

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.08.012

再生水对感潮性大沙河水质变化规律的影响研究

别小娟, 付宛宜, 张锡辉

(清华大学 深圳国际研究生院, 广东 深圳 518055)

摘要: 再生水作为河流补水的一个重要用途,有必要开展再生水对感潮河流水质的影响研究。以感潮性大沙河为代表进行研究,沿河共设置7个取样点,取样6次,调查指标包括溶解氧、营养盐、浊度、藻类、新兴污染物等。研究表明,再生水进入大沙河后对其水质具有一定的改善作用,水体浊度从25 NTU左右降至15 NTU左右。但是,再生水也将部分营养盐带入河道,如硝态氮浓度从1.5 mg/L上升至6.0 mg/L,氨氮浓度从0.3 mg/L上升至1.0 mg/L。在大沙河7个沿岸取样点检测到32种药物及个人护理品(PPCPs)和7种内分泌干扰物(EDCs),再生水补水后水体中的PPCPs和EDCs总浓度最高分别达6 186 ng/L和1 889 ng/L,明显高于大沙河水体中相应的最高浓度(PPCPs、EDCs分别为2 694 ng/L和293 ng/L)。建议提升再生水水质,尤其提高对新兴污染物PPCPs和EDCs的去除率,降低再生水补水河流的水体风险。

关键词: 大沙河; 再生水; 营养盐; 新兴污染物; 河流补水; 感潮性河流

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)08-0082-10

Influence of Reclaimed Water on Water Environment of Tidal Dasha River

BIE Xiao-juan, FU Wan-yi, ZHANG Xi-hui

(Tsinghua Shenzhen International Graduate School, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China)

Abstract: Reclaimed water is an important way of river water replenishment. It is necessary to study the impact of reclaimed water on the water quality of tidal rivers. The Dasha River was selected as the representative of the tidal river and seven sampling points were set up, which were sampled 6 times in total. Investigations were taken for the distribution of dissolved oxygen, nutrients, turbidity, algae, and emerging contaminants in Dasha River. The results showed the reclaimed water played a positive role in the improvement of river water quality. The water turbidity decreased from 25 NTU to 15 NTU because of the replenishment. However, nutrients were also brought into the river by reclaimed water, such as the concentration of nitrate nitrogen rose from 1.5 mg/L to 6.0 mg/L and ammonia nitrogen increased from 0.3 mg/L to 1.0 mg/L. A total of 32 PPCPs and 7 EDCs were detected at 7 sampling sites of Dasha River. The concentrations of PPCPs and EDCs in reclaimed water were 6 186 ng/L and 1 889 ng/L respectively, which were significantly higher than the corresponding concentrations of 2 694 ng/L and 293 ng/L in the waterbody of Dasha River. Thus, the reclaimed water requires advanced treatment to improve water quality and control the risk of PPCPs and EDCs to the waterbody with the replenishment of the reclaimed water.

通信作者: 张锡辉 E-mail: xihuizh@tsinghua.edu.cn

Key words: Dasha River; reclaimed water; nutrients; emerging contaminants; river water replenishment; tidal river

再生水是指城市污水经过一定处理后达到排放标准,并能够在一定范围内二次使用的非饮用水。再生水作为城市发展中的一种较为稳定且经济的水源,多用于灌溉、生态补水和工业杂用等,其中再生水作为河流补水是一个重要用途。目前,国内外关于再生水补水对河道水体水质的影响研究主要集中在提升溶解氧浓度、缓解水体黑臭等方面。对于污染较为严重的水体,再生水的补充能对污染物起到强有力的稀释作用,降低水体浊度,削减COD、氨氮和总磷负荷,但是对新兴污染物的研究还较少。

珠三角地区河流受到潮汐周期性的影响,这对河流水环境生态系统产生了复杂的影响。感潮河流指的是受潮汐影响明显的河流,具备一般自然河流的特征,又有自己的独特性。比如感潮河流具有相对较弱的水体自净能力,同时水量和水质受潮汐影响而出现周期性变化^[1]。所以,感潮河流尤其是感潮河段的水体水质极易发生恶化,在分析感潮河流自净能力的基础上,需要采取针对性的措施调控水质。

大沙河属于典型的感潮河流且是典型的接收再生水补水的河流,其以西丽再生水厂出水作为生态补水。因此,重点调查研究并分析西丽再生水厂出水作为生态补水对收纳水体大沙河水质所产生的影响,旨在为相似景观水体的治理与修复提供数据参考。

1 材料与方法

1.1 采样区域

选取深圳市大沙河为研究对象,大沙河全程13.7 km,流速较缓,发源于羊台山,经西丽再生水厂补水后汇入深圳湾。在大沙河沿岸共设置7个取样点,从上游开始取样,全程约9 km。具体采样点分布如图1所示。

起点(D1采样点)在西丽再生水厂出水口上游300 m处;D2和D3采样点分别位于西丽再生水厂出水口及其下游约200 m处;随后沿着大沙河间隔约2 km设一点位,分别为D4~D7采样点,其中D7采样点位于大沙河往深圳湾入海口。

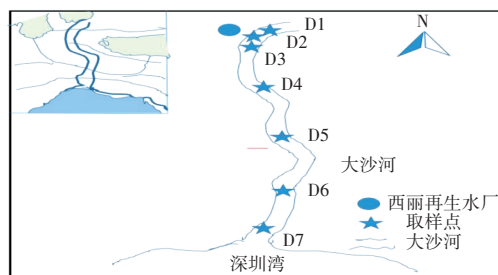


图1 大沙河采样点分布示意

Fig.1 Sampling locations along Dasha River

1.2 采样与测定

2019年11月—2020年8月,分别在大沙河7个取样点采集样品(D1~D7),采样频率为1次/月,2020年2月—5月因为疫情影响没有取样。其中西丽再生水厂总处理规模为 $5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,大沙河水体平均径流量约为 $12.67 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

