

## 不同收割强度对菹草 (*Potamogeton crispus*) 生长和光合荧光特性的影响\*

吴晓东, 王国祥\*\*, 魏宏农, 杭子清

(南京师范大学地理科学学院江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 南京 210046)

**摘要:** 在水深为 1.5 m 的水道中, 研究了不同收割强度 (0、15、30、45、60、75、90 和 105 cm) 对菹草生长和光合荧光特性的影响。结果表明: (1) 收割对菹草枝条生长和恢复影响显著。对照组 (0 cm) 株高最大, 并在水面形成冠层。15 cm 组在实验第 20 d 恢复, 30 ~ 105 cm 组恢复率分别为 69.67%、17.78%、8.83%、5.33%、2.28% 和 1.90%。(2) 收割显著降低了菹草的生物量。与对照组相比, 收割组鲜重增加量分别下降了 23.71%、54.90%、81.19%、85.82%、90.72%、94.07% 和 95.10%。15 ~ 105 cm 收割组最终生物量则分别下降为对照组的 59.36%、43.16%、27.69%、18.73%、14.66%、8.14% 和 4.07%。(3) 收割使菹草营养繁殖体 (石芽) 数量、个体大小和鲜重显著降低。(4) 中、低强度收割对菹草叶片最大光化学量子产量 ( $F_v/F_m$ ) 影响不明显, 而高强度收割组 (尤其是 105 cm)  $F_v/F_m$  显著下降。菹草叶片快速光响应曲线  $ETR_{max}$  差异不显著; 中、低强度收割组  $ETR_{max}$  略有上升, 而高强度收割组  $ETR_{max}$  出现下降。由结果可知, 收割对控制菹草生物量和繁殖体数量效果明显, 但以中、低收割强度为宜。

**关键词:** 收割强度; 菹草; 生长; 光合荧光特性

## Effect of harvesting intensity on the growth and photosynthetic fluorescence characteristics of *Potamogeton crispus*

WU Xiaodong, WANG Guoxiang, WEI Hongnong & HANG Ziqing

(Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, P. R. China)

**Abstract:** To determine the impacts of cutting on the growth and photosynthetic fluorescence characteristics of *Potamogeton crispus*, apices of the plant were cut with different cutting intensities (0, 15, 30, 45, 60, 75, 90 and 105 cm) in a pool depth of 1.5 m. Results show that: Cutting significantly affected the growth and recovery of the shoot of *P. crispus*. The plant height of the control group (0 cm) was maximum and had formed canopy on the surface of water. The group of 15 cm restored on the twentieth day of the experiment. The recovery rates of the groups from 30 cm to 105 cm were 69.67%, 17.78%, 8.83%, 5.33%, 2.28% and 1.90%, respectively; Cutting significantly reduced the biomass of *P. crispus*. Comparing with the control group, the increment of fresh weight of the cutting groups decreased by 23.71%, 54.90%, 81.19%, 85.82%, 90.72%, 94.07% and 95.10%, respectively. The final biomass of the cutting groups from 15 cm to 105 cm declined to 59.36%, 43.16%, 27.69%, 18.73%, 14.66%, 8.14% and 4.07% of the control group, respectively; Cutting has significantly reduced the quantity of the brood bud and the size of each individual and the fresh weight of *P. crispus*; Cutting with medium and low intensity did not have obvious impact on the leaves of  $F_v/F_m$  of *P. crispus*, but  $F_v/F_m$  of high intensity cutting groups (especially 105 cm) has significant impact. The maximal relative electron transport rate ( $ETR_{max}$ ) of the leaves rapid light curves had no significant difference. The groups with medium and low intensity increased slightly while the  $ETR_{max}$  of high intensity cutting groups declined. The experimental results show that cutting had obvious effect on controlling biomass of *P. crispus* and numbers of brood buds, but medium and low cutting intensity was less obvious.

**Keywords:** Harvesting intensity; *Potamogeton crispus*; growth; photosynthetic fluorescence characteristics

\* 科技部国际合作重大项目 (2010DFB33960) 和江苏省太湖水环境治理专项基金项目 (TH2011207) 联合资助。2011-10-09 收稿; 2012-01-04 收修改稿。吴晓东, 男, 1985 年生, 硕士研究生; E-mail: wuxd03@163.com.

