

# 硝态氮在河流渗滤系统中的环境效应

李金荣<sup>1</sup>, 杨振放<sup>1</sup>, 吴耀国<sup>2</sup>

( 1. 郑州大学环境与水利学院 河南 郑州 450002 ; 2. 西北工业大学化工系 陕西 西安 710024 )

摘 要 : 采用自行设计的室内土柱实验装置 , 模拟研究了含有硝态氮污染的河水在渭河渗滤系统中的环境行为及净化机制 , 其环境行为主要为反硝化作用 . 得出河流渗滤系统对硝态氮污水有很大的净化作用 , 其净化程度与该渗滤系统的渗滤介质有关 , 如果渗滤介质为细粒的黏土层 , 则对硝态氮污水净化程度很高 , 其净化率达到 100% , 但易引起地下水硬度升高等负效应 . 若介质为粗砂粒物质 , 其净化程度较低 , 但不易引起地下水硬度升高 .

关键词 : 硝态氮 ; 渗滤系统 ; 环境效应 ; 净化机制 ; 反硝化作用 ; 硬度

中图分类号 : P 641.3 文献标识码 : A

## 0 引言

随着工农业生产的迅速发展 , 人类赖以生存的环境受到各种污染因素的冲击 , 硝态氮就是其中污染组分之一 . 许多调查表明<sup>[1]</sup> , 最近 40 年来 , 氮污染已成为一个世界性的环境问题 . 水环境中的氮污染问题引起公众的广泛关注 .

前人已采取了一些方法对硝态氮污水的进行治理 . 例如周少奇<sup>[2]</sup>采用同步硝化反硝化技术去除污水中的硝态氮 . 范彬等<sup>[3]</sup>采用化学反硝化法消除硝态氮污染 . 徐亚同、胡宏韬、陈凤冈<sup>[4~6]</sup>采用生物方法去除硝态氮污染组分 . 但他们仅限于短期的小试实验研究 , 并且人为附加条件太多 , 不符合实际情况 . Wolfgang kuehn<sup>[7]</sup>、R. A. Sheets<sup>[8]</sup>、Song-Bae Kim<sup>[9]</sup>、Chittaranjan Ray<sup>[10]</sup>研究表明 , 河流渗滤系统可以显著的去除河水中的有机污染物、颗粒污染物、氮素、病原体、微生物<sup>[7~10]</sup> . 以上国内外学者对硝态氮污水的治理研究做了非常重要的贡献 .

我国将河流渗滤作用运用于水处理的时间可能更早 , 但开展河流渗滤过程中污染物环境化学行为及净化作用的研究时间并不长 , 只是近年来有王超<sup>[11]</sup>以及吴耀国等<sup>[12]</sup>利用野外监测手段开展污染河流对地下水化学影响的分析与评价研究 , 发现河流渗滤系统对污染河水具有除污功效 ,

但对河流渗滤过程中污染物环境化学行为的深入研究鲜见报道 . 因此研究污染物硝态氮在河流渗滤系统中迁移转化机理具有很重要的意义 .

## 1 渗滤实验方法

设计的室内渗滤实验系统由如下三大部分构成 . “ 污水输入系统 ” 负责把配制好的、代表已污渭河水中所含不同污染组分的 “ 污水 ” 以定水头方式源源不断地供给模拟的 “ 渭河渗滤系统 ” . “ 渭河渗滤系统 ” 把取自渭河的细粒沉积层装填入有机玻璃柱中 , 制成模拟的 “ 渭河渗滤系统 ” , 其入口连通 “ 污水输入系统 ” 接纳渭河污水 , 其出口连通 “ 渗滤水输出采集系统 ” ; “ 渭河污水 ” 流经模拟的 “ 渭河渗滤系统 ” 过程中 , 被该系统净化 . “ 渗滤水输出采集系统 ” 负责采集渗滤系统净化后的渗滤液并量测其流量 , 还肩负着提供净化后的渗滤液送检样的任务 . 实验中采用两套装置进行  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  渗滤实验 , 主要是对比细粒沉积层淤泥和粗粒砂层对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  净化的影响 . 其实验装置见图 1 . 另外一套实验装置与图 1 的区别缺少有机玻璃柱 5 .

