# 人工湿地污水处理技术原理与数学模型

## 谭学军<sup>1,2</sup>,唐 利<sup>2</sup>,周 琪<sup>2</sup>

(1. 上海市政工程设计研究总院,上海 200092; 2 同济大学 环境科学与工程学院,上海 200092)

摘 要:介绍了人工湿地基质、植物和微生物去除污染物的机理与研究现状,着重从植物对基质的影响、植物的气体输送及根际氧气释放、植物对污染物的摄取、植物对碳源的释放、植物蒸腾作用等角度,探讨了植物在污染物去除过程中的作用;根据人工湿地数学模型的发展历程,依次介绍了衰减方程、一级 k-C<sup>\*</sup>动力学模型、Monod动力学模型和箱式机理模型的构建方法,分析了各种人工湿地数 学模型的特点和约束条件,指出机理模型是未来人工湿地数学模型研究的发展方向.

关键词:人工湿地;污水处理;污染物;去除机理;数学模型

中图分类号: X703

文献标识码:A 文章编号:1672-0946(2008)02-0156-05

## M echan ism and mathematic model of constructed wetland for wastewater treatment

TAN Xue-jun<sup>1,2</sup>, TANG L<sup>2</sup>, ZHOU Q<sup>2</sup>

(1. Shanghai Municipal Engineering Design Institute, Shanghai 200092, China; 2 School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: In this paper, the effect of matrix, plants and microorganisms on pollutants removal in constructed wetland is discussed A closer bok would be taken at the mechanisms of plants when they removed contaminants from wastewater, such as the effect of root growth on the matrix, gas transport in helophytes and the release of oxygen into the rhizosphere, the uptake of pollutants by plants, the release of carbon compounds by plants, transpiration Based on development of mathematic model of constructed wetland, regression equation,  $k - C^*$  firs-order dynamic model, Monod dynamic model and compartmental mechanistic model are introduced, and its merits and constraints are analyzed. It is illustrated that more efforts should be paid on mechanistic model in the future research of constructed wetland mathematic model

Key words: constructed wetland; wastewater treatment; pollutants; removal mechanism; mathematic model

人工湿地是近年来发展起来的一种新型污水 处理技术,具有投资和运行费用低、运行管理方便、 抗冲击负荷能力强、处理效果好、系统配置可塑性 强、生态效益显著等诸多优点,已被广泛用于处理 生活污水、工农业废水、城市暴雨径流及受污染地

#### 表水体的修复.

人工湿地污水处理系统源于对自然湿地的模拟,它利用植物、微生物和基质的三重协同作用下达到污水净化的目的.根据污水在湿地床中流动的 方式,人工湿地通常分为表面流人工湿地、潜流人

收稿日期: 2007 - 05 - 09.

基金项目:上海市科委重大科技攻关项目(062307038).

作者简介:谭学军(1976-),男,博士后,研究方向:水污染控制技术.

工湿地和垂直流人工湿地.人工湿地除污机制十分 复杂,涉及物理、化学和微生物等作用.随着试验方 法和分析检测手段的不断发展,深入研究不同基质 和植物的作用效果、微生物的特性以及某些污染物 去除的微观机制,已成为国内外人工湿地技术研究 的热点.

人工湿地的应用历史较短,在工程设计方面存 在缺陷,设计参数常根据经验确定,结果会出现因 设计不当而使出水无法达到要求或因投资过高而 造成资金浪费的现象.人工湿地数学模型的研究, 为人工湿地建立科学的设计方法奠定了重要理论 基础,特别是动力学模型和机理模型的不断研究与 完善,对于促进人们对污染物去除机理的了解,推 动人工湿地污水处理技术的发展产生了深远影响.

## 1 人工湿地对污水的净化机理

#### 1.1 基质

目前广泛应用的人工湿地主要以砂砾、沙土、 土壤、石块为基质,这些基质一方面为微生物的生 长提供稳定依附表面,同时也为水生植物提供了载 体和营养物质.当污水流经人工湿地时,基质通过 一些物理和化学的途径(如吸收、吸附、过滤、离子 交换、络合反应等)来净化去除污水中的氮、磷等 营养物质.

