

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.03.010

饮用水中消毒副产物健康风险及预测模型

朱海燕¹, 苏广宁², 谭志科¹, 黄迪舜¹

(1. 广州市白云区疾病预防控制中心, 广东 广州 510445; 2. 广东省疾病预防控制中心, 广东 广州 511430)

摘 要: 对以广州市流溪河为水源的供水系统中9种亚硝胺(NAs)以及三氯甲烷(TCM)和四氯化碳(TTCM)共11种消毒副产物(DBPs)进行污染调查,对多途径暴露于DBPs的健康风险及以伤残调整生命年(DALYs)为量化指标的疾病负担进行蒙特卡洛模拟,以常规水质指标为自变量建立DBPs浓度的多元线性回归(MLR)预测模型。结果表明,主要检出N-亚硝基二甲胺(NDMA)、N-亚硝基二乙胺(NDEA)和TCM三种DBPs,TCM和总亚硝胺浓度均值分别为19.59 $\mu\text{g/L}$ 、5.54 ng/L 。居民暴露于DBPs的总致癌风险中值为 6.92×10^{-6} ,所致肝癌人均DALYs损失中值为 1.05×10^{-6} 人/a,高于世界卫生组织(WHO)参考限值(10^{-6} 人/a),占2019年全球疾病负担(GBD)研究中我国肝癌人均DALYs损失的0.03%,DALYs损失主要由饮水暴露产生,45~64岁人群个体健康损失风险最高。MLR预测模型显示,以管网水中DBPs作为水质参数的函数, R^2 值为0.817。为降低供水系统中的DBPs风险,需重点监管流溪河沿岸生活源、养殖场及皮革加工等排废现象。

关键词: 饮用水; 消毒副产物; 健康风险; 伤残调整生命年

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)03-0065-07

Health Risk and Predictive Model of Disinfection By-products in Drinking Water

ZHU Hai-yan¹, SU Guang-ning², TAN Zhi-ke¹, HUANG Di-shun¹

(1. Guangzhou Baiyun Center for Disease Control and Prevention, Guangzhou 510445, China;
2. Guangdong Center for Disease Control and Prevention, Guangzhou 511430, China)

Abstract: The pollution of 11 disinfection by-products (DBPs), including 9 nitrosamines (NAs), trichloromethane (TCM) and tetrachloromethane (TTCM), in the water supply system with Liuxi River as the water source in Guangzhou was investigated. Monte Carlo simulation was carried out for the health risks of multi-pathway exposure to DBPs and the burden of disease quantified by disability-adjusted life years (DALYs). A multiple linear regression (MLR) model for DBPs concentration prediction was established using conventional water quality indicators as the independent variable. Three DBPs, namely N-nitrosodimethylamine (NDMA), N-nitrosodiethylamine (NDEA), and TCM, were mainly detected. The average concentrations of TCM and total nitrosamine were 19.59 $\mu\text{g/L}$ and 5.54 ng/L respectively. The median total cancer risk for residents exposed to DBPs was 6.92×10^{-6} , and the median per capita DALYs loss attributed to liver cancer was 1.05×10^{-6} persons/a, which exceeded the reference limit set by the World Health Organization (WHO) (10^{-6} persons/a). In the 2019 Global Burden of Disease (GBD) study,

基金项目: 广州市白云区医疗卫生科技计划项目(2020-YL-019)

the per capita DALYs loss of liver cancer in China accounted for 0.03%, and DALYs loss was mainly caused by exposure to drinking water, with the highest risk of individual health loss being among people aged 45–64. The MLR prediction model had the R^2 value of 0.817 with DBPs in pipe network water as a function of water quality parameters. To mitigate the risk of DBPs in the water supply system, it is essential to focus on monitoring the wastewater discharged from domestic sources, livestock farms, and leather processing facilities along the Liuxi River.