\*\* 通信作者; E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn.

在一些草型湖泊中,沉水植物生物量大,并在水面附近形成致密的冠层。气候较温暖的区域,湖泊沉水植物的生物量(干质量)可达  $150 \sim 650 \text{ g/m}^2$ <sup>[1]</sup>。沉水植物的过度生长能产生较为严重的后果<sup>[2-3]</sup>。例如阻碍水体流动、影响湖泊景观休闲功能、沉水植物衰亡引起水质恶化、加速湖泊沼泽化等。因此,很有必要对沉水植物生长进行合理调控。收割是较理想的调控方式,指的是用机械或人工的方式将沉水植物从水体中以不同强度收取并运输到岸上的过程<sup>[1]</sup>。湖泊中氮的去除通常主要依靠反硝化作用,收割可以移出植物吸收的氮,而磷的去除更需要植物的吸收和收割<sup>[4]</sup>。合适的收割措施既能转移出植物中的营养物质,又能利于植物的恢复和生长,持续地净化和稳定水体<sup>[5-6]</sup>。

收割调控已引起许多学者的关注,收割强度、频率和时间等影响沉水植物的生长和恢复。杨文斌<sup>[7]</sup>研究表明,4—5月收割深度小于1m时对菹草(*Potamogeton crispus*)生长影响有限。左进城等<sup>[5,8]</sup>研究表明,以3种强度(6、12和18cm)和3种频次收割后,轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)和穗状狐尾藻(*Myriophyllum spicatum* L.)干重的相对增长率呈下降趋势,但植物都能恢复;持续高强度的收割能显著降低轮叶黑藻匍匐枝的分枝数与分枝总长,中低强度收割没有显著影响秋季穗状狐尾藻产生小侧枝。切除加拿大伊乐藻(*Elodea canadensis* St. John)5cm的顶枝后,植物的净光合作用速率下降,而且植物生物量的增长、主枝的伸长与冠层的发育受到显著抑制<sup>[9]</sup>。穗状狐尾藻生物量最大时,收割后其相对生长率升高,但生物量和盖度下降<sup>[10]</sup>。收割所处季节对植物的影响也很大<sup>[11]</sup>,春季收割后沉水植物可以在同一个生长季节恢复,但在夏季收割可能要等到下一生长季才能恢复<sup>[12]</sup>。Carpenter等认为,在较浅水域的植物收割仅使群落的光合作用与呼吸作用变弱,没有带来显著的伤害<sup>[13]</sup>。

菹草是长江中下游湖泊的优势种,其易成活、生长快、繁殖能力强,往往产生巨大的生物量。有关收割对菹草光合作用及其营养繁殖体的影响等尚未见报道。近年来,水下饱和脉冲叶绿素荧光仪(DIVING-PAM)的出现使原位、无损伤测定沉水植物的光合作用成为可能<sup>[14-16]</sup>。本研究以菹草为实验对象,模拟浅水湖泊沉水植物收割,并通过原位测定植株叶片的叶绿素荧光参数,探讨不同收割强度对菹草生长、繁殖和光合荧光特性的影响,以期对沉水植物的科学管理提供参考。

## 1 研究方法

### 1.1 实验设计

供试菹草石芽采自南京市玄武湖。实验在南京师范大学水环境生态修复中试平台水道(长×宽×深=8.0m×1.0m×1.5m)内进行,实验时间为2011年2—6月。2011年2月,将水道平均分成8个区域,每个区域大小相等且相互连通(长×宽×深=1.0m×1.0m×1.5m),记为A、B、C、D、E、F、G和H。每个区域种植大小相近的菹草石芽100颗,单颗石芽作为一个重复。采用中富营养化的底泥作为基质,并缓慢注满水。收割强度分别设水面下15cm(A)、30cm(B)、45cm(C)和60cm(D)、75cm(E)、90cm(F)、105cm(G)7个梯度。H区域不收割(0cm)作为对照。底质总氮(TN)、总磷(TP)和总有机碳(TOC)浓度分别为2671.29、809.62和27392.53mg/kg。

