污泥能源化的前景探讨

赵锐,刘丹,李启彬,黄明星,胡香芳 (西南交通大学环境科学与工程学院,四川成都 610031)

摘要 着重探讨了污泥资源化利用中的能源化技术。综述了国内外目前对污泥能量利用的现状及研究进展。分析了各类能源化技术自身的特点,并比较了其优势与不足。最后,提出了适合我国污泥能源化的技术方法。

关键词 污泥;资源化;能源
中图分类号 S216 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2008)14-06004-04

Prospect Discussion on Sludge Energy Utilization

ZHAO Rui et al (College of Environmental Science and Engineering, Southwest Jiaotong University, Chendu, Sichuan 610031)

Abstract From view of considering the disposal of sludge, converting sludge into resources was the ultimate way of final disposal for the future. Based on this, the energy recycling was discussed, the advances of domestic and foreign sludge energy utilizing was summarized, the character in each kind of the technique which recovering energy source was analyzed, the advantages and disadvantages were compared. Finally, the technology of sludge energy utilization in China was put forward.

Key words Sludge; Resource; Energy

污水处理过程中产生的沉淀物质以及从污水表面漂出的浮沫中所得的残渣称为污泥(Sewage sludge),属于一种固体废弃物。目前,我国每年排放干污泥约为 5×10^6 t[1],且在不断增加。污泥成分极其复杂,其中虽然含有大量氮、磷等多种大量元素、微量元素和有机质等可利用成分,但也含有有毒、有害、难降解的有机物、病原菌、寄生虫(卵)及重金属等[2]。污泥的主要特性是含水率高(可高达 99%以上),有机物含量高,容易腐化发臭,并且颗粒较细,比重较小,呈胶体液状,如果处置不当将会对生态环境和人类造成很大的危害。因此,如何合理处置污泥越来越受到各国的广泛关注。为此,笔者探讨了污泥能源化的前景。

1 污泥处置方法的选择

关于处理后污泥的处置,通常有 2 种观点。一种观点认为对经过处理后的污泥进行填埋、投海、焚烧、堆肥、热解、制建材等均可视为"处置";另一种观点认为只有填埋或海排才是真正意义上的"处置",其他如堆肥农用、焚烧、热解及制建材等可被认为是污泥的资源化利用[2]。但不管哪种观点更为正确,因该文重点讨论污泥资源化中能量的利用,故将当前国内外污泥的 3 种主要处置方法(卫生填埋,污泥焚烧,污泥投海)[3]与资源化利用进行简要比较。

1.1 卫生填埋 该方法操作简单,投资费用较小,处理费用较低,适应性强,但是其侵占土地严重,而且如果防渗技术不够,将导致潜在的土壤污染和地下水污染[4]。随着污泥量的日益增加,其产生的问题也更加突出,易造成二次污染,加重渗滤液收集处理系统和市政污水处理系统的负荷,另外,大量污泥直接堆积使得填埋作业面形成沼泽[5]。

1.2 污泥焚烧 污泥中含有一定量的有机成分,经脱水干燥的污泥可用焚烧加以处理,从而使有机物全部碳化,杀死病原体,最大限度地减少污泥体积。该方法的缺点在于处理设施投资大,处理费用较高。另外,有机物焚烧也会产生有毒物质[6]。

1.3 污泥投海 该方法是一种操作简单的处理方法。但是,随着生态环境意识的不断加强,人们也越来越多地关注污泥投海对海洋生态环境可能造成的影响。美国于 1988 年已禁止污泥海洋倾倒,并于 1991 年全面加以禁止。日本对污泥的海洋投弃作了严格的规定。中国政府规定:1994 年 2 月 20 日起不再在海上处置工业废物和污水污泥[7]。

1.4 污泥的资源化利用 该方法可以解决污泥处置中的难题,避免城市生态环境的污染,节约处置费用,变废为宝,使之具有良好的生态效益、环境效益、经济效益和社会效益,是城市实现可持续发展以及实现循环经济的必然要求。因此,从经济发展、资源开发利用、城市生态环境保护等方面来考虑,城市污泥处置的理想出路应该是资源化利用[8]。

2 污泥的能源化

污泥资源化利用的方法较多,如污泥农用,污泥园林化利用,污泥堆肥利用,污泥生产建材制品,污泥能源化等。该文重点讨论污泥的能量利用,首先分析国内外污泥能源化的现状,通过国内外目前所研究的一些新技术及研究开展状况,探讨其在国内污泥能量利用中的应用前景。

