

# 黄河水体氨氮超标原因探讨

张学青, 夏星辉\*, 杨志峰

(北京师范大学环境学院环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875)

**摘要:** 根据黄河水体氮污染物的种类、浓度和来源以及黄河特有的泥沙和水化学条件, 结合实验结果, 从生物和化学的角度讨论黄河氨氮超标的可能原因. 结果表明, 水体悬浮颗粒物对硝化过程有明显的促进作用, 氨氮的超标不是因为泥沙对硝化作用的影响所导致. 氮污染物的不断输入是黄河水体氨氮超标的根本原因, 高浓度氨氮和有机氮对硝化过程有抑制作用, 当  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  初始浓度分别为 10.1, 18.4, 28.2 mg/L 时, 初始的硝化效率分别为 17.4%, 13.0%, 2.5%, 当有机氮初始浓度分别为 5.5, 8.6 mg/L 时, 其降解所产生的氨氮最高浓度分别为 0.47, 1.69 mg/L, 在水中滞留的时间分别为 2 d 和 6 d. 水体中耗氧有机物和有毒物质对硝化细菌活性的影响间接导致了氨氮在水体中的滞留. 黄河水体高 pH 值导致非离子氨浓度较高, 进一步对硝化细菌产生抑制作用. 水量较小、颗粒物含量较低和微生物的活性降低是枯水期氨氮污染加重的原因.

**关键词:** 氨氮; 含氮化合物; 沉积物; 硝化作用; 黄河

中图分类号: X131.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1435-07

## Reasons of High Concentration Ammonium in Yellow River, China

ZHANG Xue-qing, XIA Xing-hui, YANG Zhi-feng

(State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract:** Ammonium nitrogen contamination is one of the major problems of the Yellow River in China. The speciation, concentration and sources of nitrogen compounds as well as the water environment conditions of the Yellow River had been analyzed to study the reasons for the fact that the ammonium nitrogen concentration was above the water quality standard. In addition, laboratory experiments had been carried out to investigate the effects of suspended sediment (SS) on nitrification rate. The results indicated that the presence of SS could accelerate the nitrification process, therefore, the effects of SS on nitrification rate was not the reason for the high level of ammonium nitrogen in the river. The excessive and continuous input of nitrogen contaminants to the river was the fundamental reason for the high concentration of ammonium nitrogen. Organic and ammonium nitrogen with high concentration inhibited the nitrification processes. When the initial  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations were 10.1, 18.4 and 28.2 mg/L, nitrification efficiencies were 17.4%, 13.0% and 2.5%, respectively. When the initial organic nitrogen concentrations were 5.5 and 8.6 mg/L, the maximum concentrations of ammonium nitrogen produced by the oxidation of organic nitrogen would reach 0.47 and 1.69 mg/L and they would last for 2 days and 6 days, respectively. The oxygen-consuming organics and toxic substance existing in the river water could inhibit the activity of nitrifying bacteria, and thus lead to the accumulation of ammonium nitrogen. In addition, the high pH value of river water resulted in the high concentration of nonionic ammonium nitrogen which would reduce the activity of nitrifying bacteria and decrease the nitrification rates. Besides, low river runoff, low SS content and low activity of nitrifying bacteria resulted in the high level of ammonium nitrogen of the river in the low water season.

**Key words:** ammonium nitrogen; nitrogen compounds; sediment; nitrification; Yellow River

黄河是我国华北地区的重要水源, 近年来, 氨氮已成为黄河干、支流的主要污染物之一, 而且有日益加剧的趋势, 对黄河自然生态系统造成了严重的影响. 硝化作用是影响水体氮循环的重要过程, 已有研究表明, 在河湖沉积物-水界面处的硝化作用进行的很快, 而在水体中的硝化作用不是很明显<sup>[1]</sup>. 硝化作用在不同的季节和空间上是变化的<sup>[2,3]</sup>, 在污染严重的水体中, 氮的转化作用受到水化学成分的影响, 外来水体污染物的加入会对水体原本的氨化作用和硝化作用产生破坏作用<sup>[4]</sup>. 此外, 水环境中氮的转化过程对水体的溶解氧、污染物组成以及酸碱度也会产生很大的影响<sup>[5,6]</sup>. 目前对黄河水体氮污染在全流域的分布情况已有研究<sup>[7,8]</sup>, 有关颗粒物对硝化作用的

影响也有一定的了解<sup>[9,10]</sup>, 但是对于黄河水体氨氮严重超标的原因还缺乏深入的探讨. 本研究试图从氮污染物的种类、浓度和来源, 以及黄河水体悬浮颗粒物在硝化过程中的作用和黄河的水化学条件等方面, 揭示氨氮超标的原因, 以为黄河水体氮污染的治理提供依据.