石芽种植后,让其充分萌发和生长,并跟踪监测其生长过程。2011年4月底,水道内菹草盖度达到60%,随即测量菹草株高、生物量等生长指标作为初始值,然后依各强度对菹草进行收割,并清除收割掉的植物残体。

### 1.2 菹草生长指标测定

跟踪测量株高、分蘖数及死亡数;观测新生枝条的着生位置和恢复长度;枝条恢复率=枝条恢复长度/收割强度×100%;计数每个收割强度每株植物所结石芽数,测定石芽鲜重和大小;称量切割部位以上的生物量,最后收获植株,称量现存生物量。

### 1.3 水体透明度和光照强度测定

水体透明度运用塞式透明度盘测量。采用上海嘉定学联仪表厂生产的ZDS-10型照度计测定光照强度。分别选择晴、多云、阴雨3种不同天气条件,测定正午时水下0、10、20、30、40、50、60、70、80、90、100、110、120、130和140cm深处光照强度,取平均值。各水深处正午光照强度与水面光照强度(全日照)的比值即正午相对光照强度。

### 1.4 叶片光合荧光参数的测定

每组随机选取5株菹草(自顶向下第3片叶),利用水下饱和脉冲叶绿素荧光仪DIVING-PAM(德国Walz公司)和数据采集软件Wincontrol进行测定,所得数据取平均值进行比较。测定于实验第15、40d清晨

6:00—8:00 进行,连体叶片经暗适应 5 min 后,打开叶夹,开启检测光( $0.15 \mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ )得到  $F_0$ ,再由 5 号饱和脉冲光( $4000 \mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ , 0.8 s)测得  $F_m$ <sup>[17-18]</sup>.并按下式计算  $F_0/F_m$ :

$$\text{最大光化学量子产量 } F_v/F_m = (F_m - F_0)/F_m \quad (1)$$

### 1.5 快速光响应曲线

于实验第 15、40 d 清晨 6:00—8:00 测量快速光响应曲线,测定叶片部位及重复次数同最大光量子产量.光强度分别为 5、19、38、60、90、122、180、242  $\mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ,每个强度的光化光照射 10 s 后,得到 8 个  $ETR$  值,绘出各组  $ETR$  平均值的快速光响应曲线<sup>[14]</sup>.

### 1.6 数据处理

采用 SPSS 13.0 统计软件对各处理组之间某指标进行单因素方差分析,  $P < 0.05$  表示差异显著,  $P < 0.01$  表示差异极显著.

## 2 结果与分析

### 2.1 菹草枝条恢复长度和恢复率

收割并没有导致菹草死亡,但对菹草枝条生长影响显著(图 1).不同收割强度下,菹草主茎停止生长,并从叶腋处长出新芽.实验结束时,对照组(0 cm)株高达到 202.4 cm,超出水面 50.2 cm,在水面形成冠层.收割后第 20 d,15 cm 组枝条长度恢复至收割前,平均恢复速率达 0.75 cm/d;但恢复至水面后,该组菹草枝条生长减缓,至实验结束时株高为 156.2 cm,与对照组差异显著( $P < 0.05$ ),未形成冠层.30 cm 组枝条恢复长度为 20.9 cm,恢复率下降为 69.67%,最终株高为 140.9 cm.当收割强度达到 45 cm 时,菹草恢复能力明显降低,恢复长度仅 8 cm,恢复率骤降为 17.78%,最终株高为收割前的 75.33%.60~105 cm 组枝条恢复长度分别仅为 5.3、4.0、2.5 和 2.0 cm,恢复率依次为 8.83%、5.33%、2.28% 和 1.90%.

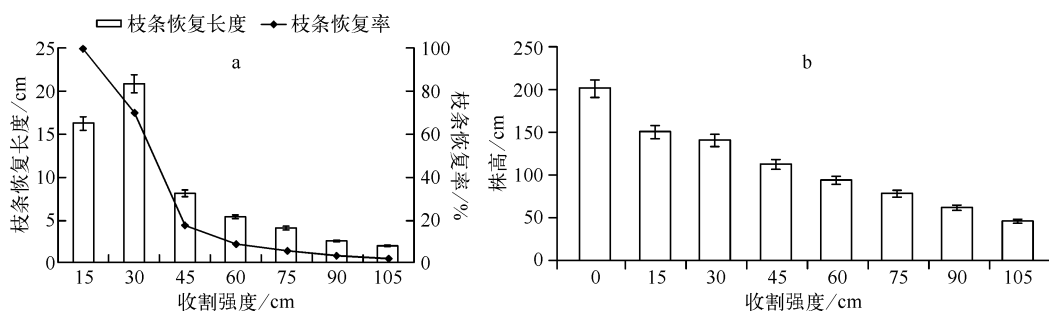


图 1 不同收割强度下菹草枝条恢复和最终株高

Fig. 1 Recovery of shoot and final plant height of *P. crispus* under different harvesting intensities

