

污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式

郝晓地, 陈奇, 李季, 江翰

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室 中-荷污水处理技术研发中心, 北京 100044)

摘要: 剩余污泥处理/处置目前我国已成为比污水处理本身更为棘手的问题。丢弃(填埋, 土地利用等)固然省事、省力、省钱, 但限于填埋空间有限和土地利用受阻, 再加上环境二次污染问题, 这一低端途径已经或即将走进“死穴”, 这也是发达国家面临的现实情况。高端污泥处理/处置以焚烧为代表, 但多数国人认为投资太高而烧不起。针对这一问题, 该研究以污泥脱水/干化后直接焚烧作为建议处理/处置方案, 对这一建议工艺进行能量衡算以及投资与运行成本匡算, 并与传统处理/处置工艺、介入热水解预处理工艺横向对比。计算结果显示, 建议工艺与其他两种工艺对比, 无论在能量赤字还是投资与运行成本上均为最低, 分别为 $109 \text{ kW} \cdot \text{h/tDS}$ 、374 万元/tDS 和 2 663 元/tDS, 较其他两种工艺能量赤字分别减少 66.4% 和 65.2%, 投资成本分别降低 36.4% 和 39.2%, 运行成本分别减少 1.5% 和 12.1%。如果污水余温可就近用于污泥干化, 建议工艺的可持续性将大幅增加, 不仅可实现污水处理厂自身碳中和运行, 亦可能向外输电。与此同时, 建议工艺还能使灰分磷回收变得更加有效。

关键词: 污泥焚烧; 机械脱水; 热媒干化; 厌氧消化; 能量衡算; 成本分析

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)04-0035-08

Ultimate Approach to Handle Excess Sludge: Incineration and Drying

HAO Xiao-di, CHEN Qi, LI Ji, JIANG Han

(Sino-Dutch R & D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: At present, excess sludge treatment/disposal has become a tougher problem than wastewater treatment in China. Although discarding (landfilling, agricultural use, etc.) could save time, labor and money, this low-end route had approached to the dead end, due to limited space for landfilling and hindered agricultural use as well as secondary pollution, which was also the reality of the developed countries. Incineration was dominant in high-end sludge handling routes, but most of Chinese experts/managers thought that incineration was too expensive in investment and operation to afford to burn. In order to solve this problem, direct incineration after sludge dewatering/drying was taken as the recommended treatment/disposal scheme. The energy balance, investment and operation costs were evaluated for the proposed process, and compared with the conventional sludge handling processes and even advanced processes with hydrolysis incorporated. The calculated results revealed that the energy

deficit and the costs in investment and operation for the proposed process were lowest compared with the conventional and advanced processes, respectively at $109 \text{ kW} \cdot \text{h/tDS}$, $3.74 \text{ million yuan/tDS}$ and $2\,663 \text{ yuan/tDS}$, which could reduce the energy deficit by 66.4% and 65.2%, the investment cost by 36.4% and 39.2%, and the operation cost by 1.5% and 12.1%, respectively. If waste heat contained from wastewater might be used in drying sludge, the sustainability of the proposed process would greatly be improved, not only to realize the carbon-neutral operation of WWTPs but also to supply power outside. An additional benefit could be efficiently recover phosphorus from ashes after incineration.

Key words: sludge incineration; mechanical dewatering; thermal drying; anaerobic digestion; energy balance; cost analysis

生物处理不仅是过去、现在盛行的污水处理方法,也将代表着未来。故而,污水处理副产物——剩余污泥是始终绕不开的问题。污泥处置方式,从开始的填埋、农用、绿化,一直到现在的堆肥、消化乃至焚烧,这其中,污泥“丢弃”(如填埋、农用)显然是最为简单和经济的方式;在相对“地大物博”的中国、美国 and 英国污泥“丢弃”所占比例较高,分别达到 76%、59% 和 63%^[1-3]。但是,在人均国土面积较小的一些欧洲国家和日本,丢弃应用比例持续下降,从法国的 46%,到德国的 27%,直至日本的 16%、荷兰的 11% (未农用)^[1-3],继而增加了厌氧消化甚至焚烧的路径。

纵观欧洲等发达国家剩余污泥处理、处置历史,污泥“丢弃”越来越受到空间和农业的限制,以至于很快变成一条“死胡同”。从省事、省力、省钱角度,我国固然想继续走污泥“丢弃”的路线,然而,现实情况表明,我国没有足够可持续接纳污泥的填埋场地,农民亦不稀罕污泥中的肥效,园林绿化恐也难以长期接纳污泥。这就形成了目前我国剩余污泥“成灾”的严重局面。因此,污泥堆肥、消化、焚烧技术路线也相继提到议事日程并开始工程应用。通常认为,焚烧投资与运行费用太高,一般首先考虑堆肥和消化。污泥堆肥出路有限,厌氧消化后仍有 50% ~ 70% 的污泥有机物残留,不得不再增加焚烧环节进行最终处置。

