisberg (2005), a reacção em cadeia da polimerase (PCR) consiste na amplificação do DNA a partir de uma quantidade reduzida de amostra. Trata-se de um método muito sensível e por isso necessita de técnicos especializados para evitar contaminações que possam inviabilizar ou tornar erróneos os resultados, o que o torna impraticável para aplicações rotineiras. Lebaron et al. (2005) apontam, ainda, limitações na quantificação e discriminação dos microrganismos viáveis presentes em baixas concentrações no ambiente natural (menos de 5 células por ml). Estudos complementares indicam que a reacção da transcriptase reversa (RT-PCR) pode colmatar estas desvantagens, uma vez que utiliza o RNA amplificando moléculas que podem ser usadas para detecção de bactérias específicas viáveis. Neste estudo foram desenvolvidos dois novos testes utilizando RT-PCR, com enfoque sobre a automatização da preparação da amostra (extração e purificação do RNA), o que possibilita resultados mais expeditos (Courtois et al., 2007). Estas técnicas são aplicadas tanto na detecção de *E. coli*, quanto na identificação de Enterococos, sendo que utilizam *primers* e

probes distintos. Para o microrganismo *Enterococos* a sequência 23S rRNA (RNA ribossómico) e para a *E.coli* a sequência da uidA (Frahm & Obst, 2003; Morgan et al., 2007).

Mais recentemente, a técnica de bioluminescência do ATP associada à separação imunomagnética (IMS/ATP) tem sido explorada como um método alternativo às análises convencionais. Esta técnica consiste, fundamentalmente, na utilização de microesferas cobertas uniformemente com uma fina camada polimérica, biologicamente inerte, que protege o material magnético e oferece uma área superficial definida para acoplamento de várias moléculas, onde estão ligados anticorpos policlonais que captam os organismos alvo (*Escherichia Coli* ou *Enterococos*). Posteriormente, a concentração é estimada com base no conteúdo de ATP (trifosfato de adenosina) presente na amostra utilizando a análise de bioluminescência. Este ensaio apresenta como principais vantagens o facto de ser portátil e rápido, mas o custo associado é elevado e a especificidade dos anticorpos é reduzida, pois não existem anticorpos específicos para a *E.coli* ou *Enterococos* (Bushon et al., 2009; Lebaron et al., 2005).

A microbiologia ambiental e sanitária tem evoluído e, nos últimos dez anos, experimentou um grande progresso em função das tecnologias emergentes. Prevê-se que, num futuro próximo, sejam padronizadas e simplificadas as técnicas de detecção e identificação dos parâmetros microbiológicos. No entanto, mesmo quando estas técnicas estiverem comercialmente disponíveis, continuarão a não oferecer uma protecção segura da saúde pública, entre o tempo da recolha e os resultados, devido à rápida variação temporal das concentrações dos indicadores fecais.

2.3.2 MODELOS DE PREVISÃO DETERMINÍSTICOS

Um exemplo deste tipo de modelo está implementado em Copenhaga, Dinamarca, como descrito em (Mark & Erichsen, 2007), no qual estão envolvidas quatro instituições públicas e privadas. Tal sistema possibilitou à população local usufruir, actualmente, de uma praia urbana no porto de Copenhaga, após esta ter estado encerrada durante 50 anos. O Departamento de Saneamento da Copenhagen Energy é responsável pela monitorização da CSO (Combined Sewer Overflows), sendo que esta informação serve de base ao modelo matemático utilizado no desenvolvimento do programa de previsão da qualidade das águas balneares, que está a cargo do DHI (Danish Hydraulic Institute). Seguidamente, a EPAC (Environmental Protection Agency of Copenhagen) e o DHI avaliam as previsões e decidem o tipo de medida a tomar, sendo a informação comunicada aos cidadãos pelo Departamento de Planeamento da área de localização da zona balnear. É de referir que o sistema de previsão se baseia num modelo hidrodinâmico interactivo, no qual o decaimento da *E.coli* é função da temperatura, salinidade e radiação solar (vidé Figura 10). Este

sistema será testado durante cinco épocas balneares, no fim das quais se prevê uma correspondência de 100% entre os valores medidos analiticamente e os níveis de *E.coli* determinados através do sistema BWF (Bathing Water Forecast) (Mark & Erichsen, 2007).

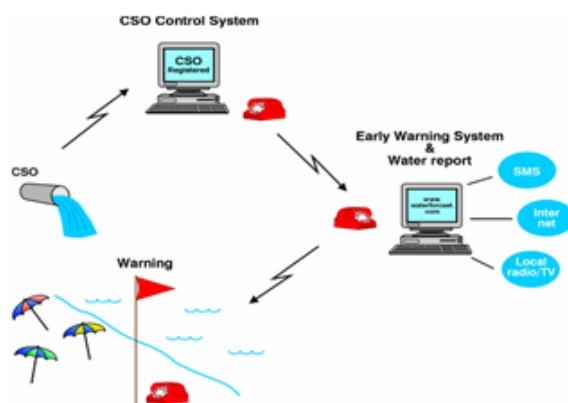


Figura 10 - Sistema de alerta desenvolvido pela Dinamarca (DHI Solutions, s/ data).

2.3.3 MODELOS DE PREVISÃO ESTATÍSTICOS

No domínio da qualidade das águas balneares, um vasto número de abordagens estatísticas foram desenvolvidas e testadas ao longo dos últimos anos. Tais abordagens vão desde uma simples definição de um limiar de precipitação, a complexas redes neuronais (ANN – Artificial Neural Network).

Neste domínio, destacam-se os modelos de previsão baseados na precipitação como principal tópico de destaque. Com efeito, a relação entre a precipitação e a concentração dos indicadores fecais nas águas balneares encontra-se descrita em vários estudos (Ackerman & Weisberg, 2003; Li-Ming & Zhen-Li, 2008; SEPA, 2001). Este efeito é manifestado através do aumento do escoamento superficial, aumento do caudal de águas pluviais e consequente descarga no meio hídrico, sendo suficientemente representativo para que alguns países se baseiem na sua ocorrência para emitirem alertas ao público.

Um exemplo deste tipo de modelo está incorporado no programa Beachwatch desenvolvido em New South Wales (NSW), Austrália. Este programa foi criado em 1989, devido à preocupação dos cidadãos com as descargas das águas residuais nas praias de Sydney. Desde então, a situação tem melhorado progressivamente através da adopção de inúmeras medidas, designadamente a construção das ETAR de North Head, Bondi e Malabar. Contudo, e apesar dos dados obtidos revelarem uma melhoria acentuada da qualidade da água ao longo das últimas duas décadas, verifica-se que a precipitação afecta significativamente os resultados de ano para ano, representando, por isso, um grande desafio para o NSW Government. Em resposta a este tipo de

problema, foi desenvolvido um sistema de disponibilização atempada de informação através de Daily Bulletins (vidé Anexo C), disponíveis através da Internet, de linhas telefónicas e enviados diariamente para um leque de organizações, incluindo autarquias, grupos ambientalistas e, mais importante, para os *media*. Estes boletins contêm informação de diversas fontes, nomeadamente:

- *Bureau of Meteorology*: temperatura do ar, vento, ondas e marés;
- *Manly Hydraulics Laboratory*: temperatura do mar;
- *Local council lifeguards*: interdição da praia devido a condições perigosas para a prática de surf ou episódios de poluição;
- *Sydney Water Corporation*: episódios de poluição, como descargas de águas residuais.

Este sistema australiano baseia-se na análise diária de dados de precipitação, de uma rede de mais de 20 modelos de registos de precipitação da região de Sydney, através da qual a poluição é prevista como “improvável” ou “provável”, baseada numa relação entre a precipitação e os níveis bacteriológicos. Contudo, esta relação não é exacta e nem sempre as previsões estão correctas. A título de exemplo, poderão ocorrer situações em que a poluição é classificada como “provável” e as praias estão limpas, e situações em que é classificada como “improvável” e se verifica poluição. Segundo o Governo de NSW, esta última situação ocorre menos frequentemente, pelo que a abordagem conservadora garante que a saúde pública é protegida (New South Wales Government, s/ data).

Um sistema semelhante está implementado na Califórnia, através do qual os cidadãos são alertados para os riscos de contacto com as águas balneares nos três dias que se seguem a um episódio de precipitação maior que 2,5 mm (1 litro de água/ 1 m²). Contudo, este sistema de alerta é independente de factores como intensidade e duração da tempestade. Para reforçar a base científica destas advertências, Ackerman e Weisberg (2003) desenvolveram um estudo no qual se procede à análise da relação entre a precipitação e as concentrações de coliformes fecais, com base em amostragens efectuadas diariamente, durante cinco anos, em 20 zonas do sul da Califórnia. Este estudo concluiu que, para tempestades maiores que 6 mm, o padrão de degradação da qualidade das águas balneares é consistente para justificar a emissão de alertas para a saúde pública, e que as concentrações bacteriológicas permanecem elevadas até 5 dias após uma tempestade, embora, geralmente tenham atingido os critérios de qualidade após 3 dias.

Na Califórnia também têm sido desenvolvidos outros modelos não lineares, com o intuito de prever os níveis bacteriológicos em águas balneares. Parkhurst et al. (2005) descreveram uma

abordagem não linear para prever as concentrações de E. Coli e Enterococos, em cinco praias de San Diego. Este modelo baseia-se no algoritmo *random forest*, cujo conceito reporta a árvores de regressão utilizando uma selecção de características aleatórias no processo de indução da árvore para explorar a relação entre a concentração dos indicadores fecais e outras variáveis, como condições meteorológicas, marés, altura de ondas, dia da semana, hora do dia, profundidade da amostragem e concentrações dos indicadores fecais nas 24h antecedentes.

Ao proceder à comparação entre os resultados das diferentes abordagens dos modelos lineares e regressões não lineares, Boehm et al. (2007) constataram que a análise multivariada conhecida como regressão por *Partial Least Squares*, que combina redução de dimensão com regressão linear múltipla, proporciona uma melhor correlação do que os outros modelos.

A abordagem baseada em redes neuronais possibilita outro modo de prever a qualidade das águas balneares, que consiste em sistemas computacionais estruturados numa aproximação à computação baseada em ligações, nos quais os nós simples (ou neurões) são interligados para formar uma rede de nós – daí o termo rede neural. Li-Ming e Zhen-Li (2008) basearam-se neste conceito para criar uma rede neural que possui três camadas: a “camada de entrada”, em que as unidades recebem os padrões; a “camada intermediária”, onde é efectuado o processamento; e a “camada de saída”, que conclui e apresenta o resultado final. Segundo este modelo, parâmetros de qualidade facilmente mensuráveis, como, por exemplo, parâmetros físico-químicos (temperatura da água, pH, condutividade, oxigénio dissolvido, turvação) e factores ambientais (precipitação, altura de onda, marés, duração da última tempestade), podem ser utilizados como intermediários para estimar as concentrações dos indicadores fecais. Muito embora este modelo tenha sido desenvolvido com base em dados de qualidade da água balnear provenientes de duas praias de San Diego, os autores sugerem que o modelo é facilmente aplicável a outras praias costeiras em condições semelhantes.

Face ao exposto, são vários os países que incluem a aplicação de sistemas de alerta baseados em análises estatísticas, acoplados a métodos inovadores e rápidos de divulgação, dos quais se pode também destacar a Escócia e a Espanha, com bons exemplos de projectos, como a seguir se descreve.

O governo Escocês, em parceria com a Scottish Environment Protection Agency (SEPA), desenvolveu um sistema piloto de informação ao público, através da sinalização em painéis electrónicos localizados na proximidade das zonas balneares, sobre a previsão da qualidade da água. Este sistema baseia-se na relação existente entre o aumento dos níveis bacteriológicos, a precipitação e os caudais fluviais que desaguam nas praias em estudo. Os resultados obtidos são

assimilados pela SEPA e é tomada uma decisão relativamente ao tipo de aviso a divulgar aos cidadãos. Complementarmente, podem ser utilizadas análises microbiológicas adicionais para confirmar a mensagem emitida, bem como qualquer outro tipo de informação sobre episódios de poluição (vidé Figura 11). Para garantir a máxima sensibilização do público e o mínimo de impacto visual sobre os ambientes costeiros, os painéis electrónicos foram posicionados em diferentes locais, como por exemplo, em parques de estacionamento, perto de lojas ou de serviços público, bem como no caminho de acesso à praia mais utilizada. Nestes locais, é disponibilizada informação do historial da qualidade das águas balneares, FAQs (Frequently Asked Questions) e contactos telefónicos e Internet para informações mais detalhadas (SEPA, 2003).

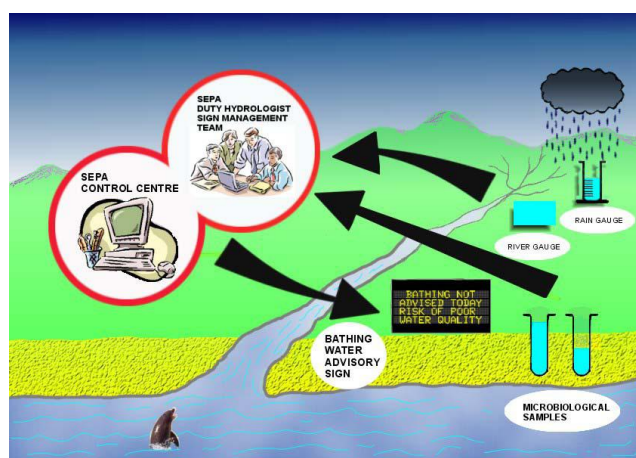


Figura 11 - Diagrama representativo do sistema de alerta implementado na Escócia (SEPA, 2003).

Em Espanha, está em fase de implementação o projecto COWAMA (Coastal Water Management). Trata-se de um sistema computacional que permite modelizar o ciclo integral da água, agregando diferentes programas de modelação de escoamento e da qualidade: escoamento superficial, rios, rede de esgoto, ETAR e dinâmica das zonas balneares. Este sistema permite apresentar resultados da magnitude e a duração dos episódios de contaminação, convertendo-se num eficaz sistema de alerta para os banhistas. Igualmente, ajuda à tomada de decisão sobre o planeamento da construção de infra-estruturas mais eficientes para minimizar possíveis riscos. Neste sistema os modelos são em contínuo, recorrendo a dados obtidos através de sensores de medição em tempo real e dados estatísticos de previsões futuras, permitindo efectuar uma antevisão da qualidade das águas balneares, informando automaticamente o público através da internet e dos painéis electrónicos situados nas praias. Em caso de detecção de má qualidade da água informa os gestores para que tomem medidas oportunas de modo a evitar uma exposição dos banhistas mediante avisos e, quando for necessário, interditando a praia (vidé Figura 12) (Malgrat et al., s/ data).

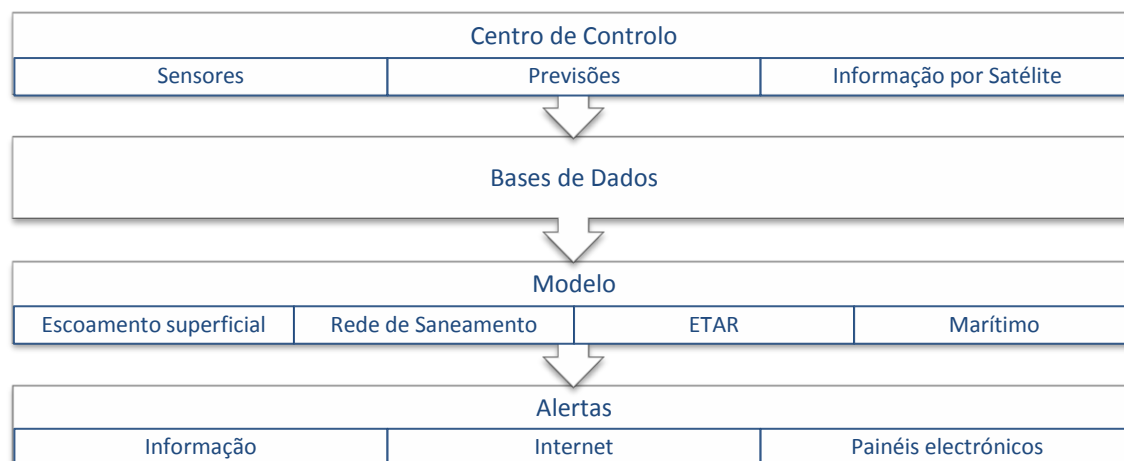


Figura 12 - Esquema representativo do sistema de previsão e alerta do projecto COWAMA (Malgrat et al., s/ data).

Em busca de melhores resultados é necessário aprimorar todos os modelos anteriormente referidos e, para isso, é essencial ter conhecimento do desempenho dos mesmos. Esta informação nem sempre está disponível, pelo que críticas mais concretas em relação ao seu funcionamento são, actualmente, delicadas.

Em resumo, a grande tónica reside no desenvolvimento de processos que permitam efectuar e sustentar a previsão e o aviso atempado do público sobre situações de poluição (Salvado, 2007). Inevitavelmente, cada país terá o seu mecanismo de alerta adaptado às condições locais e às suas realidades. No entanto, a base é comum a todos eles, uma vez que é necessário dispor de informação fiável e em tempo real, sobre as zonas balneares, que permita aos cidadãos tomar decisões sobre a possibilidade de usar a praia e aonde o fazer, e às autoridades competentes tomar decisões a longo prazo sobre a gestão da qualidade das águas balneares (Malgrat et al., 2007).

3

INACTIVAÇÃO BACTERIOLÓGICA

3.1 PRINCIPAIS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO BACTERIOLÓGICA

A existência de poluição fecal em águas balneares devido à presença de microrganismos patogénicos, a partir de determinados níveis, constitui um risco para a saúde pública. Mas, essa contaminação não deve ser avaliada directamente pela determinação da presença desses microrganismos, mas sim de uma forma indirecta através de indicadores microbiológicos. A justificação para esta afirmação reside no simples facto de que a utilização destes indicadores facilita a verificação da qualidade da água na zona a proteger, com base em análises de fácil execução. Assim, são evitadas múltiplas e complexas análises, as quais apresentam custos e tempos elevados para a obtenção de resultados.

Diversos investigadores têm procedido a estudos de teste de indicadores com o objectivo de determinar correlações entre as respectivas concentrações e a de elementos patogénicos (Monteiro, 2000). As principais dificuldades residem em adoptar microrganismos indicadores que estejam em maior quantidade do que os restantes, sejam mais resistentes, mais fáceis e rapidamente quantificados e representativos de poluição fecal. Assim sendo, a maioria das normas e das orientações estabelecidas, pelas entidades de saúde pública e de preservação da qualidade dos meios receptores, referem-se a determinados níveis de concentração de indicadores microbiológicos.

Contudo, não existe ainda um consenso entre as diversas organizações, relativamente aos parâmetros e valores guia estabelecidos (Noble, et al., 2003). Na actualidade, existe uma grande discussão em torno desta problemática, que não se prende apenas com o uso do indicador microbiológico ideal, mas, sobretudo, com a definição dos valores indicativos a partir dos quais

se pode afirmar que estes organismos constituem um risco para a saúde pública (Wyer, et al., 1999). A título de exemplo, a WHO (World Health Organization), a USEPA (United States Environmental Protection Agency) (USEPA, 2003) e a EU (European Union) estabeleceram valores guia, de abundância de microrganismos indicadores de contaminação fecal em águas utilizadas para a prática balnear, distintos, com base em inúmeros estudos, sobretudo epidemiológicos (vidé Tabela 10).

Segundo (Kay, et al., 2004), será necessário continuar a elaborar estudos epidemiológicos que abranjam vários grupos etários e vários tipos de água, nas diferentes regiões onde existam zonas balneares.

Tabela 10 – Parâmetros microbiológicos e respectivos valores paramétricos, estabelecidos por diferentes organizações para águas balneares costeiras (Directiva 76/160/CEE; Directiva 2006/7/CE; USEPA, 2003; WHO, 2001).

Organização		WHO				USEPA	EU				
		Risco AFRI (%)					Directiva 76/160/CEE		Directiva 2006/7/CE		
Valores Guia		<0,3	0,3	1,9	>3,9	VMR	VMR	VMA	Qualidade		
			-	-					Excelente	Boa	Suficiente
			1,9	3,9							
Parâmetro Microbiológico (UFC/100ml)	Coliformes Totais	-	-	-	-	-	500	10000	-	-	-
	Coliformes fecais	-	-	-	-	-	100	2000	-	-	-
	Estreptococos Fecais	≤40*	41 - 200*	201 - 500*	>500*	35 a)	100	-	-	-	-
	Escherichia Coli	-	-	-	-	-	-	-	250*	500*	500**
	Enterococos Intestinais	-	-	-	-	-	-	-	100*	200*	185**

Nota:

- AFRI = Doença Aguda Febril Respiratória (WHO, 2001):
 - <0,3 – Risco estimado: <1 ocorrência em cada 100 exposições (1 – 5% Doença Gastrointestinal);
 - 0,3 – 1,9% - Risco estimado: 1 ocorrência em cada 50 exposições (5-10% Doença Gastrointestinal);
 - 1,9 – 3,9 % - Risco estimado: varia entre 1 ocorrência em cada 50 exposições e 1 ocorrência em cada 25 exposições (> 10% Doença Gastrointestinal);
 - 3,9 % - Risco de doença: 1 ocorrência em cada 25 exposições.
- A “exposição” refere-se a um banho de 10 min, com 3 imersões.
- O “risco estimado” refere-se a um excesso de risco de doença associado a um grupo de banhistas que foi exposto a águas recreativas com contaminação fecal, comparativamente a um grupo de não banhistas.
- Símbolos:
 - * - Valores calculados com base numa avaliação de percentil 95.
 - ** - Valores calculados com base numa avaliação de percentil 90.
 - a)- Valor baseado na análise de resultados de pelo menos 5 amostras espaçadas igualmente no tempo durante um período de 30 dias.

Os principais indicadores microbiológicos pertencem ao grupo dos Coliformes e ao grupo dos *Streptococos Fecais* (EF).

- Coliformes totais (CT): são o grupo de bactérias mais amplo que inclui microrganismos que se encontram no tracto intestinal humano e de outros animais de sangue quente, mas também engloba bactérias existentes em solo não poluído e na vegetação. As relações entre a concentração de CT e a presença de elementos patogénicos são geralmente de difícil quantificação. Os CT foram durante muitos anos utilizados como indicador de contaminação de meios receptores, mas as dificuldades associadas à existência neste grupo de bactérias de origem não fecal, que apresentam uma resistência à desinfecção bastante inferior às bactérias fecais tem levado à substituição dos testes de CT por outros indicadores mais restritos (Monteiro, 2000).

Exemplos de indicadores mais restritos, do grupo dos Coliformes, são os grupos denominados de Coliformes Fecais (CF) e de *Escherichia Coli* (*E. Coli*).

- Coliformes Fecais: são um subgrupo dos CT mais restrito que engloba os microrganismos de origem fecal dos animais de sangue quente, mas também inclui bactérias do grupo da *Klebsiella* que é comum encontrar em efluentes industriais provenientes de celulosas (Monteiro, 2000).
- *Escherichia coli*: é o indicador mais restrito do grupo dos Coliformes que se encontra quase exclusivamente associado a microrganismos de origem fecal. Esta bactéria, pertencente à família *Enterobacteriaceae*, é caracterizada pela presença das enzimas β -galactosidase e β -glucuronidase e desenvolvem-se em meios complexos a 44-45°C (Monteiro, 2000).

O grupo dos *Streptococos Fecais* inclui diversas espécies e variedades de *Streptococos* cujo *habitat* mais comum é o tracto intestinal de animais de sangue quente.

- Enterococos: corresponde a um subgrupo dos EF e é caracterizado pela alta tolerância às condições adversas de crescimento, tais como: capacidade de crescer na presença de 6,5% de cloreto de sódio, a pH 9,6 e nas temperaturas compreendidas entre os 10°C e os 45°C. É considerado o indicador mais adequado para avaliar a contaminação fecal de águas costeiras, tendo-se verificado existir uma correlação acentuada entre a incidência de gastroenterites agudas em utilizadores de águas costeiras com contacto directo e a concentração de Enterococos (Monteiro, 2000).

Na Tabela 11 figuram os principais microrganismos que constituem os diferentes indicadores do grupo dos Coliformes e os dois principais indicadores do grupo dos *Streptococos*.

Tabela 11 – Principais microrganismos que constituem os diferentes indicadores do grupo dos Coliformes e dos Estreptococos (Monteiro, 2000).

Coliformes e dos Estreptococos (Monteiro, 2000).				
Grupo	Tipo de Microrganismo	Indicador		
Coliformes	<i>Escherichia</i>	<i>Escherichia Coli</i>	Coliformes Fecais	Coliformes Totais
	<i>Klebsiella</i>			
	<i>Enterobactes</i>	-		
	<i>Citobactes</i>			
Estreptococos	<i>S. faecatis</i>	Enterococos Intestinais		Estreptococos Fecais
	<i>S. faecium</i>			
	<i>S. durans</i>			
	<i>S. avium (Grupo D)</i>			
	<i>S. bovis</i>	-		
	<i>S. equirus</i>			

Na União Europeia, recentemente, concretizou-se o abandono dos CT e a substituição dos CF por *E.coli* de modo a assegurar o mesmo nível de protecção dos banhistas. A *E.coli* foi combinada com um outro indicador de poluição fecal, os Enterococos Intestinais. Contudo, existem muitas interrogações no que concerne à efectividade do modo e como a qualidade da água é medida e monitorizada, e ao número de factores físicos e ambientais que influenciam a inactivação destes microrganismos nas águas costeiras.

Alguns autores (Chigbu et al., 2004; USEPA, 2005; Zhou et al., 2007) verificaram a existência de padrões de variação espaço-tempo, na abundância de bactérias de origem fecal, em águas costeiras. A escala espacial observada está, normalmente, relacionada com a distância entre o ponto de colheita de água e a fonte de contaminação (descarga de águas residuais, escorrências, ribeiras, etc.), enquanto a escala temporal observada está associada, sobretudo, com as variações ambientais, como sendo a precipitação, agitação marítima, maré e a velocidade do vento, entre muitos de outros factores (radiação solar, temperatura, salinidade, etc.).

Ora, os critérios de amostragem estabelecidos no âmbito dos planos de amostragem, de acordo com a Directiva Europeia 2006/7/CE ou USEPA (2003), não consideram o período do dia, nem factores ambientais, como, por exemplo, a radiação solar, que influenciam a contagem de *E. coli* na água (Whitman et al., 2004). Apesar da maior abundância de banhistas ser sobretudo durante o período da tarde, é de manhã cedo que as amostras de água são geralmente recolhidas, de forma a permitir cumprir tempos analíticos. Por sua vez, os critérios adoptados não reflectem correctamente a concentração de bactérias indicadoras no período de exposição. Perante este facto, é importante efectuar uma revisão ou alguns reajustamentos nos processos de amostragem, de forma a se poder considerar os factores espaço – tempo.

Por outro lado, os modelos numéricos têm provado serem uma boa ferramenta, na previsão de correntes e distribuição da qualidade da água em estuários e zonas costeiras, e têm sido muito utilizados em estudos de avaliação de impactes ambientais, implementação e monitorização de emissários submarinos e da qualidade de águas balneares (Kashefipour et al., 2006; Whitman et al., 2004). Nestes modelos, o decaimento de microrganismos indicadores é um parâmetro crítico na previsão da distribuição da sua concentração. Este parâmetro, que controla a população de microrganismos patogénicos em águas costeiras, tem sido expresso em valores de T90, que é definido como sendo o intervalo de tempo necessário para o desaparecimento de 90% das bactérias coliformes. A complexa inter-relação entre os factores que influenciam o decaimento bacteriano tem sido apontada como a principal razão da sua não aplicação em modelos numéricos (Ludwig, 1988).

3.2 FACTORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A INACTIVAÇÃO BACTERIOLÓGICA

A redução de concentração de um indicador de microrganismos fecais numa pluma é maior do que aquela que se obtém por diluição física. Este efeito adicional corresponde a uma inactivação das bactérias cujo conhecimento é necessário para proceder à análise do impacto da poluição difusa e pontual (Monteiro, 2000).

A inactivação bacteriológica de coliformes depende de vários factores como a temperatura da água do mar (Cotner et al., 2006; Faust et al., 1975), a salinidade (Anderson et al., 1979; Mezrioui et al., 1995; Trosselier et al., 1998), o pH (Carlucci & Pramer, 1959), a disponibilidade de nutrientes (Carlucci & Pramer, 1959; Trosselier et al., 1998), a radiação solar (Whitman et al., 2004; Sinto et al., 1994; Trosselier et al., 1998), a presença de compostos tóxicos, predação e competição (Mezrioui et al., 1995).

A influência relativa de cada um destes factores varia e depende de cada situação específica. Alguns autores (Xu et al., 2002) consideram que a temperatura e a radiação solar são os factores abióticos que mais influenciam a mortalidade, outros (Trosselier, et al., 1998) acrescentam também a salinidade e ausência de matéria orgânica.

Em seguida, descrever-se-á os factores abióticos que influenciam a inactivação bacteriológica em águas costeiras, uma vez que são estes que correspondem ao enfoque do presente trabalho.

3.2.1 RADIAÇÃO SOLAR

A radiação solar é referido como o factor mais influente para a mortalidade de bactérias em água do mar (Rozen & Belkin, 2001; Sinton et al., 1994; Whitman et al., 2004). Na realidade, a radiação solar desencadeia uma rápida diminuição na capacidade das bactérias coliformes formarem colónias (Davies & Evison, 1991), estando contudo o seu efeito restrito a pouca

profundidade (Sinton et al., 1994). O processo de inactivação, por luz solar, dos indicadores fecais é bastante complexo, porém, as duas principais vias envolvidas são: a fotobiológica (com danos ao nível do ADN) e fotoquímica (por oxidação dos componentes celulares) (Whitman et al., 2004).

Os estudos laboratoriais de Sinton et al. (1994), indicam que a porção UV-B (280 a 320 nm) do espectro solar é a que provoca maiores estragos ao nível do ADN (Ácido Desoxirribonucleico) das células dos indicadores de contaminação fecal. Maiores comprimentos de onda tendem a provocar mais estragos no ADN, quando na presença de oxigénio. Segundo estes autores, a acção do espectro UV-A (320 a 400 nm), nos estragos em ADN, é quatro vezes mais baixa e diminui com o aumento do comprimento de onda.

A presença de matéria orgânica dissolvida, clorofila e matéria particulada na água dificultam a penetração da radiação solar, minimizando assim os efeitos nocivos desta sobre as bactérias coliformes (Rozen & Belkin, 2001). Este efeito ocorre com maior frequência em sistemas costeiros e estuarinos eutrofizados, e é particularmente relevante para a radiação UV-B, com menor comprimento de onda. Outros factores que podem interferir com a penetração de radiação na coluna de água são: a nebulosidade; a ondulação; o nível médio das águas do mar; o período do dia e localização geográfica (Whitman et al., 2004).

3.2.2 TEMPERATURA

A temperatura da água do mar é outro factor que pode influenciar a sobrevivência de bactérias coliformes no ambiente marinho, uma vez que a temperatura óptima de crescimento destes organismos ronda os 37°C.

Contudo, a temperatura para a sobrevivência não é necessariamente a mesma que para o crescimento. De facto, estudos realizados por Carlucci & Pramer (1959) indicam que *E. coli* fica estável com valores baixos de temperatura. Abaixo dos 15°C a sobrevivência de bactérias coliformes está inversamente relacionada com a temperatura, mas acima de 15°C esta relação torna-se menos crítica (Mcfeters & Stuart, 1972).

Uma experiência realizada por Davies & Evison (1991), na qual foi estimada a sobrevivência de *E. coli* e *Salmonella* em água do mar filtrada e exposta à luz visível (durante seis horas), considerando três temperaturas diferentes (5°C, 15°C e 25°C), demonstrou que não ocorrem alterações em nenhum dos parâmetros estudados, nem diferenças entre as três temperaturas, o que poderá estar relacionado com o pequeno período exposição.

3.2.3 SALINIDADE

Vários autores (Rozen & Belkin, 2001) têm estudado os efeitos da salinidade na sobrevivência de bactérias coliformes, verificando que a diminuição de salinidade na água é acompanhada por um aumento na sobrevivência destas bactérias. Yang et al. (2000) verificaram que as bactérias lançadas em ambientes marinhos durante a noite (ausência de radiação solar) têm uma maior taxa de sobrevivência. O efeito conjunto de salinidade (3,7%), luz (cerca de 300 Wm^{-2}) e a presença de matéria orgânica (100 mg.L^{-1} glucose) foi estudada por Troussellier et al. (1998). Estes autores verificaram que *E. coli* é sensível à salinidade apenas na presença de luz, independentemente da presença de matéria orgânica.

3.2.4 pH

A água do mar apresenta normalmente valores entre 7,5 e 8,5 (unidades de pH), sendo que este parâmetro é influenciado pela temperatura, pressão e actividade fotossintética e respiratória dos microrganismos (Rozen & Belkin, 2001). Segundo Carlucci & Pramer (1959), a taxa de sobrevivência de *E. coli* é mais elevada, tanto em água do mar, como em solução salina (NaOH) com um pH ácido, diminuindo com o aumento de pH. Segundo os mesmos autores, parece que a reacção à água do mar (pH 8,0, aproximadamente) não favorece a sobrevivência destes organismos, e que a salinidade e o pH contribuem para a rápida mortalidade de células de *E. coli* que são lançadas nas águas costeiras.

3.2.5 NUTRIENTES

Normalmente, a quantidade de nutrientes orgânicos e inorgânicos presente na água do mar é muito baixa, condicionando o crescimento e sobrevivência de bactérias coliformes. Não existem muitos estudos efectuados onde se considere a sobrevivência de bactérias coliformes em relação à disponibilidade de nutrientes. No entanto, Carlucci & Pramer (1959) testaram a influência de azoto e fósforo na sobrevivência de *E. coli* em água do mar, e constataram ainda existir uma relação directa entre a sobrevivência e a concentração de nutrientes. Sabe-se também que a falta de nutrientes combinada com outros factores, como a salinidade e a radiação solar, diminui a sobrevivência de *E. coli* em águas costeiras (Rozen & Belkin, 2001).

Face ao exposto pode-se concluir que a maioria dos estudos sobre inactivação bacteriológica restringe-se a experiencias laboratoriais. Muito embora os resultados dessas experiências sejam considerados para determinar a influência de cada parâmetro sobre o processo de inactivação, a relevância destes dados em condições reais não tem sido devidamente testada. Na realidade, a conjugação de todos os parâmetros é complexa e dinâmica, muitas vezes caracterizada por alguns antagonismos.

4

ANÁLISE DE DADOS

4.1 AMOSTRAS E VARIÁVEIS

As amostras utilizadas no presente estudo, representadas nas diferentes matrizes de amostras por variáveis, encontram-se disponíveis em CD Anexo e correspondem a dados cedidos por diversas entidades, designadamente, a Águas do Porto, E.E.M., o Instituto da Água, I.P. (INAG), o Instituto Hidrográfico (IH) e o Instituto de Meteorologia (IM), tal como se apresenta na Tabela 12.

Tabela 12 - Fontes de dados e variáveis consideradas no presente estudo (Fev. 2007 a Abril de 2009).

Fonte de Dados	Período em Análise	Variáveis Consideradas
Águas do Porto, E.E.M.,	Fevereiro de 2007 a Abril de 2009	<i>Escherichia Coli</i> ($\approx$ Coliformes Fecais) Enterococos Intestinais ($\approx$ Estreptococos Fecais) pH Turvação Salinidade Velocidade do vento Temperatura do ar Temperatura da água
INAG	Maio a Setembro de 2007 e Junho a Setembro de 2008	<i>Escherichia Coli</i> Enterococos Intestinais
IH	Fevereiro de 2007 a Abril de 2009	Altura de onda Direcção da agitação Maré Temperatura da água
IM	Fevereiro de 2007 a Abril de 2009	Velocidade do vento Rumo do vento Precipitação Radiação solar

Na generalidade, os dados em causa referem-se aos anos de 2007, 2008 e 2009, uma vez que correspondem ao período de mudança no que respeita à qualidade das águas balneares da cidade do Porto, tal como referido no subcapítulo 1.3. Apesar destas amostras incluírem dados de diferentes anos, poderão não ser representativas das condições verificadas na orla marítima da cidade do Porto. Na verdade, as amostras reportam a dias específicos, nomeadamente, pertencentes a uma dada época balnear, para os quais se concretizou um plano de amostragem.

Considerou-se, igualmente, oportuno utilizar os dados recolhidos de acordo com o Decreto-Lei nº236/98, de 1 de Agosto. Assim sendo, os parâmetros *Coliformes Fecais* e *Streptococos Fecais* são, nos termos da Directiva 2006/7/CE, considerados equivalentes aos parâmetros *Escherichia Coli* e *Enterococos Intestinais*.

De acordo com os objectivos deste trabalho, as variáveis em estudo foram associadas em três grupos – parâmetros físico-químicos, factores meteorológicos e factores oceanográficos – cujas respectivas abreviaturas e unidades de medida se encontram representadas na Tabela 13.

Tabela 13 - Variáveis em estudo, respectivas abreviaturas e unidades de medida.

Indicadores Microbiológicos	(EC) <i>Escherichia Coli</i> , concentração do indicador de poluição fecal na amostra (UFC/100ml); (EI) Enterococos Intestinais , concentração do indicador de poluição fecal na amostra (UFC/100ml).
Parâmetros físico-químicos	(PH) pH , o resultado é dado por leitura directa, referenciado à temperatura do ensaio e expresso de 1 a 14 na escala de Sorensen; (TU) Turvação , o resultado é dado por leitura directa e é expresso em NTU (Unidade Nefelométrica de Turvação); (SL) Salinidade , o resultado é definido em termos de razão de condutividade, obtido por leitura directa e expresso sem unidades.
Factores meteorológicos	(V) Velocidade do vento , no momento de recolha da amostra (m/s); (DV) Direcção do vento , no momento de recolha da amostra (°); (P) Precipitação , 24 horas antecedentes à recolha da amostra (mm); (R) Radiação solar , no momento de recolha da amostra (kJ/m²); (TAR) Temperatura do ar , no momento de recolha da amostra (°C).
Factores oceanográficos	(A) Altura de onda , no momento de recolha da amostra (m); (PO) Período médio da onda , no momento da recolha da amostra (s); (DA) Direcção da agitação , no momento de recolha da amostra (°); (M) Maré , no momento de recolha da amostra; (TA) Temperatura da água , no momento de recolha da amostra (°C).

De referir ainda que, numa primeira fase, foi solicitada informação ao IM relativa à hora exacta da recolha das amostras. Tal não foi possível obter, tendo sido necessário efectuar algumas

correções, optando-se por arredondar o tempo por defeito, de acordo com a informação disponível.

No que respeita aos dados do IH de agitação marítima e temperatura da água, considerou-se uma boa aproximação o facto de o local mais próximo da orla costeira do Porto, ser o da posição da bóia ondógrafo colocada ao largo de Leixões (sinalizada na Figura 13 com um triângulo a vermelho).

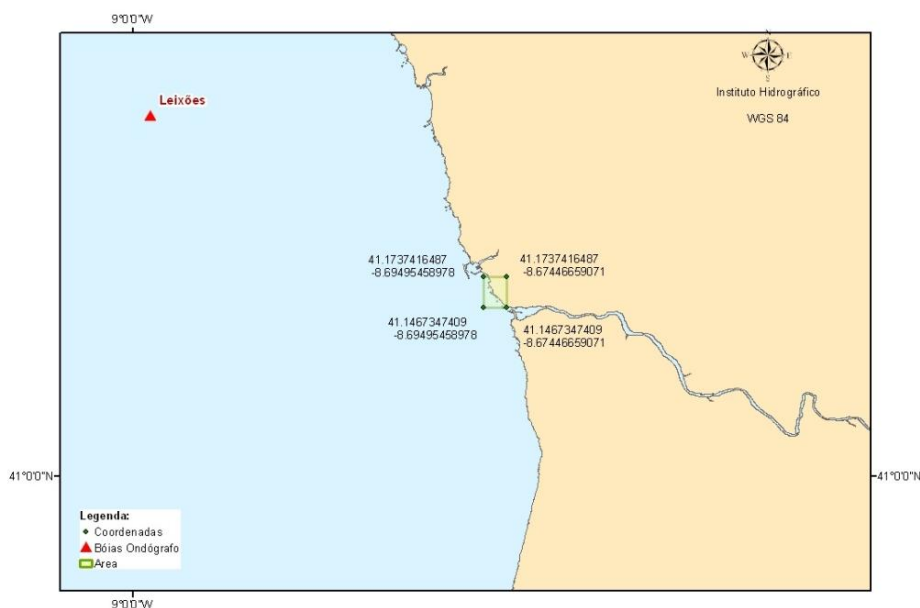


Figura 13 – Localização da bóia ondógrafo (Fonte: Instituto Hidrográfico, 2009).

4.2 OPÇÕES METODOLÓGICAS

No presente estudo, os resultados foram analisados de acordo com uma metodologia de Análise de Dados. Este método consiste em analisar se as flutuações, mudanças e efeitos observados nos dados podem ser atribuídos às mudanças de variações isoladas ou se existe algum elemento determinístico. É o método mais indicado no estudo de grande quantidade de informação, uma vez que é possível o uso de meios informáticos para tratar estatisticamente todos os dados de uma forma eficiente.

Com base nos registos da Águas do Porto, E.E.M., optou-se, na primeira fase do trabalho, por efectuar uma análise estatística preliminar (análise de regressão e correlação univariada). Na segunda fase, o trabalho foi alargado aos dados cedidos pelo INAG, tendo-se efectuado uma Análise Factorial de Correspondências (AFC), para se comparar os registos de dados destas duas entidades. No que diz respeito aos dados recolhidos na Águas do Porto, E.E.M., aplicou-se também o método atrás descrito (AFC), tendo em vista os seguintes objectivos:

- Analisar eventuais diferenças entre as zonas balneares em estudo;

- Analisar a correlação entre as diversas variáveis e a concentração dos indicadores fecais.

Neste sentido, o conteúdo da presente dissertação insere-se, sobretudo, no âmbito da Análise Multivariada de Dados, particularmente na Análise Factorial de Correspondências. A AFC é um método factorial de análise, que permite visualizar, através de gráficos bidimensionais (planos factoriais), conseguidos à custa de uma redução na dimensionalidade espacial dos dados de partida, não só o sistema de relações no interior de cada um dos conjuntos formados pelas variáveis (colunas da matriz) ou pelas amostras (linhas da matriz), mas também os sistemas de relações conjuntas existentes entre variáveis e amostras (Góis, 2002).

A opção pela AFC, enquanto técnica de análise de dados, deveu-se também à flexibilidade que este método factorial apresenta no tratamento de matrizes de dados, cujas variáveis iniciais podem vir expressas em diferentes unidades.

4.3 ANÁLISE PRELIMINAR

Conforme a metodologia anteriormente referida, numa primeira fase, efectuou-se uma análise de regressão e correlação univariada, com o objectivo de se estudar a associação e a relação de cada variável em estudo com a concentração dos indicadores microbiológicos. Embora a análise de correlação linear (entre duas variáveis) seja uma técnica menos eficaz do que a de regressão (simples) – já que a primeira revela apenas o grau de relacionamento entre as variáveis, enquanto a segunda especifica a forma como tal relacionamento se processa – as duas técnicas estão estatisticamente interligadas.

Por sua vez, o teste de correlação ordinal de *Spearman* foi aplicado com o intuito de avaliar funções monótonas³ arbitrárias que poderão indicar a relação entre duas variáveis, sem fazer nenhuma suposição sobre a distribuição de frequências das variáveis. É de referir que o coeficiente r_s (coeficiente de correlação ordinal de *Spearman*) traduz formas mais gerais de relacionamento de duas variáveis que se incluem na designação “grau de associação”. Note-se que duas variáveis exibindo um grau de associação elevado podem ser ou não correlacionadas linearmente (Guimarães & Sarsfield Cabral, 2007).

Com base nos coeficientes de correlação, construiu-se o teste bilateral seguinte:

- H_0 : As variáveis não estão associadas
- H_1 : As variáveis estão associadas

³ Uma função entre dois conjuntos ordenados é monótona quando ela preserva (ou inverte) a relação de ordem. Quando a função preserva a relação denomina-se de função crescente. Quando esta inverte a relação, designa-se de função decrescente.

Na Tabela 43 do Anexo D apresentam-se os valores críticos do extremo superior da distribuição do coeficiente de correlação de *Spearman* (admitindo que H_0 é verdadeira) para $5 \leq N \leq 30$ e para os níveis de confiança $\alpha = 0,01, 0,02, 0,05$ e $0,10$. Atendendo à simetria da distribuição de r_s , os valores críticos correspondentes ao extremo inferior são obtidos trocando-se o sinal aos valores tabelados. Para dimensões de amostras superiores a 30, a estatística de teste (ET) aplicada ao coeficiente de correlação de *Spearman* pode ser substituída pela fórmula:

$$ET = t(\alpha; k) \sqrt{\frac{1 - r^2}{N - 2}} \quad [1]$$

que, quando H_0 é verdadeira, segue uma distribuição t de *Student* com $N-2$ graus de liberdade (k) e α nível de significância.

A equação [2] constitui a estatística para testar H_0 , no que respeita ao coeficiente de correlação linear.

$$ET = t(\alpha; k) \frac{r}{\sqrt{\frac{1 - r^2}{N - 2}}} \quad [2]$$

No sentido de interpretar os coeficientes de determinação e de correlação definiram-se os critérios de avaliação qualitativa representados na Tabela 14.

Tabela 14 – Critério de avaliação definidos na interpretação dos coeficientes de determinação e de correlação.

Coeficientes de Determinação (r^2)	Coeficiente de Correlação (r)
$r^2 \geq \pm 0,70$, indica um forte ajuste do modelo	$r \geq \pm 0,70$, indica uma forte correlação
$\pm 0,3 \leq r^2 < \pm 0,7$, indica um ajuste moderada do modelo	$\pm 0,3 \leq r < \pm 0,7$, indica uma correlação moderada
$r^2 < \pm 0,3$, indica um ajuste fraco do modelo	$r < \pm 0,3$, indica uma fraca correlação

Pretende-se, assim, tendo em consideração os princípios definidos, encontrar em primeiro lugar a associação entre as variáveis (coeficiente de correlação linear e de *Spearman*) e caso esta seja estatisticamente significativa, desenvolver um modelo simples e bem ajustado, capaz de descrever a relação entre diversos factores, como por exemplo os parâmetros físico-químicos, meteorológicos e oceanográficos, e a concentração dos indicadores microbiológicos.

4.3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Dando sequência aos objectivos propostos para o presente trabalho, faz-se de seguida uma análise sobre o conjunto das medições relativas aos parâmetros físico-químicos em estudo. Esta análise, baseada nos dados cedidos pela Águas do Porto, E.E.M., atende não só à análise de correlação, mas também à análise de regressão.

A análise de regressão e de correlação foi efectuada a partir da representação gráfica dos parâmetros físico-químicos *versus* os valores determinados analiticamente dos indicadores microbiológicos (EC e EI). Esta análise permitiu a verificação de alguns casos de incoerência, nomeadamente, aqueles que foram registados na campanha realizada no âmbito da “Caracterização das Fontes de Poluição Difusa e seu Impacto nas Praias do Porto”. Assim sendo, foi reajustado o modelo final, retirando-se, um de cada vez, os casos identificados, e efectuada uma análise à variação dos coeficientes de correlação, tendo-se constatado que na maioria dos casos a alteração média nos coeficientes foi superior a 50%. Perante este resultado e confirmada a incoerência dos dados, principalmente no que respeita à enorme variabilidade espacial e temporal das zonas balneares do Porto, estes valores foram excluídos das representações gráficas finais (apresentadas no Anexo E), para que não seja reflectida a amostragem efectuada por entidades distintas.

De acordo com a metodologia anteriormente descrita, procedeu-se a um teste de correlação ordinal de *Spearman* para todas as zonas balneares do Porto.

Na Tabela 15 é possível observar os resultados obtidos, tendo em consideração as variáveis pH, turvação e salinidade. O número de amostras considera-se representativo na maioria dos casos, com excepção do parâmetro salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais.

Tabela 15 - Síntese dos resultados da análise do teste de correlação ordinal de *Spearman* entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e a concentração dos indicadores microbiológicos.

<i>Análise de Correlação de Spearman</i>	<i>Escherichia Coli (UFC/100ml)</i>			<i>Enterococos Intestinais (UFC/100ml)</i>		
	<i>N</i>	<i>r_s</i>	<i>Estatística Teste*</i>	<i>N</i>	<i>r_s</i>	<i>Estatística Teste*</i>
<u>Foz</u>						
pH	223	-0,198	Rejeita-se H ₀	106	0,006	Não se rejeita H ₀
Turvação	223	0,372	Rejeita-se H ₀	106	0,445	Rejeita-se H ₀
Salinidade	26	-0,234	Não se rejeita H ₀	7	0,616	Não se rejeita H ₀
<u>Homem do Leme</u>						
pH	78	-0,131	Não se rejeita H ₀	39	-0,117	Não se rejeita H ₀
Turvação	78	0,484	Rejeita-se H ₀	39	0,497	Rejeita-se H ₀
Salinidade	25	-0,108	Não se rejeita H ₀	7	-0,107	Não se rejeita H ₀
<u>Gondarém</u>						
pH	151	-0,040	Não se rejeita H ₀	75	0,045	Não se rejeita H ₀
Turvação	152	0,217	Rejeita-se H ₀	76	0,194	Não se rejeita H ₀
Salinidade	27	-0,426	Rejeita-se H ₀	8	0,476	Não se rejeita H ₀
<u>Castelo Queijo</u>						
pH	74	-0,119	Não se rejeita H ₀	36	-0,102	Não se rejeita H ₀
Turvação	75	0,440	Rejeita-se H ₀	37	0,272	Não se rejeita H ₀
Salinidade	27	-0,366	Não se rejeita H ₀	4	-0,400	Não se rejeita H ₀

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras
 r_s – Coeficiente de Correlação de *Spearman*.

A consulta da Tabela 15 permite ainda concluir (recorde-se que *Rejeitar H₀* corresponde à afirmação “as variáveis estão associadas” e *Não Rejeitar H₀* corresponde à sua negação) que a variável turvação está associada à variável EC, para todas as zonas balneares, assim como, as variáveis pH e salinidade, no caso, da zona balnear da Foz e Gondarém, respectivamente. Rejeita-se também, uma associação entre a variável turvação e EI, nas zonas balneares da Foz e do Homem do Leme.

Nesta fase do estudo e de uma forma ainda genérica, as interpretações acima mencionadas, embora de carácter essencialmente qualitativo, apresentam a vantagem de ser possível executar várias tentativas com o intuito de decifrar o tipo de relação existente, para os casos em que a estatística teste rejeitou H₀.

Neste sentido, a primeira abordagem consistiu em verificar se existe ou não relação linear entre as variáveis (vidé Tabela 16). Numa segunda fase, optou-se por recorrer à logaritmização da variável independente (vidé Tabela 17), uma vez que a bibliografia existente contempla a sua utilização (Bordalo, 2003; Li-Ming & Zhen-Li, 2008; Parkhurst et al., 2005).

Tabela 16 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e a concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de regressão e de correlação	Escherichia Coli (UFC/100ml)				Enterococos Intestinais (UFC/100ml)			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
pH	223	0,030	0,172	Rejeita-se H0			N/A	
Turvação	223	0,096	0,310	Rejeita-se H0	106	0,051	0,226	Rejeita-se H0
Salinidade			N/A				N/A	
<u>Homem do Leme</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	78	0,043	0,208	Não se rejeita H0	39	0,227	0,476	Rejeita-se H0
Salinidade			N/A				N/A	
<u>Gondarém</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	152	0,004	0,063	Não se rejeita H0			N/A	
Salinidade	27	0,095	0,308	Não se rejeita H0			N/A	
<u>Castelo Queijo</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	75	0,003	0,055	Não se rejeita H0			N/A	
Salinidade			N/A				N/A	

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas;
 r_p – Coeficiente de Correlação; r^2 – Coeficiente de Determinação.

Tabela 17 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação entre as variáveis pH, turvação e salinidade, e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de regressão e de correlação	Log Escherichia Coli (UFC/100ml)				Log Enterococos Intestinais (UFC/100ml)			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
pH	223	0,066	0,256	Rejeita-se H0			N/A	
Turvação	223	0,141	0,257	Rejeita-se H0	106	0,204	0,452	Rejeita-se H0
Salinidade			N/A				N/A	
<u>Homem do Leme</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	78	0,178	0,422	Rejeita-se H0	39	0,259	0,509	Rejeita-se H0
Salinidade			N/A				N/A	
<u>Gondarém</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	152	0,043	0,207	Rejeita-se H0			N/A	
Salinidade	27	0,099	0,314	Não se rejeita H0			N/A	
<u>Castelo Queijo</u>								
pH			N/A				N/A	
Turvação	75	0,160	0,400	Rejeita-se H0			N/A	
Salinidade			N/A				N/A	

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas;
 r – Coeficiente de Correlação; r^2 – Coeficiente de Determinação.

A consulta da Tabela 16 permite constatar que o comportamento das variáveis em estudo não é possível de se representar através de uma linha de tendência linear, uma vez que o coeficiente de determinação varia entre 0 e 0,227. Estes valores reflectem que a precisão das regressões não é significativa para que sejam consideradas como modelos bem ajustados, uma vez que $r^2 \leq \pm 0,3$.

Os resultados obtidos para o coeficiente de correlação de linear reforçam as conclusões acima referidas, verificando-se que este parâmetro estatístico varia entre 0 e 0,476. Embora moderadamente significativo ($\pm 0,3 \leq r < \pm 0,7$) para a variável turvação em função de EC e EI, considerando a zona balnear da Foz e do Homem do Leme, respectivamente, não será possível afirmar com segurança que as variáveis pH e EC, e TU e EI dependem linearmente da concentração dos indicadores microbiológicos. Para as restantes variáveis e zonas balneares pode-se afirmar que estas não dependem linearmente da concentração de *Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais, uma vez que a estatística teste não rejeitou H_0 .

Embora a análise efectuada através da logaritmização da concentração dos indicadores microbiológicos constitua uma nova abordagem, os resultados obtidos não acrescentam nada às conclusões anteriormente mencionadas. No entanto, a observação da Tabela 17 permite destacar a associação moderada entre as variáveis turvação e o Log EC, para as zonas balneares do Homem do Leme e do Castelo do Queijo e, ainda, entre a turvação e o Log EI, para a zona balnear do Homem do Leme e da Foz. No que respeita ao coeficiente de determinação para outras associações, embora os resultados da Estatística Teste conduzam a Rejeitar H_0 , o que corresponde a aceitar a hipótese que as variáveis estão associadas, verifica-se que os modelos desenvolvidos não se ajustam correctamente aos dados em análise ($0,043 \leq r^2 \leq 0,259$, $\alpha=0,05$), uma vez que $r^2 < \pm 0,3$.