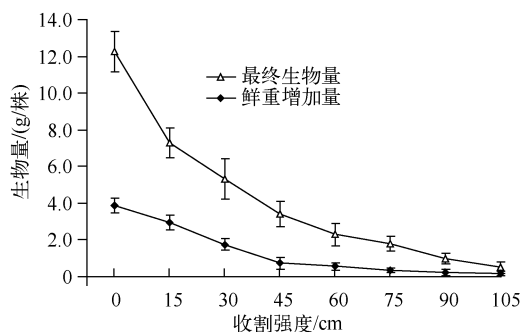


图 2 不同收割强度下菹草生物量

Fig. 2 Biomass of *P. crispus* under different harvesting intensities

### 2.2 菹草生物量

收割降低了菹草的生物量,收割组与对照组生物量差异显著( $P < 0.05$ ),收割影响了菹草生物量的积累(图 2).实验结束时,对照组鲜重增加量(与收割前比较)达 3.88 g/株,15 cm 组为 2.96 g/株,30~105 cm 鲜重增加则明显降低,分别为 1.75、0.73、0.55、0.36、0.23 和 0.19 g/株;与对照组相比,分别下降了 23.71%、54.90%、81.19%、85.82%、90.72%、94.07% 和 95.10%.随着收割强度的加大,菹草最终生物量显著降低.对照组生物量最大,为 12.28 g/株,而 15~105 cm 收割组生物量则分别下降为对照组的 59.36%、43.16%、27.69%、18.73%、14.66%、8.14% 和 4.07%.

## 2.3 菹草营养繁殖体特征

菹草的繁殖方法有种子繁殖、根茎繁殖和石芽繁殖等<sup>[19]</sup>. 其中,石芽繁殖是菹草最主要的繁殖方法,因此石芽的数量及质量对菹草种群的维系产生重要影响. 不同收割强度下,菹草均能产生石芽(图3). 但与对照组相比,收割组石芽数量显著减少. 对照组菹草平均石芽数量为7.5 颗/株,收割组石芽数量分别比对照组下降了33.33%、53.33%、61.33%、68.00%、73.33%、84.00%和86.67%. 同时,收割还影响了石芽个体的大小,15 cm收割组石芽大小与对照组差异不显著,但收割强度超过30 cm时,石芽个体均明显减小. 此外,收割导致菹草石芽鲜重显著下降( $P < 0.05$ )(图3). 对照组石芽平均鲜重为0.39 g/颗,而105 cm收割组仅为0.07 g/颗,仅为对照组的17.95%.

## 2.4 菹草光合荧光特性

**2.4.1  $F_v/F_m$**  叶绿素荧光参数是评估PS II状态良好的指标. 最大光化学量子产量 $F_v/F_m$ ,反映了当所有的PS II反应中心均处于开放态时的量子产量<sup>[20]</sup>. 实验第15 d,各收割组与对照组的 $F_v/F_m$ 差异不显著( $P > 0.05$ ). 与对照组相比,除15、30和105 cm的 $F_v/F_m$ 略有下降外,其他组的 $F_v/F_m$ 均有所上升(图4). 到了实验第40 d,各组 $F_v/F_m$ 出现较大变化,总体呈下降趋势(图4). 15~90 cm收割组 $F_v/F_m$ 分别下降为对照组的97.48%、96.68%、93.10%、91.90%、94.16%、87.93%,但与对照组差异不显著( $P > 0.05$ ). 105 cm组 $F_v/F_m$ 骤降为0.31,比对照组下降了58.89%.