2.1 国内外污泥能量利用现状

2.1.1 国外。国外发达国家的污泥能源化技术发展相对比较成熟,也是从污泥的处理技术中逐渐探索形成的。目前较成型的技术有:①污泥发酵产沼气发电;②污泥燃烧发电;③污泥热解与制油技术;④还处在研究试验阶段的污泥制氢技术[9]。

2.1.2 国内。我国在城市污泥处理、处置及资源化方面的技术才刚刚起步,目前仍然采用以土地利用为主,其他利用方式为辅的资源化方式,形式比较单一而且利用率也不高,与国外先进国家相比尚有较大差距[10]。目前,我国正面临着巨大的能源与环境压力,矿物能源和资源日益耗尽,开发并生产各种可再生能源,替代煤炭、石油和天然气等化石燃料是今后解决能源紧缺的一种有效途径。因此,我国也逐渐开始重视对能量的回收利用,特别是污泥中含有大量的有机质,为其能源利用提供了必要的物质基础。虽然国内污泥能源化技术还没有完全成型,与国外相比也还没有广泛的实际应用,但是国外所研究的一些回收污泥中能量的前沿技术,国内同样也在开展试验,旨在为日后的工程实践提供指导。

2.2 污泥发酵产沼气发电技术

2.2.1 传统产沼气发电技术。共分为 2 个阶段:第 1 步将污泥厌氧消化,即污泥在厌氧条件下,由兼性菌和专性厌氧菌

作者简介 赵锐(1984-),男,四川南充人,硕士研究生,研究方向:固体废弃物处理与处置。
收稿日期 2008-03-13

(甲烷菌)降解有机物,分解最终产物为二氧化碳和甲烷;第 2 步是燃烧甲烷气使发动机转动,将消化气的能量转变为轴动力,然后用发电机使之转化为电能。

2.2.2　国外沼气发电现状。采用该技术使潜能转换为电能在欧美国家自 1920 年就开始实施了,目前仍在积极推行之中,如美国的能源农场。日本也于 1982 年开始实施,至今已有 10 多个污水处理场进行了上述潜能的开发利用[11]。在西欧,如德国、丹麦、奥地利、芬兰、法国、瑞典等,采用污泥回收能量进行城市并网发电的占其能源总量的比例为 10%左右,预计 21 世纪末将增加到 25%。

2.2.3　国内沼气发电现状。目前,天津市纪庄子污水厂和北京高碑店污水厂就是采用比较完善的污泥厌氧消化处理系统产生的沼气用于沼气搅拌和发电,沼气发动机的热水作为消化污泥加热的热源,实现了热联供电和资源的综合利用。高碑店污水处理厂是北京市最大的污水处理厂,日处理污泥量达 4 000 m^3,该厂通过技术改造和调整工艺,最大限度地收集沼气, 每天沼气发电已经可以保持在 3×10^4 kW·h 左右。年发电有望突破 10^7 kW·h,相当于 5 000 户家庭 1 年的用电量。我国在"九五"、"十五"期间研制出 20~600 kW 纯燃沼气发电机组系列产品,气耗率 0.6~0.8 m^3/(kW·h),沼气热值≥21 MJ/m^3,其性价比有较大的优势,适合我国经济发展状况。

2.2.4　技术存在不足。

(1)沼气在发酵产生过程中,可能产生某些杂质气体,如 H_2S。H_2S 不仅对人的身体健康有很大的危害,对管道、仪表及设备还具有很强的腐蚀性。因此,需要对沼气进行净化,并进行脱硫。可以用于沼气脱硫的方法有 2 种,即生物法和物化法。以往物化法广泛用于 H_2S 的去除中,且有着丰富的实际经验,但运行费用高,投资大,容易产生二次污染。生物法设备简单,能耗低,产生的二次污染少,适合处理低浓度气态污染物。沼气净化后还需要注意对气体的储存,防止泄露,因甲烷属于温室气体,极易对大气产生危害。

(2)20 世纪 80 年代,国外有研究者指出,水解是厌氧消化的限制步骤,污泥细胞壁的结构对胞内易降解物质的水解有抑制作用[12-13],所以,污泥消化产气往往需要较长的时间进行发酵。因此,需要加快水解作用,加快产气速度,提高产气量。

