

DOI:10.3969/j.issn.1004-6933.2012.05.013

地下水硝酸盐原位修复技术研究进展

杨丽娟¹, 刘贯群^{1,2}, 穆来旺³, 杨楠楠¹

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100; 2. 海洋环境与生态教育部重点实验室, 山东 青岛 266100;
3. 巴彦浩特水文水资源勘测局, 内蒙古 巴彦浩特 750306)

摘要:介绍了地下水硝酸盐原位修复技术,对目前使用较多的渗透反应墙与注射井引入工程实例加以说明。指出原位修复技术不同的适用条件,同时提出浅层地下水系统本身的自然净化机制对大范围的地下水硝酸盐的防治更具经济优势。

关键词:地下水;原位修复;硝酸盐污染;综述

中图分类号:P641.3 文献标识码:A 文章编号:1004-6933(2012)05-0060-06

Research progress in technologies for insitu remediation of nitrate in groundwater

YANG Li-juan¹, LIU Guan-qun^{1,2}, MU Lai-wang³, YANG Nan-nan¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;
2 Key Laboratory of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;
3 Bayan Haot Hydrology and Water Resources Investigation Bureau, Bayan Haot 750306, China)

Abstract: This paper focuses on the technologies for insitu remediation of nitrate in groundwater, and describes the commonly used technologies, PRB and injection wells, and their applications. Appropriate conditions for insitu remediation technologies are proposed. It is pointed out that the natural purification mechanism of the shallow groundwater system has the obvious advantage of controlling a wide range of groundwater nitrite.

Key words: groundwater; insitu treatment; nitrate contamination; review

以地下水为水源的饮用水中的硝酸盐污染引起许多国家的关注。WHO 报告了在 1945—1985 年间由于饮用了含硝酸盐氮质量浓度 25 mg/L 以上的水而导致幼儿 2000 人发生疾病,其中有 160 人死亡。因此,美国环保局(USEPA)饮用水标准中硝酸盐氮质量浓度最大不得超过 10 mg/L^[1],欧盟各国硝酸盐质量浓度的标准为 50 mg/L(相当于硝酸盐氮质量浓度 11.3 mg/L)。赵同科等^[2]2005 年对环渤海七省(市)地下水硝酸盐含量调查表明,地下水硝酸盐超标严重,约 34.1% 的地下水超过 WHO 的制定饮用水标准。我国地下水Ⅲ类(饮用水)标准为硝

酸盐氮质量浓度不高于 20 mg/L^[3]。

国内外学者都已进行了去除水体中硝酸盐的研究,部分成果已经应用于实际。如用离子交换工艺除去地下水中的硝酸盐和硬度的 CARIX 法^[4],生物膜电解法处理废水中的硝酸盐^[5];范彬等^[6]提出了用异养-电极-生物膜联合反应器去除地下水中的硝酸盐;曲久辉等^[7]提出了用电解产氢自养反硝化法去除地下水中的硝酸盐氮。反渗透、离子交换和电渗析这些传统技术无法处理环境中过量的硝酸盐,相反会产生硝酸盐聚集的水流,而且成本较高,不能用于原位修复。原位修复技术是对环境扰动小、环境友

基金项目:水利部公益性行业科研专项(201101058)

作者简介:杨丽娟(1986—),女,硕士研究生,研究方向为水利用和保护、水污染控制技术。E-mail:yanglijuanwin@126.com

通讯作者:刘贯群,教授。E-mail:lguanqun@ouc.edu.cn

好的一种处理方法。但是原位处理地下水中硝酸盐的工程措施还很少^[8]。因此,本文主要讨论受硝酸盐污染地下水的原位修复方法,其中自然水流过程中的脱氮研究将会是一个非常重要的研究方向。

1 地下水原位修复技术的发展

对于地下水的修复技术,最早的传统方法是将受污染的地下水抽到地表进行处理,即异位处理方法。这种技术可以在较短时间内高效地处理大量的受污染地下水,但其拖尾和回弹会对修复带来影响,增加处理成本,所以该方法的有效性至今受到质疑。

