

Research Advances in Wetland Plants Dieback Induced by Eutrophication

Gaojie Wei, Juan Wu, Jieqiong Wang, Shuiping Cheng*

Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, Tongji University, Shanghai

Email: 1299685947@qq.com, *shpcheng@tongji.edu.cn

Received: Jul. 25th, 2018; accepted: Aug. 8th, 2018; published: Aug. 15th, 2018

Abstract

Wetland is an important ecosystem. Constructed wetlands have already been used to wastewater treatment, in which wetland plant plays an important role. The plants can reduce flow dynamics, protect soil to sustain the stability of bank and wetland system, etc. However, wetland plants are faced with the risk of dieback and show some signs of depression, such as retarded growth, decreased biomass, fragile stems, advanced senescence, death and so on. There are many factors that affect wetland plants decline, and eutrophication induced by anthropogenic activity is an important factor among them. This paper summarized the effect of eutrophication on wetland plants and the mechanisms of eutrophication affecting wetland plants dieback, with the focuses on the aspects of morphological stability, tissue and structural element, the composition and content of material in wetland plants and cytomembrane system. Some problems in current research and several suggestions on future research were addressed, which could help recover wetland plants.

Keywords

Wetland Plant, Dieback, Eutrophication, Si Element

富营养化对湿地植物衰退的研究进展

魏高杰, 吴娟, 汪洁琼, 成水平*

同济大学长江水环境教育部重点实验室, 上海

Email: 1299685947@qq.com, *shpcheng@tongji.edu.cn

收稿日期: 2018年7月25日; 录用日期: 2018年8月8日; 发布日期: 2018年8月15日

*通讯作者。

摘要

湿地是一种重要的生态系统,人工湿地现已广泛应用于污水处理,其中湿地植物可以衰减水流动力,保护土壤维持坡岸及湿地系统稳定性等,在湿地中发挥重要作用。然而湿地植物正面临衰退的风险,其表现为生长缓慢、生物量减少、茎秆脆弱、植物早衰、死亡等症状。影响植物衰退的因素很多,其中人类活动造成的富营养化是一重要方面。本文系统总结了富营养化对湿地植物的影响以及造成湿地植物衰退的机理,重点从富营养化对湿地植物形态稳定性、组织和结构元素、物质成分及含量和细胞膜系统的影响等方面进行阐述。并针对目前研究存在的不足提出展望,为湿地植物的恢复提供参考。

关键词

湿地植物, 衰退, 富营养化, 硅元素

Copyright © 2018 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

湿地是一种重要的生态系统,人工湿地已广泛用于处理生活污水、工业及农业废水,其可提高水质,增加生物多样性,且具有建设成本低,耗能少,运行费用低和效果良好等优点,成为一种环境友好型水处理手段[1][2]。植物作为湿地重要的结构和功能元素,其可以衰减水流动力,保护土壤维持坡岸及湿地系统稳定性等,在湿地中发挥重要作用[3]。然而,由于气候变化和人类活动导致湿地生态系统退化,在过去几十年中,植物的生物量和多样性急剧下降[4]。湿地植物表现出多种衰退症状:茎秆细弱、生长迟缓、体型矮小,顶芽过早死亡,叶片呈褐色、根茎死亡等,从而导致湿地面临着退化的风险[5]。据统计全球有56.9%的湿地栖息地已经消失[6]。影响湿地植物衰退的因素有很多,如富营养化、温度、pH、水文条件、微生物等,然而受人类活动干扰造成的最主要的因素就是富营养化[6],其不光本身会对植物造成胁迫[7],还会通过影响其他环境条件来间接对植物造成危害[8],本文总结归纳了富营养化对湿地植物的影响的相关研究进展和成果,并对研究中的不足提出进一步的展望,以期为湿地植物恢复与湿地修复提供借鉴。

2. 富营养化对湿地植物的影响

由于人类生活污水、工业废水的任意排放以及农业过量施肥等人为活动干扰,导致大量营养元素流入水体造成水体富营养化,Tong等[9]研究表明非点源污染是营养氮磷的重要来源。除了环境富集的氮磷和有机质对湿地植物的影响外,其他因素也会加剧富营养化对植物造成的衰退。

