PRB 修复垃圾渗滤液污染地下水过程中 NH_4^+ 的变化规律①

崔海炜， 孙继朝*， 黄冠星， 荆继红， 张媛静， 王金翠， 张 英

（中国地质科学院水文地质环境地质研究所，石家庄 050061）

摘 要： 实验模拟地下水修复，以被垃圾渗滤液污染地下水为研究对象，分别用沸石、无烟煤、陶粒、活性炭、炉渣、钢渣、粉煤灰、零价铁作为填充材料，设计 6 种可渗透反应墙（PRB），分别为反应器 1、2、3、4、5 和 6。分 3 个试验阶段对 PRB 技术修复污染地下水中 NH_4^+ 变化规律进行实验模拟研究，分析了反应器 NH_4^+ 变化原因并探讨了 NH_4^+ 变化机理。实验结果表明：NH_4^+ 去除率普遍较低，含沸石反应器脱氮效果最好，也仅为 49.8%，部分反应器甚至出现负值；水解酸化作用，产生一定量 NH_4^+ 和有机酸，造成反应器出水 pH 值降低和填充材料 NH_4^+ 相对去除率偏低。PRB 技术治理渗滤液污染地下水具有一定可行性，但技术有待继续深入研究。

关键词： 可渗透反应墙（PRB）；垃圾渗滤液；地下水；NH_4^+

中图分类号： S625.5+4

垃圾渗滤液是垃圾在堆放和填埋过程中，由于发酵和雨水淋浴、冲刷以及地表水和地下水浸泡而滤出的污水，是垃圾处理过程产生的二次污染。垃圾渗滤液通过包气带渗入到地下含水层，使地下水丧失利用价值，已成为一个不可忽视的环境污染问题。可渗透反应墙（PRB）技术是近年来迅速发展的一种地下水污染原位修复技术，是一个填充有活性反应介质的被动反应区，其中含有降解各种污染物的氧化还原剂、螯合剂、络合剂、吸附剂、沉淀剂或微生物，当污染地下水通过时，各种污染物可以被还原、吸附、沉淀或生物降解，达到治理污染组分的目的[1-9]。

本文采用多种混合介质，铁粉、活性炭、沸石、陶粒、钢渣、无烟煤、炉渣、粉煤灰，研究反应器内各种复合填充材料对地下水 NH_4^+ 去除能力，分析 NH_4^+ 在填充材料中的变化规律，并初步探讨 NH_4^+ 的变化机理。

1 实验部分

1.1 实验方法

本次试验在参考大量国内外相关文献的基础上，结合石家庄某垃圾场污染现状（表 1）和 PRB 技术特点，根据垃圾渗滤液中污染组分的性质和常用 PRB 活性介质的优缺点，筛选出适合处理垃圾渗滤液中污染物的几种介质，将其按照一定比例混合均匀配制成 PRB 填充材料装入反应器中，将采集的垃圾渗滤液经过稀释配成待处理水样以模拟受污染地下水，运用正交试验方法设计并运行 PRB 反应器，观察各反应器的处理结果。通过分析反应器出水水质，并对正交试验结果进行直观法分析，判断进水污染物浓度和反应时间不变的情况下，处理效果最优的 PRB 介质配比，并分析各因素对 PRB 处理 NH_4^+ 效果的影响，确定该方法防治垃圾渗滤液污染地下水的可行性。

1.2 实验材料及仪器

本实验采用市场供售的铁粉、活性炭、沸石、陶粒、钢渣、无烟煤、炉渣、粉煤灰等多种混合介质，并根据实验需要进行适当加工处理。为了保持高透水性，PRB 中还加入了中粗砂，以增加其孔隙率以及为微生物及 PRB 中的各种反应提供附着体。

主要仪器：UV-2102C/PC/PCS 型分光光度计，电子天平（上海，BS110S），便携式现场测试箱（德国，Multi340i/SET），摇摆式（三维）混合机（常州，SYH-1）。

1.3 实验样品

为保证实验的有效性，在集水池及下游监测井和附近农灌井取样，水质检测结果见表 1。根据检测结果，并考虑到垃圾渗滤液在渗入到含水层过程中，经过包气带的淋滤，污染程度有所降低，同时也考虑到污染因子在地下水中的衰减过程及实验的实际意义，将渗滤液用自来水稀释 50 倍用于实验，模拟受渗滤液

