

城市污水自然生态处理与 资源化利用技术

孙铁珩 李宪法 主编
宋玉芳 李培军 荆一凤 副主编



化学工业出版社
环境·能源出版中心

·北京·

(京)新登字 039 号

图书在版编目 (CIP) 数据

城市污水自然生态处理与资源化利用技术/孙铁珩,
李宪法主编. —北京: 化学工业出版社, 2005. 6
ISBN 7-5025-7431-X

I. 城… II. ①孙…②李… III. ①城市污水-污水
处理②城市污水-废水综合利用 IV. X703

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2005) 第 074673 号

城市污水自然生态处理与资源化利用技术

孙铁珩 李宪法 主编

宋玉芳 李培军 荆一凤 副主编

责任编辑: 管德存 徐娟

责任校对: 王素芹

封面设计: 胡艳玮

*

化学工业出版社 出版发行
环境·能源出版中心

(北京市朝阳区惠新里 3 号 邮政编码 100029)

购书咨询: (010)64982530

(010)64918013

购书传真: (010)64982630

<http://www.cip.com.cn>

*

新华书店北京发行所经销

北京永鑫印刷有限责任公司印刷

三河市延风装订厂装订

开本 787mm×1092mm 1/16 印张 17 $\frac{3}{4}$ 字数 471 千字

2006 年 1 月第 1 版 2006 年 1 月北京第 1 次印刷

ISBN 7-5025-7431-X

定 价: 48.00 元

版权所有 违者必究

该书如有缺页、倒页、脱页者, 本社发行部负责退换

前 言

我国是世界上 13 个贫水国家之一，日趋严重的水污染进一步加剧了水资源短缺的矛盾。因地制宜地将污水自然处理与人工处理结合起来，实现污水资源化利用，是解决我国水资源短缺和水污染矛盾的最有效途径之一。污水土地处理系统（LTS）是将污水有控制地投配到土地上，通过土壤-植物-水系统中物理、化学和生物过程，使污染物得以净化，而营养物质和水得到再次利用的无害化与资源化处理技术。污水稳定塘系统由若干自然或人工挖掘的池塘组成，通过菌藻作用或菌藻、水生生物的综合作用而实现污水的净化，塘中生长的水生生物和净化后的水可以作为资源而重新得到利用。

本书以中国科学院沈阳应用生态研究所、中国环境科学研究院、北京市环境保护科学研究院、天津市环境保护科学研究院、华南环境科学研究所、广州市环境保护科学研究所、北京建筑工程学院等单位多年来在污水生态处理和资源化利用领域所取得的研究成果为基础，特别结合国家重点研究发展计划（2004 CB 418503）、国家自然科学基金重点项目（20337010）以及沈阳大学沈阳环境工程重点实验室基金等项目的科研进展，吸收近年来国际上污水生态处理与资源化利用的研究成果，并参考国内外有关污水生态处理与资源化利用专著编写而成。本书是对国内污水资源化生态工程研究的全面、系统的总结，有助于推动我国在该领域研究成果和技术的推广。

本书分上、下两篇，共 18 章。上篇为城市污水资源化土地处理技术，共 9 章。第 1~3 章介绍了我国污水处理的现状，污水资源化基本概念，阐述了污水资源化的基本内涵，土地处理的基本类型和工艺设计特征；第 4、5 章对污水土地处理系统中污染物的净化效率与生态效应进行详细论述；第 6~8 章为土地处理的效益分析与适宜性评价等方面内容；第 9 章为技术应用实例，包括各种类型实用规模土地处理系统的应用情况。上篇各章作者分别为：第 1 章，李秀颖、郑森林、孙铁珩；第 2 章，宋雪英、邢贵洋、宋玉芳；第 3 章，宋雪英、宋玉芳、孙铁珩；第 4、5 章，尹炜、李培军；第 6 章，郑森林、李秀颖、孙铁珩；第 7、8 章，张微、刘淼、宋玉芳；第 9 章，杨春璐、孙铁珩。

下篇为城市污水资源化处理的稳定塘技术，共 9 章。第 1~4 章介绍了稳定塘的工艺原理、类型、系统设计和国内外发展情况；第 5、6 章介绍了稳定塘的综合利用和计算机辅助设计；第 7、8 章介绍了一些新型的稳定塘技术及应用实例；第 9 章对稳定塘的运行管理做了简要说明。下篇各章作者分别为：第 1 章，

荆一凤；第2章，向连城；第3章，吴卓；第4章，李俊奇、吴俊奇；第5章，边嘉敏、胡必彬、江有才、金中；第6章，曹秀芹；第7章，汪慧贞；第8章，边嘉敏、金中、胡必彬；第9章，荆一凤。

除此之外，宋玉芳研究员还在本书的统稿、内容增删以及最后定稿等方面做了大量的工作，全书最后由孙铁珩、李宪法主编定稿。

从国外的污水生态处理的发展历史可见，城市污水资源化处理系统，因其经济的合理性及污水中营养资源的充分利用，已取得了很大发展，特别是在土地辽阔、环境容量大的国家，推广应用潜力很大。国外也有很多实用工程，例如瑞典的污水回灌回收工程，系统的维护和操作非常简便，投资省，处理效果好。加拿大、波兰、德国等许多国家也在积极研究和大力推行城市污水资源化处理与利用。国外的这些经验值得借鉴。未来的水资源概念应包括可利用的污（废）水资源。

我们殷切希望广大读者和有关专家对本书提出批评和进一步的改进意见，为促进污水生态处理和资源化利用技术在中国的推广和应用做出贡献。

编者

2005年2月

目 录

上篇 城市污水资源化土地处理技术

1	总论	1
1.1	我国水资源现状	1
1.2	我国城市污水处理现状	2
1.3	城市污水的无害化、资源化生态学处理	3
1.4	城市规模与城市污水处理模式选择	8
1.5	污水土地处理的发展与应用	9
1.6	我国污水土地处理的潜力与发展战略	12
1.7	国外污水土地处理的发展现状	14
2	土地处理系统规划与设计	16
2.1	土地处理系统概述及工艺性能	16
2.2	土地处理系统的场地规划与调查	20
2.3	场地规划程序	28
2.4	土地处理系统的净化功能与同化容量	36
2.5	污水土地处理分类与技术特征	41
2.6	土地处理系统水质要求与预处理要求	44
2.7	污水的再利用与排放	47
3	土地处理系统的设计	48
3.1	慢速渗滤土地处理系统	48
3.2	快速渗滤土地处理系统	53
3.3	地表漫流土地处理系统	60
3.4	湿地土地处理系统	64
3.5	地下渗滤土地处理系统	70
3.6	联合土地处理系统	74
4	污水土地处理系统中的污染物	75
4.1	城市污水中的有机污染物	75
4.2	有机污染物在土地处理系统中的迁移与归宿	79
4.3	若干优先有机污染物的生态行为及其风险评价	91
4.4	土地处理系统中重金属的土壤环境容量	97
4.5	土壤中的重金属	100
4.6	土地处理系统中重金属总量的控制	106
4.7	重金属与土壤微生物生态活性	107
4.8	土壤重金属的主要生物学指标和临界含量	108

4.9	重金属复合污染效应	110
5	污水土地处理系统的环境影响和生态效应	115
5.1	土地处理的环境影响评价和控制对策	115
5.2	土壤与水体环境效应	115
5.3	农产品的生物学影响	125
5.4	对人体健康的影响	128
5.5	对地下水的影响	128
5.6	地下水水质评价	128
5.7	地下水背景调查及污染现状调查	129
5.8	地下水水质影响评价数学模型	132
5.9	模型验证及其对地下水影响的预测	135
6	土地处理的效益分析	138
6.1	土地处理的效益分析法	138
6.2	土地处理的费用函数	139
6.3	土地处理同常规处理的比较	140
6.4	土地处理的社会与环境效益	141
6.5	实地规模土地处理系统效益分析	142
6.6	生态环境效益综合指标体系及长期安全运行	143
7	城市污水土地处理适宜性评价系统	155
7.1	适宜性评价原则	155
7.2	土地处理系统评价体系的建立	155
7.3	LTS 适宜性评价系统知识库设计	157
7.4	LTS 适宜性评价系统推理及设计	162
7.5	LTS 适宜性评价系统的“人-机”接口设计	162
7.6	LTS 工艺参数的计算机辅助设计	162
8	地理信息系统在土地处理系统中的应用	166
8.1	地理信息系统概述	166
8.2	地理信息系统的应用	168
8.3	影响 LTS 应用的地域因素	170
8.4	我国北方地区的地理特点及适宜性分析	171
8.5	北方地区进行 LTS 研究的分区特征描述	173
9	污水土地处理系统的应用实例	176
9.1	天津城市污水湿地处理系统	176
9.2	白泥坑人工湿地处理系统	181
9.3	霍林河森林型慢速渗滤污水土地处理系统	186
9.4	沈阳工业大学地下渗滤工程	190
9.5	新疆阿图什城市污水土地处理工程	193
	参考文献	198

下篇 城市污水资源化处理的稳定塘技术

1 绪论	199
1.1 工艺原理	199
1.2 稳定塘分类	201
1.3 国内外发展概况	201
2 稳定塘系统设计	204
2.1 设计基础资料	204
2.2 进出水水质标准	205
2.3 塘系统及其优化	205
2.4 预处理	208
2.5 选址及总平面图	210
2.6 高程设计及流程纵断面图	212
2.7 技术经济分析	213
3 各类稳定塘工艺设计	216
3.1 厌氧塘	216
3.2 兼性塘	218
3.3 好氧塘	221
3.4 曝气塘	223
3.5 深度处理塘	226
3.6 控制出水塘	227
3.7 储留塘	230
4 塘体及附属设施	231
4.1 塘体设计	231
4.2 防渗设计	233
4.3 附属设施	235
5 塘系统节能及综合利用	237
5.1 风能曝气	237
5.2 季节性间歇曝气	238
5.3 综合生物塘	239
5.4 水生植物利用	241
6 稳定塘计算机辅助设计	245
6.1 稳定塘计算机辅助设计概述及硬件	245
6.2 稳定塘计算机辅助设计程序	245
6.3 稳定塘计算机辅助设计工程制图	247
6.4 稳定塘工程数据库	248
6.5 稳定塘工程的人工智能	249
6.6 稳定塘软件开发	251
7 新型稳定塘实用技术	253

7.1	新型曝气塘	253
7.2	超深厌氧塘	255
7.3	活性藻系统	258
7.4	移动式曝气器曝气塘	259
8	国内应用实例	262
8.1	天津汉沽稳定塘	262
8.2	深圳布吉稳定塘	264
8.3	齐齐哈尔稳定塘	266
8.4	鄂州鸭儿湖稳定塘	267
9	稳定塘运行管理规程	269
9.1	日常运行	269
9.2	采样及水质测定	270
9.3	季节性管理	270
9.4	设施维护	271
9.5	超负荷应急措施	272
9.6	环境影响及对策	273
9.7	安全生产与绿化	273
	参考文献	275

上 篇

城市污水资源化土地处理技术

1 总 论

1.1 我国水资源现状

水是人类赖以生存和发展的基本条件，它对于人类文明和进步起至关重要的作用。随着世界人口的不断增长和工农业的迅速发展，人类对水资源的需求量日益增加。由于水资源利用与水量分布的不平衡，水资源的不合理开发及浪费，导致我国的水资源环境问题严重。

我国是一个水资源匮乏的国家，河川年径流总量为 27115 亿立方米，占世界总径流量的 6.8%，居世界第 3 位。人均径流量不到 3000m³，仅为世界平均值的 1/4。我国的水资源地区分布极不平衡，导致许多地区出现水资源短缺现象。东部地区（大兴安岭、阴山、贺兰山、乌鞘岭一线以东、以南，青藏高原以东地区）水资源比较丰富，而西北地区水资源严重不足。水资源南北分布差异也较大（见表 1-1），北方地区水资源贫乏，虽然土地面积占全国的 63.7%，耕地面积为全国的 62.2%，而水资源总量却只占全国的 20.11%，水资源短缺已成为制约经济发展的重要因素。

表 1-1 我国南北方水土资源对比

流 域	水 资 源 总 量		耕 地 面 积	
	/×10 ⁸ m ³	/%	/亿亩 ^①	/%
南方流域(4片)	21737	79.89	5.70	37.8
北方流域(6片)	5473	20.11	9.36	62.2
全国	27210	100	15.06	100

① 1 亩=666.7m²。

环境污染也是造成我国水资源紧张的另一个重要原因。目前，全国约有 1/3 的工业废水和大量的生活污水未经处理就直接排入江、河、湖、海，使水环境遭到严重的污染。许多河流已成了排污沟，许多湖泊富营养化严重，近 50% 重点城镇水质不符合饮用水标准，形成了污染性缺水问题。由此可见，如何使水资源得到保护，污水得到及时有效的处理并作为一种资源得到再一次的有效利用，已经成为我国面临的重要课题之一。

1.2 我国城市污水处理现状

20 世纪 70 年代以来,我国开始了水污染防治方面的工作,污水处理事业有较大发展(见表 1-2),但水污染恶化的局势未能得到有效控制,日趋严重的水污染不仅降低了水体的使用功能,而且加剧了水资源短缺的矛盾。例如全国 663 个城市中,有 400 多个城市常年供水不足,110 个城市严重缺水,直接造成工业产值的损失约为 2000 亿元/a,对我国的可持续发展战略带来了严重的负面影响。

表 1-2 1978~1994 我国城市污水处理发展情况

年 份	污 水 量		处 理 厂	处 理 量		处 理 率
				日处理能力	年处理量	
	$/(\times 10^4 \text{ m}^3/\text{d})$	$/(\times 10^8 \text{ m}^3/\text{a})$	/座	$/(\times 10^4 \text{ m}^3/\text{d})$	$/(\times 10^8 \text{ m}^3/\text{a})$	/%
1978	4.095		37	57.1		1.4
1980	5.345		37	59.4		1.1
1982	5.076		39	65.9		1.2
1984	6.173		43	88.3		1.4
1986	6.240		64	176.7		2.8
1988	7.164		69	197.0		2.7
1990	8.052		80	277.3		3.4
1991		197.4	87	316.5	7.61	3.9
1992		198.4	100	366.3	8.88	4.5
1993		198.1	108	449.4	10.81	5.5
1994		200.1	139	539.5	13.50	6.7

注:1978~1990 年,城市污水处理率按日处理污水能力计算,1991~1994 年按年污水处理量计算。

据 1994 年的统计,我国城市污水排放量的增长速度为 24 亿立方米/a,而污水处理的增长率仅有 1.1 亿~1.3 亿立方米/a,城市水环境呈总体恶化的趋势。2002 年,我国的废水排放总量为 439.5 亿立方米。按预测,到 2030 年我国仅城市工业废水和生活污水排放量就将上升到 885 亿立方米。

2002 年,全国污水排放量达 439.5 亿立方米,其中工业废水 207.2 亿立方米,生活污水 232.3 亿立方米,而全国污水处理能力只有 113.6 亿立方米/a,污水处理率仅为 34.23%。与发达国家相比,我国城市污水处理厂的建设严重滞后。美国平均每 1 万人就有一座污水处理厂,欧洲许多国家平均每 5000~8000 人就拥有一座污水处理厂,而在我国的城镇人口中,平均每 150 万人才拥有一座污水处理厂。2002 年生活污水处理能力每天约 2544 万立方米,2005 年城市污水集中处理率计划达到 45%,50 万人口以上的城市计划达到 60%以上。如果要达到这一目标,2005 年污水处理能力每天应为 5800 多万立方米。仅仅依靠污水处理厂处理污水,建造污水处理厂资金需求大,就我国国力还无法达到。大量的生活污水若得不到有效处理,必然对江、河、湖和海域造成严重污染。污水排放量大、处理率低是我国现阶段存在的主要环境问题之一。

在污水处理工艺方面,我国 80% 以上的城市污水处理厂采用活性污泥法。这些以去除 BOD 和 SS 为主要目标的活性污泥技术在我国城市生活污水处理方面起到了重要作用。但传统污水处理工艺对氮、磷的去除率相对不高,容易引起水体富营养化。随着我国对水环境质量要求的提高,国家《污水综合排放标准》(GB 8978—1996) 特别对出水氮、磷的要求提高,城市污水处理厂必须考虑氮、磷的去除问题。另一方面,生活污水和工业废水中新合成化学品比例增加,难降解有机污染物数量和种类的增加进一步增大了污水中氮、磷的含量,

现有的技术已经不能满足发展的需要，污水脱磷、除氮工艺亟待开发和应用。

1.3 城市污水的无害化、资源化生态学处理

1.3.1 污水资源化是解决我国水资源短缺的必由之路

我国是世界上 13 个贫水国家之一，人均水量仅为世界人均水平的 1/4，居世界 149 个国家的 110 位。全国城市每年缺水 60 亿立方米，日缺水量已超过 1600 万立方米，且呈继续扩大趋势。事实上，很多地区不是没有水，而是无可用水。据水利部组织的全国六大流域的入河排污口抽样调查，其中 80% 以上的污水未经处理直接排入水域，90% 以上的城市水域污染严重。全国因污染而不能饮用的地表水占全部监测水体的 40%，流经城市的河段中 78% 不适合作为饮用水源，50% 的地下水受到污染，64% 的人正在使用不合格的水源。因此水污染是造成多数城市缺水的重要原因。

解决水污染问题不能仅仅依靠常规处理技术。理论和实践均表明，传统的污水处理技术基建与运行费用高，我国目前的经济实力难以承受，即使普及二级常规处理，也远不能解决诸如水体富营养化等问题。目前，我国的污水治理大部分仅停留在单纯的水污染控制上，以此获取局部的经济利益与社会效益，而未达到全方位的水环境治理。所谓全方位的水环境治理，就是做到从单纯的水污染控制处理上升到水循环过程的治理，即做到人为的处理、利用与自然界的循环相融合。

为应对严峻的水环境污染问题，在未来的城市化建设过程中，对水资源利用政策以及污水治理与资源化等方面必须有本质的改变与升华：第一，改变对水资源概念的认识，不能仅仅认定现存的地面水、地下水为水资源，还应扩大到包括可利用的污（废）水资源；第二，污水治理技术的升华，即将多项治理技术集成，通过集成技术处理，使污水达到资源化的程度；第三，水资源利用政策上要充分体现出水再利用的调配水资源原则，不应片面强调取用新鲜水源与远距离调水，只有这样，才能使新建城镇周围的水体保持洁净，才能使已受污染的境内河流的水质逐渐得以修复，才能使我国的经济具有跨越式、追赶式可持续发展的能力；第四，城市污水资源化具有开源节流、减轻水体污染、改善生态环境、解决城市缺水的多功能作用。所以，污水资源化不仅仅针对我国北方或缺水地区，就是南方水资源较丰富的地区，也应将污水资源化纳入城市供水规划，否则，将有可能出现“人为缺水城市”。

所谓污水资源化，即将污水视为一种资源，通过各种处理技术，使其净化达到某种用水标准，从而实现大部分净化水的循环再利用，同时减少污水排放对环境造成不良影响的这样一个过程。通过实施污水资源化，实现水资源的重复利用，从而缓解水资源紧张问题。所以污水资源化是解决我国水资源短缺的必由之路。但是，我国的污水资源化利用率还很低，其中工业废水资源化利用率只有 60%，城市污水资源化利用率更低。而在一些发达国家，污水资源化程度相对较高，如以色列的城市污水资源化利用已经达到了 90%。

目前，我国城市污水二级处理率在不断提高。但是，仅靠污水二级处理仍不能完全实现污水处理无害化和资源化。我国政府自 1980 年以后，确定了根据我国国情与各地区的自然和社会经济情况，实行人工处理和自然处理并行的技术政策，在吸收与改进发达国家传统的污水人工处理技术同时，积极推行替代二级处理的氧化塘、氧化沟和土地处理等自然处理技术。实施污水处理无害化、资源化，处理与利用相结合，人工处理与自然处理并行的技术政策，是完全必要和符合国情的。具体可以从以下两点解释。

(1) 就污水水质而言，我国的城市污水基本上是生活污水与工业废水混合排放。其成分复杂多变，大体可以分为四类：①特殊的有毒污染物，包括生物难降解的人工合成的有机毒物、某些重金属元素以及某些致病微生物和病毒等；②营养物质，包括氮、磷、钾和某些微

量元素；③生物可降解的有机物；④固体悬浮物。针对第一类污染物应当进行特殊的无害化处理，不能将其留待污水处理厂集中处理，更不可以将其排放到自然水体。而对于上述第二、三、四类污染物，进一步采取处理与利用相结合的方针，通过不同类型生态工程、土地处理工程，实现污水处理与中水资源开发、水肥资源利用相结合的目的。

(2)就污水量而言，大城市污水水量大，污水成分复杂，其市政经济承受能力强，应当以人工处理技术为主，实行集中处理；而中小城市污水水量小，污水成分简单，城市周围寻找可以用作土地处理的土地资源丰富，地价相对便宜，因此，应当结合可以实施的以自然处理技术为主的无害化、资源化污水处理政策。

目前，国内外污水资源化利用研究主要是针对城市污水进行的，经再生的水主要用于农业灌溉、工业的循环冷却水或低质工艺用水、城市杂用水等。资源化技术也仅为二级生物处理出水的再处理，包括传统处理（混凝、沉淀、常规过滤）、生物处理、活性炭吸附、膜分离、消毒、土地处理等。随着水污染日益严重及人们对生活质量要求的提高，污水处理不再仅限于排水系统中，给水中也同样存在“污水处理”，即微污染源给水预处理问题。污水资源化利用也相应地贯穿城市给水、用水、排水的全过程。

1.3.2 土地处理是污水资源化的重要途径

由于传统处理方法对氮、磷去除效果差，不能从根本上解决诸如水体富营养化等水污染问题。活性污泥法、生物膜法和膜生物法等常规污水人工生物处理，都存在着基建投资大、运行费用高、剩余污泥处理难度大等缺点。而活性炭吸附由于投资大等原因限制了其大规模推广使用。由于我国的经济水平所限，不可能像发达国家，通过修建三级污水处理厂进行污水深度处理，实现污水资源化利用，解决水污染问题，而土地处理却以其低投资、低能耗、运行管理方便等特点，已成为我国城市污水资源化的最简便的途径。

根据处理目标、处理对象的不同土地处理系统可分为慢速渗滤系统（SR）、快速渗滤系统（RI）、地表漫流系统（OF）、湿地系统（WL）、地下渗滤系统（SC）五种类型。各种土地处理系统的工艺条件与工程参数列于表 1-3。以土地处理系统为代表的污水自然处理技术，不仅对各种污染物有极高的去除效率，并可实现污水的处理与利用相结合的目的，其投资及运行费用为常规处理的 1/3~1/2；既可替代常规处理，又可作为常规处理的深度处理技术，是常规处理的一种革新与替代技术；而且，工业用水的 80%和生活用水的 60%并不需要十分洁净的水质，土地处理系统的出水可以作为中水进行回用，推行土地处理技术，开发中水资源，是实现污水处理无害化、资源化的重要途径之一，是解决水资源危机的重要技术政策。土地处理技术经过“七五”、“八五”联合科技攻关，实现了从小试、中试到使用规模的试验、示范研究，取得了大量的研究成果及运行管理经验，确定了完整的技术分类系统，明确了各种类型的工艺特征、技术要点与工程参数，为在我国推行这一技术提供了技术保证。目前已有新疆、河南、山东等地的土地处理系统实用工程正在营建或运行。可以预计，随着我国经济的发展，水环境问题的日益突出，土地处理必将在我国得到迅速发展。

表 1-3 各种土地处理系统的工艺条件与工程参数

处理类型	水力负荷/(m/a)	土壤浸透系数/(m/d)	土层厚度/m	地下水位/m	地面坡度/%
慢速渗滤系统	0.6~6	0.036~0.36	>0.6	0.6~0.3	≤30
快速渗滤系统	6~150	0.36~0.6	>1.5	>1.0	<15
地表漫流系统	3~21	≤0.12	>0.3	NL	<15
湿地系统	3~30	≤0.12	>0.3	NL	<2
地下渗滤系统	0.4~3	0.036~1.2	>0.6	>1.0	<15

1.3.3 慢速渗滤土地处理系统与传统污水灌溉的区别

污水慢速渗滤土地处理系统（SR-LTS）在某种意义上源于传统的污水灌溉，但绝不等

同于污水灌溉。土地处理技术已经发展为完整的水处理工程体系，必须从基本认识到具体做法，从理论与实践的结合上将两者加以区别，其重要区别有以下四个方面（Sun 和 Ou, 1994），参见表 1-4。

表 1-4 污水灌溉与慢速渗滤土地处理系统的区别

比较项目	主要目的	类别	运行	生态结构	污染物负荷	场地条件	设计、管理	水迁移	承接水体保护
污水/植物	作物产量、肥源、水源	污水灌溉水利工程	作物生长/灌溉季节	单一植被	不考虑	不严格	作物产量	允许径流	不考虑
慢速渗滤土地处理系统	污水处理	污水处理生态工程	终年运行	多种植被	考虑	严格	作物产量、进水出水、环境、再利用、储存	渗滤、无径流	考虑

(1) 设计目标与利用方向 传统污水灌溉是一项农田水利工程，其主要目的是利用污水，提高作物产量，很少考虑系统的连续运行，用水则灌，不用则放，依作物的物候期、对水的需要而确定灌水时间与灌水水量。相反，土地处理则强调水的可处理性，是一项水处理工程，实行污水处理的终年连续运行。

(2) 污染负荷控制 传统的污水灌溉是把污水作为水肥资源加以利用，在进行灌溉时只注意水质和水量。而土地处理则强调单位面积污染负荷与同化容量计算，从各项限制条件中求出最低限制因子作为决定水力负荷设计参数。

(3) 生态结构 传统的污水灌溉通常是单一种植，而土地处理系统则应设计有多样化种植的生态结构，以便针对不同污染负荷设计，在不同种植单元上进行水力负荷的有效分配，保证系统在最佳状态下的连续运行。

(4) 保护承接水体 经土地处理后的出水，作为中水资源，可以重复利用。例如，可注入地下，可放流河道，可浇灌绿地、农田，也可冲洗车轮、街道和厕所。其前提是保证土地处理系统的稳定、正常运行，保证其净化后的水质要好于将要注入的承接水体水质。通常快速渗滤系统再生水的回收率可达 80%，慢速渗滤系统达 30%，地下渗滤系统可达 70%。

1.3.4 土地处理系统的生态工程特征

生态工程是模拟自然生态系统的原理，利用现代生产技术而建立的物资的良性循环，能量的多级利用，高效率、低能耗、无废物、无（少）污染的生产工艺体系。土地处理系统在原理上是应用自然生态系统的调节功能，循环再生功能，为实现污水无害化、资源化而加以人工规划、设计和运行管理的生态工程系统。它具有以下若干特征。

(1) 土地处理是一个具有完整的技术指标体系与工艺条件的生态工程系统。

土地处理不是一项万能的水处理技术，有它固有的边界条件与特定的内涵，并不是任何水质、任何作物、任何土壤与水文地质条件都可以接受土地处理技术。

土地处理可以接受的污水水质是以生活污水为主，并可接纳食品加工、畜牧业等有机污水。放射性污水、医院污水以及含有较多重金属、生物难降解污染物的工业废水，是不可以进入土地处理系统的。通常用 BOD/COD 和 TOC/BOD 作为衡量污水可生化性的重要指标（孙铁珩，1992）。BOD/COD 大于 0.3~0.5，可生化性好，可进入土地处理系统；小于 0.2，可生化性很差，不可进入土地处理系统。TOC/BOD 小于 0.8，可生化性好，土地处理系统可以接纳；大于 1.0，可生化性差，不可以进行土地处理。

(2) 土地处理系统是一个复杂的多功能生态工程系统。

① 生产功能 土地处理是有目的的生产活动。其生产对象是种植植物、处理污水，以

水、肥资源换取种植植物的高产。传统的二级生化处理不能有效地去除污水中的氮、磷营养成分,将其排放至自然水体,导致富营养化,而土地处理则可以利用氮、磷作为肥源。通常城市污水含全氮 20~40mg/L,折合污水含有硫酸铵肥分 0.1~0.2kg/m³。如果以每年处理 7500m³/hm²①污水,污水中含全氮 20mg/L 计,则每年污水可供给作物氮 10kg,不施用化肥也可满足作物所需氮肥供应量,可节约化肥 750kg/hm²。

② 代谢功能 土地处理系统以土壤-植物系统对污染物进行分解、净化,实现其无害化、资源化。可降解有机物通过降解、转化为中间或最终产物。有机氮可以通过矿化(氨化)—硝化—反硝化过程,实现其最终分解。以下三种类型土地处理可以承受的有机污染负荷(BOD),可以显示其具有很强的代谢功能:慢速渗滤 50~500kg/(hm²·d);快速渗滤 145~1000kg/(hm²·d);漫流系统 40~110kg/(hm²·d)(高拯民等,1990)。

③ 调节功能 土地处理系统对污水的冲击负荷具有较强的缓冲能力。通过规划、设计和运行管理,可以实现有效的调控。

针对不同水质、不同处理类型以及不同净化水质要求,确立对污染源与预处理系统的水质、水量要求;通过对于输入-转化-输出水质、水量“流”的动态分析,确定系统的同化容量与承载能力;通过污染负荷(BOD、氮、其他有机和无机污染物)计算,确立工程运行的最小限制因子和约束条件;通过水力负荷在时间与空间分布的科学设计,选择耐污染负荷、耐水力负荷、多吸收氮和磷、不参与食物链循环的能源作物、经济作物作为水量分配的调节系统,确定其面积比例、空间位置和运行周期;通过生态结构的最佳组合与功能分析,确立系统的运行参数:进出水 BOD/N、BOD/COD、TOC/BOD、N/P 及布水量、布水率、布水周期、干湿比等,以保证系统稳定运行。

(3) 土地处理系统是一个多目标体系生态工程。

土地处理系统是一项兼顾社会、经济和生态三大效益统一,求得综合效益的多目标生态工程技术。

① 以经济效益为目标 土地处理是一项投资少、能耗低、运行管理简单的水处理工程技术。根据 20 世纪 90 年代初的设计标准,传统二级生化处理(以活性污泥法为例)的一次性基建投资标准为 1200 元/(m³·d),如果附加有脱氮工程设施,其基建费将为 1500~1800 元/(m³·d)。而土地处理系统,因地域差异和处理类型不同,其一次性基建投资可变动在 500~700 元/(m³·d),大体为传统二级处理的 1/3~1/2,土地处理的运转费为传统二级处理的 1/10~1/5 不等。

同时,传统二级污水处理是纯消耗型水处理技术,土地处理则具有种植作物与处理污水的双重目的。水资源、肥资源、栽种作物的产值三者之和的经济效益是传统二级处理法所无可比拟的。种植作物的产值则因地区的经济条件与植物种类而不同。据 1986~1990 年沈阳地区开展的土地处理试验结果表明,不同植物年净得产值为水稻 3750 元/hm²、紫穗槐 3000 元/hm²、垂柳 9000 元/hm²、能源高粱 9000 元/hm²,在生态结构配置中,以水稻为主体系统,紫穗槐、垂柳和能源高粱为水力负荷调配系统,占主系统种植面积的 1/10,故组合在一起的完整土地处理系统的年净得产值为 4300 元/hm²,比单一种植水稻的非土地处理系统增加产值 14.0%;在辽宁盘锦湿地土地处理试验,净收芦苇产值 900 元/hm²;1991~1995 年在内蒙古霍林河地区进行的森林型慢渗土地处理试验,每株树平均年净增值 1 元,每年可净增值 4500~6000 元/hm²。

② 以水资源利用为目标 约有 80% 的工业用水对水质要求并非十分严格,如冷却用水、农业用水占社会总用水量的 70%~80%,其水质以国家规定的地面水质最低的

① 1hm²=10⁴m²,下同。

V级为标准，而生活用水中的所谓“大生活用水”（浇灌花草、绿地、冲洗车轮、厕所）约占生活用水的50%~60%。水资源短缺在我国北方地区日益突出，将是某些地区工农业生产发展的制约因素。因此，开发中水资源，提高水资源重复利用率，是我国水资源开发的重要方面。

③ 以防止二次污染，保护承接水体为目标 土地处理利用其土壤-植物系统的调节功能，对于接收污水的冲击负荷具有强大的缓冲作用，从而可以保证出水水质稳定，保护承接水体免受污染。这与传统二级生化处理方法在遇到水质突然变动（冲击负荷）时表现为污泥膨胀、出水水质恶化相比，具有明显优势。表1-5列出了沈阳慢速渗滤土地处理系统排出渗滤水达到的质量等级。在处理系统出水的21项水质监测指标中分别达到我国规定的5级地面水体标准：I级11项；II级4项；III级3项；IV级2项；V级1项（高拯民等，1986）。可见，运行良好的土地处理系统出水排入其承接水体，非但不会导致二次污染，而且具有改善水体水质的作用。

表 1-5 沈阳慢速渗滤土地处理系统排出渗滤水达到的质量等级^① 单位：mg/L

参 数	分 类					沈阳慢速渗滤土地 处理系统排出渗滤水	
	I	II	III	IV	V	浓度	达到等级
BOD ₅	≤ 3	3	4	6	10	2.76	I
COD	≤ 15	15	20	30	40	26.90	IV
TN(湖、库以 N 计)	≤ 0.2	0.5	1.0	1.5	2.0	2.80	V
TP	≤ 0.02	0.1	0.2	0.3	0.4	0.135	IV
DO	≤ 0.01 ^②	0.025 ^②	0.05 ^②	0.1 ^②	0.2 ^②		
DO	≤ 饱和率 90%	6	5	3	2	4.33	IV
Cd	≤ 0.001	0.005	0.005	0.005	0.01	0.002	II
挥发酚	≤ 0.002	0.002	0.005	0.01	0.1	0.002	I
氰化物	≤ 0.005	0.05	0.2	0.2	0.2	0.005	I

① 分类级别引自国家《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)；排出的渗滤水为1987~1989年三年连续运行的平均值。

② 湖和水库的标准。

(4) 土地处理系统具有明显的区域特征和特定的场地环境条件。

土地处理系统必须体现工程特色，具有严格的实施程序：规划—设计—施工—运行—监测—研究，而实现这些程序的前提是土地处理系统的明显区域特征和特定的场地环境条件。不同的自然气候带、不同的水文地质条件、不同的处理水量与水质类型，需要有相应的土地处理形式，并不是任何土壤环境条件、水质、水量、作物类型都可以实施土地处理。影响土地处理区域和场地环境条件的主要因素有以下两种。

① 社会环境条件 实践表明，在我国实施土地处理的规模效应以 $(1\sim 2)\times 10^4\text{m}^3/\text{d}$ 为宜。地下毛管渗滤系统的规模效应是 $50\sim 200\text{m}^3/\text{d}$ 。如果处理水量过大，应当以上述规模设计不同处理单元。通常认为，在大城市排污量大 $(>1.0\times 10^6\text{m}^3/\text{d})$ ，水质复杂（含工业废水70%以上）、土地价格昂贵（15万元/hm²）的郊区，不适宜发展土地处理技术。

② 自然环境条件 不同类型土地处理系统各自要求特定场地条件。例如，慢速渗滤土地处理要求的土壤渗透系数 $k=0.036\sim 0.36\text{m}/\text{d}$ ，水力负荷 $0.5\sim 6\text{m}/\text{a}$ ；快速渗滤土地处理的 $k=0.36\sim 0.6\text{m}/\text{d}$ ，水力负荷 $6\sim 150\text{m}/\text{a}$ ，用于土地处理的土层厚度必须大于1m，地下水位大于2m以上。漫流系统则要求土壤性差的缓坡地（2%~5%比降）等。

1.4 城市规模与城市污水处理模式选择

处理城市污水有活性污泥、生物膜、氧化沟等人工处理方法，也有土地处理系统、稳定塘、排海技术等自然处理方法，这些处理方法基本都属于生物化学法（处理方法有物理化学法、化学法和生物化学法）。由于城市污水中污染物主要以有机物为主，所以比较适合采用生物化学法处理。

在众多的城市污水处理工艺选型中，对于各类城市采用哪种工艺类型是一个复杂的技术经济问题，应因地制宜综合比较。通过可行性研究，论证采用的工艺在技术上是否先进、适用、可靠，在经济上是否合理，最后推荐出最佳方案，以取得较好的生态效益、经济效益和社会效益。根据我国的实际情况，参照国外经验，提出我国城市污水处理的几点建议。

(1) 大中城市适合开展土地处理系统研究，小城市适合推广土地处理系统。

大中城市可以提供研究土地处理系统的大污水量和复杂的水质，有利于研究土地处理系统。但大城市水质复杂、地价昂贵，不适合进行污水的土地处理；而小城市水量小、水质简单、土地便宜，适合推广土地处理系统。

(2) 大城市以污水处理厂为主。

大城市（包括超大、特大城市，指人口在 50 万人以上的城市）在资金允许的条件下，宜修建标准活性污泥法的二级污水处理厂，理由有三点：①活性污泥法处理有机污染物效果好，BOD 去除率可达 90%~95%，属于高效完全处理法；②适应能力强，当水量增大、水质变浓时易改造成其他形式的运转方式；③有利于污水进一步处理后回用。

城市污水处理的重要一环是要解决处理水的回用问题，变废为宝，充分利用水资源。国外城市污水回用率平均达 70%，而我国仅 20% 左右。在我国，特别是在北方，许多城市用水相当紧张，城市污水净化与回用是解决城市水资源不足的战略措施，通过建设现代化污水处理厂，提高处理水质量，并回用于城市，变污水为可依靠的水源。大城市污水处理一般不采用氧化塘和土地处理，因为：①氧化塘冬季净化效果差，土地处理技术可以因地制宜地在冬季运行，但其效果差；②占地面积大，氧化塘占地平均为二级生化处理厂的 15 倍，土地处理技术占地面积也比较大，尤其慢速渗滤系统在土地较贵的大城市不合适；③氧化塘污水停留时间长，平均为二级处理厂的 20 倍，淤积严重，易产生二次污染；④氧化塘在工程投资上不经济，环境要求氧化塘必须远离城市，这就要增加输水管道、提升设备及动力费用，其投资要增加。据资料介绍，氧化塘应用于大型城市污水处理，无论是否利用洼、荒地工程投资上并不经济。

(3) 中等城市和小城镇以土地处理和氧化塘为主。

中等城市（主要指 20 万~50 万人口的城市）和小城镇（主要指 20 万以下城市）适合利用土地处理和氧化塘处理城市污水。理由如下：①中等城市和小城镇水质比较简单，主要以生活污水为主，没必要建大型污水处理厂；②氧化塘和土地处理技术造价低（连同必要的下水道建设，造价约为二级处理厂的 1/4~1/2），运行管理简单，运转费用低（约为二级处理厂的 1/6~1/3），而节约能耗是其主要特点；③中等城市和小城镇土地问题比较容易解决；④中等城市和小城镇的处理出水主要用于农业灌溉和水产养殖，利用土地处理可以充分利用污水中的氮、磷等营养物质，可以将氧化塘与土地处理结合起来。

我国目前面临着经济负担与生态效益的矛盾，解决方法应因地制宜地采取不同的处理工艺，将人工处理和自然处理结合起来。在现阶段大城市宜建标准活性污泥法污水处理厂，中小城镇应优先考虑用氧化塘和土地处理工艺。

1.5 污水土地处理的发展与应用

1.5.1 污水土地处理的发展

污水灌溉作为土地处理的前身，在欧美各国早在半个多世纪前就已经开始应用。据报道，法国 1920 年前污水灌田面积超过 1300hm²。德国 1939 年有 69 处污水灌溉，在柏林至今仍有一座日处理污水 $5.7 \times 10^4 \text{m}^3$ ，占地 110km² 的牧草地灌溉系统。美国 1953 年共有污水灌溉 257 处。

我国污水灌溉事业的快速发展是在 20 世纪 50 年代末。出于当时农业大发展急需开发水肥资源的社会条件，在我国北方的西安、北京、天津、沈阳等大城市郊区，污水灌田得以迅速发展，从而为改变北方旱田农业为水田农业，促进农业水利建设起到了很大作用。据统计，至 1963 年，全国污水灌溉面积达 42000hm²，1972 年达 93000hm²，1976 年达 180000hm²，1983 年达 330000hm²。需要指出的是，进入 60 年代后，国外的污水灌田逐渐走向低潮。其原因主要有以下三点：（1）随着工业化和城市化的迅速发展，以较低的价格征购到用于污水灌溉的土地变得愈加困难；（2）以活性污泥法为主的人工二级生化处理技术迅速发展，其工程结构紧凑，占地面积小，机械化操作，对水质可进行迅速分解及其工程运行的有效管理等，均优越于污水灌溉；（3）由于工业化迅速发展，城市污水中工业废水及有毒污染物的含量逐渐增多。同时，在实施污水灌溉工程设计中，缺少对农田水文地质条件的严格选择和污染负荷、水力负荷的科学计算与严格运行管理，从而导致某些公共卫生和社会人群健康问题，如恶臭、土壤及地下水污染、作物产量及生物学质量下降和某些污染物在食物链中的积累等问题的出现，引起了一些社会公众的异议。

在真正意义上作为水处理工程的污水土地处理系统是在 20 世纪 70 年代首先在美国被正式确认的。60 年代末，按美国全国人口计算，城市下水道普及率已达 73.5%，污水二级处理率已达 50% 以上。但是，水体环境污染并没有因此而有所改善，湖泊水域水体富营养化开始出现。因此，西方水处理专家对污水二级人工处理技术提出种种评价，从而导致在水处理技术政策上的变化。

美国水处理专家温博格首先提出二级处理不能在根本上解决水污染问题。他认为即使全国污水全部达到二级处理标准，河湖中 BOD 也只能降低 40%，由于不完全的生化处理和生物难降解的有机污染物以及氮、磷等营养物的存在，污染将不会得到改善，至 20 世纪末全国水污染仍将维持在 60 年代后期水平。于是，美国在 70 年代后提出了所谓“零排放”政策，发展污水深度处理技术，开始兴建三级污水处理厂。其实践结果表明，即使美国这样经济发达国家也难以承受其技术经济负担。仅以 385m³/d 污水处理规模的技术经济评估，其三级污水处理不但投资昂贵，能耗大（基建费和运行费分别增加 3.2 倍和 4.4 倍），而且污水深度处理需要投入的自然资源是从污水中去除污染物的 1.3 倍，是排入环境污染物的 1.6 倍。因此，至 1980 年美国 72% 的三级污水处理厂停止运行，或降级使用。在这一社会背景下，美国提出革新/替代技术，开始鼓励发展污水土地处理技术，至 1981 年慢速渗滤系统发展 839 个，快速渗滤系统 323 个，漫流处理系统 18 个。

我国污水土地处理系统试验研究从 1981 年开始，是在总结多年污水灌田的经验与教训基础上，把美国、澳大利亚等国土地处理技术的先进经验加以引进、消化和吸收，使之成为符合我国国情的处理与利用相结合的污水处理工程技术。其技术目标是代二级处理。我国土地处理系统经历了如下发展历程（Sun 和 Ou, 1994；Ou 和 Sun, 1996）：1981~1985 年，土地处理技术实验室研究与田间小区试验；1986~1990 年，以中试规模（7~20hm²）开展了不同类型土地处理试验研究（见表 1-6）；1991~1995 年，在不同地区开展了实用型生产

规模土地处理研究（见表 1-7）。

表 1-6 1986~1990 年不同类型土地处理试验研究

土地处理系统类型	处理量/(m ³ /d)	地 点
慢速渗滤系统	600	沈阳
	400	昆明
快速渗滤系统	500	北京
地表漫流系统	600	北京
自然湿地系统	1000	天津

表 1-7 1991~1995 年实用型生产规模土地处理研究

土地处理系统类型	处理量/(m ³ /d)	地 点
慢速渗滤系统	10000	内蒙古霍林河
	15000	云南省楚雄
快速渗滤系统	30000	新疆库尔勒
快、慢渗滤联合系统	20000	新疆阿图什
自然湿地系统	10000	天津
	100	辽宁省盘锦
人工湿地系统	1000	深圳
地下渗滤系统	50	沈阳

1.5.2 污水土地处理在污水资源化中的应用

1.5.2.1 土地处理在污水资源化中的应用条件

虽然土地处理有一系列明显的优点，但仍存在着污水处理的选择性、气候对其运行效果的影响、土地利用矛盾等问题。为了实现污水土地处理系统的安全运行，必须考虑以下应用条件。

(1) 土地利用矛盾的解决 土地处理系统占地较突出，制约了其在我国的推广应用，如何解决土地利用矛盾，是土地处理技术在土地资源紧张的大中城市推广使用的关键。与城市绿化、建立生态公园等结合起来考虑，可以很好地解决土地利用矛盾。如我国成都市活水公园、深圳的洪湖公园，利用人工湿地塘床系统不仅有净化、美化环境的作用，而且出水具有一定的生物安全性，有着显著的经济、生态效益，真正实现了污水的资源化。

(2) 进水采用双指标控制 为保证系统稳定、安全运行，对土地处理系统的进水水质进行严格控制，采用进水双指标体系：① 污染物单项指标（COD_{Cr}、BOD₅、SS、TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TOC、大肠菌群、重金属等）；② TOC/BOD₅ < 0.8。

(3) 系统的环境同化容量与限制性水力负荷、污染物负荷设计 为了避免污水穿透系统污染地下水及承接水体，造成二次污染，污水土地处理系统在设计时必须考虑系统的环境同化容量，根据系统的环境同化容量来限制系统所承受的水力及污染物负荷。

(4) 系统终年运行的实现 污水土地处理系统存在着系统运行的季节性与污水排放连续性之间的矛盾，特别是北方一些比较寒冷的地区。因此，系统终年运行的实现成为土地处理系统在北方推广的关键。采用多系统复合运转及系统参数的适当调整等措施有助于土地处理系统终年运行的实现。

1.5.2.2 土地处理在污水资源化中的应用方向

中国科学院沈阳应用生态研究所与北京市环境保护科学研究院、天津市环境保护科学研究院等单位在中国科学院与国家环保局的支持与组织下，针对我国水污染防治的情况，积极研究并吸收美国、日本、澳大利亚等国的先进经验，提出了采用土地处理替代二级处理并同时去除污水中氮、磷的技术路线，突破了国外土地处理通常代三级处理的局限，出水可达到三级水平与回用标准。经过多年的研究与实践，已建立起具有鲜明特色的土地处理分类体系和辅助设计系统，在北起内蒙古、南至云南的广大地区内，建成了包括慢速渗滤、快速渗滤、湿地渗滤与地下渗滤在内的土地处理示范工程 11 个，处理污水能力达到 $16 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ，为这一技术的进一步应用奠定了坚实的基础。

(1) 城镇居民区生活污水资源化 城市居民用水因对水质的要求不同，大致可分为饮用

水和杂用水两类。其中饮用水水质要求达到饮用水标准，主要用途为饮用、盥洗和洗浴等。杂用水水质要求较低，主要用于厕所便器冲洗、居民区绿化、洗车、扫除等。目前我国绝大部分城市的居民区没有实现清污分流，不管是饮用水还是杂用水，全部以饮用水供应，造成了水资源严重浪费。如果居民区的生活污水能够就地处理，实现中水回用，补充部分杂用水，将大量节约水资源，避免浪费。目前，国内中水处理工艺根据中水原水的水量、水质和中水使用要求等因素，可分为物化处理（优质杂排水和杂排水）、二级生物处理或生物处理与物化处理相结合的处理工艺（生活污水）。处理过程中产生的沉淀污泥、活性污泥和化学污泥可采用机械脱水装置，或自然干化池进行脱水干化处理，或排至化粪池处理。这种情况，实际上相当于建立一个小规模二级污水处理厂，其成本相当高，而且操作管理复杂，还必须配备专业人员，从而大大限制了其推广使用。运用土地处理技术解决这一问题是一个新的研究方向。

地下渗滤系统是土地处理的一种类型，该系统是利用并强化土壤微生物及土壤-植物稳定生态系统的净化功能，采用在土壤亚表面布水的方式投配污水。将污水投配到具有一定构造和良好扩散性能的土层中，使污水中的污染物在生态系统的物质循环中进行降解，净化水质，使污水中的能量通过生态系统的能量流动逐级充分利用，以维持生态系统正常功能的中小规模的生态处理工程。经过长期攻关研究，确定地下渗滤系统的主要技术经济参数如下：处理规模 $50\sim 300\text{m}^3/\text{d}$ ，进水为经过一级处理的生活污水；出水 $\text{BOD}<20\text{mg/L}$ ， $\text{COD}<70\text{mg/L}$ ， $\text{SS}<20\text{mg/L}$ ；中水回收率为 $70\%\sim 80\%$ ；经济指标方面，一次性投资相当于二级生化处理工程的 $1/2$ ，运转费仅为其 $1/5$ 。

地下渗滤系统是一种自然生态净化与人工工艺相结合的小规模污水处理技术，该技术基于生态学原理，以基建投资低、能源消耗少和再生水回用为主要特色，可广泛应用于城市较独立社区、近郊地区、风景旅游区及乡镇企业等，可节约污水集中处理所需的大量输送费用，中水回收率达 $70\%\sim 80\%$ ，水质满足中水标准，可用于冲洗厕所、道路，浇灌绿地，补充锅炉用水等，在一定程度上缓解水资源不足的矛盾。由于其位于地下，可以将污水处理与城市绿化和景观建设结合起来，对周围环境无次生影响。

“八五”期间，中国科学院沈阳应用生态研究所在沈阳工业大学宿舍区主持修建了处理规模为 $50\text{m}^3/\text{d}$ 的示范工程，“九五”期间对该项技术工艺进行了改进，并在辽河油田茨榆坨采油厂家属区主持修建了处理规模为 $300\text{m}^3/\text{d}$ 的示范工程，其一次性投资相当于二级生化处理工程的 $1/2$ ，运转费仅为其 $1/5$ ，出水实现了回用。对地下渗滤系统的运行工艺研究结果表明，通过强化补氧技术的应用，可以改善高负荷状态下系统内部的水量分布与布水口及渗滤区的土壤生态条件，有效地解决氧限制因子，增加土壤溶液中电子受体浓度，提高系统驯化速度和处理效率，使地下渗滤系统在高负荷条件下仍可保证高效、稳定、长期运行，并保证出水的水质，这样就大大降低了土地占用面积与处理成本。

(2) 生态建设的重要途径 慢速渗滤是将污水投配到种有植物的土壤表面，污水在流经土壤表面以及在土壤-植物系统内部垂直渗滤时得到净化的土地处理工艺。污水慢速渗滤是土地处理中经济效益最大、水和营养成分利用率最高的一种类型。由于其易与农业生产结合，工艺灵活，资金投入少而被许多国家广为应用。与传统污水灌溉相比，该系统不仅仅将污水作为水、肥资源加以利用，而且通过对单位面积污染负荷与同化容量的严格计算，从各项条件中确定最低限制因子，同时采用多样化的生态结构，将污水有控制地投配到土地上，针对不同污染负荷设计不同水力负荷的有效分配，保证系统在最佳状态下的连续运行。

内蒙古自治区霍林河地区位于大兴安岭东南部，年平均降水量 350mm ，平均气温 0°C ，属于比较典型的半干旱生态脆弱区，霍林河煤矿的开发使该地区原本脆弱的生态环境受到更大的压力。为了解决水资源匮乏的问题，建立了处理规模达 $10000\text{m}^3/\text{d}$ 的森林型慢速渗滤

污水土地处理系统,灌溉林地面积达 880hm²,实现了污水资源化和再利用的目的。同常规二级处理相比,土地处理的基建投资与运行费用分别为其 1/2 与 1/5;由于本系统无再生水产生,有效地避免了对下游地面水的污染;土地处理系统灌溉区内林木生长产生的经济效益,据当地林业部门测算,880hm²林地平均每年净增值为 130 万元,区域生态环境也得到相应的改善。

通过对该系统的运行机制、调控措施与生态效应的研究,尤其是对半干旱条件下土地处理系统人工林的可持续性研究结果表明,在年降水量不足 400mm 的霍林河矿区,慢速渗滤土地处理系统的引入,不仅有效地解决了水环境污染问题,而且污水作为一种资源得到有效利用,使矿区生态系统的结构与功能发生了重要变化。原来逐渐退化的草原生态系统正在向包括水生生态系统(收集一级处理出水的水库)、塘前湿地系统、人工林(慢速渗滤区)系统等在内的复合人工生态系统转变,原来具有退化趋势的草原生态系统开始发生正向演替,大大改善了该地区的生态环境。在西部大开发的过程中,生态建设占有极其重要的地位,以土地处理系统为核心的立体生态区建设是半干旱地区生态建设的重要手段,在西部大开发的进程中具有重要的意义。慢速渗滤区杨树、樟子松、落叶松林的生长量比对照要高出 30% 以上并达到郁闭,这表明,在年降水量 350mm 条件下的半干旱地区,采用相应的技术措施,人工造林能够在一定的范围内实现,这又为我国东北地区后备林基地的建设提供了新的途径。

(3) 微污染原水的给水预处理 在我国,尤其是在南方地区,河流、湖泊和水库作为供水水源占有相当的比例。水源受到有机污染物,特别是溶解性有机污染物的污染越来越严重,城市供水受到影响。在众多的微污染原水给水预处理工艺中,生物预处理技术尤为突出。目前生物预处理技术中,得到实际应用的有生物接触氧化法和生物滤池法两种,但效果不理想。土地处理技术作为一种生物处理方法用于微污染生态处理,主要是去除原水中的有机污染物及氨氮,此外对微量元素和病原微生物也有一定的去除效果。

国内目前还没有这方面的研究,但应用却存在,例如常见的河滩凿井取水、傍河取水等。土地处理系统对于去除微量有机物具有很好的效果,作为给水预处理技术,不仅效果好,可以解决我国目前净水工艺存在的主要问题,且具有投资低、操作运行简便等特点,与其他工艺一起,甚至可以实现以中水作为原水处理,达到饮用水水质标准。在以后的研究中应该加强这方面的应用研究。

1.6 我国污水土地处理的潜力与发展战略

1.6.1 我国发展土地处理的潜力

土地处理作为城市污水处理的革新替代技术,在我国有广阔的应用前景和发展潜力。

1.6.1.1 我国应用土地处理的必要性

(1) 我国经济尚不发达,尚无财力走普及二级污水处理厂的道路。2004 年底我国污水处理率为 45.7%,我国近期污水处理的目标是:2010 年全国设市城市和建制镇污水平均处理率不低于 50%,设市城市的污水处理率不低于 60%,重点城市污水处理率不低于 70%。按照这样的目标,如果都靠建二级污水处理厂,技术到经济都不可能,在我国近期是难以实现的。而土地处理不仅是一种广普(去污染物多)、高效(去效果好)的处理技术,更是一种低投资、低能耗、低成本的处理技术,在有些地区完全有可能代替二级污水处理厂。因此我国城市污水处理必须实行并行技术政策。

(2) 土地处理对形成草原(沙漠)绿洲有重要意义。我国大部分地区属于季风区域,降水重要集中在夏季,水资源时间分布不均。而且空间分布也不平衡,我国南方地区降水多于

北方地区。尤其是西北干旱、半干旱地区，水资源非常紧张，如果利用土地处理净化污水，对于年降水量小于 700mm 的地区，灌溉污水可以形成该地区森林的水分条件，对于建立草原（沙漠）绿洲具有重要意义。

1.6.1.2 我国应用土地处理的可能性

(1) 自然条件提供了应用土地处理的可能

① 土地条件 由于土地处理相对常规二级处理占地面积要大（特别是慢速渗滤土地处理），这就要求在城市附近有一定面积的可以利用的、地价比较便宜的土地。我国地域辽阔，在大城市利用土地处理也许做不到，但在中、小城镇，特别是北方干旱、半干旱地区如新疆、内蒙、青海等省、自治区及华北、东北地区的中等城市和小城镇附近，有可以利用的山坡、草地坑塘等。

② 气候条件 我国地处的纬度与美国相似，特别是华北、东北和西北等干旱、半干旱地区干旱少雨、冬季寒冷，与美国中西部气候条件十分相近，而土地处理系统也正是在美国中西部得以迅速发展，并能正常运行，这表明在我国的这些地区建立城市污水土地处理系统是完全可以行的。

(2) 技术和工艺为应用土地处理提供了可能 美国等一些发达国家，应用土地处理已有多年的历史，有成套的土地处理技术手册，有成熟的技术和经验可以借鉴，也有实用规模的土地处理工程可以参考。加上我国“六五”期间已进行了攻关，“七五”进行了中试研究，“八五”也推出了实用规范的示范工程，这对进一步推动土地处理在我国的应用提供了可能性。

(3) 国家环保技术政策为应用土地处理提供了政策保证 我国的环境保护技术政策提出：“城市污水处理应推行污水处理厂与氧化塘、土地处理系统相结合的政策”、“在有条件的地区应积极研究和推广各种类型土地处理系统的工程技术”，可见我国的环保技术政策也支持和鼓励土地处理系统的应用和发展。

综上，我国具有应用土地处理系统处理城市污水的巨大潜力。

1.6.2 我国污水土地处理系统的发展战略

土地处理在我国的发展战略应当遵循以下几点原则。

(1) 污水土地处理应从以处理为主要目的的“处理型”向以处理与利用相结合，或以利用为主要目的的“利用型”转移。

(2) 在利用方式上，从具有食物链影响的食物作物利用方式向脱离食物链影响的经济作物利用方式上转移。森林型和湿地型是土地处理的最佳选择。

(3) 在水质类型上，重金属污水、放射性污水、传染病院污水等显然是不适宜用作土地处理的，必须加以严格控制。而生活污水，食品发酵工业、酿造工业等有机污水，适用于土地处理。

(4) 土地处理技术在欧美各国作为污水处理的革新/替代技术，用作代三级处理，而我国推行污水土地处理则用作代二级处理，因此，为保证处理效果，保护再生水的承接水体免受二次污染，在水质要求、污染负荷与水力负荷设计、工艺条件与工程参数确定以及运行管理等方面，必须加以严格选择。

(5) 在我国北方地区推行污水土地处理最主要的技术关键是终年持续运行的越冬技术。污水排放的连续性与生长季节土地处理的间断性在时间与空间分布上具有矛盾。寻求冬季污水处理的连续运行是解决这一技术在北方地区普遍推广的关键问题。通过试验表明，因地制宜地选择以下某种方式是解决污水土地处理终年运行的可行措施：①建立多样性生态结构水力负荷分配的调节系统，设计不同类型覆盖作物复合生态系统结构，例如旱田与水田、农作物、经济作物、林地等；②建立冬季冰下快速渗滤系统，借鉴美国北部地区土地处理系统运

行的可行方式——冰下快速渗滤技术，国家“七五”土地处理攻关研究中，在沈阳郊区也取得了这一技术试验成功，通过热力学的科学计算，确立合理的工艺条件，建立“冰桥”，恰当地掌握结冰与布水时间、布水深度，可保证冬季的运行；③冬储冬灌，即选择自然坑塘、洼地和修建污水库，作为缓冲系统，实行冬储，或者实施晚秋和早春冬灌，实现污水处理“冬储夏用，闲水忙用”，有计划地实行污水水量的全年水力分配；④建立快渗-慢渗、快渗-慢渗-漫流、湿地-稳定塘等不同组合复合处理系统，以提高土地处理的净化功能，同时实现水力负荷的科学分配。

1.7 国外污水土地处理的发展现状

土地处理作为一种新的污水处理现代技术，其发展可以追溯到公元前污水灌田习惯。16世纪德国出现了灌溉农业；19世纪初英国利用土地处理污水及污泥；19世纪70年代这种方法传到美国。近100年来，污水土地处理系统发展经历了迅速发展、停滞、重新发展三个阶段。

1.7.1 迅速发展阶段

从19世纪后期到20世纪末30年代，这个时期各国污水土地处理雏形——污水灌溉迅速发展。1899年美国在20个州有“污水灌溉田”处理城市污水。澳大利亚威里比牧场的污水灌溉已有80余年历史。法国、印度、前苏联等都采用污水灌溉田处理城市污水。

1.7.2 停滞阶段

20世纪30~40年代，由于城市迅速发展，人口、工业高度集中，土地价格不断上涨，原有的污水灌溉系统超负荷运行，使工业废水中的有毒物质大量排入土地，污染了土壤、地下水、农作物及大气环境，给人体健康和环境带来了危害。这个时期污水生化处理技术如活性污泥法、生物滤池法等日趋成熟，这样城市污水处理厂的二级生物处理系统逐渐取代了污水灌溉系统。该时期污水灌溉发展比较缓慢，而人工二级处理工艺得到迅速发展。

1.7.3 重新发展阶段

第二次世界大战以后，由于石油化学工业的突起和迅速发展，使大量有毒污染物质进入环境，给环境生态系统带来巨大的潜在威胁，特别是从20世纪50~60年代开始，公害事件不断发生，使各国政府逐渐意识到环境污染的危害和保护环境的紧迫性。这个时期美国出台了一系列有关水排放的法规，要求全美大中城市全面普及二级处理厂，这导致了美国许多城镇建二级城市污水处理厂的热潮，纷纷要求联邦政府给予财政拨款和资助，据不完全统计，1980年美国城市污水处理厂已达15251座，其中一级处理厂占23%，二级处理厂占72.2%，三级处理厂占2.9%，总投资为700亿美元，每年改造费用约5亿美元。日本1975年污水处理厂总投资20亿美元，占国民经济总产值的0.5%。由上可见，这种水污染控制技术路线存在明显问题。一是需要大量基建投资，二是能耗高、运行费用高，三是二级生化处理难以去除氮、磷等污染物质，处理后的水体仍存在富营养化的问题。到了20世纪70年代后期，美国政府及一些发达国家觉察到了上述存在的问题，于1977年颁布了《水清洁法》，鼓励发展革新技术和代用技术，使土地处理作为一种代用技术又得到了发展。到1985年美国已有慢速渗滤445座，快速渗滤550座，地表漫流2000座。前苏联也十分重视污水土地处理系统，这也许与该国的自然条件有关。前苏联在污水土地处理原则及设计规范中明确规定，城市污水处理必须优先考虑土地处理与利用，其他处理方法可以作为土地处理的补充。澳大利亚已有5%的城市污水处理应用土地处理。加拿大、波兰、德国等许多国家也在积极研究和大力推行城市污水土地处理与利用以代替三级处理。从国外土地处理的发展历史可以看出，在土地辽阔、环境容量大的国家，土地处理的推广应用有很大的潜力。

美国由于地域辽阔,土地处理系统的各种类型都得到了相应的发展。其中慢速渗滤系统是应用最广最可靠的一种方法。1993年美国有慢速渗滤系统800多个。快速渗滤系统需要土壤的透水性能大,适于砂质土壤。这种方法在涵养地下水方面有一定作用,而且所需面积少,但是前处理费用高。美国现有快速渗滤系统300个左右。地表漫流系统适于透水性小的黏土质土地使用,地表可以种草。美国现有50多个地表漫流系统。这些大规模土地处理系统在美国已有成功实例。例如美国加利福尼亚州的Bakerstilld慢速渗滤系统,利用2060hm²的土地面积处理流量为73600m³/d的污水,其上种植作物,既有经济效益又处理了污水。得克萨斯州的Paris食品工业废水地表漫流土地处理系统,该食品工业废水曾经采用过人工二级处理,投资了百万美元,但效果不好。后来设计了漫流系统,效果很好,它是美国土地处理系统最成功的范例之一。怀俄明州Laramie市城市快速渗滤土地处理系统,将渗滤出水汇集后经提升泵送入灌溉渠道,作为农业灌溉用水也取得了很好的效果。地下渗滤系统(美国称之为Septic Tank,全称应为Septic Tank and Soil Absorption系统,简称为ST系统),在美国、日本等国被广泛使用。ST系统适用于小规模的家庭、宾馆、居民小区等杂排水、粪便污水,现在美国30%的家庭应用ST系统。日本环境省调查研究部长大森英昭曾总结过:①土壤式处理技术是污水处理中的一种方法,它不依靠各种附带装置也可以容易地处理掉难以处理的污染物质,是一种高效处理方法;②土壤处理法的设施管理费用低,污水处理设施的维护管理经费中电费以及污泥处理费用占很大比例,而土壤处理法在动力、能源上消耗少,是一种低费用方法;③土壤式处理技术再次利用污水资源,利用土壤净化污水,处理污水的同时污水中含有的各种物质通过土壤自然或人为地被再次利用,如果有计划地实施此技术对补给水资源有很多好处。可见,城市污水土地处理系统在国外一些发达国家已取得很大发展,其一是经济合理性,其二是充分利用污水中的营养资源。

污水土地处理在国外发展比较成熟,例如以色列的Dan Region工程即为污水回用工程。它采用SAT系统(Soil Aquifer Treatment System,土壤含水层处理系统)进行土地处理。原水经过氧化塘、石灰反应器澄清、撇渣(沫)池,然后经泵站打入SAT系统,通过渗池入渗回灌到含水层中,使污水通过土壤-含水层系统得到净化。净化水通过回收井回收,主要用于除饮用水以外的工业用水、农业用水(包括生吃蔬菜的灌溉以及牲畜的饮水)。在整个污水处理工程中,SAT系统是核心部分。这种土壤-含水层处理系统可以作为非常有效的污水处理工程。物理化学及生物过程主要发生在非饱和带及含水层中,包括过滤、化学沉淀、吸附、离子交换、有机物生物降解、硝化、反硝化、微生物再炭化、细菌死亡、病毒活性降低等作用。通过这些作用,污水的污染因子可以得到有效去除。除此之外,国外还有很多其他实用工程,例如美国的加利福尼亚州、佛罗里达州、得克萨斯州都建有以污水回用为目的的污水回灌回收工程。G. G. Check、Rolv Kristiansen、Mikael Pell和Paul Schudel等研究的砂滤系统实际上也是土地处理系统的一种,它在构建过程中,一般采用填砂作为介质,让污水经过砂体渗滤排出系统,达到净化目的。污水在系统中的流动方式主要有水平渗流和垂直渗流,它的净化机制与其他土地处理系统大致相同。这种系统的优点在于维护和操作非常简便,投资省,而且处理效果也比较好,其中SS、BOD、COD、病原微生物处理效果非常好,一般可达80%以上,氮、磷等去除效果也比较好,一般为40%~80%。在瑞典运用这种技术处理生活污水,每人需要占用渗滤面积3m²。因而,系统在构建时,规模一般比较小。在微污染原水给水预处理方面土地处理技术在国外应用也比较多,如Juttner在Heilbronn市饮用水水源地的研究结果表明,在距河31m的距离上,各类芳香类化合物的去除率都大于80%。阿姆斯特丹沙丘渗滤城市供水工程采用SAT系统,处理后多数有机物已低于检出限,部分有机物能去除75%以上,只有少部分有机物的去除率较低。由国外研究成果可以看出,土地处理系统对于去除微量有机物具有很好的效果。

2 土地处理系统规划与设计

2.1 土地处理系统概述及工艺性能

2.1.1 土地处理系统的定义

从狭义来说,土地处理系统可定义为:利用土壤-微生物-植物系统的陆地生态系统的自我调控机制和对污染物的综合净化功能处理城市污水及一些工业废水,使水质得到不同程度改善,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产,实现污水资源化与无害化的常年性生态系统工程。

从广义来说,土地处理系统还应包括对污染源的控制、冬季储存或配套处理系统,以及毗邻的承接水体,构成一个大系统工程。

高拯民等(1991)将土地处理系统定义为:将污水有控制地投配到土地上,通过土壤-植物-水系统中的物理、化学和生物过程,使可降解的有机污染物得以净化,而氮、磷等营养物质和水作为资源再次利用,从而实现污水处理的无害化与资源化。

由于污水土地处理系统中处理过程与利用水肥资源是密切相关的,因此,可称为污水土地处理利用系统,完整的名称是:“污水生态工程土地处理利用系统”。

2.1.2 土地处理的基本原理

土地处理是运用生态学原理加上工程学方法而形成的生态工程水处理技术。其生态学原理具体体现为对现代应用生态学三项基本原则:整体优化、循环再生和区域分异的充分运用(Sun和Ou,1994)。

(1) 整体优化 一个完整的生态系统应具有自身的应变性、调节功能以及系统间各组分的协调分工作用。污水生态学处理是一项系统工程,其中包括点源控制、污水传输、预处理工程、布水工艺、作物选择和再生水的回收。因此,土地处理系统工程的完整设计应是一个整体优化过程。其最终表现为系统的净化功能充分发挥,水、肥资源有效利用,承接水体环境不受污染三项目标的实现。

(2) 循环再生 土地处理作为生态学处理方法实际上是追求土壤和植物的“处理”与“利用”两个功能的总体实现。土壤作为污水处理工程系统被视为“活的过滤器”,污染物在这一系统中通过各种相互作用,如物理吸附,植物和微生物的吸收、降解,物理的挥发、淋溶,化学的分解与转化等,复杂的变为简单的,大分子变为小分子,植物不可利用变得可以吸收,进行不断更新和循环再生,同时,污染的水变得相对清洁。然而必须通过合理的工艺设计,水利负荷、污染负荷和同化容量的科学计算,保证系统稳定运行,方可实现污染物的充分净化和水、肥资源的循环再生与有效利用。

(3) 区域分异 用于土地处理的场地,具有严格的区域分异特征,不是任何场地、任何土壤都可以实施土地处理。不同的土地处理类型,要求不同的土壤、气候、地形、地质和水文等场地条件。针对场地的区域特征不同,进行有区别的类型选择、工艺设计、工程设计施工和运行管理。其工程学方法主要体现在:①有针对性的工艺选型;②科学的工程设计;③严格的工程实施;④合理的运行管理。

2.1.3 污水土地处理系统净化机理简述

结构良好的表层土壤中，假定其容积的 50% 为土壤颗粒所占据，而孔隙的一半被水填充，这样就构成了土壤-水-空气三相体系。在这个体系中，土壤胶体和土壤微生物是土壤能够容纳、缓冲和分解多种污染物的关键因素。如果配以合理的设计、构造和管理，所构成的污水土地处理系统就成为一个充分利用自然条件净化污水的系统。土地处理系统是一个“活的过滤器”，它和预处理、储存、布水、集水、植物和监测等组成一个系统，使这个“活的过滤器”成为具有高效、安全、可调控特性的系统。

(1) BOD 的去除 BOD 去除的机理包括过滤、吸附和生物氧化作用。在污水土地处理系统中，大多数 BOD 的去除反应都发生在地表或是靠近地表的地方，这一区域中土壤微生物的活性极强。间歇或周期地向其中投配污水，可以为好氧微生物提供充足的氧气。在地表漫流和湿地处理系统中，BOD 的去除反应基本上都是在地表进行，微生物的生长及其在地表形成的生物膜对污水中有机物的最终去除起主要作用。在运行良好的上述处理系统中，好氧生物膜往往是占优势的，但也存在能去除更难降解的有机物和经反硝化作用脱氮的厌氧层。

(2) SS 的去除 在慢速渗滤、快速渗滤和地下渗滤处理系统中，SS 的主要去除机制是污水通过土壤孔隙时的过滤和吸附作用。地表漫流和湿地处理系统则主要是靠沉淀作用和植物性碎屑、生物的截留作用使污水中的 SS 得以去除。

(3) 病原体的去除 污水中病原体的去除和灭活通过以下作用和方式完成，即吸附作用、干燥作用、辐射作用、过滤作用、生物性吞噬和暴露情况下不利于病原体生存的其他条件。慢速渗滤和地下渗滤处理系统对病原体的去除最有效，粪大肠菌可去除大约五个数量级。

(4) 氮的去除 城市污水中的氮通常以有机氮和氨的形式存在。在植物系统中，有机氮首先被截留或沉淀，氨态氮通过挥发及作物吸收或由土壤吸附而减少。土壤微生物可以把滞留的氨态氮转化为氧化氮而使土壤的吸附能力得以恢复。在各种土地处理工艺中硝化都是很有效的。好氧条件的恢复和维持是土地处理中采用投配/干燥周期交替运行的主要原因。各种土地处理类型都会出现（至少是微区范围内出现）厌氧条件，有机氮的分解是一个缓慢的过程。

反硝化作用、挥发和作物吸收是最终去除氮的途径。在慢速渗滤系统中，以吸收去除作用为主，其次是反硝化和挥发作用；在快速渗滤系统中，反硝化是去除氮的主要机制。在地表漫流系统中，作物吸收、反硝化和挥发均发挥作用。

(5) 磷的去除 在土地处理系统中，磷的去除是通过作物的吸收，生物、化学和物理作用完成的。磷在土壤中的积累会使土壤“容纳”磷的潜在能力降低。

(6) 油的去除 在土地处理系统中，油的去除主要是挥发和土壤微生物降解作用。为了提高油的降解速率，有必要添加氮和磷，以保证合适的碳氮比 (C/N)。

(7) 金属的去除 污水中的金属成分在土壤中的去除包括吸附、沉淀、阳离子交换和结合等作用。由于大多数痕量元素的吸附作用发生在黏土矿物质、金属氧化物以及有机质的表面，因此质地细密和有机质丰富的土壤对金属的吸附能力要比砂质土壤大。污水慢速渗滤、快速渗滤、地表漫流和湿地等土地处理系统对金属的去除都很有效。

采用活性污泥法或类似工艺处理污水时，重金属元素被浓缩在污泥中，这种污泥在土地处理利用时要注意金属污染问题。污水土地处理由于负荷低、污水散布面积大，一般不会产生金属污染问题。

(8) 痕量有机物的去除 近年来，人们对有机物在环境中的归宿及对人体健康的短期和长期影响尤为关注。美国环保局所列的优先监测污染物质中有 88% 是有机物。我国也很重视有机物污染的研究与监测。

痕量有机物在土地处理系统中的去除主要是依靠挥发、光分解、吸附和生物降解等作用完成的。根据有机物的性质（挥发性的或非挥发性的）和土地处理工艺类型，可由不止一种净化机制起主要作用。

化工废水中的稳定有机物、田间使用的杀虫剂和除草剂等在被土壤中吸附，并最终由微生物所降解。在投配污水中经常可以检出数十种人工合成有机物，但在出水中仅能检出几种浓度很低的上述物质。大多数有机物不能超过植物根系的半透膜，所以它们不可能被植物吸收，但污染物会附着在作物表面，所以不提倡用污水灌溉生吃的蔬菜。

由于卤代烃有致癌作用，所以一直是一类重点监测的污染物。土地处理系统中接纳的污水和处理出水不需要消毒。各种污水土地处理系统对痕量有机物都具有很高而且稳定的净化效果。

2.1.4 土地处理系统设计必须考虑的因素

土地处理场地的选择和灌溉系统设计必须考虑以下几个因素。

(1) 预处理 有害污水不经预处理不能直接施加于土地上，这些污水包括：①燃点低于60℃的污水；②在25℃，蒸汽压力小于78mmHg^①的污水；③pH值低于3或大于12的污水，或在130°F^②时腐蚀钢材的速度超过0.25in^③/a的污水；④热不稳定的，容易发生自动聚合作用、爆炸或产生有毒气体的污水；⑤含有超过安全饮用水极限1/10的成分的污水；⑥对水生生物有毒的污水；⑦能够在食物链中富集或累积达到对人体有害程度的污水；⑧含有病原微生物，也就是大肠杆菌总数超过230个/L的污水不能直接用于娱乐场所的灌溉，若超过22个/L就不能灌溉粮食作物。

(2) 场地选择 处理场地的选择最重要的是考虑污水处理对公共卫生的影响，其中第一位的是暴雨形成的地面径流对公用水源的污染和有毒物质通过渗漏对地下水的污染。鉴于此，应该选用能限制公众接近的隔离地区和长期不会引起危害的地区。具有排水沟、引水渠、挡水坝等水利工程设施的土地更宜选为处理场所。有些污水中的污染物可以在食物链中累积到有害的水平，对这类污水来说，透水不良的黏质土壤是重要的。可是黏土遇水易膨胀，使孔隙变小，特别是大量Na⁺的存在会严重恶化土壤的透水性，所以，黏重土壤适合于某些污水的处理。一般来讲，良好、深厚、平坦的可耕作的土地是污水灌溉最好的场所。土层厚度小于20in、坡度大于20%的土地是不宜采用的。因为前者既不能对污水中的污染物有效地吸附和过滤，也不适宜植物根系的生长；后者很难控制冲刷，并且陡坡上土层中水分饱和后会导致土层的不稳定。此外，还应该避免在地下水位高的或有岩石出露的地区进行污水的土地处理。当然，要使处理场地各方面的指标都达到最佳水平是不现实的，即使经过长时间筛选才找到的最适基地也是折中的产物。

储水池的底部最好不透水，并且能容纳1~3个月的污水，以防出现预料不到的问题或不良的天气状况时，工作人员有较大的灵活性，能够确保安全。

(3) 布水方式和土地处理的工艺类型

① 布水方式 传统的布水方式有固定式喷灌、移动式喷灌、淹灌和沟灌。喷灌的优点是不需整平土地，也不需按行种植，一年四季均可灌溉，即使在较寒冷的地区也可执行。缺点是喷灌需要一定的动力设备和大量管道，故初期投资较高，抽水需要耗能，水中悬浮颗粒可堵塞喷头。淹灌需要精细整地和选择抗淹作物。沟灌适合于行播作物，在相对平坦的土地

① 1mmHg=133.322Pa。

② $t/^\circ\text{C} = \frac{5}{9}(t/^\circ\text{F} - 32)$ 。

③ 1in=0.0254m，下同。

上适当整地是必要的。寒冷月份沟灌和淹灌就会受到限制。在大多情况下，布水方式的选择需要考虑当地的地形、土壤、作物和气候特点。

② 土地处理的工艺类型 质地黏重的土壤持水能力强，透水能力差，这类土壤对污水的渗滤不利，适用于漫流系统。当具有 2%~6% 的缓坡、地下水位高、污水量大、其中可溶解的污染物浓度低时，漫流系统就更为适用，但当出水直接进入排水沟时，必须达到河流水质标准。当污水性质不会污染浅层地下水，土壤又是透水性很强的砂质土壤时，可采用快速渗滤系统。要达到令人满意的效果，土壤必须能充分排干，这样就要求浅层地下水位离地面的高度应大于毛细管水上升的高度，再加一个安全系数。

在气候条件许可的温暖地区，特别是干旱地区，土壤为壤质土，可以采用以获得最佳作物产量为目的的慢速渗滤系统，其污水负荷量比漫流系统和快速渗滤系统都低。如果不要求出水水质达到最佳水平，也不要求获得最佳产量，则可采用高负荷的慢速渗滤系统。这一类型实际上是前三者的结合，其允许水力负荷取决于土壤的透水能力，而不决定于作物的需水量。

(4) 作物选择 可以考虑以下因素：①当地土壤条件和气候条件；②需要处理的污水的量；③作物对有毒重金属和盐类的敏感性；④作物对营养物质的需要量和污水中营养物质的有效性；⑤作物收获的难易；⑥如果污水中含有有毒物质，就必须考虑其在食物链中的作用；⑦产品的市场需求。

(5) 水力负荷与污染物负荷 水力负荷除决定于所采用的工艺类型，还决定于土壤、气候和作物条件。它必须按作物需要和土壤入渗速率调节，以免发生积水。例如，在夏季可以长期维持 3~4in/周的灌水量，而在寒冷月份就要相应减少。

污染物负荷量受多种因素限制，但主要可考虑以下因素。

① SAR (钠吸附比) 不应超过 9。实际上，SAR 大于 3 就会影响作物对水分和养分的吸收，破坏土壤结构，降低土壤透水性。

② 含盐量 (可溶性固体总量) 超过一定限度会降低作物产量，严重时将导致作物死亡。一般来说，当电导率超过 1mS/cm，就会产生不良影响。

③ 灌溉水氯化物超过 3mg/L，植物叶片就会被灼伤。

④ 氮素的负荷量通常决定于作物的吸氮量。一般来说，作物的吸氮量为 84~300kg/hm²，不过分析表明，土壤中还有其他机制去除氮素 (例如反硝化作用)。

⑤ 在土地处理系统中，磷不会导致严重的问题。因为磷可被土壤胶体吸附，也可与钙、铁、铝的化合物形成不溶性物质。

(6) 某些元素 (如镉) 可能引起危险 这是由于它们可在食物链中富集，或对植物产生毒害。表 2-1 是美国环保局规定的灌溉污水中一些元素的最高浓度推荐值。

表 2-1 灌溉污水中一些元素的最高浓度推荐值

(在 pH 值 6.0~8.5 的细质土壤上设计灌溉 20a)

单位: mg/L

元 素	灌 水 量		元 素	灌 水 量	
	0.91m/a	2.44m/a		0.91m/a	2.44m/a
铝	20.0	8.0	铜	5.0	2.0
砷	2.0	0.8	氟	15.0	6.0
铍	0.5	0.2	铁	20.0	8.0
硼	2.0~10.0	2.0	铅	10.0	4.0
镉	0.050	0.02	锰	10.0	4.0
铬	1.0	0.4	硒	0.020	0.02
钴	5.0	2.0	锌	10.0	4.0

2.1.5 土地处理与污水资源化利用

土地处理系统不同类型有不同的适用条件,总的来说,土地处理在污水资源化中的应用主要体现在以下几个方面。

(1) 微污染原水的给水预处理 见 1.5.2.2 中的内容。

(2) 污水土地处理后补充城市用水 我国目前绝大部分城市没有实现分质供水,不管是饮用水还是杂用水,全部以饮用水供应,造成了水资源严重浪费。将当地居民区的生活污水就地处理,实现中水回用,补充部分杂用水,如冲厕、道路冲洗、城市绿化、消防等,则可节约大量水资源,避免浪费。应用土地处理解决这个问题,主要采取渗滤处理系统和湿地处理系统。渗滤处理系统具有维护操作简单、投资省、处理效果好等特点,但水力负荷小,处理能力低。湿地系统在净化污水、美化环境的同时,有着显著的经济、生态效益。我国可根据实际情况,在有条件的地方,借鉴国外的经验,运用土地处理技术来实现居民区污水资源化。

(3) 污水地下回灌 地下回灌是一种利用土地处理技术,实现污水间接回用的方法。土壤渗滤是地下回灌技术的主要特征,也是确定污水处理技术最重要的影响因素。地下回灌技术是扩大污水回用最有益的一种方式,直接回灌后补给饮用水水源从成本-效益分析角度来看也是较为适宜的。同时,地下回灌可以水力拦截海水入侵,减少或防止地下水位下降,控制或防止地面沉降及预防地震,大大加快被污染水体的稀释和净化的过程,扩大地下水资源的储存量,此外还可以调节水温、保持取水构筑物的出水能力等。例如以色列著名的 Dan Region 污水回用工程,污水通过 SAT 系统后回灌到含水层中,利用土壤-含水层系统净化污水。

(4) 污水农业灌溉 污水农灌是弥补农业用水不足的可靠保证,也是土地处理在污水资源化中的一个重要方面。污水农灌体现出污水为土壤、作物所需,而土壤本身对污水具有一定的吸收净化效果和缓冲作用,对污水净化也发挥了相应的功能。污水既是保障农业用水的可靠水源,同时又是很好的肥源。据资料分析,如每年每公顷灌污水 7500m^3 ,相当于 187.5kg 尿素和 157.5kg 过磷酸钙,作物产量通常比清水灌溉增加 $10\%\sim 20\%$ 。此外,污水还有改善土壤结构、提高土壤肥力的作用,对土地改良效果尤为明显。污水农灌常用的处理工艺为塘系统—化学法—土地快速渗滤处理系统、二级生物处理—土地快速渗滤处理系统等。国外污水农灌应用很多,以色列污水处理后,42%用于农灌,污水农灌保证了以色列农业的健康发展。美国用于农业灌溉回用污水总量约为 $58\times 10^8\text{m}^3/\text{a}$,占回用水总量的 62%。

2.2 土地处理系统的场地规划与调查

这里的土地处理系统指慢速渗滤、快速渗滤及漫流系统。这些处理系统的共同点是需要一定面积的场地,而这种场地必须符合一定的技术要求。因此,场地选择是否合适,是这种处理方法成败的基本条件。场地调查资料不足或质量不高,可能导致场地的错误选择,以及不合适的工艺设计,最终使工程失败。

表 2-2 列出了污水土地处理系统现场调查及试验。其中项目的增减,视处理目的、场地的具体情况等而有所变化。各个项目在处理工程中的具体意义在后面各节中将具体阐述。除表中所列以外,场地所在地区的气候、水文、地形、土地利用及周围环境状况也在必须调查之列。

为了缩短调查时间及降低调查费用,首先应从地质、农业、环保及气象水文等有关部门取得有关资料,然后根据已有的数据及现场的具体情况,进行适当的现场勘查及试验,包括试坑、钻孔、水力传导系数测定及渗滤速度试验。

表 2-2 污水土地处理系统现场调查及试验

项 目	处 理 工 艺		
	慢速渗滤	快速渗滤	漫 流
污水成分	N、P、SAR(钠吸附比)、EC(电导率)、B	BOD、COD、SS、N、P、微量有机化合物等	BOD、COD、SS、P
土壤的物理性质	构造、结构、孔隙度、土层剖面的均质性	构造、结构、孔隙度、土层剖面的均质性	构造、结构、土层剖面的均质性
土壤的水力学性质	饱和及非饱和水力传导系数、给水度、渗滤速度	饱和及非饱和水力传导系数、给水度、渗滤速度	非饱和水力传导系数、给水度、渗滤速度(可选择)
土壤的化学性质	pH 值、CEC ^① 、EC ^② 、可交换的阳离子 ^③ (占 CEC 的百分数)、微量金属 ^④	pH 值、CEC、黏土矿物(可选择)、有机质	pH 值、CEC、可交换的阳离子(占 CEC 的百分数)
地下水	地下水化学成分、潜水埋藏深度、地下水流向	地下水化学成分、潜水埋藏深度、地下水流向	地下水化学成分、潜水埋藏深度、地下水流向

① 阳离子交换量。

② 对于干旱和半干旱地区，EC 可能具有更大的意义。

③ 主要是指可交换性钠的百分数 (ESP)， $ESP = \frac{Na(吸)}{CEC} \times 100$ ，Na(吸) 为可交换性钠的含量。

④ 如若种植进入食物链的作物，应注意测定微量金属，如 Pb、Cd、Hg 等。

2.2.1 基本情况调查

(1) 气象水文 处理场地所在地区的气象状况直接影响土地系统的工艺设计，因此最少应取得 10a 的地区性气象资料。①年、月平均降雨(雪)量，暴雨强度、次数、持续时间，它们直接影响到处理系统的水均衡计算。②年、月平均气温，特别是全年 0℃ 以下的天数。一般来说，在 0℃ 以下，植物停止生长，慢速渗滤和地表漫流系统不能运转，需储存污水；由于生物降解速率降低，硝化及反硝化作用较弱，快速渗滤系统处理效果降低，故要调整工艺。③土壤蒸发蒸腾量。它是慢速渗滤系统年水力负荷计算的重要参数。

对于土地处理系统来说，虽然地表水水文学资料不是主要的，但在设计前也应了解地表水系的分布、地表径流量、地表水和地下水相互补给关系、最高洪水位，以便为设计提供数据，设计出最优的排水系统，估计净化水对地表水质的影响，以及洪水对场地淹没的可能性。

(2) 地形及土地利用状况 地形坡度可能成为土地处理系统的一个限制因素，陡坡会增加地表径流量及冲蚀量，降低地表漫流系统的处理效果；地形起伏及高差太大，会造成输水费用及土方量的增加。污水土地处理系统多半位于城镇郊区，每个地方均有自己土地利用的规划及相应的法律规定。因此应在调查区内，了解土地利用及规划状况，以便设计与当地土地利用目的一致的土地处理方案。表 2-3 列举了地形坡度及土地利用对污水土地处理系统适宜性的鉴别。

2.2.2 土层剖面的勘测

在对第一阶段选定的场地做初步的地面勘察之后，还必须进行场地地下土层剖面的勘测，其方法可用试坑和钻孔，前者是勘测浅部土层剖面，后者是勘测深部土层剖面。

2.2.2.1 试坑

(1) 试坑勘测的目的 揭露浅部土层剖面的组成，并进行现场试验。其优点是可以在比较大的面积上直接观察土层剖面的情况。这种试坑用一般的挖掘工具即可完成。

(2) 试坑观察及试验的内容 观察土壤的颜色及性质变化，绘出土壤的剖面图；采集土样(包括原状土样及扰动土样)，供土壤的物理性质、化学性质及渗透试验用。

表 2-3 地形坡度及土地利用对污水土地处理系统适宜性的鉴别

因 素		适 宜 性 分 类			
		慢速渗滤系统		地表漫流系统	快速渗滤系统
		农业型	森林型		
坡度	0~12%	强	强	强	强
	12%~20%	差	强	中等	差
	>20%	非常差	中等	不适用	不适用
土地利用	空地或耕地	强	中等	强	强
	局部造林	中等	中等	中等	中等
	大量造林	差	强	差	差
	建筑物区	差	极差	极差	极差

(3) 试坑深度 慢速渗滤系统的场地, 1.5m 或更深些; 快速渗滤系统的场地, 3.0m 或更深些; 地表漫流系统的场地, 1.0m 或更深些。

(4) 试坑数目及位置 每块试验场地一般是 3~5 个试坑, 如场地较大, 且在水平及垂直方向上的性质有变化, 均质性差, 则试坑数应适当增加; 试坑的位置应能控制整个场地, 并使试坑分布在主要的不同土层类型的部位上。

(5) 在试坑中进行观察及试验的内容

① 在试坑壁上观察和记录土壤的颜色及土壤性质的变化, 并绘出土壤的剖面图; 对土壤的构造进行现场肉眼鉴定。

② 用环刀取原状土样, 供室内测定容重用, 取扰动土样, 供室内测定土壤的物理性质及化学性质用; 如要在室内做土壤的渗透性试验, 则需取 40kg 土。

③ 如果在试坑进行非饱和的垂直水力传导系数的测定, 要在试坑的一端挖成一缓坡形, 然后在要做试验的土层上挖成一台阶供试验用。

④ 要特别注意描述是否有坚硬裂隙岩石及滞水层的存在。

2.2.2.2 钻孔

(1) 钻孔勘测的目的 揭露较深部土层剖面的组成、潜水埋藏深度 (简称潜水埋深)、含水层厚度等, 并进行现场试验。这种钻孔一般可用手动的麻花钻或其他轻型的机动钻探工具完成。

(2) 钻孔观察及试验的内容

① 潜水埋深及含水层厚度, 为计算地下水流量及地下水丘形成提供参数。

② 采集土样及水样, 供测定土壤的物理性质、化学性质, 进行渗透试验及水质分析使用, 如钻孔作为以后的地下水水质监测孔, 应下套管。

③ 钻孔终孔后, 应测定地下水流向和渗透系数。

(3) 钻孔深度 如潜水深在 10~15m 间, 每个钻孔必须穿透到潜水面以下至少 50cm 处; 少数钻孔必须穿透整个潜水含水层, 确定含水层厚度, 为计算地下水流量及地下水丘形成提供参数。

(4) 钻孔的取样及描述 钻进过程中, 应对不同深度的土壤进行现场描述, 并记下深度; 视土壤的均质性用勺形取样器取样, 监测孔取样间距为 1.5m, 土层调查孔在 6m 以上每 1.5m 取样两个, 此后每 1.5m 取样一个, 土样供室内测定土壤的物理、化学性质用。注意在土壤性质变化的层位上取样。钻孔达预定深度后终孔, 待水位稳定后测定潜水埋深, 取地下水样。如该孔作为以后的地下水水质监测孔用, 应下套管, 并测定孔口标高, 在标高起始

点做标记。

(5) 钻孔中的试验 钻孔终孔后可用各种方法测定横向的饱和水力传导系数(饱和渗透系数),如果测定地下水流向,必须有三个呈三角形布置的钻孔,并测定这些孔的水位标高,通过图解法确定流向。

(6) 钻孔的数目和位置 对于地表漫流及慢速渗滤系统来说,其钻孔数一般可少一些,对于快速渗滤系统要多一些。如土壤很均质,在连续 20hm² 的大型场地中,每 1~2hm² 一个孔足够了;小于 5hm² 的场地,要布 4~6 个浅孔,1~2 个穿透潜水含水层的深孔。钻孔布置应控制整个试验场地,并在每种主要土壤的分布区内至少布一个孔。

2.2.3 土壤的物理性质调查

土壤的物理性质包括土壤的构造、结构、颜色、密度、容重、孔隙度等,它们是影响土地处理系统的重要因素。

2.2.3.1 土壤的质地及分类

应当注意到,目前在土壤学和工程地质学中土壤的质地分级标准及其分类系统是有一定差别的。土壤学中的质地(构造)分级标准及其分类系统有国际制的、英美制的、原苏联制的和中国制的。过去在不同时期都采用过,现在趋于采用 1981 年中国制。

考虑到目前在实际应用中仍然存在不同的情况,本节介绍了工程地质调查工作中采用的质地(构造)及其分类系统,以便在设计土地处理系统时有所比较和有所鉴别。表 2-4 是一些国家土壤的粒级分类。

表 2-4 一些国家土壤的粒级分类

粒 级/mm						备 注
黏粒	粉粒	砂粒	砾石	卵石	漂石	
<0.005	0.002~0.005	0.05~2.0	2.0~20	20~200	>200	中国
<0.002	0.005~0.05	0.05~2.0	2.0~150	250~300	>300	美国
<0.005	0.005~0.074	0.074~2.0	2.0~75	>75	—	日本
<0.002	0.002~0.06	0.06~2.0	2.0~65	>65	—	英国
<0.002	0.002~0.06	0.06~2.0	2.0~63	>63	—	德国
<0.002	0.002~0.06	0.06~2.0	2.0~60	>60	—	瑞士

土壤是直径不同的大小土颗粒的集合体。按各种粒级含量分布情况命名是土壤分类的一种方法,这是工程勘察及设计中最常用的一种分类法。在进行此种分类命名前,必须先进行土壤的颗粒级配分析,其分析结果以颗粒粒径分布曲线表示。土壤分类原则是根据黏粒、粉粒和砂粒所占的百分含量确定。表 2-5 是我国土壤的颗粒质地分类。土壤的质地是关系到渗透性及其对土地处理适宜性的重要特征。细粒质地(构造)最适宜于地表漫流系统,中粒质地(构造)最适于慢速渗滤系统,粗粒质地(构造)最适于快速渗滤系统。表 2-6 列出了土壤的质地构造分类与土地处理系统的适宜性的关系。同一质地的土壤,由于其颗粒级配不同渗透性有所差异,一般来说,均质土(土壤的颗粒分级不明显的土)渗透性好,而非均质土则相反。

2.2.3.2 孔隙度

孔隙度是土壤的物理性质的一个重要参数,它是土中孔隙体积与土壤总体积之比,计算公式如下。

$$n = \frac{V_0}{V_T}$$

式中, n 为孔隙度(无量纲,以小数或百分数表示); V_0 为孔隙体积, cm³; V_T 为土壤

的总体积, cm^3 。

表 2-5 我国土壤的颗粒质地分类

名 称		粒组百分含量/%		
类	亚类	砾、砂粒组	粉粒组	黏粒组
黏土	黏土	少于黏粒组	少于黏粒组	30~100
	粉质黏土		多于黏粒组	30~50
	砂质黏土	多于黏粒组		30~50
亚黏土	重亚黏土	多于黏粒组		20~30
	中亚黏土	多于黏粒组		15~20
	轻亚黏土	多于黏粒组		10~15
	粉质重亚黏土		多于砾、砂组	20~30
	粉质中亚黏土		多于砾、砂组	15~20
	粉质轻亚黏土		多于砾、砂组	10~15
亚砂土	重亚砂土	多于粉粒组		6~10
	轻亚砂土	多于粉粒组		3~6
	粉质重亚砂土			6~10
	粉质轻亚砂土			3~6
砂土	粉土			<3
	粉质砂土	多于粉粒组		<3
	砂土	多于粉粒组		<3

表 2-6 土壤的构造分类与土地处理系统的适宜性的关系

土 的 类 型	黏 性 土	壤 质 土	砂 质 土
构造分级	细	中等细 中等	中粗 粗
渗透性	慢	中等慢 → 中等 → 中等快	快
处理工艺	← 地表漫流系统	← 慢速渗滤系统	快速渗滤系统

孔隙度可用原状土在室内测定, 但较麻烦且不易测准, 所以常根据土壤的容重及密度算得 n 值, 公式如下。

$$n = 1 - \frac{\rho_b}{\rho}$$

式中, ρ_b 、 ρ 分别为土壤的容重及密度, g/cm^3 。

2.2.3.3 土壤的颜色

在试坑所揭露的剖面上, 呈现出土壤的颜色和颜色的图形, 这可能是土壤的排水性能好及氧化还原条件的指示特征, 如红、黄、黄褐色代表良好的氧化环境, 通气性好, 是非饱水土壤; 颜色阴暗、灰或蓝色代表缺氧环境, 通气性不好, 可能是饱水土壤, 或有机质含量高; 如土层剖面上有交错的颜色条纹或色斑, 可能排水性不好, 或该剖面季节性饱水, 位于潜水位变动带。在观察土壤的颜色时, 应注意是否是地质历史上形成的, 如果如此, 其颜色并不反映土壤近期所处的状况。

2.2.3.4 土壤的结构

土壤的结构是指土壤颗粒结合到颗粒团聚体上的团聚作用。同一质地的土壤, 结构好的, 土地结构体间有较大的空隙, 渗透性好, 相反则渗透性差。土壤结构与其黏粒含量密切

相关，如黏粒含量大于 10%，且黏粒中含有大量的黏土矿物，饱水时可能膨胀或分散，使土壤的渗透性明显降低；如果施用到土壤上的污水 pH 值高，可能使土壤中可交换钠增加，如大于 15%，则会严重破坏土壤的结构，使土壤板结，透气性及透水性大大降低。因此要保证使用污水后不破坏土壤的结构，必须分析污水的 pH 值，并进行相应试验。

2.2.3.5 土壤的物理性质现场鉴定

在现场进行试坑及钻孔勘测时，应根据手感及肉眼观察对土壤的物理性质及构造命名进行描述。土壤的现场鉴定方法详见表 2-7。土壤的颗粒级配室内分析，大于粉粒的用筛分法，小于粉粒的建议用吸管法或比重法，具体可查阅文献。室内分析样品数，每种主要土壤至少两个。

表 2-7 土壤的现场鉴定方法

土壤类型	干 土	湿 土
砂土	松散,单颗粒,握紧放开后大部分颗粒散落	紧握可成型,但一触即散
亚砂土	可成团块,轻压即碎,连续摩擦有明显砂感	紧握可成型,可搓成圆球
亚黏土	中等压力可把团块压碎,粉末有滑感	紧握可成型,可搓成 1mm 的圆条,弯曲有裂纹,可捏成片状,有滑感
黏土	团块坚硬,两手用力压不碎,断口有时成贝壳状	紧握可成型,可搓成任意弯曲而无裂纹的圆条,可捏成薄片,滑感好

2.2.4 土壤的化学性质

土壤的化学性质直接影响土地处理系统植物的生长、污水净化效果及渗透性。土壤的化学性质有土壤的 pH 值、阳离子交换容量 (CEC)、交换性阳离子 (特别是交换性钠) 百分比、盐基饱和度、电导及有机质含量等。

阳离子交换量是指某种土壤所吸附的各种阳离子总量，以 mmol/g 表示，其中交换性 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 总量占 CEC 的百分数称为盐基饱和度。就慢速渗滤及地表漫流系统种植的作物及其他植物而言，盐基饱和度的最佳阳离子组成应以碱土金属 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+}) 为主，百分比高可能会引起土壤团粒结构破坏，透气性及透水性降低，交换性钠的百分数 (ESP) 的合适范围应低于 15%。

如果处理场地的土层中含有较多的黏粒，应进行矿物学上的分析，确定高岭石、蒙脱石、伊利石、蛭石的含量。如黏粒中蒙脱石含量较大，CEC 也较高，即使黏粒含量较小 (<10%)，也可能由于膨胀而使土壤的渗透性降低；如黏粒 >10%，蛭石及蒙脱石同时存在也可能出现渗透性问题。黏土矿物分析常用的方法是 X 射线衍射法。

土层中黏土矿物，特别是蒙脱石类矿物具有较高的永久性电荷，对阳离子交换容量可达 0.8~1.2mmol/g，不同矿物对无机污染物的吸附容量见表 2-8。

表 2-8 不同矿物对无机污染物的吸附容量 单位: mmol/g

矿物类型	蒙脱石	高岭石	白云母	石 英
吸附容量	0.50~0.88	0.07~0.10	0.15~0.30	0.03~0.04

当土地处理系统排出的净化水进入地表水系时，考虑到地表水系磷污染引起水体富营养化问题，有时需要了解土对磷的去除效果，需测定其等温吸附线。其方法大体如下：配制磷浓度范围为 1~30mg/L 的溶液，把不同浓度的磷溶液与一定质量（几克到十几克）的土壤混合，在恒温下振荡几天，达吸附平衡后，离心取清液分析磷浓度，根据磷溶液与清液两者浓度之差，算出土壤对磷的吸附量，绘出等温吸附线，得出等温吸附方程。

在快速渗滤系统中，为了达到氮的去除率而设计最优的淹水/落干（湿/干）周期，也需要测定 NH_4^+ 在土壤中的等温吸附线及其相应的等温吸附方程，其方法与测定磷的等温吸附

线大致相类似。

2.2.5 土壤的水力学特征

土壤具有容纳水和传输水的能力,这种能力决定于土壤的水力学性质。对于快速渗滤系统来说,水力学性质是设计中的决定性因素;慢速渗滤系统的设计中水力学性质也是主要因素。在计算土地处理系统的水力负荷、排水的需求等问题时,必须有可靠准确的水力学参数(主要包括渗透系数、给水度、渗滤速度等)。

2.2.5.1 渗透系数

污水土地处理的场地都是含有各种土层的场地,用地质术语来说,这些场地的土壤属于地质时代最年轻的第四系松散沉积物,属多孔介质。水在这种多孔介质中流动并储存。渗透系数(亦称饱和水力传导系数)就是量度水通过这种多介质(土层)难易程度的参数。为了更好地理解水力传导系数,首先介绍地下水运动的基本定律——达西定律(Darcy's Law),该定律的数学表达式称为达西方程。

$$Q=KA \frac{dH}{dL}$$

式中, Q 为渗透流量, m^3/h ; K 为水力传导系数, m/h ; A 为过水断面的面积, m^2 ; dH/dL 为水力梯度。

上式的一般表达式为

$$Q=KA \frac{\Delta H}{L}$$

式中, L 为渗透长度,即上下游过水断面距离, m ; ΔH 为水头损失,即上下游过水断面水头差, m 。

式中的 $\Delta H/L$ 即水力梯度,常以 I 表示。水力传导系数 K 不是一个真正的常数,它随土壤的含水量变化而迅速变化。即使土壤的含水量不变,例如土壤在饱水的条件下,由于黏粒膨胀的增加,颗粒的重新分配引起孔隙大小分布的变化,以及水和土壤的相互作用,如阳离子交换等因素,都可能使 K 值在饱水的整个时间段内产生变化。但是,对于某种类型的土壤来说,在大多数情况下,土壤在饱水条件下的渗透系数可看作一个常数。一般来说, K 值的大小与土壤的构造、结构、孔隙大小、颗粒大小及其分布,以及水的温度与离子组成等密切相关。粗粒构造、团粒结构好、孔隙大、颗粒大小分级不明显(或者说均质土)时, K 值大,渗透性好;相反,则 K 值小,渗透性差。

渗透系数分非饱和带(包气带)和饱和带两种,对于污水土地处理系统,前者的测定更为重要。非饱和带渗透系数的现场测定方法主要有环状渗透仪、双管渗透仪、进气式渗透仪等。以双管渗透仪及进气式渗透仪测量结果较好。饱和带渗透系数测定方法主要有统计学方法、实验室方法、双管渗透仪等。

R. G. Shepherd 提出了渗透系数与粒径大小的统计学经验方程:①均质沙丘砂, $K=1629.7d^{1.85}$;②海滩砂, $K=488.9d^{1.75}$;③非均质的河床砂, $K=142.6d^{1.65}$ 。

在大多数的情况下,土壤颗粒的沉积多是成层的,且垂直方向的变化往往比水平方向大得多,所以水平方向的 K 值与垂直方向的 K 值总是不同的,且前者总是大于后者。这种土层常称之为各向异性土层。

2.2.5.2 给水度

给水度是水文学上的专业术语,其定义是指潜水含水层水位下降一个单位时,单位体积含水层所排出的水量;或者说是指饱水土在重力作用下土壤中所保持的水的体积与土壤总体积之比。从理论上讲,孔隙度、给水度及持水度有如下关系。

$$V_y + V_r = n$$

式中, V_y 为给水度; V_r 为持水度; n 为孔隙度。

在实际应用中, 还有一个称之为有效孔隙度 (n_e) 的术语, 其数值与给水度相等, 即 $n_e = V_y$ 。给水度主要是分析地下水含水层的某些性质时使用, 比如地下水丘高度的计算。给水度和有效孔隙度是同一含义的术语。给水度的大小与颗粒大小、土壤的均质性及孔隙的大小有关。一般来说, 粒径大、均质性好、孔隙大的土壤给水度大。给水度可以从现场抽水试验或实验室试验中求得, 但由于给水度微小的变化对土地处理中的有关计算不十分敏感, 因此, 可根据土壤的物理性质和水力学性质估算给水度。

2.2.5.3 渗滤速度

渗滤速度是土地处理系统设计中很重要的参数。常用的测定方法有渗水池法、双环渗水试验和喷淋渗滤器。前两种方法简便, 易于操作, 对土表面没有冲蚀作用, 比较常用, 但测量结果偏大; 后一种方法在测量时对土表面有冲蚀作用, 操作较复杂。

2.2.6 水文地质条件

大多数的污水土地处理系统 (特别是快速渗滤系统) 对地下水有影响, 在初步调查阶段就必须仔细考虑。诸如地下水丘的形成、地下排水方式、下渗水中污染物的最后归宿、净化水运移距离及排泄地点、是否会影响供水地下水源的质量等问题, 无论在初步调查阶段还是设计阶段都必须予以考虑。

2.2.6.1 水文地质学中的几个基本概念

为了更好地了解土地处理对地下水的影响, 下面介绍一些水文地质学上的基本概念。

(1) 地下水类型 地下水按其埋藏条件可分为潜水、承压水及上层滞水 (图 2-1)。潜水是饱水带中具有自由水面的第一个含水层中的水, 它直接通过包气带 (非饱和带) 与大气圈及地表水发生联系, 是与土地处理系统密切联系的地下水。承压水是充满于两个隔水层之间的含水层的水, 具有不同程度的承压性, 这是它的一个重要特征。上层滞水是当包气带存在局部的隔水层时, 在此隔水层上将聚积一定量的具有自由水面的重力水。在土地处理系统场地下面常常遇到上层滞水。地面至潜水面 (或上层滞水面) 的深度称为潜水 (或上层滞水) 埋深, 简称埋深。

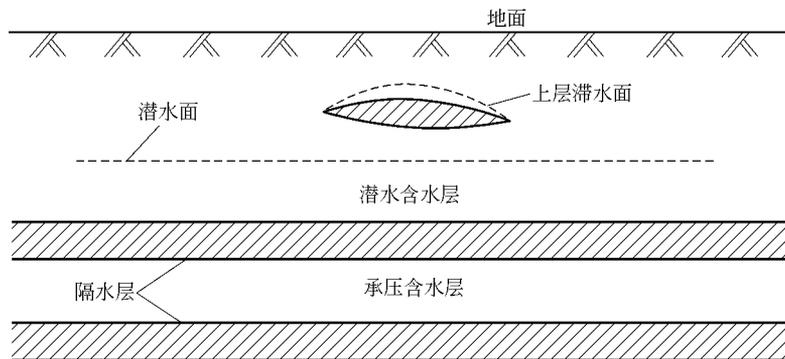


图 2-1 以埋藏条件分类的各种地下水

(2) 毛细上升高度 在接近潜水面或上层滞水水面的部位, 由于毛细力的作用, 水从地下水面上升到一定高度, 形成一个毛细水带。这一带的高度与土壤的性质, 特别是构造性质密切相关, 细粒构造毛细上升高度大, 粗粒构造则相反。用下式可估算毛细上升高度。

$$h_c = \frac{0.45 \times (1-n)}{d_{10} n}$$

式中, h_c 为毛细上升高度, cm; n 为孔隙度; d_{10} 为有效粒径, 即颗粒累积百分含量达

10%的粒径, cm。

在快速渗滤系统中, 毛细带边缘离地面不能小于 0.6m; 在慢速渗滤系统中, 为了防止土壤盐渍化, 毛细带边缘不能进入根系深度。

(3) 地下水实际流速 地下水实际流速应是渗流速度除以孔隙度, 即

$$\bar{V} = \frac{V}{n}$$

式中, \bar{V} 为地下水实际流速, 亦称平均线性流速, m/h; V 为地下水渗流速度, m/h; n 为孔隙度, 无量纲。

2.2.6.2 土地处理系统设计中的几个水文地质问题

在土地处理系统设计中必须解决以下几个水文地质问题。

(1) 净化水进入地下水含水层后, 可能与原来的天然地下水混合而被稀释, 要了解地下水的稀释能力如何, 就必须计算天然地下水的储量。一般来说, 只要计算地下水的净储量即可满足设计要求。其计算方法是: 地下水净储量 = 含水层厚 × 处理场面积 × 孔隙度。

(2) 从处理场地污水入渗点至天然排泄点(地表河渠)或人工抽水点, 地下径流时间是多少, 可先求出渗流速度 V , 然后除以含水层的孔隙度, 即得地下水的实际流速(或称平均流速), 将进水点至排水点的距离除以实际流速, 即为地下径流时间。

(3) 地下水丘的高度, 地下排水管的距离等。

要解决上述问题必须取得以下水文地质数据: 潜水埋深、上层滞水埋深、隔水层(或称不透水层)深度、含水层厚度、地下水流向、水力坡度、含水层给水度、含水层的水平水力传导系数等。

2.2.6.3 地下水

地下水的形成既受水文、气象、地质结构的控制, 又受开采、回灌等人为改变水力条件的影响。因此, 地下水的形成始终贯穿在地下水的补给、径流、排泄的过程之中, 这是地下水的基本运动规律。

地下水动态变化主要受气象、水文及人为因素的控制。气象是普遍因素, 水文和人为因素具有局限性, 但在部分地区起着决定性作用。

污水土地处理系统(特别是快速渗滤系统)对地下水的影响很重要。诸如地下水丘的形成、地下排水方式、下渗水中污染物的最终归宿、净化水运输距离及排泄地点, 是否会影响供给地下水源的质量等问题, 在初步调查及设计阶段都必须予以考虑。在场地调查时, 应采集场地上游、下游及场地内上层滞水、潜水及承压水的水样, 以便了解天然地下水水质, 以及将来处理系统运转后, 净化水的渗入可能对地下水质量的影响。

净化水渗入到地下水后, 初期如果含水层中没有向下流动的分量, 净化水只在含水层的上部与天然地下水混合, 形成一个上部的混合区, 只有经过漫长的时间后, 由于浓度梯度引起的扩散, 才可能与较深部分的天然地下水混合, 这是溶质弥散作用的结果。混合区的范围及其混合后浓度的时空变化的预测是个很复杂的问题, 已超出本书的范围。

2.3 场地规划程序

土地处理系统作为一种污水处理系统, 在其设计之前, 应有缜密而仔细的规划, 以选定经济上最适宜、技术上最有效的处理工艺, 并且对选定工艺所依赖的场地条件是可行的。

2.3.1 土地处理系统规划程序

按照国内外经验规划程序，一般可分为两个阶段，每个阶段都有其一定的工作内容和应达到的目标（图 2-2）。

第一阶段为基础资料的收集和分析研究阶段。针对污水处理系统的各项具体要求，对收集到的基础资料进行深入的鉴定、分析与研究，以确定选用土地处理系统的可行性。接着对那些限制土地处理系统采用的因素或工程要求做进一步的研究考虑。如果经过分析研究，认为当地土地不存在限制土地处理系统采用的因素，并且满足各项工程要求的条件均已具备，那么，下一步就是要选择、鉴定可能作为污水处理系统的场地。如果没有合适的、符合土地处理要求的场地，土地处理系统就不能实现。因此，需要对可能作为土地处理的场地进行可行性评价。

第二阶段的规划工作主要是场地调查。通过现场调查，提出初步设计的依据和费用估算，对土地处理方案进行评价，并与其他处理方法进行技术、经济比较，之后在此基础上可以进行土地处理系统的设计。

系统规划程序中往往包含了继后设计程序所需的基本步骤，而且是紧密相关的。搞好系统规划是做好系统设计的先决条件，特别是系统规划中一些基本资料的收集与分析，是继后系统设计所必需的资料和技术参考。两者在程序阶段上的划分既有区别，又往往互相呼应，互为条件。如对进入系统的污水水量、水质的分析，水力负荷、有机负荷、污水化学组分的分析，土壤-植物系统同化容量的确定等，都是系统规划和系统设计所必需的技术资料和参数。

2.3.2 第一阶段规划

2.3.2.1 基础资料的收集与分析

(1) 污水水质、水量与负荷

① 城市污水排放量（ m^3/d ）及其变化规律（每月的及每月中逐日的变化）。

② 工业废水排放量（ m^3/d ）及其变化规律（每月的及每月中逐日的变化）。工业废水占城市污水的百分数，工业废水的种类，所占主要污染物的种类及排放量（ kg/d ），污水的化学组分特性等。

③ 工业废水在厂内的治理状况，特别是重金属、难降解有害有毒化学污染物的治理与控制。

④ 污染物按总量控制规划削减的状况，实际需要进入土地处理系统予以处理的量及其变化情况。

⑤ 近期及远期污水量及污染物增长的预测资料。

污水水质参数应包括：pH 值、水温、 BOD_5 、COD、悬浮物（SS）、氮（总氮，以 N

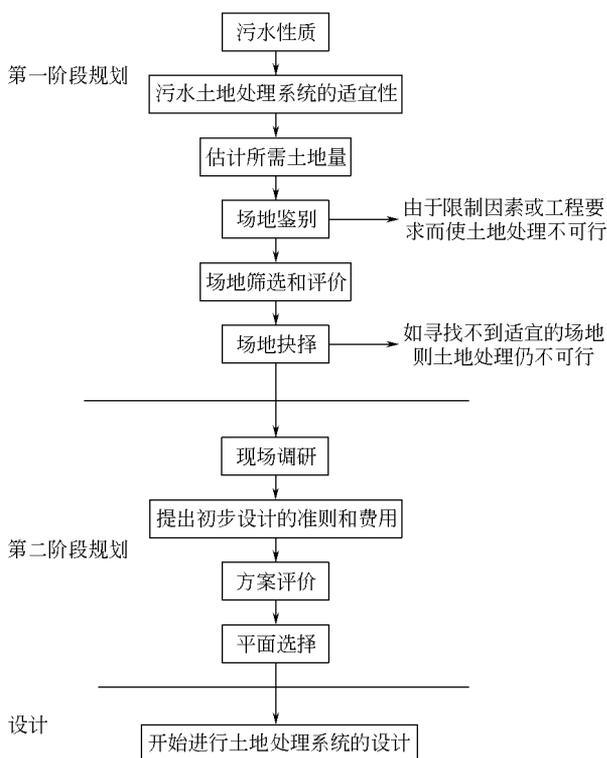


图 2-2 两阶段规划程序与方法

计)、有机氮、氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、磷(总磷,以P计)、有机磷、无机磷。此外,如有可能还可列入总有机碳(TOC)。

对于土地处理设计中尚需要污水水质的其他主要参数还可包括:总溶解性固体(TDS)、钠、钾、钙、镁、锌、硼、铬、铜、铁、铅、硒、钡、汞、镍、银、氟化物等。

要计算出BOD、COD、氮、磷及某些化学组分的负荷量,特别是那些能限制系统处理能力的污染物的负荷量。这对下一步通过土壤对这些化学组分的同化容量来估算所需土地面积是十分重要的。

(2) 水质要求 主要指土地处理后的水质要求。我国已制定并颁发了《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),该标准将地面水分成5类,各有其环境质量标准,同时也将地下水划分成5类,各有其水质标准。各地将地面水及地下水按其功能要求及质量要求划分功能区及水质保护区。对于排入地面水的系统,如地表漫流系统和一些地下排水或自然排水的慢速渗滤和快速渗滤系统,土地处理系统净化出水的质量必须符合当地划分的功能区的水环境质量要求以及地下水水质保护区的质量标准。

(3) 有关自然状况、气候状况和水文学基础资料的收集、整理与分析研究

① 自然状况 地理位置、纬度、地形地貌。

② 气候状况

a. 气温。年间变化、季节变化、月变化、每月的平均温度、每月逐日的平均温度、最高温度、最低温度、每月中低于 0°C 及高于 32.5°C 的平均天数。

b. 地温。

c. 降水。年间变化、季节变化、月变化、每月的总降水量(10a资料)、每月超过0.25cm和1.3cm的平均天数及每月总降雪量(10a资料)。

d. 蒸发量。每月平均蒸发量、最大可能蒸发量[指土壤经常保持湿润状态的条件下,土壤和植物(以绿色短草地为标准)的最大可能蒸发与蒸腾的水量]。

e. 其他气候因素。湿度、风速(年平均风速、各月平均风速)、日照(年、月、日)时数,作物生长季节。对于多年生作物,其生长季节通常假定为等于每年中日最高温度在 0°C 以上的连续天数。其具体资料可从当地农业部门获得。有关气象因素分析列于表2-9中。

表 2-9 气象因素分析

因素	需要的资料	分析	用途
降雨	年平均降水量 年最大降水量 年最小降水量	频率	水平衡
暴雨	暴雨强度 暴雨持续时间	频率	径流计算
温度	冰冻点以下的平均天数	无冰冻期	污水储存 处理频率 作物生长季节
风	风向 风速	—	涉及是否需要人工降雨
土壤水分蒸发及蒸腾损失	全年损失量 月平均损失量	全年分布	水平衡

③ 地表水水文学 土地处理系统附近的河流、湖泊等地表水体的水位、流速、丰水枯水平水期流量、洪水(20~30a遇的洪水)出现的频率、湖泊蓄水量及年际变化。

对于慢速渗滤系统,当设计排水和径流收集系统时,最小重现期应定为10a。环形种植植物,而不采用直行种植,并使植物残余物进入土壤来增加土壤的有机质含量,减少营养损

失，加强管理，以控制暴雨。

④ 地下水水文学 应具有以下资料：土壤鉴定，地质和地下水资料的勘探、普查、钻探等，地下水水质状况，地下水位测量，地下水的化学分析资料，地下水开采量、开采位置、深度、水位变化资料。这些资料可通过我国及地方地矿、水文地质大队及水资源部门收集。

2.3.2.2 土地处理系统的适用性

当研究某种土地处理工艺净化既定污水以求其适用性时，应考虑以下几个问题。

(1) 此种土地处理工艺净化污水的能力，它的污水处理的水力负荷率、有机物负荷率、氮磷去除负荷率等，是否足以承担净化此种污水达到排放标准的要求。

(2) 应对当地的地区特征进行调研，以确定当地的地区特征能否采用某种土地处理的工艺，如果当地的地区特征可以满足某种土地处理的工艺，那么它就对该项处理工艺提供了必要的、或许是十分重要的基本条件，否则就不适宜采用土地处理工艺。

(3) 净化出水的出路或处理的目标。有的工艺净化出水的水质很好，可以补给地下水；有的出水可以用于灌溉；有的可以用于工厂冷却水系统的补给水或工艺用水，甚至锅炉补给水；有的可以用于补给城市河道或湖泊景观用水等。净化出水的水质或达到二级处理的要求，或优于二级处理的要求。这与原污水水质、土地处理工艺的净化能力和预处理要求等有密切关系。

总之，当探讨土地处理工艺系统的适用性时，应综合考虑原污水水质、土地处理工艺的净化能力、预处理要求、当地特征以及出水目标与应用等因素，当这些因素不表现出限制性时，说明是适用的。当然，还需要把技术上的可行性与经济上的合理性结合起来考虑，以求其技术经济的适宜性。

初步确定选用某种适宜的土地处理工艺后，则可利用典型的水力负荷、有机物负荷和氮、磷等营养元素负荷来初步估算所需土地面积，以及其最低限度的预处理要求、储存要求和其他各种要求，之后才能在此基础上对该类土地处理工艺的可行性（工艺技术的、工程的、经济的和环境的）做出评价。

2.3.2.3 估算需要的土地面积

土地处理系统所需要的土地面积包括：污水处理所需的面积，缓冲区（由于卫生需要及保障人体健康而划定的区界）、预处理构筑物所占面积，污水储存、泵站、道路以及维护和管理建筑所需的面积等。此外，还应考虑今后发展需要扩大土地处理场而需增加的土地面积。

对于土地处理场所需要的面积，可以初步按污水流量、污水储存需要以及初步确定的水力负荷率等因素确定，但当最终确定所需土地面积时，应在设计阶段按确定的土地处理限制组分（LLC），即污水所含组分中最能限制土地处理的那种组分（土壤同化容量最小，所需土地面积最大的组分）来求出所需土地面积。

2.3.2.4 场地鉴别与评价

为了进行场地鉴别与评价需要以下资料：地形地貌、土壤种类和渗透性、温度（平均月温度及生长季节）、降水（平均月降水和最大月降水）、蒸腾和蒸发量（平均月蒸腾和蒸发量）、土地使用、分区区划、农业情况、地表水和地下水状况、地下水及流量。

场地鉴别的复杂性在于所需要的土地面积及土地使用的性质，必须综合考虑上述许多影响因素，而重点可放在四个因素上，即地面坡度、土地使用情况、地貌以及土壤渗透性等。若土地面积符合上述准则，就可以采用。

