

超声波降解水中有机物的影响因素

马 军, 赵 雷

(哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘 要:概述了超声波降解水中有机物的影响因素,详细介绍了反应体系的性质和超声系统因素,综述了体系性质中饱和气体的种类、粘度、蒸汽压、表面张力、静水压力、温度、pH值及系统因素中超声频率、声能强度、声能密度、反应器的研究发展,提出了超声波的应用展望。

关键词:超声波;降解;有机物;影响因素

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-7011(2005)02-0141-09

1 前 言

超声波是频率大于16kHz的弹性波^[1],因为它超出了人的听觉上限,故称之为超声波。超声波是一种波动形式,因此它可以作为探测与负载信息的载体;同时超声波又是一种能量形式,它可以加速化学反应或触发新的反应通道^[2]。有关超声技术的研究是一门新兴的边缘学科。

声化学(sonochemistry)或超声波化学,是指利用超声波辐射以加速化学反应,提高化学产率的一门交叉学科,随着相关科学的相互渗透和功率超声波仪器设备的日趋完善,其应用研究在世界各国已经引起了高度重视,覆盖领域涉及生物化学、有机合成、高分子的降解和聚合、分析化学、无机合成、电化学、光化学、立体化学、环境化学及改进化学工艺等方面^[3-4]。

利用超声波降解水中的化学污染物,尤其是难降解的有机污染物,是近年来发展起来的一项新型水处理技术^[5-9]。它集高级氧化技术、焚烧、超临界氧化等多种水处理技术的特点于一身,降解条件温和、降解速度快、适用范围广,可以单独与其他水处理技术联合使用,是一种很有发展潜力和应用前景的技术。近年来利用超声波强化有机废水的降解或直接利用超声波降解有机废水的研究报道日益增多,研究内容涉及降解机理、降解动力学、中间体检测、影响超声降解过程的因素和优化条件实验等。另外,声化学氧化与其它水处理技术联合使用处理水中的化学污染物,已获得了许多有价值的研究成果^[10]。

2 超声降解的影响因素

超声波净化污染物效率的高低通常涉及两方面因素:反应体系的性质因素和超声系统因素。为此人们通常从这两个方面开展提高净化效果的研究。

2.1 反应体系性质因素

反应体系性质的影响因素主要有溶剂、溶液的特性和污染物系自身性质,前者主要包含液体中饱和气体的种类、粘度、体系蒸汽压、溶液的表面张力、静水压力、温度及pH值等^[11],而后者包括有机物的种类和浓度。这些因素量不同时,所需超声波处理时间、强度也就不同,对超声波降解污染物过程产生影响。

2.1.1 液体特性的影响

2.1.1.1 液体中的饱和气体

液体中的饱和气体,即溶解性气体的存在可提供空化核,稳定空化效果,降低空化阈,有许多污染物的降解过程需向体系连续充气。研究表明比热比大的气体更有利于空化气泡的崩溃,单原子气体比双原子气体、

收稿日期: 2004-10-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50378028)

作者简介: 马 军(1962-),男,教授,博士,博士生导师,长江学者特聘教授,主要研究方向:环境水处理工艺与技术

杂原子气体更适合做空化过程中的气源。因为气体的比热比值越大,由空化效应获得的声化学效益越大,在这一点上单原子气体比多原子气体有利^[12-14],如在 20kHz 时,由于溶解气体的不同, H_2O_2 和 OH 自由基的生成速率相差约为一个数量级^[15]。但同时还应考虑气体导热性对空化泡崩溃时温度梯度的影响,气体导热系数大,则空化崩溃过程所积累的热量将更多地传向周围液体,从而降低最高温度值。再者,溶解度大的气体会降低空化阈值和空化强度。

用 200kHz 超声波降解挥发性脂肪酸^[12],分别向溶液中通入 Ar、 N_2 、Air,实验结果证明超声降解效率为 $Ar > Air \geq N_2$ 。孙红杰^[16]等人进行了超声降解十二烷基苯磺酸钠(SDBS)的实验研究,充入空化气体,SDBS 降解率明显提高,其影响排序为 $Ar > O_2 > N_2$ 。南华大学王宏青^[17]等人采用不同气体饱和溶液声解灭多威,结论是声解效率 $Ar > O_2 > Air > N_2$ 。李翠颖^[18]等进行了超声波降解水溶液中甲醛的研究,实验表明溶液中溶解气体的种类对降解反应有一定的影响,降解速率顺序为 $O_3 > \text{空气} > N_2$ 。Inziz 等^[19]通过改变声空化过程中饱和气体种类研究超声波空化过程的优化途径,研究者分别利用 Kr、Ar、He、 O_2 作为饱和气体研究了空化过程中的氢氧自由基及过氧化氢的产率。实验发现在 Kr 为饱和气体、500kHz 的情况下,过氧化氢、氢氧自由基的产率最高,而在 He 为饱和气体、20kHz 的情况下,这二者的产率最低,发现绝对产率符合以下次序即 $K_{Kr} > K_{Ar} > K_{He}$, O_2 由于参与了自由基的反应而影响复杂。Jennifer^[20]等研究了超声波辐照下敌敌畏的降解机理,实验还考察了注射气体(氩、氧气和体积比 60/40 的氩/氧气混合气)所引起的速率常数的变化,其中氩/氧气混合气可以得到最高的速率常数 $0.079 \pm 0.005 \text{ min}^{-1}$ 。研究^[21-22]对硝基苯酚的降解时发现氧气/氩气以 1:4 的比例作饱和气泡更有利于提高整体系统的效率,这比单独使用氩气或氧气更有利于硝基苯酚的降解。Collins^[23]等使用声化学氧化法降解水体中的二硫化碳,在不同气体存在下的声化学降解二硫化碳的速率顺序为:氩 > 空气 $\geq$ 氮 > 氧,使用氩时的速率大约是氧的 3 倍。Jih 等研究表明,溶液中存在的气体影响自由基反应的历程,影响反应过程中过氧化氢的产率,影响污染物降解,在苯酚的降解过程中,反应速率常数为: $O_2 > Air > He > N_2$ 。

2.1.1.2 液体的粘度

溶液粘度的提高有利于空化降解过程的进行,而高粘性液体中空化发生较困难^[4],因为超声空化在声波膨胀相内产生的负声压要克服液体分子间的引力,因此在粘滞系数大的液体中空化较难发生。Gutierrez 等^[24]研究表明超声波对聚合物 PVP 的降解过程受水溶液体系的粘度影响,在高粘度区域即 PVP 的浓度较高时体系的降解速率趋慢。

