



Zhiyong Jason Ren & Krishna Pagilla / 编著
阳平坚 等 / 译

迈向碳中和： 水务行业碳减排、 碳捕获及碳利用途径

Pathways to Water Sector
Decarbonization, Carbon Capture and Utilization



Published by

IWA Publishing
Unit 104–105, Export Building
1 Clove Crescent
London E14 2BA, UK
Telephone: +44 (0)20 7654 5500
Fax: +44 (0)20 7654 5555
Email: publications@iwap.co.uk
Web: www.iwapublishing.com

First published 2022
© 2022 IWA Publishing

Apart from any fair dealing for the purposes of research or private study, or criticism or review, as permitted under the UK Copyright, Designs and Patents Act (1998), no part of this publication may be reproduced, stored or transmitted in any form or by any means, without the prior permission in writing of the publisher, or, in the case of photographic reproduction, in accordance with the terms of licenses issued by the Copyright Licensing Agency in the UK, or in accordance with the terms of licenses issued by the appropriate reproduction rights organization outside the UK. Enquiries concerning reproduction outside the terms stated here should be sent to IWA Publishing at the address printed above.

The publisher makes no representation, express or implied, with regard to the accuracy of the information contained in this book and cannot accept any legal responsibility or liability for errors or omissions that may be made.

Disclaimer

The information provided and the opinions given in this publication are not necessarily those of IWA and should not be acted upon without independent consideration and professional advice. IWA and the Editors and Authors will not accept responsibility for any loss or damage suffered by any person acting or refraining from acting upon any material contained in this publication.

British Library Cataloguing in Publication Data

A CIP catalogue record for this book is available from the British Library

English editions:

ISBN: 9781789061789 (Paperback)

ISBN: 9781789061796 (eBook)

ISBN: 9781789061802 (ePUB)

This eBook was made Open Access in March 2022

Chinese ebook edition was made Open Access in May 2023

Chinese ESN 9781789063738

© 2022 The Editors.

This is an Open Access eBook distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Licence (CC BY-NC-ND 4.0), which permits copying and redistribution for non-commercial purposes with no derivatives, provided the original work is properly cited (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>). This does not affect the rights licensed or assigned from any third party in this book.



目 录

作者介绍.....	I
贡献者名单.....	II
序一.....	IV
序二.....	VI
前言.....	VII
第一章 迈向净零循环水经济.....	1
1.1 水务行业脱碳的挑战和机遇.....	1
1.2 实现水和污水脱碳的途径.....	4
1.2.1 脱碳需要更好地了解排放基线.....	5
1.2.2 脱碳需要各种方法的结合以及利益相关者之间的合作.....	6
1.2.3 实现能源和资源回收的工艺与技术.....	8
1.2.4 使碳捕获和利用以及流域管理获得额外收益的工艺和技术.....	10
1.2.5 公用事业脱碳实践案例研究.....	13
1.3 净零循环水经济的范式变革.....	15
参考文献.....	15
第二章 我们可以从能源行业的脱碳中学到什么?	18
2.1 简介：能源与水：相似之处、不同之处和复杂的关系.....	18
2.1.1 能源与水的关系.....	19
2.1.2 规模差异.....	20
2.1.3 碳水关系.....	22
2.2 能源行业的脱碳.....	22
2.3 能源和水的可持续性框架.....	25
2.4 脱碳步伐.....	26
2.4.1 住宅和商业设备.....	28
2.4.2 运输设备.....	29
2.4.3 公用设备.....	29
2.4.4 一体化.....	30
2.5 实例研究.....	30
2.5.1 节能照明.....	30
2.5.2 电动汽车.....	31
2.5.3 纤维素生物质.....	33
2.5.4 风能和太阳能.....	35
致谢.....	36
参考文献.....	37
第三章 城市水循环中的温室气体.....	39
3.1 引言.....	39
3.1.1 城市水循环概述.....	39
3.1.2 范围1、2和3排放的定义.....	41

3.1.3 水足迹和碳足迹.....	41
3.2 水循环中的温室气体.....	42
3.2.1 范围1—直接排放—来自拥有和受控的资源排放.....	43
3.2.2 范围2—能源使用产生的温室气体.....	45
3.2.3 范围3—其他活动的间接排放.....	47
3.2.4 碳封存和减排.....	48
3.3 协议.....	48
3.3.1 国际协议.....	48
3.3.2 区域协议.....	49
3.4 温室气体量化方法.....	52
3.4.1 排放因子.....	52
3.4.2 直接测量.....	53
3.4.3 模型.....	54
3.4.4 量化方法选择.....	55
3.5 碳足迹分析框架.....	55
3.5.1 减少水循环中碳足迹的路线图.....	57
参考文献.....	59
第四章 WRRFs脱碳的运行优化与控制策略.....	63
4.1 引言.....	63
4.2 工艺/运营层面的优化策略.....	64
4.2.1 污水泵送.....	66
4.2.2 二次处理.....	67
4.2.3 污泥处理.....	70
4.3 整个设施级别的运营策略.....	74
4.4 脱碳途径和未来展望.....	77
参考文献.....	78
第五章 利用厌氧消化平台回收能源和资源.....	83
5.1 城市污水资源回收设施中厌氧消化的现状.....	83
5.2 需要对污泥进行预处理以提高厌氧消化的可行性.....	86
5.3 城市污水处理厂厌氧消化的多样化组合—厌氧共消化的出现.....	87
5.3.1 理论上使用的基质.....	88
5.3.2 ACoD的挑战.....	88
5.3.3 目前关于ACoD的研究.....	89
5.4 通过热电联产和进一步净化成管道燃气，以提高沼气的价值.....	89
5.4.1 用于热电联产的生物甲烷.....	90
5.4.2 用于发电的生物甲烷.....	90
5.4.3 用于升级和管道输送的生物甲烷.....	90
5.4.4 生物甲烷运输.....	90
5.4.5 沼气转化为有价值的化学品.....	91
5.5 改变AD平台，以获取更多有机碳产品，同时实现污水回用和养分回收.....	91
5.6 能实现整体能量平衡或能量正收益的厌氧消化中的能源管理—通过 AnMBRs进行直接厌氧处理的案例.....	92

5.7 塑造厌氧消化未来的技术经济和生命周期评估	93
5.8 未来的脱碳战略和路线图	96
5.9 实现循环经济的厌氧消化技术	97
致谢	97
参考文献	97
第六章 基于微生物电化学技术平台的碳增值	103
6.1 引言	103
6.2 微生物电化学碳增值的原理	104
6.2.1 在MES和EF中生物催化CO ₂ 捕获和转化为有机化学品	104
6.2.2 MECC中的CO ₂ 捕获和矿化	105
6.3 基于MES的碳化合物增值	106
6.3.1 MES中的甲烷或乙酸生产	107
6.3.2 氢在MES中的作用	110
6.3.3 MES平台中CO ₂ 的增值潜力	111
6.4 通过电发酵对碳化合物进行增值	112
6.4.1 阳极和阴极EFs的机理	113
6.4.2 EF与厌氧消化的协同作用	113
6.5 MECC中的CO ₂ 矿化	115
6.6 展望	117
参考文献	118
第七章 氮管理中的脱碳潜力	125
7.1 引言	125
7.1.1 脱氮的碳足迹成本	127
7.2 初级处理中的碳去除/转移	129
7.3 碳高效脱氮方法	131
7.3.1 传统硝化/反硝化方法	131
7.3.2 亚硝酸盐分流器和 PNA (NOB筛出)	131
7.3.3 部分反硝化/厌氧氨氧化	133
7.3.4 主流脱氮技术的曝气、碱度与COD需求	134
7.3.5 过程控制	136
7.4 实施快捷脱氮	137
7.4.1 侧流处理	137
7.4.2 主流PNA/亚硝酸盐分流	137
7.4.3 主流PdNA	138
7.4.4 部分反硝化/厌氧氨氧化 (PdNA) 案例研究	138
7.5 结论与展望	139
参考文献	141
第八章 水务行业磷管理中的脱碳潜力	148
8.1 与水可持续性有关的全球磷消费和需求概述	148
8.1.1 磷管理和脱碳的潜在途径	150
8.1.2 磷管理与政策：现状与实践	151
8.2 点源和非点源磷的直接脱碳和间接减碳策略	154

8.2.1 农业污水中的磷.....	155
8.2.2 工业废水中的磷：脱碳的最佳管理实践.....	158
8.2.3 生活废物流中的磷.....	158
8.2.4 城市径流中的磷和脱碳的最佳管理实践.....	161
8.3 除磷和回收过程中的脱碳.....	161
8.3.1 强化生物除磷过程中的碳需求.....	163
8.3.2 通过EBPR的运营策略减少碳足迹.....	165
8.3.3 通过EBPR的新途径/工艺减少碳足迹.....	166
8.3.4 污水中除磷和回收的附加技术具有减少碳足迹的潜力.....	169
8.4 磷去除和回收过程中脱碳潜力的量化.....	171
8.4.1 用于量化非点源脱碳潜力的LCA研究.....	172
8.4.2 污水处理厂中磷的去除和回收过程以及脱碳力量化的LCA研究.....	173
8.5 未来展望和研究需求.....	173
参考文献.....	174
第九章 光生物系统的脱碳潜力.....	182
9.1 引言.....	182
9.2 基于光合作用的污水处理.....	184
9.2.1 微藻.....	184
9.2.2 紫色光合细菌.....	188
9.2.3 用于污水处理和资源回收的光生物反应器.....	192
9.3 基于微藻和PPB的污水处理脱碳系统的沼气产量升级.....	197
9.4 污水处理中采用光合系统进行CO ₂ 捕集和沼气升级.....	201
致谢.....	207
参考文献.....	207
第十章 污泥脱碳管理与利用.....	222
10.1 污泥管理实践现状综述.....	222
10.2 从污泥到能源/产品.....	227
10.3 土地应用和专用填埋.....	230
10.4 棕地开垦.....	230
10.5 堆肥.....	231
10.6 资源回收.....	232
10.7 通过污泥稳定化去除新污染物.....	233
10.8 集中式vs.分布式污泥管理实践.....	233
10.9 污泥管理技术的环境和经济效益生命周期评估.....	234
10.10 实施污泥管理的挑战与机遇，监管与社会问题.....	234
10.11 未来战略和路线图.....	235
参考文献.....	237
第十一章 膜相关技术在高耗能水/污水系统中的脱碳潜力.....	244
11.1 引言.....	244
11.2 污水处理和资源回收中的膜脱碳策略.....	246
11.2.1 好氧颗粒污泥膜生物反应器（AGMBRs）.....	246
11.2.2 微藻膜生物反应器（A-MBRs）.....	247