采用哈希便携式溶解氧仪、便携式浊度仪、ORP仪、pH仪和电导率仪等仪器监测水温、溶解氧、浊度、ORP值、pH和电导率等,之后在取样点水下约20 cm处分别采集2 000 mL水样于白色塑料瓶中,回实验室后放置于4 °C冰箱中保存,用于氮、磷、叶绿素a等常规指标及新兴污染物[药物和个人护理品(PPCPs)、内分泌干扰物(EDCs)等]的检测。新兴污染物的检测采用固相萃取-液相色谱串联质谱法(SPE-LC-MS/MS)。在检测PPCPs时质谱离子采用ESI正负离子模式,离子源温度为300 °C,DL管温度为250 °C,加热块温度设置为400 °C;在检测EDCs时质谱离子源采用ESI负离子模式,离子源温度为350 °C,DL管温度设置为280 °C,加热块温度设置为450 °C。

2 结果与讨论

2.1 再生水对大沙河水体溶解氧和浊度的影响

再生水对大沙河水体DO浓度和浊度的影响如图2所示。由图2可知,再生水进入河道之后,增强了水体的流动性,但是再生水本身DO浓度低于大沙河水体,所以补水后DO浓度变化不明显。其中,2020年8月入海口D7点位DO浓度较低,可能与不稳定的海水水质有关。由图2还可看出,大沙河浊度变化较为明显,由于再生水的进入,河水平均浊度由D1点位(补水前)的25 NTU降至D4点位(补水

后)的15 NTU。从取样时间来看,雨季大沙河水体浊度值整体高于旱季。这一方面是因为雨季降雨扰动水体冲击了河岸,所挟带泥沙严重影响了大沙河水体的浊度;另一方面是因为旱季再生水补水对大沙河水体浊度的改善效果更明显。

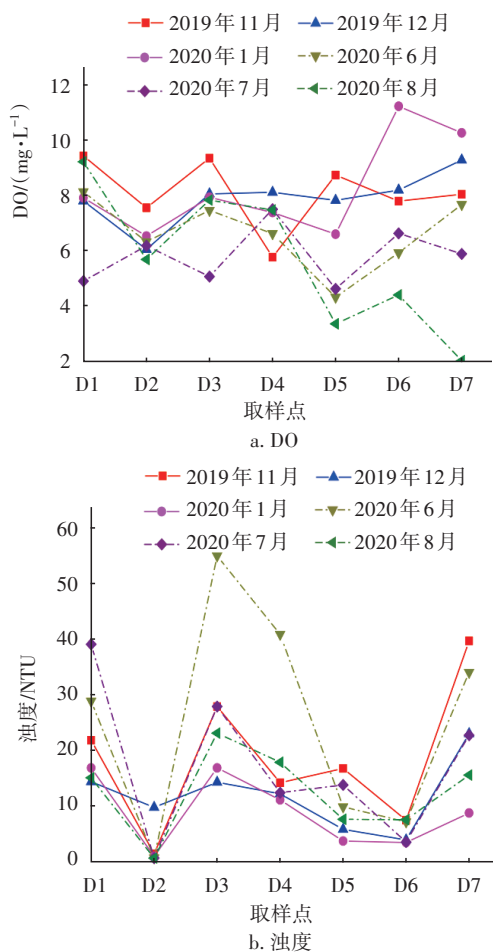


图2 大沙河水体中DO浓度和浊度时空变化

Fig.2 Temporal and spatial variation of DO concentration and turbidity in Dasha River

2.2 再生水对大沙河营养元素和藻类的影响

① 对营养元素的影响

大沙河各取样点水样中营养元素浓度的时空变化见图3。

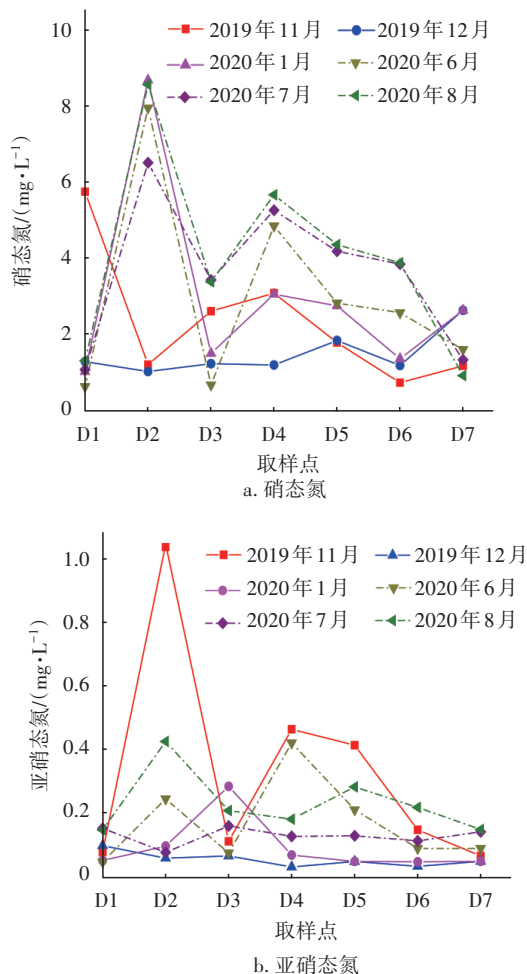
由图3(a)可知,除2019年11月的D2采样点外,D1~D7处的硝态氮浓度呈先上升后下降趋势,在补水的D2点位上升至最高(9 mg/L)。硝态氮浓度从D1点的平均1.5 mg/L升至D2点的平均6.0 mg/L,说明再生水厂出水在一定程度上提高了大沙河水体的硝态氮浓度。