2.1.1.3 液体的蒸汽压

液体蒸汽压升高,即空化泡内的蒸汽压 P_g 增大,则空化泡产生的最大压力 P_{max} 和最高温度 T_{max} 均会迅速降低,从而减弱空化效应^[25-26]。增加压力则空化系统所需要的声量也应相应提高,同时也可提高声化学效果^[4]。Okuno^[27]等研究发现化合物的降解速率随着它们饱和蒸汽压的增加而递增。Schmid 和 Rommel 观察到各种聚丙烯酸酯在苯中的声解速率要慢于甲苯,原因是尽管苯与甲苯的粘度相近,但苯的蒸汽压却远大于甲苯。

2.1.1.4 液体的表面张力

液体表面张力系数 σ 增大(意味空化泡收缩力增大)会使空化阈值增高,然而一旦液体中形成空化泡,空化泡开始收缩时泡内的总压力 P_m 增大,从而使得崩溃时产生的最高温度 T_{max} 值也会相应增高^[25]。若溶液的表面张力太小,则空化效果很差,不利于超声降解。例如表面活性剂十二烷基苯酸钠^[28]和聚氧乙烯烷基醚溶液^[29]的超声降解效果都比较差。由此说明界面特性对空化有很大影响,若向溶液中添加盐,会引起空化泡周围有机物浓度升高,从而提高反应效益。超声波对污染物的降解多发生于空化泡界面上,改善溶液的界面特性将有利于污染物的降解。为此 James 等^[30]通过向污染物水溶液中添加盐,使溶液本体中的污染物被挤压到空化泡的表面,改善空化泡表面的污染物浓度使污染物的降解过程得到了强化。Seymour 等^[30]发现,加入氯化钠可以提高降解反应速率,因为加盐后水相中离子强度增加,驱使有机污染物朝向气-液界面。另外,降低溶液的表面张力,有利于降低空化阈,尽管影响空化阈的因素较多,但表面活性物的添加将有利于空化过程的进行。可以预见,超声波净化法将提供一条高表面活性剂水样或高盐污染水样的新处理途径。

2.1.1.5 液体的静水压力

溶液的静水压力是一个影响输入到反应溶液中的超声波声功率的因素。Rlso^[31]的研究表明,当反应体系静水压力增加,输入到反应体系的声功率随着增大;但是,声功率增大的幅度同静水压力范围和反应体系温度有关。同一温度下,反应体系的静水压力值越高,声功率随静水压力的增加而增大的幅度越少。当静水压力增大到一定值时,声功率达到最大值,不再随静水压力的增大而增大。其他的一些研究人员也注意到静水压力对声功率的影响^[32-33],他们发现超声效果随着反应体系静水压力的增大而增大,直到超声效果达到某一最大值后保持不变或降低。Whillock 等^[34]认为,静水压力将缩短空化泡的崩溃时间并增大空化泡崩溃的强度。但是,在过高的静水压力下,超声声场将不能克服过剩压力的结合力和液体分子的粘合力^[35]。

2.1.1.6 液体的温度

超声降解有机污染物的反应不能在较高的温度下进行,温度的升高将提高蒸汽压使空化更易进行而欠激烈^[4]。尽管提高温度有利于加快在液相中的反应,但由于超声降解是由空化效应产生的·OH等自由基和高温热解等机理,温度过高超声降解效率下降,这是因为:

1. 溶液表面容易有雾化现象,导致原来界面处于无明显界面,液体中的气泡大量增多,液面的反射能力削弱,声波散射损耗大大加强,减少了声强的利用率;

2. 由于溶液中氧气的减少,导致空化过程中气泡核通过热传递损失的能量增加,从而使空化效应减弱。

声化学过程在低温下($<20^{\circ}\text{C}$)进行较好,超声降解可在室温下进行^[36]。温度升高会引起蒸汽压的升高,更易于蒸汽进入空化泡,结果对空化泡的内破裂起到缓冲作用,降低空化强度,因而声解时溶液温度多控制在 $10\sim 30^{\circ}\text{C}$ ^[37]。多数研究也证实,低温对超声降解有利。Jiann^[38]的实验结果表明温度在 $20\sim 60^{\circ}\text{C}$ 范围内变化时,超声波处理 CCl_4 的去除率不受影响。文献^[39]在 $17\sim 60^{\circ}\text{C}$ 范围内声解2-氯苯,发现声解速率随温度升高而降低。傅敏^[40]等研究发现超声波降解乐果时,溶液温度升高时降解率有所下降,超过 30°C 降解率下降明显。实验^[41]也表明温度在 14.2°C 时三氯乙烯声解最有利。同时有可能因为溶液温度高,分子活性相应增强,尚未分解的分子容易与一些基团重新聚合成大分子,即使得逆反应速度加快而降低总反应效益。在超声降解谷氨酸水溶液实验中发现:随着温度的升高一级降解动力学速率常数 k 值降低。在 $60\sim 70^{\circ}\text{C}$ 时体系的降解速率已经相当慢,甚至在 $70\sim 80^{\circ}\text{C}$ 时出现聚合(反降解)的情形。这一实验结果不仅证实了低温对降解有利的结论,同时也符合声化学在较高温度下可用于有机物聚合的事实。董岸杰等^[42]研究表明超声波对壳聚糖降解速度的影响与温度有较大关系。李翠颖^[18]等实验发现超声波降解水溶液中甲醛最佳温度为 30°C 。Neppolian^[43]等研究发现超声波催化降解甲基叔丁基醚(MTBE)的过程中,降解速率随着反应体系温度的升高而增加。Bhatnagar 等^[44]研究发现超声波可以使挥发性含氯有机物得到有效的降解,降解过程溶液本体温度的影响较小,这是由于挥发性污染物的降解机制主要为空化气泡内的热解过程为主,这与Jiann 等^[45]的研究结果基本一致。

2.1.1.7 液体的 pH 值

pH 值决定溶液的电化学特性,且直接决定溶液中氢的偶合度,而氢的偶合度不仅决定液体的表面张力,也影响有机物在水中的存在形式,造成有机物各种形态分配比例发生变化,导致降解机理的改变,超声降解发生在空化核内或空化气泡的气-液界面处,离子不易接近气-液界面,很难进入空化泡内,因此,溶液的 pH 值调节应尽量有利于有机污染物以中性分子的形态存在,并易于挥发进入气泡核内部。如溶液的 pH 值对有机酸碱物质的超声降解具有较大的影响,在酸性和碱性条件下,对于有机酸和有机碱,有机污染物分子可以更大的比例分布在气相中,超声降解效果要好于中性条件。

