

渤海沉积物中氧化铁的异化还原特征

赵佳佳, 易维洁, 曲 东

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要:采用厌氧泥浆培养试验,通过对体系中 $\text{Fe}(\text{II})$ 含量变化测定,明确了不同海区沉积物样品中 $\text{Fe}(\text{III})$ 的厌氧还原特征。结果表明,不同采样位置的沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 的还原潜势存在一定差异,除 S17 及 S7 样点外其他样品的 $\text{Fe}(\text{II})$ 生成量都在 $3\sim 5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间,说明来自于不同位置的沉积物本身所含的可还原氧化铁数量及水环境对铁还原的影响不同。海河及大沽排污河河口的 IV 类水质海区沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原能力最为强烈,在大港北排河及子牙新河的排海口 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原亦较高。距离海岸较远的 I 类水质海区沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原能力较弱。通过 Logistic 模型拟合和方差分析可以看出, I 类和 II 类海区的 $\text{Fe}(\text{II})$ 的最大累积量(a)没有显著差异,而与 III 类和 IV 类海区差异达到极显著水平; $\text{Fe}(\text{II})$ 的累积速率常数(k)在 I、II、III 和 IV 类水质海区没有显著的差异,但在最大反应速率($V_{\max}$)上却反映出区别,其中 II 和 III 类水质海区的差异不明显,而与 I 和 IV 类水质海区呈现极显著的差异。 $\text{Fe}(\text{II})$ 的最大累积量(a)与 NO_3^--N 浓度呈显著的负相关关系,相关系数达到 -0.8345 ,表明 NO_3^- 与 $\text{Fe}(\text{III})$ 是沉积物中相互竞争的电子受体。

关键词:渤海沉积物;水质类型; $\text{Fe}(\text{III})$ 异化还原;泥浆厌氧培养

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)09-1789-06

The Characteristics of Microbial Iron Reduction in Marine Sediments from Bohai Bay

ZHAO Jia-jia, YI Wei-jie, QU Dong

(College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling 712100, China)

Abstract: Characteristics of dissimilatory $\text{Fe}(\text{III})$ reduction in marine sediments with different water qualities are important to understand environmental impacts on microbial iron reduction process and to reveal the mechanism of microbial remediation. Here, anaerobic slurry incubation experiments were conducted to define the characteristics of anaerobic $\text{Fe}(\text{III})$ reducing in sediment samples from different marine regions by measuring the changes of $\text{Fe}(\text{II})$ concentrations. The results showed that $\text{Fe}(\text{III})$ reduction potentials varied in different sediments. The amount of $\text{Fe}(\text{II})$ ranges from $3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ to $5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ except sample S17 and S7. It was indicated that the amounts of iron oxide contained in different sediments varied and water quality impacted on iron reduction. The iron reduction in the sediments from Haihe river and Daku river estuaries with Grade IV water quality was the most intensive. The sediments from Dagang river and Ziya river estuaries had also high $\text{Fe}(\text{III})$ reduction capacity. In contrast, $\text{Fe}(\text{III})$ reduction process in sediments far away from coast with Grade I water quality was inconspicuous. The Logistic model fitting and variance analysis showed that no significant difference of $\text{Fe}(\text{II})$ maximum accumulation(a) was found between Grade I and Grade II marine sediments, whereas significant difference between Grade III and Grade IV marine sediments existed. There was no significant difference among Grade I, II, III and IV water quality in rate constant of $\text{Fe}(\text{II})$ accumulation(k). However, the maximum reaction rate($V_{\max}$) was another case, which showed that Grade II and III water quality had no diversity, but Grade I and IV water quality presented extremely significant difference. There was a negative correlativity between $\text{Fe}(\text{II})$ maximum accumulation(a) and NO_3^--N , whose correlation coefficient was -0.8345 . It was suggested that NO_3^- was a competing electron acceptor to $\text{Fe}(\text{III})$ in sediments.

