基于实时控制的电絮凝-气浮处理重金属清淤尾水

徐海音^{1,2},杨朝晖^{1,2*},曾光明^{1,2},罗远玲³,黄 兢^{1,2},汪理科^{1,2},宋佩佩^{1,2}(1.湖南大学环境科学与工程学院, 湖南 长沙 410082; 2.湖南大学环境生物与控制教育部重点实验室,湖南 长沙 410082; 3.长沙环境保护职业技术 学院,湖南 长沙 410004)

摘要:针对重金属清淤尾水具有污染物浓度高、水质波动大、沉淀性能差等特点,选取 pH 值和浊度作为实时监测因子,并借助沉淀模拟和 数据拟合等手段,建立了比电流与镉残留量之间的实时控制响应模型.结果表明:铝-电絮凝-气浮兼有中和 pH 值和改善泥水分离的优点,实 现了重金属铅、镉和锌的达标排放;此外实时控制策略节省了 35.8%的材料消耗和 43.4%的电能消耗以及降低了 47.9%的产泥量. 关键词:电絮凝;气浮;清淤尾水;实时控制;重金属 中图分类号:X703 文献标识码:A 文章编号:1000-6923(2016)03-0786-07

Treatment of residual water from heavy metals contaminated sediment dredging by electro-coagulation-flotation based on real-time control strategy. XU Hai-yin^{1,2}, YANG Zhao-hui^{1,2*}, ZENG Guang-ming^{1,2}, LUO Yuan-ling³, HUANG Jing^{1,2}, WANG Li-ke^{1,2}, SONG Pei-pei^{1,2} (1.College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2.Key Laboratory of Environmental Biology and Pollution Control, Ministry of Education, Hunan University, Changsha 410082, China; 3.Changsha Environmental Protection College, Changsha 410004, China). *China Environmental Science*, 2016,36(3): 786~792

Abstract: Residual water from heavy metals contaminated sediment dredging had high concentrations of heavy metals, fluctuant water-quality and poor sedimentation. Electro-coagulation-flotation with aluminium anode (Al-ECF) was applied to treat residual water. First, pH and turbidity were selected as monitoring factors of real-time control. Then, a real-time control response model of ratio current and residual cadmium (Cd) was established by the tools of precipitation simulation and data fitting. Experiment results showed that Al-ECF could neutralize pH and improve separation performance and lead (Pb), Cd and zinc (Zn) of effluent met the discharge standards. Additionally, the real-time control strategy could save 35.8% of anode material and 43.4% of electricity power and reduce 47.9% of sludge production. **Key words**: electrocoagulation; flotation; residual water of dredging; real-time control; heavy metals

底泥环保清淤(疏浚)技术是治理湖泊、港口 及河道重金属内源污染的重要手段^[1].重金属污 染底泥的环保清淤过程中,由于挖掘、搅拌等物 理因素的影响,导致底泥中原本含重金属浓度较 高且相对稳定的间隙水、毛细水从底泥中渗出, 从而形成含重金属的清淤尾水^[2].

目前,国内外环保清淤的对象主要以受氮、 磷等营养元素污染的河流湖泊的底泥为主,如云 南滇池草海、安徽巢湖以及 Lake Uluabat(土耳其) 环保疏浚工程等,其尾水的处理主要采用静置直 排、絮凝沉淀后直排或絮凝和吸附的组合方 式^[3-5].然而国内外关于重金属污染底泥清淤尾 水的处理方法的研究仍非常有限^[2,6].此外,在重 金属污染底泥的环保清淤实施过程中,清淤尾水 的水质具有波动幅度大、沉淀性能差等特点,若 处理不当,极易造成水污染环境事故.因此,有必 要针对重金属污染底泥清淤尾水的水质特点,研 究开发一种安全经济、自动化程度高的处理方法, 避免清淤尾水及其处理过程引发二次污染.

电絮凝-气浮技术是利用铝或铁在阳极原位 生成高活性的多形态聚铝或聚铁絮凝剂;同时利 用阴极产生具有气浮作用的微小氢气气泡^[7-9].