收稿日期: 2006-07-12; 修订日期: 2006-09-12

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(50239020); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2006CB403303); 国家自然科学基金重点项目(50239010)

作者简介: 张学青(1972~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为环境模拟与污染控制, E-mail: zhangxq1234@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: xiash@bnu.edu.cn

# 1 氮污染现状分析

黄河氮污染物有 2 大来源:一是点源污染,来自城镇排放的工业和生活废水含有大量的有机氮和无机氮污染物,其在微生物的作用将进一步分解成为氨氮;二是面源污染,来自农田的退水含有大量氮肥产物,多数为无机氮.黄河流域的废污水,主要来自流经大中城市的湟水、大黑河、汾河、渭河、洛河、大汶河等 6 条支流和干流刘家峡至花园口河段,约占流域废污水总量的 80% 以上,其中西宁、兰州等 10 个大中城市河段的废水排放量约占流域废污水总量的 40%.从各支流的废污水量与天然径流量之比(污径比)看,大于 1:20(5%)的支流有汾河、渭河、洛河、沁河、大汶河等和龙门以下的干流河段,其中渭河为 10.4%、汾河高达 21.3%,全流域废污水量与利津断面实测的径流量之比亦高达 10% 以上.2000 年黄河流域废污水排放总量为 42.22 亿 t,其中工业废水 30.68 亿 t,生活污水 11.54 亿 t,氨氮在工业废水和生活污水中的浓度分别约为 10.72、28.16 mg/L,有机氮在其中的浓度分别约为 7.15、23.96 mg/L.

上世纪 90 年代以来,黄河支流氨氮污染均较严重,10 a 间其浓度增加数倍至十多倍;干流潼关河段氨氮的平均浓度增加 3 倍以上,水质常年为Ⅳ类;花园口河段的氨氮增加 2.5 倍,COD 增加近 2 倍.据 2006-02 黄河干流水质监测报道,在 56 个监测断面中有 24 个监测点氨氮超标,导致水质类别均低于Ⅳ,有些甚至为劣Ⅴ类,氨氮污染已经不容忽视.可以看出,黄河流域的氮污染还在日益加重,对于依赖黄河取水的许多城市存在潜在危害.

# 2 颗粒物对氨氮转化的影响

在天然水体中,氨氮的转化过程是比较复杂的,除受菌种、温度和其他环境因素的影响外,还受到颗粒物界面效应的影响.氨氮很容易被吸附在颗粒物表面,颗粒物又是微生物生长的载体,微生物的富集与颗粒物密切相关<sup>[11]</sup>.

## 2.1 颗粒物的吸附作用

吸附是影响氨氮和有机氮环境行为的重要作用之一,Saunders 等<sup>[12]</sup>发现吸附沉积可使氮滞留在水体中,且沉积物的再悬浮有利于将硝化细菌输送到上覆水中,加速其中的硝化反应<sup>[1]</sup>.以含沙量为 5 g/L 的水样进行氨氮的吸附解吸实验,发现氨氮在颗粒物上的吸附量随液相初始浓度的增加而增加,氨氮在颗粒物上的吸附和解吸均符合 Henry 等温吸附

方程.吸附等温式如式(1):

$$Q = 0.0916c - 0.0114 \quad (R^2 = 0.9928) \quad (1)$$

式中, $Q$  为固相吸附量,mg/g; $c$  为液相有机氮的平衡浓度,mg/L.

取上述达到吸附平衡的颗粒物含量为 5 g/L 的水样进行解吸实验,结果表明其解吸后液相浓度亦与固相浓度呈正相关.解吸等温式如式(2):

$$Q = 1.1331c - 0.0328 \quad (R^2 = 0.9696) \quad (2)$$

氨氮在颗粒物上的吸附量约为液相初始浓度的 25%,吸附在颗粒物上的氨氮亦容易发生解吸作用,用黄河清水得到的解吸率为 18%,而用 2 mol/L 的 KCl 溶液对颗粒相氨氮进行解吸的解吸率可达 73.7%,以离子交换作用为主吸附的氨氮占很大比重.以含沙量为 5 g/L 的水体为例,进行有机氮的吸附和解吸实验,有机氮的吸附和解吸曲线都符合 Henry 方程,吸附等温式方程如式(3):

$$Q = 0.1072c - 0.0013 \quad (R^2 = 0.9908) \quad (3)$$

解吸等温式方程如式(4):

$$Q = 1.7742c - 0.0074 \quad (R^2 = 0.9863) \quad (4)$$

其吸附量约是液相初始浓度的 37%.而黄河清水对有机氮的解吸率只有 10%,说明颗粒物对有机氮有较强的吸附能力,而有机氮在颗粒物上的解吸能力较弱,其中非可逆吸附成分占很大的比重.

