

文章编号:0253-9950(2012)01-0001-07

土壤胶体对渗滤液中铀(VI) 迁移影响的研究进展

曹存存¹, 吕俊文², 夏良树^{3,*}, 陈伟¹

1. 南华大学 化学化工学院, 湖南 衡阳 421001;
2. 南华大学 环境保护与安全工程学院, 湖南 衡阳 421001;
3. 南华大学 核资源与核燃料工程学院, 湖南 衡阳 421001

摘要: 铀废石渗滤液中铀(VI)进入土壤后极易通过食物链对人类及周围环境产生危害。在已有研究基础上, 简述了土壤胶体的来源和分类及其与铀(VI)的相互作用, 重点讨论了土壤胶体结构、铀离子形态、土壤Eh-pH值、离子强度和有机质对溶液中铀(VI)的阻滞迁移影响, 介绍了近年来土壤胶体在吸附溶液中铀(VI)的应用进展, 提出了铀废石渗滤液中铀(VI)对环境的长期影响可能取得突破的几条途径。

关键词: 土壤胶体; 铀; 重金属; 迁移

中图分类号: X591 **文献标志码:** A

Impact of Soil Colloids on Migration of U(VI) From Uranium Waste Rock Leachate

CAO Cun-cun¹, LU Jun-wen², XIA Liang-shu^{3,*}, CHEN Wei¹

1. School of Chemistry and Chemical Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China;
2. School of Environment Protection and Safety Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China;
3. School of Nuclear Resources and Nuclear Fuel Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China

Abstract: The uranium(VI) in uranium waste rock leachate could directly threaten human health and surrounding environment after its entering into soil through food chain. On the basis of present the domestic and foreign researches, this paper reviews the source and classification of soil colloids, and generalizes the interaction between uranium(VI) and soil colloids. The blocking effects of the structure of soil colloids, the form of uranium ions, Eh and pH value of soil, ionic strength and organic matters on uranium(VI) adsorption process are discussed. As well as the application progress of colloid are presented. Moreover, several suggestions are proposed for how to present the breakthrough in long-term affecting the environmental of uranium(VI) which is in uranium waste rock leachate.

Key words: soil colloid; uranium; heavy metals; migration

收稿日期:2011-04-27; 修订日期:2011-12-05

基金项目:国家自然科学基金资助项目(10975070);湖南省自然科学基金资助项目(10JJ3037)

作者简介:曹存存(1986—),女,湖南衡阳人,硕士研究生,应用化学专业

* 通信联系人:夏良树,男,博士,E-mail:xls1966@hotmail.com

核素迁移和土壤污染一直是国内外研究的重大课题。低放废物,一般采用废石堆放场,周围环境介质主要为土壤。一旦含铀渗滤液进入土壤后,在偏酸性条件下,极易形成铀酰离子(UO_2^{2+})及其各种配合物,通过食物链进入人体,发挥其毒性作用,对人体内脏产生伤害,同时产生遗传效应。因此,在铀矿山的环境整治过程中,铀的污染治理对放射性废物的安全处置有着非常重要的意义。

铀废石渗滤液中 U(VI) 进入土壤之后,可被土壤胶体牢固地吸附,此为土壤的自我调节能力。土壤胶体具有较大的比表面积、表面能和带电荷性,对六价铀离子在水体中的阻滞迁移有非常积极的影响。长期以来,学者们发现土壤胶体对铀的迁移存在着显著的促进作用,也可在稀薄的水溶液中吸附微量铀离子使之沉淀。已有研究报告,天然无机胶体和腐殖质胶体能影响铀在水体环境中迁移的速率^[1-5]。Gustavo 等^[1] 研究显示,在厌氧条件下,存在的有机配体可能阻碍铀的生物还原及沉淀物的形成,从而促进铀在环境中的迁移。Zänker 等^[3] 则发现不论胶体对于不易移动的放射性毒性污染物如 U(IV) 的运移促进作用,还是对于易移动的放射性毒性污染物如 U(VI) 的运移阻滞作用,及核废物处置库和废弃的铀矿的周边环境都起重要作用,决定胶体对污染物运移的关键因素是污染源与地质环境之间的浓度差及需要考虑的时间尺度。胶体能改善地下水环境,但多数研究对象是固态铀,而对渗滤液中铀的阻滞迁移则涉及很少,且由于胶体与 U(VI) 的相互作用机理复杂,使得这一方面的研究进展变得十分缓慢^[6-8]。废弃铀矿山的环境整治工作一直是国内外的科研重点项目,如何利用土壤本身的自我调节能力(通常指的是吸附及离子交换作用),是今后研究的一大热点。