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51578223、51521006);国家 水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07212-001-02)

收稿日期: 2015-08-20

^{*} 责任作者, 教授, yzh@hnu.edu.cn

此外,电絮凝-气浮还具有无需投加化学物质、自动化程度高、易与其他工艺组合应用等优点,已逐步成为重金属废水处理的工业化应用技术^[3]. 近年来研究表明电絮凝-气浮产生的氢气具有较高的回收价值,可通过其抵消部分费用并进一步降低运行成本^[10].

本研究针对清淤尾水水质的特点,试图采 用基于实时控制策略的铝-电絮凝-气浮技术, 通过筛选实时监测因子,建立其与响应值的定 量关系,构建清淤尾水的实时控制响应模型,实 现重金属污染底泥清淤尾水的电絮凝-气浮自 动化控制.

1 材料与方法

1.1 实验尾水及水质

实验尾水来自湘江流域株洲段霞湾港河道 的喻家坪车站至入江口沿线26个点,其具体的采 样点及其坐标(东经,北纬)如图1所示.



Fig.1 Points of sediment collection in Xiawangang river

将采集到的清淤底泥充分搅拌后静置 30min 后,取上层泥水混合物作为实验用的尾水. 然后将尾水用 0.45µm 膜过滤得到的液体称为尾 水过滤液.因此,尾水过滤液中的重金属主要以溶 解态(离子态)存在.经分析清淤尾水中重金属主 要以 Pb、Zn 和 Cd 为主,尾水及其过滤液的污染 物含量如表 1 所示.

表1 尾水及其过滤液的水质

Table 1 Water-quality of residual water and its filtrate

项目	pH 值	Pb(mg/L)	Cd(mg/L)	Zn(mg/L)
尾水	6.0~7.0	62.5~66.8	6.5~8.4	111.8~131.6
尾水过滤液	6.0~7.0	15.5~17.9	1.5~2.6	9.3~11.6
排放标准	6.0~9.0	1.0	0.1	2.0

注:排放限值为《污水综合排放标准》GB8998-1996中第一类污 染物最高允许排放标准和表4中第二类污染物一级标准.

1.2 实验设定及分析方法

电极材料均采用铝(1050)极板,其尺寸为 (150×150×2)mm³,极板间距 15mm.搅拌速度为 200rpm.pH 调控蠕动泵流量为 10mL/min,而实时 监控体系蠕动泵为 300mL/min. 电流密度 200A/m² 由直流电源(RIGOL DP1116A)提供.为 防止电絮凝中的钝化行为,采取极性切换方式,时 间间隔 15min,由继电器(JSPG-120-B)控制^[10]. pH 及温度探头(TOLEDO FE20)和浊度计 (HACH TSS Portable)实现其在线监测.具体实验 装置如图 2 所示.尾水 pH 值通过 1mol/L 的 HCl/ NaOH 溶液调节,电絮凝-气浮实验温度为室温 (15±2)℃,实验所用试剂均为分析纯.采用 Minteg 软件模拟重金属沉淀生成及溶解行为,响应面 (RSM)实验设计及数据处理手段构建电絮凝-气 浮实时控制的响应模型^[7,11].实验中 Pb、Zn、Cd 和 Al 的含量由原子吸收光谱仪(PE AA700)以及 电感耦合等离子体原子发射光谱仪(BAIRD PS-6)测定.



2 结果与讨论

2.1 起始 pH 值对尾水过滤液中重金属去除的影响

pH 值是影响电絮凝去除重金属效果的主要因素之一^[8].由图 3 可知,随着起始 pH 值的升高(5.0~9.0),重金属离子(Zn²⁺、Cd²⁺和 Pb²⁺)的去除率随之快速上升.Heidmann 等^[12]在研究电絮凝去除重金属 (Ni,Cu,Cr)的过程中也观察到类似的现象.其可能由于随着起始 pH 值上升,溶液中重金属离子处于过饱和状态(*K*>*K*sp),使其与OH 结合生成沉淀(式 1,*n*=2),并从尾水中分离去除.

$$M^{n+} + nOH^{-} \rightleftharpoons M(OH)_{n}(s)$$
 (1)

但是随着起始pH升到13时,Zn的去除率显 著下降.这是因为生成的氢氧化锌沉淀是两性物 质,在碱性条件下,其以 Zn(OH)₃的形式(式 2,*n*=2,*m*=1),并重新释放至尾水^[13].

$$M(OH)_n(s) + mOH^- \rightleftharpoons M(OH)_{n+m}^{m-}$$
 (2)

因此,尾水中重金属去除率与电絮凝过程的 pH 有非常密切的关系,其主要原因在于重金属 离子如 Pb²⁺、Cd²⁺和 Zn²⁺均可与 OH⁻结合并生成 其氢氧化物的难溶物,经絮凝沉淀后去除.

