

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.12.2015091001

李衍博,王旭,刘俊新.基于粒径分布的城镇污水有机组分赋存特征调查[J].环境化学,2015,34(12):2153-2161

LI Yanbo, WANG Xu, LIU Junxin. Occurrence characteristics of organic components in domestic sewage in terms of particle size distribution[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(12): 2153-2161

基于粒径分布的城镇污水有机组分赋存特征调查*

李衍博 王旭 刘俊新**

(中国科学院生态环境研究中心, 北京, 100085)

摘要 本文以京津地区城镇污水为研究对象,利用滤膜法从粒径分布角度分析了城镇污水中总有机物与蛋白质、糖类、脂类及挥发性有机酸等有机组分的浓度水平,进而利用统计学手段解析其赋存特征.结果表明,蛋白类有机组分所占比例最高(46.9%—48.3%),而糖类(4.7%—11.0%)和脂类(3.4%—11.8%)含量相对较低,并且蛋白质类在不同粒径范围内均为占优组分.另外,调查区域的污水样品中富含颗粒态($>100\ \mu\text{m}$)及超胶体态($100\text{—}1\ \mu\text{m}$)有机物,而胶体态($1\text{—}0.15\ \mu\text{m}$)有机质含量最低;Spearman 相关分析亦指出颗粒态和溶解态($<0.001\ \mu\text{m}$)有机物在污水中存在类似的环境归趋.从本研究结果来看,该区域污水处理厂可在保障水质达标的前提下,采取有效的固液分离及碳质转化手段,提高大粒径态有机物的资源化利用率.

关键词 城镇污水, 粒径分布, 有机组分, 赋存特征.

Occurrence characteristics of organic components in domestic sewage in terms of particle size distribution

LI Yanbo WANG Xu LIU Junxin**

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085, China)

Abstract: In this work, several wastewater samples collected from Beijing and Tianjin areas of China were used as representatives to investigate the concentration levels and distribution by profiles of total organic matters and major carbonaceous components (i.e., proteins, carbohydrates, lipids and volatile fatty acids) in relation to particle size distribution by employing a filtration approach. Furthermore, the relevant occurrence characteristics of organic constituents present in the samples were fully explored with statistics approaches. The results indicated that proteins had the highest fraction (46.9%—48.3%) followed by carbohydrates (4.7%—11.0%) and lipids (3.4%—11.8%), as well as being the dominant component at each level of the expected size distribution. In addition, the wastewater samples consisted of substantial proportion of the particulate ($>100\ \mu\text{m}$) and ultra-colloidal ($100\text{—}1\ \mu\text{m}$) organics, whereas the colloidal ($1\text{—}0.15\ \mu\text{m}$) component accounted for the lowest percentage. Spearman correlation analysis suggested common sources and similar environmental fates of the particulate and soluble ($1\text{—}0.15\ \mu\text{m}$) organics in the raw domestic wastewater. Therefore, improving the efficiency of solid-liquid separation and facilitating carbon-to-resource conservation might be the feasible strategies to maximize the utilization of wastewater organics.

Keywords: Municipal wastewater, particle size distribution, organic components, occurrence characteristics.

2015年9月10日收稿.

* 国家自然科学基金(51408589;51138009)资助.

** 通讯联系人, E-mail: jxliu@rcees.ac.cn

城镇污水处理的最初目的是保障水环境质量和公共健康.活性污泥法诞生百年以来,以其为代表的传统生物处理工艺在消除污水有机污染方面发挥了关键作用.其中,总化学需氧量(TCOD)、生化需氧量(BOD)、总有机碳(TOC)和挥发性悬浮颗粒物(VSS)等有机物的常规量化指标是传统污水处理工艺设计、运行和优化的重要标杆^[1].然而,伴随城市化进程的迅猛推进以及居民生活水平的快速提高,城镇污水中的有机物越发呈现成分复杂、分子量分布广等特点,不同类别有机组分的可生化性更是差异显著^[2].例如,污水中可检出的有机组分超过140种^[3],其中蛋白质、糖类等不同有机组分在传统活性污泥法工艺、膜生物反应器等工艺中的迁移转化过程差异明显^[4-5].简单的常规指标已不能完全表征当前城镇污水的有机组成,并满足指导既有污水处理厂升级改造的需求.

另一方面,污水中的有机质作为一种可再生绿色原料,近年来得到了社会各界的持续关注^[6-8],并被广泛应用于厌氧消化产甲烷^[9-10]、发酵法生物制氢^[11-13]、微生物燃料电池^[14-16]等生物质能转化技术中.而污水中有机质的赋存特征将显著影响污水处理过程中物质及能量的循环流动.近期,Cori等学者指出污水中溶解态和颗粒态有机物浓度会显著影响污水处理厂的碳足迹^[17].有研究进一步发现,相比其他溶解性可生物降解有机底物,挥发性脂肪酸(VFAs)尤其是乙酸,更有利于促进污水处理厂实现节能、低碳与资源回收^[18].为此,深入了解城镇污水中有机物的浓度水平及赋存特征,符合未来污水处理新工艺发展的需求,然而至今鲜见报道.

