



Research
Green Industrial Processes—Review

工业食物废物资源最终利用潜力的比较

Raymond RedCorn^{a,b}, Samira Fatemi^{a,b}, Abigail S. Engelberth^{a,b,c,*}

^a Department of Agricultural and Biological Engineering, Purdue University, West Lafayette, IN 47907-2093, USA

^b Laboratory of Renewable Resources Engineering, Purdue University, West Lafayette, IN 47907-2022, USA

^c Division of Environmental and Ecological Engineering, Purdue University, West Lafayette, IN 47907-2022, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 December 2017

Revised 27 March 2018

Accepted 15 May 2018

Available online 21 May 2018

关键词

工业食物废弃物
食物废物价值化
废物回收价值增值

摘要

全球大约有 1/4 的可食用的食物被浪费。食物浪费的驱动因素可以发生在生产、收获、分销、加工和消费之间的任何阶段。尽管全球各地的驱动因素不同，但在北美洲、欧洲和亚洲的工业化地区有着相类似的情况。在这些地区，食物浪费最严重的情况发生在消费者环节，他们产生了大约 51% 的食物废物。因此，处理垃圾的重点就落在了处理城市固体废物上。在美国，食物垃圾占固体废物流重量的 15%，产生的 CO₂ 当量排放量多达 3.4 × 10⁷ t，其处置费用高达 19 亿美元。利用食物垃圾中含有的碳、营养物质和水分使垃圾转化成为高附加值产品，这对于减少浪费是一种具有吸引力的方法。提取食物垃圾中的营养物质和生物活性物质，或者把两者转化为各种挥发性酸碱（包括乳酸、乙酸和丙酸），便可以利用这些机会回收废物并将产品出售以获得利润。废物转化为挥发性酸的过程可以与生物能源（如氢气和沼气）生产相结合。本文将食物废物制备成某种高附加值产品或甲烷的潜力进行了对比。高价值利用食物垃圾可以减轻大约 1.9 × 10⁶ t CO₂ 当量排放。以马铃薯皮为例，通过发酵技术将其转化为乳酸可每年节省 56 亿美元，也可以通过厌氧消化转化为甲烷，每年增收 9 亿美元。回收食物废物潜在价值巨大，而食物废物的利用将有助于相关食物工业的闭路循环。

© 2018 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. 引言

在全球范围内，1/4 ~ 1/3 的食物被丢弃，每年产生的食物废物多达 1.3 × 10⁹ t [1,2]。美国 2014 年的食物浪费达 3.84 × 10⁷ t [3]，而在中国八大城市的调查发现，消费者每年浪费 8 × 10⁵ t 的食物 [4]。这相当于大概 23% 的农田、淡水、化肥和土地的使用价值白白地花费在生产被浪费的食物上 [5]。与此同时，处理食物垃圾也是一个主要问题。因为不加节制地降解食物废物会导致全球

变暖，而食物资源的浪费也会降低可持续性 [3,5,6]。食物垃圾的运输和处理通常也很昂贵，所以垃圾就地处理就有很大的经济优势 [7]。因此，考量每天产生的废物量及对工业和环境造成的压力，控制食物浪费在过去的十年中得到了极大的重视 [7,8]。

工业加工设施造成的食物损失是食物总损失的一小部分（5%），这一环节在解决食物浪费问题上有许多优势 [1]。首先，大多数粮食损失具有明显的地域特征，相比之下，工业食物是在特定的时间点产生大量的损

* Corresponding author.

E-mail address: aengelbe@purdue.edu (A.S. Engelberth).

失, 这减少了对其价值的捕捉难度。其次, 工业食物损失流在本质上是相对同质的, 因为它们是正在加工的特定产品的副产品。这种同质性可以将每一个食物损失流锁定到某一高价值产品上, 这些产品带来的经济效益证明了生物转化或分离的必要性。此外, 在厌氧消化(AD)的情况下, 人们可以现场利用产生的沼气。最后, 有了转化为更高价值产品的手段, 可以为田地和收获后阶段中的食物损失创造市场需求, 而这两个阶段占食物损失总量的50%[1]。结合食物加工设施的下游副产品, 上游阶段食物损失中不可食用部分就可以按价值计算。综合来看, 这些因素使工业食物损失成为减轻日益严重的食物损失问题的有效切入点。

根据联合国粮食及农业组织的定义: 粮食损失是“……食物的质量或数量的减少”, 然而食物浪费是食物损失的一个子集, 是由于不当处置或者将可安全食用的食物用在其他途径而造成的[9]。本文对主要工业食物损失流的生产进行了综述和比较, 并对这些损失流的最终利用价值的研究进展进行了综述。具体地说, 我们研究了7个每年产生大量废物的主要加工工业, 即马铃薯加工、黄瓜腌制、咖啡烘烤和服务、石榴汁加工、柑橘加工、海鲜鱼类加工和奶酪加工。首先, 我们探索利用各种技术将食物流失转化为更高附加值产品。然后, 我

们观察这些行业, 并利用AD来确定将食物流失流转化为甲烷的可能性。值得注意的是, 迄今为止, 酸洗工业生产的酸洗卤水还不能用AD处理, 所以被排除在比较之外。本文着重研究了食物废弃物的理论潜力, 但并没有考虑加工成本。该研究显示了这些经常被丢弃的食物垃圾被进一步利用的巨大潜力。

2. 研究方法

本文对三种类型的研究进行了综述: ①研究并利用在食品工业加工过程中产生的废弃物; ②研究从废弃源产生增值的产品(除沼气外); ③研究过去五年生产的增值产品的发展(还提到了先前对这些食物废物流以及相关的产品进行的研究工作)。选择工业食物废物流是因为它们产生的可预测的食物废物流比消费食物废物流更同质, 为了针对特定化合物进行回收和加工, 这种可预测性是必要的。根据这些研究分类, 我们锁定了7个工业的食物废物流, 其信息如表1[10–25]所示, 其中包含各工业的一般特性。该综述涉及了黄瓜酸洗盐水, 但由于其相关特性与其他工业废物流的特性不完全符合, 因此没有在表1内列出。该综述的依据是食物废物流中产生的产品。资源利用潜力计算假定对资

表1 工业食物废物流的特性

Industry	Resource	Total solids ¹	VSS	Readily degradable carbohydrate	Cellulose	Hemi-cellulose	Pectin	Proteins	Lipids	Lignin	Antioxidant	Ref.
Potato processing	Potato peels	9%	90%	63%	—	—	—	17%	1%	10%	—	[12,13]
Coffee roasting and serving	Coffee grounds	20%	98%	—	9%	37%	—	14%	17%	—	—	[14,15]
Pomegranate juice	Pomegranate peels	92%	95%	—	5–20%	—	5–11% ²	—	—	9%	32%	[10,16,17]
Pomegranate juice	Pomegranate seeds	13%–19%	98%	—	19%	—	—	—	12%–20%	21%	10%	[18–22]
Citrus processing	Citrus peels	19%	95%–97%	1%	22%–37%	5%–17%	23%	16%–23%	1%–4%	7%–9%	—	[11,23]
Fish processing	Fish tails, skin, heads, and bones	20%–50%	75%–81%	—	—	—	—	15%–30%	0–25%	—	—	[24]
Cheese processing	Whey	6%	92%	78%	—	—	—	11%	7%	—	—	[25]

Values are shown as a percentage of total solids (dry solids), unless otherwise stated; “—” indicates value unknown; VSS: volatile solids.

¹ Percentage of total mass.

² Measured as uronic acids.

