

基于水质特征因子和 Monte Carlo 理论的 雨水管网混接诊断方法

徐祖信, 汪玲玲, 尹海龙

(同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 基于水质特征因子法, 引入蒙特卡罗理论, 建立了分流制排水系统雨污混接诊断的定量分析方法. 以上海市某混接分流制排水系统为研究对象, 采用安赛蜜和总氮、氟化物、硬度分别作为表征生活污水、半导体工业废水和地下水混接的水质特征因子, 对雨水管网混接来源进行了解析. 与观测值对比验证表明, 由于蒙特卡罗方法考虑了混接来源中多个混接点空间质量浓度差异性以及测量误差等不确定性因素, 与目前采用的确定性解析方法相比, 可以显著提高解析结果的可靠性, 在实现解析结果闭合的同时, 解析误差能够控制在 10% 以内. 据此, 提出了建立水质特征因子数据库的指导原则.

关键词: 水质特征因子; 雨污混接; 旱流污染; 蒙特卡罗分析; 化学质量平衡

中图分类号: X52

文献标志码: A

Quantification of Non-Storm Water Flow Entries into Storm Drains Using Monte Carlo Based Marker Species Approach

XU Zuxin, WANG Lingling, YIN Hailong

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: This paper proposed a Monte Carlo based method to quantify non-storm water flow entries into storm drains, in conjunction with mass balance of marker profiles between sources and exit. The proposed model was applied to a separate storm and sewer system in Shanghai, China. The sanitary sewage, semiconductor wastewater and groundwater with inappropriate entries into storm drains were quantified using acesulfame and total nitrogen, fluoride, total hardness as marker species respectively. Compared with the traditional deterministic approach, the proposed approach is able to

account for the measurement errors and the impact of variability of the source marker profiles resulting from the spatial heterogeneities and therefore presents reliable source flow components that add up to 100%. Good precision was found between simulated and measured data, with a relative error of less than 10% in this case. The guideline to establish data library of marker species was also presented.

Key words: marker species; illicit discharge; dry-weather flow pollution; Monte Carlo simulation; chemical mass balance

当前, 我国分流制排水系统普遍存在雨污混接问题, 旱天排放水量接入雨水管网, 并经由雨水管网直排河道, 严重影响了排水系统的效能, 污染了受纳水体^[1-3]. 因此, 诊断混接雨水管网潜在的旱流来源, 为后续的混接改造工程提供科学指导至关重要.

针对雨污混接问题, 国外较早地开展了相关研究工作. 美国国家环保局 (USEPA) 在 1993 年和 2004 年先后颁布了解决雨污混接问题的技术指南, 提出采用水质特征因子法诊断雨水管网旱流污染来源^[4-6]. 其核心是管网入流和出流的化学质量平衡, 即采用表征不同混接类型 (如生活污水、工业废水、地下水等) 的水质特征因子, 通过旱天混接源以及雨水管网末端水质监测, 利用流程图法或化学质量平衡模型法定性、定量判定雨水管网旱天水量来源及不同混接来源的比例. 在此基础上, 国外还开展了生活污水水质特征因子调查研究, 将氨氮、表面活性剂、钾^[4-6], 以及微生物指示菌^[4-7]、总氮^[8]、甜味剂^[9-10]、咖啡因^[11]、药物及化妆品类指标^[12]等应用于生活污水的识别. 我国自“十一五”开始, 开展了相关的调查研究工作, 采用氨氮、表面活性剂、钾、微生物

收稿日期: 2015-05-13

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2013ZX07304-002, 2014ZX07303-003); 上海市研发基地建设项目 (13DZ2251700)

第一作者: 徐祖信 (1956—), 女, 教授, 博士生导师, 工学博士, 主要研究方向为城市面源污染控制. E-mail: xzx@stcsm.gov.cn

通讯作者: 尹海龙 (1976—), 男, 副教授, 工学博士, 主要研究方向为城市面源污染控制. E-mail: yinhailong@tongji.edu.cn

指示菌等指标, 定性与定量判断上海市典型雨水系统的混接来源^[13-15].

