

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2019.02.004

骆马湖水质对菹草不同生长期的响应研究

华祖林^{1,2,3},朱翔^{1,2,3},沈健⁴,聂永平⁴,倪效欣⁴

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室,江苏 南京 210098; 2. 河海大学水资源高效利用与工程安全国家工程研究中心,江苏 南京 210098; 3. 河海大学环境学院,江苏 南京 210098; 4. 江苏省南水北调工程建设领导小组办公室,江苏 南京 210098)

摘要:采用原位观测手段研究了骆马湖菹草生长区水质与菹草不同生长期的响应关系。结果表明:指数生长期和石芽生成期,水体中的 pH 值、ORP 值和 DO 质量浓度升高,COD 质量浓度降低;植株衰亡期则相反,菹草腐烂导致有草区的水体 TP 质量浓度升高,但是由于反硝化作用,水体中 TN 与硝氮质量浓度反而下降。菹草在生长过程中直接吸收水体中的硝氮,对氨氮的去除则为间接作用,此时水体中的氮以硝氮为主;当菹草衰亡时,氨氮成为水体中氮的主要存在形态。菹草密度是影响水体各形态氮浓度的重要因素,在菹草生长时,菹草密度与 TN 和硝氮质量浓度显著负相关($P < 0.01$);当菹草衰亡时,与菹草稀疏区相比,菹草密集区 TN 和硝氮质量浓度更低,而氨氮质量浓度更高。指数生长期,骆马湖最优菹草密度为 83.75 g/m^3 。

关键词:菹草;生长期;最优密度;水质;响应关系;骆马湖

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2019)02-0025-07

Response of water quality to different growth periods of *Potamogeton crispus* in Luoma Lake// HUA Zulin^{1,2,3}, ZHU Xiang^{1,2,3}, SHEN Jian⁴, NIE Yongping⁴, NI Xiaoxin⁴ (1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. National Engineering Research Center of Water Resources Efficient Utilization and Engineering Safety, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. Construction Leading Group Office of South-to-North Water Diversion Project in Jiangsu Province, Nanjing 210098, China)

Abstract: The response of water quality to different growth periods of *Potamogeton crispus* was studied by in situ observation. The results show that the pH and ORP values and mass concentration of DO increase and the mass concentration of COD decreases during exponential growth period and stone bud formation period. On the contrary, in the period of plant decay, the mass concentration of TP increases due to the decay of *Potamogeton crispus*, but the mass concentration of TN and nitrate nitrogen decreases due to denitrification. In the process of growth, *Potamogeton crispus* absorbs nitrate nitrogen directly, but removes ammonia nitrogen indirectly. At this time, nitrate nitrogen is the main nitrogen in water. Ammonia nitrogen becomes the main form of nitrogen in water when *Potamogeton crispus* decay. The density of *Potamogeton crispus* is an important factor affecting the concentration of different nitrogen forms in water. The density of *Potamogeton crispus* is negatively correlated with the concentration of TN and nitrate nitrogen ($P < 0.01$) during the growth of *Potamogeton crispus*. When the *Potamogeton crispus* decays, the mass concentration of TN and nitrate nitrogen in the *Potamogeton crispus* intensive area is lower than that in the sparse area, while the mass concentration of ammonia nitrogen was higher. During the exponential growth period, the optimum density of *Potamogeton crispus* in Luoma Lake is 83.75 g/m^3 .

Key words: *Potamogeton crispus*; growth period; optimum density; water quality; responding relationship; Luoma Lake

菹草(*Potamogeton crispus*)是一种多年生沉水植物,秋季发芽,夏季衰亡并生成繁殖体石芽^[1]。关于菹草对湖泊水质的影响,有正面的报道,也有负面的报道,目前存在着诸多争议。关于菹草对水质

的正面影响,Zhou 等^[2]研究表明,菹草生长时,能够直接通过茎和叶吸收水体中营养盐,其漂浮在水面上的植株片段也能对水质起到净化作用。Gao 等^[3]的试验表明,30 d 内菹草可去除水体中 76.16% 的总磷、86.09% 的总溶解态磷和 74.37% 的颗粒态磷,同时降低沉积物中磷浓度,有利于减少湖泊磷的内源负荷。Li 等^[4]通过 25 d 的试验,发现菹草对水体中总磷、磷酸盐、总氮、氨氮、硝氮和亚硝氮的去除率均超过 75%。菹草还对藻类具有抑制作用,Pakdel 等^[5]发现菹草生长能释放化感物质,抑制多变鱼腥藻(*Anabaena variabilis*)等藻类的生长。由于具有水质净化功能,菹草常被用于浅水富营养化湖泊的恢复。Zeng 等^[6]移植菹草等沉水植物修复富营养化湖泊,结果水体氮磷负荷减少,浮游植物优势种由蓝绿藻转变为绿藻,浮游动物的密度和数量逐年增加。

