

人工湿地系统的除污机理及影响因素探讨

周金娥¹, 唐立峰²

(1 广西大学土木建筑工程学院, 南宁 530004; 2 广西桂台房地产开发有限公司, 南宁 530003)

摘要: 人工湿地作为一种新型的污水处理实用新技术, 正受到人们越来越多的关注。本文详尽地介绍了人工湿地的除污机理, 分别就该工艺中氧的变化特性, 对有机物、N、P 的去除机理及湿地中微生物的特征作了阐述, 简要分析了影响人工湿地净化效果的主要因素, 从而为该技术的推广提供理论参考。

关键词: 人工湿地; 污水处理; 机理; 影响因素

中图分类号: X703

人工湿地是一种由人工建造和监督控制的, 与沼泽地类似的湿地生态系统^[1], 它利用基质-微生物-植物这个复合生态系统的物理、化学和生物的三重协调作用, 通过过滤、吸附、共沉、离子交换、拮抗、氧化还原、植物吸收和微生物分解来实现对废水的高效净化, 同时通过营养物质和水分的生物地球化学循环, 促进绿色植物生长并使其增长, 实现废水的资源化与无害化。它具有建造运行费用低、技术含量低、维护管理方便的特点, 能够直接或间接提供经济效益, 比较适合管理水平不高、水处理量或水质变化不很大的城郊或乡村。

人工湿地最早用于污水处理是 1974 年西德的第一处湿地系统, 并发现其具有良好的优越性能, 因而在污水处理方面获得较快的发展。近几年来, 国内外对人工湿地系统的研究日益重视, 已召开过 4 次国际会议, 总结出各国人工湿地废水处理的经验, 提出了一些有关的机理和参考设计规范及数据。现今在欧美、澳洲等地区和国家已有一些成功应用人工湿地污水处理的工程实例及相应的大量研究工作^[2-3]。我国也先后在北京、天津、深圳等地建造了不同规模的人工湿地处理示范工程, 并已有不少学者和单位展开了对人工湿地处理系统的机理、设计及应用的研究工作。

1 人工湿地的净化机理

人工湿地对污水的处理有十分复杂的净化机理, 但一般认为, 净化过程综合了物理、化学和生物的三重协同作用。物理作用, 主要是对可沉固体、BOD₅、N、P、难溶有机物等的沉淀作用, 填料和植物根系对

污染物的过滤和吸附作用; 化学作用是指人工湿地系统中由于植物、填料、微生物及酶的多样性而发生的各种化学反应过程, 包括化学沉淀、吸附、离子交换、氧化还原等; 生物作用则主要是依靠微生物的代谢(包括同化、异化作用)、细菌的硝化与反硝化、植物的代谢与吸收等作用, 达到对污染物的去除。最后通过对湿地基质的定期更换或对栽种植物的收割, 而使污染物质最终从系统中去除。下面分别对人工湿地系统中氧的变化特性、有机物的去除、N 的去除、P 的去除及微生物的特征加以阐述。

1.1 湿地中氧的变化特性

人工湿地中各种物质传递和转化因含氧差异而有所不同。湿地中氧的来源主要是植物根毛的释放、来水及水面更新溶氧。湿地植物通过光合作用产生的氧气, 一部分通过输运组织和根毛输送释放到湿地环境中, 并在根毛周围形成了一个好氧区域, 而离根毛较远的区域呈现缺氧状态, 更远的区域则完全处于厌氧状态^[4], 这样就形成了连续的好氧、缺氧及厌氧环境。这些溶解氧(DO)含量不同的区域分别有利于废水中不同污染物的降解、转化及去除。

李科德和胡正嘉^[5]对芦苇床系统内污水处理的氧化还原动态的测定表明, 在芦苇湿地处理污水前, 随光照强度的增加及光照时间的延长, 芦苇根区的氧化还原势(Eh)逐渐升高, 夜间, 由于缺乏光照, Eh逐渐降低。这说明芦苇叶片通过光合作用产生的O₂是通过芦苇的茎和根输送到了根区, 同时不断向水体扩散, 使得水体中的溶解氧增加。DO在水体中具有累积效应, 到天黑时累积量达到最大值。夜间, 由于芦苇根