特征因子法定量判断雨水管网旱天水量来源的核心是化学质量平衡模型(chemical mass balance model, CMBM). 目前采用的是确定性算法, 即将某一混接类型的水质特征因子质量浓度数据直接以均值的形式代入 CMBM 公式. 然而, 同一类混接源的多个混接点水质不可避免在空间上存在差异性, 例如生活居住区的水质特征因子质量浓度与居民生活水平、居住区建成年代等因素有关; 地下水水质特征因子质量浓度也受到不同区域的含水层物理化学性质影响. 这些因素将不可避免地导致计算结果的偏差和解析结果不闭合. 例如, 在针对上海市典型混接分流制系统混接解析的研究中, 直接利用不同混接类型水质特征因子质量浓度实测均值数据建立 CMBM 方程, 计算得到的早流来源水量贡献率之和约为 80%, 计算结果不闭合^[15]. 因此, 采用化学质量平衡模型法定量分析雨污混接来源时, 有必要考虑水质特征因子数据的不确定性, 提高计算结果的准确性.

本研究提出采用蒙特卡罗(Monte Carlo)分析方法, 改进基于水质特征因子的 CMBM 算法, 以解决混接源的水质特征因子质量浓度空间差异等因素导致的计算结果偏差和解析结果不闭合问题. 针对上海市中心城区某分流制排水系统的混接状况进行诊断, 并通过与实测结果的对比分析, 验证该方法的适用性, 从而为分流制系统早流混接来源的分析诊断提供指导.

1 研究方法

1.1 CMBM 基本原理

CMBM 法是根据管网中入流和出流的质量守恒原理, 对每种混接来源建立一个方程式, 建立联立方程组以求解各种混接来源的比例. 其基本方程如下:

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} x_j = \rho_i \quad (1)$$

式中: ρ_i 为第 i 个水质特征因子的雨水管网旱天出流质量浓度; a_{ij} 为第 j 个混接来源(混接污染类型)的第 i 个水质特征因子质量浓度; x_j 为第 j 个混接来源的雨水管网旱天入流水量比例; n 为混接来源的数量.

方程(1)的约束条件为

$$\det(\mathbf{A}) \neq 0 \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^n x_j = 1 \quad (3)$$

式中: $\det(\mathbf{A})$ 为混接来源矩阵行列式矩阵.

CMBM 方法中采用的理想水质特征因子应满足以下特征: 不同混接来源的质量浓度差异显著; 具体针对每一种类型, 质量浓度相对稳定; 保守物质(基本上不发生物理、化学及生物反应). 具体分析, 当水质特征因子满足保守型物质, 就能够满足公式(1), 即管网入流和出流质量守恒; 当不同混接来源的质量浓度差异显著时, 就能够满足公式(2), 即混接来源的矩阵行列式不等于 0.

1.2 基于 Monte Carlo 理论的雨水管网混接解析方法

在具体研究区域的雨水管网混接水量解析中, 需考虑不确定性. 不确定性通常与以下因素有关:

(1) 同一种混接来源中多个混接点质量浓度的空间差异性. 例如, 生活污水混接点的质量浓度会随着居民区生活水平、居民年龄分布、居民区建成年代等发生变化, 还会与新旧小区混接的黑水和灰水比例相关(新式居民区通常以阳台洗衣机的灰水混接为主, 而旧式居民区以化粪池溢流或者污水管道中直接接入雨水管道为主); 地下水在雨水管网中的入渗点不止一个, 不同空间位置的地下水化学性质不完全相同.

(2) 水质特征因子指标质量浓度测量误差.

(3) 混接源质量浓度测量和末端排放口质量浓度观测存在的非同步性等.

由于上述不确定性因素的存在, 实际的水质特征因子质量浓度值往往存在波动范围, 将水质特征因子数据库中的质量浓度均值作为单一值输入模型, 通常会与实际值产生偏差, 造成不同混接来源的混接水量解析结果总和不等于 100%, 甚至产生很大的偏差(如总和低于 80% 或者大于 120%). 为此, 本文提出基于 Monte Carlo 理论的改进 CMBM 算法用于雨水管网混接污染来源解析.

Monte Carlo 方法是一种基于随机数的模拟方法, 即根据待求随机问题的变化规律和物理现象本身的统计规律, 人为地构造一个合适的概率模型, 依照该模型进行大量的统计试验, 使它的某些统计参数正好是待求问题的解^[16-17].