Key words: drinking water; disinfection by-products; health risk; disability-adjusted life years

饮用水消毒技术始于19世纪初,自1974年在荷兰等地饮用水中首次检出三卤甲烷等含碳消毒副产物(DBPs)后,迄今为止已超过800余种DBPs被报道^[1],备受关注的有三卤甲烷、卤乙酸、卤乙腈、卤代酮、卤代醛和亚硝胺(NAs)等,国际癌症机构(IARC)和US EPA的综合风险信息系统(IRIS)判定大部分DBPs具有不同程度的致癌性。流行病学研究表明,三氯甲烷(TCM)和四氯化碳(TTCM)可增大膀胱癌的发病率^[1-2];NAs作为一类新兴DBPs,可引发肝癌、膀胱癌和食管癌等多种肿瘤^[3],亦可引起神经退行性病变^[4]。Pan等人^[2]报道我国35个主要城市供水系统出厂水中TCM浓度均值为12.67 $\mu\text{g/L}$,Bei等人^[5]报道我国44个城市自来水中9种NAs的检出率和浓度均值分别为95.95%、28.16 ng/L ,均显著高于US EPA的“不受管制的污染物监测规则2”(UCMR2)结果。我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中规定TCM和TTCM的限值分别为60、2 $\mu\text{g/L}$,并首次在附录中增加了N-亚硝基二甲胺(NDMA);上海、张家口和深圳等地自2018年起相继在饮用水地方标准非常规指标中增加了NDMA。TCM、TTCM作为典型含碳DBPs被监管已久,其中TCM检出率及检出浓度普遍较高^[2],而NAs作为新发现的含氮DBPs,具有比含碳DBPs更强的遗传毒性和“三致”效应^[3],近年来开始受到关注。

广州市饮用水源有西江、东江、北江和流溪河,其中流溪河是广州市区战略备用水源及花都与白云等地区部分镇主要饮用水来源。笔者对以流溪河为水源的供水系统中11种DBPs(包括9种NAs、TCM和TTCM)进行了检测,统计蒙特卡洛模拟的多途径暴露下的终生癌症风险(LCR)及以伤残调整生命年(DALYs)为风险单位的疾病负担^[6],并采用多元线性回归法预测常规水质指标与DBPs的关系,

以期为饮用水风险管理和控制提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 样品采集与保存

于2021年7月和10月及2022年1月和5月对以流溪河为水源的供水系统原水、出厂水和管网水进行采样检测,每次采集原水及出厂水各1份、管网水28份(包括22份末梢水和6份二次供水)。供水系统的水处理工艺为:混凝-沉淀-过滤-消毒,消毒剂为次氯酸钠,原水未经预氯化处理。水样的采集及保存按《生活饮用水标准检验方法 水样的采集与保存》(GB/T 5750.2—2006)执行;用于检测NAs的水样,采集后需加入100 mg/L 硫代硫酸钠,并避光冷藏保存。

1.2 主要仪器和试剂

Agilent 7890B 气相色谱仪, Agilent 7890A/5975C 气质联用仪。9种NAs混合标准溶液,包括:NDMA、N-亚硝基二乙胺(NDEA)、N-亚硝基二丁胺(NDBA)、N-亚硝基二丙胺(NDPA)、N-亚硝基二苯胺(NDPhA)、N-亚硝基吗啉(NMOR)、N-亚硝基甲基乙基胺(NEMA)、N-亚硝基哌啶(NPIP)和N-亚硝基吡咯烷(NPYR),2 000 mg/L ;氘代N-二甲基亚硝胺(NDMA-D6),1 000 mg/L ;氘代N-二丙基亚硝胺(NDPA-D14),1 000 mg/L ,以上购自o2si公司。TCM(6.01 mg/L)和TTCM(0.202 mg/L)混合标准溶液购自中国计量科学研究院。

1.3 检测项目与方法

TCM、TTCM及其他常规水质指标检测:按GB/T 5750—2006执行。NAs检测:样品前处理及检测方法详见文献^[7],标准曲线线性范围为10~150 ng/L ,相关系数均大于0.99,检出限范围为1.06~6.30 ng/L ,相对标准偏差 $\leq 11\%$,除NDPhA回收率较低(35%左右)外,其余8种NAs的回收率范围为77%~124%,

满足EPA 521方法要求。

1.4 健康风险评估方法

根据US EPA推荐的有机污染物风险评估指南(RAGS),对DBPs经饮水摄入、皮肤吸收和吸入等途径的日均暴露量(分别记作 CDI_{oral} 、 CDI_{der} 、 CDI_{inh})进行估算,公式如下:

$$CDI_{oral} = \frac{C_w \times IR \times EF \times ED \times \beta_{oral}}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$CDI_{der} = (C_w \times 2FA \times K_p \sqrt{\frac{6\tau \times t}{\pi}} \times EV \times ED \times EF \times SA \times \beta_{der}) / (BW \times AT) \quad (2)$$

$$CDI_{inh} = (C_w \times HCL \times R_{inh} \times EF \times EV \times t \times ED \times \beta_{inh}) / [R \times (T + 273.16) \times BW \times AT] \quad (3)$$

