

Teneurs en trichloramine et trihalométhanes dans l'air ou l'eau des piscines publiques parisiennes et impact de différents procédés de traitement de l'eau des bassins

Trichloramine and trihalomethanes concentrations in air or water of Paris indoor swimming pools and impact of different water treatment methods

Chloé Le Cossec¹, Anne-Marie Laurent¹, Alain Person¹, Isabelle Rouvié-Laurie¹, Claude Beaubestre^{1*}

Résumé

Le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris a régulièrement mesuré la trichloramine, dans l'air, et les trihalométhanes, dans l'eau et dans l'air des piscines couvertes parisiennes. Des échantillons d'air ont été prélevés sur deux heures ; pour chaque prélèvement, la température de l'eau et de l'air, le pH de l'eau, le niveau de chlore combiné dans l'eau et le nombre moyen de baigneurs présents dans le bassin ont été consignés. La teneur moyenne en chlore combiné dans l'eau est de $0,24 \pm 0,04$ mg/L et celle de la trichloramine dans l'air de $182,83 \pm 7,78$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($M \pm 95\%$ IC). Les concentrations moyennes en THM totaux dans l'eau et dans l'air sont respectivement de $26,3 \pm 2,06$ $\mu\text{g}/\text{L}$ et de $60,85 \pm 6,34$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Des corrélations positives, statistiquement significatives, ont été observées entre les niveaux de chlore combiné et de trichloramine dans l'air, de chlore combiné et de THM totaux dans l'air, de trichloramine et de THM dans l'air, et entre les concentrations en THM dans l'eau et dans l'air. La fréquentation du bassin a une influence significative sur les niveaux de trichloramine dans l'air et de THM dans l'eau et l'air. Le pH a une influence significative mais faible sur les concentrations en chlore combiné. Par ailleurs, nous avons comparé les valeurs moyennes des concentrations en sous-produits de la chloration selon les différentes modalités de traitement de l'eau utilisées : chloration associée à un déchloramineur par ultraviolets (UV), ozonation plus chloration, chloration et injection de charbon actif (ou filtration sur charbon) par rapport au traitement classique, filtration sur sable plus chloration. Les piscines utilisant un système de déchloramination UV montrent des concentrations en chlore combiné et en bromoforme, dans l'eau et dans l'air, significativement plus basses ; mais on observe des concentrations en THM totaux et en chloroforme significativement plus élevées dans les deux milieux.

Mots-clés

piscine couverte, trichloramine, trihalométhanes, déchloramination UV, ozone, charbon actif

(1) Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP), 11 rue George Eastman, 75013 Paris, France.

(*) claud.beaubestre@paris.fr

Abstract

For several years, combined chlorine in water, trichloramine equivalent in air, THMs (chloroform, dichlorobromomethane, dibromochloromethane and bromoform) both in water and air, have been regularly measured in indoor swimming pools in Paris, France. Air samples were collected during two hours. pH, water and air temperatures, relative humidity, and the number of bathers were noted for each sample. The relative humidity was used to obtain the interior air mix ratio (R ratio) in g of water/kg of dry air. The mean number of bathers during sampling was divided by the volume of the pool in order to obtain a v/w ratio. The arithmetic means (AM±95%CI) of combined chlorine in water and trichloramine in air were 0.242±0.04 mg/L and 182.83±7.78 µg/m³, respectively. The arithmetic means (AM±95%CI) of total THMs (TTHMs) in water and in air were 26.31±2.06 µg/L and 60.85±6.34 µg/m³, respectively. Significant positive correlations were observed between combined chlorine and trichloramine, between trichloramine and TTHMs in air, and between TTHMs in air and in water. Significant negative correlations were observed between combined chlorine and TTHMs in air and in water. The v/w ratio had a significant influence on TTHMs levels in air and water and on trichloramine levels. pH had a significant but weak influence on the combined chlorine levels. The R ratio was positively and significantly correlated to trichloramine and to TTHMs in air and in water. In a second time, the means of the different chlorination by-products concentrations were compared in regard to the different disinfection methods used: chlorine+UV dechlorination, chlorine+ozone, chlorine+charcoal (filtration or injection), versus simple chlorine disinfection. Swimming pools using UV dechlorination showed significant lower concentrations of combined chlorine and bromoform in air and water, but significantly higher concentrations of chloroform, dichlorobromomethane and TTHMs both in air and water. Swimming pools adding ozone showed significantly lower concentrations of trichloramine, dichlorobromomethane both in water and air and dibromochloromethane in water. Swimming pools using charcoal filtration or injection showed significantly lower concentrations of combined chlorine, trichloramine, chloroform in both water and air and TTHMs in both water and air.

Keywords

trichloramine, trihalomethanes, indoor swimming pools, UV dechlorination, ozone, charcoal

Introduction

La réglementation française impose aux gestionnaires d'établissements de natation de fournir aux baigneurs une eau désinfectée et désinfectante (article D1332-4 du Code de la Santé Publique). Le chlore, possédant des propriétés désinfectantes et rémanentes, permet de satisfaire ces exigences. Par ailleurs, sur un plan économique, c'est un désinfectant peu onéreux. Pour ces raisons, la chloration est donc quasiment le seul mode de traitement de l'eau pratiqué dans les piscines publiques parisiennes.

Cependant, au cours du processus de désinfection des eaux de piscine, le chlore réagit sur les polluants organiques, azotés ou non, apportés par les baigneurs (urine, sueur, squames, salive, cheveux, produits cosmétiques...) pour former des Sous-Produits de la Chloration, ou SPC (Kim *et al.*, 2002). On retrouve ces SPC dans l'eau des bassins, mais certains d'entre eux étant hautement volatils (Li *et al.*, 2007 ; Weng *et al.*, 2011), on les trouve aussi dans l'atmosphère des halls de bassin. Les principaux SPC volatils, rencontrés dans l'eau et l'air des piscines couvertes, sont les chloramines (majoritairement la trichloramine, NCl₃) et les trihalométhanes (THM) : chloroforme (CHCl₃), dichlorobromoforme (CHCl₂Br), chlorodibromoforme (CHClBr₂) et bromoforme (CHBr₃) (Richardson *et al.*, 2010 ; Weaver *et al.*, 2009 ; Zwiener *et al.*, 2007).

Le suivi et l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'air des piscines sont un enjeu majeur de santé

publique (AFSSET, 2010). En effet, les nageurs (sportifs ou de loisirs) et les personnels (techniques ou maîtres-nageurs), en contact avec l'eau et l'air des piscines, peuvent être exposés aux sous-produits de la chloration de l'eau, par voie orale, cutanée ou respiratoire. Des problèmes d'allergie, d'hypersensibilité bronchique, voire d'asthme, sont alors susceptibles d'apparaître. Ainsi, depuis 2003, le risque professionnel lié à l'exposition aux chloramines est reconnu par le ministère du Travail (tableau 66a). Par ailleurs, le chloroforme, qui est le principal trihalométhane, est considéré comme cancérigène. Même si le risque cancérigène des sous-produits de la chloration, pris un par un, semble négligeable, on ne dispose pas d'information sur les effets de leur mélange.