总的来说,城镇污水中的有机物质通常包括蛋白质、糖类、脂类以及少量其他有机物(例如表面活性剂、核酸和VFAs等),各类物质的赋存比例常因污水来源不同而存在显著差异^[19-20].而从粒径分布的角度,城镇污水的有机组分可分为如下四大类^[21]:颗粒态($>100\ \mu\text{m}$)、超胶体态($1-100\ \mu\text{m}$)、胶体态($1-0.08\ \mu\text{m}$)和溶解态($<0.08\ \mu\text{m}$)(各研究采用粒径分级边界略有不同^[22]);它们在污水中的组成比例分别为14%—41%、19%—60%、9%—21%和9%—65%^[3, 21, 23-25].从粒径分布规律入手研究城镇污水有机物浓度水平及赋存特征,并以我国典型城镇为例开展调查研究,能够为我国既有污水处理工艺升级改造,以及为未来面向节能低碳与资源回收污水处理新工艺的研发提供理论依据和数据支持.

鉴于此,本文旨在开展基于粒径分布的污水有机组分特征调查,通过采集京津地区城镇污水样品,利用分析化学、统计学等相关理论与技术手段,从不同粒径分布的层面上解析城镇污水中总有机物及有机组分(蛋白质、糖类、脂类和VFAs)的浓度水平和赋存比例.

1 材料与方法

1.1 样品采集

本研究的城镇污水样品采自北京市区(Sample BJ-1)和郊区(Sample BJ-2)以及天津市区(Sample TJ)的城镇污水处理厂细格栅后.取样时间为2014年春季(3—5月份),所取样品经纱布过滤后装入玻璃瓶,当天进行粒径分级,分级后样品装入样品瓶中并储存于4℃恒温环境中,3 d内完成其他化学分析.

1.2 粒径分级

粒径分级借鉴经典滤膜法^[3, 23, 25],污水样品依次通过不同孔径大小的滤膜,对过滤后水样分别进行化学分析.本研究选取5种不同孔径的水系滤膜(100、1、0.45、0.15、0.001 μm),其中100 μm 和0.001 μm 分别为聚丙烯膜和聚酰胺膜,其余均是混合纤维素酯膜.实验前滤膜先后用70%酒精、去离子水清洗两次.除孔径为0.001 μm 滤膜采用超滤杯过滤外,其他孔径滤膜均采用抽滤法过滤.分级后,由表1可计算得到6个粒径范围的结果,分别是 $>100\ \mu\text{m}$ 的颗粒态($N_{>100\ \mu\text{m}}$)、 $100-1\ \mu\text{m}$ 的超胶体态($N_{100-1\ \mu\text{m}}$)、 $1-0.45\ \mu\text{m}$ ($N_{1-0.45\ \mu\text{m}}$)和 $0.45-0.15\ \mu\text{m}$ 的胶体态($N_{0.45-0.15\ \mu\text{m}}$)、 $0.15-0.001\ \mu\text{m}$ ($N_{0.15-0.001\ \mu\text{m}}$)和 $<0.001\ \mu\text{m}$ 的溶解态($N_{<0.001\ \mu\text{m}}$).

1.3 化学分析

化学分析项目包括TCOD、TOC、蛋白质、糖类、脂类及VFAs等.其中,TCOD采用HACH试剂快速催化氧化法测定;TOC采用岛津TOC测定仪分析,样品添加1%盐酸后,于100℃水浴消解30 min进行预处理;蛋白质测量方法参考Raunkjaer等的研究^[20],在本实验中,原水以及小于100 μm 和1 μm 的样品

均采用凯氏定氮法分析,其余粒径范围的样品则采用 Lowry 法分析,其中凯氏氮法测得的氮元素将折算为蛋白质质量浓度(见公式 1);糖类通过蒽酮法测量;脂类分析方法为 HJ637—2012 国家环境保护标准红外分光光度法;VFAs 含量采用气相色谱法测定^[18]。

$$C_P = r(C_{KN} - C_{AN}) \quad (1)$$

式中, C_P 为蛋白质质量浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); C_{KN} 为凯氏氮浓度,以 N 计 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); C_{AN} 为氨氮浓度,以 N 计 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); r 为折算系数,取值 6.40,为凯氏定氮法与 Lowry 法对小于 $0.45 \mu\text{m}$ 蛋白质测量结果相同的系数值。

表 1 基于粒径分级的有机组分浓度计算方法

Table 1 Concentration determination of organic components in relation to particle size distribution

不同粒径范围	计算过程	不同粒径范围	计算过程
$N_{>100 \mu\text{m}}$	$N_{\text{raw}} - N_{<100 \mu\text{m}}$	$N_{0.45-0.15 \mu\text{m}}$	$N_{<0.45 \mu\text{m}} - N_{<0.15 \mu\text{m}}$
$N_{100-1 \mu\text{m}}$	$N_{<100 \mu\text{m}} - N_{<1 \mu\text{m}}$	$N_{0.15-0.001 \mu\text{m}}$	$N_{<0.15 \mu\text{m}} - N_{<0.001 \mu\text{m}}$
$N_{1-0.45 \mu\text{m}}$	$N_{<1 \mu\text{m}} - N_{<0.45 \mu\text{m}}$	$N_{<0.001 \mu\text{m}}$	$N_{<0.001 \mu\text{m}}$

注: N_{raw} 为原水测量结果。

1.4 计算方法

为考察蛋白质、糖类、脂类及 VFAs 在水样总有机物中的赋存比例,需确定各组分的 COD 折算系数。从已有文献来看,有机组分的折算系数常因其化学组成假设的不同而有所差异^[3, 19, 23]。本研究所采用的各有机组分折算系数均为文献经验值^[26],详见表 2。