理论上, 蒙特卡罗模拟方法可分为静态蒙特卡罗法和动态蒙特卡罗法. 在给定分布下直接进行抽

样模拟、不改变抽样过程中的分布的蒙特卡罗方法称作静态蒙特卡罗法;基于贝叶斯理论,应用马尔科夫链生成指定分布下平稳分布(后验分布)的方法称为动态蒙特卡罗法。在污染来源的解析中,当不同污染源的显著性差异不明显,并且水质指标的稳定性较差时,通常需要应用动态蒙特卡罗法。例如,Massoudieh^[18]等在针对地表径流污染来源解析的研究中,采用动态蒙特卡罗法对 Fe、Mn 等稳定性较差,不同道路之间差异性不显著的污染指标进行了解析,以尽可能获得一个解析解范围。

然而,对于本研究而言,由于理想水质特征因子具备的不同混接类型之间显著性差异以及入流和流出质量守恒关系,静态蒙特卡罗方法已可满足应用需要,而且算法易于实现,因此,本研究采用静态蒙特卡罗方法,以下直接称作蒙特卡罗法。这也体现了水质特征因子用作污染来源解析的优势所在。

具体到雨水管网混接污染来源的定量解析,本研究提出的基于 Monte Carlo 解析方法基本步骤如下:

(1) 根据水质特征因子的监测数据,确定其数理统计参数(最大值、最小值、均值、方差等),形成表征某一混接来源的水质特征因子概率分布以及雨水管网末端排放口水质特征因子的概率分布,如均匀分布、正态分布、对数正态分布等。

(2) 采用 Monte Carlo 方法随机抽取混接源和末端排放口水的水质特征因子质量浓度数据,得到 n 个样本值,使其满足特定的概率分布。

(3) 将 n 个样本值输入公式(1),得到 n 个关于混接水量比例的解析结果。

(4) 对 n 个解析结果进行统计分析,获得最接近真实解的概率分布区间。

上述步骤的基本流程如图 1 所示。

图 1 中需要进一步说明的是,解析结果的概率分布区间不应过于宽泛,或者说解析结果方差值不应过大,否则可能会导致解析结果与实际结果之间产生较大的偏差。造成这一现象的原因是输入的混接源质量浓度区间过大,或者是不同混接源之间的质量浓度显著性差异不明显。为此,本文提出,当所有混接源解析结果的变差系数均大于 0.2 时,应当进一步缩窄混接源水质特征因子浓度区间,重新生成蒙特卡罗随机数计算。这样,可以得到一个相对较窄、集中度较高的解析结果概率分布区间,以尽可能反映实际的混接水量比例和对应的混接源总体质量浓度值。

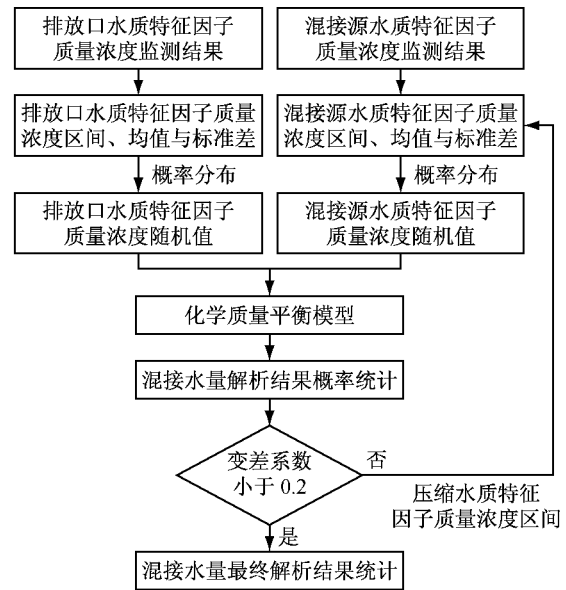


图 1 基于 Monte Carlo 法的雨水管网混接解析方法流程图
Fig.1 Flowchart of dry-weather source apportionment approach based on Monte Carlo approach

2 分流制排水系统雨污混接诊断案例分析

2.1 研究区域概况

研究区域为上海市中心城区某分流制排水系统。该系统建于 1986 年,服务面积 3.74 km²,四周为河道包围,是一个相对独立的排水系统。自兴建以来,雨污混接严重,雨水管网旱流排放严重污染了周边河道水质,甚至造成旱季河道黑臭。

为了确定该系统雨水管网的混接污染来源,2009—2010 年期间在当地市政与水务管理部门的配合下,对该区域雨污混接情况进行了全面的现场调查。调查分为两个阶段:第一阶段是现场开井调查,对研究区域内 30 km 雨水管网的检查井,逐个开井调查,期间同步开启雨水泵站对雨水管网预抽空,以降低雨水管道充盈度,目测判断雨水检查井内是否有混接污染源接入,确定混接点的位置;第二阶段是混接点流量调查,对确定的混接点,采用管道流量计逐个观测其混接水量。基于调查结果,绘制混接污染源电子地图,如图 2 示。

根据调查结果,该区域内共有混接污染点源 150 个,其中工业企业混接污染源 1 家(为某半导体企业),厂区污水站出水直接接入附近的雨水管网,混接水量 1 959 m³·d⁻¹;其余 149 个混接点源为生活污染混接源,混接水量共计 15 346 m³·d⁻¹。

