

氯化镁矿化利用低浓度烟气 CO₂ 联产碳酸镁

谢和平^{①②*}, 王昱飞^{①②}, 储伟^{①③}, 鞠杨^④

① 四川大学 CCUS 与 CO₂ 矿化利用研究中心, 成都 610065;

② 四川大学水利水电学院, 能源工程安全与灾害力学教育部重点实验室, 成都 610065;

③ 四川大学化学工程学院, 成都 610065;

④ 中国矿业大学, 煤炭资源与安全开采国家重点实验室, 北京 100083

* 联系人, E-mail: xiehp@scu.edu.cn

2014-02-03 收稿, 2014-04-09 接受, 2014-05-04 网络版发表

国家杰出青年科学基金(51125017)、科技部国际科技合作项目(2012DFA60760)、国家自然科学基金(51120145001, 51254002)和国家重点基础研究发展计划(2011CB201201, 2010CB226804)资助

摘要 CO₂ 矿化利用是一种新的 CO₂ 减排方式, 主要原理是利用天然矿物或工业废料与 CO₂ 反应, 将 CO₂ 矿化为碳酸钙或碳酸镁等固体碳酸盐, 同时联产高附加值的化工产品. 本文提出采用低能耗的电解工艺利用氯化镁溶液矿化利用低浓度烟气 CO₂ 的新方法, 该方法将氯化镁转化为活性较高的氢氧化镁, 与不同浓度的 CO₂ 反应从而矿化 CO₂. 该方法可以直接矿化浓度仅为 20% 的低浓度 CO₂, 这使得直接矿化利用工业烟气 CO₂ 成为可能, 避免了较高能耗的 CO₂ 捕捉提纯过程. 另外, 该方法可在较低的能耗下减排大量 CO₂, 同时获取高附加值的碱式碳酸镁或三水合碳酸镁. 由于氯化镁自然储量非常丰富, 氯化镁矿化利用 CO₂ 具有大规模减排的潜力.

关键词

CO₂ 矿化利用
CCUS
氯化镁
电解
碳酸镁

化石燃料燃烧排放的 CO₂ 被广泛认为是造成全球变暖的主要原因和人类生存环境的威胁, 减排 CO₂ 成为全球的共同目标^[1~5]. 对 CO₂ 进行捕集和封存(CCS)是目前主要研究的 CO₂ 减排方法. CCS 技术首先将烟气或其他工业过程中排放的烟气 CO₂ (其浓度为 10%~20%) 进行捕捉提纯, 然后再将提纯后的 CO₂ 进行封存. 目前, 烟气 CO₂ 的捕捉提纯主要采用化学吸收的方法, 其能耗较高, 从烟气中捕捉每吨 CO₂ 的能耗为 370~510 kW·h. CO₂ 地质封存是目前研究最多的 CO₂ 封存方法, 在我国鄂尔多斯以及美国德克萨斯等地都开展了 CO₂ 地质封存的现场实验^[6~9]. 但由于 CO₂ 地质封存投入较大, 并且其安全性仍然存在争议, 因此 CO₂ 地质封存技术的推广较为缓慢^[10].

CO₂ 矿化利用是近年来新提出的一种 CO₂ 封存和利用途径, 主要利用天然矿物或工业废料与 CO₂

反应, 将 CO₂ 封存为碳酸钙或碳酸镁等固体碳酸盐, 同时联产高附加值的化工产品^[11~13].

目前, 矿化 CO₂ 的原料主要集中于橄榄石、蛇纹石等天然碱性硅酸盐^[14~18]. 天然硅酸盐与 CO₂ 的矿化反应在自然界中便可进行, 但这一过程过于缓慢, 不适合在短期内大规模减排 CO₂. 研究表明, 通过在反应前对天然硅酸盐进行煅烧、球磨等预活化, 同时提高反应时的温度和 CO₂ 分压, 可在短时间内高效矿化 CO₂^[19~21]. 但这一过程不但能耗很高^[22], 且产物主要为碳酸盐和二氧化硅的混合物, 产品附加值较低.