鉴于此,污泥采取“低端”丢弃方式变得日益艰难,不如直接走向“高端”,即焚烧。当然,污泥焚烧需要将含水率降至一定范围(40% ~ 70%^[4-5])。所以,污泥脱水后仍需要进一步干化至目标含水率,而传统的厌氧消化则完全可以省略。污泥干化后焚烧不仅可以最大程度地回收污泥有机能量(发电、供热),而且焚烧后灰分是回收污水中磷(P)的最有

效方式,甚至还可以回收重金属^[4-9]。

基于这一思路,需要对污泥干化、焚烧建议工艺进行能量平衡、投资成本、运行费用匡算,并与传统厌氧消化为主的焚烧工艺进行技术经济比较,以揭示建议工艺在能量、投资以及运行方面的优势所在。

1 干化+焚烧建议工艺

污泥直接干化、焚烧建议工艺包括机械脱水、热媒干化与单独焚烧三个单元,具体流程见图1。含水率 $\geq 99\%$ 的原污泥采用机械脱水方式将含水率降至 80%;常用机械脱水方式有压滤(带式、板框)、真空吸滤和离心等,但较常用压滤^[10]。近年来,国内外也研发出一些新的脱水方式,如电渗析脱水工艺^[10]。总之,将原污泥脱水至 80% 选择方案较多。

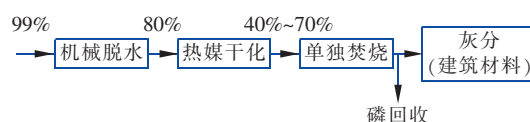


图1 污泥干化、焚烧建议工艺流程

Fig. 1 Proposed sludge-handling process for incineration after drying

机械脱水至 80% 含水率的污泥虽已呈泥饼状,可装车外运,但距离自持燃烧(无需辅助外部燃料)含水率(40% ~ 70%)还有一定距离,主要取决于污泥中的有机质含量^[4-5]。这就需要在 80% 含水率脱水污泥的基础上实施热媒干化,主要形式有热对流干燥系统和热传导干燥系统。热对流干燥系统(转鼓式干化与流化床干化)适用于全干化工艺,可使含水率从 80% 降至 15% 及以下^[11]。从焚烧角度看,全干化并不可取,一是能耗高,二是后续焚烧难以形成流化状污泥颗粒^[11]。因此,半干化热传导干燥系统(转盘式干化与多层台阶式干化)较适用于干化污泥,可使污泥含水率降至 35% ~ 50%^[11]。

根据污泥有机质含量,含水率为40%~70%的干化污泥已具有自持燃烧的能力,利用常规焚烧炉在800~900℃下将污泥有机物完全燃烧并氧化至CO₂,最后包括磷在内的无机物形成灰分^[5]。污泥焚烧释放出的热量可以用来发电或回收高温废气用于污泥再次干化或热交换供热^[5],灰分中的磷甚至重金属可以通过化工工艺回收,残留灰分可用作生产建筑材料^[2]。国内外常用焚烧炉有流化床炉、立式多膛炉、喷射焚烧炉等^[11]。

2 建议工艺能量衡算

2.1 机械脱水

国内外常用机械脱水方式及其能耗列于表1^[10]。其中,板框压滤能耗最高,带式压滤与真空吸滤次之,离心和双辊挤压能耗最低。本研究以能耗折中且常用的带式压滤法为例进行能量衡算,平均能耗约60 kW·h/tDS。

表1 常见机械脱水方式及其能耗

Tab.1 Mechanical dewatering devices and their energy consumptions

项目	板框压滤	带式压滤	真空吸滤	双辊挤压	离心分离
脱水污泥含水率/%	55~90	65~90	60~90	60~80	~80
总能耗/(kW·h·t ⁻¹ DS)	157~179	37~81	37~81	37~59	15~37
能耗均值/(kW·h·t ⁻¹ DS)	169	61	61	39	26

2.2 污泥干化

2.2.1 理论能耗计算

污泥干化过程能耗由污泥固体升温及所含水分吸热组成^[12],故从这两方面入手,理论能耗计算分别如下。

① 污泥固体升温所需热量

污泥固体升温所需热量可根据下式计算:

$$E_s = (T_2 - T_1) \times C_s \times M_s \times 100 \quad (1)$$

式中 E_s ——污泥固体升温所需热量,kJ/tDS

T_1, T_2 ——脱水污泥初始温度(20℃)和干化温度(100℃)