2.3　污泥热解与制油技术　污泥热解与制油技术主要由污泥的热分解技术与污泥的油化处理技术 2 个部分组成。

2.3.1　热分解技术。1970 年美国 EAP 公司开发研究出一种新的城市废弃物处理技术,即热分解技术,使得垃圾处理向着"无害、安全、减容、资源化"方向又迈出了可喜的一步。随后,各国环境保护工作者竞相开展该项研究工作,有的已达到实用化阶段。热分解技术不同于焚烧,它是在氧分压较低状况下,对可燃性固形物进行高温分解生成气体产油分、炭类等,以此达到回收污泥中的潜能。也就是通过热分解技术,废弃物中含碳固形物被分解成高分子有机液体(如焦油、芳香烃类)、低分子有机体、有机酸、炭渣等,其热量就以上述形式贮留下来。热分解处理工艺技术核心部分是热分解气化炉,废弃物在此得以干燥和热分解,产生可燃性气体(热分解生成气)、各种液态产品及固态物如焦渣等。据日立造船公司研究结果表明, 热分解生成气组分及发热量如表 1 所示[11]。

表 1　热分解生成气组分及发热量

Table 1　Gas components of pyrolysis and calorific power

生成气组分 Gas component	体积 Volume//%	H·C	体积比 Volume ratio//%	单位发热量 Unit calorific power//kJ/m^3
H_2	6.8~10.9	CH_4	2.9~5.9	3 198~5 358
CO	9.9~13.6	C_2H_4		
CO_2	16.8~18.0	C_2H_6		
N_2	51.3~63.6	C_3H_8		

2.3.2　制油技术。可以分为 2 种方法,即低温热解法和直接热化学液化法[14]。

(1)低温热解法。简述:污泥低温热解制油是目前正在发展的一种新的热能利用技术[15],即在 300~500 ℃、常压(或高压)和缺氧条件下,借助污泥中所含的硅酸铝和重金属(尤其是铜)的催化作用将污泥中的脂类和蛋白质转变成碳氢化合物,最终产物为燃料油、气和炭。热解前的污泥干燥可利用这些低级燃料(燃料气、炭)的燃烧来提供能量,实现能源循环。热解生成的油(质量类似于中号燃料油)可以用来发电。

国外研究现状与工程实例: 该技术在 20 世纪 70 年代由 Bayer 等[16]提出;Campbell 评价了该方法的经济性[17];Briddle 等研究了该过程的二次污染控制[18];1983 年,Briddle 和 Campbell 在加拿大建造了 1 个小规模的连续反应系统。Frost 等评价了热解油的市场应用前景[19]。90 年代末,第 1 座商业规模的污泥炼油处理厂在澳大利亚 Perth 的 Subiaco 被修建。

表 2　低温污泥炼油情况

Table 2　Situation of sludge oil refining under low temperature　%

产品 Products	原生污泥产量 Original sludge yield	污泥能量 Sludge energy	消化污泥产量 Output of digested sludge	消化污泥能量 Energy of digested sludge
油分 Oil composition	30	60	20	50
焦炭 Coke	45	32	55	40
非冷凝性气体 Non-condensable gas	13	5	13	7
反应水 Reaction water	12	3	12	3

在澳洲较成功的低温热解制油实例是 ESI(Environmental Solutions International Ltd of Australia)公司设计的污泥回收生物能量[20]。其主要思路是将干燥的污泥中有机物通过低温热解方式转换为干净的燃料。首先,将含固率为 2%~4%的污泥通过离心脱水后,得到含固率为 28%的污泥。经干燥后的污泥首先进入第 1 个转换反应器,有机物在 450 ℃下进行分解。其次,有机物在第 2 个反应器内被催化生成碳氢化合物,并且进行浓缩、分离及净化,为下一步能量的生成利用作准备。非凝性的碳氢化合物以及非挥发性焦炭从转换反应器流入到热气机。通过燃烧提供热量干燥进入的泥饼,完成整个循环,且在整个过程中使用了燃烧的热量。灰分随燃烧过程产生,可以存储待销售。最后,干燥中消耗的热气通过气体污染控制装置在环境要求标准下排放。

