

摘要

本文主要研究了人工湿地对生活污水的处理，比较了潜流和表面流湿地(大小均为 $8\text{m} \times 3\text{m}$)的污水净化效果，以及芦苇、香蒲、香根草、美人蕉和象草湿地(大小为 $2\text{m} \times 1\text{m}$)对污水的净化效果。实验结果如下：

1. 潜流湿地对 COD_{Cr} 、 BOD_5 的去除率显著高于表面流湿地，但对氮的去除率低于表面流湿地；随着床体的成熟，潜流湿地对磷的净化高于表面流湿地。

2. 植物湿地对 COD_{Cr} 、 BOD_5 的去除率大都高于对照湿地(不种植物)，但差异不显著($P > 0.05$)，各植物湿地之间也无显著差异。植物湿地对氮磷的去除能力显著高于对照湿地，在进水总氮浓度较大 ($\text{TN} = 9.56 \sim 54.11 \text{mg l}^{-1}$) 的情况下，停留五天后各植物湿地对总氮的去除率平均为 $80.58 \pm 18.56\%$ ，对氨氮的去除能力与对总氮的去除能力一致，去除率平均为 $76.54 \pm 23.21\%$ ，对总磷的去除率为 $86.95 \pm 6.66\%$ ，对可溶磷的去除率为 $91.56 \pm 6.05\%$ 。

3. 湿地对氮磷的去除能力随季节和植物长势而变化：5、6 月份，象草湿地去除率最高，极显著 ($P < 0.01$) 高于其它植物湿地，8~12 月份，美人蕉湿地和芦苇湿地最高，美人蕉湿地极显著 ($P < 0.01$)、芦苇湿地显著 ($P < 0.05$) 高于其它植物湿地。

4. 不同植物湿地对污水的净化效率有明显的季节差异，冬季显著低于夏秋两季 ($P < 0.05$)，且以 6~9 月的净化效率最高，这是因为此时，植物生长最旺盛，气温较高有利于微生物的繁殖，且此时污水浓度也较低。

5. 湿地植物根系主要集中在 0-15cm 土层，15cm 以下根系较少，不同植物的根系生物量不同，芦苇、美人蕉以及 5 月份的象草，其根系生物量较大。污水去除率与根系生物量之间有着一定的正相关性。

6. 污染物在土壤中的积累程度不同，表层土壤高于深层土壤，有机质的升高幅度最大，营养积累与各类湿地的污水去除率呈正相关。

7. 潜流湿地的地下生物量和地上生物量均高于表面流湿地。不同种的人工湿地则以香根草湿地、芦苇湿地、象草湿地的地上生物量较大，香蒲湿地、芦苇湿地和香根草湿地的地下生物量较大。

关键词：人工湿地；生活污水；净化效果；五种植物；生物量

✓ ✓ ✓ ✗ ✓

**STUDY ON PURIFICATION OF DOMESTIC WASTEWATER BY CONSTRUCTED
WETLANDS AND SCREENING OF DOMINANT WETLAND PLANT SPECIES**

Yang Qiong

(College of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631,China)

ABSTRACT

Constructed wetlands are among the recently proved technologies for wastewater purification. Five plant species (*Pennisetum purpureum* Schumach., *Phragmites communis* Trin., *Canna indica* L., *Typha latifolia* L., and *Vetiveria zizanioides* Nash.) were planted into constructed wetlands to treat domestic wastewater. The experiment design included two 8m×3m soil- and gravel-based wetlands and sixteen 2m×1m soil-based wetlands planted with above five species in monoculture (3 replicates in each species and one without vegetation). Comparisons of the wastewater treatment efficiency between 8m×3m soil- and gravel-based wetlands, and between the five plant species are studied in this paper. The results are as follows:

1. The removal rate of COD_{Cr}、BOD₅ in sub-surface constructed wetland is significantly higher than that in surface flow wetland. But the ability to remove nitrogen in sub-surface constructed wetland is lower than that in surface flow wetland. The ability to remove P in sub-surface wetland performed better with the operating of wetland bed.

2. 2m×1m wetlands provided significant wastewater treatment ability, but vegetation further improved many treatment efficiencies. After five days retention, the average of fifteen 2m×1m planted wetlands showed a 80.58±18.56% reduction in total nitrogen (TN), 76.54±23.21% reduction in ammonia (NH₄-N), 86.95±6.66% reduction in total phosphate (TP), and 91.56±6.05% reduction in soluble phosphate (SP).

3. The ability to remove pollutants changes with season and plants' growth. *P. purpureum* significantly out-performed other plants in effluent quality improvement

in May and June, while *P. communis* and *C. indica* performed best from August to December. But there is little significant difference in removal of organic matter between the wetlands of different plant species. In May and June, *C. indica* and *P. communis* are better than *V. zizanioides* and *T. latifolia* in removal of nitrogen, and *T. latifolia* and *V. zizanioides* performed better than *C. indica* and *P. communis* in removing phosphorus. From August to December, *P. purpureum* is better than *V. zizanioides* and *T. latifolia* in removing nitrogen and phosphorus.

4. The ability to remove pollutants in summer and autumn, especially from June to September, is significantly superior to that in winter, for there is lower sewage loading rate, better plant growth and preference temperature making for microbic activity in this time.

5. The root of the five plant species distributes mostly in upper 0-15cm of the soil, whereas little below 15cm soil. The root biomass changes with plant species: *P. communis*, *C. indica*, and *P. purpureum* (in May) had more root biomass than other species. There is a positive relationship between root biomass and treatment efficiency.

6. The nutrient accumulation is higher in upper 0-15cm soil than in 15-30cm of the soil. There is a positive relationship between nutrient accumulation and sewage removal rate.

7. The above- and below-ground biomass in the subsurface wetland is more than that in surface flow wetland. For biomass in monoculture, *V. zizanioides*, *P. communis* and *P. purpureum* had more above-ground biomass than others; *T. latifolia*, *V. zizanioides* and *P. communis* had more below-ground biomass than others.

Key words: constructed wetlands; domestic wastewater purification;
five macrophytes; biomass

1. 前言

1.1 湿地

1.1.1 湿地的定义

湿地(wetland)系指不问其为自然或人工、长久或暂时之沼泽地，湿原，泥炭地或水域地带；带有或静止或流动，或为淡水，半咸水或为咸水水体者，包括低潮时水深不超过 6m 的水域，同时还包括邻接湿地的河源沿岸、沿海区域以及位于湿地范围内的岛屿或低潮时不超过 6m 的海水水体(安树青，2003)。Hammer 和 Bastian (1989) 认为湿地应至少满足下列一个条件：1) 以水生植物为主体，至少为间歇性的；2) 土壤保持厌氧状态；3) 处于水饱和状态下的基质或在植物生长期有一段时间保持一层浅水水域。

湿地系统一般有五部分组成：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) 脊椎动物和无脊椎动物；5) 好氧生物或厌氧微生物群落（National Rivers Authority, 1992）

湿地是陆地与水体之间的过渡地带，是地球上生物多样性丰富、生产力很高的生态系统。湿地是重要的自然资源，具有重要而独特的环境功能，不仅能作为直接利用的水资源，还能补充地下水；湿地具有极高的生产力，对发展畜牧业具有很大的潜力；湿地有丰富的动植物资源，是众多珍稀濒危物种栖息和繁衍的场所，保护生物多样性，是一个巨大的物种基因库；湿地具有特殊的生境，可供人类发展旅游；湿地是地球之肾，能滞留和降解污染物，吸纳多余的营养物，从而达到净化污水的目的，是自然环境中自净能力很强的区域之一；湿地对阻止和延缓洪水，调控水流量，贮蓄水源，调节气候，维持区域生态平衡等具有重要的作用(安树青，2003)。

1.1.2 人工湿地及污水净化

1.1.2.1 水污染危害及治理

水是生命之源，是一切生物生存与繁衍的物质基础，与人类生活和工农业生产息息相关。近年来，由于森林的过度砍伐、植被的任意破坏造成的水土流失以

及盲目地围湖造田给淡水资源带来严重破坏。更为严重的是，人类大规模的生产活动所产生的工业废水和生活污水未经处理而直接排入江河湖泊和海洋，污染水资源，并加速了水危机，据《1996年中国环境状况公报》指出，在被统计的138个河流中，有133个河段受到不同程度的污染，占统计数的96% (吴祖强等, 1999)。据国际水资源研究所最新资料显示，世界上有80个国家、大约40%的人口正面临着严重的水资源短缺的问题，威胁这些国家的工农业发展，并且损害人们的健康。据联合国环境规划署的一项调查表明：现在第三世界，平均每天有2.5万人死于水污染导致的疾病。在印度，有114个城镇直接把人的粪便和其它未经处理的污水倾入恒河。1991年，发生在秘鲁的霍乱就是水污染造成的。我国是世界上13个贫水国家之一，人均淡水资源居世界121位 (钮茂生, 1996)。水旱灾害频繁、水土流失严重、水资源短缺一直制约我国的生存和发展。21世纪中国淡水资源短缺将成为经济可持续发展的瓶颈。十几年来，我国水处理，特别是工业废水的治理工作取得了很大的成绩。在实施中国跨世纪绿色工程规划中，已完成水污染治理项目99个，在建项目325个 (齐连惠, 1998)。但是，截止到1998年底，尽管我国建成城市污水处理厂187座，但二级处理能力仅 $822 \text{万 m}^3 \text{d}^{-1}$ ，按此计算的城市二级处理率仅为14.1%，与发达国家相比差距很大 (陈传宏等, 2001)。废水治理应遵循下列基本原则：改革生产工艺，严格控制污染源；提高废水循环率，降低单位产品地排污量；加强废水处理，消除污染源；加强环境管理，健全法制。

废水处理的目的是将废水中有害、有毒物质加以分离，另行处理或回收利用，或使有毒物质转变成无毒物。处理方法大体可分为物理处理法、物化处理法及生化处理法。物理处理法包括自然沉降、浮选、过滤、蒸发等。物化法包括混凝沉淀、中和、氧化还原、萃取、吸附、离子交换、反渗透、电渗析。生化处理包括活性污泥、生物滤池、氧化塘、污水灌溉、湿地及人工湿地。其中人工湿地污水处理系统具有以下优点：1. 建造和运行费用低；2. 易于维护，技术含量低；3. 可进行有效可靠的废水处理；4. 可缓冲对水力和污染负荷的冲击；5. 可提供和间接提供效益，如水产、畜产、造纸原料、建材、绿化、野生动物栖息、娱乐和教育 (白晓慧等, 1999)。

1.1.2.2 人工湿地的概念及应用现状

人工湿地 (Constructed Wetlands) 是指依据土地处理系统及水生植物处理污水的原理, 由人工建立的具有湿地性质的污水处理生态系统。人工湿地由五部分组成: 水, 基质, 植物, 水生动物及其微生物群落。据水流性质及基质的不同, 可将人工湿地分为三种类型: 自由表面流湿地 (Surface Flow Wetlands, SFW)、地下潜流湿地 (Subsurface Flow Wetlands, SW) 及立式流湿地 (Vertical Flow Wetlands, VFW)。SFW 型湿地类似于自然湿地, 水在床体表面流动, 由于这种湿地不能充分利用植物根系的作用, 而且发出难闻气味和易滋生蚊虫, 传播疾病, 但造价在三种湿地中最便宜, 且在除 P 方面有其独特的作用, 在北美应用较多, 但我国及其它国家大都不采用。SW 型湿地是在床体中充填一些填料 (如砾石, 煤渣等), 水在填料中流动, 不直接暴露于空气中, 它不仅充分利用了植物根系和微生物的作用使得处理效果好, 而且由于水不直接暴露于空气中, 卫生条件较好, 目前在我国和欧洲应用较多。VFW 型湿地综合了上述两种湿地的特点, 出水效果是最好的, 但造价太高, 水在床体表面流动易滋生蚊虫, 除欧美有少数投入使用外, 目前我国还处于实验阶段, 实际应用不多。

随着工矿企业的发展和人口的剧增, 工业废水和生活污水严重污染了水体和土地资源, 并加速了已经存在的水危机, 废水处理是全球所面临的重要问题。随着人们对高等水生植物废水处理效能的认识, 自然或人工湿地在近三十年来迅速发展成为新型的污水处理技术 (Wolverton, 1987; Dunbain et al., 1992)。人工湿地系统于 70 年代最早在德国出现, 80 年代在欧美发达国家得到推广应用, 现今北美有 650 座湿地用于污水处理, 欧洲有 5000 多座潜流人工湿地运行。80 年代末和 90 年代初, 在美国和英国相继召开了人工湿地研讨会, 提出了人工湿地的有关机理和一些可供参考的设计规范和数据, 标志着人工湿地系统作为一种独具特色的污水处理技术方式进入环境科学领域。

我国的人工湿地研究开始于“七五”和“八五”期间。如天津市环保所在 1987 年建成了我国第一个占地 6hm^2 、处理规模为 $1400\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ 的芦苇湿地工程; 北京市环保所在北京昌平区建成了处理规模为 500m^2 的芦苇湿地处理系统示范工程; 华南环科所 1990 年在深圳建立了白泥坑人工湿地示范工程, 占地 12.6 hm^2 , 处理规模为 $3100\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ (许振成等, 1991)。中国环境科学研究所刘文祥在

1994-1996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污染进行了研究，占地面积 1257 m²，利用低洼弃耕地改造而成，设计停留时间 1-5d。山东胶南市在建一日处理 6 万吨人工湿地系统，占地 1000 亩，工艺为：格栅-沉砂池-调节池-人工湿地-排海。1997 年底除沉砂调节池外，都已建成，此系统利用海边盐碱地，投资三千万元。

人工湿地的应用范围很广，如生活污水处理 (Amelia, 2001)、矿区重金属污水处理 (Sanders, 1999)、农业污水处理 (Rivera et al., 1997)、城市暴雨处理 (Gopal, 1999)，出水一般都优于常规二级处理效果。人工湿地可作高级处理，如进一步净化常规污水处理厂的出水，以补充淡水资源，以及用于大面积富营养化的湖泊水(王国祥等, 1998; 王庆安等, 2000; D`Angelo, 1994; Conveney et al., 2002) 处理和用于自然资源的保护 (Worrall, 1997)。目前人工湿地主要用来处理城市生活污水，去除污水中富营养化，降低 COD。

1.1.2.3 人工湿地的废水净化机理及其影响因素

人工湿地的去污机理是非常复杂的，目前还没有完全弄清楚。湿地的去污过程综合了生物、物理、化学三方面的作用。湿地成熟后，填料吸附了许多的微生物形成生物膜，经实验研究，人工芦苇湿地系统中的优势菌属有假单胞杆菌属 (*Pseudomonas*)、产碱杆菌属 (*Alcaligenes*) 和黄杆菌属 (*Flavobacterium*) 三种 (李科德等, 1995)。当污水流经湿地时，其中 SS (包括可溶性有机物) 被填料及根系阻挡而停留下来，后经微生物的吸收、氧化分解而得以去除，即湿地床中有机物去除是物理的截留沉淀和生物的吸收降解作用的结果，国内有关对城市污水的研究表明，废水中的不溶性 BOD₅ (约占废水总 BOD₅ 的 50%) 和 COD_{Mn} 可在进水 5 米内通过截留而被快速除去，而 SS 可在进水的 10 米内去除 90% 左右。由于植物根系输送氧气的作用，使得根区周围依次呈现出好氧、厌氧及缺氧状态，氧的不同分布状态引起微生物种类的分布不同：紧靠根区的区域为好氧性菌落，依次为兼氧性、厌氧性菌落。水体的富营养化常是由于水体中含有过多的 N、P。污水中 N 的种类包括有机氮和无机氮，有机氮被微生物分解成无机氮 (NH₃)，因此湿地除氮主要集中在对无机氮的去除，除一部分 N 被植物吸收用以合成自身物质外，但 N 的去除主要是通过硝化和反硝化作用实现的，在有氧