由于水、土具有一定的自净功能,为了充分发挥水、土的净化功能,科学家们提出了原位土地生物处理方法。在井中注射碳源、细菌以强化水土净化功能,如注射井法。20 世纪 60 年代国内外学者们就已经开始了对受硝酸盐污染的地下水修复技术的研究^[9]。随着各种原位修复技术的不断成熟,原位修复技术逐渐应用到地下水硝酸盐的修复当中,取得了不小的成果。

20 世纪 90 年代,欧美等国家率先将渗透反应墙应用于地下水原位修复^[10]。最初是用于去除地下水中的有机污染组分,随着各项研究成果的应用,原位修复技术开始用来处理受无机物污染的地下水。除此之外还有原位冲洗法、有机黏土法、植物处理方法、空气注入法、射频放电加热法等原位修复方法。原位处理方法主要优点是不需要用泵抽和地面处理,且反应介质消耗慢,处理潜力有几年至几十年。除了一次性投资较大和需要长期监测外,几乎不需要运行费用,具有时效长、运行和维护费用低等特点。

2 地下水硝酸盐原位修复技术

原位修复技术在近年来的理论与实际应用中逐步成熟,其使用比例呈逐年递增趋势。原位修复技术节省能源消耗,对表层环境扰动较小,设备简单。但是,原位处理不易进行整个过程的管理和控制,监测和修复评级比较困难。化学还原,吸附和生物脱氮等工艺可以用于原位修复技术。这些工艺可以采用渗透反应墙或是注射井等方式来实现。

2.1 渗透反应墙

渗透反应墙(PRB)应用简单,经济适用,不需要额外设备,主要任务是检测修复效率。渗透反应墙在沟槽中添加的碳源是修复关键。添加碳源是为了加快修复过程,因此反应区域应该靠近注射区域,并且含水层的渗透性需要恒定不变,此外还要详细描述水文水力特征。

2.1.1 物理化学渗透反应墙

物理化学渗透反应墙是在反应墙内填充活性反应介质,在该区域利用物理化学方法去除地下水中的硝酸盐。

地下水原位修复技术的物理方法主要是吸附法,即利用吸附材料将水中的溶解物质收集到表面的过程,用于原位吸附处理硝酸盐的材料有海泡石、活性炭、竹炭、胺椰纤维^[11]等。Öztürk 等^[11]用 HCl 改性活性炭、海泡石,提高了对硝酸盐的吸附能力。生物氧化锰的研究是一个国际热点,生物氧化锰一般都是结晶弱或短程有序的纳米级矿物,具有较高的比表面积和反应活性^[12]。目前研究较多的是生物氧化锰与金属离子之间的吸附、氧化,与有机物之间相互作用的研究刚起步,特别是作为原位修复材料,生物氧化锰对于硝酸盐氮的污染修复也将成为一个研究方向。但是目前由于成本与后续处理等原因,吸附材料用于地下水硝酸盐处理的不是很多。

物理渗透反应墙透过填充吸附材料来去除地下水中的硝酸盐。Baes 等^[13]采用了改性胺椰纤维做过实验,得到较为满意的交换量(约 0.46 mmol/g),并且能同时去除硝酸盐、六价铬、五价砷和六价硒。不同材料对硝酸盐的吸附能力列于表 1。采用吸附材料填充渗透反应墙,由于吸附过程中孔径不会减小,渗透率不会降低,但是吸附材料达到饱和后就导致了硝酸盐去除持续时间较短。

表 1 不同材料对硝酸盐的吸附能力

材 料	吸附能力/ (mg · g ⁻¹)	硝酸盐质量浓度/ (mg · L ⁻¹)	参考 文献
改性胺椰纤维	28.52	0 ~ 62.0	[11]
活性炭	4.14	100	[12]
海泡石	3.46	100	[12]
HCl 改性海泡石	9.80	100	[12]
竹炭	1.12	0 ~ 44.3	[14]
市场活性炭	0.80	0 ~ 44.3	[14]