①基金项目：中国地质科学院水文地质环境地质研究所基本科研业务费专项（SK200902）资助。

* 通讯作者（pangzi_cui@163.com）

作者简介：崔海炜（1978－），男，河北石家庄人，硕士，工程师，研究方向为地下水污染修复与污水资源化。E-mail: cuihaiwei@eyou.com

污染地下水（表 1）。实验用原水取自石家庄市某大型垃圾填埋场渗滤液集水池，用取自中国地质科学院水文地质环境地质研究所正定大院自备井的地下水进行稀释。

表 1 渗滤液及相关地下水主要水质指标（mg/L）

Table 1 Quality of landfill leachate and related groundwater

项目	COD	BOD	pH	NH_4^+	总氮	总磷	Cl^-	Cr^{6+}	Cd	备注
渗滤液	2 859	361	8.17	1 146	1 920	31	5 916	1.2	3.3	集水池
监测井	37.64	6.31	7.69	22.84	27.29	0.53	114.16	0.01	0.08	距集水池 20 m
农灌井 1	12.85	2.18	7.35	9.71	14.35	0.48	74.82	0.009	0.002	距集水池 100 m
农灌井 2	5.75	1.59	7.27	0.74	1.16	0.03	8.42	0.004	0.002	距集水池 150 m
自备井	0.76	0.14	7.60	0.04	0.04	0.03	8.73	0.004	0.002	笔者单位大院
实验用水	45.50	7.04	8.07	22.04	36.24	0.58	118.31	0.02		模拟污染地下水

1.4 实验设置和分析方法

实验设置 6 种 PRB 处理，将不同 PRB 所需活性材料在混合机充分混合后，装入反应器（表 2）。实验反应器采用有机玻璃柱，内径 80 mm，长度 400 mm。其进水口、出水口和取样口都塞有无纺布，以防填充材料溢出。反应器设置了实验用出水取样口，以便于监测和对比分析。整个试验装置如图 1 所示。其中，第一实验阶段：进口 I 为石英砂，粒径 0.5 ~ 1.0 mm，厚度 10 cm；II 为石英砂，粒径＜0.25 mm，厚度 10 cm；III 为 20 cm 混合的活性材料。第二实验阶段：进口 I 为石英砂，粒径同第一实验阶段，厚度 5 cm；II 为石英砂，粒径同第一实验阶段，厚度 5 cm；III 为 30 cm 混合的活性材料。第三实验阶段：进口 I、II 为石英砂，厚度、粒径同第二实验阶段；III 为铁粉，粒径＜0.25 mm，厚度 5 cm；IV 为 25 cm 活性填充材料。

表 2 反应器的配置

Table 2 Configurations of reactors

试验阶段	PRB	组成	粒径（mm）	配比（%）	试验阶段	PRB	组成	粒径（mm）	配比（%）
第一	反应器 1	陶粒	0.5 ~ 1.5	50			活性炭	1.0 ~ 3.0	33.33
		Fe^0	0＜0.25	50			粉煤灰	0＜0.25	33.33
	反应器 2	沸石	0.5 ~ 1.5	50	第三	反应器 1	Fe^0	0＜0.25	12.5
		粉煤灰	0<0.25	50			沸石	0.5 ~ 1.5	12.5
	反应器 3	炉渣	2 ~ 3	50			炉渣	2.0＜4.0	50
		Fe^0	0＜0.25	50			无烟煤	1 ~ 1.5	12.5
	反应器 4	活性炭	1.5 ~ 2.0	50			活性炭	1.0 ~ 3.0	12.5
		Fe^0	0＜0.25	50		反应器 2	沸石	0.5 ~ 1.5	25
	反应器 5	钢渣	1.0 ~ 1.5	50			炉渣	2.0＜4.0	50
		Fe^0	0＜0.25	50			Fe^0	0＜0.25	12.5
	反应器 6	无烟煤	1 ~ 1.5	100			活性炭	1.0 ~ 3.0	12.5
第二	反应器 1	炉渣	2.0＜4.0	33.33		反应器 3	沸石	0.5 ~ 1.5	30
		活性炭	1.5 ~ 2.0	33.33			Fe^0	0＜0.25	20
		Fe^0	0＜0.25	33.33			活性炭	1.0 ~ 3.0	20
	反应器 2	沸石	0.5 ~ 1.5	33.33			粉煤灰	0＜0.25	30
		活性炭	1.0 ~ 3.0	33.33		反应器 4	沸石	0.5 ~ 1.5	40
		粉煤灰	0＜0.25	33.33			Fe^0	0＜0.25	10
	反应器 3	钢渣	1.0 ~ 1.5	33.33			活性炭	1.0 ~ 3.0	10
		活性炭	1.0 ~ 3.0	33.33			粉煤灰	0＜0.25	40
		Fe^0	0＜0.25	33.33		反应器 5	沸石	0.5 ~ 1.5	50
	反应器 4	陶粒	0.5 ~ 1.5	33.33			Fe^0	0＜0.25	10
		活性炭	1.5 ~ 2.0	33.33			活性炭	1.0 ~ 3.0	10
		Fe^0	0＜0.25	33.33			粉煤灰	0＜0.25	30
	反应器 5	无烟煤	1.0 ~ 1.5	33.33		反应器 6	Fe^0	0＜0.25	10
		活性炭	1.5 ~ 2.0	33.33			沸石	0.5 ~ 1.5	40
		粉煤灰	0＜0.25	33.33			炉渣	2.0＜4.0	40
	反应器 6	炉渣	2.0＜4.0	33.33			活性炭	1.0 ~ 3.0	10

