

沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征的影响

赵东洋¹, 王雅迪², 王而力¹

(1. 辽宁工程技术大学 环境科学与工程学院, 阜新 123000;

2. 辽宁工程技术大学 安全科学与工程学院, 阜新 123000)

摘要: 采用平衡解吸法研究了西辽河沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征的影响。结果表明, 去除有机质后的沉积物氨氮解吸比例 ($D_r=0.70$) 大大增加, 同时, 解吸迟滞性指数显著降低 ($T_{II}=0.016$), 有机质是影响沉积物氨氮解吸特征的重要因素; 重组有机组分中的紧结态腐殖质(胡敏素)对抑制氨氮解吸起关键作用, 它不但解吸比例较低, 而且解吸迟滞性指数较大; 氨氮在轻组有机组分上的表面分配作用吸附是导致解吸比例增大, 解吸迟滞性指数减小的原因; 考查沉积物吸附态氨氮的解吸特征不但要考虑有机质的含量, 更要考虑有机质的存在形态, 它也是影响沉积物吸附态氨氮解吸特征的重要因素, 轻组有机组分、重组有机组分以及重组有机组分中的稳结态腐殖质和紧结态腐殖质所吸附的氨氮对上覆水体的扩散通量可分别按其饱和和吸附量的 0.97 倍、0.41 倍、0.25 倍和 0.17 倍进行估算。

关键词: 沉积物; 有机组分; 氨氮; 解吸分配系数; 最大解吸量; 解吸比例; 解吸迟滞性指数

中图分类号: X131.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-9901(2015)02-0113-07

Effect of natural organic matter fraction on desorption characteristic of ammonium nitrogen on sediment in Western Liao River

ZHAO Dong-yang¹, WANG Ya-di², WANG Er-li¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China;

2. College of Safety Science and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China)

Abstract: Effect of desorption characteristic of ammonia nitrogen on different natural organic matter from Western Liao River sediments was investigated by batch experiments of equilibrium adsorption. The results indicated that humus was a main influencing factor in desorption of ammonia nitrogen on sediment, because desorption ratio (0.70) of ammonia nitrogen on the sediment increased dramatically, while desorption hysteresis index (0.016) decreased significantly after the organic matter was removed. Tight humus (humine) in heavy fraction play an important role in restraining desorption of ammonia nitrogen. It could cause the desorption ratio to be lower and desorption hysteresis index to be larger. Distribution function sorption of ammonia nitrogen on light fraction mainly caused desorption ratio to be larger and desorption hysteresis index to be smaller. Consequently, the content of organic matter and its existing state were the main influencing factors of desorption characteristic of ammonia nitrogen on sediment and both should be considered. The diffusion flux of the adsorption of ammonia nitrogen on light fraction and heavy fraction of organic matter, stable humus and tight humus of heavy fraction to the overlying water could be roughly calculated by the percent of 97, 41, 25 and 17 of the saturated adsorption amount respectively.

Key words: sediment; natural organic matter fraction; ammonium nitrogen; desorption partition coefficient; maximum desorption capacity; desorption ratio; desorption hysteresis index

收稿日期: 2014-12-12

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2012ZX07505-005)

