

沸石等环境矿物材料去除废水中汞的研究进展

张艺涛, 王凯月, 张瑞琦, 杨世童, 郭剑波, 陈 扬*

中国科学院大学资源与环境学院, 北京 101408

摘 要: 汞是一种具有高毒性的重金属, 在水体环境中, 汞不仅难以降解, 还会通过食物链表现出显著的生物累积性, 最终对人体健康产生严重危害。吸附法凭借操作简便、处理效率高、成本低廉等优势, 成为当下处理含汞废水的有效方式之一。环境矿物材料具有来源广泛、环境友好、比表面积大及离子交换性强等特点, 在含汞废水处理领域展现出较好的应用潜力, 其中沸石更是受到了广泛的研究。本文系统综述了沸石等几种常见环境矿物材料在含汞废水处理方面的研究现状及发展, 包括常用的改性方式、改性原理, 以及影响吸附过程的主要因素, 旨在为后续含汞废水处理材料的制备提供参考, 并为相关研究工作提供新思路。

关键词: 含汞废水; 吸附; 环境矿物材料; 改性方式; 环境损害修复

DOI: 10.3724/j.issn.2097-4221.2025.02.004

CSTR: CSTR: 32284.14.issn.2097-4221.2025.02.004

1 引 言

汞是毒性最强的重金属之一, 其环境迁移性和生物累积性对生态系统构成严重威胁, 汞矿开采与选冶行业、氯碱化工行业、有色金属冶炼行业等生产过程中会产生大量含汞副产物, 如含汞盐、废渣, 含汞触媒, 含汞烟灰等, 如处理不当可能会通过工业废水排放^[1]等途径进入水体环境^[2], 甚至进一步污染土壤^[3]。排放的工业废水中

基金项目: 国家重点研发项目 (2024YFC3907903)

作者简介: 张艺涛, 硕士研究生, 研究方向为含汞废水。E-mail: zhangyitao22@mailsucas.ac.cn

通讯作者: 陈扬, 博士生导师, 研究方向为固体废物/危险废物处置、资源化及二次污染控制工艺技术及产业化研究。E-mail: chenyang@ucas.ac.cn

的汞主要以 $\text{Hg}(\text{II})$ 的无机形式存在，但在自然环境中会转化为甲基汞等有机形式。汞具有显著生物放大效应，随着生物营养级的逐步攀升，生物体内的汞浓度会急剧增加，可导致水体中鱼类体内汞浓度高达水体的 10^6 倍。人体摄入并积累汞，会对神经中枢^[4]和肾脏等器官造成影响^[5]，更可能会导致肝、肾功能衰竭，危及生命安全^[6]，这种生物放大效应已经在水俣病事件中得到印证。含汞废水如果不经深度处理，将导致受纳水体沉积物汞累积、底栖生物消亡、水生态系统服务功能退化等连锁环境损害。

为遏制汞污染蔓延，国际社会针对管控汞问题达成高度共识，于2013年10月就具有全球法律约束力的汞文书文本内容达成一致，命名为《关于汞的水俣公约》，公约通过限制用汞工艺、完善汞排放重点行业排放标准、管理产品汞含量等方式对汞排放进行控制^[7]。目前，我国对汞的排放也出台了相关标准^[8,9]。《污水综合排放标准》（GB 8978-1996）是较为通用的污水排放标准。其中，第一类污染物最高允许排放浓度中，总汞的排放限值为 0.05 mg/L 。《锡、锑、汞工业污染物排放标准》（GB 30770-2014）对工业废水中总汞的排放限值同样规定为 0.05 mg/L ，《医疗机构水污染物排放标准》（GB 18466-2005）规定，综合医疗机构和其他医疗机构水污染物排放限值中，总汞的排放限值也为 0.05 mg/L 。而《烧碱、聚氯乙烯工业污染物排放标准》（GB 15581—2016）和《电石法聚氯乙烯行业准入条件（2014 年修订）》均规定车间或生产装置排放口总汞排放限值为 $3 \text{ } \mu\text{g/L}$ 。这些规定为含汞污水排放管理提供了清晰依据。面对日益严格的排放标准及受污环境修复需求，开发高效和低成本汞污染控制手段具有重要意义。

在水体汞污染治理领域，离子交换法、电解法、萃取法、化学沉淀法、吸附法等是常用的处理技术^[10]。相对而言，吸附法不仅吸附效率高、操作简单、成本较为低廉，且几乎不会向待处理的水体中引入新的外来离子和物质^[11]。因此，吸附剂的研发一直是研究的热点。

环境矿物材料具有来源广泛、成本低廉和无二次污染等特性，它的吸附机理分为物理吸附与化学吸附^[12]。物理吸附是因为部分矿石带有负电荷，为维持电荷平衡，会借助微孔结构自发地吸附周围环境介质中带有异号电荷的离子^[13]。化学吸附主要是表面或内部含有羟基、巯基等化学基团，能与汞离子发生特异性结合，将汞离子固定在矿石表面或内部。

本文聚焦沸石等环境矿物材料在含汞废水处理与污染修复中的应用，系统分析了其改性策略、吸附机理以及吸附影响因素，并探讨其在环境损害防控与生态修复中的

潜力。

2 处理含汞废水常用环境矿物材料

在含汞废水处理领域，环境矿物材料凭借自身优势得到广泛应用。常见的环境矿物材料包括含铁锰矿石、蒙脱石、高岭土、硅藻土、煤泥、海泡石等，对这些材料的类型、制备方法及吸附性能进行了梳理，如表1所示。

表1 部分环境矿物材料类型、制备方法以及吸附Hg(II)性能比较

序号	吸附剂名称	吸附剂用量(mg)	吸附量(mg/g)	含汞废水浓度(mg/L) 体积(mL)	制备方法	参考文献
1	水铁矿	10	37.494	2,100	/	[14]
2	针铁矿	10	35.605	2,100	/	[14]
3	赤铁矿	10	15.924	2,100	/	[14]
4	天然铁锰矿	150	9.73	25,15	/	[16]
5	改性天然铁锰矿	150	18.78	25,15	加热回流	[16]
6	纳米氧化铁	/	≈9	10,150	/	[17]
7	巯基改性蒙脱石 MEA	10	141.55	50,20	插层法	[19]
8	巯基改性蒙脱石 3-MPTS1	10	136.92	50,20	酸活化共价接枝法	[19]
9	巯基改性蒙脱石 3-MPTS2	10	105.35	50,20	一步机械力化学接枝法	[19]
10	巯基改性纳米高岭土	200	21.55	20,20	插层剥离-嫁接法	[24]
11	L-半胱氨酸和聚吡咯功能化磁性高岭土	5	372.5	40,100	超声搅拌-浸渍法	[25]
12	吉林长白硅藻土	1000	1.537	180,10	/	[26]
13	巯基改性磁性硅藻土	5	269.81	50,100	水热合成+浸渍+交联法	[28]
14	壳聚糖-硅藻土复合材料	100	>140	200,100	浸渍+交联法	[30]
15	改性煤泥	100	8.2	10,100	浸渍法	[31]
16	巯基改性海泡石	375	3.256	5,25	表面嫁接	[32]