由于颗粒物的强吸附作用,黄河支流有机污染严重的河段,其底泥的含氮化合物浓度极高.高宏等对有机污染严重的伊洛河和新、老蟒河底泥进行的调查结果表明<sup>[13]</sup>,底泥凯氏氮检出量分别为 585.5、699.7、3570 mg/kg.戴树桂等<sup>[14]</sup>的研究表明底泥间隙水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度一般比上覆水中高很多,在底泥/水界面间主要是  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  向上覆水中扩散,而其逆过程不易发生,而且间隙水中的硝化反应很微弱.Morin 等<sup>[15]</sup>根据实验模拟结果证实河口沉积物再悬浮过程中可释放大量的氨氮,其量级接近沉积物-水界面氨氮的扩散通量.因此,黄河支流底泥中的含氮化合物成为水体持续的氮化物污染源.

## 2.2 颗粒物含量对硝化作用的影响

黄河是典型的多泥沙河流,水体悬浮颗粒物对含氮污染物的迁移转化有很大影响.为验证颗粒物对硝化作用的影响,实验设置了 3 个不同含沙量,在 24 h 搅拌、20℃ 恒温条件下培养.实验结果如图 1 所示,当水体颗粒物含量为 0、1.84、5.0 g/L 时,氨氮平均硝化速率分别为 2.10、4.15、5.44 mg/(L·d),可以看出,水体颗粒物含量越高,硝化反应进行的越快.这是因为泥沙上具有丰富的有机氮和有机碳源,

为微生物的生长繁殖提供了足够的能量来源,而氨氮的硝化过程完全是微生物作用的结果.但是,花园口每日的监测数据表明,氨氮一直处于较高水平,可

见,黄河水体氨氮的超标并不是因为泥沙对硝化作用的影响所导致,虽然黄河泥沙有助于水体自净,然而过量的排污远远超出了水体的自净能力.

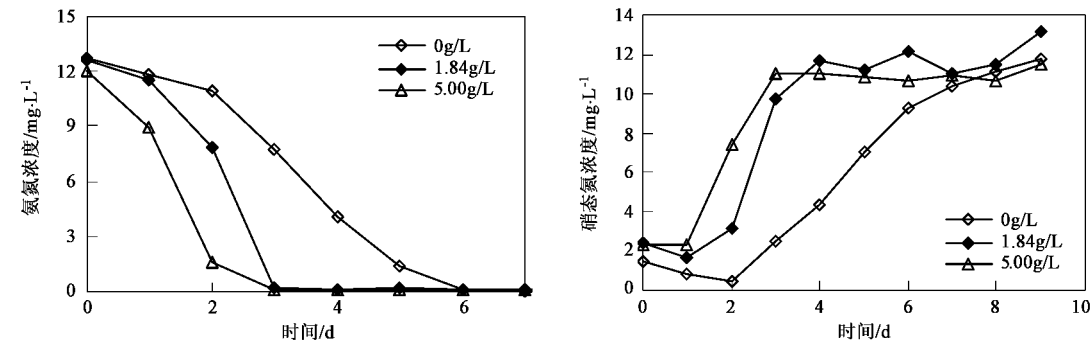


图 1 颗粒物含量对硝化作用的影响  
Fig.1 Effects of suspended sediment content on nitrification rate

2.3 颗粒物存在状态对硝化作用的影响

为考察颗粒物不同存在状态对氮污染物迁移转化的影响,通过控制搅拌时间来模拟水体颗粒物悬浮-沉淀-再悬浮的过程对硝化作用的影响,设置 3 组含沙量相同的水体,分别为不搅拌、间歇搅拌、连续搅拌.不搅拌表示颗粒物处于反应器底部,类似于

水体沉积物,间歇搅拌为每天搅拌 12 h,表示颗粒物处于沉淀、悬浮、再沉淀、再悬浮的扰动状态,连续搅拌为每天 24 h 搅拌,表示颗粒物处于悬浮状态.实验结果表明,颗粒物的存在状态对氨氮的硝化作用和有机氮的氨化作用影响均比较明显.