菹草对水质的负面影响同样不可忽略。菹草在湖泊中易爆发性生长,堵塞河道,并压缩其他水生植物的生长空间。菹草衰亡时,植物组织腐烂分解消耗水体溶解氧,并向水体释放出氮磷。杨文斌等^[7]通过试验指出,生物量大于 3 kg/m² 的菹草腐烂会产生比较严重的氮磷污染。同时,菹草缺氧降解还会释放二甲基硫醚等挥发性有机硫化物^[8],散发出恶臭。Cao 等^[9]认为,菹草的移植可能对富营养化湖泊产生负的环境效应。尽管菹草生长过程中提高水体透明度,降低总磷和叶绿素 a 浓度,但是其植株的衰亡分解导致水体溶解有机磷浓度增加,为裸藻和甲藻提供了适宜的生长环境,并导致了拟多甲藻的暴发。

关于菹草对水质影响的研究大多在实验室中进行,很少在湖泊原位条件下研究不同密度菹草的生长衰亡对水质的影响,且现场观测多位于污染较严重的水域^[10-11],由于污染源的干扰,难以确定菹草对水质的影响所占比例。本文通过原位观测的方法,解析骆马湖不同生长阶段水质指标对菹草密度的响应,探寻既能最大程度发挥菹草生长期净水作用,又将菹草衰亡期危害最小化的最优菹草密度,以期为骆马湖的生态保护和沉水植物管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点及采样时间

骆马湖(34°0'N~34°11'N,118°06'E~118°18'E)位于江苏省北部,总面积 375 km²,是宿迁、新沂两市的饮用水水源地,也是南水北调东线的重要蓄水湖泊。骆马湖沿岸基本无直接排污口,外源污染少,水质较

好,湖区及出入湖河道水质满足Ⅲ类水标准^[12]。菹草是骆马湖的优势物种之一,每年 3—5 月爆发性生长,优势度可达 95%~100%^[13]。

图 1 为骆马湖采样点分布及菹草密度情况,图中绿色部分表示水面以上的植物。骆马湖北部多为滩涂、岛屿,植物为挺水或陆生植物,因此不设采样点。由于采样期间菹草为骆马湖的绝对优势种,采样区域的绿色部分表示长至水面的菹草。A 点水深约 6 m,无菹草生长,该点可作为湖区各项水质指标的背景点;B、C、D、E、F、G 点水深分别为 2 m、2 m、3.8 m、3.2 m、1.9 m、3.6 m,均有菹草生长,代表湖泊中不同密度的采样点位。

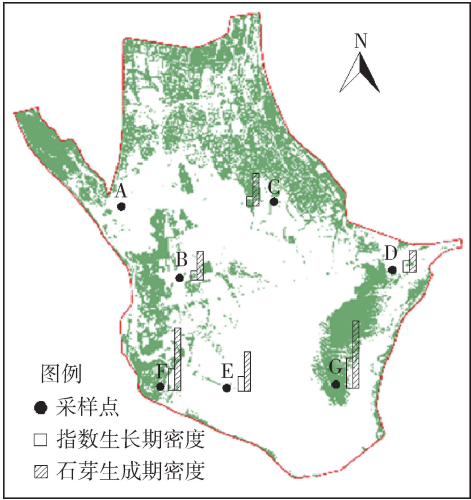


图 1 骆马湖采样点分布及菹草密度

骆马湖菹草生长过程如表 1 所示,分为石芽越冬期、石芽萌发期、幼苗生长期、幼苗越冬期、指数生长期、石芽生长期和植株衰亡期。在指数生长期以前,菹草幼苗生长缓慢,密度较小,对水质的影响也较小;指数生长期后菹草密度迅速变化,对水质产生较为显著的影响。菹草的指数生长期、石芽生长期及植株衰亡期是其生命周期内影响水质的关键时段,为此采样时间分别设为 2017 年 4 月 21 日、5 月 24 日及 6 月 20 日。

表 1 骆马湖菹草生长过程

发育期	经历时间	主要特征
石芽越冬期	6 月下旬至 10 月上旬	石芽沉入水底,等待萌发
石芽萌发期	10 月上旬至 11 月中旬	石芽萌发,长出根和幼苗
幼苗生长期	11 月中旬至 12 月下旬	萌发出的幼苗缓慢生长
幼苗越冬期	12 月下旬至 2 月下旬	幼苗在水下越冬
指数生长期	2 月下旬至 4 月下旬	幼苗呈指数形式迅速生长
石芽生长期	4 月下旬至 5 月下旬	开始生成石芽
植株衰亡期	5 月下旬至 6 月下旬	植株开始腐烂,沉入水底