Plusieurs études ont caractérisé l'exposition des personnels et des nageurs à NCl₃ (Héry *et al.*, 1995 ; Jacobs *et al.*, 2007) et aux THM (Aggazzotti *et al.* ; 1990, 1993, 1995, 1998 ; Aprea *et al.*, 2010 ; Caro and Gallego, 2007, 2008 ; Fantuzzi *et al.*, 2001 ; Lindstrom *et al.*, 1997), principalement par inhalation mais aussi par ingestion ou contact épidermique (Erdringer *et al.*, 2004). L'exposition chronique à NCl₃ a été reliée, chez les jeunes nageurs de compétition, à l'apparition de l'asthme (Lévesque *et al.*, 2006), mais aussi chez les enfants pratiquant la natation de loisir (Bernard *et al.*, 2003, 2006, 2007, 2009 ; Voisin *et al.*, 2010 ; Weisel *et al.*, 2008) ou les personnels des piscines (Jacobs *et al.*, 2007 ; Massin *et al.*, 1998 ; Thickett *et al.*, 2002). Les études qui ont évalué l'impact d'une exposition

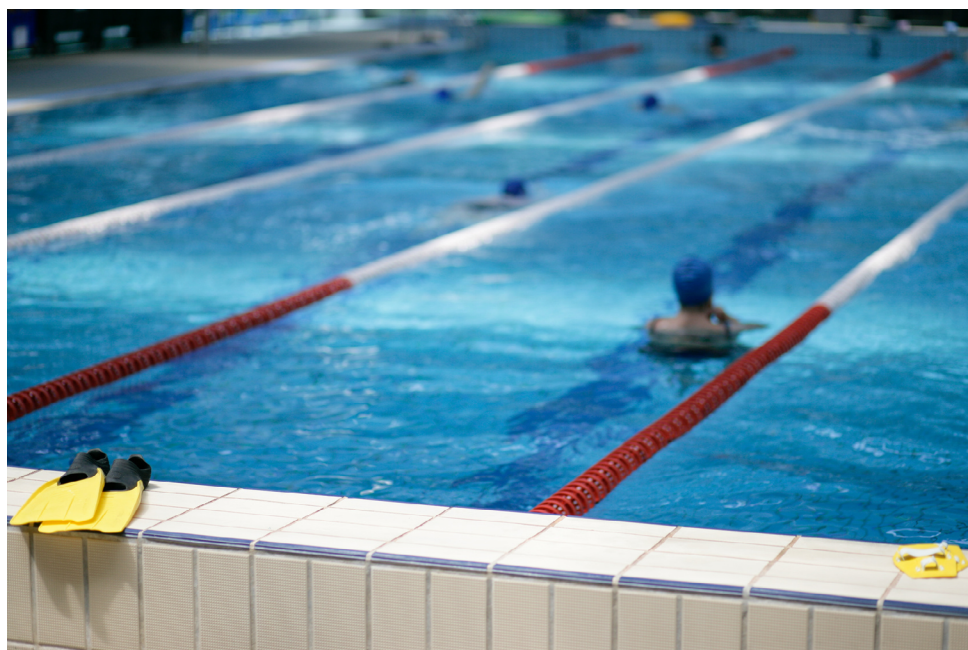


Figure 1 : Bassin de natation (crédit : fotolia)

chronique aux THM ont rapporté un risque plus élevé d'irritations oculaire ou pulmonaire (Fantuzzi *et al.*, 2010 ; Front-Ribera *et al.*, 2010), des effets néfastes sur la reproduction (Hinckley *et al.*, 2005 ; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2000) et un risque plus élevé de développer des cancers (Kogevinas *et al.*, 2010 ; Morris *et al.*, 1992 ; Richardson *et al.*, 2010 ; Villanueva *et al.*, 2007). Il est aussi bien démontré que le chloroforme est un cancérigène possible chez l'homme (2B dans la classification de l'IARC).

Les questionnaires d'établissement de natation sont confrontés au besoin de faire évoluer le traitement des eaux de piscine qui repose jusqu'à présent sur la maîtrise du risque biologique.

Au cours de ces dernières années, on a cherché à réduire les teneurs en chloramines au moyen de rayonnement ultraviolet. Des travaux remettent en cause la pertinence de ce procédé qui aurait pour effet d'accroître la contamination des eaux en trihalométhanes et, en particulier, en chloroforme. De plus, un doute subsiste sur l'efficacité réelle de ce procédé pour réduire le niveau de concentration de trichloramine (trichlorure d'azote NCl_3) qui est la principale substance irritante dans les halls de bassin.

Afin de limiter la formation de sous-produits chlorés, certains pays européens se sont engagés vers l'utilisation d'autres filières de traitement qui mettent en œuvre du charbon actif en poudre ou de l'ozone. Ces filières commencent à pénétrer le marché français.

Les rayonnements ultraviolets (UV) sont habituellement utilisés pour éliminer les micro-organismes par absorption ; la longueur d'onde germicide est de 253,7 nm (Morgan, 1989). Deux types de lampes UV sont couramment utilisées pour désinfecter les eaux de piscine, leur longueur d'onde d'émission les différenciant : lampes UV basse pression (254 nm), lampes UV moyenne pression (200 à 600 nm). Comme les rayonnements UV n'ont aucun pouvoir rémanent, il est nécessaire de compléter par un traitement par le chlore pour respecter la réglementation.

L'ozone est une molécule au fort potentiel oxydant et peut, par conséquent, être utilisé comme désinfectant ; mais, en raison de son instabilité, il est aussi nécessaire de compléter son action par l'utilisation du chlore.

Le charbon actif est connu pour adsorber de nombreux polluants et est largement utilisé dans le traitement de l'eau destinée à la consommation humaine. Dans les piscines, le charbon peut être utilisé de différentes manières : additionné au filtre à sable, en filtre complémentaire ou injecté dans le circuit de traitement de l'eau. Cependant, comme il n'a aucune propriété désinfectante, on l'utilise en traitement complémentaire à la désinfection par le chlore, dans le but d'éliminer les sous-produits de la chloration.

La plupart des piscines publiques de Paris utilisent le chlore pour la désinfection de l'eau de baignade, mais quelques-unes ajoutent un traitement complémentaire : UV, ozone ou charbon actif.

