

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.23.002

磷酸铵镁结晶法回收村镇垃圾中转站渗滤液氨氮

韦传旭¹, 孙可纯¹, 程雪剑¹, 苏良湖², 谈超群¹

(1. 东南大学 土木工程学院, 江苏 南京 210096; 2. 生态环境部 南京环境科学研究所,
江苏 南京 210042)

摘要: 采用磷酸铵镁(MAP)结晶法对村镇垃圾中转站渗滤液中的氨氮进行资源化处理和回收。先通过小试探究pH、镁氮比(物质的量之比)和搅拌强度(GT值)对氨氮回收率的影响,再通过中试考察氨氮负荷和运行模式对氨氮回收率的影响,同时对结晶产物进行了表征、毒性和经济性分析。小试结果表明,在pH为10.0、镁氮比为1.2、GT值为 20×10^4 的最佳工况下,氨氮最大回收率为72.8%。中试结果表明,高氨氮负荷有利于提升氨氮的回收率,且在氨氮负荷为600 mg/L时获得了74.8%的最大回收率;在连续和间歇模式下,中试对氨氮的最佳回收率都能稳定高于60%。回收上清液出水为低生物毒性,结晶产物(主要是MAP)对黄瓜种子等基本无毒性。经济性分析表明,通过结晶反应合成MAP制备农业缓释肥是可行的。

关键词: 磷酸铵镁; 村镇垃圾中转站; 渗滤液; 氨氮回收率

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)23-0008-07

Nitrogen Recovery in Rural Waste Transfer Station Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Crystallization Process

WEI Chuan-xu¹, SUN Ke-chun¹, CHENG Xue-jian¹, SU Liang-hu², TAN Chao-qun¹

(1. School of Civil Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: The nitrogen in rural waste transfer station leachate was treated and recovered by the crystallization method of magnesium ammonium phosphate. The effects of pH, magnesium-nitrogen molar ratio, and stirring intensity on the recovery rate of nitrogen were investigated through small-scale experiments. And the effects of ammonia nitrogen load and operation mode on the recovery rate of ammonia nitrogen were explored through the pilot experiment. The characterization, toxicity analysis and economic analysis of the precipitated product were carried out. The experimental results showed that the max recovery rate of nitrogen was 72.8% under the optimum conditions with pH of 10.0, molar ratio of magnesium to nitrogen of 1.2 and GT value of 20×10^4 . The pilot test results showed that high ammonia nitrogen loading was conducive to improving the recovery rate of ammonia nitrogen, and the maximum recovery rate was 74.8% at ammonia nitrogen loading of 600 mg/L. In both continuous and sequencing batch modes, the best recovery rate of nitrogen in the pilot-scale reaction could be stably higher than 60%.

基金项目: 国家自然科学基金资助面上项目(52070041); 江苏省自然科学基金资助面上项目(BK20211175)

通信作者: 谈超群 E-mail: tancq@seu.edu.cn

Toxicity analysis showed that the effluent from the supernatant had low biological toxicity, and the precipitated products (mainly MAP) were basically non-toxic to some plant seeds like cucumber seeds. Economic analysis showed that it was feasible to prepare agricultural slow-release fertilizer by synthesizing MAP through crystallization reaction.

Key words: magnesium ammonium phosphate; rural waste transfer station; leachate; nitrogen recovery

村镇垃圾在收集转运的过程中会产生大量的渗滤液^[1],其中含有大量氨氮、重金属及有害污染物,如直接排放将会导致水体缺氧和富营养化,对周围水环境造成严重威胁^[2]。目前垃圾中转站渗滤液处理方式主要有集中处理和分散式处理两种。集中处理是将渗滤液通过转运车运输到附近的规模化处理设施处,与生活污水等共同处理。但集中处理的成本较高,对于欠发达的农村来说该方式的应用具有一定局限性^[3]。分散式处理则是在垃圾中转站就地布置处理设施,采用物化法、生物法和膜处理法等工艺或者多种组合处理,且以生化+膜处理工艺的应用最为普遍,该工艺具有一定的处理效果,但存在一定的安全隐患,且占地面积较大,运行费用较高^[4-5],从节能减排的角度来看,该方法过于追求减少污染物排放目标而导致能耗增加,也不符合我国碳中和发展理念。而将能回收氨氮为缓释肥的磷酸铵镁(MAP)结晶法作为预处理工艺,可以更加有效地解决垃圾中转站渗滤液的处理问题。