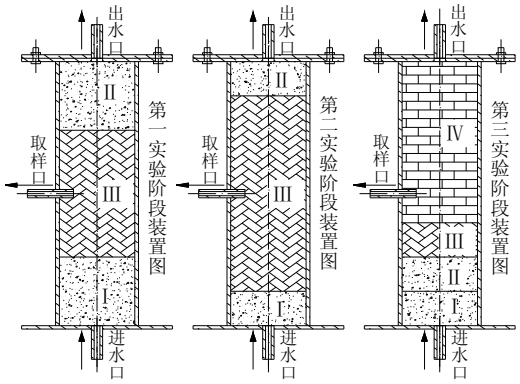


图 1　实验装置示意图

Fig. 1　Schematic diagram of experimental equipment

反应器填装好后，连续从柱底缓缓注入清水，使反应器内填充材料充分湿润到饱和，排除气泡。然后，将润湿过程出水口作为实验运行进水口。反应器应水平放置，以保证可渗透反应墙修复渗滤液污染地下水处理模拟的近似性，配水器水位应高于反应器进口 1.0 m，以保证各反应器拥有相同且稳定水头，在 6 种反应器内，水的渗流速度保持在 90 ~ 150 cm/d。

装置运行后，每天 8:30—9:30 取水样监测分析，6 个反应器同步运行。主要分析指标包括：反应器进出水的温度、溶解性氧、NH_4^+、pH 等，检测方法参照国家标准方法[10-11]。

2　实验结果与分析

2.1　NH_4^+ 变化

由图 2 可知：第一反应阶段，反应器 1 ~ 6 对 NH_4^+ 平均去除率仅仅为 -8.0 ~ 3.0%，效果较差，大量出现负值，反应器出水 NH_4^+ 不降反升的反应器数量超过 80%，仅含沸石反应器 2 相对其他活性填充材料脱氮效果较好，去除率为正值；第二反应阶段，反应器 1 ~ 6 对 NH_4^+ 平均去除率为 13.1% ~ 49.8%，去除效果较单一填充材料有很大提高，含沸石反应器 2 效果最好，含无烟煤或陶粒混合材料反应器去除 NH_4^+ 能力较差，添加粉煤灰反应器较添加铁粉反应器效果好；第三反应阶段，反应器 1 ~ 6 取样口处出水 NH_4^+ 平均去除率为 -14.2% ~ 4.1%，反应器取样口出水 NH_4^+ 不降反升的反应器数量超过 80%，出水口处出水 NH_4^+ 平均去除率为 4.0% ~ 10.8%，相对取样口来说出水口 NH_4^+ 平均去除率为 1.2% ~ 20.7%。所有反应器都有处理率先渐渐降低而又稍微升高的趋势；复合填充材料处理能力较单一填充材料有非常大提高，而且去除能力更趋于稳定。各反应器对 NH_4^+去除效果存在较大差异，由实验结果可见，对 NH_4^+ 去除率沸石最高，其他填充材料依次为炉渣、活性炭、铁粉、陶粒、粉煤灰、无烟煤、钢渣。