Tableau 1. Description des piscines parisiennes.
Description of the swimming pools park.

Nombre de piscines :	47
Nombre de piscines traitées par le chlore et les UV :	18
Nombre de piscines traitées par le chlore et le charbon actif :	10
Nombre de piscines traitées par le chlore et l'ozone :	5
Nombre de piscines traités par le chlore seul :	42
NB : les piscines dont les modalités de traitement de l'eau ont changé entre 2003 et 2011 sont comptées une fois dans chaque catégorie.	

Depuis 2003, les concentrations de chloramines (équivalent NCl_3) sont régulièrement déterminées dans l'atmosphère des piscines publiques de Paris ; depuis 2007, les niveaux en THM (CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 and CHBr_3) sont aussi mesurés dans l'eau et l'air intérieur des mêmes piscines. Lors de chaque campagne d'échantillonnage, le chlore combiné, le pH, la température de l'air et de l'eau et l'humidité relative sont relevés ; le nombre moyen de baigneurs dans le (ou les) bassin(s) est également noté.

Le premier objectif de cet article est de déterminer les liens entre les concentrations des différents sous-produits de la chloration de l'eau, mesurés dans l'air ou l'eau, et de déterminer les corrélations potentielles avec les paramètres environnementaux (pH, température de l'air et de l'eau, humidité relative, nombre de baigneurs). Notre second objectif est d'évaluer l'impact de la déchloration par les UV, de l'ozonation et de l'utilisation de charbon (en filtration ou injection) sur les concentrations en sous-produits de la chloration.

1. Matériels et méthodes

1.1. Description des piscines parisiennes

Les données techniques relatives au traitement de l'eau ont été recueillies auprès des directeurs d'établissement et auprès de la Direction de la Jeunesse et des Sports de la Ville de Paris (DJS) et sont résumées dans le tableau 1. Les analyses provenant de prélèvements d'air dans des piscines comportant plusieurs bassins avec des traitements de l'eau différents ont été exclues de l'analyse. Les corrélations ont été recherchées seulement dans les piscines à un seul bassin. Les prélèvements ont été réalisés dans les piscines en conditions habituelles de fonctionnement. La température de l'eau et de l'air, le pH de l'eau et le nombre de baigneurs présents dans le bassin ont été relevés lors de chaque campagne.

La fréquentation des bassins est standardisée au moyen du rapport v/w (nombre de baigneurs rapporté au volume du bassin).

Le rapport de mélange R représente l'humidité absolue de l'air d'une piscine. Il s'exprime en g d'eau par kg d'air sec. En situation normale, R se situe autour de 15 g/kg. Les variations du rapport de mélange signalent généralement l'existence d'un problème dans le traitement de l'air.

R a été calculé selon l'équation 1 :

$$R = 1000 \times (0,62198 \times e_w \times \text{HR}) / (100 \times P - \text{HR} \times e_w) \quad (1)$$

où HR = humidité relative (%), P = pression atmosphérique (pascal) et :

$$\ln e_w = A \times T^2 + B \times T + C + D/T + E \times \ln(T) \quad (2)$$

avec $A = 1,673952 \cdot 10^{-5}$; $B = -2,711193 \cdot 10^{-2}$; $C = 21,2409642$; $D = -6096,9385$; $E = 2,433502$; T = température de l'air (kelvin). Le rapport de mélange est exprimé en grammes d'eau par kilogramme d'air sec.

1.2. Prélèvements d'eau et analyses

Le chlore total et le chlore libre ont été mesurés (NF ISO 7313-2) *in situ* par la méthode colorimétrique à la DPD (N-N diethyl-p-phenylenediamine). Le chlore combiné est la différence entre le chlore total et le chlore libre.

Les échantillons d'eau pour l'analyse des THM ont été réalisés dans des flacons en verre de 72 ml à environ 20 cm sous la surface de l'eau et 100 μL de thiosulfate de sodium (70 g/L) ont été ajoutés pour neutraliser le chlore résiduel et stopper la formation de THM. Les flacons étaient scellés avec un bouchon en téflon et conservés à 4 °C jusqu'à l'analyse (NF EN ISO 10301-2).

Les THM (CHCl_3 , CHCl_2Br , CHClBr_2 et CHBr_3) étaient extraits de 60 mL d'eau par 6 mL de pentane, puis analysés par GC/MS (chromatographie gazeuse, Agilent 6890N, couplée à une spectroscopie de masse, Agilent 5973). La quantification des espèces était effectuée en mode SIM (*Selected Ion Monitoring*) avec calibration externe au moyen de six solutions étalons. Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ), exprimées en $\mu\text{g/L}$, étaient respectivement de : LD = 0,4 et LQ = 1,2 pour CHCl_3 et CHClBr_2 ; LD = 0,7 et LQ = 2,3 pour CHCl_2Br ; LD = 0,2 et LQ = 0,7 pour CHBr_3 . Les valeurs mesurées inférieures aux LQ étaient comptées comme LQ/2 et les valeurs inférieures aux LD comme LD/2.

1.3. Prélèvements d'air et analyses

Les échantillons d'air pour le dosage de NCl_3 ont été prélevés sur cassette porte-filtre contenant deux filtres QMA en fibres de quartz (préalablement lavés trois fois 10 minutes à l'eau ultra pure dans un bain d'ultrasons) imprégnés avec 500 μL d'une solution de carbonate de sodium (80 g/L) et de trioxyde de diarsenic (8 g/L). Le prélèvement était effectué à l'aide d'une pompe GilAir-5, au débit de 2 L/min, durant 2 heures, à une hauteur d'environ 1,50 m au-dessus du bassin. Après l'échantillonnage, les cassettes étaient emballées dans du papier aluminium et conservées à 4 °C jusqu'à l'analyse. L'analyse était réalisée conformément à la fiche METROPOL 007 de l'INRS. Pendant les prélèvements, les chloramines ont été réduites en ions chlorures par le trioxyde de diarsenic ; ces ions chlorures étaient extraits par l'eau ultra pure et analysés par électrophorèse capillaire (Agilent technologies) avec détection UV indirecte (286 nm). La quantification était assurée par calibration externe avec sept solutions étalons de chlorure préparées dans une solution de carbonate de sodium à 3,5 g/L. La limite de détection était de 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les échantillons d'air pour le dosage des THM ont été recueillis sur des tubes à désorption thermique en acier inoxydable (Perkin Elmer) garnis de 200 mg de Tenax® TA20/35 (Supelco), à l'aide de pompes SKC pocket, avec un débit régulé de 12 mL/min durant 2 heures et à une hauteur de 1,5 m environ au-dessus du bassin. Les tubes étaient fermés par deux écrous et stockés à 4 °C. Les THM étaient désorbés par flash thermique et reconcentrés par piège cryogénique puis injectés dans un chromatographe gaz *via* un gaz inerte. La détection était réalisée par spectroscopie de masse, en mode scan. L'identification des THM était fondée sur les temps de rétention, et leur quantification, réalisée en mode SIM, reposait sur une calibration externe avec cinq niveaux de concentration en THM. Ni limite de détection, ni limite de quantification n'ont été définies pour cette analyse, mais les THM ont été détectés dans 100 % des échantillons d'air.