2.1. 氮磷和有机质对湿地植物的影响

在富营养湿地中,植株出现生物量减少,死亡叶片增多,茎稳定性减弱,根系短浅且发达的侧根少,根和根茎都受到损伤等现象[10],这就使得植物无法进一步产生新枝继续生长繁殖。 NH_4^+ 浓度对植物生长有很大影响,有研究表明沉积物孔隙水中的 $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ 比值高时有明显抑制植物生长的作用[11]。Govers等[7]研究表明孔隙水中 NH_4^+-N 浓度达到 $90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,诺氏大叶藻停止生长。而在水体中,铵盐

浓度仅大于 $4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时死亡率就已近一半, 叶片组织有坏死, 出现棕黑色[12]。同样, 在狐尾藻的研究中也发现, NH_4Cl 浓度大于 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的沉积物中, 狐尾藻生长率显著降低[13], 而在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度大于 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的水溶液中培养, 狐尾藻的有效量子产率明显下降, 导致植物光合作用降低[14]。故水体富营养化比沉积物富营养化对植物影响更大, 此结论在 Wei Xing 等[15]实验中也得到了验证。

除了确切的浓度外, N:P 也会影响植物生长和繁殖。Fujita 等[16]发现随着 N:P 增加, 灭绝物种所占比例越大, 植物生长慢、繁殖率低的现象与高 N:P 比显著相关。Romero 等[17]研究表明, 在磷浓度相同条件下, N:P 为 67 的相对生长率比 N:P 为 33 时小, 说明氮浓度过高会抑制芦苇生长; 而在氮浓度相同的水溶液条件下, N:P 为 67 时芦苇的相对生长速率比 N:P 为 20 时有所减少。同样, Tylová 等[11]研究也发现沉积物孔隙水中同等的氮浓度条件下, N:P 为 9.5 时挺水植物生长加强, 而 N:P 为 95 时, 生长受到显著抑制, 生物量减少。说明磷浓度的增加会促进植物生长或缓解氮对植物的抑制。而 Brun 等[18]研究结果也表明添加磷酸盐会使氮对植物生长的抑制作用有所缓解。那么磷比例的增加究竟是缓解氮对植物的不利影响还是促进植物生长, 以及氮磷的相互作用关系及其对植物体的影响机理还有待进一步的研究证明。

生态系统有机质富集也是富营养化的一种表现[19], 故其含量也可表明富营养化程度。有机质添加会使孔隙水中硫化物水平升高, 而植物生物量与硫化物浓度有很强相关性, 当硫化物水平达到 $1000 \mu\text{mol/L}$ 时, 大叶藻生长受到抑制, 致其完全退化[7]。这可能是由于硫化物会干扰植物电子传递链中的细胞色素, 从而影响其进行光合作用[20]。此外, 有机物质浓度升高, 为微生物特别是病原微生物的发展提供了物质基础, 而且有机物分解需要消耗大量溶解氧造成缺氧, 使有害藻类爆发[21]。Morell 等[22]人发现, 在富含溶解性有机物的河口区, 光降解会产生大量的铵盐, 不仅增加水体富营养化, 而且无机氮是浮游植物生长的一种主要来源, 增加了水体表层浮游植物生物量。同时, 颗粒有机磷分解后会增加磷酸盐水平, 磷酸盐再生也会促进藻类生长[23], 富营养化严重会致蓝藻爆发。还有研究表明有机物的光催化会增加富营养水体蓝藻水华爆发的持续时间[24]。秦伯强等[25]认为富营养化导致藻类大量增加, 大量藻类合成的有机物, 使得水体中微生物也大量增加, 微生物对有机物的降解与矿化作用加强, 析出的营养盐增多, 营养盐循环速率加快。而这部分营养物质可能进一步释放至水体或在表层沉积物中累积, 并造成水体及湖泊生态系统的二次污染, 加重水体富营养化程度, 同时为藻类循环往复爆发提供充足的物质基础, 形成恶性循环[26]。