## 2 硝态氮渗滤时的环境行为研究

图 1 所示的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  渗滤实验系统介质是淤泥和砂子 , 简称土柱渗滤系统 . 另外一套  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  渗滤实验系统介质为砂子 , 简称砂柱渗滤系统 .

收稿日期 2005 - 11 - 10 ; 修订日期 2005 - 12 - 26

基金项目 : 中国地质调查局资助重大项目 ( 1212010331302 )

作者简介 : 李金荣 ( 1973 - ) , 女 , 河南鹤壁人 , 郑州大学副教授 , 博士 , 主要从事环境工程与水文水资源方面的研究 .

通过对实验数据的分析,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在渭河渗滤系统中发生了反硝化作用.

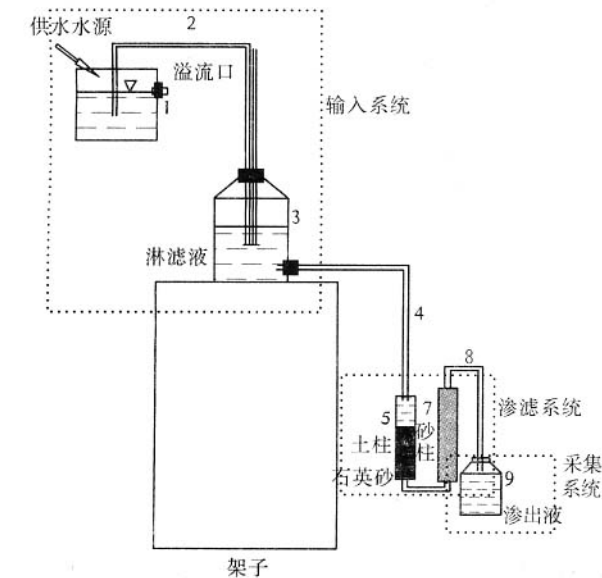


图 1  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  渗滤实验装置示意图

Fig.1 The sketch map of filtration  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  filtration experiment  
1—水源箱 2—胶管 3—供水瓶 4—胶管 5—有机玻璃柱 6—胶管 7—有机玻璃柱 8—胶管 9—量瓶

$\text{NO}_3^-$  是负离子, 一般不被带负电的土壤胶体所吸附, 在渗滤系统中迁移能力很强. 从土柱渗滤系统的渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度历时曲线(图 2)可以看出, 渗出液  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度很低. 这主要是因为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在土柱渗滤系统中发生了反硝化作用生成了氮气逃逸了, 结果使渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度显著降低, 远远低于国家规定的饮用水中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度, 甚至低于检测范围.

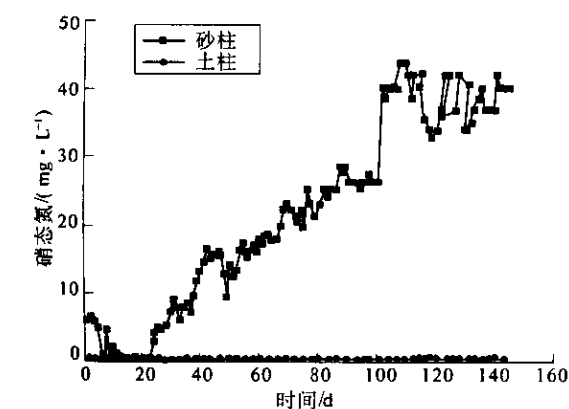


图 2 渗出液  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度历时曲线

Fig.2 The variances of  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentration  
和土柱渗滤系统相比较而言, 砂柱渗滤系统的渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度历时曲线(图 2)得知, 开始实验(0~20 d)渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度值较低, 20

天以后慢慢升高, 最后渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度等于输入液的. 开始  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度低, 是因为砂柱中有限的微生物利用  $\text{NO}_3^-$  作为电子受体, 将  $\text{NO}_3^-$  还原为氮气. 随着砂柱渗滤系统中少量有机质被消耗完, 该系统还原  $\text{NO}_3^-$  为氮气的能力逐渐降低, 导致渗出液中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度慢慢升高, 最后和输入液中的浓度基本相等.

