

www.scichina.com csb.scichina.com

Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 纳米核壳颗粒的制备及其 吸附性能

程杨^①,赵宗山²,张帆^①,崔平^①,宋伟杰^{①*}

① 中国科学院宁波材料技术与工程研究所,宁波 315201;
 ② 中国科学院生态环境研究中心,北京 100085
 * 联系人, E-mail: weijiesong@nimte.ac.cn

2010-05-13 收稿, 2010-09-13 接受 国家自然科学基金(20975107, 60806032)和中国科学院"百人计划"资助项目

摘要 制备了一种高磁响应的 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 纳米复合核壳颗粒,并成功应用于水相 体系中重金属离子 Cr₂O₇²的吸附研究. 分别采用 X 射线衍射仪(XRD)、扫描电子显微镜(SEM)、 透射电子显微镜(TEM)、红外光谱仪(FTIR)和振动样品磁强计(VSM)对产物的结构、形貌与磁 性能进行了表征,结果揭示,核壳复合吸附材料由 400 nm 大小的 Fe₃O₄多晶球簇内核、100 nm 厚度的非晶 SiO₂壳层以及外层聚吡咯材料组成,其饱和磁化强度为 43.5 emu/g. 通过电感耦合 等离子体发射光谱仪(ICP-AES)研究了其对重金属离子的吸附性能,按照 Langmuir 等温吸附模 型计算的饱和吸附量为 35.52 mg/g. 证明对于 Cr₂O₇²⁻离子,该核壳结构纳米材料是一种性能良 好、可高效磁分离的吸附材料. 关键词

高效磁分离 纳米核壳结构 重铬酸根吸附

目前含有重金属离子的污水已经对生态环境构 成严重威胁,其中铬离子是重金属污染的主要元素 之一. 铬离子对人体的皮肤与黏膜有刺激性,严重 威胁人体健康^[1]. Cr(Ⅵ)及 Cr(Ⅲ)存在于电镀、印刷、 冶金、鞣革等行业的工业废水中,被列为第一类污染 元素.

人们期望通过多种途径回收处理工业以及生活 污水中的重金属离子,其目标是以此减少该类型元 素对环境造成的负面影响^[2].这些方法包括聚合物吸 附^[3,4]、生物大分子吸附^[5-7]、活性炭吸附^[8]、电化学 吸附^[9]等.其中导电聚合物在吸附重金属离子研究中 表现出优异的性能^[10],导电聚合物聚吡咯(polypyrrole)进行重金属离子吸附时具有如下特点,即通 过其本征态中的孤对电子对重金属离子的给电子还 原作用,在减少重金属离子氧化态的情况下,最终通 过稳定的配位键作用实现重金属以近似元素的形式 吸附于材料表面^[11,12]. 尽管具有优异的重金属离子 吸附特性, 然而该类型吸附材料由于不方便回收, 在 应用时还受到很大程度的限制.

目前,磁性纳米材料及其相关功能材料在重金 属离子吸附、催化剂负载等方面的应用已有很多报 道^[13-17].磁性能负载材料在应用时可利用其磁分离 特性进行分离,这一特征为实现材料的高效回收提 供了可能.

氧化铁作为一种重要的磁性原料,有关其纳米颗粒的研究与应用广受关注,氧化铁纳米颗粒在重离子吸附方面的研究是其中的一个热点.纳米磁赤铁矿用来吸附 Cr(VI)^[18];自组装的具有三维雪花状结构的铁氧化物用于含 As 和 Cr 的废水处理^[19];碳纳米管/氧化铁磁性复合物用于去除水中的 Pb(II)和Cu(II)^[20];壳聚糖包覆的 Fe₃O₄纳米颗粒也可以用来处理含 Cu(II)的废水^[21]等.