2.1 铁锰矿石

含铁矿石和含锰矿石表面富含活性位点，凭借以羟基为主的表面基团，通过氧化还原反应和配位反应实现对Hg(II)的吸附。铁矿石表面还含有Fe₃O₄纳米粒子，不仅可以增加与Hg(II)的接触面积，其具备的磁性也为材料的回收利用提供更好的条件。

冉颖等^[14]制备了几种典型的铁氧化物，研究水铁矿、针铁矿和赤铁矿等矿石对Hg(II)的吸附性能，研究发现，其中吸附量最大的水铁矿对Hg(II)的吸附量最高超过37 mg/g。水铁矿与针铁矿借助羟基和Hg(II)结合，Hg(II)取代H生成络合物。赤铁矿则主要是Fe-O-Fe起作用，在吸附过程中Fe-O键断裂，与Hg(II)结合形成Fe-O-Hg键实

现Hg(II)固定。白丹丹^[15]对针铁矿对Hg(II)的吸附效果进行了研究,结果表明,吸附过程以化学吸附、单分子层吸附为主,吸附量达到15.15 mg/g。吸附过程中,针铁矿表面的羟基在溶液中解离出H⁺,Hg(II)与之发生交换,在针铁矿羟基化的表面形成稳定配合物。

李传维等^[16]将天然铁锰矿置于水合肼溶液中加热回流,制得改性含铁锰矿,与天然含铁锰矿相比,改性后的含铁锰矿比表面积和孔容明显增大,同时引入大量的羟基,最大吸附量由9.73 mg/g增加到18.78 mg/g,这是因为水合肼改性在天然铁锰矿表面引入了大量的羟基。成翠兰等人^[17]对纳米Fe₃O₄对Hg(II)的吸附机理和效果展开研究,材料最大吸附量约为9 mg/g,最大吸附率接近100%。该吸附过程主要是通过纳米作用力进行物理吸附。

目前,铁锰矿石在含汞废水处理方面,主要研究方向聚焦于强化表面羟基与Hg(II)发生结合,但仍面临吸附量不足以及再生性能研究相对薄弱等问题。鉴于此,未来研究可从两方面展开。一方面,需要充分利用纳米Fe₃O₄易于回收的特性以及纳米作用力;另一方面,可以引入有机改性技术。综合以上两方面进行研究,制备兼具高吸附量和易回收性能的新材料。

2.2 蒙脱石

蒙脱石由颗粒较细的2:1层状结构硅铝酸盐构成,其结构是由两层硅氧四面体夹一层铝氧八面体形成平面晶片。由于层间不存在氢键,结合力较弱,水和杂质阳离子容易进入结构层间,导致结构膨胀^[18]。蒙脱石片层富含大量羟基,既能作为天然结合重金属的活性位点,也可作为改性的基础位点。

裴鹏刚^[19]采用多种改性技术,制备了一系列含巯基蒙脱石材料。研究数据表明,插层法巯基引入量方面表现最优,显著高于酸活化共价接枝法和机械力化学接枝法,而后两种接枝法的巯基引入量相近。插层法制得的改性蒙脱石Hg(II)最大吸附量达到141.55 mg/g,远超过接枝法制备的材料。实验结果证明,巯基和Hg(II)的络合反应是实现汞吸附的关键机制。

Wang等^[20]将蒙脱石浸渍于三甲基硬脂基溴化铵溶液,再将其置于乙醇与水体积比为14:1的混合反应体系中,与3-巯基丙基三甲氧基硅烷发生反应,成功制备出巯基改性蒙脱石。当Hg(II)浓度为0.48 mg/L的土壤浸出液中添加8%的改性蒙脱石时,可将浸出液中的Hg(II)浓度降至0.1 mg/L以下。改性蒙脱土表面成功负载了巯基可以与Hg(II)发生络合,材料表面也变得更加光滑。

尽管蒙脱石具有富含大量羟基的片层结构,然而片层中所含杂质会阻碍羟基活性

位点充分暴露。对蒙脱石进行剥离、插层等处理，让活性位点充分暴露，可为后续的高效吸附和改性实验奠定基础。

2.3 高岭土

高岭土 ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 是一种层状硅酸盐矿物，其晶体结构由硅氧四面体和铝氢氧八面体呈现片层状交替排列，并通过层间氢键紧密连接，形成了稳定的结构^[21]。天然高岭土的主要成分包含高岭石及伊利石、珍珠石、石英等，和少量金属氧化物杂质。高岭土的表面电位会随外界 pH 的变化而改变，通过合理调控 pH 等改性手段，实现高岭土对特定物质的选择性吸附^[22]。

Yalcin 等^[23] 将天然高岭土置于 105 °C 的烘箱中充分去除水分后，系统研究其对 Hg(II) 的吸附性能及吸附过程。研究表明，未经化学处理的天然高岭土，对 Hg(II) 的吸附量可达 10 mg/g，这一发现充分彰显了天然高岭土在含汞废水处理领域的巨大应用潜力。吸附过程中，pH 值对吸附效果有着至关重要的影响，是决定吸附效率的关键因素。

孔先凤^[24] 首先通过插层剥离处理，促使高岭土内部更多的羟基暴露在表面，然后采用 3-巯基丙基三甲氧基硅烷作为改性剂，借助表面改性技术，实现将巯基嫁接到高岭石的表面。相较于改性前 6.06 mg/g 的吸附量，巯基改性高岭土的最大吸附量提升至 21.55 mg/g。实验结果表明，巯基的引入，一方面为 Hg(II) 提供了新的结合位点；另一方面有效阻止了被分层的高岭土晶层重新贴合，显著增大了高岭土的比表面积，为 Hg(II) 的吸附提供更为有利的条件。