源进行全面的全球捕获，并以实验观测的产量计算毛利润。图1展示了食物从生产到处理的流程，并对其进行了简化，以展示常规处理和我们的方法在其中的应用。工业应用产生的食物垃圾可以从垃圾填埋场转移到更有价值的加工上来。经过处理后，仍会有一些低价值的废物需要处理。但是，这种处理会减少温室气体的排放，因为大部分复杂的碳水化合物将在下游加工过程中被简化。

3. 结果与讨论

3.1. 鉴别工业食物废弃物

工业食物废弃物来源于各个行业，因此来源各异。果汁工厂经常产生果皮、种子以及其他有机垃圾[10,11,26]。来自工业生产中的液体副产物，如制作奶酪的乳清和腌制黄瓜的卤水也很常见，并且作为各种转化的基质[27,28]。农业废弃物，如动物和收割后废料可用于生物能源生产[29–32]。尽管食物废弃物中可用的蛋白质、脂质、碳水化合物及其他化合物使其成为生产商品和高价值化学品的合适替代物，但本节将讨论每种来源所面临的一些挑战。在全球范围内，每年有 1.3×10^9 t的食物被浪费，大约相当于人类食物产量的1/3[2]。目前面临的一个挑战是食物废弃物的处理，掩埋不是一个

可持续的解决方法[3,6]，而且运输和处理食物废弃物也通常很昂贵，就地处理可能具有经济优势[8]。

3.2. 工业食物废弃物制备产品

3.2.1. 乳酸

数千年前，人们就开始将食物糖类中乳酸菌的增殖作为保存食物的手段[33]，然而，最新研发的聚乳酸（PLA）聚合物（一种聚丙烯的可生物降解并具有相似性质的替代品）已经能将微生物发酵用于商品化学生产[34]。从2007年到2017年，生物塑料产业每年增长17.7%，PLA聚合物的价格为 $1.87 \sim 2.20$ 美元 \cdot kg $^{-1}$ ，这是一个相对较高的价格[35,36]。因此，利用食物废弃物生产乳酸吸引了更多人的注意，尤其是对那些富含碳水化合物的食物垃圾。最近人们利用工业食物垃圾生产乳酸的关注点集中在土豆皮废料上，但是腌制过程中的卤水也被证明具有前景。

土豆是继水稻、玉米和小麦之后的世界上产量第四大的淀粉农作物，美国的产量为 2×10^7 t，中国的产量为 9.5×10^7 t [9]。在美国，68%的土豆会经过加工设备[37]，该加工过程所产生的土豆皮废弃物已被证实含有干重为63%的碳水化合物，这其中超过一半的碳水化合物以淀粉形式存在[38]。

土豆皮转化为乳酸有一个主要的优点：过程快

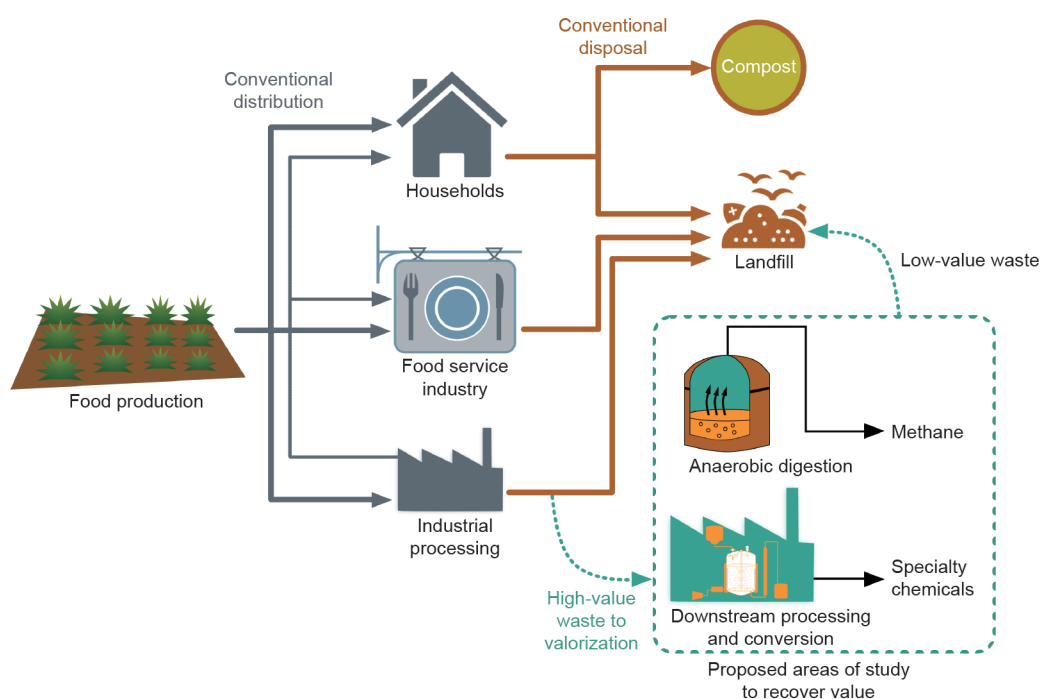


图1. 食物从生产到处理的简化流程图。虚线框突出显示当前报告在方案中的位置。高价值的垃圾可以从垃圾填埋场转移到加工环节来回收价值。少量的废物会被处理掉，但因为在处理过程中已经减少或去除了许多复杂的化学物质，因此能减少温室气体的排放。

捷, 最佳发酵时间大约为24 h[13]。但是, 主要的缺陷也仍待解决。转化产品中的总乳酸浓度 $11.1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 对于工业发酵来说还太低[2], 这可能是由于迄今为止使用的 $30 \sim 50 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的固体装载速率太小[13]。相反, 使用含有高达 $117 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 干碳水化合物的用后食物废料可以获得 $80 \sim 100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的乳酸[39]。乳酸生产的差异一部分是因为在发酵前添加酶降解了长链碳水化合物[39]。表2列出了在现有技术下土豆皮废料的的市场潜力[9-11,13,14,25-27,37,40-53]。

到目前为止进行的马铃薯皮废物实验的一个特征是使用城市污水污泥作为接种物。与消费后的食物废弃物发酵相比, 这与相对较高的比生产率 $0.125 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 有关[13]。同样, 利用城市污水污泥接种物的其他餐厅食物废弃物实验达到了 $0.096 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 这表明污水污泥是一种廉价而丰富的微生物来源, 可提高过程性能[54]。然而, 使用污水污泥接种物的缺点是当前光学纯度很低, 生产出的L-乳酸和D-乳酸几乎是等量的[13,54]。如果将该酸用于生产生物塑料, 高光学纯度(通常大于90%的L-乳酸)是重要的特性[34]。通过控制pH值可以在混合培养基中获得高光学纯度的乳酸, 但需要相对较高的pH值, 即pH值要达到8, 这增加了缓冲需要的条件[55]。为了生产能够在生物聚合物市场中竞争的乳酸, 预计纯培养接种物需要与食物废弃碳水化合物的酶促糖化配对以实现高产率、生产速率、浓度和光学纯度。

迄今为止, 通过食物废弃物对乳酸的研究主要是研究消费后的食物垃圾, 而不是工业食物垃圾, 并且证明了若垃圾来源具有高度的异质性, 那么该生产过程是可

以实现的[39,54,55]。可以预期马铃薯皮废弃物可与其他富含碳水化合物的工业废物源或消费后的废物相结合, 以实现规模经济和马铃薯收获季节以后的全年生产。

从酸洗盐水中回收乳酸是从废物中回收乳酸更直接的方法, 但目前尚未开发。普通的酸洗盐水含有 $7 \sim 12 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的乳酸[27]。用于延长黄瓜保质期和增加黄瓜味道的发酵过程产生了必须丢弃的高盐(6%~12% NaCl)盐水[56,57]。在欧盟和美国, 已实施限制盐水排放的法规, 美国还限制氯化物排放量, 上限为 $230 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ [27,58]。从盐水中回收乳酸将使在随后的酸洗发酵中再利用盐溶液成为可能, 同时避免大量的违规排放, 从土豆皮中回收乳酸的潜在经济价值见表2。

电渗析(ED)是从盐水中回收乳酸的一种方法, 然而, 必须克服多重障碍。首先, 必须通过超滤去除有机物质, 包括细菌, 以保护ED膜。其次, 酸洗盐水的pH值通常低于乳酸的 pK_a (3.86), 导致乳酸以其未解离的形式存在, 从而不易受施加电场的影响[56]。因此, 必须提高pH值以促进乳酸解离。最后, 考虑到它们较小的尺寸、电荷以及较高的浓度, 横跨膜的电泳迁移可优先靶向存在于溶液中的盐。这种偏好表明大部分能量将有利于分离较高浓度的盐, 从而使较低浓度的乳酸留在盐水溶液中。ED已经被提议用于从反渗透(RO)过程的废物中结晶盐[59]。ED的作用不容小觑。另一种从酸洗盐水中回收乳酸方法是阴离子交换。到目前为止, 这项技术已被应用于乳酸发酵与交换树脂, 如Amberlite IRA-400对有机物的选择性很高[60]。如果没有明确在高盐浓度存在下阴离子交换树脂的选择性, 回收乳酸的