**2.4.2 快速光响应曲线** 收割对菹草叶片光合作用的影响还体现在叶片对光的响应能力上. 快速光响应曲线表示电子传递速率随光强的变化,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. 在光响应曲线中,刚开始几分钟光照时间内的曲线变化具有重要的决定意义<sup>[21]</sup>. 实验第15 d,各组最小饱和光强无差异,皆为 $38 \mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ;对照组与收割组 $ETR_{\text{max}}$ 差异亦不显著( $P > 0.05$ ). 15 cm组与对照组 $ETR_{\text{max}}$ 相当,而30~60 cm组则稍有上升,分别增加7.14%、4.23%和7.14%;75~105 cm组 $ETR_{\text{max}}$ 则略有下降,下降幅度均为7.14%(图5a). 实验第40 d各组快速光响应曲线与第15 d无明显差异(图5b). 除90、105 cm组最小饱和光强为 $60 \mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 外,其它各组最小饱和光强均为 $38 \mu\text{mol photon}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ . 15~75 cm组 $ETR_{\text{max}}$ 均高于对照组,分别为对照组的107.14%、107.14%、108.93%、105.36%和103.57%;90、105 cm组 $ETR_{\text{max}}$ 则出现下降趋势,分别降低了16.07%和17.86%.

## 3 讨论

### 3.1 收割对菹草生长和繁殖的影响

各收割强度下(最大收割强度约占植株长度的2/3)菹草均未死亡. 但是,不同收割强度影响菹草的恢复能力. 15 cm组在实验第20 d恢复,且30 cm组恢复率达到69.67%,说明低强度收割下菹草恢复能力强. 这是由于低强度去除的植株部分不超过整体植株的1/5,植株能在短时间内全部或大部分恢复. 但当收割强度超过45 cm时,菹草枝条无法恢复,这与左进城等和杨文斌<sup>[5, 7-8]</sup>的研究略有不同,可能是由于实验条件和

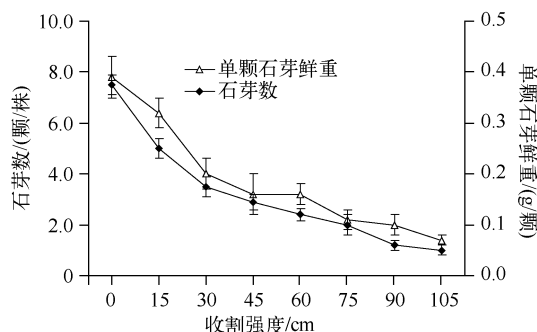


图3 石芽数量和鲜重

Fig. 3 The number and fresh weight of brood bud

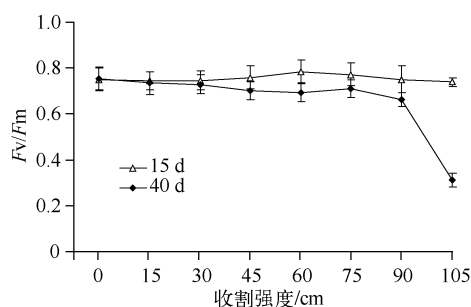


图4 第15 d和第40 d菹草最大光量子产量

Fig. 4  $F_v/F_m$  of *P. crispus* on the 15th day and the 40th day

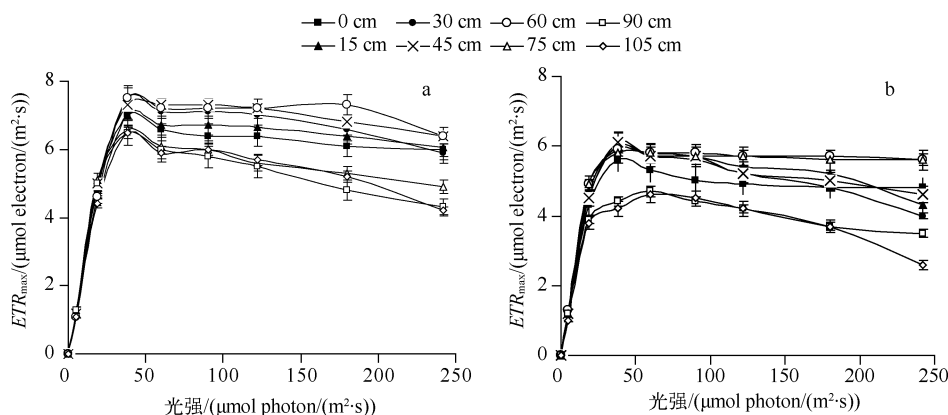


图5 第15 d(a)和第40 d(b)菹草快速光响应曲线

Fig. 5 Rapid light curves of *P. crispus* on the 15th day(a) and the 40th day(b)