英文引用格式: Cheng Y, Zhao Z S, Zhang F, et al. Preparation of Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole core-shell nanoparticles, and their adsorption of Cr₂O₇²⁻ (in Chinese). Chinese Sci Bull (Chinese Ver), 2010, 55: 2904—2909, doi: 10.1360/972010-935

由于纳米 Fe₃O₄ 颗粒中的 Fe²⁺非常容易被氧化, 使其在空气中不能长期稳定存在,因此纳米 Fe₃O₄的 稳定性是合成时需要考虑的一个重要问题.对纳米 Fe₃O₄进行表面包覆得到核壳结构的纳米复合材料可 以提高其化学稳定性,目前有关 Fe₃O₄磁性核壳纳米 材料的合成与应用研究报道很多,常采用高分子化 合物、生物大分子及硅氧化物对 Fe₃O₄ 内核进行包 覆,改善了 Fe₃O₄ 的稳定性和分散性^[22-24].

本文基于 Fe₃O₄ 合成了 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 纳米多层核壳颗粒.利用 X 射线衍射仪(XRD)、扫描 电子显微镜(SEM)、透射电子显微镜(TEM)、振动样 品磁强计(VSM)等方法研究了该核壳结构的特性,通 过静态等温吸附实验和电感耦合等离子体发射光谱 仪(ICP-AES)研究了其吸附 Cr₂O₇²⁻的性能.基于其饱 和吸附量 35.52 mg/g 以及高饱和磁化强度 43.5 emu/g, 该材料在治理含铬废水方面具备较好的应用潜力.

1 实验

(i)试剂及实验仪器. 六水合三氯化铁、乙二 醇、聚乙二醇 2000、无水醋酸钠、氨水、原硅酸四 乙酯、吡咯单体、重铬酸钾均购自上海国药化学试剂 集团公司,均为分析纯. 实验过程采用了 HZQ-C 空 气恒温振荡器、Milli-Q型超纯水仪、KQ2200E型超 声波清洗器、精宏 DZF-6050 型真空干燥箱、天恒 THD-0515W型恒温水浴槽、国华JJ-1型机械搅拌器、 PHS-3C 精密显示酸度计.

(ii) 分析与测试. 采用 XRD, FTIR, SEM, TEM 对复合材料结构与形貌进行分析表征;采用 VSM 对 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 核壳颗粒的饱和磁化强度进 行表征;采用 ICP-AES 对吸附性能实验中的重金属 离子平衡浓度进行测试分析. XRD 通过 Bruker AXS D8 Advance 多晶衍射仪(德国布鲁克公司)完成, 使 用 Cu Kα 靶(λ=1.5418 Å). SEM 通过 Hitachi S-4800 扫描电子显微镜(日本日立公司)完成. TEM 通过 Tecnai F 20 透射电子显微镜(美国 FEI 公司)完成,加 速电压为 200 kV. UV-vis 吸收光谱通过 Perkin Elmer Lambda-950 紫外可见分光光度计(美国珀金-埃尔默 公司)完成. FTIR 通过 Thermo Nicolet-6700 傅里叶红 外光谱仪(美国 Thermo 公司)完成. 饱和磁化强度通 过Lake shore 7410型振动样品磁强计(美国湖岸公司) 完成. 重金属离子等温吸附实验采用 Agilent 7500ce 电感耦合等离子体发射光谱仪(美国安捷伦公司)进

行表征.

(iii)四氧化三铁多晶球制备. 通过溶剂热法, 在还原条件下制备了四氧化三铁多晶球簇^[25],具体 步骤是:将 1.35 g 六水合三氯化铁,1.0 g 聚乙二醇 2000,3.6 g 无水醋酸钠,依次分散于 40 mL 的乙二醇 溶剂中.混合物通过 30 min 充分的磁力搅拌后密封于 100 mL 的特氟龙高压反应釜中,在 200℃的条件下进 行 8 h 的处理.随后,自然冷却至室温.通过磁性分 离,将反应产物从悬浮液中分离并使用乙醇和去离 子水进行反复洗涤.真空干燥 6 h.

