

模拟土柱处理城市污水的研究*

汪金舫

(中国科学院南京土壤研究所)

摘 要

研究了模拟土柱处理污水的效果。结果表明,在模拟土柱的渗滤速率保持在0.1cm/min的条件下,对污水中生物耗氧量的去除率约为90%;全磷和全氮的去除率分别为64%和46%;溶解氧增加5—10 mg/L; Eh值提高20—30mV。

水资源严重不足及水质恶化,已成为当今世界主要的环境问题之一。各国都在致力于研究和开发高效的,经济的处理污水的方法。据报道,1982年美国约有各种类型的污水处理厂15000多个,处理废水量970多万吨/天。瑞士约有废水处理厂750多个,75%的废水是经过处理后才予以排放。但是,我国1982年统计资料表明城市污水的排放量约为1亿吨/天,而其中仅仅只有不到10%的污水是经过处理的,绝大部分污水都未经处理就任意排放。从我国的基本国情出发,充分利用和发展自然生态系统对污水的净化能力,研究开发能耗低,效益高,环境污染小的污水处理系统是当务之急。

土地作为废水的排放和处理场地是具有特殊的意义。目前,美国的各种土地处理设施共有3400多个,占全部污水处理系统的10—20%^[4];加拿大渥太华市的生活污水三分之一采用土地处理系统进行处理。实践证明,污水的土地处理具有投资少,管理易,能耗低,环境影响小等多方面的优点,有良好的发展前景。

快速渗滤法是近年来最引人注目的土地处理方法。快速渗滤处理系统主要是用一定的处理介质对污水中有机物质和悬浮物颗粒的物理、化学和生物化学的作用来净化污水。为了全面地研究快速渗滤系统的处理机理和处理效果,我们采用了人工模拟土柱试验,对影响快速渗滤处理系统的各种因素进行了比较系统的研究。

一、材料和方法

(一)模拟土柱的设置 将定量的不同粒径的砂粒,草炭,普通耕层土壤按照适当的体积比充分混匀,配成快速渗滤的处理介质,将配好的介质装入内径为8厘米,长为1.2米的硬质塑料管中,制成模拟土柱,其主要理化性状见表1。

(二)污水的水质状况 试验以地下排污管道排出的混合型城市污水作为对象,其主要水质状况列于表2。

* 本文是作者在北农大张祖錫先生指导下撰写的硕士论文的一部分。

表1 模拟土柱的主要性状

物 理 性 质				化 学 性 质 (<0.25mm 部分)			
粒径 (mm)	<0.25	0.25—1	1—3	有机质%	3.80	Ni ppm	1.8
体 积 比	1	15	6	全氮%	0.11	Cd ppm	0.99×10^{-3}
容重g/Cm ³		1.44		CEC me/g土	14.25	pH	7.3
总孔隙度%		45.7		Zn ppm	6.8		
大孔隙%		16.7		Cu ppm	15.0		
毛管孔隙%		29.0		Pb ppm	2.0		

表2 供 试 污 水 水 质 状 况

化学耗氧量	生化耗氧量	溶解氧	悬浮物	全 氮	全 磷	Eh	pH
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mV	
90~240	45~155	0~0.5	60~110	20~30	1~7	-40~-20	7~9

化学耗氧量：重铬酸钾氧化法；悬浮物：离心恒重法；全磷：钼锑抗比色法；pH、Eh：pHS-29型酸度计；溶解氧、生化耗氧量：碘量法；全氮：凯氏法。

二、结果与讨论

(一)模拟土柱渗滤速率的变化 参照国内外一些具体的土地处理系统的操作运行管理方式，试验采用24根模拟土柱，每8根为一组，每月轮流对8根土柱连续淹灌10天后自然落干20天，记录每天的处理水量和水温变化情况，7个月的试验结果列于表3。渗滤速率(K)的计算公式如下：

$$K_{10} = \frac{Q}{S \times T \times (0.7 + 0.03t)}$$

式中：K₁₀：为水温在10℃时的渗滤速率；Q：为单位时间的处理水量(ml)；S：渗滤柱的截面积(cm²)；T：渗滤时间(min)；t：渗滤时的水温(℃)

