

# 河岸材料对河流有机污染物降解能力的影响

## Effect of River Bank Material on Organic Pollution Degradation Capacity

赵素, 潘伟斌\*

(华南理工大学 环境科学与工程学院 广州 510006)

**摘要** 研究了干砌石、浆砌石、蜂巢格宾和生态砖等河岸材料对河流有机污染物降解能力的影响。4种材料中,以生态砖为河岸的河流中总有机碳(TOC)沿程降解率分别是蜂巢格宾和浆砌石的6.14和3.15倍( $p < 0.05$ );生态砖、干砌石和蜂巢格宾河段中溶解性有机碳(DOC)沿程降解率分别是浆砌石的10.68、6.60和6.08倍( $p < 0.05$ )。生态砖和蜂巢格宾构筑的河岸的河流中,悬浮和附着微生物脂磷含量显著高于干砌石和浆砌石( $p < 0.05$ ),最多可达到 $7.27 \text{ nmol P/cm}^2$ 和 $58.16 \text{ nmol P/cm}^2$ ,悬浮微生物脱氢酶(S-DHA)、荧光素双醋酸酯(FDA)、附着微生物硝酸还原酶活性(F-NRA)、碱性磷酸酶活性(APA)也显著高于干砌石和浆砌石( $p < 0.05$ )。河岸材料影响了微生物生物量及硝化等关键生化反应过程的酶活性,从而影响了河流中有机污染物的降解。

**关键词** 河岸 蜂巢格宾 生态砖 生态河道 有机污染物 降解能力

**Abstract** Microbial biomass and enzyme activities for dry masonry, cellular gabion, eco-block and masonry were investigated to reveal the effects of different river bank materials on organic pollution degradation capacity. Total organic carbon (TOC) degradation ratio of eco-block bank were 6.14 and 3.15 times significantly higher than that of cellular gabion and masonry, respectively ( $P < 0.05$ ). Dissolved organic carbon (DOC) degradation ratio of eco-block bank, dry masonry and cellular gabion were 10.6, 6.60 and 6.08 times significantly higher than that of masonry, respectively ( $P < 0.05$ ). Lipid phosphorus contents of suspended microbe and microbial film in river with eco-block and cellular gabion were up to  $7.27 \text{ nmol P/cm}^2$  and  $58.16 \text{ nmol P/cm}^2$ , respectively. Dihydroartemisinin of suspended dehydrogenase activity (S-DHA), fluorescein diacetate activity (FDA), nitrate reductase activity of microbial film (F-NRA), alkaline phosphatase activity (APA) of eco-block were also significantly higher than that of dry masonry and masonry ( $P < 0.05$ ). River bank materials affect organic degradation capacity by microbial biomass and enzyme activities.

**Key words** River Bank Cellular Gabion Eco-Block Ecological River Organic Contaminant Degradation Capacity

河道整治中,恢复河流自净能力尤为重要。

Oscosz J等<sup>[1]</sup>发现,河流渠化引起种群结构变化,河流生态功能下降。河岸材料能通过生化过程去除河流中的氮<sup>[2]</sup>,对浊度、细菌总数、电导率、重金属浓度、界面功能微生物多样性产生影响<sup>[3-5]</sup>。文中定量研究了河岸材料对河流有机污染物降解能力的影响,并从微生物生物量和酶活性两方面,探讨产生这种影响的机理,为河道整治中的材料选择提供理论依据。

## 1 研究河段

金紫涌发源于广州市珠江北岸南岗镇低丘区,最后流入珠江。材料为生态砖和浆砌石。2010年6月已完成对金紫涌和大冲口涌的截污和清淤工程。

## 2 材料与方法

### 2.1 河岸材料

蜂巢格宾内填块石,蜂巢格宾网箱型号为

收稿日期: 2011-02-01

项目基金: 广东省科技计划项目基金资助(2009B030801003), 中山市科技计划项目基金资助(20092A142)。

作者简介: 赵素(1985-), 女, 硕士研究生。研究方向: 环境生态与毒理。E-mail: zhaosu0831@163.com。

\*通讯作者: ppwbpan@scut.edu.cn

GHP738, 网孔为75 mm × 115 mm。

生态砖采用透水性材料制成, 规格为500 (A) × 500 (B) × 200 (H), 重量 ≥ 50 kg/块, 抗压强度 ≥ 120 kg f/cm<sup>2</sup>, 孔隙率 ≥ 12% / vol, 施工适用坡比为1:1/1:0.5。