的条件下 N 被微生物通过硝化作用形成 NO_3^- ，再经反硝化作用形成 N_2 或 N_2O 散发到空气中。实验研究发现硝化菌、反硝化菌的数量与无植物系统相比较：有植物系统的细菌数量略高于无植物系统，但无显著差异，说明植物的存在有利于硝化菌的产生，其机理可能是植物根系为微生物的生长提供了附着位点（成水平等，1996）。人工湿地对磷的去除是植物吸收、微生物去除及物理化学三方面共同作用的结果。其中土壤对磷的过量积累是其主要方式。

影响湿地净化效果的因素很多，比如：

1) 床体结构：基质的性质和填料颗粒的大小，床体坡度，床体深度，床体的长宽比等（Selma et al., 2001）

2) 植物种类：植物种类的不同主要在于不同的生长速率及向根部输送氧气的的能力进而影响到污染物去除的能力（陈毓华等，1995；Chris et al., 1996）

3) 运行参数：水力负荷，污染负荷及污水停留时间等，一般来说，较低的水力负荷、污染负荷和较长的停留时间都能提高处理效果（廖新伟，2002）。

4) 其它因素：PH 值，盐度，温度等，PH 值在 7—8 时有较强的硝化和反硝化反应，较低的含盐量（小于 1000 mg l^{-1} ）有利于提高 NH_3 的降解率，温度主要通过影响植物及微生物的生长来影响处理效果（Huang et al., 2000; Trond et al., 1999）。

1.1.2.4 人工湿地水生植物选择

植物是湿地的重要组成部分，它在污水控制方面有以下优势：1. 通过光合作用为净化作用提供能量来源；2. 具有美观可欣赏性，能改善景观生态环境；3. 可作为介质所受污染程度的指示物；4. 能固定土壤中的水分，固定污染区，防止污染源进一步扩散；5. 可以收割回收资源；6. 植物庞大的根系为细菌提供了多样的生境，根区的细菌群落可降解多种污染物；7. 输送氧气至根区，有利于微生物的好氧呼吸。在人工湿地净化污水过程中，植物作用可以归纳为三个重要的方面：1. 直接吸收利用污水中可利用态的营养物质，吸附和富集重金属和一些有毒有害物质；2. 为根区了氧微生物输送氧气；3. 增强和维持介质的水力传输。

植物在人工湿地污水净化过程中的作用与其生长密切相关，生长越旺盛，根

系越发达的植株，其净化污水的能力、输氧和穿透的作用越大（Shutes, 2001），因此，选择合适的植物对提高湿地的净化效率起着重要的作用，一般来说，植物的选择就遵循以下几个原则：1. 耐污性能强、处理效果好、成活率高；2. 根系发达、茎叶茂密、生长周期长；3. 抗病害能力强，宜于乡土生长；4. 有一定的经济价值。

湿地植物种类的筛选及适宜人工生境的研究与创建是今后湿地研究中的重要组成部分。

1.2 研究内容和意义

本次实验的内容主要有三个，如下所示：

1. 人工湿地污水处理系统净化效果及其影响因素

- 1) SW 及 SFW 型湿地对污水净化效果的比较：对 BOD₅、COD_{Cr}、TN、TP 及 SP、NH₄-N、NO₃-N 去除率比较；
- 2) 环境条件对两类湿地运行效果及湿地性质的影响：不同季节污水净化效果的比较；植物的生长状况比较；对不同污水负荷量的净化效果比较

2. 主要植物种的筛选

研究不同植物种对污染物的耐受能力（污染物对植物成活率、开花结实率的影响）

比较不同植物的生长速度（植株高度）、根系发达程度（根系生物量）、植物地上部分的生物量；

种植不同植物的表层土壤（0-15cm）及较深层土壤（15-30cm）中的 N、P 和有机质含量；

不同植物对污水净化效果的比较（BOD₅、COD_{Cr}、TN、TP 及 SP、NH₄-N、NO₃-N 去除率的比较）

准确选择植物种类是达到最佳净化效果的关键，不同植物其生长特点（植株高度、根系密集程度、污染物的吸收能力等）不同，对污水的净化能力不同，即使具有相同生长特性的植物，也会因为从属于不同的科属而具有不同的去污能力（陈耀东等，1990）。目前，国内湿地植物的种类贫乏、物种配置的多样性不够（成水平等，2002）。大多数植物对于污染这种特殊的逆境有适应性，从而会相

应的产生抗性，且这种抗性可以遗传，能进行代间传递（段昌群，1995），利用这种对污染的适应性进化，可以筛选出符合要求的人工湿地植物，包括净化特定污水的植物。本实验选取了一些湿地建群植物，比较它们对污水的净化效果，以期能选出净化效果好的湿地植物，弥补国内的不足

2. 湿地构建及自然条件

实验地点选择在广州华南师范大学校园内生物标本园的人工湿地研究基地进行。标本园位于华南师大的东南方向，园内种植有 100 多种乔木、灌木及观赏花卉。广州属于南亚热带气候，年平均温度为 22℃，1 月均温 13.3℃，7 月均温 28.4℃，平均年降雨量 1694mm。

人工湿地研究基地位于标本园内的低洼处，该低洼处面积约 600 m²，华师大行政学院 300 人的学生宿舍和约 1000 人就餐的饭堂污水从位于低洼地的入口进入下水道。已建成的人工湿地面积约 300m²。湿地分为潜流湿地和表面流湿地两种，共有一块潜流湿地 (SW, 8m×3m)和一大 (SFW, 12m×8m)一小 (SFW, 8m×3m)两块表面流湿地，此外还有 16 块用于植物种比较的 (SFW, 2m×1m) 小表面流湿地（图 1）。湿地四周及底部均用水泥批荡。潜流湿地基质为直径 3~5cm 的砾石，深度 55cm，砾石上部为 15cm 的土壤；表面流湿地的基质为土壤，厚度不 55cm。小湿地内栽有象草 (*Pennisetum purpureum* Schumach.)、芦苇 (*Phragmites communis* Trin.)、香根草 (*Vetiveria zizanioides* Nash.)、美人蕉 (*Canna indica* L.)、宽叶香蒲 (*Typha latifolia* L.) 等 5 种植物，每种植物栽 3 个小表面流湿地，余下 1 个不种植物做对照。植物种植密度依植株大小而定：美人蕉和香根草为每小湿地种 20 丛，芦苇、象草和香蒲为每一小湿地 45 株。潜流和大表面流湿地内主要栽有象草、芦苇、美人蕉及水蓼 (*Ceratopteris thalictroides* L.) 等植物。

所有的湿地植物于 2002 年 3 月份栽种，至 5 月份时，湿地内的植物生长旺盛，植物覆盖度都在 60%以上，植株高度都在 1m 以上。从 5 月中旬开始对其进行污水灌溉，学生宿舍和饭堂排放的生活污水汇合后经铁网过滤出大块有机物后进入沉淀池（沉淀池顶部覆盖有由钢筋和深色塑料薄膜构建的半圆形顶棚，以防降雨或杂质落入改变污水水质），再经进水沟输入各湿地。

十六块小表面流湿地的水力负荷、停留时间由人为控制：水力负荷由容量为4L的塑料桶计量，停留时间由进水中中和出水口处的水闸控制；潜流和大表面流湿地则由水龙头控制流量。

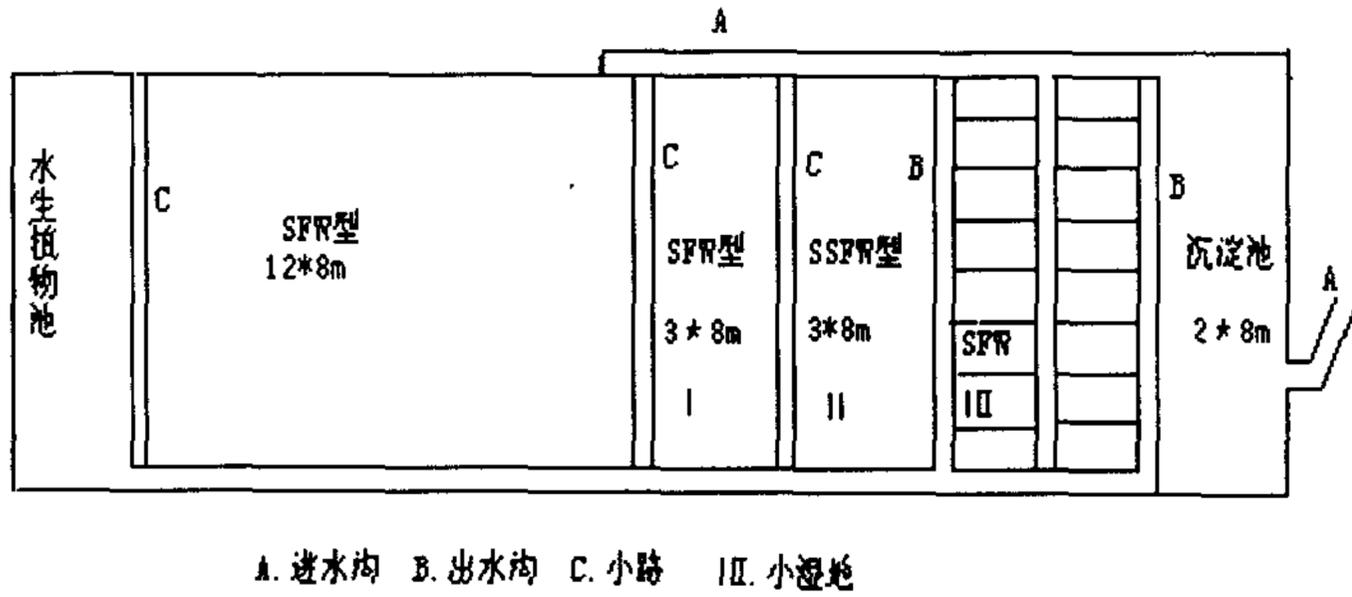


图 1 研究基地的基本情况

Fig. 1 Basic design of the constructed wetlands

3. 研究方法

3.1 污水灌溉与水样采集

2m×1m 的小湿地的污水灌溉为每星期一次，每次用体积为 4L 的塑料桶计量，每一小湿地灌入 30 桶，停留 5 天后排出湿地。

采样间隔为每月一次，用于 2m×1m 的小湿地的采样方法：进水样于进水口处采集，处理后水样采集为对角线法取样，采样体积 500ml。8m×3m 的 SW、SFW 型湿地取样方法：于进水区和出水区分别取样 500ml。

不同深度的水样采集：在每一小湿地距表面 15cm 和 30cm 深处分别埋入塑料管，每种深度各埋两根，管两端封闭，只在 15cm 和 30cm 处的底部侧壁有小孔，以便使水渗入。取水时以吸管从管中吸出。

水样采集后立即回实验室测定，需测定的指标：PH、BOD₅、COD_{Cr}、TN、TP、SP、NH₄-N、NO₃-N。

3.2 土壤采样与测定

本底调查：污水灌溉前于湿地 0-30cm 深处取土壤 1000 克，碾碎混匀，于实验室中风干待用。

2m×1m 的小湿地的土壤采样方法：于每一小湿地中选三个点（采样点选取采用对角线法）取 0-15cm 土壤及 15-30cm 的土壤，三个点的样品碾碎混匀，风干待用，实验结束时即 12 月底采样一次。

测定指标：土壤中 TN、TP 和有机质的含量。

3.3 植物采样与测定

于 5 月、8 月和 12 月测定湿地植物细根生物量，用土钻，每个小湿地取 3 个点，潜流湿地和大表面流湿地各取 9 个点，每点按 0-5cm、5-15cm、15-30cm 分层取样，在清水中洗出细根，用吸水纸吸干表面水后，于 80℃ 下烘 24 小时后称干重 (赵建刚等, 2003)。

不同种地上部分生物量及地下部分生物量的测定：实验结束（12 月底）时在每一小区中选取正常生长的大、中、小植株约 30 株，从地表剪断，测定植株鲜重，取新鲜材料 50-100 克，于 80℃ 下烘 24 小时后称干重；将每株的根系小心挖

出，称鲜重，取 50-100 克于 80℃ 下烘 24 小时后称干重。

群落生物量的测定：将 2m×1m 的小湿地的地上部分全部割下，称重；潜流和大表面流收割 2m²。在每个小湿地群落中挖出一定面积 (约 0.5 m²) 的根系，冲洗后称重，潜流和大表面流挖出 1 m² 左右的根系，干重测量方法同上。

3.4 水样与土壤样品的测定

- 1) BOD₅: 接种稀释法，取样 1000 毫升，在 20℃ 条件下培养 5 天（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 2) COD_{cr}: 重铬酸钾法（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 3) TN: 取样 50 毫升，碱性过硫酸钾分解—紫外光光度法测定（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 4) NH₄-N: 纳氏试剂光度法（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 5) NO₃-N: 紫外分光光度法（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 6) SP: 钼蓝比色法（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 7) TP: 取样 50 毫升，过硫酸钾氧化—钼蓝比色法（国家环保局《水和废水分析方法》编委会，1998），
- 8) 土壤全氮：开化消煮法（鲁如坤，1999），
- 9) 土壤全磷：氢氧化钠熔融法（鲁如坤，1999），
- 10) 土壤有机质：高温外热重铬酸钾氧化—容量法（鲁如坤，1999）。

4. 实验结果及分析

4.1 表面流和潜流湿地净化效果的比较

4.1.1 表面流和潜流湿地的水力负荷比较

表面流 (SFW) 和潜流 (SW) 湿地的水力负荷 (Hydraulic loading rate, HLR) 如图 2 所示, 潜流湿地的水力负荷大于表面流湿地, 从 15.0—51.0 cm d^{-1} 不等, 10 和 11 两个月水力负荷达到最大值。

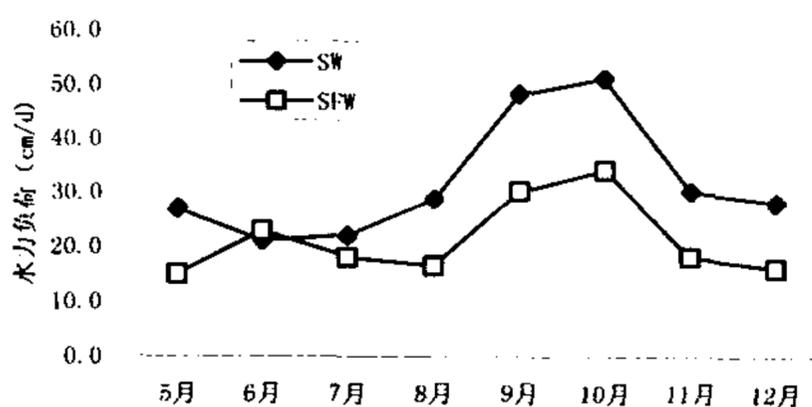


图2 潜流和表面流湿地的水力负荷比较

Fig. 2 Comparison of the hydraulic power loading of between SW and SFW

4.1.2 氮的去除

图 3A、B 显示了湿地对氮的去除效果。表面流湿地对总氮的去除能力高于潜流湿地, 表面流湿地的总氮去除率为 $28.96 \pm 10.70\%$, 潜流湿地为 $19.82 \pm 6.69\%$, T-测验分析表明: 两者差异显著 ($P < 0.05$)。各类湿地对总氮的去除随季节变化, 9、10、11 月湿地除氮效率大于其它月份 (图 3 A), 但差异不显著 ($P > 0.05$)。