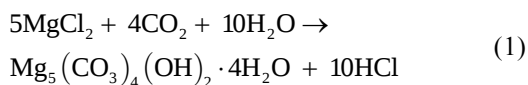
碱性工业废料是 CO₂ 矿化的另一种原料^[23~26]. 能够用于矿化 CO₂ 的碱性废料主要包括水泥窑粉尘、粉煤灰以及其他富含氧化钙的生活或工业垃圾. 虽然碱性工业废料的反应活性比硅酸盐类矿物高很多, 更容易与 CO₂ 发生矿化反应, 但碱性工业废料的来

引用格式: 谢和平, 王昱飞, 储伟, 等. 氯化镁矿化利用低浓度烟气 CO₂ 联产碳酸镁. 科学通报, 2014, 59: 1797~1803

英文版见: Xie H P, Wang Y F, Chu W, et al. Mineralization of flue gas CO₂ with coproduction of valuable magnesium carbonate by means of magnesium. Chin Sci Bull, 2014, 59: 2890~2897, doi: 10.1007/s11434-014-0388-1

源并不稳定,能够矿化 CO_2 的总量有限. 另外,利用碱性工业废料矿化 CO_2 后的产物,其化学成分较为复杂,纯度不高.

氯化镁是一种广泛分布的化合物,主要以溶液形式存在于海水、盐湖之中,其储量相当丰富,以海水中的氯化镁为例,海水中的平均镁含量约为 0.13%,主要以氯化镁的形式存在. 2010年全球 CO_2 排放量约为 300.6 亿吨^[27],如果能够将海水中氯化镁的 0.1% 用于矿化 CO_2 生成碳酸镁,便可减排 CO_2 3.34 万亿吨,相当于 111 年世界 CO_2 的排放总量. 我国的氯化镁存量相当丰富,我国海域周围海水中的镁含量达到 0.13%,我国 4 大盐湖区镁盐矿产资源的远景储量达数十亿吨. 其中,柴达木盆地内大小不等的 33 个卤水湖、半干涸盐湖和干涸盐湖,蕴藏着储量占全国第一位的镁盐资源. 另外,利用氯化镁能够矿化利用 CO_2 ,可以产出具有高附加值的碳酸镁:



碳酸镁不仅可用作绝热、耐高温的防火保温材料,还可用于制造高级玻璃制品、镁盐、颜料、油漆和日用化学品. 因此,氯化镁具有大规模矿化利用 CO_2 ,联产高附加值化工产品的潜力.

然而到目前为止,还没有直接利用氯化镁溶液矿化利用 CO_2 的研究报道. 因此,如何利用氯化镁溶液矿化利用 CO_2 ,同时联产高附加值的碳酸镁是本文的主要目的. 另外,由于从烟气中捕捉 CO_2 的能耗较高,因此,本文的另一个目的在于探索一种直接矿化利用低浓度烟气 CO_2 的新方法,从而降低 CO_2 矿化利用能耗.

本文提出了一种利用氯化镁溶液矿化利用烟气 CO_2 的新方法. 该方法旨在低能耗下,利用氯化镁溶液矿化利用低浓度 CO_2 ,联产高附加值的碳酸镁,其工艺过程为:通过电化学方法,在低电压下将氯化镁溶液转化为具有较高反应活性的氢氧化镁,并产出盐酸. 生成的碱性氢氧化镁易于与具有酸性的 CO_2 气体反应,将其转化为碳酸氢镁溶液. 碳酸氢镁溶液在一定温度下分解便可获取高附加值的碳酸镁(包括碱式碳酸镁),过程如图 1 所示.

低电压电解氯化镁溶液制取氢氧化镁的示意图如图 2 所示,阴离子交换膜将电解槽分为两部分,并采用氢气气体扩散电极作为正极. 氢气气体扩散电极最早起源于燃料电池,由钛网集流层,碳纸和催化层构成,可在低电压下将氢气氧化为氢离子^[28~30].

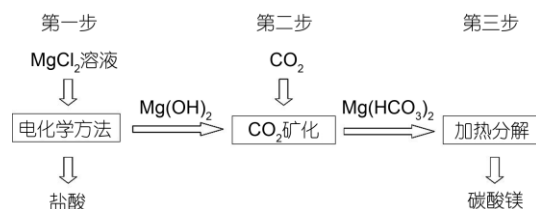


图1 氯化镁溶液矿化利用 CO_2 示意图

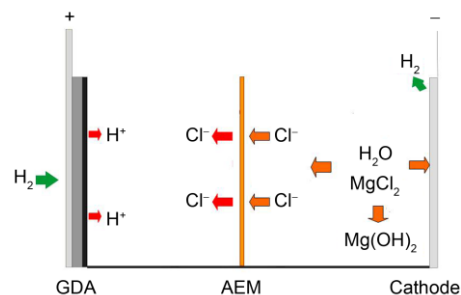
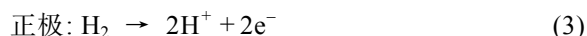
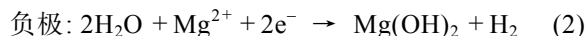