11.2.3 厌氧膜生物反应器 (AnMBRs)	248
11.2.4 膜生物膜反应器 (MBfRs)	250
11.2.5 正渗透 (FO) 集成工艺用于污水处理/回收和资源回收	251
11.3 海水淡化脱碳的潜在膜策略	255
11.3.1 压力延迟渗透技术在海水淡化发电中的应用	255
11.3.2 正渗透-反渗透 (FO-RO) 混合技术用于海水淡化和污水浓缩	258
11.3.3 正渗透-膜蒸馏混合技术 (FO-MD) 用于海水淡化	259
11.4 结论	260
参考文献	260
第十二章 用于脱碳的自然处理系统和流域综合管理	269
12.1 引言	269
12.2 自然处理系统	272
12.2.1 人工湿地	274
12.2.2 用于污水处理的泻湖	276
12.2.3 生物降解和生物过滤	277
12.2.4 微藻培养	278
12.2.5 土地处理系统	279
12.3 案例研究1: 通过植物修复实现碳封存和农业径流治理	283
12.4 案例研究2: 用营养微藻处理电厂烟气和化肥污水	284
12.4.1 扩大微藻培养	285
12.4.2 温室气体和土地占用	287
12.4.3 微藻终端产品	288
12.5 结论与展望	289
参考文献	291
第十三章 CO₂甲烷化过程中碳和电子流的微生物电化学进展	295
13.1 引言	295
13.2 电催化产甲烷过程中的碳转化和电子流	296
13.2.1 参与碳转化的功能群落和基因	298
13.2.2 电化学调控下甲烷生产过程的有机转化	300
13.3 基于电化学增强的厌氧消化系统促进CH ₄ 生产	302
13.3.1 厌氧消化系统中的氢源产甲烷途径	302
13.3.2 产甲烷过程中阴极生物膜中微生物群落演化	303
13.3.3 电化学增强厌氧消化系统中的微生物网络	305
13.4 太阳能生物电化学系统驱动CO ₂ 甲烷化	308
13.4.1 太阳能间歇供电提升生物电化性能	308
13.4.2 间歇电场介导互惠种间电子转移	314
13.5 挑战与展望	315
致谢	316
参考文献	316
第十四章 污水热能	325
14.1 引言	325
14.2 污水作为热能来源	328

14.3 污水热能回收与现代区域能源系统的集成	330
14.4 污水热能回收技术的可行性评估	333
14.5 污水热能回收的应用	334
14.6 污水热能回收的机遇与挑战	336
14.6.1 制定战略规划	337
14.6.2 需求和资源测绘	338
14.6.3 技术可行性	338
14.6.4 监管和融资框架	338
参考文献	340
第十五章 中国污水处理概念厂	342
15.1 引言	342
15.2 中国城市污水处理设施目前面临的挑战	344
15.3 污水处理概念厂为未来的发展提供了远景和榜样	345
15.4 污水处理的下一个范式	350
参考文献	350
第十六章 支持水务和污水处理系统脱碳的数据科学工具	352
16.1 引言	352
16.2 数据科学工具原理	354
16.2.1 数据准备	355
16.2.2 精度测量	356
16.2.3 降维	359
16.2.4 主成分分析	360
16.2.5 预测和预报	363
16.2.6 优化	369
16.3 数据科学在选择处理系统中的应用	371
16.3.1 泵送优化	371
16.3.2 硝化	375
16.3.3 厌氧消化	377
16.4 全规模实施的建议	379
16.5 结论	381
致谢	381
参考文献	381
第十七章 脱碳政策和水务行业的机会	389
17.1 引言	389
17.2 核心观点	390
17.2.1 观点 1: 在国家或全球政策范围内, 水务行业的能源使用相对较少, 但污水处理中包含的其他资源值得考虑	390
17.2.2 观点 2: 没有一项强制全球水务行业脱碳的总体政策	393
17.2.3 观点 3: 寻求与其他政策领域的共同利益	397
17.2.4 观点 4: 在分布式环境中, 水和能源在发电站处/附近回收, 水的再利用和能源回收可能更有效益	401
17.2.5 观点 5: 变化是永恒的。我们需要能更好适应变化的水资源政策和技术平台	

.....	405
17.3 结论和政策建议	407
17.4 其他资源.....	409
参考文献.....	409
第十八章 负碳循环水经济展望.....	412
18.1 引言.....	412
18.2 资源回收.....	413
18.2.1 历史的角度.....	413
18.2.2 价值层次.....	414
18.2.3 开拓市场和产品.....	417
18.3 加速转变.....	418
18.4 前进的道路.....	422
参考文献.....	425
索引.....	427
译后记.....	433

作者介绍

任智勇博士 (@zjasonren) 是普林斯顿大学土木与环境工程系和安德林格能源与环境中心的教授，安德林格中心研究副主任，并于 2020-2021 年担任代理主任。他还是美国国家可再生能源实验室的访问科学家。

任博士领导的普林斯顿水与能源技术实验室 (Water & Energy Technologies Lab, WET Lab) 专注于供水和污水处理行业的脱碳和数字化的研究和教学。他的团队使用电化学、微生物学和数据科学工具，来深入研究污水处理、海水淡化、环境修复以及碳捕获和利用等环境过程中的资源回收基本原理，并开发这些领域的模型和技术。

任博士获得了众多荣誉，包括水研究基金会的 Paul L. Busch 奖(2021 年)、美国土木工程师协会的 Walter L. Huber 研究奖(2020 年)、ISMET 创新奖(2020 年)、Novova/CAPEES 前沿研究奖(2017 年)和年度创新发明家奖(2015 年)。

任博士与水务公司和咨询公司进行了富有成效的合作。基于这些合作，他们获了智慧水系统挑战赛 (2021 年) 一等奖，开展了多处技术示范，并与学生共同创立了公司。任博士和他的团队在国际领先学术期刊上发表了 200 多篇经同行评议的学术论文，他们的研究成果被国家公共广播电台、福布斯和科学美国人报道。

任博士还在美国全国水资源回收指导委员会 (National Steering Committee for Water Resource Recovery) 任职。他是 Environmental Science & Technology (ES&T) 和 ES&T Letters (ACS) 的主题编辑，以及 Environmental Science: Water Research Technology (RSC) 的副主编。他在咨询行业工作了几年后，获得了宾夕法尼亚州立大学的环境工程博士学位。

克里希纳·帕吉拉 (Krishna Pagilla) 博士是 Ralph E. 和 Rose A. Hoeper 工程教授、基础教授以及里诺内华达大学土木与环境工程系主任。他还是内华达州水创新研究所所长，该研究所是一个大学与公用事业合作机构，旨在满足区域水技术和发展需求，并推动水领域的前沿研究和创新。Pagilla 博士的专长是水质、水资源回收、间接饮用水再利用和环境生物技术。最近，他的研究重点是通过基于臭氧生物活性碳过滤的处理系统、基于污水的流行病学来确定社区流行的 COVID-19 和 SARS-CoV-2 变体以及脱碳水回收设施。

Pagilla 博士获得了来自国家和国际组织的众多奖项，并且是水环境联合会 (WEF)、国际水协会 (IWA) 和美国土木工程师协会会员。Pagilla 博士获得了 Engelbrecht 国际服务奖 (2021 年)、McKee 地下水保护、恢复或可持续利用奖 (2020 年)、Thomas R. Camp 应用研究奖 (2013 年)、公平杰出工程教育家奖 (2013 年) 和 Harrison 来自水环境联合会 (WEF) 的 Prescott Eddy 污水原理和工艺杰出应用研究奖章 (2011)。他还获得过中央州水环境协会颁发的比尔·博伊尔杰出教育家奖 (2012 年)。

Pagilla 博士在水务行业担任过多个领导职务。他曾担任伊利诺伊州水环境协会主席 (2012-13 年)、内华达州水环境协会主席 (2020-21 年) 和 IWA 美国国家委员会主席 (2016-2019 年)。他目前担任斯德哥尔摩国际水研究所举办的斯德哥尔摩青少年水奖竞赛的国际评委，并担任 USEPA 科学顾问委员会委员。

Pagilla 博士拥有加州伯克利大学的土木/环境工程博士学位以及土木/环境工程硕士学位和学士学位。Pagilla 博士是美国伊利诺伊州和加利福尼亚州的注册专业工程师 (PE) 以及美国环境工程师和科学家学会的董事会认证环境工程师 (BCEE)。

贡献者名单

章标题	著者	译者
序一	Kala Vairavamoorthy	阳平坚 (Pingjian Yang)
序二	Art K. Umble	阳平坚 (Pingjian Yang)
前言	Zhiyong Jason Ren (任智勇), Krishna R Pagilla	阳平坚 (Pingjian Yang)
第一章 迈向净零循环水经济	Zhiyong Jason Ren (任智勇), Jerald L. Schnoor, Krishna R. Pagilla	阳平坚 (Pingjian Yang), 彭栓 (Shuan Peng)
第二章 我们可以从能源行业的脱 碳中学到什么?	A. J. Simon, Seth W. Snyder	阳平坚 (Pingjian Yang), 彭栓 (Shuan Peng)
第三章 城市水循环中的温室气体	Andrew Shaw , Kubeshnee Chetty, Tak Fan Chan, Elena Lindsey, Anjana Kadava, Ben Stevenson	阳平坚 (Pingjian Yang), 彭栓 (Shuan Peng)
第四章 WRRFs 脱碳的运行优化与 控制策略	Krishna R. Pagilla	阳平坚 (Pingjian Yang), 彭栓 (Shuan Peng)
第五章 利用厌氧消化平台回收能 源和资源	Prathap Parameswaran, Jessica A. Deaver, Sudeep C. Popat, Vikas Khanna , Madison Kratzer, Mel Harclerode	邓义寰 (Yihuan Deng), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第六章 基于微生物电化学技术平 台的碳增值	Jayesh M. Sonawane, Zhiyong Jason Ren (任智勇), Deepak Pant	邓义寰 (Yihuan Deng), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第七章 氮管理中的脱碳潜力	Kester McCullough, Stephanie Klaus, Charles Bott	蔡开奎 (Kaikui Cai), 刘 永 (Yong Liu), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第八章 水务行业磷管理中的脱碳 潜力	Annalisa Onnis-Hayden, Dongqi Wang (王东琦), Ali Akbari, Mi Nguyen, April Z. Gu	李政 (Zheng Li), 阳平坚 (Pingjian Yang), 刘永 (Yong Liu)
第九章 光生物系统的脱碳潜力	Lara Méndez , Cristian A. Sepúlveda-Muñoz , María del Rosario Rodero , Ignacio de Godos, Raúl Muñoz	阳平坚 (Pingjian Yang), 刘永 (Yong Liu), 彭栓 (Shuan Peng)
第十章 污泥脱碳管理与利用	Meltem Urgun-Demirta, Rachel Dalke, Krishna R. Pagilla	彭栓 (Shuan Peng), 阳平 坚 (Pingjian Yang), 刘永 (Yong Liu)

