

# 污水渗滤土地处理系统中 水力停留时间与出水效果的讨论

何江涛<sup>1</sup>, 段光杰<sup>2</sup>, 张金炳<sup>2</sup>, 汤鸣皋<sup>2</sup>, 钟佐燊<sup>2</sup>

(1. 中国矿业大学北京校区, 北京 100083; 2. 中国地质大学水资源与环境工程系, 北京 100083)

**摘要:** 污水渗滤土地处理系统中, 水力停留时间与出水效果之间的关系, 直接涉及到系统的大小与出水效果之间的关系. 一般认为各污染组分的去除率与水力停留时间之间符合一级反应动力学方程. 从微生物生长动力学角度出发, 就此问题做了进一步讨论. 结果表明, 各污染组分的出水浓度与水力停留时间之间的关系严格地说, 是一种类指数关系, 它实际是一条直线和一条负指数曲线叠加而成, 而非纯指数关系. 实际应用结果表明, 不同系统的处理效率可以通过一级反应速率常数  $K_T$  进行对比评价. 提高系统的处理效率可以围绕反映系统净化能力的综合指数  $K_T$ , 从提高系统内微生物活性的角度出发, 以减小系统的占地及投资.

**关键词:** 污水土地处理; 水力停留时间; 出水效果; 一级反应动力学.

中图分类号: X703 文献标识码: A

文章编号: 1000-2383(2002)02-0203-06

**作者简介:** 何江涛(1974—), 男, 博士后, 2001 年中国地质大学(北京)博士毕业, 现主要从事水污染与控制研究. E-mail: jthe@cugb.edu.cn

水力停留时间与出水效果之间的关系, 这一问题在构建湿地 (constructed wetlands)、砂滤系统 (sand filter trench) 等污水渗滤土地处理系统中研究得最为广泛<sup>[1~14]</sup>. 因为它直接涉及到系统的大小与出水效果之间的关系. 很明显, 在达到同样的出水效果前提下, 污水在系统中的水力停留时间越短, 系统规模越小, 占地及基建投资越少, 效益就越高. 国外学者早在 20 世纪 90 年代初, 就对类似系统进行了大量研究, 并总结出  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{BOD}_5$ ,  $\text{NH}_4^+$  等一些污染组分的去除率与水力停留时间之间符合一级反应动力学方程, 即(1)式, 并将其作为构建湿地、砂滤、芦苇床等一些类似系统的设计准则<sup>[1,2]</sup>. 这个模型的得出, 实际是将整个系统视作一个“黑箱”, 通过大量试验数据拟合得出. 一级反应速率常数  $K_T$  被认为是一个与温度有关的常数, 它的意义并没有阐述清楚, 在理论上缺乏进一步探讨. 在此笔者将就这一问题做进一步探讨.

$$\frac{C_c}{C_o} = e^{-K_T t}, \quad (1)$$

式中:  $C_c$  为某指标出水质量浓度, mg/L;  $C_o$  为某指标进水质量浓度, mg/L;  $K_T$  为一级反应速率常数,  $\text{d}^{-1}$ ;  $t$  为系统水力停留时间, d.

## 1 模型的建立

从污水土地处理系统的净化机制可以看出, 系统对各种污染组分净化功能的发挥, 主要是靠微生物生长、繁殖、代谢等过程中产生的各种作用来完成. 因此, 水力停留时间与出水效果之间的关系这一问题的研究必须从微生物出发.

根据生化反应动力学, 微生物细胞的生长符合莫诺特 (Monod) 关系式<sup>[5]</sup>, 即:

$$\mu = \frac{\mu_{\text{max}} S}{K_S + S}. \quad (2)$$

式中:  $\mu$  为微生物比增长速度 ( $\text{d}^{-1}$ ), 即单位时间内单位质量微生物的增长量, 若用  $X$  表示微生物浓度, 则  $\mu = \frac{1}{X} \cdot \frac{dX}{dt}$ ;  $S$  为基质的质量浓度 (mg/L);  $\mu_{\text{max}}$  为在饱和浓度中的微生物最大比增长速度 ( $\text{d}^{-1}$ );  $K_S$  为饱和常数, 其值等于  $\mu = \mu_{\text{max}}/2$  时的基质浓度.