1 土壤胶体的来源与分类

土壤胶体通常是指土壤中呈胶体状态、分子量介于 $1\sim 100$ kDa(生物学)或者粒径小于 $1\ \mu\text{m}$ (物理化学)的固体颗粒、大分子或分子聚合物,即胶体只是物质存在的某种状态。在地质介质中,胶体的浓度范围介于每升几毫克到几百毫克之间,主要由有机质、粘土矿物、氧化物组成。土壤中的胶体根据来源的不同一般可分为三大类:即无机胶体、有机胶体和有机-无机复合胶体,土壤

中实际存在的胶体主要为复合胶体^[9]。

(1) 无机胶体 主要是含水氧化物和层状硅酸盐矿物,其主体是粘土矿物。通常认为是含有一OH的结晶质硅酸盐次生矿物,经过化学风化或成土作用演变而来,有些则是由矿物分解相互作用而成。史英霞等^[10] 研究了膨润土胶体及氢氧化铁胶体对超铀核素形态影响。李仕友等^[11] 研究了黏土对废水中铀的吸附性能。刘晓宇等^[12] 研究了铀酰离子在高岭土不同基面上的吸附,指出铀酰离子不吸附在硅氧面上,其吸附位点为铝氧层和端面。

(2) 有机胶体 包括天然的和人工合成的高分子有机物、蛋白质、腐殖质及微生物胶体。其主要成分各种腐殖质(胡敏酸、富里酸、胡敏素等),还有少量木质素、纤维素及其他复杂化合物,具有强吸水性、亲水性,呈球形且具三维空间的网状结构。史英霞等^[13] 研究了腐殖酸胶体对超铀核素存在形态的影响。李兵等^[14] 介绍了关于腐殖酸与铀和超铀元素相互作用的研究现状,指出进一步研究放射性核素在环境中的行为和核素迁移工作时,必须探讨腐殖质的影响。

(3) 有机-无机复合胶体 是土壤有机质与土壤矿物质的复合体。腐殖质除能与铀离子配合以外,还能与水中的水合氧化物、黏土矿物等无机胶体物质结合成为有机-无机胶体复合物。地下生态环境中,铀、有机化合物在土壤、水体及空气中的运移,土壤颗粒、特别是有机无机复合颗粒对这些物质的吸持和所引起的移动是非常重要的,可能是污染物质在整个环境中周转的关键所在^[15]。大量研究结果表明,土壤中的有机质多数集中在 $0.2\sim 2$ mm 粘土粒级中,它们以各种形态与粘土矿物相结合形成有机-无机复合体^[16]。

2 渗滤液中铀的存在形态

渗滤液中铀迁移的形式多种多样,这取决于周围自然环境的变化和水溶液中的化学成分及性质,尤其是铀本身的性质。铀在水溶液中通常以 U(IV) 和 U(VI) 的价态存在,四价铀容易水解、氧化,因此大多数四价铀配合离子只有在低 Eh(还原环境)和低 pH(酸性环境)条件下才稳定存在,而在天然氧化条件下极不稳定,极易氧化成 UO_2^{2+} 和 $[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ 离子, UO_2^{2+} 在酸性溶液中主要以水合离子形式存在,并能和 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 、

SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 MoO_4^{2-} 、 OH^- 、 F^- 、 HPO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 SiO_4^{4-} 等配位体形成络离子,其中多数是易溶物质。因此,渗滤液中的铀主要以六价态的形式与各种配位体形成多样铀酰配合物。

