金属氧化物颗粒/水界面上 NOM 吸附机制的研究

李孟,郭金仓

(武汉理工大学土木与建筑工程学院,武汉 430070)

摘要:以腐殖酸作为天然有机物(NOM)的代表,研究了腐殖酸分子在金属氧化物(赤铁矿)颗粒/水界面上的吸附特征,分析了 pH 值和离子强度对界面吸附配位反应的影响,及它们对赤铁矿颗粒表面吸附密度和团聚体粒径的影响.结果表明,吸附密度 随 pH 值的升高而减少,随离子强度的升高而增大;颗粒团聚体粒径随 pH 值的升高先增大后减小,随离子强度的升高而增大;pH = 4 时吸附密度最大,为 6.22 mg/m²,但此时团聚体粒径最小;pH = 5 时吸附密度较小,但团聚体粒径较大;pH = 8 为配位 反应等电点,吸附密度和团聚体粒径均较小;pH = 10 吸附密度最小,为 0.50 mg/m²,团聚体粒径也较小.应用 SS/SF 混合模型 初步分析了赤铁矿颗粒/水界面上腐殖酸分子的吸附构型.当 pH 值较低时,构型多为链状和环状;当 pH 值较高时,构型多为 扫尾状.离子强度越高,链状和扫尾状构型越多;离子强度越低,环状构型越多.

关键词:腐殖酸;赤铁矿颗粒;配位反应;SS/SF混合模型;吸附机制

中图分类号:X131.2 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)06-1548-06

Research on Adsorption Mechanism of NOM on Metal Oxide Particles/Water Interface

LI Meng, GUO Jin-cang

(School of Civil Engineering and Architecture, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China)

Abstract: The adsorption of humic acid molecules on metal oxide (hematite) particles/water interface was studied, with humic acid used as a representative of natural organic matter. This paper mainly analyzed influences of pH values and ionic strength on the adsorption coordinate reaction, as well as on the adsorption density and the size of aggregating-particles. The adsorption density decreased with pH values increasing and increased as ionic strength increased, while the size of aggregating-particles increased firstly and then decreased with pH value increasing, and increased with the ionic strength increasing. When pH value was 4, the adsorption density was the largest, i. e. 6.22 mg/m^2 , while the size of aggregating-particles was the smallest. When pH value was 5, the adsorption density was smaller, but the size of aggregating-particles was larger. When pH value was 8, it reached the isoelectric point of coordination reactions, therefore the adsorption density and the size of aggregating-particles is also smaller. Finally, the SS/SF hybrid model was introduced briefly, and used to analyze the adsorption configurations of humic acid molecules on hematite particle/water interface preliminarily. When pH value was low, the configurations were mostly train and loop, when pH value was high, the configurations were mostly tail. The higher the ionic strength was, the more train and tail configurations there were. The lower the ionic strength was, the more loop configurations there were.

Key words: humic acid; hematite particle; coordinate reaction; SS/SF Hybrid Model; adsorption mechanism

随着经济的快速发展,水源地不同程度地受到 污染,其中最主要的污染物是有机物.水中的有机物 按来源可分为天然有机物和人工合成有机物.其中, 饮用水中多数为天然有机物和人工合成有机物.其中, 饮用水中多数为天然有机物和人工合成有机物.其中, 成分也各不相同^[1].天然有机物中最主要的部分是 腐殖酸(humic acid),腐殖酸是一种以多元酚和醌 作为芳香核心的多聚物,含有大量的羧基、羟基和酚 羟基等基团.水中胶体颗粒极易吸附腐殖酸等大分 子聚合物,其吸附作用力包括离子键、络合配位反 应、静电作用力、范德华力和疏水作用等^[2].其中, 对吸附反应影响较大的因素是 pH 值和离子强 度^[3]. 对水合氧化物分散体系中金属离子的专属吸附采用 配位化学的处理方法,Schindler 等^[6]对这一概念又 进行了深入的阐述,逐步形成了 Stumm-Schindle 表 面络合模型(SS 理论).20 世纪 80 年代,Schentjens 和 Fleer 等^[7-9]对水环境中聚合物在固液界面上的 吸附进行深入的研究,逐步形成了 Schentjens-Fleer 理论(SF 理论).20 世纪 90 年代,许多研究者对水 中固液界面上大分子聚合物吸附进行了分析,吸附 理论得到进一步的扩展^[10-12].国内对界面吸附理论