表 2 有机组分经验化学式及折算系数

Table 2 Chemical formulas and convention factors of different organic matters

有机组分	经验化学式	COD 折算系数/($\text{g COD} \cdot \text{g}^{-1}$)
蛋白质	$\text{C}_{16}\text{H}_{24}\text{O}_5\text{N}_4$	1.50
糖类	$(\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6)_n$	1.07
脂类	$\text{C}_8\text{H}_6\text{O}_2$	2.03
乙酸	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$	1.07
丙酸	$\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$	1.51

2 结果与讨论

2.1 城镇污水总有机物浓度

TCOD 和 TOC 是衡量污水总有机物浓度的两个重要量化指标,也是污水处理厂设计的基础数据,探明污水总有机物在不同粒径级别下的浓度水平及分布特征对于污水处理工艺优化调控具有参考价值。图 1 为本次所有样品的总有机物浓度及其在不同粒径级别下的分布。

首先,如图 1 所示,污水样品的 TCOD 浓度范围为 $116.8\text{—}318.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值: $226.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),其中颗粒态,有机物浓度最高(粒径 $>100 \mu\text{m}$, $54.6\text{—}160.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $107.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),其次为超胶体态有机物(粒径 $100\text{—}1 \mu\text{m}$, $20.8\text{—}97.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $66.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),溶解态有机物(粒径 $0.15\text{—}0.001 \mu\text{m}$, $4.0\text{—}47.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $22.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 粒径 $<0.001 \mu\text{m}$: $11.8\text{—}25.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $18.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和胶体态有机物(粒径 $1\text{—}0.45 \mu\text{m}$: $<25.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $11.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 粒径 $0.45\text{—}0.15 \mu\text{m}$: $<7.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。总的来看,不同污水处理厂 TCOD 分布特征未见明显差异,各粒径浓度水平呈现 V 型分布特征(两端高、中间低),且其中颗粒态及超胶体态有机物是 TCOD 的占优组分,其两者总和约占 TCOD 的 76.7%。此外,由 Spearman 相关分析结果(见表 3)可见,颗粒态与溶解态有机物之间存在显著相关性($P < 0.05$),表明颗粒态和溶解态有机物在污水中存在类似的环境归趋。污水的 TOC 浓度水平如图 1 所示($11.6\text{—}28.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值 $20.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),与 TCOD 调查结果相似,不同粒径下 TOC 浓度亦呈现 V 型分布特征。其中,颗粒态及超胶体态有机物浓度水平较为接近($4.2\text{—}9.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

vs. 2.3—9.6 mg·L⁻¹), 且依然为 TOC 中浓度占优的粒态. 与 TCOD 结果所不同的是, 溶解态有机物在 TOC 中所占比例更高 (36.9% vs. 18.2%), 这可能是由于该粒径水平下有机物中碳含量高于其他粒径^[27].

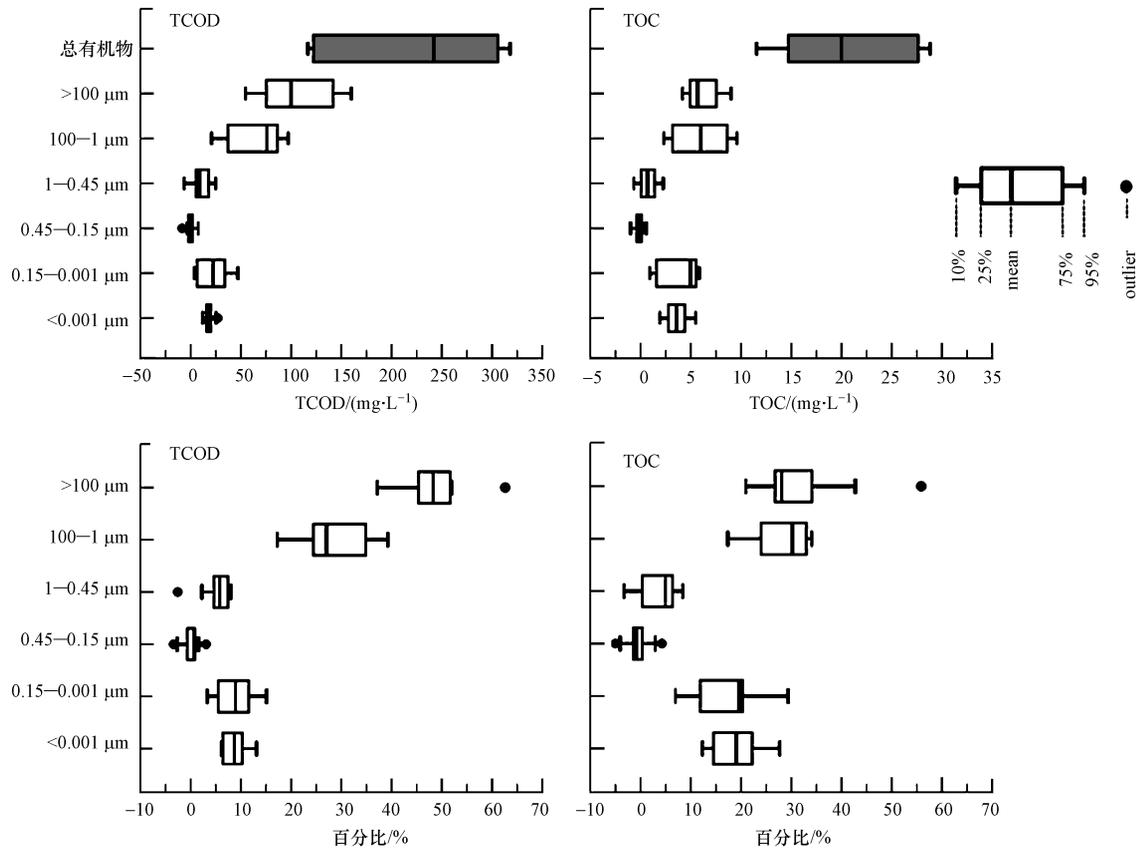


图 1 有机物在不同粒径级别下的浓度水平及赋存比例

Fig.1 Concentration and percent distribution profiles of organic components at different particle size categories.