图2 低电压电解氯化镁溶液制取氢氧化镁示意图

在电解作用下,负电极表面产生氢气,大量氢氧根在负极电解液中产生,与镁离子反应,生成氢氧化镁沉淀. 气体扩散电极则不断将氢气氧化成氢离子,与从阴离子交换膜透过的氯离子生成盐酸溶液.



本文通过以上方法,研究了利用氯化镁溶液矿化利用 CO_2 ,联产碳酸镁的可行性. 并探索了直接采用低浓度烟气 CO_2 作为矿化原料的可能性. 对影响氯化镁矿化利用 CO_2 过程中的关键因素,如槽电压,盐酸浓度,氯化镁浓度, CO_2 分压,分解温度等的作用进行了研究.

1 实验概况

1.1 实验原料

分析纯的氯化镁、氯化钠以及盐酸被直接用作实验原料. 纯度为 99.99 %的 CO_2 , N_2 和 H_2 由气体钢瓶提供,均购买自四川东风气体公司. 氢气气体扩散电极购买自中国河森公司,采用 40 目钛网作为集流层,催化剂层是担载 1 mg cm^{-2} 的铂炭. 阴离子交换膜购买自中国 Iontech 公司.

1.2 实验过程

(i) 电解氯化镁溶液. 实验采用不同浓度的 HCl 溶液(0~1.6 mol/L)作为正极电极液,氯化镁溶液

(1 mol/L)作为负极电极液。正极电极液中的盐酸浓度通过酸碱滴定进行测定。负极电极液经分离、过滤、洗涤、干燥(110℃),得到氢氧化镁。

采用不同浓度的盐酸作为正极电极液,测定并记录在不同起始浓度的盐酸正极电极液条件下,电流密度随电压变化。从海水或盐湖中得到的氯化镁溶液常含有大量的氯化钠,实验过程中,不同浓度的氯化钠和氯化镁的混合溶液被用作负极电极液,测定记录和分析上述几种配比条件下的电流密度随槽电压的变化曲线。

(ii) 矿化不同浓度的 CO_2 生成碳酸氢镁。将电解得到的氢氧化镁置于 250 mL 三口烧瓶中,加入 100 mL 蒸馏水搅拌分散,将纯度为 99.99% CO_2 和 N_2 通过气体质量流量计调节流量后混合,形成不同浓度的 CO_2 气体,通入上述悬浊液中,与氢氧化镁发生反应。矿化反应在常温下进行,搅拌速率为 350 r/min。通过调节 CO_2 和 N_2 的流量,控制通入气体的 CO_2 浓度为 20%~100%。反应过程中,每隔 15~30 min 利用针管注射器抽出 1 mL 溶液,经针管过滤头过滤后,进行酸碱滴定,测定溶液中碳酸氢根的含量。当溶液中的碳酸氢根含量趋于稳定后停止反应。

(iii) 分解碳酸氢镁溶液制备碳酸镁矿化产物。将矿化 CO_2 后的溶液进行过滤,得到澄清的碳酸氢镁溶液。将得到的碳酸氢镁溶液置于 250 mL 烧杯中,在水浴中加热至不同温度(25℃, 80℃),恒温搅拌处理一段时间,直至大量固体析出。将得到的产物过滤,多次冲洗,干燥(60℃),得到 CO_2 矿化产物。

1.3 矿化产物的表征分析

实验过程中得到的固相产物通过 X 射线衍射仪(XRD)测定其晶体性质。样品形貌通过扫描电子显微镜(SEM)进行研究。产物在空气中的热稳定性通过热重分析仪(TG)进行测定,将 10~20 mg 样品置于热重分析仪的样品杯中,在空气气氛下以 20℃/min 的升温速率,从 25℃升温至 800℃。