(iv)四氧化三铁-二氧化硅核壳颗粒制备. 通 过原硅酸四乙酯碱性水解沉积过程制备四氧化三铁-二氧化硅核壳颗粒^[26].具体步骤为:将 0.3 g 四氧化 三铁多晶球簇加入到 100 mL 的异丙醇溶剂中并机械 搅拌 1 h. 随后依次将 5.5 mL去离子水,0.75 mL氨水, 0.4 mL 原硅酸四乙酯加入到上述混合液中,在室温 下机械搅拌 16 h后,磁性分离黑色产物,经多次水洗 醇洗后,60℃真空干燥 6 h.

(V)四氧化三铁-二氧化硅-聚吡咯复合颗粒制备.通过吡咯单体的溶液自由基共聚合反应制备四氧化三铁-二氧化硅-聚吡咯^[27].具体实验步骤: 6.2 g四氧化三铁-二氧化硅微球首先加入到 100 mL 去离子水中进行 0.5 h 的充分搅拌.随后加入 2.84 g 六水合三氯化铁继续机械搅拌 0.5 h,伴随搅拌过程,将 0.4 mL 吡咯单体加入到上述混合液中,整个聚合过程在室温下持续 16 h. 悬浮液进行磁性分离得到最后产物,经过反复水洗醇洗后在真空条件下 80℃干燥.

(vi)重铬酸根离子的吸附容量评价实验. 主要 采用等温吸附实验,在250 mL的三角瓶中加入100 mL 用超纯水配制的重铬酸根离子溶液,调节 pH 至一定 后,在各样品瓶中加入 0.01 g 的复合吸附剂. 将各样 品瓶置于恒温振荡器中振荡 48 h 后(20℃,160 r/min), 测定溶液的 pH,用中速滤纸进行过滤,进行水质分 析,测定重铬酸根离子的平衡浓度,并计算材料对重 铬酸根离子的平衡吸附量 *Q*_e.水中的重铬酸根离子 含量采用 ICP-AES 进行测定^[28],根据下式进行数据 分析:

$Q_e=(C_0-C) \times V/m$ (mg/g 吸附剂).

式中, *Q*_e为吸附剂的平衡吸附量(mg/g); *m* 为吸附剂的质量(g); *V* 为处理水的体积(mL), *C*₀和 *C* 分别为吸附前后水样中重金属离子的浓度(mg/L).

2 结果与讨论

2.1 产物结构形貌表征的讨论

图1给出了制备Fe₃O₄-SiO₂-PPy导电高分子复合 核壳颗粒过程中三阶段产物的 SEM 图像, 图 1(a)给 出了典型的由溶剂热法制备的 Fe₃O₄ 多晶球簇的 SEM 图像, 其球簇平均尺寸为 400 nm 左右, 颗粒尺 寸分布窄, 且分散均匀. 通过图 1(a)插图中的 TEM 图像可见, 该磁性球簇处于多晶状态. XRD 实验结果 (图 2)表明, 在 20 = 30.28°, 35.46°, 43.40°, 53.28°, 57.14°和 62.76°处的特征衍射峰符合标准衍射图谱 (JCPDS 75-1609). 根据其半峰宽数据, 结合谢乐公 式, $D = \kappa \lambda / \beta \cos \theta$,可以计算出 Fe₃O₄球簇内部单晶颗 粒的平均粒径^[29].其中D是晶体的平均粒径, λ为X射 线波长, κ 是峰形因子, θ 是布拉格衍射角, β 是半峰 宽. κ取决于几个因素, 如果峰形不定, 其值一般取 0.89, 当选用 2 = 35.46 时, 计算出 Fe₃O₄ 球簇中纳米 单晶颗粒尺寸在 22 nm 左右. 该磁性球簇具有较高 的磁通量,随后的Fe₃O₄-SiO₂-PPy聚合物核壳纳米结 构将具有较好的磁响应能力与环境稳定性, 高分散 性等特点. 在图 1(b)中, Fe₃O₄-SiO₂ 磁性核壳颗粒通 过原硅酸四乙酯在Fe₃O₄球簇的异丙醇分散液中碱性 水解制得. 厚度为 100 nm 左右的二氧化硅不仅能够 有效的屏蔽磁体球之间的偶极相互作用, 且有助于 液相介质中颗粒分散和增强材料对酸性与氧化性环 境的耐受性,其表面富含的羟基有助于进一步官能 团修饰改性. 图 1(c)给出了 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 复合核壳 颗粒的 SEM 图像. 该核壳颗粒具有较为粗糙的表面, 其直径大约为600 nm,聚合物层厚度为100 nm 左右.