式中: C_w 为以流溪河为水源的供水系统管网水中DBPs浓度均值,ng/L;IR为饮水率,L/d;EF为暴露频率,取值为365 d/a;ED为暴露年数,a;BW为体质量,kg;AT为平均效应时间,d;FA为吸收水的比例; K_p 为DBPs的皮肤渗透系数,cm/h; τ 为洗澡滞后时间,h; t 为洗澡时间,h;EV为日均沐浴次数,取值为1;SA为皮肤表面积,m²;HCL为亨利常数,数值参考文献[2]和[8]; R_{inh} 为呼吸速率,m³/d; T 为温度,K; R 为气体常数; β 为转换系数。参数 t 、IR、BW、SA、EV和 R_{inh} 的数据取自《中国人群暴露参数手册》中的广东地区数据,ED值取自2022年广东统计年鉴,FA、 K_p 和 τ 的取值参考RAGS指南。

通过式(4)和(5)计算各途径暴露的癌症风险(LCR),其中致癌斜率因子(SF)参考IRIS和IARC系统,IUR为吸入单位风险。总癌症风险(TLCR)的计算方法见式(6),其中, i 为不同DBPs, j 代表暴露途径。依据US EPA推荐的风险判定规则:LCR>10⁻⁴时,存在超额致癌风险;LCR介于10⁻⁶~10⁻⁴时,风险尚可接受;LCR<10⁻⁶时,风险不明显。

$$LCR_{oral/der} = CDI_{oral/der} \times SF \quad (4)$$

$$LCR_{inh} = \frac{C_w \times HCL \times EF \times EV \times t \times ED}{R \times (T + 273.16) \times AT} \times IUR \quad (5)$$

$$TLCR = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n LCR_{ij} \quad (6)$$

1.5 疾病负担估计

目前有关NAs的癌症流行病学研究数据不足,

通过查阅IRIS动物致癌性数据库,确定肝癌为NDMA和NDEA的疾病终点,将DBPs的致癌风险与两阶段疾病模型^[9]相结合计算DALYs、YLLs(过早死亡损失年)和YLDs(因发病所致失能损失年):

$$YLLs = \sum N_m P_m (1 - S_m) (e_m^* - T_D) \quad (7)$$

$$YLDs = \sum_{m,n} N_m P_m [(1 - S_m) \times DW_n \times L_n + S_m \times DW_n \times L_n] \quad (8)$$

$$DALYs = YLLs + YLDs \quad (9)$$

式中: m 为年龄段,划分为4个年龄段,即0~14、15~44、45~64、≥65岁; N 为人口数,基于第七次人口普查广州地区数据; P 为肝癌年发病率, S 为肝癌生存率^[3],结合癌症风险估计值与广州市肿瘤登记处数据^[10]及人口死亡信息登记管理系统中广州地区数据^[11]进行估算; DW 为失能权重^[2-3]; L 为病程持续时间; n 为肝癌疾病阶段,分为诊断和初步治疗期、治疗控制期、终末期前和终期; T_D 为死亡经历的病程时间^[2,9]; e_m^* 为标准预期寿命,取自GBD中国地区数据。

1.6 统计学分析

采用Matlab R2018b软件进行数据检验和Box-Cox转换,采用单因素方差分析、Kruskal-Wallis H和Friedman分析时, $p < 0.05$ 表示差异有统计学意义。当DBPs未检出时,用1/2方法检出限参与计算。采用Oracle Crystal Ball 11.1.2.4.000蒙特卡洛模拟软件对致癌风险和疾病负担进行10 000次随机模拟。

2 结果与讨论

2.1 供水系统中DBPs检出情况

120份水样中检出的DBPs及浓度均值如下:TCM为19.59 μg/L、NDMA为3.58 ng/L、NDEA为0.88 ng/L、NDBA为1.08 ng/L,TCM的浓度范围为ND~52.60 μg/L,NAs浓度范围为ND~27.63 ng/L(均值为5.54 ng/L),NAs浓度主要由NDMA贡献(占比为64.62%),TTCM检出率(1.67%)及浓度(0.10 μg/L)均较低,下文中不做进一步讨论。本次检测到的TCM、TTCM和NDMA浓度均未超出GB 5749—2022中的限值。