章标题	著者	译者
第十一章 膜相关技术在高耗能水/污水系统中的脱碳潜力	Boyan Xu, Shujuan Huang, Chuansheng Wang, Tze Chiang Albert Ng, How Yong Ng	彭栓 (Shuan Peng), 毛国柱 (Guozhu Mao)
第十二章 用于脱碳的自然处理系统和流域综合管理	Hannah R. Molitor, Jerald L. Schnoor	彭栓 (Shuan Peng), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第十三章 CO ₂ 甲烷化过程中碳和电子流的微生物电化学通讯	Aijie Wang (王爱杰), Bo Wang, Zechong Guo (郭泽冲), Weiwei Cai (蔡伟伟), Wenzong Liu (刘文宗)	彭栓 (Shuan Peng), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第十四章 污水热能	James McQuarrie	彭栓 (Shuan Peng), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第十五章 中国污水处理概念厂	Jiuhui Qu (曲久辉), Hongqiang Ren (任洪强), Hongchen Wang (王洪臣), Kaijun Wang (王凯军), Gang Yu (余刚), Bing Ke (柯兵), Han-Qing Yu (俞汉青), Xingcan Zheng (郑兴灿), Ji Li (李激)	阳平坚 (Pingjian Yang), 毛国柱 (Guozhu Mao)
第十六章 支持水务和污水处理系统脱碳的数据科学工具	Kathryn B. Newhart, Amanda S. Hering, Tzahi Y. Cath	刘润璞 (Runpu Liu), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第十七章 脱碳政策和水务行业的机会	Jason A. Turgeon, Steven A. Conrad, Peter A. Vanrolleghem	陈玉烁 (Yushuo Chen), 阳平坚 (Pingjian Yang)
第十八章 负碳循环水经济展望	Glen T. Daigger	陈玉烁 (Yushuo Chen), 阳平坚 (Pingjian Yang)
索引		刘润璞 (Runpu Liu), 彭栓 (Shuan Peng)

序一

——Kala Vairavamoorthy

脱碳是这个时代已经到来的话题和现实。从供水和卫生到保护自然环境，水务行业致力于满足社会的需求。在某种情况下，这些需求现在延伸到为应对气候变化做出贡献，以及如何在最好地利用世界宝贵资源方面展示领导力。这本书主要展示这两个方面的最新进展。

世界各地的城市和公用事业已经瞄准实现净零排放目标，并取得了巨大的实际进展。这一进展将推动我们基于当前水资源管理方法而提高效率的同时，还与开发和部署新的工艺和技术相结合，从而为资源利用提供替代方法。

虽然技术突破和创新设计可以帮助我们应对其中的一些影响，但这需要与全面的系统变革相结合。水是一个系统性的体系，脱碳方法需要在这些体系中实施和协调——在流域层面、城市层面和公共设施层面。除了简单地提高组件的性能和效率之外，还需要在系统层面做出改变。因此，这样的进展不是水务行业的人单独工作就可以完全实现的。它需要合作和伙伴关系，水务行业可以在其中展示作为促进者的领导力。

这本书由水务工程师和科学家联合撰写，专门讨论水务行业的脱碳途径，很急行业之所需。它结合了基础理论、实际案例和未来愿景，以支持和促进实际进展。

这本书可以为全球南方国家（欠发达国家）带去很好的启示。在这里，我们看到了重构水系统的最大机会，因为这些国家中的许多地方都是从零开始，并且正处于对水基础设施和项目进行巨额投资的大好时机。如果这能以低碳方式完成，那就太好了——能源中和、高效和富有成效地利用水，最大限度地从水和污水中获取价值。就像南方国家“跨越式”通信基础设施的建设一样，他们可以通过建设低碳、离网、分布式、灵活和循环的水系统，来避免高碳、集中式系统的缓慢、昂贵、机械以及沉重的遗留问题。

本书所涉及领域、内容和意图与国际水协 (IWA) 的愿景高度一致。水务行业，尤其是作为其核心的公用事业部门，在满足社会当前和未来的需求方面面临着多重挑战。IWA 支持深入探索，提供领导力并产生和分享知识以促成行动。为了达成上述目标，IWA 采取了多种举措，包括发起“气候智慧设施”和“数字水

计划”，旨在重塑流域和城市层面的思考，以及促进采用基于自然的解决方案。

气候智慧设施行动鼓励公用事业单位成为减缓气候变化的领导者，为他们提供评估、监测和减少温室气体排放的方法和工具，同时提高他们适应气候变化的能力。同时，我们的数字水计划正驱使公用事业及其客户向新的低碳模式过渡，其中数据驱动的模式可以帮助集成和优化智能泵、阀门、传感器和制动器，在最大限度地提高服务水平的同时减少碳足迹。

由于众多杰出作者的投入，本书汇集了脱碳领域的最新进展。他们的专业知识的多样性足以涵盖了这一重要主题领域涉及水务行业的所有部分，并且每一章都展现了深厚的专业知识。

这本书巧妙地汇聚了作者任智勇（Zhiyong Jason Ren）和 克里希纳·帕吉拉（Krishna Pagilla）及所有贡献者的智慧。他们对这一领域的深刻理解，以及他们意识到现在是展示这些观点的重要时刻，构成这本书价值的基础。

这本书还强调了领导力的必要性，它本身代表了对该行业领导力的贡献，这有助于铺平前进的道路。在这里，我看到对脱碳的关注代表了一个至关重要的机会——无论是对该行业还是整个世界。迄今为止，我们的经济体已建成高碳经济体，并期望有现成的水供应。水成为低碳经济的核心是一个机会之窗——它可以摆脱对化石燃料的使用，同时认识到我们的资源限制并采用循环方法。对于业内人士来说，这是一个展示领导力的机会，而本书提供了实现这一目标的宝贵工具。

Kala Vairavamoorthy 博士

国际水协执行董事

序二

——Art K. Umble

很少有人会质疑，自工业革命以来取得的经济、科学和社会文化进步，极大地提高了我们世界上大量人口的生活质量。然而，这些成就的环境成本现在开始以威胁到我们所有人都认为理所当然的生活品质的方式展现出来。证据很明确：气候变化对我们物质世界的直接影响正在上升，威胁着我们的生活质量。也许气候变化给人类带来的最大挑战不是发现和实施减缓和扭转气候变化速度的解决方案，而是放松我们对现代便利设施的集体控制。这种心态阻碍了我们朝着有效变革迈进。

气候变化的动力正在给水行业带来沉重的压力。我们必须以不同的方式思考通往真正解决方案的途径、解决方案的生命周期以及解决方案的弹性。这种想法要求我们加大力度识别和加速创新水处理和分配，以及污水收集和处理技术，再加上战术应用研究，并与包括监管机构在内的组织建立战略关系，与我们合作实施解决方案。这本书正是提供了这些途径。

气候变化正在推动我们将碳管理置于水领域每一种解决方案的前沿和中心（即，将我们的碳足迹降低到净中和并最终降低到净零运营）。尽管水务行业可能需要面向短期适应的解决方案以增强弹性，但重点需要放在产生长期缓解措施的结果上，以保障我们的水环境和整个地球的可持续未来。所有这一切都意味着认识到水在管理支持能源、农业、矿产开采、制造业和建筑经济行业的所有主要资源中的作用。它还涉及减少和捕获废物以进行产品再利用、再制造和回收，减少运营碳排放并通过封存来抵消排放。这些行动概述了循环经济，这是可持续未来的核心。

在许多方面，全球水务行业是终极循环经济模式的缩影。从降雨到干旱，从含水层下降到海平面上升，从土壤侵蚀到水质下降等等，气候变化显著影响整个水文循环，这已不是什么秘密。水务行业的首要任务是供应、处理和分配安全的饮用水，以保护公众健康和维持生命本身，但在气候变化的背景下，水是每个生物赖以生存的“产品”，。因此，水行业处于独特的地位，能够有效地制定循环经济原则，并通过脱碳在减缓气候变化方面以身作则。

我们在水务行业实施循环以减轻气候变化影响的时间不多了。一切照旧的心

态是不可接受的。必须打破现状。本书中包含的发人深省的想法和潜在途径提供了一个框架，使水务行业内的循环可以成为现实。作者和编辑很好地提供了起点和路线图。水务行业必须立即采取行动。

Art K. Umble, PhD, PE, BCEE, F.WEF
Stantec 高级副总裁， Stantec 水技术与政策研究所所长

前言

水务行业正处于从关注处理和满足排放许可限制到综合运营的范式转变的中间，这也通过中水回用、资源回收和系统级规划和运营实现循环水经济。虽然该行业经历了这种革命的不同阶段，从提高能源效率到回收可再生能源和资源，但在实现碳中和或负排放的下一步方面，它落后于能源和交通等其他基础设施行业。脱碳是指减少一个行业的碳足迹，从长远来看，是通过碳管理的综合解决方案创造循环经济。从技术进步到运营优化，再到政策和行为变化，水务行业具有巨大的脱碳潜力。

本书旨在填补不同利益相关者获取该领域知识和技能的重要空白，并为水行业进一步脱碳和建设低碳社会和经济做好准备。这本书超越了技术概述；相反，它旨在为水务行业的脱碳、碳捕获和利用提供系统级蓝图或途径。我们希望这本书能成为开发实践和解决方案的灵感，这些实践和解决方案将推动水务行业脱碳的创新。以下是您将在书中找到的内容的简介。

本书的第一部分列出了水务行业碳足迹的最新框架。第 1 章概述了水务行业脱碳的挑战和机遇，并总结了实现净零碳目标的需求和方法。第 2 章全面回顾了其他基础设施行业（例如能源、交通）探索的途径，并确定了水务行业需要考虑的协同效应和示例。第 3 章讨论了与城市水循环相关的温室气体 (GHG) 排放的不同范围，并概述了碳足迹核算方法和协议。

本书的第二部分提供了有关实现脱碳、碳捕获和利用的不同工艺和技术的评论及详细信息。各个领域的专家就如何使用该方法提高能源效率、减少碳足迹、回收资源以及捕获和增值温室气体，同时保持处理目标提供了深刻的见解。第四章开始与在水资源回收设施 (WRRF) 内的泵送、初步、初级、二级、高级和污泥处理级别的操作相关的易于实施的方法。第 5 章重点介绍常用厌氧消化 (AD) 平台的能源和资源回收，其中还包括厌氧膜生物反应器 (AnMBR) 和热水解等新兴工艺。第 6 章探讨了使用新的微生物电化学技术 (MET) 平台进行可再生能源生产和碳增值的机会。第 7 章和第 8 章分别研究了在脱氮和除磷和回收过程中脱碳的关键考虑因素和巨大潜力。第 9 章描述了越来越流行的光生物系统，它们使用微藻和蓝细菌来捕获和转化二氧化碳。第 10 章重点介绍使用厌氧消化、堆肥、焚烧以及水热液化 (HTL) 等新兴工艺的污泥管理和利用。第 11 章

