DOI:10.3969/j.issn.1004-6933.2013.01.019

不同工艺处理漓江微污染源水

卢国丹[1],成官文[1],王 彪[2],蒋初成[2],叶青旺[2]

(1.桂林理工大学环境科学与工程学院,广西 桂林 541004; 2.桂林自来水公司,广西 桂林 541004)

摘要:以漓江源水为研究对象,当进水 COD_{Mn} 的质量浓度为 4~7 mg/L 时,比较不同工艺处理效果。进行模拟水厂的混凝沉淀实验,找出对 COD_{Mn} 去除效果较佳的条件。结果表明:在适宜的 Fenton 试剂投加量下,并不能使 COD_{Mn} 的出水浓度达标;粉末活性炭虽能有效吸附有机微污染物,但单独采用粉末活性炭的相对成本较高;比较不同联合工艺的处理效果发现,经粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝联合工艺处理后,COD_{Mn} 出水达到标准要求。

关键词:微污染源水;混凝沉淀;Fenton-聚合氯化铝组合工艺;粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝组合工艺

中图分类号:X703.1 **文献标志码**:A **文章编号**:1004-6933(2013)01-0082-05

Treatment of micro-polluted source water of Lijiang River by different processes

LU Guodan[1], **CHENG Guanwen**[1], **WANG Biao**[2], **JIANG Chucheng**[2], **YE Qingwang**[2]

(1. *College of Environment Science and Engineering*, *Guilin University of Technology*, *Guilin* 541004, *China*; 2. *Guilin Water Company*, *Guilin* 541004, *China*)

Abstract: Different processes for treatment of micro-polluted source water of the Lijiang River were compared when COD_{Mn} in input water was between 4 mg/L and 7 mg/L. Through simulation of coagulation and sedimentation in a water treatment plant, we determined the optimal conditions for removal of COD_{Mn}. The results show that an appropriate dosage of Fenton's reagent cannot make the effluent concentration of COD_{Mn} meet the standards. Although powdered activated carbon can effectively adsorb organic micro-pollutants, there is a relatively high cost of using it alone. Through comparison of treatment effects of different joint processes, we found that with the powdered activated carbon-Fenton-polyaluminium chloride combined process treatment, the effluent of COD_{Mn} could meet the standards.

Key words: micro-polluted source water; coagulation and sedimentation; Fenton-polyaluminium chloride combined process; powdered activated carbon-Fenton-polyaluminium chloride combined process

桂林市自来水厂的主要取水口在漓江市区河段,其主要供水水源是漓江。漓江为山源性河流,枯季水量小、水质较差,可能发生水体有机微污染突发性事件。

我国水厂水处理工艺以常规除浊工艺为主。面对水源水污染,常规给水处理工艺显得力不从心。国内外的试验研究和生产实践表明,受污染水源水经常规的混凝、沉淀及过滤工艺处理,水中有机物的去除率仅为 20%~30%,且由于溶解性有机物的存在,不利于破坏胶体稳定性而使常规工艺对源水浑浊度去除效果下降(仅 50%~60%)[1]。采用增加混凝剂投加量的方式改善处理效果,不仅使水处理成本上升,而且可能会导致水中 Al^{3+} 增加[2]。

化学预氧化是指在给水处理工艺前端投加氧化剂、强化处理效果的一类预处理措施,主要是利用氧化剂破坏水中有机物的结构,降低有机污染程度,从而达到有效处理的目的[3]。笔者以 COD_{Mn} 为主要指标,实验研究聚合氯化铝、Fenton 试剂、粉末活性

基金项目:广西环境工程与保护评价重点实验室资助项目;广西高校人才小高地建设"环境工程"创新团队资助计划(桂教人[2007]71)

