

人工污水中的磷在模拟秋茄湿地
系统中的分配与循环*236-24/
缪绅裕

(广州师范学院生物系 广州 510400) (中山大学环境科学研究所 广州 510275)

黄玉山

(香港科技大学研究中心 香港清水湾) (香港城市理工大学应用科学系 香港九龙)

陈桂珠

谭凤仪

摘要 在温室中建立模拟秋茄湿地系统,含底泥、潮汐海水和1年生秋茄苗。对照组用15‰的人工海水,污水处理组分别用正常、5倍和10倍浓度的人工污水每周定时、定量对模拟系统污灌2次,持续1a,用以研究P在系统中的分配与循环。结果表明:加入系统的污水中的P主要存留在土壤中,留存于植物体和凋落叶中的很少;植物吸收土壤或污水中的P在污水处理组中,以叶中含量最大,与对照组以根含量最高有明显的区别;对照组及3个污水处理组P元素的周转期依次为6.7a、8.2a、9.2a和5.8a。模拟系统对污水中P的净化效应在3个污水处理组中依次为88.71%、89.24%和88.34%。

关键词: 秋茄,模拟湿地系统,人工污水,磷元素循环。

红树林

ALLOCATION AND CIRCULATION OF PHOSPHORUS
IN ARTIFICIAL WASTEWATER WITHIN A
SIMULATED MANGROVE WETLAND SYSTEM

MIAO Shen-Yu

(Department of Biology, Guangzhou Teacher's College, Guangzhou, 510400, China)

CHEN Gui-Zhu

(Research Institute of Environmental Science, Zhongshan University, Guangzhou, 510275, China)

WONG Yuk-Shan

(Research Centre/Biology Department, Hong Kong University of Science and Technology, HongKong, China)

TAM Nora Feng-Yi

(Department of Biology and Chemistry, City University of Hong Kong, HongKong, China)

Abstract A greenhouse experiment was performed to research the behaviour of phosphorus in artificial wastewater within a simulated mangrove wetland system. It consisted of one-year old seedlings of *Kandelia candel*, sediment and tidal water. Three treatment of artificial wastewater with different concentrations, namely C_1 , C_5 and C_{10} , were discharged into the system. C_1 had the characteristics and strength similar to normal municipal sewage while C_5 and C_{10} contained five and ten times of the nutrients and heavy metals as that in

* 国家自然科学基金(39470151)和香港科技大学研究基金资助项目。

收稿日期:1996-11-14,修改稿收到日期:1997-07-02。

C_1 , respectively. Artificial seawater of 15‰ salinity was used as the control. The contents of total phosphorus in tidal waters, sediments, seedlings and litters were determined. Results showed that the total phosphorus in artificial wastewater discharged into the systems stagnated mainly in soil subsystem and only small amount in seedlings and litters. In wastewater treatment groups, the total phosphorus which were assimilated by seedlings retained mainly in living leaves, differing from the control group which were mainly in roots. In the control, C_1 , C_5 and C_{10} groups, the circulation times of phosphorus uptaken by seedlings were about 6.7 years, 8.2 years, 9.2 years and 5.8 years, respectively. They were shorter than that of 20 years *Kandelia* community. The removal rate of phosphorus by the wetland system were 88.71%, 89.24% and 88.34%, respectively in C_1 , C_5 and C_{10} groups.

Key words *Kandelia candel*, mangrove wetland system, wastewater, phosphorus circulation.