通讯作者: 赵东洋, E-mail: zhaodongyang107@163.com

沉积物—水界面 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的扩散通量对于水环境中氮的循环具有非常重要的作用 (Aller et al, 1985; Kaspar et al, 1985), 特别是在浅水区, 沉积物对于水环境体系的营养水平是主要控制因子之一。沉积物—水界面的扩散作用以及吸附/解吸作用都与扩散通量密切相关 (Berner et al, 1980) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在沉积物—海水界面上的扩散通量为 $5.46 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (蒋增杰等, 2007)。静态条件下太湖全湖一年沉积物中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量达 1 万 t 左右 (秦伯强等, 2005)。在沉积物—水界面营养盐交换过程中, 氨氮的迁移在总溶解态氮的交换中起主要作用, 其交换量约占总溶解态氮扩散量的 76% (玉坤宇等, 2001), 甚至可以满足上层水体中浮游植物生长对氮素营养盐需求的 80% (Jesnen et al, 1990)。因此在某种程度上可以认为, 沉积物—水界面的物质交换可对上覆水体的营养水平 and 环境质量产生不可忽视的影响 (范成新等, 2004)。不同河流中沉积物的理化性质存在较大差异 (孟凡德等, 2004)。有机质是影响氨氮在沉积物上吸附特征的主要因素 (王而力等, 2012a)。沉积物有机质含量增加, 影响各种离子释放量并使可转化态氮向稳定态转化, 抑制各形态氮释放 (王圣瑞等, 2012)。天然有机质 (NOM) 是土壤、水体和沉积物中的重要组成部分, NOM 一般可分为两类, 一类是组成有机体的各种有机化合物, 称为非腐殖物质, 如蛋白质、糖类、树脂、有机酸等; 另一类是成为腐殖质的有机化合物, 占沉积物有机质的 65%~75% (李爱民等, 2005)。腐殖质中大量含氧官能团的存在, 是它们具有水溶性、酸性、金属络合能力、表面活性和在矿物表面吸附性质的主要原因 (汤鸿霄等, 1982; Schulten and Schnitzer, 1993), 进而影响污染物 (重金属、农药) 和 N、P 等元素的迁移方式和生物有效性 (Jastrow, 1996; Cheshire et al, 2000), 因而成为影响氮素生物地球化学循环的一个关键因素。但关于沉积物中不同天然有机组分对氨氮解吸特征影响的研究鲜见报道。研究沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征的影响, 对于理解氮素生物地球化学循环具有特殊的意义。

辽河是辽宁省重要河流, 其中西辽河是辽河的主要支流之一, 其流域面积占辽河流域总面积的 64.6%, 径流量占辽河总径流量的 21.6% (赵纯

厚等, 2000), 辽河双台子河口淤泥质沉积物主要来源于西拉木伦河, 贡献率达 76.08% (杨俊鹏等, 2001)。本文研究了西辽河沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征的影响, 以期应用有机质含量和组成估算沉积物吸附态氨氮对上覆水体扩散通量提供依据。

1 材料和方法

1.1 材料

1.1.1 采样点位布设

西辽河上、中、下游均为冲积平原 (曹振等, 2005), 河道坡降比较小, 水体中颗粒物易于沉积。上、中、下游沉积物理化性质变化不大 (见表 1)。为了研究西辽河全河段沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征的影响, 采样点位基本按等距离布设。采样点的分布情况为: 西辽河上游两条支流老哈河 (设置玉田皋断面) 和西拉木伦河 (设置海拉苏断面); 西辽河中游 (设置通辽、双辽两个断面); 西辽河下游 (设置三眼井断面)。采样点位置及分布见图 1。

1.1.2 样品采集

应用自制的底质采样器, 在设置的 5 个断面上采集表层 (0~10 cm) 沉积物样品 20 kg, 自然风干, 通过 1 mm 筛, 备用。

1.1.3 样品制备

沉积物不同天然有机组分分组方法: (1) 轻组样品; (2) 重组样品; (3) 稳结态腐殖质 (H_{II}) + 紧结态腐殖质 (H_{III}) 样品; (4) 紧结态腐殖质 (H_{III}) 样品; (5) 全去除腐殖质 (H_0) 样品。采用相对密度分组法和熊毅—傅积平改进的结合态腐殖质分组法 (鲁如坤, 2000; Tan et al, 2007; Christensen, 2001)。具体制备方法详见文献王而力等 (2012a)。

1.2 实验设计

采用先吸附、后解吸的方法研究沉积物不同天然有机组分的氨氮解吸特征。

1.2.1 吸附实验设计

吸附实验设计详见文献王而力等 (2012a)。

1.2.2 解吸实验设计

样品对氨氮达饱和和吸附后, 加入 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 溶液 25 mL 解吸, 振荡解吸 24 h, 静止平衡 2 h, 上清液通过 $0.45 \mu\text{m}$ 微孔滤膜后, 测定氨氮浓度, 由此计算氨氮解吸量 (王而力, 2012b)。