2.2. 加剧富营养化对湿地植物衰退的其他因素

2.2.1. pH

pH 升高会使沉水植物对氨氮浓度的耐受性减弱, 陈国玲等[27]研究发现 pH 从 7 升至 8.5, 会使篦齿眼子菜的氨氮阈值由 $16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 使金鱼藻降至 $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 黑藻降至 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。Van 等[12]研究表明 pH 由 8 升至 9 时, 鳗草对氨浓度的增加更加敏感, 增加了植物的死亡率。pH 变化会导致非离子氨与离子氨的比例发生变化: 当体系 pH 上升, 非离子氨比例逐渐提高, 其毒性逐渐变强, 导致随着沉水植物在高氨氮浓度中暴露时间的延长, 其叶绿素、可溶性蛋白及可溶性糖含量等生理指标都发生变化[28], 故 pH 值的升高加速了沉水植物的衰退和死亡。Jin 等[29]研究表明 pH 会影响沉积物中磷的释放, 从而水体的磷含量以及植物对磷的吸收有效性都会改变。

2.2.2. 藻类及浮游植物

水体富营养化使浮游植物产量增加, 水体透明度下降, 减少光穿透性, 使植物光合作用下降, 致植物退化[15]。据统计沉水植物的覆盖度由 88% 降至 2%, 物种丰富度由 17 降至 9 种, 沉水植物的分布范围缩小, 由原来水深 5~6.5 m 缩至小于 3 m 的范围, 其在深水区内几乎完全消失[4]。同时, 富营养化使

藻类爆发会导致水体溶解氧 DO 减少, 使水体处于缺氧条件。吴婷婷等[30]研究表明蓝藻聚集浓度超过 $60 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 水中溶解氧 DO、氧化还原电位 ORP 大幅度降低, 水体出现缺氧乃至厌氧状态, 植物中叶绿素含量、可溶性糖含量等都随着时间的延长出现不同程度的减少。张华[30]等发现在春季赤潮爆发后, 浮游植物旺发和死亡后的沉降和矿化分解过程会产生缺氧区并伴随着酸化环境形成, 可能与水体资源衰退有密切关系。此外, 溶解性无机磷 DIP 的富集会促进水中浮游植物生长, 使其产生的有机物在水底氧化分解消耗溶解氧 DO, 造成水体缺氧[8]。而 Zhu 等[6]认为在缺氧条件下, 会再生大量的硝酸盐和溶解性无机磷等营养。同样, 刘永等[32]也认为 DO 含量降低会增加底质中磷的释放率, 故溶解氧 DO 的降低会使水体中营养增加, 使富营养化加剧。

2.2.3. 物种结构演化及丰富度

营养物质是决定植物群落结构和丰富度的重要因素, 当营养物质含量超过一定范围后, 植物物种丰富度就会下降。王琦等[33]分析表明, 随着自南向北滇池水体中藻类和营养物质的增加, 沉水植物分布、种类和生物量逐渐减少, 并且随着水体 COD 和营养盐浓度的上升, 耐污能力较强的篦齿眼子菜和穗花狐尾藻逐渐成为优势种, 而海菜花、轮藻、茨藻等物种因对水体清洁程度要求较高而难以生存, 逐步退化。Hautier 等[34]的研究表明在营养添加处理下, 物种丰富度下降主要是由于植物对光照的竞争, 使多年生草本植物、有基生叶和高度低于 30 cm 的植物在施肥处理下的生物量与对照组相比显著减少。同样, Wetzel 等[35]的研究结果表明, 蓼衣草与藨草一同生长时, 随着营养水平的增加, 蓼衣草的产量下降, 这是由于存在植物种间竞争, 藨草最初快速生长产生延展的水平林冠遮蔽了蓼衣草, 使其光照受到限制。故适应富营养的环境物种大量繁殖限制了其他植物的生长和繁殖, 从而使生物多样性显著降低[36]。同时, 衰退的植物会进行自身腐解, 周林飞等[37]研究结果表明在植物腐解过程中, 大量营养物质会释放到水体, 并且氮和碳变化有一定的相关性, 不仅造成水体污染, 同时会加高底泥厚度, 而且沉积在底泥中的磷和有机物可能会向水中释放, 产生内源污染。