红树林是热带、亚热带潮间带的优势植物群落,对高盐度和水渍环境有很好的适应性,并能耐受高浓度的营养物^[1]和重金属^[2]。Boto 等认为,给红树群落施加 N、P 会促进植物生长和引起组织中营养元素含量上升^[3]。红树林沼泽对稀释的有机废水具较大净化潜力^[4],其底泥一般沉积较多的废水污染物^[5]。另有研究认为,污水会导致红树植物群落消失^[6],或因影响光合速率、叶绿素含量和酶活性而引起植物死亡^[7]。作者曾研究人工城市污水对红树植物秋茄生长的影响及营养元素 N 在模拟秋茄湿地系统中的行为^[8~10],本文旨在讨论人工污水中 P 在模拟系统中的迁移循环和净化效应,以研究该系统对污水中营养污染物 P 的承受力。

1 材料与方法

1.1 实验材料

试验用植物材料为深圳市福田红树林优势种之一的秋茄 *Kandelia candel* (L.) Druce 1 年生幼苗,隶属于红树科,从深圳运回广州玻璃温室试验盆中种植。

1.2 模拟试验方法

每个模拟湿地系统由 3 个试验盆(平行处理)和 1 个潮汐海水盆组成(均由 PVC 塑料板制成,容积为:0.75m(长)×0.5m(宽)×0.4m(高)。每盆装 1000kg(风干重)红树林底泥,均匀种植秋茄 15 株。模拟半日潮汐于每天 24h 内两涨两退。用海盐加纯水配备而成的人工潮汐海水盐度 15‰,每 2 个月更换 1 次,期间常用纯水补充因蒸发而丧失的水分。试验对照组不灌污水(以 C_0 表示),其余 3 组分别灌正常(C_1)、5 倍(C_5)和 10 倍(C_{10})浓度的人工污水。每周 2 次,每次 1.75L/盆,均匀排放,持续 1a。模拟系统中各子系统的相互关系见图 1。

1.3 人工污水配备方法

参加“污水综合排放标准”^[11]及实测的香港城市污水中的污染物含量(N、P 为主要的营养污染物),确定人工配制的正常浓度污水(C_1)的成分(表 1)。

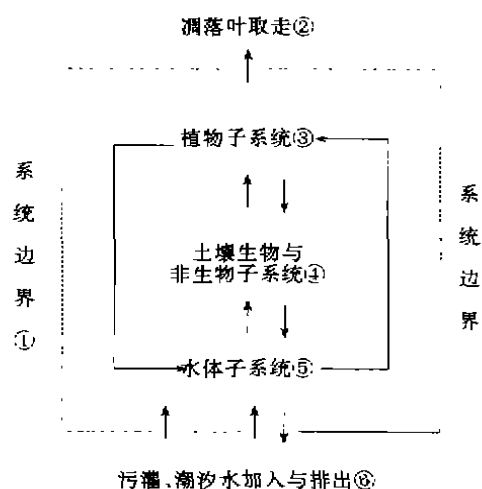


图1 模拟秋茄湿地系统及其边界方框图

Fig. 1 Compartments diagram of *Kandelia* wetland system and its boundary

① System boundary, ② In litters, ③ Plant subsystem, ④ Soil biology and nonbiology subsystem, ⑤ Water subsystem, ⑥ Wastewater, input and output of tides

表 1 正常浓度人工污水成分(mg/L)

Table 1 Composition of artificial wastewater of normal concentration

Total-N	Total-P	K ²⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Ni ²⁺	Pb ²⁺	Cr ⁶⁺	Cd ²⁺
51.0	10.0	50.0	30.0	5.0	5.0	2.0	1.0	1.0	0.5	0.1

1.4 样品采集与分析测试方法

每两个月更换潮汐水时每盆取水样 1 个并记录潮汐水体积,水中总 P 用氯化亚锡(SnCl₂)还原法测定。

实验前和灌污实验结束时每盆土壤取样分上层(0~15cm 层)高(潮汐盆倾斜 5°角放置,高端为高)、上低、下层(16~30cm)高和下低 4 个。试验前所用土壤取自深圳福田红树林,经处理使土壤容重相等后使用。采样风干磨研过 60 目筛,总 P 用 HClO₄-H₂SO₄ 消化法消化,定容 50ml,用钼锑抗比色法测定^[12]。