孙红杰^[16]等采用超声降解甲胺磷农药废水,结果表明:溶液初始 pH 值的影响显著,酸性条件有利于甲胺磷降解。而对于以盐的形式存在的有机污染物,水溶性增加,挥发度降低,使得空化气泡内部和气-液界面处的有机污染物浓度较低,不利于超声降解。如2-氯苯酚在 pH 控制在 pK_a 为8.49以下,污染物以分子态形式存在,这样有利于污染的降解,因为分子态的有机物更容易挥发进入空化泡内参与高温热解过程^[4]。张光明^[46]用超声波降解水中低浓度多氯联苯,发现 pH 与间歇式操作对超声波氧化多氯联苯影响甚微。刘岩^[28]进行了十二烷基苯磺酸钠的超声降解研究,实验表明溶液的 pH 值对降解率有显著影响。Jiang^[47]等研究了 pH 值对于超声波降解水溶液中离子型芳香族化合物的影响,证明能够导致具有离解性官能团的分子进行物理性质(包括电荷)变化的 pH 值,在声化学降解化学污染物过程中扮演着重要角色。研究^[48]表明4-氯酚的降解对·OH有依赖性:在高 pH 值时,·OH引发的降解在水相占主导地位,受水溶性干扰,空化泡中热解仅在低 pH 值溶液中进行。文献^[49]研究结果表明,随 pH 值升高,苯胺降解先增后降,在

pH = 7.3 处声解率最高。在实验中也发现中偏碱性时谷氨酸的降解速率最大。理论上每种物系均有一个最佳降解 pH 值。超声降解最佳 pH 值的确定,既要考虑有机污染物本身的酸碱性,还要考虑超声降解的机理,因为 H_2O_2 与 OH 自由基在最大产生速率时对应的 pH 值是不同的^[19]。溶液的 pH 值对酸碱性质物质的超声降解具有较大影响^[50],它的调节应尽量有利于降解底物以中性分子的形态挥发进入气泡核内部。

2.1.2 污染物系自身特性的影响

2.1.2.1 污染物系的性质

由于超声降解有机污染物的机理不仅有氧化作用,还有热解作用,因而污染物自身的特性直接影响污染物净化降解的速率,主要与污染物的挥发性、极性、形态结构等有关。而污染物自身特性也将影响超声波净化产物的种类和形态,影响降解途径。超声波对污染物的降解过程主要机理为空化泡内的热解和产生了自由基。超声波对极性物质的氧化效率往往比非极性、挥发性污染物差。对非极性、挥发性有机污染物由于容易进入空化泡内,因而空化泡崩溃时所产生的高温容易将其降解,通常认为以热解作用为主,尽管这一过程的动力学数据较少。而极性物质的降解则以氢氧自由基的作用为主,当然在此过程中热解作用也产生一定的影响。难挥发性有机污染物不易进入空化泡内,热解作用较小,降解弱于挥发性有机污染物。这是因为挥发性有机污染物超声降解以高温热解为主,自由基氧化作用虽然存在,但自由基产率较低,因而,氧化作用不明显。难挥发性有机污染物的超声降解是自由基氧化,在自由基产率较低情况下,降解效果也随之降低。如在相同条件下,较易挥发的氯苯降解速率远大于难挥发的 4-氯酚^[36]。

2.1.2.2 溶液的初始浓度

研究溶液的初始浓度对超声降解反应的影响有利于优化工艺条件,同时也是研究动力学的需要。目前所研究的溶液的初始浓度的范围在 $10^{-7} \sim 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。许多学者^[21,32,51-54]发现降解速度或降解速率常数随溶液初始浓度的升高而下降。多氯联苯^[46]的初始浓度与反应常数几乎成反比。马英石^[55]等以超声波/ H_2O_2 工艺对水中含氯有机物邻氯酚(2-chlorophenol)的氧化分解进行探讨,观察到有机物的初始浓度越低,邻氯酚的分解速率越快。

另有学者^[44,56]则发现降解速度随溶液初始浓度的升高而增大。蒋永生^[57]等试验表明在溶液初始浓度较低的范围,降解速率随浓度增大而加快,浓度增大到一定值后,降解速率变化不明显。Kotronarou 等^[58-59]对硫化氢溶液进行了超声空化降解研究,发现硫化氢的氧化速率随初始浓度的提高而线性增加。

还有学者^[45,60]研究表明,溶液的初始浓度对反应速度影响不大。Inez 等^[61]对水溶液中四氯化碳的超声波净化处理研究时发现,降解过程与初始浓度基本无关,这是由于四氯化碳的净化主要是以在超声波空化泡气相内的热解作用为主。

2.2 超声系统因素

超声系统对于有机污染物降解的影响因素主要包括超声场的物理参数和超声波反应器的结构两个方面。

2.2.1 超声场物理参数的影响

影响有机物降解的超声场物理参数主要有超声频率、声能强度、声能密度和声压振幅。超声波的频率、声强等通过影响声空化效率而影响污染物的降解。

2.2.1.1 超声频率的影响

功率超声波(Power ultrasound)的频率范围为 20 ~ 100kHz,声化学研究使用的超声波频率范围为 0.2 ~ 2MHz,其中前者主要利用了超声波的能量特性,而后者则同时利用了超声波的频率特性。化学反应和传递过程的超声强化作用主要是由于超声空化产生的化学效应和机械效应引起的^[10]。水处理中常用的超声波可以大概分为高频(>100kHz)和低频(<100kHz)两类,高频引发的化学效应较强,而低频引发的机械效应较强^[62-63]。超声波由转换器产生,经探针导入污水中,应用时超声波的设计频段在 25 ~ 30kHz。小于 25kHz 在人的听力范围内,产生噪声问题;而超过 35kHz 时,能量利用率低^[64-65]。

超声频率效应的研究是超声波降解有机物的一个重要内容。有较多的文献报道了这方面的研究,但人们对频率效应的认识不太一致,现在所确认的是:声波频率越高,周期就越短,为空化泡生长,特别是在正压相压缩至崩溃等空化过程提供的时间就越不足,因而空化发生几率和强度就越小,降解速率就越低。大部分研究人员认为,存在一个最佳频率点,此处空化强度达到最大,相应的降解也最大。一般而言,超声辐射频率随降解物系的不同而不同,高频(200 ~ 900kHz)利于降解,但频率还与超声波的衰减有关,如 118kHz 的声音