由于上海市地下水水位较高,该系统还存在潜

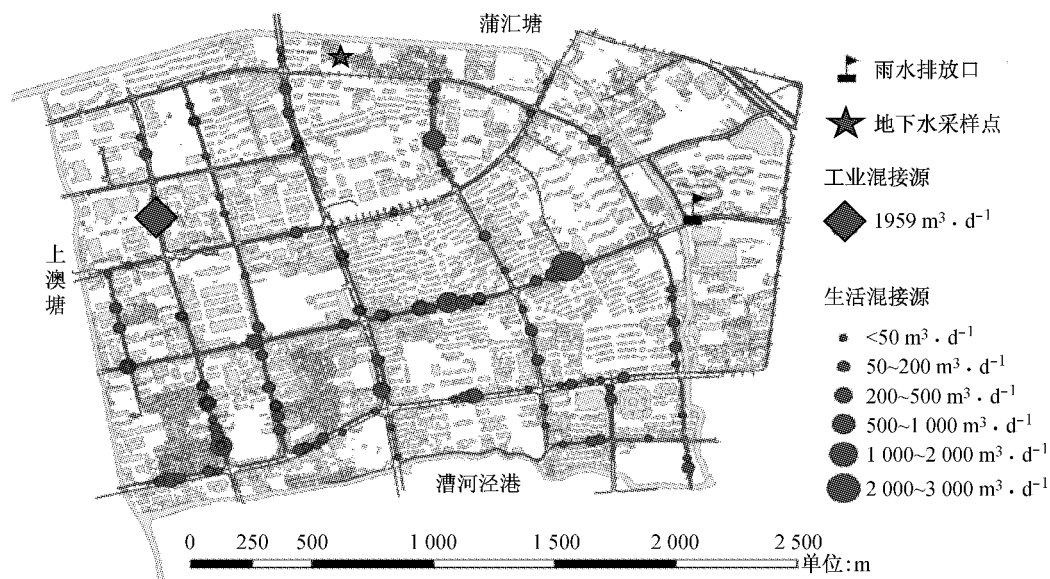


图 2 研究区域雨水管网混接污染源调查结果

Fig. 2 Investigated dry-weather sources with inappropriate entries into storm drains in Shanghai

在的雨水管网地下水入渗问题. 针对该系统雨水管网混接水量平衡分析的研究表明^[19], 该系统雨水管网地下水入渗量约 $3\ 624\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. 因此, 该系统雨水管网的旱天排放量来源中, 生活污水、工业废水和地下水的混接水量比例分别为 73.3%, 9.4%, 17.3%.

2.2 水质特征因子的选择

生活污水水质特征因子. 根据 USEPA 的相关技术指南, $\text{NH}_3\text{-N}$ 是传统的用来表征生活污水的水质特征因子指标^[4-6]. 然而, 雨水管网旱天充满度相对较低, 管道易处于好氧状态, 导致管道中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 会发生硝化反应. 因此, 本研究采用 TN 作为表征生活污水的水质特征因子指标. 此外, 近年来国外学者的研究指出, 甜味剂是一种可用来表征生活污水的新型水质特征因子指标; 其中, 甜味剂中的安塞密被认为是一种稳定性的物质^[9-10]. 因此, 本研究同时采用安塞密作为表征生活污水的水质特征因子, 对混接诊断结果进行对比验证分析.

半导体工业废水水质特征因子. 根据对上海市典型电子类工业企业的水质特征因子调查, 半导体企业在其氧化和刻蚀工艺中使用氢氟酸作为主要化学溶剂, 导致半导体企业排放废水的氟化物质量浓度远高于生活污水^[20]. 因此将氟化物作为指示半导体工业废水混接的水质特征因子.

地下水水质特征因子. 在高地下水位地区, 地下水补给与雨水下渗有关. 由于雨水在渗透过程中溶解石灰岩, 导致地下水的硬度较高. 因此, 硬度可作为表征地下水的水质特征因子指标.

2.3 采样方法

生活污水采样. 在该研究区域内选择某居住小区总排放口进行采样. 每 3 小时采集样品 1 次, 采样日期为 2014 年 11 月 1 日至 11 月 7 日, 共计采集 56 个水样.

半导体工业废水采样. 选择研究区域内的混接排放半导体工业企业总排放口进行采样监测(图 2 示). 每 3 小时采集样品 1 次, 采样日期为 2014 年 11 月 8 日至 11 月 14 日, 共计采集 56 个水样.