表2 工业食物废弃物转为特殊产品的来源潜力

Industry	Resource	Global mass of resource ($\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$)	Potential product from resource	Yield of potential product ($\text{kg}(\text{product})/\text{kg}(\text{resource})$)	Mass of potential product ($\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$)	Technology required for conversion	Market value of potential product ($\text{USD}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Potential revenue of specialty product ($\times 10^6 \text{ USD}\cdot\text{a}^{-1}$)
Potato processing	Potato peels	25 954 386 ^{1,2}	Lactic acid	0.140 ³	3 633 614	Fermentation and separation	1.54 ⁴	5 595.8
Cucumber pickling	Pickling brine	2 074 888 925 ^{2,5}	Lactic acid	0.010 ⁶	24 898 667	Electrodialysis	1.54 ⁴	38 343.9
Coffee roasting and serving	Coffee grounds	25 570 924 ^{7,8}	Fatty acid methyl esters	0.170 ⁹	4 295 915	Dimethyl ether extraction of oil and esterification to FAME	0.97 ¹⁰	4 152.6
Pomegranate juice	Pomegranate peels	1 302 500 ^{8,11}	Phenolic microcapsules	0.070 ¹²	91 175	Ultrasound extraction, emulsification, spray drying	8.00 ¹³	729.4

(续表)

Industry	Resource	Global mass of resource (t·a ⁻¹)	Potential product from resource	Yield of potential product (kg(product)/kg(resource))	Mass of potential product (t·a ⁻¹)	Technology required for conversion	Market value of potential product (USD·kg ⁻¹)	Potential revenue of specialty product (× 10 ⁶ USD·a ⁻¹)
	Pomegranate seeds	370 000 ^{8,14}	Antioxidant oil microcapsules	0.100 ¹⁵	37 000	Ultrasound extraction, emulsification, spray drying	5.00 ¹⁶	185.0
Citrus processing	Citrus peels	24 204 988 ^{2,17}	Ethanol	0.250 ¹⁸	6 051 247	Cellulose hydrolysis, fermentation, distillation	0.53 ¹⁹	3 180.9
			Pectin	0.230 ²⁰	5 567 147	Hot dilute acid treatment, alcohol precipitation	4.00 ²¹	22 268.6
			<i>D</i> -limonene	0.005 ²²	139 179	Steam distillation and alkali treatment	4.14 ²³	576.5
Fish processing	Fish tails, skin, heads, and bones	540 ^{2,24}	Bioactive peptides	0.730 ²⁴	394	Hydrolysis and electro dialysis with membrane filtration	Highly varied ²⁵	—
Cheese processing	Whey	150 000 000 ²⁶	Butanol	0.010 ²⁷	1 950 000	Fermentation and separation	0.70 ²⁸	1 365.0
			Acetone	0.001 ²⁷	150 000	Fermentation and separation	1.64 ²⁹	246.0
			Ethanol	0.001 ²⁷	150 000	Fermentation and separation	0.53 ¹⁹	79.5

¹ 68% of potatoes produced are destined for processing [37] and 10% of mass is waste in the processing facilities [40].

² Estimates waste specifically at processing facilities.

³ Maximum observed yield of 0.14 g lactic acid per gram of potato peel waste [13].

⁴ Using a value of 0.7 USD·lb⁻¹ (1 lb = 0.4535924 kg) [41].

⁵ 74 975 625 t of cucumbers produced globally in 2014 [9], 64% of cucumbers utilized for pickling and 40% of fermentation volume is spent brine [42], 61.67 g cucumber per metric cup (a metric cup is 250 milliliters) density (aqua-calc.com).

⁶ Maximum observed concentration of 12 g lactic acid per liter in spent pickling brine [27].

⁷ Assumed spent coffee grounds are 67% moisture [43]; worldwide green coffee production is 8 790 005 t [9]. Assumed roasted coffee : green coffee yield of 1 : 1.3, and a 4% moisture content for roasted beans. Assumed all solids are retained in grounds upon brewing coffee.

⁸ Estimates waste product produced at processing facilities as well as waste produced by individual consumers that did not buy a processed version of the original product. Data on the fraction of the agricultural product that went to processing facilities could not be found.

⁹ Coffee grounds are approximately 16.8% oil by wet weight, assumed 100% theoretical conversion to fatty acid methyl ester (FAME) [14].

¹⁰ Biodiesel density of 0.88 kg·L⁻¹ [44] and price of 3.22 USD·gal⁻¹ (1 gal = 3.785412 L) [45].

¹¹ Assumed 0.521 t pomegranate peel per tonne of pomegranate [10].

¹² Assumed yield of 0.7% peel dry weight [46].

¹³ Estimated value based on spot price of the antioxidant β-carotene.

¹⁴ 0.148 t pomegranate seed generated per tonne of pomegranate [10].

¹⁵ Assumed yield of 10% seed dry weight [46].

¹⁶ Estimated value based on spot price of the antioxidant ascorbic acid.

¹⁷ 72 253 695 t orange produced per year globally [9], 67% of oranges used for processing in 2015–2016 [47], 50% of fruit weight as orange peel [48].

¹⁸ Ethanol yield of 0.25 g per gram of biomass observed [48].

¹⁹ Ethanol price of 1.57 USD·gal⁻¹ [45].

²⁰ Assumed pectin is 23% of orange peel dry matter [11].

²¹ Pectin prices range from 4 to 10 USD·kg⁻¹.

²² 11.5 lb of *D*-limonene could be extracted from 1 t of orange processing waste [26].

²³ Based on Indian market of 22.24 million USD per 5920 tonnes [11].

²⁴ 1.8 million pounds of trout at 30% of biomass wasted with 74% of biomass as protein [49].

²⁵ Prices may range to 1000 USD·kg⁻¹; however, they are too varied for a reasonable estimate [50].

²⁶ Global production estimated from 2005 data [25].

²⁷ Assumes 4.9% lactose (w/v), and 0.26 g butanol, 0.013 g acetone, and 0.018 g ethanol per gram of lactose [25,51].

²⁸ Assumes 700 EUR·t⁻¹ and 1.22 USD per Euro [52].

²⁹ Assumes 1350 EUR·t⁻¹ and 1.22 USD per Euro [53].

可行性是不确定的。总的来说,从酸洗盐水中回收乳酸表明了进一步研究有很大的机会,并且具有显著的间接环境效益。

3.2.2. 生物燃料

液态生物燃料是工业食物废弃物的一个有吸引力的终端产品,因为它存在广泛而可靠的市场,最后的燃烧过程可以接受化学异质性,这种性质可能在处理复杂的废物来源时产生[61]。尽管碳水化合物中的乙醇和脂质中的生物柴油都有完善的生产工艺,但最近的研究进展提高了它们从工业食物废弃物生产出的可行性。

食物废弃物中的脂质是非常适合转化为脂肪酸甲酯(FAME)的,然而很难在低浓度下萃取。近期,二甲醚(DME)已被用于从工业食物废弃物提取油的过程[14]。这种萃取技术是很有吸引力的,因为DME沸点很低(-28°C),但在高压下(如20°C、0.51 MPa)保持为液体,萃取就是在此情况下发生。因此,可以有效地回收DME。DME可以被用于提取约占咖啡渣重量17%的咖啡研磨油[14]。表2列出了从咖啡渣生产FAME的经济情况。

在压榨已经无法获取油的情况下,还可以使用DME进一步提取。大豆和菜籽饼都含有大约1%的油[14]。DME萃取过程可以应用于一系列工业食物废弃物来源。例如,在马铃薯皮废弃物中发酵碳水化合物后,脂类更加浓缩,收割期后固体含量为1.4%[12]。这个过程也可以用于干重时油含量高达20%的石榴籽[62]。

工业食物废弃物中的纤维素也表现出转化为乙醇的潜力。在食物废弃物中,柑橘皮含有大量纤维素(比如橙子皮中含有37%),而木质素含量低(橙子皮中含7.5%)[48]。柑橘皮中还存在发酵抑制剂,包括果胶(橙子皮中含23%)和D-柠檬烯,但是如果在乙醇发酵之前提取这些化合物,就能在发酵的同时实现两种高价值副产品的协同生产。D-柠檬烯与从柑橘皮中提取的柑橘油有关,可用作驱虫剂、食物中的调味剂、化妆品中的芳香族元素以及工业分散剂或溶剂[11]。果胶是一种高价值食物改性剂,可以改变黏度从而帮助凝胶形成[63]。果胶可以用热稀酸(pH值约为2)提取,然后用酒精沉淀[11]。表2显示了柑橘皮加工产生的乙醇,果胶和D-柠檬烯的经济价值。酸预处理具有增强纤维素降解成单体以发酵成乙醇的附加益处。此外,该过程可以与蒸汽预处理相结合[64]。