研究发现,人工湿地系统中 70% ~ 80%的磷 通过沉淀或吸附作用存留在土壤中<sup>[1]</sup>,留存于植 物体和凋落叶中的很少.基质对无机磷的去除作用 因填料不同而存在差异,若土壤中含有较多的铁、 铝氧化物,有利于生成溶解度很低的磷酸铁或磷酸 铝,使土壤固磷作用大大增加;若以砾石为填料,砾 石中的钙可以生成不溶性磷酸钙而沉淀;花岗石和 黏性土壤为主要介质的人工湿地对污水中磷的去 除率达 90%以上<sup>[2]</sup>.因此,如何选择合适的基质类 型对去除污水中的磷显得十分重要.值得注意的是 磷并非永久沉积在土壤中,至少部分是可逆的.当 污水中磷质量浓度较低时,部分磷又可重新释放到 水中.基质的作用在某种程度上是作为一个"磷缓 冲器 来调节水中磷的质量浓度,吸附磷最少的土 壤最容易释放磷.

在水力学方面,人们发现影响湿地水力学特征 的主要参数是基质粒径分配.德国的运行经验和一 些长期研究表明,砂和砾石基质在水力学条件和污 染物去除方面均能获得良好的效果.垂直流人工湿 地的有效粒径约为 0.06~0.1 mm,水平流人工湿 地的有效粒径约为 0.1 mm.大于 0.06 mm 的粒径 可使渗透系数大于 10<sup>-5</sup>m/s,为生物膜生长提供足够的表面积.

1.2 **湿地植物** 

人工湿地根际条件相对较为苛刻,沼生植物最适合于人工湿地污水处理系统.植物除直接吸收利 用污水中的营养物质及吸附、富集一些有毒有害物 质外,还有输送氧气到根区和维持水力传输的作 用.

1)根的生长对基质的影响

根部的生长影响着基质的物理特性.一方面, 根部和微生物量将基质孔隙堵塞;另一方面,根部 的生长和微生物对枯萎根部的降解形成了新的基 质孔隙.根部的生长理论上可以提高湿地水力条 件,但目前在实践中还没有得到证实.有资料表明, 芦苇根部可以在表层土壤区域生长到 20~30 cm.

2)植物的气体输送及其在根际的氧气释放

在间歇进水的垂直流人工湿地中,氧气随水流向下流动的过程而被输送至基质中.而水平潜流系统中,氧气则主要通过沼生植物输送至基质中.

植物中气体的输送是由扩散作用或强对流引起的高低压驱动的.每种植物因其类型和组成机制不同而不同.例如,香蒲和芦苇中就存在非常强的对流气体输送.这种对流是由植物氧气消耗部分产生的低压和叶面产生的高压引起的.当不同质量浓度的氧气被用于恢复并形成二氧化碳时,此时容易产生低压;而叶面形成的高压则使气体流经植物体,输送速率可达到 10 mL 气体 /m in 导致高压的主要原因之一是热渗透作用<sup>[3]</sup>.

研究表明,根际的氧化还原状态对不同沼生植物根系氧气释放的强度有着重要的影响.例如,在还原态下,芦苇和灯芯草的氧气释放强度主要取决于介质中的氧化还原态.在 - 250 mV <  $E_h$  < - 150 mV 下,氧气释放速率最高;当  $E_h$  < - 250 mV或  $E_h$  > - 150 mV时,释放强度要相对较低.氧气释放时, 芦苇的电位要比灯芯草的电位更高一些.

#### 3)植物对无机物的摄取

水生植物能直接吸收利用水中的营养物质供 其生长发育,同时还能吸附、富集一些有毒有害物 质,如重金属 Pb、Cd、Hg、A、Cr等,其吸收积累能 力为沉水植物 >浮水植物 >挺水植物.不同部位, 浓缩倍数不同,根 >茎 >叶.研究认为植物对有毒 有害物质的吸收以被动吸收为主,增加植物和废水 的接触时间,可增强植物对其的去除率.