在被调查的地区地图上，将上述因素的有关资料和数据一一标出，制成综合调查地区图，可以显示出最适宜土地处理的地区、一般尚可地区和不太适宜的地区。要识别任何可能限制场地用作土地处理的限制性条件。对被调查的地区，应针对各类土地处理工艺的要求，

全面进行评价。即根据这些地区对土地处理工艺的适宜性、当地土地使用情况（用途）、地形、土壤等因素进行恰当的分区、鉴别。

规划土地处理系统时，首先应遵循当地的合理规划。在被调查的地区内，土地的实际使用情况和规划后的土地使用情况，应尽量与当地土地使用的情况和目的相一致，这样的规划方案比较容易得到当地政府的批准和准许。

土地处理系统与当地土地使用目标取得一致，具体可表现为：在处理场上生产农产品或森林产品，同时可利用土地处理后的出水，使污水净化与渔业生产结合；此外，还可利用净化后的出水补给城镇河道、湖泊，作为景观用水，或浇灌公园土地并扩大公园园地面积，或利用净化出水回用于乡镇工矿企业等。

总之，通过当地的土地使用规划，并进行实地调研，掌握实际土地使用状况，将这些资料在被调查地区的地图上标明，然后鉴定土地处理场的土地用途适宜性因素，即可在地图上标出适用的土地。

2.3.3 第二阶段规划

在第一阶段规划过程中，经对土地处理工艺系统的场地鉴别后认为可以适用的情况下，可转入第二阶段的规划工作。

第二阶段的规划包括：现场调研与勘察；提出初步设计的依据与准则；费用分析；方案评价和方案选择；效益分析。在上述工作基础上，最后确定土地处理工艺与系统的设计方案，并可转向另一阶段——设计阶段的工作。

2.3.3.1 现场调研与勘察

在第一阶段规划时选定的场地上进行现场调研与勘察，工作内容如下。

(1) 测定土壤特性（物理特性、化学性质）及钻探试验。断面深度：慢速渗滤系统为 1.5m，快速渗滤系统为 3.0m，地表漫流系统为 1.0m。

(2) 测定地下水的深度、静水水头、流量、水质和运动状况。

(3) 测定土壤的地下渗流速率和水力通水率。

(4) 测定土壤的渗透速率。

(5) 测定有关农业因子，如土壤的 pH 值、植物需氮量及需钾量、土壤及水中盐度及 Na^+ 浓度等。

通过现场调研和勘察，以确定该土地处理系统在技术上是否可行。在收集到足够资料和数据后，再转入下一步工作。

2.3.3.2 选定初步设计的依据和准则

(1) 确定所采用的土地处理工艺及每块场地的适宜水力负荷率。

(2) 根据该水力负荷率，估算所需要的土地面积、预处理要求、储存要求、净化水的回收及利用等。

(3) 关于污水处理要求的确定。对污水进行适当的、必要的处理，是为了防止污水对系统造成不必要的危害，并使处理效果达到预期的目标。具体要求为：①污水中应不含有能对系统的布水系统机泵造成危害、磨损等的物质；②污水中应不含有能导致快速渗滤系统土壤阻塞的物质；③污水对公共卫生的危害应最小；④污水储存时不产生危害。

若污水中含有相当数量的工业废水或土地处理系统的主要处理对象是工业废水，那么，当这些工业废水含有有害或有毒组分并能危及处理工艺的净化功能，即含有难降解或不能净化的化学组分时；或含有能在土壤-植物系统中积聚，并危害植物、土壤及地下水的污染物时；以及能在土地处理系统中穿越，使出水水质恶化并妨碍出水或地下水利用时，就应对工业废水进行必要的预处理。对工业废水的控制方法有：根据当地对污染物总量控制原则和规划目标，采取必要技术措施，在车间或厂内予以消减；或实行清污分流，清水回用，污水进

行内部净化；或通过工艺改革，消除污染物的排放等。总之，必须制定进入土地处理系统的水质标准和最高污水排放量限额。只有达到这个标准和限额的工业废水才能排入土地处理系统进行处理。为此，必须把土地处理系统的工作与区域污染物总量控制规划、实施排放标准、排污许可证及排污收费等结合起来，才能保证流入系统的水质符合系统的要求，发挥系统的特长，使净化达到最优。

(4) 关于净化出水的回收与利用。土地处理系统净化出水应予以收集，收集后的水或回收利用，或排放水体。对于干旱或半干旱缺水地区，净化出水的回收是十分有意义的，不仅由于净化水的水质往往优于传统的二级处理系统的出水，而且具有一定的流量，且来源稳定，从经济上来说，比从远处调水或另外开辟新水源经济得多。对于丰水地区，特别是地下水位高的地区，需进行地下排水，以控制地下水位的抬高。如地下水位很深，净化出水水质良好，当可补给地下水。土地处理净化水回收系统的适用性见表 2-10。

表 2-10 土地处理净化水回收系统的适用性

回收系统		慢速渗滤系统	快速渗滤系统	地表漫流系统
地下排水管		用以控制地下水和净化水回用	用以控制地下水和净化水回用	不适用
回收井		通常不适用	用以控制地下水和净化水回用	不适用
地表径流	净化出水	不适用	不适用	收集、排水 ^①
	暴雨水	控制沉积物	不适用	收集、排水
尾水	地表集水及回流	投配量的 20%~50%	不适用	不适用

^① 如果需要严格时，应在排放前对净化出水进行消毒处理；长期停止运行后，应进行短期的水循环处理，然后再排放。

2.3.3.3 费用分析

土地处理系统的费用包括基建费、维护运行费及管理费。

(1) 基建费 包括以下几个部分：输水系统、泵站、预处理、污水储存、场地准备、布水和集水系统、净化出水的回收和利用，以及土地本身等费用。对于诸类工程的服务期限大致如下：①土地，永久性使用；②各种构筑物，30~50a；③工艺设备，15~30a；④辅助性设备，10~15a。

土地处理系统各项基建费用中土地无疑是一项主要的费用。土地处理系统需要大量的土地，以兴建预处理设施、泵站、布水和集水系统、污水储存塘、绿化缓冲地带、行政管理建筑、水质分析试验室、车辆库房、管道及各种辅助建筑物等。

关于土地的取得和价格，各地情况不同，出入很大。

土地处理系统所需的土地可通过以下方式取得：①购置土地，包括土地本身价格，部分住房拆迁、人员安置费等；②长期租用；③使用农民的土地（如用污水灌溉农田），给予农民一定的补偿等。

对于干旱或半干旱地区，土地价格往往比较便宜，由于缺水，对净化水的利用较充分。有些盐碱地往往价格非常低廉，但地下水位很高，应综合考虑。城市近郊的土地往往价格较高，但输水管道可以较短。而且，还应考虑城镇的发展，因此也应综合考虑，权衡利弊。同时，此类土地的价格还在逐年上涨，有的涨幅还很大。因此，对于我国这个地少人多的国家，在选用土地处理系统时，应对土地的取得、土地的利用、土地的价格和土地处理工艺等因素综合考虑，既要考虑污水的土地处理，又要考虑农业的发展，使两者结合起来。

(2) 维护运行费 包括劳动力、材料、药剂和动力费等。这些费用在我国也是逐年上涨的。此外，还应考虑使用由于污水量的递增而被征购土地或租用土地的农民，其费用可能比市政工人低廉。

收入方面包括污水处理设施有偿使用而征收的排污费, 出售作物及出售净化水等。鉴于我国目前水价政策中存在着价格过于低廉的问题, 这部分收入不会太高。但宏观上看, 其创造的间接价值是不容忽视的。

能耗方面, 主要是泵站的抽水所需的动力。这与土地处理场距污水源的距离有密切关系。此外, 还有照明及水质分析试验室用电等。

2.3.3.4 方案的评价

土地处理系统规划的目的就是要在有限的建设投资的条件下, 寻求一个最经济有效的土地处理工艺系统方案。

方案的评价, 可从经济因素和非经济因素两个方面进行。

(1) 经济因素 如前面所述的基建费、维护运行费、管理费, 此外还可包括一些收益部分, 如排污收费、净化出水回用收费及出售作物所得等。

(2) 非经济因素 包括环境影响及其评价、处理的稳定性和可靠性、实施的难易程度以及群众可接受程度等。

最经济有效的土地处理工艺系统规划方案应符合以下要求: ①基建费最低, 维护运行和管理费最低, 而收入最高; ②处理系统净化污水的效率高; ③净化出水符合排放标准; ④地下水得到保护。

假如能建立我国土地处理场系统的费用函数, 则可将它作为系统规划的目标函数, 如使该目标函数为最小, 则能立即求出系统的最佳方案。随着我国土地处理系统的发展, 所积累的数据和资料会越来越多, 在此基础上建立起土地处理系统的费用函数是可能的, 可用于该类系统的优化规则。

假如经济因素占主导地位, 可以按照上述办法评价; 假如非经济因素占主导地位, 则另作别论。

对于非经济因素的评价, 如环境影响评价, 应按照环境保护部门所规定的《环境影响评价工作导则》进行。阐明该土地处理系统对地下水、地表水、作物、土壤及环境卫生学与人体健康等的影响与评价。

其他的一些非经济因素的评价, 可通过专家咨询、访问群众, 以及政府部门的协调及疏通各种渠道等办法进行。还可采取打分或评定因数等方法进行评价。

2.3.3.5 方案选择

为选择方案, 对在评价土地处理工艺系统期间考虑过的每一种因素都应进行比较。对于经济因素应以总费用或年度费用表示; 对于非经济因素, 则应按其所处的重要性进行加权综合考虑以决定其轻重或舍弃采用的理由。如上所述, 如果没有十分重要的非经济因素存在, 则要看这些因素转化、解决的可能与难易程度。实际上, 对方案的选定, 除工程技术人员外, 还涉及污水的管理机构, 水利、地质、卫生、城建、农业、环保等部门, 以及居民、农民和市属政府机关, 应共同协商, 反复论证。一旦初步选定了方案, 在设计开始之前, 应当提出将一些不利因素影响减至最小而拟采取的种种措施。

以上步骤的工作完成时, 应该可以认为土地处理工艺系统的规划已告完成, 随后的工作是系统的总体设计了。

2.3.4 土地处理系统总体设计概述

根据国内外对于土地处理系统的设计经验, 认为在进行总体设计时应认真考虑以下几个主要因素, 以求得满意的设计效果。

(1) 对处理污水的污染源, 特别是工业废水的污染源要进行详尽的调查与检验, 以充分了解其产生量、排放量、所含组分, 特别是难溶解有机物和积蓄性污染物(如重金属)的含量、特性等, 并且建立技术档案, 同时要确定优先控制污染物。

- (2) 对可选择场地的各方面自然条件进行调查, 提出有关资料。
- (3) 合理地确定预处理要求, 应该制定进入土地处理系统的水质要求(标准)。那些积蓄性及难降解污染物应通过工厂工艺改革及预处理予以解决。
- (4) 合理选择土地处理工艺, 认真确定环境容许容量, 使土地处理系统处于良性物质循环状态, 保持尽可能长的使用寿命。
- (5) 建立有效的管理系统。
- (6) 建立完善的检测系统。

国内外经验还证明, 污水土地处理系统影响因素很多, 情况复杂, 很难规定统一的设计方法。美国有关资料推荐的四阶段总体设计程序, 不失为目前较易被大家接受的方法。土地处理系统四阶段总体设计程序(根据美国资料, 略有补充)见图 2-3 及表 2-11。

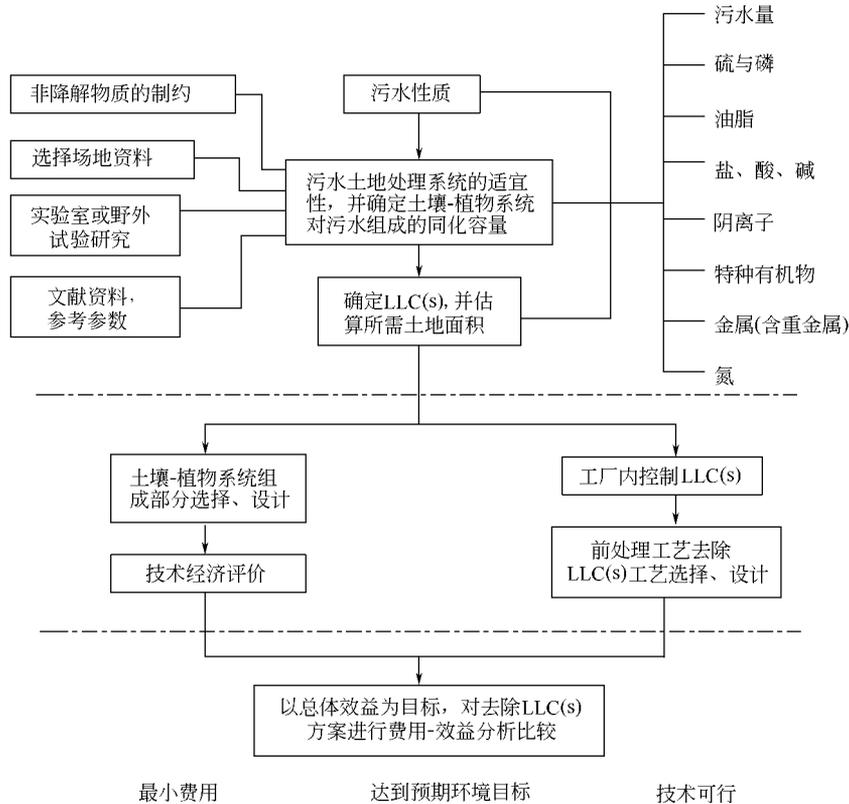


图 2-3 土地处理系统四阶段总体设计程序

表 2-11 污水土地处理系统总体设计的四阶段工作分析

第一阶段	第二阶段	第三阶段	第四阶段
① 确定土壤-植物系统对污水中主要组分的极限同化容量(CAC) CAC 确定方法: a. 实验室试验; b. 野外试验; c. 参考文献资料; d. 已有土地处理系统的技术数据 ② 确定一个或几个土地处理闲置组分(LLC), 筛选主要污染物 ③ 求出所需土地面积	① 对土壤-植物系统控制 LLC 进行分析研究 ② 土壤-植物系统组成部分的选择、组合和初步设计(植被种类、灌溉方式、预处理工艺、输水方式等) ③ 对上述工艺组合方案(往往是几个方案)进行多方案经济分析与评价(含费用-效益分析) ④ 确定去除单位限制性组分所需的费用	重点放在对限制性组分的预防治措施 ① 工厂内的控制。包括通过工艺改革, 改变生产路线; 采用无废少费工艺; 节水减污; 综合利用; 循环回收; 厂内特殊处理等 ② 选择合理的、技术上可行、经济上适宜的现场预处理工艺及其组合, 并进行初步计算和设计 ③ 确定去除单位限制性组分所需的费用	重点放在以土地处理系统总体效益为目标函数, 对土壤-植物系统与工厂内部污染控制及场地内预处理进行综合分析, 从土地限制组分的控制水平以及费用分担上确定各部分的合理承担部分, 最终达到预期的环境目标, 并且在技术上应是可行的, 总费用应是最小的

2.4 土地处理系统的净化功能与同化容量

土地处理系统的理论依据是利用土壤-植物系统对污染物的自然净化功能对污水进行有效处理和处置。土壤-植物系统作为生物圈的基本结构单元,具有一个完整的新陈代谢过程,也需要有外界物质和能量输入来维持系统的运行。土地处理技术正是对这一个过程的合理利用,一方面使污水得以适当的处理,另一方面又可以对污水进行资源化利用,从而达到污水处理和污水资源化的双重目的。本节主要介绍土地处理系统的净化功能、净化机制及对几种主要污染物的同化容量。

2.4.1 土地处理系统的净化机理

土地处理系统是一个包括沉淀池、稳定池等处理技术及土壤-植物系统在内的一系列连续的处理过程。这里着重介绍土壤-植物系统在整个系统中所起的作用。

土壤-植物系统的净化功能是包括土壤、水和空气三大要素在内的复杂的生命及非生命活动的总和。从其各净化过程的作用性质,可将其分为生化作用和物理化学作用两大类型。

2.4.1.1 生化作用

(1) 土壤微生物的生物降解、转化及固定作用 土壤为细菌、放线菌、真菌、藻类及原生动物等提供了适宜的生活环境,它们不断地进行各种代谢活动,维持土壤环境内土壤与其他环境介质之间的物质循环。土壤中的有机质及土壤水可以作为微生物生存所需的碳源和水分来源。而在一定的水力负荷率条件下,土壤可以保持好氧环境,为好氧微生物生存提供了氧气来源。在土地处理系统中,污水中的有机污染物进入环境后,无疑可增大土壤的有机碳来源,导致土壤微生物的加速繁殖,使有机质降解同化作用大大加快,污水中的大部分有机污染物在几天内可被去除。在土壤环境中,微生物不仅通过其化能异养过程降解污染物,还可分泌胞外酶等进入周边环境,这些胞外酶可以作为催化剂诱导生化反应的发生。

当然,污水中的有毒有害物质超过一定浓度时会对土壤微生物产生不良毒理反应,导致微生物死亡。因此,在土地处理系统设计过程中必须控制污染物负荷率,保证任何一种单一污染物浓度不超过微生物引起毒害作用的阈值。在某些情况下,污染物会引起土壤微生物种类和数量的下降(一般发生在土地处理系统运行初期),一些对污染物毒性敏感的种类将会被淘汰。但那些适合这些污染物的种类将加速生长和繁殖,形成系统中的优势种类。其他一些种类则可经一定时间的适应过程或通过污染物诱导基因组组成的变化适应新的环境。这是一个微生物生态系统在认为胁迫作用下的“自然选择”过程。经过这个适应过程后微生物降解将达到很高的速率,并对突然的大量污染物质负荷的冲击具有较强的缓冲能力。

(2) 植物的吸收、转化、降解与合成 在植物生长季节,土壤中植物根系活动非常活跃。一方面,植物通过根系吸收土壤及污水中的水分和氮、磷等营养元素,作为构造植物体所需物质,一些非植物生长必需物质如金属离子和部分有机物也可以随植物体蒸腾拉力被植物吸收并累积。通过这一过程可以去除污水中大量的营养型污染物和部分有机物。另一方面,根际土壤由于土质疏松及植物根系的传导作用,具有充分的氧气,同时根系所分泌的酶、氨基酸等为微生物的生存提供了必要的养分,因此为污染物的降解提供了有利条件。根系分泌物中酶可以为污水中污染物的转化和固定提供催化机制,加速其降解及固定速率。

2.4.1.2 物理化学作用

(1) 土壤的离子交换作用 土壤胶体与腐殖质表面具有负电性吸附位点,可以以不同能级水平的吸引力吸附不同价态的阳离子。这种吸附是一个动态的可逆过程,根据周边环境离子浓度的变化可以不断进行离子交换。在正常中性土壤中,主要吸附离子为 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 和 Na^+ ; 在酸性土壤中, H^+ 和 Al^{3+} 占据大量吸附位点,而在碱性土壤中,

Na^+ 为主要吸附离子。通常状况下, 吸附离子与游离离子数量保持动态平衡。但污水中离子进入土壤后, 这种动态平衡将被破坏, 一些吸附能力较弱的离子将被取代, 产生离子的净转移。

(2) 土壤的机械阻留及物化阻留作用 土壤具有各种孔径的孔隙, 对污水中的固体悬浮物有过滤作用, 可以去除悬浮性固体、细菌及藻类等。土壤还具有较大的表面积, 除了金属离子可以通过离子交换作用吸附于胶体和腐殖质上外, 土壤还可以吸附有机污染物。对于离子性化合物, 往往是通过静电作用将其吸附于土壤特异性吸附位点, 这种吸附与水等极性物质存在竞争吸附。在土地处理系统的水力负荷条件下, 这一过程所固定的有机物所占比例不会很大。对于非离子性化合物, 土壤则具有较强的吸附能力, 目前已经发现非离子性化合物在土壤上的吸附量与土壤有机质含量直接相关, 同时还取决于化合物的理化特性如水溶性、辛醇-水分配系数等。但现在国际上对其过程机理存在较大争议, 有待于进一步研究与探讨。

通过土壤的机械阻留和物化阻留作用, 污水中固体型废物及大部分有机物被阻隔在土壤表层, 被微生物降解和植物所吸收, 使污水得以净化。

(3) 挥发作用 在土地处理系统的处理过程中, 污水中的污染物与大气接触面积增大, 导致低沸点有机物的挥发。污染物挥发损失量的多少取决于土地处理系统的布水形式及环境温度状况。但考虑到对大气二次污染的潜在威胁, 土地处理系统应尽可能避免污染物的挥发。在前处理过程中即将挥发性物质去除。土壤-植物系统中还存在着气体扩散作用和淋溶与渗滤作用, 可以去除污水中的污染物, 但后一种作用对地下水质量有较大影响, 应为土地处理系统所避免。

2.4.2 土地处理系统的同化容量

从前面可以看出, 土地处理系统具有一系列生化及物化过程, 可以去除或固定污水中的污染物, 从而达到净化污水和再生污水的目的, 说明土地处理系统可以作为一种良好的污水处理与资源化技术加以应用。但是土地处理系统并不是如同传统污水灌溉那样将污水不加限制地排入土壤-植物系统, 必须采取技术措施来控制污水的水力负荷及污染物负荷, 并对系统运行状况做长期的、连续的动态监测, 以避免系统穿透和污染地下水及承接水体的现象发生, 保证系统长期稳定运行。因此, 在进行土地处理系统设计时必须仔细考察系统所能承受的水力及污染物负荷, 必须对系统消耗污水及污染物的能力做准确的预测。

土地处理系统的同化容量是指在环境可以接受的范围内, 单位时间内单位面积土地所能容纳和消化的污染物总量。环境可以接受的范围是指对环境各要素无显著影响的初始浓度极限。土地处理系统对各类污染物的同化容量, 因系统场地条件、污染物自身特性不同而异, 其确立方法也不一样。Overcash 等 (1979) 将其分为三种类型。

(1) 在系统中易降解或易被植物吸收的化合物, 如油、有机物等, 其同化容量与其在土壤中的转化和植物吸收速率直接相关。对其同化容量的确立必须了解以下三方面的资料: ① 污染物在土壤环境中的迁移状况及速率, 以便求得在不同布水时间内, 污染物在土壤中的存在浓度及渗滤所及深度; ② 污染物单一作用条件下, 对系统采用的植物类型造成危害的阈值; ③ 污染物在土壤中的迁移及降解速率。

(2) 在土地处理系统中迁移性较差, 在环境中不易降解, 但允许在土壤中累积至一定极限浓度的污染物, 如重金属等, 确定系统同化容量必须了解污染物对植物及食物链次级生物造成不良反应的浓度阈值。

(3) 对于那些在土壤中易迁移而又不易降解的污染物, 可以容许它们在一定区域的土地范围内存在或累积, 但必须保证系统承接水体不经任何昂贵的处理过程而可以直接作为饮用水水源。确立其同化容量必须了解该污染物在土壤中的迁移状态、速率以及承接水体所容许

的极限浓度。

2.4.2.1 水同化容量的确定

降雨、径流及污水中的水分进入土壤-植物系统后，主要有以下几个同化途径：(1) 土壤水分蒸发损失；(2) 植物吸收过程，一方面作为建构机体必需材料，另一方面主要用于蒸腾作用以保证植物体不受日照灼伤；(3) 淋溶及渗滤过程，包括横向迁移至地表水及纵向迁移至地下水两种类型。

对系统的水同化容量也必须基于以上三个方面加以考察。其中植物吸收的水分大部分通过蒸腾过程散发至大气中，仅有一小部分被作物同化利用，这一部分在作物总需水量中所占比例小于1%，可忽略不计。而水分通过蒸腾过程的损失量则可与土壤水分蒸发量合并为土壤水分蒸腾蒸发损失量 (ET)。淋溶及渗滤过程必须保证有足够的水量将外源盐分淋洗出根际土壤，以保证植物根系不受盐分的危害。但淋洗量也不能过大，否则也会引起对作物生长的不良作用，并对地下水水质造成威胁。对于淋洗及渗滤过程需水量 (M)，一般采用淋洗盐分所需的最小渗滤量占土壤净蒸腾蒸发损失量 ($ET - P_r$) 的份数 (LR) 来表示。综合水分蒸腾蒸发过程及淋溶渗滤过程，可以得到如下关系式。

$$M = (ET - P_r) \times (1 + LR)$$

式中， P_r 为土地处理系统所在区域降水率 (cm/a)。 ET 和 P_r 值可以通过实际观测、气象资料等途径获得。沈阳的慢速渗滤土地处理系统设计所用 ET 及 P_r 值见表 2-12。

表 2-12 沈阳慢速渗滤土地处理系统设计所用 ET 及 P_r 值 单位: cm/a

月 份	运行时段	运行时间/d	P_r	ET	$ET - P_r$
5	10~31	22	3.0	17.5	14.5
6	1~30	30	8.5	22.8	14.3
7	1~10, 21~31	21	10.4	12.9	2.5
8	1~31	31	17.8	17.5	-0.3
9	1~15	15	4.2	6.2	2.0
10	1~31	31	3.2	8.8	5.6
11	1~25	25	1.1	3.7	2.6
合计		175	48.2	89.4	41.2

注：表中数据引自 1988 年、1989 年气象资料。

2.4.2.2 氮同化容量的确立

氮同化容量的确立主要通过植物对氮的吸收量 (A) 来计算，表 2-13 给出了几种植物对氮的年吸收量。

表 2-13 几种植物对氮的年吸收量

植 物 种 类	年氮吸收量/[kg/(hm ² ·a)]	植 物 种 类	年氮吸收量/[kg/(hm ² ·a)]
紫花苜蓿	155~220	棉花	66~100
甜苜蓿	158	马铃薯	108
红苜蓿	77~126	小麦	50~76
花生	140	甘蔗	73
玉米	155	大麦	63
大豆	94~113	烟草	85

注：引自 Overrash (1979)。

Carhle 等 (1976) 认为通过固定和反硝化作用损失的氮为植物吸收的 50%。因此，氮同化容量应该是表 2-11 所查数据的 1.5 倍。但氮挥发损失量可能因布水方式和气候条件而异，因而在实际应用中应做校正。

2.4.2.3 磷同化容量的确立

磷在土地处理系统中主要有植物吸收、有机磷矿化与固定及无机磷的吸附与沉积等几个方面。土地处理系统中磷同化容量的确立也必须基于这几个途径。一般认为植物吸收是系统中磷的主要去除过程，是磷的净去除过程。有机磷的矿化与固定是由微生物新陈代谢过程完成，是土壤中磷形态的相互转化，以这种方式只能暂时从污水中去除磷。微生物死亡后，这些被固定的磷又重新面临一次净化过程。无机磷的吸附与沉积几乎是一个不可逆的过程。通过这一过程可以去除大量无机磷。其去除量可用 Langmuir 和 Frenndlich 吸附等温线来推测，其方程如下。

$$\frac{C}{S} = \frac{C}{S_{\max}} + \frac{1}{KS_{\max}}$$

式中， C 为磷在水相中的平衡浓度， $\mu\text{g}/\text{mL}$ ； S 为磷在土壤上的吸附量， $\mu\text{g}/\text{g}$ ； S_{\max} 为磷在土壤上的饱和吸附量， $\mu\text{g}/\text{g}$ ； K 为吸附常数， $\text{mL}/\mu\text{g}$ 。

因此，磷在土壤中的同化容量 (M) 应为植物吸收量 (A) 与土壤吸附量 (S) 之和，即

$$M = A + S$$

其中 S 在实际应用过程中因场地而异，数据通常不易得到，因此在土地处理系统设计中往往只基于植物吸收量对磷同化容量做保守估计。

2.4.2.4 硫同化容量的确立

土地处理系统长期接受含硫污水时，必须对系统的同化容量加以考察。对于有机硫化物，其同化途径主要是矿化作用，其最终去除则通过转化为无机硫形式进行固定。对于无机硫的同化容量，应考虑几个因素：在土壤中的迁移作用、植物吸收作用、吸附与固定作用。

无机硫在土壤中的迁移包括横向迁移至地表水及纵向迁移至地下水两种类型。其容量以承接水体不经昂贵、复杂处理即可饮用为限。

硫的固定作用在污水中含有较多的有机碳时会去除较大比例的硫，而通过吸附过程所去除的硫也如同磷一样，可以通过 Langmuir 吸附方程进行预测。

植物吸收作用在硫去除中占有相当比例，其去除量因不同的植物而异，表 2-14 中给出了几种农作物对硫的吸收量。

表 2-14 几种农作物对硫的吸收量

单位： kg/hm^2

农作物	产量	吸收量	农作物	产量	吸收量
玉米	12544	49	花生	3360	28
高粱	8064	43	棉花	1400	26
小麦	5376	25	烟草	3360	24
水稻	7280	20	土豆	26800	30
紫花苜蓿	12544	34	甘蓝	44800	41
大豆	3360	11			

综合以上三个过程，即可得出对硫的同化容量 M (kg/hm^2)。

$$M = A + \frac{KCS_{\max}}{(KC+1)} \times W$$

式中， A 为植物对硫的吸收量， kg/hm^2 ，可查得； C 为污水中无机硫浓度， mg/kg ； S_{\max} 为硫在土壤中的饱和吸附量， mg/kg ； K 为吸附常数，单位只与吸附能有关； W 为土地处理系统中有效范围内的土壤质量， kg 。

2.4.2.5 BOD₅ 同化容量的确立

土地处理系统必须保持好氧环境以保证有机物矿化作用、硝化作用等过程的进行，

植物生长也需要保持根际土壤好氧环境以维持根系正常生长。不同植物对缺氧条件的耐受程度不同，因而在选择土地处理系统植被类型时也要对这一限制因素加以考察。水田作物无疑较早田作物更能耐受低浓度的缺氧条件。据报道，土壤中氧气浓度低于 140mg/kg 时，将会对植物生长具有不良的影响。另一方面，厌氧环境（多为水饱和状态）会导致土壤形成黏泥而堵塞孔隙，降低土壤渗透性，导致田间积水增加，进一步加剧厌氧环境，引起厌氧—积水—深度厌氧恶性循环，因此在土地处理系统中必须保持一定水平的好氧环境。

土地处理系统中的氧气主要来自于三个过程：植物呼吸作用可以吸收氧气；土壤-大气界面及水-大气界面之间的扩散作用；污水中携带的氧。而好氧过程则主要发生有机物的矿化作用。这类物质在进入土地处理系统后，一部分可以进入土壤而被土壤微生物降解，另一部分则积累于土壤表面，经风吹及微气候因素吹干后形成一个有机物质壳。在下次布水或降雨到来时进入土壤表层而迅速降解。在表面布水情况下，这种降解过程一般仅限于土壤表层，因此土壤表层复氧速度是限制降解速度的重要因素。BOD₅ 的去除正是通过土壤表层的降解作用完成的，其氧气源于复氧作用和污水中携带的氧气。

2.4.3 限制性因子和水力负荷率

2.4.3.1 一般概念

污水中污染物种类复杂，含量各异，土地处理系统的设计必须具备对这些污染物的去除效能。因而根据不同污染物确立的土地处理系统所需土地面积及布水量也各不相同。土地处理系统对不同污染物的去除能力取决于对该污染物的同化容量。

在一定的污染物负荷条件下，土地处理系统对各类污染物合理去除净化所需的场地面积是不同的，所需土地面积最大的一种或几种污染物即称为限制性因子。而在确定的土地面积条件下，土地处理系统对污水中污染物进行合理去除所需的布水量不同，所需布水量最小的一种或几种污染物即被称为限制性因子。其同化容量所确立的系统水力负荷率称为限制性水力负荷率。

图 2-4 为限制性水力负荷率的确定程序，其中核心内容是同化容量的确立。在确立限制性因子和水力负荷率之前必须对污水水质做详细分析，特别是对于盐、金属等必须做仔细的测定，以确定污水中的主要污染物。求得污水中该污染物的总量，污染物总量与污染物同化容量之间的比值，即为对该污染物进行预期处理所需的土地面积，然后对根据不同污染物计算出来的土地面积进行比较，以便以最大的土地面积进行系统设计，确保土地处理系统将污水中所有污染物有效去除，保证系统长期稳定运行。

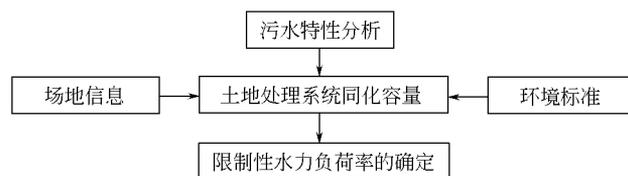


图 2-4 限制性水力负荷率的确定程序

2.4.3.2 限制性水力负荷率的确立

水力负荷率的计算方法因土地处理系统类型的不同而异。在利用型土地处理系统中，是以污水的充分利用为目的的，其水力负荷率即为系统对水的同化容量。

水力负荷率除决定于所采用的工艺类型外，还决定于土壤、气候和作物条件，它必须按作物需要和土壤入渗速率调节，以免发生积水。例如，在夏季可以长期维持 3~4in/周的灌水量，而在寒冷月份就要相应减少。

2.5 污水土地处理分类与技术特征

2.5.1 污水土地处理分类

根据处理目标、处理对象的不同，土地处理系统可分为慢速渗滤、快速渗滤、地表漫流、地下渗滤和湿地系统五种主要工艺类型。此外，还可将不同处理类型加以组合，称为联合处理系统。

2.5.1.1 慢速渗滤处理系统

慢速渗滤处理系统是将污水投配到种有作物的土壤表面，污水在流经地表土壤-植物系统时得到充分净化的一种土地处理工艺类型。

在慢速渗滤处理系统中，投配的污水一部分被作物吸收，一部分渗入地下。设计时一般要使流出处理场的水量为零。设计的水流途径取决于污水在土壤中的迁移，以及处理场地下水的流向。图 2-5 为慢速渗滤处理系统的水流途径。污水的投配方式可采用畦灌、沟灌及可升降的或可移动的喷灌系统，设计中可根据场地条件和工艺目标选择。

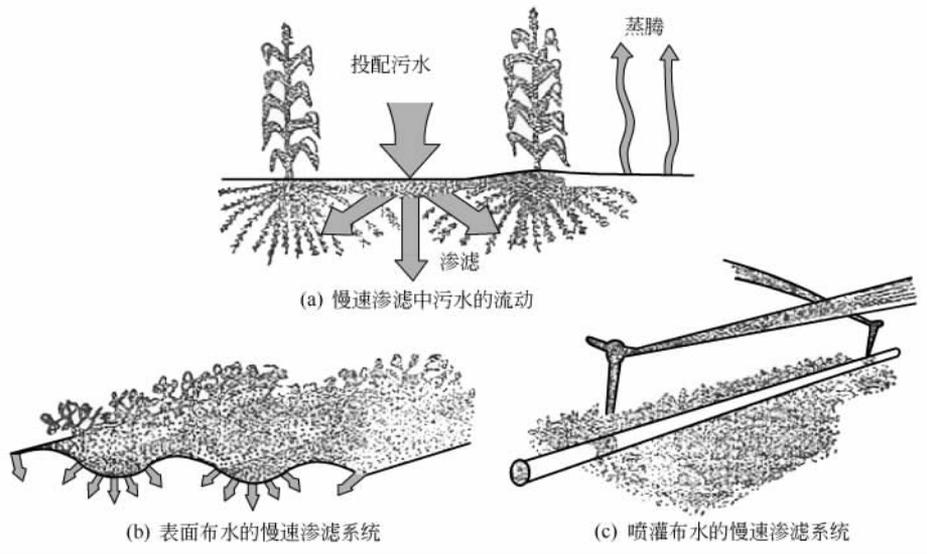


图 2-5 慢速渗滤处理系统的水流途径

2.5.1.2 快速渗滤处理系统

将污水有控制地投配到具有良好渗滤性能的土壤表面，污水在向下降透过程中由于生物氧化、硝化、反硝化过滤、沉淀、氧化和还原等一系列作用而得到净化的一种污水土地处理工艺类型称为快速渗滤处理。

快速渗滤处理系统的水流途径如图 2-6 所示。实际水流途径是由污水在土壤中流动和处理场地的地下水流向确定的。快速渗滤处理系统是淹水/干燥交替运行，以使渗滤池表面在干燥期恢复好氧环境中得到再生，也有利于水的下渗和排除。快速渗滤场地的水文地质条件较其他土地处理工艺类型更为严格。快速渗滤处理系统的水力负荷范围为 $6\sim 122\text{m/a}$ ，降水和蒸发量与水力负荷相比非常小，投配污水中绝大部分水量经土壤向下迁移。快速渗滤处理系统的效率很高，净化后的水可回收再用。快速渗滤处理系统的设计常包括污水处理和再生水回收利用两个部分。

2.5.1.3 地表漫流处理系统

地表漫流处理系统是将污水有控制地投配到生长多年生牧草、坡度和缓、土壤渗透性低

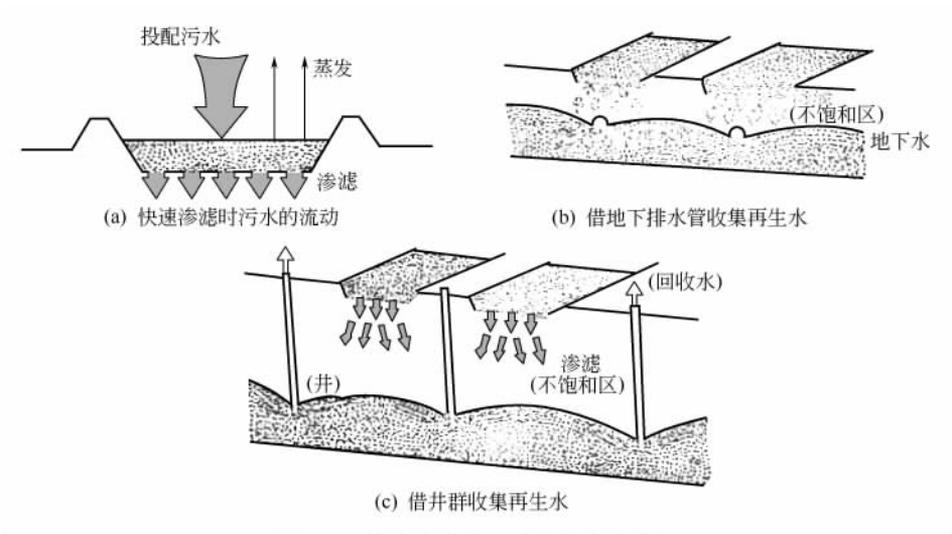


图 2-6 快速渗滤处理系统的水流途径

的坡面上，污水在地表以薄层沿坡面缓慢流动过程中得到净化的一种污水土地处理工艺类型。地表漫流处理系统的水流途径见图 2-7。

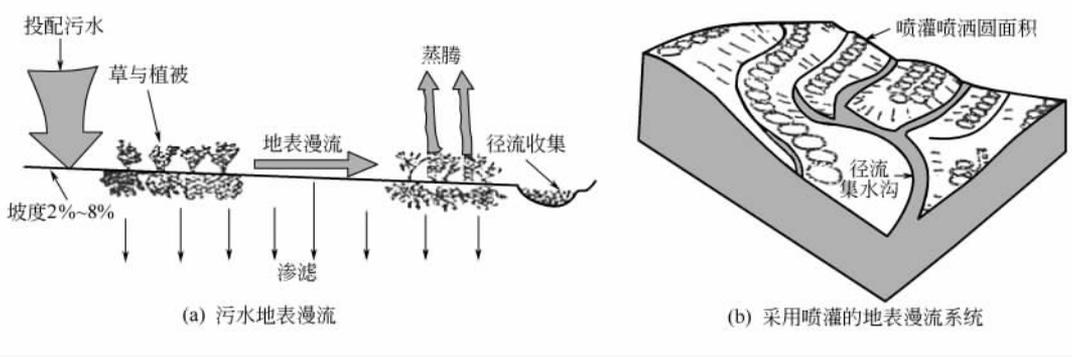


图 2-7 地表漫流处理系统的水流途径

地表漫流处理系统是以处理污水为主，兼有生长牧草功能的污水处理利用系统。它对预处理程度要求低，出水以地表径流收集为主，对地下水的影响最小。在处理过程中，只有少部分水量因蒸发和入渗地下而损失掉，大部分径流汇入集水沟。

2.5.1.4 地下渗滤处理系统

地下渗滤处理系统是将污水有控制地投配到一定构造、距地面约 50m 深和具有良好扩散性能的土层中，污水经毛管浸润在土壤渗滤作用下向周围运动并达到处理利用要求的一种土地处理类型。

地下渗滤处理系统主要有地下土壤渗滤沟、地下毛管浸润沟和浸没生物滤池-土壤毛管浸润复合工艺三种类型，属于就地处理的小规模土地处理系统。在处理过程中，投配污水在土壤中扩散时得到净化，大部分水量被植物吸收或经蒸腾作用损失掉，小部分渗入地下。图 2-8 为地下渗滤（毛管浸润式）处理系统的水流途径。

地下渗滤处理系统主要用于分散的居民点、度假村、疗养院、机关和学校等小规模污水处理地点，并与绿化相结合。

地下渗滤处理系统不种植供人食用的作物，所以不必担心发生毒物进入食物链和影响人体健康的问题。它对预处理水平要求低，一般都是利用化粪池出水，没有一般生物处理中所

需要处置的污泥。由于设计水力负荷较低和土壤持水量的自然调节作用，地下渗滤处理系统可以承担较大的冲击负荷，较适合小型系统应用，管理也比较方便。

地下渗滤处理系统的设施均埋入地下，所以工程量较大，投资比其他土地处理类型要高一些，但它可以省去集中处理、排放的管道系统，而且可以提供绿化水源，总的投资效果还是经济的。

2.5.1.5 湿地处理系统

湿地处理系统是将污水有控制地投配到土壤经常处于饱和状态，生长有像芦苇、香蒲等沼泽生物的土地上，污水在沿一定方向流动过程中在耐水植物和土壤的联合作用下得到净化的一种土地处理系统。湿地处理系统的水流途径见图 2-9。

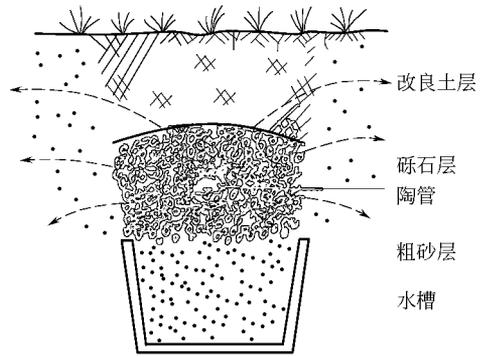


图 2-8 地下渗滤（毛管浸润式）处理系统的水流途径

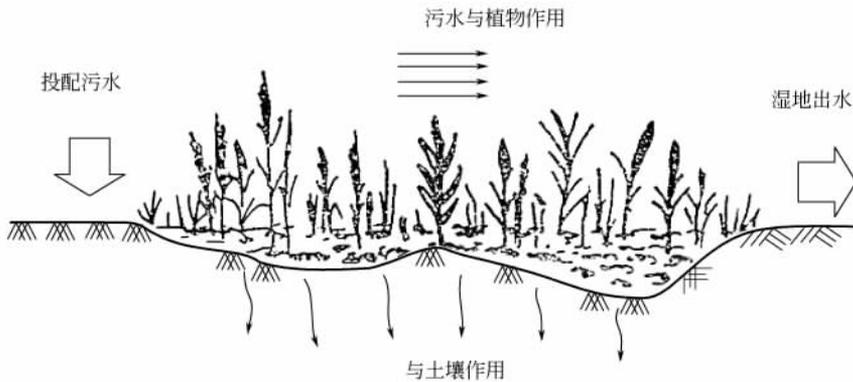


图 2-9 湿地处理系统的水流途径

湿地处理系统最初主要是用于接纳污水处理出水，使水质得到进一步改善，成为保护地表水体环境质量的缓冲地带。近年来，湿地也发展成为处理和处置污水的工艺，用以改造和建立湿地生态系统、提供水源、恢复湿地野生群落和保护鸟类生存环境。

2.5.1.6 污水土地处理联合利用系统

各种土地处理系统的工艺性能不完全相同，采用两种不同土地处理联合的处理工艺系统，可以发挥各自的处理优势，提高对污水中污染物的去除效果，以便满足更高的处理出水水质要求。如果场地条件允许，联合利用系统可能是更为经济、有效的。

2.5.2 各种土地处理系统比较

各种土地处理系统的预处理出水水质、场地特性和典型工艺特性比较分别列于表 2-15~表 2-17 中。

表 2-15 各种土地处理系统的预处理出水水质

污水成分	慢速渗滤		快速渗滤		地表漫流		地下渗滤		湿 地	
	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值
BOD/(mg/L)	<2	<5	5	<10	10	<15	<2	<5	10~20	<30
SS/(mg/L)	<1	<5	2	<5	10	<20	<1	<5	10	<20
TN/(mg/L)	3	<8	10	<20	5	<10	3	<8	10	<20

续表

污水成分	慢速渗滤		快速渗滤		地表漫流		地下渗滤		湿地	
	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值
$\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{mg}/\text{L})$	<0.5	<2	0.5	<2	<4	<8	<0.5	<2	5~10	<15
$\text{TP}/(\text{mg}/\text{L})$	<0.1	<0.3	1	<5	4	<6	<0.1	<0.3	4	<10
大肠菌群/(个/L)	0	< 1×10^2	1×10^2	< 2×10^3	2×10^3	2×10^4	0	< 1×10^2	4×10^5	< 4×10^6

表 2-16 各种土地处理系统的场地特性

场地特性	慢速渗滤	快速渗滤	地表漫流	地下渗滤	湿地
土层厚度/m	>0.6	>1.5	>0.3	>0.6	>0.3
地表坡度/%	农业系统:<30 森林系统:无要求	<15	<15	<15	<2
地下水埋深/m	0.6~3.0	淹水期:>1.0 干化期:1.5~3.0	无要求	>1.0	无要求
土壤类型	砂壤土、黏壤土	砂、砂壤土	黏土、黏壤土	砂壤土、黏壤土	黏土、黏壤土
土壤渗透率/(cm/h)	≥ 0.15 中	≥ 5.0 快	≤ 0.5 慢	0.15~5.0 中	≤ 0.5 慢
气候	冬季污水需储存	可终年运行	冬季降低负荷运行, 部分污水储存	可终年运行	可终年运行

表 2-17 各种土地处理系统的典型工艺特性

工艺特性	慢速渗滤	快速渗滤	地表漫流	地下渗滤	湿地
投配方式	表面布水或 高压喷洒	表面布水	表面布水或低压、 高压喷水	地下布水	表面布水
年水力负荷/(m/a)	0.6~6	6~122	3~21	0.4~3	3~30
年有机负荷/[kg- BOD/(hm ² ·a)]	2×10^3	3.6×10^4	1.5×10^4		1.8×10^4
日有机负荷/[kg- BOD/(hm ² ·d)]	50~500	150~1000	40~120		18~140
占地性质	农、牧、林业	征地	牧业	绿化	经济作物
土地面积/[hm ² / (10 ⁴ m ³ ·d)]	180	10	25		22
预处理最低程度	一级处理	一级处理	格栅、筛滤	化粪池、一级处理	格栅、筛滤
投配污水最终去向	下渗、蒸散	下渗、蒸散	下渗、蒸散	下渗、蒸散	下渗、蒸散
典型植物	谷物、牧草、林木	无要求	牧草	草皮、花木	芦苇

2.6 土地处理系统水质要求与预处理要求

2.6.1 土地处理系统的进水水质

城市污水通常排入城市下水道，然后再进入污水处理厂或土地处理系统进行处理。鉴于城市下水道一般由城市市政工程部门或排水管理部门管理，因此，进入城市下水道的污水水质应符合排入城市下水道的水质标准。我国建设部于1999年颁布并开始实施《污水排入城市下水道水质标准》(CJ 3082—1999)，见表2-18。

表 2-18 污水排入城市下水道水质标准

项目名称	最高允许浓度	项目名称	最高允许浓度	项目名称	最高允许浓度
温度/℃	35	溶解性固体	2000	总锑	1.0
pH 值	6~9	有机磷	0.5	六价铬	0.5
悬浮物	150(400)	苯胺	5.0	总铬	1.5
易沉降固体(15min)	10	氰化物	20.0	总硒	2.0
油脂	100	总汞	0.05	总砷	0.5
矿物油	20	总镉	0.1	硫酸盐	600
苯系物	2.5	总铅	1.0	硝基苯类	5.0
氰化物	0.5	总铜	2.0	阴离子表面活性剂(LAS)	10.0(20.0)
硫化物	1.0	总锌	5.0	氨氮	25.0(35.0)
挥发性酚	1.0	总镍	1.0	磷酸盐(以 P 计)	1.0(8.0)
生化需氧量(5d,20℃)	100(300)	总锰	2.0(5.0)	色度	80
化学需氧量(重铬酸钾)	150(500)	总铁	10.0		

注：1. 表中除注明单位及 pH 值和色度外，其余单位均为 mg/L；
2. 括号内数字适用于有城市污水处理厂的城市下水道系统。

此外，我国国家环境保护局于 1996 年颁发了《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)，其中也列有排入城镇下水道并进入二级污水处理厂进行生物处理的污水水质标准。

为了保护城市下水道，使下水道系统及污水处理厂能正常运行，必须严禁排入能腐蚀下水道设施的污水，严禁向城市下水道倾倒垃圾、积雪、粪便、小动物尸体、工业和建筑工地废渣等易堵塞城市下水道的各种物质，剧毒物质（氰化钠、氰化钾等），易燃易爆物质（汽油、煤油、润滑油、醚类等其他有机溶剂等）和能产生有害气体的物质（电石渣等）。

对于种植作物的土地处理系统，进水水质还必须符合农田灌溉水质标准。污水中的特殊有毒物质，包括生物难降解的人工合成有机毒物、某些重金属、致癌和致畸物等污染物，原则上不能进入土地处理系统，而应最大限度地在厂内车间进行集中回收利用。如果由于经济和技术上的原因一时达不到这种要求，则必须严格控制对环境允许的容量限度内（高拯民，1986）。污水在进入土地处理系统之前进入预处理系统（沉淀池、稳定塘）。进入土地处理系统之前的水质应在国家颁布的农田灌溉水质标准范围之内，我国《农田灌溉水质标准》(GB 5084—92) 见表 2-19。

表 2-19 我国《农田灌溉水质标准》

项 目	标准值	项 目	标准值
pH 值	5.5~8.5	总镉/(mg/L)	0.005 ^①
氰化物/(mg/L)	0.5	石油类/(mg/L)	10
挥发酚/(mg/L)	1.0		

① 此值为水作标准，其余均为旱作标准。

表 2-20 为国外农业用水水质标准；表 2-21 给出了世界卫生组织（WHO）关于污水灌溉农田的水质卫生标准（1973）。

表 2-20 国外农业用水水质标准

项 目	影 响	无问题	多少有问题	有问题
盐分(E _{cw})/(mS/cm)	阻碍作物吸收水分	≤0.75	0.75~3.0	>3.0
渗透性(E _{pw})/(mS/cm)	影响渗透速度	>0.5	0.5~0.2	<0.2
钠/(mmol/L)	对敏感作物有影响	<3	3~9	>9
氯/(mmol/L)	对敏感作物有影响	<4	4~10	>10
硼/(mmol/L)	对敏感作物有影响	<0.75	0.75~2.0	>2.0
NO ₃ ⁻ -N 或 NH ₄ ⁺ -N/(mg/L)	对某些作物有影响	<5	5~30	>30
HCO ₃ ⁻ /(mmol/L)	对某些作物有影响	<1.5	1.5~8.5	>8.5
pH 值	对某些作物有影响	6.5~8.4		

注：考虑到人体健康，标准中要求重金属和 PCBs、氰基、汞等均不得检出。

表 2-21 世界卫生组织关于污水灌溉农田的水质卫生标准

处理方法	不直接入口的农作物	熟食作物或鱼类	生吃作物或鱼类
卫生标准	A+F	B+F 或 D+F	D+F
一级处理	必须	必须	必须
二级处理		必须	必须
快滤(砂滤)		有时必须	有时必须
消毒		有时必须	必须

注：A 为无粗颗粒，去除寄生虫卵；B 为再去除细菌；D 为 80% 水样中大肠杆菌数不超过 100 个/100mL；F 为不具有残毒的化合物。

2.6.2 土地处理系统的出水水质

污水经土地处理系统净化后能达到一定的出水水质，这与所采用的系统类型及水力负荷和有机负荷（可能还有氮、磷负荷）有密切关系。表 2-22 给出了土地处理的目标与出水水质。

表 2-22 土地处理的目标与出水水质

土地处理系统	处理目标	水力负荷/(m/a)	出水水质
慢速渗滤系统	二级处理或三级处理	0.5~6.0	BOD ₅ <2mg/L TSS<1mg/L TN<3mg/L ^① TP<0.1mg/L
快速渗滤系统	二级处理或三级处理或回灌地下	6.0~125.0	粪便大肠杆菌:0 BOD ₅ <5mg/L TSS<2mg/L TN<10mg/L TP<1mg/L ^②
地表漫流系统	二级处理,脱氮		粪便大肠杆菌: 10/100mL BOD ₅ <10mg/L TSS<10mg/L ^③ TN<10mg/L TP<6mg/L

① 脱氮取决于作物种类与管理；② 在系统紧接近地点测定，并随水流运动距离的增长，去除率增高；③ TSS 部分取决于所灌污水的性质和种类。

从表 2-22 可以看出，慢速渗滤系统和快速渗滤系统可达到二级处理或三级处理（深度处理）的水平，即其出水水质通常优于传统的二级处理；而地表漫流系统能达到二级处理水平，并能脱氮。

表 2-23 为城市污水处理出水水质与各种类型土地处理出水水质的比较，可供参考。

表 2-23 城市污水处理出水水质与各种类型土地处理出水水质的比较

水质项目	二级处理出水 /(mg/L)	慢速渗滤出水		快速渗滤出水		地表漫流出水	
		浓度/(mg/L)	去除率/%	浓度/(mg/L)	去除率/%	浓度/(mg/L)	去除率/%
BOD ₅	20.0	0.2~2.0	90~99	0.2~2.0	90~99	0.2~2.0	90~99
COD _{Mn}	20.0	0.2~2.0	90~99	0.2~2.0	90~99	0.2~2.0	90~99
SS	30.0	0.3~3.0	90~99	0.3~3.0	90~99	0.3~3.0	90~99
TN	20.0	1.8~3.0	85~90	4.0~20.0	0~80	1.8~6.0	70~90
NH ₄ ⁺ -N	15.0	0.5~1.5	90~99	1.5~4.5	70~90	0.8	95
NO ₃ ⁻ -N	—	增加	—	0~20.0	—	增加	—

续表

水质项目	二级处理出水 /(mg/L)	慢速渗滤出水		快速渗滤出水		地表漫流出水	
		浓度/(mg/L)	去除率/%	浓度/(mg/L)	去除率/%	浓度/(mg/L)	去除率/%
pH 值	6.5~8.0	6.0~7.5	—	6.5~7.0	—	6.0~7.5	—
E_h	400~500	450~600	—	<600	—	450~600	—
PO_4^{3-}	6.0	0.06~0.3	95~99	0.06~1.8	70~99	2.4~3.6	50~60
Cu	0.01	0.01	<99	0.015	85	—	—
Zn	0.4	0.25~0	76~99	0.08	80	—	—
Cr	0.07	0~0.001	76~99	—	—	—	—
Cd	0.004	痕量	<99	痕量	<99	—	—
Pb	0.03	痕量	<99	0.025	<80	—	—
Hg	0.001	痕量	<99	0.0006	<60	—	—

注：pH 值无单位， E_h 单位为 mV。

2.7 污水的再利用与排放

我国为贫水国家，人均水资源占有量仅为世界平均值的 1/4，水资源分布不均，南多北少，北方地区水资源匮乏，供需矛盾尖锐。当前，我国水环境状况十分严峻，全国污水年排放量已达 365 亿立方米。城市污水处理率仅 7%，大量污水未经处理直接排放，造成承接水体的严重污染。据统计，全国监测的 1200 多条河流中有 850 条受到污染，全国每年因水污染造成的经济损失达数百亿元。水环境质量不断恶化导致可利用的水资源进一步减少和供需矛盾加剧，水资源短缺与水污染严重成为影响我国工农业可持续发展的重要问题。

土地处理出水一般均优于传统二级处理出水水质，不少项目达到三级处理水平。土地处理系统净化出水的水质与其出路有密切关系。其净化出水可用于农田灌溉；或回用于工业作冷却水、工艺用水、锅炉补给水等；或排入水体如景观湖泊、水库和河道；或回灌地下补给地下水；或用于其他市政目的。

一般来说，土地处理净化出水再用于灌溉农田，其水质当无任何问题，但对于灌溉生食蔬菜或高尔夫球场等，其水质要求高，特别是卫生学指标要求严格。若净化出水用于养鱼或排入渔业水体，则应达到《渔业水质标准》(GB 11607—89)；若净化出水回灌地下水层以补给地下水源，则应符合《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—85)及《地下水质量标准》(GB/T 14848—93)，它考虑了地下水的分类，各类都有一定的水质要求；当净化出水排入地面水体，应遵循《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)与《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)，不同地面水域执行不同水质标准。但《地表水环境质量标准》与《污水综合排放标准》之间是有一定差异的，即出水排入地面水体要从符合《污水综合排放标准》到符合该水体的环境质量标准，这期间存在一个“混合区”(过渡区)，即从排放点通过“混合区”而达到当地水域功能规定的水质要求。混合区的大小取决于水体的稀释自净能力以及水生生态要求，由当地环境保护、水利、卫生、渔业水产以及市政等部门协商确定，但是它必须基于对当地水体的流量、流速、水生生态状况、水体扩散稀释能力等的详尽调查并做出可行性报告。

3 土地处理系统的设计

3.1 慢速渗滤土地处理系统

慢速渗滤是土地处理系统中广为应用的一种类型，其处理效率高而稳定，具有易于管理、经济效益显著等优点。目前已发展成为代替常规处理的重要途径之一。在一定的水质状况与环境条件下，尚可起到代替三级处理的作用。

3.1.1 慢速渗滤系统的工艺特性

(1) 工艺目标 处理污水；利用水和营养物质生产商品性农作物；在干旱地区，用污水代替清洁水进行灌溉，节约清洁水；开发荒地，发展草地和林地。

上述目标之间虽然不是完全抵触的，但在一个系统中一般都要突出一个主要目标。例如对于排放污水的城市或工厂，为了节省投资和管理方便，则希望在尽可能小的土地面积上处理更多的污水，这种考虑就限制了作物的选择，从而影响了收获作物的经济价值。在湿润地区，主要目标是处理污水，并不特别重视污水的利用；而在干旱地区，则把污水也看做重要水源，希望在尽可能大的土地面积上利用污水，以便获得更大的农业收成。

(2) 工艺性能 慢速渗滤系统中，投配污水的负荷低，污水通过土壤的渗滤速度慢，在含有大量微生物的表层土壤中的停留时间长，所以水质净化效果非常好。

慢速渗滤系统主要以处理污水为目标时，常选择多年生牧草灌溉系统。牧草的生长期长，对氮的利用率高，可耐受更大的水力负荷。慢速渗滤系统可以与污泥利用相结合。以种植谷物为主的慢速渗滤系统是典型的以利用污水为主的系统，有较好的经济效益，但由于作物生长和气候条件的限制，对污水量的调蓄要求很高。

污水慢速渗滤系统可分为两种类型。

① 小水量大面积类型 在我国缺水的北方地区，以兼用水、肥资源和水处理为目的，以及在地广人稀、土地处理用地充足的地区，采用尽可能大的土地面积处理小水量的类型。

② 大水量小面积类型 在城镇郊区，土地资源紧张，以处理污水、再生水为主要目的，在尽可能小的面积上以高水力负荷处理污水。

就土地处理利用方式而言，慢速渗滤系统可分为农业型和森林型。就工程结构组合而言，污水慢速渗滤系统可分为单一型和复合型（快速-慢速；漫流-慢速等）两种。图 3-1 列出了慢速渗滤系统工艺设计的主要程序。

(3) 慢速渗滤与传统污灌的区别 污水灌溉与土地处理两者间既有联系又有区别。污水灌溉以水肥效益为目的，强调农业增产作用，而土地处理系统是以水的处理与利用相结合为前提，着重于环境效益。它与污水灌溉的区别如下。

污灌系统对污水没有预处理及水质、水量限制，往往因污水的水量过大或污染负荷过高产生作物危害，对土壤和地下水造成环境风险。而土地处理利用系统，对污水严格进行预处理，对水质、水量进行科学的限制，确定其环境的同化容量。土地处理系统的土壤植物、地质、水文条件及其利用方式的严格控制与管理，避免了不适宜的土壤条件下污水处理的环境危害。在土地处理系统中，林地灌溉、经济作物和粮食作物等多层次的生态结构，是发挥土

地处理净化功能的优化组合。

(4) 慢速渗滤系统的净化功能 对于慢速渗滤系统污水中 BOD_5 的去除, 不论其预处理程度如何, 都不会成为限制慢速渗滤系统处理能力的制约因素。

在慢速渗滤系统中, 投配污水中的悬浮固体 (SS) 几乎可以全部由土壤去除, 深处水 SS 可达 1mg/L 以下。

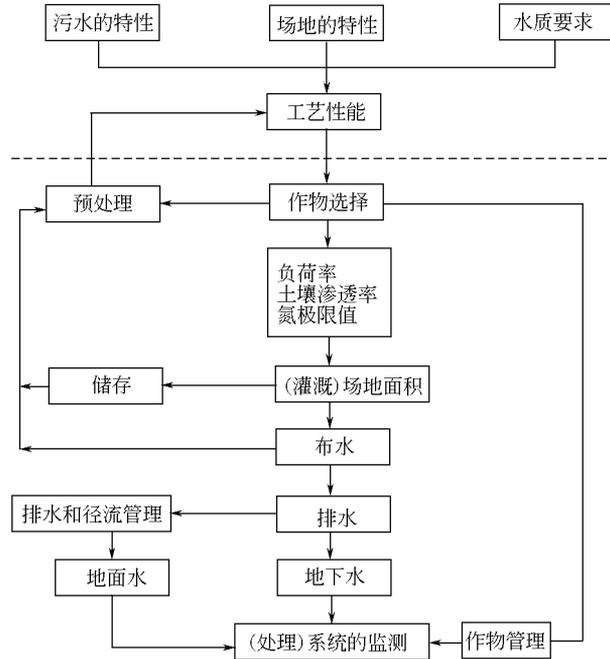


图 3-1 慢速渗滤系统工艺设计的主要程序

在土壤-植物系统中, 水、气、热条件的变化, 水体 pH 值以及 C/N 比值等因素的变化, 使氮的循环、转化变得十分复杂, 从而为环境带来了不同影响。氮的去除率和负荷率可能是慢速渗滤系统的限制设计参数, 并决定系统所需土地面积。

磷的去除主要通过土壤的吸附、固定作用。作物吸收磷能力约为 $20\sim 60\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。微量元素、粪便大肠杆菌、大肠菌群以及微量有机污染物等的去除在这里不再叙述。

一个合理和完整的慢速渗滤土地处理系统, 应包括三部分: ①以污水处理或二级生物处理包括污泥的消化或氧化作为预处理系统; ②以菌藻共生体系为中心的污水多级稳定塘或污水水库等污水预处理和储存系统; ③以土壤-植物(林、草、植)生态系统为中心的污水灌溉系统。

3.1.2 慢速渗滤系统的工艺设计

3.1.2.1 场地调查

选择合适的处理场地是污水土地处理的前提, 也是运行好坏的关键。场地特征调查的基本内容如下。

(1) 处理场地的地质地貌 通过绘制 $1/10000$ 或 $1/1000$ 地形图(根据处理场地面积及地形条件而定)分析处理场的地形、地貌条件、微地貌特征, 并结合实地调查掌握地质条件和变迁历史。

(2) 处理场地的地层控制及岩性分析 通过浅孔、探坑、钻探等手段控制表层土壤质地及其厚度和结构, 绘制土层厚度图。查明主要含水层的埋藏条件、深度、水利性质、土体构

造、颗粒级配、渗透性质。

(3) 地下水流场动态调查 处理场地地下水的流场动态反映地下水在不同时期、不同自然环境及人类活动影响下的运动状态。查明全年不同时期地下水流场的动态变化：地下水位、流动方向和流动速度。

(4) 水文地球化学特征调查 查明不同季节处理场地的地下水常量组分、微量无机成分和有机成分的水文地球化学背景，判断慢速渗滤系统在不同运行时期和运行条件下可能对地下水水质的影响程度、影响方式和影响机理。

(5) 表面地层饱和流的渗透性确定 处理场地表层土壤渗透性是慢速渗滤系统工程设计的依据，是正常运行的重要基础条件。通过对岩性颗粒级配分析，渗水试验取得表面地层渗透系数值，为工程设计提供参数。

(6) 土壤化学基本性状调查 了解处理场地土壤化学性质的目的有二：①为确立慢速渗滤系统处理类型提供土壤基本性质；②查明处理场地土壤理化性质的背景，为研究土地处理系统对土壤影响提供基础资料。

3.1.2.2 慢速渗滤系统的主要设计参数

慢速渗滤系统的主要设计参数如表 3-1 所示。

表 3-1 慢速渗滤系统的主要设计参数

项 目	设计参数	项 目	设计参数
土壤渗透系数	0.036~0.36m/d	表层土壤包气带厚度	0.6~1.0m
年水力负荷	0.6~6.0m/a	地下水埋藏深度	>1.0m
每周水力负荷	1~10cm/周		

3.1.2.3 土地面积需要量的计算

慢速渗滤系统所需要的土地面积，可分为两部分。

(1) 实际承受投配污水的占地面积为污灌田。其中又可分为两部分：主运行系统与调节系统。主系统是主体部分，例如，沈阳市慢速渗滤试验场中水稻田是主运行系统，其调节系统是林地和能源高粱，用于水田插秧、晒田、收割等季节不能投配污水时承担处理污水的功能。通常调节系统占地面积为主运行系统的 8%~10%。

(2) 辅助、缓冲区的占地面积为非灌溉田。主要有预处理、管理和维护建筑物、道路缓冲、隔离沟、储水塘等。

国外的土地处理场地设有周围缓冲区，以控制公众接触，并有改善处理场环境的作用。具体缓冲区宽度设有明确准则，实际上，可以为 0~60m 或更大，由当地管理机构自行规定。国内目前已有的慢速渗滤系统试验工程并无缓冲区，但配置隔离沟。沈阳市的慢速渗滤系统试验工程的辅助系统占地面积约为总占地面积的 20%~30%。

3.1.3 储存系统

在慢速渗滤系统的实际运行中，有可能出现污水量超过设计水力负荷率或因水量不足而低于设计水力负荷，因此，需要建立相应的储存系统，以起到调节水量平衡的作用。

在实际运行中，不需要将全部投配污水都通过储存塘，在经过一级处理后的出水水质适用于投配水质要求时，只接纳必须储存的那部分污水进行预储存处理。然后，将储存过的污水和新鲜的未储存污水混合或进行投配。

3.1.4 布水系统

设计布水系统包括两个阶段：选择布水系统的类型和布水系统各部分的详细设计。

3.1.4.1 地面布水系统

采用地面布水系统时，污水在灌溉田的一端投配，借助重力使污水分布到整个灌溉田。

常用的地面布水系统由垄沟布水和坡畦布水两种，漫灌因田间水利用率低（仅 50%）不宜采用。

(1) 垄沟布水 垄沟的沟渠系统的设计变量包括沟的坡度、间距、长度及沟水流量。对于直沟，推荐的坡度最大值为 2%，在坡度为 2%~10%的情况下，可采用异型沟。沟的间距与土壤的吸水特性有关。选择沟距的主要依据是确保在两条水沟之间，水的横向迁移即水向根区外渗滤前，能润湿整个根区。对不同土壤推荐的沟间距是：砂土 30~61cm，壤土 61~122cm，黏土 91cm。

(2) 坡畦布水 在坡度小于 7%的场地上，可采用坡畦布水。对于坡度高达 7%~20%的地方，则应采用台阶型的坡畦即梯田布水。

影响坡畦布水的设计变量有：畦块的坡度、畦块的宽度、畦块的长度和单位出流量，确定原则如下。

① 在相对平坦或平坦的土地上，通常设计成小型矩形渗水池；坡度小于 2%的不规则土地，适宜作方形淹灌地；坡度为 2%~7%的地区，视坡度情况可采用宽畦或窄畦布水。

② 通常选用畦块的宽度要使之能适合农具的使用，也应考虑坡度和土壤类型，它们会影响畦块布水的均匀性。

③ 确定畦块长度的原则是使基建和运行费用最小而采用尽可能长的畦长，但是，太长的畦长并不实际。既定场地的适宜畦长取决于坡度、单宽出流量、投配水深度、土壤渗透率和场地边界的布置方式。

3.1.4.2 喷灌布水系统

根据移动方式不同，喷灌系统有三种类型：固定装置型、活动站型和连续移动型。

所有喷灌布水系统的主要设计变量是投配率（cm/h）。设计的投配率应小于饱和渗透率（或表层土壤的渗滤速率），以防止径流和不均匀布水。对于完全覆盖作物的场地，可以提高投配率，但提高不应超过裸地土壤投配率的 100%。一种实用的最小设计投配率通常采用 0.5cm/h，但在最终设计时，投配率必须建立在场地实际渗滤速率的基础上。

森林的喷灌布水系统与农业或草地的喷灌布水系统有些不同。固定装置型喷灌是森林中最常用的系统，但有一些特殊的设计要求，喷头距离较近而且工作压力比其他植物的喷灌布水系统低，因为树干和树叶会干扰喷水并可能损坏树皮。对森林型覆盖的地区，已证明喷头间距 18m，相邻支线间距 24m 是适宜的距离。喷头的工作压力通常不应超过 38N/cm²。喷洒器的主管应有足够的高度，使之位于大多数低层植物之上，但一般不超过 1.5m。应采用低喷射轨迹的喷洒器，如单喷头冲击式或双喷嘴水力控制的喷头，不致将水喷射进树冠。这在冬季结冰期间，对防止污水在树上结冰而使树断裂或连根拔起，有十分重要的作用。

3.1.5 排水系统

为了从根区除去过多的水和盐分，限制渗滤水扩散到天然地下水中去，慢速渗滤系统必须采用改善或控制地面径流和地下排水的措施。

3.1.5.1 地下排水系统

对于慢速渗滤系统设计的目标是获得最大的水力负荷率。根区出现过大的湿度对作物的影响有限，因为这种系统一般都选用耐水作物。但是，当土壤中存在相对不透水层时，将产生地下阻水层引起的高地下水位，限制了允许的渗滤速度，从而也限制了设计的水力负荷率。在阻水层上不设置地下排水系统，可消除阻水层对渗滤的影响。

根据经验，在自然排水速率不足以在 2~3d 内除去根区渗滤水的地区，为防止盐水积累，地下水位距地面距离不应小于 1.25m。这个最小深度比用于潮湿地区的最小深度（0.6m）要大。

3.1.5.2 地面排水和径流控制

慢速渗滤系统产生的尾水必须加以回收，并重新投配到处理场地上。典型的尾水回流系统由一个集水坑、水泵和回流管系统组成。

尾水回流系统的主要设计参数是尾水量和持续时间。这些参数的预期值与土壤的渗滤速率有关。尾水回流系统的推荐设计因素见表 3-2。

表 3-2 尾水回流系统的推荐设计因素

渗透率		土壤类型	尾水的最大持续时间(占投配时间的百分数)/%	估算的尾水体积(占投配体积的百分数)/%	建议的最大设计尾水体积(占投配体积的百分数)/%
分级	速率/(cm/h)				
非常慢到慢	0.15~0.50	黏土到黏壤土	33	15	30
慢到中等慢	0.50~1.50	黏壤土到粉砂壤土	33	25	50
中等慢到中等快	1.50~15.0	粉砂壤土到砂壤土	75	35	70

3.1.6 管理

慢速渗滤系统的管理包括土壤管理、作物管理、工程管理和运行管理四个部分。

3.1.6.1 土壤管理

土壤管理包括耕作及保持适宜的土壤理化性质。土壤管理所讨论的许多问题，都是对农作物而言的，因为大多数的森林作物对土壤管理的要求甚少。对土壤的管理主要包括耕作、营养状况及盐分控制和土壤 pH 值调整三个部分。

3.1.6.2 作物管理

作物管理通常包括农作物的种植和收割、牧草地的放牧、农业病虫害的控制和森林作物管理几个方面。

(1) 有关种植技术和种植安排应尽可能结合当地高产栽培技术来考虑。在播种种子未发芽以及幼苗期，要适当调节污水的投配量和土壤渗滤水的排水量，以防止有些作物因土壤水分过多而腐烂。水稻发芽和幼苗生长阶段，不应该投配原污水，可使用经土地处理的再生水或储存塘停留时间较长的塘水。大多数作物在收割前，为使作物成熟并达到适合于机械收割的土壤含水量，要求有一段疏干时间。土壤疏干需要的时间与土壤剖面水分传导性质、气候和收割使用的机械有关。人工收割可缩短干燥的时间。

(2) 草类作物除采用定期的收割外，牛羊放牧是一种经济的回收方法。放牧牲畜残留在草地上的粪便在氮挥发损失之后尚含有 20% 的氮，其中有 45% 在第一年内被矿化，第二年矿化 25%，以后每年矿化 6%。有机氮缓慢矿化的现象，降低了硝酸盐污染地下水的危险。对于慢速渗滤系统的牧场，绝不允许在潮湿的灌溉田上放牧，以避免严重踩实土壤，降低土壤的渗透速率，并引起动物蹄的疾病。对灌溉地应实行轮流放牧。通常在污灌田最后一次投配污水后，应有 3~4d 的落干时间，然后才允许家畜进入牧草田。放牧期一般在 7d 左右，两次放牧之间的牧草生长期为 14~35d。

(3) 森林管理的一般目的是使林木的产量最大。为达到这个目的，对原生林主要是通过间林和选择性砍伐管理，以达到所希望的森林组成、结构和活力，并保持有一定的密度。对人造林主要是进行控制而不消除草本植物的管理，以达到草本植物在与森林树苗的竞争过程中既起到去除污水中氮、磷营养物的作用，又不遮盖森林树苗，妨碍幼树的正常生长。

3.1.6.3 工程管理

慢速渗滤系统在预处理、储存、布水和排水等的管理都离不开必要的工程设施，各种工程设施能否正常发挥其功能，常取决于管理水平。

一级沉淀池和储存塘的定期排泥，防止输水、布水系统的堵塞、滴漏和冻裂，清除排水沟渠的淤积，以及对污水提水设备如水泵、电机等的维修保养，是工程管理的重要内容。只

要管理得当,可延长各种工程设施的使用寿命,提高系统运行质量,并可降低运行费用。

3.1.6.4 运行管理

运行管理主要指灌溉系统的管理,它与场地选择和系统设计同样重要。管理人员必须既有农业操作的实际知识,又懂得污水处理的原理,这点至关重要。管理的重要项目包括:①按季节改变操作,以适应作物对营养和水分的需求;②根据运行的工艺条件变化,定期采取各监测口的样品,送化验室观察数据,以避免积水、径流或机械故障等问题。

在所有情况下,都要求处理系统的运行管理与农作活动,如种植、耕作和收获相适应,既能最大限度地投配污水,又能保证农作活动所需时间,运行管理必须因地制宜。

3.1.7 监测

对于慢速渗滤系统,监测的主要目标是确定出水水质是否符合要求。同时,为评价慢速渗滤系统对环境和卫生的影响,还需要监测土壤、作物等环境因素。

监测的内容包括水质监测、土壤监测、植物监测和其他检测(如不同植被下的土壤水分蒸发蒸腾量、动植物产品的品质等)。

3.2 快速渗滤土地处理系统

污水快速渗滤土地处理系统的定义为: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,最终达到净化污水的目的。这种系统是成功的和经济有效的污水处理方法,它与常规的二级生化污水处理系统相比,具有处理效果好、可以解决出水排入地表水体而产生富营养化的问题以及基建投资和运行费用低等优点,所以快速渗滤系统在欧美一些国家应用极为广泛,仅在美国快速渗滤土地处理场地1981年就达320个,1987年发展到了1000个。在我国,土地处理技术经过“七五”、“八五”联合科技攻关项目的实施,先后建成了北京昌平污水快速渗滤系统、阿图什城市污水土地处理系统、开封市啤酒污水快速渗滤处理工程等,实现了从小试、中试到实用规模的试验、示范研究工作,并提出了采用土地处理替代二级处理及人工处理和自然处理并行的技术措施,但是,快速渗滤系统本身也存在很多局限性,其中由于系统污水处理负荷低(一般仅为6~130m/a)造成土地占用面积非常大,为其在我国东部沿海人口密集区的推广应用造成障碍。因此,这一问题的解决成为完善快速渗滤系统,实现其在我国推广应用的主要技术关键。

3.2.1 快速渗滤系统主要的工艺特性

(1) 工艺目标 处理污水和回收利用污水。再生水的利用途径包括:①补给地下水;②用地下暗管或竖井收集、回收再生水,供再利用或补给地下水;③利用地形或通过人工拦截地下水,使再生水从地下进入地表水体;④再生水季节性地储存在具有回收系统的处理场地之下,在作物生长季节取出用于农业灌溉,可满足对水质要求较高的灌溉需求。

回收和再利用处理后的再生水已成为国内外解决干旱地区水资源的有吸引力的途径之一,已有不少成功的实例。即使在湿润地区,为了保护地下水不受高含盐量水的侵入影响,也可用快速渗滤处理出水补给地下水,在原有水质好的地下水的上部形成一个保护层。

(2) 工艺性能 快速渗滤系统中,渗滤作用可以去除几乎全部的BOD、SS和大肠菌等组分。当采用适当的水力负荷时,可以通过反硝化去除大量的氮。快速渗滤对磷的去除也很有效。快速渗滤系统是可以终年运行的。

快速渗滤系统主要由地表构筑物、多孔介质及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。多孔介质则由既具有一定的渗透性,又具有一定阳离子交换容量

(CEC)的土壤组成。快速渗滤系统的工作方式主要采用淹水和落干相互交替的方式。它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，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，从而使快速渗滤系统具有独特的污染物净化功能。

快速渗滤系统的净化功能主要取决于污水中的主要污染因子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：悬浮固体经过过滤，重金属经过吸附和沉淀，磷经过吸附和沉淀，氮经过吸附、硝化和反硝化作用，病原体经过过滤、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分别被去除。在各种污染因子的去除机制中，微生物的作用是最主要的。城市生活污水中的典型污染因子化学需氧量（COD）、生化需氧量（BOD）、氮（N）等，都是主要靠微生物的生物化学作用来进行的。

该工艺是以每周 10~250cm 的负荷速率有控制地将污水均匀地投配到透水性良好的土壤表面上。污水受重力作用在土体渗滤过程中，通过物理、化学、生物的相互作用而得到净化。该工艺是土地处理方法中水力负荷最高的一种，年水力负荷可达 120m。通常污水按 1:3 的湿干比周期性运行，从而使土壤表层的好氧条件和净化能力能周而复始地得到再生。同时，又使截留在土壤表层的悬浮固体能充分有效地在阳光和空气的作用下分解，这样就不会因土壤孔隙被堵而降低土壤的透水性。用此工艺处理的出水水质 COD 和 SS 一般均在 20mg/L 以下，氨氮在 10mg/L 以下。

快速渗滤系统的主要工艺特征有以下几个方面。

- ① 预处理 一般处理用于限制公众接触的隔离地区，二级处理用于控制公众接触的地区。
- ② 水量调节与储存 快速渗滤系统在冬季往往需降低负荷运行，另外在渗滤池维修时也要考虑储存部分污水，可通过冬季增加系统面积的方法来解决。
- ③ 土壤植物系统 适用于快速渗滤系统的场地条件为：土层厚度 > 1.5m，地下水位 > 1.0m，土壤渗透系数为 0.36~0.60m/d，地面坡度 < 15%。土地用途为农业区或开阔地区，对植物无明显要求。

- ④ 再生水收集 可采用明渠、暗管和竖井方式，再生水回收后可用于各种回用用途。

3.2.2 快速渗滤系统设计程序

快速渗滤系统的设计程序如图 3-2 所示。设计过程中有一些主要单元，其设计过程可能要经常反复。如快速渗滤系统的占地面积是水力负荷速率的函数，而水力负荷速率又受负荷周期和预处理程度的影响。如果设计者最初假定某种程度的预处理和负荷周期可得到某个负荷速率，在该负荷速率下的占地面积超过了所选场址能提供的土地面积，则应重新考虑预处理程度和负荷周期，以减小占地面积。

在进行快速渗滤系统的可行性研究前期，对可供选择的场址要有一个初步规划过程。初步规划主要是根据现有的资料，应用数字化的评估方法，通常考虑的因素有土壤、地下水条件、水力坡降、土地的利用情况、洪泛的影响，同时也要考虑污水源与处理场地之间的高程差对污水输送过程中能量消耗的影响。一般来说，场址适应性的初步评估是必要的，对场地的初步筛选可以避免大量不必要的现场调查工作。

快速渗滤系统设计的一般程序为：① 确定渗滤池的渗滤速

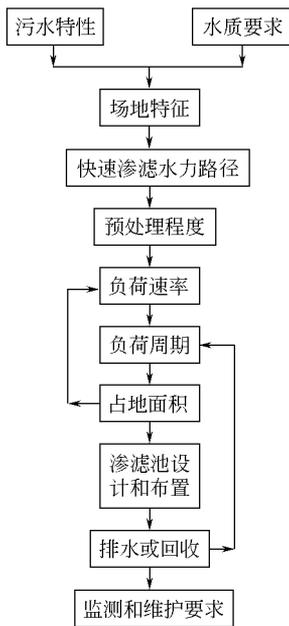


图 3-2 快速渗滤系统的设计程序

度；②根据场地的水文地质条件和排入地表水体和渗入地下水的环要求，确定快速渗滤的水力路径；③通过比较污水特性和处理后的水质要求确定处理要求；④选择预处理水平，使之与场地条件和处理要求相适应；⑤根据处理要求、渗滤速度和初步的淹水时间与干化时间之比，计算水力负荷速率；⑥计算需要的土地面积；⑦核算地下水丘的影响，确定地下排水的要求；⑧选择水力负荷周期，确定渗滤池的最少数目；⑨计算污水投配速率，核定采用的淹水/干化时间比；⑩布置渗滤池，设计护坡和其他构筑物等；⑪确定监测要求和监测井的位置。

3.2.3 场地调查

快速渗滤系统工程设计的基本要求是在设计过程中要利用有效的数据和资料，这些资料来自适当的现场调查，并由设计人员对现场调查的数据给予仔细的分析，不适当的分析会导致所设计的快速渗滤系统出现问题，特别是对渗滤速度的影响很大，而达不到设计的预期结果。现场调查中可能存在的问题如表 3-3 所示。

表 3-3 现场调查中可能存在的问题

现场	可能存在的问题
土壤	(1)在现场调查中,未探明的妨碍水运动的不透水土层或地带; (2)现场试验是在其他场地上或不同的土层深度上进行的,因此建成系统的设计是以不恰当的数据为依据的; (3)建成的快速渗滤池表面含有显著的黏粒和粉粒成分,这些小微粒在布水时出现水力筛分现象,沉积在土壤表层妨碍水的入渗
地下水	(1)未预见到季节性的地下水的升高影响了入渗水在地下运动; (2)在设计要求的时间内,垂直或水平的地下排水能力不足; (3)一个渗滤池的入渗水流影响了相邻的渗滤池的水力能力

要正确进行调查，避免出现问题，对以下几点要给予充分的考虑：

① 最终的现场调查和试验要在设计的快速渗滤系统的场地上和实际的土层断面上进行，设计中采用的数据不能用邻近场地得到的数据外推而来；

② 现场调查和试验可能花费很大，要保证经济有效和得到可靠的结果，应由熟悉土壤、地下水，同时对快速渗滤工艺和设计有关的水运动有透彻了解的人员进行；

③ 现场试验结果的分析说明也需要对快速渗滤工艺有透彻的认识，以及了解土壤、水文地质知识，如果设计人员不具备这方面的能力，则应得到有关人员的帮助。

场地调查的内容包括场地评价、土壤调查（包括土壤质地、土壤结构、土壤颜色的调查，实验室分析和土壤试验结果的评价）、地下水调查、渗滤速度和渗滤系数的测定。

3.2.4 预处理

快速渗滤系统的设计中，选择恰当的预处理程度是十分重要的。预处理程度和快速渗滤系统的处理目标和场地条件密切相关。下面是一些应当考虑的因素和为满足不同的处理目标应采用的预处理程度。

(1) 一般准则

① 对于典型的城市污水，预处理至少采用一级处理或等效一级处理。

② 防止污水在输送、预处理过程中对公共卫生产生有害影响。

(2) 预处理和系统的处理目标 对所有的快速渗滤系统而言，一级处理或等效一级处理是建议的最低级预处理。采用一级预处理是为了减小悬浮物对土壤的堵塞。污水中固体悬浮物的去除，可以减少污水输送和布水系统管道、渠道的磨损和堵塞的可能。同时，由于一级处理出水中的 C/N 比较高，这种污水进入快速渗滤系统有利于污水中氮的去除。

如果系统将渗滤水排入地表水体且排放氨氮的要求严格，那么系统的处理目标应当是要求硝化作用完全。采用一级或二级处理为预处理都可以使系统的硝化作用完全。因此，在某

个具体的场地上，为使硝化程度最高而选用预处理程度的因素与为取得最大水力负荷是一致的。

表 3-4 建议的预处理程度

快速渗滤系统的目标	预处理程度
使水力负荷或硝化速率最大	
一般情况	一级处理
土地有限	二级处理
高质量的出水	二级或更高级的处理
使氮去除量最大	
一般情况	一级处理

在温暖气候条件下，如果土地较多且地价不贵，可用稳定塘进行预处理。在寒冷的地区，则不宜采用稳定塘作为快速渗滤系统的预处理。在高温季节也要考虑稳定塘出水中高浓度的藻类对渗滤池的影响。

根据系统不同的处理目标建议的预处理程度列于表 3-4 中。但设计人员要根据当地的具体条件灵活掌握，以便既能满足

系统的处理目标，又能使系统的基建费、运转费和能耗较低。

3.2.5 水力负荷速率和渗滤池面积

在快速渗滤系统的设计中，这两个指标极其重要，同时也是最困难的。水力负荷速率随场地的水力传导能力、负荷周期、投配的污水水质及处理要求的不同而变化。

适当的水力负荷速率是实现系统的处理目标和系统正常运行的基本保证。一般情况下，水力负荷速率对污水中污染物的去除率影响不大，但在某种特定情况下高的水力负荷会使污水中污染物的去除效果下降。水力负荷过大，投配的污水不能及时渗入土壤，而产生长时间的地表滞水，则使干化期不能达到设计要求，同时在高温季节还会引起藻类繁殖的问题。

水力负荷速率的确定要以现场和实验室测定的土壤渗滤速率、透水系数、水力传导系数的结果为依据。系统需要的渗滤池面积由下式计算。

$$A = \frac{1.9Q}{LP}$$

式中， A 为渗滤池面积， hm^2 ； Q 为设计的日流量， m^3/d ； L 为设计的年水力负荷， m/a ； P 为每年运行的周数，周/ a 。

如果系统是终年运行的，上式可以简化为

$$A = \frac{0.0365Q}{L}$$

污水投配速率由年水力负荷和负荷周期而定。投配速率确定以后，就可以计算输送污水到渗滤池的管道所要求的过水能力。

渗滤池的数目和渗滤池组的数目随地形和水力负荷周期而定。确定的渗滤池或组的数目和每次布水的渗滤池数目既影响布水系统水力分布，也影响确定的淹水/干化期之比。作为一个最少的渗滤池数目，该系统也应有足够的渗滤池，使得在任何时候至少有渗滤池能接纳污水。连续投配污水所需要的渗滤池的最少数目是负荷周期的函数。

3.2.6 快速渗滤系统的占地面积

一个快速渗滤系统处理场的面积包括渗滤池、预处理设施的占地面积、场地各区之间的道路、缓冲地带的占地总和。

(1) 渗滤池的面积 如果污水流量已被均衡，则渗滤池所需的土地面积就可以简单地用平均污水流量除以年污水负荷得到；如果污水流量随季节变化，且季节性流量未被均衡，则应当采用最高的平均季流量计算。

(2) 预处理设施的占地面积 可按《给水排水设计手册》中有关规范的要求考虑。

(3) 其他设施占地面积 快速渗滤系统的缓冲区、通道、储存或流量均衡以及将来的扩

建,都需要一定的占地面积。通道一般要求宽 3~4m,使得翻耕地表的维护设备可以进入每一个渗滤池。对快速渗滤系统而言,一般不要求必须有储存池,通过加深渗滤池深度的方法来应付事故短期储存的水量即可实现一定的调储能力。

3.2.7 快速渗滤系统的监测和维护

3.2.7.1 监测

监测的目的是提供快速渗滤系统运行管理所需要的资料,向上级有关部门提供快速渗滤系统的处理效果和对地下水影响的有关资料。

监测的对象及内容如下。

(1) 进水和渗滤水 为检查快速渗滤系统的运行效果,应定期对原污水、预处理系统出水、渗滤水进行水质监测。项目主要有 BOD₅、COD、SS、NO₃⁻-N、有机氮、TP 和 TOC 等。根据原污水中特殊的污染物质可增设必须监测的项目。

(2) 地下水 根据快速渗滤系统排水方式的变化,渗滤水对当地地下水的影响程度不同。有地下排水系统的快速渗滤处理系统对地下水的影响就可能很小,相反影响可能明显。但是,无论快速渗滤系统对地下水的影响如何,都应根据当地的有关部门,特别是环境保护和监测部门提出的要求对当地的地下水水质进行必要的监测。

(3) 土壤 对快速渗滤场地的监测也用来评价场地的处理能力和处理效果的变化。土壤 pH 值低于 6.5,土壤滞留金属元素的能力大大降低,从而增加了重金属污染地下水的可能性。土壤的高 pH 值 (>8.5) 或土壤可交换钠的高百分数 (>10%~15%),表明在土壤渗透性方面可能出现了土壤碱化问题。土壤的 pH 值高,表明钠的含量高,这种情况可用溶解性的钙置换钠来调整。

3.2.7.2 管理维护

快速渗滤系统的管理维护主要内容如下。

① 定期松动渗滤池的表面,由于污水的悬浮物在渗滤池表面的沉积和土壤微生物活动的结果,在表面上形成一层垫层,使土壤的渗透性降低。另外,投配污水时,特别是借助重力流的布水系统,可以引起土壤颗粒的水力筛分,使细颗粒迁移到顶部,封住土壤的表层孔隙。因此,要定期松动渗滤池的表面,以恢复土壤的渗透性。

② 定期收割渗滤池上的植被。一般可让渗滤池表面的植被自行生长和死亡而不用维护,但为了美观可定期割除杂草。在冬季严寒的地区,根据越冬运行的方法要求,可选定适当的日期割除渗滤池上的植被,使冬季运行顺利进行。

3.2.8 快速渗滤系统的局限性

污水快速渗滤土地处理系统与常规二级生化污水处理系统相比,具有处理效果好,基建投资、运行费用低,管理方便等优点。所以快速渗滤系统在欧、美一些国家应用非常广泛。在我国,土地处理技术经过“七五”、“八五”联合科技攻关,实现了从小试、中试到实用规模试验,并且提出了采用土地处理替代二级处理、人工处理和自然处理并行的技术政策。尽管如此,基于快速渗滤系统的构成及工艺特征,其局限性主要表现在以下几个方面。

3.2.8.1 土地利用矛盾

据美国环保署资料,快速渗滤系统单纯渗滤面积的确定取决于年水力负荷,计算公式如下。

$$A = \frac{0.0365Q}{L}$$

式中, Q 为每天排污量, m³/d; A 为渗滤池面积, hm²; L 为年水力负荷, m/a。其中年水力负荷 L 的大小是由场地天然系统的渗透性能和渗滤池个数决定的。

$$L = \frac{365K}{n-1}$$

$$n = \frac{t_d - t_f}{t_f + 1}$$

式中, K 为场地天然系统的平均入渗速率, m/d ; n 为渗滤池的个数; t_d 为落干期, d ; t_f 为淹水期, d 。

据国家环境保护局规定, 快速渗滤系统的土壤入渗系数一般为 $0.36 \sim 0.6 \text{m/d}$ 。假设一个 50 万人口的城市, 每人每天产生生活污水 150L , 工业废水与生活污水比例为 $1:1$, 则城市每天产生的总污水量为 15 万立方米。假设该市全部污水均采用快速渗滤系统处理, 取 $K=0.6 \text{m/d}$, $n=4$, 则总渗滤池面积为 75hm^2 。若按美国环保署提供的快速渗滤系统要求, 一般年水力负荷为 $6 \sim 130 \text{m/a}$, 取 $L=130 \text{m/a}$, 则总渗滤池面积需 126hm^2 。由此可见, 快速渗滤系统占地是十分庞大的, 这一点严重限制了其在我国东部人口密集的经济发达区推广使用。所以, 在土地资源日趋紧张的今天, 确定是否可以采用快速渗滤系统时, 首先应考虑这个问题。在选择常规二级污水处理系统与快速渗滤系统时, 应将土地成本费用计入快速渗滤系统成本中, 从而客观地评价两种系统, 以便做出最优的选择。

由于快速渗滤系统占地问题突出, 制约了其在我国的推广应用。因此, 解决这个问题, 改进快速渗滤系统, 并结合我国实际情况提出相应的技术优化措施是十分必要的。中国地质大学钟佐栗教授领导的科研小组致力于采用人工填料替代天然土地系统, 提高水力负荷, 解决快速渗滤系统占地突出以及场地条件限制等问题。为加强人工构建快速渗滤系统的研究, 提出了兴建中、小规模污水土地处理系统, 部分替代常规二级污水系统, 实现中水回收, 解决城市生活污水资源化的技术路线。这条思路为改进快速渗滤系统在我国的推广应用提供了非常好的研究方向。

3.2.8.2 污水处理的选择性

快速渗滤系统主要是借助于土壤的过滤、吸附及土壤中微生物的生物化学降解作用而实现净化功能的, 它在对污水处理过程中具有很大的选择性, 主要表现在以下几方面。

① 重金属含量偏高的特殊工业废水, 不适于用快速渗滤系统。主要是因为各种常用方法不能分解破坏重金属, 一旦土壤受到重金属污染就很难恢复, 只有通过转移它们的存在位置和化学形态来实现。此外, 土壤的吸附容量是有限的, 在吸附容量达到饱和后, 流出的水中重金属浓度会猛增, 很快接近或达到进水时的重金属浓度, 从而失去对重金属的处理能力。所以, 快速渗滤系统不宜处理重金属含量偏高的特殊工业废水。

② 有机物含量高、不易生物降解的污水, 也不宜用快速渗滤系统。这是因为快速渗滤系统对有机物的去除, 主要靠吸附作用和好氧、厌氧交替带的好氧生物降解作用来共同完成。难降解有机物(如多环芳烃、有机氯农药、多氯联苯)、可降解的有机物以及所需时间太长的有机物投入到快速渗滤系统后, 微生物不能及时降解、去除。当土壤吸附容量达到饱和后, 势必造成出水中有机物浓度增高, 达不到预期的处理效果。

③ 快速渗滤系统对总溶解固体的去除能力很弱。由于蒸发作用和土壤中盐类的溶解, 净化水中的总溶解固体含量有时会略大于污水。所以, 对于矿化度过高的污水, 快速渗滤系统一般不具备净化功能。

④ 快速渗滤系统不适合有毒有害污水的处理。因为这些因素会抑制微生物的生长、繁殖、代谢, 降低微生物活性, 从而使系统失去生物降解功能。

所以, 快速渗滤系统一般只适用于 $\text{BOD}_5/\text{COD} > 0.3$ 的生活污水以及某些食品工业废水。目前, 国内有人正在运用快速渗滤系统进行造纸污水处理的研究。对于这个问题, 必须注意以下几点: ① 必须注重在不利于微生物生长的环境中, 如何保障微生物活性; ② 微生物的培养、驯化过程及净化机制; ③ 必须采取有效措施, 防止净化水进入天然地下水系统, 避免地下水系统受到污染; ④ 在系统寿命终止后, 必须解决场地的后处理, 避免二次污染的发

生。如果这几个问题能得到较好的解决,运用快速渗滤系统处理特殊行业的废水是可能的。

3.2.8.3 对地下水环境的影响

快速渗滤系统作为一种包气带-含水层处理系统,毫无疑问对地下水系统虽然会产生某些影响,但关键在于这种影响的性质、程度和范围。因此,在设计和评价快速渗滤系统时,必须考虑对地下水可能造成影响的各种因素。其中包括对污染物的净化能力、地下水环境的天然防护性能以及与周围地下水的水力联系程度等水文地质因素,地下水资源量大小、地下水用途等供水水文地质意义,待处理污水中污染物性质、去除效果以及对地下水环境造成污染的潜在可能性,快速渗滤系统净化水的去向以及其运行管理状况等。合理的设计及良好的运行管理,可以最大限度地发挥快速渗滤系统的净化功能。国外的研究表明,只要选择适当的场址,适宜的污水种类及预处理水平,并有良好的运行管理措施,快速渗滤系统对地下水的影响程度会很小,其影响范围也是非常局部的。然而,在我国快速渗滤系统只是替代常规二级污水处理,而并非像国外替代三级污水处理,因此,出水水质远低于国外。这样对于地下水环境造成的影响就比较大。所以,要在我国推行快速渗滤系统,同时避免对地下水环境造成影响,必须注意净化水的去向。笔者认为,最适宜的方法是通过集水井或暗管回收,实现水的净化。这样一方面减少了对地下水环境的影响,另一方面也可以实现污水资源化,从而缓解我国水资源短缺的问题。目前,国外研究较多的是地下渗滤和人工构造湿地系统(subsurface flow & constructed wetlands)。采用人工构建方法可以防止污水渗漏,解决系统对地下水环境所造成的影响。但是这种人工构建成本比快速渗滤系统更高,所以一般不建大规模的污水处理系统。考虑城市居民小区水资源短缺,将生活污水进行净化处理,可用于小区绿地灌溉、冲厕、洗车等,可为实现污水资源化,缓解二级污水处理厂压力提供前景。

3.2.8.4 气候对快速渗滤系统的影响

气候对快速渗滤系统的影响主要表现在气温、降水、蒸发三个方面。

由于快速渗滤系统中微生物基本处于天然环境状态下,随环境温度、气候变化而变化,所以当夏季气温高时,微生物活性大,系统处理效果好;而冬季气温低时,微生物活性大大降低,系统处理污水能力降低。目前快速渗滤系统的冬季运行问题一直没有得到很好的解决。国外主要采用冰下运行或冬季储水降低水力负荷,或两种办法结合起来。事实上,处于冰下运行的系统环境温度最高能达到 4°C 左右,而氮的去除在水温低于 18°C 时就会严重削弱。所以,即使能够实现冰下运行,出水水质也很难达到要求。尤其在我国北方,冬季土壤冻层可达 0.5m 以上。对于冬季储水,有条件的地方可以采用,但对于绝大多数用地比较紧张的城市来说是十分困难的。国外目前比较盛行的是人工地下渗滤系统,通过人工建造,将系统置于地表冻土层以下,从而实现系统冬季运行。但这种系统规模一般比较小,不能满足大规模污水处理,即便在冻土层以下,系统环境温度也比较低。此外,还需考虑系统的复氧状况,以保证系统内微生物对有机污染物的好氧降解。因此,如何解决好处理系统的冬季运行问题仍需进一步研究。

降水对快速渗滤系统的影响也是必须考虑的因素。这种影响包括两个方面:一是降水量的大小,二是降水时间的长短。在进行快速渗滤系统排水设计时,必须考虑日最大降水量的影响,以保证及时地将进入快速渗滤系统的降水排出,减少其对水力负荷周期的影响。在Walter的研究中,由于降水影响改变了污水在系统中的流速,降低了水力停留时间,从而使出水水质变差。此外,由于长时间降水,还可导致淹水期的加长,打破原有的水力负荷周期。这样,一方面污水积攒,得不到及时处理;另一方面,长时间水淹也会影响系统复氧,降低系统的污水处理能力。因此,在进行快速渗滤系统设计时,必须充分考虑当地气候特征,从而进行合理设计,以减少降水对系统的影响。

蒸发对快速渗滤系统的影响,主要表现在暴露的渗滤池表面会加大蒸发量,造成某些污

染组分浓度增高。由于快速渗滤系统的抗污染负荷冲击力较强，所以影响不大，但在分析进水浓度及水量均衡量时必须考虑蒸发的影响。

快速渗滤系统与常规的二级污水人工生化处理系统相比，尽管具有处理效果好、工程投资和运转费用低等特点，但仍存在着一系列问题。因此，在选择污水处理方案及进行快速渗滤系统工艺设计、运行、评价过程中，必须慎重地对各种因素进行充分考虑，掌握快速渗滤系统的优点，积极寻找弥补不足的方案，对其做出客观的评价。

3.3 地表漫流土地处理系统

地表漫流系统是以处理污水为主，兼有生长牧草功能的污水处理利用系统。它对预处理程度要求低，出水以地表径流收集为主，对地下水的影 响最小。在处理过程中，只有少部分水量因蒸发和入渗地下而损失掉，大部分径流汇入集水沟，地表漫流系统的设计程序如图 3-3 所示。

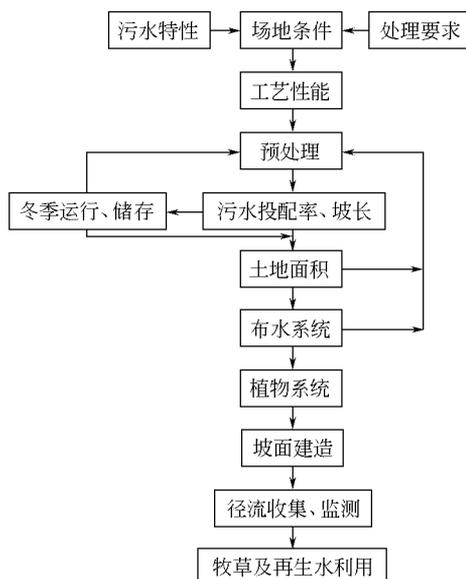


图 3-3 地表漫流系统的设计程序

氮的去除靠作物吸收、脱氮和氨氮挥发等几种作用的联合效果。在某一特定情况下，哪一种机制起主要作用取决于污水中氮的存在形态、可利用碳源的数量，以及温度、污水投配等因素。

磷的去除过程与其他土地处理工艺一样是通过吸附、沉淀作用实现的。但由于污水与土体结构接触的限制，磷一般能去除 50%~70%。

地表漫流系统的处理机制类似固定膜生物处理工艺，处理出水大部分以地表径流的形式汇集起来排放或再利用，所以水质必须满足排放或再利用要求。与常规处理一样，污水 BOD 和 SS 为综合水质指标。

地表漫流系统最初主要用于处理食品加工业废水，现已用于处理多种类型的工业废水和城市污水。

地表漫流系统对水质预处理程度要求低，可以省去麻烦的污泥处理工艺。由于土壤渗透能力低，所以该系统对地下水的影响最小。植物是地表漫流系统的主要组成部分，也是利用污水得到的产品，种植的牧草可作为饲料。

3.3.2 地表漫流系统的场地特征

① 最适于进行地表漫流的土壤是渗透性能低的黏土、亚黏土，或者是在场地 0.3~0.6m 深的地面下有弱透水隔层。在具有中等渗透性土壤的地方也可以采用漫流工艺，这时要求污水水力负荷高于慢速渗滤系统。

地表漫流系统的处理效果主要取决于污水投配率和处理田坡面的长度。确定污水投配率和水力负荷是工艺设计最重要的步骤，用以确定所需要的土地面积。

3.3.1 地表漫流系统的工艺特性

(1) 工艺目标 以较低水平的水质预处理（例如过筛污水）和省去污泥处理的情况下，取得二级处理出水的水质净化效果；可以对 BOD、SS 和氮去除达到较高的程度；利用水及其所含营养物生产作物，可以取得一定的经济效益。

(2) 工艺性能 在地表漫流系统中，对 BOD、SS 的去除是在类似固定膜生物处理构筑物中发生的生物氧化、过滤和沉淀等作用的结果。

② 地表漫流系统的最佳坡度为 2%~8%。当地表自然坡度很小时，可以人工建造坡面。当坡度大于 10% 时，可以修建阶地或螺旋坡面田。

③ 地表漫流系统对土层厚度无特殊要求，只需在建造坡面后足已覆盖地面和能种植牧草即可。

④ 地表漫流系统场地选择不受地下水埋深的限制。

3.3.3 设计参数与数据

(1) 水力负荷率 水力负荷率是投配到单位土地面积上的污水流量 [单位为 $\text{m}^3/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 或 cm/d]。

地表漫流系统所能承受的水力负荷率与投配污水中的 BOD、氮等污染物的浓度及形态有关。对于典型的城市污水，经过筛、初次沉淀、完全二次处理出水进行地表漫流处理，有代表性的水力负荷分别为 2cm/d、3cm/d、4cm/d。预处理采用稳定塘时，由于出水中可能含有许多藻类，水力负荷率也选用 3cm/d。

(2) 投配时间 地表漫流系统在投配时间 P (h/d) 里接纳全天的污水量，在非投配时间 $(24-P)$ 里污水则需要储存。

如果因收割、维修等原因，需要在 $1/n$ 的处理面积上停止投配。若不改变投配率，可以在其余 $(1-1/n)$ 的处理面积上通过延长投配时间，达到增加水力负荷和处理全部污水的目的。这时的投配时间为 $P/(1-1/n)$ 。

地表漫流系统也可以设计为每天 24h 运行。这种方式有利有弊，其利在于节省水泵、配电机和管道的投资，但使种植牧草的品种受到限制。

(3) 投配频率 投配频率 d 是每星期投配污水的天数。当投配频率为 7d/周时，处理系统所需要的储存水量最小。

(4) 投配率 投配率 q 是投配到单位坡面宽度上的污水流量，即单宽流量。

(5) 坡面长度 地表漫流系统的工艺性能表明，处理效果与坡面长度有关。在相同的处理程度下，当投配率较大时，所需要的坡面长度也要相应长一些。反之，坡面长度可以短一些。设计中坡面长度一般采用 30~60m。处理城市污水时，坡长一般选用下限；处理含高浓度有机物的食品加工工业废水时，坡长宜采用上限。

由于受选用的处理场地地形的限制，实际采用的坡面长度可能不完全一致。在设计时，可按统一的水力负荷计算土地面积，然后按实际坡面长度调整投配率。

(6) 坡度 实际采用的坡度多为 2%~8%。坡度小于 2% 时坡面上易产生积水，而大于 8% 时，则易发生沟流、短路现象，地表土壤可能受水流冲刷。地表坡度为 2%~8% 时，工艺性能无明显差异。

设计选用坡度由场地条件决定，根据工艺需要，以土方工程量最少和施工费用最低为原则。当处理场地自然坡度为 2%~8% 时，设计坡度则尽量与自然坡度相一致；自然坡度小于 2%，设计坡度选作 2%；自然坡度大于 8% 时，设计坡度可以为 8%，也可以设计成小于 8% 的螺旋式坡面。

综上所述，地表漫流系统设计准则如表 3-5 所示。按表中给出的参数准则，处理出水水质为： $\text{BOD} \leq 20\text{mg}/\text{L}$ ， $\text{SS} \leq 20\text{mg}/\text{L}$ ， $\text{TN} < 10\text{mg}/\text{L}$ ， $\text{NH}_4^+-\text{N} < 5\text{mg}/\text{L}$ ， $\text{TP} < 6\text{mg}/\text{L}$ 。

表 3-5 地表漫流系统设计准则

预处理	水力负荷/(cm/d)	投配率/[$\text{m}^3/(\text{h} \cdot \text{m})$]	投配时间/(h/d)	投配频率/(d/周)	坡长/m	坡度/%
过筛	0.6~4	0.07~0.4	8~24	7	30~60	2~8
初次沉淀	2~6	0.08~0.4	8~24	7	30~45	2~8
稳定塘	0.6~3	0.03~0.4	8~24	7	30~60	2~8
二级处理	2~7	0.10~0.3	8~24	7	30	2~8

3.3.4 地表漫流系统的构成及布置

地表漫流系统由预处理、布水、坡面处理田、作物、储存、监测与管理、出水与牧草利用等部分组成。

3.3.4.1 预处理

(1) 进入地表漫流系统污水的水质 进入地表漫流系统的污水应满足系统正常运转和对土壤、植物和环境不造成危害。污水中可能造成危害的成分和相应的水质要求如下。

① 当污水中含有大量泥砂时,为了维护泵的使用寿命和防止泥砂在布水管道中沉积,应设置沉砂池。当污水中含有较多的悬浮固体时,可以采用固定式斜筛、滤机或初次沉淀池去除。

② 污水含油脂、矿物油和硫等过高时,应主要在排放这些物质的工厂内加以控制。对会在土壤中积累,对土壤、作物有毒性作用,和能穿过土壤系统的物质也应在工厂内加以控制。

③ 污水 pH 值为 6~9。

④ 污水含盐量 $\leq 3000\text{mg/L}$ 。

⑤ 当污水水质、水量受工业排放影响变化较大时,应设有调节池。

(2) 预处理工艺的选择 凡常规二级处理工艺能处理的污染物,地表漫流系统都能处理,而且处理能力高于一般城市污水中污染物的含量水平。除了由于布水系统设备和环境条件限制外,污水中任何组分均不需要额外的预处理。过分的预处理不仅增加投资和能耗,有时还会降低地表漫流系统工艺性能的稳定性。

漫流处理系统中采用最多的预处理工艺是筛滤,为了抑制污水储存期间气味问题有时需要曝气。

3.3.4.2 布水系统

布水系统的作用是将污水均匀地投配到处理坡面的上部。布水系统的设计应注意以下要点:①防止因布水不均匀产生短路、沟流;②当污水中含悬浮物较高时,应防止有机悬浮固体在坡面顶部过分积累;③布水系统应便于管理,例如防止因结冰影响运行。

布水方式可分为表面布水、低压布水和高压喷洒三种类型。

3.3.4.3 坡面田

(1) 坡面田的布置 可用有等高线的地形图,按地面自然坡度的主方向布置坡面田。投配污水按重力流方式从坡顶沿坡面流到径流集水沟,再汇集到总排放口,坡面田布置设计时应注意使坡面建造的土方工程量最少。坡面田的布置应尽可能规则一致的排列。为了便于管理,排水口以一个为好。如果因地形复杂,应以尽可能少的土方工程量和最低数目的排放口方式布置坡面田。

(2) 坡面田的建造与修整 投配污水以薄层、缓慢、均匀的方式流经坡面是得到良好出水的主要条件。因此,坡面的建造需要十分认真和耐心。在以下情况时,坡面上出现积水、沟流和短路等问题,建造坡面田应特别注意:①未加修正自然坡面;②机械作业后在坡面上留下轮辙;③由于填方沉降后造成坡度不一致。

建造坡面田的工作程序如下:①清除地面上的植物;②用机械或人工按坡面布置和设计坡度要求建造一系列坡面和径流收集沟;③用圆盘耙整理地面,破碎大的土块,完成粗整时的地表相对平整度不超过 5 度;④安装地下管道必须经过雨季,使填方和挖方的土壤密度接近,防止由于不均匀沉降破坏坡度,还要经过反复平整,使地表不平度小于 2 度,然后安装地表面布水设备;⑤采取土样,进行播种前的准备工作。

(3) 在坡面上种植作物 地表漫流系统中以种植多年生牧草为主,在一年中的大部分时间里都可以播种,如果在秋季播种,则对控制杂草的生长更为有利。播种后如果土壤过于干

燥而影响种子萌发或牧草幼苗生长，需要以喷灌方式进行灌溉。一次播种有时不能成功地使作物在坡面上形成均匀覆盖，通常需要补种。对暴雨和水流冲刷形成的沟要进行修补。根据经验，为了保证处理效果，牧草第一次收割以前的投配率要低于设计投配率。

3.3.4.4 作物

(1) 作物的作用 作物是地表漫流系统的重要组成部分，主要有以下作用：①坡面上生长着浓密的作物，可以减缓污水沿地表流动的速度，增加污水在地表的停留时间，使悬浮物沉淀下来，还可以防止地表土壤受到冲刷和出现沟流；②作物的根部附近和落地的残枝败叶上生长着大量活性很强的微生物，对污水中有机物净化起重要作用；③作物能吸收氮、磷等营养物质，随着作物收获而将氮、磷等物质从土地处理系统中移去。

(2) 作物的选择 地表漫流系统中要求生长有多年生牧草，这些牧草具有耐水、生长期长和适应当地气候条件的特点。选择几种牧草混种具有明显的优点，它们通过自然选择而有几种草占优势。一年中，不同种类草的休眠时间互相错开，同时都会有一二种草生长良好，保证地表漫流系统可以正常运行。

3.3.4.5 径流收集和排水

(1) 径流量 可由漫流田水量平衡计算确定。

$$R = P_r - ET - P_w + L_w$$

式中， R 为年径流量， cm/a ； P_r 为年降水量， cm/a ； ET 为年蒸散量， cm/a ； P_w 为年渗滤水量， cm/a ； L_w 为年污水负荷， cm/a 。

(2) 出水收集系统 污水经地表漫流系统坡面田处理后的径流和暴雨径流，经出水收集系统汇集并输送到最终排放口。

出水收集系统的设计应满足以下要求：①能使径流水顺利离开坡面；②水在沟渠中流动通畅；③为防止水流冲刷，在沟中一般种植与坡面上相同的牧草；④支沟断面可为 V 形，主沟断面为梯形；⑤集水沟和输水沟的断面尺寸、坡度设计需满足排放 20a 一遇的暴雨径流量。

3.3.4.6 储存

遇以下情况时污水需要储存：①投配时间不足 24h，不投配的时间污水需要储存；②在冬季，地表漫流系统降低负荷运行或完全停止运行时；③在暴雨时，为满足组分总量排放限制而储存暴雨径流。

3.3.4.7 监测与管理

(1) 监测

① 进水和出水监测 为了使排水达到排放标准和检查地表漫流系统的运行效果，应定期对原污水和处理出水进行监测，监测项目主要是 BOD、SS，根据特殊要求也可以对相应项目进行监测。

② 土壤和植物监测 为了掌握由于长期接纳污水是否会引起土壤自然性质的变化，需每年取土样分析一次，分析项目主要是 pH 值、钠离子交换量、含盐量等。根据监测结果，可对运行采取相应控制和调整措施。

漫流田生产的牧草作为饲料使用，通常在每次收割前都要采集样品并分析各种营养成分，包括蛋白质、纤维素、干物质等项目。

③ 地下水监测 地表漫流系统的渗滤水量很少，是土地处理各种工艺类型中对地下水影响最小的一种。当处理规模不大，或者处理场地附近没有特殊的地下水需要保护时，可以不设地下水监测井。

(2) 管理

① 工艺管理 按设计投配率、投配时间进行运转，在收割和低温时调整坡面田的水力

负荷,按计划使污水进入或排出储存池。值班人员要按运行和维护计划工作,及时检查处理系统各部分的工作情况和解决出现的各种问题。

② 作物管理 作物长到一定高度就要收割,否则草很深就难以观察到坡面是否出现沟流,或影响维护操作;草过高时易倒伏,会影响草的生长和出水水质。漫流田种植的牧草一般每年收割三次。收割前先要停止投配污水,使坡面田土壤充分干燥,然后才能收割。地面较湿就收割会破坏坡面的平整。

作物管理还包括施肥和杀虫等工作。

3.3.4.8 地表漫流系统的环境影响

(1) 土壤 地表漫流系统的土壤主要是好氧状态,土壤中存在大量具有良好活性的微生物,设计和管理正常的处理系统经过长期运转,土壤有机质含量有所提高,土壤的其他理化性质指标不会有明显改变。

在地表漫流系统中,地表黏土胶体和有机质的吸附作用,不溶解的羟基络合物的沉淀作用,以及与有机物形成有机络合物作用是去除污水中金属的主要机制。大部分金属都积累在地表面,特别是靠近布水的地方。用符合污灌水质标准的污水进行土地处理,金属在土壤中积累的处理系统使用期限是系统设计使用期限的几倍,一般城市污水和食品加工工业废水中重金属的含量都满足灌溉水质标准的要求。

(2) 作物 试验表明,在收割前一个星期停止投配污水,可以由阳光杀死大肠杆菌和沙门菌,牧草作为青饲料和晒制干草作为饲料利用都是安全的。在德国,对投配仅经过一级处理出水的牧场,规范要求停止投配 14d 后才允许放牧。

研究表明,作物吸收金属的量,主要来自最新施用的金属,而不取决于土壤中积累的该重金属的数量,所以长期投配污水不会使作物对重金属的吸收量明显增加。

(3) 地下水 在地表漫流系统中,土壤的渗透能力差,大量的研究和生产应用结果表明,该系统不会对地下水水质造成明显影响。

(4) 气溶胶 气溶胶是指空气中直径为 $20\mu\text{m}$ 以及更小的液滴形成的胶体。研究表明,从污水土地处理系统测得的气溶胶中细菌浓度低于或接近城市居民区、污水处理厂、电厂冷却塔等地点的空气中细菌的浓度。据美国芝加哥污水处理厂周围 5km 地区流行病调查和以色列对污水土地处理场地与常规污水处理工艺产生的带菌气溶胶的对比研究表明,污水土地处理的气溶胶不会产生任何有损人体健康的影响。

3.4 湿地土地处理系统

湿地系统以生长沼泽生植物为主要特征,繁茂的水生植物为微生物提供栖息的场所,可以减缓水流速度和风速,有利于 SS 的去除和底泥上浮,能够遮盖阳光,避免藻类大量增殖影响出水水质。维管束植物向根部输送光合作用产生的氧气以及水面复氧作用维持水和根区附近土壤中微生物的正常活动,其次,植物也能直接吸收和分解污染物。

湿地系统的另一特征是水下保持一定厚度的淤泥层,淤泥层含有大量的有机质和微生物,对吸附和分解污水中污染物起重要作用。

天然湿地和人工湿地已广泛应用于城市污水或工业废水处理的实践中。天然湿地是由水、永久性或间歇性处于水饱和状态下的基质以及水生生物所组成的,是一个具有较高的生产力和较大活性,处于水陆交接相的复杂的生态系统。而人工湿地则是为处理污水人为设计建造的、工程化的湿地系统,是通过人工挖掘增加水负荷,并移栽植物形成的。绝大多数自然和人工湿地由五部分组成:①具有各种透水性的基质,如土壤、砂、砾石;②适于在饱和水和厌氧基质中生长的植物,如芦苇;③水体(在基质表面下或上流动的水);④无脊椎或

脊椎动物；⑤好氧或厌氧微生物种群。从经验观点看，在处理废水中，人工湿地比自然湿地具有更大的优势。人工湿地作为一种新型的水处理工艺在许多国家被广泛应用。本节主要介绍人工湿地系统。

3.4.1 人工湿地系统的工艺特性

(1) 工艺目标 湿地系统的主要工艺目标是：①污水经处理后出水进入天然湿地处置；②利用天然湿地进行污水深度处理；③利用污水处理出水或用不完全处理的污水改造和建立湿地生态系统；④利用人工湿地系统直接处理污水。

(2) 工艺性能 在湿地系统中，BOD、SS、氮和磷的去除过程与地表漫流系统相似。

3.4.2 人工湿地的设计原理

所谓人工湿地是利用适当的工程措施创建由挺水生物或潜水生物、处于饱和状态的基质层和野生动物组成的较为复杂的生态系统，该生态系统利用湿地中植物的热扩散作用、水体中的硝化与反硝化作用达到去污目的。

3.4.3 人工湿地的构造及特点

人工湿地是人工建造和监督控制的与沼泽类似的地面，其设计和建造是通过对比湿地自然生态系统中的物理、化学和生物作用的优化组合来进行的。其构造可简述为：在一定长宽比及底面坡降的洼地中，按一定的坡度填充选定级配的填料（如石子），在填料表层土壤中种植一些处理性能良好、成活率高、生长周期长、美观及具有经济价值的水生植物（如芦苇），构成一个湿地生态系统。

人工湿地作为一种生态处理技术，以其自身的特点和优势在实现城镇污水资源化中具有广阔的前景。人工湿地污水处理系统可以处理多种污染物质，特别是在生产污水处理方面。由于其效果良好，抗冲击负荷能力强（包括污水负荷和有机负荷），COD、BOD₅、SS去除率高，运行稳定，管理简单，工程投资少等优点，已逐步被我国环境工作者所重视。

概括地讲，人工湿地系统有以下特点。

(1) 经济 据欧洲和美国已投入运行的湿地系统分析，尽管各个具体的系统场地差异较大，但平均地看，湿地系统的投资和运行费用仅为传统二级污水厂的1/10~1/2。

(2) 效果好 在欧洲和美国，凡是投入运行并达到成熟阶段的人工湿地，基本上都能达到规定的尾水排放标准。

(3) 适用面广 据现有资料分析，湿地处理系统不仅可以处理以耗氧有机物和氮、磷等营养物质为主的生活污水，而且可以处理广泛的工业废水，尤其是对重金属和酸性的有机及无机矿物质污染有良好的去除效果。

(4) 对负荷变化的适应能力强 据研究，人工湿地系统无论对有机污染物负荷还是水力负荷在一定范围内的波动都有很好的适应性。而且，其本身具有很好的可扩充性，因此容易适应未来不确定的负荷增长。

人工湿地系统还有一些其他特点，包括操作和维护简便，无需清除污泥，可为各种野生动物提供栖息场所等。但是，人工湿地也有一些缺点或值得深入研究的地方，例如占用土地较多，相对于二级污水处理厂缺乏最优设计规范和设计参数，管理人员仍不很熟悉；有潜在的疾病传授媒介栖息（如蚊虫等）。

