低剂量 Cd 对崇明东滩湿地不同覆被类型

土壤反硝化速率的影响

徐传红¹韩金¹程虎¹韩建刚^{1, 2, 31}

(1. 南京林业大学生物与环境学院, 江苏 南京 210037;

2. 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 江苏 南京 210037;

3. 江苏洪泽湖湿地生态系统国家定位观测研究站, 江苏 洪泽 223100)

【摘 要】: 全球变暖及人为活动加速影响下, 重金属对湿地生态系统反硝化 (Den) 的影响研究备受关注, 但目前 有关不同覆被类型下低剂量重金属的效应评估还很不充分。以崇明东滩湿地为例, 采集光滩、互花米草 (Spartina alterniflora) 和芦苇 (Phragmites australis) 3 种覆被下的土壤样品, 外源添加不同剂量 (0、0.05、0.1、0.3、0.5、 1.0、3.0和5.0mg·kg⁻¹) 的 Cd, 借助 ¹⁶N 同位素示踪技术观测土壤 Den 速率的变化。结果表明: 芦苇覆被下土壤 Den 速率 (9.2±0.3µg·kg⁻¹·h⁻¹)>互花米草 (4.7±0.5µg·kg⁻¹·h⁻¹)。Cd 的添加导致两种植被下土壤 Den 速率均显著 降低 (P<0.05), 芦苇和互花米草下土壤 Den 速率分别降至 6.3和 3.2µg·kg⁻¹·h⁻¹。Cd 胁迫下, Den 速率的变化表现 为剂量驱动下的"阶梯状"特征。即, 低剂量 (0.05~0.3mg·kg⁻¹) 区间, Den 的抑制率稳定保持在 13.3%~14.8%。 当 Cd 的剂量上升至 0.3~0.5mg·kg⁻¹时, Den 的抑制率从 14.8%增至 50.0%。高剂量 (0.5~5.0mg·kg⁻¹)下, Den 的 抑制率再次趋于稳定 (50.0%~55.0%)。相关分析表明, Cd 胁迫下, 芦苇和互花米草植被下土壤 N0³-N 含量与 Den 速 率显著正相关 (P<0.05)。这表明, 低剂量 Cd 的存在并未改变 N0³-N 对 Den 过程的主导。

【关键词】: 低剂量 镉 反硝化 滨海湿地

【中图分类号】:153.6【文献标识码】:A【文章编号】:1004-8227(2021)11-2703-09

全球变化及人为活动加速影响下氮素代谢过程成为当前研究的热点,如包括反硝化(Den)、氨化和厌氧氨氧化在内的 NO₆-N 的异化还原过程^[1,2,3]。其中 Den 是微生物将硝酸盐转化为 N₂O 或 N₂的过程,该过程涉及到温室气体的产生与排放^[4,5,6],长期以来备 受关注。环境污染物对 Den 产生显著影响,例如,重金属可通过改变酶的构象、阻断官能团和金属离子的交换以及改变 Den 微生 物数量和活性等途径影响 Den 过程^[7,8,9,10]。Sakadevan 等^[10]发现,在湿地沉积物中添加浓度为 500 和 1000mg•kg⁻¹的 Cd 后, Den 速率降低 16.7%和 42.7%。Afzal 等^[11]以浙江余杭区的水稻土为例,研究 Cd 对土壤氮素转化的影响,结果显示 10mg•kg⁻¹的 Cd 导致土壤 Den 速率降低 90%。Cd 含量为 20mg•kg⁻¹时,对大豆 (Glycinemax)农田土壤 Den 的抑制率可达 38.1%^[12],对玉米 (ZeamaysL.) 根际土壤 Den 也表现为抑制作用^[13]。与以上研究结果不同的是,也有研究者发现 Cd 的加入对土壤 Den 过程无显著影响,黄正等

¹作者简介: 徐传红(1995~), 女,硕士研究生,主要研究方向为湿地环境过程. E-mail:2410153719@qq.com;韩建刚, E-mail:hanjiangang76@126.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFC0505803);国家自然科学基金项目(41375149);江苏高校优势学科建设工程资助项目(PAPD)

^[14]的结果表明 100mg•kg⁻¹Cd 的添加对悉尼人工湿地沉积物土壤 Den 作用无显著影响。Liu 等^[9]的研究也表明江西德兴水稻(Oryza sativa)土 Den 活性受 Cd 含量(1.55mg•kg⁻¹)的影响不显著。由此可见,以往研究虽在 Cd 对土壤 Den 的影响的研究上取得重要 进展,但相关结论不尽一致。并且,大多研究较多关注高剂量 Cd 对土壤 Den 的影响,而对于土壤 Den 对低剂量 Cd 的响应研究 还很不充分。

