

## ÁGUA E SAÚDE: ANÁLISE DO RISCO DA PRESENÇA DE TRIHALOMETANOS NA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.

A. A. L. S. Duarte, F. M. Rodrigues, R. A. R. Ramos

### RESUMO

A aplicação de compostos clorados e do ozono na desinfecção da água trouxe enormes benefícios para a preservação da saúde pública, através da obtenção duma água bacteriologicamente segura para consumo humano. Contudo estes compostos podem induzir a formação de subprodutos da desinfecção (SPD) com efeitos cancerígenos e mutagénicos comprovados.

Neste trabalho apresenta-se uma síntese do estudo sobre a ocorrência de trihalometanos na água distribuída, realizado nos 14 municípios do distrito de Braga (Portugal), visando a avaliação do risco de cancro (RC) e do risco de efeitos não carcinogénicos (RENC) através do método proposto pela USEPA e IRIS.

Num cenário gravoso, o RC deu um valor superior ao limite máximo definido como negligenciável, em todos os municípios analisados, sendo a ingestão a via de exposição mais relevante. O resultado do RENC foi quase sempre inferior à unidade indicando um nível de risco aceitável.

O uso de indicadores do risco para a saúde pode constituir uma ferramenta útil quer no apoio à decisão das entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água, quer na definição de estratégias e políticas de saúde pública que visem a mitigação deste risco de modo a preservar/aumentar a qualidade de vida das populações.

### 1 INTRODUÇÃO

A concentração das populações em centros urbanos, resultante de fenómenos migratórios e do êxodo das áreas rurais mais subdesenvolvidas, tem vindo a aumentar de forma exponencial e preocupante (Fu *et al.*, 2013), constituindo as atuais e futuras megacidades um factor de preocupação e um grande desafio em termos de saúde pública. Elevadas densidades populacionais têm frequentemente conduzido à poluição e contaminação das origens de água, impondo a necessidade de se garantir o acesso universal a uma água segura, num contexto de alterações climáticas (Duarte, 2010; Funari *et al.*, 2012), através de estratégias de controlo do risco por barreiras múltiplas.

A desinfecção aplicada no tratamento de água para consumo constituiu um dos maiores sucessos no âmbito da saúde pública do século XX (Schoeny, 2010), traduzido pela drástica redução do índice de mortalidade relacionado com doenças transmissíveis por via hídrica. Todavia, o surgimento recente de grandes surtos de doenças relacionadas com a qualidade da água – gastroenterite por *E. coli* na Alemanha (2011) e em Walkerton,

Ontário, Canada (2000), criptosporidiose em Milwaukee, Wisconsin, USA (1993), cólera em Angola, Haiti, Cuba, Rep. Dominicana (2013) – serviu como uma dramática chamada de atenção para a necessidade da aplicação e controlo persistentes dos processos de desinfecção, alertando para a necessidade de uma contínua investigação e reavaliação das técnicas aplicadas, de modo a otimizar a sua eficácia e garantir uma água segura para abastecimento público. Em Portugal, a desinfecção da água é agora obrigatória, constituindo um importante instrumento na mitigação do risco de disseminação de doenças infecciosas com origem hídrica.

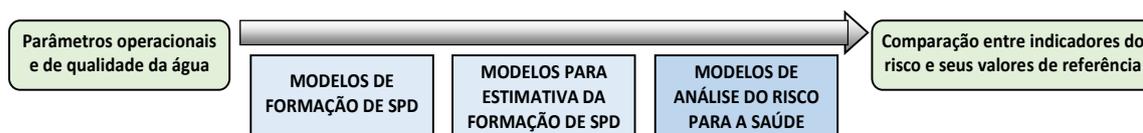
Os processos de desinfecção mais aplicados no tratamento de abastecimento utilizam como agentes desinfetantes os compostos clorados, o ozono e a radiação UV, com vantagens, inconvenientes e condicionalismos específicos resultantes das suas propriedades oxidantes e/ou desinfetantes (Rodrigues, 2014). A escolha do agente deve assegurar um compromisso entre a eficácia (inativação dos microrganismos), a potencial formação de subprodutos e a garantia de um teor residual ao longo do sistema de distribuição, razão pela qual não é possível utilizar o ozono ou a radiação UV como únicos desinfetantes no tratamento de água. Assim o agente desinfetante mais utilizado mundialmente é o cloro (cerca de 80% dos casos), por ainda ser um dos mais vantajosos em análises de custo benefício (Gopal *et al.*, 2007) e apresentar, também, propriedades de forte agente oxidante.