由图3(b)可知,除2019年11月的D2采样点

(亚硝态氮浓度异常可能与污水厂水质不稳定有关)外,其他时间段D1~D7点位的亚硝态氮浓度整体都在1 mg/L以下,而且雨季亚硝态氮浓度整体高于旱季,这可能与雨季相对于旱季较低的溶解氧浓度有关,较低浓度的溶解氧不利于亚硝态氮的充分氧化。

由图3(c)可知,再生水进入大沙河后,水体氨氮浓度略有升高,氨氮浓度从D1点的平均0.3 mg/L升至D2点的平均1.0 mg/L,且所有点位的氨氮浓度都在3 mg/L以下。补水点D2处的氨氮浓度相对较高,表现出明显的旱季浓度高于雨季。这可能与雨季污水厂溢流导致出水被稀释以及居民生活习惯有关。此外,2020年8月入海口D7点位处的氨氮浓度较高,可能是海水倒灌所致。

由图3(d)可知,大沙河水体总磷 $<0.3 \text{ mg/L}$ 。D1~D7点位处水体的总磷指标优于地表水Ⅳ类标准,补水点D2处的总磷浓度和大沙河水体相差不大,基本都在0.2 mg/L以下。



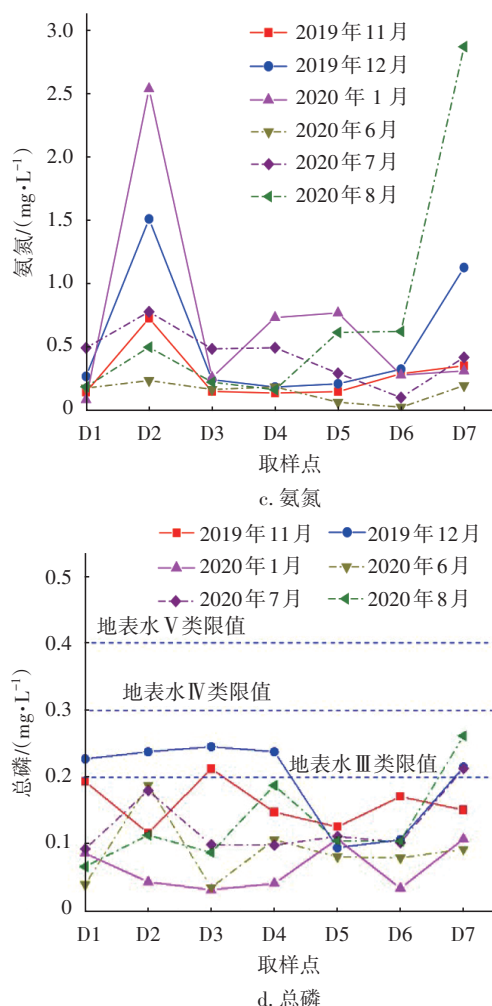


图3 大沙河水体中硝态氮、亚硝态氮、氨氮和总磷浓度的时空变化

Fig.3 Temporal and spatial variation of nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, ammonia nitrogen and total phosphorus concentrations in Dasha River

② 对叶绿素a的影响

大沙河沿岸各取样点叶绿素a含量的变化如图4所示。

由图4可知,除2020年6月入海口D7点位(叶绿素a值异常升高,可能与海水倒灌提供了适宜藻类生长的环境有关)外,叶绿素a值整体都在 $40\mu\text{g/L}$ 以下,低于水体富营养化对叶绿素a的限值。叶绿素a含量随位置变化呈现先下降后上升再下降再上升的趋势。原因可能是再生水补水点的叶绿素a含量本身就较低,低于上游来水。但是,因为再生水中携带较高浓度的营养盐等成分,导致再生水汇入大沙河之后,反而诱发了部分藻类的滋生,致使叶绿素a含量升高。

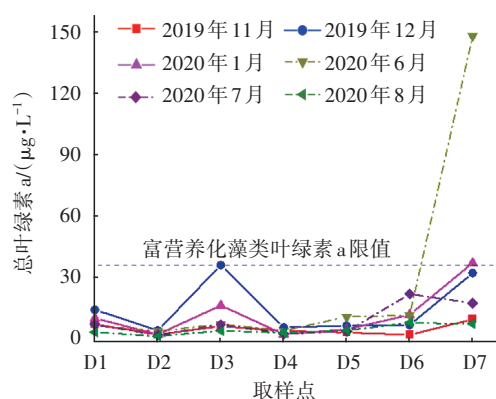


图4 大沙河水体中叶绿素a含量的时空变化

Fig.4 Temporal and spatial variation of chlorophyll a content in Dasha River

2.3 再生水对大沙河新兴污染物浓度的影响

① 对PPCPs的影响

图5是PPCPs总浓度在7个取样点的分布情况。在6次取样中,37种PPCPs中达舒平、泰妙菌素、派仑西平、三氯卡班和三氯生5种物质低于检测限或未被检出,其余32种PPCPs均被检出,检出总浓度高达 6186 ng/L 。

在补水点D2处雨季PPCPs总浓度与旱季区别较大,雨季在 $3000\sim 6500\text{ ng/L}$ 左右,旱季在 1000 ng/L 以下,总体均高于上游来水D1以及再生水和大沙河汇合之后D3位置的相应浓度值。西丽再生水厂出水排放至大沙河后,对其PPCPs浓度上升有一定的贡献,补水前PPCPs浓度为 $421\sim 2694\text{ ng/L}$,补水后浓度升至 $575\sim 3043\text{ ng/L}$,平均上升32%。含量较高的PPCPs基本为医用类药物(抗生素、精神神经类药物、解热镇痛及心脑血管药物等),还有部分属于杀虫剂。其中,茶碱、咖啡因、避蚊胺和水杨酸的含量较高。

