应用生态学报 1994年4月 第5卷 第2期
CHINESE JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, Apr. 1994, 5(2): 221—224

人工合成污水对秋茄幼苗的几个生态生理学指标影响初报*

陈桂珠 缪绅裕 (中山大学,广州 510275)
谭凤仪 (香港城市理工学院,香港)
黄玉山 (香港科技大学,香港)

Effect of synthetic wastewater on eco-physiological indexes of *Kandelia candel* seedlings: a preliminary report. Chen Guizhu, Miao Shenyu (*Zhongshan University, Guangzhou* 510275), Nora F. Y. Tam (*City Polytechnic College of Hong Kong, Hong Kong*), Yuk-Shan Wong (*Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 1994, 5(2): 221—224.

After treated with synthetic wastewater for 9 month in a greenhouse, the chllorophyll, proline and water contents, catalase activity and relative electric conductivity of *Kandelia candel* leaves are determined. Normal concentration of wastewater stimulates the growth of seedlings, while five and ten times of normal concentration provide a similar growth as control and have a signigficant effect on eco-physiological indexes. The present study demonstrates that *Kandelia candel* might have a stronger resistance to municipal wastewater and its feasible to treat them with it.

Key words Synthetic wastewater, *Kandelia candel*, Eco-physiological index.

1 引 言

随着我国对环境保护的重视,越来越多的学者广泛深入地开展了"三废"的治理研究,方法上也从物理、化学方法发展到如今的生物学方法.有关生物治理污水的研究,前人已做了不少工作[4].

地处热带亚热带的广东、海南、福建、广西及台湾等省,其沿海海岸滩涂分布着丰富的红树林植物资源.对红树林的植物种类、分布、群落结构、形态解剖学,以及红树林生态系统的物质循环和能量流动、红树林的功能等,国内外学者作了许多研究[10,12].至于有关如何既利用红树林湿地资源处理日益增加的直接排入海洋的沿海城市污水,又同时保护发展红树林生态系统的研究,国内外文献报道尚属少见.本文试图通过研究人工合成污水对广东红树林优势种之一的秋茄(*Kandelia candel*)幼苗的几项生态生理学指标的影响来说明红树林处理城市污水的可行性.

2 材料与方法

2.1 实验材料与种植

红树科植物秋茄一年生幼苗于1991年6月11日从深圳红树林保护区运回校内玻璃网室模拟潮汐盆(大小0.7×0.5×0.4m³,盛有0.3m高的红树林林下底泥)中种植,每盆种15株.用人工配制海水(盐度15‰,每2个月更换1次),于每日24小时内模拟潮汐两涨两退潮.潮汐盆共12个,设为对照组、正常浓度污水处理组(代号为NW)、5倍浓度(FW)和10倍浓度污水处理组(TW),每组3个盆平行处理.

2.2 人工污水配备与排灌

参考"污水综合排放标准"[9]及实测的香港城市污水的物质含量,确定正常浓度的人工合成污水由下列浓度的溶液配备而成(表1).

*广东省科委科学基金资助项目和香港科技大学研究基金.
1993年4月27日收到,10月14日改回.

表1 人工合成污水成分

Table 1 Components of artificial synthetic wastewater (mg·L⁻¹)

	化学耗氧量 COD	氨氮 NH_4-N	硝氮 NO_3-N	有机氮 Organic-N	总P Total P	K	Fe^{3+}	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr^{6+}	Cd
含量 Content	500.0	40.0	1.0	10.0	10.0	50.0	30.0	5.0	5.0	2.0	1.0	1.0	0.5	0.1

秋茄幼苗移植成活、生长正常后，于1992年3月11日开始污灌，每周2次于退潮时均匀排灌到盆中，每次排放量为每盆1.75L人工合成污水.

2.3 实验检测方法

2.3.1 叶绿素a、b及总量测定 污灌9个月后，取每盆相应位置的秋茄幼苗成熟叶片(下同)，用分光光度法[6]，并根据Lambert-Beer定律计算.

2.3.2 过氧化氢酶活性测定 用$KMnO_4$滴定法[11].

