

固定化微生物处理垃圾渗滤液

叶正芳^{①*}, 俞红燕^{①②}, 温丽丽^①, 倪晋仁^{①②}

① 北京大学环境工程系 教育部水沙科学重点实验室, 北京 100871;

② 北京大学深圳研究生院 城市人居环境科学与技术重点实验室, 广州 518055

*联系人, Email: yezhenfang@iee.pku.edu.cn

收稿日期: 2008-01-07; 接受日期: 2008-04-18

北京大学环境学院 211 二期项目(批准号: 211-2-环境学院-09)资助

摘要 重点研究了固定化微生物处理垃圾渗滤液时的处理结果以及主要性能. 通过对进水与出水 COD 及氨氮等指标进行检测分析, 研究了固定化微生物对 COD 和氨氮的高效去除效果. 并采用 GC-MS 对处理前后的垃圾渗滤液组分进行定性分析, 同时利用 Kjeldahl's 法测定了高效微生物菌群在载体上的生物负载量, 最后采用电子显微镜观察了固定化微生物的形态. 研究表明: 采用固定化微生物处理渗滤液, COD 和氨氮去除率分别达到 98.3% 和 99.9%. 处理后的垃圾渗滤液组分中有机物大量减少, 生物负载量为 $38 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 丝状微生物较为发达. 而且 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上的氨氮以及 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上的 NH_3 对硝化菌及亚硝化菌没有抑制作用. 在有机负荷较高的情况下, 固定化微生物仍具有较好的硝化作用. 还在相同条件下与游离微生物性能进行了比较, 说明固定化微生物技术在各个方面所表现出的性能较后者具有明显的优势.

关键词

固定化
微生物
处理
垃圾渗滤液

垃圾渗滤液含有高浓度难降解有机物、重金属及高氨氮污染物^[1], 但因磷元素缺乏, 从而给生物处理带来一定的难度^[2]. 垃圾渗滤液水质和水量受垃圾组成、垃圾含水率、垃圾体内温度、垃圾填埋时间、填埋规律、填埋工艺、降雨渗透量等因素的影响, 变化极大, 尤其是降雨量和填埋时间的影响最为显著^[3], 因此垃圾渗滤液的处理一直是一个世界性的难题^[4-6].

垃圾渗滤液的生物处理技术主要有活性污泥法、曝气氧化塘、生物滤池、序批式间歇反应器、上流式厌氧污泥床等^[7-12]. 近几年来, 一些以微生物固定生长为特色的生物新技术如生物滤池和移动床生物反应器以其处理效果好, 不易造成微生物流失等优点, 得到了广泛的关注^[9]. 杜月等^[13]采用好氧移动床生物

膜反应器(MBBR)对经过厌氧脱碳处理的垃圾渗滤液进行了深度短程硝化研究. 在进水氨氮浓度为 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT 为 24 h 情况下, 当控制 DO 为 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、pH 8 左右和 C/N < 3 时, 氨氮去除率能达到 70% 以上, 亚硝酸盐氮的积累率高达 90%. 该移动床生物膜工艺可以选择性固定和积累氨氧化细菌, 从而实现较高的氨氮去除率和稳定的亚硝酸盐氮积累率.

本文作者将固定化微生物技术成功地用于处理高浓度有机污水和高氨氮污水, 得到了 COD 及氨氮去除率高于 A/O 工艺的结果^[14-18]. 针对垃圾渗滤液的特点, 本文采用自制功能化大孔载体 FPU 固定化复合微生物菌群, 构建成固定化微生物-曝气生物滤池 (I-BAF) 系统, 并以该系统对垃圾渗滤液进行了现场连续运转中试实验. 本文通过对进水与出水氨氮、

表1 大孔功能化载体 FPU 主要性能参数

项目	材料密度/g·cm ⁻³	发泡体密度/kg·m ⁻³	比表面积/m ² ·m ⁻³	持水量/倍	孔径/mm	孔隙度/%
参数	1.1~1.15	25~30	40×10 ⁴	25	0.5~3.0	96

总氮的监测,研究了I-BAF系统对垃圾渗滤液的处理性能,考察了游离氨和有机负荷对固定化微生物处理性能的影响.本研究为固定化微生物技术的工程应用提供了有力证据,对废水的高效处理和资源化具有重要意义.