图 2 是氨氮在不同搅拌时间的硝化过程,不搅

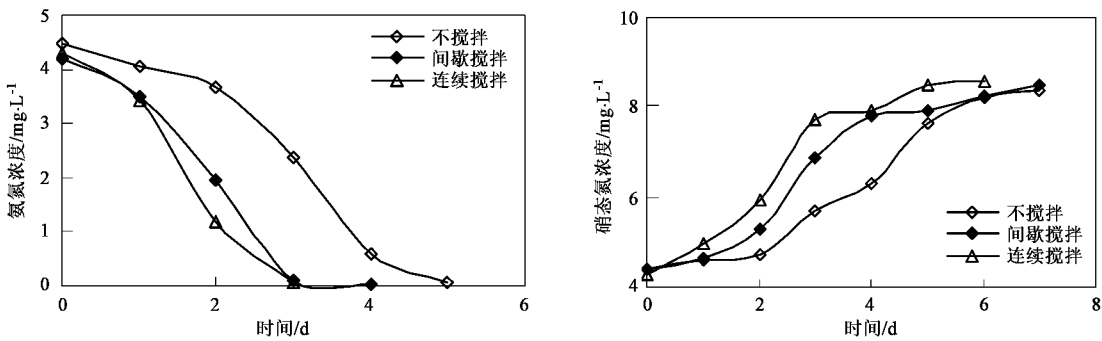


图 2 搅拌条件对硝化作用的影响  
Fig.2 Effects of stir condition on nitrification rate

拌的水体反应时间约 5 d,随着搅拌时间的延长,硝化反应完成的时间减少.3 种条件下的平均硝化速率依次为 0.88、1.37、1.69 mg/(L·d),可见悬浮颗粒物对硝化作用的影响比较明显.这说明搅拌条件增加了微生物和污染物的接触机会,促进硝化反应的进行.图 3 是有机氮在不同搅拌时间的降解过程,有搅拌的水体反应较快,与氨氮的模拟实验结果一致.

2.4 颗粒物与微生物的附存关系对硝化反应的影响  
为研究颗粒物对硝化反应的作用机理,实验测

定了微生物在不同含沙水体的数量变化,及其在水相和颗粒相的分布情况.以硝化细菌为例,结果如图 4 所示,颗粒物含量越高,硝化细菌数量也越高,当水体含沙量为 0、1.84、5.0 g/L 时,其初始的微生物数量分别为 120、200、700 个/mL.从图 4 中可以看出,硝化细菌主要存在于悬浮颗粒相(以含沙量为 5.0 g/L 的水体为例),微生物在液相和颗粒相的最高浓度分别为  $2 \times 10^5$  和  $1.1 \times 10^6$  个/mL,这也说明颗粒物及其上所附着的微生物对硝化过程起着关键

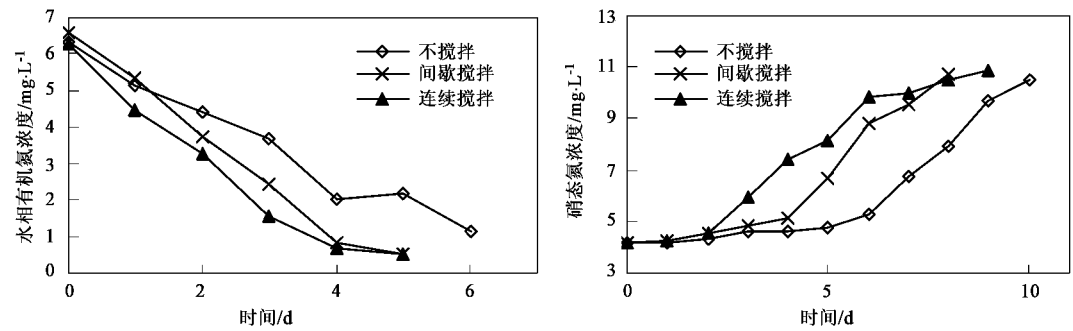


图 3 搅拌条件对有机氮降解的影响

Fig.3 Effects of stir condition on degradation rate of organic nitrogen

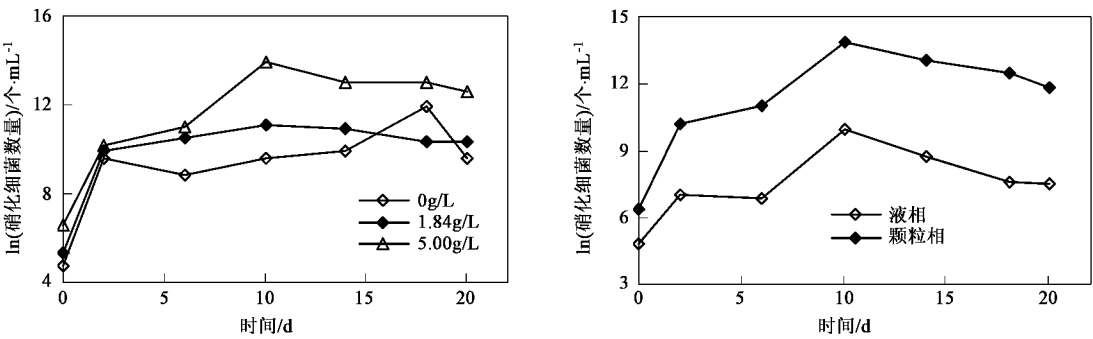


图 4 硝化细菌的生长曲线及其在固-液两相的分布

Fig.4 Growth curve and distribution between liquid and solid phases of nitrobacteria