表3 模拟土柱渗滤速率(K₁₀)的变化*

月 份		第1个月	第2个月	第3个月	第4个月	第5个月	第6个月	第7个月
清**	处理第1天	0.78	0.58	0.65	0.54	0.50	0.47	0.48
	5天后平均	0.53	0.42	0.51	0.47	0.42	0.40	0.40
	10天后平均	0.36	0.32	0.45	0.45	0.30	0.30	0.33
污***	处理第1天	0.75	0.46	0.31	0.32	0.31	0.37	0.33
	5天后平均	0.23	0.16	0.29	0.16	0.11	0.10	0.16
	10天后平均	0.15	0.13	0.16	0.12	0.08	0.05	0.13

* 清水为3根土柱的K₁₀平均值，污水为21根土柱的K₁₀平均值。

** 污水水质 COD = 170 ± 30mg/L; SS = 80 ± 20mg/L; DO = 0mg/L

*** 清水水质 COD = 0 ~ 5 mg/L; SS = 0mg/L

表 3 表明, 无论是清水还是污水经模拟土柱渗滤处理, 它们的渗滤速率都是以处理第 1 天最高, 至 10 天后, 其 K_{10} 值降至最低。

用模拟土柱处理污水时, 其渗滤速率较慢, 表明水质条件对模拟土柱渗滤速率的影响是明显的。

在用模拟土柱处理污水的 7 个月试验期内, 每月第 10 天的平均渗滤速率基本上趋于稳定, 渗滤速率保持在 0.1cm/min 左右。(相当于 $1.5\text{M}^3/\text{M}^2\cdot\text{day}$ 的处理水量)说明污水在模拟土柱中连续淹灌 10 天后, 再自然落干 20 天的这种轮换方式, 对保持土柱高而稳定的渗滤速率是完全适宜的。

(二)不同有机物负荷对渗滤速率的影响

表 4 表明, 随着污水的化学耗氧量的增加, 土柱的渗滤速率将相应下降。当污水的化学耗氧量从 136mg/L 增加到 966mg/L 时, (增加约 8 倍), 模拟土柱的渗滤速率从 0.66cm/min 急剧降到 0.014cm/min (降低近 60 倍)。说明污水中的化学耗氧量的高低对土柱的渗滤速率起着重要的作用。相关分析结果也表明。进入模拟土柱的污水的化学耗氧量与渗滤速率之间有明显的负相关, 相关系数 $r = -0.992^*$, 回归方程为 $y = ae^{bx}$ 。式中: x —污水的化学耗氧量 (mg/L); y —土柱的渗滤速率 (K_{10} 值) (cm/min); $a = 1.326$; $b = -4.564 \times 10^{-3}$

表 4 污水化学耗氧量对土柱渗滤速率的影响

化学耗氧量 (mg/L)	渗滤速率 (cm/min)	化学耗氧量 (mg/L)	渗滤速率 (cm/min)
136	0.66	536	0.13
147	0.60	549	0.12
150	0.59	562	0.10
161	0.59	580	0.11
179	0.50	745	0.040
200	0.47	755	0.039
219	0.42	768	0.036
230	0.40	786	0.037
350	0.30	947	0.018
374	0.36	950	0.018
379	0.32	954	0.014
415	0.28	966	0.014

若要使模拟土柱的渗滤速率保持在 0.1cm/min , 则污水中的化学耗氧量应为 566mg/L (将 0.1cm/min 代入上述回归方程求得)。也就是说, 为了使模拟土柱的渗滤速率稳定在 0.1cm/min 之上, 则必须将进入土柱中污水的化学耗氧量控制在 566mg/L 以下。

(三)污水中悬浮物对土柱渗滤速率的影响 用悬浮物浓度不同的污水, 对 16 根模拟土柱进行为期 3 个月的试验, 结果列于表 5。土柱渗滤速率与污水悬浮物浓度之间有显著

表 5 污水悬浮物浓度与土柱渗滤速率的关系

悬 浮 物 (mg/L)	渗滤速率 (cm/min)	悬 浮 物 (mg/L)	渗滤速率 (cm/min)
30.7	0.252	85.0	0.0937
33.7	0.201	102.0	0.0892
45.0	0.171	105.0	0.0937
50.0	0.191	118.0	0.0892
51.3	0.136	129.0	0.0775
60.0	0.152	146.0	0.0419
67.8	0.128	152.0	0.0373
76.0	0.098	186.0	0.0318