地下水采样. 在该研究区域内钻探一口地下水水质监测井(图 2 示), 进行浅层地下水采样. 每天采集 1 个水样, 采样点位于监测井水位以下 30 cm 处. 采样日期为 2014 年 11 月 1 日至 11 月 14 日, 共计采集 14 个水样.

雨水管网旱天出流水质特征因子监测. 在雨水管网末端的市政泵站前池安装自动采样器 (ISCO 6712C), 对雨水管网旱天出流进行自动采样. 每 3 小时采集样品 1 次, 采样日期为 2014 年 11 月 16 日至 11 月 22 日, 共计采集 56 个水样.

2.4 监测分析方法

每天采样结束后, 将水样及时运回实验室进行分析. 所有样品在分析前通过 $0.45\ \mu\text{m}$ 膜过滤.

TN 监测采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ636-2012); 硬度(钙、镁离子硬度总和)监测采用电感耦合等离子发射光谱法 (ICP-AES 法; ICP-Agilent 720ES)^[21]; 氟化物检测采用离子选择电极法 (GB7484-87, 雷磁 PXSJ-216F 型氟离子计).

安塞密在水环境中通常以痕量水平存在, 本研

究中采用高效液相色谱-串联质谱技术(HPLC-MS/MS)对其进行监测. 分析方法与条件阐述如下:

样品浓缩:将 CNW Poly-Sery PWAX(3 mL/60 mg)固相萃取小柱先用 6 mL 甲醇冲洗活化,保持流速约为 $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,再用 6 mL $25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 醋酸-醋酸钠缓冲液($\text{pH}=4$)冲洗,然后加入 150 mL 待处理的提取液,用 6 mL $25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 醋酸-醋酸钠缓冲液($\text{pH}=4$)洗去杂质,真空抽干 5 min;再用 6 mL 含 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Tris 和 5%(体积比)氨水的甲醇溶液($\text{pH}=11$)洗脱. 洗脱液置于 $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 下氮吹近干,用甲醇定容至 1.5 mL,供 HPLC-MS/MS 分析.

实验条件:使用仪器为 Thermo Fisher Scientific TSQ Quantum 液相色谱-质谱联用仪,所用色谱柱为 Agilent SB-C 18($4.6 \text{ mm} \times 150 \text{ mm}$, $3 \mu\text{m}$). 实验过程中色谱柱温控制在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$,使用的流动相 A 为水(含 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Tris 和 $5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 醋酸铵),流动相 B 为乙腈(含 $1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Tris 和 $5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 醋酸铵). 质谱所用离子源为电喷雾离子源,检测方式为负离子扫描多反应监测(MRM)模式. 实验中采用梯度洗脱程序($0 \sim 8 \text{ min}$, $0\% \text{ B} \rightarrow 75\% \text{ B}$, 保持 1 min; $9 \sim 10 \text{ min}$, $75\% \text{ B} \rightarrow 10\% \text{ B}$; $10 \sim 10.5 \text{ min}$, $10\% \text{ B} \rightarrow 70\% \text{ B}$, 保持 1.9 min; 在随后 0.5 min 中内降至 0),待系统平衡 8 min 后进样,进样流速为 $0.4 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,进样体积为 $10 \mu\text{L}$.

2.5 结果与讨论

2.5.1 水质特征因子监测结果

不同混接来源和雨水管网末端早流排放的水质特征因子监测结果,见表 1. 由表 1 可以得出:① 生活污水中 TN 和安赛蜜的质量浓度明显高于半导体工业废水和地下水;② 工业废水的氟化物质量浓度明显高于生活污水和地下水;③ 地下水的硬度高于生活污水和半导体工业废水. 这证明了不同混接类型水质特征因子质量浓度的差异性.

根据表 1,还可以首先对雨水管网旱天污染混接来源进行定性判断. 可以看出:① 雨水管网旱天排放的 TN 和安赛蜜质量浓度介于生活污水和其他混接类型之间,表明存在生活污水混接;② 雨水管网旱天排放的氟化物质量浓度明显高于生活污水中的质量浓度,表明存在半导体工业废水的混接. 进一步,采用基于 Monte Carlo 法的化学质量平衡模型,对雨水管网混接污染来源进行定量解析.

2.5.2 基于确定性算法的混接解析结果

基于化学质量平衡模型(公式 1),得到基于确定性算法的混接解析结果,如表 2 所示. 其中,不同混

接污染来源和雨水管网末端排放口的水质特征因子质量浓度,依据表 1 中的均值输入.