表 1 供试沉积物样品的有机组成 (单位 %)
Table 1 organic composition of tested sediments

点位	轻组		重组							
			H _I		H _{II}		H _{III}		H _t	
	ω	占 O _t 比例	ω	占 H _t 比例	ω	占 H _t 比例	ω	占 H _t 比例	ω	占 O _t 比例
玉田皋	1.76	1.09	0.03	3.37	0.07	7.87	0.79	88.76	0.89	98.91
海拉苏	1.84	1.21	0.04	4.26	0.06	6.38	0.84	89.36	0.94	98.79
通辽	1.68	1.14	0.04	3.96	0.07	6.93	0.90	89.11	1.01	98.86
双辽	1.70	0.97	0.03	3.61	0.05	6.02	0.75	90.36	0.83	99.03
三眼井	1.81	1.01	0.04	3.92	0.07	6.86	0.91	89.22	1.02	98.99
平均值	1.76	1.08	0.04	3.83	0.06	6.81	0.84	89.36	0.94	98.92
标准差	0.07	0.10	0.005	0.34	0.009	0.70	0.07	0.60	0.08	0.10
变异系数	3.98	9.26	12.50	8.90	15.00	10.28	8.33	0.67	8.51	0.10

注: H_I 为松结态腐殖质; H_{II} 为稳结态腐殖质; H_{III} 为紧结态腐殖质; O_t 为有机质总量; H_t 为腐殖质总量; ω 为质量百分含量。

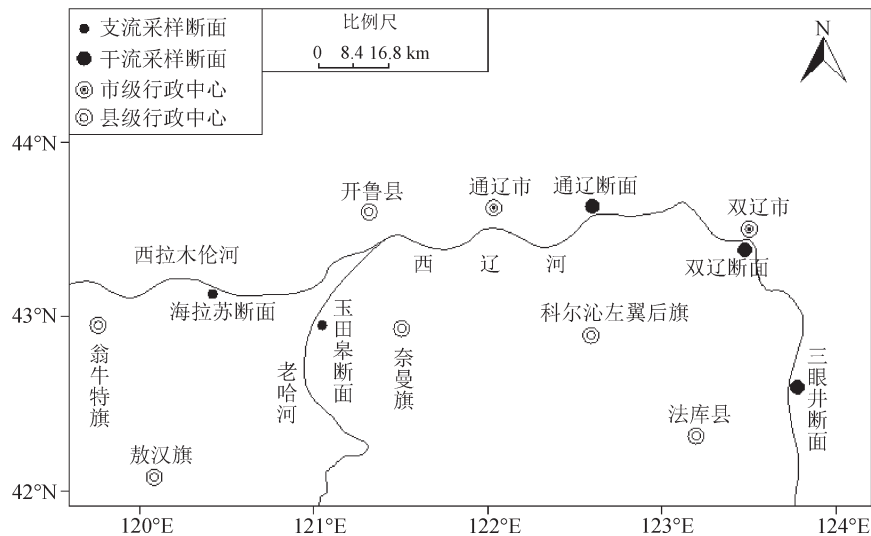


图 1 西辽河沉积物采样点位平面分布
Fig.1 Distribution of sampling sites from sediment in Western Liao River

1.3 测试方法

(1) 平衡液中氨氮浓度采用纳氏试剂分光光度法测定(国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会, 2002); (2) 沉积物有机组成采用相对密度分组法和熊毅 – 傅积平改进的结合态腐殖质分组法测定 (鲁如坤, 2000; Christensen, 2001; Tan et al, 2007); (3) 有机质含量采用水合热重铬酸钾氧化 – 比色法测定 (鲁如坤, 2000) 。

1.4 计算方法

1.4.1 吸附量计算

吸附量计算方法详见文献王而力等 (2012a) 。

1.4.2 解吸量计算方法

由解吸平衡溶液氨氮浓度计算得出样品的氨氮解吸量 (王而力等, 2012b) 。

计算公式为: $D_e = \frac{c_e V}{W}$ (1)

式中, c_e : 解吸平衡溶液氨氮浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); V : 解吸平衡溶液体积 (L); W : 供试样品质量 (kg); D_e : 解吸平衡时解吸量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 。

1.4.3 解吸分配系数

沉积物不同天然有机组分的氨氮解吸特征用 Freundlich 解吸方程来定量描述。Freundlich 解吸方程为:

$D_e = k C_e^{\frac{1}{n}}$ (2)

式中, D_e : 解吸平衡时的解吸量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_e : 解吸平衡时液相中的吸附质浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); k : 解吸分配系数, 在一定平衡溶液浓度条件下, 吸附质在固相和液相中的分配比, 可直观表征吸

