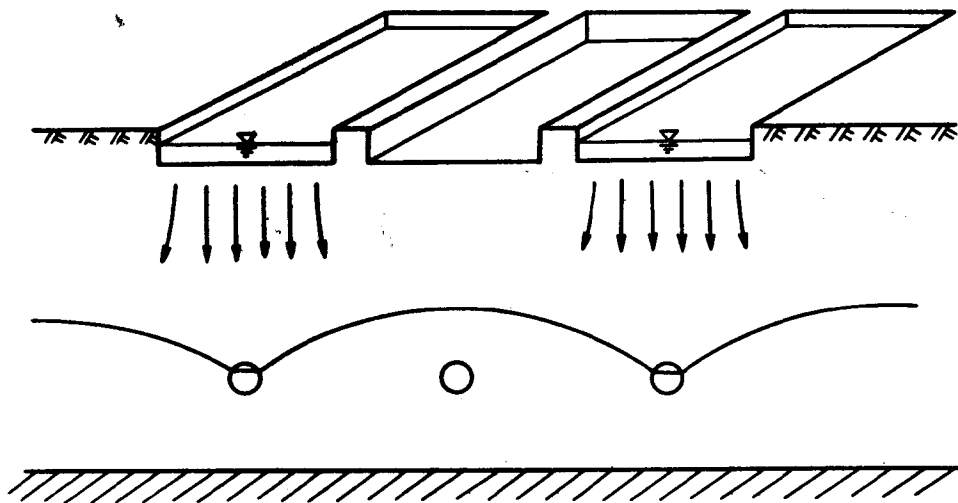


污水快速渗滤土地处理

汪 民 吴永锋 钟佐荣 杨新民 著



地质出版社

污水快速渗滤土地处理

汪 民 吴永锋 钟佐荣 杨新民 著

5174.1

地 质 出 版 社

(京)新登字 085 号

内 容 简 介

本书通过大量的研究资料,对污水快速渗滤土地处理系统的原理、方法、设计原则、管理方式和影响因素等问题进行了详细深入的讨论,提出了许多新颖的观点。为了突出实用性,书中除对室内试验、土柱试验、现场工程试验以及系统的工艺设计方法进行了详细的介绍之外,还介绍了国内外的一些具体工程实例。本书可供从事环境管理、污水处理、地下水环境保护、水资源开发与管理等领域的教学、科研和生产的工程技术人员与管理干部参考。

污水快速渗滤土地处理

汪 民 吴永锋 钟佐荣 杨新民 著

*

责任编辑:屠涌泉 孟 索

地质出版社出版发行

(北京和平里)

北京地质印刷厂印刷

(北京海淀区学院路 29 号)

新华书店总店科技发行所经销

*

开本: 787×1092 1/16 印张: 8.63 字数: 20.8 万
1993 年 10 月北京第 1 版 * 1993 年 10 月北京第 1 次印刷
印数: 1000 册 定价: 6.95 元

ISBN 7-116-01406-3/P·1150

前言

污水快速渗滤是污水处理的行之有效的办法,是污水资源化的重要手段,具有很高的环境效益、经济效益和社会效益。国外许多学者从 60 年代开始,对此进行了大量的研究工作。80 年代以后,该项技术在一些发达国家得到普及。

由于历史条件的限制,污水快速渗滤研究在我国的起步较晚,“六五”期间仅作过少量的土柱模拟试验,正式研究始于“七五”,迄今不足十年的时间。该项研究的重要性,正在被越来越多的人所认识。

污水快速渗滤属环境科学和水文地质学的交叉研究领域。从保护地下水环境的角度,我国水文地质和环境保护工作者历来对地下水的污染问题十分敏感,因而对利用土地系统处理污水的做法亦持审慎态度。究其原因,主要是由于不少人对此处理系统了解甚少。

就技术方法而论,污水快速渗滤和二级生化处理技术,如生物滤池法没有本质的区别,它们都是利用发生于固相表面的生物作用及物理化学作用以达到净化污水的目的。其不同点在于:其一,快速渗滤技术是利用土壤颗粒作为载体,其比表面积巨大,处理效果优于二级生物处理系统,但水力负荷较低,占地面积大;其二,污水快速渗滤处理系统和一般的二级生化处理系统在工作形式上有较大的不同,前者采用干湿交替的工作方式,从而导致系统内部存在着氧化还原条件往复出现的环境特征,这是一般的生物处理系统所不具备的。

中国地质大学水文地质工程地质系以沈照理、钟佐桑教授为首的研究集体,从 70 年代开始,在国内较早地开展了地下水污染及其防治的研究工作。“六五”期间,参与了污水快速渗滤的试验性研究;“七五”期间,承担了地矿部行业基金项目“污水快速渗滤”。此外,还与开封市环保局等单位联合开展了“开封市污水土地处理可行性研究”,该研究成果已运用于开封啤酒厂麦芽分厂污水快速渗滤处理工程。其中有机废水的快速渗滤处理技术在国内属首创,在国外文献中也未见到,因此,它已被国家环保局列为全国推广项目(1991),并作为重要成果列入“中华人民共和国科技成果公报(1992)”。80 年代后期,钟佐桑教授曾经两次赴德国,对德国各地污水土地处理的现状及发展进行了考察和研究。汪民作为中德联合培养的博士研究生,在 J.Walf 教授的指导下,于 1990—1991 年在德国布伦瑞克工业大学从事污水土地处理系统的研究。此间参观访问了德国多个城市的污水处理系统,完成了“Land Treatment of Wastewater in Braunschweig and Wolfsburg”报告,并于 1991 年底最终完成其博士论文“污水快速渗滤以及慢速土地处理系统中氮去除的研究”。吴永锋硕士则于 1991 年完成了“啤酒废水快速渗滤处理系统”硕士论文。本书是在上述研究工作的基础上,并注意吸收国内外这一领域的新成果撰写而成。在此,著者谨向开封市环保局、开封市环境科研设计所及有关人员表示诚挚的感谢。