注:吸附能力是对于所有阴离子而言。

原位化学反应技术是在受污染区域建立活性反应区,同时将周围的污染物随地下水迁移至活性反应区进行分解或是钝化。采用化学还原方法处理硝酸盐污染可以用到许多物质,如氢气、铁、甲酸和铝。这种方法的主要缺点是还原过程中会产生氨气需要进一步处理。原位处理方法很少用到化学方法,因为还原过程中的氢气会产生安全隐患,需要处理,其装置成本高。

采用零价铁的化学还原渗透反应墙去除硝酸盐取得了较大的成果。董军等^[15]、李金英等^[16]使用零价铁、活性炭以及沸石的不同组合方式设计室内的渗透反应墙,对硝酸根的去除效果较好,并且对有机物与重金属也有着较高的去除率。其不同 PRB

组成,NO₃⁻-N,NO₂⁻-N 去除率见表 2。Cheng 等^[17]通过试验证实,pH 值较小时零价铁可以迅速地去除硝酸盐,但是此过程产生的铵盐需要后续处理。

表 2 不同 PRB 组成对 NO ₃ ⁻ -N,NO ₂ ⁻ -N 的去除率 %				
组成	百分含量	去除率		
		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	
砂+零价铁	40+60	79.00	41.18	
砂+零价铁+活性炭	34.78+43.48+21.7	100	47.71	
砂+零价铁+沸石	40+40+20	83.42	54.25	
砂+零价铁+活性炭	40+40+20	88.03	83.04	

物理化学渗透反应墙不需要进行碳源补充,但是需要考虑吸附材料的吸附饱和,以及采用化学方法处理硝酸盐时产生的氨气。一般会考虑利用双金属材料产生的氢气以补充反应中消耗的氢气,将硝酸盐还原为氮气。催化剂价格昂贵,氢气装置安装复杂,氢气存在安全隐患,以及地下水中的杂质对催化剂活性的抑制都会限制这种方法的使用。

2.1.2 生物渗透反应墙

利用微生物将硝酸盐转化成氮气的过程为生物脱氮过程。原位生物脱氮技术在国内外研究较多^[14,18-19],其修复过程主要是依赖地下水体中的反硝化细菌与碳源。由于土壤的过滤作用,天然地下水中有有机碳含量很少或是几乎为零,因此向水体中添加有机碳源成为原位生物脱氮的主要技术问题。原位生物脱氮方法简单,由于不用抽取与运输地下水,基建费和运行费用较低。但缺点是营养物投加不适量,就会造成二次污染,同时受地质条件的影响,基质很难均匀分布于地下水中。

生物渗透反应墙是利用生物的脱氮反硝化作用。国内有用棉花^[20]、锯末、稻壳、麦秆和铁粉等材料或其组合去除硝酸盐的室内模拟试验研究^[21-22],但反硝化菌最佳适宜温度一般较高,在 25 ~ 30℃ 之间。在碳源材料上,张大奕等^[23-24]以淀粉和聚乙烯醇(PVA)为原料,α-淀粉酶为添加剂,采用共混技术制备 GPVAS 和 GEPVAS 两类缓释有机碳源(SOC)材料,用于地下水原位生物脱氮的新型高分子缓释碳源。另外可降解餐盒(BMB)与聚己内酯(PCL)^[25]和 PBS(一种新型可生物降解多聚物)^[26]也是对硝酸盐的去除效果较好的新型碳源材料。郭琮等^[27]提出了半惰性固相有机碳源载体 Hat Creek 煤这一类新的材料,具有固相有机碳源和生物载体的双重作用,并具有长效工作机制,可以适当减轻外加碳源的负担,同时也能避免二次污染。史红伟^[28]采用锯末作为碳源,按不同比例混以粗砂、零价铁、富含微生物的土壤,做成渗透反应墙处理垃圾渗滤液。