2.2 产物红外吸收光谱讨论

图3给出了Fe₃O₄-SiO₂-PPy复合核壳颗粒的红外

吸收光谱. 出现在 1543 和 1452 cm⁻¹位置上为吡咯环 的特征吸收峰,分别归属为聚吡咯环的非对称伸缩 振动和对称伸缩振动, 1298 cm⁻¹处的吸收峰对应为 C—N的伸缩振动, 1045 和 1178 cm⁻¹处的吸收峰为吡 咯环=C—H键的面内弯曲振动, 895 和 783 cm⁻¹处吸 收峰归属为吡咯环=C—H键的面外弯曲振动. 吸收 光谱证明了核壳颗粒表面聚合物的存在. 另外,在 550 cm⁻¹处为 Fe₃O₄的特征吸收峰, 3440 cm⁻¹为结合 水的—OH 特征吸收^[30].

2.3 产物的热失重分析与讨论

通过 TGA-DSC 差热分析分析了聚合物在整个复合材料中的含量.如图 4 所示,聚合物在燃点 500℃ 左右失重完全.聚合物质量分数约为 64%.图中尾部 出现的质量百分比略有上升涉及的是 Fe₃O₄ 氧化为 Fe₂O₃ 的过程.

2.4 产物的 VSM 磁滞回线讨论

磁性能表征通过振动样品磁强计完成,在室温下, Fe₃O₄-SiO₂-PPy 复合核壳颗粒的饱和磁化强度为 43.5 emu/g,对比于文献报道的关于溶剂热法合成的超顺 磁 Fe₃O₄球簇的饱和磁化强度为 80 emu/g 左右^[25],本 材料的矫顽力由于导电聚合物的影响,略有上升,为 40 Oe 左右,依然保持了较好的顺磁特性.另外,其表 现出较迅速的磁响应能力,在外加场强至 1000 Oe 时, 基本达到充磁完全.随后在撤销外加磁场的情况下, 稍加振荡即可达到完全分散的目的.因此利用 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 复合材料的磁性能容易实现固液分离, 这对于复合材料吸附剂的回收应用是极为有利的.

2.5 产物的重铬酸根离子吸附试验及讨论

Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性颗粒的外层材料为聚吡咯,



图 1 制备磁性核壳结构重金属离子吸附材料的三阶段产物 SEM 图像 (a) Fe₃O₄多晶球簇(插图为单个 Fe₃O₄多晶球簇的透射电子显微镜照片); (b) Fe₃O₄-SiO₂核壳颗粒; (c) Fe₃O₄-SiO₂-PPy 导电高分子复合核壳颗粒



图 2 Fe₃O₄多晶球簇的 X 射线衍射图



图 3 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 复合核壳颗粒的红外吸收光



图 4 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 复合核壳颗粒在 TGA 分析 过程中的热失重曲线 温度范围为 20~990℃

在低 pH 水溶液中常常因吸附或结合质子(H⁺)而带有 正电荷.吸附材料对水体中离子的吸附很多都是通 过静电作用实现的,如一些离子交换树脂等等.在这 里我们选择了环境保护中关注度较高的 Cr₂O₇²⁻为研 究对象,考察了 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性颗粒的吸附能力.