讨论了几种新型膜技术，这些技术可以在降低能耗的同时实现工艺强化，并概述了系统集成和优化。第 12 章分析了自然处理系统的优势和挑战，以及它们在 One Water（全水）的背景下对流域综合管理和脱碳的潜力。第 13 章讨论了用于 CO₂ 捕获和转化为增值有机化学品的厌氧生物转化系统中发生的基本碳和电子流。最后，第 14 章评估了从污水中回收大量低质量热能的潜力及其与区域供热耦合的可行性。

本书的第三部分涵盖了在政策制定、智能水系统以及案例研究的背景下水务行业脱碳的更广阔前景。第 15 章描述了近年来在中国设计和建造的几个“污水概念处理厂”，作为下一代综合废物管理和资源回收的 WRRF 示例。第 16 章介绍了现代数据科学工具，包括可用于脱碳的统计和机器学习方法。第 17 章对将影响工作的地方和国家政策进行了批判性分析，并强调了尽可能寻求多重利益的必要性。最后，第 18 章总结了水资源管理使命的演变、齐心协力推动行业向前发展的必要性，以及这些努力将为社会、经济和环境带来的实实在在的好处。

本书可以作为本科生和研究生、研究人员、从业人员、顾问和政策制定者的参考书和教科书，将为利益相关者在其专业领域分析和实施脱碳措施提供实践指导。目标是从各个角度为脱碳提供途径。我们相信本书的读者会受到启发，在实现脱碳的同时寻求水资源管理方面的创新。

我们要感谢作者和贡献者在本书写作过程中付出的时间，以及他们在促进理解和为水务行业脱碳的伟大使命做出的贡献。他们在本书中慷慨地分享了专业技能与知识。我们还要感谢国际水协会、Knowledge Unlatched、普林斯顿大学和内华达大学里诺分校的慷慨支持，使这本书可供广大读者阅读。

任智勇 (Zhiyong Jason Ren)，普林斯顿大学
克里希纳·R·帕吉拉 (Krishna R Pagilla)，内华达大学里诺分校

第一章 迈向净零循环水经济

Zhiyong Jason Ren^{1*}, Jerald L. Schnoor² and Krishna R. Pagilla³

¹Department of Civil and Environmental Engineering & Andlinger Center for Energy and the Environment, Princeton University, Princeton, NJ, USA

²Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa, Iowa City, IA, USA

³Department of Civil and Environmental Engineering, University of Nevada Reno, Reno, NV, USA

*Correspondence: zjren@princeton.edu

1.1 水务行业脱碳的挑战和机遇

水支撑着生活的方方面面，水行业是人类社会和环境用水需求的守护者。从古罗马的渡槽到现代供水网络，水务行业一直在文明中发挥着关键作用，并为通往更可持续和更具前瞻性的世界铺平了道路（Sedlak, 2014）。每个国家的关键水基础设施都依赖于不同规模的水和污水系统的顺利运行。自来水公司每天处理并向家庭和工业输送数十亿升的水，污水公司收集和处理产生的污水，以确保污水可以安全排放或再利用。新兴的“全水”（OneWater）框架认识到水管理的相互关联性质，提供了一种全面和综合的方法，将地表水、地下水、雨水、饮用水、污水和循环水等所有水资源视为一体，以构建可靠、可持续和有弹性的水系统（图 1.1）。

然而，水务行业正面临气候变化带来的更加严峻的挑战：极端天气事件、频繁的洪水或长期干旱、水质恶化以及基础设施老化和人口重新分配。该行业需要从专注于稀缺天然水资源的水处理和供应、污水收集和处理以满足排放许可，以及这些作业的残留物处理，转变为综合水管理，以实现低碳循环水经济“全水”（OneWater）概念。目标应该是整体可持续性，包括能源、温室气体（GHG）排放、资源回收、水资源弹性和水资源管理中的社会经济影响。

水工业在采购、生产和再生用水方面是能源和材料密集型的。国际能源署（IEA）估计，全球约 4% 的用电量用于输送和处理水和污水，预计水务行业的用电量尽管能源效率有所提高（图 1.2）（IEA, 2017），但未来 25 年仍将增长 80%。

为了寻找更多的水,低质量的水源,包括非传统水源,正被考虑用于取水和供水。这进一步增加了水处理和污水回收的能源强度。水、雨水、污水的收集、运输和处理使用了大量的混凝土、金属和塑料,所有这些都与不可再生材料和能源或密集的能量足迹有关。

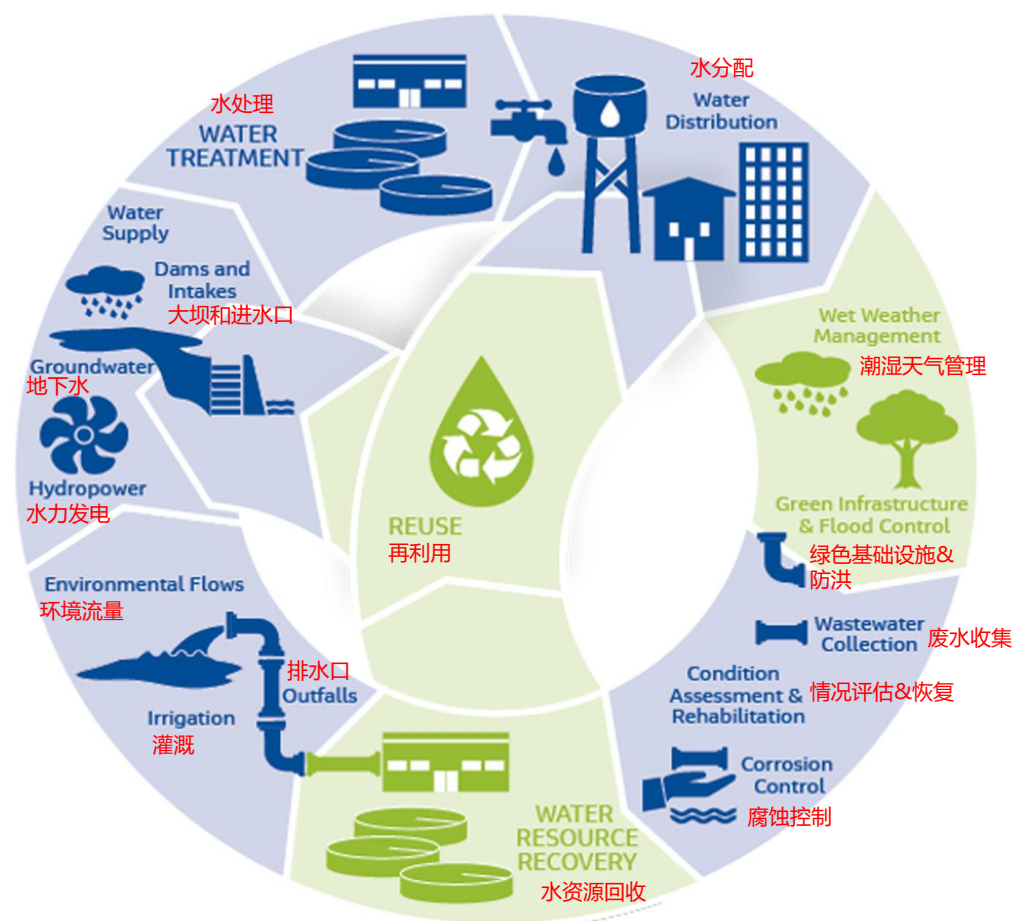


图 1.1 “全水”（OneWater）的城市水循环框架(图片来自 jacobs.com, 2020)

供水和污水处理设施通常将 10-35% 的运营成本用于能源,这些能源主要来自化石燃料 (IKI, 2020)。在一些城市,这可能占市政能源使用量的 40%,它反映了水务行业的温室气体排放量。在水处理设施和供应系统中,范围 2 和范围 3 排放都比范围 1 (直接) 排放更重要,而污水处理设施内的直接非生物温室气体排放是范围 1 排放。此外,排放包括与调入电能和热能(范围 2)相关的排放,以及与化学品和燃料的生产和运输、废物处理以及供水和污水处理设施中的第三方服务(范围 3)相关的其他间接排放(UNEP, 2017)。然而,与其他基础设施行业(如能源和交通)的主要温室气体来源于化石燃料燃烧不同,通过有机降解从

污水中直接释放的二氧化碳在很大程度上被认为是碳中性的, 因为它的生物性质, 尽管有证据表明一些碳是化石起源(Griffith et al., 2009)。相反, 来自收集和设施的非二氧化碳直接排放(主要是 CH₄ 和 N₂O)值得高度关注, 因为在 100 年内, 这些温室气体的全球变暖潜能值(GWP)比二氧化碳强许多倍(28-298 倍) ((范围 1)) (图 1.3) (Lu et al., 2018)。目前, 污水处理占全球非 CO₂ 温室气体排放总量的 5%, 但随着 CH₄ 排放控制成为未来十年的重中之重, 预计其影响会更大。在最初的 20 年里, 甲烷的升温能力是二氧化碳的 80 倍以上, 而且它在大气中只持续 12-15 年(Saunois et al., 2020), 减少甲烷排放是减缓全球变暖速度并在本世纪中叶实现净零排放的最快机会。

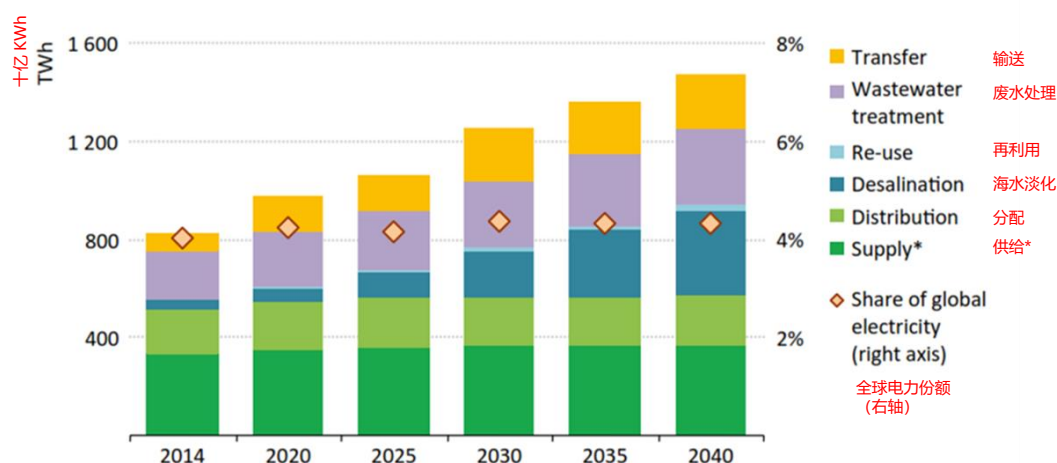


图 1.2 水相关的不同活动的全球能源消耗(IEA, 2017 年)