Keywords: Bohai sediments; water quality types; dissimilatory $\text{Fe}(\text{III})$ reduction; anaerobic slurry incubation

异化铁(III)还原是厌氧沉积物中重要的微生物学过程,该过程耦联着有机或无机电子供体的氧化,可释放能量,支持具有铁还原能力的微生物生长^[1]。同

时,异化铁还原微生物亦可还原诸如 $\text{Se}(\text{V})$ 、 $\text{Sr}(\text{II})$ 、 $\text{Co}(\text{III})$ 和 $\text{Mn}(\text{IV})$ 等重金属,甚至能促进放射性核素 $\text{V}(\text{V})$ 、 $\text{U}(\text{VI})$ 及 $\text{Tc}(\text{VII})$ 的还原固定,在重金属污染整治方面发挥着重要作用^[2-5]。李松等^[6]证实,异化铁还原过程可强烈地促进厌氧环境下 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的还原,减少其生物学毒性。刘硕等^[7]发现,异化铁还原过程可增强苯系物的生物降解,对苯甲酸的代谢作用最为显著。

收稿日期:2010-03-28

作者简介:赵佳佳(1984—),女,山西太原人,硕士研究生,主要从事土壤环境化学研究。E-mail:jasmine84@yahoo.cn

通讯作者:曲 东 E-mail:dongqu@nwsuaf.edu.cn

曹宁等^[8]报道,异化铁还原过程可改变厌氧环境中溶解性磷素的有效性,使磷酸盐被固定,这对于降低水体的富营养化具有一定的促进作用。张磊等^[9]采用添加纤维素到厌氧铁还原体系中,发现不同纤维素作为电子供体对异化铁还原过程的影响不同。另外,在厌氧水稻土中的铁还原过程能够有效竞争氢和乙酸等电子供体,使其产甲烷过程受到抑制^[10-12]。Roden^[13]认为,在湿地沉积物中电子向无定型和晶体 Fe(Ⅲ)氧化物的流动是抑制产甲烷的主要原因。Lovley^[14]指出,在海洋和入海口的沉积物中,Fe(Ⅲ)和 Mn(Ⅳ)的还原可使得 30%~90%的有机碳氧化。因此,加强对海洋沉积物中异化铁还原过程及铁还原微生物的研究不仅具有重要的地学和生物学意义,而且在海洋环境保护中具有突出的应用前景。

本研究以渤海湾沉积物为试验材料,采用厌氧泥浆培养方法,比较不同水环境质量海区的沉积物中氧化铁的还原潜势,为阐明海洋沉积物中氧化铁的微生物还原机理、认识异化铁还原在海洋生态系统中的重要作用,以及促进海洋中污染物的转化与修复技术发展提供必要的理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试海洋沉积物

供试的海洋沉积物于 2007 年 5 月采集于渤海

湾,由天津市塘沽区环境保护局环境监测站提供。采样位置为我国海洋监测的固定点位,共包括 4 类不同水质海区(根据国家水质标准^[15]划分),16 个采样点位(见表 1、图 1)。沉积物样品自然风干,磨细,过孔径为 1 mm 的土壤筛,置于广口瓶中保存,备用。

1.2 泥浆培养试验

称取过 1 mm 筛的风干沉积物样品 3.000 g 若干份,分别置于 10 mL 的血清瓶中,加入 3 mL 去离子水,充氮排氧后用橡胶盖及铝盖密封,放入 30 ℃恒温培养箱(偏差±0.5 ℃)中避光培养,分别在 0~60 d 内采样测定。

1.3 采样及测定方法

每次采样时随机取出 1 瓶,将样品摇匀,迅速吸取 0.4 mL 泥浆,置于盛有 4.6 mL 0.5 mol·L⁻¹ HCl 的带盖聚乙烯管中,分别在添加泥浆前后称重,用于计算沉积物的重量。每个样品重复采样 3 份。样品摇匀后置于 30 ℃培养箱中静置 24 h,浸提液过 0.22 μm 滤膜,滤液中 Fe(Ⅱ)含量测定采用邻菲罗啉分光光度法^[16]。