作用。

### 3 氨氮和有机氮浓度对氮转化的影响

#### 3.1 氨氮

实验设置了 3 个水体氨氮初始浓度的硝化过程 (含沙量为 11 g/L), 以考察不同浓度废水进入水体时的硝化过程. 从图 5 可以看出, 氮污染物浓度越高, 氨氮在水体中保留的时间越长. 当  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  初始浓度分别为 10.1、18.4、28.2 mg/L 时, 高浓度水体有

3~4 d 的驯化期, 而低浓度水体可直接进行硝化反应. 如表 1 所示, 随底物浓度的增加, 硝化效率出现递减的趋势, 这是因为随氨氮浓度的增加, 非离子氨水平也随之增加, 对体系中的微生物毒害作用增加, 抑制了微生物活性<sup>[16]</sup>. 在整个硝化作用过程中, 当驯化期结束后进入微生物迅速生长期, 不同浓度体系中的硝化效率的增长水平都比较接近. 所以要想治理黄河水体的氮污染问题, 根本措施还在于从源头控制氮污染物的排入.

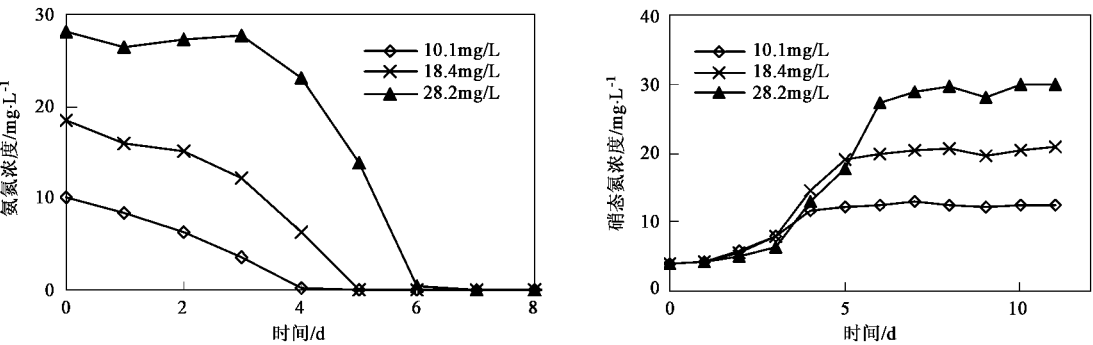


图 5 氨氮初始浓度对硝化过程的影响

Fig.5 Comparison of nitrification rates in water systems with different initial ammonium concentration

表 1 不同初始浓度氨氮的氧化效率表/%

| 底物浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 1 d  | 2 d  | 3 d  | 4 d  | 5 d  | 6 d  | 7 d |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|-----|
| 10.1                                | 17.4 | 36.8 | 63.7 | 98.5 | 100  |      |     |
| 18.4                                | 13.0 | 17.9 | 33.7 | 65.8 | 99.5 | 100  |     |
| 28.2                                | 2.5  | 7.1  | 7.8  | 18.4 | 51.1 | 98.2 | 100 |

3.2 有机氮

黄河水体中高浓度的氨氮不仅与排污水体中含有较高的氨氮有关,也与水体中有机氮的转化过程有关.如图 6 所示,当有机氮的浓度分别为 5.5 和

8.6 mg/L 时(含沙量为 11 g/L),有机氮降解所产生的氨氮最高浓度分别为 0.47 和 1.69 mg/L,氨氮在水体中保留的时间分别为 2 d 和 6 d,可见,当水体有机氮浓度较高时,可能是水体氨氮水平长期保持较