Aslan 等^[29]研究了采用麦秆作为碳源的反硝化过程,可同时去除硝酸盐和农药(氟乐灵、杀螟松和硫丹),并且反硝化过程中农药可以作为额外的碳源,被部分去除或是吸附在麦秆上。也有投加甲醇、乙醇、乙酸等液体材料作为硝酸盐还原的电子供体^[30-31]。过量的有机碳碳源的渗漏,溶解氧的还原作用,硫酸盐还原对反应物质的消耗都影响了碳源使用的不确定性。碳源的添加频率与使用持久性影响反应墙的经济性。所以在野外实地应用中要建立长期的监测系统^[32]。不同物质作为碳源的硝酸盐去除率见表 3。

表 3 采用不同固体物质作为碳源的反硝化过程中硝酸盐的去除率

固体碳源	研究系统	进水硝酸盐质量浓度/(mg · L ⁻¹)	容积速率	文献来源
麦秆	柱试验	92.9	0.0530	[33]
棉花	柱试验	22.6	0.0004	[34]
纸	柱试验	22.6	0.0015	[34]
稻草	柱试验	22.6	0.00026	[34]
木屑	柱试验	22.6	0.00007	[34]
木屑	PRB	30.5 ~ 58.9	0.0003	[35]
报纸	柱试验	90 ~ 100	0.0370	[36]

注:容积速率指单位体积内的每天每千克硝酸盐氮去除速率。

生物渗透反应墙在国外已有取得比较好的去除效果及实地应用的实例。位于新西兰北岛的 Bardowie 农场挖掘了一个长 25 m,宽 1.5 m,深 1.5 m 的沟壕建成反硝化墙拦截地下水流,填充了 40 m³ 的锯屑,穿过反硝化墙水流中的硝酸盐能够被迅速去除^[37]。也有将渗透反应墙与其他技术结合的研究,Byerley 等将渗滤床与反应墙技术联合用于垃圾渗滤液的生物修复。渗滤床下游设置的反应墙增强了反硝化作用,在墙中保留 1.4 d,可以达到最大的 NO₃⁻-N 去除率(43%)^[38]。有实验证实,渗透反应墙技术不适用于粗粒构成的含水层介质,用溴化物和若丹明-WT 作为示踪剂,采用盐度稀释示踪技术监测到随着生物量的增加和渗透性的降低水流会在反应墙的底部流走^[39]。

在国内也有野外试验的实例。孔繁鑫等^[40]对构建在湖北省十堰市张湾区石桥村蔬菜基地上的脱氮沟使用锯末和纸袋为外加碳源,去除农业面源污染的地下水硝酸盐,效果不如室内试验。

生物渗透反应墙的另一个影响反硝化效率的主要因素是反硝化细菌。传统理论认为,细菌的反硝化是一个严格的厌氧过程,然而近二三十年来的研究表明,在好氧条件下也存在反硝化作用^[41]。Robertson 等^[42]最早提出好氧反硝化理论,他们在实验室里观察到在有氧条件下发生了反硝化现象。近些年来人们不断地在实际工程中发现好氧条件下的

脱氮现象,Frette 等^[43],李永勇等^[44]都分离提取出好氧反硝化菌。浅层地下水环境并不是严格的厌氧环境,受到有氧补给水的充氧,使地下水处于有氧或厌氧的交替状态,给地下水好氧反硝化的发生提供了有利条件。

2.2 注射井群

注射装置的安装克服了设备在运行过程中性能损失以及流量和污染物浓度变化的问题,弥补了渗透反应墙不适用于污染地下水埋深较大的区域的缺点。利用井流系统(双井或多井)将有机物注入地下含水介质以增大还原带,可以激活微生物产生反硝化作用去除硝酸盐氮。这种方法已经成功地捷克、法国、美国得以应用^[45]。但这种方法受局部地段环境、反硝化菌体的均匀性和驯化程度等因素影响,其除氮效果有时不是很好。