咖啡因和茶碱具有提神醒脑的功能,日常生活中被广泛应用,是各类饮料、食品和药品的主要添加成分。咖啡因在7个取样点的浓度,整体呈现沿河流方向逐渐下降的趋势,这说明河流自净过程具有一定的降解作用,这一现象与河水中微生物降解效应有关,类似污水厂的活性污泥生物处理工艺,可以显著去除咖啡因。茶碱和咖啡因具有高度的结构相似性,常规的污水处理厂工艺对其去除率高达97%以上。但是,在补水点D2和大沙河其他6个取样点处,茶碱浓度依然很高,说明其作为常用药品和化妆品的主要成分,在居民日常生活中使用量

较大。

水杨酸作为一种天然产物,在地表水中容易被微生物降解^[2]。但是,观察大沙河水体中水杨酸浓度分布发现,中游水杨酸浓度始终高于上游和下游,可能是因为阿司匹林进入水体后经过降解生成水杨酸所致^[3]。

避蚊胺为难降解有毒物质,在使用过程中只有少量被吸收,大部分会进入市政污水处理厂。目前,常规污水生物处理工艺对水体中避蚊胺的处理效果非常有限,导致残留的避蚊胺随污水厂出水排放进入受纳河流,其在河流水体中稳定存在,难以自然降解,也不易发生光降解^[4]。由图5可看出,在补水点D2位置,避蚊胺的浓度相对于其他几个取样点较高。

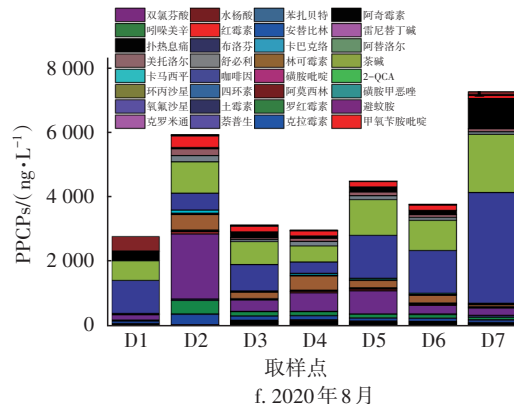
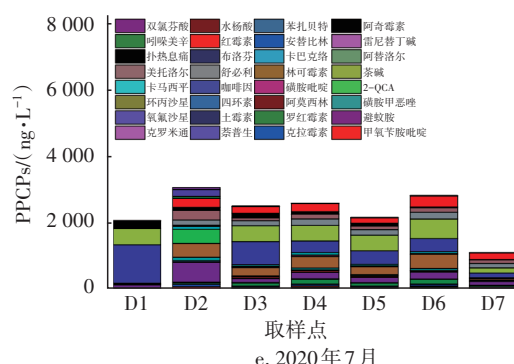
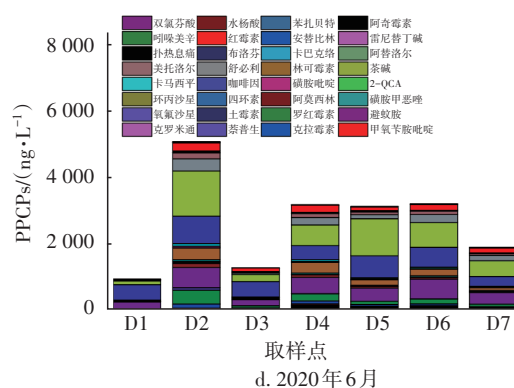
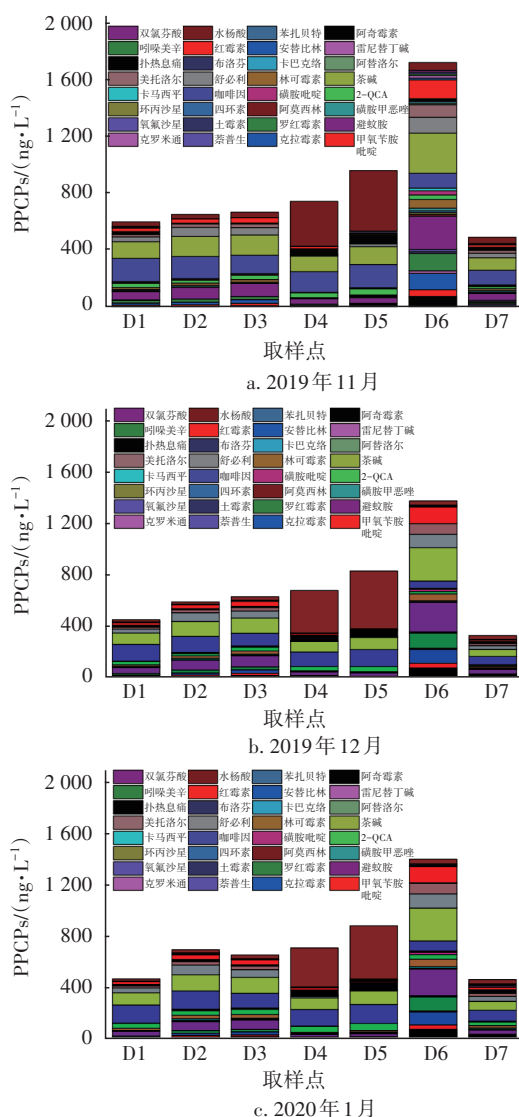


图5 大沙河水体中32种PPCPs浓度的时空分布
Fig.5 Temporal and spatial distribution of 32 kinds of PPCPs in Dasha River

