

# 微污染源水处理技术研究进展和对策分析

叶少帆, 王志伟, 吴志超

(同济大学环境科学与工程学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

**摘 要:**我国大部分城镇饮用水源目前已受到不同程度污染, 给人们的饮用水安全问题带来了巨大威胁, 也给常规给水处理工艺提出了新的挑战。根据我国微污染源水的特点, 结合最近几年微污染源水处理技术工艺的研究和发展以及在微污染源水处理中的研究和实践, 研究、分析与讨论我国微污染源水处理对策和措施, 同时对几种适宜的深度处理技术进行介绍, 分析评述微污染源水处理工艺技术的发展方向。

**关键词:**微污染源水; 给水处理; 深度处理技术; 饮用水安全

**中图分类号:** TU911.2

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-3770(2010)06-0022-007

近年来, 随着工业的发展、城市化进程的加快及农用化学品种类和数量的增加, 我国大部分城镇饮用水源已受到不同程度的污染。据相关报道, 我国七大水系中 I 到 III 类水体占 45.1%, IV 类和 V 类水体占 22.9%, 劣 V 类水体占 32.0%<sup>[1]</sup>, 水源污染加大了水源选择和处理的困难。饮用水水源中含有的有机污染物导致了“三致物”(致癌、致畸、致突变)的潜在威胁加大, 水源水的污染问题日益严重, 饮用水的安全问题得到了广泛关注和重视。

微污染源水一般是指水体受到有机物污染, 部分水质指标超过地表水环境质量标准 (GB 3838-2002) III 类水体标准的水体<sup>[2]</sup>。随着水源水体的富营养化现象不断加重, 水体中有机物种类和数量激增以及藻类的大量繁殖, 现有常规处理工艺(混凝→沉淀→过滤→消毒)不能有效去除微污染源水中的有机物、氨氮等污染物, 同时液氯很容易与原水中的腐殖质结合产生消毒副产物 (DBPs), 直接威胁饮用者的身体健康<sup>[3-4]</sup>, 无法满足人们对饮用水安全性的需要; 同时随着生活饮用水水质标注的日益严格, 微污染源水处理不断出现新的问题。如何围绕原水水质不同、出水水质要求各异以及技术经济条件局限等特点, 寻求微污染源水处理对策和适宜处理技术是目前研究和实践的重点。本文将根据我国微污染源水的特点, 结合最近几年微污染源水处理技术工艺的研究和发展以及我们在

微污染源水处理中的研究和实践, 研究、分析与讨论我国微污染源水处理对策和措施, 同时对几种适宜的深度处理技术进行介绍和评述。

## 1 微污染源水处理对策分析

根据水源水水质和出水水质要求, 针对微污染源水的现状, 主要可行的处理对策有: (1) 强化传统水处理工艺的处理效果, 如强化混凝、强化沉淀、强化过滤等; (2) 在原有常规处理工艺前增加预处理工艺; (3) 在原有常规处理工艺后增加深度处理工艺; (4) 寻求新型微污染源水处理工艺等。目前, 依据原水水质特征, 将各种预处理技术、深度处理技术与现有传统处理工艺集成联用, 是当前受污染微污染源水净化的基本技术对策; 同时随着水处理技术的发展, 寻求新型高效的微污染源水的处理工艺也是研究和实践的热点。

### 1.1 强化传统水处理工艺

#### 1.1.1 强化混凝技术

强化混凝技术主要是通过改善混凝剂性能和优化混凝工艺条件, 提高混凝沉淀工艺对有机污染物的去除效果<sup>[5]</sup>。强化混凝主要方式有: (1) 提高混凝剂投加量使水中胶体脱稳、凝聚沉降; (2) 增加投设絮凝剂或助凝剂, 增强吸附和架桥作用, 使有机物絮凝下沉; (3) 投加新型高效的混凝/絮凝药剂; (4) 改善混凝/絮凝条件, 如优化水力学条件、调整工艺

收稿日期: 2009-09-16

作者简介: 叶少帆 (1986-), 男, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制工程

联系作者: 王志伟, 博士研究生, 讲师; 联系电话: 021-65980400; E-mail: zwwang@tongji.edu.cn

pH等。其中,增投助凝剂和采用新型高效处理药剂是强化混凝技术的主要措施和发展方向。以高锰酸钾作助凝剂、铁盐作混凝剂可以强化对微污染水源水的处理效果<sup>[6]</sup>。采用新型高锰酸盐复合药剂可以强化混凝效果,同时发挥高锰酸盐的氧化作用,有效提高水源水中的有机污染物的去除效率<sup>[7-9]</sup>。近年来,新型、高效的混凝/絮凝药剂的研制和应用<sup>[10-11]</sup>,在一定程度上促进了强化混凝技术的发展和实践。

### 1.1.2 强化沉淀技术

沉淀分离是常规给水处理工艺的重要组成部分,沉淀分离的效果对后续处理工艺和最终出水水质有较大影响。微污染水源水由于有机污染的增加,水中除了含有悬浮物和胶体物质外,还含有大量的可溶性有机物、各种金属离子、盐类、氨氮等有机和无机成分,对常规沉淀去除效果带来了一定的影响。加强沉淀主要可以通过以下几种方式:(1)投加高效新型高分子絮凝剂,提高絮凝体的沉降特性;(2)优化改善沉淀池的水力学条件,提高沉淀效率;(3)提高絮凝颗粒的有效浓度,当水进入沉淀区后,在水中很快形成悬浮状态的整体网状结构过滤层,进池原水通过该过滤层以自下而上的分离清水和自上而下浓缩絮凝泥渣的过程,实现对原水中有机物进行连续性网捕、扫裹、吸附、共沉等从而提高其沉淀分离效果<sup>[12]</sup>。雷挺研究优化了混凝条件从而实现强化处理微污染水源水中有机物的去除效果<sup>[13]</sup>。