1.4 铁还原特征分析

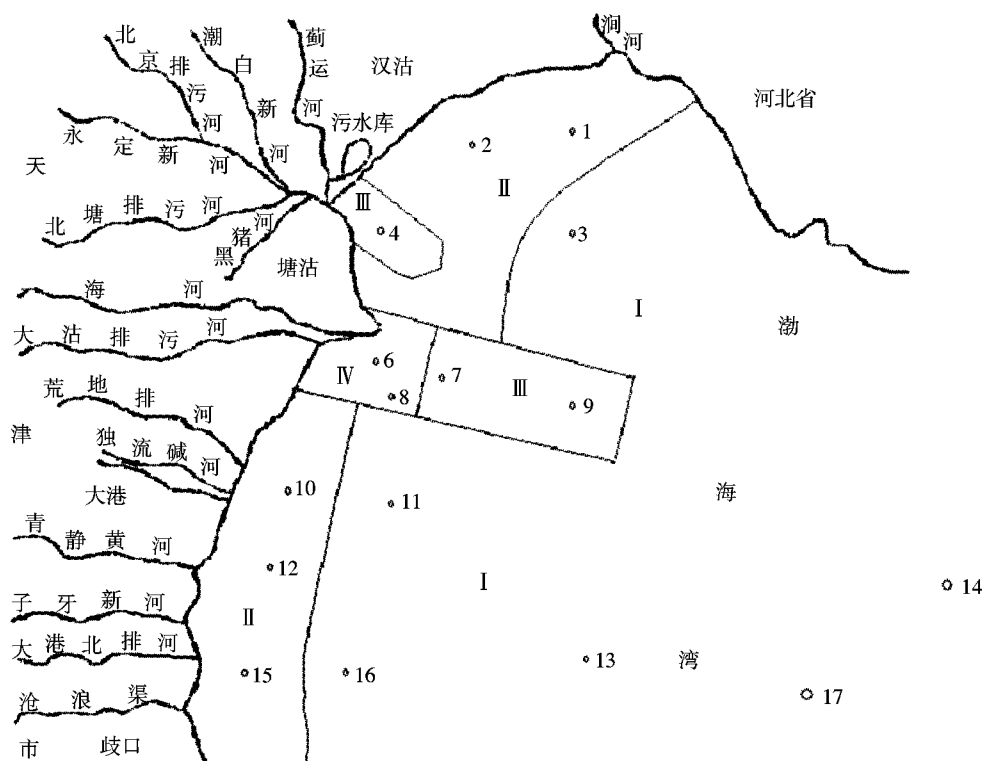
利用表征微生物生长动力学的 Logistic 方程对不同处理 Fe(Ⅲ)还原过程中 Fe(Ⅱ)累积含量和时间的关系进行拟合。Logistic 方程的表达式为:

$$C_t=\frac{a}{1+be^{-kt}}$$

表 1 采样信息及沉积物部分理化性质

Table1 Sampled information and physical and chemical properties of the sediment

监测点位	海区水质	经纬度		水温/℃	水深/m	NO ₃ -N/mg·kg ⁻¹	NH ₄ -N/mg·kg ⁻¹	有机碳/g·kg ⁻¹	pH
		E	N						
S1	Ⅱ类	118°00'00"	39°10'59"	19	3.20	9.4	56	6.46	8.07
S2	Ⅱ类	117°51'00"	39°08'04"	19	4.10	12.2	70	5.31	8.15
S3	Ⅰ类	118°00'00"	39°04'59"	18	8.00	12.5	68	7.80	8.04
S4	Ⅲ类	117°46'44"	39°04'12"	19	3.00	14.4	72	5.20	8.17
S6	Ⅳ类	117°45'00"	38°57'00"	19	10.10	8.1	67	8.98	8.10
S7	Ⅲ类	117°52'00"	38°57'00"	19	9.00	28.3	64	6.25	8.36
S8	Ⅳ类	117°48'00"	38°55'00"	19	6.30	-	-	7.58	8.25
S9	Ⅲ类	118°00'00"	38°54'59"	18	14.00	-	-	7.96	8.24
S10	Ⅱ类	117°40'01"	38°49'58"	18	8.50	23.0	63	7.21	8.16
S11	Ⅰ类	117°47'56"	38°48'36"	18	7.30	-	-	7.70	8.27
S12	Ⅱ类	117°37'00"	38°45'00"	18	5.50	22.7	58	7.67	8.04
S13	Ⅰ类	118°05'38"	38°40'43"	19	17.00	31.5	77	7.74	8.12
S14	Ⅰ类	118°54'03"	38°40'01"	16	25.00	10.8	72	6.95	8.16
S15	Ⅱ类	117°37'00"	38°40'00"	18	7.40	9.2	70	6.84	8.11
S16	Ⅰ类	117°45'00"	38°40'00"	18	9.00	11.5	84	6.65	8.09
S17	Ⅰ类	118°28'19"	38°38'15"	17	20.00	30.3	69	7.74	8.09