2 结果与讨论

2.1 电解过程中的电流效率

电解过程中,生成产物的实际质量除以由法拉利定理计算出的理论产量之间的比值称之为电流效率。随着电解氯化镁反应的进行,正极电极液中的盐

酸浓度不断增加。图 3 显示了不同浓度的盐酸对电流效率的影响。当盐酸浓度为 0.1 mol/L 时,电流效率可以达到 98%。随着盐酸浓度的升高,电流效率逐渐降低。当盐酸浓度为 1.6 mol/L 时,电流效率下降至 63%。造成这一现象的原因是随着氢离子浓度的增加,阴离子交换膜的选择性降低。当质子浓度较低时,阴离子交换膜阻止了绝大部分氢离子透过,而当氢离子浓度较高时,部分质子开始透过阴离子交换膜,进入负极电极液,这使得生成的氢氧化镁减少,电流效率下降。电流效率的下降将导致能耗的增加。

提高阴离子交换膜的选择性,可阻止氢离子的透过,从而提高电流效率。在 Faverjon 等人^[29]的研究中,购买自 Solvay 公司的 ARA 阴离子交换膜表现出很高的选择性。当盐酸浓度达到 4.5 mol/L 时,其电流效率仍然高达 75%。氢离子的透过直接影响了能够产出的盐酸浓度,如何提高阴离子交换膜的选择性是进一步的研究方向。

2.2 不同浓度的二氧化碳与氢氧化镁的反应活性

氢氧化镁在溶液中可与 CO_2 发生如下化学反应,生成碳酸氢镁:



根据 Jung 等人^[31]的研究结果,利用氢氧化镁吸收烟气中的 CO_2 是可行的,并且这一过程具有较快的吸收速率。在该实验过程中,不同浓度的 CO_2 (20%, 50%, 70%, 100%)被作为反应原料与电解产生的氢氧化镁进行反应,溶液中碳酸氢根的浓度随时间的变化如图 4 所示。从图 4 中可以看出,浓度为 20%~100%的 CO_2 都能直接在常温下与氢氧化镁发生矿化反应,因此,采用该方法可直接矿化浓度仅为 20%的

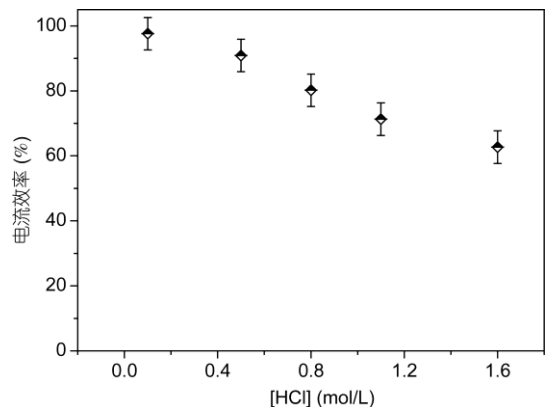


图 3 不同浓度的盐酸对电流效率的影响

低浓度 CO_2 , CO_2 浓度越高, CO_2 的矿化速率越快, 碳酸氢镁溶液的平衡浓度也越高. 另外, 采用 100% CO_2 作为原料时, 溶液中的碳酸氢根浓度在 100 min 后稳定在 0.4 mol/L 左右, 而当采用 20% CO_2 作为反应原料时, 反应 400 min 后, 溶液中的碳酸氢根浓度为 0.2 mol/L.

该研究证实了利用电解反应制取的氢氧化镁具有较高的反应活性, 能够直接矿化低浓度 CO_2 . 另外, 除了能够矿化 CO_2 , 利用氢氧化镁悬浮液进行烟气脱硫也已被广泛研究, 并取得了很好的效果^[32]. 由于氢氧化镁脱硫后的产物大部分为可溶性的硫酸镁, 并不会影响固体产物碳酸镁的纯度. 因此, 利用该方法产生的氢氧化镁作为原料, 具有直接矿化烟气 CO_2 , 避免高能耗的 CO_2 捕捉过程, 同时脱除烟气中二氧化硫的可能.

从图 4 可以看出, 在不同 CO_2 浓度下, 溶液中碳酸氢根的浓度在反应过程中均呈现先少量升高后下降, 然后再次明显升高最后趋于稳定的变化趋势. 这是由于固体氢氧化镁在水中的溶解度较低, 因此, 固体氢氧化镁周围的镁离子含量较高, 当溶液中的碳酸氢根达到一定浓度后, 便与氢氧化镁周围的镁离子反应, 生成碳酸镁固体, 导致反应一定时间后, 溶液中的碳酸氢根的浓度下降. XRD 研究结果表明, 在碳酸氢根浓度降低时, 固体中确实生成了 $\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 晶体(图 5). 由于碳酸镁以及未反应的氢氧化镁都能与 CO_2 反应, 重新生成碳酸氢镁, 使得溶液中的碳酸氢根的含量继续升高, 直至溶液中碳酸氢根的浓度达到饱和.

