

## 紫外辐射对菹草 (*Potamogeton crispus*) 成株快速光响应曲线的影响<sup>\*</sup>

王锦旗<sup>1,2,3</sup>, 宋玉芝<sup>1,3</sup>, 薛艳<sup>1,3</sup>

(1:南京信息工程大学应用气象学院,南京 210044)

(2:江苏省环境演变与生态建设重点实验室,南京 210023)

(3:江苏省大气环境监测与污染控制高技术重点实验室,南京 210044)

**摘要:** 将菹草 (*Potamogeton crispus*) 成株置于 50、100、150、200  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  剂量的 UV-B 辐射下, 利用调制叶绿素荧光仪测定紫外辐射对菹草成株 PS II 系统的损伤程度。结果表明: 急性辐射初期叶片最大光合速率、耐强光能力、叶片捕光能力均随辐射剂量增大而减少; 16 d 后, UV-B 辐射剂量小于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  的实验组, 辐射促进其叶片光能利用效率、最大光合速率、耐强光能力, 而高于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  的实验组, 随辐射时间延长, 其抑制作用持续, 最终高于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  剂量组植株均死亡, 而低于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  剂量组差异不大。结果表明辐射剂量小于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  时, UV-B 辐射对叶片最大光合速率、耐强光能力、叶片捕光能力的影响较小, 而高于 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  时, UV-B 辐射对植株叶片 PS II 系统构成的损伤, 降低了植株叶片的光合作用能力。春末夏初陆上紫外辐射逐渐增加, 对菹草伤害程度加剧, 因此, 紫外辐射可能是促进菹草春末夏初大批衰亡的重要原因。

**关键词:** 菹草; 快速光响应曲线; 电子传递速率; 光能利用效率; 耐强光能力

### Effects of ultraviolet radiation on rapid light-response curves of *Potamogeton crispus*

WANG Jinqi<sup>1,2,3</sup>, SONG Yuzhi<sup>1,3</sup> & XUE Yan<sup>1,3</sup>

(1: School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, P. R. China)

(2: Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Nanjing 210023, P. R. China)

(3: Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control, Nanjing 210044, P. R. China)

**Abstract:** The adult plants of *Potamogeton crispus* were exposed to UV-B radiation with different doses (50, 100, 150 and 200  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ ) in lab, which were checked for the degree of injury to photosystem II in the plants by means of modulated chlorophyll fluorometer (DIVING-PAM). The results showed that the maximum leaf photosynthetic rate, light-resistant ability and light-harvesting capacity all increased with the increasing radiation dose at the initial stage. The maximum photosynthetic rate, light-resistant ability and light-harvesting capacity were promoted when the UV-B radiation dose below 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  in the initial 16 days, and were inhibited when the dose beyond 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  when the inhibitory effect lasted with prolonging the irradiation time. Eventually, the treatment group all declined when the dose beyond 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , and the differences between the treatment groups were small when the dose below 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ . It indicated that the maximum plant photosynthetic rate, light-resistant ability and light-harvesting capacity were injured less when the dose below 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , while the photosystem II was injured by UV-B radiation when the dose beyond 100  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , so that the photosynthetic capacity reduced. Because the intensity of ultraviolet radiation on land surface increased in the late spring and early summer, the degree of damage to the plants increases evidently. Thus, the results of this study indicate that UV-B radiation may be an important factor leading to mass mortality of *P. crispus* in late spring and early summer.

**Keywords:** *Potamogeton crispus*; rapid light curves; electron transport rate; light use efficiency; light-resistant ability

\* 国家自然科学基金项目(41105113, 51109109)和江苏省环境演变与生态建设重点实验室开放基金项目联合资助。  
2014-04-30 收稿; 2014-10-16 收修改稿。王锦旗(1976~), 男, 博士, 讲师; E-mail: w\_j\_q@sina.com