C_s ——污泥比热容,3.62 kJ/(kg·℃)

M_s ——污泥干固体质量,10 kg/t 湿泥(99%含水率)

② 污泥中水分吸收热量

污泥中水分吸收热量分为:a. 水从常温升温到

显热;b. 水蒸发过程汽化潜热。热媒干化又分高温干化(100℃)和低温干化(20~80℃),分别可利用高温烟气、过热蒸汽、燃油和热水及太阳能、低温热能等实现。目前,高温干化较为盛行,本研究也以高温干化为例(100℃),这部分干化热量计算如下:

$$E_w = C_w \times \frac{M_s w_1}{1 - w_1} \times (T_2 - T_1) \times 100 + Q_g \times M_w \quad (2)$$

$$M_w = \left(\frac{M_s}{1 - w_1} - \frac{M_s}{1 - w_2} \right) \times 100 \quad (3)$$

式中 E_w ——污泥中水分吸收的热量,kJ/tDS

C_w ——水的比热容,4.2 kJ/(kg·℃)

w_1, w_2 ——污泥干化前、后含水率,分别为80%和40%~70%

Q_g ——水在100℃时的汽化潜热,为2 260 kJ/kg

M_w ——干化过程蒸发的水量,kg/tDS

上述计算中最为重要的参数是污泥干化后的含水率 w_2 ,其表征污泥自持燃烧所需的最高含水率,计算公式为^[7]:

$$Q_{sh} = Q_{sl} \times (1 - w_2) - Q_g(w_2 + 9w_H) \quad (4)$$

式中 Q_{sh} ——污泥高位热值,即污泥的最大潜能值,kJ/tDS

Q_{sl} ——污泥低位热值,取污泥自持燃烧限值3.36 GJ/tDS

w_H ——污泥干固体中氢元素含量,取2%

2.2.2 实际能耗计算

因污泥干燥机自身存在热损失,污泥干化实际能耗(E'_T)显然要比理论能耗 E_T 高;不同干燥机热损失亦存在一定差异,热损失效率 ε_T 为10%~20%;本研究取高值(20%)计算^[12-13]。污泥干化实际能耗可按式计算:

$$E'_T = E_T (1 + \varepsilon_T) \quad (5)$$

2.3 污泥焚烧

2.3.1 理论释能计算

污泥有机质完全焚烧至灰分释放的热量体现在污泥的干基热值上,污泥干基热值^[7]计算如下:

$$Q = 2.5 \times 10^5 \times (100p_v - 5) \quad (6)$$

式中 Q ——污泥干基热值,J/kgDS

$2.5 \times 10^5, 5$ ——系数

p_v ——污泥中有机质含量

我国污泥有机质含量在30%~65%之间,比欧

美等发达国家低 15.2% ~ 37.7%。以我国有机质含量为基准,分别取 30% 和 65%,代入式(6)计算得污泥燃烧热值为 6.3 ~ 15.0 GJ/tDS。本研究取污泥有机质含量 p_v 为 53%,污泥高位热值,即,焚烧理论释能为 11.9 GJ/tDS,与表 2 中我国污泥平均热值一致^[4,14-15]。以实现自持燃烧为目的,污泥干化含水率 w_2 需达到 57.7%。这样,从脱水污泥 80% 含水率干化至 57.7%,所需干化能耗为 9.1 GJ/tDS,与实际工程的 11.7 GJ/tDS 近似^[11];转化为电当量约 2 529 kW · h/tDS (1 kW · h = 3 600 kJ)。

表 2 不同国家污泥燃烧热值

Tab. 2 Measured calorific values of excess sludge in different countries GJ · t⁻¹DS

项目	污泥燃烧热值范围	污泥燃烧热值均值
日本	16.0 ~ 21.0	19.0
意大利	9.9 ~ 20.5	17.8
德国	15.0 ~ 18.0	17.0
美国	11.0 ~ 17.4	16.5
韩国	8.4 ~ 20.2	16.3
英国	11.2 ~ 20.0	15.5
西班牙	9.5 ~ 17.6	15.3
荷兰	12.5 ~ 13.6	13.1
波兰	9.2 ~ 14.4	12.6
中国	5.8 ~ 19.3	11.9

干化污泥实现自持燃烧所需含水率 w_2 取决于污泥中有机质含量。根据式(4)和(6)可得出污泥有机质含量与干化目标含水率的关系,结果如图 2 所示。显然,污泥有机质含量越高,污泥干化目标含水率 w_2 便可以提高,也就是说,干化污泥自持燃烧含水率随有机质含量的增加而升高。