收稿日期:2009-08-27;修订日期:2009-11-27

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA0402);国家自然科学基金项目(20876122)

²⁰ 世纪 70 年代初期, Stumm 等^[4,5]首先提出了

作者简介:李孟(1972~),男,博士,教授,主要研究方向为水污染控制技术,E-mail: limeng189@126.com

的研究始于 20 世纪 80 年代,王向天^[13]、陶祖贻^[14] 和褚泰伟^[15]等最早引进和研究表面络合模型,金鹏 康等^[16]也将表面络合模型引进到水体中天然有机 物混凝去除的相关研究中. 20 世纪 90 年代之后,SF 理论逐渐被国内学者所认知,并采用 SF 理论研究高 分子物质的多分散性^[17,18].

本实验以腐殖酸和模型颗粒赤铁矿为对象,研究腐殖酸分子在赤铁矿颗粒表面的吸附行为,以赤铁矿颗粒表面上腐殖酸的吸附密度和吸附前后赤铁 矿颗粒团聚体粒径变化来研究赤铁矿颗粒/水界面 上腐殖酸的吸附机制,并结合 SS/SF 混合模型对吸 附机制进行初步研究.

1 材料与方法

1.1 实验药品和仪器

商品腐殖酸(commercial humic acid,CHA),上 海巨枫化学科技有限公司;高纯赤铁矿颗粒:石家庄 同人伟业科技有限公司;NaNO₃、NaOH、HCl:分析 纯,上海科昌精细化学品公司.

CHN868 型 pH 酸度计(美国奥立龙)、AS2060B 液相超声波分散器、FA2004N 型万分之一天平、 TD6M 型台式多管低速离心机、FU-HUA ZD-85 型恒 温振荡器、HT2100 型 TOC/TN 测试仪、ZETAPALS 型 Zeta 电位及粒度仪、CEMINI 型全自动比表面积 分析仪、0.45 μm 抽滤装置.

1.2 吸附实验

将商品腐殖酸(CHA)在碱性条件(pH为10± 0.1)下溶解,并用0.45 μm纤维素滤膜过滤以保证 水中腐殖酸成分为溶解性腐殖酸(DOC),再将水样 调节到 DOC 浓度为180 mg/L左右.实验中采用赤 铁矿颗粒为模型胶体颗粒,BET 测定其比表面积为 31.1 m²/g,团聚体粒径为300 nm 左右,投加量为 750 mg/L,溶液的离子强度采用 NaNO₃ 调节,实验 中采用0、0.0010、0.010、0.10和1.0 mol/kg共5 种离子强度(*I*),溶液的 pH 值采用1.0 mol/L NaOH 和1.0 mol/L HCl 调节,实验中 pH 值的变化范围为 4.0~10.0,并保持±0.05 范围内变化.接着将吸附 反应溶液放入 AS2060B 液相超声波分散器内分散 15 min,再置于 FU-HUA ZD-85 型恒温振荡器(25℃ ±1℃)内振荡24 h达到吸附平衡.

1.3 吸附反应前后赤铁矿颗粒团聚体粒径的测定

在将吸附反应溶液放入恒温振荡器之前,从采 样瓶中吸取少量反应溶液,将其稀释至赤铁矿颗粒 的含量为15 mg/L,取样测定反应溶液中赤铁矿颗 粒团聚体的粒径.当反应溶液达到吸附平衡之后,在 离心分离之前,从采样瓶中取等量的反应后溶液,也 将其稀释至 15 mg/L,并保持相同 pH 值和离子强 度,取样测定反应后团聚体的粒径.