本次渗滤实验之前对系统进行了时间长达 3 个月的浸泡, 连续饱和入渗使土柱渗滤系统成为厌氧环境, 加上土柱中有机质含量很丰富,  $\text{NO}_3^-$  在其中直接参与反硝化作用. 实验期间土柱渗滤系统中沉积层顶部颜色由原来的黑色变成灰白色, 是由于  $\text{NO}_3^-$  在土柱渗滤系统发生反硝化作用的过程中, 反硝化细菌以有机质作为碳源和能源, 供微生物呼吸和合成微生物细胞质, 以输入液中的  $\text{NO}_3^-$  作为电子受体, 将  $\text{NO}_3^-$  还原为氮气, 使沉积层中的有机质氧化变成灰白色.

土柱渗滤系统的 pH 值浮动在 7.05~8.23 之间, 基本上在利于反硝化作用所发生的 pH 范围之内. 另外系统中有机质含量丰富, 一直处于厌氧环境, 有利于发生反硝化作用. 从测得土柱渗滤系统渗出液中 TOC 的值可以得出  $\text{NO}_3^-$  在土柱渗滤系统中发生了反硝化作用, 土柱渗滤系统渗出液 TOC 为 10.48 mg/L, 说明反硝化作用强烈, 而砂柱渗滤系统渗出液 TOC 值为 5.415 mg/L, 说明反硝化作用非常微弱.

### 3 渗滤系统的水质净化意义

反硝化作用其终极产物为  $\text{N}_2$ , 还可能产生  $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}$  等气体, 这些气体的逃逸使渗滤系统中的氮损失量较大. 由上面的实验数据分析可知, 在本次  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  渗滤实验过程中,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在河流土柱渗滤系统中发生了强烈的反硝化作用, 在这个渗滤系统中氮的损失量很大, 几乎达到了 100%. 而在砂柱渗滤系统中反硝化作用较弱, 相应引起氮的损失量非常小. 得出  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  污染的河水通过细粒河流沉积层渗滤系统时对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  污水净化程度很高, 相对缺少细粒沉积层的粗颗粒渗滤系统对含  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  污水净化程度较低.

### 4 环境效应

$\text{NO}_3^- - \text{N}$  在渭河渗滤系统中的迁移转化对地下水是否会造造成其它环境效应, 王东胜等<sup>[13]</sup>研究氮的迁移转化与地下水硬度升高有很大关系.

下面就土柱渗滤系统和砂柱渗滤系统的实验结果作具体比较分析.

4.1 pH 的变化

从土柱渗滤系统渗出液 pH 值历时曲线(图 3 其中直线 1~4 分别是 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度加大时间)看,浮动在 7.05~8.23 之间,当输入液 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 加大到 160 mg/L 时,渗出液中 pH 显著下降到 7.05.这与土柱渗滤系统中沉积物本身性质有关,它含丰富的有机质,微生物细菌活动也比较强烈,易产生酸性环境,使渗出液中 pH 值较小些.而砂柱渗滤系统渗出液中 pH 值(图 4)变化范围相对小,基本浮动在 8.15 左右.