1.4. Analyses statistiques

Les statistiques descriptives ont été réalisées avec EpiData Analysis®. La normalité des distributions a été testée par le test de normalité de Shapiro-Wilk à l'aide du logiciel R®. Les corrélations ont été établies à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman. Les comparaisons de moyennes ont été réalisées avec le test de Kruskal-Wallis (EpiData Analysis®).

2. Résultats et discussion

2.1. Statistique descriptive

Les statistiques globales sur les résultats d'analyses sont présentées dans le tableau 2. Les moyennes observées sont comparables aux données de la littérature, résumées dans le tableau 3.

Tableau 2. Statistiques descriptives globales.
Global descriptive statistics.

	N	Moyenne arithmétique (IC \pm 95%)	Ecart-type	Min	p5	p10	p25	Médiane	p75	p90	p95	Max	Test de Shapiro-Wilk (p value)
Chloramines air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	812	182,83 \pm 7,78	112,92	10	44,3	63	103	164	234,75	324,7	384,05	1150	< 0,01
TTHM air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	381	60,85 \pm 6,34	62,86	0	14	18	25	44	78,5	116,4	142	721	< 0,01
Chloroforme air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	381	50,99 \pm 5,49	54,49	0	11,1	15	21	36	66	99,8	123,8	641	< 0,01
Dichlorobromométhane air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	381	7,99 \pm 0,98	9,64	0	1	2	3	5	9	16,8	27,8	73	< 0,01
Dibromochlorométhane air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	381	1,77 \pm 0,22	2,12	0	0	0	1	1	2	4	5,9	18	< 0,01
Bromoforme air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	381	0,202 \pm 0,05	0,43	0	0	0	0	0	0	1	1	2	< 0,01
THM totaux eau ($\mu\text{g}/\text{L}$)	228	26,31 \pm 2,06	15,79	4	8	10	15	22	34	50,1	57	84	< 0,01
Chloroforme eau ($\mu\text{g}/\text{L}$)	228	21,95 \pm 1,83	13,98	2	5	8	12	18	28	43,1	50,55	74	< 0,01
Dichlorobromométhane eau ($\mu\text{g}/\text{L}$)	228	2,95 \pm 0,32	2,39	0	0	1	1	3	4	6	7	16	< 0,01
Dibromochlorométhane eau ($\mu\text{g}/\text{L}$)	228	1,15 \pm 0,12	0,78	0	0	0	1	1	1	2	3	5	< 0,01
Bromoforme eau ($\mu\text{g}/\text{L}$)	228	0,154 \pm 0,08	0,59	0	0	0	0	0	0	1	1	7	< 0,01
Chlore combiné (mg/L)	429	0,242 \pm 0,04	0,43	0	0	0	0	0	0	1	1	1	< 0,01

Tableau 3. Concentrations en THM et NCI₃, dans l'eau et l'air des piscines : données bibliographiques.
Literature values of THMs and NCI₃ concentrations in air and water of swimming pools.

Sous-produits de chloration (SPC)	Milieu	Moyenne ±SD (µg/m ³ ou µg/L)	Titre	Référence
NCI ₃	air	421	Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools	Héry et al., 1994
CHCl ₃	eau	70,5	Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalomethanes exposures during Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes	Lindstrom et al., 1997
CHCl ₃	air	145		
CHCl ₃	eau	33,7 ±9,6		
CHCl ₃	air	169,7 ±26,8		
NCI ₃	air	240 ±170	Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools	Massin et al., 1998
TTHM	air	58,0 ±22,1	Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools	Fantuzzi et al., 2001
TTHM	eau	39,8 ±21,7		
TTHM	eau	132,4	Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools	Chu and Nieuwenhuijsen, 2002
NCI ₃	air	500	Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air	Thickett et al., 2002
NCI ₃	eau	540	The determinants of prevalence of health complaints among young competitive swimmers	Lévesque et al., 2006
NCI ₃	air	340		
NCI ₃	air	560	Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers	Jacobs et al., 2007
Chlore combiné	eau	130 ±70	Contaminación del aire interior y del agua de baño en piscinas cubiertas de Guipúzcoa	Santa Marina et al., 2009
THM	eau	15,8 ±7,2		
Chlore total (± NCI ₃)	air	440 ±200		
CHCl ₃	air	22,0 ±13,47	Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of	Aprea et al., 2010
CHCl ₃	eau	36,8		
CHCl ₃	air	65		
TTHM	eau	41,4 ±30	Prevalence of ocular, respiratory and cutaneous symptoms in indoor swimming pool workers and exposure to disinfection by-products (DBPs)	Fantuzzi et al., 2010
Chlore combiné	eau	500 ±200		
TTHM	air	81,1 ±45,5	What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water	Richardson et al., 2010
NCI ₃	eau	680 ±250		
TTHM	eau	49,6 ±10,6		
NCI ₃	air	290 ±100		
TTHM	air	72,1 ±20,7	Short-term changes in respiratory biomarkers after swimming in a chlorinated pool	Front-Ribera et al., 2010
TTHM	air	74,1 ±23,7		
NHCl ₂	eau	430 ±100		
TTHM	eau	45,4 ±7,3	Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods	Lee et al., 2010
CHCl ₃	eau	20,9 ±13,2		
TTHM	eau	25,9	Determinants of chlorination by-products in indoor swimming pools	Bessonneau et al., 2011
Chlore combiné	eau	550		
NCI ₃	air	190		
TTHM	air	74,9		

Tableau 4. Valeurs limites françaises.

French limit values.

SPC	Origine			Dépassements
NCl ₃ air	AFSSET	Valeur limite	300 µg/m ³	12,70%
CHCl ₃ air	Code du Travail	Valeur limite exposition professionnelle	104 µg/m ³	0%
THM Totaux eau	AFSSET	Valeur limite	100 µg/L	0%
	AFSSET	Valeur guide	20 µg/L	56,40%
Chlore combiné	AFSSET	Valeur limite	0.6 mg/L	10,50%

Tableau 5. Coefficients de corrélation de Spearman entre sous-produits de la chloration.

Spearman correlation coefficients between CBPs.