1.4 溶解性有机碳(DOC)测定

在反应溶液达到吸附平衡之后,取适量的反应 溶液于 TD6M 型台式多管低速离心机内离心分离 20 min,转速4000 r/min,取上清液于 HT2100 型 TOC/TN 测试仪中测定 TOC,根据反应前后反应溶 液中的 TOC 差值,计算赤铁矿表面上腐殖酸分子的 吸附密度(Γ).

2 结果与分析

2.1 腐殖酸与赤铁矿颗粒间的吸附反应

赤铁矿颗粒表面覆盖着大量的羟基(--OH)、 羧基(--COOH)等基团,在水溶液中一般以--MeOH 来表示,而这种氧化物一般都具有两性,主要取决于 反应溶液的 pH 值^[19,20]:

 $-\mathrm{MeOH}_{2}^{+} \rightleftharpoons \mathrm{MeOH} + \mathrm{H}^{+}$ (1)

 $-MeOH \Longrightarrow -MeO^{-} + H^{+}$ (2)

溶液中氧化物界面存在—MeOH[↑]、—MeOH

和—MeO⁻ 共 3 种表面形态,当 $pH < pH_{pze}$ 时 (—MeOH₂⁺和—MeO⁻的数量相同时的 pH 值,即等 电点或零质子状态点),表面官能团—MeOH 质子 化,形成官能团—MeOH₂⁺,使得氧化物表面呈正电 性;当 $pH > pH_{pze}$ 时,表面官能团—MeOH 去质子化, 形成官能团—MeO⁻,使氧化物表面呈负电性.腐殖 酸分子(HA)表面也含有羟基、羧基和酚醛基等官 能团.这些官能团的电离使得腐殖质带有负电荷.对 于腐殖酸表面官能团的电离,可以用下式表示:

$$HL \rightleftharpoons L^{-} + H^{+}$$
(3)

式中,L⁻表示腐殖酸分子中已电离的官能团,HL表 示未电离的腐殖酸分子.当溶液中同时存在氧化物 —MeOH和腐殖酸分子 HL时,将会发生如下反应:

 $-\mathrm{MeOH}_{2}^{+} + \mathrm{L}^{-} \longrightarrow -\mathrm{MeL} + \mathrm{H}_{2}\mathrm{O}$ (4)

2 2 2 7

- $-MeOH + L^{-} \longrightarrow -MeOHL^{-}$ (5)
- $-MeO^{-} + L^{-} \longrightarrow -MeOL^{2-}$ (6)

腐殖酸表面上的羧基、羟基和酚醛基等基团将 与氧化物表面官能团发生络合配位反应,从而形成 腐殖酸在赤铁矿颗粒表面的吸附^[10-12].

2.2 pH 值、离子强度对赤铁矿颗粒表面吸附密度的影响

图1表示的是不同 pH 值条件下反应后赤铁矿

颗粒上吸附的溶解性腐殖酸的吸附密度变化曲线, 图 2 表示的是不同离子强度条件下反应后赤铁矿颗 粒上吸附的溶解性腐殖酸的吸附密度变化曲线.