3. 富营养化对湿地植物的影响机理

营养富集会影响植物生长发育, 并会导致湿地植物从形态结构等表象特征至细胞层面发生变化, 同时支撑植物生长发育的物质成分及含量也会发生改变, 其影响主要表现在以下几个方面:

3.1. 富营养化改变湿地植物生长稳定性

植物生长形态以及生长基质的不稳定性导致植物抵御外界机械破坏的能力减弱, 进而逐步退化。富营养化会使沉积物疏松柔软且呈胶状质地, 导致其内聚力较低, 这就会使植物的锚地力(指根被破坏或整个植物包括大部分根系从沉积物中被强行移除的力)减小, 在遭遇波浪、鱼类的咬食等外界机械破坏力后很容易被连根拔起[38]。同时, 富营养化会使植物原有的生长形态发生改变。Tylová 等[11]研究表明在 N 有效性增加的条件下, 会使植物通过 N 的过量吸收而改变其 C:N 平衡, 使其比值减小, 而 C:N 与地上生物量和地下生物量的分配有高度相关性, 从而根:茎比减小, 不利于植物稳定生长。Brun 等[18]研究也表明氮的添加主要抑制根和根茎的生长。然而, Darby 等[39]研究表明随着地上生物量增加而导致的地下生物量/地上生物量减少更主要是取决于营养元素 P。Mao 等[40]研究也表明磷的添加增加了植物 N 和 P 浓度, 减少了植物 C:N、C:P 和 N:P 的比值。那么具体植物 C:N:P 比例失调的原因以及其与植物地上、地下生物量的内在关系还需进一步实验研究证明。

3.2. 富营养化影响湿地植物的组织及结构元素

富营养化会使植物的组织结构以及结构元素等含量及比例发生变化从而使植物结构强度下降, 无法抵御外界机械破坏和损伤。营养富集会在水中溶解氧 DO 降低, 造成缺氧条件, 沉水植物需要发达的通

气组织来适应缺氧环境,增加气体渗透,加强呼吸作用[41]。但通气组织是较为脆弱的机械组织,其为植物提供的刚度较小[42]。因此,在富营养条件下,通气组织增加而纤维素等结构成分减少导致生物力学特性相应地减小。

营养富集也会使植物的主要结构元素二氧化硅比例下降。植物中的硅可以促进营养吸收和植物光合作用,减少对疾病和虫害的敏感性,减轻水和不同矿物胁迫[43],同时,二氧化硅是构成植物的结构元素,是一种坚硬的材料,可以使纤维素或者木质素细胞壁加厚来提高器官的刚度,适应水流和风力等外界胁迫[44]。植物缺少硅元素会导致植物组织密度降低,植物干重以及抗弯强度减少。然而,苔属植物组织中的二氧化硅含量在富营养条件下较低,说明富营养化影响湿地植物对硅的固定[45]。同样,在富营养水体中生长的沉水植物 Si 浓度仅为 0.3 mg/g [15]。而对于 Si 浓度减少的原因, Hodson 等[46]认为是由于植物对于 N 和 Si 的吸收存在离子竞争:高浓度阳离子 NH_4^+ 对阴离子吸收率较高,导致质子排出,从而使环境酸化,二氧化硅溶解较少,从而植物对其吸收下降。而 Wei Xing 等[15]认为硅浓度过低可能由于补偿相关碳化合物的不足,因为硅可以替代细胞壁的碳化合物。Schoelynck 等[47]认为一旦溶解性硅运输到细胞壁,聚合成无定形氧化硅胶体便无法逆转。那么是吸收效率降低还是替代碳元素形成其他化合物而使植物体内 Si 浓度减少,机理还需进一步探究。