1.2 样品采集与处理

采样前用去离子水将聚乙烯瓶洗涤 3 次,采样时再用水体冲洗 3 次。使用水质采样器采集水下

1 m 的水样,置于聚乙烯瓶中,每个采样点采 3 瓶水样(3 个重复)。为了防止水体矿质元素氧化,迅速用硫酸将采集的水样 pH 调节至小于 2,运到实验室进行分析。

1.3 分析方法

采样时,原位监测水体的 pH (采用哈希 HydrolabDS5)、DO(采用哈希 HQ3d 溶氧仪)、氧化还原电位 (oxidation-reduction potential, ORP) (采用哈希 HydrolabDS5)。水样 COD、TN、氨氮、硝氮和 TP 在实验室测定,方法参考《水和废水监测分析方法》^[14] (第四版)。

2 结果分析

2.1 菹草密度分布

前人的研究中菹草分布情况多用单位面积水域中的菹草质量来表征,称为菹草生物量^[10,15]。但实际上天然湖泊中各采样点的水深不同,本研究采用单位体积水体中的菹草质量(鲜重)表征菹草分布情况,称为菹草密度。图 1 中 B、C、D 点为菹草稀疏区,而 E、F、G 点为菹草密集区。在指数生长期,从 B 点到 G 点菹草密度依次增加,B、C、D 点的菹草密度分别为 50.50 g/m³、55.25 g/m³和 66.70 g/m³,E、F、G 点的菹草密度则分别为 83.75 g/m³、123.20 g/m³和 173.30 g/m³。与指数生长期相比,石芽生成期各采样点的菹草密度均有所升高,而 D 点由于菹草稀疏,且水位较高,抑制了菹草生长,因此菹草密度增加幅度低于其他采样点。在植株衰亡期,各采样点菹草植株基本腐烂沉入水底,仅有少量残枝漂浮在水面,因此未计算菹草密度。

2.2 理化指标变化

在菹草不同的生长阶段监测了水体中 pH、DO、ORP 和 COD 等理化指标的变化情况(图 2)。由图 2 可见,菹草光合作用吸收水中的碳源,导致水体中 CO₂ 质量浓度降低^[16],水体碱性增强,因此有菹草生长的采样点 pH 在指数生长期和石芽生成期均高于无草的 A 点。植株衰亡期,各点 pH 值均大幅下降。由于菹草光合作用向水体中释放氧气,指数生长期时有菹草生长的采样点 DO 质量浓度均高于 A 点,菹草密集区 E、F、G 点的浓度高于菹草稀疏区 B、C、D 点。与指数生长期相反,石芽生成期菹草密集区的浓度反而低于菹草稀疏区。植株衰亡期,在升温 and 菹草植株腐烂消耗 DO 的协同作用下,各点 DO 质量浓度均大幅下降。ORP 变化情况与 DO 类似,但是菹草密度对其影响不大。在指数生长期和石芽生成期,菹草密集区水体 COD 低于菹草稀疏区。在植株衰亡期,各采样点水体 COD 普遍升高,菹草密