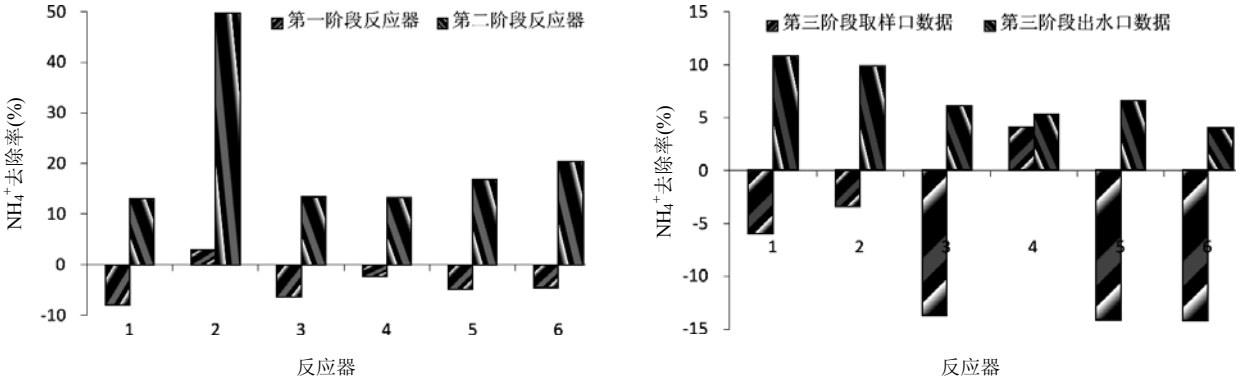


图 2　反应器出水 NH_4^+ 平均去除率

Fig. 2　Average removal rates of NH_4^+ at experimental stages

2.2　pH 值变化

pH 对 NH_4^+ 在地下水环境中的最终归宿起着重要作用，是影响 NH_4^+ 环境行为的重要因素。由图 3 ~ 6 可知，反应器 pH 变化趋势基本一致：第一反应阶段，反应器 1 ~ 6 降低 pH 值平均为 0.20 ~ 0.41，几种活性材料对 pH 值的降低效果相当，粉煤灰组合较铁粉组合效果更好，钢渣与铁粉组合平均降低量最小；第二反应阶段，反应器 1 ~ 6 降低 pH 值平均为 0.06 ~ 0.15，去除效果较单一材料有很大降低，但出水 pH 值更稳定；第三反应阶段，反应器 1 ~ 6 取样口处出水 pH 值都有所升高，平均升高量为 0.01 ~ 0.04，出水口处出水 pH 值又普遍降低，平均降低量为 0.15 ~

0.28，各反应器相对取样口来说出水口 pH 值平均减小量为 0.16 ~ 0.25，而且出水 pH 值保持非常稳定。所有反应器都有降低量先渐渐减小而又稍微增大的趋势；各反应器对 pH 值影响效果存在较大差异，由实验结果可见，对 pH 值的降低量活性炭最大，无烟煤最小。

