

聚苯胺及其复合物对重金属离子的高效吸附性能

李新贵* 窦 强 黄美荣

(同济大学材料学院 先进土木工程材料教育部重点实验室 上海 200092)

摘 要 基于国外最新文献,系统总结了近年来聚苯胺及其复合物的制备方法及其重金属离子吸附性能,重点分析了吸附性能特征,指出聚苯胺及其复合物具有吸附下限浓度低、达到吸附平衡快以及解吸附性能优异等特点。填充有聚苯胺颗粒的吸附柱在动态处理初始浓度为 83 ng/L 的汞离子溶液时,经一次吸附与解吸循环操作后,汞离子的富集倍数可达 120 倍。应用于冷原子吸收光谱的待测样品的浓缩与富集,可以将汞的测试下限拓展到 0.05 ng/L。聚苯胺及其复合物在痕量重金属离子的高效富集与灵敏探测等方面展示了广阔的应用前景。

关键词 聚苯胺 重金属离子 汞离子 吸附

中图分类号: O647.3; X131.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1005-281X(2008)02/3-0227-06

Highly Effective Sorption of Heavy Metal Ions on Polyaniline and Its Composites

Li Xingui* Dou Qiang Huang Meirong

(Key Laboratory of Advanced Civil Engineering Materials, College of Material Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Based on the up-to-date research literatures, the research progress in the preparation of polyaniline and its composites and their adsorption properties towards heavy metal ions is summarized systematically. The sorption characteristics of these materials are emphasized. It is pointed out that polyaniline and its composites have shown excellent performance including low sorptive concentration limit, rapid sorptive equilibrium, and excellent desorption. When mercury ion solution at a concentration of 83 ng/L was fed to a column packed with polyaniline particles, the enrichment ratio of mercury ion was found to be up to 120 after a cyclic adsorption/ desorption operation. The detection limit could be extended down to 0.05 ng/L for mercury ion if the preconcentration of the mercury ion solution was conducted with the column prior to determination for concentration in a cold vapor atomic absorption spectroscopy. The polyaniline and its composites have demonstrated a bright future in efficient enrichment and sensitive detection of heavy metal ions.

Key words polyanilines; heavy metal ions; mercury ions; adsorption

许多重金属是进行工业生产、科学研究甚至国防建设不可缺少的材料,在人类的生产生活中起着重要作用。但是它们中大多数又是对人类和生态环境具有重大危害的元素。随着城市化进程的不断加快和工业化水平的迅速发展,大量有害金属及其化合物随工业和生活废弃物被排放入大气和水体中,

直接威胁着生态环境及人类健康。目前,治理有害金属污染、净化水质的方法很多,其中,吸附法以其操作简单和实用有效的特点广受人们关注。

吸附法成败的关键在于吸附剂性能的优劣。高效重金属离子的吸附剂是研究者孜孜以求的目标。聚苯胺是一种新型导电功能聚合物^[1, 2],其分子中

收稿: 2007 年 4 月, 收修改稿: 2007 年 7 月

* 通讯联系人 e-mail: lixingui@tongji.edu.cn

含有大量的氨基和亚胺基功能基团,它们对重金属离子具有良好的络合作用,能够对金属离子形成有效络合^[3-5]。这些氨基及亚胺基还具有还原性,可以与一些氧化电位较高的重金属离子发生氧化还原反应吸附^[6,7]。同时聚苯胺类吸附剂对部分金属离子还具有离子交换功能,加之聚苯胺具有很好的耐溶剂性能^[8],使其能够广泛适应于各种复杂的吸附环境。因此,聚苯胺的重金属吸附性能研究渐渐成为热点之一。目前,尽管针对各种有害重金属离子的吸附性能的研究刚刚起步,但人们已经看到了聚苯胺作为吸附剂的巨大优势。本文将着重论述当前国外对聚苯胺及其复合物对有害重金属离子的吸附性能特点及应用。