MAP俗称鸟粪石,可作为缓释肥长期稳定地释放氮、磷、镁等元素,并且防止雨水冲刷等造成的流失,具有较高的利用率、可观的经济效益和较低的环境风险^[6]。MAP结晶法可以高效地从养猪废水、草甘膦母液废水和焦化废水等高氨氮废水中回收氨氮,且pH、氮磷比(物质的量之比)和搅拌强度等参数会影响MAP处理氨氮的效果^[7-9]。然而目前鲜见关于MAP结晶法回收垃圾中转站渗滤液中氨氮的中试报道。为此,以实际村镇垃圾中转站渗滤液为研究对象,通过小试研究pH、镁氮比(物质的量之比)、搅拌强度(GT值)对MAP结晶反应的影响,确定最佳工况,并在中试反应器中对最佳工况进行探究,旨在为渗滤液处理设施的设计提供理论支持。

1 材料和方法

1.1 试验材料与设备

NH_4Cl 、 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 Na_2HPO_4 、 $\text{C}_8\text{H}_5\text{O}_4\text{K}$ 、 NaOH

等购自国药集团化学试剂有限公司,均为分析纯。黄瓜、黄心芹、水稻和番茄种子购自南京六合种子公司。试剂溶液均采用去离子水配制,垃圾渗滤液水样取自黄山市汤口镇某半地下式垃圾中转站,预处理后的主要特性如下:pH为4.0~4.5, COD、 NH_4^+-N 、TN和TP初始浓度分别为40 000~50 000、250~750、400~1 500、200~400 mg/L。

试验仪器主要有六联混凝搅拌器(MY3000-6B)、冷冻干燥机(TZ-10N)、鼓风干燥箱(DHG914 A)、马福炉(HPM-2G)、雷磁自动电位滴定仪(ZDJ-4B)、多参数水质测定仪(GL-900)、多参数pH测试仪(S400-uMix)等。

1.2 试验方法

1.2.1 结晶小试

将垃圾渗滤液过200目筛网,投加 NaOH 、 Na_2HPO_4 进行静沉预处理,加入 NH_4Cl 、 MgCl_2 、 Na_2HPO_4 和 $\text{C}_8\text{H}_5\text{O}_4\text{K}$ 至所需浓度,定容至750 mL。设置搅拌速度和搅拌时间,滴加 NaOH 溶液调节并维持水样的pH恒定(误差为 ± 0.2)。每组试验均平行重复2次。反应结束静置30 min后取上清液,分离过滤出结晶物,并定容至5 mL,分析其水质特征。再取结晶物用超纯水洗涤多次后过滤,在55℃鼓风干燥箱中干燥2 h,再放入冷冻干燥机中干燥12 h后冷却、收集,用以进行后续的表征。

1.2.2 结晶中试

中试与小试方法基本一致,不同点在于中试使用了更大的反应装置。中试装置如图1所示,反应器主要由反应区(20 L)、斜板沉淀区(7 L)和缓冲区(1 L)三个单元构成,总体积为28 L。在多次连续运行试验中,参与单次反应后排出反应器内垃圾渗滤液,结晶物随下一次运行继续参与结晶反应,持续3次,处理60 L原水后反应停止;序批式试验在运行时实现有序和间歇操作,每60 L垃圾渗滤液参与反应后暂停1 h,排出渗滤液并取出结晶产物。