然而 pH 值在电絮凝过程中是不断发生演化的^[7].如图 3 所示,当起始 pH 值为碱性时,最终 pH 值相对其起始 pH 值会下降;反之,最终 pH 会上升. 当起始 pH 为 6.0~11.0 时,经铝-电絮凝后,最终 pH 位于 6.7~9.0 范围内.研究表明,铝-电絮凝在 处理重金属废水、餐饮废水以及食品加工废水过 程中都表现出了类似的 pH 行为^[13].

虽然理论上,铝-电絮凝等价于原位生成絮 凝剂 Al(OH)₃,因而该过程并不会改变系统的 pH^[7].但是在碱性条件下,尾水过滤液中的重金属 离子(Pb²⁺、Cd²⁺和 Zn²⁺)在生成其氢氧化物沉淀 [式(1)]或两性沉淀溶解过程[式(2)]中均会消耗 过滤液中的 OH,导致系统最终 pH 下降.此外在 弱酸性条件下,铝-电絮凝-气浮产生的微小氢气 气泡会吹脱溶解于清淤尾水中的 CO₂,促使其溶 解平衡从左往右移动[式(3)],同时生成 OH,因而 使尾水过滤液的最终 pH 上升.



图 3 起始 pH 值对尾水过滤液最终 pH 值及重金属去除的影响

Fig.3 Effects of initial pH on final pH and heavy metals removal efficiency of residual filters

$$HCO_{3}^{*}+OH^{*}+H_{2}O \Leftrightarrow H_{2}CO_{3}+2OH^{*}$$

$$(3)$$

$$CO_{3}^{2*}+H_{2}O \qquad CO_{2}\uparrow +H_{2}O$$

综上所述,铝-电絮凝具有中和调节 pH 的特 点,能够适应于 pH 值波动水质的处理.

从表 1 可知,尾水过滤液中溶解态重金属 Pb、Cd 和 Zn 均超出排放限值.接下来进一步考 察 pH 值对尾水过滤液中重金属 Pb、Cd 和 Zn 残留量的影响,使其满足排放标准.假定在铝-电 絮凝中.尾水过滤液中的重金属均以生成其氢氧 化物的难溶物而去除.根据 Pb、Cd、Zn 和 Al 的 溶度积以及溶解平衡常数,借助 Minteq 软件^[11], 构建不同pH值以及重金属浓度下其氢氧化物的 理论溶解/沉淀区域,如图4所示. 随着最终pH值 升高,尾水过滤液中重金属 Pb²⁺和 Cd²⁺的理论上 限值呈指数下降.理论上,要实现尾水过滤液的达 标排放,需要满足重金属的理论上限值小于等于 其排放限值,此时重金属所对应的 pH 值分别为: pH_{Pb}≥9.24,pH_{Cd}≥9.95,pH_{Zn}≥7.95,如图4所示.但是 其中Zn(OH),以及Al(OH),呈现了典型的两性特 征.例如pH5.0~13.0范围内,其溶解理论上限值随 着 pH 值的升高先降低后又增大.理论上限值内 侧所围区域为其氢氧化物沉淀区间,外侧为其溶 解态区间,如图 4 所示.因此,Zn 达标排放的理论 pH 值为 7.95≤pHzn≤12.24.其中 Cd 达标排放的 pHcd最大,为重金属去除的关键因子.