系的呼吸作用和床内微生物的代谢作用使得水中的DO浓度下降。根据一天内湿地床中DO的累积量可以计算出芦苇向水体的供氧能力。一般水生植物根区水DO浓度常保持在1.53~1.95 mg/L之间。

1.2 人工湿地对有机物的去除

人工湿地的显著特点之一就是対有机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,可以很快地被截留而被微生物利用,而污水出水中的可溶性有机物则可通过植物根系生物膜的吸附、吸收及生物代谢降解过程而被分解去除。因此湿地床对有机物的去除作用是物理的截留沉淀和生物的吸收降解共同作用的结果。废水中大部分有机物最终是被异氧微生物转化为微生物体及 CO_2 和 H_2O ,通过对填料床的定期更换及对湿地植物的收割而将新生的有机体从系统中去除。

对生活污水处理的实例表明^[6],人工湿地对COD、 BOD_5 及SS的去除率均达到了85%以上,达到了国家生活杂用水水质标准。人工湿地虽对有机物具有较高的去除能力,但是随着处理的运行会出现有机物的积累现象,影响了湿地对污水中有机物的净化效果。研究表明^[7],污水在植物床基质内流动时,随着迁移距离的延长,污水COD的降解速率呈现减慢的趋势。关于有机物在湿地中的动态变化规律还有待更深入的研究。

1.3 湿地对N的去除

人工湿地处理系统对N的去除作用包括基质的吸附、过滤、沉淀以及 NH_3 的挥发,植物的吸收和微生物硝化、反硝化作用。N在湿地系统中呈现一个复杂的生物地球化学循环,它包括了7种价态的多种转换。生活污水中的N通常是以有机N和 NH_3 的形式存在。在土壤-植物系统中,有机N首先被截留或沉淀,然后在微生物的作用下转化为 NH_4^+ -N,由于土壤颗粒带有负电荷, NH_4^+ 很容易被吸附,土壤微生物通过硝化作用将 NH_4^+ 转化为 NO_3^- ,土壤又可恢复对 NH_4^+ 的吸附功能。同时污水中的无机N可作为植物生长过程中不可缺少的物质而直接被植物摄取,并合成植物蛋白质等有机N,通过植物的收割而从废水和湿地系统中去除。但N的去除主要还是通过湿地中微生物的硝化和反硝化作用。张荣社等^[8]对农田排水的研究表明,微生物的反硝化是人工湿地脱N的主要途径,植物吸收总N量仅占入水量的15%左右。如果通过选择有效的植物组合,能够对脱N起到良好效果。如研究报道^[9]芦苇具有较强的输氧能力,菱白具有较强的吸收N、P的能力,将两种植物混种对TN和 NH_3 -N的去除率分别达到了

60.6%和80.9%。

另外,人工湿地中的填料也可通过一些物理和化学的途径如吸收、吸附、过滤、离子交换等去除一部分污水中的N。据报道^[10]沸石对 NH_3 -N具有较高的吸附功能,并且大多都用此填料来处理含N废水的试验。还有研究表明^[11],蛭石对 NH_3 -N的去除要好过沸石,其主要是通过离子交换作用来去除水中 NH_3 -N,物理吸附作用相对很少,并且阳离子交换反应速度快,饱和和吸附量可达20.83 mg/L。因此,强化人工湿地内部填料层的作用,有利于提高系统硝化能力。

在潜流式人工湿地中,硝化能力沿水流方向逐渐减小^[12],主要为前部高后部低,这主要是与潜流湿地内的N转化细菌分布有关。张甲耀等^[13]对潜流湿地内的N转化细菌的研究结果表明,人工湿地系统中氨化细菌、亚硝化菌、硝化菌、反硝化细菌数量都处于较高水平,其中氨化细菌、反硝化细菌数量高于硝化细菌,亚硝化菌又高于硝化菌,亚硝化菌数量前部高于后部,硝化菌数量中后部高于前部,这样反硝化作用受到 NO_3^- -N含量的影响使得硝化能力随水流方向减小。可以通过改进布水方式如分段进水、多点布水来提高系统的整体硝化能力。污水中所含重金属离子也影响到硝化能力,当污水中重金属离子含量较多时,处理水中的 NH_4^+ -N非减反增^[14],影响湿地处理效果。