该工艺对原污泥及消化后的污泥均可产生能量, 但能量产生效率较大的还是原生污泥。表 2 是主要生成的产品以及能量产率。通过该装置后的产物有较好的商业价值。主要产生 3 种可以加以利用的产品。合成油:干燥 1 t 污泥生成 200~300 L 油。热值约为 35 GJ/L,用于发电。惰性灰分:稳定性很高,主要用于多种建筑产品,如铺路的砖块。燃烧热:

可通过燃烧焦炭、非冷凝性气体、以及反应水得到,其可除去干燥污泥的外界能量。

(2)热化学液化法。美国、日本和英国在该技术方面研究相对较多。该法是将经过机械脱水的污泥(含水率约为70%~80%),在含有 N_2、温度为 250~340 ℃环境下加压热水,并以碳酸钠作为催化剂。污泥中有近 50%的有机物能通过加水分解、缩合、脱氢、环化等一系列反应转化为低分子油状物,得到的重油产物用萃取剂进行分离收集。反应过程可得到热值约为 33 MJ/kg 的液体燃料,收率可达 50%左右(以干燥有机物为基准),同时产生大量非凝性气体和固体残渣。日本 Shinji Tton 等采用该法对活性污泥进行热解制油,试验表明,污泥中 48%的有机成分可转化为重油[21]。贺利民对炼油厂废水处理污泥也进行了催化热解试验,以 Na_2CO_3 为催化剂,以 CH_2Cl_2 为萃取剂,总压强为 1.4 MPa,产油率随温度的升高而增加,当温度为 300 ℃时产油率大于 54%[22]。

2.3.3 高温热分解与污泥油化技术的选择。污泥在未脱水前的含水率高达 99%,对这样高含水率的污泥,如果采用先前的热分解技术处理则必须在干燥工序进行前设置处理,这增加了能量的投入与消耗,总的能耗较大。而油化处理则无需先干燥,因此,油化处理技术适合高含水率的污水污泥。

污泥炼油技术是正在发展中的污泥处理新技术。根据国外的经验,目前的投资成本与运行维护成本均比较高,在澳大利亚,投资成本每吨污泥为 6 500~13 000 元,运行与维护成本为每吨 650~1 600 元[2]。同时,油化反应涉及的操作条件比较复杂,需要考虑诸多的因素如反应温度、反应时间、触媒种类、触媒添加量、反应压力等。此外,油化处理效率也与污泥种类性质等有关。

该技术的环境效益和资源化效益比较客观, 能有效控制重金属的排放,可回收利用易储藏的液体燃油,可提供 700 kW·h/t 的净能量,破坏有机氯化物的生成,占地面积小,运输材料负荷少。因此,从国内未来经济与环境和谐发展的角度来考虑,污泥油化技术的前景更加广阔。

2.3.4 低温热解与热化学液化方法的比较与选择。污泥热解制油技术作为一种新兴技术,在国内未来发展空间较大。但还需要比较制油技术中低温热解与热化学液化的一些特点,为实际工程实践提供参考。

(1)低温热解制油技术所采用的污泥需经干燥脱水,使其含水率在 5%以下,而热化学直接液化法所采用的污泥只需进行机械脱水。目前,国内大部分污水厂采用的是机械脱水的方式减少污泥的含水率(99%降低至 70%~80%),相比采用离心脱水后再进行干燥,能耗较低。

(2)低温热解制油无需很高的压力,常压即可,而热化学液化法则需要较高的压力,对设备的要求较高。

(3)低温热解制油技术产生的一次污染较少,特别是对重金属等固化作用显著,但是需要保证反应器中的温度尽量得低,才能减少蒸气中金属的排放。热化学液化法也可以降低污泥的污染,但是在反应过程中会产生大量的难闻气体。热化学直接液化法的产物中会有 2%~3%的 N_2 残余,燃烧过程会有氮氧化合物生成,容易对大气造成污染,应采取相应措施加以控制。

(4)低温热解制油技术的能量回收率较高,污泥中的炭有约 2/3 可以以油的形式回收,炭和油的总回收率占 80%以上;而热化学直接液化法中油的回收率仅有 50%。但由于直接液化法只需提供加热到反应温度的热量,省去了原料干燥所需的加热量。因此,综合考虑和比较,还是直接液化法的能量剩余较高, 大约为 20%~30%(一般在污泥含水率 80%以下的情况下)。