许砚铭^[25] 构建出一种双官能团改性磁性高岭土材料。该材料以磁性 Fe_3O_4 为核心磁性载体、通过负载 L-半胱氨酸和聚吡咯改性剂引入大量巯基、氨基等官能团，极大丰富了材料的吸附活性位点。当 pH=7 时，双官能团改性磁性高岭土的吸附性能达到最佳，最大吸附量可以达到 372.5 mg/g。当体系中 pH 小于 5 时，溶液中 Hg^{2+} 占主导，巯基凭借其与 Hg^{2+} 强大的亲和力，成为主要的吸附基团，而当 pH 大于 5 时，溶液中部分汞以 HgOH^+ 和 $\text{Hg}(\text{OH})_2$ 形态存在，与此同时，材料表面的氨基发生去质子化，通过与 Hg^{2+} 的静电吸引和络合作用，成为吸附 Hg^{2+} 的主要位点，此时巯基则主要与 HgOH^+ 和 $\text{Hg}(\text{OH})_2$ 结合。

天然高岭土表面因带有负电荷且分布着硅羟基，这为 Hg(II) 的捕集与吸附创造了有利条件。然而，硅羟基与 Hg(II) 之间亲和力相对较弱，限制了天然高岭土对 Hg(II) 的吸附效果。未来高岭土在含汞废水处理领域的研究可从以下两个方向展开：一方面，通过物理或化学方法增大高岭土比表面积，暴露更多羟基，便于后续改性和吸附反应；另一方面，可以利用羟基的反应活性，使其与富含巯基等对 Hg(II) 强络合官能团的有

机物质发生结合,提升材料对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附量。

2.4 硅藻土

天然硅藻土由古代硅藻形成,属于硅质沉积岩。其内部孔隙丰富且分布规律,比表面积大,吸附能力强。硅藻土的主要化学成分为二氧化硅,同时含有粘土类、碳酸盐矿物、铁质等杂质,这些杂质会堵塞硅藻土孔道,降低孔隙率,限制了吸附性能的发挥。天然硅藻土吸附 Hg^{2+} 主要通过微孔吸附和离子交换吸附等机制,但吸附量较低^[26]。为提升硅藻土在实际应用中的吸附效果,对其改性十分必要^[27]。

钱琳^[28]采用水热技术,利用天然硅藻土合成了磁性硅藻土基体 $\text{DMT/CoFe}_2\text{O}_4$,引入大量活性羟基位点。然后使用原位聚合法,用 3-氨基硫苯酚修饰以引入氨基和巯基。结果表明,材料吸附量最大可以达到 269.81 mg/g ,并具有良好的选择性吸附性和良好的再生性。碱性条件下吸附剂链端氨基和巯基由于去质子化而带负电,更容易吸引 $\text{Hg}(\text{II})$,同时吸附剂链上的 N 和 S 孤对电子可以与 $\text{Hg}(\text{II})$ 配位形成稳定的五元环,并最终缓慢转化到硅藻土纳米孔中,形成 Si-O-Hg 。

Hu 等^[22]利用壳聚糖改性天然硅藻土,改性硅藻土对 $\text{Hg}(\text{II})$ 最大吸附量达到 195.7 mg/g 。由于壳聚糖中羟基和氨基形成大量的氢键,这种交联作用使得改性后的硅藻土层间结构更加稳定,壳聚糖和戊二醛的交联作用形成了新孔道,改性后硅藻土的比表面积增大。胡建设等^[29]以壳聚糖、硅藻土等为原料制备了壳聚糖改性硅藻土复合材料,发现壳聚糖含量越高,对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附效果越好,但综合考虑经济效益,使用 50 %~90 % 含量的壳聚糖制备的复合材料较为适宜。实验结果显示,硅藻土和壳聚糖的质量分数均为 50 % 的改性硅藻土在 25°C 时吸附量超过 140 mg/g ,相比改性前提高了 7 倍以上。

现有研究成功制得的磁性硅藻土展现出独特的分离特性,可在磁场作用下实现从水溶液中的高效分离与回收。磁性硅藻土的这一研究成果及其制备工艺,有望为后续其他环境矿物材料的改性研究提供参考范例,助推该领域研究深化。

2.5 其他环境矿物材料

煤泥是煤炭生产、洗选过程中的煤粉含水形成的半固态物质,其主要成分为细煤粉、矸石和水。

孙正轩^[30]选取 FeSO_4 、 FeCl_3 两种不同价态的铁盐作为处理试剂对煤泥进行改性处理,用于去除废水中的 $\text{Hg}(\text{II})$ 。结果表明两种的铁盐改性均提高了样品表面的粗糙度,并且使煤泥孔隙结构更发达,改性煤泥最大吸附量可达 8.3 mg/g 。改性煤泥的吸附机理是 $\text{Hg}(\text{II})$ 与煤泥中的 S 和 OH^- 结合生成 HgS 和 HgO 。

海泡石是一种含镁硅酸盐层状矿物，镁氧八面体和硅氧四面体交替组合形成层状结构，具有很强的吸附重金属离子的能力。谢婧如^[31]使用二甲基甲酰胺为介质，使用巯基乙酸作为主要改性剂，制得巯基改性海泡石。结合正交实验结果，最优组合条件下对Hg(II)浓度为5 mg/L的含汞废水的吸附效果可以达到93.67%。改性海泡石表面相对于改性之前表面更光滑，孔隙率增加，并且将巯基引入到海泡石表面，因此提高了对Hg(II)的吸附能力。

总体而言，天然环境矿物材料对Hg(II)的直接吸附能力有限，未来研究可充分依托材料特性，通过插层、破碎、加热脱水等处理方式，增大材料的比表面积与孔容积，增大与Hg(II)的接触面积，然后引入富含巯基、氨基等官能团的物质，提升材料对Hg(II)的去除能力。此外，引入磁性物质也可以极大地便利材料在后续实际应用过程中的分离回收，为其大规模推广应用夯实基础。

3 沸石类环境矿物材料的改性方式

天然沸石属于含水的硅酸盐矿物，其晶体结构是由硅氧四面体和铝氧四面体共同连接构建出的分子筛骨架结构，结构中分布有大量的规则空穴和孔道，赋予了天然沸石高孔隙率、大比表面积^[32]的特性。由于其独特孔道结构，天然沸石具有高吸附性、离子交换性、热稳定性、催化性等多种优异性能，展现出广阔应用前景。但在实际应用中，其内部孔道常被杂质堵塞，致使有效吸附面积大幅减少，吸附量受限^[33]。另外天然沸石表面化学基团相对匮乏，难以满足多样化的吸附需求。因此为提升天然沸石的性能，需对其进行改性处理。