两类湿地对氨氮的去除效果与总氮相近, 表面流湿地处理效果优于潜流湿地 (图 3B), 表面流湿地的去除率为 $24.45 \pm 10.56\%$, 而潜流湿地的去除率仅为 $9.91 \pm 12.09\%$, 且潜流湿地有出水氨氮浓度高于进水浓度的现象, T-测验分析表明: 两者差异显著 ($P < 0.05$)。

4.1.3 磷的去除

两类湿地对磷 (总磷和可溶磷) 的去除能力相差不大 (图 3 C、D), 去除率大多为 30% 左右, 两者之间无显著差异, 但也各具特色: 5、6、7、11、12 五个月表面流的除磷能力强于潜流湿地, 但差异不显著 ($P > 0.05$); 8、9、10 三个月相反, 潜流湿地除磷能力强于表面流湿地, 但对总磷的去除率的差异不显著 (P

>0.05), 而对可溶磷的去除效率差异显著 ($P<0.05$)。

4.1.4 有机物的去除

图 3E、F 为湿地对有机物的处理效果。潜流湿地对 COD_{Cr} 和 BOD₅ 的去除率分别为 $71.48\pm 14.06\%$ 、 $74.14\pm 14.90\%$ ，表面流湿地的去除率分别为 $54.97\pm 23.33\%$ 、 $57.59\pm 23.30\%$ ，T-测验分析表明：潜流湿地对有机物的去除能力显著高于表面流湿地 ($P<0.05$)。

4.1 不同植物种湿地 (2m×1m) 对污水的净化效果

4.1.1 对总氮的净化效果

图 4 (A-E) 显示了不同植物种湿地对总氮的去除效果。七个月的测定结果表明：在进水总氮 (TN) 浓度较大的情况下 ($TN=9.56\sim 54.11\text{ mg l}^{-1}$ ，七个月的均值为 31.23 mg l^{-1} ，8 月由于学校放暑假，进水中总氮浓度达到最低值)，湿地对总氮的去除效果较高，在停留时间为一天、二天、四天和五天的情况下，湿地出水中总氮浓度均显著低于进水，且随着停留时间的延长，总氮浓度降低。同种植物湿地出水中总氮浓度随植物长势和季节而变化：五、六两个月象草生长最旺盛，此时象草湿地出水中总氮浓度最低，其次为美人蕉和芦苇湿地，香蒲和香根草湿地效果较差；八月象草开始枯萎，而芦苇和美人蕉生长良好，芦苇湿地和美人蕉湿地的出水中总氮浓度在 8 月以后最低，但 11 月后美人蕉有较多枯叶，而芦苇仍生长较好，这一现象使得此时美人蕉湿地的污水净化效果差于芦苇湿地。自 5 月份湿地投入运行后，污水处理效果一直较好，出水水质较稳定。在 5—9 月内，湿地对总氮的去除主要集中在第一天和第二天，前两天的去除率占整个净化过程的 80%，后三天总氮的下降趋势较小，仅占整个去除率的 20%左右；而 10-12 月由于总氮负荷上升加上气温下降，使得去除率降低，特别是 11 月以后，停留两天总氮去除率只能达到 40%左右，而且香蒲由于季节性枯萎，在所有湿地中去除效果较差。

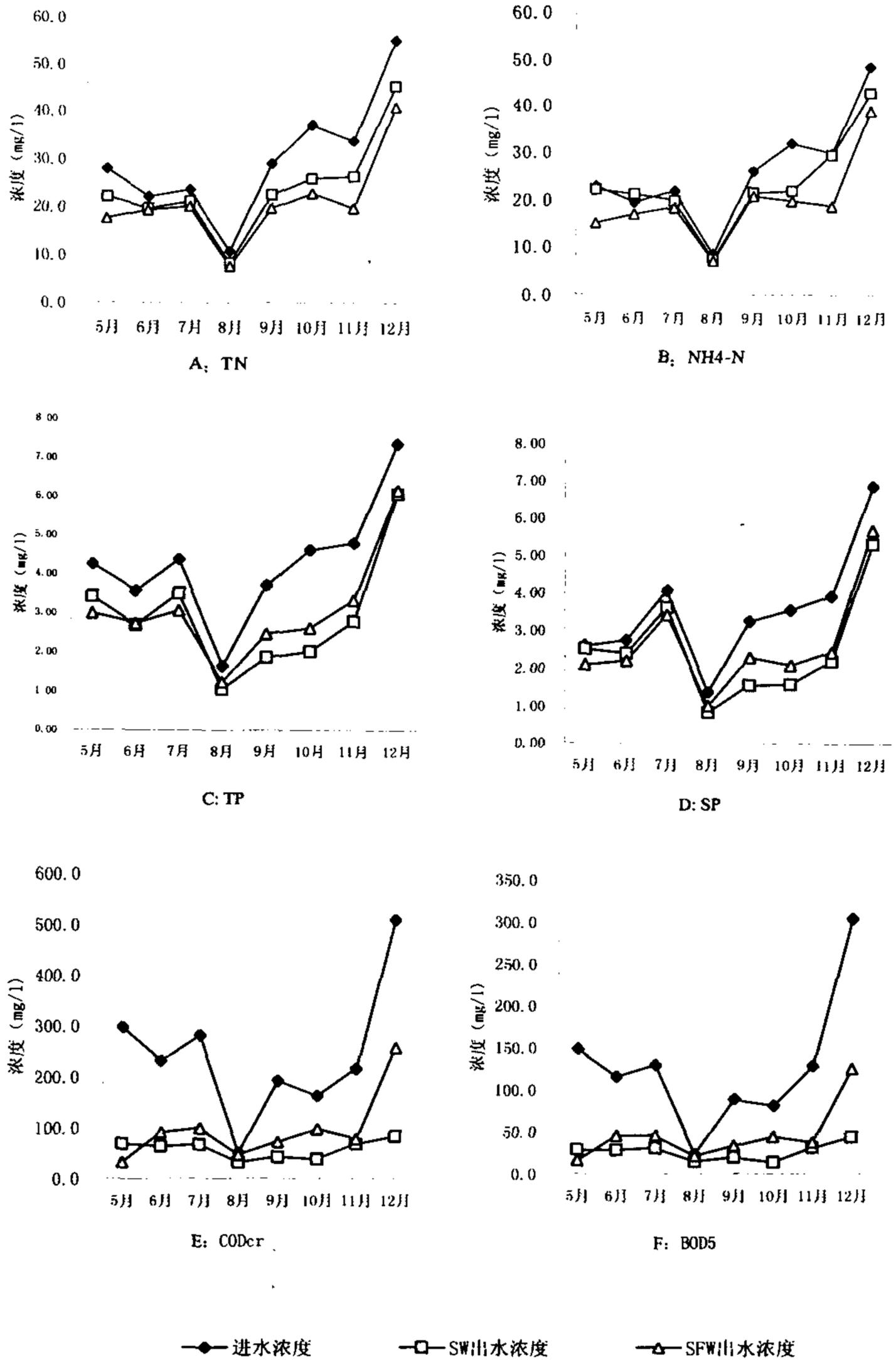


图3 表面流和潜流湿地对生活污水的净化效果比较

Fig.3 Comparison of the domestic wastewater purification between SW and SFW

就整个净化过程来看，不同湿地对总氮的去除随停留时间的下降程度不同，停留一天后，7个月各湿地对总氮的平均去除率分别为：对照湿地为 $32.47 \pm 11.04\%$ ，香蒲湿地为 $40.14 \pm 12.54\%$ ，芦苇湿地为 $45.09 \pm 14.65\%$ ，美人蕉湿地为 $48.84 \pm 16.64\%$ ，象草湿地为 $48.22 \pm 19.87\%$ ，香根草湿地为 $42.93 \pm 12.90\%$ ；五天后各湿地的去除率为：对照湿地为 $68.98 \pm 23.30\%$ ，香蒲湿地为 $75.19 \pm 21.03\%$ ，芦苇湿地为 $85.72 \pm 15.47\%$ ，美人蕉湿地为 $86.27 \pm 15.86\%$ ，象草湿地为 $80.65 \pm 20.27\%$ ，香根草湿地为 $75.05 \pm 21.66\%$ 。

不同植物湿地对总氮的处理效果的 T-测验分析表明：对照和有植物湿地出水中的总氮浓度有显著差异 ($P < 0.05$ ，香蒲和香根草湿地除外)，而且象草湿地在 5、6 两月的净化效果均极显著高于其它植物 ($P < 0.01$)，8—12 月美人蕉湿地和芦苇湿地的净化效果显著高于其它植物 ($P < 0.05$)，美人蕉极显著高于其它植物 ($P < 0.01$)。总的说来，五种植物湿地去除总氮的能力随季节变化：5、6 月为象草湿地 > 美人蕉湿地 > 芦苇湿地 > 香蒲湿地 > 香根草湿地，8-12 月为美人蕉、芦苇湿地 > 象草湿地 > 香根草、香蒲湿地。

从图 4 可以看出，5-10 月的出水中总氮浓度显著低于 11、12 月的出水浓度，特别是 10 月和 11、12 月比较，此三月进水浓度较高，但出水浓度却有较大差异，在相同的停留时间下，11、12 月的出水浓度均显著高于 10 月的出水浓度。10 月虽然进水浓度大但气温较高，停留五天后，总氮的去除可达到 90% 左右，而 11 和 12 月属于冬季，气温明显低于 10 月，停留五天后总氮的去除率均小于 50%，对照最差，五天的去除率只有 30% 左右。T-测验分析，5-10 月和 11、12 月对总氮的去除率之间有显著差异 ($P < 0.05$)，10 月和 11 月之间对总氮的去除率有极显著差异 ($P < 0.01$)。

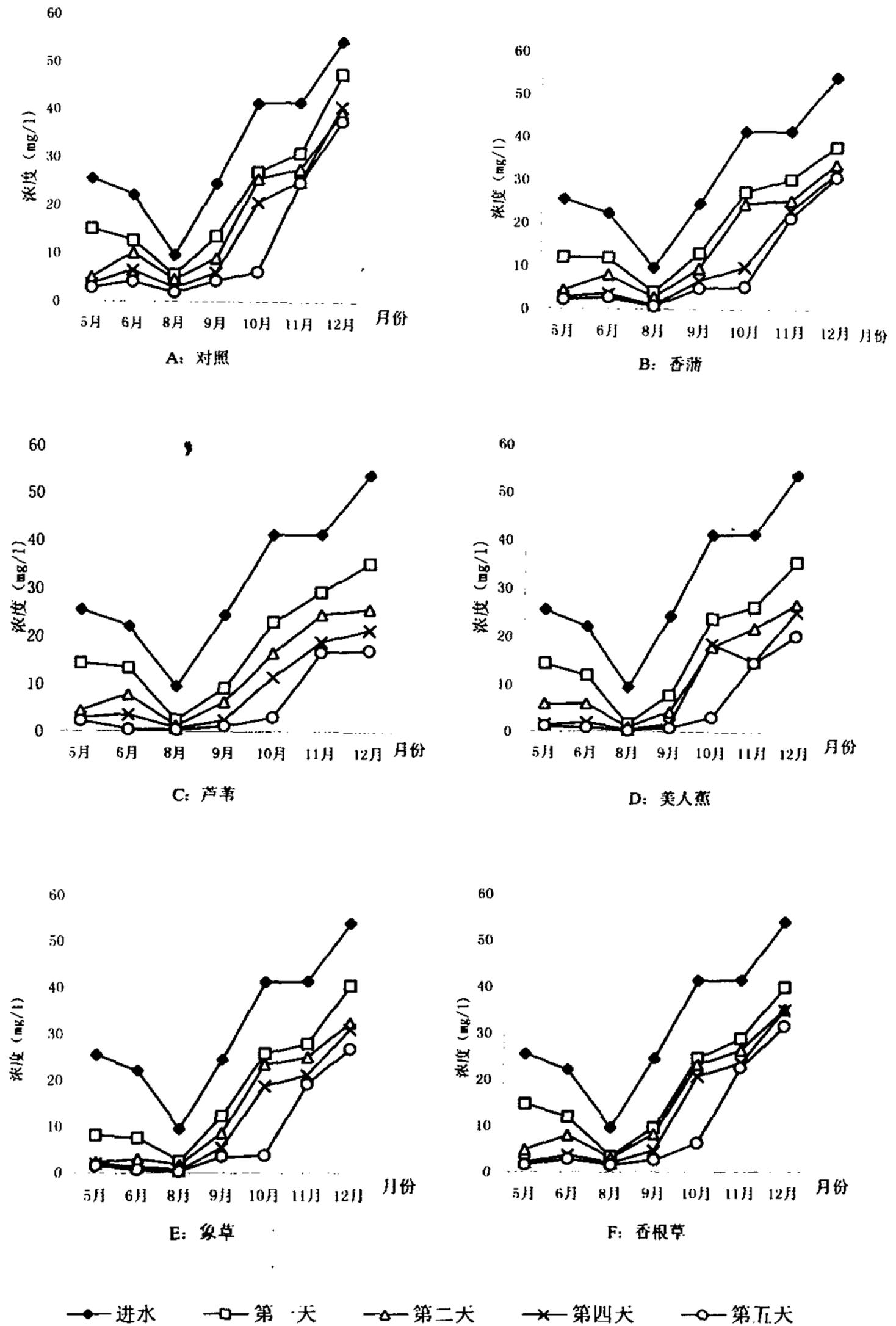


图 4 不同植物湿地对总氮的去除效果比较

Fig. 4 Comparison of the ability to remove TN between the wetlands of different species

4.1.2 对氨氮的净化效果

不同植物种湿地对氨氮的处理效果见图 5 (A-E), 进水浓度在 5.38~51.69 mg l^{-1} 之间变化, 七个月的进水浓度平均值为 25.78 mg l^{-1} , 5~9 月氨氮维持在 20 mg l^{-1} 左右, 到了 10 月氨氮随着总氮的上升而升高, 浓度均高于 30 mg l^{-1} 。从图中可以看出, 各类湿地出水中氨氮浓度均显著小于进水浓度, 变化规律与总氮的去除相近, 即去除氨氮能力随植物长势和季节而变化。5、6 月象草湿地的处理效果最好, 停留两天时间氨氮的出水浓度从 20 mg l^{-1} 下降到 1 mg l^{-1} 以下, 去除率达到 97%, 其次为芦苇湿地和美人蕉湿地, 香蒲湿地和香根草湿地最差; 9-12 月美人蕉湿地和芦苇湿地的效果最好 (9-11 月芦苇湿地去除氨氮能力一直弱于美人蕉湿地, 但在 12 月芦苇湿地去除氨氮能力强于美人蕉湿地), 其次为象草湿地, 香蒲湿地和香根草湿地效果较差。

湿地出水中氨氮浓度随着停留时间的延长而下降, 但在不同的月份和不同的氨氮负荷条件下, 浓度下降的幅度不同, 5~9 月氨氮浓度较低加上气温较高, 适于植物和微生物的生长, 湿地对氨氮的去除主要集中在第一天和第二天, 停留两天后可达到整个净化时期的 80% 左右, 后三天总氮的下降趋势较小, 仅占整个去除率的 20% 左右; 10 月以后, 由于气温下降和氨氮负荷上升, 停留五天后去除率一般只能达到 50% (芦苇湿地和美人蕉湿地大于 50%)。整个净化过程中, 各湿地对氨氮的去除率随停留时间的增加而增加, 但幅度不同, 停留一天时间, 7 个月各类湿地对氨氮的平均去除率分别为: 对照湿地为 $25.69 \pm 19.30\%$, 香蒲湿地为 $37.16 \pm 14.31\%$, 芦苇湿地为 $44.96 \pm 14.45\%$, 美人蕉湿地为 $49.70 \pm 19.93\%$, 象草湿地为 $46.10 \pm 24.56\%$, 香根草湿地为 $35.82 \pm 14.28\%$; 停留五天后, 各类湿地对氨氮的去除率为: 对照湿地为 $51.70 \pm 26.26\%$, 香蒲湿地为 $71.80 \pm 26.00\%$, 芦苇湿地为 $83.24 \pm 18.51\%$, 美人蕉湿地为 $82.54 \pm 18.68\%$, 象草湿地为 $75.68 \pm 27.19\%$, 香根草湿地为 $69.46 \pm 27.70\%$ 。T-测验分析表明: 象草湿地在 5、6 月的去除率均显著高于其它湿地; 美人蕉和芦苇湿地在 9-11 月均显著高于 ($P < 0.05$) 其它湿地。