2.3.3 游离脯氨酸含量测定 用酸性茚三酮法[5].

2.3.4 叶片含水量及自由水含量测定 含水量用鲜重干重法[6]，计算公式为含水量=(鲜重-干重)/鲜重×100%；自由水含量用阿贝氏折射仪法[7]；计算束缚水含量=含水量-自由水含量.

2.3.5 叶片相对电导率的测定 用电导仪法[6].

2.3.6 土壤pH值的测定 用数字型pH计直接测定法[1]，水土比2.5∶1.

2.3.7 土壤盐度测定 用烘干残渣法[1]，水土比5∶1.

2.3.8 植株高生长量测定与生物量统计 污灌开始后，每月11日定期测定每一植株的茎高与茎径，以求得高生长量，并作为原始数据统计每株月均生物量增量. 灌污试验前，另选21株秋茄幼苗作标准木，测其茎高与茎径、各器官的生物量与总生物量(均为105℃下烘干恒重). 按植物生长的对数模型公式，通过计算机求出植株茎高(H，cm)、茎径(D，cm)与生物量(B，g干重)之间存在关系：$\log_{10}B=0.777+0.334\log_{10}(D^2\cdot H)$，该回归方程的相关系数$r=0.884$($P<0.05$). 再依据每月实测茎高、茎径数据统计每月生物量变化.

3 结果与分析

3.1 叶绿素a、b含量

污灌9个月后的测定结果见表2. 从表2可见叶绿素a、b及总量均有不同程度的下降. 其中叶绿素b比a下降值大，该现象与由单个重金属Cd污染的结果[3]相反，可能是合成污水中各污染物协同作用造成的.

3.2 叶片过氧化氢酶活性

表2 叶绿素a、b含量

Table 2 Contents of chlorophyll a and b (mg·g⁻¹FW)

处理 Treatment	总量 Total	%	叶绿素a Chl. a	%	叶绿素b Chl. b	%	a/b	%
对照组 Control	0.495 ±0.014	100	0.302 ±0.004	100	0.193 ±0.010	100	1.565 ±0.065	100
正常浓度组 NW	0.416 ±0.042	84.04	0.263 ±0.031	87.09	0.153 ±0.012	79.27	1.719 ±0.069	109.84
5倍浓度组 FW	0.200* ±0.027	40.40	0.131** ±0.011	43.38	0.069** ±0.019	35.75	1.899 ±0.445	121.34
10倍浓度组 TW	0.338* ±0.034	68.28	0.227* ±0.027	75.17	0.111** ±0.008	57.51	2.045** ±0.107	130.67

Mean±SD(n=3)，*$P<0.05$，**$P<0.01$.

实验结果如表3所示. 随着污水处理浓度的上升，该酶活性有下降趋势，但正常、10倍浓度组与对照组相比，差异不显著；5倍浓度组则下降明显. 过氧化氢酶普遍存在于植物组织中，它能催化对植物体有毒害作用的H_2O_2的分解，所以污染物浓度越高，催化过程中酶消耗越多，酶活性下降越大，叶片受害也越严重[8]，故过氧化氢酶活性的

表3 叶片过氧化氢酶活性

Table 3 Catalase activities of leaves (mg·g⁻¹FW min⁻¹)

处理 Treatment	活性 Activity	%	±%
对照组 Control	0.249±0.025	100	0
正常浓度组 NW	0.240±0.016	96.39	-3.61
5倍浓度组 FW	0.181*±0.013	72.69	-17.31
10倍浓度组 TW	0.234±0.011	93.98	-6.02

Mean±SD(n=3)，*$P<0.05$.

高低反映了植物的抗性.

3.3 叶片游离脯氨酸含量

表 4 反映了污灌后各浓度组植株叶片脯氨酸含量的变化情况. 正常浓度组脯氨酸含量比对照组稍低，说明该组植物对污水适应性较好. 5 倍、10 倍浓度组脯氨酸含量均明显上升，植物体内已累积了较多的脯氨酸. 生长在干旱、盐碱环境中的植物，体内常积累游离脯氨酸. 其累积量与环境干旱程度、盐度和植物对干旱等抗逆性相关. 污染环境下脯氨酸含量变化与干旱、盐碱逆境下的变化情况一致.