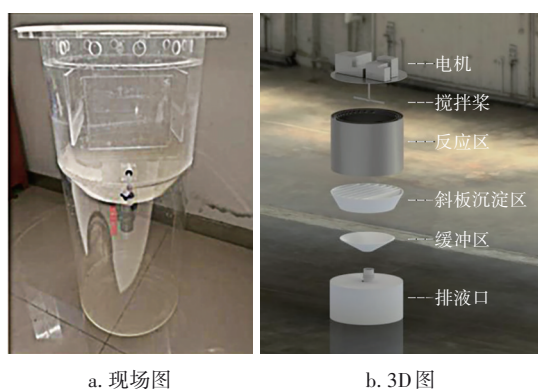


图1 中试装置

Fig.1 Diagram of the pilot plant

1.2.3 上清液生物毒性试验

将小球藻接种到培养基,控制培养条件使藻类生长同步。按确定间距设置5个浓度组和1个对照组,各3个重复。通过垃圾渗滤液和中试上清液样品对藻类生长的抑制作用来衡量生物毒性,试验周期为72 h,隔24 h取一次样,用血球计数板计量藻细胞数,计算生长抑制率,并根据线性插值法计算引起藻细胞数相比对照组下降50%时的浓度 EC_{50} 。

1.2.4 浸出液种子毒性试验

称取10 g中试获得的纯净MAP于锥形瓶,加入100 mL水,25℃下振荡浸出1 h后取出静置0.5 h,将静置后的上清液过滤后摇匀。在带有滤纸的培养皿上均匀放入10粒相似的种子,加入浸出液10 mL,25℃避光48 h,同时以水作对照。统计各组发芽率和主根长,并计算发芽指数(GI)。

1.3 分析方法

氨氮浓度:纳氏试剂分光光度法。扫描电子显微镜(SEM)分析:将结晶产物研磨至粉末状,均匀涂抹在导电胶上,喷涂导电层,然后采用扫描电子显微镜在真空室内进行场发射扫描电镜测试。X射线(XRD)分析:将结晶产物研磨过筛后进行X射线衍射测试,X射线源为Cu K α 射线,加速电压为40 kV,电流为40 mA,测试角度 2θ 为 5° ~ 80° ,扫描速度为 $2(^{\circ})/\text{min}$ 。将其XRD谱图与数据库标准谱图进行比对,分析其组分。

2 结果与分析

2.1 单因素试验

2.1.1 pH的影响

在温度=25℃、 NH_4^+-N 为250 mg/L、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 为550 mg/L、COD为24 500 mg/L、沉淀时间为30 min、

GT值为200 000、 $\text{Mg}:\text{N}:\text{P}=1.2:1.0:1.0$ 的条件下,考察pH对氨氮回收效果的影响,结果见图2。

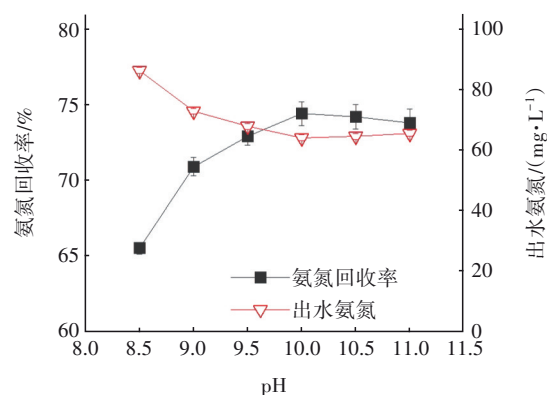


图2 pH对垃圾渗滤液氨氮回收率的影响

Fig.2 Effects of pH on the recovery of ammonia nitrogen from landfill leachate

当pH从8.5增加至10.0时,出水氨氮浓度由86.3 mg/L降低到64.0 mg/L;当pH从10.0增加至11.0时,氨氮回收率逐渐下降,最低为73.8%。这是因为当pH=8.5~10.0时, PO_4^{3-} 水解生成 HPO_4^{2-} 的反应会受到抑制(磷酸二级和三级电离平衡常数分别为7.21和12.34),反应物 PO_4^{3-} 浓度随着 OH^- 浓度增加而增大,结晶反应平衡向生成MAP的方向移动,同时 H^+ 的减少也促进了MAP结晶的生成。当pH从10.0增加至11.0时,副反应增强,如生成溶解度更低的 $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ 沉淀(25℃时 $K_{sp}=1.0\times 10^{-24}$),这抑制了MAP($K_{sp}=2.5\times 10^{-13}$)的成核与生长^[10]。且在较高的pH条件下,铵根离子会转化为游离氨并以氨气的形式释放,使得用于生成MAP的离子减少,从而导致氨氮回收率有所降低^[11]。采用MAP结晶法处理高浓度氨氮市政污水的研究也表明,MAP的溶解度先是随着pH的升高而降低,但当pH>9.0时,水中氨氮与总磷浓度增加,这会导致MAP溶解度升高,不利于MAP结晶^[12]。此外,有研究者对MAP结晶热力学模型进行了研究,发现MAP反应的最佳pH范围是8.0~10.7^[13],这和本研究结果相似,因此建议实际村镇垃圾渗滤液MAP结晶反应的最佳pH为10.0。