目前常用的沸石改性方式，主要包括无机改性如酸改性、盐改性、热改性等^[34]，有机改性如硅烷偶联剂改性、阳离子表面活性剂改性、壳聚糖改性等。这些改性方式能够从不同层面改善沸石的性能，如增大比表面积、引入活性基团、拓宽孔道等。常见沸石改性方式和效果如表2所示。

3.1 无机改性

沸石的无机改性是通过无机物质或物理手段调控沸石的表面性质和内部结构，常作为沸石应用前的预处理环节，为后续吸附过程创造有利条件。目前常用的无机改性方法有酸改性、盐改性和热改性等。

3.1.1 酸改性

酸改性在天然沸石处理过程中具有多重效果。首先，与沸石作用时，酸能够溶解部分内部杂质，H⁺可以置换杂质金属阳离子，拓宽孔道、增大比表面积，提供大量吸

表2 沸石材料改性方法以及性能比较

序号	吸附剂名称	吸附量/ (mg/g)	吸附剂用 量/(mg)	比表面 积/(m ² /g)	含汞废水浓度 (mg/L)体积(mL)	改性方法	参考 文献
1	酸改性沸石	/	/	229.8	/	酸改性	[35]
2	酸改性沸石	/	/	60~70	/	酸改性	[36]
3	银改性沸石	>1.1	300	/	2,50	盐改性	[39]
4	热改性沸石	/	/	40.82	/	热改性	[42]
5	阳离子活性剂改性沸石	3.071	500	/	5,20	阳离子表面活性剂 改性、热改性	[45]
6	壳聚糖-磁性氧化铁 改性沸石	/	500	119.5	0.1,30	壳聚糖改性、盐改性	[46]
7	二氧化锰-壳聚糖 改性沸石	5	500	/	0.05,50	壳聚糖改性、盐改性	[47]
8	巯基改性沸石	87.72	100	/	40,100	硅烷偶联剂改性	[50]
9	巯基改性合成磁性沸石	>230	10	99	50,50	硅烷偶联剂改性、盐改性	[51]
10	阳离子活性剂改性沸石	0.999	2	/	800,25	阳离子表面活性剂改性	[57]

附活性位点。此外，酸改性能够在沸石表面引入羟基，羟基具有较高的反应活性，可为后续化学改性提供结合位点。酸改性还对沸石硅铝比产生影响^[35]，酸浓度越高且处理时间越长，沸石材料框架的脱铝作用就越为显著。这种脱铝过程改变了沸石的晶体结构和化学组成，进一步改变吸附性能和离子交换特性。

霍汉鑫^[36]开展了盐酸改性天然沸石的研究，使用浓度0.1~3.0 mol/L的盐酸溶液对天然沸石进行处理，研究发现，在酸浓度较低时，盐酸不会对孔道结构造成破坏，同时会增大比表面积和孔容；而当盐酸浓度过高时，强烈的腐蚀作用会导致沸石孔道塌陷，使得比表面积降低，盐酸浓度为1 mol/L时效果最佳。

王建辉等^[37]以斜发沸石为研究对象，系统探究了不同浓度酸处理对其性能的影响。研究发现，当采用1 mol/L和3 mol/L的盐酸对斜发沸石进行处理时，沸石的离子交换容量得到显著提升。

许静^[35]使用不同浓度的酸处理斜发沸石，在80℃恒温水浴环境下，持续加热10 h。0.5 mol/L的硝酸处理后，斜发沸石比表面积由原本的7.3 m²/g增加大幅度增加到229.8 m²/g，随着浓度进一步升高，比表面积出现下降趋势。

沸石酸改性需要系统研究温度、时间、酸种类以及浓度等参数。评估酸改性效果时，需从比表面积、孔容孔径及其分布、离子交换能力，以及表面基团变化等多个维度进行考量。

3.1.2 盐改性

盐改性是利用盐中的阳离子来交换天然沸石内原有的阳离子，以改变天然沸石孔穴和孔道大小，例如使用离子半径较小的 Na^+ 取代孔道中离子半径较大的其他金属阳离子，可以拓宽孔道，进而增强沸石与阳离子之间的相互作用，提高沸石的吸附性能。

王建辉等^[37]使用 NaCl 、 KCl 、 MgCl_2 、 CaCl_2 等盐溶液改性沸石，对比多种盐溶液，发现 NaCl 溶液制得的钠改性沸石拥有最好的离子交换能力。王腾飞等^[38]利用硝酸银溶液浸渍来改性13X型沸石，制得银改性分子筛去除水中的 $\text{Hg}(\text{II})$ 。在实验室中处理模拟的含汞废水最高处理效率可以达到88%以上，高温活化再生一次之后吸附率仍然超过80%，表现出良好的应用前景。

Vassilis J. Inglezakis^[39]先将天然沸石浸渍于 NaCl 溶液中让 Na^+ 取代沸石孔道中的杂质金属阳离子，制得钠沸石；然后把钠沸石浸渍在 AgNO_3 溶液中制得银改性沸石。实验结果证明， Hg 物种存在形式不同，改性沸石吸附效果也不一样，钠改性沸石对 HgCl_2 溶液中的 $\text{Hg}(\text{II})$ 没有明显去除效果，而银改性沸石是有效的；在 $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ 溶液中，情况则相反。当在合适的吸附条件下应用时，银改性和钠改性沸石表现出优于商业吸附剂的效果。Eny Kusriani^[40]将 $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 浸渍于天然斜发沸石中，然后煅烧合成 SnO_x 改性沸石。发现当使用浓度为0.5%的 $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 时，除汞效率从25.6%增加到54.7%。然而，当用较高浓度的溶液处理斜发沸石时，脱汞效率有降低的趋势。

3.1.3 热改性

热改性可以去除沸石孔道内一些有机杂质和结合水，拓宽孔道，改变孔径分布，略微提高阳离子交换容量^[41]，还可以改变晶体结构，但需要对加热温度和加热时间进行控制，长时间的高温处理会对破坏矿石的孔道结构^[42]，造成其吸附能力的下降。

董颖博等^[41]研究发现，温度较低（400℃）的加热会增加比表面积，拓宽孔道，而温度过高反而会让比表面积下降。丁绍兰等^[43]研究发现，尽管天然沸石具有一定的耐高温性，但温度升高超过500℃时，沸石的骨架结构遭到一定程度的破坏，加热温度越高，现象越明显。Liu等^[44]使用经过高温加热的沸石去除水中的 $\text{Hg}(\text{II})$ ，发现吸附效果较差，这可能和沸石的骨架结构遭到破坏，羟基减少有关。沸石表面的羟基主要以硅羟基形式存在，高温处理同时也会使得硅羟基发生脱水缩合，而硅羟基的减少会导致 $\text{Hg}(\text{II})$ 在沸石表面结合位点不足，同时也会降低利用羟基进行反应的表面改性改性效果。