(i)不同金属离子浓度条件下的吸附性能比较. 自然环境中 pH 一般在 4~9,电镀等一些特殊行业中, pH 常常低于 5,因此我们选择 pH 5 研究不同 $Cr_2O_7^{2-}$ 浓度时 Fe_3O_4 -SiO₂-PPy 磁性材料的吸附效果(图 6). 很明显,在 $Cr_2O_7^2$ -初始浓度低于 581.7 µg/L 时,去除 率都在 98%以上,在 1163.3 µg/L 时去除率也在 90% 以上,具有较高的处理六价铬废水能力;但是,随着 $Cr_2O_7^2$ -浓度的增加,其效果明显下降,当达到 5816.7 µg/L 时,去除率已经低于 40%,无法满足污染物去除 的需求.这是因为去除效率受到两个主要因素的影 响:一是溶液中 $Cr_2O_7^2$ -总含量;二是吸附剂含量.水 体系中 Fe_3O_4 -SiO₂-PPy 表面 NH⁺等吸附位点逐渐饱和 以及吸附的 $Cr_2O_7^2$ -之间静电排斥力最终导致高浓度 的 $Cr_2O_7^2$ -去除效率下降.





图 5 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 复合核壳颗粒在室温下的 磁滞回线



图 6 不同 Cr₂O₇²⁻初始浓度下 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性材料的 去除效率

Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性材料 67 mg/L, 吸附体系 pH 5

2907

和吸附量是反映其吸附能力的重要标准之一. Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性纳米材料对 Cr₂O₇²⁻离子的吸附实验结 果如图7所示,吸附实验在一系列的67 mg/L 的材料和 不同浓度的(0.058~5.816 mg/L) Cr₂O₇²⁻溶液中进行, 溶液的 pH 为 5.

实验所得饱和吸附量数据(Q_e , mg/g)和金属离子 平衡浓度(C_e , mg/L)都符合 Langmuir 吸附模型.

$$Q_{\rm e} = Q_{\rm m} b C_{\rm e} / (1 + b C_{\rm e}), \tag{1}$$

其中 Q_m为完全单层覆盖的最大吸附量, b为平衡常数 (L/mg). 相关数据如表 1 所示.

实验数据与吸附模型符合,其拟合的方程为: $C_e/Q_e=0.028C_e+6.774$. 其相应的相关系数(r^2)为 0.991, $Cr_2O_7^{2-}$ 的最大吸附容量为 35.52 mg/g. 基于高质量比



图 7 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 磁性材料对 Cr₂O₇²⁻的饱和吸附曲线

参考文献

表1 Fe₃O₄-SiO₂-PPy 在不同 Cr₂O₇²⁻浓度下的吸附容量比

序号	1	2	3	4
$C_{\rm e}/\mu {\rm g} \cdot {\rm L}^{-1}$	115.5	491.6	1238.3	3551.7
$\frac{C_e}{Q_e} / \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	7.56	25.82	48.16	104.82

例磁性内核负载的高回收能力辅以有效的液相分散 特性,使得Fe₃O₄-SiO₂-PPy磁性纳米材料在处理含有 重铬酸根离子的污水领域中具备一定优势.值得一 提的是利用稀盐酸溶液可将所吸附的重铬酸根离子 洗脱掉,从而实现Fe₃O₄-SiO₂-PPy磁性纳米吸附材料 的重复利用.

