

# 营养盐(氮,磷)在湿地中的迁移与循环

## Transport and recycling of nutrients (N, P) in the wetland

吴莹<sup>1</sup>, 张经<sup>1,2</sup>, 李道季<sup>1</sup>

(1. 华东师范大学河口海岸国家重点实验室 上海 200062; 2. 中国海洋大学化学化工学院, 山东 青岛 266003)

中图分类号: P714<sup>+</sup>.4 文献标识码: A 文章编号: 1000-3096(2004)03-0069-04

湿地是一类独特的生态系统,在水、陆界面间形成重要的污染物屏障,在维护自然生态平衡、改善资源状况等方面具有重要作用。与其它自然生态系统相比,湿地具有特殊的水资源、食物及原材料供给、环境净化、生物多样性保护等功能<sup>[1-2]</sup>。营养盐在湿地中的循环和迁移是一重要课题。由于近岸水体富营养化的日益严重以及可持续发展的需要,揭示湿地在营养盐循环中的功能,认识营养盐在湿地中的迁移和循环机制是十分必要的<sup>[3-5]</sup>。

### 1 湿地营养盐的来源

表1中列出了湿地中的物质来源方式,对于营养盐(N、P)来说,其主要方式为水源输入,其次是生物来源。在水源输入的几种方式中,降水是硝酸盐和氨盐的重要补充方式,由于来源于车辆废气排放等人文活动,这些化合物在降水中的浓度在近几十年的观测中几乎一直维持在同一水平<sup>[6]</sup>。另外一部分降水或经土壤过滤汇入地下水,或经蒸发重新回到大气,或融入地表水中,但是其成分都与原始组成有所不同。同时,地表水(溪水、河水)和地下水的成分又受周边的地质条件、水中的生态系统、流域的人文活动强度等影响<sup>[5,7]</sup>。

### 2 营养盐在湿地中的滞留和循环

在湿地生态系统中氮可有多种形式发生和许多

过程参与,主要有生物过程和与大气气体的交换。湿地中氮循环的重要环节有铵化作用、硝化作用、矿化作用、脱氮和固氮作用。影响氮的持留主要有3种机制:沉积作用、植物吸收和脱氮作用。其中最彻底的,从长远来看最显著机制可能是微生物脱氮过程。脱氮作用的控制因素有缺氧的厌气条件,适合的pH值和温度,以及硝酸盐和异养的兼性需氧细菌<sup>[8]</sup>。温暖的天气能提高脱氮速率,原因是细菌在10~15℃有最强的活性<sup>[9]</sup>。然而氮在湿地的持留并不是独立的,往往与碳的循环相关,特别在冬季,除了温度、pH值和氧化还原程度等条件,还与碳源有关<sup>[10]</sup>。有关氮在湿地中的转移机制和具体途径,可用氮同位素示踪来估算细菌反硝化过程和植物吸收利用过程对氮清除的贡献。研究表明,当硝酸盐含量降低时,氮同位素值因反硝化作用升高,虽然氮-15的富集有大型植物的贡献,然而实验结果表明有植被和无植被的湿地的氮的清除并无显著差别,因此反硝化过程仍应是湿地中氮清除的主要过程<sup>[11]</sup>。

磷和氮一起是最主要的促进生产的营养物质。在一些淡水沼泽和深水湿地中磷还可能是限制因子<sup>[12,13]</sup>。磷在湿地中以多种形式存在,包括可溶态和不可溶态化合物(表2)。磷循环不同于氮循环之处是磷以沉积循环为特征而氮以气体循环为标志。在湿地中,磷以较稳定不同溶解性的状态存在,还原环境并不对它显著影响。然而其中生物可直接利用的部分称为“活性磷酸盐”(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>),而溶解有机磷和不可溶态磷是不能被生物直接利用的。这部分磷需经微生物

表1 湿地中的营养盐来源方式

物质来源	具体说明
地壳	母岩的风化产物
生物过程	光合作用 固氮过程
水源	迁徙动物(例如:鸟类等)携带的生命物质 降水(其中有人文活动的影响) 溪水、河水、地下水(须考虑人文活动的贡献) 河口中的河海混合贡献

收稿日期: 2002-07-12; 修回日期: 2002-03-10

基金项目: 教育部骨干教师计划、国家自然科学基金资助项目(40006008), 上海市“重中之重”计划资助项目

作者简介: 吴莹(1971-), 女, 浙江宁波人, 理学博士, 副教授, 电话: 021-62232073, Email: wuying@sklec.ecnu.edu.cn



