

文章编号: 1001-8166(2002)05-0699-06

微生物参与下的水/粒界面 吸附反应研究进展*

万鹰昕^{1,2}, 刘丛强¹, 傅平青^{1,2}, 刘建军^{1,2}

(1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 回顾了近年来微生物存在下的水/粒界面吸附反应研究进展, 包括微生物对金属阳离子的吸附、矿物微粒对微生物的吸附和微生物参与下的水/粒界面吸附; 目前, 这些吸附反应的定量化模型研究主要有体积分配关系和表面络合模型两种方法。其中, 体积分配关系可从野外直接测得; 而表面络合模型是采用不受溶液条件变化影响的准热力学常数来描述表面化学反应, 能外推至实验室无法直接模拟的条件。随着人们对微生物在环境中重要性认识的加深, 微生物参与下的水/粒界面吸附和可预测吸附程度的定量化模型受到人们越来越多的重视。

关键词: 细菌; 吸附; 离解常数; 表面络合模型

中图分类号: P59 **文献标识码:** A

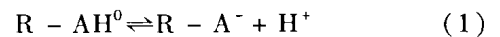
已有大量证据表明, 水体中的沉积物和悬浮物能吸附并且浓缩微量金属^[1]; 同时, 地表水环境中的微生物对多种物质, 包括可溶性有机物、矿物微粒和金属阳离子, 均有很强的亲近性。细菌作为重要的微生物种类, 它的细胞壁能强烈吸附水体中的金属阳离子, 这导致水体金属的含量与细菌的可移动性息息相关^[2-5]。同时, 细菌还可通过与矿物的相互作用影响金属的迁移。因此, 微生物的活动对地表环境中微量元素的循环具有重要作用, 通过水粒界面的吸附反应, 细菌能控制微量金属的地球化学行为。

人们对水岩系统中水粒界面的反应已有一定了解, 但由于生物体的复杂性所限, 不同生物在不同理化条件下的行为有很大差异, 因此对生物参与下水粒界面的吸附反应的了解仍有限。

1 细胞壁的表面化学行为

少量金属离子可能进入细胞内, 但不少研究

者^[4,5]的研究结果显示, 绝大多数被吸附的金属离子是以键合方式存在于细菌的细胞壁上。因此, 溶液中金属离子吸附到细菌细胞壁上可能是非生物过程, 仅受暴露于细胞壁表面官能团的酸/碱基属性和某一类型官能团对特定金属离子的键合程度所控制。例如格兰氏阳性和格兰氏阴性细菌细胞壁都包含大量的表面有机官能团, 如羧基、羟基、磷酸盐和少量氨基, 它们与溶液中的金属离子反应显示静电性、斥水性和化学反应。在低 pH 值时(多数情况下低于 2), 细菌细胞壁是中性的。但在更高的 pH 值时, 其负电性增加, 是由于表面有机官能团去氢离子作用的结果。可以用以下反应描述:



其中 R 代表与每一官能团联系的细菌, A 是与之接触的官能团(羧基、羟基、磷酸基)。Jeremy 等用酸/碱滴定法确定枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)的重要表面官能团的离解常数, 实验结果表明其表面官

收稿日期: 2001-01-17; 修回日期: 2002-03-31.

* 基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目“喀斯特地区(贵州乌江流域)物质的水文地球化学循环及其环境效应研究”(编号: KZCX2-105)资助.

作者简介: 万鹰昕(1976-), 女, 江西省黎川县人, 博士研究生, 主要从事水环境地球化学和生物作用下的环境化学研究.

E-mail: yingxinwan@21cn.com

能团——羧基、磷酸盐和羟基的离解常数值 (pKa) 分别为 4.82 ± 0.14 , 6.9 ± 0.5 , 9.4 ± 0.6 。因为氨基在 pH 值低时是正的,且在更高的 pH 值时不带电荷,不会对细菌表面的电性有显著影响。这可作为低 pH 值条件下 *Bacillus subtilis* 为净中电性的证据。