2.1.2 镁氮比的影响

初始镁氮比对氨氮回收效果的影响如图3所示。当镁氮比从0.9提升到1.2时,出水氨氮浓度由78.8 mg/L降低到68.0 mg/L,当镁氮比为1.2时氨氮回收率达到72.8%的最高值;当镁氮比继续增

加至1.4后,氨氮回收率有所波动,呈先逐渐下降后缓慢上升的趋势,最低下降到镁氮比为1.3时的71.4%。其他研究人员也发现了类似结果,如王亚娥^[14]利用MAP结晶法回收垃圾渗滤液中的氨氮,当镁氮比为1.0~1.3时,氨氮回收率与镁氮比呈正相关,这是因为镁氮比的提高使得溶液中的构晶离子浓度增大,同离子效应促进了结晶反应平衡向生成MAP的方向移动。分析氨氮回收率有所波动的原因可能是在 Mg^{2+} 进一步增加的条件下,会与 OH^- 、 PO_4^{3-} 发生副反应生成 $Mg(OH)_2$ 、 $Mg_3(PO_4)_2$ 沉淀,抑制MAP的生成^[15]。当继续投加足量的 Mg^{2+} 时, OH^- 、 PO_4^{3-} 将会被消耗而减少,副反应沉淀对MAP的抑制作用将会减弱,MAP结晶反应逐渐恢复。因此,建议MAP结晶反应的最佳镁氮比为1.2。

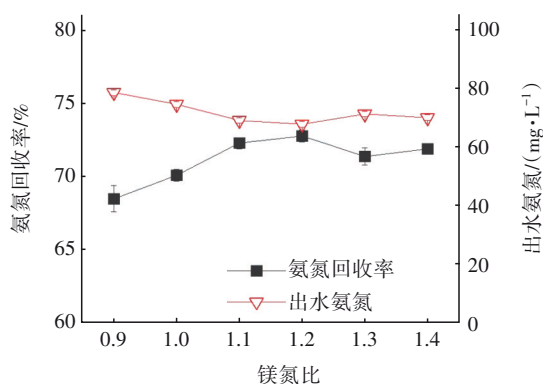


图3 镁氮比对垃圾渗滤液氨氮回收率的影响

Fig.3 Effects of Mg/N ratio on the recovery of ammonia nitrogen from landfill leachate

2.1.3 搅拌强度的影响

不同的搅拌强度下对氨氮的回收效果见图4。

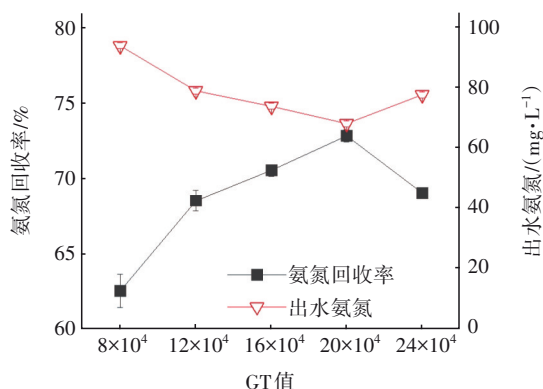


图4 GT值对垃圾渗滤液氨氮回收率的影响

Fig.4 Effects of GT value on the recovery of ammonia nitrogen from landfill leachate

当GT值从 8×10^4 增加至 20×10^4 时,出水氨氮浓度由93.8 mg/L降低到68.0 mg/L,氨氮回收率达到72.8%的最高值;当GT值继续增加到 24×10^4 时,氨氮回收率下降到69.1%。王中^[16]观察到在GT值为 $(8 \sim 16) \times 10^4$ 的范围内,氨氮回收率与搅拌程度呈正相关,这可能是因为随着GT值的增加,晶核之间碰撞几率增大,从而促进了MAP的生成。GT值过高时,会产生较强的水流剪切力^[17],容易打碎结晶体,不利于晶体的进一步生长,从而影响后续固液分离^[18]。为保证MAP结晶反应处于平衡状态,建议最佳搅拌强度为GT值 $=20 \times 10^4$ 。