附剂对吸附质的解吸倾向的大小, k 值越小, 解吸倾向越大; n : 解吸速率常数, 表示随着吸附质溶液浓度的降低, 解吸量增加的速度。

上式直线化可得: $\ln D_e = \ln k + \frac{1}{n} \ln C_e$, 以 $\ln D_e$ 对 $\ln C_e$ 作图, 即可求得各特征值。

1.4.4 最大解吸量

沉积物不同天然有机组分的氨氮解吸特征还可利用 Langmuir 解吸方程来定量描述。Langmuir 解吸方程为:

$$D_e = \frac{D_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (3)$$

式中, D_e : 解吸平衡时的解吸量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); D_m : 最大解吸量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 吸附质接近完全解吸时的解吸量; C_e : 解吸平衡时液相中的吸附质浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); b : 解吸作用的平衡常数, 也叫做解吸系数。上式直线化可得: $\frac{C_e}{D_e} = \frac{1}{b D_m} + \frac{1}{D_m} C_e$, 以 C_e/D_e 对 C_e 作图, 即可求得各特征值。

1.4.5 解吸比例

最大解吸量占饱和吸附量的百分比, 用下述公式进行计算 (张先明等, 2007; 王而力等, 2012b):

$$D_r = \frac{D_m}{\Gamma_m} \quad (4)$$

1.4.6 解吸迟滞性指数

描述吸附 / 解吸行为的一个重要参数, 当吸

附 / 解吸等温线都符合 Freundlich 拟合时, 解吸迟滞性指数可以简化为下式 (吴文伶和孙红文, 2009; 王而力等, 2012b)。

$$T_{II} = 1 - n_d / n_s \quad (5)$$

式中 n_s 和 n_d 分别为吸附、解吸等温线 Freundlich 拟合的 n 值, T_{II} 值范围在 0~1, 越接近 0, 解吸迟滞性越弱, 解吸可逆性越强, 反之, 越接近 1, 解吸迟滞性越强, 解吸可逆性越弱。

2 结果与分析

2.1 沉积物样品有机组成特征

供试沉积物样品的有机组成见表 1。

表 1 结果表明, 沉积物中轻组有机质含量较高, 平均为 1.76%。但轻组在沉积物中所占比例较小, 平均为 0.62%。轻组有机质仅占沉积物有机质总量 (O_t) 的 1.08%。重组有机质含量平均为 0.94%。重组有机质占 O_t 的 98.92%。重组中以紧结态腐殖质 (相当于胡敏素) 含量最高, 占重组腐殖质 (H_t) 的 89.36%。其次为稳结态腐殖质, 占 H_t 的 6.81%。以松结态腐殖质含量最低, 占 H_t 的 3.83%。西辽河沉积物有机组成特征上下游之间变化不大 (变异系数在 0.10%~15.0%, 均在 20% 以内)。上中下游沉积物样品比较均一, 实验结果可以取用 5 个点位平均值进行分析。

2.2 沉积物不同天然有机组分对氨氮解吸特征影响

沉积物不同天然有机组分对氨氮的解吸等温线拟合参数见表 2。

表 2 沉积物不同有机组分的氨氮解吸等温线拟合参数
Table 2 Desorption Isothermal parameters for Ammonium nitrogen on sediment

有机组成	Langmuir 解吸方程		解吸比例 D_r	Freundlich 解吸方程		
	D_m ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	R^2		k	T_{II}	R^2
轻组	1906.20±279.88a	0.988	0.97±0.04a	135.98±19.93a	0.041±0.004b	0.988
重组 $H_I + H_{II} + H_{III}$	1149.36±160.05c	0.988	0.41±0.02b	67.55±8.65b	0.069±0.009b	0.965
$H_{II} + H_{III}$	860.62±164.02d	0.975	0.25±0.02b	64.11±9.05b	0.251±0.008ab	0.991
H_{III}	739.34±89.67e	0.981	0.17±0.01b	58.76±6.15bc	0.478±0.04a	0.989
H_0	1195.04±31.73b	0.974	0.70±0.03a	23.90±2.38d	0.016±0.004bc	0.996

注: H_I 为松结态腐殖质; H_{II} 为稳结态腐殖质; H_{III} 为紧结态腐殖质; H_0 为完全去除腐殖质; τ_m 为饱和吸附量; D_m 为最大解吸量; D_r 为解吸比例; T_{II} 为解吸迟滞性指数; k 为解吸分配系数; R^2 为相关系数; 表中数据为玉田皋、海拉苏、通辽、双辽、三眼井 5 个点位平均值 ± 标准差; 同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