Harden 等^[6]研究了格兰氏阳性和格兰氏阴性细菌的等电点,表明格兰氏阳性细菌等电点的 pH 范围为 1.75 ~ 4.15, 格兰氏阴性细菌等电点的 pH 范围为 2.07 ~ 3.65。而最近的电泳研究证明,因 pH 值、细菌种类、存在的金属离子和离子强度等条件的改变,细胞壁电性随之变化^[7,8]。在 pH 值大于等电点和 Na, Mg, Hg, Pb 存在时,细菌是净负电的;然而,在 Cd, Cr, Cu, Ni, Zn 存在和 pH 值大于 5 时, *S. Cerevisiae* 的电性变为净正电,然后在更高的 pH 值时又成为负电性。*S. Cerevisiae* 的电性改变在离子强度大于 3×10^{-4} 的 Cu 和 Ni 溶液中也可以发生,但在离子强度小于 3×10^{-4} 的溶液中却没有电性改变。这些结果表明,由于电性转变,在高 pH 时,金属的水解产物形态更易键合在细菌表面并且改变细菌的电性。

2 微生物对金属的吸附

2.1 微生物对金属元素的吸附

许多研究显示大量金属阳离子能被吸附到藻类、细菌、真菌上。Baveridge 等^[9]认为金属离子与生物分子间的键合强度与金属的地壳丰度有关,一般说来,金属越稀有,其键合常数越大。

几项研究已证实,格兰氏阳性细胞壁是有力的金属螯合剂,但格兰氏阴性细胞壁在结构和化学性质上有很多不同之处。格兰氏阳性细菌 *Bacillus subtilis* 和 *B. licheniformis* 的细胞壁比格兰氏阴性细菌 *Escherichia coli* 的细胞壁更能键合某些金属元素^[5]。人们对以 *Bacillus subtilis* 为代表的格兰氏阳性细菌和以 *Escherichia coli* 为代表的格兰氏阴性细菌进行了大量的研究^[5,7,10,11]。结果证明,原子序数大于 11 和能被电镜检测的大多数金属离子能够被吸附到细菌的细胞壁薄层上,而且细胞壁对不同金属阳离子的吸附具有选择性。如被 *Bacillus subtilis* 吸附的金属顺序从高到低为 $Ag > La > Cu > Cd$ 。不仅如此,不同细菌种类对不同浓度金属离子的吸附量也有所不同。Freundlich 常数显示 *Escherichia coli* 对 Cd^{2+} 的吸附是最有效的,而 *Bacillus subtilis* 能吸附较多的 Cu^{2+} 。

在金属与细胞的接触过程中起作用的因素包括

细菌的多聚糖和蛋白质、鞭毛和散毛,溶液的各种理化参数,如表面电性、pH 值、离子强度、表面张力以及金属和生物的种类,经常是以上两项或更多的因素共同影响吸附^[12]。Mclean 等^[13]的研究表明,铁在氧化阶段能显著影响它与微克级的 *Bacillus licheniformis* 谷氨酰阴离子聚合物的键合作用。而 Herald 等^[12]认为不锈钢对 *Pseudomonas fragi* 的吸附与环绕着细胞壁的多聚糖和蛋白质有关。

2.2 微生物吸附金属的定量模型研究

吸附/解吸反应可以用两种方法来量化:体积分配关系和表面络合模型。它们都需要实验校准,但只有表面络合模型能外推至实验室无法直接模拟的条件。

2.2.1 体积分配模型

许多研究者^[5,11,14]使用相对键合常数或不同金属与细胞壁间的分配系数 K_D 和相关的 Freundlich 或 Langmuir 等温线,对 *Bacillus subtilis* 键合单一或多种金属离子的能力进行了量化研究。 K_D 表达如下:

$$K_D = [\text{Metal adsorbed}] / [\text{Metal in solution}] \quad (2)$$

方括号表示浓度。

$$\text{Metal in solution} \rightleftharpoons \text{Metal adsorbed} \quad (3)$$

它是通过假定反应(3),即溶液中的金属和被吸附金属间的平衡可能存在时得出。这些等式是相对简单地应用于复杂的自然体系。它们不需要对表面性质或吸附机制的详细理解,也就是说,吸附程度能用单一一种类的细菌,甚至从野外采集的物质样品来直接测量。因为细菌吸附的程度会随条件的改变而改变,因此 K_D 仅用于讨论它们的条件,例如溶液 pH 值和离子强度、矿物和细菌表面类型、水溶液种类、温度、压力、溶液/表面积比。分配吸附模型已被广泛地应用于金属—细菌系统实验中的定量吸附,但当金属发生沉淀时,这种模型就不太合适。

