

零价铁渗透反应格栅原位修复地下水中 氯代烃的应用及研究进展

郎印海, 聂新华, 贾永刚

(中国海洋大学环境科学与工程学院岩土与环境工程研究组, 山东青岛 266003)

摘要: 零价铁(Fe^0)渗透反应格栅是一种简单廉价而有效的新型技术, 可用来修复地下水中的氯代烃污染。 Fe^0 渗透反应格栅有广阔的应用前景, 但也有自身的一些缺点, 仍需进一步研究改善。本文介绍了目前渗透反应格栅的安装结构及特点, 并对 Fe^0 渗透反应格栅的现场应用及研究进展情况进行了系统论述。

关键词: 渗透反应格栅; 零价铁(Fe^0)原位修复; 地下水; 氯代烃

中图分类号: S157; X143

自 20 世纪 80 年代初以来, 发达国家地下水污染研究已从无机污染转向有机污染。地下水中常见的有机污染物包括卤代烃类、芳香烃类、农药等。其中氯代烃, 如三氯乙烯、三氯甲烷、四氯乙烯等是地下水中检出率最高的有机污染物^[1]。在我国, 氯代烃溶剂已被广泛用于飞机发动机、汽车部件、电子元件以及衣服的脱脂等领域。由于氯代烃在工厂的普遍应用, 从而使土壤和地下水环境都受到了较为严重的污染^[2-3]。以地下水为城市供水水源的北京, 氯代烃的检出具有普遍性^[4]。世界各国已渐渐认识到问题的严重性, 有机氯代烃的治理技术日益引起人们的重视^[5-8]。1994年, Gillham等人^[9]提出 Fe^0 还原脱氯技术, 此后, 以 Fe^0 为反应介质的渗透反应格栅(Permeable reactive barrier, PRB)技术以其处理费用低、使用寿命长、能有效截获地下水污染羽状体等特点, 被广泛地用于地下水的原位修复。美国、加拿大、日本等已开展了一些相关的研究, 并积累了一些成功的经验^[10]。而我国在这方面的研究尚属空白, 因此开展 Fe^0 渗透反应格栅研究意义重大。

1 渗透反应格栅

渗透反应格栅是建在地下的半永久性处理单元, 随着地下水的流过, 水体中的污染物被沉淀、吸附或降解, 从而达到修复地下水的目的。最常见的两种渗透反应格栅结构是连续式(continuous

trench)和隔水漏斗-渗透门式(funnel and gate system)。连续式结构简单, 易于设计, 适用于污染羽状体(contamination plume)较窄的区域, 对地下水流程干扰较小。隔水漏斗-渗透门式是先用隔水墙将受污染的地下水汇集, 然后再流经反应单元得以净化处理, 它适用于污染羽状体较宽的区域, 能减小反应介质装填量。隔水漏斗-渗透门式格栅的隔水漏斗部分一般用泥浆墙(土壤-膨润土墙、水泥-膨润土墙或复合墙)或板桩建成。渗透反应格栅的深度由隔水层的深度决定, 大部分情况下, 特别是对有机氯代烃这类非水相重液类(DNAPL)污染物, 反应格栅应嵌入隔水层中。不论是采用连续式还是隔水漏斗-渗透门式结构, 由于通过格栅的地下水量相同, 所以两种系统所用反应材料的体积相似。反应单元的厚度跟污染物负荷和停留时间有关, 一般在几十厘米到几米之间变化。为了保证完全捕获污染羽状体, 系统的宽度必须大于羽状体的宽度。

近来出现了一种新型的沉箱式格栅, 它是将反应材料放在可移动和可更换的沉箱中, 这样不用开挖就可进行反应介质的更换和系统的维护。由于此系统需要阀门、管道和排水设备, 并且所有的排水设备都需埋在系统的底部, 这样就加大了安装的难度和费用。大部分沉箱式格栅的建造费用是简单反应格栅的许多倍, 并且需要连续的维护和管理, 现在仅有几个试验性的处理系统。虽然沉箱式格栅的应用很有前景, 但仍需进一步的研究开发。