3.2 有机改性

有机改性是通过在材料表面引入含有特殊官能团的有机物，主要通过特异性的螯

合作用等来吸附 Hg(II)，吸附量大，是主要的改性方式，有机改性一般包括壳聚糖改性、硅烷偶联剂改性、阳离子表面活性剂改性等。

3.2.1 壳聚糖改性

壳聚糖是一种高分子多糖，含有丰富的氨基、羟基等基团，可以与汞离子进行螯合形成稳定的配合物，具有较好的配位能力。

Kusrini 等^[45]使用共沉淀法，改变原材料投加量制备了几种不同磁性纳米氧化铁粒子，使用壳聚糖配合磁性纳米氧化铁改性天然斜发沸石，制得了三种不同的改性沸石，发现改性后有氨基的引入，比表面积由 $64.4 \text{ m}^2/\text{g}$ 增加到 $97.7 \text{ m}^2/\text{g}$ 以上，改性后的沸石对 Hg(II) 的去除率比天然斜发沸石提高了超过 15 倍。朱保虎等^[46]分别制备了壳聚糖改性沸石和二氧化锰+壳聚糖改性沸石，由于二氧化锰+壳聚糖改性沸石表面会形成纳米态的二氧化锰，对重金属离子有吸附和向沸石内部孔道传递的作用，因此吸附量更高。二氧化锰+壳聚糖改性沸石和壳聚糖改性沸石对 Hg(II) 的去除率最大值分别为 99 % 和 94.9 %。

3.2.2 硅烷偶联剂改性

硅烷偶联剂分子一端能与沸石表面的硅羟基等基团发生化学反应，牢固结合在沸石表面；另一端可以选择与 Hg(II) 结合作用强的基团，从而增强吸附能力。Hg 和 S 分别属于软酸和软碱，二者具有很强的配位结合能力^[47]，因此可以引入含 S 基团来吸附 Hg(II)^[48]。含有巯基的硅烷偶联剂，能与 Hg(II) 形成配位键，使吸附剂对 Hg(II) 的吸附更加稳定和高效。

张新艳等^[49]使用 3-巯基丙基三甲氧基硅烷，制得的改性沸石最大吸附量可以达到 87.72 mg/g ，最大吸附量达到改性前的天然沸石 10 倍以上。利用沸石表面的甲氧基和天然沸石表面的硅羟基反应，将巯基引入沸石表面来增强天然沸石对 Hg(II) 的吸附效果。实验证明吸附过程中巯基和 Hg(II) 的结合是去除 Hg(II) 的主要机制。

Bao 等^[50]使用 3-氨基丙基三甲氧基硅烷结合磁性纳米粒子改性天然沸石，制得氨基功能化磁性沸石，最大吸附量超过 230 mg/g 。结果表明，这种改性沸石的除汞机理主要是通过巯基和氨基与 Hg(II) 的结合。

3.2.3 阳离子表面活性剂改性

阳离子表面活性剂是由带有长链烷烃的疏水基团，与带正电荷的亲水基团，通过化学键直接相连或间接连接，进而形成具有表面活性的物质^[51]。对于 Hg(II) 的吸附而言，阳离子表面活性剂的作用主要在于它可以引入新的活性位点和降低矿石材料表面能，有利于 Hg(II) 的吸附。一方面，由于阳离子表面活性剂分子尺寸大于沸石孔道的直径，因此不能完全进入矿石材料的内部孔隙^[52]，位于矿石材料外面的部分带有的活

性位点可以和 $\text{Hg}(\text{II})$ 结合，另一方面，这一结果可能导致矿石材料在外表面带正电荷，在内孔表面仍然带负电荷，在保持对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附能力基础上，阳离子表面活性剂改性矿石材料有望同时去除水中的金属阳离子和含氧酸根阴离子^[53]。此外，阳离子改性剂可以降低矿石材料表面能^[54]。

Liu等^[44]使用溴化十六烷基吡啶改性天然沸石，研究改性沸石的结构变化和对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附行为的影响。发现改性沸石和原始沸石对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的最大吸附量分别为3.071 mg/g和0.177 mg/g，几乎是改性之前的18倍，但改性沸石和原始沸石最大吸附量都比较低，这可能是因为处理过程中高温加热破坏了沸石孔道结构。由于阳离子表面活性剂分子的典型特征基团可以进入沸石层间，同时由于烷基链的疏水作用，天然沸石层间的结合水被挤出沸石孔道，更有利于 $\text{Hg}(\text{II})$ 在沸石孔道内部的吸附。另外，由于阳离子表面活性剂分子只有一小部分能进入沸石孔隙，剩余暴露在沸石外面的部分有许多吸附活性位点，可以与 $\text{Hg}(\text{II})$ 进行结合。Hamid Shirzadi^[55]使用十六烷基三甲基溴化铵结合双硫脲对沸石进行改性处理，发现材料主要通过络合反应去除 $\text{Hg}(\text{II})$ ，对 $\text{Hg}(\text{II})$ 吸附量超过170 mg/g，且具有选择吸附性能。

4 影响吸附过程的主要因素分析

吸附过程是一个复杂的物理化学过程，受诸多因素影响，包括溶液pH值、温度、共存离子、溶液离子强度以及吸附剂添加量等。鉴于溶液离子强度与吸附剂添加量对吸附过程的作用机制相对明晰，本文将着重围绕pH值、温度以及共存离子等方面，深入阐释其对吸附过程产生的影响。

4.1 pH值

溶液的pH值在吸附过程中扮演着关键角色，对吸附剂的表面电荷、质子化程度以及汞的存在形态有着显著影响^[28]。当pH小于5时， Hg 主要以 $\text{Hg}(\text{II})$ 形式存在。一般来说，矿石材料在pH值2-9范围内均带负电荷，且随着pH的增加所带负电荷逐渐增加，有利于 $\text{Hg}(\text{II})$ 的静电吸附，然而在低pH时 H^+ 和 H_3O^+ 与 $\text{Hg}(\text{II})$ 竞争吸附位点，导致低pH时 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附量较小。