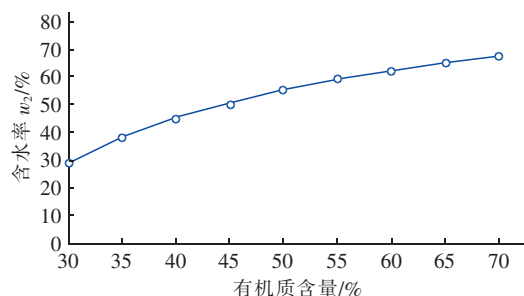


图 2 干化污泥自持燃烧含水率与有机质含量关系

Fig. 2 Relationship between the dried moisture content and the organic content for self-supporting incineration

2.3.2 焚烧过程中的能量损失

污泥焚烧过程中会因固体、气体不完全燃烧或者锅炉自身散热造成一定热量损失^[7],所以,污泥

焚烧释能计算需要扣除这部分热量损失,可按下式计算:

$$Q_{\text{损}} = Q_a + Q_b + Q_c + Q_d + Q_e \quad (7)$$

式中 $Q_{\text{损}}$ ——污泥焚烧损失总能量, kJ/tDS

Q_a ——焚烧炉自身输出热量(炉内挂壁损失), kJ/kg

Q_b ——气体不完全燃烧损失热量, kJ/tDS

Q_c ——固体不完全燃烧损失热量, kJ/tDS

Q_d ——锅炉散热损失热量, kJ/tDS

Q_e ——锅炉鼓入空气电能损耗, kJ/tDS

本计算中焚烧炉以国内外最常用鼓泡流化床为例,炉内不设置水冷壁($Q_a = 0$)。焚烧所产生的热量以烟气形式为载体,排烟热量占总热量的 93%,即,污泥焚烧损失热量占总热量的 7%^[7,13],所以污泥焚烧能量损失 $Q_{\text{损}} = 11.9 \times 7\% = 0.8$ GJ/tDS。

2.3.3 实际产能计算

理论释能值与焚烧能量损失之差即为污泥焚烧实际产能值: $Q' = Q - Q_{\text{损}} = 11.1$ GJ/tDS。污泥焚烧产能主要以烟道气和水蒸气为载体,可利用热电联产技术(CHP)对这部分能量进行回收与利用^[13,16]。如果热电联产效率取 80%,则污泥焚烧后通过 CHP 实际可转化的电当量为 2 480 kW · h/tDS。

2.4 能量衡算

根据上述能量计算,可绘制出如图 3 所示的能量平衡图。因此,可以看到建议工艺的能量赤字为 109 kW · h/tDS。

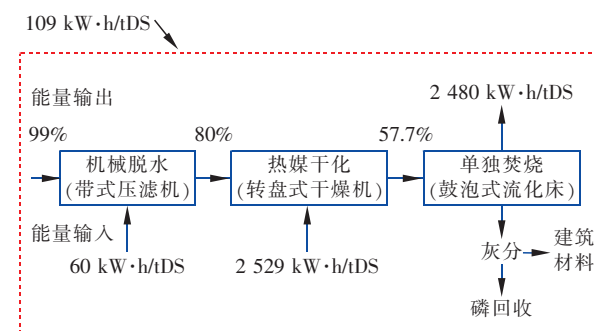


图 3 污泥干化、焚烧建议工艺能量衡算

Fig. 3 Energy balance of the proposed sludge-handling disposing process route for direct drying and incineration

3 建议工艺成本分析

本研究以处理规模为 50×10^4 m³/d 的传统活性污泥法污水处理厂为例计算投资与运行成本。该案例厂剩余污泥产量为 8 000 t/d (含水率为 99%),

脱水污泥产量为 400 t/d (含水率为 80%),干污泥为 80 t/d (含水率为零)。

工艺投资成本由基建成本和设备成本组成(均为一次性投资),设备成本根据污泥产量进行选型^[17]。污泥脱水以带式压滤机为例,还包括污泥泵、加药装置、加药泵、计量装置、输送机等设备投入。机械脱水全投资成本以 2 400 元/t 湿泥(99% 含水率)计算。污泥干化系统设备主要包括计量、存储、进料系统、干燥器(以转盘式干燥器为例),投资成本以 30 万元/t 湿泥(80% 含水率)计算。污泥焚烧系统设备主要包括焚烧炉(以鼓泡式流化床为例)、烟气净化系统、飞灰处理系统等^[17],投资成本以 40 万元/t 湿泥(80% 含水率)计算。

污泥脱水、干化、焚烧运行全成本由电费、水费、药剂费、工资福利费和固定资产折旧费、大修费、检修维护费等费用构成。动力费以电费为主,水费指冲洗水等用水费用,药剂费主要指污泥脱水所用药剂(混凝剂)费用;固定资产折旧费为固定资产原值与综合基本折旧率的乘积;检修维护费则是固定资产原值与检修维护率的乘积^[17]。