一般认为,微生物的比增长速度( $\mu$ )和基质的比降解速度( $v$ )成正比<sup>[5]</sup>,即:

$$\mu = Yv. \quad (3)$$

式中:  $Y$ : 微生物生长常数,或产率,即吸收利用单位质量的基质所形成的微生物增量.

在最大比增长速度下,当  $\mu_{\max} = Yv_{\max}$  时,将其与公式(3)代入(2),得基质比降解速度如下:

$$v = \frac{v_{\max}S}{K_S + S}. \quad (4)$$

式中:  $v$  为基质比降解速度( $d^{-1}$ ),即单位时间内单位微生物量所降解的基质量,  $v = -\frac{1}{X} \cdot \frac{dS}{dt}$ ;  $v_{\max}$  为基质最大比降解速度( $d^{-1}$ );  $K_S$  为饱和常数,其值等于  $v = v_{\max}/2$  时的基质质量浓度.

有了上述基础,在对污水渗滤土地处理系统研究时,我们假设污水在系统中以平稳、等速、不受干扰的方式下渗,其流动模型符合活塞流动模型基本假设.由于前述基质比降解速度方程是单一底物、无抑制条件下导出的,因此也假设系统内为单一组分影响及无抑制作用,且系统内微生物为固定附着在载体上,不随污水流动.

根据上述假设,由于活塞流动模型内的参数均不随时间变化,但却沿着模型轴向位置而变.因此只能取一微分体积做其物料衡算.在等温条件下,其组成沿物料流动方向而变化,现取长度为  $dl$ , 体积为  $dV_R$  的任一微元体积做物料衡算(图 1)<sup>[7]</sup>.

稳态下,对反应组分做衡算.

输入量 = 输出量 + 反应量,

$$M_S = M_S + dM_S + dV_R v, \quad (5)$$

故有  $-dM_S = dV_R v$ .

因为  $M_S = -M_{S_0}(1 - X_S)$ ,

$$\text{所以 } dM_S = -M_{S_0} dX_S = -dV_R v. \quad (6)$$

对整个模型积分可得:

$$V_R = M_{S_0} \int_0^{X_S} \frac{dX_S}{v}. \quad (7)$$

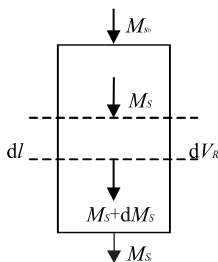


图 1 活塞流动模型物料衡算示意图<sup>[4]</sup>

Fig. 1 Plug flow model for material equilibrium calculations

又因为:  $M_{S_0} = V_0 C_{S_0}$ ,  $t = V_R/V_0$ ,  $X_S = 1 - (C_S/C_{S_0})$ , 所以式(7)又可以表示为:

$$t = C_{S_0} \int_0^{X_S} \frac{dX_S}{v} = \int_{C_S}^{C_{S_0}} \frac{dC_S}{v}. \quad (8)$$

上述各式中  $M_{S_0}$ ,  $V_0$ ,  $C_{S_0}$  为单位时间输入组分 S 的质量、体积和浓度,  $C_S$ ,  $X_S$  为模型出口处组分 S 的浓度和其转化率,  $V_R$  为模型的体积,  $t$  为组分 S 在模型内的停留时间,  $v$  为基质消耗速率. 将基质比降解速度方程(4)代入(8)积分可得:

$$v_{\max} t = (C_{S_0} - C_S) + K_S \ln \frac{C_{S_0}}{C_S}. \quad (9)$$

此式即为水力停留时间与出水浓度之间的关系方程,以此我们可以做进一步讨论.

## 2 讨论

从(9)式可以看出:当  $C_S \gg K_S$  时,  $v \approx v_{\max}$ , 此时(9)式可化为:

$$t = \frac{1}{v_{\max}} \int_{C_S}^{C_{S_0}} dC_S,$$

积分得:  $v_{\max} t = C_{S_0} - C_S$ . (10)

(10)式说明,基质出水浓度与水力停留时间是线性关系.这种情况实际上是基质浓度远远大于基质的饱和常数,它不会成为限制微生物增长的因素.此时营养物质十分丰富,微生物比增长速度和基质比降解速度已经达到最大值,并且不会再随基质浓度的增加而增大.