但植物对营养物和重金属的摄取并不是这些物质去除的主要途径,McJannet等发现大量沼生植

物干重中磷的含量约占 0.15%~1.05%<sup>[4]</sup>.因此, 植物对废水中磷的摄取量应低于 5%.Thable发现 植物地上部分对氮的去除仅占氮去除总量的 5% ~10%<sup>[5]</sup>.营养物质主要是通过微生物的作用得 以去除的.植物对重金属的摄取储存也不占主要地 位,重金属去除主要靠如下机制: 在潜流系统沼 生植物根部表面或表面流系统的水面部分的有氧 区将金属氧化.形成溶解度很低的铁氧化物沉淀;

一些元素如 As和 Fe,可形成共沉淀; 微生物 硫化还原形成的金属硫化物沉淀; 矿物和土壤中 的腐殖酸形成离子交换; 植物对金属离子的摄 取.其中,植物对金属离子的摄取量仅占废水中重 金属去除总量的很少一部分.因此欧洲国家通常不 会对植物进行收割.

4)植物摄取和有机污染物的新陈代谢

植物对有机物摄取的重要影响因素是组分的 物理化学特性如辛醇 - 水分配系数、酸度常数等. 通常来讲,分配系数在 0.5~3为最佳.有机物在植 物体内新陈代谢涉及的酶有细胞色素酶 P450、谷 胱甘肽转移酶、羧基果胶酶、葡糖基转移酶和丙二 酰基转移酶.最后分解步骤有 3种机制:输出到细 胞液泡,输出到细胞外,生成木质素或其他细胞膜 组织<sup>[6]</sup>.

5)植物对碳的释放

一般认为根际沉淀是碳释放的主要途径.根际 沉淀产物 (分泌物、植物黏液、死去的细胞组织等) 引起根际发生不同的生物反应.分泌物的化学成分 差别很大.例如,根分泌物中的成分就含有糖和维 他命如维生素 B<sub>1</sub>、核黄素、安息香酸和酚及其他有 机组分.根际沉淀产物可起到如下作用: 改善营 养物质.营养物的缺乏可以促进有机酸或其他成分 的分泌.这可以提高铁和磷酸盐的溶解度,从而提 高植物的营养供给. 化感作用. 有些植物可分泌 出特殊的物质到根际,以阻止其他种类的植物生 长.这种作用常见于农业作物.至今还没有证实沼 生植物之间会不会也存在化感作用. 根际效应. 有机物如糖类和氨基酸可以作为微生物的基质,分 泌出的维他命可以促进微生物的生长. Helal和 Sauerbeck研究表明玉米分泌的大部分有机物 (80%)可被根际微生物矿化为 CO<sub>2</sub>,使根际微生 物量增加.并且植物释放的有机物和植物残留物对 生物降解也有影响<sup>[7]</sup>.

与水中的碳含量相比,植物释放的碳含量相对 较低.只有当废水中碳负荷较低时,根际沉淀才会 在人工湿地中体现作用.根际沉淀产物可用于硫化 物还原,H<sub>2</sub>S与重金属离子结合在根际厌氧区形成 低溶解度的硫化物.

#### 6)蒸腾作用

植物的蒸腾作用也影响人工湿地对废水的净 化效果.通常所测的土壤水分蒸发蒸腾损失总量是 水面物理蒸发和植物蒸腾作用的总和.土壤水分蒸 发蒸腾损失速率存在很大不同,这主要取决于影响 生物系统的气候因素,例如热带雨林值约为 1.5~ 2 m/a,而中欧的森林则为 0.4~0.5 m/a,种植沼 生植物的沼泽地则为 1.3~1.6 m/a 中欧用于处 理的人工湿地中,由于植物蒸腾作用而缺失的水分 夏季约为 5~15 mm/d,占流量的 20%~50%.在 温暖季节和干旱区域必需将蒸腾作用考虑进去,以 防止水中含盐量过高.当在极端的情况下采用该工 艺,系统需采用较低的水力停留时间.

#### 1.3 微生物

在人工湿地中,营养物和有机物转换和矿化的 主要作用不是植物作用,而是微生物作用.它受沼 生植物氧气输送量和其他电子受体可利用率的影 响,废水中的污染物通过不同途径被新陈代谢掉. 在潜流系统中,仅在根面和根系附近才会发生好氧 过程.在缺氧区域,就会发生反硝化、反硫化和甲烷 化等过程.