根据以上匡算原则,可计算出建议工艺各单元投资与运行成本,结果见表 3。

表 3 干化、焚烧建议工艺投资与运行成本

Tab. 3 Investmental and operational costs of the proposed sludge-handling process

项目	机械脱水	污泥干化	污泥焚烧	总计
投资成本/ (万元·t ⁻¹ DS)	24	150	200	374
运行成本/ (元·t ⁻¹ DS)	148	1 000	1 515	2 663

4 对比传统工艺能耗与成本

传统污泥处理、处置工艺一般由重力浓缩、厌氧消化、机械脱水、热媒干化、污泥焚烧 5 个单元完成。剩余污泥经过重力浓缩后,污泥含水率从 99% 降为 97%,污泥体积可减少 2/3,相应地可降低厌氧消化运行负荷。在厌氧消化过程中,污泥中有机质转化效率(至 CH₄)一般为 30%~50%,厌氧消化产生的能量一般用于消化池自身加热^[18]。由于厌氧消化降低了污泥有机质含量,也就降低了污泥干基热值,从而会减少污泥焚烧过程的能量输出^[7]。

4.1 能量衡算

污泥厌氧消化前含水率为 97%,消化后熟污泥

含水率略有升高,但相差不大,计算中取 97.5%。厌氧消化过程化学能转化(CH₄)可以产生能量,产能为 5.7 GJ/tDS^[18],通过 CHP 转化电当量为 1 284 kW·h/tDS。因消化池加热会消耗能量,实际能耗为 728 kW·h/tDS^[18],所以,实际可输出电当量为 556 kW·h/tDS。经厌氧消化后干固体量 M_s 降为 8.41 kg/t 湿泥(99% 含水率),厌氧消化后污泥中有机质含量减少到 37%,这就降低了污泥的高位热值,使得污泥自持燃烧含水率也随之降低为 41.3%。熟污泥经厌氧消化后温度升高至 35℃,即 $T_1 = 35℃$,计算得出厌氧消化后污泥干化实际能耗为 2 459 kW·h/tDS。熟污泥有机质含量减量为 37%,相应污泥理论焚烧产能值降为 8.0 GJ/tDS,污泥焚烧能量损失同前,则污泥干化焚烧后燃烧实际产能为 7.4 GJ/tDS,通过 CHP 转化电当量为 1 653 kW·h/tDS。

上述能量衡算表明,传统处理、处置工艺总能耗为 3 261 kW·h/tDS,总产能为 2 937 kW·h/tDS,能量赤字为 324 kW·h/tDS,详细结果见图 4。

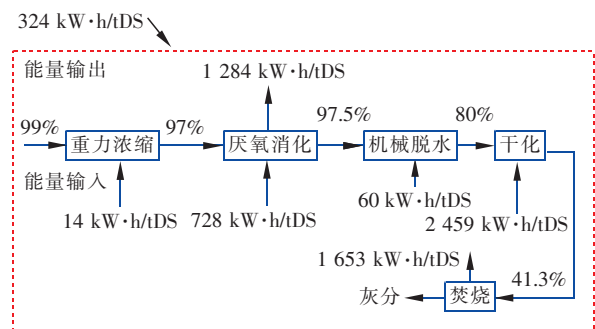


图 4 传统污泥处理、处置工艺消化干化焚烧能量衡算

Fig. 4 Energy balance of the conventional sludge-handling process (anaerobic digestion + incineration)

4.2 成本分析

99% 含水率剩余污泥经重力浓缩(97%)、厌氧消化污泥含水率变为 97.5%,污泥体积可减少 3/5,机械脱水污泥处理量减少为 3 200 t/d,可大大降低机械脱水投资成本;以 1 800 元/t 湿泥(99% 含水率)计算,则机械脱水投资成本降为 18 万元/tDS。机械脱水运行成本主要体现在电费的降低上,为 140 元/tDS。经厌氧消化后浓缩污泥干固体减量,使得干化、焚烧设备规模减小,干化、焚烧投资成本可降至 280 万元/tDS。设备规模减小必然也会降低运行成本,主要体现在电费、检修费、维护费的节省

上^[17],因此,干化、焚烧运行成本可降至2 264元/tDS。虽然厌氧消化使得机械脱水、干化、焚烧投资及运行成本都有所降低,但仍需考虑重力浓缩、厌氧消化基建和设备投资以及相应的运行成本;重力浓缩投资及运行成本分别以40万元/tDS和100元/tDS计算^[17];厌氧消化投资和运行成本分别按250万元/tDS和200元/tDS计算。这样,传统污泥处理、处置工艺的投资成本为588万元/tDS,运行成本为2 704元/tDS,分析详见表4。