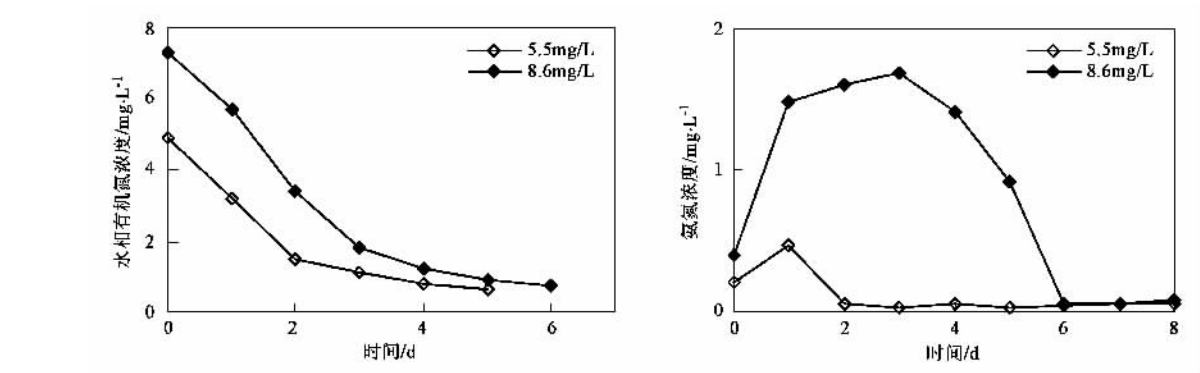


图 6 不同初始浓度有机氮的降解曲线  
Fig.6 Degradation curves of organic nitrogen with different initial concentrations

高浓度的主要原因.

4 其他污染物和水化学条件对氮转化的影响

4.1 耗氧有机物

黄河水体有机污染严重,耗氧有机物是主要污染物之一,它们的存在会抑制氨氮的降解. Caffrey 等<sup>[17]</sup>的研究表明,当有机物含量增加时,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  硝化作用/反硝化作用的比率由 1.55 下降到 0.05,说明有机物限制了硝化作用. Butturini 等<sup>[18]</sup>研究表明,水体 C/N 增加,硝化速率会下降,主要是因为水体主要细菌种类由光能合成菌转变为异养菌,并与硝化细菌竞争营养物质,且有机物的降解将消耗水体中大量的溶解氧,这将导致氨氮的降解减慢.因此,水体中的耗氧有机物对硝化作用的影响不容置疑,这也是黄河水体氨氮含量较高的原因之一.

4.2 有毒污染物

当有毒有机物含量达到一定浓度时,对其中的硝化细菌会产生一定的毒害作用,硫脲、丙烯基硫脲、联氨和一些过量的有机物有抑制亚硝化菌的作用<sup>[19]</sup>,氯酸钾抑制硝化菌的作用.常志州等<sup>[20]</sup>发现,

石油污染抑制了亚硝化细菌的生长,使硝化速率下降了近 50%. 黄河水体中石油类污染物、酚的含量都比较高,此外农药等的排入也对黄河水体中硝化细菌的生存及活性构成一定的威胁.

4.3 pH 值

pH 值是影响硝化作用的重要因素.硝化细菌对 pH 值十分敏感,亚硝化细菌和硝化细菌分别在 pH 为 7.0~7.8 和 7.7~8.1 时的活性最强, pH 超出这个范围,其活性便急剧下降.据 1999 年黄河干流的实测数据,黄河干流的 pH 值有时大于 8.1,因此,亚硝化细菌和硝化细菌活性会受到影响.氨氮的毒性与水环境的 pH 值有密切关系,随 pH 的降低( $< 7.0$ ),氨氮以低毒的铵离子形式存在,当 pH 值  $> 7.0$  时则以毒性较强的非离子氨形式附存于水体中.在硝化过程中,高浓度的非离子氨会抑制硝化细菌的活性<sup>[21,22]</sup>. Anthonson<sup>[16]</sup>的实验结果表明非离子氨对硝化菌的抑制浓度为 0.1 mg/L.

以花园口河段为例,黄河水体 pH 值为 8.00,氨氮的最高浓度为 2.90 mg/L,非离子氨浓度约为 0.14 mg/L,将对硝化细菌的活性产生抑制作用.因此,黄河

的高 pH 值和氨氮浓度将不利于氨氮的硝化作用.

#### 4.4 季节变化对硝化作用的影响

图 7 所示为丰水期(9 月采样)和枯水期(3 月采样)的硝化速率比较,当含沙量为 0 g/L 时,9 月和 3 月的硝化速率分别为 1.55 和 2.10 mg/(L·d),当含

沙量为 1.84(9 月),3 g/L(3 月)时,硝化速率分别为 2.78 和 4.15 mg/(L·d).因此,在培养条件一致的情况下,丰水期的硝化速率大于枯水期的硝化速率,这主要与丰水期温度高微生物的活性较大有密切关系.因此,水量较小、颗粒物含量较低和微生物的活