全书共分六章。第一章、第四章和第五章由汪民执笔;第二章由汪民和杨新民共同执笔;第三章由吴永锋和杨新民共同执笔;第六章由吴永锋执笔;最后由钟佐桑统编和定稿。

目前,国内尚未见到关于污水快速渗滤土地处理方面的专著,国外也很少见。我们向读者奉献此书,旨在引起更多同行对此项研究的注意,以共同促进该项技术在我国的应用和发展。书中不当和错误之外,敬请指正。

著者

1993.2

目 录

第一章 绪论	1
一、基本概念	1
二、快速渗滤土地处理系统的发展历史及现状	2
三、快速渗滤土地处理系统的净化功能	4
四、快速渗滤土地处理系统的水文地质条件	10
五、快速渗滤土地处理系统工艺设计的一般程序	11
第二章 参数的选择和室内研究	13
一、污水特征的确定	13
二、土样的采集及其理化性质的测定	16
三、除氮参数的测定与评价	18
四、城市污水土柱试验	29
五、关于氮去除的专门性土柱试验	35
六、高浓度有机废水的土柱试验	41
第三章 中小型现场工程试验研究	56
一、工程的设计	56
二、工程的运行	59
三、工程运行结果的讨论	62
第四章 快速渗滤土地处理系统的几个重要问题的讨论	74
一、快速渗滤土地处理系统的净化机制与影响因素	74
二、快速渗滤土地处理系统对地下水环境的影响	83
三、快速渗滤土地处理系统的最佳水力负荷周期的确定	84
第五章 快速渗滤土地处理系统的工艺设计	90
一、场地的调查与评价	90
二、预处理	101
三、水力负荷周期、水力负荷和占地面积的确定	101
四、渗滤池	103
五、排水系统	105
六、冬季运行	107
七、监测和维护	108
第六章 快速渗滤土地处理系统的工程实例	110
一、弗拉欣米多快速渗滤工程	110
二、23 号大街快速渗滤工程	119
三、布尔德快速渗滤工程	125
四、布林格葡萄酒厂快速渗滤工程	131
五、北京市昌平快速渗滤示范工程	133
参考文献	136

第一章 绪 论

一、基本概念

(一) 快速渗滤土地处理的定义

有控制地将污水投放于渗透性能较好的土地表面,使其在向地下渗透的过程中经历不同的物理、化学和生物作用,最终达到污水净化目标的过程,称为污水快速渗滤土地处理。

污水快速渗滤(Rapid Infiltration)土地处理系统常简称为 RI 系统。由于其作用过程主要发生于土壤和浅部含水层, RI 系统有时也被称为“土壤-含水层”处理系统(Soil-Aquifer Treatment System)(Bouwer, 1985)。

除了快速渗滤技术之外,利用土地系统处理污水还有慢速渗滤(Slow Rate Infiltration, 简称 SR 系统)和地表漫流(Overland Flow, 简称 OF 系统)两种基本形式,这三者统称为污水土地处理系统(Waste Water Land Treatment Systems; USEPA, 1981)。

有些学者还把湿地(Wet Land)系统包括在污水土地处理系统中。

所谓慢速渗滤,是指有控制地将污水投放于农田,使污水在土壤-植物天然复合系统中得到净化,其作用机制和人们通常所说的“污灌”十分类似,但前者侧重于污水本身的处理,后者侧重于农作物的需水要求。

所谓地表漫流,是指有控制地将污水投放到常年覆盖牧草及土壤渗透性差的缓坡上,使污水在其沿坡面的缓慢流动过程中得以净化。

一般来说,快速渗滤系统的污水处理负荷为 $6-130 \text{ m/a}$,慢速渗滤系统的污水处理负荷为 $0.6-6 \text{ m/a}$ (里德和克赖茨, 1989),二者以高于寒冷地区地表水年蒸发量 0.6 m/a 的一个数量级为界。所谓的“快速”和“慢速”,仅是在土地处理系统中相比较而言。与传统的污水处理方法相比, RI 系统对于污水的处理速率并不快,占用土地面积仍然较多。但是,其基建投资和运行费用非常低廉,处理效果明显优于传统的二级生化处理系统。近年来, RI 系统愈加受到世界各地的重视和发展。

(二) RI 系统的组成

RI 系统由地表构筑物、多孔介质和地下构筑物三部分组成。地表构筑物包括污水的预处理、调节、运输、布水以及渗滤等,中心部分是渗滤池。地下构筑物主要包括水质、水位监测井和集水井(渠)。多孔介质则由既具有一定渗透性,又具有一定阳离子交换容量(CEC)的中细砂或粉细砂组成,也可以是粗砂乃至砂砾石,应视污水的性质、处理目标和场地条件的限制等因素而定。

(三) RI 系统的工作方式

典型的 RI 系统通常采用淹水(Flooding)和落干(Drying)相交替的工作方式,即定期投放污水,使渗池淹没;而后停止投放,让污水落干,使渗池表面暴露于大气,经历干燥和氧化作用。淹水、落干往复循环,一方面可以防止由于有机物的生长和悬浮物沉淀所造成的渗滤池表层孔隙的过度堵塞,有效地恢复系统的渗透性能,保持稳定的处理水量;另一方面可使系统内部的浅层剖面上交替形成氧化还原环境,从而使 RI 系统具有独特的污染