表 2 结果表明, 沉积物不同天然有机组分对氨氮的解吸特征均符合 Langmuir 解吸等温式, 其 R^2 在 0.974~0.988。该解吸特征也符合 Freundlich 解

吸等温式, 其 R^2 在 0.965~0.996。不同有机组分的氨氮解吸比例 (D_r) 由大到小排序为轻组 (0.97) > H_0 组 (0.70) > 重组 ($H_I + H_{II} + H_{III}$) (0.41)

$>H_{II}+H_{III}$ 组 (0.25) $>H_{III}$ 组 (0.17)。解吸迟滞性指数 (T_{II}) 由大到小排序为 H_{III} 组 (0.478) $>H_{II}+H_{III}$ 组 (0.251) $>$ 重组 ($H_I+H_{II}+H_{III}$) (0.069) $>$ 轻组 (0.041) $>H_0$ 组 (0.016)。河流沉积物主要来源于流域的土壤 (Martin and Meybeck, 1979), 科尔沁沙地主要分布于西辽河下游干、支流沿岸的冲积平原上 (曹振等, 2005), 其疏松的表土是西辽河沉积物的主要来源。西辽河流域沙土的氨氮解吸行为研究 (王而力, 2011) 表明, 沙土氨氮解吸比率 D_r 在 0.44~0.99, 平均为 0.75。解吸迟滞性指数 T_{II} 在 0.05~0.65, 平均为 0.29, 全去除腐殖质 (H_0 组) 的解吸比例接近于其平均值 (0.75), 重组 ($H_I+H_{II}+H_{III}$)、 $H_{II}+H_{III}$ 组和 H_{III} 组的解吸比例均小于其最小值 (0.44)。可见, 轻组有机组分吸附的氨氮进入水体后重新释放的比例最大, 对上覆水体的环境风险最大, 其次为全去除腐殖质 (H_0) 组; 全去除腐殖质 (H_0) 组的解吸迟滞性指数最小, 其次为轻组。重组有机组分吸附的氨氮进入水体后重新释放的比例较小, 特别是紧结态腐殖质 H_{III} 组吸附的氨氮对上覆水体的环境风险最小。

3 讨论

沉积物有机质含量增加, 影响各种离子释放量并使可转化态氮向稳定态转化, 抑制各形态氮释放 (王圣瑞等, 2012)。沉积物对氨氮的吸附系数与沉积物孔隙度有明显相关 (Mackin and Aller, 1984)。在富含有机质的沉积物中, 有机质或有机-无机复合体控制着沉积物对氨氮的吸附 (Boatman and Murray, 1982)。微团聚体是形成沉积物结构的基本单元 (陈友媛等, 2009)。土壤和侵蚀泥沙氮磷养分主要存在于不同粒径的土壤团聚体中 (黄满湘等, 2003)。关于沉积物不同天然有机组分对氨氮的解吸机理下面分别讨论。

3.1 重组有机组分氨氮解吸机理探讨

研究表明, 有机质是团聚体存在的胶结物质。在团聚体的形成过程和稳定性方面起着重要作用。氨氮在稳、紧结态腐殖质, 特别是紧结态腐殖质的碳标化饱和吸附量大, 其根本原因就在于在稳、紧结态腐殖质中存在孔隙填充方式的氨氮吸附。氨氮在重组有机组分上的吸附除分配作用外, 还存在孔隙填充方式的吸附, 特别是重组有机组分中的紧结态腐殖质 (胡敏素) 对氨氮吸附起关键作用 (王而力等, 2012b)。表 2 结果表明, H_{III} 组 ($D_r=0.17$) 和 $H_{II}+H_{III}$ 组 ($D_r=0.25$) 的氨氮解吸比例较小。