### 1.1.3 强化过滤技术

在传统过滤工艺中一般可以通过预加氯来抑制滤料中的微生物生长,提高滤池的过滤周期,此时在滤料中不存在或有较少生物降解作用。强化过滤技术可以通过在不预加氯的条件下,在滤料表面培养繁育微生物,利用微生物的生长繁殖活动去除水中的有机物<sup>[5]</sup>;也可以通过采用新型、改性滤料等的使用提高过滤工艺对浊度、有机物等的去除效果。前种方式要求具有较高的运行管理条件,即要控制适宜的反冲洗强度保证在滤料反冲洗过程中能冲去沉积污泥而又能保留一定的生物膜,同时要求在运行过程中能够创造有利于微生物生长的微环境。采用新型、改性滤料强化过滤技术近年来受到了较多的研究和关注,在强化过滤技术中取得了一定的进展。王俊岭等人采用涂铁改性石英砂进行了过滤吸附去除地表河水中的微量磷的试验研究,在进水总磷质量浓度  $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  条件下,滤速为  $5 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  时,在过滤周期为 140 min 时,改性石英砂对总磷的去除率可以

达到 90%以上<sup>[14]</sup>。活性氧化铝作为滤料去除饮用水中的微量磷和浊度也进行了一些试验研究,结果表明,在进水总磷质量浓度为  $35\sim 45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,进水浊度  $3\sim 6 \text{ NTU}$ ,当采用活性氧化铝粒径在  $0.7\sim 1.25 \text{ mm}$ ,滤速为  $8 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  时,过滤周期为 8 h 时,出水总磷质量浓度小于  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,出水浊度小于  $0.5 \text{ NTU}$ <sup>[15]</sup>。雷国元等人<sup>[16]</sup>采用涂氧化钛的改性滤料对微污染水源水进行强化过滤处理,在相同条件下,其去除浊度、有机物、藻细胞等污染物的能力要比普通石英砂滤料强。

## 1.2 预处理技术

### 1.2.1 吸附预处理技术

吸附预处理主要是利用吸附剂的吸附特性去除微污染水源水中的有机污染物,常用的吸附剂有活性炭、粘土、硅藻土、沸石等<sup>[5,17]</sup>。采用粉末活性炭(PAC)吸附预处理吴淞江微污染水源水,在原水色度  $20\sim 35$  度、氨氮质量浓度  $4\sim 8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $3.5\sim 7.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,PAC 投加量为  $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时对色度、氨氮和  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  去除率分别达到 83%、4.58%和 10.46%<sup>[18]</sup>。沸石、硅藻土也具有和活性炭类似的吸附性能。李德生等人<sup>[19]</sup>采用生物沸石反应器去除污染水源水中的氨氮、亚硝酸盐等,长期试验表明反应器对氨氮平均去除率可达 93%,对亚硝酸盐的平均去除率 90%,对有机物的去除率可达 32%。Chen 等人<sup>[20]</sup>研究了稀土吸附剂去除微污染水源水中的磷,在磷质量浓度为  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,在吸附剂投加剂量为  $0.06 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,吸附时间 2 h 时,吸附剂对磷的去除率达到 99.5%。吸附预处理技术目前也存在回收再利用的问题,如果所投加吸附剂不能有效地再生利用,势必会增加工艺的运行费用,同时系统的排泥量也会加大。因此,寻求价廉、可方便再生的吸附剂,研究适宜的吸附剂再生技术是吸附预处理微污染水源水需要研究和解决的主要问题。

### 1.2.2 化学氧化预处理技术

化学氧化预处理技术是指在微污染水源水中加入强氧化剂,利用氧化剂的氧化能力氧化、分解、去除有机污染物,从而提高后续工艺及整体工艺的处理效果。常用的氧化剂有氯气、二氧化氯、次氯酸钠、臭氧、双氧水、高锰酸钾等<sup>[21]</sup>。氯气由于能和水中的有机污染物反应生成消毒副产物如三卤甲烷(THMs),采用二氧化氯、次氯酸钠等代替氯气进行预氧化可以在很大程度上控制、减少消毒副产物的产生,已引起了研究者的关注<sup>[22-23]</sup>。陈超等人<sup>[24]</sup>采用臭氧预氧化-生物活性滤池处理黄河微污染原

水,研究发现采用臭氧预氧化可以提高原水的可生化性,提高溶解氧浓度,有利于后续生物活性滤池的运行;此外预处理可以促进混凝,减少絮凝剂用量,还可以杀灭藻类,脱色除臭<sup>[25]</sup>。近年来,也发现臭氧氧化可能使水中有机物转化为致突变的中间产物<sup>[5]</sup>。采用高锰酸盐或高锰酸盐的复合药剂处理微污染原水,具有较好的去除水中有机污染物的效果,同时能显著降低水的致突变性,取得了一定的研究和应用进展<sup>[7-9,26-27]</sup>。

### 1.2.3 生物氧化预处理技术

生物氧化预处理技术主要通过微生物的新陈代谢活动来去除水中的污染物,采用生物预处理技术可以有效改善混凝沉淀性能、减少混凝剂用量,还能去除常规处理工艺不能去除的污染物,有利于后续处理工艺的运行<sup>[2]</sup>。微污染水源水的生物预处理技术一般采用生物膜法,主要采用生物接触氧化、生物滤池、生物转盘、生物流化床等。李发站等人<sup>[28]</sup>研究了生物接触氧化预处理微污染水源水,同时利用跌水进行曝气,在水力停留时间(HRT)为1.5 h时,进水浊度、COD<sub>Mn</sub>、藻类、UV<sub>254</sub>平均分别为40.9 NTU、4.36 mg·L<sup>-1</sup>、8.6×10<sup>6</sup>个·L<sup>-1</sup>、0.103 cm<sup>-1</sup>时,系统对浊度、COD<sub>Mn</sub>、藻类、UV<sub>254</sub>的平均去除率分别达到37.2%、17.2%、62.8%和10.7%。采用沸石-陶粒曝气生物滤池,在HRT为15~60 min,气水体积比1:1,水温17~26℃时,对COD<sub>Mn</sub>、NH<sub>3</sub>-N、UV<sub>254</sub>的平均去除率分别为32.3%、92.6%和9.73%<sup>[29]</sup>。生物转盘和生物流化床等生物膜工艺在微污染水源水预处理中也得到了一定的研究和应用<sup>[30]</sup>。