1 聚苯胺及其复合吸附剂的制备

1.1 聚苯胺吸附剂的制备

聚苯胺的合成方法一般分为化学氧化法和电化学氧化法两种。其中化学氧化法合成聚苯胺具有产率高、产量大、无需特殊设备等优点,并且合成的颗粒状物质具有很好的耐溶剂性,适宜用作吸附剂。如在酸性条件下用氧化剂 $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ 、 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 、 KIO_3 、 KMnO_4 等制备的掺杂态聚苯胺颗粒产率可达 70%—90%^[9-13]。有时,为了达到较好的吸附效果,还需将初生聚苯胺颗粒进行研磨和过筛处理,以便获得微米级聚苯胺。

1.2 聚苯胺复合吸附剂的制备

人们在研究聚苯胺吸附有害金属离子的同时,也对一些聚苯胺复合物的吸附性能展开了研究。通过将聚苯胺与成本低廉、来源广泛的填充物复合可获得廉价高效、机械性能优异、颗粒均一的吸附剂。更为重要的是,还可改进无机离子交换剂对于特定金属离子的选择性。涉及到的聚苯胺复合物包括聚苯胺-聚苯乙烯(PAN-PS)^[14]、聚苯胺-锯末(PAN-SD)^[15,16]、聚苯胺-阳离子交换剂^[17-19]、聚苯胺-硅土(PAN-Sil)^[20]。这些复合物是通过机械共混以及原位聚合得到的。

1.2.1 机械共混法

聚苯胺-聚苯乙烯复合物是通过将一定质量的聚苯乙烯溶于适量的有机溶剂苯中,然后使用研磨方法将聚苯乙烯均匀分散于相同质量的掺杂态聚苯胺基质中,再将苯蒸发去除即可^[14]。而聚苯胺-锯末复合则是先将化学氧化法合成的掺杂态聚苯胺颗粒用 0.5 mol/L NaOH 处理 2h 后烘干,然后将去掺杂的

聚苯胺颗粒溶入一定量的 88% 蚁酸,在滤除不溶物后,将干燥锯末加入聚苯胺蚁酸溶液中,搅拌并静置各 2h 后,用烘箱蒸发去除蚁酸即得复合物颗粒^[15,16]。

聚苯胺分别与阳离子交换剂磷酸锡、磷酸砷锡、钨锡复合氧化物的复合是在聚苯胺的盐酸凝胶中进行的^[17-19],都是将事先合成的阳离子交换剂在搅拌条件下加入到聚苯胺的盐酸凝胶中,所得的绿色凝胶在室温下静置 24h。之后抽滤将酸液除去,冲洗并烘干后,再用硝酸处理 24h 将复合物转变成 H^+ 型。最后经烘干、过筛得到粒径约为 125 μm 的复合物颗粒。

1.2.2 原位聚合共混法

聚苯胺-硅土复合物是通过原位化学氧化聚合共混法制备的,其具体步骤为:将一定质量蒸馏过的苯胺加入到一个装有 $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ 和硅土凝胶的反应容器中,在 25℃ 及搅拌条件下,使混合物持续反应 2h,过滤并用盐酸冲洗后烘干,得到绿色聚苯胺-硅土复合物颗粒。复合物中聚苯胺有机层覆盖在硅土颗粒表面,将细小的硅土颗粒黏结在一起,起到了黏结剂的作用,形成了粒径为 63—200 μm 的掺杂态聚苯胺-硅土复合颗粒^[20]。

2 聚苯胺及其复合物吸附性能特点

2.1 吸附百分率高

聚苯胺及其复合物对痕量重金属离子显示出高效的吸附率,说明聚苯胺及其复合物具有吸附浓度下限低的性能特点。表 1 列出了聚苯胺及其复合物对几种痕量有害金属离子的吸附性能。可以看出聚苯胺及其复合物对痕量有害金属都有着很高的吸附率,尤其是聚苯胺颗粒对 10^{-9}mol/L 的 Ru^{3+} 吸附率竟然高于 96%^[12]。吸附过程不但迅速高效,而且对吸附条件均没有苛刻的要求,这预示着这类吸附剂在有害金属痕量探测和去除领域将有着诱人的应用前景。