### 2.2 采样

2010年11~12月, 在研究河段布设8个采样点见图1, 用玻璃采水器采集近岸上层水至棕色玻璃瓶中(4℃)带回, 测定总有机碳(TOC)、溶解性有机碳(DOC)。用灭菌的采样瓶采水以测定悬浮微生物指标。用灭菌的毛笔擦取生物膜悬浮在30 mL体积分数0.85%的无菌生理盐水中制成悬浊液, 冷冻保存。

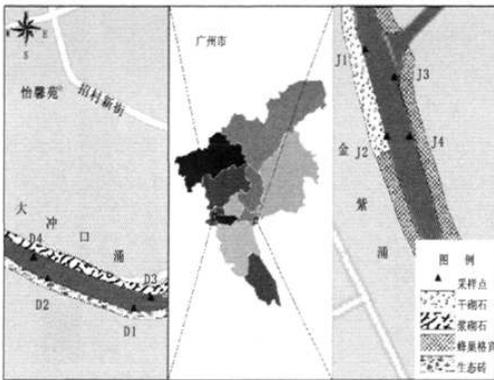


图1 采样点布设

### 2.3 分析指标与方法

采用标准方法分析TOC、DOC<sup>[6]</sup>。生物量、脱氢酶(DHA)、荧光素双醋酸酯(FDA)、硝酸还原酶(NRA)、碱性磷酸酶活性(APA)分别用脂磷法、三苯基四氮唑氯化物比色法、FDA液显色、离体法、对硝基苯磷酸二钠法测定<sup>[7-9]</sup>。

## 3 结果与讨论

### 3.1 河岸材料对有机污染物降解的影响

为避免因河段长度差异导致的误差, 用沿程变化率对不同河段指标沿程变化进行比较<sup>[10]</sup>。生态砖、干砌石、浆砌石和蜂巢格宾河段的TOC沿程变化率为-7.8 m<sup>-1</sup>、-5.47 m<sup>-1</sup>、-2.48 m<sup>-1</sup>和-1.27 m<sup>-1</sup>见图2。生态砖河段TOC沿程降解率是蜂巢格宾和浆砌石的6.14倍、3.15倍( $p < 0.05$ )。DOC表征水体中有机物含量和生物活动水平<sup>[11]</sup>。

生态砖、干砌石和蜂巢格宾河岸的河流中, DOC沿程降解率为19.66 m<sup>-1</sup>、12.15 m<sup>-1</sup>、11.2 m<sup>-1</sup>, 是浆砌石的10.68、6.60和6.08倍( $p < 0.05$ )。干砌石和蜂巢格宾河岸的河流中DOC沿程变化率无显著差异。不同河岸材料影响下, DOC对TOC的贡献均较大且相对稳定, 说明水体中有机碳主要以溶解态形式存在, 其不随河岸材料的变化而变化见图2。

