

人工湿地污水处理技术的研究

张奎, 曹文平, 朱伟萍

(平顶山工学院市政工程系, 河南 平顶山 467044)

[摘要] 人工湿地作为传统污水处理技术的一种廉价的替代方法, 越来越受到世界各国的普遍重视, 研究也不断深入。作者详细介绍了人工湿地的组成、基本的结构设计类型, 以及其在污水净化中机理研究的最新研究成果, 同时详细论述了人工湿地环境效应和经济效应, 为人工湿地污水净化技术的应用研究提供了有益的参考。

[关键词] 人工湿地; 净化机理; 污水处理

[中图分类号] X703.3 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2007)08-0016-06

The wastewater treatment technology of the artificial wetland

Zhang Kui, Cao Wenping, Zhu Weiping

(Department of Municipal Engineering, Pingdingshan Institute of Technology,
Pingdingshan 467044, China)

Abstract: As a low cost alternative to the traditional sewage purification, the technology of artificial wetlands has been developed and many countries have paid more attention to it, and the research has gone further continuously. A detailed introduction of artificial wetland on its composition, basis types of constitutional design, mechanism of it in wastewater purification, and the newest research achievements is given. At the same time, environmental and economic effects are discussed in detail, which supplies useful reference for the applied research of the purification technology of artificial wetlands.

Key words: artificial wetlands; purification mechanism; sewage treatment

人工湿地最早是由澳大利亚的 Mackney 于 1904 年提出的, 它是指人工建造和监督控制的、工程化的沼泽地^[1]。人工湿地系统作为一种兼有水体修复、园林绿化和景观效果的水处理设施, 具有较高的应用价值。人工湿地真正用于污水净化的研究始于 20 世纪 70 年代末^[2], 它适合于水量小、水质变化不大、管理水平不高、用地充足的城镇污水处理, 其特点是基本上不耗能, 无需日常维护费用, 与传统水处理方法相比既减少了能耗, 又能减少二次污染。所以人工湿地可作为传统污水处理技术的有效替代方案, 也是符合我国国情的一种污水处理工艺。目前它被广泛应用于生活污水、工业废水、石油开采废水、垃圾填埋场渗滤液、农业点源污染和面源污染以及水体富营养化问题的治理^[3~9]。

1 人工湿地的组成

人工湿地污水处理系统由水体、基质、水生湿地植物和微生物构成。

1.1 水体

水体是人工湿地处理的对象, 它在人工湿地系统中具有很重要的意义, 目前人工湿地处理对象水体十分广泛, 今后其所处理的对象水体将进一步拓宽。

1.2 基质

我国主要用于人工湿地的基质有: 石块、砾石、砂粒、细砂、砂土和土壤。这些基质既可为微生物的生长提供稳定的依附表面, 也可为水生植物提供支持载体和生长所需的营养物质, 当污水流经人工湿地时, 基质通过一些物理、化学途径(如吸附、吸收、过滤、络合反应和离子交换等)来净化污水中的各种有机污染物^[10]。

1.3 水生湿地植物

水生湿地植物是人工湿地的重要组成部分, 对污染物的降解和去除有重要作用。张甲耀等^[11]的实验表明, 有植物系统的人工湿地总氮去除率明显高

[基金项目] 河南省重点科技攻关项目(2007570015)

于无植物系统的人工湿地。付融冰等^[12]研究潜流水平人工湿地时发现有人工湿地的硝化能力明显高于无植物的人工湿地,有植物的人工湿地的氨氮氧化效果好,反应速率也很大。这主要是因为人工湿地系统有两种供氧方式:水生植物根系的泌氧作用和空气中的氧气直接向水体中扩散作用。M. S. Fennessy等^[13]研究表明,空气中的氧气向水中扩散速率远小于各种水生植物根系的泌氧作用。某地区水温 15℃时,水面的溶解氧量为 0.362 g/(m²·d),在同样情况下,美人蕉的输氧速率 5.07 g/(m²·d)是它的 14 倍多,芦苇的输氧速率 11.59 g/(m²·d)是它的 32 倍多。水生人工湿地植物的选择在人工湿地设计中具有很重要的作用,一般来讲,选择人工湿地水生植物的原则有:耐水耐污抗寒能力强,适宜本土生长;根系发达,茎叶茂盛;抗病虫能力强;有一定经济价值;现在多选择高等水生微管植物。石雷等^[14]在沙田人工湿地植物生长特性及除污能力的研究中发现,植物茎叶的生物量受收割季节和周期的影响较大,根系的生物量及根区范围随植物收割呈周期性变化。在热带砾石床中,红花美人蕉、水葱和富贵竹等难以适应环境,芦苇通用性较好,但是栽种后的调整期较长;再力花具有良好的脱氮效果,荻对弱小植物和微生物有偏害作用,所以荻的除污能力较差;纸莎草和美人蕉生长较快,较适合于快速启动的湿地系统。植物对污染物的去除作用见表 1。