## 1.3 微污染水源水深度处理技术

微污染水源水深度处理技术是指在常规处理工艺之后,增加能够将常规工艺不能有效去除的污染物或消毒副产物的前体物进行有效去除的工艺,以提高和保证饮用水的水质。目前,研究和应用较多的深度处理技术主要有:臭氧氧化、活性炭吸附、臭氧-活性炭联用、膜过滤、光催化氧化等<sup>[3]</sup>。深度处理技术是目前微污染水源水处理领域研究和关注的热点之一,也是提升处理水水质、应对地表水源污染严重的最有效的对策之一。

### 1.3.1 臭氧氧化、活性炭吸附处理技术

臭氧深度处理工艺就是利用臭氧的强氧化能力,对水中溶解性有机物、卤代甲烷前体物以及产生异味的物质(如水中土霉味物质)进行氧化去除,同时实现对微生物的消毒杀菌的作用。郭文娟等人<sup>[31]</sup>利用不同浓度的臭氧氧化松花江滤后水中的有机污

染物,发现臭氧在1 min内对溶解性有机物具有较为明显的去除效果,且随着臭氧投加量的增加去除效果也随之提升。但在实际工程应用中,多采用臭氧-活性炭联合深度处理。臭氧-活性炭联用工艺先进行臭氧氧化再进行活性炭吸附,能够同时发挥臭氧、活性炭的优势,扬长避短。臭氧的加入能够将大分子有机物氧化分解为小分子有机物,提升活性炭的去除效果;炭表面或炭层中的有机物也能被氧化分解,减轻了活性炭的负担。昆山泾河水厂生产能力为60×10<sup>4</sup>t·d<sup>-1</sup>,采用臭氧-生物活性炭深度处理工艺进行了改造,砂滤池出水经臭氧活性炭后COD去除率明显上升,该系统对NH<sub>3</sub>-N和COD<sub>Mn</sub>的去除率比常规处理工艺可分别提高27.9%和32.8%,经过臭氧活性炭后,出水色度、嗅和味等感官指标也有大幅度改善<sup>[32]</sup>。国内现有水厂的改造、新建水厂也较多地采用了臭氧-活性炭深度处理工艺,以解决地表水源污染对常规处理工艺带来的影响和冲击<sup>[33-34]</sup>,提升饮用水水质,保障饮用水的安全。总结了最近几年研究者在臭氧、活性炭或臭氧-活性炭联用处理技术的研究概况,以了解分析目前在该深度处理技术方面的研究进展和水平。

(1) 臭氧+活性炭(生物活性炭,BAC)。原水COD<sub>Mn</sub> 1.8 mg·L<sup>-1</sup>。工艺条件:臭氧剂量2 mg·L<sup>-1</sup>,两级接触时间分别为2.5、8.5 min,炭床空床滤速9.6 m·h<sup>-1</sup>。O<sub>3</sub>-BAC工艺对COD<sub>Mn</sub>去除率由单独活性炭吸附时的20.36%提高至24.54%,且前者对消毒副产物去除效果明显提升;整体工艺还设有臭氧预氧化措施<sup>[35]</sup>。

(2) 臭氧+生物活性炭。原水COD<sub>Mn</sub> 4~10 mg·L<sup>-1</sup>。工艺条件:臭氧剂量1~5 mg·L<sup>-1</sup>,空塔接触时间10.7~21.4 min;活性炭粒径4 mm,空塔流速3.3~6.6 m·h<sup>-1</sup>,过滤时间17.5~35.1 min。出水COD<sub>Mn</sub><2.5 mg·L<sup>-1</sup>。整体工艺为臭氧氧化-生物活性炭-生物氧化过滤<sup>[36]</sup>。

(3) 臭氧+生物活性炭。原水COD<sub>Mn</sub> 1.48~4.72 mg·L<sup>-1</sup>,氨氮质量浓度为0.07~1.44 mg·L<sup>-1</sup>,浊度11.5~26.8 NTU。工艺条件:臭氧剂量1.5 mg·L<sup>-1</sup>,接触时间8~12 min;炭床厚度2 m,滤速6~9 m·h<sup>-1</sup>。对COD<sub>Mn</sub>、氨氮、亚硝酸盐、浊度平均去除率达55%、80%、85%和95%;前有预臭氧措施,投加量为1 mg·L<sup>-1</sup><sup>[37]</sup>。

(4) 臭氧+生物沸石+活性炭。原水COD<sub>Mn</sub> 5.6~8.5 mg·L<sup>-1</sup>,氨氮质量浓度为0.5~7.5 mg·L<sup>-1</sup>,亚硝酸盐质量浓度为0~0.25 mg·L<sup>-1</sup>,浊度4.5~9.9 NTU,UV<sub>254</sub> 0.17~0.21 cm<sup>-1</sup>。工艺条件:臭氧剂量0.5~1.5

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;生物沸石柱滤速  $4\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ ,接触时间 15.7 min。滤速  $4\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ ;GAC 接触时间 22 min。在水温  $20\sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,对  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、氨氮、 $\text{UV}_{254}$ 、浊度的去除率达到 45%~60%、90%、45%~56%和 90%;整体工艺为臭氧-生物沸石-GAC<sup>[38]</sup>。

(5) 臭氧+生物活性炭处理工艺。深度处理工艺,进水为常规处理工艺砂滤出水,原水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $3.95\sim 4.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,氨氮质量浓度为  $0.1\sim 1.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,浊度  $0.5\sim 4.0\text{ NTU}$ 。工艺条件:臭氧剂量  $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,接触时间 10 min,活性炭空床接触时间 15 min。对  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{UV}_{254}$ 、三卤甲烷前体物、有机碳去除率分别为 24%、35%、31%和 63%<sup>[39]</sup>。

(6) 颗粒活性炭。原水  $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的 2,4-二氯苯酚(DCP)。6 h 内达到吸附平衡;当腐殖酸质量浓度大于  $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,对活性炭吸附有一定影响;静态吸附试验<sup>[40]</sup>。