2.3 固体产物成分及其热稳定性

碳酸氢镁溶液在不同温度下分解, 得到碳酸镁

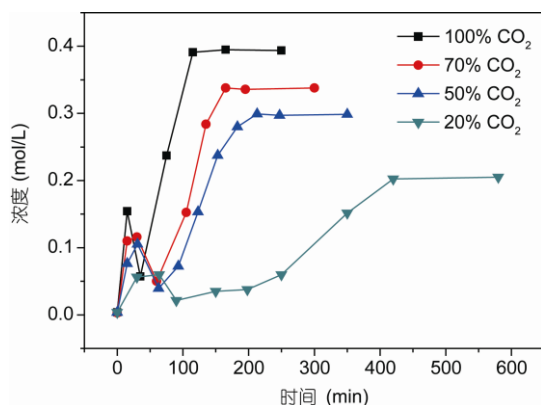


图 4 碳酸氢根的浓度随时间的变化

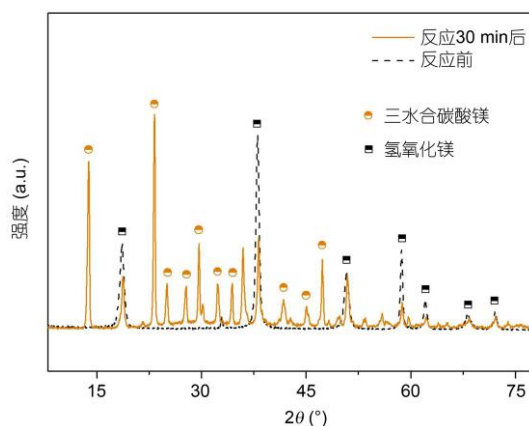


图 5 固相 XRD 分析结果对比

的种类有所不同. 图 6 显示了碳酸氢镁溶液在 25℃ 和 80℃ 下分解所得产物的 XRD 分析结果. 在 25℃ 的处理温度下搅拌, 碳酸氢镁溶液转变为三水合碳酸镁($\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), 而在 80℃ 的分解温度下, 碳酸氢镁溶液将转变为碱式碳酸镁($\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$). 从产物的 SEM 图可以看出, 三水合碳酸镁为长条形的长方体结构(图 7(a)), 而碱式碳酸镁呈现出花瓣型结构(图 7(b)).

产物热重分析结果表明, 常温分解后获得的三水合碳酸镁在 100~300℃ 和 300~550℃ 的范围内有两个明显的失重过程(图 8). 这一结果与 Rao 等人^[33]的报道一致, $\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 在 100~330℃ 范围内的失去结晶水生成 MgCO_3 , 而在 350~550℃ 的范围内, MgCO_3 会分解出 CO_2 , 生成 MgO . 这进一步印证了碳酸氢镁溶液在常温下的分解产物为 $\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, 并且