2 零价铁渗透反应格栅处理氯代烃的应用

选择能在地下长期有效运行的反应材料是渗透反应格栅研究的重点, 到目前为止最常用的是粒状 Fe。Fe⁰ 主要来源于加工厂的废弃物, 如铰屑、切屑、刨屑和 Fe 粉末等, 是一种廉价的材料, 也有商业生产的 Fe⁰, 价格较便宜。在 1991 年, 滑铁卢大学第一个用粒状 Fe 作为渗透反应格栅的反应介质, 经过

5 年的运行检测发现处理效果良好和稳定, 随后 Fe⁰ 渗透反应格栅在各国得到迅速推广^[11]。据美国环境保护局 (EPA) 2002 年 1 月的报告^[10]统计显示: 在美国、加拿大和其他一些国家的 47 个渗透反应格栅中, 其中以 Fe⁰ 为反应介质的有 29 个, 以连续式和隔水漏斗-渗透门式最多。一些用 Fe⁰ 渗透反应格栅处理地下水中氯代溶剂的现场应用情况列于表 1 中。

表1 Fe⁰ 渗透反应格栅原位修复地下水中氯代烃的现场应用

Table 1 Application of zero-valent iron in treating chlorinated hydrocarbons in in-situ remediation of groundwater

地址	安装日期	污染物	反应格栅类型	设计安装费用	介质	实际监测效果
美国哥伦比亚	1995	TCE	隔水漏斗-渗透门式	\$ 530000	Fe ⁰	在渗透反应格栅内 1 英尺 (0.305 m), 氯代烃就可被完全降解
哥伦比亚的雷克伍德	1996/10	TCA, TCE, 1, 1-DCE, cis1,2-DCE	隔水漏斗-渗透门式	\$ 1000000	Fe ⁰	在渗透反应格栅的南端和下面, 地下水中的 VOC 浓度增大
塞舌尔	1997/11	TCE, VC, cis-1,2-DCE	连续式	\$ 400000	Fe ⁰	下游污染物浓度持续下降; 上游浓度有波动
丹麦的哥本哈根	1998	cis1, 2-DCE, trans-DCE, TCE, PCE, VC	连续式	\$ 235000	Fe ⁰	部分污染羽状体从格栅的周边流过; 随时间的推移, 格栅的水力传导系数下降
美国华盛顿的西雅图	1999/10	PCE, TCE, VC, cis1, 2-DCE	隔水漏斗-渗透门式	\$ 350000	Fe ⁰	处理效率在 65% ~ 99%之间; 自然衰减降低了流到渗透反应格栅时地下水中污染物的浓度

3 零价铁渗透反应格栅处理氯代烃的研究进展

3.1 Fe⁰ 降解单一氯代烃的反应速率研究

Fe⁰ 是一种强还原剂, 在 20 世纪 90 年代初期, 人们就已经认识到用 Fe⁰ 修复污染地下水的潜力。大量的研究证明, 对降解速率起主要作用的是比表面积或每单位体积孔隙水中 Fe 的表面积, 速率常数对氯代烃的起始反应浓度变化不敏感^[12-14]。Gillham 和 O'Hanesin^[9] 通过室内批处理实验 (batch tests) 发现, 铁屑能与 12 种氯代烃发生反应, 以半衰期衡量所得到的反应速率大小依次为: 六氯乙烷 > 四氯化碳 > 1, 1, 1, 2-四氯乙烷 > 1, 1, 2, 2-四氯乙烷 > 1, 1, 1-三氯乙烷 > 四氯乙烯 > 三氯乙烯 > 三氯甲烷 > 1, 1-二氯乙烯 > 氯乙烯 > 顺 1, 2-二氯乙烯 > 反 1, 2-二氯乙烯; 在 500 h 内没有观察到二氯甲烷与铁屑的反应。他们进行的批处理实验和柱实验均表明: 铁屑含量越多, 比表面积越大, 氯化烃降解越快; 各氯代烃的降解都是准一级反应。