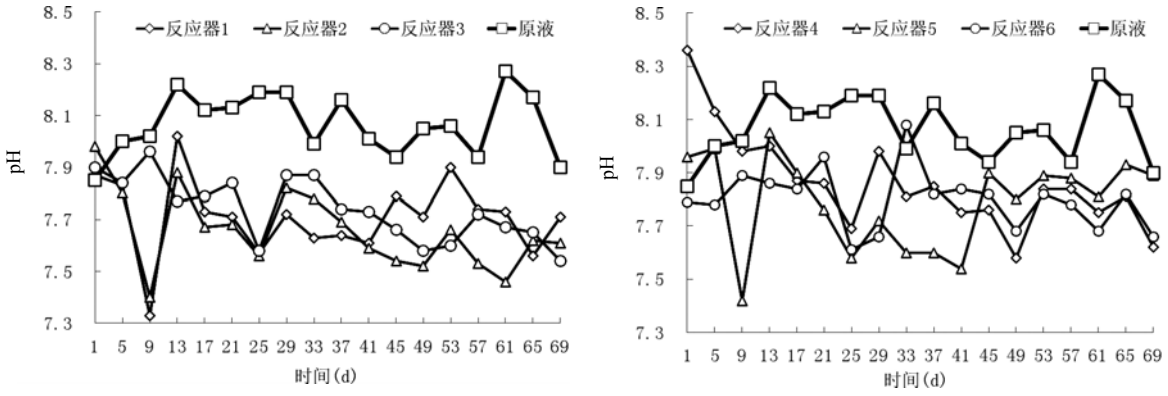


图 3 第一试验阶段反应器出水 pH 值变化曲线图

Fig. 3 pH curves of outlet water at 1st experimental stage

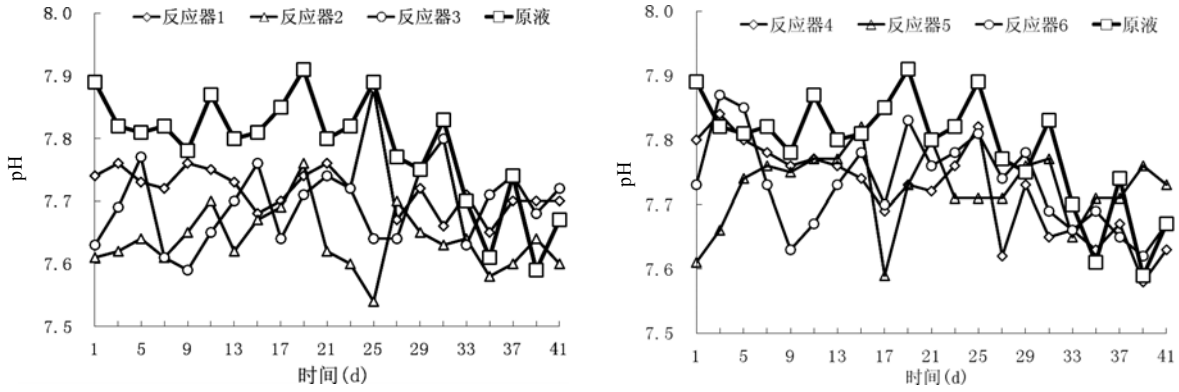


图 4 第二试验阶段反应器出水 pH 值变化曲线图

Fig. 4 pH curves of outlet water at 2nd experimental stage

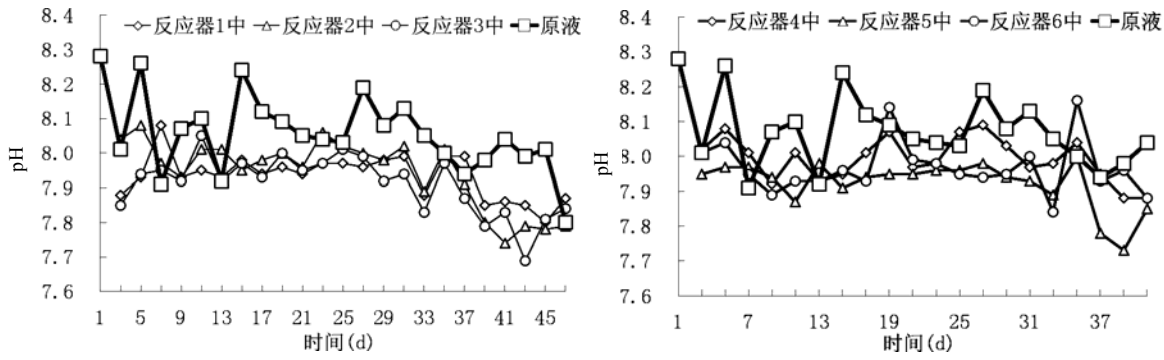


图 5 第三试验阶段反应器取样口 pH 值变化曲线图

Fig. 5 pH curves of outlet water of sampling site water at 3rd experimental stage