3.3. 富营养化改变植物生长所需物质的成分及含量

富营养化会影响入射水体的光照强度[25]、叶绿素含量[30]、细胞色素[20]、最大量子效率及有效量子产率[14]、细胞中 CO_2 含量[48]等,间接影响植物光合作用,从而使植物的碳水化合物以及 ATP 减少,对植物生长供能不足。Brun 等[18]研究表明氨的添加使植物蔗糖含量明显减少。Van 等[12]认为细胞内高浓度的还原性氮通过使 NH_3 在叶绿体中而导致光合磷酸化作用的解耦联,降低光合作用和相关碳吸收。在富营养化条件下,植物为了排除细胞中过量积累的 NH_4^+ -N 等物质,并需合成渗透物质来进行渗透调节,这些机制都需碳水化合物及能量的供给,导致植物代谢消耗增加,减少了用于生长的有机化合物总量,从而植物生长减少[48]。生物量减小使植物不能通过生长稀释来缓解毒性,最终造成死亡[20]。同时,植物在环境胁迫下会将碳水化合物转变为脯氨酸等游离氨基酸的碳架,其起到渗透、保护以及为蛋白质合成提供氨基的作用,也会导致碳水化合物消耗增加[49]。碳水化合物和能量减少,阻碍其他代谢和酶催化反应。当植物受到胁迫时,可溶性蛋白质会相应增加,这是植物的应激反应。然而,当胁迫超过耐受极限时,蛋白酶会加快蛋白质的水解为植物供能,同时碳水化合物和能量减少以及胁迫作用的影响,使 tRNA 水解, RNA 转录和翻译受到抑制,蛋白质合成受阻,故总蛋白含量下降[49]。

3.4. 富营养化影响细胞膜系统

植物在环境胁迫下会产生活性氧和自由基,细胞内活性氧和自由基的逐渐积累会促进膜脂过氧化,造成细胞膜系统的损伤以及细胞结构的破坏,干扰植物细胞的光合、呼吸及其它代谢过程,甚至导致死亡[50]。为保护细胞免遭伤害,植物启动抗氧化防御系统,如过氧化物歧化酶 SOD、过氧化物酶 POD 等可以清除自由基伤害以保护细胞正常的代谢活动。故酶的含量可以反映植物膜脂过氧化程度,作为细胞膜受损的标志[30]。如王爱丽等[28]研究表明当氨氮浓度大于 $3.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,植物体内 SOD 上升。然而,随着胁迫的加重或者时间的延长,不仅其清除活性氧的防御系统的能力会削弱,而且积累过量的活性氧及其引发的膜脂过氧化产物反过来对植物的防御体系会起到破坏作用,从而加剧膜脂过氧化[51],最终导致植物消亡。

4. 研究展望

了解富营养化对植物生长发育、形态结构及生理功能的影响机理以及其他因素在富营养条件下对植

物的干扰和影响, 可以及时对湿地植物的生长环境做出调整, 有效防止植物衰退。然而, 在富营养对植物衰退的影响机理上, 还有以下几点需要深入: 1) 针对 N、P 对植物的影响问题: 磷比例的增加究竟是缓解氮对植物的不利影响还是单纯促进植物生长, 氮磷的相对含量和相互作用对植物体的影响机理以及营养元素和植物体中 C:N:P 的平衡的关系等问题还有待进一步的研究证明。2) Si 作为植物重要的结构元素, 支撑植物体稳定生长, 其在植物体中减少的机理还有待进一步明确。深入了解以上几点相关机理, 有助于对植物在富营养环境中的修复提供理论依据。对植物衰退的预防及防治采取相应措施, 控制相应的营养元素和离子, 改善湿地植物生长环境, 使植物更好服务于湿地以及水处理。