表 1 植物对污染物去除的类型和去除原理

植物对污染物的去除类型	原理
植物萃取 (Phytoextraction)	利用超积累植物吸收重金属或有机污染物并富集于植物可收获的部分
植物降解 (Phytotransformation)	利用植物或植物与微生物共同作用降解有机污染物
植物挥发 (Phytovolatilization)	利用植物使某些重金属(如 Hg ²⁺)化成气态(Hg ⁰)而挥发出来
根际过滤 (Rhizofiltration)	利用植物根系吸收和吸附水中或废水中的污染物
植物固定 (Phytostabilization)	利用植物将污染物转化成无毒或毒性较低的形式(生物无效态)

1.4 微生物

微生物在湿地基质中与其他动物和植物共生体的相互关系起着核心作用^[15]。付融冰等^[12]研究潜流水平人工湿地时发现,人工湿地中的细菌数量最多(10⁶~10⁸ g⁻¹),另外还有放线菌(10⁴~10⁵ g⁻¹)、真菌(10³~10⁴ g⁻¹)、氨氧化细菌(10⁶~10⁷ g⁻¹)、亚硝化菌(10²~

10⁴ g⁻¹)等。微生物是沿着水流方向数量依次减少。

1.5 人工湿地的类型

传统的人工湿地主要有自由表面流人工湿地、水平潜流人工湿地和垂直潜流人工湿地,随着对人工湿地研究的不断深入,一些组合工艺和一些新型人工湿地也不断产生。

2 人工湿地污水处理的机理

2.1 有机污染物的去除机理

人工湿地对有机污染物有较强的降解能力,污水中的不溶性有机物通过湿地的沉淀、过滤作用,可以很快地被截留下来或被微生物利用;污水中的可溶性有机物则可被植物根系直接吸收或通过植物根系生物膜的吸附、吸收及生物代谢过程而分解去除。芬兰 Perdido 填埋场的人工湿地的 COD 负荷为 0.09 kg/(m³·d),进水 COD 为 1 800 mg/L,出水 COD 为 110 mg/L^[16]。

总之,利用植物去除有机污染物的范围较广,除了以上较为常见污染物外,国内外还有许多学者用植物来去除难降解有机物。包括残留农药、多环芳烃(PAHs)等,其主要是利用水生植物具有大面积的富脂性表皮,吸收亲脂性的有机农药是可行的。

2.2 氮的去除机理

文献^[17]报导,植物对氮的吸收很小,大约是总氮的 8%~16%;李旭东等^[18]认为硝化/反硝化作用是人工湿地脱氮的主要途径,根据 R. Kickuth 的根区法理论,由于生长在湿地中的挺水植物对氧的输送、释放、扩散作用,将空气中的氧转运到根部,再经过植物根部的扩散,在植物根须周围环境中依次出现好氧区、兼氧区和厌氧区;植物输送氧至根区,在根茎部附近产生好氧环境,氨氮通过硝化反应被氧化成硝酸盐,再在离根茎部较远的厌氧区或兼氧区通过反硝化反应将硝酸盐还原成气态氮,并从水中逸出。不同类型的湿地脱氮的机理有所不同,沸石对氨氮的吸附是沸石潜流湿地脱氮的一个重要途径;自由表面流人工湿地在夏季会因藻类的生长使得湿地内的 pH 升高,会有一部分氨氮通过挥发从湿地中去除;植物本身对氮的吸收也是湿地中氮去除的一条重要途径^[19];北京莫愁湖种植莲藕,每年生产莲藕是 2.5 × 10⁴ kg,其中就从水中带出了 60 t 的 N 和 1 t 的 P。