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 载体材料

实验载体采用大孔功能化载体 FPU(自制),其主要性能见表1.

1.1.2 微生物

实验所用微生物为复合微生物菌群 BCP350、BCP500、BCP110(自制),含28种专用微生物及纤维素酶、淀粉酶、脂肪酶和水解酶,堆密度为0.6~0.8 g·cm⁻³,微生物数量为30~50亿个/克;BCP350主要用于直链烷烃类物质的去除,对石油类物质具有较好的去除效率,BCP500主要用于天然产物降解产物的去除,同时可提高微生物低温下的活性;BCP110主要用于复杂化合物如苯环类物质的去除,同时可去除表面活性剂等.这3种微生物都含有硝化菌.

1.1.3 垃圾渗滤液

垃圾渗滤液由深圳东江环保股份公司采集提供,为早期渗滤液,并经储存池调节、沉淀及自然厌氧处理,其主要水质指标COD为4000~6500 mg·L⁻¹,氨氮浓度为450~700 mg·L⁻¹.

1.2 实验工艺

实验工艺见图1.其中固定化微生物-曝气生物滤池(I-BAF)的总容积为300 L,共分为6级,池内装填专用自制大孔功能化载体 FPU,占总体积的40%,池底铺设微孔曝气管,水、气均用流量计自行控制.

进水 → 曝气调节池 → 沉淀池 → I-BAF池 → 出水

图1 实验工艺流程

实验共分两个阶段:第一阶段为微生物的驯化和固定化阶段,时间为15天;第二阶段为工艺参数、运行控制研究阶段,时间为30~120天.实验步骤如下:

第一阶段:将垃圾渗滤液用泵抽送至调节池,投加适量的磷酸三钠,调节pH值为7.0~9.0.沉淀1 h后,将上清液抽送入6个曝气生物滤池,达到设计水位后开始曝气.前3个反应池保持DO为1.0~2.0 mg·L⁻¹,后3个池DO为3.0 mg·L⁻¹~5.0 mg·L⁻¹.运行初期,在每个生物滤池中投入适量复合微生物进行闷曝.3天后以3 L·h⁻¹流量连续进水并定时检测调节池废水和出水中的COD、氨氮以及载体上固定的微生物量浓度.

第二阶段:若当出水中COD≤300 mg·L⁻¹、氨氮≤25 mg·L⁻¹,且载体中微生物量≥8 g·L⁻¹,则认为驯化、固定化阶段基本完成.再随后逐渐加大进水流量并定时检测各项指标.

1.3 仪器与设备

COD/CSB型COD快速测定仪(德国),BSB/BOD型BOD₅测定仪(美国),HI93715型NH₄⁺-N测定仪(美国),HI93728型NO₃⁻测定仪(美国),HI93708型NO₂⁻测定仪(美国),YSI55型溶解氧测定仪(美国),DP5000 pH值在线检测仪(美国),HI93706型总磷测定仪(美国),Agilent6890/5973型GC-MS测定仪(美国),Quanta 200FEG型环境扫描电子显微镜.

2 结果与讨论

2.1 I-BAF系统的运行结果

2.1.1 I-BAF系统对COD的去除效果

垃圾渗滤液中COD物质组成主要为有机酸、醇、醛以及苯、甲苯、二甲苯、萘、喹啉、吡啶等难于生

物降解的物质^{a)}, 传统的生物法对上述物质处理效果低, 出水 COD 难以达到排放标准^[19,20]. 本实验采用 I-BAF 系统处理垃圾渗滤液, 该系统进水负荷约为 $1.85 \text{ kgCOD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 水力停留时间为 72 h. 图 2 是 I-BAF 系统稳定运行时期一段时间的进、出水 COD 变化图. I-BAF 系统进口 COD 浓度较高且波动较大 ($4450\sim 6200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 平均为 $5550 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 I-BAF 系统出水 COD 值较为稳定 ($80\sim 280 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 平均为 $98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 98.3%. 图 2 表明, 固定化微生物对难生物降解物质具有优异的降解作用.