Kruithof 等^[46]在荷兰通过注入甲醇,进行抽水试验,12 d 以后硝酸盐减少,18 d 后硝酸盐的去除率达到 30%。甲醇是有毒物质,所以最好是使用醋酸盐、乙醇、蔗糖、淀粉等类似的安全物质用于原位处理。在美国内布拉斯加州的地下水原位修复过程中,采用了双井系统,几个注入井围绕一个处理井。8 个井组成的菊型系统围绕着处理井,用醋酸盐作为反硝化作用中的电子受体,并用蔗糖维持反硝化过程去除表层土壤中的硝酸盐^[47]。此试验位于硝酸盐质量浓度大于 10 mg/L 的市政井捕获半径之内,这个井系统可以更好地促进反硝化,达到硝酸盐的浓度要求。

还有更为复杂的井群处理系统是由氧化井和还原井组成。奥地利将这种方法成功用于砂砾含水层中。在 18 m 圆周上的外围设置 16 个还原井,10 m 的圆周上设置 8 个氧化井。甲醇注入外围的注入井中,脱气水注入处理井中,反硝化作用发生在外围的还原井中,亚硝酸盐的氧化作用发生在里面的井中。硝酸盐质量浓度从 22.6 mg/L 降至 5.7 mg/L,亚硝酸盐质量浓度小于 0.01 mg/L,因为两个井圈之间种着植物,没有发生土壤堵塞^[48]。

张胜等^[49]将人工脱氮菌剂分别与乙醇、乙酸钠、葡萄糖、白糖等组合应用于野外试验进行地下水的原位修复试验研究,在污染区中心至边缘的范围内实施人工抽水与注水,伴随注水按一定比例连续投加碳源,同时间歇投加人工脱氮菌剂,取得了很好的污染治理效果。由于液体分布要比固体更加均匀,所以乙醇的处理效果最好。

注射井群同生物渗透反应墙一样,要控制好碳源的投加量,营养物质在含水层中分布是否均匀也是影响反硝化速率的原因。

2.3 地下水原位修复技术应用实例修复费用

美国内布拉斯加州的菊型井系统的成本与安装费用大约要 75 000 美元。处理 1 000 L 硝酸盐氮质量浓度为 12 mg/L 需要的费用约为 0.96 美元(包括醋酸消耗,清理,雇工与维护,阴离子交换与反渗析费用)^[46]。硝酸盐去除率达到 45%,并且在反硝化过程中 3 个月内没有出现堵塞。

李盛源^[50]采用在 1 条直线上每隔 0.5 m 布置一个直径 100 mm 的注入井,深 2 m,共 16.5 m,分两排。在注入井中加入砾石,微生物与脂肪酸。这两排井紧密相连犹如一堵反应墙。1 a 后可以去除 13.5 kg 的硝酸盐氮。整体费用包括运行维护与脂肪酸消耗成本,每年需要 47.8 万日元,约合人民币 3.7346 万元。可以运行 2 a。

碳源的不同是带来费用差距的主要原因之一(表 4)。在实际的原位处理中,要综合考虑运行的效率与费用,根据水文地质条件的不同,选择合适的处理方法。

表 4 每千克硝酸盐氮采用不同基质去除硝酸盐的费用^[11,51]

材料	单价/ (元·kg ⁻¹)	消耗量/ kg	生物脱氮的 花费/元
甲醇	9.43	2.08~3.98	18.85~37.70
乙醇	11.31	2.0	22.62
醋酸	22.62	3.5	75.41
聚己内酯	47.13	1.33~1.77	62.21~83.90
丁酸酯	94.26	2.1~2.7	197.90~350.67
醋酸盐	22.43	2.7	58.92
棉花	6.98	2.8	19.98

2.4 地下水自然净化

文献^[52]指出:PRB 脱氮效果虽好,但这种去除方式成本较高,PRB 深度一般较浅,一般 1 m 多至几米,对农业等污染面积较大的治理不可行。而注射井方法需要有注射装置,这样就会带来设备管理问题。通过对筑波某谷地的地下水系统研究,指出存在马蹄形的自然净化带,认为难透土层(黏土)不仅起阻水作用,更重要的是起生物化学作用,是地下水自然净化的重要部位^[53]。