不同季节及不同水样中DBPs检出情况见图1。TCM与NDMA在出厂水中的检出浓度(19.10 μg/L和9.63 ng/L)均大于水源水(ND、2.22 ng/L),进入输送管道后,TCM浓度增大(20.30 μg/L),NDMA浓

度降低(3.41 ng/L),TCM、NDMA和NAs在4种水样中的浓度差异具有统计学意义。TCM和NAs的平均浓度均表现为夏季最高(26.37 $\mu\text{g/L}$ 和6.66 ng/L)、冬季最低(9.97 $\mu\text{g/L}$ 和4.52 ng/L),仅TCM和NDEA的平均浓度在4个季节的差异具有统计学意义。

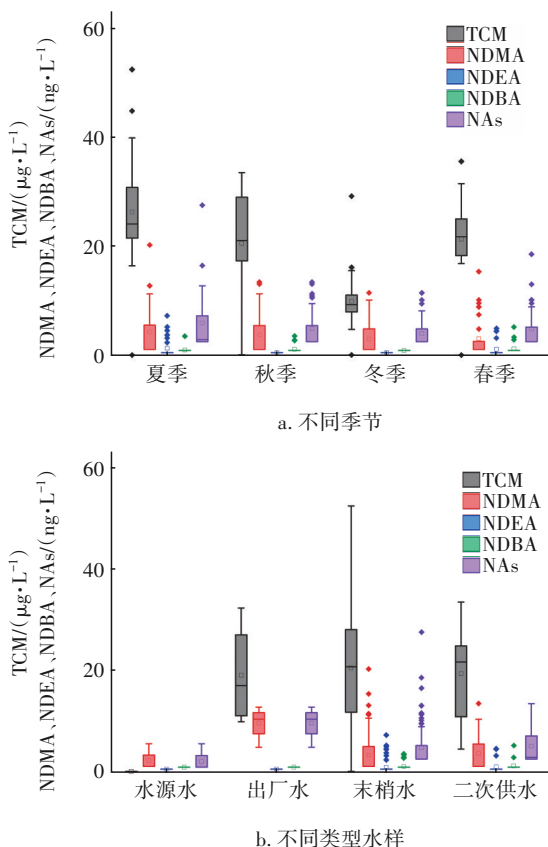


图1 DBPs在不同季节和不同类型水样中的检出情况

Fig.1 DBPs varied in different seasons and different water samples

供水系统出厂水中TCM的检出浓度均值是2014年中国35个城市出厂水中TCM浓度调查结果^[2]均值的1.54倍,而NAs在水源水、出厂水和管网水中的检出浓度(分别为3.68、11.09和5.40 ng/L)明显低于2016年中国44个城市NAs调查结果^[5]均值(86.76、20.90和28.16 ng/L)。对于不同类型水样,NAs在出厂水中的检出浓度最高,NDMA从水厂进入配送管网后,其浓度大幅降低(降幅约为64.60%),原因可能是在配送管网中存在NDMA生物降解菌株^[12]。NDEA和NDBA只在管网水中检出,推测管道设施释放的此类前体物与残余消毒剂反应所致。由图1(a)可见,NAs在高温季节污染最严重,气温高时,需加大消毒剂投量以控制藻类及微生物的增长^[13],pH为7~8时,NDMA产量与温度

呈正相关,pH为8~9时呈负相关^[14],而本供水系统水样pH处在7~8的比例较高(79.17%);与此同时,TCM生成速率与温度呈正相关^[15]。总体而言,夏季时NDMA和TCM浓度最高,冬季最低。

2.2 终生癌症风险

检出的5种DBPs中,NDBA和TTCM的检出率与致癌斜率因子较低,其致癌风险不参与统计。US EPA在2000年提出一种针对TCM的非线性行为模式(MOA)评估方法,删除了早期默认的线性假设评估方法,并设定阈值为0.01 mg/(kg·d),即认为TCM在高暴露条件下才可能导致细胞毒性和再生性增生而致癌。本研究人群经多途径暴露于TCM的CDI第95百分位值(P95)均小于MOA阈值,因此TCM可视为不具致癌性。综上,以流溪河为水源的供水系统中DBPs对人群产生致癌风险的主要为NDMA和NDEA,总致癌风险中值为 6.92×10^{-6} 。