菹草(*Potamogeton crispus*)是眼子菜科多年生沉水草本植物,世界广布<sup>[1]</sup>,是一种典型的秋季萌发、越冬生长的沉水植物,主要分布在淡水湖泊、池塘、稻田、河流等水域<sup>[2]</sup>。菹草作为冬、春季沉水植物的优势种,对水体中的氮、磷等营养盐有吸收作用,在净化水质、改善水环境质量、提高水体透明度、抑制藻类生长等方面均有显著作用<sup>[3]</sup>,对维持水生生态系统的平衡与健康有重要意义<sup>[4]</sup>。野外菹草生长特性主要表现为春季生长迅速、夏初死亡,其衰亡的原因一直是很多学者研究的重点。研究认为强光照是造成菹草夏季大量衰亡的主要原因,在生长早期,光照一般不会对水下菹草的生长产生抑制;而到后期,强日照天数增多,菹草经春季快速生长已到达水表,水表强烈的光照条件将对菹草生长、生存产生剧烈抑制作用,进而促进菹草衰亡<sup>[5]</sup>。那么强光照中到底是哪个波段真正起作用的呢?在江苏省水环境中试平台温室内的观测发现,温室内菹草可四季持续生长,而野外春末夏初则大批衰亡,对比温室外光照发现,温室外光照强度差异不大,但紫外辐射明显减弱,尤其以UV-B减少明显。UV-B辐射不仅能抑制陆生植物的生长,而且对水生生物有较大的危害,研究发现,对生物有危害的UV-B辐射在一些海域可深入水下几米,甚至几十米<sup>[6-7]</sup>。长江中下游湖泊中对生物有害的紫外辐射基本上能到达湖底<sup>[8-9]</sup>。我国总体紫外辐射从1—7月逐渐增大,其中5—8月紫外辐射均为全年较强月份<sup>[10]</sup>。太湖地区的研究发现,5—6月陆上紫外辐射强度逐渐增强,其中5—9月紫外辐射总量均超过0.9 MJ/(m<sup>2</sup>·d),远高于1—3月<sup>[11]</sup>。南京市春、夏两季紫外辐射较强,极大值出现在5月,5—8月为全年紫外辐射强度较强月份<sup>[12]</sup>。大量野外观测发现,我国大部分地区野外菹草于5—6月进入繁殖衰老期<sup>[13]</sup>。对武昌自然水体进行观察发现,5月上、中旬石芽逐渐成熟,植株开始衰败<sup>[14]</sup>;南京玄武湖野外菹草在5月以后开始逐渐衰亡<sup>[15]</sup>;武汉东湖也于5月下旬衰败,6月倒伏死亡<sup>[16]</sup>。根据上述分析,菹草开始衰亡的时间与陆上紫外辐射开始增强的时期正好吻合,野外太阳辐射增强与菹草大量衰亡是否存在一定的关联性,其中的原因值得研究。

光合曲线不仅能评估植物实际光合能力,而且能评估一定光强下植物潜在光合能力,这种测量手段被称为光合作用曲线(P-E曲线,以前称为P-I曲线)<sup>[17]</sup>。利用水下叶绿素荧光仪(DIVING-PAM)可原位、无损伤地测定沉水植物的光合作用能力,其测定的快速光响应曲线(RLC)能体现植物光合作用活性及电子传递速率的特点,同时反映光合器官对瞬时及长期生活光照的响应,例如光适应、光抑制及光保护等生理现象<sup>[18]</sup>,因此广泛用于植物生理生态调查和研究<sup>[19]</sup>,使得RLC成为研究植物对逆境响应的重要手段<sup>[20]</sup>。因此,利用RLC曲线研究UV-B对菹草光合生理的影响,研究春末夏初菹草衰亡的原因,探索菹草衰亡机制,对丰富水生植物生态学理论和富营养化湖泊生态修复具有一定的理论和现实意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验地点选择

实验地点选择在江苏省环境工程重点实验室水环境生态修复中试平台(32.11°N, 118.91°E)温室内。光合有效辐射(PAR)为室外的80%~85%,温室内UV-B透过率仅为2%~5%,UV-A透过率为60%~70%。

### 1.2 实验设计

将采集的菹草成株种植于上口直径18 cm、下口直径12.5 cm、高15 cm的花盆中,每个花盆种植约15~20株(分枝)。为减少底泥带来的营养盐差异,在花盆底部预先铺设少量泥土加碎石细沙以固着菹草植株根部。将上述种植好的花盆置于上口直径64 cm、下底直径52 cm、高72 cm的白色塑料桶中,桶容量为200 L。

将培育好的菹草植株种植于水桶中,每组设3个平行对照,桶上方用120 cm不锈钢支架悬挂UV-B日光灯管。UV-B灯管采用南京华强特种光源厂生产的纯UV-B灯管(40 W,主峰313 nm)。

实验用菹草成株取自野外自然河道中,取生长状况基本一致的植株进行实验,植株初始株高为55~65 cm,节间距为2.2~3.3 cm,叶长为3.2~4.0 cm,叶宽为4.5~5.5 mm,在玻璃温室内培育待生长稳定后用于实验。分别于实验第0、9、16、23、31 d测定RLC曲线,其生育期与野外菹草繁殖及衰亡期基本一致。

### 1.3 UV-B剂量设定

以南京信息工程大学农业气象站2005年4月(118.9 μW/cm<sup>2</sup>)和2008年8月(239.8 μW/cm<sup>2</sup>)实际测量的全天UV-B剂量的平均值为参照(采用监测的仪器及传感器与本实验一致),通过SpectroSense 2(英国SKYE公司)连接SKU 430UV-B传感器(280~315 nm)测定UV-B剂量,结合南京市2005—2010年总紫外辐

射年变化趋势<sup>[12]</sup>,设定4个UV-B剂量梯度,最低剂量低于4月野外UV-B剂量日均值,最高剂量远低于5月UV-B剂量日均值。对照组为0 μW/cm<sup>2</sup>,其余4个组剂量分别为50、100、150、200 μW/cm<sup>2</sup>,分别记作R0、R50、R100、R150、R200。对照组水桶上方用125 μm聚酯薄膜以过滤温室中少量UV-B辐射,通过调节灯管粗细、高度以及滤膜的角度使各处理组接受可见光基本一致。对照组水桶仅接受UV-A和PAR,其余组接受PAR、UV-A及UV-B。为防止各水桶间UV-B辐射相互干扰,用125 μm聚酯薄膜相互隔离,并在水桶四周用遮光布遮挡侧向光源,并防止UV-B对周围实验产生不利影响。