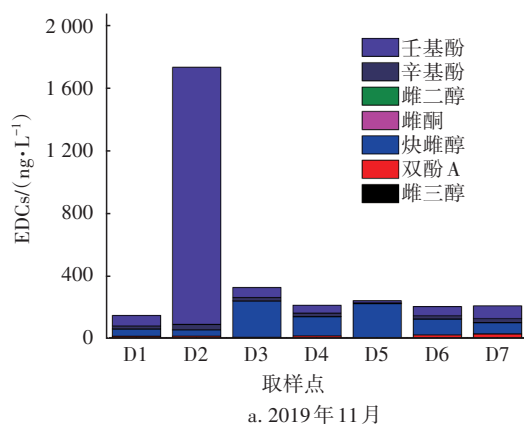
② 对EDCs的影响

大沙河中EDCs分布情况如图6所示。

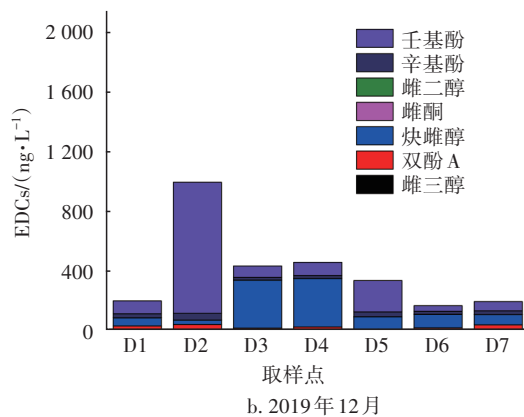
7种EDCs在7个点位中均被检出,检出总浓度高达1889 ng/L。从河流沿程分布上来看,在补水点D2处雨季和旱季的EDCs总浓度区别较大,雨季为600 ng/L左右,旱季为1000~2000 ng/L,旱季约为雨季浓度值的2~4倍,总体均高于上游来水D1点位浓度值及再生水和大沙河汇合之后D3和D4点位浓度值。因此,西丽再生水厂出水排放至大沙河后,对河水EDCs浓度上升有一定的贡献,EDCs浓度从补水前的153~293 ng/L上升到补水后的219~540

ng/L,浓度平均上升96%。

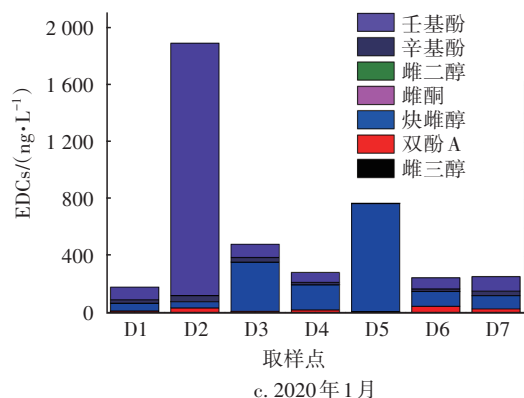
在雨季,大沙河水中主要的EDCs只有炔雌醇,浓度为83.30~573.39 ng/L。在旱季,壬基酚主要源于补水点D2,在进入大沙河后其浓度呈现下降的趋势,这说明大沙河水体流动具有一定的自净作用;但是,在D5和入海口D7点位,其浓度略有上升,可能有未经处理的含壬基酚污(废)水排放现象。在补水点D2处,炔雌醇浓度值低于大沙河其他几个取样点,在中游几个取样点其浓度值相对较高。此外,由图6还可知,双酚A在几个点位浓度值比较均匀,在入海口处,其浓度值偶有上升。



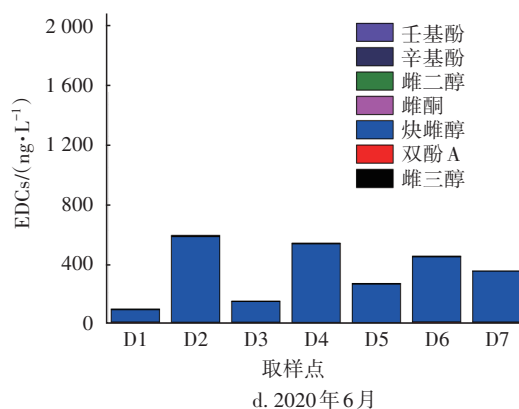
a. 2019年11月



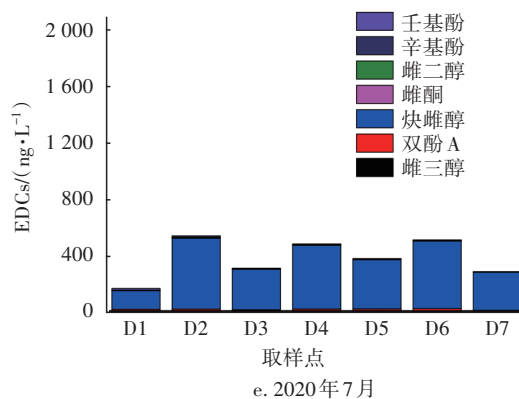
b. 2019年12月



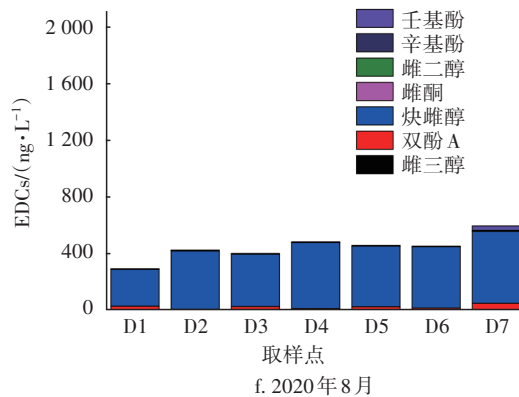
c. 2020年1月



d. 2020年6月



e. 2020年7月



f. 2020年8月

图6 大沙河水体中7种EDCs浓度的时空分布

Fig.6 Spatial and temporal distribution of seven EDCs concentration in Dasha River