	Chlore combiné	Chloramines	THM totaux air	THM totaux eau
Chlore combiné	-	0,153**	-0,332***	-0,208**
Chloramines	0,153**	-	0,528***	0,013
THM totaux air	-0,332***	0,528***	-	0,599***
THM totaux eau	-0,208**	0,013	0,599***	-

*p value<5% ; **p value<1% ; ***p value<1‰

L'interprétation des résultats obtenus en regard des valeurs limites du code du travail ou de la réglementation française sur les eaux de loisirs est présentée dans le tableau 4.

Les concentrations en THM totaux dans l'eau sont trop élevées par rapport à la valeur guide de 20 µg/L. Environ 13 % des teneurs en trichloramine dans l'air dépassent la valeur limite de 300 µg/m³ proposée par l'AFSSET (2010). La Valeur Limite d'Exposition Professionnelle (VLEP) pour le chloroforme dans l'air est toujours respectée, mais cette VLEP n'a pas été construite pour ce type d'exposition.

2.2. Corrélations

Les coefficients de corrélations de Spearman entre les concentrations des différents sous-produits de la chloration sont présentés dans le tableau 5.

Il existe une corrélation positive faible mais significative entre la concentration de chlore combiné dans l'eau et celle de NCl₃ dans l'air, ainsi qu'une corrélation négative significative entre le chlore combiné et les THM totaux dans l'eau et l'air. Le chlore combiné correspond aux chloramines organiques et minérales formées dans l'eau, aussi est-il logique d'observer une corrélation positive entre chlore combiné et NCl₃ dans l'air, la trichloramine étant la plus volatile des chloramines minérales. La liaison négative entre chlore combiné et THM totaux, dans l'eau

et dans l'air, mériterait d'être explorée plus avant, car on attend plutôt une liaison positive, puisque chlore combiné et THM sont formés par la réaction entre le chlore et les polluants organiques apportés par les baigneurs. Cependant, nous observons bien une forte corrélation positive entre les concentrations dans l'eau et dans l'air, comme cela a déjà été rapporté (Aggazzotti *et al.*, 1995, Bessonneau *et al.*, 2011). Nos résultats montrent aussi une relation positive significative entre les concentrations de NCl₃ et des THM dans l'air, les conditions de formation et de volatilisation de ces espèces étant probablement similaires.

Les coefficients de corrélations de Spearman entre sous-produits de la chloration et paramètres environnementaux sont présentés dans le tableau 6.

La fréquentation du bassin (standardisée par le rapport v/w) influence de façon positive et significative les niveaux de concentration des THM totaux dans l'eau et dans l'air, et de la trichloramine dans l'air. Ceci concorde avec les données publiées par ailleurs (Aggazzotti *et al.*, 1995 ; Aggazzotti *et al.*, 1998 ; Bessonneau *et al.*, 2011 ; Chu and Nieuwenhuijsen, 2002 ; Jacobs *et al.*, 2007 ; Weng *et al.*, 2011) qui montrent une liaison positive entre nombre de baigneurs et concentrations en sous-produits de la chloration. Il existe une relation, faible mais significativement positive, entre pH et chlore combiné. Cette liaison est probablement artificielle et peut s'expliquer par le fait que l'ajout de chlore au cours du traitement de l'eau augmente le pH et, en présence

Tableau 6. Coefficients de corrélation de Spearman entre sous-produits de la chloration et paramètres environnementaux.

Spearman correlation coefficients between CBPs and environmental parameters.

	Chlore combiné	Chloramines	THM totaux air	THM totaux eau
pH	0,140**	-0,020	-0,052	-0,105
Température de l'eau	-0,083	-0,056	0,035	0,028
Température de l'air	-0,043	0,006	0,056	0,063
Rapport v/w	0,016	0,237***	0,369***	0,200**
Rapport R	-0,030	0,436***	0,314***	0,156*

*p value<5% ; **p value<1% ;***p value<0,1%

de matière organique, augmente parallèlement la formation de chlore combiné. Au contraire de Bessonneau *et al.* (2011), nous n'avons pas observé de corrélation entre NCl_3 , température de l'air et pH, peut-être en raison d'un manque de précision de nos mesures. Le rapport de mélange R est significativement corrélé avec les concentrations de sous-produits de la chloration dans l'eau (THM) et l'air (THM et NCl_3). Un rapport R élevé traduit une présence importante d'eau dans l'air, ce qui est le signe d'une ventilation insuffisante qui permet l'accumulation des sous-produits de la chloration dans l'air. L'augmentation de la concentration des THM dans l'eau pourrait être la conséquence de leur mauvaise élimination par la ventilation, conduisant à leur faible volatilisation à partir de l'eau du bassin.

2.3. Effet de la déchloration par les UV

Les comparaisons de moyennes des concentrations en sous-produits de la chloration en fonction de l'utilisation ou non d'un système de déchloration par les UV sont présentées dans le tableau 7.

Dans les piscines utilisant un système de traitement de l'eau par les UV, les concentrations dans l'eau du chlore combiné sont significativement plus basses. Les concentrations, dans l'eau et dans l'air, de CHCl_3 et de CHCl_2Br sont significativement supérieures dans les mêmes piscines, tandis que les niveaux de CHBr_3 sont plus faibles. Le chloroforme étant le THM majoritaire, il en résulte que les THM totaux sont plus élevés, dans l'eau et l'air, dans les piscines utilisant les UV dans leur filière de traitement de l'eau. Ces résultats, diminution du chlore combiné et augmentation des THM, concordent avec ce qui a été observé dans les études recherchant l'impact des UV sur la qualité de l'eau (Liu *et al.*, 2006 ; Dotson *et al.*, 2010 ; Cassan *et al.*, 2006).

Cassan *et al.* (2006) ont émis plusieurs hypothèses pour expliquer cette augmentation des THM chlorés et la diminution des espèces bromées dans le cas de l'utilisation de lampes UV moyenne pression :

- l'action du rayonnement UV sur l'eau chlorée conduirait à la formation de radicaux libres (HO^\cdot , H^\cdot et Cl^\cdot), Cl^\cdot romprait les liaisons C-H et conduirait à la formation de THM chlorés à partir de la matière organique ;
- la photolyse du chlore combiné augmenterait la concentration en chlore actif, conduisant à plus de formation de CHCl_3 ;
- les UV augmenteraient la réactivité de la matière organique vis-à-vis du chlore, conduisant à une augmentation de la formation de THM.
- transformation progressive de CHBr_3 en CHCl_3 et CHCl_2Br par substitution d'un atome de brome par un atome de chlore ;
- moins d'énergie nécessaire pour rompre les liaisons Br-C que pour les liaisons Cl-C.

De nouvelles études seraient à réaliser afin de différencier les effets des lampes basse ou moyenne pression sur l'eau chlorée.