为充分发挥含水层系统的净化功能,汪民等^[54]首次提出了“地下水环境工程”的概念,并认为实施“地下水环境工程”是确保地下水资源可持续利用的保证之一。吴耀国^[55]认为含水层是一个天然的“生物反应器”,可通过人为强化含水层的净化功能,不仅能保护地下水资源,还可以实现对污水的处理。张云等^[56]采用在野外试验井加入少量乙醇营养物质和分离培养的反硝化细菌菌液的试验方法,研究了农业施肥造成较深地下水硝酸盐的去除问题。陈建耀等^[8]指出,国外对自然水流过程中的

脱氮研究十分重视,国内对此方面的研究尚是空白。

3 结 语

原位修复技术可以减少地表处理设施,最大限度地减少污染物的暴露,减少对环境的扰动,是一种有效解决环境问题和保护人体健康的方法。但在实际应用中需要考虑以下问题。

a. 渗透反应墙安装简单,对设备的管理与维护要求低,但是受地下水埋深限制。注射井法在地下水埋深较大情况下从安装成本、能量消耗等经济条件考虑较为适合,但是设备管理与维护等方面的要求更加复杂。在具体选用中要根据水文地质条件和当地经济综合考虑。

b. 原位修复技术有其适用条件,各种方法都有一定的不足之处,所以将现有方法结合,探索一种生物化学物理相结合的高效、廉价的去除地下水硝酸盐的新途径是未来发展趋势,不仅是从方法上改进,更要优化反应条件。

c. 我国目前的主要研究是利用地面工程手段来处理地下水中的硝酸盐,渗透反应墙与注入井技术相对比其他原位处理手段经济,但对于大范围的硝酸盐污染治理在经济上难以承受。因此研究浅层地下水系统本身的自然净化机制,对大范围的地下水硝酸盐的防治具有经济优势。

参考文献:

[1] 毕晶晶,彭昌盛,胥惠真. 地下水硝酸盐污染与治理研究进展综述[J]. 地下水,2010,32(1):97-102

[2] 赵同科,张成军,杜连凤,等. 环渤海七省(市)地下水硝酸盐含量调查[J]. 农业环境科学学报,2007,26(2):779-783.

[3] GB/T4848—93,地下水质量标准[S].

[4] 龚闻礼,花文胜. CARIX 工艺联合去除饮用水中硝酸盐和硬度[J]. 工业水处理,1994,14(1):16-19,25.

[5] 朱苓,王毓芳,徐伯兴. 生物膜电极法在废水处理中的应用[J]. 污染防治技术,1998,11(1):45-47.

[6] 范彬,曲久辉,雷鹏举,等. 异养-电极-生物膜联合反应器脱除地下水中硝酸盐的研究[J]. 环境科学学报,2001,21(3):257-262.

[7] 曲久辉,范彬,刘锁祥,等. 电解产氢自养反硝化去除地下水中硝酸盐氮的研究 [J]. 环境科学,2001(6):49-52.

[8] 陈建耀,王亚,张洪波,等. 地下水硝酸盐污染研究综述 [J]. 地理科学进展,2006,25(1):34-44.

[9] 郑西来. 地下水污染控制[M]. 武汉:华中科技大学出版社,2009:29.

[10] 方淑芬,赵翠霞. 天津市地下水典型污染物原位修复技术探讨[J]. 海河水利,2007(4):19-20.

[11] ÖZTURK N, BEKTAS T N. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials [J]. Hazardous Materisls, 2004, B112:155-162.

[12] SARATOVSKY I, WIGHTMAN P G, PASTEN P A, et al. Manganese oxides: parallels between abiotic and biotic structures [J]. J Am Chem Soc, 2006, 128 (34): 11188-11198.

[13] BAES A U, OKUDA T, NISHIJIMA W, et al. Adsorption and ion exchange of some groundwater anion contaminants in an amine modified coconut coir[J]. Water Sci Technol, 1997, 35(7):89-95.