为防止UV-B对植株造成急性伤害,分别从低剂量短期辐射缓慢递增,最终调整到设定剂量,每日UV-B灯管照射时间为6 h(9:00—15:00)。

#### 1.4 指标测定

- (1) 株高:每个水桶中选3~5株植株,从根部至植株顶部测量其长度,取3个平行对照组的平均值。
- (2) 鲜重:自植株根部截断,在每个水桶取2~3株植株用吸水纸吸干表面水分后测定其鲜重,取3个平行样的平均值。

(3) 快速光响应曲线测定:使用Diving-PAM水下调制叶绿素荧光仪(德国WALZ公司)测定RLC曲线,由饱和脉冲光(4000 μmol/(m<sup>2</sup>·s),0.8 s)测得F<sub>m</sub>后,逐渐开启光强度分别为17、49、104、176、248、342、506和684 μmol/(m<sup>2</sup>·s)的光化光,每个强度的光化光照射10 s后,经检测光和饱和脉冲光测得F<sub>r</sub>、F'<sub>m</sub>,计算得到8个电子传递速率(ETR)值,绘出ETR平均值的快速光响应曲线。选择最接近水面的植株进行测量,每组测定的叶片选择植株顶端向下完全伸展的叶片,每组每个水桶随机测定3~4株,取3个平行样的平均值。

#### 1.5 快速光响应曲线参数计算

RLC为电子传递速率随光强的变化曲线,测定快速光响应曲线可以确定菹草叶片的实际光化学效率。为定量研究RLC,需要确定RLC的几个重要参数,如: $\alpha$ 、半饱和光强( $E_k$ )及 $rETR_{max}$ <sup>[18,21]</sup>。

$$rETR = rETR_{max} \left( 1 - e^{-\alpha \cdot PAR/rETR_{max}} \right) e^{-\beta \cdot PAR/rETR_{max}} \quad (1)$$

$$E_k = rETR_{max}/\alpha \quad (2)$$

式中, $rETR_{max}$ 代表无光抑制时的最大潜在相对电子传递速率; $\alpha$ 是RLC曲线的初始斜率,反映了光能利用的效率。叶片捕光能力的高低与叶片的吸光系数和PSⅡ对光能的利用能力有关。 $rETR_{max}$ 和 $E_k$ 反映了植物最大光合速率以及所耐受强光的能力, $\beta$ 是光抑制参数<sup>[18]</sup>。

快速光响应曲线每隔7~10 d监测1次,快速光曲线参数由MATLAB软件通过拟合曲线按Platt等的公式计算,曲线拟合采用最小二乘法<sup>[18]</sup>。

#### 1.6 数据分析

实验数据用Excel软件进行统计分析及图表制作,RLC参数用MATLAB软件分析计算获得。

## 2 结果与分析

### 2.1 植株生长状况

从第7 d开始,R100、R150和R200组触及水体表面及接近水面部分植株叶片出现不同程度漂白死亡现象,而水下部分生长良好,各组随辐射剂量增加伤害程度增加;而第16 d,R150、R200组部分植株腐烂,植株根部与根系仍连接在一起,尚未断裂;第22 d,R0、R50、R100组植株出现衰亡特征,菹草断枝增多,均于根部断裂漂浮于水面上,与野外菹草衰亡特征一致,但仍有少量植株未出现断根现象;第23 d,3个平行对照组中,R0组仅余6株直立生长,R50组仅存2株,其余为断枝,R100存7株;第31 d,R150、R200组根部腐烂植株全部死亡腐烂,而R0、R50、R100组仍余部分植株能直立生长。

由图1a可知,第16 d,R0、R50组株高略有增加,分别较开始增加2.1%、0.9%,R100、R150、R200组株高基本一致,且较开始时出现降低趋势,但差异不显著( $P > 0.5$ ),分别较开始降低1.6%、8.3%、2.0%,R50、R100、R150、R200组高度分别较R0组降低2.2%、8.1%、8.3%、8.3%;第24 d,R0组植株仍持续增高,各组较开始差异显著( $P < 0.05$ ),R50、R100、R150、R200组随辐射剂量增加降低显著,R50、R100、R150、

R200 组分别较 R0 组降低 21.4%、22.9%、28.2%、34.1%; 第 31 d, R150、R200 组植株死亡, R0、R50、R100 组植株仍持续生长, 但均较开始有所降低, 较第 24 d 降低显著 ( $P < 0.05$ ).