温度对氨氮的去除率的影响与总氮相近, 5-10 月的氨氮去除率显著高于 11、12 月的去除率。T-测验分析表明: 5-10 月的氨氮去除率与 11、12 月的氨氮去除率之间有显著差异 ($P < 0.05$), 且 10 月氨氮去除率和 11、12 月的氨氮去除率

之间有极显著差异 ($P < 0.01$)。

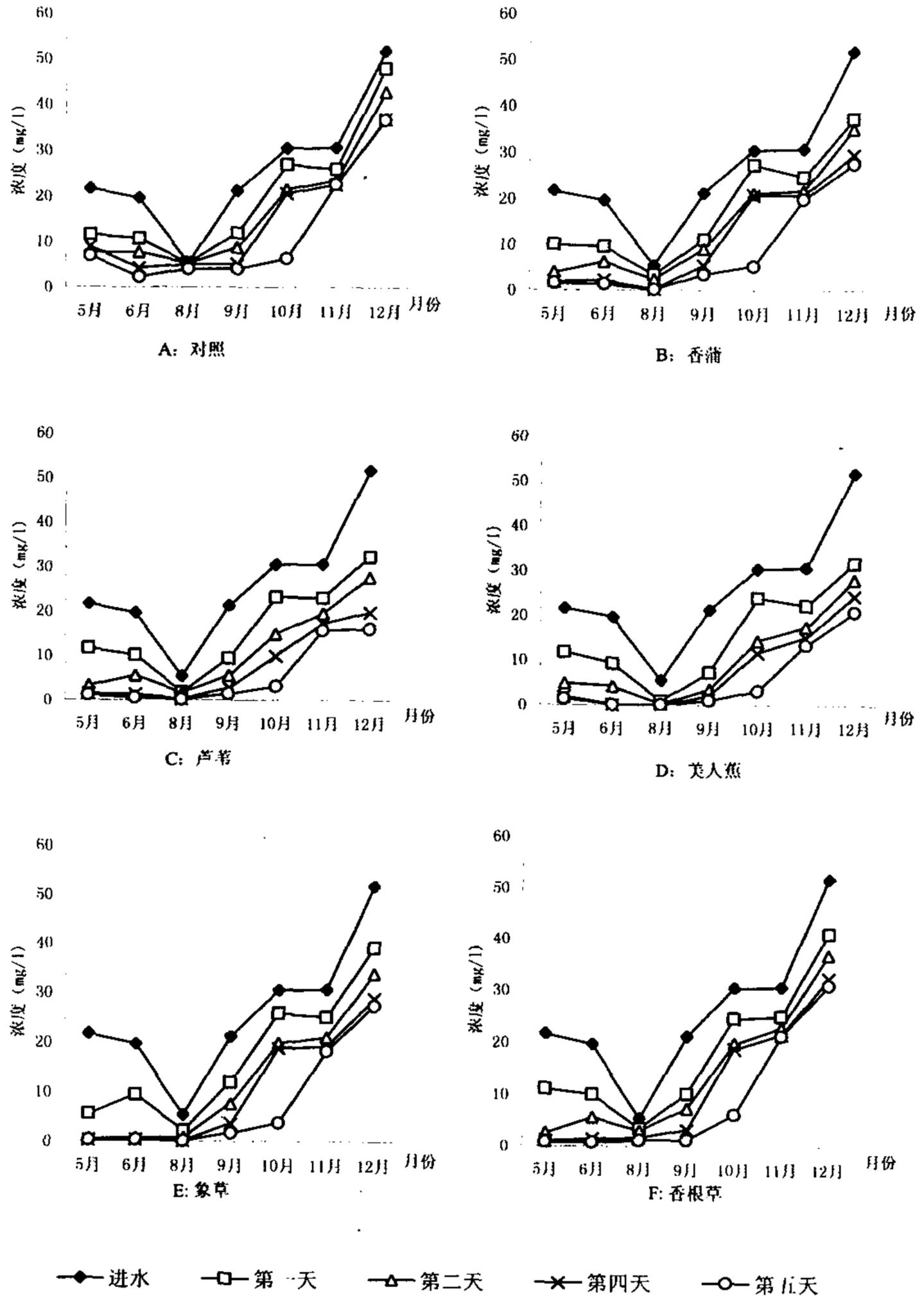


图5 不同植物湿地对氨氮的净化效果

Fig. 5 Comparison of the ability to remove $\text{NH}_4\text{-N}$ between wetlands of different species

4.1.3 对总磷的处理效果

图 6 (A-F) 显示了不同植物湿地对总磷的处理效果, 从中可以看出, 进水中总磷浓度一直较稳定(8 月和 12 月除外), 七个月的平均进水浓度为 3.7 mg l^{-1} , 出水中总磷浓度均显著低于进水。植物湿地对总磷的去除能力大于对照湿地(6、9 和 10 月由于对照水面生有大量浮萍而使得去除率较高), 湿地去除总磷能力较强, 在 12 月 TP 浓度达到 7.13 mg l^{-1} 时, 停留两天时间, 除香蒲湿地外各种湿地对总磷的去除率仍大于 70 %, 七个月中去除率最大的是 6 月, 5-10 月的去除率大于 11、12 月, 且植物湿地对总磷的去除能力随着植物长势和季节而有所变化: 5、6 月为象草湿地 > 香蒲湿地、香根草湿地 > 美人蕉湿地、芦苇湿地, 8 月以后植物对总磷的去除能力顺序为芦苇湿地、美人蕉湿地 > 象草湿地 > 香蒲湿地、香根草湿地。

对于不同植物湿地来说, 对总磷的去除率随停留时间的增加幅度不同, 停留一天的时间, 7 个月各类湿地对总磷的平均去除率分别为: 对照湿地为 $31.41 \pm 36.92\%$, 香蒲湿地为 $50.03 \pm 16.73\%$, 芦苇湿地为 $53.92 \pm 14.33\%$, 美人蕉为 $60.89 \pm 7.7\%$, 象草湿地为 $60.02 \pm 10.11\%$, 香根草湿地为 $57.18 \pm 16.05\%$; 停留五天后, 各湿地对总磷的去除率为: 对照湿地为 $74.84 \pm 15.98\%$, 香蒲湿地为 $82.81 \pm 8.94\%$, 芦苇湿地为 $89.95 \pm 3.49\%$, 美人蕉湿地为 $86.45 \pm 6.53\%$, 象草湿地为 $90.63 \pm 3.95\%$, 香根草湿地为 $84.92 \pm 7.03\%$ 。T-测验分析表明: 象草湿地、芦苇湿地和美人蕉湿地对总磷的去除率均显著高于其它植物湿地 ($P < 0.05$), 但象草湿地、芦苇湿地和美人蕉湿地之间无显著差异 ($P > 0.05$); 香根草湿地和香蒲湿地之间也无显著差异 ($P > 0.05$)。

5~10 月总磷停留一天后的去除率可达到 60%, 停留五天后去除率可达到 80-90%; 11 月以后, 由于磷负荷的增加和气温下降, 停留一天后总磷的去除率只能达到 40%左右, 但足够长的停留时间能弥补温度的下降, 停留五天后去除率也可达到 80-90%。

温度对总磷的去除有一定的影响, 5-10 月总磷的去除率高于 11、12 月, 但 T-测验分析表明: 5-10 月总磷的去除率和 11、12 月之间无显著差异 ($P > 0.05$)。

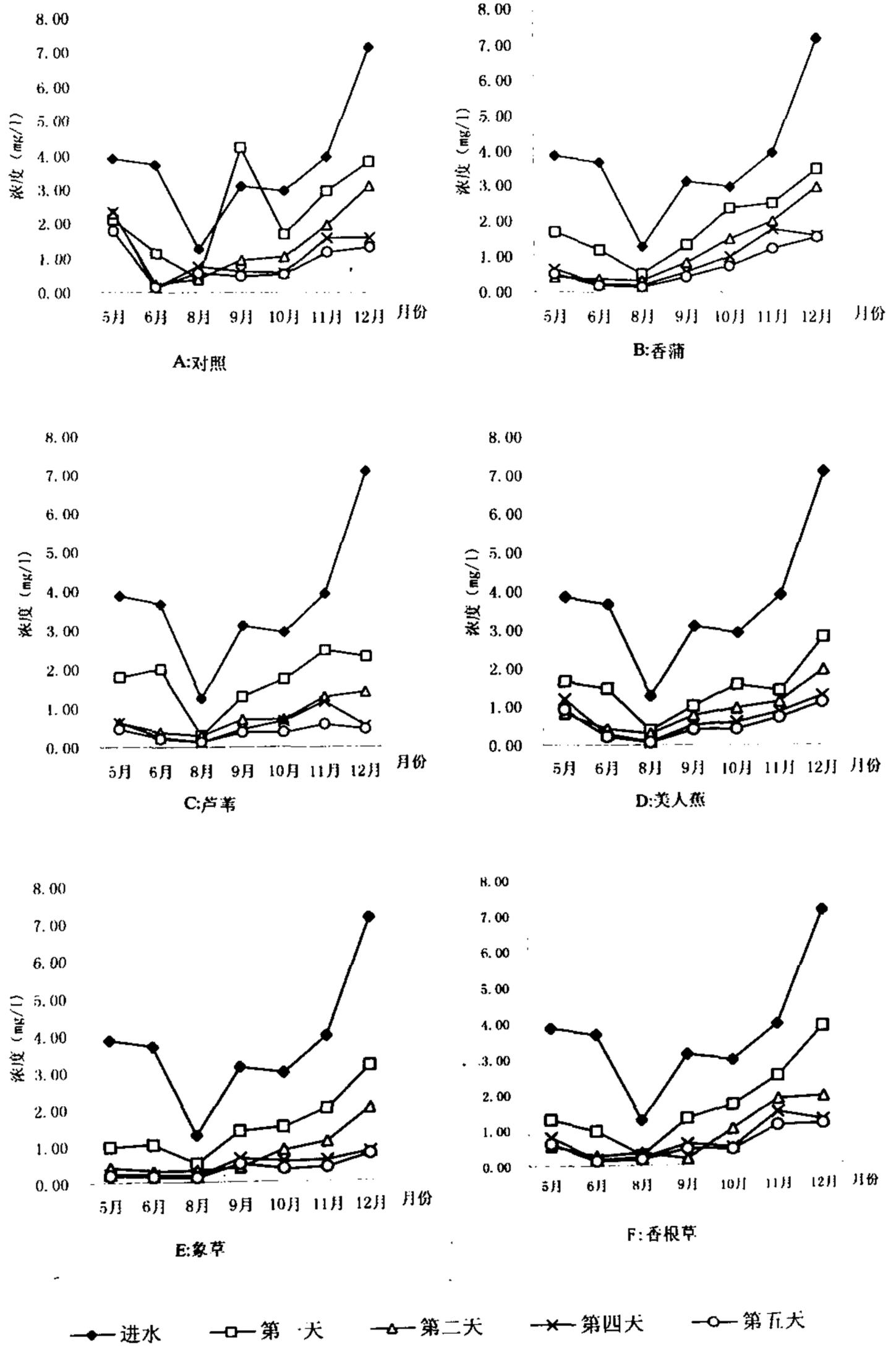


图6 不同植物湿地对总磷的净化效果

Fig. 6 Comparison of the ability to remove TP between wetlands of different species

4.2.4 对可溶磷的净化效果

图 7 (A—F) 显示了不同植物湿地对可溶磷的处理效果。进水中可溶磷的平均浓度为 2.61 mg l^{-1} ，8 月低于此值，而 11 和 12 两月高于此值。出水中可溶磷的浓度均显著低于进水，出水浓度随着进水浓度的增大而上升，随着停留时间的延长而下降（但也曾出现后期可溶磷升高的现象，多出现于对照湿地中）。

在整个净化过程中，对可溶磷的去除率随停留时间的增加幅度不同，停留一天的时间，7 个月各类湿地对可溶磷的平均去除率分别为：对照湿地为 $61.54 \pm 21.98\%$ ，香蒲湿地为 $62.06 \pm 20.52\%$ ，芦苇湿地为 $70.70 \pm 11.44\%$ ，美人蕉湿地为 $78.52 \pm 10.62\%$ ，象草湿地为 $80.76 \pm 14.34\%$ ，香根草湿地为 $65.7 \pm 22.79\%$ ；停留五天后，各湿地对可溶磷的去除率为：对照湿地为 $82.86 \pm 12.03\%$ ，香蒲湿地为 $85.76 \pm 8.40\%$ ，芦苇湿地为 $93.74 \pm 3.14\%$ ，美人蕉湿地为 $91.56 \pm 4.61\%$ ，象草湿地为 $95.11 \pm 4.46\%$ ，香根草湿地为 $91.62 \pm 5.12\%$ 。T-测验分析表明：植物湿地对可溶磷的去除能力显著高于对照湿地 ($P < 0.05$ ，9、10 由于水面生有大量浮萍使得对照除磷能力较强，而且香蒲在 10 月以后枯萎处理效果差)，不同植物湿地对可溶磷的去除能力不同，芦苇湿地、美人蕉湿地和象草湿地显著高于香蒲和香根草湿地 ($P < 0.05$)，但芦苇湿地、象草湿地和美人蕉湿地三者之间对可溶磷的去除无显著差异 ($P > 0.05$)。

从 11 月开始，气温明显下降，冬季开始。从整体来讲，在相同的停留时间下，5-10 月各湿地对可溶磷的去除率显著高于后两个月，特别是对美人蕉、芦苇和象草三种植物湿地来说，可溶磷的去除主要集中在第一天，第一天的去除率占 5 天净化过程的 80% 左右。

气温的下降使得湿地除磷能力有所降低，但足够长的停留时间足以弥补温度的下降，从图 7 中可以看出，停留五天后，所有湿地的出水浓度相差不大，T-测验分析表明：停留五天后所有湿地之间对可溶磷的去除率之间无显著差异 ($P > 0.05$)。