工业食物废弃物中的易降解糖也展现了通过丙酮、

丁醇和乙醇(ABE)发酵转化为丁醇和其副产品的潜力。丁醇是一种有益的生物燃料,因为它不需要在常规汽油汽车中改造发动机,它具有83%的汽油能量密度,而乙醇只有65%[65]。近期研究了容易降解且糖分高的食物废弃物,烘烤操作产生的废物和奶酪制造中的乳清。

包括不新鲜的面包、不可食用面团和面糊在内的面包店废弃物数量难以估计,但预计会很多。例如,在英国,家庭垃圾中的烘烤类产品约为 $4.0 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$,这表明一个大型工业可能具有相当多的上游废物[66]。废弃物中富含葡萄糖,面包店面团、面糊和不新鲜的面包中60%~62%为固体淀粉[67]。通过使用Clostridium beijerinckii NCIMB 8052,结果表明可以从面团、面包屑和废弃面糊的底物中获得0.36 g ABE [67]。具体来说,每克基质可以产生0.19~0.21 g丁醇[67]。

干酪乳清含有丰富的乳糖,近期研究的焦点在于将其转化为丁醇。来自干酪乳清的丁醇浓度范围为 $5 \sim 12 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ [51,68]。馏分各不相同,最常见的是比例分别为6:3:1的丁醇:丙酮:乙醇,产量低,但与其他食物废弃物相当,每克糖0.25 g丁醇或每克糖约0.3 g ABE[51,65,68]。

将食物废弃物转化为丁醇的主要挑战与其他产品生产丁醇的主要挑战是相同的:由于产物抑制而产生的低发酵浓度($<30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)[65]。其高沸点(117°C)和低蒸气压(2.3 kPa)导致在分离丁醇方面存在挑战[65,67,68]。这些特性提高了纯丁醇的安全性,同时也限制了其回收的蒸馏效率。为了克服产物抑制,现已提出同时分离和发酵的方法,其中渗透蒸发和吸附是能量密集度最低的分选方法[65]。

总的来说,用工业食物废弃物生产生物燃料的技术证明了将废物源连接到可靠市场有很大潜力。此外,提取脂质和碳水化合物的组合通常是协同的,并为生物柴油和生物乙醇市场提供销路。

3.2.3. 抗氧化剂和酚类物质

抗氧化剂和酚类物质是高价值的化合物,能够提高食物废物生物处理的可能性。两者都可视为快速增长的营养品市场的一部分,每年价值1000亿~2000亿美元,最近年增长约为7%[69]。此外,一些抗氧化物可作为天然防腐剂,用于延长食用油保质期等[70]。

从柑橘皮中提取的抗氧化物能够进一步促进乙醇生产,得到价值更高的副产物。柑橘皮抗氧化物由甲醇提取[71],已展现抑制癌变的功效[71]。同样,类黄酮也

表现出抗炎特性，可由热碱法提取[72]。

废弃的石榴皮和石榴籽是另一种抗氧化剂的潜在来源。石榴籽油已被证明可以提供增强免疫力的抗氧化剂，而石榴皮中富含酚类抗氧化剂[46]。石榴籽和石榴皮可经由类似的干燥、研磨、超声波辅助溶剂萃取、过滤、干燥、乳化和喷雾干燥过程处理分离[46]。这一过程能使籽油微囊的产率达到干燥种子重量的10%，果皮中产出的高酚醛微囊产率达0.7%[46]，两者的经济价值如表2所示。

同样，通过喷雾干燥可从橄榄磨坊的废水中回收酚类。在提议的方案中，橄榄磨坊废弃物的液体部分被浓缩，通过喷雾干燥包裹酚类物质，可加工生产多种副产物。被包裹的酚类可用作食物补充剂，尽管这一过程尚未完全成型[46]。部分过程已通过进一步的评估，包括利用橄榄磨坊的固体废弃物通过发酵生成橄榄酱，或将固体经喷雾干燥后得到橄榄粉。该粉末可用作降胆固醇剂、食品添加剂，或掺入化妆品。橄榄酱由发酵的固体及橄榄油、醋、胡椒和香草混合而成[46]。

总而言之，抗氧化剂和酚类化合物的市场不断扩增，对其用途和功效的研究仍在进行，从工业食物废弃物中提取有价值产品的过程是科研工作者积极研发的领域。

3.2.4. 生物活性肽

捕鱼业每年捕捞和养殖 1.54×10^8 t活鱼[24]。在某些地区，70%的鱼在出售之前会进行加工，20%~80%的鱼体（头、尾、鳍、内脏和骨架）最终成为废料，具体取决于加工方法和鱼的种类[24,73]。这一食物废料支流已被用于生产鱼贮饲料、鱼粉和鱼油，主要作为动物饲料。利用酶和酸降解鱼所产生的鱼贮饲料是 0.3 美元 \cdot kg $^{-1}$ 的低价值产品[74]。含水量较低鱼粉约为 1.6 美元 \cdot kg $^{-1}$ [75]。然而，由于利用生物活性肽治疗感染、糖尿病和高血压的想法重新激起了人们的兴趣，且鱼类废料富含蛋白质，鱼类废料获得了更多关注。据报道，混合鱼类废料中含有58%的粗蛋白[76,77]。鱼类废料在保健方面的应用想进入市场面临更大的阻碍，但也意味着更高的价值。分离生物活性肽的最新进展使该资源更具潜力。

在鱼类废料利用的最新进展中，可结合电渗析(ED)与超滤膜(UFM)从虹鳟鱼的酶促水解废物中分离生物活性肽[49]。虹鳟鱼是一类通常产于美国西部的淡水鱼，其市场潜在价值如表2所示。然而，如上所示，更

广阔鱼类废料市场潜力更大。ED和UFM装置设有相邻的隔室，分隔如下：阳极、阴离子交换膜(AEM)、UFM、阳离子交换膜(CEM)和阴极。在阳极和AEM之间以及CEM和阴极之间灌入电解质溶液，在AEM和UFM之间或UFM和CEM之间加入鱼蛋白水解产物，同时在另一隔室中加入氯化钾，可分别得到阴离子肽或阳离子肽。膜结构基于电荷分离蛋白质，电荷是影响肽生物活性的重要因素。分离过程具有选择性：在4 h内，近1%的肽从鱼蛋白水解物迁移至阴离子或阳离子室，为ED和其他蛋白质水解物利用技术的联用提供条件。在电场强度为 $11 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 的条件下，该过程每分离1 g阳离子肽消耗 $116 \text{ W} \cdot \text{h}$ ，每分离1 g阴离子消耗 $219 \text{ W} \cdot \text{h}$ ，分离所得的阳离子肽和阴离子肽浓度分别为 $156 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ 和 $85 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ [49]。虽然所得浓度很稀，但代表了具有共同特征的特定肽，这些特征可供进一步研究。同样地，ED和UFM的结合已应用至油菜籽蛋白水解物[78]。总而言之，用ED和UFM联合研究虹鳟鱼为全球大量鱼类废料转化为高价值产品提供了有效手段。

3.3. 工业食物废物中的电力及其生产

厌氧消化是一种常用于污水处理和将有机废物转化成沼气的技术[2,7,79]。废弃物处理设备中的厌氧污泥在许多研究中被用作种泥[80]。厌氧消化一般用于单级消化作用和二级消化作用[80]。单级厌氧消化在处理城市固体废弃物，包括食物废物中的应用更为普遍。在单级厌氧消化中，处理过程的全部四个阶段（水解作用、产酸作用、乙酸化和产甲烷作用）都在一个反应器中发生[80]。这个过程可在湿法厌氧消化和干法厌氧消化下进行：在湿法厌氧消化中，废物以原样处理；在干法厌氧消化中，消化作用进行之前先将水分减少至大约12%[80]。二级厌氧消化可在分离的反应器中产生氢气和甲烷，前两个阶段（水解作用和产酸作用）发生在第一个反应器中，后两个阶段（乙酸化和产甲烷作用）发生在第二个反应器中[80]。在二级厌氧消化中，甲烷的回收率高达90%[80]。Uçkun Kiran等[80]研究了在厌氧消化中使用的4种不同反应器：填充床式反应器(PBR)、上流式厌氧污泥层反应器(UASBR)、持续搅拌槽式反应器(CSTR)、流化床式反应器(FBR)。PBR能够以更快的速率降解有机材料，而UASBR能降低93.7%的化学需氧量，并且每克化学需氧量能产生 0.912 L 甲烷。CSTR和FBR都能产生甲烷含量为60%的沼气，尽管FBR更稳定。