2.2 磷酸铵镁产物表征

对干燥后的结晶物进行SEM电镜扫描,结果如图5所示。结晶产物多为长20~40 μm 的斜方结构晶体,与文献报道中MAP结晶产物的形态相似^[19]。对结晶产物表面的成分进行EDS能谱分析,镁磷原子比为1.16:1,略高于理论比值1:1,这可能是因为产物中存在少量镁盐杂质。X射线衍射分析显示,结晶产物的特征峰与MAP标准卡片的特征峰一致(PDF# 15-0762),衍射数据基本吻合^[20],说明结晶产物的主要成分为MAP。

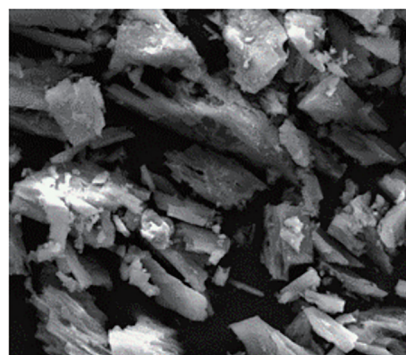


图5 最佳工况下晶体的SEM表征

Fig.5 SEM of crystal characterization under optimal conditions

2.3 磷酸铵镁法中试分析

2.3.1 氨氮负荷的影响

在初始氨氮负荷为200、400、600 mg/L的条件下,氨氮回收率分别为67.2%、70.8%、74.8%,出水氨氮分别为59.2、100.7、161.4 mg/L。有研究者^[21]调整了脱氮处理中进水氨氮浓度,结果显示氨氮回收率随进水负荷增加而增大,而出水氨氮浓度呈现较大的波动并逐渐稳定在较高水平,这与本试验结果类似。可能的原因是铵根离子浓度的增大促进

了结晶反应平衡向生成MAP的方向移动,MAP沉淀逐渐增加,因而氨氮回收率增大,但氨氮负荷的增加量大于参与所促进的正向反应的氨氮量,因此出水氨氮浓度会随氨氮负荷增加而增大。此外,氨氮负荷试验也表明了在高氨氮负荷下反应器回收氨氮的可行性。

2.3.2 运行模式的影响

当从单次单程反应转化至多次连续反应后,氨氮的回收率从71.5%降到63.5%,出水氨氮浓度由114.0 mg/L升至146.0 mg/L,转化到序批式反应后氨氮回收率降到64.5%,出水氨氮浓度升至142.0 mg/L。林孝昶^[22]分别使用连续和序批运行模式进行MAP电解处理猪场沼液,连续模式的磷去除率为87%,比模拟单次最优条件下的去除率(95%)低8%,在序批式下磷去除率为93%,与本试验结果类似。这可能是因为多次反应的复杂成分更多,更多的有机物和悬浮固体颗粒对MAP结晶造成不利影响。因此,采用序批式运行具有可行性。

2.4 毒性分析

2.4.1 上清液生物毒性

图6描述了反应前后对藻类生长的抑制情况。随着垃圾渗滤液浓度的增加,藻细胞数先增加后减少。当浓度为0%时(即空白对照组),72 h藻细胞数为 14×10^5 个。当浓度达到2.5%时,72 h藻细胞数为 55×10^4 个,藻类生长抑制率为60.7%,超过了50%。且浓度为1.25%时的藻类生长抑制率为39.3%,因此根据线性插值法算得 EC_{50} 为1.875%。藻类生物毒性可划分为高毒性($EC_{50} < 0.3\%$)、中毒性($EC_{50} = 0.3\% \sim 3.0\%$)和低毒性($EC_{50} > 3.0\%$)^[23],因此可说明垃圾渗滤液本身为中生物毒性。原因可能是垃圾渗滤液中带入了氮磷等营养元素,有利于小球藻光合作用的进行,会促进藻细胞的生长;当垃圾渗滤液浓度大于0.312 5%时,氮、磷浓度超过适宜范围,会抑制藻细胞的生长,同时毒性物质会随垃圾渗滤液浓度增加而增加,因而对藻细胞的抑制作用会增强^[24]。