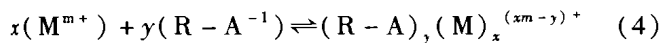
Plette 等^[15]应用一种非理想的竞争吸附 (NICA) 模型来解释细菌—金属反应。NICA 模型是从描述氢离子和金属离子吸附到有机酸中发展而来的^[16,17],它用亲合力分布来描述氢离子和金属阳离子键合到细菌表面的不同表面有机官能团。实际上,这种方法调节了 Langmuir-Freundlich 吸附模型来说明吸着物与具体的表面官能团之间的相互作用。同时,不少研究者^[3,18,19]用比 NICA 模型亲合力分布更简单的不连续平衡常数来模拟细菌表面反应。证明其能成功说明在单一金属和单一细菌系统的吸附行为。因为从根本上来说 NICA 模型也是一

种多组分 Langmuir-Freundlich 模型,所以与分配吸附模型类似,它的参数是特定的,只由每一特定的系统组成决定。

2.2.2 表面络合模型

近年来,表面络合模型得到了广泛的应用。表面络合理论是采用表面官能团与溶解化合态之间发生的化学反应来描述吸附,能够和水中化学形态分类模式相结合,在一个广泛的地球化学范围内来描述吸附平衡。它能定量地将实验结果外推至更普遍和复杂的情况。对于建立吸附过程模式来说,表面络合模式具有与实用性方法截然不同的优点,它是采用一组不受溶液条件变化影响的准热力学常数来描述表面化学反应。在表面络合模型中,描述吸附程度的平衡常数与影响分配系数的参数是假定不变的。因此知道存在于系统中的所有主要的平衡和平衡常数值,金属在不同蓄体(水溶液、矿物表面、细菌表面)间的分配就能计算出来。

例如表面络合模型在细菌吸附金属上的应用。发生在细菌细胞壁上的金属(M^{m+})络合反应能用下式表示:



其中 x 和 y 代表必须由实验决定的计量参数,应用表面络合模型需要确定(1)、(4)式两个可逆平衡,并且必须确定在平衡式(4)中的两个计量参数 x 、 y 和平衡常数。通过酸/碱滴定和金属/细菌吸附实验,根据 FITEQL^[19] 可以计算重要表面官能团的离解常数和金属—细菌重要表面络合物的热力学稳定常数。从而可预计细菌对每一金属的总的吸附程度。Fein 等^[3] 进行了金属—*Bacillus subtilis* 细菌吸附实验,金属吸附实验的结果显示羧基与磷酸盐会影响金属吸附。并且根据反应式(1)和(4)计算了金属—羧基表面络合物的稳定常数值,对应于 Cd, Pb, Cu, Al 分别为 3.4, 4.2, 4.3 和 5.0。这些结果表明,金属—细菌表面络合物的稳定性高,足够使金属随细菌的移动而运移,从而影响水系统的金属运移。应用以上的实验结果, Fowle 等^[4] 证明能用表面络合模型模拟单一金属,单一细菌种类实验的金属—细菌表面络合物的稳定常数,并说明吸附阳离子间的竞争,吸附表面的竞争,随 pH 值和金属/细菌变化的吸附程度。这些结果证实表面络合模型可以精确地估计发生在多组分系统中的细菌对金属的吸附。