Durante décadas, aplicaram-se compostos clorados na desinfecção das águas sem o conhecimento de eventuais malefícios para a saúde humana decorrentes da potencial formação de subprodutos da desinfecção (SPD), muitas dos quais com propriedades carcinogénicas e/ou mutagénicas (Sharma *et al.*, 2014; Legay *et al.*, 2010), quando da presença na água de substâncias precursoras (e.g., matéria orgânica natural (MON), brometos). Das 700 espécies de SPD já identificadas, as mais conhecidas e presentes em maiores proporções são os trihalometanos (THM), os ácidos haloacéticos (HAA), e haloacetónitros (HAN) (Krasner, 2009).

As espécies e a concentração dos SPD formados dependem em muito das condições em que ocorre a desinfecção, nomeadamente: da concentração e natureza da MON, da dose de cloro, do tempo de contacto do desinfetante, da temperatura e do pH (Nikolaou *et al.*, 2002). A taxa de formação de THM duplica por cada incremento de 10°C na temperatura da água, triplica com o aumento de uma unidade no valor do pH e aumenta com o tempo de contacto e concentração de MON.

Os THM mais frequentes na água são o clorofórmio (TCM), o bromodiclorometano (BDCM), o dibromoclorometano (DBCM) e o bromofórmio (TBM). A soma das concentrações destes quatro compostos (THM totais) é o parâmetro objeto nas normas de qualidade da água em vigor, e por isso, adquire uma particular relevância na atual vigilância sanitária. Nesse sentido impõe-se a adoção de estratégias de minimização eficazes e sistemáticas baseadas em alterações no esquema de tratamento da água, nomeadamente na oxidação de precursores, melhoria do processo de coagulação e na seleção e controlo da dose de desinfetante adicionada (Vieira e Duarte, 2007).

No contexto da análise do risco para a saúde da exposição a THM, os modelos matemáticos, pelo seu baixo custo, rapidez de aplicação e obtenção de resultados, constituem uma importante ferramenta de apoio, quer para os gestores operacionais de sistemas de abastecimento de água, quer na avaliação do risco de os consumidores contraírem cancro ou apresentarem sintomas adversos a nível reprodutivo (Figura 1).



**Fig. 1** Utilização de modelos matemáticos na avaliação do risco para a saúde dos SPD

Os principais fatores a considerar na caracterização do risco associado aos SPD são a quantidade acumulada que é absorvida ao longo do tempo e a sua toxicidade relativa. Estudos recentes referem que durante um banho podem ser transferidos para o corpo humano cerca do dobro dos THM dos ingeridos em 2 L de água (Richardson *et al.*, 2007).

Além da exposição humana por ingestão, inalação e exposição dérmica à água de abastecimento, o caso particular de desinfecção de água em piscinas interiores merece uma atenção redobrada, pois o tipo de utilização, tratamento e recirculação da água favorecem a criação de condições ótimas de formação de SPD e, conseqüentemente, uma relevante exposição (cumulativa) dos seus utentes (Florentin *et al.*, 2011; Duarte, 2007).

Assim, um dos maiores desafios que se apresentam hoje no âmbito do abastecimento de água e das atividades de lazer é a otimização da relação entre a segurança microbiológica e o risco para a saúde associado à presença de THM e/ou bromatos originados nos processos de desinfecção mais utilizados no tratamento de água.

## 2 METODOLOGIA

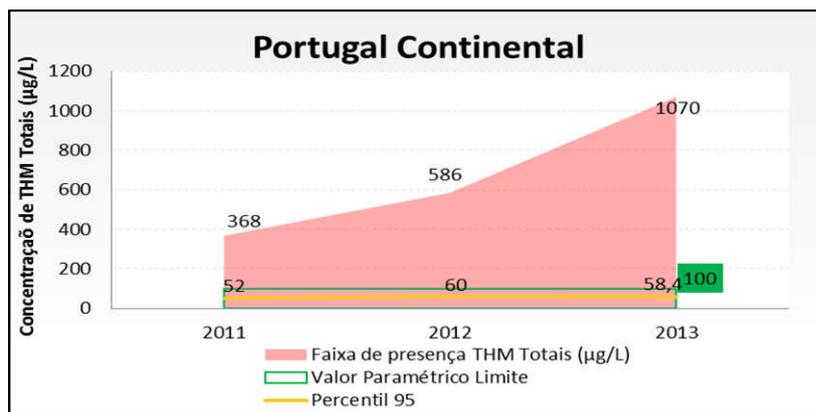
### 2.1 Análise da ocorrência de THM em Portugal e na área de estudo

O controlo e monitorização da concentração de trihalometanos totais (THMt) na água distribuída em Portugal Continental tem vindo a ser realizado de forma positiva, não só porque a percentagem de análises realizadas (em relação às legalmente exigidas) supera os 99,6%, mas sobretudo pelo facto as concentrações de THMt detetadas, face ao valor paramétrico (VP) de referência, estarem em conformidade em mais de 99,1% das análises anuais realizadas (Tabela 1, fonte: ERSAR).