作者简介:卢国丹(1985—),女,硕士研究生,研究方向为给水处理理论与技术。E-mail:glsky21@163.com

通信作者:成官文,教授。E-mail:chenggw@glite.edu.cn

炭各自单独工艺以及联合工艺处理漓江微污染水源水的能力,探求 COD_{Mn} 在 4 ~ 7 mg/L 时的去除效果,以满足水质达标的要求。

1 试验部分

1.1 试验对象

根据桂林自来水厂水源水的实际水质情况,模拟微污染水源水,利用浓度较高的灵剑溪漓江源水配制不同浓度的水样进行试验。试验源水 COD_{Mn} 的质量浓度为 3.53 ~ 7.05 mg/L,浊度为 0.7 ~ 17.9 NTU,UV_{254} 为 0.055 ~ 0.110 cm^{-1},pH 为 7.19 ~ 8.91。

1.2 仪器与试剂

a. 仪器。pH-3C 精密 pH 计、瑞利 UV-9000 紫外分光光度计、昕瑞 WGZ-800 浊度仪、沸水浴装置。

b. 试剂。聚合氯化铝、粉末活性炭、H_2O_2(质量分数为 30%)、$FeSO_4$、$KMnO_4$、H_2SO_4、$Na_2C_2O_4$。

1.3 测定方法

COD_{Mn}:酸性高锰酸钾法;浊度:散射法;pH:pH 计法[4];UV_{254}(表征其中一类有机物的共同含量):紫外分光光度法[5-6]。

2 自来水厂工艺试验

2.1 去除有机物的主次因素分析

正交优化方法:采用 3 水平 4 因素正交(表 1),通过方差分析和单因素试验,分析不同混凝条件对源水的处理效果,确定混凝反应主次影响因素[7]。表 1 中 K_i 为试验因素 i 水平所对应试验指标的 COD_{Mn} 去除率之和,k_i 为 K_i 平均值,由 k_i 大小可以判断因素优水平和优组合。R 为因素的极差,反映因素水平波动时试验指标去除率的变动幅度;R 越大,说明该因素对试验指标的影响越大,可以根据 R 大小判断因素的主次顺序。

参考自来水厂从取水口至反应池管道混合时间,搅拌时间为 20 min,根据自来水厂管道水力情况核算得出动力学条件。取 1 000 mL 水样于 1 L 烧杯中,按试验设计投入聚合氯化铝,置于六联搅拌机上搅拌,反应结束后取上清液分析。源水 $\rho(COD_{Mn})$ = 3.53 mg/L,以 COD_{Mn} 为评价指标,因素水平及极差分析结果见表 1。

表 1 因素水平及混凝正交试验结果

试验序号	试验因素 pH	ρ(聚合氯化铝)/(mg·L^{-1})	$t_{静}$/min	$t_{搅}$/s 快速	$t_{搅}$/s 中速	$t_{搅}$/s 慢速	去除率/%
1	5	2	10	30	180	990	5.06
2	5	3	20	30	180	990	13.50
3	5	4	30	30	180	990	17.99
4	7	2	20	45	240	915	22.21
5	7	3	30	45	240	915	24.58
6	7	4	10	45	240	915	28.07
7	9	2	30	60	300	840	11.28
8	9	3	10	60	300	840	10.55
9	9	4	20	60	300	840	17.72
K_1(%)	36.55	38.55	43.68		47.36		
K_2(%)	74.86	48.63	53.43		52.85		
K_3(%)	39.55	63.78	53.85		50.75		
k_1(%)	12.18	12.85	14.56		15.79		
k_2(%)	24.95	16.21	17.81		17.62		
k_3(%)	13.18	21.26	17.95		16.92		
极差 R(%)	12.77	8.41	3.39		1.83		