不同途径下LCR的季节变化和DBPs造成的LCR累积概率见图2。

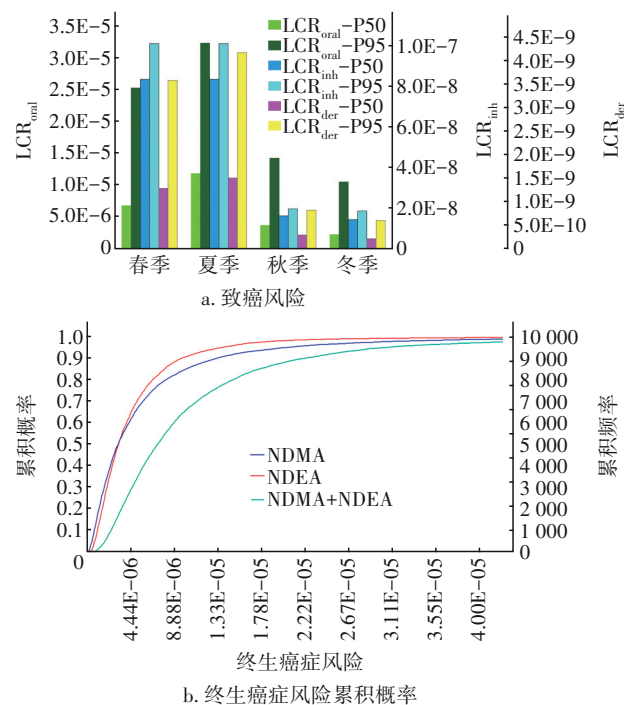


图2 不同季节3种暴露途径下的致癌风险和终生癌症风险累积概率

Fig.2 Seasonal variation in cancer risk posed by three exposure pathways and cumulative probability of lifetime cancer risk

在3种暴露方式下TLCR表现为夏季>春季>秋季>冬季,与管网水中NAs浓度的季节变化趋势相

一致。饮水途径暴露产生的LCR的中位值(P50)及第95百分位值(P95)高于US EPA的可忽略水平,但尚处于可接受范围(10^{-6} ~ 10^{-4}),而经吸入及皮肤吸收暴露产生的致癌风险可忽略($<10^{-6}$)。不同DBPs中,NDMA对TLCR的贡献($\geq 59.29\%$)稍高于NDEA。

2.3 DALYs损失

经蒙特卡洛模拟的不同年龄人群暴露于DBPs的人均DALYs见表1。DBPs导致的总疾病负担为29.68人/a,其中死亡损失占90.51%,失能损失占9.49%,总人群人均DALYs中值为 1.05×10^{-6} 人/a,是WHO《饮用水水质准则》设定参考风险水平上限(10^{-6} 人/a)的1.05倍,占2019年GBD报道的我国肝癌人均DALYs(3.74×10^{-3} 人/a)的0.03%。NDMA造成的疾病负担份额大于NDEA,这与致癌风险评估结果一致。45~64岁人群肝癌人均DALYs均值最高(3.73×10^{-6} 人/a),65岁及以上年龄组次之(1.16×10^{-6} 人/a),应引起重视;而0~14岁人群人均DALYs最低(0.13×10^{-7} 人/a),其原因可能是该年龄段人群DBPs暴露量处于相对较低水平,且DBPs致癌需经过较长时间的积累。

表1 基于蒙特卡洛模拟的不同年龄人群暴露于DBPs的人均DALYs年损失

Tab.1 Age-specific DALYs of DBPs exposure in water through Monte Caro simulation

10^{-7} 人·a⁻¹

年龄组/岁	NDMA		NDEA		Σ DBPs	
	\bar{x} (P50,P95)	S	\bar{x} (P50,P95)	S	\bar{x} (P50,P95)	S
0~14	0.071(0.038, 0.235)	0.11	0.056(0.039, 0.16)	0.06	0.13(0.085, 0.36)	0.15
15~44	6.16(3.32, 20.37)	9.76	4.91(3.41, 13.90)	5.27	11.01(7.40, 31.23)	12.63
45~64	20.63(11.11, 68.24)	32.68	16.65(11.57, 47.14)	17.88	37.27(24.95, 104.88)	42.45
≥ 65	6.28(3.38, 20.77)	9.95	5.27(3.66, 14.93)	5.67	11.55(7.75, 32.36)	13.08
总人群	8.70(4.69, 28.79)	13.79	7.01(4.87, 19.84)	7.53	15.71(10.51, 44.24)	17.90