(7) 粉末活性炭。原水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $8.52\sim 10.51\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,浊度  $86\sim 96\text{ NTU}$ 。工艺条件:振荡时间 30 min;  $74\text{ }\mu\text{m}$  粉炭,投加量  $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , $\text{COD}_{\text{Mn}}$  可以降到  $4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;静态吸附试验<sup>[41]</sup>。

(8) 臭氧氧化。细菌总数  $6\times 10^3\sim 9\times 10^4$ ,DCP 质量浓度为  $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。水中臭氧量为  $0.3\sim 0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, $\text{O}_3$  和 UV 复合处理可以有效杀菌和降解微污染物;与紫外复合使用<sup>[42]</sup>。

### 1.3.2 膜过滤深度处理技术

膜过滤是微污染水源水深度处理领域中另一个重要、高效的深度处理手段,以微滤、超滤、纳滤、反渗透为主的膜过滤技术可以较为有效地去除水中臭味、色度、消毒副产物前体物及细菌等,膜技术在微污染水处理中具有广阔的应用前景。国内外研究者对膜技术在饮用水处理之中的应用进行了较多研究和关注。宋亚丽等人<sup>[43]</sup>采用 PVDF 微滤膜处理黄浦江微污染水,进膜水经预氯化、混凝沉淀前处理,工艺能够实现膜的长期稳定运行,同时获得了良好的出水水质,对溶解性有机物、 $\text{UV}_{254}$  的平均去除率分别达到了 45%和 61%,出水中的浊度、铁、锰等指标均满足我国生活饮用水水质卫生规范的要求。超滤膜在微污染原水中也得到了一定的研究和应用,混凝、PAC 与超滤膜联用工艺在硫酸铝投加量为  $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、PAC 投加量为  $27.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,系统对浊度的去除率在 95%以上,对  $\text{UV}_{254}$  和 TOC 的去除率稳定在 60%和 40%<sup>[44]</sup>。纳滤膜和反渗透膜在获取高品质饮用水工艺处理中也有一定规模的研究和应用,

纳滤膜和反渗透膜对致突变物质具有良好的去除效果<sup>[45]</sup>。同济大学环境科学与工程学院自 1997 年开始对膜技术在微污染水源水中应用展开了相关研究,对超滤膜在微污染水源中的应用特性进行了细致研究<sup>[46-47]</sup>,并根据研究提出了微污染原水混凝沉淀-生物预处理-超滤净化工艺的新思路。主要研究成果为当原水污染物中氨氮质量浓度和  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  均高时,需要采用混凝沉淀-生物曝气-超滤组合工艺,在试验条件下,水源水氨氮质量浓度小于  $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,组合工艺的净化水所含氨氮浓度可以稳定小于  $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,亚硝酸盐氮质量浓度小于  $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,硝酸盐氮质量浓度小于  $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。当水源水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  为  $11.0\sim 15.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右时,组合工艺在合理的控制条件下,其出水可以小于  $6.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,当向生物曝气池内投加  $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  粉末活性炭形成活性炭污泥时,出水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  可以稳定小于  $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;当粉末活性炭投加量增加为  $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,出水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  可以降至  $3.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,当粉末活性炭投加量继续增加到  $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,出水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  可以稳定小于  $3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。上述所有条件下,系统出水的浊度达到国家饮用水标准,系统出水的细菌学指标也较低,加氯消毒后完全满足饮用水标准。膜分离技术对颗粒物、胶体物质、溶解性物质甚至离子物质具有高效的去除能力,并且膜法是最有效的去除隐孢子虫卵囊、病原菌和病毒的方法,因此膜技术作为新的水处理技术越来越受到人们的重视,在微污染水源水处理中应用会越来越普遍。为了进一步分析微滤、超滤、纳滤、反渗透膜在微污染水源水处理中的具体特点和不同之处,列出了最近几年研究者采用上述膜技术的试验结果和进展。

微滤:(1) 高锰酸钾预氧化-混凝-微滤:原水  $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $5.17\sim 6.18\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,浊度  $15\sim 70\text{ NTU}$ ,TOC 质量浓度为  $3.6\sim 5.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , $\text{UV}_{254}$   $0.108\sim 0.121\text{ cm}^{-1}$ 。工艺条件:高锰酸钾投加量  $0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,硫酸铝投加量  $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,絮凝反应时间 20 min。出水浊度  $<0.1\text{ NTU}$ , $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $<3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,TOC 和  $\text{UV}_{254}$  去除率为 22%和 35%<sup>[48]</sup>。(2) 粉煤灰-微滤膜:原水浊度  $4\sim 8\text{ NTU}$ ,氨氮质量浓度为  $2.0\sim 4.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $8.0\sim 12.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,总 HRT 1.9 h。粉煤灰投加量  $50\sim 100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,出水浊度  $0.6\text{ NTU}$ , $\text{COD}_{\text{Mn}}$   $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右,氨氮质量浓度为  $0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右<sup>[49]</sup>。

超滤:(1) 混凝-PAC-超滤膜:原水浊度  $8.6\sim 60\text{ NTU}$ ,氨氮质量浓度为  $1.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , $\text{UV}_{254}$   $0.123\sim$

0.167 cm<sup>-1</sup>; 硫酸铝投加量为 1 mg·L<sup>-1</sup>、PAC 投加量为 27.8 mg·L<sup>-1</sup> 时, 浊度的去除率在 95% 以上, 对 UV<sub>254</sub> 和 TOC 的去除率稳定在 60% 和 40%<sup>[44]</sup>。(2) 混凝沉淀-生物预处理-超滤: 原水 COD<sub>Mn</sub> 11.0~15.0 mg·L<sup>-1</sup>, 氨氮质量浓度为 10 mg·L<sup>-1</sup> 左右; HRT 约 1.5 h; 出水 COD<sub>Mn</sub> < 6 mg·L<sup>-1</sup>, 氨氮质量浓度小于 1 mg·L<sup>-1</sup>; 如投加 PAC 50 mg·L<sup>-1</sup>, COD<sub>Mn</sub> < 3 mg·L<sup>-1</sup><sup>[46-47]</sup>。