的负相关, 相关系数 $r = -0.95^*$ 符合回归方程 $y = ae^{bx}$, 式中: x —污水悬浮物浓度 (mg/L); y —渗滤速率 (cm/min); $a = 0.2930$; $b = -1.215 \times 10^{-2}$

若以 0.1cm/min 作为土柱的标准渗滤速率, 将其代入上述回归方程, 得出污水悬浮物浓度为 88mg/L 。因此, 将进入模拟土柱中污水悬浮物的浓度控制在小于 88mg/L , 则可保持模拟土柱有较高的渗滤速率, 从而满足快速渗滤系统对处理效率的要求。

污水中有机物质和悬浮物固体对渗滤速率的影响, 主要是由吸附作用引起的, 首先, 由于污水中颗粒粗大的有机物质和悬浮物固体机械地滞留在模拟土柱的表层, 直接造成土柱孔隙的堵塞; 另一方面, 由于各种化学的吸附和物理化学的吸附作用, 而使一些结构复杂的大

分子有机物被土柱所吸附,从而加重孔隙的堵塞;此外,污水中某些溶解性的有机物,有可能促进土柱中微生物的活动,而产生生物吸附和生物阻塞,对已使用7个月的4根模拟土柱的大孔隙测定的结果表明,在土柱的0~80厘米土层中,大孔隙由最初的29.0%降低为24.5%,但80~120厘米土层中的大孔隙没有变化,说明各种吸附作用是引起模拟土柱大孔隙减少,渗透速率下降的主要原因。

(四)渗透速率与污水中化学耗氧量去除率的关系 进入模拟土柱中的污水的有机物含量多少将影响土柱的渗透速率,而土柱渗透速率的大小,又决定了污水中有机物质的降解效率和处理污水的效果。表6的结果表明,在土柱的渗透速率为 $\leq 0.1\text{cm/min}$ 条件下,污水化学耗氧量的去除率一般均大于90%。而当土柱的渗透速率 $> 0.2\text{cm/min}$ 时,污水中化学耗氧量的去除率一般只有50~70%。表6的结果还表明,土柱在各种渗透速率条件下,其出水中的化学耗氧量都小于80mg/L,均符合排放水质标准[8]。但是,若既要保持土柱渗透速率在0.1cm/min左右,又要保持对污水中化学耗氧量有较高的去除率,则应将进水的化学耗氧量控制在小于566mg/L的范围内。此时,才可以获得对污水中化学耗氧量有较高的去除率($> 90\%$)和良好的处理效果(排放水的化学耗氧量 $< 80\text{mg/L}$)。

表 6 土柱渗透速率与污水化学耗氧量去除率的关系

渗透速率 (cm/min)	进水化学耗氧量 (mg/L)	出水化学耗 氧量 mg/L	去除率%	渗透速率 (cm/min)	进水化学耗氧量 mg/L	出水化学耗 氧量 mg/L	去除率%
0.017	947.0	52.8	94.4	0.100	580.8	49.9	91.4
0.038	786.0	38.3	95.1	0.210	136.4	68.3	49.9
0.040	752.0	37.5	95.5	0.380	147.0	65.7	55.3
0.066	219.6	21.0	90.4	0.440	138.5	69.4	49.9
0.066	536.1	36.7	93.2	0.470	179.5	69.8	61.1
0.072	317.5	56.4	82.2	0.560	141.6	63.9	54.9
0.087	567.3	34.9	93.8	0.660	161.0	51.9	67.8
0.094	549.4	47.8	91.3				

注：表中数据各为4根模拟土柱淹灌10天的平均值。

(五)污水中悬浮物的去除 将4种悬浮物浓度不同的污水,分别通过4根模拟土柱后再测定各自的悬浮物浓度,结果列于表7。

表 7 渗透土柱对污水悬浮物的去除率*

进水悬浮物 mg/L	33.7	51.3	129.0	186.0
出水悬浮物 mg/L	8.8	14.2	19.1	42.1
去除率%	74	72	85	77

* 为4根土柱的平均值

由表7可知,当进入的悬浮物浓度高达186mg/L时,出水的悬浮物浓度为42.1mg/L,达不到出水悬浮物 $< 20\text{mg/L}$ 的要求,为此,必须将进水的悬浮物浓度控制在小于88mg/L的范围内,才可以保持处理系统对污水悬浮物有较高的去除率(70—80%),良好的