滨海湿地作为海陆交错带是氮素的主要汇集区,其 №0 排放问题长期以来备受关注^[15,16,17,18,19],尤其是不同覆被类型下湿地土 壤的 Den 过程,如路易斯安那州滨海湿地泽泻慈姑和互花米草土壤 Den 速率显著高于落羽杉土壤^[20]。布雷顿湾滨海湿地互花米 草土壤 Den 速率高于美洲灯芯草土壤 70.2%^[21]。美国东南部沿海滨海湿地森林土壤 Den 速率达农田土壤的 4 倍^[22]。显然,以往研 究对不同覆被类型湿地土壤的 Den 过程展开了较为充分的探究,但有关重金属,特别是低剂量重金属对不同覆被湿地土壤 Den 的 影响还有待进一步探讨。本文以典型滨海湿地崇明东滩为例,采集光滩、互花米草和芦苇覆被下的土壤,外源添加不同剂量的 Cd (0、0.05、0.1、0.3、0.5、1.0、3.0和 5.0mg•kg⁻¹),借助 ¹⁵N 同位素示踪技术,研究 Cd 胁迫下土壤 Den 速率的变化及机理, 以期为重金属胁迫下滨海湿地土壤 N 素代谢评价提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 采样区概况

崇明东滩位于崇明岛东部(121°50′E~122°05′E,31°25′N~31°38′N),滩涂由1998年修建的主堤向外延伸,常年泥 沙淤积以每年105m的速度向东扩展入海,总面积102.30km^{2[23]}。属于典型的亚热带季风气候,年平均气温15.3℃,夏季平均气温 26℃,冬季平均3℃,年平均降水量约为1022mm,其中5~9月降水量占60%,平均湿度82%^[24]。随着高程的变化,区域的植被景观 类型依次为光滩、互花米草和芦苇。近年来,受大气沉降和面源污染等的影响,湿地Cd等重金属频繁检出,其影响屡有报道^[25,26,27]。

1.2 样品采集与处理

2016年12月15日在崇明东滩湿地采集芦苇带、互花米草带和光滩土壤。采用"S"形采样法,每个覆被类型选取3个样地 (20m×20m),每个样地随机选取5个采样点采集0~20cm表层土壤,运用四分法将每个覆被类型下的土样充分混合,每个覆被类 型下共采集15kg土样,装入自封袋保存,运回实验室。土样分为两份,一份新鲜土样用于土壤NH₄-N和NO₄-N的测定,另一份 自然风干后过2mm筛,用于Den速率和理化性质pH、EC、TN、SOC、微生物量碳(MBC)和粒径组成的测定。

1.3 试验设计

1.3.1 不同覆被类型土壤 Den 速率测定

(1)土样培养

称 60.0g 风干土样置于 500mL 白色塑料培养瓶中,向培养瓶中添加蒸馏水 18mL,培养瓶用透气封口膜封口,于 30℃培养箱 中预培养 3d,重复 3 次。预培养结束后,向培养瓶中分别加入 12mL 不同浓度的 CdCl₂ • 2.5H₂O 溶液,使土壤中 Cd²⁺含量为 0、 0.05、0.1、0.3、0.5、1.0、3.0、5.0mg • kg⁻¹,于 30℃培养箱中培养 12h。其中 Cd 浓度的设定根据我国土壤环境质量-农用地土 壤污染风险管控标准(试行)(GB15618-2018)(筛选值 0.3~0.6mg • kg⁻¹,管制值 3.0mg • kg⁻¹)、日本土壤污染环境质量标准(基于 盐酸提取态 Cd)(0.1mg • kg⁻¹)、中国台湾地区 Cd 的农用地土壤监测标准(3.0mg • kg⁻¹),对湿地土壤硝态氮转化的抑制或促进程度 较高的 Cd 浓度(1.0和5.0mg • kg⁻¹)^[28],以及按照低剂量区间加密设置原则,确定 0、0.05、0.1、0.3、0.5、1.0、3.0、5.0mg • kg⁻¹ ¹等 8 个梯度。 取出两组培养瓶,在土柱表面均匀分隔 5 个点,再逐点小心添加 5mLNH,¹⁵NO₈(¹⁵N 纯度为 99%)溶液(每点加 1mL),使土壤中 ¹⁵N 丰度(¹⁵N/(¹⁵N+¹⁴N))达到 20%,加橡胶塞密封,按照土柱顶空体积,加入 5mL 的 C₂H₂(纯度 99.9%)使其体积分数达 1%,于 30℃恒温培养箱中培养。通过检测和计算 23h 内 ¹⁵N 的回收率来判断 Den 速率的变化特征^[28,29]。