主次顺序:pH>ρ(聚合氯化铝)>$t_{静}$>$t_{搅}$

优水平:pH=7,ρ(聚合氯化铝)=4 mg/L,$t_{静}$=30 min,$t_{搅}$/s(快速/中速/慢速)=45/240/915

优组合:pH=7,ρ(聚合氯化铝)=4 mg/L,$t_{静}$=30 min,$t_{搅}$/s(快速/中速/慢速)=45/240/915

注:$t_{静}$ 为静置时间;$t_{搅}$ 为搅拌时间。

2.2 对微污染源水的去除能力

试验条件是模拟自来水厂的工艺条件,投加 3 mg/L 的聚合氯化铝(桂林市自来水厂平均的聚合氯化铝投加量)。由表 2 可见,出水质量浓度随着进水质量浓度的增大而增大,进水 COD_{Mn} 的质量浓度大于 4.07 mg/L 时,出水 COD_{Mn} 的质量浓度未达到标准的要求;进水浊度为 4.8 NTU 时,出水的浊度达标,但是再提高进水的浊度,投加 3 mg/L 的聚合氯化铝未能使出水浊度达标。定量的聚合氯化铝对各指标的去除率并不高,是因为混凝所去除的物质主要为悬浮固体和大分子的有机物等,对小分子有机物的去除作用较差。

表 2 自来水工艺条件下对 COD_{Mn}、浊度和 UV_{254} 去除实验

试验号	$\rho(COD_{Mn})$/(mg·L^{-1}) 进水	$\rho(COD_{Mn})$/(mg·L^{-1}) 出水	浊度/NTU 进水	浊度/NTU 出水	UV_{254}/cm^{-1} 进水	UV_{254}/cm^{-1} 出水
1	4.07	3.28	4.8	0.7	0.066	0.052
2	4.55	3.92	5.6	1.1	0.071	0.057
3	5.15	4.53	6.4	1.5	0.079	0.065
4	5.67	5.07	7.0	2.2	0.086	0.073
5	5.93	5.35	7.3	2.5	0.091	0.078
6	6.14	5.53	8.0	3.3	0.098	0.085
7	7.05	6.45	10.5	6.0	0.110	0.098
水质标准[8]	3		1		—	

3 Fenton 试剂工艺试验

亚铁盐和 H_2O_2 的组合称为 Fenton 试剂,其实质是 H_2O_2 在 Fe^{2+} 的催化作用下生成具有高反应活性的羟基自由基(·OH),其氧化电位达到 2.8V,它通过电子转移等途径将有机物氧化分解成小分子,

Fe^{2+}被氧化成 Fe^{3+}，Fenton 试剂在水处理中具有氧化和混凝两种作用[9-10]。

3.1 H_2O_2 与 $FeSO_4$ 的摩尔比对去除效果的影响

源水 COD_{Mn}的质量浓度为 4.68 mg/L，浊度为 13.2 NTU，UV_{254}为 0.062 cm^{-1}，pH 为 7.46。

每个水样投加 1 mg/L 的 H_2O_2，H_2O_2 与 $FeSO_4$ 的摩尔比例分别为：2.5、5.0、7.5、10.0、12.5、15.0、17.5、20.0、25.0。投加 H_2O_2 后，迅速投加 $FeSO_4$，以 150 r/min 的速度搅拌 30 min。由图 1 可见，当 $FeSO_4$ 投加量为 0.65 mg/L，即 $m(H_2O_2)$：$m(FeSO_4)$= 12.5 时，COD_{Mn}的去除率达到了 20%，但 $FeSO_4$ 投加量过大时，COD_{Mn}的出水浓度升高，可能是由于水中残留的 $FeSO_4$ 被 $KMnO_4$ 氧化；$FeSO_4$ 也有混凝沉淀去除浊度的效果，对浊度的去除率随着 H_2O_2 与 $FeSO_4$ 摩尔比增大而不断下降；对 UV_{254}的去除率随着 H_2O_2 与 $FeSO_4$ 摩尔比增大而下降，可能是 $FeSO_4$ 的混凝沉淀作用，使得有机物得以去除。