转化才可以被生物利用。湿地中,一部分磷由于偏碱性环境多形成水合金属磷酸盐共沉淀于土壤中,另外磷极易吸附在黏土表面。因此沉积和再悬浮是磷循环的关键步骤。大部分湿地大型植物通过土壤吸收磷,吸附在黏土表面而沉积的磷成为磷作为生命元素被植物吸收的间接来源。同时,植物将无机磷转化成有机磷又储存在土壤有机质中,矿化后再循环或被迁出

湿地。

磷在湿地中持留的影响因素有很多,包括沉积过程、吸附过程、沉积物/土壤-水之间的交换、氧化和还原过程和诸多生物过程。因此磷在不同湿地中的持留速度不等,每年每平方米 0.4~38 g 磷,而且不同部位,有不同的速度,在进水主道附近速度最高,在远离入水处最低。研究还发现 66% 的湿地沉积物并未对

表 2 湿地中磷的主要存在形态

磷形态	可溶态	不可溶态
无机化合物	$H_2PO_4^-$ , $HPO_4^{2-}$ , $PO_4^{3-}$ , $FeHPO_4^+$ , $CaH_2PO_4^+$ , 多聚磷酸盐	黏土-磷酸盐体系;水合金属磷酸盐[蓝铁矿( $Fe_3(PO_4)_2$ )等];某些矿物(磷灰石)
有机化合物	溶解有机物 磷酸酯, 磷蛋白, 磷酸糖类, 肌醇磷酸酯	不溶有机物;与其他有机物结合态存在的磷

磷吸附饱和,仍具有持留能力<sup>[14]</sup>。磷在沉积物和水之间分配时,受废水影响的沉积物会吸附更高含量的磷,其中无机磷主要以磷-碳酸盐化合物和水合金属磷酸盐(Al/Fe)为主<sup>[15]</sup>。同时沉积物中富含钙、铁和铝等元素,也可提高对磷的吸收<sup>[16]</sup>。高浑浊度和丰厚的植被可大幅度降低来水的磷含量,已被相关研究所证明<sup>[5]</sup>。

### 3 湿地在营养盐生物地球化学循环中的功能

湿地系统与周边的河口等环境呈开放状态,因此它与外界的物质交换一直是研究的重点。作为陆地系统与海洋系统的过渡带,湿地有着自己独特的地位和功能。与陆地生态系统相比,湿地具有更高的开放性和高效的循环利用,同时营养盐沿生态系统传递和转移要更显著;而湿地的沉积物库与滨海沉积物相比,营养盐的固定和持留要低效一些。

随着流域富营养化问题的加剧,营养盐在湿地的吸收、转化和持留引起广泛的重视<sup>[9,11,17]</sup>。有关湿地是营养盐的“源”还是“汇”,目前众说纷纭。普遍的观点是湿地有较高的污染自净能力,能有效地对氮、磷等营养元素吸收固定,是天然的营养元素“清除”场地,因此国外在高污染带,纷纷建造人工湿地作为污染处理中心,既清除了高营养盐,又增加了湿地系统的生产力<sup>[9,11,18,19]</sup>。然而在自然湿地中,这个问题的答案不是绝对的,而是相对的,随湿地的时空变化、本身形态与功能变化而改变<sup>[14,17,20]</sup>。研究还发现营养盐的高效循环和输送被认为是稳定、成熟湿地的标志,相对于成熟期的湿地,发育较年轻的湿地的输送通量要低一些<sup>[17]</sup>。近年来,湿地生态系统模型被更多地引入湿地的研究和管理中,包括有湿地生态模型、湿地化学

模型和湿地形态变化模型等<sup>[21~23]</sup>。其中营养盐循环是研究的重点之一。P 模型又包括总 P 模型、沉积物 P 模型和 P 循环模型,图 1 显示了 P 循环的简单模式<sup>[24]</sup>。而 N 的简单模型却因 N 的多种化学形态和转化过程实际是比较复杂的(图 2)。上述模型均为数学化的概念模型,需要经过大量的野外采样和观测数据得到验证和修正<sup>[25~27]</sup>。

湿地生态模型目前尚停留在概念和模拟模型阶段,即使是数学模型的使用,也多是侧重水文、生物和功能过程等方面<sup>[28,29]</sup>。对营养盐在湿地中循环还不能详尽描述。而事实上,湿地的营养盐并不是多多亦善。营养盐过剩在湿地也同样将引起富营养化问题,正如水体中的高营养盐引起了浮游植物的结构和功能的改变,而湿地的过高营养盐也会导致湿地的植物群落的诸多变化:应急性的植物生物量的猛增;高生