当前普遍认为导致吸附/解吸不可逆性的微观机理是吸附质在固体颗粒微孔隙中转变为亚稳态并造成吸附剂的不可逆形变 (Sander et al, 2005), 氨氮在紧结态和稳结态腐殖质所形成的团聚体结构微孔隙中的不可逆吸附是导致解吸比例降低的根本原因。一般认为, 化合物解吸的滞后性主要有两个原因: 一是化合物与特殊吸附位点的结合不可逆 (Bhandaria et al, 1996), 二是吸附到有机质和无机矿物晶格中的化合物的解吸速度缓慢 (Weber et al, 1998; Guo et al, 2006)。表 2 结果表明, H_{III} 组 ($T_{II}=0.478$) 和 $H_{II}+H_{III}$ 组 ($T_{II}=0.251$) 的氨氮解吸迟滞性指数较大主要是腐殖质的作用, 作为团聚体结构形成重要胶结物质的紧结态和稳结态腐殖质对氨氮的解吸滞后性也产生重要影响。重组有机组分以及重组有机组分中的稳结态腐殖质和紧结态腐殖质携带的吸附态氨氮向上覆水体的扩散通量可分别按其饱和吸附量的 41%、25% 和 17% 估算。

3.2 轻组有机组分氨氮解吸机理探讨

核磁共振技术分析轻组的化学成分发现, 轻组有机质含有丰富的木质素二聚物、油脂、固醇、软木脂和脂肪酸。由此可以推断, 轻组有机质除不同分解阶段的动植物残体外, 还包括它们的分解产物可溶性的木质素二聚物、有机酸和脂肪酸等, 它们共同构成了无定形的橡胶态有机组分。研究证明, 沉积物轻组有机组分对氨氮的表面分配作用吸附是导致氨氮解吸比例增大、解吸迟滞性指数减小的原因 (王而力等, 2012b)。轻组有机组分携带的吸附态氨氮向上覆水体的扩散通量可按其饱和吸附量的 97% 估算。

4 结论

(1) 通过过氧化氢去除有机质后的沉积物氨氮的解吸比例 ($D_r=0.70$) 大大增加, 解吸迟滞性指数 ($T_{II}=0.016$) 显著降低, 进一步说明有机质是影响氨氮在沉积物上解吸特征的重要因素。

(2) 沉积物有机组分中的重组有机质对氨氮的固持起主导作用, 重组有机组分中的紧结态和稳结态腐殖质对抑制氨氮解吸起关键作用, 氨氮在紧结态和稳结态腐殖质所形成的团聚体颗粒微孔隙中的不可逆吸附是导致解吸比例降低的根本原因。

(3) 作为团聚体结构形成重要胶结物质的紧结态和稳结态腐殖质对氨氮的解吸滞后性产生重要影响, 其影响机制一是氨氮与特殊吸附位点的结合不可逆, 二是吸附到团聚体结构微孔隙中的

氮氮解吸速度缓慢。

(4) 氮氮在轻组有机组分上的表面分配作用吸附是导致解吸比例增大, 解吸迟滞性指数减小的原因。

(5) 考查沉积物吸附态氮氮的解吸特征不但要考虑有机质的含量, 更要考虑有机质的存在形态, 它也是影响沉积物吸附态氮氮解吸特征的重要因素, 轻组有机组分、重组有机组分以及重组有机组分中的稳结态腐殖质和紧结态质所吸附的氮氮对上覆水体的扩散通量可分别按其饱和吸附量的0.97倍、0.41倍、0.25倍和0.17倍进行估算。