本课题组通过化学氧化共聚法,向聚苯胺链节中引入了具有螯合功能和离子交换功能的磺酸基团^[21]。该改性共聚苯胺处理初始浓度为 $6 \times 10^{-3}\text{mol/L}$ 的 Hg^{2+} 溶液时,对汞离子的吸附率为 85%,吸附容量为 510 mg/g。而对小于 $1.0 \times 10^{-3}\text{mol/L}$ Hg^{2+} 溶液吸附率达 99.9% 以上,基本实现了完全吸附,在相同吸附条件下 Gupta^[10] 报道的未改性聚苯胺对汞离子的吸附率则不到 44%。这表明磺酸基的引入可大大增加吸附活性点,进而大幅提升了吸附容量。

表 1 聚苯胺及其复合物对痕量有害金属的吸附性能

Table 1 The adsorption properties of trace toxic metal ions on PAN and its composites

sorbent	dosage (mg)	metal ion/ volume(ml)	initial concn. (mol/L)	sorptivity (%)	adsorption time(min)/pH
PAN ^[9]	100	Cs ⁺ /10	10 ⁻⁸	84.0	60/5.78
PAN ^[10]	100	Hg ²⁺ /10	10 ⁻⁷	68.5	40/3.8
PAN ^[12]	25	Ru ³⁺ /10	10 ⁻⁹	>96.0	15/5
PAN-PS ^[14]	100	Hg ²⁺ /10	10 ⁻⁸	79.1	40/4.12
PAN-SD ^[15]	1 000	Cr ⁶⁺ /50	10 ⁻⁶	100	10/1
PAN-Sil ^[20]	500	Cu ²⁺ /50	1.6 × 10 ⁻⁷	100	120/6

2.2 吸附平衡时间短

聚苯胺及其复合物对有害金属的吸附过程都普遍具有平衡吸附时间短和吸附速率高的特点。聚苯胺及其复合物的平衡吸附时间一般都在 1h 以内,有的只有几分钟。PAN-PS 复合物吸附不同浓度的 Hg²⁺ 溶液平衡吸附时间均为 40min^[14]。PAN-Sil 复合物吸附 Cu²⁺ 的平衡时间是 20min^[20]。聚苯胺吸附 Ru³⁺ 的平衡时间只需 10min^[12]。聚苯胺颗粒吸附 Hg²⁺ 和 CH₃Hg⁺ 的平衡时间都只有 5min^[11]。正是由于其吸附速率高的性能特点,聚苯胺及其复合物纷纷被用于动态吸附研究,并且取得了很好的效果,为开发以聚苯胺及其复合物为基础的方便、高效的污水处理吸附柱作了有益的尝试。

Gupta 等^[9, 10]从动力学方面对聚苯胺吸附 Cs⁺、Hg²⁺ 等有害金属过程进行了研究。这些吸附过程均符合一阶速率方程:

$$\log(a_e - a_t) = \log a_e - k_1 t / 2.303$$

式中 a_e 表示吸附剂平衡吸附量, a_t 表示 t 时刻吸附剂的吸附量, k_1 表示吸附速率常数。同时,也一定程度解释了这些吸附过程速率较快的原因。

2.3 吸附性能随温度升高而增加

与普通吸附剂相反,聚苯胺及其复合物的吸附容量随温度升高而增加,吸附率也会随之升高。不过平衡吸附时间却一般没有显著变化,说明吸附温度的升高明显提升了吸附剂的吸附速率。这可能是由于体系温度的升高加速了一些原本缓慢的吸附步骤,同时可能改变某些吸附机理,甚至可能使吸附剂

表面产生一些新的吸附活性中心。另一方面,吸附温度的升高也会使溶液中离子的扩散速度加快,使其与吸附剂上活性中心的碰撞机会增多,从而提高了体系的吸附速率^[9, 10, 14]。