1.4 湿地对P的去除

人工湿地对P的去除是由植物吸收、微生物去除及基质的物理化学作用而完成的。如同无机N一样,废水中的无机P在植物吸收及同化作用下,可变成植物的有机成分(如ATP、DNA、RNA等),通过植物的收割而得以去除。基质的物理化学作用主要是填料对P的吸收、过滤和与 PO_4^{3-} 的化学反应,因填料不同而存在差异。填料中含有较多的Fe、Al及Ca的离子时能有利于对P的去除。研究报道,以花岗石和黏性土壤为主要介质的人工湿地能高效去除污水中的P物质^[15],就是因为土壤中含有较丰富的Fe、Al离子而花岗石含Ca离子较多能与 PO_4^{3-} 结合形成不溶性盐固定下来。但填料对P的这种吸附和沉淀作用并不是永久性的,而是部分可逆的。实验表明,土壤对P的吸附过程存在着积累现象,当达到饱和状态后,会降低对P的去除率^[16]。当污水中P的浓度过低时,填料中会有部分被吸附的P重新回到水中。吴振斌等^[17]的研究表明,在系统运行初期,进水无机P含量较低的情况下(0~0.05 mg/L之间),基质向系统中释放了磷酸盐,致使出水无机P浓度升高。而且还研究发现植物的生长状况也直接影响到去除效果的好坏,在春季和夏季,植物生长迅速,生物量增

加,对P的吸收加快,出水中P含量减少,而在秋季植物枯萎后,吸收速度放慢,冬季死亡的植株会释放P到湿地中,致使出水P含量上升,无机P含量甚至高于进水。因此,对植物的及时收割和填料的定期更换有助于延长湿地系统的处理寿命。

微生物对P的去除,包括对P的正常同化作用(将P纳入其分子组成)和对P的过量积累。一般二级污水处理中,当进水P含量为 10 mg/L时,微生物对P的正常同化(形成污泥组成式 $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ 的一部分)去除,仅是进水总量的 4.5%~19%^[4],所以,微生物除P主要是通过强化后对P的过量积累来完成的。对P的过量积累,得益于湿地植物光合作用中光反应、暗反应,形成根毛输氧多少的交替出现,以及系统内部不同区域对氧消耗量的差异,而导致了系统中厌氧、好氧状态的交替出现。

从报道的研究结果来看,地表流人工湿地系统对P的去除效果要好于潜流式人工湿地系统,地表流人工湿地处理系统的出水中总P含量一般小于 1 mg/L。而潜流式人工湿地的情况则比较复杂,去除率变化较大,从 40% 左右到 90% 以上都有报道。天津市环科所的研究表明,当进水的TP浓度在 2~3 mg/L和 PO_4^{3-} 浓度在 0.32 mg/L左右时,芦苇湿地系统对TP和 PO_4^{3-} 的去除率可分别达 86.3%~90.9%和 74.7%~92.6%^[18]。

1.5 湿地中微生物的特征

湿地中微生物的降解作用是人工湿地处理污水的主要途径。人工湿地的微生物数量和种类繁多。李科

德和胡正嘉^[5]通过对芦苇床系统的研究表明,其优势菌属主要有 3 种,它们分别是假单胞杆菌属(*Pseudomonas*)、产碱杆菌属(*Alcaligenes*)和黄杆菌属(*Flavobacterium*)。并且与天然芦苇床相比,两种情况下的优势细菌属基本相同。这 3 种优势菌属均为快速生长型细菌,而且其体内大多含有降解质粒,因而推断它们是对废水中有机物分解的主体微生物种群。同时还发现不同微生物与污水净化功能有着显著关系,数量越多则去除率越高。表 1^[5]列出了芦苇湿地系统中根面微生物的数量与废水中不同污染物去除率之间的相关性系数(*r*)值。