铀在水溶液中既能形成 UO_2^{2+} 、 $[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ 等络阳离子,也能形成 $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ 、 $[\text{UO}_2(\text{SO}_4)_2]^{2-}$ 等络阴离子^[17]。Kang 等^[18]用地球化学模拟软件 MINTEQA2 研究了不同地下水环境条件下铀的存在形态:当含 CO_2 浓度不同情况下,pH=5 或更低,铀主要以 UO_2^{2+} 形式存在;在 CO_2 浓度为零或真空状态下,pH 近中性时,铀主要以 $\beta\text{-UO}_2(\text{OH})_2$ 沉淀的形式存在;pH 较高的环境中,则主要以 $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})_3^-$ 、 $\text{UO}_2(\text{OH})_3^-$ 、 $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ 等阴离子形式存在。张东等^[19]研究铀在地下水中化学形态及地球化学屏障表明:在地下水的天然条件下,由于天然地下水氧化性很强,离子态铀基本上都是 U(VI),而 U(IV) 离子态在天然水中的浓度微小到可以忽略不计;地下水中铀主要以 $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ 等碳酸铀酰、磷酸铀酰配合物形式存在,占绝对优势(99%);其次为 $[\text{UO}_2(\text{OH})_2]^0$ 和 $[\text{UO}_2(\text{OH})]^+$ 、 UO_2^{2+} 等,但不足 1%。Guo 等^[20]研究证明当铀以 U(VI) 胶体(<1 kDa)形式经超过滤进入天然水系时,极易溶解和运移。

3 土壤胶体对 U(VI) 的阻滞作用

3.1 吸附作用

土壤胶体对铀的吸附作用包括静电吸附和专一性吸附,但以专一性吸附为主。静电吸附由静电引力产生;专一性吸附则是铀酰离子和胶体羟基化表面形成共价键,体现在常规(或较高)浓度的碱土金属或碱金属阳离子存在时,对痕量浓度的铀酰离子的吸附作用。胶体吸附 U(VI),可以是外表面吸附,也可以是内表面抑或层间吸附,这主要取决于胶体和水溶液中 U(VI) 的结构。氨基、羧基和羟基能与有机无机胶体之间发生极性链接,其中,腐殖质类胶体的醇基、酚基和氨基也能较强地通过 $\text{Si}-\text{O}-\text{H}\cdots\text{O}$ 键吸附于土壤胶体表面。这是因为在土壤溶液中铀可能呈胶体状态,而且土壤中存在的有机和无机胶体对铀离子有吸附固定作用。

3.2 配合作用

腐殖质可以与铀酰离子通过化学键形成配合物,在腐殖质对有机分子的吸附中,分子间作

用力占重要地位。另外,铀酰离子作为中心离子,离子势越大越易容纳多种阴离子和孤对电子形成配位配合物。胶体对 U(VI) 的交换吸附作用与配合作用是同时存在的,在铀离子浓度较低时,以配合作用为主。当有机物由可交换的正离子与固定的大阴离子构成时,能被腐殖质离子交换吸附,腐殖质还可以通过配位交换、氢键等作用吸附铀酰离子。

4 影响土壤胶体吸附 U(VI) 的主要因素

4.1 土壤胶体结构和铀离子形态

土壤中胶体含量越多或颗粒愈细,其比表面积愈大,表面能亦愈大,因而土壤的物理吸收作用愈大。胶体的胶核表面有一层离子,称为电位决定离子,电位决定离子层通过静电作用,吸引溶液中电荷相反的离子到胶核周围,被吸引的离子称为反离子,它们的电荷总量与电位离子总量相等且符号相反。因此,胶核周围介质的相间界面区域就形成了所谓的双电层。土壤中多为氧化物类胶体,由于电荷零点 ZPC(zero point of charge)较高,一般带负电荷很少,甚至是两性的和带正电荷的胶体。此外,土壤胶体具有可逆和不可逆的凝聚作用和分散作用。