(2)气体的采集:

在添加适量 ¹⁵N 标记物培养后的 1 和 24h 分别用一次性注射器采集两份气体样 (每次分别取 20 和 100mL 两组气体)。使用气相色谱仪测定气体样品中 N₂O 的浓度 (20mL 组),同位素质谱仪测定 N₂O 气体中的 ¹⁵N 的原子百分数 (100mL 组),由此计算 N₂O 气体中的 ¹⁵N 含量。由单位时间单位质量土壤 N₂O-¹⁵N 的产生量表征 Den 速率。

1.3.2 土壤理化性质的测定

土壤 pH 采用雷磁 pH 计(pHS-3C)测定(水土比 2.5:1);土壤 EC(水土比 5:1)采用 P4多功能测定仪测定;TN 采用半微量凯氏 定氮法测定;SOC 采用 K₂Cr₂O₇氧化-外加热法测定;MBC 采用 CHCl₃熏蒸-K₂SO₄浸提法测定;土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 采用 2mo1 • L⁻¹KCl 浸提-流动注射分析仪测定;粒径组成参照 Stemmer^[30]的方法测定。土壤基础理化性状见表 1,其中 Cd 胁迫下测定的理化性质选择对环境变化较敏感的 pH、EC、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N,按 1.3.1 中加标记液前的培养步骤进行操作培养,培养完成后将土样充分混匀,取样测定。

	芦苇	互花米草	光滩	
рН	7.67 ± 0.01^{a}	7. 31 ± 0.03^{b}	7.25 \pm 0.04°	
EC(μ s • cm ⁻¹)	$367\pm2^{\circ}$	$754 \pm 4^{\text{b}}$ $915 \pm 37^{\text{a}}$		
$TN(g \cdot kg^{-1})$	$0.78 \pm 0.05^{\circ}$	$0.97 \pm 0.05^{\circ}$	0.49 ± 0.02^{b}	
$SOC(g \bullet kg^{-1})$	14.69 \pm 0.23 ^b	$17.66 \pm 0.70^{\circ}$	$11.22\pm0.33^{\circ}$	
$MBC (mg \bullet kg^{-1})$	82.04 \pm 1.58 ^b	83.74 $\pm 2.60^{\circ}$	112. $43 \pm 3.83^{\circ}$	
$NO_3^{-}-N(mg \cdot kg^{-1})$	$3.30\pm0.05^{\circ}$	1.79 \pm 0.03 ^b	0.78 \pm 0.10 ^b	
$\mathrm{NH_4^+}-\mathrm{N}(\mathrm{mg} \bullet \mathrm{kg}^{-1})$	$18.72 \pm 0.50^{\circ}$	5. $52 \pm 0.95^{\circ}$	14.56 \pm 0.76 ^b	
C:N	18.72	18.20	22.99	
粒 0.1~2µm(%)	4.93	0.02	7.94	
径2~63µm(%)	77.37	87.55	88.8	
组 63~200 µm(%)	17.63	8.63	2. 08	
成 200~2000 µ m (%)	0.08	3.8	1.18	

表1不同植被类型下土壤理化性状

1.4 Den 速率的计算

Den 速率计算如下:

$$Q_{s, N_20} = \frac{Q_{N_20-15N}^{24h} - Q_{N_20-15N}^{1h}}{23 \times 10^{-3}}$$
(1)

式中: Q_{5,N20}用于表征 Den 速率,表示单位时间单位质量土壤 N₂O⁻¹⁵N 的产生量,µg•kg⁻¹•h⁻¹。Q24h 和 Q1h 分别表示培养 24h 和 1h 时测得的 N₂O 气体中 ¹⁵N 的含量,µg•g⁻¹;23 为培养时间,h;10⁻³为质量转换系数。

$$Q_{N_{2}O^{-15}N}^{t} = 2 \rho_{N_{2}O} \times atom \mathscr{M}_{N_{2}O^{-15}N} \times a \times 10^{-3}$$
 (2)

式中: Qt 表示培养 t 时长测得的 N₂0 气体中 ¹⁵N 的含量, $\mu g \cdot g^{-1}$; 2 为 N₂0 气体中 N 的原子数; ρ_{N20} 表示 N₂0 气体含量, $\mu g \cdot g^{-1}$; atom%₂₂₀¹⁵ 表示 N₂0 气体中 ¹⁵N 的原子百分数, %; a 表示稀释倍数。

$$\rho_{N_20} = \varphi_{N_20} \times \frac{M_{N_20}}{22.4} \times \frac{273.16}{273.16 + T} \times \frac{P}{101325} \times \frac{V}{m}$$
(3)