在水环境中,常见的壬基酚以多聚体壬基酚聚氧乙烯醚(NPEO)的形式存在,大量应用于工业和化妆品行业。当NPEO进入河流后,会被微生物逐渐降解,变成壬基酚类物质^[5-7]。但是,好氧条件下NPEO非常容易被降解成为壬基酚,其在水体中的自然降解过程受到水中金属离子、腐殖酸含量、光照和藻类浓度等因素的影响。在污水处理厂中,NPEO被降解为壬基酚,其在补水点D2处的浓度远高于大沙河其他几个取样点。

炔雌醇是一种典型的人工合成雌激素,调查发

现,在旱季,除补水点 D2 处炔雌醇浓度较低外,其他取样点位的炔雌醇浓度均较高,其原因可能与沿程西丽人民医院以及平山社康和大学城社康医疗废水的排放有关。此外,炔雌醇生物降解速率慢,在水环境中会持久存在。

双酚 A 是日常生活中经常出现的典型 EDCs 类物质,应用范围广,使用量大。但是,其在好氧条件下易被生物降解,所以在水体中检测出的浓度不是很高。

2.4 新兴污染物的生态风险商分析

采用美国环保局推荐的风险商(RQ)评估 PPCPs

和 EDCs 在水生态系统中的潜在风险,其计算公式如下:

$$RQ = MEC / PNEC \quad (1)$$

式中:MEC 为所检测出的污染物在环境中的实际浓度,ng/L;PNEC 为预测新兴污染物对环境无影响的浓度值,ng/L。

根据 RQ 值结果,可以把新兴污染物潜在生态风险分为三个等级:0.01≤RQ≤0.10 时为低风险;0.10<RQ≤1.00 时为中等风险;RQ>1.00 时为高风险。大沙河和西丽再生水厂出水中 PPCPs^[8-22]和 EDCs^[23]浓度分布及风险商分别见表 1 和表 2。

表 1 大沙河和西丽再生水厂出水 PPCPs 浓度分布及其风险商

Tab.1 Concentration distribution and risk quotient of PPCPs in Dasha River and effluent from Xili reclaimed water treatment plant

项 目	PNEC/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	最大检出浓度/($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)		风险商	
		大沙河	西丽再生水厂	大沙河	西丽再生水厂
阿奇霉素	0.454 ^[8]	175.4	33.0	0.386 4	0.072 8
甲氧苄胺嘧啶	100 ^[9]	47.1	77.4	0.000 5	0.000 8
克拉霉素	16 ^[10]	125.0	309.4	0.007 8	0.019 3
克罗米通	21 ^[11]	19.5	14.5	0.000 9	0.000 7
罗红霉素	0.1 ^[12]	200.6	394.7	2.005 8	3.947 4
土霉素	2 ^[12]	12.9	20.5	0.006 5	0.010 3
氧氟沙星	0.1 ^[12]	47.5	71.1	0.475 0	0.711 0
避蚊胺	0.060 ^[13]	690.5	1 938.9	11.508	32.315 0
阿莫西林	0.003 7 ^[14]	77.6	117.9	20.973 0	31.864 9
环丙沙星	2 ^[12]	12.7	32.4	0.006 3	0.016 2
四环素	3.40 ^[12]	9.0	34.0	0.002 6	0.010 0
磺胺甲恶唑	0.59 ^[12]	62.8	100.4	0.106 5	0.170 2
林可霉素	13.98 ^[15]	427.3	462.0	0.030 6	0.033 0
磺胺吡啶	10 ^[12]	42.1	34.4	0.004 2	0.003 4
卡马西平	31.6 ^[16]	50.7	72.8	0.001 6	0.002 3
咖啡因	69 ^[17]	3 302.5	780.0	0.047 9	0.011 3
茶碱	500 ^[11]	1 730.8	1 274.8	0.003 5	0.002 5
舒必利	60 ^[18]	227.8	344.9	0.003 8	0.005 7
美托洛尔	31 ^[19]	142.2	287.8	0.004 6	0.009 3
阿替洛尔	30 ^[20]	10.2	0.4	0.000 3	0.000 0
苯扎贝特	16 ^[19]	2.3	0.3	0.000 1	0.000 0
扑热息痛	1.36 ^[14]	901.7	93.6	0.663 0	0.068 8
红霉素	0.20 ^[12]	323.8	345.6	1.618 8	1.727 8
安替比林	11 ^[21]	14.2	14.5	0.001 3	0.001 3
吡啶美辛	10.00 ^[22]	12.6	60.5	0.001 3	0.006 1
布洛芬	1.00 ^[12]	4.6	N.D.	0.004 6	N.D.
萘普生	10 ^[12]	12.1	205.0	0.001 2	0.020 5
双氯芬酸	0.05 ^[12]	12.6	58.7	0.252 6	1.174 2
水杨酸	10 ^[12]	30.1	425.0	0.003 0	0.042 5

表2 大沙河和西丽再生水厂出水EDCs浓度分布及风险商

Tab.2 Concentration distribution and risk quotient of EDCs in Dasha River and effluent from Xili reclaimed water treatment plant