人工湿地氮的去除机制为微生物的硝化 - 反 硝化作用.相比之下,植物摄取仅占次要地位.在间 歇流垂直过滤系统中通常会富集硝酸盐,在水平潜 流系统中氧化态氮很快被还原,从而避免亚硝酸盐 和硝酸盐的积累.对于水平潜流系统而言,硝化从 哪一个步骤开始还未可知.此外,Van de Graaf等提 出了厌氧氨氧化过程:

 $5NH_4^+ + 3NO_3^- 4N_2 + 9H_2O + 2H^+$  (1)

厌氧氨氧化的作用到底有多大,目前仍无准确 定论.

#### 2 人工湿地污染物去除数学模型

#### 2.1 衰减方程

衰减方程将人工湿地系统视为"黑箱",在大量监测进、出水污染含量的基础上,通过对水质数据和负荷进行统计,依据人为定义的简单线性或幂函数,建立"输出对"输入的拟合关系方程.绝大多数衰减方程仅用2个参数(进水、出水质量浓度)加以描述,很少采用3个参数(进水、出水质量浓度)加以描述,很少采用3个参数(进水、出水质量浓度)加以描述,很少采用3个参数(进水和出水质量浓度的衰减方程,在一定负荷范围内,预测出的出水质量浓度与水力负荷率不相关,只有同时考虑

水力负荷时,才可以预测最大允许水力负荷率下与 进水质量浓度相对应的出水水质.表 1、2分别列出 了北美数据库中的表面流人工湿地衰减方程和欧 洲以土壤为介质的水平潜流人工湿地衰减方 程<sup>[8,9]</sup>。

表 1 表面流人工湿地衰减方程

	衰减方程	$C_i/(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{L}^{-1})$	$C_{\rm o}/({\rm mg\cdot L^{-1}})$	$q/(\mathrm{cm} \cdot \mathrm{d}^{-1})$	$R^2$
总悬浮固体 (TSS)	$C_{\rm o} = 0.16C_{\rm i} + 5.1$	0. 1 ~ 807	0~290	0. 02 ~ 28. 6	0. 23
生化需氧量 $(BOD_5)$	$C_{\rm o} = 0.17C_{\rm i} + 4.7$	10 ~ 680	0. 5 ~ 227	0. 27 ~ 25. 4	0. 62
总磷 (TP)	$C_{\rm o} = 0.34 C_{\rm i}^{0.96}$	0. 02 ~ 20	0. 009 ~ 20	0. 11 ~ 33. 3	0. 73
总氮 (TN)	$C_{\rm o} = 0.75 C_{\rm i}^{0.75} q^{0.09}$	0. 25 ~ 40	0. 01 ~ 29	0. 02 ~ 28. 6	0. 66
大肠菌群指数 (FC)	$C_{\rm o} = 6.\ 66C_{\rm i}^{\ 0\ 34}q^{0\ 51}$	0. 25 ~ 40	0. 01 ~ 29	0. 02 ~ 28. 6	0.36

表 2 水平潜流人工湿地衰减方程

污染物	衰减方程	$C_{\rm i}/({\rm mg}\cdot{\rm L}^{-1})$	$C_{\rm o}/({\rm mg\cdot L^{-1}})$	$q/(\mathrm{cm} \cdot \mathrm{d}^{-1})$	$R^2$			
总悬浮固体 (TSS)	$C_{\rm o} = 0.09C_{\rm i} + 4.7$	0~330	0~60	-	0. 67			
生化需氧量 (BOD <sub>5</sub> )	$C_{\rm o} = 0.11C_{\rm i} + 1.87$	1 ~ 330	1~50	0. 8 ~ 22	0. 74			
总磷 (TP)	$C_{\rm o} = 0.65C_{\rm i} + 0.71$	0. 5 ~ 19	0. 1 ~ 14	0. 8 ~ 22	0. 75			
总氮 (TN)	$C_{\rm o} = 0.52C_{\rm i} + 3.1$	4 ~ 142	5~69	0. 8 ~ 22	0. 63			

衰减方程简单明了、容易获得、方便易用,但 数据类别单一,方程构造形式太过粗糙,无法准确 描述水质条件、水流流态、气候条件等因素对处理 效果的影响,致使设计目标和预测结果与实际观测 数据之间误差较大.