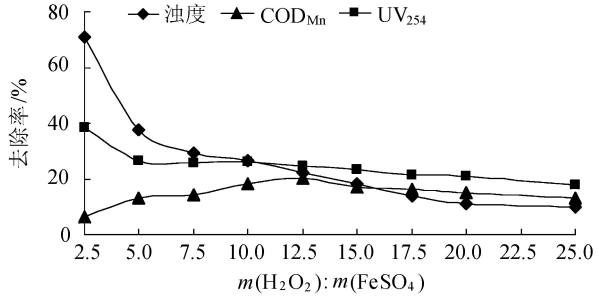

图 1　H_2O_2 与 $FeSO_4$ 不同投加比对去除实验的影响

3.2 不同进水浓度 Fenton 试剂的适宜投加量

Fenton 试剂投加量过高时，其残留会使 COD_{Mn}出水浓度过高，过低时会降低对污染物的去除能力。对不同浓度的水样进行试验，以 H_2O_2 计（$m(H_2O_2)$：$m(FeSO_4)$= 12.5），得出不同进水浓度与 Fenton 试剂适宜投加量的关系（图 2）。由图 2 可见，COD_{Mn}进水浓度与 Fenton 试剂适宜投加量的相关性较好。

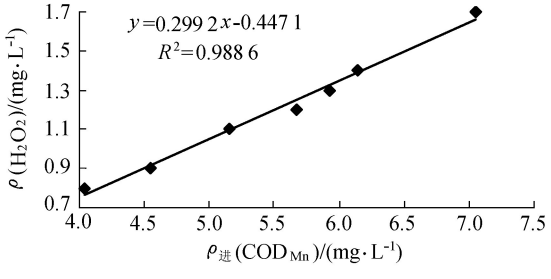

图 2　$\rho(H_2O_2)$与$\rho_{进}(COD_{Mn})$关系

3.3 Fenton 试剂对微污染水的去除能力

进水的 COD_{Mn}质量浓度为 4.78 mg/L，参考图 2 表示的 COD_{Mn}进水质量浓度与 Fenton 试剂适宜投加量关系，故投 1 mg/L H_2O_2，0.65 mg/L $FeSO_4$。由图 3 可见，Fenton 试剂对 COD_{Mn}的去除率最高达到 19%，反应 20 min 后趋于稳定，此 fenton 试剂投加量并不能使出水 COD_{Mn}达标。

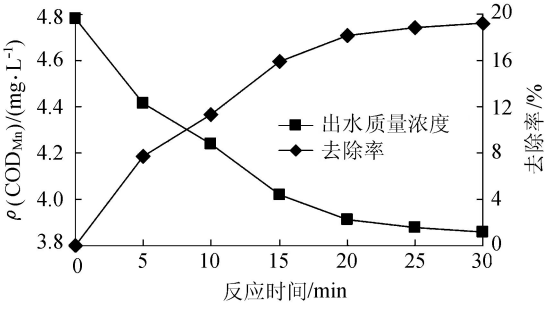

图 3　Fenton 试剂对 COD_{Mn}的出水质量浓度和去除率的影响

4 粉末活性工艺试验

4.1 粉末活性炭工艺试验

分别将称好的粉末活性炭量置于烧杯中，取 1 000 mL配制好的水样置于 1 L 烧杯中（1 L 水样中投加的粉末活性炭量，以 mg/L 表示）。在六联搅拌机上以 150 r/min 的速度搅拌 30 min，用 0.45 μm 滤膜过滤水样后分析，采用 Freundlich 吸附等温线拟合，粉末活性炭吸附有机物的数据及处理结果见表 3。

表 3　粉末活性炭吸附有机物的数据及处理结果

$\rho(COD_{Mn})$/(mg·L^{-1})		ρ(粉末活性炭)/(mg·L^{-1})	对 COD_{Mn}的吸附量/(mg·g^{-1})	$\log\rho(x)$	$\log q(y)$
源水	吸附后				
3.60	3.38	5	44.56	0.529	1.649
3.60	3.17	10	42.52	0.502	1.629
3.60	3.02	15	38.51	0.480	1.586
3.60	2.87	20	36.31	0.458	1.560
3.60	2.72	25	35.31	0.434	1.548
3.60	2.59	30	33.62	0.414	1.527
3.60	2.48	35	31.98	0.395	1.505
3.60	2.39	40	30.17	0.379	1.480
3.60	2.27	45	29.54	0.356	1.470
3.60	2.16	50	28.80	0.334	1.459