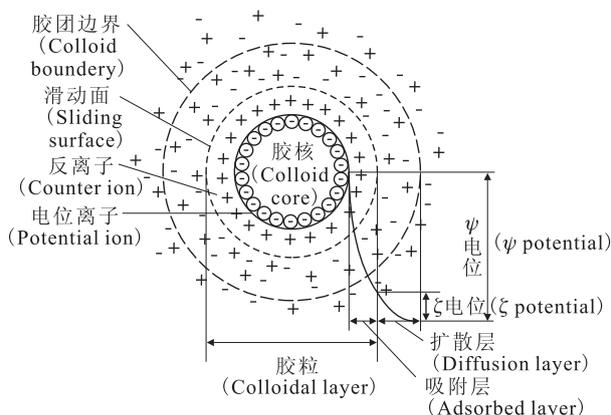


图 1 胶体结构和双电层示意图

Fig. 1 Scheme of colloidal structure and the electrical double layer

U(VI) 在形成胶体或吸附于其他胶体之后,其粒径大小与所带电荷在一定程度上决定了胶体微粒在地下水中的迁移过程。首先,胶体微粒所带电荷若与土壤介质表面所带电荷电性相反,胶体将聚沉于介质表面,迁移被阻止;反之,电荷间的排斥作用将大大加强胶体微粒的迁移。其次,

若胶体微粒的粒径大于土壤介质的孔隙直径,则 U(VI)复合胶体将因不能在孔隙中迁移而被阻止;反之,胶体微粒则可借助于对流和布朗运动造成的自身扩散毫无阻碍地在土壤包气带中迁移^[21-24]。

土壤胶体吸附铀酰离子的能力受金属离子电荷和离子半径支配,但对重金属离子的吸附,常因胶体类型的不同而改变。胡立等^[25]用某地土壤吸附六价铀,证实土壤粒径越小,吸附量越大。Yin 等^[26]研究就发现胶体颗粒的大小对重金属的运移产生了重要的影响,研究区域土壤中, Pb(87%)主要以胶体(0.45~8 μm)形式迁移。Célinea 等^[27]通过非对称流场流分离技术观察土壤胶体粒径和特性对铀的迁移影响,研究表明深层土壤胶体能运移渗滤液中最多 1% 含量的铀,且腐殖质胶体起主要作用。

此外, Dmckay 等^[28]认为,地质介质的各向异性及胶体微粒的自身性质(如粒径、所带电荷的电性)对胶体的迁移速度和迁移距离有着至关重要的影响。Andersson 等^[29]研究发现,瑞典的卡利克斯(Kalix)河水中以胶体态存在的铀占总输铀量的 90%。胡俊栋等^[30]研究了土壤介质水饱和度、土壤水 pH/离子强度、土壤孔隙水流速和土壤胶体颗粒大小对天然土壤胶体在实际土壤介质中释放、沉积迁移行为的影响,表明不饱和介质不利于胶体释放和淋溶,较高 pH、低离子强度,则利于土壤胶体释放与迁移。

4.2 Eh-pH 值

铀在土壤介质中的迁移及沉淀通常是在水环境中进行,因此天然水体的 Eh-pH 值是胶体吸附 U(VI)的重要影响因素。Eh 值和 pH 值的变化在很大程度上决定着铀的迁移形式和与土壤胶体结合的效能。

土壤 Eh 的变化影响土壤中有机和无机物的形态,进而影响 U(VI)在土壤中的迁移转化。当土壤 Eh 值增高时,U(VI)的迁移性也随之增加。当介质的 Eh 值大于铀氧化还原临界电位值(Ehc,u)时,即铀处于氧化环境中,利于水中 U(VI)的迁移;反之,U(VI)则沉淀下来^[31]。大量的实验已经证实土壤胶体的带电性及稳定性与土壤的 pH 密切相关,也有报道直接指出胶体的电荷性就是 pH 的函数。由于所处环境的酸碱度不同,铀的形态也随之受到影响。土壤 pH 值愈高,其溶解度愈大,则 U(VI)愈易迁移。pH 较高的

