

DOI :10.3969/j.issn.1004-6933.2010.04.016

含镉废水人工湿地处理系统中基质微生物数量和酶活性研究

张超兰,韦必帽,刘 敏,李 磊,李忠义,高 畅

(广西大学农学院,广西南宁 530005)

摘要 构建了美人蕉-红蛋(MH)和彩叶草-风车草(CF)两种不同植物组合的复合垂直流人工湿地系统,以不种植物的垂直流人工湿地系统(CK)为对照,研究不同湿地系统基质微生物数量和酶活性及其与无机废水中镉的去除效果的相关性。结果表明,在不同的植物系统中,微生物数量和酶活性为:MH>CF>CK;在同一个湿地系统中为下行池大于上行池;在有植物的系统中其微生物数量和酶活性的垂直分布为0~5 cm>5~15 cm>15~20 cm;基质中真菌、放线菌数量和蔗糖酶活性与镉去除率呈显著正相关,而细菌数量和脲酶活性与镉去除率相关性不显著。

关键词 垂直流人工湿地;微生物;酶活性;镉;去除率

中图分类号 X172 **文献标识码** A **文章编号** :1004-6933(2010)04-0057-05

Microorganism population and enzyme activity in substrate of vertical-flow constructed wetland treating Cd wastewater

ZHANG Chao-lan , WEI Bi-mao , LIU Min , LI Lei , LI Zhong-yi , GAO Chang

(College of Agriculture , Guangxi University , Nanning 530005 , China)

Abstract :Two vertical-flow constructed wetlands were constructed ,one with canna indica-echinodorus osiris (MH) and the other with coleus bleumei benth-cyperus alternifolius (CF). The relation between microorganism population , enzyme activity , and removal efficiency of Cd in inorganic wastewater were studied in the two vertical-flow constructed wetlands , in contrast to vertical-flow constructed wetland without plants (CK). The results showed that the microorganism population and enzyme activity were in the order of MH > CF > CK ; the microorganism population and enzyme activity in the substrate of down-flow chambers were higher than in up-flow chambers ; the vertical distribution of microorganism population and enzyme activity in the substrate was in the order of 0—5 cm > 5—15 cm > 15—20 cm in the constructed wetlands with plants ; and the removal efficiency of Cd was positively correlated to the amount of fungus , actinomyces , and sucrase activity , but was not markedly correlated to bacteria and urease activity .

Key words :vertical-flow constructed wetland ; microbe ; enzyme activity

人工湿地净化废水的原理主要是利用湿地中基质、植物和微生物之间的相互作用,通过一系列物理的、化学的以及生物的途径净化污水^[1-2]。其中基质微生物和酶在污水净化过程中起了非常重要的作用。各种酶在基质中的积累是基质微生物、动物区系和植物根系生命活动的结果,它们参与了基质中

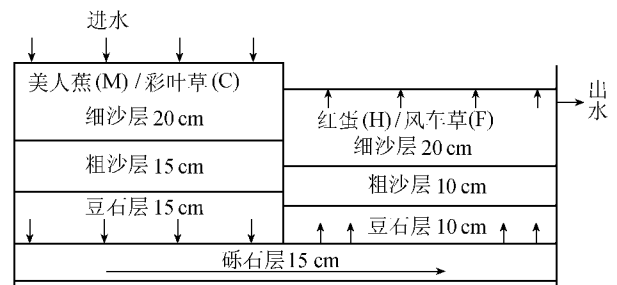
腐殖质的合成与分解,有机化合物、高等植物和微生物残体的水解及其转化成为可利用的形态、以及氧化还原反应等^[3]。重金属镉对植物的生理具有胁迫作用^[4],对微生物和酶活性的影响已有相关报道。同样,人工湿地植物、基质、微生物和酶在重金属污染水体的生态修复中扮演重要的角色。笔者通过对