当 $T = 303\text{K}$ 时,这两个吸附体系的 k_1 分别为 $1.47 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ 和 $2.02 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ 。计算得出聚苯胺对 Hg²⁺、Cs⁺ 的吸附反应活化能 ΔE 分别为 $12.32 \pm 0.31 \text{ kJ/mol}$ 和 $12.57 \pm 0.21 \text{ kJ/mol}$ 。而高性能离子交换树脂——聚乙烯基咪唑接枝双硫脲在 303K 吸附汞离子的 k_1 为 $8.23 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$, 活化能 ΔE 为 10.4 kJ/mol ^[22]。这 3 个同属低值的活化能 ΔE 反映出 3 个吸附体系中吸附剂对金属离子的吸附作用都是比较强的,说明作为反应过程它们可以在常温下自发进行。由此,我们可以推测聚苯胺及其复合物吸附重金属离子过程是一个吸热反应过程。Gupta 等^[9, 10, 14]通过对实验数据的分析和理论计算证明了这一点。这一规律与聚 1,8-萘二胺、聚苯二胺分别对银离子、铅离子的吸附也是吸热过程相一致^[3, 4]。表 2 中列出了 PAN-PS 复合物和聚苯胺吸附汞、铯离子的热力学常数。可见,三个吸附过程的焓变 ΔH 均为正值,这说明这些吸附过程均是吸热反应,而反应的活化能 ΔE 都在 10 kJ/mol 左右,说明吸附过程能垒较低,在室温下都很容易进行。这些吸附反应的自由能变 ΔG 均为负值,所以吸附反应可以在常温下自发进行。同时反应的熵变又都是正值,这表明在有害金属离子通过吸附作用进入到吸附剂基体的过程中,反应体系的无序程度增加了。

表 2 313K 下聚苯胺及其复合物吸附动力学常数

Table 2 Adsorption kinetic parameters of PAN and its composites at 313K

adsorption system	ΔE (kJ/mol)	ΔG (kJ/mol)	ΔH (kJ/mol)	ΔS [J/(mol K)]
PAN, Cs ⁺ [9]	12.57 ± 0.21	-6.23 ± 0.11	26.81 ± 0.79	105.6
PAN, Hg ²⁺ [10]	12.32 ± 0.31	-12.12 ± 0.23	11.89 ± 0.15	79.2 ± 0.3
PAN-PS, Hg ²⁺ [14]	9.47 ± 0.03	-6.05 ± 0.10	16.3 ± 0.1	71.4

2.4 吸附性能对 pH 敏感

吸附环境的 pH 值变化通常会引起金属离子在溶液中的存在形式、PAN 掺杂状态甚至吸附过程的作用机理的变化,从而直接改变吸附剂的金属离子吸附能力。图 1 给出了聚苯胺及其复合物在不同 pH 值下对几种重金属离子的吸附率。由图 1 可以看出 pH 值对吸附性能的影响可以分为两种截然不同的情况:在绝大多数情况下,吸附剂在溶液的 pH 值较低时,吸附能力较差、吸附率较低,有的甚至基本无吸附现象;而当 pH 值逐渐升高,反应过程的吸附率迅速提升,并且在 pH = 5—8 时,吸附率往往出现一个高吸附的平台。虽然每个吸附体系受 pH 值影响的情况可能略有不同,但它们变化趋势都是随着溶液由酸性变为中性,吸附率明显升高。而极少数是像 PAN-SD 吸附 Cr^{6+} 的情况^[15, 16],当吸附液的 pH 值较低时,PAN-SD 对 Cr^{6+} 的吸附率很高,甚至达到 100%。但随着溶液转向中性,pH 值升高,吸附率开始急剧下降。当吸附液 pH = 6—12 时,复合物对 Cr^{6+} 基本没有吸附作用。

聚苯胺主链中的氮原子是其吸附这两种金属阳离子的主要吸附活性中心,同时也是氢离子的吸附活性中心。因此,当吸附液 pH 值较低时,大量氢离子会与金属阳离子竞争聚苯胺主链上的吸附活性中心,从而影响重金属离子的吸附率。而当吸附液的 pH 值升高、氢离子浓度下降时,原来被氢离子占据的活性中心被释放出来,使重金属离子有机会与之作用,吸附率自然也随之升高。