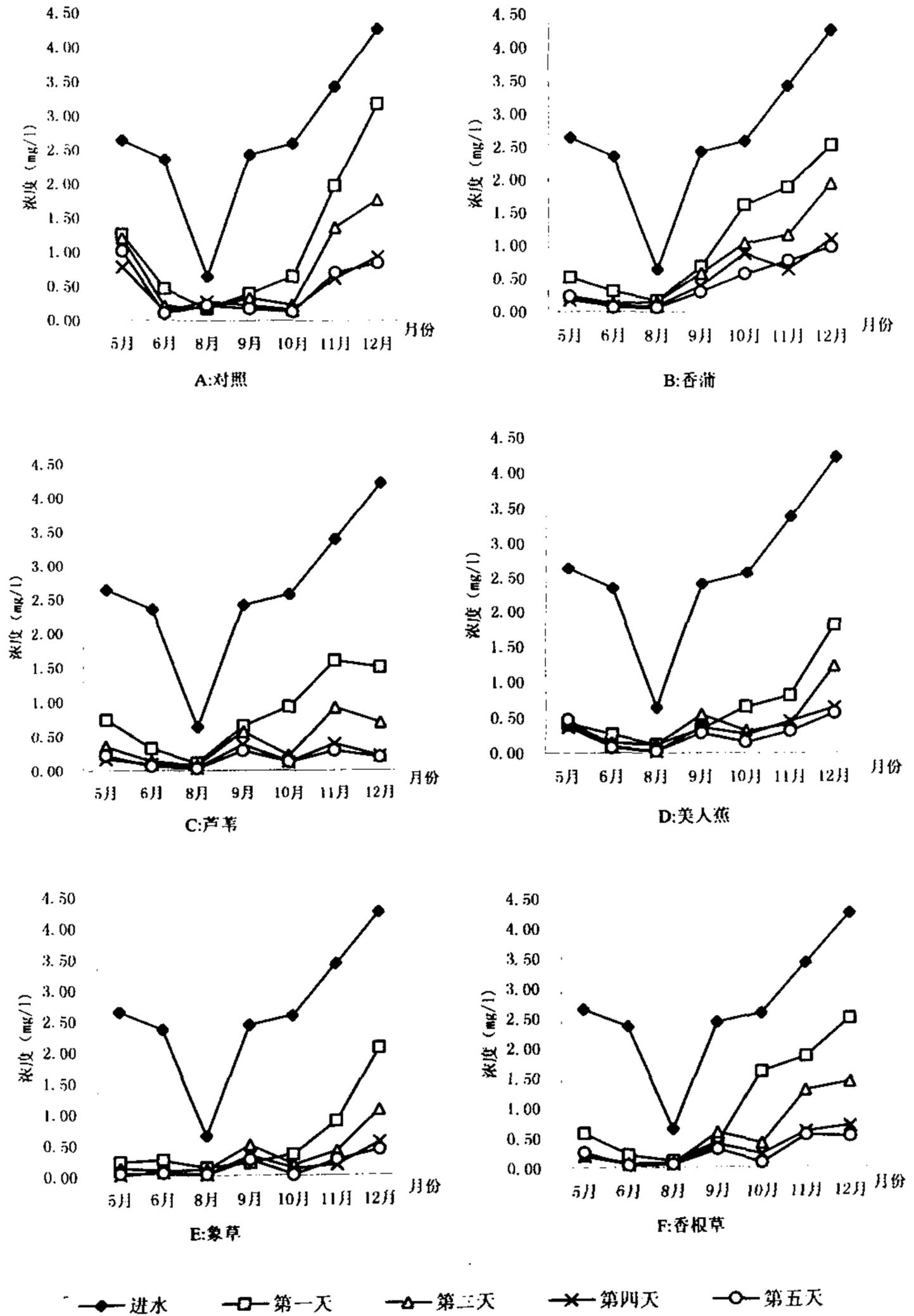


图 7 不同植物湿地对可溶磷的净化效果

Fig. 7 Comparison of the ability to remove SP between wetlands of different species

4.2.5 对有机物的净化效果

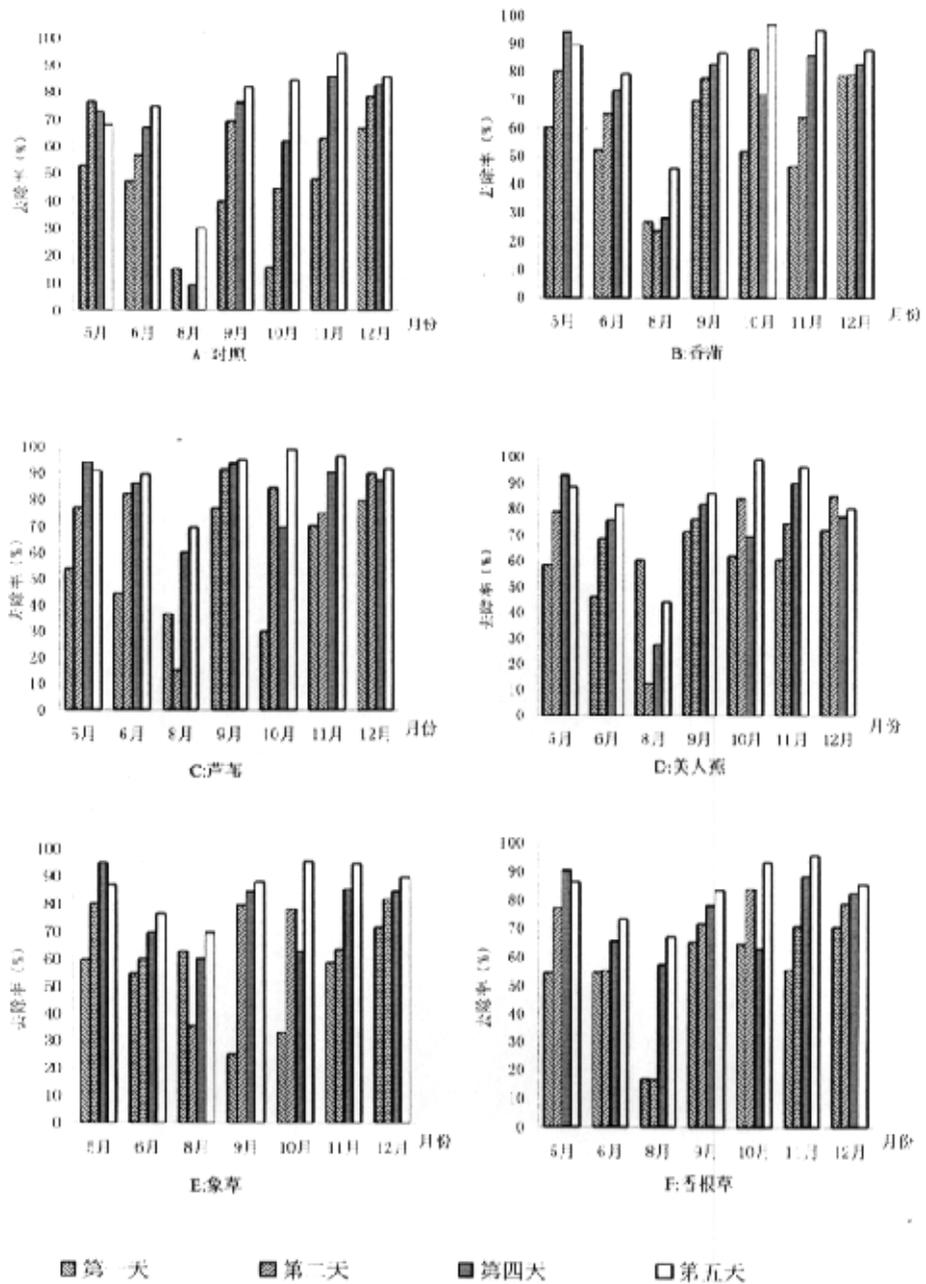


图 8 不同植物湿地对 COD_{Cr} 的净化效果

Fig. 8 Comparison of the ability to remove COD_{Cr} between wetlands of different species

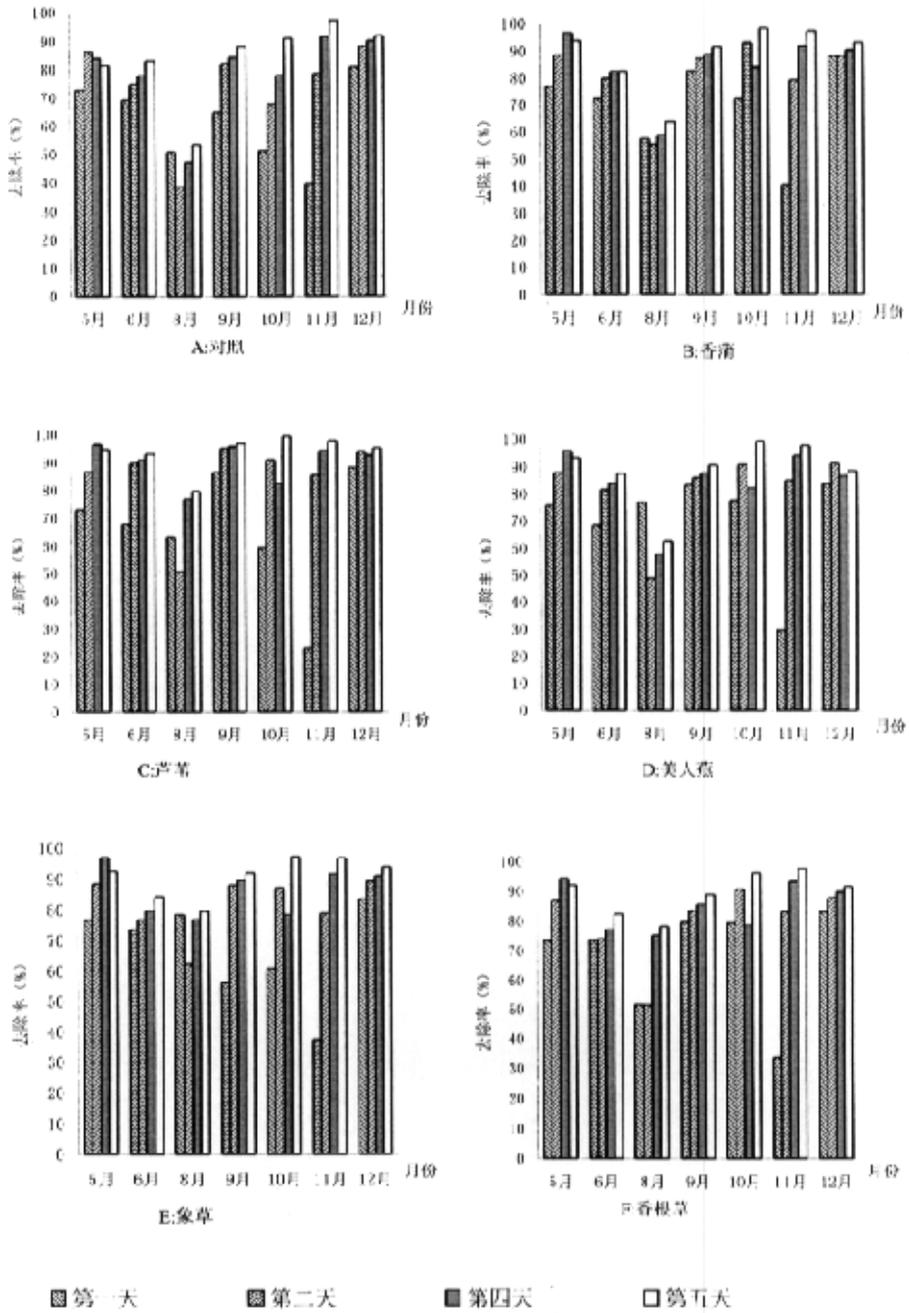


图9 不同植物湿地对 BOD₅ 的净化效果

Fig. 9 Comparison of the ability to remove BOD₅ between wetlands of different species

图 8、图 9 分别显示了不同植物湿地对 COD_{Cr} 和 BOD₅ 的处理效果，从图中可以看出，COD_{Cr} 的去除率一般随停留时间的延长而升高，有机物的去除大多集中于第一和第二天，去除率大于 60%；湿地对 BOD₅ 的去除率略高于 COD_{Cr}，植物湿地对有机物的去除高于对照湿地，但两者之间无显著差异，各植物湿地之间对有机物的去除也无显著差异（ $P>0.05$ ）。

4.2.6 不同植物湿地土壤不同深度氮磷的浓度

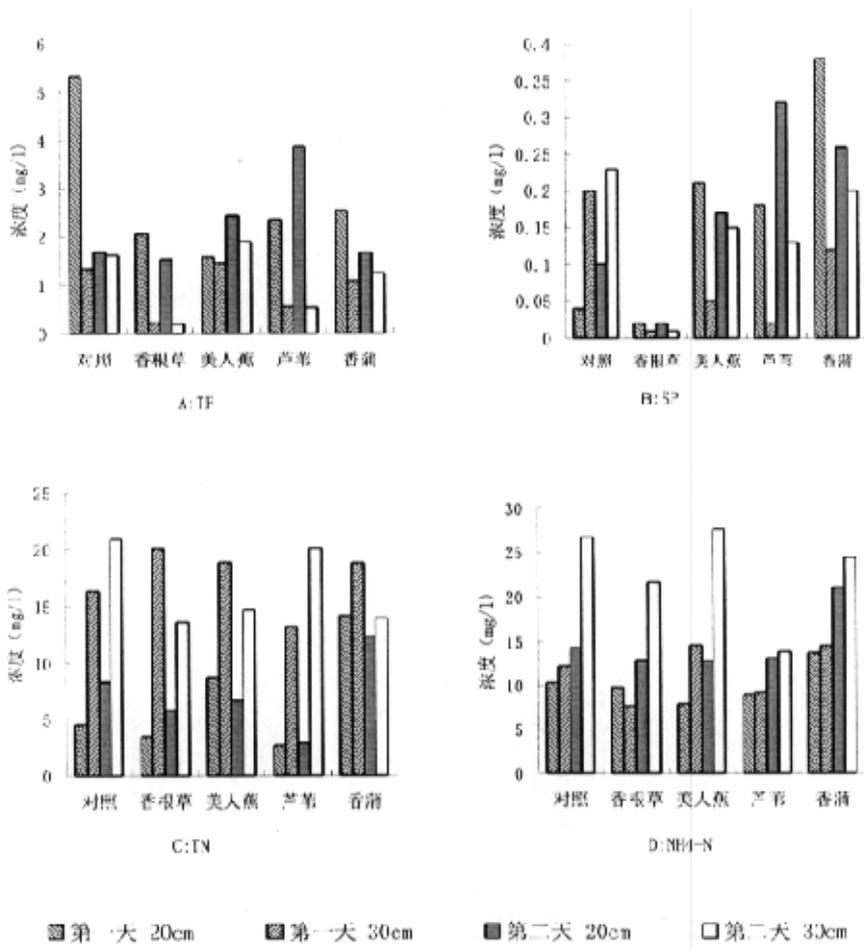


图 10 不同植物湿地土壤不同深度的氮磷浓度

Fig. 10 Concentration of Nitrogen and Phosphorus in different depths of the soil of the wetlands of different species

4.2.6.1 不同植物湿地土壤不同深度磷的浓度

从图 10A、B 中可以看出，土壤中不同深度水体中磷的浓度不同：20cm 深处的磷浓度高于 30cm 处的磷浓度，T-测验分析表明，两者之间有显著差异 ($P < 0.05$)，香根草湿地的可溶磷浓度极显著低于其它湿地 ($P < 0.01$)。

4.2.6.2 不同植物湿地土壤不同深度氮的浓度

图 10C、D 显示了土壤不同深度水体中总氮和氨氮的浓度，20cm 深处的氨氮和总氮浓度低于 30cm 深处，T-测验分析表明：两种深处的总氮浓度呈极显著差异 ($P < 0.01$)，停留第二天时两种深度的氨氮浓度呈显著差异 ($P < 0.05$)。

4.3 细根生物量比较

4.3.1 表面流和潜流湿地在不同时期的细根生物量比较

5 月份，潜流湿地和表面流湿地中各种植物生长都很旺盛，此时各层的根系生物量相差不大，而且表面流湿地的根系生物量比潜流湿地还略多一些。作为这两种湿地主要建群植物的象草在 4、5 月份生长旺盛，根系发达。5、6 月份，表面流湿地的象草处于污水中的茎节有大量生长旺盛的气生根（污水水深约 10cm），呈白色。但从 7 月初始，表面流湿地的象草开始出现叶片枯萎，污水中的茎节根减少，呈淡黄褐色。到 12 月份，象草大部分植株枯萎，此时的表面流湿地仅有几株美人蕉和香蒲，而且只占整个湿地面积的 30% 左右。同期潜流湿地中的象草已成绝对优势植物，植株均高达 3.5m 以上，此时在潜流湿地里的植物分两层，上层是象草，覆盖度达 100%，下层是水蓼，高度约 1m，覆盖度约 80%~90%，基本没有芦苇、香根草、香蒲等植物的植株。8 月份时潜流湿地的根系生物量明显比表面流湿地多，0~15cm 层根系生物量将近是同层表面流湿地的 2 倍，12 月和 8 月份比较，根系生物量有所增加，但差异不显著。