当  $C_S \ll K_S$  时,  $v \approx \frac{v_{\max} C_S}{K_S}$ , 此时(9)式可化

$$\text{为: } t = \int_{C_S}^{C_{S_0}} \frac{K_S}{v_{\max}} \cdot \frac{dC_S}{C_S}.$$

积分得:  $v_{\max} t = K_S \ln \frac{C_{S_0}}{C_S}$ , (11)

也即:  $\frac{C_S}{C_{S_0}} = e^{-\frac{v_{\max} t}{K_S}}$ . (12)

(12)式表明,基质出水浓度与水力停留时间是负指数关系,它和前面提到的一级反应动力学方程模式是一样的.这种情况实际上是基质浓度远远小于基质的饱和常数,微生物的比增长速度和基质的比降解速度都随基质浓度的增加呈线性关系增长.当进水基质浓度恒定时,出水基质浓度则随水力停留时间的加长而呈负指数关系递减.

当基质浓度处于上述两种情况当中时,出水基质浓度与水力停留时间的关系即为(9)式,它是由线

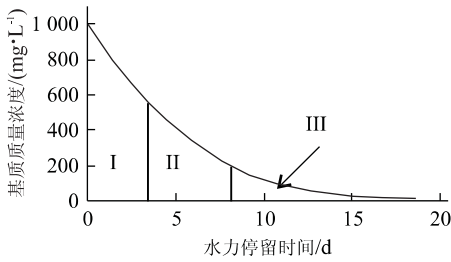


图 2 基质质量浓度变化阶段

Fig. 2 Stages of substrate concentration changing

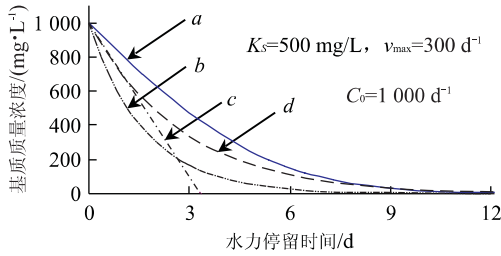


图 3 基质质量浓度变化曲线

Fig. 3 Curves of substrate concentration changing

图中曲线 a 的方程为(9)式;曲线 b 的方程为(11)式;曲线 c 的方程为(10)式;曲线 d 由曲线 a 按负指数方程拟合得出

性部分和指数部分两部分叠加组成. 从图 2 可以看出,在实际污水处理过程中,可以将基质浓度变化过程分为 3 个阶段. 初始阶段 I,污水进入系统的前期,通常基质浓度远远高于基质饱和和常数,因此可以近似认为是一种线性关系;中期 II,随着基质浓度的降低,不再满足  $C_s \gg K_s$  条件,此时,基质浓度的降低是按方程(9)进行的;后期 III,随着基质浓度进一步降低,满足了  $C_s \ll K_s$  条件,又可以近似认为是一种负指数关系. 因此严格地说,出水基质浓度与水力停留时间并非负指数关系. 从图 3 可以看出,曲线 a 是曲线 b 和直线 c 叠加得出. 曲线 a 与 b、c 相差很大,只有当趋向于曲线两端的极限情况下,才分别和直线 c、曲线 b 相吻合. 另外一条曲线 d 是由曲线 a 按负指数方程拟合得出的,也即实际中经常用到的一级反应动力学方程. 它比曲线 b 要接近于曲线 a.