溶液中,羟基和羧基上的 H⁺从胶体表面解离,使得胶体的亲水性加强,致使胶体对铀的吸附量减小。pH 升高也会引起羧基和酚羟基的电离,从而削弱了形成氢键的可能性。在其它条件相同情况下,水的 pH 值不同,Eh 值亦发生改变,且 pH 能影响水的溶解能力。如金属铀以六价离子形式存在,不同 pH 值的水溶解铀(VI)的能力不同:在酸性或碱性水中,铀(VI)的溶解淋滤能力明显增强;当溶液中 pH 值趋于中性时,铀(VI)的溶解能力会明显减弱而有利于铀的沉淀^[32]。

Barton 等^[33]研究表明,pH 值的变化直接影响胶体的稳定性。一般而言,当 pH 降到某胶体的电荷零点(ZPC)以下时,该胶体的稳定性会骤然下降,这是因为胶体净表面电势下降而引起颗粒絮凝的缘故。Leshner 等^[34]研究赤铁矿纳米(粒径约 60 nm)最佳吸附铀的 pH 范围为 3~6。李爽等^[35]研究铈在土壤中吸附时发现,在 pH 值为 4~10 的范围内,铈在土壤上的平衡吸附容量随 pH 的升高而增大。马腾等^[36]通过实验表明,U(VI)在粘土上的吸附与浸泡液的 pH 值呈强烈的非线性关系,在 pH 值近中性时,U(VI)在粘土上的吸附量达到了一个最大值,而在偏酸性或偏碱性条件下,U(VI)在粘土上的吸附量迅速减少。Frohne 等^[37]在研究酸性涝原土壤(pH=4.4~5.3)时发现,Eh 值是影响金属离子迁移的主要因素;当 pH=5、Eh=-300~+60 mV 条件下,溶液中 Cd、Cu、Ni、Zn、Mn 的聚合物较少,可能与硫化物的溶解和金属离子释放有关。

4.3 离子强度

土壤胶体的电荷密度直接影响它们对 U(VI)的吸附量与吸附强度。溶解态腐殖酸具有胶体性质,因此其表面电负性对胶体稳定性有着重要影响,增加离子强度而压缩胶体双电层,有利于腐殖酸与铀酰离子形成配合物而从溶液中解离。邹献中等^[38]研究离子强度对可变电荷土壤与铜离子相互作用的影响时提出,离子强度通过 3 条途径影响重金属离子的吸附:(1)生成离子对或者影响介质的 pH,使游离金属离子的活度发生变化;(2)支持电解质的阳离子与重金属离子发生竞争吸附;(3)使土壤吸附表面的静电电位发生变化。杨亚提等^[39]研究恒电荷土壤胶体对 Cu²⁺和 Pb²⁺的吸附影响发现,吸附量随离子强度的增加呈指数降低。Gamerding 等^[40]基于室内稳定流条件下的饱和土柱试验,揭示了胶体运移及沉淀随溶

液离子强度变化的规律。Bekhit 等^[41]研究表明,当胶体和锶同时注入砂柱时,在一定的离子强度和 pH 条件下($I = 3.0 \times 10^{-2}$ mol/L, pH = 4 ~ 5.4),胶体抑制了锶的运移。Crancon 等^[42]研究平行于缓慢的铀迁移中,加入 1%~5%的腐殖酸胶体模拟土柱孔隙水流速运移,用以探讨离子强度的影响,表明当离子强度增强时,腐殖酸胶体随之减少,并且当离子强度减少时,腐殖酸胶体和铀胶体加速运移。

4.4 土壤有机质

胶体状态的有机质对铀离子有很强的亲和力,能与铀离子形成配合物,起作用的官能团包括羧基、醇羟基、烯醇羟基以及不同类型的羰基等。低分子量有机物对带电荷土壤胶体吸附 U(VI)的研究发现,有机阴离子被土壤胶体专一性吸附,致使其表面净负电荷增加,最终使胶体对 U(VI)的吸附增加。有机质对土壤胶体吸附铀离子的影响,是促进、阻止抑或表观上无影响,取决于体系中有有机质的种类与数量、土壤或矿物的类型、铀离子的种类与浓度以及相互作用的环境条件^[43]。