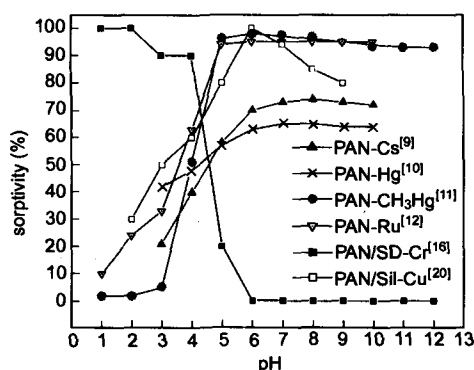


图 1 pH 值对聚苯胺及其复合物吸附重金属离子性能的影响

Fig.1 Effect of pH on adsorption properties of heavy metal ions on PAN and its composites

图 1 显示的另一种像 PAN-SD 吸附 Cr^{6+} 的情况,则是由于 Cr^{6+} 在吸附液中主要是以 HCrO_4^- 、 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 两种阴离子形式存在,PAN-SD 对 Cr^{6+} 吸附

是以聚苯胺主链上的掺杂离子(主要指 Cl^-)与上述两种阴离子发生离子交换进行的。因此,在酸性环境中掺杂态的聚苯胺可以很好地吸附这两种阴离子,而当吸附液的 pH 值逐渐升高到 5 时,原本掺杂态的聚苯胺开始去掺杂过程。因此,吸附剂的吸附率也开始急剧下降,而当溶液转为碱性环境,聚苯胺完成去掺杂过程变为脱掺杂态。这时聚苯胺主链上已无掺杂阴离子与溶液中的阴离子进行交换,所以体系的吸附率接近于零。同时,pH 值的变化还直接影响 Cr^{6+} 的存在形式^[16],从而间接影响吸附剂对 Cr^{6+} 的吸附能力。只有当 pH > 1 时,大部分 Cr^{6+} 以 HCrO_4^- 形式存在,可以与聚苯胺主链中的掺杂 Cl^- 进行离子交换。

因为吸附环境的 pH 值对吸附剂性能有着决定性的影响,所以通过改变吸附液 pH 值就可以直接控制吸附剂对某种金属离子的吸附性能,甚至操纵吸附剂对金属离子的吸附及解吸附过程。其实,PAN-SD 对 Cr^{6+} 的吸附和解吸附作用就是通过改变溶液的 pH 值来实现的。而吸附剂对其它金属离子的解吸附操作,也一定程度上利用了 pH 值对吸附剂的影响。若使用聚苯胺类吸附剂对由 Cr^{6+} 与 Cs^+ 、 Hg^{2+} 、 Ru^{3+} 、 CH_3Hg^+ 、 Cu^{2+} 等阳离子组成的二元金属离子溶液进行吸附,只需通过调节吸附液的 pH 值即可轻松地实现任一金属离子的选择性吸附。

2.5 易解吸且富集倍数高

聚苯胺及其复合物对有害金属的吸附大都可以通过洗提液的洗提进行解吸,而且解吸率很高。表 3 列出了聚苯胺及其复合物对几种有害金属的解吸率以及所用的洗提液。从表 3 可以看出聚苯胺及其复合物都有着很好的解吸性能。在上文分析中提到,聚苯胺及其复合物对溶液中的重金属阳离子的吸附过程受到氢离子竞争吸附的影响。正因为如此,这些金属阳离子解吸过程都使用酸液或者酸性洗提液将吸附剂中金属离子脱洗出来。而 PAN-SD 吸附 Cr^{6+} 过程是通过掺杂态的聚苯胺与阴离子发生离子交换作用。因此,只需要使用 0.1 mol/L NaOH 洗提聚苯胺颗粒使其完成去掺杂过程,被吸附的阴离子也就同时完成解吸过程。

基于聚苯胺及其复合物平衡吸附时间短、解吸性能优异的特点,这类吸附剂纷纷被用于动态吸附研究。用于处理 5ppm Ru^{3+} 溶液的聚苯胺吸附柱,经 5 次吸附与解吸循环操作,吸附柱性能没有受到任何影响^[12]。特别值得一提的是,吸附柱吸附达到饱和后进行解吸时,所需解吸液的体积可以大大小