图 4 是  $K_s$  值固定,  $v_{max}$  值变化时得出的一组曲线. 可以看出  $v_{max}$  越大,基质浓度降低越快,以一级反应动力学方程拟合的相关系数越高,分别为: 0.995 4, 0.995 7, 0.996 9, 0.997 6, 0.998 2. 图 5 是  $v_{max}$  值固定,  $K_s$  变化时得出的一组曲线. 可以看出,  $K_s$  越小,基质浓度降低越快,以一级反应动力学方程拟合的相关系数越低,分别为: 0.999 0, 0.998 3, 0.996 6, 0.992 9, 0.981 0. 值得注意的是,这里拟合

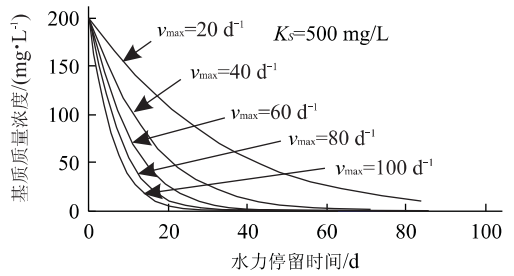


图 4  $K_s$  值固定,  $v_{max}$  值变化时的曲线

Fig. 4 Curves of substrate concentration changing when  $v_{max}$  changing

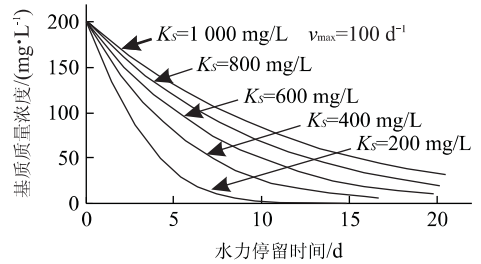


图 5  $v_{max}$  值固定,  $K_s$  值变化时的曲线

Fig. 5 Curves of substrate concentration changing when  $K_s$  changing

出的指数方程与按  $\frac{C_s}{C_{S_0}} = e^{-\frac{v_{max}}{K_s}t}$  计算得出的方程并不相同. 虽然它们还是比实际方程有所夸大,但是更接近于实际曲线,这说明  $K_s$  与  $v_{max}$  的变化也会影响拟合程度的高低. 尽管如此,  $K_s, v_{max}$  对曲线变化趋势的影响还是和方程  $\frac{C_s}{C_{S_0}} = e^{-\frac{v_{max}}{K_s}t}$  一致的,即:  $v_{max}$  越大,  $K_s$  越小,  $K_T$  值越大,曲线越靠近坐标轴,基质浓度下降也越快. 因此笔者认为,单纯利用  $\frac{v_{max}}{K_s}$  值对不同系统进行定性对比,评价系统净化能力的高低还是完全可以的.

需要指出的是,(9)式的推导是在理想条件下,单纯考虑微生物的作用得出的. 实际运行的系统并非如此,对各污染组分的去除还包括过滤、吸附等其他作用. 这些作用的发挥将进一步增强系统的净化能力. 但是否可以用一级反应动力学方程完全替代方程(9)式. 笔者认为应视具体情况,综合考虑基质浓度、基质饱和常数、最大比降解速度等对拟合程度的影响. 如果一味地套用一级反应动力学方程,结果很可能是计算出的  $K_T$  值偏高,所需水力停留时间偏小,尤其是在高浓度有机废水处理时必须注意这一点. 对于一般浓度不是很高的生活污水,是否可以

用一级反应动力学方程替代,误差有多大,由于缺少  $K_S, v_{\max}$  的有关数据,目前还很难作出准确的回答。不管怎样,(9)式的变化趋势与一级反应动力学方程是一致的。因此,国际上目前比较通用的做法,还是采用一级反应动力学方程,通过一级反应速率常数  $K_T$  来反映整个系统的处理效率,评价系统的优劣的。

### 3 实例说明

为了便于与他人资料对比,在对涿州野外人工构建快速渗滤系统(constructed rapid infiltration system,简称 CRI 系统,它也是污水渗滤土地处理系统的一种)现场工程试验结果拟合计算中,仍采用一级反应动力学方程进行。