**Tabela 1** Evolução do cumprimento do VP para os THMt na água de abastecimento

Parâmetro	2009	2010	2011	2012	2013	Varição 2009-2013	Varição 2012-2013
Trihalometanos	99,80 %	99,71 %	99,88 %	99,13 %	99,18 %	- 0,62 %	+ 0,05 %

Com base na análise dos boletins de análise publicados, apresenta-se na Figura 2 a evolução da concentração de THMt na torneira do consumidor em Portugal num dos últimos triénios, em termos de valores máximos e do percentil 95. Da análise dos dados, constata-se uma tendência de aumento significativo dos valores máximos ao longo do trénio, embora os referentes ao percentil 95 tivessem mantido uma tendência de crescimento muito ténue.



**Fig. 2** Evolução da concentração de THMt em Portugal (triénio 2011-13)

Numa observação global dos indicadores apresentados para cada entidade gestora de sistemas de abastecimento de água (SAA), constatou-se, de uma forma generalizada, que os resultados das análises da água na torneira do consumidor revelam um desempenho inferior ao verificado nos reservatórios, facto relacionado com a maior complexidade técnica na gestão das redes de distribuição em baixa e à existência de maiores vulnerabilidades desses sistemas, decorrentes quer das dificuldades no controlo operacional do processo de recloração, quer do aumento do tempo de contacto água/cloro sobretudo em locais periféricos das redes de distribuição.

A área objeto deste estudo corresponde aos catorze municípios do distrito de Braga (Figura 3), que apresenta uma área de 2 673 km<sup>2</sup> e uma população residente, em 2009, de 866 012 habitantes. No que se refere ao abastecimento em baixa, este é garantido por entidades gestoras de várias tipologias, com preponderância da gestão a nível municipal e com supervisão duma entidade reguladora nacional (ERSAR).



**Fig. 3** Localização da área do estudo: concelhos do distrito de Braga (Portugal)

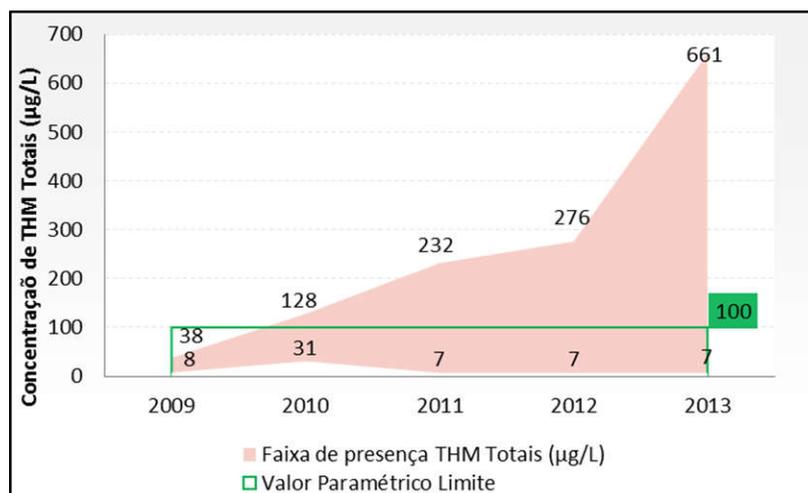
Para a elaboração deste trabalho, a análise dos dados cingiu-se aos referentes à qualidade da água monitorizada no utilizador final, pelo que os dados relativos aos anos de 2009 e 2010 foram obtidos por meio das entidades gestoras da distribuição “em baixa” ou por consulta direta dos editais publicados trimestralmente pelas respetivas câmaras municipais (quando disponibilizados) e os relativos aos anos de 2011, 2012 e 2013 já foram obtidos através dos relatórios produzidos pela ERSAR.