复合垂直流人工湿地处理无机镉废水的基质微生物数量和酶活性的研究,分析其与去除重金属镉的关系,探讨人工湿地去除污水中重金属的机理。

1 材料和方法

1.1 复合垂直流人工湿地系统

试验在广西大学农业资源与环境科学系教学实习基地上建立下行-上行流为主要单元的垂直流人工湿地系统^[5],该系统由下行流、上行流 2 个单元串联而成,各单元大小为 120 cm × 83 cm × 70 cm,自下而上分别填充砾石(∅16 ~ 32 mm)、豆石(∅8 ~ 16 mm)、粗沙(∅4 ~ 6 mm)和细沙(∅0 ~ 4 mm)4 种基质。植物配置分别设:①美人蕉(下行池)+红蛋(*Echinodorus osiris*)上行池(简称为 MH);②彩叶草(下行池)+风车草(上行池)(简称为 CF);③无植物系统(CK)。复合垂直流人工湿地系统结构如图 1。



注:箭头表示水流方向。

图 1 复合垂直流人工湿地系统结构示意图

试验用水用自来水配制,进水的镉质量浓度为 29 ~ 33 mg/L,电导率为 349 ~ 417 μ S/cm,用浓度为 5 mol/L 的 HCl 溶液调 pH 值至 6.21 ~ 6.45。进水方式为间歇式,2007 年 9 ~ 11 月每月进水运行一次,运行时间为 24 h,运行 3 个月,水力负荷为 600 mm/d。

1.2 样品的采集

采样时,先让出水口水流 2 min 后再采样,测定重金属 Cd 的浓度;在运行后第 8 天采集基质样,把下行池、上行池中基质从上至下分为 0 ~ 5 cm、5 ~ 15 cm、15 ~ 20 cm 3 层,分别采用梅花点法分层取样,然后把同层次基质充分混匀,分成两部分,一部分鲜样过 2 mm 筛,保存于 4℃ 冰箱待测微生物数量。另一部分风干、磨碎,过 1 mm 筛,待测各种酶的活性。

1.3 微生物数量的测定

基质的细菌、真菌、放线菌采用平板计数法测定,分别用牛肉膏蛋白胨琼脂、改良马丁氏培、淀粉铵盐培养基测定^[6]。

1.4 酶活性的测定

脲酶测定采用苯酚-次氯酸钠比色法,蔗糖酶采用 3,5-二硝基水杨酸比色法^[7]。

2 结果与分析

2.1 植物根系分布特点

人工湿地 4 种植物根系分布特点各不相同,美人蕉根量最大,其块根盘错在人工湿地基质的表面,且须根发达,根系深度主要在 0 ~ 10 cm;红蛋主要以须根为主,在湿地中其根系分布深度较美人蕉深,主要分布在 0 ~ 20 cm;彩叶草的根系也都是须根,根浅且根系相对细小;风车草根系较粗且较深,至 40 cm 的深度含量也较大,表层相对少量分布。

2.2 基质微生物数量及其空间分布

由表 1 可见,不同植物湿地系统的细菌数量明显不同,其中, MH 与 CK 之间细菌数量差异显著($P < 0.05$),但是 MH 与 CF、CF 与 CK 之间差异都不显著;上行池中基质细菌数量极显著大于下行池($P < 0.01$),从细菌数量的垂直空间分布看,总体规律性差异不显著($P > 0.05$)。

人工湿地基质中真菌数量较细菌数量少,在 $10^4 \sim 10^6$ 个/g 之间。真菌在系统中受植物影响比较大,其不同植物系统真菌数量大小顺序也是 MH、CF、CK。其中 MH 与 CK、CF 与 CK 之间的差异性达到极显著水平($P = 0.0002 < 0.01$, $P = 0.0327 < 0.05$);但是, MH 与 CF 之间的差异不显著($P = 0.201 > 0.05$)。真菌在下行池中的数量极显著大于上行池的数量($P = 0.0059 < 0.01$);从真菌的垂直分布看,总体规律是 0 ~ 5 cm > 5 ~ 15 cm > 15 ~ 20 cm,在 0 ~ 5 cm 基质的真菌极显著高于 5 ~ 15 cm、15 ~ 20 cm ($P < 0.01$),而 5 ~ 15 cm 与 15 ~ 20 cm 之间的差异性不显著($P > 0.05$)。