Apesar das inúmeras tentativas efectuadas não foi possível estabelecer o tipo de relação entre as variáveis em estudo. No entanto, a interpretação dos resultados efectuados conduziram às seguintes conclusões gerais:

- Na sua globalidade, as diferentes zonas balneares apresentam comportamentos semelhantes no que respeita à inexistência de associação entre a variável pH e a concentração de EC e EI ($r_s \approx 0$), e comportamentos distintos no que respeita à relação entre as variáveis turvação e salinidade em função da concentração dos indicadores microbiológicos;
- À excepção da zona balnear de Gondarém, verifica-se que o coeficiente de correlação de *Spearman* é, aproximadamente, 0,4 quando analisado o parâmetro turvação em função da concentração de EC. No que respeita à associação entre as variáveis turvação e a

concentração de EI, constata-se uma semelhança entre a zona balnear da Foz e do Homem do Leme ($r_s \approx 0,5$) e a zona balnear de Gondarém e do Castelo do Queijo ($r_s \approx 0,2$);

- Todas as zonas balneares em estudo apresentam um r_s negativo quando se procede à análise da salinidade em função de EC, o que reforça as conjecturas avançadas anteriormente, aquando da descrição dos factores abióticos que influenciam a inactivação bacteriológica (ver capítulo 3), sobre a possibilidade da diminuição da salinidade na água ser acompanhada por um aumento na sobrevivência de bactérias coliformes. Novamente, verifica-se uma semelhança entre a zona balnear da Foz e do Homem do Leme ($r_s \approx -0,2$) e a zona balnear de Gondarém e do Castelo do Queijo ($r_s \approx -0,4$);
- A associação entre as variáveis salinidade e Enterococos Intestinais não foi considerada factível, uma vez que o número de amostras não é considerado representativo.

Obviamente que qualquer análise aos resultados obtidos que não enquadre, numa perspectiva mais geral, o facto de todo o processo em estudo depender de vários factores conjugados, e não de efeitos isolados, é desprovida de qualquer tipo de coerência. Contudo, face aos objectivos deste trabalho e nesta primeira abordagem, procurou-se reflectir especificamente sobre os dados disponíveis, tentando extrair conclusões particulares, as quais poderão contribuir para modelos explicativos e interpretações mais gerais.

A este propósito é possível invocar o trabalho de investigação realizado por Adriano Bordalo e Sá (Bordalo, 2003) através do qual foi estudada a qualidade das águas balneares de duas praias urbanas contíguas do Porto (Pastoras e Ourigo) durante 18 dias consecutivos, três vezes por dia, abrangendo, deste modo, diferentes condições ambientais. Embora os percursos efectuados pelo investigador apresentem diferenças em relação aos do presente estudo, são por demais evidentes, no que é possível comparar, as semelhanças ao nível do reconhecimento do facto de que a localização da praia e as suas condicionantes físicas influenciam a qualidade das águas balneares. No que respeita aos parâmetros físico-químicos, segundo este autor, existe uma relação polinomial entre o logaritmo de coliformes fecais e a salinidade na Praia das Pastoras ($r^2=0,706$; $p<0,0001$), no entanto, para a praia do Ourigo não foi descortinada qualquer tipo de relação entre essas variáveis, à semelhança do que se demonstrou no presente trabalho.

Numa interpretação mais abrangente, alguns autores (Coelho et al., 1999; Mill et al., 2006) sugerem que a salinidade é um factor essencial, tal como referido no capítulo 3. No presente estudo, a variável salinidade não se encontra associada à concentração dos indicadores fecais, com excepção da zona balnear de Gondarém ($r_s = -0,426$; $\alpha = 0,05$). Mill et al. (2006) procederam

à determinação do coeficiente de correlação de *Spearman* entre variáveis físico-químicas e a concentração dos indicadores microbiológicos fecais (Coliformes Totais, *Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais), num estudo similar ao que aqui se apresenta. Com as devidas diferenças, verifica-se que os resultados apresentados pelo autor, em termos de estatísticos globais, quando se analisam os seus estatísticos globais, são semelhantes aos obtidos para as praias do Porto, com excepção do parâmetro salinidade, tal como se pode observar na Tabela 18.

Tabela 18 - Comparação entre os coeficientes de correlação de *Spearman* (r_s) obtidos no presente estudo e por Mill et al. (2006).

Presente Estudo	E. Coli, r_s	Enterococos Intestinais, r_s	Mill et al. (2006)	E. Coli, r_s	Enterococos Intestinais, r_s
<u>Foz</u>					
pH	-0,198	0,006	<u>Lower estuary</u>		
Turvação	0,372	0,445	pH	-0,10	-0,52
Salinidade	-0,234	0,616	Turvação	0,00	0,37
			Salinidade	0,01	-0,32
<u>Homem do Leme</u>					
pH	-0,131	-0,117			
Turvação	0,484	0,497	<u>Middle estuary</u>		
Salinidade	-0,108	-0,107	pH	0,06	0,37
			Turvação	0,06	0,22
<u>Gondarém</u>			Salinidade	0,04	0,48
pH	-0,040	0,045			
Turvação	0,217	0,194	<u>Upper estuary</u>		
Salinidade	-0,426	0,476	pH	-0,28	-0,41
<u>Castelo Queijo</u>			Turvação	-0,13	0,51
pH	-0,119	-0,102	Salinidade	-0,18	-0,28
Turvação	0,440	0,272			
Salinidade	-0,366	-0,400			
<u>Estatísticos Globais</u>			<u>Estatísticos Globais</u>		
<u>Média</u>			<u>Média</u>		
pH	-0,122	-0,042	pH	-0,107	-0,187
Turvação	0,378	0,352	Turvação	-0,035	0,367
Salinidade	-0,284	0,146	Salinidade	-0,043	-0,040
<u>Mediana</u>			<u>Mediana</u>		
pH	-0,125	-0,048	pH	-0,100	-0,410
Turvação	0,406	0,359	Turvação	-0,035	0,370
Salinidade	-0,300	0,185	Salinidade	0,010	-0,280
<u>Desvio Padrão</u>			<u>Desvio Padrão</u>		
pH	0,065	0,080	pH	0,170	0,485
Turvação	0,117	0,143	Turvação	0,134	0,145
Salinidade	0,142	0,480	Salinidade	0,119	0,451

4.3.2 FACTORES METEOROLÓGICOS

Neste subcapítulo, procede-se a uma incursão exploratória e caracterização estatística dos diferentes registos meteorológicos disponíveis. À semelhança do que se realizou no subcapítulo anterior, sobre os factores meteorológicos, aplicou-se o teste de correlação ordinal de *Spearman*. Introduziu-se, igualmente, diferentes tipos de regressões para os resultados cuja estatística teste “rejeitou H_0 ”. A prossecução destes objectivos conduziu aos resultados representados na Tabela 19.

Tabela 19 - Síntese dos resultados obtidos da análise do teste de correlação ordinal de *Spearman* entre as variáveis Temperatura do Ar e Velocidade do Vento, e a concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de Correlação de Spearman	Escherichia Coli (UFC/100ml)			Enterococos Intestinais (UFC/100ml)		
	N	r_s	Estatística Teste*	N	r_s	Estatística Teste*
<u>Foz</u>						
Temp. Ar	548	-0,229	Rejeita-se H_0	218	-0,576	Rejeita-se H_0
Vel. Vento	539	-0,091	Rejeita-se H_0	218	0,023	Não se Rejeita H_0
<u>Homem do Leme</u>						
Temp. Ar	218	-0,104	Não se Rejeita H_0	92	-0,397	Rejeita-se H_0
Vel. Vento	215	-0,043	Não se Rejeita H_0	92	0,192	Não se Rejeita H_0
<u>Gondarém</u>						
Temp. Ar	365	-0,096	Não se Rejeita H_0	154	-0,379	Rejeita-se H_0
Vel. Vento	358	-0,230	Rejeita-se H_0	152	-0,169	Não se Rejeita H_0
<u>Castelo Queijo</u>						
Temp. Ar	214	-0,132	Não se Rejeita H_0	84	-0,414	Rejeita-se H_0
Vel. Vento	211	-0,124	Não se Rejeita H_0	83	-0,030	Não se Rejeita H_0

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras;

r_s – Coeficiente de Correlação de *Spearman*.

Com base nos resultados obtidos a partir da metodologia adoptada, foi possível inferir pela inexpressiva influência da temperatura do ar na concentração de *Escherichia Coli*, com excepção da zona balnear da Foz cuja estatística teste conduziu a *Rejeitar H_0* . Contrariamente, a tendência verificada em relação ao parâmetro microbiológico EI aponta no sentido de todas as zonas balneares apresentarem um comportamento similar ($-0,379 \leq r_s \leq -0,576$), ou seja, a concentração de Enterococos Intestinais varia inversamente com a temperatura do ar e associação entre estas variáveis é moderada ($\pm 0,3 \leq r < \pm 0,7$).

Considerando a variável velocidade do vento, é possível afirmar que só existe associação entre esta variável e a concentração de *Escherichia Coli* para as zonas balneares da Foz e de Gondarém. Apesar da estatística teste rejeitar H_0 , para estas zonas balneares, o que implica considerar que as variáveis estão associadas, verifica-se que a associação entre elas é fraca ($r \leq \pm 0,3$).

Na tentativa de descortinar o tipo de relação existente entre as variáveis em estudo, cuja Estatística Teste, *Rejeitou H₀*, procedeu-se à aplicação de técnicas de regressão e correlação linear e exponencial. Os resultados obtidos encontram-se representados na Tabela 20 e 21, respectivamente.

Tabela 20 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis temperatura do ar e velocidade do vento, e a concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de Regressão e Correlação	Escherichia Coli (UFC/100ml)				Enterococos Intestinais (UFC/100ml)			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
Temp. Ar	548	0,002	0,046	Não se rejeita H ₀	218	0,157	0,397	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento	539	0,002	0,047	Não se rejeita H ₀			N/A	
<u>Homem do Leme</u>								
Temp. Ar			N/A		92	0,083	0,289	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento			N/A				N/A	
<u>Gondarém</u>								
Temp. Ar			N/A		154	0,036	0,190	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento	358	0,002	0,042	Não se rejeita H ₀			N/A	
<u>Castelo Queijo</u>								
Temp. Ar			N/A		84	0,013	0,115	Não se rejeita H ₀
Vel. Vento			N/A				N/A	

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k):N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas; r – Coeficiente de Correlação; r²- Coeficiente de Determinação.

Tabela 21 - Síntese dos resultados obtidos da análise de regressão e correlação entre as variáveis temperatura do ar e velocidade do vento, e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de Regressão e Correlação	Log Escherichia Coli (UFC/100ml)				Log Enterococos Intestinais (UFC/100ml)			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
Temp. Ar	548	0,068	0,261	Rejeita-se H ₀	218	0,318	0,564	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento	539	0,021	0,145	Rejeita-se H ₀			N/A	
<u>Homem do Leme</u>								
Temp. Ar			N/A		92	0,160	0,400	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento			N/A				N/A	
<u>Gondarém</u>								
Temp. Ar			N/A		154	0,130	0,361	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento	358	0,025	0,159	Rejeita-se H ₀			N/A	
<u>Castelo Queijo</u>								
Temp. Ar			N/A		84	0,147	0,383	Rejeita-se H ₀
Vel. Vento			N/A				N/A	

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k):N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas; r – Coeficiente de Correlação; r²- Coeficiente de Determinação.

Embora não seja possível generalizar as considerações tecidas para as técnicas de regressão e correlação aplicadas, parece contudo legítimo verificar a adequação do método de logaritmização na análise de regressão e correlação. Ainda assim, com base da análise da Tabela 20, é possível afirmar que não existe associação linear entre as variáveis temperatura do ar e velocidade do vento, e a concentração de *Escherichia Coli*.

Atendendo à Tabela 21, é possível constatar que a estatística teste conduziu a *Rejeitar H_0* para todas as zonas balneares, destacando-se a associação moderada entre a Temperatura do Ar e o Log EI para todas as zonas balneares ($\pm 0,3 \leq r < \pm 0,7$).

Os resultados obtidos na análise dos factores meteorológicos podem ser sumariados nos seguintes pontos:

- As diferentes zonas balneares apresentam comportamentos semelhantes no que respeita à associação moderada e negativa verificada entre as variáveis temperatura do ar e a concentração de EI ($-0,379 \leq r_s \leq -0,576$), e inexistência de associação entre as variáveis temperatura do ar e a concentração de EC, com excepção da zona balnear da Foz;
- Analisando o parâmetro velocidade do vento em função da concentração de EI, verifica-se que as variáveis não estão associadas, embora se constate uma semelhança entre a zona balnear da Foz e do Homem do Leme ($r_s \approx 0,1$) e a zona balnear de Gondarém e do Castelo do Queijo ($r_s \approx -0,1$);
- As diferentes zonas balneares apresentam comportamentos distintos, quando analisado as variáveis velocidade do vento e concentração EC, tendo a estatística teste *Rejeitado H_0* na zona balnear da Foz e de Gondarém, e *Não Rejeitado H_0* na zona balnear do Homem do Leme e do Castelo do Queijo.

Os resultados obtidos não surpreendem, uma vez que, pelo menos, a componente da dependência espaço-temporal em zonas balneares próximas, era expectável, tal como apontado no capítulo 3.

Na tentativa de esclarecer algumas das pistas levantadas nas exposições anteriores, e recorrendo somente aos estudos mais recentes (sem pretensões de uma enumeração exaustiva), merecem referência os trabalhos de Li-Ming e Zhen-Li (2008) que concluíram, através da análise de correlação de *Pearson*, que os parâmetros Coliformes Totais (CT), Coliformes (CF) e Enterococos Intestinais (EI) estão significativamente correlacionados com a temperatura do ar ($-0,41 < r < -0,30$, $p < 0,01$) e com a velocidade do vento ($0,30 < r < 0,37$, $p < 0,01$). À semelhança da metodologia adoptada no presente estudo, os autores procederam numa primeira fase à verificação da existência de associação entre as variáveis em estudo e, numa segunda

abordagem, basearam-se na aplicação de ANN (Artificial Neural Network) para desenvolver o modelo de previsão.

Os estudos de Boehm et al. (2007) comparam resultados de diferentes abordagens - técnicas de regressão lineares e não lineares - tendo constatado que a análise baseada em árvores de regressão proporciona um modelo melhor ajustado.

Os modelos de regressão linear simples, modelos de PLS (Partial Least Squares) e árvores de regressão foram aplicados em diversos estudos, para diferentes bacias hidrográficas: Kansas (Rasmussen et al., 2005), San Diego (Ling-Ming & Zen-Li, 2008; Parkhurst et al., 2005), Boston e Miami (Parkhurst et al., 2005). Alguns destes autores sugerem que estes modelos possam facilmente ser aplicáveis a outras praias, uma vez que os dados que serviram de base ao seu desenvolvimento são provenientes dos locais acima mencionados, nos quais se verifica uma grande variabilidade espacial e temporal, que conduz a um conjunto abrangente de amostras.

Esta sugestão poderá sustentar a hipótese de os modelos desenvolvidos para as praias do Porto poderem servir de base a outras praias costeiras portuguesas, para as quais se verifiquem condições semelhantes.

4.3.3 FACTORES OCEANOGRÁFICOS

A informação a tratar nesta fase do trabalho refere-se unicamente ao parâmetro temperatura da água. Contudo, considerou-se pertinente enquadrar a análise da variação dos estatísticos globais do parâmetro “marés” no presente subcapítulo.

Com base nos resultados obtidos (vidé Tabela 22) a partir da metodologia aplicada, foi possível concluir que algumas zonas balneares, quer pelo número de amostras, quer pelo resultado do teste de correlação de *Spearman*, se destacam em relação às demais. A tendência dessa diferença aponta no sentido de existir uma associação negativa entre as variáveis em análise. Atendendo ao conjunto de todos os valores observados, é possível inferir pela inexpressiva influência da temperatura da água na concentração de EC ($-0,010 \leq r_s \leq -0,165$). Contudo, a zona balnear da Foz apresenta uma associação moderada entre a variável temperatura da água e a concentração de Enterococos Intestinais.

Tabela 22 - Síntese dos resultados da análise do teste de correlação ordinal de *Spearman* entre as variáveis Temperatura da Água e a concentração dos indicadores microbiológicos.

<i>Análise de Correlação de Spearman</i>	<i>Escherichia Coli (UFC/100ml)</i>			<i>Enterococos Intestinais (UFC/100ml)</i>		
	N	r _s	Estatística Teste*	N	r _s	Estatística Teste*
<u>Foz</u>						
Temp. Água	614	-0,165	Rejeita-se H0	258	-0,404	Rejeita-se H0
<u>Homem do Leme</u>						
Temp. Água	270	-0,119	Não se Rejeita H0	124	-0,083	Não se Rejeita H0
<u>Gondarém</u>						
Temp. Água	405	-0,073	Não se Rejeita H0	187	-0,234	Rejeita-se H0
<u>Castelo Queijo</u>						
Temp. Água	255	-0,010	Não se Rejeita H0	113	-0,213	Rejeita-se H0

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras;
 r_s – Coeficiente de Correlação de *Spearman*.

A concretização da metodologia proposta finaliza com a análise de regressão e correlação entre a concentração dos indicadores microbiológicos e a variável temperatura da água e, entre esta e o logaritmo da concentração de EC e EI, cujos resultados se encontram representados na Tabela 23 e 24.

Tabela 23 - Síntese dos resultados da análise de regressão e correlação linear entre as variáveis temperatura da água e a concentração dos indicadores microbiológicos.

<i>Análise de Regressão e Correlação</i>	<i>Escherichia Coli (UFC/100ml)</i>				<i>Enterococos Intestinais (UFC/100ml)</i>			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
Temp. Água	614	0,001	0,036	Não se rejeita H0	258	0,026	0,162	Rejeita-se H0
<u>Homem do Leme</u>								
Temp. Água			N/A		124	N/A		
<u>Gondarém</u>								
Temp. Água			N/A		187	0,001	0,024	Não se rejeita H0
<u>Castelo Queijo</u>								
Temp. Água			N/A		113	0,003	0,052	Não se rejeita H0

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas;
 r – Coeficiente de Correlação; r² – Coeficiente de Determinação.

Tabela 24 - Síntese dos resultados da análise de regressão e correlação entre as variáveis temperatura da água e o logaritmo da concentração dos indicadores microbiológicos.

Análise de Regressão e Correlação	Log <i>Escherichia Coli</i> (UFC/100ml)				Log <i>Enterococos</i> Intestinais (UFC/100m)			
	N	r ²	r	Estatística Teste*	N	r ²	r	Estatística Teste*
<u>Foz</u>								
Temp. Água	614	0,023	0,152	Rejeita-se H0	258	0,123	0,351	Rejeita-se H0
<u>Homem do Leme</u>								
Temp. Água			N/A				N/A	
<u>Gondarém</u>								
Temp. Água			N/A		187	0,051	0,225	Rejeita-se H0
<u>Castelo Queijo</u>								
Temp. Água			N/A		113	0,072	0,268	Rejeita-se H0

*Nível de Confiança (α): 0,05; Graus de Liberdade (k): N-2; N – número de amostras; N/A – As variáveis não estão associadas;
r – Coeficiente de Correlação; r²- Coeficiente de Determinação.

Conforme se depreende da Tabela 23, verifica-se a inexistência de associação linear entre as variáveis em estudo, excepto na zona balnear da Foz, considerando a variável temperatura da água e a concentração de EI. Contrariamente, a observação da Tabela 24 permite constatar que a estatística teste conduziu a *Rejeitar H₀*, o que corresponde a considerar que as variáveis em estudo estão associadas, embora o coeficiente de determinação indique que a precisão do ajuste fraca ($r^2 < \pm 0,3$), à excepção da zona balnear da Foz que apresenta uma associação moderada entre a temperatura da água e a concentração EI ($\pm 0,3 \leq r^2 < \pm 0,7$).

Face às conclusões acima expostas, torna-se essencial finalizar este subcapítulo estabelecendo algumas comparações entre o estudo até aqui apresentado e trabalhos similares desenvolvidos por Mill et al. (2006). São evidentes, no que é possível comparar, as semelhanças ao nível dos resultados obtidos, tal como se conclui da observação da Tabela 25.

Tabela 25 - Comparação entre os coeficientes de correlação de *Spearman* (r_s) obtidos no presente estudo e por Mill et al. (2006).

Presente Estudo	E. Coli, r_s	Enterococos Intestinais, r_s	Mill et al. (2006)	E. Coli, r_s	Enterococos Intestinais, r_s
<u>Foz</u>			<u>Lower estuary</u>		
Temp. Água	-0,165	-0,404	Temp. Água	-0,48	-0,02
<u>Homem do Leme</u>			<u>Middle estuary</u>		
Temp. Água	-0,119	-0,083	Temp. Água	0,05	0,3
<u>Gondarém</u>			<u>Upper estuary</u>		
Temp. Água	-0,073	-0,234	Temp. Água	0,04	-0,87
<u>Castelo Queijo</u>					
Temp. Água	-0,01	-0,213			
Estatísticos Globais			Estatísticos Globais		
<u>Média</u>			<u>Média</u>		
Temp. Água	-0,092	-0,234	Temp. Água	-0,130	-0,197
<u>Mediana</u>			<u>Mediana</u>		
Temp. Água	-0,096	-0,224	Temp. Água	0,040	-0,020
<u>Desvio Padrão</u>			<u>Desvio Padrão</u>		
Temp. Água	0,066	0,132	Temp. Água	0,303	0,605

Numa interpretação mais abrangente, alguns autores referem que a temperatura das águas superficiais é afectada pela radiação solar diária – superior em dias de Verão - o que afecta negativamente as concentrações dos microrganismos indicadores de poluição fecal, devido à maior incidência das radiações ultravioleta (Li-Ming & Zhen-Li, 2008).

4.3.3.1 Marés

Como está implícito em algumas das considerações anteriores, a opção pela aplicação de técnicas de análise de regressão e de correlação resulta de um claro alinhamento metodológico suportado em trabalhos similares que, com objectivos idênticos, se efectuaram em várias zonas costeiras.

Contudo, e embora se verifiquem diferenças no alinhamento do presente trabalho, considerou-se pertinente analisar o parâmetro “marés” do seu ponto de vista qualitativo, recorrendo à estatística descritiva como meio de avaliar a influência da variação das marés na evolução da concentração dos microrganismos indicadores de poluição fecal. Para tal, efectuou-se o cruzamento dos dados cedidos pelas Águas do Porto, E.E.M., com a informação de maré prevista disponível no Instituto Hidrográfico. Assim, considerando o padrão de maré semidiurno (ocorrência de 2 Preia-Mar - PM e 2 Baixa-Mar – BM por dia) e que o intervalo de tempo entre uma PM e a BM consecutiva é de, aproximadamente, 6 horas, é possível constatar uma oscilação

rítmica do nível das águas, durante um certo período de tempo, tal como representado na Figura 14.

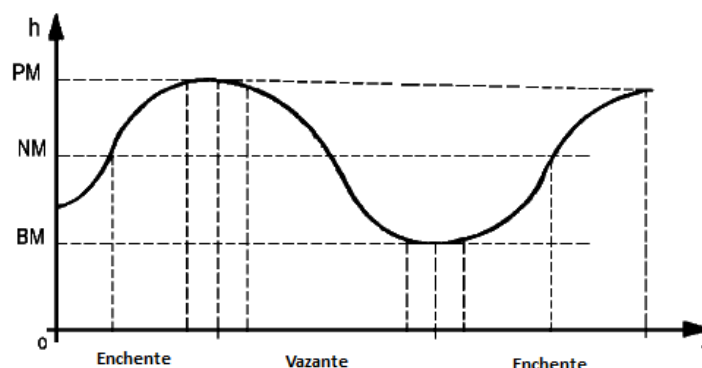


Figura 14 - Fenómeno sinusoidal, quase periódico, da maré.

Uma vez que, quase a totalidade do plano de amostragem se verifica entre as situações intermédias de PM e BM, considerou-se oportuno estabelecer duas modalidades de maré:

- Enchente – período entre uma BM e uma PM sucessiva, quando a altura da maré aumenta;
- Vazante – período entre uma PM e uma BM sucessiva, quando a altura da maré diminui.

Os resultados obtidos apontam para uma semelhança, em termos gerais, entre todas as zonas balneares, isto é, o aumento médio da concentração de *Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais nas águas balneares em situação de maré enchente, tal como é possível observar na Tabela 26.

Tabela 26 - Síntese dos resultados obtidos através da análise descritiva para os indicadores de poluição fecal durante situações de enchente e vazante para as zonas balneares em estudo.

Estatística Descritiva	Enchente					Vazante				
	N	Média	Desvio-Padrão	Mediana	Moda	N	Média	Desvio-Padrão	Mediana	Moda
<u>Foz</u>										
<i>Escherichia Coli</i> (UFC/100ml)	121	77,7	107,7	32,0	4,0	96	56,4	108,1	15,5	2,0
Enterococos Intestinais (UFC/100ml)	51	16,8	44,4	4,0	0,0	52	15,6	55,5	4,0	0,0
<u>Homem do Leme</u>										
<i>Escherichia Coli</i> (UFC/100ml)	43	61,0	106,1	16,0	0,0	33	48,0	82,7	12,0	2,0
Enterococos Intestinais (UFC/100ml)	26	14,4	20,3	3,5	3,0	14	6,3	11,3	1,0	1,0
<u>Gondarém</u>										
<i>Escherichia Coli</i> (UFC/100ml)	81	76,2	109,9	39,0	6,0	68	48,4	117,8	15,5	2,0
Enterococos Intestinais (UFC/100ml)	48	121,1	758,4	4,5	1,0	28	24,6	79,7	3,0	1,0
<u>Castelo Queijo</u>										
<i>Escherichia Coli</i> (UFC/100ml)	41	434,3	1310,8	40,0	6,0	33	110,9	135,4	49,0	5,0
Enterococos Intestinais (UFC/100ml)	23	104,3	306,5	15,0	9,0	14	32,4	58,4	9,0	8,0

As quatro zonas balneares em estudo, embora relativamente próximas, apresentam diferenças no que respeita à concentração microbiana. No entanto, padrões comuns foram detectados entre a zona balnear da Foz, do Homem do Leme e de Gondarém, sendo de notar que no extremo Norte, a zona balnear do Castelo do Queijo apresenta os piores níveis de qualidade. Os dados apresentados demonstram claramente, como a localização da zona balnear e as suas condicionantes físicas podem influenciar a qualidade da água durante um ciclo de marés.

Efectuada esta primeira abordagem, com base na interpretação dos resultados obtidos, poder-se-á retirar conclusões parciais que sugiram uma análise mais profunda a esta situação. Contudo, a comparação com estudos recentes apontam para resultados dependentes das zonas em estudo. A título de exemplo, refere-se os estudos de Li-Ming e Zhen-Li (2008), os quais consideram que as marés, ou as alturas de onda, exercem um impacto sobre a movimentação de sedimentos na zona de espraimento que pode abrigar uma quantidade significativa de microrganismos indicadores de poluição fecal. Assim, a situação de uma Preia-Mar poderá, segundo esta perspectiva, apresentar uma maior concentração de microrganismos. Contrariando esta tese, o estudo de Bordalo (2003) concluiu que a qualidade da água de duas praias contíguas do Porto (Ourigo e Pastoras) melhorou significativamente durante a PM. Porém, os resultados obtidos reportam a 2003, ano em que as ribeiras de Aldoar, Nevogilde e Ervilheira desaguavam directamente na zona costeira do Porto, pelo que estes resultados apontam para uma maior influência da poluição vinda de terra do que do mar.

Neste sentido, os resultados obtidos no presente estudo reforçam a ideia que a pluma de contaminação existente ao largo da orla costeira da cidade do Porto e os rios Douro e Leça representam, na actualidade, e em situações específicas de enchente, direcção do vento, altura de onda elevada, etc., as principais vulnerabilidades que afectam a qualidade das águas balneares.

Na tentativa de esclarecer algumas das pistas levantadas por este primeiro estudo exploratório, e dadas as insuficiências sobejamente reconhecidas ao tipo de tratamento efectuado quando as variáveis em questão estão ligadas a fenómenos naturais, procedeu-se a uma análise estatística multivariada, mais potente e versátil.

Por razões que a seguir se invocam a opção pela técnica a utilizar recaiu na Análise Factorial de Correspondências.

4.4 AFC - ANÁLISE FACTORIAL DE CORRESPONDÊNCIAS

Com o objectivo de no futuro ser criado um modelo estatístico de previsão para a ocorrência de poluição fecal, propõe-se identificar, através da AFC, de um conjunto alargado de variáveis potencialmente influentes, aquelas que contribuem de forma independente e significativa para o aumento da contaminação fecal.

A matriz de dados iniciais apresentada em CD Anexo contém variáveis de diferentes naturezas (quer quantitativa, quer qualitativa), pelo que se tornou necessário assegurar a sua homogeneidade através de uma prévia codificação dos dados iniciais. Esta codificação, passou pela transformação de algumas variáveis mensuráveis em variáveis subdivididas em classes (aqui designadas por modalidades da variável), seguiu a metodologia apresentada por Góis (2002) e Matias (2006). A subdivisão das variáveis nas diferentes modalidades pode ser observada na Figura 15, e representa uma variante da AFC: Análise Factorial de Correspondências Binárias (AFGB).

A AFGB tem a propriedade de equilibrar a influência das diferentes modalidades dando a cada variável uma classificação em termos de presença/ausência através da seguinte codificação binária:

$$x_{ij} = \begin{cases} 1 - \text{se a amostra } i \text{ ocorre na modalidade } j \\ 0 - \text{no caso contrário} \end{cases}, \forall x_{ij} \in X$$

Sendo,

X – matriz de n linhas (n amostras) por p colunas (p modalidades)

i – amostras

j – modalidades

Deste modo, é possível construir um quadro de descrição lógica (matriz codificada em disjuntiva completa⁴, vidé Tabela 27), de tal forma que a soma em coluna dá a frequência absoluta de cada variável e, para cada variável, a soma das frequências absolutas das suas modalidades é sempre igual ao número de amostras N , e portanto o total em linha e em coluna reproduz Nq (sendo q o número total de variáveis).

⁴ A codificação diz-se disjuntiva porque as modalidades são mutuamente exclusivas e completa porque a cada amostra é atribuída necessariamente uma modalidade de resposta.

Tabela 27 - Descrição lógica (presença-ausência) da matriz de dados codificada em disjuntiva completa para a zona balnear da Foz e, relativamente à variável *Escherichia Coli*.

Nº amostra	EC		PH		TU		...		A		P		DA	
	EC1	EC2	PH1	PH2	TU1	TU2	...	...	A1	A2	P1	P2	DA1	DA2
F1	1	0	1	0	1	0	...	...	0	1	0	1	1	0
F2	1	0	1	0	1	0	...	...	0	1	0	1	1	0
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
F219	1	0	0	1	0	1	...	...	0	1	1	0	1	0
F220	1	0	0	1	0	1	...	...	0	1	1	0	1	0

Como refere Góis (2003), este sistema de codificação assegura que, seja qual for a natureza das variáveis, a soma em linha dos valores que surgem na tabela é constante e igual ao número de variáveis, o que se traduz numa homogeneidade estatística necessária para o processamento subsequente. Todos os dados de partida foram sujeitos a tratamento pelo *software* ANDAD (versão 7.10) (IST, 1998-2002).

Assim, para cada matriz pretende-se explicar a complexidade do sistema inicial com base num sistema de eixos ortogonais onde é possível visualizar, sob a forma gráfica, as projecções das amostras e modalidades. A sua interpretação é efectuada com base num conjunto de regras:

1. Número de eixos a reter: esta escolha deve ser realizada com base na análise dos valores próprios e resulta de um compromisso entre a percentagem de inércia explicada e a clareza de interpretação;
2. Análise de cada um dos eixos a partir da contribuição absoluta das modalidades ou amostras. Cada eixo é explicado em termos de modalidades ou amostras cujas coordenadas sejam mais relevantes.

Depois de uma primeira interpretação dos resultados com base nas regras anteriores, podem surgir conclusões parciais que estimulem uma nova análise, através da reformulação dos dados de partida, designadamente, através da eliminação de modalidades e/ou indivíduos pouco significativos, modificação da codificação das variáveis, etc.

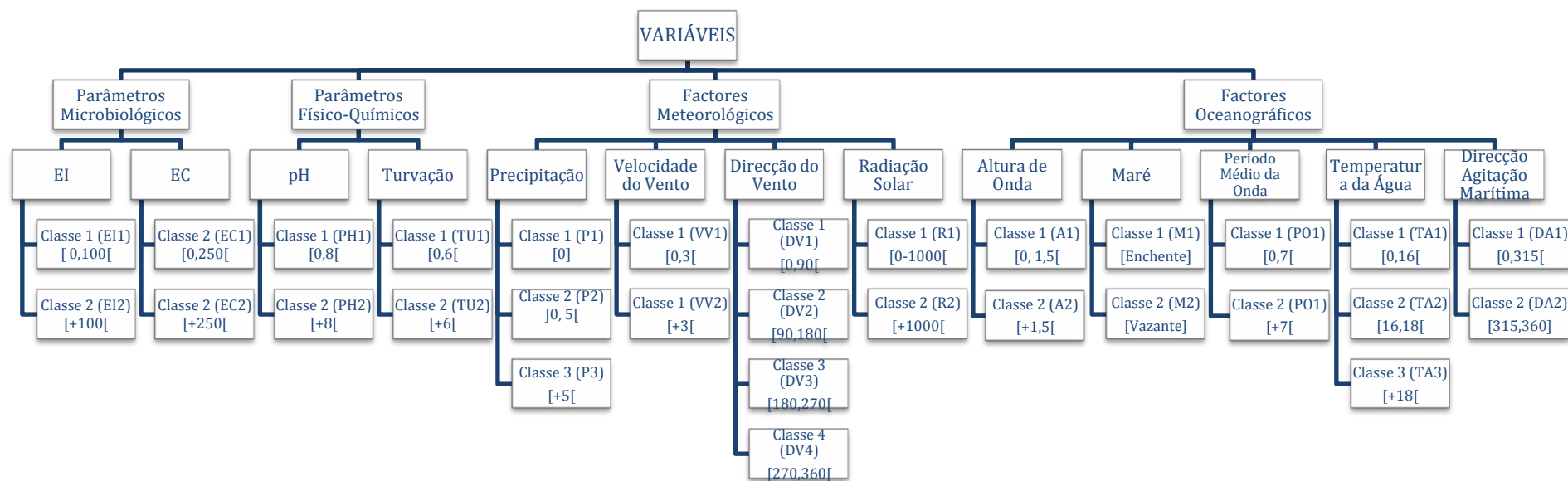


Figura 15 - Divisão das variáveis em modalidades utilizadas na AFC.

Nota: O valor de zero, estabelecido nos intervalos relativos aos indicadores microbiológicos, corresponde à situação de NÃO DETECTÁVEL.

4.4.1 ANÁLISE AOS DADOS DAS ÁGUAS DO PORTO, E.E.M.

A informação inicial tratada nesta fase do trabalho, está configurada em 8 tabelas codificadas correspondentes às 4 zonas balneares (Foz, Homem do Leme, Gondarém e Castelo do Queijo) e a 2 indicadores microbiológicos (EC e EI). Para cada matriz, o número de colunas é constante e igual a 28 (número de modalidades), sendo que o número de linhas varia, para cada zona balnear, consoante o número de amostras disponíveis (vidé CD Anexo).

O plano delineado baseou-se no tratamento de cada uma das matrizes de dados, através das suas representações bidimensionais que ilustram a evolução da variável EC ou EI e que consideram, igualmente, as relações com as restantes modalidades⁵. Contudo, verificando-se uma abordagem similar para todas as matrizes, considerou-se pertinente, numa perspectiva puramente descritiva, efectuar uma interpretação exemplo e numa fase seguinte sintetizar os resultados obtidos para as restantes 7 matrizes. Os dados que serviram de base a este sumário encontram-se compilados no Anexo F.

O exemplo de aplicação, corresponde ao conjunto amostral da zona balnear da Foz, composto, inicialmente, por 725 registos relativos à concentração de EC. Apesar de numa fase inicial se pretender analisar todos os dados disponíveis, o mesmo não foi possível de se fazer devido à existência de uma grande quantidade de dados omissos. Assim, optou-se por analisar apenas os que possuíam toda a informação solicitada. Nesta conformidade, dos 725 registos apenas 200 foram sujeitos a AFCB, tendo conduzido às taxas de explicação da variabilidade total dos dados iniciais (%EXP) e respectiva acumulada (%ACU), representadas na Tabela 28.

Tabela 28 – Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto *Escherichia Coli*, para a zona balnear da Foz (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	16,68	16,68
2	11,64	28,32
3	9,64	37,96
4	8,86	46,82
5	7,32	54,14
6	6,83	60,97

Tal como referido anteriormente, a primeira decisão a resolver prende-se com o número de eixos de inércia a reter, para determinar esta escolha analisaram-se as contribuições das modalidades nos diversos eixos factoriais.

Definindo como variáveis significativas, na construção de cada eixo, aquelas que possuem um valor de coordenada superior a $\pm 0,5$, ou cujas contribuições absolutas possuem um valor

⁵ O exemplo de matriz de dados submetida a tratamento pode ser visualizado na Tabela 27 (pág. 70).

superior àquele que seria assumido se todas as variáveis contribuíssem com o mesmo peso para a formação de cada eixo ($100/28=3,57$), escolheu-se o limite de 3,5 como valor prático.

A Tabela 29 apresenta as coordenadas e contribuições (absolutas e relativas) das diferentes modalidades. A azul encontram-se assinaladas as coordenadas consideradas significativas para os eixos de maior poder explicativo. A verde as contribuições que, embora não sejam consideradas significativas tendo em conta o critério 0,5, também o são em menor percentagem de explicação, segundo o critério 3,5.

Com base nestes princípios, é possível resumir as seguintes classes de variáveis que representam uma contribuição efectiva para a construção dos eixos factoriais:

- Eixo 1: EC2, PH1, TU1, TU2, A1, A2, PO1, PO2, DV2, DV3, P2, P3, R1;
- Eixo 2: EC2, PH1, TU2, PO2, V1, V2, DV1, DV3, DV4, P3, R1, R2;
- Eixo 3: EC2, TA2, TA3, DA1, DA2, V1, V2, DV1, DV4;
- Eixo 4: PH1, TA1, PO2, DV1, DV2, DV4, P1, P2, P3;
- Eixo 5: PH1, TA1, M1, M2, DA1, DV1;
- Eixo 6: EC2, PH1, TA1, V1, V2, DV1, P2.

As modalidades que estão sublinhadas apresentam uma contribuição significativa num eixo de maior percentagem de variabilidade explicada. É de referir que, neste caso, as variáveis EC1 e PH2 não se associam a nenhum eixo nesta análise.

Com base nos resultados da Tabela 29, não é possível retirar conclusões imediatas. Com efeito, as modalidades que mais contribuem para a construção de cada um dos eixos não permitem identificar nenhum padrão relevante. Contudo, tendo em consideração os objectivos do presente trabalho, verifica-se que a variável EC não se encontra associada ao eixo 4 e 5. Assim, o compromisso entre a percentagem de inércia explicada (eixo 4: 8,86% e eixo 5: 7,32%) e a simplicidade de interpretação leva a rejeitar estes eixos. Igualmente, a reduzida taxa de explicação do eixo 6 (6,83%) não parece justificar a introdução de mais uma dimensão para a explicação do fenómeno em estudo, embora as variáveis V1, V2 e P2 apresentem a sua contribuição mais significativa neste eixo.

Deste modo, o modelo escolhido apresenta as variáveis *Escherichia Coli*, pH, turvação, altura de onda, período médio da onda, direcção do vento e precipitação, a contribuírem para a construção do primeiro eixo factorial (F) que possui uma taxa de explicação de 16,68%. As variáveis *Escherichia Coli*, pH, turvação, período médio da onda, velocidade e direcção do vento, precipitação e radiação solar contribuem significativamente para a construção do segundo eixo factorial, com uma taxa explicativa de 11,64%, enquanto que a *Escherichia Coli*, temperatura da água, direcção da agitação, velocidade e direcção do vento contribuem para a construção do eixo 3, que possui uma explicação de 9,64%.

Tabela 29 – Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EC).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,07	0,14	-0,08	-0,04	0,03	-0,05	*	0,2	1	0,4	0,1	0,1	0,2	*	0,06	0,26	0,07	0,02	0,01	0,03	*
EC2	*	0,87	-1,78	0,96	0,48	-0,42	0,56	*	2,1	12,7	4,5	1,2	1,1	2,2	*	0,06	0,26	0,07	0,02	0,01	0,03	*
PH1	*	1	0,9	-0,47	1,22	0,76	-0,9	*	4,7	5,4	1,8	13,1	6,1	9,3	*	0,14	0,11	0,03	0,21	0,08	0,12	*
PH2	*	-0,14	-0,13	0,07	-0,17	-0,11	0,13	*	0,7	0,8	0,3	1,9	0,9	1,3	*	0,14	0,11	0,03	0,21	0,08	0,12	*
TU1	*	-0,44	0,26	-0,24	-0,02	-0,01	-0,19	*	4,9	2,4	2,4	0	0	2,2	*	0,4	0,14	0,12	0	0	0,08	*
TU2	*	0,91	-0,53	0,49	0,04	0,02	0,39	*	10,1	4,9	5	0	0	4,6	*	0,4	0,14	0,12	0	0	0,08	*
TA1	*	-0,5	0,04	0,24	-0,55	1,48	0,62	*	1,8	0	0,7	4	35,3	6,6	*	0,06	0	0,01	0,07	0,51	0,09	*
TA2	*	-0,08	-0,05	-0,98	-0,16	-0,39	-0,28	*	0,1	0	20,4	0,6	4,2	2,4	*	0	0	0,47	0,01	0,07	0,04	*
TA3	*	0,25	0,02	0,57	0,32	-0,32	-0,05	*	1,1	0	10	3,5	4,2	0,1	*	0,06	0	0,3	0,1	0,1	0	*
M1	*	-0,02	-0,36	-0,06	-0,29	0,42	0	*	0	3,8	0,1	3,2	8,2	0	*	0	0,16	0	0,1	0,22	0	*
M2	*	0,02	0,45	0,07	0,36	-0,52	-0,01	*	0	4,8	0,2	4	10,3	0	*	0	0,16	0	0,1	0,22	0	*
A1	*	-0,59	0,05	0,05	-0,09	-0,2	0,11	*	7,2	0,1	0,1	0,3	1,9	0,6	*	0,43	0	0	0,01	0,05	0,02	*
A2	*	0,74	-0,06	-0,06	0,11	0,25	-0,14	*	9	0,1	0,1	0,4	2,3	0,8	*	0,43	0	0	0,01	0,05	0,02	*
PO1	*	-0,43	0,21	0,07	-0,24	-0,01	0,04	*	4,9	1,7	0,2	2,9	0	0,1	*	0,45	0,11	0,01	0,14	0	0	*
PO2	*	1,03	-0,51	-0,17	0,58	0,02	-0,08	*	11,8	4,1	0,6	6,9	0	0,2	*	0,45	0,11	0,01	0,14	0	0	*
DA1	*	0,31	-0,17	-0,36	-0,1	-0,24	0,31	*	2,2	0,9	5,2	0,5	2,9	5,3	*	0,15	0,04	0,2	0,02	0,09	0,15	*
DA2	*	-0,48	0,26	0,56	0,16	0,36	-0,47	*	3,4	1,4	7,9	0,7	4,5	8,1	*	0,15	0,04	0,2	0,02	0,09	0,15	*
V1	*	-0,02	-0,21	-0,25	-0,01	0,11	-0,23	*	0	1,8	3,1	0	0,7	3,6	*	0	0,14	0,2	0	0,04	0,16	*
V2	*	0,07	0,66	0,8	0,03	-0,33	0,72	*	0	5,6	10	0	2,3	11,3	*	0	0,14	0,2	0	0,04	0,16	*
DV1	*	0,2	1,69	3,19	-0,99	-1,18	-2,59	*	0	3,8	16,5	1,7	3	15,4	*	0	0,07	0,26	0,03	0,04	0,17	*
DV2	*	0,82	-0,1	0,07	-0,87	0,1	-0,1	*	7,5	0,1	0,1	16	0,2	0,3	*	0,29	0	0	0,32	0	0	*
DV3	*	-0,92	-0,65	0,21	0,31	-0,04	-0,09	*	10,9	7,8	1	2,3	0	0,3	*	0,44	0,22	0,02	0,05	0	0	*
DV4	*	0,2	0,64	-0,53	0,55	0,04	0,38	*	0,5	7,2	5,9	6,9	0	4,4	*	0,02	0,2	0,14	0,15	0	0,07	*
P1	*	0,42	0,12	-0,05	-0,58	-0,2	-0,21	*	3,7	0,4	0,1	13	1,9	2,1	*	0,22	0,02	0	0,41	0,05	0,05	*
P2	*	-0,51	0,5	-0,11	0,61	0,16	0,77	*	2,5	3,5	0,2	6,9	0,6	14,4	*	0,09	0,09	0	0,13	0,01	0,21	*
P3	*	-0,56	-1,1	0,33	0,88	0,38	-0,5	*	2,1	11,7	1,3	9,9	2,2	4,1	*	0,07	0,26	0,02	0,17	0,03	0,06	*
R1	*	-0,5	-0,54	-0,18	0,02	-0,3	-0,03	*	4,4	7,3	1	0	3,7	0	*	0,22	0,26	0,03	0	0,08	0	*
R2	*	0,44	0,48	0,16	-0,01	0,27	0,03	*	3,9	6,5	0,9	0	3,3	0	*	0,22	0,26	0,03	0	0,08	0	*

Assim, este conjunto composto pelos 3 primeiros eixos factoriais explica 37,96% da variabilidade total do conjunto amostral. Escolhido o número de eixos a reter, foi necessário atribuir um significado aos eixos de inércia (vectores próprios) que explicam o conjunto de dados (podendo este significado resultar das modalidades ou das amostras que os explicam).

Na Figura 16, apresenta-se as projecções das modalidades das variáveis que têm maior contribuição absoluta para a construção do primeiro eixo factorial.

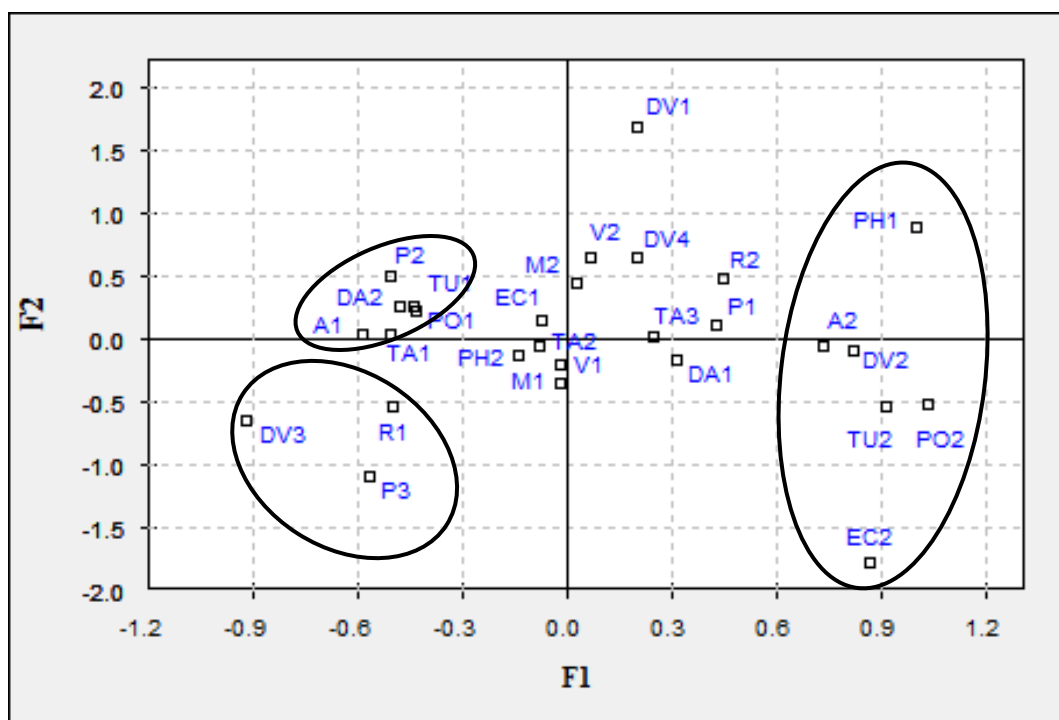


Figura 16 – Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2.

A observação da Figura 16 permite constatar que existem 2 padrões distintos na forma como as classes *Escherichia Coli*, pH, turvação, altura de onda, período médio da onda, direcção do vento e precipitação se distribuem ao longo do eixo principal.

O eixo 1 separa as modalidades PH1, A2, DV2, TU2, PO2 e EC2 (que se projectam no semi-eixo positivo) das A1, TU1, PO1, DV3, P3 e P2 (que se projectam no semi-eixo negativo). Algumas das estruturas evidenciadas confirmam os resultados esperados, isto é, as elevadas concentrações do indicador microbiológico estão associadas a alturas de onda, período médio da onda e turvação elevada e variam inversamente quando o regime de ventos predomina de SW. No que respeita, às precipitações elevadas seria de esperar que estas estivessem projectadas no semi-eixo positivo, ou seja, associadas às concentrações elevadas de EC. Este facto pode ser explicado, devido à menor influência das linhas de águas na qualidade das águas balneares, designadamente das ribeiras de Nevogilde, Aldoar e Ervilheira, uma vez que se encontram

actualmente interceptadas por um colector. É de referir que as modalidades de precipitação contribuem apenas em 4,6% para o eixo 1, tendo sido associados a este eixo no sentido de minimizar simultaneamente a redundância e o ruído.

Com o intuito de não sobrecarregar a representação gráfica do primeiro plano factorial constituído pelo eixo 1 e eixo 2, e porque as projecções no eixo 1 já foram comentadas, apresenta-se na Figura 17 uma análise das modalidades que mais contribuem para a construção do segundo eixo factorial.

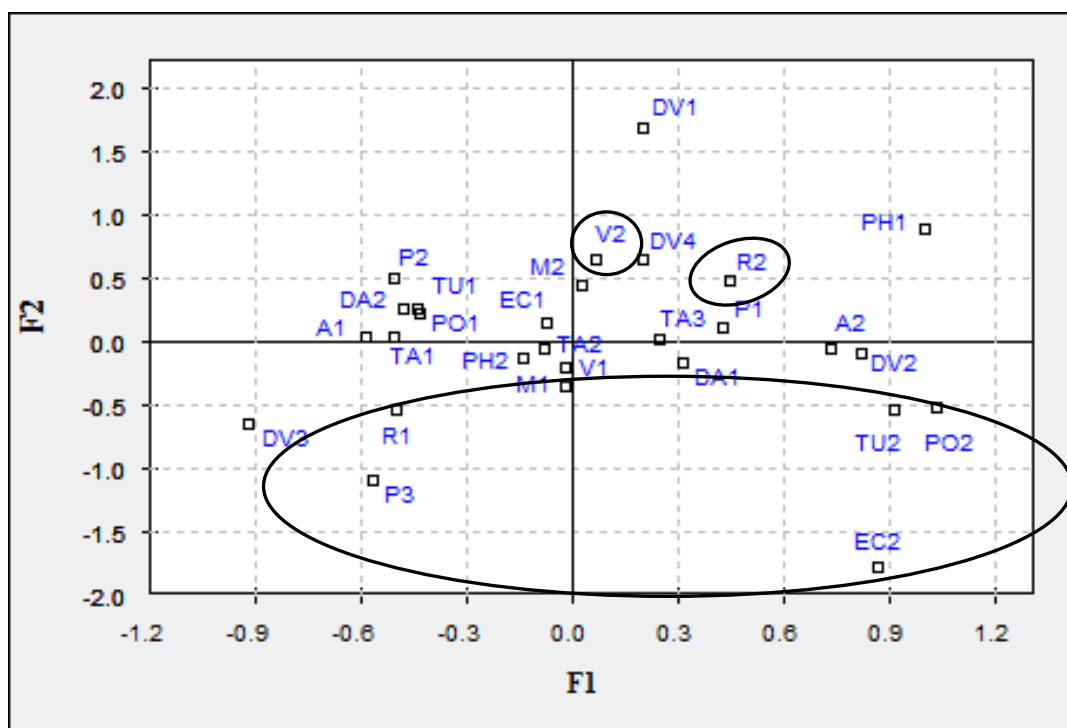


Figura 17 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2.

O eixo factorial 2 destaca e associa as modalidades EC2, PO2, TU2, P3 e R1 que se projectam no semi-eixo negativo (note-se que dada a natureza destas modalidades as similitudes são por demais evidentes, tal como referido anteriormente) e as variáveis V2 e R2 que se projectam no semi-eixo positivo. De notar que as modalidades relativas à radiação solar, e precipitação superior a 5 mm, apresentam a sua maior contribuição neste eixo, pelo que é possível afirmar que as elevadas concentrações de EC estão associadas aos baixos registos de R e elevados valores de P, tal como apontado nos capítulos precedentes.

A este propósito é possível mencionar Li-Ming & Zhen-Li (2008), Rodgers et al. (2003) e SEPA (2001), que concluíram sobre a influência de eventos de precipitação como mecanismo causal do aumento da carga poluente nas águas balneares. Contudo, os mesmos autores referem que, tal facto não significa que as amostras recolhidas durante períodos secos não possam exceder as

Tabela 30 – Resumo dos resultados obtidos na AFCB para os dados cedidos pelas Águas do Porto, E.E.M.