表4 传统污泥处理、处置工艺成本分析

Tab.4 Investmental and operational costs of conventional sludge-handling process

项 目	重力浓缩	厌氧消化	机械脱水	污泥干化+焚烧	总计
投资成本/(万元·t ⁻¹ DS)	40	250	18	280	588
运行成本/(元·t ⁻¹ DS)	100	200	140	2 264	2 704

4.3 热水解对传统工艺的影响

污泥单独厌氧消化有机物降解、转化效率很低,只有30%~50%;当剩余污泥中不含初沉污泥时厌氧消化有机物转化率更低,可能只有20%~30%。为提高厌氧消化有机物转化能源效率,热水解技术被用作厌氧消化的预处理工艺,并获得一些应用。污泥热水解是在一定温度和压力下,将污泥在密闭的容器中进行加热,使污泥细胞部分发生破壁^[19],以增加污泥后续厌氧消化有机物转化率。热水解固然可以强化厌氧消化有机物转化率,但提高厌氧消化有机物转化率后的消化污泥后续焚烧能源释放量会相应减少,况且,热水解设备投资与运行费用价格不菲。因此,需要对介入热水解的传统污泥处理、处置工艺进行能量平衡以及成本核算。

污泥经重力浓缩和预脱水(预处理)含水率可降至85%,能耗约60 kW·h/tDS。经热水解预处理后进行厌氧消化,有机物降解率可从30%提高至50%,导致厌氧消化产能升至9.58 GJ/tDS,利用CHP转化为电当量是2 130 kW·h/tDS。热水解亦消耗能量,约为厌氧消化产能的60%,即为1 278 kW·h/tDS;热水解后污泥冷却可释放一定热量(经热交换器),约为厌氧消化产能的20%^[19-21],即426 kW·h/tDS,可用于污泥干化。由于热水解污泥升温至180℃,所以,厌氧消化过程消化池无需加热,只需热水解后降温至35℃。这样,污泥干固体量

M_s 降低为7.35 kg/t湿泥(99%含水率),消化后污泥有机物含量降低至26.5%,使得后续污泥干基热值降低、污泥自持燃烧含水率也相应降至21.1%(接近全干化水平)。实际上,这种已成干泥块状的污泥很难在流化床焚烧炉中流化焚烧。因此,干化污泥含水率按可流化的41.3%考虑,污泥干化能耗为2 153 kW·h/tDS,但这样含水率(41.3%)的污泥无法实现自持焚烧,需要投加外部辅助燃料,约429 kW·h/tDS。因厌氧消化熟污泥有机质含量减少,导致污泥焚烧产能降低为5.0 GJ/tDS,转化电当量为1 111 kW·h/tDS。

能量衡算表明,热水解介入传统污泥处理、处置工艺后总能耗为3 980 kW·h/tDS,总产能为3 241 kW·h/tDS(14.58 GJ/tDS),热水解冷却水释放热量(426 kW·h/tDS)可用于污泥干化,但最终能量赤字为313 kW·h/tDS,能量衡算详细结果见图5。

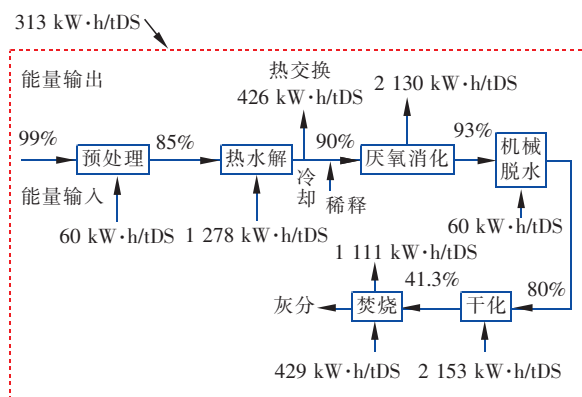


图5 热水解介入传统污泥处理、处置工艺能量衡算

Fig.5 Energy balance of sludge-handling process incorporated with thermal hydrolysis

热水解介入传统污泥处理、处置工艺后固然使总的能量赤字(324 kW·h/tDS)有所降低,并且使得厌氧消化后污泥进一步减量,从而降低后续机械脱水、干化、焚烧的投资及运行成本。但是,热水解设备高昂的投资成本(75万元/tDS)和较大的运行成本(389元/tDS),最终导致整个工艺投资与运行成本分别达到615万元/tDS和3 029元/tDS。