各组单株重量从第 16 d 至第 31 d 均呈下降趋势(图 1b). 第 16 d, R50、R100、R150、R200 组随剂量增加, 较 R0 组降低率依次增加, 分别为 18.9%、22.7%、30.9%、30.9%. 第 24 d, R0、R50、R100、R150、R200 组分别较第 16 d 降低 15.5%、23.3%、38.4%、35.0%、43.6%, 但差异不显著 ( $P > 0.05$ ), R50、R100、R150、R200 组较 R0 组降低率增大, 分别较 R0 组降低 26.4%、43.6%、46.9%、53.9%. 第 31 d, R0、R50、R100 组分别较第 16 d 降低 42.0%、44.0%、39.3% ( $P > 0.05$ ), R50、R100 组分别较 R0 组降低 21.8%、19.2%.

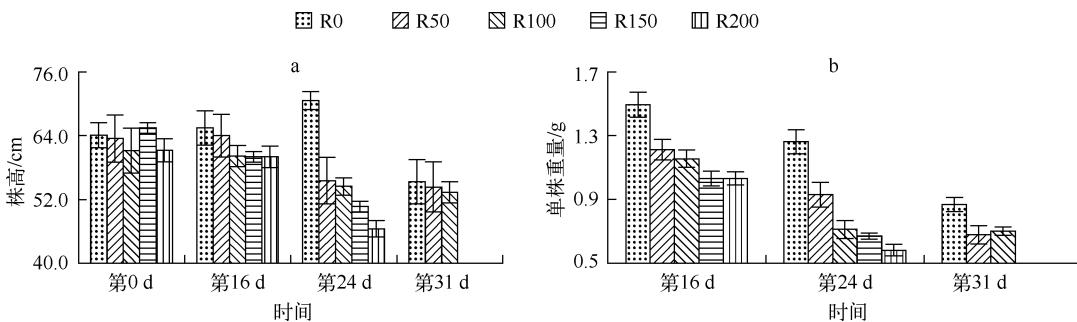


图 1 UV-B 对菹草成株株高(a)和单株重量(b)的影响

Fig. 1 Plant height (a) and weight per plant (b) of *Potamogeton crispus* by UV-B radiation

## 2.2 各处理组在不同辐射日后的快速光响应曲线

由图 2、图 3 可见, 实验开始, 各组 RLC 变化趋势一致, 各组间  $rETR_{max}$  差异不显著 ( $P > 0.05$ ),  $\alpha$  值均较低, R50、R100 组略高, R200 组最低,  $E_k$  值却自 R0、R100、R150、R200 组依次升高. 第 9 d,  $rETR_{max}$  随辐射剂量增加而逐渐递减, 其中 R0 组最高, R50 组其次, R200 组最低, 各组间未达到显著性差异 ( $P > 0.05$ ),  $\alpha$  值较开始均有增加, 自 R50、R100、R150、R200 组依次降低, R50、R100 组略高于 R0 组, 而  $E_k$  值 R0 组高于其余 4 组, 4 个辐射组大小顺序为 R150、R50、R200、R100 组. 第 16 d,  $rETR_{max}$  分布自 R0、R50、R100 组逐渐升高, R100、R150、R200 组依次降低,  $\alpha$  值 R50、R100 组均高于 R0 组, 其中 R50、R100、R150、R200 组依次降低, 而  $E_k$  值则自 R0 至 R150 组依次升高, R200 组略低于 R150 组. 第 23 d,  $rETR_{max}$  值 R0 组显著高于其他处理组, 总体自 R0、R50、R100、R200 组逐渐降低,  $\alpha$  值 R50、R100、R150、R200 组依次降低, 而 R50 组略高于 R0 组,  $E_k$  值 R0 组高于其余组, 且 R50、R100、R150、R200 组依次升高. 第 31 d 由于对照组植株也进入衰亡阶段, 故剩余 3 组 RLC 曲线基本重合, 其中  $rETR_{max}$  也相差较小, R0 组略高于 R50、R100 组,  $\alpha$  值也为 R0 组高于 R50、R100 组,  $E_k$  值则 R100、R50 组高于 R0 组.

## 2.3 各处理组随辐射时间变化快速光响应曲线

由图 3、4 可见, 对照组自实验开始至第 16 d  $rETR_{max}$  呈逐渐上升趋势, 第 16 d 达最高, 自 16 d 后, 呈下降趋势, 但第 31 d 仍高于实验开始时, 其中第 16 d ETR 值与实验开始时达显著性差异 ( $P < 0.05$ ),  $\alpha$  值从开始至第 31 d 呈逐渐升高的趋势, 第 31 d 较第 0 d 高 61.4%,  $E_k$  值从第 0 d 至第 16 d 呈逐渐升高趋势, 从第 16 d 至第 31 d 呈逐渐降低趋势, 第 31 d 达最低, 第 16 d 较第 31 d 高 31.1%.

R50 组经辐射处理, 呈现周期性升降趋势, 第 9 d 与实验开始时  $rETR_{max}$  大致相当, 第 16 d 升至最高, 第 23 d 下降, 第 31 d 又略有升高. 其中第 16 d ETR 值与第 23 d 呈极显著差异, 与其他监测日均呈显著性差异 ( $P < 0.05$ );  $\alpha$  值从第 0 d 至第 23 d 呈逐渐升高的趋势, 第 23 d 达最高, 第 31 d 迅速降低;  $E_k$  值从第 0 d 至第 16 d 呈逐渐升高趋势, 第 16 d 达最高, 第 23 d 迅速降低, 达实验期间最低, 较第 16 d 降低 59.4%, 第 31 d 有所升高, 与实验开始基本相当.