参考文献

- 曹振, 胡克, 张永光, 等. 2005. 科尔沁沙地地表沉积物粒度分析与可风蚀性讨论[J]. *中国沙漠*, 25(1): 15–19. [Cao Z, Hu K, Zhang Y G, et al. 2005. Grain size distribution and wind erosion possibilities of surface sediments in Horqin Sandland [J]. *Journal of Desert Research*, 25(1): 15–19.]
- 陈友媛, 赵文娟, 贾永刚, 等. 2009. 黏粒和有机质对黄河口潮间带沉积物微团聚体的影响[J]. *海洋地质与第四纪地质*, 29(1): 31–37. [Chen Y Y, Zhao W J, Jia Y G, et al. 2009. The influence of clay and organic matter on the sediment aggregation in the yellow river estuary [J]. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 29(1): 31–37.]
- 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 2004. 太湖沉积物—水界面生源要素迁移机制及量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源—汇通量[J]. *湖泊科学*, 16(1): 10–20. [Fan C X, Zhang L, Qin B Q, et al. 2004. Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: 1. Spatial variation of the ammonium release rates and its source and sink fluxes [J]. *Journal of Lake Sciences*, 16(1): 10–20.]
- 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 2002. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 276–280. [SEPA "Water and wastewater monitoring and analysis methods" editorial board. 2002. Water and wastewater monitoring and analysis methods (fourth edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 276–280.]
- 蒋增杰, 崔毅, 陈碧鹃. 2007. 唐岛湾网箱养殖区沉积物—水界面溶解无机氮的扩散通量[J]. *环境科学*, 28(5): 1001–1005. [Jiang Z J, Cui Y, Chen B J. 2007. Diffusive fluxes of dissolved inorganic nitrogen across sediment-water interface in net-cage culture area of Tangdao Bay [J]. *Environmental Science*, 28(5): 1001–1005.]
- 李爱民, 冉炜, 代静玉. 2005. 天然有机质与矿物间的吸附及其环境效应的研究进展[J]. *岩石矿物学杂志*, 24(6): 671–680. [Li A M, Ran W, Dai J Y. 2005. Advances in the study of adsorption of natural organic material on minerals and its environmental effects [J]. *Acta Petrologica et Mineralogica*, 24(6): 671–680.]
- 鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 106–282. [Lu R K. 2000. Agricultural chemical analysis of the soil [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 106–282.]
- 黄满湘, 章申, 晏维金. 2003. 农田暴雨径流侵蚀泥沙对氮磷的富集机理[J]. *土壤学报*, 40(2): 306–310. [Huang M X, Zhang S, Yan W J. 2003. Sediment enrichment mechanisms of nitrogen and Phos- Phorus under simulated rainfall conditions [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 40(2): 306–310.]
- 孟凡德, 姜霞, 金相灿. 2004. 长江中下游湖泊沉积物理化性质研究[J]. *环境科学研究*, 17(S1): 24–29. [Meng F D, Jiang X, Jin X C. 2004. Physical-chemical characteristics of the sediments in lakes from the middle and lower reaches of the Yangtze River [J]. *Research of Environmental Science*, 17(S1): 24–29.]
- 秦伯强, 朱广伟, 张路, 等. 2005. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例[J]. *中国科学(D辑: 地球科学)*, 35(S2): 33–44. [Qin B Q, Zhu G W, Zhang L, et al. 2005. Large shallow lake sediment nutrient release pattern of endogenous and estimation methods—a case study of Taihu Lake [J]. *Science in China Series D: Earth Science*, 35(S2): 33–44.]
- 汤鸿霄, 薛含斌, 田宝珍, 等. 1982. 逐级化学分离法对水体沉积物各组分吸附作用模式的研究[J]. *环境科学学报*, 2(4): 279–292. [Tang H X, Xue H B, Tian B Z, et al. 1982. Effect of potamogeton crispus on adsorption of zinc in sediments of sequential chemical separation [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2(4): 279–292.]
- 王而力, 王嗣淇, 薛扬. 2012a. 沉积物不同天然有机组分对氮氮吸附特征的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 28(5): 544–549. [Wang E L, Wang S Q, Xue Y. 2012a. Effects of fractions of natural organic matter in sediment on sorption characteristic of ammonium nitrogen [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 28(5): 544–549.]
- 王而力, 王嗣淇, 赵东洋. 2012b. 风沙土不同有机组分对氮氮的解吸特征影响[J]. *生态环境学报*, 21(6): 1044–1049. [Wang E L, Wang S Q, Zhao D Y. 2012b. Effect of organic matter fraction on desorption characteristic of ammonium