I 为一类水质, II 为二类水质, III 为三类水质, IV 为四类水质

I - Grade I water quality, II - Grade II water quality, III - Grade III water quality, IV - Grade IV water quality

图1 采样位置图

Figure 1 Location of sampling

式中: C_t 表示培养时间 t 时体系中 $\text{Fe}(\text{II})$ 的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; t 为培养时间, d ; a 为体系中 $\text{Fe}(\text{III})$ 还原的最大潜势, 即 $\text{Fe}(\text{II})$ 的最大累积量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; b 为模型参数; k 为反应速率常数, 即 $\text{Fe}(\text{II})$ 的累积速率常数, d^{-1} 。相关系数用 r 表示。 $\text{Fe}(\text{III})$ 最大还原速率 $V_{\max}$, 数值等于 $0.25 ak$ 。最大反应速率对应的时间 $T_{V_{\max}}$, 数值等于 $\ln b \cdot k^{-1}$ 。数据处理采用 Curve Expert 1.3 软件进行拟合^[17], 将各海区的数值 a , k 和 $V_{\max}$ 进行方差分析, SSR 法检验。

2 结果与分析

2.1 不同水质海区沉积物中 $\text{Fe}(\text{II})$ 生成量变化

在 4 类不同水环境质量海区沉积物中, $\text{Fe}(\text{II})$ 生成量随培养时间的变化曲线如图 2 所示。总体上看, 除 S17 及 S7 样点外, 其他样品的 $\text{Fe}(\text{II})$ 生成量都在 $3 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间。从不同水质海区的总体分布上比较, $\text{Fe}(\text{II})$ 生成量变化与不同水质之间的相关并不明显。在 I 类水质区域, S3 和 S16 的铁还原量较大, 而距离陆地较远的 S17 的较低; II 类水质区域, S1、S2

和 S15 的铁还原量较大, 而 S10 和 S12 则明显较低; III 类水质区域的总体铁还原量较小, 但 S9 明显大于 S4 和 S7; IV 类水质区域的 S6 是所有样点中铁还原量最大的, 但 S8 却较小, 与 III 类水质区域的 S9 接近。依据样点位置比较发现, S3 与 S1、S2 接近, 而 S16 和 S15 接近, 也导致其铁还原量较大。表明铁还原量的大小与沉积物本身的矿物组成有更为密切的关系。渤海沉积物的矿物组成与长期以来通过陆域向海洋的泥沙输送有关, 所以在铁还原量大小上也有所表现。另一方面, IV 类水质区域的 S6, 不仅铁还原量最大, 而且其沉积物中有机碳含量也最高, 表明陆域向海洋的有机物输送也能够显著影响铁还原量。

2.2 不同水质海区沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 异化还原特征分析

采用 Logistic 模型对 4 类水质海区的沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 的还原过程进行拟合(参数如表 2 所示), 各个处理拟合的相关系数均达到了极显著的相关水平。表明沉积物中 $\text{Fe}(\text{III})$ 的还原符合表征生物学变化过程的 Logistic 模型, 属于异化还原过程。