Oranous Fardmousavi^[56]使用硅烷偶联剂和十六烷基三甲基溴化铵配合改性沸石，发现在pH=4时，最大吸附量超过pH=1时的30%，这可能是较低的pH下，水合氢离子与 $\text{Hg}(\text{II})$ 竞争吸附位点导致的。O.D.^[57]发现，随着溶液pH值的降低，磁铁矿颗粒的 ζ 电位正向增加，使得 $\text{Hg}(\text{II})$ 在磁铁矿表面难以附着。随着溶液pH值的增加，观察到不同的情况：磁铁矿颗粒的电荷变为负电荷，并且绝对值继续增加，这表明磁铁矿表

面进一步吸收 OH^- 离子, 表面被 H^+ 占据的位点得到释放。Vassilis J. Inglezakis^[39] 的实验证明, pH 的变化会改变溶液中 $\text{Hg}(\text{II})$ 的存在形式, 吸附机理也会有改变。

综合研究结果, 过低或过高 pH 值均不利于 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附。中性或偏碱性的环境通常更有利于 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附。

4.2 温度

温度对吸附过程的影响较为复杂。一方面, 温度升高会加剧分子的热运动; 另一方面, 多数吸附过程属于放热反应, 根据勒夏特列原理, 温度升高会使吸附反应向逆向进行。此外, 随着温度的升高, 阳离子与吸附位点之间的化学键会变弱, 导致吸附量降低。

朱保虎等^[46] 研究了温度对天然沸石和壳聚糖改性沸石吸附水中 $\text{Hg}(\text{II})$ 的影响, 发现在 $20\sim 45\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内, $\text{Hg}(\text{II})$ 去除率先升高后降低, 这可能是因为低温下活化分子数量少, 而温度升高, 吸附反应平衡反向移动, 不利于吸附过程, 天然沸石对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的去除率受温度影响比改性沸石大得多。

王腾飞等^[38] 制得的银改性分子筛在 $10\sim 80\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内, $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的去除率最高。张新艳等^[49] 研究了温度对巯基功能化沸石和天然沸石吸附 $\text{Hg}(\text{II})$ 的影响, 发现从 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 开始, 天然沸石对 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附率随温度升高逐渐降低, 而巯基功能化受影响很小。

综上所述, 温度主要影响到吸附中的物理吸附过程, 由于吸附过程放热, 因此温度升高, 物理吸附效果降低。而涉及化学键断裂或形成的化学吸附受温度变化的影响相对较小。

4.3 共存离子

工业排放的含汞废水往往含有多种其他离子 (如 Cl^- 、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Pb^{2+} 、 Cr^{3+} 、 Zn^{2+} 等), 它们可能会影响 $\text{Hg}(\text{II})$ 的吸附。因此, 开发对废水中 $\text{Hg}(\text{II})$ 具有高选择性吸附能力的改性沸石具有重要的现实意义。

Liu^[44] 的研究表明, Cl^- 、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} 等共存离子对天然沸石吸附 $\text{Hg}(\text{II})$ 有不同的影响, 但对溴化十六烷基吡啶改性沸石影响较小。 HCO_3^- 水解使 pH 值增加, 有利于吸附; 而 Cl^- 严重抑制吸附过程; 在沸石改性前, 重金属离子与 $\text{Hg}(\text{II})$ 一起被吸附, 没有表现出选择性; 改性后展现出对 $\text{Hg}(\text{II})$ 良好的特异性吸附性能, 对 $\text{Hg}(\text{II})$ 吸附量远大于铅、锌、铬等重金属离子。

王腾飞等^[38] 在浓度 $0\sim 0.6\text{ mol/L}$ 范围内研究了 Cl^- 浓度对银改性沸石去除 $\text{Hg}(\text{II})$ 的影响, 发现当氯离子浓度低于 0.3 mol/L 时, 随着氯离子浓度上升, 银改性沸石对

Hg(II)的去除率增加，而超过这个浓度之后没有明显变化。

天然沸石对重金属离子的吸附缺乏选择性，要获得对Hg(II)具有强选择吸附性的材料，可采用巯基等与Hg(II)具有强结合作用的基团对沸石进行改性。这种改性方法能够增强材料对Hg(II)的特异性吸附能力。

5 结论与展望

沸石等环境矿物材料因具备良好的离子交换性、吸附性、易改性，且环境友好、成本低，在工业废水汞污染治理方面潜力巨大。为提升其对汞的吸附能力，可分阶段改性。先通过酸处理、盐处理、加热等初步手段优化物理特性并除杂，再用表面活性剂等二次改性，制备高性能吸附材料。基于现有研究，未来可从四方面深入。

5.1 材料制备

目前研究中已有引入纳米四氧化三铁等赋予高岭土磁性以便回收的案例，但磁性强度和稳定性待提高。后续可找更强、更稳定的磁性物质，也可探索以沸石等矿物材料为基础，用原位合成技术，让磁性物质与矿物自发结合，简化流程、降低成本，保留天然优势。

5.2 材料改性

引入巯基等强结合化学基团能提升除汞效果，且活性基团往往性能越好。利用常用的3-巯基丙基三甲氧基硅烷，在富含羟基的沸石、蒙脱石等环境矿物材料的表面一个，利用羟基仅能引入一个巯基。未来可设计新改性试剂，在单个吸附位点引入多巯基功能团，增强络合能力与吸附量。

5.3 材料回收

材料回收利用是实现工业化的关键。部分改性材料多次使用后性能下降、结构不稳定。后续需优化结构与改性方法，提升稳定性和再生性能，同时开展不同条件下的实验，获取吸附和解吸数据，为工业化提供技术参数。

5.4 材料使用

环境矿物材料吸附效果与材料性能、吸附条件都有关。制备完成后，要结合实际水样制备模拟废水，研究不同条件下的吸附行为，考察pH值等因素影响，建立预测模型，实现吸附性能最大化利用。通过多维度研究，有望突破技术瓶颈，助力环境保护。

通过以上多维度的研究，有望突破现有技术瓶颈，推动沸石等环境矿物材料在工业废水汞污染治理领域的广泛应用，在工程化开发进程中，需以经济合理性与技术放大可行性为核心导向，着重考量矿物材料改性工艺的工程适配性、产品方案的系统性设计及市场价值转化能力。为环境保护事业提供更加高效、经济、可持续的解决方案。