一项早前的研究调查了利用城市固体废弃物生产甲烷的中试生产过程[81]。沼气的产出率达到了 $236 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，其中60%~70%是甲烷[81]。这项研究的一个关键成果是，即使有机负荷有波动，整个系统仍然保持稳定，这表明将厌氧消化用于将食物废物转化成为能源的沼气和甲烷是可行的[81]。3.3节的剩余部分集中介绍了如何运用厌氧消化将工业废弃物转化为单一的主要产品：用于生产电力与能源的甲烷。

3.3.1. 土豆皮

土豆皮废物在全球范围内的高产量使得它成为一种适合厌氧生产甲烷的废弃产物。表3 [7,10,24,25,43,45,82-85]显示出土豆皮用于生产甲烷的潜力。尽管在土豆皮的消化过程中有乙酸和其他挥发性脂肪酸(VFA)生成，但测试条件也不会使挥发性脂肪酸的浓度过高而阻碍甲烷的产出[82]。有意思的是，乳酸发酵剩下的土豆皮残渣还可以在厌氧消化中使用，以污泥为接种体，用来生产甲烷[82]。这些残渣的水分和挥发性固体含量与未经处理的土豆皮相近[82]。然而，它们的甲烷产量却高出14%，也更不容易产生挥发性脂肪酸，这表明，为了对土豆废物进行增值处理，将乳酸与甲烷生产相结合是可行的。假设每立方米甲烷能产生 $2 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 的能量，单是土豆皮就有可能为世界创造出 $1.2 \times 10^{10} \text{ kW} \cdot \text{h}$ 的能量[82,86]。

通过选择在沼气池中使用的接种体可以提高土豆废弃物的消化作用产生的沼气的量。选用产氢和产甲烷微生物来实施厌氧消化技术，可使每千克挥发性固体产生 0.412 m^3 甲烷[86]。这项研究在方法上的一个优势是使用二级厌氧消化处理，这样还能产氢[86]。利用土豆皮生产甲烷技术的另一个进步来自与牛粪的共同消化作用。沼气总产量可高达 $0.575 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体，尽管其中一部分，也就是 CO_2 的含量会上升[87]。利用含20%土豆皮和80%牛粪的混合物，甲烷产量可达 $0.348 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体，此时 CO_2 含量最低（占沼气的29.7%）[87]。仅仅通过厌氧消化也可能产生副产物。一项调查探究了土豆皮产氢和产甲烷的最优量[88]。这项调查使用了二级沼气池：第一个反应器产生平均氢含量为45%的沼气，而第二个产生了平均甲烷含量为76%的沼气[88]。通过共同消化作用，平均每千克原料能产生 $2.14 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 的能量[88]。

3.3.2. 咖啡渣

咖啡渣可通过厌氧消化产生能源，为全球能源市场创造了超过3亿美元的额外收入（表3）。在大多数情况下，咖啡渣生产的沼气产量中75%以上为甲烷；纤维原料越多，则产量越低[83]。咖啡废料比其他原料酸性更强，pH值约为5，因此，在整个过程中监测消化器的pH值非常重要[88,89]。除了固体以外，液体部分也可被消

表3 工业食物废物的产甲烷潜力

Industry	Resource	VSs ¹	Yield of methane (m^3 (methane)/kg(resource))	Volume of potential methane ($\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$)	Potential revenue of methane ² ($\times 10^6 \text{ USD} \cdot \text{a}^{-1}$)
Potato processing	Potato peels	7% ³	0.239000 ⁴	6 203 098 000 ⁵	896.49
Cucumber pickling	Pickling brine	—	—	—	—
Coffee roasting and serving	Coffee grounds	30% ⁶	0.083000 ⁶	2 126 478 000	307.32
Pomegranate juice	Pomegranate peels	70% ⁷	0.188160 ⁸	245 078 000	35.42
	Pomegranate seeds	62% ⁹	0.169260 ⁸	62 626 000	9.05
Citrus processing	Citrus peels	19% ¹⁰	0.086177	2 085 913 000	301.46
Fish processing	Fish tails, skin, heads, and bones	28% ¹¹	0.390000	210 000	0.03
Cheese processing	Whey	5.8% ¹²	0.031900 ¹³	4 785 000 000	691.50

¹ Percentage of total mass.

² Price of methane assumed to be the same as price of natural gas in the United States ($0.14 \text{ USD} \cdot \text{m}^{-3}$) [45].

³ Assumed methane production based on raw untreated potato peel waste [82].

⁴ Cumulative methane production over a 40-day period [82].

⁵ Based on global generation of potato peel waste [82].

⁶ Assumed 90% of total solids were volatile; assumed 67% moisture content of coffee grounds; and assumed co-digestion with sewage sludge [43,83].

⁷ VSs calculated from wet basis of untreated peel [10].

⁸ Production of methane was assumed to be 70% of total biogas production [10].

⁹ VSs calculated from wet basis of untreated seed [10].

¹⁰ Assumed 80% water content for citrus peels [7,84].

¹¹ Based on estimated 65% moisture content and an estimated fixed solids of 21% [24].

¹² Whey is 6.3% solids minus 0.5% ash [25].

¹³ Assumed a methane production of 0.55 L methane per gram of VS [85]

化；这会生成 $0.296 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体[89]。咖啡废液与牛粪混合消化可进一步将挥发性固体的产量提高至 $0.312 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ，但沼气中甲烷的比例将下降（混合消化前甲烷比例为53%，混合消化后为36%）[89]。将废弃的渣滓与其他食物废物共同消化也是可行的，并且这可以增加甲烷的总产量[9]。例如，将废咖啡渣与市政食物垃圾、乳清、海藻石莼和废弃活性污泥共同消化[90]。单独对废咖啡渣进行优化，能得到 $0.314 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体，与乳清共同消化后，甲烷生成增加至 $0.348 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体（75%的食物废料、25%的咖啡渣）[90]。有了乳清，产量能达到 $0.32 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体（75%的乳清）[90]。废弃活性污泥和石莼不会提高甲烷产量[90]。因此，有必要研究与废弃活性污泥共同消化时污泥减少的原因，因为许多厌氧消化过程将污泥作为产甲烷生物源或共消化器使用。

3.3.3. 石榴渣

石榴渣是石榴榨汁的副产品，包含果皮和种子[10]。它们可以单独处理，通过厌氧消化产生甲烷。通过消化未经处理的石榴皮来生产沼气相对较快，95%的沼气在消化的前14 d内产生[10]。未处理的湿的果皮比未经处理的湿种子在甲烷生产上更有效[10]。甲烷生产可以与石榴皮和石榴种子的抗氧化提取物结合[10]。虽然这种提取降低了甲烷的产量，但高价值抗氧化剂的联合回收使该方法在经济上可行[10]。作为增加石榴废物价值的另一种方法，石榴渣生产的酚类和石油可与甲烷生产结合[4]。即使在腐烂的时候，石榴籽仍然可以产生一定量的甲烷[84]。

3.3.4. 柑橘皮

由于柑橘类水果含有少量可食用物质，因此果汁加工过程中的大部分水果都会被浪费[91]。甜橙和橘子能够产生相对较高的甲烷产量，但也导致果皮、榨渣和腐烂水果的挥发性固体产量超过 $0.45 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ [84]。柠檬压榨也产生了相当的甲烷产量，为 $0.473 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体[84]。当柑橘皮被消化后，沼气中甲烷的含量可高达72%。然而，在消化过程的大部分时间里，甲烷约占沼气总量的50%[23]。柑橘类水果具有利用其废物的各个方面进行厌氧消化的优势。例如，即使是稀释的柑橘废水，在消化时的化学需氧量的甲烷产量也为 $0.238 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ [23]。这样的产量使得将榨汁设施转向能

源自给自足的形式成为可能，佛罗里达州的一家小型加工厂理论上每年可以通过嗜热厌氧消化从245 t橙皮和过量废水中产生超过 $1.1 \times 10^8 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 的能量[23]。