表 4　叶片游离脯氨酸含量

Table 4 Content of free proline of leaves ($\mu g \cdot g^{-1}$)

处　理 Treatment	含　量 Content	%	±%
对照组 Control	134.562± 17.827	100	0
正常浓度组 NW	122.933± 42.898	91.36	-8.64
5 倍浓度组 FW	193.104*± 18.835	143.51	+43.51
10 倍浓度组 TW	183.515*± 7.659	136.38	+36.38

Mean±SD(n=3)，*P<0.05.

3.4 叶片含量及自由水、束缚水含量

由于与原生质的结合能力不同而有所谓的自由水与束缚水. 植物遇到水分胁迫时，先失去自由水. 一定程度内，束缚水是维系原生质水合状态的重要因素. 体内自由水和束缚水含量及其比值与植物的生长和抗性密切相关. 自由水较多时，代谢活动较强，生长速度快，但抗性降低；束缚水较多时，情况则相反，所以自由水与束缚水含量是植物抗性生理的一个指标[7].

污水处理后所测叶片含水量结果见表 5. 各组植物叶片含水量除了 10 倍污水浓度组稍低外其余相差不大. 与对照组相比，正常、5 倍浓度组的自由水含量较高，束缚水含量相应降低，束缚水与自由水之比也较小，说明污灌 9 个月，这两组植物体内水分状况良好，污水处理对植株叶片含水量影响不大. 10 倍浓度组束缚水与自由水含量均降低，其比值却与对照组的相近，可能是因为高浓度污水使植物组织丢失了较多水分，且自由水丢失量比束缚水大，从而导致它们比值的相对变化.

表 5　叶片含水量、自由水和束缚水百分含量

Table 5 Percentages of water, free-water and bound-water of leaves

处　理 Treatment	总量 Total (%)	%	自由水 Free-water (%)	%	束缚水 Bound-water (%)	%	束缚/自由 Bound/Free	%
对照组 Control	74.06	100	38.25 ±1.74	100	35.81 ±1.92	100	0.936 ±0.086	100
正常浓度组 NW	76.22	102.92	41.82 ±1.25	109.33	34.40 ±0.74	96.06	0.823 ±0.010	87.93
5 倍浓度组 FW	75.86	102.43	45.22 ±4.23	118.22	30.64 ±1.59	85.56	0.678 ±0.169	72.44
10 倍浓度组 TW	69.97	94.48	36.01 ±1.85	94.14	33.97 ±1.49	94.86	0.943 ±0.097	100.75

Mean±SD(n=3)，*P<0.05.

3.5 叶片组织相对电导率

污灌后各组植物叶片的相对电导率如表 6 所示. 结果表明，各污水处理组的相对电导率依次提高. 细胞膜透性是评定植物对污染物反应的方法之一，细胞外渗液的电导度与污染物浓度呈正相关[3]，这与本文测定结果一致.

表 6　叶片的相对电导率

Table 6 Relative electrical conductivities of leaves

处　理 Treatment	相对电导率 Relative elec. cond.	%	+%
对照组 Control	170.933±1.848	100	0
正常浓度组 NW	176.060*±2.432	102.96	+2.96
5 倍浓度组 FW	201.333**±5.081	117.78	+17.78
10 倍浓度组 TW	220.531**±8.554	129.02	+29.02

Mean±SD(n=3)，*P<0.05，**P<0.01.

3.6 土壤 pH 值和盐度

实验测定的土壤底泥 pH 值和盐度见表 7. 由

表 7　土壤 pH 值和盐度

Table 7 pH values and salinities of soil

处理 Treatment	pH(H_2O)	盐度 Salinity(‰)
试验前 Blank	4.3±0.1	9.9±0.5
对照组 Control	4.3±0.1	10.8±0.4
正常浓度组 NW	4.2±0.2	10.6±0.4
5 倍浓度组 FW	4.1±0.3	11.2±1.8
10 倍浓度组 TW	4.3±0.2	12.0±1.1

Mean±SD(n=3)，*P<0.05

表7可知污灌未引起土壤基本性质的明显变化.