式中: Φ_{N20}表示气相色谱仪测得的 N₂0 气体浓度,ppm;M₂₀表示 N₂0 气体摩尔质量,g•mol⁻¹;22.4 表示气体常数,L•mol⁻¹;273.16 表示标准状况下温度,K;T 为培养温度,℃;P 表示实验室大气压,101600P;101325,标准大气压强值,P;V 表示培养管 顶空体积,mL;m 表示土壤质量,g。

1.5 统计方法

采用 SPSS19.0 软件对数据进行统计分析,采用 Origin8.0 软件作图。采用单因素方差分析法比较 Cd 添加下土壤中 Den 变化的差异显著性、土壤理化性状的差异显著性,处理间差异显著性采用字母法进行标记,不同字母表示显著(P<0.05)。采用相关性分析法解析土壤理化性状与 Den 间密切程度(P<0.05)。未添加 Cd 的处理为对照,Cd 添加对不同覆被类型土壤 Den 速率变化幅度的计算为:

(Cd 添加下土壤 Den 速率-对照组土壤 Den 速率)/ 対照组土壤 Den 速率×100% (4)

2 结果与分析

2.1Cd 对不同覆被类型土壤 Den 的影响

随外源 Cd 浓度的增加, 芦苇和互花米草覆被下土壤 Den 速率降低(图 1)。对芦苇覆被土壤而言, Cd 为 0.05~0.3mg・kg⁻¹低剂量时, 土壤 Den 速率较稳定变化在 8.0±0.6µg・kg⁻¹・h⁻¹, 相比对照减少约 13.3%。随着 Cd 浓度的进一步增加 (0.5~5.0mg・kg⁻¹), Den 速率降低至 4.6±0.7µg・kg⁻¹・h⁻¹, 低于对照约 50.0%。相似的是, 互花米草覆被下的土壤 Den 速率也呈现"阶梯状"的变化特征, 低剂量 Cd (0.05~0.3mg・kg⁻¹)下为 4.0±0.7µg・kg⁻¹・h⁻¹; 当 Cd 浓度为 0.5~5.0mg・kg⁻¹时, Den 速率降低至

2.1±0.3µg•kg⁻¹•h⁻¹,较对照分别降低了约 14.8%和 55.0%。芦苇和互花米草两种覆被土壤均表现为高剂量(0.5~5.0mg•kg⁻¹)Cd 对 Den 速率的抑制程度大于低剂量(0.05~0.3mg•kg⁻¹),且抑制程度均在 Cd 浓度为 0.3~0.5mg•kg⁻¹时增加。且芦苇覆被下土壤 Den 速率(6.3µg•kg⁻¹•h⁻¹)为互花米草土壤(3.2µg•kg⁻¹•h⁻¹)下的 2 倍。对无植被的光滩土壤而言,Cd 添加(0.05~5.0mg•kg⁻¹)下 Den 速率为 2.0±0.4µg•kg⁻¹•h⁻¹,高于对照 62.0%。不同覆被方式下,土壤 Den 速率表现为:芦苇>互花米草>光滩。



图 1 Cd 对不同覆被类型土壤 Den 速率的影响

2.2Cd 对土壤理化性质的影响

Cd 添加下,有植被芦苇和互花米草覆被时土壤 N0₃⁻N 含量与对照相比显著降低 (P<0.05)。Cd 剂量为 0.05~0.5mg•kg⁻¹时, 芦苇覆被下土壤 N0₃⁻N 含量相比对照减少约 27.5%,Cd 为 1.0~5.0mg•kg⁻¹时显著低于对照 56.3% (P<0.05)。互花米草覆被下的 土壤 N0₃⁻N 含量在 Cd 剂量为 0.1~1.0 和 3.0~5.0mg•kg⁻¹时相比对照分别减少约 2.0 和 2.7 倍。相比较而言,Cd 剂量为 1.0~ 5.0mg•kg⁻¹时,无植被的光滩土壤 pH 显著增加 1.2% (P<0.05), NH₄⁺-N 和 N0₃⁻-N 含量分别显著降低 56.3%和 52.3% (P<0.05)。