3.3.5. 鱼类废料

鱼类废料是未被充分利用的食物废料形式，可以用于各种产品，包括甲烷生产。但鱼类废料中存在大量氮气，因此其厌氧消化面临很大的挑战[92]。鱼类废料可产生的甲烷高达 $0.828 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体[92]。由于挥发性固体含量相对较少，每千克鱼类废料产生的甲烷也相对较少[92]。然而，由于甲烷的高产出，因此将甲烷生产与更高价值产品（如 ω -3酸或多肽）的回收结合起来是可行的[92]。鱼类废料也可与其他食物废料共同消化，如草莓废料[32]。草莓-鱼废料混合消化后的甲烷产量与其他食物废料的甲烷产量相当（ $0.205 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 挥发性固体）[32]。

3.4. 工业食物废弃物的成本及影响

3.4.1. 工业食物废弃物的成本

工业食物加工所产生的废物不是供应链中食物废弃物的最大来源，但若更能灵活地利用它们，将会是非常有利的。工业化地区有5%的食物废弃物来自工业食物加工，但这种来源仍远低于分配、消费和储藏后损失所产生的食物垃圾[1]。然而，工业食物废弃物不需要复杂的收集系统，不像其他形式的食物废弃物，它们通常在地理上是分散的。此外，食物垃圾处理可以通过创造对不可食用的、变质的或不受欢迎的食物的需求来刺激在田间上游和收割后运输的食物废物减少，而这些环节构成了全球近50%的食物损失[1]。回收工业食物废物有助于减轻全球约 $1.9 \times 10^8 \text{ t CO}_2$ 等量温室气体的排放，这表明如果不重新定向[93]，会对环境产生重大影响。这个估计量没有考虑石油基燃料和化学品的置换导致的额外排放。基于表2和表3所示的估计，对使用两种用途的潜在收入的比较表明，目前现有的许多食物废物流可以重新分配到更高价值的用途。图2表明了每个重点行业讨论的比较：用食物废弃物生产特殊产品或通过AD生产甲烷。从图2可清晰看出，这些废弃物有重大潜力，而由甲烷生产提升到特殊产品可能是最可行的研究路线。值得注意，提升成本的预算都不考虑加工技术的成本，对于不同类型的提升方案，成本将会有很大差别。本文只着重讨论理论上的潜力。

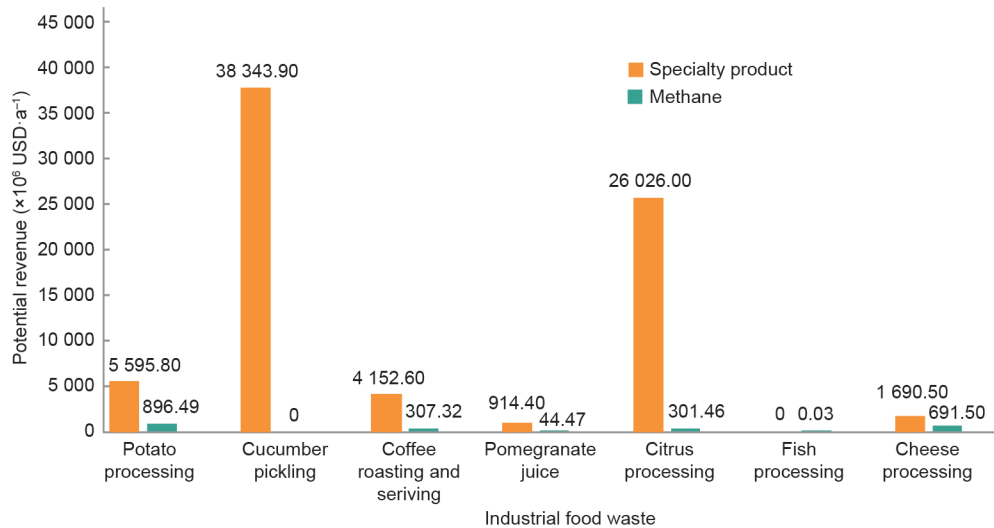


图2. 工业食物废弃物来源的潜在收益比较（若废弃物被提升为一种特殊产品，而非由AD转化为甲烷）。

3.4.2. 对环境的影响

Hodge等[94]研究了美国工业、商业和公共机构食物废弃物的管理。因为工业食物废弃物通常包含其他材料，比如纸板或塑料包装，因此通常将食物废物流分开，以便厌氧消化有机废物流。经过分析100年范围内建立的生命周期的模型，确定了由于工业食物废弃物的填埋而导致的潜在温室气体排放量可达每吨370 kg CO₂当量[94]。通过将有机废物（平均约占来源为工业的总食物废弃物的58%）转移至AD，而剩余物送入垃圾填埋场，潜在温室气体排放量减少了50%以上（每吨170 kg CO₂当量）[94]。该研究得出，从垃圾填埋场转移至AD减少了排放量，如堆制肥料和直接将废物转化为能源等其他转移过程也可减少排放。

以农场的食物废弃物为例，由于未经处理，其排放量可达到每吨89 kg CO₂当量，其中一半以上是由于不可避免的食物废弃物造成的（如果皮、果壳和骨头）[95]。在收集、运输和处理食物废弃物之前，这些农场的排放物占食物垃圾中AD排放量的最大部分[95]。然而，沼气生产的最终结果是温室气体排放量每吨减少213 kg CO₂当量，主要原因是其他燃料来源的转移[95]。

4. 结论

全球大量的食物被丢弃，一小部分归咎于工业/生产水平。工业食物废弃物的一个优势是它通常具有同质性，便于转换成更高价值的产品。这种食物废弃物有多种应用。废弃物的产品化提供了一种手段，可以使食物加工收入来源多样化，同时转移对环境有害的废

物。在这些产品中，公司可以选择抗氧化剂这样的高价值产品，也可以选择价值较低但可靠的市场，如燃料市场。另外，乳酸是利用高碳水化合物废物的介值化学品。AD是一种发展成熟的技术，可用于从食物垃圾中生产沼气作为能源。工业食物废弃物的利用可以减少目前由废物造成的约 1.9×10^8 t CO₂当量排放物。对将7种主要食物废弃物转化为特种产品或甲烷的潜力进行比较，结果表明特种产品具有较高的潜在价值。然而，AD的易操作性和相对较低的成本有一定的吸引力。然而，不管最终产品如何，工业食物废弃物都是未被充分利用的资源，应该将其用于能产生更高价值的用途。

Acknowledgements

This work was supported by Hatch Fund (IND010677) and the Department of Agricultural and Biological Engineering at Purdue University.

Compliance with ethics guidelines

Raymond RedCorn, Samira Fatemi, and Abigail S. Engelberth declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

References

- [1] Kumm M, de Moel H, Porkka M, Siebert S, Varis O, Ward PJ. Lost food, wasted resources: global food supply chain losses and their impacts on freshwater, cropland, and fertiliser use. *Sci Total Environ* 2012;438:477–89.
- [2] Giroto F, Alibardi L, Cossu R. Food waste generation and industrial uses: a