Na Tabela 2 sintetizam-se os valores mínimos e máximos obtidos por consulta dos registos de análises (dessas fontes), referentes à concentração de THMt na água de abastecimento dos concelhos do distrito de Braga, entre os anos 2009 e 2013.

**Tabela 2** Concentração de THMt na água distribuída nos concelhos do distrito de Braga

		Trihalometanos Totais (µg/L)				
		2009	2010	2011	2012	2013
Amares	Min	8	31	7	7	7
	Max	38	128	232	276	661
Barcelos	Min	-	-	0,5	20	20
	Max	-	-	20	31,63	21,7
Braga	Min	11,5	10	18	7	18
	Max	32,2	24	31	40,4	30
Cabeceiras de Basto	Min	-	-	0,5	0,5	0,5
	Max	-	-	21,4	58,5	94,2
Celorico de Basto	Min	-	-	3,5	7	7
	Max	-	-	34	25,5	76,4
Esposende	Min	10	7	14	11,9	25,5
	Max	25	27	50,9	38,7	29,7
Fafe	Min	1	10	2	7	7
	Max	42	49	93	69	41
Guimarães	Min	20,2	50,9	9,94	3	7
	Max	40	67	132,27	52	47
Póvoa de Lanhoso	Min	-	-	7	7	7
	Max	-	-	56	117	94,5
Terras de Bouro	Min	-	-	7	7	7
	Max	-	-	14	100	8,8
Vieira do Minho	Min	-	-	0,1	0,5	7
	Max	-	-	2,6	7	7,4
V.N. de Famalicão	Min	9,3	8,4	6,9	5,83	1,57
	Max	34	16	24,17	26,3	13,43
Vila Verde	Min	1,5	7	5	5	7
	Max	57,7	119	195	162	98
Vizela	Min	20,2	50,9	9,94	3	7
	Max	40	67	132,27	52	47

A síntese apresentada resultou numa análise detalhada das concentrações de THMt relativos a cada um dos 14 municípios, apresentando-se na Figura 4, como exemplo, o caso de Amares (população servida de 16 400 hab.) em que se registaram os valores máximos mais elevados e com mais situações de incumprimento, em relação ao VP deste parâmetro de qualidade da água (100 µg/L), desde 2010, e com a agravante de se verificar uma tendência clara de subida. O valor máximo detetado de 661 µg/L em 2013 está entre os mais elevados observados no País.



**Fig. 4** Evolução da concentração de THM totais no concelho de Amares (2009-2013)

Neste trabalho, serão apenas apresentados os resultados da avaliação do risco, resultante da exposição a THMt, considerando um cenário de gestão (futuro) muito gravoso, correspondente à ocorrência frequente, em cada um desses concelhos, de concentrações de THMt semelhantes às dos valores máximos observados no quinquênio analisado.

## 2.2 Análise do risco da presença de trihalometanos

A análise do risco para a saúde é, por definição, um processo que visa estimar a natureza e probabilidade de ocorrência de efeitos adversos na saúde em humanos expostos a determinados compostos químicos e/ou agentes biológicos, no presente e no futuro.

A avaliação e caracterização dos perfis de exposição é uma fase fundamental no processo de análise do risco, sendo necessário considerar, neste caso, todos os usos da água que constituam vias de exposição. Assim, nos últimos anos, têm vindo a ser efetuados estudos avaliando o risco de contrair cancro ao longo da vida (*Lifetime Cancer Risk* - CR), considerando as múltiplas vias de exposição aos THM: ingestão, inalação e absorção dérmica (Paopuree *et. al.*, 2010; Basu *et. al.*, 2011; Pentamwa *et. al.*, 2013).

A caracterização do risco associado aos THM traduz-se usualmente por um indicador adimensional que representa a quantificação da probabilidade de se contrair cancro ao longo da vida (CR). Ou seja, o valor CR de 1 para 1 milhão (1E-06) traduz a probabilidade de uma única pessoa ter cancro no universo de um milhão de pessoas, igualmente expostas e de modo permanente, ao agente contaminante durante a sua vida.

Além do risco associado ao efeito carcinogénico dos THM, também o referente à componente não carcinogénica pode e deve ser estimado. O índice HI (*Hazard Index*) é um indicador adimensional usado na avaliação de efeitos não carcinogénicos adversos provocados por um ou mais contaminantes, num organismo ou órgão específico (e.g., distúrbios comportamentais a nível do sistema nervoso central, problemas de desenvolvimento intrauterino, alterações hepáticas.). Em ambos os índices (CR e HI), o espaço temporal considerado é a esperança de vida por ser aceite consensual, na comunidade científica, que a ocorrência de cancro está geralmente associada a uma exposição de longo prazo e não a eventos episódicos.