3.7 植株高生长量与生物量统计

各组植物每个个体的月均高生长及生物量的增量见表8.4组植物在高生长量上无显著差异.月均生物量增量只有正常浓度组的比对照组大,5倍、10倍浓度组与对照组无明显区别,但5倍浓度组比对照组略低,说明秋茄对城市污水有较强抗性,各浓度级污水对秋茄苗生长状况影响不大.

表8 每个个体月均生物量增量及高生长增量

Table 8 Monthly increments of total biomass and height of each individual

处 理 Treatment	生物量 Biomass(g)	%	高生长 Height(cm)	%
对照组 Control	0.315±0.049	100	0.586±0.084	100
正常浓度组 NW	0.404*±0.044	128.25	0.962±0.367	164.16
5倍浓度组 FW	0.283±0.014	89.84	0.615±0.166	104.95
10倍浓度组 TW	0.364±0.040	115.56	0.810±0.365	138.23

Mean±SD(n=3),*$P<0.05$.

4 讨 论

在红树林抗污染能力研究中,有关上述生态生理学指标的文献为数不多.林鹏等[10]曾对秋茄和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)的叶绿素含量与土壤盐度的关系作了研究,认为土壤盐度为9.2‰时,秋茄成体成熟叶绿素a、b及总量最大,分别为0.28、0.42和0.70mg·g^{-1}(鲜重),a/b为0.667;土壤盐度为12‰时,其含量依次为0.14、0.15和0.29mg·g^{-1}(鲜重),a/b为0.933,此即表明土壤盐度若>10‰,可能对秋茄叶片叶绿素合成与累积有抑制作用,表现为叶绿素a、b及总量下降.本文研究的叶绿素含量降低可能也是因土壤盐度的增加所致,所测的污水处理组土壤盐度均>10‰.污水中污染物也许是造成叶绿素含量下降的另一个主要原因.土壤pH值>4.0时,对适应生长在海滩酸性淤泥的秋茄是比较合适的,一般植物在pH<3.5的土壤上生长不良[2].

综上所述,红树植物秋茄对污水的抗性较强,能耐受较高浓度的污水处理.尽管污水对某些生态生理指标有一定影响,秋茄植株仍可维持正常的生长(植株高生长和生物量上差异不显著),迄今未发现明显的受害症状.初步结果表明,用秋茄处理城市污水是可行的.本文所采用的各项生态生理学指标,基本反映了植物对因污水处理所引起的变化.有关秋茄对污水净化效应的研究,则有待今后进一步深入.

参考文献

[1] 中国土壤学会土壤农化分析专业委员会.1965.土壤常规分析方法.科学出版社,北京,80-105.
[2] 中国科学院植物研究所二室.1978.环境污染与植物.科学出版社,北京,13.
[3] 王焕校.1990.污染生态学基础.云南大学出版社,昆明,91-94.
[4] 王德铭.1989.我国环境生物学研究新进展.中国环境科学,9(3):169-171.
[5] 朱广廉、邓兴旺、左卫能.1983.植物体内游离脯氨酸的测定.植物生理学通讯.(1):35-37.
[6] 朱广廉、钟海文、张爱琴.1990.植物生理学实验.北京大学出版社,北京,51-254.
[7] 华东师范大学生物系植物生理教研组.1980.植物生理学实验指导.人民教育出版社,北京,5-8.
[8] 庞士铨.1990.植物逆境生理学基础.东北林业大学出版社,哈尔滨,106.
[9] 国家环境保护局污染管理司.1991.水污染防治管理手册.中国环境科学出版社,北京,95-114.
[10] 林 鹏.1990.红树林研究论文集.厦门大学出版社,厦门,2-226.
[11] 黄学林、陈润政.1990.种子生理学实验手册.农业出版社,北京,122-124.
[12] Hutchings, P. and P. Saenger. 1987. Ecology of mangrove. University of Queensland Press, St Lucia, 6-128, 245-307.