纳滤: 预处理-纳滤: 对 COD<sub>Mn</sub> 去除率一般为 80%~90%, 氨氮去除率 70%~90%, 亚硝酸盐氮去除率 80%~90%, 并能有效去除色嗅味和致突变性<sup>[50]</sup>。

反渗透: 预处理-反渗透: 出水效果更佳, 同时去除有机物和降低突变性, 对离子也有 96%~99% 的去除率<sup>[51-52]</sup>。

### 1.3.3 光催化氧化深度处理技术

光催化氧化深度处理技术是利用太阳光谱中近紫外光部分 (300~400 nm) 将常规处理工艺未能有效处理的有毒有机污染物在 N 型半导体光催化剂存在时 (如 TiO<sub>2</sub>、CdS、ZnO、WO<sub>3</sub>、ZnS、SnO<sub>2</sub> 等) 转变为 CO<sub>2</sub>、H<sub>2</sub>O、无机离子或比原有机物毒性小的有机物<sup>[53]</sup>。目前, 国内外应用光催化氧化处理技术还主要停留在实验室研究阶段。筛选和制备更高效实用的光催化剂, 防止催化剂中毒, 提高光催化反应的量子效率和光活性; 选择适宜的催化剂载体和固定方法, 研发高效、低耗、实用的光催化氧化反应器; 研发以太阳能光电系统作为辅助手段、多效单元技术的优化组合技术等是光催化氧化深度处理技术今后研究和发展的方向。

以上深度处理工艺在去除有机物、色嗅味和致突变性等方面存在一定差异, 为了直观对比各种处理工艺的特点和优劣, 以常规处理工艺、纳滤深度处理、臭氧+活性炭、生物活性炭和光催化氧化为例进行对比, 各种工艺处理情况列于表 3<sup>[50]</sup>。

表 1 不同工艺处理微污染水效果比较

Tab.1 The effects of different technology treatments on polluted water

去除效果	常规工艺	深度处理			
		纳滤	臭氧+活性炭	生物活性炭	光催化氧化
COD <sub>Mn</sub> /%	20~50	80~90	20~50	30~50	30~50
氨氮 /%	80~90	70~90	80~90	少量	少量
亚硝酸盐 /%	80~90	80~90	80~90	少量	少量
色嗅味	一般	很有效	很有效	很有效	较有效
Ames 致突变性	增加	很有效	很有效	很有效	有效

## 1.4 新型微污染水源水处理工艺

随着水处理技术研究的逐步深入, 出现了一些

新型的微污染水源水处理工艺和技术, 这些新型工艺技术有别于常规处理工艺以及在常规处理工艺基础上发展起来与预处理、深度处理联合处理工艺, 而采用截然不同的主体处理工艺。新型工艺的出现为微污染水源水处理技术方面提供了可选择的新技术, 也在一定程度上促进了微污染水源水处理技术的革新和发展。虽然新型技术具有其独特的优势和特点, 但是由于新型技术应用的不成熟性或者缺乏经济性, 其推广和应用需要一定的阶段和过程。

### 1.4.1 膜-生物膜-反应器技术

美国 Rittmann 教授领衔的研究团队开发了以氢气为基质的新型膜-生物膜-反应器技术 (Membrane biofilm reactor, MBFR), 该技术能够实现地表/地下水源中存在的硝酸盐、亚硝酸盐、硫酸盐、高氯酸盐、砷酸盐、双溴氯丙烷 (DBCP)、重金属 Cr(VI) 等污染物的无害化处理, 该技术已从实验室小试、中试走向了实际工程应用<sup>[54-57]</sup>。据悉, 目前他们已利用 MBFR 技术成功处理了 4 处受污染的地下水, 这些被污染的地下水都含有高氯酸盐和硝酸盐以及氯酸盐、砷酸盐和双溴氯丙烷 (DBCP) 的不同的化合物。在污染地下水处理过程中, MBFR 都能同时还原受污染水中含有的上述污染成分, 从而实现了研究人员利用该系统同步还原高氯酸盐和其它类型氧化污染物的目标。

### 1.4.2 膜-生物反应器技术

膜-生物反应器技术 (Membrane bioreactor, MBR) 实现了生物处理单元与膜分离技术有机结合, 由膜分离代替了常规的固液分离装置, 高效截留微生物, 实现了污泥龄和水力停留时间的分离, 具有占地面积小、处理效率高和出水水质好等优点, 已比较广泛地应用于城市生活污水和工业废水的处理之中<sup>[58]</sup>。将 MBR 技术用于微污染水源水的处理比生物预处理与常规处理工艺的联合工艺的流程更加简短、处理效果好和运行更加稳定, 近年来受到了较多的关注, 开展了相关研究。莫罹等人<sup>[59]</sup>考察了悬浮生长型和 3 种附着生长型 MBR 处理人工模拟微污染水源水, 结果表明, 4 种 MBR 对氨氮的去除率可达 85%~90% (HRT 为 2~4 h), 且投加 PAC 的 MBR 对有机物和 UV<sub>254</sub> 具有较高的去除率。利用平板膜-生物反应器处理微污染水源水, 在 HRT 为 0.9~1.5 h 时, 在进水氨氮、COD<sub>Mn</sub>、UV<sub>254</sub> 平均值分别为 3.8 mg·L<sup>-1</sup>、10.8 mg·L<sup>-1</sup>、0.162 cm<sup>-1</sup> 和 26 NTU 条件下, 系统对 COD<sub>Mn</sub>、氨氮、UV<sub>254</sub> 平均去除率分别为 78.7%、90.2%、34.6%。

通过投加 PAC (反应器内平衡浓度为  $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  [60],每日补加排泥的损失量),系统可以使  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和  $\text{UV}_{254}$  的去除率分别提升 10%和 26%。迪莉拜尔等人 [61] 采用了 PAC-MBR 组合工艺处理微污染水源水,在 HRT 为 2 h 条件下,PAC 投加量为  $500 \sim 3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时,系统对浊度和氨氮的去除率在 80% 以上,对有机物和  $\text{UV}_{254}$  的去除率可以达到 51.5%和 36.5%。