放线菌与真菌在垂直流人工湿地基质中的规律基本一致,其数量也基本维持在 $10^4 \sim 10^6$ 个/g 的水平,但是各处理之间放线菌数量差异不显著性,上行池与下行池之间放线菌数量差异也不显著;其垂直分布总体规律是 0 ~ 5 cm > 5 ~ 15 cm > 15 ~ 20 cm,0 ~ 5 cm 与 5 ~ 15 cm 中放线菌数量达到显著性差异($P < 0.05$),0 ~ 5 cm 与 15 ~ 20 cm 中放线菌数量差异则达到极显著水平($P = 0.0009 < 0.01$)。

2.3 上层基质微生物数量与镉去除率相关性

人工湿地基质上层(0 ~ 5 cm)微生物数量与废水中镉去除率的相关性分析结果(表 1 和表 2)表明,在下行池中,上层真菌和放线菌数量与去除率相关性均呈显著正相关($r = 0.778$, $P = 0.014 < 0.05$; $r = 0.789$, $P = 0.011 < 0.05$),而细菌数量与镉去除率相关性不显著($P > 0.05$);在上行池中,真菌数量与镉去除率相关性显著正相关($r = 0.682$, $P = 0.042 <$

表 1 基质微生物数量及其空间分布								
系统类型	年月	深度/cm	细菌/(10 ⁷ 个·g ⁻¹)		真菌/(10 ⁴ 个·g ⁻¹)		放线菌/(10 ⁴ 个·g ⁻¹)	
			下行池	上行池	下行池	上行池	下行池	上行池
MH	2007-09	0~5	17.0±2.0	17.5±0.5	131±69	22.4±12	30.5±5.3	25.1±2.3
		5~15	6.75±0.6	16.8±2.3	31.0±16	9.43±5.0	12.7±0.8	8.32±0.8
		15~20	6.22±0.2	12.2±1.1	23.0±12	3.43±1.7	1.68±0.8	1.14±0.0
	3007-10	0~5	6.08±1.4	4.93±0.4	85.3±19	30.8±9.0	49.0±1.5	36.1±4.5
		5~15	20.8±0.8	13.6±3.0	63.7±6.9	12.8±3.9	39.7±0.8	25.5±4.7
		15~20	5.35±0.6	21.7±2.6	35.5±4.0	69.6±1.6	26.5±5.6	9.28±1.6
	2007-11	0~5	24.0±1.5	46.4±0.8	82.9±24	44.2±2.3	38.7±12	19.1±3.9
		5~15	8.40±2.4	16.0±6.5	22.4±4.8	9.16±1.6	9.52±0.0	11.5±3.2
		15~20	8.22±1.7	34.5±0.0	21.1±3.3	2.97±0.8	1.47±4.2	6.54±2.5
CF	2007-09	0~5	14.3±1.3	8.45±0.4	49.4±27	10.5±5.6	7.97±0.8	5.25±0.0
		5~15	4.96±0.2	7.72±0.2	26.4±14	6.92±3.6	6.47±1.5	1.60±0.7
		15~20	2.89±0.2	15.6±1.4	15.0±7.9	6.29±3.5	4.44±1.6	2.74±0.8
	2007-10	0~5	3.72±0.8	4.24±0.6	46.1±4.4	37.7±5.1	27.3±1.5	31.0±2.9
		5~15	3.00±0.6	6.58±0.4	20.4±1.5	11.8±3.0	5.90±2.3	20.3±0.0
		15~20	9.23±0.4	8.76±1.4	5.53±1.6	3.38±0.8	3.87±0.8	7.76±1.6
	2007-11	0~5	15.6±0.8	23.1±2.3	99.9±14	36.5±3.0	23.6±3.0	16.6±3.8
		5~15	8.79±1.6	33.8±2.4	39.0±5.0	9.57±2.4	9.89±0.0	9.57±0.8
		15~20	3.44±0.0	11.8±1.7	17.8±0.8	4.11±0.8	6.88±0.0	8.82±4.2
CK	2007-09	0~5	10.2±0.8	14.7±1.9	5.28±2.7	3.18±1.6	4.75±0.7	6.36±1.5
		5~15	7.59±0.8	5.50±0.1	1.08±0.6	1.63±0.9	5.42±0.0	5.45±1.5
		15~20	6.72±2.3	2.75±0.4	1.14±0.0	1.69±0.9	9.68±0.8	8.99±0.0
	2007-10	0~5	2.75±0.3	4.41±0.1	6.35±1.5	9.45±1.5	26.5±3.0	39.4±0.7
		5~15	3.22±0.1	2.53±0.2	2.19±0.0	1.24±0.8	13.1±1.6	40.4±6.9
		15~20	6.58±0.3	3.00±0.1	1.67±0.8	3.97±0.8	7.81±0.0	30.0±4.0
	2007-11	0~5	4.80±0.8	11.2±0.8	4.80±0.8	4.79±0.8	15.5±5.3	3.19±0.0
		5~15	1.26±0.8	14.7±0.8	8.23±0.8	5.98±0.8	4.94±0.8	2.18±0.0
		15~20	10.2±3.2	16.8±0.0	1.70±0.8	2.24±0.0	5.67±1.6	1.12±0.0