集区的 COD 质量浓度依旧低于菹草稀疏区,但是高于 A 点。

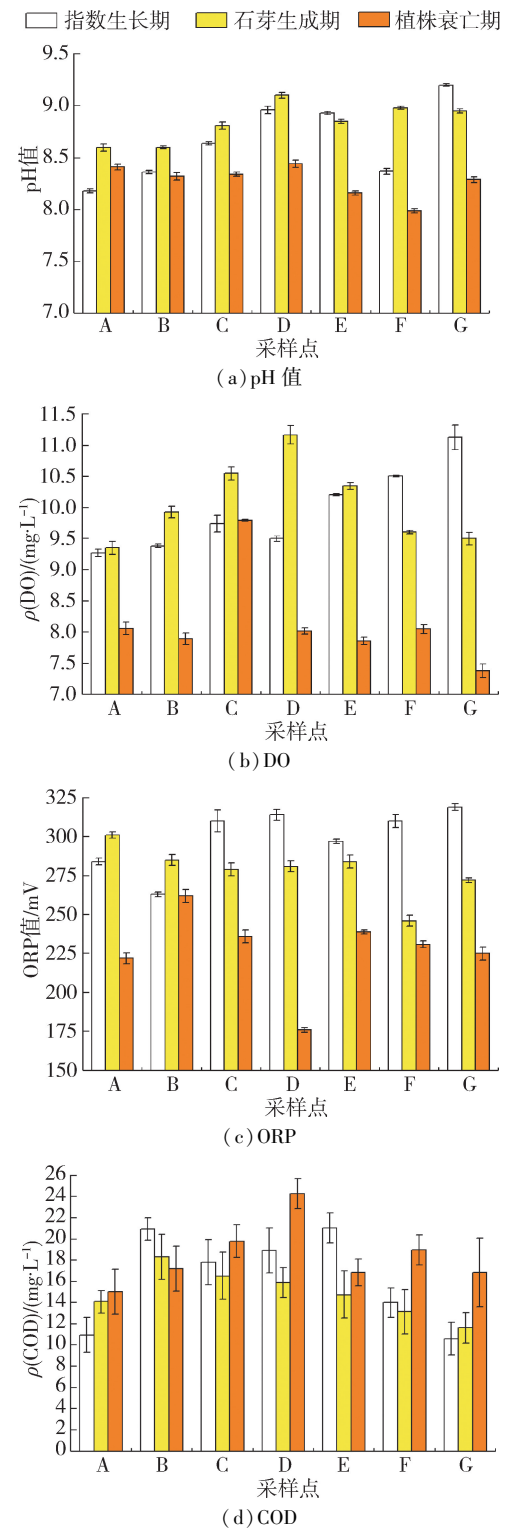


图 2 不同采样点 pH 值、ORP 值和 DO、COD 质量浓度变化

2.3 TN、TP 质量浓度变化

在菹草不同的生长阶段监测了水体中 TN、TP 的质量浓度,结果如图 3 所示。在指数生长期,水体 TN 质量浓度随菹草密度增加而减少,F 点降至 0.24 mg/L。虽然 G 点的菹草密度最大,但是由于菹草过于茂盛,个体间对光照、营养盐等资源的竞争产

生较强的负作用^[17], 菹草生长缓慢, 可能造成了对水体 TN 吸收能力的降低, 使 TN 质量浓度反而高于 E、F 点。石芽生成期变化情况与指数生长期类似, 但是由于菹草密度增加, 有草区域 TN 质量浓度大幅下降。在植株衰亡期, 各采样点水体 TN 质量浓度低于前两个生长阶段, 有草区 TN 质量浓度均低于无草的 A 点。

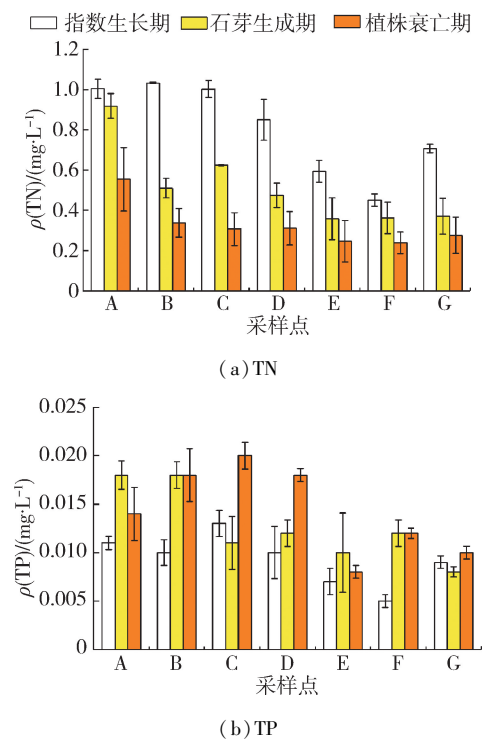


图3 不同采样点 TN、TP 质量浓度变化

水体 TP 质量浓度的变化情况与 TN 有所差异。在指数生长期, 菹草密集区 TP 质量浓度低于菹草稀疏区, 说明菹草生长对磷的吸收和对沉积物磷释放的抑制等作用共同导致了水体中的磷浓度的降低。对于石芽生成期, TP 质量浓度分布情况与指数生长期类似。在指数生长期和石芽生成期, 有菹草生长的采样点 TP 平均质量浓度分别比 A 点浓度低 18.2% 和 34.1%, 而 TN 平均质量浓度则分别比 A 点浓度低 23.1% 和 51%, 说明菹草对水体中 TN 的净化效果优于 TP, 这与万蕾等^[18]的研究结果一致。在植株衰亡期, 无菹草生长的 A 点 TP 质量浓度降低, 而有菹草生长的 B、C、D、F、G 点 TP 质量浓度与石芽生成期相比普遍升高, 这与菹草腐烂向水体中释放出磷密切相关。

3 讨论

3.1 不同形态氮浓度变化

水体中的 TN 包括硝氮、氨氮、亚硝氮等无机氮和氨基酸、蛋白质等有机氮。由于亚硝氮的不稳定性, 湖泊中亚硝氮浓度较低^[19], 因此将亚硝氮与有

机氮并称为其他形态氮, 其浓度等于总氮浓度减去硝氮、氨氮浓度。图 4 为不同采样点硝氮及氨氮质量浓度变化, 图 5 为不同生长阶段各形态氮在 TN 中所占的比例。