相关性系数的大小反映了某一种微生物对某一类污染物去除能力的高低或一定数量的微生物去除某种污染物数量的多少。由表 1 可知,不同微生物的数量与BOD₅和COD去除率之间有着明显的相关性,说明系统中各类微生物对BOD₅和COD有良好的去除率;废水中NH₃-N 的去除与硝化和反硝化菌的数量也具有明显的相关性,这说明硝化和反硝化作用是芦苇湿地系统的主要除N方式;废水中的 PO_4^{3-} -P的去除与湿地中的各类微生物数量均不具有明显的相关性,这说明芦苇床系统中的P不是由微生物的作用引起的,而是由植物的吸收、填料床的沉淀过滤固结及微生物的协同作用完成的;废水中总大肠杆菌的去除与放线菌和原生动物数量有明显的相关性,这说明芦苇床中的原生动物和放线菌是去除大肠杆菌的主要作用者。

表 1 芦苇湿地系统中根面微生物的数量与污染物去除率间的相关性(*r*)

Table 1 Correlations (*r*) between microbial biomass on the face of root and pollution removal rate in the reed wetland system

微生物	BOD ₅	COD	NH ₃ -N	PO_4^{3-} -P	总大肠杆菌
真菌	0.56	0.59	0.41	0.17	0.49
放线菌	0.75	0.74	0.29	0.02	0.90
硝化菌	0.79	0.78	0.91	0.37	0.44
反硝化菌	0.77	0.76	0.82	0.36	0.45
兼性厌氧菌	0.44	0.39	0.01	0.12	0.83
原生动物	0.74	0.71	0.28	0.25	0.93
细菌总数	0.91	0.88	0.64	0.09	0.68

微生物数量在湿地系统中随季节变化大,空间分布不均匀,并且不同植物的根系生物量也不同。一般来说,春季数量较少,秋季最高。赵建刚等^[19]对 5 种湿地植物根系生物量的研究表明,5 月份 0~15 cm 土层的根系生物量:象草>美人蕉>香根草>芦苇>香蒲;8 月份时美人蕉>象草>香根草>芦苇>香蒲;

而在 15 cm 以下的根系生物量分布中芦苇>香蒲>香根草>美人蕉>象草(8 月份),其中芦苇、香蒲、香根草三者相差不大,而象草和美人蕉则相对要少得多。就不同微生物而言,好氧微生物主要分布在表层基质(0~10 cm)处,而兼性厌氧细菌如反硝化细菌几乎存在于基质各层中,达到 10⁷个/g 干土,0~20 cm 的表

层空间基质微生物活性强于底层^[20]。

2 影响人工湿地净化的主要因素

近年来研究发现,影响人工湿地净化效果的因素很多,如进水浓度、床体结构、湿地植物、温度、pH、水力停留时间(HRT)、水力负荷、水流类型等。下面就水力停留时间、水力负荷及温度、pH对湿地净化效果的影响作一简单介绍。

2.1 水力停留时间的影响

人工湿地的处理效果与水力停留时间有着很密切的关系。水力停留时间过短,不能给净化提供足够的时间,停留时间过长,又可能引起滞流和厌氧。Huan等^[21]的研究指出,湿地中 NH_4^+ 和TKN的降解量是污水在床体中停留时间的函数,它们随停留时间的增加而呈指数增长,并且与湿地进水浓度无关。廖新倬和骆世明^[22]对猪场废水的研究也发现,湿地对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和可溶性磷酸盐 S-PO_4^{3-} 的去除率随停留时间延长而提高,去除规律符合指数方程规律。Garcia等^[23]的实验表明,芦苇床系统微生物的去除是与HRT有着直接关系的,当HRT大约为3天时,对微生物的去除达到饱和值,超过3天后,出水的微生物浓度不会减小很多。