注 :表中数据为平均值 ± 标准差。

表 2 废水中镉的去除率				
系统类型	年月	ρ(Cd)(mg·L ⁻¹)		去除率/ %
		进水	出水	
MH	2007-09	30	1.05	96.5
	2007-10	30	0.42	98.6
	2007-11	29	1.23	95.8
CF	2007-09	31	1.53	95.1
	2007-10	32	1.36	95.8
	2007-11	29	1.33	95.4
CK	2007-09	30	2.05	93.2
	2007-10	30	1.93	93.6
	2007-11	33	2.30	93.0

0.05) ;而细菌和放线菌数量与镉去除率相关性都不显著($P>0.05$)。

2.4 基质酶活性及其空间分布

基质脲酶活性与基质微生物数量、有机物质浓度、总氮和速效氮浓度有关 ,在不同植物的人工湿地系统中 ,脲酶活性的大致规律为 :MH>CK>CF ,MH中脲酶活性极显著高于 CK 和 CF($P=0.0001<0.01$) ,而 CK 与 CF 差异不显著。基质中脲酶的活性随深度的增加而下降 ,在下行池中 ,其中 0~5 cm 中脲酶活性极显著高于 15~20 cm 的($P=0.0392<0.05$) ,而其余各层之间差异性都未达到显著水平。

上行池脲酶活性的垂直分布各层间的差异性都不显著($P>0.05$)。

湿地基质蔗糖酶来自植物根系和湿地微生物 ,其活性受植被影响较大。由表 3 可以看出 ,不同植物系统湿地基质蔗糖酶的活性大小顺序 :MH>CF>CK ,且 MH 与 CF、MH 与 CK、CF 与 CK 之间差异都达到极显著水平($P<0.01$) ;垂直空间分布上 ,蔗糖酶的活性随深度增加而呈下降趋势 ,但各层间的差异性都不显著($P>0.05$)。

2.5 上层基质酶活性与镉去除率相关性

根据表 2 和表 3 ,对湿地上层(0~5 cm)基质酶活性与镉去除率做相关性分析 ,结果发现 ,无论是上行池还是下行池中 ,上层基质中蔗糖酶活性与镉去除率相关性都呈极显著正相关(上行池 $r=0.863$, $P=0.003<0.01$;下行池 $r=0.837$, $P=0.005<0.01$) ,而脲酶活性与镉去除率相关性均未达到显著水平($P>0.05$)。