表 3 Spearman 相关分析

Table 3 Spearman's correlation analysis

	>100 μm	100—1 μm	1—0.45 μm	0.45—0.15 μm	0.15—0.001 μm	<0.001 μm
>100 μm	1.000					
100—1 μm	0.377	1.000				
1—0.45 μm	0.569	-0.084	1.000			
0.45—0.15 μm	0.452	0.164	-0.172	1.000		
0.15—0.001 μm	0.883**	0.502	0.636	0.226	1.000	
<0.001 μm	0.795*	0.412	0.445	0.471	0.611	1.000

注: ** 0.01 水平显著性 (双侧检验), * 0.05 水平显著性 (双侧检验).

城镇污水处理厂进水中总有机物浓度水平因地域、人口、生活条件等因素而存在显著差异, 针对不同来源污水进行粒径分布的调查结果也不尽相同^[23]. 然而, 多项研究均发现污水中胶体态有机物所占比例最低^[3, 20, 22, 24, 28-30], 这与本调查结果一致, 由此可见城镇污水中胶体态有机物不易受到时空、人为等因素条件的影响. 早期有部分学者认为溶解态有机物在总有机物中比例最高^[19, 21, 24], 而近期有其他调查包括本研究均发现颗粒态及超胶体态是总有机物中的占优粒态^[23, 25, 28], 由此可推测颗粒态、超胶体态和溶解态有机物在城镇污水中的赋存优势存在一定的不确定性. 在传统污水生物处理工艺中, 颗粒态及超胶体态有机物需水解为溶解态有机物才易于被微生物所利用^[31], 但其水解速率普遍较低, 是微生物利用有机底物生长的限速步骤, 因此, 往往需增设预处理单元才能有效提高该粒态有机物的去除率^[32]. 另一方面, 溶解态有机物 (例如 VFAs 等) 能够被微生物直接快速利用, 具备强化污水生物脱氮除

磷等作用^[33],近期更有学者指出促进污水有机物向乙酸转化有利于实现污水处理过程中的节能、低碳和回收资源^[18].从本次调查来看,京津地区城镇污水中颗粒态等大粒有机物所占比例较高,因此,该区域城镇污水处理厂可考虑在保障水质标准的前提下,通过采取有效的固液分离方法将大粒径有机物进行快速分离并进一步转化为 VFAs 等溶解态有机物,来实现污水处理的节能低碳运行.

2.2 城镇污水有机组分浓度

2.2.1 蛋白质

蛋白质是由氨基酸组成的高分子有机物质,在米、麦、大豆、肉类等日常食品中广泛存在,是城镇污水中含碳及含氮有机污染物的重要组成部分^[26].本研究所采集污水样品中蛋白质浓度分别为 $97.1 \pm 3.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Sample BJ-1)、 $38.7 \pm 7.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Sample BJ-2) 及 $79.7 \pm 8.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Sample TJ), 其在不同粒径下的浓度分布及所占百分比如图 2 所示.总的来说,各粒径级别下蛋白质的浓度分布特征呈现出与总有机物类似的 V 型分布形态,其中颗粒态及超胶体态仍是蛋白类物质的占优粒态 ($>100 \mu\text{m}$: 21.6%—54.8%; $100-1 \mu\text{m}$: 20.3%—24.6%), 该结果与 Cholatee 等^[23] 研究结果一致.随着颗粒态蛋白生物降解模型的不断完善^[34-35], Dimock 等研究了蛋白质粒径对其水解速率的影响,其结果指出颗粒态蛋白质的降解速率仅为溶解态蛋白的 20%—25%^[36]. Sophonsiri 等认为蛋白类物质的水解过程主要发生于污泥细胞表面,这可能是限制大粒径蛋白水解的主要因素^[37].而本研究发现,京津地区城镇污水中超胶体态及颗粒态等大粒径蛋白质赋存比例较高,为此,如何突破大粒径蛋白的水解瓶颈,是实现污水处理厂节能降耗的关键环节之一.

另外,均值独立样本 T 检验分析可得,Sample BJ-1 及 Sample TJ 除胶体态蛋白所占比例偏低外,其他粒径蛋白的占比无显著差异 ($P > 0.05$), 而 Sample BJ-2 不同粒径蛋白的占比无明显差异 ($P > 0.05$). BJ-2 污水厂的进水含有较高比例的工业废水,这可能是导致 Sample BJ-2 与 Sample BJ-1 和 Sample TJ 的蛋白质粒态分布特征存在差异的原因.