O HI representa a relação entre uma estimativa da exposição diária ao contaminante em causa e uma dose de referência crónica (RfD). Este parâmetro RfD representa o valor limite de assimilação diária da substância que é reconhecido pela comunidade científica como sendo de efeito nulo. Desta forma, uma magnitude do indicador HI no seu resultado final (acumulado dos vários contaminantes e vias de exposição) igual ou inferior a 1, indicia a probabilidade de não ocorrerem efeitos adversos na saúde. É de salientar no entanto que, devido ao conservadorismo e incerteza associada à determinação da RfD, um HI final superior a 1 não implica necessariamente uma efetiva deterioração futura da condição biológica dos indivíduos (IRIS, 2014).

### 2.3 Método de cálculo dos indicadores (CR e HI)

O método de cálculo do CR associado aos THM usado neste trabalho baseou-se nos programas IRIS (*Integrated Risk Information System*) e RAIS (*Risk Assessment Information System*) (IRIS, 2014; RAIS, 2014; USEPA, 2011) desenvolvidos para avaliação e proteção da saúde humana, que integram bases de dados alargadas de informação relativa ao risco associado ao efeito resultante da exposição a determinadas substâncias químicas.

O indicador *risco de cancro final* (CR) é obtido multiplicando o parâmetro correspondente à exposição diária crónica (CDI) por um fator potência (PF, mg/kg/dia) de cada substância. O fator potência representa uma estimativa plausível do limite superior da probabilidade de ocorrência de um determinado efeito resultante da assimilação de um composto químico ao longo da vida, ou seja, corresponde a um valor de toxicidade que define quantitativamente a relação estabelecida entre uma determinada dose absorvida (CDI) e a resposta do organismo humano.

A CDI total resultou da soma de três parcelas, relativas às três vias de exposição consideradas: ingestão, exposição dérmica e inalação. No caso da inalação, admitiu-se que a exposição durante o duche foi a determinante em detrimento da que ocorre durante a confeção de alimentos. A modelação da exposição por esta via foi desenvolvida com base na teoria proposta por Little (1992) que permite estimar os THM volatilizados nas instalações sanitárias.

A estimativa do indicador do risco referente aos efeitos não carcinogénicos dos THM (HI) foi efetuada relacionando o fator de exposição diária crónica (CDI) com a dose de referência crónica (RfD). São consideradas neste processo as vias de exposição por ingestão oral e assimilação dérmica para cada um dos quatro THM referidos.

Na Tabela 3 apresenta-se uma síntese dos diferentes parâmetros de entrada requeridos pelo modelo desenvolvido e utilizado para o cálculo dos indicadores do risco considerados. Face à enorme variabilidade dos valores bibliográficos relativos a estes parâmetros, houve a preocupação de adaptar estatisticamente os fatores admitidos neste estudo à realidade da população portuguesa (esperança média de vida e massa corporal), especificando-se valores diferentes para as variáveis relativas a homens e a mulheres pelo que os índices do risco partilharão essa distinção. Considerou-se que a esperança média de vida relativa a homens e a mulheres é de 76,9 e 82,8 anos, respetivamente. A massa corporal (BW) adoptada foi de 74 quilos para os homens e 64 para as mulheres. A caracterização completa dos eventos de exposição adoptada pode ser consultada em Rodrigues (2014).