基金项目

国家自然科学基金(51578395)。

参考文献

- [1] Green, M.B. and Upton, J. (1994) Constructed Reed Beds: A Cost-Effective Way to Polish Wastewater Effluents for Small Communities. *Water Environment Research*, **66**, 188-192. <https://doi.org/10.2175/WER.66.3.2>
- [2] Fennessy, M.S., Cronk, J.K. and Mitsch, W.J. (1994) Macrophyte Productivity and Community Development in Created Freshwater Wetlands under Experimental Hydrological Conditions. *Ecological Engineering*, **3**, 469-484. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(94\)00013-1](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)00013-1)
- [3] Armstrong, J., Armstrong, W. and Putten, W.H. (1996) *Phragmites* Die-Back: Bud and Root Death, Blockages within the Aeration and Vascular Systems and the Possible Role of Phytotoxins. *New Phytologist*, **133**, 399-414. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01907.x>
- [4] Lu, J., Wang, H., Pan, M., *et al.* (2012) Using Sediment Seed Banks and Historical Vegetation Change Data to Develop Restoration Criteria for a Eutrophic Lake in China. *Ecological Engineering*, **39**, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.006>
- [5] Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., *et al.* (2006) Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, **312**, 1806-1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- [6] Zhu, Z.Y., Wu, H., Liu, S.M., *et al.* (2017) Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) Estuary and in the Adjacent East China Sea: Quantitative Approaches to Estimating the Tidal Impact and Nutrient Regeneration. *Marine Pollution Bulletin*, **125**, 103-114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.029>
- [7] Govers, L.L., de Brouwer, J.H.F., Suykerbuyk, W., *et al.* (2014) Toxic Effects of Increased Sediment Nutrient and Organic Matter Loading on the Seagrass *Zostera noltii*. *Aquatic Toxicology*, **155**, 253-260. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.07.005>
- [8] Wang, J., Yan, W., Chen, N., *et al.* (2015) Modeled Long-Term Changes of DIN:DIP Ratio in the Changjiang River in Relation to Chl- α and DO Concentrations in Adjacent Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **166**, 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.028>
- [9] Tong, Y., Bu, X., Chen, J., *et al.* (2017) Estimation of Nutrient Discharge from the Yangtze River to the East China Sea and the Identification of Nutrient Sources. *Journal of Hazardous Materials*, **321**, 728-736. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.011>
- [10] Gigante, D., Landucci, F. and Venanzoni, R. (2013) The Reed Die-Back Syndrome and Its Implications for Floristic and Vegetational Traits of *Phragmites australis*. *Plant Sociology*, **50**, 3-16.
- [11] Tylová, E., Steinbachová, L., Soukup, A., *et al.* (2013) Pore Water N:P and $NK_4^+ : NO_3^-$ Alter the Response of *Phragmites australis* and *Glyceria Maxima* to Extreme Nutrient Regimes. *Hydrobiologia*, **700**, 141-155. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1225-7>
- [12] Van der Heide, T., Smolders, A., Rijkens, B., Van Nes, E.H., Van Katwijk, M.M. and Roelofs, J. (2008) Toxicity of Reduced Nitrogen in Eelgrass (*Zostera marina*) is Highly Dependent on Shoot Density and pH. *Oecologia*, **158**, 411-419. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1155-2>
- [13] Zhang, L., Wang, S., Jiao, L., *et al.* (2013) Physiological Response of a Submerged Plant (*Myriophyllum spicatum*) to Different NH_4Cl Concentrations in Sediments. *Ecological Engineering*, **58**, 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.006>
- [14] Apudo, A.A., Cao, Y., Wakibia, J., *et al.* (2016) Physiological Plastic Responses to Acute $NK_4^+ -N$ Toxicity in *Myriophyllum spicatum* L. Cultured in High and Low Nutrient Conditions. *Environmental and Experimental Botany*, **130**,