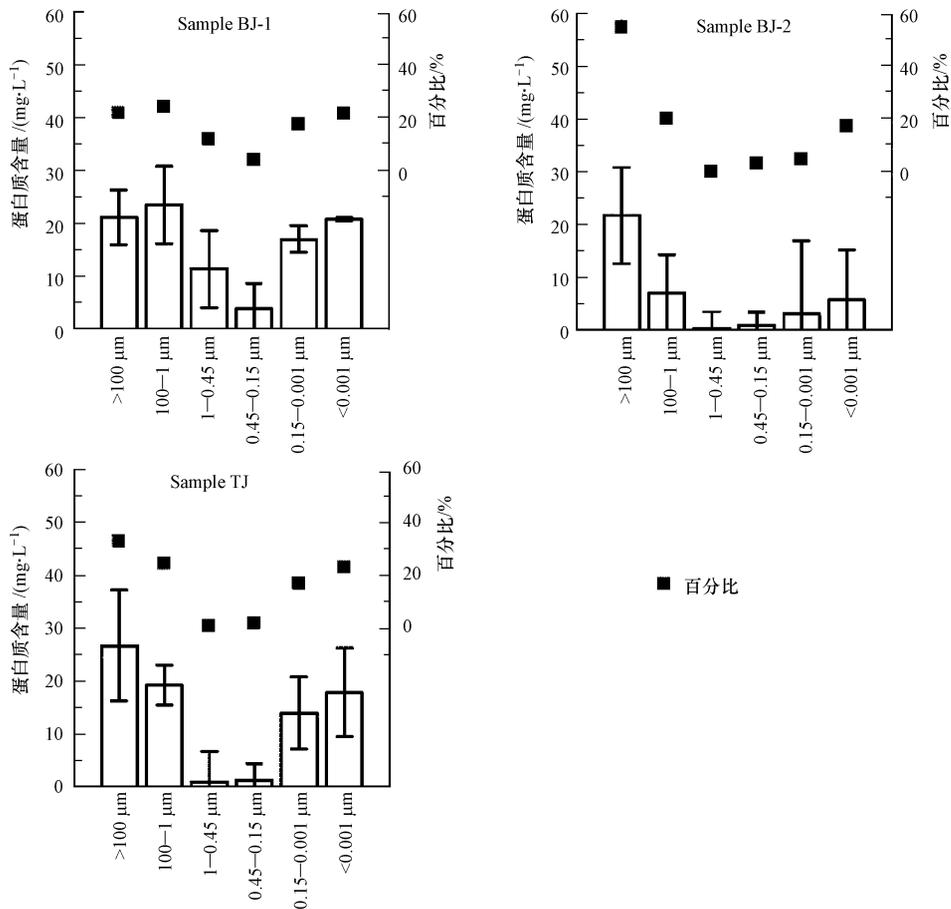


图 2 蛋白质在不同粒径级别下的浓度水平及赋存比例

Fig.2 Concentration and distribution of proteins in different particle size categories

2.2.2 糖类

糖类物质在动、植物体内含量丰富,因此也成为城镇生活污水中重要的有机组分.本研究所采集污水样品的糖类浓度分布及比例如图 3 所示.其中,颗粒态及超胶体态是占优粒态($>100\ \mu\text{m}$:29.5%—49.7%; $100-1\ \mu\text{m}$:20.9%—35.3%).均值独立样本 T 检验表明,Sample BJ-1 及 Sample TJ 胶体态糖类的占比明显低于其他粒型糖类($P<0.05$),而 Sample BJ-2 颗粒态糖类所占比例显著高于其他粒型糖类($P<0.05$).由于糖类多由纤维素或支链多糖构成,其水解速率较蛋白质、脂类物质率更低^[3].另一方面,有文献报道称,糖类粒态会影响活性污泥系统的微生物种群结构.例如,有不少过往研究指出以淀粉为代表的大分子碳水化合物作为基质时,活性污泥系统易发生污泥丝状膨胀;然而 Puigagut 等在研究有机底物粒态对活性污泥系统种群结构及处理效能的影响时发现,当以颗粒态糖类(如淀粉)为有机底物时,活性污泥具有更优的沉降性能及脱氮能力^[38].尽管以淀粉等颗粒态糖类为底物对活性污泥系统效能的影响存在争议,如何在保证不影响工艺运行效能的前提下快速转移颗粒态糖类,仍是后续研究应该关注的科学问题.