3 细菌存在下的微粒/金属吸附作用

3.1 无机微粒与微生物的相互作用

微生物/矿物相互作用能导致生物体表面化学

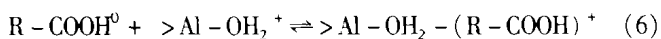
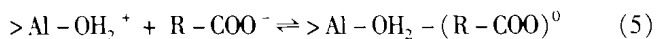
性质的改变,同时也能改变与之接触的矿物表面化学性质。Walker 等^[20] 通过电镜观察发现,粘土在边缘对两种细胞壁优先吸附,在细胞壁表面和粘土边缘显示多核铝桥机制。实验研究表明,细菌吸附到矿物表面的程度随溶液的组成而变化,并且反应时间、pH 值、离子强度、细菌和矿物种类、细菌/矿物质质量比、矿物表面覆盖对细菌吸附到矿物表面的程度有很强的影响^[1,21-24]。其中, Nathan 等^[2] 的研究结果显示,在 1 小时内 *Bacillus subtilis* 吸附到刚玉表面的平衡是完全可逆过程。并且随 pH 值降低, *Bacillus subtilis* 与刚玉的质量比增加,离子强度减小会导致细菌更强的亲合在矿物表面。石英表面对 *Bacillus subtilis* 的吸附随 pH 值和离子强度的变化而改变很少。而据 Aaron 等^[25] 的研究结果,水溶液离子强度的增加在一定程度上增加了细菌 W8 和 S1 吸附到石英沙上的程度。这说明吸附行为受细菌和矿物表面的表面官能团所控制。细菌的吸附不仅依赖于生物体的生物化学属性,而且也依赖存在于生物滤取系统不同表面的属性。影响吸附的表面属性有细胞表面疏水性和电动势。Ohmura 等^[26] 研究了疏水性对吸附的影响,用黄铁矿、石英、黄铜矿、方铅矿来调查与铁氧化细菌 *Thiobacillus Ferrooxidans* 的选择性吸附。*Escherichia coli* 用作对照细菌,后者吸附到黄铁矿表面在 Langmuir 等温线上的点表现出很好的线性关系,而前者的吸附却不同。*Thiobacillus Ferrooxidans* 在矿物中会消耗铁,能够被强相互作用选择性地吸附到黄铁矿和黄铜矿上。Devasia 等^[27] 研究表明生长在硫磺、黄铁矿、黄铜矿上的 *Thiobacillus ferrooxidans* 细胞具有很强的疏水性。在与 *Thiobacillus ferrooxidans* 接触后,硫磺、黄铁矿、黄铜矿的等电点,与未接触矿物时有显著地变化。

矿物表面覆盖被认为是地表环境生物地球化学的重要因素。粘土、碳酸盐或铁和锰氧化物/氢氧化物的覆盖物能有效地减少矿物表面与水环境接触,从而创造出一个新的水粒界面。Grantham 等^[29,29] 证明 *Shewanella putrifaciens* 200(一种相异于铁减少的厌氧性的金属还原细菌)在需氧和营养有限的条件下强烈的吸附在覆盖着铁的硅土表面。细菌会侵蚀铁覆盖物并且形成约单个细胞大小的棒型凹陷。同样,在有氧、无氧的培育条件下,天然石英和硅玻璃即使覆盖着少量三价铁和三价铝的氢氧化物也会影响细菌细胞吸附的程度^[25]。由于细菌与石英都带负电荷,而细菌与覆盖着铁的氢氧化物的石英带相反电荷,导致前者吸附细菌的量更少。这说明当

矿物被覆盖后,对讨论吸附程度来说,确定覆盖物表面的电荷属性比下面的矿物体的效果更为重要。

在水粒界面控制细菌吸附到矿物表面的影响因素包括静电引力、范德华力、水的斥力、表面张力和表面粗糙度^[21,26,27,30,31]。有几种模型可用来定量说明细菌吸附到矿物表面的初始吸附现象,例如 Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) 理论^[21]、表面自由能热力学^[32]、吸附等温线^[20,24,26]和表面络合模型^[2]。DLVO 理论说明了两种电荷表面间的静电作用和范德华力,能描述随间隔距离变化的一个细菌和一个矿物表面间相互作用的势能变化。通过考虑与每一表面相联系的双电层厚度的不同,它也能模拟改变离子强度的势能改变。然而,DLVO 理论和 Reddy 等^[32]的表面自由能热力学方法均依赖于从每一系统出发所测量的参数。这两种方法既不能用于预测系统中细菌分配,也不能用实验方法检测,因此不易与标准物质迁移模型对照。而吸附等温线是经验式的,只能在特定条件下测得。