表 1 雨水管网混接来源及早天排水水质特征因子监测结果

Tab.1 Statistics of monitored marker species of illicit source types and catchment outfall

水质特征因子	混接源/末端	统计值		
		范围	均值±标准差	变异系数
$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	生活污水	25.0~80.2	53.4 ± 8.5	0.22
	工业废水	13.0~22.9	19.5 ± 2.8	0.14
	地下水	1.0~9.4	5.0 ± 2.3	0.46
	末端出流	25.7~38.3	35.1 ± 4.9	0.14
$\rho(\text{安赛蜜})/(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	生活污水	1.07~51.20	15.1 ± 8.8	0.60
	工业废水	1.51~1.61	1.560 ± 0.032	0.02
	地下水	0.016~0.023	0.020 ± 0.002	0.10
	末端出流	3.14~12.5	9.09 ± 2.20	0.24
$\rho(\text{氟化物})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	生活污水	0.26~0.43	0.36 ± 0.09	0.25
	工业废水	8.6~12.6	10.6 ± 1.41	0.13
	地下水	0.15~0.70	0.37 ± 0.16	0.43
	末端出流	1.19~1.33	1.27 ± 0.05	0.04
硬度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	生活污水	138~241	162 ± 24	0.15
	工业废水	73.5~112.0	92.8 ± 10.8	0.12
	地下水	383~449	416 ± 50	0.12
	末端出流	165~255	204 ± 14	0.07

表 2 基于确定性算法的混接水量比例解析结果

Tab.2 Source apportionment results based on deterministic approach

组合工况	统计量	混接比例/%			
		生活污水	地下水	工业废水	合计
安赛蜜/硬度/ 氟化物	均值	59.2	23.9	9.1	92.2
	相对误差	19.2	38.2	3.2	7.8
TN/硬度/ 氟化物	均值	60.2	23.6	9.1	92.9
	相对误差	17.9	36.4	3.2	7.1

由表 2 分析如下:

(1) 基于确定性算法的混接解析结果不闭合,主要原因是混接源质量浓度均值与实际值存在偏差. 以本研究区域为例,存在 100 多个混接生活污水排放点(图 1),某些排放点的实际水质质量浓度可能与监测点的质量浓度有较大偏差. 例如,新建居住小区的污水混接特点可能表现为阳台洗衣废水接入,与生活小区的混合生活污水质量浓度存在较大的偏差,这就会导致输入模型中的生活污染源总体加权质量浓度可能与实际排放点质量浓度有较大偏差. 而在实际中,也不可能对所有排放点的质量浓度进行监测,得到一个接近实际值的流量平均加权质量浓度.

(2) 除了混接解析结果不闭合外,不同混接来源的混接水量比例与实际值也存在较大的误差,尤其是生活污水和地下水的解析误差明显偏高. 对于地下水而言,由于地下水的硬度与生活污水和工业

废水中的硬度差异性相对较低,通常地下水入渗点也不只一个,硬度值的波动将会产生明显的偏差.对于生活污水,由于混接点较多,实际值与真实值的偏差也会造成较大的解析误差,如上阐述.以下进一步引入 Monte Carlo 法生成解析结果,进行对比分析.

2.5.3 基于 Monte Carlo 法的混接解析结果

无论是对于混接来源,还是雨水管网旱天排放,均通过某种形式的概率分布生成 Monte Carlo 随机数.其中,① 对于雨水管网末端排放口的质量浓度,采用正态分布生成随机数,以反映测量误差造成的不确定性;② 对于混接源的水质特征因子质量浓度数据,则采用均匀分布生成随机数,均匀分布区间基于表 2 中的最小值和最大值.采用均匀分布的原因在于生活污染混接点的来源较多,以本研究区域为例,存在 100 多个混接生活污水排放点,某些排放点

的实际水质质量浓度可能与监测点的质量浓度有较大偏差,导致输入模型中的生活污染源总体加权质量浓度可能与实际排放点质量浓度有较大偏差.相对于正态分布,均匀分布能够更有效涵盖研究区域内实际生活污水质量浓度数值区间,得到理想的、并且满足化学质量平衡和混接水量比例总和约束条件的混接解析结果.

进一步,根据本文建立的 Monte Carlo 算法,采用 MATLAB 软件编程,实现混接水量比例的计算.计算发现,当 Monte Carlo 运算次数达到 1 000 次以上时,计算得到的混接水量比例概率分布趋于稳定.以安赛蜜、氟化物、硬度为水质特征因子及以 TN、氟化物、硬度为水质特征因子的混接解析结果的概率分布直方图如图 3 所示.基于图 3 的解析结果,得到概率统计结果的 95% 置信区间和均值,如表 3 所示.