物净化功能。

由于采用了间歇性淹水的工作方式,为了保证连续稳定地处理污水,RI 场地一般含有多个渗滤池,以便轮番淹水。

一次淹水和一次落干所构成的循环称为系统的水力负荷周期(Hydraulic Loading Cycle)。一个周期内淹水时间(淹水期)与落干时间(落干期)之比称为湿干比(Flooding-Drying Ratio)。一个周期内的平均入渗水量,即单位时间单位土地面积上处理的污水量,称为水力负荷(Hydraulic Loading Rate);而某一淹水期内的平均入渗水量,则称为该淹水期的平均入渗速率(Infiltration Rate),二者均以 cm/d 或 m/a 表示。单位时间内投放于单位土地面积上的污染物质量称为系统的污染物负荷(Pollutant Loading Rate),多以 $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$ 表示。

水力负荷和水力负荷周期是 RI 系统的关键性运行参数,直接影响着系统水力特性的发挥和净化效果。

(四) RI 系统的水力途径

RI 系统基本上采用重力流方式使污水从渠道系统直接注入渗滤池的表面(高拯民等, 1991),其地表水力途径如图 1—1(a)所示。

污水渗入多孔介质后,在潜水埋深较小($< 5\text{ m}$)的地区,其净化水可以通过地下埋设的集水暗渠回收;在潜水埋深较大($> 5\text{ m}$)的地区,其净化水可以通过集水井群回收〔图 1—1(b)〕;在水文地质条件理想的情况下,也可利用自然条件使净化水天然排入邻近的地表水体〔图 1—1(c)〕。

对于预处理程度高,净化效果优良的水,亦可使其直接补给地下水。例如,欧洲一些国家,如荷兰和德国,利用 RI 系统净化轻度污染的河水,使净化水直接补给地下水,并利用含水层将其输送到下游饮用水厂(Bouwer, 1985)。

二、快速渗滤土地处理系统的发展历史及现状

RI 系统的历史可以追溯到几十乃至一百多年以前,如美国的 Calumet RI 系统建于 1887 年(Crites, 1985); George Lake RI 系统建于 1939 年(Aulenbach, 1975),这些系统目前仍在运转。

早期营建 RI 系统的主要目的是为了避免地表水体遭受直接污染,并未认识到土壤—含水层系统所具有的潜在天然净化功能(Bouwer, 1985)。人类关于 RI 系统的认识,此时尚停留在朴素的感性认识阶段。

进入本世纪,由于工业迅速发展,城市人口膨胀,污水和各种化学工业物质的数量与日俱增,人们开始对土地处理这种形似简单的污水处理方法的科学性产生了疑虑;另一方面,由于生化处理技术不断获得突破,二级生化处理工艺日趋成熟,人们开始把污水处理的重心逐渐转向常规的二级生化人工处理系统(Chang and Page, 1978)。

然而,常规的二级生物处理方法一般只对悬浮物和 BOD 的去除较为有效,而对氮、磷等营养物质和病原微生物的去除则效果较差,无法解决出水排入地表水体后所产生的富营养化问题。而且,生化处理系统的基建投资和运行费用太高,耗能大,社会难于负担。以美国为例,为了普及二级生化处理厂,1973—1975 年的全国行政拨款为 185 亿美元。

截止 1990 年，全国城市污水处理厂的总投资已高达 700 亿美元，预计到本世纪末还需基建投资 2479 亿美元，运行管理费 2055 亿美元。即使如此，其水环境治理的效果距美国联邦法规提出的“零排放”的要求仍然相差甚远。人们不得不对这种单一式的水污染控制路线进行新的思考。

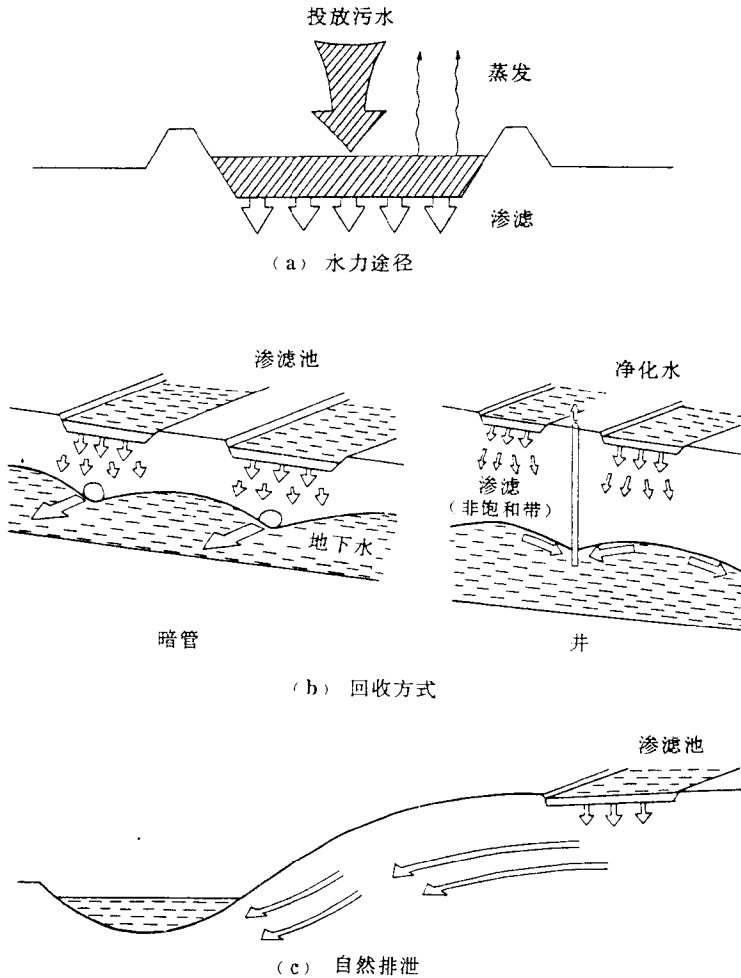


图 1—1 快速渗滤土地处理系统的水力途径(据 USEPA,1981)