- review. *Waste Manage* 2015;45:32–41.
- [3] US Environmental Protection Agency. Advancing sustainable materials management: 2014 fact sheet. Assessing trends in material generation, recycling, composting, combustion with energy recovery and landfilling in the United States. Washington, DC: US Environmental Protection Agency; 2016.
 - [4] Liu G. Food losses and food waste in China: a first estimate. *OECD Food Agric Fish Pap* 2014;66.
 - [5] Lee SH, Choi KI, Osako M, Dong JI. Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. *Sci Total Environ* 2007;387(1–3):42–53.
 - [6] Babbitt CW. Foundations of sustainable food waste solutions: innovation, evaluation, and standardization. *Clean Technol Environ Policy* 2017;19(5):1255–6.
 - [7] Lin CSK, Pfaltzgraff LA, Herrero-Davila L, Mubofu EB, Abderrahim S, Clark JH, et al. Food waste as a valuable resource for the production of chemicals, materials and fuels. Current situation and global perspective. *Energy Environ Sci* 2013;6(2):426–64.
 - [8] Lin CSK, Koutinas AA, Stamatelatou K, Mubofu EB, Matharu AS, Kopsahelis N, et al. Current and future trends in food waste valorization for the production of chemicals, materials and fuels: a global perspective. *Biofuels Bioprod Biorefin* 2014;8(5):686–715.
 - [9] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food and Agricultural Organization statistical yearbook 2014. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2014.
 - [10] Qu W, Pan Z, Zhang R, Chen X, Zhu B, Wang Z, et al. Integrated extraction and anaerobic digestion process for recovery of nutraceuticals and biogas from pomegranate marc. *Trans ASABE* 2009;52(6):1997–2006.
 - [11] John I, Muthukumar K, Arunagiri A. A review on the potential of citrus waste for D-limonene, pectin, and bioethanol production. *Int J Green Energy* 2017;14(7):599–612.
 - [12] Liang S, McDonald AG. Chemical and thermal characterization of potato peel waste and its fermentation residue as potential resources for biofuel and bioproducts production. *J Agric Food Chem* 2014;62(33):8421–9.
 - [13] Liang S, McDonald AG, Coats ER. Lactic acid production from potato peel waste by anaerobic sequencing batch fermentation using undefined mixed culture. *Waste Manage* 2015;45:51–6.
 - [14] Sakuragi K, Li P, Otaka M, Makino H. Recovery of bio-oil from industrial food waste by liquefied dimethyl ether for biodiesel production. *Energies* 2016;9(2):106.
 - [15] Mussatto SI, Carneiro LM, Silva JPA, Roberto IC, Teixeira JA. A study on chemical constituents and sugars extraction from spent coffee grounds. *Carbohydr Polym* 2011;83(2):368–74.
 - [16] Li Y, Guo C, Yang J, Wei J, Xu J, Cheng S. Evaluation of antioxidant properties of pomegranate peel extract in comparison with pomegranate pulp extract. *Food Chem* 2006;96(2):254–60.
 - [17] Hasnaoui N, Wathelet B, Jiménez-Araujo A. Valorization of pomegranate peel from 12 cultivars: dietary fibre composition, antioxidant capacity and functional properties. *Food Chem* 2014;160:196–203.
 - [18] Goula AM. Ultrasound-assisted extraction of pomegranate seed oil—kinetic modeling. *J Food Eng* 2013;117(4):492–8.
 - [19] Martínez JJ, Melgarejo P, Hernández F, Salazar DM, Martínez R. Seed characterisation of five new pomegranate (*Punica granatum L.*) varieties. *Sci Hortic* 2006;110(3):241–6.
 - [20] Dalimov DN, Dalimova GN, Bhatt M. Chemical composition and lignins of tomato and pomegranate seeds. *Chem Nat Compd* 2003;39(1):37–40.
 - [21] Uçar S, Karagöz S. The slow pyrolysis of pomegranate seeds: the effect of temperature on the product yields and bio-oil properties. *J Anal Appl Pyrolysis* 2009;84(2):151–6.
 - [22] Qu W, Pan Z, Ma H. Extraction modeling and activities of antioxidants from pomegranate marc. *J Food Eng* 2010;99(1):16–23.
 - [23] Koppa A, Pullammanappallil P. Anaerobic digestion of peel waste and wastewater for on site energy generation in a citrus processing facility. *Energy* 2013;60:62–8.
 - [24] Ghaly AE, Ramakrishnan VV, Brooks MS, Budge SM, Dave D. Fish processing wastes as a potential source of proteins, amino acids and oils: a critical review. *J Microb Biochem Technol* 2013;5:107–29.
 - [25] Smithers GW. Whey and whey proteins—from “gutter-to-gold”. *Int Dairy J* 2008;18(7):695–704.
 - [26] Zhou W, Widmer W, Grohmann K. Economic analysis of ethanol production from citrus peel waste. *Proc Fla State Hort Soc* 2007;120:310–5.
 - [27] Kaufmann AJ. Remediation of spent pickle brine using crossflow filtration and activated carbon batch testing [dissertation]. Raleigh: North Carolina State University; 2015.
 - [28] Barrett EL, Collins EB, Hall BJ, Matoi SH. Production of 2,3-butylene glycol from whey by *Klebsiella pneumoniae* and *Enterobacter aerogenes*. *J Dairy Sci* 1983;66:2507–14.
 - [29] Klavon KH, Lansing SA, Mulbry W, Moss AR, Felton G. Economic analysis of small-scale agricultural digesters in the United States. *Biomass Bioenergy* 2013;54:36–45.
 - [30] Antal Jr MJ, Allen SG, Dai X, Shimizu B, Tam MS, Gronli M. Attainment of the theoretical yield of carbon from biomass. *Ind Eng Chem Res* 2000;39(11):4024–31.
 - [31] Murto M, Björnsson L, Mattiasson B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. *J Environ Manage* 2004;70(2):101–7.
 - [32] Serrano A, Siles JA, Gutiérrez MC, Martín MÁ. Optimization of anaerobic co-digestion of strawberry and fish waste. *Appl Biochem Biotechnol* 2014;173(6):1391–404.
 - [33] Soomro AH, Masud T, Anwaar K. Role of lactic acid bacteria (LAB) in food preservation and human health—a review. *Pak J Nutr* 2002;1(1):20–4.
 - [34] Henton DE, Gruber P, Lunt J, Randall J. Poly(lactic acid) technology. In: Mohanty AK, Misra M, Drzal LT, editors. Natural fibers, biopolymers, and biocomposites. Boca Raton: CRC Press; 2005. p. 527–78.
 - [35] Baker J. Bioplastics set for growth phase. *ICIS Chem Bus* 2013;284:2.
 - [36] Guzman DD. PHA ready for takeoff. *ICIS Chem Bus* 2011;279:30.
 - [37] National Potato Council. Potato statistical yearbook 2016. Washington, DC: National Potato Council; 2016.
 - [38] Liang S, McDonald AG, Coats ER. Lactic acid production with undefined mixed culture fermentation of potato peel waste. *Waste Manage* 2014;34(11):2022–7.
 - [39] Sakai K, Ezaki Y. Open L-lactic acid fermentation of food refuse using thermophilic *Bacillus coagulans* and fluorescence in situ hybridization analysis of microflora. *J Biosci Bioeng* 2006;101(6):457–63.
 - [40] Smith TJ, Huxsoll CC. Peeling potatoes for processing. In: Talburt WF, Smith O, editors. Potato process. New York: Van Nostrand Reinhold Company; 1987. p. 333–69.
 - [41] Datta R, Henry M. Lactic acid: recent advances in products, processes and technologies—a review. *J Chem Technol Biotechnol* 2006;81(7):1119–29.
 - [42] McFeeters RF, Coon W, Palnitkar MP, Velting M, Pehringer N. Reuse of fermentation brines in the cucumber pickling industry. Cincinnati: Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency; 1978 Sep. Report No.: EPA-600/2-78-207. Contract No.: S-803825.
 - [43] Abdullah M, Bulent Koc A. Oil removal from waste coffee grounds using two-phase solvent extraction enhanced with ultrasonication. *Renew Energy* 2013;50:965–70.
 - [44] Fatty acid methyl esters (FAME) fact sheet [Internet]. ETIP Bioenergy-SABS; c2018 [cited 2017 Sep 15]. Available from: <http://www.etipbioenergy.eu/factsheets/fatty-acid-methyl-esters-fame-fact-sheet>.
 - [45] Today in energy: daily prices [Internet]. Washington, DC: US Energy Information Administration; [cited 2017 Dec 28]. Available from: <https://www.eia.gov/todayinenergy/prices.php>.
 - [46] Goula AM, Lazarides HN. Integrated processes can turn industrial food waste into valuable food by-products and/or ingredients: the cases of olive mill and pomegranate wastes. *J Food Eng* 2015;167:45–50.
 - [47] Fruit and tree nut yearbook tables [Internet]. Washington, DC: Economic Research Service of US Department of Agriculture; [cited 2017 Dec 28]. Available from: <https://www.ers.usda.gov/data-products/fruit-and-tree-nutdata/fruit-and-tree-nut-yearbook-tables/>.
 - [48] Oberoi HS, Vadlani PV, Madl RL, Saida L, Abeykoon JP. Ethanol production from orange peels: two-stage hydrolysis and fermentation studies using optimized parameters through experimental design. *J Agric Food Chem* 2010;58(6):3422–9.
 - [49] Suwal S, Ketnawa S, Liceaga AM, Huang JY. Electro-membrane fractionation of antioxidant peptides from protein hydrolysates of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) byproducts. *Innov Food Sci Food Technol* 2017;45:122–31.
 - [50] Vlieghe P, Lisowski V, Martinez J, Khrestchatskiy M. Synthetic therapeutic peptides: science and market. *Drug Discov Today* 2010;15(1–2):40–56.
 - [51] Raganati F, Olivieri G, Procentese A, Russo ME, Salatino P, Marzocchella A. Butanol production by bioconversion of cheese whey in a continuous packed bed reactor. *Bioresour Technol* 2013;138:259–65.
 - [52] Palagacheva Y. Butanols. *ICIS Chem Bus* 2017;291:23.
 - [53] Miner L. Acetone still tight. *ICIS Chem Bus* 2017;291:10–1.
 - [54] RedCorn R, Engelberth AS. Identifying conditions to optimize lactic acid production from food waste co-digested with primary sludge. *Biochem Eng J* 2016;105(Pt A):205–13.
 - [55] Zhang B, He PJ, Ye NF, Shao LM. Enhanced isomer purity of lactic acid from the non-sterile fermentation of kitchen wastes. *Bioresour Technol* 2008;99(4):855–62.
 - [56] Lu Z, Pérez-Díaz IM, Hayes JS, Breidt F. Bacteriophage ecology in a commercial cucumber fermentation. *Appl Environ Microbiol* 2012;78(24):8571–8.
 - [57] Zhou A, McFeeters RF, Fleming HP. Development of oxidized odor and volatile aldehydes in fermented cucumber tissue exposed to oxygen. *J Agric Food Chem* 2000;48(2):193–7.
 - [58] EU Emissions Trading System (EU ETS) [Internet]. European Commission; [cited 2017 Sep 14]. Available from: https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_en.
 - [59] Jiang C, Wang Y, Zhang Z, Xu T. Electrodialysis of concentrated brine from RO plant to produce coarse salt and freshwater. *J Membr Sci* 2014;450:323–30.
 - [60] Rampai T, Thitiprasert S, Boonkong W, Kodama K, Tolieng V, Thongchul N, et al. Improved lactic acid productivity by simultaneous recovery during fermentation using resin exchanger. *Asia-Pacific J Sci Technol* 2016;21:193–9.
 - [61] Agarwal AK. Biofuels (alcohols and biodiesel) applications as fuels for internal combustion engines. *Prog Energy Combust Sci* 2007;33(3):233–71.
 - [62] Al-Maiman SA, Ahmad D. Changes in physical and chemical properties during pomegranate (*Punica granatum L.*) fruit maturation. *Food Chem* 2002;76(4):437–41.
 - [63] Arioui F, Ait Saada D, Cheriguene A. Physicochemical and sensory quality of yogurt incorporated with pectin from peel of *Citrus sinensis*. *Food Sci Nutr* 2017;5(2):358–64.