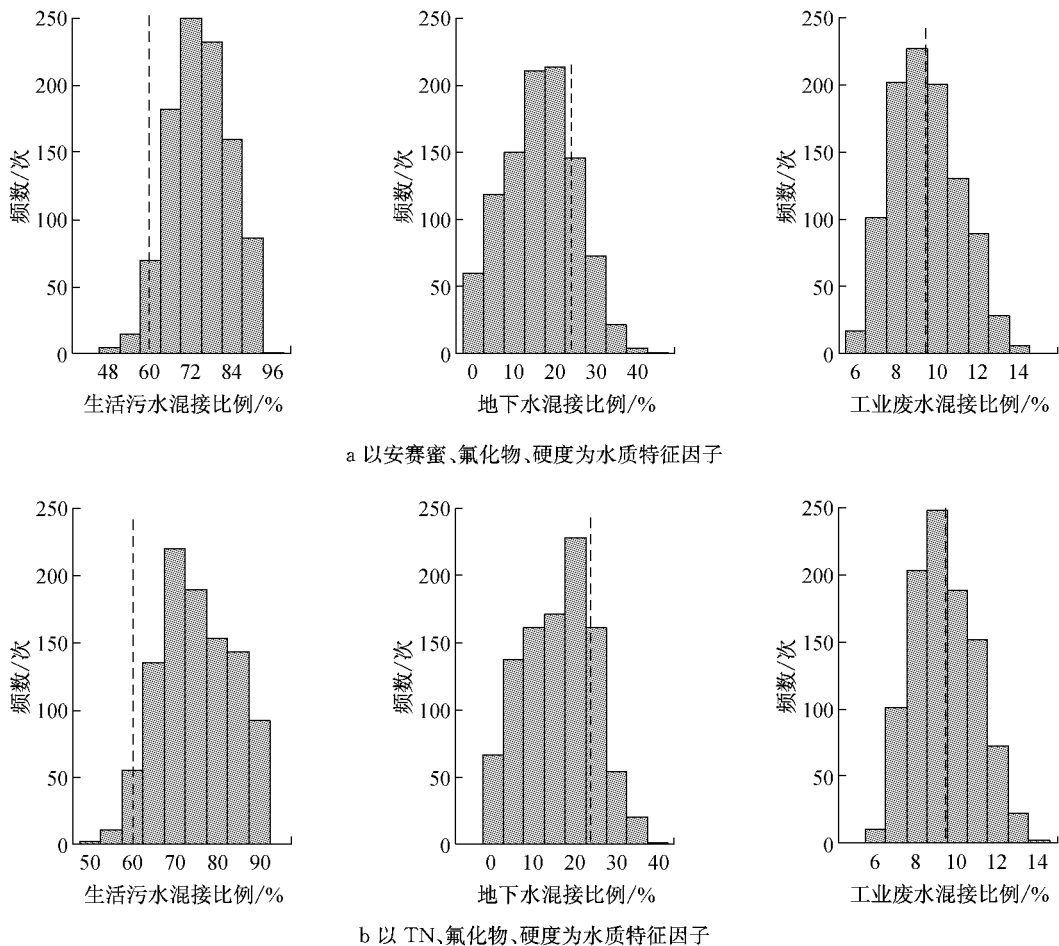


图 3 基于 Monte Carlo 法的雨水管网混接水量解析结果概率分布

Fig.3 Probability distribution of source apportionment results based on Monte Carlo approach (dashed line represents the apportioned source flow components based on deterministic approach)

由图 3 和表 3 可知:

(1) 相对于确定性算法,基于 Monte Carlo 的混接解析方法既能够得到闭合的解析结果,同时基于

概率分布得到的解析结果与实测值的吻合度良好.表 3 中,混接解析结果的最大相对误差仅为 8.1%,不超过 10.0%.这表明,由于 Monte Carlo 方法在计

表 3 基于 Monte Carlo 法的混接水量比例解析结果
Tab.3 Source apportionment results based on Monte Carlo approach

组合 工况	统计量	混接比例/%		
		生活污水	地下水	工业废水
安赛蜜/硬度/ 氟化物	95%置信区间	74.0~75.0	15.8~16.9	9.0~9.2
	均值	74.5	16.4	9.1
	相对误差	1.6	5.2	3.2
TN/硬度/ 氟化物	95%置信区间	74.5~75.6	15.3~16.4	9.0~9.2
	均值	75.0	15.9	9.1
	相对误差	2.3	8.1	3.2