Dados	Número de Eixos	Eixos	Percentagem de Explicação	Interpretação dos Resultados
Foz - EC	3 (37,96%)	1	16,68	Oposição entre 2 grupos de modalidades: PH1, A2, DV2, TU2, PO2 e EC2 <i>versus</i> A1, TU1, PO1, DV3, P3 e P2
		2	11,64	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, PO2, TU2, P3 e R1 <i>versus</i> V2 e R2
		3	9,64	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, TA3 e V2 <i>versus</i> TA2, DA1, V1 e DV4
Foz - EI	4 (48,23%)	1	18,31	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TU2, TA1, A1, PO1, DA2 e DV2 <i>versus</i> PH1, A2, PO2, DA1, DV4
		2	11,5	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TU2, PO2, V1, DV3, P3 e R1 <i>versus</i> V2, DV2, P2 e R2
		3	10,81	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TU2 e TA3 <i>versus</i> PH1, TA1, PO2 e DV2
		5	7,61	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, PH1 e M1 <i>versus</i> TA2 e M2
Homem do Leme - EC	3 (38,08%)	1	17,19	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, PH1, TU2, TA1, A2, PO2, DV1, DV2, P1 e R2 <i>versus</i> A1, DV3, P3 e R1
		2	11,72	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, TA3, PO2, V1 e P3 <i>versus</i> TA1, PO1, V2 e DV1
		4	9,17	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, M1, DA2, DV1, P3 <i>versus</i> TA2, M2, DA1, DV4 e P2
Homem do Leme - EI	-	-	-	-
Gondarém - EC	2 (29,35%)	1	17,71	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, PH1, TU2, TA1, A2, PO2, DV2, P1 e R2 <i>versus</i> TU1, TA3, A1, DV3, P3 e R1
		2	11,64	Oposição entre 2 grupos de modalidades: PH1, DA2, V2 e DV1 <i>versus</i> EC2, TA3, PO2, DA1 e P3
Gondarém - EI	3 (30,74%)	2	12,31	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TA3, PO2, DA1 e P3 <i>versus</i> TA1, DA2, DV1, DV2 e P1
		3	10,74	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, M1, PO2, V1, DV1 e P3 <i>versus</i> M2, V2, DV2 e P2
		5	7,69	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, V2, DV1, P3 e R2 <i>versus</i> V1, DV2, P1 e R1
Castelo do Queijo - EC	3 (37,81%)	1	17,69	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TU2, A2, PO2, DV2, P1 e R2 <i>versus</i> TU1, TA3, A1, DV3, P3 e R1
		2	11,89	Oposição entre 2 grupos de modalidades: PH1, TA1, DA2, V2, DV1 e R2 <i>versus</i> EC2, TA2, PO2, DA1, P3 e R1
		4	8,23	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, PH1, PO2 e P3 <i>versus</i> TA2, DV1 e P1
Castelo do Queijo - EI	2 (32,27%)	1	18,57	Oposição entre 2 grupos de modalidades: PH1, TA1, V2, DV1, DV2 e R2 <i>versus</i> EI2, TA3, PO2, DV3, P3 e R1
		2	13,7	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TU2, A2, PO2 e DV2 <i>versus</i> M2, A1, DA2, DV3 e P2

Para além das interpretações acima mencionadas pode-se referir, em jeito de conclusões gerais, que os aspectos mais importantes que ressaltam do estudo sintetizado na Tabela 30, relativas ao subconjunto amostral EC, são:

- No seu conjunto e para a maioria das zonas balneares, as projecções no primeiro eixo factorial explicam as correlações positivas e negativas. As positivas entre as variáveis EC2 (concentração de EC superior a 250 UFC/100ml), A2 (altura de onda superior a 1,5 m), DV2 (direcção predominante do vento de quadrante SE), TU2 (turvação superior a 6 NTU), PO2 (período médio da onda superior a 7s), TA1 (temperatura da água inferior a 16°C) e R1 (radiação solar inferior a 1000 kJ/m²). As correlações negativas entre a variável EC2 (concentração de EC superior a 250 UFC/100ml), A1 (altura de onda inferior a 1,5m), DV3 (direcção predominante do vento de quadrante SW), TU1 (turvação inferior a 6 NTU) e R2 (radiação solar superior a 1000 kJ/m²);
- No eixo 2 define-se, para a maioria das zonas balneares, a correlação positiva entre as variáveis EC2 (concentração de EC superior a 250 UFC/100ml), P3 (precipitação superior a 5 mm) e V1 (velocidade do vento inferior a 3 m/s); e a correlação negativa entre as variáveis EC2 (concentração de EC superior a 250 UFC/100ml) e V2 (velocidade do vento superior a 3 m/s);
- A variável maré (M) é a única das modalidades que não é susceptível de leitura para o conjunto das zonas balneares. Contudo, esta variável aparece explicada no quarto eixo para a zona balnear do Homem do Leme, através do qual se pode constatar a correlação positiva entre as elevadas concentrações de EC e a modalidade de M1 (Preia-Mar), e a correlação negativa entre EC2 e M2 (Baixa-Mar).

A observação, análise e interpretação da Tabela 30, para o subconjunto amostral EI, embora não permita estabelecer conclusões em função do eixo factorial, possibilita individualizar algumas ideias gerais para as zonas balneares em estudo e que são:

- As elevadas concentrações de EI variam directamente com a elevada turvação, elevado período médio de onda, elevada precipitação, elevada altura de onda, elevada velocidade do vento, baixa radiação solar, baixa temperatura da água, direcção da agitação entre W e NW, direcção predominante do vento do quadrante SE e situação de maré enchente; e variam inversamente com situação de vazante, direcção da agitação entre NW e N e pH próximo de neutro (7-8);

- A variável EI, para a zona balnear do Homem do Leme, não é susceptível de qualquer leitura nos diversos planos factoriais, pelo que se rejeitou a sua interpretação, tendo em conta os objectivos do presente trabalho.

Esta análise, conseguida à custa das estruturas que emergem da aplicação da AFCB, teve como principal objectivo estabelecer uma tipologia da poluição fecal verificada na orla costeira da cidade do Porto, e permitiu reforçar as hipóteses formuladas nos capítulos anteriores.

É de notar que o estudo da poluição fecal em águas balneares urbanas teve diferentes reflexões por parte de diversos autores (Bordalo, 2003), (Li-Ming & Zhen-Li, 2008) e (Parkhurst et al., 2005). No entanto, as conclusões destes autores convergiram no que respeita à influência dos factores ambientais, oceanográficos e características intrínsecas das praias, como causa determinante na qualidade das águas balneares. Contudo, estas dinâmicas são incompatíveis com planos de amostragem quinzenais, como recomendado pela Directiva 2006/7/CE. Nas zonas costeiras com baixa poluição, os 15 dias de amostragem poderão ser aceitáveis, mas em praias urbanas sujeitas a variações na qualidade da água de curto prazo – como as da cidade do Porto – é claramente insuficiente. Deste modo, a estratégia de amostragem a adoptar para as zonas balneares do Porto, deverá contemplar os factores anteriormente mencionados.

4.4.2 ANÁLISE AOS DADOS DO INAG

A análise aos dados disponíveis pelo INAG (recorde-se a concentração de *Escherichia Coli* e Enterococos Intestinais entre a época balnear de 2007 e 2008) permitiu uma observação entre as diferenças relativamente à amostragem efectuada pelas Águas do Porto, E.E.M., e algumas considerações apresentadas no subcapítulo 1.3 (em particular a que sugere a existência de padrões de qualidade com variabilidade espaço-temporal que se reflectem nos resultados obtidos na amostragem efectuada por entidades distintas). Igualmente, esta análise conduziu à necessidade de se proceder a algumas comparações entre as matrizes iniciais dos dados e as matrizes desenvolvidas para os resultados oficiais de qualidade das águas balneares em estudo.

Com base nestes dados, foram desenvolvidas 4 tabelas codificadas relativas ao conjunto dos registos das zonas balneares da Foz, do Homem do Leme, de Gondarém e do Castelo do Queijo. Por sua vez, a informação inicial não considera as variáveis pH e turvação, mas abrange simultaneamente os dois indicadores microbiológicos (EC e EI), pelo que cada matriz é constituída por 26 modalidades e 31 amostras para as zonas balneares do Castelo do Queijo e de Gondarém, e 23 amostras para as zonas balneares da Foz e do Homem do Leme.

Uma vez mais, verifica-se uma abordagem similar à apresentada no subcapítulo anterior (zona balnear da Foz), sendo pertinente apresentar na Tabela 31 a síntese dos resultados obtidos.

Tabela 31 - Resumo dos resultados obtidos na AFCB para os dados cedidos pelo INAG.

Dados	Número de Eixos	Eixos	Percentagem de Explicação	Interpretação dos Resultados
Foz	3 (46,97%)	1	21,69	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, EI2, A2 e PO2 <i>versus</i> A1, DA2, DV1, DV3, P2 e P3
		2	14,12	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, EI2, TA1, DV3, P2 e P3 <i>versus</i> AT3, DV1 e DV4
		3	11,16	Oposição entre 2 grupos de modalidades: TA1, M1 e V2 <i>versus</i> EC2, EI2, TA3, M2, PO2, V1, DV1 e P3
Homem do Leme	-	-	-	-
Gondarém	2 (31,59%)	1	20,45	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, EI2, V2, DV3 e P3 <i>versus</i> TA3
		3	11,14	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, EI2, TA3, DV3 e R2 <i>versus</i> TA2, DV1, P2
Castelo do Queijo	2 (40,54%)	1	16,01	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EC2, A2, PO2, V2, DV1, P2, P3 e R1 <i>versus</i> EC1, A1, DV2 e R2
		3	14,04	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, TA3 e M2 <i>versus</i> TA1, M1, V2, DV1 e P2
		4	10,49	Oposição entre 2 grupos de modalidades: EI2, V2, DV3 e P3 <i>versus</i> DV1, P2

Embora os dados iniciais, cedidos pelas Águas do Porto, E.E.M., e os registos disponibilizados pelo INAG, apresentem diferenças em relação aos planos de amostragem (i.e. data e hora da recolha das amostras), são evidentes as semelhanças ao nível da identificação dos diferentes padrões de poluição fecal. Nas exposições anteriores foram, amiúde, assinaladas associações entre o comportamento das elevadas concentrações de EC/EI e as restantes variáveis. De seguida são apontadas conclusões mais gerais:

- Na maioria das zonas balneares, a modalidade EC2 varia directamente com o EI2, tal como seria de esperar;
- Na zona balnear do Homem do Leme, as modalidades EC e EI não são susceptíveis de qualquer leitura nos diversos planos factoriais, pelo que se rejeitou a sua interpretação. Tal facto deveu-se à escolha dos intervalos destas modalidades ter recaído sob os limites impostos na Directiva 2006/7/CE para a categoria de “qualidade excelente” e, uma vez que a totalidade dos valores das concentrações nas amostras são inferiores a 100 UFC/100ml e 250 UFC/100ml, respectivamente para EI e EC, verifica-se que os intervalos estabelecidos não são os mais adequados.

Face a estas conclusões é pertinente realçar que os resultados obtidos só podem ser interpretados com base no período de tempo e/ou época do ano a que respeitam os registos, e que eventuais generalizações carecem de experimentação para intervalos temporais mais alargados.

Embora não tenha sido possível explorar todas as potencialidades que a utilização da Análise Factorial de Correspondências poderia ter proporcionado no tratamento dos dados, foi no entanto conseguida, via AFCB, a descrição de algumas das estruturas relacionais subjacentes aos dados de partida.

Como comentário ao anteriormente exposto, e numa perspectiva coerente em que foi demonstrado claramente que todo o processo em estudo depende de vários factores conjugados, e não de efeitos isolados, foi possível concluir que a experiência de submeter os dados iniciais a técnicas de regressão e correlação univariada não teve resultados práticos.

5

PROPOSTA DE UM SISTEMA DE ALERTA PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO PORTO

A metodologia adoptada, no presente capítulo, baseia-se essencialmente na estrutura desenvolvida pela USEPA (2002) e incorpora igualmente elementos das restantes abordagens identificadas no capítulo 2. É de notar que não constitui um objectivo central deste trabalho a elaboração de uma proposta completa de um Sistema de Alerta, pelo que apenas são formulados alguns princípios para a sua implementação.

As entidades gestoras deverão dar cumprimento à Directiva 2006/7/CE, para tal deverão implementar os adequados Sistemas de Alerta, integrados numa estratégia de melhoria contínua da qualidade das águas balneares e do bem-estar das populações.

A implementação de um Sistema de Alerta deve obedecer a uma estratégia de desenvolvimento como se indica na Figura 19.

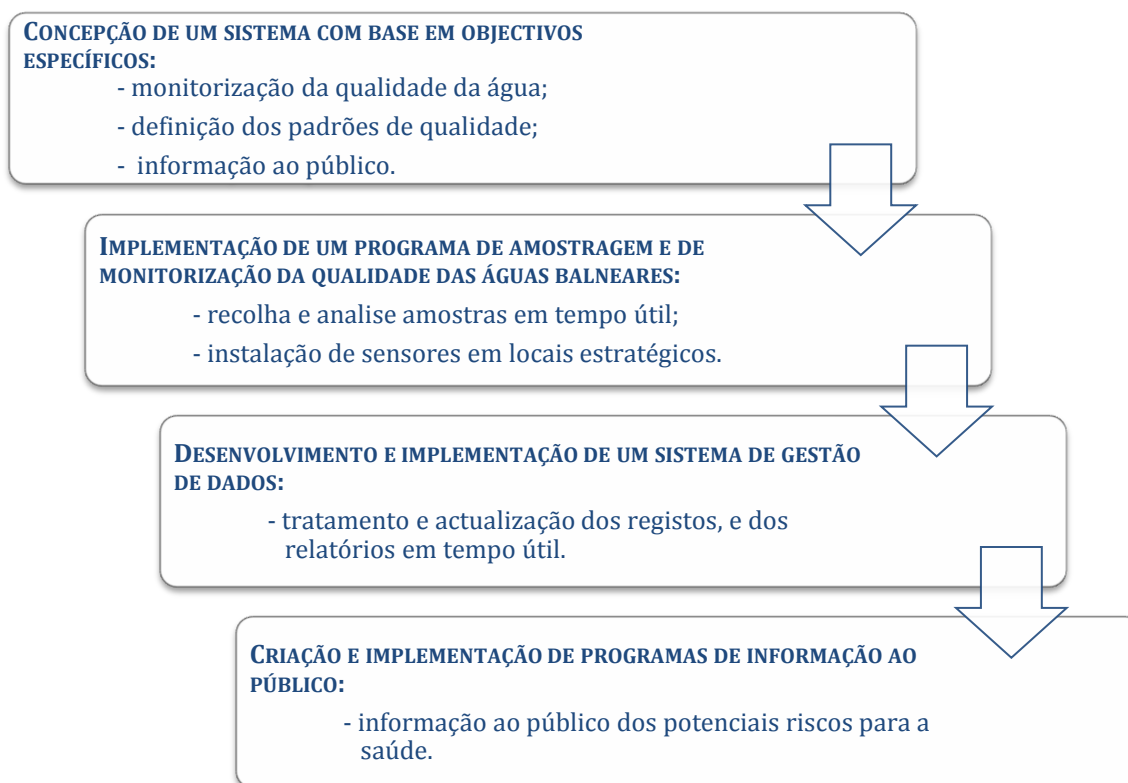


Figura 19 – Diagrama da proposta para o Sistema de Alerta.

Nos subcapítulos que se seguem, as fases anteriormente referidas serão devidamente abordadas com o intuito de fornecer informação mais detalhada sobre as mesmas.

5.1 CONCEPÇÃO DE UM SISTEMA COM BASE EM OBJECTIVOS ESPECÍFICOS

A principal finalidade de um Sistema de Alerta é defender a saúde pública dos riscos potenciais associados ao uso de águas contaminadas e, para tal, deve incluir um meio de anunciar aos utentes a existência de um episódio de poluição. Deste modo, a sua concepção deve reflectir, de uma forma sintética e completa, a informação necessária ao seu desenvolvimento. Por esse motivo, é fundamental que o sistema seja estruturado de acordo com as suas três competências base: águas balneares a analisar, recolha de amostras e informação aos utentes.

A concepção é uma fase primordial no desenvolvimento de qualquer projecto, sendo reconhecido que esta fase não só direcciona todo o projecto nas vertentes funcionais e económicas, como muitas vezes está na origem de graves equívocos. Por esse motivo deve ser encarada com elevado sentido crítico e contemplar os seguintes factores-chave:

- Objectivos do Sistema: deverá identificar eficientemente a forma mais rápida de monitorizar as praias e informar o público dos riscos potenciais para a sua utilização;

- Padrões de Qualidade: será necessário estabelecer padrões de qualidade, além dos designados nos termos da Directiva 2006/7/CE. Estas normas constituem o núcleo do Sistema de Alerta, servirão de apoio às tomadas de decisão por parte das entidades gestoras e permitirão fundamentar os critérios de interdição ou reabertura de uma água balnear;
- Participação dos utilizadores e/ou público em geral: a concepção de um bom Sistema de Alerta deverá incluir a participação dos utilizadores e/ou dos cidadãos interessados, nomeadamente, no que respeita ao tipo de informação que pretende e que necessita de saber, bem como o modo preferencial de disponibilização da informação (Internet, bandeiras na praia, painéis electrónicos, comunicação social, etc.). Além disso, poderão dar um contributo importante no alerta e na identificação das fontes de poluição;

É de notar que qualquer programa deve integrar medidas conducentes à consecução de um elevado nível de poupança interno, uma vez que para se investir é necessário disponibilidade de recursos (financeiros, humanos e materiais). Tendo noção que a escassez destas fontes condicionam onde e com que frequência são realizadas as amostragens, e consequente terão impacto nos resultados e notificação dos utilizadores.

5.2 IMPLEMENTAÇÃO DE UM PROGRAMA DE AMOSTRAGEM E DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES

Para além dos aspectos específicos de concepção que cada Sistema de Alerta deverá contemplar alguns aspectos multidisciplinares que condicionam a sua concepção, como por exemplo os seguintes:

- A elaboração de um plano no qual seja devidamente identificado o que fazer, por quem, em que datas ou períodos de tempo e qual o local ou locais para a recolha de amostras;
- O desenvolvimento de um modelo da qualidade das águas que forneça mais rapidamente resultados;
- A identificação da entidade que ficará responsável pela verificação e validação dos dados;
- A identificação da entidade que ficará responsável pela interpretação dos resultados da monitorização e da modelação, incluindo informações relevantes sobre o não cumprimento dos critérios de qualidade estabelecidos para interdição e reabertura das praias;
- A identificação da entidade que ficará responsável pela produção de informação e dos meios necessários na comunicação da informação ao público.

5.2.1 PLANO DE AMOSTRAGEM E DE MONITORIZAÇÃO

Para além dos aspectos gerais referidos no ponto anterior devem ser atendidos os seguintes aspectos e/ou passos indicativos para o estabelecimento de um bom plano de amostragem e de monitorização (sendo certo que haverá sempre excepções que devem ser devidamente ponderadas):

a. Que parâmetros deverão ser monitorizados?

A decisão sobre quais os parâmetros que deverão ser monitorizados deverá, primeiramente, basear-se nos parâmetros microbiológicos estabelecidos na Directiva 2006/7/CE (*Escherichia coli* e *Enterococos* Intestinais). Todavia, poder-se-á incluir uma série de medições além dos microrganismos referidos, nomeadamente, parâmetros físico-químicos, factores ambientais e oceanográficos. Conforme referido nos capítulos anteriores, estes parâmetros possibilitam avaliar atempadamente a qualidade das águas balneares. Por exemplo, a velocidade e direcção do vento permitem identificar a direcção das correntes marítimas que conduzem à dispersão/concentração da poluição na massa de água; por outro lado, a precipitação e o vento poderão influenciar os padrões de escoamento superficial nas bacias hidrográficas, etc. A Tabela 32 resume os microrganismos indicadores e parâmetros adicionais monitorizados em diferentes projectos e a proposta apresentada para as zonas balneares do Porto.

Tabela 32 – Parâmetros monitorizados em três casos de estudo e proposta para a orla marítima do Porto (Adaptado de USEPA, 2002).

Parâmetros	Sistema de Alerta			
	Charles River Basin/Boston Harbor	Milwaukee/ Racine Beachhealth	Rhode Island Beach Monitoring	Orla Marítima do Porto
Indicador Microbiológico	• Coliforme Fecal • Enterococos	• E. coli	• Coliforme Fecal • Enterococos	• E. coli • Enterococos
Outros Factores	• Precipitação • Temperatura • Condutividade • Salinidade • Condições Meteorológicas	• Precipitação • Temperatura do ar e da água • Turvação • Fluorescência • Condutividade • Potencial oxidação/redução • Velocidade e direcção do vento • Clorofila • Nitratos e Fosfatos	• Precipitação • Temperatura da água • Turvação • Condições meteorológicas • Predominante do Vento	• Precipitação • Radiação Solar • Direcção do Vento • Altura de onda • Período Médio da onda • Turvação

b. Onde deverá ser efectuada a amostragem?

Com o intuito de estabelecer o plano de amostragem dever-se-á considerar os seguintes factores:

- Frequência e densidade de utilização – as águas balneares com um elevado usufruto poderão representar um maior risco para a saúde pública e como tal exigir uma maior frequência de amostragem;
- Proximidade de fontes de poluição - as condicionantes da bacia hidrográfica em que se inserem as águas balneares, incluindo a localização de fontes pontuais e difusas de poluição, representam um factor importante a ter em consideração no plano de amostragem.

c. Quando deverá ocorrer a recolha das amostras?

As áreas com maior risco de exposição a episódios de contaminação necessitam de um acompanhamento mais frequente da qualidade da água. Por isso, os factores mencionados na questão anterior deverão, igualmente, ser considerados neste caso. No entanto, outros factores poderão ser ponderados, nomeadamente, o tempo necessário para que os resultados dos indicadores microbiológicos sejam obtidos e, por outro lado, a necessidade de informar atempadamente o público. A recolha de amostras será importante quando são ultrapassadas os valores regulamentares estabelecidas na Directiva 2006/7/CE, e nos períodos subsequentes, para assim se garantir que a concentração dos indicadores fecais voltou a níveis aceitáveis. Este tipo de controlo ajudará a fundamentar a decisão de quando as praias interditas poderão ser novamente reabertas sem riscos para a saúde pública.

d. Como serão recolhidas as amostras?

É importante desenvolver procedimentos específicos para a recolha, conservação e armazenamento das amostras, que deverá ser mantido ao longo de todo o plano de amostragem.

Dependendo das decisões de coordenação poderá ser incluída uma estação meteorológica na proximidade das zonas balneares, com o intuito de reflectir as condições climáticas do local. No caso do Porto, a estação meteorológica mais próxima localiza-se no Aeroporto Sá Carneiro, aproximadamente a 12 km da zona em estudo. Pelo que seria essencial obter os elementos meteorológicos junto da orla costeira para uma boa caracterização da sua realidade física e urbana.

Será, igualmente, conveniente definir procedimentos normalizados, para no momento da recolha das amostras das águas balneares, se efectuar também os registos de outros parâmetros (meteorológicos, oceanográficos e físico-químicos). Por esse motivo, os sistemas baseados em sensores de monitorização automática são os ideais. Com efeito, estes sistemas modernos possibilitam a obtenção da informação em tempo real e um tratamento eficiente dos dados (vide Figura 20).

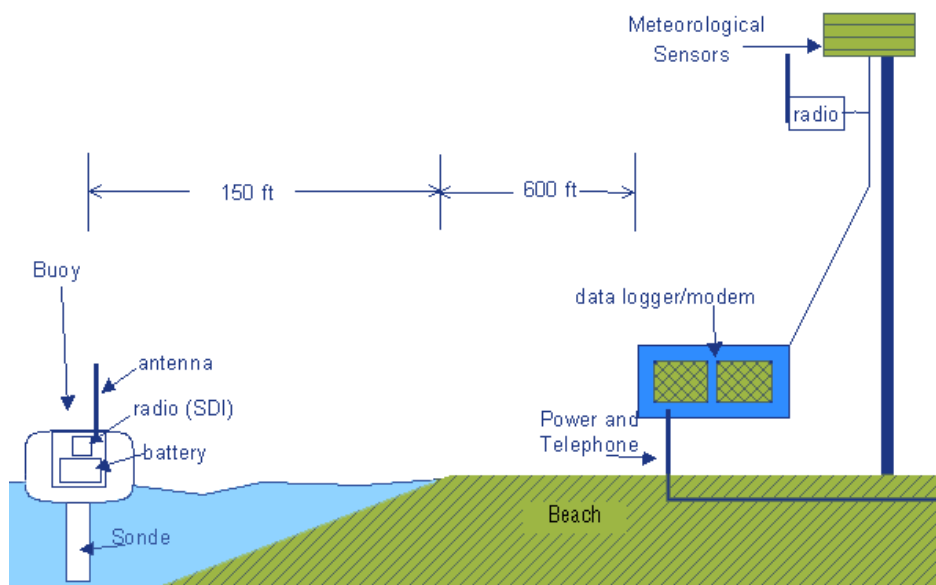


Figura 20 – Representação do sistema de monitorização automático implementado em Milwaukee/Racine, Wisconsin (USEPA, 2002).

5.2.2 MODELOS DE PREVISÃO

Conforme apresentado anteriormente (subcapítulo 2.3), o desenvolvimento de um modelo de previsão proporciona um quadro conceptual necessário para simplificar as actuais obrigações de monitorização e informação atempada do público. Em última análise, permitirá descrever a ocorrência de episódios de poluição em tempo real e relacionar diversos factores com o aumento da concentração fecal. Neste sentido, diferentes métodos de previsão têm sido implementados em diversos países, envolvendo vários ramos do conhecimento e apresentando diversas vantagens para a gestão efectiva das zonas balneares.

5.2.3 VERIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DE DADOS

A verificação e validação do modelo são, possivelmente, os passos mais importantes na sequência do seu desenvolvimento e, também um dos mais negligenciados.

A fase de verificação inclui um conjunto de acções cujo objectivo é certificar se o modelo conceitual foi integralmente respeitado na programação informática. Assim, dever-se-á proceder ao seguinte:

- Realizar um controlo dos dados de entrada para detectar eventuais erros;
- Representar graficamente os dados para facilmente se detectar dados inválidos.

A fase de validação inclui procedimentos cuja meta é certificar se os valores gerados pelo modelo apresentam coerência em relação aos determinados analiticamente. Existem várias ferramentas estatísticas que possibilitam a validação, mas as mais usadas incluem coeficientes de determinação, intervalos de precisão e identificação de falsos-positivos/falsos-negativos.

Deste modo, este processo permitirá confirmar se os requisitos foram cumpridos, isto é, possibilitará a sua utilização técnica no que respeita aos objectivos do Sistema de Alerta. Este método deverá produzir um relatório que avalie a utilização dos dados (se algum deles é suspeito ou se necessita de ser qualificado) e que identifique as discrepâncias entre os dados obtidos pelo sistema real e os gerados através do modelo.

5.2.4 INTERPRETAÇÃO OS RESULTADOS DA MONITORIZAÇÃO E DA MODELAÇÃO

Os resultados da qualidade da água obtidos quer, por monitorização quer, por modelação, devem ser interpretados por técnicos qualificados do domínio da saúde pública e pelas entidades gestoras da praia, uma vez que só eles poderão determinar se existe um risco para a saúde e quais as medidas adequadas a implementar. Deverão, igualmente, ser estabelecidos procedimentos claros para a interdição e reabertura das praias. Um exemplo de uma boa política poderá ser a de considerar que, quando um resultado atinja o critério de qualidade “má/medíocre”, sejam recolhidas amostras adicionais e, no caso, de confirmação dos resultados de não conformidade se proceda à interdição da praia. No caso de praias com mais de um local de amostragem, como a zona balnear da Foz, a praia deverá ser interditada se as análises efectuadas para a maioria dos locais de amostragem exceder um determinado critério previamente estabelecido.

5.3 DESENVOLVIMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE GESTÃO DE DADOS

Uma gestão de dados eficiente poderá contribuir para uma rápida divulgação dos resultados e, consequentemente, reduzir o risco de exposição do público a episódios de contaminação. Os elementos-chave deste tipo de sistema encontram-se representados na Figura 21.

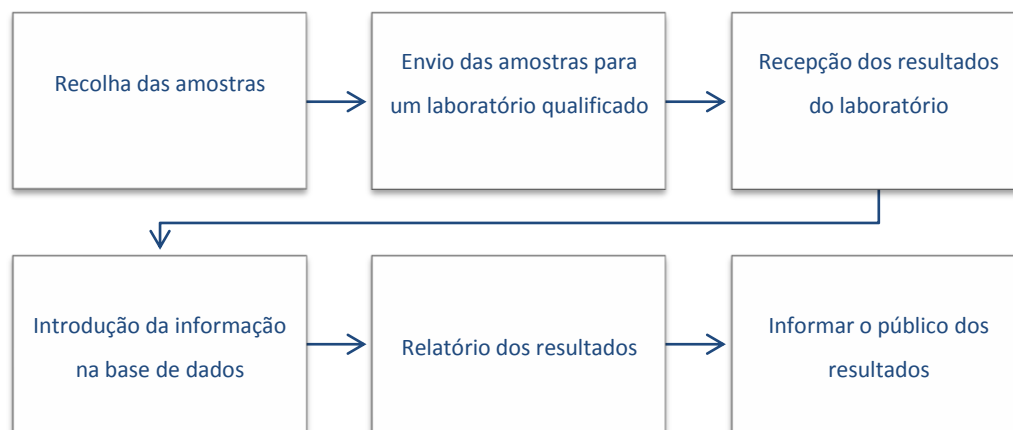


Figura 21 – Representação esquemática do fluxo de dados.

Será pertinente efectuar algumas considerações com o intuito de desenvolver um sistema de gestão de dados, compatível com a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

A adopção do melhor modelo para o caso de estudo, dependerá sempre das necessidades e dos objectivos a fixar para o Sistema de Alerta. Como exemplo, o modelo poder-se-á basear na resposta às seguintes questões:

- Qual a informação pertinente para o Sistema de Alerta?
- Que entidade será responsável pela administração e gestão dos dados e pela sua integridade?
- Como serão registados os dados informaticamente (ficheiros e backups)?
- Quais os meios a utilizar para informar ao público (Internet, jornais, televisão, sinais electrónicos, etc.)?
- No caso da utilização da Internet, qual a entidade que ficará responsável pela actualização e manutenção do portal.

A utilização do SIG poderá ser um meio facilitador e poderoso no que respeita às questões anteriormente referidas. A capacidade do SIG possibilita aos utilizadores sobrepor de forma rápida vários tipos de informação e permite a comparação de diferentes cenários e os seus consequentes impactos. Todos os programas devem estabelecer um compromisso entre a disponibilização de informação atempada ao público e a garantia da fiabilidade dos dados. Enfrentar este desafio é uma parte fundamental do desenvolvimento de todo o Sistema de Alerta, tendo presente que a implementação de um sistema de gestão de dados é um processo iterativo, no qual um programa começa com um número relativamente limitado de variáveis sendo, posteriormente, os seus objectivos são estendidos a outros domínios.

5.4 CRIAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO DE PROGRAMAS DE INFORMAÇÃO AO PÚBLICO

Este subcapítulo apresenta, resumidamente, o tipo de informação que deve ser comunicada e refere os principais métodos utilizados e tipos de serviço adicional de comunicação e sensibilização do público.

5.4.1 CARACTERIZAÇÃO DO TIPO DE INFORMAÇÃO

Por princípio, e segundo a Directiva 2006/7/CE, as entidades competentes devem apresentar diversa informação à população, nomeadamente:

- Informação de riscos para a saúde pública – consiste em fornecer informação sobre o potencial risco para a saúde aquando da utilização das águas balneares poluídas. Deverá indicar o nível de risco associado com o tipo de uso (por exemplo, natação, surf, pesca, etc.) e uma descrição dos potenciais efeitos na saúde;
- Resultados da monitorização – publicar e/ou divulgar de uma forma clara e simples o estado actual da qualidade das águas balneares;
- Informação de prevenção da poluição – identificar quais as medidas que o público em geral deverá tomar para reduzir a poluição;
- Publicitar a informação – o público só poderá beneficiar da informação se souber que ela existe. Assim, a população que não é informada corre sempre mais riscos, do que aquela que possui a devida informação, por isso é fundamental a utilização de meios adequados para a informar as populações.

5.4.2 MEIOS DE INFORMAÇÃO

Existem múltiplas maneiras de informar o público sobre a qualidade das águas balneares, nomeadamente, bandeiras de advertências, sinais electrónicos, linhas telefónicas, portais e meios de comunicação social (jornais, rádio, televisão, etc.).

O uso de bandeiras de aviso envolve a colocação de bandeiras coloridas em locais estratégicos, reflectindo diferentes níveis de risco sanitário (bandeiras vermelhas reflectem a má qualidade da água, bandeiras azuis indicam a boa qualidade da água). A utilização de linhas telefónicas permite ao público, sem acesso à Internet, obter informação atempada sobre a qualidade das praias locais. Os *media* possibilitam, juntamente com a informação meteorológica, obter informação sobre a qualidade das águas balneares. Por último, os painéis electrónicos e portais da Internet representam, cada vez mais, uma estratégia de sucesso na divulgação dos resultados, uma vez que permitem ao público aceder a uma informação fiável e rápida (vidé Figura 22).



Figura 22 – Painéis electrónicos utilizados na divulgação da qualidade das águas balneares na Escócia.

5.4.3 SENSIBILIZAÇÃO DO PÚBLICO

A colaboração do público é essencial na diminuição dos níveis de poluição. Numa primeira fase, é bastante útil desenvolver, de forma clara e simples, uma acção orientada para a sensibilização do público, sendo para tal necessário responder às seguintes questões:

- a. Qual é o público-alvo?
- b. Qual o perfil do público-alvo? Que informação é susceptível de ser de maior interesse?
- c. Quais as questões a que é necessário responder?
- d. Quais são as formas mais eficazes de atingir o público-alvo?

Responder a estas questões ajuda a garantir que a mensagem enviada não chega corrompida ao público.

Por último, referir que, esta proposta poderá ser aplicada a qualquer outra zona balnear, independentemente da sua localização na costa portuguesa. No entanto, será necessário adaptar as considerações efectuadas neste estudo de caso, nomeadamente, no que concerne às conclusões retiradas da análise de dados efectuada no capítulo 4.

6

CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTURO

Para além das conclusões parcelares que ao longo dos capítulos e subcapítulos deste trabalho foram apresentadas, sempre que então foram consideradas pertinentes, procura-se agora, em jeito de resenha final, enunciar as principais conclusões susceptíveis de serem extraídas deste estudo.

A identificação das potencialidades dos Sistemas de Alerta para avaliação da qualidade das águas balneares, bem como a análise de dados e a apresentação da proposta final, demonstraram que esta temática constitui uma área de grande interesse para sociedade, e em particular para as entidades gestoras, de uma ferramenta objectiva de divulgação de informação, sendo geradora de novas dinâmicas na procura de melhores políticas de gestão.

O sucesso da sua aplicação está, no entanto, condicionado pelo desenvolvimento de estudos de caso adaptados às condições locais de cada zona costeira e pela sua plena adopção por parte da gestão de topo das organizações, ainda que estas facilmente reconhecerão os benefícios da sua utilização.

Cada entidade gestora, atendendo às suas especificidades, às características intrínsecas do local, aos seus modelos de operação e gestão, e a todas as características que lhe são próprias, terá que escolher de entre o vasto leque de Sistemas de Alerta que aqui se identificaram, aquele que melhor reflecte o seu desempenho, bem como o objectivo para o qual o pretende utilizar.

Por outro lado, poderá revelar-se necessário a inclusão de outros factores que aqui não foram previstos, possibilidade que, com os elementos de base aqui fornecidos, facilmente se materializará. Haverá que ter em consideração que nos encontramos perante um processo iterativo, podendo-se eliminar variáveis ou criar novas modalidades de variável, sempre que tal se revele oportuno.

Em alguns domínios revelou-se particularmente difícil obter dados, quer pela sua inexistência, quer pela demora em fornecê-los, pelo que nem todas as variáveis viram a sua aplicação concretizar-se plenamente, havendo nesta matéria uma lacuna importante a colmatar. De qualquer modo, ficou claro que existe uma necessidade de adoptar planos de monitorização uniformes com recolha sistemática de dados.

Haverá ainda que considerar que toda a dinâmica em estudo depende de vários factores conjugados, e não de efeitos isolados, pelo que o desenvolvimento de um modelo previsional deverá contemplar múltiplas variáveis. De facto, como oportunamente se referiu, haverá que ter em consideração o efeito conjunto das variáveis optando-se por técnicas de análise multivariadas, tarefa de grande complexidade, que deverá constituir um desafio como linha de continuidade dos estudos agora realizados.

Também se deverá de ter em consideração a hidrodinâmica local, os processos de diluição e de dispersão de contaminantes, processos relativamente aos quais dispomos, hoje em dia, de ferramentas de modelação potentes, capazes de nos fornecer cenários previsíveis de evolução da contaminação das águas costeiras. A utilização destes modelos numa lógica operacional no âmbito da gestão do ciclo urbano da água, mas incorporando igualmente os restantes factores de risco (p. e. saúde pública), permite uma gestão mais eficaz das águas balneares, garantindo maior sucesso no alcance dos objectivos e das exigências que a nova Directiva 2006/7/CE coloca.

Tendo em consideração os resultados obtidos para as diferentes zonas balneares, importará salientar alguns aspectos relativamente à aplicação das técnicas de regressão e correlação univariada. Embora de cariz essencialmente qualitativo, globalmente, verificou-se que o comportamento das variáveis em estudo depende da zona balnear, embora se tenha constatado, em alguns casos, a existência de similitudes entre a zona balnear da Foz e do Homem do Leme, e a zona balnear de Gondarém e do Castelo do Queijo.

É salientar, que apesar da Estatística Teste ter conduzido a aceitar a hipótese que existe associação entre algumas das variáveis em estudo, as técnicas de regressão aplicada verificaram-

se insuficientes para que a precisão do ajuste dos modelos seja considerada estatisticamente significativa.

No que respeita, à Análise Factorial de Correspondências foi possível identificar padrões comuns entre as zonas balneares e, que reforçam conjecturas avançadas por diferentes autores, e que são:

- A radiação solar e, conseqüente aumento da temperatura da água, induz o processo de inactivação bacteriológica, e por consequência, ocorre uma diminuição da concentração dos indicadores fecais. No entanto, este efeito pode ser reduzido se se verificarem situações de elevada turvação da água;
- O impacto negativo do rio Douro e Leça sobre a qualidade das águas balneares, acentua-se em situações de maré enchente, altura e período da onda elevada. Esta dinâmica, intrínseca do local em estudo, poder-se-á associar a uma movimentação de sedimentos na zona de espraçamento que abrigue uma quantidade significativa de microrganismos, conduzindo a um aumento da carga poluente;
- Quando se verificamos fenómenos de precipitação intensa, estes influenciam os padrões de escoamento superficial na bacia hidrográfica em estudo, o que acarreta um aumento da concentração fecal nas águas balneares;
- A direcção da agitação marítima de NW conduz a um aumento da concentração bacteriológica, o que revela o impacto negativo do rio Leça e do porto de Leixões sobre a qualidade das águas balneares em estudo;
- Verifica-se um aumento da poluição fecal nas zonas balneares, quando a direcção do vento predominante é do quadrante SE, o que implica que o caudal fluvial do rio Douro seja arrastado para a frente marítima da cidade do Porto; e uma diminuição da concentração dos indicadores fecais quando a direcção predominante é SW.

Refira-se ainda que a abordagem preconizada no presente trabalho possibilitou uma avaliação objectiva das flutuações verificadas na concentração dos indicadores fecais, aquando da variabilidade dos factores meteorológicos, oceanográficos e físico-químicos.

7

BIBLIOGRAFIA

Não há, nem podia haver, a pretensão de fornecer uma bibliografia completa sobre o tema deste trabalho. O objectivo desta curta bibliografia é sugerir ao leitor, interessado em aprofundar mais o tema, que consulte as referências bibliográficas dos livros e artigos abaixo citados.

ABAE. (s/ data). *Guia de Interpretação dos Critérios Bandeira Azul*. Obtido em Março de 2009, de Associação Bandeira Azul da Europa:

http://www.abae.pt/programa/BA/docs/guia_zonas_balneares.pdf

ABAE. (2008). *Lista de Zonas Balneares e Marinas galardoadas em 2008*. Obtido em Março de 2009, de Associação Bandeira Azul da Europa:

<http://www.abae.pt/programa/BA/docs/PBA2008.pdf>

Ackerman, D., & Weisberg, S. (2003). Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. *Jornal of Water and Health* , pp. 85-89.

Águas do Porto, E. (2008). *Protocolo: Caracterização das fontes de poluição difusa e o seu impacto nas praias do Porto (Projecto Porto Bandeira Azul)*.

Al Bakri, D., Rahman, S., & Bowling, L. (2008). Sources and management of urban stormwater pollution in rural catchments, Australia. *Journal of Hydrology* , vol. 356, pp. 299-311.

Anderson, I., Rhodes, M., & Kator, H. (1979). Sublethal Stress in *Escherichia coli*: a Function of Salinity. *Applied and Environmentak Microbiology* , pp. 1147-1152.

APA. (s/ data). *Estratégia Nacional para o Mar (2006-2016)*.

Azevedo, I. (s/ data). *Parecer: Utilização de Salmonella spp como indicador da qualidade da água balnear*.

Boehm, A., Whitman, R., Nevers, M., Hou, D., & Weisberg, S. (2007). Now-casting recreational water quality. In L. Wymer, & A. Dufour, *Statistical Framework for Water Quality Criteria and Monitoring*.

Bordalo, A. (2003). Microbiological water quality in urban costal beach: the influence of water dynamics and optimization of sampling strategy. *Water Research* , vol. 37, pp. 3233-3241.

Bushon, R., Brady, A., Likirdopulos, C., & Cireddu, J. (2009). Rapid detection of Escherichia coli and enterococci in recreational water using an immunomagnetic separation/adenosine triphosphate technique. *Journal of Applied Microbiology* ISSN 1364-5072 , vol. 106, pp. 432-441.

Carlucci, A., & Pramer, D. (1959). Evaluation of Factors Affecting the Survival of Escherichia coli in Sea Water. *Department of Agricultural Microbiology* , vol. 8, pp. 243-247.

Caruso, G., Crisafi, E., & Mancuso, M. (2002). Development of an enzyme assay for rapid assessment of Escherichia coli in seawaters. *Jornal of Applied Microbiology* , pp. 548-556.

Castro, P., & Poças Martins, J. (1998). *O saneamento básico e os recursos hídricos: um novo sistema de apoio à decisão para o planeamento dos recursos hídricos com algoritmos genéticos*. Barcelos: 8 Encontro Nacional de Saneamento Básico.

CCDRN. (2008). *Procedimentos de actuação Época Balnear de 2008*.

Chigbu, P., Gordon, S., & Strange, T. (2004). Influence of inter-annual variations in climatic factors on fecal coliform levels in Mississippi Sound. *Water Research* , vol. 38, pp. 4341-4352.

Coelho, M., Marques, M., & Roseiro, J. (1999). Dynamics of microbiological contamination at a marine recreational site. *Marine Pollution Bulletin* , vol. 38, pp. 1242-1246.

COM. (2008). *Global Monitoring for Environmental and Security (GMES): We care for a safer planet*. Brussels: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

COM. (2002). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning the quality of bathing water*. Obtido em Março de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, 0254:

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2002:0581:FIN:EN:PDF>

COM. (2008). *Towards a Shared Environmental Information System (SEIS)*. Brussels: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament.

Cotner, J., Makino, W., & Biddanda, B. (2006). Temperature Affects Stoichiometry and Biochemical Composition of *Escherichia coli*. *Microbial Ecology*, pp. 26-33.

Courtois, S., Bergeron, P., Deveughèle, S., Laîne, J., & Massé, P. (2007). New Decision-Support Tool for Active Management of Bathing Water Quality.

Davies, C., & Evison, L. (1991). Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *Applied Bacteriology*, vol. 70, pp. 265-274.

Decreto-Lei nº135/2009. (3 de Junho de 2009). Obtido em Junho de 2009, de Diário da República Electrónico nº107 1ª série:

<http://dre.pt/pdf1sdip/2009/06/10700/0346003468.pdf>

Decreto-Lei nº236/98. (1 de Agosto de 1998). Obtido em Março de 2009, de Diário da República Electrónico nº176 Série-A:

<http://dre.pt/pdf1sdip/1998/08/176A00/36763722.pdf>

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. (23 de Outubro de 2000). Obtido em Fevereiro de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, L327/1: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:PT:PDF>

Directiva 2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à gestão da qualidade das águas balneares e que revoga a Directiva 76/160/CEE. (15 de Fevereiro de 2006). Obtido em Fevereiro de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, L64/37: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:064:0037:0051:PT:PDF>

Directiva 76/160/CEE do Conselho relativa à qualidade das águas balneares. (8 de Dezembro de 1975). Obtido em Fevereiro de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, L031: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0160:PT:HTML>

Directiva 91/271/CEE do Conselho relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. (21 de Maio de 1991). Obtido em Fevereiro de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, L135: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0271:PT:HTML>

Directiva 91/676/CEE do Conselho relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. (12 de Dezembro de 1991). Obtido em Fevereiro de 2009, de Jornal Oficial da União Europeia, L375: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:PT:HTML>

EEA. (2009). *EEA Signals - Key environmental issues facing Europe*. Copenhagen.

- EEA. (2006). *The changing faces of Europe's coastal areas*. EEA Report No 6/2006.
- Ellis, J., & Mitchell, G. (2006). Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, vol. 20, pp. 19-26.
- Faust, M., Aotaky, A., & Hargadon, M. (1975). Effect of Physical Parameters on the In Situ Survival of *Escherichia coli* MC-6 in an Estuarine Environment. *Applied Microbiology*, pp. 800-806.
- Frahm, E., & Obst, U. (2003). Application of the fluorogenic probe technique (TaqMan PCR) to the detection of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* in water samples. *Journal of Microbiological Methods*, pp. 123-131.
- Freire, A. (2007). *Avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento de águas residuais urbanas com descarga em zonas costeiras*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Naturais, Universidade Nova de Lisboa.
- Góis, J. (2002). *Contribuição dos Modelos Estocásticos para o Estudo da Climatologia Urbana*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto: Tese de Douturamento.
- Gomes, A. (2007). *Avaliação da Ecotoxicidade de Águas Superficiais: Aplicação à Bacia Hidrográfica do Rio Leça*.
- Gouveia, M. (1998). A importância da recolha de informação pluviométrica e hidrométrica fiável na inventariação dos recursos hídricos disponíveis. A situação na 1ª Região Hidrográfica de Portugal. *8 Encontro Nacional de Saneamento Básico*, (pp. pp. 205-218). Barcelos.
- Guimarães, R., & Sarsfield Cabral, J. A. (2007). *Estatística*. McGraw Hill.
- ICREW. (s/ data). *Case Study - ICREW (Improving Coastal and Recreational Waters for All)*. Coastal Practice Network.
- Instituto da Água, I.P. (2001). *Plano da Bacia Hidrográfica do Douro*.
- Instituto da Água, I.P. (s/ data). *Plano da Bacia Hidrográfica do Leça*.
- IST. (1998-2002). *Manual do utilizador - Programa ANDAD (Versão 7.10)*. Centro de Geosistemas do Instituto Superior Técnico .
- Kashefipour, S., Lin, B., & Falconer, R. (2006). Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Water Research*, vol. 40, pp. 1413-1425.
- Kay, D., Bartram, J., Pruss, A., Ashbolt, N., Wyer, M., Fleisher, J., et al. (2004). Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreation waters. *Water Research*, pp. 1296-1304.

Kleinheinz, G., McDermott, C., Leewis, M., & Englebert, E. (2006). Influence of sampling depth on *Escherichia coli* concentrations in beach monitoring. *Water Research* , pp. 3831-3837.

Lebaron, P., Henry, A., Lepeuple, A.-S., Pena, G., & Servais, P. (2005). An operational method for the real-time monitoring of *E. coli* numbers in bathing waters. *Marine pollution bulletin* , vol. 50, pp.652-659.

Li-Ming, L., & Zhen-Li, H. (2008). Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. *Water Research* , pp. 2563-2573.

Local Marine Water Forecasting. (s/ data). DHI Solution.

Ludwig, R. (1988). *Environmental Impact Assessment: Siting and design of submarine outfalls*. Monitoring and Assessment Research Centre and World Health Organization.

Malgrat, P., Suñer, D., & Theias, H. (2007). COWAMA (Coastal Water Management): Sistema de gestión integral y en tiempo real del medio hídrico para la protección de la calidad de las aguas de baño. *Claveguera de Barcelona, S.A.*

Mark, O., & Erichsen, A. (2007). Towards Implementation of the New EU Bathing Water Directive - Case studies: Copenhagen & Aarhus, Deamark. *DHI Water and Environment* , pp. 1705-1712.

Matias, C. (2006). *A contribuição dos sistemas de informação geográfica e da detecção remota para a Análise de Dados em Líquenes*. Tese de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa.

Mcfeters, G., & Stuart, D. (1972). Survival of Coliform Bacteria in Natural Waters: Field and Laboratory Studies with Membrane Filter Chambers. *Applied Microbiology* , vol. 24~, pp.805-811.

Mezrioui, N., Baleux, B., & Troussellier, M. (1995). A Microcosm Study of the Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella Typhimurium* in Brackish Waters. *Water Research* , vol. 29, pp. 459-465.

Mill, A., Schlacher, T., & Katouli, M. (2006). Tidal and longitudinal variation of faecal indicator bacteria in an estuarine creek in south-east Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin* , vol. 52, pp. 881-891.

Monteiro, A. (2000). *Inactivação Bacteriológica*. Instituto Superior Técnico.

Morgan, R., Morris, C., Livzey, K., Hogan, J., Buttigieg, N., Pollner, R., et al. (2007). Rapid tests for detection and quantitation of *Enterococcus* contamination in recreational waters. *Journal of Environmental Monitoring* , pp.424-426.

New South Wales Government. (s/ data). Obtido em Abril de 2009, de Department of Environment and Climate Change:

<http://www.environment.nsw.gov.au/beach/Reportbulletin.htm>

Noble, R., & Weisberg, S. (2005). A review of technologies for rapid detection of bacteria in recreational waters. *Journal of Water and Health* , pp. 381-391.

Noble, R., Moore, D., Leecaster, M., McGee, C., & Weisberg, S. (2003). Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreation water quality testing. *Water Research* , pp.1637-1643.

NS Share Risk Assessment Reporting Tool. (2004). Obtido em Março de 2009, de <http://watermaps.wfdireland.ie/>

Parkhurst, D., Brenner, K., Dufour, A., & Wymer, L. (2005). Indicator bacteria at five swimming beaches - analysis using random forests. *Water Research* , pp. 1354-1360.

Portaria nº 393. (5 de Junho de 2008). Obtido em Março de 2009, de Diário da República Electrónico nº108, Série-I: <http://dre.pt/pdf1sdip/2008/06/10800/0320203286.pdf>

Portaria nº573/2001. (6 de Junho de 2001). Obtido em Março de 2009, de Diário da República Electrónico nº131, Série I-B: <http://dre.pt/pdf1sdip/2001/06/131B00/34453449.pdf>

Reis, P. (2002). *Situação Actual dos Rios e Ribeiros do Concelho do Porto*. Departamento de Engenharia Biológica. Universidade do Minho.

Roca, E., & Villares, M. (2008). Public perceptions for evaluating beach quality in urban and semi-natural environments. *Ocean & Coastal Management* , vol. 51, pp. 314-329.

Rodgers, P., Soulsby, C., Hunter, C., & Petry, J. (2003). Spatial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in northeast Scotland. *The Science of the Total Environment* , pp. 289 - 302.

Rodrigues, H. (2006). *Caracterização das Principais Afluências de Águas Interiores à Zona Costeira do Concelho de Matosinhos*. Universidade do Minho.

Rozen, Y., & Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews* , vol. 25, pp. 513-529.

Salvado, J. (2007). A Directiva 2006/7/CE relativa à gestão da qualidade das águas balneares. *Instituto da Água, I.P.*

SEPA. (2003). Pilot Bathing Water Signage Project. *Scottish Executive* .

SEPA. (2001). The Relationship between exceedence of standards and antecedent rainfall. *Bathing Waters Report*.

Sinton, L., Davies-Colley, R., & Bell, R. (1994). Inactivation of Enterococci and Fecal Coliforms from Sewage and Meatworks Effluents in Seawater Chambers. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 60, pp. 2040-2048.

SNIRH. (s/ data). *Dados de Base*. Obtido em Março de 2009, de Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos:

http://snirh.pt/snirh.php?main_id=2&item=1&objlink=&objrede=ZB

SVARH - Sistema de Vigilância e Alerta de Recursos Hídricos. (s/ data). Obtido em Março de 2009, de http://snirh.inag.pt/snirh/tempo_real/tempo_real.php

Teiga, P. (2003). *Reabilitação de Ribeiras em Zonas Edificadas*. Dissertação de Mestrado, Porto.

The Water Forecast. (s/ data). Obtido em Março de 2009, de DHI Water & Environmental: <http://www.waterforecast.com/defaultUK.asp>

TMAP. (1997). *The Trilateral Monitoring and Assessment Program*. Obtido em Março de 2009, de <http://www.waddensea-secretariat.org/TMAP/Monitoring.html>

Trosselier, M., Bonnefont, J., Courties, C., Derrien, A., Dupray, E., Gauthier, M., et al. (1998). Response of enteric bacteria to environmental stress in seawater. *Oceanologica Acta*, vol. 21, pp. 965-981.

UKMMAS - UK Marine Monitoring and Assessment Strategy. (2005). Obtido de Department for Environment Food and Rural Affairs:

<http://www.defra.gov.uk/marine/science/monitoring/ukmmas.htm>

USEPA. (2003). *Bacterial Water Quality Standards for Recreational Waters (Freshwater and Marine Waters)*. Washington.

USEPA. (2002). *Time-Relevant Beach and Recreational Water Quality Monitoring and Reporting*. Environmental Monitoring for Public Access & Community Tracking.

Veloso Gomes, F., Barroco, A., Ramos Pereira, A., Sousa Reis, C., Calado, H., Gomes Ferreira, J., et al. (2006). *Bases para a Estratégia de Gestão Integrada da Zona Costeira Nacional*. Nomeado por Despacho nº4/2005 do Ministro do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

VEOLIA. (2005). *Coliplage™ process: A fluorescent reactive substance for a pro-active response*. Obtido em Março de 2009, de:

<http://www.veoliawater.com/press/resource/files/success-explorer/2233.coliplage.htm>

Whitman, R., Nevers, M., Korinek, G., & Byappanahalli, M. (2004). Solar Temporal Effects on *Escherichia coli* Concentration at a Lake Michigan Swimming Beach. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 70, pp. 4276-4285.

WHO. (2001). *Bathing Water Quality and Human Health*. Geneva.

WISE - Water Information System for Europe. (s/ data). Obtido em Março de 2009, de European Environmental Agency:

<http://www.eea.europa.eu/themes/water/mapviewers/bathing>

Wyer, M., Kay, D., Fleisher, M., Salmon, R., Jones, F., Godfree, A., et al. (1999). An Experimental Health-Related Classification for Marine Waters. *Water Research*, vol. 33, pp. 715-722.

Xu, P., Brissaud, F., & Fazio, A. (2002). Non-steady-state modelling of faecal coliform removal in deep tertiary lagoons. *Water Research*, vol. 36, pp. 3074-3082.

Yang, L., Chang, W., & Huang, M. (2000). Natural Disinfection of Wastewaters in Marine Outfall Fields. *Water Research*, vol. 34, pp.743-730.

Zhou, F., Huang, G., Guo, H., Zhang, W., & Hao, Z. (2007). Spatio-temporal patterns and source apportionment of coastal water pollution in eastern Hong Kong. *Water Research*, vol. 41, pp. 3429-3439.