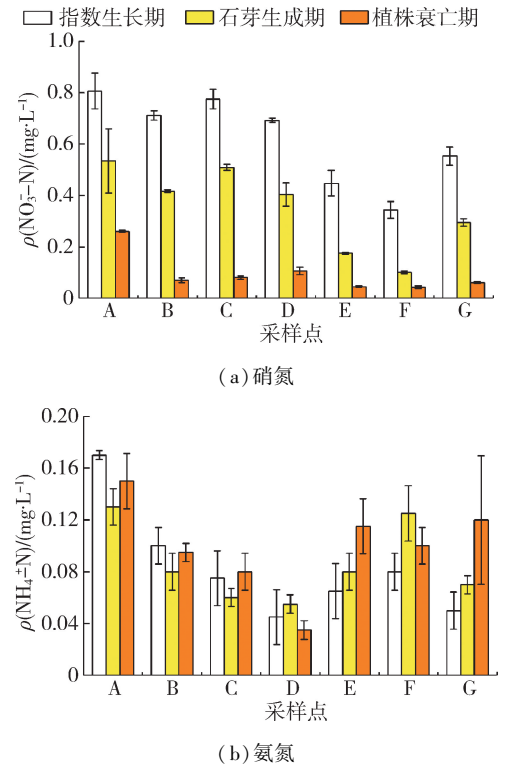


图4 不同采样点硝氮及氨氮质量浓度变化

在指数生长期, 硝氮质量浓度变化情况与 TN 类似, 随菹草密度增加而减少, F 点硝氮质量浓度最低, 为 0.34 mg/L。各采样点水体中的氮均以硝氮为主, 占 TN 的比例超过 60%, 但是菹草密集区 E、F、G 点硝氮所占比例低于菹草稀疏区 B、C、D 点。有菹草生长的采样点水体氨氮浓度均低于无草的 A 点, 氨氮所占的比例也低于 A 点, 但是不同密度的采样点之间相差不大。以上结果表明, 菹草密度主要影响骆马湖菹草对硝氮而非氨氮的吸收。水体中氨氮质量浓度小于 0.35 mg/L 时, 菹草优先选择吸收硝氮^[20], 因此骆马湖菹草直接吸收水体中的硝氮, 氨氮浓度降低则可能为间接影响。菹草通过光合作用向水体释放氧气, 促进硝化反应, 将氨氮转化为硝氮并吸收。

在石芽生成期, 各采样点水体硝氮质量浓度均降低, 菹草密集区低于菹草稀疏区。A、B、C 点氨氮质量浓度降低, 而 D、E、F、G 点氨氮质量浓度则升高, 原因是菹草较密集的 D、E、F、G 点已经有部分菹草衰亡, 残枝腐解初期水体氨氮质量浓度迅速升高^[21]。该生长阶段菹草密集区硝氮所占比例低于菹草稀疏区, 但是氨氮所占比例高于菹草稀疏区。

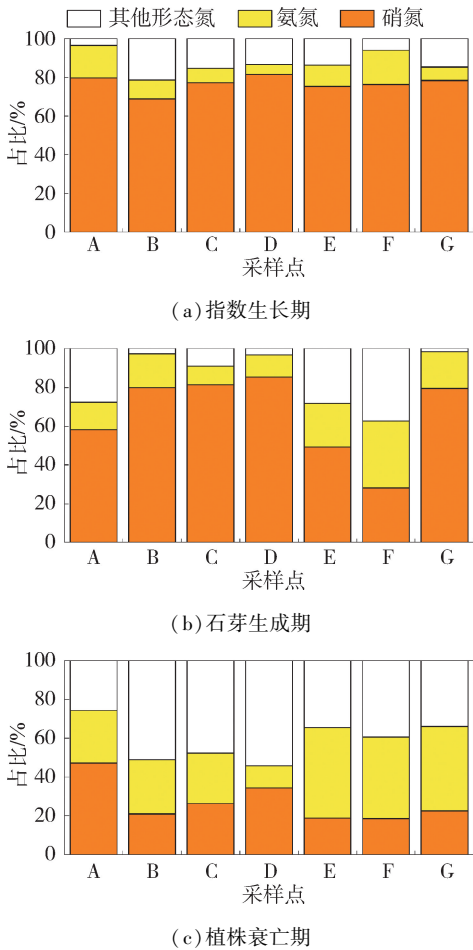


图5 不同生长阶段各形态氮在 TN 中的占比

尹传宝等^[22]的试验表明,菹草衰亡导致水体 TN 和硝氮质量浓度升高,而本研究的结果则恰恰相反。在植株衰亡期,有草区水体 TN 和硝氮质量浓度均低于无草的 A 点,且显著低于前两个生长阶段,原因是水温升高和 DO 降低促进了反硝化作用,水体中部分硝氮和亚硝氮被还原为气态氮。菹草密集区硝氮质量浓度低于稀疏区,而氨氮质量浓度高于稀疏区,说明菹草密度是菹草衰亡影响水体氮浓度的重要因素。该阶段硝氮不再是水体中氮的主要存在形式,而氨氮成为水体中最主要的氮形态,有机氮等其他形态氮所占比例与前两个生长阶段相比也显著增加。与菹草稀疏区相比,菹草密集区硝氮所占比例更小,而氨氮所占比例更大。产生这种变化的原因主要有两方面,一是菹草腐烂后植株中的蛋白质被微生物分解,产生大量氨基酸等有机氮,随后有机氮进一步分解成氨氮,二是水体环境抑制微生物的硝化反应,水中被氧化的氨氮减少。