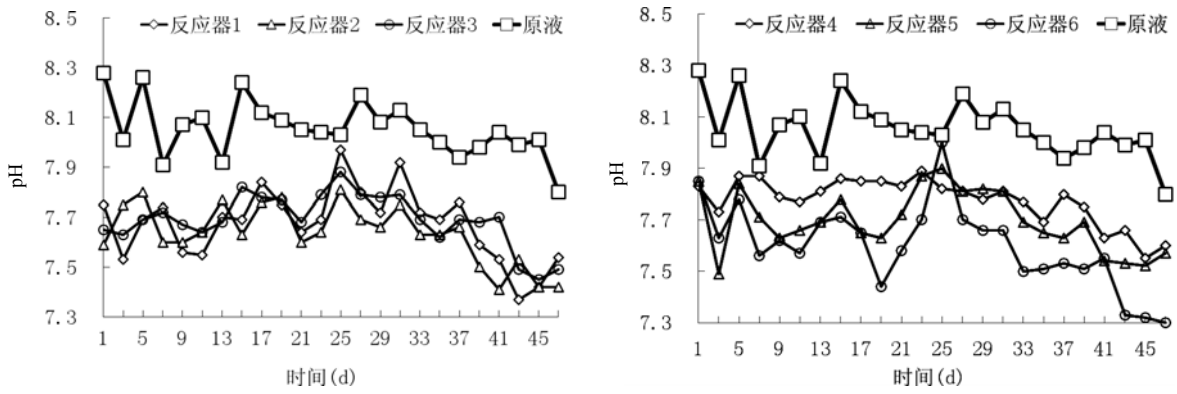


图 6　第三试验阶段反应器出水口 pH 值变化曲线图

Fig. 6　pH curves of outlet water at 3rd experimental stage

3　NH_4^+变化机理初探

3.1　反应材料吸附作用机理

自然界中很多材料由于其独特化学组成和多孔结构，使其具有较大比表面积和吸附容量，产生一定吸附能力。实验采用的填充材料都具有明显吸附性能，其中沸石去除 NH_4^+ 效果最好。沸石对有机污染物吸附能力主要取决于有机物分子的极性和大小，极性分子较非极性分子易被吸附，随着分子直径增大，被吸入孔穴机会逐渐减小。据国内外文献报道，由于各种阳离子的水合半径的差异，斜发沸石对 NH_4^+具有较强的选择吸附能力，其阳离子交换顺序为：$Cs^+ > Rb^+ > K^+ > NH_4^+ > Sr^{2+} = Ba^{2+} > Ca^{2+} > Na^+ > Fe^{3+} > Al^{3+} > Mg^{2+} > Li^+$。从顺序来看，天然斜发沸石对 NH_4^+ 具有较强的选择吸附能力，这主要是 NH_4^+ 的离子半径为 2.86，较容易进入 4.00 的沸石孔道的缘故[12]。因此，在上述各种阳离子共存的溶液中，除 Cs^+、Rb^+、K^+ 外，优先吸附的是 NH_4^+。

影响材料吸附容量的因素主要有进水 pH 值、污染物浓度、吸附时间、环境温度等[13]，本实验因处于基本相似的处理环境，对 NH_4^+ 吸附体现出沸石吸附性能较其他材料效果较佳，这与高俊敏等[12]的实验结果相似。沸石吸附机理（式中 Z 表示铝硅酸盐阴离子格架，X 表示交换离子）：$X^+Z^- + NH_4^+ \rightarrow Z^- + X^+$。pH 值越高，沸石对 NH_4^+ 吸附能力越强，不过 pH 值过高不利于水处理，由图 3 ~ 6 见实验用 6 种反应器，3 个试验阶段 pH 值普遍保持在 7.3 ~ 8.1 之间，没有回调必要性。图 2 显示：前两个验阶段反应器 2 因都含有沸石，比其他反应器效果都好，从而证明沸石对 NH_4^+ 去除非常有效。设备运行一段时间后，由于各种活性填充材料吸附趋于饱和，从而降低其吸附性，处理率渐渐降低；反应器对 NH_4^+ 去除效果逐渐减弱，而含沸石混合物对 NH_4^+ 去除效果持续时间更长，这说明含沸石混合物更适合于对 NH_4^+ 的去除。

反应器中添加粉煤灰比添加铁粉效果好，可能与微电解有关，铁粉主要成分是 Fe 和 C 且存在电极电位差，会形成无数微电池系统，阳极反应生成大量 Fe^{2+} 进入水中，阴极反应产生大量新生态[H]和[O]，引发一系列连带协同作用，是集絮凝、吸附、架桥、卷扫、共沉、电沉积、电化学还原等多种综合作用处理污染物的水处理技术[14-16]。影响铁碳微电解处理效果的因素主要有进水 pH 值、铁炭比、反应时间等[17]。反应器处理环境基本相似，不同之处就体现在铁碳比上，反应器中添加粉煤灰比添加铁粉效果好，可能是铁粉纯度较高，没有更多 C 参与电极反应，需在铁粉中适当投加 C 来提高铁粉处理效果。经 Fe^0 反应后，污染物毒性减少，并产生一定量的 H^+，有稳定各反应器 pH 值功能，保持在 7.3 ~ 8.1 之间，这给微生物生长繁殖创造了有利环境，在反应器内发生生物降解等作用，进一步降低出水 NH_4^+，同时 pH 值升高，利于生成 $Fe(OH)_3$ 沉淀，对降低 Fe^0 次生污染有益。

3.2　溶解性氧变化与 NH_4^+ 变化关系

在实验初期，反应器内含有一定量的溶解性氧，利于硝化反应，在硝酸菌和亚硝酸菌作用下，基本反应如下：$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+$，$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$，产生 NO_2^- 和 NO_3^-，随反应进行， 溶解性氧逐渐减少，最后保持稳定，硝化反应程度达到最小，对溶解性氧影响降至最低[18-19]。在上述两反应共同作用下，降低了溶解性氧和 NH_4^+，同时也使 pH 值产生下降趋势。

3.3　各种离子在反应材料修复过程中的作用规律

渗滤液中存在一定量 Mg^{2+}、Ca^{2+} 等金属离子和

NH_4^+、PO_4^{3-} 等负离子，致使反应器内 pH 值偏碱性，在碱性条件下发生反应生成沉淀，基本反应如下：$Mg^{2+} + NH_4^+ + HPO_4^{2-} \rightarrow 6H_2O + MgNH_4PO_4\downarrow + 6H_2O + H^+$。本反应在碱性条件下更易进行，由于反应器中 pH 值在 7.3 ~ 8.1 之间，因此有利于反应进行。本反应降低 NH_4^+，同时也使 pH 值产生下降趋势，但如果反应器中产生较多沉淀，会造成反应器堵塞，在现场应用时要慎重考虑，必要情况下采取措施防止沉淀产生。