2.3 磷的去除机理

人工湿地对磷的去除作用包括基质的吸收和过滤、植物吸收、微生物去除及物理化学作用。崔理华

等^[19]发现垂直流人工湿地中,人工土基质对城市污水中总磷(3.00~25.12 mg/L)的去除率为 30%~50%,这可能是由于人工土基质对磷的吸收能力较弱等因素所造成的,其后用煤灰渣人工土壤和风车草组成的垂直流人工湿地系统处理化粪池出水,总磷的去除率达到了 75%~92%。人工湿地对磷的去除作用主要有:物理作用、化学吸附与沉淀作用和微生物同化作用以及植物摄取作用,它们对化粪池出水中的总磷去除率分别为:22.8%、50%~65%和 1%~3%;由此可见,人工湿地对磷的去除效果主要由基质的化学吸附和沉淀作用所决定。填料对磷的吸附是湿地除磷的最有效机制^[20,21]。

2.4 重金属离子和病菌的去除机理

湿地系统对重金属有较好的去除效果,这也是人工湿地的一个重要特征。植物的吸收和生物富集作用,土壤胶体颗粒的吸附(离子交换),与硫离子形成硫化物沉淀是金属离子去除的主要方式。湿地植物对一些金属有很强的富集能力,相应的富集量也很大,它是去除污水中重金属的主要途径之一。

阳承胜等^[22]通过对宽叶香蒲、芦苇、茭苳和狗牙根的研究发现,这 4 种植物都具有较强的吸收和富集重金属的能力,且主要富集在植物的地下部分,其中茭苳富集重金属能力最强,宽叶香蒲相对较弱。重金属在植物体内不同器官中分布,且各重金属元素在被测的 4 种植物体内的分布呈现一致的规律,即根>凋落物>地下茎>地上茎>叶,重金属主要富集在植物根部和地下茎部,但文献[23]报导,植物对金属的富集,主要通过植物吸附、植物挥发、植物富集(萃取),而且富集的金属主要集中在地上茎。在人工湿地的沉积物和植物中,金属浓度比天然湿地中的高,且对于大多数金属来说,Mn、Zn、Cu、Ni、B 和 Cr 等元素可以被湿地植物所积累。因而可以通过人工湿地系统的植物吸收,再收割植物去除污水中的重金属污染物^[24]。

出水中细菌及寄生虫卵的含量是一项很重要的卫生学指标,人工湿地对细菌具有相当有效的去除效果。当污水通过基质层时,寄生虫卵被沉降、截留。细菌和病原体在湿地中的去除主要是通过紫外线照射等实现的,另外植物根系和某些细菌的某些分泌物对病毒也有灭活作用。但是也有研究表明^[25]:当病菌在水体中和悬浮固体颗粒结合在一起,由液相转向固相时,其在水中的存活期更长些,使病毒和细菌的灭活率不高。因此,在人工湿地污水处理过程中

不能忽视这个问题。

2.5 藻类和 SS 去除机理

因藻类过多繁殖引起水体的富营养化问题在我国日益突出,众多水厂也因为水源中藻类过多而引起管道堵塞及饮用水质量下降,并且藻毒素对人类健康和安全构成严重的威胁。况琪军等^[26]对小试和中试规模的人工湿地系统除藻性能进行研究发现^[17],人工湿地生态系统对去除水体中的藻类效果均很显著,即使是在冬季温度低,水草长势欠佳,冲击负荷加大或进水中藻类细胞密度增大等情况下,其除藻率仍能维持在约 80%。付春平等^[27]利用水葱对高盐再生水的净化效果研究中发现,水葱因叶子产生遮掩作用,有利于抑制浮游植物(主要是藻类)的异常增殖和控制水体富营养化的发展,因为藻类是一种光能自养型生物,没有太阳光其生长会受到抑制。另外当污水进入湿地,经过基质层及密集的植物茎叶和根系,可以过滤、截留污水中的悬浮物,使水中 SS 降低;徐亚东等^[28]在利用氧化塘-人工湿地塘床系统处理造纸废水中发现,进水 SS 平均质量浓度为 1 100~1 400 mg/L,出水 SS 平均质量浓度为 78~97 mg/L,总去除率达 93%。