#### 2 2 一级 k - C<sup>\*</sup>动力学模型

一级动力学模型是基于污染物质量浓度在人 工湿地空间上的变化普遍呈现出一种指数衰减的 趋势而建立<sup>[10]</sup>.一级动力学模型有的采用体积速 率常数 k<sub>0</sub>来确定湿地所需的体积,有的采用面积 速率常数 k<sub>4</sub>来确定湿地所需的面积, k<sub>4</sub>在表面流 人工湿地中应用较多,而 k<sub>0</sub>则多用于潜流人工湿 地<sup>(11)</sup>.

1)表面流人工湿地

10

模型的基本表达方式为

$$q = \frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}y} = -k_{\mathrm{A}}C. \tag{2}$$

式中: *C*为污染物质量浓度 (mg/L); *k*<sub>4</sub> 为一级面积 速率常数 (m/d); *q*为水力负荷率 (m/d); y为比例 长度.

在人工湿地中,污水中不可降解成分、化学作用、植物和微生物代谢及死亡等因素会产生背景污染物质量浓度. Kadlec和 Knight基于此现象,建议在一级反应动力学方程中引入背景质量浓度  $c^{*(9)}$ :

$$q = \frac{dC}{dy} = -k_{\rm A} (C - C^{*}) .$$
 (3)

由初始条件:  $C = C_i$  (y = 0),  $C = C_o$  (y = 1), 对式 (3)进行积分得 <sup>(12)</sup>:

$$\ln \left( \frac{C_0 - C^*}{C_i - C^*} \right) = -\frac{k}{q} = -Da$$
 (4)

式中:Da为 Damkohler常数.

当人工湿地中的流态接近完全混合时,则有 $\left( \underline{C_0 - C} \right)$  \_\_\_\_\_\_

$$\left| \frac{1}{C_i - C^*} \right| = -\frac{1}{1 + k/q} = \frac{1}{1 + Da}.$$
(5)

2) 潜流人工湿地

模型的基本表达方式为

$$\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}t} = -k_V C. \tag{6}$$

式中: ky 为一级体积速率常数 (1/d).

引入背景质量浓度 *C*<sup>\*</sup>的表达式为

$$\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}t} = -k_V \left(C - C^{\star}\right) \tag{7}$$

由初始条件:  $C = C_i (t=0); C = C_o (t=), 对$ 式 (7)进行积分得

$$\frac{C_0 - C^*}{C_i - C^*} = e^{(-k_V t)}$$
(8)  

$$E \mathfrak{R} : k_A = k_V \quad d, \ q = Q / A, \ V = Q = A d , \mathfrak{M}$$
(9)  

$$\frac{C_0 - C^*}{C_i - C^*} = e^{-k_A q}$$
(9)

式中: 为湿地床空隙率; d为床深 (m); Q 为流量 (m<sup>3</sup>/d); A 为床体截面面积 (m<sup>2</sup>).

当考虑沉降和蒸腾作用对湿地处理性能的影

响时,在稳态条件下,可推导出下式<sup>[13]</sup>:

$$\left[\frac{C_0 - C}{C_i - C}\right] = [1 + (-/q)]^{(1 + k_A/-)}, \quad (10)$$

其中:

$$C = C^{*} \left[ \frac{k_{\mathrm{A}}}{k_{\mathrm{A}} + 1} \right]. \tag{11}$$

式中: 为蒸腾蒸发量 (m/d).

考虑到温度对人工湿地污染物去除速率的影响,表面流和潜流人工湿地的一级 k - C<sup>\*</sup>模型速率 常数可用下式修正:

 $k_{A,T} = k_{A,20}$  (T-20),  $k_{A,T} = k_{A,20}$  (12) 式中: 为温度校正系数; T为热力学温度(K).

Kad lec指出,湿地系统中 BOD、TSS和 TP去除 与温度无关(=1),而氮的去除与温度呈正相关 (=1.05)<sup>191</sup>.