ANEXOS

Anexo A – Zonas Balneares da Cidade do Porto

Anexo B – Avaliação da Qualidade da Água das Ribeiras

Anexo C – Métodos de Divulgação da Qualidade das Águas Balneares

Anexo D – Valores Críticos do Coeficiente Ordinal de Spearman

Anexo E – Diagramas de Dispersão - Análise Preliminar

Anexo F – Análise Factorial de Correspondências Binárias

ANEXO A

ZONAS BALNEARES DA CIDADE DO

PORTO

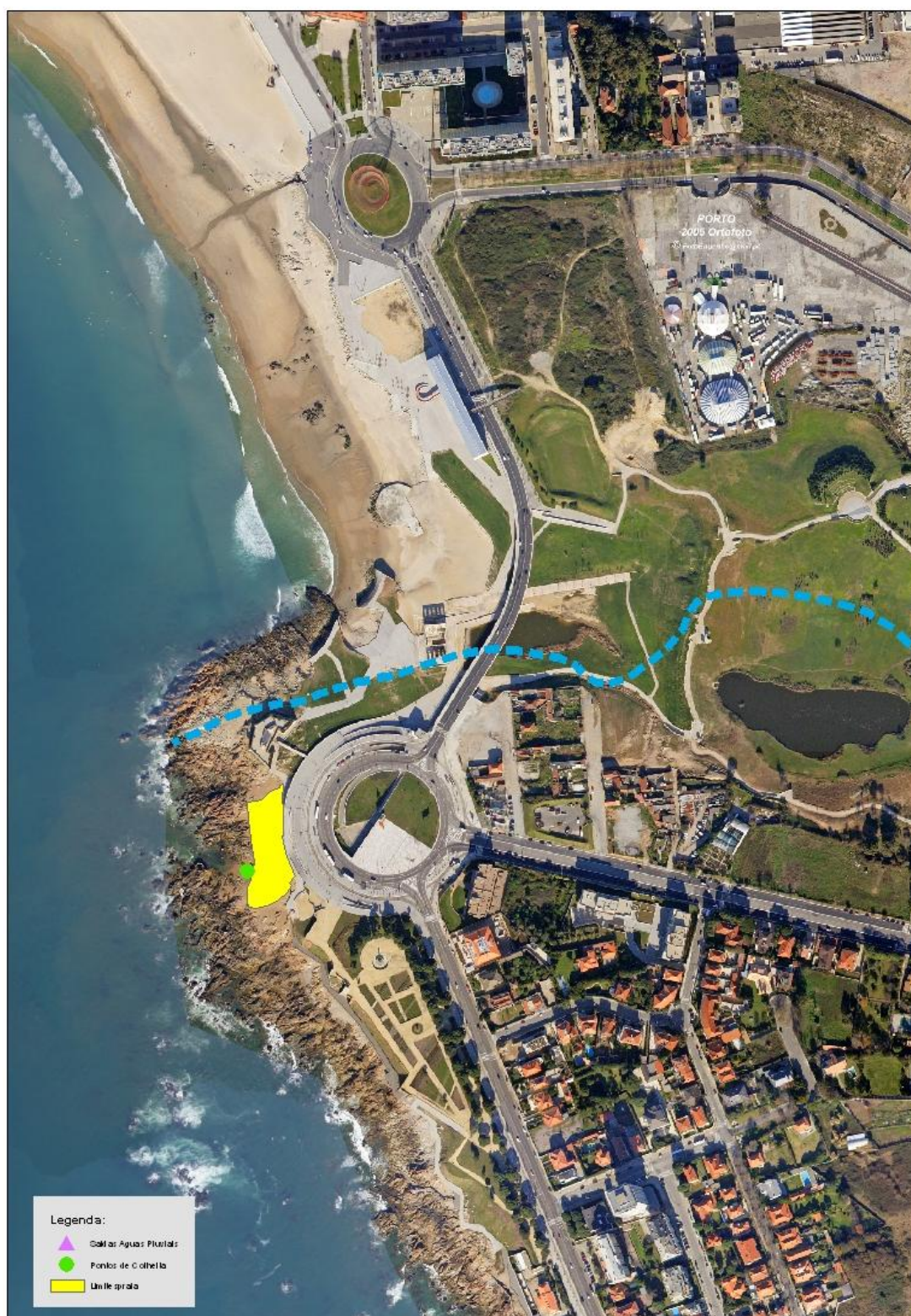


Figura 23 – Zona balnear do Castelo do Queijo e respectivo ponto de amostragem (sinalizado na figura com ponto verde).



Figura 24 - Zona balnear do Homem do Leme e respectivo ponto de amostragem (sinalizado na figura com ponto verde).



Figura 25 - Zona balnear de Gondarém e respectivos pontos de amostragem (sinalizados na figura com ponto verde).



Figura 26 - Zona balnear da Foz e respectivos pontos de amostragem (sinalizados na figura com ponto verde).

ANEXO B

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DAS RIBEIRAS

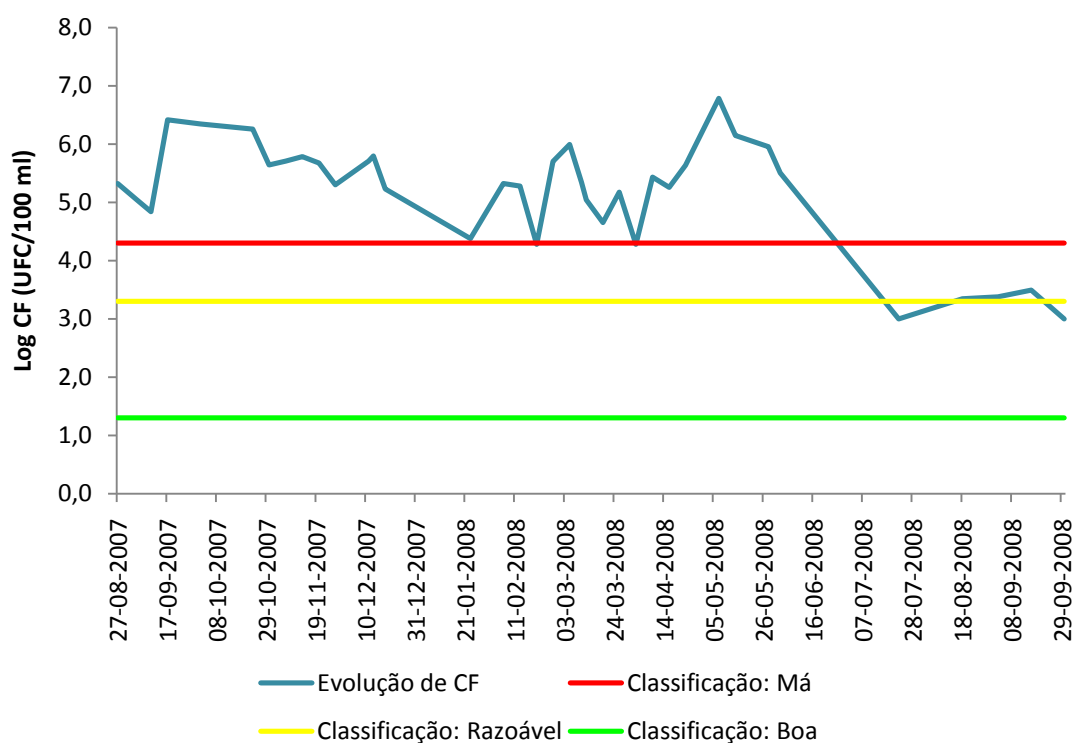


Figura 27 – Evolução da qualidade da ribeira de Aldoar com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.

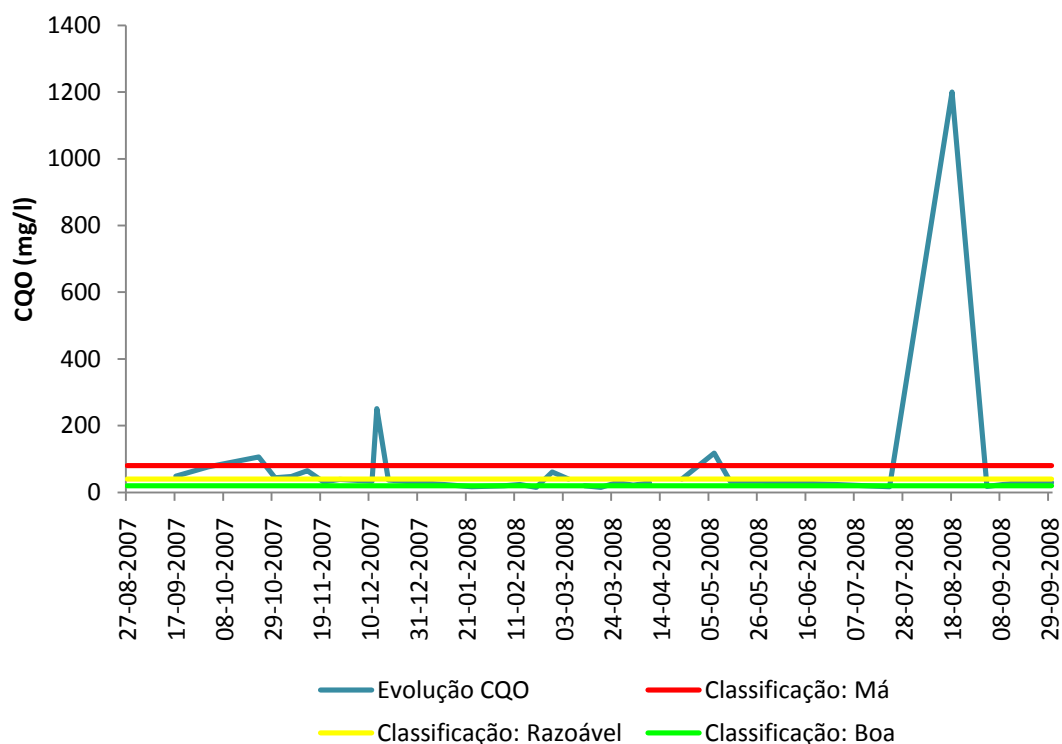


Figura 28 - Evolução da qualidade da ribeira de Aldoar com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.

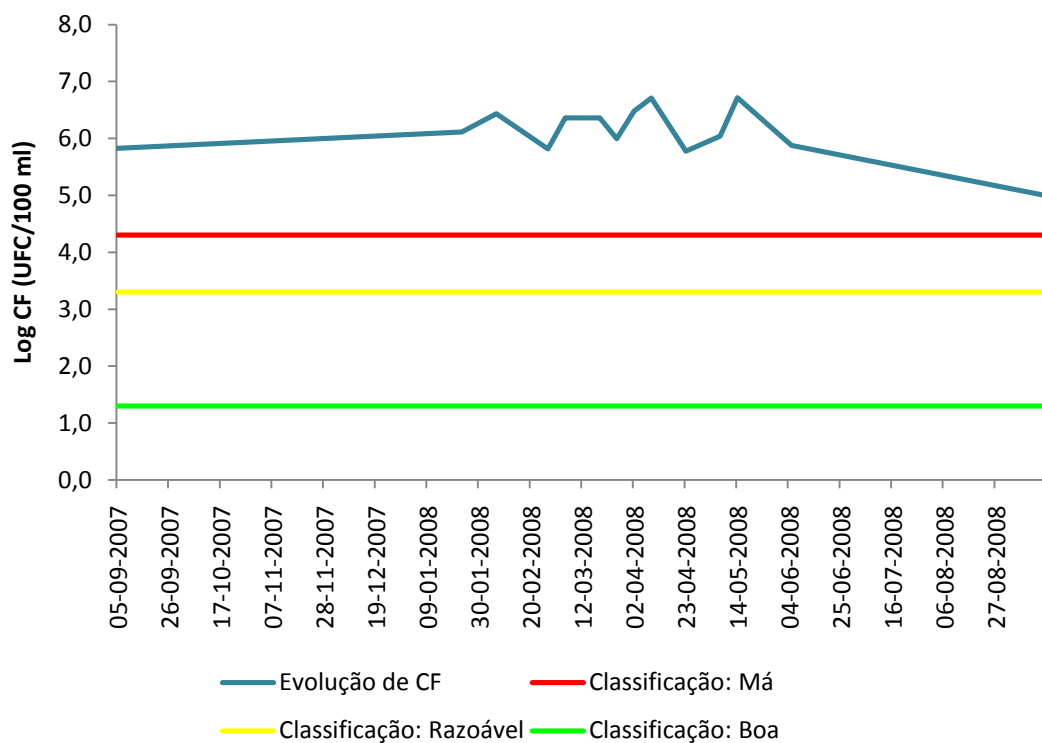


Figura 29 – Evolução da qualidade da ribeira de Ervilheira com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.

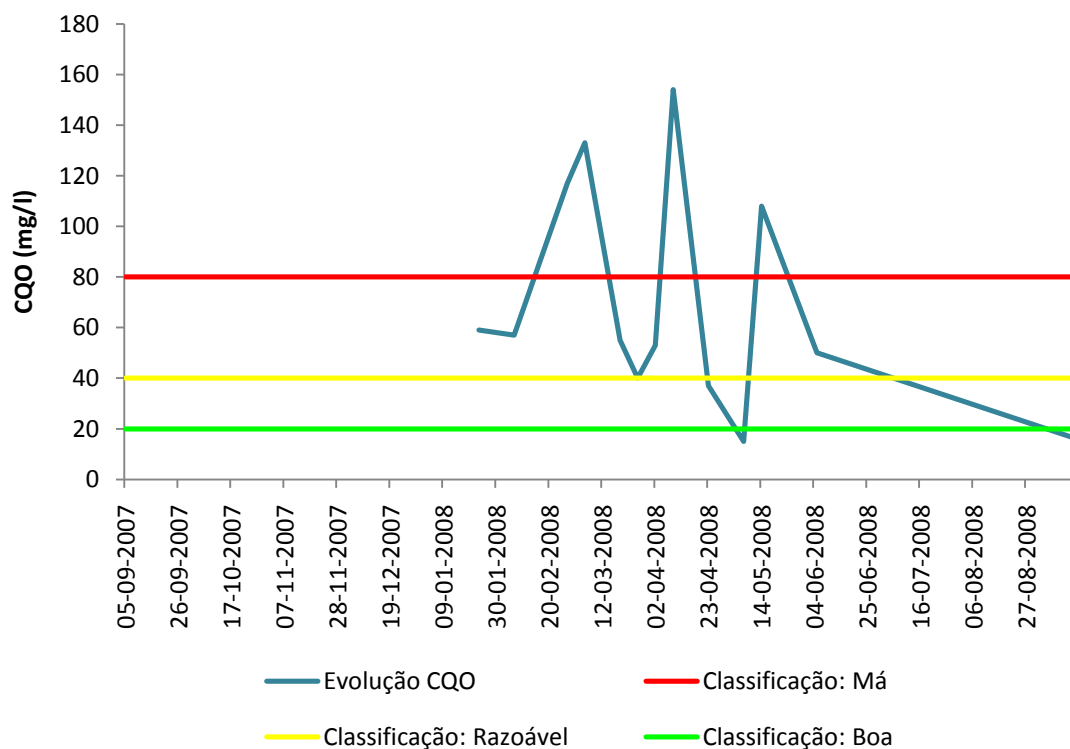


Figura 30 - Evolução da qualidade da ribeira de Ervilheira com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.

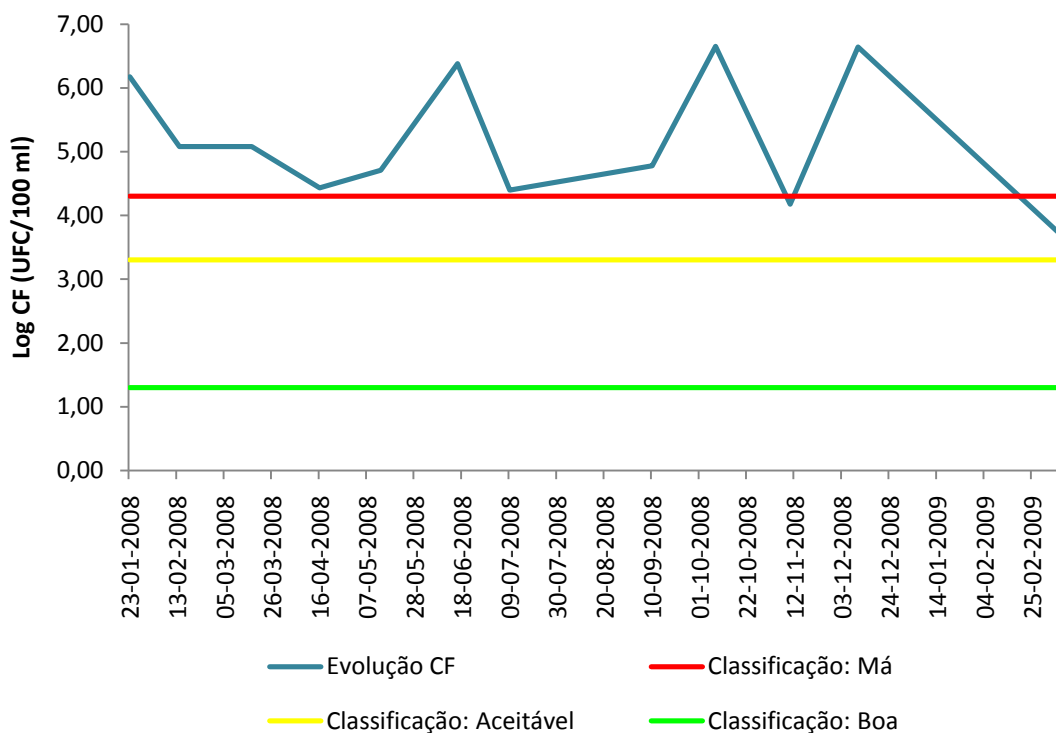


Figura 31 - Evolução da qualidade da ribeira de Nevogilde com base na avaliação do parâmetro Coliformes Fecais.

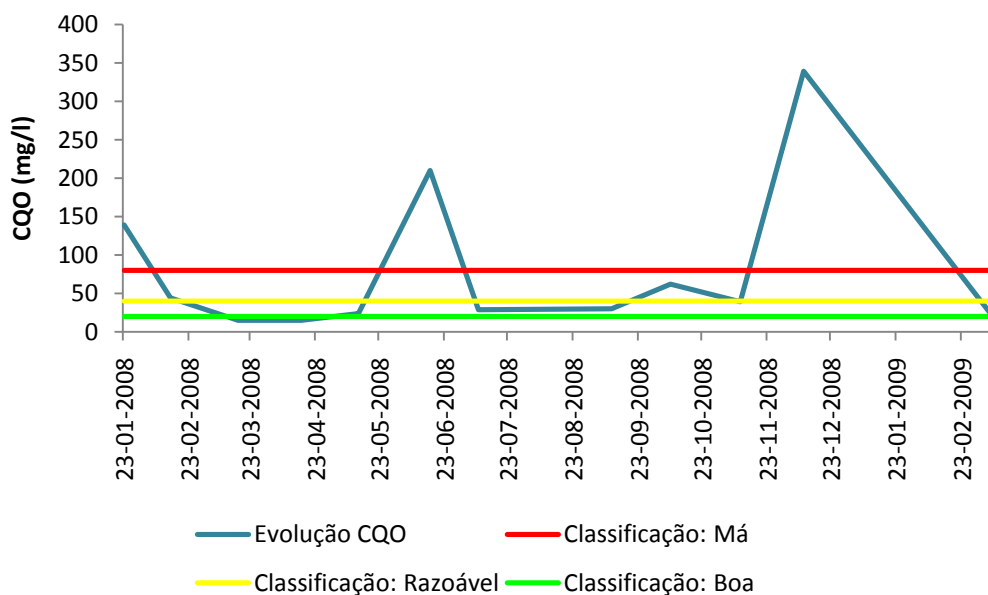


Figura 32 - Evolução da qualidade da ribeira de Nevogilde com base na avaliação do parâmetro Carência Química de Oxigénio.

ANEXO C

MÉTODOS DE DIVULGAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES

WISE

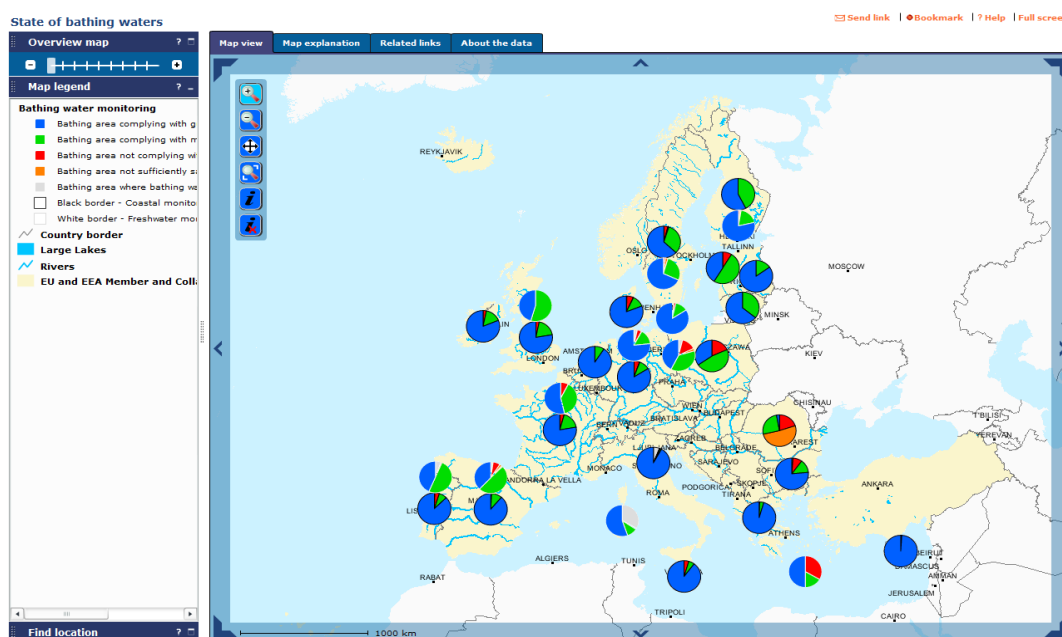


Figura 33 – Mapa simplificado para fins de divulgação ao público da qualidade das águas balneares, na Europa (WISE, s/ data).

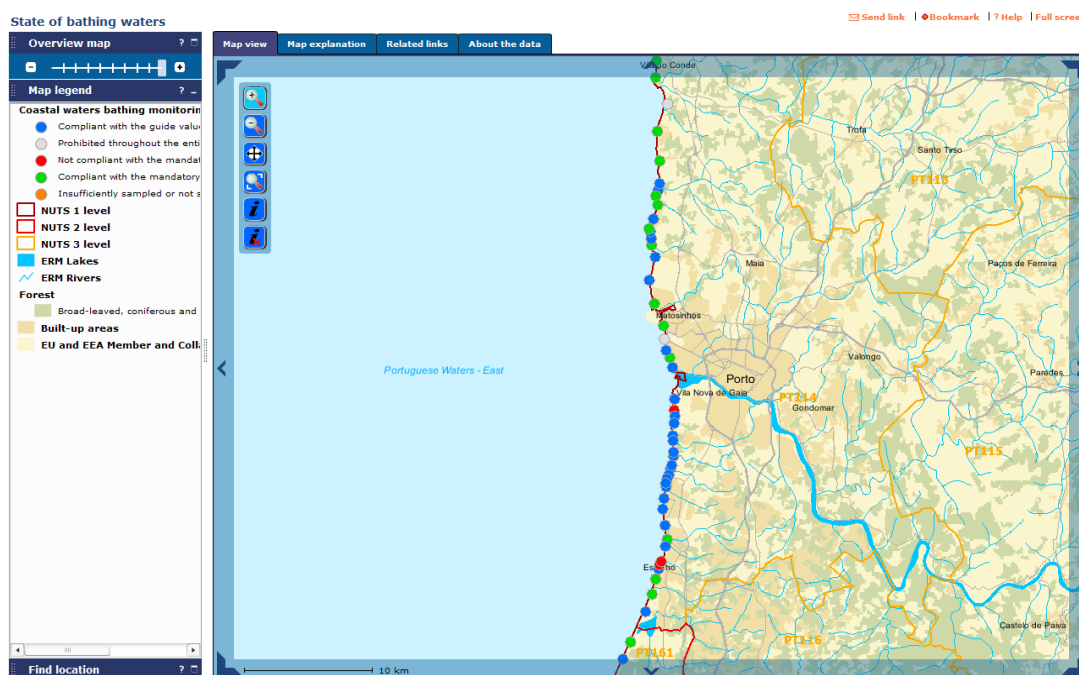


Figura 34 – Mapa simplificado para fins de divulgação ao público da qualidade das águas balneares na AMP (WISE, s/ data).

IRLANDA

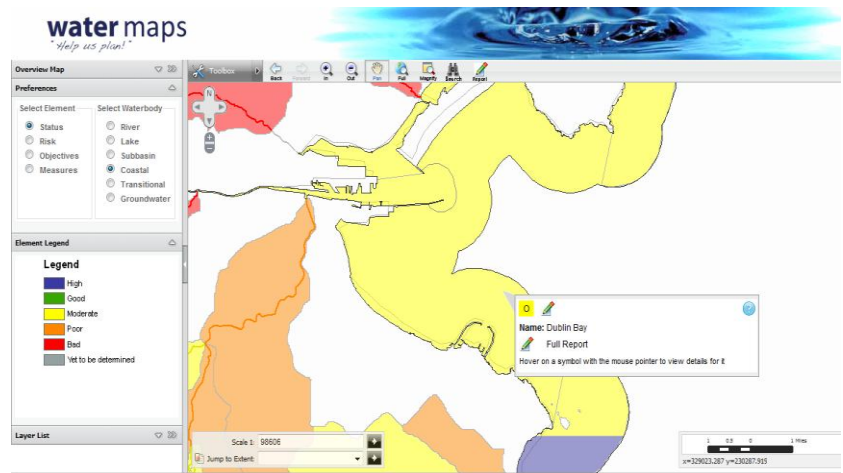


Figura 35 – Mapa interactivo que permite visualizar a qualidade da água em território irlandês (NS Share, 2004).

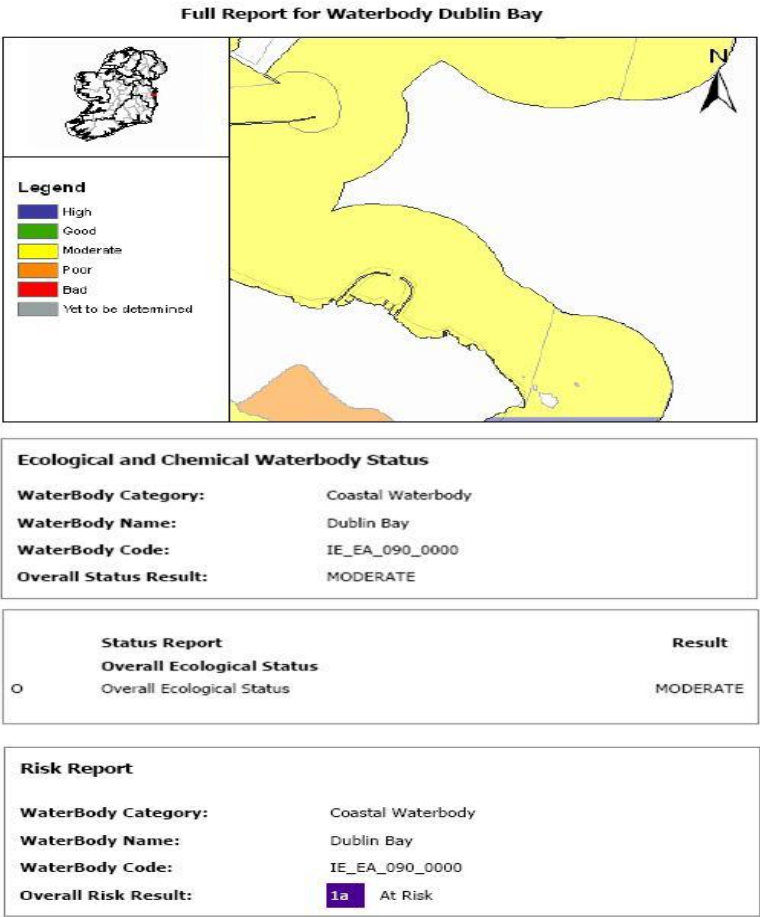


Figura 36 – Relatório representativo da qualidade das águas balneares na Baía de Dublin (NS Share, 2004).

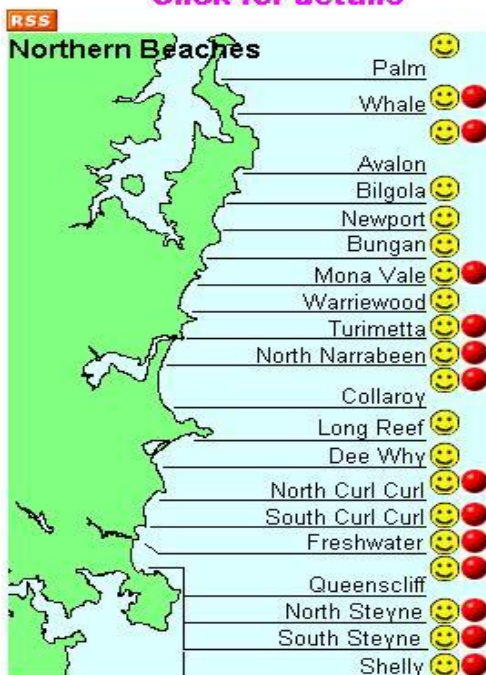
AUSTRÁLIA

Beachwatch Bulletin

Council UPDATE
Click for details

Friday 03 April 2009

Updated 7:30 AM



**POLLUTION IS
LIKELY AT SOME
BEACHES (Today)**

This report is based on rainfall data.

There is LIKELY to be bacterial contamination at some of Sydney's beaches today. See maps for details.

Key
 Beach Pollution is Unlikely
 Beach Pollution Likely
 Council Update

We recommend you avoid swimming during and at least one day after heavy rain due to the possibility of pollution from stormwater drains. The most obvious signs of stormwater pollution are water discolouration as well as plastics and leaf litter



Bureau of Meteorology Forecast

Today - Partly cloudy, the chance of a shower or two mostly in the morning. Early fog patches in the west

Winds - Light to moderate north to northeast freshening near the coast

Bondi rainfall for last 24 hours - 9mm

Expected maximum temperature - 25°C

Water temperature - 21°C

Swell - E about 2 metres. Isolated late thunderstorms

High tide - 1.2 metres at 4:17 pm

Low tide - 0.5 metres at 10:12 am



Beachwatch Information Line
1800 036 677

www.environment.nsw.gov.au/beach/
Environment Line 131 555

Figura 37 – Boletim Informativo da qualidade das águas balneares, na Austrália, em tempo real (New South Wales Government, s/ data).

COPENHAGA

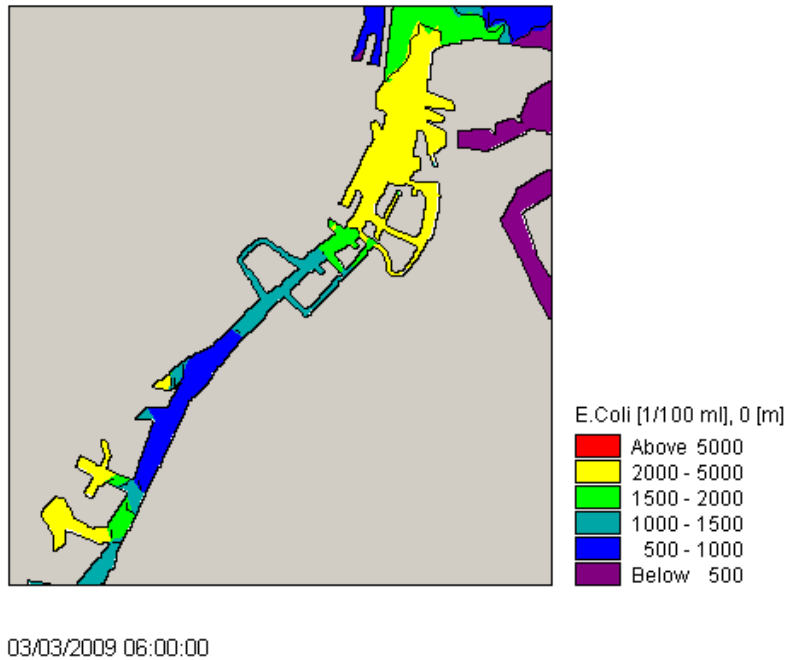
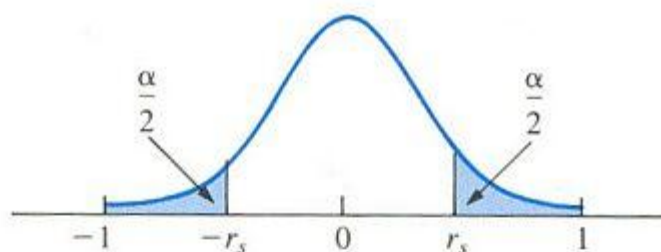


Figura 38 – Representação do resultado do sistema de alerta implementado no Porto de Copenhaga (Water Forecast, s/ data).

ANEXO D

VALORES CRÍTICOS DO COEFICIENTE ORDINAL DE *SPEARMAN*

Tabela 33 - Valores críticos da distribuição do coeficiente de correlação ordinal de *Spearman*.

n	$\alpha = 0.10$	$\alpha = 0.05$	$\alpha = 0.02$	$\alpha = 0.01$
5	0.900	—	—	—
6	0.829	0.886	0.943	—
7	0.714	0.786	0.893	—
8	0.643	0.738	0.833	0.881
9	0.600	0.683	0.783	0.833
10	0.564	0.648	0.745	0.794
11	0.523	0.623	0.736	0.818
12	0.497	0.591	0.703	0.780
13	0.475	0.566	0.673	0.745
14	0.457	0.545	0.646	0.716
15	0.441	0.525	0.623	0.689
16	0.425	0.507	0.601	0.666
17	0.412	0.490	0.582	0.645
18	0.399	0.476	0.564	0.625
19	0.388	0.462	0.549	0.608
20	0.377	0.450	0.534	0.591
21	0.368	0.438	0.521	0.576
22	0.359	0.428	0.508	0.562
23	0.351	0.418	0.496	0.549
24	0.343	0.409	0.485	0.537
25	0.336	0.400	0.475	0.526
26	0.329	0.392	0.465	0.515
27	0.323	0.385	0.456	0.505
28	0.317	0.377	0.448	0.496
29	0.311	0.370	0.440	0.487
30	0.305	0.364	0.432	0.478

From E. G. Olds, "Distribution of sums of squares of rank differences for small numbers of individuals," *Annals of Statistics*, vol. 9 (1938), pp. 138–148, and amended, vol. 20 (1949), pp. 117–118. Reprinted by permission.

ANEXO E

DIAGRAMAS DE DISPERSÃO – ANÁLISE PRELIMINAR

ZONA BALNEAR DA FOZ – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI*

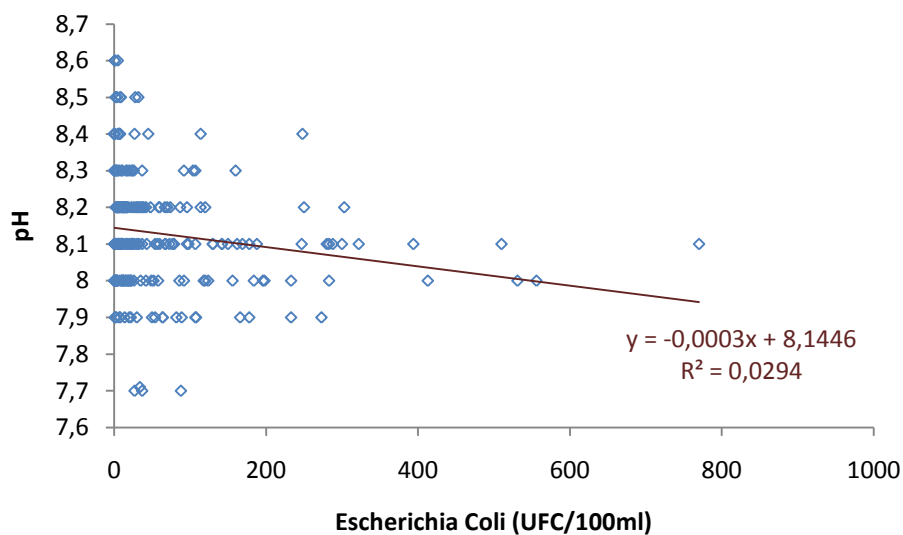


Figura 39 - Representação gráfica do pH em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

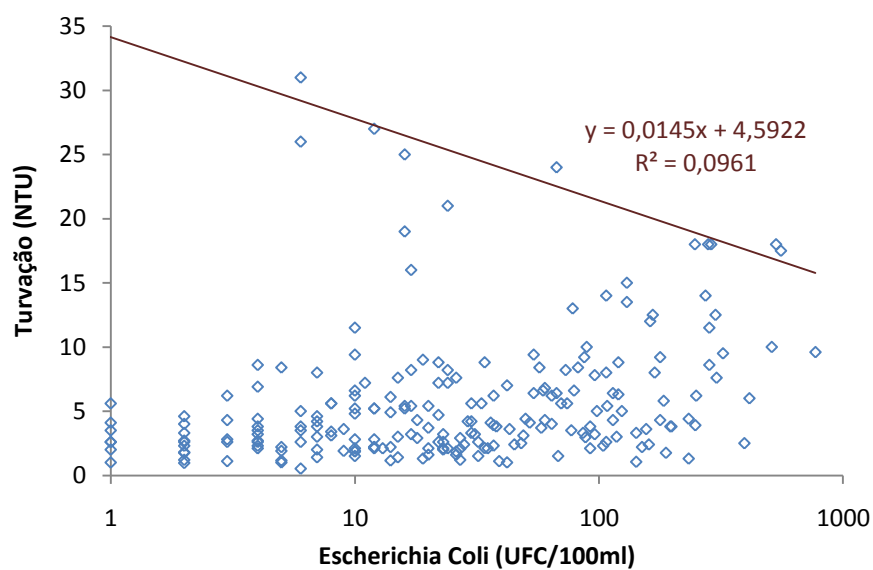


Figura 40 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

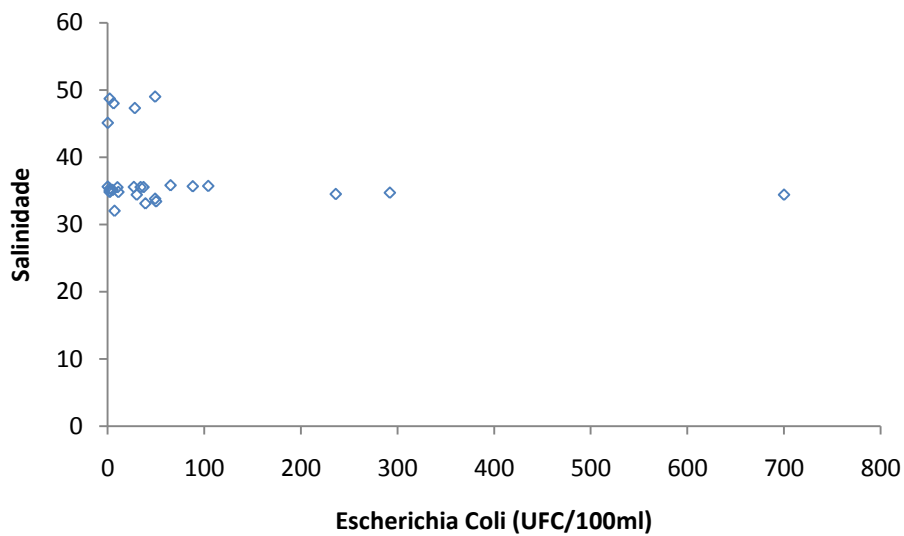


Figura 41 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz.

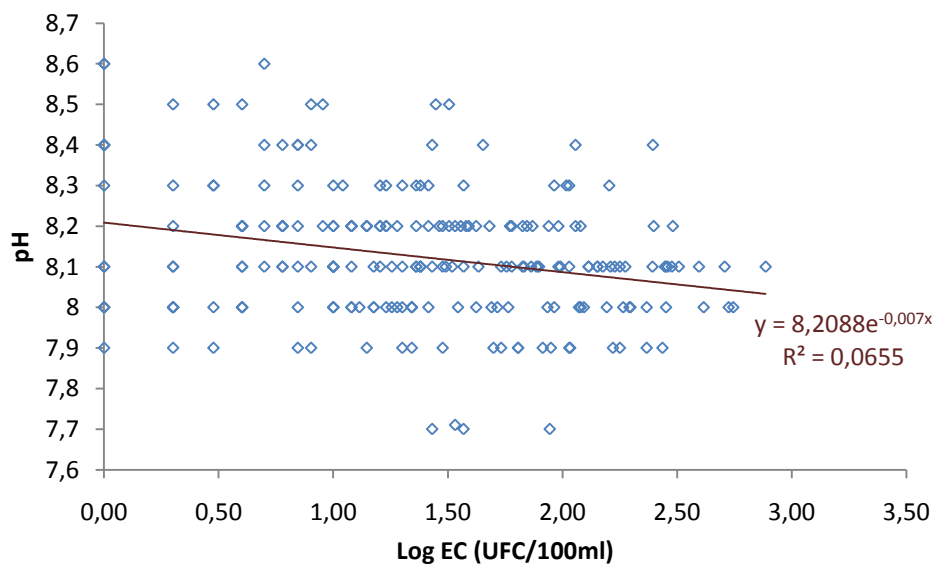


Figura 42 - Representação gráfica do pH em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.

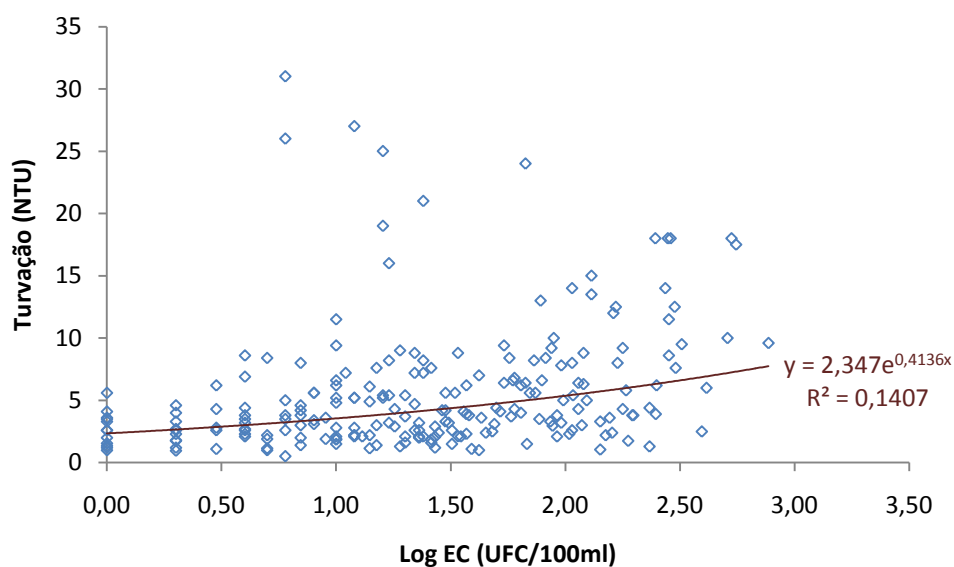


Figura 43 – Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.

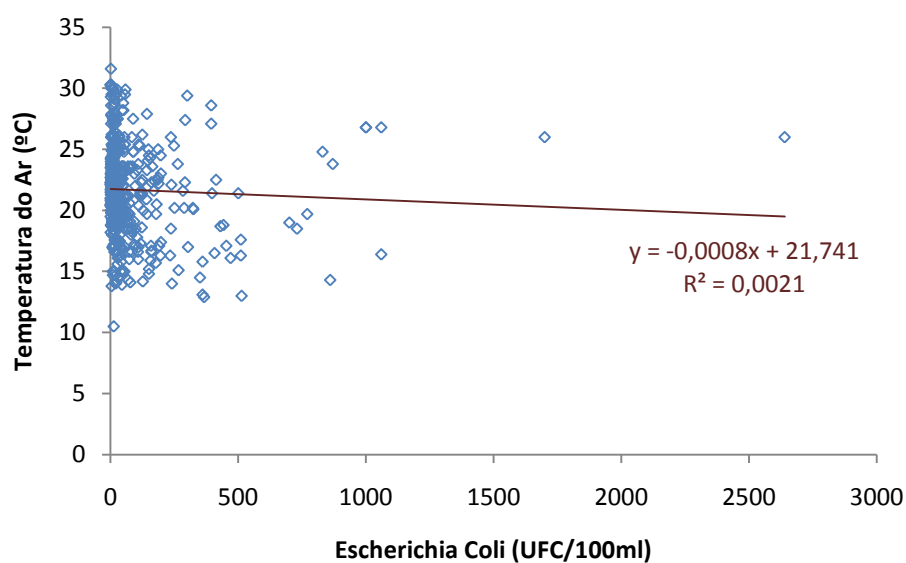


Figura 44 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

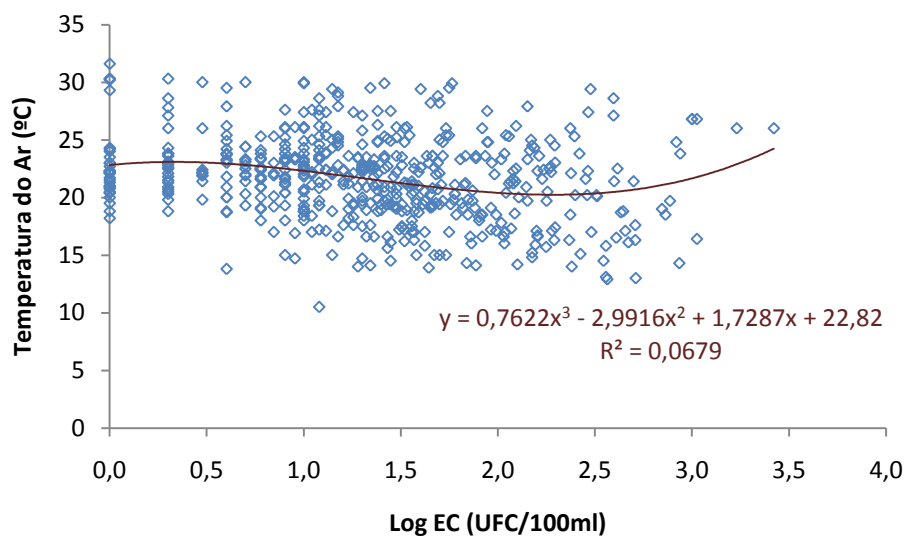


Figura 45 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência polinomial.

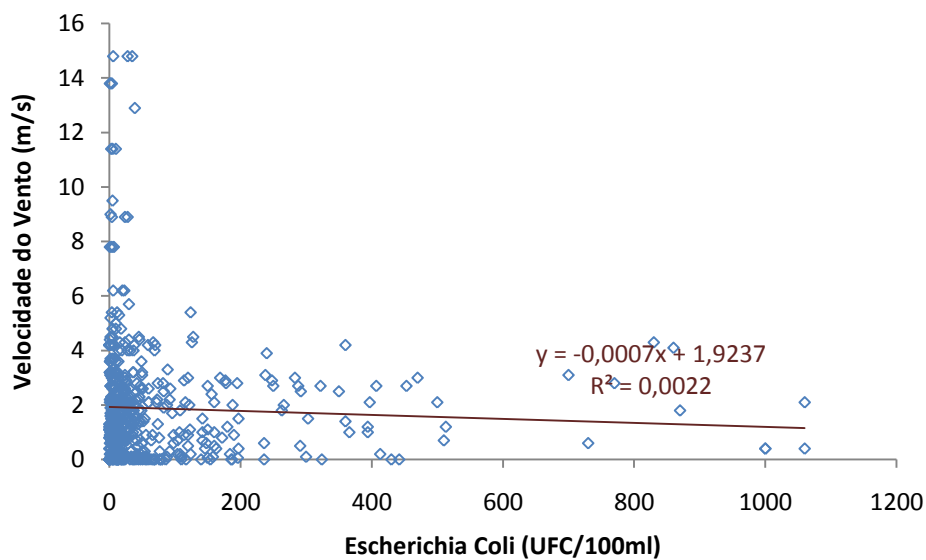


Figura 46 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

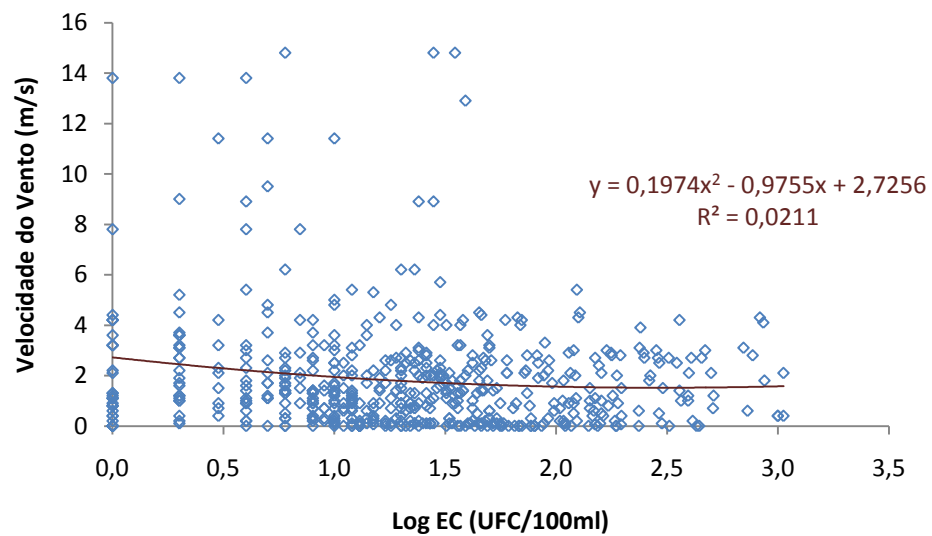


Figura 47 - Representação gráfica da velocidade do vento em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha tendência polinomial.

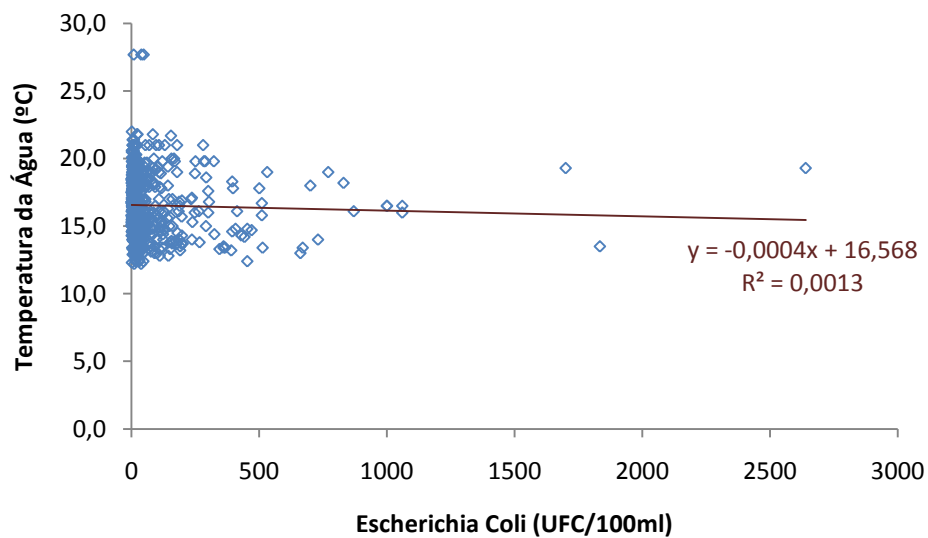


Figura 48 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

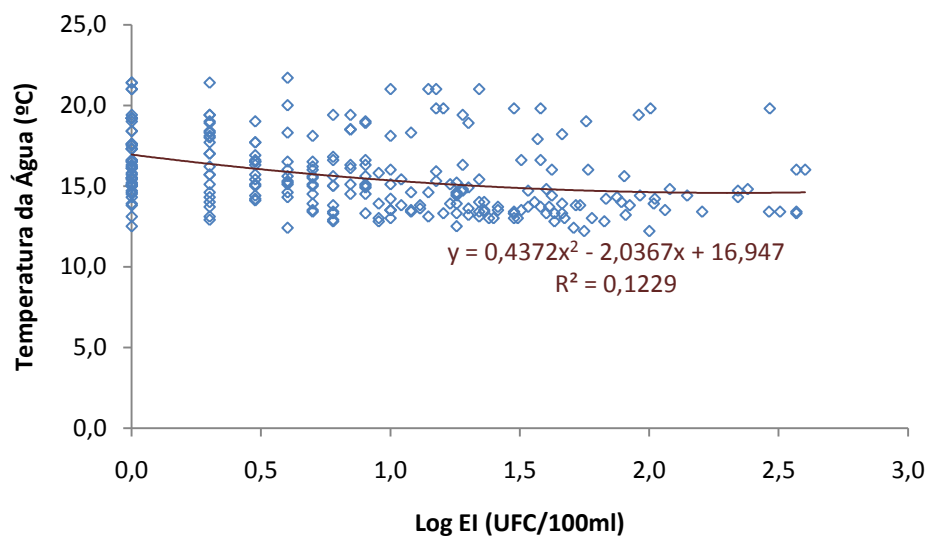


Figura 49 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência polinomial.

ZONA BALNEAR DA FOZ – SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

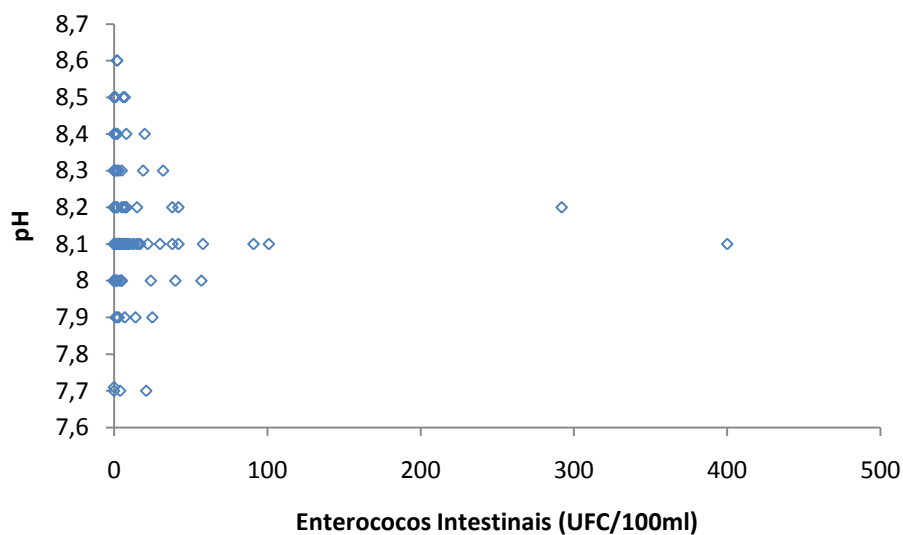


Figura 50 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococcos Intestinais para a zona balnear da Foz.