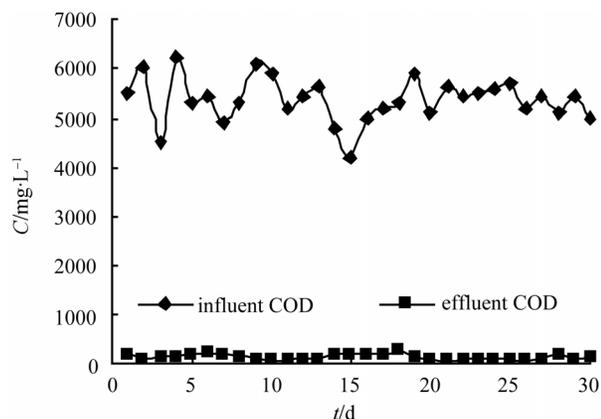


图 2 I-BAF 系统进出水 COD 随时间变化图

2.1.2 I-BAF 系统对氨氮的去除效果

氨氮的去除是废水处理的难题之一, 尤其对于中等浓度的氨氮 ($50\sim 1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 的去除. 氨氮的生物降解是利用硝化-反硝化原理^[21,22]. 在常规的生物处理中, 碳氧化和氨氮的硝化是分开进行的, 即先进行碳的氧化, 后再进行氨氮的硝化, 因为硝化菌、亚硝化菌在有机物存在的情况下是不能生存的^[23-25], 且硝化菌、亚硝化菌易受各种因素的抑制^[22-27], 如温度、pH 值、碱度、DO、 NO_2^- 、 NO_3^- 、氨氮和游离氨的浓度、有机负荷等. 因此在废水中氨氮浓度超过 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时将抑制硝化过程产生抑制^[22].

本文所研究的垃圾渗滤液中氨氮高达 $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经预处理后的氨氮浓度仍然较高且波动大 ($630\sim 489 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 平均浓度为 $565 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 已远远超出了生物处理的界限. 图 3 是 I-BAF 系统进、出水中氨氮浓度的变化图, 由图 3 可以看出, I-BAF 系统出水氨氮接近于 0 且极为稳定, 没有出现抑制现象, 表

明固定化微生物具有较好的抗氨氮冲击能力和良好的脱氮效果. 实验结果突破了生物法处理氨氮浓度的界限, 将生物脱氮研究提到了新的水平.

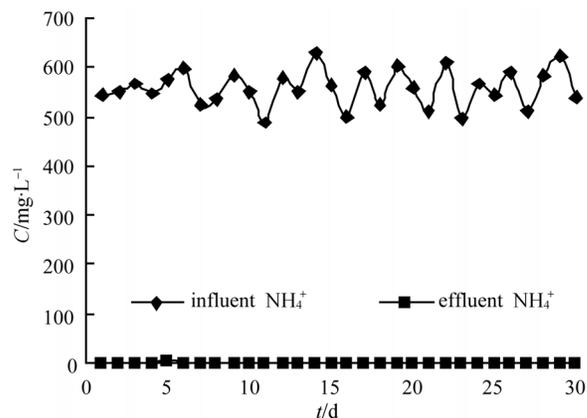


图 3 I-BAF 系统进出水氨氮浓度随时间变化图

由图 2 和图 3 可以得出: 用 I-BAF 系统处理垃圾渗滤液效果明显, 工艺运行稳定, 显示出固定化微生物在处理高浓度、难降解有机物和高氨氮方面的独特优势. 这种优势主要是因为大孔功能化载体具有较大的比表面积, 复合微生物在其表面附着生长, 可保持较高的生物量.

2.1.3 垃圾渗滤液处理前后组成表征

图 4 是固定化微生物处理前、后的垃圾渗滤液组成的 GC-MS 定性分析结果. 图 4(a) 显示在垃圾渗滤液中检出 213 种有机物, 匹配度大于 50% 的有 72 种. 其中, 烷烃烯烃类 5 种, 芳烃类 16 种, 羧酸类 2 种, 酯类 5 种, 醇类 12 种, 酚类 8 种, 酮类 12 种, 醛类 1 种, 胺类 9 种, 其他 2 种.