3.2 相关性分析

采用 Pearson 相关系数法分析菹草密度与水质指标的相关性。图 6 为菹草指数生长期和石芽生长期 COD、TN 和硝氮质量浓度与菹草密度的线性拟

合结果。由图 6 可见,在菹草指数生长期和石芽生长期,水体 COD 质量浓度与菹草密度显著负相关($r = -0.68, P < 0.05$), TN 质量浓度与菹草密度显著负相关($r = -0.74, P < 0.01$),硝氮质量浓度与菹草密度显著负相关($r = -0.78, P < 0.01$); pH、DO、ORP、TP、TN 质量浓度与菹草密度的相关性不显著($P > 0.05$),相关系数分别为 0.37、-0.11、-0.57、-0.01、0.39。

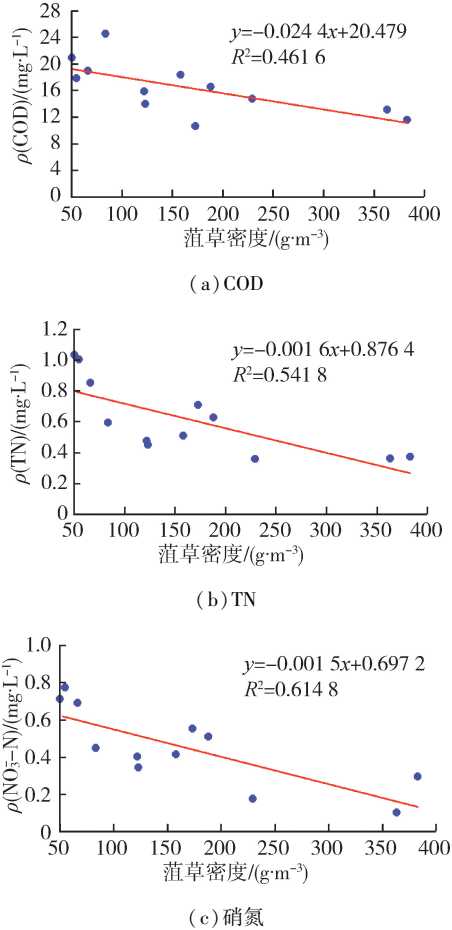


图6 COD、TN、硝氮质量浓度与菹草密度的线性拟合结果

3.3 最优密度

由于研究的水质指标较多,利用基于鱼群算法优化的指数公式^[23]对各采样点进行水质综合评价,将水质综合评价结果与菹草密度建立联系,从而得到最优密度。水质评价公式为

$$I_{WQ} = 1.3863 \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i \right)^{1.0993} \quad (1)$$

其中 $I_i = \begin{cases} 1/c_i & \text{DO 指标} \\ c_i/c_{ia} & \text{其他指标} \end{cases}$

式中: I_{WQ} 为水质综合指数; n 为参与评价的指标个数; I_i 为单指标*i*的营养状态分指数; c_i 为指标*i*的质量浓度值; c_{ia} 为指标*i*的评价标准。参与评价的指标为 DO、COD、TN、TP 和氨氮,评价结果见表 3。

表3 水质评价结果

生长期	I_{WQ}						
	A	B	C	D	E	F	G
指数	0.5202	0.6435	0.5994	0.5474	0.492	0.349	0.3843
生长期							
石芽	0.567	0.497	0.4581	0.4109	0.3614	0.3657	0.3131
生成期							
植株	0.4676	0.4452	0.4719	0.5181	0.3667	0.4111	0.3902
衰亡期							

I_{WQ} 值越低表示水质越好。在石芽生成期,通过菹草对水质的净化,菹草密集区 I_{WQ} 值低于菹草稀疏区,其中 G 点最低,而 E 点次之。在菹草衰亡时,有草区 I_{WQ} 值普遍升高,其中 E 点最低。根据以上分析,E 点的菹草在衰亡时对水质危害最小,在生长过程中又具有较好的净化水质效果。指数生长期菹草密度大,且石芽尚未成熟,是菹草收割的最佳时段,确定该生长阶段的菹草密度最具有实际意义。因此指数生长期 E 点的菹草密度,即 83.75 g/m³ 为最优密度,该时段及时将菹草收割至最优密度,有利于保障骆马湖良好的水质状态。