Freundlich 方程是一个经验公式，表达式为

$$q_e = K\rho_e^{1/n} \quad (1)$$

式中：q_e 为平衡吸附容量，mg/g；K 为最大吸附容量比，(mg·g^{-1})/(mg·L^{-1})；ρ_e 为液相平衡浓度，mg/L；$1/n$ 为 Freundlich 吸附等温线的模型常数。

在低浓度时，测得的中性分子吸附量几乎完全符合实际情况，而高浓度时，与实际情况有所出入[11]。

粉末活性炭对有机物的 Freundlich 方程为

$$q_e = 12.799\,7\rho_e^{1.013\,8} \quad (2)$$

由图 4 可见，方程等温线的相关系数为 0.981，Freundlich 的模型常数 $1/n$ 为 1.0138，小于 2，说明吸附质容易被吸附。

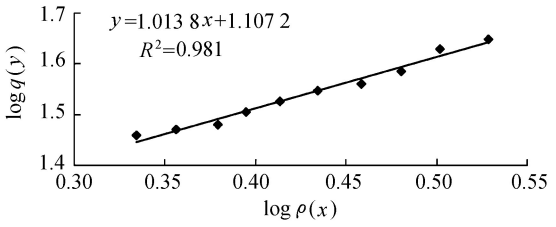

图 4　粉末活性炭对有机物的吸附 Freundlich 等温线

4.2　粉末活性炭实际投加量试验

对于不同 COD_{Mn} 质量浓度，粉末活性炭的理论投加量可以根据模型公式计算得出，如源水 COD_{Mn} 质量浓度为 7 mg/L 时，要求吸附后 COD_{Mn} 质量浓度低于限值(<3 mg/L)，计算粉末活性炭投加量。对试验得到的 Freundlich 吸附方程式(式 2)，代入浓度条件，得到与 COD_{Mn} 质量浓度为 3 mg/L 对应的吸附容量为 38.985 7 mg/g。因此，理论上所需的粉末活性炭投加量为 102.60 mg/L。

对不同浓度的水样进行粉末活性炭试验，得出粉末活性炭理论投加量与实际投加量的比例关系(图 5)，相关系数 $R^2=0.999\,5$，相关性较好。实际投加量与理论投加量的比值是随着进水的 COD_{Mn} 浓度增大而不断增大的，可能是由于浓度增高，水中悬浮颗粒物或胶体过多，影响粉末活性炭的吸附。

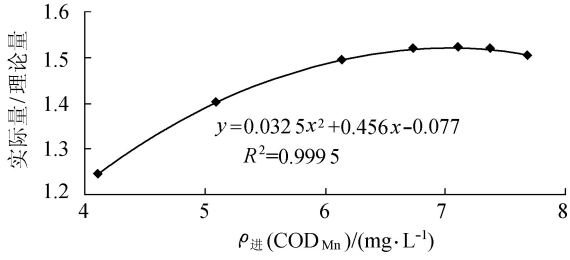

图 5　进水 COD_{Mn} 质量浓度与粉末活性炭的实际投加量/理论投加量关系

5　粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝工艺试验

以上试验表明，单独投加聚合氯化铝或 Fenton 试剂、粉末活性炭均不能满足出水达标的要求。聚合氯化铝主要用于去除胶体状和悬浮状的有机物，主要去除分子量在 3 000 ~ 100 000 的有机物，对于溶解性有机物难以起到作用[1]；粉末活性炭主要吸附分子量为 500 ~ 3000 的有机分子，粉末活性炭的孔隙较小，容易被更大的分子堵住孔隙口，从而影响粉末活性炭的吸附[1]；Fenton 试剂对于溶解性有机物具有很好的去除效果，也可以将大分子有机物氧化成小分子有机物或是将小分子有机物氧化成二氧化碳和水[9]，有利于粉末活性炭的吸附。因此，结合几种药剂对各类有机分子的不同去除能力，采用联合工艺去除有机微污染，以达到出水达标的目的。