土壤 Den 速率与理化性状的相关性分析结果表明,互花米草覆被土壤的 Den 速率与 NH4*-N 和 NO3*-N 含量分别呈显著和极显 著正相关(P<0.05)(表 2);芦苇覆被土壤的 Den 速率与 NO3*-N 含量呈显著正相关(P<0.05)。而光滩土壤 Den 速率与 pH、EC、NH4*-N 和 NO3*-N 均没有显著的相关性。

不同植被类型	pН	EC	NH4 ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
芦苇	0.486	0.017	-0.111	0.755*
互花米草	-0.606	0.076	0 . 745 [*]	0.901**
光滩	0.263	-0.017	0.160	-0.014

表 2 Den 与土壤理化性质的相关性

^{2. 3}Cd 胁迫下土壤 Den 速率和理化性质的关系分析

注: *表示 "P<0.05", **表示 "P<0.01".



图 2 不同植被类型下 Cd 对土壤 pH(a)、EC(b)、NH4-N 含量(c)和 NO3-N 含量(d)的影响

3 讨论

湿地植被是影响土壤 Den 的重要因素, Ma 等^[31]、Xiong 等^[32]分别以亚热带河流湿地和汉江沿岸湿地为例研究土壤 Den 过程, 均发现有植被覆被土壤的 Den 速率高于无植被土壤。Alldred 等^[33]也表明互花米草和水稻覆被下湿地土壤的 Den 速率高于无植被 土壤 55%。其中植被主要通过提供微生物可利用的分泌物、营养物质和有机质,使土壤维持较高的微生物丰富度^[31, 32, 34],并改变土 壤 pH^[22, 35]等理化性质,从而间接作用于 Den 过程。从土壤 pH 的影响看来,偏中性或弱碱性条件更有利于 Den 相关微生物的生长 代谢和 Den 酶活性的改善^[7, 36]。这较好的解释了较高 pH 土壤 (芦苇 pH=7, 67 和互花米草 pH=7, 31)的 Den 速率大于较低 pH 土壤 (光 滩 pH=7, 25)的观测。另一方面,湿地土壤较高的盐度对 Den 产生抑制。例如,高盐度通过对细胞的脱水、质壁分离和细胞失活 等作用对微生物产生毒害作用^[37]。施瑾欢^[38]研究表明:高盐度明显抑制崇明东滩湿地土壤 Den 速率。王玉萍^[38]对珠江口沉积物进 行 Den 实验,发现当盐度为 5%~35%时 Den 速率和 Den 细菌数均与盐度存在负相关关系。李佳霖^[40]对长江口沉积物 Den 的研究 也表明: Den 速率与盐度呈极显著负相关(P<0, 05)。本研究中,芦苇和互花米草覆被下土壤 EC 低于光滩,这可能是造成 Den 速 率高于光滩的重要原因之一。值得指出的是,芦苇覆被下土壤 Den 速率大于互花米草。这可能与土壤微生物对不同植被的适应有 关。王蒙^[41]、郑洁等^[42]研究表明: 湿地入侵物种互花米草覆被下土壤的微生物多样性显著小于芦苇土壤,微生物多样性的降低, 可能使其对硝态氮反硝化途径转化的能力减弱。

研究表明,重金属影响下土壤 Den 速率的变化符合经典"线性或阈值模型"^[11,14](图 3a)或毒物兴奋效应(Hormesis)模型^[7,10,43](图 3b)。例如,Afzal 等^{[11}发现,不同剂量 Cd 对水稻土壤 Den 速率的抑制程度表现为 2mg•kg⁻¹>5mg•kg⁻¹>10mg•kg⁻¹,符

合"线性或阈值模型"。但赵迪^[44]表明,外源 Cd为0.5mg•kg⁻¹时对湿地沉积物 Den为促进作用,而2.0mg•kg⁻¹和4.0mg•kg⁻¹时为抑制作用。Yang等^[12]发现 5mg•kg⁻¹的 Cd 可使大豆农田土壤 Den 提高8.8%,而20mg•kg⁻¹对土壤 Den 有显著的抑制作用(P<0.05),抑制率达14.4%。二者的研究结果均表明 Cd 对土壤 Den 的影响存在典型的 Hormesis 响应。本研究结果显示,Cd 添加对芦苇和互花米草覆被下土壤 Den 速率均表现为抑制作用,且为"阶梯状"变化特征(图 3c):一定低剂量(0.05~0.3mg•kg⁻¹)范围内抑制幅度(13.3%~14.8%)较低,且相对稳定;剂量达0.3~0.5mg•kg⁻¹时,抑制程度升高;高剂量(0.5~5.0mg•kg⁻¹)下抑制程度(50.0%~55.0%)较高,但再次稳定在特定区间。这一变化反映了不同强度的Cd 胁迫下,土壤生态系统稳态的打破与新稳态的形成,可以认为是"线性或阈值模型"的多重组合。这可能是足够"密"的低剂量 Cd 刺激下,观测到的"线性或阈值模型"的过渡态^[45]。变化的原因可能在于不同剂量 Cd 的刺激下,Den 的限制因子发生质或量的变化。