3 讨 论

a. 微生物抗重金属机制有生物吸附作用和细胞外的沉淀结晶作用^[8] ,许多微生物能产生大量的

表 3 基质酶活性空间分布

系统 类型	年月	深度/cm	脲酶/(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)		蔗糖酶/(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	
			下行池	上行池	下行池	上行池
MH	2007-09	0~5	162.05±9.25	148.13±1.32	74.87±1.29	62.19±1.21
		5~15	154.83±13.5	96.50±1.38	65.63±0.93	43.85±0.86
		15~20	88.10±1.40	67.34±2.88	58.55±0.21	40.67±0.64
	2007-10	0~5	106.41±7.18	100.46±5.98	64.36±1.50	63.40±0.43
		5~15	102.24±9.82	79.73±2.51	53.17±1.35	41.38±1.50
		15~20	75.31±3.86	69.40±3.91	50.65±1.07	39.57±0.64
	2007-11	0~5	113.04±9.22	103.21±1.23	56.54±2.59	53.22±0.28
		5~15	107.88±0.64	75.63±0.64	51.15±0.98	44.08±1.61
		15~20	69.21±1.93	59.48±1.97	40.12±0.63	36.41±0.28
CF	2007-09	0~5	75.59±0.00	76.28±5.12	33.90±1.36	12.23±0.71
		5~15	62.28±0.00	73.39±0.00	21.77±1.50	7.78±1.57
		15~20	63.23±4.11	59.52±1.38	19.60±0.29	9.50±1.14
	2007-10	0~5	76.43±4.71	64.75±7.06	33.42±1.21	12.71±2.99
		5~15	56.03±2.41	51.30±3.70	20.82±2.07	8.37±1.57
		15~20	56.71±2.51	48.10±6.44	20.01±0.50	10.04±1.21
	2007-11	0~5	71.58±2.44	63.07±0.60	41.11±2.03	20.99±0.28
		5~15	49.16±1.86	52.71±1.22	29.10±0.56	17.68±0.35
		15~20	49.58±0.00	46.35±1.89	20.84±0.49	12.88±0.98
CK	2007-09	0~5	96.69±5.25	72.96±3.91	18.69±0.29	4.40±0.50
		5~15	76.86±0.00	66.37±2.67	10.61±1.57	4.14±0.57
		15~20	63.75±1.38	76.69±4.21	7.38±0.43	5.41±0.64
	2007-10	0~5	80.93±7.02	65.85±4.67	20.27±1.00	5.05±0.57
		5~15	60.21±1.20	50.41±7.15	10.69±2.28	4.70±0.36
		15~20	48.12±1.24	64.17±2.46	7.37±0.14	6.01±0.64
	2007-11	0~5	81.47±3.64	50.79±1.22	18.62±0.84	6.80±0.21
		5~15	52.86±0.62	50.41±3.75	10.21±0.42	5.57±0.56
		15~20	47.16±1.31	59.31±1.29	7.84±0.42	9.57±0.91

注：表中数据为平均值±标准差。

胞外多糖,胞外多糖带有负电荷,作为重金属的有效吸附,其分泌的有机酸对重金属也有络合作用;有些微生物能参与形成沉积物,这些沉积物含有大量的重金属,从而达到去除重金属的作用。在人工湿地处理无机镉废水中,细菌在上行池的数量大于下行池,这表明细菌数量除了与植物根系有关外,还可能与处理过程中镉废水浓度有关,因为经过下行池基质和植物根系的吸附净化作用,当废水流经上行池的时候,其浓度应有所下降,这样对细菌的毒害作用降低。有研究表明,细菌受重金属镉浓度影响较大,在三大菌中最敏感^[9-10]。细菌、真菌和放线菌在湿地基质中垂直分布都是0~5cm>5~15cm>15~20cm,有植物系统微生物数量显著大于无植物系统,与Ottova等^[11]、Machate等^[12]和成水平等^[13]的研究结果一致,即人工湿地微生物数量越大,对重金属镉去除效果也越好。