涿州试验结果表明 CRI 系统在水力负荷提高到 2.943 m/d 的情况下,约为一般 RI 系统最大水力负荷的 8.3 倍,仍能得到比较好的去除效果。COD<sub>Cr</sub>, BOD<sub>5</sub> 去除率分别为 70%~90%, 70%~80%。TN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的去除率分别为 70%~95%, 80%~95%。通过计算污水在系统中的总滞留时间约为 3.38 d,从进水到出水共设 5 个取样孔,污水到达各取样孔的水力留时间分别为 0.07, 0.11, 0.42, 1.81, 3.38 d。通过计算拟合得出不同污染组分的一级反应动力学方程,以及一级反应速率常数,如下:

$$\text{COD}_{\text{Cr}}: C_e = e^{-12.864t}, C_0 = 63.644, R^2 = 0.9351,$$

$$K_T = 12.864.$$

$$\text{BOD}_5: C_e = e^{-16.397t}, C_0 = 28.086, R^2 = 0.927,$$

$$K_T = 16.397.$$

$$\text{TN}: C_e = e^{-4.544t}, C_0 = 9.723, R^2 = 0.9812,$$

$$K_T = 4.544.$$

$$\text{NH}_4^+: C_e = e^{-5.040t}, C_0 = 12.681, R^2 = 0.9645,$$

$$K_T = 5.040.$$

其中:  $R^2$  相关系数,其余各符号意义同前。

从上述拟合计算结果及国外一些学者的研究数据(表 1)可以看出, CRI 系统的  $K_T$  值要比国外类似系统的  $K_T$  值要高出一个数量级。这说明在相同的原水水质、水量条件下,并且达到同样的出水水质要求, CRI 系统需要的水力停留时间要远小于其他系统,从而系统的规模及占地也要小得多。同样,也说明了 CRI 系统的污染组分去除能力要远远高于地下渗滤(subsurface flow,简称 SF)、地表渗流(free water surface,简称 FWS)等构建湿地系统。此即通过  $K_T$  值对比评价系统效率的意义所在。

表 1 国外一些构建湿地系统及本试验的一级反应速率常数对比

Table 1 Comparison of the first order rate constants of some foreign constructed wetlands and this experiment

系统类型	研究组分	$K_T/d^{-1}$	研究者
潜流湿地(SF)	BOD <sub>5</sub>	1.104	Reed 等 <sup>[9]</sup>
表面流湿地(FWS)	BOD <sub>5</sub>	0.678	
SF 分批流	BOD <sub>5</sub>	2.9	
SF 无植物	BOD <sub>5</sub>	2.8	Burgoon 等 <sup>[10]</sup>
SF 连续流	BOD <sub>5</sub>	5.0	
构建湿地(CW)	N	0.218~0.086	Gale 等 <sup>[12]</sup>
构建湿地(CW)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.497	Kemp 等 <sup>[13]</sup>
潜流湿地(SF)	COD <sub>Cr</sub>	0.11	
潜流湿地(SF)	TN	0.06	Wittgren 等 <sup>[14]</sup>
潜流湿地(SF)	TP	0.28	
	COD <sub>Cr</sub>	12.864	
人工构建快速渗滤系统(CRI)	BOD <sub>5</sub>	16.397	涿州试验
	TN	4.544	
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5.040	

在国外大多数文献中,人们总是将一级反应速率常数  $K_T$  看成一个与温度有关的常数。笔者认为这是片面的,应当说它是反映系统处理能力总和的一个综合指数。由于系统内主要净化功能是靠微生物来完成,所以微生物活性大小对于综合指数的影响很大。从前面的讨论可以看出  $K_T$  可以用  $\frac{v_{\max}}{K_S}$  近似,而  $v_{\max}, K_S$  的大小均与微生物的种类活性有关。CRI 系统之所以比构建湿地等系统处理能力高,笔者认为主要在于 CRI 系统在系统复氧方面采取了措施,加强了系统的复氧,从而使微生物的活性大大提高,加快了有机物的好氧微生物降解以及氨氮的硝化作用进行。同时, CRI 系统还加大了系统的厌氧带,以保证反硝化作用比较顺利彻底地进行。

CRI 系统的经验告诉我们,根据水力停留时间与出水效果之间的关系,可以围绕反映系统净化能力的综合指数  $K_T$ ,依据污水渗滤处理系统的设计原则,从提高系统内微生物活性的角度出发,来提高系统的处理效率,从而减小系统的占地及投资。