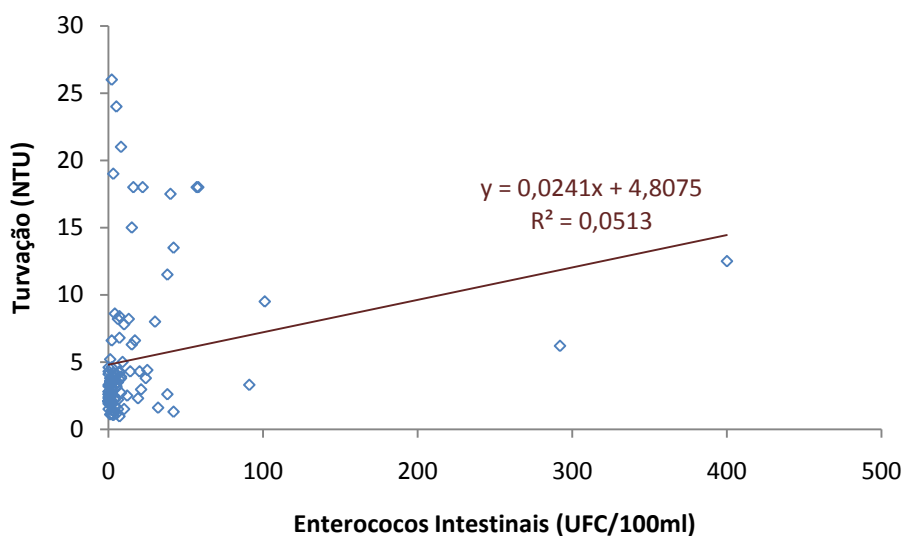


Figura 51 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococcos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

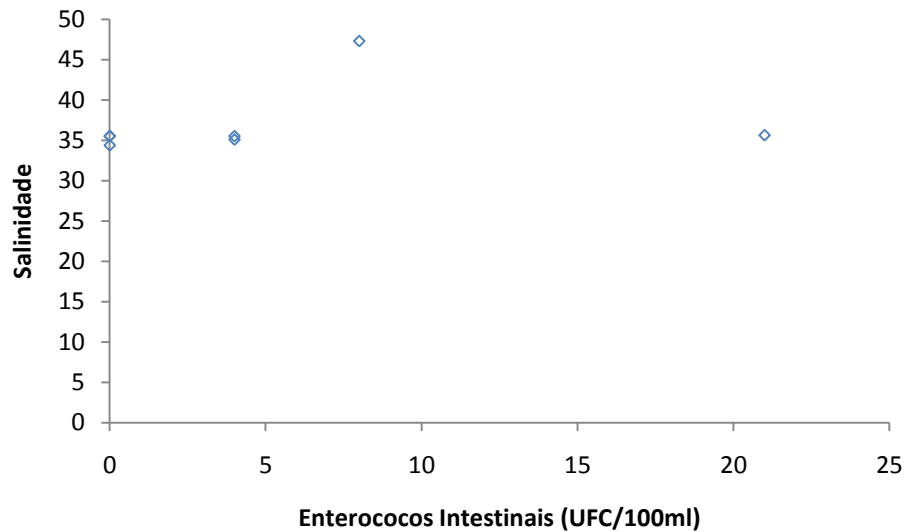


Figura 52 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz.

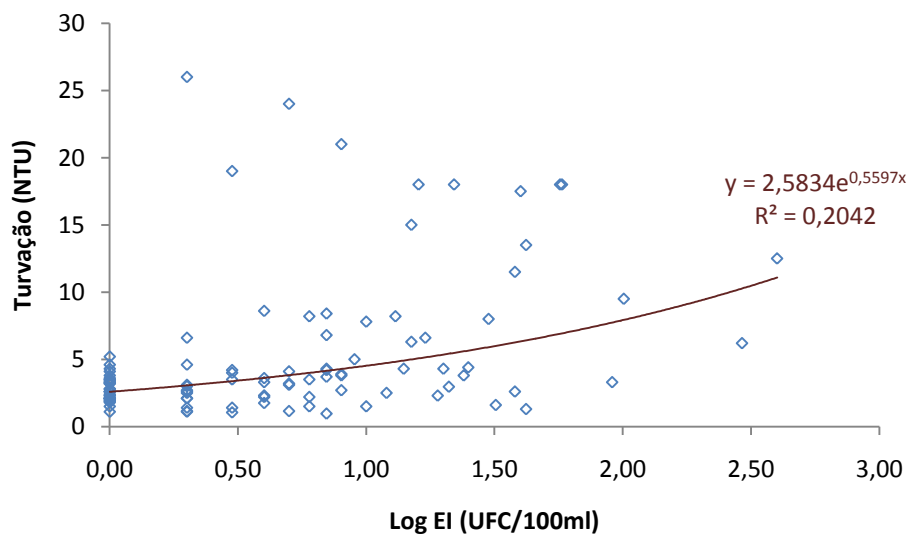


Figura 53 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência exponencial.

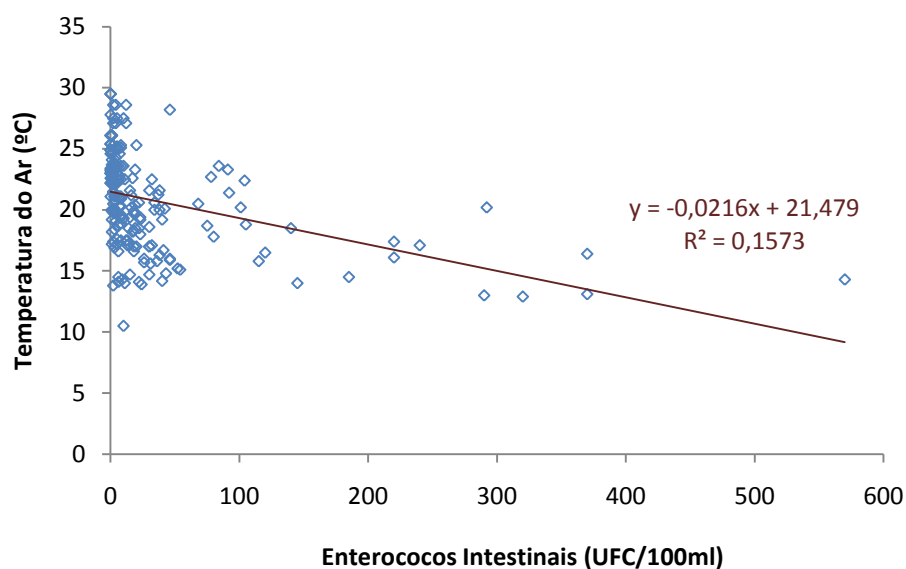


Figura 54 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

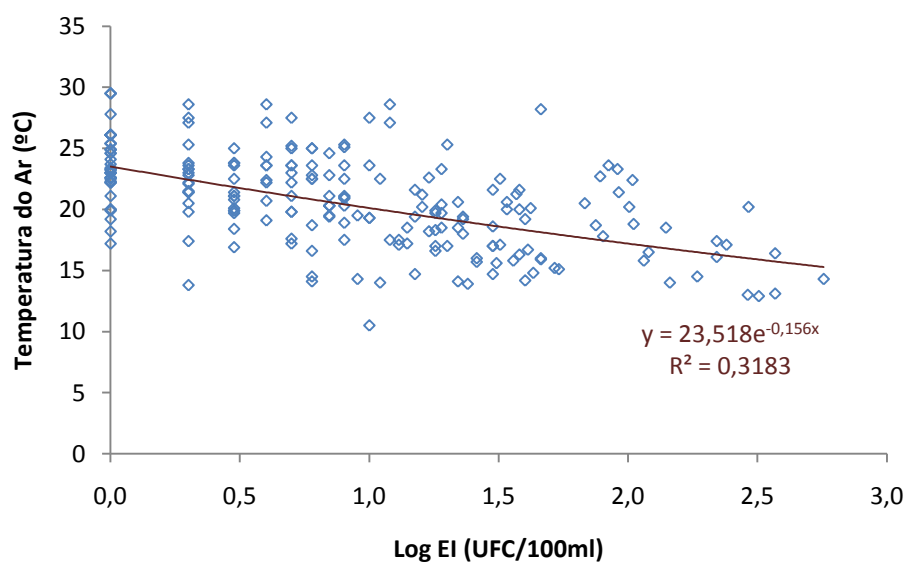


Figura 55 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e a respectiva linha de tendência exponencial.

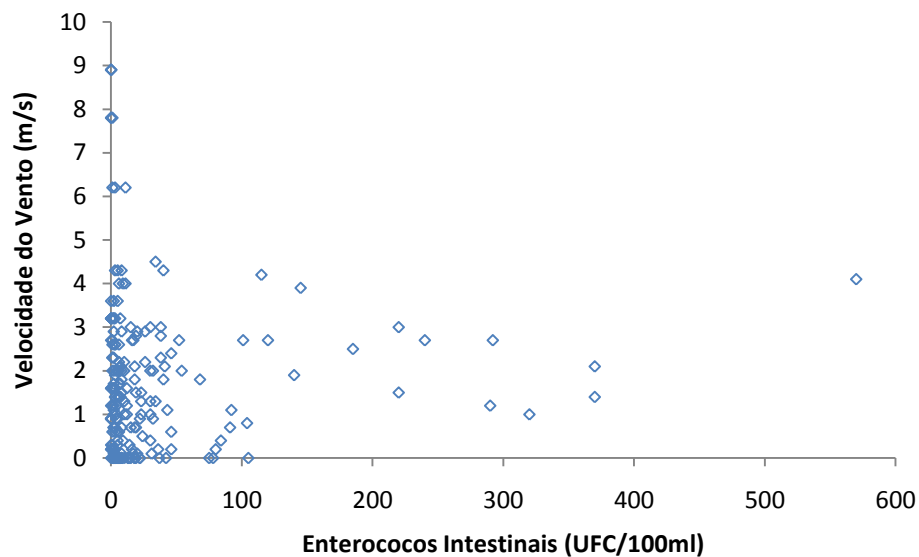


Figura 56 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz.

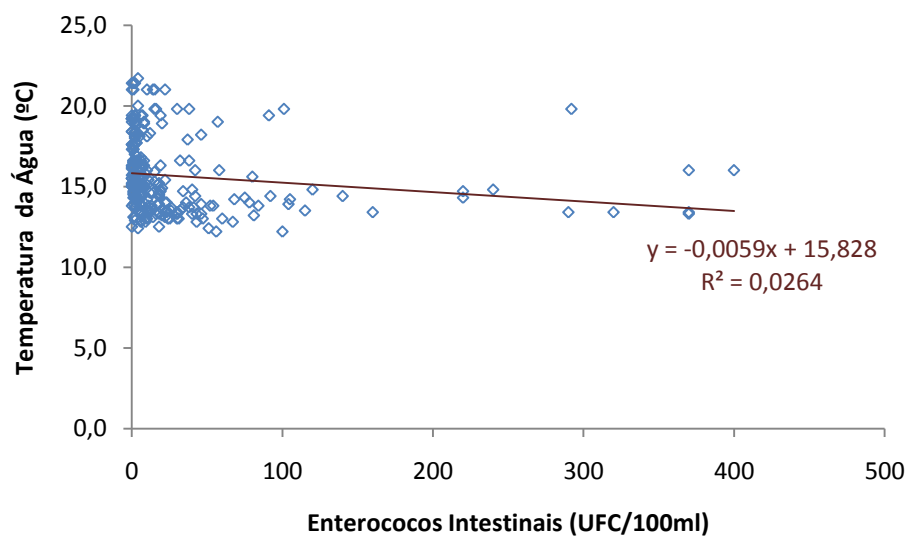


Figura 57 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear da Foz e respectiva linha de tendência linear.

ZONA BALNEAR DO HOMEM DO LEME – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI*

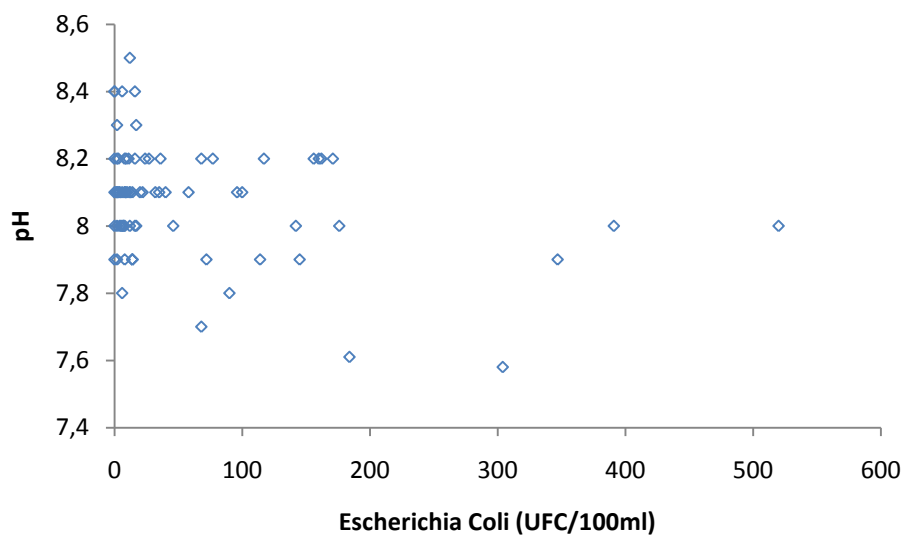


Figura 58 - Representação gráfica do pH em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme.

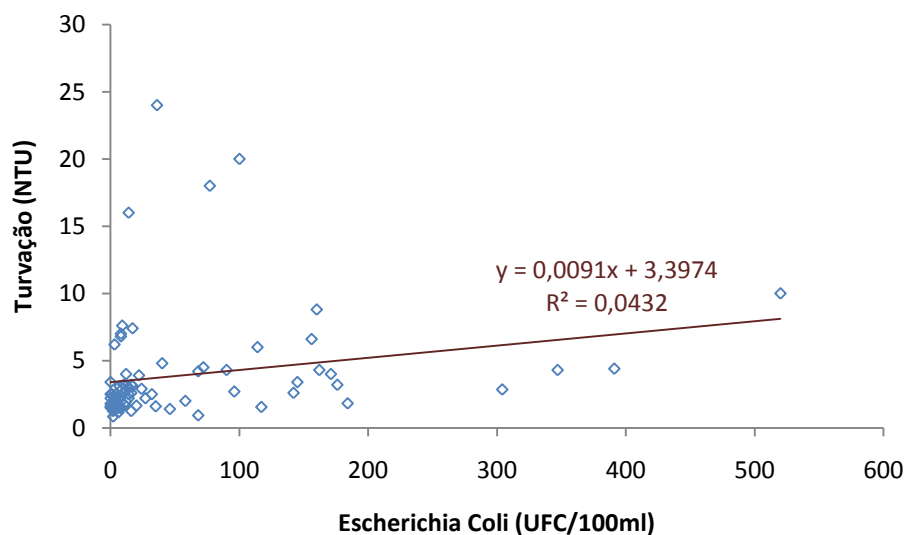


Figura 59 - Representação gráfica da turbidez em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.

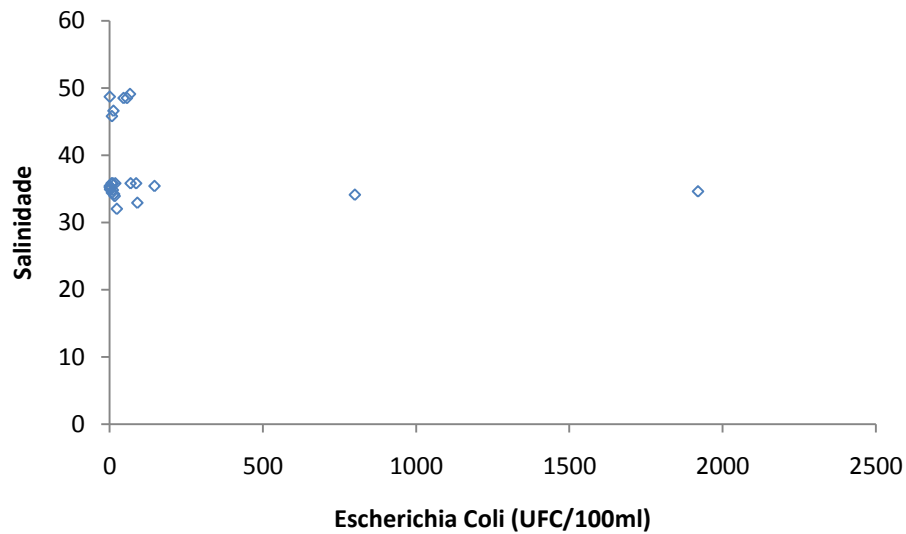


Figura 60 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme.

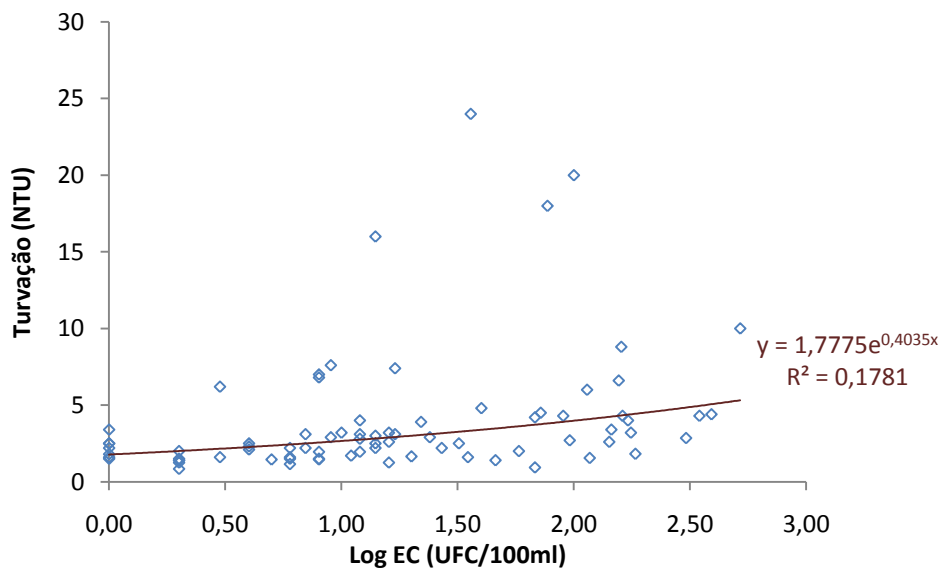


Figura 61 - Representação gráfica da turbidez em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.

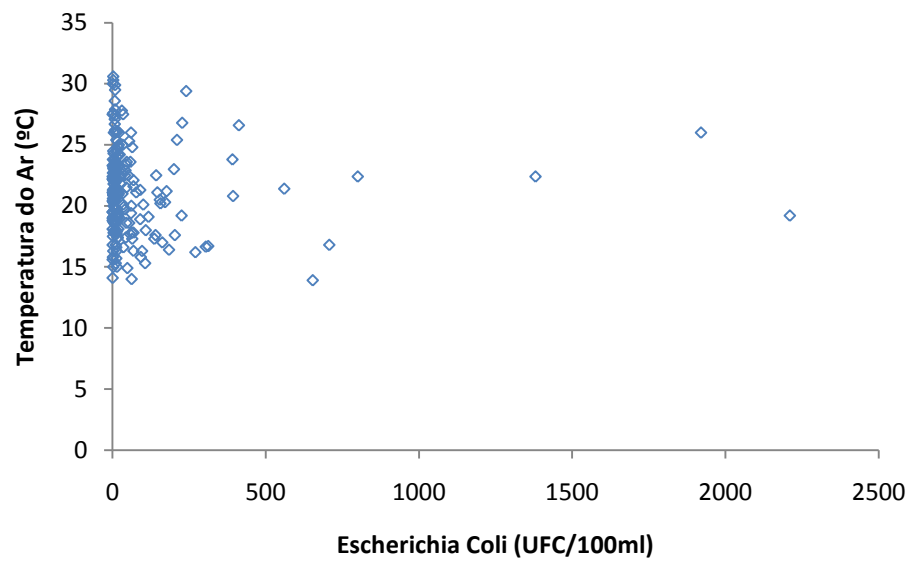


Figura 62 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme.

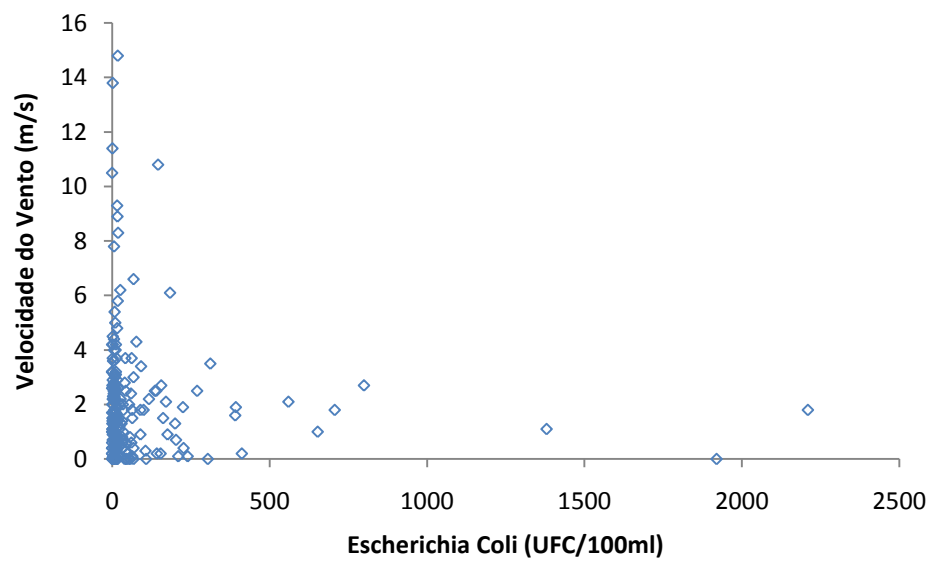


Figura 63 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme.

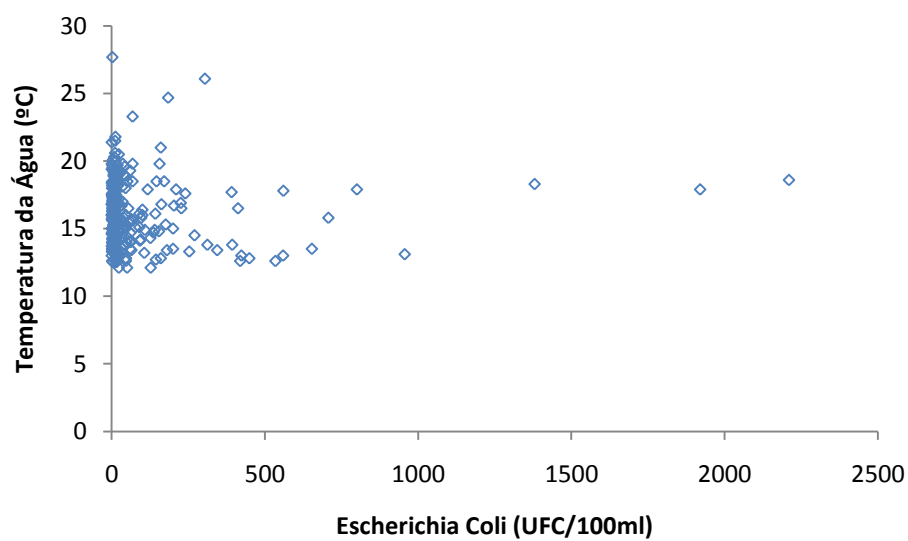


Figura 64 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Homem do Leme.

ZONA BALNEAR DO HOMEM DO LEME – SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

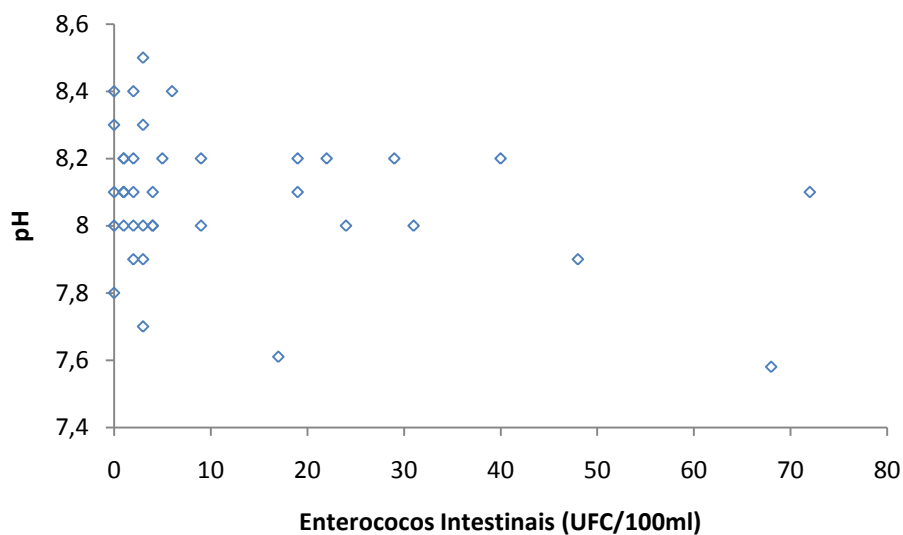


Figura 65 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococcos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.

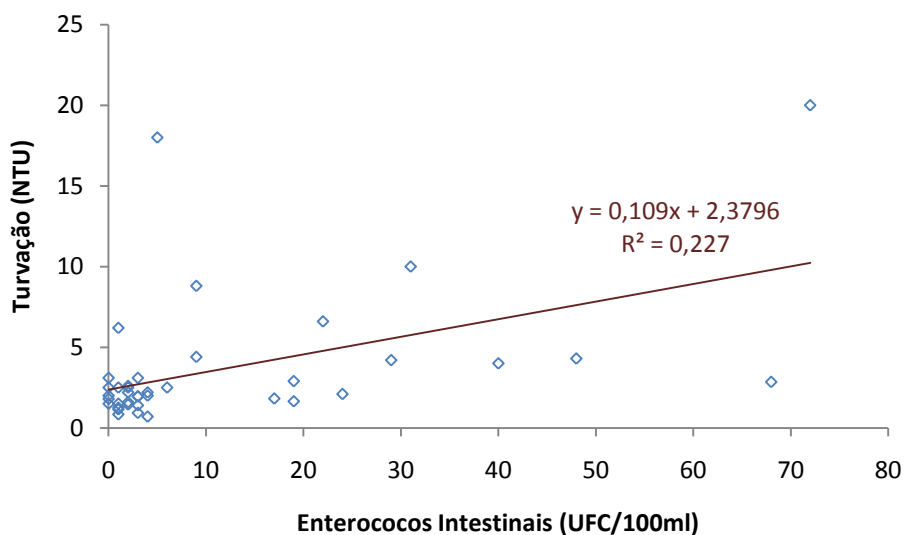


Figura 66 - Representação gráfica da turvação em função da concentração de Enterococcos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.

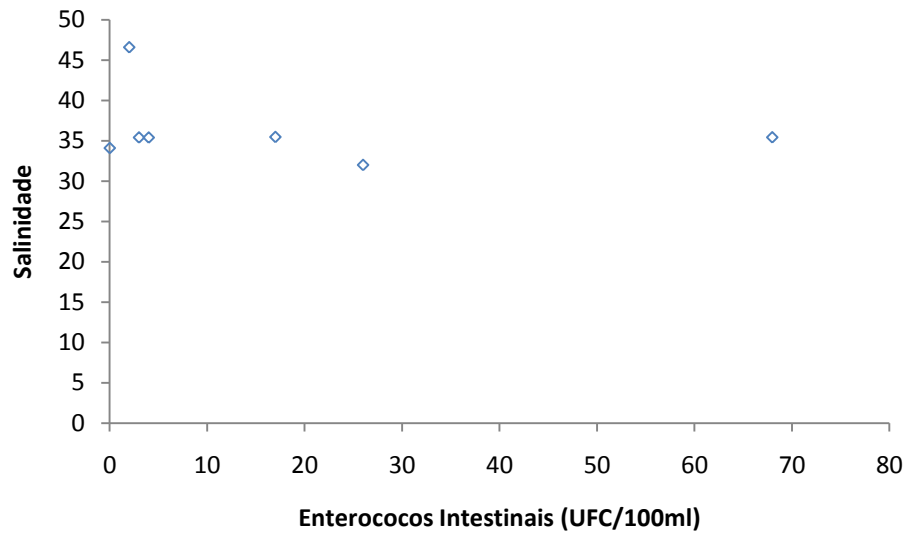


Figura 67 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.

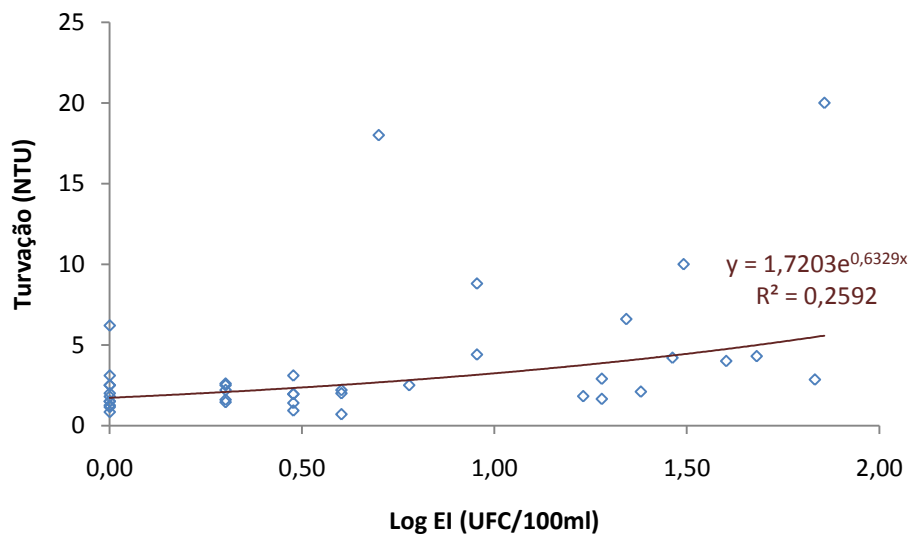


Figura 68 - Representação gráfica da turvação em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.

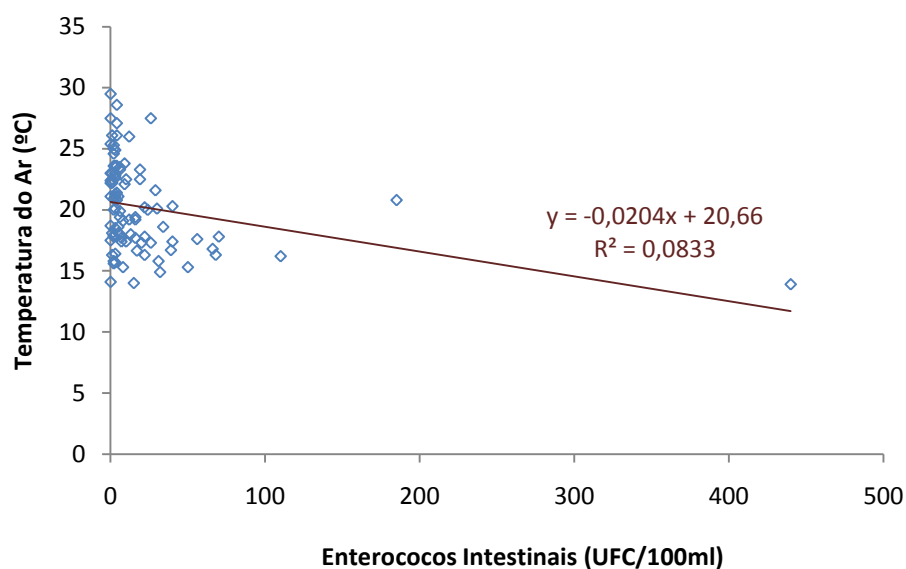


Figura 69 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência linear.

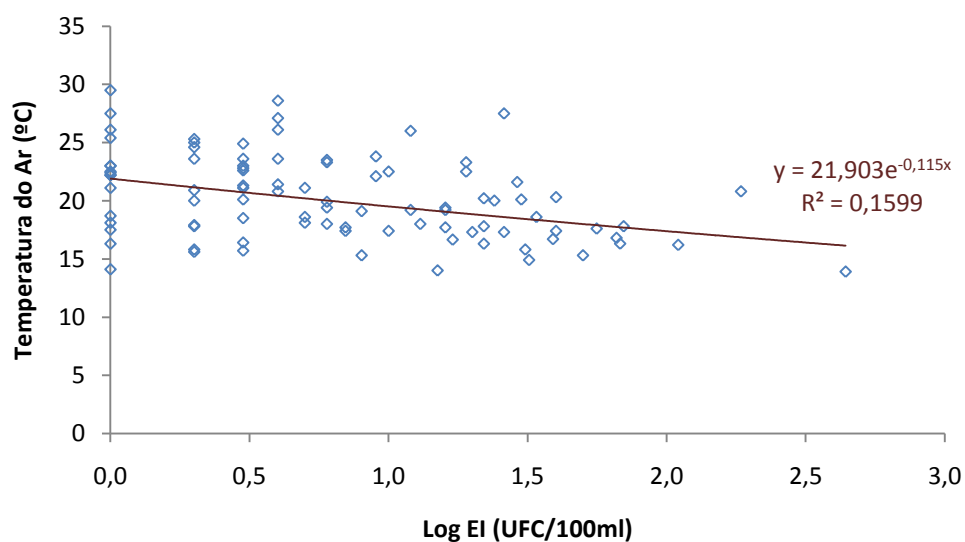


Figura 70 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme e respectiva linha de tendência exponencial.

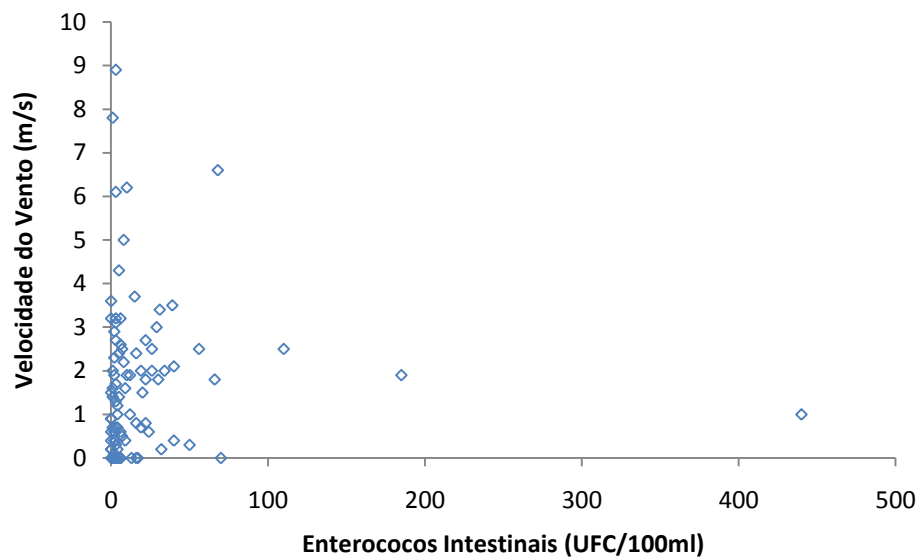


Figura 71 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.

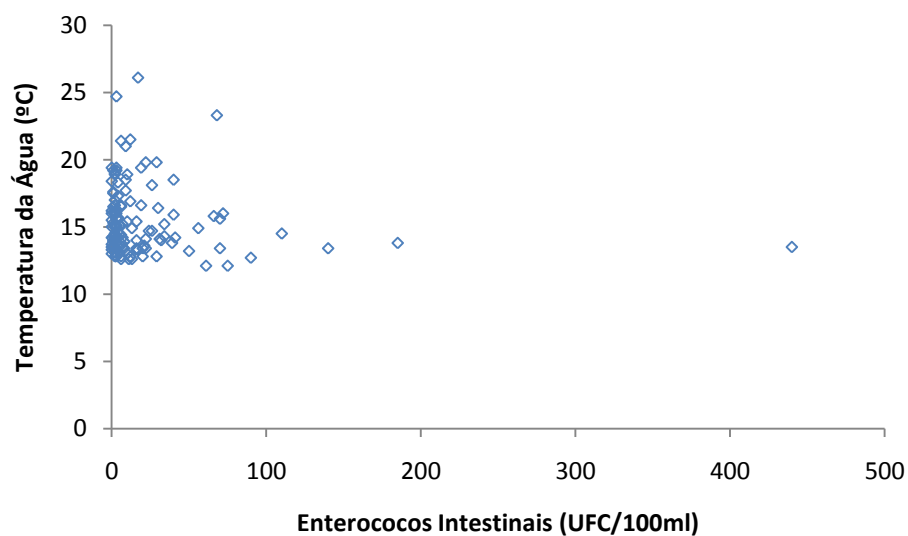


Figura 72 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Homem do Leme.

BALNEAR DE GONDARÉM – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI*

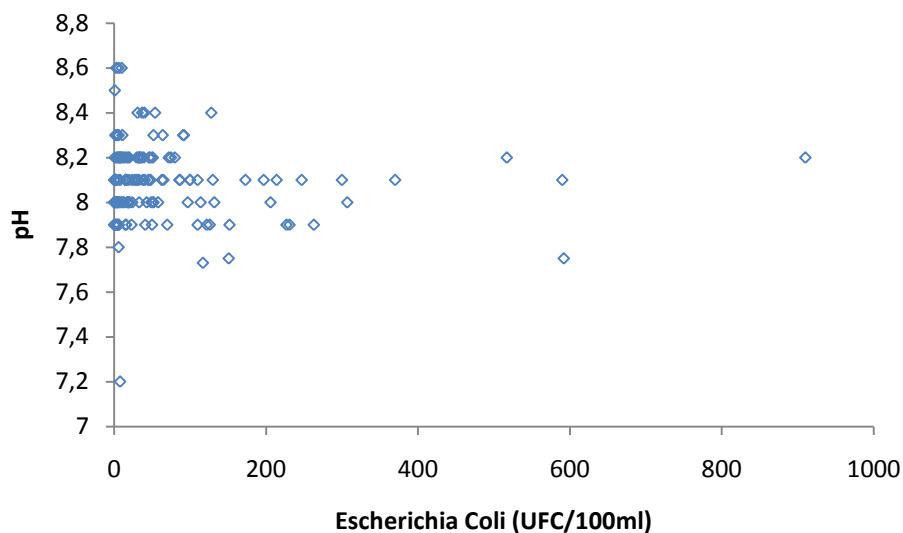


Figura 73 - Representação gráfica do pH em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém.

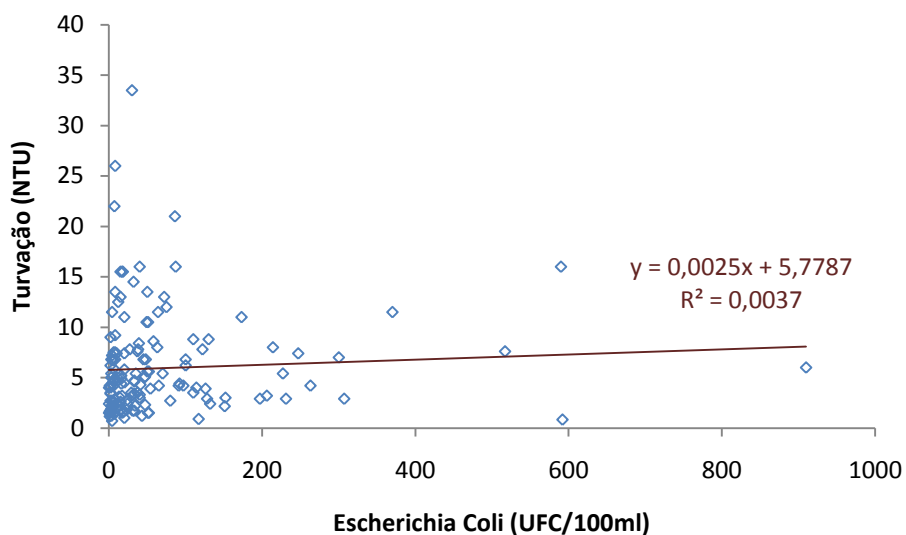


Figura 74 - Representação gráfica da turbidez em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

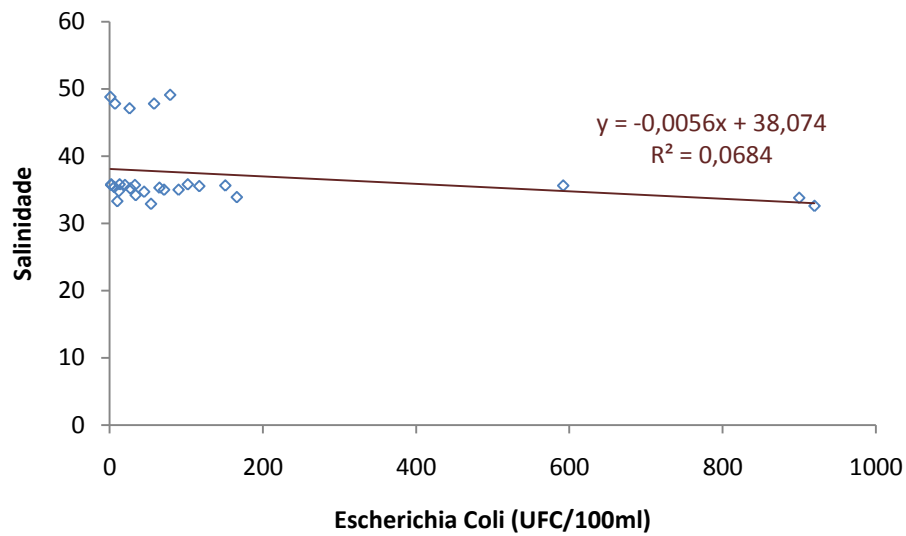


Figura 75 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

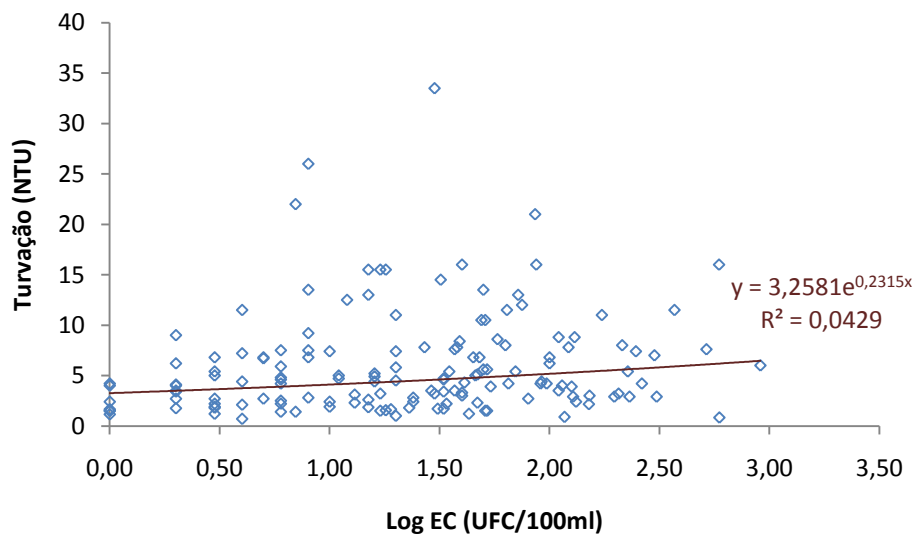


Figura 76 - Representação gráfica da turbidez em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Gondarém e respectiva linha de tendência exponencial.

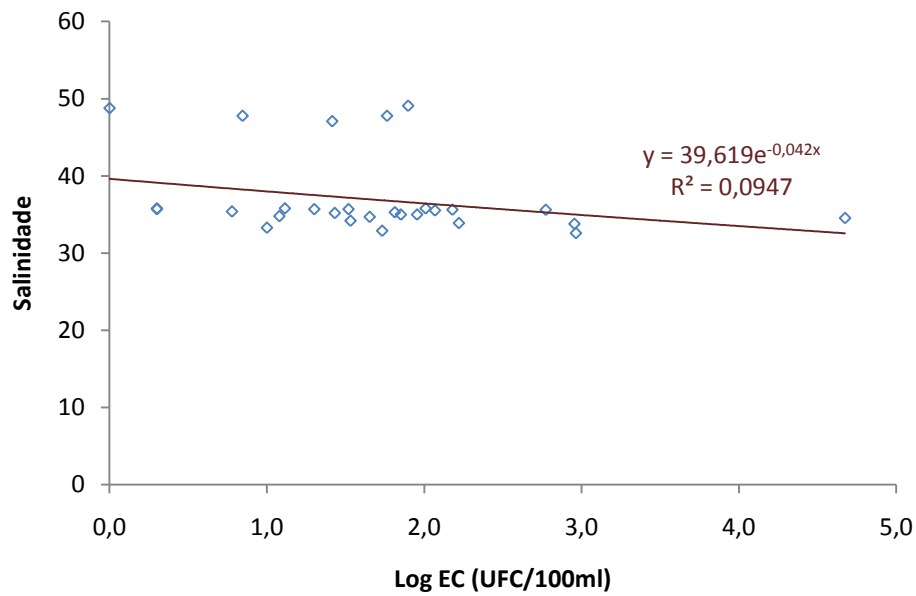


Figura 77 - Representação gráfica da salinidade em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência exponencial.

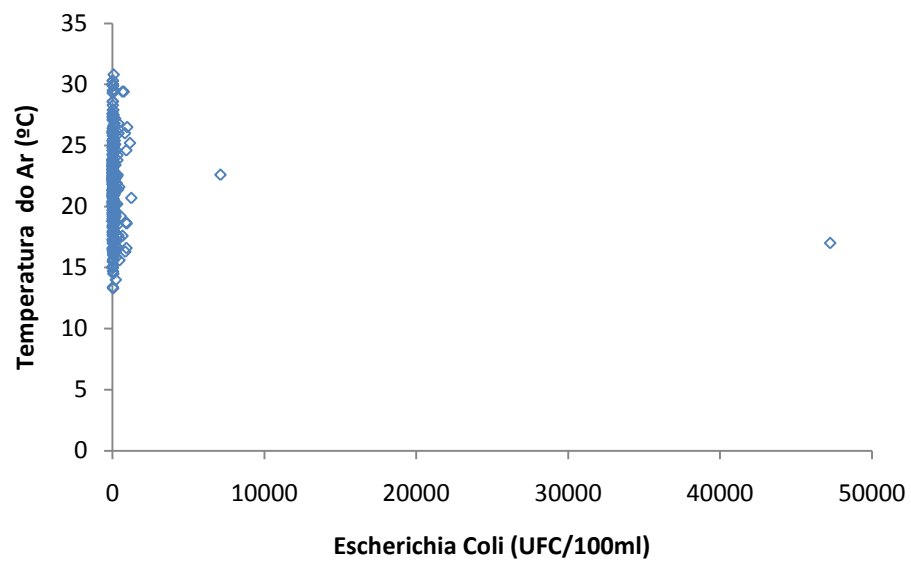


Figura 78 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém.

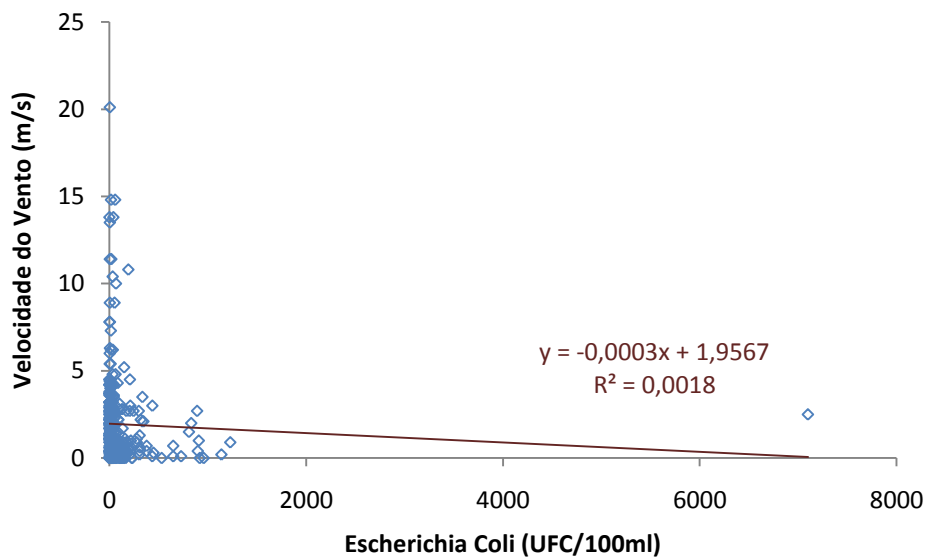


Figura 79 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

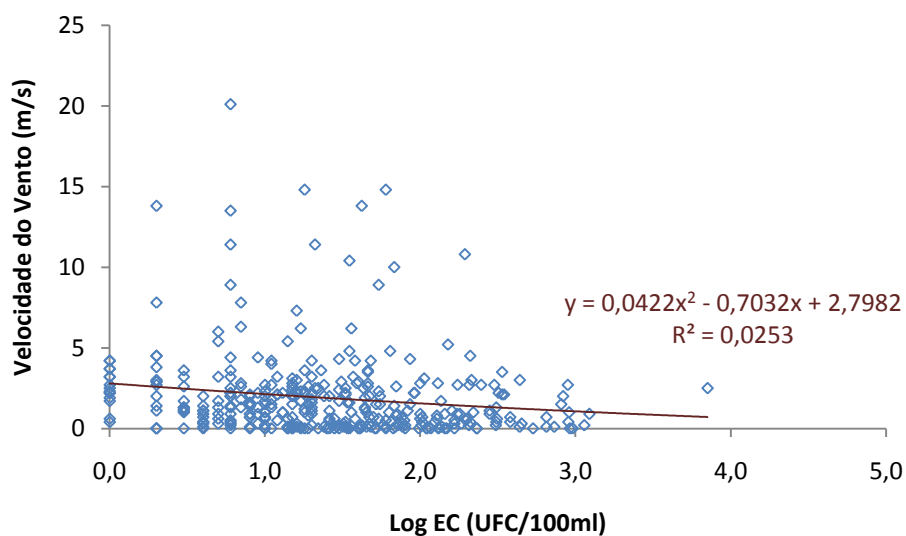


Figura 80 - Representação gráfica da velocidade do vento em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência polinomial.

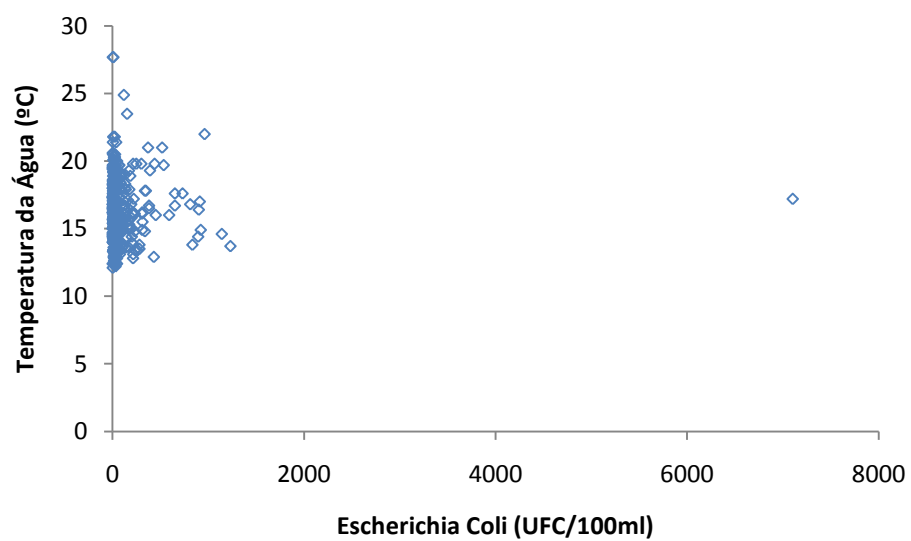


Figura 81 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear de Gondarém.

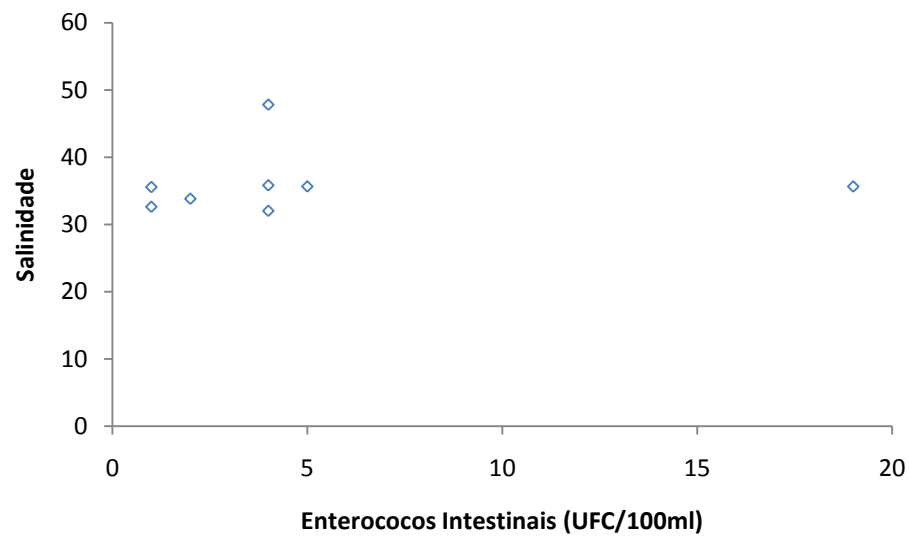


Figura 84 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.