2.6 pH 改变机理

付春平等^[27]在考察水葱对高盐再生水的净化效果的室内试验中发现,种植水葱能够改善水体的酸碱度(pH 由 8.35 下降到 7.86),这是因为水葱在生长过程中其根系周围存在大量的微生物,在微生物作用下释放出糖类以及氨基酸等酸性物质,使水体的 pH 下降;但是当水体中的藻类生长旺盛的情况下,藻类会吸收水中大量的 CO₂ 以合成自身营养物质,使水体的 pH 出现较大的提高,有时水体的 pH 会提高到 11~12,严重影响了水生生物的生长。

3 人工湿地污水处理中二次污染问题

3.1 出水污染物浓度回升

由于水生植物生长周期较短和补给水源水质等环境的变化而引起植株的衰竭和腐烂,应及时收割调控,并将其茎、叶移出水体,以便有效削减氮、磷并培育维护良好生态系统和促进健康水体的形成,否则容易造成水体的二次污染,因为腐烂的茎、叶容易消耗水体中的溶解氧使河床上升、底泥增多,其中释放出的有机物、氨氮等导致水体污染物回升。

付春平等^[27]在考察水葱对高盐再生水净化效果的试验中发现,出水 COD 的浓度比进水 COD 的浓度提高了 21%以上,验证了以上观点。

3.2 水生植物回收安全

人工湿地中的水生植物对重金属离子有很强的富集作用,所以从湿地收获的植物可否作为饲料,或家畜对这些从人工湿地中收获的植物能否接受,会不会引起不适,会不会因为食物链的作用,而危及人类自身的安全,以及如何处理利用这些植物是一个值得研究的问题^[28]。如果有害物质未被降解而是积累在植物体内则会对人类等形成了另一种潜在威胁,还需要进行二次处理。文辉等研究发现,在富营养化水体中利用人工基质无土栽培水生经济植物净化水质,经检测分析水蕹菜和水芹菜茎叶部的 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量均在可食用范围内。这个问题现在仍然是研究的一个重点。

3.3 蚊、蝇卫生问题和堵塞

表面流人工湿地(SFW)和垂直流人工湿地(VFW)都存在一定的蚊、蝇等滋生引起的卫生问题^[29],潜流人工湿地(SSFW)虽然可以避免蚊、蝇等滋生引起的卫生问题,但是滤层容易堵塞,而且检查、维护困难^[30]。

3.4 地下水污染问题

如果人工湿地的防水层等防护措施不当,废水中的污染物可能会通过地表径流、渗透等作用污染地下水。

4 人工湿地最新研究

近年来,国内外污水土地处理系统发展迅速,新型污水土地处理系统已经成为去除有机营养物质、氮、磷等众多污染物的重要措施。目前世界上人们正在投入大量精力改良人工湿地技术,以提高污水处理能力和适应不同的污染水体。

4.1 生物膜法与人工湿地技术相结合

4.1.1 填料生物膜取代水生植物

将生物膜法技术与人工湿地技术有效结合,可以克服由人工湿地中水生植物生长情况和生长周期等带来的限制以及水生植物需要人工收割等不足,很大程度上提高了污水处理的稳定性。钟定胜等^[31]认为填料在一定程度上起到了吸附活性污泥形成生物膜而提高污水处理效果的作用,但也存在两个问题:(1)室外水温过高,阳光直射、水流速度慢会造成填料上的生物膜畸形发展,以喜好阳光的藻类为主,钟虫和轮虫等微生物相当的少,但是藻类的处理能力有限;(2)藻类是浮游植物,不容易沉降,导致出水 SS、COD 和色度等偏高。在填料上种植一些根系发达的、泌氧能力强的水生植物将有利于改变系统内

的缺氧状态,提高污水的处理效果,改变填料上生物畸形发展的状况。

4.1.2 复合人工湿地

钱大益等^[32]研究了复合人工湿地(前处理系统—二级植物池+垂直流植物床—后处理系统)在处理生活污水中的应用效果。结果发现,进水 COD、BOD、TN、TP、SS 分别为 123~223、89.2~142、43.1~65.6、2.86~4.56、97~194 mg/L 时,出水 COD、BOD、TN、TP、SS 分别为 24~61、7.33~18.8、14.5~21.5、0.87~1.58、5.33~9.41 mg/L。

4.1.3 潜流—上行垂直流复合人工湿地

帖靖玺等^[33]研究了潜流—上行垂直流复合人工湿地对氮磷去除效果。试验结果表明,在处理污水 30 L/d,水力停留时间为 418 d 时,该工艺对 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、TN、TP 具有良好的去除效果,平均去除率分别为 95%、52%、79%、81%。对 3 种含氮化合物的去除效果可以根据运行时间分为两阶段,在两阶段中,对 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、TN 的平均去除率分别为 93%和 99%、35%和 98%、71%和 98%。对 TP 的去除效果在整个试验中则保持稳定。