然而铝-电絮凝中满足 Pb、Cd 和 Zn 排放所 需的实际 pH 值要远低于其理论沉淀的 pH 值. 例如理论 pH≥9.95 能够使得尾水过滤液中 Pb、 Cd 和 Zn 的理论上限值满足排放要求,而在铝-电 絮凝中实际 pH=8.23 时就已满足排放要求.其可 能原因在于电絮凝发生析氢反应使得其阴极表 面附近的 pH 能达到 10~12^[14],要显著高于整体 pH 值,使得阴极周边重金属离子达到饱和浓度 并以其氢氧化物沉淀析出.



图4 不同pH值下尾水过滤液中重金属理论及实际残留量 Fig.4 Theoretical and actual residual of heavy metals in filters with different final pH

基于上述 pH 值对尾水重金属残留量的显著 影响,试图引入 pH 值作为实时控制的监测因子, 建立其对尾水中镉残留量的定量关系.

2.2 比电流对铝-电絮凝-气浮性能的影响

比电流即单位水流量通过的电流^[15].从表 1 结果可知,尾水中的重金属主要以悬浮颗粒物的 形式存在.因此,清淤尾水的泥水分离过程是影响 电絮凝效果的关键步骤.而清淤尾水中含有较多 的细小悬浮颗粒物,其本身的絮凝沉降性能较差, 如图 5 所示,在未投加絮凝剂时[*Q*=0(A·s/L)],当 尾水浊度降到 1NTU 所需的静置时间为 250min.

如何提高电絮凝过程中清淤尾水的固液分 离效果?事实上,电絮凝同时具有絮凝以及气浮 作用^[15],例如 Gao 等^[16]利用其气浮作用,实现了 电絮凝-气浮处理含铬废水过程中泥水的快速分 离.从图 5 中阶段 I (0<Q<540A·s/L)可知,随着比 电流的增加,尾水中铝絮凝剂的理论释放量也线 性上升,zeta 电位逐渐变小且接近于 0mV,同时尾 水浊度降到 1NTU 所需的静置时间也逐步缩短 至 30min.以上结果表明:铝絮凝剂能够通过电性 中和作用使尾水中带负电的悬浮颗粒物脱稳并 聚集成大颗粒^[17],改善尾水的絮凝性能.

随着比电流的继续增加(540<Q<900A·s/L), 铝絮凝剂也线性增加,期间 zeta 电位变化幅度不 大,系统的絮凝性能未得到进一步显著改善,但是 所需的静置时间却急剧缩短至 5min.絮凝物的形 态结构分析表明:相比于阶段 I(图 6a),阶段 II 中 的絮凝物与大量的微小的氢气气泡发生了黏附, 并融合聚集成大气泡(图 6b),并在其顶托、裹携 和吸附的综合作用下,实现了悬浮物与尾水的快 速分离^[15-16].但是,随着比电流的进一步增加 (900<Q<1200A·s/L),所需静置时间反而升高,表 明系统的絮凝性能变差,如图 5 中 III 阶段所示.

综上所述,通过优化铝-电絮凝的比电流,实现电絮凝-气浮的联合作用,快速高效去除清淤 尾水中悬浮物以及细小颗粒物.



Fig.5 Characters of flocculation and flotation of residual water with various ratio current



图 6 铝-电絮凝-气浮中絮凝物 Fig.6 Flocculates of Al-ECF (a)420A·s/L; (b)720A·s/L

3期

2.3 Al-ECF 实时控制的 RSM 优化设计

表 2 响应面实验结果

Table 2Experimental matrix for natural variables andcorresponding experimental response to residual of Cd

641	x_1	x_2	x_3	x_4	У
Sta	浊度(NTU)	pH 值	时间(min)	$Q[(A \cdot s)/L]$	Cd(mg/L)
1	530	8	11.25	750	0.020
2	764	8	11.25	750	0.318
3	530	10	11.25	750	0.050
4	764	10	11.25	750	0.342
5	530	8	23.75	750	0.035
6	764	8	23.75	750	0.293
7	530	10	23.75	750	0.115
8	764	10	23.75	750	0.357
9	530	8	11.25	1050	0.295
10	764	8	11.25	1050	0.386
11	530	10	11.25	1050	0.263
12	764	10	11.25	1050	0.372
13	530	8	23.75	1050	0.316
14	764	8	23.75	1050	0.385
15	530	10	23.75	1050	0.342
16	764	10	23.75	1050	0.424
17	453	9	17.5	900	0.203
18	846	9	17.5	900	0.592
19	657	7	17.5	900	0.011
20	657	11	17.5	900	0.055
21	657	9	5	900	0.008
22	657	9	30	900	0.089
23	657	9	17.5	600	0.360
24	657	9	17.5	1200	0.717
25	657	9	17.5	900	0.076
26	657	9	17.5	900	0.063
27	657	9	17.5	900	0.060
28	657	9	17.5	900	0.068