图 4(b) 为固定化微生物处理后的垃圾渗滤液组成 GC-MS 定性分析结果. 图中显示匹配度大于等于 50% 的有机物只有 8 种. 烷烃烯烃类 2 种, 羧酸类 1 种, 酯类 1 种, 醛类 2 种, 胺类 1 种, 芳烃类 1 种. 比较图 4(a) 和 (b) 的分析结果可知, 处理后的垃圾渗滤液中有机物大幅度减少, 表明固定化微生物对垃圾渗滤液中的有机物具有较好的降解效果.

2.1.4 固定化微生物负载量的测定和表征

从稳定运行的 I-BAF 系统中取一定量的载体, 放置于漏斗上滤干后, 小心用蒸馏水冲洗 2~3 次, 放

a) Öman C B, Junestedt C. Chemical characterization of landfill leachates — 400 parameters and compounds. Waste Manage, 2007, [in press]

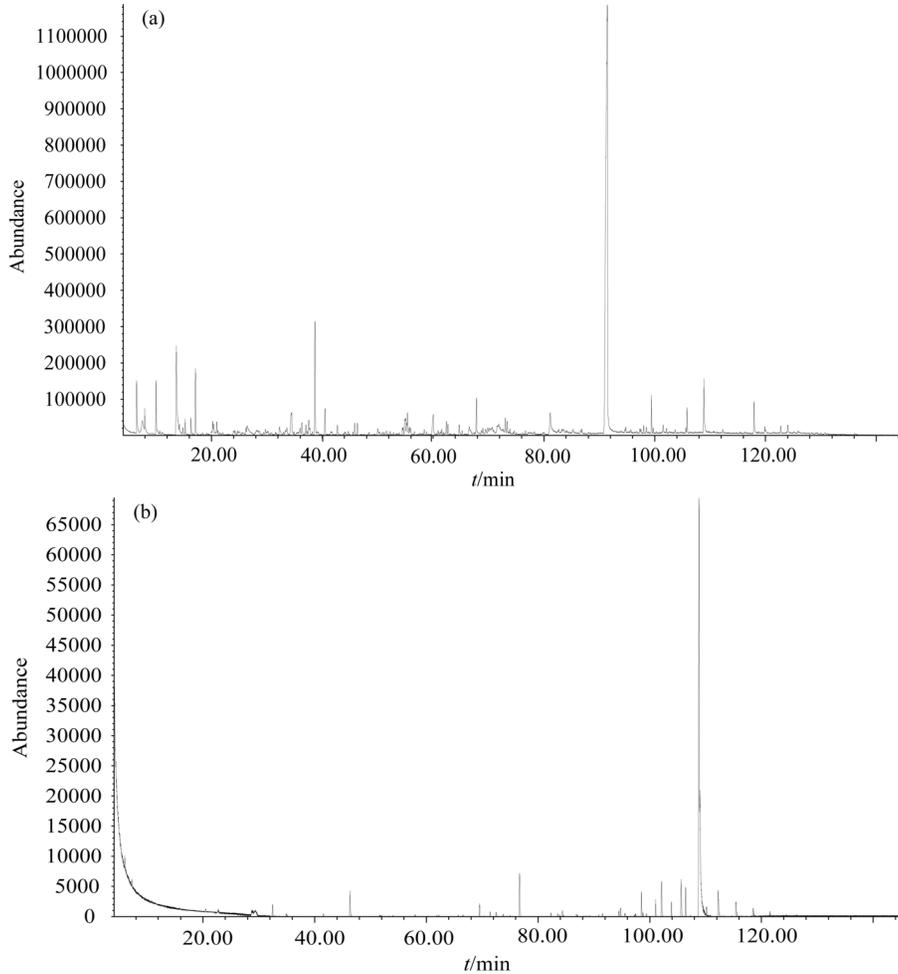


图4 固定化微生物处理前(a)、后(b)的垃圾渗滤液组成分析

入烘箱在 102~105℃ 条件下烘干至恒重, 用 Kjeldahl's 法测定固定化微生物的含氮量, 折算为水中的微生物量为 23~68 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (H_2O), 平均为 38 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (载体以 40% 体积计).

图 5 是 FPU 载体固定化微生物电子显微镜照片, 由图 5 可以看出, 固定化微生物种类较多, 特别是丝状微生物非常发达, 这为处理难降解有机物和大分子污染物提供了保障. 而在活性污泥法的曝气池中, 丝状微生物是被抑制的, 因为丝状微生物的过度繁殖可导致污泥膨胀.