从图 1 中可知, 若离子强度为定值, 当 pH 值从 4 变到 10 时,赤铁矿颗粒上吸附的溶解性腐殖酸分 子的吸附密度随着 pH 值的升高而减小,当 pH > pH_{pze},吸附密度趋于平衡,这是因为天然有机物表 面负电性较大.图1中吸附的等电点在 $pH_{m} = 8$ 左 右,当 pH < 8 时,赤铁矿颗粒的表面官能团以 $-MeOH_{2}^{\dagger}$ 为主, $-MeOH_{2}^{\dagger}$ 的含量越高,腐殖酸的吸 附量也就越大,当 pH = 4 有最大的吸附密度,如 I = $1 \text{ mol/kg}, \Gamma = 6.22 \text{ mg/m}^2$. 在 pH = 8 时,吸附密度 则较小,如 $I = 0.01 \text{ mol/kg}, \Gamma = 0.56 \text{ mg/m}^2$.当 pH >8时,赤铁矿颗粒的表面官能团以—MeO⁻为主, 而腐殖酸表面官能团也带负电荷,吸附密度较小,但 从图1中可知仍有一定的吸附密度,这说明赤铁矿 颗粒表面官能团与溶液中的腐殖酸分子仍会发生吸 附配位反应,产生一定的吸附量,当 pH = 10 时,吸 附密度最小,为0.50 mg/m².



图 1 不同 pH 值条件下吸附密度曲线 Fig. 1 Adsorption-density curve under different pH values

从图 2 可知,若 pH 值为定值,离子强度变化 时,赤铁矿颗粒的吸附密度随离子强度的升高而增 大.当 pH < 8 时,吸附密度的变化较明显,如 pH = 4 时,由 I = 0 时的 2.25 mg/m²变为 I = 1 mol/kg时的 6.22 mg/m²,这主要是因为在低 pH 值条件下,随着 离子强度的增加,颗粒表面处扩散双电层附近腐殖 酸的含量大量增加,从而有利于吸附反应的进行,同 时,由于颗粒表面吸附的腐殖酸分子之间的静电斥 力,使得吸附密度不能无限制地增大.当 pH > 8,I < 0.1 mol/kg时,吸附密度才出现增大,这主要是因为颗粒 表面官能团的负电性限制了吸附密度的增大,使得 吸附反应进行缓慢,同时由于界面吸附的腐殖酸分 子,增加了界面和界面附近的腐殖酸分子间的静电 斥力,使吸附反应继续进行的能垒升高,只有当离子 强度变得更大时,腐殖酸分子才被压缩更加靠近颗 粒表面,吸附间距减小,吸附能垒降低,吸附反应得 以进行.



Fig. 2 Adsorption-density curve under different ionic strengths

2.3 pH 值、离子强度对吸附前后赤铁矿颗粒团聚 体粒径的影响

图 3 表示不同 pH 值条件下反应前后赤铁矿颗 粒团聚体粒径曲线,图 4 表示的是不同离子强度条 件下反应后赤铁矿颗粒团聚体粒径曲线.

从图 3 可知,若离子强度为定值,当 pH = 4 时, 反应后赤铁矿颗粒团聚体粒径较小,当 pH = 5.0 时,以 I = 0.01 mol/kg为界呈现 2 种不同的变化趋势,若 I < 0.01 mol/kg,吸附后团聚体粒径变化不大,若 $I \ge 0.01 \text{ mol/kg}$ 时,团聚体粒径取得最大值. 当 pH > 5 时,以 I = 0.1 mol/kg为界也出现了 2 种不同的变化趋势,当 I < 0.1 mol/kg,吸附后赤铁矿颗



after adsorption under different pH values

粒团聚体粒径随 pH 值升高在某个值附近上下波 动,变化不大;若 $I \ge 0.1 \text{ mol/kg}$,团聚体粒径随 pH 值升高呈减小的趋势.上述现象可解释为:当 pH = 4 时,赤铁矿颗粒表面吸附了大量的腐殖酸分子,吸附 界面被腐殖酸分子完全覆盖,赤铁矿颗粒间的静电 斥力使得团聚体更加分散,粒径因此也较小;当 pH = 5, $I \ge 0.01 \text{ mol/kg}$ 时,界面上吸附的腐殖酸分子有 所减少,吸附的腐殖酸分子的静电屏蔽作用小于团 聚体颗粒间的团聚力,颗粒团聚量增大,粒径变大; 当 pH \ge 5,I < 0.1 mol/kg时,由于离子强度较小,对 界面双电层所起作用有限,因此粒径变化不大.而当 pH > 5, $I \ge 0.1 \text{ mol/kg}$ 时,由于离子强度较大,界面 双电层受腐殖酸分子压缩较大,而且界面官能团 —MeO⁻也在不断增多,团聚体颗粒间的静电斥力 越来越大,颗粒分散度也越大,粒径则逐渐变小.