3.4.4 人工湿地的去污净化机理简述

人工湿地具有独特而复杂的净化机理，利用基质-微生物-植物复合生态系统的物理、化学和生物的重重协调作用，通过过滤、吸附、沉淀、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对污水的高效净化。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产，实现污水的资源化和无害化。

简单地说，不溶性有机物通过湿地沉淀、过滤可以从污水中截留下来被微生物利用，可

溶性有机物则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。依靠微生物的氨化、硝化和反硝化作用可完成对氮的去除。人工湿地对磷的去除是通过植物的吸收、微生物的积累及湿地床的物理化学作用等几方面共同完成的。此外,还可利用微生物的分解及植物的吸收去除硫化物,依靠流动相在湿地系统流动过程中产生沉淀、过滤、络合、吸附作用而去除重金属。

人工湿地去除污染物的范围较为广泛,包括氮、磷、有机物、金属、病原微生物等。

3.4.4.1 氮、磷的去除

人工湿地对污水中氮、磷的去除效果极为明显,主要是通过湿地基质的吸附过滤、植物的吸收和微生物的去除及物理化学作用。当污水流经湿地基质时,基质通过物理和化学作用(如吸收、吸附、离子交换、络合反应等)去除污水中部分氮、磷等物质;湿地植物丰富的根系形成庞大的网络结构,直接吸收植物自身生长所必需的氮、磷等营养物质以合成植物体的组成部分。Kickuth的根区法理论认为,由于植物根系的输氧作用,湿地土壤中出现好氧区域和厌氧区域,为自养型好氧微生物硝酸菌、亚硝酸菌和异养型微生物反硝化细菌提供了良好的生物物化环境,而微生物的硝化、反硝化作用对氮的去除起到了重要作用,磷细菌的代谢活动又可以对磷进行吸收和积累。Baker在1998年提出了利用人工湿地处理高氮污水的应用方案,结果显示对氮、磷有较好的去除效果。同年Bystro对氮的去除成本和污水中氮负荷之间的联系进行了研究,结果表明人工湿地系统具有以较低成本去除氮的能力,是一种经济的处理方法。

3.4.4.2 金属的去除

Scholes等做了人工湿地去除城市污水中金属的试验,对两个接受城市污水的试验湿地每两月提取一次水样,检测后发现不同的湿地对金属的去除有明显的选择性,并发现芦苇可对金属进行生物积累,其根部的金属积累量较高。

用潮汐塘模拟了一种红树林湿地系统去除氮和金属的能力,在试验中使用人工配制的污水,结果发现对金属的去除率接近96%。对人工湿地去除机械制造工业废水中的铅的研究表明,湿地对铅具有一定的去除作用,去除途径主要是沉淀过程、吸附交换和生物体合成过程、形成碳酸盐及氧化物的过程。

3.4.4.3 酶与净化效果

湿地土壤中的酶同微生物一起推动着物质的转化,湿地植物根区土壤酶的活性对湿地处理水质的影响也引起人们的关注。Kans等研究了人工湿地中土壤酶的活性,并推测湿地沉积物中酶的活性比周围地区土壤酶的活性要低。这种分析酶活性的方法对于评价湿地系统中沉积物的分解很有价值,同时也表明研究湿地沉积物中酶的这种低活性的特性对改善湿地出水水质可能会有重要意义,如可以通过对湿地植物根区土壤酶活性的测定,建立起快速高效地评价湿地去除效果的模式体系。

Sawhzh和Fersuson在比较了三种方案后提出市政污水中的淤泥是湿地系统中一种很合适的酶的培养基。这种方案的提出为解决目前污泥填埋处理成本逐渐升高的问题和减轻湿地系统对矿物的回收负担提供了一种有效的复合解决方法。

3.4.5 影响人工湿地处理效果的主要因素

3.4.5.1 自身因素

影响人工湿地处理效果的自身因素主要有湿地床尺寸的设计、植物的选择、填料的选用等。各国研究人员对湿地床的设计尺寸给出了不同的计算方法,如Brawn等依据氮、磷、SS及BOD等的负荷提出了一种定量计算方法以确定湿地的面积。确定湿地床的表面积、横截面积与处理水量及污染物负荷之间的定量关系后就可以计算湿地床的尺寸了。湿地植物的选择应考虑耐污性、生长适应性、观赏性及经济性等,并尽可能增加湿地系统的生物多样性

以提高湿地系统的综合处理能力。对一定特征的污水，填料单独或联合使用时处理效果可能不同，例如有试验证明联合使用沸石-石灰石不仅解决了去除氨氮的难题，也获得了较好的除磷效果。

3.4.5.2 温度、pH 值的影响

近年来一些研究发现温度、pH 值等外界因素对人工湿地系统的处理效果也有一定影响。Payton 等用两个串联的地表流人工湿地系统进行了处理家禽养殖厂污水的试验，他们以三种不同植物做了三组试验，发现湿地系统去除 BOD、氮、磷同温度并没有联系，但低温对氨、硝酸盐的去除有不利影响。

大量研究发现，pH 值对人工湿地微生物去除氮、磷等物质有较明显的影响。Reddy 等发现在酸性和中性条件下，湿地植物根区附近的亚硝化细菌和硝化细菌活动增强，即硝化作用占主导地位，而在碱性条件下氨的蒸发作用以及可溶性正磷酸盐的化学沉淀作用占据了主导作用，从而影响了湿地对氮、磷等物质的去除效果。

3.4.5.3 有毒物质对湿地植物的毒性

污水中有毒物质的浓度不同，对湿地植物的影响也不同。Carboneh 等研究了砷对植物的毒性，试验使用了四种砷的化合物，结果显示当污水中砷的浓度不超过 0.2mg/L 时不会对湿地植物产生毒性。植物体内砷的积累量也不同，根部砷的积累量随着污水中砷浓度的升高而显著增加。该试验还发现，单甲基砷酸的植物毒性是导致植物组织中一些必需的宏观和微观营养物质含量降低的原因。

3.4.6 植物的选择对污水处理效果的影响

水生植物、特别是挺水植物是污水湿地处理系统中的一个重要组成部分。选择得恰当与否，将直接关系到人工湿地的处理效果。在已有的研究报道中，人工湿地的水生植物通常选用香蒲属 (*Typha* spp.)、普通芦苇 (*Phragmites Communis*)、灯芯草属 (*Juncus* spp.)、蔗草属 (*Scirpus* spp.) 和苔草属 (*Carex* spp.) 的有关品种，香蒲、水葱和芦苇在已建成的污水人工湿地处理系统中最常见。水生植物通过以下几种指标影响湿地系统对污水的处理效果。

3.4.6.1 蒸散量 (影响水力负荷率)

蒸散量是指在单位面积上，从基质表面蒸发以及由于植物传输、构成自身组织和呼吸作用损失水量之和。蒸散量是湿地处理水量平衡计量中不可忽略的因素，也是大气条件和植物生理特征差异的一种反映。如果基质中的水分有足够的提供量，潜在的蒸散速度主要由太阳辐射、气温、相对湿度、风速和植物系统供水能力等因素确定。在同一地区，蒸散量大小常取决于植物种类，因为经植物传输的水分主要由植物体表面蒸腾到大气中，自身新陈代谢量很少，仅占蒸腾量的 1%。

不同水生植物的蒸散量有明显的差异，彭江燕等研究发现，水葵、芦苇和美人蕉有较高的作物蒸散量 (ET)，年蒸散量是：水葵 (3631mm) > 芦苇 (2452mm) > 美人蕉 (2344mm) > 黄菖蒲 (2070mm) > 水葱 (2038mm)。各种植物蒸散量与无参照植物的蒸散量的比值称为植物蒸腾系数，蒸散量大作物蒸腾系数也大。水葵、芦苇、美人蕉、黄菖蒲和水葱的蒸腾系数分别为 2.80、1.89、1.80、1.59 和 1.57。这种差异显然和单位面积内的植物叶片比表面积大小有关。

不同植物的蒸散变化特征为人工湿地设计的植物选择提供了依据。虽然蒸散量在人工湿地的水力负荷率设计中不占重要的地位，但植物的蒸散量高水分蒸腾量也高，这对高水力负荷的碎石床人工湿地来说总是有帮助的，是优选的水生植物。

3.4.6.2 植物生物量 (影响氮、磷去除)

污水处理系统中的植物被认为是一个营养储存库，所吸收的营养在生长过程中基本

被保留在植株中，只有枯死后才会被微生物分解。由此可见，植物的生物量决定了植物吸收去除污水氮、磷等营养物质的数量水平，这是计算氮、磷等物质平衡时必须考虑的一个参数。

各种水生植物的生产量即生物量是不同的，这取决于植物自身的生理特性、可利用的营养环境和其对环境的适应性，当然还取决于种植密度。研究证明美人蕉、水葵和芦苇有较高的生物产量。生物产量高的两个最重要因素是植株数量和单株质量，水葵和芦苇有适中的单株质量和高密度的植株数量，而美人蕉的单株质量特别高，必然产生高生物产量。

植物从污水中吸收的氮、磷量与生物量有密切关系，并因植物不同而异。表 3-6 显示了不同水生植物从污水中吸收的氮、磷量。该表表明，水葵从污水吸收的氮量最多，达 0.7248g；就植物自身的含氮量而言，美人蕉和黄菖蒲是芦苇和水葱的 2 倍；水葱吸收氮能力最差，主要是植株含氮量低，生物产量也低的缘故。含磷量则水葵最高，黄菖蒲和美人蕉次之，水葱稍高于芦苇。

表 3-6 不同水生植物从污水中吸收的氮、磷量

项 目	黄菖蒲		美人蕉		水 葱		芦 苇		水 葵	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
植株浓度/%	0.859	0.0574	0.893	0.0478	0.360	0.0319	0.317	0.0267	0.623	0.0696
吸收总量/g	0.0826	0.0055	0.3034	0.0162	0.0463	0.0041	0.1687	0.0142	0.7248	0.0810

植物从污水中吸收氮、磷不是污水人工湿地处理的主要去除机理，当用表 3-6 中的数据占投配污水的氮、磷总量的百分率进行比较时，氮吸收比例顺序为水葵（17.63%），美人蕉（10.60%），芦苇（5.31%），黄菖蒲（2.93%），水葱（1.65%）；磷吸收比例顺序为水葵（24.54%），美人蕉（6.89%），芦苇（5.46%），黄菖蒲（2.39%），水葱（1.78%）；仅水葵有较高的氮、磷去除能力。若计入根系固定污水的氮、磷数量，植物总吸收氮、磷量也许可高达 30%~40%。但水生植物间氮、磷吸收存在巨大的差异，必须选择或搭配好人工湿地的水生植物品种，才能大大提高污水人工湿地的脱氮除磷效果。

3.4.6.3 植物根系生长差异及其对溶解氧性能的影响

水生植物的根有四个主要功能：①把植物固定在土壤或其他基质中；②吸收和迁移水分和养分；③合成植物激素和其他有机化合物；④向根际分泌氧气以维持根系的正常呼吸作用。前三种功能是非水生植物也具有，后一种功能是水生植物所特有的。用以测定根系的参数（如根重、根长、根表面积和根密度）中，较重要的是根密度和根长，此外，根尖数也很重要。芦苇、水葵有较好的根密度、根长度和须根鲜重，须根鲜重大意味着根尖数目也多。黄菖蒲的根系性状也较为理想，尤其是须根数量较高。

研究证明，水生植物对改善根际区溶液的溶解氧是有益的。溶液在根际层停留时间短，溶解氧含量反而较高，这种现象反映出，由水生植物传输至根际区的溶解氧，供给好氧微生物用以降解或氧化有机物和氧的转化。根区水的溶解氧浓度常保持在 1.53~1.95mg/L。

根据试验研究和工程实际运行结果，人工湿地选择水生植物时有以下推荐意见：①渗滤型人工湿地推荐选用芦苇；②潜流与渗滤共存型人工湿地推荐选用芦苇、水葱、水葵、黄菖蒲中的一种或几种混合种植，视具体情况而定；③潜流型人工湿地推荐选用水葵、美人蕉、芦苇中的一种或几种混合种植，视具体情况而定。

人工湿地适合我国目前城镇污水回用管理水平不高的实际情况，它具有环境效益和社会效益，是一种有效的污水处理技术。由于投资小，可充分利用闲置的荒地、废地作为处理污水的湿地，在城镇污水资源化中有着良好的应用前景。

3.4.7 人工湿地在我国的应用研究

我国在“七五”期间开始人工湿地的研究。首例采用人工湿地处理污水的研究工作始于1988~1990年在北京昌平进行的自由水面流人工湿地。处理量为500t/d的生活污水和工业废水，占地2hm²，水力负荷4.7cm/d，HRT 4.3d，BOD₅负荷59kgBOD₅/(hm²·d)，污水处理效果见表3-7。

表 3-7 北京昌平人工湿地污水处理效果

项 目	COD	BOD ₅	TOC	SS	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP
进水/(mg/L)	547	125	76.7	275	14.4	4.8	0.94
出水/(mg/L)	103	17.8	28.2	17	5.1	1.95	0.42
去除率/%	81.2	85.8	63.2	93.8	64.6	59.4	55.3

1990年，国家环保局华南环境科学研究所与深圳东深供水局在深圳白泥坑建立试验基地，占地8400m²，处理3100t/d的城镇综合污水。

1989~1990年，天津市环境保护科学研究院建立了11个试验单元研究芦苇湿地对城市污水的处理能力，并对水力负荷、有机负荷、停留时间及季节等与污水中主要污染物去除的规律进行探索。结果优于二级处理标准，有较高且稳定的脱氮除磷效果，季节性差异较小。

华中农业大学李科德等采用人工模拟芦苇床处理生活污水，对其净化机理进行了研究。结果表明，芦苇根际具有较高的氧化还原电势，为好氧微生物的活动创造了有利条件。芦苇床内根际微生物数量与污染物去除率之间有明显相关性。污水中有机污染物是通过芦苇床内各种微生物协同作用而去除；NH₄⁺-N主要是通过硝化反硝化连续反应去除；总大肠菌群的去除，一方面是原生动物的捕食作用和某些放线菌产生的拮抗作用，另一方面是受营养、温度和pH值的影响；SS和PO₄³⁻-P的去除主要通过沉淀、过滤、吸附、固结等物化作用而实现。芦苇床的优势菌属为假单胞菌属、产碱杆菌属和黄杆菌属，原生动物以肾形虫居多。

中国环境科学研究院刘文样在1994~1995年，采用由漂浮植物、沉水植物、挺水植物及草滤带组成的人工湿地对控制农田径流污染进行了研究。占地1257m²，利用低洼弃耕地改造而成。设计停留时间1~5d。平均去除率为：TN，35.5%；TP，24.4%；TDP，9.8%；TDN，41.2%；SS，49.9%；COD_{Cr}，6.4%。总投资2.3万元，运行时仅需要一般性管理，运行费极少。

3.4.8 人工湿地系统在我国的应用前景

目前，我国绝大部分城市污水厂均采用传统的二级活性污泥法处理工艺。这种工艺工程投资高、耗能大、运行管理要求高，对控制大城市的水环境污染起到了关键作用。然而由于我国经济发展水平不高、能源短缺，许多地方，尤其是中小城市和乡村缺乏具有一定操作管理经验和技术水平的人员。同时我国的乡镇企业迅猛发展，对当地造成了严重的环境污染。因此在我国大力开发具有高效、简易、低耗的污水处理技术，具有很大意义。人工湿地系统是一个完整的生态系统。它形成了内部的良好循环并具有较好的经济效益和生态效益，是正在研究应用和发展的污水处理实用新技术，具有投资低、出水水质好、抗冲击力强、增加绿地面积、改善和美化生态环境、操作简单、维护和运行费用低廉等优点。这项技术适合我国国情，尤其适合广大农村、中小城市的污水处理，具有极其广阔的应用前景。国内对这项技术的研究应用尚处于起步阶段，有关工艺设计资料和应用实例还不多见，有待结合我国不同地区的具体情况，深入开展研究工作，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。

3.5 地下渗滤土地处理系统

地下渗滤系统是将污水有控制地投配到具有一定构造、距地面一定深度和具有良好扩散性能的土层中，污水在土壤毛管浸润和渗滤作用下向周围运动，在土壤-微生物-植物系统的综合净化功能作用下，达到处理利用要求的一种土地处理系统。地下渗滤系统具有不影响地面景观、基建及运行管理费用低、运行管理简单、氮磷去除能力强、处理出水水质好、可用于污水回用等特点。近年来，随着水资源短缺形势的日益严重和污水回用研究的广泛开展，在日本、美国、新西兰和西欧等国家，地下渗滤系统的研究和应用日益受到重视。

随着我国经济的发展和环境问题的日益突出，我国的污水处理不仅在城市，而且在乡镇的要求也越来越高，鉴于地下渗滤系统的上述优点，自 20 世纪 90 年代初，其在污水处理，特别是在乡镇污水处理中的应用研究受到越来越多的关注。1992 年，北京市环境保护科学研究院建造了一个实际规模的污水地下毛管渗滤系统，中国科学院沈阳应用生态所在“八五”科技攻关项目中，对地下渗滤系统应用于中水回用进行了探讨。

以下将介绍地下渗滤系统的工艺特性，总结分析地下渗滤系统研究中的关键性问题，如土壤的选择与配制、水力负荷的选取、氮磷的去除和土壤堵塞问题，并对地下渗滤系统的实用范围和应用进行展望。

3.5.1 地下渗滤系统的工艺特性

(1) 工艺目标 处理污水效果好，不产生污泥，管理方便；在处理污水的同时，水和营养物供绿地植物吸收利用；用污水代替清洁水发展绿地。

地下渗滤系统虽然对大城市污水处理、节约用水和为绿地植物生长提供所需要的营养物质都不会起决定性作用，但可以补充和完善城市污水处理利用。它具有以下明显的优点：①工艺流程简单，运行可靠，管理方便；②处理效果稳定，出水水质可以达到排放和回用水质标准，不会对地下水造成危害；③由于布水系统和处理过程均在地下完成，故不会因利用污水而产生不良气味和滋生蚊蝇，不损害景观，可以在市区和人口稠密区结合绿化实施；④受场地条件限制较小，适应性较强；⑤处理和利用污水相结合，总投资省、运行费用低。

(2) 工艺性能 在地下渗滤系统中，投配污水缓慢通过布水管周围的碎石和砂层，在土壤毛管作用下向附近土层中扩散。表层土壤中有大量微生物，作物根区处于好氧状态，污水中的污染物质被过滤、吸附、降解，所以地下渗滤系统的处理过程非常类似于慢速渗滤系统。由于负荷低、停留时间长，水质净化效果非常好，而且稳定。污水中的氮、磷等营养物供给地表绿地植物生长需要，由于水肥充足和经常适量供给，所以绿地植物生长良好、生长期长。地下渗滤系统是污水处理利用相结合的系统。

(3) 地下渗滤系统的类型 地下渗滤系统种类很多，归结起来可分为三种基本类型：土壤渗滤沟、土壤毛管渗滤系统和土壤天然净化与人工净化相结合的复合工艺，通常采用浸没生物滤池与土壤毛管浸润渗滤相结合的复合工艺。

3.5.1.1 污水土壤渗滤净化沟

标准构造的污水土壤渗滤净化沟如图 3-4 所示。污水先经化粪池、沉淀池或过滤池等预处理构筑物去除悬浮物后，进入埋在地下的渗滤沟中的布水管，然后缓慢地向周围土壤浸润、渗透和扩散，水力负荷是维持渗滤沟正常工作的重要因素。通常根据地下渗滤系统的运行经验和场地土壤理化分析来选择水力负荷，水力负荷一般为 $1.0\sim 4.0\text{cm/d}$ 。

3.5.1.2 土壤毛管渗滤系统

图 3-5 为土壤毛管渗滤系统，也称尼米 (NiiMi) 系统，是日本人 NiiMi 于 20 世纪 80

年代初期开发成功的。系统的下部为不透水层，防止污水直接下渗，避免污染地下水。污水通过沟内土壤的毛管作用，缓慢地向上并向四周浸润，扩散入周围土壤。在地表下 30~50cm 深度的土壤层发生着非饱和渗透。在此层土壤内聚集着大量微生物及微型动物。在需氧微生物和厌氧微生物的作用下，污水中的有机污染物被吸附、降解；土壤中大量的原生动物和后生动物又以微生物为食料；伸入土层中的植物根系则吸收由于污水矿化而产生的氮、磷等无机养分，作为其生长所需的营养。因此，NiiMi 系统基本上是一个生态系统，通过植物-土壤-微生物的复杂而又互相联系和制约的作用，最终使污水得到净化。土壤毛管渗滤系统的水力负荷一般取 30~40L/(m·d)。

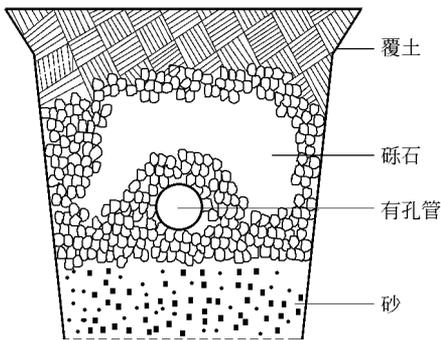


图 3-4 污水土壤渗滤净化沟

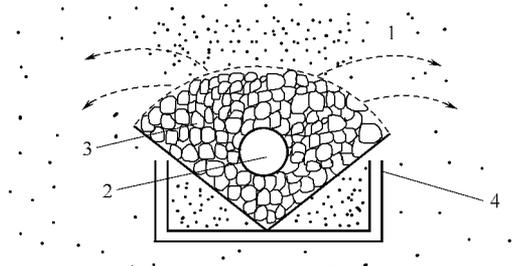


图 3-5 土壤毛管渗滤系统

1—通气性土壤；2—有孔管；3—砾石；4—膜

3.5.1.3 复合工艺

地下渗滤系统复合工艺的种类很多，如土壤式沉淀池、厌氧消化—沉淀—土壤渗滤—元化构筑物、接触曝气—土壤净化复合式处理系统、土壤式污泥浓缩池和地下渗滤场等。它们都具有一个共同的特点，即把土壤天然净化工艺和人工净化工艺结合起来。复合工艺提高了系统的处理负荷，减少了对环境条件的依赖性，便于人为控制，但是另一方面也会增加基建投资和运营成本。

3.5.2 基本原理与净化机理

地下渗滤法是通过污水主要通过土壤表层 50~100cm 厚范围，借土壤的物理、化学和生物机理来净化污水的处理方法。

(1) 物理机理 包括：①土壤颗粒的过滤作用，指污水中细微的悬浮颗粒物进入土壤颗粒间隙中而被截滤去除；②土壤颗粒表面的吸附作用，土壤中的黏土和腐殖质具有强烈活性，能吸附阳离子。

(2) 化学机理 包括氧化还原作用和吸附、固定与离子交换作用。

(3) 生物机理 包括土壤微生物对有机物的分解作用和生物对无机营养成分的吸收作用。

在以上诸多机理中，最重要的是生物机理。事实上，它是一个生态系统，在土壤环境中生长着细菌、真菌、酵母、霉菌、原生动物、后生动物，甚至像蚯蚓那样的生物，在净化污水的过程中相互依存、协同作用，又相互制约。

土壤中栖息、生长着大量的微生物，通常 1g 土壤中栖息的土壤微生物有细菌 1.69×10^7 个，放线菌 1.34×10^6 个，厌氧菌 10^6 个，丝状菌 1300 个，藻类 500 个，原生动物 40 个，此外，还可能存在后生动物及蚯蚓等，形成一个生物群体。土壤间隙中生成的膜是贫毛类后生动物的食物。

污水中的无机物质，特别是氮和磷等营养元素，在土壤净化过程中，通过硝化、反硝

化、吸附等作用而被去除。污水中的有机氮先转化为氨态氮，然后变成硝态氮，在厌氧条件下和微生物的作用下，亚硝酸态氮和硝酸态氮被还原而释放出氮气。但此过程的进行需要供给相应的碳源，以确保硝化、反硝化过程的进行；否则不可能脱氮，而且会还原成氨。

土壤对磷有较强的吸附特性，按照试验及实地考察所得资料，土壤对磷的吸附量一般可以确定为 2000mg/100g 土壤。

3.5.3 地下渗滤系统的关键性问题

3.5.3.1 土壤的选择与配制

土壤作为土壤-植物-微生物生态系统组成的基质，对污水的净化起着物理截留、化学沉淀、吸附、氧化还原、络合及离子交换等作用，同时为土壤微生物——污染物质的分解者提供了必要的环境条件，这样才能使污水得到很好的净化。土壤的颗粒组成、结构等性质和渗滤土层厚度决定了地下渗滤系统的处理能力和净化效果，因此，正确的土壤选配措施是地下渗滤系统成功的前提。

在实际应用中，往往是根据应用场地的土质条件进行适当的调整，以得到理想的土壤组成。这种调控主要包括土壤颗粒组成和土壤有机质含量的调整。调整土壤颗粒组成主要是为了得到适当的渗透速率和毛管浸润作用强度；提高土壤有机质可以得到良好的团粒结构，改善土壤的通气透水性，为微生物提供良好的环境。

3.5.3.2 水力负荷的选取

合适的水力负荷可以维持土壤中污染物质的投配和降解之间良好的平衡，保证系统连续运行状态下的处理效果，防止土壤的堵塞。和其他土地处理系统类似，地下渗滤系统一般根据经验数值确定设计水力负荷，而由此确定的水力负荷通常还要应用下述设计依据进行校核。

(1) 土壤-植物系统的导水能力 在湿润地区，地下渗滤系统应以处理污水为主要目的，可用下式计算最大允许污水水力负荷率。

$$L_w = ET - P_r + P_w$$

式中， L_w 为最大允许污水水力负荷率，cm/a； ET 为土壤水分蒸发损失率，cm/a； P_w 为最大允许渗透速率，cm/a，一般取土壤限制性渗透速率的 4%~10%； P_r 为降水量，cm/a。

(2) 依据覆盖植被对灌溉的要求 在干旱和半旱地区，地下渗滤系统应以灌溉为主要目的。

(3) 土壤-植物系统对污染物的同化容量 实践和研究表明，在保证没有土壤堵塞问题发生的前提下，基于 BOD、磷和 SS 的负荷率都不会成为水力负荷的限制因素，氮的去除率和负荷率通常是地下渗滤系统的限制设计参数，并决定系统所需的土地面积。基于氮负荷的最大允许水力负荷率可用下式较精确地计算。

$$L_{w(N)} = \frac{C_p(P_r - ET) + 10U}{(1-f)C_N - C_p}$$

式中， $L_{w(N)}$ 为基于氮负荷的最大允许污水水力负荷率，cm/a； C_p 为渗滤出水中氮的浓度，mg/L； C_N 为进水的氮浓度，mg/L； U 为植物吸收的氮量，kg/(hm²·a)； f 为投配污水中氮素的损失系数，投配污水为一级处理出水时 f 约为 0.8，二级处理出水时为 0.1~0.2。

3.5.3.3 氮的去除问题

污水中的氮以有机氮和氨（或铵离子）的形式进入土壤，它是地下渗滤系统中最难以去除的物质，其去除率因污水水质、环境条件和操作条件的不同在 10%~90% 之间变化。

氮在土壤中的迁移转化过程可以分为以下几个阶段：有机氮转变成成为氨态氮，氨态氮被

土壤颗粒吸附，土壤吸附的氨态氮在硝化细菌的作用下转化为硝态氮，硝态氮通过反硝化以 N_2 或 N_2O 的形式扩散到大气中。

进入土壤的有机氮化合物被微生物分解后，转变为较活泼的无机态氮素的过程称为氮化作用，各种各样的好氧、厌氧微生物都可以是有机氮化合物分解者。由于土壤胶体大都带有负电，因此，土壤颗粒对氨态氮的吸附作用很强，而一旦转化成了硝态氮或亚硝态氮，其在土壤中的迁移速度将大为增强；在微生物作用下，氨态氮氧化成亚硝态氮和硝态氮的过程称为硝化过程。影响硝化细菌生长繁殖的因素很多：温度、pH 值、还原态无机氮量、充氧条件及湿度条件等都会对硝化过程产生影响。在具有良好通气透水性能的土壤中，硝化反应进行的速度很快，在表层 15cm 的土壤中即可迅速完成。反硝化作用是在缺氧条件下，反硝化细菌以有机质为碳源，把硝态氮转变成气态的 N_2 或 N_2O 的过程。反硝化是不可逆的过程，在有机物质存在时，仅当缺氧条件下才能发生 ($E_h = +100 \sim 350mV$)。反硝化菌是兼氧菌，以氧为电子受体的好氧呼吸和以氮为电子受体的厌氧呼吸所用的电子转移系统是相同的，溶解氧能够抑制反硝化所需的酶，当有氧存在时，反硝化菌将以氧为电子受体将碳水化合物氧化为 CO_2 和水。

土壤中影响反硝化菌生长繁殖的主要因素为氧化还原条件和碳源。研究表明，地下渗滤系统的氧化还原条件一般不是反硝化作用的限制因素，合适的碳氮比以保证反硝化菌有充足的碳源才是脱氮高效进行的关键所在。

此外，植物在生长过程中吸收土壤中的氮，通过修剪植株也可以将氮去除。植物同化作用所去除的氮量因不同的植物而变化，但由植物吸收形成的总氮去除率一般不会超过 20%。可见，靠提高植物吸收的总氮量以提高系统的除氮能力其上升空间不大，为系统提供良好的硝化、反硝化条件才是提高地下渗滤系统除氮能力的根本出路。

3.5.3.4 磷的去除问题

地下渗滤系统对磷有非常好的去除效果，去除率通常达到 90% 以上。系统中磷的去除主要是通过以下几个过程完成的：土壤颗粒的吸附作用、化学沉淀反应、微生物同化作用和植物吸收作用。

大量的研究和实践表明，地下渗滤系统运行初期，吸附对磷的去除有重要的意义，但是对于磷的进一步去除而言，吸附不是主要作用，土层中对磷的去除过程主要是由化学沉淀反应来控制的，这种磷去除作用的土壤同化容量远比吸附容量大得多。土壤的磷吸附饱和问题是土壤渗滤系统中有待进一步研究的课题。

磷在土壤中的迁移转化模型可以用下式表示。

$$P_x = P_0 \exp(-K_p T)$$

$$T = \frac{XW}{K_x G}$$

式中， P_x 为土壤水运行距离为 x 时的总磷浓度，mg/L； P_0 为污水中总磷的浓度，mg/L； K_p 为瞬速率常数， h^{-1} (pH=7 时 $K_p = 0.002h^{-1}$)； T 为停留时间，d； X 为水流迁移距离，m； W 为土壤饱和含水量（通常取 0.4）； K_x 为水流在 x 方向的土壤运行渗透速率，即水力负荷，m/d； G 为水力梯度，垂直水流动 $G=1$ ，侧渗水流动 $G=\Delta H/\Delta L$ 。

3.5.3.5 土壤的堵塞问题

土壤的堵塞问题会降低土壤的水力传导性能，妨碍土壤的通气传氧作用，严重影响地下渗滤系统的净化效果。土壤堵塞产生的主要原因有以下几种。

(1) 悬浮物堵塞土壤孔隙 悬浮物产生的堵塞过程是一个比较迅速的过程，而且这种堵塞通常无法恢复，因此，这种堵塞过程应该在地下渗滤系统中着重避免。另外，悬浮物的组成不同，其对土壤的堵塞问题的影响也会不同。

(2) 微生物作用堵塞土壤孔隙 微生物及其胞外分泌物的积累可能会堵塞土壤的孔隙。研究表明,微生物细胞的积累不是土壤堵塞的直接原因,而微生物降解污染物过程中产生的中间产物(胞外多糖)是土壤孔隙堵塞的重要原因,降低进水中的碳氮比可以有效防止由胞外多糖造成的土壤堵塞。另外,土壤中腐殖质的积累也会导致地下渗滤系统的堵塞。通过减小系统的水力负荷、降低进水有机质浓度和强化土壤的通气充氧作用等手段可以防止土壤中腐殖质的积累。

(3) 土壤中生化反应产生的气体对土壤孔隙的堵塞 土壤中微生物好氧反应过程中会产生 CO_2 , 厌氧反应过程中会产生 CH_4 、 N_2 、 N_2O 等气体, 这些气体如果不能从土层中及时排出, 也会造成土壤孔隙的堵塞。通过干湿交替、间歇投配的操作方式, 可以有效地防止微生物新陈代谢产生的气体对土壤孔隙的堵塞过程。

由于土壤孔隙的堵塞问题对地下渗滤系统造成的破坏是很严重的, 因此, 如何有效地防止系统的堵塞, 保证地下渗滤系统的正常运转成为研究的重点。

目前, 国内外已有很多地下渗滤系统的实验室研究和工程应用, 但是, 这些研究和应用多是对运行结果的简单分析, 对实践经验的简单套用, 在净化机理、污染物迁移转化模型及运行模式的优化等方面的研究还很少报道。这说明地下渗滤技术虽然历史悠久, 但还远未成熟, 同时也说明该技术的复杂性。为使该技术能成功地应用于污水回用的实践, 还有很多工作要做。

3.6 联合土地处理系统

不同类型土地处理工艺的处理性能不同, 当对处理出水水质要求特别严格, 而且土壤条件合适时, 采用联合土地处理系统可能是更为经济和有效的。地表漫流和快速渗滤处理就是一个好的组合系统, BOD、SS、氮和磷都达到很高的处理水平。

例如, 过筛污水经地表漫流处理后, 污水中的 BOD、SS 和氮都可以达到或优于二级处理水平, 再经过快速渗滤处理, 可以获得水质良好的再生水, 这是一种处理污水和使污水再生作为资源重复利用的组合方式。对于联合利用系统, 经一级处理后的污水进入快速渗滤田, 快速渗滤处理后的水由回收井取出再进入慢速渗滤处理系统。快速渗滤处理能够终年运行, 再生水可以在生长季节取出作为灌溉用水; 慢速渗滤处理后会得到水质极好的渗滤水补给地下水。对于联合利用系统, 总的处理效果比单一的地表漫流处理效果要好, 而且处理出水为地表径流收集, 便于再利用。

4 污水土地处理系统中的污染物

利用土地处理系统处理城市污水是一项节约资金和能源的污水处理技术，因此在国内外受到广泛重视。在土地处理系统中，污水中的污染物通过土壤的过滤截留、物理和化学吸附、化学降解和沉淀、植物和微生物的摄取，以及微生物降解等多种途径被去除。污水经过土地处理后的水质状况及污染物在生态系统中的行为是最受人们关心和重视的问题。土地处理系统对污水中污染物的处理效率取决于污水中污染物的负荷、作物、气候及其运行状况等许多因素。因此，不同气候带生态环境条件下，污染物的去除处理效率不尽相同。BOD₅、COD和TOC等是最常规的水质评价综合指标。但对于工业废水所占比重较大的城市污水，采用上述指标表征城市污水水质，特别是评价土地处理系统对城市污水的净化功能与环境影响远远不够。有关有毒有害有机污染物在土壤、植物、地下水环境中的迁移、分布，特别是一些重点优先控制有机污染物的归宿及其生态效应研究，对利用土地处理系统处理城市污水的安全性评价尤为重要。

4.1 城市污水中的有机污染物

4.1.1 污水中有机污染物的组成及含量

城市污水中有机污染物的组成因城市工业生产规模和水平的不同，其复杂程度不同，并具有明显的昼夜周期和季节周期变化特点。因此，不同地区和不同城市污水中的有机污染物成分迥然不同。分清不同城市污水水质的特点，可以为实施污水资源化土地处理技术提供重要的基础资料。

我国对城市污水中有机污染物的调查始于20世纪80年代初。表4-1是我国若干城市污水和河段污水中检出的有机污染物，其类别及数量只能代表某一地区某地段在某时间所检出的结果。尽管城市污水的污染物质随时间和年代的变化将发生改变，但表4-1的结果对了解不同城市污水的特征具有一定的参考价值。

从表4-1可见，各城市污水由于污染源不同，排放到污水中的有机污染物有明显差别。以城市为例，沈阳市城市污水中污染物的组分最多，达315种，北京高碑店次之，为180种，哈尔滨城市污水中有机污染物总数仅67种。对不同河段水质调查发现，第二松花江的水质最为复杂，有机污染物总数达317种，而其他三个河段分别为89种、96种和78种。

我国城市污水中有机物的种类与城市工业生产的结构密切相关，检出数量较多的是芳香烃类、脂肪烃、醛、杂环、酯、醇、酚、卤代烃和卤代芳烃类化合物，其次还有醚、胺和腈类化合物。在这些化合物中，属于美国环保局黑名单、德国灰名单和中国环境监测总站公布的“黑名单”的化合物达10%~17%，其中以芳烃、卤代烃和卤代芳烃所占比例最大。含有这些化合物的污水应作为以土地处理技术进行生态学处理的优先控制对象，以免对土壤、植物以及地下水构成潜在威胁。

表 4-1 我国若干城市污水和河段污水中检出的有机污染物

污染物	沈阳西部污水 ^①				北京高碑店污水系统 ^②				哈尔滨排污口 ^③			
	数目	%	属于黑名单		数目	%	属于黑名单		数目	%	属于黑名单	
			数目	%			数目	%			数目	%
芳烃	53	17.4	18	47.4	13	7.2	6	20	26	38.8	8	88.9
脂肪烃	37	12.1			35	19.4			10	14.9		
醛酮	36	11.8	1	2.6	16	8.9			4	6.0		
杂环	35	11.5			12	6.7			2	3.0		
酯	29	9.5	5	13.2	15	8.3	3	10	5	7.5		
醇	27	8.9			18	10						
酸	20	6.6			19	10.6						
酚	15	4.9	2	5.3	6	3.3	1	3.3	6	9.0	1	11.1
卤代烃	14	4.6	2	5.3	21	11.7	12	40				
卤代芳烃	11	3.6	9	23.7	6	3.3	6	20				
醚	10	3.3			6	3.3	2	6.7				
硝基物	9	3.0	1	2.6								
腈	3	1.0			8	4.4			4	6.0		
胺	6	2.0							1	1.5		
其他					5	2.8			9	13.4		
合计	305	100	38	12.5	180	100	30	16.7	67	100	9	13.4

污染物	第二松花江(吉林江段) ^④				常州运河 ^⑤		金沙江渡口段 ^⑥		天津蓟运河天化段 ^⑦	
	数目	%	属于黑名单		数目	%	数目	%	数目	%
			数目	%						
芳烃	91	28.7	15	41.7	17	19.1	28	29.2	7	9.0
脂肪烃	33	10.4			18	20.2	12	12.5	27	34.6
醛酮	44	13.9					10	10.4		
杂环	40	12.6			19	21.3	19	19.8		
酯	9	2.8	3	8.3	2	2.2	3	3.1	2	2.6
醇	11	3.5			2	2.2	6	6.3		
酸					6	6.7				
酚	22	6.9			11	12.4	5	5.2	9	11.5
卤代烃	20	6.3	11	30.5	3	3.4	10	10.4	19	24.3
卤代芳烃	15	4.7	5	13.9					12	15.4
醚	8	2.5			3	3.4	1	1		
硝基物	10	3.2	2	5.6						
腈										
胺	10	3.2			7	7.9	2	2.1		
其他	4	1.3			1	1.1			2	2.6
合计	317	100	36	11.4	89	100	96	100	78	100

① 集中全市日排污量 50%，排放量 4.0×10^5 t/d，工业废水占 72%，重点污染源为化工、食品、制药、机械、冶炼、油脂、机器制造等行业（陈常巧等，1988；高拯民，1993）。

② 集中北京城市污水 40%，其中工业废水约占 57%，流量 75×10^5 t/d，主要工业行业为化工、制药、印染等（许征帆等，1988）。

③ 引自何凤兰等，1992。

④ 引自贺尊诗等，1986。

⑤ 主要排放工厂为石化、染料、制药、化工等（江欧等，1985）。

⑥ 排放量为 5.17×10^5 t/d，工业废水占 68.9%，主要工业为采矿、煤炭、电力、食品、交通运输等（王建英等，1986）。

⑦ 主要工业行业为农药、化工、石化等（王淑琴等，1983）。

部分城市污水中有机污染物及其含量见表 4-2 (蔡宏道, 1979; 汪晶, 1986; 王克欧等, 1986; 陈常巧等, 1988; 许征帆等, 1988; 张丽珊等, 1992)。从该表中可知, 有机污染物的浓度相差很大。如沈阳西部城市污水中苯的浓度最大值与最小值之间相差 70 倍之多, 苯甲醛浓度相差约 60 倍, 氯苯浓度相差近 50 倍, 菲、芴、邻苯二甲酸二丁酯等相差 20~30 倍。一些有毒、致癌、难降解的有机成分如氯代芳烃和多环芳烃组分中, 1,4-二甲苯、氯苯超过地面水有害物质最高允许浓度, 苯并[a]芘的浓度超过饮用水标准、世界卫生组织规定的排放水平目标值和环境水平目标值 (汪晶, 1986)。

表 4-2 部分城市污水中有机污染物及其含量

单位: $\mu\text{g/L}$

种类	有机污染物	城 市			重点污 染物种 类 ^①	地面水标准		致癌性 ^②	可生物 降解值 ^③
		沈阳西部	北京排污河	常州运河		中国	前苏联		
脂肪 烃和单 环芳烃	1,2,3-三氯甲烷	1.344							
	1-乙基-2-甲基环戊烷	6							
	4-硝基苯甲醛	28							
	己醚	57							
	9-氧基十八烯-2-乙醇	29							
	十四酸甲酯	32~422							
	十六酸甲酯	59~79							
	十六烯-11-酸甲酯	77							
	十八烯-10-酸甲酯	91							
	乙酸-2-苯基乙酯	1561							
	苯	0.79~56.34	280	0.7~22	1,2,3	500	500	+	B
	甲苯	0.8~6.0	96		1,2,3		500		B
	乙苯	0.21~1.0		9.9~29	1,2,3		10		
	1,2-二甲苯	11			2,3	300			C
	1,4-二甲苯	696			2,3				C
	氯苯	1.69~81			1,2,3	20	20		D
	1,3-二氯苯	0.43			1,3	20			C
	1,4-二氯苯	0.35~0.63			1	20			C
	1,2,3-三氯苯	6.0							
	1,2,4-三氯苯	0.85~8.29			1	20			
	苯甲醛	17~1026			2	3			
	苯乙腈	18							
	N-乙基苯胺	4							
	苄腈	76							B
	苯乙酮	68							
	1-乙基-4-硝基苯	25~115							
	1-(4-硝基苯)乙酮	14							
	1-(3-氨基苯基)乙酮	38~56							
	2-亚环己基环乙酮	37							
	4-硝基苯甲醛	28							
	2-(二甲氨基)苯甲酸	6							
	苯氧基乙酸	27			1		1		A
	苯酚	2.56	12.6~43.8	26	1,2,3				
2,4-二甲酚		0.03~0.16		1					
硝基苯	1.41~3.41		2.34	1,2,3			+		
碱性 氮杂环 化合物	喹啉	12~32		6.3~11.1				A	
	1,3,7-三甲基二氢嘌呤-2,6-二酮-3,7	30~91							
	2,4-二苯基-氢吡咯	35~77							
	2-甲基-5-乙基吡啶	13							

续表

种类	有机污染物	城 市			重点污 染物种 类 ^①	地面水标准		致癌性 ^②	可生物 降解值 ^③
		沈阳西部	北京排污河	常州运河		中国	前苏联		
多环 芳烃	萘	3.51~70	0.36		1,3				
	萘烯	0.98~2.01	C		1			C	
	芴	1.98~6.38	0.10~0.30		1				
	芘	2.1~31.9	0.03~0.30		1				
	菲	1.0~36			1				
	蒽	0.74~2.46	0.04~0.12	0.76	1				
	荧蒽	0.79~2.6	0.05~1.17		1				
	芘	0.3~0.95	0.01~0.34		1				
	噻	0.05			1			+	
	苯并[e]芘	0.10						+	
	苯并[b]荧蒽	0.07						+++	
	9,10-二甲基苯并[a]蒽	0.01						+	
	苯并[a]芘	0.012~0.89	0.19~2.10		1,3	0.01		++++	
	苯并[k]荧蒽	1.36	1.15~1.62		1,3			++	
苯并[a]蒽		0.26~0.53							
联苯		0.07~1.1							
邻苯 二甲酸 酯	邻苯二甲酸二乙酯	77			1				
	邻苯二甲酸二丁酯	9.2~260			1,3				
	邻苯二甲酸二异辛酯	1.11~3.87			1,3			B	
农药	γ -666	3.36			1,3	20	20	+	
	σ -666	4.53			1,3				

① 重点污染物种类：1 表示美国环保署优先有机污染物；2 表示德国 120 种水中有机污染物；3 表示中国环境监测总站提出的优先控制有毒有机污染物。

② “+”表示致癌性，数量越多，表示致癌性越强。

③ A 表示可为生物所降解，B 表示可为长期驯化的生物降解，C 表示实际不为生物所降解，D 表示不为生物所降解。

4.1.2 污水中主要有机污染物的物理化学性质

有毒有机化合物进入环境后，在环境条件作用下，会发生物理、化学和生物化学变化。对水体、大气、土壤及生物体等产生污染，甚至危及人类健康。有毒有机污染物在环境中的行为和危害，除与环境要素如温度、光照、土壤水分和土壤有机质等有密切关系外，还与它们本身的物理、化学性质有关。因此，研究它们在环境中的迁移、转化规律，可预测有毒有机污染物在环境介质中毒性发生的潜在危害，为制定环境中有机污染物的控制标准和制定有效的管理与调控对策提供科学依据。

表 4-3 列出了美国环保署黑名单上的和我国提出的优先控制有毒有机污染物的主要环境参数（金相灿，1990）。由表 4-3 可见，卤代脂肪烃和单环芳烃具有较高蒸气压、高溶解度和低辛醇-水体系分配系数等特征，因此挥发作用是该类化合物在环境中迁移的主要途径。酚类物质具有较高的水溶性和低辛醇-水体系分配系数，因此生物降解和光解作用是其主要迁移途径。但随着芳香环氯代程度的增加，其溶解度降低，辛醇-水体系的分配系数（又称辛醇比）增高，因而可为水生生物富集。酞酸酯类污染物具有低水溶性，高辛醇比，因此易于分配到水生生物脂肪层和沉积在土壤有机质中，表现出明显的生物富集作用。多环芳烃类有机物是城市污水中比较重要的一类污染物，具有低溶解度、低蒸气压、高辛醇-水体系分配系数，易于分配到生物体、沉积物及溶解在土壤有机质中。该类污染物生物毒性较大，苯并[a]芘是该类化合物中致癌性最强的化合物。苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽等也均为致癌物质。六六六是污水中常检出的有机氯农药类污染物，具有低水溶性和高辛醇比，易于分配到土壤

有机质中，且难于化学降解和生物降解，在环境中滞留时间长，在消除了污染源多年后仍可在环境中检出。

表 4-3 优先控制有毒有机污染物的主要环境参数^①

种类	有机污染物	$S^{\text{②}}$	$P_v^{\text{②}}$	K_{ow}	K_{oc}	BCF
单环芳烃化合物	苯	1.78×10^3	95.2	135	65	352.5
	甲苯	534.8	28.7(20℃)	620	300	1.4×10^3
	乙苯	152(20℃)	7(20℃)	2.2×10^3	1.1×10^3	4.3×10^3
	1,2-二氯苯	123	2.28	3.6×10^3	1.7×10^3	6.7×10^3
	1,4-二氯苯	79	1.18	3.6×10^3	1.7×10^3	6.7×10^3
	1,2,4-三氯苯	30	0.29	1.9×10^4	9.2×10^3	3.0×10^5
	苯酚	9.3×10^4	0.341	30	14.2	91.2
	2,4-二甲酚	490	0.062(20℃)	200	96	501.9
	硝基苯	1.9×10^3 (20℃)	0.15(20℃)	74	36	2.1×10^2
多环芳烃	萘	31.7	0.087	1.95×10^3	940	3.9×10^3
	芴	1.69	71×10^{-4}	1.4×10^4	7.3×10^3	2.4×10^4
	菲	1.00	9.6×10^{-4}	2.8×10^4	1.4×10^4	4.2×10^4
	蒽	0.045	1.7×10^{-5}	2.8×10^4	1.4×10^4	4.3×10^4
	苊	0.13	2.5×10^{-6}	8.0×10^4	3.8×10^4	1.1×10^5
	㘞	1.8×10^{-3}	6.3×10^{-9}	4.1×10^5	2.0×10^5	4.8×10^5
	苯并[b]荧蒽	0.014	5×10^{-7}	1.15×10^6	5.5×10^5	1.2×10^6
	苯并[a]苊	3.8×10^{-3}	5.6×10^{-9}	1.15×10^6	5.5×10^6	1.2×10^6
苯并[k]荧蒽	4.3×10^{-3}	5×10^{-7}	1.15×10^6	5.5×10^5	1.2×10^6	
邻苯二甲酸酯	邻苯二甲酸二乙酯	896	3.5×10^{-3}	295	142	7.1×10^2
	邻苯二甲酸二丁酯	13	1×10^{-5}	3.6×10^5	1.7×10^5	4.2×10^5
	邻苯二甲酸二异辛酯	0.4	2×10^{-7}	4.1×10^9	2.0×10^9	1.9×10^9
有机氯农药	γ -666	7.8	1.6×10^{-4} (20℃)	7.8×10^3	3.8×10^3	1.4×10^4
	σ -666	31.4	1.7×10^{-5} (20℃)	1.4×10^4	6.6×10^3	2.3×10^4

① S 为水中溶解度，mg/L； P_v 为蒸气压，托^②； K_{ow} 为辛醇-水体系分配系数；BCF 为水生生物富集系数。

② 未标温度的均为在 25℃ 时的值。

城市污水中检出的有机污染物可多达百余种，其中一部分生物可降解物质进入土壤-植物系统后，经过挥发、溶解、氧化、光解或吸附等综合作用可被去除。但是，一些有毒有机污染物在进入环境或土地处理系统后，或富集在生物体内或吸附在土壤中，对环境具有潜在危险。因此，化学成分复杂的城市污水，是限制系统良性循环的重要因素。

4.2 有机污染物在土地处理系统中的迁移与归宿

土地处理系统对有机污染物具有良好的去除效果的事实已为实践所证明。美国 Muskegon 慢速渗滤系统是第一个研究痕量有机污染物归宿的系统。该系统占地 4450hm^2 ，日处理污水 10^5t 。进水中检出的 58 种化合物包括造纸工业废水、制药工业中间体产物、杀虫剂、蜡、特殊化学品以及溶剂，经过土地处理系统处理后，出水中只有 8 种被检出（高拯民等，1990）。我国对土地处理系统中有机污染物的迁移和归宿也曾做过研究，如沈阳西部的城市污水慢速渗滤系统（张丽珊等，1992）和天津东郊北排污河湿地污水土地处理系统（戴树桂等，1993）。研究表明，土壤-植物系统对大部分有机污染物具有良好的去除效果，去除率可达到 60%~100%，但对一些难降解污染物的去除率仅为 30%~40%，甚至更低。

① 1 托 = 133.322 Pa。

土地处理系统中有机污染物的主要迁移与转化的途径如图 4-1 所示。

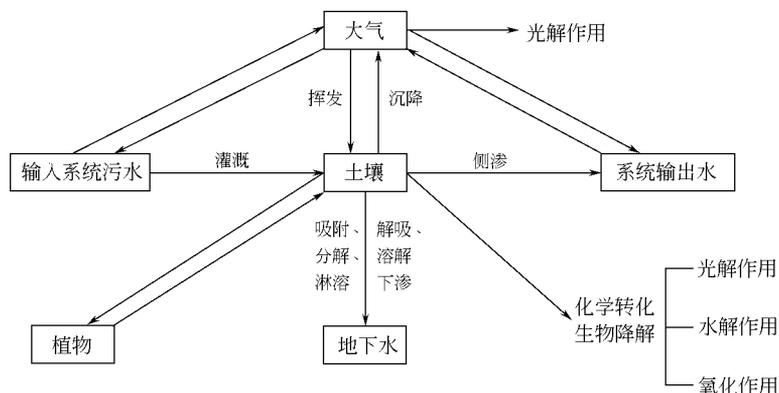


图 4-1 土地处理系统中有机污染物的主要迁移与转化的途径

有毒有机污染物在环境中的行为与分布因环境条件而异。环境变化对其影响的因素十分复杂。植物从土壤和水中吸收污染物能力的强弱，与土壤类型、土壤温度、水分、空气及污染物的数量、种类有关（刘培桐，1985）。土壤质地不同，植物对污染物的吸收率亦不同。砂质土壤比黏质土壤对有机物的吸收率高。污染物的类型不同也直接影响植物对它们的吸收率。一般来说，有机污染物的水溶解度越大，越容易被植物吸收。豆类植物对有机污染物具有较高的吸收率，块根类植物比茎叶类植物吸收率高，水生植物比陆生植物吸收率高。

4.2.1 土地处理系统对有机污染物的净化效率

经过污水土地处理系统后，系统出水中有机污染物的数量明显减少，其浓度也显著降低。从沈阳慢速渗滤系统进出水中有机污染物分类统计（见表 4-4）中可见，去除的有机污染物约有 30%~60%，其主要的的作用包括污染物经过系统的挥发、降解、氧化或土壤吸附等一系列物理、化学和生物作用。土地处理系统对优先有机污染物的去除也有很好的效果，但去除率没有达到 100%，在系统出水中优先有机污染物的浓度明显减少，与系统进水中的浓度相比，降低约一个数量级（张丽珊等，1992）。表 4-5 为慢速渗滤系统进出水中优先有机污染物分类统计。

表 4-4 慢速渗滤系统进出水中优先有机污染物分类统计 单位：种

化合物	1988 年		1989 年		化合物	1988 年		1989 年	
	进水	出水	进水	出水		进水	出水	进水	出水
卤代烃	7	6	3	3	杂环烃	14	9	8	5
芳烃	29	12	25	21	含氮化合物	11	1	10	3
醛酮醇酚	20	1	18	11	酞酸酯类	6	4	9	5
脂肪烃	12	1	6	8	化合物总数	99	34	79	56

由表 4-5 结果可见，土地处理系统对各类有机污染物的净化效率与物质的物理和化学性质有关。一些氯代烃和单环芳香烃由于具有较高蒸气压，挥发性强，能较快地从水中挥发掉，如苯、氯苯、1,3-二氯苯、1,4-二氯苯等，这类化合物在系统出水中的检出数量明显减少，而且浓度也明显降低，易被降解的有机污染物如酸、酮、醇、醛、酚及一些含氮化合物，在出水中的浓度也明显降低，其中有些化合物的浓度大大低于世界卫生组织水质建议标准值。而有些污染物由于其较低的水溶解度，在水体中的含量也偏低，再进一步通过土壤-植物系统的净化作用后，其含量基本与当地饮用水中的含量相当（如萘烯、蒽、荧蒽、芘、硝基苯和苯并[a]芘等）。多环芳烃和邻苯二甲酸酯类在系统出水中的检出率仍较高，除了

与这两类有机污染物比较稳定不易降解的化学性质有关外，还与大气降尘及塑料制品广泛使用等环境因素有关。

表 4-5 土地处理系统进出水中优先有机污染物含量 (高拯民等, 1993)

有机污染物	检出限 /($\mu\text{g/L}$)	1988 年			1989 年		
		进水/($\mu\text{g/L}$)	出水/($\mu\text{g/L}$)	去除率/%	进水/($\mu\text{g/L}$)	出水/($\mu\text{g/L}$)	去除率/%
苯	1.6	1.42	1.18	16.9	0.79	0.87	
甲苯	1.6	0.82	nd	100	0.90	0.038	95.8
氯苯	8	1.69	nd	100	nd	nd	
乙苯	1.6	0.48	nd	100	0.20	0.022	89
1,3-二氯苯	8	0.10	nd	100	nd	nd	
1,4-二氯苯	8	0.63	nd	100	0.43	0.052	87.9
1,2,4-三氯苯	8	0.85	nd	100	8.24	0.26	96.8
萘	4	1.94	0.19	90.2	18.26	0.48	97.4
萘烯	4	0.98	nd	100	2.01	0.040	98
萘	4	2.34	0.37	84.2	6.38	0.081	98.7
邻苯二甲酸二乙酯	4	nd	0.68		nd	nd	
芴	4	2.48	1.47	40.7	2.47	0.37	85
菲	4	1.89	1.96		4.15	0.76	81.7
蒽	8	0.74	0.76		2.46	0.22	91.1
邻苯二甲酸二丁酯	16	59.44	8.67	85.4	9.20	0.68	92.6
荧蒽	4	0.79	nd	100	2.60	0.12	95.4
芘	4	0.30	0.75		0.77	0.086	88.8
邻苯二甲酸二异辛酯	8	1.12	0.05	95.5	3.87	0.54	86
硝基苯	40	1.41	0.56	60	3.41	1.72	49.6
苯酚	64	—	—		2.56	nd	100
1,2-二氯苯	40	—	—		nd	0.032	
2,4-二甲酚	16	—	—		3.32	nd	100
γ -六六六	16	—	—		4.53	0.47	89.6
σ -六六六	16	—	—		2.05	nd	100
苯并[k]荧蒽	40	—	—		1.36	0.077	94.3
苯并[a]芘	40	—	—		0.89	0.041	95.4

注: nd 为未检出。

城市污水土地处理系统的净化效率与所采用的土壤-植物系统类型有关, 土壤-植物系统类型不同, 净化效率也明显不同。戴树桂等 (1993) 在天津污水土地处理试验工程基地, 应用慢速渗滤系统处理排污河污水。将污水分别经一沉池处理及氧化塘二级处理后, 分别进入以小麦、玉米和蔬菜为种植作物的慢速渗滤系统土壤-植物系统进行处理。试验期间监测了灌溉水及距地面 1m 深处各观测井内渗滤水中的有机污染物含量。结果表明, 各土壤-植物系统对所选择的几种优先有机污染物 (甲苯、1,2-二甲苯、氯苯、1,2,3-三氯苯、萘、硝基苯、五氯酚和邻苯二甲酸正丁酯) 均有不同程度的净化效果。其中以土壤-玉米系统效果最好, 除二甲苯外, 对所选定的其他几种有机污染物的去除率均达 100%, 而且在土壤和作物中的残留量较小。土地-小麦系统和土地-玉米系统中有机污染物的净化效果见表 4-6 和表 4-7。

土地处理技术对城市污水中有机污染物有良好的去除效果已被实践证明。李汝琪等 (1993) 将快速渗滤土地处理技术与六种常规污水处理技术相比发现, 快速渗滤土地处理技术对挥发性有机污染物的去除更为有效。该研究的结果来自对北京地区城市污水和工业废水进行处理的快速渗滤系统。该系统位于北京昌平卫星城, 日处理 500t 污水, 占地 0.36hm², 年水力负荷为 50.3m。结果表明, 系统对一些挥发性卤代烃如四氯化碳、1,2-二氯乙烯、氯

仿和 1,2-二氯乙烷等均有较好的去除效果, 平均去除率 (1989 年 5 月~1990 年 7 月) 分别为 83.5%、92.9%、80.3%和 85.3%。

表 4-6 土地-小麦系统中有机污染物的净化效果

(灌溉水为一沉池出水) (戴树桂等, 1993)

单位: $\mu\text{g/L}$

化合物	1989 年 3 月 24 日小麦返青期			1989 年 4 月 19 日小麦灌浆期			1989 年 5 月 31 日小麦成熟期		
	一沉池水浓度	麦地渗滤水浓度	去除率/%	一沉池水浓度	麦地渗滤水浓度	去除率/%	一沉池水浓度	麦地渗滤水浓度	去除率/%
二甲苯	73.7	6.2	91.6	73.7	NF	>98.4	73.7	NF	>98.4
1,4-二氯苯	0.715	0.503	29.65	0.793	0.397	49.9	0.877	0.362	58.7
1,2,3-三氯苯	0.701	0.385	45.01	0.587	0.371	36.8	0.434	0.247	43.1
六氯苯	0.297	0.213	28.3	0.311	0.210	32.48	0.304	0.164	46.1
α -六六六	0.149	0.129	13.4	0.143	0.117	18.2	0.133	0.122	83.0
β -六六六	0.604	0.305	49.5	0.518	0.279	36.14	0.561	0.213	62.0
γ -六六六	0.189	0.151	20.0	0.209	0.136	34.93	0.192	0.117	39.1
σ -六六六	0.131	0.071	45.8	0.179	0.022	87.71	0.193	0.043	77.7

注: NF 为未发现。

表 4-7 土地-玉米系统对难降解有机污染物的净化效果 (戴树桂等, 1993)

单位: $\mu\text{g/L}$

化合物	1989 年 8 月 31 日			1989 年 10 月 25 日		
	沉淀池出水浓度	麦地渗滤出水浓度	去除率/%	沉淀池出水浓度	麦地渗滤出水浓度	去除率/%
二甲苯	9.19	8.28	64.3	4.04	NF	>71.3
1,4-二氯苯	2.049	NF	100	1.27	NF	100
1,2,3-三氯苯	0.477	NF	100	0.385	0.038	90
六氯苯	0.670	NF	100	0.900	0.0025	99.7
α -六六六	0.015	NF	100	0.064	0.016	75
β -六六六	NF	NF	100	0.276	0.076	99.9
γ -六六六	0.015	NF	100	0.899	0.0015	99.8
σ -六六六	0.063	NF	100	NF	NF	NF

注: NF 为未发现。

4.2.2 土壤-植物系统净化功能的模拟试验研究

以上结果表明, 经过土壤-植物系统的净化后, 污水中大部分有机污染物可被去除。然而, 当污染物达到一定浓度时, 土壤-植物系统的净化功能会受到限制。戴树桂等 (1993) 采用土柱试验的方法对此进行了模拟研究。试验土壤采自天津污水土地处理试验工程基地慢速渗滤系统试验工程现场。模拟柱高 120cm, 土柱高 100cm, 底层为卵石和砂。土壤按原土分布层次和密度填入柱内, 于 1987 年冬季至 1988 年春季, 按试验工程中稻田的布水方式连续运行近 140d, 入水的有机污染物浓度控制在 $10\mu\text{g/L}$ 、 $100\mu\text{g/L}$ 、 $1000\mu\text{g/L}$ 三个数量级。运行期间分别测定土壤渗滤水中有机污染物含量, 经污灌后土壤中有有机污染物纵向残留浓度及其在土壤中的迁移情况。各土柱中有有机污染物的去除率见表 4-8。试验结果表明, 试验的三组有机污染物经土壤慢速渗滤系统后, 去除率在 90% 以上, 其中很大一部分来自土壤对有机污染物的吸附固定作用, 土壤对有机污染物的吸附以表层土壤 (0~20cm) 最多, 其次是亚表层土壤 (20~60cm), 再次是底层土壤 (60~100cm)。从另外一个角度看, 土壤-植物系统并没有真正地将有有机污染物完全降解, 只是从一相 (水体) 转移到了另一相 (土壤) 中, 由于大部分有机污染物残留分布在土壤耕作层, 这部分物质的积累对系统具有一定的潜在危害。

从 B 柱中有有机污染物的分布情况 (表 4-9) 可以看出, 1,2-二甲苯、萘和邻苯二甲酸正

丁酯以土壤残留为主要去除途径。

表 4-8 各土柱中有机污染物的去除率 (戴树桂等, 1993) 单位: $\mu\text{g/L}$

化合物	A 柱			B 柱			C 柱		
	进水浓度	平均出水浓度	去除率 /%	进水浓度	平均出水浓度	去除率 /%	进水浓度	平均出水浓度	去除率 /%
甲苯(MB)	1038	32.97	96.82	103.8	0.00	100.00	10.38	8.39	19.17
1,2-二氯苯(1,2-DMB)	1760	0.678	99.96	176.0	1.41	99.20	17.60	0.46	97.39
氯苯	2214	84.93	96.16	221.4	72.96	67.05	22.14	40.32	-82.11
1,4-二氯苯(PDCB)	1092	17.62	98.39	109.2	8.62	92.11	10.92	9.21	15.66
1,2,3-三氯苯(TCB)	2094	0.17	99.99	209.4	0.11	99.95	20.94	0.18	99.14
萘(NEPH)	2056	62.02	96.98	205.6	25.28	87.70	20.56	2.64	87.16
硝基苯(NB)	2406	0.45	99.98	240.6	0.42	99.83	24.06	0.48	98.00
五氯酚(PCP)	1800	0.08	100.00	180.0	0.19	99.89	18.00	0.23	98.72
邻苯二甲酸正丁酯(DBP)	2094	2.94	99.86	209.4	1.01	99.52	20.94	0.30	98.57

表 4-9 B 柱中有机污染物的分布情况 (戴树桂等, 1993)

化合物	土壤中吸附可萃取态/ $(\mu\text{g}/100\text{g土})$			分布 /%			GC/ECD, FID 取低检测限 / μg
	0~20cm	20~60cm	60~100cm	水	土	其他	
甲苯	8.90	2.24	—	0.00	42.08	57.92	1.39
1,2-二甲苯	16.34	4.67	2.46	0.80	58.42	40.78	1.78
氯苯	15.00	5.57	1.39	32.95	43.60	23.45	2.99
1,4-二氯苯	4.37	1.12	0.58	7.89	23.68	68.43	0.23
1,2,3-三氯苯	9.88	3.55	0.55	0.05	34.72	65.23	0.00774
萘	17.59	11.53	1.40	12.29	70.83	16.88	0.13
硝基苯	8.67	2.05	—	0.17	23.11	76.72	0.0309
五氯酚	13.04	2.61	0.47	0.11	46.90	52.99	0.00585
邻苯二甲酸正丁酯	15.64	11.81	3.60	1.93	75.65	22.42	0.15

4.2.2.1 土地处理系统的有机污染物

有机污染物在自然土壤条件下的迁移、降解与积累比土柱试验条件下更为复杂。从沈阳慢速渗滤系统和污灌区土壤中有有机污染物 (表 4-10) 和土壤 0~20cm 中有有机污染物的含量 (表 4-11) 可见, 土地处理系统土壤中有有机污染物的含量明显高于对照土壤, 而其中优先有机污染物如多环芳烃 (蒽、芘、苯并[a]芘、苯并[a]蒽、苯并[k]荧蒽)、卤代烃等的含量比对照土壤高出约 1 倍甚至一个数量级以上。土地处理系统土壤中优先有机污染物总量也远远高于清灌区, 大约是清灌区的 2 倍或 2 倍以上, 这说明, 在净化与分解的过程中优先有机污染物容易在土壤中积累残留 (高拯民等, 1993)。研究表明, 土壤中多环芳烃和酞酸酯类化合物含量较高, 这与这些污染物的辛醇-水分配系数较高和比较难降解的特性有关。

表 4-10 土地处理系统和污灌区土壤中有有机污染物 (高拯民等, 1993)

化合物	清灌区		土地处理系统		化合物	清灌区		土地处理系统	
	春	秋	春	秋		春	秋	春	秋
卤代烃	—	2	—	6	含氮化合物	—	—	—	2
芳烃	3	15	15	30	酸酯类	5	4	3	7
醛、酮、醇、酚	8	15	8	20	有机污染物总数	28	48	35	81
脂肪烃	11	6	8	12	优先有机污染物总数	6	19	14	22
杂环烃	1	6	1	4					

表 4-11 土壤 0~20cm 中有机污染物的含量 (高拯民等, 1993) 单位: mg/kg

化合物	清水灌溉			传统污灌			土地处理系统		
	1989 春	1989 秋	1990 春	1989 春	1989 秋	1990 春	1989 春	1989 秋	1990 春
苯	0.22	0.042	0.006	0.14	0.11	0.042	0.17	0.09	0.064
甲苯	nd	0.009	nd	nd	痕量	0.026	nd	nd	0.026
乙苯	nd	0.008	nd	nd	痕量	痕量	nd	痕量	痕量
酚	nd	0.037	nd	0.019	nd	nd	痕量	nd	nd
2,4-二甲酚	nd	nd	痕量	nd	nd	0.057	nd	nd	0.048
1,3-二氯苯	nd	nd	nd	0.006	痕量	痕量	nd	0.010	nd
1,4-二氯苯	nd	nd	nd	0.007	痕量	0.008	nd	0.012	0.022
1,2,4-三氯苯	nd	nd	nd	0.014	0.044	0.047	痕量	0.031	0.052
硝基苯	nd	nd	nd	nd	nd	0.031	nd	nd	0.085
萘	0.08	0.014	0.006	0.08	0.04	0.024	0.049	0.045	0.030
萘烯	nd	0.022	nd	nd	0.012	0.015	nd	0.026	0.011
萘	nd	0.043	0.014	0.011	0.021	0.023	0.009	0.025	0.055
芴	nd	0.022	0.013	0.053	0.023	0.034	0.047	0.049	0.029
菲	nd	0.015	0.011	0.14	0.13	0.276	0.17	0.21	0.222
蒽	nd	nd	0.072	0.026	0.046	0.215	0.034	0.07	0.177
荧蒽	nd	0.13	nd	0.21	0.44	0.319	0.18	0.62	0.38
芘	nd	0.14	nd	0.18	0.56	0.317	0.23	0.85	0.154
苯并[α]蒽	0.35	0.25	nd	0.50	0.49	0.347	0.50	0.77	0.230
苯并[k]荧蒽	nd	0.07	0.016	0.10	0.14	0.108	0.04	0.15	0.138
苯并[a]芘	痕量	nd	0.042	0.038	0.064	0.147	0.088	0.16	0.033
总量	0.65	0.802	0.180	1.524	2.12	2.036	1.517	3.118	1.756

注: nd 为未检出。

4.2.2.2 土地处理系统土壤中多环芳烃的转移与分布

(1) 多环芳烃在土壤中的迁移与累积 多环芳烃 (PAHs) 是一类列于美国环保署黑名单上的优先有机污染物, 1990 年我国环境保护有关部门提出将其中的七种列为中国环境优先污染物, 其中有已被证明为具有致癌作用的物质。PAHs 的来源包括自然源和人为源两种, 人类活动是 PAHs 的主要来源。由于 PAHs 普遍存在于环境中, 因此, 它们在环境中的分布和行为受到极大关注。一些研究表明, PAHs 在土壤中的降解率与其水溶性和分子结构有关, 并且受环境因素如气候、土壤类型、pH 值、氧化状况以及土壤中微生物类群等因素的影响 (Sims 等, 1983)。在土地处理系统中, 土壤是一个活的净化器, 对进入系统的有机污染物具有较强的净化功能, 然而这种净化功能对不同的有机污染物有不同程度的作用, 因而产生了不同的净化效果。对于 PAHs 这类难降解的有机污染物, 以往的一些研究表明, 它们在土壤中的持久性与单一化合物的物理、化学性质有极好的相关性。Susan 等 (1993) 的研究表明, 2~3 环的 PAHs 较易为生物所降解, 而 4 环、5 环和 6 环的 PAHs 则相当难降解。Sims 等 (1983) 研究 PAHs 在砂土上的降解表明, 2 环 PAHs 极易降解, 其降解半减期大约为 2d, 而 3 环 PAHs (如菲和蒽) 的降解半减期分别为 166d 和 134d, 4 环、5 环和 6 环的 PAHs, 其降解半减期一般都大于 200d。实际上, PAHs 在土壤中的分布、积累与降解趋势又直接受土壤环境因素的影响。因此, 即使同一种化合物, 在不同环境条件下, 所表现的环境行为也不尽相同, 其积累和降解的程度也不同。

从检测结果比较也可看出, 不同时期土地处理系统有机污染物浓度秋季比春季高, 分别为 1.517mg/kg 和 3.118mg/kg。而第二年春季土壤中优先有机污染物总含量 (1990 年) 低于前一年秋天。这是由于停止灌溉后引入土壤的有机污染物减少, 同时土壤中原有有机污染物不断降解的结果。但与对照清灌区 (总含量 0.180mg/kg) 相比仍然较高, 说明优先有机

污染物在土壤中存在降解与残留累积的平衡。如果该系统长期运行,则需对污水中的某些有机污染物的负荷量严格控制。在一定的污染负荷范围内,土壤对有机污染物降解速率大于污染物残留积累速率时,将使其在土壤中的残留降低,否则,将增加其在土壤中的残留积累。因此,有效地控制污染负荷,可以避免优先有机污染物在土壤中积累过多。

PAHs 在土壤中的残留量与该类物质的环数有关,PAHs 的环数越多,残留的概率越大,降解的速率越低。Wild (1991) 在进行的连续污泥改良土壤的场地试验结果显示,土壤中 PAHs 的降解速率很慢,即使经过 17a 的自然降解,土壤中 PAHs 总量仍数倍于施加污泥前的水平。所测得的试验观测值也表明,实地试验测得的 PAHs 半减期远远大于实验室模拟测得的 PAHs 半减期,说明在自然环境中 PAHs 降解更加困难。根据吴维中等 (1986) 在沈抚灌区进行的土壤-植物系统对矿物油净化功能田间试验研究的结果,当污水中矿物油浓度为 10mg/L,土壤负荷为 15g/4m² 时,可造成矿物油对土壤的污染。沈阳西部土地处理系统灌溉污水中矿物油的平均浓度为 7mg/L,主系统水稻地的年布水量约为 10⁵ t,其土壤矿物油负荷量为 56g/4m²,约为田间小区试验负荷的 4 倍,大大超过水田矿物油容量指标。由此可见,某些有机污染物负荷量过大,可能是造成土地处理系统土壤中有有机污染物残留的原因。

综上所述,有机污染物在土壤中的降解率与残留水平受多种因素影响,存在动态平衡。为使系统获得理想的处理效果,保证有机污染物在系统中的残留水平较低,应针对具体情况制定针对性调控措施,才能保证污水资源化和无害化处理与再利用的良性循环。

表 4-12 比较了污水土地处理系统水稻土壤与清灌区(胡台)水稻土壤中 PAHs 的分布。从表中可以看出,PAHs 在土地处理系统土壤中有一定积累。不同的 PAHs 在土壤中的积累程度不同,而且积累主要表现在表土层(0~20cm),20cm 以下各土层,土地处理系统土壤与清灌区土壤中的 PAHs 含量无显著性差异。沈阳慢速渗滤系统土壤中 PAHs 在土层的分布结果表明,在该系统水力负荷条件下,PAHs 并未向土壤下层迁移。

表 4-12 污水土地处理系统水稻土壤与清灌区
(胡台)水稻土壤中 PAHs 的分布(宋玉芳等,1995) 单位: μg/kg

多环芳烃	清灌区土壤				土地处理系统土壤			
	0~20cm	20~50cm	50~80cm	80~100cm	0~20cm	20~50cm	50~80cm	80~100cm
萘	19.52	0.16	nd	4.33	6.47	0.21	nd	nd
芴	1.38	nd	nd	nd	7.18	nd	nd	nd
芘	1.40	nd	nd	nd	6.55	nd	nd	nd
菲	35.70	nd	nd	16.50	63.22	nd	nd	nd
蒽	7.92	nd	nd	nd	11.22	nd	nd	0.14
荧蒽	78.74	5.52	1.35	12.61	140.6	0.97	1.79	1.92
芘	106.7	12.58	6.56	59.00	137.0	9.33	10.58	9.79
苯并[a]蒽	8.6	1.77	1.25	18.81	62.22	1.48	1.66	2.21
嘧	35.4	2.12	1.25	18.81	79.55	1.22	0.91	1.15
苯并[b]荧蒽	31.2	11.02	nd	nd	85.88	4.38	8.11	7.66
苯并[k]荧蒽	12.38	0.36	nd	nd	37.06	0.24	nd	nd
苯并[a]芘	23.92	nd	nd	nd	94.01	8.43	nd	nd
二苯并[a,h]蒽	2.74	nd	nd	nd	8.43	nd	nd	nd
苯并[g,h,i]芘	25.94	nd	nd	nd	85.27	nd	nd	nd
总量	391.54	33.53	10.41	130.06	824.66	26.26	23.05	22.87

注: nd 为未检出。

(2) 不同生态结构土壤中的 PAHs 如前所述, 沈阳慢速渗滤系统是污水的处理和利用相结合的环境工程系统。因此, 为了保证污水的有效利用和连续处理, 该系统在设计上分为以水稻为覆盖植物的土地处理主系统和以树木或其他经济作物为覆盖植物的调节系统, 在水稻停止用水的季节, 调节系统完成污水处理任务。不同生态结构与水力负荷对土壤中 PAHs 含量的影响 (表 4-13) 表明, 土地处理调节系统表层和亚表层土壤中 PAHs 总量均比主系统土壤 PAHs 总量高。在两种不同生态结构土壤中, 单一污染物的分布优势也各有不同。例如在主系统中, PAHs 的积累主要以 4 环以下的低分子污染物菲、荧蒹和芘为主, 而调节系统土壤 PAHs 的积累主要以 4 环以上的高分子污染物为主, 这种单一 PAHs 污染物分布规律的不同, 可能与生态结构的不同有关。主系统与调节系统污水水力负荷基本相同, 而表 4-13 表明, 调节系统土壤表层和亚表层中 PAHs 总量分别比水稻土壤高, 尤其是林地土壤亚表层中 PAHs 的总量比水稻土壤高 30%, 说明以水稻为覆盖植物的土地处理主系统比以柳树为覆盖植物的调节系统对土壤 PAHs 具有更强的降解能力。

表 4-13 不同生态结构与水力负荷对土壤中 PAHs 含量的影响 单位: $\mu\text{g}/\text{kg}$

PAHs	土地处理系统水稻田		土地处理系统林地(柳树)		PAHs	土地处理系统水稻田		土地处理系统林地(柳树)	
	0~10cm	10~20cm	0~10cm	10~20cm		0~10cm	10~20cm	0~10cm	10~20cm
萘	55.26	266.2	nd	46.26	噻	51.70	27.94	90.50	87.38
芴	29.16	87.68	3.90	1.52	苯并[b]荧蒹	53.38	25.58	102.8	104.1
菲	30.72	37.78	1.52	2.22	苯并[k]荧蒹	19.98	11.44	44.58	45.10
菲	289.4	72.58	73.28	62.66	苯并[a]芘	43.04	22.34	103.7	nd
荧蒹	53.40	7.22	11.24	11.32	二苯并[a,h]蒹	4.48	3.02	13.98	16.18
芘	152.4	48.30	164.8	170.3	苯并[g,h,i]芘	53.10	25.94	150.5	142.5
芘	109.5	40.44	141.2	145.7	总量	949.72	694.46	981.28	925.34
苯并[a]蒹	4.20	18.00	79.28	90.10					

(3) 影响 PAHs 在土壤中迁移、转化和归宿的因素 PAHs 在土壤中的迁移、转化与归宿受多种因素影响, 这些因素除污染物本身的物理化学性质外, 还受环境因素、土壤的物理化学性质, 以及其他共存污染物的影响。PAHs 由于其水溶解度低和辛醇-水体系分配系数高, 因此该类污染物易从水中转入生物体和沉积物中或溶解在有机质中。有证据表明该类化合物可以发生光解反应, 但由于其能剧烈地分配到底质和沉积物中, 因此光解过程的影响变得很微弱。PAHs 最终的迁移可能是吸附到沉积物中然后进行缓慢的生物降解, 挥发过程和水解过程不是重要的迁移过程 (金相灿, 1990)。在沈阳慢速渗滤系统中, 出水 PAHs 的浓度较低, 而土壤中 PAHs 的浓度比处理前高得多, 表明污水中的 PAHs 已被土壤所吸附。许多研究表明, 温度和土壤有机质含量对 PAHs 在土壤中的吸附行为有很大影响。He 等 (1995) 进行了温度和土壤有机质含量对荧蒹吸附行为的研究。有机质含量对土壤吸附荧蒹的影响试验结果表明, 荧蒹在其水溶液中的浓度为 0~30mg/mL 范围内时, 土壤有机质含量与荧蒹的等温吸附呈极好的线性相关。例如, 在有机质含量分别为 2.24%、1.08%、0.93% 和 0.64% 的四种土壤中, 荧蒹的分配系数分别为 1012、674、614 和 417, 表现出非极性有机物的土壤吸附与土壤有机质含量呈很好的正相关。温度对吸附影响的试验结果则表明, 荧蒹在土壤中的吸附量与温度呈负相关, 在温度为 5℃、15℃ 和 25℃ 条件下, 荧蒹的分配系数分别为 1055、851 和 674。在 15~25℃ 之间温度每下降 10℃, 荧蒹的吸附量分别增加 24% 和 26%, 这一结果与采用理论计算法所得结果 (31% 和 32%) 十分接近。

表面活性剂与 PAHs 在环境中共存的现象十分普遍, 由于城市污水中生活污水所占比例较大, 因此污水中来自洗涤剂的表面活性剂含量较高。目前国内外合成洗涤剂中使用的主

要表面活性剂为直链烷基苯磺酸钠 (LAS), 沈阳西部城市污水中 LAS 的浓度约为 0.7~0.8mg/L。许多研究表明, 表面活性剂能增加非离子性有机物在土壤中的溶解度和移动性, 这一理论曾被用于污染土壤的生物修复研究。

为了评价表面活性剂对土壤中 PAHs 吸附行为的影响, OU 等 (1995) 进行了以 LAS 和菲为供试物的研究。结果表明, 在试验条件下, 尚未发现 LAS 对菲的吸附动力学有影响, 但是, LAS 对菲的吸附行为影响结果表明, 菲的吸附行为受 LAS 浓度影响很大。在 LAS 浓度高 ($>50\mu\text{g}/\text{mL}$) 的条件下, 由于 LAS 竞争吸附的增强, 使菲在土壤中的吸附量减少, 两者之间呈负相关关系。当 LAS 浓度在 $500\sim 1000\mu\text{g}/\text{mL}$ 时, 由于 LAS 胶束的形成, 增加了菲的溶解度, 这种负相关关系更加明显。在 LAS 浓度低 ($<50\mu\text{g}/\text{mL}$) 的条件下, 土壤与菲和 LAS 的接触先后顺序对菲的吸附行为有很大影响。当土壤先与 LAS 平衡后再投加菲时, 菲在土壤中的吸附量减少, 其原因是土壤中的活性疏水吸附点被 LAS 占据。当土壤先与菲平衡后, 再投加 LAS 时, 菲在土壤中的吸附量增加。本研究表明, 高浓度 LAS 能增加土壤中疏水性有机物的移动性。当 LAS 接近临界胶束浓度 (CMC) 时, 菲的解吸量明显增加。

上述结果表明, 土地处理系统对疏水性有机污染物的同化容量会因表面活性剂的存在而改变。LAS 引起疏水性有机污染物移动性的增加可能会使系统“短路”, 致使这些有机物在被净化之前就有可能从系统中流出, 或进入地下水。表面活性剂对疏水性有机物的生物可利用性和生物溶解作用的影响仍是一个尚待研究的问题。一些研究认为, 当表面活性剂的浓度达到疏水性有机物溶解度时, 生物矿化作用完全停止。而另一些报道指出, LAS 的存在会增加疏水性有机物的生物矿化作用。因此, 这方面的工作需深入进行, 以便对 LAS 在土地处理系统中对疏水性有机物的生物降解、生物可利用性和同化容量影响做出正确结论。

4.2.3 土地处理系统中有机污染物的植物吸收

4.2.3.1 土地处理系统作物籽实中的有机污染物

对土地处理系统种植的水稻进行检测结果表明, 大米中检出的有机污染物分类统计和优先有机污染物含量 (除甲苯外) (表 4-14 和 4-15) 与对照清灌区无显著差异, 在两个采样点中检出的化合物具有某些共同特点, 即溶解度相对高的有机污染物检出率相对高, 这可能因为, 溶解度相对高的有机污染物在土壤中的可移动性较大; 同时, 这些物质具有相对小的分子量和分子体积, 较易于穿透植物根系的表皮为植物吸收, 这与优先有机污染物在土壤中的残留状况恰恰相反。一些研究认为, 植物体内的有机组分来自自身的生物合成, 而非来自土壤和水体的污染吸收或来自大气沉降物 (马家骥等, 1985)。土地处理系统中大米的甲苯含量比对照清灌区的高, 不能排除在某种程度上受到污水灌溉影响的可能性。吴维中等 (1986) 在沈抚污水灌区矿物油污染综合治理的研究表明, 污灌增加大米中甲苯的含量。在天津地区慢速渗滤系统对优先有机污染物净化功能的研究中发现, 对同一地块种植的玉米和小麦检测籽实中二甲苯含量, 玉米中未检测出二甲苯的存在, 而小麦的籽实中二甲苯含量为 $36.47\mu\text{g}/\text{kg}$, 说明植物对有机污染物的吸收和残留与植物的种类有一定关系 (戴树桂, 1993)。

表 4-14 大米中检出的有机污染物分类统计 (高拯民等, 1993)

有机物	清灌区大米	土地处理系统大米	有机物	清灌区大米	土地处理系统大米
卤代烃	—	—	杂环化合物	1	2
芳烃	5	3	含氮化合物	—	2
醛、酮、醇、酚	15	18	酸酯类	9	8
脂肪烃	1	3	化合物总数	31	36

表 4-15 大米中优先有机污染物含量 (高拯民等, 1993) 单位: mg/kg

有机物	清灌区	土地处理系统	有机物	清灌区	土地处理系统
甲苯	0.53	3.86	萘	0.010	0.028
乙苯	nd	0.012	萘烯	0.011	0.009
酚	0.058	0.026	萘	nd	nd
2,4-二甲酚	0.019	0.016	芴	0.017	0.032
1,2,4-三氯苯	0.101	0.071	菲	0.10	0.19

注: nd 为未检出。

在天津慢速渗滤系统土壤上种植的小麦和玉米籽实中还检出了含氯优先有机污染物, 如 1,4-二氯苯和 1,2,3-三氯苯 (戴树桂等, 1993)。有关植物吸收和代谢氯代苯类化合物的研究国内外曾有报道。周振惠等 (1986) 在应用¹⁴C 标记 1,2,4-三氯苯示踪研究中显示, 在施加¹⁴C 标记的 1,2,4-三氯苯土壤中栽种的芹菜的根和茎、叶部分中, ¹⁴C 标记物的相对含量分别为 41.9%和 48.8%, 只有 9.3%残留在 0~10cm 土层中, 说明 1,2,4-三氯苯 (或其部分代谢产物) 可通过根部吸收并残留在植物体内。Wang 和 Kevin (1994) 的试验表明, 随着土壤中氯苯类含量的增加, 胡萝卜对其吸收也相应增加, 并认为茎叶的吸收也起着重要的作用。1,2,4-三氯苯是一种人工合成的化学品, 至今还未见植物自身合成的报道。因此, 在土地处理系统土壤上生产的大米中检出的 1,2,4-三氯苯可能来源于灌溉污水或土壤中相应的污染物。但清水灌区生产的大米中检出 1,2,4-三氯苯的来源尚无法解释, 有待于进一步研究。

4.2.3.2 土地处理系统中 PAHs 的植物传输

Wild 等 (1992) 指出, 环数少的 PAHs 易于被植物吸收。土地处理系统大米中检出的五种 PAHs 均为 2~3 环, 其中萘、芴、菲的含量显著高于清水灌区, 这一结果与上述报道一致。PAHs 在许多植物组织中均有检出 (Jones, 1991; John, 1985)。但是, 有关其传输途径问题至今说法不一, 成为争论的焦点之一。多数学者认为植物中 PAHs 的含量升高与大气降尘的影响密切相关, 这一点似乎不容置疑。污水和土壤中 PAHs 含量与稻米中 PAHs 是否显著相关, 或稻米中 PAHs 是否直接来自污水和土壤中的 PAHs 还不能给出准确的答案。因为植物组织中的 PAHs 含量受多种因素影响, 除来源于根部的吸收外, 也可能来自大气降尘和从大气中吸收 (Jones, 1989) 或由植物自身代谢合成 (Blumer, 1976)。由于土地处理系统和清水灌区均位于工业城市沈阳西部郊区, 大气降尘可能会对该地区大米中 PAHs 的含量产生较大的影响。现以沈阳西部污水土地处理系统的研究结果为例 (宋玉芳等, 1995), 分述如下。

(1) PAHs 在水稻植株各部分的分布 沈阳地区水稻生长期约为 120d。在整个生长期, 多数时间在淹水条件下生长, 因此水稻除直接与土壤接触外, 还与水体直接接触。从 PAHs 在水稻植株各部分的分布 (表 4-16) 和 PAHs 在稻米中的分布 (表 4-17) 中可以看出, 水稻不同生长期 (苗期和收割期) PAHs 含量的分布为叶>根>稻壳>籽实>茎。这种分布规律与养分在植物体内传输分布规律基本相似, 表明水稻根部从土壤和水中吸收养分的同时, 也吸收 PAHs, 然后输送到地上其他部分并累积起来。在水稻收获期 (10 月) 根部和叶的 PAHs 含量明显增高, 可能与 PAHs 难移动性有关。植物吸收和积累与 PAHs 分子大小和结构有关, 从表 4-16 可见, 2~3 环 PAHs 在植物体内含量明显高于其他的 PAHs, 表明植物对理化性质不同的 PAHs 吸收程度不同, 这个结果与 Wild 等 (1992) 的试验结果一致。土地处理系统水稻稻米中 PAHs 的检出, 且其含量高于对照 (表 4-17), 表明该土地处理系统经 2~3a 运行后已出现 PAHs 在稻米中的残留, 尽管其残留量较小, 但如果长期运行, 应引起重视。

表 4-16 PAHs 在水稻植株各部分的分布 单位: $\mu\text{g}/\text{kg}$

PAHs	根		叶		茎 10月	稻壳	稻壳 (对照)
	5月	10月	5月	10月			
萘	47.28	nd	41.09	397.31	27.75	285.02	443.51
危	nd	nd	nd	nd	nd	3.83	8.09
芴	82.28	43.38	55.96	117.02	nd	45.49	28.14
菲	862.43	393.69	674.30	1204.69	38.91	195.04	87.03
蒽	79.86	28.66	46.11	27.63	2.42	15.50	8.92
荧蒽	233.81	172.67	161.41	608.55	15.32	139.38	61.80
芘	105.29	84.88	70.05	450.93	nd	82.45	15.59
苯并[a]蒽	20.12	17.41	14.35	54.38	2.78	40.28	18.09
噻	30.24	17.79	16.39	116.29	1.75	38.59	18.42
苯并[b]荧蒽	316.98	240.24	98.52	52.62	90.64	10.77	6.83
苯并[k]荧蒽	9.63	5.65	4.54	19.33	0.50	6.19	3.61
苯并[a]芘	11.28	8.12	4.38	9.25	nd	4.99	4.14
二苯并[a,h]蒽	nd	1.30	nd	1.93	nd	0.70	0.61
苯并[g,h,i]芘	2.79	5.12	2.66	14.05	nd	0.41	0.36
总数	1801.99	1018.91	1189.76	3073.98	180.07	868.64	705.14

注: nd 为未检出。

表 4-17 PAHs 在稻米中的分布 单位: $\mu\text{g}/\text{kg}$

PAHs	样品	对照 1	对照 2	对照 3	PAHs	样品	对照 1	对照 2	对照 3
萘	41.65	24.27	8.27	12.73	噻	0.40	0.44	nd	0.22
危	nd	9.79	nd	nd	苯并[b]荧蒽	2.80	1.81	3.71	4.71
芴	24.86	2.95	2.79	2.15	苯并[k]荧蒽	0.03	0.28	0.04	nd
菲	178.79	20.50	14.53	8.31	苯并[a]芘	0.05	0.38	nd	nd
蒽	29.52	1.08	0.44	0.52	二苯并[a,h]蒽	nd	nd	nd	nd
荧蒽	17.82	3.13	3.08	1.75	苯并[g,h,i]芘	nd	0.22	nd	nd
芘	5.53	nd	nd	nd					
苯并[a]蒽	1.15	5.47	1.83	nd	总数	302.60	70.32	34.69	30.39

注: nd 为未检出。

(2) PAHs 在垂柳各部分的分布 调节系统的功能是在水稻生长期中的落干期代替主系统承担 600t/d 的污水处理。根据这一特点, 调节系统选择了高水力负荷植物——垂柳。由于调节系统与主系统的生态结构和植物生理特性不同, 对 PAHs 的吸收与传输方式也可能不同。为查明调节系统土壤中 PAHs 对植物 PAHs 的影响, 以及 PAHs 在植株各部分的分布情况, 于水稻收割期采集树干、树干韧皮和树枝, 分析 PAHs 在柳树根、茎、叶各部分的分布 (表 4-18)。结果发现, 其分布规律为枝>根>韧皮>木质素部分。设想 PAHs 被垂

表 4-18 PAHs 在柳树根、茎、叶各部分的分布 单位: $\mu\text{g}/\text{kg}$

PAHs	根	树干	树皮	树枝	PAHs	根	树干	树皮	树枝
萘	131.17	78.96	124.93	147.29	噻	4.22	1.60	14.60	92.30
危	9.63	nd	nd	41.89	苯并[b]荧蒽	22.36	11.82	12.57	19.00
芴	16.08	13.52	58.79	46.52	苯并[k]荧蒽	1.96	1.12	2.44	4.53
菲	127.61	105.37	406.83	540.03	苯并[a]芘	3.67	0.32	2.71	2.01
蒽	6.41	6.90	21.23	43.37	二苯并[a,h]蒽	nd	nd	nd	nd
荧蒽	22.81	15.63	175.43	363.36	苯并[g,h,i]芘	4.75	nd	2.26	nd
芘	22.97	5.67	54.74	182.25					
苯并[a]蒽	2.36	nd	5.34	66.70	总量	376.00	240.91	881.87	1549.25

注: nd 为未检出。

柳根部吸收后，输送到韧皮及树枝部分并累积下来。植物对 PAHs 的吸收与积累与单一污染物的分子量大小及其水溶性有关，分子量小且水溶性较大的 PAHs 在植物各部分占主导地位，这一结果与一些研究报道一致（John 等，1985）。

4.2.3.3 PAHs 在土壤-水稻系统中的暴露模型 (EDMOCSS)

有多种有毒有机污染物 (TOPs) 的生态毒性是土地处理系统推广应用的限制因子。孙

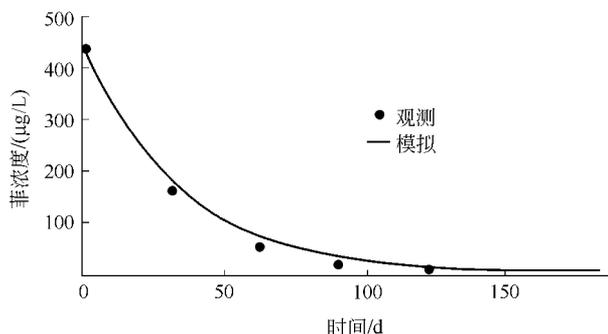


图 4-2 土地处理系统小区土壤耕作层菲的动态监测值与 EDMOCSS 模拟曲线比较

国伟 (1993) 建立了土地处理系统中 TOPs 的动态暴露模型。试验选择了菲为供试物，并在野外条件下进行模拟试验，其目的是为土地处理系统中 TOPs 的生态风险评价奠定基础。模拟试验结果表明，菲在土壤-植物系统各部分的行为基本相似，并呈指数衰减趋势，菲在 186d 试验期间，其降解率占损失率的绝大部分，其次是土壤残留和淋溶量。菲的植物吸收和挥发量均很少。菲在土壤各部分的浓度分配为：土壤固体

78.8%，土壤根系 21.9%，土壤液相和气相分别为 0.25% 和 0.0004%。孙国伟所建立的动态暴露模型，其模拟结果与动态观测结果拟合理想 (图 4-2)。所得相关指数 $R^2 = 0.996$ ，Person 适合度检验值 $X^2 = 10.79 < X_{e10.05}^2 = 14.45$ 。

4.2.4 土地处理系统地下水中的有机污染物

地下水具有封闭性强、流动性差及处于厌气状态等特点，一旦被污染难以恢复。许征帆等 (1988) 对北京高碑店污水灌区调查表明，由于数十年污水灌溉农田，该区地下水已受到污水中有机物的严重污染。因此，采用土壤-植物系统处理污水，是否也会污染地下水，是一个令人关注的问题。表 4-19 为沈阳慢速渗滤系统进出水、井水及地下水中优先有机污染物的含量 (高拯民等，1993)。

表 4-19 沈阳慢速渗滤系统进出水、井水及地下水中优先有机污染物的含量

单位: $\mu\text{g/L}$

优先有机污染物	土地处理系统				井水(8m,当地居民点)	清灌区地下水
	进水	出水	8m 观测井	28m 观测井		
苯	0.79	0.87	0.24	0.071	0.38	nd
甲苯	0.9	0.038	痕量	nd	nd	0.028
乙苯	0.2	0.022	0.012	0.026	0.009	nd
酚	2.56	nd	痕量	nd	nd	nd
2,4-二甲酚	3.32	nd	0.098	nd	nd	nd
1,3-二氯苯	痕量	nd	痕量	nd	0.015	nd
1,4-二氯苯	0.43	0.052	痕量	0.018	0.01	nd
1,2,4-三氯苯	8.24	0.26	0.13	0.028	0.062	nd
硝基苯	3.41	1.72	0.87	0.14	0.51	nd
萘	18.26	0.48	0.12	0.045	0.19	0.051
萘烯	2.01	0.04	0.048	0.026	0.12	0.011
萘	6.38	0.081	0.10	0.022	0.046	0.008
芴	2.47	0.37	0.27	0.091	0.21	0.058
菲	4.15	0.76	0.39	0.25	0.4	0.038
蒽	2.46	0.22	0.27	0.075	0.23	0.033

续表

优先有机污染物	土地处理系统				井水(8m,当地居民点)	清灌区地下水
	进水	出水	8m 观测井	28m 观测井		
荧蒽	2.6	0.12	0.36	0.11	0.24	0.048
芘	0.77	0.086	0.088	0.066	0.14	0.025
苯并[k]荧蒽	1.36	0.077	nd	nd	nd	nd
苯并[a]芘	0.89	0.041	0.001	0.047	0.069	nd
γ-六六六	4.53	0.47	0.44	0.35	0.15	nd
σ-六六六	2.05	nd	0.59	0.34	1.19	nd

注: nd 为未检出。

优先有机污染物在系统出水、8m 和 28m 地下水中的含量分布具有相似的变化趋势,说明它们有着共同的来源。进入系统的污水经土壤吸附和各种化学、生物化学作用净化后有一部分可下渗到地下水中,使地下水有机污染物的组成和含量发生变化。8m 和 28m 地下水有机污染物含量之间有很好的梯度关系,反映系统出水在下渗过程中逐步得到净化,有机污染物的含量也在逐渐降低。

从试验场地 28m 地下水与清水灌区地下水中优先有机污染物含量的比较结果可以看出,除甲苯外,试验场地 28m 地下水中其他化合物的含量均高于清水灌区。虽然影响地下水有机污染物的组成与含量的因素是多方面的,但从以上分析推断,土地处理系统地区的地下水已在不同程度上受到污灌的影响。有关污灌或河流受污染而影响地下水的情况,国内已有报道(许征帆等,1988)。陈常巧等(1988)对沈阳浑河、细河及饮用水水源地的地下水中 PAHs 的研究表明,水源地地下水中的 PAHs 有相当一部分来自受污染的浑河和细河水,可见该地区地下水污染问题有其历史根源。

由于慢速渗滤系统中的土壤长时间处于厌氧状态,在这种条件下大部分有机污染物不能有效地降解并可随水分的渗漏或淋溶而向下迁移,一部分污染物可穿透土层而渗入地下水中,硝基苯就是典型代表。试验表明,挥发和光解是硝基苯的主要降解途径(戴树桂等,1992),但由于其有一定的水溶性、低辛醇-水分配系数和小的分子体积,不易为土壤所吸附。用 105cm 土柱做模拟试验,供试污水中硝基苯的浓度为 100mg/L,试验运行 12~18d 后,出水中硝基苯的浓度可达 12~20mg/L,超过国家污水综合排放三级标准。上述试验场地 8m 和 28m 深地下水中检出的硝基苯浓度较高,而清水灌区的地下水中未检出,可以认为硝基苯已穿透土层,污染了地下水。1,2,4-三氯苯也有某些类似的情况。由于污染物从地表进入潜水层需经历相当长时间,因此上述现象并非短期运行所能导致的结果。

4.3 若干优先有机污染物的生态行为及其风险评价

生态风险评价是环境风险评价的重要组成部分,它是一项预测环境污染对生态系统或其中某些部分可能产生有害影响的方法(Norton,1988)。有毒有机污染物对环境所造成的危险性已成为人们普遍关注的重要问题。近年来,国内外学者试图通过各种评价方法(如概率、类比评价等方法),评价有机污染物对环境可能产生的有害影响。现阶段生态风险评价的研究多集中在单一化合物和单一暴露途径可能引起的风险问题,而在实际中,生态系统往往是遭受来自多重途径、多种化合物的暴露所产生的危害,不论在程度上或是在危害的类型上都不同于这些污染物单独作用的相加,因此,以单个化合物暴露所产生的结果预测复合化合物对生态系统的影响,不尽符合实际情况。鉴于生态系统的多样性和复杂性,目前多采用模拟生态系统与自然生态系统相结合的研究方法,以期所得结果接近于自然条件下复

杂生物群落对有毒有机化合物的整体效应。在我国,生态风险评价研究工作已引起有关学者重视,并开展探索研究,如LAS对水生生物危险性的评价(周永欣等,1992)和环境归宿模型评价硝基苯对水生生物和人体健康的风险性评价(戴树桂等,1992)等。但作为一个完整评价体系,生态风险评价程序、准则和方法等方面还需进行深入探讨和进一步完善。

4.3.1 土壤-植物系统中硝基苯、邻苯二甲酸二丁酯和邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯的临界浓度

酞酸酯类有机物(PAEs)污染物在环境中分布极为广泛,有第二个全球性持久性有机污染物(PCBs)之称,生物对其有极强的富集作用,当它们一旦进入水体-土壤-动植物体这一生态系统中,对环境的危害将是无法估计的,为此有必要对它们在环境中的迁移、转化及生态效应等问题进行长期、深入研究。

PAEs类的水溶性低,易溶于脂肪,能为生物所富集,虽然其中的邻苯二甲酸二丁酯(DBP)和邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯(DEHP)的Ames致突变试验是阴性反应(庞金梅等,1994),但城市污水中被检出的优先有机污染物还包括硝基苯(NB)和PAEs污染物,如DBP和DEHP。了解其在土壤-植物系统中的迁移、转化规律,并对它们在生态系统或其中某些部分可能产生的有害影响进行预测和评价非常重要。

有机污染物的临界含量是计算土壤-植物系统对该类有机污染物环境同化容量的基础。Shea等(1982)报道DBP对土壤-玉米系统的临界含量是2000mg/kg。高拯民等(1993)采用盆栽试验,观察研究土壤中NB、DBP和DEHP对水稻生长和产量的影响(表4-20),初步确定NB、DBP和DEHP三种有机污染物的土壤临界含量分别为:NB,50mg/kg;DBP,200mg/kg;DEHP,2000mg/kg。这个试验结果与Shea的结果不同,表明同一种污染物在不同的土壤-植物系统其临界浓度不尽相同。优先有机污染物对植物生长发育的影响可因不同的植物种类和生长发育阶段而不同。

表 4-20 土壤中 NB、DBP 和 DEHP 对水稻生长和产量的影响

污染物	含量 (mg/kg)	水稻幼苗		地上部分生物量		籽实千粒质量		空壳率 /%
		危害等级	危害症状	g/盆	减少/%	g	减少/%	
NB	50	0	返青正常,分蘖拔节正常	16.3	6.3	21.3	0.5	8.7
	200	+	返青略慢,叶稍黄,分蘖数减少	7.9	54.6	19.9	7.0	17.7
	2000	++	叶发黄,插秧二周后全部死亡	0	100	0	100	100
	20000	+++	叶发黄,插秧一周后全部死亡	0	100	0	100	100
DBP	200	0	正常生长,返青分蘖不受影响	17.7	-1.7	20.9	2.3	10.6
	2000	+	返青略慢,分蘖数减少	2.4	86.2	20.0	6.5	16.3
	20000	++	返青缓慢,分蘖严重受阻	1.7	90.2	14.8	30.8	61.6
	50000	+++	叶色减退,三周后死亡,残存一株	0.2	98.9	0	100	100
DEHP	200	0	生长正常,返青不受影响分蘖	18.6	-6.9	20.1	6.1	8.2
	2000	0	返青略慢,之后刺激生长	16.1	7.5	21.4	0.0	5.2
	20000	+	返青略慢,生长迟缓,分蘖数略少	15.7	9.8	20.8	2.8	6.5
	50000	++	叶黄,返青慢,分蘖严重受阻	8.7	50.0	21.4	0.0	9.5
对照	0	0	生长正常,返青,分蘖正常	17.4	0	21.4	0	4.9

4.3.2 NB、DBP 和 DEHP 的生物效应

4.3.2.1 NB、DBP 和 DEHP 的植物生长效应

高拯民等(1993)研究了三种污染物对大豆种子发芽的影响,结果表明,NB对植物种子发芽的影响最大。当土壤中NB的含量达2000mg/kg时,大豆种子变黑,发芽率为零。DBP对大豆种子发芽的影响较小,在土壤中的含量 \leq 2000mg/kg时,对发芽率未发生影响,

只有当其含量 $>2000\text{mg/kg}$ 时,发芽率明显降低,仅为13%。而DEHP在土壤中含量 $50\sim 20000\text{mg/kg}$ 范围内均不影响大豆的发芽率。

蔡玉琪等(1994)研究了酞酸酯(DBP和DEHP)对番茄等12种蔬菜以及水稻、小麦和油菜种子发芽的影响,指出酞酸酯(10mg/L)对上述植物种子发芽无明显影响,但对幼苗形态特征有一定作用。DBP的含量在 $100\sim 1000\text{mg/L}$ 范围内对辣椒、黄瓜等蔬菜和水稻的种子发芽无明显影响。

有机污染物对植物生长的危害主要表现在对植株生长形态、株高、生长速度、生物量以及空壳率和千粒重等的影响(表4-20)。在含量较大时,水稻和大豆的叶色变黄甚至褪色,幼苗生长缓慢,植株矮化,地上部分生物量减少,空壳率增加,千粒质量或百粒质量减少。3种污染物对植物生长影响大小的顺序为 $\text{NB}>\text{DBP}>\text{DEHP}$ (高拯民等,1993)。蔡玉琪等(1994)认为,引起上述危害的原因是DBP喷洒辣椒和黄瓜等叶片后,可引起叶细胞中的叶绿体数量减少,部分叶绿体解体,使叶绿体功能发生障碍。另有资料报道,DBP对绿色植物光合作用的影响是对其胡萝卜素的合成有干扰作用,破坏了光合作用的进行,由于光合作用受阻,使幼苗生长受抑制,株高变矮,生长缓慢,生物量减少,最终导致减产。

有机污染物对植物生长的影响,除与植物本身形态、生理特性有关外,也与污染物的理化性质有关,因而表现在不同污染物对植物生长的影响不同,不同植物对污染物敏感性和耐受危害能力也不同。

4.3.2.2 对生物和人体健康风险性的评价

对NB、DBP和DEHP的小白鼠急性毒性数据(LD_{50}) (表4-21)表明,这三组污染物对小白鼠都具有明显的急性毒性,其毒性大小的顺序依次为 $\text{NB}>\text{DBP}>\text{DEHP}$,这个毒性顺序与它们对植物生长发育影响的顺序相同。

表4-21 小白鼠急性毒性数据(LD_{50}) 单位: mg/kg

污 染 物	相对分子质量	口服途径	皮下途径
NB	123.12	489	640
DBP	278.38	8000	3050
DEHP	390.62	30600	30700

注:中国科学院生态环境中心计算机数据库——毒性与结构库毒性数据(1986)。

根据1988~1989年沈阳西部城市污水土地处理系统进、出水的监测结果,NB的最高浓度分别为 $3.41\mu\text{g/L}$ (进水)和 $1.72\mu\text{g/L}$ (出水),土壤中NB的含量为 0.085mg/kg (高拯民等,1993)。这些数据均低于有关资料报道的NB排放水平目标值(DMEG)和环境水平目标值(AMEG)(汪晶等,1986)。

用三级逸度模型预测NB在半封闭河流水体中的环境归宿,并结合毒性试验结果评价NB对水生生物和人体健康的风险性,戴树桂等(1992)的研究结果表明,排放到系统中的NB大部分随水的平流作用迁出,仅有0.36%的残留,其中在水相中的含量为 $7.78\mu\text{g/L}$ 。在这一暴露浓度下,评价水体中的NB对水生生物和人体健康的风险性极低。

有关PAEs的环境标准,《渔业水域水质标准》(TJ 35—79)中规定DBP为 0.06mg/L 。美国环保署规定的PAEs水体安全标准为:DEHP, 10mg/L ;DBP, 5mg/L ;DEHP和DBP的人体允许摄入量为 $0\sim 1.0\text{mg/kg}$ 体重(许征帆,1988)。在沈阳西部城市污水土地处理系统中,经土地处理系统处理后的出水中DBP和DEHP的最高检出浓度分别为 $9.72\mu\text{g/L}$ 和 $0.68\mu\text{g/L}$,远低于上述规定的标准。两种污染物在系统土壤中的最高含量为:DBP, 2.03mg/kg ;DEHP, 0.39mg/kg ,也大大低于上述导致影响植物生长发育的含量。因此,确定系统中这两种污染物的环境风险较小。

4.3.3 NB、DBP 和 DEHP 在土壤-植物系统中的分布与净化率

4.3.3.1 土壤-水稻系统中 DBP 和 DEHP 吸收分配

高拯民等(1993)通过盆栽试验测定水稻收割后各部位 DBP 和 DEHP 的含量,结果如表 4-22。从表可见,水稻可通过根系吸收 DBP 和 DEHP 并迁移到地上部分器官中。水稻体内两种污染物的含量均低于水稻所生长的土壤含量,这符合一般规律。水稻根系吸收两种污染物的量(包括根系吸附量在内)是随着土壤中两种污染物含量的增加而增大。当土壤中的含量 $>2000\text{mg/kg}$ 时,水稻根吸收量达到最高,但此时这两种污染物在根系与土壤中的含量比有下降趋势,表明根系对其吸收量有一定限度。水稻根系吸收 DBP 和 DEHP 的能力强弱不同,在相同土壤含量时,水稻根系吸收 DEHP 的量大于 DBP(在一定含量范围内),相应地 DEHP 在水稻地上部分的残留也高于 DBP。两种污染物在水稻各部位的残留量符合一般规律:根系 $>$ 茎叶 $>$ 壳皮 $>$ 籽实。

表 4-22 水稻收割后各部位 DBP 和 DEHP 的含量 单位: mg/kg

污 染 物	含 量	地 上 部 分			
		地 下 部 分	根	茎 叶	壳 皮
DBP	200	14.3	4.9	0.4	痕量
	2000	197.0	8.6	nd	痕量
	20000	4058.8	13.7	2.58	痕量
	50000	7043.9	42.4	nd	痕量
DEHP	200	81.2	8.7	2.63	痕量
	2000	505	19.2	3.16	痕量
	20000	3650	49.8	nd	痕量
	50000	3505	96.3	1.72	痕量

综合以上结果,两种污染物被水稻吸收后能够迁移到地上部位的器官中,虽然它们在迁移过程中由于植物代谢作用大部分被降解,但仍有一小部分残留在茎叶和壳皮中。在该试验条件下,从糙米中检出痕量 DBP 和 DEHP,但在不同含量处理之间并未发现任何差异。

有关植物吸收 PAEs 的研究报道很少,Shea 等(1982)用盆栽试验研究 DBP 对玉米的影响,其试验结果与上述结果类似。当土壤中 DBP 的含量为 2000mg/kg 时,玉米幼苗体内 DBP 的含量为 1.24mg/kg ,说明玉米可以从土壤中吸收 DBP 并残留于体内,但不同植物对 PAEs 的吸收与积累过程不同。

4.3.3.2 NB 和 DEHP 在土壤-水稻系统中的净化率

NB 和 DEHP 在土壤-水稻系统中的净化率明显不同。水稻不同生长发育期对 NB 和 DEHP 的净化率(表 4-23)表明土壤-水稻系统对 NB 有较强的净化能力,到水稻收获期(143d)时,约 95%的 NB 已被去除,而在同时期内相同含量的 DEHP 的净化率仅为 80%(高拯民等,1993)。

表 4-23 水稻不同生长发育期对 NB 和 DEHP 的净化率

污 染 物	土 壤 含 量/(mg/kg)	不 同 时 间 累 积 净 化 率/%		
		分 蘖 拔 节 期(52d)	抽 穗 开 花 期(96d)	收 获 期(143d)
NB	50	76.59	91.86	95.93
	200	86.73	93.62	94.80
DEHP	200	56.98	68.04	79.91
	500	74.01	78.80	83.74
	2000	39.24	85.11	60.24
	10000	4.52	11.32	23.32

由于 NB 有较高溶解度, 在水中的挥发趋势较强, 它在系统中的含量很快就降到较低的水平。而根据目前有限的资料报道认为, 生物降解、吸附和生物富集是 DEHP 在环境中最重要的迁移过程, 所以导致它在系统中残留物较高, 而净化率较低。高拯民等 (1993) 研究了 DEHP 在土壤-水稻系统中的降解动力学过程, 得到土壤-水稻系统 DEHP 的降解参数 (表 4-24), 结果表明, DEHP 在土壤-水稻系统中的降解过程符合一级反应动力学方程 $C = C_0 e^{-kt}$ 。方程的相关系数达 0.92~0.980。此结果与资料报道一致 (叶常明等, 1989; 庞金梅等, 1994)。

表 4-24 土壤-水稻系统 DEHP 的降解参数

土壤中 DEHP 含量/(mg/kg)	降解常数 k	降解半减期 $T_{1/2}/d$	相关系数 R	方程式 $C=C_0 \exp(-kt)$
200	0.012	57.76	-0.98	$Y=156.02\exp(-0.012t)$
500	0.014	49.50	-0.92	$Y=404.47\exp(-0.014t)$
2000	0.007	99.00	-0.98	$Y=1525.38\exp(-0.007t)$
10000	0.002	346.50	-0.95	$Y=9892.18\exp(-0.002t)$

表 4-24 表明, 土壤-水稻系统对 DEHP 的净化率随着 DEHP 在土壤中含量的增加而明显降低。但当土壤中 DEHP 的含量达到 2000mg/kg 时, k 与 $T_{1/2}$ 已发生明显变化, 说明已超过了土壤-水稻系统中 DEHP 的正常降解临界含量, 导致其降解速度剧烈下降。由于试验中 DEHP 含量级差密度所限, 此过程可能发生在 500~2000mg/kg 之间, 因而不能断定确切的含量界限。为保证安全起见, 暂时可将临界含量上推到 500mg/kg。

由此可知, 土壤-水稻系统中 DEHP 的临界含量是一个相对参数, 应根据选择的目标和边界条件而定。若以水稻的生长发育症状及产量作为衡量标准, 则 DEHP 的土壤临界含量可定为 2000mg/kg, 但若选择土壤中 DEHP 的降解动力学参数作为衡量标准, 则此临界值应当由 2000mg/kg 降为 500mg/kg。

污染物在土壤中的降解速率 (化学和生物降解) 决定于它们本身的理化性质。此外, 土壤中的好氧或厌氧条件也是影响它们在土壤中降解过程的重要条件。补充试验结果表明, 当土壤中 DEHP 含量为 500mg/kg 时, 在好氧环境下经过 30d 的降解率可高达 92%, 而在厌氧条件下却只有 33%, 两者差别达 3 倍之多, 联系到土壤-水稻系统, 其灌水方式及土壤水分状况制约着土壤的氧化还原条件。因此, 原则上应采取浅层灌溉, 干湿交替, 这将有利于土壤中 DEHP 的降解, 提高土地处理系统的净化功能和效率。反之, 若长期淹水, 土壤处于还原状态, 既不利于农业生产, 又可能减少土壤-植物系统对优先有机污染物的降解作用。

4.3.4 NB、DBP 和 DEHP 在土壤中的迁移

污染物在系统中的迁移转化是一个相当复杂的过程, 在迁移过程中, 它们或通过水流的作用向土壤下层渗漏, 最终进入地下水, 或通过土壤吸附残留在土壤耕作层, 成为具有长期潜在危害的污染源。污染物还可能通过食物链富集于生物体内, 对人体产生慢性积累性危害。因此, 它们在环境中的迁移特征直接关系环境的质量。为了研究三种污染物在土壤中迁移情况以及向地下水中转移的可能性和速度, 除应用现场试验方法和盆栽试验方法外, 还应用实验室模拟试验方法, 以期所获结果尽可能接近于实际环境条件下的迁移运动规律。

表 4-25 是采用室内土柱动态模拟试验的方法研究得到的土柱试验 DBP 和 DEHP 的分布 (高拯民等, 1993)。在 132d 的试验全过程中, 22 批出水水样中均未检出 DBP 和 DEHP, 说明这两种污染物难以经土壤淋失的途径污染地下水。而在同样条件下, 当 NB 含量为 100mg/kg 时, 以水力负荷为 50mm/d, 采用间隙式灌水条件下 (土柱高度 105cm, 内径 10cm), 经 12~18d 淋洗运行后, 出水中 NB 含量已达 1~20mg/kg (超过国家污水综合排放三级标准 $NB < 5\text{mg/L}$), 说明 NB 是容易淋失导致地下水污染的, 这与 NB 的水溶性高和

土壤吸附性低有关。

表 4-25 土柱试验 DBP 和 DEHP 的分布

污 染 物	土壤中含量 (mg/kg)	土壤中残留量		淋失量/%	降解量/%
		%	分布状况		
DBP	100	0.9	集中在 0~5cm	0	99.1
	1000	20.1	迁移到 20cm 以下	0	79.9
DEHP	100	7.9	集中在 0~5cm	0	92.1
	1000	61.9	迁移到 20cm 以下	0	38.1

土柱土壤中的残留量分析结果(表 4-25)证实了上述结论。土壤中的 DBP 和 DEHP 除降解外全部残留在土壤中。当土壤中 DBP 和 DEHP 的含量为 100mg/kg 时,100% 的 DBP 和 DEHP 全部残留在 0~5cm 表土层中,而当两者的含量提高到 1000mg/kg 时,DBP 和 DEHP 开始向土壤下层移动,在 20cm 的土层中,DBP 的残留量占总输入量 20.1%,DEHP 为 61.9%。从上述结果可见,在三种污染物中,NB 和 DBP 容易向土壤下层迁移,而 DEHP 不易迁移,它们的迁移性大小为:NB>DBP>DEHP。应当指出,无论是 DBP 或 DEHP,在含量>100mg/kg 时,为减少迁移率,必须维持较小的负荷率,或改变布水方式或干湿交替周期,以达到同样效果。

有机污染物在土壤中的迁移过程就其物理与化学过程而论主要是其在土壤中的水力学性质与污染物被土壤吸附和解吸的反应动力学特征,通常可用下式表达。

$$R \approx \frac{V_w}{V_r} \approx 1 + \frac{p_b}{nK_p}$$

式中, R 为停滞系数(Retardation factor); V_w 为土壤中水分子运动速度,cm/d; V_r 为土壤中污染物运动速度,cm/d; p_b 为土壤层的土壤容量,g/g; n 为土壤总孔隙率,%; K_p 为分配系数, (μg 化合物/g 土壤)/(μg 化合物/mL 水相)。

根据上式可计算污染物经过土柱所需的时间。

$$T = \frac{L \left(1 + \frac{p_b}{nK_p} \right)}{V_w}$$

式中, L 为土柱长度,cm。

根据本试验所提供的各项基本参数: $p_b = 1.35\text{g/cm}^3$; $n = 0.34$; $L = 105\text{cm}$; 水力负荷 1200mL/3d, 计算求得 $R(\text{DBP}) = 88.35$, $R(\text{DEHP}) = 5520.12$ 。根据文献资料 $R(\text{NB}) = 1.4 \sim 2.3$ (砂土)。 T_w (水分子在土柱中实际停留时间) = 7d, 则 $T(\text{DBP}) = 1.69\text{d}$; $T(\text{DEHP}) = 105.69\text{d}$; $T(\text{NB}) = 9.8 \sim 16.1\text{d}$ 。

4.3.5 对地下水污染的生态风险评价

有机污染物进入土壤后,能否由地表进入潜水层而污染地下水,与土壤的水力负荷和污染负荷有关,也与污染物在土壤中的浓度和在土层中的迁移速率有关,因此可选用迁移率-降解性指数(MDI,即 Mobility Degradation Index)模型作为优先有机污染物在土地处理系统中生态风险评价的相对标准(高拯民等,1990)。有机污染物的 MDI 是指某有机污染物穿过某一特定土层深度所需时间 $T(L)$ 与土层中该污染物降解半减期 $T_{1/2}$ (假定为服从一级反应动力学方程)之比值,即

$$\text{MDI} = \frac{T(L)}{T_{1/2}} = \frac{L \left(1 + \frac{p_b}{nK_p} \right)}{V_w} \times \frac{1}{T_{1/2}}$$

理论上,MDI 值越大,系统运行越安全,即地下水被该污染物污染的生态风险越小;

反之，MDI 值越小，则生态风险性越大。

根据土壤-水稻系统盆栽试验结果，得到三种污染物不同含量的 $T_{1/2}$ 值范围（表 4-26）。

表 4-26 三种污染物不同含量的 $T_{1/2}$ 值范围

污 染 物	NB	DBP	DEHP
含量/(mg/kg)	<50	200~50000	200~50000
$T_{1/2}/d$	20~30	60~200	

将上述 $T_{1/2}$ 代入 MDI 综合评价模型，计算求得三种污染物的 MDI 值（表 4-27）。

表 4-27 三种污染物的 MDI 值

污 染 物	NB	DBP	DEHP
滞留时间 $T(L)$	9.8~16.1d	1.69a	105.69a
$T_{1/2}/d$	20~30	60~200	60~350
MDI 值	0.33~0.81	3.08~10.28	110.22~642.95