注: \bar{x} 为平均值,S为方差。

管网水中NDMA检出浓度虽远低于GB 5749—2022及上海、深圳和石家庄等地方标准限值(100 ng/L),其人均DALYs损失中值可忽略,但在极端暴露时(用P95表达)超过WHO的安全指导值,从某种程度上反映出我国对NDMA的限值设定确实过于

宽松,超过大部分国家或机构,例如德国和美国加利福尼亚政府对自来水中的NDMA规定限值为10 ng/L^[5,12],荷兰对NDMA的指导浓度设为12 ng/L^[12],加拿大安大略省对NDMA的限值为9 ng/L。针对我国饮用水中NAs污染现状,张秋秋等^[16]对我国出厂水中NDMA(均值为8.97 ng/L)进行风险评估,以WHO的风险可接受水平为标杆,建议我国饮用水中NDMA安全浓度为6.12 ng/L;此外,在本供水系统管网水中还检出暂未纳入监管的NDEA和NDBA,其中NDEA致癌性较高,约为NDMA的2.9倍,致使人均DALYs总损失中值超过WHO的安全指导值。因此,本研究结果期望对监管部门产生警醒,为卫生行政部门制定饮用水政策与制度提供参考,未来对NDMA设定更加严格的标准限值,并将更多的NAs纳入饮用水标准,如致癌性较高的NDEA。

2.4 DBPs预测模型

为探究DBPs的形成与常规水质指标的关联性,以管网水中总DBPs浓度为因变量,17项常规水质监测指标为自变量建立多元回归预测模型。总DBPs浓度经Box-Cox转换后服从正态分布,采用逐步回归模式,剔除10个异常点并预留10个样本作为预测集,最终确立以6个常规水质监测指标[包括氯离子(Cl^-)、硫酸根(SO_4^{2-})、pH、总砷(As)和氟离子(F^-)]为自变量的线性回归模型,如下所示:DBPs = $-96.54 - 1.56 \times N(\text{SO}_4^{2-}) + 2.11 \times N(\text{Cl}^-) + 13732.15 \times N(\text{As}) + 14.67 \times N(\text{pH}) - 39.34 \times N(\text{F}^-)$ 。上述模型的相关系数 R^2 为0.817,DBPs的单位为 $\mu\text{g/L}$,自变量的单位为 mg/L (pH除外)。总体线性回归模型显著(F 统计量 $p < 0.0001$),所有自变量在0.05水平上均显著。变量方差膨胀因子(VIF)介于1.347~2.649之间,说明参数化的模型不存在共线性问题。

为了验证上述回归模型的有效性,对预测集的总DBPs浓度预测值与实际值进行对比,结果如图3所示,预测偏差范围为1.52%~24.51%,表明所建模型总体稳定可靠。

回归结果显示,供水系统当前pH条件(6.53~8.50)有利于DBPs的生成,且总DBPs浓度与 Cl^- 浓度为正相关,可以解释为在氯消毒剂投加量一定的条件下,生成DBPs时消耗消毒剂,随着余氯浓度的降低, Cl^- 浓度随之升高。预测模型显示,总DBPs浓度与总砷存在正相关,暂无资料显示砷直接参与DBPs的形成,然而有研究报道皮革加工业所使用的

防霉剂的神检出值高达15 mg/L^[17],此外,农业种植使用的杀虫剂和除草剂均可能添加不同程度的神,由此推测可能是区域内排放的含神废物中同时含有DBPs前体物,具体还需进一步研究。目前流溪河从化段以农业种植为主,中游钟落潭镇皮革及轻纺工业较多,竹料地区则以农业种植、生猪与禽类养殖、染织工业为主。综上,为控制DBPs的生成,根据目前流溪河污染来源^[18],需重点监管农村及城镇生活源、牲畜养殖、皮革和染织等加工业排放的“三废”。