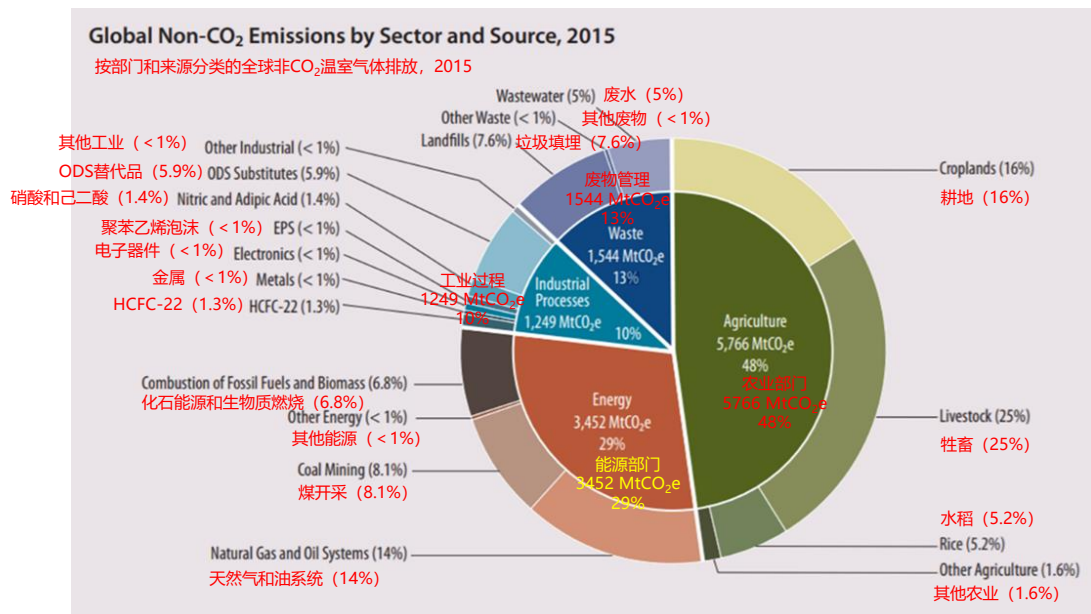


图 1.3 按行业和来源分类的全球非二氧化碳温室气体排放量(2015) (USEPA, 2019a, 2019b)

为了实现《巴黎协定》中 1.5°C 的全球变暖目标，许多国家、城市和行业已承诺到 2030-2060 年实现净零排放。这意味着温室气体排放必须大幅减少，任何净排放都需要通过从大气中吸收等量（负排放或抵消）温室气体来平衡。虽然能源、交通和建筑系统许多基础设施行业已就脱碳途径进行了广泛研究，但水务行业却相对落后。水务行业并未被视为碳密集型行业，而且由于大多数水和污水处理设施都是受到严格监管的公共实体，因此它们缺乏控制价格的权力，无法使投资合理化以获得长期利益。传统的公众看法是，供水和污水处理服务是一项“人权”，这意味着价格更多地是成本的函数，而不是其他行业的价值。由于世界不同地区日益严重的水资源短缺和环境污染，这种“水应该是免费的”观念正在受到挑战，并且出现了许多通过开发双赢解决方案来克服这些障碍的机会，例如，通过能源和资源回收创造“绿色”收入，制定新的碳信用政策，将经验实践转化为数据驱动的决策，从而提高效率并降低成本。

1.2 实现水和污水脱碳的途径

在许多经济行业，人们提出了将温室气体排放量降至零的途径，尽管一些行业更容易脱碳，而另一些行业则相对困难。例如，发电占美国排放量的 25%，可以通过生产太阳能、风能、水电和低碳核能等可再生能源来实现电力行业的完全

脱碳，而其他节能措施则包括加强输电基础设施、提高电网灵活性和能源使用效率等（USEPA, 2019a, 2019b）。另一方面，水的脱碳途径看起来会大不相同，因为水和污水不仅是能源、材料和化学品的主要消费者，污水也是非二氧化碳温室气体的主要直接排放者。因此，水务行业的脱碳途径，特别是污水收集和水回收，更加多样化和复杂。有一些机会可以向能源行业等其他行业学习，而另一些则必须通过仔细考虑水和污水回收目标以及包括净零排放在内的可持续性目标来开发。第 2 章探讨了能源行业遵循的脱碳途径，并确定了能源和水之间的协同作用以加速这一进程。它还讨论了节能照明、电动汽车、纤维素生物质以及风能和太阳能行业的几个脱碳实践示例，并评估了它们对于水务行业的适用性。

1.2.1 脱碳需要更好地了解排放基线

英国最近制定了一个雄心勃勃的气候目标，即到 2030 年将英国的排放量至少减少 68%，使该国到 2050 年实现净零排放。为了响应这一目标，英国水务公司发布了第一个 2030 年净零排放路线图，以支持该行业的转型(Water UK, 2020)。水务公司约占英国工业和废物管理过程产生的温室气体的三分之一，但在适当的支持下，该行业有可能成为最具成本效益的行业之一，以实现碳中和，甚至是负碳，这是全球许多水务专业人士的共同愿景。

图 1.4 描述了 2018-2019 年英国水务行业的参考基准排放量。该代表性数据显示，主要行业排放主要来自电网电力的 CO₂，以及来自污水和污泥处理过程的 CH₄ 和 N₂O 排放。这些排放可以通过购买绿色电力以及生产生物甲烷或热电联产等可再生能源来抵消。

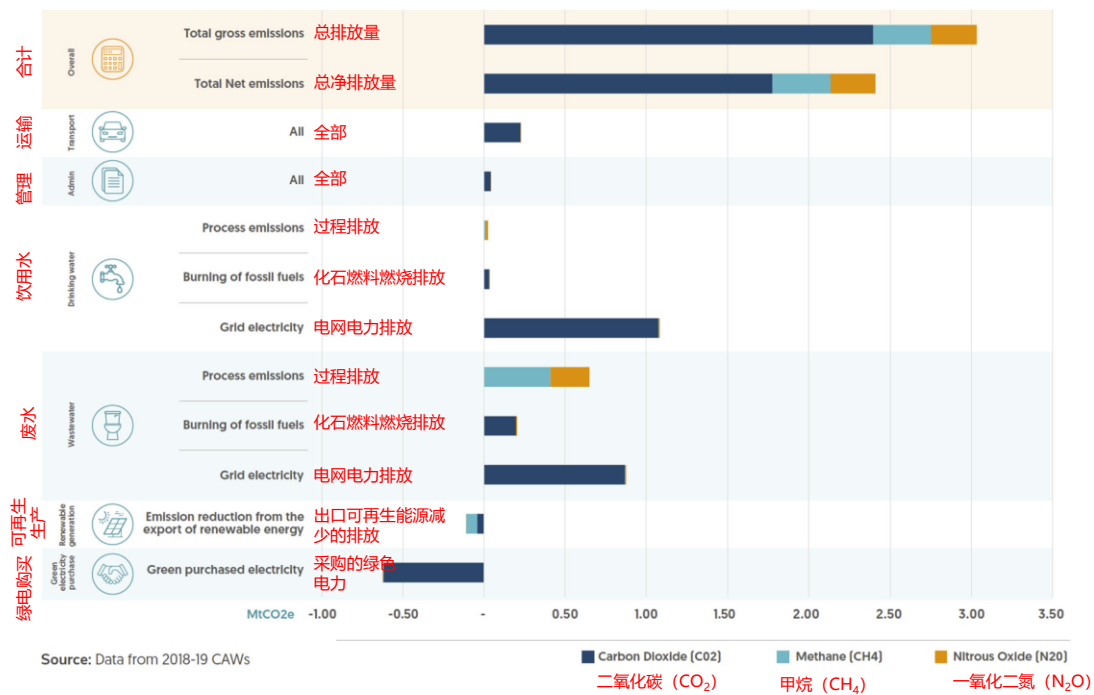


图 1.4 2018-2019 年英国水务行业参考的基准排放量(Water UK, 2020)

虽然与用于供水/污水处理和输送的电网相关的范围 2 排放相对简单，但在估算处理过程和输送系统的范围 1 直接排放时存在更大的不确定性。基于广义排放因子 (EF) 的估算过度简化了情况，并没有反映不同工厂和工艺之间实际排放差异的现实，而局部通量室方法产生显著差异，有时差异高达 3-4 个数量级 (Delre et al., 2017; Vasilaki et al., 2019)。需要进一步研究，为行业特定排放因子建立更好的科学基础。第 3 章讨论了与城市水循环相关的不同温室气体排放范围。它还为碳足迹评估提供了一个综合框架，并概述了评估水务行业温室气体排放的可用的相关协议和方法。

1.2.2 脱碳需要各种方法的结合以及利益相关者之间的合作

没有单一的解决方案或方法就可以实现净零排放，而是需要将不同利益相关者（包括来自学术界、公用事业、咨询公司、技术公司、政府机构、投资者和最终用户）的方法结合起来，并促进各方的合作。脱碳需要科学技术的进步，也需要新的政策、实践，甚至是实现可持续的生活和实践的行为改变。

许多公用事业公司已经启动了可以立即减少排放的计划。这些项目包括使轻型车辆电气化，使运营和维护车辆不再使用化石燃料，以及用可再生天然气等替

代燃料取代重型车辆的燃料。它还包括从太阳能和风能中购买绿色电力，替代能源集约型仪器，如鼓风机、泵和具有更节能设备的锅炉，以及可再生能源回收。例如，越来越普遍的做法是通过厌氧消化生产沼气，然后将沼气用于热能、电力或热电联产 (CHP)。事实上，水务行业正在扩大，以添加食物垃圾和其他有机废物等废物作为厌氧消化的原料，以生产沼气，使设施能够实现能源中和或能量正收益。从污水中回收能量、养分 (N 和 P) 和水方面的资源使得污水处理设施更名为水资源回收设施 (WRRFs)。这些回收资源的内在价值为碳排放提供了补偿，因此也有助于实现净零目标。此外，碳融资和实时能源和化学审计等新的创新解决方案也开始产生影响。

除了处理操作外，水和污水的输送和储存也需要注意减少材料消耗、能源需求和不必要的基础设施建设。安装智能水表以改善泄漏检测和减少用水量也将有助于可持续的水管理和生活方式的改变。污水收集系统需要通过设计和操作策略最大限度地减少因厌氧或化粪池条件导致的甲烷排放，并且该系统正处于萌芽和成长阶段。应结合集中式与分散式处理设施方案，对水和污水设施选址以尽量减少输送能源需求进行战略评估。当水被视为城市流域中的“全水”(OneWater)时，最好的脱碳途径是可能的，并将提供最大的收益。