由图6(b)可知,随着出水上清液浓度的增加,藻细胞数先增加后减少。当浓度为0%时,72 h藻细胞数为 76×10^4 个。当浓度达到12.5%时,72 h藻细胞数为 31×10^4 个,藻类生长抑制率为59.2%,超过了50%。且浓度为6.25%时的藻类生长抑制率为14.5%,算得 EC_{50} 为11.7%,因此可说明中试反

应出水上清液为低生物毒性,和垃圾渗滤液原液相比,毒性有所下降。有研究采用小球藻对膜处理后的垃圾渗滤液进行毒性分析^[25],结果显示 EC_{50} 为48%,即为低生物毒性,与本试验结果类似。可能的原因是经过处理后垃圾渗滤液中的毒性物质减少,对小球藻的抑制作用减弱,但经过处理后仍有毒性物质残留,因而还有微弱的生物毒性。

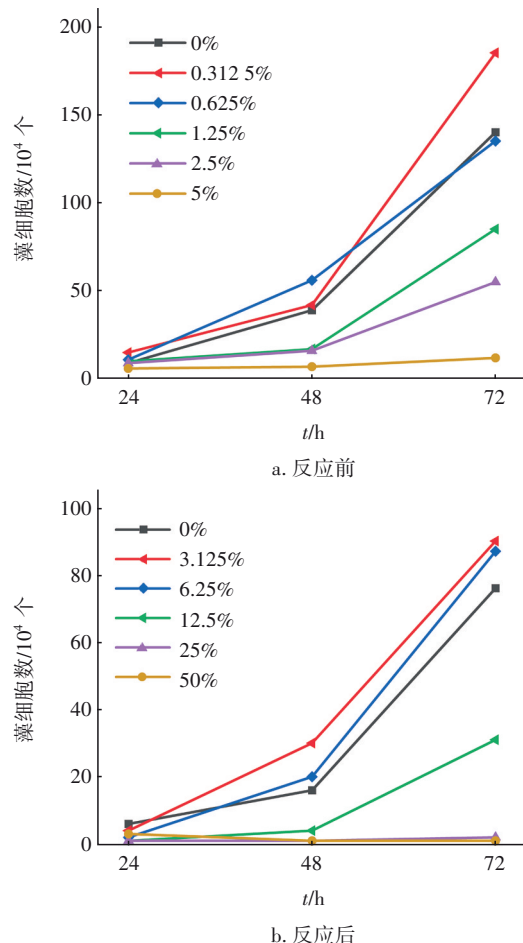


图6 中试反应前后对藻类生长的影响

Fig.6 Effects on growth of algae before and after pilot reaction

2.4.2 MAP结晶物的浸出液毒性

经小试和中试MAP结晶产物浸出液处理后的黄瓜、黄心芹、番茄和水稻发芽指数分别为114.7%、86.4%、68.8%、78.6%和94.6%、82.2%、60.4%、71.2%。一般认为,当发芽指数>50%时对种子基本无毒性,大于80%则完全无毒。因此可认为小试和中试结晶产物浸出液对黄瓜和黄心芹种子完全无毒性,对番茄和水稻种子基本无毒性。因此,回收的MAP作为农业缓释肥具有可行性。

2.5 经济性分析

在最佳工况下进行3次序批式反应,每处理20 L垃圾渗滤液能产生约200 g结晶物,其中MAP结晶约占85%。对处理1 m³垃圾中转站渗滤液的成本与收益进行核算:该工艺用到的药剂有氯化镁、磷酸氢二钠、氢氧化钠,价格和用量分别为0.5、2.8、1.8元/kg和6.2、3.3、3.0 kg,药剂成本为3.1、9.2、5.4元;工业用电价格以0.8元/(kW·h)计,耗电量为5 kW·h,则电费为4元;水价以3.0元/m³计算,耗水量为0.1 m³,费用为0.3元。综上,采用MAP结晶法去除垃圾渗滤液中氨氮的成本至少需要22元,合成MAP(价格以2.1元/kg计)的经济效益约为17.9元。如果只考虑经济性,结晶法不是最合适的。然而,该方法可以回收氮、磷,能有效防止水体富营养化,综合效益较好。