2.4 污泥制氢技术 氢能是最理想的清洁能源,具有资源丰富、燃烧热值高、清洁无污染、适用范围广等特点。从未来能源的角度来看,氢是高能值、零排放的洁净燃料,特别是以氢为燃料的燃料电池,具有高效性和环境友好性,将成为未来理想的能源利用形式。利用污泥来制取氢,不仅可以解决污泥的环境污染问题,还可以产生氢气,缓解能源危机。污泥制氢技术主要有:污泥生物制氢,污泥高温气化制氢,以及污泥超临界水气化制氢[23]。

2.4.1 污泥生物制氢。污泥生物制氢是利用微生物在常温常压下进行酶催化反应可制得氢气的原理进行的。根据微生物生长所需能源的来源,污泥生物制氢有 3 种方法:光合生物产氢,发酵细菌产氢,光合生物与发酵细菌的混合培养产氢[24]。

(1)光合生物产氢。光合生物制氢是指在一定的光照条件下,光合生物(一般包括细菌和藻类)分解底物产生氢气。目前,研究较多的产氢光合生物主要有:颤藻属、深红红螺菌、球形红假单胞菌、球形红微菌等。利用光合细菌和藻类协同作用来发酵产氢,可以简化对生物质的热处理,降低成本,增加氢气产量。另一种能够进行光合产氢的微生物是蓝藻,它与高等植物一样含有光合系统,但其细胞特征是原核型,属于原核植物,含有氢酶,能够催化生物光解水产氢。

(2)发酵细菌产氢。与光合细菌一样,发酵细菌也能够利用多种底物在固氮酶或氢酶的作用下将底物分解制取氢气。这些底物包括甲酸、乳酸、丙酮酸、各种短链脂肪酸、葡萄糖、淀粉、纤维素二糖及硫化物等。

(3)生物制氢的不足。生物制氢技术的整体研究水平仍处于基础阶段,目前还只限于实验室研究,试验数据也为短期的试验结果,连续稳定运行期超过 40 d 的研究实例很少。即便瞬间产氢率较高,长期运行能否获得高产量尚待讨论。另外,天然厌氧微生物的菌种来源大多局限于活性污泥;生物制氢的供氢体仅仅局限于简单的碳水化合物;大多数研究都集中在细胞和酶固定化技术上,如探讨产氢菌种的筛选及包埋剂的选择等。

2.4.2 污泥高温气化制氢。污泥高温气化制氢一般是指将污泥通过热化学方式转化为高品位的气体燃气或合成气,然后再分离出氢气。气化时需要加入活性气化剂和水蒸气,活性气化剂一般为空气、富氧空气或氧气。英国 Newcastle 大学的 Midillia 采用高温气化污泥的方法来制取氢气。试验装置主要有下降流气化器、填充床式洗涤器、过滤器、增压风机和试验锅炉。产生气体的主要成分是氢气、氮气、一氧化碳、二氧化碳、甲烷等。混合气体的发热量为 4 MJ/m^3,经分析,气体中氢气的体积分数为 10%~11%[25]。

2.4.3 污泥超临界水气化制氢。污泥超临界水气化制氢是在水的温度和压力均高于其临界温度(374.3 ℃)和临界压强(22.05 MPa)时,以超临界水作为反应介质与溶解于其中

的有机物发生强烈的化学反应生成氢气。

(1)反应机理。对于在超临界条件下有机废物分解反应中的气化反应,主要考虑与 C、H、O 有关的蒸气重整反应(吸热反应)、甲烷生成反应(放热反应)、氢生成反应及水煤气转化反应。

$$C+H_2O \rightarrow CO+H_2 (\Delta H=131.3\ J/mol) \quad (1)$$

$$CO+H_2O \rightarrow CO_2+H_2 (\Delta H=-41.2\ J/mol) \quad (2)$$

在高温、高压条件下发生(1)、(2)反应,向反应体系中添加 $Ca(OH)_2$ 可吸收并回收副产物 CO_2,从而促进氢生成反应的发生。一般在 650 ℃、25 MPa 以上的高温、高压下,几乎 100%的碳被气化,氢回收率很高。