NO₈⁻是土壤 Den 速率的重要限制因子^[46,47]。唐陈杰等^[48]以鄱阳湖湿地为例研究影响 Den 速率的因素,结果显示土壤 Den 速率 与 NO₈⁻为正相关关系。Palta 等^[49]和 Marc 等^[50]也表明棕色地带湿地和佛罗里达州沼泽湿地土壤 NO₈⁻含量的增加是引起 Den 速率增大的重要因素。本研究发现,NO₈⁻-N 含量高低是影响 Cd 添加下芦苇和互花米草覆被土壤 Den 速率变化的关键因子,但其并不对无植被的光滩土壤 Den 过程产生显著影响(表 2)。这表明,湿地有无植被对土壤 Den 过程具有显著影响^[31,32,33]。值得指出的是,Cd 胁迫下有植被土壤 Den 速率的降低可能与 Cd 对 Den 微生物数量和活性的抑制作用有关^[8,9];NO₈⁻-N 含量的降低可能是因为其对结合态重金属的活化所致^[51,52]。此外,除 Den 途径之外,异化成铵 (DNRA) 是硝态氮还原的另一主要途径^[33,54]。互花米草植被下 NO₈⁻-N 与 NH₄ⁱ-N 均与 Den 速率呈显著相关的现象表明,DNRA 可能也是互花米草植被下硝态氮还原的主要途径。这与徐莎等^[55]等发现互花米草植被带 DNRA 速率显著高于芦苇的结果相一致。因此,当充分考虑低剂量时,Cd 与土壤 Den 速率之间的关系不同于传统的"线性或阈值模型"或"Hormesis 模型",评估或预测滨海湿地 N₂0 源汇效应时,应充分考虑低剂量重金属的影响。



图 3 剂量效应模型 (黑色虚线表示零等效点)

4 结论

(1)Cd 胁迫下,有植被土壤的 Den 速率显著降低(P<0.05)。芦苇和互花米草土壤 Den 速率分别降至 6.3 和 3.2 µg•kg⁻¹•h⁻

(2) 土壤 Den 的响应表现为 Cd 剂量驱动下的"阶梯状"特征。

(3) 低剂量 Cd 的存在并未改变 NO3--N 对 Den 过程的主导。

参考文献:

[1]MORRISSEY E M, JENKINS A S, BROWN B L, et al. Resource availability effects on nitrate-reducing microbial communities in a freshwater wetland[J]. Wetlands, 2013, 33 (2):301-310.

[2]LI X F, GAO D Z, HOU L J, et al. Soil substrates rather than gene abundance dominate DNRA capacity in the Spartina alterniflora ecotones of estuarine and intertidal wetlands[J]. Plant and Soil, 2019, 436(1):123-140.

[3]RIBAS D, CALDERER M, MARTI V, et al. Subsurface nitrate reduction under wetlands takes place in narrow superficial zones[J]. Environmental Technology, 2017, 38(21):2725-2732.

[4]GALLOWAY J, ABER J D, ERISMAN J W, et al. The nitrogen cascade[J]. Bioscience and Microflora, 2003, 53:341-356.

[5] JACOBS A E, HARRISON J A. Effects of floating vegetation on denitrification, nitrogen retention, and greenhouse gas production in wetland microcosms[J]. Biogeochemistry, 2014, 119(1):51-66.

[6]ZHANG L, YAO X L, TANG C J, et al. Influence of long-term inundation and nutrient addition on denitrification in sandy wetland sediments from Poyang Lake, a large shallow subtropical lake in China[J]. Environmental Pollution, 2016, 219:440-449.

[7]HOLTAN-HARTWIG L, BECHMANN M, H∅YÅS T R, et al. Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities:N₂O dynamics[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(8):1181-1190.

[8]VASQUEZMURRIETA M S, CRUZMONDRAGON C, TRUJILLOTAPIA N, et al. Nitrous oxide production of heavy metal contaminated soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38(5):931-940.

[9]LIU Y, SHEN K, WU Y C, et al. Abundance and structure composition of nirK and nosZ genes as well as denitrifying activity in heavy metal-polluted paddy soils[J]. Geomicrobiology Journal, 2017, 35(2):100-107.