水务行业在很大程度上受到各种政策的推动。这些政策不仅包括对水质和公众健康保护的监管要求，还包括来自不同政府机构的指令，以确保水的可负担性、社会公平、生态多样性和基础设施的弹性。大量的金融和人力资本投资已用于建设和管理这些系统。全球范围内没有强制要求水务行业脱碳的总体政策，但寻求与其他政策领域的共同利益，例如回收当地能源和资源、建设多功能设施和保护社区资产，将提供更可行的解决方案。持续的进展将需要从地方层面开始并发展为全球倡议的战略规划，脱碳尤其如此。否则，地方行动可能几乎只关注基础设施的抵御能力，而气候变化这一首要问题需地方层面的脱碳。在过去的几十年中，供水和污水处理事业公司越来越多地通过基于绩效的运营来接受费率支付人的角色和价值贡献。这些努力有助于降低资源利用率并回收具有当地价值的资源，这种价值主张为公用事业公司提供了更好的财务状况和社区支持，以做出有助于脱碳的决策。第 17 章讨论了影响水务行业脱碳努力的政策制定中的几个核心观点，并强调了尽可能寻求多种利益的必要性。

1.2.3 实现能源和资源回收的工艺与技术

污水含有大量的热能、化学能和水能，估计其总量是处理污水所需的数倍。因此，使 WRRFs 能源中和甚至正收益是绝对可行的。图 1.5 描绘了 WRRF 能量流的广义视图。技术使公用事业公司能够通过工艺强化、低能耗处理和减少化学品使用来最大限度地减少用于处理污水的资源。领先的公用事业公司还通过生物固体土地应用、养分回收、沼气利用和水回收利用处理过程最大限度地回收资源。已经开发了多种技术以使此类操作成为现实，这些技术包括但不限于厌氧消化、微生物电化学、光生物系统、先进的氮和磷管理、使用膜和其他技术的工艺改进以及热/压力回收和显著提高能源效率的工艺。

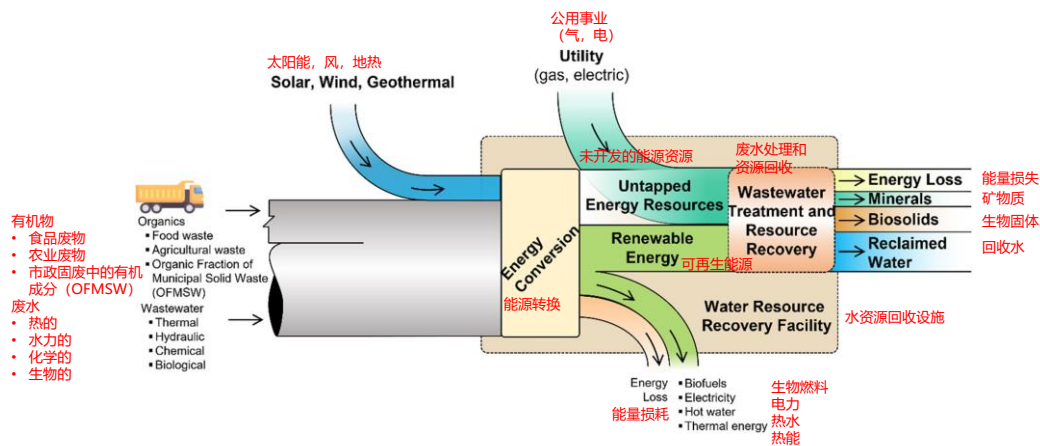


图 1.5 水资源回收厂(WRRF)能量流动的一般框架(修改自 WEF (2019))

公用事业脱碳中“唾手可得的果实”是运营优化。对于现有设施，碳足迹存在于运营活动中，因此也存在脱碳潜力。第 4 章讨论了 WRRF 内泵送、初步、初级、二级、高级和污泥处理环节的现有脱碳潜力。例如，污水泵送在减少能源使用方面具有巨大潜力，而使用模糊逻辑、数据挖掘和基准测试的数据驱动策略提供了减少比能量和提高节能效果的良好工具(Torregrossa et al., 2017)。同样，在大多数处理厂中，曝气是最大的单一能源使用来源，并且利用膜和在线传感的最新发展的替代扩散器和控制系统已被用于提高曝气能源效率。在整个处理厂级别，除了单个单元级别的优化之外，还可以采用不同的策略。例如，可以利用可比设施的工厂级基准来识别机会，或通过安排峰值流量和负载管理来优化处理厂产能利用率。由于化学品使用占 WRRF 碳足迹的很大一部分，因此通过运营优化减

少化学品使用对于脱碳非常可行，并且还可以降低运营成本。人员培训是另一个可以产生重大影响的关键环节。通过最佳实践清楚地展示成本节约和性能提升，运营商将为脱碳做出直接贡献。

厌氧消化 (AD)是 WRRF 中用于分解和稳定污水污泥并产生沼气和营养丰富的污水和生物固体的示范技术。AD 一直是污水处理行业能源和资源回收的核心工艺，并且已经开发了一套新工艺和技术来提高污泥转化率、提高沼气产量、将沼气升级为更高价值的产品，并提高生物固体的质量和适用性。第 5 章总结了 AD 平台用于能源和资源回收的现有知识，包括使用热、化学、机械和电气方法对污泥进行预处理以提高污泥降解性的新趋势，污泥、食物垃圾和其他有机物的共同消化能够提高沼气产量和生物固体质量。这一章还讨论了新开发的工艺，例如厌氧膜生物反应器 (AnMBR)、热水解和使用 AD 平台生产挥发性有机酸。第 10 章从更广泛的污泥管理角度进一步讨论了 AD，还讨论了其他实践，包括土地应用、堆肥、焚烧和填埋。还讨论了新的 AD 替代方案，例如水热液化 (HTL)，以探索污泥增值和资源回收的新途径。此外，本章还提供了有关当前管理实践如何帮助脱碳、生物固体管理策略在实现公用事业脱碳目标中的作用以及如何应对新出现的污染物、气味和公众监督等挑战以实现这些目标的见解。

营养物质 (N 和 P) 去除或回收的先进处理一直是增加 WRRF 中能源和化学品使用的主要驱动力，这也表明了脱碳的现有机会。第 7 章探讨了 WRRF 内脱氮潜力。它提供了碳成本和脱碳潜力的广泛概述，然后对侧流和主流背景下的技术和工艺配置进行了详细回顾和定量比较。详细讨论了亚硝酸盐分流、部分亚硝化/厌氧氨氧化 (PNA) 和部分反硝化/厌氧氨氧化 (PdNA) 等新型生物脱氮工艺，并评估了资本和产能影响等关键考虑因素。同样，第 8 章全面概述了磷管理及其在脱碳方面的潜力。它指出，可持续的磷管理需要多层次的方法，成本和环境后果可能会从提高利用效率的更高级别管理策略到更低级别的污染物处理和回收增加。直接脱碳可以通过使用增强的生物除磷减少碳输入，甚至通过同时实施碳封存的方法来实现。间接减排依赖于在特定工艺的整个生命周期内减少碳足迹的策略，例如通过减少化学品和能源需求或运输。这两章还提供了 WRRFs 实施这些策略的案例研究，并指出，为了实现该行业的脱碳，需要对整个工厂进行优化，以协调 C、N、P 的去除和回收。

膜工艺在水工程中发挥着关键作用，从生产高质量水产品，以提高污水处理效率并减少空间足迹。基于膜的工艺将反应与分离相结合，从而提供高水平的工艺改进。然而，膜分离操作通常消耗大量能量并且需要化学清洗，因此评估与膜操作相关的脱碳潜力很重要。第 11 章讨论了几种具有高脱碳潜力的新型膜技术，可降低能耗。这些技术包括好氧颗粒污泥膜生物反应器（AGMBRs）、藻类膜生物反应器（A-MBRs）、厌氧膜生物反应器（AnMBRs）、膜生物膜反应器（MBfRs）和正向渗透（FO）集成工艺。本章还包括用于可持续脱盐的膜技术，包括压力延迟渗透（PRO）、正向渗透-反渗透（FO-RO）混合方法和正向渗透-膜蒸馏混合（FO-MD）方法。总结了这些技术的好处和挑战，并为节能和低碳足迹的实际实施提供了研究方向。

虽然许多技术专注于将污水中的化学能转化为可用的形式，如 H_2 、 CH_4 或直流电，但更大的未开发领域是污水中的热能。从商业和工业建筑、住宅热水淋浴、洗碗、洗衣机和其他器具排出的高温水会导致大量热能排入污水中。因此，第 14 章讨论了这种很大程度上尚未开发的能源及其应用。它评估了从污水中回收热能的技术可行性，并设想了将污水热能回收与使用热泵的区域供热（DH）和区域能源系统（DES）相结合的可能性。本章还讨论了从污水中获取热能的机会和障碍，包括但不限于战略规划、需求和资源地图绘制、技术可行性以及监管和财务框架。

1.2.4 使碳捕获和利用以及流域管理获得额外收益的工艺和技术

通过提高能源效率和回收可再生能源的方法，在脱碳方面取得了巨大进展，但这些方法只能减少化石燃料消耗及其相关的碳排放。考虑到每年产生的大量污水（全球每年约 1000 km^3 ）及其与人口和工业活动、污水处理的正相关，污水处理中甚至可能通过捕获外部 CO_2 和 CH_4 源并将其转化为增值产品而变成负碳。由于这种做法可以在处理过程中发生在现有的污水基础设施中，因此不需要额外的土地或运输。

自然处理系统（NTS）利用和增强涉及植被、土壤和水以及相关微生物生态系统的自然过程，它们在深度处理、新污染物去除、雨水管理、生物质生产、娱乐和教育服务以及整体综合流域/下水道管理。NTS 几乎不需要机械或技术投入

即可运行，从而降低了化学或能源密集度。此外，这些基于植物和微生物的系统根据处理水平、季节变化和系统变化提供广泛的碳捕获曲线。第 12 章描述了自然处理系统技术的优点和缺点，以及它们在纳入流域综合管理时使水务行业脱碳的潜力。这种技术能够从污水中回收养分、能量和水，并减少温室气体排放。通过将水回收和再利用用于非饮用水用途，例如灌溉/施肥、含水层补给、灰水应用，甚至直接用于饮用水再利用，可以减少水源抽取量，补充含水层，实现水需求和供应之间的协调。本章还提供了两个工程案例研究，说明植物修复对碳封存和农业径流处理的好处，以及使用微藻进行联合电厂烟气和化肥污水处理的好处。

微藻或紫色光合细菌等光养微生物呈现出独特的脱碳潜力，因为它们在自养生长过程中固定 CO_2 ，同时吸收污水中的营养物质（N 和 P）。因此，光合处理系统与 AD 或微生物电化学等以碳为中心的处理过程是互补的。第 9 章描述了使用光生物处理系统的脱碳潜力。例如，微藻在二氧化碳捕获和利用方面得到了广泛研究，包括在大规模(5000 英亩)种植系统中使用微藻以生产生物燃料和生物制品的原料的广泛研究。当它们用于污水处理，与陆地植物相比，它们的运行速度更快，它们可以与 AD 集成以提供额外的基质和调节生物固体，捕获和利用 CO_2 并将沼气升级为生物甲烷，甚至使用 H_2S 作为电子供体。光生物反应器设计的最新进展提高了基于光生物的系统生物降解潜力，同时降低了它们的能源需求，本章将对此进行批判性讨论。