(2)国外研究现状。2004 年,日本东京大学的 Yoshida 设计了 3 段式连续超临界水气化制氢反应器。该反应器由热解反应器、氧化反应器和接触反应器组成。试验详细分析了各个反应器中进行的化学反应,获得了最佳反应参数。在 399.85 ℃、25.7 MPa、停留时间为 60 s 的条件下,碳的气化效率为 96%,产生的气体主要为氢气和一氧化碳,其中,氢气的体积分数约为 57%[26]。日本三菱水泥公司向 20 g 有机废弃物(污泥、废塑料等)中添加 50 ml 水,然后将其放入超临界水反应器中,在 650 ℃、25 MPa 的反应条件下反应,生成以氢气和一氧化碳为主的气体,且氢气占总产生气体体积的 60%。然后使用氢气分离管将生成的氢气和其他气体分离,并加以收集,得到纯度为 99.6%的氢气[27]。

2.4.4　3 种污泥制氢技术的比较与选择。

(1)技术比较。污泥生物制氢,污泥高温气化制氢以及超临界水气化制氢都属于国内外目前关于提取污泥能量研究的新兴资源化方法,虽然都还不太成熟,但应用前景是光明的。

3 种技术相比较,超临界水气化制氢技术具有良好的环保优势和应用前景,目前已积累了一些试验研究结果。该技术是一种新型、高效的可再生能源转化和利用技术,具有极高的生物质气化与能量转化效率、极强的有机物无害化处理能力、反应条件比较温和、产品的能级品位高等优点。与污泥的可再生性和水的循环利用相结合,可实现能源转化与利用以及大自然的良性循环。在超临界水中进行污泥催化气化,污泥的气化率可达 100%,气体产物中氢的体积分数甚至可以超过 50%,且反应不生成焦炭、木炭等副产品,不会造成二次污染,具有良好的发展前景[28]。

(2) 工业选择问题。超临界水气化制氢技术还不够成熟,如果用于工业还需要进一步的完善。主要包括:提供污泥中典型成分的气化率及产品气体组成等方面的数据,考虑各影响因素,得到最佳的反应条件;选择可经济操作的、具有较长使用寿命的催化剂及相应的载体;重点了解超临界水的独特性质及其对催化表面和反应活性的影响;对多相催化气化反应的机理及反应路径进行探讨,在此基础上得到较为精确的动力学反应数据。

3　结语

污泥中大量的有机质蕴涵着巨大的能量,如何进一步挖掘出污泥中的能量并同时避免污泥中有毒、有害物质对环境的二次负面影响,对缓解当今能源压力具有现实意义。

相比 3 种能源化技术,污泥发酵产沼气这种能量回收技术在国内发展更为成熟,应用更为广泛。污泥发酵产沼气可以较好地缓解农村能源紧缺的问题, 同时减轻对环境的污染。另外,沼气不仅可作为能源利用,还具有多种综合利用途径,如可为大棚增温保温,为蔬菜大棚提供 CO_2 气肥。沼气可以加快蚕的孵化,缩短饲养周期,还可以作为保鲜储存剂,控制果蔬、粮食的呼吸强度,减少储藏中的基质消耗,防治虫、霉、病、菌,达到延长储藏时间和保持良好品质的目的。

现代高温热解与污泥油化技术虽然在国外应用具有效果,但是其运行成本值普遍较高。因此,在考虑污泥能源化方法用于国内时,除需要考虑处理效果外,还需要考虑国家实情,兼顾经济成本、投资收益等几个方面。

污泥制氢技术在国内外都是比较前沿的污泥能量利用技术,但目前还仅仅处于探索起步阶段,没有实际的工程经验可借鉴,为此,需要进一步深入讨论。

此外要特别注意, 国外的某些能源化方法虽然值得借鉴,但不是所有的工艺参数都适合我国的国情,在实际应用时需要慎重考虑;国内本身也还需要强化污泥的处理、处置及资源化技术;另外,要建立宏观的“污泥能量管理体系”,避免污泥所产生的能量丢失,造成资源的浪费。

参考文献

[1] 马那,陈玲,熊飞.我国城市污泥的处置与利用[J].生态环境,2003,12(1):92-95.

[2] 周少奇.城市污泥处理处置与资源化[M].广州:华南理工大学出版社,2002:63-67,150-168.

[3] 陈苏,孙丽娜,孙铁珩,等.城市污泥处理处置技术及资源化利用研究[J].生态科学,2006,25(4):376-377.

[4] 周涛,陈军.城市环境的大问题——污水处理厂处置浅析[J].环境保护科学,1998,24(6):11-12.

[5] 鲁群.城市污水处理厂污泥的特征及其处置[J].中国水运:学术版,2006,6(9):95-96.