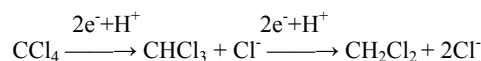
3.2 氯代烃降解的反应路径研究

高氯代的乙烯不完全脱氯会产生毒性更大、更稳定的中间产物氯乙烯 (VC), 而在渗透反应格栅

的出水中必须避免存在有毒有害的副产物, 因此明确 Fe⁰ 降解氯代烃的反应路径将是很重要的。现在的研究只确定了少数几类氯代烃被 Fe⁰ 降解的反应路径, 这方面仍有大量的工作要做。

地下水中的常见污染物三氯乙烯 (TCE), 被 Fe⁰ 降解时大部分都转化成乙烯和乙烷。Roberts 等^[15] 发现 Fe⁰ 还原降解 TCE 时, 有两条相互连接的路径: ①连续氢解作用; ②还原性 β 消去。在连续氢解路径中产生中间产物顺二氯乙烯 (cis-DCE) 和氯乙烯 (VC), 它们的降解都比 TCE 要慢。在 β 消去路径中产生的中间产物氯乙炔的半衰期较短, 很快会被还原为乙烯, 因此还原性 β 消去对环境的危害相对较小。后来 Arnold 等^[16] 通过批处理实验对 Fe⁰ 降解 TCE 的路径进行了更详细的检测 (图1), 他们表示有 97% 的 TCE 经还原性 β 消去, 中间产物为氯乙炔, 只有 3% 的 TCE 发生氢解作用。

对四氯化碳的降解路径, 研究者的结论很不一致。Matheson 和 Tratnyek^[17] 的研究发现四氯化碳经连续氢解变成氯仿和二氯甲烷, 反应步骤为:



大约有 70% 的四氯化碳转化成了氯仿, 在四氯化碳降到检出限后, 出现了亚甲基氯化物, 在未经处理的 Fe^0 系统中没发现有进一步的反应。但 Mariaa 等^[18]的研究证明, 四氯化碳的还原降解有两条路径: ①水解成氯仿; ②脱氯消去 (dichloroelimination), 形成中间产物二氯卡宾, 然后快速水解成完全脱氯产物 CO 和甲酸盐。也有报道称, 四氯化碳经脱氯消去直接转化成甲烷和其他的碳氢化合物, 没有氯仿、二氯甲烷或氯甲的产生^[19]。

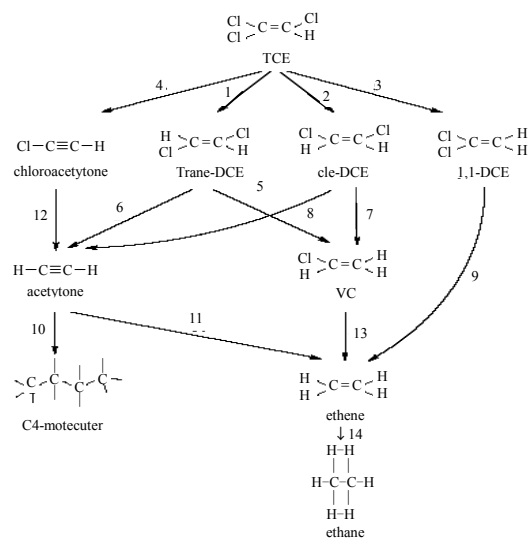


图1 Fe^0 降解 TCE 的路径

Fig. 1 Pathways for reductive dehalogenation of zero-valent iron

3.3 多种氯代烃共存状态下的脱氯研究

实际地下水情况较复杂, 受单一氯代有机组分污染的情况较少, 因此要用零价金属对混合氯代烃进行成功脱氯, 需要知道不同污染物同时降解时的反应动力学。Schäfer 等^[20]用装 Fe^0 的反应柱, 分别测定了 TCE、cis-DCE 和两者混合物的降解行为。当几种可被降解的物质在 Fe 表面竞争反应点位时, 各自的降解速率应该下降, 但实验发现 TCE 的降解速率几乎没有受 cis-DCE 的影响, cis-DCE 的降解速率却因 TCE 的加入而显著下降。通过模型表明, cis-DCE 的吸附和解吸都比 TCE 快, 平衡吸附常数 K 表明反应介质表面有更多的 TCE, 这样虽然 cis-DCE 的降解快, 但在反应介质表面上 TCE 能替换 cis-DCE, 从而抑制了 cis-DCE 的降解。