[10] SAKADEVANK K, ZHENG H, BAVOR H J. Impact of heavy metals on denitrification in surface wetland sediments receiving wastewater[J]. Water Science and Technology, 1999, 40(3):349-355.

[11]AFZAL M, YU M J, TANG C X, et al. The negative impact of cadmium on nitrogen transformation processes in a paddy soil is greater under non-flooding than flooding conditions[J]. Environment International, 2019, 129:451-460.

[12]YANG Y, CHEN Y X, TIAN G M, et al. Dynamics of microbial activity related to N cycling in Cd-contaminated soil during growth of soybean[J].Pedosphere, 2007, 17(3):383-388.

[13]YANG Y, ZHANG Z J. Microbial activity related to N cycling in the rhizosphere of maize stressed by heavy metals[J]. Journal of Environmental Sciences, 2005, 17(3):448-451.

[14]黄正, Sakadevan K, Bavor J. Cd²⁺、Cu²⁺和 Zn²⁺对人工湿地反硝化作用的影响[J]. 环境科学, 2000, 21(4):110-112.

[15]YANG H L, CHEN X C, TANG J W, et al. External carbon addition increases nitrate removal and decreases nitrous oxide emission in a restored wetland[J]. Ecological Engineering, 2019, 138:200-208.

[16]VACCARE J, MESELHE E, WHITE J R. The denitrification potential of eroding wetlands in Barataria Bay, LA, USA: Implications for river reconnection[J]. Science of the Total Environment, 2019, 686:529-537.

[17]ZHOU M,HOU L J,LI X F,et al.Exotic Spartina alterniflora invasion alters soil nitrous oxide emission dynamics in a coastal wetland of China[J].Plant and Soil, 2019, 442(1-2):233-246.

[18]HELTON A M, ARDÓN M, BERNHARDT E S. Hydrologic context alters greenhouse gas feedbacks of coastal wetland salinization[J]. Ecosystems, 2019, 22(5):1108-1125.

[19]KRAUSS K W, HOLM G O, PEREZ B C, et al. Component greenhouse gas fluxes and radiative balance from two deltaic marshes in Louisiana: Pairing chamber techniques and eddy covariance[J]. Journal of Geophysical Research Biogeosciences, 2016, 121 (6):1503-1521.

[20]DODLA S K., WANG J J., DELAUNE R D, et al. Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils[J]. Science of the Total Environment, 2008, 407(1):471-480.

[21]MARKS BM, CHAMBERS L G, WHITE J R. Effect of fluctuating salinity on potential denitrification in coastal wetland soil and sediments[J]. Soil Science Society of America Journal, 2016, 80(2):516-526.

[22]MORSE J L, BERNHARDT E S.Using 15N tracers to estimate N₂O and N2 emissions from nitrification anddenitrification in coastal plain wetlands under contrasting land-uses[J].Soil Biology & Biochemistry, 2013(57):635-643.

[23]LIU Z Y, PAN S M, YONG Y, et al. Reconstruction of the historical deposition environment from 210Pb and 137Cs records at two tidal flats in China[J]. Ecological Engineering, 2013, 61(5):303-315.

[24]LIN Y,GE Z,FAN X Z,et al. Ecosystem-based coastal zone management: A comprehensive assessment of coastal ecosystems in the Yangtze Estuary coastal zone[J]. Ocean & Coastal Management, 2014, 95(95):63-71.

[25]李雅娟,杨世伦,侯立军,等.崇明东滩表层土壤重金属空间分布特征及其污染评价[J].环境科学,2012,7:2368-2375.

[26]印杰,范弟武,徐莎,等.崇明东滩湿地土壤中 Cr^{3*}、Pb²⁺和 Cd²⁺对硝酸还原酶的 Hormesis 效应[J].南京林业大学学报 (自然科学版),2016,40(2):21-26.

[27]ZHENG R, ZHAO J L, ZHOU X, et al.Land use effects on the distribution and speciation of heavy metals and arsenic in coastal soils on Chongming Island in the Yangtze River estuary, China[J].Pedosphere, 2016, 26(1):74-84.

[28]MUÜLLER C, LAUGHLIN R J, STEVENS R J.A 15N tracing model to analyse N transformations in old grassland soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(4):619-632.

[29]SGOURIDIS F, HEPPELL C M, WHARTON G, et al. Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in a temperate reconnected floodplain[J]. Water Research, 2011, 45 (16):4909-4922.

[30] STEMMER M, GERZABEK M H, KANDELER E. Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1998, 30(1):9-17.