项目	PNEC/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	最大检出浓度/($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)		风险商	
		大沙河	西丽再生水厂	大沙河	西丽再生水厂
雌三醇	0.06	4.87	10.23	0.081	0.171
双酚A	0.06	45.39	42.187	0.756	0.703
炔雌醇	0.000 1	526.4	573.39	5 264	5 734
雌酮	0.006	3.11	4.169	0.518	0.695
雌二醇	2 000	0.456	0.276	0	0
辛基酚	0.12	32.56	43.98	0.271	0.367
壬基酚	0.82	209.31	1 769.34	0.255	2.158

由表1可知,罗红霉素、避蚊胺、阿莫西林和红霉素的RQ值在大沙河和补水点均大于1,属于高风险类PPCPs,甚至避蚊胺和阿莫西林的RQ值在补水点高达32左右。阿奇霉素和氧氟沙星、磺胺甲恶唑、扑热息痛、双氯芬酸RQ值为0.1~1.0,属于中风险类PPCPs,咖啡因、水杨酸、环丙沙星等RQ值为0.01~0.1,属于低风险类PPCPs。除阿奇霉素、阿替洛尔和苯扎贝特等少数PPCPs外,大部分PPCPs的RQ值在补水点大于大沙河水体。这说明,有必要进一步去除新兴污染物,降低其风险商,即西丽再生水厂需要进一步提标改造。

由表2可知,大沙河和补水点处炔雌醇的RQ值均大于1(最高达5 734),属于高风险类EDCs,需要高度关注。另外,双酚A、雌三醇、雌酮、辛基酚和壬基酚的RQ值为0.1~1.0,属于中风险类EDCs,雌二醇在大沙河和补水点RQ值都比较低,暂时处于无风险状态。除雌二醇和双酚A外,其他EDCs的RQ值在补水点都略大于大沙河水体,其中炔雌醇、壬基酚在补水点处属于高风险,需要引起重视,应采取降低其生态风险。

2.5 大沙河新兴污染物和其他水质指标的关系

为了分析新兴污染物指标和其他常规水质指标之间的内在关联性,采用Canoco4.5软件,对大沙河2019年11月—2020年8月的6次取样数据进行冗余度分析(RDA)。在河道常规指标为约束条件下,对PPCPs、EDCs分布情况的分析结果如图7所示,图7中PCA指的是principal component analysis主成分分析,PC1即主成分一,PC2即主成分二,括号内数值代表这些组分变量被量化的比例。

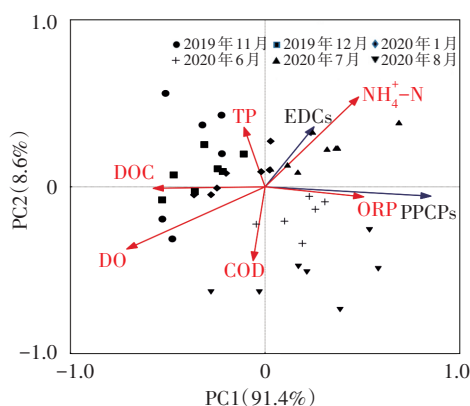


图7 大沙河PPCPs、EDCs和常规指标之间主成分关联分析
Fig.7 Principal component correlation analysis among PPCPs, EDCs and conventional indexes in Dasha River

由图7可知,二者累计解释了99.9%以上的变量,样品点之间的距离越近,说明样品的相似程度越高;它们的关联性则通过不同水质指标矢量之间的夹角余弦值反映。

观察PPCPs和EDCs与溶解氧、氨氮、COD和总磷等指标之间的关联关系,可以发现,PPCPs和EDCs与溶解氧都呈现负相关,EDCs与氨氮和总磷则呈现显著的正相关,二者与COD之间的关联性并不强。这说明好氧生物降解是水体中PPCPs和EDCs一种重要的去除路径,比如PPCPs浓度中占比较高的水杨酸作为一种天然产物,容易通过生物处理中的好氧降解去除。而EDCs的降解不仅与溶解氧的浓度有关系,而且与水中氮元素的浓度也有关,可能的原因是雌三醇和炔雌醇的生物降解是在微生物共代谢下完成的,当溶解氧浓度较高时,可以促进雌三醇和炔雌醇的生物降解。

根据样品数据聚类分析,各指标主要是按照采样时间进行聚类,这说明大沙河的水体水质受旱季或雨季的影响都较大。进一步观察还发现,每个月份的样品点均聚集在一起。其次,2019年11月、2019年12月、2020年1月等3次旱季的取样点主要集中于第二和第三象限,而2020年6月、2020年7月、2020年8月等3次雨季的取样点主要集中于第一和第四象限。2020年7月虽然是深圳市的雨季,但是其降雨量明显偏少,深圳市气象局2020年的气候公报显示,2020年7月该市的降雨量比常年同期减少72.7%,所以2020年7月采样数据点明显向第二象限偏移。

3 结论

西丽再生水厂出水对大沙河水质影响显著。再生水补水显著降低大沙河水体浊度水平,从25 NTU降至15 NTU。但是水体营养盐包括硝态氮(6.0 mg/L)和氨氮(1.0 mg/L)浓度明显高于大沙河水体(1.5 mg/L和0.3 mg/L)。西丽再生水的补水提高了大沙河中PPCPs和EDCs的浓度,使得大沙河PPCPs和EDCs浓度分别上升32%和96%,主要的PPCPs物质包括茶碱和避蚊胺,主要的EDCs物质包括炔雌醇和壬基酚。

为了进一步提升大沙河水质环境质量,可以对西丽再生水厂进行升级改造,强化对氮、磷等营养元素和COD的去除,尤其提高对新兴污染物PPCPs和EDCs的去除率,以降低大沙河水体风险,提高水环境生态安全健康水平。同时加强市政排水管网的建设以提高沿河截污水平,完善大沙河两岸生态多样性,提高对面源污染的截留效率。

参考文献:

- [1] 刘汝海, 吴海燕, 秦洁, 等. 黄河口河海混合过程水中重金属的变化特征[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2008, 38(1): 157-162.
LIU Ruhai, WU Haiyan, QIN Jie, *et al.* The variation characters of heavy metal content in Huanghe estuary water [J]. Periodical of Ocean University of China, 2008, 38(1): 157-162 (in Chinese).
- [2] 徐聪. 典型河口水库痕量有机污染物赋存特征及其迁移转化模拟研究[D]. 上海: 上海交通大学, 2018.
XU Cong. Occurrence Characteristics and Transport Modeling of Trace Organic Contaminants in Typical Estuary Reservoirs [D]. Shanghai: Shanghai Jiaotong University, 2018 (in Chinese).
- [3] 何林. 典型PPCPs污染物在水体中氧化降解的实验与理论研究[D]. 济南: 山东大学, 2017.
HE Lin. Experimental and Theoretical Study on the Oxidative Degradation of Typical PPCPs in Aqueous Environments [D]. Jinan: Shandong University, 2017 (in Chinese).
- [4] KEITH S M S, HARPER C, ASHIZAWA A, *et al.* Draft Toxicological Profile for DEET (N, N-Diethyl-m-toluamide)[R]. US: CDC, 2015.
- [5] ANTONOPOULOU M, GIANNAKAS A, DELIGIANNAKIS Y, *et al.* Photocatalytic degradation of the N, N-diethyl-m-toluamide DEET: kinetic and mechanistic investigation [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 231: 314-325.
- [6] WRITER J H, BARBER L B, RYAN J N, *et al.* Biodegradation and attenuation of steroidal hormones and alkylphenols by stream biofilms and sediments [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(10): 4370-4376.
- [7] 赵美萍, 李元宗, 常文保. 酚类环境雌激素的分析研究进展[J]. 分析化学, 2003, 31(1): 103-109.
ZHAO Meiping, LI Yuanzong, CHANG Wenbao. The analysis of phenolic environmental estrogens [J]. Chinese Journal of Analytical Chemistry, 2003, 31(1): 103-109 (in Chinese).
- [8] HUANG B, LI X M, SUN W W, *et al.* Occurrence, removal, and fate of progestogens, androgens, estrogens, and phenols in six sewage treatment plants around Dianchi Lake in China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(22): 547-569.
- [9] VERLICCHI P, AL AUKIDY M, JELIC A, *et al.* Comparison of measured and predicted concentrations of selected pharmaceuticals in wastewater and surface water: a case study of a catchment area in the Po Valley (Italy) [J]. Science of the Total Environment, 2014, 470/471(2): 844-854.
- [10] ISIDORI M, LAVORGNA M, NARDELLI A, *et al.* Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms [J]. Science of the Total Environment, 2005, 346(1/3): 87-98.
- [11] KOSMA C I, LAMBROPOULOU D A, ALBANIS T A. Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: occurrence, removal and environmental risk assessment [J]. Science of the Total Environment, 2014, 466/467: 421-438.
- [12] YOUNGHEE K, CHOI K, JUNG J, *et al.* Aquatic toxicity of acetaminophen, carbamazepine, cimetidine, diltiazem and six major sulfonamides, and their potential ecological risks in Korea [J]. Environment International, 2007, 33(3): 370-375.
- [13] STUER-LAURIDSEN F, BRIKVED M, HANSEN L P, *et al.* Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use [J]. Chemosphere, 2000, 40(7): 783-793.
- [14] FERRARI B J D, PAXEUS N, GIUDICE R L, *et al.* Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibrate

- acid, and diclofenac [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2003, 55(3): 359–370.
- [15] BU Q W, WANG B, HUANG J, *et al.* Pharmaceuticals and personal care products in the aquatic environment in China: a review [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 262: 189–211.
- [16] MUÑOZ, I, GOMEZ M J, MOLINA-DIAZ A, *et al.* Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment[J]. *Chemosphere*, 2008, 74(1): 37–44.
- [17] LIN A Y C, YU T H, LIN C F. Pharmaceutical contamination in residential, industrial, and agricultural waste streams: risk to aqueous environments in Taiwan [J]. *Chemosphere*, 2008, 74(1): 131–141.
- [18] KOMORI K, SUZUKI Y, MINAMIYAMA M, *et al.* Occurrence of selected pharmaceuticals in river water in Japan and assessment of their environmental risk [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185: 4529–4536.
- [19] LÜTZHØFT H H, HALLING-SØRENSEN B, JØRGENSEN S E. Algal toxicity of antibacterial agents applied in danish fish farming [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1999, 36 (1): 1–6.
- [20] DAI G H, HUANG J, CHEN W W, *et al.* Major pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in wastewater treatment plant and receiving water in Beijing, China, and associated ecological risks [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 92(6): 655–661.
- [21] LISTER A L, KRAAK G V D. An investigation into the role of prostaglandins in zebrafish oocyte maturation and ovulation [J]. *General and Comparative Endocrinology*, 2008, 159(1): 46–57.
- [22] ZENOBIO J E. Effects of triclocarban, N, N-diethyl-meta-toluamide, and a mixture of pharmaceuticals and personal care products on fathead minnows (*Pimephales promelas*) [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2014, 33(4): 910–909.
- [23] VERLICCHI P, AUKIDY M A, ZAMBELLO E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 429: 123–155.
-
- 作者简介:别小娟(1995–),女,河南南阳人,硕士,研究方向为再生水对感潮性大沙河水环境变化规律的影响。
- E-mail:2118553289@qq.com
- 收稿日期:2021-11-04
- 修回日期:2021-12-10

(编辑:丁彩娟)

保护生态环境就是保护生产力

改善生态环境就是发展生产力