植物样品取试验前、后的植株洗净,分根、胚轴、茎和叶不同器官在 60℃下烘干,研磨过 60 目筛;凋落叶随时收集洗净烘干,每月汇总;样品用于测定生物量的部分在恒温 105℃下烘干至恒重。其处理、消化、分析方法与土壤相同。

2 结果与讨论

2.1 水中含 P 量的变化

经过 1 年 6 次对模拟系统潮汐水体积及总 P 浓度的测定,计算得 1 年内系统排水所带走的单位面积总 P 量如表 2。表 2 中的存留量=总加入量-总排出量,即存留于土壤-植物(含凋落叶)子系统的值。每个模拟系统(每组 3 盆)的面积为长 0.75m×宽 0.5m×3=1.125m²。加入量的计算,每 2 个月 C₁ 组总 P 加入量为 16(次)×10.0mg/L×5.25L=840mg;C₅ 和 C₁₀ 组分别在此基础上乘以浓度

表 2 1 年内系统中总 P 加入量,排出量和存留量(g/m²)

Table 2 Inputed, outputed and remained amount of total-P in the system during one year period

数量 Amount	C ₀	C ₁	C ₅	C ₁₀
加入量 Inputed	0.042	4.524	22.440	44.844
排出量 Outputed	0.306	0.522	2.268	4.329
存留量 Remained	-0.264	4.002	20.172	40.515

系数 5 或 10,各污水处理组也应同时考虑到对照组 C₀ 的加入量 8mg(每次加入系统时测定潮汐水平均含 P 量 0.064mg/L,每次定量加入海水体积为 130L,每次由潮汐水共带入总 P 量为 0.064mg/L×130L=8mg,即 0.007g/m²),则 C₁、C₅、C₁₀ 组的每 2 个月实际加入量分别为 0.848g、4.208g、8.408g,换算为单位面积时依次为 0.754g/m²、3.740g/m²、7.474g/m²,表 2 中的加入量在此基础上再乘以 6 次(1 年的总量)。

由于水体与土壤中 P 元素存在吸附和解吸(相当于不溶性和可溶性 P)的动态平衡,但当加入含 P 污水时,该平衡会发生移动,经历一段时间后处于一种新的平衡状态,故表 2 显示,各污水处理组因更换潮汐水所排出系统的可溶性 P 量随着污水处理浓度的增大而有明显的升高趋势。

2.2 土壤含 P 量的变化

土壤总 P 量的测定结果见表 3。每组土壤烘干重根据测定,其风干土含水量平均为 4.78%,则每组土壤的总烘干重=300kg(风干重)×(1-4.78%)=285.660kg。表 3 中每组土壤的总 P 量(g/m²)=每组土壤的总重量(即烘干重 285.660kg)×土壤总 P%的平均值÷每组面积(1.125m²)。净增量指每组土壤中试验后的总 P 量减去试验前的总 P 量(背景值)。

表 3 中 C₀ 的总 P 净增量出现负值,是因为实验 1 年中未加入污水,虽然更换潮汐水时会带入一定量的 P,但测得排出系统的潮汐水所含 P 量更高(溶出土壤中的可溶性 P),且植物在生长过程中也会从土壤中吸收 P。表 3 中土壤含 P 量背景值 0.026%,低于台湾竹围红树林土壤的 0.11%^[13],高于广西的 0.015%和海南的 0.004%^[14]。由表 3 可见,随着污水处理浓度的升高,土壤总 P 量也有明显提高,即不同浓度污水处理组之间存在显著性差异,说明在土壤容量未饱和前,由污水所加入的营养污染物 P 可以被土壤不断地吸附。

表 3 1 年后土壤总 P 含量(%)
Table 3 Contents of total-P in soil after one year discharge of wastewater