何小娟等^[21]以四氯乙烯 (PCE)、三氯乙烯 (TCE) 与四氯化碳 (CT) 为目标污染物, 机械加工厂的生铁废料为反应介质进行实验研究得出: 混合溶液中各污染物的半衰期均比其单独存在时的半衰

期长, 相对而言, CT 对 PCE 的影响比 TCE 对 PCE 的影响要大, 可能原因是氯代烷烃中 Cl^- 的活性大, 竞争电子的能力强所致。当 PCE 和 TCE 共存时, 氯代程度高的 PCE 脱氯快; 当 CT 和 PCE 共存时, CT 的脱氯快且彻底, 这是因为在共轭效应和诱导效应的作用下, 氯代烷烃中 Cl^- 的活性大于氯代烯烃中 Cl^- 的活性, 故在反应中易夺得电子。

3.4 地下水中阴阳离子对 Fe^0 降解氯代烃的影响研究

地下水的成分是复杂的, 常常含有多种可与金属 Fe 进行氧化还原反应的物质, 特别是能与金属 Fe 反应的、具有强氧化能力的离子, 肯定会对 Fe^0 降解氯代烃产生影响。Dahmke 等^[22]做了一系列以 Fe^0 为反应介质的柱实验来研究常见地下水中阴离子 (Cl^- , HPO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{SiO}_4^{2-}$, SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , CrO_4^{2-}) 对还原降解 TCE 的影响, 结果是: 高浓度 HCO_3^- 能显著提高 TCE 的降解速率, 这是因为 pH 值的增加能使 HCO_3^- 转化为 CO_3^{2-} , 释放出 H^+ 接下来还原为 H_2 , 经 REM 检测表明此过程减小了 Fe 表面 Fe (III) 和 Fe (II) 覆盖物的厚度。高浓度的 HPO_4^{2-} 、 $\text{H}_2\text{SiO}_4^{2-}$ 和 SO_4^{2-} 导致 TCE 的降解速率显著下降; 在硝酸盐和铬酸盐的长期反应柱试验中, 非生物硝酸盐和铬酸盐的降解都比 TCE 的降解快; 高浓度 Cl^- (高达 5000 mg/L) 对 TCE 的降解几乎没有促进作用, 但由腐蚀研究我们知道: Cl^- 可提高 TCE 的降解速率, 因此其现场实际应用情况仍不确定。

Schlicker 等^[23]通过室内实验测定了 Cr^{6+} 和 NO_3^- 对铁屑处理 TCE 的影响, 实验发现: 在有强氧化剂存在时铁屑先与强氧化剂发生反应, 即 NO_3^- 被还原生成 NH_3 或 NH_4^+ , Cr^{6+} 被还原生成 Cr^{3+} 的沉淀物, 而氯代烃的降解则被大大推迟, 且降解反应不再是准一级反应。

3.5 提高反应速率的研究

在渗透反应格栅中, 反应介质对污染物的快速、彻底降解是很重要的, 加快 Fe^0 降解速率的研究有: 比 Fe 还原性更强的金属 (如 Mg、Sn 和 Zn)、铝硅酸盐矿物添加剂^[24-25]、双金属和纳米材料。

比 Fe 还原性更强的金属, 具有更强的氧化能力, 利于电子转移和腐蚀反应的进行。

铝硅酸盐矿物添加剂能增加 Fe 的腐蚀速率, 促进反应的进行。Powell 和 Puls^[26]称可以通过在商业 Fe 中加入释放质子的矿物 (高岭石 Kga-2, 云母蒙脱石 SYn-1), 以加快脱卤反应。Shen 和