**Tabela 3** Síntese dos parâmetros de entrada usados no cálculo dos indicadores do risco

Tipo de Parâmetro	Parâmetro	Notação	Unidade	Valor	Referência
<b>Geral</b>	Concentração de THM na água	C <sub>w</sub>	µg/L	Tabela 17	Este estudo
	Esperança média de vida	AT	dias	Homens:76.91*365 Mulheres:82.79*365	(INE, 2014)
	Massa corporal	BW	Kg	Homens: 74 Mulheres: 64	Arezes <i>et al.</i> (2006)
	Fator de conversão	CF	L/cm <sup>3</sup>	0.001	(S. C. Lee <i>et al.</i> , 2004)
	Duração exposição	ED	anos	Homens:76.91 Mulheres:82.79	(INE, 2014)
	Frequência exposição	EF	dias/ano	365	(S. C. Lee <i>et al.</i> , 2004)
	Tempo exposição	ET	min/dia	35	(RAIS, 2014)
<b>Ingestão</b>	Taxa de ingestão	IR	L/dia	2	(USEPA, 2011)
<b>Absorção Dérmica</b>	Área contacto pele	SA	m <sup>2</sup>	(4BW+7)/(BW+90) Homens: 1.85 Mulheres: 1.71	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Proporção pele em contacto com a água	F	%	90	(Amjad <i>et al.</i> , 2013)
	Coeficiente permeabilidade	PC	cm/h	0.00683(Clorofórmio) 0.00402 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.00289 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.0026(Bromofórmio)	(Amjad <i>et al.</i> , 2013)
<b>Inalação</b>	Concentração de THM no ar	C <sub>air</sub>	mg/L	modelo de Little	(Little, 1992)
	Taxa respiratória	VR	m <sup>3</sup> /h	Homens:0.84 Mulheres:0.66	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Eficiência de absorção alveolar	AE	%	50	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Volume quarto banho	V <sub>s</sub>	m <sup>3</sup>	5	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	Caudal de água do duche	Q <sub>L</sub>	L/min	5	(Little, 1992)
	Caudal de ventilação	Q <sub>G</sub>	L/min	50	(Little, 1992)
	Temperatura da água	T	°C	40	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	Constante adimensional de Henry a 40°C	H		0.25 (Clorofórmio) 0.124 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.0526 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.0501(Bromofórmio)	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	Coeficiente de transferência de massa	K <sub>OLA</sub>	L/min	7.4 (Clorofórmio) 5.9 (BDCM <sup>a</sup> ) 4.6 (DBCM <sup>b</sup> ) 3.7 (Bromofórmio)	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	<b>HI (Hazard Index)</b>	Dose referência	RfD	mg/Kg/dia	0.01 (Clorofórmio) 0.02 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.02 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.02 (Bromofórmio)

A aplicação deste método de análise do risco requer que os valores de concentrações referentes a cada um dos quatro THM constituam parâmetros de entrada do modelo. Dado que nem todas as análises da qualidade de água disponibilizadas apresentavam os valores de THM de forma desagregada, procedeu-se ao tratamento estatístico dos dados recolhidos válidos de forma a determinar o peso de cada THM na quantidade de THM totais.

### 3 RESULTADOS

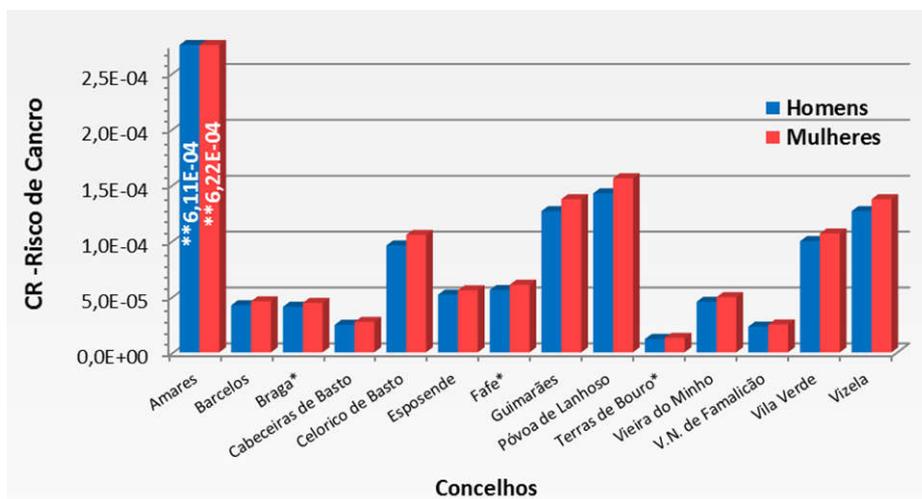
Para o distrito de Braga, a correlação entre os vários trihalometanos obtida, através da análise estatística efetuada, foi a seguinte: clorofórmio 30%; bromofórmio 31%; diclorobromometano 22%; e o dibromoclorometano 17%. Contrariamente ao expectável, verificou-se que o bromofórmio foi o THM detetado com maior concentração, devido à presença frequente de iões brometo nas águas brutas, dado que, neste distrito, as origens de água são maioritariamente superficiais.

Os resultados foram obtidos através da modelação do procedimento de cálculo com recurso ao programa *Microsoft Excel*. A validação do modelo foi realizada por intermédio da introdução dos parâmetros de entrada considerados no trabalho realizado por Amjad (2013) e posterior comparação dos resultados totais finais.