朱海军等^[44]用腐殖酸对 U(VI)进行了吸附实验,并重点考察 pH、吸附时间及共存离子等因素对吸附的影响。Margaret 等^[45]研究铀废污染中土壤孔隙水与铀-腐殖酸胶体(100 kDa ~ 0.2 μ m 和 3~30 kDa)的相互作用时发现,胶体可应用于铀和其他微量重金属迁移研究上。Mibus 等^[46]指出在土壤蓄水层中,存在大量天然有机质,提高了锕系元素运移的效能。Karathanasis 等^[47]表明,随着溶液 pH 值和胶体粒径的减少,胶体和金属加速运移,是因为金属与有机质形成配合物,负载吸附着的和可溶性的金属离子。

5 展望

(1) 土壤层是污染物流进环境的一道屏障,其对污染物具有缓冲、降解等自净作用。土壤尤其是耕种层的土壤具有丰富的有机物,与水作用时会产生大量的有机、无机胶体,其中非常重要是胶体与重金属的相互作用。研究土壤胶体的特性和溶液中铀的存在形态,掌握土壤胶体对铀的吸附作用及其影响因素,探讨渗滤液中 U(VI)在土壤介质中的迁移规律,旨在为退役的铀矿冶设施环境管理提供科学依据。

(2) 土壤胶体对不同形态的重金属既能促

进迁移,又能阻滞迁移。大量研究主要集中在关注固态铀的吸附和与胶体作用时在地下水中的促进迁移,而研究有关溶解在水中离子态的铀受到胶体的吸附而被抑制迁移的影响则比较少见。因此,研究离子态的 U(VI)与土壤胶体相互作用,探讨胶体对其的迁移阻滞机理,可以为铀矿山退役治理终态环境影响评价中的含铀渗滤液对环境的影响评价探索出新的评价模式。

(3) 通过室内实验可以获得胶体阻滞铀迁移的一些必要参数,但在具体操作过程中由于体系的复杂性,很难多因素确定胶体影响铀迁移的量化。可以通过单因素影响实验,结合模拟软件 PHREEQC 来实现。

(4) 在一定条件下胶体可以增强铀离子的迁移,而在另一条件下胶体又可阻滞铀离子的迁移。因此,关于地质环境介质中胶体的提取、胶体表征参数的测定、与溶液中铀的物理化学行为研究也应在接下来的工作中着重探讨。

参考文献:

- [1] Gustavo J V, Cleveland J D, Arokiasamy J F. Bioreduction of U(VI)-Phthalate to a Polymeric U(IV)-Phthalate Colloid[J]. *Inorg Chem*, 2009, 48(19): 9 485-9 490.
- [2] Dube A, Zbytniewski R, Kowalkowski T, et al. Adsorption and Migration of Heavy Metals in Soil[J]. *Pol J Environ Studies*, 2001, 10(1): 1-10.
- [3] Zänker H, Ulrich K U, Opel K, et al. The Role of Colloids in Uranium Transport: A Comparison of Nuclear Waste Repositories and Abandoned Uranium Mines, IMWA Symposium[C]. Italy: Water in Mining Environments, 2007: 127-131.
- [4] Shaoping H, Xincai C, Jiyan S, et al. Particle-Facilitated Lead and Arsenic Transport in Abandoned Mine Sites Soil Influenced by Simulated Acid Rain[J]. *Chemosphere*, 2008, 71(11): 2 091-2 097.
- [5] Wan J M, Tokunaga T K, Kim Y, et al. Effect of Saline Waste Solution Infiltration Rates on Uranium Retention and Spatial Distribution in Hanford Sediments[J]. *Environm Sci Tech*, 2008, 42(6): 1 973-1 978.
- [6] Mellah A, Chegrouche S, Barkat M. The Removal of Uranium(VI) From Aqueous Solutions Onto Activated Carbon: Kinetic and Thermodynamic Investigations[J]. *J Colloid Inter Sci*, 2006, 296(2):