6 讨论

当前研究多聚焦于实验室废水处理,未来需要向实际环境修复场景延伸。目前环境矿物材料对环境损害的修复场景主要包括沉积物修复、土壤修复等。

沈佳佳^[58]等使用原位掩蔽技术,利用天然沸石、高岭土、赤铁矿等作为掩蔽剂,有效降低了百花湖中含汞底泥的重金属释放量;斯洛文尼亚的 Idrija 矿区土壤受汞污染影响严重,技术人员使用天然斜发沸石对含汞土壤进行修复,在有沸石存在的情况下,汞的浸出率显著降低,去除率超过 90%,展现了沸石修复含汞土壤的巨大潜力。王亚玲^[59]等使用 FeS 等作为稳定剂稳定土壤中的汞等重金属,降低浸出率,在最优条件下稳定率超过 99%,展现出良好的稳定性能。

未来在环境修复场景中,还可以考虑环境矿物材料协同植物、淋洗剂等联合修复汞污染场地,同时衔接汞回收与材料再利用,体现绿色治理理念。

参考文献

- 1 李宝磊,陈刚,张正洁.典型涉汞行业含汞废气治理技术现状剖析与对策研究[J].环境保护科学,2018,44(02):109-115.
- 2 Obrist D, Agnan Y, Jiskra M, et al. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution[J]. Nature, 2017, 547(7662): 201-204.
- 3 谭博文,时红,陈军锋,等.不同粒径黄土对砷和汞的吸附特性研究[J].节水灌溉,2025,(03):36-42.
- 4 Jiskra M, Heimbürger-Boavida L-E, Desgranges M-M, 等. Mercury stable isotopes constrain atmospheric sources to the ocean[J]. Nature, 2021, 597(7878): 678-682.
- 5 胡鋈,赵高曼,邹璐垚,等.吸附脱汞技术及其应用现状综述[J].山西电力,2024,(03):41-46.
- 6 张霞忠,袁烈梅.汞吸附研究进展[J].环境污染与防治,2017,39(05):563-568.
- 7 田祎,徐克,王硕,等.我国汞和汞化合物临时贮存现状及环境无害化管理建议[J].化工环保,2023,43(01):132-136.
- 8 王岱,杨占昆,赵晶磊,等.汞公约背景下电石法聚氯乙烯行业汞消减与汞管理[J].当代化工研究,2023,(13):5-7.
- 9 许皓,张鑫,张慧甜,等.含汞废物管理政策法规及处置技术应用分析[J].清洗世界,2022,38(02):135-136+139.
- 10 Choi H Y, Bae J H, Hasegawa Y, et al. Thiol-functionalized cellulose nanofiber membranes for the effective adsorption of heavy metal ions in water[J]. Carbohydrate Polymers, 2020, 234.
- 11 武雪梅.天然矿物类吸附剂的复合改性及脱氮除磷性能研究[D],2019.

- 12 王芳. 非金属矿物环境材料的研究进展[J]. 江苏建材, 2024, (05): 132-133.
- 13 Rudžionis Ž, Adhikary S K, Manhanga F C, et al. Natural zeolite powder in cementitious composites and its application as heavy metal absorbents[J]. Journal of Building Engineering, 2021, 43.
- 14 冉颖, 涂书新, 袁媛, 等. 典型铁氧化物对 Hg(II) 吸附及其机制的比较研究[J]. 环境科学学报, 2023, 43(03): 138-149.
- 15 白丹丹. Hg 在针铁矿上的吸附特性[J]. 广州化工, 2018, 46(15): 87-90+115.
- 16 李传维, 杜晓丽, 曹爽, 等. 改性天然含铁锰矿的除汞性能及改性机制研究[J]. 化学研究与应用, 2024, 36(06): 1356-1366.
- 17 成翠兰, 毋伟, 沈淑玲, 等. 纳米四氧化三铁吸附水中汞离子的研究[J]. 北京化工大学学报(自然科学版), 2008, (03): 5-8.
- 18 刘云, 吴平霄. 粘土矿物与重金属界面反应的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, (01): 17-21.
- 19 裴鹏刚. 巯基功能化蒙脱石制备及其对稻田土壤汞污染修复效应研究[D], 2022.
- 20 Wang Y L, Li S X, Yang H. In situ stabilization of some mercury-containing soils using organically modified montmorillonite loading by thiol-based material[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(4): 1767-1774.
- 21 冯莉雅. 高岭土基复合材料去除水中氮磷试验研究[D], 2023.
- 22 Hu P W, Yang H M. Insight into the physicochemical aspects of kaolins with different morphologies [J]. Applied Clay Science, 2013, 74: 58-65.
- 23 Altunkaynak Y, Canpolat M, Yavuz O. Adsorption of mercury (II) ions on kaolinite from aqueous solutions: Isothermal, kinetic, and thermodynamic studies[J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2024, 43(2).
- 24 孔先凤. 表面改性纳米高岭石材料的制备及其重金属离子吸附性能研究[D], 2019.
- 25 许砚铭, 张书园, 曹红杰, 等. L-半胱氨酸和聚吡咯功能化磁性高岭土对水中 Hg²⁺ 的吸附[J]. 工业水处理, 2023, 43(01): 95-101.
- 26 袁笛 王, 李国宏, 王国华. 硅藻土吸附工业废水中汞离子的研究[J]. 环境保护科学, 2005, (02): 27-29.
- 27 于颖浩, 张婷, 王泽康, 等. 硅藻土及其复合物处理有机污染物的研究进展[J]. 化工新型材料, 2022, 50(01): 308-312.
- 28 钱琳. 功能化硅藻土材料对水中二价汞离子的去除研究[D], 2022.
- 29 胡建设, 张昊琳, 田有粮, 等. 壳聚糖/硅藻土复合材料的制备及其对 Hg²⁺ 吸附[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2017, 38(09): 1289-1292.
- 30 孙正轩. 改性煤泥对砷、汞废水及 SO₂ 的吸附性能研究[D], 2023.
- 31 谢婧如. 巯基改性海泡石对 Hg(II) 和 Cd(II) 的吸附特征研究[D], 2016.