4 结 论

a. 在指数生长期和石芽生成期,菹草的生长使骆马湖水体 pH、ORP 值和 DO 质量浓度升高,COD、TN、TP 质量浓度降低。各采样点水体中的氮以硝氮为主,菹草直接吸收水体中的硝氮,而对氨氮的去除则为间接作用。当菹草衰亡时,水体中 COD 质量浓度升高,而 pH、ORP 值和 DO 质量浓度则降低;同时菹草腐烂释放氨氮,消耗 DO,促进了微生物反硝化,抑制了硝化反应,导致水体 TN 与硝氮浓度降低;氨氮浓度升高,成为氮的主要存在形态。菹草腐烂还向水体中释放出磷,导致有草区水体 TP 质量浓度升高。

b. 菹草密度是影响水体各形态氮浓度的重要因素。在菹草生长过程中,水体 TN 和硝氮质量浓度与菹草密度显著负相关($P < 0.01$)。在植株衰亡期,与菹草稀疏区相比,菹草密集区 TN 和硝氮质量浓度更低,而氨氮质量浓度更高。通过水质综合评价发现,指数生长期菹草密度为 83.75 g/m³ 时,既能有效发挥生长期净水作用,又将衰亡期的危害最小化,是骆马湖中最优的菹草密度。该时段及时将菹草收割至最优密度,十分有利于保障骆马湖良好的水质状态。

参考文献:

[1] WANG Jinqi, SONG Yuzhi, WANG Guoxiang. Causes of large *Potamogeton crispus* L. population increase in

Xuanwu Lake [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24 (6) : 5144-5151.

[2] ZHOU Yiwen, ZHOU Xiaohong, HAN Ruiming, et al. Reproduction capcity of *Potamongeton crispus* fagments and its role in water purification and algae inhibition in eutrophic lakes [J]. Science of The Total Environment, 2016, 580 : 1421-1428.

[3] GAO Jingqing, XIONG Zhiting, ZHANG Jingdong, et al. Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes [J]. Desalination, 2009, 242 (1/2/3) : 193-204.

[4] LI Jihua, YANG Xiaoying, WANG Zhengfang, et al. Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water [J]. Bioresource Technology, 2015, 179 : 1-7.

[5] PAKDEL F M, SIM L, BEARDELL J, et al. Allelopathic inhibition of microalgae by the freshwater stonewort, *Chara australis*, and a submerged angiosperm *Potamogeton crispus* [J]. Aquatic Botany, 2013, 110 : 24-30.

[6] ZENG Lei, HE Feng, DAI Zhigang, et al. Effect of submerged macrophyte restoration on improving aquatic ecosystem in a subtropical, shallow lake [J]. Ecological Engineering, 2017, 106 : 578-587.

[7] 杨文斌, 王国祥, 王刚. 菹草衰亡腐烂对水质持续性影响试验研究 [J]. 安全与环境学报, 2010, 10 (2) : 90-92. (YANG Wenbin, WANG Guoxiang, WANG Gang. Experimental study over the continuous effects of decaying *Potamogeton crispus* on water quality [J]. Journal of Safety and Environment, 2010, 10 (2) : 90-92. (in Chinese))

[8] SHEN Qiushi, ZHOU Qilin, SHANG Jingge, et al. Beyond hypoxia: occurrence and characteristics of black blooms due to the decomposition of the submerged plant *Potamogeton crispus* in a shallow lake [J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26 (2) : 281-288.

[9] CAO Xiuyun, WAN Lingling, XIAO Jian, et al. Environmental effects by introducing *Potamogeton crispus* to recover a eutrophic Lake [J]. Science of The Total Environment, 2018, 621 : 360-367.

[10] 任文君, 田在锋, 胡晓波, 等. 白洋淀菹草不同生长期生物量与水质指标动态变化 [J]. 河北农业大学学报, 2011, 34 (4) : 21-28. (REN Wenjun, TIAN Zaifeng, HU Xiaobo, et al. Biomass of *Potamogeton crispus* and dynamic change of water quality on different growth periods in Baiyangdian lake [J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 2011, 34 (4) : 21-28. (in Chinese))

[11] 王亚琼, 薛培英, 耿丽平, 等. 白洋淀沉积物-沉水植物-水系统氮、磷分布特征 [J]. 水土保持学报, 2017, 31 (3) : 304-309. (WANG Yaqiong, XUE Peiying, GENG Liping, et al. Distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in sediments-submerged macrophytes-water systems of Baiyangdian Lake [J]. Journal of Soil and

Water Conservation, 2017, 31 (3): 304-309. (in Chinese))

[12] 申霞,洪大林,谈永锋,等. 骆马湖生态环境现状及其保护措施[J]. 水资源保护,2013,29 (3): 39-43. (SHEN Xia, HONG Dalin, TAN Yongfeng, et al. Ecological environment of Luoma Lake and protection measures[J]. Water Resources Protection, 2013, 29 (3): 39-43. (in Chinese))

[13] 曹毅,王辉. 基于 Landsat 7 影像的骆马湖菹草时空分布研究[J]. 环境监控与预警,2014,6 (4): 46-47. (CAO Yi, WANG Hui. The temporal and spatial distribution of *Potamogeton crispus* in Luoma Lake based on Landsat 7 image[J]. Environmental Monitoring and Forewarning, 2014, 6 (4): 46-47. (in Chinese))

[14] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社,2002.