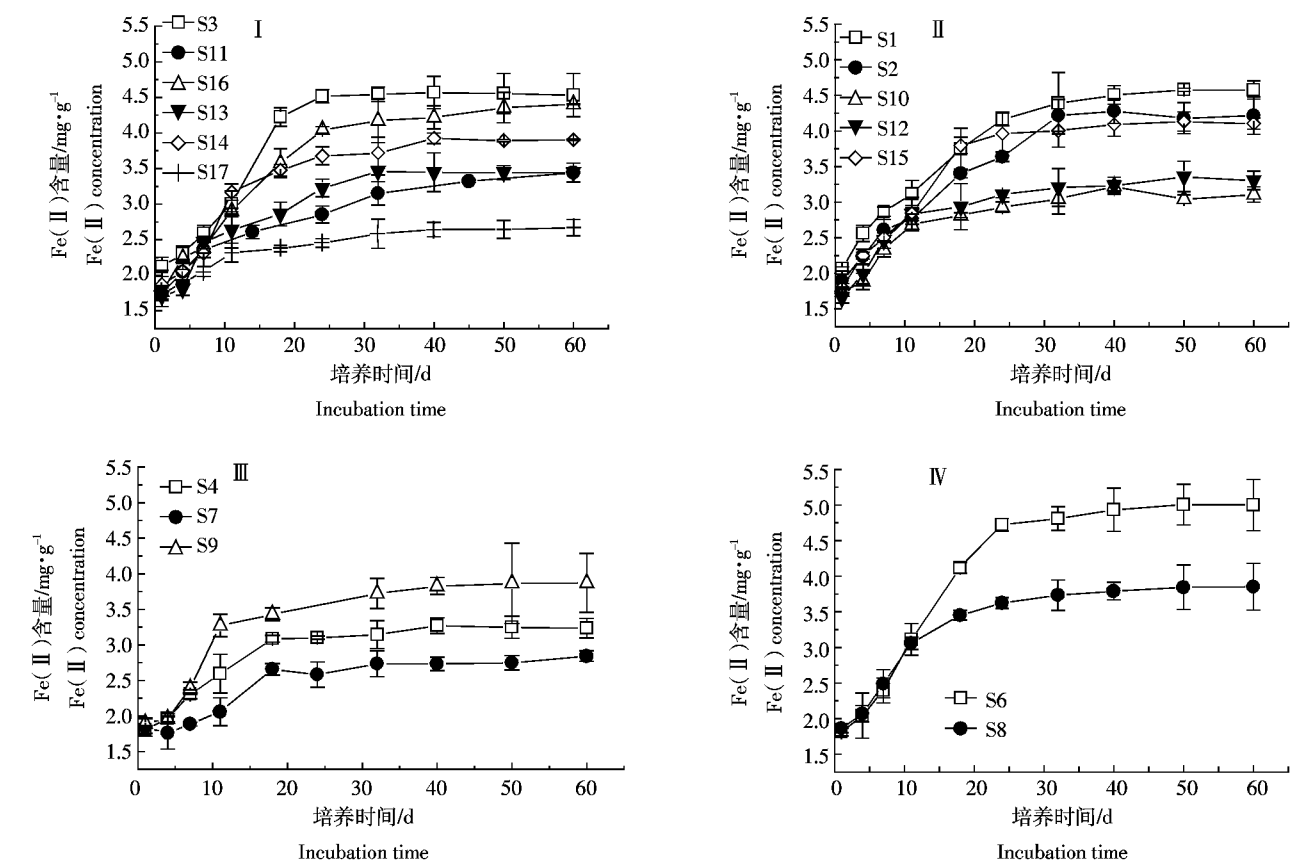


图 2 不同水质海区沉积物中 Fe(II)含量变化
Figure 2 Changes of Fe(II) accumulation in different quality marine sediments