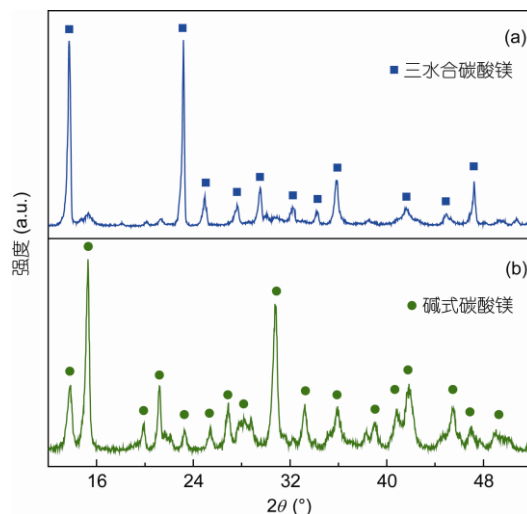


图 6 分解产物的 XRD 分析结果

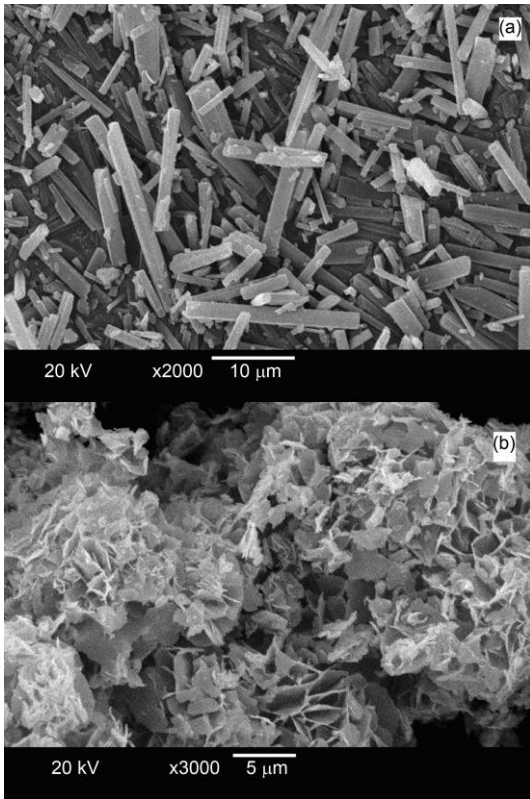


图7 碳酸氢镁分解产物的SEM分析结果

(a) 碳酸氢镁溶液常温分解所得产物; (b) 碳酸氢镁溶液在80℃下分解所得产物

$\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 在空气中常温下具有良好的稳定性。

从图8可以看出, 碳酸氢镁溶液在80℃下分解后所得产物碱式碳酸镁在200~280℃, 400~500℃, 500~560℃3个阶段具有明显的失重过程, 这与碱式碳酸镁的失重曲线基本一致, 其中前两个失重阶段是由于失去结晶水和氢氧化物中的水分子而引起的,

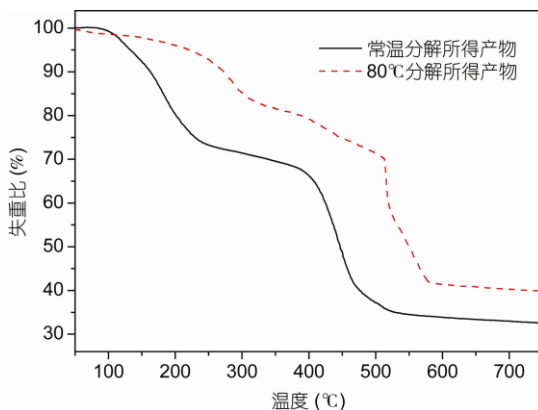


图8 产物热重分析结果

而大于500℃的失重是由于释放 CO_2 所引起的^[34]. 这说明, 碱式碳酸镁在空气中常温下同样具有良好的稳定性。

2.4 槽电压及电解能耗

图9(a)显示了采用不同浓度的盐酸作为正极电极液时, 电流密度随电压变化. 从图9(a)中可以看出, 当槽电压为0.60~0.62 V时, 该反应便开始进行. 随着盐酸浓度的增加, 电流密度随电压的增加更加明显. 这是因为, 随着盐酸浓度的增加, 正极电极液的离子强度增加, 电流随电压的变化更为明显. 图9(b)显示了采用不同浓度的氯化钠, 氯化镁混合溶液作为负极电极液时, 电流密度随电压变化情况. 从图9(b)中可以看出, 氯化镁, 氯化钠的对比对电流密度随电压的变化几乎没有影响。