- 434-441.
- [7] Joseph C, Schmeide K, Sachs S, et al. Sorption of Uranium(VI) Onto Opalinus Clay in the Absence and Presence of Humicacid in Opalinus Clay Pore Water[J]. *Chem Geol*, 2011, 284 (1-2): 240-250.
- [8] Korichi S, Bensmail A. Sorption of Uranium(VI) on Homoionic Sodium Smectite Experimental Study and Surface Complexation Modeling[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 169 (1-3): 780-793.
- [9] 熊毅,李庆逵.中国土壤(第二版)[M].北京:科学出版社,1987:32-87.
- [10] 史英霞,郭亮天,李书绅.无机胶体对超铀核素的存在形态影响的研究[J].*辐射防护*,2002,5(3):157-162.
- [11] 李仕友,谢水波,王清良,等.黏土对废水中铀的吸附性能[J].*化工环保*,2006(6):459-462.
- [12] 刘晓宇,黎春,田文字,等.铀酰离子吸附在高岭土基面的分子动力学模拟[J].*物理化学学报*,2011,27(1):59-64.
- [13] 史英霞,郭亮天.腐殖酸胶体对超铀核素存在形态的影响研究[J].*核化学与放射化学*,2003,25(1):22-25.
- [14] 李兵,朱海军,廖家莉,等.腐殖质与铀和超铀元素相互作用的研究进展[J].*化学研究与应用*,2007,19(12):1289-1295.
- [15] 魏朝富,谢德体,李保国.土壤有机无机复合体的研究进展[J].*地球科学进展*,2003,18(2):221-227.
- [16] 吴志均,唐红君.影响水敏盐度评价实验结果的几个因素[J].*钻井液与完井液*,1999,16(1):6-8.
- [17] Gavrilesco M, Pavel L V, Cretescu L. Characterization and Remediation of Soils Contaminated With Uranium[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 163 (2-3): 475-510.
- [18] Kang M J, Han B E, Hahn P S. Precipitation and Adsorption of Uranium(VI) Under Various Aqueous Conditions [J]. *Korean Soc Environ Engin*, 2002, 7(3): 149-157.
- [19] 张东,李宽良,康厚军,等.铀在特定场址地下水存在和迁移形态研究及其沉积热力学分析[J].*核化学与放射化学*,2004,26(1):43-47.
- [20] Guo L D, Warnken K W, Santschi P H. Retention Behavior of Dissolved Uranium During Ultrafiltration; Implications for Colloidal U in Surface Waters[J]. *Mar Chem*, 2007, 107(2): 156-166.
- [21] 周皓.地下水中胶体形成机理及对污染迁移的影响[J].*西部探矿工程*,2008(11):68-72.
- [22] Kaminski M D, Dimitrijevic N M, Mertz C J, et al. Colloids From the Aqueous Corrosion of Uranium Nuclear Fuel[J]. *J Nucl Mater*, 2005, 347(1-2): 77-87.
- [23] Degueldre C, Favarger P Y, Ross R S. Wold Uranium Colloid Analysis by Single Particle Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry [J]. *Talanta*, 2006, 68(3): 623-628.
- [24] Sujoy B B, David A, Dzombak. Colloid-Facilitated Transport of Hydrophobic Compounds in Sandy Soils[C]. New York: American Society of Civil Engineers, 1995.
- [25] 胡立,梁斌,周敏娟.铀在土壤中的吸附动力学[J].*四川环境*,2011,30(1):21-25.
- [26] Yin X, Gao B, Ma L Q, et al. Colloid-Facilitated Pb Transport in Two Shooting-Range Soils in Florida[J]. *J Hazard Mater*, 2010, 177(1-3): 620-625.
- [27] Célinea C L, Lespesa G, Dubascouxa S, et al. Colloidal Transport of Uranium in Soil: Size Fractionation and Characterization by Field-Flow Fractionation Multi-Detection [J]. *J Chromatogr A*, 2009, 1216(52): 9113-9119.
- [28] Dmckay L, Sanford W E, Strong J M. Field-Scale Migration of Colloidal Tracers in a Fractured Shale Sap-Rolite[J]. *Ground Water*, 2000, 38(1): 139-147.
- [29] Andersson P S, Porcelli D, Gustafsson O, et al. The Importance of Colloids for the Behavior of Uranium Isotopes in the Low-Salinity Zone of a Stable Estuary[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 2001, 65(1): 13-25.
- [30] 胡俊栋,沈亚婷,王学军.土壤胶体在不饱和度土壤介质中的释放与淋溶行为研究[J].*农业环境科学学报*,2009,28(9):1829-1836.
- [31] 史维浚.铀水文地球化学原理[M].北京:原子能出版社,1990:147-258.
- [32] 王剑锋.铀地球化学教程[M].北京:原子能出版社,1998:135-252.
- [33] Barton C D, Karathanasis A D. Colloid-Enhanced Desorption of Zinc in Soil Monoliths[J]. *Int J Environ Studies*, 2003, 60(4): 395-409.
- [34] Leshner E K, Ranville J F, Honeyman B D. Analysis of pH Dependent Uranium(VI) Sorption to Nanoparticulate Hematite by Flow Field-Flow Fractionation-Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry [J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(14): 5403-5409.
- [35] 李爽,倪师军,张成江,等.铈在土壤中的吸附动力学[J].*核化学与放射化学*,2007,29(2):90-95.
- [36] 马腾,王焰新,郝振纯.粘土对地下水中U(VI)的吸