收割时间的差异所致。收割时间对沉水植物的恢复有较大影响。当处于旺盛生长的季节时,植物在收割后能很快恢复,当处于温度较低的季节时(生长较慢的季节),植物恢复很慢<sup>[8]</sup>。收割处于生长季后期到末期,自然节律会使植株生长停止而转向衰老和繁殖体形成过程,到这时收获植物实际上也没有多少机会恢复到对照水平<sup>[9]</sup>。在实验中也发现,到了6月中旬以后,各组菹草陆续出现烂茎现象,开始进入衰亡期。

菹草通常作为富营养化湖泊生态修复的先锋植物,一旦成活,具有爆发性,较高的盖度和密度、巨大的生物量会阻碍其他物种的引入、定居与扩展<sup>[7]</sup>。以固城湖为例,在春季菹草旺发期,其生物量(鲜重)平均可达  $4.5 \text{ kg/m}^2$ ,最高可达  $5.6 \text{ kg/m}^2$ <sup>[22]</sup>。2006—2007年,南京玄武湖菹草暴发时,玄武湖东南湖区最大生物量(鲜重)达  $4 \text{ kg/m}^2$ ,玄武湖每年累积的菹草生物量(鲜重)都达  $6000 \text{ t}$ <sup>[7]</sup>。收割前,各处理组单株菹草生物量约为  $10 \text{ g/株}$ 。15~105 cm 收割去除的生物量分别占整株生物量的 40.70%、48.50%、56.80%、66.10%、69.20%、76.00% 和 80.80%。可见,收割对菹草生物量去除明显。实验结束时,与对照组相比,收割组生物量显著降低。这是因为收割导致菹草植株的损失,且收割强度越大,剩余的生物量就越小。同时,收割导致菹草叶片减少,总体光合能力下降使碳水化合物储量和合成速度下降<sup>[23]</sup>,从而使生物量积累大幅减小。

收割使菹草石芽数量显著减少,表明收割可以有效控制菹草群丛的扩张。任久长等<sup>[24]</sup>认为,理想的除草时间为菹草生长的中期,此时菹草的生物量最大,芽体尚未发育成熟,可以减少当年芽体基数,避免来年菹草再次大面积发生。石芽主要产生在菹草茎节旁的叶腋处,收割导致菹草茎节数减少;同时,收割后菹草积累的碳水化合物减少,并且将大部分能量用于枝条的恢复,因此使石芽数量、个体大小和鲜重显著降低。值得注意的是,收割强度达到 105 cm 时,菹草依然能产生石芽,这是菹草在逆境条件下为了维持种群延续而采取的适应对策。

### 3.2 收割对菹草光合荧光特性的影响

叶绿素荧光动力学参数是叶绿素生理活性的重要指标,包含十分丰富的光合作用过程变化的信息,被视为植物光合作用与环境关系的内在探针<sup>[25]</sup>。用水下饱和脉冲叶绿素荧光仪快速、无损伤测定菹草叶绿素荧光特性,可以研究菹草在不同收割强度下形成的独特形态和光合作用特征。

在逆境下,当光能吸收量超过了光化学反应的利用量,且过剩的光能量得不到耗散时,就会引起光合机构的破坏,其原初损伤部位在 PS II 上<sup>[26]</sup>。最大光化学量子产量  $F_v/F_m$  在非胁迫条件下变化极小,胁迫条件下则明显下降<sup>[27]</sup>。由结果可知,实验第 15 d,各组  $F_v/F_m$  并无显著差异。除 15、30 和 105 cm 的  $F_v/F_m$  略有下降外,其他组的  $F_v/F_m$  均有所上升,这表明收割后短时间内,菹草生长没有受到明显抑制。实验第 40 d,各收割组的  $F_v/F_m$  均出现下降,反映了收割对菹草生长产生了影响,但 15~90 cm 组影响不显著,而 105 cm 则受到显著胁迫。