表 4 为聚合氯化铝、Fenton-聚合氯化铝组合和粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝组合对 COD_{Mn} 的去除效果比较结果。为了与桂林自来水厂常规处理能力相比较，聚合氯化铝投加量与水厂平均投加量一致，为 3 mg/L。Fenton-聚合氯化铝组合投加顺序为：先投加 Fenton 试剂以 150 r/min 转速搅拌 15 min，再投加聚合氯化铝，以表 1 中所得的最佳动力学条件搅拌；粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝组合投加顺序：投加粉末活性炭后迅速投加 Fenton 试剂，以 150 r/min 的转速搅拌 30 min，再投聚合氯化铝，以表 1 中的所得最佳动力学条件搅拌。

结果表明：① 随着进水浓度增大，单纯的投加聚合氯化铝不能满足出水达标的要求；② Fenton-聚合氯化铝组合，出水 COD_{Mn} 质量浓度高于 3 mg/L，没有达到标准。Fenton 试剂在 pH = 3 ~ 5 时的去除效果较好，源水 pH = 7.19 ~ 8.91，超出 Fenton 反应的最佳范围，不利于催化氧化的进行；③ 粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝组合，出水 COD_{Mn} 达到标准要求。

水源受到污染时，其中往往会有较大比例的溶解性有机物，此时采用传统的混凝沉淀工艺难以实现水质达标，而采用粉末活性炭–Fenton 试剂–聚合氯化铝组合工艺处理微污染水源水能够达到较好的效果。本试验中的聚合氯化铝投加量是按照水厂平均量投加的，在实际操作中，可适当提高聚合氯化铝的投加量，以减少粉末活性炭的投加量。

6　结　论

a. 自来水厂现行工艺条件去除效果一般，在发

表 4　不同组合对不同浓度水处理效果比较结果　mg/L

$\rho_{进}(COD_{Mn})$	聚合氯化铝		Fenton-聚合氯化铝			粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝			
	ρ(聚合氯化铝)	$\rho_{出}(COD_{Mn})$	$\rho(H_2O_2)$	ρ(聚合氯化铝)	$\rho_{出}(COD_{Mn})$	ρ(粉末活性炭)	$\rho(H_2O_2)$	ρ(聚合氯化铝)	$\rho_{出}(COD_{Mn})$
4.04	3	3.18	0.8	3	2.98	0	0.8	3	2.98
4.55	3	3.71	0.9	3	3.37	10	0.9	3	2.99
5.15	3	4.32	1.1	3	3.74	25	1.1	3	2.84
5.67	3	4.85	1.2	3	4.16	35	1.2	3	2.97
5.93	3	5.12	1.3	3	4.37	45	1.3	3	2.98
6.14	3	5.35	1.4	3	4.59	55	1.4	3	2.99
7.05	3	6.31	1.7	3	5.36	85	1.7	3	2.97

生有机微污染时,水厂不能只依靠常规工艺去除污染物,须借助其他药剂辅助去除污染物。

b. 采用 Fenton-聚合氯化铝工艺,可以去除部分有机物,但出水未达标;采用粉末活性炭-Fenton-聚合氯化铝组合工艺,出水符合标准要求。

参考文献:

[1] 王占生,刘文君. 微污染水源饮用水处理[M]. 北京:中国建筑工业出版社,1999.

[2] 高宝玉,岳钦艳,王占生,等. 聚硅氯化铝的混凝效果及在处理水中的残留铝研究[J]. 中国给水排水,1999,15(7):1-4. (GAO Baoyu, YUE Qinyan, WANG Zhansheng, et al. Study of coagulation by polyaluminum silicate chloride and residual aluminum in treated water [J]. China Water & Wastewater,1999,15(7):1-4. (in Chinese))

[3] 雷乐成. 水处理高级氧化技术[M]. 北京:化学工业出版社,2001.

[4] GB5750—2006 生活饮用水标准检验方法[S].