4.1.4 水耕植物过滤法人工湿地

李先宁等^[34]在研究新型人工湿地水耕植物过滤法(HBFM)时发现,该人工湿地通过水生植物发达的茎秆或根系将水中的悬浮物和藻类过滤去除,然后由共生微生物对滤后堆积物(底泥)中的有机物、氮、磷等营养元素及藻类进行生物降解,同时利用植物吸收去除水中及底泥中的部分氮、磷营养元素。试验期间,HBFM 系统的 TN 年平均去除率为 19.3%,平均去除负荷为 $1.01 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;TP 年平均去除率为 28.7%,平均去除负荷为 $0.10 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。它与芦苇人工湿地相比,年平均 TN、TP 去除率基本相同,但去除速率是芦苇人工湿地的 3~5 倍。其他人工湿地的水力负荷一般不大于 $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而 HBFM 达 $3.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。最后还发现,适当提高清除底泥的频次,减少底泥释放量是提高 HBFM 系统氮、磷去除率的重要途径。

4.2 改进基质以提高基质除磷的效果

人工湿地中的磷主要是通过基质的吸附作用去除的。李旭东等^[18]的研究表明,在沸石、砾石、土壤等三种基质中,砾石对磷的去除效果最强,袁东海等^[35]通过基质磷素等温吸附、净化磷污染效果和基质磷素饱和和吸附后磷释放实验,研究了 7 种人工湿地基质净化磷污染效果和影响因素,并评价了基质

磷素饱和吸附后磷素释放可能造成的二次污染风险,结果表明磷素理论饱和和吸附量、磷的净化能力依次为矿渣>粉煤灰>蛭石>黄褐土>下蜀黄土>沸石>砂子。模拟污水磷素净化实验也证实矿渣、粉煤灰、蛭石净化磷素污染效果较好,表土和下蜀黄土次之,沸石和砂子净化磷素污染效果较差。矿渣和粉煤灰等钙素含量较高的碱性基质,影响磷素吸附净化效果的主要因素是基质的全钙含量,碱性条件下,基质全钙含量越高,其吸附的磷素越多,净化磷素污染的效果越好;砂子、沸石、下蜀黄土、黄褐土和蛭石等活性胶体氧化铁铝含量较多的中性基质,影响其磷素吸附净化效果的主导因素是其胶体氧化铁的含量,胶体氧化铁能促进基质吸附磷素,提高其对磷素的净化能力;但是在使用它们的时候也要谨慎,例如,矿渣和粉煤灰吸收磷的能力很强,但是碱性太强,如果作为基质的话,会导致植物死亡。R. H. Kadlec等的研究发现^[36],在美国多数除磷填料湿地在运行初期磷的去除率都可达到90%以上,但运行4~5 a以后,由于磷在系统内的积累却使得磷去除率急剧下降。谭洪新等^[37]的研究表明:当填料上的磷吸附官能团减少时需再生,通过干/湿循环处理,可改善土壤磷的去除率。

4.3 人工湿地脱氮技术强化

4.3.1 垂直流人工湿地系统

垂直流人工湿地系统(IVCW)在具备了好氧条件的同时,由于系统独特的结构设计使整个系统下部存在永久饱和水层,形成了系统底部厌氧的环境,这种厌氧与好氧条件的共存促进了污染物降解,特别是污水脱氮过程。贺峰等^[38]研究了复合垂直流人工湿地各基质层的硝化与反硝化菌数量以及硝化与反硝化作用,结果表明,复合垂直流人工湿地系统独特的结构和水流方式为微生物提供了良好的生活环境,有利于湿地系统的除氮作用,污水进入人工湿地下行流池后先通过硝化将氨氮转化为硝态氮,此后在水流行进的路线上硝化减弱,反硝化占主导地位,最终氮转化成气态形式释放。李今等^[39]研究发现,不同发育程度的生物膜表现出的活性不同,最佳活性厚度为150 μm。人工湿地中不同层次基质生物膜厚度差异显著,最表层0~5 cm层次基质生物膜厚度2~3倍于10 cm以下层次,为最佳活性厚度的3~4倍,其生物膜的过量积累不仅不利于处理效率的提高,且易造成人工湿地的堵塞。