上述 MDI 综合模型计算结果表明：①虽然 NB 的 T_w 值较小，但其去除机理以物理挥发作用为主，而非生物降解作用，因而残留在土壤中的母体污染物由于 $T(L)$ 值偏低而导致 MDI 值 <1 ，说明 NB 在土地处理系统中仍然存在污染地下水的生态风险，地下水分析结果也表明 NB 污染地下水的生态风险性较大；②DBP 的 $T_{1/2}$ 值较大，其主要去除机理为土壤中的生物降解作用，加上其 $T(L)$ 值偏高，故 MDI 值达到 3.08~10.28，说明其在含量 $<100\text{mg/kg}$ 时，污染地下水的风险性甚小，但当含量增大到 1000mg/kg 时，仍有一定污染地下水的生态风险；③DEHP 的 $T_{1/2}$ 略大于 DBP 的 $T_{1/2}$ 值，但由于其 $T(L)$ 值特别高，导致 MDI >100 ，说明当含量 $<100\text{mg/kg}$ 时，DEHP 不存在污染地下水的生态风险，但当含量 $>100\text{mg/kg}$ 时，仍然和 DBP 一样存在污染地下水的生态风险。有的专家建议以 MDI = 10 作为衡量土壤中污染物污染地下水的风险分界线，MDI <10 视为存在生态风险，MDI >10 视为生态安全。此种划分界限标准可作为参考，但为求得更加可靠的科学结论，尚有待进一步开展科学研究及经过较广泛的实践检验。

4.4 土地处理系统中重金属的土壤环境容量

土壤重金属环境容量是指一定土壤环境单元，在一定时间内对重金属物质的最大允许负荷。在此最大允许负荷限度之内，既维持土壤生态系统的正常结构与功能，保证农产品的生物学产量与质量，也不使环境系统遭到污染。通过对土壤重金属环境容量研究，可为制定环境标准、污染物排放标准、污泥施用和污水灌溉量与浓度标准，以及区域污染物总量控制与管理提供重要依据，并对工农业合理布局和发展规模做出判断，以利于区域环境资源综合开发和环境管理规划的制定，达到既发展经济，又发挥环境自净能力，保证区域环境系统处于良性循环状态的目的。土壤是一个开放系统，对污染物有一定的容纳能力，但输入的污染物一旦超过土壤环境的容纳能力，土壤就会遭到污染，且难以治理。污染物进入土壤后，首先对土壤理化性质产生影响，逐渐影响了土壤的生产性能。

我国土壤重金属环境容量研究，始于区域环境质量评价中对污灌农田土壤环境基准的研究，但环境基准多是通过单一作物的试验研究而提出的。土壤环境容量研究是以土壤生态系统为中心的多学科综合性研究，并以作物、土壤生物的生态效应与环境效应作为综合性指标确定土壤环境重金属的临界含量，建立相应的土壤重金属环境容量模型。土壤环境容量信息系统试验研究以及土壤环境容量的分区研究也取得重大进展。

4.4.1 土地处理系统重金属环境容量的研究

土壤重金属环境容量研究，是以维护自然生态平衡，保证农产品生物学产量和质量，建立良好的物质循环系统而确定的。因此，研究内容以土壤生态效应为中心，全面研究土壤环境效应。

本研究基于区内草甸棕壤的基本性质，依据现行食品卫生标准与区内代表性作物和敏感作物的毒害指标（减产10%），研究在一定时空范围内进入农田处理区的重金属的总量，使其既不污染作物，也不影响土壤微生物区系及土壤酶活性，同时对地表水与地下水也不产生环境影响。采用田间物质平衡的研究方法确定耕层土壤能容纳重金属的最大负荷量。重金属环境容量研究的内容与程序见图4-3。

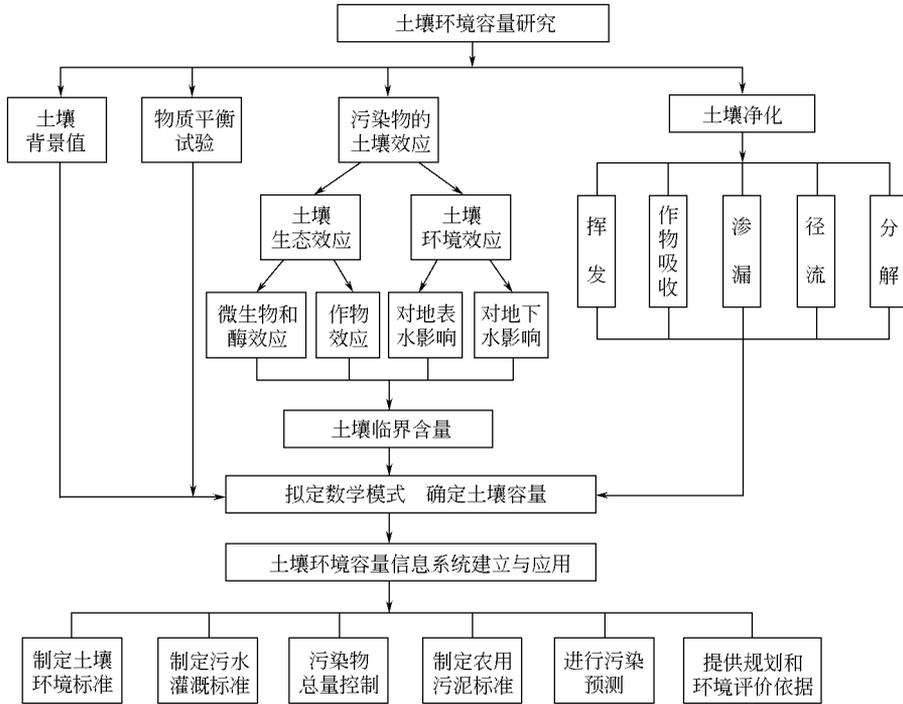


图 4-3 重金属环境容量研究的内容与程序

4.4.2 模型的选择

土壤环境容量的数学模型，是对土壤生态系统与其边界环境众多参数的数学表达，它描述污染物在土壤生态系统及其子系统迁移规律和最后的归宿，用以完成土壤容量和环境预测等各方面的计算，所得数据能够充分体现真实系统的本质特征。土壤环境容量模型的建立步骤见图4-4。按照该建模步骤，针对重金属的特点，建立了重金属土壤环境容量的物质平衡模型。

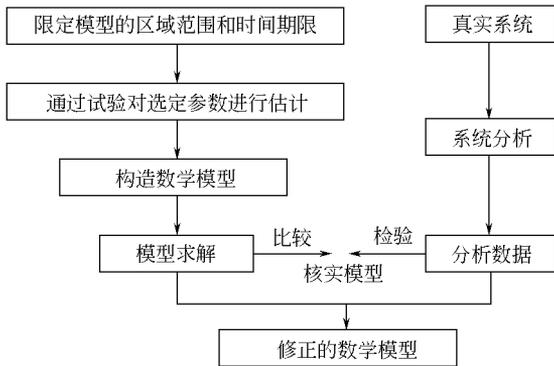


图 4-4 土壤环境容量模型的建立步骤

4.4.3 重金属土壤环境容量的物质平衡模型

4.4.3.1 平衡模型建立的原则

首先，将土壤表层（0~20cm）定为

有输入和输出的开放系统,在此系统中,重金属经过一系列复杂的物理、化学、生物的变化,发生迁移、转化、循环和降解,综合制约土壤中重金属浓度及存在形态。其次,大量获得信息资料与数据,通过宏观和微观的研究,阐明污染物在土壤生态系统中的迁移、转化规律,确定输入和输出项目,并分别建立各自函数式。同时,对每一项目的真实过程或客观规律认识明确,否则无法进行数学抽象。最后进行物质平衡,即一定时间内,某一土地处理场(即某一环境单元),重金属输入和输出差值,等于限定土壤层中重金属的净积累。在这个模型中,重金属的年输入和输出为一个脉冲,也可分解为若干脉冲。

4.4.3.2 土壤重金属净容量模型和动容量模型

(1) 土壤重金属净容量模型 土壤重金属临界含量确定后,可由下式获得土壤重金属净容量。

$$C_{so} = M(C_i - C_{bi})$$

式中, C_{so} 为土壤净容量, mg; M 为耕层土重, kg; C_i 为 i 元素的土壤重金属的临界含量, mg/kg; C_{bi} 为 i 元素的土壤背景值, mg/kg。

(2) 土壤重金属动容量模型 由于重金属元素在土壤中处于动态平衡,因此土壤所能容纳的重金属量实际是一个变动的量值,即土壤具有动容量,其平衡方程如下。

$$Q_1 = Q_0 + Q - Y_1 - Y_2 - Y_3$$

式中, Q_1 为第一年后土壤重金属含量, mg/kg; Q_0 为起始含量, mg/kg; Q 为当年重金属输入量, mg/kg; Y_1 、 Y_2 、 Y_3 分别为当年作物吸收输出量、地表径流输出量、淋溶输出量, mg/kg。

4.4.3.3 物质平衡模型

总体综合式为

$$S_{t+1} = S_t + (\sum \text{输入} + \sum \text{输出})$$

式中, S 为土壤污染物的含量, mg/kg; t 为时间, a。

物质平衡模型可有下列函数分式,式中用 \sum 代表输入和输出, f 代表函数, j 代表月份。

(1) 背景值

$$E_1 = f_1(S_0)$$

式中, S_0 为土壤污染物背景值, mg/kg。

(2) 灌溉水的年输入

$$E_2 = \sum [f_2(C_w, m_j)]$$

式中, C_w 为灌溉水中污染物的含量, mg/L; m_j 为 j 月的灌溉量, m^3 。

(3) 干湿沉降的年输入

$$E_3 = \sum [f_3(n_j)]$$

式中, n_j 为 j 月干湿沉降总和。

(4) 地下水的年淋失

$$E_4 = \sum [f_4(S_j)]$$

式中, S_j 为 j 月土壤污染物含量, mg/kg。

(5) 表层向底层的年迁移

$$E_5 = \sum [f_5(S_j, S_c, W_j)]$$

式中, S_j 为 j 月土壤污染物含量, mg/kg; S_c 为土壤理化性质; W_j 为 j 月接受水量, m^3 。

(6) 作物的年富集量

$$E_6 = \sum [X_k(S_t)Y_k(S_t)]$$

式中, S_t 为土壤污染物含量, mg/kg; X_k 为作物 k 部分污染物含量, mg/kg; Y_k 为作物 k 部分的生物产量, kg; k 为作物的部分 (茎、叶、籽实等)。

(7) 年侵蚀量

$$E_7 = f_7(S_t, R, K, L_s, C, P)$$

式中, S_t 为土壤污染物含量, mg/kg; R 为降雨侵蚀因子; K 为土壤侵蚀因子; L_s 为地形因子 (其中 L 为坡长因子, s 为坡度因子); C 为作物覆盖及管理因子; P 为侵蚀控制措施因子。

将 $E_1 \sim E_7$ 代入总体综合式如下。

$$S_{t+1} = S_t + [(E_1 + E_2 + E_3) - (E_4 + E_5 + E_6 + E_7)]$$

总体综合式及各函数分式共同构成物质平衡模型。又令 C_s 代表土壤临界含量, 往综合式中给以任一初值 E_λ , 计算出相应的土壤浓度 S_t 。用迭代法令 S_t 趋于 C_s ($|S_t - C_s| < \delta$, δ 可酌情选定), 此时的 E 即为年容量。上述计算可用电子计算机完成。五种重金属的年容量见表 4-28。

表 4-28 五种重金属的年容量 单位: kg/(hm²·a)

重金属	Cd	Pb	As	Hg	Cr
年容量	0.11	26.94	1.54	0.01	12.94

4.5 土壤中的重金属

沈阳慢速渗滤系统所在地区的土壤类型为草甸棕壤, 本处理场的主栽作物为水稻。试验场地土壤中几种重金属背景值见表 4-29。

表 4-29 试验场地土壤中几种重金属背景值

重金属	土壤深度/cm	含量范围/(mg/kg)	重金属	土壤深度/cm	含量范围/(mg/kg)
Cd	0~20	0.42~0.72	Cu	0~20	41.65~42.08
Pb	0~20	32.04~34.89	Zn	0~20	169.18~178.89

注: 引自高拯民, 1990, 沈阳西部城市污水慢速渗滤土地处理系统研究报告。

土壤中重金属对作物的危害因作物种类而异。本研究以水稻为主, 但同时考虑到大豆是敏感指示作物, 也作为供试作物, 以期得到更为安全的保证。

重金属对作物的危害, 按以下等级划分。①生长正常。作物生长及产量无不良影响。②轻度危害。出现危害症状, 但不明显, 植株体干物质及产量稍有下降。③严重危害。出现明显危害症状, 植株体干物质显著下降 (以减产 10% 作为毒害指标)。④枯萎或死亡。苗期出现显著症状, 残存少量枝叶, 甚至死亡。

4.5.1 镉的作物效应

4.5.1.1 镉对作物生长发育和产量的影响

在草甸棕壤上, 镉 (Cd) 对大豆性状及产量的影响极为明显, 随着处理浓度的增高, 引起各性状受害程度逐渐加重。草甸棕壤添加 Cd 对大豆的影响 (盆栽) 见表 4-30。土壤 Cd 含量在 7mg/kg 以上时, 苗期叶色减退, 虽生长尚属正常, 但产量开始下降。土壤 Cd 含量大于 30mg/kg, 植株矮化, 产量严重下降, 甚至绝产。相关方程如下。

$$y = 30.2929 - 6.5776x。$$

式中, y 为籽实量, g/盆; x 为土壤 Cd 含量, mg/kg。

表 4-30 草甸棕壤添加 Cd 对大豆的影响 (盆栽)

Cd 含量/(mg/kg)	株高/cm	茎粗/cm	荚数/个	地上干物重/(g/盆)	籽实重/(g/盆)	增减产/%
对照	36.0	0.58	19.3	8.2	3.9	—
1	45.6	0.58	16.9	10.4	4.3	10.3
3	31.9	0.38	14.5	8.9	4.0	2.6
5	25.6	0.41	16.5	9.0	3.9	0
7	26.3	0.41	15.6	9.1	3.8	-2.6
10	22.1	0.34	13.4	8.5	3.8	-2.6
30	6.6	0.18	0	1.2	—	—
60	3.6	0.13	0	0.2	—	—
100	2.3	0.1	0	0.2	—	—
200	—	0	0	0	—	—

在盆栽水稻 Cd 处理等级试验中, 土壤中 Cd 含量在 1~100mg/kg 的处理范围内, 水稻各农业性状较为稳定。在 200mg/kg 时, 表现为植株较矮, 无效分蘖增多, 地上干物量下降, 减产 12.2%。草甸棕壤添加 Cd 对水稻的影响 (盆栽) 见表 4-31。

表 4-31 草甸棕壤添加 Cd 对水稻的影响 (盆栽)

Cd 含量/(mg/kg)	株高/cm	分蘖数		地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	千粒重/g	增减产/%
		有效/个	无效/个				
对照	84.0	31.5	0.8	73.7	34.5	22.4	—
1	86.8	32.0	2.3	100.3	40.6	22.9	17.7
3	88.5	31.0	2.8	106.5	41.5	23.1	20.3
5	90.8	32.0	4.3	111.5	43.8	22.8	27.0
7	90.8	29.3	1.5	100.6	37.8	23.0	9.6
10	88.5	33.0	2.0	101.2	40.6	23.1	17.7
30	85.0	32.0	4.0	100.2	37.8	22.5	9.6
60	81.3	34.0	4.1	112.2	43.7	23.8	26.7
100	80.5	35.0	5.0	106.1	39.5	23.1	14.5
200	79.3	28.0	5.6	76.0	30.3	21.2	-12.2

4.5.1.2 作物对镉的吸收累积

在草甸棕壤土盆栽条件下, 作物各部位 Cd 含量与土壤中 Cd 含量显著相关。在同一含量的处理中, 大豆地上部分的干物质中 Cd 含量显然高于水稻, 而其根系的 Cd 含量则低于水稻。草甸棕壤土添加 Cd 盆栽作物籽实 Cd 含量见表 4-32。在盆栽大豆中, 当土壤中 Cd 含量达 3mg/kg 时, 已引起籽实 Cd 含量急剧升高, 其累积含量可达 0.8mg/kg。

表 4-32 草甸棕壤土添加 Cd 盆栽作物籽实 Cd 含量

处理等级	水稻(糙米)/(mg/kg)	大豆/(mg/kg)	处理等级	水稻(糙米)/(mg/kg)	大豆/(mg/kg)
对照	0.05	0.10	10	0.360	2.50
1	0.185	0.33	30	0.733	—
3	0.208	0.80	60	0.757	—
5	0.373	1.20	100	0.947	—
7	0.350	3.30	200	1.479	—

从表 4-32 可知, 参考国外食品卫生标准 (糙米 Cd 含量为 0.4mg/kg), 土壤 Cd 含量在 1~3mg/kg 时, 糙米 Cd 含量均无超标现象。土壤 Cd 含量在 5~10mg/kg 时, 糙米 Cd 含量接近标准, 土壤 Cd 含量在 30mg/kg 以上时, 糙米 Cd 含量均超标。按照我国《粮食卫生标准》(GB 2715—81), 糙米 Cd 含量为 0.2mg/kg, 土壤 Cd 含量在 3mg/kg 以上时, 糙米 Cd 含量超过卫生标准。

此外, 1983~1984 年在沈阳城市污水土地处理场附近的张士灌区采集土壤和水稻样品

共 50 个进行了化验分析, 根据土壤中 Cd 含量 (y) 和水稻籽实 Cd 含量 (x), 建立了回归方程: $y=1.764+1.1616x$, $r=0.9068$, 达 0.01 显著水平。按此计算, 糙米 Cd 含量为 0.2mg/kg 时, 相应的土壤 Cd 含量为 2.0mg/kg。

4.5.2 铅的作物效应

4.5.2.1 铅对作物生长发育和产量的影响

在盆栽大豆试验中, 当铅 (Pb) 含量在 700~1500mg/kg 时出现危害症状, 从轻度减产到严重减产。至 2000mg/kg 时, 植株矮小, 叶缘枯黄, 绝产。草甸棕壤添加 Pb 对大豆的影响 (盆栽) 见表 4-33。土壤 Pb 含量与大豆产量之间呈显著相关, 回归方程为 $y=226.14-16.9x$ 。

表 4-33 草甸棕壤添加 Pb 对大豆的影响 (盆栽)

Pb 含量/(mg/kg)	株高/cm	茎粗/cm	荚数/个	地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%
对照	39.0	5.8	19.3	8.2	3.9	0
50	46.3	5.7	18.0	9.6	4.2	7.69
100	47.9	5.2	14.6	8.6	4.2	7.69
300	42.9	5.2	17.1	8.2	4.0	2.56
500	41.5	5.1	16.3	8.1	4.1	5.13
700	38.0	3.9	5.5	6.6	3.8	-2.56
1000	35.4	4.1	4.1	4.8	2.0	-48.72
1500	26.6	3.4	1.3	3.1	1.5	-61.54
2000	21.9	3.1	0	0.6	0	-100

4.5.2.2 作物对铅的吸收累积

草甸棕壤添加 Pb 对盆栽作物各部分 Pb 含量的影响及与其含量关系见表 4-34 和表 4-35。从表中可知, 水稻和大豆对 Pb 的吸收随土壤 Pb 含量增加而增加, 且呈显著相关。土壤 Pb 含量在 1500mg/kg 以上即可产生超过食品卫生标准的糙米 (熊先哲, 1986)。在次年后效试验中, 相同的处理糙米含 Pb 量有所下降。

表 4-34 草甸棕壤添加 Pb 对盆栽作物各部分 Pb 含量的影响 单位: mg/kg

Pb 含量	水 稻			大 豆		
	籽实	茎叶	根系	籽实	茎叶	根系
对照	0.20	4.2	334.6	0.04	2.7	2.8
50	0.17	5.4	97.2	0.23	10.6	16.0
100	0.085	5.3	285.6	0.12	18.5	23.8
300	0.070	8.7	868.6	0.06	21.5	90.0
500	0.114	5.6	1280.5	0.066	27.3	110.0
700	0.440	15.8	1721.5	0.485	33.0	218.0
1000	0.505	19.5	2933.0	0.180	72.0	320.0
1500	0.796	29.3	4680.0	0.340	141.0	690.0
2000	0.975	37.0	6307.0	0.810	210.0	1725.0

表 4-35 草甸棕壤添加 Pb 浓度 (y) 与作物各部分 Pb 含量 (x) 关系

作 物	部 位	回归方程	相关系数	显著水平
水 稻	籽实	$y=-62.7988+2010.803x$	0.9458	0.01
	茎叶	$y=145.7524+57.2077x$	0.9822	0.01
	根系	$y=49.942+0.3142x$	0.9973	0.01
大 豆	籽实	$y=116.29+2198.35x$	0.8068	0.01
	茎叶	$y=116.461+9.5469x$	0.9708	0.01
	根系	$y=174.193+1.1589x$	0.9122	0.01

4.5.3 砷的作物效应

4.5.3.1 砷对作物生长发育和产量的影响

草甸棕壤添加 As 对大豆和水稻生长发育的影响 (盆栽) 分别见表 4-36 和表 4-37。

表 4-36 草甸棕壤添加 As 对大豆生长发育的影响 (盆栽)

As 含量/(mg/kg)	株高/cm	茎粗/cm	荚数/个	地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%
10(对照)	46.0	0.58	19.3	12.1	4.70	0
20	54.0	0.70	20.0	11.7	4.70	0
30	54.3	0.72	19.2	10.9	4.66	-0.85
40	56.2	0.63	21.2	9.5	4.20	-10.64
50	43.8	0.60	16.8	9.3	4.18	-11.06
70	40.8	0.53	14.5	7.9	3.50	-25.53
110	25.0	0.42	3.8	1.5	0.85	-81.91
210	0	0	9.0	0	0	-100.0

表 4-37 草甸棕壤添加 As 对水稻生长发育的影响 (盆栽)

As 含量/(mg/kg)	株高/cm	分蘖数		地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	千粒重/g	增减产/%
		有效/个	无效/个				
9.6(对照)	84.0	26.7	3.7	73.7	31.2	22.4	0
15	85.0	29.8	2.3	79.5	33.2	22.8	6.41
20	84.5	27.0	2.0	70.7	31.7	22.1	1.60
25	86.0	26.8	0.5	70.7	30.7	20.8	-1.60
30	87.5	27.0	0.3	65.7	28.0	21.5	-10.26
40	81.8	26.0	1.0	67.0	26.3	21.9	-15.71
60	78.0	26.8	1.0	62.8	25.9	21.8	-16.99
120	72.5	21.5	1.0	41.3	16.8	19.4	-46.15

在添加砷 (As) 的土壤中, As 含量超过 20mg/kg 时, 大豆出现轻度危害, 从苗期开始, 长势较弱, 稍有萎缩, 干物质重有所下降; 30~60mg/kg 时, 幼苗干物质重比对照降低 20%左右; 40mg/kg 时, 大豆籽实产量降低 10.64%, 随着添加剂量增高, 产量大幅度下降。

土壤添加 As 含量在 30mg/kg 时, 水稻植株发育受阻, 减产 10.26%, 随着 As 含量增高, 减产幅度逐步加大, 当土壤 As 含量达到 120mg/kg 时, 减产达 46.15%。土壤 As 含量与大豆或水稻籽粒产量呈显著相关。

4.5.3.2 作物对砷的吸收累积

根据表 4-38 得到, 大豆籽实 As 含量 (x) 与土壤 As 浓度 (y) 回归得方程: $y = 11.36 + 23.39x$, $r = 0.9885$ 。

表 4-38 草甸棕壤添加 As 对大豆籽实、茎秆中 As 含量的影响 单位: mg/kg

As 含量	籽实	茎秆	As 含量	籽实	茎秆
10(对照)	0.02	0.63	30	0.81	3.20
15	0.16	1.11	40	1.22	5.61
20	0.24	1.82	60	严重减产	严重减产
25	0.62	2.11	120	几乎绝产	几乎绝产

水稻盆栽等级试验表明, 随着土壤 As 含量增高, 糙米中 As 含量也增加, 但两者之间并不是线性关系, 经非线性回归, 得负指数方程: $y = 0.55e^{-11.52/x}$, 相关系数 $r = 0.9667$ (当置信度 $\alpha = 0.01$ 时, $r = 0.8343$)。水稻各部位 As 含量次序为根 \geq 茎秆 $>$ 稻壳 $>$ 糙米。植物吸收的 As 通常在根部累积较多, 其富集程度比其他重金属更为显著, 富集系数为 4.5

(对照) 和 10.1~29.4 (水稻盆栽不同 As 处理)。

4.5.4 汞的作物效应

4.5.4.1 汞对作物生长发育和产量的影响

在大豆盆栽汞 (Hg) 添加的等级试验 (表 4-39) 中, 土壤中 Hg 含量在 0.5~3mg/kg 范围内, 大豆均能正常生长, 虽产量高低有所波动, 但并非连续性危害; 当土壤中 Hg 含量高达 30mg/kg 以上时, 对幼苗才出现较重危害 (熊先哲, 1988)。

表 4-39 草甸棕壤添加 Hg 对大豆生长发育的影响 (盆栽)

Hg 含量/(mg/kg)	株高/cm	茎粗/cm	荚数/个	地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%
对照	39.3	0.6	18.9	8.2	3.9	—
0.5	35.7	0.6	19.8	8.4	4.0	2.6
1.0	37.1	0.7	19.9	9.0	4.6	17.9
1.25	39.3	0.6	18.1	9.3	4.6	17.9
1.50	38.7	0.5	16.5	8.4	4.1	5.1
1.75	35.9	0.5	17.3	7.3	3.7	-5.1
2.00	39.3	0.6	20.6	9.4	4.3	10.3
3.00	35.9	0.6	15.6	8.2	4.0	2.6

水稻盆栽添加 Hg 的等级试验 (表 4-40) 中, 土壤 Hg 含量在 0.5~3mg/kg 范围内, 水稻性状未发生显著差异, 在其他高浓度试验中, 土壤中 Hg 含量为 60mg/kg 时, 水稻性状尚未见不良影响。

表 4-40 草甸棕壤添加 Hg 对水稻生长发育的影响 (盆栽)

Hg 含量/(mg/kg)	株高/cm	分蘖数		地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	千粒重/g	增减产/%
		有效/个	无效/个				
对照	84.0	26.7	3.7	73.7	31.2	22.4	0
0.5	86.0	29.0	3.8	85.0	35.0	23.2	12.2
1.0	85.8	29.3	4.5	81.8	33.4	22.8	7.1
1.25	88.5	27.3	4.3	87.7	31.9	22.7	2.2
1.50	89.5	28.0	4.3	84.7	35.2	23.8	12.8
1.75	83.4	27.8	3.5	80.5	34.3	23.0	9.9
2.00	88.0	23.5	7.5	72.9	28.4	22.6	-9.0
3.00	88.0	26.3	3.8	77.2	31.7	23.7	1.6

4.5.4.2 作物对汞的吸收累积

在草甸棕壤地区, 通过两年的盆栽试验可以看到, 作物对 Hg 的吸收量随着土壤中 Hg 含量的增高而增大 (熊先哲等, 1988)。从表 4-41 可见, 除对照外, 水稻和大豆籽实中 Hg 含量都已超过粮食卫生标准。Hg 在水稻各部位的分布特征是根 > 茎叶 > 籽实; 而大豆籽实含量明显高于茎叶。

表 4-41 草甸棕壤添加 Hg 对盆栽作物各部位 Hg 含量的影响 单位: mg/kg

Hg 含量	水 稻			大 豆		
	籽实	茎叶	根系	籽实	茎叶	根系
对照	0.011	0.046	0.12	0.0043	0.017	0.075
0.5	0.048	0.056	1.01	0.0100	0.015	0.460
1.0	0.064	0.062	2.10	0.0130	0.022	0.700
1.25	0.082	0.065	2.60	0.0140	0.027	0.920
1.50	0.110	0.064	2.80	0.0140	0.029	1.190
1.75	0.130	0.075	3.00	0.0150	0.031	1.510
2.00	0.120	0.072	3.90	0.0280	0.038	1.750
3.00	0.140	0.094	5.30	0.0520	0.040	3.000

草甸棕壤 Hg 浓度 (x) 与作物各部位 Hg 含量 (y) 关系可建回归方程 (表 4-42) (熊先哲等, 1988)。

表 4-42 草甸棕壤 Hg 浓度 (x) 与作物各部位 Hg 含量 (y) 关系

作物	部位	回归方程	相关系数	显著水平
水稻	籽实	$y = -2852 + 18.9512x$	0.9359	0.01
	茎叶	$y = -2.6169 + 60.4448x$	0.9833	0.01
	根系	$y = -0.06696 + 0.5586x$	0.9927	0.01
大豆	籽实	$y = 0.3499 + 55.2285x$	0.9135	0.01
	茎叶	$y = -1.2102 + 94.8950x$	0.9527	0.01
	根系	$y = 0.2060 + 0.9840x$	0.9880	0.01

根据水稻籽实与土壤 Hg 含量的相关方程, 糙米 Hg 含量为 0.02mg/kg (《粮食卫生标准》) 的土壤 Hg 含量为 0.2mg/kg。

4.5.5 铬的作物效应

4.5.5.1 铬对作物生长发育和产量的影响

草甸棕壤六价铬 [Cr(VI)] 对大豆影响具有明显的规律。草甸棕壤添加 Cr(VI) 对大豆和水稻生长发育的影响 (盆栽) 见表 4-43 和表 4-44。土壤投加 Cr(VI) 为 50mg/kg 时, 出现轻度危害, 叶片稍黄; 投加 Cr(VI) 达到 100mg/kg 时, 减产 10.2%; 投加 Cr(VI) 150mg/kg 时, 出现严重的危害症状, 后期贪青, 减产达 15.4%, 但尚未达到致死程度。

表 4-43 草甸棕壤添加 Cr(VI) 对大豆生长发育的影响 (盆栽)

Cr(VI) 含量/(mg/kg)	株高/cm	茎粗/cm	荚数/个	地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%
对照	39.0	0.58	19.3	8.2	3.9	0
5	45.0	0.60	21.7	8.4	4.1	5.1
10	41.3	0.60	20.2	8.6	4.1	5.1
25	41.5	0.50	23.3	8.7	4.3	10.3
50	37.3	0.50	20.8	9.5	4.2	7.7
75	26.0	0.50	19.8	8.1	4.0	2.6
100	23.0	0.50	17.0	6.7	3.6	-7.7
150	19.0	0.40	15.9	6.1	3.3	-15.4

表 4-44 草甸棕壤添加 Cr(VI) 对水稻生长发育的影响 (盆栽)

Cr(VI) 含量/(mg/kg)	株高/cm	分蘖数		地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	千粒重/g	增减产/%
		有效/个	无效/个				
对照	90.0	37.0	0.5	131.0	53.3	22.4	0
5	94.3	43.3	0.5	138.5	57.5	22.6	7.88
10	97.5	43.0	0.8	144.7	61.1	22.8	14.63
25	97.5	44.0	1.8	133.8	53.6	22.8	0.56
50	95.8	41.0	2.0	124.1	53.5	22.0	0.38
75	100.8	38.0	0.3	131.6	58.4	22.4	9.57
100	100.3	35.8	0.8	116.0	52.4	22.6	1.69
150	102.8	28.0	0.5	98.1	43.9	21.6	-17.64

水稻盆栽试验与大豆盆栽有同样的规律, 即含量低时, 对作物有刺激作用, 土壤 Cr(VI) 含量为 150mg/kg 时, 出现较重危害, 籽实产量降低 17.64%。

4.5.5.2 作物对铬的吸收累积

根据草甸棕壤添加 Cr(VI) 对盆栽水稻、大豆各部位 Cr(VI) 含量的影响 (表 4-45) 试验, 糙米 Cr(VI) 含量随土壤 Cr(VI) 含量增加而增加, 但均未超过《粮食卫生标准》。在大

豆盆栽试验中, 籽实 Cr 含量比水稻略高, 但同样没有超标, 可见水稻受害轻于大豆。

表 4-45 草甸棕壤添加 Cr(VI) 对盆栽水稻、大豆各部位 Cr(VI) 含量的影响

单位: mg/kg

Cr(VI)含量 /(mg/kg)	水 稻			大豆籽实	Cr(VI)含量 /(mg/kg)	水 稻			大豆籽实
	籽实	茎叶	根系			籽实	茎叶	根系	
对照	0.038	0.31	2.80	0.056	50	0.060	3.60	10.88	0.176
5	0.043	2.30	5.92	0.120	75	0.080	3.66	11.20	0.253
10	0.057	2.40	8.00	0.107	100	0.115	3.88	13.68	0.132
25	0.060	3.38	10.00	0.188	150	0.135	3.18	20.40	0.223

五种元素对大豆危害等级的划分见表 4-46。

表 4-46 五种元素对大豆危害等级的划分

重金属	土壤中含量/(mg/kg)	危害等级	危 害 症 状
Cd	<7	正常生长	无不良影响
	7~10	轻度危害	幼苗叶色减退, 生长尚正常
	20	严重危害	叶色减退, 叶缘皱缩, 脉呈褐色, 株矮
	60~200	致死	苗期叶色减退, 淡黄色, 生长迟缓, 当长至 6~7cm 高时, 即萎缩死亡
Pb	<500	正常生长	生长正常
	700~1500	轻度危害	生长正常, 轻度减产
	2000	严重危害	植株较矮, 叶缘枯黄, 绝产
As	<20	正常生长	生长正常
	20~30	轻度危害	长势较弱, 稍有萎缩, 幼苗干物质有所下降
	30~60	严重危害	长势弱, 茎秆细, 产量降低
Hg	0.5~10	正常生长	生长正常
	20~30	轻度危害	叶色稍黄
	>30	严重危害	植株较矮, 发育迟缓, 减产
Cr(VI)	5~25	正常生长	有刺激作用
	50	轻度危害	叶色较黄, 植株较矮, 干物质有所降低
	100~150	严重危害	危害症状进一步加重, 后期贪青, 减产 10% 以上

4.6 土地处理系统中重金属总量的控制

总量控制是相对于污染物浓度控制而言的。为了保护环境, 保持良好的环境质量, 仅以浓度控制是不够的, 如果配合运用总量控制对环境进行控制和管理, 能够收到良好的环境效益。

表 4-47 不同土地系统寿命的土壤总容量

单位: kg/(hm²·a)

重金属	年限	年净容量	年变动容量	总容量	重金属	年限	年净容量	年变动容量	总容量
Cd	15	0.29	0.31	4.71	Hg	15	0.018	0.018	0.263
	25	0.17	0.20	4.98		25	0.011	0.011	0.275
	50	0.09	0.11	5.70		50	0.005	0.006	0.276
	75	0.06	0.09	6.53		75	0.004	0.004	0.285
	100	0.04	0.07	7.35		100	0.003	0.003	0.303
Pb	15	42.17	45.02	675.23	Cr	15	7.50	10.88	163.19
	25	25.30	28.17	704.15		25	4.50	8.09	202.17
	50	12.65	15.59	779.49		50	2.25	6.33	316.61
	75	8.43	11.47	859.84		75	1.50	5.98	448.70
	100	6.32	9.45	945.08		100	1.13	5.90	589.92
As	15	2.27	2.64	39.66					
	25	1.36	1.74	43.49					
	50	0.68	1.09	54.39					
	75	0.76	0.89	66.44					
	100	0.34	0.80	79.89					

土地处理系统中重金属总量控制，实际上就是以土壤中重金属的临界含量为基准，对进水中的重金属浓度以及水力负荷协调控制。

以沈阳西部污水土地处理系统的 Cd 而论，水力负荷为 $12000\text{m}^3/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，控制进水 Cd 含量为 $5\mu\text{g}/\text{kg}$ ，则 Cd 输入为 $60\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，扣除每年作物的输出量，根据表 4-47 可以推算出该土地系统寿命可达 100a 以上。

4.7 重金属与土壤微生物生态活性

微生物是土壤的一个重要组成部分。随着土壤重金属含量的增加，必然引起土壤微生物和酶活性的变化，主要反映在对微生物区系种群和数量的抑制率，以及对重金属含量变化敏感的酶活性变化上。表 4-48 显示了草甸棕壤中重金属对土壤微生物数量的影响。

表 4-48 草甸棕壤中重金属对土壤微生物数量的影响

重金属	含量 (mg/kg)	细菌		固氮菌		真菌		放线菌	
		个数 /($10^6/\text{g}$ 土)	增减率/%						
Cd	对照	2.66		0.69		134.4		9.4	
	1	1.69	-36.47	0.50	-27.54	46.9	-65.10	12.5	+32.98
	3	2.88	+8.27	1.32	+91.30	21.2	-84.23	8.8	-6.38
	5	1.86	-30.08	0.97	+40.58	34.3	-74.48	8.6	-8.51
	7	2.30	-13.53	0.75	+8.70	41.7	-68.97	11.1	+18.09
	10	1.94	-27.07	0.61	-11.59	34.8	-71.11	8.7	-7.45
	30	2.30	-13.53	1.12	+62.32	51.5	-61.68	9.1	-3.19
	60	1.75	-34.21	0.60	-13.04	38.1	-71.65	9.5	+1.06
	100	2.37	-10.90	0.86	+24.64	70.8	-47.32	6.2	-34.04
	200	2.61	-1.88	1.03	+49.28	74.2	-44.79	3.2	-65.96
Pb	对照	58.44		8.44		6.3		9.4	
	50	10.94	-81.28	10.63	+25.95	47.8	+658.73	15.6	+65.96
	100	25.67	-56.07	6.27	-25.71	44.8	+611.11		
	300	15.49	-73.49	5.92	-29.86	50.7	+704.76		
	500	1.85	-96.83	7.69	-8.89	46.7	+641.27	30.8	+227.66
	700	1.40	-97.60	6.39	-24.29	47.2	+649.21	16.7	+77.66
	1000	6.13	-89.51	6.45	-23.58	45.2	+617.46	22.6	+140.43
	1500	3.77	-93.55	5.22	-38.15	49.3	+682.54	17.4	+85.11
2000	3.77	-93.55	6.67	-20.97	43.1	+584.13	15.7	+67.02	
As	对照	22.20		24.40		278		48.9	
	30	50.00	+125.23	56.70	+132.38	556	+100.00	52.2	+6.75
	60	55.50	+150.00	37.20	+52.46	333	+19.78	43.9	-10.22
	150	66.70	+200.45	37.80	+54.92	389	+39.93	34.2	-30.06
	300	66.70	+200.45	38.30	+56.97	333	+19.78	32.5	-33.54
	600	115.00	+418.02	50.00	+104.92	278	0	41.7	-14.72
Hg	对照	105.60		23.10		33.30		216.7	
	2	95.90	-9.19	16.30	-29.44	50.00	+50.15	245.0	+13.06
	6	41.70	-60.51	16.50	-28.57	44.4	+33.33	57.7	-73.37
	10	36.70	-65.25	16.70	-27.71	50.0	+50.15	34.4	-84.13
	15	44.10	-58.24	11.10	-51.95	61.1	+83.48	12.7	-94.14
	20	35.00	-66.86	7.70	-66.67	61.1	+83.48	7.7	-96.45
	30	36.70	-65.25	7.90	-65.80	83.0	+149.25	3.9	-98.20
	40	20.00	-81.06	3.90	-83.12	38.9	+16.82	1.7	-99.22
Cr	对照	70.60		25.00		167		41.7	
	25	139.40	+97.45	47.40	+89.60	528	+216.17	15.8	-62.11
	50	295.00	+317.85	82.70	+230.80	817	+389.22	10.0	-76.02
	150	32.50	-53.97	10.80	-56.80	1078	+545.51	8.3	-80.10
	250	32.80	-53.54	4.40	-82.40	283	+69.46	3.3	-92.09
	400	66.10	-6.37	3.90	-84.40	44	-73.65	1.7	-95.92

4.7.1 镉对土壤微生物生态和生化活性的影响

大豆和水稻盆栽中添加 Cd 1mg/kg 以上, 细菌开始受到抑制, 且 Cd 的抑制作用旱田土盆栽大于水田土盆栽。Cd 对水稻盆栽土真菌抑制明显, 对固氮菌有刺激作用, 对放线菌作用不十分明显。旱田土施 Cd 5mg/kg 时抑制细菌生长 68%; 水田土施 Cd 60mg/kg 抑制细菌 30%, 抑制真菌 75%。

4.7.2 铅对土壤微生物生态和生化活性的影响

Pb 含量为 50mg/kg 时, 在大豆和水稻盆栽土中的细菌数量开始受到明显的抑制。Pb 对固氮菌和真菌有刺激作用, 而对大豆和水稻盆栽土中的放线菌则分别表现出抑制和刺激作用。Pb 含量为 300mg/kg 时, 对水、旱田土中细菌的抑制达到 74%。

4.7.3 砷对土壤微生物生态和生化活性的影响

土壤中放线菌对 As 较为敏感, 当 As 含量为 40~60mg/kg 时, 对放线菌的抑制可达到 50%, 而细菌、固氮菌和真菌对土壤中添加 As 不敏感。细菌在有氧的条件下, 可将有害砷化合物甲基化而成为对细菌无毒的物质, 由菌类自身的代谢过程使有毒物质无毒化, 相应增强了耐有毒金属的能力。

4.7.4 汞对土壤微生物生态和生化活性的影响

细菌、固氮菌、放线菌因受强蛋白质沉淀剂 $HgCl_2$ 的毒害而受到抑制。随着土壤中 Hg 含量增加, 抑制作用增强, 其中放线菌表现更为突出。

Hg 对土壤中氮的硝化作用有明显的抑制, 从而造成 NH_4^+-N 的累积, 随着添加 Hg 含量增加, 抑制越发严重, 而且持续时间较长。土壤 Hg 处理对氮素转化的影响见表 4-49。

表 4-49 土壤 Hg 处理对氮素转化的影响

单位: mg/kg

处理	2 周		4 周		8 周		14 周	
	$NO_3^- -N$	$NH_4^+ -N$						
对照	130.32	141.52	215.53	43.25	312.51	96.08	327.08	68.20
50	62.41	230.91	31.25	280.95	128.62	424.72	211.83	158.84
250	50.49	246.47	29.40	271.99	50.39	649.57	45.45	314.59

4.7.5 铬对土壤微生物生态和生化活性的影响

土壤中添加 Cr, 在低含量时对细菌、固氮菌有刺激作用, 而在高含量时 (150mg/kg 以上) 却有明显的抑制作用; 在 25~250mg/kg 时, 对真菌有刺激作用, 当含量高达 400mg/kg 时, 表现为抑制作用。土壤中放线菌对 Cr 比较敏感, 随着 Cr 处理浓度增高, 其数量有规律地降低 (表 4-48)。

4.8 土壤重金属的主要生物学指标和临界含量

土壤中重金属的临界含量, 指土壤所能容纳污染物 (重金属) 的最大允许含量, 是土壤环境容量和土地处理系统中重金属总量控制的基础。

土壤作为一个生态系统, 包括土壤-植物、土壤-微生物、酶等组成的生物体系, 并与外界环境相互作用形成一个自然整体。在这个系统中, 土壤是生物物质生产、分解、累积和转化的一个最活跃地带, 同时还贯穿着物流和能流而形成一个开放系统。在外界人为的影响下, 进入土壤生态系统的重金属, 其含量超过一定限度, 不仅影响地表物, 也会影响土壤内部生物群的变化与物质的转化。因此, 研究不同剂量污染物对土壤环境的影响, 主要是找出其安全的临界含量, 这样才能维持土壤生态系统的正常结构与功能, 保证农产品的生物学产量和质量, 也不使环境系统遭到污染。因此, 是国家制定土壤环境标准的重要依据。

目前国内外在开展土壤污染物临界含量的研究中，多选用单一作物，观察污染物对作物的危害程度或在籽实中允许的残留量来确定临界含量。也有以土壤微生物生态和生化指标或其他环境效应来确定临界含量的。本研究以土壤生态系统为中心的多学科综合性研究，并以作物、土壤微生物的生态效应与环境效应作为确定重金属土壤临界含量的主要依据（表 4-50，熊先哲等，1986）。

表 4-50 确定重金属土壤临界含量的主要依据

体系	土壤-植物体系		土壤-微生物体系		土壤-水体系	
	农产品卫生质量	作物效应	土壤卫生学		环境效应	
			生化指标	微生物计数	地下水	地面水
目的	防止污染食物链，保证人体健康	保持良好的生产力和经济效益	保持土壤生态系统处于良性循环状态		不引起次生水环境污染	
标准	国家或政府主管部门颁发的食品卫生标准	卫生指标或者产量降低程度	凡一种以上的生化指标在 7d 以上出现的变化	微生物计数指标在 7d 以上出现的变化	不导致地下水超标	不导致地面水超标
标准级别	仅一种	减产 10% 减产 20%	$\geq 25\%$ $\geq 15\%$ $\geq 10\% \sim 15\%$	$\geq 50\%$ $\geq 30\%$ $\geq 10\% \sim 15\%$	仅一种	仅一种

在确定土壤-植物体系、土壤-微生物体系、土壤-水体系各个单指标的临界含量时，对各自标准级别选择的原则如下。

(1) 由于土壤-植物体系是非常重要的单指标体系，因此在这一体系的作物效应中，根据减产程度制定临界含量的两个等级标准，即减产 10% 和 20%。此项体系从严控制，采用 10% 的标准级别，就增加了作物效应成为限制性因子的概率，突出其重要性。

(2) 在土壤-微生物（酶）体系中，有三个等级标准，选定其中生化指标 $\geq 25\%$ ，微生物指标 $\geq 50\%$ 作为衡量标准，这就意味着相对放宽了该单项标准。主要理由是这些微生物和生化指标在田间差异和波动性较大，当然这种放宽仍在等级限度之内，不致影响到土壤的生物活性和良好的自净能力。

(3) 对于国家已经颁布标准的项目，如粮食、地下水、地表水中的重金属标准等，则只有一个级别的法定标准，不存在级别的变通和选择。

在对某些体系进行了级别选定后，各单项体系所得到的临界含量，不再做任何加权处理，在限制性因素的选择中，处于同等地位，其中最低值的体系作为限制性因素。

根据第 4.5 节和第 4.7 节，按照上述单指标体系的标准级别的选择原则，得出五种重金属的各单指标体系的临界含量（表 4-51）。由表 4-52 确定出五种重金属的土壤临界含量。

表 4-51 五种重金属的各单指标体系的临界含量 单位：mg/kg

重金属	农产品的食品卫生标准	作物效应		土壤微生物和酶效应	环境效应	
		水稻	大豆		地下水	地面水
Cd	2.0	100	7	10~60	a	a
Pb	1500	1500	500	300~500	a	a
As	120 ^①	25	30	40~60	a	a
Hg	0.2		30	2~6	a	a
Cr ^②	>200	100	75	25~50	b	a

①糙米；②投加量。

注：a 为通过平衡场试验，不造成超标；b 为 100mg/kg 时（土壤）造成地下水超标。

表 4-52 五种重金属的土壤临界含量

单位: mg/kg

重金属	Cd	Pb	As	Hg	Cr
含量	2	300~500	2.5	0.2	背景值+50

4.9 重金属复合污染效应

随着对环境问题研究和认识的不断深入, 研究者发现, 环境污染是由多种性质和类型的污染物同时作用造成的。某一污染物的作用方式、程度及物理化学行为受共存污染物的影响, 因而与单一污染物存在条件下的作用方式、性质不相同。而环境标准的制定是在单一污染物基础上完成, 没有考虑污染物复合的拮抗作用、加和作用或协同作用。因此, 污染物的复合作用与生态效应逐渐为人们所重视。

4.9.1 复合污染的分类

复合污染的复杂性, 导致复合污染分类也具有一定困难。根据污染物来源及类型, 可进行以下分类(余国营, 1995)。

(1) 按污染物来源

① 同源复合污染 由处于同一环境介质(大气、水体或土壤)中的多种污染物所形成的复合污染。

② 异源复合污染 由不同环境介质来源的同一污染物或不同污染物所形成的复合污染。

(2) 按污染物类型

① 无机复合污染 两种或两种以上的无机污染物同时作用形成的环境污染现象。重金属元素之间的复合污染是当前无机复合污染研究的重点。

② 有机复合污染 由两种或两种以上有机污染物共存形成的环境污染现象。目前研究较多的是两种农药之间的复合污染。

③ 有机-无机复合污染 有机污染物和无机污染物在同一环境介质中同时存在所形成的环境污染现象。目前研究较多的是重金属与农药、重金属与石油烃、重金属与洗涤剂之间的复合污染。

4.9.2 复合污染物交互作用类型与判断指标

一般得到广泛认可的污染物的交互作用类型为以下几种。

(1) 加和作用 多种污染物共存时所产生的毒性效应等于各污染物单独作用毒性效应之和, 即

$$\sum T = T_1 + T_2 + \dots + T_n$$

式中, $\sum T$ 为污染物复合效应; T_1, T_2, \dots, T_n 分别为各污染物单一效应。

(2) 协同作用 多种污染物共存时所产生的毒性效应大于各污染物单独作用的毒性效应之和, 即某污染物的毒性效应被共存的其他污染物所加强。

$$\sum T > T_1 + T_2 + \dots + T_n$$

(3) 拮抗作用 多种污染物共存时所产生的毒性效应小于各污染物单独作用的毒性效应之和, 即某污染物的毒性为共存的污染物所降低。

$$\sum T < T_1 + T_2 + \dots + T_n$$

4.9.3 影响复合污染生态效应的因子

污染物之间的相互作用和复合污染生态效应不仅受污染物化学性质的影响, 而且与生物因子、环境条件直接相关。

(1) 污染物因子 包括污染物的种类、污染物化学结构和性质、处理方式、污染物剂

量、污染物之间的浓度比及其时序性等。

(2) 生物因子 包括生物种类、作用部位、生物营养状况、生物年龄、性别等因素。

(3) 环境因子 主要包括温度、湿度、光照、有机质含量、土壤条件(如 pH 值、CEC、 E_h)等。

4.9.4 土壤中锌当量的研究

重金属元素在土壤中最大允许量,一直是农田灌溉与污泥施用中值得注意的问题。Zn、Cu、Ni 累积过多,能毒化土壤、危害作物和降低产量,因此提出了这些元素在土壤中的安全容纳量(张学询等,1986)。

在土壤中,Zn、Cu、Ni(有效态 0.1mol HCl 提取)对植物的毒性比为 1:2:8,为了表明它们的综合影响,以 Zn 为基准,按相当于 Zn 的毒害浓度表示, $ZE(\text{Zn 当量}) = (\text{Zn}^{2+}, \text{mg/kg}) + 2(\text{Cu}^{2+}, \text{mg/kg}) + 8(\text{Ni}^{2+}, \text{mg/kg})$,并提出金属元素的总和不得超过 pH=6.5 时土壤阳离子交换量的 5%,依此计算出最高安全 Zn 当量为 250mg/kg。但在不同区域内,由于土壤性质差异,其安全 Zn 当量也随之变化。本研究是在天津碳酸盐草甸土上进行的,研究土壤 Zn 当量,对指导该区污泥施用具有实际意义。

本研究属海河平原区,大面积分布着碳酸盐草甸土,耕层 pH 值呈碱性反应,阳离子交换量在 19cmol/kg 左右,碳酸盐含量可达 3%~6%,并有盐分累积现象,而土壤中若干重金属元素背景值均在正常含量之内(表 4-53 和表 4-54)。区内有一定面积农田施用城市污泥,根据天津农用污泥主要重金属含量(表 4-55)分析表明,Zn、Cu 含量较高,而作为主要限制因子的 Cd 含量较低,在一定限量范围内,不致因施用污泥而引起 Cd 在土壤中过多累积,特别在碱性条件下,阳离子交换量大于 15cmol/kg,按 Zn 当量对污泥中 Zn、Cu、Ni 的处理与利用是较为适合的。

表 4-53 碳酸盐草甸土主要化学性质

项目	pH 值	有机质/%	阳离子交换量/(cmol/kg)	全盐量/%	碳酸盐含量/%
中度盐化草甸土	8.6	1.5	19.23	0.31	6.3
轻度盐化草甸土	8.0	2.1	19.60	0.18	3.2

表 4-54 碳酸盐草甸土主要重金属元素背景值

单位: mg/kg

重金属	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	As
土壤含量	70.0	34.4	25.9	0.14	21.4	8.2

表 4-55 天津农用污泥主要重金属含量

单位: mg/kg

地区	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	As
南排污河	1885.0	969.8	62.3	2.138	334.2	11.9
北排污河	2103.0	370.1	170.0	3.990	826.2	12.4

为制定本区土壤 Zn 当量,采用清灌区土壤, pH=8.2, 阳离子交换量 19cmol/kg, 在栽培作物中,土壤有毒元素在一定限度范围内,如大豆不致危害,其他作物都可得到安全的保证。为此设计了以下试验:①不同 Zn 含量对大豆幼苗影响试验;②Zn、Cu、Ni 含量对大豆影响盆栽试验;③Zn、Cu、Ni 含量对大豆综合影响试验。

以上试验每个处理重复三次。

从不同 Zn 含量对大豆幼苗的影响(表 4-56)试验可观察到,当 Zn 含量达 5000mg/kg 时,出土幼苗 30d 就有危害症状发生,叶片呈黄绿色,叶缘皱缩,植株发育迟缓,根系短。而当投加量为 3000mg/kg 时,40d 幼苗地上部分干物质质量下降,土壤中有效态 Zn 含量为 660mg/kg。单项幼苗试验结果,以不降低地上干物质总质量的土壤有效态 Zn 含量 580mg/

kg 为 Zn 当量,按下式计算,约占土壤阳离子交换量的 9.3%。

表 4-56 不同 Zn 含量对大豆幼苗的影响

Zn 含量/(mg/kg)	土壤有效 Zn 含量 /(mg/kg)	有效 Zn 占土壤 盐基代换量/%	作物生长状况		危害症状
			株高/cm	地上干物重/(g/盆)	
对照	9	1.2	14.0	4.8	正常
500	227	4.4	15.0	4.9	正常
750	334	5.0	15.0	4.9	正常
1000	354	5.3	15.5	5.0	正常
1500	410	6.2	15.6	4.8	正常
2000	500	7.1	14.8	4.5	正常
2500	580	9.3	14.6	4.2	正常
3000	660	10.0	13.5	3.5	干物重下降
4000	660	10.0	13.5	3.0	干物重下降
5000	680	10.0	13.2	3.0	叶片呈黄色
6000	680		11.5	2.5	植株发育迟缓
7000	1400	21.1	11.5	2.5	植株发育迟缓

$$\text{Zn 当量占阳离子交换量的百分数}(\%) = \frac{10 \times \text{Zn 当量}}{33 \times \text{阳离子交换量}}$$

通过 Zn、Cu、Ni 各单项试验,根据大豆长势、总干物质重、籽实产量与根部富集元素浓度进行综合分析,其中以减产 10%作为受害指标。不同 Zn、Cu、Ni 含量对大豆的影响见表 4-57。结果表明,导致大豆减产的各元素的有效含量,Zn、Cu 和 Ni 含量分别为 640mg/kg、310mg/kg 和 76mg/kg。按各元素之间的毒性比来看,Cu 相当于 Zn 的 2 倍,Ni 相当于 Zn 的 8 倍,可作为碱性土壤 Zn 当量计算的依据。

表 4-57 不同 Zn、Cu、Ni 含量对大豆的影响

元素	含量/(mg/kg)	土壤有效含量/(mg/kg)	地上干物重/(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%	根系元素含量/(mg/kg)
Zn	对照	10.0	20.7	6.8	—	180.0
	1000	320.0	19.2	7.7	13.2	360.0
	2000	610.0	18.8	7.8	14.7	63.0
	3000	640.0	15.7	5.5	-19.1	1320.0
	4000	690.0	13.8	4.4	-35.3	1520.0
	5000	710.0	11.5	3.8	-44.1	1760.0
Cu	对照	2.2	20.7	6.8	—	11
	400	120.0	22.9	8.2	20.6	320.0
	600	180.0	23.0	8.2	20.6	360.0
	800	250.0	21.6	8.0	17.6	430.0
	1000	290.0	17.6	7.5	10.3	580.0
	1200	310.0	15.5	5.9	-13.2	830.0
Ni	对照	0.3	20.7	6.8	—	6.0
	300	32.0	22.9	8.0	17.6	100.0
	400	45.0	22.0	8.1	19.1	110.0
	600	64.0	20.5	8.0	17.6	210.0
	800	76.0	15.8	5.9	-13.2	250.0
	1000	83.0	15.1	5.8	-14.7	310.0

土壤有毒元素对作物的危害,首先发生在根部,特别在高浓度土壤中,根系累积了大量 Zn、Cu 和 Ni,并形成了稳定的络合物,阻碍了根系的发育,这是造成产量降低的原因。试验结果表明,大豆根部富集含量导致生育受阻的含量,Zn、Cu 和 Ni 含量分别为 1320mg/

kg、830mg/kg 和 250mg/kg。因此，作物根部 Zn、Cu 和 Ni 的含量，亦可指示作物受害程度。同时也可看出，不致造成减产的土壤安全含量，Zn 为 610mg/kg，Cu 为 290mg/kg，Ni 为 64mg/kg。

从不同 Zn 当量对大豆影响（表 4-58）中可以看出，在含量等级 II 处理中，其干物质及产量均有明显下降，因此可按含量等级 I 处理各元素的有效含量作为临界含量，其 Zn 当量为 654mg/kg，占阳离子交换量的 10%。这里所获得的 Zn 当量值与单项 Zn 对大豆幼苗试验相比稍有偏高，可能是在盆栽条件下，较之生长箱生长的作物，植株健壮，抗性强，接近田间情况。因此按盆栽条件，可将本区碳酸盐草甸土的安全 Zn 当量确定为 654mg/kg。若与安全 Zn 当量 250mg/kg 相比，则超出 1 倍以上，可见碳酸盐草甸土具有较高的 Zn 当量。按碳酸盐草甸土每公顷耕层 Zn 的绝对量来确定最大允许容量，根据下式计算为 1477.1kg/hm²。

$$Q = ZE \times 2.25 \times 10^6$$

式中，Q 为有效态 Zn 最大允许容量，kg/hm²；ZE 为 Zn 当量，mg/kg。

表 4-58 不同浓度 Zn 当量对大豆影响

含量等级/(mg/kg)		土壤有效态含量 /(mg/kg)	土壤 Zn 当量 /(mg/kg)	Zn 当量占阳离子 交换量/%	地上干物重 /(g/盆)	粒重/(g/盆)	增减产/%
对照	Zn 70	12.3	25.4	0.14	20.7	6.6	—
	Cu 34	4.5					
	Ni 25	0.55					
I	Zn 1000	310	654	10.4	19.8	6.7	1.5
	Cu 500	140					
	Ni 130	8					
II	Zn 2000	520	1124	17.9	13.7	4.1	-37.9
	Cu 1000	250					
	Ni 200	13					
III	Zn 3000	590	1366	21.8	5.6	2.4	-63.6
	Cu 1500	260					
	Ni 400	32					
IV	Zn 4000	650	1589	25.5	4.9	2.1	-68.2
	Cu 2000	310					
	Ni 500	41					
V	Zn 5000	700	1824	29.1	3.8	1.3	-80.3
	Cu 2500	350					
	Ni 600	53					

本区土壤呈碱性反应，pH 值都在 8.0 以上，土壤 pH 值与重金属活性极为密切，当土壤 pH 值由 5.0 升到 7.0 以上时，植物对 Zn、Cu 的吸收迅速减少，这是由于在碱性条件下，重金属产生氢氧化物、碳酸盐或磷酸盐而沉淀的结果。对本区土壤、污泥样品 Zn、Cu、Ni 进行形态分析，按其所占比率来看，无论在土壤或污泥中，其水溶态都极少，交换态也很低，Zn、Cu、Ni 大部分以有机态和难溶态存在，两者约占全量的 60%~80%，这就降低了土壤 Zn、Cu、Ni 的有效含量，降低了 Zn 当量。此外，本区土壤碳酸盐含量达 4%~8%，虽然土壤中 Zn、Cu、Ni 含量并不比非碳酸盐土壤低，但由于大量碳酸盐存在，对 Zn、Cu、Ni 有较强的固定作用，从而降低了 Zn 当量，所以在这些碳酸盐土壤上，往往出现 Zn、Cu、Ni 元素的营养缺乏现象。

土壤安全 Zn 当量是确定毒害元素含量的一个基准。在施用污泥的土地上，实行总量控制可避免 Zn、Cu、Ni 过多累积，利用 Zn 当量进行合理施用污泥，则有一定依据。根据下式的计算，即可在计划的年限内，在一定面积上计算出每年干污泥的允许施用量。

$$\text{施用量} = \frac{Q}{n \times ZE}$$

式中, Q 为 Zn 最大允许量, kg/hm^2 ; n 为计划年限, a ; ZE 为干污泥 Zn 当量值, mg/kg 。

天津南、北排污河干污泥的 Zn、Cu、Ni 含量 (DTPA 提取) 见表 4-59。试验结果表明, 在历年施用污泥的田地上, 每年施量在 $45\text{t}/\text{hm}^2$ 以下, 土壤 Zn 当量达 $93.2\text{mg}/\text{kg}$, 仅占土壤阳离子的 1.49% , 并对作物增产有一定作用。而土壤中 Cd、Pb 含量虽略有累积, 但并未引起籽实中含量的显著增加。

表 4-59 天津南、北排污河干污泥的 Zn、Cu、Ni 含量 (DTPA 提取) 单位: mg/kg

地区	Zn	Cu	Ni	地区	Zn	Cu	Ni
南排污河	630	340	20	北排污河	752	292	42

污泥施用量对土壤 Zn 当量及作物的影响见表 4-60。污泥施用量对土和籽实重金属含量的影响见表 4-61。

表 4-60 污泥施用量对土壤 Zn 当量及作物的影响

地区	作物	施肥种类	施用量/ (t/hm^2)	施用年限/ a	土壤 Zn 当量/ (mg/kg)	占阳离子交换量/ $\%$	作物籽实产量/ (kg/hm^2)	增产率/ $\%$
赵沽里	小麦	污泥	37.5	9	85.7	1.37	3075.0	13.9
		农家肥	37.5	9	32.8	0.53	2700.0	—
大住庄	水稻	污泥	45.0	8	93.2	1.49	6375.0	3.7
		农家肥	45.0	8	35.9	0.57	6150.0	—

表 4-61 污泥施用量对土和籽实重金属含量的影响

地区	作物	施肥种类	施用量/ (t/hm^2)	施用年限/ a	土壤含量/ (mg/kg)			籽实含量/ (mg/kg)		
					Cd	Pb	As	Cd	Pb	As
赵沽里	小麦	污泥	37.5	9	0.29	31.8	10.0	0.05	0.11	痕量
		农家肥	37.5	9	0.18	25.9	25.9	0.03	0.09	痕量
大住庄	水稻	污泥	45.0	8	0.51	34.9	12.9	0.04	0.13	痕量
		农家肥	45.0	8	0.22	28.7	12.0	0.02	0.13	痕量

5 污水土地处理系统的环境影响和生态效应

5.1 土地处理的环境影响评价和控制对策

对污水土地处理系统进行环境影响和生态效应评价,就是通过研究污染物在生态系统中引起的效应,预测和评价污染物对生态系统结构和功能的影响,以便采用各种技术和措施对其进行控制和管理,从而保持生态平衡,持续提高生态系统质量,充分发挥生态系统功能。

慢速渗滤土地处理系统(SR-LTS)利用生态工程学原理,通过土壤-植物系统的多种代谢过程,使污水及其所含的有机污染物和营养物质得以净化和利用,从而实现污水的无害化、资源化和再利用。然而,土壤-植物系统的净化功能有一定容量,超过一定容量就会造成新的环境污染,影响该系统的结构和功能。因此,研究SR-LTS生态工程对环境的影响与生态效应具有重要意义。

沈阳西部城市污水约含2/3的工业废水和1/3的生活污水,水的成分复杂。沈阳SR-LTS中影响环境和生态效应的主要污水成分有氮、微量有机化合物、微生物、溶解固体及微量重金属。氮可能是影响最大的成分,它可进入饮用水的含水层,使地下水中 NO_3^- -N增加,饮用后引起婴儿铁血红蛋白症;进入地表水引起富营养化,用做灌溉水会使某些作物品质下降,土壤板结;动物饮用后引起疾病,所以受到人们关注(高拯民等,1991)。

本章以沈阳SR-LTS和霍林河SR-LTS的研究为基础,论述SR-LTS环境影响与生态效应。以生态毒理学为基础,采用生态学研究方法与毒理学研究方法,从水环境、土壤环境和农林、生物学产品质量等多方面对SR-LTS环境影响与生态效应进行评价。

5.2 土壤与水体环境效应

5.2.1 土壤环境效应

SR-LTS生态工程是通过土壤-植物系统的物理、化学、生物等方面的作用,去除污水中氮、磷和可被生物降解的有机污染物、微量重金属、细菌、病毒等,使其出水达到二级或三级处理的水质标准。但是,当污染物的负荷量超过土壤净化能力时,便会破坏土壤自身的自然动态平衡,污染物质就在土壤里积累,导致土壤污染。其结果会使土壤理化性状发生不良变化,抑制或阻碍土壤微生物的生命活动,改变土壤微生物区系,影响土壤营养物质的转化和能量传输,不利于作物正常生长发育(严键汉等,1985)。

通过研究SR-LTS土壤理化性质、微生物生态、土壤酶活性、土壤呼吸强度及土壤生物毒性的变化,探讨其对土壤环境的效应。

5.2.1.1 土壤理化性质变化

土壤是连接生物与非生物、有机与无机物质的重要枢纽,与人类关系十分密切,是人类赖以生存的物质基础。人类生活上所需要的物质,绝大部分都是从土壤中生长出来的。因此,创造良好的土壤环境条件,满足植物正常发育条件是非常重要的。土壤被污染后,不仅土质变坏,造成作物减产,更严重是土壤中的污染物质可通过食物链在畜禽体内积累,直接危害人体健康和畜禽的发展。

沈阳 SR-LTS 的进水成分复杂, 污水进入土壤后, 使土壤中有有机质、K-N、 NO_2^- -N 含量大于以河水为主要灌溉水源的浑浦灌区和以井水灌溉为主要灌溉水源的胡台灌区。

沈阳 SR-LTS 与对照区的土壤性质比较见表 5-1。

表 5-1 沈阳 SR-LTS 与对照区的土壤性质比较

单位: mg/kg (除 pH 值及表中注明外)

项 目	浑浦灌区水稻土		胡台灌区水稻土		张士灌区水稻土		SR-LTS 灌区水稻土	
	A 层	B 层	A 层	B 层	A 层	B 层	A 层	B 层
pH 值	6.10	6.20	6.20	6.20	6.30	6.40	6.30	6.50
有机质/%	1.66	1.32	1.39	1.07	2.26	1.04	1.78	1.14
K-N	0.10	0.09	0.08	0.07	0.11	0.05	0.10	0.06
NH_4^+ -N	54.52	14.46	40.48	13.50	32.61	18.51	46.82	8.58
NO_3^- -N	0.723	0.126	0.640	1.326	11.831	2.100	1.464	1.875
NO_2^- -N	0.171	0.117	0.170	未检出	0.105	0.164	0.172	0.215
TP/%	0.056	0.052	0.032	0.024	0.008	0.042	0.054	0.051
酚	0.054	0.020	0.034	未检出	0.061	0.023	0.038	0.035
氰	0.177	未检出	0.075	0.074	0.141	0.098	未检出	未检出
油	40.72	23.76	微量	未检出	21.04	未检出	67.86	17.64

注: A 层为表层土壤 (0~20cm); B 层为下层土壤 (20~40cm)。

5.2.1.2 土壤微生物种群结构变化

在自然环境中, 土壤是微生物最活跃的场所之一。微生物在土壤中具有双重作用, 它既是土壤中物质转化的动力, 又是植物养分的储藏库。土壤微生物的群体结构、生态特征与其所生存的环境有密切关系, 主要受物理生活条件 (如水分、 O_2 、 CO_2 、温度、pH 值)、化学生活条件、营养物以及作为能源的各种基质的支配, 并受到共存微生物与其他动、植物间竞争作用和对抗作用所支配和控制。因此, 微生物的组成与活动情况是衡量生态系统各种功能是否正常的一个重要方面。通过土壤微生物的种类、数量及结构变化的分析, 可以对土壤质量进行评价。

在土壤中存在的主要微生物类群有细菌、固氮菌、真菌、放线菌、藻类、原生动物、病毒和噬菌体等各类微生物。细菌个体小, 数量大, 种类多, 分布最广, 而且繁殖迅速, 在土壤物质转化中起着重要作用。真菌是土壤微生物的重要成员, 虽然数量少, 但其生物量最大, 分布很广 (在 pH 值 2~9 范围内的微生物群落以真菌占优势), 而且在有机物质转化中起主导作用。放线菌的发育比较缓慢, 但在生态系统中的作用也很重要。许多放线菌分泌抗菌素或者产生溶解真菌和细菌的酶, 在微生物拮抗和土壤群体组成控制方面起主要作用。固氮菌是指土壤中的圆褐色固氮菌, 能固定大气中的 N_2 , 是植物氮素营养的主要来源。它利用植物根系的分泌物和纤维素分解的代谢产物 (单糖和有机酸) 为碳源, 利用土壤空气中的 N_2 为氮源。在通气状况不良的土壤中, 主要存在厌气性自生固氮菌, 如丁酸细菌的巴氏梭菌 (*Clostridium pastenriaum*), 它能利用各种糖类为碳源, 但不能利用纤维素, 对氮源选择性不强, 无机或有机含氮化合物和 N_2 均能利用 (翁酥颖等, 1985)。

在沈阳 SR-LTS 研究中, 对不同生态条件下的细菌、固氮菌、真菌和放线菌的数量与分布进行了如下试验。

(1) 土壤微生物数量的季节变化 沈阳 SR-LTS 水稻土不同季节的微生物数量变化见表 5-2。由表可看出, 水稻土 A、B 层土壤中, 微生物的数量因季节而异。细菌最为明显, 其数量为 7 月 > 5 月 > 10 月, 7 月为 $10^{11} \sim 10^{12}$ 个/g 干土, 要比 5 月和 10 月的 10^8 个/g 干土高出 3~4 个数量级。这是由于 7 月份气温高, 湿度大, 适宜细菌生长发育条件, 其他三个类群不太明显。

表 5-2 沈阳 SR-LTS 水稻土不同季节的微生物数量变化 单位: 个/g 干土

采样时间	土层	细菌	固氮菌	真菌	放线菌
1988 年 5 月	A 层	9.01×10^7	4.86×10^6	1.12×10^4	8.92×10^4
	B 层	5.38×10^7	3.93×10^6	0.75×10^4	9.75×10^4
1988 年 7 月	A 层	2.17×10^{11}	7.44×10^6	2.00×10^4	1.59×10^5
	B 层	1.82×10^{11}	1.01×10^7	1.96×10^4	7.26×10^4
1988 年 10 月	A 层	2.18×10^7	2.85×10^6	3.98×10^4	4.41×10^5
	B 层	1.98×10^7	2.27×10^6	0.70×10^4	1.12×10^5
1989 年 4 月	A 层	2.33×10^8	1.70×10^7	1.98×10^4	1.23×10^6
	B 层	3.63×10^7	5.26×10^6	0.99×10^4	1.13×10^6
1989 年 7 月	A 层	3.68×10^{12}	4.99×10^6	1.06×10^4	5.37×10^5
	B 层	3.51×10^{12}	1.78×10^6	1.16×10^4	9.01×10^5
1989 年 10 月	A 层	1.73×10^6	4.98×10^5	1.61×10^3	7.52×10^4
	B 层	2.22×10^6	1.84×10^5	5.58×10^2	1.40×10^5

注: A 层为表层土壤 (0~20cm); B 层为下层土壤 (20~40cm)。

(2) 土壤微生物的垂直分布 各类土壤都有一定的剖面构型, 由一系列不同性质和质地的土层构成。土体内物质的迁移过程, 不仅在土壤各组成成分之间, 也在各土层之间进行。因此, 土壤质量评价包括土壤表层, 以及有着物质和能量流动和交换作用的其他土层。

在沈阳 SR-LTS 土壤、河水灌溉的浑浦灌区和污水灌溉的张士灌区的土壤中, 细菌、真菌、放线菌和固氮菌数量均是 A 层 (0~20cm) > B 层 (20~40cm) > C 层 (40~80cm) > D 层 (80cm 以下), 尤以细菌减少幅度最大。图 5-1~图 5-4 分别显示了 SR-LTS 水稻土与对照土中细菌、固氮菌、真菌和放线菌数量的垂直分布。

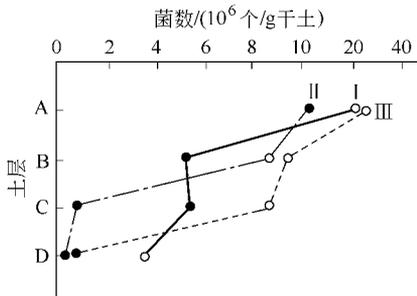


图 5-1 SR-LTS 水稻土与对照土中细菌数量的垂直分布
I—浑浦灌区水稻土; II—SR-LTS 水稻土;
III—张士灌区水稻土

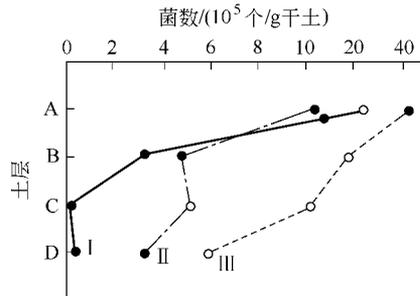


图 5-2 SR-LTS 水稻土与对照土中固氮菌数量的垂直分布
注: I~III 同图 5-1。

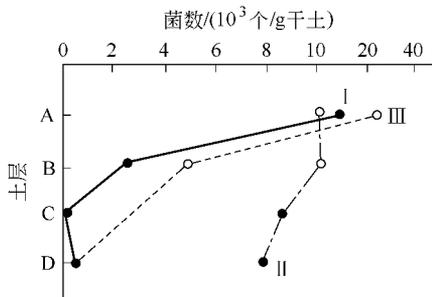


图 5-3 SR-LTS 水稻土与对照土中真菌数量的垂直分布
注: I~III 同图 5-1。

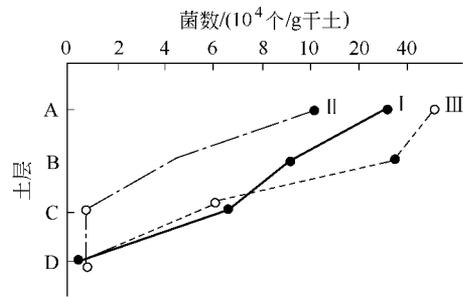


图 5-4 SR-LTS 水稻土与对照土中放线菌数量的垂直分布
注: I~III 同图 5-1。

(3) SR-LTS 与对照土壤微生物数量的比较 沈阳 SR-LTS 土壤、河水灌溉的浑浦灌区、井水灌溉的胡台灌区和张士灌区中的细菌、固氮菌、真菌和放线菌测定结果示于图 5-5 和图 5-6。由于细菌数量大、种类多和繁殖迅速，所以在四种土壤 A 层中细菌数量大致相近。因为胡台清水灌区不受有毒物质的抑制，张士灌区是污水灌溉，污水中氮、磷营养丰富，长期生活在污染条件下的微生物能产生拮抗作用，抗性菌能够大量繁殖，因而细菌数量上很接近。但在微生物种类上会发生很大变化。真菌数量与土壤 pH 值有关，放线菌数量则与土壤湿度有关，因而真菌、放线菌的数量有一定差异。

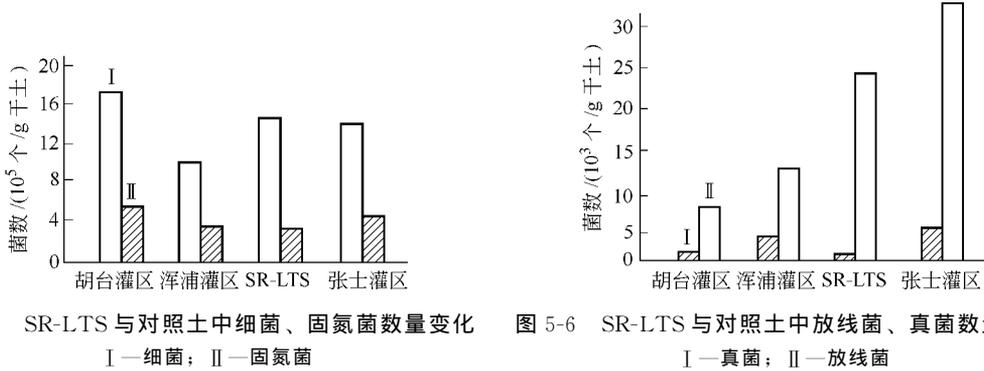


图 5-5 SR-LTS 与对照土中细菌、固氮菌数量变化 图 5-6 SR-LTS 与对照土中放线菌、真菌数量变化
I—细菌；II—固氮菌 I—真菌；II—放线菌

(4) SR-LTS 与对照土壤细菌各生理类群数量比较 在沈阳 SR-LTS 研究中着重测定了氯化细菌、硫化细菌、有机磷细菌、无机磷细菌、好气性纤维素分解菌、厌气性纤维素分解菌和芳香族化合物分解菌的数量。不同灌区土壤 A 层中各类生理类群微生物的数量比较见表 5-3。其中起氯化作用的氯化细菌和起硫化作用的硫化细菌 SR-LTS 明显高于其他灌区，而使芳香族化合物分解成 CO₂ 和 H₂O 的芳香族化合物分解菌的数量低于对照区。

表 5-3 不同灌区土壤 A 层中各类生理类群微生物的数量比较 单位：个/g 干土

灌区	氯化细菌	硫化细菌	有机磷细菌	无机磷细菌	好气性纤维素分解菌	厌气性纤维素分解菌	芳香族化合物分解菌
胡台	2.17×10 ⁷	0.25×10 ²	1.19×10 ⁶	7.11×10 ⁵	0.06×10 ²	0.08×10 ²	1.48×10 ²
SR-LTS	5.87×10 ⁷	1.60×10 ²	1.16×10 ⁶	1.01×10 ⁶	0.16×10 ²	0.08×10 ²	0.88×10 ²
浑浦	1.76×10 ⁷	7.00×10 ²	6.82×10 ⁵	1.35×10 ⁶	1.65×10 ²	0.09×10 ²	0.10×10 ²
张士	3.02×10 ⁷	2.00×10 ²	1.27×10 ⁶	6.90×10 ⁵	0.03×10 ²	0.05×10 ²	2.26×10 ²

(5) SR-LTS 运行前后土壤微生物数量的比较 图 5-7 反映了沈阳 SR-LTS 土壤 A 层中微生物数量的变化。从图中可知，沈阳 SR-LTS 土壤中的细菌、固氮菌、真菌和放线菌的数量在 1987~1989 年的运行期间没有显著变化，它们几乎在同一水平范围内变动。这是由于微生物中某些种群对环境的适应性或对污染物有一定的拮抗作用。在 SR-LTS 土壤中，微生物种群会发生显著变化。

5.2.1.3 土壤生化活性变化

在土壤发生与发育、土壤肥力形成、土壤净化和生态系统的物质与能量循环等过程中，土壤的生物化学性质起重要作用。它与微生物一起推动着碳、氮、硫、磷等物质的转化，直接影响作物的生长。污水进入土壤后，改变了土壤的微环境，在土壤的生化性质与污染物之间发生了相互作用和相互影响（郑洪元等，1982）。土壤生化活性是一个综合指标，它包含土壤呼吸作用、土壤诱变活性、土壤有机物降解率、土壤酶活性等。

(1) 土壤酶活性比较 土壤是一个活的生态系统，这个体系的一切生物化学过程都是在酶的作用下进行的。所谓土壤酶是指土壤中的聚积酶（即胞外酶），是在没有微生物繁殖

发生的情况下，在土壤里存在的具有活性的蛋白质。它包括：在细胞外执行催化功能，自由存在于土壤溶液里或固定在无机或有机物组合上的酶；存在于细胞碎片内的酶；存在于死细胞或存在于具有生命力，但不进行增殖的细胞内的酶。迄今，在各类土壤中已经确定了 350 种酶。

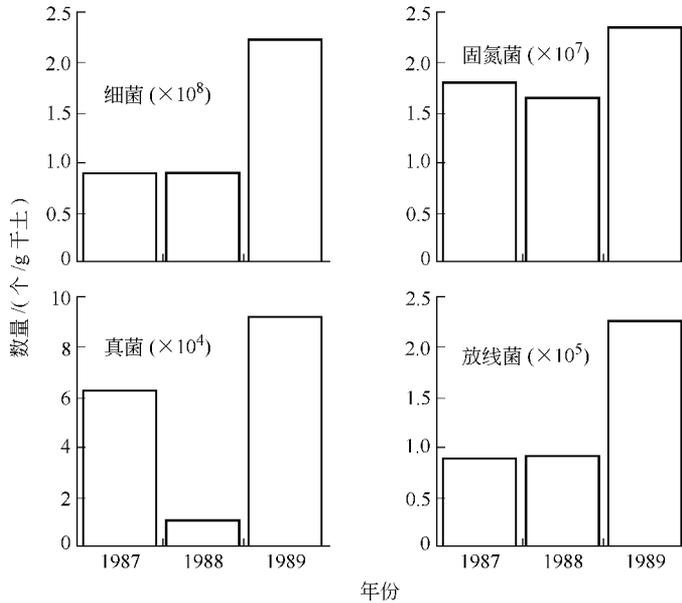


图 5-7 沈阳 SR-LTS 土壤 A 层中微生物数量的变化

脱氢酶能催化氧化还原反应，对有机物的分解、转化起着重要作用，它的最适 pH 值为中性。蔗糖酶活性与土壤中水溶性有机质含量和微生物数量及其活动能力呈正相关，它能反映土壤的肥力水平和生物学活性强度。脲酶是土壤氮循环的关键酶，它是一种酰胺酶，能酶促有机质分子中肽键水解。其活性与土壤中微生物数量、有机质含量、全氮和速效氮含量呈正相关，还与土壤水分、湿度、pH 值等有关。过氧化氢酶能酶促过氧化氢分解为水和分子氧，在生物呼吸过程中和有机质的各种生物化学氧化反应中起着重要作用，可作为土壤肥力和有机物自净能力的指标。

① SR-LTS 与对照土壤酶活性的比较 从表 5-4 不同灌区土壤 A 层中酶活性的比较可见，沈阳 SR-LTS 土壤的脲酶和蔗糖酶活性比胡台的低很多，而两种土壤的脱氢酶、过氧化氢酶几乎相同。在比较的四个灌区中，SR-LTS 土壤的脱氢酶和过氧化氢酶活性最高，而蔗糖酶活性最低。

表 5-4 不同灌区土壤 A 层中酶活性的比较

灌区	脱氢酶 /(TPF, mg/g) ^①	脲酶 /(NH ₄ ⁺ -N, mg/100g)	蔗糖酶 /(Glu, mg/g) ^②	过氧化氢酶 /(H ₂ O ₂ , mg/g)
胡台	0.016	35.79	25.42	2.45
SR-LTS	0.020	28.42	12.50	2.50
浑浦	0.011	57.90	14.96	1.90
张士	0.014	24.74	14.69	1.50

① TPF 为三苯基四氮唑；② Glu 为葡萄糖。

② 土壤酶活性垂直变化 土壤微生物区系的垂直分布受土壤的发育程度、土壤环境及根系分布等影响很大。即便是在同一林地，土壤酶的垂直分布也有很大差异。沈阳 SR-LTS

调节系统林地的 A 层 (0~20cm)、B 层 (20~40cm)、C 层 (40~80cm)、D 层 (80cm 以下) 土壤酶活性的垂直变化示于图 5-8。土壤酶活性随土层的加深而减少, 与其他类型土壤酶的分布规律相同, 没有受到不良影响。

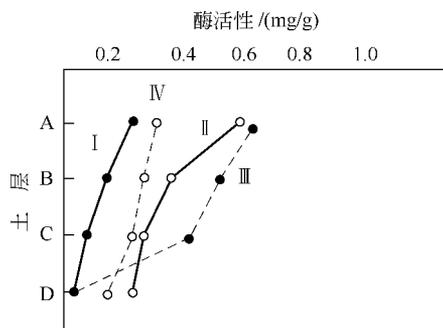


图 5-8 土壤酶活性的垂直变化
I—脱氢酶×0.1; II—脲酶×100;
III—蔗糖酶×10; IV—过氧化氢酶×10

(2) 土壤呼吸强度 土壤呼吸强度可以代表土壤微生物总活性。呼吸作用强弱与微生物数量、土壤有机质水平、氮、磷转化度、pH 值、中间代谢物等有关。一般以微生物的呼吸作用 (CO₂ 释放量) 为强度指标, 用来衡量土壤微生物的总活性。从表 5-5 中可见, A 层 (0~20cm)、B 层 (20~40cm)、C 层 (40~80cm)、D 层 (80cm 以下) 土壤的呼吸强度随土层深度加深而减少。从时间比较是 7 月 > 10 月 > 5 月。SR-LTS 运行后土壤呼吸强度比运行前略有增加。四个灌区土壤呼吸强度顺序为 SR-LTS > 张士灌区 > 浑浦灌区 > 胡台灌区。

表 5-5 SR-LTS 水稻土与对照土呼吸强度比较 单位: CO₂ mg/g

采样地点	土层深度	1987 年	1988 年			1989 年		
		5 月	4 月	7 月	10 月	4 月	7 月	11 月
浑浦灌区水稻土	A	0.11	0.40	0.38	0.41	0.20	0.21	0.19
	B	—	0.26	0.14	0.34	0.12	0.12	0.11
	C	—	—	—	0.30	—	—	0.09
	D	—	—	—	0.27	—	—	0.07
SR-LTS 水稻土	A	0.23	0.40	0.61	0.59	0.37	0.37	0.76
	B	—	0.11	0.30	0.42	0.10	0.36	0.68
	C	—	—	—	—	—	—	—
	D	—	—	—	—	—	—	0.22
张士灌区水稻土	A	0.17	0.33	0.63	0.52	0.19	0.47	—
	B	—	0.25	0.29	0.39	0.11	0.15	0.15
	C	—	—	—	0.19	—	—	0.14
	D	—	—	—	—	—	—	0.07
胡台灌区水稻土	A	—	—	—	—	0.20	0.33	0.18
	B	—	—	—	—	0.06	0.18	0.09
	C	—	—	—	—	—	—	0.06
	D	—	—	—	—	—	—	0.03

(3) 土壤生物毒性 对沈阳 SR-LTS 土壤及对照区土壤进行了蚕豆根尖细胞微核试验。不同灌区土壤污染状况的比较 (图 5-9) 结果表明, SR-LTS 土壤的污染指数 (PI) 比胡台的高 0.6 个单位, 超出了清洁土壤等级的上限, 但仍比张士灌区土壤要好得多。

5.2.2 水体环境效应

5.2.2.1 水体环境的卫生学指标

(1) 细菌总数 细菌分布与环境条件密切相关。各种细菌都有自身的生理特性、营养要求和繁殖条件。因此, 在不同的环境条件下, 细菌繁殖状况亦不同。生活污水中, 营养丰富, 腐生菌大量繁殖, 其中包括许多肠道致病菌, 如霍乱、伤寒、痢疾等。在有

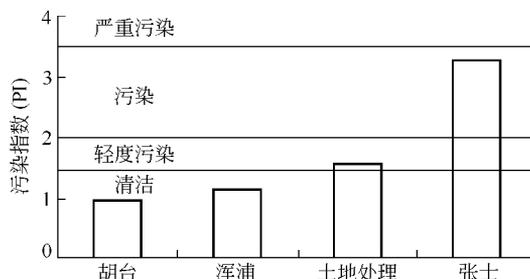


图 5-9 不同灌区土壤污染状况的比较
(根据蚕豆根尖细胞微核试验 MCN 测定)

些水体中还存在一些病毒如肝炎病毒等,危害人体健康。水中的细菌总数与水的污染状况之间有一定的关系,细菌总数越多,表示水体污染状况越严重,但并不能直接说明是否有病原菌的存在,只能反映水体受到生物性污染的程度。一般认为,1mL 水中的细菌总数为 10~100 个表示极清洁水,100~1000 个表示清洁水,1000~10000 个表示不太清洁水,10000~100000 个表示不清洁水,100000 个以上表示极不清洁水(张志杰,1990)。

沈阳 SR-LTS 进水细菌总数为 6.12×10^7 个/mL,出水 6.2×10^5 个/mL,平均去除率为 99%,细菌总数明显减少。而霍林河 SR-LTS 进水的细菌总数为 2.6×10^4 个/mL,出水达到 1.3×10^3 个/mL,净化率达 95%,按以上的生物性污染程度划分,水质由原来的不清洁水提升到不太清洁水的程度。

(2) 总大肠菌群和粪大肠菌群 在水环境中生活着无数微生物,其中大多数是细菌,有些是病原微生物。水体中的病原微生物主要有沙门菌属、志贺菌属、霍乱弧菌、脊髓灰质炎病毒、肝炎病毒等。水体中病原菌数量较少,水的细菌性污染主要是粪便污水排放引起的。来自粪便的病原菌几乎都是和大肠菌相似的厌(好)氧性菌,检验方法又比较复杂。因而,可选择肠道正常的细菌-大肠菌群存在作为粪便污染指示菌,只有在特殊情况下才需做病原菌检查。

大肠菌群寄生于人和动物肠道中,其中人类粪便中数目最多。每人每日可从粪便中排出 $5 \times 10^{10} \sim 100 \times 10^{10}$ 个。这里所指的总大肠菌群是一群需氧及兼性厌氧,能在 37℃ 生长并能发生乳糖发酵,在 24h 内产酸产气的革兰阴性无芽孢杆菌,而能在 44.5℃ 下生长的菌为粪大肠菌。我国现行《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—85) 中规定总大肠菌群数为 3 个/L。经过净化加氯消毒后作为生活饮用水源水时总大肠菌群不得超过 1×10^3 个/L。国家《农田灌溉水质标准》(GB 5084—92) 规定生吃水果收获前一星期灌溉水中大肠菌群小于 1×10^4 个/L。

沈阳 SR-LTS 中进水大肠菌群为 6.6×10^9 个/L,经过土地处理后出水为 1.6×10^6 个/L,净化率达到 99%。霍林河 SR-LTS 进水大肠菌群数为 7.79×10^5 个/L,出水为 3.09×10^4 个/L,净化率达到 96%,粪大肠菌净化率同样达到了 95% 以上。结果表明系统不会对环境造成生物污染和不良影响。

5.2.2.2 生态毒理指标

生态毒理试验是对环境中存在的污染物进行毒理研究和安全评价,探讨环境污染物危害人体健康的早期诊断指标,以便可靠地确定污染物的安全阈值,为早期发现环境污染物对人体健康的损害和采取防护措施提供依据。生态毒理试验主要采用生物监测方法,它包括对生态环境变化,生物个体急性、亚急性、慢性的毒性测定,生物的生理生化分析,有毒污染物在生物体内循环运转分析,个体生态状况以及群落生态结构变化分析。监测和评价方法有鱼类毒性试验、发光菌毒性试验、紫露草花粉母细胞试验和蚕豆根尖微核试验等技术。

在沈阳 SR-LTS 中主要采用以下几种方法评价该工程对生态系统的影响和生态反应。

(1) 发光菌法检测污水的急性毒性 检测水质急性毒性的发光菌法已列为国家标准方法(国家环保局,1993)。发光细菌中的 FMNH₂ 和醛类在胞内荧光素酶催化作用下,氧化生成 FMN、酸和水,释放出肉眼可见的蓝绿色荧光。当有毒化学品存在时,发光过程受到干扰或阻碍,引起荧光强度改变,通常以相对抑光率或 EC₅₀ (抑光率为 50% 的毒物浓度) 表征。采用生物发光光度计或生物毒性测定仪测定,可使细菌发光检测更为简便和易于操作。发光菌法具有较好的剂量-响应关系,能获得可重复和可再现的试验结果,重现性大约在 13%~26%,是检测污水急性毒性的一种好方法(顾宗濂,1983、1987)。

如用相对发光强度表示样品的生物毒性,则相对发光强度越大,样品的生物毒性越小,相对发光强度越小,样品的生物毒性越大。利用 T₃ 发光菌 (*Photobacterium phosphoreum*)

测定沈阳 SR-LTS 进出水的生物毒性的结果示于图 5-10。与蒸馏水（对照）的发光强度（100%）相比，预处理进水（17.94%）和出水（42.10%）的发光强度表明它们的毒性都很高。沈阳 SR-LTS 出水的相对发光强度为 98.4%，非常接近对照水平，表明其没有毒性。

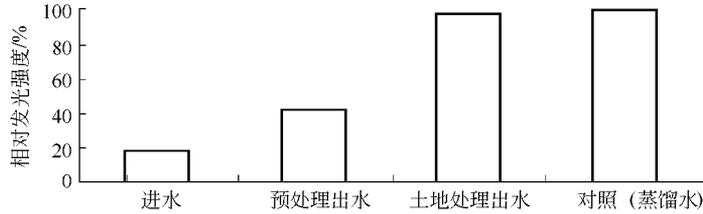


图 5-10 用发光菌 T₃ 测定沈阳 SR-LTS 进出水的生物毒性

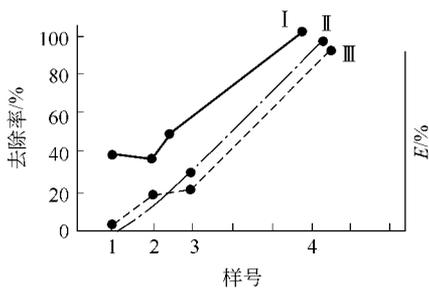


图 5-11 各取样点 BOD₅、COD 去除率与发光菌相对发光强度的比较
 1—SR-LTS 进水；2—沉淀池出水；
 3—预处理出水；4—SR-LTS 出水
 I—T₃ 相对发光强度；II—BOD₅；III—COD

BOD₅、COD 是反映有机污染程度的传统综合指标，而发光菌相对发光强度大小表示水环境对发光菌的综合毒性。各取样点 BOD₅、COD 去除率与发光菌相对发光强度的比较见图 5-11。结果表明 BOD₅、COD 净化率与 T₃ 发光菌相对发光强度的变化趋势相一致。BOD₅、COD 和相对发光强度都可作为评价水环境综合污染程度的重要指标。

(2) 污水生物系统法评价污水的慢性毒性 早在 1909 年德国学者 Kolkwitz 和 Marrson 根据微型生物群落特征作为指示生物，把污染河流分为寡污带、α-中污带、β-中污带和多污带，建立了污水生物系统法并对水体污染和净化程度进行了评价（林昌善，1986）。用污水生物系统法对沈阳 SR-LTS 处理效果进行了监测性研究，选择了沉淀池、稳定塘、测渗沟、养鱼池四个采样点，共观察到 50 种微型生物，四个样地每取 1000mL 水经显微镜计数得到的种类和种的个体数见表 5-6。在不同的污染水体中产生不同的藻类区，是污水自净过程中的一种特殊表征。污水系统法中强污染带还原过程占优势，厌氧分解产生大量 H₂S 和 NH₃，使水产生恶臭，此污染带以蓝绿藻为主，也可以看到有大量的近轴藻。沉淀池进水、出水中存在上述藻类，水恶臭，并显灰黑色，故可判定为强污染带。

表 5-6 四个样地每取 1000mL 水经显微镜计数得到的种类和种的个体数

种类	名称	沉淀池出水	稳定塘出水	侧渗沟出水	养鱼池出水
桑椹藻	<i>Pyrobotrys minima</i>	76	10		1
小球藻	<i>Chlorellavulgaris</i>	29	29	2	57
四鞭藻	<i>Carteria Dies</i>	28	7		4
近轴裸藻	<i>Euglena prexima</i>	40	55	1	7
小球衣藻	<i>Chlamydomonas microsphaera</i>	58	14	2	91
长绿梭藻	<i>Chlorogonium clongatum</i>	5			
四尾栅藻	<i>Scenedesmus quadricauda</i>				7
四集藻	<i>Quadrigula chodati</i>	1			
实球藻	<i>Pandorina morum</i>	2	14		3
星杆藻	<i>Asterionella</i>		1	2	
舟形硅藻	<i>Navicula</i>	23	278	13	3
球衣藻	<i>Chlamydomonas globosa</i>	20	327		
嗜蚀隐藻	<i>Cryptomonas erosa</i>	10			16

续表

种 类	名 称	沉淀池出水	稳定塘出水	侧渗沟出水	养鱼池出水
肘状针杆藻	<i>Synedra ulna</i>	23	112	600	46
卵形隐藻	<i>Cryptomonas ovata</i>	17		1	
空球藻	<i>Eudorina elegans</i>	105	37		
新月鼓藻	<i>Closterium</i>	1			
德巴衣藻	<i>Chlamydomonas debarjana</i>	12	13		
平裸藻	<i>Euglena deses</i>	1		12	16
绿辐藻	<i>Chlorobrachis</i>				5
沟钟虫	<i>Vorticella convallaria</i>		3	1	
变形滴虫	<i>Monas amoebina</i>	11	1		
聚屋滴虫	<i>Oikomonas socialis</i>	1			
囊裸藻属	<i>Tracholomonas</i>	3			
纤维藻	<i>Ankistrodesmus cord</i>	3	2		
尖针杆藻	<i>Synedra acus</i>	1	3	3	2
蓝藻	<i>Cyanophyceae</i>	2	2	1	3
斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	213		1	2
根鞭目	<i>Cercomonas cressicauda</i>	213		1	2
斜管虫	<i>Genus chilonellastrand</i>		3	3	
漫游虫	<i>Lionotus</i>		2		
等片藻	<i>Diatoma</i>		1		
草履虫	<i>Paramecium caudatum</i>		1		
膜袋虫	<i>Cyclidium muscicola</i>		1		
匣壳虫	<i>Centropyxis aculeate aculeata</i>		1		
小环藻	<i>Cyclotella bodanica</i>		1		
脆杆藻	<i>Fragilaria capucina</i>		1		
映毛虫	<i>Cinetochilum mangaitacuem</i>			1	
波豆虫	<i>Bodo</i>				2
美丽小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>				2
气球屋滴虫	<i>Oikomonas</i>				2
美丽星杆藻	<i>Asterionella formosa</i>				1
颤藻属	<i>Oscillatoria</i>				2
针状蓝纤维藻	<i>Dactylococcopsis acicularis</i>				232
异端藻	<i>Comphonema</i>				3

在 β -中污带中, 硅藻大量增加, 衣藻含量丰富, 而且有大量浮游动物。据养鱼池监测结果表明, 鱼池出水属于这一污染带。

在寡污染带中, 水质与河流上游和清洁的小溪水质相似, 有大量硅藻出现, 侧渗沟属于此类。

(3) 用微核技术监测致突变作用 植物细胞在分裂时染色体要进行复制, 在复制过程中常会发生断裂, 其断片在正常情况下能自行复位愈合, 细胞可以维持正常生活。如果在细胞分裂时受到外界诱变因子的作用, 不仅会阻碍染色体片断的愈合, 而且有随诱变因子作用使断裂程度加重的趋势。在细胞分裂中会出现一些染色体片断, 这些片断由于不具有着丝点而不受纺锤丝牵动, 游离在细胞质中。当新的细胞核形成时, 这些片断就独自形成大小不等的小核, 即所谓微核。由于产生的微核数量与外界诱变因子的强弱成正比, 所以可以用微核出现的千分率来评价环境诱变因子对生物遗传物质影响的程度, 即对生物毒害和破坏程度。

微核技术是一种快速、简便的遗传毒理监测方法。紫露草微核技术和蚕豆根尖微核监测技术已在全国推广应用。1980年开始选择鱼纲、两栖纲、爬行纲、鸟纲中的12种动物的血、骨髓等有核细胞进行微核技术研究。本文选择了对诱变物反应敏感的松兹青皮蚕豆(陈光荣等, 1986)和鲢鱼作为试验材料的微核试验。

① 蚕豆根尖细胞微核试验 沈阳SR-LTS进水、沉淀池出水和SR-LTS出水于1987~1989年经5次蚕豆根尖细胞处理试验。每一次处理观察三个根尖, 每个根尖计数1000个细

胞中的微核数(‰)。其监测样品污染程度的划分用污染指数判别。

$$\text{污染指数(PI)} = \frac{\text{样品实测 MCN(微核)\%平均值}}{\text{标准水(对照组)MCN\%平均值}}$$

污染指数在 0~1.5 之间为基本无污染; 1.5~2 之间为轻污染; 2~3.5 之间为中污染; 3.5 以上为重污染。凡数值在上、下限值时定为上一级污染。

用蚕豆根尖细胞测定的土地处理系统进出水的生物毒性见图 5-12。从图中可以看出, 沈阳 SR-LTS 进水、预处理出水污染指数分别为 5.74 和 4.74, 为重污染, 显示出较高的生物毒性, 而出水为 1.34, 属于清洁水。SR-LTS 处理后的污水达到清洁水程度, 对植物没有致畸危害。

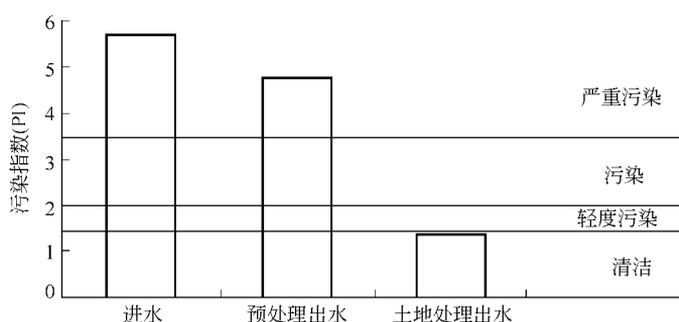


图 5-12 用蚕豆根尖细胞测定的土地处理系统进出水的生物毒性

② 鲢鱼外周血细胞微核试验 经过连续 3a 测定 SR-LTS 出水鱼池放养的鲢鱼外周血微核率(MCN)的变化, 结果见表 5-7。放养后的鲢鱼外周血微核率增加, 可能是鲢鱼个体大小和少量难降解有机污染物影响的结果。

表 5-7 鲢鱼外周血微核率(MCN)的变化

养殖前/‰	养殖后/‰	增加倍数
—	3.0~7.0	—
4.72	21.00	4.45
1.67	10.44	6.25

(4) 鲢鱼生理生化影响 将鲢鱼分成两组, 分别在 SR-LTS 出水和清水(对照)中养殖。两个月后做血液化验, 结果表明两组鱼的红细胞和白细胞计数及血色素均属正常。虽然血液化验结果表明 SR-LTS 出水养殖的鲢鱼健康状况良好, 但两组鱼的红细胞计数和血色素存在明显差异。土地处理出水对鲢鱼的生化影响见表 5-8。

表 5-8 土地处理出水对鲢鱼的生化影响

处 理	红细胞计数/(10^3 /mL)	白细胞计数/(10^3 /mL)	血色素/(g/L)
清水(n=10)	105.1±8.4	6.25±0.86	8.35±0.31
出水(n=21)	129.9±7.8	7.06±0.53	9.02±0.15
差异显著性	$p < 0.02$	$p > 0.1$	$p < 0.05$

沈阳 SR-LTS 污水的综合指标、营养指标和毒性指标分别见表 5-9~表 5-11。

表 5-9 SR-LTS 污水综合指标

水 样	BOD ₅	COD	SS
进水浓度/(mg/L)	96.2	207.8	61
出水浓度/(mg/L)	2.2	22.3	19
净化率/%	97.7	89.3	68.9

表 5-10 SR-LTS 污水营养指标

水 样	NH_4^+-N	NO_3^--N	TP
进水浓度/(mg/L)	15.7	0.9	1.7
出水浓度/(mg/L)	0.8	2.0	0.1
净化率/%	94.9	-122.2	94.1

表 5-11 SR-LTS 污水毒性指标

水 样	酚	氰	油	Pb	As	Hg	Cr	Cd
进水浓度/(mg/L)	0.124	0.022	9.80	0.240	0.012	0.0070	0.054	0.062
出水浓度/(mg/L)	0.002	0.005	0.02	0.014	0.009	0.0002	0.020	0.003
净化率/%	98.4	77.3	99.8	94.2	25.0	97.1	63.0	95.2

沈阳 SR-LTS 的承接水体为细河，按照地表水水域的使用目的和保护目标划分的五级地表水环境质量标准 [《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)]，细河水质属于第 V 级，其功能是适用于农业用水河一般的景观要求。因此，只有沈阳 SR-LTS 出水水质优于 V 级地表水水质标准，才能保证细河河水水质达到原有的使用目的。沈阳 SR-LTS 排出渗滤水达到的质量等级见上篇表 1-5。

从上篇表 1-5 可见，土地处理出水水质均到达或超过国家规定的地面水标准，说明该系统出水排入承接水体完全可行，不会影响承接水质现状和使用功能。其中，出水中 K-N、COD 指标达到 V 级标准，其他指标分别达到 IV 级 (TP、DO)、II 级和 I 级 (酚、CN 等) 水质标准。然而，沈阳西部城市污水中含有一些难降解的“三致”有机物，在地面水水质标准中未反映出来。

5.3 农产品的生物学影响

污水中的氮、磷等多种营养元素可以被农作物生长所利用。但是，污水中有害成分或营养成分过多会使作物产生生理中毒，影响作物正常生长发育，造成作物减产，种子退化，农产品品质下降。

5.3.1 水稻生物学质量评价

沈阳 SR-LTS 与对照区水稻考种和测产结果见表 5-12，水稻籽实外观品质与蒸煮食用品质、籽实中氨基酸测定结果和籽实化学成分分别见表 5-13~表 5-15。

表 5-12 沈阳 SR-LTS 与对照区水稻考种和测产结果

采样地点	籽实重/(kg/m ²)	籽实/茎秆	精米重/(kg/m ²)	出米率/%	产量/(kg/hm ²)
胡台灌区	0.825	1.06	0.596	72.2	8242
浑浦灌区	0.775	1.07	0.566	73.0	7748
张士灌区	0.810	1.01	0.607	75.0	8075
SR-LTS	0.860	1.19	0.640	74.4	8625

表 5-13 水稻籽实外观品质与蒸煮食用品质

采样地点	外观品质			蒸煮食用品质	
	垩白粒率/%	垩白面积/%	透明度	糊化温度/℃	胶稠度
胡台灌区	45	2	半透明	6	软
浑浦灌区	45	2	半透明	6	软
张士灌区	24	2	半透明	6	软
SR-LTS	42	2	半透明	6	软

表 5-14 水稻籽实中氨基酸测定结果

单位: mg/100g

种类	胡台灌区	浑浦灌区	张士灌区	SR-LTS灌区	种类	胡台灌区	浑浦灌区	张士灌区	SR-LTS灌区
天冬氨酸	663	646	912	800	苏氨酸	229	251	328	284
丝氨酸	319	361	422	404	谷氨酸	1261	1353	1804	1579
甘氨酸	274	288	382	348	丙氨酸	437	448	579	520
缬氨酸	490	489	696	584	异亮氨酸	308	309	456	378
亮氨酸	586	625	831	745	酪氨酸	163	259	456	266
苯丙氨酸	345	370	489	441	赖氨酸	271	277	250	308
色氨酸	83	75	162	118	组氨酸	143	156	412	180
精氨酸	510	579	729	676	脯氨酸	298	267	188	294

表 5-15 水稻籽实化学成分

采样地点	葡萄糖 /(mg/g)	蔗糖 /(mg/g)	V _{B1} /(mg/g)	V _C /(mg/g)	V _B /(mg/g)	蛋白质/%	粗脂肪/%	淀粉/%	直链淀粉 /%
胡台灌区	0.611	5.857	2.28	未检出	未检出	6.62	0.95	75.9	16.42
浑浦灌区	1.224	4.286	2.74	未检出	未检出	7.00	0.69	73.7	17.19
张士灌区	0.808	4.286	3.61	未检出	未检出	8.00	0.71	74.5	16.92
SR-LTS	0.408	5.857	3.05	未检出	未检出	8.07	0.63	75.4	16.53

沈阳 SR-LTS 水稻在系统连续运行 3 年的过程中生长发育正常。SR-LTS 水稻与对照区水稻产量相当, 但精白大米的质量显示有一定差异。例如, 垩白粒率为: 对照区=浑浦灌区(河水灌溉区)>土地处理系统>张士灌区(污水灌溉区), 土地处理系统产出的水稻米质(垩白度) 低于浑浦灌区和胡台灌区的米质。

表 5-16 为大米中重点有机污染物含量。从表中的测定结果可见, 在 SR-LTS 系统中, 除了甲苯的含量明显高于其他灌区外, 其他污染物的含量在各灌区之间无显著差异。

表 5-16 大米中重点有机污染物含量

单位: mg/kg

化 合 物	胡台清灌	浑浦轻污灌	余良污灌	余良 SR-LTS
甲苯	0.53(0.003) ^①	0.70	0.85	3.86(0.006) ^①
乙苯	ND	0.021	0.017	0.012
酚	0.058	0.085	0.056	0.026
2,4-二甲酚	0.019	0.022	未检出	0.016
1,2,4-三氯苯	0.101	0.058	未检出	0.071
萘	0.010	0.045	0.017	0.028
萘烯	0.011	0.004	痕量	0.009
萘	痕量	痕量	痕量	痕量
芴	0.017	0.018	0.043	0.032
菲	0.10	0.04	0.15	0.19

① 括号中为试样经 4 个月储存后的再测定值。

5.3.2 树木生物量的影响

沈阳 SR-LTS 系统为多样化生态结构, 除了种植水稻外, 调节系统由垂柳、柳叶绣线菊、能源高粱、紫穗槐等植被构成, 以保持系统连续有效地运行。水稻晒田期间, 由调节系统负担处理污水。

(1) 垂柳 (*Salix babylonica*) 垂柳为 2 年生幼树, 林高 1.0~1.2m, 胸径 1.0~1.2m。经 3 年生长后, 其生长量见表 5-17, 株高增加 3m 左右, 1m 胸径增加 3~6cm。

表 5-17 垂柳生长量 (被测定株数为 12~26 株)

部 位	第 1 年	第 2 年	第 3 年
株高/m	1.7~2.0	2.0~2.5	4.0~5.0
1m 胸径/cm	1.83	3.5~4.0	4.2~8.0

(2) 紫穗槐 (*Smorpha fruticosa*) 栽植的 1 年生紫穗槐幼苗 (经平茬后移栽), 成活率 100%。当年 10 月平均每墩抽条 6 棵, 根茎达 1~17cm, 高度 1.2~2m。1988 年 10 月, 3 年生紫穗槐平均每墩抽条 11 棵, 高 1.8~2.2m, 根茎 1.5~2.2cm, 长势可观, 具有显著的经济效益。

(3) 柳叶绣线菊 (*Spiraea salicifolia*) 柳叶绣线菊因其耐水性较垂柳小得多, 在地下水水位高的水田内生长较差。出现叶面上有大量锈斑, 叶枯黄, 烂根的现象, 有的甚至枯死。但生长在较高地块上的柳叶绣线菊, 除叶上有锈斑外, 生长状态较好, 开花并生根繁殖。

(4) 对经济作物生长影响 能源高粱是生产糖、酒精的原料, 是一种有价值的经济作物。能源高粱生长初期生长缓慢, 后期生长迅速, 长势茁壮。对沈阳 SR-LTS 种植的甜高粱 (沈农甜杂 2 号) 分别做了两次生长量调查, 结果表明, 增大灌溉水量, 不但可以增加水处理强度, 还可促进能源高粱迅速生长, 在最大水力负荷条件下, 平均每穗产籽实 0.14kg, 折合 4410kg/hm², 接近对照试验地 4500kg/hm² 的产量。年产茎秆 6×10⁴kg/hm² 以上。土地处理系统能源高粱的平均糖度为 12%。由此可见, 在土地处理系统种植甜高粱, 可获得较好的生态效益和经济效益, 能源高粱在调节系统中可最大限度发挥作用。能源高粱生长量测定见表 5-18。

表 5-18 能源高粱生长量测定 (10 株平均值)

地 点	株 高/m		1m 胸径/cm	
	8 月 11 日	8 月 22 日	8 月 11 日	8 月 22 日
南片	1.918	2.65	2.76	3.04
北片	1.916	2.72	3.48	3.76

在霍林河森林型 SR-LTS 与对照区分别选 100~150 株树, 通过能源生物量测定 (表 5-19), 证明土地处理对树木生物量增加有明显效益。

表 5-19 生物量测定结果及对比 (生长量)

树种	树龄/a	调查株数 /m	海拔高度 /m	污水土地处理		对 照		二者差值	
				高生长/m	径生长/cm	高生长/m	径生长/cm	高生长/m	径生长/cm
杨树	7	100	840	4.14	3.56	3.56	2.89	0.58	0.76
	8	100	840	5.43	4.99	4.18	3.85	1.25	1.14
	8			1.29	1.34	0.62	0.96	0.67	0.38
落叶松	6	100	878	1.89	2.55	1.90	2.54	-0.01	0.01
	7	100	878	2.56	3.30	2.44	3.16	0.12	0.14
	7		878	0.67	0.75	0.54	0.62	0.13	0.13
樟子松	5	100	870	0.72	2.31	0.73	2.33	-0.01	-0.02
	6	100	870	0.85	4.30	0.91	3.13	-0.06	1.17
	6		870	0.13	1.99	0.18	0.80	-0.05	1.19
果树	3	60	849		2.23		2.19		0.04
	4	60	849		3.17		2.97		0.20
	4		849		0.94		0.78		0.16

5.3.3 对凤眼莲生长的影响

种植水生植物是净化污水的有效措施之一。在适宜的条件下, 凤眼莲 (*Eichhornia*

crassipes) 生长速度较快。凤眼莲与根系生物明显的协同作用,可以把氧气自叶输送到根部,扩散到周围水中,供水中微生物,尤其是根际微生物呼吸和分解污染物之用。其根部吸附大量的微生物和浮游生物,形成独特的物理、化学和生物环境,增加了系统运转稳定性,使不同种类污染物得以净化。凤眼莲是以半纤维素、纤维素为主要成分的活有机体,可作为猪饲料、农肥等。对其进行厌氧发酵,可以产生能源——沼气。沼气是一种非常有价值的生物能源。沈阳 SR-LTS 稳定池中引种了适应性很强、生长快的 20kg 凤眼莲植株。经过不到 4 个月的时间,已覆盖 660m² 水面,对净化污水等都起着很好的作用。

5.4 对人体健康的影响

由于污水中有机物的厌氧分解可能产生 H₂S、硫醇等异臭和有害气体,灌溉渠道水流缓慢处或渠内杂草丛生处易孳生蚊蝇,污灌物通过食物链进入人体等原因,都会对人体产生间接或直接的危害。如在沈阳、抚顺、吉林、广州、洛阳等地已报道污灌有增加致癌致畸的可能性;贵州锦江流域发现有慢性汞中毒的农民;吉林、洛阳、成都、浙江金华的皮肤病患者显著增加;兰州、江西大余居民肝炎、肾炎病显著上升(严健汉,1985)。因此,在污水土地处理区应及时检测作物中的毒物含量,预测对人体可能产生的危害作用,以防患于未然。

5.5 对地下水的影响

现阶段我国城市污水处理率仍然很低,大量未经处理的污水排入自然环境,引起生态环境不同程度的污染。长期以来,我国北方干旱、半干旱地区利用城市生活污水和工业污水灌溉农田取得了丰硕成果,积累了丰富的经验。但是,应清醒地认识到,如果对污染物的种类、数量及灌区的自然条件缺乏认真细致的调查研究,就可能出现地下水、土壤及农作物的严重污染,威胁人民的生活安全和身体健康。

污水土地处理系统实际上是一种具有多功能、多目标的生态系统工程。在实现污水资源化、无害化的过程中,坚持处理与利用相结合的方向,自始至终地把环境效益和环境质量控制问题放到重要的位置。在最大限度地减轻污水直接排入水体的污染负荷,防止地下水污染等次生环境问题的目标下,充分利用污水中的水、肥资源,达到提高生物产量,节约能源消耗的目的。

污染物在土壤中的迁移过程受污染物本身理化性质及其在土壤中发生的一系列物理、化学、生物学过程的影响。为了解进入土地处理系统中的污染物能否迁移到地下水,造成地下水的二次污染问题,有必要对污染物在土壤中的行为及其对地下水的影响开展进一步的试验研究和预测研究。

5.6 地下水水质评价

判定地下水水质是否改变,首先应了解天然条件下地下水水质状况。沈阳 SR-LTS 场地地下水受到多年污水灌田的影响,已无纯自然状态的地下水。为了客观分析地下水水质的变化,以沈阳地区地下水水质背景和污染起始值为基础进行评价。

鉴于污水成分的复杂性,同时,根据国内外地下水污染状况及其主要污染组分,选择以下组分分别评价。

5.6.1 营养指标

(1) 氮 在城市污水中氮的重要存在形式是 NH₄⁺-N,其次是有机氮,NO₃⁻-N、NO₂⁻-

N 含量甚微。在 SR-LTS 中氮主要通过硝化、反硝化、植物吸收及挥发过程去除。SR-LTS 对氮的去除效果最好, NH_4^+-N 去除率可达 94.59%, 渗滤水 $\text{NO}_3^- -\text{N}$ 浓度一般小于 1mg/L。因此, SR-LTS 出水氮不会污染地下水。但是, 在我国及国外一些灌区的研究中曾发现有污染地下水的情况出现。

(2) 磷 磷是植物的主要营养元素, 在 SR-LTS 中植物摄取是去除磷的重要机理。吸附或沉淀也产生于 SR-LTS 中。SR-LTS 对磷的去除率可达 94%, 下渗净化水中磷的浓度一般小于 1mg/L, 少数达几毫克每升, 一般不会构成对地下水的威胁。

5.6.2 微量有机化合物

在土地处理系统中, 微量有机化合物的主要去除机理是吸附、降解和挥发。有机物在 SR-LTS 中的去除机理及效果, 目前研究的不多。已有的研究表明有机化合物主要是吸附在土壤中的有机碳上, 这种吸附为生物降解提供了条件。为了解进入 SR-LTS 有机污染物能否迁移到地下水, 对位于试验区 8m 和 28m 地下水进行了有机污染物检测, 并选择该区居民饮用井水作为对照。结果表明, 多数优先有机污染物的含量与井水相比较未发现显著差异, 其中有些有机污染物如苯、氯苯、1,4-二氯苯、 γ -六六六的含量均低于水质建议标准值。只有少数化合物如硝基苯和 1,2,4-三氯苯的含量略高于饮用水。从目前结果来看, 在本试验区的水力负荷和输入污水中有机污染物浓度的条件下, 未发现该系统对地下水产生不良影响。

5.6.3 微生物

污水中微生物分三大类: 细菌、病毒和寄生虫。当污水通过土层时, 吸附、过滤、微生物降解起主要的去除作用。其中, 病毒的去除主要靠吸附。SR-LTS 去除细菌效果最好, 其净化水的细菌总数大多小于 12 个/100mL。一般垂直迁移 1.5m 土层, 细菌几乎可全部去除, 所以不会造成对地下水的污染。病毒则更容易去除。土地处理场地离地下水、供水水源地有足够的距离, 可以使其净化水经较长的水平迁移后, 达到饮用水标准, 否则可能会引起疾病的暴发。

5.6.4 重金属

土地处理系统中, 污水中重金属的主要去除作用是吸附、沉淀, 其次是络合。在沈阳 SR-LTS 中重金属去除率在 90% 以上, 85% 被截留在 0.5m 表层土壤里, 其净化水中的重金属含量大多数都比饮用水低。因此可以肯定, 土地处理 pH 值在 6.5 以上, 重金属不会对地下水水质造成影响。

综上所述, 就污水土地处理对地下水环境的影响而论, 氮的影响最大; 有机化合物是潜在污染物; 微生物可能影响场地附近的地下水, 而使其不符合饮用水标准; 磷不会对地下水造成不利的影 响; 重金属对地下水的威胁较小。

5.7 地下水背景调查及污染现状调查

沈阳市作为一个以重工业为主的综合性超大工业城市, 工矿企业排放大量废水、废气、废渣, 居民生活产生的污水、垃圾、粪便和烟尘, 农业生产中施用的大量农药和化肥等物质大量排入自然环境, 使沈阳市地下水受到了不同程度的污染。其中对地下水影响最大的工业废水和生活污水大部分未经处理而排入自然环境, 这些污水中都含有大量的有机物和无机盐类。

5.7.1 地下水背景值的确定

判定地下水水质是否改变, 是否受到污染, 首先应了解在自然条件下地下水水质状况, 即地下水背景值。但是, 试验区的地下水早已受到多年污水灌溉的影响, 自然状态下的地下水早已不复存在。为了具体分析地下水水质的变化并进行评价, 使用沈阳地区进行区域地下水水质评价时统计的背景值和污染起始值, 作为试验区的地下水水质背景值。各项指标背景值区间及污染起始值见表 5-20。

表 5-20 背景值区间及污染起始值

单位: mg/L

项 目	硬度	矿化度	NH ₄ ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	C ₆ H ₅ OH
污染起始值	216	600	0.1	176	110	40	31	0.002
背景值区间	46.65~ 219.48	未检出	0~1.15	29.51~ 172.68	0~109.12	0~52.48	0~31.12	0~0.00023
项 目	CN ⁻	Cr ⁶⁺	As	Cu	Pb	Zn	Ca	Hg
污染起始值	0.0015	0.001	0.005	0.007	0.009	0.05	0.00018	0.00026
背景值区间	0~0.0015	0	0~0.0053	0~0.007	0~0.009	0~0.05	0~0.00028	0~0.00026

5.7.2 地下水水质现状

5.7.2.1 试验布置及测定项目

沈阳 SR-LTS 由主系统、调节系统和辅助系统构成, 共占地 7hm², 其中主系统为水稻, 占地 5hm², 调节系统由林地和高粱组成, 占地 0.57hm², 辅助系统占地 1.43hm²。