3.4 pH 值变化与 NH_4^+ 变化关系

3.4.1 厌氧氨化反应 反应器前期出水 pH 值有所升高，说明各填充材料具有很强的吸附性能，能吸附水中非极性和弱极性有机物，对有机物吸附效果良好。由于整个反应器处理后期始终处于厌氧还原状态，在厌氧环境下，以 NH_4^+ 为电子供体，以 NO_2^- 或 NO_3^- 为电子受体，产生厌氧氨氧化反应[20]，基本反应如下：$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + H_2O$，$5NH_4^+ + 3NO_3^- \rightarrow 4N_2 + 9H_2O + 2H^+$。反应器在运行过程中产生一些气泡，应该是上述反应产生的 N_2，由此显示出厌氧氨化反应的存在。这些反应消化一定量 NH_4^+，同时生产一定量 H^+，使 pH 值产生下降趋势。

3.4.2 水解酸化反应 为缩短实验时间，保证有好的实验效果，系统增加了进水浓度，其 COD 与 NH_4^+ 浓度随之增高。有机物含量增高，利于水解−酸化反应进行。水解酸化是将厌氧阶段控制在产酸阶段，所以水解酸化出水较进水偏酸。水解酸化第一阶段反应，将一些复杂不溶性聚合物转化为简单溶解性单体和二聚体化合物，原水中部分难降解有机氮也经水解反应后，被分解为易降解 NH_4^+，导致绝大部分反应器出水 NH_4^+ 呈现增大趋势。产乙酸阶段在酸化细菌作用下，将有机物降解为乙醇、乙酸、丙酸和丁酸等挥发性脂肪酸和醇类，产生的脂肪酸会引起反应器内 pH 值较大下降[21]。第二试验阶段反应器出水 pH 值平均降低能力较第一试验阶段出水 pH 值有很大降低，说明复合材料较单一材料对污染因子，特别是有机物和 NH_4^+ 有很好吸附性能（图 2），从而降低了第二试验阶段反应器内有机物含量，相应降低了水解酸化反应程度。

从图 2 可见，第三反应阶段反应器取样口处 NH_4^+ 去除率普遍高于进水，也证明在水解酸化作用下又有新 NH_4^+ 产生，特别是随着停留时间增加，越到反应器的后边，效果越明显；在有新 NH_4^+ 产生的情况下，反应器出水口能保证较高的 NH_4^+ 去除率，证明复合填充材料具有极强的吸附性能和吸附容量。在大量复合填充材料吸附情况下从图 3 ~ 6 见 pH 值明显降低很多，特别是第三阶段取样口 pH 值较进水口处 pH 值平均升高 0.03，而出水口处 pH 值平均较进水口处 pH 值降低 0.22，这也充分证明水解酸化作用存在。

4 结论

（1）从地下水 NH_4^+ 和总氮污染数据可知，垃圾渗滤液确实已经某些渠道渗入到了地下环境。

（2）本次试验选取的 PRB 介质经合理搭配后能有效地去除垃圾渗滤液中的污染物，PRB 介质配比的不同对地下水污染治理效果的影响是非常大的，说明 PRB 技术选择适当的反应介质及介质配比是该处理工艺的关键环节。

（3）复合填充材料较单一填充材料脱氮效果好，沸石对 NH_4^+ 去除效果非常好，在 NH_4^+ 浓度较高情况下，可适当增加沸石比例。

（4）NH_4^+ 的去除机理包括氧化还原反应、硝化反应、金属沉淀、化学吸附、厌氧氨化反应、水解酸化反应与离子交换及物理吸附等，一般是几种作用相结合的结果。

（5）三个试验阶段反应器出水 pH 值都有降低，特别是第一阶段出水 pH 平均值较进水 pH 平均值降低更明显，最高可达 0.41。

（6）反应器出水 NH_4^+ 较进水有一定降低，但因反应器内水解酸化反应存在，产生一定量 NH_4^+，导致 NH_4^+ 去除率普遍不高，部分反应器出水 NH_4^+ 浓度甚至高于进口浓度。

参考文献：

[1] Gillham RW, O'Hannesin SF. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. Ground Water, 1994, 32(6): 958−967

[2] Harald B, General O. NATO/CCMS Pilot Study: Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (PhaseⅢ). 1998, 229: 1−2

[3] Cantrell KJ, Kaplan D, Wietsma T. Zero-valent iron for the in situ remediation of selected metals in groundwater. Journal of Hazardous Materials, 1995, 42(2): 201−212