于原来处理的金属离子溶液的体积。这样,在吸附柱完成再生的同时,金属离子也达到了浓缩与富集的目的。表 4 列出了几种吸附柱的吸附性能,可见

其富集倍数少则几倍,多则可达上百倍。解吸性能优异是聚苯胺及其复合物作为吸附剂的一大优势,这也使其有望成为可循环利用的新型吸附剂。

表 3 聚苯胺及其复合物吸附体系的解吸率

Table 3 Desorptivity of PAN and its composite adsorption systems

sorbent	adsorbed ion	eluent	desorptivity (%)	eluent volume (ml)	enrichment ratio
PAN ^[10]	Hg ²⁺	0.08mol/L HCl + 0.026 mol/L thiourea	≥ 98	10	2
PAN ^[11]	CH ₃ Hg ⁺	0.08 mol/L HCl	≥ 98	10	2
PAN ^[12]	Ru ³⁺	4.0 mol/L HCl	98	20	0.5
PAN ^[13]	Cd ²⁺ , Cu ²⁺ , Pb ²⁺	1.6 mol/L HNO ₃	100	20	0.5
PAN ^[13]	Sb ³⁺	1.6 mol/L HNO ₃	75	20	0.5
PS-PAN ^[14]	Hg ²⁺	0.1 mol/L HNO ₃ , diphenylthiocarbazone	47, 72	—	—
PAN-SD ^[15, 16]	Cr ⁶⁺	0.1 mol/L NaOH	≥ 95	50	1
PAN-Sn ⁴⁺ phosphate ^[17]	Hg ²⁺	0.1 mol/L HNO ₃ -0.1 mol/L NH ₄ NO ₃	100%	50	—

表 4 吸附柱对痕量有害金属的富集性能

Table 4 Enrichment properties of trace toxic metal ion onto adsorption column

sorbent/ dosage (mg)	adsorbed ion	column size (mm)	flow rate (ml/min)	volume (ml)/ concn. (μg/L)	adsorption time (min)	eluent volume (ml)	enrichment ratio
PAN/50 ^[11]	Hg ²⁺	30 × 2	2	1 200/0.083	600	10	120
PAN/50 ^[11]	CH ₃ Hg ⁺	30 × 2	2	600/0.166	300	10	60
PAN/200 ^[12]	Ru ³⁺	50 × 4	2	800/5	400	20	40
PAN-SD/1 000 ^[15]	Cr ⁶⁺	150 × 10	5	300/50 000	60	50	6

3 聚苯胺及其复合吸附剂的应用

在研究聚苯胺及其复合物对有害金属各项吸附性能的基础上,针对其吸附下限浓度低和可循环使用等性能特点,人们对吸附剂的应用也进行了深入的探索^[11, 12]。

3.1 对废水的达标处理

在聚苯胺颗粒吸附放射性 Ru³⁺ 的研究中^[12],使用装有聚苯胺的吸附柱对 1 000ml 低浓度放射性废水中的 Ru³⁺ 进行了吸附处理,然后使用 20 ml 4 mol/L HCl 进行解吸。处理后废水中 Ru³⁺ 去除率高达 95%,富集倍数达到了 50 倍,同时废水中含有的¹⁴⁴Ce、⁹⁵Zr、⁹⁵Nb、¹²⁵Sb 等放射性元素也一定程度上被一并吸附。在吸附 Hg²⁺ 和 CH₃Hg⁺ 的研究中还对瓶装水、湖水、地下水、电池厂附近的地下水、海水 5 种水样进行了动态吸附处理,结果发现聚苯胺吸附柱对 5 种水样中的 Hg²⁺ 和 CH₃Hg⁺ 的吸附率均高于 95%^[12]。处理后的水样中两种有害离子的浓度远低于汞含量不超过 0.001 mg/L 的生活饮用水水质