[6] SHIMP G F.Continued emergence of heat drying:a technology update [M]//Proceedings 14 annual WEF residents and biosolid management conference.USA,2000:1425-1432.

[7] 徐强.污泥处理处置技术及装置[M].北京:化学工业出版社,2003:156-180.

[8] 林冬,王成瑞.变废为宝的污泥资源化技术[J].环境导报,2003(15):9.

[9] 郭鸿,万金泉,马邕文.污泥资源化技术研究新进展[J].化工科技,2007,15(1):46-50.

[10] 田冬梅,臧树良.我国城市污泥的污染特征和资源化现状与可持续发展[C].中国环境保护优秀论文集,2005:459-460.

[11] 谭铁鹏.国外回收废弃物下水污泥潜能技术综述[J].甘肃环境研究与监测,1994,7(1):38-39.

[12] PALOSTATHIS S G,GOSSETT J M.A preliminary conversion mechanisms in anaerobic digestion of biological sludges[J].Journal of Environmental Engineering,ASCE,1986,114:575-592.

[13] GOSSETT J M,BELSER R L.Anerobic digestion of water actived sludges[J].ASCE,1982,108:1101.

[14] 李桂菊,王昶,贾青竹.污泥制油技术研究进展[J].三废治理,2006(8):33-35.

[15] 昝元峰,王树众,沈林华,等.污泥处理技术的新进展[J].中国给水排水,2004,20(6):25-28.

[16] BAYER B,KUTUBUDDIN M.Temperature conversion of sludge and waste to Oil [C]//Proceedings of the international recycling congress.Berlin:EF Verlag,1978:371-378.

[17] CAMPBELL H W.Sewage sludge treatment and use:New development[M].London:Elsevier Applied Science,1989:281-290.

[18] BRIDLE T R,HAMMERTON L,HERTLE C K. Control of heavy metals and organochlorines using the oil from sewage process[J]. Wat Sci Tech,1990,22(12):219-258.

[19] FROST R C,BRUCE A M. Alternative uses for sewage sludge [M].Oxford:Pergam on Press,1991:323-341.

[20] Environmental Solutions International Ltd of Australia. Recovering bio-energy from waste sludge[J].Feature Article,2002,39:26-27.

(下转第 6017 页)

资源及环境的破坏。生态旅游的对象是生态环境,通过生态旅游使人接受生态教育,获得生态知识,优化生态环境,增强环保意识。水利生态旅游的核心产品是“水利生态”和“环境教育”。为此,水利生态旅游开发时,应树立两个新的观点:第一是“资源有价”。水利风景资源包括:水域(水体)及相关联的岸地、岛屿、林草、鱼类、水鸟等。资源有价的观点要求开发商在开发中让这些资源入股,纳入环境成本预算,并从旅游收入中回投资金专向保护资源及环境;第二是“知识有价”。生态旅游产品的开发比一般大众旅游产品的开发复杂得多,困难得多,需要更多的知识。此知识包括:一般的地理学(包括地理、地质、地形、地貌等)知识;预防与减少地质灾害的知识;森林与大气循环关系的知识;水文与水环境知识;生物多样性知识;自然遗产保护知识等。在旅游开发中投入足够的知识,以保证资源及环境的高效利用和有效保护。

2.2.3　循环性原则。传统大众旅游过程为:规划—建设—管理直线型,其存在的严重不足表现在两个方面:①旅游开发出来的产品缺乏运行监督评价,旅游的再开发缺乏科学依据;②旅游对环境的影响缺乏实测数据,保护也缺乏科学依据。水利生态旅游开发中的水体质量、水源环境状况、水生动植物及水鸟繁衍情况数据的采集需要一套完备的监测系统。为此,我们在进行水利生态旅游开发时,应加入“监测”环节,整个开发过程有规划、建设、管理、监制四个环节构成环状,检测旅游产品在市场运行中存在的不足和旅游活动对环境的影响,为进一步优化规划、建设及管理反馈科学依靠,使旅游开发成为一个循环往复,不断优化的一个过程。