从图 4 可知,当 pH 值为定值时,当离子强度升 高时,颗粒的粒径均呈增大趋势,这是因为离子强度 越高,赤铁矿表面活性位越多,而界面双电层中腐殖 酸分子也较越多,固液界面上吸附的腐殖酸分子的 数量则越多,因而颗粒的粒径较大.



图 4 不同离子强度条件下吸附后团聚体粒径分布曲线 Fig. 4 Size distribution curve of aggregating-particles after adsorption under different ionic strengths

3 模型分析

SS/SF 混合模型是建立在对 Stumm-Schindle 表面络合模型和 Scheutjens/Fleer 自洽场理论基础研究之上的. SS 模型^[21,22]一般用来描述界面吸附配位反应,模型包括界面特殊的结合位点、表面和溶液的物种以及静电效应等,但模型不能明确地解决疏水性对吸附配位反应的影响,同时模型也没有考虑到聚合物的大分子特性. SF 理论也可以用来描述界面吸附配位反应,SF 理论将固/液界面被看做一个有

M 层的三维点阵^[8, 23, 24],认为界面上吸附的大分子 聚合物由若干个链段或单体组成,每个链段占据一 个吸附活性位点,从而聚合物就占据界面上若干个 吸附活性位.根据聚合物在界面上吸附活性位的数 量,界面处吸附的聚合物可能形成链状、环状和扫尾 状3 种构型^[25,26].溶液性质不同,界面吸附构型也 不相同,SF 理论提出的这种界面均一的物化性质, 不能很好地反映吸附配位反应中配位体与界面位点 之间的真实反应.因而,本研究采用了 SS/SF 混合 模型^[10-12],这一理论模型不仅考虑了 SS 模型中固 体表面络合反应活性位和配位体的分布情况对吸附 反应的影响,而且也体现了 SF 理论中聚合物大分子 在与水分子之间的相互作用,充分体现聚合物分子 的大分子特性,从而可以更好地反映界面配位反应.

pH 值、离子强度对赤铁矿颗粒界面吸附层吸附 密度和颗粒粒径的影响,可以利用 SS/SF 混合模型 对界面吸附配位反应的机制进行初步的研究.在离 子强度为定值时,pH 值对界面的吸附配位反应影响 较大.当 pH 值由低变高时,吸附密度整体上出现由 大变小的趋势,在某一区段的 pH 值范围内变化更 为剧烈. 这是因为 pH 值决定着氧化物界面物种 $(-MeOH_{2}^{+}, -MeOH_{2}^{-})$ 分布,同时也影响 着腐殖酸分子的解离程度和物种 L^- 的数量. 当 pH <pH_m时,氧化物界面为—MeOH⁺和—MeOH 之间 的动态平衡, pH 值越低, 正电性物种— $MeOH_2^+$ 含量 越多,尽管腐殖酸分子不能完全电离,但静电引力还 是引起了大量腐殖酸分子的吸附.根据图1~4中对 腐植酸吸附密度和反应前后团聚体颗粒粒径变化规 律分析可知,低 pH 值条件下氧化物表面的吸附形 态多为链状和环状.在这种构型条件下,颗粒表面基 本被腐殖酸包裹,由于静电屏蔽作用大于颗粒的团 聚力,团聚体颗粒较分散,界面吸附密度较大、团聚 体颗粒粒径较小;在某些特定的 pH 值(pH = 5)条 件下,氧化物表面吸附形态可能为环形或扫尾状,在 这种构型条件下,静电屏蔽作用比颗粒的团聚力要 小,因而形成的团聚体粒径较大;当 pH 值继续升高 时,氧化物表面上基本为扫尾状构型,因而吸附密度 较小,而此种情况下团聚体粒径也较小则有待进一 步研究.在等电点附近,由于氧化物界面电性整体上 呈中性,不利于吸附反应的进行,因而吸附密度和团 聚体粒径也都较小.