[15] BAKKER E S, VAN DONKA E, DECLERCK S A J, et al. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms[J]. Basic and Applied Ecology, 2010, 11 (5): 432-439.

[16] 赵联芳,朱伟,莫妙兴. 沉水植物对水体 pH 值的影响及其脱氮作用[J]. 水资源保护,2008,24 (6): 64-67. (ZHAO Lianfang, ZHU Wei, MO Miaoxing. Effects of submerged macrophytes on pH values and nitrogen removal[J]. Water Resources Protection, 2008, 24 (6): 64-67. (in Chinese))

[17] MALKINSON D, TIELBORGER K. What does the stress-gradient hypothesis predict? Resolving the discrepancies [J]. Oikos, 2010, 119 (10): 1546-1552.

[18] 万蕾,徐德兰,高明侠,等. 大型水生植物对骆马湖氮、磷元素的影响[J]. 环境工程学报,2012,6 (10): 3579-3584. (WAN Lei, XUE Delan, GAO Mingxia, et al. Effect of macrophytes on nitrogen and phosphorus in Luoma Lake [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2012, 6 (10): 3579-3584. (in Chinese))

[19] 余成,任宪友,班璇,等. 湖北省典型浅水湖泊冬季氮的空间分布特征研究:以洪湖和武汉东湖为例[J]. 华中师范大学学报(自然科学版),2011,45 (3): 490-496. (YU Cheng, REN Xianyou, BAN Xuan, et al. The spatial distribution of Nitrogen in typical shallow lakes in winter of Hubei Province [J]. Journal of Central China Normal University (Natural Sciences), 2011, 45 (3): 490-496. (in Chinese))

[20] 金送笛,倪彩虹. 菹草对水中氮、磷的吸收及若干影响因素[J]. 生态学报,1994,14 (2): 168-173. (JIN Songdi, NI Caihong. Uptake by *Potamogeton crispus* of nitrogen and phosphorus from water and some affecting factors[J]. Acta Ecologica Sinica, 1994, 14 (2): 168-173. (in Chinese))

[21] 唐金艳,曹培培,徐驰,等. 水生植物腐烂分解对水质的影响[J]. 应用生态学报,2013,24 (1): 83-89. (TANG Jinyan, CAO Peipei, XU Chi, et al. Effects of aquatic plants during their decay and decomposition on water quality[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24 (1): 83-89. (in Chinese))

[22] 尹传宝,王龙,张翠英,等. 春季菹草对水体中各形态氮的作用效果研究[J]. 中国农村水利水电,2014 (3): 9-11. (YIN Chuanbao, WANG Long, ZHANG Cuiying, et al. Effect of *Potamogeton Crispus* on different species of nitrogen in spring [J]. China Rural Water and Hydropower, 2014 (3): 9-11. (in Chinese))

[23] 李祚泳,汪嘉杨,赵晓莉,等. 基于鱼群算法优化的水质指数普适公式[J]. 水文,2007,27 (6): 11-15. (LI Zuoyong, WANG Jiayang, ZHAO Xiaoli, et al. A universal exponential formula for water quality base on artificial fish swarm algorithm[J]. Journal of China Hydrology, 2007, 27 (6): 11-15. (in Chinese))

(收稿日期:2018-06-12 编辑:王 芳)

征 稿 启 事

贯彻落实国家网络强国、“互联网+”行动计划及大数据战略利用现代科技手段为智慧水利提供全方位服务,实现涉水行业的智慧管理,逐渐成为行业主流。如何运用新技术对海量水信息进行挖掘、分析和管理,提高水资源管理水平,值得深入思考与探索,为此,由河海大学联合有关单位拟于2019年4月下旬在宁波举办“2019(第七届) 中国水利信息化技术论坛”。为配合本次论坛,特开展有奖征文活动。征稿范围:流域水利信息化管理;水利大数据研究与应用;智慧水利关键技术研究;河(湖) 长制信息化建设;河湖水文监测预警技术应用;防汛抗旱信息化建设与发展;水资源管理信息化系统整合;其他热点问题。论文可投征稿邮箱szsl@sinowbs.org,也可直接投稿《水资源保护》(<http://jour.hhu.edu.cn/szybh/ch/index.aspx>), 经审稿通过后在《水资源保护》正式发表。优秀论文奖励政策和其他信息见《水资源保护》网站。

(本刊编辑部供稿)