在水中经 1km 衰减一半,而 20kHz 的声音则可达 30km。

通常选用的频率为 20 ~ 750kHz,过高的频率将使空化泡的疏密循环过快影响了空化泡的崩溃,在声强相同的情况下一般频率的提高有利于污染物的降解^[4]。Krüger 等^[66]研究了超声波在较高的不同频率范围内(361kHz、620kHz 和 1086kHz)降解 1,2 - 二氯乙烷,发现目标污染物的去除率随超声波频率的增大而增大。Mohammad 等^[67]进行了水中苯酚的声化学降解研究,结论是降解率在 500kHz 时比 35kHz 和 20kHz 高。Christian 等^[44,56]研究了初始浓度为 $5 \times 10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的氯苯分别经 20kHz 和 500kHz,在相同声强下的声波照射约 150min 后,取得了显著的降解效果,试验初期的反应速率分别为 $2.5 \mu\text{M} \cdot \text{min}^{-1}$ 、 $11.2 \mu\text{M} \cdot \text{min}^{-1}$ 。

也有研究表明,高频超声波有助于提高超声降解速度^[68]。Petrier 等^[69]研究了 20kHz、200kHz、500kHz、800kHz 下超声降解水体中亲水性难挥发物质苯酚和憎水性易挥发物质 CCl_4 。结果表明,200kHz 下苯酚降解效果最好; CCl_4 的降解速度随频率升高而增大,但增大效果不明显,且在任何频率下其降解速度都比苯酚大。一般 $\cdot\text{OH}$ 的产率随超声波频率的增加而增加,因此高频超声波有助于有机物的超声降解^[68-71]。

长期以来对于频率效应一直存在不同的观点。Petrie 和 Franceny^[72]认为,随着超声频率的增大,超声空化阈值明显增大,空化过程变得难以发生;当超声声强超过空化阈值时,不同频率的超声均能产生相同的效果。Witekowa 等^[73]发现,在水溶液中的氧化还原反应中,超声频率对氧化还原效果影响甚微。Cum 等^[63]考查 20 ~ 100kHz 范围内频率对溶液中有机物的氧化效果的影响时发现,60kHz 为最佳频率。Drijvers 等^[13]的研究表明,当用超声波降解三氯乙烯时,520kHz 高频时的效果远高于 20kHz 低频时的效果。Petrier^[74]等研究了在 20kHz 和 500kHz 频率下,水溶液中阿特拉津和五氯苯酚的超声波降解,结论是与 20kHz 频率下的超声波辐照相比,在 500kHz 频率下阿特拉津的降解快了 7.8 倍,五氯苯酚的降解快了 4.8 倍。

综上所述,超声频率效应与有机污染物的降解机理有关,以自由基为主的降解反应存在一个最佳频率;以热解为主的降解反应,当超声声强大于空化阈值时,随着频率的增大,声解效率增大。

2.2.1.2 声能强度的影响

声能强度是指单位声发射端面积在单位时间内辐射至反应系统中的总声能。声能强度又称超声功率强度,简称声功率,它是影响超声降解的一个重要因素,一般以单位辐照面积上的功率来衡量(W/cm^2)。目前所研究的声能强度的范围一般在 $1 \sim 100 \text{ W}/\text{cm}^2$ 。超声波系统必须提供一个最小声强以达到空化阈(cavitation threshold),只有声强达到空化阈值以上才能产生空化效应,使污染物的降解能开始进行。

一些学者^[45,53,75-76]发现,降解速度随声强的增大呈线性增大关系。随着声强的增加,空化程度增加,因而,降解一般总是随功率强度的增大而增加。如对 4 - 氯酚的超声降解,在声强分别为 3.10、6.19 和 $11.9 \text{ W}/\text{cm}^2$ 条件下,一级反应动力学常数分别为 1.9×10^{-3} 、 2.8×10^{-3} 和 $3.4 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ ^[77]。超声波的声强,直接与超声波的振幅成比例,通常声强的提高有利于空化过程的进行,有利于污染物的降解。Hong 等用超声波降解染料及纸浆废水时发现超声波声强增加时,反应速度随之增加。这是由于在强大的空化泡内产生了大量的高能羟基自由基,它的氧化性更强,从而激发了反应的进行。许多科研人员^[78]通过对聚甲基异丁烯脂、聚二甲基硅氧烷、聚己酰胺的 40% 硫酸溶液、聚乙烯氧化物、羟乙基纤维素等降解的研究表明,污染物的降解速率随声强的提高而呈线形提高,何光波^[79]等研究了超声波辐照下聚氯乙烯(PVC)的降解,结果表明随超声强度的增加(320W 和 390W),PVC 的降解程度增大。文献^[45]用 20kHz 超声降解四氯化碳溶液,实验表明在 $1 \sim 24 \text{ W}/\text{cm}^2$ 范围内降解速率与声强成正比。

声强高有利于有机污染物的降解,但功率也不可过高,因为声能太大,空化泡会形成屏蔽,使系统可利用的声场能量反而降低,降解速度反而下降。所以另有学者^[75]认为,降解速度随声强的增大存在一极大值,当超过该极值时,降解速度随声强的增大而减小。研究^[10,80]发现利用 CSF-16 型超声波发生器降解甲胺磷水溶液时,最适宜的声强为 $80.3 \text{ W}/\text{cm}^2$ 。只有超过一定强度的(空化阈)超声波才能引起空化现象,高强度超声波在一定范围内可以提高空化效应和化学效应,而超过极限值后继续提高声强反而会降低处理效果^[21]。超声降解羟乙基纤维素的结果表明,对于一个反应体系,存在一个最佳声功率值。定性可以这样理解,太高的声强产生的大量气泡通过反射、散射而减少了能量传递,并且与声强的增加呈非线性关系;由此还可以定性的分析:在高声强超声作用下,空化泡在负声压相会变得很大,以致在正压相不足以实现内破裂。

还有一些学者^[81-82]研究了超声降解速度与声强的依赖关系。Kurns 等^[83]认为大辐照面积、低声强有利于降解。所以对有机污染物降解声强的选择应根据试验结果综合考虑。

2.2.1.3 声能密度的影响

声能密度 (W/cm^3) 是指单位体积溶液被施加的超声能量, 是影响降解速度与反应器设计的一个重要参数。但目前对其研究的报道不多, 宁平^[84]等发现声能密度对焦化废水中 COD_{Cr} 的降解效果影响显著, Gonze 等^[85]对此进行了研究, 但所涉及的声能密度范围为 $0.1 \sim 10 \text{ W}/\text{cm}^3$ 。一般来说, 降解速度随声能密度增加而增大。