2.2 固定化微生物与游离微生物性能比较

为了论证固定化微生物的特征和优点, 实验中制作了体积为 100 L 的 SBR 反应池, 只投加复合微生物菌群. 投加量为 3 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 在驯化 15 天后以 96 h 为

一个反应周期, 对垃圾渗滤液进行实验.

2.2.1 COD 和氨氮去除效果

表 2 是 SBR 一个周期与同期 I-BAF 系统的实验结果的比较. 由表 2 可以看出, 相对于普通 SBR 系统, I-BAF 对于 COD 和氨氮的去具有明显的优势.

在 SBR 处理出水中, 氨氮的去除率较低, 这主要是反应系统中亚硝化菌和硝化菌受到抑制的结果. 氨氮的降低主要是曝气吹脱和细胞合成消耗所导致; I-BAF 系统中, 出水氨氮、 NO_2^- 、 NO_3^- 浓度低, 说明硝化菌、亚硝化以及反硝化菌均比较活跃, 即在固定化微生物系统中发生了同步硝化反硝化作用. 在 I-BAF 系统中存在的好氧、兼性及厌氧菌提高了去除有机物的广谱性, 反硝化作用也增强了去除 COD 的能力.

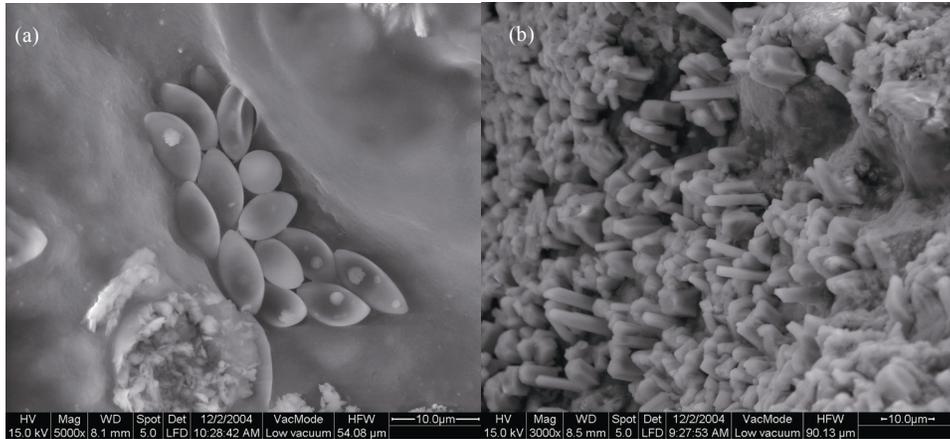


图 5 固定化微生物 SEM 照片
(a): $\times 5000$; (b): $\times 3000$

表 2 同期 SBR 与 I-BAF 系统实验结果比较 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

工艺	进水 COD	进水氨氮	出水 COD	出水氨氮
SBR	5321~5672	493~591	423~589	323~407
I-BAF			142~265	0.356~1.23

2.2.2 微生物对 pH 值的活性响应

图 6 是 I-BAF 系统和 SBR 系统在不同 pH 值下对 COD 去除率的比较曲线. 由图 6 可以看出, 在任一 pH 值下, 固定化微生物对 COD 的去除效果都比游离微生物好. 另外, 当 pH 值超出最佳范围(6.0~9.0)时, 固定化微生物仍然保持一定的 COD 去除率, 而游离微生物去除效果则急剧下降. I-BAF 系统中 pH 值为 4 和 11 时, 系统对 COD 的去除率分别为 72%和 76%, 而 SBR 系统中的 COD 去除率分别为 30%和 43%. 固定化微生物能耐受较大范围的 pH 值冲击, 主要是因