取样位置 Sampling site	背景值 Baseline	处理组 Treatment group			
		C ₀	C ₁	C ₅	C ₁₀
上高 High-upper	0.026±0.002	0.026 ^a ±0.001	0.027 ^a ±0.002	0.036 ^b ±0.006	0.042 ^b ±0.007
上低 High-down		0.025 ^a ±0.001	0.028 ^a ±0.005	0.032 ^b ±0.002	0.041 ^a ±0.002
下高 Low-upper	0.026±0.001	0.027 ^a ±0.002	0.028 ^a ±0.004	0.035 ^b ±0.003	0.042 ^a ±0.004
下低 Low-down		0.025 ^a ±0.002	0.027 ^a ±0.003	0.032 ^b ±0.005	0.041 ^c ±0.003
均值 Mean(%)	0.0260	0.0258	0.0275	0.0338	0.0415
总 P 量 Total-P(g/m ²)	66.019	65.511	69.828	85.825	105.377
净增量 Net increment (g/m ²)		-0.508	3.809	19.806	39.358

(n=3), 每行数据间经方差分析 a、b、c 之间存在显著性差异 (P<0.05), a、b and c indicated they were significant different at a probability levels of 0.05 according to ANOVA test among different columns after one year test

2.3 植物体含 P 量的变化

植物体含 P 量的分析结果见表 4。

表 4 秋茄幼苗各器官总 P 含量(%)
Table 4 Contents of total-P in different organs of *Kandelia* seedlings

植物器官 Plant organ	试验前平均值 Mean before test	试验后* Mean after trial			
		C ₀	C ₁	C ₅	C ₁₀
根 Root	0.058±0.004	0.081±0.016	0.089±0.008	0.095±0.021	0.099±0.025
胚轴 Hypocotyl	0.045±0.003	0.044±0.005	0.047±0.012	0.048±0.001	0.050±0.005
茎 Stem	0.051±0.003	0.055±0.004	0.056±0.004	0.069±0.003	0.075±0.007
叶 Leaf	0.067±0.004	0.090±0.015	0.097±0.003	0.118±0.005	0.109±0.002

* (n=3), 试验后同一器官各组间经方差分析, 无显著差异 (P>0.05). There were no significant different among different treatment groups in the same plant organ according to ANOVA

表 4 反映了植物体各器官含 P 量的高低依次为: 叶>根>茎>胚轴, 且都有随污水浓度上升而上升的趋势。该顺序与前人的研究^[15]成体含 P 量, 果>幼枝>叶>树皮>多年生枝>根>树干材的结果基本一致。但试验 1 年后, 对照组植株的根要比成体的 0.06% 高, 而叶则比成体的 0.15% 低, 可能与 P 元素在植物体不同生长期的分配有关。表 4 中方差分析的结果显示, 各处理组植株之间含 P 量无明显差异, 说明营养污染物 P 在实验 1 年中不断加入模拟系统并未对秋茄幼苗的生长造成不利的影响。

根据试验前随机选出 21 株秋茄苗的生物量、茎高、茎径及各器官的重量实测数据, 求得有关器官的回归方程和相关关系^[8]。然后根据回归方程及每组 45 株秋茄苗试验前、后的茎高和茎径求出各组植株各器官试验前后的总生物量, 并求出每组植物各器官总干重的增量。根据各组植物各器官含 P 量的增量及各器官总干重的增量求出 1 年内植物从土壤中吸收的总 P 量(表 5 未包括凋落叶部

表 5 1 年中植物总 P 的存留量(g/m²)

Table 5 Retentions of total-P in plants during one year period

器官 Organ	C ₀	C ₁	C ₅	C ₁₀
根 Root	0.072	0.049	0.044	0.054
胚轴 Hypocotyl	-0.002	0.009	0.012	0.021
茎 Stem	0.036	0.058	0.072	0.087
叶 Leaf	0.027	0.090	0.092	0.092
总量 Total	0.133	0.206	0.220	0.254