以上的研究结论表明,铝-电絮凝-气浮的性能主要受尾水中 pH 值、悬浮颗粒物浓度、絮凝 剂产生量以及静置时间的影响.由于尾水的水质 是波动的,若要实现其实时控制,有必要首先筛选 易于实时监控的指标^[7].因此本研究采用浊度作 为悬浮颗粒物浓度的衡量指标,采用比电流定量 描述铝絮凝剂的产生量.此外,相比于重金属 Pb 和 Zn,Cd 为尾水过滤液中重金属去除的关键因 子,选取其作为响应值.接下来借助响应面拟合实 验数据并构建实时控制响应方程,试图根据水质 的即时变化特征来实时调控比电流(絮凝剂产生 量),实现尾水重金属的达标排放及铝-电絮凝-气浮性能最优化^[4].影响尾水重金属Cd残留量的 CCD实验设计^[10]及结果如下表2所示.

2.3.1 铝-电絮凝-气浮的实时控制模型 为了 提高实时控制模型的可操作性,应尽量减少其中 的非显著项^[10].当某影响因素的 P≥0.05,表明该 因素不显著,可以考虑剔除^[7].方差分析表明:交互 项 x₁x₂、x₃x₄以及二次项 x₂²,x₃²均不显著,因此将 其从二次拟合模型中剔除.经改进后的二次模型 的方差结果如表 3 所示,模型的 P<0.0001 表明该 模型具有高显著性,同时模型的失拟度不显著 (P=0.0864≥0.05),表明该二次拟合模型能够定量 描述各个影响因素对尾水中残留总镉的影响,可 作为铝-电絮凝-气浮实时控制的控制方程.

表 3 响应面拟合二次模型方差分析结果

Tab	ole 3	ANOVA	of response	surface qua	dratic moc	lel
-----	-------	-------	-------------	-------------	------------	-----

项目	系数	自由度	标准误差	<i>P</i> 值
模型	-	10	-	< 0.0001
x_1	0.092	1	0.003182	< 0.0001
x_2	0.013	1	0.003182	0.0009
<i>x</i> ₃	0.016	1	0.003182	0.0001
x_4	0.082	1	0.003182	< 0.0001
$x_1 x_3$	-0.0087	1	0.003897	0.0396
$x_1 x_4$	-0.046	1	0.003897	< 0.0001
x_2x_3	0.013	1	0.003897	0.0050
$x_2 x_4$	-0.011	1	0.003897	0.0106
x_1^2	0.087	1	0.003019	< 0.0001
x_4^2	0.12	1	0.003019	< 0.0001
失拟度	-	14	-	0.0864

此外,模型中的影响因子间还存在显著的交 互作用,其中最为典型的交互项为: x₁x₄(浊度-比 电流)和 x₂x₄(pH-比电流).在一定浊度下,随着比 电流的增加,铝絮凝剂的产生量也线性增加,同时 改善尾水中细小颗粒物以及悬浮物的絮凝性能, 使得尾水中总镉的残留量逐步下降[图 7(a)]^[13]. 而 pH 与比电流之间的交互作用如图 7(b)所示, 相比于起始 pH,比电流对残留总镉的影响更大. 由于尾水过滤液中的 Cd²⁺在碱性环境中会生成 其氢氧化物的细小颗粒物[式(1)].随着比电流的 增加,使得细小颗粒物凝聚成大颗粒,同时吸附阴 极的微小气泡,借助气浮作用显著改善尾水的泥



水分离效果,使得残留镉的量显著下降.