- nitrogen on sandy soil in western Liao River [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 21(6): 1044–1049.]
- 王而力, 杨立伟, 王嗣洪. 2011. 西辽河流域沙土的氨氮解吸行为研究 [J]. *环境科学与技术*, 34(S1): 122–126. [Wang E L, Yang L W, Wang S Q. 2011. Research on ammonia desorption behavior of West Liaohe River [J]. *Environmental Science and Technology*, 34(S1): 122–126.]
- 王圣瑞, 赵海超, 王娟, 等. 2012. 有机质对湖泊沉积物不同形态氮释放动力学影响研究 [J]. *环境科学学报*, 32(2): 332–340. [Wang S R, Zhao H C, Wang J, et al. 2012. The effects of organic matter on the release kinetics of nitrogen with different forms in the lake sediments [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 32(2): 332–340.]
- 吴文伶, 孙红文. 2009. 菲在沉积物上的吸附—解吸研究 [J]. *环境科学*, 30(4): 1133–1138. [Wu W L, Sun H W. 2009. Sorption and desorption of phenanthrene on sediments [J]. *Journal of Environmental Science*, 30(4): 1133–1138.]
- 杨俊鹏, 孟凡雪, 李亚繁, 等. 2011. 辽河双台子河口淤泥质沉积物来源探析 [J]. *世界地质*, 30(1): 46–50. [Yang J P, Meng F X, Li Y F, et al. 2011. Analysis of muddy sediment origin in Hekou of Shuangtaizi in Liaohe [J]. *Global Geology*, 30(1): 46–50.]
- 玉坤宇, 刘素美, 张经, 等. 2001. 海洋沉积物—水界面营养盐交换过程的研究 [J]. *环境化学*, 20(5): 425–430. [Yu K Y, Liu S M, Zhang J, et al. 2001. A study on the exchange of nutrients between sediment and sea water [J]. *Environmental Chemistry*, 20(5): 425–430.]
- 张先明, 潘波, 刘文新, 等. 2007. 天然土壤中菲的解吸行为特征研究 [J]. *环境科学*, 28(2): 272–277. [Zhang X M, Pan B, Liu W X, et al. 2007. Desorption behavior characteristics of phenanthrene in natural soils [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 28(2): 272–277.]
- 赵纯厚, 朱振宏, 周端庄. 2000. 世界江河与大坝 [M]. 北京: 水利出版社, 69–73. [Zhao C H, Zhu Z H, Zhou D Z. 2000. The world's rivers and dams [M]. Beijing: Water Power Press, 69–73.]
- Aller R C, Mackin J E, Ullman W J, et al. 1985. Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchange, and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang, East China Sea [J]. *Continental Shelf Research*, 4(1–2): 227–251.
- Berner R A. 1980. Early diagenesis: a theoretical approach [M]. Princeton: Princeton University Press, 174–241.
- Bhandaria A, Novak J T, Berry F. 1996. Binding of 4-monochlorophenol to soil [J]. *Environmental Science & Technology*, 30(7): 2305–2311.
- Boatman C D, Murray J W. 1982. Modeling exchangeable NH_4^+ adsorption in marine sediments: Process and controls of adsorption [J]. *Limnology and Oceanography*, 27(1): 99–110.
- Cheshire M V, Dumat C, Fraser A R. 2000. The interaction between soil organic matter and soil clay minerals by selective removal and controlled addition of organic matter [J]. *European Journal of Soil Science*, 51(3): 497–509.
- Christensen B T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and turnover [J]. *European Journal of Soil Science*, 52(3): 345–353.
- Guo Z H, Liao B H, Huang C Y. 2006. Leaching potential and changes in components of metals in two acidic ferrisols [J]. *Journal of Central South University of Technology*, 13(6): 631–636.
- Jastrow J D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4–5): 665–676.
- Jesnen M H, Lomstein E, Sorensen J. 1990. Benthic NH_4^+ and NO_3^- flux following sedimentation of spring phytoplankton bloom in Aarhus Bight, Denmark [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 87–96.
- Kaspar H F, Asher R A, Boyer I C. 1985. Microbial nitrogen transformations in sediments and inorganic nitrogen fluxes across the sediment/water interface on the South Island West Coast, New Zealand [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21(2): 245–255.
- Mackin J E, Aller R C. 1984. Ammonium adsorption in marine sediment [J]. *Limnology and Oceanography*, 29(2): 250–257.
- Martin J M, Meybeck M. 1979. Elemental mass balance of material carried by world major rivers [J]. *Marine Chemistry*, 7(3): 173–206.
- Sander M, Lu Y, Pignatello J J. 2005. A thermodynamically based method to quantify true sorption hysteresis [J]. *Journal of Environmental Quality*, 34(3): 1063–1072.
- Schulten H R, Schnitzer M. 1993. A state of the art structural concept for humic substances [J]. *Naturwissenschaften*, 80(1): 29–30.
- Tan Z, Lal R, Owens L, et al. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice [J]. *Soil & Tillage Research*, 92: 53–59.
- Weber W J, Huang W L, Yu H. 1998. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and sediments: 2. Effects of soil organic matter heterogeneity [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 31(1–2): 149–165.