- 79-85. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2016.05.009>
- [15] Xing, W., Wu, H.P., Hao, B.B., *et al.* (2013) Stoichiometric Characteristics and Responses of Submerged Macrophytes to Eutrophication in Lakes along the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River. *Ecological Engineering*, **54**, 16-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.026>
- [16] Fujita, Y., Venterink, H.O., Van Bodegom, P.M., *et al.* (2014) Low Investment in Sexual Reproduction Threatens Plants Adapted to Phosphorus Limitation. *Nature*, **505**, 82. <https://doi.org/10.1038/nature12733>
- [17] Romero, J.A., Brix, H. and Comin, F.A. (1999) Interactive Effects of N and P on Growth, Nutrient Allocation and NH₄ Uptake Kinetics by *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, **64**, 369-380. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00064-9)
- [18] Brun, F.G., Hernández, I., Vergara, J.J., *et al.* (2002) Assessing the Toxicity of Ammonium Pulses to the Survival and Growth of *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, **225**, 177-187. <https://doi.org/10.3354/meps225177>
- [19] Nixon, S.W. (1995) Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, and Future Concerns. *Ophelia*, **41**, 199-219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>
- [20] Holmer, M. and Bondgaard, E.J. (2001) Photosynthetic and Growth Response of Eelgrass to Low Oxygen and High Sulfide Concentrations during Hypoxic Events. *Aquatic Botany*, **70**, 29-38. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00142-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00142-X)
- [21] Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G., *et al.* (2014) Deoxygenation of the Baltic Sea during the Last Century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**, 5628-5633.
- [22] Morell, J.M. and Corredor, J.E. (2001) Photomineralization of Fluorescent Dissolved Organic Matter in the Orinoco River Plume: Estimation of Ammonium Release. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, **106**, 16807-16813. <https://doi.org/10.1029/1999JC000268>
- [23] Liu, S.M., Qi, X.H., Li, X., *et al.* (2016) Nutrient Dynamics from the Changjiang (Yangtze River) Estuary to the East China Sea. *Journal of Marine Systems*, **154**, 15-27. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2015.05.010>
- [24] Xu, H. and Jiang, H. (2013) UV-Induced Photochemical Heterogeneity of Dissolved and Attached Organic Matter Associated with Cyanobacterial Blooms in a Eutrophic Freshwater Lake. *Water Research*, **47**, 6506-6515. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.021>
- [25] 秦伯强, 高光, 朱广伟, 张运林, 宋玉芝, 汤祥明, 许海, 邓建明. 湖泊富营养化及其生态系统响应[J]. 科学通报, 2013, 58(10): 855-864.
- [26] 冯伟莹, 朱元荣, 吴广昌, 等. 太湖水体溶解性有机质荧光特征及其来源解析[J]. 环境科学学报, 2016, 36(2): 475-482.
- [27] 陈国玲, 苏怀, 董铭, 兰丹. 滇池流域沉水植物衰退和消失驱动因子的研究[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(2): 13-19.
- [28] 王爱丽, 孙旭, 陈乾坤, 杨柳燕. 污水处理厂尾水中氨氮对穗花狐尾藻生长的影响[J]. 生态学杂志, 2015, 34(5): 1367-1372.
- [29] Jin, X., Wang, S., Pang, Y., *et al.* (2006) Phosphorus Fractions and the Effect of pH on the Phosphorus Release of the Sediments from Different Trophic Areas in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, **139**, 288-295. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.010>
- [30] 吴婷婷, 刘国锋, 韩士群, 周庆, 唐婉莹. 蓝藻水华聚集对水葫芦生理生态的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(1): 114-120.
- [31] 张华, 等. 渤海底层低氧区的空间特征与形成机制[J]. 科学通报, 2016, 61(14): 1612-1620.
- [32] 刘永, 郭怀成, 周丰, 王真, 黄凯. 湖泊水位变动对水生植被的影响机理及其调控方法[J]. 生态学报, 2006(9): 3117-3126.
- [33] 王琦, 高晓奇, 肖能文, 刘高慧, 吕凤春, 韩煜, 史娜娜, 全占军. 滇池沉水植物的分布格局及其水环境影响因子识别[J]. 湖泊科学, 2018, 30(1): 157-170.
- [34] Hautier, Y., Niklaus, P.A. and Hector, A. (2009) Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss after Eutrophication. *Science*, **324**, 636-638. <https://doi.org/10.1126/science.1169640>
- [35] Wetzel, P.R. and Agvander, V. (1998) Effects of Nutrient and Soil Moisture on Competition between *Carex stricta*, *Phalaris arundinacea*, and *Typha latifolia*. *Plant Ecology*, **138**, 179-190. <https://doi.org/10.1023/A:1009751703827>
- [36] 武小钢, 杨秀云, 边俊, 朱焯, 曹晔. 长治城市湿地公园滨岸区植物群落特征及其与土壤环境的关系[J]. 生态学报, 2015, 35(7): 2048-2056.
- [37] 周林飞, 赵言稳, 芦晓峰. 不同生活型植物腐解过程对人工湿地水质的影响研究[J]. 生态环境学报, 2016(4): 664-670.