处理效果(出水悬浮物小于20mg/L)和较高的处理效率($1.5\text{M}^3/\text{M}^2\cdot\text{day}$ 的处理水量)。

(六)模拟土柱对污水生物耗氧量的去除 试验中,我们分别测定了不同水温条件下土柱对污水生物耗氧量的降解效果以及相应的微生物数量的变化,结果见表8。

表8表明,当水温在5~25℃范围内,模拟土柱对污水中生物耗氧量的去除率很高,平均为95.6%,在整个0~120厘米的土层中细菌数量都达到了 10^6 个/克干土样,而在0~40厘米表层中细菌的数量是80~120厘米土层的3~30倍,说明了土柱的表层对污水的生物降解方面起着重要的作用。

表8 污水生物耗氧量的降解与土柱中微生物数量的变化*

取 样 时 间	1986.12	1987.3	1987.5	1987.6
水 温 (°C)	5	10	20	25
生物耗氧量去除率%	92.6	96.1	98.6	95.2
土柱中细菌数 × 10 ⁶ 个/克干样				
0~40cm	29.17	21.00	32.83	11.79
40~80cm	12.84	5.44	8.21	4.00
80~120cm	11.73	4.03	3.51	1.22

* 为4根土柱的平均值

(七)模拟土柱对氮和磷的去除 污水中过多的氮和磷素会引起水体的富营养化,因此,对污水中氮,磷的去除是必不可少的,实验结果列于表9。结果表明,模拟土柱对污水中磷的去除能力比较稳定,平均为64%,而对氮的去除能力变化较大,平均为46%。此外,污水经模拟土柱处理后,其溶解氧的含量和Eh值也有所提高。(参考文献略)

表9 模拟土柱对污水中氮、磷的去除率*

取 样 期	1986.1	1986.2	1986.3	1986.4	1986.5	1986.6	平 均
进水全磷 mg/L	1.56	1.76	1.60	1.90	4.80	4.23	2.64
出水全磷 mg/L	0.26	0.63	0.70	0.78	1.70	1.58	0.91
去 除 率 %	83.2	64.2	56.7	58.9	64.6	62.6	64.4
进水全氮 mg/L	24.6	26.0	21.9	49.4	41.7	—	32.7
出水全氮 mg/L	17.0	20.8	19.0	13.3	17.5	—	17.5
去 除 率 %	30.9	20.1	13.2	73.1	58.0	—	46.5

*为7根土柱的平均值。

(上接第77页)

近根土壤溶液中 HCO_3^- 离子浓度增高可能是土壤含水量的升高引起的^[7],因为生长在地势低洼处和沟渠边的植株容易出现缺铁现象。但表4中的结果是以风干土为基准的,它排除了土壤水分对铁的影响。据我们推测,导致土壤溶液 HCO_3^- 浓度增高的另一个可能因素是土壤活性碳酸钙含量较高或活性表面积较大;或者是碳酸镁含量较高。这些均有待进一步证实。

综上所述,石灰性土壤中铁的有效性受土壤pH值和无定形铁含量的影响较大。在有效铁水平中等的土壤上,植物发生缺铁失绿症经常是由于近根土壤溶液中 HCO_3^- 离子浓度增大所致,而受可溶性磷水平和有机质的影响较小。铁在根际土壤中“活化”的程度,与植物种类和根系特性有关。

参 考 文 献

- [1] 中国土壤学会农业化学专业委员会编,土壤农业化学常规分析方法,科学出版社,1983。
- [2] 熊毅等编著,土壤胶体第二册:土壤胶体研究法,科学出版社,1985。
- [3] 邢光熹等,用穆斯堡补(Mössbauer)谱学方法研究 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 与胡敏酸的结合,科学通报,22期,1739—1731页,1986。
- [4] 余存祖,黄土区土壤铁的含量及其有效性,陕西农业科学,6期;26—28页,1982。
- [5] 朱其清,土壤中微量元素的供给及其与植物生长的关系,黄淮海平原区域治理技术体系研究(傅积平等编),110—121页,科学出版社,1987。
- [6] Wei-Ming Shi et al, Soil Science and Plant Nutrition, 34: 585-592, 1988。
- [7] Mengel K et al, Plant and Soil, 81: 333-344, 1984。