Rabideau^[27]报道说, 在 300~550 °C 时, Fe^0 跟蒙脱石 (如钙蒙脱石 (STx-1)、锂蒙脱石 (SHCa-1)) 混合, 会提高三氯乙烯的脱氯。而这些工作仅注重了三氯乙烯的降解速率与黏土和 Fe 表面积之间的关系, 却忽略了蒙脱石表面化学性质 (如蒙脱石中 Fe 的分布、氧化状态) 的影响。进一步的研究证明黏土矿物中的 Fe (II) 含量跟氯代脂肪烃的脱氯速率有很大的关系, 如Javiera 等^[28]研究了含铁蒙脱石 (SWa-1) 中的 Fe (II) 含量对商业 Fe 降解五氯乙烷 (PCA) 的影响, 实验结果为: 在反应 3 h 后, SWa-1 使得 65% 的 PCA 降解为 PCE, SWa-1 完全抑制 PCE 的降解, 而将含 Fe 蒙脱石中的 Fe (III) 还原成 Fe (II) 后得到的蒙脱石, 会使 PCE 降解 30%。

双金属系统是在 Fe^0 的表面镀上另一种金属, 以加快降解的速率。目前 Fe/Ni ^[29]、 Fe/Pd ^[30]、 Fe/Cu ^[31] 已被证明相对于未处理的 Fe^0 能加快降解的速率。在双金属系统中观察到的降解速率的提高, 可能是由于第 2 种还原性更强的金属促进了腐蚀反应, 也可能是催化作用所致。有研究发现这种系统的反应性能下降很快, 而 Fe^0 系统无论在长期实验室研究还是中试或野外实验中都没有发现反应性能下降的现象^[32], 这可能与地下水的化学性质有关, 也可能与镀 Fe 时所用方法有关, 仍需进一步研究证明。

纳米材料作为一种新兴的经济有效的环境修复技术, 现已成为研究的热点。纳米级 Fe^0 颗粒直径在 1~100 nm 之间, 由于具有较高的比表面积、优良的表面吸附和化学反应活性, 从而使得对常见的环境污染物, 如氯代有机溶剂、有机氯杀虫剂和多氯联苯 (PCBs) 等的转化和降解都很有效。Arnold 等^[33]比较了纳米 Fe、钯化铁 (Fe/Pd) 和 Fe 对三氯乙烯的降解情况, 发现纳米 Fe 降解三氯乙烯时, 1.5 h 就完全降解, Fe/Pd 需 2 h, 而仅用铁粉处理时, 三氯乙烯的浓度 3 h 仍变化不大。Lien 等^[34]在纳米 Fe 表面镀上 1% 的 Pd 后发现, 其降解比纳米 Fe 和商业 Fe 都快得多, 用它降解四氯化碳和三氯甲烷, 在 1 h 内全部降到检测限以下, 主要产物是甲烷和二氯甲烷, 二氯甲烷在 72 h 内几乎没有降解。在压力或重力的作用下, 纳米级 Fe^0 泥浆可被注射到需要净化处理的污染羽状体中, 所以将其用于氯代烃的现场修复是可行的, 以后将需要更多的野外实验来研究其迁移和反应机理, 以进一步确定此技术的潜力和局限性。

4 结语

Fe^0 渗透反应格栅作为一种处理地下水的原位修复技术, 具有以下优点: 实地原位修复优于用防渗墙来简单控制污染物的迁移; 除监测井外不需要任何地面建筑设施; 安装后维护简单, 无需能量输入; 当地下水的污染源不确定时也能进行治理; 没有地下水的大量抽出, 因而不改变地下水流场; 污染物不被带到地面, 不存在纵向介质的污染, 省掉了废物的处置费用。由此可见, 作为一种净化地下水的新技术, Fe^0 渗透反应格栅有自己独特的优势, 是一种很有前景的地下水原位治理技术。