与细菌吸附金属离子一样,将表面络合理论应用到矿物对细菌的吸附也需说明它们表面的酸/碱属性,以决定吸附过程的性质。Nathan 等^[2]对 *Bacillus subtilis* 吸附到刚玉上进行了研究,所观察到的吸附行为有很强的 pH 依赖性。此外,解吸实验证明了细菌-矿物吸附的可逆性。应用 FIEQL^[19],依赖大量的吸附数据对反应式(5)和(6)进行计算,根据反应式(5)得出了斥水/静电模型。这个模型既说明了在细菌和矿物表面,斥水和静电相互作用的发生,又说明了溶液化学效应和在吸附程度上的表面种类。而反应式(6)的计算结果与实验结果相一致。这种由 Nathan 等发展的吸附位点-被吸附物方法提供了一种新的方法,它能明确的描述吸附行为与吸附表面不同形态的关系,使得将实验结果外推至更复杂的系统成为可能。



3.2 细菌存在下的水/粒界面吸附

在环境中,微粒、细菌往往共同存在,各因素共同作用于金属的吸附研究近年来也有报道。不同微生物、介质、离子强度影响下,不同的金属离子与粘土的键合能力不同。

Flemming 等^[33]研究 *Bacillus subtilis* 和 *Escherichia coli* 的细胞壁影响下, Ag^+ , Cu^{2+} 和 Cr^{3+} 与高岭石和蒙脱石的键合。这些被吸附的金属离子的解吸程度随不同解吸剂而不同。它依赖于有机物和粘

土的表面属性,解吸药剂的特性和浓度。

Ag^+ , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} 和 Cr^{3+} 与单一细胞壁、粘土、细胞壁-粘土混合物的金属架桥能力的研究表明:金属离子的加入增加了平面的表面倾向性,暗示了多价金属阳离子架桥的重要性^[20]。对单一成分来说,金属离子吸附的顺序为细菌细胞壁大于粘土,对混合物来说,顺序为格兰氏阳性细胞壁加粘土大于格兰氏阴性细胞壁加粘土。在干重的基础上,与等量的各自单一组成相比,细菌细胞壁-粘土混合物键合的金属离子少了 20% ~ 90%。这种键合金属离子能力的减少显示细胞壁吸附到粘土上已经掩饰或压制了通常为金属离子可利用的化学反应吸附。

Urrutia 等^[34]研究了在 *Bacillus subtilis* 参⁺下,硅土或氢氧化物对竞争阳离子的吸附,结果是随 pH 值改变,细胞壁键合的硅土非常稳定。但被吸附在细菌-硅土里的不同金属的量会随外界环境变化,例如:pH 变化、溶液中加入合成的药剂的存在、离子强度和竞争阳离子的增加,被吸附的不同金属释放量有所不同。在所有条件中,pH 值 3.0 时促进了 Cd、Pb、Cu 的释放。被细菌吸附的 Pb 易被 EDTA 解吸,而包含在细菌-硅土混合物里的 Cd 被证明很难解吸。

Small 等^[35]最新的研究表明,*S. Alga* 对 Sr^{2+} 的吸附与离子强度有很强的依赖性。随离子强度的增加, Sr^{2+} 对 *S. Alga* 的表面配位常数 (K_{Sr}^S) 明显的从 $10^{-0.51}$ 增加到 $10^{-0.26}$ 。相反,在离子强度增加条件下, Sr^{2+} 吸附到含水的铁氧化物表面与离子强度相关性不大。离子强度对吸附行为的影响表明,*S. Alga* 对 Sr^{2+} 的吸附与发生在扩散层的外层络合物静电相一致,而内层配合反应能说明含水铁氧化物对 Sr^{2+} 的吸附。当细菌吸附到含水的铁氧化物后,复合固体对 Sr^{2+} 的吸附能力表现出中等离子强度的依赖性。这说明细菌对含水氧化物表面 Fe^{3+} 的吸附和沉淀改变了混合物固体的电化学表面属性,缓冲了离子强度的增加在 Sr^{2+} 吸附上的效应。

4 研究展望

综上所述,微生物在地表环境中无所不在,而且微生物参与和控制了地表环境中水粒界面吸附作用和元素的迁移和沉淀过程。因此,微生物的环境地球化学作用的研究是研究与了解环境中物质循环机制和环境质量变化的重要的、必不可少的内容。但是,当前关于微生物参与下的吸附的研究多局限于