4.3.2 自动增氧型潜流人工湿地

孙亚兵等^[40]为改善潜流人工湿地中的缺氧状态,采取了一些增加潜流人工湿地中DO的措施,在湿地中铺设了3层PVC穿孔管,一方面增加管路中废水与空气的接触,增强大气的输氧作用;另一方面,系统采用连续进水、间歇出水的方式,出水水位通过与出水口相连的软管调节,当系统出水时,将PVC管路中与大气接触时间较长的废水引入湿地,改善湿地的缺氧状态,该类型人工湿地的增氧效果明显,DO始终保持在0.5 mg/L以上。

5 人工湿地的环境效应与经济效应

城市湿地是一种极有价值的生态系统类型,它具有城市各种生态系统的功能,是单位面积生态最高的陆地生态系统^[41]。人工湿地具有自然湿地生态系统同样的功能和效应,在城市化中越来越显出其重要的作用。它可以减缓城市的高温、干燥等环境压力,同时也可以给生物一个安居之地,既可以保护植物的多样性又可以给居民带来美好的环境,既可以对城市的污水起到一个净化作用又可以开发具有经济价值的植物;人工湿地具有的环境效应主要有:(1)增加大气湿度;(2)对污水净化作用;(3)减灾和保护濒危动植物的功能;(4)人工湿地植物多样性和景观效应;(5)美化市容景观、衬托建筑、增加艺术效果的功能;(6)调节区域气候。经济效应有:(1)人工湿地的旅游环境和景观;(2)人工湿地植物的药用价值;(3)人工湿地植物的纤维作用。

[参考文献]

- [1] Ji G, Sun T, Zhou Q, et al. Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil produced water of the Liaohe oil field in China[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 18(4): 489-495.
- [2] 杜中典, 崔理华, 肖乡, 等. 污水人工湿地系统中有机物积累规律与堵塞机制的研究进展[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(5): 474-476.
- [3] 付融冰, 杨海真, 顾国维, 等. 潜流人工湿地对农村生活污水氮去除的研究[J]. *水处理技术*, 2006, 32(1): 18-22.
- [4] Scholz M, Xu J. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 83(2): 71-79.
- [5] 籍国东, 孙铁珩, 常士俊, 等. 自由表面流人工湿地处理超稠油废水[J]. *环境科学*, 2001, 22(4): 95-99.
- [6] Joseph L. An integrated natural system for leachate treatment, constructed wetlands for the treatment of landfill leachates[M]. Chelsea: Lewis Publishers, 1998: 187-203.
- [7] Braskerud B C. Factors affecting nitrogen retention in small con-