2.2 温度、pH的影响

人工湿地对污染物的去除主要是通过植物的吸收、微生物的分解等作用来完成的,而这些作用都比较容易受温度的影响,因此温度是影响人工湿地净化效果的一个重要因素。研究报道^[24],季节变化对COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率有较大影响,因二者的去除均主要基于微生物的作用,温度降低导致微生物增殖率下降、活性降低,特别是硝化菌、亚硝化菌受温度影响最为明显。Kuschek等^[25]的研究表明,硝化在所有季节都受到温度限制的,反硝化明显地受到低于 15°C 的季节温度限制。对于潜流湿地的水流在接近推流式的情况下,对病原体的去除不受到季节的影响,去除率能够达到99%^[26]。

pH对人工湿地微生物去除N、P等营养物质有较大的影响。资料报道,在酸性和中性条件下,湿地植物根区附近可溶性正磷酸盐的化学沉淀作用就占主导作用。同时pH也影响到土壤对N、P的去除。在碱性条件下,可溶性的无机磷化合物易与土壤中的 Ca^{2+} 发生作用,而与土壤中的 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 主要是在中性或酸性环境条件下发生反应的^[27]。Rozic等^[28]也研究发现若对酸性黏土进行修正则降低了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率,说明酸性黏土有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除。

2.3 水力负荷的影响

水力负荷同水力停留时间一样也是人工湿地的一个重要的设计参数,合理的水力负荷设计值能够提高人工湿地对污水的净化效果。水力负荷应根据特定的气候、土壤条件及种植植物的类型等因素而定,其取值也受到 BOD_5 负荷及蒸发率的影响。孙广智等^[29]对下行流芦苇床的研究表明, BOD_5 与COD的去除速率随有机负荷的增加而增加,随水力负荷的增大而减小,增加进水频率有利于提高其去除效果。Mashauri等^[30]通过采用低和高水力负荷(0.27 m/h 和 2.3 m/h)对生活污水进行试验比较发现,在低水力负荷时,污水处理出水水质高,其中COD、SS和大肠杆菌的去除率分别达到了66%、80%、90%。因此设计时应根据试验研究结果尽量采用较低的水力负荷值。

3 结语

人工湿地是一种低能耗、高效且与自然界相和谐的污水处理工艺,正受到人们越来越多的关注。这项技术比较适合我国国情,尤其适用于广大农村、中小城镇、小型工矿企业、居民小区及城市分散型的污水处理。通过选择具有根系发达、适宜于本地气候、强去污生长特性的植物,可大大提高人工湿地中DO含量,为满足人工湿地去除各种污染物提供良好的氧环境;通过筛选适宜的填料,可大大提高污水中N、P的去除效果;合理设计人工湿地床体结构、水力负荷、HRT等运行参数能够达到高效的污水净化效果。因此应该结合我国不同地区的具体情况,深入地开展研究工作,取得适合于不同地区、不同环境气候条件及不同污水特性的实用数据,以促进其在我国适当地区的推广应用。

参考文献:

- [1] 陆健健,何文珊,童春富,王伟编著. 湿地生态学. 北京:高等教育出版社,2006
- [2] 陈长太,王雪,祁继英. 国外人工湿地技术的应用及研究进展. 中国给水排水,2003,19(12): 105-106
- [3] Tanner CC, Suklas JPS. Linking pond and wetland treatment: Performance of domestic and farm systems in New Zealand. Water Science and Technology, 2003, 48(2): 331-339
- [4] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理. 环境科学, 1995, 16(3): 83-86
- [5] 李科德,胡正嘉. 芦苇床系统净化污水的机理. 中国环境科学, 1995, 15(2): 140-144
- [6] 岳春雷,常杰,葛滢,俞建德,朱荫湄. 利用复合垂直流人工湿地处理生活污水. 中国给水排水,2003,19(7): 84-85
- [7] 王庆安,任勇,钱骏,冷冰,张秋劲,谢强. 人工湿地系统植物