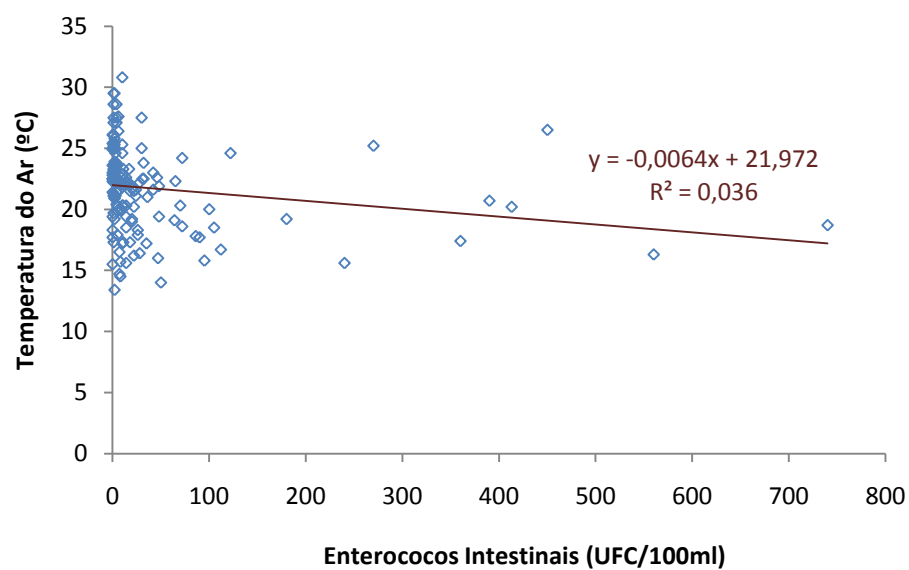


Figura 85 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

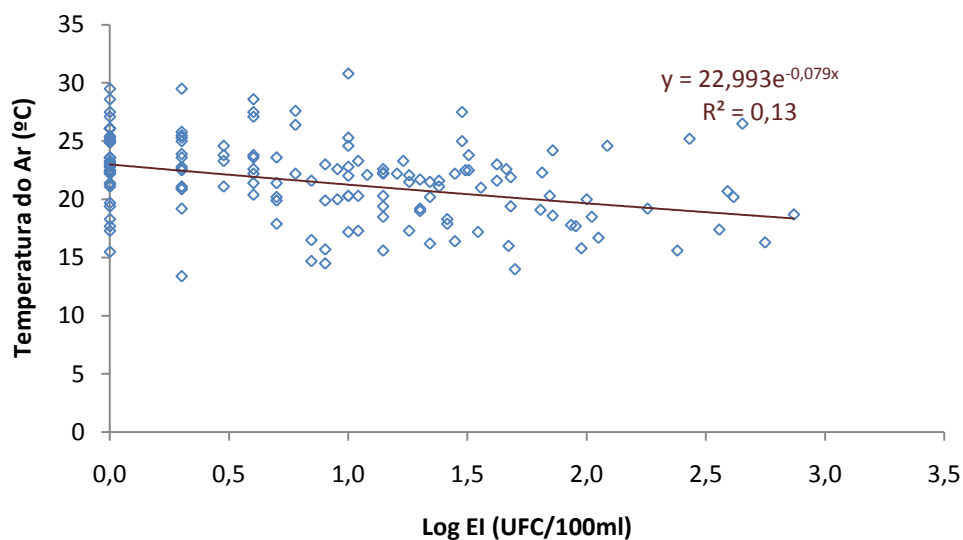


Figura 86 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

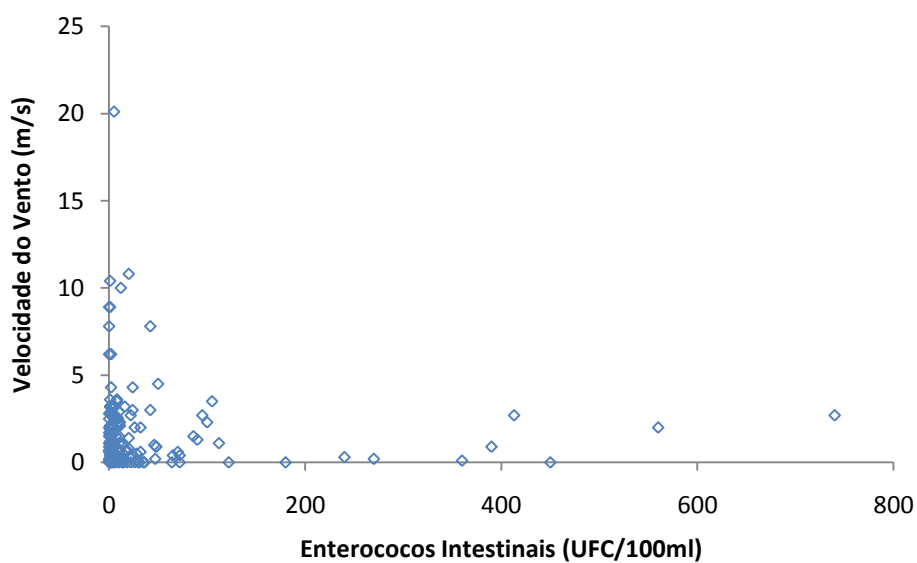


Figura 87 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém.

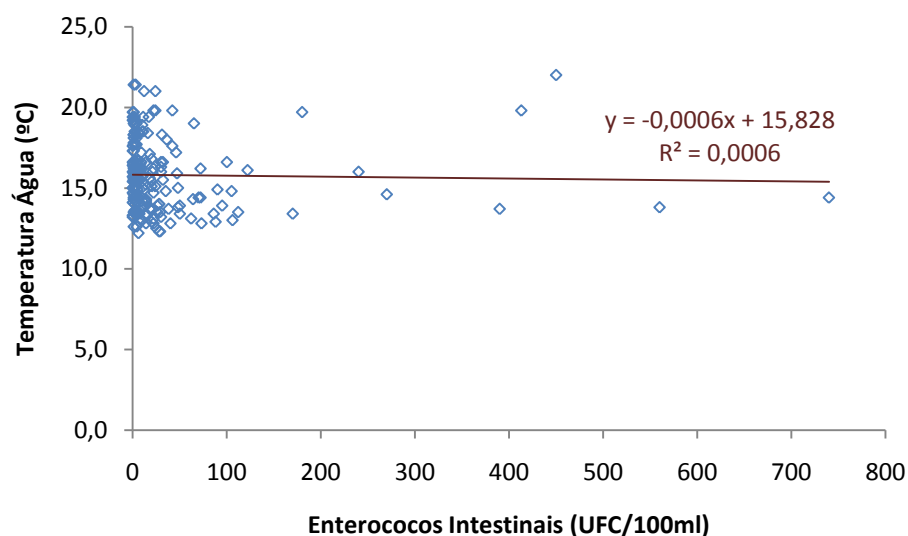


Figura 88 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência linear.

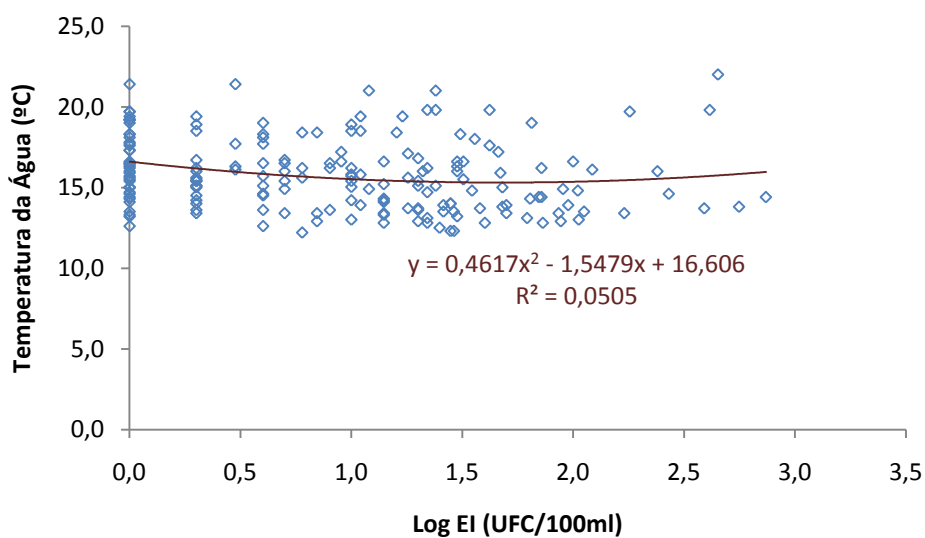


Figura 89 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear de Gondarém e respectiva linha de tendência polinomial.

ZONA BALNEAR DO CASTELO DO QUEIJO – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI*

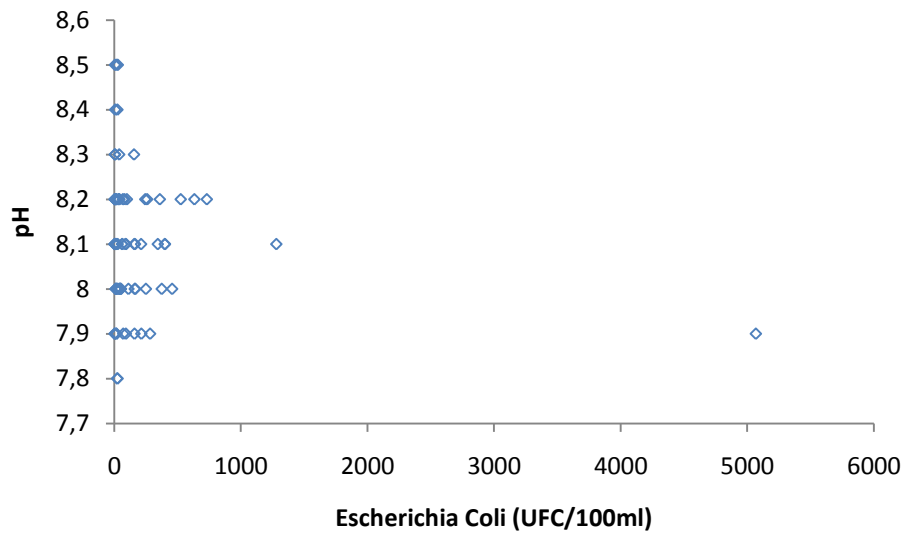


Figura 90 - Representação gráfica do pH em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo.

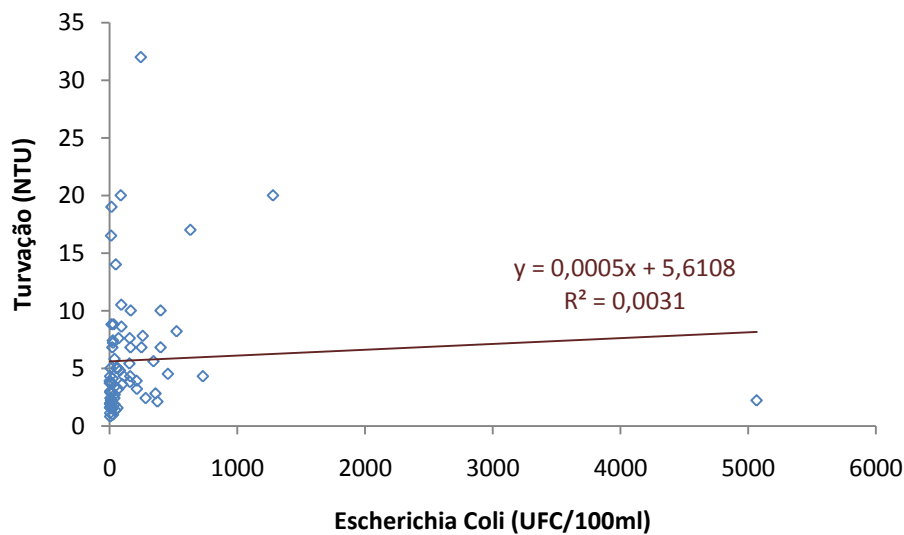


Figura 91 - Representação gráfica da turbidez em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.

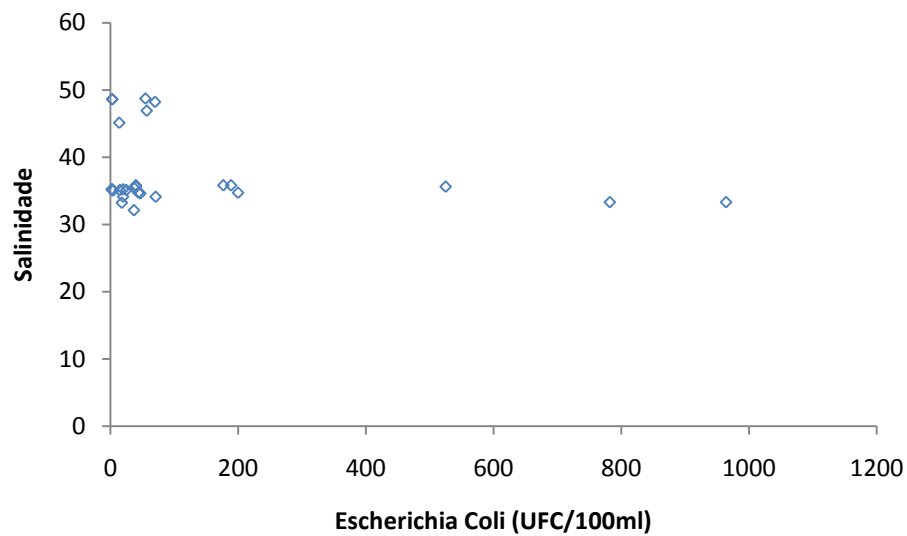


Figura 92 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo.

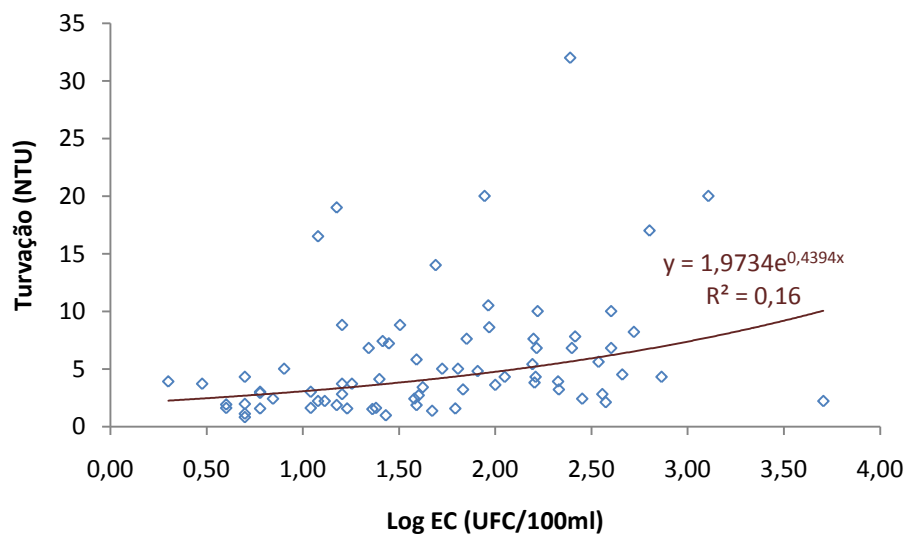


Figura 93 - Representação gráfica da turbidez em função do logaritmo da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência exponencial.

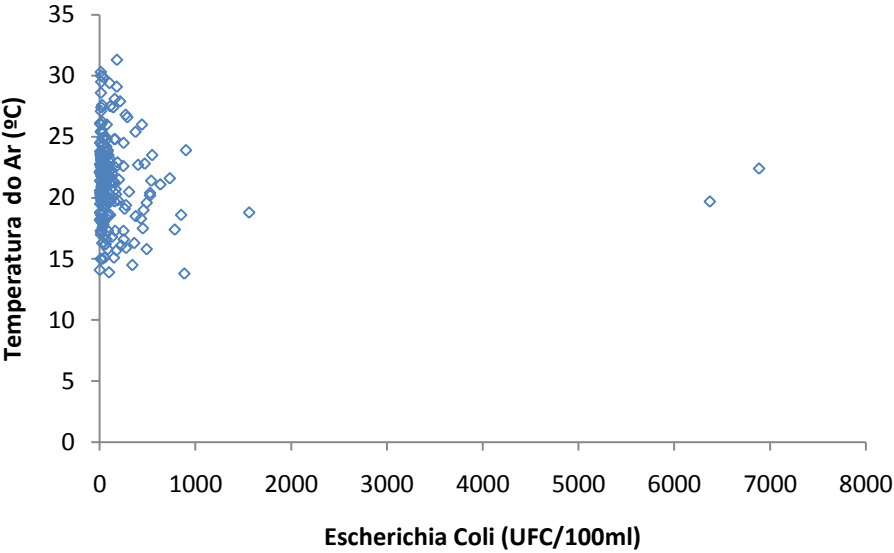


Figura 94 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo.

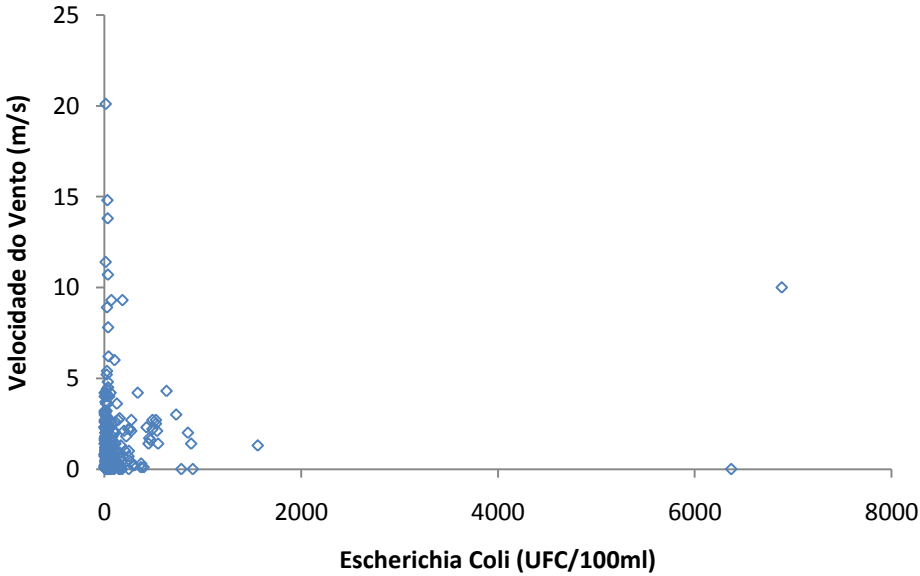


Figura 95 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo.

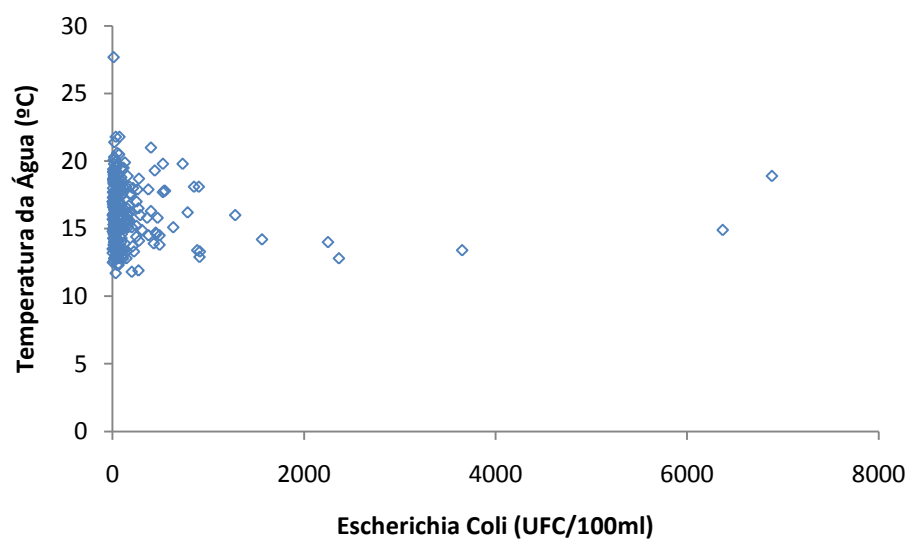


Figura 96 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de *Escherichia Coli* para a zona balnear do Castelo do Queijo.

**ZONA BALNEAR DO CASTELO DO QUEIJO –
SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS**

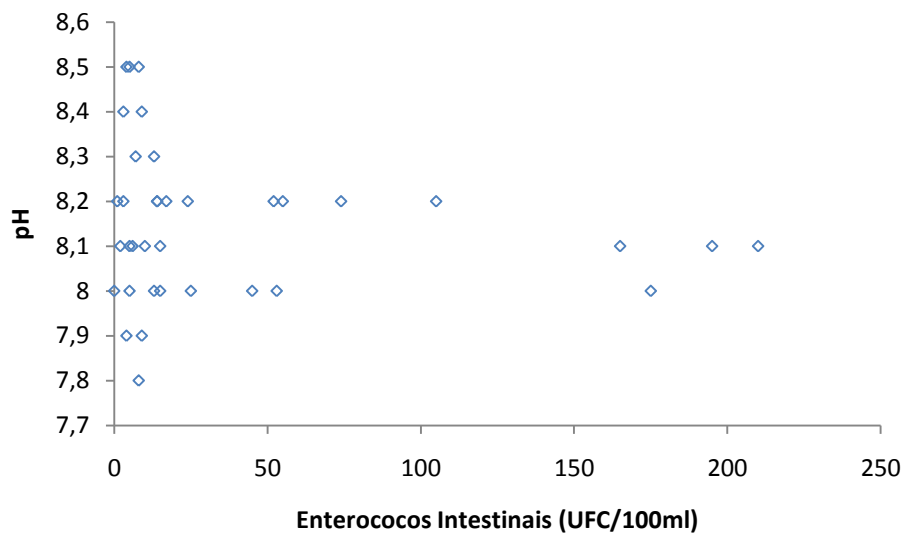
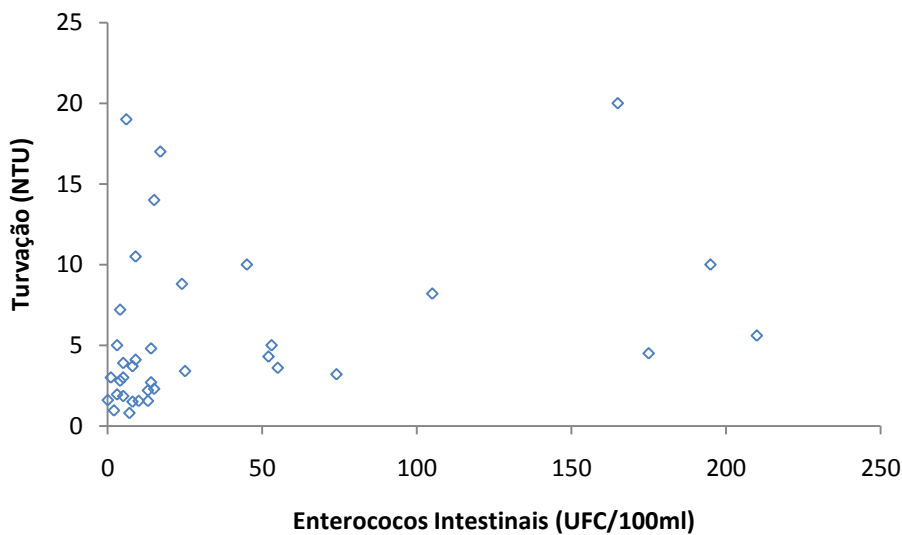


Figura 97 - Representação gráfica do pH em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.



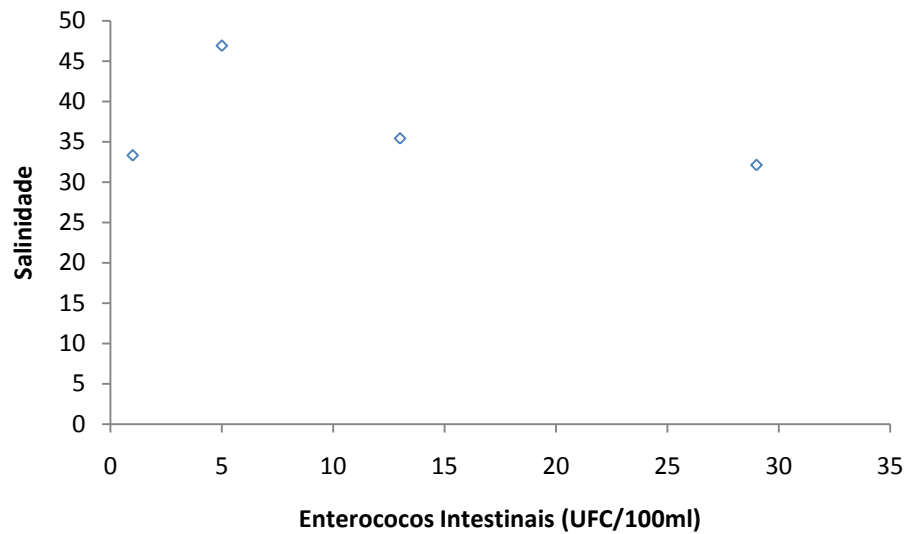


Figura 99 - Representação gráfica da salinidade em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.

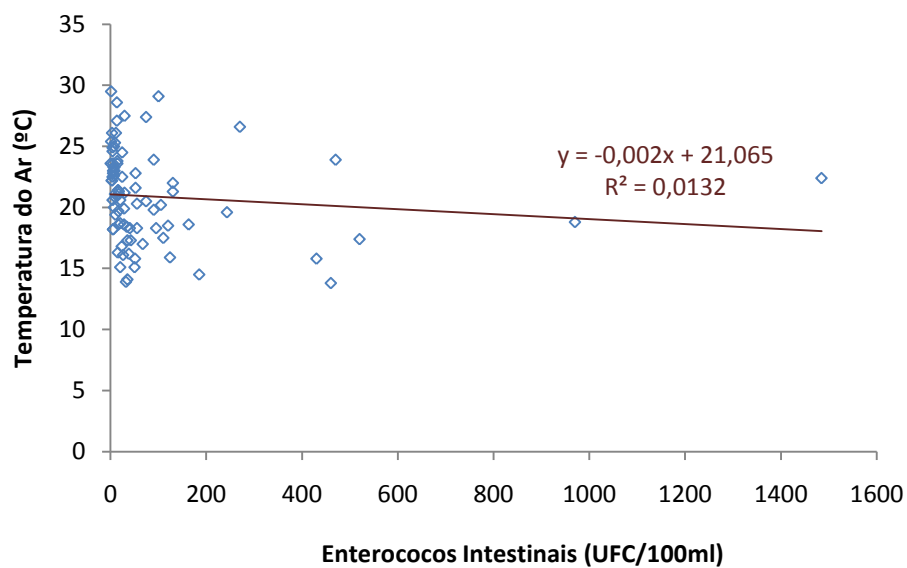


Figura 100 - Representação gráfica da temperatura do ar em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.

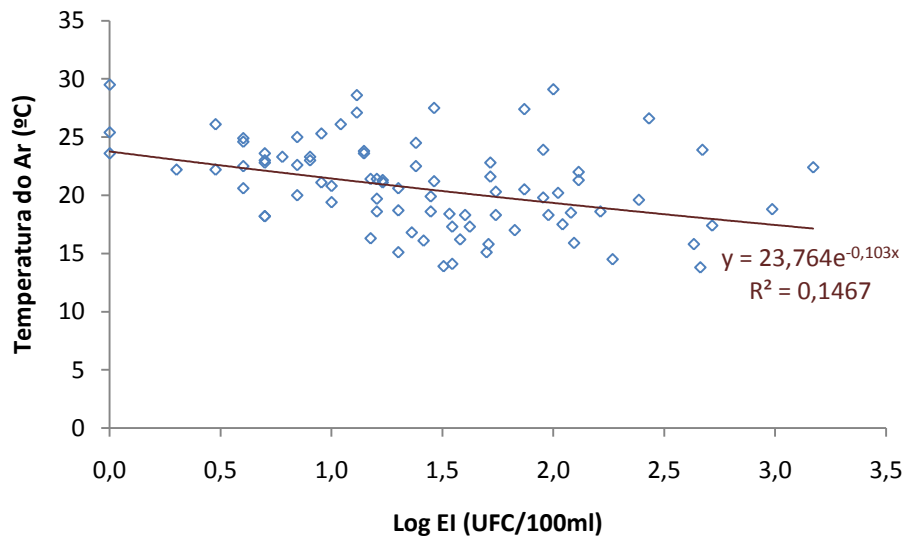


Figura 101 - Representação gráfica da temperatura do ar em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência exponencial.

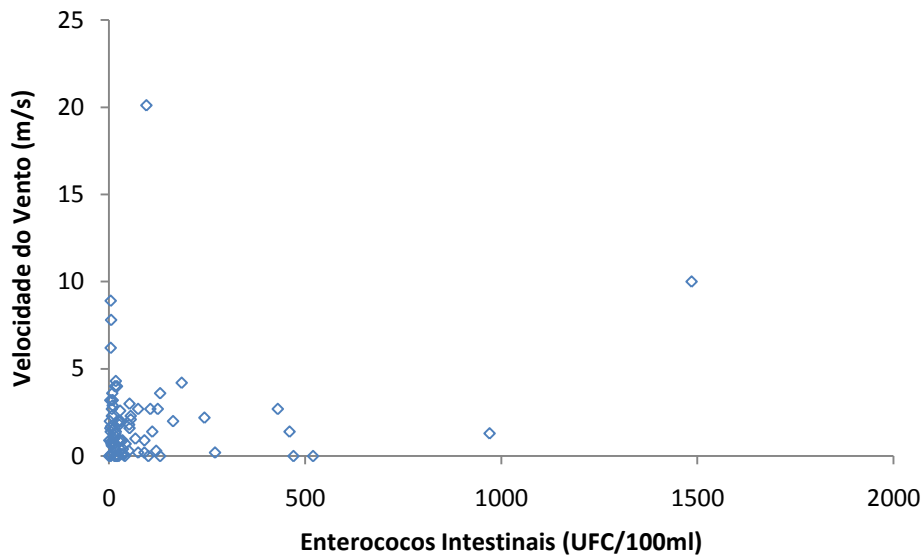


Figura 102 - Representação gráfica da velocidade do vento em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo.

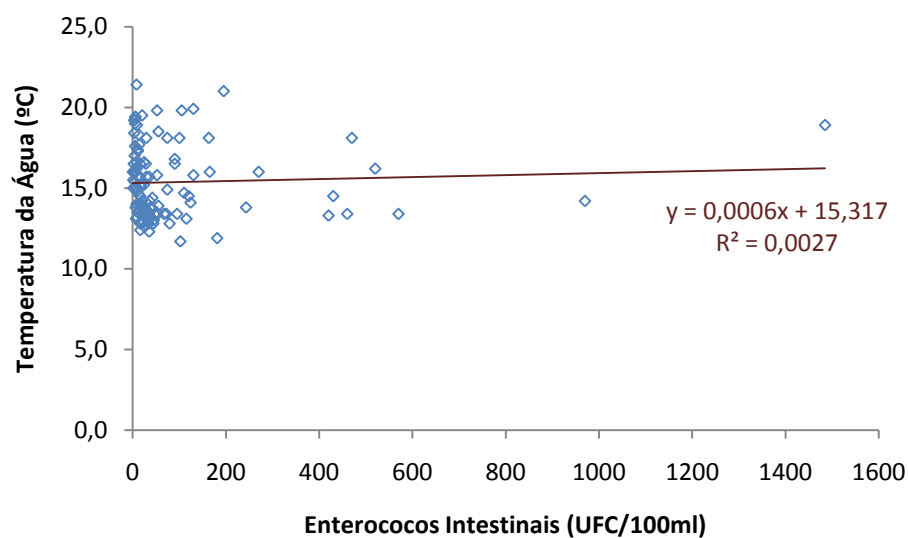


Figura 103 - Representação gráfica da temperatura da água em função da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência linear.

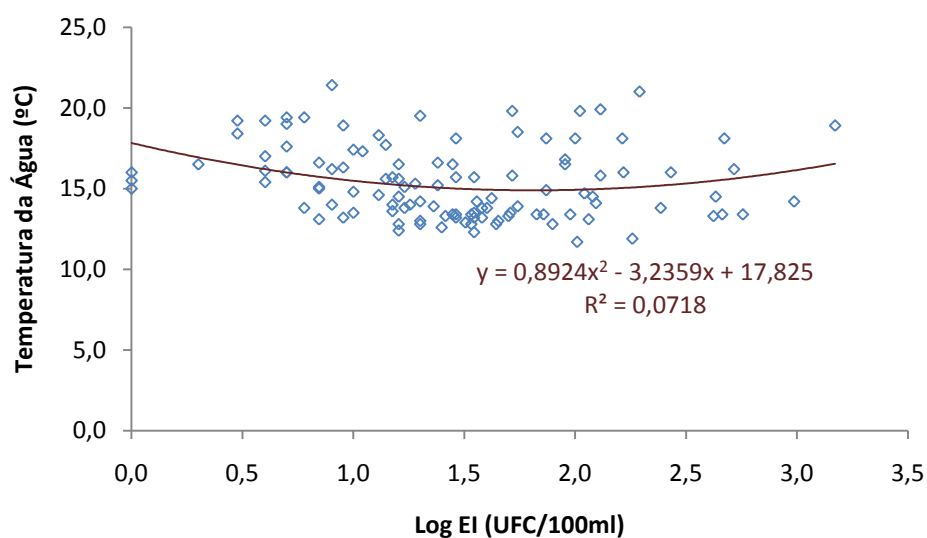


Figura 104 - Representação gráfica da temperatura da água em função do logaritmo da concentração de Enterococos Intestinais para a zona balnear do Castelo do Queijo e respectiva linha de tendência polinomial.

ANEXO F

ANÁLISE FACTORIAL DE CORRESPONDÊNCIAS BINÁRIAS

DADOS CEDIDOS PELAS ÁGUAS DO PORTO, E.E.M.

ZONA BALNEAR DA FOZ – SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 34 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear da Foz (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	18.31	18.31
2	11.50	29.82
3	10.81	40.63
4	9.76	50.39
5	8.38	58.78
6	7.61	66.39

Tabela 35 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	EI2, TU2, TA1, <u>A1</u> , <u>PO1</u> , <u>DA2</u> , DV2, PH1, <u>A2</u> , <u>PO2</u> , <u>DA1</u> , <u>DV4</u>
2	EI2, TU2, PO2, V1, <u>DV3</u> , P3, <u>R1</u> , V2, <u>DV2</u> , <u>P2</u> , <u>R2</u>
3	EI2, TU2, <u>TA3</u> , PH1, <u>TA1</u> , PO2, DV2
4	TA1, DA1, <u>P3</u> , <u>EI2</u> , DA2, <u>P1</u>
5	EI2, <u>PH1</u> , <u>M1</u> , <u>TA2</u> , <u>M2</u>
6	<u>TU1</u> , <u>V1</u> , DV2, EI2, <u>TU2</u> , TA2, <u>V2</u>

Tabela 36 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EI1	*	-0,04	-0,07	-0,06	0,06	-0,03	0,05	*	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	*	0,05	0,13	0,09	0,1	0,03	0,07	*
EI2	*	1,27	2	1,65	-1,73	0,9	-1,45	*	1,9	7,5	5,5	6,7	2,1	6	*	0,05	0,13	0,09	0,1	0,03	0,07	*
PH1	*	-1,14	-0,44	-0,82	-0,48	1,77	-0,19	*	5,2	1,2	4,5	1,7	27	0,3	*	0,16	0,02	0,08	0,03	0,38	0	*
PH2	*	0,14	0,05	0,1	0,06	-0,22	0,02	*	0,6	0,2	0,6	0,2	3,3	0	*	0,16	0,02	0,08	0,03	0,38	0	*
TU1	*	-0,19	-0,25	-0,23	0,05	-0,05	0,27	*	1	2,6	2,4	0,1	0,1	4,6	*	0,11	0,17	0,15	0,01	0,01	0,2	*
TU2	*	0,55	0,7	0,66	-0,15	0,14	-0,76	*	2,9	7,4	6,9	0,4	0,4	13,1	*	0,11	0,17	0,15	0,01	0,01	0,2	*
TA1	*	0,77	-0,1	-0,99	0,95	0,15	0,07	*	3,7	0,1	10,6	10,6	0,3	0,1	*	0,12	0	0,21	0,19	0	0	*
TA2	*	-0,46	0,01	-0,29	-0,44	-0,69	-0,64	*	2,8	0	1,9	4,6	13,6	13,1	*	0,12	0	0,05	0,11	0,27	0,23	*
TA3	*	0,07	0,03	0,59	-0,02	0,47	0,47	*	0,1	0	10,2	0	8,3	9	*	0	0	0,31	0	0,2	0,19	*
M1	*	-0,05	-0,02	-0,33	0,27	0,63	-0,33	*	0	0	3,2	2,5	15,4	4,6	*	0	0	0,1	0,07	0,38	0,1	*
M2	*	0,04	0,02	0,31	-0,26	-0,6	0,31	*	0	0	3,1	2,4	14,7	4,4	*	0	0	0,1	0,07	0,38	0,1	*
A1	*	0,46	0,04	0,04	0,15	0,02	0,1	*	5,7	0,1	0,1	1,1	0	0,7	*	0,6	0,01	0,01	0,06	0	0,03	*
A2	*	-1,3	-0,12	-0,12	-0,42	-0,05	-0,29	*	16,2	0,2	0,2	3,1	0,1	2	*	0,6	0,01	0,01	0,06	0	0,03	*
PO1	*	0,38	-0,16	0,16	-0,08	0,02	0	*	4,1	1,2	1,2	0,4	0	0	*	0,54	0,1	0,1	0,03	0	0	*
PO2	*	-1,44	0,63	-0,61	0,31	-0,06	0,01	*	15,7	4,8	4,8	1,4	0,1	0	*	0,54	0,1	0,1	0,03	0	0	*
DA1	*	-0,5	0,09	0,27	0,35	-0,11	0,03	*	5,5	0,3	2,8	5,1	0,6	0,1	*	0,39	0,01	0,12	0,19	0,02	0	*
DA2	*	0,78	-0,14	-0,43	-0,55	0,17	-0,05	*	8,6	0,5	4,4	8	0,9	0,1	*	0,39	0,01	0,12	0,19	0,02	0	*
V1	*	-0,12	0,3	0,2	0	0,13	0,32	*	0,4	3,8	1,7	0	1	6,4	*	0,04	0,23	0,1	0	0,04	0,26	*
V2	*	0,31	-0,77	-0,5	0	-0,33	-0,81	*	1	9,6	4,3	0	2,5	16,2	*	0,04	0,23	0,1	0	0,04	0,26	*
DV1	*	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	*
DV2	*	1,2	-1,53	-1,03	-0,25	-0,44	1,18	*	4	10,4	4,9	0,3	1,2	9,3	*	0,12	0,19	0,09	0,01	0,02	0,11	*
DV3	*	0,5	0,55	-0,23	0,16	0,12	-0,16	*	4,7	8,8	1,7	0,9	0,6	1,2	*	0,26	0,31	0,06	0,03	0,02	0,03	*
DV4	*	-0,84	-0,39	0,48	-0,15	-0,07	-0,02	*	10,6	3,7	5,8	0,7	0,2	0	*	0,5	0,11	0,16	0,02	0	0	*
P1	*	-0,18	0,09	-0,24	-0,79	0,2	0,25	*	0,5	0,2	1,7	19,8	1,5	2,7	*	0,03	0,01	0,05	0,54	0,04	0,06	*
P2	*	0,39	-0,57	0,48	0,44	-0,1	-0,34	*	2,2	7,2	5,4	4,9	0,3	3,8	*	0,1	0,2	0,14	0,12	0,01	0,07	*
P3	*	-0,45	1,15	-0,45	1,33	-0,38	0,06	*	1,1	11,6	1,9	18,3	1,8	0,1	*	0,04	0,24	0,04	0,32	0,03	0	*
R1	*	0,18	0,52	-0,36	-0,28	-0,21	0,14	*	0,6	8,4	4,4	3	1,9	1	*	0,04	0,32	0,16	0,1	0,05	0,02	*
R2	*	-0,22	-0,62	0,43	0,34	0,25	-0,17	*	0,8	10	5,3	3,6	2,2	1,2	*	0,04	0,32	0,16	0,1	0,05	0,02	*

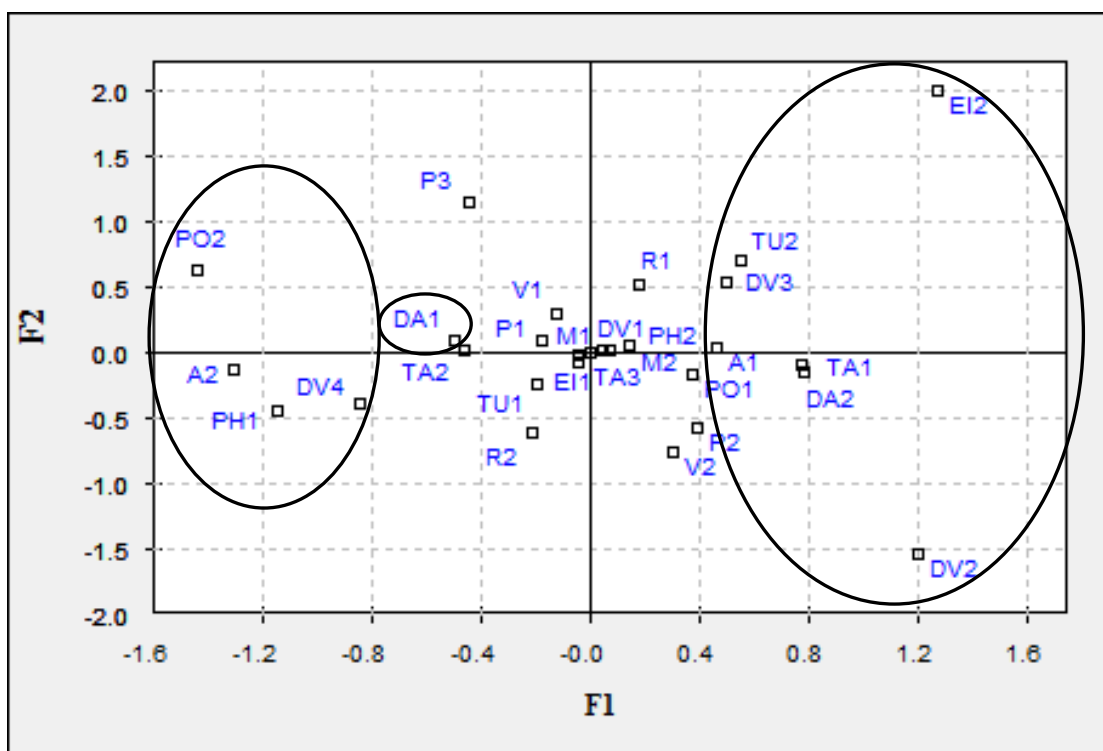


Figura 105 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).

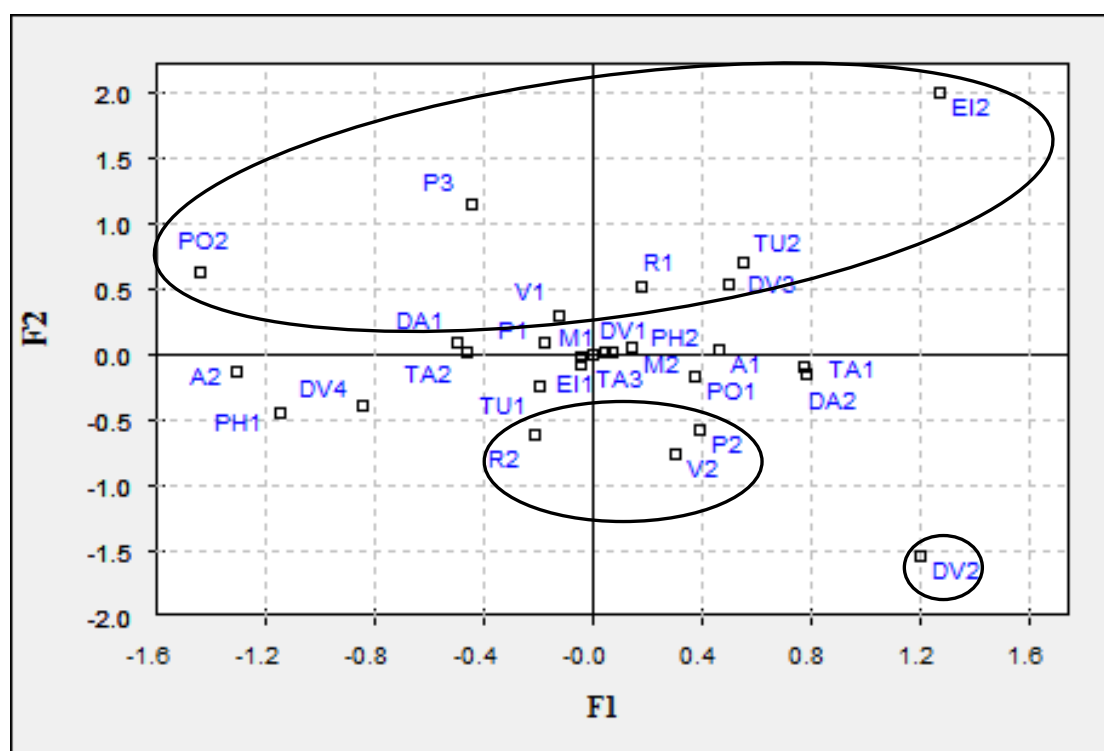


Figura 106 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear da Foz – Subconjunto EI).

ZONA BALNEAR DO HOMEM DO LEME – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI***Tabela 37** - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto *Escherichia Coli*, para a zona balnear do Homem do Leme (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	17,19	17,19
2	11,72	28,92
3	9,33	38,25
4	9,17	47,42
5	7,82	55,24
6	6,88	62,12

Tabela 38 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	EC2, PH1, TU2, <u>TA1</u> , <u>A2</u> , PO2, <u>DV1</u> , DV2, <u>P1</u> , R2, <u>A1</u> , <u>DV3</u> , P3, <u>R1</u>
2	<u>EC2</u> , TA3, <u>PO2</u> , <u>V1</u> , P3, <u>TA1</u> , <u>PO1</u> , <u>V2</u> , <u>DV1</u>
3	<u>PH2</u> , TU2, DV1, DV2, P1, EC2, <u>PH1</u> , DV4, P2
4	EC2, <u>M1</u> , <u>DA2</u> , DV1, P3, TA2, <u>M2</u> , <u>DA1</u> , <u>DV4</u> , P2
5	EC2, V1, DV2, P1, <u>TU2</u> , V2, DV1, P3
6	<u>TA3</u> , DA1, V2, EC2, <u>TA2</u> , V1, DV1

Tabela 39 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,08	-0,1	0,07	-0,07	-0,04	0,08	*	0,2	0,5	0,3	0,3	0,1	0,6	*	0,11	0,16	0,09	0,08	0,02	0,12	*
EC2	*	1,38	1,61	-1,22	1,18	0,59	-1,38	*	3,9	7,9	5,7	5,4	1,6	9,9	*	0,11	0,16	0,09	0,08	0,02	0,12	*
PH1	*	0,79	0,11	-1,2	-0,17	0,06	-0,09	*	4,9	0,1	20,6	0,4	0,1	0,2	*	0,17	0	0,39	0,01	0	0	*
PH2	*	-0,22	-0,03	0,33	0,05	-0,02	0,03	*	1,3	0	5,6	0,1	0	0	*	0,17	0	0,39	0,01	0	0	*
TU1	*	-0,21	-0,09	-0,21	0,01	0,22	0,06	*	1,3	0,3	2,4	0	3,1	0,3	*	0,21	0,04	0,21	0	0,23	0,02	*
TU2	*	1	0,41	1	-0,03	-1,05	-0,3	*	6,3	1,6	11,5	0	15,2	1,4	*	0,21	0,04	0,21	0	0,23	0,02	*
TA1	*	0,5	-0,5	-0,12	0,38	0,02	0,07	*	4,4	6,3	0,5	4,7	0	0,2	*	0,23	0,22	0,01	0,13	0	0	*
TA2	*	-0,42	0,31	0,42	-0,67	0,45	-1,13	*	1,6	1,3	2,9	7,5	3,9	28,4	*	0,06	0,03	0,06	0,15	0,06	0,41	*
TA3	*	-0,47	0,56	-0,15	-0,06	-0,41	0,86	*	2,3	4,8	0,4	0,1	3,9	19	*	0,09	0,13	0,01	0	0,07	0,29	*
M1	*	0,03	0,11	-0,21	0,52	0,34	0,12	*	0	0,3	1,7	10,5	5,2	0,7	*	0	0,01	0,06	0,36	0,15	0,02	*
M2	*	-0,03	-0,14	0,28	-0,69	-0,45	-0,16	*	0	0,5	2,2	14	6,9	0,9	*	0	0,01	0,06	0,36	0,15	0,02	*
A1	*	-0,54	-0,33	-0,09	-0,06	0,16	0,01	*	5,8	3,3	0,3	0,1	1,1	0	*	0,36	0,14	0,01	0	0,03	0	*
A2	*	0,68	0,42	0,12	0,08	-0,2	-0,02	*	7,3	4,2	0,4	0,2	1,4	0	*	0,36	0,14	0,01	0	0,03	0	*
PO1	*	-0,33	-0,38	0,03	0	0,15	-0,08	*	2,9	5,5	0,1	0	1,2	0,4	*	0,28	0,36	0	0	0,05	0,02	*
PO2	*	0,83	0,95	-0,08	0	-0,36	0,19	*	7,2	13,8	0,1	0	3	1	*	0,28	0,36	0	0	0,05	0,02	*
DA1	*	0,2	0,25	0,29	-0,34	0,22	0,27	*	0,9	2,1	3,4	4,7	2,4	4,1	*	0,07	0,1	0,13	0,18	0,08	0,12	*
DA2	*	-0,32	-0,4	-0,46	0,53	-0,36	-0,43	*	1,5	3,3	5,4	7,5	3,9	6,5	*	0,07	0,1	0,13	0,18	0,08	0,12	*
V1	*	-0,02	0,27	0,09	0,09	0,22	-0,17	*	0	2,9	0,4	0,4	2,9	2,1	*	0	0,22	0,02	0,02	0,15	0,09	*
V2	*	0,07	-0,83	-0,27	-0,27	-0,68	0,54	*	0	8,9	1,2	1,2	8,9	6,4	*	0	0,22	0,02	0,02	0,15	0,09	*
DV1	*	0,58	-2,34	0,65	1,58	-2,77	-2,15	*	0,4	8,3	0,8	4,9	17,5	12	*	0,01	0,16	0,01	0,07	0,23	0,14	*
DV2	*	0,79	-0,48	0,64	0,32	0,52	0,34	*	6,4	3,5	7,9	2,1	6,1	3	*	0,25	0,09	0,17	0,04	0,11	0,05	*
DV3	*	-1,14	0,32	-0,02	0,33	-0,19	0,11	*	15,4	1,8	0	2,5	1	0,4	*	0,63	0,05	0	0,05	0,02	0,01	*
DV4	*	0,37	0,28	-0,55	-0,69	-0,01	-0,21	*	1,8	1,4	7,3	11,7	0	1,4	*	0,08	0,04	0,17	0,27	0	0,02	*
P1	*	0,42	-0,23	0,36	0,1	0,28	0	*	3,6	1,7	4,8	0,4	3,7	0	*	0,23	0,07	0,17	0,01	0,11	0	*
P2	*	-0,44	-0,13	-0,7	-0,82	-0,18	-0,07	*	1,8	0,2	8,5	11,7	0,7	0,1	*	0,07	0,01	0,17	0,23	0,01	0	*
P3	*	-0,73	0,97	-0,13	0,89	-0,67	0,1	*	3,4	8,6	0,2	9,4	6,2	0,2	*	0,11	0,2	0	0,17	0,09	0	*
R1	*	-0,75	0,41	0,32	0,09	0,02	-0,1	*	8,7	3,9	3	0,3	0	0,4	*	0,42	0,13	0,08	0,01	0	0,01	*
R2	*	0,56	-0,31	-0,24	-0,07	-0,02	0,08	*	6,5	2,9	2,2	0,2	0	0,3	*	0,42	0,13	0,08	0,01	0	0,01	*

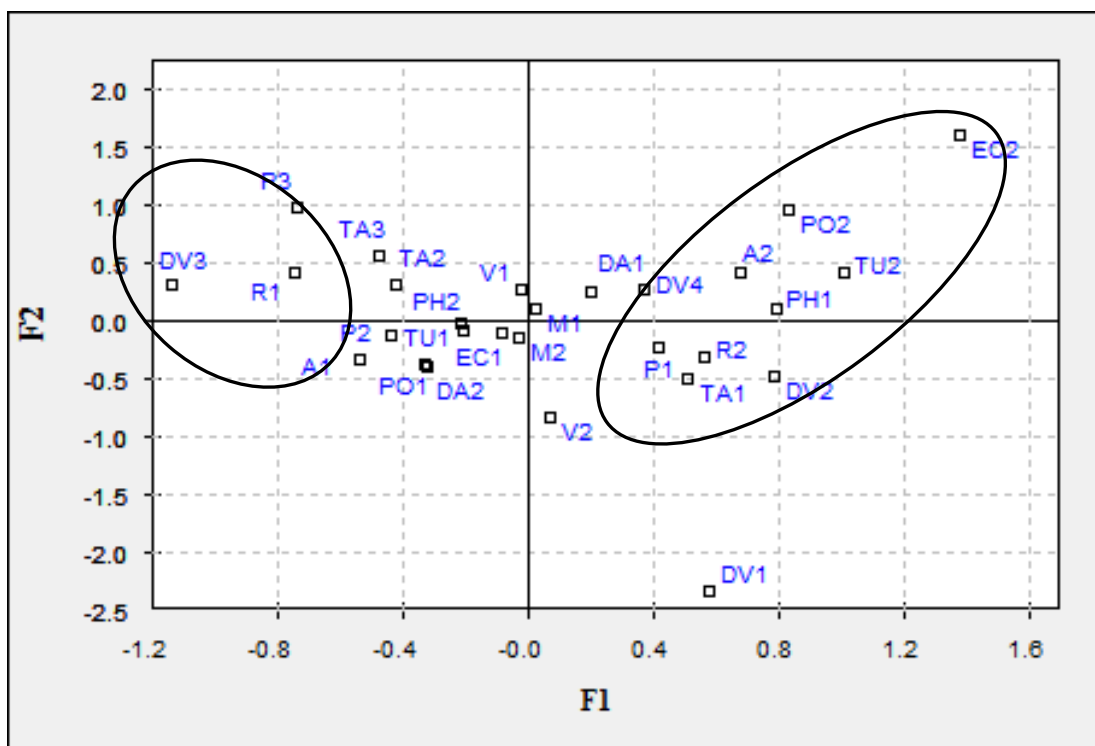


Figura 109 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).

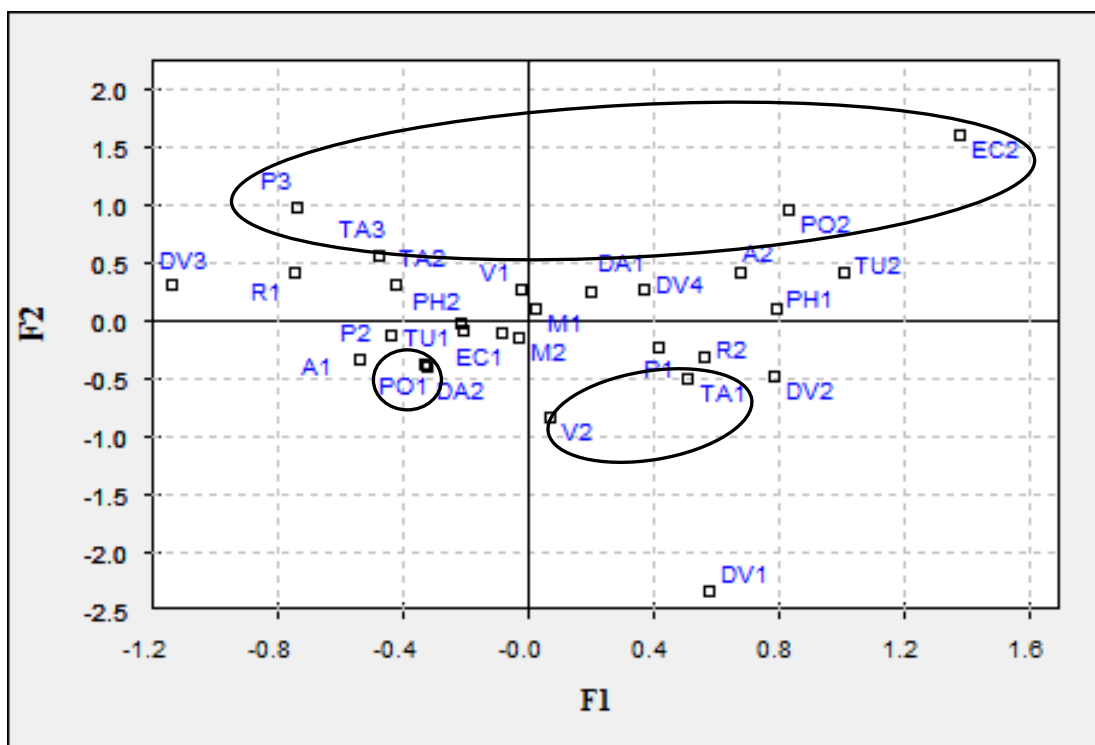


Figura 110 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).