### 4 结论

污水渗滤土地处理系统中,各污染组分的出水浓度与水力停留时间之间的关系严格地说,是一种类指数关系,它实际是一条直线和一条负指数曲线叠加而成,而非纯指数关系。是否可以用一级反应

动力学方程近似替代,应视具体情况综合考虑基质浓度、基质饱和常数、最大比降解速度等对拟合程度的影响。不同系统的处理效率可以通过一级反应速率常数  $K_T$  进行对比、评价。提高系统的处理效率可以围绕反映系统净化能力的综合指数  $K_T$ ,从提高系统内微生物活性的角度出发,以减小系统的占地及投资。

#### 参考文献:

- [1] Conley L M. An assessment of the root zone method of wastewater treatment [J]. *J Water Pollut Control Fed*, 1991, 63(3): 239—247.
- [2] Walter H Z II, Fuller J W. Performance of an artificial wetlands filter treating facultative lagoon effluent at Carville, Louisiana [J]. *Water Environ Res*, 1993, 65: 46—52.
- [3] 郑西来,邱汉学,荆静,等. 沈抚灌区石油污染土壤恢复方案的数值模拟[J]. *地球科学——中国地质大学学报*, 2000, 25(5): 462—466.  
ZHENG X L, QIU H X, JING J, et al. Numerical modeling on elimination of oil polluted soils in Shenyang-Fushun irrigation area [J]. *Earth Science — Journal of China University of Geosciences*, 2000, 25(5): 462—466.
- [4] 马振民,陈鸿汉,刘立才. 泰安市第四系水文地质结构对浅层地下水污染敏感性控制作用研究[J]. *地球科学——中国地质大学学报*, 2000, 25(5): 472—476.  
MA Z M, CHEN H H, LIU L C. Controlling effect of Quaternary hydrogeological structure on contaminating sensitivity of shallow groundwater, Taian city [J]. *Earth Science — Journal of China University of Geosciences*, 2000, 25(5): 472—476.
- [5] 张希衡. 废水厌氧生物处理工程[M]. 第一版. 北京: 中国环境科学出版社, 1995. 135—141.  
ZHANG X H. *Treatment engineering using anaerobic biology for wastewater* [M]. First Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 1995. 135—141.
- [6] 侯杰,李亚新. 具有弱透水层的多层介质含水系统中污染质运移数值模拟研究——以大庆市纳污湖泊区为例[J]. *地球科学——中国地质大学学报*, 2000, 25(1): 66—70.  
HOU J, LI Y X. Numerical simulation of pollutant migration in multi-layer media water-bearing system containing aquitard: a case study of Tiebutie pool, Daqing city [J]. *Earth Science — Journal of China University of Geosciences*, 2000, 25(1): 66—70.
- [7] 戚以政,汪叔雄. 生化反应动力学与反应器[M]. 第二版. 北京: 化学工业出版社, 1999. 226—230.  
QI Y Z, WANG S X. *Kinetics of bio-reaction and reactor* [M]. Second Edition. Beijing: Chemistry Industry Press, 1999. 226—230.
- [8] 王增银,辛选民,常永生,等. 运城解州地区地下水水质恶化形成原因及防治[J]. *地球科学——中国地质大学学报*, 2000, 25(5): 477—481.  
WANG Z Y, XIN X M, CHANG Y S, et al. Formation causes and controlling measures of groundwater quality deterioration in Xiezhou area, Yuncheng city [J]. *Earth Science — Journal of China University of Geosciences*, 2000, 25(5): 477—481.
- [9] Reed S C, Brown D. Subsurface flow wetlands — a performance evaluation [J]. *Water Environ Res*, 1995, 67: 244—248.
- [10] Burgoon P S, Reddy K R, DeBusk T A. Performance of subsurface flow wetlands with batch-load and continuous-flow conditions [J]. *Water Environ Res*, 1995, 67: 855—862.
- [11] 付素蓉,王焰新,蔡鹤生,等. 城市地下水污染敏感性分析[J]. *地球科学——中国地质大学学报*, 2000, 25(5): 482—486.  
FU S R, WANG Y X, CAI H S, et al. Vulnerability to contamination of groundwater in urban regions [J]. *Earth Science — Journal of China University of Geosciences*, 2000, 25(5): 482—486.
- [12] Gale P M, Reddy K R, Graetz D A. Nitrogen removal from reclaimed water applied to constructed and natural wetland microcosms [J]. *Water Environ Res*, 1993, 65: 162—168.
- [13] Kemp M C, George D B. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal [J]. *Water Environ Res*, 1997, 69: 1254—1262.
- [14] Wittgren H B, Mæhlum T. Wastewater treatment wetlands in cold climates [J]. *Wat Sci Tech*, 1997, 35(5): 45—53.