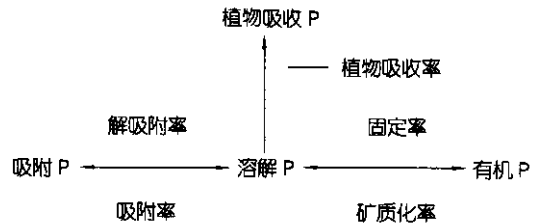


图 1 简单的 P 循环模式

产的生物多样性的减退,还有稀有植物的数量将受到威胁<sup>[30,31]</sup>。有关湿地富营养化和植物群落的警示功能是一大研究热点<sup>[24]</sup>。同时由于湿地位于自然和人文活动活跃地带,不可避免地受到自然事件和人文活动强度的影响。美国路易斯安娜海湾湿地多次遭到强风暴和冬季

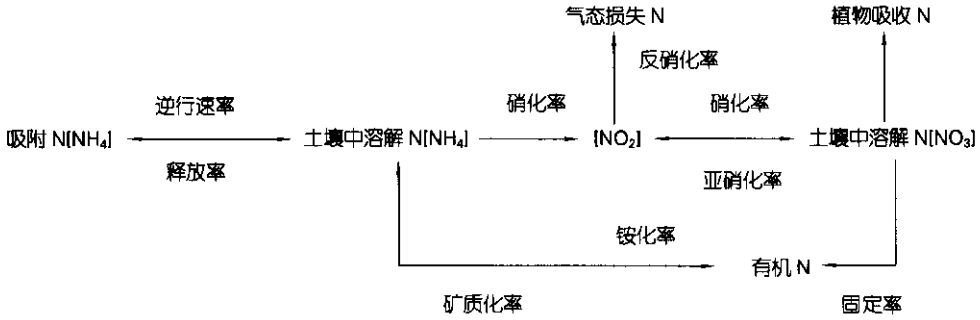


图 2 简单的 N 循环模型

冷锋的冲击,而被严重侵蚀,从柱状沉积物中的营养盐含量和硅藻成分和粒径变化可追踪自然事件的发生<sup>[32]</sup>。而海平面上升不容置疑对一些滨海低洼湿地的生长有显著的作用,水位的升降,及地下水和表层水盐度的改变,使湿地的生物群落和生产以及各种分解、固定过程发生变化<sup>[33]</sup>。人类长期以来都在改造和利用着湿地,排污、围垦、放牧、旅游资源开发等等,对营养盐在湿地中的循环和迁移存在很大程度地干扰,而且目前人们对此认识还很有限,有时为了社会经济发展的需要,牺牲自然资源的做法也是比比皆是,而最终将为此付出沉重代价的还是人类自己。

#### 4 结语

至今,有关湿地在营养盐的迁移与循环过程中所起的功能和角色的认知还有待完善,机制的识别和生态模型的定量描述的任务仍很艰巨。作者认为,营养盐,尤其是氮和磷在湿地中迁移和循环的研究中,生态模型量化描述是发展趋势,同时需要将湿地生态系统与周边开放系统(例如河口等)进行耦合研究,方能在生物地球化学循环的研究中更深入。在人文活动频繁的区域,还应重视人类活动对湿地的干扰。

#### 参考文献:

[1] 陆健健. 中国湿地[M]. 上海:华东师范大学出版社, 1990.

[2] Costanza R, D'Arge R, Groot R, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. **Nature**, 1997, 387: 253 - 260.

[3] Bridghan S T, Updegraff K, Pastor J. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in northern wetlands[J]. **Ecology**, 1998, 79: 1 545 - 1 561.

[4] Chambers R M, Harvey J W, Odum W E. Ammonium and phosphate dynamics in a Virginia salt marsh[J]. **Estuaries**, 1993, 15: 349 - 359.

[5] Naim R W, Mitsch W J. Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow[J]. **Ecological**

**Engineering**, 2000, 14: 107 - 126.

[6] Driscoll C T, Likens G E, Hedin L O, *et al.* Changes in chemistry of surface waters[J]. **Environmental Science and Technology**, 1989, 23: 137 - 143.

[7] Hazelden J, Boorman L A. The role of soil and vegetation processes in the control of organic and mineral fluxes in some western European salt marsh[J]. **Journal of Coastal Research**, 1999, 15: 15 - 31.