3 结论

① 采用MAP结晶法回收垃圾中转站渗滤液中的氨氮是可行的。单因素试验显示,最佳工况为pH=10.0、镁氮比为1.2、GT值=20×10⁴,此时回收的晶体产物主要是MAP。中试研究表明,随着氨氮负荷的提升,氨氮的回收率由67.2%升高到74.8%,说明高氨氮负荷有利于回收氨氮;在连续和序批模式下,对氨氮的最佳回收率分别为63.5%和64.5%,表明了序批式运行的可行性。

② 中试反应上清液出水为低生物毒性,结晶产物对黄瓜、黄心芹、水稻和番茄种子基本无毒性,经济性分析表明通过结晶反应合成MAP制备缓释肥具有可行性。

③ 除了氨氮以外,COD、总磷和重金属等其他污染物的去除效果在本研究中未涉及,可考虑进一步研究;关于垃圾渗滤液毒性物质的种类和MAP结晶法对主要毒性物质的去除效果还需要进一步探讨。

参考文献:

- [1] RENOU S, GIVAUDAN J G, POULAIN S, *et al.* Landfill leachate treatment: review and opportunity [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150 (3): 468-493.
- [2] 丁西明,康建邨,闵海华,等. 超大型垃圾转运站渗滤液处理工程设计及运行效果[J]. *中国给水排水*, 2022,38(10):106-111.

- DING Ximing, KANG Jiancun, MIN Haihua, *et al.* Design and operation effect of super-large garbage transfer station leachate treatment project [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38 (10): 106-111 (in Chinese).
- [3] 席北斗,侯佳奇. 我国村镇垃圾处理挑战与对策[J]. *环境保护*, 2017, 45(14): 7-10.
- XI Beidou, HOU Jiaqi. Challenges and countermeasures of waste disposal in villages and towns in our country [J]. *Environmental Protection*, 2017, 45 (14): 7-10 (in Chinese).
- [4] 伍世军,肖徽松,陈阳阳,等. 生活垃圾中转站渗滤液处理研究[J]. *科学与财富*, 2022, 14(10): 61-63.
- WU Shijun, XIAO Huisong, CHEN Yangyang, *et al.* Research on leachate treatment of domestic waste transfer station [J]. *Science and Fortune*, 2022, 14 (10): 61-63 (in Chinese).
- [5] 陈宣才. AO-电催化氧化联合工艺处理村镇垃圾中转站渗滤液的研究[D]. 杭州:浙江大学, 2019.
- CHEN Xuancal. AO-Electrocatalytic Oxidation Combined Process for the Treatment of Leachate from Village Waste Transfer Stations [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2019 (in Chinese).
- [6] ZHANG T, LI D, REN H, *et al.* Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 166(2/3): 911-915.
- [7] TAO W, FATTAH K P, HUCHZERMEIER M P. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: a review of application potential and hindrances [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 169: 46-57.
- [8] HE L H, XU W H. Selective removal of magnesium from a lithium-concentrated anolyte by magnesium ammonium phosphate precipitation [J]. *Separation and Purification Technology*, 2017, 187: 214-220.
- [9] 胡付超. 磷酸铵镁法处理草甘膦高氨氮废水的研究[J]. *化工技术与开发*, 2022, 51(4): 51-55.
- HU Fuchao. Study on treatment of glyphosate high ammonia nitrogen wastewater by ammonium magnesium phosphate method [J]. *Chemical Technology and Development*, 2022, 51(4): 51-55 (in Chinese).
- [10] SHADDEL S, GRINI T, ANDREASSEN J, *et al.* Crystallization kinetics and growth of struvite crystals by seawater versus magnesium chloride as magnesium source: towards enhancing sustainability and economics