根据实验结果,各组  $ETR_{max}$  和最小饱和光强差异不显著,表明收割后菹草叶片实际光化学效率没发生

明显变化. 典型天气条件下实验区正午水下光照见表1. 实验期间, 水体透明度为1 m, 水下10~140 cm 正午平均相对光照强度分别为68.23%、64.03%、57.88%、49.36%、38.01%、34.58%、27.72%、20.75%、14.44%、9.58%、5.41%、3.06%、1.52%和0.73%. 有研究表明<sup>[28]</sup>, 沉水植物的光强适应阈的上限可能为全日照强度的1/3~1/2. 金送笛等也认为, 春末夏初, 当菹草枝叶长出水面后, 表层、亚表层植株因强光照射产生光抑制<sup>[29]</sup>. 对照组叶面长出水面, 叶片接受的相对光强接近100%, 形成了光抑制, 从而使光合作用受阻. 收割15~60 cm后, 大幅降低了植株顶部光强, 有利于光合作用的进行, 故30~60 cm组 $ETR_{max}$ 略有上升. 尽管如此, 由于植株叶片明显减少, 菹草光合总量呈降低趋势. 当收割强度为90~105 cm时, 菹草 $ETR_{max}$ 出现较大幅度下降, 且最小饱和光强增大, 这是因为收割90、105 cm后, 植株大部分叶片均处于水下1 m以下, 因受水体透明度的影响和上层植株的遮挡, 水体相对光照强度显著降低, 从而降低了菹草叶片的光响应能力, 光合作用效率下降.

表1 实验区各水深处  
正午光照强度(Ix)

Tab. 1 Variation of light intensity with water depth  
at noontime in experimental area

水深/cm	2011-05-09	2011-05-20	2011-06-15
0	93400	72900	5100
10	63700	49800	3480
20	59800	46700	3270
30	54100	42200	2950
40	46100	36000	2520
50	35500	27700	1940
60	32300	25200	1750
70	25900	20200	1410
80	19400	15200	1050
90	13500	10500	736
100	8900	7000	490
110	5060	3950	280
120	2860	2230	156
130	1420	1110	78
140	690	531	37

4 结论

收割对菹草枝条生长影响明显, 限制了冠层的形成. 低强度收割(15、30 cm)后, 菹草能在短时间内全部或大部分恢复; 而中、高强度(超过45 cm)的收割则使菹草恢复能力显著降低.

收割显著降低了菹草的最终生物量, 这是因为收割使菹草碳水化合物储量和合成速度下降, 从而导致生物量累积量减少. 随着收割强度的加大, 菹草营养繁殖体(石芽)数量、个体大小及鲜重明显降低.

中、低强度(15~75 cm)收割对菹草叶片最大光化学量子产量( $F_v/F_m$ )影响不明显, 而高强度收割组(90、105 cm) $F_v/F_m$ 显著下降. 菹草叶片快速光响应曲线 $ETR_{max}$ 差异不显著, 中、低强度收割组 $ETR_{max}$ 略有上升, 而高强度收割组 $ETR_{max}$ 出现下降. 由此表明, 中、低强度收割组菹草未受到明显胁迫, 而高强度收割组胁迫上升.

5 参考文献

[1] King DL, Burton TM. Efficacy of weed harvesting for lake restoration. Portland: Inland Waters and Lake Restoration, 1980: 8-12.

[2] Getsinger KD. Appropriate use of aquatic herbicides. *Land and Water*, 1998, **42**(4): 44-48.

[3] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术. 北京: 化学工业出版社, 2001: 142-143.

[4] Gumbrecht T. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 1993, **2**(1): 1-30.

[5] 左进城. 沉水植物收割调控的几个生态学问题[学位论文]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2006.

[6] 尚士友, 申庆泰, 杜健民等. 内蒙古乌梁素海沉水植物的收割工程技术. *湖泊科学*, 2004, **16**(2): 169-177.

[7] 杨文斌. 富营养化湖泊菹草的拓殖与生态管理——以南京玄武湖为例[学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2009.