R100 组呈现有规律周期性升降趋势, 辐射第 9 d,  $rETR_{max}$  较实验开始有所下降, 第 16 d 恢复较多, 并达所有监测日中最高, 第 23 d 降至最低, 第 31 d 略有升高. 第 16 d ETR 值与第 23 d 呈极显著差异 ( $P < 0.01$ ), 与实验开始及第 9 d 呈显著差异 ( $P < 0.05$ ),  $\alpha$  值及  $E_k$  值自第 0 d 至第 31 d 呈交替升降,  $\alpha$  值第 23 d 达最高,

第31 d降至最低, $E_k$ 值第16 d升至最高,第23 d降至最低,最高值较最低值高60.5%.

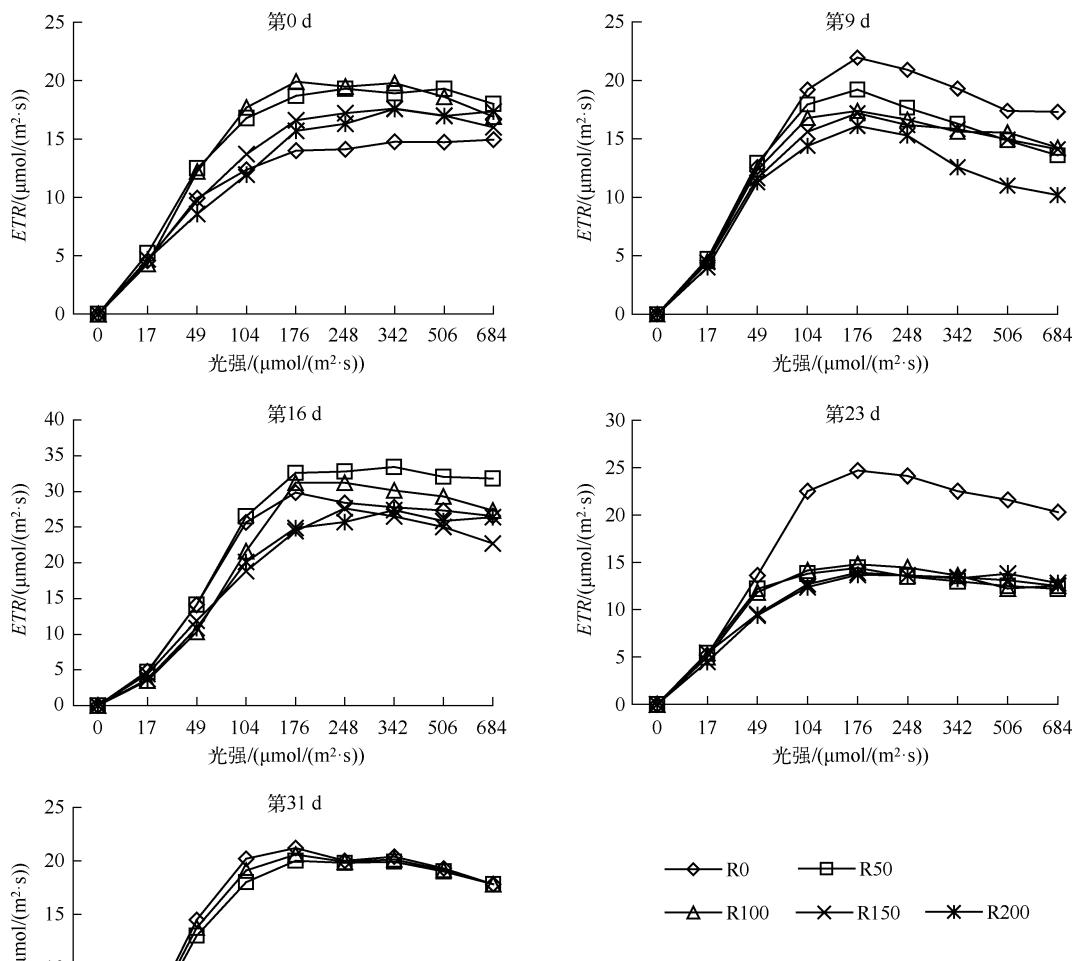


图2 UV-B对菹草成株在不同辐射日后快速光响应曲线

Fig. 2 Rapid light curve of *Potamogeton crispus* by UV-B radiation during different growth periods

R150组辐射第9 d  $rETR_{max}$ 与实验开始时大致相当,但不同的是随光强增加光响应能力显著降低,第16 d恢复较多,并达所有监测日中最高,第23 d迅速下降并降至最低,第31 d植株死亡.其中第16 d  $ETR$ 与第23 d呈极显著差异( $P<0.01$ ),与第9 d呈显著差异( $P<0.05$ ), $\alpha$ 值一直维持较低水平,第9 d达最高,第16 d及第23 d有所降低, $E_k$ 值呈交替升降趋势,第16 d达最高,第23 d降至最低,两者差异达52.2%.