分,实为存留量)。

表 5 中可见,随着污水处理浓度的增加,存留于植物体的总 P 量也有增加的趋势,表明在一定范围内,秋茄幼苗可以不断吸收积累 P 素以供生长发育需要。

2.4 凋落叶含 P 量

污水处理期间收集的各组凋落叶每月汇总统计出生物量,并分析其含 P 量,以求出 1 年中凋落叶带走的总 P 量(即归还量), $C_0 \sim C_{10}$ 组依次为 $0.059\text{g}/\text{m}^2$ 、 $0.055\text{g}/\text{m}^2$ 、 $0.052\text{g}/\text{m}^2$ 和 $0.079\text{g}/\text{m}^2$ 。本研究测得的秋茄苗凋落叶含 P 量($0.061\% \sim 0.124\%$, 平均 0.095%),与成体落叶含 P 量的 $0.075\% \sim 0.089\%$ ^[15] 相接近或稍高。

2.5 模拟系统中 P 的分配

若不考虑模拟系统外的其它因素的影响,则总 P 在水体、土壤及植物 3 个子系统的分配见表 6。再假设实际由凋落叶带走的 P 全部返回土壤子系统,则可构成整个模拟系统中 P 的循环。

表 6 模拟系统中 P 的分配(g/m^2)

Table 6 Distribution of total-P in simulated system

子系统 Subsystem	水体 Water		土壤 Soil		植物 Plant	
	加入 Input	排出 Output	存留 Retention	支出 Output	存留 Retention	落叶带走 Litters
C_0	0.042	0.306		0.508	0.133	0.059
C_1	4.524	0.522	3.809		0.206	0.055
C_5	22.440	2.268	19.806		0.220	0.052
C_{10}	44.844	4.329	39.358		0.254	0.079

2.6 营养污染物 P 在模拟系统中的循环

由表 4 的含 P 量乘以各组植株试验后的总干重,计算出 $C_0 \sim C_{10}$ 组植株中总 P 的现存量依次为 $0.396\text{g}/\text{m}^2$ 、 $0.452\text{g}/\text{m}^2$ 、 $0.477\text{g}/\text{m}^2$ 和 $0.460\text{g}/\text{m}^2$ 。因元素的周转期是以某元素在现存量中的储存量与年凋落物中元素重量的比率^[15],所以再结合凋落叶的总 P 量(表 6 中落叶带走项)计算出 $C_0 \sim C_{10}$ 组植株 P 元素的周转期依次为 6.7a、8.2a、9.2a 和 5.8a,均比 20 年林龄的秋茄群落 P 周转期的 10 年短^[15],主要是因为秋茄幼苗中 P 的现存量较低。但表 6 中显示植物中 P 的现存量远大于凋落叶的归还量,故随着时间的推移,秋茄幼苗体内 P 元素现存量有增大的趋势。

2.7 模拟湿地系统对人工污水中 P 的净化效应

根据模拟系统中土壤、植物及整个系统的总 P 加入量、排出量及存留量,可计算出其净化污水中 P 的能力。净化效应为土壤或植物体中存留的总 P 量除以由水体加入的总 P 量(表 7)。因对照组(C_0)未加入污水,故不计算其净化率。

表 7 中可见,对污水中的 P 起净化作用的主要是土壤子系统,约占总净化效应的

表 7 模拟秋茄湿地系统对污水中 P 的净化效应(%)

Table 7 Purifying rates of total-P in the simulated wetland system

净化率 Purifying rate	处理组 Treatment		
	$C_1(\%)$	$C_5(\%)$	$C_{10}(\%)$
土壤 Soil	84.16(94.87)	88.26(98.90)	87.77(99.35)
植物 Plant	4.55(5.13)	0.98(1.10)	0.57(0.65)
总效应 Total	88.71(100.00)	89.24(100.00)	88.34(100.00)

* 括号内为占总效应的百分比。The percentage of soil or plant to total purifying rate in bracket.