- structed wetlands treating agricultural nonpoint source pollution[J]. Ecological Engineering, 2002, 18(3):351-370.
- [8] Nguyen L M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters[J]. Ecological Engineering, 2000, 16(2):199-221.
- [9] Schulz C, Geubrecht J, Rennert B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow[J]. Aquaculture, 2003, 217(1-4):207-221.
- [10] Reddy K R. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes[J]. Journal of Environmental Quality, 1983, 12(1):137-141.
- [11] 张甲耀, 夏盛林, 崔克辉, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统中芦苇的生长特征及净化能力[J]. 水处理技术, 1998, 24(6):363-367.
- [12] 付融冰, 杨海真, 顾国维, 等. 人工湿地基质微生物状况与净化效果相关分析[J]. 环境科学研究, 2005, 18(6):44-49.
- [13] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions[J]. Ecological Engineering, 1994, 3(4):469-484.
- [14] 石雷, 王宝贞, 曹向东, 等. 沙田人工湿地植物生长特性及除污能力的研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(1):98-103.
- [15] Martin C D, Moshiri G A. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate[J]. Wat. Sci. Tech., 1994, 29(4):267-272.
- [16] 王丽霞, 庞云芝, 李秀金. 垃圾填埋场渗滤液的人工湿地处理[J]. 环境污染治理技术与设备, 2005, 6(4):61-65.
- [17] 张荣社, 周琪. 自由表面流人工湿地脱氮效果中试研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(12):9-11.
- [18] 李旭东, 周琪, 张荣社, 等. 三种人工湿地除磷脱氮效果比较研究[J]. 地学前缘, 2005, 12(特刊):73-76.
- [19] 崔理华, 朱夕珍, 骆世明, 等. 垂直流人工湿地系统对污水磷的净化效果[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(7):13-17.
- [20] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slag and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. Wat. Res., 1998, 32(2):393-399.
- [21] Dong C, Ju S, Hong J, et al. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland[J]. Wat. Res., 2005, 39(11):2445-2457.
- [22] 阳承胜, 蓝崇钰, 束文圣. 重金属在宽叶香蒲人工湿地系统中的分布与积累[J]. 水处理技术, 2002, 28(2):101-104.
- [23] 王建龙, 文湘华. 现代环境生物技术[M]. 北京:清华大学出版社, 2002:51-85.
- [24] Mays P A, Edwards G S. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage[J]. Ecological Engineering, 2001, 16(4):487-500.
- [25] 李建政, 任南琪. 环境工程微生物学[M]. 北京:化学工业出版社, 2004:85-101.
- [26] 况琪军, 吴振斌, 夏宜诤. 人工湿地生态系统的除藻研究[J]. 水生生物学报, 2000, 24(6):655-688.
- [27] 付春平, 唐运平, 闫玉荣, 等. 水葱对高盐再生水的净化效果研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(5):40-42.
- [28] 张虎成, 田卫, 俞穆清, 等. 人工湿地生态系统污水净化研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(2):11-15.
- [29] 贺进涛, 武书彬. 人工湿地处理造纸废水的应用前景[J]. 造纸科学与技术, 2006, 25(1):41-44.
- [30] 张显龙, 周力. 人工湿地处理城市污水在北方的应用[J]. 环境工程, 2005, 23(4):23-24.
- [31] 钟定胜, 罗华铭. 填料在自由睡眠人工湿地中的应用[J]. 环境与开发, 2000, 15(4):14-15.
- [32] 钱大益, 潘建通, 解亚林, 等. 复合人工湿地在处理生活污水中的应用研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(1):85-88.
- [33] 帖靖玺, 郑正, 钟云, 等. 潜流-上行垂直流复合人工湿地对氮磷去除效果[J]. 生态学杂志, 2006, 25(3):265-269.
- [34] 李先宁, 宋海亮, 吕锡武, 等. 水耕植物过滤法对溶解性氮磷去除的影响因子[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2005, 35(5):792-796.
- [35] 袁东海, 景丽洁, 高士祥, 等. 几种人工湿地基质净化磷素污染性能的分析[J]. 环境科学, 2005, 26(1):51-55.
- [36] Kadlec R H, Knight R L. Treatment wetland[M]. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996:215-243.
- [37] 谭洪新, 周琪. 湿地填料的磷吸附特性及潜流人工湿地除磷效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2):353-356.
- [38] 贺锋, 吴振斌, 陶菁, 等. 复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用[J]. 环境科学, 2005, 26(1):47-50.
- [39] 李今, 马剑敏, 张征, 等. 复合垂直流人工湿地中基质生物膜的特性[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(1):54-57.
- [40] 孙亚兵, 冯景伟, 田园春, 等. 自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水的研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(3):404-408.
- [41] Bolund P, Hunhammar S. Ecosystem services in urban areas[J]. Ecological Economic, 1999, 29(2):293-301.
- [42] 金研铭, 徐惠风. 人工湿地在城市生态中的环境效应[J]. 农业系统科学与综合研究, 2006, 22(2):98-101.

[作者简介] 张奎(1963—), 副教授, 主要研究方向: 污水处理生物技术. 电话: 13937593376, E-mail: zk@hncj.edu.cn.

[收稿日期] 2007-04-02(修改稿)

·简讯·

广东梅州三个污水处理项目年底建成

广东省梅州市正在建设的三个污水处理项目目前进展顺利, 已累计完成投资 6 000 万元。三个污水处理厂首期工程均计划于今年底建成, 目前工程仍在紧张建设中。

这三个污水处理项目总投资 9 300 万元, 总建设规模为

5.5×10^4 t/d, 配套建设集污管网长 38.7 km。兴宁污水厂首期工程厂区土建完成 85%, 正开展设备采购; 丰顺县金河弯污水厂首期厂区土建完成 45%, 铺设了部分集污管网; 大埔县污水厂首期项目集污管网已铺设 7 km, 厂区工程三通一平已完成。摘自中国环境报 2007-03-20(6)