2.4. Effet de la filtration sur charbon actif

L'effet de l'utilisation du charbon actif est étudié par les comparaisons de moyennes des concentrations en sous-produits de la chloration présentées dans le tableau 8.

Les piscines qui utilisent le charbon actif, en filtration ou injection, montrent des concentrations en chlore combiné, en CHCl_3 dans l'eau significativement inférieures à celles rencontrées dans les établissements qui ne l'utilisent pas. La même tendance est observée pour la trichloramine, le chloroforme et les THM totaux dans l'air. À notre connaissance, il n'y a pas d'autre étude montrant les effets de l'utilisation du charbon actif sur la qualité de l'eau et de l'air des piscines. Des études supplémentaires seraient à conduire afin d'examiner s'il y a des effets différenciés selon que le charbon actif est utilisé en filtration ou en injection.

Tableau 7. Comparaisons des niveaux moyens de SPC sans ou avec déchloramination UV.

Comparisons of CBPs mean values with or without UV dechlorination.

Milieu	SPC	Traitement	N	Moyenne arithmétique	p value
AIR	NCl ₃	Chlore	488	192,4	NS
		Chlore + UV	153	190,27	
	THM totaux	Chlore	216	48,24	<0,01
		Chlore + UV	65	116,83	
	CHCl ₃	Chlore	216	40,05	<0,01
		Chlore + UV	65	97,88	
	CHCl ₂ Br	Chlore	216	6,21	<0,01
		Chlore + UV	65	16,95	
	CHClBr ₂	Chlore	216	1,8	NS
		Chlore + UV	65	2	
	CHBr ₃	Chlore	216	0,278	<0,01
		Chlore + UV	65	0,0615	
EAU	Chlore combiné	Chlore	277	0,329	<0,01
		Chlore + UV	118	0,0763	
	THM totaux	Chlore	136	23,34	<0,01
		Chlore + UV	60	38,85	
	CHCl ₃	Chlore	136	19,26	<0,01
		Chlore + UV	60	33,15	
	CHCl ₂ Br	Chlore	136	2,57	<0,01
		Chlore + UV	60	4,45	
	CHClBr ₂	Chlore	136	1,18	NS
		Chlore + UV	60	1,23	
	CHBr ₃	Chlore	136	0,199	0,015
		Chlore + UV	60	0,0333	

Tableau 8. Comparaisons des niveaux moyens de SPC sans ou avec charbon actif.

Comparisons of CBPs mean values with or without use of charcoal.

Milieu	SPC	Traitement	N	Moyenne arithmétique	p value
AIR	NCl ₃	Chlore	488	192,4	<0,01
		Chlore + CA	31	139,13	
	THM totaux	Chlore	216	48,24	<0,01
		Chlore + CA	29	41,31	
	CHCl ₃	Chlore	216	40,05	<0,01
		Chlore + CA	29	28,66	
	CHCl ₂ Br	Chlore	216	6,21	NS
		Chlore + CA	29	9,17	
	CHClBr ₂	Chlore	216	1,8	NS
		Chlore + CA	29	3,03	
	CHBr ₃	Chlore	216	0,278	NS
		Chlore + CA	29	0,379	
EAU	Chlore combiné	Chlore	277	0,329	<0,05
		Chlore + CA	16	0,0625	
	THM totaux	Chlore	136	23,34	<0,01
		Chlore + CA	19	12,84	
	CHCl ₃	Chlore	136	19,26	<0,01
		Chlore + CA	19	9,11	
	CHCl ₂ Br	Chlore	136	2,57	NS
		Chlore + CA	19	2,37	
	CHClBr ₂	Chlore	136	1,18	NS
		Chlore + CA	19	1,21	
	CHBr ₃	Chlore	136	0,199	NS
		Chlore + CA	19	0,0526	

Tableau 9. Comparaisons des niveaux moyens de SPC sans ou avec ozone.

Comparisons of CBPs mean values with or without use of ozone.

Milieu	SPC	Traitement	N	Moyenne arithmétique	p value
AIR	NCl ₃	chlore	488	192,4	0,05
		chlore + ozone	25	156,12	
	THM totaux	chlore	216	48,24	NS
		chlore + ozone	22	52,05	
	CHCl ₃	chlore	216	40,05	NS
		chlore + ozone	22	48,05	
	CHCl ₂ Br	chlore	216	6,21	<0,01
		chlore + ozone	22	3,18	
	CHClBr ₂	chlore	216	1,8	NS
		chlore + ozone	22	0,955	
	CHBr ₃	chlore	216	0,278	NS
		chlore + ozone	22	0,136	
EAU	Chlore combiné	chlore	277	0,329	NS
		chlore + ozone	18	0,167	
	THM totaux	chlore	136	23,34	NS
		chlore + ozone	13	19,15	
	CHCl ₃	chlore	136	19,26	NS
		chlore + ozone	13	17,15	
	CHCl ₂ Br	chlore	136	2,57	<0,01
		chlore + ozone	13	0,769	
	CHClBr ₂	chlore	136	1,18	<0,01
		chlore + ozone	13	0,462	
	CHBr ₃	chlore	136	0,199	NS
		chlore + ozone	13	0,385	

2.5. Effet de l'ozone

L'effet du traitement de l'eau de piscine par l'ozone et le chlore est étudié par les comparaisons de moyennes des concentrations en sous-produits de la chloration, présentées dans le tableau 9.

Les concentrations en trichloramine et CHCl₂Br dans l'air, et de CHCl₂Br et CHClBr₂ dans l'eau, sont significativement plus basses dans les piscines traitées par ozone plus chlore. Ces résultats sont en contradiction avec ceux de Lee *et al.* (2010) qui montrent une diminution significative des THM totaux dans l'eau traitée de la même façon. Il est probable que notre échantillon de piscines traitées à l'ozone est de trop petite taille pour que l'on observe plus de différences.

Conclusion

Depuis plusieurs années, la trichloramine dans l'air (2003), les trihalométhanes dans l'eau et dans l'air (2007) sont régulièrement surveillés dans les piscines couvertes parisiennes.

Dans l'eau, seulement 10,5 % des teneurs en chlore combiné ne respectent pas la valeur de 0,6 mg/L fixée par la réglementation. Les concentrations en chlore combiné sont liées au pH de l'eau. Toutes les mesures de THM totaux sont inférieures à la valeur limite de 100 µg/L de l'AFFSET. Cependant, dans 50 % des cas, la valeur guide 20 µg/L est dépassée. Selon l'ANSES, qui a analysé une partie de nos données (ANSES, 2015), le type de bassin et le débit de recirculation de l'eau sont les variables explicatives les plus significatives pour les concentrations en chlore combiné, en chlore libre, en chlore total et en THM. Il est probable, par ailleurs, que l'origine et les qualités physico-chimiques de l'eau de distribution publique qui alimente un établissement ont une influence sur les concentrations en sous-produits de la chloration (en particulier la teneur en bromures pour les THM). Malheureusement, nous ne possédons pas ce type d'informations.