3 结论

本文通过制备 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 复合核壳 颗粒,一方面实现导电聚合物聚吡咯在高效吸附重 金属离子 Cr₂O₇²⁻上的应用,一方面通过内核为大尺 寸多晶磁性球簇的 Fe₃O₄-SiO₂ 的负载达到高效回收 复合吸附剂的目的. 传统的 Fe₃O₄-M米颗粒作为磁性 负载的饱和磁化强度小于 10 emu/g,而 Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole 复合核壳颗粒的饱和磁化强度为~43.5 emu/g,具有较高的磁响应能力. 在重铬酸根离子的 吸附研究中发现,该复合吸附剂具有较好的饱和吸 附容量,为 35.52 mg/g. 这种基于导电聚合物聚吡咯 的高磁响应性的核壳复合结构对于 Cr₂O₇²⁻离子是— 种性能良好、可高效磁分离的吸附材料.

- Venkateswaran P, Palanivelu K. Studies on recovery of hexavalent chromium from plating wastewater by supported liquid membrane using tri-n-butyl phosphater as carrier. Hydrometallurgy, 2005, 78: 107–115
- 2 Arbiter N, Han K N. Gold Advances in Precious Metals Recovery. New York: Gordon and Breach, 1990
- 3 Asker M, Wan R Y, Miller J D. Gold adsorption from alkaline aurocyanide solution by neutral polymeric adsorbents. Solv Extract Ion Exch, 1986, 33: 823-831
- 4 Fritz J S, Miller W G. Gold recovery from aqueous solutions. US Patent No. 3736126. 1973
- 5 Kuyucak N, Volesky B. The mechanism of cobalt biosorption. Biotechnol Bioeng, 1989, 33: 823-831
- 6 Watkins J W, Elder R C, Greene B, et al. Determination of gold binding in an algal biomass using EXAFS and XANES spectroscopies. Inorg Chem, 1987, 26: 1147
- 7 Hosea M, Greene B, McPherson R, et al. Accumulation of elemental gold on the ALGA chlorella-vulgaris. Inorg Chem Acta, 1986, 123: 161
- 8 McDougall G J, Hancock R D. Activated carbons and gold—A literature survey. Miner Sci Eng, 1980, 12: 85
- 9 Okinawa Y, Reid F, Goldie W. Gold Plating Technology. New York: Electrochemical, 1974
- 10 Huang W S, Angelopoulos M, White J R, et al. Metallization of printed circuit boards using conducting polyaniline. Mol Cryst Liq Cryst, 1990, 189: 227
- 11 Ting Y P, Neoh K G, Kang E T, et al. Recovery of gold by electroless precipitation from acid-solutions using polyaniline. J Chem Tech Biotech, 1994, 59: 31
- 12 Kang E T, Ting Y P, Neosho K G, et al. Electroless recovery of precious metals from acid-solutions by N-containing electroactive polymers. Synth Met, 1995, 69: 477