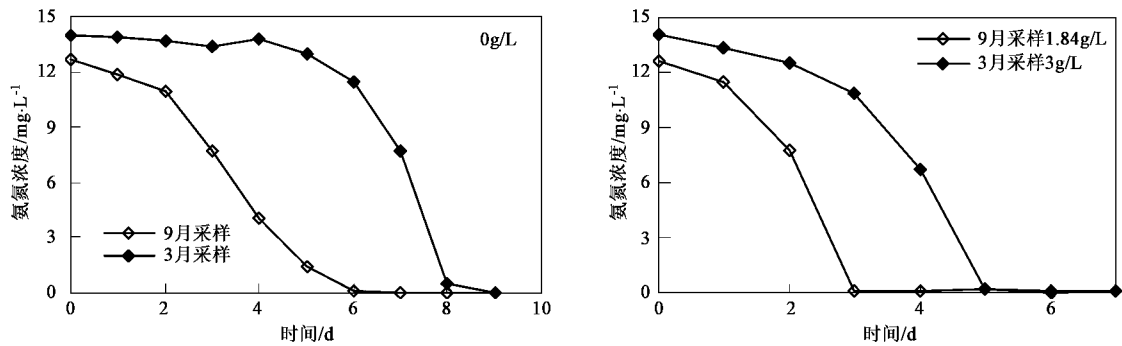


图 7 不同季节的硝化作用对比  
Fig.7 Comparison of nitrification rates in different seasons

性降低是导致枯水期氨氮污染加重的原因.

#### 5 结论

(1) 黄河泥沙对氨氮和有机氮有很强的吸附能力,水体悬浮颗粒物对硝化过程有明显的促进作用,搅拌条件增加了微生物和污染物的接触机会,促进硝化反应的进行,因此氨氮的超标不是因为泥沙对硝化作用的影响所导致.

(2) 黄河流域含氮废水的排放导致黄河水体高浓度的有机氮和氨氮,且有机氮的降解进一步增加了水体中氨氮的浓度,高浓度有机氮和氨氮会抑制硝化反应,氮污染物的不断输入是黄河水体氨氮超标的根本原因.

(3) 水体中的耗氧有机物及有毒物质对硝化细菌活性的影响间接导致了氨氮在水体中的滞留;黄河水体高 pH 值导致非离子氨浓度较高,进一步对硝化细菌产生抑制作用;水量较小、颗粒物含量较低和微生物的活性降低是枯水期氨氮污染加重的原因.

#### 参考文献:

[ 1 ] Pauer J J, Auer M T. Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system [J]. Water Research, 2000, 34(4): 1247 ~ 1254.

[ 2 ] Caffrey J M, Harrington N, Solem I, et al. Biogeochemical processes in a small California estuary: 2. Nitrification activity, community structure and role in nitrogen budgets [J]. Marine Ecology Progress Series 2003, 248: 27 ~ 40.

[ 3 ] Fortuna A, Harwood R R, Robertson G P, et al. Seasonal changes in nitrification potential associated with application of N fertilizer and compost in maize systems of southwest Michigan [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2003, 97(1 ~ 3): 285 ~ 293.

[ 4 ] Sánchez-Monedero M A, Roig A, Paredes C, et al. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures [J]. Bioresource Technology, 2001, 78(3): 301 ~ 308.

[ 5 ] Abril G, Frankignoulle M. Nitrogen-Alkalinity Interactions in the Highly Polluted Scheldt Basin (Belgium) [J]. Water Research, 2001, 35(3): 844 ~ 850.

[ 6 ] Liikanen A, Martikainen P J. Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake [J]. Chemosphere, 2003, 52(8): 1287 ~ 1293.

[ 7 ] 夏星辉,周劲松,杨志峰,等. 黄河流域河水氮污染分析[J]. 环境科学学报, 2001, 21(5): 563 ~ 568.

[ 8 ] 张娜,何大伟,陈静生,等. 黄河水系氮污染特征初探[J]. 环境化学, 2003, 22(2): 105 ~ 109.

[ 9 ] 余晖,张学青,夏星辉,等. 黄河水体颗粒物对硝化过程的影响研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(4): 601 ~ 606.

[ 10 ] 张学青,杨志峰,夏星辉. 黄河水体硝化过程的模拟实验研究[J]. 环境化学, 2005, 24(3): 245 ~ 249.

[ 11 ] Harvey R W, Young L Y. Enrichment and Association of Bacteria and Particulates in Salt Marsh Surface Water [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1980, 39(4): 894 ~ 899.

[ 12 ] Saunders D L, Kalf J. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers [J]. Hydrobiologia, 2001, 443: 205 ~ 212.