采用氯化镁电化学矿化利用 CO_2 的主要能耗为氯化镁的电解过程. 电解过程的能耗与槽电压和电流效率有关. 理论上, 电解氯化镁的最小槽电压仅为

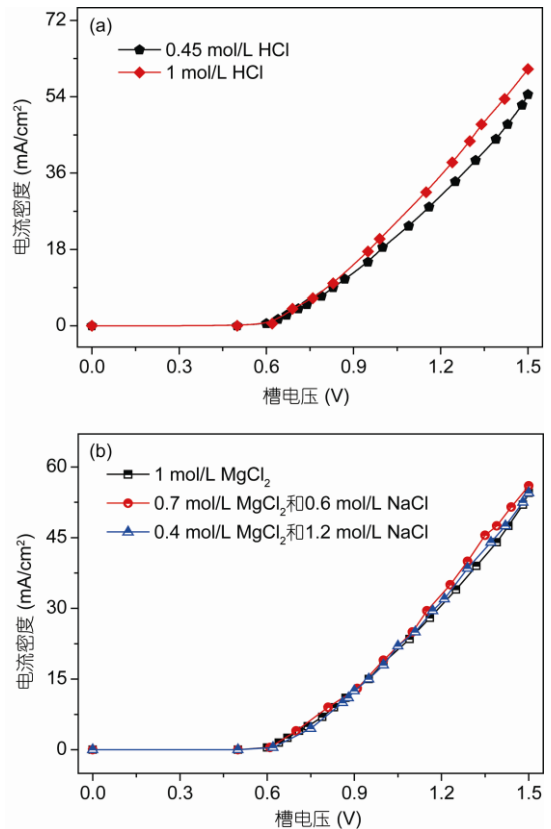


图9 电流密度随槽电压的变化

(a) 不同浓度的盐酸作为正极电极液; (b) 不同浓度的氯化镁和氯化钠混合溶液作为负极电极液

0.38 V, 在该电压下, 矿化每吨 CO_2 的最小能耗为 473 kW h. 研究表明, 在本体系的实验条件下, 电解氯化镁的反应在 0.60~0.62 V 时反应便可进行, 但在该电压下电流太小, 反应速率较低. 提高槽电压可提高反应速率, 但电解的能耗也随之增加. 当槽电压为 0.7 V, 盐酸浓度为 0.1 mol/L 时(此时的电流效率为 98%), 矿化每吨 CO_2 , 联产 3.16 吨碳酸镁(三水合碳酸镁)的所需的电解能耗约为 871 kW h. 按照每度电的价格为 0.5 元进行计算, 矿化每吨 CO_2 , 联产 3.16 吨三水合碳酸镁的电成本为 435.5 元. 由于获得的三水合碳酸镁市场价格为 3000 元左右, 因此, 矿化每吨 CO_2 可获得 9480 元的矿化产物. 因此, 利用氯化镁溶液矿化利用 CO_2 具有很好的工业应用前景.

3 结论

氯化镁是地球上分布广泛, 来源丰富的化合物.

本文报道了一种利用氯化镁溶液电化学矿化利用 CO_2 的新方法. 该方法首先采用电解工艺将氯化镁转化为反应活性较高的氢氧化镁, 再通过氢氧化镁将 CO_2 转化为碳酸氢镁溶液, 最后控制碳酸氢镁的分解温度, 便可将 CO_2 最终矿化为具有高附加值的三水合碳酸镁或碱式碳酸镁.

本文提出的 CO_2 矿化利用新方法可直接采用浓度仅为 20% 的低浓度 CO_2 作为原料, 这使得直接矿化利用工业烟气, 避免高能耗的 CO_2 捕捉过程成为可能, 大幅度降低了 CO_2 的矿化利用成本.

采用氯化镁矿化利用 CO_2 的主要能耗为氯化镁的电解过程. 电解氯化镁的反应在 0.60~0.62 V 时, 反应便可进行. 为了提高反应速率可适当增加槽电压, 当槽电压为 0.7 V, 电流效率为 98% 时, 矿化每吨 CO_2 , 联产 3.16 吨碳酸镁(三水合碳酸镁)所需的能耗约为 871 kW h(约 435.5 元).