另一个用于同时处理污水、资源回收以及碳捕获和利用的有前景的技术平台是微生物电化学技术 (MET)。MET 为面向氧化和还原反应的过程提供了一个极其灵活的平台。MET 系统在阳极室中遵循一个共同的原理，即其中可生物降解的基材被氧化并产生电流。可以直接捕获电流用于发电（微生物燃料电池，MFC）或用于生产 H_2 和其他增值化学品（微生物电解池，MEC）。此外，这些来自有机废碳的电子也可用于阴极室减少二氧化碳并生成有机或无机化合物，实现碳捕获和增值的双重好处。第 6 章介绍了原理和流行的 MET 碳捕获工艺，并讨论了已开发的各种产品和系统。微生物电合成将 CO_2 转化为有机化合物，例如羧酸和 CH_4 ，而微生物电解碳捕获将 CO_2 矿化为碳酸盐产物。此外，电发酵 (EF) 使用电化学来影响微生物代谢和调节发酵途径将有机废碳转化为更高价值的产品，许多人认为它是一种电化学增强的 AD 系统。MET 的一个独特特征是与厌

氧发酵或消化的互补性，其中微生物之间可以发生协同的种间电子转移，以促进电产甲烷或电产乙酸。第 13 章重点介绍此类厌氧生物转化系统中的基本碳和电子流动，以捕获二氧化碳并将其转化为增值有机化学品。

虽然将污水处理转变为碳中和/负碳甚至正收益需要利益相关者的共同努力，但研究表明实施新工艺和技术的潜在好处。图 1.6 展示了微生物碳捕获池 (MECC) 和微藻反应器的假设工艺组合，以取代传统的厌氧/缺氧/好氧活性污泥工艺。MECC 专注于去除有机碳，而微藻可有效去除营养物质。此外，它们都表现出出色的碳捕获和利用 (CCU) 能力，MECC 将 CO_2 转化为碳酸盐矿物并伴随着高速产氢，而微藻捕获 CO_2 作为生物质，随后可以转化为生物燃料或生物炭 (Lu et al., 2018)。以美国和中国为例进行的初步定量分析表明，两国不是温室气体的净排放国，温室气体净排放量高达 112 (中位数；第 5-9 个百分位数范围为 84-145；美国) 和 75 (57-97；中国) MtCO_2e 可以被捕获并转化为增值产品。在这些负排放中，大约 41-56% 和 47-58% 分别归因于有机物和养分去除过程中的 CCU；-2~2% 归功于在 CCU 期间避免消耗化石能源 (避免曝气等；负值源于不确定性分析)。就经济效益而言，虽然所提议的系统的资本支出和运营成本可能比传统工艺更高，但回收的矿物和生物燃料产品可能每年分别为美国和中国创造 8.7(6.9 - 109)亿美元和 5.6(4.4 - 69)亿美元的价值。此外，两国的碳捕集信用也可以相应地为美国和中国的污水处理行业筹集 4.5(3.3-6.2)和 1.0(0.7-1.5) 亿美元。这些估计表明，污水处理行业可能成为负碳排放的重要贡献者，尽管还需要大量的技术开发和测试，因为这两种工艺都没有得到全面证明。

水务公司收集和存储大量数据以提供可靠和高效的服务。收集的数据不仅包括每个处理设施的水量和水质数据，还包括来自流量监视器的实时数据、流域内的雨水和流量测量仪，以及端点和水/下水道管道中的数据。数据已成为公用事业的重要资产，并将在未来的公用事业中发挥越来越重要的作用。因此，第 16 章介绍了现代数据驱动建模 (DDM)，包括统计和机器学习方法，并使用具体示例演示如何在更大的脱碳战略中使用这些工具。本章解释了数据准备、常见的 DDM 方法以及用于比较不同模型的指标。它还分析了单元流程以及数据驱动的流程优化如何成为众所周知的“低风险、高回报”降低碳和成本的方法。

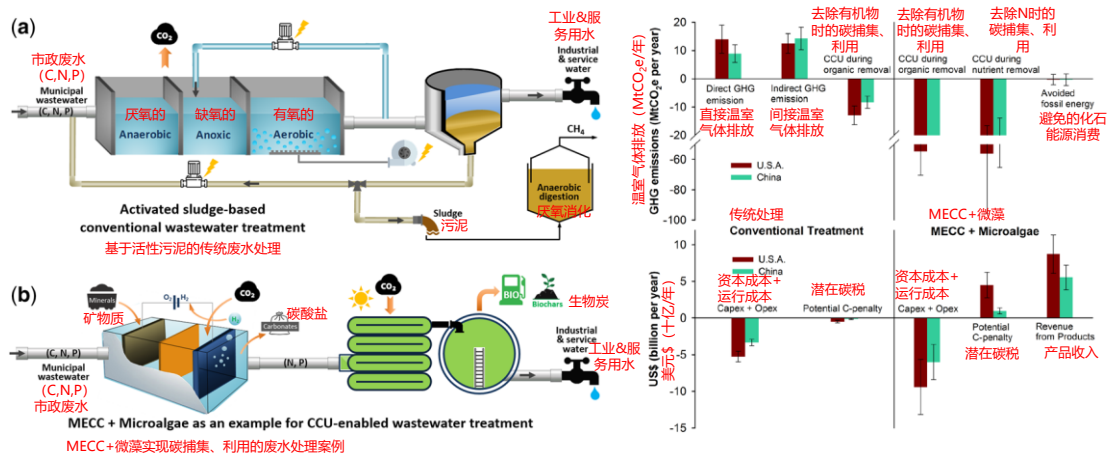


图 1.6 MECC + 微藻工艺与传统活性污泥工艺相比，碳捕获和利用效益的初步估算：(a) 同时进行脱碳和养分去除的传统厌氧/缺氧/好氧活性污泥工艺；(b) 将 MECC、微藻培养与资源回收和 CCU 结合起来进行碳和养分去除工艺；(c) 将传统工艺与 MECC + 藻类工艺进行比较，CCU 潜力和经济影响的初步估计

1.2.5 公用事业脱碳实践案例研究

许多领先的公用事业公司已经制定了在未来十年内实现能源和气候中和的计划，并且有许多案例研究和最佳实践可供遵循。例如，奥地利的 Strass im Zillertal 工厂一直是持续优化工艺的典范，它实现了发电量大于消耗量的目标。Strass 工厂提供两级生物处理（A/B 工厂）来处理从 60 000 到 250 000 人口当量（每周平均）不等的有机负荷，他们实施了 SBR 脱氮工艺，以进一步降低脱氮所需的能源和碳需求。它还通过热电联产提高了沼气的利用率，并将电效率提高了 20% 以上。他们为受过高等教育的劳动力、高度自动化、先进分析工具的使用以及量化收益的能力做出了成功贡献(Wett et al., 2007)。另一个例子是 VCS Denmark，它是丹麦最古老的水务公司，自 1907 年以来一直在欧登塞都会区管理和处理污水。自 2019 年以来，VCS Denmark 一直保持能源中和，这是通过最大限度地提高初级处理效率、工艺强化、先进的监测、控制和节能设备实现的。他们还与区域能源公司合作安装热泵站，以从污水中提取热能，用于当地区域供暖。

加利福尼亚州的东湾市政公用事业区(EBMUD) 是 2012 年北美第一个实现能量正收益的 WRRF。2020 年，它批准了一项雄心勃勃的计划，到 2030 年实现水务行业的碳中和。消化，将污水中的可生物降解废物、当地餐馆的食物残渣

和油脂，以及酿酒厂和家禽养殖场的废物流混合在一起进行厌氧消化。通过减少电力需求，增加的沼气产量每年为该地区节省约 300 万美元。多余的可再生能源被卖到电网，以减少化石燃料的使用和温室气体排放，并为纳税人节省开支。为实现碳中和目标，该地区还完成了几个新的千瓦光伏系统，将所有乘用车转换为混合动力或电动汽车，并将重型车辆转换为可再生柴油车。

中国拥有世界上最大且仍在增长的污水处理行业。从 2000 年到 2018 年，中国城市的污水处理厂总数增加了 10 倍，从 481 座增加到 5640 座 (Qu et al., 2019)。正如第 15 章所解释的那样，2014 年，中国成立了概念污水处理厂委员会 (CCWC)，该委员会收集了全球的见解，并与国内合作伙伴合作，启动了“概念工厂”项目，旨在建设实现“可持续水质、资源回收、能源中和及环境友好”综合目标的未来处理厂。第一个概念厂睢县第三污水处理厂于 2019 年开始运营，设计流量为 2 万立方米/天，服务人口 90 万。该厂包括一个液体处理区、一个有机废物处理区、一个人工湿地、农业和海绵城市示范区、办公楼和教育中心。2021 年，另一座最先进的宜兴概念处理厂投产 (图 1.7)。该厂由 2 万立方米/天的净水中心、以生产为导向的研发中心和有机协同处理中心组成，将污泥、厨余垃圾和农业废弃物转化为能源和肥料。CCWC 计划在未来 5-8 年内建造 100 座概念处理厂，其设计考虑到地理因素差异、能力、处理重点和综合运营目标。



图 1.7 江苏省宜兴概念污水资源厂的设计图和鸟瞰图(插入图) (Qu et al., 2022)。该工厂于 2021 年 10 月运营

1.3 净零循环水经济的范式变革

“水资源管理是一条路径，而不是目的地。”同样的理念也适用于水的脱碳。这就是我们追求脱碳、确定多种途径、尝试和改进它们并将其扩展到整个水务行业的方式，这将带来积极的结果。IWA 前主席 Glen Daigger 教授在最后的第 18 章总结了水务专业人士的核心使命。水务公司治理和基础设施的演变反映了投资的进展，以解决其社区最紧迫的需求。水资源管理的使命随着时间的推移而发展，从最初关注可靠供水和预防疾病传播到包括水资源恢复、水/下水道管理、公共卫生保护和可持续发展等多方面目标，不仅考虑到经济，还有环境和社会影响。随着我们从当前的线性经济过渡到循环经济，变革的势头正在加速，水务行业可以而且应该在提供基本公共服务方面发挥领导作用。

本书中的主题阐述了水务行业目前可用于脱碳和过渡到循环水经济的许多机会。许多创新者和早期采用者正在研究各种方案、进行试验和执行项目，以提高能源效率、减少碳足迹并从“全水”（OneWater）循环中回收资源。产品没有好坏之分，但对于特定的实用程序来说，产品可能有对错之分。资源需要回收，碳足迹需要减少，但我们也需要认识到，除非产品有足够的市场需求、有效的价值主张和脱碳对社会的切实利益，否则从长期来看所做的任何改变都将不可持续。