当 pH 值为定值时,离子强度越大,吸附密度和 团聚体粒径也越大,这可能是因为较大的离子强度 使得氧化物表面产生了较多的配位活性位,同时又 由于吸附双电层的压缩,促使更多的腐殖酸分子靠 近吸附界面,界面上吸附的腐殖酸分子增多,界面上 腐殖酸分子多呈链状和扫尾状.离子强度越高,配位 活性位越多,双电层压缩越剧烈,吸附界面上链状和 扫尾状构型越多,界面吸附密度越大、团聚体粒径也 越大;离子强度越小,配位活性位越少,双电层压缩 越差,吸附界面上环状构型越多,界面吸附密度越 小、团聚体粒径也越小.

4 结论

(1)腐殖酸分子在赤铁矿颗粒表面吸附为配位 体和界面吸附位点间的化学反应,pH值和离子强度 是影响反应的2个重要影响因素.

(2)吸附密度随 pH 值的升高而减少,随离子强 度的升高而增大;颗粒团聚体粒径随着 pH 值的升 高先增大后减小,随离子强度的升高而增大. pH = 4 时吸附密度最大,为 6.22 mg/m²,但此时团聚体粒 径最小;pH = 5 时吸附密度较小,但有较大的团聚体 粒径;pH = 8 为吸附配位反应的等电点,吸附密度和 团聚体粒径都较小;pH = 10 吸附密度最小,为 0.50 mg/m²,团聚体粒径也较小.

(3)界面配位反应可以用 SS/SF 混合理论来解 释.低 pH 值条件下,界面吸附构型多为链状和环 状,吸附密度较大、团聚体粒径较小.高 pH 值条件 下,界面吸附构型多为扫尾状,吸附密度较小,pH = 5 时界面吸附构型开始变化.离子强度越高,吸附界 面上链状和扫尾状构型越多,界面吸附密度和团聚 体粒径则较大;离子强度越小,吸附界面上环状构型 越多,界面吸附密度和团聚体粒径则较小. 参考文献:

- [1] Gao B Y, Yue Q Y. Natural organic matter (NOM) removal from surface water by coagulation [J]. Journal of Environmental Sciences, 2005, 17(1): 119-122.
- [2] 郭瑾,马军,刘嵩,等. 天然有机物在氧化铝表面的吸附机理 研究[J]. 环境科学, 2006, **26**(1):111-117.
- [3] 李爱民,冉炜,代静玉.天然有机物与矿物间的吸附及其环境 效应的研究进展[J].岩土矿物学杂志,2005,11(6):671-680.
- [4] Stumm W. Chemical interaction in particle separation [J]. Environmental Science and Technology, 1977, 11(12): 1066-1070.
- [5] Ulrich H J, Stumm W, Cosovic B. Adsorption of aliphatic fatty acids on aquatic interfaces. Comparison between two model surfaces: The mercury electrode and δ-Al₂O₃ colloids [J]. Environmental Science and Technology, 1988, 22(1): 37-41.
- [6] Schindler P W. Surface complexes at oxide-water interfaces [A]. In: Anderson M A, Rubin A J. (eds). Adsorption of Inorganics at Solid-Liquid Interfaces [M]. Michigan: Ann Arbors Science

Publishers Inc, 1981. 1-3.