表 2 Fe(III)还原过程动力学拟合参数
Table 2 The kinetics parameters of Fe(III) reduction

海区水质	采样点位	Logistic 方程参数 Parameters of Logistic model				$V_{max}/\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	$T_{V_{max}}/\text{d}$
		$a/\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	b	k/d^{-1}	r^2		
I 类	S3	4.620 ± 0.149	2.003 ± 0.076	0.145 ± 0.005	0.984	0.168 ± 0.003	4.8
	S11	3.313 ± 0.039	1.171 ± 0.075	0.115 ± 0.027	0.971	0.095 ± 0.022	1.4
	S13	3.461 ± 0.130	1.417 ± 0.125	0.139 ± 0.044	0.987	0.120 ± 0.034	2.5
	S14	3.875 ± 0.057	1.630 ± 0.298	0.152 ± 0.018	0.990	0.147 ± 0.019	3.1
	S16	4.532 ± 0.068	1.946 ± 0.091	0.112 ± 0.005	0.994	0.127 ± 0.007	5.9
	S17	2.678 ± 0.123	0.596 ± 0.071	0.102 ± 0.041	0.966	0.058 ± 0.025	—
II 类	S1	4.527 ± 0.112	1.707 ± 0.032	0.133 ± 0.017	0.980	0.151 ± 0.015	4.1
	S2	4.290 ± 0.199	1.631 ± 0.042	0.108 ± 0.020	0.987	0.115 ± 0.016	4.6
	S10	3.084 ± 0.037	1.078 ± 0.020	0.162 ± 0.006	0.990	0.125 ± 0.003	0.5
	S12	3.223 ± 0.036	1.517 ± 0.109	0.224 ± 0.055	0.987	0.180 ± 0.042	1.9
	S15	4.133 ± 0.118	1.690 ± 0.121	0.140 ± 0.007	0.994	0.145 ± 0.006	3.7
III 类	S4	3.234 ± 0.102	1.210 ± 0.060	0.156 ± 0.013	0.990	0.126 ± 0.011	1.2
	S7	2.786 ± 0.080	1.040 ± 0.003	0.103 ± 0.003	0.967	0.072 ± 0.004	0.4
	S9	3.579 ± 0.038	1.587 ± 0.124	0.202 ± 0.021	0.970	0.181 ± 0.018	2.3
IV 类	S6	5.031 ± 0.277	2.544 ± 0.182	0.136 ± 0.007	0.997	0.170 ± 0.004	6.9
	S8	3.638 ± 0.128	1.516 ± 0.043	0.186 ± 0.020	0.987	0.169 ± 0.015	2.3

表 3 Fe(Ⅲ)还原过程动力学参数的方差分析

Table 3 The analysis of variance on Fe(Ⅲ) reduction parameters

海区水质	Fe(Ⅱ)的最大 累积量 $a/\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	Fe(Ⅱ)累积速率常数		最大反应速率	
		k/d^{-1}	$C.V./\%$	$V_{\max}/\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$	$C.V./\%$
I 类	3.746 B	0.128 A	42.72	0.119 C	27.96
Ⅱ类	3.851 B	0.154 A	13.54	0.143 B	11.55
Ⅲ类	3.200 C	0.154 A	8.03	0.126 B	8.76
Ⅳ类	4.335 A	0.161 A	8.49	0.170 A	5.66

注:大写字母表示多重比较差异显著($P<0.01$)。

Note: Capital means significant differences($P<0.01$)

I 类水质海区中, S17 样点的 Fe(Ⅱ)最大累积量数值最小, 其 Fe(Ⅲ)还原反应速率和所对应的反应时间最少。在Ⅱ类水质海区中, S1 样点 Fe(Ⅱ)最大累积量大于同海区的其他点位, 但 Fe(Ⅲ)最大还原速率却是同海区内的 S12 样点最大。Ⅲ类水质海区中, S7 样点 Fe(Ⅱ)最大累积量和 Fe(Ⅲ)还原反应速率都是最低。在Ⅳ类水质海区中, S6 样点的 Fe(Ⅲ)累积量达到 $(5.031\pm0.277)\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 同时具有最大的 Fe(Ⅲ)还原速率。

对 4 类水质海区中的铁还原过程动力学参数进行方差分析和多重比较(见表 3), 可以看出 I 类和Ⅱ类海区的 Fe(Ⅱ)的最大累积量(a)没有显著差异, 而与Ⅲ类和Ⅳ类海区差异达到极显著水平; Fe(Ⅱ)的累积速率常数(k)在 I、Ⅱ、Ⅲ和Ⅳ类水质海区没有显著的差异, 但在最大反应速率($V_{\max}$)上却反映出区别, 其中Ⅱ和Ⅲ类水质海区的差异不明显, 而与 I 和Ⅳ类水质海区呈现极显著的差异。从不同海区的 k 和 $V_{\max}$ 的变异系数($C.V.$)分析, I 类水质海区的变化最大。

3 讨论

由于采样深度和各采样点位所受污染的程度不同, 进而导致同一水质海区不同位点的 Fe(Ⅱ)最大累积量、Fe(Ⅱ)累积速率常数和 Fe(Ⅲ)最大还原速率产生一定的差异。