根据 CCD 实验设计数据拟合的铝-电絮凝-气浮处理清淤尾水的二次模拟方程: y=4.70242-7.67216×10⁻³x,+0.044658x,-6.34781×10⁻³x,-

 $6.51132 \times 10^{-3}x_{4} - 1.41476 \times 10^{-5}x_{1}x_{3} - 3.13401 \times 10^{6}x_{1}x_{4} + 2.010 \times 10^{-3}x_{2}x_{3} - 7.45833 \times 10^{-5}x_{2}x_{4} + 8.99261 \times 10^{-6}x_{1}^{2} + 5.42472 \times 10^{-6}x_{4}^{2}$

(4)

接下来,在确保重金属达标排放的前提下,构 建尾水水质的即时变化特征与实时调控铝絮凝 剂的产生量(比电流(x₄))的实时控制方程:

$$x_4 = \operatorname{Min}\left(\frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 2.169888 \times 10^{-5} \cdot c}}{1.084944 \times 10^{-5}}\right) \quad (x_4 \ge 0)$$

其中: $b = -6.51132 \times 10^{-3} - 3.13401 \times 10^{-6} x_1 - 7.45833 \times 10^{-5} x_2$;

$$\begin{split} c = & 4.70242 - 7.67216 \times 10^{-3} x_1 + 0.044658 x_2 - \\ & 6.34781 \times 10^{-3} x_3 - 1.41476 \times 10^{-5} x_1 x_3 + 2.01000 \times \\ & 10^{-3} x_2 x_3 + 8.99261 \times 10^{-6} x_1^2 - y \end{split}$$

接下来,通过运行时间(T_c)实时调控铝絮凝 剂产生量,计算见式(6)^[15,18]:

$$T_c = \frac{x_4}{60 \cdot i \cdot A \cdot V} \tag{6}$$

式中: x_4 为比电流(A·s/L),i为电流密度(A/m²),A为极板有效面积(m²),V为容器的有效体积(L).

2.4 铝-电絮凝-气浮的实时控制策略

针对清淤尾水水质波动特点,结合铝-电絮凝-气浮的实时控制方程式(5)~(6),提出实时控制策略的操作流程图(图8).试图通过铝絮凝剂的自动原位投加,实现铝-电絮凝-气浮性能的最优化,保证清淤尾水水质达标排放.其中设计的静置时间为*T*_s=10min.



图 8 铝-电絮凝-气浮处理尾水的实时控制策略 Fig.8 Real-time control strategy of Al-ECF process on the residual water treatment

表 4 实时控制下的铝-电絮凝-气浮处理清淤尾水效果

 Table 4
 Residual water treatment by real-time control

 strategy of Al-ECF

尾水	起始	实时监测		比电流	运行时间	出水	水质(ı	ng/L)
水样	pH 值	pH 值	浊度(NTU)	$[(A \cdot s)/L]$	$T_{c}(\min)$	Pb	Cd	Zn
S 1	6.47	7.51	459	731	24.4	0.23	0.06	0.24
S2	6.21	7.54	647	719	24.0	0.27	0.07	0.30
S 3	6.15	8.05	593	674	22.5	0.19	0.08	0.51
S4	6.83	10.65	711	880	29.3	0.11	0.07	1.03

按照图 8 的实时控制策略,处理霞湾港沿线 4 个不同清淤段的清淤尾水.首先,实时调节/监测 清淤尾水即时 pH 及浊度;然后根据式(5)~(6)确 定比电流及运行时间,实现铝-电絮凝-气浮处理; 最后将其静置后排放.实验结果表明(表 4):经铝-电絮凝-气浮处理后的清淤尾水中的重金属 Pb、

(5)

Cd 和 Zn 均满足 GB8998-1996 排放标准.

经济性评价分析结果表明:相比于传统电絮凝,实时控制策略下的电絮凝-气浮技术体现了 良好的经济性,其节省 35.8%的材料消耗,减少 43.4%的电能消耗以及 47.9%的产泥量(图 9).



3 结论

3.1 铝-电絮凝-气浮具有中和调节 pH 值的特 点,适用于 pH 值波动较大的尾水处理. 铝-电絮 凝中满足铅、镉和锌排放的所需 pH 要远低于其 理论沉淀的 pH,其中镉为尾水中重金属去除的 关键因子.