2.2.1.4 声压振幅的影响

声压振幅也是常被用来表征超声的物理参数。声强和声压振幅的平方成正比, 声压振幅直接影响超声反应器输入到反应体系的声功率大小和声化效果。Verceet^[86]在研究中观察到, 反应溶液中 $\cdot\text{OH}$ 的产生量随着声压振幅的增大而增加, 二者呈线性关系。Hobbs^[87]的结论是在常温常压下, 水中几种受试物质的腐蚀率同声压振幅呈指数关系。Raso^[31]的研究也有同样的结果: 采用量热法测定输入到反应体系的声功率, 在不同的溶液温度和不同的系统静水压力条件下, 20kHz 频率的超声波的声功率随着声压振幅的增大而呈指数增加。在 40kPa 和 200kPa 的系统静水压力下, 结肠耶氏菌素 (*Yersinia enterocolitica*) 的死亡率和超声声压振幅之间也为指数关系^[33]。有研究认为增大声压振幅增加了产生空化的有效液体区域和空化泡的尺度范围, 从而提高了超声效果^[88]。但是, 一些研究人员发现只能在某一个声压振幅范围内增大声压振幅才能提高声化效果, 超过这个范围增大声压振幅时声化效果反而降低。这可能是因为声压振幅值过高, 在超声辐射表面附近发生空化的空化密度将变得很大, 从而阻碍了超声能量向反应液体中的传递^[34]。

2.2.2 超声波反应器的结构

目前采用的反应器与超声波换能器相配套的系统有间隙式反应器和连续化反应器。

2.2.2.1 间隙式反应器

间隙式反应器, 又称分批式反应器^[89] (batch type 或 tube reactor) 主要有探头式和槽式两种反应器。探头式反应器, 即声变幅杆浸入式声化学反应器, 是将发射超声波的“探头”(探头是指超声换能器驱动的声变幅杆的发射端, 一般由金属钛制成) 直接浸入反应液体中。这是声化学反应器系统将超声场能量传递到反应液体中的一种有效方法, 在超声波辐射端上可以获得较大的声强。这种反应器的工作频率一般在 $20 \sim 100\text{kHz}$ 之间, 也有高达数百 kHz 的。由于超声波发生器本身不可能将电能全部转变为声能, 其中一部分电将转变为热能, 反应器的“探头”以及反应液体温度将会大幅度上升, 所以需要实行温控, 一般控制在 $10 \sim 30^\circ\text{C}$ 左右。Kotronarou 等^[90]研究表明这种反应器因为发射超声波的探头直径较小 (一般为 $10 \sim 30\text{mm}$), 超声波辐照表面积小, 能量效率较低, 目前该反应器主要用作实验室研究。探头式反应器为大多数研究者所采用^[24, 44, 51, 56, 70, 81, 90], 探头式反应器有底窝管型 (dimple cell)、玫瑰管型 (rosett cell)、压力管型 (pressuer cells) 等多种, 通常认为采用底窝管型更利于超声波在净化系统内扩散分布, 有利于物质的传递^[81, 90-91]。

槽式反应器多为槽型, 由一个不锈钢水槽和其它固定在水槽底部的超声换能器所组成。装有反应溶液的容器直接放入清洗槽中接受超声辐照, 所使用的超声频率多在数百 kHz , 但是这种反应器声强较低, 降解有机污染物的效果不好。此过程多需辅助以磁力搅拌等附加扩散措施, 以提高物质传递的速度。有研究者利用槽式反应器开展污染物净化降解的研究工作^[60, 78, 92-94]。

2.2.2.2 连续化反应器

连续化反应器为超声降解水中有机污染物技术从实验室走向较大规模实际应用提供了技术支持。Inez^[71]等率先将美国 Lewis 公司开发的一种“混响式超声混合系统”作为声化学反应器。该系统由一矩形空间构成, 它的上下两块金属板 ($81.25 \times 7.76\text{cm}$) 上都镶嵌有超声波换能器, 上下金属板换能器分别由两个超声波发射源提供, 频率分别为 16kHz 和 20kHz 。两块金属板间距 8cm , 每块平板上镶嵌有 7 个磁致伸缩换能器, 系统声强为 $1.2\text{W}/\text{cm}^2$, 超声辐照总面积为 1261.8cm^2 。被处理溶液从一端流入另一端流出, 当溶液流经上下两块金属板构成的空间时, 即会受到超声波的辐射, 这时其声强是单一金属板发射超声波的声强的两倍以上。当由氩气 (Ar) 和氧气 (O_2) 饱和 (Ar/O_2 体积比为 $1:4$) 的浓度为 $100\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的对硝基苯酚溶液以 $3.2\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$ 的流量流过该反应系统时, 降解动力学常数达到 $1.2 \times 10^{-3}\text{s}^{-1}$, 这些试验证实了大规模高功率超声波降解低浓度的有机毒性物质的应用潜力。

3 超声波应用的展望

声化学是一门边缘学科, 而超声波空化降解水体中有害有机物正在逐渐成为该研究领域的一个分支。

但目前仍处于基础研究阶段,要使该技术工程化和产业化还需要进行大量的工作,主要包括以下几方面工作:

- 一是要充分考虑超声波降解水体中的化学污染物的实用性和协同性;
- 二是提高超声波净化污染物的效率;
- 三是强化超声波的空化作用;
- 四是加强超声波降解污染物的机理和动力学研究。

通过化学、冶金、声学、环境、物理等领域的科学家联合攻关,这项技术最终会成为一种新型有效的水处理手段,特别是用于处理难以降解的有机物、饮用水中的有害有机物。该技术研究对于获得有利于人类健康的优质水和消除环境污染具有重大的意义^[95]。

参考文献:

- [1] 王星敏,傅 敏. 超声波处理有机废水的新进展[J]. 重庆工商大学学报(自然科学版), 2003, 20(2): 86-90.
- [2] 王 君,韩建涛,张 扬. 超声波在化工生产中的应用[J]. 当代化工, 2002, 31(4): 187-189.
- [3] 王建信,李义久,曾新平,等. 水中有机污染物超声强化氧化技术研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(4): 66-69.
- [4] 卞华松,张大年,赵一先. 水污染物的超声波降解研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2000, 1(1): 56-64.
- [5] 王建龙,柳萍,施汉昌,等. 声化学在水污染控制中的应用研究现状[J]. 化学通报, 1997, 7: 35-38.
- [6] 蒋建华,周明,许春建. 超声降解水体中化学污染物的研究现状[J]. 环境科学进展, 1998, 6(6): 29-35.
- [7] MASON T J, CORDEMAND E D. Ultrasonic intensification of chemical processing and related operations: A Review[J]. Trans I Chem E, 1996, 74A: 511-516.
- [8] MASON T J. Sonochemistry: A technology for tomorrow[J]. Chem Ind, 1993, (1): 47-50.
- [9] THOMPSON L H, DORAIS WAMY L K. Sonochemistry: Science and engineering[J]. Ind Eng Chem Res, 1999, 38(4): 1215-1249.
- [10] 别继艳,陈建孟,王家德. 声化学氧化在污水净化中的研究进展[J]. 浙江工业大学学报, 2002, 30(5): 515-519.
- [11] 熊宜栋. 功率超声在废水处理中的应用[J]. 应用声学, 2002, 4: 33-35.
- [12] YOO Y E. Characters of volatile fatty acids degradation in aqueous solution by the action of ultrasound [J]. Water Research, 1997, 31(6): 532-536.
- [13] DRUIVERS D, DE BAETS R, DE VISSCHERE A, et al. Sonolysis of trichloroethylene in aqueous solution: volatile organic intermediates[J]. Ultrasonics Sonochem, 1996, 3 (2): 83-90.
- [14] D RIJVERS D, VAN LANGENHOVE H, KIM L, et al. Sonolysis of an aqueous mixture of trichloroethylene and chlorobenzene[J]. Ultrasonics Sonochem, 1999, 6 (1-2): 115-121.
- [15] 沈壮志,尚志远. 超声换能器位置对碘化钾溶液碘释放影响的研究[J]. 声学技术, 1999, 18(1): 35-38.
- [16] 孙红杰,赵明举,张志群. 超声降解十二烷基苯磺酸钠的实验研究[J]. 环境科学学报, 2003, 23(3): 386-390.
- [17] 王宏青,聂长明,徐伟昌,等. 灭多威的超声降解研究[J]. 应用声学, 2001, 20(20): 35-37.
- [18] 李翠颖,卞华松,张大年. 超声波降解水溶液中甲醛的研究[J]. 上海环境科学, 2002, 21(1): 12-14.
- [19] HUA INEZ, HOFFMANN M R. Optimization of ultrasonic irradiation as an advanced oxidation technology[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(8): 2237-2243.
- [20] JENNIFE D SCHRAMM, INEZ HUA. Ultrasonic irradiation of dichlorvos: decomposition mechanism[J]. Water Research, 2001, 35 (3): 665-674.
- [21] VISSCHER A D, LANGENHOVE H V, EENOO P V. Sonochemical degradation of ethylbenzene in aqueous solution: a product study[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1997, (4): 145-151.
- [22] INEZ HUA, HOECHEMER R H, HOFFMANN M R. Sonolytic hydrolysis of *p*-Nitrophenyl acetate: the role of supercritical water[J]. J Phys Chem, 1995, 99: 2335-2342.
- [23] COLLINS APPAW, YUSUF G ADEWUYI. Destruction of carbon disulfide in aqueous solutions by sonochemical oxidation[J]. Journal of Hazardous Materials B, 2002, (90): 237-249.
- [24] GUTIERREZ M, HENGLEIN A. Sonolytic decomposition of poly(vinylpyrrolidone), ethanol, and tetranitromethane in aqueous solution[J]. J Phys Chem, 1998, 92: 2978-2981.
- [25] 冯 若,李化茂. 声化学及其应用[M]. 合肥:安徽科技出版社, 1992. 89-169.
- [26] 冯 若. 声化学基础研究中的声学问题[J]. 物理学进展, 1996, 16(3-4): 403-407.
- [27] OKUNO H, YIM B, MIZUKOSHI Y, et al. Sonolytic degradation of hazardous organic compounds in aqueous solution[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2000, 7: 261-264.
- [28] 刘 岩. 十二烷基苯磺酸钠的超声降解研究[J]. 应用声学, 1999, 18(2): 35-37.
- [29] SUZUKI Y, MAEZAWA A, UCHIDA S. Effects of frequency and aeration rate on ultrasonic oxidation of a surfactant [J]. Chem Eng Technol, 1999, 22 (6): 507-510.