- 床内 COD_{Cr} 动态变化规律探讨. 四川环境, 1999, 18(3): 58-62
- [8] 张荣社, 周琪, 张建, 史云鹏. 潜流构造湿地去除农田排水中的氮的研究. 环境科学, 2003, 24(1): 113-116
- [9] 刘超翔, 胡洪营, 张健, 盛建武, 黄霞, 施汉昌, 钱易. 人工复合生态床处理低浓度农村污水. 中国给水排水, 2002, 18(7): 1-4
- [10] 李旭东, 张旭, 薛玉, 李广贺, 张荣社. 沸石芦苇床除氮中试研究. 环境科学, 2003, 24(3): 158-160
- [11] 聂发辉, 吴晓芙, 胡曰利. 人工湿地中蛭石填料净化污水中氨氮能力. 城市环境与城市生态, 2003, 16(6): 280-282
- [12] 刘超翔, 董春宏, 李峰民, 胡洪营, 黄霞, 施汉昌, 钱易. 潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究. 环境科学, 2003, 24(1): 80-83
- [13] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 熊凯. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究. 环境科学学报, 1999, 19(3): 323-327
- [14] 黄正, Sakadevan K, Bavor J. Cd²⁺、Cu²⁺和Zn²⁺对人工湿地反硝化作用的影响. 环境科学, 2000, 21(4): 110-112
- [15] 成水平, 夏宜争. 香蒲、灯心草人工湿地的研究. III. 净化污水的机理. 湖泊科学, 1998, 10(2): 66-71
- [16] 陈博谦, 王星, 尹澄清. 湿地土壤因素对污水处理作用的模拟研究. 城市环境与城市生态, 1999, 12(1): 19-21
- [17] 吴振斌, 陈辉蓉, 贺锋, 成水平, 付贵萍, 金建明, 邱东茹, 任明迅. 人工湿地系统对污水磷的净化效果. 水生生物学报, 2001, 25(1): 28-35
- [18] 沈耀良, 王宝贞. 人工湿地系统的除污机理. 江苏环境科技, 1997, 3: 1-6
- [19] 赵建刚, 杨琼, 陈章和, 黄正光. 几种湿地植物根系生物量研究. 中国环境科学, 2003, 23(3): 290-294
- [20] 吴振斌, 周巧红, 贺锋, 成水平, 付贵萍. 构建湿地中试系统基质剖面微生物活性的研究. 中国环境科学, 2003, 23(4): 422-426
- [21] Huang J, Jr Reneau RB, Hagedorn C. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat fomestic wastewater. Water Research, 2000, 34(9): 2582-2588
- [22] 廖新伟, 骆世明. 香根草和风车草人工湿地对猪场废水氮磷处理效果的研究. 应用生态学报, 2002, 13(6): 719-722
- [23] Garcia J, Vivar J, Aromir M, Mujeriego R. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. Water Research, 2003, 37: 2645-2653
- [24] 王世和, 王薇, 俞燕. 潜流式人工湿地的运行特性研究. 中国给水排水, 2003, 19(4): 9-11
- [25] Kuschik P, Weißner A, Kappelmeyer U, Weißbrodt E, Kastner M, Stottmeister U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. Water Research, 2003, 37: 4236-4242
- [26] Vidales JA, Gerba CP, Karpiscak MM. Virus removal from wastewater in a multispecies subsurface-flow constructed wetland. Water Environment Research, 2003, 75(3): 238-245
- [27] 梁威, 吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷的去除机制研究进展. 环境科学动态, 2000, 3: 32-37
- [28] Rozic M, Cerjan-Stefanovic S, Kurajica S, Vancina V, Hodzic E. Ammoniacal nitrogen removal from water by treatment with clays and zeolites. Water Research, 2000, 34(14): 3675-3681
- [29] 孙广智, Gray KR, Biddlestone AJ. 下行流芦苇床污水处理试验研究与设计方程. 中国给水排水, 1997, 13(增刊): 4-6
- [30] Mashauri DA, Mulungu DMM, Abdulhussein BS. Constructed wetland at the university of dar Es salaam. Water Research, 2000, 34(4): 1135-1144

On Purification Mechanism and Influential Factors of Constructed Wetland System

ZHOU Jin-e¹, TANG Li-feng²

(1 Institute of Civil Engineering and Architecture, Guangxi University, Nanning 530004, China;

2 Guangxi GuiTai Real Estate Development Ltd, Nanning 530003, China)

Abstract: As a new and practical technology of wastewater treatment, constructed wetland has become popular more and more. This paper introduced the purification mechanism of constructed wetland in detail, described the variable characteristics of oxygen in this technique and the removal mechanism of organism, nitrogen and phosphorus and characteristics of microorganism in wetland separately, and discussed briefly several primary factors that influence the purifying effect of constructed wetland. This work could provide the theoretical references for the popularization of this technology.

Key words: Constructed wetland, Wastewater treatment, Mechanism, Influential factor