3.2 当比电流为 600~1200A·s/L 时,铝-电絮凝 可借助絮凝-气浮联合作用,实现尾水中悬浮颗 粒物的快速去除,同时浊度降至 1NTU 所需静置 时间降至 5min.

3.3 以浊度和 pH 值作为监测指标,静置时间作为设计参数,通过剔除非显著性因子,构建了比电流(絮凝剂产生量)与镉残留之间的铝-电絮凝-气浮实时控制响应模型.

3.4 实时控制策略能够节省 35.8%的材料消耗 和 43.4%的电能消耗以及降低 47.9%的产泥量.

参考文献:

- 王 川,杨朝晖,曾光明,等.DTCR 协同水泥固化/稳定化重金属 污染底泥的研究 [J]. 中国环境科学, 2012,32(11):2060-2066.
- [2] 黄丹莲,罗湘颖,许 飘,等.可用于处理底泥清淤尾水中重金属 的构筑物及其施工方法, CN103539266A [P]. 2013-10-31.

- [3] 童 非,顾雪元.重金属离子与典型离子型有机污染物的络合效 应研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(7):1776-1784.
- [4] 刘 成,邵世光,范成新,等.巢湖重污染汇流湾区沉积物重金属污染 特征及风险评价 [J]. 中国环境科学, 2014,34(4):1031-1037.
- [5] Yenilmez F, Aksoy A. Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat: Partial versus full sediment dredging [J]. Limnologica–Ecology and Management of Inland Waters, 2013,43(1):1–9.
- [6] Chiang Y W, Ghyselbrecht K, Santos R M, et al. Adsorption of multiheavy metals onto water treatment residuals: Sorption capacities and applications [J]. Chem Eng J, 2012,200–202:405–415.
- [7] Xu H Y, Yang Z H, Zeng G M, et al. Investigation of pH evolution with Cr (VI) removal in electrocoagulation process: Proposing a real-time control strategy [J]. Chem. Eng. J., 2014,239:132–140.
- [8] 郑志勇,徐海音,宋佩佩,等.电絮凝在水处理中的研究进展 [J].
 现代化工, 2015,35(4):29-32,34.
- [9] 虞少嵚,熊道文,陈湘斌,等.周期换向电絮凝法用于处理含铬废水研究[J].中国环境科学,2014,34(1):118-122.
- [10] Yang Z H, Xu H Y, Zeng G M, et al. The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation: Influences of initial pH, Cr (VI) concentration, and alternating pulsed current [J]. Electrochim Acta, 2015,153:149–158.
- [11] Gustafsson J. Visual MINTEQ version 3.0 [M]. KTH Royal Inst of Technol, Stockholm, Sweden, 2010.
- [12] Heidmann I, Calmano W. Removal of Ni, Cu and Cr from a galvanic wastewater in an electrocoagulation system with Fe- and Al-electrodes [J]. Sep. Purif. Technol., 2010,71(3):308-314.
- [13] Song P P, Yang Z H, Xu H Y, et al. Investigation of Influencing Factors and Mechanism of Antimony and Arsenic Removal by Electrocoagulation Using Fe–Al Electrodes [J]. Ind. Eng. Chem. Res., 2014,53(33):12911–12919.
- [14] Xu H Y, Yang Z H, Luo Y L, et al. A novel approach to sustain Fe0–electrocoagulation for Cr (VI) removal by optimizing chloride ions [J]. Sep. Purif. Technol., 2015,156:200–206.
- [15] HJ 2007-2010 污水气浮处理工程技术规范 [S].
- [16] Gao P, Chen X M, Shen F, et al. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter [J]. Sep. Purif. Technol., 2005,43(2):117–123.
- [17] 谭 竹,杨朝晖,徐海音,等.铝铁电极联用电絮凝法处理
 Cu-EDTA 络合废水 [J].环境工程学报,2014,8(8):3167-3173.
- [18] Huang J, Yang Z H, Zeng G M, et al. Influence of composite flocculant of PAC and MBFGA1on residual aluminum species distribution [J]. Chem. Eng. J., 2012,191:269–277.

作者简介:徐海音(1986-),男,湖南宁乡人,湖南大学博士研究生, 主要从事电化学处理重金属废水研究.发表论文 10 余篇.