4.4 与建议工艺综合对比

与传统工艺及热水解介入传统工艺相比较,污泥干化、焚烧建议工艺的能量赤字最低,仅为109 kW·h/tDS。在投资以及运行成本上,建议工艺显然也是最低的,分别为374万元/tDS和2 663元/tDS。其他两种工艺投资与运行成本分别为:588

万元/tDS 和 2 704 元/tDS 以及 615 万元/tDS 和 3 029 元/tDS。

将三种工艺能量平衡、投资与运行成本绘制成柱状图进行比较则能更直观地看出三种工艺的差别,如图6所示。建议工艺能量赤字较其他两种比较工艺(324 kW·h/tDS 与 313 kW·h/tDS)可分别降低 66.4% 和 65.2%;建议工艺投资成本(374 万元/tDS)较其他两种工艺(588 万元/tDS 和 615 万元/tDS)分别降低 36.4% 和 39.2%;建议工艺运行成本(2 663 元/tDS)较其他两种工艺(2 704 元/tDS 和 3 029 元/tDS)分别降低 1.5% 和 12.1%。

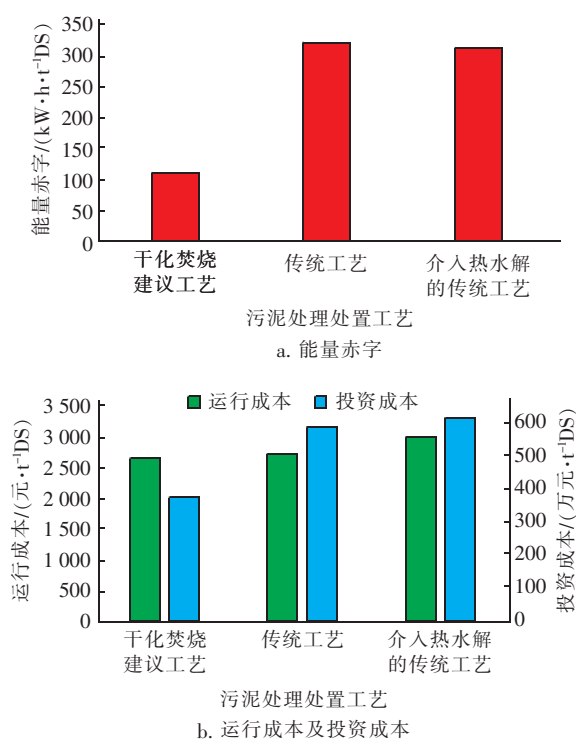


图6 三种工艺综合能耗与成本对比

Fig. 6 Comparisons of energy deficits and costs for three sludge-handling processes

5 结语

通过对污泥直接脱水、干化、焚烧建议工艺能量平衡以及投资与运行成本匡算显示,其能量赤字仅为 109 kW·h/tDS,投资与运行成本也只有 374 万元/tDS 和 2 663 元/tDS,与传统及介入热水解预处理污泥处理、处置工艺相比,污泥干化焚烧建议工艺在能量赤字及投资与运行成本上均为最低,能量赤字分别减少 66.4% 和 65.2%,投资成本分别减少 36.4% 和 39.2%,运行成本分别减少 1.5% 和 12.1%。可见,污泥干化后直接焚烧建议工艺在污

泥全生命周期 (LCA) 处理/处置方面最佳,同时还能最为有效地从焚烧灰分中回收磷等无机资源。

如果污水余温可以通过水源热泵 (WSHP) 加以原位利用,污泥干化所需热量则可以大大减少甚至无需外部能源。因此,污水厂内分散式干化,集中到某一适宜地点焚烧发电、供热将有可能实现并将污水余温低品位能源间接转换为可发电的高温热能。污水余温就近用于干化可避免污水处理厂“有能输不出”的现实问题,从而使污水处理厂成为能源工厂,不仅实现自身碳中和运行,而且还可以向外输电。进言之,省略污泥厌氧消化单元还能最大限度避免甲烷 (CH₄) 这种强温室气体逸散的问题以及运行安全隐患。

参考文献:

- [1] Kelessidis A, Stasinakis A S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries[J]. Waste Manage, 2012, 32(6): 1186–1195.
- [2] Christodoulou A, Stamatelatos K. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide[J]. Water Sci Technol, 2016, 73(3): 453–462.
- [3] Kacprzak M, Neczaj E, Fijałkowski K, et al. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development[J]. Environ Res, 2017, 156: 39–46.
- [4] Fytli D, Zabaniotou A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review[J]. Renew Sust Energy Rev, 2008, 12(1): 116–140.
- [5] Abusoglu A, Özahi E, İhsan K A, et al. Life cycle assessment (LCA) of digested sewage sludge incineration for heat and power production[J]. J Clean Prod, 2017, 142: 1684–1692.
- [6] Lundin M, Olofsson M, Pettersson G J, et al. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options[J]. Resour Conserv Recycl, 2004, 41(4): 255–278.
- [7] Murakami T, Suzuki Y, Nagasawa H, et al. Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery[J]. Fuel Process Technol, 2009, 90(6): 778–783.
- [8] Li R, Zhang Z, Li Y, et al. Transformation of apatite phosphorus and non-apatite inorganic phosphorus during incineration of sewage sludge[J]. Chemosphere, 2015, 141: 57–61.