b. 导致土壤酶活性降低的主要因素是重金属含量^[14],重金属对酶活性的抑制机理可能与酶分子中的活性部位—巯基和含咪唑的配位等结合,形成较稳定的络合物,产生了与底物的竞争性抑制作用有关,或者可能由于重金属通过抑制土壤微生物的

生长和繁殖,减少体内酶的合成和分泌,最后导致土壤酶活性下降^[15-16]。脲酶受重金属浓度影响不大^[15],这与本试验脲酶与镉去除率相关性不显著结论一致。人工湿地中植物的根系发达,微生物群落丰富,是影响酶活性的重要因素。试验中,美人蕉系统表层脲酶活性最高,即0~5cm脲酶活性最高;有植物系统极显著高于无植物系统,这与黄娟等^[17]的研究结果一致。

4 结 论

- a. 在复合垂直流人工湿地系统中,3种微生物中细菌数量最多(为10⁶~10⁸个/g数量级),真菌和放线菌相差不大(都在10⁴~10⁶个/g数量级)。
- b. 不同植物配置的复合垂直流人工湿地基质微生物数量和蔗糖酶活性大小顺序为:MH>CF>CK;基质细菌数量为上行池大于下行池,而真菌、放线菌数量和酶活性则为下行池高于上行池;微生物数量和酶活性的垂直空间分布都是在0~5cm极显著高于其他各层。
- c. 无论在下行池还是上行池,基质上层(0~5cm)中,真菌数量和蔗糖酶活性与镉去除率均呈极

显著正相关,而细菌数量和脲酶活性与镉去除率的相关性都不显著;放线菌数量与镉去除率的相关性则表现为,在下行池放线菌数量与镉去除率呈显著正相关,而在上行池相关性则不显著。可见,真菌数量和蔗糖酶活性是影响垂直流人工湿地去除废水中镉的主要因素,而真菌数量和蔗糖酶活性与湿地植物的关系密切。

参考文献：

[1] HAMMER D A. Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural. Proc. 1st internal conference on constructed wetlands for wastewater treatment [M]. Chattanooga, USA, Lewis Publishing, Chelsea, 1988.

[2] MARTIN C D, MOSHIRI G A. Nutrient reduction in an series constructed wetland system treating landfill leachate [J]. Water Science and Technology, 1994, 29(4): 267-272.

[3] 李智, 杨在娟, 岳春雷. 人工湿地基质微生物和酶活性的空间分佈 [J]. 浙江林业科技, 2005, 25(3): 1-5.

[4] 张超兰, 陈文慧, 韦必帽, 等. 几种湿地植物对重金属镉胁迫的生理生化响应 [J]. 生态环境, 2008, 17(4): 1458-1461.

[5] 张洪刚, 马安娜, 洪剑明. 垂直流人工湿地设计及净化功能初探 [J]. 节水灌溉, 2006(6): 31-34.

[6] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册 [M]. 北京: 农业出版社, 1986.

[7] 姚槐应, 黄昌勇. 土壤微生物生态学及其实验技术 [M].

北京: 科学出版社, 2006.

[8] 池振明. 现代微生物生态学 [M]. 北京: 科学出版社, 2005.

[9] BAATH E. Effects of heavy metals in soils on microbial processes and populations: a review [J]. Water Air Soil Pollut, 1989, 47: 335-379.

[10] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 等. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性 [J]. 生态学报, 2003, 23(3): 492-503.

[11] OTTOVD V, BALCAROVO J, VYMAZAL J. Microbial characteristics of constructed wetlands [J]. Water Science and Technology, 1997, 35(5): 117-123.