本世纪 90 年代，越来越多的国家开始纠正上述偏差，鼓励研制和发展污水处理的“革新技术”和“代用技术”，促使污水处理技术向水回收和污水资源化的方向发展。在这种新的形势下，污水土地处理系统再次得到重视，RI 系统的作用也得以重新认识和评价。

研究表明，RI 系统不仅设备简单，操作管理方便，耗能少，费用仅有常规二级处理的 $1/2$ — $1/10$ ，而且净化效果良好，净化水质可达二级以上处理水平(Tomson, et al.,1985)。于是，RI 系统在欧美国家开始兴起并迅速普及。仅美国，其 RI 场地于 1981 年就达 320 个，1987 年进一步发展到 1000 余个，各种不同形式的污水土地处理系统的总

数高达 3400 余个, 占全部污水处理系统的 10%—20%。^①美国环保局于 1981 年和 1984 年正式编制出版了《城市污水土地处理工艺设计指南》(USEPA, 1981)及其续补本 (USEPA, 1984), 有效地促进了 RI 系统的研究和发展。

除美国之外, 澳大利亚(Mathew, 1982)、以色列(Idelouich Michail, 1985)、埃及(Crites, 1985)、英国、瑞典和南非(Boxter and Clark, 1984)、荷兰(Bouwer, 1985)和德国(Boll and Kayer, 1987)等国家均有营建 RI 系统的报道。原苏联甚至在其国家污水设计规范中特别规定, 在中小城市一般不采用人工生物处理方法, 鼓励污水土地处理系统的发展(高拯民等, 1991)。

在我国, “六五”期间开始对 RI 系统进行应用性研究;^②“七五”期间, 国家环保局组织了庞大的技术队伍, 进行了大规模的污水土地处理技术联合攻关, 分别在沈阳、天津、北京及昆明等地建立了各种污水土地处理形式的示范工程, 取得了大量的研究成果及运行管理经验(高拯民等, 1991)。目前, 已有新疆、河南、山东等地的 RI 实用工程正在营建或已试运转。可以预计, 随着我国经济的发展, 水环境问题的日益突出, 污水 RI 处理技术必将在我国得到迅速发展。

三、快速渗滤土地处理系统的净化功能

RI 系统的净化功能取决于污水中的主要污染因子(参数)与土地系统之间的相互作用。一般认为, 主要污染因子的去除机制是: 悬浮固体经过滤; 重金属经吸附和沉淀; 磷经吸附和沉淀; 氮经吸附、硝化和反硝化作用; 病原体经过滤、吸附、干燥、辐射和吞噬; 有机物经挥发、生物和化学降解等作用而分别被去除。

(一) 悬浮固体(SS)

RI 系统对悬浮固体具有很强的去除能力。一般来说, 城市污水中的悬浮固体多为可降解的有机物, 经不同程度的预处理之后, 进入 RI 渗滤池的污水中悬浮物浓度大致为 30—350 mg/L, 出水浓度一般小于 10 mg/L。

过滤是 RI 系统对悬浮固体的主要去除机制。大于孔隙直径的悬浮固体不仅本身难于通过土壤表层, 而且在累积形成一定厚度后, 反过来又会进一步限制更小直径的悬浮固体进入系统内部, 形成所谓的滤饼(Cake Filter)效应(Chang and Page, 1985), 导致 RI 系统对悬浮固体的良好去除。

滤饼效应具有去除悬浮物的有利一面, 也有限制水力负荷的不利一面。所以, 在滤饼达到一定厚度时, 应当停止淹水, 进入落干期, 使滤饼经受干燥和氧化作用而分解。合理选择水力负荷周期, 可使系统的渗透性在落干期内基本恢复, 否则, 每淹水若干次, 即需人工清除土壤表面(Rice, 1974; Treweek, 1985)。

(二) 生化需氧量(BOD₅)和化学需氧量(COD)

RI 系统对可生化降解有机物的去除十分有效, BOD₅ 的去除率一般都在 90% 以上,

^①国家环保局科技处, 1987, 试论城市污水土地处理系统在我国的发展前景。

^②北京市环保研究所, 1985, 北京市高碑店污水系统污染综合防治研究总报告, 国家科技攻关项目, (65)37—1(1)。

系统的运转不受 BOD_5 负荷的制约(USEPA, 1981)。

RI 系统对于 COD 同样有着良好的去除效果。经验表明, 经良好微生物驯化的 RI 场地可接纳 $11200 \text{ kg} / \text{ha} \cdot \text{a}$ 的 COD 负荷(高拯民等, 1991)。所以, 对于城市污水的 RI 工艺, BOD_5 和 COD 均不属限制性设计参数。所谓限制性设计参数, 指主要按其进行工艺设计时, 其它参数可同时得到相应的控制。

关于有机物的去除机制, 普遍认为主要是由于生物降解作用。但这种作用如何发生, 是主要发生于厌氧、兼氧环境, 还是好氧环境; 是主要发生于剖面的表层还是深部(涉及到工艺设计及工程运行时对地下水埋深的控制), 目前还没有见到过专门的报道, 著者将在第四章对此进行专门讨论。

(三) 重金属

典型城市污水中的重金属含量一般很低, 甚至低于饮用水标准。重金属在进入 RI 系统之后, 它们与粘土矿物、金属氧化物及有机质产生表面反应, 主要是吸附(物理吸附及化学吸附)和沉淀反应, 使重金属截留在土层里, 很难向土壤深部迁移。据 Chang 和 Page (1985)的研究, Whitter Narrows RI 场地在 1963—1980 间, 二级城市污水入渗了 83 m 之后, 重金属基本积累在土壤表层 60 cm 厚的剖面上, 没有向下迁移的趋势。所以, RI 系统对于重金属的去除是十分有效的。对于城市污水而言, 金属元素不会成为 RI 系统设计的限制性参数。对于特殊工业废水, 某些金属的含量如果偏高, 则需特殊考虑。