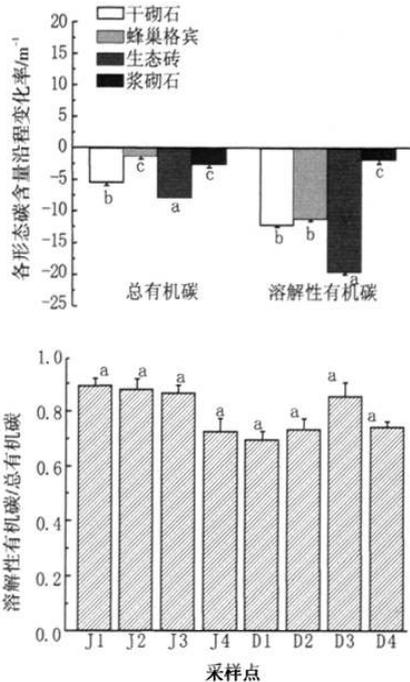


图2 河岸材料对有机污染物降解能力的影响

同一指标中相同字母表示无显著差异( $P > 0.05$ ), 不同字母表示差异显著( $P < 0.05$ ), 下同

### 3.2 微生物生物量的变化

以生态砖和蜂巢格宾为河岸的河流中, 悬浮微生物脂磷含量(S-(Lipid-P))达7.27 nmol P/cm<sup>2</sup>、6.26 nmol P/cm<sup>2</sup>。分别是浆砌石河段的1.72和1.48倍( $p < 0.05$ )。附着微生物脂磷含量(F-(Lipid-P))依次为生态砖>蜂巢格宾>干砌石和浆砌石。以生态砖为河岸的水体中, F-(Lipid-P)达58.16 nmol P/cm<sup>2</sup>, 分别是干砌石和浆砌石的2.20倍和2.24倍( $p < 0.05$ )。以蜂巢格宾为河岸的水体中, F-(Lipid-P)达32.46 nmol P/cm<sup>2</sup>, 分别是干砌石和浆砌石的1.22和1.25倍( $p < 0.05$ )见图3。

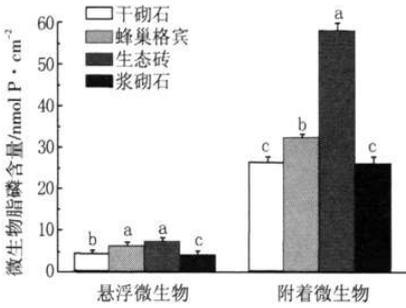


图3 微生物脂磷含量变化规律

图3可见，以生态砖和蜂巢格宾为河岸的河流中，悬浮和附着微生物的脂磷含量均显著高于干砌石和浆砌石，说明在这两种生态材料影响下，生物量较丰富较多的摄取DOC以促进自身生长，利于TOC沿程降解。河岸材料通过影响微生物

生物量从而影响河流中有机污染物的降解。

### 3.3 微生物酶活性变化

DHA和FDA反映微生物对有机物的代谢能力<sup>[2]</sup>。4种材料中，生态砖河岸的河流中悬浮微生物脱氢酶活性（S-DHA）、附着微生物脱氢酶活性（F-DHA）、悬浮微生物荧光素双醋酸酯活性（S-FDA）、附着微生物荧光素双醋酸酯活性（F-FDA）分别达到25.54  $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 、36.81  $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 、0.0724 OD/mL、0.1784 OD/mL，是浆砌石的4.24、1.89、3.62和4.23倍（ $p < 0.05$ ）。蜂巢格宾河段中，S-DHA、F-DHA、S-FDA、F-FDA分别达到14.37  $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 、32.61  $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 、0.0472 OD/mL、0.1581 OD/mL，是浆砌石的3.08、1.68、2.36和3.75倍（ $p < 0.05$ ）见图4。