[5] 蒋绍阶,刘宗源. UV_{254}作为水处理中有机物控制指标的意义[J]. 重庆建筑大学学报,2002,24(2):61-65. (JIANG Shaojie, LIU Zongyuan. The meaning of UV_{254} as an organic matter monitoring parameter in water supply & wastewater treatment[J]. Journal of Chongqing Jianzhu University, 2002,24(2):61-65. (in Chinese))

[6] 金伟,范瑾初. 紫外吸光值(UV_{254})作为有机物替代参数的探讨[J]. 工业水处理,1997,17(6):30-32. (JIN Wei, FAN Jinchu. Studies on the UV_{254} absorbance as a surrogate parameter of organic matter[J]. Industrial Water Treatment,1997,17(6):30-32. (in Chinese))

[7] 刘文卿. 实验设计[M]. 北京:清华大学出版社,2005:224.

[8] GB5749—2006 生活饮用水卫生标准[S].

[9] BOSSMANN S H, OLIVEROS E, GOB S, et al. New evidence against hydroxyl radicals as reactive intermediates in the thermal and photochemically enhanced Fenton reaction[J]. J Phys Chem A,1998,102(28):5542-5550.

[10] ZEEP R G. Hydroxyl radical formation in aqueous reactions (pH 3 ~ 8) of iron (Ⅱ) with hydrogen peroxide: the photo Fenton reaction [J]. Environment Science Technology, 1992,26(3): 313-319.

[11] YANG X, AL-DURI B. Kineticmodeling of liquid-phase adsorption of reactive dyes on activated carbon [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2005, 287 (1): 25-34.

(收稿日期:2012-05-03 编辑:徐 娟)

·简讯·

引江济太"调水试验工程和扩大"引江济太"调水试验工程通过竣工验收

2012 年 12 月 20 日水利部太湖流域管理局在上海主持召开"引江济太"调水试验工程和扩大引江济太调水试验工程竣工验收会议。验收会议成立了工程竣工验收委员会。会议认为,"引江济太"调水试验工程和扩大"引江济太"调水试验工程已分别按照建设内容、标准和规模全面完成。工程实施后增加了流域水资源量,改善了流域水环境;工程投资控制合理;竣工财务决算已通过审计;工程资料齐全,符合归档要求;尾工已作安排。竣工验收委员会同意通过两项工程竣工验收。

"引江济太"调水试验工程是按照水利部党组可持续发展治水新思路,利用治太骨干工程,为解决太湖流域水污染严重、水资源总量不足等问题而开展的原型试验和观测科学研究。2002 年 1 月 30 日"引江济太"调水试验工程正式启动,在 2 年的试验期间取得了良好的效果,并成功应对了流域持续干旱、突发水污染事件等。2004 年又在原试验方案的基础上进一步扩大范围,开展了扩大"引江济太"调水试验,取得突出成绩,得到了国家领导同志的充分肯定。试验期间,开展了"引江济太水量水质联合调度研究"、"引江济太调水效果评估"、"望虞河西岸排水出路及对策研究"、"引江济太管理体制与机制研究"、"引江济太三维动态模拟系统开发"等关键技术研究,研究和开发成果整体达到国际先进水平,在水量水质同步联合调度模型、太湖生态结构动态模型构建方面处于国际领先水平,并获得了大禹水利科学技术奖二等奖。其研究成果直接指导了调水实践,发挥了科技引领作用,全面提升了流域水资源调度和管理水平。

水利部水资源司、建设管理司,国家防办,江苏省水利厅,浙江省水利厅,上海市水务局,太湖流域水资源保护局,太湖局综合事业发展中心,太湖局太湖流域引江济太办公室,太湖局苏州管理局,太湖流域水文水资源监测中心,江苏省水文局及苏州、无锡、常州、镇江水文分局,江苏省太湖地区水利工程管理处,苏州市水利局,无锡市水利局,嘉兴市水利局,嘉兴市水文站,湖州市水利局,湖州市水文站,上海市水文总站,上海市堤防(泵闸)设施管理处等单位(部门)的代表参加会议。

(本刊编辑部供稿)