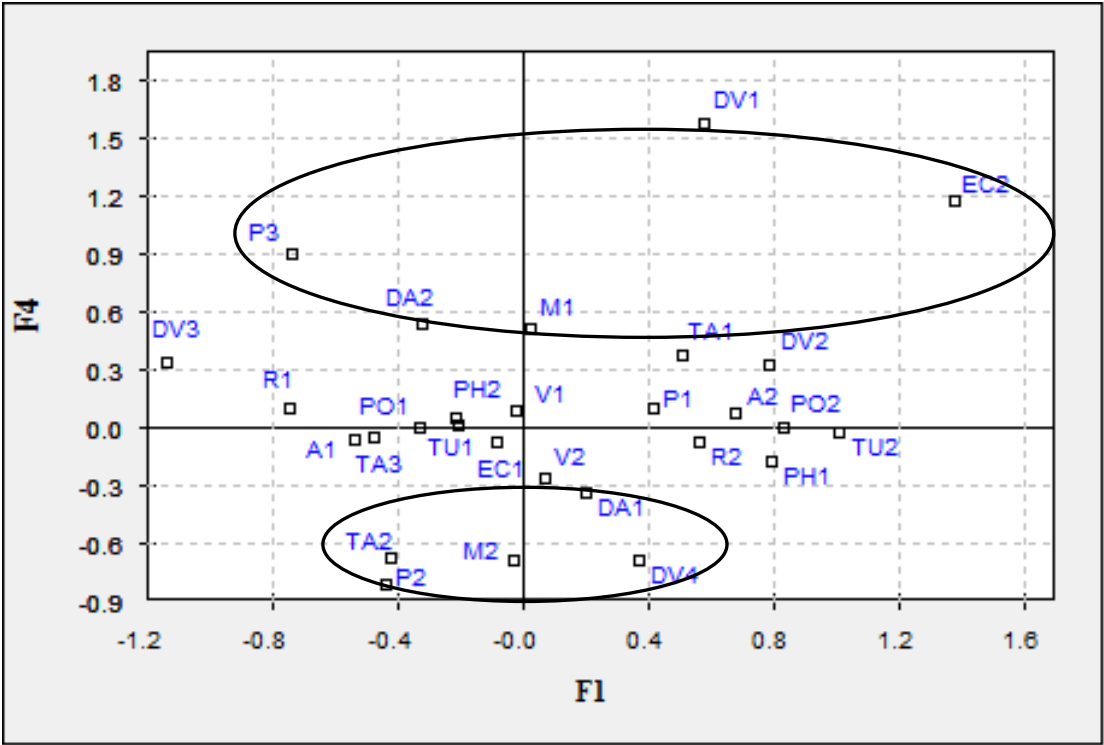


Figura 111 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EC).

ZONA BALNEAR DO HOMEM DO LEME – SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 40 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear do Homem do Leme (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	19,73	19,73
2	13,25	32,97
3	12,23	45,21
4	9,66	54,86
5	7,84	62,70
6	7,19	69,89

Tabela 41 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EI).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>PH1</u> , TU2, <u>A2</u> , P02, DV2, <u>DV4</u> , P1, <u>R2</u> , <u>M2</u> , <u>A1</u> , <u>P01</u> , <u>P02</u> , <u>DA2</u> , <u>DV3</u> , P2, <u>R1</u>
2	TU2, TA3, P02, <u>V1</u> , DV3, <u>P3</u> , PH1, M2, P01, <u>V2</u> , DV1, R2
3	TU2, <u>TA1</u> , DA2, <u>DV1</u> , DV2, <u>P2</u> , PH1, TA3, <u>DA1</u> , <u>DV4</u>
4	<u>M1</u> , DV1, P3, <u>TU2</u> , M2, <u>DV2</u>
5	<u>TA2</u> , DV1, PH1, V2, P3
6	TA2, P3, PH1, <u>TA3</u> , DV1, P2

Tabela 42 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Homem do Leme – Subconjunto EI).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EI1	*	-0,01	0,01	0	0,01	0,01	0,01	*	0	0	0	0	0	0	*	0,02	0,05	0	0,09	0,07	0,11	*
EI2	*	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	*
PH1	*	0,93	-0,71	-0,66	-0,07	-0,65	-0,51	*	5,8	5,1	4,7	0,1	7,3	4,9	*	0,23	0,13	0,11	0	0,11	0,07	*
PH2	*	-0,15	0,05	0,19	-0,15	0,02	-0,06	*	0,6	0,1	1,5	1,2	0	0,2	*	0,1	0,01	0,15	0,09	0	0,01	*
TU1	*	-0,18	-0,15	-0,12	0,21	0,03	0,03	*	0,9	1	0,7	2,7	0,1	0,1	*	0,19	0,14	0,09	0,26	0,01	0,01	*
TU2	*	1,03	0,98	0,72	-1,19	-0,14	-0,1	*	5,1	7	4,1	13,9	0,2	0,1	*	0,18	0,16	0,09	0,24	0	0	*
TA1	*	0,26	-0,49	0,96	0,33	-0,14	0,13	*	0,8	4,1	17,4	2,5	0,6	0,5	*	0,04	0,12	0,49	0,06	0,01	0,01	*
TA2	*	-0,48	-0,1	-0,5	-0,33	0,8	0,69	*	2,3	0,1	3,9	2,1	15,5	12,7	*	0,09	0	0,1	0,04	0,25	0,19	*
TA3	*	0,11	0,55	-0,51	-0,02	-0,46	-0,62	*	0,2	5,6	5,3	0	6,6	13,1	*	0,01	0,18	0,15	0	0,12	0,23	*
M1	*	0,28	0,25	0,17	0,29	0,08	-0,18	*	1,8	2,2	1	3,9	0,3	2,2	*	0,17	0,14	0,06	0,18	0,01	0,07	*
M2	*	-0,62	-0,52	-0,37	-0,59	-0,14	0,44	*	4,1	4,4	2,3	7,6	0,5	5,8	*	0,18	0,13	0,06	0,16	0,01	0,09	*
A1	*	-0,59	-0,04	0,17	0,1	0,1	0,15	*	7,5	0,1	1	0,5	0,5	1,2	*	0,59	0	0,05	0,02	0,02	0,04	*
A2	*	0,99	0,09	-0,29	-0,14	-0,14	-0,21	*	12,3	0,2	1,7	0,5	0,6	1,5	*	0,58	0,01	0,05	0,01	0,01	0,03	*
PO1	*	-0,39	-0,36	0,07	-0,08	0,02	-0,16	*	3,8	4,7	0,2	0,4	0	1,6	*	0,4	0,33	0,01	0,02	0	0,06	*
PO2	*	0,96	0,93	-0,18	0,25	-0,01	0,44	*	9	12,6	0,5	1,3	0	5	*	0,36	0,34	0,01	0,03	0	0,07	*
DA1	*	0,39	0,11	-0,36	-0,04	0,22	0,13	*	3,1	0,4	4,2	0,1	2,6	0,9	*	0,23	0,02	0,2	0	0,08	0,02	*
DA2	*	-0,6	-0,15	0,54	0,08	-0,31	-0,16	*	4,9	0,5	6,3	0,2	3,3	0,9	*	0,24	0,01	0,19	0	0,06	0,02	*
V1	*	-0,01	0,37	0,12	0,11	0,32	-0,14	*	0	5	0,6	0,6	6,1	1,3	*	0	0,34	0,04	0,03	0,24	0,05	*
V2	*	0	-0,9	-0,32	-0,24	-0,76	0,39	*	0	11,7	1,6	1,1	13,9	4	*	0	0,33	0,04	0,02	0,23	0,06	*
DV1	*	-0,2	-1,26	2,88	2,32	1,24	-1,64	*	0	2,3	13	10,7	3,7	7,1	*	0	0,05	0,24	0,16	0,04	0,08	*
DV2	*	0,62	-0,22	0,87	-1,37	-0,16	-0,12	*	2,6	0,5	8,3	26	0,4	0,2	*	0,1	0,01	0,2	0,48	0,01	0	*
DV3	*	-1,02	0,57	-0,11	0,02	-0,44	-0,04	*	12,1	5,5	0,2	0	5,7	0,1	*	0,54	0,17	0,01	0	0,1	0	*
DV4	*	0,52	-0,25	-0,52	0,5	0,37	0,23	*	4	1,3	6,3	7,3	5	2,1	*	0,2	0,04	0,2	0,18	0,1	0,04	*
P1	*	0,44	-0,23	0,3	-0,24	0,3	0,11	*	3,7	1,5	2,8	2,2	4,4	0,6	*	0,25	0,07	0,12	0,08	0,12	0,02	*
P2	*	-0,7	-0,14	-0,83	0,1	0,05	-0,74	*	4,8	0,3	10,8	0,2	0,1	14,7	*	0,2	0,01	0,28	0	0	0,22	*
P3	*	-0,38	1,25	0,45	0,82	-1,23	1,15	*	0,7	11,2	1,6	6,7	18,4	17,7	*	0,02	0,25	0,03	0,11	0,25	0,22	*
R1	*	-0,54	0,5	-0,01	-0,32	0,23	-0,1	*	5	6,4	0	3,7	2,2	0,5	*	0,3	0,26	0	0,11	0,05	0,01	*
R2	*	0,56	-0,51	0,01	0,37	-0,22	0,14	*	5,1	6,3	0	4,6	2	0,9	*	0,29	0,24	0	0,13	0,04	0,02	*

ZONA BALNEAR DE GONDARÉM – SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI***Tabela 43** - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto *Escherichia Coli*, para a zona balnear de Gondarém (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	17,71	17,71
2	11,64	29,36
3	9,40	38,76
4	8,85	47,61
5	8,18	55,79
6	6,25	62,04

Tabela 44 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	EC2, PH1, <u>TU2</u> , <u>TA1</u> , <u>A2</u> , <u>PO2</u> , <u>DV2</u> , <u>P1</u> , <u>R2</u> , <u>TU1</u> , TA3, <u>A1</u> , <u>DV3</u> , P3, <u>R1</u>
2	PH1, DA2, V2, DV1, <u>EC2</u> , TA3, PO2, DA1, P3
3	<u>PH2</u> , DV1, DV2, P1, <u>PH1</u> , TA2, <u>DV4</u> , <u>P2</u>
4	PH1, TU1, <u>M1</u> , <u>V1</u> , TU2, <u>TA3</u> , <u>M2</u> , <u>V2</u> , DV1
5	TA2, <u>DA1</u> , P1, PH1, PO2, <u>DA2</u> , DV1, <u>P3</u>
6	<u>TA2</u> , <u>DV1</u> , M1

Tabela 45 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,04	0,11	-0,02	-0,01	0,02	-0,02	*	0	0,6	0	0	0	0	*	0,03	0,23	0,01	0	0	0,01	*
EC2	*	0,71	-2,09	0,45	0,27	-0,28	0,41	*	0,9	11,9	0,7	0,3	0,3	0,9	*	0,03	0,23	0,01	0	0	0,01	*
PH1	*	0,55	0,6	-1,11	0,61	-0,83	0,22	*	2	3,6	15,4	4,9	10	0,9	*	0,07	0,08	0,29	0,09	0,16	0,01	*
PH2	*	-0,13	-0,14	0,26	-0,14	0,19	-0,05	*	0,5	0,8	3,6	1,1	2,3	0,2	*	0,07	0,08	0,29	0,09	0,16	0,01	*
TU1	*	-0,47	0,22	-0,11	0,35	0,03	-0,01	*	5,1	1,6	0,5	5,6	0,1	0	*	0,4	0,08	0,02	0,22	0	0	*
TU2	*	0,86	-0,39	0,2	-0,64	-0,06	0,02	*	9,2	2,9	1	10,2	0,1	0	*	0,4	0,08	0,02	0,22	0	0	*
TA1	*	0,52	0,46	0,26	0,21	-0,26	-0,26	*	4,6	5,4	2,1	1,5	2,5	3,2	*	0,25	0,19	0,06	0,04	0,06	0,06	*
TA2	*	-0,35	-0,29	-0,62	0,42	0,74	0,84	*	1,2	1,2	6,8	3,4	11,1	18,8	*	0,05	0,03	0,14	0,07	0,2	0,26	*
TA3	*	-0,62	-0,56	0,17	-0,84	-0,29	-0,39	*	3,4	4,3	0,5	12,8	1,6	3,9	*	0,13	0,11	0,01	0,24	0,03	0,05	*
M1	*	0	-0,15	0,27	0,49	-0,2	-0,35	*	0	0,6	2,6	9,5	1,7	6,9	*	0	0,03	0,09	0,3	0,05	0,15	*
M2	*	0	0,18	-0,33	-0,6	0,25	0,43	*	0	0,8	3,2	11,6	2,1	8,4	*	0	0,03	0,09	0,3	0,05	0,15	*
A1	*	-0,54	0,35	0,04	0,1	0,14	-0,25	*	5,8	3,7	0,1	0,4	0,8	3,4	*	0,37	0,16	0	0,01	0,02	0,08	*
A2	*	0,69	-0,45	-0,05	-0,13	-0,18	0,31	*	7,3	4,7	0,1	0,5	1,1	4,2	*	0,37	0,16	0	0,01	0,02	0,08	*
PO1	*	-0,36	0,3	0,16	-0,06	0,22	-0,01	*	3,2	3,3	1,2	0,2	2,7	0	*	0,3	0,21	0,06	0,01	0,12	0	*
PO2	*	0,85	-0,7	-0,38	0,14	-0,53	0,02	*	7,5	7,9	2,8	0,4	6,4	0	*	0,3	0,21	0,06	0,01	0,12	0	*
DA1	*	0,26	-0,35	-0,1	-0,07	0,43	-0,23	*	1,5	4	0,4	0,2	8,4	3,3	*	0,11	0,19	0,02	0,01	0,28	0,09	*
DA2	*	-0,41	0,55	0,16	0,11	-0,66	0,36	*	2,3	6,3	0,7	0,4	13,1	5,2	*	0,11	0,19	0,02	0,01	0,28	0,09	*
V1	*	-0,05	-0,21	-0,06	0,34	0,02	0,06	*	0,1	1,7	0,2	6,2	0	0,3	*	0,01	0,13	0,01	0,37	0	0,01	*
V2	*	0,17	0,65	0,19	-1,08	-0,06	-0,19	*	0,3	5,5	0,6	19,8	0,1	0,9	*	0,01	0,13	0,01	0,37	0	0,01	*
DV1	*	0,47	2,16	2,39	-0,8	-0,94	3,03	*	0,2	7,2	11	1,3	1,9	26,6	*	0,01	0,14	0,17	0,02	0,03	0,27	*
DV2	*	0,82	0,1	0,55	0,46	0,4	-0,18	*	7,3	0,1	6,1	4,5	3,6	1	*	0,3	0	0,13	0,09	0,07	0,01	*
DV3	*	-1,14	-0,39	0,23	-0,08	-0,29	-0,07	*	15	2,6	1,2	0,1	2,1	0,2	*	0,63	0,07	0,03	0	0,04	0	*
DV4	*	0,32	0,1	-0,92	-0,27	0,01	-0,02	*	1,2	0,2	19,1	1,7	0	0	*	0,05	0,01	0,43	0,04	0	0	*
P1	*	0,43	0,12	0,34	0,17	0,38	0,15	*	3,7	0,4	4,4	1,2	6,4	1,3	*	0,25	0,02	0,16	0,04	0,2	0,03	*
P2	*	-0,45	0,34	-0,93	-0,34	-0,06	-0,46	*	1,9	1,6	14,9	2,1	0,1	5,5	*	0,07	0,04	0,3	0,04	0	0,07	*
P3	*	-0,77	-0,93	0,28	-0,06	-1,22	0,21	*	3,5	7,8	0,9	0	19,1	0,7	*	0,12	0,17	0,02	0	0,3	0,01	*
R1	*	-0,66	-0,46	0,03	0,04	0,19	0,23	*	6,9	5	0	0	1,3	2,3	*	0,35	0,17	0	0	0,03	0,04	*
R2	*	0,53	0,36	-0,02	-0,03	-0,15	-0,18	*	5,5	3,9	0	0	1	1,8	*	0,35	0,17	0	0	0,03	0,04	*

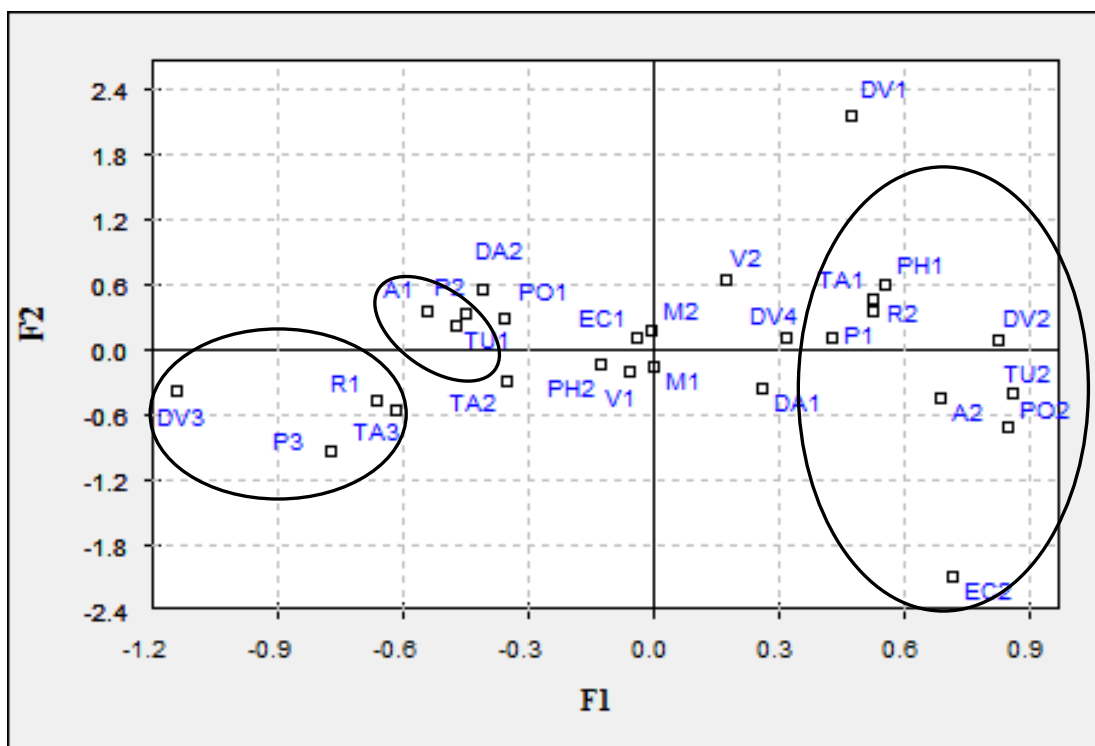


Figura 112 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).

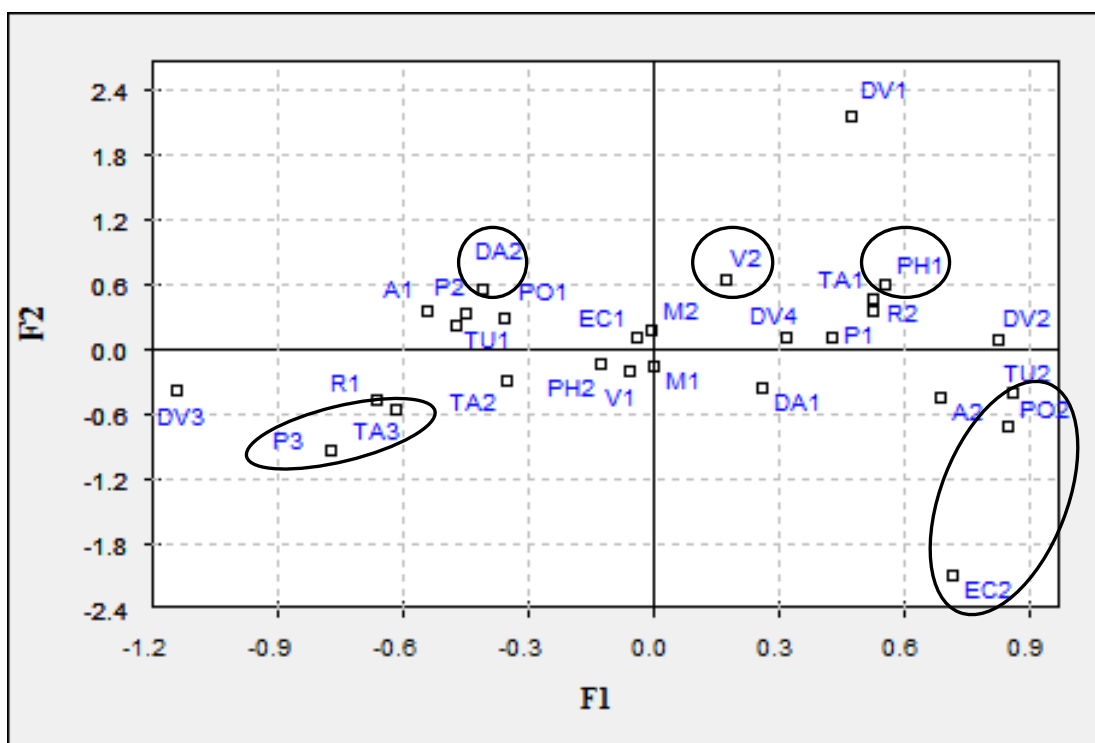


Figura 113 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EC).

ZONA BALNEAR DE GONDARÉM – SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 46 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear de Gondarém (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	18,59	18,59
2	12,31	30,90
3	10,74	41,64
4	9,43	51,06
5	7,69	58,76
6	7,15	65,91

Tabela 47 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>TU1</u> , <u>A1</u> , DA2, DV3, P2, R1, <u>PH1</u> , TU2, <u>A2</u> , PO2, DV2, <u>R2</u>
2	EI2, TA3, PO2, <u>DA1</u> , P3, <u>TA1</u> , <u>DA2</u> , <u>DV1</u> , DV2, <u>P1</u>
3	EI2, <u>M1</u> , PO2, <u>V1</u> , DV1, P3, <u>M2</u> , <u>V2</u> , DV2, P2
4	TU2, DV2, DV3, <u>P3</u> , TU1, <u>TA2</u> , <u>DV4</u>
5	EI2, V2, DV1, P3, R2, V1, <u>DV2</u> , P1, R1
6	EI2, TA2, M2, DV2, P1, M1, DV1, <u>P2</u>

Tabela 48 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EI1	*	-0,01	-0,11	-0,05	0	-0,07	-0,12	*	0	0,6	0,1	0	0,4	1,2	*	0	0,18	0,04	0	0,08	0,22	*
EI2	*	0,34	1,66	0,95	-0,05	1,22	2,1	*	0,2	8,5	3,2	0	7,3	23,3	*	0,01	0,17	0,06	0	0,09	0,28	*
PH1	*	-0,9	0,33	-0,29	-0,34	0,4	-0,35	*	5,4	1,1	1	1,5	2,6	2,1	*	0,21	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	*
PH2	*	0,1	-0,05	-0,06	0,17	-0,16	-0,11	*	0,3	0,1	0,2	1,6	1,7	0,9	*	0,05	0,01	0,01	0,13	0,11	0,06	*
TU1	*	0,41	-0,09	0,2	-0,32	-0,05	0,07	*	4	0,3	1,7	4,8	0,2	0,3	*	0,4	0,02	0,1	0,24	0,01	0,01	*
TU2	*	-0,99	0,23	-0,47	0,77	0,15	-0,12	*	9,4	0,7	3,7	11,3	0,5	0,3	*	0,4	0,02	0,09	0,25	0,01	0,01	*
TA1	*	-0,37	-0,94	0,45	0,18	0,21	-0,08	*	1,6	15,5	4,1	0,7	1,2	0,2	*	0,07	0,47	0,11	0,02	0,02	0	*
TA2	*	0,31	0,29	-0,25	-0,68	0,13	0,62	*	1	1,3	1,1	9,4	0,4	10,1	*	0,04	0,04	0,03	0,2	0,01	0,16	*
TA3	*	0,13	0,68	-0,21	0,4	-0,3	-0,42	*	0,2	8,2	0,9	3,6	2,6	5,3	*	0,01	0,25	0,02	0,09	0,05	0,09	*
M1	*	-0,2	-0,01	0,43	0,01	-0,04	-0,31	*	0,9	0	7,2	0	0,1	5,5	*	0,08	0	0,37	0	0	0,19	*
M2	*	0,43	0,01	-0,83	-0,04	0,09	0,66	*	2,1	0	13,5	0	0,2	12,6	*	0,09	0	0,34	0	0	0,21	*
A1	*	0,59	-0,15	0,06	0,01	0,07	0,12	*	7,4	0,8	0,1	0	0,2	0,9	*	0,59	0,04	0,01	0	0,01	0,03	*
A2	*	-1,01	0,26	-0,07	-0,04	-0,11	-0,18	*	12,4	1,3	0,1	0	0,3	1	*	0,59	0,04	0	0	0,01	0,02	*
PO1	*	0,34	-0,3	-0,25	-0,11	0,07	-0,08	*	2,8	3,3	2,6	0,6	0,3	0,4	*	0,29	0,23	0,16	0,03	0,01	0,02	*
PO2	*	-0,82	0,74	0,65	0,25	-0,15	0,24	*	6,5	8	7,1	1,2	0,5	1,5	*	0,27	0,22	0,17	0,03	0,01	0,02	*
DA1	*	-0,37	0,39	0	-0,21	-0,22	0,01	*	2,6	4,4	0	1,6	2,4	0	*	0,19	0,21	0	0,06	0,07	0	*
DA2	*	0,52	-0,53	0,02	0,27	0,32	0,02	*	3,8	6,1	0	2	3,4	0	*	0,19	0,2	0	0,05	0,07	0	*
V1	*	0,19	0,03	0,45	-0,09	-0,27	0	*	0,8	0	8,5	0,3	4,2	0	*	0,08	0	0,5	0,02	0,18	0	*
V2	*	-0,43	-0,07	-1,09	0,19	0,68	0,06	*	1,8	0,1	19,8	0,7	11	0,1	*	0,08	0	0,48	0,01	0,19	0	*
DV1	*	0,28	-2,97	1,82	-0,31	1,22	-0,79	*	0,1	13,5	5,9	0,2	3,6	1,7	*	0	0,28	0,1	0	0,05	0,02	*
DV2	*	-0,74	-0,76	-0,54	0,75	-0,8	0,56	*	3,9	6,2	3,6	7,9	10,9	5,7	*	0,15	0,16	0,08	0,15	0,17	0,08	*
DV3	*	0,95	0,37	-0,07	0,51	0,2	-0,24	*	11	2,6	0,1	6,3	1,2	1,8	*	0,51	0,08	0	0,15	0,02	0,03	*
DV4	*	-0,48	0,29	0,24	-0,87	0,16	0,02	*	3	1,6	1,3	19,7	0,8	0	*	0,15	0,05	0,04	0,49	0,02	0	*
P1	*	-0,4	-0,45	0,02	-0,12	-0,38	0,39	*	2,9	5,7	0	0,5	6,3	7,2	*	0,19	0,25	0	0,02	0,17	0,18	*
P2	*	0,57	0,45	-0,52	-0,5	0,21	-0,8	*	3,3	3,1	4,7	5	1,1	16,9	*	0,14	0,09	0,12	0,11	0,02	0,28	*
P3	*	0,34	0,73	1,04	1,39	0,96	0,29	*	0,6	4,1	9,5	19,5	11,3	1,1	*	0,02	0,09	0,19	0,34	0,16	0,01	*
R1	*	0,57	0,23	-0,02	0,12	-0,52	0,04	*	5,7	1,4	0	0,5	11,6	0,1	*	0,36	0,06	0	0,02	0,3	0	*
R2	*	-0,62	-0,26	0,04	-0,15	0,6	-0,02	*	6,1	1,6	0	0,7	13,5	0	*	0,34	0,06	0	0,02	0,31	0	*

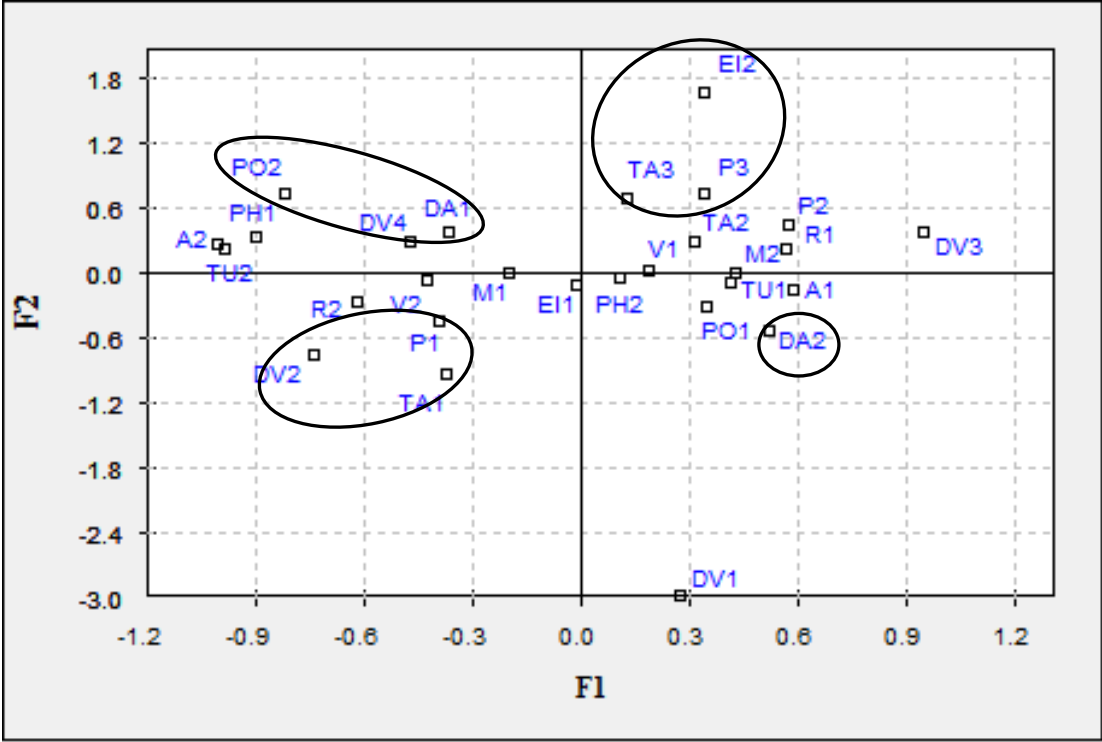


Figura 114 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).

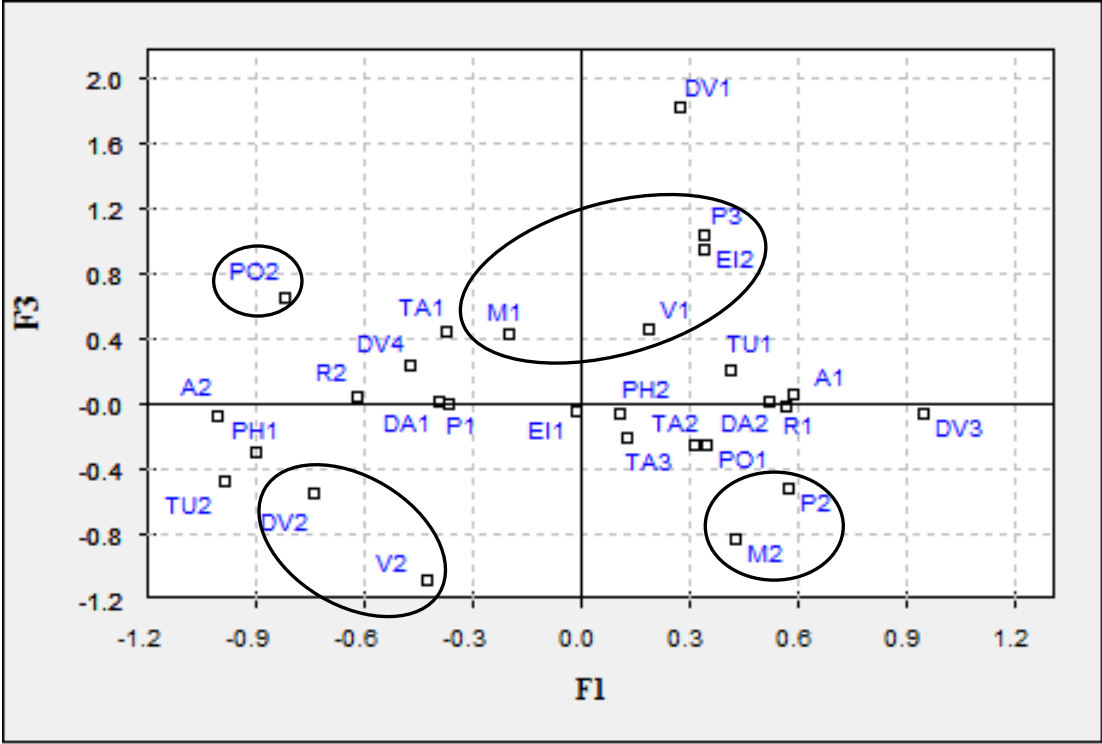


Figura 115 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).

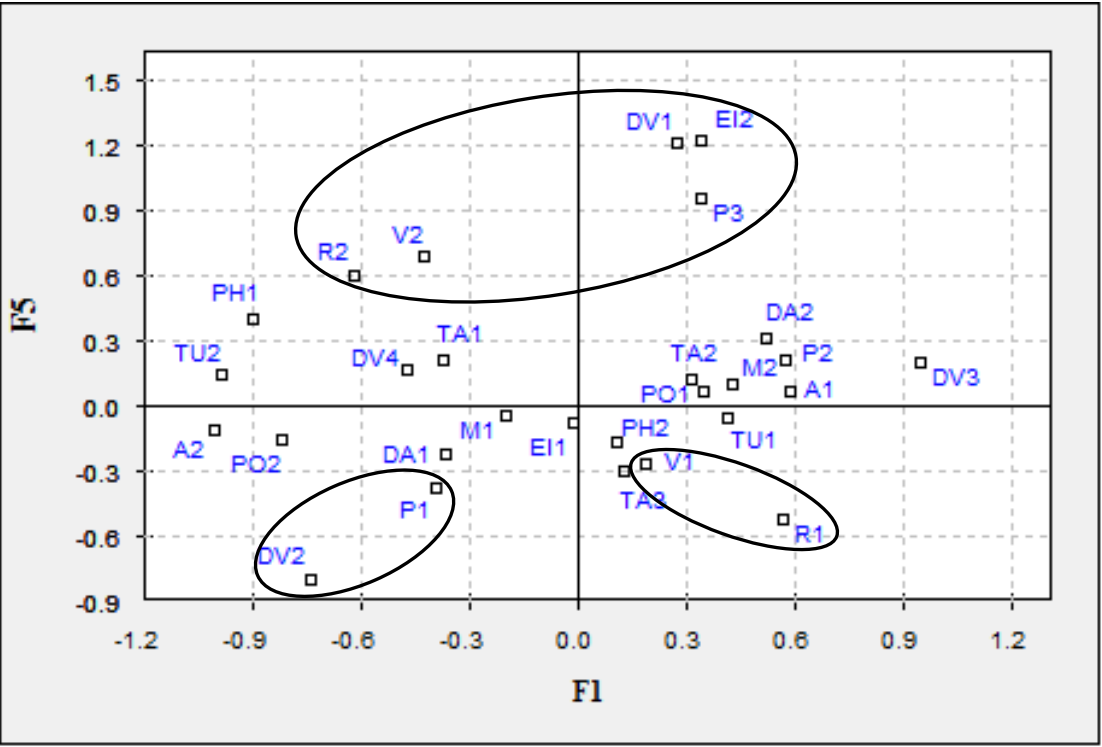


Figura 116 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-5 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear de Gondarém – Subconjunto EI).

ZONA BALNEAR DO CASTELO DO QUEIJO –
SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI*

Tabela 49 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto *Escherichia Coli*, para a zona balnear do Castelo do Queijo (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	17,69	17,69
2	11,89	29,58
3	9,07	38,65
4	8,23	46,88
5	7,62	54,50
6	6,63	61,12

Tabela 50 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	EC2, <u>TU2</u> , <u>A2</u> , P02, <u>DV2</u> , <u>P1</u> , R2, <u>TU1</u> , TA3, <u>A1</u> , <u>DV3</u> , P3, R1
2	PH1, <u>TA1</u> , <u>DA2</u> , V2, DV1, R2, <u>EC2</u> , TA2, <u>PO2</u> , <u>DA1</u> , P3, R1
3	<u>M2</u> , <u>DV4</u> , P2, <u>M1</u> , <u>P3</u>
4	EC2, PH1, P02, P3, <u>TA2</u> , DV1, P1
5	<u>PH1</u> , TA2, V1, DV2, <u>PH2</u> , TA3, V2, <u>DV1</u>
6	EC2, TA3, <u>V2</u> , <u>V1</u> , DV1, P2

Tabela 51 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,18	0,22	-0,07	-0,19	0,04	-0,18	*	0,9	2,1	0,2	2,1	0,1	2,5	*	0,12	0,19	0,02	0,13	0,01	0,13	*
EC2	*	0,68	-0,86	0,26	0,72	-0,16	0,71	*	3,4	8	0,9	8,1	0,4	9,8	*	0,12	0,19	0,02	0,13	0,01	0,13	*
PH1	*	0,4	0,69	0,08	0,97	1,07	-0,4	*	1,1	4,7	0,1	13,6	17,9	2,8	*	0,04	0,11	0	0,22	0,27	0,04	*
PH2	*	-0,09	-0,16	-0,02	-0,23	-0,25	0,09	*	0,3	1,1	0	3,2	4,2	0,7	*	0,04	0,11	0	0,22	0,27	0,04	*
TU1	*	-0,41	0,2	0,11	0,19	0,15	0,11	*	4	1,4	0,6	2	1,3	0,8	*	0,37	0,09	0,03	0,08	0,05	0,03	*
TU2	*	0,91	-0,44	-0,25	-0,43	-0,34	-0,25	*	9	3,2	1,3	4,4	2,9	1,9	*	0,37	0,09	0,03	0,08	0,05	0,03	*
TA1	*	0,47	0,52	-0,28	0,31	-0,03	-0,09	*	3,8	6,9	2,7	3,6	0	0,4	*	0,21	0,26	0,08	0,09	0	0,01	*
TA2	*	-0,09	-0,63	0,42	-0,8	0,66	-0,38	*	0,1	5,1	3	12,3	9,1	3,4	*	0	0,13	0,06	0,22	0,15	0,05	*
TA3	*	-0,78	-0,36	0,12	0,18	-0,58	0,53	*	5,6	1,8	0,3	0,7	7,2	6,9	*	0,22	0,05	0,01	0,01	0,12	0,1	*
M1	*	0	-0,17	-0,53	0,3	-0,01	-0,18	*	0	0,9	10,9	3,9	0	1,7	*	0	0,04	0,36	0,12	0	0,04	*
M2	*	-0,01	0,22	0,67	-0,39	0,01	0,23	*	0	1,1	13,8	5	0	2,2	*	0	0,04	0,36	0,12	0	0,04	*
A1	*	-0,51	0,23	0,15	0,1	0,24	0,25	*	5,3	1,7	0,9	0,4	2,6	3,4	*	0,35	0,07	0,03	0,01	0,08	0,09	*
A2	*	0,69	-0,31	-0,2	-0,14	-0,32	-0,34	*	7,1	2,2	1,2	0,6	3,6	4,6	*	0,35	0,07	0,03	0,01	0,08	0,09	*
PO1	*	-0,27	0,29	0	-0,23	0,06	0,03	*	1,9	3,1	0	3	0,2	0,1	*	0,2	0,23	0	0,15	0,01	0	*
PO2	*	0,74	-0,79	0	0,65	-0,16	-0,09	*	5,2	8,7	0	8,4	0,6	0,2	*	0,2	0,23	0	0,15	0,01	0	*
DA1	*	0,31	-0,34	0,27	-0,05	0,15	0,21	*	2	3,6	3	0,1	1,1	2,6	*	0,15	0,17	0,11	0	0,03	0,07	*
DA2	*	-0,47	0,52	-0,41	0,08	-0,23	-0,33	*	3,1	5,5	4,5	0,2	1,7	4	*	0,15	0,17	0,11	0	0,03	0,07	*
V1	*	-0,07	-0,25	-0,12	-0,05	0,23	-0,26	*	0,1	2,5	0,7	0,1	3,1	4,8	*	0,01	0,18	0,04	0,01	0,14	0,19	*
V2	*	0,19	0,71	0,33	0,13	-0,63	0,73	*	0,3	7	2	0,3	8,6	13,2	*	0,01	0,18	0,04	0,01	0,14	0,19	*
DV1	*	0,44	2,27	-1,57	-1,5	-2,67	-0,55	*	0,2	7,9	5	5	17,3	0,8	*	0,01	0,16	0,08	0,07	0,22	0,01	*
DV2	*	0,89	0,23	-0,47	-0,25	0,58	0,41	*	8,7	0,9	4,7	1,5	8,5	4,9	*	0,36	0,02	0,1	0,03	0,15	0,08	*
DV3	*	-1,18	-0,22	-0,34	0,12	0,11	0,09	*	16	0,8	2,5	0,4	0,3	0,3	*	0,67	0,02	0,05	0,01	0,01	0	*
DV4	*	0,28	-0,2	0,88	0,24	-0,4	-0,41	*	0,9	0,7	18,2	1,5	4,4	5,5	*	0,04	0,02	0,4	0,03	0,08	0,09	*
P1	*	0,46	0,14	-0,15	-0,33	0,2	0,32	*	4,4	0,6	0,9	4,9	2	5,5	*	0,29	0,03	0,03	0,15	0,06	0,14	*
P2	*	-0,49	0,17	0,84	0,27	-0,27	-0,81	*	2,3	0,4	12,9	1,4	1,6	16,3	*	0,09	0,01	0,25	0,03	0,03	0,24	*
P3	*	-0,84	-0,77	-0,84	0,75	-0,28	0,19	*	4	5	7,8	6,9	1	0,6	*	0,14	0,11	0,14	0,11	0,02	0,01	*
R1	*	-0,61	-0,56	-0,17	-0,32	0,06	0,03	*	5,9	7,1	0,9	3,5	0,1	0	*	0,3	0,24	0,02	0,08	0	0	*
R2	*	0,48	0,44	0,13	0,25	-0,05	-0,02	*	4,6	5,6	0,7	2,7	0,1	0	*	0,3	0,24	0,02	0,08	0	0	*

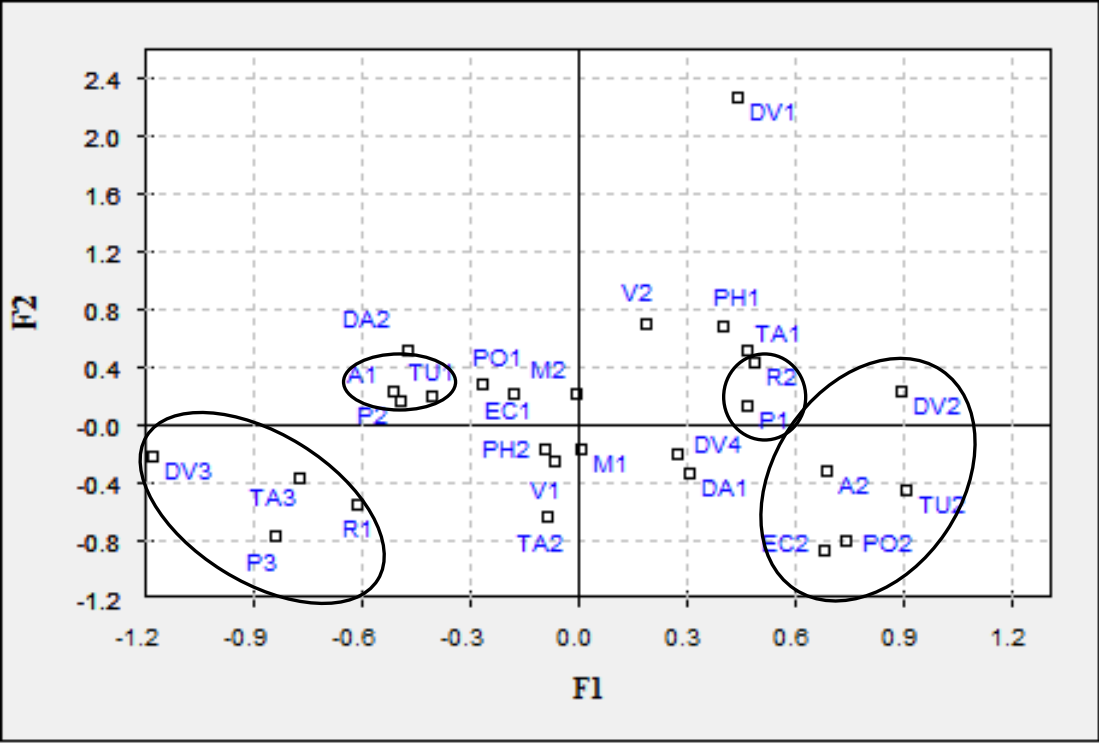


Figura 117 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).

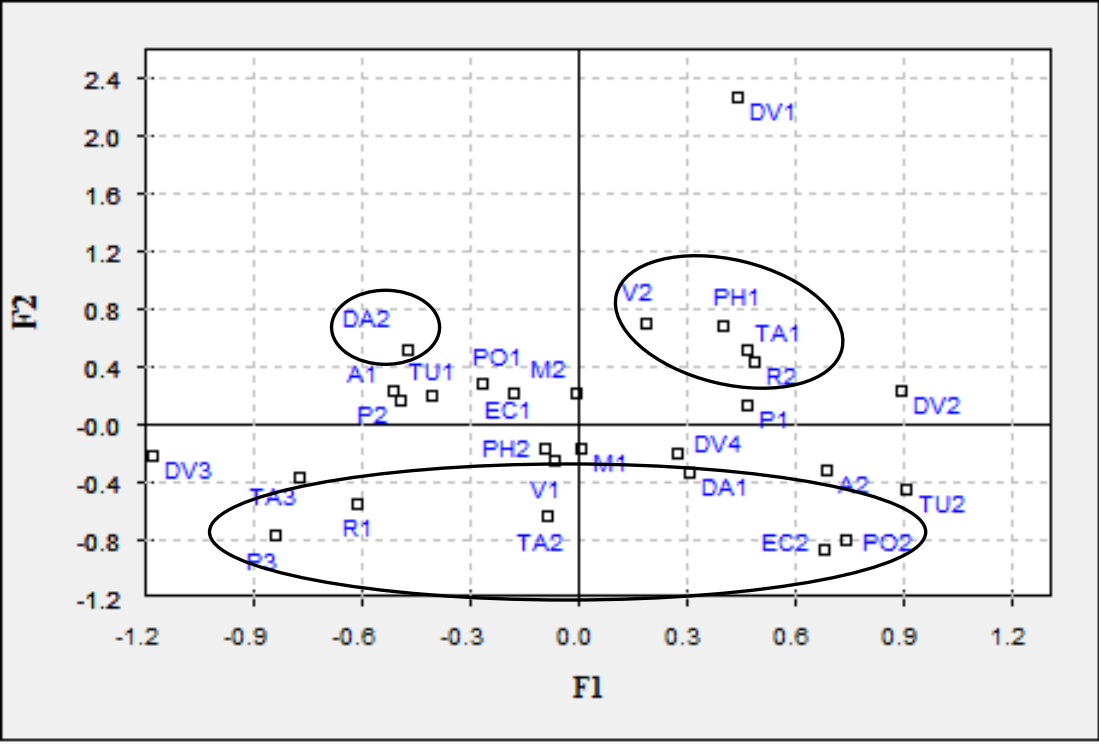


Figura 118 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).

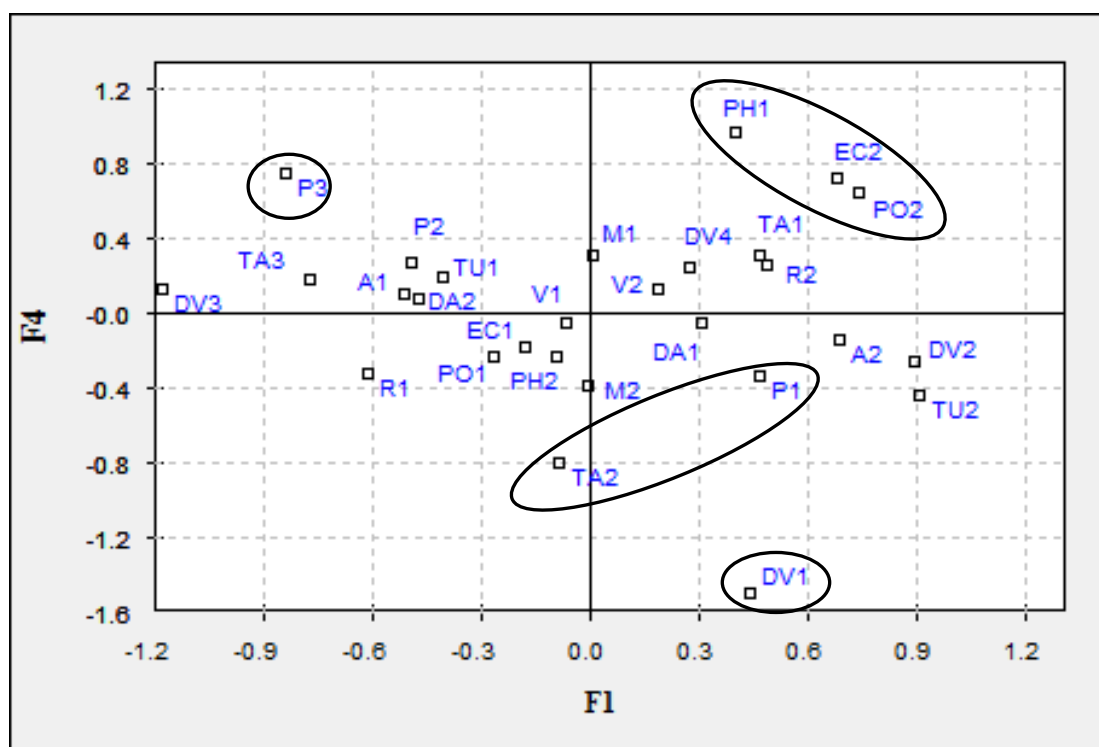


Figura 119 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EC).