[31]MA L,XIONG Z Q,YAO L G, et al.Soil properties alter plant and microbial communities to modulate denitrification rates in subtropical riparian wetlands[J].Land Degradation & Development, 2020, 10.1002/ldr.3569.

[32]XIONG Z Q,GUO L D,ZHANG Q F,et al.Edaphic conditions regulate denitrification directly and indirectly by altering denitrifier abundance in wetlands along the Han River, China[J].Environmental Science & Technology, 2017, 51(10):5483-5491.

[33]ALLDRED M, BAINES S B. Effects of wetland plants on denitrification rates: A meta-analysis[J]. Ecological Applications, 2016, 26(3):676-685.

[34]REN B H,HU Y M,CHEN B D,et al.Soil pH and plant diversity shape soil bacterial community structure in the active layer across the latitudinal gradients in continuous permafrost region of Northeastern China[J]. Scientific Report, 2018, 8(1):5619.

[35]YE C,CHEN C,DU M,et al.Revegetation affects soil denitrifying communities in a riparian ecotone[J]. Ecological Engineering, 2017, 103:256-263.

[36]ŠIMEK M, JIÍŠOVÁ L, HOPKINS D W. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil?[J].Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(9):1227-1234.

[37] 邱金泉, 王静, 张雨山. 人工湿地处理高盐度污水的适用性及研究进展[J]. 工业水处理, 2009, 29 (11):1-3.

[38]施瑾欢.崇明东滩氨氧化、反硝化微生物群落初步研究[D].上海:复旦大学,2009.

[39]王玉萍.珠江河口湿地沉积物硝化与反硝化作用对比研究[D].广州:暨南大学,2012.

[40]李佳霖. 典型河口区沉积物的硝化和反硝化过程[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009.

[41] 王蒙. 长江口九段沙湿地盐沼植物根围细菌群落结构和多样性的研究[D]. 上海: 复旦大学, 2006.

[42]郑洁,刘金福,吴则焰,等.闽江河口红树林土壤微生物群落对互花米草入侵的响应[J].生态学报,2017,37(21):280-290.

[43]CALABRESE EDWARD J, BALDWIN LINDA A. Toxicology rethinks its central belief-Hormesis demands a reappraisal of the way risks are assessed[J].Nature, 2003, 421 (6924):691-692.

[44]赵迪.重金属胁迫对潮滩沉积物反硝化作用影响机制的初步研究[D].上海: 华东师范大学, 2013.

[45]MUSHAK P.Temporal stability of chemical hormesis (CH):Is CH just a temporary stop on the road to thresholds and toxic responses?[J].Science of the Total Environment, 2016, 569-570:1446-1456.

[46]KNUTH M, KELLY J.Denitrification rates in a Lake Superior coastal wetland[J].Aquatic Ecosystem Health & Management, 2011, 14(4):414-421.

[47]TORTOSA G T, CORREA D A, SÁNCHEZ-RAYA J. Effects of nitrate contamination and seasonal variation on the denitrification and greenhouse gas production in La Rocina Stream (Doňana National Park, SW Spain) [J]. Ecological Engineering, 2011, 37 (4):539-548.

[48] 唐陈杰,张路,杜应旸,等. 鄱阳湖湿地沉积物反硝化空间差异及其影响因素研究[J]. 环境科学学报,2014,34(1):202-209.

[49]PALTA M M, EHRENFELD J G, GROFFMAN P M. Denitrification and potential nitrous oxide and carbon dioxide production in brownfield wetland soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(5):1507-1517.

[50]MARC R, RICHARD F, KATE M. Relative importance of landscape versus local wetland characteristics for estimating wetland denitrification potential[J]. Wetlands, 2019, 39(1):127-137.

[51]曾钦辉. 生物扰动对红树林沉积物的微生物群落及重金属生物有效性影响研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2017.

[52]楼玉兰.不同形态氮肥对土壤中重金属化学行为变化及植物吸收的影响[D].浙江:浙江大学,2004.

[53]ZHANG W J,ZHANG Y,SU W T, et al. Effects of cathode potentials and nitrate concentrations on dissimilatory nitrate reductions by Pseudomonas alcaliphila in bioelectrochemical systems[J]. Journal of Environmental Sciences-China, 2014, 26(4):885-891.

[54]韦宗敏. 微好氧环境中硝酸盐异化还原成铵的影响研究[D]. 广州:华南理工大学, 2012.

[55]徐莎,陈圆,印杰,等.典型滨海湿地沉积物反硝化与硝态氮氨化相对重要性研究[J].南京林业大学学报(自然科学版),2016,40(2):9-15.