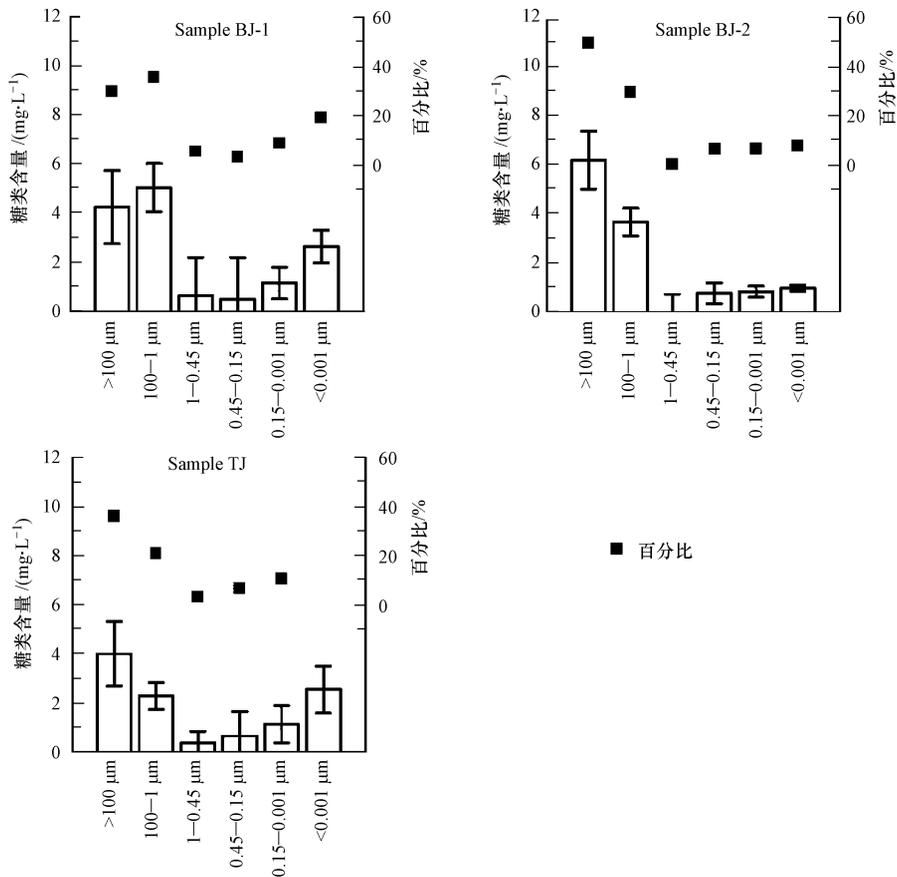


图 3 糖类物质在不同粒径级别下的浓度水平及赋存比例

Fig.3 Concentration and distribution of sugar substances in different particle size categories

2.2.3 脂类及挥发性脂肪酸(VFAs)

城镇污水中的脂类包括长链脂肪酸及其甲酯和甘油酯,主要来自人类的排泄物、肥皂及食品等.受实验方法限制,本研究仅分析了原污水样品中的脂类含量,结果见表 3.从数据结果来看,污水中脂类浓度为 $9.15-14.21\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,约占总有机物的 3.4%—11.8%,跟以往调查研究同处一个足迹水平^[39].另外,污水样品中检测出少量的 VFAs 存在,而且以乙酸和丙酸为主(见表 4).通常情况下,VFAs 极少见于污水来源,少量 VFAs 很可能是污水有机物在管路运输过程中发生厌氧转化的产物^[40].相关研究也指出^[41],污水中有机组分在运输过程中厌氧水解产物 VFAs 主要成分为乙酸,仅含有少量丙酸,其他 VFAs 物质含量极低.

表 4 水样中脂类物质及 VFAs 含量(单位:mg·L⁻¹)Table 4 Determinations of lipids and VFAs in different wastewater samples (mg·L⁻¹)

	脂类	乙酸	丙酸	丁酸(异丁酸)	戊酸(异戊酸)
Sample BJ-1	10.56±2.35	19.22±3.45	6.59±1.35	ND *	ND
Sample BJ-2	14.21±4.62	6.45±4.21	ND	ND	ND
Sample TJ	9.15±1.92	9.98±1.59	ND	ND	ND

注: * ND 代表物质含量低于色谱检出限。

2.3 城镇污水有机组分赋存特征

本文所考察的污水有机物组成及其在不同粒径下的赋存特征如图 4 所示.从整体上看,各污水样品的有机物组成特征相似.其中,蛋白质所占比例最高(46.9%—48.3%),与众多调查研究的结果相似^[3, 42-43].糖类组分占比的区间值(4.7%—11.0%)低于其他调查结果,这可能与当地居民生活习惯有关^[19, 20, 39, 44].本研究中脂类物质占比较低(3.4%—11.8%),而有调查研究指出脂类含量占原污水总有机物的 50%以上^[19, 23].除了污水来源不同可能产生差异外,污水输送管线长短亦可能产生影响,因为脂类易发生水解,在密闭的管线输运过程中极易转化为小分子有机酸等发酵物质.在本调查中,VFAs 所占比例为 4.3%—9.8%,而 Sample BJ-1 的 VFAs 组分比例最高,但其脂类含量最低,佐证了前述推测.除此之外,污水样品中约有 30% 的 COD 组分未能予以定性,该部分可能包含了核酸、表面活性剂等其他有机物质,其他过往研究亦存在相似结果^[20, 21, 23].