但它也有自身的一些缺点: Fe^0 渗透反应格栅的实际应用, 当前只限于大约 50 英尺 (15 m) 或更浅一些的浅层污染羽状体, 并且常常由于对地质条件和反应单元中污染物地球化学作用的研究不够深入, 导致室内试验与现场应用结果不一致。另外, 反应格栅的长期行为或由沉淀造成的渗透性下降的野外实验数据很少。我国目前对 Fe^0 渗透反应格栅仍停留在试验阶段, 现场应用较少。但相信随着我国对环境质量要求的逐步提高和对渗透反应格栅研究的逐步完善, 地下水中有有机氯代烃的污染治理必将提上日程, Fe^0 渗透反应格栅将具有广阔的应用前景。

参考文献:

- [1] 刘菲, 钟佐燊. 地下水中氯代烃的格栅水处理技术. 地学前缘, 2001, 8 (2): 309-314
- [2] 张卫, 虞云龙, 吴加伦, 李少南, 樊德方. 阿维菌素在土壤中的降解和高效降解菌的筛选. 土壤学报, 2004, 41 (4): 590-596
- [3] 安琼, 董元华, 王辉, 王霞, 王梅农, 郭宗祥. 苏南农田土壤有机氯农药残留规律. 土壤学报, 2004, 41 (3): 414-419
- [4] 刘永刚, 刘菲, 郑海涛, 张金炳. 顶空气相色谱法测定北京市地下水中的氯代烃. 岩矿测试, 2002, 21 (1): 55-58
- [5] 孙磊, 蒋新, 周健民, 焦文涛, 王代长, 王芳. 五氯酚污染土壤的热修复初探. 土壤学报, 2004, 41 (3): 462-465
- [6] 邢维芹, 骆永明, 李立平, 刘世亮, 丁克强. 持久性有机污染物的根际修复及其研究方法. 土壤, 2004, 36 (3): 258-263
- [7] Lang YH, Jiang X, Martens D, Zhao QG. Comparison of