- of struvite crystallization [J]. *Chemosphere*, 2020, 256: 126968.
- [11] LIU J C. Recovery of phosphate and ammonium as struvite from semiconductor wastewater [J]. *Separation and Purification Technology*, 2009, 64(3): 368–373.
- [12] RYU H D, LEE S I. Application of struvite precipitation as a pretreatment in treating swine wastewater [J]. *Process Biochemistry*, 2010, 45(4): 563–572.
- [13] MICHALOWSKI T, PIETRZUK A. A thermodynamic study of struvite plus water system [J]. *Talanta*, 2006, 68(3): 594–601.
- [14] 王亚娥. 磷酸铵镁法脱氮除磷最佳镁源的探究[J]. *广东化工*, 2015, 42(3): 13–15.
- WANG Ya'e. Exploration on the best magnesium source for nitrogen and phosphorus removal by ammonia magnesium phosphate method [J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2015, 42(3): 13–15 (in Chinese).
- [15] HERMASSI M, VALDERRAMA C, DOSTA J, *et al.* Evaluation of hydroxyapatite crystallization in a batch reactor for the valorization of alkaline phosphate concentrates from wastewater treatment plants using calcium chloride [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 267: 142–152.
- [16] 王中. 利用沉淀法提取磷酸铵镁结晶回收污水中磷的试验[J]. *材料导报*, 2014, 28(24): 84–91.
- WANG Zhong. Extraction of magnesium ammonium phosphate crystals by precipitation to recover phosphorus from wastewater [J]. *Materials Review*, 2014, 28(24): 84–91 (in Chinese).
- [17] 宋娟娟. 水处理絮凝过程絮体分形成长特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2009.
- SONG Juanjuan. Study on the Characteristics of Floc Formation and Growth during Flocculation in Water Treatment [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2009 (in Chinese).
- [18] 李鹏. 磷酸铵镁结晶-沉淀反应器构建与流态模拟[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(4): 1523–1530.
- LI Peng. Construction and flow simulation of magnesium ammonium phosphate crystallization-precipitation reactor [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(4): 1523–1530 (in Chinese).
- [19] ARIYANTO E, SEN T K. The influence of various physico-chemical process parameters on kinetics and growth mechanism of struvite crystallization [J]. *Advanced Powder Technology*, 2014, 25(2): 682–694.
- [20] KUMAR N, SINGH P, KUMAR S. Physical, X-ray diffraction and scanning electron microscopic studies of uroliths [J]. *Indian Journal of Biochemistry and Biophysics*, 2006, 43(4): 226–232.
- [21] 袁春博, 唐杰. 磷酸铵镁沉淀-SBR工艺处理生活垃圾渗滤液的研究[J]. *山西科技*, 2014, 29(5): 30–32.
- YUAN Chunbo, TANG Jie. Study on the treatment of domestic landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation-SBR process [J]. *Shanxi Science and Technology*, 2014, 29(5): 30–32 (in Chinese).
- [22] 林孝昶. 猪场沼液镁阳极双室电解除磷工艺研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2018.
- LIN Xiaochang. Research on Double-chamber Electrolysis of Magnesium Anode in Pig Farm Biogas Slurry for Dephosphorization [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2018 (in Chinese).
- [23] 王菁, 陈家长, 孟顺龙, 等. 环境因素对藻类生长竞争的影响[J]. *中国农学通报*, 2013, 29(17): 52–56.
- WANG Jing, CHEN Jiachang, MENG Shunlong, *et al.* Effects of environmental factors on competition in algal growth [J]. *China Agricultural Science Bulletin*, 2013, 29(17): 52–56 (in Chinese).
- [24] 侯昌成. 垃圾渗滤液膜浓缩液中典型EDCS的降解及生物毒性减量分析[D]. 广州: 暨南大学, 2017.
- HOU Changcheng. Degradation and Biototoxicity Reduction Analysis of Typical EDCS in Landfill Leachate Membrane Concentrate [D]. Guangzhou: Jinan University, 2017 (in Chinese).
- [25] BERNAL M P, ALBURQUERQUE J A, MORAL R, *et al.* Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(22): 5444–5453.

作者简介: 韦传旭(1999–), 男, 海南乐东人, 硕士研究生, 研究方向为垃圾渗滤液处理技术。

E-mail: 220215099@seu.edu.cn

收稿日期: 2022-09-16

修回日期: 2023-05-23

(编辑: 李德强)