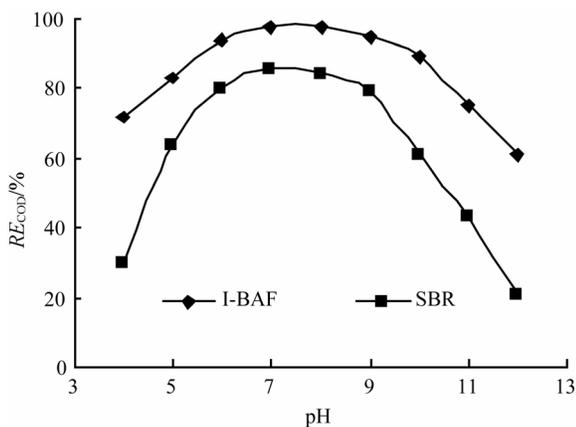


图 6 pH 值对微生物活性的影响

为固定化微生物中载体及载体上负载微生物的 $-\text{NH}_2$, $-\text{COOH}$ 起了缓冲作用, 同时大孔载体的“高分子效应”对微生物起保护作用.

2.2.3 微生物对温度的活性响应

在不同温度下, I-BAF 系统和游离微生物 SBR 系统对 COD 的去除率如图 7 所示. 图 7 表明, 在 10~55 $^{\circ}\text{C}$ 范围内, 固定化微生物系统对 COD 有较好的去除效果; 而 SBR 系统则在 20~40 $^{\circ}\text{C}$ 内对 COD 显示出较好的去除效果. I-BAF 系统温度低至 15 $^{\circ}\text{C}$ 或高达 55 $^{\circ}\text{C}$ 时, 系统对 COD 的去除效果仍能保持在 75% 以上, 而 SBR 系统中的 COD 去除率已低于 50%. 这是因为游离微生物低温 ($\leq 20^{\circ}\text{C}$) 时活性较差、高温 ($\geq 37^{\circ}\text{C}$) 时又因蛋白质变性而导致失活, 相比之下固定化微生物可在较宽的温度范围内保持较好活性, 显示良好的温度耐受性能.

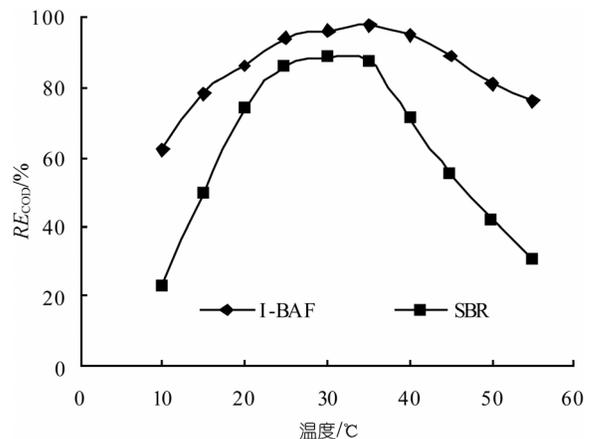


图 7 温度对微生物活性的影响

2.3 固定化微生物的脱氮性能

2.3.1 固定化微生物的脱氮动力学特征

表 3 为各级 I-BAF 池出水污染物浓度的变化情况, 由表 3 可以看出, 氨氮和硝态氮 $[\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-]$ 浓度的变化呈规律性变化. 此外, 出水中硝态氮和氨氮的浓度同步下降表明了固定化微生物系统中明显的同时硝化反硝化(simultaneous nitrification/denitrification, SND). 目前对SND现象的机理一般认为有宏观环境理论、微观环境理论及生物化学作用^[23,24,28-30], 本研究主要是因载体呈多孔网状结构, 为不同的微生物提供较为适宜的场所. 载体外层及外部微生物为好氧微生物(如硝化菌), 中间为兼性微生物(如反硝化菌), 内部为厌氧微生物, 一个载体集好氧、兼性、厌氧反应为一体, 在同一个反应器内可实现碳氧化、硝化和反硝化, 可实现氨氮和总氮同时降低, 总氮和总碳同时去除.