- [7] Scheutjens J M H M, Fleer G J. Interaction between two adsorbed polymer layers [J]. Macromolecules, 1985, 18 (10): 1882-1900.
- [8] Blaakmeer J, Bohmer M R, Cohen Stuart M A, et al. Adsorption of weak polyelectrolytes on highly charged surfaces. Poly(acrylic acid) on polystyrene latex with strong cationic groups [J]. Macromolecules, 1990, 23(8): 2301-2309.
- [9] Bohmer M R, Evers O A, Scheutjens J M H M. Weak polyelectrolytes between two surfaces: adsorption and stabilization [J]. Macromolecules 1990, 23(8): 2288-2301.
- [10] Au K K, Penisson A C, Yang S L, et al. Natural organic matter at oxide/water interfaces: complexation and conformation [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1999, 63 (19/20): 2903-2917.
- [11] Jones K L, O' Melia C R. Protein and humic acid adsorption onto hydrophilic membrane surfaces: effects of pH and ionic strength[J]. Journal of Membrane Science, 2000,165: 31-46.
- [12] Au K K, Yang S L, O'Melia C R. Adsorption of weak polyelectrolytes on metal oxide surfaces: A hybrid SC/SF approach [J]. Environmental Science and Technology, 1998, 32 (19): 2900-2908.
- [13] 王向天,黄君礼,汤鸿霄. 高岭土和二氧化硅的表面酸碱性质 定量模式计算[J]. 哈尔滨建筑大学学报,2001,34(3):56-59.
- [14] 陶祖贻,杜金洲. 氧化物/水界面上的表面络合模型[J]. 离 子交换与吸附, 1994, **10**(2): 112-118.
- [15] 褚泰伟,杜金洲,陶祖贻.氧化铝/水界面上表面络合模型的 参数[J].离子交换与吸附,1995,11(6):492-497.
- [16] 金鹏康,王晓昌.腐殖酸-铝盐共聚络合反应特性[J].中国 给水排水,2004,20(1):40-43.
- [17] Guo L, Ye R Q, Ying C M, et al. Adsorption of diblock copolymers from non-selective solvent: comparison between Scheutjens-Fleer theory and monte carlo simulation [J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2002, 10(6): 639-643.
- [18] 韦园红,刘洪来,叶汝强,等.聚乙烯醇在 Al₂O₃、SiO₂ 颗粒上 的吸附及对 Zeta 电位的影响[J].华东理工大学学报,2001, 27(1):99-102.
- [19] Hiemstra T, Van Riemsdijk W H, Bolt G H. Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr) oxides: A new approach I. Model description and evaluation of intrinsic reaction constants [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 1989, 133(1): 91-104.
- [20] Hiemstra T, Van Riemsdijk W H, Bolt G H. Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr) oxides: A new approach II. Application to various important (hydr) oxides [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 1989, 133(1): 105-117.
- [21] 杨敏,豆小敏,张昱. 固液界面吸附机制与模型——"环境水 质学前沿专栏"序言[J]. 环境科学学报,2006,26(10): 1581-1585.
- [22] Davis J A, Coston J A, Kent D B. Application of the Surface complexation concept to complex mineral assemblages [J]. Environmental Science and Technology, 1998, 32 (19): 2820-2828.
- [23] Feuz L, Leermakers F A M, Textor M, et al. Bending rigidity and induced persistence length of molecular bottle brushes: A self-consistent-field theory [J]. Macromolecules, 2005, 38

李孟等:金属氧化物颗粒/水界面上 NOM 吸附机制的研究

(21): 8891-8901.

6 期

- [24] Van der Schee H A, Lyklema J. A lattice theory of polyelectrolyte adsorption [J]. Journal of Physical Chemistry, 1984, 88(26): 6661-6667.
- [25] Scheutjens J M H M, Fleer G J. Statistical theory of the adsorption of interacting chain molecules. 1. Partition function,

segment density distribution, and adsorption isotherms [J]. Journal of Physical Chemistry, 1979, 83(12): 1619-1635.
[26] Scheutjens J M H M, Fleer G J. Statistical theory of the adsorption of interacting chain molecales. 2. Train, loop and tail size distribution [J]. Journal of Physical Chemistry, 1980, 84 (2): 178-190.

1553