一级动力学模型是人工湿地设计最常采用的 是数学模型.模型的推导以污染物降解服从一级反 应动力学为基础,常假设模型中的参数为常量,湿 地中水流流态呈理想的推流.但在实际工程中,进 水质量浓度和水文条件变化都会产生非稳态问题, 短流和死区都是人工湿地中常见的非理想推流现 象.速率常数和背景质量浓度也并非衡定,常受水 深、温度、水力负荷、进水质量浓度、扩散、降雨和蒸 发等因素的影响.根据一级反应动力学,只要进水 污染物负荷增加,去除速率可以无限增大,这显然 与实际情况不符.

2.3 Monod动力学模型

在实际运行的人工湿地中,可以观察到当进水 质量浓度增加到一定程度时,污染物去除速率会有 一定的上限限制.基于此,Mitchell等推荐使用 Monod动力学设计模型,即在相对低质量浓度下反 应动力学为一级,而在高质量浓度下呈零级<sup>[14]</sup>.

Monod动力学模型主要是在一级 *k* - *C<sup>\*</sup>*模型的基础上加入污染物质量浓度开关函数.

表面流人工湿地的表达方式为

 $q\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}y} = -k_{0,A}\frac{C}{K+C} \quad . \tag{13}$ 

式中: K为半饱和常数 (mg/L);  $k_{0,A}$ 为零级面积速 率常数 (mg·dm<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>).

潜流人工湿地的表达式为:

$$\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}t} = -k_{0,v}\frac{C}{K+C} \tag{14}$$

已知: $k_{0,A} = k_{0,V}$  d, q = Q / A = Q / (WZ), z = vt, v = Q / (a), 则:

$$\frac{dC}{dz} = -\frac{k_{0,V}}{Q} \frac{a}{K+C} = -\frac{k_{0,A}}{qZ} \frac{C}{K+C}.$$
 (15)

式中: k<sub>0.v</sub>为零级体积速率常数 (mg·L<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>); W为湿地宽 (m); Z为湿地长 (m); v为流速 (m/ d).

对于某一进水质量浓度,当反应进入零级动力 学阶段,污染物去除速率达到最大,流量再增加,去 除速率保持不变,出水质量浓度会增加.与一级动 力学模型相比,Monod动力学模型显然更符合人工 湿地处理的实际情况,所以更适合于表达人工湿地 污染物的降解过程.

#### 2.4 箱式机理模型

受活性污泥法数学模型成功研究的启发,研究 者近来开始致力于人工湿地机理模型的研究,用于 模拟人工湿地污染物的去除过程.Wynn和 Liehr 首次提出了水平潜流人工湿地的箱式机理模型,模 型由 6个彼此关联的子模块组成,分别为:碳循环、 氮循环、水平衡、氧平衡和异养细菌及自养细菌的 代谢.模型并未将磷和悬浮固体的去除纳入其中, 因为这两类物质的去除主要依靠物理作用,生物作 用非常有限.模型输入参数包括温度、时间、降雨 量、流速及进水 BOD、氨氮、硝酸盐氮、有机氮、溶 解氧质量浓度,输出参数包括流速及出水 BOD、氨 氮、硝酸盐氮、有机氮、溶解氧质量浓度.模型建立 在 15组动力学方程之上,涉及 42个与物理、生物 过程相关的参数<sup>[15]</sup>.

箱式机理模型目前尚不能真正用于指导人工 湿地的设计,这是因为: 很多参数的确定过多依 赖假设和经验,现阶段还无法准确估计模型初始条 件和相关参数; 所有颗粒物质快速完全去除的假 设明显与实际情况不符; 忽略了一些重要的微生 物过程,如模型并未包含生物膜的传质限制.尽管 如此,箱式机理模型的提出对人工湿地的发展仍起 到非常重要的作用,它有助于深入了解湿地内部各 反应过程及成分之间的相互作用关系,箱式机理模 型也为未来人工湿地数学模型的发展提供了重要 构架.