### 1.4.3 其他新型微污染水源水处理技术

随着生物技术的发展,利用固定化微生物技术处理微污染水源水技术得以发展和应用。黄廷林等人 [62] 采用实验室筛选、驯化的 9 株硝化细菌、反硝化细菌和聚磷菌并固定在纤维球形填料上对微污染水进行处理,在停留时间 10 d 的条件下,系统对水中氨氮、总氮、总磷、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{UV}_{254}$  去除率可达 85%、36%、65%、10%和 16%。北京市亮马河微污染水体采用太阳能水质净化系统,结果表明水质系统安装后有效地改善了试验区内水体表层富氧、底层缺氧的状况,缓解了藻类在水体表层大量聚集的现象,表、底层 DO 和叶绿素分布日趋均匀 [63]。张惠灵和伊江明 [64] 采用电凝聚方法对无污染水源水进行处理,发现电凝聚通过电解氧化、凝聚和气浮联合作用,对微污染水中的浊度、细菌、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  具有较好的去除效果。随着科技的发展,新型微污染处理技术和设备会逐步呈现,这些新兴技术在一定程度上带动了微污染水源水处理行业的发展,也为微污染水源水污染控制和饮用水安全带来了积极的推动作用。

## 2 深度处理技术的发展趋向与前景

随着人们对饮用水安全问题的日益重视以及饮水标准的日益严格,微污染水源水的处理必须突破常规处理工艺的局限以实现人们对饮水安全性的需求。常规处理工艺是成熟的技术,而深度处理技术能够有效去除常规工艺不能去除的有机物和消毒副产物,常规处理工艺联合深度处理能够有效提高和保障饮用水水质,该技术受到广泛关注,并具有广阔的发展和应用前景。目前国内大多数水厂采用了在原有工艺基础上增加深度处理工艺以提升处理水水质的措施进行了升级改造,常规处理工艺联合深度处理技术仍会是未来几年给水厂进行工艺升级改造、新建净水厂的重要支撑技术。寻求经济、高效、运行维护方便的深度处理技术是该技术发展和研究的方向之一。

## 3 结语

当前,我国大部分城镇饮用水源目前已受到不同程度污染,给人们的饮用水安全问题带来了巨大威胁,微污染水源水的污染问题已引起了人们的高度重视,国家和地方政府也投入了大量人力、物力和财力对微污染水源水进行治理以保障人们的饮水安全。微污染水源水的问题给常规给水处理工艺提出了新的挑战,这也引起了科研工作者对微污染水源水污染问题的关注,在最近 20 年内,科研人员和科研机构针对微污染水源水的处理技术和工艺开展了深入研究,提出了针对我国地表水源污染现状的处理对策,主要包括:强化常规处理工艺处理效果、预处理工艺联合常规处理工艺、常规处理工艺联合深度处理和新型微污染水源水处理技术等。近年来,常规处理工艺联合深度处理得到了较多的研究和应用,该工艺能够有效去除常规工艺不能去除的有机物和消毒副产物,是目前微污染水源水处理领域研究和关注的热点之一,也是提升处理水水质、应对地表水源污染严重的最有效的对策之一,随着新的深度处理技术的开发以及组合深度处理技术的优化,微污染水源水深度处理工艺将得到快速发展和广泛应用。新型微污染水源水处理技术具有其独特的优势和特点,但是由于新型技术应用的不成熟性或者缺乏经济性,其推广和应用仍需一定的阶段和过程。

### 参考文献:

- [1] 中新网消息.中国七大水系总体水质稳定,海河淮河等重度污染 [EB/OL].(2005-05-09) <http://www.chinanews.com.cn/news/2005/2005-05-09/26/571490.shtml>.
- [2] 何斐,李磊,徐炎华.微污染水源水处理技术研究进展[J].安徽农业科学,2008,36(11):4672-4673.
- [3] Tung HH, Xie YF. Association between haloacetic acid degradation and heterotrophic bacteria in water distribution systems[J].Water Research,2009,43(4):971-978.
- [4] Schenck K, Sivaganesan M, Rice G. Correlation of water quality parameters with mutagenicity of chlorinated drinking water samples[J]. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues, 2009,72(7):461-467.
- [5] 陈莉,范跃华.微污染水源水的处理技术发展探讨[J].重庆环境科学,2002,24(6):67-70.
- [6] 熊正为,陈春宁.微污染水源水传统处理工艺的强化措施[J].中国锰业,2001,19(1):13-14.
- [7] 张永吉,周玲玲,李伟英,等.高锰酸盐复合剂强化混凝对水中天然有机物的去除机制研究[J].环境科学,2009,30(3):761-764.
- [8] 齐鲁,刘帅,张建福,等.高锰酸盐复合药剂预氧化处理低浊高藻水库水[J].工业用水与废水,2009,40(1):18-21.
- [9] Xu GR, Li GB, Ma J, et al. Enhanced coagulation with composite