(四) 氮

氮是城市污水 RI 土地处理系统中最为关键的限制性设计因素。城市污水中的氮主要以有机氮和铵态氮两种形式存在, 经常规一级处理或污水在地表经较长距离的明渠流动之后, 绝大部分氮呈铵离子形式。铵态氮在 RI 系统中主要经历以下几种作用:

1. 挥发作用

$\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在水溶液中存在下列平衡关系(Lance, 1972):



$$K = [\text{NH}_4^+][\text{OH}^-] / [\text{NH}_3] = 1.85 \times 10^{-5} \quad 25^\circ\text{C} \quad (1-2)$$

当水溶液中的 pH 值较大时, (1-1)式的反应主要向右端进行, 较多的氮以气态形式(NH_3)存在, 并由于挥发作用而逸入大气。

据 Bouwer 和 Rice(1984)的研究, 城市污水的 pH 值一般为 7.5—8.0, 当温度为 25°C 时, 由(1-2)式可算得, NH_3 只占铵氮总量($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$)的 1.7—5.1%, 所以其挥发作用微弱。但是, 当污水在地表滞留时间过长, 水中藻类生长明显时, 由于光合作用对 CO_2 的吸收, 污水的 pH 值将会有所升高(甚至大于 9), 此时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的挥发作用将会增强。

2. 吸附作用

土壤颗粒表面绝大多数带负电, NH_4^+ 很容易受到土体的吸附。评价土的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 吸附能力, 可以采用等温吸附试验法。常见的等温吸附方程有线性和非线性两种形式。常用的方程如下:

$$\text{线性方程:} \quad S = a + K_d C \quad (1-3)$$

$$\text{非线性弗里因德里克(在 Freundlich)方程:} \quad S = KC^n \quad (1-4)$$

$$\text{非线性兰米尔(Langmuir)方程:} \quad S = S_m KC / (1 + KC) \quad (1-5)$$

式中： K 和 C 分别为平衡状态下固、液两相的溶质浓度(ppm)；

K_d 为分配系数(L / kg)；

a 、 K 和 n 分别为有关常量，当 C 值很小或在砂土中吸附时，有人认为 $n \rightarrow 1$ (钟佐荣，1990)；

S_m 为最大吸附量(ppm)。

(1—3)和(1—4)式的最大特点是形式简单，因而较为常用(Enfield, 1981; Van Genuchten, 1974)，尤其是 $a = 0$ 或 $n = 1$ 的线性吸附模式，广泛用于各种涉及吸附的溶质运移模型中(Lai and Jurinak, 1972; Cleary, 1973; Marino, 1974; Stollenwerk, et al., 1985)，但也有采用(1—5)式的报道(Tagmets and Sternberg, 1974)。究竟采用何种形式，应当通过试验确定。

测定等温吸附方程时，一般不考虑其它阳离子的竞争吸附，即试验只在含有单一溶质的溶液中进行。Lai (1978)认为，当几种离子在溶液中并存，且浓度均不是很大时，不考虑其它阳离子竞争吸附的假设可以成立。

除了等温平衡吸附之外，还有人试图从动力吸附的角度来研究 NH_4^+ 在土壤中的吸附过程，其中 Van Genuchten (1981)的模式具有一定代表性，可表示为：

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{n}{\rho_b} K_1 C - K_2 S \quad (1-6)$$

式中： n 和 ρ_b 分别为土的体积含水量($\text{cm}^3 / \text{cm}^3$)和容重(g / cm^3)；

K_1 和 K_2 为动力吸附和解吸常数(1 / d)；

C 和 S 分别为溶质的液相和固相浓度(ppm)；

t 为作用时间(d)。

Cameron 和 Klute(1977)以此为基础，进一步提出了复合吸附模型。他们认为，从实用角度，土的吸附点可以认为是由瞬时吸附和非瞬时吸附两类吸附格位共同组成，前者相当于平衡吸附，后者相当于动力吸附，二者相互独立，互不干涉。于是便有：

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial S_1}{\partial t} + \frac{\partial S_2}{\partial t} \quad (1-7)$$

$$\frac{\partial S_1}{\partial t} = K_1 \frac{n}{\rho_b} C - K_2 S_1 \quad (1-8)$$

$$\frac{\partial S_2}{\partial t} = K_3 \frac{n}{\rho_b} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1-9)$$

其中： S_i 和 S_2 分别为非瞬时吸附和瞬时吸附量(ppm)；

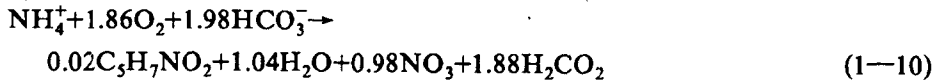
K_3 为瞬时吸附常数(无量纲)；

其它附号同上。

3. 生物硝化作用

铵盐生物氧化成亚硝酸盐，亚硝酸盐进一步氧化成硝酸盐的作用称为生物硝化作用(SSA, 1962)。常见细菌属自养型，细胞合成所需能量可从无机碳源(如 CO_2 、 HCO_3^- 等)直接获得，适宜于好氧环境(Ruane and Krenkel, 1978)。

按照硝化作用的定义， $\text{NH}_4\text{-N}$ 转化成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 要出现 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的中间过程。但 Ardakani 等(1974)利用土柱研究时发现，无论在土柱的任何深度， $\text{NH}_4\text{-N}$ 的减少量总是和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的增加量大致相等， $\text{NO}_2\text{-N}$ 的含量始终很小。Mcrrill 和 Dawson(1967)在对 116 个各种类型土样进行硝化试验时观察到，除 24 个土样未测到 $\text{NO}_2\text{-N}$ 或 $\text{NO}_3\text{-N}$ 外，其它 92 个样品中有 76 个服从 $\text{NO}_2\text{-N}$ 很小或迅速转变成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的模式。所以，从实用角度来看， $\text{NH}_4\text{-N}$ 转变成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 可以看作是一个过程。若以 HCO_3^- 作为碳源，则有：