表 1 中潜流湿地和表面流湿地细根生物量的比较表明：8 月份潜流湿地和表面流湿地内植物的根系生物量都有不同程度的增加，其中潜流湿地增加特别明显，而表面流湿地增加不多，12 月表面流湿地的根系生物量不仅没有增加，反而有所减少。植物根系分布在 0~5cm 土层的较 5~15cm 土层为多，8 月份时的潜流湿地与 3 个月前的同层根系生物量相比，0~5cm 层的增幅相当大，达到了 190.2%，而 5~15cm 层则相对较小，但是整个 0~15cm 的根系增幅也可达 155.8%。

而同期的表面流湿地植物经过 7 个月的污水灌溉后，其优势植物象草到 12 月份时大部分死亡，只剩下部分美人蕉、香蒲等，有些地方甚至出现土层裸露现象或仅覆盖着一些枯死植物的枯枝败叶。8 月份根系增幅也比潜流湿地小，0~5cm 层的根系增幅只有 6.0%，5~15cm 层相对多一些，也只有 53.5%。

4.3.2 不同植物在不同时期细根生物量的比较

香蒲、芦苇、香根草、美人蕉、象草在表面流湿地中同时经过相同的污水灌溉 7 个月后，其生长态势迥异，如图 11 所示。经过 3 个月的污水灌溉后，芦苇的长势最好，枝叶茂盛，植株最高达 1.75m，较灌污前增加了 70%左右，香蒲、香根草、美人蕉也增高明显，其中美人蕉增幅最大，为 87%；而象草最差，基本没有什么增长，据观测记录象草在 7 月初就开始出现枝叶枯黄现象，至 8 月第二次测量时没有增加，12 月已完全枯萎故未测其高度和细根生物量，12 月时香根草、香蒲基本没有增高，芦苇增高较大，美人蕉稍微增高。

至于 5 种植物的种群覆盖度变化，5 月份时芦苇的覆盖率最高为 45%，其次是象草 40%、香蒲 35%、美人蕉 30%，香根草最少只有 20%；8 月份时，芦苇和美人蕉的覆盖率都达到了 100%，香蒲为 90%，而香根草只有 70%弱。5 种植物的植株平均高度变化和种群覆盖度变化基本反映了它们在污水灌溉过程中的生长情况，除象草大多死亡外，其余 4 种植物都能较好地适应污水灌溉，长势良好。

由表 3 可知 5 月份时，5 种植物 0~15cm 土层的细根生物量比较情况如下：象草>美人蕉>香根草>芦苇>香蒲，8 月份时，5 种植物的根系生物量比较情况则是：美人蕉>象草>香根草>芦苇>香蒲，12 月份为芦苇>美人蕉>香根草>香蒲；而在 15cm 以下的根系生物量分布中，具体情况则是：8 月份为芦苇>香蒲>香根草>美人蕉>象草，其中芦苇、香蒲、香根草三者相差不大，而象草和美人蕉则相对要少得多；12 月份变为香根草>芦苇、美人蕉>香蒲。

4 种植物两两比较其细根生物量（由于象草在 12 月份枯萎，故不作比较），T-测验分析结果表明：0-5cm 芦苇和美人蕉极显著高于香蒲和香根草（ $P<0.01$ ），芦苇和美人蕉、香蒲和香根草两两之间无显著差异；5-15cm 各植物之间无显著差异（ $P>0.05$ ），15-30cm 香根草显著高于芦苇和美人蕉（ $P<0.05$ ），极显著高于香蒲（ $P<0.01$ ）。

就 5 种植物 0~15cm 层细根生物量的增减情况，芦苇增加得最快，两次比较分别达到 198.0%和 175%，其次为香根草、香蒲和美人蕉（8 月），12 月份时香蒲增幅比香根草大，8 月份时象草减少 33.3%。在 0~5cm 层的根系生物量比较中，同样是芦苇增加得最多，两次增幅分别为 260.4%和 191.7%，其次为美人蕉、香蒲和香根草，象草减少了 30.4%；而 5~15cm 层则为：8 月份为香根草增加得最多，其次是芦苇和香蒲，象草和美人蕉都较 5 月份时减少很多，但 12 月份则为芦苇增幅最大，香蒲、美人蕉和香根草的增幅相差不大。

表 1 不同类型的湿地在不同时期细根生物量的变化

Table 1: The change of fine root biomass of different wetlands in different periods

湿地类型	取样日期 (月-日)	0-5 cm (g/m ²)	5-15cm (g/m ²)	合计(g/m ²)
潜流湿地 (SSFW)	05-01	19.3±19.0 **①	14.8±19.5 *①	34.1±38.5 *①
	08-01	56.0±31.8 (190.2)	27.9±23.8 (88.5)	83.9±55.6 (155.8)
	12-01	63.1±26.8	30.4±22.1	93.5±48.9
表面流湿地 (SFW)	05-01	21.6±18.5	13.9±26.1	35.5±44.6
	08-01	22.9±19.0 (6.0) **②	21.3±21.7 (53.5)	44.2±40.7 (24.5) **②
	12-01	21.3±19.6**②	19.8±20.3	41.3±39.9**②

注: 括号内数字为增幅 (与前一次比较的百分比, %), ①为潜流湿地两次相邻时间的 T-测验分析; ②为同时期潜流湿地与表面流湿地的 T-测验分析, ** 为极显著 (P<0.01), * 为显著 (P<0.05), 表中 5 月和 8 月数据引自赵建刚等, 2003。

表 2 潜流和表面流湿地的群落比较

Table 2: Comparison of community characteristics between SW and SFW

湿地类型	记录时间 (月-日)	主要植物种类	植株高度 (m)	重要值	覆盖度 (%)
潜流湿地 (SSFW)	05-01	<i>P. purpureum</i> ①	1.60~1.70	50	80
		<i>C. thalictroides</i> ①	0.70~0.90	30	60
		<i>P. communis</i>	0.80~0.90	10	10
					90 ②
	08-01	<i>P. purpureum</i> ①	>3.50	95	100
		<i>C. thalictroides</i>	1.35~1.45	5	10
					100 ②
	12-01	<i>P. purpureum</i> ①	>3.50	95	100
		<i>C. thalictroide</i>	1.35~1.45	5	10
					100 ②
表面流湿地 (SFW)	05-01	<i>P. purpureum</i> ①	1.60~1.70	25	40
		<i>C. thalictroides</i> ①	0.80~0.90	45	60
	08-01	<i>C. thalictroides</i> ①	1.40~1.60	30	60
		<i>P. purpureum</i> ①	1.10~1.20	15	70
					70 ②
	12-1	<i>C. thalictroides</i>	1.20~1.30	15	
		<i>P. purpureum</i> ① (wizen)	1.40~1.60	30	45
		<i>C. indica</i> and <i>T. Latifolia</i>			50
					10
					70 ②

注: ①为优势种②为群落覆盖度, 表中5月和8月数据引自赵建刚等, 2003。

表3 不同植物种湿地在不同时期的细根生物量的变化

Table3 Fine root biomass of the species in SPW in different periods

植物种	取样时间(月-日)	0-5cm (g/m ²)	5-15cm (g/m ²)	15-30cm (g/m ²)	合计②(g/m ²)
<i>T. latifolia</i>	05-01	2.8±2.2	5.7±3.7	0	8.5±5.9
	08-01	5.6±5.5(100.0)	9.6±6.6 (68.4)	12.6±7.5	15.2±12.1 (78.8)
	12-01	8.0±9.4 (42.8)	13.4±12.9	2.9±1.7	21.4±22.3 (40.8)
<i>P. communis</i>	05-01	5.3±3.9 *①	4.5±3.7	0	9.8±7.6 *①
	08-01	19.3±12.2 (264.2)	9.9±7.0 (120.0)	12.7±10.5	29.2±19.2 (198.0) **①
	12-01	56.3±41.8 (191.7)	24.0±12.6	10.2±9.4	80.3±54.4 (175)
<i>V. zizanioides</i>	05-01	11.1±5.6 **①	9.9±12.1	0	21.0±17.7
	08-01	15.8±0.7 (42.3) **①	23.7±13.9 (139.4)	11.6±2.5	39.5±14.6 (88.1)
	12-01	9.4±4.7 (-40.5)	30.8±27.3 (30.0)	22.5±12.5	40.2±32.0 (11.8)
<i>P. purpureum</i>	05-01	67.8±26.3 *①	11.9±6.8	0	79.7±33.1
	08-01	52.0±8.5 (-30.4)	7.8±2.0 (-52.6)	1.4±0.2	59.8±10.5 (-33.3)
	12-01	--(未测)	--	--	--
<i>C. indica</i>	05-01	13.9±13.0 **①	23.2±22.3	0	37.1±35.3
	08-01	46.8±35.0 (236.7)	17.4±6.3 (-33.3)	2.7±4.1 **①	64.2±41.3 (73.0)
	12-01	38.2±18.2 (-18.4)	23.8±25.4 (36.8)	10.9±5.5 (303.7)	62.0±43.6 (-15.1)

注：括号内数字为增幅（_t前一次测量比较，%）①为同种植物两次相邻测量时间的 T-测验分析，**为极显著（P<0.01），*为显著（P<0.05），②为 05-01 时 0-15cm 层的根系生物量干重。表中 5 月和 8 月数据引自赵廷刚等，2003。

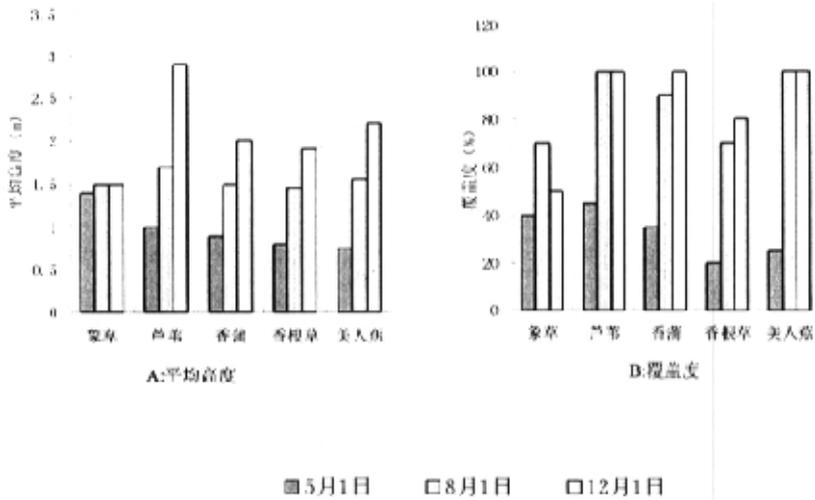


图 11 不同植物生长状况比较

Fig. 11 Comparison of the growth of five plants

注：图中 5 月、8 月的数据引自赵建刚等，2003

4.3.3 不同植物细根生物量与污水净化效率的相关性

表 4 为不同植物的污水净化效率与细根生物量的相关性分析。氮磷的去除率与 15-30cm 深处的根系生物量无显著相关，与 0-15cm 深处的根系生物量的相关性也不一致：氮的去除只在 5 月份与根系生物量有显著相关性 ($P < 0.05$)，其中氨氮呈极显著相关 ($P < 0.01$)；可溶磷呈显著相关。

表 4 不同植物的污水去除率与细根生物量的相关性分析

Table 4 Correlation analysis between sewage purification and fineroot biomass

R 值	0-15cm 根系生物量				15-30cm 根系生物量			
	TN	NH3-N	TP	SP	TN	NH3-N	TP	SP
5 月	0.5740*	0.7360**	0.1868	0.5627*	-	-	-	-
8 月	0.0139	0.000	0.2126	0.5363*	0.1192	0.0187	0.3786	0.3411
12 月	0.1640	0.1083	0.8643**	0.7649**	0.3165	0.3399	0.2441	0.2042

**、*分别表示 0.01、0.05 的显著水平。由于 5 月份 15-30cm 的根系生物量为零，故未比较。

4.4 生长季末群落生物量比较

4.4.1 生长季末不同植物湿地的群落生物量比较

五种植物湿地的群落生物量见表 5，从表中可以看出：地上部分生物量大小顺序为香根草>象草>芦苇>香蒲>美人蕉；地下部分为香蒲>芦苇>香根草>象草>美人蕉。T-测验分析表明：地上部分香根草的生物量显著高于香蒲 ($P<0.05$)，象草显著高于美人蕉 ($P<0.05$)，而香根草、芦苇和象草三者之间无显著差异 ($P>0.05$)；地下部分香蒲的生物量显著高于象草和美人蕉 ($P<0.05$)，香蒲、芦苇和香根草三者之间无显著差异 ($P>0.05$)

五种湿地植物地下部分生物量比例较小，均小于地上部分的 20%，五种植物地下/地上干重比值大小顺序为：香蒲>美人蕉>芦苇>香根草>象草。

表 5 不同植物湿地的群落生物量 (单位: $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

Table 5 Community biomass of the wetlands of different species

植物种类	地上部分干重	地下部分干重	地下/地上比值
香蒲	1024.5±329.9	173.0±6.6	0.17
芦苇	1633.2±520.5	121.1±40.8	0.07
美人蕉	741.3±39.7	63.9±48.5	0.09
香根草	2661.6±99.9	105.6±55.0	0.04
象草	2109.5±550.3	71.5±20.2	0.03

4.4.2 生长季末潜流和表面流湿地的群落生物量比较

表 6 为潜流和表面流湿地的群落生物量比较，不论是地上部分还是地下部分，潜流湿地的生物量都显著高于表面流湿地，且地下部分与地上部分的比值是潜流湿地高于表面流湿地，潜流湿地地下生物量占地上部分的 63%。

表 6 潜流和表面流湿地群落生物量比较 (单位: $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

Table 6 Comparison of the community biomass between SFW and SW

湿地类型	地上部分干重	地下部分干重	地下/地上比值
表面流湿地	651.4±123.3	127.6±31.6	0.20
潜流湿地	1828.5±283.6	1155.2±108.9	0.63

4.5 不同植物湿地的土壤成分比较

表 7 为不同深度的土壤成分比较, 从表中可以看出, 经过七个月的污水灌溉, 土壤中的有机质、总氮和总磷均有所增加, 其中以有机质增加较多, 氮的增加较少, T-测验分析表明: 两种深度的有机质含量均极显著高于本底含量 ($P < 0.01$, 对照除外), 象草和美人蕉的增幅最大, 芦苇、香蒲次之; 氮、磷含量也极显著高于本底含量 ($P < 0.01$, 对照除外), 象草和美人蕉的增幅最大。

深层土壤的有机质、氮和磷的含量均略小于浅层土壤。T-测验分析表明: 象草、芦苇和香蒲的 0-15cm 的含量显著高于 15-30cm 的含量 ($P < 0.05$); 芦苇和香蒲的浅层氮含量均极显著高于深层含量 ($P < 0.01$), 象草的浅层氮含量显著高于深层氮含量, 但香根草的浅层氮含量显著低于深层的氮含量; 对照、香根草的浅层磷含量极显著高于深层磷含量, 象草和美人蕉的浅层磷含量显著高于深层磷含量。