## Discussion on Hydraulic Loading and Effluent Effect in Wastewater Infiltration land Treating Systems

HE Jiang-tao<sup>1</sup>, DUAN Guang-jie<sup>2</sup>, ZHANG Jin-bing<sup>2</sup>, TANG Ming-gao<sup>2</sup>, ZHONG Zuo-shen<sup>2</sup>

(1. China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China; 2. Department of Water Resources and Environmental Engineering, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

**Abstract:** In the wastewater infiltration land treating systems, the relation between hydraulic residence time and effects of effluent is directly associated with the relation between system scale and effects of effluent. The relation between pollutants' removals and hydraulic residence time following first order dynamic equation is commonly accepted. This paper further discusses this question from the point of microorganism increasing dynamics. Results show that, strictly speaking, the relation between concentrations of different pollutants in effluent and hydraulic residence time is an analogous exponential relation, but actually, its curve shows a superposition of a straight line and a negative exponential curve, but not a pure negative exponential curve. Application results verify that, treating efficiency of different systems can be compared and evaluated by the first order rate constants,  $K_T$ . To improve the treating efficiency and reduce the land using and investment, we can adopt measures to improve the activities of microorganisms around the first order rate constants,  $K_T$ , integrated indexes reflecting the purifying capability of different systems.

**Key words:** wastewater land treatment; hydraulic residence time; effect of effluent; first order dynamics.

\* \* \* \* \*

(上接 134 页)

$Cl^-$ ,  $Na^+$  和  $SO_4^{2-}$  含量有所增加,向四周推移有所减少, $HCO_3^-$  含量由中心向外围逐渐加大. 这种水化学成分的变化,直接影响着奇村地热田的开发利用.

奇村地热田自发现至今已有 30 年,由于多年的无序开采,热田内地下水开采量不断增加,而地下水的补给源相对减少,冷水大量混入,使地下水水温下降,同时地热田面积也由原来的 2.5 km<sup>2</sup> 减至 2.18 km<sup>2</sup>,它带来的不良后果使人们逐渐感到开发地热资源的同时保护的重要性. 为此,本文提出以下对策:(1)建立地热水资源保护带,统一管理,节约用水. 根据热田的分布范围和地下水的开采现状,圈定奇村热水资源保护带. 在地热田保护带范围内出台政府政策,严禁在保护带内未经审批施凿新井,并且能用水资源统一管理的方法,把地热田内的热井统一管理起来,建立一套优化管理机制,采取集中开采,集中供水,使抽水与用水达到其自然动态平

衡,这既可达到节水的目的,还可使热水资源达到保护的目的,使奇村热水资源为国民经济可持续发展服务,造福人民. 可考虑适当提高水资源补偿费,用市场经济的运作规律,在人民承受能力允许的前提下,提高水价,用经济杠杆实现节约用水的目的.(2)封闭农灌热水井. 地热田内现有农灌热水井 4 眼,年开采量近 30 万 m<sup>3</sup>. 因目前的开采量已处于临界状态,已有部分冷水混入,必须停止农灌热水井的开采,这样既可保证浴疗热水的温度与质量的要求,又可消除灌溉热水引起的土地环境污染. 同时建议在地热田外围补打几眼冷水井,解决当地农灌问题,但要控制井深,不能超过 50 m,避免农灌井大量开采引起地下水位下降,而影响热水资源.(3)热水回灌. 这样可延长地热田的使用寿命. 回灌时必须将热废水中的有害物质进行净化处理,然后将热水回灌到基岩顶面第一孔隙含水层中.