[ 13 ] 高宏,暴维英,张曙光,等. 多沙河流污染化学与生态毒理研究[M]. 郑州:黄河水利出版社, 2001. 77 ~ 78.

[ 14 ] 戴树桂,张明顺,庄源益. 底泥中氮的主要迁移转化过程及其转化模型的研究[J]. 环境科学学报, 1990, 10(1): 1 ~ 9.

[15] Morin J, Morse J W. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary[J]. Marine Chemistry, 1999, 65: 97 ~ 110.

[16] Anthonsen A C. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. J Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835 ~ 852.

[17] Caffrey J M, Sloth N P, Kaspar H F, et al. Effect of organic loading on nitrification and denitrification in a marine sediment microcosm[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1993, 12: 159 ~ 167.

[18] Butturini A, Battin T J, Sabater F. Nitrification in stream sediment biofilms: the role of ammonium concentration and DOC quality[J]. Water Research, 2000, 34(2): 629 ~ 639.

[19] 蒂蔓 K. V. 著, 陆定安, 李季伦译. 细菌的生活[M]. 北京: 科学出版社, 1966. 269 ~ 271.

[20] 常志州, 何加骏. 石油污染对土壤氮素矿化和硝化作用的影响[J]. 农村生态环境, 1998, 14(1): 39 ~ 42.

[21] Villaverde S, Fdz-Polanco F, Garcia P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence[J]. Water Research, 2000, 34(2): 602 ~ 610.

[22] Yang S, Tay J, Liu Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules[J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, 17(1): 41 ~ 48.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性, 论点明确, 文字精炼, 数据可靠. 全文不超过 8000 字(含图、表、中英文摘要及参考文献). 国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示). 作者投稿时请先登陆我刊网站(www.hjxx.ac.cn)进行注册, 注册完毕后以作者身份登录, 按照页面给出的提示信息投稿即可.
2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写. 论文各部分的排列顺序为: 题目; 作者姓名; 作者工作单位、地址、邮政编码; 中文摘要; 关键词; 中图分类号; 英文题目; 作者姓名及单位的英译名; 英文摘要; 关键词; 正文; 致谢; 参考文献.
3. 论文题目应简练并准确反映论文内容, 一般不超过 20 字, 少用副标题.
4. 中文摘要不少于 300 字, 以第三人称写. 摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论, 重点是结果和结论. 英文摘要与中文对应, 注意人称、时态和语言习惯, 以便准确表达内容.
5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等. 科普知识不必赘述.
6. 文中图表应力求精简, 同一内容不得用图表重复表达, 要有中英文对照题目. 图应大小一致, 曲线粗于图框, 图中所有字母、文字字号大小要统一. 表用三线表. 图表中术语、符号、单位等应与正文一致.
7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI). 论文中物理计量单位用字母符号表示, 如 mg(毫克), m(米), h(小时)等. 科技名词术语用国内通用写法, 作者译的新名词术语, 文中第一次出现时需注明原文.
8. 文中各级标题采用 1, 1.1, 1.1.1 的形式, 左起顶格书写, 3 级以下标题可用(1), (2)……表示, 后缩 2 格书写.
9. 文中外文字母、符号应标明其大小写, 正斜体. 生物的拉丁学名为斜体. 缩略语首次出现时应给出中文全称, 括号内给出英文全称和缩略语.
10. 未公开发表资料不列入参考文献, 可在出现页以脚注表示. 文献按文中出现的先后次序编排. 常见文献书写格式为:  
**期刊:** 作者(外文也要姓列名前). 论文名[J]. 期刊名, 年, 卷(期): 起页 ~ 止页.  
**图书:** 作者. 书名[M]. 出版地: 出版社, 年. 起页 ~ 止页.  
**会议文集:** 作者. 论文名[A]. 见(In): 编者. 文集名[C]. 出版地: 出版社(单位), 年. 起页 ~ 止页.  
**学位论文:** 作者. 论文名[D]. 保存地: 保存单位, 年份.  
**报告:** 作者. 论文名[R]. 出版地. 出版单位, 出版年.  
**专利:** 专利所有者. 专利题名[P]. 专利国别: 专利号, 出版日期.
11. 来稿文责自负, 切勿一稿多投. 编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节. 在 3 个月内未收到本刊选用通知, 可来电询问. 对未刊稿件一般不退, 请作者自留底稿.
12. 投稿请附作者单位详细地址, 邮编, 电话号码, 电子邮箱等. 编辑部邮政地址: 北京市 2871 信箱; 邮编: 100085; 电话: 010-62941102, 010-62849343; 传真: 010-62849343; E-mail: hjxx@rcees.ac.cn; 网址: www.hjxx.ac.cn