- permanganate pretreatment in polluted water treatment [J]. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2006, 6(2): 177-184.
- [10] 邱兆富, 周琪, 侯红娟, 等. 新型硅系混凝剂用于污水除磷[J]. *工业水处理*, 2008, 28(3): 33-35.
- [11] 李霞, 李风亭. 新型混凝剂多元聚硅氯化铝铁的研制及其在城市污水处理中的应用[J]. *给水排水*, 2006, 32(2): 116.
- [12] 顾玮. 强化常规工艺处理微污染水 [J]. *云南建筑*, 2005, 1(1): 55-56.
- [13] 雷挺. 加强混凝沉淀在处理微污染原水中的作用[J]. *给水排水*, 2003, 29(5): 24-26.
- [14] 王俊岭, 冯萃敏, 龙莹洁, 等. 改性石英砂过滤吸附去除微量磷[J]. *水处理技术*, 2007, 33(12): 70-72.
- [15] 王俊岭, 冯萃敏, 杨艳玲, 等. 活性氧化铝过滤去除微量磷试验[J]. *北京工业大学学报*, 2008, 34(6): 621-625.
- [16] 雷国元, 刘巍, 李永成, 等. 改性滤料强化过滤处理微污染水[J]. *净水技术*, 2005, 24(6): 18-21.
- [17] 王云波, 谭万春. 沸石的结构特征及在给水处理中的应用[J]. *净水技术*, 2007, 26(2): 21-25.
- [18] 杨建强, 张玉先, 吴建树, 等. 吴淞江微污染水源水处理工艺的比较研究[J]. *给水排水*, 2008, 34(1): 16-19.
- [19] 李德生, 黄晓东, 王占生. 生物沸石反应器在微污染水源水处理中的应用[J]. *环境科学*, 2000, 9(5): 72-73.
- [20] Chen YB, Ning P, Chen YH, et al. Phosphorus removal from slightly polluted water through rare earth adsorbent [J]. *Journal of Rare Earths*, 2006, 24(1): 328-331.
- [21] 宁海丽, 朱琨. 微污染水处理技术研究进展[J]. *环境科学与管理*, 2006, 31(2): 98-100.
- [22] 周舒月, 张玉先, 杨建强, 等. 二氧化氯预氧化处理微污染水源水及影响因素研究[J]. *给水排水*, 2008, 34(5): 150-153.
- [23] 杨涛, 傅金祥, 梁建浩. 次氯酸钠预氧化处理微污染水源水的试验[J]. *工业用水与废水*, 2005, 36(6): 14-16.
- [24] 陈超, 胡文容, 张群. O<sub>3</sub> 预氧化 - 生物活性滤池直接过滤工艺处理黄河微污染原水[J]. *净水技术*, 2004, 23(1): 10-13.
- [25] Camel V, Bermond A. The use of ozone and associated oxidation process in drinking water treatment [J]. *Water Research*, 1998, 32(11): 3208-3222.
- [26] 王利平, 罗真, 徐金妹, 等. 高锰酸钾 - 沸石联用预处理微污染运河水的研究[J]. *江苏工业学院学报*, 2006, 18(3): 34-36.
- [27] 王利平, 徐金妹, 陈毅忠, 等. KMnO<sub>4</sub> 与 PAC 联用预处理微污染源水的研究[J]. *中国给水排水*, 2002, 13(13): 63-66.
- [28] 李发站, 陆建红, 吕平光. 跌水曝气生物氧化预处理微污染水源水[J]. *水处理技术*, 2008, 34(11): 50-53.
- [29] 刘金香, 姜金生, 陈春宁. 沸石 - 陶粒曝气生物滤池处理微污染水源水试验[J]. *工业用水与废水*, 2005, 36(4): 10-12.
- [30] 耿英慧, 徐亚同. 微污染原水生物膜法预处理技术概述[J]. *上海化工*, 2002, 27(14): 6-8.
- [31] 郭文娟, 张光明, 周敬敬. 松花江水臭氧深度处理研究[J]. *哈尔滨商业大学学报*, 2008, 24(6): 662-666.
- [32] Marc W, 王健, 马乐宁. 污水深度处理臭氧技术应用[J]. *建设科技*, 2008, 21: 40-41.
- [33] 周建平, 雷挺, 沈飏, 等. 平湖市古横桥水厂设计介绍[J]. *给水排水*, 2006, 32(8): 1-4.
- [34] 安东, 乐林生. 太湖流域安全饮用水保障技术示范工程 - 上海杨树浦水厂新建深度处理与污泥处置部分[J]. *给水排水*, 2006, 32(8): 5-8.
- [35] 付乐, 陶涛, 曹国栋, 等. 臭氧与活性炭深度处理微污染原水试验研究[J]. *给水排水*, 33(5): 31-34.
- [36] 于万波, 周集体, 于得贤, 等. 臭氧 - 生物活性炭工艺处理有机微污染原水[J]. *净水技术*, 2003, 22(6): 20-23.
- [37] 孟建斌, 杨立. 臭氧 - 生物活性炭工艺处理微污染源水的试验研究[J]. *工业用水与废水*, 2008, 39(4): 23-26.
- [38] 施锦岳, 张玉先. O<sub>3</sub> - 生物沸石 - GAC 处理宁波姚江微污染水源水试验研究[J]. *污染防治技术*, 2007, 20(6): 32-35.
- [39] 李璇, 吕锡武, 朱光灿. 臭氧 - 生活活性炭工艺处理黄浦江微污染原水的中试研究[J]. *水处理技术*, 2007, 33(11): 53-56.
- [40] 周凌云, 王素芬. 活性炭对微污染水源中 2,4- 二氯苯酚的吸附研究[J]. *广东农业科学*, 2007, 7: 98-101.
- [41] 张军. 粉末活性炭除微污染试验研究[J]. *南京工业大学学报*, 2003, 25(3): 72-74.
- [42] 马晓敏, 宋强, 胡春, 等. 紫外 - 臭氧复合对饮用水的杀菌除微污染实验[J]. *环境科学*, 2002, 23(5): 57-61.
- [43] 宋亚丽, 董秉直, 高乃云, 等. PVDF 微滤膜处理黄浦江微污染水的研究[J]. *给水排水*, 2007, 33(6): 24-27.
- [44] 孙易兰, 邓慧萍, 李涵婷. 混凝 - PAC - 超滤膜工艺处理微污染原水的试验研究[J]. *江苏环境科技*, 2007, 20(1): 20-22.
- [45] 杨玉楠, 李文兰, 吴舜泽, 等. 膜法处理工艺去除微污染有机物的对比研究[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2002, 34(6): 780-783.
- [46] 张祥余, 殷荣强, 吴志超, 等. 微污染原水混凝沉淀 - 生物预处理 - 超滤净化工艺的研究[J]. *上海水务*, 2001, 2(4): 33-36.
- [47] 吴志超, 赵一德. 超滤技术在水污染控制中的应用[J]. *上海环境科学*, 1997, 16(12): 29-31.
- [48] 胡红梅, 董秉直, 宋亚丽, 等. 高锰酸钾预氧化 / 混凝 / 微滤工艺处理黄浦江源水[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(5): 97-100.
- [49] 傅金祥, 李敬宝, 王防现, 等. 粉煤灰与微滤膜协同处理微污染水的研究[J]. *陕西科技大学学报*, 2007, 25(4): 52-55.
- [50] 俞三传, 高从塔, 张慧. 纳滤膜技术和微污染水处理[J]. *水处理技术*, 2005, 31(9): 6-9.
- [51] 沈海风, 胡孟春, 唐晓燕, 等. 反渗透膜装置在饮用水中的应用[J]. *环境科技*, 2008, 21(2): 24-26.
- [52] 孔繁钰, 胡海修, 梁恒国, 等. 膜分离技术处理微污染原水研究进展[J]. *重庆工业高等专科学校学报*, 2004, 19(1): 7-9.
- [53] 刘艳萍, 江小林, 陈威, 等. 微污染原水太阳能催化氧化处理研究进展[J]. *可再生能源*, 2006, 127(3): 80-82.
- [54] Ziv-EI MC, Rittmann BE. Systematic evaluation of nitrate and perchlorate bioreduction kinetics in groundwater using a hydrogen-based membrane biofilm reactor [J]. *Water Research*, 2009, 43(1): 173-181.
- [55] Chung J, Rittmann BE, Wright WF, et al. Simultaneous bio-reduction of nitrate, perchlorate, selenate, chromate, arsenate, and dibromochloropropane using a hydrogen-based membrane biofilm reactor[J]. *Biodegradation*, 2007, 18(2): 199-209.
- [56] Rittmann BE. The membrane biofilm reactor: the natural partnership of membranes and biofilm [J]. *Water Science and Technology*, 2006, 53(3): 219-225.