[8] Jansson M, Andersson R, Berggren H, *et al.* The retention of nitrogen in wetlands and lakes[J]. **Ambio**, 1994, 23: 320 - 325.

[9] Mitsch W J, Reeder B C. Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology [J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 1 - 7.

[10] Updegraff K, Pastor J, Bridgham S D, *et al.* Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands[J]. **Ecological Application**, 1995, 5: 151 - 163.

[11] Lund L J, Home A J, Williams A E. Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 67 - 76.

[12] Craft C B, Richardson C J. Relationships between soil nutrients and plant species composition in Everglades peatlands[J]. **Journal of Environmental Quality**, 1997, 26: 224 - 232.

[13] 刘慧, 董双林, 方建光. 全球海域营养盐限制研究进展[J]. **海洋科学**, 2002, 26(8): 47 - 53.

[14] White J S, Bayley S E, Curtis P J. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetland receiving municipal and agro-industrial wastewater[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 127 - 138.

[15] Nguyen L M. Phosphate incorporation and transformation in surface sediments of a sewage-impacted wetland as influenced by sediment sites pH and added phosphate concentration[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 139 - 155.

- [16] Ann Y, Reddy K R, Delfino J J. Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 157 – 167.
- [17] Thompson S P, Paerl H W, Go M C. Seasonal patterns of nitrification and denitrification in natural and a restored salt marsh[J]. **Estuaries**, 1995, 18: 399 – 408.
- [18] Bachand P A M, Home A J. Denitrification in constructed free – water surface wetlands: very high nitrate removal rates in a macrocosm study[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 9 – 15.
- [19] Spieles D J, Mitsch W J. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low – and high – nutrient riverine systems[J]. **Ecological Engineering**, 2000, 14: 77 – 91.
- [20] Correll D L, Jordan T E, Weller D E. Dissolved silicate dynamics of the Rhode river watershed and estuary[J]. **Estuaries**, 2000, 23: 188 – 198.
- [21] 于砚民. 长江口地区湿地生态环境查与保护对策[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2000, 21: 81 – 87.
- [22] 殷康前, 倪晋仁. 湿地综合分类研究 II 模型[J], 自然资源学报, 2000, 13: 312 – 320.
- [23] 崔保山, 杨志锋. 湿地生态系统模型研究进展[J]. 地球科学进展, 2001, 16: 352 – 358.
- [24] Mitsch W J. Ecological indicators for ecological engineering in wetlands[A]. In: Daninel H, Mckenzie D, Hyatt E, *et al.* Ecological Indicator[C]. Barking: Elsevier Science Publisher td, 1992. 537 – 558.
- [25] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes[J]. **Ecological Modelling**, 1997, 105: 1 – 21.
- [26] Metzker J F, Mitsch W J. Modelling self – design of the aquatic community in a newly created freshwater wetland [J]. **Ecological Modelling**, 1997, 100: 61 – 86.
- [27] Mitsch W J, Reeder B C. Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology [J]. **Ecological Modelling**, 1991, 54: 151 – 187.
- [28] Jorgensen S E, Mejer H, Nielsen S N. Ecosystem as self – organizing critical systems[J]. **Ecological Modelling**, 1998, 111: 261 – 268.
- [29] Richard Z X, Jorcy Z. Stormwater runoff and pollutant modeling in a Florida drainage basin[J]. **Environmental Systems**, 1996, 25: 345 – 374.
- [30] Wilson S D, Keddy P A. Specie richness, survivorship, and biomass accumulating along an environmental gradient [J]. **Oikos**, 1988, 53: 375 – 380.
- [31] Wisheu I C, Keddy P A, Moore D R J, *et al.* Effects of eutrophication on wetland vegetation[A]. Kusler J, Smardon R. Wetlands of the Great Lakes: Protection and Restoration Policies: Status of the Science[C]. New York, Association of state Wetland Managers Inc. 1990. 112 – 121.
- [32] Parsons M J. Salt marsh sedimentary records of the landfall of Hurricane Andrew on the Louisiana coast: diatoms and other paleoindicators[J]. **Journal of Coastal Research**, 1998, 14: 939 – 950.
- [33] Ibanez C, Day Jr. J W, Pont D. Primary production and decomposition of wetlands of the Rhone Delta, France: interactive impacts of human modifications and relative sea level rise[J]. **Journal of Coastal Research**, 1999, 15: 717 – 731.