Os índices do risco distinguem-se consoante as vias de exposição, pelo que estas foram consideradas de forma diferenciada. Neste trabalho apresenta-se alguns dos resultados obtidos, nomeadamente os relativos aos riscos acumulados tanto de CR como de HI, de modo a dar já uma visão global dos cenários de risco analisados neste estudo.

#### 3.1 Risco de cancro associado à exposição por vias múltiplas

Na Figura 5 apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos em cada concelho para o indicador do risco de cancro total (CR<sub>T</sub>) resultante dos efeitos cumulativos das várias vias de exposição, em homens e mulheres.



**Fig. 5** Valores acumulados do indicador CR associado às múltiplas exposições de THM

Como expectável, estes resultados confirmam que nenhum dos concelhos apresenta um risco inferior ao valor de referência. O concelho de Amares obteve o CR mais elevado representando um risco de respetivamente 600 vezes superior ao limite do risco aceitável estipulado pela USEPA. Convém no entanto salientar que os valores de concentração de THM considerados foram os máximos observados no quinquénio em análise e por isso representativos do mais elevado grau de risco, um cenário extremos nas atuais condições.

### 3.2 Risco não carcinogénico associado à exposição por vias múltiplas

O cálculo do indicador HI é complementar ao CR e necessário como forma de avaliar os efeitos adversos não carcinogénicos decorrentes da exposição aos THM presentes na água, por ingestão e por absorção dérmica.

Na Figura 6 apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos em cada concelho para o indicador do risco não carcinogénico ( $HI_T$ ) resultante dos efeitos cumulativos das duas vias de exposição, em homens e mulheres.

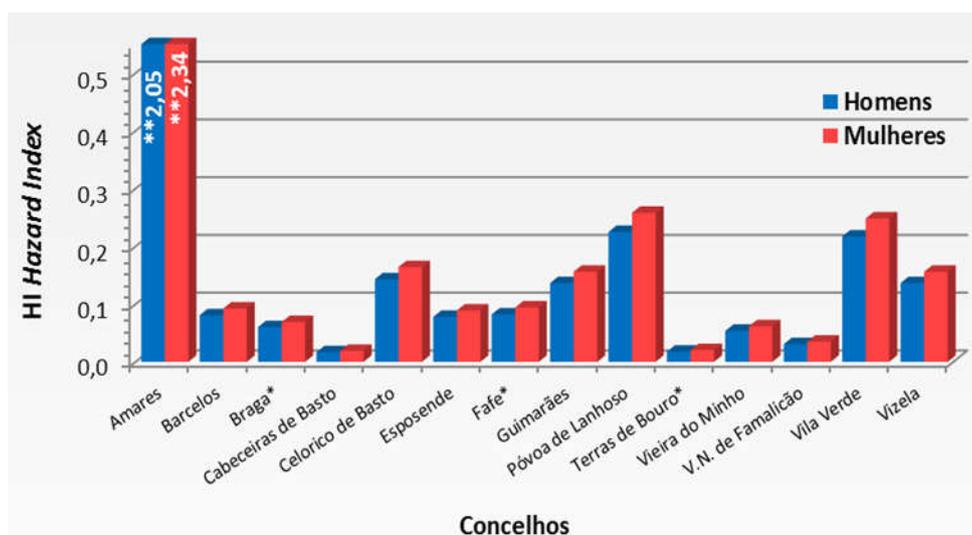


Fig. 6 Valores obtidos para o indicador HI, associados às múltiplas exposições, nos concelhos do distrito de Braga.

Para o concelho de Amares obteve-se o valor mais elevado do HI, sendo mesmo superior à unidade, pelo que é plausível que possam ocorrer aí efeitos adversos na saúde das populações. Em todos os outros concelhos deste distrito os valores de HI são bastantes inferiores à unidade traduzindo um risco não carcinogénico negligenciável.

## 4 CONCLUSÕES

Em termos gerais, a qualidade da água distribuída no distrito de Braga cumpre a legislação no que concerne aos limites legais da concentração de trihalometanos na água de abastecimento. Os concelhos de Amares e de Vila Verde apresentam os resultados mais preocupantes seguidos pelos de Cabeceiras de Basto e da Póvoa de Lanhoso.

A proporção média da ocorrência das quatro principais espécies de THM no foi determinada para o distrito de Braga. Os mais abundantes foram o bromofórmio e o clorofórmio com 31% e 30%, parecendo contrariar a noção generalizada de que o clorofórmio é sempre a espécie mais representativa.