循环性原则从制度上保证了水利生态旅游开发的科学性、合理性,防止了经验主义和个人主义在水利生态旅游开发中的泛滥。

3　构建保护性开发导向模式的策略

3.1　构建水利生态旅游发展的利益驱动机制　保护性开发导向模式的建立关键在于构建水利生态旅游发展的利益驱动机制。直接参与水利生态旅游活动过程的利益主体有游客、当地居民、管理部门、水利经营企业和针对水利生态旅游者开发和经营水利生态旅游产品的旅游企业。了解每个利益主体的目的并合理划分各个利益主体的权限和职责,建立水利生态旅游区发展的利益驱动机制,协调和保障各方在水利生态旅游发展中的利益是实现“三联式”管理的关键。

因此,国家或各地相关管理部门作为执法机构进行监管,从而防止资源的不合理使用和破坏。这些区域的经营采取由旅游企业承担的许可证制度。旅游企业把旅游收入的部分回馈给当地以求获得当地政府和社区的支持[4]。管理机构也可以通过增加当地人管理旅游的权限更多地吸纳当地参与生态旅游开发。由于生态旅游企业承担了部分环境保护的责任和社区就业的压力,所以国家应该在相关的政策上给予倾斜。企业在管理部门的环境要求框架内经营并对旅游者进行规范。管理部门对环境质量进行监测和检查。

3.2　建立水利生态旅游企业的特殊运营模式　资源有价原则要求旅游企业把环境保护目标纳入企业战略目标、承担环境成本的一种特殊运营模式。此原则会对水利生态旅游发展产生良好的推动作用,因此在生态旅游企业的开发、筹资、税收等方面,政府应该给予相应政策上的扶持。同时,政府也可以采取更加有效的鼓励投资政策,旅游企业对环境保护的收益转化为特许的经营权[4]。

3.3　建立水利生态旅游培训体系,吸纳当地社区参与　①管理人员的培训。管理人员包括景区环境管理的主管部门工作人员以及生态旅游企业的高层管理人员。这种类型的培训可以采取“借用外脑”的形式,邀请生态学专家、旅游专家等来定期举办讲座、培训班等。②工作人员的培训。工作人员应该主要坚持就地演示的原则,对生态旅游区的规范要求和生态旅游企业的操作规范进行培训。这一层次的培训应该通过生态旅游发展的利益回馈机制来实现。③普及社区群众的环保知识。运用宣传教育栏、广播、电视等形式,把生态旅游环境保护的观念和当地文化、风俗等结合起来进行宣传,便于当地居民接受。

参考文献

[1] 黄显勇,毛明海.运用层次分析法对水利旅游资源进行定量评价[J].浙江大学学报:理学版,2001(3):327-332.
[2] 周玲强,林巧.湖泊旅游开发模式与 21 世纪发展趋势研究[J].经济地理,2003(1):139-143.
[3] 洪剑明.不同类型自然保护区生态旅游发展案例分析[M]//张广瑞.生态旅游:理论辨析与案例研究.北京:社会科学文献出版社,2004.
[4] 马聪玲.我国生态旅游发展的道路选择[M]//张广瑞.生态旅游:理论辨析与案例研究.北京:社会科学文献出版社,2004.

(上接第 6007 页)

[21] SHINJI ITOH,AKIRA SUZUKI. Production of heavy oil from sewage sludge by direct thermochemical liquefaction [J]. Desalination,1994,98:127-133.
[22] 贺利民.炼油厂废水处理污泥热解制油技术研究[J].湘潭大学自然科学学报,2001,23(2):74-76.
[23] 张钦明,王树众,沈林华,等.污泥制氢技术研究进展[J].现代化工,2005,25(11):29-32.
[24] 袁传敏,颜涌捷,曹建勤.生物质制氢的研究[J].煤炭转化,2002,25(1):18-24.
[25] MIDILLIA A,DAGRUB M,AKAYB G,et al. Hydrogen production from sewage sludge via a fixed bed gasifer product gas [J]. International Journal of Hydrogen Energy,2002,27(5):1035-1041.
[26] YASHIDA T,OSHIMA Y. Partial oxidation and catalytic biomass gasification in supercritical water:a promising flow reactor system [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research,2004,43(15):4097-4104.
[27] 孙晓红,汪群慧,孟令辉,等.超(亚)临界水氧化法在固体废物资源化中的应用[J].现代化工,2003,23(5):48-51.
[28] IZUMIZAKI Y,PARK K C,TACHIBANA Y,et al. Organic decomposition in supercritical water by an aid of ruthenium(iv) oxide as a catalyst-exploitation of biomass resources for hydrogen production[J].Progress in Nuclear Energy,2005,47(1/4):544-522.