[4] Schuth C, Bill M, Barth JAC, Slater GF, Kalin RA . Carbon isotope fractionation during reductive dechlorination of TCE in batch experiments with iron samples from reactive barriers. Journal of Contaminant Hydrology, 2003, 66(1/2): 25−37

[5] Turlough FG, Stuart H, Terry MG. An application of permeable reactive barrier technology to petroleum hydrocarbon contaminated groundwater. Water Research, 2002, 36(1): 15−24

[6] Kamolpornwijit W, Liang L, West OR. Preferential flow path development and its influence on long-term PRB performance: Column study. Journal of Contaminant Hydrology, 2003, 66(3/4): 161−178

[7] Blowes DW, Ptacek CJ, Benner RW. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, 45(1/2): 123−137

[8] Sarah A, Lucilia F, Andrea C. Prevention and promotion in decentralized rural health systems: A comparative study from northeast brazil. Health Policy and Planning, 2005, 20(2): 69−79

[9] Shannon MA, Bohn PW, Elimelech M, Georgiadis JG, Marinas BJ, Mayes AM. Science and technology for water purification in the coming decades. Nature, 2008, 452(7185): 301−310

[10] 国家环保总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002

[11] 中华人民共和国卫生部中国国家标准化管理委员会. 生活饮用水标准检验方法感官性状和物理指标（GB/T5750.4−2006）. 北京: 中国标准出版社, 2007

[12] 高俊敏, 郑泽根, 王琰, 豆俊峰. 沸石在水处理中的应用. 重庆建筑大学学报, 2001, 23(1): 114−117

[13] 宋吉英. 交联羧甲基壳聚糖对镁的吸附性能研究. 化学世界, 2010(5): 267−269, 273

[14] 李杰, 程爱华, 孙莉婷, 蒋进元, 周岳溪. 铁炭耦合 Fenton 试剂-混凝沉淀法预处理 DMAC 废水. 环境科学研究, 2010, 23(7): 902−907

[15] Monem K, Chokri B, Rachdi B. Olive mill wastewater degradation by Fenton oxidation with zero-valent iron and hydrogen Peroxide. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163(2/3): 550−554

[16] 李东伟, 兰天, 高先萍. 微电解-絮凝预处理味精发酵废母液实验研究. 环境工程学报, 2009, 3(11): 1 977−1 980

[17] 周永强, 黄伟, 昌培培, 杨莹. 铁碳微电解法预处理染料废水的研究. 环境科学与管理, 2010, 35(7): 79−81

[18] 杨维, 杨军锋, 高延纲, 王立东. PRB 修复多组分与单组分污染地下水的实验. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2009, 25(2): 333−337

[19] 夏立江, 许立孝, 温小乐, 林征峰, 李轶伦, 贺志坚. 城市垃圾渗沥液引起地下水氮污染的研究. 农业环境保护, 2001, 20(2): 108−110

[20] 陈婷婷, 郑平, 胡宝兰. 厌氧氨氧化菌的物种多样性与生态分布. 应用生态学报, 2009, 20(5): 109−114

[21] 胡纪萃. 废水厌氧生物处理理论与技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 2003: 24−28

Variation of NH_4^+ in Leachate-polluted Groundwater Under Condition of PRB Remediation

CUI Hai-wei,　SUN Ji-chao,　HUANG Guan-xing,　JING Ji-hong,　ZHANG Yuan-jing,　WANG Jin-cui,　ZHANG Ying

(*The Institute of Hydrogeology and Environmental Geology, CAGS, Shijiazhuang*　050061, *China*)

Abstract: The groundwater remediation was modeled by using zeolite, anthracite, haydite, activated carbon, steel slag, slag, coal-dust ash, and Fe^0 as filling materials and six Permeable Reactive Barriers (PRBs, reactor1, 2, 3, 4, 5 and 6 respectively) were designed to research on the leachate-polluted groundwater. Experiments on the variation of NH_4^+ in leachate-polluted groundwater under the condition of PRB remediation were modeled for three stages and the mechanisms of NH_4^+ variation in reactors were discussed. The results showed that the removal rates of NH_4^+ were low, zeolite reactor for denitrification was better than others, and its ability for removal rate of NH_4^+ was 49.8%, negative values for denitrification were observed in some reactors, which may be caused by the hydrolysis and acidification since they could produce NH_4^+ and organic acids. The above results proved that actual treatment capacities of filling materials were not expressed fully the experimental results. Therefore, PRB technology for the treatment of leachate-polluted groundwater is feasible under the condition of further study.

Key words: Permeable Reactive Barrier (PRB), Leachate, Groundwater, NH_4^+