- [38] Sand-Jensen, K. and Møller, C.L. (2014) Reduced Root Anchorage of Freshwater Plants in Sandy Sediments Enriched with Fine Organic Matter. *Freshwater Biology*, **59**, 427-437. <https://doi.org/10.1111/fwb.12275>
- [39] Darby, F.A. and Turner, R.E. (2008) Effects of Eutrophication on Salt Marsh Root and Rhizome Biomass Accumulation. *Marine Ecology Progress Series*, **363**, 63-70. <https://doi.org/10.3354/meps07423>
- [40] Mao, R., Chen, H. and Li, S. (2017) Phosphorus Availability as a Primary Control of Dissolved Organic Carbon Biodegradation in the Tributaries of the Yangtze River in the Three Gorges Reservoir Region. *Science of the Total Environment*, **574**, 1472-1476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.132>
- [41] Ryser, P., Gill, H.K. and Byrne, C.J. (2011) Constraints of Root Response to Waterlogging in *Alisma triviale*. *Plant and Soil*, **343**, 247-260. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0715-0>
- [42] Striker, G.G., Insausti, P., Grimoldi, A.A., et al. (2007) Trade-Off between Root Porosity and Mechanical Strength in Species with Different Types of Aerenchyma. *Plant, Cell & Environment*, **30**, 580-589. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01639.x>
- [43] Struyf, E. and Conley, D.J. (2012) Emerging Understanding of the Ecosystem Silica Filter. *Biogeochemistry*, **107**, 9-18. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9590-2>
- [44] Schoelynck, J. and Struyf, E. (2016) Silicon in Aquatic Vegetation. *Functional Ecology*, **30**, 1323-1330. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12614>
- [45] Emsens, W.J., Schoelynck, J., Grootjans, A.P., et al. (2016) Eutrophication Alters Si Cycling and Litter Decomposition in Wetlands. *Biogeochemistry*, **130**, 289-299. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0257-x>
- [46] Hodson, M.J., White, P.J., Mead, A., et al. (2005) Phylogenetic Variation in the Silicon Composition of Plants. *Annals of Botany*, **96**, 1027-1046. <https://doi.org/10.1093/aob/mci255>
- [47] Schoelynck, J., Bal, K., Backx, H., et al. (2010) Silica Uptake in Aquatic and Wetland Macrophytes: A Strategic Choice between Silica, Lignin and Cellulose? *New Phytologist*, **186**, 385-391. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03176.x>
- [48] Yang, Z., Xie, T. and Liu, Q. (2014) Physiological Responses of *Phragmites australis* to the Combined Effects of Water and Salinity Stress. *Ecohydrology*, **7**, 420-426. <https://doi.org/10.1002/eco.1361>
- [49] 史玉炜, 王燕凌, 李文兵, 高述民, 李霞. 水分胁迫对刚毛柞柳可溶性蛋白、可溶性糖和脯氨酸含量变化的影响[J]. 新疆农业大学学报, 2007(2): 5-8.
- [50] 易文利, 王圣瑞, 杨苏文, 金相灿, 王国栋. 有机质腐解对穗花狐尾藻生长及生理的影响[J]. 中国环境科学, 2011, 31(10): 1718-1724.
- [51] 潘琦, 宋祥甫, 邹国燕, 叶春, 付子斌, 刘福兴, 范洁群. 不同温度对沉水植物保护酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(5): 1881-1886.

知网检索的两种方式:

1. 打开知网页面 <http://kns.cnki.net/kns/brief/result.aspx?dbPrefix=WWJD>
下拉列表框选择: [ISSN], 输入期刊 ISSN: 2324-7967, 即可查询
2. 打开知网首页 <http://cnki.net/>
左侧“国际文献总库”进入, 输入文章标题, 即可查询

投稿请点击: <http://www.hanspub.org/Submission.aspx>

期刊邮箱: ije@hanspub.org