表 7 不同植物湿地的土壤成分比较

Table 7 Soil constituents of NP and organic matter in different wetlands

项目	含量	有机质%	总氮(N)%	总磷 (P ₂ O ₅) %
本底		0.84±0.00	0.048±0.001	0.055±0.002
0-15cm	对照	0.86±0.02	0.049±0.001	0.059±0.001**①
	香根草	1.07±0.02	0.052±0.001	0.065±0.002**①
	象草	1.37±0.00*①	0.070±0.000*①	0.072±0.002*①
	美人蕉	1.39±0.02	0.070±0.002	0.075±0.001*①
	芦苇	1.11±0.02*①	0.056±0.002**①	0.057±0.000
	香蒲	1.21±0.02*①	0.064±0.002**①	0.056±0.002
	15-30cm	对照	0.86±0.02	0.050±0.001
香根草		1.05±0.00	0.058±0.001*①	0.055±0.002
象草		1.25±0.02	0.064±0.000	0.066±0.000
美人蕉		1.37±0.00	0.068±0.001	0.071±0.001
芦苇		0.95±0.00	0.046±0.000	0.058±0.002
香蒲		1.12±0.00	0.054±0.001	0.058±0.003

①为同种植物湿地 0-15cm 和 15-30cm 之间的 T-测验分析, *为显著 ($P < 0.05$), **为极显著 ($P < 0.01$)

5. 讨论

5.1 潜流和表面流湿地的比较

潜流和表面流湿地是人工湿地的两种主要类型，两种湿地的净化能力不同。许多实验证明，潜流湿地无论是对水力负荷的承受能力，还是对各种污染物如氮、磷、有机物的去除能力，潜流湿地都优于表面流湿地 (Lei et al., 2001; Kruzic et al., 1996; Srinivasan et al., 2000; Jan, 2002)。从本实验看出，潜流湿地对 BOD₅、COD_{Cr} 的去除能力都强于表面流湿地，即使在水力负荷大于表面流时，也是如此，这和前人的报道一致 (David et al., 2002)。这可能是因为砾石床的孔隙较大，和污水的有效接触面积大于表面流湿地，从而使得有机物更容易沉淀下来。

两类湿地对氨氮和总氮的去除能力不同，其中表面流湿地优于潜流湿地，这和许多实验结果相反。造成这一原因可能是因为潜流湿地所用植物为象草，而象草的根系主要集中在表面的 10cm 处，未深入到砾石层中，不能与砾石形成微生物膜。氨氮的去除主要依靠硝化和反硝化，需要植物输送氧气到根区，在根区形成有氧和厌氧状态交替的环境，从而使得硝化和反硝化得以进行。由于象草的根系未长到所需的长度，使得砾石层中得不到由植物输送的氧气，空气中的氧也不能透过土壤层进入地下水体，从而影响了氨氮的硝化作用，而表面流湿地由于直接接触到植物表面，加上空气中也有氧气可以不断补充水体中的氧，水体中的氨氮也可直接挥发到空气中，这样表面流湿地氨氮的去除率高于潜流湿地。生活污水中氮的主要形式为氨氮，这也使得总氮的去除率低于表面流湿地。

两类湿地对磷（可溶磷和总磷）的去除有一个变化过程：5-7 月表面流湿地的处理效果强于潜流湿地，后四个月刚好相反，潜流湿地的出水磷浓度低于表面流湿地，即使水力负荷大于表面流湿地。湿地对磷的去除主要依靠化学吸收和物理积累，而不是生物化学作用，特别是那些富含金属元素（如铁、铝、钙等）的土壤或砂石 (ARIAS et al., 2000; Pant et al., 2000)。前三个月由于湿地刚投入使用，表面流湿地的基质为土壤，土壤对磷的积累大于砾石床，随着磷的积累，土壤渐渐饱和，磷不再沉积于土壤中，加上后期植物的枯枝落叶使一部分磷返还到水体，而潜流湿地由于设计方式和表面流不同，水体在床下流动，植物不能返还磷回水体，而且潜流湿地的床体逐渐成熟，从而使得表面流湿地的除磷效率低于潜流湿地。

表面流和潜流湿地是目前用得最多的人工湿地，两者各有其优劣之处，若能将两者结合起来，取其长，则能发挥更大的净化功能，特别是对于发展中国家而言，人工湿地的发展前景是极其广阔的（Amelia et al., 2001）。

5.2 不同植物湿地对污水的净化效果比较

植物是人工湿地的重要组成部分，不同植物由于根系发达程度不同、放氧速率不同，对微生物的活性影响不同，从而对污水的净化效率也不同（Armstrong, 1964; Brix, 1997）。目前，已有许多种植物用于湿地系统，但对于不同植物的净化效率比较少，84年以前基本没有这方面的研究（Gersberg et al., 1984），但近十年有了一些研究（Jerry et al., 2000）。本实验所用的五种植物中，芦苇、香蒲是人工湿地中最常用的两类植物，美人蕉属于耐污染植物，香根草为抗涝防旱植物，都可用作湿地植物，只象草很少用作湿地植物，但据笔者的初步观察研究，象草生长速度快，根系发达，认为其有可能成为人工湿地建群种，而作为本研究对象种之一。

人工湿地的显著特点之一是对有机污染物有较强的去除能力（Halmar, 2003），沉淀、过滤是湿地去除有机物的主要方式（Ji et al., 2001），本实验表明，植物的存在对有机物的去除有一定的增强，但总的效果与对照差别不大，而且在8月份水质较清洁、悬浮物较少的情况下，有机物下降的幅度不大，然到了12月，有机负荷突然增大到 $506.74 \pm 38.26 \text{ mg l}^{-1}$ 时，各湿地的去除率仍达到80%左右，且植物湿地的去除率略高于对照湿地，但差异不显著，造成这一现象可能是因为植物的存在只是加速了不溶性悬浮物质的沉淀，而对非可溶性污染物的去除效果不好。

湿地对氮的去除主要依靠硝化和反硝化。有植物的湿地对氮的去除大大高于对照，这一方面是因为植物生长直接吸收氮，另一方面也是因为植物的存在增强了根区好氧微生物的活性。虽然已证明多种植物能输送氧气到根区，但对于植物输送氧气至根的量的大小与去除能力强弱的相关性却不清楚。象草在所有的植物中的生长速度最快，植株高度和繁殖速度都快于其它植物，在5、6月生长旺盛，象草湿地对污水的去除效果最好，但到了7月份，可能由于高温与较高浓度污水的综合作用，象草部分叶子开始干枯，8、9月此现象加重，许多植株生长趋于

停止，大部分植株死亡，使其去除能力下降（如图 2~5），而美人蕉和芦苇一直持续稳定的生长，植物生物量增大，这两种植物湿地的净化效果渐渐高于象草湿地，而且 12 月以前，美人蕉的长势强于芦苇，氮去除效率也高于芦苇，但到了 12 月，美人蕉的叶有枯萎现象，水体中积累较多枯叶，而芦苇生长一直较稳定，枯枝败叶少，因此此月芦苇对氮的去除效率高于美人蕉，这说明植物在湿地污水净化过程中确（尤其是在氮的去除方面）起着十分重要的作用，尤其是植物处于生长时期，植物直接吸收营养所占比重较大。前人报道植物吸收所占比重结果不一致（Peterson et al., 1996; Koottatep, 1997），需要进一步研究。象草的去污能力与前人报道的相一致（Lei et al., 2001），甚至比其效果更好。但可惜的是 7、8 月后生长停止乃至死亡，深入探讨其死亡原因，从而进一步评价其在人工湿地污水处理系统中的应用，是很有意义的。

湿地对磷的去除是通过植物的吸收、微生物的积累和湿地床的物理化学等几方面共同作用完成的，其中植物的吸收只占较小比例（Worrall et al., 1997），湿地中磷的去除主要是聚磷菌对磷的过量积累。由于人工湿地中植物的光合作用及呼吸作用交替进行，致使系统中交替出现好氧和厌氧条件下的摄磷，从而有利于磷的去除。实验已证明，磷元素的去除率与根际中的磷细菌数目呈正相关（李科德等，1994；李科德等，1995），象草生长迅速，光合作用强，有利于土壤中磷细菌的生长繁殖，从而加速了磷的去除。本实验表明，象草对磷的去除能力一直较强，即使象草叶子全部枯萎以后，象草对磷的去除效果仍高于其它植物，对可溶磷的去除效果比生长最好的美人蕉和芦苇还强，这可能是由于腐烂的象草根区有利于磷细菌的生长繁殖，或者是产生另一种除磷效果好的细菌，这一现象值得深入研究。本实验也出现可溶磷的释放现象，和前人的报道一致（吴振斌等，2001）。

象草是一种重要的饲料作物，广泛用于畜牧业（罗富成等，1996），加上其生长迅速，宜于反复收割，因此可以将人工湿地和饲料的生产结合起来，既净化了污水，又发展了经济，只要管理合理，象草的运用前景是十分广阔的。美人蕉是花卉植物，用其作湿地植物既可美化环境，也可净化污水。香蒲和芦苇是湿地应用中最广泛的植物，本身具有经济价值。而且，不同植物对不同的污染物去除效果不同，如芦苇和美人蕉适于去除水体中的氮，而香蒲和香根草对磷的去除效果好，因此，可根据污染物的不同性质来选择适宜的植物，建立适宜的植物群落，

从而提高湿地污水处理系统的净化效能。

5.3 湿地植物的生物量

表 4 和表 6 分别为单种植物湿地群落和多植物湿地群落的生物量,植物由于落叶以及根系的死亡更新,本实验所测得的群落生物量会小于植物的年净生产力 (Westlake,1982)。湿地系统被认为是生产力最高的生态系统 (Westlake,1982)。湿地植物的生物量受地域环境的影响,同种植物在不同地区有不同的生物量,土壤中化学成份的改变会影响植物的生物量积累。湿地植物的生物量会随着氮的施加而增大 (Mitsch et al., 1994)。本实验中的湿地植物终年生长于生活污水中,所测得的地上部分生物量与前人所测一致,但地下部分生物量远远小于前人所测 (邵成等, 1995; Abdeslam et al., 1998)。

湿地植物一般具有较大的地下/地上生物量比值,特别是对于多年生的植物更是如此,其根全年保持在地下。Schalles (1989) 对美国卡来罗湾湿地植物的研究,其比值高过 6.5,较高的地下生物量尤其是相对于地上部分来说,在生态系统的营养循环和能量循环转化中相当重要,所以它对湿地生态系统的功能有重要意义,相当一部分的有效养分可以从较大地下生物量部分获得。Bradbury 等 (1983) 曾指出北极湿冻原植物群落有较高的地下/地上生物量比值是对北极地区严酷环境的一种适应。从地下/地上生物量比值来看,五种植物均小于 0.2,只有前人所测值的 10% (邵成等, 1995; Abdeslam et al., 1998)。本实验较小的地下/地上生物量比值与较小的地下生物量有关。造成这一现象的原因可能是因为植物生长期较短,仅仅一年,根系没有经过多年的积累,或者是因为南方气候适宜植物生长,加上生活污水中的养分很适于植物的生长,较少的根系即能满足植物的生长需要,也有可能是实验操作的原因,致使地下部分未完全测量。但潜流湿地的地下/地上生物量比值较大,为 0.63,约是单一植物群落的 3—4 倍,这可能也是因为潜流湿地有 10cm 深的土壤,没有水淹,更有利于根系的生长。

5.4 根系生物量、温度、季节与污水净化功能的相关性

人工湿地作为一种新兴的污水处理工程,近几年发展迅速 (唐述虞等, 1989; Brix et al., 1980),特别是根区理论法提出更加促进其发展 (Brix, 1986; Reddy et

al., 1987)。湿地植物庞大的根系能和填料表面一起形成特殊的生物膜结构,对污染物的过滤、吸附、吸收、转化等有相当重要的作用 (沈耀良等, 1997), 植物根系及根状茎形成的根孔还可提供一个良好的污染物吸附转化界面, 此“多介质界面”特有的微生物活性可加速水体污染物的降解与转化 (王大力等, 2000)。在一些用于治理矿山污水的人工湿地里, 有人研究发现, 重金属在植物体内的分布以根系为主, 叶片等较少, 对于有根茎的植物, 根茎对重金属的富集又高于须根 (唐述虞等, 1993)。微生物在污水的去除过程中起到了很重要的作用 (Stanley, 1996; Portier et al., 1989; Yin, 1995), 庞大的植物根系可为微生物的生存提供良好的栖息环境, 植物根系发达了, 相应的微生物种类和数量也会不同程度的增加, 因此也能提高污水净化效率。这些相关文献的研究结果表明植物根系对湿地去污过程的重要性, 二者之间存在着密切的联系。成水平等 (1998) 研究发现, 湿地植物的根系主要分布于上层 25cm 处, 这和本实验所得结论一致。本实验中净化效果较好的植物湿地其根系生物量都较大, 说明了根系在污水净化过程中起着重要作用。

人工湿地对氮磷的去除主要是通过水生植物的吸收、土壤的滤过作用以及微生物的分解作用来完成的, 而这些作用都比较容易受温度的影响, 因此温度也是影响人工湿地去除氮磷效率的一个重要因素。高光等 (1998) 研究发现, 异养细菌的生物量表现出明显的季节性变化, Reddy 等 (1985) 研究发现, 人工湿地对氮磷等营养物质的去除率夏季明显高于冬季, 不过, 低温可被较长的停留时间弥补 (Trond et al., 1999) 但也有发现氮磷去除效率与季节没有明显相关的 (Huang et al., 2000)。同时, 杨凤昌等 (1991) 在模拟人工湿地处理污水的实验研究中也发现, 气温在 22-32℃ 范围内, 两种系统对 TN、TP 的去除率随温度的升高而增大。不过, 也有人发现短期的温度变化对氮磷的去除率影响不大, 但如果长期的温度变化将会导致营养物质的去除率发生改变, 据分析可能是因为短期温度变化中湿地中微生物的种群并未发生改变, 但是如果温度变化的时间相对长一些, 例如几个星期时间, 则人工湿地中的微生物群落将会由于适应新的环境而导致数目和种类的改变, 从而也影响了人工湿地对污水中营养物质的去除效率 (Damir, 1998)。本实验表明, 温度对氮磷的去除率影响较大, 低温下对氮磷的去除率显著低于较高温度下的去除率, 但温度对氮的影响大于对磷的影响。

本实验表明了污染物的去除与根系生物量的正相关性,特别是对于可溶磷的去除,而且这种相关性只限于表层 15cm 内的根系。但对氮的去除则只有在温度较高、氮负荷较大的情况下,这种相关性才较显著。磷的去除主要依赖于土壤的过量积累,庞大的植物根系增加了水流的阻力,有利于磷的沉积。但氮的去除主要依赖于微生物的硝化和反硝化作用,当温度较低时,微生物的生长停滞甚至死亡,在各植物湿地之间无明显的种类、数量及活性变化,所以此时氮的去除率与根系生物量的相关性不明显。不同深度氨氮的浓度也说明了 15cm 内的活性大于其下层的活性(见图 10)。另外,香根草的根系生物量也较大,但其净化效果却较差,这可能和香根草的根系直径较大,而和美人蕉、芦苇以及象草的根不同(根细而多),从而减少了根系的有效面积,不利于微生物的附着。

湿地不同深度的氮磷含量不同,氮在 15cm 深处的浓度低于 30cm 深处的浓度,而磷正好相反,这可能是由于氮的去除主要依靠硝化和反硝化,这一系列过程都需要微生物的参与,而微生物大多分布于根系丰富的 0-15cm 的土壤深处,在 15cm 以下微生物分布较少,相应地氮的硝化和反硝化反应在 15cm 以下就较弱,从而导致了 30cm 氮浓度高于 15cm 处;磷的去除主要依靠土壤的滤过作用,因此,经过层层过滤,30cm 处磷的浓度低于 15cm 处的浓度。