(1-10)式表明，1 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ 完全转变成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 需耗氧 4.25 mg，消耗碱度 7.07 mg(以 CaCO_3 计)。如果土中缺氧或没有足够的碱度，硝化作用会急剧变缓乃至停止。

温度、含水量和营养质对生物硝化作用也具有较大的影响。一般认为(Mathew, 1982)，小于 5°C 或大于 50°C 时硝化作用不明显， $30-35^\circ\text{C}$ 为最佳温度；硝化菌即使在非常干燥条件下亦能生存，但最佳湿度为土壤最大持水量的 $2/3$ ；硝化菌生长所需少量的 Mg、Ca、P 和 Fe、Mo、Co、Cu、Zn 等元素，一般城市污水均能满足。

至于反应的动力学形式，有人认为应服从零级反应(Sabey, 1959)，有人认为应服从一级反应(Milta, et al., 1974)，更多的作者(Ardakan, et al., 1973, 1974; McLaren, 1971)则支持采用 Michaelis-Menten 方程。

$$(a) \text{零级反应：} \quad S - S_0 = -K_0 t \quad (1-11)$$

$$(b) \text{一级反应：} \quad \ln S - \ln S_0 = -K_1 t \quad (1-12)$$

$$(c) \text{Michaelis-Menten 方程：} \quad K_m \ln \frac{S}{S_0} + (S - S_0) = -K m t \quad (1-13)$$

式中： S_0 和 S 分别为 $\text{NH}_4\text{-N}$ 在土中的初始和某时刻 t (d)时的浓度(ppm)；

K_0 和 K_1 为零级和一级反应常数(ppm / d, 1 / d)；

K 为 Michaelis-Menten 反应常数($\text{mg} / \text{细菌数} \cdot \text{d}$);

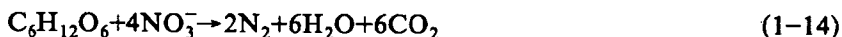
K_m 为饱和常数。Mathew(1982)建议取 $K_m = 8(\text{ppm})$;

m 为土壤中的生物量(细菌数 / kg)。

4. 生物反硝化作用

硝酸盐氮被还原成气态氮(N_2 , N_2O)的过程称为反硝化作用(SSA, 1962)。

参与反硝化作用的细菌有自养和异养两种类型, 但以异养型为主(Stanford, et al., 1975)。其细胞合成所需的能量主要来自于有机源, 适宜于厌氧环境。假定碳源为葡萄糖($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), 则反硝化作用可以表述为(Lance, 1972):



上式表明, 1 mg 的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 完全转化为分子氮, 至少需要 1.3 mg 的有机碳。考虑到有机碳源间的差别, 美国环保局建议(USEPA, 1984), 用于 RI 系统的污水至少应保证 $\text{C} / \text{N} \geq 2$ 。Crites(1985)则从更为实用的角度提出了 $\text{BOD}_5 / \text{N} \geq 3$ 的建议。

至于生物反硝化作用的动力学形式, 目前没有统一看法。Stanford 等人(1975)在对 30 余种土的反硝化试验资料整理后认为一级反应比零级反应更能解释试验。Foch 和 Joseph(1973)则认为, 若土中的有机碳源充足, 反硝化服从 Michaelis-Menten 方程。Ardakani(1975)和 Kohl 等人(1976)也分别发现, 采用 Michaelis-Menten 方程能更好地解决其反硝化模型与试验资料之间的吻合问题。

为了解决上述分歧, Philips 等人(1978)对试验方法本身进行了考察和分析。他们发现, 当试验在小剂量试管中进行时, 土中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的减少必将引起上覆淹水水层中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 向样品内部扩散, 而这部分氮原本是不列入计算的。如果对这部分量进行校正, 则反硝化遵循零级反应。Mathew(1982)认为, 这种分析和验证充分, 生物反硝化作用应按零级反应考虑。著者支持这种意见。

总之, 氮在 RI 系统中的良性去除, 主要是吸附、硝化和反硝化联合作用的结果。如果在某个淹水期进入系统中的氮能完全被土壤介质所吸附, 在落干期经受较为充分的硝化作用, 并在下一个淹水期由于反硝化作用而基本还原成气态氮, 则氮在 RI 系统中即可得到良好的去除。但是, 由于氮的去除过程过于复杂, 涉及因素较多, 加之缺乏有效的理论来具体指导, 世界各地 RI 场地中城市污水的氮去除率差别很大, 一般为 50%—80%, 本书第二章将对氮去除问题作进一步讨论。

(五) 磷

磷在城市污水中主要呈 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的形式。由于 RI 场地一般不种植作物, 不存在作物对磷的吸收, 磷在 RI 系统中的去除主要受化学作用控制, 粘土矿物颗粒表面的氧化膜和氢氧化膜中的 Fe、Al、Ca 均可与 $\text{PO}_4\text{-P}$ 相结合而产生沉淀。沉淀反应的速度一般比较慢, 磷在土中可以先被吸附, 而后完成缓慢的沉淀过程。由于 PO_4^{3-} 属阴离子, 不易受到吸附, 和其它污染因子相比, 磷在 RI 系统中的去除通常需要较长的渗滤路径(Bouwer, et al., 1980; Crites, 1985)。