在试验区内共有地下水监测孔 9 眼, 并在试验区外选取一些机电井和民用井作为监测点, 对这些井位进行 3 年水质监测。为了解处理系统进出水水质, 对处理系统的进水、出水等表水取样, 共计 165 组分析样, 分析项目包括 pH 值、硬度、矿化度、K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、NH₄⁺、HCO₃⁻、CO₃²⁻、SO₄²⁻、Cl⁻、NO₃⁻、NO₂⁻、COD_{Mn}、COD_{Cr}、C₆H₅OH、CN⁻、总镉、Cr⁶⁺、As、Cu、Pb、Zn、Cd、Hg、TN 等共计 27 项, 累计分析数据 5000 多个, 作为研究地下水水质状况的主要依据。

5.7.2.2 常量指标

(1) 硬度 处理系统地下水硬度一般为 20~300mg/L, 低于饮用水水质标准, 深层水硬度平均为 261.34mg/L, 超过背景上限, 说明地下水中无机盐含量已受到一定程度的改变。

(2) pH 值 处理系统 pH 值平均为 7.1, 稳定在 6~8 范围内。深层水 pH 值均在 6.5~8.0 之间。

(3) NO₃⁻ 总体上 NO₃⁻ 含量普遍较低, 深层水中 NO₃⁻ 平均值为 1.61mg/L, 远远低于背景上限。

(4) NH₄⁺ 及 NO₂⁻ 其检出率分别为 42.5% 和 42.1%, 主要集中在灌溉阶段。

(5) SO₄²⁻ 80% 的样品超过污染起始值, 除一次外均未超过饮用水标准, 深层水检出的平均值为 125.48mg/L, 超过污染起始值。

(6) Cl⁻ Cl⁻ 是地下水化学组分中相对稳定的成分, 检测含量超过了沈阳地区地下水背景含量的 2.5~5 倍, 说明地下水已受到相应污染, 深层水中 Cl⁻ 也受到了一定程度的污染, 含量为 88.8~183.1mg/L。

5.7.2.3 地下水微量成分

表 5-21 和表 5-22 分别显示了 LTS 地下水和深层水微量成分检出含量特征。地下水微量成分检出含量大部分超过背景上限, 含水层已受到污染。

5.7.2.4 地下水水质评价

评价地下水被污染的程度, 采用与背景值上限相比较的办法, 可以认为超过污染起始值即是受到了污染, 以每个分析成分的实测含量 r 与标准 R 之比, 作为衡量水质受污染的程度。 $K=r/R$ 越大, 则说明污染越严重。一个水样可能一部分项目未污染, 而另一部分项目受到了污染。根据每个单项 K 值的累加值大小, 综合评价水质受污染的程度。

为了综合评价地下水污染现状, 按照地下水和深层水分别进行平均, 作为处理系统地下水水质现状值进行评价指数计算。表 5-23 是处理系统地下水、深层水污染指数计算。表中

表 5-21 LTS 地下水微量成分检出含量特征

项目	检 出			超 背 景			超 标		
	数量 /个	检出率 /%	含量区间 /(mg/L)	数量 /个	检出率 /%	含量区间 /(mg/L)	数量 /个	检出率 /%	含量区间 /(mg/L)
Cu	56	70	0.001~0.02	8	10	0.007~0.02	0	0	—
Pb	56	70	0.001~0.14	23	28.75	0.009~0.14	4	5	0.053~0.14
Zn	77	96.25	0.014~0.82	72	90	0.05~0.82	0	0	—
Cr ⁶⁺	1	1.25	0.01	1	1.25	0.01	0	0	—
Cd	0	0	—	0	0	—	0	0	—
As	23	28.75	0.001~0.005	1.1	13.75	0.005	0	0	—
CN ⁻	78	97.5	0.0001~0.02	36	4.5	0.0015~0.02	0	0	—
酚	65	81.25	0.0002~0.0097	53	66.25	0.002~0.0097	53	66.25	0.002~0.0097
Hg	64	80	0.00008~0.0054	46	57.5	0.0003~0.0054	25	31.25	0.001~0.0054

表 5-22 LTS 深层水微量成分检出含量特征

项 目	检 出		超 背 景		超 标	
	数量/个	含量区间/(mg/L)	数量/个	含量区间/(mg/L)	数量/个	含量区间/(mg/L)
Cu	7	0.001~0.007	1	0.007	0	—
Pb	8	0.001~0.077	3	0.035~0.007	2	0.056~0.077
Zn	10	0.001~0.604	9	0.131~0.604	0	—
Cr ⁶⁺	1	0.01	1	0.01	0	—
Cd	0	—	0	—	0	—
As	3	0.0038~0.005	2	0.005	0	—
CN ⁻	9	0.0002~0.01	5	0.0015~0.01	0	—
酚	9	0.0008~0.007	—	0.002~0.007	—	0.002~0.007
Hg	6	0.0001~0.0028	3	0.000078~0.0028	2	0.0024~0.0028

表 5-23 处理系统地下水、深层水污染指数计算

项 目	地 下 水			深 层 水		
	平均含量 ^① /(mg/L)	评价标准	单指数 K	平均含量 ^① /(mg/L)	评价标准	单指数 K
NH ₄ ⁺	0.063	0.1	—	0.12	0.1	1.2
硬度	267.42	216	1.24	234.6	216	1.09
HCO ₃ ⁻	118.22	176	110	101	176	—
SO ₄ ²⁻	134.82	110	1.23	95.72	110	—
Cl ⁻	137.06	40	3.43	127.1	40	3.18
NO ₃ ⁻	10.15	31	—	1.26	31	—
NO ₂ ⁻	0.0137	0.01	1.37	0.028	0.01	2.8
COD _{Mn}	3.35	3	1.12	2.54	3	—
C ₅ H ₆ OH	0.00602	0.002	3.01	0.00167	0.002	—
总矿化度	522.81	600	—	464.15	600	—
CN ⁻	0.00242	0.0015	1.61	0.0013	0.0015	—
Cr ⁶⁺	0.00013	0.001	—	0	0.001	—
As	0.00104	0.005	—	0.0008	0.005	—
Zn	0.245	0.05	4.9	0.254	0.05	5.08
Cu	0.00262	0.007	—	0.0033	0.007	—
Pb	0.0104	0.009	1.16	0.009	0.009	1
Cd	nd ^②	0.00028	—	0	0.00028	—
Hg	0.00093	0.00026	3.58	0.00062	0.00026	2.38
pH 值	7.1	6.5~8.5	—	7.11	6.5~8.5	—
综合指数			22.65			16.73

① pH 值除外；② nd 为未检出。

数据如果以地下水污染指数按沈阳地区地下水污染程度分级标准, 22.65 属较重度污染, 深层水污染指数属中度污染。

应用生活饮用水水质评价指数进行处理系统地下水水质评价, 地下水水质较坏, 而深层水水质一般。

5.7.2.5 对地下水的影响和趋势分析

作为对照值, 将系统内潜水、承压水与具有 30a 污灌历史的张士灌区地下水、城市污染类型的地下水进行对比 (表 5-24), 其差别十分明显, 处理系统内的地下潜水的无机组分特征明显接近污灌区潜水特征, 说明其潜水已经受到污染, 但较表层潜水要轻得多。

表 5-24 各区地下水无机组分对比

项目	pH 值	硬度 /(mg/L)	矿化度 /(mg/L)	Na /(mg/L)	Ca /(mg/L)	Na/ Ca	HCO ₃ ⁻ /(mg/L)	SO ₄ ²⁻ /(mg/L)	SO ₄ ²⁻ / HCO ₃ ⁻	Cl ⁻ /(mg/L)	Cl ⁻ / HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻ /(mg/L)
对照区	6.64	142.56	257.11	18.67	38.28	0.49	82.26	32.77	0.40	54.35	0.66	26.26
系统内 潜水	7.10	267.42	522.81	75.50	64.13	1.18	118.22	134.82	1.14	137.06	1.16	10.15
系统内 承压水	7.15	7.40	348.74	22.40	55.84	0.40	90.22	56.52	0.62	99.90	1.11	1.52
污染区	6.34	336.78	840.14	139.63	69.79	2.00	125.88	205.55	1.63	234.43	1.86	19.73
城内污 染区	6.65	382.68	638.45	40.95	108.14	0.38	169.75	168.23	0.99	77.00	0.45	42.75

为进一步说明系统地下水无机盐类的发展趋势, 选择与系统条件类似的张士灌区作为参照预测, 矿化度从 520mg/L 增加到 1000mg/L 以上要用 35a 的时间。当然, 处理系统与张士灌区完全不同, 从影响地下水无机盐的角度, 两者也有很大区别, 但也可以作为土地处理系统无机盐变化的借鉴。

5.8 地下水水质影响评价数学模型

评价污水 SR-LTS 长期运行对地下水水质的影响, 仅靠短期运行所监测的数据或实验室模拟的结果还不够, 必须用符合实际情况的数学模型进行预测。

5.8.1 系统组成

污水进入系统后将在重力作用下, 通过耕作层向下移动直到潜水层。地块中心的水大部分流向侧渗沟, 而由地块边缘下渗的水则会向系统外流动。同时土壤水也会在植物根系的毛细作用下向植物的根、茎、叶和籽实部分移动。

污水中的各种污染物质, 将随水的流动而在系统中迁移。水弥散、沉淀物溶解及吸附在土壤颗粒上污染物质的解吸, 会加强污染物质的迁移, 吸附作用则会显著减慢污染物质的迁移, 而挥发、化学降解、生物降解和植物吸收将使污染物质从土壤和土壤水中去除。

从 SR-LTS 污染物的迁移路径 (图 5-13) 考虑, SR-LTS 系统应由以下各单元组成: 污染源 (城市污水)、预处理设施、耕作层、下包气带和潜水层。城市污水排出的污染物经过处理设施后, 其浓度为 C_0 , 并进入稻田; 稻田水中的污染物进入耕作层, 在土壤和植物根系的作用下, 离开耕作层时, 污染物的浓度降低至 C_1 ; 随下渗水流通过弱透水的犁底层进入下包气带, 在包气带土壤的自净作用下, 离开包气带进入潜水层时, 污染物浓度降至 C_2 ; 进入潜水层的污染物, 经稀释和潜水层砂层的自净作用, 污染物浓度会进一步降至 C_3 , 并有一部分随水流进入侧渗沟, 且浓度降为 C_4 。

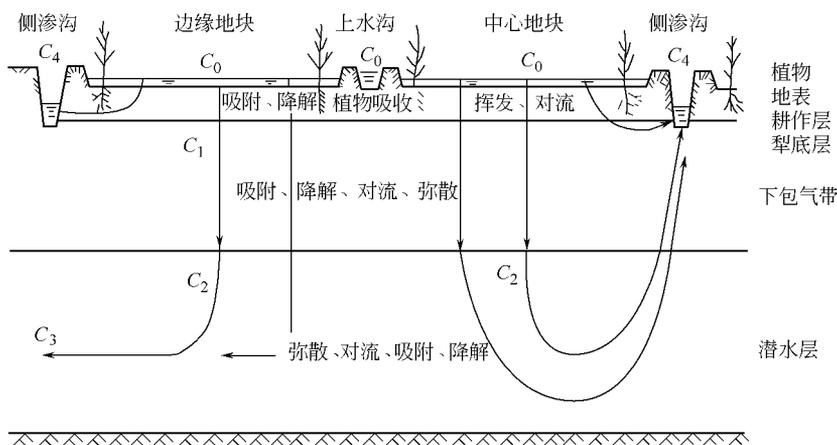


图 5-13 SR-LTS 污染物的迁移路径

5.8.2 渗流流场分析

由于 SR-LTS 不允许污水在地表直接溢流，而要求经过一定厚度土层的渗滤，使其经物理、化学和微生物的作用后得到净化。因此，渗流场的分析研究是前提和基础。

对于垂直剖面二维稳定渗流，基本方程如下。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial H}{\partial y} \right) = 0$$

式中， H 为水头函数， m ； K 为渗透系数， m/d 。

垂直剖面二维稳定渗流的坐标系见图 5-14。

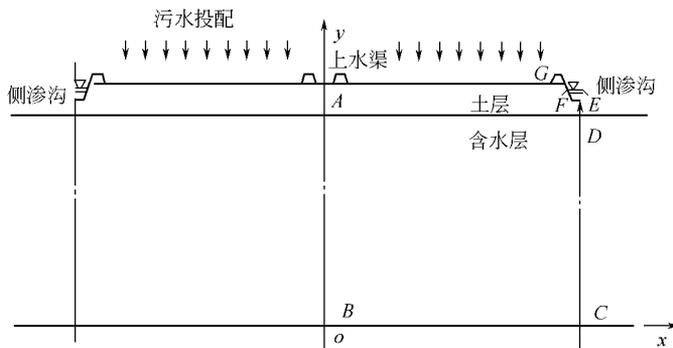


图 5-14 垂直剖面二维稳定渗流的坐标系

上述方程的定解条件是：

① $ABCDE$ 为流线，则 $\frac{\partial H}{\partial N} = 0$ ，对边沿地块，只有 ABC 是流线，沿 CD 使用含水层水位观测数据， DE 仍假定为流线；

② EF 为水头线，已知；

③ FG 为自由面，有 $\frac{\partial H}{\partial n} = 0$ ；

④ GA 为自由面， $k \frac{\partial H}{\partial n} = q$ ， q 为水力负荷；

⑤ 对典型地块 $AB = 16.20m$ ，其中土层厚 $2m$ ，含水层厚 $14.20m$ ， BC 长 $24.50m$ ， $DE = 1.00m$ 。

应用有限元法解上述定解条件下的渗流方程，将计算区域离散化为 156 个三角形单元，共 97 个节点，由计算结果可得如下渗流特征：

① 入渗水大部分沿垂直方向穿越上层土层，这是因为含水层渗透系数远大于土层渗透系数的缘故；

② 通过地面投配的污水，在长期运行条件下将分散于整个含水层空间，因此入渗水在穿越土层后应达到预定水质要求，以防止对地下水的污染；

③ 在侧渗沟附近，部分污水经过较短距离就进入侧渗沟，且流速较高，不利于污染物降解。

5.8.3 水质模型及算术解

5.8.3.1 污染物在耕作层中的迁移转化模型

有机污染物在土壤颗粒和水之间平衡吸附分配符合线性关系。

$$S = K_d C$$

其迁移转化方程为

$$-R_d \frac{\partial C}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial Z} - (K_0 - K_2) R_d C$$

式中， Z 为垂直坐标，向下为正； t 为时间； C 为 t 时刻 Z 位置土壤中有机污染物的浓度； V 为土壤水移动速度； R_d 为污染物在土壤中的迟滞； K_0 为生物降解速率常数； K_2 为作物摄入该有机物的速率常数。

在 $t=0$ 时刻耕作层不含污染物及输入污染物浓度恒定的条件下，上述方程解析式如下。

$$C(Z, t) = \begin{cases} 0 & t < t^* \\ C_0 e^{-K_0 t^*} & t \geq t^* \end{cases}$$

$$t^* = 0.2 R_d / V$$

式中， C_0 为污染物输入浓度； K_0 为生物降解速率常数与作物摄入的速率常数之和； t^* 为污染物由 $Z=0$ 移到 Z 所需时间。

5.8.3.2 污染物在下气包带迁移转化的模型

有机物在下气包带中的转化数学模型如下。

$$\begin{cases} R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial t^2} - V \frac{\partial C}{\partial t} - K_0 R_d C \\ C(Z, 0) = 0 \\ \left(-D \frac{\partial C}{\partial Z} + VC\right)_{Z=0} = Vf(t) \\ \left[\frac{\partial C(x, t)}{\partial Z}\right]_{Z=\infty} = 0 \\ f(t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \leq t_0 \\ 0 & t > t_0 \end{cases} \end{cases}$$

式中， D 为水力弥散系数； $f(t)$ 为输入浓度函数； t_0 为输入污染物的时间； C_0 为恒定输入浓度。

上述方程的解析式如下。

$$C(Z, t) = \begin{cases} C_0 A(Z, t) & 0 \leq t \leq t_0 \\ C_0 [A(Z, t) - A(Z, t - t_0)] & t > t_0 \end{cases}$$

$$A(Z, t) = \frac{V}{V+U} e^{\left\{ \frac{z(v-u)}{2D} \times \operatorname{erf} \left[\frac{R_d Z - u}{2(DR_d t)^{1/2}} \right] \right\}} + \frac{V}{V+U} e^{\frac{z(v+u)}{2D} \times \operatorname{erf} \frac{R_d Z + v t}{2\sqrt{DR_d t}}} +$$

$$\frac{V^2}{2KDR_d} e^{-\left[\frac{VZ}{D} + K_0 t\right]} \times \operatorname{erf} \frac{R_d Z + Vt}{2\sqrt{DR_d t}}$$

$$U = \sqrt{V^2 + 4K_0 DR_d}$$

$$\operatorname{erf}(g) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^g e^{-\xi^2} d\xi$$

5.8.3.3 污染物在潜水层中迁移的数学模型

污染物在潜水层中沿水的流线迁移，根据解水方程所得流线，可以确定污染物逐段迁移方向和速度，然后采用与一维模型类似的模型求解，或求出质点的迁移时间，用 $C(t) = C_0 e^{-k t}$ 确定污染物在迁移过程中的浓度变化。

5.9 模型验证及其对地下水影响的预测

为验证模型能否合理描述污染物的迁移转化规律及反映实际发生的污染物的迁移转化过程，应用土地处理系统的监测资料进行模型验证。

5.9.1 模型参数的选取

典型地块的水文地质参数见表 5-25。

表 5-25 典型地块的水文地质参数

土 层	厚度/m	密度/(g/cm ³)	有效孔隙率
耕作层	0.2	1.20	0.07
下包气带	1.8	1.32	0.14

平均日水力负荷 = 0.015m/d；土壤水运移速度 = 0.216m/d；水动力弥散系数 = 0.013m²/d。

有机物在耕作层及下包气带中的迁移转化参数见表 5-26，氮在土壤中的迁移转化参数见表 5-27。

表 5-26 有机物在耕作层及下包气带中的迁移转化参数

参 数	耕 作 层			下 包 气 带		
	COD	BOD ₅	TOC	COD	BOD ₅	TOC
K ₀ /d ⁻¹	0.0096	0.144	0.120	—	—	—
K ₀ /d ⁻¹	—	—	—	0.040	0.062	0.049
R _d	11.31	14.11	10.22	3.20	4.00	3.90
K _d /mg ⁻¹	0.6	0.82	0.54	0.33	0.58	0.45

表 5-27 氮在土壤中的迁移转化参数

土 层	NH ₄ ⁺ 吸附参数			氮去除速率常数/d ⁻¹		
	S ₀	K	K ₁	K ₂	K ₃	K ₄
耕作层(0~0.2m)下包气带	763.2	0.1023	0.0607	0.033	0.02	—
非饱和水(0.2~0.4m)	533.8	0.0801	0.071	—	—	0.050
饱和水(0.4~2.0m)	533.8	0.0801	0.065	—	—	0.055

5.9.2 对地下水影响的预测

对地下水影响做到准确预测，关键是确定下包气带进入潜水层的污染物质浓度是否会对地下水造成影响，同时预测污水沿流线通过耕作层、下包气带和区域内潜水层进入侧沟后的水质浓度。

5.9.2.1 参数的选择

可采用模型验证时所使用的观测值，并增加一些参数：①潜水层厚度=12.2m；②潜水层有效孔隙度 $n_e=0.20$ ；③反硝化速率常数 $K=0.06$ ；④有机污染物分配系数 $K_d=0$ ；⑤有机污染物的迟滞因子 $R_d=1$ ；⑥有机污染物降解速率常数 K_0 取下包气带值的 $1/20\sim 1/10$ 。

土地处理系统中的平均和最大水力负荷及污染负荷见表 5-28。

表 5-28 土地处理系统中的平均和最大水力负荷及污染负荷

水力负荷/(m/d)		污 染 物 浓 度/(mg/L)				
		COD	BOD ₅	TOC	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
平均	0.0015	141.34	67.34	42.18	12.43	0.821
最大	0.033	300.00	120.0	89.0	22.26	1.35

5.9.2.2 预测结果

用整体数学模型预测了 COD、BOD₅ 和 TOC 在平均及最大水力负荷、平均及最大进水浓度条件下的浓度时空变化。在平均水力负荷和平均污染负荷的条件下，从计算结果可以看出：

① 包气带土层对 COD、BOD₅ 和 TOC 有明显的净化效果，在系统运行期内，土壤水中的 COD、BOD₅ 和 TOC 浓度均自上而下降低，进入潜水层时浓度最小；

② 在系统开始运行的一段时间内，可降解有机污染物在包气带土壤水中浓度呈垂直分布，随时间不断变化，各个点浓度逐渐增大，但运行一特定时间后达到稳定状态；

③ 由包气带进入潜水层的渗水污染物浓度在包气带水中污染物的垂直浓度分布达到稳定时增到最大，在平均水力负荷和平均污染负荷条件下，由包气带进入潜水层的 COD、BOD₅ 和 TOC 的稳定浓度 $C_2(t_s)$ 为 6.10mg/L、0.26mg/L 和 0.66mg/L 达到稳定浓度的时间 t_s 分别为 125d、133d 和 130d；

④ 运行结束后，水中可降解有机污染物浓度自上而下逐渐降低；

⑤ 不存在可降解有机污染物的积累问题，连续运行进入潜水层的污染物浓度 $\ll C_2(t_s)$ 。

不同的水力负荷和污染负荷，对污染物在包气带中浓度的垂直分布，进入潜水层的污染物浓度达到稳态的时间和稳态浓度产生影响，具体如下。

① 水力负荷和污染负荷的增大，均会导致包气带水中各点处的稳态浓度增大，使进入潜水层或侧渗沟的污染物浓度增大，土层的净化能力下降。

② 在同样的水力负荷下，污染负荷的变化对进入潜水层或侧渗沟的污染物稳态浓度影响很大，但对土层的进化效率影响不大，对达到稳态浓度的时间 t_s 则没有影响；在同样的进水浓度下，水力负荷的变化会显著地改变 t_s 、 $C_2(t_s)$ 和 C_3 ；在最大水力负荷和最大进水浓度下的出水质量差，这说明水力负荷和污染物负荷是土地处理系统的去除效率和是否污染地下水的主要控制因素，而对有机污染物而言，又以水力负荷为最主要的影响因素。

③ 沈阳西部 SR-LTS 在平均水力负荷和平均有机负荷状况下运行一般不会造成地下水的污染。但是，泡田插秧期（26d）水力负荷达 0.033m/d，会使土层的净化效率降低，进入潜水层的污染物浓度增大。假如此阶段的污染负荷仍为平均负荷，则进入潜水层的 COD、BOD₅ 和 TOC 最大浓度分别为 7.5mg/L、1.372mg/L 和 1.72mg/L；如污染负荷为最大负荷，则 COD、BOD₅ 和 TOC 进入潜水层的浓度会分别增加为 30.9mg/L、2.45mg/L、3.58mg/L。

5.9.2.3 氮污染影响预测

在平均进水浓度和平均水力负荷情况下，以及平均进水浓度和最大水力负荷条件下，NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 在包气带水中的稳定浓度垂直分布预测见表 5-29，并对最大允许污染负

荷进行了计算。例如，要求进入潜水层的 NO_3^- -N 浓度小于 45mg/L，应要求水力负荷为 0.015m/d 时的 NH_4^+ -N 浓度小于 25mg/L。

表 5-29 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 在包气带水中的稳定浓度垂直分布预测

计算情况	污染物	包气带中的浓度 C_2 /(mg/L)							侧渗沟浓度 C_3 /(mg/L)
		0.0m	0.2m	0.4m	0.8m	1.2m	1.6m	2.0m	
1	NH_4^+ -N	12.43	11.09	8.44	4.07	0.91	0.18	0.01	0
	NO_3^- -N	0.821	3.70	7.07	13.90	22.33	24.76	26.11	2.85
2	NH_4^+ -N	12.43	11.74	9.36	5.23	1.78	0.35	0.03	0.01
	NO_3^- -N	0.821	2.11	4.56	10.62	16.41	19.28	21.50	5.25

6 土地处理的效益分析

6.1 土地处理的效益分析法

土地处理系统的效益分析主要采用费用-效益分析 (Cost-Benefit Analysis) 方法, 近年来, 这一方法已在解决众多环境问题中发挥了重要作用。

根据费用-效益分析的观点, 任一环境质量的改善均应被视作一种商品, 为了获得这种商品, 社会需要投入一定数量的资源, 其基本原则是效益必须大于费用。

$$N = B - C$$

式中, N 为净效益; B 为总效益; C 为总费用。

社会应通过不断追求技术、经济条件的改善, 使总费用降低, 而使其净效益提高。

土地处理的效益分析主要由如下内容构成: ①费用分析; ②效益分析; ③同常规处理技术的比较。

6.1.1 费用分析

土地处理的费用包括基建费用与运转费用, 二者一般均可以用货币形式表达。图 6-1 和图 6-2 显示了土地处理系统基建费用构成和运行费用构成。

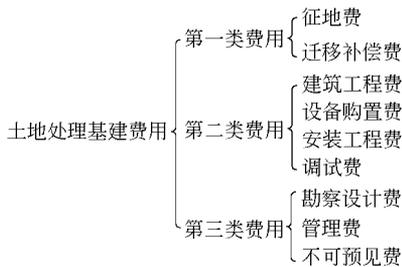


图 6-1 土地处理系统基建费用构成

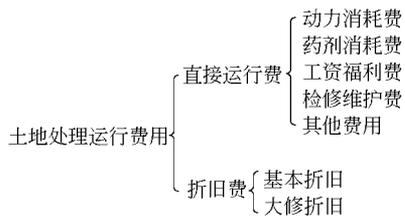


图 6-2 土地处理系统运行费用构成

应用土地处理系统的基建费用与运转费用及其直接与间接收益, 即可计算应用土地处理系统处理污水的成果。在这里, 直接收益是指土地处理系统本身的农业、林业、牧业及渔业收入, 间接收益是指污染赔款、排污收费等项费用, 而远非土地处理技术应用所取得的全部社会与环境效益。

土地处理作为一种污水处理的革新与替代技术, 目前在国内正处于迅速发展阶段, 同时, 由于它属于自然生态处理技术, 其在应用上具有很强的区域分异特征, 这给不同类型土地处理费用函数的确定增加了困难。

6.1.2 土地处理系统的效益分析

土地处理的效益可分为经济效益、环境效益与社会效益, 一般说来, 经济效益较易以货币形式表达, 并作为土地处理的收益直接参与污水处理结果计算, 而社会及环境效益则较难以货币形式表达, 因为它往往包括了对于政治、社会、人群健康、生态、资源等多方面的影响与效应。下面介绍几种估算土地处理社会与环境效益的方法。

(1) 生产率法 这种方法为直接费用-效益分析法, 它把环境质量看成是一个生产要素,

环境质量的变化导致生产率和生产成本的变化,从而又导致生产水平和价值的变化并由此估算其币值。例如,应用此项技术可引起土壤流失的减少或灌溉水质改善的效益。

(2) 赔偿法 由于环境损害所引起的赔偿有时可用于描述环境改善所带来的社会与环境效益。因为环境与社会效益是指采取环保措施后环保费用以外的其他环境与社会损失的减少。不过这一方法具有较强的经济活动色彩,不易反映实质性的社会经济价值。

(3) 等效益物替代法 用生产某类物质或削减某类污染负荷的社会费用描述土地处理系统的社会效益,其总效益值采用如下公式计算。

$$M = \sum_{i=1}^n Q_i P_i$$

式中, M 为综合效益的总价值; Q 为实物或等效益物的数量; P 为实物或等效益物的价格。

(4) 调查评价法 在缺乏市场价格数据时,可利用调查的方法求得环境与社会效益的币值。此法可分为群众调查和专家咨询,在我国不失为一种可行的方法。

将直接效益与间接效益相加,便得到土地处理系统的经济、社会与环境效益。

6.1.3 土地处理系统效益综合评价指标体系

土地处理系统是一个在人工控制条件下,以污水的处理与利用为目的的多元化生态经济系统。其效益评价方式远较常规水处理技术复杂。根据多年来积累的不同类型土地处理系统的理论与实践,土地处理综合效益评价指标体系如图 6-3 所示。

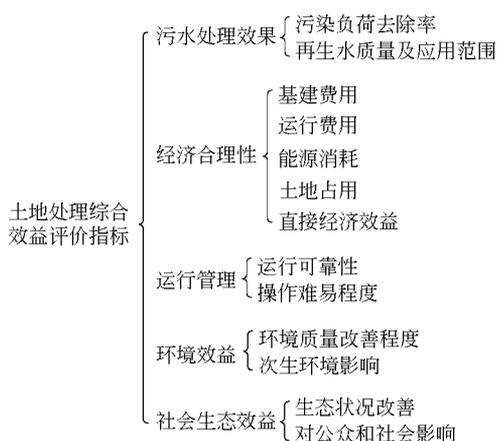


图 6-3 土地处理综合效益评价指标体系

6.2 土地处理的费用函数

6.2.1 地价对土地处理费用的影响

土地处理系统较其他污水处理方法占地面积大,故土地费用在土地处理的费用构成中占很大比例。土地单价变动将引起土地处理一次性投资的变化,这就使得土地处理费用的计算较常规污水处理技术更为复杂。

当土地处理同其他处理方案比较时,应该明确的是临界地价,临界地价是指某种类型土地处理系统的总费用与其他污水处理总费用相等时的地价值。土地处理手册中给出了不同类型土地处理同活性污泥法相比较的地价值。

研究表明,土地处理系统的临界地价随污水处理规模的增加而降低,当地价小于临界地价时采用土地处理技术较为经济。这一现象正说明土地处理系统的区域分异特性,也指出了这一技术的优先应用方向。

6.2.2 土地处理的费用函数

当其他因素一定时,土地处理系统的基建投资、占地面积、单位基建投资、经营管理费、处理成本等均同污水日流量间存在着良好的函数关系。基建投资与占地面积公式、单位基建投资公式和水处理运行费公式(不含折旧)见表 6-1~表 6-3(黄楚豫等,1990)。

表 6-1 基建投资与占地面积公式

工 艺	基建投资/万元	占地面积/hm ²	工 艺	基建投资/万元	占地面积/hm ²
快速渗滤	$C_c = 38.6 + 0.3401Q^{0.6780}$ ($r=0.989, s=7.65$)	$A = 0.00246Q^{0.9116}$ ($r=0.999$)	地表漫流	$C_c = 25.0 + 0.6648Q^{0.5903}$ ($r=0.981, s=24.26$)	$A = 0.00451Q^{0.9246}$ ($r=1.000$)
慢速渗滤	$C_c = 46.0 + 0.1140Q^{0.8453}$ ($r=0.998, s=17.60$)	$A = 0.01315Q^{0.9913}$ ($r=1.000$)	人工湿地	$C_c = 38.0 + 0.2787Q^{0.7017}$ ($r=0.991, s=13.79$)	$A = 0.00298Q^{0.9819}$ ($r=0.950$)

表 6-2 单位基建投资公式

工 艺	单位基建投资/万元	相 关 系 数
快速渗滤	$C'_c = 56 + 70533Q^{-0.6648}$	$r = -0.978, s = 13.81$
慢速渗滤	$C'_c = 171 + 88657.64Q^{-0.6968}$	$r = -0.979, s = 12.96$
地表漫流	$C'_c = 31 + 53259.38Q^{-0.6422}$	$r = 0.982, s = 12.61$
人工湿地	$C'_c = 69 + 82377.28Q^{-0.6913}$	$r = -0.956, s = 13.34$

表 6-3 水处理运行费公式 (不含折旧)

工 艺	单位基建投资/万元	相关系数	工 艺	单位基建投资/万元	相关系数
快速渗滤	$C_G = 0.1581Q^{0.4850}$	$r = 0.998$	地表漫流	$C_G = 0.1190Q^{0.5036}$	$r = 0.998$
慢速渗滤	$C_G = 0.1337Q^{0.5150}$	$r = 0.998$	人工湿地	$C_G = 0.1689Q^{0.4794}$	$r = 0.999$

注：以上公式适用范围为 $500 \sim 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

6.3 土地处理同常规处理的比较

同常规工艺比较，土地处理工艺主要包括污水处理效果、经济合理性与运行管理对比。

6.3.1 污水处理效果

目前我国常规二级污水处理出水一般仍坚持“双 30”标准，即出水中 BOD₅ 与 SS 均 $\leq 30 \text{ mg/L}$ 。土地处理工艺对各类污染物的去除能力远远高于常规污水处理，不同污水土地处理类型的出水水质见表 6-4。

表 6-4 不同污水土地处理类型的出水水质

污染指标	慢速渗滤		快速渗滤		地表漫流		湿地		地下渗滤		人工土层快速渗滤	
	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值	平均值	最高值
BOD ₅ / (mg/L)	<2	<5	5	<10	10	<15	10~20	<30	<2	<5	5	<20
SS / (mg/L)	<1	<5	2	<5	10	<20	10	<20	<1	<5	10	<15
TN / (mg/L)	3	<8	10	<20	5	<10	10	<20	3	<8	20	<25
NH ₄ ⁺ -N / (mg/L)	<0.5	<2	0.5	<2	<4	<8	5~10	<15	<0.5	<2	—	—
TP / (mg/L)	<0.1	<0.3	1	<5	4	<6	4	<10	<0.1	<0.3	—	—
大肠杆菌 / (个/L)	0	<1×10 ²	1×10 ²	<2×10 ³	2×10 ³	2×10 ⁴	4×10 ⁶	<4×10 ⁶	0	<1×10 ²	—	—

6.3.2 经济技术指标分析与对比

在经济构成与运行管理两方面，土地处理同常规处理进行相互比较的指标体系见表 6-5。快速渗滤土地处理工艺与活性污泥法经济技术指标比较如表 6-6 所示。快速渗滤土地处理工

艺同其他土地处理工艺经济指标比较如表 6-7 所示 (黄楚豫, 1990)。

表 6-5 土地处理同常规处理进行相互比较的指标体系

基建费用	基建投资指标,元/(m ³ ·d)	运行费用	液氧消耗指标,g/m ³
	主体工程投资指标,元/(m ³ ·d)		污泥产生量,kg/m ³
	占地指标,hm ² /(10 ⁴ m ³ ·d)		蒸汽消耗指标,kg/m ³
运行费用	水处理成本(含折旧),元/m ³	运行管理	定员指标,人/(10 ⁴ m ³ ·d)
	水处理成本(不含折旧),元/m ³		安全运行时间,d/a
	电耗,W/m ³	效益	再生水利用率,%
	BOD ₅ 处理成本,元/kgBOD ₅		再生水售价,元/m ³

表 6-6 快速渗滤土地处理工艺与活性污泥法经济技术指标比较

指 标	快速渗滤	活性污泥法	比 值
规模/(m ³ /d)	10000	10800	0.926
占地面积/hm ²	10.06	2.22	4.532
占地指标/[hm ² /(10 ⁴ m ³ ·d)]	10.06	2.06	4.883
投资指标/[元/(m ³ ·d)]	223.33	934.36	0.239
年运行费(含折旧)/(万元/a)	18.84	95.03	0.198
水处理成本/(元/m ³)	0.052	0.241	0.216
耗电量/(kW·h/m ³)	0.173	0.761	0.227
定员/人	22	70	0.314

表 6-7 快速渗滤土地处理工艺同其他土地处理工艺的经济指标比较

工艺	投资比	能耗比	占地比	工艺	投资比	能耗比	占地比
快速渗滤	1.00	1.00	1.00	地表漫流	0.60~0.65	1.40~1.45	2.13~2.15
慢速渗滤	0.66~0.75	1.00	13.1~13.3	构筑湿地	0.98~1.15	1.00	2.37~2.74

6.4 土地处理的社会与环境效益

6.4.1 对缓解水资源短缺矛盾的贡献

各种类型土地处理系统均有一定量再生水产生,处理-利用型慢渗土地处理系统再生水的回收率达 40%,地下渗滤系统再生水的回收率超过 70%。土地处理系统的再生水已成为一种宝贵的优质水资源。

一个日处理规模 10⁴m³的土地处理系统,其再生水回收率按 50%计算,每年可产生优质再生水 1.8×10⁶m³,等于增加 5000m³/d 的供水能力。土地处理技术的广泛应用,对于缓解我国广大缺水地区水资源过度开发、工农业争水等矛盾无疑是一个重要贡献。

6.4.2 对氮、磷的去除和对氮、磷资源的利用

目前常规处理方法对氮、磷的去除均不理想,大量氮、磷随出水排入承接水体后会导致其发生富营养化,严重时可引起水生生物大量死亡和水资源功能的丧失。

土地处理着眼于对氮、磷等资源的处理与利用相结合,在不对土地处理系统产生不利影响的前提下,最大限度地发挥其对氮、磷的净化与利用作用。

6.4.3 改善系统内土壤理化性质

土地处理系统在处理污水过程中除有效处理氮、磷外,还通过物理化学吸附、沉淀等作用固定了大量植物生长所必需的微量元素如 Zn、B、Co、Mo 和中量元素 Ca、Mg 等,对于提高作物抗御自然灾害能力和作物产量将起到重要作用。与此同时,污水中的 BOD₅ 物质在土壤微生物和植物根系的作用下,经过一系列生化过程逐步被土壤同化,使得土壤有机质含量逐步增加,土壤肥力状况得以改善。

6.4.4 减轻污水对地面水及地下水的污染

一个大型的土地处理系统能使区域性水污染状况得到明显改善。例如,美国 Muskegon

的慢速渗滤土地处理系统建成运转后仅仅几年, 就使污染极为严重的 Muskegon 湖恢复了旅游和水源等功能, 我国霍林河慢速渗滤土地处理系统建成后, 实现了污染物的“零”排放, 有效地保护了人畜用水的惟一水源免受污染, 仅此一项每年减少直接经济损失达 640 万元。

6.4.5 为严寒地区污水处理提供了一项行之有效的技术

在严寒地区, 为了维持污水生化处理工艺正常运转的最低温度, 有时不得不将处理构筑物建于室内, 甚至对污水进行加温处理, 这就大大增加了处理成本和处理难度。利用土地处理技术可实现污水冬储夏用, 既充分利用了宝贵的污水资源, 又有效降低了处理费用。

6.4.6 对改善干旱半干旱地区生态环境的贡献

在干旱、半干旱地区, 水分条件通常是造林成功与否的主导因素, 而在该地区应用土地处理技术, 通常采用森林系统作为覆盖植物。据计算, 霍林河 $10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的森林型土地处理系统, 林木蓄积年净增值为 130.3 万元。同时, 局部区域内森林人工生态系统的形成对改善当地的生态有极大的贡献。

(1) 改善生态景观 在霍林河矿区, 随着土地处理系统的建成与运转, 已形成了面积为 800 hm^2 的人工林和面积为 65 hm^2 的污水库, 成为一处风景宜人的森林公园。

(2) 涵养水源, 改善局部气候 土地处理系统的建立与运行, 可在一定范围内增加空气湿度和系统内土壤持水量, 改善地下水补给条件。

(3) 改善大气质量 森林系统形成后, 具有吸收 CO_2 、释放 O_2 、吸收 SO_2 、防尘等作用, 以等效益法计算, 在霍林河矿区 800 hm^2 范围内的土地处理系统, 30a 释放 O_2 与净化大气总效益为 1.46 亿元。

(4) 防风固沙与防止水土流失 干旱、半干旱地区森林系统形成后, 其防风固沙与防止水土流失能力较之原有草原植被将大大增强。在干旱、半干旱地区, 土地处理系统的社会环境效益随着水资源短缺程度的加剧而日趋明显。

6.5 实地规模土地处理系统效益分析

6.5.1 内蒙古霍林河慢速渗滤土地处理

霍林河矿区是我国重要的煤炭生产基地, 是已被开发的五大露天煤矿之一, 到 1992 年原煤生产能力已达 10^7 t/a , 为矿区建设设置的霍林郭勒市, 目前市区人口为 6 万, 为一新兴草原煤城, 城市生活污水日排放量 $10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

该土地处理系统于“八五”期间建成并投入运行, 系统日处理污水 $10^4 \text{ m}^3/\text{d}$, 预处理为一级处理, 系统布水面积为 880 hm^2 , 其中林地面积 789 hm^2 , 农田面积 40 hm^2 , 公园景点 30 hm^2 , 系统的污水库采用水力负荷调节和冬季运行措施。污水库面积 69 hm^2 , 有效库容 $3.3 \times 10^6 \text{ m}^3$ 。由于该系统设计为利用型, 无再生水产生, 避免了污水排入霍林河。

霍林河慢速渗滤土地处理系统基建投资和处理费用与二级生化处理(活性污泥法)的比较见表 6-8。该系统的运行费用与直接经济效益见表 6-9。

表 6-8 霍林河慢速渗滤土地处理系统基建投资和处理费用与二级生化处理(活性污泥法)的比较

名 称	霍林河 SR-LTS	活性污泥法	比 值
规模/ (m^3/d)	10000	10000	
基建投资/万元	663.28	1500	0.442
投资指标/ $[\text{元}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$	663.28	1500	0.442
年运转费/万元	34.4	150	0.1147
处理成本/ $(\text{元}/\text{m}^3)$	0.094	0.41	0.229

表 6-9 霍林河慢速渗滤土地处理系统的运行费用与直接经济效益 单位: 万元

运行费用			直接经济效益				纯收益
合计	一级处理	土地处理	合计	木材生产	渔业收入	节约排污费	
130.9	96.5	34.4	169.5	130.3	10.0	29.2	38.6

对于半干旱地区的霍林河,采用慢速渗滤土地处理技术处理城市生活污水,不仅可取得良好的污水处理效果,每年还可获得 38.6 万元的直接经济收入,以年处理污水 $3.65 \times 10^6 \text{ m}^3$ 计算,则每处理 1 m^3 生活污水可获纯利 0.106 元,而采用活性污泥法,在该地区每立方米污水处理成本为 0.41 元,二者相差 0.516 元。

6.5.2 沈阳市地下渗滤与中水回用工程

该工程位于沈阳市工业大学校园内,设计日处理污水 50 m^3 ,中水再生率 70%,系统占地 1200 m^2 ,全部构筑物均位于地下,地表可用于绿化用途。系统于 1991 年开始运行。

该系统基建费用为 4 万元(1990 年),其中预处理部分占 1/6,地下渗滤部分占 1/2,中水回用系统占 1/3,基建投资指标为 $800 \text{ 元}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

该工程中水回收量 $35 \text{ m}^3/\text{d}$,按当地自来水售价计算,每日可节约水费 17.5 元,年节约水费 6387.5 元。经过几年运行,年平均运行费支出为 2740 元,每年经济效益为 3647.5 元。

本项技术采用污水就地收集、就地处理、就地回用的技术路线,可节约大量污水输送费用,大面积推广后可明显减轻污水集中处理的压力。

6.5.3 大港油田污水湿地处理系统

大港油田城区污水湿地处理系统位于大港油田港口马西地区,该系统占地面积 48.7 hm^2 ,日处理污水 10^4 m^3 ,属于构造湿地类型。

该工程一次性基建投资(不含征地费)150 万元,基建投资指标 $150 \text{ 元}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,相当于二级处理的 1/8~1/10。1993 年投入试行后,工程年运行费 15 万元,运行成本 $0.041 \text{ 元}/\text{m}^3$,为同规模二级生化处理的 1/6。该工程的直接经济效益主要为出水养鱼及芦苇收获,其出水可供 25.2 hm^2 鱼塘,平均产鱼 $7500 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,总产达 70t,年收益 1.2 万元,二者合计 5.7 万元。

本项工程为天津地区污水处理与利用创出了一条新路,对缓解该地区水处理经费短缺和充分利用污水资源具有积极意义。

6.5.4 深圳白泥坑人工湿地处理系统

该湿地属于构造湿地类型,处理规模为 $3100 \text{ m}^3/\text{d}$,基建投资为 48.9 万元,年运行费 5.0 万元,吨水运行费为 0.043 元,为其他城市污水处理工艺运行费的 15%~20%。

6.6 生态环境效益综合指标体系及长期安全运行

本节结合霍林河矿区森林型慢速渗滤土地处理系统分析 LTS 生态环境综合指标体系及长期安全运行。

6.6.1 生态环境效益的综合评价指标体系的选择

(1) 水系生态环境综合评价指标体系见表 6-10。

① 监测频率 每月一次。

② 采样点设置 一级处理场进水;污水库进水;污水库出水;试验区渗出水(0.5m、1.0m、1.5m 三个深度)。

③ 水质标准 国家《地表水水质标准》及《污水综合排放标准》。

(2) 土壤生态环境综合评价指标体系见表 6-11。

① 监测频率 半年一次或一年一次。

② 采样点 污水土地处理场地内。

(3) 植物生态环境综合评价指标体系见表 6-12。

表 6-10 水系生态环境综合评价指标体系

指 标	项 目
综合指标	颜色、温度、气味、水温、pH 值、BOD ₅ 、SS、DO、TOC
营养状况指标	TN、TP、NO ₃ ⁻ -N、NO ₂ ⁻ -N、NH ₄ ⁺ -N、K-N
次生盐渍化指标	EC、K ⁺ 、Na ⁺ 、Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、Cl ⁻ 、HCO ₃ ⁻ 、CO ₃ ²⁻ 、SO ₄ ²⁻
毒性指标	Cd、Pb、Hg、Cr、油、氟、氰、酚
卫生指标	大肠杆菌数、细菌总数

表 6-11 土壤生态环境综合评价指标体系

指 标	项 目
物理指标	pH 值、水分
营养指标	有机质、TN、TP、TK
盐渍化指标	CEC、K ⁺ 、Na ⁺ 、Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、Cl ⁻ 、HCO ₃ ⁻ 、CO ₃ ²⁻ 、SO ₄ ²⁻
毒理指标	Cd ²⁺ 、Pb ²⁺ 、Hg ²⁺ 、Cr ⁶⁺
生物与生化指标	土壤生物活性、土壤微生物、土壤酶活性

表 6-12 植物生态环境综合评价指标体系

指 标	项 目	指 标	项 目
生物量	树高、胸径	重金属残留量	树叶 Cr、Cd、Pb、Hg
生物品质	树叶粗蛋白、N、P、K		

采样点与采样方式：在处理场地内和相似条件下的对照区分别选 100~150 株树进行生物量比较测定。

6.6.2 环境效应评价及对策

(1) 对地面水的影响 慢速渗滤土地处理系统无地面径流，可根本解除城市污水对地表水系的污染威胁，但在系统运行时必须注意以下两点：①充分保证加压泵的安全运行；②在污水库清淤时，应加大土地处理负荷，避免污水进入地面水系。

(2) 对地下水的影响 根据对库区工程地质勘察资料分析，明确污水库及处理场地的土层厚度及地下水位，确保污水土地处理不对地下水造成威胁。

采用无径流无渗漏布水量，每次布水后土壤水分不超过田间持水量，不导致水分向下大距离移动。

(3) 对大气的影 主要考虑的是恶臭影响问题。在严格实行一级处理并加强管理条件下，污水土地处理系统一般不会出现严重发臭的问题，还可结合景观设计，成为公园一部分。另一方面是考虑温室气体的排放问题。

6.6.3 以霍林河森林型 SR-LTS 为例分析污水土地处理系统综合效益评价

6.6.3.1 预处理系统——污水库净化功能及综合效益分析

(1) 水库概况 霍林河森林型 SR-LTS 处理规模近期为 10⁴ m³/d。污水库是 SR-LTS 预处理系统之一的储存缓冲系统。水库于 1985 年建成，主坝高 17m，长 786m，副坝高 4.5m，长 36.8m；正常年来水量 3917250m³；蒸发渗漏损失量 587588m³；有效库容 3329662m³。污水主要来源于珠斯花居住区和南广场居住区，污水来源 66% 为生活污水，其余为一般工业废水。

(2) 污水库水质

① 水体生态评价指标体系 据上述水质指标测定的污水库水质与净化率见表 6-13。

表 6-13 污水库水质与净化率

项目	pH 值	DO	BOD ₅	COD	TN	TP	Cd	Hg	Pb	Cr	细菌总数 (个/L)	大肠菌群 (个/L)
水库进水	7.62	3.68	20.67	102.52	10.62	0.582	0.0030	3.39×10^{-4}	0.0571	0.0021	3.91×10^5	7.79×10^5
水库出水	7.95	6.53	11.53	60.13	4.32	0.204	0.0029	2.76×10^{-4}	0.0127	0.0023	2.32×10^4	3.09×10^4
净化率/%			44.22	41.35	59.32	64.95	3.33	18.58	77.76	-9.52	94.07	96.03

注：除 pH 值和注明外，其余单位均为 mg/L。

② 水体富营养化评价 水体中的污染物质浓度随时空推移而逐步下降，其过程包括物理、化学和生物净化作用。在生物自净过程中，各类水生生物、细菌、真菌、原生动物、藻类等各自发挥了它们的作用，细菌在自净过程中具有主要功能，而藻类有极少数种类能同化有机物，它在水体自净过程中的主要作用是通过光合作用向水体供氧，使细菌能够不断进行有机物质分解，细菌与藻类形成了菌藻共生净化体系。

但水体的自净化能力并不是无限的，当排入的污染物量过多或排入的污水中含有抑制生物生理活性的物质，则水体的自净能力会受到破坏。当污水中富含磷酸盐和某些形式的氮素营养物质浓度过高，可能导致藻类生长过量，并最终使水中溶解氧耗尽，水质恶化。水体富营养化程度划分方法见表 6-14。

表 6-14 水体富营养化程度划分方法

富营养程度	总磷/(mg/m ³)	无机氮/(mg/m ³)	富营养程度	总磷/(mg/m ³)	无机氮/(mg/m ³)
极贫	<5	<200	中富	30~100	500~1500
贫中	5~10	200~300	富	>100	>1500
中	10~30	300~500			

污水库水质测定 TN、TP 平均值分别为 4.32mg/L (即 4320mg/m³) 和 0.204mg/L (即 204mg/m³)，对照表 6-14 可以看出污水库的氮磷营养盐浓度已达到富营养化水平。

③ 其他项目评价

a. 叶绿素 a 测定 水库中叶绿素 a 含量小于 4，为贫营养型。

b. 鱼生长发育及鱼外周血微核试验 于 1993 年在水库中采大小鱼 15 条进行微核试验，结果发现鱼外周血微核率最高的是鲫鱼 2.3‰，其次是鲤鱼 1.2‰，本试验结果与污水库中鱼体内汞的富集结果相符，鲤鱼和鲫鱼属于底层鱼类，以水库底层微小生物为食，通过食物链富集污染物的现象明显。

c. 水库底泥分析 污水库底泥与栗钙土各项目测定结果比较见表 6-15。

表 6-15 污水库底泥与栗钙土各项目测定结果比较

单位：mg/kg (除 pH 值和有机质外)

样品	pH 值	有机质/%	TN	TP	TK	Cr	Cd	Pb	Hg
A	7.4	2.73	0.12	1.00	1.37	32.0	0.80	12.7	0.040
B	7.8	3.96	0.16	2.5	1.41	31.5	0.18	13.5	0.040
(A+B)平均	7.6	3.35	0.14	1.75	1.39	31.8	0.49	13.1	0.040
栗钙土	6.7	3.82	0.18	10.00	1.78	32.5	0.35	11.3	0.040

上述结果表明，污水库底泥中 Hg、Cd、Pb 含量略高于栗钙土，其余项目含量相近。

(3) 污水库在 SR-LTS 中的功能

① 水质净化 污水库以菌藻共生净化体系为主，通过对污染物的氧化、沉淀等作用使水质得到一定程度的净化。

② 冬储夏用保证 SR-LTS 常年运行 霍林河气候冬季严寒，平均气温 0℃左右，取暖期

每年约 220 天, 月平均气温 -20.7°C , 极端气温达 -37.6°C , 冻土日数平均为 280d/a, 冻土平均厚 2.5m。平均气温稳定在 15°C 以上的日数平均为 70d/a。森林型 SR-LTS 布水期只能由 4 月 15 日至 10 月 15 日, 比较合适的运行期为 183d/a, 最长为 210d/a, 而从 10 月 15 日至 4 月 15 日 182d 属非灌溉季节需冬储, 经过一个冬天不断入水到第二年 4 月 15 日正常水位上升至海拔 848.25m, 既保证灌溉也不影响养鱼, 一年一年反复循环, 保证常年运行, 做到冬储夏用, 点滴归田不入河道。

(4) 污水库综合效益评价

① 水肥效益 污水库中有菌、藻、鱼等水生生物组成的生物生态, 对水体营养盐具有一定的利用和净化效果。

② 渔业生产效益 污水总库容 4265588m^3 , 正常水位 848.25m, 丰水期水面 69hm^2 , 可养鲢鱼、鲤鱼、草鱼、鲫鱼等淡水鱼类, 每年产鱼 20t 以上, 据实际观测, 水库具有水源足、水质肥、长流水的特点, 适当增加投放鱼苗尾数, 产量可以提高, 每年可盈利 10 万元以上。

③ 环境美化效益 污水库成为当地社区景点之一, 具有美化环境的效益。

6.6.3.2 霍林河森林型污水土地处理系统效益分析

(1) 污水土地处理系统的意义和效益

① 污水土地处理系统的意义 水资源不足和水污染构成的水资源危机已成为全世界面临的一个重要问题。虽然在治理水污染方面各国都投入了很多资金, 一些国家的污水处理率已达较高程度, 但尚未从根本上解决水污染问题。例如, 化学毒物污染和水体富营养化问题正困扰着许多国家。我国在水处理方面所面临的主要问题如下。

a. 污水排放量大, 城市污水处理率仍不高。据国家环保总局资料, 2003 年, 我国污水排放总量为 460.0 亿吨, 比上年增长 4.7%。其中工业废水排放量 212.4 亿吨, 占污水排放总量的 46.2%, 比上年增长 2.5%; 城镇生活污水排放量 247.6 亿吨, 占污水排放总量的 53.8%, 比上年增长 6.6%。工业废水排放率达 89.2%, 工业用水重复利用率 72.5%, 而城市生活污水处理率仅 25.8%。

b. 常规污水处理所需费用高。传统二级处理技术基建投资为 $1200\sim 1500$ 元/ $(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 左右, 年运转费用为基建投资的 1/5 左右, 我国国力尚无法普及。

c. 投入水污染防治的费用效果低。由于在水质目标、排放标准、技术政策上未能充分注意费用有效性, 导致去除单位污染物的边际费用大幅上升, 降低了投资效果。

我国的国力还不允许我们走发达国家普及城市二级污水处理厂的道路, 要选择符合我国国情的污水处理技术, 即人工处理技术与自然净化技术并重, 污水常规处理与氧化塘、土地处理系统等低投资、低运行费用的处理技术结合, 有条件的地区应积极推广研究各类土地处理系统的工程技术。土地处理技术作为一种革新替代技术, 在我国北方干旱、半干旱地区的中小城市具有重要的应用意义。

② 污水土地处理系统的效益

a. 污水土地处理出水效果 土地处理系统有较强的净化功能, 处理系统出水水质优于常规二级处理, 对减轻水污染和出水再利用有较大作用。表 6-16 是 LTS 出水水质与传统二级生化处理比较。从表中可以看出, 土地处理出水水质水平高于二级生化处理, 某些指标可以达到三级处理水平。

b. 经济效益方面 污水土地处理系统类型有慢速渗滤、快速渗滤、漫流、人工湿地和地下毛管渗滤五种类型, 每种类型各具有优点和一定的局限性, 应根据场地条件、预处理程度、处理目的和出水水质要求的不同, 选择不同的处理类型。但是无论哪一种类型与传统二级生化处理相比, 都具有投资低、能耗低、充分利用水肥资源、处理与利用相结合等优点。例如中国农业大学设计的人工快速渗滤处理系统, 工程投资约为二级处理的 1/2 左右, 能耗

及运转费约为二级处理的 1/3 左右, 回收利用产生的经济效益相当于运转费的 50%, 是一种具有我国特点的污水处理与农业利用相结合的低投资、低能耗、低成本的水处理途径。据研究, 用芦苇湿地处理污水, 100hm² 芦苇湿地处理污水的效益相当于 260hm² 庄稼的收益。霍林河地区虽属草原地带, 但天然牧草草质差, 载畜量低, 每亩^①草地载 1.2~1.3 只羊, 每亩地收入不过几十元。建设污水土地处理工程处理污水的同时又灌溉林木, 既处理了污水又改善了生态环境, 具有良好的经济效益和生态效益。

表 6-16 LTS 出水水质与传统二级生化处理比较

污水成分	污水处理类型	进水浓度/(mg/L)	出水浓度/(mg/L)	净化率/%
BOD ₅	霍林河 SR-LTS	108.10	1.83	98.31
	沈阳西部 SR-LTS	96.23	2.23	97.68
	北京 OF-LTS	123.43	19.80	83.96
	天津纪庄子二级处理厂	121.35	15.65	87.10
SS	霍林河 SR-LTS	98.25	13.35	86.41
	沈阳西部 SR-LTS	61.00	19.00	68.85
	北京 OF-LTS	20.24	18.40	9.09
	天津纪庄子二级处理厂	166.23	22.66	86.37
TN	霍林河 SR-LTS	17.40	1.47	91.55
	沈阳西部 SR-LTS	16.83	2.86	83.01
	北京 OF-LTS	7.94	4.89	38.41
	天津纪庄子二级处理厂			
TP	霍林河 SR-LTS	1.32	0.166	87.42
	沈阳西部 SR-LTS	1.71	0.096	94.39
	北京 OF-LTS			40.00
	天津纪庄子二级处理厂			
大肠菌群	霍林河 SR-LTS	3.5E5	1.25E3	99.60
	沈阳西部 SR-LTS	6.6E9	1.9E6	99.97
	北京 OF-LTS			99.99
	天津纪庄子二级处理厂			

注: 未标明处为未检测。

(2) 霍林河森林型污水土地处理系统效益分析

① 霍林河 SR-LTS 林业生态经济系统概述 按现代生态学原理, 霍林河森林型污水土地处理系统是一项林业生态经济工程。霍林河处于森林草原地带, 该区的水热条件、土类性质都适于树木的生长, 但由于干旱、半干旱地区降水少, 限制了林木的生长, 如果把矿区采矿的疏干水、矿坑水和生活污水采取相应的储、排、灌工程措施, 合理利用这些水资源补给造林用水, 既处理了污水, 使霍林河免受污染, 又保证了该区树木生长所需的水分条件。而且污水中的氮、磷营养成分通过灌溉林地, 被树林加以利用, 防止了二次污染, 使污水无害化、资源化。

a. 霍林河 SR-LTS 结构组合

(a) 污水一级预处理系统 污水进入一级处理场沉砂后, 加压进入污水库。在沉淀中下沉的污泥, 定期打入污泥消化塔, 大约经过 20d 左右, 污泥排放到污泥干化场, 干化为污泥干, 定期运到土地处理系统进行林地施肥。

(b) 以菌藻共生体系为中心的污水库系统 污水加压后进入污水库。利用污水库中自然形成的菌藻共生体系, 使污水得到净化, 经冬季储存, 于翌年 5~10 月间通过灌溉林地、草地而被利用净化。

(c) 以土壤-森林生态系统为中心的污水布水系统 霍林河 SR-LTS 结构组合见图 6-4。

① 1 亩=666.7m², 下同。

b. SR-LTS 的功能 系统的结构是功能的基础，而功能好坏最终体现在效益的高低上。SR-LTS 工程是应用生态系统中生物共生和物质循环再生原理、结构和功能协调原则，结合系统工程的优化理论设计的污水处理系统。其目标是促进物质循环、能量流动、处理和利用污水。

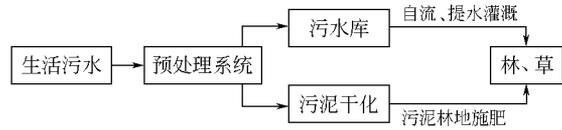


图 6-4 霍林河 SR-LTS 结构组合

SR-LTS 林业工程的价值体现在两个方面，一是生态功能价值即森林调节气候、涵养水源、保持水土等作用；二是经济价值，即木材的价值和处理污水所得效益。霍林河 SR-LTS 功能如图 6-5 所示。

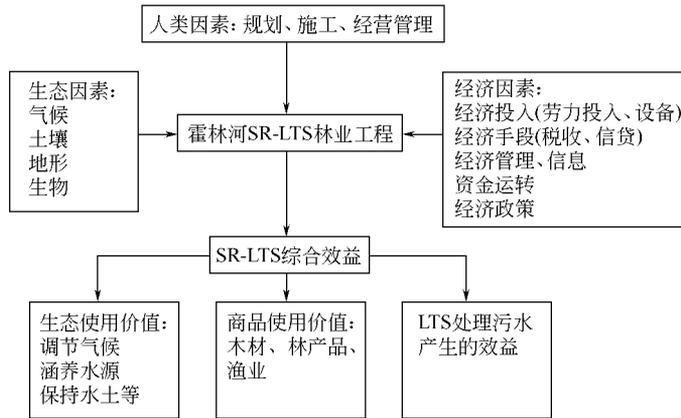


图 6-5 霍林河 SR-LTS 功能示意

② 用层次分析法和模糊数方法评价霍林河 SR-LTS 综合效益 霍林河 SR-LTS 以处理污水为主要目的，处理与利用污水相结合，具有一定的经济效益、社会效益和生态环境效益。但是它不同于其他生态经济系统，该系统短期的直接经济效益不明显，长远的生态环境效益显著，尤其是处理污水产生的社会效益极为显著。为了从整体和系统的角度对 SR-LTS 综合效益进行宏观、科学的评价和分析，并能体现出 LTS 的特点，这里运用层次分析法 (AHP) 和模糊数方法进行的研究，提出了一套以定量为主，定性与定量相结合的评价指标和方法，结合霍林河森林 SR-LTS 的效益分析取得了较满意的结果。

a. 评价特点

(a) LTS 综合效益包括经济、生态和社会三个方面，是三大效益的高度统一。在评价分析时充分考虑这三方面的水平和状态，以生态学、经济学和系统工程学作为理论依据。

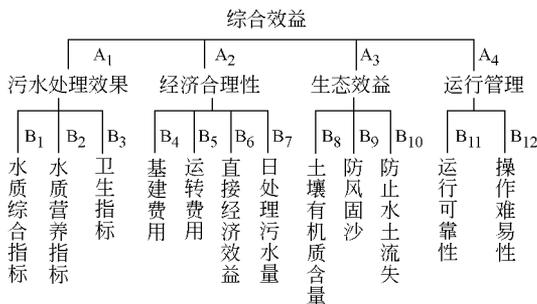


图 6-6 LTS 综合效益评价指标体系

一个具有 3 个层次 12 个具体指标的指标体系，见图 6-6。

水质综合指标包括 pH 值、SS、DO、BOD₅、COD，营养指标有 TN、TP、NO₂⁻-N、

(b) LTS 是在人工控制下以处理和利用污水为目的的林业生态经济系统，在评价时应充分考虑其整体效应，重点是系统功能的评价。

b. 选择评价指标 运用系统分析方法，从污水处理效果、经济合理性、生态效益、运行管理四方面来反映 LTS 的综合效益，并将这四个准则分解为 12 个具体指标，形成一

NO_3^- -N、 NH_4^+ -N，卫生指标包括细菌总数和大肠杆菌数，以上三种指标从不同侧面反映了污水处理的效果，这里没有考虑毒性指标如 Cd、Hg、Pb、酚、氰，因为毒性指标超标的污水不宜进行土地处理。

经济合理性由基建费用、运转费用、直接经济效益和日处理污水量来反映。日处理污水量可以反映出 LTS 的规模效益。土壤有机质含量反映了土壤固定氮、磷能力和土壤环境状况。

c. 建立递阶层次结构 建立递阶结构是层次分析的重要步骤。最高层是分析的总目标，即目标层，本研究的目标即为 LTS 的综合效益；中间为判断目标实现程度的准则层，即污水处理效果、经济合理性、环境生态效益、运行管理四个准则；最下层是具体体现准则的指标层，即 12 个具体指标。

d. 确定指标权重

(a) 构造两两比较判断矩阵，计算单一准则下各指标的单权重。假设准则 A_k ($k=1, 2, 3, 4$) 的总权重为 a_k ，下层指标中与 A_k 相关联指标有 r 个（本研究中有 12 个具体指标）记为 $B_1(k), B_2(k), \dots, B_r(k)$ 。这时把隶属于准则层 A_k 的指标进行两两比较。比较一般采用 1~9 标度方法。1、3、5、7、9 分别表示两个元素相比，一个比另一个同等、稍微、明显、强烈、极端重要，2、4、6、8 为相邻段的中值。得到比较判断矩阵 B 。

$$B = (b_{ij})_{n \times n}; \text{其中 } b_{ij} = 1/b_{ji}, b_{ii} = 1$$

例如隶属于污水处理效果 (A_1) 的指标有 3 个，水质综合指标 (B_1)、水质营养指标 (B_2)、水质卫生指标 (B_3)。 B_1 、 B_2 、 B_3 两两比较后得出比较判断矩阵如下。

$$(A_1-B) = \begin{pmatrix} b_{11} & b_{12} & b_{13} \\ b_{21} & b_{22} & b_{23} \\ b_{31} & b_{32} & b_{33} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 0.33 & 2 \\ 3 & 1 & 4 \\ 0.5 & 0.25 & 1 \end{pmatrix}$$

有了判断矩阵后，利用方根法计算其最大特征值 λ_{\max} 及相应的标准化特征向量。

$$W^{(k)} = (b_1^{(k)}, b_2^{(k)}, \dots, b_r^{(k)})^T$$

满足条件

$$(A_k - B)W^{(k)} = \lambda_{\max} W^{(k)}$$

得到的特征向量 $W^{(k)}$ 经正规化后，即为指标 B_i ($i=1, 2, \dots, 12$) 在准则 A_k 下的权重 $b_1^{(k)}, b_2^{(k)}, \dots, b_r^{(k)}$ 。

由于在对多个元素进行比较时，人们的判断难以保持完全一致，因而需要进行一致性检验。取 λ_{\max} 和 n 的相对误差作为比较矩阵的一致性指数。

$$CR = \frac{\lambda_{\max} - n}{(n-1)RI}$$

式中， n 为判断矩阵阶数； RI 为对于不同阶随机一致性指标，它与 n 的对应关系见表 6-17。

表 6-17 不同阶随机一致性指标

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

当判断矩阵满足 $CR < 0.1$ 时，认为比较矩阵具有满意的一致性。例如本研究中，从污水处理效果三个指标比较判断矩阵计算而得到的三个指标的权重依次为 0.2379、0.6255、0.1366，最大特征根为 3.0153， $CR = 0.013 < 0.1$ ，满足一致性检验。

(b) 计算权重。准则层的总权重就是它的单权重。指标层的总权重如下。

$$b_i = \sum_{k=1}^r a_k b_i^k \quad i=1, 2, \dots, n$$

LTS 综合效益评价指标权重见表 6-18。

表 6-18 LTS 综合效益评价指标权重

指标 B_i	B_1	B_2	B_3	B_4	B_5	B_6	B_7	B_8	B_9	B_{10}	B_{11}	B_{12}
权重 b_i	0.0323	0.085	0.0186	0.0269	0.0709	0.0505	0.1345	0.2768	0.0751	0.1173	0.0860	0.0287

e. 评价指标价值的量化 各指标间由于其量纲与综合效益间的函数关系不同, 不具可比性, 无法综合成一个能从总体上衡量系统优劣的指标。为此通过模糊数学中的隶属度函数对同一指标在不同值下的价值进行量化。

(a) 指标优劣值选定 确定各指标优劣的上、下限, 即各指标的最大值 M_i 和最小值 m_i 是构造隶属函数进行价值量化的基础和关键。

(b) 假定 j 系统或模式的指标函数为 $e_i = f_i(X)$, $i = 1, 2, \dots, n$, 其最小值 m_i , 最大值 M_i ; 指标函数 $F_j(X)$ 集可分为三个子集。

$$F_j(x) = \{f_1(x), f_2(x), \dots, f_i(x), \dots, f_n(x)\} = f_g(x) \cup f_h(x) \cup f_s(x) \quad j = 1, 2, \dots, m$$

其中 $f_g(x)$ ($g = 1, 2, \dots, G$) 指标集是越大越好的子集, $f_h(x)$ ($h = G + 1, G + 2, \dots, H$) 指标集是越小越好的子集, $f_s(x)$ ($s = H + 1, H + 2, \dots, n$) 指标集是希望适中的子集。例如, 经济合理性下属的指标集中, 基建费用和运转费用是越小越好的指标; 而直接经济效益 (木材、渔业) 是越大越好的指标。为便于计算, 隶属度函数采用线性函数, 具体有三类。

① 极大型 $i = 1, 2, \dots, G$

$$B_i = \begin{cases} 1 & e_i \geq M_i \\ \frac{e_i - m_i}{M_i - m_i} & m_i < e_i < M_i \\ 0 & e_i \leq m_i \end{cases}$$

② 极小型 $i = G + 1, G + 2, \dots, H$

$$B_i = \begin{cases} 1 & e_i \leq m_i \\ \frac{M_i - e_i}{M_i - m_i} & m_i < e_i < M_i \\ 0 & e_i \geq M_i \end{cases}$$

③ 适中型 $i = H + 1, H + 2, \dots, n$

$$B_i = \begin{cases} \frac{2(e_i - m_i)}{M_i - m_i} & m_i \leq e_i \leq \frac{M_i - m_i}{2} \\ \frac{2(M_i - e_i)}{M_i - m_i} & \frac{M_i - m_i}{2} \leq e_i \leq M_i \\ 0 & e_i \leq m_i \end{cases}$$

最后将不同指标的数值代入相应的隶属度函数, 求出量化值。水质综合指标、营养指标、卫生指标参考《城市污水土地处理工艺设计指南》中的水质标准。SR-LTS 处理后的污水预期水质见表 6-19。基建费用和运转费用分别按二级生化处理费用的 1/2 和 1/3 计算。

表 6-19 SR-LTS 处理后的污水预期水质

污水成分	平均值	最高限	污水成分	平均值	最高限
BOD/(mg/L)	<2	<5	TN/(mg/L)	<3	8
SS/(mg/L)	<1	<5	TP/(mg/L)	0.1	0.3
$\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{mg/L})$	<0.5	2	大肠群/(个/100mL)	0	10

f. 计算、评价综合效益 求出指标的权重和价值的量化值后, 就可以建立综合效益的线性加权函数。

$$U_j(x) = \sum_{i=1}^n b_{ij} B_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, n; \quad j = 1, 2, \dots, m$$

式中, $U_j(x)$ 是第 j 系统或模式的线性加权函数; b_{ij} 是第 j 系统或模式第 i 个指标的权重值; B_{ij} 是第 j 系统或模式第 i 个指标隶属度值。

根据线性加权函数值对效益进行分析判断。 $U_j(x)$ 高, 说明系统功能完善。初步标准为: 0.5 以下为生态经济系统功能不健全; 0.5~0.6 为初级的生态经济系统; 0.6~0.7 为中级生态经济系统; 0.7~0.8 为良好生态经济系统; 0.8 以上为优质生态经济系统。霍林河 SR-LTS 综合效益数计算结果 $U_j(x) = 0.7736$, 属于运行良好的生态经济系统, 而且其长远效益显著。

上面是利用层次分析法和模糊数学方法, 对 LTS 整体效益进行分析评价, 下面从经济学角度对霍林河 SR-LTS 的经济效益, 进行费用-效果分析, 然后与传统生化处理进行对比分析。

③ 霍林河森林型土地处理系统费用-效果分析 费用-效果分析 (cost-effectiveness analysis) 方法克服了费用-效益分析方法中某些难以用货币计量的困难, 因为污水土地处理系统的无形效果占主要地位, 故采用费用-效果分析方法可以更好地进行效益分析。

a. 霍林森林型 SR-LTS 费用构成

(a) 污水库费用 污水库主要用于冬储夏用, 对进一步净化水质起到一定作用。霍林河污水库于 1985 年建成, 单方水投资指标为 489.72 元。

(b) 泵站费用 1994 年修建 2#、3# 两泵站, 单方水投资为 89.7 元。

(c) 布水系统费用 经污水库冬储的污水, 通过自流与扬水灌溉林地、草地, 使得污水资源化和再利用。霍林河 SR-LTS 土地处理面积 1400hm², 其中可浇水面积为 880hm² (重点灌溉区 530hm²), 林地 789hm², 果园 21hm², 农田 40hm², 公园景点 30hm²。

b. 霍林河 SR-LTS 效益分析

(a) 直接经济效益

① 人工林木材生产效益 表 6-20 是污水灌溉与不经灌溉木材生产的经济效益分析。从表中可以看出, 针叶树在 30 年成材时, 经过污水浇灌的 490hm² 的针叶树林木其经济价值为 1.12 亿元, 而该针叶树林木如果不经污水浇灌, 在 30 年成材时其经济价值为 0.86 亿元, 经污水浇灌与不经污水浇灌的经济净增长值为 0.26 亿元。杨树 15 年成材, 经污水浇灌的 250hm² 杨树成材时其经济价值为 0.17 亿元, 不经污水浇灌的杨树的的经济价值为 0.10 亿元, 二者相差 700 万元。从上述经济价值中分别减去其造林成本 (樟子松 17.29 万元, 落叶松 17.13 万元, 杨树 23.48 万元), 490hm² 的针叶树和 250hm² 的杨树, 经污水浇灌与不经污水浇灌相比总经济净增值为 0.33 亿元, 年平均净增值为 130.30 万元。

② 渔业经济效益 污水库具有水源足、水质肥、长流水的优越条件, 适当增加投放鱼量, 产量每年可达 25t, 每千克按 8 元计, 产值 20 万元, 减去鱼苗成本 8.8 万元和人工管理工资 1.2 万元, 可盈利 10 万元。

③ 节省排污费用 霍林河矿区生活污水如果全部排放到霍林河中, 以 1m³ 污水收 0.08 元排污费计, 每年要缴纳 29.2 万元排污款, 还严重影响了生态环境。SR-LTS 工程运行费用与经济效益对比见上篇表 6-9。

(b) 社会和生态环境效益 森林资源的生态功能效益和社会功能效益都不能直接产生经济效益, 但可以用替代的办法即用能产生同等效果或产品的相应办法价值量来表示其生态价值或社会价值。

表 6-20 污水灌溉与不经灌溉木材生产的经济效益分析

树种	初植密度/(株/hm ²)	保存株数/(株/hm ²)	造林面积/hm ²	造林成本/(元/hm ²)	灌溉方式	污水浇灌			不浇灌		
					树龄/a	10	20	30	10	20	30
樟子松	5000	3000	245	705.90	径级/cm	8.20	17.80	22.85	2.50	14.00	20.00
					单株材积/m ³	0.0033	0.0990	0.1639	0.0019	0.0615	0.1256
					每公顷材积/m ³	9.90	297.00	491.70	5.70	184.50	376.80
					总材积/m ³	2425.5	72765.0	120466.5	1396.5	45202.5	92316.0
					立木单价/(元/m ³)	300.00	450.00	600.00	300.00	450.00	600.00
					价值/万元	72.77	3274.43	7227.99	41.90	2034.11	5538.96
华北落叶松	3333	1667	245	699.30	径级/cm	8.20	17.80	22.85	2.50	14.00	20.00
					单株材积/m ³	0.0033	0.0990	0.1639	0.0019	0.0615	0.1256
					每公顷材积/m ³	5.50	165.03	273.22	3.17	102.52	209.38
					总材积/m ³	1347.5	40432.4	66938.9	776.7	25117.4	51298.1
					立木单价/(元/m ³)	300.00	450.00	600.00	300.00	450.00	600.00
					价值/万元	40.43	1819.46	4016.33	23.30	1130.28	3077.89
小叶杨	2222	1333	250	939.00	树龄/a	10	15	—	10	15	—
					径级/cm	17.70	25.70		12.00	20.00	
					单株材积/m ³	0.0984	0.2074		0.0452	0.1256	
					每公顷材积/m ³	131.17	276.46		60.25	167.42	
					总材积/m ³	32792.5	69115.0		15062.5	41855.0	
					立木单价/(元/m ³)	150.00	250.00		150.00	250.00	
价值/万元	491.89	1727.88		225.94	1046.38						

① 涵养水源效益 森林可以增加林区空气湿度、降水量，可以增加林区及附近地区土地含水量，通过滞留、减缓和渗透，有效地改善地下水补给。

② 净化大气，吸尘效益评价 可以用等效益相关替代法，用工业除尘成本去替代作为森林吸尘的效益。全矿区林业工程 20~30 年后进入成龄阶段，则起主要滞尘作用的大气净化林系统 109.9hm²，每年可滞留 5000t。

③ 防风固沙效益 如以防风固沙林保护的总沙地面积的治理工程为等效益物，在本区治理每亩流沙需投资 35 元，则防风林庇护的沙地将减少治理投资 153 万元。

④ 防止水土流失效益

⑤ 避免河流水质污染效益 如果污水不经处理直接排入霍林河可能造成水资源经济损失。以 1t 水污染 20m³ 水体计算，矿区按日排水量 10⁴m³ 计算，一年则 365×10⁴m³，每立方米按 0.05 元计，则每年损失 365 万元。如果将被污染的水恢复到地面水质标准，按每立方米 0.1 元运行费计，则每年损失 36.5 万元。

⑥ 避免饮用水源污染效益 如果污水不经处理直接排入霍林河中，对矿区以下 200km 河流两岸畜牧业发展造成经济损失。以 200km 河流两岸各 2km 共 800km² 为水草肥美牧区计，按 200 头/km² 载畜量计算经济损失，每年有 16 万头羊因无处饮水而损失，按 80 元/头，饲养 2 年计，平均每年每头羊 40 元，则损失 640 万元，而赖以生存在 800km² 牧场的牧民缺少饮用水源所造成的社会经济损失是无法用经济价值表示的。

c. 费用-效果分析指标 效果费用比 B/C 是效益现值总和与费用现值总和的比率，按贴现率计算总效益和总费用。B/C>1，说明效益大于费用成本，能给社会增加效益。

$$B = \sum_{i=1}^t B_i(P/S, i, t)$$

$$C = \sum_{i=1}^t C_i(P/S, i, t)$$

式中, B 是寿命期内效益现值; C 是寿命期内费用现值; B_t 是第 t 年经济效益; C_t 是第 t 年的费用; $(P/S, i, t)$ 是第 t 年的折现系数 (与 i 对应)。

霍林河 SR-LTS 费用-效果分析指标见表 6-21。

表 6-21 霍林河 SR-LTS 费用-效果分析指标

指 标	1995 年	2000 年	2005 年
效果费用比	0.4415	1.6443	2.6458

由表 6-21 可见, 1995 年的 $B/C < 1$, 说明该土地处理系统刚刚运转, 还没有明显的经济效益。2000 年的 $B/C = 1.6443$, 已取得明显的经济效益, 2005 年以后效益将十分显著。可见该系统近期效果不明显, 长远的经济、生态和社会效益十分显著。

④ 霍林河森林型污水土地处理系统与传统二级生化处理比较 在霍林河矿区应用污泥法进行二级处理, 处理以生活污水为主和有机负荷较高的污水, 在技术上是完全可行的。但是, 针对霍林河地区的具体自然条件, 有以下三个弊病严重影响着这一处理工艺在霍林河地区的应用。

a. 气候条件的限制。霍林河矿区冬季寒冷, 最冷月 (1 月) 平均气温 -20.7°C , 极端最低气温 -37.6°C , 日最低气温 0°C 以下有 220d。矿区地下水源冬季水温约 $3\sim 5^{\circ}\text{C}$, 预计经使用后进污水处理厂时水温约 $5\sim 7^{\circ}\text{C}$ 。为了维持污水生化处理工艺正常运转的最低温度条件 (12°C 以上), 必须将处理构筑物建于室内, 并需采取污水加热处理和其他保温措施。这样, 一年中要有相当长时间处于低温预热处理, 以维持生产工艺运转, 因此很难保持高处理效果。而且, 根据外地经验, 将曝气池置于室内空气流通差, 供氧不足, 并为操作管理带来许多困难。

b. 二级生化处理后的出水中含有的氮、磷等营养物质和某些无机盐类仍较高, 直接排入霍林河可能造成水体富营养化。一旦造成富营养化, 对矿区生产及矿区居民生活将造成不可低估的影响。

c. 霍林河矿区生活污水污染程度低, 二级生化处理效益低。

基于上述三点原因, 在霍林河地区建设二级生化处理所需费用要比其他地区高, 而且效果不好。而建设污水土地处理系统的基建费 (日处理 1m^3 水基建投资 663.28 元) 和年运转费用 (表 6-22) 都比较低。

表 6-22 霍林河污水土地处理系统年运转费用

单位: 万元

项 目	提水电费			布水费			造林管护费		
	电费	折旧	工资	工资	修渠	管理	年成本	工资	不可预见
提水 185 万元	17.9	6.45	1.15	1.11	1.11	0.56			
自流 185 万元				1.08	1.08	0.54			
营林费							1.08	1.2	1.14
总计: 34.4	小计: 25.5			小计: 5.48			小计: 3.42		

霍林河慢速渗滤土地处理与二级生化处理 (活性污泥法) 费用的比较见上篇表 6-8。

从上篇表 6-8 和表 6-9 中可以看出, 霍林河 SR-LTS 的水处理成本 (含折旧) 为 0.094 元/ m^3 。如果人工林成材后, 平均每年直接经济效益为 169.5 万元, 即处理每立方米水的直接经济收益为 0.37 元。如果把生态环境等间接效益计算在内, 处理每立方米水的收益将更加可观。

作为资源利用型的土地处理系统样板, 在我国北方干旱、半干旱地区以及南方的个别地区已在推广应用, 具有良好的社会效益。

6.6.3.3 小结

① 霍林河矿区森林型慢速渗滤土地处理系统出水水质优于传统二级生化处理，出水 BOD_5 、TN、TP 及细菌总数的去除率分别达到 95%、85.4% 和 95%，完全可以代替二级生化处理。

② 慢速渗滤土地处理系统无地表径流，地下水埋藏深，土层厚，对地下水无影响，水库位于矿区下方，对大气无影响。

③ 霍林河矿区森林型慢速渗滤土地处理系统成本为 0.094 元/ m^3 ，处理每立方米水直接经济收益 0.37 元/ m^3 ，间接经济效益更可观。

④ 实用规模、利用型的森林型慢速渗滤土地处理系统可作为样板，在我国北方干旱、半干旱地区及南方的个别地区已在推广应用，具有良好的社会效益。

7 城市污水土地处理适宜性评价系统

污水土地处理是在世界能源日益紧张、水资源短缺和水污染不断加剧的形势下发展起来的污水处理生态工程。它是一种低投资、低能耗的自然净化技术，适于大面积推广和应用。但作为处理城市生活污水的一种方法，土地处理有一定的应用范围。进行土地处理的污水水质应符合标准，处理场地的自然条件和经济条件也必须满足要求，因而在进行土地处理之前应充分评价进水水质、场地条件、出水要求等，才能选择合适的处理场地和土地处理类型。所谓土地处理系统（LTS）的适宜性就是评价某水质是否适合应用 LTS 进行处理；某场地是否适合进行土地处理；适合土地处理的哪种工艺类型并求出必要的工艺参数；需要多少土地面积做处理场地；达到何种出水水质标准等。

7.1 适宜性评价原则

在建立 LTS 适宜性评价系统、选取评价指标时，应遵循生态性原则和经济性原则。

(1) 生态性原则 以生态效益高低衡量 LTS 污水处理工程。利用土壤-植物-微生物系统净化投配到土地上的污水时，污水中的污染物不能引起土地的退化，不能对周围环境产生负的影响。具体体现为不传染疾病、不破坏土壤的结构与性能、不使土壤盐碱化、土壤中重金属及有害物质的积累不超过有害水平、不危害农作物、不影响作物产品的产量和质量、不污染地下水等。相反，由于土壤-植物充分利用了污水中的氮、磷等营养物质而改善了生态环境，并获得一定的生态效益。

(2) 经济性原则 以经济效益好坏衡量 LTS 污水处理工程。将污水有控制地投配到种植作物、牧草、树林的土地上，土地在处理污水的同时还可以利用污水中的水、肥等资源，使作物、牧草、树木增加的收益，高于污水的处理成本（能耗、运行管理等费用），从而获得经济收入。此外，在评价 LTS 类型的适宜性时除自然因素外还应充分考虑经济因素，例如污水源距离处理场地的距离涉及污水的运输费用，地形高差大会加大污水泵提升污水的费用，购买土地用作处理场地的费用要比租用土地费用高等，这些都会增加污水处理的成本，影响 LTS 工程的经济效益。

7.2 土地处理系统评价体系的建立

由于场地自然条件复杂，LTS 类型多样，建立 LTS 工程涉及的要素较多，在应用和推广 LTS 过程中会遇到许多问题，特别是在规划和设计阶段会浪费很多人力、物力和财力，在选址时还可能会出现适合进行土地处理的场地没有被选上，不适合进行土地处理的场地反而被选上的情况，这样有可能影响污水处理效果，造成环境问题。另外在筛选的过程中费时费力，因此，有必要将污水土地处理的相关内容变成计算机程序，把专家的有关知识储存在计算机中，然后专家利用对 LTS 适宜性评价过程中积累的知识和经验，做出快速、准确、科学的判断。

7.2.1 适宜性评价系统的基本结构与功能

7.2.1.1 LTS 适宜性评价系统的基本结构

LTS 适宜性评价系统的基本结构（图 7-1）由 LTS 知识获取、LTS 知识库、推理机、

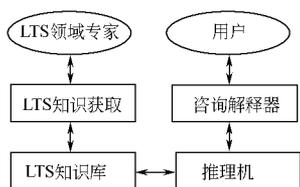


图 7-1 LTS 适宜性评价系统基本结构

咨询解释器四部分组成。其中 LTS 知识获取是系统与 LTS 领域专家的接口部分，咨询解释器是系统与用户的接口部分。

7.2.1.2 LTS 适宜性评价系统各组成的基本功能

(1) LTS 知识获取 LTS 知识获取是 LTS 适宜性评价系统与 LTS 领域专家的“界面”。即从 LTS 领域专家那里获得有关 LTS 的知识。LTS 领域专家包括专家编写的书、研究的成果和专家本人。获得知识的主要途径是查资料文献，并辅以听课、面谈、会议记录和讲话记录等多种形式，然后把获得的有关知识经过加工整理后，输入知识库。

为了保证评价系统做出科学的判断，获取正确的知识是至关重要的。由于 LTS 的适宜性问题涉及自然因素、经济因素、社会因素等很多方面，一个或几个专家的知识还不够，应该把许多专家、许多学科领域的知识总结在一起，才能形成完整的知识体系。

(2) 构造 LTS 知识库 LTS 知识库的构造是设计师建立 LTS 适宜性评价系统最重要的工作。把从 LTS 领域专家处获取的知识经过整理、归纳，然后以一定形式储存在知识库中，以备系统推理判断用。知识库中储存的知识可以进行检索、更新修改、编辑、增删和扩充。建立知识库需要花费大量的时间，以后随着知识的不断更新，也要不断修改知识库。知识库的维护很重要，评价系统的性能高低、是否具有推广应用的价值完全取决于知识库的可用性、确实性、完善程度和维护管理。

(3) 设计推理机 包括推理机及其控制系统。它是利用知识库的知识，按照一定的推理策略，根据问题需要编制一组计算机程序，使计算机能够根据知识和事实进行一系列的推理和判断，得出相当于“人类专家”的结论。

(4) 咨询解释器 咨询解释器是系统与用户的“人-机”接口部分。它可以进行咨询理解和结论解释。所谓咨询理解是对用户咨询的提问进行“理解”，然后将用户输入的提问及有关事实、数据、条件转换为推理机可以接受的信息。结论解释是向用户输出推理的结论或答案，并根据用户需要对推理过程进行解释，得出结论的可信度估计。

7.2.1.3 LTS 适宜性评价系统的主要工作内容

LTS 适宜性评价系统的主要工作内容（图 7-2）包括构造新的知识库、调用已存在的知识库、编辑知识库、适宜性结论评价推理、输入帮助文本、退出菜单六部分。

7.2.2 建立 LTS 适宜性评价系统的方法

应用专家系统方法建立 LTS 适宜性评价系统。专家系统是一种智能软件，是目前人工智能领域中发展较快、技术成熟、应用广泛的一个分支学科，也可以称为 LTS 咨询-解释型评价系统。

根据拟解决的问题需要，对编写专家系统常用的几种程序语言进行了比较，最后选择了应用人工智能语言（PROLOG, programming in logic）来编写 LTS 适宜性评价系统的程序。

7.2.2.1 人工智能语言

人工智能（Artificial Intelligence, 简称 AI）是一门探索和模拟人的感觉和思维过程的规律，进而设计出类似人的某些智能的智能机的科学。专家系统作

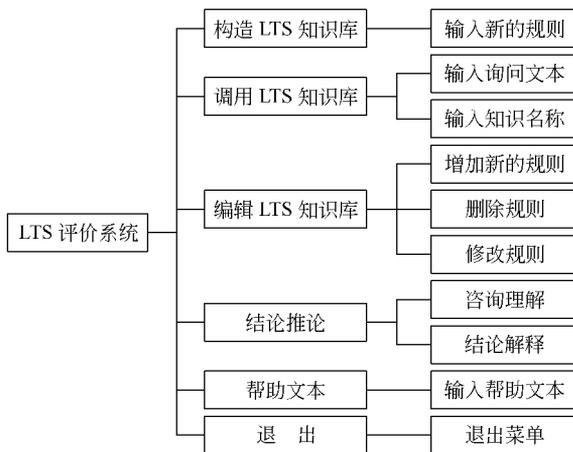


图 7-2 LTS 适宜性评价系统的主要工作内容

为人工智能领域的一个分支，是近年来人工智能走向实用化研究中比较引人注目的领域（傅京孙等，1987）。专家系统实际上是一种以知识为基础的计算机程序系统。但是，传统的语言不适合处理人工智能问题，因此需要利用专门的人工智能专用程序设计语言编写 LTS 适宜性评价系统。目前有几种人工智能专用程序设计语言，如 LISP (List Processing Language)、SAIL (Stanford Artificial Intelligence Laboratory)、PROLOG 等，应用比较多的是 PROLOG 语言。前两种语言开发比较早，主要用于小型机和工作站，PROLOG 语言主要适用于微机系统，推广比较快，而且具有许多优点，是基于演绎推理的一种逻辑型程序设计语言。目前在微机上流行的 PROLOG 语言主要有 MICRO-PROLOG 和 TURBO-PROLOG，MICRO-PROLOG 属解释型，TURBO-PROLOG 属编译型。TURBO-PROLOG 语言的优点是执行速度快，而且在窗口技术上有很大改进，与其他专家系统开发工具相比，应用 TURBO-PROLOG 智能语言开发专家系统具有较大的灵活性，可以根据具体问题和要求运行。

7.2.2.2 人工智能程序与传统程序的区别

人工智能程序不同于常规程序（表 7-1），它的求解过程主要涉及符号计算而不是数值计算。因此，这种程序比较适合用于根据事实进行推理和判断。LTS 适宜性评价系统根据一系列规则对某些事实进行判断，进而得出适合的结论，其不需要做精确的数值计算，所以很难用常规的算法语言。

表 7-1 人工智能程序与常规程序的区别

特征	人工智能程序的设计	常规程序的设计	特征	人工智能程序的设计	常规程序的设计
类型	符号计算	数值计算	解答	适合的	最佳的
方法	事实推理	运算法则	知识	含糊的	准确的
过程	近似的	精确的	修改	经常	偶尔

7.3 LTS 适宜性评价系统知识库设计

在设计 LTS 适宜性评价系统知识库之前，首先要明确拟解决的问题。利用专家系统对 LTS 适宜性进行评价，应考虑自然因素（如气候、土壤、植被、水文）和社会经济因素，要求有各个方面的专家知识，这样反映出的知识才会全面、准确。

建立专家系统的第一步任务是获取知识，以及利用知识库表示这些知识。LTS 适宜性评价系统的知识库分为 LTS 规则库、LTS 事实库、提问文本数据库和帮助文本数据库四部分。

7.3.1 LTS 适宜性评价系统规则库

LTS 规则是在进行 LTS 适宜性推理和判断进程中用到的知识，包括 LTS 适宜性评价模型的所有规则。评价系统中的各层知识均用显性方式表示，即采用产生式规则形式作为知识表达方式，具体表示如下。

规则编号 (rule-no): IF Conditions THEN Action

在程序设计过程中，使用一个用户定义词 rule 来表示规则，其具体表达形式如下。

rule(rule-no, rule-body, rule-head)

其中，rule-no 为规则编号，用于识别规则；rule-body 为规则体，即规则的条件部分；rule-head 为规则首部，即规则的结论部分。

规则采用结论和条件顺序相反的形式表示，这种形式的产生式规则容易用 TURBO-PROLOG 来表达，而且用这种表达方式推理机也比较容易搜索到指定的结论，并且一旦找

到结论,推理机将通过条件来证实它。需要指出的是有些规则利用了其他规则来定义其本身,正是由于这种结构,使规则之间有一种内部的层次。

7.3.1.1 水质适宜性评价系统规则库

(1) 进水水质的适宜性评价 判断污水水质是否满足土地处理的要求。因为 LTS 主要用来处理城市生活污水和有机物含量高的工业废水,如食品加工工业废水、啤酒厂工业废水等,污水的成分会直接影响处理效果和对处理场地环境的影响,因此判断污水水质是否适合进行土地处理非常关键,也是 LTS 适宜性评价的第一步。

① 污水的主要成分和类型 根据污水中主要污染物种类的不同可以将污水分为四种:
a. 有毒,难降解污染物如重金属 Hg、Cd、Pb、As 和 Cr 等; b. 可以降解的有机污染物,如碳水化合物、油脂、合成洗涤剂; c. 细菌、病毒、放射性污染物; d. 无机悬浮物 SS。

② 水质指标 参照建设部 1999 年颁布的《污水排入城市下水道水质标准》(CJ 3082—1999) 和国家环境保护局 1996 年颁发的《污水综合排放标准》(GB 8978—1996),选取如下五类 15 项评价 LTS 水质适宜性的水质标准。

a. 水温和 pH 值 参考《污水排入城市下水道水质标准》,并征求一些 LTS 领域专家的意见,把污水的水温 (T) 和 pH 值作为评价污水 LTS 的一种指标。具体值为: T , 35°C ; pH 值, $6\sim 9$ 。

b. 无机污染物浓度 无机污染物主要包括酸、碱、无机盐和硫化物等,这些物质在浓度较低的情况下是作物的营养物质,当浓度过高时则对作物产生毒害作用。由于资料的限制,本书主要考虑硼及其无机化合物和硫化物的浓度,以这两种物质代表无机污染物。具体值为: 硼, 1.0mg/L ; 硫化物, 1.0mg/L 。即硼的浓度和硫化物的浓度超过了 1.0mg/L 就不能进行 LTS 处理。

c. 重金属类污染物浓度 重金属类污染物主要包括 Hg、Cd、Pb、As、Cr 等物质,这类污染物主要来自于工业废水,其达到一定浓度时会产生毒害作用,因此国家环保部门要求这类污染物必须在工厂或车间内得到处理。一般城市污水中这类物质不会超标,但是考虑应用 LTS 处理污水时,这类物质在生物体内容易积累,浓度积累到一定程度会产生危害,所以把重金属类污染物也作为一项重要指标来评价 LTS 的适宜性。具体值为: 总 Hg, 0.05mg/L ; 总 Cd, 0.1mg/L ; 总 Pb, 1.0mg/L ; 总 As, 0.5mg/L ; Cr(VI), 0.5mg/L 。

d. 有毒污染物浓度 这里主要包括石油类物质、氰化物、氟化物和挥发性酚等。由于城市污水中也排入少量的工业废水,有些甚至是含有一些复杂成分的有机工业废水,如果进入 LTS 中,会被作物、牧草吸收,或积累在土壤里,或渗滤到地下水中,进而对人、动物、土壤产生毒性作用,因此这类污染物的浓度必须符合国家规定标准。具体值为: 石油类物质, 10mg/L ; 氰化物, 0.5mg/L ; 氟化物, 20.0mg/L ; 挥发性酚, 1.0mg/L 。

e. 有机污染物浓度 有机污染物主要包括碳水化合物、蛋白质、油脂、氨基酸、合成洗涤剂等,是城市污水中的主要物质。与传统的二级生化处理不同,有机污染物不是 LTS 的限制因素,但是其种类构成是决定能否应用 LTS 的关键。根据我国对 LTS 的多年研究,并参照国外某些国家的研究成果,总结出当污水中 BOD_5 、COD、TOC 的浓度符合一定的比例时,应用 LTS 净化污水最合适,如果不符合这一比例,则不能采用 LTS。具体指标为: $\text{BOD}_5/\text{COD} > 0.5$ 适合 LTS, $\text{BOD}_5/\text{COD} < 0.2$ 不适合 LTS; $\text{TOC}/\text{BOD}_5 < 0.8$ 适合 LTS, $\text{TOC}/\text{BOD}_5 > 2$ 不适合 LTS。

无论是进入污水处理厂的污水,还是进入 LTS 的污水都必须满足前四类指标的标准,但是第五类指标是进入 LTS 中的污水必须要满足的一种特别指标。

③ 水质评价系统规则库结构 本文设计的 LTS 适宜性评价系统的子系统——污水水质

适宜性评价系统的规则中采用了上述五类共 15 项水质指标。在进行评价时，如果某一污水水质指标全部符合要求，通过规则能判断此污水是否可以土地处理；如果污水水质中有的指标不符合要求，要采取措施进行预处理，处理达标后才能采用 LTS，其水质评价规则结构见图 7-3。

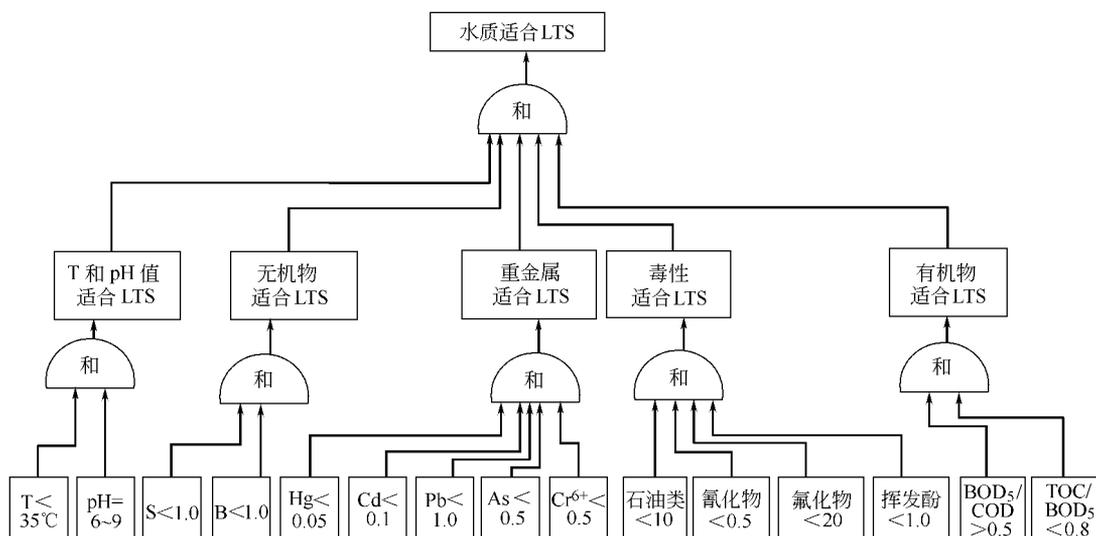


图 7-3 LTS 水质评价规则结构

注：图中水质浓度单位为 mg/L（温度和 pH 值除外）。

(2) 出水水质的适宜性评价 出水水质的适宜性包含两方面内容，一是根据出水用途判断出水水质是否满足要求；二是根据出水要求设计 LTS 工艺类型。

① 根据出水用途判断出水水质 污水经 LTS 净化后可以达到一定的出水水质，不同的用途对出水水质的要求也不同，具体要求如下：a. 净化出水用于农田灌溉，水质应符合《农田灌溉水质标准》(GB 5084—92)；b. 净化出水用于养鱼或排入渔业水体，水质应达到《渔业水质标准》(GB 11607—89)；c. 净化出水排入地表水体，应符合《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)；d. 净化出水回灌地下水，应符合《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—85)；e. 净化出水用于工业冷却水、冲洗水、锅炉用水等，没有严格的水质标准。

② 根据出水目标设计 LTS 类型 不同的 LTS 类型，净化污水的效果不同，出水水质不同（表 7-2），因此可以根据出水水质目标来设计 LTS 类型。

表 7-2 不同类型 LTS 的出水水质

水质目标/(mg/L)	LTS 类型	水质目标/(mg/L)	LTS 类型
BOD ₅ <2, TSS<1, TN<3, TP<0.1	SR-LTS	BOD ₅ <10, TSS<10, TN<10, TP<6	OF-LTS
BOD ₅ <5, TSS<2, TN<10, TP<1	RI-LTS	BOD ₅ 为 5~10, TSS 为 5~15, TN 为 5~10	WL-LTS

注：数据来自土地处理手册。

在水质适宜性评价系统中把进水水质和出水水质的适宜性放在一个系统中，共应用了 34 条水质适宜性评价规则。

7.3.1.2 LTS 场地适宜性评价系统规则库

(1) 场地适宜性评价 场地适宜性是指某地是否适合采用 LTS 处理污水，适合哪一种

工艺类型, 采用怎样的工艺设计参数, 需要多大的土地面积作为处理场地等。

(2) 场地指标 SR-LTS、RI-LTS 和 OF-LTS 的指标参照美国环保署等编著、中国市政工程西南设计院翻译的《城市污水土地处理工艺设计指南》, WL-LTS 和 SC-LTS 中的指标参考“七五”国家重点科技攻关项目成果《城市污水土地处理利用设计手册》中的标准。

评价场地条件是否适宜进行土地处理, 需考虑自然和经济两方面要素。首先要看影响 LTS 的自然条件, 如果自然条件适合进行土地处理, 再进一步考虑该场地的经济条件是否合适。具体指标如下。

① 自然指标

a. 地形坡度 在选取地形坡度作为指标时, 主要参考我国“七五”和“八五”科技攻关成果, 土地处理手册和指南中只有 SR、RI、OF 三种系统的适宜坡度, 没有 WL 和 SC 的适宜坡度指标, 对这两种坡度指标的选用, 主要来自有经验的土地处理专家。本书将坡度分为 0~2%、2%~15%、15%~30%、>30% 四种进行了适宜性分析, 有关专家认为这种划分基本可行。LTS 适宜坡度指标见表 7-3。

表 7-3 LTS 适宜坡度指标

LTS 类型	坡 度	LTS 类型	坡 度
SR-农业型	<30%	OF-LTS	<15%
SR-森林型	NL	WL-LTS	<2%
RI-LTS	<15%	SC-LTS	<15%

注: NL 为无限制。

b. 土壤渗透率 土壤渗透率是影响 LTS 的重要参数。我国土壤质地分类标准把土壤分为砂质土壤、壤土和黏性土壤三种。砂质土壤大孔隙多, 透水性好, 土壤渗透性也比较好, 土壤的饱和渗透系数 (K) 通常 $>5.0\text{cm/h}$, 这种土壤非常适合 RI-LTS; 黏性土壤与砂土相反, 土壤孔隙小, 透水性差, 排水不畅通, 土壤的饱和渗透系数通常 $\leq 0.51\text{cm/h}$, 这种土壤非常适合 OF-LTS; 壤土介于砂土和黏土之间, 渗水性为中等慢速到中等快速, 土壤的饱和渗透系数为 $0.51\sim 5.1\text{cm/h}$, 这种土壤适合 SR-LTS。本书把土壤饱和渗透系数分为 $<0.15\text{cm/h}$ 、 $0.15\sim 0.51\text{cm/h}$ 、 $0.51\sim 1.5\text{cm/h}$ 、 $1.5\sim 5.1\text{cm/h}$ 和 $\geq 5.1\text{cm/h}$ 五种。各种 LTS 适宜的土壤饱和渗透系数见表 7-4。

表 7-4 各种 LTS 适宜的土壤饱和渗透系数

LTS 类型	$K/(\text{cm/h})$	土壤渗透性	LTS 类型	$K/(\text{cm/h})$	土壤渗透性
SR-LTS	$0.15\sim 1.5$	慢速-中等慢速	WL-LTS	$0.025\sim 0.35$	慢速
RI-LTS	≥ 5.1	快速	SC-LTS	$0.15\sim 5.1$	慢速-中速
OF-LTS	≤ 0.51	慢速			

c. 土层厚度 土层厚度指土表面到基岩的断面深度。土层厚度对作物根系发育、污水净化效果和污染地下水的的可能性有影响。本书将土层厚度分为小于 0.3m (不适合 LTS)、 $0.3\sim 0.6\text{m}$ 、 $0.6\sim 1.5\text{m}$ 和大于 1.5m 四种。各种 LTS 适宜的土层厚度见表 7-5。

表 7-5 各种 LTS 适宜的土层厚度

LTS 类型	土层厚度/m	LTS 类型	土层厚度/m
SR-LTS	>0.6	WL-LTS	>0.3
RI-LTS	>1.5	SC-LTS	>0.6
OF-LTS	>0.3		

d. 地下水位 指处理场地到地下水饮用水层的距离。地下水位越深, 污水污染地下水

的可能性越小。特别是 RI 和 SC 系统对地下水埋深要求严格。各种 LTS 适宜的地下水位见表 7-6。

表 7-6 各种 LTS 适宜的地下水位

LTS 类型	地下水位/m	LTS 类型	地下水位/m
SR-LTS	0.6~3.0	WL-LTS	NL
RI-LTS	>1.0	SC-LTS	>1.0
OF-LTS	NL		

注：NL 为无限制。

e. 土地利用状况 考虑土地利用状况时，既要考虑目前的土地利用状况，也要考虑长远的土地利用规划。在现场调查阶段应与当地城市规划部门沟通，选择 LTS 场地尽量与当地的土地利用状况结合起来。本书把土地利用状况分为农业区或开阔地、森林区、低密度居住区、湿地或浅水面四种类型。

除了考虑上述五种因素外，在估算 LTS 所需土地面积时还应考虑处理场地的温度、降水、蒸发等因素。

② 经济指标

a. 污水源距场地的距离 污水源距离污水处理场地的远近影响运输污水的费用和成本。根据查阅的资料和某些专家的建议，污水源距处理场地的距离不宜超过 20km，超过则不经济。

b. 地形高差 地形高差过大，不利于向土地处理场地输水或集水，需加大泵站抽汲次数，增加能耗，使污水处理成本增加。而且地形高差过大，使铺设输水管道很困难且复杂，会增加场地的基建投资，从经济上讲不合理。如果地形高差超过 15m 则认为该场地不经济，不适合用做污水处理场地。

c. 土地费用及管理 由于 LTS 需要有较大的土地作为处理场地，满足预处理设施、储水池、污水处理田、缓冲区、管道建筑等其他设施的要求，因此，获得土地的方式就显得比较重要。从国内外的经验看，取得土地的方式有三种：完全购买、长期租用、购买后回租给农民。完全购买土地这种方式可以对土地处理场地进行最好的管理，但是美国几百个全国性工程项目的估算表明，完全购买土地作为土地处理场地是不经济的，而长期租用土地从经济上讲划得来，对于较小的城镇来说是非常合算的。根据我国的实际情况，本书采用完全购买土地和长期租用土地两种指标作为 LTS 经济适宜性的评价指标。

(3) LTS 场地适宜性评价系统规则库结构 见图 7-4。

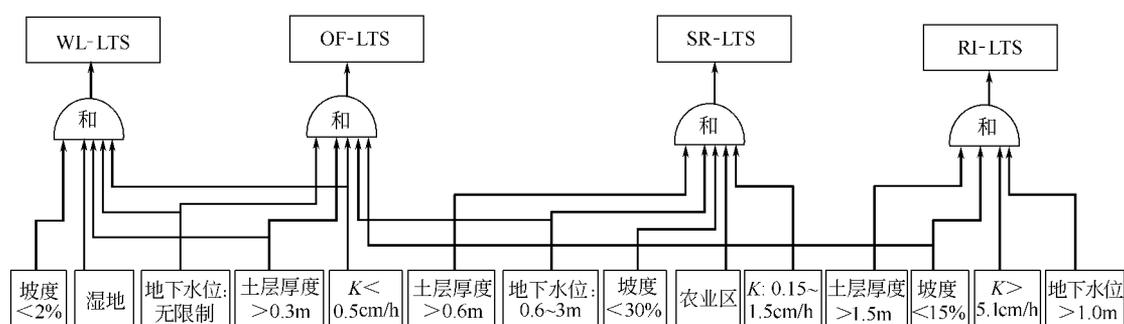


图 7-4 LTS 场地适宜性评价系统规则库结构

7.3.2 适宜性评价系统事实库

适宜性评价系统事实库中包括 LTS 适宜性评价系统在评价过程中所用到的事实。LTS

水质适宜性评价事实共 44 条, 场地适宜性事实包括自然方面 (地形、土壤渗透率、土层深度、地下水埋深、土地利用状况等) 和经济方面 (处理场地距污水源距离、土地费用等) 的事实共 20 条。评价系统利用这些事实与规则相匹配进行推理。

7.3.3 LTS 适宜性评价系统提问文本数据库

为了方便应用, 提供友好的用户界面, 在程序设计中以口语化形式作为提问文本, 针对每个事实都有一个提问, 使系统在设计时便于人机对话, 更贴近专家。提问文本的形式如下。

提问文本 (question text) 【事实 (fact), 对有关事实进行提问的字符串 (string)】

7.3.4 LTS 适宜性评价系统帮助文本数据库

为了应用方便, 论文在规则库中使用了帮助文本, 当用户在应用该系统进行工作时, 如果遇到问题, 可以使用系统帮助。帮助文本的形式如下。

帮助文本 (help) 【需要帮助的问题, 文件名】

在这个系统中把需要帮助的问题解释成比较容易理解的内容, 然后储存在文件中, 如果需要可以随时调用。用户对于系统的提问可以有四种回答: y(是); n(否); w(为什么), 请求系统给予解释; h(帮助), 请求系统给予帮助。

LTS 适宜性评价系统的帮助文本在本书文字部分省略。

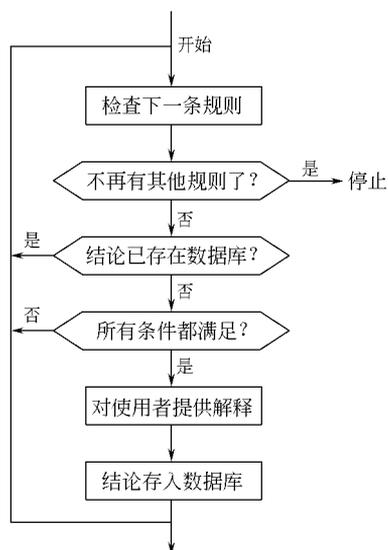


图 7-5 正向推理算法流程

7.4 LTS 适宜性评价系统推理及设计

推理过程是事实与规则相匹配的形成过程。本书应用的推理过程是正向推理控制过程, 即从事实入手, 根据规则依次进行推理判断, 其流程见图 7-5。

7.5 LTS 适宜性评价系统的“人-机”接口设计

(1) 用户-评价系统接口 (User-AS) 是一种咨询解释装置, 同时具有咨询理解和结论解释的功能。

(2) 专家-评价系统接口 (Expert-AS) 指知识获取手段, 通常采用人工移植方式获取知识, 因此它实际是“专家-系统建造者-评价系统”接口。为了实现“人-机”接口, 论文设计中采用的是菜单驱动方式即“键盘-CTR”的“人-机”交互方式。

7.6 LTS 工艺参数的计算机辅助设计

通过 LTS 适宜性评价系统确定了合适的 LTS 工艺类型后, 再利用该系统对 LTS 的工艺参数进行初步设计, 主要包括计算水力负荷、处理场地面积、污水投配周期等。LTS 工艺参数计算机辅助设计系统的功能见图 7-6。

7.6.1 SR-LTS 工艺参数的计算

7.6.1.1 利用型 SR-LTS 工艺参数的计算

利用型 SR-LTS 就是充分利用污水 (包括水、肥资源), 以尽可能少的污水灌溉大面积的土地。这种类型在缺水的地区以及地广人稀、土地充足的地区比较有优势。

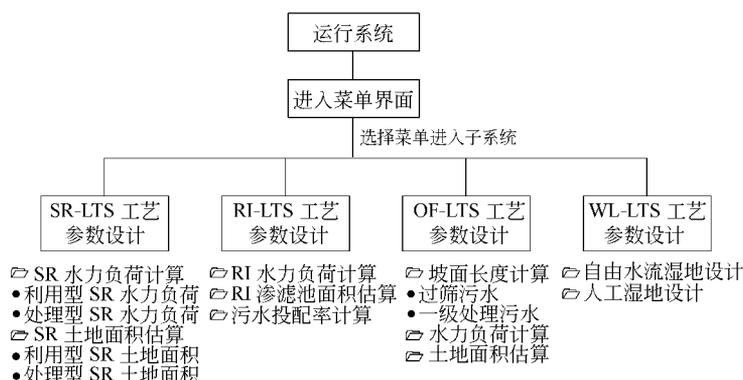


图 7-6 LTS 工艺参数计算机辅助设计系统的功能

(1) 利用型 SR-LTS 水力负荷的计算 SR-LTS 主要应用于土地资源相对充足（如我国的西北、华北等地），农田迫切需水灌溉的地区。利用型 SR-LTS 属于灌溉类型，所以其水力负荷应根据淋溶限制进行设计，但参考污水中氮元素对 SR-LTS 的限制也可设计出水力负荷，把根据两种限制因素设计的水力负荷加以比较，选取较小者作为设计利用型 SR-LTS 的水力负荷。这两种水力负荷的计算公式参照美国《城市污水土地处理工艺设计指南》和我国“七五”科技攻关成果《城市污水土地处理利用设计手册》。根据我国北方特点，在设计评价系统时，种植的作物选择了大田作物，主要有玉米、紫苜蓿、饲料草、高粱、棉花和粮食谷物。在应用系统进行设计时，用户可以根据系统的提问来回答，最后得出合适的水力负荷。

(2) 利用型 SR-LTS 土地面积的计算 SR-LTS 土地面积包括灌溉田和非灌溉田两部分。灌溉田是实际承受投配污水的占地面积，又分为主运行系统和调节系统，通常调节系统占地面积为主运行系统的 8%~10%。非灌溉田包括辅助区和缓冲区的占地面积。土地面积主要指灌溉田的面积，依据设计的水力负荷、日处理污水量及工程实际可能运行的天数，利用已有的公式计算所需的土地面积。

7.6.1.2 处理型 SR-LTS 工艺参数的计算

处理型 SR-LTS 就是以处理污水、污水的再生为主要目的，在尽可能小的土地面积上处理大水量负荷的污水。这种类型主要用在城镇郊区、土地资源比较紧张和气候比较湿润的地区。

(1) 处理型 SR-LTS 的水力负荷计算 处理型 SR-LTS 的水力负荷的限制因素通常为土壤渗透率和污水中氮的浓度。因此在计算时根据这两种限制因子分别计算水力负荷，然后选择其中较小的作为工艺设计时的水力负荷。在选择作物时通常选择能最大限度去氮、有较高的耐水极限、生长季长、容易管理的作物，通常认为饲料作物和森林作物比较合适。

(2) 处理型 SR-LTS 土地面积估算 与利用型 SR-LTS 土地面积的计算方法一致。

7.6.2 RI-LTS 工艺参数计算

RI-LTS 的工艺特性前面已经叙述过，这里主要介绍建立设计系统的构思。该系统主要可以完成水力负荷、渗滤池面积和投配速率的计算。

7.6.2.1 RI-LTS 水力负荷计算

适当的水力负荷是实现 RI-LTS 的处理目标和系统正常运行的基本保证。当进入设计系统后，系统请求输入测定的土壤渗透速率，再输入测定土壤渗透速率的方法（共有三种），见表 7-7。不同的测定方法得出的水力负荷的修正系数不同。系统默认的测定方法为淹水池法，根据输入的土壤渗透率和测定方法可以得出 RI-LTS 的水力负荷。

表 7-7 水力负荷的设计修正系数

测定方法	淹水池法	渗透仪法	实验室水力传导系数法
年水力负荷的修正系数	观测的有效渗滤速率的 10%~15%	观测的有效渗滤速率的 2%~4%	水力传导系数的 4%~10%

7.6.2.2 RI-LTS 的干湿比

RI-LTS 的优良性能必须有定期的干化期作保证。干化期长土壤表面为好氧状态,利于污水中可降解的有机物的分解,利于污水的净化。通常淹水期与干化期的比值都小于 1。即淹水期短、干化期长。不同的预处理程度、不同的处理目标、不同的季节,淹水期与干化期也不相同。对于一级处理出水来讲,一般淹水期为 1~3d,干化期为 5~10d;对于二级处理出水,淹水期为 7~9d,干化期为 12~15d。通常 RI-LTS 的干湿比为 12:2 即为 6:1。

7.6.2.3 污水投配速率

污水投配速率取决于年水力负荷和负荷周期,具体计算如下。

① 计算负荷周期的总天数。负荷周期的总天数等于淹水期的天数与干化期的天数之和,通常选择干湿比为 6:1。

② 求出每年中负荷周期数目,即用每年的利用天数(365d)除以负荷周期的总天数。

③ 用年水力负荷除以每年的污水投配周期数目,得到每个投配周期的水力负荷。

④ 每个投配周期的水力负荷除以污水投配的天数,得到投配速率(m/d)。

7.6.2.4 RI-LTS 的占地面积

RI-LTS 的占地面积包括渗滤池、预处理设施和其他设施的占地面积。这里计算的是渗滤池的面积。系统根据设计的水力负荷、日处理污水量、运行时间,由一定的经验公式计算 RI-LTS 系统需要的污水投配面积。

7.6.3 OF-LTS 工艺参数的计算

7.6.3.1 坡面长度的计算

OF-LTS 工艺的处理效果与坡面长度有关,一般采用 30~60m。处理城市污水时坡长一般采用下限;处理含高浓度有机物的食品加工工业废水时采用上限。在设计系统时,计算坡面长度考虑了污水的预处理程度,即过筛污水和一级处理污水两种预处理措施。用户可以根据需要选择,另外把 BOD₅、SS、氮分别作为限制因素,通过已有的经验公式计算 OF-LTS 的坡面长度。

(1) BOD₅ 为限制设计因素时可以通过下式计算坡面长度。

$$Z = \frac{\ln \frac{(C_Z - C)}{AC_0}}{-K}$$

式中, C₀ 为投配污水中 BOD 浓度, mg/L; C_Z 为坡面距离 Z 处径流的 BOD 浓度, mg/L; C 为径流水最低可达到的 BOD 浓度, mg/L; A、K 为经验常数,取决于污水投配率(q)和污水类型。

对于过筛污水: $q = 0.09 \sim 0.36 \text{ m}^3 / (\text{h} \cdot \text{m})$; $A = 0.64 \times (q + 0.72)$; $K = 0.147 \times (0.8 - q)$ 。

对于一级处理污水: $q = 0.09 \sim 0.36 \text{ m}^3 / (\text{h} \cdot \text{m})$; $A = 2.13 \times (q + 0.143)$; $K = 0.0525 \times (1.73 - q)$ 。

(2) 氮为限制设计因素时,可以通过下式计算坡面长度。

$$\text{过筛污水} \quad Z = \frac{36 - C_{Z \text{ NH}_4^+ - \text{N}}}{0.145}$$

一级污水

$$Z = \frac{26 - C_{Z \text{NH}_4^+ \text{-N}}}{0.128}$$

式中, $C_{Z \text{NH}_4^+ \text{-N}}$ 为沿坡面距离 Z 处出水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度, mg/L 。

7.6.3.2 水力负荷率 L_w 与土地处理面积的计算

水力负荷率是投配到单位土地面积上的污水流量 (cm/d)。OF-LTS 所需要的处理田面积根据设计污水投配率和坡面长度计算确定。根据水力负荷率、日处理污水量、投配时间计算 OF-LTS 处理田的面积。

植物是 OF-LTS 系统的重要组成部分。通常 OF-LTS 中要求长有多年生牧草, 这些牧草具有耐水、生长期长、适应当地气候条件的特点。选择几种牧草混种, 一年中不同种类牧草的休眠时间互相错开, 同时都会有一二种草生长良好, 保证 OF-LTS 可以正常运行, 对污水净化的效果更好。

8 地理信息系统在土地处理系统中的应用

8.1 地理信息系统概述

8.1.1 地理信息系统的基本概念

地理信息系统 (Geographical Information System, 简称 GIS) 是一种决策支持系统, 它具有信息系统的各种特点。GIS 与其他信息系统的主要区别在于其存储和处理的信息是经过地理编码的, 地理位置及与该位置有关的地物属性信息成为信息检索的重要部分。在 GIS 中, 现实世界被表达成一系列的地理要素和地理现象, 这些地理特征至少由空间位置参考信息和非位置信息两部分组成。

GIS 的定义是由两部分组成的。一方面, GIS 是一门学科, 是描述、存储、分析和输出空间信息的理论和方法的一门新兴的交叉学科; 另一方面, GIS 是一个技术系统, 是以地理空间数据库 (Geospatial Database) 为基础, 采用地理模型分析方法, 适时提供多种空间的和动态的地理信息, 为地理研究和地理决策服务的计算机技术系统。

GIS 具有以下三个方面的特征:

- ① 具有采集、管理、分析和输出多种地理信息的能力, 具有空间性和动态性;
- ② 由计算机系统支持进行空间地理数据管理, 并由计算机程序模拟常规的或专门的地理分析方法, 作用于空间数据, 产生有用信息, 完成人类难以完成的任务;
- ③ 计算机系统的支持是 GIS 的重要特征, 因而使地理信息系统能快速、精确、综合地对复杂的地理系统进行空间定位和过程动态分析。