R200组自实验开始至第9 d  $rETR_{max}$ 略有降低,第16 d升至最高,第23 d降至最低值,其中第16 d  $ETR$ 值与第9 d达显著差异( $P<0.05$ ),与第23 d  $ETR$ 值呈极显著差异( $P<0.01$ ), $\alpha$ 值一直维持较低水平,第9 d达最高,后持续降低,第23 d降至最低, $E_k$ 值也呈交替升降趋势,第16 d升至最高,第9 d最低.

### 3 讨论

实验开始时RLC曲线与UV-B辐射之间无明显关系,经9 d辐射后,其急性伤害特点表现明显, $rETR_{max}$

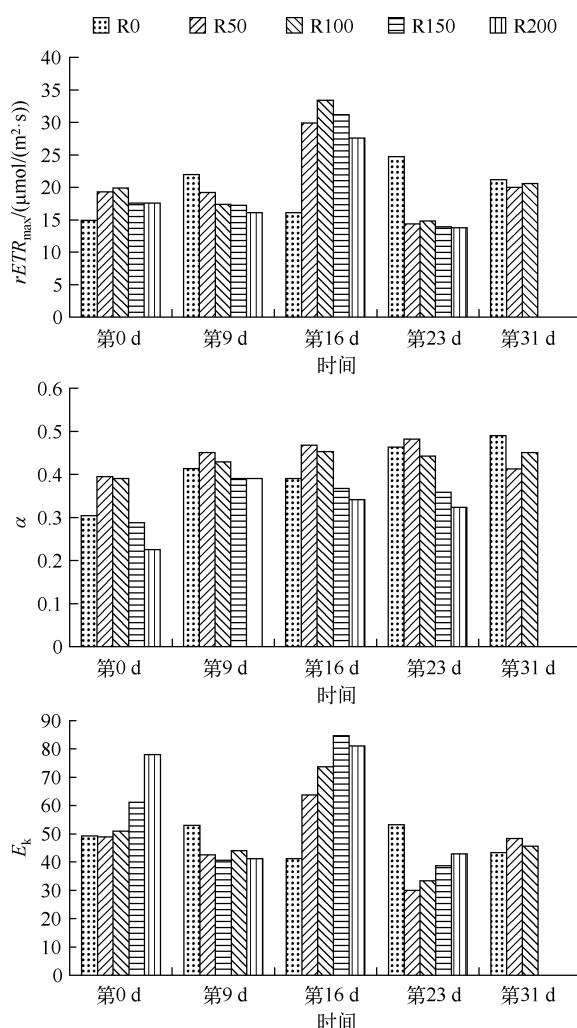


图 3 UV-B 对菹草成株快速光响应曲线参数的影响

Fig. 3 Rapid light curve parameters of *Potamogeton crispus* by UV-B radiation

作用逐渐呈现,最大光合速率、叶片捕光能力及耐受强光的能力均随剂量增加而下降,导致所有处理组植物均出现断根衰亡的迹象,植株生长状况也持续恶化,其对光能利用效率较其他组而言也降低,故导致植物迅速衰亡。第 31 d,余下 3 组 RLC 曲线基本重合,其最大光合速率、叶片捕光能力及耐受强光的能力也趋于一致,故植株表象上也都表现出一致性,随植株根部断裂,但生长状况基本一致。由此说明,菹草植株持续暴露在 UV-B 辐射下,促进了植株衰亡的进程,因植株自实验开始已经进入繁殖期,故即使在低剂量的 UV-B 辐射下,随辐射时间延长,植株仍表现出一定的衰亡迹象。因此,从春末到夏初随着阳光中紫外辐射逐步增强,强烈的紫外辐射可能成为促进菹草衰亡的一个重要因素。而在太阳辐射中,强 PAR、UV-A、UV-B 同时作用,三者之间是否存在联合作用机制,还需要进一步探索。且强光照与气候变化、酸沉降、水体污染等与其他环境因素之间是否存在联合作用,也需要进一步研究。另外,在我国,由于很多浅水型湖泊深度较浅,且由于水体富营养化,泥沙淤积,湖床进一步变浅,很多沉水植物在生长后期均能触及水面,遭受 UVR 侵袭的机会也增多,因此,研究 UVR 对沉水植物生长及衰亡的影响将对研究水生生