[14] MIZUTA K, MATSUMOTO T, HATATE Y, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. Bioresource Techno, 2004, 95:255-257.

[15] 董军,赵勇胜. 垃圾渗滤液对地下水污染的 PRB 原位处理技术[J]. 环境科学, 2003, 24(5):151-156.

[16] 李金英,佟元清. 地下水污染的原位修复技术:PRB 法[J]. 环境工程, 2006, 24(6):92-93.

[17] CHENG I F, MUFTIKIAN R, FERNANDO Q, et al. Reduction of nitrate to ammonia by zero-valent iron[J]. Chemosphere, 1997, 35(11):2689-2695.

[18] CALDERER M, JUBANY I, MARTI V, et al. Modeling enhanced groundwater denitrification in batch microcosm tests[J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 165:2-9.

[19] RIVETT M O, BUSS S R, MORGAN P, et al. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes [J]. Water Res, 2008, 42: 4215-4232.

[20] 金赞芳,陈英旭,小仓纪雄. 以棉花为碳源去除地下水硝酸盐的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3):512-515.

[21] 王珍,张增强,唐次来,等. 生物-化学联合法去除地下水中硝酸盐[J]. 环境科学学报, 2008, 28(9):1839-1847.

[22] 刘江霞,罗泽娇,靳孟贵,等. 以麦秆作为好氧反硝化碳源的研究[J]. 环境工程, 2008, 26(2):94-96.

[23] 张大奕,李广贺,王允,等. 缓释碳源材料释碳与脱氮性能[J]. 清华大学学报:自然科学版, 2009, 49(9):75-79.

[24] 王允,张旭,张大奕,等. 用于地下水原位生物脱氮的缓释碳源材料性能研究 [J]. 环境科学, 2008, 29(8):2183-2188.

[25] 王旭明,从二丁,罗文龙,等. 固体碳源用于异养反硝化去除地下水中的硝酸盐[J]. 中国科学 B 辑:化学, 2008, 38(9):824-828.

[26] 周海红,王建龙,赵璇. pH 对以 PBS 为反硝化碳源和生物膜载体去除饮用水源水中硝酸盐的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(2):290-293.

[27] 郭琼. HAT CREEK 煤作为固相有机碳源去除地下水中硝酸盐氮的基础研究[D]. 北京:中国地质大学, 2009.