和 316 L 不锈钢,能直接以海水作为工作介质,通过试验表明其动作灵敏,抗污染力强,耐海水腐蚀,无泄漏,工作可靠。

能量回收装置是反渗透海水淡化产业链中的重要环节,也是我国目前发展反渗透海水淡化产业迫切需要攻克的关键部件之一<sup>[9]</sup>。HVCPX-1000 能量回收装置的研制成功,对推动我国反渗透海水淡化关键设备的国产化,降低我国反渗透海水淡化工程投资成本和提高我国海水淡化产业的国际竞争力具有重要意义。

### 参考文献:

- [1] 高从塔,陈国华,等.海水淡化技术与工程手册[M].化学工业出版社,2004,4:244-253.
- [2] 徐垣阔,王世昌.反渗透淡化系统余压水力能量回收装置的进展[J].水处理技术,2002,4:63-66.
- [3] 干钢,陈丽雅,等.海岛一体化制水装置研究与应用示范[J].水处理技术,2010,4:118-121.
- [4] 张希建,张建中,等.一种水压驱动的切换阀组:中国,ZL 200820167333.3[P].2009-06-17.
- [5] 王越,余瑞霞,等.正位移式阀控能量回收装置盐水连续进料过程特性研究[J].2006,1:23-25.

## STUDY OF ENERGY RECOVERY DEVICE FOR REVERSE OSMOSIS SEAWATER DESALINATION SYSTEM

Zhang Jianzhong<sup>1</sup>, Du Pengfei<sup>2</sup>, Zhang Xijian<sup>1</sup>, Liu Xuemei<sup>1</sup>, Zhang Xiaoping<sup>1</sup>, Zhu Nshan<sup>1</sup>, Zhou Nimin<sup>1</sup>

(Development Center of Water Treatment TEC., Hangzhou, Hangzhou 310012, China;

2.Science and Technology Promotion and Development Center of Water Resources, Hangzhou 310012, China)

**Abstract:** This article describes the working principle and characteristics of the water hydraulic valve-controller pressure exchanger (HVCPX-1000) used in reverse osmosis desalination systems. We also analyzed the characteristics of process. The results showed that the brine flow of HVCPX-1000 was about  $65 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , the working pressure was 6.0 MPa, energy recovery efficiency of the device reached to 96.27%. The pressure and flow fluctuation of system is steady.

**Keywords:** reverse osmosis (RO); sea water desalination; energy recovery device; pressure exchanger; process characteristics

(上接第 28 页)

- [57] Nerenberg R, Rittmann BE. Hydrogen-based, hollow-fiber membrane biofilm reactor for reduction of perchlorate and other oxidized contaminants[J]. Water Science and Technology, 2004, 49 (11-12): 223-230.
- [58] Wang ZW, Wu ZC, Mai SH, et al. Research and applications of membrane bioreactors in China: progress and prospect [J]. Separation and Purification Technology, 2008, 62(2): 249-263.
- [59] 莫罹, 黄霞, 迪里拜尔·苏里坦. 膜-生物反应器处理微污染水源水的运行特性[J]. 中国环境科学, 2003, 23(2): 196-200.
- [60] 吴志超, 华娟, 王志伟. 平板膜-生物反应器净化微污染水源水的研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1(4): 61-64.
- [61] 迪莉拜尔·苏里坦, 莫罹, 黄霞. PAC-MBR 组合工艺处理微污染水源水的研究[J]. 水处理技术, 2003, 29(3): 143-147.
- [62] 黄廷林, 张晓磊, 苏俊峰. 固定化微生物技术处理微污染水源水的试验研究[J]. 供水技术, 2008, 2(3): 7-9.
- [63] 许志兰, 廖日红, 赵立新. 太阳能水质净化系统处理河流微污染水体的试验研究[J]. 北京水务, 2007, 4: 20-23.
- [64] 张惠灵, 伊江明. 电凝聚对微污染水净化的研究[J]. 化学工程师, 2006, 129(6): 6-9.

## PROGRESS OF SLIGHTLY POLLUTED WATER RESOURCE TREATMENT TECHNOLOGY AND EVALUATION ON TREATMENT MEASURES

Ye Shaofan, Wang Zhiwei, Wu Zhichao

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

**Abstract:** Currently, drinking water resources, to some extent, have been polluted in various cities and towns in China, which has significant influences on the drinking water safety. In the meantime, the pollution status also poses challenges to the conventional water treatment processes. In this paper, the treatment measures on slightly polluted water resources are investigated, analyzed and discussed based on the raw water characteristics and the recent development of the polluted water treatment processes including our own research and applications. The proper advanced treatment technologies are also introduced. Besides, the prospect and development trend of the technologies on polluted water treatment are proposed and discussed.

**Keywords:** slightly polluted water resources; water treatment; advanced treatment technology; drinking water safety