- [30] SEYMOUR J D, GUPTA R B. Oxidation of aqueous pollutants using ultrasound: Salt - induced enhancement[J]. IEC Res, 1997, 36 (9): 3453 - 3457.
- [31] RASO J, PILAR M, RAFAEL P, et al. Influence of different factors on the output power transferred into medium by ultrasound[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1999, 5(4): 157 - 162.
- [32] HOBBS J M. Practical aspects of cavitation[J]. Ultrasonics, 1969, 7(2): 106 - 107.
- [33] RASO J, PAGAN R, CONDON S, et al. Influence of temperature and pressure on the lethality of ultrasound[J]. Appl Environ Microbiol, 1998, 64(2): 465 - 471.
- [34] WHILLOCK G O H, HARVEY B F. Ultrasonically enhanced corrosion of 304L stainless steel 1: The effect of temperature and hydrostatic pressure[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1997, 4(1): 23 - 31.
- [35] SUSLIC K S. Ultrasound, its chemical, physical, and biological effects. Homogeneous Sonochemistry[M]. New York: VCH Publishers, Inc., 1998. 123 - 163.
- [36] 赵彬斌, 王 丽. 超声波技术对水中有机污染物的降解[J]. 化学工程师, 2002, 93(6): 21 - 22.
- [37] 陈 伟, 范瑾初. 超声降解水体中有机物的效果及影响因素[J]. 给水排水, 2000, 26(5): 19 - 22.
- [38] JIANN M W, HUANG H S, LIVENGOOD C D. Ultrasonic irradiation of *p*-Nitrophenol in aqueous solution[J]. Environmental Progress, 1992, 11(3): 195 - 201.
- [39] KU Y. Ultrasonic destruction of 2-chloro-phenol in aqueous solution[J]. Water Research, 1997, 31(4): 929 - 932.
- [40] 傅敏, 广培道, 蒋永生, 等. 超声波降解有机磷农药乐果的实验研究[J]. 重庆环境科学, 2003, 12(25): 27 - 29.
- [41] GADDAM K, CHEUNG H M. Effect of pressure, temperature and pH on the sonochemical destruction of 1,1,1-trichloroethane in dilute aqueous solution[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2001, 8: 103 - 109.
- [42] 董岸杰, 张晓丽, 李军, 等. 超声波在壳聚糖降解反应中的作用[J]. 高分子材料科学与工程, 2002, 18(6): 187 - 189.
- [43] NEPPOLIANA B, HAERYONG JUNG, HEEHUL CHOI, et al. Sonolytic degradation of methyl tert-butyl ether: the role of coupled fenton process and persulphate ion[J]. Water Research, 2002, 36: 4699 - 4708.
- [44] ASHISH BHATNAGAR, CHEUNG H M. Sonochemical destruction of chlorinated C1 and C2 volatile organic compounds in dilute aqueous solution[J]. Environ Sci Technol, 1994, 28: 1481 - 1486.
- [45] WU J M, HUANG H S, LIVENGOOD C D. Ultrasonic destruction of chlorinated compounds in aqueous solution[J]. Environmental Progress, 1992, 12(5): 185 - 199.
- [46] 张光明. 超声波处理多氯联苯微污染技术研究[J]. 给水排水, 2003, 29(3): 30 - 34.
- [47] YI JIANG, CHRISTIAN P, WAITE T D. Effect of pH on the ultrasonic degradation of ionic aromatic compounds in aqueous solution[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2002, 9: 163 - 168.
- [48] 钟爱国. 功率超声波诱导降解水体中乙酰甲胺磷[J]. 水处理技术, 2001, 27(1): 47 - 49.
- [49] 傅 敏, 高 宇, 王孝华, 等. 超声波降解苯胺的实验研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(3): 402 - 404.
- [50] LIN J G, CHANG C N, WU J R, et al. Enhancement of decomposition of 2-chlorophenol with ultrasound/H₂O₂ process[J]. Water Sci Technol, 1996, 34(9): 41 - 48.
- [51] DE VISSCHER A, EENOO P V, DROJVERS D, et al. Kinetic model for the sonochemical degradation of monocyclic compounds in aqueous solution[J]. J Phys Chem, 1996, 100: 11636 - 11642.
- [52] SERPONE N, TERZIAN R, HIDAKA H, et al. Ultrasonic induced dehalogenation and oxidation of 2,3-, 3-, and 4-chlorophenol in air-equilibrated aqueous media, similarities with Irradiated Semiconductor Particulates[J]. J Phys Chem, 1994, 98: 2634 - 2640.
- [53] INEZ H, RALF H, HOCHMER, et al. Sonochemical degradation of *p*-nitrophenol in a parallel-plate near-field acoustical processor[J]. Environ Sci Technol, 1995, 29(11): 2790 - 2796.
- [54] HART E J, BOAG J W. Sonolysis of hydrocarbons in aqueous solution[J]. Radiat Phys Chem, 1990, 36(4): 511 - 520.
- [55] 马英石, 吴哲仁, 林志高. 超声波/H₂O₂ 工艺分解水中危害性氯化有机物[J]. 给水排水, 1997, 23(8): 12 - 18.
- [56] PETRIER C, LAMY M F, FRANCONY A, et al. Sonochemical degradation of phenol in dilute aqueous solution: comparison of the reaction rates at 20 and 487kHz[J]. J Phys Chem, 1994, 98: 10514 - 10520.
- [57] 蒋永生, 傅敏, 高宇, 等. 超声波降解乐果的研究[J]. 渝州大学学报(自然科学版), 2001, 18(4): 13 - 15.
- [58] KOTRONAROU A. Oxidation of hydrogen sulfide in aqueous solution by ultrasonic irradiation[J]. Environ Sci Technol, 1992, 26: 2420 - 2428.
- [59] BREMNER D, LUCHE J L, MASON T J. Historical introduction to sonochemistry[J]. Advances in Sonochemistry, 1990, 1: 1 - 13.
- [60] SHIRGAONKAR I Z, PANDIT A B. Degradation of aqueous solution of potassium iodide and sodium cyanide in the presence of carbon tetrachloride[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1997, 4: 245 - 253.
- [61] INEZ HUA, MICHAEL R HOFFMANN. Kinetics and mechanism of the sonolytic degradation of CCl₄: intermediates and byproducts[J]. Environ Sci Technol, 1996, 30: 864 - 871.
- [62] 高大维, 高文宏, 雷德柱, 等. 线性超声波辐照对啤酒酵母细胞生长的影响[J]. 华南理工大学学报(自然科学版), 1999, 27(12): 34 - 37.
- [63] CUM G. Role of frequency in the ultrasonic activation of chemical reaction[J]. Ultrasonics, 1992, 30(4): 267 - 270.
- [64] CLARK P B, NUJJOO I. Ultrasonic sludge pretreatment for enhanced sludge digestion[A]. Proceedings of CIWEM Presidential Conference: Treatment innovation for the next century[C]. Cambridge, UK, 1998. 66 - 71.