Dans l'air, environ 13 % des concentrations de NCl₃ dans l'atmosphère des piscines publiques parisiennes dépassent la valeur limite française de 300 µg/m³, proposée par l'AFFSET (2010). La plupart du temps, ces dépassements sont dus à des défaillances des systèmes de traitement de l'air.

Les concentrations en THM dans l'eau et l'air et NCl_3 dans l'air sont liées à la fréquentation (v/w) et au rapport de mélange. Des corrélations positives sont observées entre les concentrations de chlore combiné dans l'eau et de NCl_3 dans l'air ; entre les niveaux de THM totaux dans l'eau et l'air et entre NCl_3 et THM dans l'air. Des corrélations négatives sont observées entre chlore combiné et niveaux de THM dans l'eau et l'air.

Cette étude montre que l'utilisation des UV permet une diminution du chlore combiné. Malheureusement, cela s'accompagne d'une augmentation des concentrations en THM (chloroforme en particulier), dans l'eau et dans l'air. L'utilisation du charbon actif, en filtration ou injection, semble une option plus satisfaisante, conduisant à des teneurs abaissées en chlore combiné et en THM dans l'eau et en NCl_3 et THM dans l'air, comme cela a été confirmé par ailleurs (Laurent et Beaubestre, 2011). Dans les piscines à l'ozone, on n'observe pas de réduction des THM dans l'eau ; dans l'air, les teneurs en trichloramine sont inférieures mais pas celles des THM (à l'exception de CHCl_2Br). Ces résultats sont cependant à examiner avec prudence compte tenu du petit nombre d'établissements concernés.

Quel que soit le type de traitement de l'eau, la qualité de l'air des piscines est complètement tributaire du système de traitement d'air et de son bon fonctionnement. Il est cependant difficile de mettre en relation nos données analytiques avec les paramètres des systèmes de traitement de l'air des piscines parisiennes, car si l'on peut disposer des schémas théoriques des systèmes installés, il est très difficile de récupérer des données fiables sur les paramètres de fonctionnement (débits d'air, pourcentage d'air neuf, etc.).

Les travaux menés dans le cadre de cette étude, ainsi que l'expérience du Laboratoire d'Hygiène dans ce domaine, permettent de dégager quelques axes d'amélioration :

La maîtrise des ajouts de réactifs au niveau de la filière de traitement est en faveur d'une meilleure qualité de l'eau, de même que le maintien d'une teneur en chlore libre actif constante.

Au regard des effets potentiels d'une exposition chronique aux THM, leur concentration dans l'air intérieur des établissements de natation devrait être réglementée (AFSSET, 2010).

Avant la mise en place de traitement complémentaire, il y a lieu de porter une attention particulière à l'étape de filtration et au choix du média filtrant.

Depuis 2012, pour répondre aux recommandations d'une circulaire de l'ARS-DT75¹, la surveillance mise en place en collaboration avec la DJS a été renforcée : dans les piscines utilisant la technologie UV pour lutter contre les chloramines, les mesures atmosphériques (chloramines et THM) sont réalisées deux fois par an, et des mesures de THM dans l'eau sont effectuées 1 fois par mois.

Une réflexion doit être menée sur le maintien, à 0,6 mg/L, de la teneur réglementaire en chlore combiné, assimilé aux chloramines. Même si le chlore combiné est corrélé aux teneurs en trichloramine, les concentrations de trichloramine ne représentent au maximum que 20 % de celles du chlore combiné. Cependant, les sous-produits de chloration qui constituent les 80 % restants du chlore combiné demeurent mal identifiés et mal connus. Des recherches sur ces sous-produits seraient d'un grand intérêt.

Au plan sanitaire, la qualité de l'eau d'une piscine est indissociable de celle de l'atmosphère du hall de bassin. Or, si une attention particulière est souvent portée au suivi de la filière de traitement de l'eau des bassins, il n'en est pas de même en ce qui concerne la Centrale de Traitement de l'Air (CTA) des halls de bassin. Ainsi, la mesure périodique de la température et de l'humidité autour des bassins permettrait à l'exploitant d'estimer la teneur en vapeur d'eau (g/Kg d'air sec) qui est souvent un indicateur de renouvellement d'air insuffisant quand une valeur de l'ordre de 16 g/Kg d'air sec est atteinte ou dépassée. De même, un suivi régulier des débits de ventilation et d'air neuf, ainsi qu'un contrôle des CTA seraient des outils pertinents de gestion de la qualité de l'air.

Les auteurs souhaitent exprimer leur reconnaissance à la Direction de la Jeunesse et des Sports de la Ville de Paris (DJS), spécialement Monsieur Alain TEIXEIRA et les directeurs des piscines, pour nous avoir fourni les informations techniques sur l'ensemble des établissements parisiens. Nous remercions aussi les techniciens du Service Municipal d'Actions de Salubrité et d'Hygiène (SMASH) et du Département des Pollutions Physico-Chimiques de l'Environnement (DPPCE) pour la réalisation des prélèvements et des analyses.

(1) Délégation Territoriale pour Paris de l'Agence Régionale de Santé d'Ile-de-France.

Références bibliographiques

AFSSET. (2010). Évaluation des risques sanitaires liés aux piscines. Partie 1 : piscines réglementées. Édition scientifique, juin.

Aggazzotti G, Fantuzzi G, Tartoni PL. (1990). Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. *Arch. Environ. Health*, n° 45, p. 175-179.

Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E. (1993). Chloroform in alveolar air of individuals attending indoor swimming pools. *Arch. Environ. Health*, n° 48, p. 250-254.

Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E. (1995). Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *J. Chromatogr.*, n° A 710, p. 181-190.

Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E. *et al.* (1998). Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalométhanes in indoor swimming pools. *Sci. Total Environ.*, n° 217, p. 155-163.

ANSES. (2015). Efficacité et innocuité des déchloramineurs équipés de lampes à rayonnements ultra-violet mis en œuvre dans les piscines à usage collectif.

Aprea MC, Banchi B, Lunghini L. *et al.* (2010). Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. *Nat. Sci.*, n° 2, p. 68-78.

Article D1332-4 du Code de la Santé Publique.

Bernard A, Carbonnelle S, Michel O. *et al.* (2003). Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools. *Occup. Environ. Med.*, n° 60, p. 385-394.

Bernard A, Carbonnelle S, de Burbure C. *et al.* (2006). Chlorinated pool attendance, atopy, and the risk of asthma during childhood. *Environ. Health Perspect.*, n° 114, p. 1567-1573.