[28] 史红伟. PRB 技术处理污染地下水的实验研究[D]. 安

- 徽;安徽理工大学,2009.
 - [29] ASLAN A,TURKMAN A. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates [J]. Process Biochem,2005,40:935-943.
 - [30] 张燕,陈余道,渠光华. 乙醇对地下水中硝酸盐去除作用的研究[J]. 环境科学与技术,2008,31(12):72-76.
 - [31] GOMEZ M A,GONZALEZ-LOPEZ,HONTORIA-GARCIA E. Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter[J]. Hazardous Materials,2000,B80:69-80.
 - [32] ROBERTSON W D, BLOWES D W. Long-term performance of situ reactive barriers for nitrate remediation [J]. Ground water,2000,38(5):689-695.
 - [33] SOARES M I M, ABELIOVICH A. Wheat straw as substrate for water denitrification [J]. Water Res,1998,32(12):3790-3794.
 - [34] 沈梦蔚. 地下水硝酸盐去除方法的研究[D]. 杭州:浙江大学,2004.
 - [35] SCHIPPER L A, VOJVODIC-VUKOVIC M. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust [J]. Ecological Engineering,2002,14(3):269-278.
 - [36] VOLOKITA M, BELKIN S, ABELIOVICH A, et al. Biological denitrification of drinking water using newspaper[J]. Water Res,1996,30(4):965-971.
 - [37] SCHIPPER L A, VOJVODIC-V M. Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in adenitrification wall[J]. Water Res,2001,35(14):3473-3477.
 - [38] 罗泽娇,王焰心. 地下水脱氮技术研究进展[J]. 工程与技术,2004,4:22-23.
 - [39] SCHIPPER L A,BARKLE G F,HADFIELD J C,et al. Hydraulic constraints on the performance of a groundwater denitrification wall for nitrate removal from shallow groundwater[J]. Journal of Contaminant Hydrology,2004,69(3/4):263-279.
 - [40] 孔繁鑫,朱端卫. 脱氮沟对农业面源污染中地下水硝酸盐的去除效果[J]. 农业环境科学学报,2008,27(4):1519-1524.
 - [41] ZHAO H W, DONALDS M. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage[J]. Water Res,1999,33(4):961-970.
 - [42] ROBERTSON L A,KUENEN J G. Aerobic denitrification: a controversy revived [J]. Arch Microbiol,1984,139:351-354.
 - [43] FRETTE L,GEJLSBJERG B, WESTERMANN P. Aerobic denitrifies isolated from an alternating activated sludge system[J]. FEMS Microbiology Ecology,1997,24:363-370.
 - [44] 李永勇,罗泽娇,毛绪美,等. 好氧反硝化细菌的筛选及反硝化效率测定[J]. 安徽农业科学,2008,36(6):2191-2193.
 - [45] DAHAB M F. Nitrate reduction by in-situ biodenitrification in groundwater [J]. Wat Sci Tech,1992,26(7/8):1493-1602.
 - [46] KRUTHOF J C. Experiences with nitrate removal in the eastern Netherlands [C]. Nitrate dansLes Eaux. Paris Unpublished Conference Proceedings,1985:22-24.
 - [47] KHAN I A,LEE P Y. SPALDING R F. Enhanced in-situ denitrification for a municipal well [J]. Water Res,2004,38:3382-3388.
 - [48] BRAESTER C,MARTINELL R. The Vyredox and Nitredox method of in situ treatment of groundwater [J]. Wat Ei Teehnol,1988,20:149-163.
 - [49] 张胜,张云,张翠云. 河北平原地下水 NO₃⁻ 污染的原位微生物修复[J]. 地质通报,2006,25(5):73-79.
 - [50] 李盛源. 透水性净化壁による硝酸性窒素の原位浄化 [D]. 平城:筑波大学,2010.
 - [51] BOLEY A,MIILLE W R, HAIDER G. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems [J]. Aquacultural Engineering,2002,22:75-85.
 - [52] 田瀬則雄. 硝酸亜硝酸性窒素による地下水汚染の現状と動向[J]. 環境管理,2004,40(3):47-55.
 - [53] 田瀬則雄. 硝酸性窒素による地下水汚染[J]. 地下水技術,2006,48(1):31-43.
 - [54] 汪民,吴永锋. 地下水环境工程-水文地质发展的新动向[J]. 地球科学,1995,20(4):465-468.
 - [55] 吴耀国. 地下水环境中反硝化作用[J]. 环境污染治理技术与设备,2002,3(3):27-31.
 - [56] 张云,张胜,刘长礼,等. 强化有机碳源驱动地下水中的 NO₃⁻ 污染净化研究[J]. 环境污染与防治,2008,30(9):11-16.
- (收稿日期:2011-04-26 编辑:高渭文)
- +++++
- (上接第59页)
- [6] 杨泽志,奚旦立,毛艳梅. 微滤技术在纺织印染废水深度处理中的应用[J]. 印染,2007(14):6-8,15.
 - [7] 徐南平,邢卫红,赵宜江. 无机膜分离技术与应用[M]. 北京:化学工业出版社,2003:5-7.
 - [8] 毛艳梅,奚旦立. 优化设计制备动态膜及其对印染废水的深度处理[J]. 净水技术,2006,25(5):38-42.
 - [9] 张国平,徐宏凯,李士安,等. 高含盐印染废水的处理回用[J]. 净水技术,2006,25(2):59-61.
 - [10] 张永峰,王郁,许振良. 膜技术在废水处理中的应用[J]. 上海环境科学,2002,21(2):72-74.
- (收稿日期:2011-09-26 编辑:彭桃英)