- four extraction techniques with different solvents for quantification of DDT analogues in sediments. *Pedosphere*, 2005, 15 (15): 628–633
- [8] 郑海龙, 陈杰, 邓文靖. 土壤环境中的多氯联苯 (PCBs) 及其修复技术. *土壤*, 2004, 36 (1): 16–20
- [9] Gillham RW, O'Hannesin SF. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. *Ground Water*, 1994, 32 (6): 958–967
- [10] US Environmental Protection Agency. Field Applications of In-situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers. Washington, DC, 2002: 2–24
- [11] O'Hannesin SF, Gillham RW. Long-Term performance of an In-situ 'Iron Wall' for remediation of VOCs. *Ground Water*, 1998, 36 (1): 164–170
- [12] Matheson L, Tratnyek P. Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 2045–2053
- [13] Sivavec TM, Horney DP, Baghel SS. Reductive dechlorination of chlorinated ethenes by iron metal and iron sulfide minerals: Emerging Technologies in Hazardous Waste Management. VII. Special Symposium of the American Chemical Society, 1995: 17–20
- [14] Atlanta GA, Johnson TL, Scherer MM, Tratnyek PG. Kinetics of halogenated organic compound degradation by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 1996, 30 (8): 2634–2640
- [15] Roberts AL, Totten LA, Arnold WA, Burris DR, Campbell TJ. Reductive elimination of chlorinated ethylenes by zero-valent metals. *Environ. Sci. Technol.*, 1996, 30 (8): 2654–2659
- [16] Arnold WA, Roberts AL. Inter- and intraspecies competitive effects in reactions of chlorinated ethylenes with zero-valent iron in column reactors. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 17 (5): 291–302
- [17] Matheson L, Tratnyek P. Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 2045–2053
- [18] Mariaa LT, Lizaberth CB. Effects of iron purity and groundwater characteristics on rates and products in the degradation of carbon tetrachloride by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 2004, 38: 1866–1876
- [19] O'Loughlin EJ, Kemner KM, Burris DR. Effects of Ag^{I} , Au^{III} , and Cu^{II} on the reductive dechlorination of carbon tetrachloride by green rust. *Environ. Sci. Technol.*, 2003, 37 (13): 2905–2912
- [20] Schafer D, Kober R, Dahmke A. Competing TCE and cis-DCE degradation kinetics by zero-valent iron: experimental results and numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2003, 65: 183–202
- [21] 何小娟, 刘菲, 黄园英, 李旭东, 汤鸣皋, 何江涛. 利用零价铁去除挥发性氯代脂肪烃的试验. *环境科学*, 2003, 24 (1): 13–16
- [22] Dahmke A, Ebert M, Köber R, Schäfer D. Laboratory and field results of $\text{Fe}(0)$ reaction walls—A first resume. *Groundwater Research*, 2000: 1–2
- [23] Schlicker O, Ebert M, Fruth M, Weidner M, Wüst W, Dahmke A. The role of competing chromate and nitrate reduction. *Gronud Water*, 2000, 38 (3): 403–409
- [24] Lin CX, Long XX, Xu SJ, Chu CX, Mai SZ, Jiang D. Effects of multiple soil conditioners on a mine site acid sulfate soil for vetiver growth. *Pedosphere*, 2004, 14 (3): 371–378
- [25] Feng K, Wang XL, Wang XZ, Tang Y. Relationship between 2:1 mineral structure and the fixation and release of cations. *Pedosphere*, 2003, 13 (1): 81–86
- [26] Powell RM, Puls RW. Proton generation by dissolution of intrinsic or augmented aluminosilicate minerals for in situ contaminant remediation by zero-valence-state iron. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 2244–2251
- [27] Shen P, Rabideau AJ. Enhanced degradation of trichloroethylene in the presence of metallic iron and soil/smectites: Proceedings of the 13th Mid-Atlantic Industrial and Hazardous Waste Conference. vol. 5. USA: Pittsburgh, 1998: 349–357
- [28] Javiera CS, Richard AL, Jun W, Joseph WS. Dechlorination of pentachloroethane by commercial Fe and ferruginous smectite. *Chemosphere*, 2002, 47: 971–976
- [29] Sivavec TM, Mackenzie PD, Horney DP. Effect of site groundwater on reactivity of bimetallic media: Deactivation of nickel-plated granular iron. ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, Preprints of Extended Abstracts, 1997, 37 (1): 83–85
- [30] Huftikian R, Fernando Q, Korte N. A method for the rapid dechlorination of low molecular weight chlorinated

- [31] hydrocarbons in water. *Water Research*, 1995, 29 (10): 2434–2439
- [32] Sweeny KH. Reductive degradation treatment of industrial and municipal wastewaters // American Water Works Association Research Foundation. *Water Reuse Symposium*, 1979, 2: 1487–1497
- [33] Sivavec TM, Mackenzie PD, Hopney DP. Redox-active media for permeable reactive barriers: International Containment Technology Conference, February, 9–12, 1997, St. Petersburg, Florida, 1997: 753–759
- [34] Arnold AW, Roberts AL. Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Fe^0 particles. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 34 (9): 1794–1801
- [35] Lien HL, Zhang WX. Transformation of chlorinated methanes by nanoscale iron particles. *Journal of Environmental engineering*, 1999, 11: 1042–1047

Progress in Research on Application of Fe^0 Permeable Reactive Barrier to In-situ Remediation of Groundwater Contaminated with Chlorinated Hydrocarbons

LANG Yin-hai, NIE Xin-hua, JIA Yong-gang

(*GeoEnvironmental Engineering Group, College of Environmental Science and Engineering,
Ocean University of China, Qingdao, Shandong 266003, China*)

Abstract: Fe^0 Permeable reactive barrier is a promising new technology for remediation of groundwater contaminated with chlorinated hydrocarbons. In theory, the application of PRB presents a series of advantages in relation to pump-and-treat, including low operation costs, low maintenance, high efficiency and low on-going energy requirements. However, it still has some shortcomings that call for further research and improvement. The authors introduce structure and characteristics of installation and in-situ application of the permeable reactive barrier and review progresses in research on the system in the paper.

Key words: Permeable reactive barrier, In-situ remediation, Groundwater, Chlorinated hydrocarbons