参考文献

- Keith D W. Why capture CO_2 from the atmosphere? *Science*, 2009, 325: 1654–1655
- 谢和平. CO_2 封存与气候变化. *科技导报*, 2010, 28: 3
- 谢和平. 发展低碳技术、推进绿色经济. *中国能源*, 2010, 32: 5–10
- Karl T R, Trenberth K E. Modern global climate change. *Science*, 2003, 302: 1719–1723
- Friedlingstein P, Solomon S, Plattner G K, et al. Long-term climate implications of twenty-first century options for carbon dioxide emission mitigation. *Nat Clim Change*, 2011, 1: 457–461
- Lackner K S. A guide to CO_2 sequestration. *Science*, 2003, 300: 1677–1678
- IPCC. Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Cambridge: Cambridge University Press, 2005
- Jun Y S, Giammar D E, Werth C J. Impacts of geochemical reactions on geologic carbon sequestration. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 3–8
- Hou M Z, Xie H P, Yoon J S. Underground Storage of CO_2 and Energy. Boca Raton: CRC Press, 2010
- Haszeldine R S. Carbon capture and storage: How green can black be? *Science*, 2009, 325: 1647–1652
- 谢和平. CO_2 矿化利用的 CCU 新理念. 技术报告, 中国工程院能源与矿业学部, 2012
- 谢和平, 谢凌志, 王昱飞, 等. 全球二氧化碳减排不应是 CCS, 应是 CCU. *四川大学学报(工程科学版)*, 2012, 44: 1–5
- 谢和平, 王昱飞, 鞠杨, 等. 地球自然钾长石矿化 CO_2 联产可溶性钾盐. *科学通报*, 2012, 57: 2501–2506
- Seifritz W. CO_2 disposal by means of silicates. *Nature*, 1990, 345: 486
- Gerdemann S J, O'Connor W K, Dahlin D C, et al. *Ex situ* aqueous mineral carbonation. *Environ Sci Technol*, 2007, 41: 2587–2593
- Kelemen P B, Matter J. *In situ* carbonation of peridotite for CO_2 storage. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2008, 105: 17295–17300
- Koukouzas N, Gemeni V, Zioc H J. Sequestration of CO_2 in magnesium silicates, in Western Macedonia, Greece. *Int J Miner Process*, 2009, 93: 179–186
- Loring J S, Thompson C J, Wang Z, et al. *In situ* infrared spectroscopic study of forsterite carbonation in wet supercritical CO_2 . *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 6204–6210
- Park A H A, Fan L S. CO_2 mineral sequestration: Physically activated dissolution of serpentine and pH swing process. *Chem Eng Sci*, 2004, 59: 5241–5247
- Fagerlund J, Teir S, Nduagu E, et al. Carbonation of magnesium silicate mineral using a pressurised gas/solid process. *Energy Proced*, 2009, 1: 4907–4914

- 21 Maroto-Valer M M, Fauth D J, Kuchta M E, et al. Activation of magnesium rich minerals as carbonation feedstock materials for CO₂ sequestration. *Fuel Process Technol*, 2005, 86: 1627–1645
- 22 Huijgen W J J, Comans R N J, Witkamp G J. Cost evaluation of CO₂ sequestration by aqueous mineral carbonation. *Energ Convers Manage*, 2007, 48: 1923–1935
- 23 Huntzinger D N, Gierke J S, Kawatra S K, et al. Carbon dioxide sequestration in cement kiln dust through mineral carbonation. *Environ Sci Technol*, 2009, 43: 1986–1992
- 24 Sun J, Bertos M F, Simons S J R. Kinetic study of accelerated carbonation of municipal solid waste incinerator air pollution control residues for sequestration of flue gas CO₂. *Energy Environ Sci*, 2008, 1: 370–377
- 25 Huijgen W J J, Witkamp G J, Comans R N J. Mineral CO₂ sequestration by steel slag carbonation. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 9676–9682
- 26 Stolaroff J K, Lowry G V, Keith D W. Using CaO- and MgO-rich industrial waste streams for carbon sequestration. *Energ Convers Manage*, 2005, 46: 687–699
- 27 IEA. CO₂ Emission from Fuel Combustion Highlights. France: OECD/IEA, 2011
- 28 Faverjon F, Durand G, Rakib M. Regeneration of hydrochloric acid and sodium hydroxide from purified sodium chloride by membrane electrolysis using a hydrogen diffusion anode-membrane assembly. *J Membr Sci*, 2006, 284: 323–330
- 29 Faverjon F, Rakib M, Durand G. Electrochemical study of a hydrogen diffusion anode-membrane assembly for membrane electrolysis. *Electrochim Acta*, 2005, 51: 386–394
- 30 Holze S, Jorissen J, Fischer C, et al. Hydrogen consuming anodes for energy saving in sodium sulphate electrolysis. *Chem Eng Technol*, 1994, 17: 382–389
- 31 Jung K S, Keener T C, Green V C, et al. CO₂ absorption study in a bubble column reactor with Mg(OH)₂. *Int J Environ Technol Manage*, 2004, 4: 116–136
- 32 曹霞, 陈秀萍. 浅谈氢氧化镁脱硫技术. *有色冶金设计与研究*, 2000, 21: 47–51
- 33 Rao T R, Chohan V S. Kinetics of thermal decomposition of hydromagnesite. *Chem Eng Technol*, 1995, 18: 359–363
- 34 Hollingbery L A, Hull T R. The thermal decomposition of huntite and hydromagnesite—A review. *Thermochim Acta*, 2010, 509: 1–11