标准。

3.2 对待测试样的富集处理

使用聚苯胺颗粒装填的吸附柱对 1 200 ml 含有 100 ng Hg²⁺ 的水溶液进行动态吸附,再使用 10 ml 0.08 mol/L HCl 和 0.026 mol/L 硫脲混合洗提液对吸附柱进行解吸。在此吸附与解吸过程中汞的损失量小于 2%,对汞离子的富集倍数达到了 120 倍^[11]。相同操作条件下吸附柱对 600 ml 含有 100 ng CH₃Hg⁺ 样品的富集倍数也达到了 60 倍。若将这一吸附柱配合带金阱的冷原子吸收光谱仪使用,即将待测样品在测试前先经过吸附柱进行预浓缩,可以将汞的测试下限拓展到 0.05 ng/L^[11]。更重要的是,对于同时吸附有无机汞和有机汞的聚苯胺吸附柱,由于单独使用 0.08 mol/L HCl 仅能将其中 CH₃Hg⁺ 解吸下来,而不能将 Hg²⁺ 解吸下来,因此,可依次使用 HCl 以及 HCl 和硫脲混合洗提液进行分次淋洗,从而达到将 CH₃Hg⁺、Hg²⁺ 先后从样品中分离富集的目的。

4 展望

聚苯胺极强的耐溶剂性以及其上的功能性基

团,使其跻身于性能优异的重金属离子吸附剂的行列。然而,有关此类吸附剂的研究尚处于起步阶段,还有许多问题亟待研究。如聚苯胺的氧化程度、掺杂酸及掺杂度等与重金属离子吸附性能的关系等方面研究均为空白。现有的研究大都集中在国外,我国在此方面的研究还涉足较少。我们期待着更多的研究者在此领域作出不懈的努力,使这一新型多功能材料早日服务于人类。

参 考 文 献

- [1] Li X G, Huang M R, Duan W, Yang Y L. *Chem. Rev.*, 2002, 102: 2925—3030
- [2] Kolla H S, Surwade S P, Zhang X Y, et al. *J. Am. Chem. Soc.*, 2005, 27: 16770—16771
- [3] Huang M R, Peng Q Y, Li X G. *Chem. Eur. J.*, 2006, 12: 4341—4350
- [4] Li X G, Huang M R, Li S X. *Acta Mater.*, 2004, 52: 5363—5374
- [5] Dimitriev O P. *Macromolecules*, 2004, 37: 3388—3395
- [6] 黄美荣(Huang M R), 李新贵(Li X G), 李圣贤(Li S X). *化学进展(Progress in Chemistry)*, 2005, 17(2): 299—309
- [7] Li X G, Liu R, Huang M R. *Chem. Mater.*, 2005, 17: 5411—5419
- [8] Lee C W, Seo Y H, Lee S H. *Macromolecules*, 2004, 37: 4070—4074
- [9] Gupta R K, Dubey S S. *J. Polym. Res.*, 2005, 12: 31—35
- [10] Gupta R K, Shankar S. *Adsorption Sci. Technol.*, 2004, 22: 485—496
- [11] Balarama M V, Karunasagar D, Rao S V, et al. *Talanta*, 2005, 68: 329—335
- [12] Balarama M V, Arunachalam J, Prabhu D R, et al. *Sep. Sci. Technol.*, 2005, 40: 1313—1332
- [13] Sahayam A S. *Fresenius' J. Anal. Chem.*, 1998, 362: 285—288
- [14] Gupta R K, Singh R A. *Sep. Purif. Technol.*, 2004, 38: 225—232
- [15] Ansari R. *Acta Chim. Slovenica*, 2006, 53: 88—94
- [16] Khalkhali R A, Aliakbar A R, Masoudi M. *J. Polym. Mater.*, 2005, 22: 75—80
- [17] Khan A A, Inamuddin. *Sensors and Actuators B*, 2006, 120: 10—18
- [18] Niwas R, Khan A A, Varshney K G. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1999, 150: 7—14
- [19] Khan A A, Mezbaul M. *React. Funct. Polym.*, 2005, 55: 277—290
- [20] Belaib F, Meniai A H, Lehocine M, et al. *Desalination*, 2004, 166: 371—377
- [21] Lü Q F, Huang M R, Li X G. *Chem. Eur. J.*, 2007, 13: 6009—6018
- [22] Shah R, Devi S. *React. Funct. Polym.*, 1996, 31: 1—9