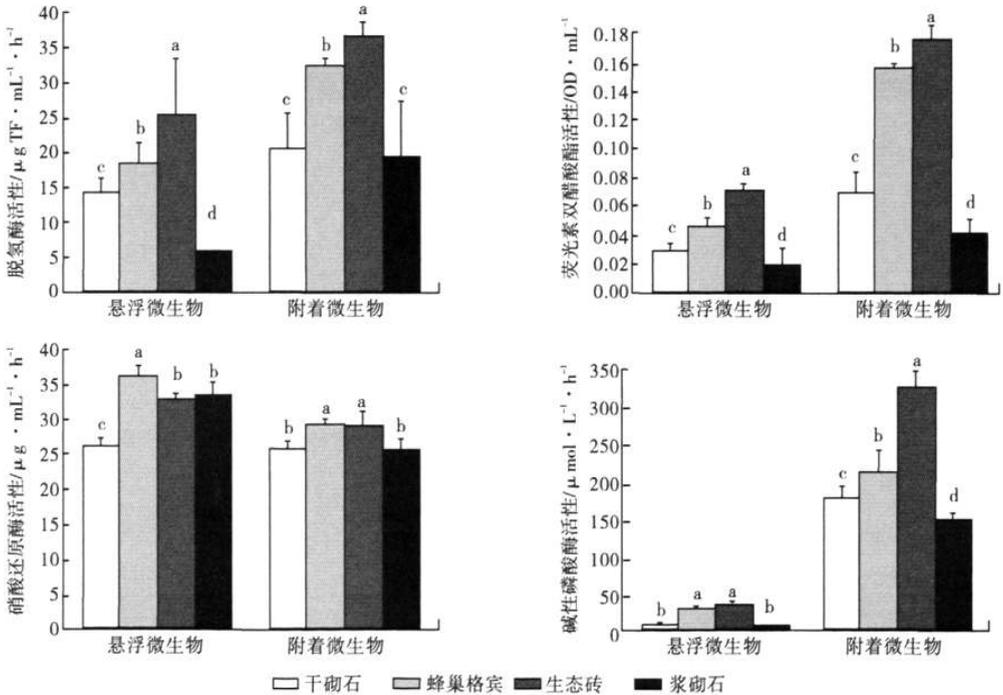


图4 微生物酶活性变化规律

图4可见，生态砖和蜂巢格宾上的微生物对有机物的代谢强于浆砌石。蜂巢格宾河段中悬浮微生物硝酸还原酶活性（S-NRA）为36.36  $\mu\text{g}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ ，是干砌石的1.37倍（ $p < 0.05$ ）。生态砖和浆砌石河段中S-NRA无显著差异，但为干砌石的1.24和1.26倍（ $p < 0.05$ ）。蜂巢格宾和生态砖、干砌石和浆砌石中附着微生物硝酸还原酶活性（F-NRA）分别为

29.42  $\mu\text{g}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 和29.30  $\mu\text{g}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ （ $p > 0.05$ ）、25.92  $\mu\text{g}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 和25.85  $\mu\text{g}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ （ $p > 0.05$ ）。悬浮微生物碱性磷酸酶活性（S-APA）为36.00、31.07、8.17和6.98  $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{h})$ ，其中，生态砖和蜂巢格宾间、干砌石和浆砌石间附着微生物碱性磷酸酶活性（F-APA）无显著差异（ $p > 0.05$ ）。浆砌石河段F-APA为155.27  $\mu\text{mol}/(\text{L}\cdot\text{h})$ ，是生态砖、

蜂巢格宾、干砌石的1/2.19倍、1/1.42倍、1/1.20倍 ( $p < 0.05$ )。经相关性分析, F-NRA与TOC、DOC相关系数达-0.978、-0.981, S-APA与TOC、DOC相关系数达-0.978、-0.981, 说明在NRA不仅能催化硝态氮转化<sup>[13]</sup>、使水体中磷酸盐浓度降低<sup>[14]</sup>, 还能对有机物降解有一定积极作用。河岸材料影响了微生物硝化等关键生化反应过程的酶活性, 从而影响了河流中有机污染物的降解。

### 3.4 主成分分析

经主成分分析, 前3个成分特征值为6.617、3.052和1.157, 特征值累计占总方差的90.215%, 与第一主成分密切相关的是TOC、DOC、APA、FDA、S-DHA和F-NRA, 反映了河流对有机物的净化能力, 见图5。与第二主成分密切相关的是F-DHA、S-(Lipid-P)和F-(Lipid-P), 反映了微生物生物量及河岸材料上附着微生物对有机物的净化能力。第三主成分中, S-NRA载荷较高, 该主成分在第一主成分的基础上进一步反映了河流中悬浮微生物对有机物的净化能力。河岸材料主要通过S-APA、F-APA、S-FDA、F-FDA、S-DHA和F-NRA影响河流中有机物降解能力。其次, 微生物生物量、F-DHA和S-NRA也会对有机物降解产生一定影响。