将采样位点由近岸到远海的同一水平位置排列(S13、S15、S16 和 S17, 以及 S6、S9 和 S14), 由各点位沉积物的 Fe(Ⅱ)的生成量随培养时间变化的曲线可以看出, 离海岸越近 Fe(Ⅱ)的生成量越高, 反映出由于陆域泥沙的输入而形成铁还原程度由高到低向海域延伸的分布趋势。另一方面, 据 2007 年天津市海洋环境质量公报^[18]报道, 对渤海湾水质环境造成主要影响的污染物质为: 无机氮、活性磷酸盐、化学需氧量等, 并且由西向东呈逐渐递减趋势, 所以离入海口越

近有机物的污染越严重。有机物可在好氧菌的作用下分解, 水中溶解氧可被消耗, 进而使水体进入厌氧状态。这种情况下厌氧菌会大量繁殖, 也会加大 Fe(Ⅲ)的厌氧还原潜势, 同时有机物可担当电子供体, 给异化铁还原过程带入充足的碳源。

从沿海岸由北向南排列的不同采样点(S1、S2、S4、S6、S10、S12 和 S15)的 Fe(Ⅱ)含量变化曲线可以看出, 处在污染最严重的塘沽海河及大沽排污河河口的 S6 样点 Fe(Ⅲ)还原能力最强, 其次为 S1、S2 和 S15 样点。根据国家海水水质标准^[15](GB 3097—1997), 第 4 类海水水质所含溶解氧最低, 说明 Fe(Ⅲ)还原最充分。据海洋环境公报报道^[18], 渤海湾海域污染情况与排污口水质有关, 而各入海排污口的化学需氧量超标现象较普遍, 其中子牙新河入海口的 COD 可达到 $4\,712\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 超标 46.1 倍。由于 S15 所处的海域正对大港北排河及子牙新河的排污口, 有机物的污染较严重, 则有可能加大 Fe(Ⅲ)的厌氧还原潜势。S4、S10 和 S12 样点, 从图 1 可以看出, S4 样点所处的位置虽在大沽污水库附近, 但由于多条河流汇入此口, 对污染物的稀释作用或许是 Fe(Ⅱ)生成量并不高的原因。S3、S11 和 S16 的变化规律分别与 S2、S10 和 S15 相同。

通过对 Fe(Ⅱ)的最大累积量(a)、Fe(Ⅱ)累积速率常数(k)、沉积物中有机碳含量、 NO_3^--N 浓度及 NH_4^+-N 浓度之间的相关分析表明, Fe(Ⅱ)的最大累积量(a)仅与 NO_3^--N 浓度呈显著的负相关关系, 相关系数达到 $-0.834\,5$ ($n=13$, $P=3.88\times10^{-4}$), 表明 NO_3^- 与 Fe(Ⅲ)是沉积物中相互竞争的电子受体。

4 结论

(1) 不同采样位置的沉积物中 Fe(Ⅲ)的还原潜势存在一定差异, 说明来自于不同位置的沉积物本身所含的可还原氧化铁数量及水环境对铁还原的影响

不同。

(2)海河及大沽排污河河口的Ⅳ类水质海区沉积物中 Fe(III) 还原能力最为强烈,在大港北排河及子牙新河的排海口 Fe(III) 还原亦较高。距离海岸较远的Ⅰ类水质海区沉积物中 Fe(III) 还原能力较弱。

(3)Ⅰ类和Ⅱ类海区的 Fe(II) 的最大累积量(a)没有显著差异,而与Ⅲ类和Ⅳ类海区差异达到极显著水平; Fe(II) 的累积速率常数(k)在Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ和Ⅳ类水质海区没有显著的差异,但在最大反应速率($V_{\max}$)上却反映出区别,其中Ⅱ和Ⅲ类水质海区的差异不明显,而与Ⅰ和Ⅳ类水质海区呈现极显著的差异。

(4) Fe(II) 的最大累积量(a)与 NO_3^- -N浓度呈显著的负相关关系,表明 NO_3^- 与 Fe(III) 是沉积物中相互竞争的电子受体。

参考文献:

- [1] Lovley D R, Coates J D. Novel forms of anaerobic respiration of environmental relevance[J]. *Current Opinion in Microbiology*, 2000, 3: 252–256.
- [2] Fredrickson J K, Kostandarithes H M, Li S W, et al. Reduction of Fe(III) , Cr(VI) , U(VI) , and Te(VII) by *deinococcus radiodurans* R1[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(5): 2006–2011.
- [3] Zhang C, Liu S, Logan J, et al. Enhancement of Fe(III) , Co(III) , and Cr(VI) reduction at elevated temperature and by thermophilic bacterium[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 1996, 57–58(1): 923–932.
- [4] Bernad I O, et al. Vanadium respiration by *geobacter metallireducens*: Novel strategy for in situ removal of vanadium from groundwater[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70(5): 3091–3095.
- [5] Llord J R, Sole V A, Vnapraagh C V G, et al. Direct and Fe(II) -mediated reduction of technetium by Fe(III) -reducing bacteria[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(9): 3743–3749.
- [6] 李松, 曲东. 厌氧混合培养下 Cr(VI) 的微生物还原能力[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2006, 34(10): 107–112.
LI Song, QU Dong. Reduction capabilities of microbial Cr(VI) in anaerobic environment [J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 2006, 34(10): 107–112.
- [7] 刘硕, 曲东. 苯系物作为唯一碳源对铁还原过程的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2006, 34(10): 101–106.
LIU Shuo, QU Dong. Effects of benzene analogs as sole carbon source on dissimilatory iron reduction[J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 2006, 34(10): 101–106.
- [8] 曹宁, 曲东. 水稻土中铁还原与无机磷有效性的关系[J]. 土壤通报, 2007, 38(3): 504–507.
CAO Ning, QU Dong. The relationship between iron oxides reduction and inorganic phosphorus availability in four paddy soils of China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38(3): 504–507.
- [9] 张磊, 曲东, 易维洁, 等. 纤维素作为电子供体对异化铁还原过程的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2009, 37(4): 121–127.
ZHANG Lei, QU Dong, YI Wei-jie, et al. Effect of the cellulose as the electron donor on the Fe(III) reduction[J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 2009, 37(4): 121–127.
- [10] Dong Qu, Stefan R, Schnell S. Microbial reduction of weakly crystalline iron(III) oxides and suppression on methanogenesis in paddy soil[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, 72(6): 1172–1181.
- [11] 曲东, 张一平, Schnell S, 等. 添加氧化铁对水稻土中 H_2 , CO_2 和 CH_4 形成的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1313–1316.
QU Dong, ZHANG Yi-ping, Schnell S, et al. Effect of iron oxide addition on hydrogen, carbon dioxide and methane geneses in paddy soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(8): 1313–1316.
- [12] 曲东, Schnell S. 外源氧化铁对水稻土甲烷形成的抑制[J]. 环境科学学报, 2002, 22(1): 65–69.
QU Dong, Schnell S. Suppression of methanogenesis by iron oxides in paddy soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2002, 22(1): 65–69.
- [13] Roden E E. Diversion of electron flow from methanogenesis to crystalline Fe(III) oxide reduction in carbon-limited cultures of wetland sediment microorganisms[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(9): 5702–5706.
- [14] Lovley D R. Dissimilatory Fe(III) - and Mn(IV) -reducing prokaryotes[J]. *Ecophysiology and Biochemistry*, 2006, 2: 635–658.
- [15] GB 3097—1997, 海水水质标准[S].
GB 3097—1997, Sea water quality standard[S].
- [16] 曲东, 贺江舟, 孙丽蓉. 不同水稻土中氧化铁的微生物还原特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2005, 33(4): 97–101.
QU Dong, HE Jiang-zhou, SUN Li-rong. Microbial reducing characteristics of iron oxides in different paddy slurries[J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 2005, 33(4): 97–101.
- [17] 王静, 曲东, 易维洁. 不同浓度硫酸盐对水稻土中异化铁还原过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(5): 908–913.
WANG Jing, QU Dong, YI Wei-jie. Effect of different concentration sulfate on dissimilatory reduction in paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(5): 908–913.
- [18] 天津市环保局. 2007年天津市海洋环境质量公报[A]. 天津, 2008.
Tianjin Environmental Protection Bureau. Sea water environmental quality of Tianjin in 2007[A]. Tianjin, 2008.