- 13 Yang M, Li H L. Determination of trace hydrazine by differential pulse voltammetry using magnetic microspheres. Talanta, 2001, 55: 479
- 14 Liu X Q, Guan Y P, Ma Z Y, et al. Surface modification and characterization of magnetic polymer nanospheres prepared by miniemulsion polymerization. Langmuir, 2004, 20: 10278
- 15 Ritter J A, Ebner A D, Daniel K D, et al. Application of high gradient magnetic separation principles to magnetic drug targeting. J Magn Magn Mater, 2004, 280: 184
- 16 Denizli A, Garipcan B, Karabakan A, et al. Synthesis and characterization of poly(hydroxyethyl methacrylate-N-methacryloyl-(1)-glutamic acid) copolymer beadsforremoval of lead ions. Mater Sci Eng: C, 2005, 25: 448
- 17 Odaba M, Uzun L, Denizli A. Porous magnetic chelator support for albumin adsorption by immobilized metal affinity separation. J App1 Polym Sci, 2004, 93: 2501
- 18 Hu J, Chen G, Lo I M C. Removal and recovery of Cr(VI) from wastewater by maghemite nanoparticles. Water Res, 2005, 39: 4528–4536
- 19 Zhong L S, Hu J S, Liang H P, et al. Self-assembled 3D flowerlike iron oxide nanostructures and their application in water treatmen. Adv Mater, 2006, 18: 2426—2431
- 20 Peng X J, Luan Z K, Di Z C, et al. Carbon nanotubes-iron oxides magnetic composites as adsorbent for removal of Pb(II) and Cu(II) from water. Carbon, 2005, 43: 880–883
- 21 Chang Y C, Chen D H. Preparation and adsorption properties of monodisperse chitosan-bound Fe₃O₄ magnetic nanoparticles for removal of Cu(II) ions. J Colloid Interface Sci, 2005, 283: 446–451
- 22 陈志军, 彭凯, 路文忠. Fe₃O₄/聚合物磁性高分子微球的制备. 材料导报, 2006, 20: 198-202
- 23 Santra S, Tapec R, Theodorpoulou N, et al. Synthesis and characterization of silica-coated iron oxide nanoparticles in microemulsion: The effect of nonionic surfactants. Langmuir, 2001, 17: 2900–2906
- 24 He X X, Wang K M, Tan W H. Study on the effect of electrostatic interaction on coreshell nanoparticles preparation with mocroemulsion technique. Chinese Sci Bull, 2005, 50: 2821
- 25 Deng H, Li X, Peng Q, et al. Monodisperse magnetic single-crystal ferrite microspheres. Angew Chem Int Ed, 2005, 44: 2782
- 26 Stöber W, Fink A, Bohn E. Controlled growth of monodisperse silica spheres in the micron size range. J Colloid Interface Sci, 1968, 26: 62
- 27 Gill M, Mykytiuk J, Armes S P, et al. Novel colloidal polyaniline-silica composites. J Chem Soc Chem Commun, 1992, 2: 108-109
- 28 Wasay S A, Haron MD J, Tokunage S. Adsorption of fluoride, phosphate and arsenate ions on lanthanum- impregnated silica gel. Water Environ Res, 1996, 68: 295—300
- 29 Song L X, Lu Z Y, Liu D C, et al. Preparation of magnetic nanometer Fe₃O₄ with the method of complex compound hydrolyzation deposition. Chem Industry Eng Progr, 2004, 24: 37—39
- 30 Zhu C E, Ren L, Wang L X, et al. Preparation of polypyrrole/carbon black conducting composites by adsorption polymerization. Acta Mater Compos Sin, 2005, 22: 45–48

Preparation of Fe_3O_4 -SiO₂-Polypyrrole core-shell nanoparticles, and their adsorption of $Cr_2O_7^{2-}$

CHENG Yang¹, ZHAO ZongShan², ZHANG Fan¹, CUI Ping¹ & SONG WeiJie¹

¹ Ningbo Institute of Materials Technology and Engineering, Chinese Academy of Sciences, Ningbo 315201, China;
² Research Center for Ecological and Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

Core-shell Fe₃O₄-SiO₂-Polypyrrole nanoparticles have been prepared, and their adsorption of $Cr_2O_7^{2-}$ ions investigated. Nanoparticle morphology and structure were characterized using X-ray diffraction, scanning electron microscopy, transmission electron microscopy and infrared spectroscopic techniques. Their magnetic saturation values were determined using a vibration sample magnetometer. The nanoparticle structure was composed of a polycrystalline Fe₃O₄ inner core (diameter ~400 nm), and outer shells of amorphous SiO₂ (thickness ~100 nm) and polypyrrole (thickness ~100 nm). The magnetic saturation was found to be 43.5 emu/g. The adsorption of $Cr_2O_7^{2-}$ was characterized using inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. The maximum saturated adsorption capacity was calculated to be 35.52 mg/g, by fitting to a Langmuir adsorption isotherm model. This result suggested that the nanoparticles could be applied to $Cr_2O_7^{2-}$ adsorption, with high efficiency magnetic separation.

highly efficient magnetic separation, nanoscale core-shell structure, Cr₂O₇²⁻ absorption

doi:10.1360/972010-935