GIS 的外观表现为计算机软硬件系统, 其内涵却是由计算机程序和地理数据组织而成的地理空间信息模型。当具有一定地学知识的用户使用 GIS 时, 他所面对的数据不再是毫无意义的, 而是把客观世界抽象为模型化的空间数据, 用户可以按应用的目的观测这个现实世界模型各个方面的内容, 取得自然过程的分析和预测的信息, 用于管理和决策, 这就是 GIS 的意义。一个逻辑缩小的、高度信息化的地理系统, 从视觉、计量和逻辑上对地理系统在功能方面进行模拟, 信息的流动以及信息流动的结果, 完全由计算机程序的运行和数据的变换来仿真。地理学家可以在 GIS 的支持下提取地理系统各不同侧面、不同层次的空间和时间特征, 也可以快速地模拟自然过程的演变或思维过程的结果, 取得地理预测或“试验”的结果, 选择优化方案, 用于管理和决策。

8.1.2 地理信息系统的组成

GIS 以计算机系统为基础, 由计算机硬件系统、软件、数据和用户四大要素组成。计算机硬件系统包括执行程序的中央处理器 (CPU)、保存数据和程序的存储设备、数据输入、显示和输出的外围设备 (如显示器、打印机等); 软件是支持数据信息的采集、管理、再现和回答用户问题的计算机程序系统; 数据是系统分析和处理的对象, 也是构成系统应用的基础; 用户则包括系统的开发、管理和使用人员。

8.1.3 地理信息系统的类型

GIS 按其内容可以分为三大类。

- (1) 专题地理信息系统 (Thematic GIS) 是具有有限目标和专业特点的 GIS, 为特定

的专门目的服务,如森林动态监测信息系统、水资源管理信息系统、矿业资源信息系统、农作物估产信息系统、草场资源管理信息系统、水土流失信息系统等。

(2) 区域信息系统 (Regional GIS) 主要以区域综合研究和全面的信息服务为目标,可以有不同的规模,如国家级、地区或省级、市级和县级等为不同级别行政区服务的区域信息系统;也可以按自然分区或流域为单位的区域信息系统,如加拿大国家信息系统、中国黄河流域信息系统等。许多实际的 GIS 是介于上述二者之间的区域性专题信息系统,如北京市水土流失信息系统、海南岛土地评价信息系统、河南省冬小麦估产信息系统等。

(3) 地理信息系统工具或地理信息系统外壳 (GIS Tools) 是一组具有图形图像数字化、存储管理、查询检索、分析运算和多种输出等 GIS 基本功能的软件包。它们或者是专门设计研制的,或者在完成了实用 GIS 后抽掉具体区域或专题的地理系空间数据后得到的,是具有对计算机硬件适应性强、数据管理和操作效率高、功能强且具有普遍性等特点的实用性信息系统,也可以用作 GIS 教学软件。

在通用的 GIS 工具支持下建立区域或专题 GIS,不仅可以节省软件开发的人力、物力、财力,缩短系统建立周期,提高系统技术水平,而且使 GIS 技术易于推广,并使广大地学工作者可以将更多的精力投入到高层次的应用模型开发上。

8.1.4 地理信息系统的功能

作为地理信息自动处理与分析系统, GIS 的功能遍布数据采集、分析、决策应用的全部过程,并能回答和解决以下五类问题。

(1) 位置 即在某个地方有什么的问题。位置可表示为地方名、邮政编码、地理坐标。

(2) 条件 即符合某些条件的实体在哪里。例如在某个地区寻找面积不小于 10000m^2 的没有被植被覆盖的,且地下条件适合于大型建筑的区域。

(3) 趋势 即某个地方发生的某个事件及其随时间的变化过程。

(4) 模式 即某个地方存在的空间实体的分布模式。模式分析揭示了地理实体之间的空间关系。

(5) 模拟 即某个地方如果具备某种条件会发生什么。GIS 的模拟是基于模型的分析。

由于 GIS 发展的多源性,其功能具有可扩充性以及应用的广泛性。Mauguire 等按照 GIS 中的数据流程,将其功能分为以下五类 10 种:①采集、检验与编辑;②格式化、转换、概括;③存储与组织;④分析;⑤显示。在分析功能中,把空间分析功能称为 GIS 的高级功能。

8.1.5 地理信息系统的研究内容

GIS 在地理学研究和生产实践的需求中产生,它的应用使技术系统不断完善,并逐渐发展了 GIS 的理论;理论研究又指导开发新一代高效的 GIS,并不断拓宽其应用领域,加深应用深度;GIS 的应用,又对理论研究和
技术方法提出了更高的要求。这三个方面的研究内容是相互联系、相互促进的。GIS 的内容体系见图 8-1。

(1) 地理信息系统基本理论研究 包括研究 GIS 的概念、定义和内涵;GIS 的信息论研究;建立 GIS 的理论体系;研究 GIS 的构成、功能、特点和任务;总结 GIS 的发展历史,探讨其发展方向等理论问题。

(2) 地理信息系统技术系统设计

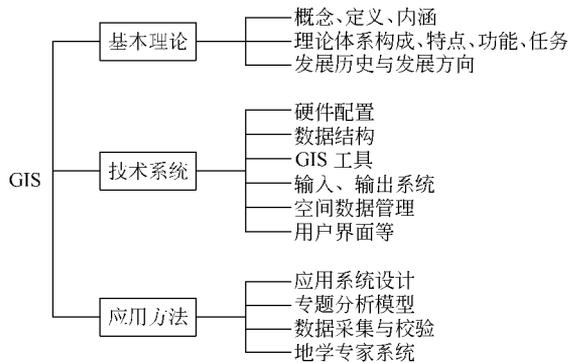


图 8-1 GIS 的内容体系

包括 GIS 硬件设计与配置；地理空间数据结构及表示；输入与输出系统；空间数据库管理系统；用户界面与用户工具设计；GIS 工具软件研制；微机 GIS 的开发；网络 GIS 的研制等。

(3) 地理信息系统应用方法研究 包括应用系统设计和实现方法；数据采集与校验；空间分析函数与专题分析模型；GIS 与遥感技术结合方法；地学专家系统研究等。

总之，地理信息系统的内容主要包括：相关的计算机软/硬件；空间数据的获取及计算机输入；空间数据模型及数字表达；数据的数据库存储及处理；数据的共享、分析与应用；数据的显示与可视化；GIS 的网络化等。

8.2 地理信息系统的应用

8.2.1 地质找矿和矿产资源预测及评价

近年来，GIS 在地质找矿中的应用取得了良好的效果。例如德国发射 SPOT 卫星用于石油、天然气以及其他矿产资源的勘查，可立体展现待测地貌，产生高分辨率、高精度的图像。使用该图像在前期勘探阶段能准确迅速地查明地形、地貌、露头岩性组合和覆盖区地下构造的基本形态以及断层延伸定向等信息，利用这些信息，经 GIS 分析处理，可得出初步勘探结论，并可绘出常规测绘难以达到的地区（如戈壁、沙漠、高原、雪山等）的地形图。加拿大曾用 GIS 在已知金矿区预测出新的成矿区。我国利用 GIS 在山东胶东金矿区建立起胶东金矿找矿模式；地矿部于 1995 年在四川应用 GIS 开展的矿产资源区域评价工作已取得实质性进展，并将向全国推广。此外，我国还用 GIS 在成矿远景分析与成矿预测、矿床和油气藏储量的计算以及各种多元统计分析、各种金属和非金属矿床的富集规律等方面的研究均取得较好的效果。

8.2.2 国土整治和自然资源管理及区域经济规划

我国于 1990 年利用 GIS 建立了 1:100 万全国国土资源信息系统和 1:400 万全国自然资源综合开发决策信息系统以及一省（辽宁省）二市（湖北省的黄石市、沙市）三县（江苏省深阳县、六合县、山东省垦利县）国土规划与管理信息系统；以厦门特区为中心建立了闽南地区空间经济数据库，该库在进行单项和多项区域经济信息统计和分析的基础上，编出闽南地区经济统计地图。该系统可随时查阅以厦门特区为代表的各个城市的各种经济数据，并能计算城市间的相互作用量、资源量、人口流动量信息。此外，海南省利用 GIS 信息系统，不到一年就建成了海南省国土资源现状空间数据库，其中包括海南岛第四纪地貌、农业地质、耕地、植被、城市、乡镇等多元信息。辽宁省利用 GIS 信息系统，建成了覆盖全省的 1:25 万综合数据库，开发了辽宁省中部地区土地资源评价模型和矿产资源分布与工业布局模型，为研究建设省级国土资源信息系统积累了宝贵经验。

8.2.3 在城市管理、城市规划和市政工程中的应用

GIS 在城市建设中取得了一定的成效。例如，我国用 GIS 开展城市地理编码、城市基础信息系统分类编码与图形编辑、1:500~1:2000 地形图分类编码等方面的研究。另外，深圳市还建立了城市国土规划信息系统，该系统分规划、建筑管理、土地、市政、基础五个子系统，目前，这些子系统已全部投入使用，且应用效果良好。据统计，基础子系统至今已完成 500 幅地形数据库的建库工作。

8.2.4 综合研究国情

1993 年，我国测绘总局利用 GIS 建成了“国务院综合国情地理信息系统”，该系统为国务院高层领导机关建立了一个以高新技术为支撑的宏观分析决策系统。到目前为止，一期工程已经完成，并投入运行，受到各级领导的好评。

8.2.5 灾害的评估与防治

主要指自然灾害和人为作用所造成的灾害影响的评估和防治,通过 GIS 研究,可对灾害进行监测、评估、预报、抗灾及应急救援、灾害保险、灾后恢复等。例如,1990 年我国已建立洪水险情预报系统,1991 年我国发生的江淮特大洪灾和 1994 年闽江、珠江发生的大洪灾,分别由太湖流域 1:25 万和 1:20 万 GIS 土地规划信息库,结合适感图像对洪水进行监测,并对灾情进行准确的评估,使洪灾损失降到最低限度。目前,全国各类灾害监测系统的主要台站总数达 38424 个,这些台站为各地区灾情预测和灾害评估发挥了较好的作用。

8.2.6 抗震设防区划和防灾规划

我国利用 GIS 进行抗震设防区划工作。该项工作的目的—是可向工程应用单位和政府主管部门提供抗震决策需用的成果资料,二是可为抗震设防区划的修订做基础准备。抗震防灾规划包括以城市规划区为背景建立的抗震设防区域及抗震防灾规划。规划主要利用 GIS 依据城市现状资料、地震地质资料、工程和水文地质资料、地形地貌资料、基础资料的信息和图件、抗震防灾规划中的信息及图件编制而成。利用 GIS 编制的抗震防灾规划具有应用方便、资料实时性强和资源共享的特点。

8.2.7 在水文与水利中的应用

如黄土高原三川河流域区域治理和开发信息系统研究;黄土高原(重点产沙区)信息系统研究;黄土高原小流域动态监测信息系统研究;黄土高原区域治理和开发信息系统研究;黄河三角洲洪水灾情分析信息系统研究;以海岸带为基线的地理数据库试验研究(张晋,1989~1991 年自然科学基金);数字长江河道试验——以南京以下长江为例(阎国年,1999~2001 年自然科学基金)。我国于 1990 年利用 GIS 建立了 1:2500 万全国水土保持信息库,并已投入使用。

8.2.8 农作物估产

我国利用 GIS 对华北平原的小麦、东北地区的玉米、太湖地区和江汉平原的水稻的生长期、抽穗期、成熟期进行动态监测、评估。实践表明,GIS 对这些地区农作物的监测、评估准确率高。这种有效方法将在“九五”期间向全国推广。另外,利用 GIS 可以帮助分析农作物管理、农田保护和大田农作物因地施肥科学耕地等。

8.2.9 耕地动态变化

苏南和上海地区利用 GIS 将历史上每 10 年耕地变化(从 1920 年开始)存入计算机,并用 TM 卫星片每年更新该系统一次,这样可更加直观、准确地掌握这些城市的发展和变化过程、农用土地的动态变化、增加值和减少值,为政府对城市的发展决策提供参考依据。

8.2.10 建立基础地学信息库、编制地学图件和系统开发

1990~1992 年,美国地质调查局利用 GIS 建立空间数据库的投入达 18 亿美元。近年来,德国利用 GIS 建立全国官方的地形和制图信息系统,并于 1995 年建立了 1:20 万和 1:100 万全德国地形数据库。法国从 1985 年起,利用 GIS 建立全国地形数据库,采用摄影测量和遥感方法,全面提供数字地形信息并用 SPOT 图像进行实时更新。加拿大用 GIS 建成了 1:25 万全国地形数据库。该国安大略省已在 300 多个城市建立 1:2000 空间数据库,全省南部地区建立 1:10 万地形数据库,北部地区建立 1:2 万地形数据库。这些数据库可统一转换到国家地形数据库中。

近几年,我国地矿部利用 GIS 对几十年的基础地质进行地学信息库的建库工作。取得的主要成果有:现已获得近 3 亿米的钻孔数据;探明储量矿产地数据约 2 万个;进行地学专题信息系统的开发研究,建立了一些专题地学信息系统的模型;地矿部于 1996 年初利用 GIS 查询系统,收录了 26 个省地矿局(厅)和地矿部机关 8 个主要司局单位已建成的 170 个大中型数据库信息等;国家测绘局于 1990 年完成了 1:100 万地形数据库和地名数据库并

已开始对外服务。

此外,英国利用 GIS 编制了 1:50 万、1:62.5 万、1:250 万、1:1000 万、1:2500 万的数字地图。目前,数字地图数据库已完成,并实现了数字的连续更新,在全国建立修测网络,每年还对大比例尺数字地图产品提供一个新版本。我国地矿部还利用 GIS 成功地编制和出版了一系列高质量的地质图件,包括 20 多幅 1:20 万和 1:5 万区域成果图、第 30 届国际地质大会准备的 9 幅超全开 1:500 万欧亚地质图、1:500 万中国及邻区大地构造图和中国金属矿产图集等。我国台湾省自 1990 年以来,利用 GIS 完成了以下数据库的建库和系统开发工作:航空测量 1:1000 万数值化地形图作业、图解地籍图数值化系统、地下管线资讯管理系统、公共工程图形资讯系统、山坡土地利用监测与管理系统等。

8.2.11 能源与人力资源

我国利用 GIS 特有的功能帮助人们分析如何充分利用能源,提出利用能源的方案,从而更好地保护能源、开发能源。

利用 GIS 研究人力资源,主要是将有关数据进行处理后,对人力资源、初等教育、税收等问题进行分析研究,从中找出解决这些问题的办法。

此外, GIS 还被用在交通(如陕西省交通厅建立的地市级公路数据库系统)、农业(宋晓红)、环境保护(崔伟宏,1990)、气象气候(如毛文吉等人的台风预报专家系统和张健清等人的岳阳地区暴雨预报专家系统)、地质(GIS 支持下苏锡常地区地下水开采与地面沉降模拟研究,黄家柱,1998~2000 年自然科学基金)、水土保持(如 1990 年水利部遥感中心开发的全国水土保持信息系统)、生态管理(杨奠安等,1996)、消防(刘建忠等,1996)、考古(如 GIS 支持的山东沭河部落考古研究,齐乌云,1999~2001 年自然科学基金)、林业、社会治安、石油、商业与市场分析、金融与保险、邮递和电信等多个领域。在这些领域中应用的 GIS 尽管名称不同,但它们实质上都是与具体部门相结合的 GIS 软件。

8.3 影响 LTS 应用的地域因素

LTS 不同于污水人工处理工程和污水灌溉农业, LTS 坚持处理污水与利用污水相结合,在实现污水资源化的过程中把环境效益和环境质量控制问题放到首位。在设计污水土地处理工程时,应遵循现代生态学的三大原则:整体优化、循环再生和区域分异。其中区域分异规律是利用 GIS 对污水土地处理进行适宜性分区的依据。

8.3.1 影响 LTS 区域分异的地带性因素分析

影响 LTS 区域分异的主要因素有自然条件和经济条件。自然因素中的气候、土壤、地形是影响 LTS 分区的主要因素。其中气候与土壤的分布在地理上表现为广域的水平分布规律和垂直分布规律,即地带性分布规律,因此气候和土壤是影响 LTS 区域分异的地带性因素。LTS 的宏观分布与大的生物气候、植被、土壤的分布有关。

8.3.2 影响 LTS 区域分异的非地带性因素分析

地形、土壤质地等因素是影响 LTS 区域分异的非地带性因素,同时污水土地处理是一种人为活动,它的分布又受人为活动的影响。客观地认识污水土地处理区域分异规律,对于因地制宜地建立 LTS 生态工程有重要意义。

(1) 水分条件 污水是人类活动的废弃水,但在某些水源缺乏地区污染的水会再次被利用,所以 LTS 非常适合在干旱缺水或比较缺水的地区推广。在我国,这些地区主要指西北干旱区、青藏高原区和东部季风区域中的暖温带和温带地区,这些地区(除青藏高原区外)水资源比较缺乏,年降水量约为 10~500mm 不等,降水年内分配不均,70%以上降雨量集

中在夏季三个月, 并多以暴雨形式降落, 而在农业用水季节常常干旱缺水, 污水成为重要的补充水源。干旱缺水是污水处理的主要原因, 但是过分干旱造成地表水源的缺乏, 影响了污水的产量, 又限制了 LTS 的发展。

(2) 肥分条件 促进 LTS 发展的另一个因素是污水中具有氮、磷等营养物质和有机质, 利用土地处理污水的同时, 也利用了污水中的养分和有机质, 这些养分和有机质有利于养地, 促进作物增产, 减少化肥用量, 降低农产品成本。据报道, 利用 20 万亩土地处理污水, 每年可节约硫酸 1 万吨, 净增产粮食 7.5 万吨, 节省劳力 400 万个, 节省电费 400 万元, 可见污水中的养分是发展污水处理的一个重要原因。尤其是我国南方降水丰沛的地区, 污水中的肥分是促进 LTS 发展的主要原因。

(3) 耕地面积 LTS 的分布与耕地面积有一定关系, 例如东部季风区域的暖温带和温带地区耕地面积最大, 占全国耕地面积的一半左右, 粮食产量占全国 1/3 以上, 发展污水土地处理的条件比较成熟。这是因为耕地面积大, 发展灌溉农业的可能性才较多, 而扩展灌溉的水源困难较大, 因而才进一步促进了污水灌溉的发展。黄淮海平原、松辽平原和汾渭谷地具有大面积的平坦易耕易灌的农田, 这是该区发展 LTS 尤其是 SR-LTS 的良好条件。

(4) 人口因素 人口与 LTS 的发展和分布也有关系, 人类活动和污水的产量有关, 因此会影响到 LTS 的发展。从大区言, 东部季风区域是我国的主要农业区, 人口密集, 居住着全国 95% 以上的人口, 该地区适合发展 LTS, 而我国西部的干旱、高寒区域, 人口只占全国的 5%, 不适合大面积发展 LTS。从小区而言, 在同一区域中人口集中的城镇利于发展 LTS。

通过上述分析可见, LTS 的分布与发展既与自然地理条件有关, 也与社会经济和农业生产的特点有关, 既表现为地带性分布规律, 在个别地区又表现出非地带性规律, 是自然因素和社会经济因素综合作用下的产物。

8.4 我国北方地区的地理特点及适宜性分析

8.4.1 概况

我国北方地区包括东北、华北和西北地区, 具体包括秦岭、淮河一线以北, 青藏高原以北、以东的广大地区, 该区位于温带, 具体包括暖温带、温带、寒温带气候, 自然地理区包括东部季风区和西北干旱区。行政区包括 13 个省、自治区, 2 个直辖市, 面积 611.52 万平方千米, 占全国面积的 63.7%, 人口 5.7 亿, 占全国人口的 47%。该区有 5 个超大城市 (200 万人以上), 16 个特大城市 (100 万~200 万人口), 2 个大城市 (50 万~100 万人口) (数据来源于 1995 年城市统计年鉴)。

土壤-植被区域主要包括森林区域、草原区域和荒漠区域。大兴安岭—黄土高原东南边缘—横断山脉—西藏东南一线以东为森林区域, 以西为草原区域, 内蒙古高原中部—祁连山—西藏高原北部一线以西为荒漠区域, 主要包括湿润类型土壤带和干旱类型土壤带。

8.4.2 我国北方地区 LTS 分区

LTS 分区是对污水土地处理进行地理上的划分。对 LTS 进行分区是根据其具有的区域分异特征划分, 热量和水分条件的不同组合形成不同的自然地理区域, 它们是影响 LTS 分区的最基本的因素, 土壤和土地利用方式也影响着 LTS 的分布。LTS 区划不同于污水灌溉区划, 但是二者又有相同之处, 本书以地理学的观点、方法, 参照污水灌溉区划, 提出 LTS 分区的原则和方法。

8.4.2.1 LTS 分区原则

LTS 区划方法论的研究是完成区划任务的首要条件。LTS 区划是一种环境区划,它根据生态环境的区域分异规律和 LTS 的要求进行分区,为环境保护规划和环境污染防治途径提供科学依据。LTS 分区的原则(也是其区划的依据)如下。

(1) LTS 区划的综合性 综合分析影响 LTS 分布的各种自然地理因素,同时也要考虑人为活动的影响,使区划同时为推广 LTS 和提高作物产量服务。

(2) 环境结构的一致性 各种自然要素共同组成的复杂的自然综合体称为自然环境。自然环境的基本特征具有显著的区域分异规律,正是这种区域分异规律使自然环境及其各组成要素在不同地段上显示出差别,这些差别影响人类利用自然、改造自然、进行生产建设和开展各种社会生活的活动,因此,自然环境结构的差异影响社会环境结构。区域分异规律是环境规划的理论基础,也是 LTS 区划的理论基础。

(3) 污水处理与利用的一致性 区域分异这个基本规律决定了同一地段上人类生产活动的相对一致性,从而也决定了污水利用的相对一致性。不同区的环境条件不同(主要指水分、热量、土壤、植被等的不同),农业利用现状和农业发展方向也不同;而同一区内的环境条件基本相同,从而决定了污水利用的一致性。目前我国的污水主要用于农田灌溉,少量用于污水养鱼,而对于林地包括苗圃和果园,牧场和荒地则几乎没有利用污水。LTS 分区则要根据农业生产的条件和特点,研究进一步发展污水农业利用的方向,为因地制宜地指导和规划 LTS 提供科学依据。

(4) 环境保护的一致性 区域分异规律决定着不同区内污水的来源、数量和质量的差异,也决定着污水进入土地处理田后对本区和他区的环境质量影响,还决定了同一个区内环境保护的方向和措施的相对一致性。

8.4.2.2 LTS 适宜性分区方法

由于我国国土面积广大,气候、地质、地形地貌等自然条件错综复杂,LTS 各区之间并无明显的绝对界限,只有逐渐过渡的相对性地带。划分 LTS 分区的目的,固然是表现它们的客观存在,但更重要的是为了辨识我国 LTS 的结构、功能、发展和分布规律,为了在不同条件下优化设计 LTS,并从宏观角度提供科学依据。分区的方法主要采用图形叠置法,并辅以主导因子法。

(1) 图形叠置法 将若干与 LTS 分布有关的自然现象的分布图和区划图叠置在一起,得出一定的网格,然后选择其中重叠最多的线条作为分区的界线。这种方法只能在一定范围内应用,并且应与其他方法一起使用。GIS 具有区域性与综合性的技术特点,可以利用 GIS 进行各种地图的叠置,按照类型将单一或多要素的图形、类别、属性加以综合,确定分区的边界。

(2) 主导因子法 主导因子法强调选取反映地域分异主导因素的指标作为确定区界的主要依据。在众多影响 LTS 分布的因子中确定一个主导因子,主导因子的地域变化会导致其他因素乃至整个自然综合体的变化。在分区时参照主导因子的变化划定界线。

8.4.2.3 具体步骤

与一般污水处理系统不同,LTS 受自然因素的影响较大。一般来说,温度条件与水分状况是决定地域分异的重要因素,从温度和水分入手,结合土壤、植被、人口的特点来探讨污水土地处理的区域变化和界线的划定。

(1) 年平均气温 年平均气温可以表示某地区总的冷暖程度。根据国家气象局以日平均气温 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 时期的积温、最冷月平均气温和极端最低气温为主要指标划分的中国气候区划中,北方地区主要位于气候区划中的温带,由于温带内自然现象差异较大,又进一步划分为暖温带、温带、寒温带,见表 8-1。

表 8-1 我国北方地区气温变化

气候带	活动积温($\geq 10^{\circ}\text{C}$)/ $^{\circ}\text{C}$	最冷月平均气温/ $^{\circ}\text{C}$	作物熟制	土壤冻层/m
暖温带	3200~4500	-8~0	二年三熟	<1
温带	1700~3200	-8~-28	一年一作	>1
寒温带	<1700	<-28	林业为主	

注：表中数据来自中国气候区划。

(2) 年降水量 我国年降水量的分布为东南多、西北少，从东南向西北递减。400mm 等降水量线大致把我国分为东南和西北两部分，东南部年降水量大于 400mm，西北部降水量小于 400mm。

(3) 年干燥度 年降水量只是水分平衡中的一个分量，一个地区实际的干湿程度还要看蒸发量的多少，年干燥度（最大可能蒸发量与年降水量之比）可以很好地反映某地气候的干湿情况。

年干燥度是一个重要的气候指标，在 LTS 的划分中是一种主导因子。表 8-2 是我国北方地区干旱状况。

表 8-2 我国北方地区干旱状况

气候带	干燥度	自然景观	气候带	干燥度	自然景观
干旱	≥ 3.5	沙漠,半沙漠	半湿润	1.0~1.49	森林-草原
半干旱	1.5~3.49	草原	湿润	<1.0	森林

注：1. 表中数据来自中国气候区划。

2. 表中干燥度采用 H. L. Penman 的公式计算，即年最大可能蒸发量与年降水量之比。

北方地区位于我国温带，从东向西，气候由湿润变为干旱，具体包括湿润地区、半湿润地区、半干旱地区和干旱地区。

湿润与半湿润地区的界线是森林与非森林、土壤中无盐渍化与可能有盐渍化、无钙积层与有钙积层的界线，半湿润与半干旱地区的界线（干燥度 1.5 等值线，大约相当于 400mm 年降水量线的位置），也是以农为主和以牧为主的界线；半干旱与干旱地区的界线（干燥度 3.5 等值线）相当于年降水量 200mm 等值线位置，也是无灌溉可以耕作与有灌溉才能耕作的界线。

(4) 土壤质地 土壤质地是土壤最基本的物理性状之一，它的特点主要取决于成土母质类型及矿物组成的特点，在已辟为农田的地区，还受人类耕作、施肥措施等影响。我国主要土壤类型的质地，在水平方向上，自西向东、从北向南，即从干旱区到湿润区，由低温带到高温带，随着以物理风化为主渐变为以化学风化为主，土壤质地表现为砾质砂土、砂土、壤土到黏土的变化趋势。土壤质地是关系到渗透性及其对 LTS 适宜性（表 8-3）的重要特征，细粒质地最适宜于 OF 系统，中粒质地最适宜于 SR 系统，粗粒质地最适合于 RI 系统。

表 8-3 土壤质地及其对 LTS 的适宜性

LTS 类型	OF		SR		RI	
	←	→	←	→	←	→
土壤大类	黏性土		壤质土		砂质土	
构造分级	细		中等细	中等	中粗	粗
渗透性能/(cm/h)	慢		中慢→中等→中快		快	
	(0.37~0.78)		(0.67~2.59)		(12.5~64.0)	

注：括号内数字为据经验公式计算的饱和水力传导系数。

8.5 北方地区进行 LTS 研究的分区特征描述

北方地区 LTS 分区可以对北方地区的污水处理和环境保护提供方向性和战略性的科学

依据，它既要概括地反映北方地区的地域差异，又要便于统辖全局的部门参考应用，所以分区要简明扼要，不宜烦冗，可拟分为两级分区系统。

根据我国北方地区的综合自然条件的差异和北方地区农业生产基本特点的不同，以及由二者所决定的污水利用基本特性的区别，把该地区划分为以下两个地区，在每一个地区内，根据影响植物（农作物）生长的主导条件或主导加次主导条件的差异进行第二级土地处理分区单位的划分。第二级土地处理分区单位充分概括了我国 LTS 最基本的地域差异（图 8-2）。

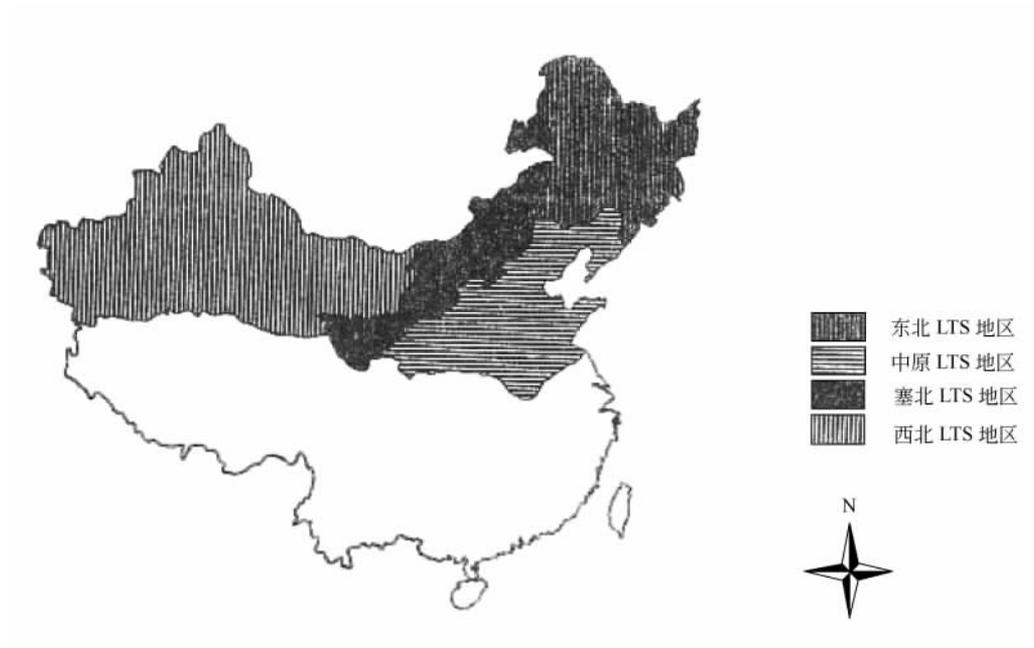


图 8-2 我国污水土地处理系统的地域差异

利用 GIS 的空间分析功能，根据 LTS 的区域分异规律和限制因素，结合我国综合自然区划，并参考污水灌溉区划对我国北方地区污水土地处理进行了分区，初步分为两个地区，即东北及华北污水处理与利用并重地区和西北污水利用地区。地区中又划分为四个区，分别为东北冷湿污水处理利用并重区、华北暖润污水处理利用并重区、塞北半干旱污水利用区、西北干旱污水利用区。这种分区是宏观意义上的分区。

东北及华北地区适合发展以农业型 SR 为主的 LTS，西北地区的塞北半干旱区适合发展以森林型、牧草型 SR 为主的 LTS，西北干旱区适合发展 RI-LTS。

8.5.1 东北及华北地区的特征描述

东北及华北污水处理与利用并重地区包括秦岭—淮河线以北，大兴安岭—燕山—长城线以东的广大地区，行政区主要包括辽宁、吉林、黑龙江、河北、河南、山东、陕西、山西等省。本地区绝大部分属于半湿润地区，该区既重视污水的水分也重视污水中的肥分资源，是水肥并重地区。该区主要以农业为主，耕地面积占全国的近 50%，粮食总产量占全国 1/3 以上，小麦、玉米、棉花、甜菜总产量占全国一半以上，是我国最主要的农业生产地区之一。本地区工业在全国占有很大比重，大中城市多，人口密度大，因此污水排放量大，发展 LTS 具有较大优势。该地区发展 LTS 主要以农业型 SR-LTS 为主，在适合其他处理类型的地区可以发展其他类型的 LTS，具体应用哪种类型可以参照上篇第 7 章的内容。

(1) 东北冷湿污水处理与利用并重区（水、肥并重） 本区属温带和寒温带气候，北部无霜期仅 80~90d，南部为 110~150d。由于作物生长期短，全年之中有半年以上的“死冬”，这就为 LTS 限制了时间。在本区发展 LTS 有土壤容易遭到重金属污染、系统不能终

年运行等问题。

(2) 华北暖润污水处理与利用并重区(水、肥并重) 本区相当于暖温湿润、半湿润地区,其中湿润地区所占面积甚小,仅限于山东半岛和辽东半岛两处,绝大部分属于半湿润地区。本区包括北京、天津、山东省的全部,河北、河南、陕西、辽宁、山西省的大部分以及甘肃、青海、江苏、安徽的部分地区,黄淮海平原、辽河下游平原、汾渭谷地等著名农业区都集中在本区。这里耕地面积占全国耕地面积约 $1/3$,耕作历史悠久,农业发达,但是水资源比较缺乏,灌溉水源供不应求。本区工业在全国占较大比重,大中城市多,污水排放量大,非常适合发展处理与利用并重型 LTS。

8.5.2 西北地区的特征描述

西北污水利用地区包括大兴安岭—燕山—长城线以西、以北,青藏高原以北的广大半干旱、干旱地区,行政区主要包括内蒙古、新疆、宁夏、甘肃、青海等省、自治区。本地区年降水量在 400mm 以下,干燥度在 1.2 以上,属于干旱、半干旱地区,缺水是本地区的主要矛盾。该区以畜牧业为主,农业占比重较小,发展 LTS 主要是利用污水。根据土壤质地的区域分异规律,在该区适合发展以 RI 为主的 LTS。

(1) 塞北半干旱污水利用区(重水分) 本区属于草原区,其西界也是旱作农业的可能西界。本区降水量为 $150\sim 400\text{mm}$,干燥度为 $1.2\sim 4.0$ 。蒸发强烈,没有灌溉可以有收成,但产量无保证。灌溉污水可以满足农作物的生长和森林的形成,形成草原绿洲。

(2) 西北干旱污水利用区(重水分) 青藏高原以北的西北干旱区是全国水资源最贫乏的地区。这里属荒漠气候,年降水量小于 150mm ,柴达木盆地西部少于 20mm ,罗布泊以南的库姆达格沙漠仅 10mm 左右。本区没有灌溉便没有农业,所以称绿洲农业。在这样干旱缺水的区域,有效地利用污水,作为清灌的辅助手段,对于发展农业生产有很重要的意义,然而本区蒸发非常强烈,污灌水质需严格控制,防止作物受害,还要防止次生盐碱化。

9 污水土地处理系统的应用实例

9.1 天津城市污水湿地处理系统

“八五”国家科技攻关环保项目(85-908-04-05-01~03)的研究内容是在“七五”研究的基础上,以城市污水为主要研究对象,以中小城镇为重点,在天津大港油田建设处理能力为 $10000\text{m}^3/\text{d}$ 的实用规模污水湿地处理示范工程。针对工程在设计、运行、管理中的技术难点进行攻关研究,使其做到实用化、完整化、规模化。

天津大港污水湿地处理示范工程由天津市环保所和大港石油管理局于1993年9月建成并投入使用。占地总面积 $4.88 \times 10^5\text{m}^2$,其中处理工程占地 $2.35 \times 10^5\text{m}^2$,鱼塘 $2.53 \times 10^5\text{m}^2$ 。本工程综合水面型与渗滤型湿地、管排与沟排的各自优点,创造性地设计出水面型湿地与渗滤型湿地相结合、管排与沟排相结合的复合型湿地系统工程,该工程冬季和汛期均可安全运行。

9.1.1 概况

天津市大港油田城区污水湿地处理工程位于港南马西地区,属暖温带季风性大陆气候,其特点是冬季晴朗,夏热多雨,春旱多风,秋高气爽,光热资源丰富,历年平均气温 12°C ,最高年平均气温 12.9°C ,最低年平均气温 11.6°C ,极端年最高气温 39.9°C ,极端年最低气温 -20.3°C ,大于 10°C 的积温 4297°C ,全年无霜期209d,初霜期出现在10月下旬,4月初终霜,年均降水量 603.7mm ,年均湿度68%,年均蒸发量 1898.9mm 。

9.1.2 场地简介

该区地貌上属冲积海积平原,是海洋和河流交互作用的地区,土体底部多以海积物为主,上部为近代河流冲积物,地势平坦,一般海拔在2.5m左右,坡降小于 $1/5000$,自西北向东南倾斜。区内洼淀星罗棋布,为泻湖洼地。此区均为盐田或盐碱荒地,地下水位一般在0.5m左右,地下水矿化度大于 $3000\text{mg}/\text{L}$,常受海啸、海潮的影响。大港区境内土地的成土过程为退海地发展而成,成土母质由海浪在滨海冲积和河流沉淀物组成,境内土壤相当年轻,土壤含盐量高。场地一带属滨海草甸土和盐化潮湿土,其表层土壤性状见表9-1。场地植被本底以碱蓬为主,芦苇次之。地上总生物量为 $300\text{g}/\text{m}^2$,芦苇生物量为 $50\text{g}/\text{m}^2$,约占总生物量的12%~18%,场地植被分布比较均匀。

表 9-1 场地表层土壤性状

表土埋深/cm	容重 (g/cm ³)	物理性状				粒径含量/%				土壤质地
		含水量 /%	相对密度	总空隙度 /%	空隙比	1~0.01 mm	<0.01 mm	0.01~0.001 mm	<0.001 mm	
0~20	1.57	27.1	2.71	42.2	0.73:1	55.7	44.3	23.6	20.7	中壤
20~40	1.53	28.1	2.71	43.5	0.77:1	54.7	45.3	24.6	20.7	重壤
40~60	1.53	27.9	2.72	43.8	0.78:1	50	50	26.3	23.7	重壤

9.1.3 大港油田城区污水水质特征

该区生活污水所占比例较大,约占85%左右;工业废水比例较小,仅15%左右,主要是石油化工、机械、建材等工业废水。与一般城市污水水质相比较,其水质相对较好,重金

属及有机物的含量远低于普通城市污水，可生化性能也较好（BOD/COD=0.32）。研究期间，原污水水质监测结果见表 9-2。

表 9-2 原污水水质监测结果

项 目	胜利路污水沟	提水泵站	项 目	胜利路污水沟	提水泵站
pH 值	6.46	6.95~7.80	TP	3.51	0.35~3.2
DO	1.45	4.32~10.50	粪大肠菌数/(MPN/L)	2.38×10^{10}	$9.2 \times 10^2 \sim 2.38 \times 10^7$
SS	76	4.0~181.0	细菌总数/(CFU/mL)	9.93×10^9	$2 \times 10^2 \sim 5.4 \times 10^7$
Cl ⁻	503.05	893.3~9025	Zn	0.033	0.072
全盐量	1553.75	1946~17136	Cu	0.03	0.041
BOD ₅	76.45	11.8~101.5	Pb	0.011	0.011
COD _{Cr}	233.51	58~225	Cd	0.67×10^{-3}	0.68×10^{-3}
K-N	31.41	4.4~40	Cr	0.004	7.0×10^{-3}

注：除 pH 值和注明外，其他单位均为 mg/L。

从表中可以看出：红旗路污水沟与提水泵站口处污水水质相差较大，主要因为两个采样点之间相距约 2.5km，其间由引污明渠相连，污水在流经明渠的过程中，一方面被地下水稀释，另一方面被自净。由于地下水的混入，原污水含盐量变化较大。

9.1.4 湿地系统工程技术研究

9.1.4.1 优化组合设计

水面型湿地的特点是水力负荷小，水力路径主要以地表推流为主，在处理床前端 30~40m 距离内 BOD 和 SS 的去除效果显著，去除率可达 30%~50%，‘七五’中试工程及‘八五’示范工程结果见表 9-3 和表 9-4。其缺点是冬季运行困难。

表 9-3 中试工程水面型湿地主要污染物去除率随坡长变化趋势 单位：%

项 目	坡 长/m				
	10	25	40	60	92
SS	29.1	50.1	66.5	83.3	89.2
BOD	20.5	35.1	49.8	65	78.7
COD	27.9	37.1	48.6	63.9	74.8

表 9-4 示范工程处理单元前 30m 水面型湿地运行结果

项 目		7 月	5 月	6 月	均 值
水力负荷/(cm/d)		2.5	6	4.9	
BOD ₅	进水/(mg/L)	32.5	70	30.2	44.2
	实测值/(mg/L)	11.4	20.2	10	13.9
	去除率/%	64.9	71.1	66.9	68.6
COD	进水/(mg/L)	105.4	136	86.5	109.3
	实测值/(mg/L)	44.3	52.7	63.2	53.4
	去除率/%	58	61.3	26.9	51.1
SS	进水/(mg/L)	132	30	181.2	114.3
	实测值/(mg/L)	90	20	74.3	61.4
	去除率/%	31.8	33.3	59	46.3
K-N	进水/(mg/L)	37.2	21.79	33.41	31
	实测值/(mg/L)	25.75	9.1	19.3	18.05
	去除率/%	30.8	58.2	42.2	41.8
TP	进水/(mg/L)	0.94	1.5	1.62	1.35
	实测值/(mg/L)	0.8	0.55	0.67	0.67
	去除率/%	14.9	63.3	58.6	50.4

渗滤型湿地的特点是水力负荷较大，受气候的影响小，冬季可安全运行。由于渗滤型湿地的水力路径以垂直和水平入渗为主，所以过高负荷的 SS 将影响土壤的渗滤速率，减少湿地的收水能力，不利于长期稳定运行。

根据“七五”国家环保科技攻关课题的研究成果（见表 9-3），将水面型湿地前 30m SS 沉降效果显著的工艺特性与渗滤型湿地水力负荷较大、净化效果好、可安全过冬的工艺性能相结合，在工艺设计上采用水面型湿地与渗滤型湿地相结合的优化组合设计。克服了水面型湿地水力负荷小、占地面积大以及冬季运行困难的问题，同时解除了高负荷 SS 对渗滤型湿地渗透能力的不利影响。

9.1.4.2 工程布局

大港油田城区污水湿地处理系统位于大港石油管理区港南马西地区，北至红旗路 500m，南临支九干渠，东距胜利路 1200m，西接马西油田。工程布局见图 9-1。

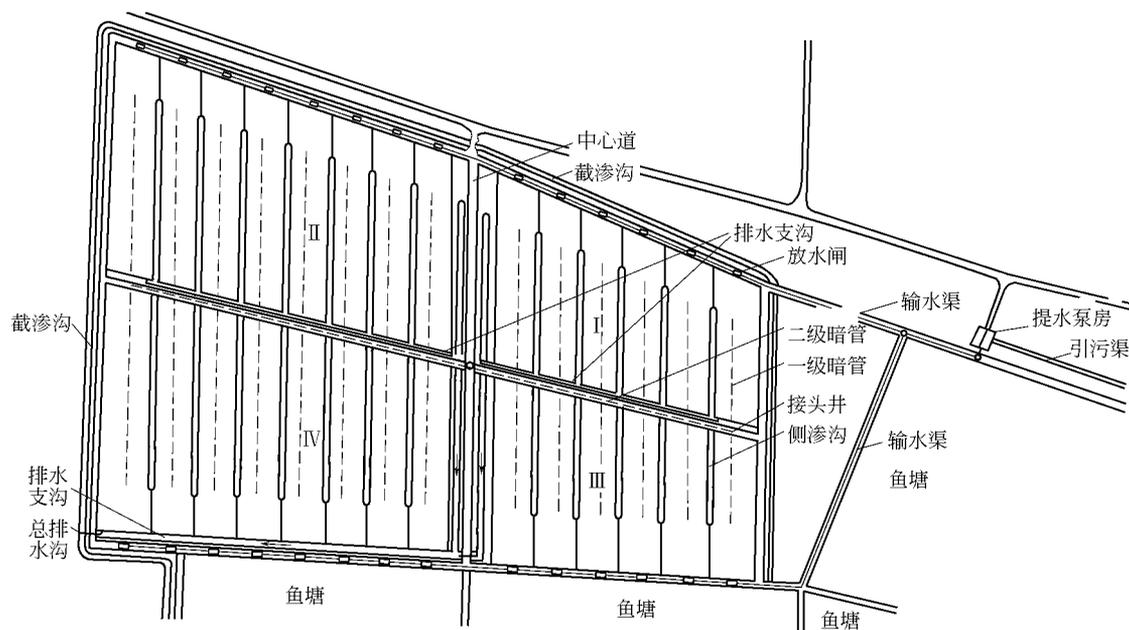


图 9-1 大港油田城区污水湿地处理工程布局

工程占地 $2.35 \times 10^5 \text{m}^2$ ，处理场地呈直角梯形。北部长 648m，南部长 607m，东部宽 299m，西部宽 475m。

场地四周布设宽 12m 的道路。在场地中心部位，宽 6m 的道路纵贯南北，因铺设二级干管而形成的小路连接场地东西。道路和二级暗管将场地分成四个小区：东北小区占地 62 亩，东南小区 60 亩，西北小区 96 亩，西南小区 90 亩。

输配水工程位于场地东侧 50m 的污水泵站，将污水经明渠输送到场地南北两侧，明渠与处理单元由管道连接，污水双向布设。

处理单元均南北设置，每个单元宽 40m，长度 150~210m，具体分布为：东北和东南小区各 6 个单元，西北和西南各 8 个单元。

集水暗管和侧渗沟交互布设，并与水流方向平行。由集水井和二级排水管道将集水暗管连接起来，再生水经场地中心的集水井进入截渗沟。侧渗沟出水经排水明渠自流入截渗沟。

场地东、西、北三侧以及鱼塘西、南侧均布设截渗沟，系统出水经截渗沟自流入排支九干渠。在排支九干渠末端建有排涝泵站，将系统出水及其汛期雨水排入渤海。

9.1.5 工程污水处理效果

9.1.5.1 整体处理效果

大港油田污水处理工程的水力负荷在 2.8~8.0cm/d 范围内时,对各种污染物都有很好的处理效果,具体结果见表 9-5。

表 9-5 处理工程对污染物去除效果

指 标	暗管排水	侧渗沟排水				排水支沟	总排水口	
		I 区	II 区	III 区	IV 区			
水力负荷/(cm/d)	<8.0	<8.0	2.8~6.0	<7.0	2.8~4.8	—	—	
COD	负荷/[kg/(hm ² ·d)]	110.72	110.72	38.72~83.04	110.72	38.75~66.43	—	—
	进水	138.4	138.4	138.4	138.4	138.4	138.4	138.4
	出水	43.48	53.93	54.37	51.86	48.42	50	50.1
	去除率/%	68.6	61	60.7	62.5	65	63.9	63.8
BOD	负荷/[kg/(hm ² ·d)]	35.04	35.04	12.26~26.28	35.04	12.26~21.02	—	—
	进水	43.8	43.8	43.8	43.8	43.8	43.8	43.8
	出水	5.83	7.91	7.34	7.94	7.43	7.94	7.75
	去除率/%	86.7	81.9	83.2	81.9	83	81.9	82.3
SS	进水	76.6	76.6	76.6	76.6	76.6	76.6	76.6
	出水	10.78	12.6	14.94	12.1	9.3	11	11.8
	去除率/%	85.9	83.6	80.5	84.2	87.9	85.6	84.6
K-N	负荷/[kg/(hm ² ·d)]	20.54	20.54	7.19~15.40	20.54	7.19~12.32	—	—
	进水	25.67	25.67	25.67	25.67	25.67	25.67	25.67
	出水	6.05	10.2	9.29	10.78	9.14	9.59	9.62
	去除率/%	76.4	60.3	63.8	58	64.4	62.6	62.5
TP	负荷/[kg/(hm ² ·d)]	1.29	1.29	0.45~0.97	1.29	0.45~0.77	—	—
	进水	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61
	出水	0.43	0.47	0.44	0.47	0.43	0.49	0.48
	去除率/%	73.3	70.8	72.7	70.8	73.3	69.6	70.2
细菌总数 (CFU/mL)	进水	9.2×10 ⁶						
	出水	5.2×10 ⁴	1.6×10 ⁴	7.3×10 ⁴	6.5×10 ⁴	7.5×10 ⁴	3.2×10 ⁴	3.0×10 ⁴
大肠菌群 (MPN/L)	进水	1.6×10 ⁷						
	出水	1.5×10 ⁴	2.4×10 ⁴	2.7×10 ⁴	1.5×10 ⁴	2.1×10 ⁴	2.6×10 ⁴	1.9×10 ⁴

注: 1. 除注明外,其他单位均为 mg/L。

2. 表中数据取年平均值得。

本工程出水 COD 为 43.48~54.37mg/L,去除率达 60.7%~68.6%,出水 BOD₅ 在 5.83~7.94mg/L 之间,平均去除率 81.9%~86.7%。由于本处理工程原污水水质较一般城市污水水质要好,尽管水力负荷提高到 8cm/d, BOD₅ 负荷也只有 35.04kg/(hm²·d),这一负荷远低于渗滤湿地工艺的有效负荷 [70kg/(hm²·d)],因此,尽管各小区水力负荷不同,但出水 BOD₅ 几乎相等,出水水质大大低于二级出水限值 (20mg/L)。

处理工程在氮负荷 7.19~20.54kg/(hm²·d) 条件下,对 K-N 的平均去除率达到 58%~76.4%,出水 K-N 为 6.05~10.78mg/L,其中暗管集水方式优于侧渗沟集水方式。在侧渗沟集水方式条件下,水力负荷和氮负荷的高低也对处理效果产生一定影响,高负荷区 (I、III) 出水 K-N 平均值为 10.49mg/L,平均去除率 59.2%,而低负荷区 (II、IV) 出水 K-N 平均值为 9.21mg/L,平均去除率 63.9%。

处理工程对 SS 有很好的处理效果,在运行期间的水力负荷范围内,工程出水始终低于

15mg/L, 去除率达到 85% 左右。收水方式对 SS 的去除有一定影响, 暗管再生水中 SS (9.4mg/L) 显著低于侧渗沟中收水 (12.94mg/L), 这是因为暗管水流路径略远于侧渗沟, 而且侧渗沟为敞开式, 植物枯枝落叶必然增加了侧渗沟出水中 SS 的值, 而暗管系统为封闭式。

原污水中含磷量较低 (1.61mg/L), 运行期间出水含磷量一般均低于 0.5mg/L, 平均去除率达 70% 以上。由于本工程土壤质地较细, 土壤中黏粒含量较高, 所以对磷的吸附能力较强。磷在渗滤湿地的去除很大程度上取决于土壤固有的物理和化学吸附容量, 因而季节变化不会对磷的去除产生明显影响。

处理工程对大肠菌群的去效果较好, 各小区出水含菌量均下降 3 个数量级, 细菌总数下降两个数量级, 去除率均大于 99%。暗管集水与侧渗沟集水对细菌和大肠菌群的去没有明显差异。

9.1.5.2 污染物去除的季节性规律

污水湿地处理工程是一种半天然的污水处理方法, 尽管某些工程措施可以保证处理工程在最为有利的条件下进行, 但气候变化对工程效果的影响是不可避免的。本节将运行期分为温暖季节 (夏、秋) 和寒冷季节 (冬、春) 来分析不同运行时期对处理效果的影响。具体结果见表 9-6 和表 9-7。

表 9-6 温暖季节湿地处理工程对污染物的去除效果

处理指标		暗管排水	侧渗沟排水				排水支沟	总排水口
			I 区	II 区	III 区	IV 区		
COD	进水/(mg/L)	131.5	131.5	131.5	131.5	131.5	131.5	131.5
	出水/(mg/L)	24.1	38.51	48.4	44.1	52.85	35.9	35.1
	去除率/%	81.7	70.7	63.2	66.5	59.8	72.7	73.3
BOD	进水/(mg/L)	47.09	47.09	47.09	47.09	47.09	47.09	47.09
	出水/(mg/L)	7.05	8.3	6.56	5.89	7.49	7	7.25
	去除率/%	85	82.4	86.1	87.5	84.1	85.1	84.6
SS	进水/(mg/L)	102.76	102.76	102.76	102.76	102.76	102.76	102.76
	出水/(mg/L)	9.4	13.31	12.94	16.5	9.05	12.3	11.8
	去除率/%	90.9	87	87.4	83.9	91.2	88	88.5
K-N	进水/(mg/L)	25.88	25.88	25.88	25.88	25.88	25.88	25.88
	出水/(mg/L)	5.69	9.65	9.29	11.59	11.75	11.2	9.67
	去除率/%	78	62.7	64.1	55.2	54.6	56.7	62.6
TP	进水/(mg/L)	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39
	出水/(mg/L)	0.24	0.49	0.44	0.48	0.45	0.54	0.47
	去除率/%	82.7	64.7	68.3	65.5	67.6	61.2	66.2

9.1.6 效益分析

9.1.6.1 经济效益

本工程一次性基建投资 (不含征地费) 为 150 万元, 包括埋设涵管、建截水闸、污水泵房、养鱼池、田间工程、室外配电工程等。其具体各项投资见表 9-8。由于本工程原污水水质相对较好, 而且污水在进入处理工程前在污水明渠中 (3~4km) 停留时间较长, 本工程未设预处理, 因而基建费用偏低。如二级污水处理厂按 1200~1500 元/t 水计, 则本工程基建投资仅相当于二级污水处理厂的 1/10~1/8。

本工程实际年运行费用约 15 万元, 相当于实际运行费为 0.041 元/t 水。目前我国二级污水处理厂年运行费用平均为 0.25 元/t 水, 则本工程年运行费用仅为二级污水处理厂的 1/6。

表 9-7 寒冷季节湿地处理工程对污染物的去除效果

指 标		暗管排水	侧渗沟排水				排水支沟	总排水口
			I 区	II 区	III 区	IV 区		
COD	进水/(mg/L)	148.14	148.14	148.14	148.14	148.14	—	—
	出水/(mg/L)	28.43	51.33	48.03	45.43	47.32	44.1	42.6
	去除率/%	80.8	65.4	67.6	69.3	68.1	70.2	71.2
BOD	进水/(mg/L)	39.16	39.16	39.16	39.16	39.16	—	—
	出水/(mg/L)	4.85	7.02	7.73	9.81	6.74	7.14	7.09
	去除率/%	87.6	82.1	80.3	74.9	82.8	81.8	81.9
SS	进水/(mg/L)	39.95	39.95	39.95	39.95	39.95	—	—
	出水/(mg/L)	10.78	8.02	14.9	9.95	9.32	8.66	6.93
	去除率/%	73	80	62.7	75.1	76.7	78.3	82.7
K-N	进水/(mg/L)	25.18	25.18	25.18	25.18	25.18	25.18	25.18
	出水/(mg/L)	6.9	9.09	8.51	7.78	8.67	8.48	7.06
	去除率/%	72.6	63.9	66.2	69.1	65.6	66.3	72.0
TP	进水/(mg/L)	1.92	1.92	1.92	1.92	1.92	1.92	1.92
	出水/(mg/L)	0.48	0.45	0.43	0.35	0.37	0.4	0.36
	去除率/%	75	76.6	77.6	81.8	80.7	79.2	81.3

表 9-8 大港污水湿地处理工程投资

项 目	投资/万元	项 目	投资/万元
输水系统、输水管、涵桥等	35	湿地处理田间工程	53
提水泵房、污水泵安装	20	处理场保护地植树	10
室外配电工程	12	合计	150
输配水系统	20		

本工程的运行不仅对污水有明显的处理效果，同时还可产生一定的直接经济效益。处理场南侧有 378 亩鱼塘，养有鲫鱼、鲤鱼、草鱼、鲢鱼、梭鱼和武昌鱼等，年均亩产 500kg，年创经济效益达 4.5 万元，鱼的品质（可食部位细菌含量和重金属含量）均达到食用卫生要求。此外，处理场地内从 1994 年就开始收割芦苇，年亩产芦苇 500kg，年收益 1.2 万元。

9.1.6.2 生态效益和社会效益

本工程自 1993 年 9 月至 1995 年 10 月运行以来， BOD_5 、 COD_{Cr} 、氮和磷的年消减量分别达到 123t、283t、52t 和 3.58t。表层土壤含盐量由本底值 0.7% 降至 0.25%，土壤盐类离子组成也朝着有利于改良的方向变化（ CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 和 SO_4^{2-} 增加， Na^+ 和 Cl^- 降低），而表层土壤有机质含量升高，地表腐殖质厚度也在逐年增加，土壤氮、磷含量有所改善。植被结构由原有的以碱蓬为主，有少量生长极差的芦苇混杂变为芦苇成为优势植被，约占总生物量的 95%，其他水生植物如香蒲等在水深处成片生长。

由于大面积植被恢复，使该地区生态环境逐年得到改善，多种野生动物和鸟类也相继来此栖息，排水沟中水生动物种类也在逐年增多，同时也吸引了众多的当地居民来此光顾。

9.2 白泥坑人工湿地处理系统

“八五”国家科技攻关环保项目（85-908-04-05-05）由国家环保总局主持，华南环境科学研究院为承担单位。本专题制定攻关目标的指导思想是开发合理利用自然生态系统的净化功能，发展低成本、低能耗、高效率的城市污水处理革新替代技术，为我国南方地区人工湿地污水处理系统提出适用条件和设计参数。

9.2.1 概述

深圳是我国南部海滨城市，位于北回归线之南，东经 $113^{\circ}46'$ ~ $114^{\circ}37'$ ，北纬 $22^{\circ}27'$ ~ $22^{\circ}52'$ ，地处广东省南部，东临大亚湾和大鹏湾，西濒珠江口和伶仃洋，南边深圳河与香港相连，北部与东莞、惠州两城市接壤。这里属亚热带海洋性气候，气候温和，雨量充沛，日照时间长。夏无酷暑，时间长达6个月。春秋冬三季气候温暖，无寒冷之忧。年平均气温为 22.3°C ，最高气温为 36.6°C ，最低气温为 1.4°C ，无霜期为 355d。年均日照 2060h，太阳年辐射量 $5225\text{MJ}/\text{m}^2$ 。每年 5~9 月为雨季，年平均降雨量为 1924.7mm。夏秋两季偶有台风，但受山峦阻挡，直接袭击市区约两年一次。

白泥坑位于深圳市龙岗区平湖镇，原为一个山区农村，该村位于向深圳和香港调水的东深工程（耗资近 50 亿元）的水源区，村内的小溪是东深工程的供水渠道。随着改革开放和深圳市的发展，白泥坑村的工业发展迅速，同时外来人口骤增，结果部分工业废水和生活污水对东深供水渠水质造成严重威胁。为了确保向深圳和香港供水的水质有保障，东深供水局委托国家环境保护局华南环境科学研究院设计白泥坑村的污水处理项目。

该工程采用人工湿地与氧化塘相结合的工艺，具有投资低、运转费用低、维持费用低及生化效率高的特点。工程于 1990 年 7 月建成并投入运行，占地 8400m^2 ，处理量 $3100\text{m}^3/\text{d}$ 。

9.2.2 处理场地及基质选择简介

该工程有一突出特点，即整个处理系统完全不用动力。为了得到足够的水头，将处理场场址选择在较白泥坑村集污系统低约 2.4m 的盆地，污水可自流进处理场及各级处理系统，不需耗用一度电，从而有效地降低了运行费用，使得管理和维修变得简单、方便。据报道，在此之前，国内各类处理场均无此先例。

工程基质的选择应因地制宜，潜流湿地的基质主要有两种：砂石和土壤。二者相比，石质基质层的孔隙率大，渗透率高，能够承受更大的有机负荷与水力负荷。该工程地处我国气温较高的南方，生物生长速率快，而且原污水具有低浓度（ $\text{BOD}_5 \leq 100\text{mg}/\text{L}$ ， $\text{COD} \leq 200\text{mg}/\text{L}$ ）、低浊度（ $\text{SS} \leq 100\text{mg}/\text{L}$ ）、水量大等特点，所以该工程的基质选择孔隙率大且渗透率高的碎石，这样有利于节省占地面积，缩短水力停留时间，同时能够保证处理效率。

9.2.3 工程设计基本参数

9.2.3.1 水质标准

根据对南方各市镇的调查及对白泥坑村主要生活区排污口的现场监测结果，拟定白泥坑污水处理系统进水水质标准；依据东深供水局、地方环保局及常规二级污水处理厂处理出水要求确定该工程的出水水质标准（表 9-9）。

表 9-9 白泥坑污水处理系统进、出水水质标准

单位：mg/L

项 目	BOD_5	COD	SS	TN	TP
进水	≤ 100	≤ 200	≤ 150	≤ 20	≤ 2
出水	≤ 30	≤ 60	≤ 30	有一定去除率	有一定去除率

9.2.3.2 水力负荷及污染负荷

目前国内外已投入运行的人工湿地的水力负荷一般均小于 $10\text{cm}/\text{d}$ ，而该系统的水力负荷为 $49\text{cm}/\text{d}$ （包括氧化塘），第一级和第二级的总体水力负荷为 $95.4\text{cm}/\text{d}$ ，第四级的水力负荷为 $100.7\text{cm}/\text{d}$ 。该负荷标准的制定主要考虑两点：一是系统位于低纬度地区，可生化能力强，因此认为处理负荷较其他高纬度地区可以放大；二是出于对可获得的土地面积的考虑。实际运行结果表明，这些参数是可行的。

9.2.3.3 潜流湿地底坡和面坡坡降

目前池底坡降一般在 $2\% \sim 8\%$ 之间。白泥坑人工湿地处理单元的池底坡降为 $0.5\% \sim$

3%，面坡坡降范围在 0.5%~2% 之间。从运行情况来看，坡降太大明显不利。在运行初期，为了在种植植物时单元各处均有较高的水位，基质必须尽量保证水平，这样如果坡降太大，单元的下端基质层必将很深。基质层太深不仅造成浪费，而且由于植物根系生长的限制，基质底部将形成根系密度很低或零的区域，这样将影响到处理效果。如果所选择的场地原有坡降很大，建议在池间设置限流堰，形成田式场地。

9.2.3.4 水力停留时间

根据系统各处理单元面积及深度，计算出系统理论停留时间为 2.39d。各级停留时间分别为 0.36d（第一级碎石床）、0.48d（第二级碎石床）、0.82d（氧化塘）及 0.73d（第四级碎石床）。由于不可克服的死区存在，实际停留时间总是略小于理论停留时间。

9.2.4 工艺流程

白泥坑污水处理场采用了潜流湿地和氧化塘相结合的形式，共分四级，其中第一、第二和第四级为碎石床，第三级为氧化塘，级与级之间用一个连通的集水槽连接，由此形成一个串。系统工艺流程如图 9-2 所示。

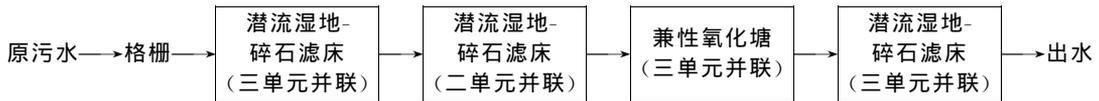


图 9-2 白泥坑人工湿地污水处理系统工艺流程

9.2.5 系统各级处理单元尺寸及功能

湿地总面积为 8400m²，每一级的面积、表面尺寸及池底坡降基本是根据地形而定的，各单元设计参数见表 9-10。

表 9-10 白泥坑人工湿地各单元设计参数

组 成	单元数	长×宽/(m×m)	碎石粒径/cm	碎石层厚度/cm	池底坡降/%
第一级 碎石床	3	42×(11~12.5)	3~5	40~100	1.0~2.0
第二级 碎石床	2	47×18.5	1~3	50~120	2.0~3.0
第三级 氧化塘	3	30×19	—	150	0
第四级 碎石床	3	50×19	0.5~1	60~100	0.5~1.5

考虑该系统所处理的是原污水，为了能形成好氧环境以便加快有机物的降解，该系统的第一级的三个湿地处理单元基质层设计较为低浅，为 40~50cm；第二级的两个湿地处理单元基质深为 50~60cm，两级之间的连接部分有较好的充氧作用，本级的功能仍以去除有机物为主，增加基质层厚度是为了延长停留时间；第三级为氧化塘，水深为 1.5m，大量的藻类可以在此生长繁殖，并能有效去除氮和磷；第四级湿地主要为进行反硝化过程提供场所，所以基质层较厚，为 70~100cm，目的是形成一个缺氧环境。

9.2.6 植被

一般地，选择湿地处理系统植物应有以下几个特点：发达的根系、较大的生物量或茎叶密度、为微生物群落活动提供足够场所而必需的较大的表面层和较强的输氧能力。同一湿地单元最好有多种植物组合，所选植物应以乡土植物为主，能完全适应当地环境，同时应考虑所选植物最好具有一定的经济价值，可以提高经济效益。

白泥坑人工湿地处理系统选择了芦苇、茭草和灯心草为覆盖植被，四种植物中，除灯心草不能适应当地生境而被淘汰外，其余三种植物长势良好。

9.2.7 处理效果

9.2.7.1 总体处理效果

截至 1994 年底，经过 5 年多的运行，结果表明南方地区应用人工湿地处理系统处理污

水的方法是可行的，它具有投资少、见效快、运行管理费用少、处理效果好和运行稳定等特点。其处理效果见表 9-11。

表 9-11 白泥坑人工湿地污水处理系统运行主要指标进、出水情况（年均值）

指 标		1990 年	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年	总均值
进水量/(m ³ /d)		2475	3275	3840	3928	4033	—
BOD ₅	进水/(mg/L)	54.69	62.5	71.21	55.35	85.4	65.83
	出水/(mg/L)	4.99	5.5	7.1	3.14	6.7	5.5
	去除率/%	90.88	91.20	90.03	94.33	92.15	91.65
COD _{Cr}	进水/(mg/L)	134.65	157.60	140.0	195.84	165.4	158.70
	出水/(mg/L)	28.14	28.90	40.7	58.4	44.0	40.03
	去除率/%	79.10	81.66	70.93	70.18	73.40	74.78
SS	进水/(mg/L)	146.96	216.15	99.4	80.67	115.6	128.76
	出水/(mg/L)	9.43	4.38	11.8	9.5	13.6	9.07
	去除率/%	93.58	97.97	88.13	88.22	88.24	92.96
TP	进水/(mg/L)	2.83	2.25	2.10	2.70	2.7	2.52
	出水/(mg/L)	2.36	1.75	1.62	2.3	1.6	1.87
	去除率/%	16.61	22.22	23.86	14.81	40.74	25.79
TN	进水/(mg/L)	26.20	24.86	24.74	32.77	24.2	26.00
	出水/(mg/L)	20.45	18.76	21.97	21.75	21.4	20.87
	去除率/%	21.95	24.54	11.20	33.63	11.57	19.73
NH ₄ ⁺ -N	进水/(mg/L)	20.90	16.81	20.34	16.4	20.5	—
	出水/(mg/L)	18.86	17.21	18.8	13.39	17.8	—
	去除率/%	9.76	-2.38	7.57	18.35	13.17	—
NO ₃ ⁻ -N	进水/(mg/L)	0.56	0.37	0.55	0.62	0.69	—
	出水/(mg/L)	0.33	0.19	0.53	0.77	0.5	—
	去除率/%	41.07	48.65	3.64	-24.19	27.54	—

运行 5 年期间（1990~1994 年），系统对 BOD₅ 平均去除率达到 91.65%，且不论进水 BOD₅ 浓度如何变化，出水浓度均低于 30mg/L 的设计标准。说明该系统对 BOD₅ 的处理效果非常显著，而且尚存在一定空间未完全发挥。系统对 COD_{Cr} 的去除也有较好的效果，5 年 COD_{Cr} 平均进水浓度为 158.70mg/L，出水浓度为 40.03mg/L，平均去除率为 74.78%。系统对 SS 的去除效果非常好，5 年 SS 的进水浓度范围为 80.67~216.15mg/L，出水浓度范围在 4.38~11.8mg/L 之间，平均进水浓度为 128.76mg/L，平均出水浓度有效地被降至 9.07mg/L，平均去除率达 92.96%。而且去除率与进水浓度无相关关系，说明该系统对 SS 的去除仍有潜在能力。

从表 9-11 中可以看出，该系统对氮和磷等营养物质的去除效果较为一般，仅相当于常规二级处理水平。多年来白泥坑人工湿地处理系统总磷进水浓度平均值为 2.52mg/L，出水平均值为 1.87mg/L，平均去除率为 25.79%；总氮进水平均值为 26.00mg/L，平均出水浓度为 20.87mg/L，去除率为 19.73%。总体来说，各项指标的处理效果均达到了设计标准。

9.2.7.2 污染物去除的季节性规律

人工湿地污水处理系统的污水净化过程是一种经某些强化措施的自然净化过程，其净化结果在很大程度上受外部环境（如温度、光照等）的影响，温度影响尤为直接，且不能人为改变。深圳市地处亚热带，气温较高，年均气温 22.3℃，没有寒冷冬季，1 月份气温最低，月平均气温也在 16.3~17.6℃ 之间。该系统对 BOD₅、COD_{Cr} 和 SS 的去除效果见表 9-12。从表中可以看出，不同季节污染物的去除能力没有明显差别，而且出水浓度都符合设计标准，说明该系统完全适合南方的气候条件，在该地区有着广阔的推广前景。

表 9-12 不同污染物负荷率与不同季节对主要污染物去除率的影响

参 数		春季(8~25℃)	夏季(25~35℃)	秋季(18~30℃)	冬季(2~15℃)
BOD ₅	负荷率/[kg/(hm ² ·d)]	325.2	331.5	306.4	406.0
	出水浓度/(mg/L)	6.7	6.1	6.5	9.2
	去除率/%	89.8	91.4	90.8	89.2
COD _{Cr}	负荷率/[kg/(hm ² ·d)]	489.2	535.7	485.8	590.5
	出水浓度/(mg/L)	35.2	29.2	33.1	52.1
	去除率/%	73.4	78.1	74.0	67.8
SS	负荷率/[kg/(hm ² ·d)]	523.6	543.0	501.5	576.2
	出水浓度/(mg/L)	9.8	9.2	9.6	13.2
	去除率/%	91.8	93.2	92.5	90.5

9.2.8 效益分析

9.2.8.1 投资费用比较

将白泥坑人工湿地与珠江三角洲已建成的常规二级污水处理厂投资进行比较并分析，结果见表 9-13。按照可比价格，人工湿地污水吨水处理费用仅为相近地区鼓风曝气型项目投资的 20%（深圳）和 16%（珠海），为同地区氧化沟工艺投资的 34%。可见人工湿地仅为其他处理工艺吨水投资的 1/3~1/6，从我国现阶段经济承受能力来看应是优选方案。

表 9-13 人工湿地与其他工艺污水处理吨水投资比较

项 目 名 称	深圳滨河 净化厂	珠海吉大 污水净化厂	南海桂城 污水处理厂	深圳白泥坑 人工湿地处理系统
处理方式	鼓风曝气	鼓风曝气	氧化沟	人工湿地
总投资/万元	3300	1500	574	48.9
吨水投资/元	660	833	574	138

9.2.8.2 运行费用效益分析

白泥坑人工湿地的另一个特点是运行费用低，仅相当于二级污水处理厂的 1/10~1/3。由于该工程基本上不用机电设备，故几乎没有耗电费用，而且维护工作主要是定期清理渠道及管理作物，一般农民完全可以承担，系统维护费用低。人工湿地与其他污水处理工艺耗能费用及运行费用比较见表 9-14 和表 9-15。

表 9-14 人工湿地与其他污水处理工艺耗能费用比较

项 目 名 称	深圳滨河 净化厂	珠海吉大 污水净化厂	南海桂城 污水处理厂	深圳白泥坑 人工湿地处理系统
处理方式	鼓风曝气	鼓风曝气	氧化沟	人工湿地
年耗电/万度	319	420	102.4	0
吨水耗电/(度/吨)	0.175	0.64	0.28	0
年耗电费用/万元	382.8	504	102.4	0
吨水耗电费用/元	0.35	0.69	0.18	0

表 9-15 人工湿地与其他污水处理工艺运行费用比较表

项 目 名 称	深圳滨河 净化厂	珠海吉大 污水净化厂	南海桂城 污水处理厂	深圳白泥坑 人工湿地处理系统
处理方式	鼓风曝气	鼓风曝气	氧化沟	人工湿地
年运行费用/万元	>450	>550	>140	5
吨水运行费用/元	0.41	0.75	0.25	0.043

9.2.8.3 土地占用及其他问题

白泥坑人工湿地工程由于吸取了国外经验，占用土地仅是欧洲同类工程的 1/3，但与机

械生化污水处理厂比较占地仍多。因此,对于大城市及土地紧缺地区,该工程并不适合,但与其他土地处理及天然处理方法相比还是省地的,因而在水源保护区及中小城镇还是适用的。与其他处理方法用地面积的比较见表 9-16。

表 9-16 用地面积比较

项目名称	深圳滨河净化厂	珠海吉大污水净化厂	南海桂城污水处理厂	深圳白泥坑人工湿地处理系统
处理方式	鼓风曝气	鼓风曝气	氧化沟	人工湿地
吨水用地/m ²	2	1	1.2	2.7

9.3 霍林河森林型慢速渗滤污水土地处理系统

“八五”国家科技攻关环保项目(85-908-04-03-01~02)由国家环保总局和中国科学院主持,中国科学院沈阳应用生态研究所为承担单位,霍林河矿务局为依托单位。该专题的指导思想是以城市污水为主要对象,以中小城市为突破点,在适合发展慢速渗滤土地处理系统的东北、西北、西南等地区,建设处理能力 10000m³/d 以上实用规模的 SR-LTS 依托示范工程,针对其在设计、运行管理中的技术关键进行攻关研究,实现实用化、系列化与规范化,成为我国 SR-LTS 的样板工程。

9.3.1 概况

霍林郭勒市森林型慢速渗滤土地处理系统(以下简称为霍林 SR-LTS)位于内蒙古自治区霍林郭勒市(地理坐标为东经 119°34′14″,北纬 45°28′42″)北约 4km 处,属温带干旱草原区。冬季寒冷少雪(约 173d),夏季凉爽短暂(约 41d),历年平均气温 0.1℃,1 月平均气温 -20.9℃,7 月平均气温 19.0℃,极端最低气温 -37.6℃,极端最高气温 35.4℃,≥10℃ 平均积温 1964.4℃,0℃ 以下约 222d,无霜期约 95d,最大冻土厚度 300cm。历年平均降水量 388.8mm,蒸发量 1494.8mm,是降水量的 3.5 倍,平均相对湿度 65%。该土地处理系统于“八五”期间建成并投入运行,系统日处理污水 10⁴m³/d,预处理为一级处理,系统布水面积为 880hm²,其中林地面积 789hm²,果园面积 21hm²,农田面积 40hm²,公园景点 30hm²,本系统设计为利用型。

9.3.2 污水特征

霍林郭勒市城市污水日排放量在 10⁴m³/d 左右,主要是生活污水(占 2/3 以上),仅有少量工业废水。工业废水除汽修厂含铬电镀废水(在厂内经专门处理后闭路循环使用)、机修与汽修厂含油废水、煤气厂含酸废水和医院污水(经氯气消毒后排放)之外,均为一般工业废水,且主要是露天煤矿的辅助企业排水。因此,霍林郭勒市城市污水的水质比较简单,基本未检出多环芳烃类优先有机污染物;重金属含量均很低,接近本地城市饮用水的背景值。霍林河地区生活污水监测指标及结果见表 9-17。

9.3.3 场地条件简介

场地地形变化大,地貌复杂,属低山丘陵。坡度一般在 3%~5%,局部 8%~10%。主要土壤类型为栗钙土,质地为轻、中壤,土层厚度变异很大,浅的仅有 0.3~0.4m,深的可达 2m,土壤层次结构和质地变异较大。土壤饱和渗透系数平均为 1.39m/d,最大达 2.12m/d(杨树系统),最小仅 0.72m/d。地下水位一般 >3m,局部场地(海拔高度 840m 以下)可以见到浅层地下水(1~2m)。

植被包括原生牧草、人工种植的杨树、落叶松、樟子松及各种果树。杨树的株距为 1.5m×3m(长×宽),落叶松和樟子松均为 1m×2m(长×宽)。

表 9-17 霍林河地区生活污水监测指标及结果

指 标	原污水	一级处理出水	污水库出水	指 标	原污水	一级处理出水	污水库出水
pH 值	7.53	7.66	7.89	Cl ⁻	39.1	37.2	42.6
SS	139.6	78.9	101.6	Na	82.8	87.4	96.3
TDS	393	402	307	Ca	66.9	65.8	45.9
EC/(mS/cm)	0.51	0.53	0.46	Mg	19.1	21.2	20.0
DO	3.7	3.7	6.7	大肠杆菌	2.31×10 ⁶	8.27×10 ⁵	3.34×10 ⁴
BOD ₅	42.4	21.0	13.0	Cd/(μg/L)	3.7	3.3	3.2
COD	195.1	97.7	64.4	Hg/(μg/L)	0.93	0.35	0.25
TN	17.9	10.0	4.4	Pb/(μg/L)	15.3	13.0	13.7
TP	0.90	0.53	0.18	Cr/(μg/L)	2.1	2.2	2.6
HCO ₃ ⁻	410	441	359				

注：除 pH 值和注明外，单位均为 mg/L。

9.3.4 工艺流程

本系统采用一级处理+林-草立体多样化生态结构/利用型 SR-LTS+冬储的工艺技术路线，其工艺流程见图 9-3。本系统主要有以下几个技术特点：①前处理为传统一级处理和传统一级处理+污水库两种类型；②系统设计为利用型，污水被土壤-植物系统全部消耗，基本上消除了污水外排及对周围环境的影响；③林-草立体化生态结构，产品不进入食物链；④冬季运行措施为污水库冬储；⑤水力负荷调节措施为污水库。

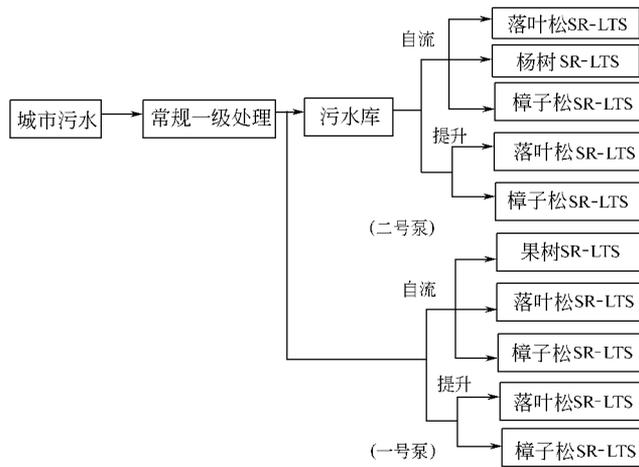


图 9-3 霍林河 SR-LTS 工艺流程

污水在一级污水处理场内经格栅、沉砂、初沉和泥水分离等设施处理后，由加压泵压入总长为 4.3km 的密封管路。一部分送至污水库；另一部分在进入污水库前被截流。截流污水中的一部分自流进果树、落叶松和樟子松 SR-LTS 子系统；另一部分经一号泵站提升后进入另外两个落叶松和樟子松 SR-LTS 子系统。

污水库的总库容为 4.27×10⁶ m³，有效库容为 3.33×10⁶ m³，丰水期设计水库面积为 69hm²。污水库设计污水停留时间平均为 6 个月（11 月至次年 4 月）。

9.3.5 运行工艺条件

根据该地区主要限制气候因子，确定系统的运行日期如下。

(1) 重点运行期 6 月 1 日~9 月 10 日，共 102d。正常年份可保证运行初期土壤全部解冻，结束运行时土壤还未开始冻结。在此期间，日最低气温在 0℃ 以上，日平均气温在 10℃ 以上，大部分日子最低气温在 10℃ 以上，这一时期作为重点运行，不会对系统产生危

害并可保证处理效果；

(2) 扩大运行期 5月1日~10月15日,共168d。开始运行时正常年份仅30cm左右土壤解冻,日平均气温刚稳定通过0℃,日最低气温还在0℃以下,运行结束前,虽然土壤尚未冻结,但已经出现霜冻,日平均气温小于10℃,日最低气温低于0℃。在该运行期的开始和结束运行时,随时根据天气状况调整运行方案和条件,通常仅在较暖和的年份开展扩大试运行。

该系统的设计目标为利用型,水力负荷率以满足植物生长所必需的最小水量为依据,植物需水量(R)由下式计算。

$$R = (ET - P_r) \times (1 - LR)$$

式中, ET 为土壤水分蒸腾蒸发损失率,cm/a; P_r 为降水率,cm/a; LR 为淋洗盐分所必需的最小渗滤量占净 ET 值的分数。

由于布水系统不可能非常均匀地把水分布到每一个地块或一个地块的每一棵树,为保证植物得到生长所必需的水量(R),还应考虑布水系统的布水效率,霍林SR-LTS布水效率一般小于85%,取 $LR=10\%$ 并按布水效率为85%计算,确定霍林SR-LTS最小水力负荷率为重点运行期41.7cm,扩大运行期78.1cm;根据土壤-植物系统的水同化容量,利用下式计算最大允许水力负荷率(L_w)。

$$L_w = ET - P_r + P_w$$

式中, P_w 为最大允许渗滤速率,cm/a。

由于霍林SR-LTS场地不仅地形变化大、地貌复杂,而且土层厚度变化很大,土壤层次结构亦比较复杂,土壤饱和渗透系数变化很大,因此,为确保系统正常运行, P_w 宜取保守值,确定 $P_w=5\% \times P_{w(d)}$ (平均 $P_{w(d)}=140\text{cm/d}$),据此确定系统的最大允许水力负荷率为重点运行期963.2cm,扩大运行期1236.4cm。

也就是说霍林SR-LTS的适宜水力负荷率为重点运行期41.7~963.2cm,扩大试运行期为78.1~1236.4cm。

9.3.6 处理效果

整个系统对污水的处理分三个部分,即一级处理厂、污水库和土壤-植物系统,前两部分处理效果很好,为第三部分污水处理创造了很好的条件,在这里不作具体介绍,这里重点介绍土壤-植物系统污水处理效果。

土地处理(土壤-植物)系统经1993年布水试运行后,1994年和1995年开始正式运行。

水库水自流灌杨树子系统的处理效果及评价见表9-18。从渗滤水水质可以明显地看出,该子系统运行效果非常好。SS、COD、 BOD_5 、TN和TP在渗滤水中的浓度分别低至18mg/L、28mg/L、1mg/L、0.6mg/L和0.03mg/L,不仅远低于攻关要求(SS和 $BOD_5 \leq 30\text{mg/L}$, $COD \leq 60\text{mg/L}$),而且 BOD_5 水平达到了国家《地表水环境质量标准》中的一级水质标准,TP达到了二级水质标准。土壤-植物系统本身对上述指标的去除率分别高达65%、95%、85%和84%以上,对细菌总数的去除率达到了95%。整个系统(预处理+土地处理)对这些污染物(指标)的去除率分别达到了89%、86%、98%、97%、98%和99%以上。一级污水处理厂出水各指标的水平为进水的0.45~0.72(细菌总数除外)。污水库出水中SS、COD、 BOD_5 、TN、TP和细菌总数的浓度分别为进水的0.58、0.66、0.51、0.35、0.23和0.05,表明污水库对TN、TP和细菌的去除能力比一级处理强。SR-LTS出水中相应指标仅为进水的0.26、0.35、0.10、0.15、0.05,表明SR-LTS比一级污水处理厂和污水库的净化能力都强,尤其是对 BOD_5 、TN、TP和细菌的净化能力。

表 9-18 水库水自流灌杨树子系统处理效果及评价

指 标	pH 值	SS	COD	BOD ₅	TN	TP	F ⁻	细菌总数/个
进水(水库出水)	8.1	69	80.9	20.3	4.1	0.19	1.6	2.6×10 ⁴
出水	7.8	18	28.0	1.0	0.6	0.03	1.4	1.3×10 ³
净化率/%	—	73.9	65.4	95.1	85.4	84.2	12.5	95.0
水质等级	I		IV	I	III	II	IV	

- 注：1. 渗滤深度 1m，侧距 1.5m；
 2. 表中单位除 pH 值和注明外，均为 mg/L；
 3. 水质等级为《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)，下同。

表 9-19 是一级污水处理出水截流灌果树子系统处理效果及评价。由表中可以看出，其渗滤水水质与处理污水库出水的杨树 SR-LTS 子系统的渗滤水水质非常接近（由于采样井的技术问题，导致 SS 浓度较高。但研究已经表明，渗滤水中 SS 是由土壤颗粒构成的，并非是进水中的 SS），所达到的水质标准和去除率也几乎一样。这些结果一方面表明果树子系统运行状况良好；另一方面表明 SR-LTS 处理一级处理厂出水是完全可行的，可以获得与处理污水库出水的杨树 SR-LTS 子系统相同的渗滤水水质。

表 9-19 一级污水处理出水截流灌果树子系统处理效果及评价

指 标	pH 值	SS	COD	BOD ₅	TN	TP	F ⁻	细菌总数/个
进水(水库出水)	7.6	118.4	122.7	20.2	4.1	0.19	1.6	2.6×10 ⁴
出水	7.8	30.0	22.8	2.8	0.6	0.03	1.4	1.3×10 ³
净化率/%	—	74.7	81.4	86.1	85.4	84.2	12.5	95.0
水质等级	I		IV	I	III	II	IV	

- 注：1. 渗滤深度 1.5m；
 2. 表中单位除 pH 值和注明外，均为 mg/L。

表 9-20 和表 9-21 分别反映了不同侧向渗滤距离和不同水力负荷率的出水水质。从表中可以看出，本系统土层厚度（0.5m、1.0m、1.5m、2.0m）、侧向渗滤距离（1.5m 和 1.2m）和水力负荷率（1 倍、2 倍、4 倍设计水力负荷率）对处理效果均无明显影响，说明土壤-植物系统的水同化容量和污水同化容量还远没有充分利用，尚有很大潜力。

表 9-20 不同侧向渗滤距离的出水水质（840 杨树自流灌子系统）

项 目	进水 (水库出水)	1.0cm 土深		1.0cm 土深		1.0cm 土深	
		侧距 1.2m	侧距 1.5m	侧距 1.2m	侧距 1.5m	侧距 1.2m	侧距 1.5m
pH 值	8.1	7.6	7.7	7.6	7.7	7.6	7.8
EC/(μS/cm)	618	895	652	858	665	486	685
SS/(mg/L)	69	124		64	50	92	50
TA/(mg/L)	213	333	278	355	245	284	250
COD/(mg/L)	80.9	63.2	34.5			34.8	28.0
BOD ₅ /(mg/L)	20.3	2.8	1.1	2.2	1.1	1.1	1.0
TN/(mg/L)	4.1	1.6	0.9	1.1	1.1	0.5	0.6
TP/(mg/L)	0.19	0.03	0.02	0.07	0.01	0.01	0.03
F ⁻ /(mg/L)	1.6	0.9	0.9	0.9	1.7	1.4	1.8
TB/(个/mL)	2.6×10 ⁴	3.1×10 ³	4.8×10 ³	5.1×10 ³	3.3×10 ³	4.4×10 ³	1.83×10 ³

- 注：EC 为电导率，TA 为总碱度，TB 为细菌总数，下同。

9.3.7 效益分析

参见上篇 6.5.1。

表 9-21 不同水力负荷率的出水水质

项 目	1.0m 土深			1.0m 土深			1.0m 土深		
	L_w (d)	$2L_w$ (d)	$4L_w$ (d)	L_w (d)	$2L_w$ (d)	$4L_w$ (d)	L_w (d)	$2L_w$ (d)	$4L_w$ (d)
pH 值	7.7	7.8	7.7	7.7	7.7	7.7	7.7	7.6	7.8
EC/(μ S/cm)	894	970	652	748	856	665	799	948	685
SS/(mg/L)	18	54	64	52	94	80	70	68	50
TA/(mg/L)	399	449	278	284	388	245	289	421	250
COD/(mg/L)	61.5	48.5	34.5	44.2	64.0	73.8	40.2	73.2	88.5
BOD ₅ /(mg/L)	1.2	1.2	1.1	1.2	1.1	1.1	2.6	3.1	2.1
TN/(mg/L)	0.9	1.9	0.9	0.9	0.7	1.1	0.9	0.8	1.0
TP/(mg/L)	0.07	0.15	0.17	0.04	0.04	0.01	0.03	0.02	0.05
F ⁻ /(mg/L)	0.83	0.90	0.88	1.52	0.76	0.70	1.80	0.63	1.81
TB/(个/mL)	1.7×10^3	2.1×10^4	4.8×10^3	1.3×10^3	9.9×10^3	3.3×10^3	2.2×10^3	1.5×10^3	3.9×10^4

注：各处水深不在同一时间。

9.4 沈阳工业大学地下渗滤工程

“八五”国家科技攻关环保项目(85-908-04-03-03)由国家环保总局、中国科学院和国家教委主持,中国科学院沈阳应用生态研究所为承担单位,沈阳市建委、沈阳市科委为工程依托单位。

9.4.1 概况

本项试验工程建在辽宁省沈阳市铁西区,沈阳市的地理坐标为东经 $123^{\circ}20' \sim 123^{\circ}45'$, 北纬 $41^{\circ}10' \sim 42^{\circ}16'$, 属季风暖温带大陆性半湿润气候, 年均温 7.8°C , $\leq 0^{\circ}\text{C}$ 的天数为 151d 左右, 冬季冻土层深度在 105cm 左右, 年平均降水量 659.4mm, 降雨主要集中在夏季。为此, 应注意冬季防冻、夏季排水的问题。

9.4.2 污水特征

沈阳工业大学第一学生宿舍有学生 1500 人左右, 按每个学生每天用水 90L 计算, 可排污水 $135\text{m}^3/\text{d}$ 左右, 加上西面食堂杂排水和浴池排水, 每天总排水量在 190m^3 左右, 其排放特点是: 水量分布不均, 以早、中、晚排水量最大, 夜间最少; 水质差别也较大, 以粪尿排水浓度最大, 洗澡水和洗脸池水浓度最低。因此, 不同时间, 排水组成不同, 浓度变化也较大, 其变化幅度为: COD $200 \sim 630\text{mg/L}$, BOD₅ $80 \sim 280\text{mg/L}$, SS $60 \sim 160\text{mg/L}$, NH₄⁺-N $50 \sim 120\text{mg/L}$ 。

9.4.3 场地条件

第一学生宿舍楼前是水泥停车场和学生主要通道, 楼后有两块天井场地, 地面平整, 可作绿化地, 每个天井面积为 924m^2 , 总面积为 1848m^2 , 去掉近楼施工保护带, 可施工利用面积 1200m^2 , 土壤质地为壤土和砂壤土, 土层较厚, 土壤渗透系数 K 为 $0.96 \sim 1.56\text{m/d}$, 地下水位较低, 下挖 3m 深勘查未见地下水。为此, 认为这块场地完全适合建设地下渗滤工程。

9.4.4 试验示范工程设计目标与工程设计

(1) 设计目标

- ① 处理污水量: $30 \sim 50\text{m}^3/\text{d}$ 。
- ② 回收水主要指标: pH 值为 $6.5 \sim 9.0$; $\text{SS} < 30\text{mg/L}$; COD 为 $50 \sim 70\text{mg/L}$; BOD₅ $< 30\text{mg/L}$; NH₄⁺-N $< 20\text{mg/L}$ 。
- ③ 经济指标: 本项工程一次性投资相当于二级生化处理工程投资的 $2/3$ 左右, 运转费

为二级生化处理工程运转费的 1/5。

(2) 设计流程 如图 9-4 所示。

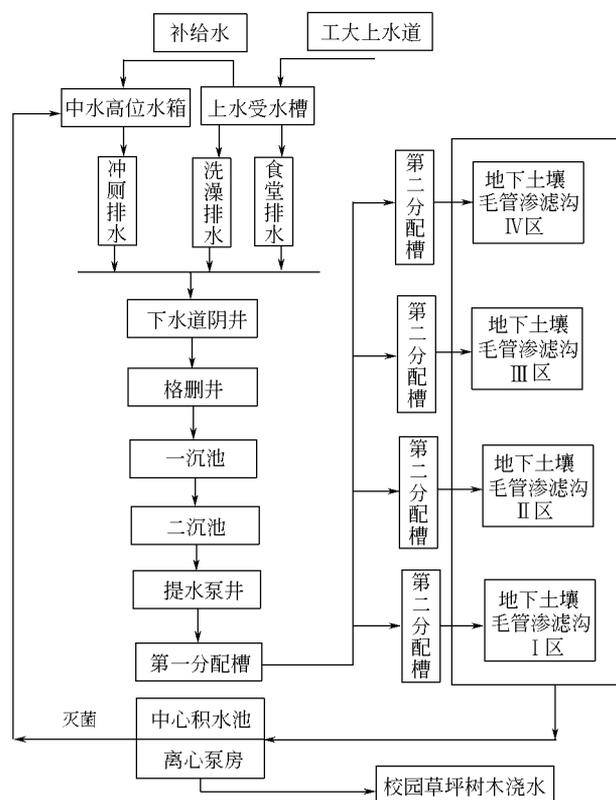


图 9-4 设计流程

(3) 预处理系统的设计 预处理系统由格栅井、一沉池、二沉池和提水泵井组成，全部采用钢筋混凝土结构，内部墙面加抹水泥照面和聚氨酯防水涂料。

① 格栅井：为长漏斗形，由格栅、挡板、沉砂坑、进出水口组成，格栅为细格栅，间距是 2cm，中间有挡板，下面有沉砂坑等，污水停留时间为 0.5h，出水口高度为 -1.55m。

② 一沉池：长×宽×高=5m×2m×2.2m，污水停留时间 7h，出水口高度为 -1.65m。

③ 二沉池：长×宽×高=3m×2m×2.2m，污水停留时间 4h，出水口高度为 -1.65m。

④ 提水泵井：长×宽×高=2m×2m×2.2m，污水停留时间 3h，设计污水潜水泵 1 台，其规格根据工程规模，保证供水即可。

预处理系统污水停留时间总计为 14.5h，沉淀池（一沉+二沉）构筑物的长宽比为 4:1，为了保证预处理各单元的处理效果，沉淀池各处理单元的进出水口安装了丁字型 $\phi 200\text{mm}$ 聚氯乙烯管，保证沉淀池水面漂浮物和沉淀物不能各单元串通。

(4) 地下渗滤系统的设计 地下渗滤系统由配水系统（第一配水槽和第二配水槽及管路组成）、渗滤系统（由布水管、散水管、不透水受皿、特殊土壤等组成）和集水系统（由集水管、砾石沟、采样井和防渗塑料等组成）组成。

根据试验要求，每天最大处理污水量为 $50\text{m}^3/\text{d}$ 。为此，设计 4 个地下布水区，散水管共设 34 条，总长度为 622m，水量负荷约 $100\text{L}/(\text{m}\cdot\text{d})$ ，根据沈阳地区冻土层深度，设计散水管埋深在 1.5m 左右。其地下渗滤系统断面构造见图 9-5。

(5) 中水集水池的设计 中水集水池是建在地下收集地下渗滤系统的出水场所，由钢筋

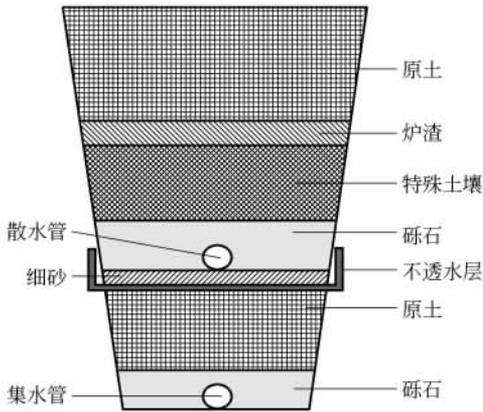


图 9-5 地下渗滤系统断面构造

水泥构筑而成，内墙表面采用水泥抹面，并涂有防渗层。其容量为长×宽×高=1.5m×1.0m×2.0m。备有离心式提水泵两台，扬程 20m 以上。在泵房上面建设一间工程运行控制室，各种供电和自控设备安装在房间里。本项工程的中水用途有三：冲洗厕所；在植物生长季节浇灌学校绿地；冲洗汽车或道路等。

9.4.5 中水回收率与净化效果

(1) 试验工程的运行时间、周期和计量方法
 本项工程于 1991 年 6 月开始施工，于当年 10 月 11 日完工并开始试通水。1991 年 11 月 12 日在施工现场举行正式通水仪式，并进行试运行，考察各项地下工程的运行情况，1992 年 4 月试运行结束，1992 年 5 月开始正式运行至现在。

运行周期应根据进水水质特点、土壤状况等因素进行调节。在总体工程中必须安排运行区和休息区。一般每个小区在一年中运行时间要大于休息恢复时间，其轮换时间需根据出水水质状况而定，一般为运行 3 个月，需休息 1~2 个月。

上水的水量有两种计量方法：一种是在第一分配槽和第二分配槽分别设三角量水堰，进行实际测量水流高度，查表；另一种方法是按潜水泵的流量计算。出水也有两种测量方法，一种用上水离心泵的流量计算，另一种就是在集水池设水位标尺，用水位差的方法计算等。

(2) 中水回收率情况 本项试验工程就中水回收率问题做了多次试验，统计结果见表 9-22。从表中可以看出，本项工程中水回收率为 64%~85%，一般认为回收率在 70% 左右是可以保证的。

(3) 水质净化效果 本工程自 1991 年 10 月 22 日开始试运行以来，进行了多次连续监测，监测项目有：pH 值、COD、BOD₅、SS、TOC、NH₄⁺-N 等，在预处理系统和地下渗滤系统处都设置了监测点。预处理系统 BOD₅、COD 与 SS 的去除效果见表 9-23，地下渗滤系统 BOD₅、COD、SS 与 NH₄⁺-N 的去除效果见表 9-24。

表 9-22 中水回收率统计结果

运行时间	上水量 /m ³	回收量 /m ³	回收率 /%	时 间	上水量 /m ³	回收量 /m ³	回收率 /%
1991 年 11 月 1~12 日	600	420	70	1992 年 3 月 1~13 日	652	466	71
1991 年 12 月 1~14 日	692	496	72	1992 年 6 月 1~23 日	1134	805	71
1992 年 1 月 5~10 日	255	219	86	1992 年 3 月 1~14 日	660	487	74
1992 年 2 月 20~24 日	209	133	64				

表 9-23 预处理系统 BOD₅、COD 与 SS 的去除效果

单位：mg/L

运行时间	BOD ₅			COD			SS		
	进水	出水	净化率/%	进水	出水	净化率/%	进水	出水	净化率/%
1991 年 10 月~1992 年 10 月	275.96	196.84	28.67	540.70	403.58	25.36	191.26	115.36	39.68
1992 年 11 月~1993 年 8 月	304.57	280.29	7.97	714.72	620.29	13.21	197.50	159.75	19.11
1995 年 4~5 月	216.97	108.74	49.88	394.86	268.51	32.00	188.0	82.75	55.98

注：本表数据为多次采样的平均值。

表 9-24 地下渗滤系统 BOD₅、COD、SS 与 NH₄⁺-N 的去除效果 单位: mg/L

运行时间	BOD ₅			COD			SS			NH ₄ ⁺ -N		
	进水	出水	净化率/%	进水	出水	净化率/%	进水	出水	净化率/%	进水	出水	净化率/%
1991年10月~1992年10月	238.17	21.9	90.80	511.94	59.74	88.33	137.56	29.52	78.54	71.38	8.95	87.46
1995年4月12日~5月24日	108.74	5.32	95.11	268.51	37.64	85.98	82.75	21	74.62	54.45	7	87.14

注: 本表数据为多次采样的平均值。

从两个表可以看出: 两个系统都有较好的净化效果, 预处理系统的净化效果变化较大; 地下渗滤系统的净化效果比较稳定, 出水水质也较好。

9.4.6 效益分析

该系统基建费用为 4 万元 (1990 年) 其中预处理系统占 1/6, 地下渗滤系统占 1/2, 中水回用系统占 1/3, 基建投资为 800 元/(m³·d)。

该工程中水回收量为 35m³/d, 按当地自来水售价计算, 每日可节约水费 17.5 元, 年节约水费 6387.5 元。经过几年运行, 年平均运行费支出为 2740 元, 每年经济效益为 3647.5 元。

本项技术采用污水就地收集、就地处理、就地回用的技术路线, 可节约大量污水输送费用, 大面积推广后可明显减轻污水集中处理的压力。

9.5 新疆阿图什城市污水土地处理工程

“八五”国家科技攻关环保项目 (85-908-04-04) 由国家环保总局主持, 北京市环境保护科学研究院承担。本专题的研究目的是在“七五”攻关基础上, 以我国城市污水中工业废水比重大、污染物组分复杂、污水进入土地处理系统前的预处理程度低、终年水量平衡工程措施不宜采用冬储方法等技术关键问题为研究对象, 通过大量的试验研究工作而提出的快速渗滤系统实用工程技术。

9.5.1 概况

阿图什市城市污水处理厂是由新疆城乡规划设计院与北京市环境保护科学研究院联合设计的城市污水土地处理依托工程。该工程于 1988 年 4 月设计并动工修建, 同年 8 月一级处理设施及土地处理系统的部分渗滤田建成并投入运转。该处理系统接纳污水量为 1200m³/d, 是结合了渗滤和地表漫流两种土地处理工艺的污水处理系统。

该工程位于新疆西部天山南麓塔里木盆地的西缘, 海拔 1300m 左右, 属于干旱少雨的大陆性气候。年平均降雨量 76mm, 蒸发量 3229.3mm, 年日照时数为 2756.6h, 极端最高气温 41.2℃, 极端最低气温 -24.4℃, 年无霜期为 240d 左右。

该工程征地 29 万立方米 (约 435 亩), 其中一级处理设施占地 2.3 万立方米 (约 35 亩), 土地处理系统的渗滤田占地 19.684 万立方米 (约 295 亩), 地表漫流田占地 0.684 万立方米 (约 10 亩), 剩余土地可作为将来处理系统扩建的备用土地。

9.5.2 处理场地特征

该工程处理设施的场地位于城市下风向, 地势平坦, 地面自然坡度为 6‰~10‰, 远离人口集中区。根据场地土壤分析资料, 表层土壤渗透性较好, 属轻壤质, 渗透系数为 0.021~2.01mm/min; 1~2m 为重壤质, 渗透系数为 0.0073~0.0128mm/min, 渗透性较差, 可视为限制土层。整个场地范围内土质层次分明, 变化不大, 适宜作快速渗滤、慢速渗滤和地表漫流处理系统。该系统平面布置如图 9-6 所示。

9.5.3 污水水量与水质

污水量 1200m³/d (其中渗滤田负担 800m³/d; 漫流田负担 400m³/d)。水质情况为:

BOD₅, 160mg/L; COD, 300mg/L; NH₄⁺-N, 15mg/L。

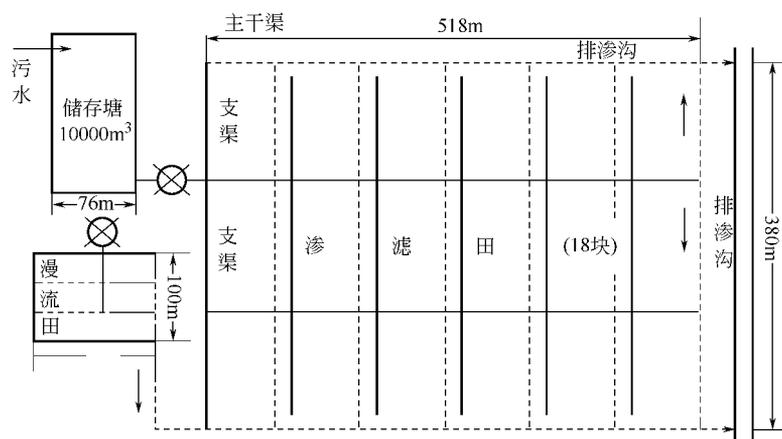


图 9-6 阿图什城市污水土地处理系统平面布置

9.5.4 污水处理流程及处理构筑物

9.5.4.1 处理工艺流程

设计利用城区和处理厂两地的自然高差，通过 2km 左右的压力排水干管使污水自流进入沉砂池，然后仍以重力流方式进入机械转筒式微滤机进行筛滤。沉砂池及筛滤出的残渣排至晒砂场做自然蒸发处理。微滤机出水自流进入储存塘，再由此分别配水到渗滤田和漫流田两个处理系统。处理后的再生水经地下集水系统和排水系统收集统一排到下游作农田灌溉再利用。

工艺流程如图 9-7 所示。

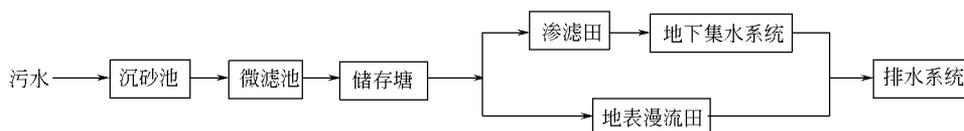


图 9-7 工艺流程

9.5.4.2 处理构筑物

(1) 储存塘 容量为 10000m³，设在土地处理系统的最高点。其作用主要有三点：一是当接收的污水量超过设计水力负荷和夜间不进行田间配水时起到暂时储存调节作用；二是调节和稳定水质并兼有一定的净化作用；三是为下一步的处理提供足够的自然水头。

(2) 渗滤田 在周密调查现场的水文地质、地理地貌、土壤结构的基础上，结合当地农业生产的条件及耕作制度，选用设计参数为：处理水量，800m³/d；水力负荷，0.6cm/d；年利用率，2.19m/a。

渗滤田共布置 18 块条田（其中两块为备用），每块条田内用季节性临时土埂再分成 12 块畦田，作为处理污水的单元构筑物。每块畦田尺寸为 76×9=684m²（净尺寸），单宽流量 0.5m³/(m·h)，施水深度 10cm/次，施水流量 4.5m³/h，施水时间为每块畦田一次施水 15min，施水周期为 16d（旱季可缩短），每块条田面积 8208m²（约 12.3 亩），总面积 147744m²（约 221.6 亩），占地面积 19684m²（约 29.5 亩）。

(3) 地表漫流田 处理水量，400m³/d；坡度，2%；坡长，30m；坡宽，76m；面积，76×80×3=68840m²。布水方式，φ1500mm 开孔塑料管表面布水，布水周期，8h/d；水力

负荷, 5.8cm/d; 单宽流量 0.062L/(m·s)。

(4) 地下集水及排水系统 渗滤田的处理水由埋设在 1.3m 深处的聚氯乙烯波纹穿孔花管(外缠丙纶丝)收集, 花管外径 76mm, 埋设间距 9m, 将各花管收集到的处理水收集到集水土沟后排出场外。每条集水沟的末端均设三角形计量堰。

9.5.5 处理系统的技术经济指标

阿图什市污水土地处理系统总投资为 60 万元, 其中一级处理设施及厂区平面建设费用为 10 万元, 土地处理系统的费用为 20 万元, 征地 435 亩, 征地费为 2.18 万元。按原始设计土地处理系统处理 1200m³/d 计, 处理每方水的基建投资为 254.7 元(其中一级处理设施占 88.9 元/m³), 到 1996 年该系统接纳污水量达到了 3000m³/d, 则单位水量投资为 155.6 元/m³。

由于设计充分利用了城区与处理场地高差, 使污水能以自流方式通过各处理构筑物完成处理的全过程, 最大限度地节约了污水提升所需能耗, 故常年运转的能源消耗很少。全部处理过程仅在微滤机转筒上配备了不大于 2kW 的电动机。

目前, 原污水超越一级处理设施, 直接进入储存塘, 再靠重力流投配到土地处理系统进行处理。该系统运行五年来, 处理场地的林业和农业产品的收入可与污水处理厂运行费用达到收支平衡。污水处理厂现工作人员 8 人, 加上其他费用, 每年运行费 3.0 万元左右。随着柳树、杨树和其他果树进入生长旺盛期和结果期, 以及植树面积扩大, 该污水处理厂将会成为有盈余收入的污水生态处理系统。

9.5.6 运行效果

9.5.6.1 渗滤田的工艺性能

渗滤田是该污水土地处理系统运行管理及工艺性能监测的重点工作内容, 由于渗滤田设有地下集水系统, 将净化再生水用于农业灌溉, 这在新疆干旱少雨地区有巨大的经济效益。在戈壁滩上, 只要有水就可以出现一片绿洲。除此之外, 地下排水系统在少数民族聚居地, 避免了污水渗入地下使下游居民产生反感。根据场地水文地质调查结果分析评估, 入渗水不会对深层承压地下水产生影响。当地的环保局对场地地下水流向下游方向水井水质监测结果表明, 自建污水土地处理系统以来其水质没有任何变化。渗滤田对污水的处理效果见表 9-25。

表 9-25 渗滤田对污水的处理效果

单位: mg/L

取样时间	取样地点	项 目				
		BOD ₅	COD	SS	TP	TN
1993 年 8 月~1995 年 9 月	原污水	64.0	202	120	2.15	14.52
	地下排水	12.5	51.5	33.6	0.37	2.30
	去除率/%	80.5	74.5	72.0	82.8	84.2

注: 每月采样一次, 所列数据为算术平均值。

从表中可以看出, 污水在土壤中经 1.3m 深度的垂直入渗过程, 对污染物的去除是十分有效果的, BOD₅ 的去除率为 80.4%, COD 的去除率为 74.6%, 该出水要优于国内常规的二级污水处理厂的出水水质, 特别是对氮、磷的处理效果更是常规二级污水处理厂难以达到的。

SS 的出水浓度为 33.6mg/L, 较之常规二级污水处理标准 30mg/L 略高, 该现象在国内的其他试验场地以及土柱试验中从未出现过。从对原始数据分析来看 SS 浓度小于 30mg/L 的比例为 71%, 小于 60mg/L 的比例为 94%。分析其原因可能是采样过程中不规范, 因而出现样品意外污染所致。

污水中其他污染物的浓度变化如表 9-26 所示。

表 9-26 污水中其他污染物的浓度变化

单位: mg/L

取样地点	pH 值	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻
原污水	7.67	370.8	280.9	73.8	82.7	313.2
地下排水	7.42	5377.5	607.8	661.2	154.0	1975.7

工程设计时场地调查结果表明, 场地土壤为典型的盐碱土, 含有过量的可溶性盐和吸附性钠, 土壤表层 0~30cm 的 pH 值为 8.8 左右, 100~150cm 深度的土壤 pH 值为 9.3 左右。污水在入渗过程中土体中的 SO₄²⁻、Cl⁻、CO₃²⁻、Ca²⁺、Mg²⁺ 等离子溶于水, 使地下水中的这些离子浓度显著高于原污水。该现象表明污水的投配具有冲洗盐碱土的作用。该数据是 1995 年三次采样分析的结果, 这说明虽然经多年污水的冲洗, 但冲洗强度远远没有达到冲洗盐碱地的要求强度, 但也预示着再经过数年的运行, 场地的盐碱土会改良为可供耕作的土壤。

9.5.6.2 渗滤田林木

在渗滤田上自 1991 年系统运行以来, 进行了各种树木的栽种试验, 1991 年、1992 年对杨树、柳树、沙枣树这三种树种栽种的成活率表明, 柳树的成活率最高为 98%, 杨树、沙枣树的成活率均为 30%。果树类, 如杏树、桃树、苹果、无花果、石榴等的栽种试验, 以桃树的成活率最高为 77%, 苹果树的成活率 48%, 无花果树的成活率最低仅为 21%。

通过试验确定该土地处理系统以栽种柳树为主。柳树的栽种树苗自 1992 年起均来自污水土地处理系统已成活的柳树, 每株柳树苗价值 1 元左右, 栽种数量以近似几何级数的速度增长, 历年栽种数量如表 9-27 所示。到 1995 年末, 已成活的柳树近 3.1 万株, 绿化面积 100 多亩。该系统绿化总计面积为 160 亩。

表 9-27 历年柳树栽种数量统计

年份	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年	1995 年
数量/株	1600	900	3000	6000	20000

9.5.6.3 渗滤田土壤

该污水土地处理系统运行 5 年来, 渗滤田土壤性质变化非常明显, 随着污水的投配, 土壤盐分、理化性质都变得越来越适合作物的生长栽培。土壤表层 (0~30cm) 盐分、理化性质分析结果列于表 9-28。

表 9-28 土壤表层 (0~30cm) 盐分、理化性质分析结果

时 间	易溶性盐分/(mol/100g 土)							pH 值 (水:土 为 1:5)	有机质 含量 /%	离子 总含量 /%
	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺ +Na ⁺			
1987 年	1.0260	微量	131.99	40.79	9.02	6.66	182.2	8.80	0.63	13.40
1991 年 4 月	0.3708	微量	12.64	17.24	6.92	0.872	31.91	—	—	3.17
1992 年 4 月	0.2557	未检出	6.101	10.53	7.53	1.981	8.416	—	—	1.59
1994 年 1 月	0.3708	未检出	1.819	9.78	8.58	1.005	3.579	7.89	8.796	1.46

表中结果表明, 易溶性盐类除 Ca²⁺ 变化较小外, 其他组分都有明显降低, pH 值由 8.8 降至 7.89, 离子总含量由 1987 年的 13.4% 降至 1994 年的 1.46%。而有机质含量由 1987 年的 0.63% 上升至 1994 年的 8.796%。

9.5.7 小结

阿图什城市污水土地处理系统 5 年来的运行表明, 该工程基建投资省, 污水处理效果可达到城市污水处理厂水质标准, 并对场地原盐碱地的土壤的改良取得了显著成效, 可以变为适宜耕作的土地并利用。该污水土地处理系统已经植树绿化了 150 亩, 把原来茫茫一片盐碱滩改造成了绿树成阴的美丽林地, 极大地改善了当地的水环境。

参 考 文 献

- 1 宋春霞, 项学敏, 李彦生. 植物在污水土地处理中的作用研究. 化工装备技术, 2004, 25 (2): 56~58
- 2 关小满, 张笑一, 彭润芝. 沟式污水生态脱氮处理技术研究. 石油化工腐蚀与防护, 2004, 21 (1): 1~5
- 3 史莉, 张笑一, 刘春丽等. 地沟式污水土地处理+人工湿地中植物对磷的去除效果. 生态环境, 2003, 12 (3): 289~291
- 4 陈堂功, 唐运平, 卢学强等. 污水土地处理 CAD系统设计. 城市环境与城市生态, 2004, 14 (5): 39~40
- 5 刘忠翰, 彭江燕. 污水土地处理水旱轮作条件下磷素在土层中迁移特征的模拟实验. 环境科学, 2000, 21 (3): 48~52
- 6 高拯民, 李宪法. 城市污水土地处理利用设计手册. 北京: 中国标准出版社, 1991
- 7 孙铁珩, 姜凤岐主编. 草原矿区开发的环境影响与生态工程. 北京: 科学出版社, 1996

下 篇

城市污水资源化处理的稳定塘技术

1 绪 论

稳定塘又称氧化塘，是一种古老而又不断发展的、在自然条件下处理污水的生物处理系统。稳定塘系统由若干自然或人工挖掘的池塘组成，通过菌藻作用或菌藻、水生生物的综合作用而实现污水的净化。20世纪60年代以后，由于经济发展、人口增加、能源紧张等多方面原因，污水人工净化技术的发展遇到一些困难。经过长期实践，稳定塘处理工艺表现出基建投资省、运行管理费用低、操作简单、节约能源等优点，从而作为“代用技术”而重新得到重视，近几十年来在世界范围得到复兴和发展。目前，稳定塘技术已广泛应用于城市污水和部分工业废水的处理。

1.1 工艺原理

污水稳定塘属于生物处理设施，稳定塘净化污水的原理与自然水体的自净机理十分相似，污水在塘内滞留的过程中，水中的有机物通过好氧微生物的代谢活动被氧化，或经过厌氧微生物的分解而达到稳定化。好氧微生物代谢所需的溶解氧由塘表面的大气复氧作用以及藻类的光合作用提供，也可通过人工曝气供氧。

1.1.1 稳定塘生态系统

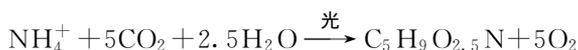
稳定塘生态系统由生物及非生物两部分构成。生物部分主要包括细菌、藻类、原生动物、后生动物、水生植物以及高等水生动物；非生物部分主要包括光照、风力、温度、有机负荷、pH值、溶解氧、CO₂、氮及磷营养元素等。

细菌与藻类的共生关系是构成稳定塘的重要生态特征。典型稳定塘的生态系统见图1-1。在光照及温度适宜的条件下，藻类利用CO₂、无机营养和H₂O，通过光合作用合成细胞并放氧，异养菌利用溶解在水中的氧降解有机质，生成CO₂、NH₃、H₂O等，这些物质又成为藻类合成的原料。其结果是污水中溶解性有机物逐渐减少，藻类细胞和惰性生物残渣逐渐增加并随水排出。

细菌对有机物（以葡萄糖为代表）的反应式如下。



藻类光合作用可表示为



在稳定塘中，细菌和藻类是浮游动物的食料，而浮游动物又被鱼类吞食，高等水生动物也可直接以大型藻类和水生植物为饲料，形成多条食物链，构成稳定塘中各种生物相互依存、相互制约的复杂的生态体系。

稳定塘生态系统的非生物组成部分亦即环境因子的作用也是不可忽视的。光照影响藻类的生长及水中溶解氧的变化；温度影响微生物的代谢作用；有机负荷则对塘内细菌的繁殖及氧、 CO_2 含量产生影响；pH 值、营养元素等其他因子也可能成为制约因素。各项环境因子相互联系、多重作用，构成稳定塘的生态循环。

典型稳定塘生态系统见图 1-1。

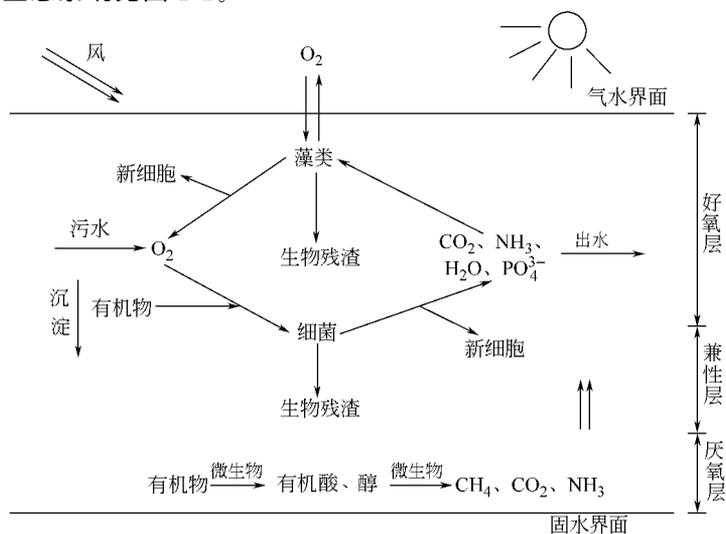


图 1-1 典型稳定塘的生态系统

1.1.2 稳定塘中物质的迁移转化

稳定塘是比较复杂的半人工生态系统，塘中物质转移过程受生物代谢及环境因素的影响和制约。在稳定塘中与污水净化关系最密切的是碳、氮、磷的转化和循环。

国家“七五”科技攻关项目曾对稳定塘内碳、氮、磷的转化规律设专题研究，在试验的基础上建立了稳定塘内碳、氮、磷营养物质转移规律的生态学模型，根据对模型计算得到的稳定塘内物质转移平衡图的分析表明：①塘内碳元素的转移量与有机碳的去除量密切相关，碳元素转移通量大时有机碳的去除率相应也大；②生物稳定塘的工作机理主要体现为菌藻的协同工作及氧和 CO_2 的动态平衡，污水中溶解性有机碳转移的最后归宿主要是形成藻体；③氮、磷的去除主要靠生物同化作用完成，由于生物同化能力有限，不能期望生物稳定塘有太高的氮、磷去除能力；④藻类是最大的碳、氮、磷营养元素储存源，生物稳定塘系统应把除藻视为重要的后处理工作，同时应考虑藻的利用方法。

1.1.3 稳定塘的供氧

稳定塘中各类生物需要的氧来自大气复氧和藻类光合作用放氧。除曝气塘外，各类稳定塘一般无需人工充氧。传统观点认为，藻类是稳定塘中氧的主要供应者，而大气复氧往往未被重视。

国家“八五”科技攻关项目稳定塘研究专题对稳定塘的供氧进行了分析研究，对氧的传递进行了定量计算。研究认为，稳定塘中微生物将有机物分解为无机物，如 CH_4 、 CO_2 、 NH_3 等，这些无机物中的相当一部分可以经过气水界面排到大气中，另一部分由于藻类光合作用重新转化为藻类有机体的形式，增加了营养物质在稳定塘中的循环。藻类死亡时体内有机物大部分被分解，其分解过程仍需耗氧。因此，当塘系统无除藻措施时，藻类实际提供

的氧量只相当于藻类死亡后其体内不能被降解的那部分有机物在合成过程中的放氧量。另外，藻类在稳定塘污水处理中可以使塘在一个时间段和某个局部范围内具有高溶解氧值，有时甚至达到过饱和状态，为有机物的降解提供了氧，但在上述时间段和局部范围内，水中溶解氧的提高阻碍了大气复氧的正常进行，减少了大气复氧量。

定量计算的结果支持了上述观点。对华中地区某稳定塘两年运行数据计算的结果表明，该稳定塘大气复氧传质速率为 $9.64\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ，两年运行期间由大气复氧所提供的氧总量为 6193kg ；在全部去除的 20643kgCOD 中，60% 的 COD 由厌氧反应去除，30% 的 COD 由大气复氧的好氧反应去除，而仅有 10% 的 COD 是由藻类供氧的好氧反应去除，也就是说，大气复氧量与藻类实际供氧量之比为 3 : 1。

对稳定塘供氧进行定量分析的研究结果在工程上的意义如下。

① 提高大气复氧量是加强稳定塘供氧能力的关键。在设计中，应对稳定塘的深度和类型做合理安排，充分发挥大气复氧作用。如可增加少量动力设施，使塘中水体处于更充分的流动状态，加速氧的转移；也可设计植物塘，利用植物（如芦苇）茎的传氧能力，提高复氧效果。