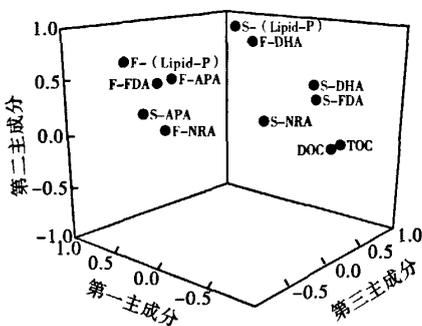


图5 主成分载荷图

## 4 结论

(1) 河岸材料对有机污染物降解能力有明显影响。4种河岸材料中, 以生态砖为河岸的河流中, TOC沿程降解率是蜂巢格宾和浆砌石的6.14倍、3.15倍 ( $p < 0.05$ ); 生态砖、干砌石和

蜂巢格宾河段中DOC沿程降解率分别是浆砌石的10.68、6.60和6.08倍 ( $p < 0.05$ )。生态砖和蜂巢格宾河岸的河流中S-(Lipid-P)、F-(Lipid-P)、S-DHA、FDA、F-NRA、APA显著高于干砌石和浆砌石 ( $p < 0.05$ )。单从有机污染物降解方面, 在河道整治中应优先选用生态砖和蜂巢格宾。

(2) 河岸材料影响了微生物生物量及硝化等关键生化反应过程的酶活性, 从而影响了河流对有机污染物的降解。

致谢: 感谢林桔、洗宪恒和何嘉辉在采样分析中所提供的帮助。

## 参考文献

- [1]Oscoz J, Pedro ML, Miranda R, et al. River channelization effects on fish population structure in the Larraun (Northern Spain)[J]. Hydrobiologia, 2005, 543: 191-198.
- [2]Wu YG, Hui L, Wang H, et al. Effectiveness of riverbank filtration for removal of nitrogen from heavily polluted rivers: a case study of Kuihe River, Xuzhou, Jiangsu, China[J]. Environ Geol, 2007, 52: 19-25.
- [3]Vagnetti R, Miana P, Fabris M, et al. Self-purification ability of a resurgence stream[J].Chemosphere,2003,52: 1781-1795.
- [4]Rakesh R, Dash EVP, Bhanu P, et al. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria [J]. Hydrogeol J, 2010, 18:973-983.
- [5]白晓慧,张晓红,丁璐生.城市景观河道不同类型驳岸界面微生物生态研究[J].生态与农村环境学报,2007, 23(3):90-92.
- [6]水和废水监测分析方法编委会.水和废水监测分析方法(第4版)[M].北京:中国环境科学出版社, 2002.
- [7]于鑫, 张晓键, 王占生. 饮用水生物处理中生物量的脂磷法测定[J].城市给排水, 2002, 28(5):1-6.
- [8]李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M].北京: 高等教育出版社, 1999, 125-127.
- [9]Cao X Y, Song C L, Zhou Y Y. Limitations of using extracellular alkaline phosphatase activities as a general indicator for describing P deficiency of phytoplankton in Chinese shallow lakes[J]. J Appl Phycol, 2010, 22: 33-41.
- [10]蔡建楠, 潘伟斌, 曹英姿, 等. 广州城市河流形态对河流自净能力的影响[J]. 水资源保护, 2010, 26(5): 16-19.
- [11]Tiquia S M. Metabolic diversity of the heterotrophic microorganisms and potential link to pollution of the Rouge River[J]. Environ pollut, 2010, 158: 1435-1443.
- [12]解军, 祈峰, 裴海燕, 等. 脱氢酶活性检测方法及其在环境监测中的应用[J]. 中国环境监测, 2006, 22(5):13-18.
- [13]Kolbert Z, Ortega L, Erdei L. Involvement of nitrate reductase (NR) in osmotic stress-induced NO generation of Arabidopsis thaliana L. roots[J]. Environ pollut, 2010, 158: 1435-1443.
- [14]李宝, 丁世明, 范成新. 滇池福保湾间隙水氮磷分布机制与底泥微生物和磷酸酶相关关系[J]. 湖泊科学, 2008, 20(4): 420-427.