2.3.2 游离氨对固定化硝化细菌对的耐毒影响

抑制硝化反应的物质主要有重金属、酚、硫脲及其衍生物、游离氨等, 其中游离氨的影响最大^[21]. 游离氨的抑制允许浓度为: 硝化菌: $10\sim 150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 亚硝化菌: $0.1\sim 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

在本次中试的垃圾渗滤液中氨氮的平均值为 $565 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH 值为 $7.0\sim 9.0$, 游离氨的浓度为 $296.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 远远超出了文献^[21]所给出的抑制极限, 尤其是对亚硝化菌. 一旦亚硝化菌受抑制, 去除氨氮很难实现. 然而, 在 I-BAF 系统中, 氨氮的去除率接近 100%, 表明固定化硝化菌和固定化亚硝化菌活性较高, 即硝化菌和亚硝化菌通过固定化提高了其对游

离氨毒物的耐受能力, 这同样可归结于大孔载体的“高分子效应”所提供的屏蔽保护作用.

2.3.3 有机负荷对固定化硝化细菌的影响

大量资料报道硝化菌和亚硝化菌只有在有机负荷很低的情况下才能存活与繁殖, 完成废水中氨氮的氧化^[21,22,27]. 当有机负荷为 0 时, 硝化效率接近 100%; 当有机负荷为 $0.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 硝化率仅为 18%; 而当有机负荷为 $1.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 时, 硝化率接近于 0^[21]. 表 4 是六级 I-BAF 系统的氨氮硝化率、氨氮负荷与有机负荷 COD 氧化率的实验值, 由表 4 可以看出, 在有机负荷和氨氮负荷较高的情况下, COD 的氧化率和氨氮的硝化率仍较高, 表明硝化菌和亚硝化菌活力较高, 进一步说明大孔载体形态结构为硝化菌和亚硝化菌的生存和繁殖创造了较为适宜的微环境. 这也是本研究的主要特色之一.

3 结论

(1) 以固定化微生物为核心技术构成的曝气生物滤池(I-BAF 系统)处理垃圾渗滤液具有微生物负载量大, 反应速度快, 处理效率高, 出水稳定的特点. 经过 120 天的运行, I-BAF 系统对 COD 和氨氮的去除率分别达到 98.3%和 99.9%, 匹配度大于等于 50%的有机物由处理前的 72 种降为 8 种, 微生物平均负载量为 $38 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

(2) 固定化微生物对渗滤液中 COD 和氨氮的处理效果远远优于游离微生物, 且固定化微生物具有较强的抗冲击能力, 在较宽的温度($10\sim 55^\circ\text{C}$)和 pH 值 (4~12)范围内, 固定化微生物活性均优于游离微生物.

表 3 每级 I-BAF 池污染物浓度的变化情况($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

	沉淀后	I-BAF1	I-BAF2	I-BAF3	I-BAF4	I-BAF5	I-BAF6
COD	5600	3700	2350	960	436	305	189
硝氮	0.9	10	148	114	73	34	18
亚硝氮	1.2	160	60	2.0	0	0	0
氨氮	560	360	224	146	26	3.0	0.38

表 4 氨氮硝化率与有机负荷的关系

项目	有机负荷/ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$	COD 的氧化率/%	氨氮负荷/ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$	氨氮的硝化率/%
I-BAF1-2	10.8~12.9	45.2~46.3	0.82~1.11	40.8~43.1
I-BAF3-4	6.80~8.10	67.9~69.7	0.56~0.72	63.6~67.3
I-BAF5-6	2.83~3.20	85.6~88.3	0.23~0.35	99.9~100

(3) 由于载体的多孔网状结构和固定化微生物的独特性, 为好氧、厌氧和兼性菌的生长和繁殖提供了适宜的微环境, 因而具有处理垃圾渗滤液等类似高浓度有机废水和高氨氮废水的能力, 且硝化和反

硝化同时进行, 氨氮和总氮同时下降. 对较高浓度的游离氨毒性, 固定化微生物也有一定的耐受能力. 即使在有机负荷很高的情况下, 仍可保持较高的氨氮硝化率.