的 $94.87\% \sim 99.35\%$,且随着处理的污水浓度增大,其主导作用越明显。相对而言,植物的净化作用较小,只占总净化率的 $0.65\% \sim 5.13\%$,且污水浓度越大,其净化率越小。尽管在较短的时间内,植物对 P 的净化要比土壤的净化率小,但植物会不断生长,并从水体和土壤子系统中吸收 P 素,故不能忽视植物对环境中 P 污染物的净化作用。相反,土壤对 P 素的吸附能力在短期内表现显著,但毕竟有一定容量限度。因此,把

植物和土壤结合为一个整体的湿地系统,才可能对污水中的 P 起最有效长久的净化作用。模拟秋茄湿地系统对污水中的 P 的总净化率稍高于 N 的 23.50%~83.88%^[5];而秋茄幼苗对污水中 P 的吸收率与 N 的 3%~4%^[9]相当。

由于污水是综合性的指标,因此对于整个模拟湿地系统而言,除了考虑营养污染物 P 的影响外,还应考虑 N 及各种重金属对系统的影响,特别是它们的综合效应。研究表明,尽管高浓度的人工污水对秋茄幼苗的某些生理生态指标会有一定的影响,但植物体仍能维持正常的生长(高生长及生物量与对照组无明显差异;甚至正常浓度污水处理组植株的生物量明显高于对照组),也未发现明显的受害症状^[3,10],说明红树植物秋茄幼苗对人工污水(含较多的重金属)的抗性较强,能耐受较高浓度的营养污染物(P 和 N),与前人的研究^[1~3]结果一致。另一方面,由于红树林土壤本身所含的营养物质比较缺乏(尤其是 P),导致了模拟湿地系统对这些物质有较大的容量或承受力。

参 考 文 献

- 1 Clought B F, et al. Mangrove and sewage: a re-evaluation. In: Teas H J (ed.), *Biology and Ecology of Mangroves*. Vol. 8. Dr W. Junk Publishers, Lancaster, 1983: 151~161
- 2 林鹏, 陈荣华. 九龙江口红树林对汞的循环和净化作用. 海洋学报, 1989, 11(2): 242~247
- 3 Boto K G and Wellington J T. Nitrogen and phosphorus nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1983, 11: 63~69
- 4 Dwivedi S N and Padkumar K G. Ecology of a mangrove swamp near Juhu beach, Bombay with reference to sewage pollution. In: Teas H J. (ed.), *Biology and Ecology of Mangroves*. Vol. 8. Dr W. Junk Publishers, Lancaster, 1983: 163~179
- 5 Tam N F Y and Wong Y S. Mangrove soils as sinks for wastewater borne pollutants. *Hydrobiologia*, 1995, 293: 231~242
- 6 Navalkar B S. Succession of the mangrove vegetation of Bombay and Salsatte islands. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.* 1951, 50: 157~161
- 7 Culic P. The effects of 2,4-D on the growth *Rhizophora stylosa* Griff. seedlings. In: Teas H J. (ed.), *Physiology and Management of Mangroves*. Vol. 9. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 1984: 57~63
- 8 Chen G Z, et al. Effect of synthetic wastewater on young *Kandelia candel* plants growing under greenhouse conditions. *Hydrobiologia*, 1995, 295: 263~273
- 9 陈桂珠等. 人工污水中的 N 在模拟秋茄湿地系统中的分配循环及其净化效果. 环境科学学报, 1996, 16(1): 44~50
- 10 陈桂珠等. 人工合成污水对秋茄幼苗几个生态生理学指标影响初报. 应用生态学报, 1994, 5(2): 221~224
- 11 国家环保局污染管理司. 水污染管理防止手册. 北京: 中国环境科学出版社, 1991, 95~114
- 12 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1970. 67~375
- 13 Chiu C H and Bi C C. Dynamic distribution of nutrients and variation of environmental factors in Tamsui estuary ecosystem. *Proc. Natl. Sci. Council. B. Taiwan*, 1990, 14(3): 131~141
- 14 张希然等. 红树林和酸性潮滩土. 自然资源学报, 1991, 6(1): 55~61
- 15 林鹏, 林光辉. 九龙江口红树林研究 IV. 秋茄群落的氮、磷的积累和循环. 植物生态学与地植物学丛刊, 1985, 9(1): 21~31