Bacillus subtilis 和 *Escherichia coli* 等几种常见的细菌的作用。考虑到微生物种类个体的差异会引起吸附结果的不同,对不同种类细菌研究应是以后的重要课题。此外,已有的研究工作都没有考虑细菌的新陈代谢在水粒界面的吸附中所起的作用,进行实验定量的说明其所起的作用也是重要的。目前,对解释吸附作用所利用的表面络合理论还主要应用于纯矿物表面对离子的吸附作用的描述方面,由于天然体系的复杂性,在天然体系(如土壤和沉积物)中的应用相对较少。因此,如何把表面络合理论应用于天然体系对环境污染物的吸附研究,将是对微生物作用参与下的微粒/水界面作用进行定量化研究的一个重要课题。

参考文献(References):

- [1] Hart B T. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review[J]. *Hydrobiologia*, 1982, 91:299-313.
- [2] Nathan Y, Jeremy B F, Christopher J D. Experimental study of the pH, ionic strength, and reversibility behavior of bacteria-mineral adsorption[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2000, 64:609-617.
- [3] Fein J B, Daughney C J, Yee N, et al. A chemical equilibrium model for metal adsorption onto bacterial surfaces[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61:3 319-3 328.
- [4] Fowle D A, Fein J B. Competitive adsorption of metal cations onto two gram positive bacteria: Testing the chemical equilibrium model[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999, 63:3 059-3 067.
- [5] Mullen M D, Wolf D C, Ferris F G, et al. Bacterial sorption of heavy metals[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1989, 55:3 143-3 149.
- [6] Harden B P, Harris J O. The isoelectric point of bacterial cells[J]. *Journal of Bacterial*, 1953, 65:198-202.
- [7] Beveridge T J, Koval S F. Binding of metals to cell envelopes of *Escherichia coli* K-12[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1981, 42:325-335.
- [8] Collins Y E, Stotzky G. Heavy metals alter the electrokinetic properties of bacteria, yeasts, and clay minerals[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, 58:592-1 600.
- [9] Beveridge T J, Doyle R J. *Metals Ions and Bacteria*[M]. New York: John Wiley & Sons Inc, 1989. 1-29.
- [10] Beveridge T J. The response of cell walls of *Bacillus subtilis* to metals and to electron-microscopic stains[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1978, 24:89-104.
- [11] Beveridge T J, Murray R G E. Uptake and retention of metals by cell walls of *Bacillus subtilis*[J]. *Journal of Bacteriology*, 1976, 127:1 502-1 518.
- [12] Herald P J, Zottola E A. Effect of various agents upon the attachment of *Pseudomonas fragi* to stainless steel[J]. *Journal of Food Science*, 1989, 54:461-464.
- [13] Mclean R J C, Beauchemin D, Beveridge T J. Influence of oxidation state on iron binding by *Bacillus licheniformis* capsule[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, 58:405-408.
- [14] Mayers I T, Beveridge T J. The sorption of metals to *Bacillus subtilis* walls from dilute solutions and simulated Hamilton harbor (Lake Ontario) water[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1989, 35:764-770.
- [15] Plette A C C, Benedetti M F, Van Riemsdijk W H. Competitive binding of protons, calcium, cadmium, and zinc to isolated cell walls of a gram-positive soil bacterium[J]. *Environmental Science & Technology*, 1996, 30:1 902-1 910.
- [16] Koopal L K, Van Riemsdijk W H, De Wit C M, et al. Analytical isotherm equations for multicomponent adsorption to heterogeneous surfaces[J]. *Journal of Colloid Interface Science*, 1994, 166: 51-60.
- [17] Benedetti M F, Milne C J, Kinniburgh D G, et al. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29:446-457.
- [18] Daughney C J, Fein J B, Yee N. A comparison of the thermodynamics of metal adsorption onto two common bacteria[J]. *Chemical Geology*, 1998, 144:4161-176.
- [19] Westall J C. FITEQL, a Computer Program for Determination for Chemical Equilibrium Constants from Experimental Data[R]. Version 2.0 Report 82-02 Department Chemical, Oregon: St University, Corvalli OR, USA 1982.
- [20] Walker S G, Flemming C A, Ferris G G, et al. Physicochemical interaction of *Escherichia coli* cell envelopes and *Bacillus subtilis* cell walls with two clays and ability of the composite to immobilize heavy metals from solution[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1989, 55:2 976-2 984.
- [21] van Loosdrecht M C C, Lyklema J, Norde W, et al. Bacterial adhesion: A physicochemical approach[J]. *Microbial Ecology*, 1989, 17:1-15.
- [22] Scholl M A, Mills A L, Herman J S, et al. The Influence of Mineralogy and Solution chemistry in the attachment of bacteria to representative aquifer materials[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1990, 6:321-336.
- [23] Scholl M A, Harvey R W. Laboratory investigation on the role of sediment surface and groundwater chemistry in the transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer[J]. *Environmental Science & Technology*, 1992, 26:1 410-1 417.
- [24] Mills A L, Dejesus T H. Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand[J]. *Applied Environmental Microbiology*, 1994, 60:3 300-3 306.
- [25] Aaron L M, Herman J S, George M H, et al. Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1994, 60:3 300-3 306.
- [26] Ohmura N, Kitamura K, Saiki H. Selective adhesion of *Thiobacillus Ferrooxidans* to pyrite[J]. *Applied and Environmental*.