随辐射剂量增加而逐渐递减,说明菹草植株叶片受 UV-B 剂量增大伤害加重,其最大光合速率、对强光的耐受能力也有所降低;其  $\alpha$  值自 R50、R100、R150、R200 组依次降低,说明其叶片捕光能力也因辐射剂量增大而伤害加大,但因低剂量 UV-B 辐射使 LHCII(捕光色素蛋白复合体 II) 中色素分子对能量的吸收明显增强,传递到 PS II 核心的能量也明显增多,即 UV-B 辐射作为一种弱胁迫,刺激了光合结构的功能发挥<sup>[22]</sup>,所以 R50、R100 组在 UV-B 辐射辐射下  $\alpha$  值较对照组升高;从叶片生长状况也能充分反映上述分析,而高剂量 UV-B 能对植株叶片色素细胞有强烈的漂白效应<sup>[23]</sup>,从第 7 d 开始,R100、R150、R200 组植株接近水面部分开始漂白死亡,故叶片光合作用功能势必受到抑制,其最大光合速率、对强光的耐受能力、叶片捕光能力也有所降低,而低于  $50 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ ,因伤害程度较低,且 UV-B 辐射刺激了光合结构的功能发挥,故植株生长状况良好;第 16 d,  $rETR_{max}$ 、 $\alpha$  值及  $E_k$  值趋势说明  $\leq 100 \mu\text{W}/\text{cm}^2$  条件下,植株最大光合速率、叶片捕光能力及耐受强光的能力均有促进作用,也充分说明低剂量 UV-B 辐射短期内能促进光合结构功能的发挥,但剂量  $> 100 \mu\text{W}/\text{cm}^2$  时伤害作用表现明显,故从植株生长状况也表现出 R150 和 R200 组部分植株开始腐烂,而 R0、R50、R100 组植株仍生长较为良好,另一重要原因可能是因为 R0、R50、R100 组顶端叶片衰亡后,中部叶片代替顶端叶片成为新顶端,离辐射源略远,故其伤害较小,而 R150、R200 组水下叶片无法持续生长代替衰亡顶端叶片,故持续衰亡;随辐射的继续,第 23 d 后辐射处理组的伤害

态系统演化、水体生态修复具有一定意义。

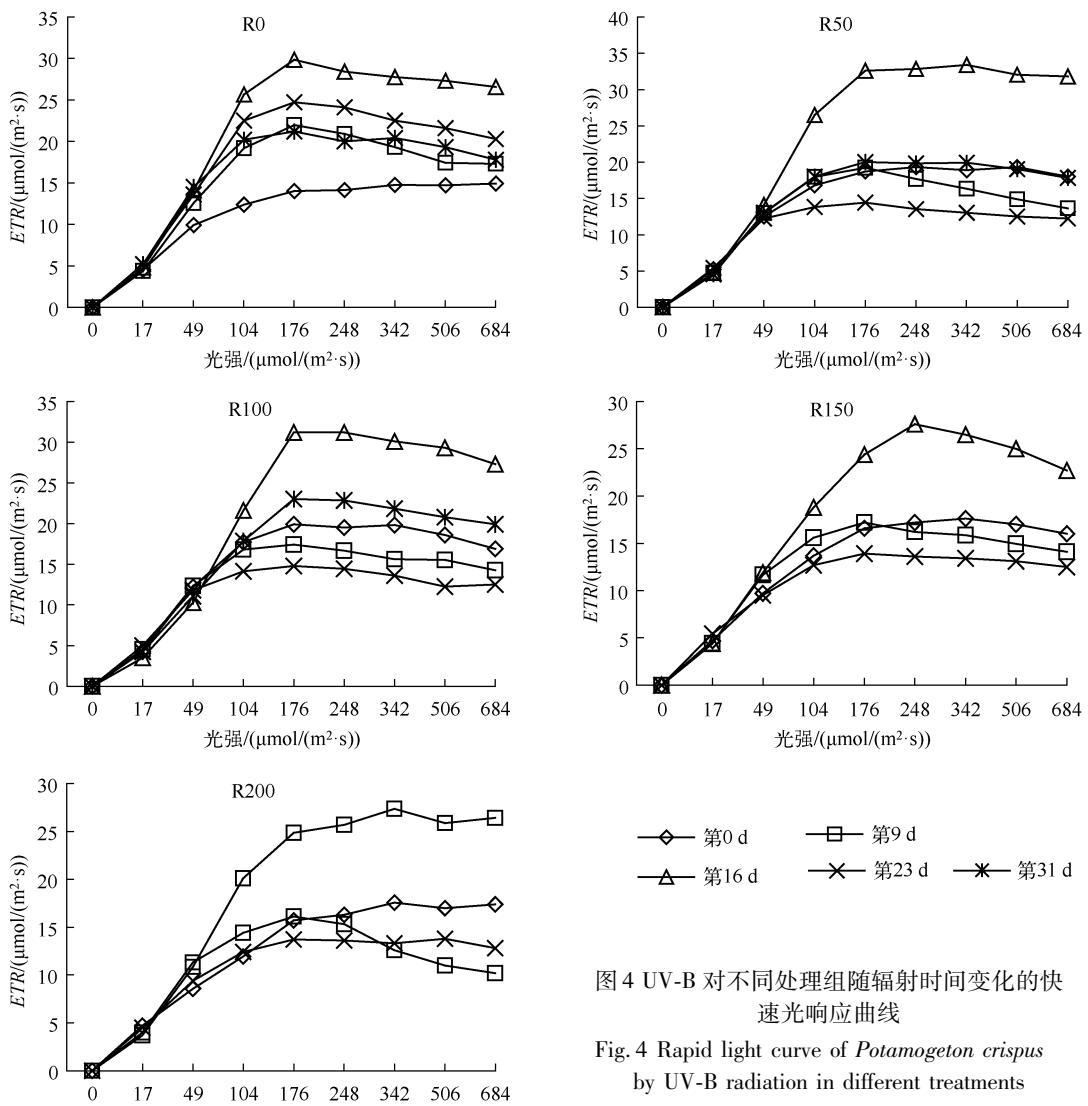


图4 UV-B 对不同处理组随辐射时间变化的快速光响应曲线

Fig. 4 Rapid light curve of *Potamogeton crispus* by UV-B radiation in different treatments