② 除藻是提高稳定塘出水效果的有力措施。藻类是有机物，无论在塘内还是随出水进入接纳水体，均会继续降解、耗氧。应像常规二级污水处理场对剩余污泥进行分离去除一样，将藻类从出水中分离出来处置或利用，提高稳定塘的实际处理效果。

1.2 稳定塘分类

稳定塘是对各种类型污水处理塘的总称，按塘内充氧状况和微生物优势群体，将稳定塘分为好氧塘、兼性塘、厌氧塘和曝气塘四种类型。根据处理后达到的水质要求，污水稳定塘又可分为常规处理塘和深度处理塘。除利用菌藻外，还利用水生植物和水生动物处理污水的稳定塘称为生物塘或生态塘。此外，按照稳定塘出水的连续性和出水量，可以把塘分为连续出水塘和储存塘。各种类型稳定塘的定义如下。

好氧塘——塘水在有氧状态下净化污水的稳定塘。

厌氧塘——塘水在无氧状态下净化污水的稳定塘。

兼性塘——塘水在上层有氧、下层无氧状态下净化污水的稳定塘。

曝气塘——设有曝气充氧设备的好氧塘或兼性塘。

生物塘——具有菌、藻和人工种植水生植物或养殖水生动物的稳定塘。

水生植物塘——种植水生维管束植物或高等水生植物的稳定塘。

养鱼塘——利用养殖鱼类，摄食水中藻类等各类水生生物，达到净化污水、回收资源、获得经济效益的稳定塘。

常规处理塘——作为二级处理设施的稳定塘系统。

深度处理塘——亦称熟化塘。通常作为塘系统中的最后一级，接纳兼性塘或曝气塘出水，或设置在常规二级处理设施之后，作进一步净化 BOD_5 、病原菌和去除部分氮、磷之用。

控制出水塘——为解决超过接纳水体自净容量允许的塘排水问题而设计的可调控排放的稳定塘。

完全储存塘——污水储存而不外排，仅靠蒸发减少容量的稳定塘。

1.3 国内外发展概况

1.3.1 稳定塘技术在国外的应用

稳定塘污水处理具有悠久的历史。1901年，世界第一个有记录的稳定塘系统修建于美

国得克萨斯州的圣安东尼奥市。1920年欧洲最早的稳定塘修建于德国慕尼黑市,并且运行至今。1928年,世界最大的沃尔比稳定塘,在澳大利亚墨尔本市投入使用。其后由于人工净化技术的发展及稳定塘存在占地过大、产生气味等原因,该技术的发展在一段时间内进入低谷。

20世纪60年代以后,由于工业发展、能源紧张,人口增多等方面原因,常规生物处理方法遇到了各种困难。经过长期的实践,稳定塘处理工艺表现出基建投资省、运转管理费用低、操作简易、效果可靠、节约能源等显著优点,从而作为革新-替代技术之一而重新得到重视,并得到复兴和发展。美国的稳定塘总数达7000座,德国有2000多座稳定塘,法国已建成1500座稳定塘。在前苏联地区,稳定塘已成为小城镇污水处理的主要方法。印度、巴基斯坦、马来西亚、泰国、以色列、约旦、沙特阿拉伯、也门等国家的稳定塘处理工艺的应用也日益广泛。

1.3.2 稳定塘技术在我国的发展应用

应用稳定塘技术处理污水在我国已有几十年的历史。20世纪50年代末,我国开始进行稳定塘处理污水的试验研究,从60年代起,陆续建成一批污水塘库,80~90年代是我国稳定塘处理技术迅速发展的时期。据统计,1985年我国有稳定塘30余座,1988年发展到80余座,90年代后发展到120座左右,这些已建成并投入运行的稳定塘几乎遍及全国各个地区。

我国是发展中国家,相当时期内国家尚不能在所有地区大规模投资修建常规二级生物处理设施,加之能源短缺和可观的运行费用,在一些地区,维持污水处理厂正常运行也有一定困难。与传统的二级生物处理相比,稳定塘处理技术是昂贵的常规二级处理的一种替代方案。它具有基建费用低、能耗少、运行管理方便等优点,因而广泛用于处理城市污水及某些工业废水。据统计,我国稳定塘日处理能力已达190万吨,占有了城市污水处理量的一定比例。如新疆克拉玛依、黑龙江省齐齐哈尔及安达等稳定塘系统,自建成以来均能很好地运行,即使在边陲城市满洲里,亦有稳定塘落成并运行。

稳定塘除了能够很好地处理生活污水,对多种工业废水也表现出较好的处理效果,在我国已应用于处理石油、化工、纺织、皮革、食品、制糖、造纸等工业废水,稳定塘利用稀释沉淀、生物降解和水生植物等作用有效降解和去除了工业废水中的污染物。

国家对稳定塘技术的发展给予高度重视。1984年国家环保总局组织了“全国氧化塘协作组”,对普及和提高我国氧化塘技术水平起到重要作用。“七五”、“八五”两个五年计划期间,国家将城市污水稳定塘处理技术列入国家重点科技攻关项目,并被列入20项成套技术之一,作为科技攻关的重点给予支持。“七五”期间,在全国建立了9个中试基地,取得2~3a连续运行数据,为我国各地区稳定塘的设计、运行积累了第一手资料。在试验的基础上,提出了稳定塘的水力特性、净化机理及物质转移规律,不同地区各类稳定塘及其组合流程的设计方法,稳定塘计算机辅助设计及试验技术方面的研究成果。“八五”期间,将“七五”攻关研究成果在生产性工程上进行验证和完善,并重视解决稳定塘应用中的实际问题,挖掘节能高效及自然能源利用的潜力,提出了稳定塘氧转移规律、污泥沉积降解规律、预处理、风能曝气及凤眼莲综合利用方面的研究成果。同时,在稳定塘实用新技术方面开展了新型曝气塘、超深厌氧塘、活性藻系统、移动式曝气器曝气塘以及稳定塘计算机辅助设计和人工智能等研究,取得最新研究成果。“七五”、“八五”稳定塘科技攻关研究为在我国发展低投资、低能耗的污水稳定塘处理技术提供了适用条件和实用技术,使稳定塘技术向规范化、系统化、资源化方向迈进了一大步。

1.3.3 近代稳定塘的发展特点

污水处理技术的发展推动了稳定塘技术在传统模式上的多方面突破,近代稳定塘技术的

发展表现出以下特点。

① 由直接利用天然坑、塘、洼地稍加修整发展为规范化的处理设施。现代的稳定塘一般都经过正规设计, 不仅重视作为工艺主单元的塘体设计, 而且配备包括预处理、附属设备等其他常规设施。如英国 Balfour 工程咨询公司 1993 年为巴基斯坦一个稳定塘所做的设计采用了机械格栅、四个沉砂池和几十个串、并联组合的矩形沉淀塘作为预处理设施。有些稳定塘系统的沉砂池配备有现代化的洗砂间。

② 由传统塘型发展为各种节能、高效的新型塘及其组合系统。稳定塘传统塘型与天然湖塘形状基本相似, 一般为 0.5~4m 深, 规则或不规则形状的池塘。近年来出现了各种引人瞩目的新塘型。如英国 Mara 等研究的超深厌氧塘达 15m 深, 不仅缩小了塘的占地面积, 而且具有环境条件变化影响减小、厌氧微生物的生存条件改善、处理效果提高等诸多优点。美国加州大学 W. J. Oswald 教授推出的高级综合塘系统 (AIPS), 将厌氧坑置于兼性塘底部, 再与高负荷塘串联, 构成高效率、低能耗的新型塘系统。

③ 由单纯依靠自然净化发展为自然净化与人工强化技术相结合的工艺形式。为了节省占地, 提高处理效果, 人们在稳定塘中采用了曝气、安装填料、种植水生植物、人工培养菌藻等各种强化措施。美国堪萨斯大学的 McKinney 教授等将人工培养的高效菌藻共生体系“活性藻”应用于稳定塘, 获得成功。美国加利福尼亚州圣迭戈 (San Diego) 市的凤眼莲与水草水生植物塘停留时间仅 4d, 占地为 $3.2\text{m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。加的夫 (Cardiff) 市的太阳能水生植物塘系统采用曝气、种植水生植物、布设软填料、架设聚乙烯充气薄膜顶盖等复合措施, 使占地缩小到 $1.5\text{m}^2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 相当或低于活性污泥法占地指标。

④ 由仅有净化功能的污水处理设施发展为具有多种功能、综合利用的良性生态系统。人们充分利用稳定塘菌藻系统及生物自然净化的特点, 将污水处理与水生植物种植、水生动物养殖、水资源利用、藻类回收等多种综合利用形式相结合, 形成低投入、高产出的运行系统。AIPS 是这方面的典型, 该系统不仅使污染物得到高效去除, 出水可用于地下水补给、饲料作物灌溉、高尔夫球场及湿地栖息场所维持, 还可将回收的藻类作为高蛋白补充饲料和肥料。我国在稳定塘凤眼莲利用及后续塘发展养殖业方面也取得突破, 积累了宝贵的经验。

2 稳定塘系统设计

2.1 设计基础资料

2.1.1 设计任务和方向

- ① 设计项目和设计范围；
- ② 城市、区域或工矿总体规划及现状；
- ③ 城市、区域或工矿环境规划及现状；
- ④ 污水水质、水量和排放规律的资料；
- ⑤ 污水经处理后排放、回用或综合利用方面的资料；
- ⑥ 环保及相关部门对项目的要求。

2.1.2 图纸及测量资料

- ① 地形图，包括稳定塘服务区域的地形图（1：5000~1：25000）及稳定塘所在场地地形图（1：500~1：5000）；
- ② 管道图，包括排水管网或排水管道图。

2.1.3 水文气象资料

- ① 气温、气压、温度及其变化；
- ② 风向、风速资料；
- ③ 蒸发量；
- ④ 日照时数及强度；
- ⑤ 历年暴雨资料及当地暴雨强度公式；
- ⑥ 河道洪水位、洪流量及其枯水位、枯流量、水位流量关系曲线、潮汐及冰冻资料；
- ⑦ 地区水文计算手册。

2.1.4 水文地质及工程地质资料

- ① 地下水位、高程，地下水坡降、流速、流向；
- ② 含水层渗透系数、影响半径、补给条件，地下水与地面水互补情况及地下水利用情况；
- ③ 地下水的物理化学性质；
- ④ 土壤分布，土壤的物理力学性质，包括土壤颗粒组成、相对密度、容重、孔隙比、相对密度、含水量、渗透系数等；
- ⑤ 稳定塘场址的地质钻孔柱状图、地基的承载力；
- ⑥ 地震等级、地震烈度、地震断裂带、滑坡、陷落段资料。

2.1.5 其他资料

- ① 有关当地建筑材料、设备的供应情况和价格；
- ② 有关施工力量（技术水平、设备、劳动力）的资料；
- ③ 有关租地、征地、青苗补偿、拆迁补偿等资料。

2.2 进出水水质标准

2.2.1 进水水质标准

污水稳定塘接纳污水时，城市污水按规定的《污水排入城市下水道水质标准》（CJ 3082—1999），工业废水参考各行业的排水标准。具体标准见上篇表 2-18。

2.2.2 出水水质标准

据污水净化的目标，稳定塘处理后的出水去向包括：进入附近天然水体；供农田作灌溉用水；作为渔业养殖用水；回用于工业等。不同去向出水水质的要求如下。

① 当污水经稳定塘处理后排放到天然水体时，其水质必须符合我国《污水综合排放标准》（GB 8978—1996）及《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）中的要求，根据所在地的区划执行相应标准。同时，稳定塘处理后的排放水还应满足当地根据具体情况制定的地方标准。

② 当污水经稳定塘处理后用于农田灌溉时，其水质必须符合《农田灌溉水质标准》（GB 5084—92）。其中对城市污水、工业废水、医疗卫生污水等分别进行了要求。

③ 当污水经稳定塘处理后用于养鱼时，其水质必须符合《渔业水质标准》（GB 11607—89）。

④ 当污水经稳定塘处理后回用于工业时，其水质必须符合工业用水水质标准。

2.3 塘系统及其优化

不同类型的塘可以单独用于污水处理中，但大多数情况下，以稳定塘组合系统方式出现。在稳定塘污水处理系统中，常常出现系统的各种组合方式，有各类塘不同排列的组合，有串联和并联的组合，有带回流或多级配水的串联组合等方式。

各种类型的稳定塘有各自的特点，将各种不同的稳定塘按适宜的方式组合，可能会比单塘达到更好的效果。在稳定塘系统中，每一个单塘设计的最优，不能代表塘系统整体最优，如何使稳定塘系统整体上达到处理效果最佳，经济上最合理，是稳定塘系统设计的主要问题。

2.3.1 塘系统的组成

一般讲，稳定塘污水处理系统由格栅、泵房、预处理设施、塘主体及附属构筑物组成，塘主体包括各种类型的稳定塘如厌氧塘、好氧塘、兼性塘等及其组合形式。在稳定塘系统中所采用的单元及其组合不同，稳定塘系统的运行效果也不相同，常见的稳定塘组合形式见图 2-1。

2.3.2 塘系统的优化

污水稳定塘（WSP）有着其他传统处理系统不具备的许多优点。这些优点包括有较高的处理效率、较低的运行费和维修费及较好的抗冲击能力。然而，由于它需要大量的土地，特别是在土地缺乏和价格昂贵的市区，这一因素严重地限制了稳定塘技术的应用。因此，要找到一个兼顾处理效率和占地面积的方案，可以通过最优化技术来实现。

一般情况下，稳定塘系统的最优化是指在满足出水要求的条件下，需要的投资最少。与其他污水处理系统相比，稳定塘系统存在的主要问题是停留时间长，从而使占地面积加大，因此减少塘面积是提高稳定塘技术经济指标的关键，也是塘系统优化要解决的主要问题。对稳定塘系统进行优化的主要研究结果如下。

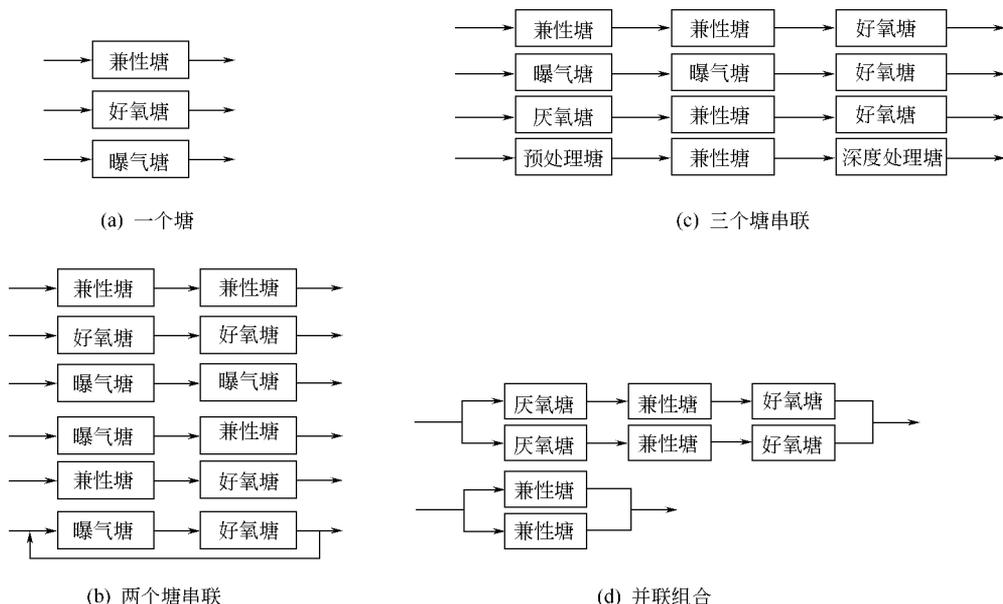


图 2-1 常见的稳定塘组合形式

(1) 稳定塘分级越多，处理效果越好。从生物群落演替特征角度分析，稳定塘串联级数越多，微生物群落分级也越多，优势菌种越明显，降解速率越高；从水力流态分析，稳定塘分级越多，流态越接近于推流，短流现象越少，水力条件越好。但稳定塘串联级数过多，会增加经济和工程上的负担，而稳定塘的降解效率提高有限。

(2) 厌氧塘在前，兼性塘、好氧塘依次排后。稳定塘是一种污水自然净化工艺，由于没有人工外加能量，稳定塘中污水的净化过程近似于自然水体的自净过程。污水刚进入塘中，污水中有机物浓度很高，溶解氧迅速消耗，使初级塘中的溶解氧接近于零，随着污水在塘内缓慢流动，微生物降解有机物使其浓度降低，溶解氧不断回升。所以厌氧塘一般布置在塘系统的前端，好氧塘布置在塘系统的后面。

(3) 兼性塘+好氧塘串联流程的塘系统，总面积高于厌氧塘+兼性塘+好氧塘串联的塘系统。通过优化计算得到的这一结果说明，在稳定塘系统中，厌氧塘所起的作用是不可替代的。从微生物对污水中有机物降解的角度看，好氧降解速度高于厌氧降解速度，但有些大分子难降解的有机物在好氧条件下不易降解。当在厌氧条件时，大分子难降解的有机物先被分解为小分子易降解的有机物，再进入好氧条件时，可继续降解为无机物，因此在塘系统的起始端设立厌氧塘是非常有利的。

(4) 当采用厌氧塘+兼性塘+好氧塘系统时，按各类塘去除总有机负荷计算，当兼性塘去除总有机负荷的 70%~80%时，塘系统最优。

2.3.3 稳定塘系统工艺流程

制定稳定塘系统工艺流程的原则是：确保选择的工艺流程出水能满足设计要求，同时经济上最合理，甚至能收到一定的经济效益。各地区依据不同的水质和气候等条件，建立了若干稳定塘污水处理系统，取得较好的效果，现将其中一些典型流程推荐如下。

(1) 以格栅、沉砂池为预处理，塘主体是厌氧塘+兼氧塘+好氧塘流程，出水可达到二级处理水平，但含有一定的藻类。

城市污水→格栅、沉砂池→厌氧塘→兼性塘→好氧塘→出水

(2) 以格栅、沉砂池为预处理，酸化（水解）池代替厌氧塘，采用三级水生植物塘，充

分利用水生植物对污水中营养物的吸收功能，为了增加处理后出水的溶解氧，在水生植物塘之间增加好氧塘，最后一级的水生植物塘可起到一定的除藻作用。

城市污水→格栅、沉砂池→酸化（水解）池→水生植物塘I→水生植物塘II→好氧塘→水生植物塘III→出水

(3) 预处理采用沉淀塘，中间采用厌氧塘+兼性塘，最后采用生态塘。

城市污水→沉淀塘→泵房→厌氧塘→兼性塘→生态塘（控制出水塘）→出水

(4) 以格栅、沉砂池、沉淀塘为预处理，厌氧塘、兼性塘、芦苇塘为主工艺，最后采用芦苇塘，可控制塘中藻类，同时也可吸收水中营养物质，出水作养殖及芦苇灌溉用。

城市污水→格栅、沉砂池→污泥沉淀塘→厌氧塘→兼性塘→芦苇塘→养殖及芦苇漫灌

2.3.4 稳定塘系统的主要设计参数

(1) 塘系统设计负荷 在稳定塘系统的工艺设计中，最简单也是最实用的方法是有机负荷参数法。稳定塘系统的占地面积可通过表面有机负荷来确定。

$$\text{占地面积} = \frac{\text{进水流量} \times \text{有机物浓度}}{\text{表面有机负荷}}$$

选用的表面有机负荷过大，虽然稳定塘系统的占地面积减少，但稳定塘系统的出水有可能不能达标，选用的表面有机负荷过小，占用的土地面积增加，会造成土地资源的浪费。如何准确选取表面有机负荷，科学使用土地，对稳定塘系统设计意义重大。

影响稳定塘系统表面有机负荷的因素很多，对各影响因素筛选分析得出，温度与污水的可生化性对进水有机负荷的影响最大，经过对全国稳定塘中试基地运行数据的分析计算，得到全国范围的有机负荷值，根据我国不同气候带的温度分布，即可得到稳定塘系统的有机负荷等值曲线（图 2-2），这一曲线可作为稳定塘系统的设计参考。

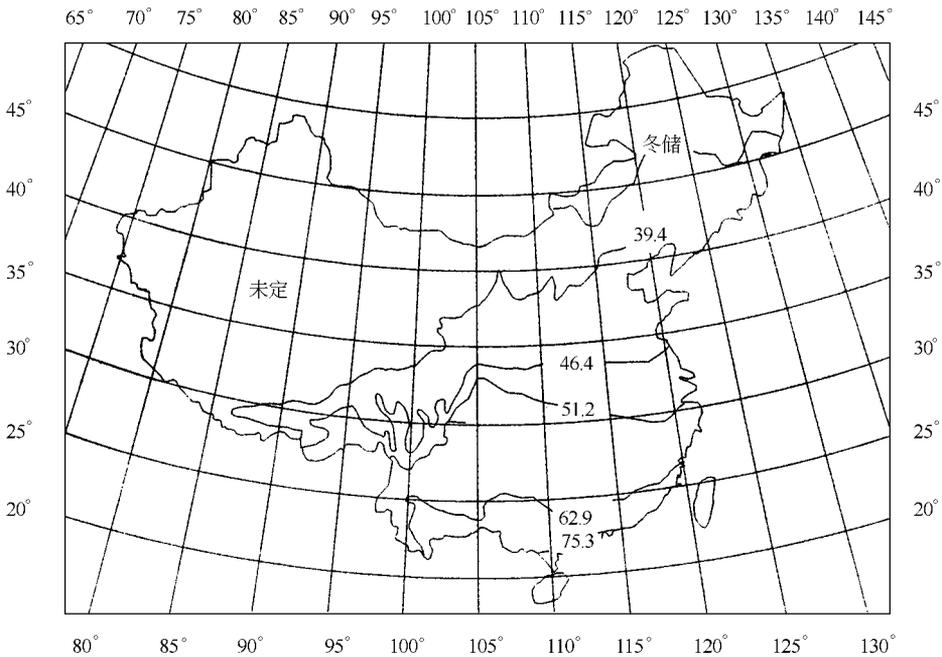


图 2-2 不同地区稳定塘系统的有机负荷等值曲线 [kgBOD₅/(hm²·d)]

(2) 稳定塘系统计算公式 根据对稳定塘系统的研究，总结出稳定塘系统的经验计算公式如下。

$$C_e = 16.3 C_0^{0.70} t^{-0.44} T^{-0.66}$$

式中, C_e 为出水 BOD_5 浓度, mg/L ; C_0 为进水 BOD_5 浓度, mg/L ; t 为水力停留时间, d ; T 为平均水温 $^{\circ}C$ 。

应用上式, 可计算稳定塘系统的出水浓度, 也可以反算出稳定塘系统的停留时间。

(3) 稳定塘轴向的选取 试验研究结果表明, 风对稳定塘有很大影响, 有风比无风的效果要好; 在稳定塘轴向与主风向相垂直时, 平均停留时间增大, 塘内死区最小, 稳定塘系统的效果最好。

(4) 稳定塘单塘的大小 单塘占地面积小, 水流流态好, 塘体利用率高, 但稳定塘串联个数增加; 单塘面积大, 水流流态差, 塘体利用率低。从工程角度看, 塘面积太大则风引起的波浪也较大, 会冲击塘的边坡加速其坍塌。一般认为单塘面积以不大于 $4 \times 10^4 m^2$ 为宜, 单塘面积较大时, 应采用多点进水, 以改善塘内流态。

2.4 预处理

2.4.1 预处理的必要性

稳定塘系统的预处理通常为物理性的, 其目的在于尽量去除性质或粒径不利于后续处理的物质, 以减少塘中的淤积, 加速污泥的降解等。

通过对全国稳定塘污泥蓄积的调查和对其中一些塘的实测发现, 稳定塘系统内污泥沉积量相当可观, 有的已经严重影响塘的正常运行, 甚至构成使塘失去净化功能而报废的危险, 主要原因在于稳定塘预处理缺乏规范化的设计和工程措施。

当进入稳定塘系统的污水悬浮固体含量高、无机物比例大时, 塘系统的蓄积量就大、沉积速率高。稳定塘在接纳城市污水, 尤其是含工业废水量大的城市污水时, 除了控制污染源外, 还必须在入塘前设置预处理设施。

2.4.2 预处理设施的选择

国内外稳定塘的预处理构筑物可分为常规预处理和预处理塘两类。常规预处理构筑物包括格栅、沉砂池、沉淀池、除油池等; 预处理塘包括沉淀塘、厌氧沉淀塘等。应用中往往选择以一种类型为主的构筑物。国内外稳定塘预处理形式见表 2-1。稳定塘不同预处理形式比较见表 2-2。

表 2-1 国内外稳定塘预处理形式

稳定塘名称		规模/($\times 10^4 t/d$)	预处理形式	备注
国外	美国 Richfield Spring 塘	0.11~0.95	格栅→一级处理	
	美国 Eudora 塘	0.15	格栅	
	澳大利亚 Werribee 塘	31.2	格栅→沉淀塘(15个)	
	巴基斯坦 Mauripur 塘	24	机械格栅→沉砂池(4个)→沉淀塘(47个)	1993年设计资料
国内	天津汉沽塘	5.0	格栅→沉淀塘(2个)	
	深圳布吉塘	2.5	机械格栅→沉砂池	
	齐齐哈尔塘	30	格栅→沉砂池	沉砂池未实施
	山东胶州塘	3.0	格栅→斜板沉淀池	

2.4.3 常规预处理构筑物

(1) 格栅 格栅(筛)用于保护处理设备及构筑物, 防止粗大物体阻塞装置。格栅可以方便地分离并去除污水中可能对后续操作有害或产生困难的大块物质。

格栅的设计包括栅条间隙、栅槽宽度、通过格栅的水头损失、格栅后槽总高度、栅槽总长度以及每日栅渣量等。格栅的设计数据与计算公式见《给水排水设计手册(5)》。

表 2-2 稳定塘不同预处理形式比较

类型	构筑物名称	功能	停留时间	基建投资	占地	排污方式	运行管理
常规构筑物	沉砂池	除去污水中泥砂等颗粒态无机杂质	30~60s	较低	小	重力排泥	每日排砂
	沉淀池	除去污水中颗粒态有机杂质	1.0~2.0h	较高	较小	重力排泥	每日排泥
塘型构筑物	沉淀塘	沉淀污水中颗粒态杂质	0.2天~几天	低	较大	人工或机械排泥	一周至几年定期或不定期清泥
	厌氧沉淀塘	沉淀颗粒态杂质并使其中的有机杂质消化降解	几天至几十天	低	大	人工或机械排泥	几年至几十年不定期清泥

(2) 沉砂池 当污水中含有较大颗粒的固体、砂石和砂粒等无机物,影响稳定塘系统运行时,宜设置沉砂设施,以减少稳定塘中的淤积,延长稳定塘的使用时间。在稳定塘系统中设置沉砂池是必要的,沉砂池水力停留时间仅 30~60s,构筑物体积小,对塘系统的投资增加有限,但可明显减少后续塘中不可降解的无机沉渣的积累。普通非曝气沉砂池的运行管理也较容易。沉砂池的设计数据与计算公式见《给水排水设计手册(5)》。

(3) 沉淀池 用于去除污水中的悬浮固体,以减少后续处理设施所承受的负荷,沉淀池停留时间一般在 1.0~2.0h,污泥室储泥时间一般不超过 2d,需要定期排泥并对排出的污泥进行处理,与稳定塘系统其他设施相比,操作管理比较复杂。

在稳定塘系统中是否设置沉淀池需慎重考虑。初级沉淀池的沉泥主要是有机颗粒,这类沉泥可采用沉淀塘去除或在厌氧塘底部厌氧发酵,若塘系统设计得当,可有一个较长的清淤间隔时间。采用初沉池可去除悬浮固体,减轻后续塘系统的负荷,但增加了塘外处理和处置污泥的设施,也增加了运行管理的困难。沉淀池的设计数据与计算公式见《给水排水设计手册(5)》。

2.4.4 沉淀塘

沉淀塘是对污水中悬浮固体起沉淀作用的稳定塘,一般设在塘系统之首。污水中悬浮固体在沉淀塘中沉淀在塘底,其有机物在塘底发生厌氧发酵反应,一部分有机物分解为无机物,另一部分大分子有机物转化为小分子有机物并溶于水中,沉淀于塘底的污泥通过厌氧反应得到减量。

沉淀塘根据其作用又可分为只起沉淀污水中颗粒态杂质的沉淀塘和沉淀颗粒态杂质并使其中的有机杂质消化降解的厌氧沉淀塘。单纯的沉淀塘停留时间较短,占地面积较小;厌氧沉淀塘停留时间较长,占地面积较大,对进入塘体的污水中的悬浮态及溶解态有机物有一定的厌氧降解作用。

(1) 沉淀塘的设计数据

① 沉淀塘的个数不应少于 2 座,并宜按并联系列设计;② 水力停留时间为 0.2~30d,厌氧沉淀塘清塘周期大于 5a,沉淀塘清塘周期可适当缩短,清塘时可轮流作业,一塘清泥,其他塘工作;③ 塘体长宽比宜大于 3:1,宜采用均匀进、出水布置形式;④ 塘深应考虑污泥蓄积高度,不宜小于 4m;⑤ 塘体内坡为 2:1~3:1。

(2) 沉淀塘的设计公式

① 单塘容积 V

$$V = \frac{Qt}{n}$$

式中, V 为单个沉淀塘总体积, m^3 ; Q 为进入沉淀塘的污水设计流量, m^3/d ; t 为沉淀塘停留时间, d , 沉淀塘 $t=0.2\sim 5d$, 厌氧沉淀塘 $t=5\sim 30d$; n 为塘的个数。

② 沉淀塘深 包括有效水深、储泥深度及超高。

(3) 沉淀塘的清淤 小型沉淀塘一般采用人工清淤方式,但对大型沉淀塘人工清淤十分

困难，机械清淤几乎是惟一的选择。机械清淤方式如下。

① 排水清淤 将塘水排空后，用挖土机清淤，当侧渗严重或难以重力排水时，该法实施有一定困难。

② 不排水清淤 挖泥船是用于不排水清淤的大型机械，但由于稳定塘是封闭水域，挖泥船的调遣和操作均不方便，施工费较高。经调查分析，浮台式机械清淤装置机动灵活，操作方便，省时省力，可以现场拆装组合，对沉淀塘清淤是适合的。

浮台式机械清淤装置主要有两种类型：水力挖土机组和组装浮台铰吸式清淤装置。

研究表明，用旋流排泥器作为冲淤装置，用两相流量泵作为泥浆输送装置可以大幅度节省能耗并提高清淤效率。

2.5 选址及总平面图

2.5.1 塘址选择

与城市污水处理厂相比，稳定塘污水处理系统占地面积较大，塘址选择受区域地形、工程地质、水文地质、人民生活、工业生产等条件的影响。所以稳定塘系统塘址的选择，应从城镇或区域规划布局和稳定塘建塘条件两方面综合考虑。

塘址选择应与城镇或区域的总体规划相一致，结合城市地形、污水管网布置及接纳水体等条件，考虑稳定塘址面积、地质情况、对周围环境的影响、远期发展情况，在进行技术经济比较后选择最佳塘址。

塘址选择的一般原则是：①稳定塘占地面积大，塘址应不占或少占农田，尽量利用坑塘洼地和江河、沿海滩地；②工程地质和水文地质条件要好，避免稳定塘水渗入地下，污染地下水；③为保证居民正常生产与生活，稳定塘要有足够的卫生防护距离，一般不小于500m；④稳定塘应设在城镇水体下游和集中给水水源下游，并尽可能布置在城镇夏季最小频率风向的上风侧；⑤塘址要考虑远期发展的可能性，留有扩建余地；⑥塘址选在废旧河床或沟谷地时，要有排洪设施；⑦塘址选在沿海滩涂时，应考虑潮汐和风浪的影响。

2.5.2 平面布置及总平面图

在稳定塘系统的平面布置中，应将塘系统作为一个有机整体考虑，使系统中塘与塘之间连接自然，塘主体与附属构筑物主次互相搭配，道路顺畅，节省占地，整个系统总体布局合理，建筑和绿化实用协调。

稳定塘系统中，塘体及塘体之间的堤坝占地面积最大，约占塘系统总面积的90%以上，所以塘体的布置是平面布置中的关键，稳定塘塘体应顺着流程按塘体分组排列布置，避免管线迂回交叉，塘体布置还要尽量利用地形，减少土方量及水头能量损失。

总平面布置应考虑近远期结合，有条件的地方可按远期规划水量布置，分期建设。为便于稳定塘的运行管理，稳定塘可分几组并联布置。

塘系统内道路可建在塘与塘之间的堤坝上，为方便运输，每塘都应有道路连通，一般采用单行车道，宽度3.5m，主干道可建上下行车道，宽度6~8m。经常有人工作的建筑物，如办公室、化验室，应布置在夏季主导风向的上风向，在北方地区，应考虑朝阳。污泥干化场和污泥脱水机房应布置在沉淀池、塘附近，干化场周围应有道路，便于污泥外运。

总平面布置图可根据稳定塘系统规模大小，采用1:500~1:5000比例尺的地形图绘制，总平面图上应标明风向玫瑰图和指北方向。

实例：位于沿海滩涂的某稳定塘处理系统。

某稳定塘利用沿海滩涂建成，塘址地形平坦，污水经处理后由河道排入大海，河流在天文高潮期以外时段向外排放。其系统总平面布置见图2-3。

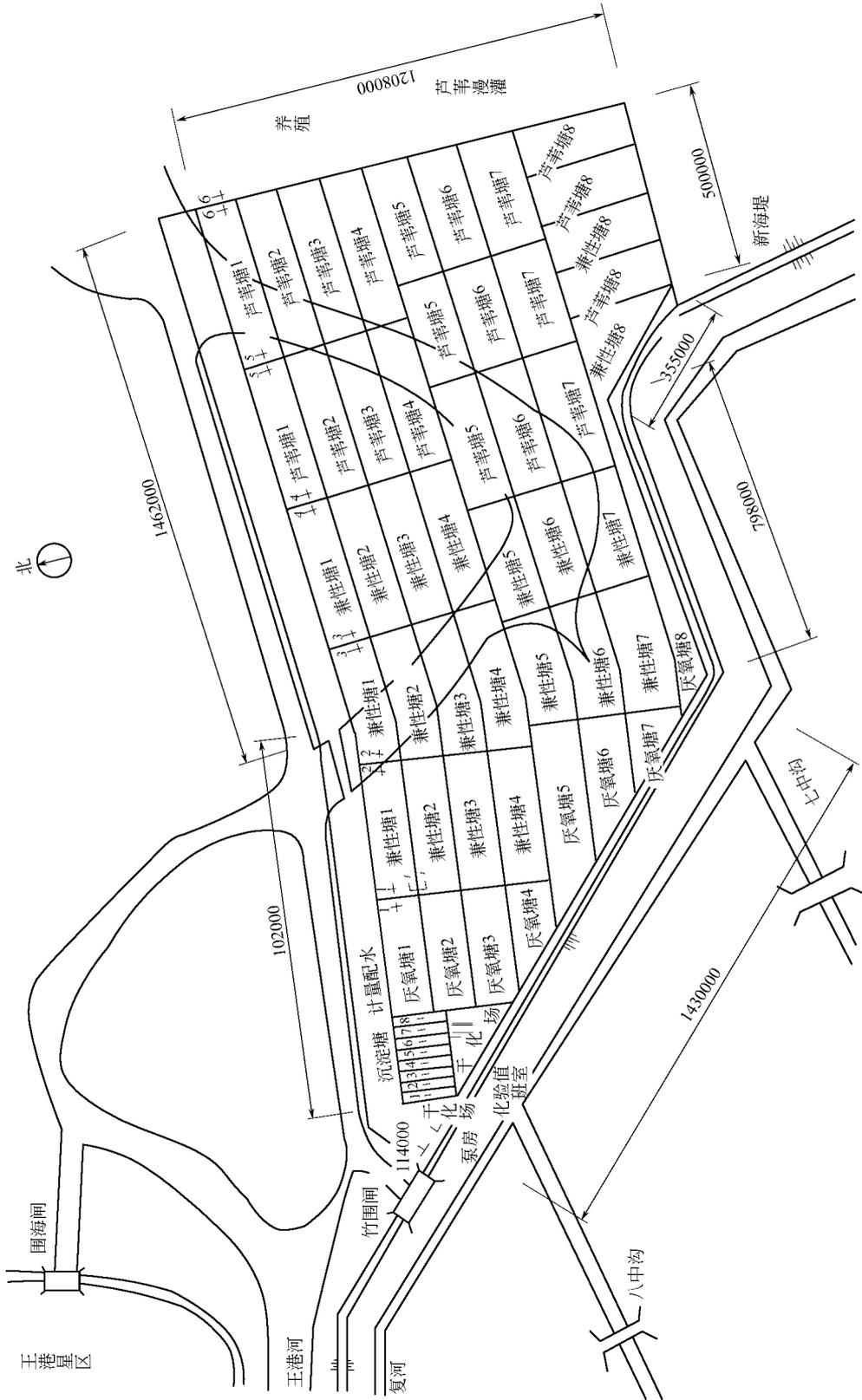


图 2-3 某稳定塘系统总平面布置

稳定塘系统分 8 组并联运行，厌氧塘、兼性塘、芦苇塘按流程顺序布置，塘体相互毗邻，以公用堤坝连接，公用堤坝兼作连接道路，沉砂池、沉淀塘和污泥干化场布置在一起，化验室、污水提升泵房建在一处。

2.6 高程设计及流程纵断面图

2.6.1 高程设计

稳定塘系统高程设计的目的是：确定塘体、处理构筑物及泵房等的高程，布置连接管渠尺寸及标高，计算塘体及水处理构筑物的水面标高，使污水按设计的流程在塘与构筑物之间按顺序流动，正常排出。

与其他污水处理系统比较，稳定塘系统占地面积大，土方工程量大，土方费用直接影响稳定塘投资费用的高低。稳定塘高程布置应尽量利用原有地形，在平坦地形中，串联级数过多，水头损失增大，会使前后高程相差很大，土方量增大，投资费用增多。在设计时应尽量做到挖方和填方平衡，减少土方运输量，以降低土方工程费用。

在稳定塘系统中，应减少污水提升次数，降低能耗，使水流沿重力方向流动。

应精确计算塘体、构筑物及连接管的水头损失。计算水头损失时，应以最大流量（或泵的最大出水流量）作为计算流量，设计时适当留有富余，还要考虑扩建时预留备用水头。水力计算时，应选择距离最长、水头损失最大的流程进行计算。

稳定塘系统最终出水的设计高程，一般采用最高洪水位或最高潮水位，以免受洪水和潮汐的顶托，高程计算以最终出水设计高程为基准从后向前推算。

流经各处理构筑物和塘体的水头损失估算，可采用表 2-3 中的数值。

表 2-3 水头损失估算

名称	水头损失/cm	名称	水头损失/cm	名称	水头损失/cm
格栅	10~25	沉淀池	20~60	各类稳定塘(不	20~40(规则塘型)
沉砂池	10~25	水解池	40~50	考虑跌水曝气)	40~60(不规则塘型)

2.6.2 流程纵断面图及高程设计示例

根据图 2-3 所示的某稳定塘系统总平面布置，总出水口处设计的水面高程为 2.653m，以此进行稳定塘的高程设计。

计算过程列于表 2-4，在图 2-3 上选择一条距离最大的流程，以最终出水处作为第一点计算水头损失，向前各点依次排入，管渠沿程损失 Δh_1 、管渠局部损失 Δh_2 、构筑物水头损失 Δh 计算值分类列入表中，计算出各点的水面高程也列于表中。由高程计算结果绘制的高程布置见图 2-4。

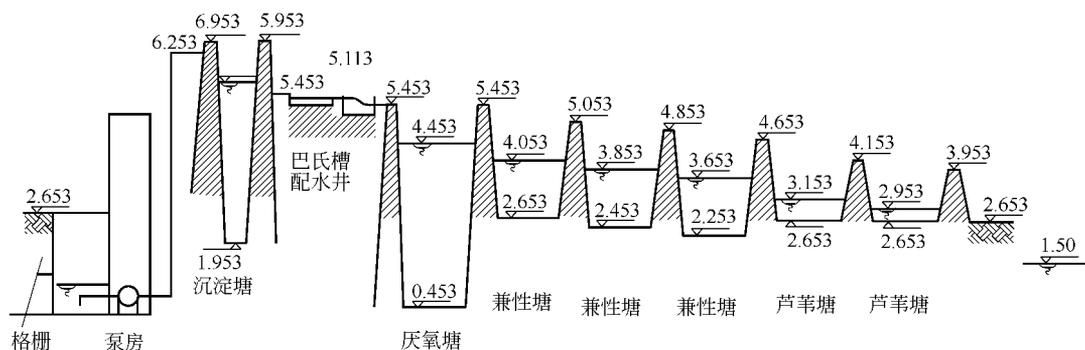


图 2-4 稳定塘系统高程布置

表 2-4 稳定塘高程计算

计算位置 (均按出口)	设计流量 $Q/(m^3/s)$	管径 D/mm	坡度 i	流速 $v/(m/s)$	管长 L/m	管渠沿程 损失 $\Delta h_1/m$	管渠局 部损失 $\Delta h_2/m$	构筑物 水头损失 $\Delta h/m$	合计/m	水面高程/m	
										起点	终点
芦苇塘 II	0.043						0.30		0.30	2.653	2.953
芦苇塘 I	0.043						0.20		0.20	2.923	3.153
兼性塘 III	0.043						0.50		0.50	3.153	3.653
兼性塘 II	0.043						0.20		0.20	3.653	3.853
兼性塘 I	0.043						0.20		0.20	3.853	4.053
厌氧塘	0.043						0.40		0.40	4.053	4.453
渠道	0.043	400	0.0006	0.40	1100	0.66			0.66	4.453	5.113
配水井	0.043						0.34		0.34	5.113	5.453
巴士槽	0.347							0.50	0.50	5.453	5.953
沉淀塘	0.347							0.30	0.30	5.953	6.253
泵房	0.347							2.0	2.0	6.253	8.253

2.7 技术经济分析

2.7.1 技术经济分析的目的

技术经济分析的目的是采用现代分析方法把技术手段与经济目的结合起来，求得技术上最优、经济上最合理的方案，为决策提供可靠的科学依据。

根据各地自然条件、社会条件、经济条件的不同，找出各种污水处理系统的主要技术指标和经济指标的函数关系，根据这些技术经济指标进行分析评价，最终选出技术上先进和经济上合理的方案，只有当条件具备时才能选择稳定塘污水处理系统。

2.7.2 稳定塘系统投资的组成及分析

稳定塘的直接费用由土建费、配管费、设备费三部分组成，其中土建费又可分解为土方工程费、运土费、块石护坡费等。现以水量 $20000m^3/d$ 的稳定塘系统为例说明直接费用（不包括地价）中各种费用的比例（图 2-5）。

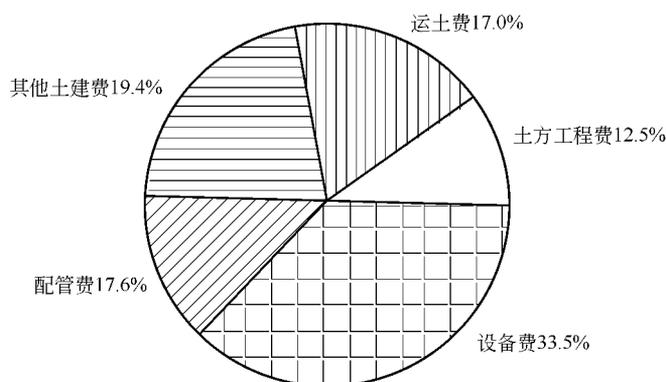


图 2-5 稳定塘系统直接费用（不包括地价）中各种费用的比例

图 2-5 表明，土方工程的总费用（土方工程费和运土费）在工程直接费（不包括地价）中占 29.5%。可见在稳定塘选址时，原状地形是否需要大量挖土和运土是应该重点考虑的技术经济指标，假如有旧湖塘或废河床可以利用，稳定塘的工程费可大幅度下降。

稳定塘总造价中各种费用的比例见图 2-6，计算时条件同上（地价以 45 万元/ hm^2 计）。图中表明，当地价为 45 万元/ hm^2 时，在总投资中地价所占比例高达 44.5%，而当前绝大

多数城市附近的地价高于 45 万元/hm²。由此可见，地价是影响采用稳定塘系统的最关键的经济指标。

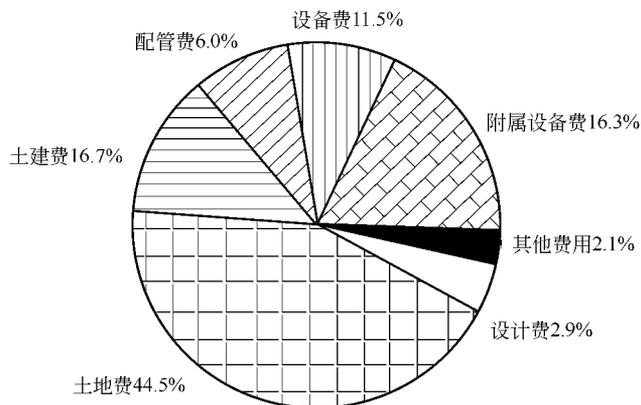


图 2-6 稳定塘总造价中各种费用的比例

2.7.3 地价的影响及分析

在国家“七五”攻关期间，研究人员曾按当时的价格体系对污水处理厂与稳定塘系统的造价与地价的关系进行了分析，结果如图 2-7 所示。

图中斜线表示稳定塘总造价与地价的关系，四条斜线由下而上表示土方量占塘容的百分比分别为 10%、30%、50%及 70%。图中由下而上的第一条横线为活性污泥法的总造价，地价每亩按 4.5 万元计，它与斜线的交点即为稳定塘系统与传统活性污泥法处理厂总造价相同的点。对应的地价为“等值地价”，当土方量为塘容的 30%时，等值地价为每亩 1.207 万元。在等值地价建稳定塘系统十分有利，因为一次投资虽相同，但稳定塘可节约大量运行管理费用。

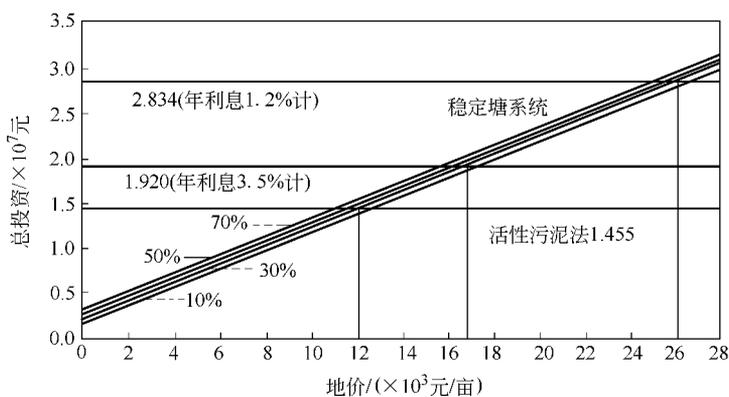


图 2-7 污水处理厂与稳定塘系统的造价与地价的关系
(Q=20000m³/d)

活性污泥法处理厂每年约耗去相当于 1/10 基建投资的运行管理费。采用稳定塘系统的运行管理费仅为活性污泥法处理厂的 1/5~1/3，按 1/4 考虑。我国当前污水处理厂综合折旧率为 6.3%，即使用期限为 15.9 年，按 16 年考虑。稳定塘因机电设备少，使用期限比传统污水处理厂长，如果也按 16 年考虑，稳定塘每年可节省图 2-7 中 1455 万元之 (1/10)×(3/4)，16 年共计 1746 万元。将这部分节省的费用用于增加基建投资，可算出总投资相当的点。但建稳定塘时增加基建投资在使用期中需按复利计算，假设年利率为 1.2%，16 年共

需 367.2 万元，将 16 年可节省的运行管理费分别减去 16a 的复利，加上活性污泥处理厂投资 1455 万元，即图中横线 2834 万元，与表示稳定塘投资的斜线交点对应的地价为 2.597 万元，这一地价就是“可行上限地价”。地价若超过可行上限地价，则经济上稳定塘系统不能考虑；当地价小于可行上限地价时，可以考虑应用稳定塘系统。

以上是“七五”期间的计算结果，使用时可按上述步骤，根据当时当地的具体情况进行计算。

3 各类稳定塘工艺设计

稳定塘是处理效率受自然气候条件影响很大的一项污水处理技术。由于气候条件所包括的因素多，且这些因素具有多变性和人为不可控性，因此，无论是在发达国家还是在发展中国家，形似简单的稳定塘的设计中一直都带有浓厚的经验色彩，能使稳定塘设计做到既出水稳定又不占用过多的土地资源，从来就不是一件容易的事。然而，对稳定塘理性设计的探索从来没有停止过。

本章旨在向读者介绍传统稳定塘主要和常用的设计方法，鼓励读者在此基础上，充分利用不断发展的生物和生态处理技术原理，在稳定塘设计方面不断创新，使其更加理性化，在保持稳定塘低运行成本优势的同时，使其处理效率更高，占地面积更小，停留时间更短，在经济上更具竞争力。

现将各类稳定塘工艺设计方法分述如下（本章各类稳定塘计算公式中同一符号含义相同）。

3.1 厌氧塘

厌氧塘一般在污水 $BOD_5 > 300 \text{mg/L}$ 时设置，通常置于塘系统首端，其功能旨在充分利用厌氧反应高效低耗的特点去除有机负荷，改善原污水的可生化降解性，保障后续塘的有效运行。因此，该塘的设计不以出水达到常规二级处理水平为目的，而以用尽可能少的占地面积，达到尽可能高的有机物去除率为宗旨。

3.1.1 设计方法

3.1.1.1 有机负荷法

(1) 设计参数 厌氧塘的主要工艺设计参数为有机负荷和水力停留时间，二者以水深为条件相互校核。

有机负荷主要采用 BOD_5 表面负荷 $[\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})]$ 、 BOD_5 容积负荷 $[\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$ 和 VSS 容积负荷 $[\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$ 三种形式。VSS 容积负荷主要针对 VSS 含量较高的污水采用。

为确保厌氧反应的正常进行，厌氧塘的设计应使厌氧塘维持或基本维持厌氧状态。为此，我国不同地区城市污水厌氧塘的有机负荷的下限和水力停留时间的上限应控制在表 3-1 所列的数值水平，深度在条件允许的前提下，宜选用较大值。

表 3-1 我国不同地区城市污水厌氧塘工艺设计参数

BOD_5 表面负荷 $[\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})]$			BOD_5 容积负荷 $[\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$			单元塘水力停留时间/d			塘深 /m	处理效率 /%
I 区	II 区	III 区	I 区	II 区	III 区	I 区	II 区	III 区		
200	300	400	0.028~ 0.066	0.040~ 0.100	0.066~ 0.200	3~7	2~5	1~3	3~5	30~70

注：I 区为平均气温 $< 8^\circ\text{C}$ 的地区；II 区为平均气温 $8 \sim 16^\circ\text{C}$ 的地区；III 区为平均气温 $> 16^\circ\text{C}$ 的地区。

经验表明，较高的有机物浓度和有机负荷有利于厌氧反应的进行，因此，设计中应适当地采用较高的有机负荷值。我国部分城市污水稳定塘工程中厌氧塘运行参数和结果见表

3-2。

表 3-2 我国部分城市污水稳定塘工程中厌氧塘运行参数和结果

塘规模	塘址	年均气温 /°C	水深/m	BOD ₅ 表面负荷 /[kg/(hm ² ·d)]	BOD ₅ 容积负荷 /[kg/(m ³ ·d)]	水力停留 时间/d	去除率/%		
							BOD ₅	COD _{Cr}	SS
中试塘	呼和浩特	5.6	4.0	380~560	0.0095~0.014	5.0	40.6	52.7	73.2
	河北沧州	12.5	2.2~3.1	110	0.0065	16.3	30.4	19.2	30.0
	湖北武汉	16.3	3.0	1730	0.076	2.2	35.7	34.4	22.7
	四川彭山	17.2	1.6	390~890	0.067~0.030	1.5~3.4	26.7	24.5	15.2
	广东中山	22.0	4.0	1570	0.073	0.81	49.8	50.8	63.5
生产性塘	齐齐哈尔	2.9	3.7	1547	0.049	6	20.4	28.1	52.8
	黑龙江安达	3.2	4.0	1920	0.047	3.4	42.1	39.6	58.9
	天津汉沽	11.9	4.0	674	0.019	5.0	27.0	11	7
	深圳布吉	22.0	4.0	2910	0.069	0.85	—	6.6	56.5

(2) 表面负荷法设计步骤

① BOD₅ 表面负荷选择 根据所在地区气温条件, 按照表 3-1 要求选择。

② 厌氧塘面积确定

$$A = \frac{10QC_0}{L_0} \quad (3-1)$$

式中, A 为厌氧塘占地面积, m^2 ; Q 为厌氧塘进水量, m^3/d ; C_0 为进水 BOD₅ 浓度, mg/L ; L_0 为进水 BOD₅ 表面负荷, $kg/(hm^2 \cdot d)$ 。

③ 塘数计算 厌氧塘单塘面积一般不超过 $8000m^2$ 。

$$n = \frac{A}{8000} \quad (3-2)$$

式中, n 为厌氧塘数量, 取整数。

④ 厌氧塘容积计算 按适宜的长宽比选择长和宽, 使其面积为 A/n ; 深度按表 3-1 要求选择; 内边坡按水平: 垂直为 $1:1 \sim 3:1$ 选择。

$$V = n \left[LbH - S(L+b)H^2 + \frac{4}{3}S^2H^3 \right] \quad (3-3)$$

式中, V 为厌氧塘总容积, m^3 ; L 为单塘水面长度, m ; b 为单塘水面宽度, m ; H 为有效水深, m ; S 为厌氧塘内边坡。

⑤ 水力停留时间的计算及校核

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3-4)$$

式中, t 为厌氧塘总水力停留时间, d 。

比较计算出的 t 和表 3-1 要求的水力停留时间, 如果 t 大于表中规定值, 则应重新选择厌氧塘 BOD₅ 表面负荷并重复步骤①~⑤, 直至 t 达到表 3-1 规定的数值为止。

(3) 容积负荷法设计步骤

① 厌氧塘容积负荷选择 根据所在地气温条件, 按照表 3-1 要求选择。

② 厌氧塘容积确定

$$V = \frac{QC_0}{1000L_V} \quad (3-5)$$

式中, L_V 为进水 BOD₅ 容积负荷, $kg/(m^3 \cdot d)$ 。

③ 塘数计算 按照与 BOD₅ 表面负荷法中相同的方法选择单塘的长、宽、深度及内边坡，从而确定单塘容积。

$$n = \frac{V}{V_1} \quad (3-6)$$

式中， V_1 为厌氧塘单塘容积， m^3 。

④ 厌氧塘总面积计算

$$A = nLb \quad (3-7)$$

⑤ BOD₅ 表面负荷计算及校核 按照式 (3-1) 计算并将结果与下篇表 3-1 相对照，当 BOD₅ 表面负荷小于表中规定值时，则应减小厌氧塘水力停留时间或加大 BOD₅ 容积负荷并重复步骤①~⑤，直至 BOD₅ 表面负荷至少达到下篇表 3-1 要求的数值为止。

3.1.1.2 其他设计方法

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{1+kt} \quad (3-8)$$

$$k = 0.024234e^{0.1245T}$$

式中， C_e 为厌氧塘出水 BOD₅ 浓度， mg/L ； k 为 BOD₅ 降解反应速率常数， d^{-1} ； T 为塘中水温， $^{\circ}C$ 。

此公式应用范围为：进水 BOD₅ 80~400 mg/L ，BOD₅ 表面负荷 300~2000 $kg/(hm^2 \cdot d)$ ，水力停留时间 1~6 d 。

式 (3-8) 不仅以一些理想条件作为其应用的假设前提，而且式中的 k 值也受到水温、水质、水力停留时间等多种因素的影响，即使以试验为基础也难以准确确定。因此，与有机负荷法相比，该法不但烦琐而且误差较大。

3.1.2 厌氧塘的布置形式及结构

(1) 布置形式 厌氧塘通常采用单级，为清淤方便且不影响运行，厌氧塘宜采用并联形式，并联数目不少于 2 个。

(2) 结构 上向流有利于厌氧处理效率的提高，因此，厌氧塘的结构应有利于上向流的形成。为此，厌氧塘的进水口应在接近塘底 0.6~1.0 m 处设置，出水口则应接近水面，在淹没深度大于 0.6 m 且不小于冰盖层或浮渣层厚度处设置。

3.1.3 其他规定

(1) 厌氧塘前应设格栅作为预处理设施。污水含砂量大或含油量高时，还应增设沉砂池或除油池等预处理设施。

(2) 厌氧塘深度较大，一般宜进行防渗设计，防止地下水污染。

(3) 塘址应距住宅 500 m 以上，以减少臭气影响。有浮渣层的厌氧塘还应置于偏僻处。

3.2 兼性塘

兼性塘是目前世界上应用最为广泛的一类塘，适宜处理 BOD₅ 在 100~300 mg/L 之间的污水。由于厌氧、兼性和好氧反应功能同时存在其中，兼性塘既可与其它类型的塘串联构成组合塘系统，也可以自成系统来达到出水达标排放的目的。因此，其设计目标既可以是尽可能多地去除有机物以保证后续塘的正常运行，也可以是直接确保出水达到排放标准。

3.2.1 设计方法

3.2.1.1 有机负荷法

(1) 设计参数 兼性塘的主要工艺设计参数为 BOD₅ 表面负荷和水力停留时间，二者以水深为条件相互校核。冬季平均气温低于 0 $^{\circ}C$ 时，水力停留时间应不小于冰冻期。我国不同

地区城市污水兼性塘设计参数见表 3-3。

表 3-3 我国不同地区城市污水兼性塘设计参数

BOD ₅ 表面负荷/[kg/(hm ² ·d)]			水力停留时间/d			塘深/m	处理效率/%
I 区	II 区	III 区	I 区	II 区	III 区		
30~50	50~70	70~100	20~30	15~20	5~15	1.2~2.5	60~80

注：I 区为平均气温<8℃的地区；II 区为平均气温 8~16℃的地区；III 区为平均气温>16℃的地区。

我国部分城市污水稳定塘工程中兼性塘运行参数和结果见表 3-4。

表 3-4 我国部分城市污水稳定塘工程中兼性塘运行参数和结果

塘规模	塘 址	年均气温/℃	水深/m	BOD ₅ 表面负荷/[kg/(hm ² ·d)]	水力停留时间/d	去除率/%		
						BOD ₅	COD _{Cr}	SS
中试塘	河北沧州	12.5	1.6	177	4.0	13	5.4	—
	湖北武汉	16.3	1.8~2.85	40~60	44.7~55.8	68~81	42~70	24~49
	四川彭山	17.2	1.28	660	1.30	21	12.6	—
	广东中山	22.0	1.4~1.5	212	2.26	65	46	—
生产性塘	齐齐哈尔	2.9	2.5	487.5	9	11	18	18
	黑龙江安达	3.2	1.5~2.0	174	9	36	31	23
	天津汉沽	11.9	1.5~2.4	80	17	85	46	60
	深圳布吉	22.0	1.5	343 ^①	2.8	55	44	47

① 有强化措施。

(2) 设计步骤

① 兼性塘 BOD₅ 表面负荷选择 根据所在地区气温条件，按照表 3-3 规定选择。

② 占地面积确定

$$A = \frac{10QC_0}{L_0} \quad (3-9)$$

式中， A 为兼性塘占地面积，m²； Q 为进水流量，m³/d； C_0 为兼性塘进水 BOD₅ 浓度，mg/L； L_0 为 BOD₅ 表面负荷，kg/(hm²·d)。

③ 兼性塘容积计算 按照表 3-3 规定选择有效水深。

$$V = AH \quad (3-10)$$

式中， V 为兼性塘容积，m³； H 为兼性塘有效水深，m。

④ 水力停留时间计算及校核

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3-11)$$

式中， t 为水力停留时间，d。

将计算出的 t 和表 3-3 中规定的数值范围对照，如果 t 超出表中规定范围，则应视具体情况重新选择塘的有效水深并重复步骤③、④，直至 t 在表 3-3 规定的范围内为止。

如果在表 3-3 规定的有效水深范围内，不能使 t 达到规定范围，则应重新调整所选择的 BOD₅ 表面负荷和有效水深并重复步骤①~④，直至 t 达到表 3-3 规定的范围为止。

如果在表 3-3 规定的 BOD₅ 表面负荷和有效水深范围内，均不能使 t 达到规定的要求，则应考虑增加兼性塘前厌氧塘的面积（ t 超过表 3-3 规定的最大值时）或兼性塘后好氧塘的面积（ t 小于表 3-3 规定的最小值时）。

⑤ 单塘面积、塘数及长宽比的确定 兼性塘的单塘面积一般不超过 4hm^2 。长宽比一般为 $3:1\sim 4:1$ 。

小型塘系统中可采用单级兼性塘；塘系统较大时，一般采用有利于水质改善的三级或多级串联的方式；当塘系统很大时亦可采用串、并联并举的方式，使几个相同的串联塘并联运行。

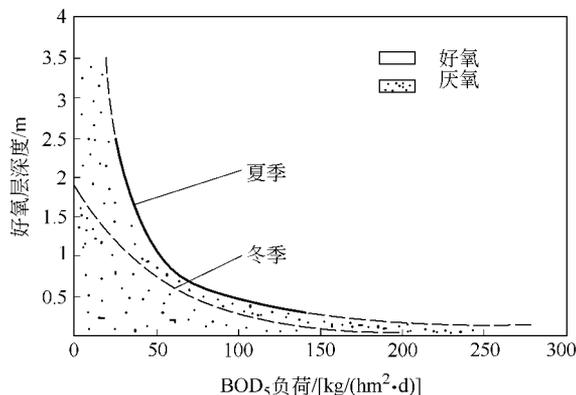


图 3-1 好氧层深度与 BOD_5 表面负荷的关系

串联塘中第一个塘通常采用较高的负荷设计 [如 $40\sim 70\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$]，以不出现全塘厌氧状态为宜（至少有 20cm 的好氧层），其面积一般为串联兼性塘系统的 $30\%\sim 60\%$ 。

⑥ 兼性塘中好氧层深度的确定 兼性塘中好氧层深度与 BOD_5 表面负荷的关系如图 3-1 所示，查图可得好氧层深度。

3.2.1.2 其他设计方法

关于兼性塘的设计公式，国内外已总结出不下几十个，较为著名的是 Gloyna 公式、McGarry-Pescod 公式、Marais-Shaw 公式、完全混合流公式、推流公式和 Wehner-Wilhelm 任意流公式。

(1) Gloyna 公式

$$V = 3.5 \times 10^{-5} Q L_a \theta^{(35-T)} f f' \quad (3-12)$$

式中， V 为兼性塘容积， m^3 ； Q 为进水流量， m^3/d ； L_a 为进水完全生化需氧量 BOD_U 或 COD_{Cr} ， mg/L ； θ 为温度系数， 1.085 ； T 为水温， $^{\circ}\text{C}$ ； f 为藻类毒性系数，生活污水为 1.0 ； f' 为硫化物需氧量，生活污水为 1.0 。

(2) McGarry-Pescod 公式

$$L_r = 9.23 + 0.725 L_0 \quad (3-13)$$

式中， L_r 为 BOD_5 表面去除负荷， $\text{lb}^{\text{①}}/(\text{英亩}^{\text{②}} \cdot \text{d})$ ； L_0 为 BOD_5 表面负荷， $\text{lb}/(\text{英亩} \cdot \text{d})$ 。

(3) Marais-Shaw 公式

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{(1 + K_c t_n)^n} \quad (3-14)$$

式中， C_e 为出水 BOD_5 浓度， mg/L ； C_0 为进水 BOD_5 浓度， mg/L ； K_c 为完全混合一级反应速率常数， d^{-1} ； t_n 为在第 n 塘的水力停留时间， d ； n 为串联塘系统中塘的序号。

$$C_{e \max} = \frac{700}{0.18H + 8} \quad (3-15)$$

式中， $C_{e \max}$ 为与好氧条件一致的塘的最大出水 BOD_5 浓度， mg/L ； H 为兼性塘有效水深， m 。

(4) 完全混合流公式

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{1}{1 + K_c' t} \quad (3-16)$$

式中， K_c' 为完全混合一级反应速率常数， d^{-1} 。

(5) 推流公式

① $1\text{lb}=0.4536\text{kg}$ ，下同。

② $1\text{英亩}=4046.86\text{m}^2$ ，下同。

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{-K_p t} \quad (3-17)$$

式中, K_p 为推流一级反应速率常数, d^{-1} 。

(6) Wehner-Wilhelm 任意流公式

$$\frac{C_e}{C_0} = \frac{4ae^{\frac{1}{2a}}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2a}} - (1-a)^2 e^{-\frac{a}{2a}}} \quad (3-18)$$

$$a = \sqrt{1+4ktd}$$

式中, d 为无量纲扩散数; k 为一级 BOD₅ 去除系数, d^{-1} 。

国外的研究和实践及国内“七五”、“八五”期间的研究和验算结果表明如下结论。

① Gloyna 公式过于保守, 且采用的有效水深 (1m) 不适合我国国情。

② 尽管国内也已总结出不少与 McGarry-Pescod 公式类似的关系式, 但因这类公式置信区间过大, 不适用于兼性塘负荷范围内的设计。

③ Marais-Shaw 公式基于炎热地区的条件, 未虑及冰封、淤积等情况, 不适用于寒冷地区。

④ 完全混合流公式和推流公式实际是 Wehner-Wilhelm 任意流公式的两个极端。虽然在参数选择适当的情况下, 推流公式和 Wehner-Wilhelm 公式可能设计出运行良好的兼性塘, 但由于水质、水温、太阳辐射强度、菌藻浓度、塘投产时间、底泥量、塘形状、死角、密度差、进出水口布置及塘串联级数等客观因素的影响和限制, 推流公式中的 BOD₅ 降解系数和 Wehner-Wilhelm 公式中的 BOD₅ 降解系数及无量纲扩散数的合理选择是十分困难的。

因此, 在实际设计过程中, 最实用、简便和可靠的仍是有机负荷法。

3.2.2 其他规定

(1) 在表 3-3 规定的有效水深基础上, 兼性塘的设计还应考虑附加储泥层深度以及适应流量变化和风浪冲击的保护高度。对串联兼性塘系统中的前级塘, 储泥层深度应预留 0.5m, 一般情况下这一深度可储泥 5a 以上; 对后级塘, 储泥层深度应预留 0.2m, 一般这一深度可储泥 10a 以上。保护高度通常为 0.5~1.0m。

(2) 北方地区在进行兼性塘深度设计时, 除上述因素外, 还应考虑冬季冰盖厚度。冰盖厚度由地区气温决定, 一般为 0.2~0.6m。

3.3 好氧塘

好氧塘适于处理 BOD₅ 小于 100mg/L 的污水, 通常与其他塘 (特别是兼性塘) 串联组成塘系统, 在部分气温适宜的地区也可以自成系统。其功能和设计目标是使塘出水水质至少达到常规二级处理水平。

3.3.1 有机负荷法

(1) 设计参数 好氧塘的主要工艺设计参数亦为 BOD₅ 表面负荷和水力停留时间, 二者以水深为条件相互校核。我国不同地区城市污水好氧塘工艺设计参数见表 3-5。我国部分城市污水稳定塘工程中好氧塘运行参数和结果见表 3-6。

表 3-5 我国不同地区城市污水好氧塘工艺设计参数

BOD ₅ 表面负荷/[kg/(hm ² ·d)]			水力停留时间/d			塘深/m	处理效率/%
I 区	II 区	III 区	I 区	II 区	III 区		
10~20	15~25	20~30	20~30	10~20	3~10	0.5~1.5	60~80

注: I 区为平均气温 < 8℃ 的地区; II 区为平均气温 8~16℃ 的地区; III 区为平均气温 > 16℃ 的地区。

表 3-6 我国部分城市污水稳定塘工程中好氧塘运行参数和结果

塘规模	塘址	年均气温/℃	水深/m	BOD ₅ 表面负荷 /[kg/(hm ² ·d)]	水力停留 时间/d	去除率/%		
						BOD ₅	COD _{Cr}	SS
中试塘	河北沧州	12.5	0.67	36	10.55	41	12	5
	四川彭山	17.2	0.93	49	11.0	57	32	—
生产性塘	齐齐哈尔	2.9	3.25	100	68	19	23	42
	黑龙江安达	3.2	0.9	4	104	62	47	47

(2) 设计步骤

① BOD₅ 表面负荷选择 根据所在地区气温条件, 按照表 3-5 规定选择。

② 好氧塘占地面积确定

$$A = \frac{10QC_0}{L_0} \quad (3-19)$$

式中, A 为好氧塘占地面积, m²; Q 为进水流量, m³/d; C_0 为进水 BOD₅ 浓度, mg/L; L_0 为进水 BOD₅ 表面负荷, kg/(hm²·d)。

③ 好氧塘容积计算 塘有效水深根据表 3-5 规定范围及图 3-1 查得。

$$V = AH \quad (3-20)$$

式中, V 为好氧塘容积, m³; H 为好氧塘有效水深, m。

④ 水力停留时间计算及校核

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3-21)$$

式中, t 为水力停留时间, d。

对照计算出的 t 和表 3-5 中规定的范围, 如果 t 超出表中规定范围, 则应视具体情况重新选择有效水深并重复步骤③、④, 直至 t 满足表 3-5 要求为止。

如果在表 3-5 规定的有效水深范围内, 不能使 t 达到规定范围, 则应重新调整所选择的 BOD₅ 表面负荷和有效水深并重复步骤①~④, 直至 t 满足要求为止。

⑤ 单塘面积、长宽比、边坡及塘数的确定 好氧塘单塘面积一般不超过 4hm², 长宽比一般为 3:1~4:1, 内边坡为 2:1~3:1, 外边坡为 4:1~5:1。塘数不应少于 2 个, 串并联皆可。

3.3.2 其他设计方法

(1) Oswald 公式

$$\frac{H}{t} = \frac{0.028FS}{(BOD_u)_r} \quad (3-22)$$

$$S = (0.00328E + 1)[S_{\min} + P(S_{\max} - S_{\min})]$$

式中, F 为氧转换系数, 1.5~1.6; $(BOD_u)_r$ 为去除的完全 BOD 量, mg/L; S 为设计阳光辐射值, cal^①/(cm²·d); E 为塘址海拔高度, m; P 为日照率, 可查表 (表略); S_{\min} 为最小阳光辐射值, cal/(cm²·d); S_{\max} 为最大阳光辐射值, cal/(cm²·d)。

该公式是基于对好氧塘的传统认识, 忽略大气复氧量, 假设有机物降解所需氧量与藻类光合产氧量相等来进行好氧塘设计的。

按照我国“八五”期间的研究结果, 在无除藻措施的好氧塘中, 由藻类供氧去除的有机物仅占有机物去除总量的 1/10 左右, 可见其比例是很小的, 因此, 用 Oswald 公式进行无

① 1cal=4.18J, 下同。

除藻措施好氧塘的设计缺乏合理的依据。

(2) Wehner-Wilhelm 任意流公式 与式 (3-18) 相同。由于和兼性塘设计采用此公式时所产生的问题相同, 此公式也不便用于好氧塘设计。

因此, 有机负荷法也是好氧塘设计时最简便、实用和可靠的方法。

3.4 曝气塘

曝气塘是设有曝气充氧设备的好氧塘或兼性塘, 适用于土地面积有限, 不足以建成完全以自然净化为特征的塘系统的场合, 其设计目标在于使出水达到常规二级处理水平。

3.4.1 设计方法

3.4.1.1 有机负荷法

(1) 设计参数 曝气塘的主要工艺参数为 BOD_5 表面负荷、水力停留时间和曝气比功率, 前二者以水深为条件相互校核, 比功率则是决定曝气塘中混合程度和能耗的设计参数。我国 1994 年发布实施的《污水稳定塘设计规范》规定了我国不同地区不同类型城市污水曝气塘的设计参数 (表 3-7)。

表 3-7 我国不同地区不同类型城市污水曝气塘的设计参数

塘 型	BOD_5 表面负荷/[kg/($hm^2 \cdot d$)]			水力停留时间/d	塘深 /m	处理效率 /%	比功率 /(W/m^3)
	I 区	II 区	III 区				
部分混合型	50~100	100~200	200~300	2~5	3~5	60~80	1~2
完全混合型	100~200	200~300	200~400	1~3	3~5	70~90	5~6

注: I 区为平均气温 $<8^{\circ}C$ 的地区; II 区为平均气温 $8\sim 16^{\circ}C$ 的地区; III 区为平均气温 $>16^{\circ}C$ 的地区。

我国目前尚无经过科学设计并常年成功运行的曝气塘范例。但“八五”期间的研究结果表明, 在当前国情条件下, 采用曝气塘方案处理污水, 水力停留时间和比功率的选择皆有一定的范围限制。超过这一限制, 曝气塘的能耗便会超过常规二级处理厂的能耗, 从而使曝气塘方案失去竞争力。表 3-8 列出了这个范围的临界值。美国部分混合曝气塘设计参数见表 3-9。

表 3-8 我国不同处理规模条件下曝气塘设计所采用的临界水力停留时间和比功率

临界比功率 /(W/m^3)	临界水力停留时间/d					
	$>100000m^3/d$	50000~100000 m^3/d	20000~50000 m^3/d	6000~20000 m^3/d	1000~6000 m^3/d	$<1000m^3/d$
0.50	30~40	36~50	40~60	50~70	60~80	80~100
1.0	15~20	18~25	20~30	25~35	30~40	40~50
2.0	7.5~10	9.0~12.5	10~15	12.5~17.5	15~20	20~25
3.0	5.0~6.7	6.0~8.3	6.7~10	8.3~11.7	10~13.3	13.3~16.7
4.0	3.8~5.0	4.5~6.3	5.0~7.5	6.3~8.8	7.5~10.0	10.0~12.5
5.0	3.0~4.0	3.6~5.0	4~6	5~7	6~8	8~10

表 3-9 美国部分混合曝气塘设计参数

BOD_5 表面负荷 /[kg/($hm^2 \cdot d$)]	水力停留时间 /d	深度 /m	塘数 /个	单塘面积 hm^2
34~112	7~20	2.4~3.0	>3.0	0.8~4

(2) 设计步骤

① BOD₅ 表面负荷选择 根据所在地气温条件, 按照表 3-7 规定选择。

② 曝气塘面积确定

$$A = \frac{10QC_0}{L_0} \quad (3-23)$$

式中, A 为曝气塘占地面积, m^2 ; Q 为进水流量, m^3/d ; C_0 为曝气塘进水 BOD₅ 浓度, mg/L ; L_0 为曝气塘进水 BOD₅ 表面负荷, $kg/(hm^2 \cdot d)$ 。

③ 曝气塘数确定 曝气塘单塘面积不大于 $4hm^2$ 。曝气塘通常设计成多塘串联系统。多数运行实例证明, 等容串联塘的处理效率优于非等容串联塘。

$$n = \frac{A}{40000} \quad (3-24)$$

式中, n 为曝气塘数 (取整数), 个。

④ 塘容积 按照 $1:1 \sim 4:1$ 的长宽比选择长和宽, 使单塘面积为 A/n 。深度按表 3-7 规定选择。边坡可选 $2:1 \sim 3:1$ 。

$$V = n \left[LbH - 2S(L+b)H^2 + \frac{4}{3}S^2H^3 \right] \quad (3-25)$$

式中, V 为曝气塘总容积, m^3 ; L 为单塘水面长度, m ; b 为单塘水面宽度, m ; H 为有效水深, m , 不包括 $0.3 \sim 0.5m$ 污泥层; S 为塘内边坡。

⑤ 水力停留时间计算及校核

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3-26)$$

式中, t 为曝气塘水力停留时间, d 。

将式 (3-26) 的计算值与表 3-7 中规定值相对照, 不能满足要求时重新选择 BOD₅ 表面负荷直至计算出的 t 值满足表 3-7 规定为止。

⑥ 曝气量计算

$$Q_S = \frac{1.5QC_0}{24000\alpha \left(\frac{C_{sw} - C_L}{C_S} \right) 1.025^{T-20}} \quad (3-27)$$

$$C_{sw} = \beta C_{ss}\rho$$

式中, Q_S 为标准条件 ($20^\circ C$, $101.325kPa$) 下清水中氧平衡转移速率, kg/h ; α 为污水与清水中氧转移率之比, 生活污水为 0.9 ; C_S 为标准条件下清水中氧的饱和浓度值, mg/L , 可取 $9.17mg/L$; C_L 为污水中保持的溶解氧浓度, mg/L , 一般为 $2mg/L$; C_{sw} 为污水中氧的饱和浓度, mg/L ; C_{ss} 为温度为 $T(^\circ C)$ 时清水中饱和溶解氧浓度, mg/L ; β 为污水与清水中氧的饱和浓度值之比, 生活污水为 0.9 ; ρ 为塘址所在地与海洋表面大气压之比; T 为夏季塘水温度, $^\circ C$ 。

⑦ 动力消耗计算 对部分混合曝气塘如下。

$$N = \frac{Q_S}{\eta E_P} \quad (3-28)$$

式中, N 为总动力消耗, kW ; η 为曝气设备效率, %, 可取 90% ; E_P 为曝气设备充氧动力效率, 即标准状况下曝气设备消耗 $1kW \cdot h$ 的电向清水中充入的氧量, $kg/(kW \cdot h)$ 。

对完全混合曝气塘, N 取式 (3-28) 计算值和保持水中固体完全悬浮所消耗动力 $\frac{6V}{1000\eta}$ 中的较大值 (V 为曝气塘总容积, m^3)。

3.4.1.2 其他设计方法

(1) 完全混合曝气塘设计公式

$$\frac{C_n}{C_0} = \frac{1}{\left(1 + \frac{K_C t}{n}\right)^n} \quad (3-29)$$

式中, C_n 为第 n 级塘的出水 BOD_5 浓度, mg/L ; K_C 为完全混合一级反应速率常数, d^{-1} , 设 $20^\circ C$ 时, n 级塘中 K_C 均为 $2.5d^{-1}$; t 为塘系统总水力停留时间, d ; n 为等容串联的塘级数。

$$K_{CT} = 2.5 \times 1.085^{T-20} \quad (3-30)$$

式中, K_{CT} 为塘水温度为 T 时, 完全混合一级反应速率常数, d^{-1} 。

此公式为美国进行曝气塘设计的常用公式。

$$\frac{C_n}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + K_{C_1} t_1}\right) \times \left(\frac{1}{1 + K_{C_2} t_2}\right) \times \dots \times \left(\frac{1}{1 + K_{C_n} t_n}\right) \quad (3-31)$$

式中, K_{C_n} 为非等容串联的第 n 级曝气塘的完全混合一级反应速率常数, d^{-1} ; t_n 为非等容串联的第 n 级曝气塘水力停留时间, d 。

(2) 部分混合曝气塘设计公式 与式 (3-29) 和式 (3-31) 类似, 仅反应速率常数不同。美国《十州设计标准》推荐这一常数在 $20^\circ C$ 时为 $0.276d^{-1}$, $1^\circ C$ 时为 $0.138d^{-1}$; 博利尔 (Boulier) 和艾奇逊 (Atchison) 建议 $20^\circ C$ 时为 $0.2 \sim 0.3d^{-1}$, $0.5^\circ C$ 时为 $0.1 \sim 0.15d^{-1}$ 。

(3) 设计步骤

- ① 塘型选择 确定采用完全混合曝气塘或部分混合曝气塘。
- ② 等容串联塘数选择 一般至少为 3 个。
- ③ 冬季塘中水温设定
- ④ 水力停留时间计算 按照式 (3-29), 根据选择的塘型, 采用适当的一级反应速率常数, 可计算出等容串联曝气塘的水力停留时间。
- ⑤ 塘容积计算

$$V = \frac{Qt}{n} \quad (3-32)$$

式中, V 为每个等容串联的曝气塘的容积, m^3 ; Q 为曝气塘处理流量, m^3/d 。

⑥ 单塘面积计算 按 $1:1 \sim 4:1$ 选定长宽比, 按 $2:1 \sim 3:1$ 选定塘坡度, 再选定一定的有效水深, 通过解下列方程确定单塘长、宽和面积。

$$V = LbH - 2S(L+b)H^2 + \frac{4}{3}S^2H^3 \quad (3-33)$$

式中, L 为曝气塘单塘水面长度, m ; b 为曝气塘单塘水面宽度, m ; H 为曝气塘有效水深, m , 不包括 $0.3 \sim 0.5m$ 污泥层; S 为曝气塘坡度。

$$A = Lb \quad (3-34)$$

式中, A 为曝气塘单塘面积, m^2 。

若曝气塘单塘面积超过 $4hm^2$, 则重新选择长、宽、深度和坡度, 使单塘面积小于 $4hm^2$, 若长、宽、深度和坡度的调整不能达到上述目的, 则重新选择串联塘个数并重复步骤 ②~⑥, 直至单塘面积在 $4hm^2$ 以内为止。

⑦ 塘水温度计算及校核

$$T_d = \frac{AfT_a + QT_i}{Af + Q} \quad (3-35)$$

式中, T_a 为塘址所在地冬季气温, °C; T_i 为冬季进水温度, °C; f 为热损失系数, 美国东部取 0.5; T_d 为冬季塘水温度, °C。

如果式 (3-35) 的计算值与步骤②中设定温度相差误差超过 5%, 则应重新设定冬季塘水温度, 重复步骤②~⑦, 至计算水温与设定水温误差小于 5% 为止。

⑧ 曝气量计算 完全混合曝气塘的曝气量计算可采用式 (3-27), 夏季水温可根据夏季进水温度和气温采用式 (3-35) 计算。部分混合曝气塘的曝气量计算可采用式 (3-36)。

$$Q_{Si} = \frac{1.5Q(C_{i-1} - C_i)}{24000\alpha \left(\frac{C_{sw} - C_L}{C_S} \right) \times 1.025^{T-20}} \quad (3-36)$$

式中, Q_{Si} 为部分混合曝气塘第 i 级塘中曝气量, kg/h; C_{i-1} 为等容串联的部分混合曝气塘中第 i 级塘进水 BOD_5 浓度, mg/L; C_i 为等容串联的部分混合曝气塘中第 i 级塘出水 BOD_5 浓度, mg/L。

⑨ 动力消耗计算 完全混合曝气塘的总动力消耗可采用与有机负荷法相同的方法和公式计算。部分混合曝气塘中各塘动力消耗可采用式 (3-40) 计算。

$$N_i = \frac{Q_{Si}}{\eta E_P} \quad (3-37)$$

式中, N_i 为等容串联的部分混合曝气塘第 i 级塘中的动力消耗, kW。

3.4.2 设计方法评价

采用上述有机负荷法进行实际设计时发现, 无论如何调整, 根据规范规定的 BOD_5 表面负荷和有效水深计算出的水力停留时间总是远远超出规范规定的范围, 反之, 根据规范规定的水力停留时间和有效水深计算出的 BOD_5 表面负荷也总是大大高于规范的规定值。因此, 有必要在进一步研究的基础上对设计规范的有关参数做适当调整。

采用其他设计公式时, 存在反应速率常数因种种因素影响难以准确确定等问题。

此外, 以上设计方法对部分混合曝气塘的设计实际上都只考虑了一种情况 (即动力消耗正好满足供氧要求的情况), 局限性较大。同时由于没有考虑比功率与水力停留时间之间存在的有机联系, 以及塘有效水深对曝气设备充氧能力和能量消耗的影响, 上述公式在设计应用过程中必然存在较多的不合理性和产生较大的误差。

针对以上公式中存在的缺陷, 我国在“八五”期间进行了进一步的研究, 提出了适合我国国情的曝气塘的新型设计思路和设计方法, 详见下篇第 7.1 节。

3.5 深度处理塘

深度处理塘通常置于常规二级处理或相当于常规二级处理的工艺之后, 接纳 $BOD_5 \leq 30\text{mg/L}$, $COD_{Cr} \leq 120\text{mg/L}$, $SS \leq 30 \sim 60\text{mg/L}$ 的污水并将其进一步净化, 使 BOD_5 、 COD_{Cr} 、细菌和病毒、藻类或氮磷指标满足接纳水体或回用要求。其设计目标因接纳水体功能或回用要求不同而各异。

深度处理塘多采用好氧塘或曝气塘, 少数也采用兼性塘。

3.5.1 有机负荷法

此方法用于以进一步降解 BOD_5 和 COD_{Cr} 为设计目标的深度处理塘的设计。

(1) 设计参数 旨在进一步去除 BOD_5 的深度处理塘的主要工艺参数为 BOD_5 表面负荷和水力停留时间, 二者以水深为条件相互校核。我国城市污水深度处理塘的设计参数见表 3-10。

(2) 设计步骤 根据表 3-10 的要求选择 BOD_5 表面负荷和塘有效水深并参考好氧塘或兼性塘的有关设计步骤进行。

表 3-10 我国城市污水深度处理塘的设计参数

塘 型	BOD ₅ 表面负荷/[kg/(hm ² ·d)]	水力停留时间/d	深度/m	BOD ₅ 去除率/%
好氧塘	≤10	5~15	0.6~0.9	40~60
兼性塘	100~150	3~8	1.2~2.5	40

3.5.2 公式法

此方法用于设计旨在去除细菌的深度处理塘。

(1) 公式

① 连续流推流塘

$$\frac{N_e}{N_0} = 10^{K_c t} \quad (3-38)$$

式中, N_e 为水力停留时间为 t 时的出水细菌数; N_0 为进水细菌数; t 为水力停留时间, d; K_c 为细菌死亡速率常数, d⁻¹, 25℃时约为 0.1d⁻¹。

② 串联的完全混合型深度处理塘

$$\frac{N_n}{N_0} = \frac{1}{(1+K_T t_1) \times (1+K_T t_2) \times \cdots \times (1+K_T t_n)} \quad (3-39)$$

式中, N_n 为第 n 个塘出水中细菌数; N_0 为第 1 个塘进水中细菌数; t_1 为第 1 个塘水力停留时间, d; t_2 为第 2 个塘水力停留时间, d; t_n 为第 n 个塘水力停留时间, d; n 为串联塘个数; K_T 为 T 温度时细菌死亡速率常数, d⁻¹, 南非条件下, K_T 为 0.8~3.0d⁻¹, 平均为 2.0d⁻¹。

$$K_T = 2.6 \times (1.19)^{T-20} \quad (3-40)$$

上式适于 5~21℃的水温范围。

(2) 设计步骤

① 确定采用塘型 确定采用推流型塘或串联完全混合型塘, 若选后者, 则还需确定串联塘的数量。

② 细菌死亡速率常数计算 根据塘水温度, 按式 (3-40) 计算。

③ 水力停留时间计算 按式 (3-38) 或式 (3-39) 计算。

3.5.3 除氮、磷塘的设计

BOD₅ 表面负荷为 60~236kg/(hm²·d), 水力停留时间为 1.8~3.3d 时, 无除氮能力, 磷去除率 15%~20%。BOD₅ 表面负荷小于 20kg/(hm²·d) 或水力留时间不短于 12d 时, NH₄⁺-N 去除率可达 65%~70%。BOD₅ 表面负荷为 13kg/(hm²·d), 水力停留时间为 12d 时, 磷酸盐去除率可按 60%设计。

3.6 控制出水塘

控制出水塘适用于有大量廉价可利用土地, 但结冰期长的寒冷地区, 或需季节性利用塘出水的缺水地区以及因受纳水体的条件限制不能连续排放的地区, 其功能是在非排放期储存污水, 在排放期排出水质合格的出水。因此, 控制出水塘的设计必须保证这两个功能的实现。

3.6.1 设计方法

3.6.1.1 有机负荷法

(1) 设计参数 控制出水塘的主要工艺设计参数为 BOD₅ 表面负荷和水力停留时间, 二者以水深为条件相互校核。

美国中部和北部，控制出水塘采用如下设计标准：①总有机负荷 BOD_5 ， $22 \sim 28 \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ ；②水深，第一塘不超过 1.8m ，后面的塘不超过 2.4m ；③水力停留时间， 0.6m 水深以上的停留时间至少为 6 个月且不少于冰封期；④塘数，大于 3 个且彼此间可串联或并联运行。

美国十州标准中控制出水塘有机负荷为 $17 \sim 39 \text{kg} BOD_5 / (\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。

(2) 设计步骤 通常，控制出水塘可按兼性塘有机负荷的低限值设计。因此，设计步骤可参见下篇第 3.2 节。

3.6.1.2 其他设计方法

(1) 公式

$$C_e = C_0 e^{K_{PT}t} \quad (3-41)$$

$$K_{PT} = 0.028\theta^{T-20}$$

式中， C_e 为储存期结束，排放开始时出水 BOD_5 浓度， mg/L ； C_0 为进水平均 BOD_5 浓度， mg/L ； K_{PT} 为水温为 T 时 BOD_5 一级反应速率常数， d^{-1} ； t 为储存时间， d ； T 为储存期内水温， $^{\circ}\text{C}$ ； θ 为温度系数， $\theta = 1.02 \sim 1.04$ 。

储存期内水温变化较大时，宜采用分段的方法计算不同储存时段内的水温、 K_{PT} 和时段结束时塘水的 BOD_5 值，如式 (3-42)。

$$C_{ei} = C_{e(i-1)} e^{K_{PT_i} t_{si}} \quad (3-42)$$

$$K_{PT_i} = 0.028\theta^{T_i-20} \quad (3-43)$$

式中， C_{ei} 为第 i 个储存时段结束时塘水 BOD_5 值， mg/L ； $C_{e(i-1)}$ 为第 i 个储存时段开始时塘水 BOD_5 值， mg/L ，第 0 个储存时段 $C_{e0} = C_0$ ； K_{PT_i} 为第 i 个储存时段内的 BOD_5 一级反应速率常数， d^{-1} ； T_i 为第 i 个储存时段内水层平均温度， $^{\circ}\text{C}$ ； t_{si} 为第 i 个储存时段储存时间， d 。

对有冰封期的寒冷地区，进行冰融前塘水中 BOD_5 值计算时，应考虑冰层的存在对储存时间的影响，对储存时间进行校正。

$$t'_s = t_{sc} - \frac{h_c}{H} t \quad (3-44)$$

式中， t'_s 为冰封期内塘水储存时间校正值， d ； t_{sc} 为冰封期内塘水储存时间， d ，等于冰封时间； h_c 为冰冻深度， m ； t 为末级塘冬季水力停留时间（含冰层）， d ； H 为末级塘冬季有效水深（含冰层）， m 。

冰融后混合水 BOD_5 浓度值为

$$C'_e = C_{e0} + \frac{(C_0 - C_{e0})h_c A}{V} \quad (3-45)$$

式中， C'_e 为冰融后混合水 BOD_5 浓度值， mg/L ； C_{e0} 为冰融前塘水 BOD_5 浓度值， mg/L ； A 为末级塘表面积， m^2 ； V 为末级塘容积， m^3 。

控制出水塘单塘设计数据见表 3-11。公式法以表中数据为参考设计，以排放期出水达标为标准校核，塘中水流流态假设为推流。

表 3-11 控制出水塘单塘设计数据

塘 型	BOD_5 表面负荷 / $[\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})]$	水力停留时间 / d	有效水深 / m	塘数 / 个	BOD_5 去除率 ^② / $\%$
厌氧塘 ^①	60~150	50~120	3.5~8.0	1~2	30~60
兼性塘 ^①	10~80	30~60	2.5~3.0	1~3	20~40

①夏季运行方式；②冬季 BOD_5 去除率。

(2) 设计步骤

① 储存时间选择 根据接纳水体条件或出水利用要求选择。在有冰封期的寒冷地区, 可以冰封期作为储存时间的初选值; 在无冰封期的地区可参考表 3-11 中的推荐数据选择。

② 排放期开始时塘出水 BOD_5 浓度计算和校核 首先, 将储存期按温度变化情况划分为几个时段并计算各时段平均水温, 再根据式 (3-43) 计算各时段 BOD_5 一级反应速率常数 K_{PT} , 根据式 (3-42) 计算各时段始末塘水 BOD_5 浓度值, 最终得到排放期开始 (即储存期末) 塘出水 BOD_5 浓度。

如果计算得到的排放期开始时塘出水 BOD_5 浓度大于 30mg/L 或大于接纳水体容许的浓度, 则应重新选择储存时间并重复步骤①、②, 直到计算得到的排放期开始时塘出水 BOD_5 值达到要求为止。

③ 塘数选择 控制出水塘一般不宜少于 2 座, 既可并联又可串联。通常对有冰封期的地区采用冬并夏串的方式。

④ 单塘占地面积计算 假设选择的几个塘表面积相等, 参考表 3-11 数据选择各塘有效水深, 按式 (3-46) 计算单塘面积。

$$A = \frac{Qt_s}{\sum H_j + (\bar{v}_e - \bar{v}_p)t_s \times 10^{-3}} \quad (3-46)$$

式中, A 为控制出水塘单塘占地面积, m^2 ; Q 为平均污水流量, m^3/d ; $\sum H_j$ 为储存期间各塘有效水深之和, m ; \bar{v}_e 为储存期间平均蒸发率, mm/d ; \bar{v}_p 为储存期间平均降水率, mm/d ; t_s 为储存时间, d 。

⑤ 单塘容积计算

$$V_j = AH_j \quad (3-47)$$

式中, V_j 为第 j 个塘容积, m^3 ; H_j 为第 j 个塘有效水深, m 。

⑥ 长宽计算 按长宽比大于 2, 采用式 (3-48) 和式 (3-49) 计算长和宽。

$$L = \sqrt{RA} \quad (3-48)$$

$$b = \sqrt{\frac{A}{R}} \quad (3-49)$$

式中, L 为单塘表面长度, m ; b 为单塘表面宽度, m ; R 为长宽比。

⑦ 排放期水力停留时间计算 选择各塘夏季运行水深。

$$t_p = \frac{1}{Q} \sum \left[LbH_{pj} - S(L+b)H_{pj}^2 + \frac{4}{3}S^2H_{pj}^3 \right] \quad (3-50)$$

式中, t_p 为排放期内污水水力停留时间, d ; H_{pj} 为排放期内第 j 个塘的有效水深, m ; S 为塘内坡水平与垂直比, 可选 3:1。

⑧ 排放期出水水质计算及校核 以排放期内最低水温, 按式 (3-41) 计算排放期内最小 BOD_5 一级反应速率常数 K_{PT} , 再根据 K_{PT} 和步骤⑦计算结果计算排放期出水 BOD_5 浓度。如果得到的 BOD_5 浓度大于 30mg/L 或接纳水体要求的浓度, 则应重新选择排放期各塘的有效水深并重复步骤⑦、⑧, 直到计算得到的排放期出水 BOD_5 浓度达到要求为止。

对有冰封期的寒冷地区, 由于必须考虑结冰对储存时间和塘水水质的影响, 在设计时应先按步骤①→③→④→⑤→⑥的顺序进行, 以便在各塘面积、有效水深、容积、水力停留时间和冰层厚度都已知的前提下, 按式 (3-44) 对污水在冬季的储存时间进行校正, 按式 (3-41) 和式 (3-45) 对冰融前后末级塘水 BOD_5 浓度进行计算。一般来说, 冰融后塘水水质不能达标。因此, 设计上应适当增加污水的储存时间。这一目的可以通过适当加大各塘有效水深的方法来达到。至此, 再按步骤②→⑤→⑦→⑧的顺序进行, 完成设计。

如果土地面积有限, 不能在自然状态下保证控制出水塘功能的实现, 则应考虑增加曝气

强化措施。

由于缺乏足够的资料对控制出水塘的规律进行深入的研究和对其设计公式进行验证，以上两种设计公式的优劣暂时还难以评价，但公式法中 BOD_5 一级反应速率常数的准确性在此仍是一个较大的难题，控制出水塘中的降解反应是否可近似为一级也值得讨论。

3.6.2 其他规定

- (1) 在寒冷地区的冬季，控制出水塘的有效水深一般应大于冰层深度 1m。
- (2) 最低水位不低于 0.5m（含污泥层）。
- (3) 进出水口皆应在冰层以下，最低水位以上。
- (4) 单塘面积不局限在 4hm^2 。

3.7 储留塘

储留塘（又称完全储留塘）适用于地价低廉、蒸发速率高、年蒸发量与年降水量之差大于 770mm 的地区。该塘不考虑微生物对污水中污染物的降解作用，只顾及湿度的亏缺造成的水的蒸发作用。因此，其设计目标是使塘中储留的污水量与污水年进水量、年蒸发量和年降水量相平衡。储留塘在我国应用极少，在此只做简单介绍。

4 塘体及附属设施

4.1 塘体设计

4.1.1 塘的几何形状

塘的平面几何形状一般为矩形，也可采用圆形或方形。当采用矩形时，应根据水力特性和内衬表面积等因素进行综合技术经济分析来确定长宽比，一般不宜大于 3:1~4:1。若过于狭长，则会由于水流与塘的接触面积增大使得塘内死区体积增加，且易形成股流，从而造成平均停留时间下降和处理效率降低。利用旧河道和坑洼淀塘修建稳定塘时应尽量利用原有地形，适当调整长宽比，但此时应考虑使内壁总面积尽可能小，以减少衬砌，降低造价。当水力条件不利时，可设置导流墙。

4.1.2 堤坝设计

堤坝宜采用不易透水的材料建筑。当具有足够数量的黏性土或壤土时，应优先考虑均质土堤，否则应做成斜墙或心墙土堤。此外，当塘深较大、地价较高时，也可做经济比较，选用石堤或钢筋混凝土堤，也可以是地下或半地下式。稳定塘堤坝断面形式如图 4-1 所示。

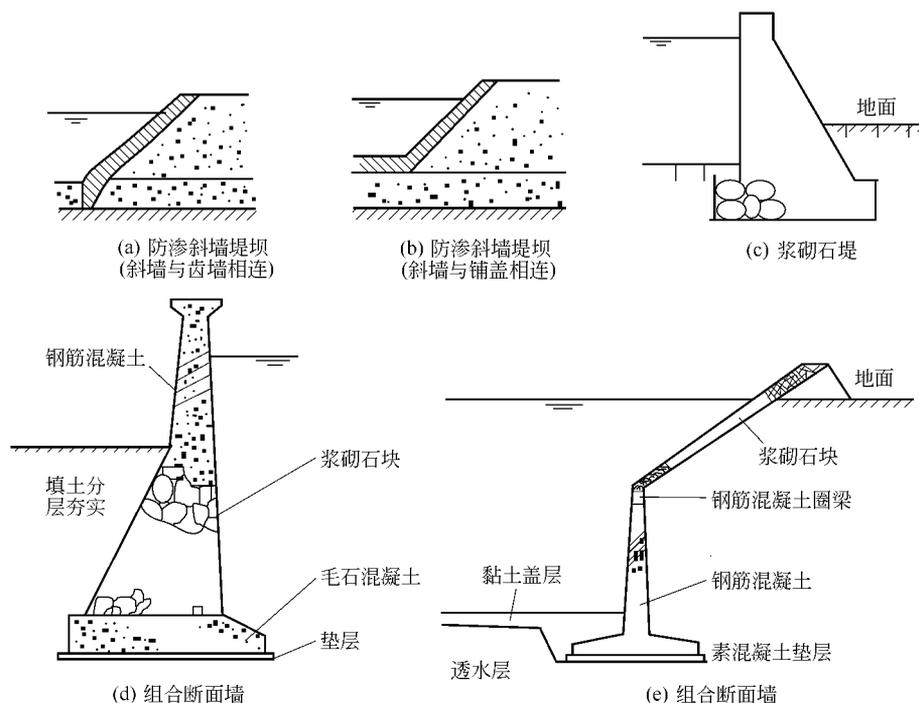


图 4-1 稳定塘堤坝断面形式

(1) 结构断面 堤坝结构应按相应的永久性水工建筑物标准设计，满足表 4-1 的要求。

(2) 防护 稳定塘塘坝设计要针对风、雨、冰冻、浪击以及掘地动物等的破坏，分别对堤顶、堤坡等部位采取防护措施。

表 4-1 堤坝断面尺寸要求

项 目	建筑要求	尺寸要求
顶宽	土堤 石堤、钢筋混凝土堤 堤顶允许机动车行驶	$\geq 2.0\text{m}$ $\geq 0.8\text{m}$ $\geq 3.5\text{m}$
边坡	土堤 石堤、钢筋混凝土堤	外坡 4:1~2:1 内坡 3:1~2:1 直角或斜面
安全超高	波浪侵蚀高度 土堤、干砌石堤 混凝土堤、浆砌石堤	$h_e = 3.2K_n h_b \tan\alpha$ ^① $\geq 0.7\text{m}$ $\geq 0.5\text{m}$

① 式中, α 为堤坝与水平线夹角, °; K_n 为边坡粗糙系数, 对于混凝土、浆砌片石、水泥砂浆及光滑上质边坡 $K_n = 0.9 \sim 1.0$, 对于干砌片石及草皮护坡 $K_n = 0.75 \sim 0.8$, 对于卵石堆砌护坡 $K_n = 0.5 \sim 0.6$; h_b 为风浪高度, m, $h_b = 0.0208V^{5/4}tD^{1/3}$; V 为风速, m/s, 按当地年最大风速多年平均值的 1.25~1.5 倍计算, 但不大于可能出现的最大风速; D 为浪程, km, 通常为在水面高程沿风向从堤坝到对岸的最大直线距离。

① 堤顶防护 堤顶应具有坡向一侧或两侧的排雨水坡度, 一般采用 2%~3%。对土堤, 为防雨冲, 可在堤顶铺一层粗砂或碎石。

② 边坡防护 边坡防护种类很多, 其做法和设计要点见表 4-2。应根据塘体可能受到的损害选择防护方法和防护范围。

表 4-2 边坡防护做法和设计要点

护坡类型	做法和设计要点	优缺点及适用条件
卵石堆砌护坡	1. 厚度为 0.5~0.9m 2. 下铺 0.4~0.5m 厚的砾石垫层 3. 为保证边坡稳定, 卵石级配要好, 最大粒径 15~20cm	1. 施工简便, 但缝隙较多, 防鼠害不利 2. 不利于机械除草, 用石较多
干砌石护坡	1. 厚度为 0.25~0.4m 2. 下铺 0.1~0.2m 的碎石或砾石垫层, 为防止堤身材料被淘汰, 有时需设反滤层 3. 在寒冷地区, 最好在边坡距结冰水位以上 0.5m 左右范围设置一非黏性土防冻层	1. 稳定性优于卵石护坡, 不用水泥 2. 对防鼠害不利, 抗冻能力较差
浆砌石护坡	1. 厚度为 0.25~0.4m 2. 下铺 0.15~0.2m 的碎石或砾石垫层, 粒径 20~80mm 3. 为节省水泥, 也可采用干砌石勾缝, 勾缝深度 0.15m 左右 4. 每隔 10~15m, 设置一条伸缩缝	1. 抗风浪冲刷和抗冻性能好, 但水泥用量大 2. 寒冷地区勾缝易脱落, 不易采用
沥青砂浆胶结块石护坡	在坡面上浇筑厚为 80mm 的渣油混凝土, 其上浇筑厚为 50mm 沥青砂浆层, 随即错缝摆上块石, 留缝 20mm, 缝间灌以沥青砂浆, 全部或部分填满	1. 柔性和抗浪击性能好, 施工简便 2. 兼有防渗作用
水泥砂浆护坡	1. 现场做成 2m×2m 的护砌块, 厚 0.15m 左右 2. 底脚做成 0.5m×0.5m 的浆砌块石底坎, 顶部伸入坡面内 0.5m	1. 整体性好, 但不利于沉降 2. 多用于缺石料地区
混凝土板护坡	1. 厚度一般为 0.15~0.2m 2. 预制板一般采用方形或六角形; 平面尺寸为: 方形边长 0.8~1.5m; 六角形 0.3~0.4m; 现浇板尺寸 5m×5m~10m×10m, 大尺寸应配筋 3. 混凝土强度等级不低于 C ₂₀ 4. 预制板下垫层同浆砌石; 寒冷地区现浇板下也应全铺垫层, 若无冻胀, 则只在板接缝处设置垫层或反滤层 5. 寒冷地区需在板下铺设非黏性土防冻层	1. 整体性优于浆砌块石, 抗浪击和冰冻性能好, 但造价高 2. 沉降易遭破坏 3. 兼有防渗作用
水泥土护坡	1. 厚度 0.6~0.8m, 相应水平宽度为 23m 2. 配比为: 土: 水泥(体积) = (85~90):(15~10) 3. 砂土、砂壤土及风化页岩粉渣均可, 黏粒含量不超过 13%; 防冲刷护坡应尽量选砂土, 且含有一定数量卵石 4. 施工时按水平分层夯实, 每层压实厚 $\leq 0.15\text{m}$, 填筑下层前, 将前层面打毛约 20mm 深, 养护 $\geq 10\text{d}$	1. 价廉, 施工简便, 维修方便 2. 适用于温和地区, 不宜冬季施工 3. 兼有防渗作用
草皮护坡	1. 将草皮切割成 0.2m×0.2m~0.25m×0.6m 的矩形或 0.25m×2.5m 的长条形, 厚 0.05~0.1m, 在堤坡面全铺或用草皮条铺成边长 1m 的方格, 在方格中播种草籽 2. 在坡上铺表土层, 或在坡上沿等高线挖锯齿沟, 其上撒布腐殖土和肥料, 种下草籽	1. 价廉, 但只能减轻浪击和风雨侵蚀的危害, 不利于防鼠害和抗渗 2. 多用于背水坡

为防波浪冲击,土堤内坡一般应在设计水位上下 0.5m 间做护坡;在单塘面积大于 4hm^2 、主导风向和塘水位经常变化这三种情况下,应加大衬砌范围。堤坝迎水面的砌筑材料以石块和混凝土为宜。

防止风雨和冰冻的侵蚀,在内坡一般做到堤顶。当筑堤土为黏土时,为避免冻胀,应在结冰水位以上换置非黏性土。外坡可作简易铺盖,如采用厚约 0.1~0.15m 的碎石、砾石护坡或草皮护坡。

塘址所在地区掘地动物较多时,应尽量选用整体性好的材料和做法。

③ 堤脚防护 堤脚的稳定程度直接影响堤坡的稳定。一般采用砌石护脚,也可采取混凝土或钢筋混凝土圈梁、打桩护脚、铅丝石笼护脚等。

此外,塘体外侧应设排水沟,如有发生管涌的可能,则应设反滤层。

4.1.3 塘底设计

塘底应尽可能平整并略具坡度,坡向出口,以便清塘时排水,塘底平均高程与竣工高程之差不得超过 0.15m。

塘底应是难于压缩和紧密的。当最佳含水量为 4% 时,至少压实到 90% 标准葡氏密度。当塘底原土渗透系数大于 0.2m/d 时,应采取防渗措施。

4.1.4 进出水口设计

稳定塘的进、出水口之间直线距离应尽可能大,在方向上避开当地常年主导方向,最好与主导方向垂直,以避免短流。无论是进水口还是出水口都应尽量使塘的横断面上配水或集水均匀。所以,一般应采用扩散管或多点进出水。

稳定塘进水口应设置在水面 30cm 以下,并应离开塘底一定高度,以避免冲起或带出底泥。进水管末端应安装在合适的混凝土防冲平台上,防冲平台的最小尺寸为 $0.6\text{m}\times 0.6\text{m}$ 。

稳定塘出水口的布置应考虑适应塘内水深的变化,宜在不同高度断面上设置可调节出流孔口或堰板。出口前应设置浮渣挡板,潜孔出流。

4.2 防渗设计

为了避免污染和影响地下水,避免水的损失以及塘内水深变化而影响处理能力,稳定塘应进行防渗设计。稳定塘的防渗包括堤坝、塘底以及穿堤管、涵闸等特殊部位。渗透所导致的水位降落值不得大于 2.5mm/d 。在稳定塘采取任何防护、防渗措施之前,首先要保证土方工程的质量。

4.2.1 堤坝防渗

堤坝防渗包括岸坡、坝体和堤基。一般可用不易透水材料制作斜墙、心墙或隔水墙。

斜墙铺设在迎水岸坡上,必要时与地基中的齿墙或与塘底的铺盖相连接 [如图 4-1 (a)、(b)]。斜墙根据其变化特征,可以是刚性的(如混凝土、钢筋混凝土、浆砌块石等)、塑性的(如黏土、膨润土、水泥石、沥青混凝土、沥青聚合物混凝土等)和柔性的(土工膜、沥青薄膜等),也可根据需要做成单层的、双层的或组合式的。

黏土斜墙,薄膜斜墙、土工膜锚固、单层沥青混凝土斜墙及复合斜墙示意分别见图 4-2~图 4-6。

心墙可以是黏土、钢筋混凝土或沥青混凝土等。此外,还可采取灌浆帷幕等垂直防渗做法。心墙或隔水墙在稳定塘中应用较少,仅在防渗漏要求标准高时才考虑使用。

防渗工程的面积往往远远超过防护工程,前述一些防护做法,如混凝土板、沥青砂浆胶结块石、水泥石、水泥砂浆等均兼有防渗作用,照此做成斜墙即可形成岸坡防渗面层。

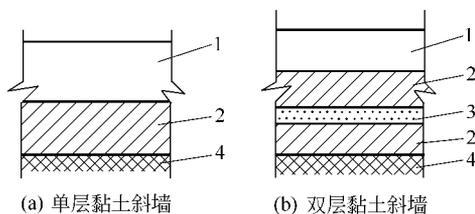


图 4-2 黏土斜墙示意

1—保护土层；2—黏土层；
3—排水层；4—地基土

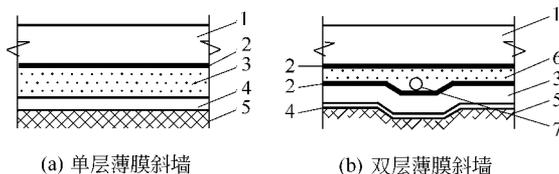


图 4-3 薄膜斜墙示意

1—保护土层；2—土工膜；3—垫层；4—经除莠剂处理过的地基土层；5—地基土；6—排水层；7—排水管

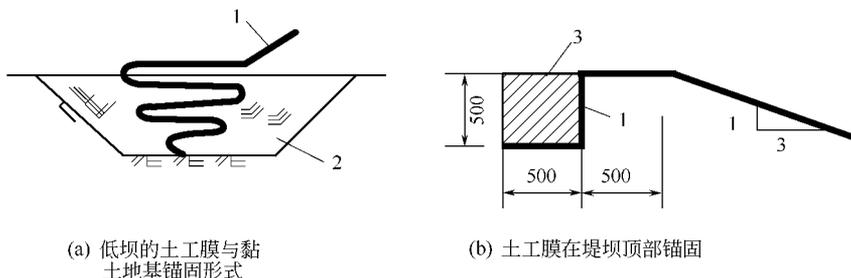


图 4-4 土工膜锚固示意

1—土工膜；2—回填夯实黏土；3—混凝土或填土

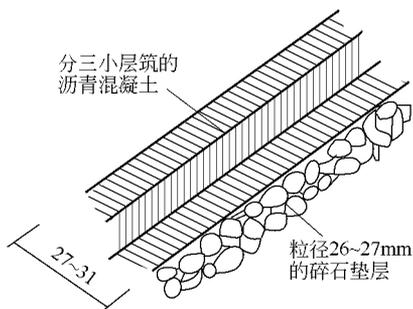


图 4-5 单层沥青混凝土斜墙示意

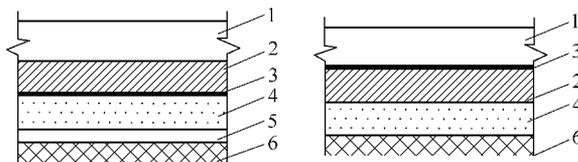


图 4-6 复合斜墙示意

1—保护土层；2—黏土层；3—土工膜；4—垫层；
5—经除莠剂处理过的地基土层；6—地基土

4.2.2 塘底防渗

建筑在不透水地基或透水地基较浅并已用斜墙或心墙做好坝体防渗层后，可以不做塘底防渗；反之应做塘底防渗。

塘底防渗一般可做成层状铺盖。堤坝防渗斜墙的做法均可用做层状铺盖。一般选取与防渗斜墙相同的材料，以便于同堤坝连接，厚度有时可适当调整。如水泥土铺盖仅需 0.15~0.3m；也可采取在土工膜上、下各铺一层厚为 0.15m 的水泥土复合铺盖的做法等，但薄弱部位应加厚。

另外，在缺土料地区，还可在粉煤灰中掺入 3%~6% 的硅酸盐水泥和 2%~3% 的石灰制成拌和物，分层夯实，作成厚度为 0.15~0.3m 的铺盖层。

4.2.3 特殊部位防渗

(1) 管道穿堤防渗 管道穿堤应设防渗环，环突出管外皮 0.6m。堤顶高至少也应高出管外皮 0.6m。穿堤管的内槽必须回填夯实。防渗环可以是混凝土或钢板。

(2) 闸基防渗 闸基防渗一般也可采用防渗铺盖。铺盖材料可以是黏土、黏壤土、钢筋混凝土或沥青混凝土,应较塘底防渗有所增厚。黏土和黏壤土铺盖层上应设置 0.2~0.3m 厚的砂砾石垫层和 0.3~0.5m 厚的干砌块石,也可采用垂直板桩防渗或齿墙防渗。

4.3 附属设施

4.3.1 输水设施

输水设施的任务是将污水汇集、转输至稳定塘内,并连通各塘,最后将塘出水排至受纳水体。它包括输水管(渠)、泵站及闸、阀等。

输水管(渠)线应尽可能短,并不占或少占农田。在居民稠密区及人流量大的地区不宜采用明渠输送污水;在地形平坦地区,稳定塘不能采用跌水曝气充氧时,塘与塘之间可采用涵洞穿越堤坝,保持水流相互贯通。

涵洞可采用预制钢筋混凝土管或整体现浇矩形涵洞。采用预制件时接口应做好防水防渗处理,为防止洞内产生淤积,洞底坡度应不小于 0.4%,涵洞出口处应设导流翼墙,为防止水流冲刷塘底,涵洞出口应加护砌,一般护砌厚度为 30cm,如出口水流较大,根据需要可设防冲齿或消力墙。

当地形条件许可,塘之间有水位差时,应采用坝顶溢流的过水连接方式,但在寒冷地区应考虑在冰冻层之下设连通管。

为控制入塘污水流量和塘内水面高程,一般在涵洞进口端设涵闸,启闭设备应使用可靠、管理方便。

坝顶溢流设施及涵洞的设计流量应满足排洪要求。

4.3.2 充氧设备

地形条件允许,两塘水位差 0.5m 以上时,可采用多级跌水曝气式充氧。多级跌水曝气充氧由进水段、跌水曝气充氧段、出口连接段和整流段组成。跌水曝气充氧段由跌水墙和跌水底板组成,一般用钢筋混凝土结构或块石砌筑,跌水底板平砌,末端一般不设消能槛,每级跌水高度一般为 0.3~0.5m,跌水底板长 0.4~0.6m,各段连接处应做好防渗防漏处理。

两塘之间有一段较大陡坡时,可采用多级陡坡曝气充氧方式。多级陡坡曝气充氧的组成同多级跌水曝气充氧,其中多级陡坡及平置护底是其主要设施。陡坡坡度以 1:4~1:2 为宜,坡底可设消力槛以提高充氧效果,陡坡和底板一般采用钢筋混凝土结构。

两塘水位差在 1m 左右时,可采用连接渠道的陡坡充氧(单级斜坡曝气充氧)。

两塘水位差在 1~3m 时,可采用曝气格栅充氧或悬臂式跌水墙曝气充氧方式。格栅用铸铁制成,宽度 0.4~0.8m,栅条宽度和栅条缝隙宽度为 20mm。其构造简单、管理方便、运行可靠。

在受到地形条件或占地面积限制时,为提高曝气充氧效果,可以在塘面上安装人工曝气充氧设备,其供氧量占总需氧量 70%~80% 以上。

4.3.3 导流装置

导流装置的作用是改善塘内水力条件,使塘内水流分布均匀、消除或减少短流、股流或死角,提高塘的处理效率。当塘的形状不能满足理想水流条件时,可设导流装置。

小型稳定塘可采用简单做法,如用竹片或树枝做成篱笆固定在混凝土桩或木桩上,篱笆上可挂塑料膜。大、中型稳定塘一般采用土石坝或混凝土坝作为导流墙。导流墙的设置一般应满足稳定塘长宽比要求。

4.3.4 回流系统

稳定塘的中间出水或最终出水的全部或一部分,通过机械提升回流到塘首与进水混合,

称稳定塘水的回流。其作用为：降低进水有机物浓度、稳定进水水质；改善塘内水流分层现象，防止短流；塘出水中的藻类与进水混合，使塘内藻类细胞迅速繁殖，有接种作用。为减小动力消耗，回流比不宜过大，回流机械设备一般采用大流量、低扬程的轴流泵或螺旋泵。回流系统只有在工艺需要时才设。

4.3.5 计量设备

在首塘进水口或最后一级塘出水口、回流管（渠）及污泥输送渠道上应设计量设备，如有条件，宜对进入各塘的污水分别计量。

计量设备应选择水头损失小、精度高、操作简便而又不易沉积杂物的设备。常用的有薄壁堰（三角堰、梯形堰和矩形堰）和巴氏计量槽。近年来电磁流量计、超声波流量计等因测量信号易实现自动显示和自动记录，应用也越来越广泛。

4.3.6 生活和生产附属设施

随着稳定塘建设的正规化，生活和生产附属设施也逐渐向完善化发展，因此，稳定塘设计应重视这项内容。由于我国目前尚未定出有关标准，现阶段可参考国内一级处理厂的设置。

5 塘系统节能及综合利用

5.1 风能曝气

5.1.1 风能利用可行性分析

利用风能向塘内曝气充氧,正好弥补稳定塘冬、春季处理效果不佳的缺陷,可提高稳定塘的全年处理效果。因此利用风能作为稳定塘的强化措施,是充分挖掘自然能源潜力、强化稳定塘去除功能的有力措施。

我国气象部门将全国风能划分为4个大区和30个类型区。Ⅰ区为风能丰富区;Ⅱ区为风能较丰富区;Ⅲ区为风能可利用区;Ⅳ区为风能欠缺区。

我国大部分地区都处在Ⅱ区以上,具有较充分的风能潜力,具备广泛利用风能的有利条件,因此风能利用的研究在我国有普遍意义。

5.1.2 汉沽稳定塘风力曝气系统

汉沽稳定塘位于华北地区渤海海岸附近,在我国风能区划中属于第Ⅱ区——风能较丰富区,在类型上属ⅡD14b,气象学上将该地区风型称为“渤海沿海春冬季强压型”。该区域风能密度为 $150\sim 200\text{W}/\text{m}^2$,风速 $\geq 3\text{m}/\text{s}$ 的时间为 $4000\sim 5000\text{h}$,风速 $\geq 6\text{m}/\text{s}$ 的时间为 $2000\sim 3500\text{h}$,春冬季风能大于夏秋季。因此该地区具备使用风能的基本条件。

“八五”期间,在汉沽稳定塘进行了风力曝气的生产性试验,介绍如下。

(1) 风力机、曝气机、曝气器的选择

① 风力机的选择 在对FD5.6-2000型风力发电机、TFS-5型风力机、TFS-8型风力机进行比较测试的基础上,选择中国农机化研究院与天津双节风能机械厂共同研制开发的TFS-8型风力机。其性能参数如下:风力机塔高10m,风轮直径8m,风叶片数12片,启动风速 $2.5\text{m}/\text{s}$,额定风速 $8\text{m}/\text{s}$,输出轴功率 $3.5\sim 4\text{kW}$ 。

② 曝气机的选择 对罗茨鼓风机、活塞式空压机、隔膜式空压机进行试验比较,均不能满足使用要求,针对这种情况,自行设计了WW0.65/0.5型全无油、三柱塞式空压机,以满足低气压、低转速、大排气量的使用要求。参数如下:排气压力 $0.5\text{kg}/\text{cm}^2$,额定排气量 $0.65\text{m}^3/\text{min}$,额定转速 $450\text{r}/\text{min}$,气缸直径 \times 气缸数量为 $110\text{mm}\times 3$,配用功率 1.05kW 。

③ 曝气器的选择 选择上海石化环保器材厂生产的可变孔曝气软管,这是一种纤维增强塑料制成的中空软管,表面上开有许多狭长的孔缝,其大小可随空气压力和流量而改变。未过滤的空气通过时,曝气软管也不会堵塞,而不曝气时软管上狭孔缝会自然闭合,很适合风力间断曝气的特点。这种曝气软管可以在低能耗情况下获得较大的氧的利用率。

(2) 风力曝气系统优选方案的确定 汉沽区年平均风速 $4.6\text{m}/\text{s}$,TFS-8型风力机的额定风速 $8\text{m}/\text{s}$,风力机输出轴转速为 $65\sim 70\text{r}/\text{min}$,设计的空压机额定转速为 $450\text{r}/\text{min}$,因此风力机与空压机之间需装增速装置。设计采用两级增速,增速器的传动比 $i=4.59$,增速器与空压机由三角带连接,增速比 $j=1.87$ (可根据实际情况进行调整),总传动比 $i=8.583$ 。风机曝气系统如图5-1。

该系统体现了如下特点:①大功率、大转矩的风力机;②因转速变化,排气压力和排气

量损失较小的空压机；③适应间接曝气不阻塞的曝气器；④增速器的增速比选择合理，使低风速下风力机有良好的起动机性能，同时增速器的输出轴转矩损失不大。

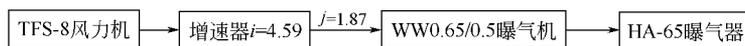


图 5-1 汉沽稳定塘风机曝气系统

TFS-8 型风力机在不同风速下输出轴转速与空压机主轴的转速见表 5-1。

表 5-1 TFS-8 型风力机在不同风速下输出轴转速与空压机主轴的转速

风速/(m/s)	风机输出轴转速/(r/min)	空压机主轴转速/(r/min)	风速/(m/s)	风机输出轴转速/(r/min)	空压机主轴转速/(r/min)
2.0~3.5	40	343	8~11	80	687
3.5~5.5	55	472	11~14	92	790
5.5~8.0	65	558			