- [64] John I, Yaragarla P, Muthaiah P, Ponnusamy K, Appusamy A. Statistical optimization of acid catalyzed steam pretreatment of citrus peel waste for bioethanol production. *Resour Technol* 2017;3(4):429–33.
- [65] Abdehagh N, Tezel FH, Thibault J. Separation techniques in butanol production: challenges and developments. *Biomass Bioenergy* 2014;60: 222–46.
- [66] Quedsted T, Ingle R. Household food and drink waste in the United Kingdom 2012. Final report. Banbury: Waste and Resources Action Programme; 2013.
- [67] Ujor V, Bharathidasan AK, Cornish K, Ezeji TC. Feasibility of producing butanol from industrial starchy food wastes. *Appl Energy* 2014;136:590–8.
- [68] Stoerberl M, Werkmeister R, Faulstich M, Russ W. Biobutanol from food wastes—fermentative production, use as biofuel and the influence on the emissions. *Procedia Food Sci* 2011;1:1867–74.
- [69] Mirasol F. Nutraceuticals in the hot zone. *ICIS Chem Bus* 2009;276:18.
- [70] Iverson F. Phenolic antioxidants: health protection branch studies on butylated hydroxyanisole. *Cancer Lett* 1995;93(1):49–54.
- [71] Onuma W, Asai D, Tomono S, Miyamoto S, Fujii G, Hamoya T, et al. Anticarcinogenic effects of dried citrus peel in colon carcinogenesis due to inhibition of oxidative stress. *Nutr Cancer* 2017;69(6):855–61.
- [72] Chen XM, Tait AR, Kitts DD. Flavonoid composition of orange peel and its association with antioxidant and anti-inflammatory activities. *Food Chem* 2017;218:15–21.
- [73] AMEC Earth & Environmental Limited. Management of wastes from Atlantic seafood processing operations. Final report. Dartmouth: AMEC Earth & Environmental Limited; 2003.
- [74] Hossain U, Alam AKMN. Production of powder fish silage from fish market wastes. *SAARC J Agri* 2015;13(2):13–25.
- [75] Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of world fisheries and aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2016.
- [76] Esteban MB, García AJ, Ramos P, Márquez MC. Evaluation of fruit-vegetable and fish wastes as alternative feedstuffs in pig diets. *Waste Manage* 2007;27(2):193–200.
- [77] Li-Chan EY. Bioactive peptides and protein hydrolysates: research trends and challenges for application as nutraceuticals and functional food ingredients. *Curr Opin Food Sci* 2015;1:28–37.
- [78] He R, Girgih AT, Rozoy E, Bazinet L, Ju XR, Aluko RE. Selective separation and concentration of antihypertensive peptides from rapeseed protein hydrolysate by electro dialysis with ultrafiltration membranes. *Food Chem* 2016;197(Pt A):1008–14.
- [79] De Clercq D, Wen Z, Gottfried O, Schmidt F, Fei F. A review of global strategies promoting the conversion of food waste to bioenergy via anaerobic digestion. *Renew Sustain Energy Rev* 2017;79:204–21.
- [80] Uçkun Kiran E, Trzcinski AP, Ng WJ, Liu Y. Bioconversion of food waste to energy: a review. *Fuel* 2014;134:389–99.
- [81] Lee JP, Lee JS, Park SC. Two-phase methanization of food wastes in pilot scale. *Appl Biochem Biotechnol* 1999;79(1–3):585–93.
- [82] Liang S, McDonald AG. Anaerobic digestion of pre-fermented potato peel wastes for methane production. *Waste Manage* 2015;46:197–200.
- [83] Neves L, Oliveira R, Alves MM. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste Manage* 2006;26(2):176–81.
- [84] Gunaseelan VN. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass Bioenergy* 2004;26(4):389–99.
- [85] Escalante H, Castro L, Amaya MP, Jaimes L, Jaimes-Estévez J. Anaerobic digestion of cheese whey: energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. *Waste Manage* 2018;71:711–8.
- [86] Jacob S, Chintagunta AD, Banerjee R. Selective digestion of industrial potato wastes for efficient biomethanation: a sustainable solution for safe environmental disposal. *Int J Environ Sci Technol* 2016;13(10):2363–74.
- [87] Sanaei-Moghadam A, Abbaspour-Fard MH, Aghel H, Aghkhani MH, Abedini-Torghabeh J. Enhancement of biogas production by co-digestion of potato pulp with cow manure in a CSTR system. *Appl Biochem Biotechnol* 2014;173(7):1858–69.
- [88] Zhu H, Stadnyk A, Béland M, Seto P. Co-production of hydrogen and methane from potato waste using a two-stage anaerobic digestion process. *Bioresour Technol* 2008;99(11):5078–84.
- [89] Luz FC, Cordiner S, Manni A, Mulone V, Rocco V. Anaerobic digestion of liquid fraction coffee grounds at laboratory scale: evaluation of the biogas yield. *Energy Procedia* 2017;105:1096–101.
- [90] Kim J, Kim H, Baek G, Lee C. Anaerobic co-digestion of spent coffee grounds with different waste feedstocks for biogas production. *Waste Manage* 2017;60:322–8.
- [91] Mirabella N, Castellani V, Sala S. Current options for the valorization of food manufacturing waste: a review. *J Clean Prod* 2014;65:28–41.
- [92] Nges IA, Mbatia B, Björnsson L. Improved utilization of fish waste by anaerobic digestion following omega-3 fatty acids extraction. *J Environ Manage* 2012;110:159–65.
- [93] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food waste footprint: impacts on natural resources. Summary report. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2013.
- [94] Hodge KL, Levis JW, DeCarolis JF, Barlaz MA. Systematic evaluation of industrial, commercial, and institutional food waste management strategies in the United States. *Environ Sci Technol* 2016;50(16):8444–52.
- [95] Bernstad Saraiva Schott A, Andersson T. Food waste minimization from a life-cycle perspective. *J Environ Manage* 2015;147:219–26.