- [65] 王 琳,王宝贞. 污泥减量技术[J]. 给水排水, 2000, 26(10): 28-31.
- [66] KRÜGER O, SCHULZE TH L, PETERS D. Sonochemical treatment of natural ground water at different high frequencies: Preliminary results [J]. Ultrasonics sonochemistry, 1999, 6(2): 123-128.
- [67] MOHAMMAD H E, CHRISTIAN P, PIERRE D. Sonochemical degradation of phenol in water: a comparison of classical equipment with a new cylindrical reactor[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2003, 10: 103-108.
- [68] DAVID B, LHOE M, FAURE V. Ultrasonic and photochemical degradation of chlorthalopham and 3-chloroaniline in aqueous solution[J]. Water Research, 1998, 32(8): 2237-2243.
- [69] PETRIER C, FRANCONY A. Ultrasonic waste-water treatment: Incidence of ultrasonic frequency on the rate of and carbon tetrachloride degradation[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1997, 4(4): 295-300.
- [70] MICHAEL H, CHEUNG, SHREE K. Sonochemical destruction of CFC 11 and CFC 113 in dilute aqueous solution[J]. Environ Sci Technol, 1994, 28(9): 1619-1622.
- [71] HUA INEZ, HOFFMANN M R. Optimization of ultrasonic irradiation as an advanced oxidation technology[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(8): 2237-2243.
- [72] 赵逸云,冯 若,杨晓云,等. 频率对声致羟自由基形成的影响[J]. 声学技术, 1993, 17(1): 12-14.
- [73] WITEKOWA S. Chemical effects of ultrasonic waves VII[J]. Acta Chemical, 1972, 17: 97-104.
- [74] CHRISTIAN PETRIER, BERNARD DAVID, SERGE LACUHAN. Ultrasonic degradation at 20kHz and 500kHz of atrazine and pentachlorophenol in aqueous solution: preliminary results[J]. Chemosphere, 1996, 32(9): 1709-1718.
- [75] OLSON TERESE M. Oxidation kinetics of natural organic matter by sonolysis and ozonolysis[J]. Water Research, 1994, 28(6): 1383-1391.
- [76] PRICE G J, MATTHIAS P, LENZ E J. Use of high power ultrasound for the destruction of aromatic compounds in aqueous solution[J]. Process Safety and Environmental Protection, 1994, 72B(1): 27-31.
- [77] 陈 伟,范瑾初,陈 玲,等. 超声—过氧化氢技术降解水中4-氯酚[J]. 中国给水排水, 2000, 16(2): 1-4.
- [78] GARETH J P. The use of ultrasound for the controlled degradation of polymer solutions[J]. Advances in Sonochemistry, 1990, 1: 231-287.
- [79] 何光波,陈克强,徐 僖. 超声波辐照下PVC的降解及与丙烯酸丁酯共聚反应的研究[J]. 高分子材料科学与工程, 1995, 11(2): 56-61.
- [80] 钟爱国,王宏青. 超声波诱导降解水溶液中甲胺磷[J]. 应用化学, 1999, 16(6): 92-94.
- [81] JIH G L, CHENG N C, WU J R. Decomposition of 2-chlorophenol in aqueous solution by ultrasound/H₂O₂ process[J]. Wat Sci Technol, 1996, 33(6): 75-81.
- [82] MASON T J, LORIMER J. Sonochemistry: Theory, application, and uses of ultrasound in chemistry[M]. New York: Ellis Harwood Limited, John Wiley & Sons, 1988. 31-38.
- [83] KURNS P. Effect of frequency on sonochemical reactions III: dissociation of carbon disulfide[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1997, 4(1): 49-54.
- [84] 宁 平,徐金球,黄东宾,等. 超声辐照-活性污泥联合处理焦化废水[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 65-69.
- [85] GONZE E, GONTHIER Y, BOLDO P, et al. Etude de l'oxidation du pentachlorophenol dans differentes geometries de reacteurs a ultrasons de haute frequence[J]. Canadian Journal of Chemical Engineering, 1997, 75(1): 245-255.
- [86] VERCET A, LOPEZ P, BURGOS J. Free radical production by manothermosonication[J]. Ultrasonics, 1998, 36: 615-618.
- [87] HOBBS J M. Practical aspects of cavitation[J]. Ultrasonics, 1969, 7(2): 106-107.
- [88] SUSLICK K S. Sonochemistry[J]. Science, 1990, 247: 1439-1445.
- [89] THOMA G, GLEASON M, POPOV V. Sonochemical treatment of benzene/toluene contaminated wastewater[J]. Environmental Progress, 1998, 17(3): 154-160.
- [90] KOTRONARON A, MIJIS G, HOFFMANN M. Decomposition of parathion in aqueous solution by ultrasonic irradiation[J]. Environ Sci Technol, 1992, 26(7): 1460-1462.
- [91] TERESE M, BARBIER P F. Oxidation kinetics of natural organic matter by sonolysis and ozone[J]. Water Research, 1994, 28(6): 1383-1391.
- [92] 范崇政,焦健,肖建平,等. 常温常压下五元杂环的催化加氢反应[J]. 催化学报, 2002, 22(1): 49-52.
- [93] OKOUCHI S, JOJIMO O. Cavitation-induced degradation of phenol by ultrasound[J]. Wat Sci Tech, 1992, 26(9-11): 2053-2056.
- [94] KOTRONAROU A. Decomposition of parathion in aqueous solution by ultrasonic irradiation[J]. Environ Sci Technol, 1992, 26: 260-262.
- [95] 吴纯德,范瑾初. 超声波降解水体中有机物的研究及发展[J]. 给水排水, 1997, 23(10): 61-63.

(下转第153页)

3) 对需要处理处置的废弃物进行无害化处理的技术和设备,这一部分与通常的废物的处理处置过程相同。

因此,从某种意义上说,所谓的 ReIN 技术和设备是指如上所述的 1) 和 3) 的技术和设备。

在这里,目前通用的单元技术和设备有:

1) 机械处理方式所需的收集(真空收集、管道收集)、运输、破碎、分离分选(筛分、磁力、风力、比重、静电、弹性分选等)技术和设备。

2) 干法处理技术和设备

包括低温熔融、固化、高温熔融、脱水、造粒、成形、气化、油化、炭化、热回收、甲烷发酵、堆肥化技术等。

3) 湿法处理技术和设备

利用酸碱的湿法溶解、中和、沉淀、萃取。

对某一特定的废弃物来说,除了上述通用的技术之外,还需要有一种特定的制造技术。不过,目前废弃物种类多达几百种,在此不一一列举。

总之,考虑到目前中国的固体废物现状和国情,认为今后一段时期里将静脉产业作为我国固废发展的战略,是比较适宜的,并通过动脉产业和静脉产业的耦联,形成一个资源循环体系,以解决目前我国存在的废物污染问题。

The essential approach for solving solid waste pollution: developing recycling industry

QUAN Hao¹, HUANG Qing², YI Xiao-hong³, WANG Qun-hui²

(1. Professional Committee of Solid Waste, Chinese Society for Environmental Sciences, Beijing 100088, China; 2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 3. Institute of Environment Effect Assessment, Heilongjiang Research Academy of Environmental Sciences, Harbin 150056, China)

Abstract: The status of recycling industry (ReIN) in developed industry country was introduced firstly. Based on the status of solid waste in China, it was concluded that the strategic goal in solid waste treatment of 2020 is to develop ReIN, and combining arterial industry with recycling industry could be a fundamental approach for solving pollution due to solid waste. Furthermore, the key problems existing in solid waste treatment, and necessary technology and instruments were enumerated.

Key words: solid waste; recycling industry; circular economy; reclamation

(上接第 149 页)

Influencing factors on ultrasonic degradation of organic compound in water

MA Jun, ZHAO Lei

(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Influencing factors on ultrasonic degradation of organic compound in water are briefly discussed, and factors of reactive and ultrasonic system are introduced in detail. The authors also summary the development of research on factors, including dissolved gas, viscosity, steam pressure, surface tension, resting pressure, temperature, pH and ultrasonic frequency, intensity, density, reactor etc. The applied developmental direction of ultrasound in the future is presented.

Key words: ultrasonic; degradation; organic compound; influencing factors