#### 4 参考文献

- [1] Ali MB, Vajpayee P, Tripathi RD et al. Mercury bioaccumulation induces oxidative stress and toxicity to submerged macrophyte *Potamogeton crispus* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, **65**(5):573-582.
- [2] Aysel S, Emire E, Fatih G et al. Removal of Cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds. *Archives of Environment Contamination and Toxicology*, 2008, **54**(4): 612-618.
- [3] Zhang M, Cao T, Ni L et al. Carbon, nitrogen and antioxidant enzyme responses of *Potamogeton crispus* to both low light and high nutrient stresses. *Environmental and Experimental Botany*, 2010, **68**(1): 44-50.
- [4] 金送笛, 李永函, 倪彩虹等. 菹草对水中氮、磷的吸收及若干影响因素. 生态学报, 1994, **14**(2): 168-173.
- [5] 苏胜齐, 沈焱绿, 唐洪玉等. 温度光照和pH对菹草光合作用的影响. 西南农业大学学报, 2001, **23**(6): 532-534.

- [ 6 ] Ryan KG. UV radiation and photosynthetic production in antarctic sea ice microalgae. *Photochemistry and Photobiology*, 1993, **13**(3/4) : 235-240.
- [ 7 ] Smith RC, Prezelin BB, Baker KS et al. Ozone depletion: ultraviolet radiation and phytoplankton biology in Antarctic water. *Science*, 1992, **225**(5047) : 952-959.
- [ 8 ] 张运林, 秦伯强, 马荣华等. 太湖典型草、藻型湖区紫外辐射的衰减及影响因素分析. *生态学报*, 2005, **25**(9) : 2254-2261.
- [ 9 ] 张运林, 秦伯强, 陈伟民. 增强的UV-B对湖泊生态系统的影响研究. *地球科学进展*, 2005, **20**(1) : 106-112.
- [10] 祝青林, 于贵瑞, 蔡福等. 中国紫外辐射的空间分布特征. *资源科学*, 2005, **27**(1) : 108-113.
- [11] 张运林, 秦伯强. 太湖地区太阳紫外辐射的初步研究. *气象科学*, 2002, **22**(1) : 93-99.
- [12] 毛宇清, 沈澄, 姜爱军等. 南京市紫外线辐射强度的变化及影响因子. *气象科学*, 2011, **31**(5) : 621-625.
- [13] 沈佳, 石福臣, 许文. 菹草无性系季节生长速度和生物量分配特征. *水生生物学报*, 2009, **33**(2) : 246-251.
- [14] 汪磊. 植物生长物质对菹草石芽形成与萌发的调节作用研究[学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2009.
- [15] 曹昀, 王国祥. 玄武湖菹草种群的发生与水环境变化. *环境监测管理与技术*, 2006, **18**(6) : 25-27.
- [16] 张金路, 段登选, 王志忠. 东平湖菹草大面积衰亡的危害及防治对策. *环境研究与监测*, 2009, **22**(2) : 31-33.
- [17] Falkowski PG, Raven JA. *Aquatic photosynthesis*. Oxford: Blackwell, 1997.
- [18] Ralph PJ, Gademann R. Rapid light curves: A powerful tool to assess photosynthetic activity. *Aquatic Botany*, 2005, **82**(3) : 222-237.
- [19] Durako MJ, Kunzelman JI. Photosynthetic characteristics of *Thalassia testudinum* measured *in situ* by pulse-amplitude modulated (PAM) fluorometry: methodological and scale-based considerations. *Aquatic Botany*, 2002, **73**(2) : 173-185.
- [20] 叶子飘, 康华靖, 陶月良等. 不同模型对黄山栾树快速光曲线拟合效果的比较. *生态学杂志*, 2011, **30**(8) : 1662-1667.
- [21] 宋玉芝, 黄瑾, 秦伯强. 附着生物对太湖常见的两种沉水植物快速光曲线的影响. *湖泊科学*, 2010, **22**(6) : 935-940.
- [22] 刘晓, 贺俊芳, 岳明. 荧光动力学方法研究光系统Ⅱ原初传能过程对低剂量UV-B辐射的响应. *生物物理学报*, 2011, **27**(10) : 839-848.
- [23] Wang GH, Hao ZJ, Anken RH et al. Effects of UV-B radiation on photosynthesis activity of *Wolffia arrhiza* as probed by chlorophyll fluorescence transients. *Advances in Space Research*, 2010, **45**(7) : 839-845.