湿地经过污水灌溉,土壤的物理化学性质都会发生改变,通常各类营养物质会增加(Karamat et al., 1998)。本实验中所有湿地土壤中的营养成份均增加,植物湿地比对照湿地增加幅度大,各植物湿地之间,氮磷及有机物的增加程度与其去除率呈正相关。各类营养物质大多积累于浅层土壤,植物湿地比对照湿地积累更多的氮磷,这说明植物的存在有利于土壤肥力的提高。

6. 小结

1. 潜流湿地对 COD_{Cr}、BOD₅ 的去除率显著高于表面流湿地 ($P < 0.05$), 但对氮的去除率低于表面流湿地; 随着床体的成熟, 潜流湿地对磷的净化效率高于表面流湿地。

2. 16 块小湿地对污水的处理效果较好, 植物湿地优于对照湿地, 不同植物湿地之间的去除率也有差异。

植物湿地对 BOD₅、COD 的去除率大都高于对照湿地, 但差异不显著, 五种植物湿地的去除效果之间也无显著 ($P > 0.05$) 差异;

植物湿地对氮磷的去除能力随季节和植物长势而变化: 5、6 月份, 象草湿地去除率最高, 极显著 ($P < 0.01$) 高于其它植物湿地, 8~12 月份, 美人蕉湿地和芦苇湿地最高, 美人蕉湿地极显著 ($P < 0.01$)、芦苇湿地显著 ($P < 0.05$) 高于其它植物湿地。

总的来说, 一年中以芦苇湿地和美人蕉湿地的净化效果较好, 象草湿地次之, 香根草湿地和香蒲湿地较差。

3. 不同植物湿地对污水的净化效率有明显的季节差异, 冬季对污水净化效率显著低于夏秋两季 ($P < 0.05$), 且以 6~9 月的净化效率最高, 这是因为此时, 植物生长最旺盛, 气温较高有利于微生物的生长和繁殖, 且此时污水浓度也较低。

4. 对不同植物根系生物量的研究表明: 湿地植物根系主要集中在 0-15cm 土层, 15cm 以下根系较少, 不同植物的根系生物量不同, 芦苇、美人蕉以及 5 月份的象草, 其根系生物量较大。污水去除率与根系生物量之间有着一定的正相关性。

5. 污染物在土壤中的积累程度不同, 表层土壤高于深层土壤, 有机质的升高幅度最大, 营养积累与各类湿地的污水去除率呈正相关。

6. 潜流湿地的地下生物量和地上生物量均高于表面流湿地。不同种的人工湿地则以香根草湿地、芦苇湿地、象草湿地的地上生物量较大, 香蒲湿地、芦苇湿地和香根草湿地的地下生物量较大。

参考文献

- 王大力, 尹澄清 2000. 植物根孔在土壤生态系统中的功能[J].生态学报, 20 (5): 869-874.
- 王庆安, 任勇等 2000. 人工湿地塘床系统净化地表水的试验研究. 四川环境, 19 (1), 9-15.
- 王国祥, 张圣照等 1998. 人工复合生态系统对太湖局部水域水质的净化作用. 中国环境科学 18 (5): 410-414.
- 安树青 2003. 湿地生态工程—湿地资源利用与保护的优化模式, 化学工业出版社, 北京.
- 成水平, 吴振斌, 况琪军 2002. 人工湿地植物研究, 湖泊科学, 14 (2): 179-184.
- 成水平, 夏宜峥 1998. 香蒲、灯心草人工湿地的研究—II. 净化污水的空间, 湖泊科学, 10 (1): 66-71.
- 成水平, 夏宜峥 1998. 香蒲、灯心草人工湿地的研究—III. 净化污水的机理, 湖泊科学, 10 (2): 62-66.
- 许振成等 1991. 白泥坑人工湿地污水处理系统工程设计建设总结报告. 国家环保局华南科学研究所.
- 齐连惠 1998. 浅谈水工业可持续发展. 工业水处理, 18 (5): 4-6.
- 吴祖强 方如康, 1999. 水危机与困惑, 上海科学技术出版社.
- 吴振斌, 陈辉蓉, 贺锋等 2001. 人工湿地系统对污水磷的净化效果, 水生生物学报, 25 (1): 28-35.
- 吴晓磊 1994. 人工湿地废水处理机理 [J], 环境科学, 16 (3): 83-86.
- 吴晓磊 1994. 污染物质在人工湿地中的流向 [J], 中国给水排水, 10 (1): 40-43.
- 张甲耀, 夏盛林, 邱克明等 1999. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究 [J].环境科学学报, 19 (3): 323-327.
- 李科德, 胡正嘉 1994. 人工模拟芦苇床系统处理污水的效能. 华中农业大学学报, 13 (5): 511-517.
- 李科德, 胡正嘉 1995. 芦苇床系统净化污水的机理. 中国环境科学, 15 (2): 140-144.
- 杨昌凤, 黄淦泉等 1991. 模拟人工湿地处理污水的试验研究, 应用生态学报, 2 (4): 350-354.
- 沈耀良, 王宝贞 1997. 人工湿地系统的除污机理. 江苏环境科技 [J], 3: 1-6.
- 纽茂生 1996. 中国的水. 人民日报, 3月22日, 第10版.
- 邵成, 陈中林, 董厚德 1995. 辽河河口湿地芦苇的生长及生物量研究. 辽宁大学学报, 22 (1): 89-94.

- 陈传宏, 田宝国 2001. 21 世纪初期中国环境保护与生态建设科技发展战略研究, 中国环境科学出版社, 北京.
- 陈毓华, 江俊三, 梁明易等 1995. 华南地区 11 种高等水生维管植物净化城镇污水效益评价, 农村生态环境 (学报), 11 (1): 26-29.
- 陈耀东, 马欣堂 1990. 中国人工湿地净水植物筛选及其重要意义, 中国环境科学出版社..
- 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会编 1998. 水和废水监测分析方法, 第三版, 中国环境科学出版社.
- 罗富成, 陈振昆 1996. 南方之宝—象草, 云南农业, 11: 18—19.
- 段吕群 1995. 植物对环境污染的适应与植物的微进化, 生态学杂志, 14 (5): 43-50.
- 赵建刚, 杨琼, 陈章和 2003. 中国环境科学 (in press).
- 唐述虞, 卢显文 1989. 应用水生植物氧化塘生态工程处理炼油废水 [J]. 环境工程, 7 (6): 8-12.
- 唐述虞, 宋正达, 史建文等 1993. 金属矿酸性废水的湿地生态工程处理研究 [J]. 中国环境科学, 13 (5): 357-360.
- 高光 1998. 低湿洼地鱼塘中异氧细菌的矿化作用, 湖泊科学, 10 (3): 61~67.
- 彭超英, 朱国洪, 尹国等 2000. 人工湿地处理污水的研究 [J]. 重庆环境科学, 22 (6): 43-46.
- 鲁如坤 1999. 土壤农业化学分析方法, 中国农业科技出版社.
- 廖新伟, 骆世明 2002. 人工湿地对猪场废水有机物处理效果的研究, 应用生态学报, 13 (1): 113-117.
- Abdeslam Ennabili, Mohammed Ater, Michel Radoux 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, 62: 45-56.
- Amelia K. Kivaisi 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16, 545-560.
- Armstrong, W. 1964, *Nature* 204, 801.
- Bernard, J.M., Lauve, T.E. 1995. A comparison of growth and nutrient uptake in *Phalaris arundinacea* L. growing in a wetland and a constructed bed receiving landfill leachate. *wetlands* 15, 176-182.
- Bradburg, I.K. & Grace; J. 1983. Primary production in wetlands, In, Gore, A.J. P. (Editor), *Ecosystems of the world*, 4A, Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier Scientific publishing company, 287-310.

- Brix H , Schierop H H 1980. The use of aquatic macrophytes in water pollution control [J]. *AMBIO*, 18(2): 100-107.
- Brix 1986. The applicability of the waste water treatment plant in Othfresen as scientific documentation of the root zone method [J]. *Wat.Sci.Tech*, 19 (10): 19-24.
- Brix, H. 1997, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), 11.
- C. A. ARIAS, M. DEL BUBBA and H. BRIX 2000. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat. Res.* vol.35 (5): 1159-1168.
- Chris C. Tanner 1996. Plants for constructed wetland treatment systems—A comparison of the growth and nutrient uptake of 8 emergent species, *Ecol. Eng*, 7: 59-83.
- Conveney, M. F. Stites, D. L., Lowe, E. F. Battoe, L. E., Coneow, R. 2002. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration, *Ecol. Eng*, 19 (2): 141-159.
- D'Angelo, E. M., Reddy, K. R. 1994b. Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: role of inorganic electron acceptors in nutrient release. *J. Environ. Qual*, 23, 937-943.
- Damir Brajanovicetal 1998. Influence of temperature on biological phosphorus removal; process and molecular ecological studies, *Water Res*, 32 (4): 1034~1047.
- David Steer, Lauchlan Fraser, James Boddy, Beth Seibert 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. *Ecol. Eng*, 18: 429-440.
- Dunbabin J.S. and Bowmer K.H. 1979. A chemical method for the determination of the heavy metal content in environmental studies. Division of soils technical paper, No. 41. Division of soil, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia.
- Ennabili, A., Ater, M. 1996. Flore (Pteridophyta et Spermatophyta) des zones Humides du Marocme-diterrane-en. Inventaire et écologie. *Acta Botanica Malacitana* 21, 221-239.
- Gersberg, R. M., Elkins, B. V., Lyon, S. R. and Goldman, C. R. 1984, *Water Res.* 20, 363.
- Greenway, M. 1997. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Wat. Sci. Tech.* 35, 135-142.
- H. K. Pant, K. R. Reddy, E. Lemon 2000. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 17:345-355.
- Halmar Halide, Peter V. Ridd, Eric L. Peterson b, David Foster 2003. Assessing sediment removal capacity of vegetated and non-vegetated settling ponds in prawn farms, *Aquacultural*

- Engineering 27: 295- 314.
- Hammer D.A. and Bastian R.K. 1989. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: Hammer D.A. ed. *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and Agricultural* (Chattanooga, T.N., 1988), Chelsea, M.I: Lewis, 5-19.
- J. Huang, R. B. Reneau JR C. Hagedorn 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Wat. Res*, 34(9): 2582-2588.
- Jan Vymazal 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years' experience. *Ecol. Eng.* 18: 633–646.
- Jerry Coleman, Keith Hench, Keith Garbutt, Alan Sexstone, Gary Bissonnette, Jeff Skousen. 2000. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Wat., Air, and Soil Pollution.*, 128: 283-295.
- Ji G D, Sun T H, Chang SJ 2001. Super heavy oil produced water treatment by surface flow constructed wetland [j]. *Environ Sci*, 22 (4): 95-99.
- Kadlec H 1997. Deterministic and stochastic aspects of constructed wetlands performance and design [j]. *Wat Sci Tech*, 35 (5): 149-154.
- Karamat R. Sistani, D.A. Mays, R.W. Taylor 1998. Development of natural conditions in constructed wetlands: biological and chemical changes. *Ecol. Eng.*, 12: 125-131.
- Koottatep, T., Polprasert, C. 1997. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Wat. Sci. Tech.*, 36, 1-8.
- Kruzic, A.P., White, K.D. 1996. Natural treatment and onsite processes. *Wat. Environ. Res.* 68: 498–502.
- Lei yang, Hui-Ting Chang 2001. Mong-Na Lo Huang. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecol. Eng.*, 18, 91-105
- Mitsch, W.J., Reeder, B.C., Robb, D.M. 1994. Modelling ecosystem and landscape scales of Lake Erie coastal wetlands. In: Mitsch, W.J. (Ed.), *Global Wetlands. Old World and New*. Elsevier, pp. 563-574.
- National Rivers Authority 1992. *Constructed wetlands to Ameliorate Metal-rich Mine Waters*, Bristol, UK, R & D Note 102.
- Peterson, S. B. and Teal J. M. 1996. The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems. *Ecol. Eng.*, 6, 137-148.

- Portier R J, Palmer S J 1989. *Wetlands microbiology: from, function, process...Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural [M]*, Lewis Publishers, Michigan, 89-106.
- R. B. E. Shutes 2001. Artificial wetlands and water quality improvement, *Environment International*, 26: 441- 447.
- Reddy and Debusk 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes, *J Environ Qual*, 14 (4): 459-462.
- Reddy K R ,DeBuck T A. 1987. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control [J].*Wat.Sci.Tech*, 19 (10): 61-79.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J., Crites, R.W. 1988. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw Hill, New York. Rivera, R, Warren, A., Curds, C.R., Robles, E.,Gutierrez,A., Gallegos, E., Caldeffin, A., 1997. The application of the root zone method for the treatment and reuse of highstrength abattoir waste in Mexico. *Wat. Sci. Tech.* 35,271-278.
- Sakadevan, K., Bavor, H.J. 1998. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Wat. Res.* 32, 393–399.
- Sanders Frank 1999. Wetlands treat mine runoff. *Civil engineering*, 69 (1), 52-55.
- Schalles, J. and Shure, D.J. 1989. Hydrology, community structure, and productivity patterns of a dystrophic carolina bay wetland, *Ecological monographs*, 59 (4): 365-385.
- Srinivasan Neralla, Richard W. Weaver, Bruce J. Lesikar, Russell A. Persyn 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 75: 19-25.
- Stanley D W 1996. Pollutant removal by a stormwater dry detention pond [J]. *Water Environment research*, 68 (6): 1076-1083.
- Trond Mxhlum and Per Stalnacke 1999. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Wat. Sci. Tech*, 40(3): 273-281.
- Vymazal, J. 1998. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. A paper presented at the sixth international conference on wetland system for water pollution control. *Agua de Sao Pedro, Brazil*.
- Westlake, D.F. 1982. The primary productivity of water plants. In: Symoens, J. -J., Hooper, S.-S.,

- Compeyre, P.(Eds.), *Studies on Aquatic Vascular Plants*. Royal Botanical Society, Belgium, pp. 165-181.
- Wolverton B.C. 1987. *Aquatic plants for wastewater treatment: an overview*. In: Reddy K.R., Smith W.H., eds. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*, Orlando, FL: Magnolia Publishing.
- Worrall, P., Peberdy 1997. K. J., Millet, M.C. *Constructed wetlands and nature conservation*. *Wat. Sci. Tech.*, 35: 205-213.
- Yin C,Lan Z 1995.*The nutrient by ecotone wetlands and their modification for Baiyangdian Lake restoration [J].Water Science and Technology*, 32 (3): 159-169.

致谢

本论文是在导师陈章和教授的悉心指导下完成的。三年来，导师严谨的治学态度、宽以待人的处世风格让我受益非浅，使我在加强理论学习的同时，也学会了不少从事科研工作的思想和方法，培养了一定的科研能力，导师在生活上也给予了我无微不至的关怀。本论文从选题、实验到撰写，无不凝聚着导师的心血，值此谨向陈老师表示衷心的感谢。

在论文设计阶段，方建章博士、靖元孝副教授、以及植物教研室的林正眉老师、李煜祥老师、周先叶老师、周云龙老师等都给予了热情的指导，提出了宝贵的意见；赵建刚师弟参与了从采种、植物种植以及水质测定等整个实验过程；同时，李伟华老师、冯培勇以及生技所的一些同学，在实验器材方面提供了大力支持，在此一并表示感谢。

感谢所有曾经关心、支持和帮助过我的老师、同学、亲人和朋友。

杨 琼
2003年5月

附录

硕士期间发表的论文:

1. 杨琼, 陈章和, 白云山森林生态系统间接经济价值评估 2002. 生态科学, 21 (1): 72-75.
2. 杨琼, 陈章和, 人工湿地污水处理的应用现状及前景展望 2002. 生态科学, 21 (4): 357-360.
3. 赵建刚, 杨琼, 陈章和, 几种湿地植物根系生物量研究 2003. 中国环境科学. (in press) .