### 3 结 语

随着人工湿地污染物去除机理研究的不断深入,基质、植物和微生物各自在人工湿地污染物去除中的贡献日渐明确,特别是对植物作用的认识更加清晰,为人工湿地污水处理技术的推广应用奠定了重要基础.人工湿地数学模型的研究经历了由浅入深的发展过程,但由于人工湿地水流流态和污染物降解行为涉及错综复杂的反应过程,尚无法对湿 (下转 165页)

· 160 ·

左右,当转速达到 5 r/min时, 30 min后污泥的浓 缩性能降低。

4) 污泥在沉降过程中对其进行投加 PAM 絮 凝剂、酸处理、碱处理和慢速搅拌对污泥的浓缩性 能都有一定程度的改善,其改善效果顺序为:投加 PAM 絮凝剂 >酸处理 >慢速搅拌 >碱处理 (pH 12) >原排泥水.

#### 参考文献:

A FRANCISCO AND A STATE OF A STAT [1] 宋建军. 低含沙量海水泵房设计要点 [J]. 给水排水, 2004, 30(8):12 - 16.

- [2] 陈 静,陈士才,许建华,等. 自来水厂排泥水的静沉及浓缩 试验研究 [J]. 中国给水排水, 2005, 21(2): 40 - 43.
- [3] 王 圃,龙腾锐,李江涛,等,城市给水厂污泥处理与能耗 [J]. 重庆建筑大学学报, 2005, 27(4): 77 - 80
- [4] 费霞丽,崔福义,福建九龙江流域给水厂污泥脱水性能的试 验研究 [J]. 给水排水, 2004, 30(4):1-5.
- [5] 张方梅,陈绍伟,邹伟国,等. 净水厂沉淀污泥浓缩性能初探 [J]. 给水排水,2000,26(7):14-17.
- [6] 徐安良,孟付明,杜茂安,等.石英砂滤料铝盐改性除浊效能 研究 [J]. 哈尔滨商业大学学报:自然科学版, 2007, 23 (6):

(上接 160页)

地的设计、运行和出水水质预测做出完全准确的计 算和评价. 一级  $k - C^*$ 动力学模型是现阶段人工湿 地设计最常采用的数学模型,相信随着试验手段和 计算方法的发展,机理模型将会显示越来越明显的 优势,其应用将会大幅提高人工湿地的设计与管理 水平.

#### 参考文献:

- [1] 吴献花,侯长定,王 林,等.人工湿地处理污水的机理 [J]. 玉溪师范学院学报,2002,18(1):103-105.
- [2] 成水平,况琪军,夏宜琤,等. 香蒲、灯心草人工湿地的研 究 ——净化污水的效果 [J]. 湖泊科学, 1997, 9(4): 351 -158
- [3] ALLENJR L H. Mechanisms and rates of O2 transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma[J]. Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings, 1997, 56: 41 - 54
- [4] MCJANNET CL, KEDDY PA, PICK FR. Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups [J]. Functional Ecology, 1995, 9: 231 - 238.
- [5] KM S Y, GEARY P M. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants [J]. Water Science and Technology, 2001, 44: 61 - 67.
- [6] SANDERMANN H. Plant metabolism of xenobiotics[J]. Trends in Biochemical Sciences, 1992, 17: 82 - 84.

- [7] HELAL H M, SAUERBECK D. Carbon turnover in the mizosphere [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 1989, 152(2): 211 - 216.
- [8] KADLEC R H. Overview: Surface flow constructed wetlands [J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3): 1 - 12.
- [9] ROUSSEAU D P L, VANROLLEGHEM P A, PAUW N D. Model - based design of horizontal subsurface flow constructed wetlands: a review [J]. Water Research, 2004, 38(1): 1481 - 1493
- [10] HAMMER DA, KNIGHT RL. Designing constructed wetlands for nitrogen removal [ J ]. Water Science and Technology, 1994, 29(4): 15 - 27.
- [11] MITSCH W J, CRONK J K, WU X, et al Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marches [J]. Ecological Applications, 1995, 4(2): 12 - 14.
- [12] 尹 军,崔玉波.人工湿地污水处理技术 [M].北京:化学工 业出版社,2006:63.
- [13] KADLEC R H. Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design [ J ]. Water Science and Technology, 1997, 35(5): 149 - 156.
- [14] MITCHELL C, MCNEV N D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics[J]. Water Research, 2001, 35(5): 1295 - 1303.
- [15] WYNN TM, LIEHR SK Development of a constructed subsurface - flow wetland simulation model[J]. Ecological Engineering, 2001, 16: 519 - 536.