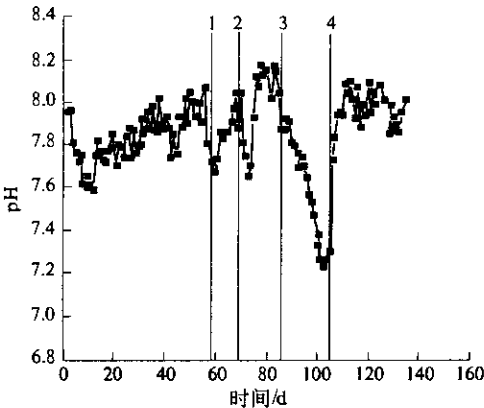


图 3 土柱渗出液 pH 历时曲线

Fig.3 The variances of pH in soil pillar

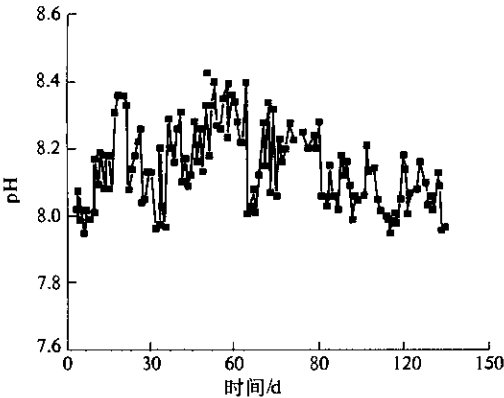


图 4 砂柱渗出液 pH 历时曲线

Fig.4 The variances of pH in sand pillar

4.2 钙离子、总硬度的变化

从土柱渗滤系统渗出液中 Ca<sup>2+</sup> 浓度历时曲线(图 5)看,开始实验期间(0~70 d)Ca<sup>2+</sup> 浓度整体呈下降趋势,当实验的第 86 天将 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度增大到 160 mg/L 的情况下, Ca<sup>2+</sup> 浓度曲线显著上升,导致渗出液中总硬度也相应增大(图 6).

渗出液中 Ca<sup>2+</sup> 浓度显著升高和土柱渗滤系统中 pH 显著下降紧密相关. pH 明显下降导致环

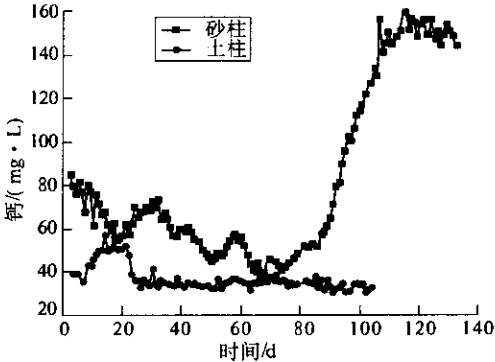


图 5 渗出液 Ca<sup>2+</sup> 浓度历时曲线

Fig.5 The variances of Ca<sup>2+</sup> concentration

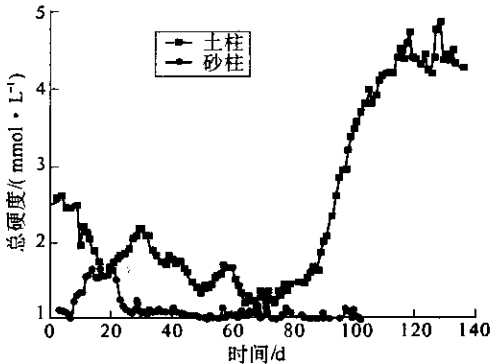


图 6 渗出液总硬度历时曲线

Fig.6 The variances of total hardness

境的酸度下降,使沉淀的钙盐在微酸性环境中发生溶解,如 CaCO<sub>3</sub> 的溶解,反应式为:CaCO<sub>3</sub> + CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O⇒Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>.从图 6 看,实验的第 86 d 以后它们也呈显著上升趋势,和渗出液中 Ca<sup>2+</sup> 浓度变化规律一致.与土柱渗滤系统相对比,砂柱渗滤系统渗出液中 Ca<sup>2+</sup> 浓度变化曲线(图 5)看,0~15 d 期间 Ca<sup>2+</sup> 增加,是无机盐溶解的结果,从 15 d 以后呈下降趋势,到第 30 d 以后达到稳定,基本等于输入液中 Ca<sup>2+</sup> 浓度,这符合实验中后期 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 在砂柱渗滤系统中没有发生反硝化作用的结果.另外从图 6 看,其趋势和 Ca<sup>2+</sup> 一致,也反映了这个结果.

从砂柱渗滤系统渗出液中溶解氧浓度值看,基本上在 8 mg/L~10 mg/L 之间,是好氧环境,渗出液中 Ca<sup>2+</sup>、硬度、电导率变化曲线总体来说,在实验 30 d 左右,这些成分都基本达到了稳定,与砂柱渗滤系统的偏碱性的好氧环境有关.

5 结论及建议

(1) 不同结构的渭河渗滤系统对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 污水的净化效果不同.土柱渗滤系统对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 污水的净化程度很高,使入渗水得到净化,地下水

质向好的方向发展;而粗粒的渗滤系统对它净化能力很低。

(2)  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在土柱渗滤系统发生的环境行为为反硝化作用。两套系统的实验结果对比得知,土柱渗滤系统中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除率几乎达到 100%,而砂柱渗滤系统中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除率在实验的开始阶段很高,有时达到 90%,但到了实验中后期对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  几乎没有净化作用。