A exposição aos THM pela via de ingestão foi a mais preponderante para o agravamento do risco de cancro total seguida da inalação e por fim a de absorção dérmica. O risco aliado aos efeitos não carcinogénicos na saúde foi expressivamente mais elevado pela via de exposição por ingestão em detrimento da absorção dérmica.

O risco de cancro ao longo da vida foi máximo em Amares e mínimo em Terras de Bouro, mas todos os 14 municípios apresentaram risco superior ao valor de referência definido como negligenciável pela USEPA. Com exceção de Amares, o risco de efeitos não carcinogénicos foi inferior à unidade, indicando um nível aceitável.

## 5 REFERÊNCIAS

Amjad, H., Hashmi, I., Rehman, M. S., Ali Awan, M., Ghaffar, S., Khan, Z. (2013). Cancer and non-cancer risk assessment of trihalomethanes in urban drinking water supplies of Pakistan. **Ecotoxicology Environment Safety**, 91, 25-31.

Basu, M., Gupta, S. K., Singh, G., Mukhopadhyay, U. (2011). Multi-route risk assessment from trihalomethanes in drinking water supplies. **Environmental Monitoring and Assessment**, 178(1-4), 121-134.

Duarte, A. A. L. S. (2007). Impacto das alterações climáticas na gestão da água. **Águas & Resíduos**, 2, 58-73.

Florentin, A., Hautemaniere, A., & Hartemann, P. (2011). Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. **Int J Hyg Environ Health**, 214(6), 461-469.

Fu, H. Z., Wang, M. H., Ho, Y. S. (2013). Mapping of drinking water research: A bibliometric analysis of research output during 1992-2011. **Science of the Total Environment**, 443, 757-765.

Funari, E., Manganelli, M., Sinisi, L. (2012). Impact of climate change on waterborne diseases. **Annali dell Istituto Superiore di Sanita**, 48(4), 473-487.

Gopal, K., Tripathy, S. S., Bersillon, J. L., Dubey, S. P. (2007). Chlorination byproducts, their toxicodynamics and removal from drinking water. **Journal of Hazardous Materials**, 140(1-2), 1-6.

Hansen, K. M. S., Willach, S., Antoniou, M. G., Mosbaek, H., Albrechtsen, H. J., Andersen, H. R. (2012). Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water - Is less THM better? **Water Research**, 46(19), 6399-6409.

IRIS (2014). **Integrated Risk Information System**. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris>

Krasner, S. W. (2009). The formation and control of emerging disinfection by-products of health concern. **Philosophical Transactions of the Royal Society – Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, 367(1904), 4077-4095.

Legay, C., Rodriguez, M. J., Serodes, J. B., Levallois, P. (2010). Estimation of chlorination by-products presence in drinking water in epidemiological studies on adverse reproductive outcomes: A review. **Science of the Total Environment**, 408(3), 456-472.

Little, J. C. (1992). Applying the two-resistance theory to contaminant volatilization in showers. **Environmental Science & Technology**, 26(7), 1341-1349.

Nikolaou, A., Golfinopoulos, S., Lekkas, T., Arhonditsis, G. (2004). Factors affecting the formation of organic by-Products during water chlorination: A bench-scale study. **Water, Air, and Soil Pollution**, 159(1), 357-371.

Paopuree, P., Panyakapo, M., Soontornchai, S. (2010). Multi-pathway cancer risk assessment of trihalomethanes exposure from chlorinated tap water and indoor swimming pool. **Proceedings of the Chemistry and Chemical Engineering (ICCCE)**.

Pentamwa, P., Sukton, B., Wongklom, T., Pentamwa, S. (2013). **Cancer Risk Assessment from Trihalomethanes in Community**. Water Supply at North. Thailand, IACSIT Press.

RAIS (2014). **Risk Assessment Information System**. Disponível em: <http://rais.ornl.gov>

Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review for research. **Mutation Research**, 636(1-3), 178-242.

Rodrigues, F. M. (2014). **Análise do risco da presença de trihalometanos em água para consumo humano, no distrito de Braga**. Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho, Braga, Portugal.

Schoeny, R. (2010). Disinfection By-products: A Question of Balance. **Environmental Health Perspectives**, 118(11), A466-A467.

USEPA (2011). **Exposure Factors Handbook**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F.

Vieira, J. P. e Duarte, A. A. L. S (2007). Relevância sanitária dos subprodutos da desinfecção da água para consumo humano. **Águas & Resíduos**, 4, 38-46.