- 附作用及其污染控制研究[J]. 华东地质学院学报, 2001, 24(3): 181-185.
- [37] Frohne T, Rinklebe J, Diaz-Bone R A, et al. Controlled Variation of Redox Conditions in a Floodplain Soil: Impact on Metal Mobilization and Biomethylation of Arsenic and Antimony[J]. Geoderma, 2011, 160(3-4): 414-424.
- [38] 邹献中, 徐建民, 赵安珍, 等. 离子强度和 pH 对可变电荷土壤与铜离子相互作用的影响[J]. 土壤学报, 2003, 40(6): 845-851.
- [39] 杨亚提, 张平. 离子强度对恒电荷土壤胶体吸附 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的影响[J]. 环境化学, 2001, 20(6): 566-571.
- [40] Gamedainger A P, Kaplan D I. Colloid Transport and Deposition in Water-Saturated Yucca Mountain Tuff as Determined by Ionic Strength[J]. Environ Sci Technol, 2001, 35(16): 3 326-3 331.
- [41] Bekhit H M, Hassan A E, Harris-Burr R, et al. Experimental and Numerical Investigations of Effects of Silica Colloids on Transport of Strontium in Saturated Sand Columns[J]. Environ Sci Technol, 2006, 40(17): 5 402-5 408.
- [42] Crancon P, Pili E, Charlet L. Uranium Facilitated Transport by Water-Dispersible Colloids in Field and Soil Columns[J]. Sci Total Environ, 2010, 408(9): 2 118-2 128.
- [43] Zhou D H, Xu F L, Dong Y Y, et al. Some Problems Relating to Characterizing Specific Adsorption of Heavy-Metal Ions on Surface of Oxide[J]. Chinese Science Bulletin, 1996, 41(17): 1 483-1 487.
- [44] 朱海军, 廖家莉, 张东. 土壤腐殖酸的提取及其对 U(VI) 的吸附[J]. 原子能科学技术, 2007, 41(6): 683-688.
- [45] Margaret C G, Ian W O, Angus B M, et al. An Integrated Colloid Fractionation Approach Applied to the Characterisation of Porewater Uranium-Humic Interactions at a Depleted Uranium Contaminated Site[J]. Sci Total Environ, 2008, 404(1): 207-217.
- [46] Mibus J, Sachs S, Pflingsten W, et al. Migration of Uranium(IV)/(VI) in the Presence of Humic Acids in Quartz Sand: A Laboratory Column Study[J]. J Contam Hydrol, 2007, 89(3-4): 199-217.
- [47] Karathanasis A D, Johnson D M C, Matocha C J. Biosolid Colloid-Mediated Transport of Copper, Zinc, and Lead in Waste-Amended Soils[J]. J Environ Qual, 2005, 34(4): 1 153-1 164.