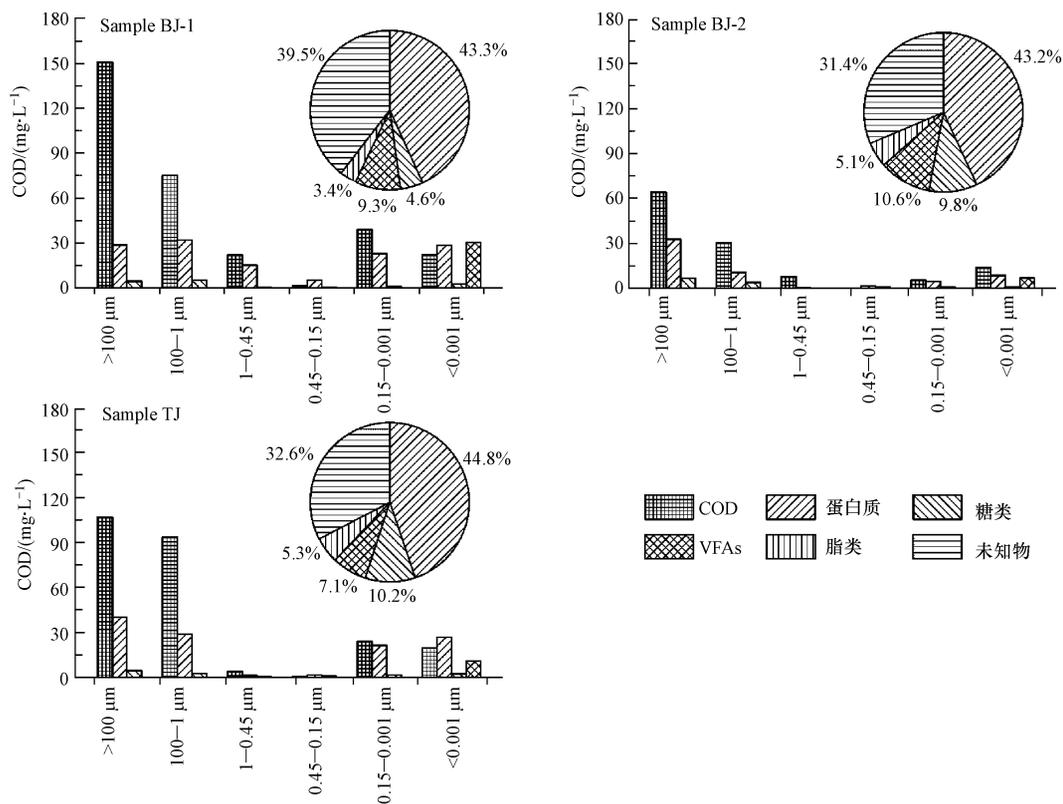


图 4 城镇污水有机质组成分析及不同粒径级别下的赋存特征

Fig.4 Occurrence characteristics of organic components in collected wastewater samples in terms of particle size distribution

从粒径分布角度看,无论是总有机物还是蛋白质、糖类等有机组成,其在各粒径下的浓度水平均表现出 V 型分布特征,其中:粒径>100 μm 的颗粒态及粒径介于 100—1 μm 的超胶体态为占优状态,而粒径介于 1—0.15 μm 胶体态赋存比例最低.通常情况下,城镇污水中的颗粒态物质主要来源于生活用水过程中排放的固体碎屑和残渣(如粪便等),其中蛋白质类物质含量较高,因此大于 100 μm 的颗粒态组分中蛋白质类物质可能占比较高.然而,从本文所得结果来看,在各粒径级别下(除 Sample BJ-1 中

<0.001 μm),蛋白质类物质均是占优组分,另外,未定性的有机组分主要集中于颗粒态及超胶体态粒径.需要特别说明的是,当粒径小于 0.001 μm 时,样品中各组分的浓度总和(以 COD 计)高于样品实测的 TCOD 水平,类似现象也出现于其他研究当中^[3, 25].除分析方法不同外,通过 COD 折算系数计算也可能是产生上述现象的原因之一,但不影响本文的结果分析.

3 结论

本文从粒径分布及化学组成角度出发,解析了京津地区城镇污水处理厂污水中典型有机物的赋存特征.调查发现,北京和天津地区城镇污水有机组分粒径分布呈现 V 型特征(两端高、中间低),颗粒态及超胶体态为占优粒态,Spearman 相关分析表明颗粒态和溶解态有机物在污水中的普遍性并存在类似的环境归趋.各类别有机组分中,蛋白质类组分所占比例最高(46.9%—48.3%),并且在不同粒径级别下均为占优组分,而糖类(4.7%—11.0%)和脂类(3.4%—11.8%)占比相对较低,未定性物质主要集中于颗粒态及超胶体态.除此之外,不同样品间蛋白质及糖类物质在不同粒径下的赋存特征存在明显差.因此,该区域城镇污水处理厂可在保障出水水质达标的前提下,通过采取有效的固液分离及碳质转化方法,提高大粒径态有机组分的资源化利用水平,进一步实现污水处理的节能低碳运行.