Bernard A, Carbonnelle S, Dumont X. *et al.* (2007). Infant swimming practice, pulmonary epithelium integrity, and the risk of allergic and respiratory diseases later in childhood. *Pediatrics*, n° 119, p. 1095-1103.

Bernard A, Nickmilder M, Voisin C. *et al.* (2009). Impact of chlorinated swimming pool attendance on the respiratory health of adolescents. *Pediatrics*, n° 124, p. 1110-1118.

Bessonneau V, Derbez M, Clément M. *et al.* (2011). Determinants of chlorination by-products in indoor swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, n° 215, p. 76-85.

Caro J, Gallego M. (2007). Assessment of exposure of workers and swimmers to trihalométhanes in an indoor swimming pool. *Environ. Sci. Technol.*, n° 41, p. 4793-4798.

Caro J, Gallego M. (2008). Alveolar air and urine analyses as biomarkers of exposure to trihalométhanes in an indoor swimming pool. *Environ. Sci. Technol.*, n° 42, p. 5002-5007.

Cassan D, Mercier B, Castex F. *et al.* (2006). Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool. *Chemosphere*, n° 62, p. 1507-1513.

Chu H, Nieuwenhuijsen, MJ. (2002). Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*, n° 59, p. 243-247.

Dotson AD, Keen VS, Metz D. *et al.* (2010). UV/H₂O₂ treatment of drinking water increases post-chlorination DBP formation. *Water Res.*, n° 44, p. 3703-3713.

Erdinger L, Kühn KP, Kirsk F. *et al.* (2004). Pathways of trihalométhanes uptake in swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, n° 207, p. 571-575.

Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. *et al.* (2001). Occupational exposure to trihalométhanes in indoor swimming pools. *Sci. Total Environ.*, n° 264, p. 257-265.

Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. *et al.* (2010). Prevalence of ocular, respiratory and cutaneous symptoms in indoor swimming pool workers and exposure to disinfection by-products (DBPs). *Int. J. Environ. Res. Public Health*, n° 7, p. 1379-1391.

Fiche MétroPol 007, INRS, (2007). Trichlorure d'azote et autres composés chlorés.

Front-Ribera L, Kogevinas M, Zock JP. *et al.* (2010). Short-term changes in respiratory bio-markers after swimming in a chlorinated pool. *Environ. Health Perspect.*, n° 118, p. 1538-1544.

Héry M, Hecht G, Gerber JM. *et al.* (1995). Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Ann. Occup. Hyg.*, n° 39, p. 427-439.

Hinckley AF, Bachand AM, Reif JS. (2005). Late pregnancy exposures to disinfection by-products and growth-related birth outcomes. *Environ. Health Perspect.*, n° 113, p. 1808-1813.

Jacobs JH, Spaan S, van Roy, GB. *et al.* (2007). Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur. Respir. J.*, n° 29, p. 690-698.

Kim H, Shim J, Lee S. (2002). Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water. *Chemosphere*, n° 46, p. 123-130.

Kogevinas M, Villanueva CM, Front-Ribera L. *et al.* (2010). Genotoxic effects in swimmers exposed to disinfection by-products in indoor swimming pools. *Environ. Health Perspect.*, n° 118, p. 1531-1537.

Laurent AM, Beaubestre C. (2008). Étude de la qualité de l'eau et de l'air de cinq piscines parisiennes utilisant des filières de traitement de l'eau différentes. Convention du 27 novembre avec la DGS.

Lee J, Jun MJ, Lee MH. *et al.* (2010). Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, n° 213, p. 465-474.

Lévesque B, Duchesne JF, Gingras S. (2006). The determinants of prevalence of health complaints among young competitive swimmers. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, n° 80, p. 32-39.

Li J, Blatchley III ER. (2007). Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools. *Environ. Health Perspect.*, n° 69, p. 67-71.

Lindstrom AB, Pleil JD, Berkoff DC. (1997). Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalométhanes exposures during competitive swimming training. *Environ. Health Perspect.*, n° 105, p. 636-642.

Liu W, Cheung LM, Yang X. *et al.* (2006). THM, HAA and CNCl formation from UV irradiation and chlor(am)ination of selected organic waters. *Water Res.*, n° 40, p. 2033-2043.

Massin N, Bohadana AB, Wild P. *et al.* (1998). Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*, n° 55, p. 258-263.

Morgan R. (1989). UV "green" light disinfection. *Dairy Indust. Int.*, n° 54, p. 33-35.

Morris RA, Audet AM, Angelillo IF. *et al.* (1992). Chlorination, chlorination by-products, and cancer: a meta-analysis. *Am. J. Public Health*, n° 82, p. 955-963.

NF EN ISO 10301-2, AFNOR. (1997). Water quality – Determination of highly volatile halogenated hydrocarbons – Gas-chromatographic methods.

NF ISO 7393-2, AFNOR. (2000). Water quality – Determination of free chlorine and total chlorine – Part2: colorimetric method using N,N-diethyl-1,4-phenylenediamine, for routine control purposes.

Nieuwenhuijsen MJ, Toledano MB, Eaton NE. *et al.* (2000). Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review. *Occup. Environ. Med.*, n° 57, p. 73-85.

Richardson SD, DeMarini DM, Kogevinas M. *et al.* (2010). What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environ. Health Perspect.*, n° 118, p. 1523-1530.

Thickett KM, McCoach JS, Gerber JM. *et al.* (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *Eur. Respir. J.*, n° 19, p. 827-832.

Villanueva CM, Cantor KP, Grimalt JO. *et al.* (2007). Bladder cancer and exposure to water disinfection by-products through ingestion, bathing, showering, and swimming in pools. *Am. J. Epidemiol.*, n° 165, p. 148-156.

Voisin C, Sardella A, Marcucci F. *et al.* (2010). Infant swimming in chlorinated pools and the risks of bronchiolitis, asthma and allergy. *Eur. Respir. J.*, n° 36, p. 41-47.

Weaver WA, Li J, Wen Y. *et al.* (2009). Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. *Water Res.*, n° 43, p. 3308-3318.

Weisel CP, Richardson SD, Nemery B. *et al.* (2008). Childhood asthma and environmental exposures at swimming pools: state of the science and research recommendations. *Environ. Health Perspect.*, n° 117, p. 500-507.

Weng SC, Weaver WA, Afifi MZ. *et al.* (2011). Dynamics of gas-phase trichloramines (NCl₃) in chlorinated, indoor swimming pool facilities. *Indoor Air*, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0668.2011.00710.x>

Zwiener C, Richardson SD, De Marini DM. *et al.* (2007). Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environ. Sci. Technol.*, n° 41, p. 363-373.