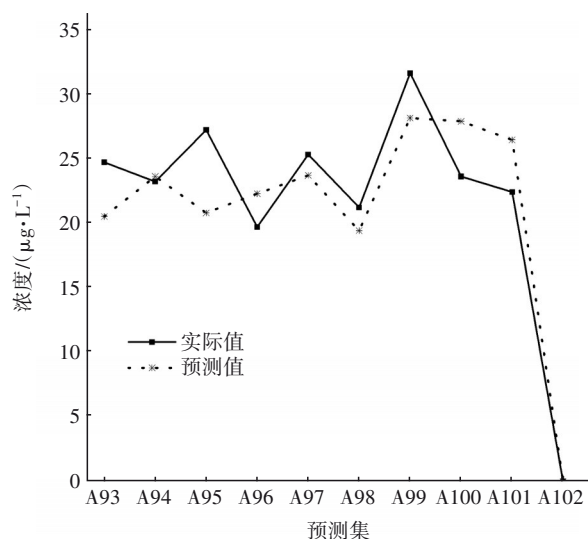


图3 预测值与实际值对比

Fig.3 Comparison between predicted values and actual values

2.5 不确定性分析

本研究采用US EPA健康风险模型及WHO两阶段疾病模型,结合蒙特卡洛模拟技术,可得到较为稳健的风险水平及DALYs估计值,但仍存在许多不确定性。首先,局限于国内流行病学数据,在DALYs计算时自变量取值大多采用国外研究数据,如失能权重DW和病程持续时间L取自维多利亚的疾病负担研究^[2],TC和TD则采用挪威癌症登记处数据^[2,9],尽管如此,有研究表明其不确定性主要来源于流行病学数据,DALYs结果仍然具有较大的参考性^[3];此外,LCR评估时其不确定性主要来自人群暴露参数的时空变异性及NAs日均暴露统计偏差,如净水设施的使用、摄入被管网水污染的食物等。最后,需要说明的是,考虑到各供水系统原水状况、消毒剂类型及水处理工艺等差异性,本研究所建立的回归模型应谨慎使用。

3 结论

① 以流溪河为水源的供水系统中TCM检出浓度范围为ND~52.60 μg/L(均值为19.59 μg/L),NAs检出浓度范围为ND~27.63 ng/L(均值为5.54 ng/L),NAs主要由NDMA(均值为3.58 ng/L)构成,TCM和NAs浓度均表现为夏季最高、冬季最低。

② 以流溪河为水源的供水系统中DBPs导致的致癌风险中值尚可接受,引发肝癌人均DALYs中值是WHO设定的参考水平(10^{-6} 人/a)的1.05倍,占2019年GBD报道的我国肝癌人均DALYs(3.74×10^{-3} 人/a)的0.03%,疾病负担最大的年龄组为45~64岁,应引起重视。

③ 多元回归模型表明,DBPs浓度与氯离子、pH和总神等常规水质监测指标均呈正相关。为控制DBPs的生成,可从农村及城镇生活源和生猪及禽类养殖源头污染控制入手,同时规范皮革加工及农业种植等的“三废”排放。

参考文献:

- [1] YANG M T, ZHANG X R. Current trends in the analysis and identification of emerging disinfection by-products [J]. Trends in Environmental Analytical Chemistry, 2016, 10: 24-34.
- [2] PAN S, AN W, LI H, et al. Cancer risk assessment on trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water of China using disability-adjusted life years [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 280: 288-294.
- [3] CAI H, SHEN C, XU H, et al. Seasonal variability, predictive modeling and health risks of N-nitrosamines in drinking water of Shanghai [J]. Science of the Total Environment, 2023, 857: 159530.
- [4] 李深盼, 刘建军. 亚硝胺类化合物与神经退行性病变 [J]. 卫生研究, 2022, 51(1): 157-162.
LI Shenpan, LIU Jianjun. Nitrosamines and neurodegeneration [J]. Journal of Hygiene Research, 2022, 51(1): 157-162 (in Chinese).
- [5] BEI E, SHU Y, LI S, et al. Occurrence of nitrosamines and their precursors in drinking water systems around mainland China [J]. Water Research, 2016, 98: 168-175.
- [6] ZHANG H, CHANG S, WANG L, et al. Estimating and comparing the cancer risks from THMs and low-level arsenic in drinking water based on disability-adjusted life years [J]. Water Research, 2018, 145:

- 83-93.
- [7] 苏广宁, 钟秀华, 邓靖, 等. 固相萃取GC-MS测定饮用水中8种亚硝胺化合物[J]. 环境卫生学杂志, 2022, 12(1): 64-69.
- SU Guangning, ZHONG Xiuhua, DENG Jing, *et al.* Determination of 8 nitrosamine compounds in drinking water by SPE-GC-MS [J]. Journal of Environmental Hygiene, 2022, 12(1): 64-69 (in Chinese).
- [8] CHEN Z, YANG L, HUANG Y, *et al.* Carcinogenic risk of N-nitrosamines in Shanghai drinking water: indications for the use of ozone pretreatment [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(12): 7007-7018.
- [9] SOERJOMATARAMI, LORTET-TIEULENT J, FERLAY J, *et al.* Estimating and validating disability-adjusted life years at the global level: a methodological framework for cancer [J]. BMC Medical Research Methodology, 2012, 12: 1-15.
- [10] 李科, 林国桢, 李燕, 等. 广州市2004—2013年原发性肝癌流行现况和趋势分析[J]. 中华肿瘤防治杂志, 2016, 23(23): 1527-1530.
- LI Ke, LIN Guozhen, LI Yan, *et al.* Epidemiologic trends and patterns of primary liver cancer in Guangzhou, 2004-2013 [J]. Chinese Journal of Cancer Prevention and Treatment, 2016, 23(23): 1527-1530 (in Chinese).
- [11] 董航, 陈远源, 李科, 等. 2010—2019年广州市肝癌死亡情况与趋势分析[J]. 实用预防医学, 2021, 28(11): 1315-1318.
- DONG Hang, CHEN Yuanyuan, LI Ke, *et al.* Mortality and trends of liver cancer in Guangzhou City, 2010-2019 [J]. Practical Preventive Medicine, 2021, 28(11): 1315-1318 (in Chinese).
- [12] 姜遥. 南方某城市饮用水中亚硝胺类消毒副产物的分布、形成和控制研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2018.
- JIANG Yao. Study on Distribution, Formation and Control of Nitrosamine Disinfection Byproducts in Drinking Water in a Southern City [D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2018 (in Chinese).
- [13] 盛欣, 钱城, 田佩瑶, 等. 北京市生活饮用水及水源水藻类污染状况[J]. 首都公共卫生, 2019, 13(6): 326-328.
- SHENG Xin, QIAN Cheng, TIAN Peiyao, *et al.* The algae pollution in the drinking water and source water in Beijing [J]. Capital Journal of Public Health, 2019, 13(6): 326-328 (in Chinese).
- [14] PADHYE L, LUZINOVA Y, CHO M, *et al.* PolyDADMAC and dimethylamine as precursors of N-nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(10): 4353-4359.
- [15] 吴梅. 典型自来水处理工艺中消毒副产物生成规律及去除技术研究[D]. 苏州: 苏州科技大学, 2019.
- WU Mei. Study on the Generation Rules and Removal Technique of Disinfection Byproducts in Typical Water Treatment Process [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2019 (in Chinese).
- [16] 张秋秋, 潘申龄, 张昱, 等. 我国城市饮用水中N-亚硝基二甲胺的健康风险评估及水质标准制定[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 2747-2753.
- ZHANG Qiuqiu, PAN Shenling, ZHANG Yu, *et al.* Estimation of health risk and enaction of safety standards of N-nitrosodimethylamine (NDMA) in drinking waters in China [J]. Environmental Science, 2017, 38(7): 2747-2753 (in Chinese).
- [17] 沈云, 黄新霞, 陈燕, 等. 皮革化学品中的重金属元素来源及污染控制[J]. 北京皮革, 2023, 48(2): 39-43.
- SHEN Yun, HUANG Xinxia, CHEN Yan, *et al.* Source and pollution control of heavy metals in leather chemicals [J]. Beijing Leather, 2023, 48(2): 39-43 (in Chinese).
- [18] 尹庆, 聂毅, 田松, 等. 流溪河从化段面源污染来源分析及总量估算[J]. 中国资源综合利用, 2022, 40(10): 158-163.
- YIN Qing, NIE Yi, TIAN Song, *et al.* Source analysis and total estimate of non-point source pollution in Conghua section of Liuxi River [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2022, 40(10): 158-163 (in Chinese).

作者简介: 朱海燕(1989-), 女, 江西赣州人, 硕士, 主管检验师, 主要从事理化检验和化学计量学研究。

E-mail: zhy2011jx@163.com

收稿日期: 2023-10-02

修回日期: 2024-01-24

(编辑: 刘贵春)