参 考 文 献

- [1] 易建婷,张成,徐凤,等. 全国投运城镇污水处理设施现状与发展趋势分析[J]. 环境化学,2015,34(9):1654-1660
- [2] 王晓昌,金鹏康,赵红梅,等. 城市生活污水中的污染物分类及处理性评价[J]. 给水排水,2004,9:38-41
- [3] Huang M H, Li Y M, Gu G W. Chemical composition of organic matters in domestic wastewater[J]. Desalination, 2010, 262(1-3):36-42
- [4] Gorini D, Choubert J M, Pimpec P, et al. Concentrations and fate of sugars, proteins and lipids during domestic and agro-industrial aerobic treatment[J]. Water Science & Technology, 2011, 63(8):1669-1677
- [5] Hocaoglu S M, Insel G, Cokgor E U, et al. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(6):4333-4340
- [6] Wang X, Liu J X, Ren N Q, et al. Assessment of multiple sustainability demands for wastewater treatment alternatives; a refined evaluation scheme and case study[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(10):5542-5549
- [7] McCarty P L, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(17):7100-7106
- [8] 杨鲁豫,王琳,王宝贞. 我国水资源污染治理的技术策略[J]. 给水排水,2001,1:94-101
- [9] Shin C, McCarty P L, Kim J, et al. Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) [J]. Bioresource Technology, 2014, 159:95-103
- [10] Smith A L, Stadler L B, Love N G, et al. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater; A critical review[J]. Bioresource Technology, 2012, 122:149-159
- [11] 任南琪,李永峰,李建政,等. 中国发酵法生物制氢技术研究进展[J]. 化工学报,2004,S1:7-13
- [12] Li C L, Fang H H P. Fermentative hydrogen production from wastewater and solid wastes by mixed cultures[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2007, 37(1):1-39
- [13] Wang J L, Wan W. Factors influencing fermentative hydrogen production: A review[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2009, 34(2):799-811
- [14] 王万成,陶冠红. 微生物燃料电池运行条件的优化[J]. 环境化学,2008,27(4):527-530
- [15] Logan B E, Rabaey K. Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies[J]. Science, 2012, 337(6095):686-690
- [16] 尤世界,赵庆良,姜珺秋. 废水同步生物处理与生物燃料电池发电研究[J]. 环境科学,2006,27(9):1786-1790
- [17] Gori R, Jiang L M, Sobhani R, et al. Effects of soluble and particulate substrate on the carbon and energy footprint of wastewater treatment processes[J]. Water Research, 2011, 45(18):5858-5872
- [18] Wang X, Liu J X, Qu B, et al. Role of carbon substrates in facilitating energy reduction and resource recovery in a traditional activated sludge process: Investigation from a biokinetics modeling perspective[J]. Bioresource Technology, 2013, 140:312-318
- [19] Heukelekian H, Balmat J L. Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage[J]. Sewage and Industrial Wastes, 1959, 31(4):413-423
- [20] Raunkjaer K, Hvitvedjacobsen T, Nielsen P H. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater[J]. Water Research, 1994, 28(2):251-262
- [21] Balmat J L. Biochemical oxidation of various particulate fractions of sewage[J]. Sewage and Industrial Wastes, 1957, 29(7):757-761

- [22] Hu Z Q, Chandran K, Smets B F, et al. Evaluation of a rapid physical-chemical method for the determination of extant soluble COD[J]. *Water Research*, 2002, 36(3):617-624
- [23] Sophonsiri C, Morgenroth E. Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters[J]. *Chemosphere*, 2004, 55(5):691-703
- [24] Rickert D A, Hunter J V. General nature of soluble and particulate organics in sewage and secondary effluent[J]. *Water Research*, 1971, 5(7):421-436
- [25] Dulekgurgen E, Dogruel S, Karahan O, et al. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability[J]. *Water Research*, 2006, 40(2):273-282
- [26] 黄满红. 厌氧-缺氧-好氧活性污泥系统中典型有机物迁移转化研究[D]. 上海: 同济大学环境科学与工程学院, 2006
- [27] 南海涛, 曾杰, 王新霞. 城市污水中 TOC 与 COD 的关系[J]. *中国给水排水*, 2002, 06:80-81
- [28] Levine A D, Tchobanoglous G, Asano T. Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability[J]. *Water Research*, 1991, 25(8):911-922
- [29] Munch R, Hwang C P, Lackie T H. Wastewater fractions add to total treatment picture[J]. *Water & Sewage Works*, 1980, 127(12):49-54
- [30] Karahan O, Dogruel S, Dulekgurgen E, et al. COD fractionation of tannery wastewaters-particle size distribution, biodegradability and modeling[J]. *Water Research*, 2008, 42(4-5):1083-1092
- [31] Larsen T A, Harremoes P. Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors[J]. *Water Research*, 1994, 28(6):1443-1452
- [32] VanLoosdrecht M C M, Kuba T, VanVeldhuizen H M, et al. Environmental impacts of nutrient removal processes; Case study[J]. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 1997, 123(1):33-40
- [33] Ubukata Y. The role of particulate organic matter and acetic acid in the removal of phosphate in anaerobic/aerobic activated sludge processes[J]. *Engineering in Life Sciences*, 2007, 7(1):61-66
- [34] 黄满红, 李咏梅, 顾国维. 蛋白质在城市污水活性污泥处理系统中的降解动力学模型研究[J]. *环境化学*, 2009, 28(3):404-408
- [35] Ginestet P, Maisonnier A, Sperandio M. Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(6):89-97
- [36] Dimock R, Morgenroth E. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge[J]. *Water Research*, 2006, 40(10):2064-2074
- [37] Confer D R, Logan B E. Location of protein and polysaccharide hydrolytic activity in suspended and biofilm wastewater cultures[J]. *Water Research*, 1998, 32(1):31-38
- [38] Puigagut J, Salvado H, Tarrats X, et al. Effects of particulate and soluble substrates on microfauna populations and treatment efficiency in activated sludge systems[J]. *Water Research*, 2007, 41(14):3168-3176
- [39] Dignac M F, Ginestet P, Rybacki D, et al. Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter[J]. *Water Research*, 2000, 34(17):4185-4194
- [40] Nielsen P H, Raunkjaer K, Norsker N H, et al. Transformation of wastewater in sewer systems-A Review[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 25(6):17-31
- [41] Rudelle E, Vollertsen J, Hvitved-Jacobsen T, et al. Anaerobic transformations of organic matter in collection systems[J]. *Water Environment Research*, 2011, 83(6):532-540
- [42] Metcalf, Eddy. *Wastewater engineering: Treatment and reuse (fourth edition)*. Vol. 2[M]. McGraw-Hill Companies, 2003.
- [43] Narkis N, Henfeldfurie S. Direct analytical procedure for determination of volatile organic-acids in raw municipal wastewater[J]. *Water Research*, 1978, 12(7):437-446
- [44] Henze M. Characterization of wastewater for modeling of activated-sludge processes[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 25(6):1-15