[12] MACHATE T, NOLL H, BEHRENS H, et al. Degradation of phenanthrene and hydraulic characteristics in a constructed wetland [J]. Water Research, 1997, 31(3): 554-560.

[13] 成水平, 夏宜培, 香蒲、灯心草人工湿地的研究 III: 净化污水的机理 [J]. 湖泊科学, 1998, 10(2): 66-71.

[14] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 铅锌银尾矿污染区土壤酶活性研究 [J]. 中国环境科学, 2002, 22(6): 551-555.

[15] 张玲, 叶正钱, 李廷强, 等. 铅锌矿区污染土壤微生物活性研究 [J]. 水土保持学报, 2006, 20(3): 137-140.

[16] KANDELER E, LUFTENEGGER G, SCHWARZ S. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities [J]. Biology and Fertility of Soils, 1997, 23: 299-306.

[17] 黄娟, 王世和, 鄢璐, 等. 潜流型人工湿地的脲酶活性分布特征 [J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2008, 38(1): 166-169.

(收稿日期: 2009-04-16 编辑: 高渭文)

(上接第 19 页)

船舶废污水处理设施能有效防治船舶污染, 废污水处理设施主要包括配置油水分离器和生活污水收集处理设施。为防治船舶污染, 应该采取以下措施: ①三峡库区航行的所有船舶应装配油水分离器, 且船舶运行中必须保证油水分离器正常运行; ②各类客运船舶尤其是旅游客轮应配置生活污水收集处理设施, 生活污水经净化处理后, 方可排入库区水体; ③货运船舶应配置一定体积的生活污水收集设施, 同时在库区主要港口码头配套建设一定规模的生活污水处理设施, 将船舶产生的生活污水转送到港口码头进行集中处理。

5.5 其他污染源的治理措施

a. 网箱养鱼。国内外对网箱养殖的研究成果均表明, 不论养殖对象怎样, 人工投放的饵料及鱼类的排泄物均会给水体带来大量的氮、磷, 增加了水体营养物的总浓度, 导致了水体一定程度的富营养化。此外, 网箱下方的沉积物中氮、磷浓度和耗氧量明显增加, 改变了底质的运输和沉积方式以及溶氧状态, 在缺氧的条件下, 可能导致底质化学特性和底栖动物群落结构的改变。因此, 为切实保护库区水质, 应通过立法手段, 严禁在库区范围内进行网箱养鱼。

b. 污水上溯。水库蓄水后, 库区水文环境发生改变, 在水库正常运行期间的水位调节过程中 (175 m-145 m-155 m), 受到回水顶托影响的下游污水团上溯, 可能对集中饮用水水源地水质产生影响。为保障库区饮水安全, 应开展相关的监测及科研工作, 对库区集中饮用水水源地的水质进行安全论证及评估。

参考文献：

[1] 余明星, 邱光胜, 刘辉, 等. 三峡水库 135 m 蓄水水环境质量状况及放射性本底调查研究报告 [R]. 武汉: 长江流域水环境监测中心, 2003.

[2] 国家环境保护总局. 长江三峡工程生态与环境监测公报 [R]. 北京: 国家环境保护总局, 2006.

[3] 国家环境保护总局. 长江三峡工程生态与环境监测公报 [R]. 北京: 国家环境保护总局, 2007.

[4] 国家环境保护部. 长江三峡工程生态与环境监测公报 [R]. 北京: 国家环境保护部, 2008.

[5] 长江水利委员会. 长江三峡工程生态与环境监测系统水文水质同步监测重点站年度报告 [R]. 武汉: 长江水利委员会, 2008.

[6] 长江流域水环境监测中心. 三峡库区主要流水质监测成果 (2003~2008 年) [R]. 武汉: 长江流域水环境监测中心, 2008.

(收稿日期: 2009-03-07 编辑: 高渭文)