算中考虑了水质特征因子质量浓度的误差和混接点源空间质量浓度差异性 etc 不确定性因素,计算结果更加符合实际现状。

(2) 无论是安赛蜜还是 TN,均可以作为理想的用于生活污水混接判断的水质特征因子。在实际推广应用,考虑到安赛蜜的监测手段要求高,可以将 TN 作为生活污水混接判断的水质特征因子,从工程应用的角度通常能够满足混接判断的要求。然而,如果研究区域有高氨氮工业废水接入,这时可以引入安赛蜜作为生活污水的水质特征因子指标。

3 结论与建议

(1) 本研究建立了基于水质特征因子和 Monte Carlo 理论的雨水管网混接污染源定量解析方法,针对上海市某混接分流制系统的解析表明,由于 Monte Carlo 方法中考虑了混接来源中多个混接点空间质量浓度差异性以及测量误差等不确定性因素,与确定性解析方法相比,可以显著提高解析结果的可靠性,解析误差能够控制在 10% 以内。

(2) 利用 Monte Carlo 理论对雨水管网混接进行解析,必须有足够数量的样本生成水质特征因子的统计参数(变化范围、均值、标准差等)。原则上,建议采样样本数量满足 10 次以上。特别地,对于生活污水和工业废水混接源,建议基于每日连续瞬时水样而非混合水样的监测结果建立水质特征因子数据库,从而涵盖水质特征因子质量浓度的变化范围。

(3) 实证研究表明,安赛蜜、TN、氟化物、硬度可以分别作为表征雨水管网中表征生活污水、半导体工业废水和地下水混接的水质特征因子。但是,不同区域混接的工业污染千差万别,针对各种典型工业行业类型,分别确定水质特征因子指标,建立水质特征因子数据库,基于水质特征因子的雨水管网混接污染源解析方法可以推广应用于不同雨水管网混

接污染识别,科学指导分流制地区雨污混接改造工作。

参考文献:

- [1] 张辰. 排水系统雨污水混接现象浅析与对策[J]. 上海建设科技, 2006(5):16.
ZHANG Chen. Analysis and measures on non-stormwater entries into storm drains[J]. Shanghai Construction Science & Technology, 2006(5):16.
- [2] 唐建国. 对城镇排水管网建设和运行管理的几点想法[J]. 给水排水, 2007, 33(4):109.
TANG Jianguo. Thoughts on urban drainage system construction and operation management [J]. Water & Wastewater Engineering, 2007, 33(4):109.
- [3] 张厚强,尹海龙,金伟,等. 分流制雨水系统混接问题调研的技术体系[J]. 中国给水排水, 2008, 24(14):95.
ZHANG Houqiang, YIN Hailong, JIN Wei, et al. Investigation technology study on non-stormwater entries into separate storm drainage system [J]. China Water & Wastewater, 2008, 24(14):95.
- [4] Environmental Protection Agency. Investigation of inappropriate pollutant entries into storm drainage systems: a user's guide [R/OL]. [2015-05-13]. <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r92238/600r92238.pdf>.
- [5] Field R, Pitt R, Lalor M, et al. Investigation of dry weather pollutants entries into storm drainage systems[J]. Journal of Environmental Engineering, 1994, 120:1044.
- [6] Environmental Protection Agency. Illicit discharge detection and elimination: a guidance manual for program development and technical assessments [R/OL]. [2015-05-13]. http://www.epa.gov/npdes/pubs/idde_manualwithappendices.pdf.
- [7] Ahmed W, Stewart J, Powell D, et al. Evaluation of bacteroides markers for the detection of human faecal pollution [J]. Applied Microbiology, 2008, 46: 237.
- [8] Shelton J M, Kim L, Fang J, et al. Assessing the severity of rainfall-derived infiltration and inflow and sewer deterioration based on the flux stability of sewage markers [J]. Environmental Science and Technology, 2011, 45: 8683.
- [9] Burger I J, Buser H R, Kahle M, et al. Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43:4381.
- [10] Tran N H, Hu J Y, Li J H, et al. Suitability of artificial sweeteners as indicators of raw wastewater contamination in surface water and groundwater [J]. Water Research, 2014, 48: 443.
- [11] Kurissery S, Kanavillil N, Verenitch S, et al. Caffeine as an anthropogenic marker of domestic waste: a study from Lake Simcoe watershed [J]. Ecological Indicators, 2012, 23:501.
- [12] Fono L J, Sedlak D L. Use of the chiral pharmaceutical propranolol to identify sewage discharges into surface waters [J]. Environmental Science Technology, 2005, 39:9244.