ZONA BALNEAR DO CASTELO DO QUEIJO –

SUBCONJUNTO ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 52 - Taxa de explicação e sua acumulada, relativa ao subconjunto Enterococos Intestinais, para a zona balnear do Castelo do Queijo (Águas do Porto, E.E.M.).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	18,57	18,57
2	13,70	32,36
3	12,36	44,72
4	8,97	53,69
5	7,64	61,33
6	7,63	68,71

Tabela 53 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>EI2</u> , <u>TU2</u> , <u>A2</u> , <u>PO2</u> , DV2, M2, <u>A1</u> , <u>DA2</u> , DV3, P2
2	PH1, TA1, <u>V2</u> , DV1, DV2, <u>R2</u> , EI2, <u>TA3</u> , PO2, <u>DV2</u> , <u>P3</u> , <u>R1</u>
3	<u>PH1</u> , TA2, DV4, <u>P2</u> , <u>TA1</u> , <u>DV1</u> , DV2
4	TU2, <u>DV2</u> , PH1, DV1, <u>DV4</u> , P3
5	<u>M2</u> , V2, DV2, P3, TU2, DV1, P2
6	V2, P3, <u>TA2</u> , <u>P1</u>

Tabela 54 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EI1	*	-0,33	0,18	-0,02	0,04	-0,07	0,04	*	3	1,3	0	0,1	0,3	0,1	*	0,58	0,18	0	0,01	0,02	0,01	*
EI2	*	1,77	-0,98	0,12	-0,23	0,36	-0,22	*	16,4	6,8	0,1	0,6	1,7	0,6	*	0,58	0,18	0	0,01	0,02	0,01	*
PH1	*	0,01	0,69	1,56	-1,06	0,24	-0,38	*	0	2,7	15,4	9,9	0,6	1,5	*	0	0,07	0,35	0,16	0,01	0,02	*
PH2	*	0	-0,1	-0,22	0,15	-0,03	0,05	*	0	0,4	2,2	1,4	0,1	0,2	*	0	0,07	0,35	0,16	0,01	0,02	*
TU1	*	-0,33	-0,03	-0,09	-0,29	0,21	-0,09	*	2,6	0	0,3	4,3	2,5	0,5	*	0,28	0	0,02	0,22	0,11	0,02	*
TU2	*	0,84	0,08	0,23	0,75	-0,53	0,24	*	6,7	0,1	0,7	11,1	6,5	1,3	*	0,28	0	0,02	0,22	0,11	0,02	*
TA1	*	0,2	0,59	-0,97	-0,2	-0,09	0,27	*	0,5	5,4	16,4	0,9	0,2	2,2	*	0,02	0,18	0,49	0,02	0	0,04	*
TA2	*	-0,29	0,1	0,77	-0,16	-0,05	-0,83	*	0,9	0,1	9,4	0,6	0,1	18,1	*	0,04	0	0,27	0,01	0	0,31	*
TA3	*	0,06	-0,68	0,27	0,34	0,13	0,48	*	0	7,3	1,3	2,8	0,5	6,6	*	0	0,24	0,04	0,06	0,01	0,12	*
M1	*	0,34	-0,16	-0,19	-0,16	-0,45	0,09	*	2,5	0,7	1,2	1,1	10,8	0,5	*	0,21	0,05	0,07	0,05	0,38	0,02	*
M2	*	-0,64	0,3	0,36	0,3	0,85	-0,18	*	4,7	1,4	2,3	2,2	20,5	0,9	*	0,21	0,05	0,07	0,05	0,38	0,02	*
A1	*	-0,51	-0,17	-0,17	-0,07	0,06	-0,13	*	5,8	0,8	1	0,2	0,2	1	*	0,5	0,05	0,06	0,01	0,01	0,03	*
A2	*	0,98	0,32	0,33	0,14	-0,12	0,26	*	11	1,6	1,9	0,4	0,4	1,9	*	0,5	0,05	0,06	0,01	0,01	0,03	*
PO1	*	-0,43	0,23	-0,04	0,15	-0,16	0,04	*	4,6	1,8	0	1,1	1,7	0,1	*	0,54	0,16	0	0,07	0,08	0,01	*
PO2	*	1,28	-0,69	0,11	-0,44	0,49	-0,13	*	13,7	5,4	0,1	3,4	5	0,4	*	0,54	0,16	0	0,07	0,08	0,01	*
DA1	*	0,4	0,01	0,35	0,12	-0,07	0	*	3,1	0	3,5	0,6	0,2	0	*	0,21	0	0,16	0,02	0,01	0	*
DA2	*	-0,52	-0,01	-0,45	-0,15	0,09	0	*	3,9	0	4,5	0,7	0,3	0	*	0,21	0	0,16	0,02	0,01	0	*
V1	*	0,08	-0,3	-0,19	-0,06	-0,22	-0,29	*	0,1	2,9	1,3	0,2	2,9	5,2	*	0,02	0,23	0,09	0,01	0,13	0,22	*
V2	*	-0,2	0,77	0,47	0,16	0,57	0,75	*	0,4	7,5	3,2	0,5	7,5	13,4	*	0,02	0,23	0,09	0,01	0,13	0,22	*
DV1	*	-0,44	1,16	-2,75	-1,93	-1,38	-0,36	*	0,2	1,9	11,9	8,1	4,9	0,4	*	0,01	0,04	0,24	0,12	0,06	0	*
DV2	*	0,71	0,56	-0,63	1,19	0,52	-0,26	*	3,8	3,1	4,4	21,5	4,8	1,2	*	0,14	0,09	0,11	0,39	0,08	0,02	*
DV3	*	-0,71	-0,81	0,06	0,07	0,09	0,33	*	6,3	11,2	0,1	0,1	0,3	3,4	*	0,3	0,39	0	0	0,01	0,06	*
DV4	*	0,33	0,39	0,54	-0,61	-0,28	-0,14	*	1,4	2,6	5,5	9,6	2,4	0,7	*	0,06	0,09	0,18	0,22	0,05	0,01	*
P1	*	0,31	0,44	-0,3	0,16	0,2	-0,51	*	1,7	4,7	2,4	1	1,7	11,8	*	0,11	0,22	0,1	0,03	0,04	0,3	*
P2	*	-0,61	-0,1	0,75	0,15	-0,74	0,49	*	3,9	0,1	8,9	0,5	13,9	6,4	*	0,17	0	0,26	0,01	0,25	0,11	*
P3	*	0,17	-1,3	-0,48	-0,86	0,81	0,76	*	0,2	12	1,8	8	8,4	7,5	*	0,01	0,31	0,04	0,14	0,12	0,11	*
R1	*	-0,24	-0,56	0,03	0,32	-0,13	-0,36	*	1,1	7,9	0	4	0,7	6,1	*	0,08	0,4	0	0,13	0,02	0,17	*
R2	*	0,31	0,72	-0,04	-0,41	0,16	0,46	*	1,5	10,2	0	5,1	1	7,9	*	0,08	0,4	0	0,13	0,02	0,17	*

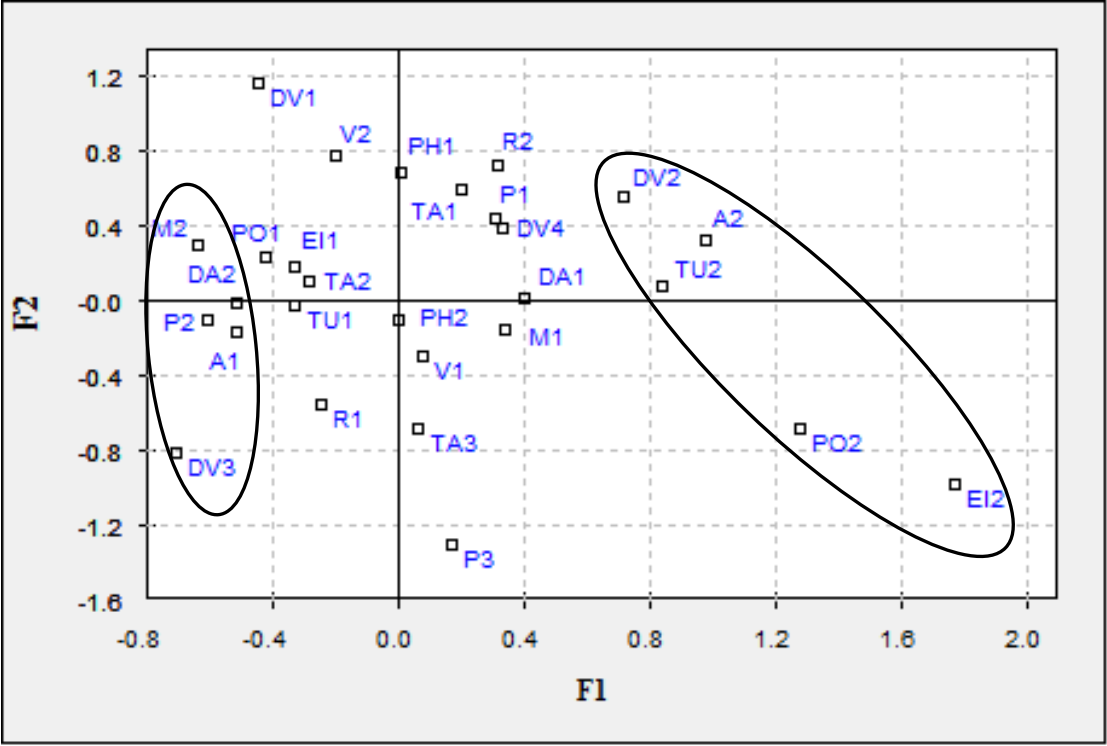


Figura 120 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).

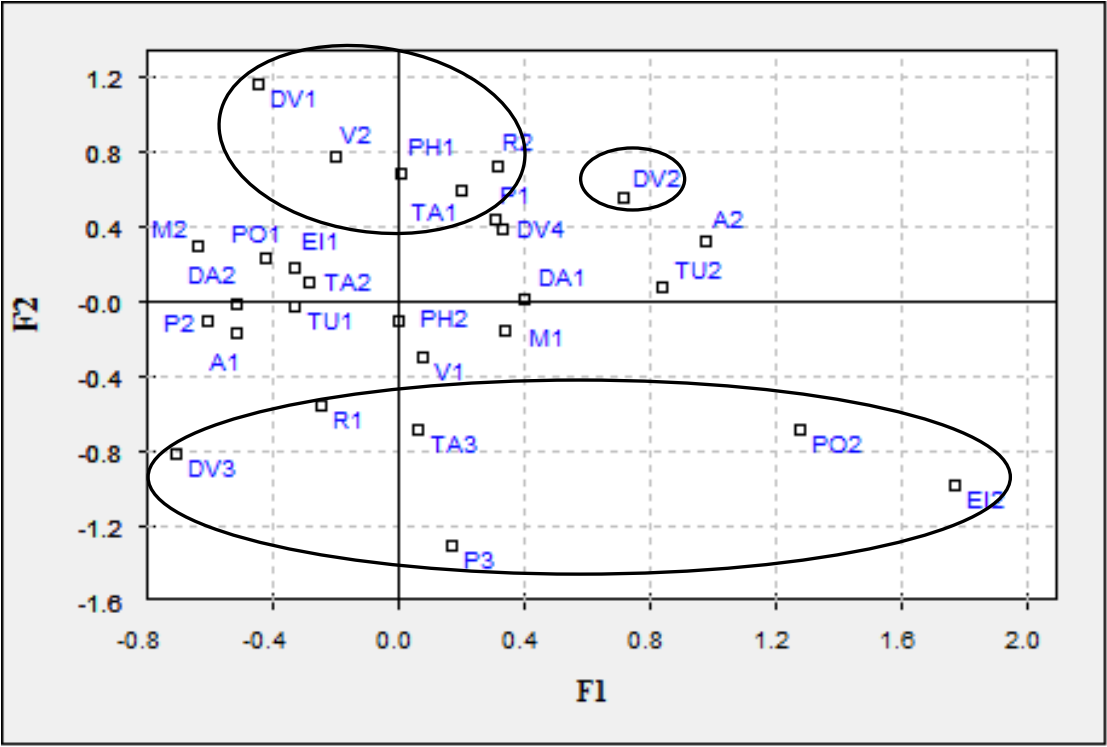


Figura 121 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (Águas do Porto, E.E.M. – Zona Balnear Do Castelo do Queijo – Subconjunto EI).

DADOS DISPONIBILIZADOS PELO INAG

ZONA BALNEAR DA FOZ -

SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI* E ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 55 – Taxa de explicação e sua acumulada, para a zona balnear da Foz (INAG).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	21,69	21,69
2	14,12	35,81
3	11,16	46,97
4	10,95	57,92
5	8,05	65,97
6	7,20	73,17

Tabela 56 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear da Foz - INAG).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>EC2</u> , <u>EI2</u> , <u>A2</u> , <u>PO2</u> , <u>A1</u> , <u>DA2</u> , DV1, <u>DV3</u> , P2, <u>P3</u>
2	EC2, EI2, <u>TA1</u> , DV3, <u>P2</u> , P3, TA3, DV1, <u>DV4</u>
3	TA1, <u>M1</u> , <u>V2</u> , EC2, EI2, TA3, <u>M2</u> , PO2, <u>V1</u> , DV1, P3
4	TA3, PO2, DV3, DV4, P2, P3, EC2, EI2, <u>DV1</u> , <u>DV2</u>
5	EI2, <u>R2</u> , DV1, <u>R1</u>
6	<u>TA3</u> , P2, <u>TA2</u> , P3

Tabela 57 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear da Foz).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,2	-0,16	0,07	0,09	-0,02	0,01	*	1,1	1,1	0,3	0,5	0	0	*	0,42	0,26	0,06	0,09	0,01	0	*
EC2	*	2,11	1,65	-0,78	-0,99	0,25	-0,14	*	11,8	11,1	3,2	5,2	0,4	0,2	*	0,42	0,26	0,06	0,09	0,01	0	*
EI1	*	-0,13	-0,12	0,04	0,03	-0,03	0	*	0,5	0,7	0,1	0	0,1	0	*	0,39	0,32	0,04	0,02	0,02	0	*
EI2	*	2,91	2,66	-0,97	-0,6	0,67	0,02	*	11,4	14,6	2,5	0,9	1,6	0	*	0,39	0,32	0,04	0,02	0,02	0	*
TA1	*	-0,07	0,87	0,55	0,29	-0,27	0,14	*	0,1	13,8	7	2	2,4	0,7	*	0	0,48	0,19	0,05	0,05	0,01	*
TA2	*	-0,03	-0,44	-0,18	-0,44	0,29	-0,52	*	0	4,4	0,9	5,7	3,4	12,1	*	0	0,18	0,03	0,18	0,08	0,25	*
TA3	*	0,34	-0,97	-0,99	0,75	-0,26	1,51	*	0,5	5,8	7,7	4,5	0,7	27,4	*	0,02	0,14	0,15	0,08	0,01	0,34	*
M1	*	0,21	0,27	0,5	-0,32	-0,32	0,06	*	0,8	1,9	8,3	3,5	4,9	0,2	*	0,06	0,09	0,32	0,13	0,14	0	*
M2	*	-0,27	-0,35	-0,64	0,42	0,42	-0,07	*	1	2,5	10,8	4,6	6,3	0,2	*	0,06	0,09	0,32	0,13	0,14	0	*
A1	*	-0,48	0	0,06	-0,14	0,1	0,14	*	5,2	0	0,2	0,9	0,6	1,3	*	0,65	0	0,01	0,06	0,03	0,06	*
A2	*	1,36	0	-0,17	0,4	-0,28	-0,4	*	14,8	0	0,5	2,5	1,7	3,8	*	0,65	0	0,01	0,06	0,03	0,06	*
PO1	*	-0,27	-0,01	0,15	-0,14	0,07	0,04	*	1,9	0	1,2	1	0,4	0,1	*	0,48	0	0,15	0,12	0,04	0,01	*
PO2	*	1,79	0,09	-1,01	0,9	-0,5	-0,24	*	12,8	0,1	7,9	6,5	2,7	0,7	*	0,48	0	0,15	0,12	0,04	0,01	*
DA1	*	0,45	0,06	0,21	0,28	0	-0,02	*	3,8	0,1	1,6	2,9	0	0	*	0,32	0,01	0,07	0,12	0	0	*
DA2	*	-0,71	-0,09	-0,32	-0,43	0	0,03	*	6	0,2	2,4	4,5	0	0	*	0,32	0,01	0,07	0,12	0	0	*
V1	*	-0,14	0,12	-0,37	-0,06	0,1	0,1	*	0,5	0,5	6,4	0,2	0,6	0,7	*	0,07	0,05	0,49	0,01	0,03	0,04	*
V2	*	0,5	-0,42	1,33	0,2	-0,35	-0,36	*	1,7	1,9	22,9	0,5	2,3	2,5	*	0,07	0,05	0,49	0,01	0,03	0,04	*
DV1	*	-0,68	-0,72	-0,57	-2,62	-2,45	-0,48	*	0,6	1,1	0,9	18,2	21,6	0,9	*	0,02	0,02	0,01	0,31	0,27	0,01	*
DV2	*	0,44	0,19	-0,04	-0,76	0,42	0,45	*	2	0,6	0	12,1	5	6,6	*	0,1	0,02	0	0,3	0,09	0,11	*
DV3	*	-1,06	0,96	-0,16	0,57	-0,05	-0,31	*	8,9	11,4	0,4	5,2	0,1	2,3	*	0,39	0,33	0,01	0,12	0	0,03	*
DV4	*	0,44	-0,82	0,23	0,65	-0,07	-0,16	*	2,1	11,1	1,1	9	0,2	0,8	*	0,1	0,36	0,03	0,23	0	0,01	*
P1	*	0,33	-0,31	0,08	-0,2	0,06	0,08	*	2,6	3,6	0,3	1,9	0,2	0,5	*	0,39	0,35	0,02	0,14	0,01	0,02	*
P2	*	-1,11	1,43	0,3	0,97	-0,41	1,38	*	3,3	8,4	0,5	4,9	1,2	15,3	*	0,12	0,19	0,01	0,09	0,02	0,18	*
P3	*	-1,24	0,91	-0,67	0,55	-0,07	-1,4	*	6,2	5,1	3,5	2,4	0,1	23,6	*	0,23	0,12	0,07	0,05	0	0,29	*
R1	*	-0,11	-0,06	-0,42	-0,08	-0,76	0,03	*	0,2	0,1	5,1	0,2	22,8	0	*	0,01	0	0,16	0,01	0,53	0	*
R2	*	0,1	0,05	0,39	0,07	0,7	-0,03	*	0,2	0,1	4,7	0,2	20,9	0	*	0,01	0	0,16	0,01	0,53	0	*

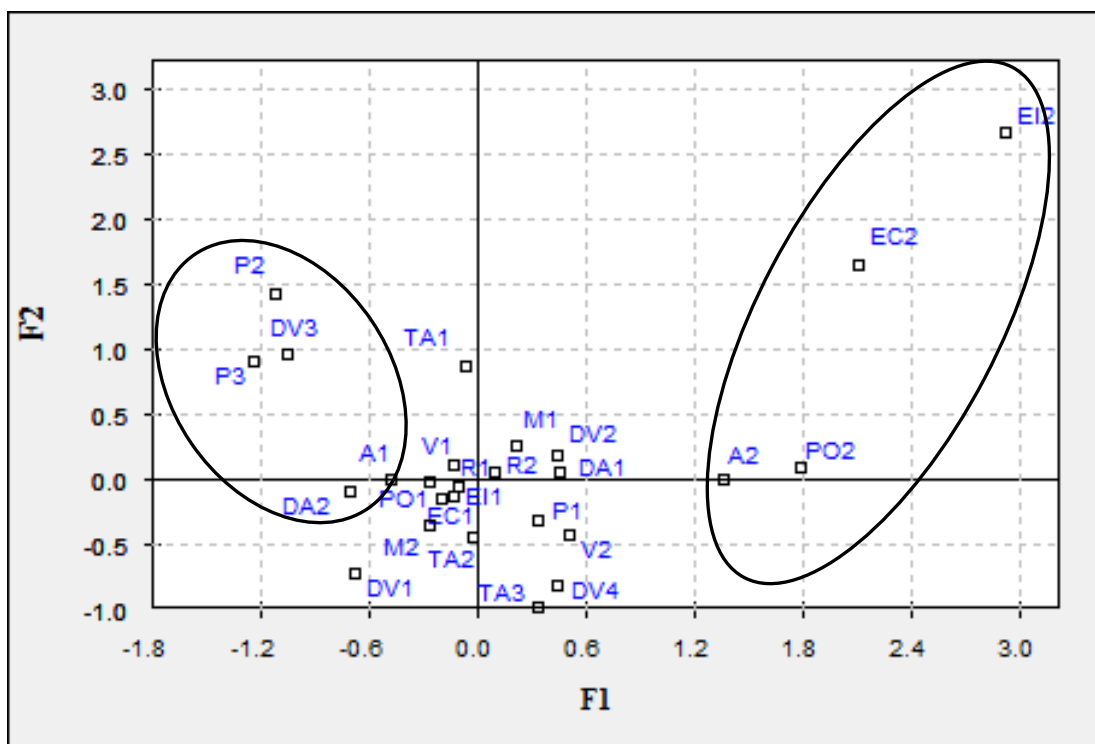


Figura 122 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear da Foz).

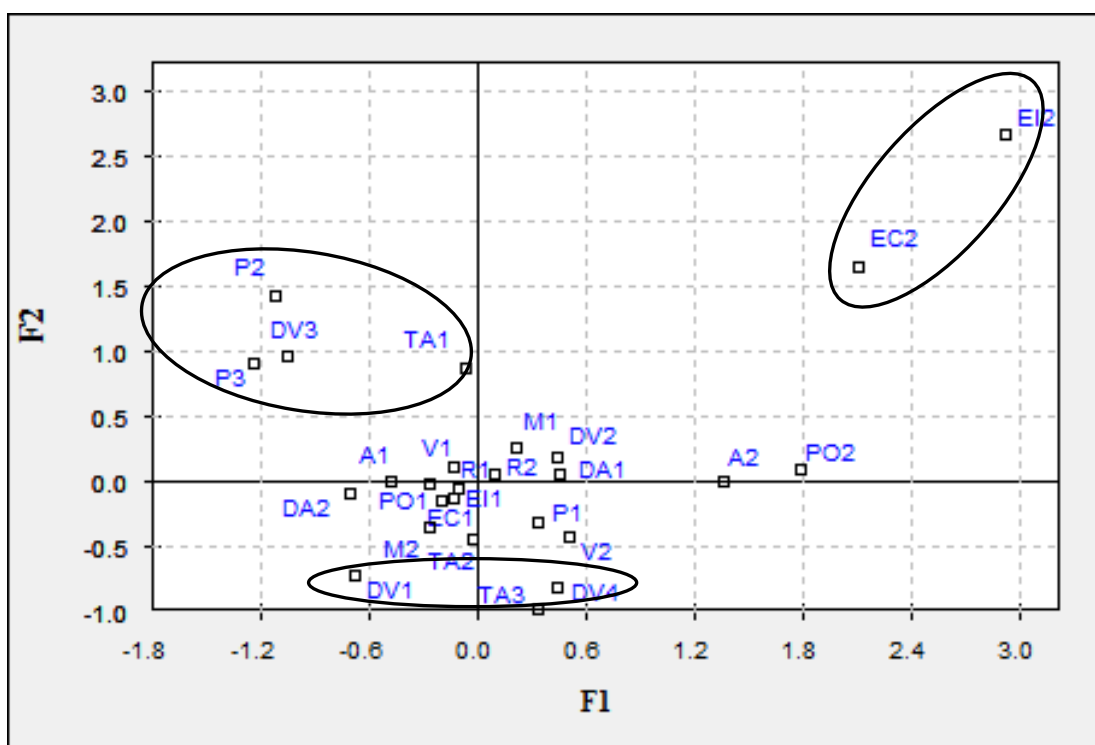


Figura 123 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear da Foz).

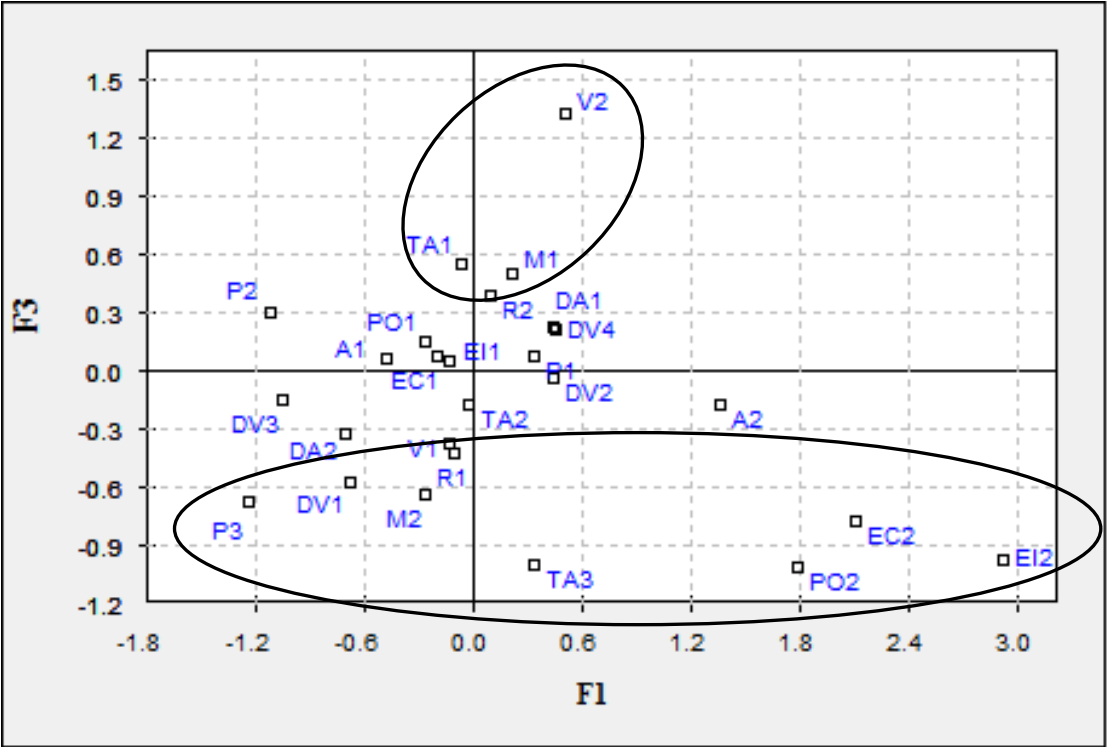


Figura 124 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear da Foz).

ZONA BALNEAR DO HOMEM DO LEME -

SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI* E ENTEROCOCOS INTESTINAIS**Tabela 58** - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear do Homem do Leme (INAG).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	21,93	21,93
2	13,96	35,89
3	12,94	48,83
4	10,95	59,78
5	8,24	68,02
6	7,85	76,26

Tabela 59 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Homem do Leme - INAG).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	TA3, <u>A2</u> , <u>PO2</u> , <u>DA1</u> , V2, <u>DV4</u> , P1, <u>DA2</u> , DV1, <u>DV3</u> , P2, P3
2	<u>TA1</u> , A2, PO2, DA1, DV3, P2, P3, <u>TA2</u> , DA2, DV1
3	TA3, <u>M2</u> , PO2, <u>V1</u> , P3, TA1, <u>M1</u> , <u>V2</u>
4	TA3, DV4, P2, <u>R2</u> , <u>DV1</u> , <u>R1</u>
5	V2, P3, <u>TA3</u> , DV1, <u>P2</u>
6	<u>DV2</u> , DV1, DV4, P2

Tabela 60 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear do Homem do Leme).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*	1.97	3.18	1.76	3.38	14.29	12.20	*
EC2	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*
EI1	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*	1.97	3.18	1.76	3.38	14.29	12.20	
EI2	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*
TA1	*	-0.32	0.91	-0.51	-0.01	-0.11	0.07	*	1.4	17.7	6.1	0.0	0.5	0.2	*	0.07	0.53	0.17	0.00	0.01	0.00	*
TA2	*	0.07	-0.61	0.14	-0.28	0.43	-0.03	*	0.1	9.9	0.5	2.7	8.2	0.0	*	0.01	0.34	0.02	0.07	0.17	0.00	*
TA3	*	0.69	-0.47	1.03	1.07	-1.24	-0.09	*	2.2	1.6	8.2	10.5	18.6	0.1	*	0.07	0.03	0.16	0.17	0.23	0.00	*
M1	*	0.10	0.16	-0.64	-0.24	-0.14	-0.13	*	0.2	0.8	13.9	2.4	1.0	0.9	*	0.01	0.03	0.54	0.08	0.02	0.02	*
M2	*	-0.13	-0.21	0.84	0.32	0.18	0.17	*	0.3	1.1	18.1	3.1	1.3	1.2	*	0.01	0.03	0.54	0.08	0.02	0.02	*
A1	*	-0.45	-0.20	-0.10	0.07	-0.05	0.04	*	5.3	1.7	0.5	0.2	0.1	0.1	*	0.58	0.12	0.03	0.01	0.01	0.01	*
A2	*	1.28	0.58	0.29	-0.19	0.13	-0.12	*	15.0	4.8	1.3	0.7	0.4	0.4	*	0.58	0.12	0.03	0.01	0.01	0.01	*
PO1	*	-0.25	-0.15	-0.19	0.06	0.02	-0.01	*	1.9	1.0	1.8	0.2	0.0	0.0	*	0.41	0.14	0.23	0.02	0.00	0.00	*
PO2	*	1.64	0.97	1.24	-0.39	-0.15	0.08	*	12.4	6.8	11.9	1.4	0.3	0.1	*	0.41	0.14	0.23	0.02	0.00	0.00	*
DA1	*	0.44	0.36	-0.11	0.12	0.01	0.06	*	4.2	4.3	0.4	0.6	0.0	0.2	*	0.30	0.20	0.02	0.02	0.00	0.01	*
DA2	*	-0.69	-0.56	0.16	-0.19	-0.01	-0.10	*	6.5	6.7	0.6	1.0	0.0	0.4	*	0.30	0.20	0.02	0.02	0.00	0.01	*
V1	*	-0.22	-0.08	0.29	-0.02	-0.20	0.03	*	1.3	0.3	4.0	0.0	2.9	0.1	*	0.17	0.02	0.31	0.00	0.14	0.00	*
V2	*	0.78	0.28	-1.06	0.09	0.72	-0.11	*	4.6	1.0	14.4	0.1	10.6	0.3	*	0.17	0.02	0.31	0.00	0.14	0.00	*
DV1	*	-0.50	-1.61	-0.10	-3.26	-0.84	-2.20	*	0.4	6.2	0.0	32.5	2.9	20.6	*	0.01	0.12	0.00	0.48	0.03	0.22	*
DV2	*	0.24	-0.31	-0.36	-0.22	-0.40	1.15	*	0.7	1.8	2.7	1.2	5.1	45.2	*	0.03	0.05	0.07	0.03	0.08	0.71	*
DV3	*	-1.29	0.80	0.28	0.16	0.21	-0.16	*	15.2	9.2	1.2	0.5	1.0	0.6	*	0.58	0.23	0.03	0.01	0.02	0.01	*
DV4	*	0.79	-0.09	0.16	0.51	0.35	-0.76	*	7.5	0.2	0.6	6.5	3.9	19.7	*	0.33	0.00	0.01	0.14	0.06	0.31	*
P1	*	0.40	-0.28	-0.12	-0.03	-0.05	0.04	*	4.5	3.3	0.7	0.1	0.2	0.1	*	0.59	0.28	0.05	0.00	0.01	0.01	*
P2	*	-1.44	1.44	-0.13	0.52	-1.56	-0.90	*	6.3	9.9	0.1	1.7	19.8	6.9	*	0.20	0.20	0.00	0.03	0.23	0.08	*
P3	*	-1.47	0.71	0.80	-0.15	1.37	0.37	*	9.9	3.6	4.9	0.2	22.8	1.8	*	0.32	0.08	0.10	0.00	0.28	0.02	*
R1	*	0.10	0.40	0.39	-0.73	-0.06	0.11	*	0.2	4.2	4.3	18.0	0.2	0.6	*	0.01	0.15	0.14	0.49	0.00	0.01	*
R2	*	-0.09	-0.37	-0.35	0.67	0.06	-0.10	*	0.2	3.9	3.9	16.5	0.2	0.5	*	0.01	0.15	0.14	0.49	0.00	0.01	*

ZONA BALNEAR DE GONDARÉM -

SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI* E ENTEROCOCOS INTESTINAIS**Tabela 61** - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear de Gondarém (Gondarém).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	20,45	20,45
2	14,40	34,85
3	11,14	45,98
4	10,60	56,58
5	8,41	64,99
6	6,85	71,84

Tabela 62 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear de Gondarém – INAG).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>EC2</u> , <u>EI2</u> , V2, DV3, <u>P3</u> , TA3
2	TA3, <u>A2</u> , <u>PO2</u> , V2, <u>DV4</u> , P2, <u>A1</u> , <u>PO1</u> , DA2, DV2, DV3, P3
3	EC2, EI2, TA3, DV3, <u>R2</u> , <u>TA2</u> , <u>DV1</u> , P2, <u>R1</u>
4	<u>TA1</u> , <u>M1</u> , V2, <u>P2</u> , <u>TA2</u> , TA3, <u>M2</u> , PO2, P3
5	<u>V1</u> , DV1, <u>DV3</u> , P2, <u>V2</u> , <u>DV2</u>
6	TA2, PO2, <u>DA1</u> , DV1, <u>TA3</u> , <u>DA2</u> , P3

Tabela 63 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear de Gondarém).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,17	0	-0,03	0,01	0,01	0,01	*	0,9	0	0	0	0	0	*	0,87	0	0,02	0	0	0	*
EC2	*	5,1	-0,03	0,82	-0,25	-0,21	-0,29	*	27,3	0	1,3	0,1	0,1	0,3	*	0,87	0	0,02	0	0	0	*
EI1	*	-0,17	0	-0,03	0,01	0,01	0,01	*	0,9	0	0	0	0	0	*	0,87	0	0,02	0	0	0	*
EI2	*	5,1	-0,03	0,82	-0,25	-0,21	-0,29	*	27,3	0	1,3	0,1	0,1	0,3	*	0,87	0	0,02	0	0	0	*
TA1	*	-0,29	0,08	0,33	0,75	-0,09	0	*	1,2	0,1	3	16	0,3	0	*	0,07	0,01	0,09	0,46	0,01	0	*
TA2	*	0,41	-0,29	-0,46	-0,46	0,02	0,39	*	2,4	1,8	5,7	6,1	0	6,6	*	0,14	0,07	0,17	0,18	0	0,12	*
TA3	*	-0,56	0,97	0,6	-1,34	0,32	-1,8	*	1	4,2	2,1	10,9	0,8	30,4	*	0,03	0,1	0,04	0,19	0,01	0,35	*
M1	*	0,24	0,17	0,16	0,69	0,1	-0,07	*	0,9	0,7	0,8	15,4	0,4	0,3	*	0,06	0,03	0,03	0,51	0,01	0,01	*
M2	*	-0,25	-0,18	-0,17	-0,74	-0,11	0,08	*	1	0,7	0,9	16,4	0,4	0,3	*	0,06	0,03	0,03	0,51	0,01	0,01	*
A1	*	-0,26	-0,63	0,03	-0,03	-0,08	0,19	*	1,2	10	0	0	0,3	1,9	*	0,08	0,48	0	0	0,01	0,04	*
A2	*	0,32	0,76	-0,04	0,04	0,1	-0,23	*	1,5	12,2	0	0	0,3	2,4	*	0,08	0,48	0	0	0,01	0,04	*
PO1	*	0,02	-0,33	0,03	0,16	0,06	-0,14	*	0	4,2	0	1,4	0,2	1,5	*	0	0,46	0	0,11	0,01	0,08	*
PO2	*	-0,07	1,39	-0,11	-0,69	-0,23	0,58	*	0	17,3	0,1	5,7	0,8	6,4	*	0	0,46	0	0,11	0,01	0,08	*
DA1	*	0,07	0,33	0,29	-0,09	0,1	0,46	*	0,1	3,2	3,2	0,3	0,5	12,8	*	0,01	0,18	0,14	0,01	0,01	0,34	*
DA2	*	-0,1	-0,53	-0,47	0,14	-0,15	-0,73	*	0,1	5	5	0,5	0,7	20,3	*	0,01	0,18	0,14	0,01	0,01	0,34	*
V1	*	-0,23	-0,14	-0,03	-0,16	0,25	-0,05	*	1,4	0,7	0	1,2	4,1	0,2	*	0,23	0,08	0	0,1	0,27	0,01	*
V2	*	0,97	0,58	0,11	0,65	-1,06	0,22	*	5,9	3,1	0,1	5,2	17,2	0,9	*	0,23	0,08	0	0,1	0,27	0,01	*
DV1	*	0,03	-0,13	-2,79	0,18	1,18	0,55	*	0	0	30	0,1	7,1	1,9	*	0	0	0,53	0	0,1	0,02	*
DV2	*	-0,23	-0,86	0,02	0,24	-0,94	0	*	0,5	10,1	0	1,1	20,4	0	*	0,02	0,31	0	0,02	0,36	0	*
DV3	*	0,97	-0,55	0,55	-0,03	1,2	0,41	*	5,9	2,7	3,5	0	22,2	3,1	*	0,23	0,07	0,07	0	0,35	0,04	*
DV4	*	-0,27	0,81	0,15	-0,17	-0,08	-0,25	*	1,1	13,7	0,6	0,8	0,2	2,8	*	0,06	0,54	0,02	0,02	0,01	0,05	*
P1	*	-0,28	-0,01	0,23	-0,11	-0,17	0,14	*	2	0	2,5	0,6	1,8	1,4	*	0,27	0	0,18	0,04	0,1	0,06	*
P2	*	0,08	0,78	-1,26	1,3	0,99	-0,24	*	0	3,7	12,2	13,6	10	0,7	*	0	0,09	0,23	0,25	0,14	0,01	*
P3	*	2,15	-0,95	-0,17	-0,81	0,07	-0,76	*	14,6	4	0,2	4	0	5,5	*	0,49	0,1	0	0,07	0	0,06	*
R1	*	0,31	0,26	-0,75	-0,05	-0,43	0,01	*	1,4	1,5	15	0,1	6,5	0	*	0,08	0,06	0,46	0	0,15	0	*
R2	*	-0,25	-0,22	0,61	0,04	0,35	-0,01	*	1,1	1,2	12,4	0,1	5,3	0	*	0,08	0,06	0,46	0	0,15	0	*

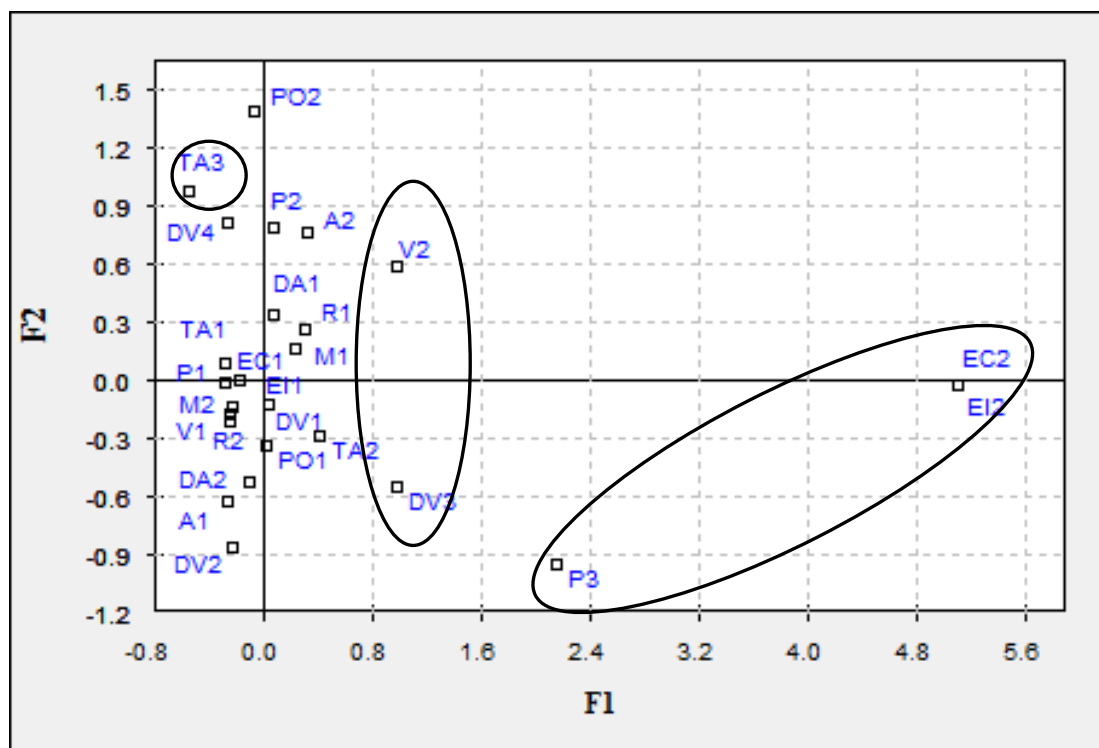


Figura 125 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear de Gondarém).

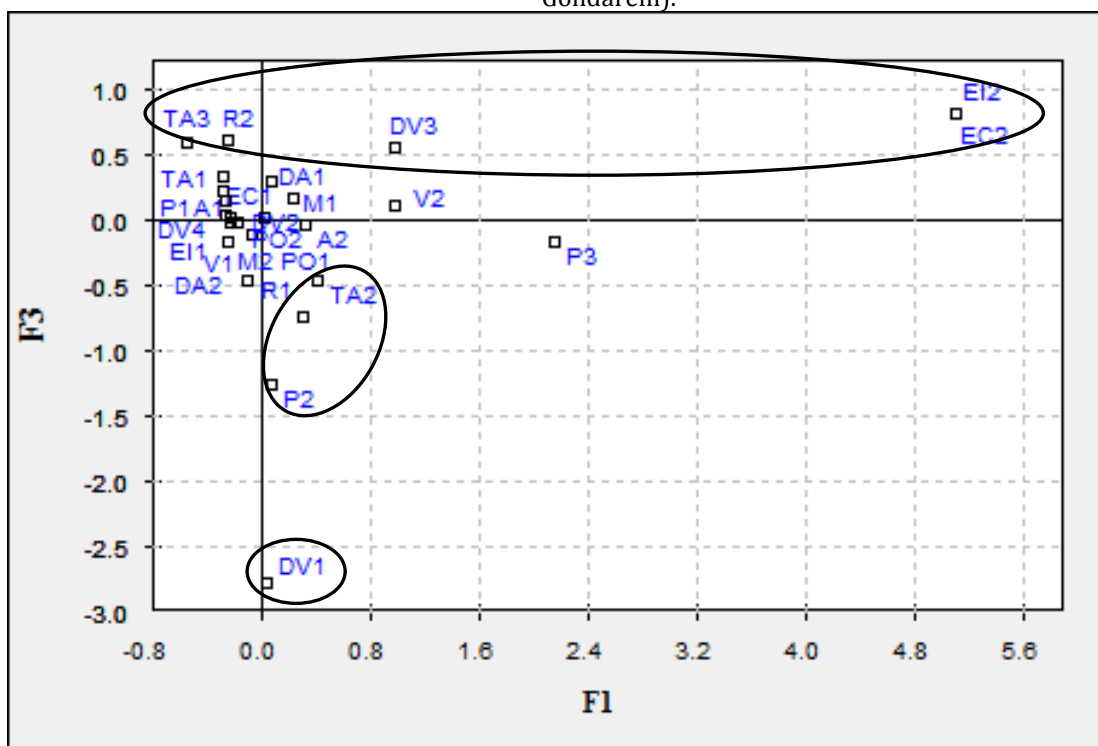


Figura 126 - Projeção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear de Gondarém).

ZONA BALNEAR DO CASTELO DO QUEIJO -

SUBCONJUNTO *ESCHERICHIA COLI* E ENTEROCOCOS INTESTINAIS

Tabela 64 - Taxa de explicação e sua acumulada para a zona balnear do Castelo do Queijo (INAG).

Eixo de Inércia	% EXP	% ACU
1	16,01	16,01
2	14,04	30,05
3	11,17	41,22
4	10,49	51,71
5	9,00	60,71
6	7,50	68,21

Tabela 65 – Modalidades com contribuições significativas para os eixos de inércia (Zona Balnear do Castelo do Queijo – INAG).

Eixo de Inércia	Modalidade
1	<u>EC2</u> , <u>A2</u> , <u>PO2</u> , V2, DV1, P2, P3, <u>R1</u> , <u>EC1</u> , <u>A1</u> , DV2, <u>R2</u>
2	EC2, <u>TA2</u> , A1, DA2, DV1, DV2, DV3, P3, TA3, PO2, DA1, <u>DV4</u>
3	EI2, TA3, <u>M2</u> , <u>TA1</u> , <u>M1</u> , V2, DV1, <u>P2</u>
4	<u>EI2</u> , V2, <u>DV3</u> , <u>P3</u> , <u>DV1</u> , P2
5	TA3, DV1, DV3, P2, P3, EI2, <u>V2</u> , <u>DV2</u>
6	PO2, <u>DA1</u> , EI2, <u>TA3</u> , <u>DA2</u> , DV1, P3

Tabela 66 - Coordenadas, contribuições absolutas e relativas das modalidades em estudo (INAG – Zona Balnear do Castelo do Queijo).

		COORDENADAS							CONTRIBUIÇÕES ABSOLUTAS							CONTRIBUIÇÕES RELATIVAS						
	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*	F1	F2	F3	F4	F5	F6	*
EC1	*	-0,41	-0,16	-0,08	0,04	0,1	-0,08	*	5,4	0,9	0,3	0,1	0,6	0,5	*	0,58	0,09	0,02	0,01	0,04	0,02	*
EC2	*	1,41	0,54	0,29	-0,14	-0,36	0,28	*	18,6	3,2	1,1	0,3	2,1	1,6	*	0,58	0,09	0,02	0,01	0,04	0,02	*
EI1	*	-0,08	0,05	-0,15	-0,2	0,11	0,17	*	0,2	0,1	1,2	2,1	0,8	2,1	*	0,03	0,01	0,12	0,21	0,07	0,15	*
EI2	*	0,43	-0,25	0,8	1,03	-0,59	-0,87	*	1,2	0,5	6,2	11	4,1	10,8	*	0,03	0,01	0,12	0,21	0,07	0,15	*
TA1	*	-0,39	-0,36	-0,58	-0,02	-0,39	0,05	*	2,8	2,9	9,1	0	5,1	0,1	*	0,12	0,11	0,28	0	0,12	0	*
TA2	*	0,42	0,67	0,3	0,08	0,26	0,27	*	3,3	9,8	2,4	0,2	2,3	3	*	0,14	0,37	0,07	0,01	0,06	0,06	*
TA3	*	-0,13	-1,44	1,31	-0,27	0,58	-1,5	*	0,1	9,6	9,9	0,5	2,4	19,3	*	0	0,22	0,18	0,01	0,04	0,24	*
M1	*	-0,06	-0,17	-0,72	0,29	-0,03	-0,09	*	0,1	0,7	16,2	2,7	0	0,3	*	0	0,03	0,56	0,09	0	0,01	*
M2	*	0,06	0,18	0,77	-0,31	0,03	0,09	*	0,1	0,8	17,3	2,9	0	0,4	*	0	0,03	0,56	0,09	0	0,01	*
A1	*	-0,49	0,4	0,16	-0,22	-0,16	0,2	*	5,4	4,1	0,8	1,7	1	1,9	*	0,29	0,19	0,03	0,06	0,03	0,05	*
A2	*	0,59	-0,48	-0,19	0,27	0,19	-0,24	*	6,5	5	1	2	1,2	2,3	*	0,29	0,19	0,03	0,06	0,03	0,05	*
PO1	*	-0,28	0,22	-0,11	0,02	-0,03	-0,17	*	2,6	1,8	0,6	0	0	2,1	*	0,33	0,19	0,05	0	0	0,12	*
PO2	*	1,17	-0,9	0,47	-0,07	0,11	0,72	*	11	7,4	2,6	0,1	0,2	8,9	*	0,33	0,19	0,05	0	0	0,12	*
DA1	*	0,07	-0,37	0,03	0,07	0,15	0,46	*	0,1	4,1	0	0,2	1	11,4	*	0,01	0,22	0	0,01	0,03	0,33	*
DA2	*	-0,1	0,59	-0,04	-0,12	-0,23	-0,72	*	0,2	6,4	0	0,3	1,6	18	*	0,01	0,22	0	0,01	0,03	0,33	*
V1	*	-0,22	0,02	0,13	-0,22	0,25	-0,04	*	1,7	0	0,8	2,6	3,8	0,1	*	0,21	0	0,07	0,21	0,27	0,01	*
V2	*	0,94	-0,08	-0,52	0,93	-1,05	0,18	*	7,1	0,1	3,1	10,7	15,9	0,6	*	0,21	0	0,07	0,21	0,27	0,01	*
DV1	*	1,04	1,24	-0,77	-1,94	1,2	-0,62	*	2,9	4,7	2,3	15,5	6,9	2,2	*	0,07	0,11	0,04	0,26	0,1	0,03	*
DV2	*	-0,52	0,64	0,07	-0,12	-0,99	0,13	*	3,3	5,6	0,1	0,3	20,9	0,4	*	0,11	0,17	0	0,01	0,4	0,01	*
DV3	*	-0,22	0,55	-0,23	1,18	1,16	0,47	*	0,4	2,8	0,6	17,1	19,4	3,7	*	0,01	0,07	0,01	0,33	0,32	0,05	*
DV4	*	0,28	-0,83	0,16	-0,15	-0,04	-0,19	*	1,5	14,6	0,7	0,6	0	1,5	*	0,07	0,56	0,02	0,02	0	0,03	*
P1	*	-0,23	-0,2	0,21	-0,11	-0,17	0,16	*	1,7	1,4	2	0,6	1,7	1,8	*	0,18	0,13	0,15	0,04	0,1	0,09	*
P2	*	0,99	0	-1,61	-0,66	0,55	-0,46	*	5,2	0	20	3,6	2,9	2,4	*	0,14	0	0,39	0,06	0,05	0,03	*
P3	*	0,53	1,56	0,47	1,75	0,63	-0,68	*	1,1	11,2	1,3	18,8	2,9	3,9	*	0,03	0,26	0,02	0,33	0,04	0,05	*
R1	*	0,71	0,25	-0,08	-0,35	-0,22	-0,1	*	9,6	1,3	0,2	3,5	1,7	0,4	*	0,42	0,05	0,01	0,1	0,04	0,01	*
R2	*	-0,59	-0,21	0,07	0,29	0,18	0,08	*	7,9	1,1	0,1	2,9	1,4	0,3	*	0,42	0,05	0,01	0,1	0,04	0,01	*

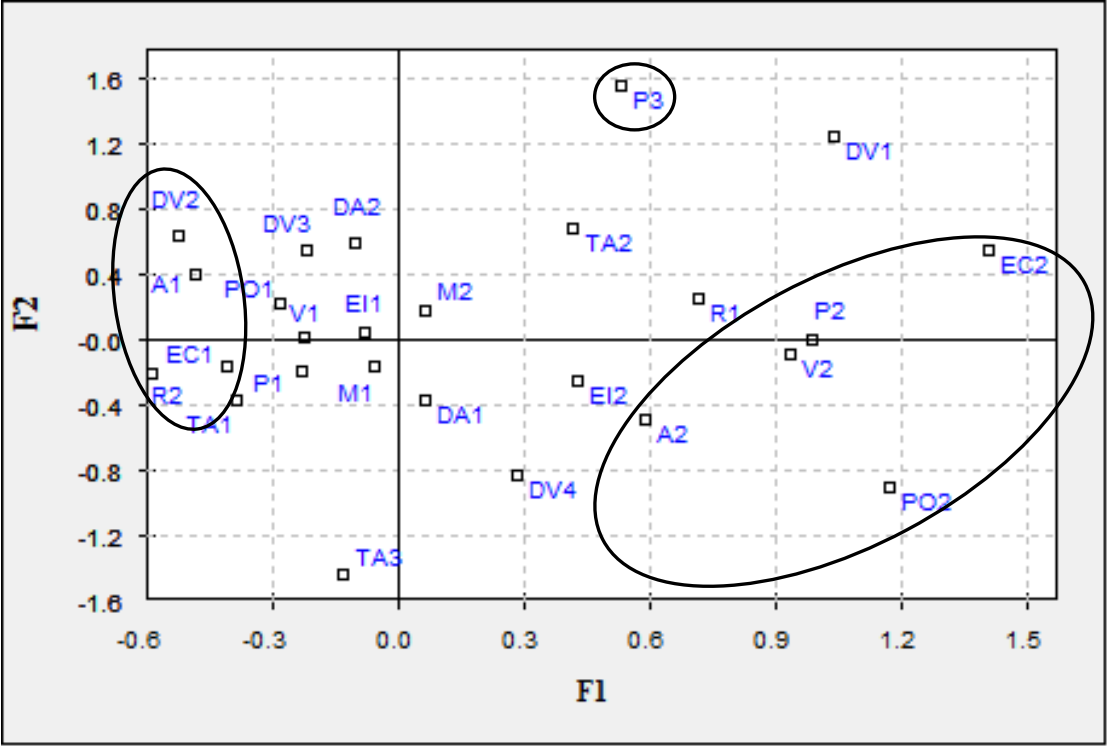


Figura 127 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-2 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo).

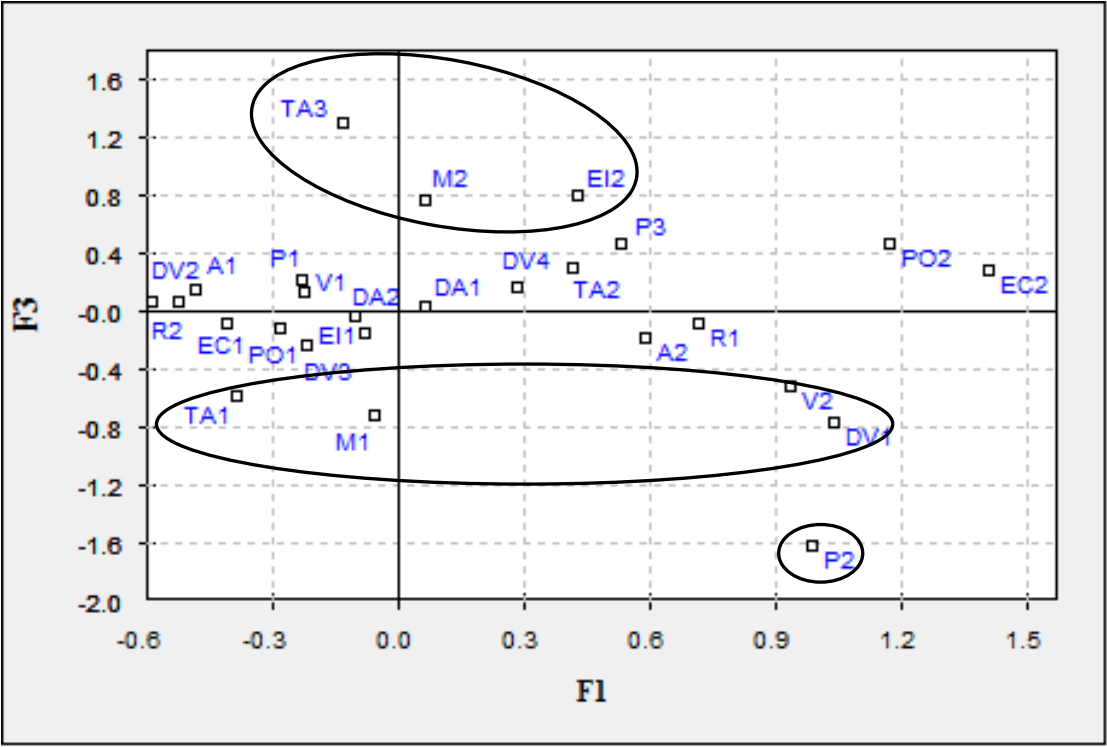


Figura 128 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-3 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo).

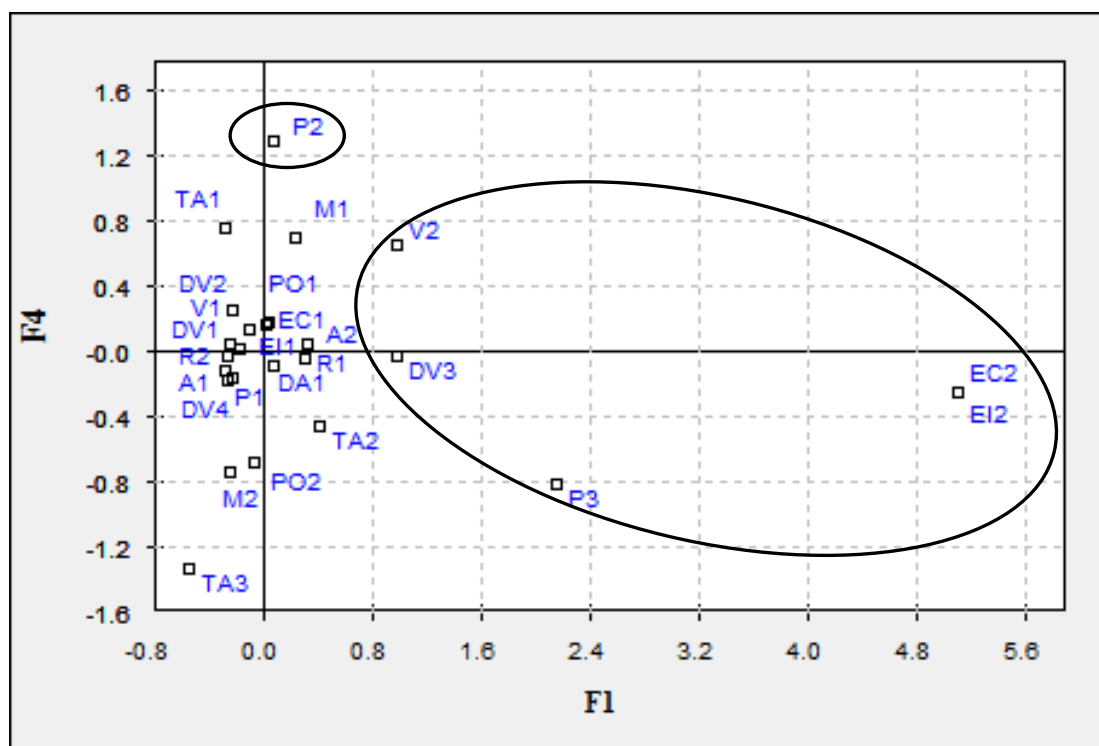


Figura 129 - Projecção das modalidades das variáveis no plano factorial 1-4 (INAG – Zona Balnear de Castelo do Queijo)