根据各地的经验, 美国环保局推荐采用下式预测 RI 系统对磷的去除(USEPA, 1984):

$$C_x = C_0 e^{-Kt} \quad (1-15)$$

$$t = nx / v \quad (1-16)$$

式中： C_0 为投放污水中的总磷浓度(mg / L)；

C_x 为沿流线运移至 x 处的渗滤水总磷含量(mg / L)；

K 为反应速度常数，pH 为中性时， $K = 0.002 / h$ ；

x 为水质点沿流线的迁移距离(cm)；

t 为水质点沿流线的运移时间(h)；

n 为土的体积含水量(cm / cm)；

v 为淹水期内的污水入渗速率(cm / h)。

由于中性条件下磷的沉淀速率最小，多数土的 K 值将大于 $0.002 / h$ ，所以采用(1—15)式评价除磷效果偏于保守。一般来说，在距渗滤池非常局限的范围内即可达到磷去除的满意效果(Bouwer, 1985)。

(六) 病原微生物

在 RI 系统中，个体尺寸较大的原生动物和蠕虫可以由于过滤作用即得以明显的去除。细菌的直径多在 $0.5—5 \mu m$ ，其去除主要通过机械过滤作用以及部分的吸附作用。病毒的直径更小，多为 $0.22—0.25 \mu m$ ，其去除几乎完全借助于土壤的吸除作用。病原微生物的死亡主要发生于落干期，源自环境的干燥，光线辐射和生物间的吞噬作用(Fetter, 1974; Matthess, et al., 1985; Gerba and Goyal, 1985)。

据国外经验(钟佐荣, 1987)，在渗滤池表层积累有一定含量的泥质沉积物后，污水在土中迁移 10cm 可去除 90%—99% 的病毒。

对于粪便大肠杆菌，RI 系统可去除其初始含量的 2—3 个数量级，渗滤途径越长，去除效果越好。表层形成一定堵塞后，粪便大肠杆菌的去除效果更为有效，但其死亡机制需要进一步研究。在美国的 Flushing Meadows RI 场地(Bouwer, et al., 1974)，系统初期运转时，在 6 m 和 9 m 深的地下水水质监测井中，时常发现粪便大肠杆菌，运行数周后含量降低至零值(背景值)，偶而出现 100 / 100ml 的峰值浓度。而在距渗池 90 m 远的监测井中，粪便大肠杆菌从未检出。

(七) 无机元素和盐

RI 系统对于总溶解固体(TDS)的去除能力很弱，由于蒸发作用和土中盐类的溶解，净化水中的总溶解固体含量有时略大于污水(Bouwer, 1985)。城市污水中的总溶解固体含量一般不是很高，硼、硒、砷、硫、钾、钠等以及由这些元素构成的络合物，通常不会成为 RI 系统的限制性设计参数。只有当污水中钠的含量相对较高时，由于交换性钠的增加，有可能引起土中的粘粒膨胀，从而降低土的渗透性。

(八) 微量有机物

微量有机物大多无色、无味、无嗅，不易为人的感官所发现，并且其种类繁多，分析方法复杂，研究十分困难。Crites (1975) 在对一些资料整理后认为，RI 系统对于微量有机物的去除同样有着良好的效果，去除机制包括挥发、吸附、生物降解和化学降解等多种

作用。然而,这种研究毕竟只是初步的。目前几乎在所有的水域(包括公共饮用水)中均不同程度地发现了这一类物质(Chang and Page, 1978),如何有效地将各种微量有机物进行分离和测定,并研究其对人类健康的影响,已经成为整个水环境科学所面临的重要课题。

由于卤代烃有致癌的危险,所以 RI 系统的预处理过程一般不加氯消毒,以免对系统形成卤代烃的负荷(USEPA, 1981)。对于含有卤代烃的工业废水,则应进行精心的 RI 系统水文地质设计,以保证绝大多数的渗滤水处于完全可控的范围之内。

四、快速渗滤土地处理系统的水文地质条件

水文地质条件是 RI 系统能否正常运转的关键因素。根据国外的实践,凡是未能成功运转的 RI 系统,问题多出在水文地质条件方面(Reed, 1985)。RI 系统的水文地质条件包括:包气带的岩性、渗透性、吸附性、 CaCO_3 含量、pH 值以及包气带的岩性结构;含水层的厚度、分布范围和空间结构;地下水流速及流向以及与相邻含水层和邻近地表水体之间的水力联系和动态等。

(一) 包气带

RI 场地的包气带必须具有良好的渗透性,粘粒和粉粒的含量不得大于 10%,粘性土透镜体在包气带中所占的(体积)比例,同样不应超过 10%(USEPA, 1984)。另一方面,为了保证包气带土具有一定的阳离子交换容量(CEC),岩性又不能过粗,最好含一定数量的粘土矿物和有机质,以利于通过吸附去除污染物。过粗或过细的岩性均不利于 RI 工艺运行,较为理想的岩性是中细砂、细砂和粉细砂。

关于土的阳离子交换容量,有人认为当包气带的渗透性大于 1 m/d 时,土的 CEC 值只有大于 5 meq/100g ①,才能有效地除氮(Mathew, 1982)。然而,著者的研究表明,土的吸附性能随系统的运转可以得到改善,阳离子交换容量较小($2-4 \text{ meq/100g}$)的土仍然适于 RI 系统,详见第二章。

从氮去除的角度来看,土的 pH 值最好大于 7。并且,由于硝化作用产生 H^+ ,使介质 pH 值降低。因此,土中应含有一定数量的 CaCO_3 ,以便起到中和作用,从而保证生物硝化作用的彻底进行。

包气带的厚度或潜水的埋深应大于 1.2 m 。包气带太薄不利于污染物的净化,也缺乏回灌空间,影响渗滤速度。包气带的剖面岩性最好是均质的,并应尽量避免粘性土透镜体。如果存在较为连续分布的粘性土层,即使其厚度仅有数厘米,亦应设法避开或开挖剥离,否则不能作为 RI 场地。对于层状非均质的包气带,为了避免深层堵塞,以选择上细下粗的水文地质结构为佳。