参考文献

- 1 Renou S, Givaudan J G, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J Hazard Mater*, 2008, 150(3): 468—493[DOI]
- 2 Zhao Y C, Liu J Y, Huang R H, Gu G W. Long-term monitoring and prediction for leachate concentrations in Shanghai refuse landfill. *Water Air Soil Poll*, 2000, 122(3-4): 281—297[DOI]
- 3 卢成洪, 徐迪民. 垃圾填埋场渗滤液水质影响因素的研究. *给水排水*, 1999, 25(2): 19—23
- 4 郑雅杰. 我国城市垃圾渗滤液的预测与污染防治对策. *城市环境与城市生态*, 1997, 10(1): 29—33
- 5 何厚波, 熊杨, 周敬超. 生活垃圾填埋场渗滤液的特点及处理技术. *环境卫生工程*, 2002, 10(4): 159—163
- 6 刘东, 喻晓, 罗毅, 孙建亭, 江丁酉, 谈正雄. 城市生活垃圾填埋场渗滤液特性分析. *环境科学与技术*, 2006, 29(6): 55—59
- 7 Bae J H, Kim S K, Chang H S. Treatment of landfill leachates: Ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge. *Water Sci Technol*, 1997, 36(12): 341—348[DOI]
- 8 Maehlum T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Sci Technol*, 1995, 32(3): 129—135[DOI]
- 9 徐竺, 李正山, 杨玫贤. 上流式厌氧过滤器处理垃圾渗滤液的研究. *中国沼气*, 2002, 20(2): 12—15
- 10 Loukidou M X, Zouboulis A I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environ Pollut*, 2001, 11(2): 273—281[DOI]
- 11 Klimiuk E, Kulikowska D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Manage*, 2006, 26(10): 1140—1147[DOI]
- 12 Shin H S, Han S K, Song Y C, Lee C Y. Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste. *Water Res*, 2001, 35(35): 3441—3447[DOI]
- 13 杜月, 陈胜, 孙德智. 移动床生物膜反应器对垃圾渗滤液短程硝化研究. *环境科学*, 2007, 28(5): 1039—1043
- 14 叶正芳. 固定化微生物及其处理废水研究. 博士学位论文. 兰州: 兰州大学, 2002. 53—55
- 15 叶正芳, 李彦锋, 李贤真, 周林成, 卓仁禧. 曝气生物流化床(ABFB)处理煤气化废水的研究. *中国环境科学*, 2002, 22(1): 32—35
- 16 叶正芳, 倪晋仁. 污水处理的固定化微生物与游离微生物性能比较. *应用基础与工程科学学报*, 2002, 10(4): 325—331
- 17 叶正芳, 倪晋仁, 李彦峰, 卓仁禧. 污水高效处理和资源化的固定化微生物技术研究. *应用基础与工程科学学报*, 2002, 10(4): 332—337
- 18 叶正芳. 固定化微生物处理垃圾渗滤液的研究. 博士后研究报告. 北京: 北京大学环境学院, 2003. 39—42
- 19 Lin C Y, Chang F Y, Chang C H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technol*, 2000, 73(2): 175—178[DOI]
- 20 Castillo E, Vergara M, Moreno Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Manage*, 2007, 27(5): 720—726[DOI]
- 21 顾夏声. 废水生物处理数学模式. 第二版. 北京: 清华大学出版社, 1997. 194—209
- 22 张小玲, 彭党聪, 王志盈, 袁林江. 低 DO 紊动床内有机物对硝化过程的影响. *中国给水排水*, 2002, 18(5): 10—13
- 23 Holman J B, Wareham D G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. *Biochem Eng J*, 2005, 22(2): 125—133[DOI]
- 24 Pochana K, Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification(SND). *Water Sci Technol*, 1999, 39(6): 61—68[DOI]
- 25 李丛娜, 吕锡武, 稻森悠平. 同步硝化/反硝化脱氮研究. *给水排水*, 2001, 27(1): 22—24
- 26 Calli B, Mertoglu B, Roest K, Inanc B. Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource Technol*, 2006, 97(4): 641—647[DOI]
- 27 Chiu Y C, Lee L L, Chang C N, Chao A C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *Int Biodeter Biodegr*, 2007, 59(1): 1—7[DOI]
- 28 Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, Schalk J, van Dongen U G J M, van de Graaf A A, Logemann S, Muyzer G, van Loosdrecht M C M, Kuenen J G. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol Rev*, 1998, 22(5): 421—437[DOI]
- 29 杨麒, 李小明, 曾光明, 谢珊, 刘精今. 同步硝化反硝化机理的研究进展. *微生物学通报*, 2003, 30(4): 88—91
- 30 张立东, 冯丽娟. 同步硝化反硝化技术研究进展. *工业安全与环保*, 2006, 32(3): 11—14