(3) 负效应是土柱渗滤系统渗出液的  $\text{Ca}^{2+}$  和总硬度升高,同时土柱渗滤系统实验后期环境条件的改变容易引起系统的生物堵塞负效应。而砂柱渗滤系统不会造成  $\text{Ca}^{2+}$  和总硬度升高及渗透性能改变等负效应。

(4) 从两个系统实验结果比较看出,土柱渗滤系统中的微生物存在是反硝化作用发生的关键,这就是为什么污染河水中的  $\text{NO}_3^-$  浓度很高,而在河流两侧的地下水中没有监测到  $\text{NO}_3^-$  的原因。

(5) 两个系统对去除污染各有利弊,希望综合考虑来治理。对于污染严重的河流,其细粒沉积层含丰富的有机氮,要恰当地对河流进行曝气,补给充足的氧气,消除硝态氮迁移转化对地下水造成的环境负效应。而对缺少细粒沉积层的渭河粗砂颗粒渗滤系统要补充有机质,使微生物能很好地生长,这样才能去除有机污染物和无机氮的污染。

## 参考文献:

[1] 叶辉,许建华.饮用水中的氮氮问题[J].中国给水排水,2000,16(11):31~34.

- [2] 周少奇,周吉林,范家明.同时硝化反硝化生物脱氮技术研究进展[J].环境技术,2002(2):38~44.
- [3] 范彬,黄霞.化学反硝化法脱除地下水中的硝酸盐[J].中国给水排水,2001,17(11):27~31.
- [4] 徐亚同.生物反硝化除氮研究.环境科学学报[J],1994,14(4):446~453.
- [5] 胡宏韬,林学钰,张兰英,等.环境污染治理中的生物技术[J].世界地质,2001,20(1):56~61.
- [6] 陈凤冈,李伟光,潘桂珉,等.缺氧-好氧生物膜法脱氮技术的研究[J].中国环境科学,1995,15(2):135~139.
- [7] KUEHN W, UWE M. Riverbank filtration - an overview [J]. Journal of Awwa, 2000, 35(1):61~69.
- [8] SHEETS R A, DARNER R A, WHEETBERY B L. Lag times of bank filtration at a well field, Cincinnati, Ohio, USA [J]. Journal of Hydrology, 2002 (266):162~174.
- [9] KIM S B, YAVUZ C. Contaminant transport in riverbank filtration in the presence of dissolved organic matter and bacteria: a Kinetic Approach [J]. Journal of Hydrology, 2002 (266):269~283.
- [10] RAY C, THOMAS G, JURGEN S, et al. A Perspective of Riverbank Filtration [J]. Applied Science and Tech Plus, 2002, 153(1):149~161.
- [11] 王超,李勇,包振琪.河道污染物饱和入渗对沿岸地下水环境影响规律的试验研究[J].A辑,水动力学研究与进展,2002,17(1):17~24.
- [12] 吴耀国,王超,王惠民,等.地下渗流系统的除污功能研究[J].中国给水排水,2002,18(1):57~60.
- [13] 王东胜,沈照理,钟佐鑫,等.氮迁移转化对地下水硬度升高的影响[J].现代地质,1998,12(3):431~436.

## Environmental Effect of Nitrate-Nitrogen in River Filtration System

LI Jin-rong<sup>1</sup>, YANG Zhen-fang<sup>1</sup>, WU Yao-guo<sup>2</sup>

(1. School of Environmental & Hydraulic Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450002, China; 2. Department of Chemistry, NorthWest Industry University, Xi'an 710024, China)

**Abstract:** The infiltration experiment instruments of laboratory soil column with river bed sediments or aquifer material the author used is designed and made by herself, and the author regards it as Wei River filtration system, simulates and studies environmental behavior and purification mechanisms of nitrate-nitrogen penetrating into river filtration system. Denitrification is dominant reaction of behavior of nitrate-nitrogen in soil column infiltration system. We can calculate river filtration system purf nitrate-nitrogen water; its purification degree has relation to sediment medium. Evidence that denitrification is great in soil column filtration system is obtained. The removal rate of nitrate-nitrogen arrives at 100 percent, but the results of denitrification increase the hardness of groundwater, and bring environmental negative effect. But the removal efficiency is bad in sand column with aquifer material, the results cannot bring environmental negative effect.

**Key words:** nitrate-nitrogen; filtration system; environmental effect; purification mechanisms; denitrification; hardness