(二) 含水层的水文地质条件

污水入渗以后,渗滤池的下方将形成地下水丘。为了防止地下水丘顶托阻水,影响入渗速率,必须查明含水层的水文地质条件,合理排水,使地下水丘以上的毛细水带前缘距渗滤池底面的距离始终大于 0.6 m (Bouwer, 1976)。为此,潜水的埋深起码应为

① meq/100g 为质量当量浓度单位, $x \text{ meq/100g} = \frac{1}{Z} x \text{ mmol/100g}$ (其中 Z 为该离子的价数)

1.2 m(USEPA,1981)。否则,排水的难度将相应增大。

潜水含水层埋深越大,容纳净化水的能力就越强。但是,如埋深太大,必须用井回收净化水,这样,除排出净化水外,也排出部分天然地下水,增加了 RI 系统的运行成本。一般而言,地表水以下至第一个隔水层顶面之间的距离为 3—5 m 时,可用地下暗管排水,这样的 RI 系统运行费用较低,同时不会排出过多的天然地下水,它属 RI 系统的理想条件。

潜水含水层的隔水底板必须分布稳定。在 RI 系统的水力途径范围之内,接受净化水的潜水含水层与下伏含水层之间最好不存在天窗式水力联系,隔水层的岩性最好为粘土或亚粘土。

如潜水含水层补给邻近地表水体,在条件允许的情况下,应尽量采用如图 1—1(c)所示的 RI 系统水力途径形式。

五、快速渗滤土地处理系统工艺设计的一般程序

RI 系统的工艺设计分初步设计和最终设计两个阶段。初步设计阶段的工作大致包括以下基本程序:

(1)根据污水的性质,处理的标准和 RI 的一般工艺特征,确定污水的 RI 工艺限制性设计参数。从理论上讲,污水的限制性设计参数和污水的主要污染因子往往不一致。如 BOD_5 可以是污水的主要污染因子,但它并不是 RI 工艺的限制性设计参数。然而从实用的角度,为了确保达到污水的处理目标,在确定 RI 工艺的限制性设计参数时,应尽可能使其和污水的主要污染因子保持一致。

(2)场地的调查与评价。根据污水的限制性设计参数和场地的水文地质条件,初步评价 RI 系统的可行性。

(3)确定系统的水力途径。根据场地的水文地质条件,初步选定系统的水力途径。其参考模式如图 1—1 所示。

(4)预处理过程。根据污水的特征、处理目标及 RI 工艺特性,确定污水的预处理程度及预处理方法。

(5)系统参数。初步确定水力负荷和水力负荷周期;结合地形和水文地质条件,设计渗滤池的平面布局;计算所需土地的面积。

(6)排水和回收系统的初步设计。

(7)监测和管理系统的初步设计。

(8)经费的初步概算。

进行初步设计的目的,主要是为了使 RI 工艺和其它污水处理工艺相比较,从技术、经济和社会等多个角度评价 RI 工艺的可行性。该阶段内所需的资料以收集为主。

最终设计阶段的工作程序与初步设计大致相同,但工作的目的、方法和精度明显不同。比如,“场地调查与评价”在初步设计阶段属水文地质普查性质,资料以收集为主,只需对场地的水文地质条件作出一般性评价;在最终设计阶段则属水文地质详查性质,资料以实际勘查为主,必须对场地的各项水文地质条件作出具体明确的评价。

为了准确评价水土相互作用的结果,合理设计水力负荷、水力负荷周期以及占地面积

等参数，并有效地指导未来 RI 系统的运行，在最终设计阶段，除必须进行各项室内研究和野外调查之外，还应进行必要的土柱试验研究和现场中小型工程试验研究。

快速渗滤土地处理系统工艺设计的一般程序示于图 1—2。

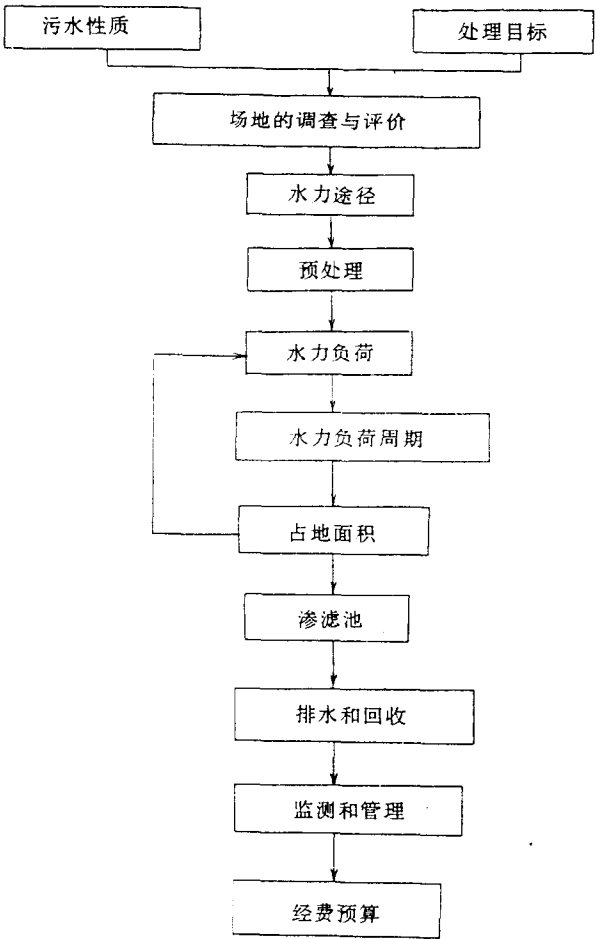


图 1—2 RI 工艺设计的一般程序
(据 USEPA(1981))