- 32 卓振, 张卫民, 陈家鸿, 等. 沸石负载纳米氧化铁处理氮磷污水研究[J]. 有色金属(冶炼部分), 2021, (06): 101-108.
- 33 杨世童, 冯钦忠, 刘俐媛, 等. 燃煤烟气脱汞金属氧化物材料研究现状与进展[J]. 环境保护科学, 2024, 50(05): 49-57.
- 34 谢寅盼. 天然矿物改性吸附剂的制备及对废水的吸附研究[D], 2022.
- 35 许静, 王森, 王鹏飞, 等. 酸处理对斜发沸石结构影响的研究[J]. 燃料化学学报, 2018, 46(08): 1000-1008.
- 36 霍汉鑫, 林海, 董颖博, 等. 盐酸改性对天然斜发沸石孔道特征、成分、表面电位及阳离子交换性能的影响[J]. 工程科学学报, 2015, 37(06): 746-750.
- 37 王建辉, 朱星宇, 李广, 等. 改性天然斜发沸石去除氨氮的工艺[J]. 长春工程学院学报(自然科学版), 2024, 25(03): 96-104.
- 38 王腾飞, 刘向磊, 文田耀, 等. 银改性分子筛吸附剂对工业废水中汞的吸附性能研究[J]. 当代化工, 2023, 52(05): 1076-1079+1102.
- 39 Inglezakis V J, Kudarova A, Guney A, et al. Efficient mercury removal from water by using modified natural zeolites and comparison to commercial adsorbents[J]. Sustainable Chemistry and Pharmacy, 2023, 32.
- 40 Kusurini E, Usman A, Wibowo J. SnO_x-Impregnated Clinoptilolite for Efficient Mercury Removal from Liquid Hydrocarbon [J]. Arabian Journal for Science and Engineering, 2019, 44(1): 189-197.
- 41 董颖博, 张圆, 林海, 等. 焙烧温度对天然沸石物化性能的影响[J]. 中国有色金属学报, 2017, 27(07): 1520-1526.
- 42 Dziedzicka A, Sulikowski B, Ruggiero-Mikolajczyk M. Catalytic and physicochemical properties of modified natural clinoptilolite[J]. Catalysis Today, 2016, 259: 50-58.
- 43 丁绍兰, 李玲, 雷小利, 等. 天然沸石的改性及其去除制革废水中铵的研究[J]. 水资源保护, 2010, 26(04): 67-69.
- 44 Liu J, Huang H, Huang R, et al. Mechanisms of CPB Modified Zeolite on Mercury Adsorption in Simulated Wastewater[J]. Water Environment Research, 2016, 88(6): 490-499.
- 45 Kusurini E, Susanto B H, Nasution D A, et al. Removal of Mercury in Liquid Hydrocarbons using Zeolites Modified with Chitosan and Magnetic Iron Oxide Nanoparticles; proceedings of the International Conference on Green and Renewable Energy (ICGRER), solo, INDONESIA, F Nov 14-15, 2016[C]. 2017.
- 46 朱保虎, 陈小敏, 杨文, 等. 改性沸石对水中微量汞的吸附性能[J]. 环境工程学报, 2016, 10(11): 6261-6268.
- 47 熊茹婷, 张志恒, 林海英, 等. 巯基改性壳聚糖复合材料的制备及其用于高容量去除水中 Hg(II) [J]. 环境工程学报, 2023, 17(03): 761-773.
- 48 李诗宇, 阴永光, 史建波, 等. 共价有机框架在水中二价汞吸附去除中的应用[J]. 化学进展, 2022,

- 34(05): 1017-1025.
- 49 张新艳, 王起超, 张少庆, 等. 巯基功能化沸石吸附 Hg^{2+} 特征及固化/稳定化含汞废物研究[J]. 环境科学学报, 2009, 29(10): 2134-2140.
- 50 Bao S, Li K, Ning P, et al. Highly effective removal of mercury and lead ions from wastewater by mercaptoamine-functionalised silica-coated magnetic nano-adsorbents: Behaviours and mechanisms [J]. Applied Surface Science, 2017, 393: 457-466.
- 51 刘皓岚, 张晓东, 代欢, 等. 阳离子表面活性剂的支链化改性与其起泡活性[J]. 油田化学, 2018, 35(03): 467-473.
- 52 Dionisiou N S, Matsi T. Natural and surfactant-modified zeolite for the removal of pollutants (mainly inorganic) from natural waters and wastewaters[M]. 2016.
- 53 李艺, 史会剑, 吴春辉, 等. 阳离子表面活性剂改性沸石吸附水体中重金属的研究综述[J]. 净水技术, 2020, 39(12): 73-79.
- 54 Chao H P, Chen S H. Adsorption characteristics of both cationic and oxyanionic metal ions on hexadecyltrimethylammonium bromide-modified NaY zeolite[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 193: 283-289.
- 55 Shirzadi H, Nezamzadeh-Ejhi A. An efficient modified zeolite for simultaneous removal of Pb(II) and Hg(II) from aqueous solution[J]. Journal of Molecular Liquids, 2017, 230: 221-229.
- 56 Fardmousavi O, Faghihian H. Thiol-functionalized hierarchical zeolite nanocomposite for adsorption of Hg^{2+} from aqueous solutions[J]. Comptes Rendus Chimie, 2014, 17(12): 1203-1211.
- 57 Linnikov O D. Regularities of Chromium(VI) Ions Sorption by Magnetite (Review)[J]. Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces, 2021, 57(2): 235-259.
- 58 沈佳佳. 百花湖含汞底泥的原位掩蔽治理技术研究及工程效益评估[D]. 浙江农林大学, 2015.
- 59 王亚玲, 张亚峰. 汞污染土壤化学稳定化修复研究[C]中国土壤学会土壤环境专业委员会. 中国土壤学会土壤环境专业委员会第十九次会议暨“农田土壤污染与修复研讨会”第二届山东省土壤污染防控与修复技术研讨会摘要集. 东北大学, 2017: 117.

Research Progress on the Removal of Mercury from Wastewater Using Zeolite Based Environmental Mineral Materials

ZHANG Yitao, WANG Kaiyue, ZHANG Ruiqi, YANG Shitong, GUO Jianbo, CHEN Yang^{*}
College of Resources and Environment, University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China

Abstract: Mercury is a highly toxic heavy metal that is not only difficult to degrade in

aquatic environments, but also exhibits significant bioaccumulation through the food chain, ultimately posing a serious threat to human health. Adsorption method has become one of the effective ways to treat mercury containing wastewater due to its advantages of easy operation, high treatment efficiency, and low cost. Environmental mineral materials have the characteristics of wide sources, environmental friendliness, large specific surface area, and strong ion exchange ability, and have shown good application potential in the field of mercury containing wastewater treatment. Among them, zeolite based environmental mineral materials have been widely studied. This article systematically reviews the research status and development of several common environmental mineral materials such as zeolites in the treatment of mercury containing wastewater, including commonly used modification methods, modification principles, and the main factors affecting the adsorption process. The aim is to provide reference for the preparation of mercury containing wastewater treatment materials in the future and provide new ideas for related research work.

Keywords: Mercury containing wastewater; adsorption; Zeolite based mineral materials