- [9] Zhao Y, Ren Q, Na Y. Promotion of cotton stalk on bioavailability of phosphorus in municipal sewage sludge incineration ash[J]. *Fuel*, 2018, 214: 351–355.
- [10] 赵庆良, 胡凯. 城市污水处理厂污泥处理的能耗分析[J]. *给水排水动态*, 2009(2): 15–20.
Zhao Qingliang, Hu Kai. Energy consumption analysis of WWTPs[J]. *Water & Wastewater Information*, 2009(2): 15–20 (in Chinese).
- [11] 王兴润, 金宜英, 聂永丰. 国内外污泥热干燥工艺的应用进展及技术要点[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(8): 5–8.
Wang Xingrun, Jin Yiyang, Nie Yongfeng. Application progress and technical mains of thermal sludge drying processes at home and abroad [J]. *China Water & Wastewater*, 2007, 23(8): 5–8 (in Chinese).
- [12] 张宗宇, 盛成, 吴静, 等. 污泥干燥焚烧一体化中热量计算的探讨[J]. *化工机械*, 2009, 36(3): 244–247, 267.
Zhang Zongyu, Sheng Cheng, Wu Jing, *et al.* Discussion on the calculation of heat amount in drying-incinerating integrated systems for sewage sludge [J]. *Chemical Engineering & Machinery*, 2009, 36(3): 244–247, 267 (in Chinese).
- [13] Li S, Li Y, Lu Q, *et al.* Integrated drying and incineration of wet sewage sludge in combined bubbling and circulating fluidized bed units[J]. *Waste Manage*, 2014, 34(12): 2561–2566.
- [14] 蔡璐, 陈同斌, 高定, 等. 中国大中型城市的城市污泥热值分析[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(15): 106–108.
Cai Lu, Chen Tongbin, Gao Ding, *et al.* Investigation of calorific value of sewage sludges in large and middle cities of China[J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(15): 106–108 (in Chinese).
- [15] Winkler M K H, Bennenbroek M H, Horstink F H, *et al.* The biodrying concept: An innovative technology creating energy from sewage sludge [J]. *Bioresour Technol*, 2013, 147(7): 124–129.
- [16] Hong J, Hong J, Otaki M, *et al.* Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan[J]. *Waste Manage*, 2009, 29(2): 696–703.
- [17] 姚金玲. 污水处理厂污泥处理处置技术评估[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2010.
Yao Jinling. The Assessment on Municipal Sewage Sludge Treatment and Disposal Technologies [D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2010 (in Chinese).
- [18] Hao X, Liu R, Huang X. Evaluation of the potential for operating carbon neutral WWTPs in China[J]. *Water Res*, 2015, 87: 424–431.
- [19] 王平. 热水解厌氧消化工艺的分析应用探讨[J]. *给水排水*, 2015, 41(1): 33–38.
Wang Ping. Discussion on the application of hot hydrolysis – anaerobic digestion process in sludge treatment[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2015, 41(1): 33–38 (in Chinese).
- [20] 杜强强, 戴明华, 张晏, 等. 热水解厌氧消化工艺用于污水厂泥区升级改造[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(2): 46–50.
Du Qiangqiang, Dai Minghua, Zhang Yan, *et al.* Application of thermal hydrolysis/anaerobic digestion process to upgrading of sludge treatment zone[J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(2): 46–50 (in Chinese).
- [21] 杜强强, 戴明华, 黄鸥. 污泥热水解厌氧消化工艺热系统设计探讨[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(6): 63–68.
Du Qiangqiang, Dai Minghua, Huang Ou. Discussion on design of thermal system of sludge thermal hydrolysis/anaerobic digestion process [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(6): 63–68 (in Chinese).



作者简介: 郝晓地 (1960–), 男, 山西柳林人, 教授, 从事市政与环境工程专业教学与科研工作, 主要研究方向为污水生物脱氮除磷技术、污水处理数学模拟技术、可持续环境生物技术, 现为国际水协期刊《Water Research》区域主编 (Editor)。

E-mail: haoxiaodi@bucea.edu.cn

收稿日期: 2018–09–14