(3) 曝气模拟试验 为了验证曝气效果和强化措施的作用，进行了曝气与不曝气的室内模拟试验，结果表明：采用曝气措施的试验流程出水水质优于无曝气措施流程的出水水质，其中 BOD_5 去除率提高 10%，COD 去除率提高 9%，SS 去除率提高 2%。

5.1.3 效益分析

风力曝气经济效益的核心是节能，节能依赖于全年风能利用总量。以汉沽区全年平均风速为基础，根据风机的输出功率计算全年获得的总功率，汉沽年平均风速为 4.6m/s，风机额定风速为 8m/s，风机额定输出功率为 4kW，则风机在风速 4.6m/s 时的输出功率为 2.3kW，一台风机一年可节省电耗 20148kW·h。

风能利用既有较大的经济效益，又有深远的社会效益和环境效益。具体体现在以下几点：①为稳定塘法处理污水提供了一套可行的强化措施；②利用风能不存在环境污染的问题；③为自然能源的开发利用开拓了一个新领域；④节省了大量能源。

风能取之不尽，用之不竭，周而复始，可以再生。因此，风力曝气的应用适合我国国情，在稳定塘及其他领域中均有良好的应用。

5.2 季节性间歇曝气

影响污水稳定塘处理效率的因素之一是水温，尤其是在较寒冷的冬季和初春。为了能使稳定塘达到较稳定的处理效果，通常的做法是以最不利环境条件来设计稳定塘，从而导致稳定塘的占地面积过于庞大，并且在较适宜的气温到达之后，稳定塘不能发挥其全部作用，因此造成了巨大的浪费。如果以温暖季节条件来设计稳定塘，兼以自然净化和人工强化两种方式进行，则可避免上述浪费。在温暖季节以自然净化方式运行，在冬季和初春每天藻类光合作用较弱的早晨和傍晚进行人工强化曝气充氧，这种方式称为季节性间歇曝气强化法。

5.2.1 设计原则与运行要求

(1) 季节性间歇曝气强化稳定塘设计原则 一般采用串联工艺，以温暖季节条件进行设计。

(2) 曝气器布置 为充分发挥自然净化功能，作为补充氧的曝气器最好置于多级串联系统流程的下游，一般不宜放在组合塘之首。

(3) 曝气时间 曝气器的曝气时间长短依各地气候及地理条件而定，一般为每年冬春季中的 3~5 个月。我国中部地区在最不利季节（1~3 月）每天可曝气 10h 左右，在其他冬春季（11 月中下旬~12 月底和 4 月），每天可曝气 6h 左右。

5.2.2 季节性间歇曝气的特点

(1) 对寒潮袭击的抵御能力 季节性间歇曝气工艺同时具有稳定塘自然净化和曝气塘人工净化污水的特点,它不仅充分发挥了稳定塘自然净化的功能,同时通过人工强化曝气补充了稳定塘在冬季藻类供氧的不足,弥补了在较寒冷季节稳定塘自然净化效率低的弱点,缓解了冬季低温的不利影响。

(2) 对光合作用较弱的早、晚氧的补充作用 在冬春季节每日光合作用较弱的早、晚期间间歇曝气 6~10h,补充光合作用所需的氧,有利于稳定塘中微生物的生物代谢作用。

(3) 处理效率高 采用季节性间歇曝气工艺比完全利用自然净化工艺处理污水有更高的处理效率。在我国中部地区进行的研究表明,在相同条件下,前者比后者的去除率分别高出: BOD₅ 约 20%, SS 约 15%, 而氮、磷的去除率则可提高一倍以上。

(4) 出水水质稳定 采用季节性间歇曝气强化稳定塘处理污水,出水水质较好,即使在寒冷的季节,出水水质基本上都能满足水质标准,水质清澈。

(5) 电耗低 电耗是衡量污水处理工艺的重要指标。有关研究表明,以每年曝气时间总量 5 个月和活性污泥法能耗 0.2kW·h/m³ 计,季节性间歇曝气所需电耗仅为活性污泥法的 13%~20%,属低电耗处理法(表 5-2)。

表 5-2 活性污泥法与季节性间歇曝气中试塘电耗比较

污水处理厂名称	处理方法	电 耗	
		/(kW·h/m ³ 污水)	/(kW·h/kgBOD ₅)
上海东区污水处理厂	鼓风曝气活性污泥法	0.165	0.99
上海闵行污水处理厂	深水中层密集喷嘴曝气	0.190	0.92
上海彭浦新村污水处理厂	完全混合法叶轮曝气	0.181	
首都机场污水处理厂	部分密集喷嘴曝气,部分固定	0.250	
西安污水处理厂	螺旋曝气器曝气、鼓风曝气	0.250	
武汉墨水湖中试塘	季节性间歇曝气法	0.064~0.095	0.344

(6) 微生物数量多、活性高 季节性间歇曝气为微生物生长繁殖和提高其活性提供了适宜的条件,保证了较高的处理效率和较好的出水水质。

5.2.3 运行实例

“七五”期间,在武汉墨水湖进行季节性间歇曝气强化中试研究,其工艺流程如下。

城市污水→厌氧塘→兼性塘→兼性塘→兼性塘→兼性塘→出水

在试验中,动力为 3kW 的叶轮式增氧机置于第三级塘。该地区稳定塘的设计参数如下。

① 设计水温, 15℃。

② 有机负荷, 150~200kg BOD₅/(hm²·d)。

③ 塘深, 2~3m。

④ 水力停留时间(HRT), 25d。

⑤ 曝气时间, 每年 3~5 个月。最不利季节(1~3 月)每天曝气 10h(4:00~10:00 和 18:00~22:00), 11 月中旬至次年 4 月下旬的其他时间每天曝气 6h(4:00~8:00 和 18:00~20:00)。

经试验,中试塘冬季平均出水水质 BOD₅≤30mg/L, SS≤50mg/L, 动力水平不高于 3.3W/(m³·d)。

5.3 综合生物塘

5.3.1 概述

综合生物塘处理技术是在稳定塘处理技术基础上发展起来的一种适合于中小城镇生活污

水处理的综合技术。该技术以生态学原理为指导，将生态系统结构与功能的理论应用于污水净化，充分利用常规稳定塘与水生植物塘系统中各类水生生物间功能上相辅相成的协同作用净化污水。利用生物间的相克作用修饰水质，利用食物网链关系有效地回收和利用资源，获得污水净化与资源化的综合效益。

5.3.2 综合生物塘构成

综合生物塘主要由水生植物塘和水生动物塘组成，其构成详见图 5-2。

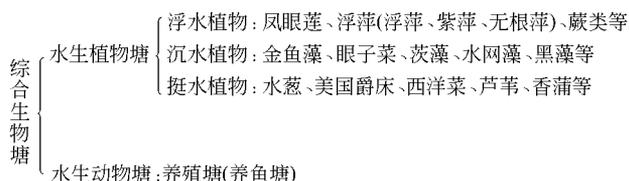


图 5-2 综合生物塘构成

5.3.3 综合生物塘设计与管理

(1) 综合生物塘的基本流程 四种综合生物塘基本工艺流程见图 5-3。为确保经综合生物塘净化后的出水 $BOD_5 \leq 30 \text{mg/L}$ ，上述综合生物塘四种流程适应的污水浓度见表 5-3。

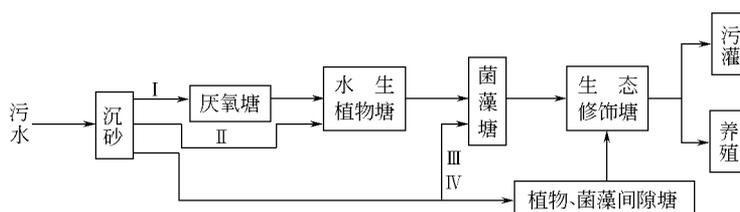


图 5-3 四种综合生物塘基本工艺流程

注：生态修饰塘一般由三层水生生物带组成

表 5-3 综合生物塘四流程适应的污水浓度

基本流程	流程特征	进水 $BOD_5 / (\text{mg/L})$	出水 $BOD_5 / (\text{mg/L})$
流程 I	沉砂→厌氧→植物→菌藻→生态修饰	150~200	≤30
流程 II	沉砂→植物→菌藻→生态修饰	100~150	
流程 III	沉砂→菌藻→生态修饰	70~100	
流程 IV	沉砂→植物、菌藻间隙→生态修饰	70~100	

(2) 水生植物塘设计与管理

① 水生植物的优选 应选择具有良好的净化效果和较强耐污能力，易于收获和具有较高的利用价值的水生植物。在寒冷地区应考虑耐寒植物。

② 水生植物搭配 应选择多种不同抗污耐温水生植物，以保证水生植物塘的全年运转。

③ 设计参数 水生植物塘一般以 BOD_5 表面负荷进行设计，取值范围为 $30 \sim 200 \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ ；水力停留时间为 $2 \sim 15 \text{d}$ ；塘深范围为 $0.4 \sim 1.5 \text{m}$ 。

④ 水生植物塘管理 在设计塘体时应考虑便于水生植物的收获，管理中注意水生植物的收割和越冬等。

用于稳定塘净化污水的水生植物种类繁多，每种水生植物的生存环境与净化能力各不相同，经国内外对不同经纬度及气候条件下所生存的水生植物净化污水效果的多年研究与实践证明，以凤眼莲为代表的浮水植物，以黑藻为代表的沉水植物和以芦苇、水葱、香蒲为主的挺水植物用于净化污水是行之有效的。在我国，凤眼莲与芦苇的应用十分广泛，凤眼莲生物塘的设计如下。

① 凤眼莲的正常生长条件 水温范围 $7\sim 34^{\circ}\text{C}$ ；气温范围 $13\sim 39^{\circ}\text{C}$ ；pH 值范围 $4\sim 10$ ；盐度 $< 1.66\%$ ，即电导率 $< 1700\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

② 凤眼莲净化污染物的选择性 对有机物、重金属、氮、磷、氰、焦油等有较强的净化能力，但对砷很敏感，含砷 $0.06\text{mg}/\text{L}$ 的污水即可使之出现中毒现象。

③ 凤眼莲生物塘设计参数 BOD_5 表面负荷 $50\sim 300\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ ；水力停留时间 $2\sim 7\text{d}$ ；有效水深 $0.7\sim 0.8\text{m}$ ；单塘面积 $< 0.5\text{hm}^2$ ；塘形一般为长方形，长：宽 $> 3:1$ ，并设置凤眼莲收割走道；凤眼莲密度控制在 $10\sim 35\text{kg}/\text{m}^2$ ；进出水方式为多点进出水。

(3) 水生动物塘设计与 管理 水生动物塘多为可创造经济收益的养殖塘，且以养鱼塘使用最为广泛。为保证养殖的水生动物无毒副作用，一般将水生动物塘设置为稳定塘系统的后置塘，即污水进入水生动物塘之前必须进行必要的预处理，去除污水中的泥砂、油脂、漂浮物和有毒有害物质，尤其是重金属和放射性物质。养殖塘进水 BOD_5 浓度应小于 $50\text{mg}/\text{L}$ ，污染物浓度均应符合养殖业标准，塘深 $1.5\sim 2.5\text{m}$ 。

而作为养殖塘最广泛使用的代表——养鱼塘，除应具备上述条件，尚需满足如下要求。

① 鱼种选择 杂食性鱼类，如鲤鱼、鲫鱼；滤食性鱼类，如鲢鱼、鳙鱼；草食性鱼类，如草鱼、鳊鱼等。三种不同食性的鱼应按一定比例混养。

② 水中溶解氧控制 鱼塘水溶解氧浓度应大于 $4\text{mg}/\text{L}$ ，否则要用充氧机充氧，一般为 10 亩水面设一台 3kW 的螺旋式表面曝气机。

③ 进水方式 最好采用均匀定量进水，如采用间歇进水， 10d 左右灌水一次，每次灌水量为塘容积的 $1/5$ 。

④ 养殖密度 大规格鱼每亩水面为 $800\sim 1000$ 尾。

⑤ 鱼塘清淤 一般 $1\sim 2$ 年干塘一次，清除污泥，施撒石灰，彻底消毒。

5.4 水生植物利用

利用高等水生维管束植物可提高稳定塘水中有机毒物及微量重金属的处理效率。研究表明，改善水质效果最好的水生维管束植物有凤眼莲（水葫芦）、水花生、美国爵床、宽叶香蒲。

5.4.1 凤眼莲厌氧消化产沼气

在污水处理生物塘中种养凤眼莲对促进水体中有机物的降解，氮、磷的去除及节省用地均有明显效果。大量生长的凤眼莲可厌氧消化生产沼气和有机肥料，凤眼莲的综合利用可实现污水处理系统的良性生态循环。凤眼莲含水率约 95% ，视生长期长短其固体含量在 $4\%\sim 7\%$ ，在自然温度下发酵，每千克鲜料产沼气 21L 。发酵 6d 时所产沼气占原料总产气量的 80% ，因此，凤眼莲发酵产沼气作为能源有着广泛的前景。

(1) 凤眼莲浆料的特性 用于厌氧处理的凤眼莲必须先粉碎打浆，由于凤眼莲的胶类物质含量高，浆料稠而流动性差，需加水稀释才能用泵输送，加水量以 $1:1$ 为宜，可用消化器出水稀释。经粉碎后的凤眼莲浆含大量的悬浮固体，并且由于其组织疏松、气及果胶类物质的存在，新打出的浆料黏稠、流动性差，原料上浮现象严重，但在常温下放置 3d 后，在发酵性细菌的作用下发生了酸化反应，使果胶分解并产生有机酸，料液的挥发酸明显增加，pH 值下降，料液流动性改善，这一步酸化作用对下一步多产气有利。酸化后料浆成分见表 5-4。

(2) 厌氧反应器的选择 采用先进的升流式厌氧污泥床（UASB）反应器成功处理有机废水的实例很多，而对凤眼莲浆料这种特殊的物料使用 UASB 并不合适，因严重的浮渣堵塞，处理效果不好，甚至导致系统的瘫痪。采用 UASB 再加搅拌也不能解决以上问题，这

是物料特性所决定的，塞流式反应器（PFR）能较好地解决以上问题，是较理想的凤眼莲厌氧消化器。

表 5-4 酸化后料浆成分

项目	TS/(g/L)	VS/%	$\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{mg/L})$	TP/(mg/L)	COD/(mg/L)	$\text{BOD}_5/(\text{mg/L})$	碱度/(mg/L)
数值	18~26	79.6	89.0	11.4	15520~24190	5037~8401	550
项目	SS/(g/L)	VSS/%	TKN/(mg/L)	K/(mg/L)	SCOD/(mg/L)	pH 值	TVA/(mg/L)
数值	16~23	80.8	513	10000	1570~4860	5.5~6.8	1400~3400

PFR 是一种圆柱形或长方形的卧式反应器，采用圆柱形的便于施工，其长径比在 6 : 1

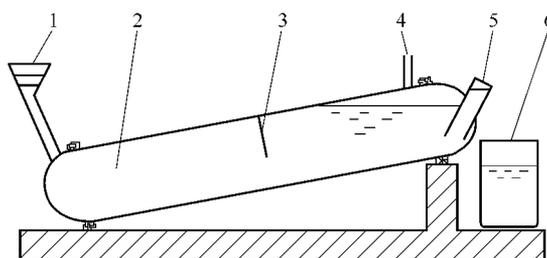


图 5-4 塞流式反应器 PFR 的结构

- 1—进料口；2—反应器；3—格栅；
4—排气口；5—出料口；6—沉淀槽

左右。PFR 与水平面成一定角度放置，气室长度应占反应室长度的一半或略短，以保证上浮物被压于水面下。PFR 中部设有格栅，保证新料在 PFR 前半部有足够的停留时间后才进入后半部，几天后料浆被推至后半段时经消化的物料开始下沉，这样可避免浮渣生成，下沉的污泥还可沿斜坡向进料端下滑，可增加进料端的微生物量，有利于厌氧消化的正常进行。由于 PFR 进料端低，可抑制浮渣生成，这是 PFR 适用于处理易浮物料的关键所在。PFR 的结构

见图 5-4。

(3) 塞流式反应器的运行效果 采用 PFR 处理预酸化的凤眼莲浆料，在不同温度下的运行效果如表 5-5 所示。

表 5-5 PFR 在不同温度下运行效果

项目	35℃			25℃			15℃		
	进料 /(mg/L)	出料 /(mg/L)	去除率/%	进料 /(mg/L)	出料 /(mg/L)	去除率/%	进料 /(mg/L)	出料 /(mg/L)	去除率/%
SS	19100	6600	65.4	23300	11500	50.6	17300	6400	63.0
COD	25723	3472	86.5	24183	5960	75.4	17816	9606	46.1
SCOD	4648	1862	59.9	3343	1150	65.6	3753	2067	44.9
BOD_5	9200	1566	83.0	8401	1853	77.9	4511	1640	63.6
TVA	2415	616	74.5	1796	564	68.6	3314	1435	56.7

采用 PFR 反应器其工艺简单易行、运行稳定。厌氧消化温度为 35℃ 时，HRT 为 7~8d，消化器 COD 负荷为 2.8kg/(m³·d)，产气率为 1.0m³/(m³·d)，COD 去除率 80%，去除每千克 COD 可产沼气 0.48m³，沼气甲烷含量在 60% 左右；在 25℃ 时，HRT 为 10~12d，消化器 COD 负荷为 2.0kg/(m³·d)，产气率为 0.6m³/(m³·d)，COD 去除率 75%；15℃ 时 HRT 长达 50~60d，消化器 COD 负荷为 0.25kg/(m³·d)，产气率只有 0.1m³/(m³·d)，COD 去除率只有 40%。

(4) 推荐工艺流程 在试验的基础上，推荐凤眼莲厌氧消化工艺，其流程如图 5-5 所示。

凤眼莲自稳定塘中收获后用粉碎机粉碎，同时按 1 : 1 比例加水（可用消化液代替）稀释，然后将浆料用泵输送至酸化池，停留 3d 进行酸化预处理后用泵送至 PFR 反应器生产沼气。PFR 反应器出水经沉淀池沉淀后，上清液送至稳定塘处理，沉淀后的污泥经浓缩后进

行脱水，制成有机肥料。

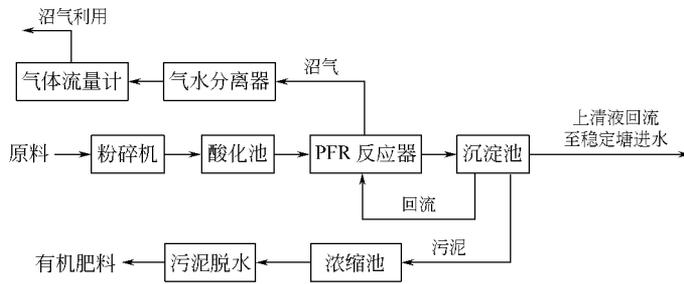


图 5-5 凤眼莲厌氧消化工艺流程

5.4.2 利用凤眼莲提取叶绿素铜钠

(1) 叶绿素铜钠的基本性能 叶绿素铜钠分叶绿素铜钠 a 盐和叶绿素铜钠 b 盐。叶绿素铜钠 a 盐的分子式为 $C_{34}H_{30}O_5N_4CuNa_2$ ，相对分子质量为 684.17；叶绿素铜钠 b 盐的分子式为 $C_{34}H_{28}O_6N_4CuNa_2$ ，相对分子质量为 698.15。二者均为有金属光泽的墨绿色粉末，易溶于水，微溶于乙醇和氯仿，不溶于乙醚和石油醚。水溶液呈碧绿透明，产品质量标准执行《食品添加剂 叶绿素铜钠盐》(GB 3262—82)，广泛用于医药、日用化工、食品行业。

(2) 用凤眼莲提取叶绿素铜钠的工艺流程 利用凤眼莲的茎叶（最好为叶）提取叶绿素并生产叶绿素铜钠的生产工艺流程如下。

原料预处理 → 溶剂浸提 → 叶绿素提纯 → 皂化 → 铜代 → 洗涤 → 成盐 → 干燥 → 粉碎 → 成品

(3) 凤眼莲提取叶绿素铜钠的控制因素

① 原料预处理 提取叶绿素铜钠所用凤眼莲叶子的含水率在 90% 左右，易黄化褐变，必须采取措施将其含水率降至 50% 以下，为防止叶片在脱水过程中因酶变而使叶绿素分解，必须先进行灭酶处理。常用有湿法灭酶和干法灭酶，湿法优于干法。湿法灭酶（即漂烫）的控制条件为：漂烫温度 90~95℃，漂烫时间 2min，漂烫后的叶子含水率为 30% 左右，可储存备用。

② 溶剂浸提 影响浸提效果的因素有浸提液中溶剂的浓度、浸提液温度、浸提时间及料液比。浸提液最佳溶剂为乙醇，含量控制在 75%~80% 为宜；浸提温度控制为 78℃；浸提时间为 2min；料液比控制为 8:1；浸提次数为 2 次，且第二次浸提液可作为下批原料第一次浸提液用。

③ 叶绿素提纯 常用方法有浓缩法、浓缩萃取法和沉淀法。采用沉淀法进行提纯简单易行，提取的叶绿素纯度高，产品回收率高，能有效回收副产品。

④ 皂化反应 是整个生产流程的关键。影响皂化反应的因素有叶绿素的纯度，反应的 pH 值，反应液中乙醇的含量、温度、反应时间。最佳工况控制点为：反应的 pH 值为 11，溶液中乙醇含量控制为 75%~80%，反应温度为 60℃，反应时间为 1h。

⑤ 萃取 目的在于提高叶绿素铜钠产品质量及回收其他副产品。萃取剂为汽油，皂化液与萃取剂的容积比为 1:1。

⑥ 铜代 铜代的目的在于将色泽鲜艳的叶绿素铜钠取代色泽较淡的叶绿素镁钠，提高产品质量。铜代反应用药剂为 $CuSO_4 + HCl$ 。影响铜代反应的因素有乙醇浓度，pH 值，叶绿素镁钠的浓度、温度、反应时间。其最佳工况控制点为：乙醇含量 70%~85%；pH 值为 2~3；叶绿素镁钠含量 1.2%~1.5%；反应温度 60℃；反应时间 1h； $CuSO_4$ 加入量通过化学反应方程式计算确定。

⑦ 洗涤 将铜代后的叶绿素铜酸过滤，滤渣用 90% 的乙醇洗涤 1~2 次，弃去渣，合并乙醇液，加一倍水稀释，待叶绿素铜酸析出后进行洗涤，洗涤剂为汽油，洗涤后的汽油液呈淡绿色，再用去离子水洗至无色。

⑧ 成盐 目的在于将不溶于水的叶绿素铜酸变成易溶于水的叶绿素铜钠。成盐投加药剂为 $\text{NaOH} + \text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ 。成盐反应最佳工况控制点：氢氧化钠浓度为 5%，溶剂为乙醇，反应 pH 值为 11。成盐反应完成后进行过滤，滤渣用少量蒸馏水冲洗 1~2 次，合并于溶液中蒸发回收乙醇，产品在 70~75℃ 条件下真空干燥，研成粉末即得成品。

(4) 效益分析

① 单位产品成本分析。详见表 5-6。

表 5-6 单位产品成本分析

成本项目	消耗量	价格	单项费用 /(万元/t)	备注	成本项目	消耗量	价格	单项费用 /(万元/t)	备注
凤眼莲	100t	0.22 万元/t	22.0	凤眼莲以含水率 20% 计	蒸汽	520t	100 元/t	5.2	
					电	70000 kW·h	0.7 元 /(kW·h)	4.9	
浸提剂	10t	0.4 万元/t	4.0		工资	15	800 元 /(人·月)	1.5	
萃取剂	2t	0.4 万元/t	0.8		包装材料			0.5	
液碱	4t	0.06 万元/t	0.24		污水处理			4.3	
固碱	0.4t	0.5 万元/t	0.2		折旧			2.5	
盐酸	0.2t	0.2 万元/t	0.04		还贷			2.1	
硫酸铜	0.2t	0.8 万元/t	0.16		税管			4.16	
去离子水	10000t	0.4 元/t	0.4						

② 产品效益分析。以 15t/a 规模进行效益分析详见表 5-7。

表 5-7 叶绿素铜钠效益分析

生产规模	销售价格	单位成本	固定成本	可变成本	盈亏平衡点	资金回收年限
15t/a	65 万元/t	53 万元/t	99.9 万元	500.1 万元	3.155t	2.1a

6 稳定塘计算机辅助设计

6.1 稳定塘计算机辅助设计概述及硬件

6.1.1 概述

计算机辅助设计 (Computer Aided Design and Drawing, CAD) 指工程技术人员利用计算机进行工程设计及制图。自 20 世纪 60 年代以来, 随着微电子学及其他技术的发展, CAD 在航空、电子、建筑等领域获得了广泛应用。尤其是个人微机的日益普及和相应软件的开发, 更进一步推动了 CAD 的使用, 同时随着人工智能技术的发展, 其智能化程度也越来越高。在工程设计中应用 CAD, 其优越性显而易见, 如优化设计方案、大幅度提高设计质量和设计效率等。80 年代以来, CAD 在给水处理工程领域的应用也逐渐深入, 尤其是作为我国环境保护科技攻关项目研究中的重要方面不断发展和完善。

6.1.2 稳定塘 CAD 硬件

(1) 硬件系统配置 CAD 硬件系统从工作站的大型系统到个人微机的小型系统, 需根据不同的用途而设, 其规模也不尽相同, 但作为系统的基本配置大致是一定的。个人微机硬件系统由三部分构成: 中央处理单元 (Central Processing Unit, CPU)、存储设备和输入及输出设备。

(2) 稳定塘 CAD 硬件建议配置 作为一个有效率的 CAD 工作站, 建议使用以下配置: ① 80486DX2-50 以上的主机; ② 内存最低要求 4MB, 建议 8MB 以上; ③ 硬盘容量至少是 120MB 以上, 建议使用 540MB 以上的容量; ④ 显示器至少是 14in^① 的彩色 VGA 型。最好采用 SUPERVGA, 1024×786 分辨率的彩色显示器; ⑤ 图形卡最好选用 VESA 标准兼容卡, 显示内存至少要 1MB, 以便在 1024×786 分辨率下显示 256 色; ⑥ 绘图机建议选用 DMP52 及以上型滚筒绘图机或 HP-DJ/600 型喷墨绘图机; ⑦ 至少 2 个串行口, 其中 COM1 使用鼠标器, COM2 准备配接绘图机及打印机。

6.2 稳定塘计算机辅助设计程序

6.2.1 设计基础

任何工程设计都是建立在一定数学模型或经验公式的基础上的, 稳定塘工程设计也不例外。设计计算的基础是初始输入的原始数据、设计参数、设计要求及设计计算的数学模型。各类塘的数学模型设计计算详见本书其他章节及《城市污水稳定塘设计手册》, 处理流程中设计参数及设计要求对预处理设施而言可详见《室外排水设计规范》, 对塘系统而言可详见《污水稳定塘设计规范》。

6.2.2 程序

(1) 程序设计框图 在稳定塘智能化 CAD 软件中, 力求把系统工程学的思想引入到稳定塘的设计之中。其设计系统采用多层次模块化结构, 各相对独立的专项功能模块系统地概

① 1in=0.0254m。

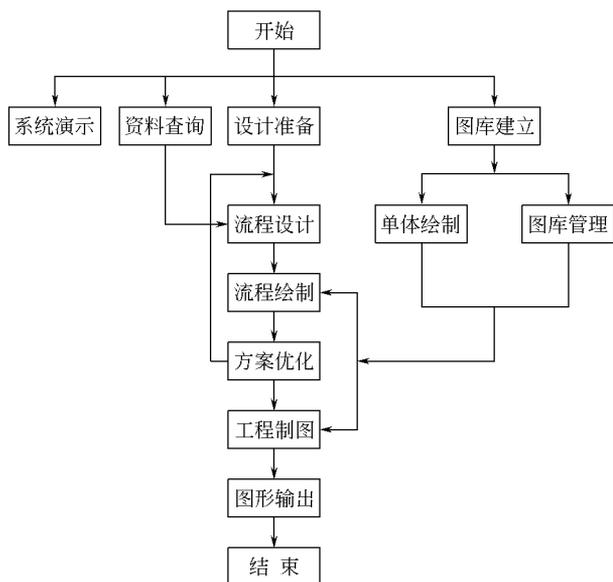


图 6-1 稳定塘 CAD 的程序

括了稳定塘 CAD 的程序 (图 6-1)。其中工程设计模块是稳定塘 CAD 的重要部分, 该模块完成整个工艺的流程设计及优化。

程序设计框图反映解决问题的步骤、方法和模块间的相互关系 (或程序的内部关系)。只要画出正确的框图, 就能编出易于阅读和理解的程序。

(2) 单塘及塘系统设计 单塘及由各类单塘串、并联组成的塘系统设计时, 也应首先绘制程序框图, 现以厌氧塘 (ANSP) — 兼性塘 (FSP) — 好氧塘 (ASP) 串联组成的塘系统为例, 其自动优化简化流程图见图 6-2。

由图中可以看出, 设计稳定塘系统时, 只需要输入最原始的数据: 进水 BOD_5 、通过试验求得的降解速率常数 (K_a)、当地某季度 (根据设计要求)

的平均气温 (T_1) 和当地某季度水温 (T_2), 就可以自动进行全系统的设计, 塘间的数据 (如下级塘进水 BOD_5 及塘水水温) 皆可自动传递, 各塘设计是否符合各项设计要求等皆可自动调整。

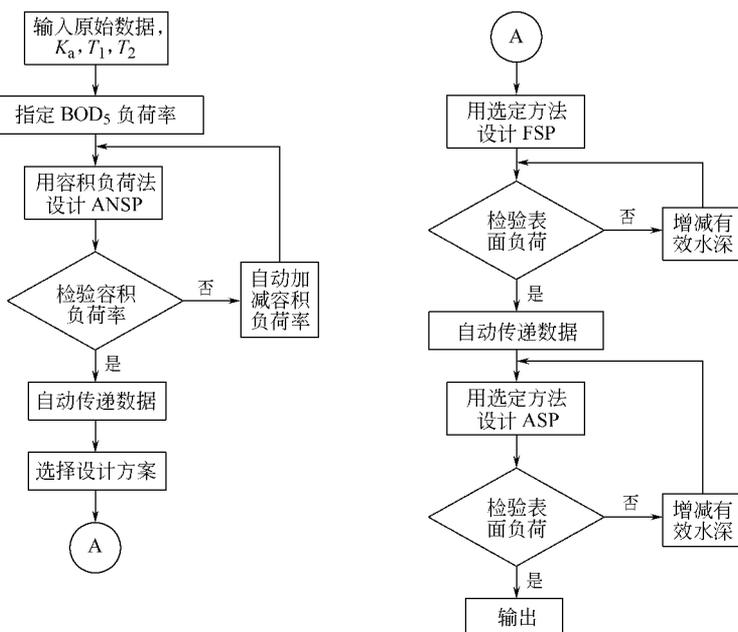


图 6-2 塘系统自动优化简化流程

(3) 稳定塘流程优化 流程优化一般以现有的工程设计经验和长期运行操作数据为基础, 开发出专家系统或优化决策程序。对于稳定塘系统而言, 占地面积和征地费用是稳定塘技术经济分析的关键因素。因此减少塘面积是提高稳定塘技术经济指标的最关键技术, 其优

化目标函数是使系统中各塘表面积之和达到最小值。优化中参数数据的取得有三种方法：统计分析法、参数分析法和标准分析法。由于我国稳定塘系统数量有限且示范工程运行时间短、运行数据少，所以技术经济分析利用标准系列设计法。所选系列的流量为：5000m³/d、10000m³/d、15000m³/d、20000m³/d、30000m³/d、40000m³/d、50000m³/d、75000m³/d、100000m³/d、200000m³/d。

根据以上标准系列设计的结果，进行数理回归求得费用函数。此费用函数根据北京市的标准制定，其他城市使用时需进行地区差价及年度差价调整，同时还要考虑外加使用年限的运行管理费。

6.2.3 程序设计语言

在软件中的设计程序及流程优化程序皆采用高级语言 Visual Basic 3.0 开发。该语言在 Windows 操作系统中运行，具有 Windows 优越的图形工作环境，完全支持结构化程序设计模式。Visual Basic（以下简称 VB）具有先进的“图形用户接口”，能建立完美的用户界面，并通过此界面处理问题，因此其具有可视性、反馈性和程序调试功能。可视性使设计者随时可看到设计中间过程；反馈性指的是在程序设计或运行阶段，VB 与用户间始终具有良好的交互和反馈；程序调试功能是指 VB 除具有程序调试器功能外，还具有“邻近窗口”和“观察窗口”等先进功能，便于用户测试。VB 的用户界面由多个窗体和对象组成，窗体在屏幕上像窗口一样出现；对象是窗体中出现的项，如命令钮、选择钮、图像等。且 VB 用户还可在 VB 中运用 Windows 的各种高级功能，如多文档功能、动态数据交换等。

6.3 稳定塘计算机辅助设计工程制图

6.3.1 概述

CAD 工程制图的理论基础是计算机图形处理技术，并在此基础上开发了大量通用的 CAD 系统软件。而其中 AutoCAD 软件包是一套应用非常广泛、供微机使用的交互式绘图软件包。自 1982 年推出 V1.0 版以后，不断更新，现已推出 AutoCAD 2005 版，从最初的封闭式二维软件发展到现在的敞开式三维实体造型软件。以 AutoCAD R12 为例，其功能主要有二维绘图、三维绘图、三维实体造型（AME）、菜单定制、与 C 语言接口的高级开发系统（ADS）、与数据库接口的 ASE、人机交互的 DCL 等，所有这些功能为工程设计 CAD 软件的开发提供了条件，稳定塘 CAD 智能化软件即采用 DOS 操作系统下的 AutoCAD R12。当然该软件和其他专业软件一样，可随着系统及绘图软件的升级而升级。

6.3.2 建立图库

(1) 图库建立 图库建立模块是稳定塘 CAD 系统的基础服务部分，是为扩充稳定塘 CAD 系统图形库和管理图形库而专门编制的建库工具。它可为设计人员顺利开展设计提供方便的条件。

图库建立部分主要完成图形库中所需基础图形的自动绘制，可绘制厌氧塘、兼性塘等塘体及塘体尺寸、水深、内外坡坡度、沉泥深等，通过汉化对话框提示输入，其后程序自动完成塘体平、剖面图绘制工作，绘好的图形按图形库的命名及存放规则存到指定目录，供设计人员查看或直接调用。点取该软件“单体绘制”菜单项，可进行各类单体的绘制。当然，图形库的内容可根据实际工程需要不断扩充。

图库管理部分主要对图形库内图形及有关幻灯文件进行管理，如拷贝、删除、改名等。这样可以随时对图形库进行维护、更新。图库中除塘体外，还有构筑物、附属构筑物、示意图、图例等。

(2) 绘图工具 工具模块为设计人员提供了一些通用工具。主要包括颜色选择、线型选

择、尺寸标准、文字注释及图例绘制，便于图形绘制规范、统一。

6.3.3 工程制图及图形输出

(1) 工程制图 工程制图模块是稳定塘 CAD 系统的核心部分之一，其主要功能是在设计模块的基础上根据设计人员的意图自动、迅速地画出各类图形，使其从重复繁琐的绘图工作中解放出来。稳定塘 CAD 工程制图主要包括以下模块：①进行塘体布置，组合塘体；②布置及绘制构筑物、附属构筑物、附属建筑物及必要的构件简图；③绘制道路系统，对路口进行修整；④绘制管网系统，对管线的交叉部位进行修整；⑤进行绿化布置；⑥标注尺寸；⑦注释文字；⑧绘有关图例。绘图过程中所需要插入到图形中的各类物体均可从图形库中直接调用，尺寸标注、文字注释及图例绘制皆可由工具模块提供。

在塘体布置及组合子模块中可将塘体按不同的组合形式放到指定的位置，如阵列布置或沿指定曲线布置。此外各个独立塘体还可搭配构成矩形或任意多边形，组合后的塘体具有共同的外坡。

在道路系统绘制子模块中，只要给出路宽及回转半径，即可进行道路系统的绘制，并可对交叉路口进行快速修整。

在管网及管件绘制子模块中进行管网的布置，如污水、污泥、雨水、给水、空气等各类管网，标注管线的材料、直径、高程、坡度等，并可在管线上指定位置插入阀门、弯头、井等各类管件。

该模块中各子模块调用顺序不受限制，菜单中按一般的设计顺序加以排列。因为有图形库及工具模块，故绘图模块的绘图及修改功能很强，设计人员可将最终设计结果随时存档，也可继续调整和构思新的设计，并对多种方案进行优化，以期提高设计质量。

(2) 图形输出 图形输出是全部设计过程的最后阶段，即将绘制的各类图形通过输出设备输出到图纸或打印机上。该模块可根据设计人员指定的图形输出范围和比例自动添加合适的图框，然后自动绘图设备按设计人员指定的绘图参数将图纸绘制出来。

6.4 稳定塘工程数据库

6.4.1 数据库

数据库 (Data Base) 是为满足某一组织中多个用户或某一系统中不同功能的多种应用需要，在计算机中按一定的数据模型组织、存储和使用的互相联系的数据集合。近些年，数据库管理系统的应用十分普及，如 DBASE、FoxBASE 等。20 世纪 90 年代初 FoxSoftware 公司又推出 FoxBASE 2.1 的升级换代产品 FoxPro，它采用现代软件技术的很多新成果，克服了以前用户界面设计手段单调，调试程序不直观等问题，为用户提供了强大的用户接口和开发环境。稳定塘智能化 CAD 软件中的信息系统即采用了 Microsoft 公司于 1993 年推出的 FoxPro 2.5 for DOS 和 for Windows，它比过去的任何数据库系统皆有很大的提高，无论在运行速度、人机界面，还是在编译工具等方面都有重大突破，并为用户提供了强有力的开发工具如屏幕生成器、报表生成器、菜单生成器等。此外还提供了举例相关查询 (Relation Query by Example, RQBE)，为用户提供了一种全新、快速、方便的查询手段。

6.4.2 稳定塘工程数据库

稳定塘工程数据库 (信息库) 是稳定塘 CAD 系统的运行基础和前提，主要由三部分组成：文本、图形及幻灯文本，它和设计密切关联，可供设计人员在设计过程中查询和调用，协助设计人员进行判断和决策，加速图形绘制的自动化与规范化。

(1) 组成

① 文本信息 主要提供文本资料，包含与稳定塘设计有关的法规、设计标准、设计参

数及技术指标。

② 幻灯信息 主要供设计人员了解软件系统的功能和使用方法，在设计过程中查询图形库中有关各类图形的内容。

③ 图形信息 主要供设计人员在设计时直接调用插入到图形之中。图形库包括的图形类别很多，如塘体类包括好氧塘、兼性塘、厌氧塘、曝气塘等；构筑物类包括格栅、沉砂池、沉淀池、曝气池、消化池等；管件类包括阀门、弯头、三通等；图例类包括图框、标题栏、比例尺、指北针等。在此不一一列举。

(2) 稳定塘智能化 CAD 软件的数据库 如前所述，数据库越丰富，越便于系统的使用。但由于时间限制，本软件数据库主要以文本信息为主。当然图形及幻灯信息等也可编入数据库中，但这一功能有待于软件的进一步完善。目前该文本信息包括以下资料。

① 气象类数据 包括不同纬度地区海平面逐月可见光辐射的最大值和最小值、全国主要城市日照时数及日照百分率表等。

② 稳定塘设计标准

③ 稳定塘设计参数 包括好氧塘的典型设计参数、兼性塘后串联的好氧塘设计参数等。

通过使用 Browse 命令打开和关闭数据库窗口，并通过指定 field（字段）的方法，筛选暂不需要的 field，经筛选后可简捷查看。

6.5 稳定塘工程的人工智能

6.5.1 概述

人工智能主要研究如何应用计算机来模拟人的思维活动，其基本研究项目主要是启发式搜索、知识表达、常识性推理与逻辑、人工智能专用语言与软件开发等。以这些为核心，又产生了各种人工智能领域，如专家系统、自然语言理解、问题求解与规划等，其中以专家系统最活跃、最实用。正如温斯顿（P. H. Winston）所提出的那样，人工智能就是研究如何使计算机去做原来只有人才能做的智能的工作，人工智能的中心就是研究使计算机更为有用以及构成智能的原理。

工程设计过程本身是一项需人类智能方能完成的工作。随着 CAD 技术的发展和深入应用，CAD 系统智能化已成为必然。

6.5.2 稳定塘专家系统

6.5.2.1 专家系统

专家系统实质上是一种能够思维的计算机软件，始于 20 世纪 70 年代初期，是人工智能实用化研究的主要方面。但一个软件或一个程序解决问题的能力取决于它所具有的知识量的大小，而并不取决于它的形式。为了使一个软件或程序智能化，必须使它具有关于所要解决的问题领域内的大量高质量的专业化知识。这样开发的软件或程序可以说是某具体问题领域内的专家，这就是所谓的“专家系统”。建造一个专家系统的过程通常被称为“知识工程”。

6.5.2.2 稳定塘专家系统

(1) 稳定塘专家系统的开发 在对国内外稳定塘处理技术研究成果系统分析的基础上，采用高级语言 Turbo Prolog 2.0，应用结构化程序设计思想，开发了由六个模块组成的稳定塘专家系统，这

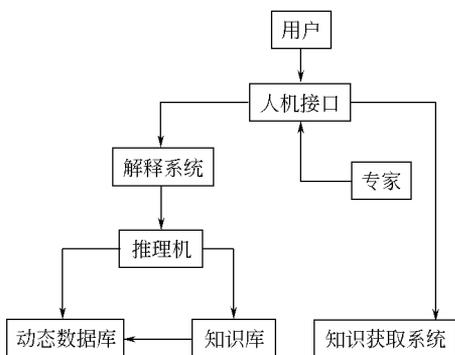


图 6-3 稳定塘专家系统的结构

六个模块分别是知识库、推理机制、解释系统、动态数据库、人机接口和知识获取，其结构见图 6-3。

① 知识库 是专家系统的核心部分。主要根据“七五”及“八五”国家科技攻关项目成果及《城市污水稳定塘设计手册》，并且参照《污水稳定塘设计规范》及美国环保署关于稳定塘运行中异常问题解决办法。知识可以利用树的形式描绘，知识树的各个节点可分为两种，即父节点和子节点，节点可以继续扩展，即添加另外的子节点。这种表示使知识具有继承性，从而可使程序运行起来大大节约运行空间。

② 推理机制 为逆向式推理，其作用主要是调用静态知识，产生一系列匹配、激活规则的过程，系统自动地动态生成推理过程中的推理树。该系统将知识库和推理机的设计分开处理，使知识库的修改与推理机无关，从而使系统不断扩充。

③ 知识获取 其功能是可以修改和扩展新的知识，从而强化和维护现有的知识库。它通过菜单提示用户，借助人机接口系统来询问用户/专家是否要添加、删除或修改。知识获取系统见图 6-4。

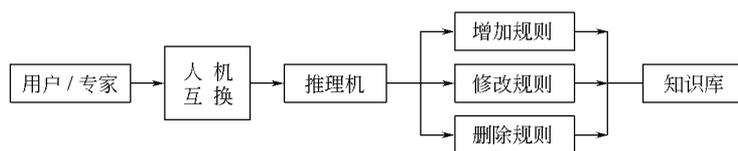


图 6-4 知识获取系统

④ 动态数据库 所以称为“动态”，是因为数据库在程序运行期间能够删除或添加新数据。且动态数据库的设计已由 Turbo Prolog 的内部程序完成，故编写程序时可直接使用，而不用考虑如何使所描绘的知识存入到动态数据库中。

⑤ 人机接口及解释系统 稳定塘专家系统有主菜单和子菜单系统，用以人机交互，便于用户操作。解释系统的功能是将推理机应用知识的轨迹记载下来，并显示给用户，增加专家系统的可信度和透明度。

稳定塘专家系统是人工智能的集中体现，在整个软件系统中主要用于稳定塘系统工艺流程及设计的优化。

(2) 稳定塘专家系统的工具选择 经过比较各种语言开发专家系统的优劣后，选用了 Borland 公司研制的编译型 Turbo Prolog 语言。该语言有良好的用户界面和内部编辑程序，能自动连接、生成目标文件。

6.5.3 人工智能的其他体现

该软件中除专家系统外，还在以下几个方面体现智能化。

(1) 采用智能化程序设计语言

① 利用 VB 语言开发具有智能化的设计程序 如前所述，VB 具有很先进的“图形用户接口”，具有独特的“面向对象程序设计”，具有对象建立、对象访问控制、对象可编程、对象继承、对象多态性和对象可预见性。该软件即利用 VB 多文档功能建一个父窗体并统率若干子窗体，贯穿稳定塘智能化 CAD 系统（图 6-5）。

② 利用 Autolisp 语言开发智能化工程制图程序 Autolisp 语言嵌入在 AutoCAD 软件中，为表处理语言，本身即具有人工智能功能，用于制图程序编写，具有很强的灵活性。

(2) 智能化数据库管理系统 在工程设计中，往往数据量非常大，而且形式多样，同时又有许多复杂的设计约束要进行合理的表达，这就要求作为其核心的数据库管理系统不但能够有效地管理形式多样的数据，而且能够从已有的数据中推导出新的数据。FoxPro 2.5 软件即具有这种智能的特点，通过完善的编译及用户接口功能，实现数据的快速查找和传递。

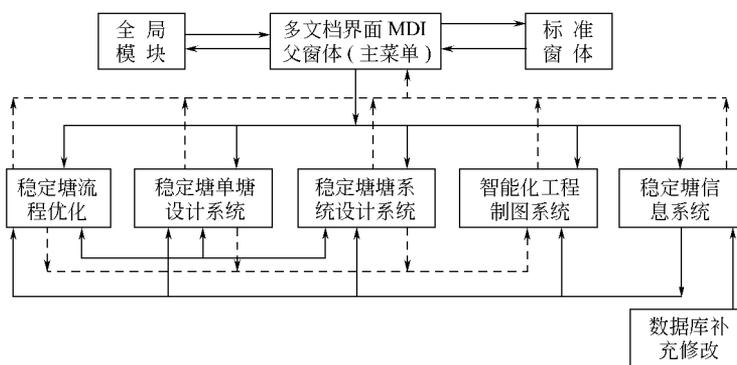


图 6-5 稳定塘智能化 CAD 系统

6.6 稳定塘软件开发

6.6.1 稳定塘软件开发的必要性

稳定塘的设计是保证稳定塘能良好运行的关键，设计的优劣直接影响到稳定塘的污水处理能力，影响它的经济和环境效益。只有以科学的设计理论为依据，采用先进的设计手段，才能实现设计的优化。因此把计算机技术和稳定塘处理的先进技术引入到设计中去，加速先进技术的推广和应用，提高设计质量已成燃眉之急。此外，稳定塘技术有着复杂的影响因素，如气象、地质、生化、水力性能等，使人为判断有一定困难。落后的人工计算和手工绘图方式已不能满足设计要求，改造传统的设计手段，使设计向科学化、现代化的更高层次发展已成为大势所趋。

6.6.2 稳定塘软件的开发

(1) 系统性 要用系统工程学的思想指导软件的开发。在软件系统中各相对独立的专项功能模块概括了稳定塘设计的全过程。利用该软件不单可以在短时间内绘出多个设计方案，而且还有丰富的图形库可供调用，并且能较合理地组织系统内部的数据流，程序运行间的数据交换、生成的数据文件、图形及幻灯文件按一定规则统一管理，便于系统的维护和更新。此外引进人工智能思想，尽可能多地向设计人员提供判断的依据，并对某些数据输入加以控制、报错和揭示，以保证设计的准确性。

(2) 实用性 软件是供设计人员使用的，应尽可能做到用户友好。设计各阶段力求符合传统的设计习惯，通过汉化的专业菜单和简洁明了的对话框使设计人员即使在没有较多计算机知识的情况下也能很快掌握和使用。在系统的硬件配置方面也是考虑日益普及、价格便宜的微型计算机，从而便于软件系统的推广和普及。

(3) 可靠性 可靠与否是任何一个软件系统能否生存的关键，也是必须满足的先决条件。如前所述，该软件中稳定塘遵照国家规定的规范要求，在总结“七五”及“八五”有关稳定塘研究成果的基础上，完成该系统的编制和调试工作，并借鉴国内外应用实例来验证。在系统的组织上采用“结构化”设计思想和“模块化”设计技术，使各模块相对独立地完成各自的功能。并且在程序的编制中应采取相应的保护措施，加强错误的识别及改正，防止不合格的数据和约束条件进入系统，从而确保系统的可靠性。

(4) 开放性 随着技术的更新，包括稳定塘处理技术进一步完善和计算机技术的不断发展，软件必然面临维护和扩展的问题。为增强其灵活性和适应能力，系统采用模块化结构为其功能扩展提供了条件。另外系统本身提供的建库工具也让用户不断将新的图形加入到图形库中。此外软件的开发应建立在较高层次的基础上，集中表现之一便是采用具有广阔发展前

景的开发环境，并尽可能采用先进的技术。如 Windows 3.1、AutoCAD R12 及以上版本和界面性能好、运算速度快的设计语言。

总之，稳定塘软件应像其他工程软件的开发一样，做到便于使用和掌握，同时又功能齐全、开放性强，应用于工程实践并通过实践的检验而不断完善，从而达到软件开发的目的。

7 新型稳定塘实用技术

7.1 新型曝气塘

7.1.1 新型曝气塘研究

新型曝气塘由厌氧坑和浅水曝气好氧区组成。污水由厌氧坑底部引入，从厌氧坑上部进入浅水曝气好氧区，在设有导流堤的好氧区内循环流动。厌氧坑可根据其所需个数在塘内均匀设置。推动器设于坑与坑之间的浅水区域内。图 7-1 为新型曝气塘。

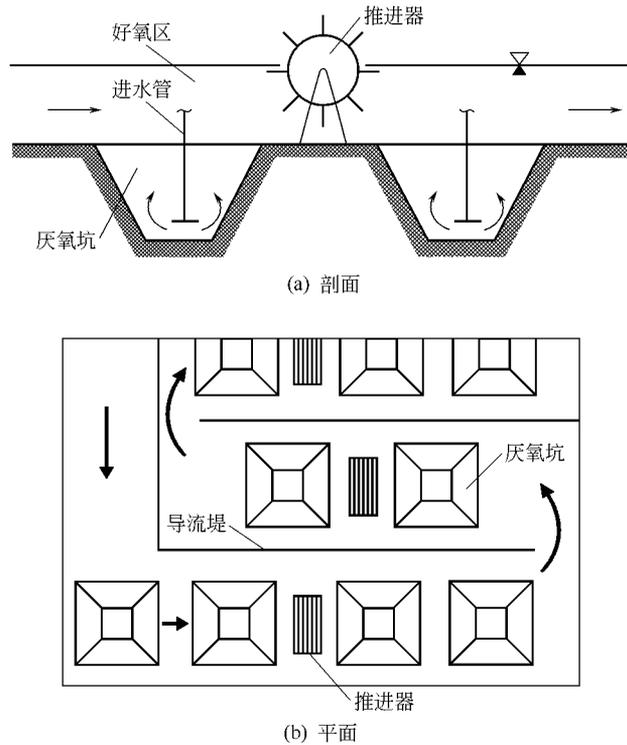


图 7-1 新型曝气塘

通过试验得出，好氧区水深 0.6m 时，标准状态下氧转移系数 K_{Las} (d^{-1})、充氧量 Q_s (g/d)、单位面积充氧量 Q_{As} [$kg/(hm^2 \cdot d)$]、单位容积充氧量 Q_{Vs} [$g/(m^3 \cdot d)$] 与水流速度 v (m/s) 之间的关系如下。

$$K_{Las} = 0.3 + 939.47v^{1.804} \quad (7-1)$$

$$Q_s = 4.6 + 14391.97v^{1.804} \quad (7-2)$$

$$Q_{As} = 15.32 + 47973.24v^{1.804} \quad (7-3)$$

$$Q_{Vs} = 2.72 + 8521.00v^{1.804} \quad (7-4)$$

试验还得出塘中比功率 N/V (W/m^3)、曝气器充氧动力效率 E_p [$kg/(kW \cdot h)$]、充氧

容积动力效率 E_{Vp} [$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{kW} \cdot \text{h})$] 与水流速度 v (m/s) 之间的关系如下。

$$\frac{N}{V} = 46465.31v^3 \quad (7-5)$$

$$E_p = 0.00887v^{-1.19} \quad (7-6)$$

$$E_{Vp} = 0.00525v^{-1.19} \quad (7-7)$$

7.1.2 新型曝气塘设计参数

进水流量为 Q (m^3/d)、 BOD_5 浓度为 C_i (mg/L)。

(1) 厌氧坑的设计参数

- ① 水力停留时间，据国内外经验选用 2d。
- ② 坑深，5~6m。
- ③ 边坡坡度，水平：竖直=3：1。
- ④ 每个坑的表面尺寸，30m×30m 左右。
- ⑤ 每个坑的容积，1500 m^3 。
- ⑥ 坑的个数 (n)

$$n = \frac{2Q}{1500} = \frac{Q}{750}$$

- ⑦ 占地面积 (A_1)， m^2 。

$$A_1 = 30 \times 30 \times n \times 1.5 = 1.8Q$$

式中，1.5 为安全系数。

- ⑧ BOD_5 去除率，以 30% 计。

(2) 好氧区的设计参数

- ① 进水 BOD_5 ， $0.7C_i$ mg/L 。
- ② 有效水深 (H)，推荐为 0.6m。
- ③ 占地面积 (A_2)， m^2 。

$$A_2 = \frac{15.75C_iQ}{\left[\frac{\alpha(C_{\text{Sw}} - C)}{C_s} \right] \times 1.025^{(T-20)} \times Q_{\text{As}}} \quad (7-8)$$

式中， A_2 为占地面积， m^2 ； C_{Sw} 为污水中氧饱和浓度， mg/L ； C 为塘水的溶解氧浓度， mg/L ； C_s 为标准状态下清水氧饱和浓度， mg/L ； α 为污水中氧转移率/清水中氧转移率； T 为水温， $^{\circ}\text{C}$ 。

在最不利情况下，总占地面积 A 以 $A_1 + A_2$ 计。

- ④ 水力停留时间 (t)，d。

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{A_2 H}{Q} \quad (7-9)$$

- ⑤ 曝气设备功率 (N)，kW。

$$N = \frac{A_2 \left(\frac{V}{0.15} \right)^3}{16000} \quad (7-10)$$

表 7-1 列出了进水 BOD_5 为 200 mg/L 、水温 10 $^{\circ}\text{C}$ 时，新型曝气塘占地面积、曝气设备功率及水力停留时间。

7.1.3 新型曝气塘的技术经济指标

表 7-2 列出了新型曝气塘单位占地指标及单位设备功率指标。

“七五”科技攻关研究得知，天然稳定塘系统的最小单位占地指标 A/Q 为 26.7 $\text{m}^2/(\text{m}^3/\text{d})$ ，从表中可以看出，流速为 0.3 m/s 时，新型曝气塘的单位占地指标 (A/Q) 比天

表 7-1 新型曝气塘占地面积、曝气设备功率及水力停留时间

t/d	v/(m/s)	Q/(m ³ /d)									
		100000		50000		20000		6000		1000	
		A/hm ²	N/kW	A/hm ²	N/kW	A/hm ²	N/kW	A/hm ²	N/kW	A/hm ²	N/kW
21.00	0.03	516.71	2.49	258.36	1.25	103.34	0.50	31.00	0.15	5.17	0.02
8.10	0.06	178.13	6.41	89.06	3.20	35.63	1.28	10.69	0.38	1.78	0.06
5.01	0.09	97.05	10.67	48.52	5.34	19.41	2.13	5.82	0.64	0.97	0.11
3.81	0.12	65.51	15.20	32.75	7.60	13.10	3.04	3.93	0.91	0.66	0.15
3.22	0.15	49.91	19.95	24.96	9.97	9.98	3.99	2.99	1.20	0.50	0.20
2.88	0.18	41.03	24.87	20.52	12.44	8.21	4.97	2.46	1.49	0.41	0.25
2.67	0.21	35.47	29.96	17.74	14.98	7.09	5.99	2.13	1.80	0.35	0.30
2.52	0.24	31.75	35.19	15.87	17.59	6.35	7.04	1.90	2.11	0.32	0.35
2.42	0.27	29.12	40.55	14.56	20.27	5.82	8.11	1.75	2.43	0.29	0.41
2.35	0.30	27.20	46.02	13.60	23.01	5.44	9.20	1.63	2.76	0.27	0.46

表 7-2 新型曝气塘单位占地指标及单位设备功率指标

v/(m/s)	单位占地指标 (A/Q) /[m ² /(m ³ /d)]	单位设备功率指标 (N/Q) /[W/(m ³ /d)]	v/(m/s)	单位占地指标 (A/Q) /[m ² /(m ³ /d)]	单位设备功率指标 (N/Q) /[W/(m ³ /d)]
0.03	51.67	0.025	0.18	4.10	0.249
0.06	17.81	0.064	0.21	3.55	0.300
0.09	9.70	0.107	0.24	3.17	0.352
0.12	6.55	0.152	0.27	2.91	0.405
0.15	4.99	0.199	0.30	2.72	0.460

注：1. BOD₅ = 200mg/L，水温为 10℃；

2. 单位设备功率指标未计进水泵功率。

然塘系统减少近 90%，已在常规处理工艺的单位占地指标 0.7~3.0m²/(m³/d) 的范围内；而其单位设备功率指标 (N/Q) 只比天然塘系统增加 0.460W/(m³/d)，即每立方米水多耗电 0.011kW·h，常规处理工艺的 N/Q (包括进水泵功率) 最低为 15W/(m³/d)，若设曝气设备的 N/Q 占全部指标的 1/3，即为 5W/(m³/d)，则新型曝气塘的 N/Q 仅为它的 1/10。

7.2 超深厌氧塘

超深厌氧塘是一种稳定塘的新工艺。与常规厌氧塘相比，超深厌氧塘具有 BOD₅ 容积负荷大、占地面积小、受温度影响小和底泥消化完全等优点。超深厌氧塘加大了塘深，提高了容积负荷，大大缩小了占地面积，使基建费用中的征地费下降，但因塘深加大使其结构复杂，增加了施工的难度及费用。

在处理同一污水，保持相同停留时间的前提下，加大塘深可缩小塘的表面积，对于厌氧塘，还可减小对环境的不利影响及减少因表面复氧而进入塘中的氧量，改善塘中厌氧微生物的生存条件；从保温角度看，可减少冬季塘表面的热量散失，减少季节温度变化对处理效率的影响。因此与其他种类稳定塘比较，加大厌氧塘深度

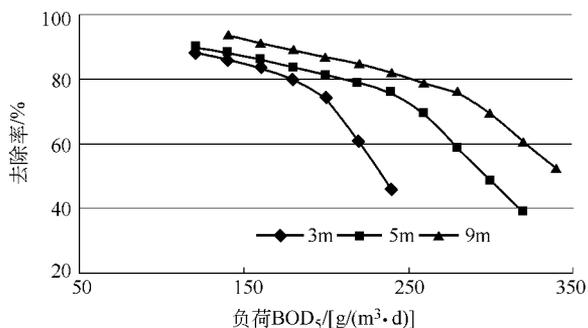


图 7-2 不同水深时负荷与去除率的关系
(常温条件下)

有更多的好处。与传统厌氧塘（深 3~5m）区别，将深度超过正常值范围的厌氧塘称为超深厌氧塘。

7.2.1 BOD₅ 容积负荷、塘深与去除率的关系

通过中试得出了常温条件下，不同水深时负荷与去除率的关系，见图 7-2。

从图中可看出水深的明显影响。当去除率为 70% 时，水深 3m、5m、9m 塘的容积负荷 BOD₅ 分别为 210g/(m³·d)、255g/(m³·d) 和 300g/(m³·d)。即对某一污水，要求去除率达 70% 时，使用 9m 深塘比 3m 深塘约减少 30% 的容积，因而占地面积可大大减少。但当负荷较小时，增加塘深对提高去除率的作用不大，如负荷 BOD₅ 为 160g/(m³·d) 时，水深

3m、5m、9m 塘的去除率分别为 84%、86%、91%，上下相差不足 10%。这是因为小负荷时，3m 深塘的去除率已达 80% 以上，继续加大水深效果不显著。

经数学拟合和回归，得到 BOD₅ 容积负荷、水深和去除率之间的定量关系，详见表 7-3。

表 7-3 BOD₅ 容积负荷、水深和去除率之间的定量关系

水深/m	BOD ₅ 负荷 N_V /[g/(m ³ ·d)]	去除率 η /%
3	<190	$\eta=95.33-4.6\times 10^{-4}N_V^2$
	>210	$\eta=230.56-0.77\times N_V$
5	<240	$\eta=94.48-3.2\times 10^{-4}N_V^2$
	>260	$\eta=194.85-0.487N_V$
9	<280	$\eta=99.41-3.15\times 10^{-4}N_V^2$
	>300	$\eta=194.04-0.416N_V$

7.2.2 温度的影响

超深厌氧塘内温度受气温和进水水温的控制。在近水面处，温度由气温决定；在近

塘底处，温度由进水水温所决定；距塘底约 3m 处往上，有一个 3~4m 高的恒温段，在此恒温段中温度基本保持均衡，上下差别不超过 0.5℃，而普通厌氧塘中则未观察到此现象。

BOD₅ 容积负荷为 315g/(m³·d) 的超深塘的进水水温从 17℃ 降至 11℃，其 BOD₅ 去除率从 63% 降至 47%，而从图 7-2 中可看出，在此负荷条件下水深 3m 的常规厌氧塘的去除率已接近于零。由此推断，因恒温段的缓冲作用，超深厌氧塘对水温降低这一不利因素有较强的抵抗能力。

7.2.3 超深厌氧塘的工作机理

在厌氧条件下，有机物经水解、产酸和产气三阶段而稳定。虽然有兼性的产酸菌，但甲烷菌是严格的厌氧菌，若无浮渣层覆盖，水深 2.5m 的厌氧塘在 20℃ 时从大气进入水中的氧量约为 3.4g/(m²·d)，对甲烷菌的存活有威胁，加大塘深而缩小表面积实际上是改善了塘中的还原环境。此外，加大塘深还有利于底泥的完全消化，对于提高出水水质及充分利用底泥消化所放出的热量也有好处。

在超深厌氧塘中观察到悬浮污泥层的存在。厌氧分解中产生的 CO₂、H₂、CH₄ 等气体在水中以小气泡形式析出，在上升过程中捕捉、黏附一些细小的悬浮颗粒，升至一定高度时，气泡有可能破裂，所携带颗粒在重力作用下下沉，在下沉过程中如黏附上气泡则又随着气泡上升，从而形成悬浮污泥层，此情况与升流式厌氧污泥床（UASB）相似。入流污水经过这一含有大量厌氧微生物的污泥层而得到很好的净化。在常规厌氧塘中，因污水向上流动行程短的限制而无法形成此悬浮污泥层。

7.2.4 经济分析

加大塘深可增大容积负荷而减少占地，但施工费用也势必增加，因此应进行经济分析，以确定其综合影响。影响造价的主要因素为征地费和基建工程直接费，因此厌氧塘造价估算模式如下。

$$C=SP_r+A \quad (7-11)$$

式中，C 为厌氧塘造价估算值，万元；S 为厌氧塘净表面积，hm²；P_r 为地价，万元/hm²；A 为基建工程直接费，万元。

按城市污水稳定塘设计手册有关规定，以 1992 年“北京市建筑安装工程概算定额”为依据，部分项目参照 1994 年重印的“市政工程预算定额”第一、六、九册和 1993 年的“北京市建筑工程施工定额”进行估算。据工程选点的一般情况，假定有洼地或池塘可利用。改造时的土方量，3m 和 9m 深塘各以开挖断面土方量的 30%和 75%计，以使它们开挖时减少的土方量相当。表 7-4 为 3m、9m 深塘造价估算模式。

表 7-4 3m、9m 深塘造价估算模式

断面形式	流量 /($\times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$)	造价估算模式	
		塘深 3m	塘深 9m
梯形	1	$C=0.7867P_r+22.76$	$C=0.3628P_r+29.15$
	4	$C=3.1468P_r+91.04$	$C=1.1574P_r+93.74$
	10	$C=7.867P_r+227.50$	$C=2.5266P_r+201.37$
矩形	1	$C=0.6116P_r+44.70$	$C=0.1426P_r+82.37$
	4	$C=2.4423P_r+162.40$	$C=0.5703P_r+191.16$
	10	$C=6.1108P_r+415.80$	$C=1.4256P_r+450.87$
组合	1		$C=0.3040P_r+74.12$
	4		$C=1.0036P_r+223.32$
	10		$C=2.2393P_r+457.02$

据表 7-4 可得不同流量、不同深度塘的造价与地价关系，见图 7-3~图 7-5。

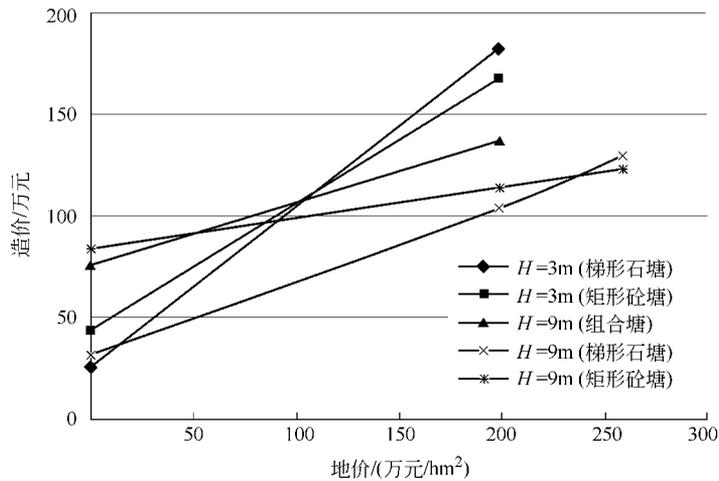


图 7-3 Q 为 $10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 时 3m、9m 塘的造价与地价关系

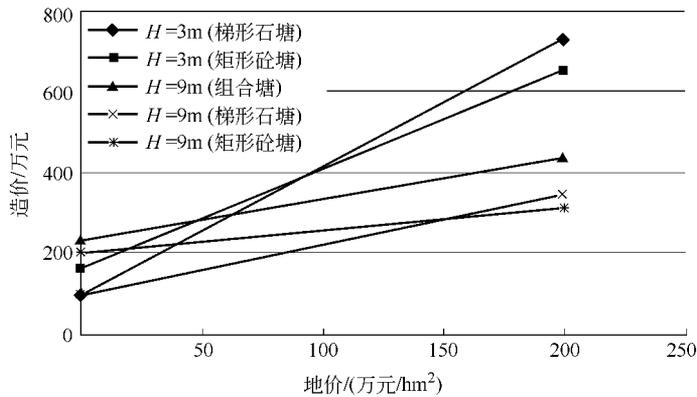


图 7-4 Q 为 $4 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 时 3m、9m 塘的造价与地价关系

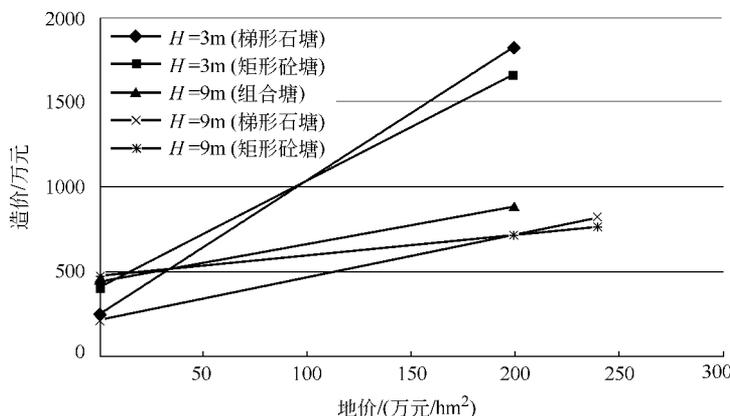


图 7-5 Q 为 $10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ 时, 3m、9m 塘的造价与地价关系

从图中可看出, 对于 Q 为 $10^4 \text{ m}^3/\text{d}$, 仅当地价 $P_r < 15$ 万元/ hm^2 时, 塘深 3m 最为经济。其他情况下, 9m 深塘的造价均低于 3m 深塘。随着流量和地价的增加, 深塘的优势更为显著。

7.3 活性藻系统

活性藻系统根据藻菌共生原理, 在系统内培养合适的菌类和藻类, 利用藻类供氧以减少人工供氧量, 从而进一步降低污水处理能耗和运行成本。还可以用大量繁殖菌藻的方式进行污水净化、再生和副产藻类蛋白, 这类稳定塘又称为高速率氧化塘。高效藻类塘 (high rate alage pond) 是美国加州大学伯克利分校的 Oswald 提出并发展的。高效藻类塘不同于传统稳定塘的特征主要表现在四方面: ①较浅的塘深度, 一般为 $0.3 \sim 0.6 \text{ m}$, 传统的稳定塘深度一般在 $0.5 \sim 2.0 \text{ m}$; ②有一垂直于塘内廊道的连续搅拌的装置; ③较短的停留时间, 一般为 $4 \sim 10 \text{ d}$ 左右, 是一般稳定塘停留时间的 $1/10 \sim 1/7$; ④高效藻类塘的宽度较窄, 且被分成几个狭长的廊道。这样的构造可以很好地配合塘中的连续搅拌装置, 促进污水的完全混合, 调节塘内氧和 CO_2 的浓度, 均衡池内水温以及促进氨氮的吹脱作用。以上四种特征创造了有利于藻类和细菌生长繁殖的环境, 强化藻类和细菌之间的相互作用, 所以高效藻类塘内有着比一般稳定塘更加丰富多样的生物相, 对有机物、氨氮和磷有良好的去除效果, 从而大大减少了占地面积。现在高效稳定塘在美国、法国、德国、南非、以色列、菲律宾、泰国、印度、新加坡等国都有应用。

7.3.1 活性藻系统工作原理

作为能源的有机物被氧化为 CO_2 、水和其他无机物, 分子态氧起了电子接受体的作用。此代谢过程中放出的 CO_2 和无机营养物可被藻类利用。藻类和细菌在系统内能形成良好的共生关系, 在光合作用过程中, 藻类利用 CO_2 、无机营养和水, 借助光能合成有机物或排出可被异养菌利用的有机化合物。

活性藻系统就是根据藻菌共生原理, 在系统内培养合适的菌类和藻类, 利用藻类供氧以减少人工供氧量, 从而节约能耗和降低污水处理成本。

7.3.2 活性藻系统的性能

(1) 最佳藻菌比 藻菌共生的活性藻系统中因藻、菌相互混杂, 很难测定各种藻和菌的具体含量。从工程实际出发, 首先应确定活性藻系统建立之初的最佳藻菌混合比。

以 COD 去除率和去除 1 mg COD 所需曝气量为指标, 经正交试验得出最佳质量比为

菌：藻=3：1。

试验中将培养成熟的菌浓度为 3000mg/L 的液体 500mL 与藻浓度为 200mg/L 的液体 2500mL 相混合即得到上述配比。下面所讨论的活性藻系统性能均为基于最佳配比下建立起来的活性藻系统。

(2) 净化功能 据活性藻系统与活性污泥系统的对比试验，当污泥 COD 负荷为 0.25~0.60kg/(kg·d) 时，活性藻系统 COD 去除率为 95%~88%，活性污泥系统为 91%~79%，前者比后者高出 4~9 个百分点，即在 COD 去除率相同的前提下，活性藻系统可以承受更大的负荷。因为活性藻系统有较长的食物链，对生物能源的利用较充分，而且藻类还能直接或与菌类协同参与有机物的降解。

(3) 水力停留时间 经试验确定活性藻系统的最佳水力停留时间为 12~16h，此时 COD 去除率可达 90% 以上，若水力停留时间再延长，COD 去除率基本保持不变。据文献介绍，曝气塘的主要优点是水力停留时间较短，多则 8~9d；少则 1~3d。若以 1~3d 计，活性藻系统的水力停留时间仅为曝气塘的 67%~22%，即相应减少的所需容积及占地面积为 33%~78%。

(4) 能耗 活性藻系统所需曝气量明显少于活性污泥系统，因藻类光合作用产氧，而且所产的氧在水中分布均匀，利用率高。去除 1mgCOD，活性污泥系统需氧 41.0~46.9mL，活性藻系统仅需 30.5~34.9mL，曝气量可节约达 23%~32%。

(5) 脱氮效果 在对比试验中，当进水 NH_4^+-N 平均浓度为 32.2mg/L 时，活性污泥法系统出水 NH_4^+-N 平均浓度为 24.5mg/L，去除率为 24.0%，这与 50% 以上常规二级污水处理厂除氮效果在 40% 以下的调查结果相吻合，而活性藻系统出水 NH_4^+-N 为 4.5~6.2mg/L，去除率达 80% 以上。据报道，曝气塘系统 NH_4^+-N 去除率为 87.0%~94.0%，兼性塘系统为 53.0%~96.1%，因此活性藻系统除氮效果与曝气塘系统和兼性塘系统基本相当。但应注意的是，活性藻系统的水力停留时间为 12~16h 左右，比兼性塘和曝气塘系统小得多。

藻类原生质中含氮量约为 9%~11%，但当藻类老化时，含氮量会降至 6% 左右，因而生物同化氮的能力是有限的。由于藻类的光合作用，大量 CO_2 消耗于细胞的合成反应，系统中的 pH 值因此上升，此时方程 $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ 的平衡向产生游离态氮方向移动，大量 NH_4^+ 被释放出来逸入大气。这是活性藻系统内氮转移的主要途径。

由上述可知，活性藻系统的脱氮基本上是化学反应，反应速度较快，而一般活性污泥法系统的脱氮，则采用生物硝化和反硝化方法，其生化反应速度较慢，因而需要较大的反应容积。若活性藻系统应用于脱氮，将会有较大的经济和环境效益。

7.3.3 活性藻系统基质降解动力学模式

若假设活性藻系统的流态为完全混合型，进水微生物浓度为零，在稳定状态下，据物料平衡可推得其基质降解速率动力学模式如下。

$$N_s = K_2 \times (S_e - S_n) \quad (7-12)$$

式中， N_s 为污泥 COD 负荷，mg/(mg·h)； S_e 为出水中基质浓度，mg/L； S_n 为不可生物降解的有机物浓度，mg/L； K_2 为减速增长期的速度常数， $\text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

经试验得，普通活性污泥法的 K_2 值一般为 $1.25 \times 10^{-4} \sim 8.33 \times 10^{-4}$ ，活性藻系统的 K_2 值与普通活性污泥法系统基本相当。

7.4 移动式曝气器曝气塘

普通曝气塘多为固定式曝气，即以曝气器为圆心，依靠物理扩散作用将氧分子由中心向

外圈传播。因扩散的动力是溶解氧的浓度梯度，曝气塘中心处的溶解氧浓度必然较高，这就要求曝气器有较大的功率。而中心处较高浓度的溶解氧又阻碍曝气器的充氧作用，因而白白消耗了一部分电能，增加了运行费用。若将固定式曝气器改为移动式，使曝气器在塘中往复运动并同时曝气充氧，就可克服上述固定式曝气的弊病。移动式曝气相当于以移动轴线上的各点为圆心进行充氧，近似于有多个曝气器同时运转，可缩短氧分子扩散所需时间。含氧水也随着移动式曝气器的移动而迁移，更进一步缩短氧分子扩散所需时间。曝气器的移动还有利于保持塘内溶解氧的均匀一致而避免死角。

7.4.1 移动式曝气器曝气塘的净化功能

中试塘在苏州科技学院（原苏州城建环保学院）院内，长40m，宽13m，平均水深2m，当地最低月平均温度为7.7℃。进水BOD₅为128~43mg/L，BOD₅负荷为710kg/(hm²·d)，水力停留时间1.9d。移动式曝气器由表曝器和推动器两部分组成，以推动器的正反带来带动表曝器在塘内往返运动，往返一次约15~20min。

移动式曝气器曝气塘的BOD₅去除效率随季节而异。夏季的处理效果最好，去除率达91%以上；春、冬季次之，去除率在78%~88%之间；秋季效果最差，在10月份其BOD₅去除率仅为34%，这是由于水温下降，夏天出现的枝角类到秋季大量死亡，使出水水质恶化。到11月份，虽然气温继续下降，但去除率回升至79%，可见它具有较强的自身调节能力。

因进水BOD₅较低，平均仅84mg/L，在整个运行过程中未观察到大量生物絮体，BOD₅去除率平均达77%，若进水BOD₅适当增大，其去除效率还可能增高。

7.4.2 机械曝气、大气复氧及藻类光合作用产氧的优化组合——间歇曝气

为充分利用光合作用产氧，可在适当的时间停止人工供氧，待塘中溶解氧降至极限值2mg/L时再开启曝气器，即间歇曝气。据试验结果得知，晴天时，若要保持塘中溶解氧在2~3mg/L，固定式曝气器总计可停开8.5h，阴天总计也可停开5~6.5h。

移动式曝气器由表曝器和推动器组成。若表曝器不工作，仅推动器转动而在塘中往复运动时，塘中溶解氧相对平均提高0.94mg/L，因此推动器也有一定充氧作用，白天的大部分时间都无需曝气，只需开动推动器即可满足塘中溶解氧的需求。表7-5列出了移动式曝气器曝气塘间歇曝气运行方式及耗电量。

表7-5 移动式曝气器曝气塘间歇曝气运行方式及耗电量

指 标	春 季	夏 季	秋 季	冬 季
推动器开动时间/h	24	24	24	24
表曝器开动时间/h	12	10	12	15
耗电量/(kW·h/d)	36	33	36	40.5

7.4.3 移动式曝气器曝气塘的能耗

若不采用间歇运行方式，移动式曝气器曝气塘每日耗电量为54kW·h，对比表7-5中的数据可知，间歇曝气可节约电耗38%~25%。表7-6是移动式间歇曝气塘与其他曝气塘的能耗比较。

表7-6 移动式间歇曝气塘与其他曝气塘的能耗比较

项 目	移动式间歇曝气中试塘	其他曝气塘
动力水平/(W/m ³ 池)	2.16	2~6
比能耗/(kW·h/m ³ 污水)	0.0619~0.076	0.064~0.095
比能耗/(kW·h/kgBOD ₅)	1.77~2.17	6.83~17.18

注：中试塘进水流量533m³/d，BOD₅80mg/L，去除率85%，水力停留时间1.9d。

为使塘中溶解氧满足 $2\sim 3\text{mg/L}$ 的要求，表曝器在白天只开动一段时间或完全不开，依靠光合作用、大气复氧和推动器的作用为塘水充氧，夜间则同时开动表曝器和推动器。上述运行条件下的移动式曝气器曝气塘的动力水平为 2.16 W/m^3 池，比能耗为 $1.77\sim 2.17$ $(\text{kW}\cdot\text{h})/\text{kgBOD}_5$ ，是普通曝气塘的 $0.13\sim 0.26$ 倍。若进一步改进表曝器和推动器的工作性能，能耗还有可能减少。

8 国内应用实例

8.1 天津汉沽稳定塘

8.1.1 工程介绍

(1) 地理位置 汉沽稳定塘建于汉沽区南 10km 处，汉沽污水库西侧荒地上。汉沽区位于天津市区东北部，距市区 73km，地处京山铁路沿线，东邻丰南县，西接塘沽区，北接宁河县，南邻渤海。中心地理坐标为东经 $117^{\circ}41' \sim 118^{\circ}3'$ ，北纬 $39^{\circ}7' \sim 39^{\circ}19'$ 。

(2) 气象条件 汉沽区年平均气温 11.9°C ，1 月份最冷，月平均气温 -4.4°C 。7 月份最热，月平均气温 26.2°C ，年温差 30.6°C ，极端最高气温 38°C ，极端最低气温 -19.3°C 。

汉沽区受季风环境支配，风向季节转换明显，冬季多西北风，夏季多东南风。全年平均风速 4.6m/s ，4 月平均风速最高，5 月和 1 月次之，历年最大风速可达 33m/s 。平均年降水量 462.3mm ，年蒸发量 1819.7mm ，为降水量的 3.9 倍。每年无霜期为 216d，结冰期在 12 月初~3 月初，历时 100d，阳光较充足，日照率为 68.4%，年平均日照时数为 3100.2h，年总辐射量为 135.9kcal/cm^2 。

(3) 工程概况 汉沽稳定塘 1991 年底动工，1993 年 6 月竣工，建成日处理 5 万吨规模的稳定塘，处理汉沽区以化工废水为主的全部工业废水。

汉沽区的工业废水主要为几个大型化工企业排放的化工废水，污染严重、毒性大、难降解。排放物除有机污染物外，还有硫化物、氰化物、氟化物、汞等有毒有害物质。因此该项工程的建成有利于蓟运河污染控制、海洋生态环境保护和人体健康，是既利于全局又利于地方的一项长远受益工程。

8.1.2 处理流程及设计参数

(1) 工艺流程

原污水→预处理塘→集水池→泵房→厌氧塘(两级)→兼性塘(六级)→生态塘→出水
该塘系统为两组平行系列，总占地面积为 75hm^2 。稳定塘系统平面图见图 8-1。

(2) 各构筑物简介

① 预处理塘 采用预处理塘代替了常规的沉砂池、沉淀池一级处理设施，取消了污泥泵房和输泥管道，使其兼具沉淀、储泥、污泥消化与净化功能。

② 厌氧塘 为了减少单塘面积和交替清淤的方便，设置两级厌氧塘。有效水深设置 4m，可减少占地面积，并有利于有机物的厌氧分解。

③ 兼性塘 设置六级兼性塘，单塘面积小于 4hm^2 ；塘的长宽比为 3.6:1；塘的进出水口为底部进，上部出，并设计多点进，多点出，均匀布水，以避免分层和短流；塘深采取前后不同的做法，前级塘深，有利于高浓度有机物的降解，后级塘浅，能增加阳光透射力，有利于复氧。

④ 生态塘 利用原汉沽污水库作为生态塘。蓄水量为 $560 \times 10^4\text{m}^3$ ，污水在塘内可停留 100d 以上，作为最后控制出水塘，以控制出水水质和起冬储作用。

(3) 设计参数 主要设计参数见表 8-1。

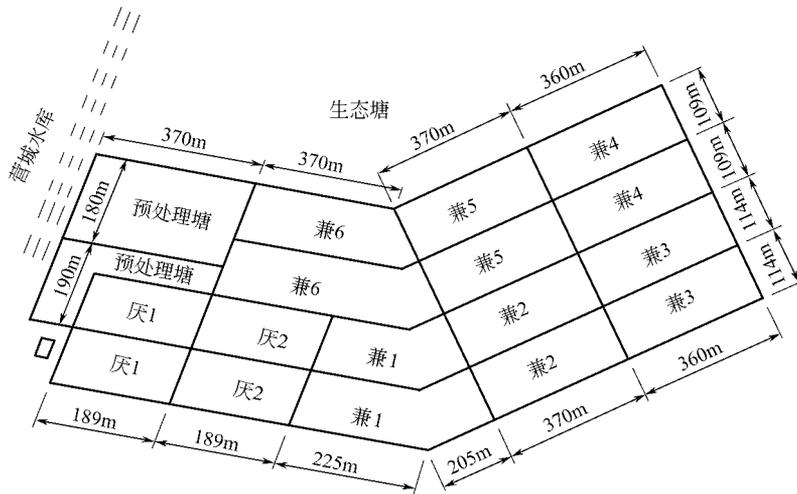


图 8-1 稳定塘系统平面图

表 8-1 主要设计参数

数 值	预处理塘	厌氧塘	兼性塘	生态塘
负荷/[kg/(hm ² ·d)]		227	35~40	
停留时间/d	3~6	5	17~12	
K/d ⁻¹		0.065	0.026	
单塘尺寸/m				
长	350	175	360	
宽	350	100	100	
深	2.5	4	1.5~2.4	2
有效容积/m ³	153125	277777	849600	5600000
表面积/hm ²	12	7	43~49	298

(4) 工程结构

- ① 堤顶宽度 4m。
- ② 堤顶高度 为设计水位高度、安全超高 (0.5m)、预留沉降值 (0.25m) 和波浪爬升高度 (0.45m) 四项的总和。
- ③ 土堤边坡 迎水坡及背水坡均采用 1:2 边坡。
- ④ 堤面护坡 对于邻生态塘一侧堤坝及内横隔堤南坝采用浆砌块石护坡, 只有一面迎水及两面迎水的纵内隔断堤坝, 均采用草皮护坡。
- ⑤ 混凝土 采用抗硫酸盐特殊水泥, 抗渗标号不低于 S₅, 混凝土标号取 250 号, 以保证良好的抗冻性能。

(5) 防渗处理 塘底处于人工素填土层上, 属不透水层。筑堤用挖方土亦以黏土及壤土为主, 采用分层辗轧压实处理方法, 湿容重达 1.70g/cm³, 干容重达 1.50g/cm³, 以解决塘的渗透问题。

8.1.3 处理效果

汉沽稳定塘目前汇集并处理汉沽区全部工业废水, 每日实际处理 2.5 万吨污水 (稳定塘系统一半运行)。处理效果列于表 8-2。

稳定塘去除效果随温度而异, 冬季明显降低, 对 BOD 的去除率冬季降低 23%~25%, 对 COD 的去除率冬季降低 17%~20%。

8.1.4 经验及存在问题

(1) 经验

表 8-2 汉沽稳定塘系统处理效果

项 目	原污水	沉淀塘	厌氧塘	兼性塘 1	兼性塘 2	兼性塘 3	兼性塘 4	兼性塘 5	兼性塘 6	去除率 / %	生态塘	总去除率 / %
BOD/(mg/L)	265	94	18	54	44	34	20	16	10	96.2	12	95.5
COD/(mg/L)	532	331	296	282	247	211	171	159	104	80.5	116	78.2
SS/(mg/L)	98	57	53	51	46	43	39	37	21	78.6	50	49
VSS/(mg/L)	57	31	29	28	22	29	21	18	10	82.5	33	42.1
TP/(mg/L)	27.95	7.17	4.8	4.5	2.77	2.4	2.27	2.2	1.65	94.1	0.85	97
硝酸盐/(mg/L)	10.25	2.5	1.69	1.75	1.58	1.56	1.44	—	1.17	88.6	0.63	93.9
K-N/(mg/L)	23.48	7.14	4.12	7.92	10.95	6.99	8.13	—	8.74	62.8	4.78	79.6
NO ₃ ⁻ -N/(mg/L)	19.5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5.4	72.3
叶绿素 a/(mg/L)	7.3	19.7	13.1	23.8	34.2	69.9	80.8	84.4	77.8	—	122.4	—
pH 值	7.1	7.9	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.4	—	8.6	—
氯化物/(mg/L)	3326	3102	2881	2893	2887	2878	2878	2971	3173	—	3573	—
细菌总数/(个/mL)	1.7×10 ⁶	2.2×10 ⁶	6.6×10 ⁵	2.4×10 ⁶	3.4×10 ⁶	1.1×10 ⁷	1.5×10 ⁷	4.7×10 ⁶	1.7×10 ⁶	—	1.3×10 ⁶	—
大肠菌群/(个/L)	1.2×10 ⁷	1.2×10 ⁶	1.5×10 ⁵	1.2×10 ⁵	1.2×10 ⁵	1.0×10 ⁵	1.3×10 ⁵	5.8×10 ⁴	8.4×10 ⁴	99.3	5950	99.95

① 利用北方冬、春季风大的特点,采用风力曝气,弥补了稳定塘冬、春季运行效果欠佳的缺陷,可提高稳定塘年处理效果。

② 利用塘内出现的水蚤(俗名鱼虫子)的数量,大小及颜色情况可判断水质净化的程度。

③ 根据溶解氧、叶绿素 a 浓度与水质净化的相关性,随时监测、观察、掌握水质净化情况,指导塘的正常运转。

(2) 存在的主要问题 污水量逐年递增,污染物浓度也呈上升趋势,超标排放现象严重,造纸废水不经预处理排入塘中,严重危害稳定塘正常运转。

(3) 改进建议

① 工业废水应在厂内进行必要的预处理,使排放的污水达到规定标准,以保证稳定塘的正常运行。

② 宜引入生活污水,改善污水水质,提高污水的可生化性,提高处理效果。

③ 应在今后的运行管理中加强后续研究工作,不断提高稳定塘处理技术水平。

8.2 深圳布吉稳定塘

8.2.1 工程介绍

布吉镇地处东经 114°,北纬 22°33',南面紧邻深圳特区,距市中心 6km,面积 93km²,属亚热带海洋性季风气候,雨量充沛、气温适中、日照充足、风速较大,台风影响显著,年平均气温 22℃,最低月平均气温 14.1℃,最高月平均气温 28.3℃,年平均降雨量 1926.7mm,年平均日照时数 2208.7d。布吉河全长 17km,穿越布吉镇区,接纳布吉镇生活及生产污水,同时也是泄洪渠道。布吉稳定塘为处理布吉河水而建,设计能力 2.5×10⁴t/d,占地 6.5hm²。1994 年建成并运行,投资 1550 万元(含布吉河河道边坡修整及输水管线费用)。污水处理工艺流程及采样点见图 8-2。

布吉河污水经机械格栅拦去浮渣杂物后进入集水池,由泵扬升至沉砂池沉砂,沉砂池设刮砂机,将砂刮入砂斗后再经泵扬升至储砂池。水则自流入厌氧塘,厌氧塘为升流式,共 32 格,4×8 排列,每两排间有一条水渠配水。污水经厌氧塘酸化后进入种植水葫芦的水生植物塘,随后流经两级曝气塘,每个曝气塘装有 10 台增氧机,塘的一半挂有软性纤维填料。设置增氧机可供冬天或水质恶化时使用,悬挂填料能增加微生物量,是一种强化手段。最后一级是水葫芦塘,因全系统无除藻设施,水面种水葫芦可抑制藻类生长,其发达根系也起滤

水作用，使出水悬浮物降低。水生植物塘清出的植物送植物处理场处理，厌氧污泥则抽至污泥干化场干化。

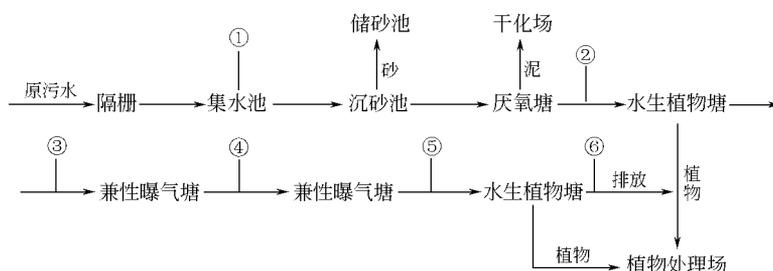


图 8-2 布吉稳定塘污水处理工艺流程及采样点

8.2.2 主要设计参数

(1) 集水池 长×宽为 18m×4m，有效深度 2m，有效容积 145m³，相当于高峰流量 1740m³/h 的 5min 流量。

(2) 提升泵 6MFC 16A 型立式离心泵 6 台， $n = 1470\text{r}/\text{min}$ ， $Q = 350\text{m}^3/\text{h}$ ， $H = 21.4\text{m}$ ，配用功率 30kW，提升量为 25000~30000m³/d，不均匀系数 1.44，设计最大提升量 1500m³/h。

(3) 沉砂池 工艺尺寸 9m×2m×1.85m，设两座合建，配链式刮砂机两台。

(4) 厌氧塘 每格 12.5m×12.5m×4.3m，共 32 格，上升流速 0.21m/h，平均停留时间 19h。

(5) 水生植物塘及曝气塘 共四塘串联，每塘尺寸 168m×69m，前三塘水深 1.5m，第四塘水深 0.9m，四塘总水力停留时间 2.5d。

(6) 污泥干化场 每格 7m×8m，共 32 格。

(7) 植物处理场 58.8m×17.4m。

(8) 储砂场 13.3m×4.8m。

8.2.3 处理效果

为测定各塘的处理效果，在塘系统中安排了六个采样点（图 8-2），分别为：①集水池，代表原污水水质；②厌氧塘出口，代表厌氧出水水质；③植物塘出口，代表植物塘出水水质；④一级兼性曝气塘出口，代表一级兼性曝气塘出水水质；⑤二级兼性曝气塘出口，代表二级兼性曝气塘出水水质；⑥最终出水口，代表系统最终出水水质。布吉稳定塘系统各项指标平均值见表 8-3。从表中可以看出，BOD₅、SS 均小于 30mg/L，满足二级污水处理厂出水要求，但有机物的去除尚不够理想。

表 8-3 布吉稳定塘系统各项指标平均值

采样点	指标						总去除率/%
	①	②	③	④	⑤	⑥	
COD _{Cr} /(mg/L)	122	114	106	119	84	64	47.5
BOD ₅ /(mg/L)	58.2	65.8	40.2	—	36.6	29.9	48.6
SS/(mg/L)	45.3	19.7	15.6	13.8	11.9	10.5	76.8

8.2.4 经验及存在问题

(1) 经验 布吉稳定塘设有机格栅、沉砂池、污泥干化场等处理构筑物，安装有增氧机等人工强化设备，配备了化验室，配电室等辅助设施，为我国现代化稳定塘设计和运行管理提供了经验。

(2) 存在问题 由于布吉稳定塘处于人口密集、经济高速增长地区，用地十分紧张，设计中采用了较高的负荷，对出水水质有一定影响，虽采用了人工强化措施，但仍感不足。

8.3 齐齐哈尔稳定塘

8.3.1 工程介绍

齐齐哈尔市位于我国东北边陲，地处寒温带，历年极端最高气温 40℃，最低气温 -39℃，年均气温 3.2℃，最大蒸发量为 1634mm，最小蒸发量为 1120mm，多年平均蒸发量为 1429.9mm，为降水量的 3 倍。冬季盛行西北风，春、秋季为偏南、偏北风，夏季多为偏南风。全年日照时数 2812h，无霜期 138d。11 月～次年 3 月为冰封期，最大结冻厚度 0.98~1.00m，冰下水温一般为 2~5℃。

齐齐哈尔稳定塘位于齐齐哈尔市西南的旧江套，塘西邻嫩江，塘尾与嫩江汇堤相隔，其前身为 1970 年改造后废弃的嫩江旧河道——大民污水库，1985~1987 年齐齐哈尔市将原来的污水库改扩建成 25×10⁴t/d 处理能力的稳定塘。齐齐哈尔稳定塘是我国目前规模最大的稳定塘。

8.3.2 处理流程及设计参数

改建后的齐齐哈尔稳定塘的工艺流程如下。

污水→明渠→格栅→泵站→厌氧塘→兼性塘→生态塘→排入嫩江

齐齐哈尔市排水体制为污雨水分流制。市区的污水经由管道和泵站集中后通过 6.5km 的明渠排入稳定塘中，该塘系统中的两个厌氧塘并联运行，进水采用分水闸门控制；兼性塘和生态塘串联运行，出水排入嫩江。

齐齐哈尔稳定塘地处寒温带，设计时分夏季和冬季两种情况考虑，设计参数如表 8-4 所示。

表 8-4 齐齐哈尔稳定塘设计参数

季节	项 目	塘类型			季节	项 目	塘类型		
		厌氧塘	兼性塘	生态塘			厌氧塘	兼性塘	生态塘
夏季(4月10日~11月30日)	污水量/(m ³ /d)		250000		冬季(12月1日~4月9日)	平均水深/m		3.76	
	占地面积/hm ²	30×2	163	477		储水时间/d		130	
	有效水深/m	2.2	1.5	1.5		最大储水容积		2635	
	有效容积/×10 ⁴ m ³	132	244.5	715.5		进水水温/℃		8~10	
	停留时间/d	5.28	9.78	29					
	污水水温/℃		20						

8.3.3 处理效果

改建后的齐齐哈尔稳定塘于 1988 年开始运行，根据多年的监测，获得了齐齐哈尔稳定塘处理效果的数据（表 8-5）。

表 8-5 齐齐哈尔稳定塘处理效果

项 目	非冰冻期(4~11月)			冰冻期(12~次年3月)		
	进水/(mg/L)	出水/(mg/L)	平均去除率/%	进水/(mg/L)	出水/(mg/L)	平均去除率/%
COD _{Cr}	554.88	220.03	60.35	691.03	621.04	10.13
BOD ₅	345.70	115.75	66.52	494.04	421.30	14.72
SS	235	73	68.94	254	103.0	59.45

8.3.4 经验及存在问题

(1) 经验

① 齐齐哈尔稳定塘接纳和处理齐齐哈尔市几乎全部的城市污水，有效缓解了对嫩江及其下游地区的污染。

② 齐齐哈尔稳定塘作为目前我国最大的稳定塘，多年来积累了丰富的运行经验，如冬储夏排的运行方式及不同清淤方式的实践等，对我国稳定塘的设计、运行具有重要的实际参考价值。

(2) 存在问题

① 污泥淤积 由于齐齐哈尔稳定塘系统中未设预处理设施，致使颗粒污染物直接在厌氧塘中进行沉淀。据测定，污泥在厌氧塘中的最大淤泥厚度已达 3.30m，平均厚度也已超过 1m，厌氧塘的有效容积大大减少，实际处理污水能力也大大降低。

② 臭味 每年春夏之交，由于气温升高，稳定塘中的污泥厌氧发酵更加活跃，污泥上翻，产生的臭气随大气飘入齐齐哈尔市区，污染了大气环境，对居民的生活也造成一定的不良影响。

③ 齐齐哈尔塘长期处于超负荷运行状态 实际处理水量已近 $30 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ ，进水浓度为原设计浓度的 2 倍左右，严重影响了稳定塘的处理效果。

(3) 建议

- ① 控制重点污染源，削减稳定塘进水负荷。
- ② 采用适宜的机械清淤方式清除稳定塘淤积污泥。
- ③ 完善预处理和污泥处置设施。

8.4 鄂州鸭儿湖稳定塘

8.4.1 工程介绍

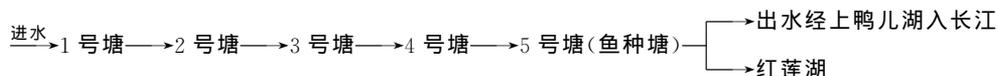
鄂州鸭儿湖稳定塘位于湖北省东部，鄂城县西 18km 处。该地属亚热带季风气候，年均气温 16.9°C ，相对湿度 78.7%，全年日照时数 2000h，年均降雨量为 1160mm，全年主导风向为东南风，年内基本无霜冻，是生物活动较为理想的地区。

鸭儿湖稳定塘的前身是鸭儿湖的子湖严家湖。在严家湖被改造成稳定塘之前的 1962~1975 年间，由于武汉市葛店化工厂排放的含多种农药、合成脂肪酸和聚氯乙烯等污染物的综合化工废水进入湖中，致使原湖中的高等水生植物几乎绝迹，经济鱼的种类和数量都大幅度减少，并出现畸形，对周围农业生产和人民身体健康造成严重的危害。

1976 年，鄂城县投入资金 653 万元将严家湖改建成处理能力为 $8 \times 10^4 \text{t}/\text{d}$ 的稳定塘，到 1979 年 7 月就已完成各项工程并投入运行。

8.4.2 处理流程及设计参数

由严家湖改建成的鸭儿湖稳定塘的处理流程是五塘串联流程，具体如下。



鸭儿湖稳定塘系统由厌氧塘、兼性塘和好氧塘三种类型组成。1~4 号塘的主要功能是处理污水，5 号塘则用于鱼种培育和进一步净化水质。污水通过排污暗管进入稳定塘，在稳定塘的隔堤上有滚水坝、涵闸等构筑物控制塘中水位，并增加大气复氧与污水混合，处理后的出水经上鸭儿湖进入长江，也可通过涵闸进入红莲湖。在稳定塘的东西两边均有截流沟与红莲湖相连而与塘分开，截流沟的主要作用是排泄雨水和农田灌溉引水。

改建后的鸭儿湖稳定塘的设计参数如表 8-6 所示。

8.4.3 处理效果

1981~1982 年鸭儿湖稳定塘进出水水质见表 8-7。

表 8-6 改建后的鄂州鸭儿湖稳定塘的设计参数

项 目	参 数 值	项 目	参 数 值
占地面积/hm ²	187	停留时间/d	>60
流量/(t/d)	8.0	COD 负荷/[g/(m ³ ·d)]	23~44

表 8-7 1981~1982 年鸭儿湖稳定塘进出水水质

项 目	年 份	进 水/(mg/L)	4 号塘出水		5 号塘出水	
			浓 度/(mg/L)	去 除 率/%	浓 度/(mg/L)	去 除 率/%
COD	1981 年平均	308.27	65.65	78.70	37.03	87.99
	1982 年平均	230.37	79.65	65.43	48.3	79.03
无机磷	1981 年平均	0.5823	3.5383	—	0.7024	—
	1982 年平均	0.5568	3.1770	—	0.9495	—
有机磷	1981 年平均	3.9788	0.6847	82.79	0.1768	95.56
	1982 年平均	3.8353	0.9981	73.98	0.3211	91.63
对硝基酚	1981 年平均	0.7554	0.0040	99.47	0.0037	99.51
	1982 年平均	1.0288	0.0241	99.66	0.032	96.89

稳定塘建成后,水质明显改善,塘中出现正常水体中多种常见的底栖生物和固着生物种群,鲫鱼畸形率大大降低,沿湖池塘已恢复渔业生产,再没有发生农作物、牲畜和居民中毒、死亡等恶性事件,保障了工农业的生产发展和人民的身心健康。

8.4.4 经验及存在问题

(1) 经验

① 出水综合利用 经过四级稳定塘处理后的出水水质比较好,可用于养鱼和农田灌溉,达到了污水治理和出水综合利用相结合的目的。

② 进水水质控制问题 稳定塘的进水水质直接关系到稳定塘的处理效果,进水负荷大大超过稳定塘的设计负荷时,就会严重影响稳定塘的处理效果。因此,严格控制各化工厂排水水质和水量是稳定塘达标处理的关键。

(2) 存在问题 在鸭儿湖稳定塘中,污泥淤积厚度已超过 40cm,进口部位污泥已接近水面,估计已损失超过 $30 \times 10^4 \text{m}^3$ 的塘容积,严重影响稳定塘的处理效果。

(3) 建议 在稳定塘前设置适宜的预处理设施。

9 稳定塘运行管理规程

9.1 日常运行

9.1.1 启动

- ① 稳定塘处理系统投入运行之前应按验收规程对土建工程和安装工程进行验收。
- ② 在向塘系统放水前应清除塘底野草和杂物，保证所有出入口通畅、控制装置正常有效。
- ③ 在正式运行之前，宜进行试运行，以检查系统的协调性和训练运行人员。
- ④ 稳定塘启动时间最好选择在春、夏季，以利于藻菌系统的培养。
- ⑤ 稳定塘启动可以不接种而利用自然环境中广泛存在的细菌和藻类。当污水性质特殊或需要缩短成熟时间时可以考虑接种驯化培养，接种时菌种宜取自处理相似污水的稳定塘、生物处理设施或输送污水的明渠。
- ⑥ 启动阶段稳定塘可采用分期间断进水方式使菌藻逐步繁殖生长，出水水质达到预定排放标准后，方可正常进水及排水。

9.1.2 预处理设施管理

- ① 城市污水稳定塘系统的预处理构筑物一般包括格栅、沉砂池、沉淀池或沉淀塘等，应根据不同预处理构筑物特点进行管理。
- ② 小型塘人工清渣格栅的栅渣应及时清除。各种栅渣干化后与其他污泥一并处置。
- ③ 沉砂池定期排出的泥砂经短期储砂或晒砂后应及时处置，一般可用于填埋。
- ④ 沉淀池一般应每天排泥 1~2 次，排出的泥送污泥干化场干化后再进行填埋或采用其他处置方法。沉淀池液面上如有浮渣应及时清除。
- ⑤ 污泥干化场执行多格轮流放泥运行操作，干化后的泥应及时处置。泥水分离后的上清液宜流回泵站集水池或稳定塘进口。对降水量较大的地区，干化场宜设置防雨设施。

9.1.3 不同塘型管理

- ① 对运行中的稳定塘宜加强巡视观测和管理，根据不同塘型的技术特点制定科学合理、切实可行的运行管理办法。
- ② 厌氧塘的漂浮物及上浮污泥在塘面积累形成的浮渣层有利于隔绝空气和保温，宜注意保护，也可采取人工措施促使浮渣层的形成。
- ③ 厌氧菌对环境条件要求较高。在运行中厌氧塘水的 pH 值宜保持在 6.5~7.5 范围内。为缓冲酸化阶段产生的脂肪酸，碱度宜保持在 2000mg/L 左右。塘水温度宜高于 15℃，在 25~35℃ 范围更为有利。
- ④ 好氧塘和兼性塘运行功能正常时塘水一般应呈淡绿色；塘水呈褐色表明因缺乏光照、温度过低或进水含有毒物而引起藻类光合作用不足；塘水呈灰色表明藻类死亡。
- ⑤ 应注意掌握好氧塘和兼性塘中 pH 值和溶解氧的昼夜及季节性变化规律，发现异常及时检查原因并尽可能采取措施。寒冷季节藻类活性下降，溶解氧可能下降至零，pH 值降至 7 或更低，塘色由绿转褐，有时可能产生臭气。
- ⑥ 曝气塘中溶解氧宜维持在 1.0~2.0mg/L，pH 值通常宜稳定在 7.0~8.0 范围内。
- ⑦ 在塘底和堤岸上生长的某些不必要的水生植物应连根拔除，以避免在塘中产生大量

附加有机物并引来昆虫和野生动物。

⑧ 可在深度处理塘中投加一定量的石灰（一般投加量为 25~50mg/L）以去除藻类，为避免营养物质积累和发生再循环问题，宜每年一次清除沉于塘底的藻类和水生植物。

⑨ 设有除藻滤石坝的塘应注意其维护，可定期停水或排空，使滤石坝干化或定期更换部分新滤石，以避免滤石上生长过多藻类而影响过水。被更换的滤石用水冲洗或曝晒后可再使用。

⑩ 对综合生物塘应根据不同水生植物和水生动物的生长要求结合污水净化的功能施加相应的管理。收获的水生生物宜尽可能进行综合利用，暂时不能利用的应妥善处置，避免产生二次污染。

9.2 采样及水质测定

9.2.1 采样点布设置

① 根据塘系统组合方式及不同塘技术特征布设稳定塘常规分析采样点。常规分析采样点一般应相对固定，以便于分析对照。

② 稳定塘组合系统的常规分析采样点宜布设在总进水口、预处理构筑物出水口、各类塘单元出水口及总出水口。

③ 并联塘系统应选择其中有代表性的一组布设采样点，必要时进行并联系统中组间对比采样分析。

④ 为了探索稳定塘运行规律，便于改进提高，在一段时间内可根据工作需要不同组、不同塘及塘内不同位置布点采样分析。

⑤ 各类采样点宜设在便于人员操作、水流混合条件较好的地方，避免布设在死水区、浮渣层和淤泥层中。

9.2.2 测定参数及频度

① 稳定塘的常规测定项目包括物理参数（流量、水温、透明度、臭味）、化学参数（pH 值、SS、BOD₅、COD、DO、NH₄⁺-N、TK-N、TP、碱度）、生物学参数（藻类浓度、细菌总数、总大肠菌群、水生生物量）及气象学参数（气温、太阳辐射、风向、风速、蒸发量、降水量）。

② 稳定塘运行管理人员宜根据稳定塘工艺条件、本单位技术条件和设备条件，确定常规分析项目。当地气象部门可以提供气象资料时，气象指标可不作测定。

③ 稳定塘主要常规项目的测定频度参照表 9-1。

表 9-1 稳定塘主要常规项目的测定频度

测定项目	频 度	备 注	测定项目	频 度	备 注
流量	连续		COD	1~2 次/周	
水温	1~2 次/周		SS	1 次/2 周	
pH 值	1 次/班 1 次/d	工业废水 生活污水	总大肠菌群	1 次/月	
DO	2 次/周	上午 10:00 取样	污泥层厚度	1 次/(6~12 个月)	
BOD ₅	1 次/2 周		气象学参数	1 次/d 或由气象台提供	

9.3 季节性管理

9.3.1 越冬

① 冬季温度的降低将使塘内细菌和藻类的活性和代谢作用显著降低，处理效果下降。

当出水水质达不到排放标准时可采用曝气等强化措施或停止排放予以储存。

② 对小型稳定塘，有条件可在冬季加盖塑料大棚，也可在上风向设风障或塘面放置泡沫塑料层保温。

③ 使用表面曝气机的曝气塘，在冰封季节一般应停止使用以避免设备损坏。

④ 对水生植物塘中的不耐寒植物应进行越冬保护，如覆盖塑料薄膜、温室保种、温泉水或电站冷却水放养及秋季采籽次年播种等方法。

⑤ 养殖塘中的鱼类等水生生物宜在封冻前捕捞出塘，次年重新放养。

9.3.2 翻塘

① 春季塘面化冻，水温 $>4^{\circ}\text{C}$ 时，由于异重流影响，塘底积累的未分解物质和污泥会在塘中混合，使溶解氧严重不足，可能产生臭气和水质恶化问题，出现“翻塘”现象。

② 化冻季节应加强巡回检查，注意翻塘征兆，严密监控塘水水质，以便提前采取管理措施。

③ 为满足翻塘季节的调控水量需要，宜设置周转塘或在安全保障条件下使用高水位蓄水，提高塘容。

④ 当水质恶化达不到排放标准时，宜采取控制排水或暂不排水措施。

9.3.3 系统调控

① 在不同季节由于温度等自然条件的变化，稳定塘的出水水质在一定范围内出现波动，宜采取塘系统的调控及排水变更措施进行科学的运行管理。

② 排水变更措施包括连续排放、半连续排放、间歇排放及不排放等。应根据出水水质和监测结果、接纳水体的流量和水质变化情况、塘系统组合方式、堤坝超高的允许限度等具体条件，综合分析决定排水变更方法。

③ 在温暖季节，稳定塘一般具有良好的净化功能，污染物去除率高，在保证出水水质达标的前提下，可利用部分后置塘发展季节性养殖业，提高经济效益。

④ 冬季冰封期或低温期以及春季翻塘期间净化功能下降，出水不能达标时，宜采取储水调节措施，暂不排水或控制出水。

9.4 设施维护

9.4.1 设备保养

① 宜设专职人员对塘系统的设备进行检修保养，保证全部动力设备和机械设备处于良好的运行状态。

② 机械格栅、曝气机、水泵等设备需定期停机检修，轴承应定期检查加润滑剂。所有设备宜备有足够的零配件。机械设备的管理及维护应符合国家有关规定及设备产品使用要求。

③ 主要设备应建立设备卡片，记录生产厂家、价格、运行状况、维修次数、保养人责任等。

9.4.2 堤岸保护

① 塘堤岸及两侧斜坡上应清除所有乔木和灌木，以减少堤岸沿树根可能引起的渗漏。

② 堤岸内侧水线 0.3m 以上至堤岸顶和全部外侧堤岸可种植多年生浅根草本植物，但不宜种植深根植物。

③ 堤岸内侧水位上下各 0.5m 处宜铺设护坡，如块石、混凝土砖、片石等，以避免风浪侵蚀。

④ 种植草皮可起护坡作用，在背水坡应用较多。宜选择适合当地气候和土质的草种种

植草皮。

⑤ 为防止掘穴动物在堤坝上打洞，可频繁变动塘水位，使习惯于沿水位线前进的掘穴动物无法生存，也可在坡度平缓的内坡上铺一层砂或砾石，使动物打洞即塌。

9.4.3 防淤

① 稳定塘底部积累污泥过多时会有效池容减少、产生气味甚至影响水质，应定期清淤。

② 淤积一般首先发生在位于初始端的塘中。对城市污水稳定塘而言，若首塘淤积污泥主要成分为无机物，则有必要检查汇水系统是否有过多的地面径流挟带泥砂进入塘中，如有上述情况发生，宜通过雨污分流解决。

③ 为充分利用厌氧塘的消化作用减少污泥，可以使污泥在塘中积累一定时间后再从塘中清除。一般认为污泥量达塘容积的20%以上时宜进行清淤。

④ 清淤的方法包括人工和机械两类。对小型塘可将水排空后用人工清淤，也可采用机械清淤。对大中型塘一般采用机械清淤。

⑤ 从塘中清出的淤泥一般应先经过干化，然后根据污泥组分决定处置方法，避免造成二次污染。

9.4.4 防洪

① 稳定塘系统应设立排洪沟等防洪设施和溢流井、分流井等排雨设施，避免洪水或暴雨径流突然进入塘系统，造成泵房淹没、溃堤、菌藻系统破坏等事故。

② 宜设立洪水警报系统，当进水水位突然迅速上涨时，值班人员能够及时采取措施排洪分流并向有关方面报告。

9.5 超负荷应急措施

9.5.1 污染源控制

① 应在汇水区范围内进行全面规划、综合整治，控制污染源任意排放，保证稳定塘在正常负荷下运行。

② 当因超负荷使出水水质恶化时，稳定塘运行管理人员应及时向主管部门报告，督促有关部门削减排污大户排污量，避免稳定塘长期在超负荷状态下运行。

9.5.2 充氧

① 可在稳定塘中安装曝气装置，供超负荷期间使用。为减少能耗，当塘中溶解氧恢复正常时，可停止曝气。

② 稳定塘使用的应急曝气装置宜充分考虑设备安装和间歇性操作的方便。常用的曝气设备有鱼塘充氧机、斜插式螺旋桨充氧机等。

9.5.3 扩大池容

① 对有备用池塘的稳定塘系统，在超负荷时可使污水进入以串联或并联方式连接的备用塘，污水在备用塘中储存至达标或与其他污水混合达标后，再排入排水系统。

② 稳定塘堤坝有足够的超高时，在保证堤坝安全的前提下，可短时间内提高水位，增大塘容，延长污水在塘中的停留时间，使超负荷得到缓解。

③ 利用堤坝超高扩大池容的方法仅限于短时间内超负荷问题的缓解，当长时间持续超负荷时，仍应从削减负荷或扩大处理规模等方面着手解决。

9.5.4 投药

① 硝酸钠等药剂可被部分异养细菌作为电子受体，进行无氧呼吸氧化有机物。在必要及经济条件允许时，可将投加硝酸钠作为暂时解决超负荷运行的应急手段之一。

- ② 硝酸钠的投加量为进水 BOD_5 量的 5%~15%。一般每天投加 11~24g/m²。
- ③ 对小型塘可在塘四周分撒药剂，对大型塘需乘船入塘中播撒。也可从进水管中投加药剂。
- ④ 投加硝酸钠会增加出水中的含氮量，也可投加过氧化氢代替硝酸钠。

9.6 环境影响及对策

9.6.1 气味

① 稳定塘超负荷引起的缺氧、春季的翻塘以及产生“水华”等都会引起不良气味，造成对周围大气环境的影响，应尽可能防止或减轻其影响。

② 当分析结果证明产生气味的原因是由于超负荷运行造成的厌氧作用时，宜采取降低进水负荷，使用备用塘增加停留时间，使产生气味的塘暂时停止进水等措施。

③ 当稳定塘由于氮、磷过剩突然大量生长蓝藻和部分绿藻造成“水华”时，会产生霉腥味，紧接着由藻类突然大量死亡增加的有机物会使好氧塘变为厌氧状态并产生气味。为避免上述情况发生，可投加硫酸铜等化学药剂或某些除莠剂加以控制，控制蓝藻、绿藻的药物剂量见表 9-2。

表 9-2 控制蓝藻、绿藻的药物剂量

化学药剂	剂量/(g/m ³)	施用间隔	备注
硫酸铜	1.2	1~1.5月/次	碱度>50mg/L
	0.6	1~1.5月/次	碱度<50mg/L
次氯酸盐	以控制余氯为 0.5~1.0mg/L 为准		需消除气味时立即使用

④ 厌氧塘有机物分解时，气味主要由产酸阶段积累的大量短链脂肪酸造成。可以用降低负荷使产酸速度与甲烷菌消耗酸的速度平衡的办法解决。短期的解决办法可用石灰或纯碱调整 pH 值至 7~8，使之适合甲烷菌的生长，并可控制硫酸还原菌的生长，减少硫化氢的释放。用消化池污泥重新接种也有利于甲烷菌的重新繁殖，加快有机酸减少的速度。

9.6.2 地下水污染

① 塘的渗漏会引起地下水污染，宜在塘附近设置观测井，严密观测监视。如渗漏严重并长期无缓解趋势，应采取必要的补救措施。

② 一般随时间的延续，稳定塘自然密封的可能性增大。稳定塘的自然密封性能与当地土壤的钠吸附比（SAR）指标有关。

9.6.3 害虫滋生

① 稳定塘的死角区及生长水生植物的生物塘中易滋生蚊、蠓等害虫，应注意控制其滋生，减少对居民区的影响。

② 控制杂草和浮渣是减少害虫滋生的基本方法。在害虫易繁殖的温暖季节，宜清除杂草和浮渣。

③ 某些鱼类能捕食蚊等有害昆虫的幼虫，选择适宜鱼种（如柳条鱼）在稳定塘中养殖，可减少害虫的繁殖。

④ 施加杀虫剂对杀灭害虫及其幼虫是有效的办法，当经济条件允许和有必要时可适当选用。

9.7 安全生产与绿化

9.7.1 安全生产

- ① 稳定塘塘区应设置布告栏和明显标志，告诫非运行管理人员不准进入塘区，以免发

生人、畜不慎掉入塘内或其他事故。

② 为确保安全，在人员经常从事操作的池、沟、坑处应设置围栏，围栏最低高度为1.1m。在易发生危险的构筑物旁应安装扶手和防护装置。

③ 塘区宜设救生船，系于桩上备用，该船亦可与采样、投药等兼用。

④ 对可能产生硫化氢等有毒气体的排泥井、检查井等设施进行检修或操作时，必须事先排除有毒气体，在有安全防护保障的条件下方可进行操作。

⑤ 对危险品和腐蚀性药品，应严格按有关规定进行保存和管理。

⑥ 对电气、机械等设备的操作及维护，应严格遵守安全生产规定。

⑦ 稳定塘塘区设置在野外时，应采取防盗及其他必要防护措施，保证安全生产。

9.7.2 绿化

① 在稳定塘区及周围地区进行绿化工作，有利于改善环境，净化空气，宜将绿化工作作为稳定塘管理的一项经常性工作。

② 对塘区的绿化宜在统一规划下进行，注意将保护环境与美化环境相结合，同时兼顾经济效益。

③ 在塘边种植乔木，应与塘保持足够的距离，以免树冠遮蔽阳光，影响塘内藻类的光合作用。

④ 宜首先选择抗污染、能吸收有害气体的植物在塘区栽种，同时应注意被选择植物对当地气候、土壤等条件的适应性。

参 考 文 献

- 1 李献文. 城市污水稳定塘处理技术指南. 北京: 中国环境科学出版社, 1997
- 2 李献文. 城市污水稳定塘设计手册. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990
- 3 北京市市政设计研究院. 给水排水设计手册 (5). 北京: 中国建筑工业出版社, 2004
- 4 中国市政工程东北设计院. 给水排水设计手册 (7). 北京: 中国建筑工业出版社, 2000
- 5 哈尔滨建筑工程学院. 污水稳定塘设计规范 (CJJ/T 54—93). 北京: 中国建筑工业出版社, 1994
- 6 上海市建设委员会. 室外排水设计规范 (GBJ 14—97). 北京: 中国建筑工业出版社, 1997
- 7 美国国家环境保护局. 城市污水稳定塘设计手册. 田金质等译. 北京: 中国环境科学出版社, 1988
- 8 Middlebrooks E J. 废水稳定塘的设计和运行. 杨文进等译. 北京: 中国建筑工业出版社, 1986
- 9 顾夏声. 废水生物处理数学模式. 北京: 清华大学出版社, 1993
- 10 吴媚玲. 水工建筑物. 北京: 清华大学出版社, 1991
- 11 刘锋等. Fox Pro 实用教程. 南京: 南京大学出版社, 1994
- 12 杨叔子, 郑晓军. 人工智能与诊断专家系统. 西安: 西安交通大学出版社, 1990
- 13 徐亚同. 废水生物处理的运行和管理. 上海: 华东师范大学出版社, 1989
- 14 Edwin Lee W. Ponding Systems Treat Waste water Inexpensively. EPA Small Flows, 1990, 14 (6)

内 容 提 要

本书从科学原理和技术规范方面出发,吸收了国际上近年来污水资源化处理的研究成果,详细地论述了污水资源化生态学处理技术的特点、工艺条件、设计指南和实际应用的范例,是对国内污水资源化生态工程研究的一次全面、系统的总结,有助于推动我国该领域研究成果和技术的推广。全书分上、下两篇。上篇是城市污水资源化土地处理技术,共9章,内容包括土地处理技术的基本概念、基本类型与工艺设计、污染物的迁移规律与净化效率、环境影响和生态效应、效益分析,以及适宜性评价系统、地理信息系统和技术应用实例。下篇是城市污水资源化稳定塘技术,共9章,详细介绍了稳定塘系统的工艺原理、类型、设计与工艺参数、塘体及附属设施、节能与综合利用、计算机辅助设计、新型稳定塘技术,以及技术应用实例和运行管理规程。

本书内容丰富,材料翔实,论述清楚明了,可供环境工程、生态、城市设计、市政工程、农业水力等学科的科技与管理人员、决策部门人员参考,也可供大专院校相关专业的本科生、研究生学习使用。