- Microbiology, 1993, 59:4 044-4 050.
- [27] Devasia P, Natarajan K A, Sathyannarayana D N, *et al.* Surface chemistry of *Thiobacillus ferrooxidans* relevant to adhesion on mineral surfaces[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59:4 051-4 055.
- [28] Gratham M C, Dove P M. Investigation of bacterial mineral interactions using Fluid Tapping Mode Atomic Force Microscopy[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1996, 60:2 473-2 480.
- [29] Grantham M C, Dove P M, Dichristina T J. Microbially catalyzed dissolution of iron and aluminum oxyhydroxide mineral surface coatings[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61: 4 467-4 477.
- [30] Elimelech M, O'Melia C R. Kinetics of deposition of colloidal particles in porous media [J]. *American Chemical Society*, 1990, 24:1 528-1 536.
- [31] Gannon J T, Manilal V B, Alexander M. Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil[J]. *Applied Environmental Microbiology*, 1991, 57:190-193.
- [32] Reddy R G, Wang S, Torma A E. A preliminary thermodynamic study of bacterial attachment on uranium contaminated soils from Fernald[A]. Torma A E, Wey J E, Lakshmanan V L. *Biometallurgical Technologies*[C]. The Mineral Metal and Material Society, 1993.715-729.
- [33] Flemming C A, Ferris F G, Beveridge T J, *et al.* Remobilization of toxic heavy metals adsorbed to bacterial wall-clay composites [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56:3 191-3 203.
- [34] Urrutia M M, Beveridge T J. Remobilization of heavy metals retained as oxyhydroxides or silicates by *Bacillus subtilis* cells[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59: 4 323-4 329.
- [35] Small T D, Warren L A, Ferris F G. Influence of ionic strength on strontium sorption to bacteria, Fe(III) oxide, and composite bacteria-Fe(III) oxide surface [J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16:939-946.

A REVIEW ON RESEARCHES OF PARTICLE/WATER INTERACTION IN PRESENCE OF MICROORGANISM

WAN Ying-xin^{1,2}, LIU Cong-qiang, FU Ping-qing^{1,2}, LIU Jian-jun^{1,2}

(1. *The State Key Laboratory of Geochemistry, Institute of Geochemistry, CAS, Guiyang 550002, China;*
2. *Graduate School of Chinese Academy Science, Beijing 100039, China*)

Abstract: This review addresses adsorption at particle/water interface in the presence of microorganism, which are microorganism/metal ions adsorption, mineral particle/microorganism adsorption and particle/water adsorption in presence of microorganism. Mostly, there are bulk partition relationships and site specific (surface complexation) models which quantify these adsorption reactions. Among them, bulk partition approaches can be measured directly from the field, but only the site specific models can be extrapolated to conditions not directly studied in the laboratory, because they treat the adsorbed solute as another species whose thermodynamic stability can be quantified with an equilibrium constant. People pay more and more attention to particle/water interaction in presence of microorganism and model which can account for and predict adsorption have been stressed, when the importance of microorganism is known more.

Key words: Bacterial; Adsorption; Deprotonation constants; Surface complexation modeling.