[8] 左进城, 苗凤萍, 王爱云等. 收割对穗花狐尾藻生长的影响. *生态学杂志*, 2009, **28**(4): 643-647.

[9] 倪乐意. 切除顶枝对加拿大伊乐藻生长的影响. *水生生物学报*, 1999, **23**(4): 297-303.

[10] Crowell WTN, Queen L, Perry J. Effects of harvesting on plant communities dominated by Eurasian watermilfoil in Lake

- Minnetonka, MN. *Journal of Aquatic Plant Management*, 1994, **32**: 56-60.
- [11] Best EPH. The impact of mechanical harvesting regimes on the aquatic and shore vegetation in water courses of agricultural areas of the Netherlands. *Plant Ecology*, 1994, **112**(1): 57-71.
- [12] Kaenel BR, Uehlinger R. Aquatic plant management: ecological effects in two streams of the Swiss Plateau. *Hydrobiologia*, 1999, **415**: 257-263.
- [13] Carpenter SR, Gasith A. Mechanical cutting of submerged macrophytes: immediate effects of littoral water chemistry and metabolism. *Water Research*, 1978, **12**: 55-57.
- [14] Ralph PJ, Gademann R. Rapid light curves: A powerful tool to assess photosynthetic activity. *Aquatic Botany*, 2005, **82**(3): 222-237.
- [15] Takahashi S, Nakamura T, Sakamizu M *et al.* Repair machinery of symbiotic photosynthesis as the primary target of heat stress for reef-building corals. *Plant and Cell Physiology*, 2004, **45**(2): 251-255.
- [16] Smith JE, Smith CM, Vroom PS *et al.* Nutrient and growth dynamics of halimeda tuna on conch reef. Florida keys: possible influence of internal tides on nutrient status and physiology. *Limnology and Oceanography*, 2004, **49**(6): 1923-1936.
- [17] 李 强, 王国祥, 潘国权等. 水体浊度对菹草萌发及萌发苗光合荧光特性的影响. *生态学报*, 2006, **26**(11): 3594-3601.
- [18] 马 婷, 李 强, 王国祥等. 悬浮泥沙溶液对金鱼藻快速光响应曲线的影响. *武汉植物学研究*, 2006, **24**(6): 531-535.
- [19] 邵 留, 沈鑫绿. 菹草的生物学特征及其应用. *内陆水产*, 2004, **4**: 22-23.
- [20] 王文林, 王国祥, 李 强等. 水体浊度对菹草(*Potamogeton crispus*)幼苗生长发育的影响. *生态学报*, 2006, **26**(11): 3586-3593.
- [21] Schreiber U, Gademann R, Ralph PJ *et al.* Assessment of photosynthetic performance of prochloron in *Lissoclinum patella* in hospite by chlorophyll fluorescence measurements. *Plant and Cell Physiology*, 1997, **38**(8): 945-951.
- [22] 何 伟. 固城湖沉水植被动态变化的研究[学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2010.
- [23] Perkins MA, Sytsma MD. Harvesting and carbohydrate accumulation in Eurasian watermilfoil. *Aquatic Plant Manage*, 1987, **25**: 57-62.
- [24] 任久长, 乔建荣, 董 巍等. 菹草(*Potamogeton crispus*)的生态习性和在京密引水渠的发生规律研究. *北京大学学报: 自然科学版*, 1997, **33**(6): 749-754.
- [25] 胡学华, 蒲光兰, 肖千文等. 水分胁迫下李树叶绿素荧光动力学特性研究. *中国生态农业学报*, 2007, **15**(1): 75-77.
- [26] 惠红霞, 许 兴, 李前荣. 外源甜菜碱对盐胁迫下枸杞光合功能的改善. *西北植物学报*, 2003, **23**(12): 2137-2142.
- [27] 张守仁. 叶绿素荧光动力学参数的意义及讨论. *植物学通报*, 1999, **16**(4): 444-448.
- [28] Pierini SA, Thomaz SM. Effects of inorganic carbon source on photosynthetic rates of *Egeria najas* Planchon *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 2004, **78**(2): 135-146.
- [29] 金送笛, 李永函, 王永利. 几种生态因子对菹草光合作用的影响. *水生生物学报*, 1991, **15**(4): 295-302.