没有单一的解决方案就可以实现净零排放，因此所有利益相关者必须共同努力，共同改变水务行业的规划、投资和运营方式，同时考虑到平衡的近期和长期目标。以下章节中列出的路径是通过展望该行业以及个别公用事业可能的净零未来而制定的，它们为该行业迈向循环经济提供了重要见解，以确保子孙后代的可持续发展。

参考文献

- Delre A., Mønster J. and Scheutz C. (2017). Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment*, 605–606, 258–268, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.177>
- Griffith D. R., Barnes R. T. and Raymond P. A. (2009). Inputs of fossil carbon from wastewater treatment plants to US rivers and oceans. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5647–5651, <https://doi.org/10.1021/es9004043>
- IEA (2017). *Water-Energy Nexus*. IEA, Paris. Available at: <https://www.iea.org/reports/water->

- energy-nexus (accessed 18 November 2021).
- IKI (2020). Water Companies on The Way to CO₂ Neutrality. Available at: https://www.international-climateinitiative.com/en/news/article/watercompanies_on_the_way_to_co2_neutrality (accessed 18 October 2021).
- Jacobs (2020). One Water. Available at: <https://www.jacobs.com/solutions/water/one-water> (accessed 18 November 2021).
- Lu L., Guest J. S., Peters C. A., Zhu X., Rau G. H. and Ren Z. J. (2018). Wastewater treatment for carbon capture and utilization. *Nature Sustainability*, 1(12), 750–758, <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0187-9>
- Qu J., Wang H., Wang K., Yu G., Ke B., Yu H. Q. and Gong H. (2019). Municipal wastewater treatment in China: development history and future perspectives. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 13(6), 1–7.
- Qu J., Ren H., Wang H., Wang K., Yu G., Ke B. and Li J. (2022). China launched the first wastewater resource recovery factory in Yixing. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(1), 1–2, <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1429-z>
- Saunio M., Stavert A. R., Poulter B., Bousquet P., Canadell J. G., Jackson R. B. and Zhuang Q. (2020). The global methane budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561–1623, <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Sedlak D. (2014). *Water 4.0*. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- Torregrossa D., Hansen H., Hernandez-Sancho F., Cornelissen A., Schutz G. and Leopold U. (2017). A datadriven methodology to support pump performance analysis and energy efficiency optimization in waste water treatment plants. *Applied Energy*, 208, 1430–1440, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.09.012>
- UNEP (2017). *The Emissions Gap Report 2017: A UN Environment Synthesis Report*. UN Environment, Kenya.
- USEPA (2019a). *Global Non-CO₂ Greenhouse Gas Emission Projections & Mitigation 2015–2050*. USEPA, USA.
- USEPA (2019b). *Sources of Greenhouse Gas Emissions*. Available at: <https://www.epa.gov/ghgemissions/sourcesgreenhouse-gas-emissions> (accessed 18 October 2021).
- Vasilaki V., Massara T. M., Stanchev P., Fatone F. and Katsou E. (2019). A decade of nitrous oxide (N₂O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: a critical review. *Water Research*, 161, 392–412, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.022>
- Water Environment Federation (2019). *ReNEW water project: resource recovery to fuel and grow a circular economy*. WEF, USA.
- Water UK (2020). *Net Zero 2030 Routemap*. Available at: <https://www.water.org.uk/routemap2030> (accessed 18 October 2021).

Wett B., Buchauer K. and Fimml C. (2007). Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. 4th IWA Leading-edge Conference and Exhibition on Water and Wastewater Technologies, IWA, United Kingdom.

第二章 我们可以从能源行业的脱碳中学到什么？

A. J. Simon^{1*} and Seth W. Snyder^{2,3}

¹Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA, USA

²Idaho National Laboratory, Idaho Falls, ID, USA

³Northwestern University, Evanston, IL, USA

*Correspondence: simon19@llnl.gov

2.1 简介：能源与水：相似之处、不同之处和复杂的关系

水和污水脱碳处理是一项巨大的挑战，但它的总碳排放量远小于能源行业的脱碳量。在规划、执行和评估水务行业脱碳战略时，水专家应与能源行业合作，并听取该行业正在进行的脱碳过程中吸取的经验教训。在能源领域，脱碳途径可以像供应侧技术一样简单，可以更有效地将燃料转化为电力，从而减少每千瓦时产生的净碳排放量。然而，这些途径可能要复杂得多，就像在公共卫生危机期间在线购物或在家工作中看到的需求方行为重新排序的情况一样。这两种途径都减少了对私人车辆燃料的需求，并将一些工作和相关的碳排放转移到经济的其他部分。本章探讨了能源行业遵循的脱碳途径，并评估了它们对水务行业的适用性。

能源和水是两个以多种方式耦合的基础设施行业。本章无意量化评估能源和水为彼此脱碳做出贡献的机会。为了全面了解“能源-水关系”的问题和机会，建议读者查阅文献(DOE, 2014; EPRI, 2013; Gleick, 1994; Greenberg et al., 2017; Grubert & Sanders, 2018)。构成脱碳机会的最重要概念如下：

- 水和污水处理通常是曝气、泵送和加热的能源消耗者。这种能源使用与发电或现场使用天然气所产生的碳排放有关，能源行业的脱碳有助于水务行业的脱碳。
- 污水是碳的载体，大部分污水在处理过程中或排放后在环境中被氧化成 CO₂。拦截并永久固定这些碳是水务行业减少其总排放量的重要机会。
- 污水的厌氧消化将嵌入的碳分馏成甲烷和二氧化碳。甲烷在 100 年内的辐射强迫因子是二氧化碳的 28 倍（在 20 年内是二氧化碳的 86 倍），如果不捕获和燃烧甲烷，则会导致重大的短期气候影响(Roy et al., 2015)。
- 单元工艺层面的创新是控制水务行业碳强度的最直接方法。

- 水经济的结构变化（用水更有效、饮用水和非饮用水再利用等）也可能影响该行业的碳强度。

2.1.1 能源与水的关系

能源-水关系是指能源和水务行业之间的耦合。水务行业需要大量能源才能运行，并为能源回收和发电提供了机会。同样，能源行业需要大量的水才能运行，也为水处理和输送提供了机会。在能源与水的关系上，一个行业的变化可能会影响另一个行业的经济和环境可持续性。现代水系统使用外源能源来获取、输送、净化、分配、收集、处理和处置水。在某种程度上，这种外生能量是电力(泵和鼓风机的动力)，水系统的碳强度与电力供应的碳强度是耦合的。电力供应的脱碳已经在进行，因为燃煤发电正在被天然气（其碳强度约为煤炭的一半）所取代，并且更多的电力来自太阳能和风能等非燃料资源。

文献中对能源-水关系中的挑战和机遇进行了更全面的说明（见上文，包括这些参考文献中引用的作品），这里简要总结了一些主要的相互作用：

- 水的采集、处理和分配需要电力来抽水。这适用于市政、工业和灌溉供水。用于水处理的化学品的生产也是能源密集型的。
- 污水处理需要用于曝气鼓风机和泵送的电力。在某些气候条件下，污水处理厂还需要天然气或其他燃料来加热厌氧消化池。
- 能源用于商业、工业和住宅应用中的水加热。
- 能源可以以沼气、沼气发电或可焚烧生物固体发电的形式从污水中回收。间接地，可以通过用生物固体代替化学肥料来替代能源。
- 热电厂（核能、天然气和煤炭）的电力生产需要水来冷却和控制排放。
- 水电是由水资源产生的，并影响其他经济用途和环境服务。
- 生物燃料的生产可能需要水用于灌溉能源作物和将原料转化为燃料。
- 石油和天然气的生产可能需要水进行水力压裂，并且经常导致采出水过剩。根据来源和质量，采出水可能需要能量进行处理和处置，或者可能经过处理以用于有益用途。

未来，海水和微咸水淡化以及其他先进的水处理可能需要额外的能源。去除和破坏受关注的新污染物(CEC)，包括但不限于全氟和多氟烷基物质(PFAS)，将

会显著增加处理水所需的能量。这些需求可能会影响一系列应用，包括市政和工业废水处理、雨水管理和地下水清理。从发电和低碳燃料生产中捕获和封存二氧化碳可能需要额外的水。然而，对能源和水的相互依赖关系的全面说明超出了本书的范围。

2.1.2 规模差异

能源系统的脱碳战略和策略在多大程度上可以适应水资源，取决于这两个关键基础设施系统的相似性、差异性和相互依赖性。从能源行业持续脱碳中汲取的经验教训是从总系统规模、资源替代、排放控制、服务质量和可持续性政策方面得出的。在本章中，美国的水、能源和其他商品市场被用于这些框架研究，因为美国是可以随时获得完整记录的能源和水统计数据的最大国家。类似的经验教训将适用于大多数发达经济体，这些经验教训可以在全球范围内推广和调整。

按年用水量衡量，水是美国最大的基础设施/商品行业，其倍数超过 20 倍。表 2.1 将用水量与其他主要能源、农业和材料行业的年化质量和体积规模进行了比较。重要的是要注意，水基础设施的规模仅用于公共供水（市政水处理厂），增加污水处理将使该数字大约翻一番。将灌溉、发电厂冷却和其他非市政用途包括在内的总用水量则是公共供水量的 10 倍，每年大约 5000 亿公吨！

从这些统计数据可以清楚地看出，水作为一个系统，在规模上是独一无二的。全社会要处理以比其他任何商品大几个数量级的水，并且需要比能源或任何其他商品大得多的物理基础设施。与体量相关的脱碳挑战，例如处理系统的资本成本，对于水来说往往比其他行业更大。

尽管通过水系统的总物质流量大于通过能源系统的总物质流量，但与水和污水处理相关的碳排放量小于能源系统的碳排放量。此外，每单位水的增量经济价值明显小于能源或产品，从而减少了可用于管理碳的潜在收入。本书第 3 章介绍了城市水循环中的碳核算框架。在这里，我们估计美国的市政水和污水处理每年造成 6100 万吨 (MMT) 的二氧化碳当量温室气体排放。其中，38MMT (CO₂-e) 与城市污水处理和排放产生的甲烷和一氧化二氮排放有关 (EPA, 2021)。剩余的 23MMT 来自约 5900 万兆瓦时 (MWh) 的发电量。

表 2.1 美国广泛使用的材料商品的年流量

商品	质量流量 (百万吨/年)	体积流量 (百万 m ³ /年)	备注
水(Dieter et al., 2018)	53880	53880	只从市政水处理厂输送
可成混凝土或修路等用的骨料(USGS, 2021)	2538	1586	美国碎石、沙子和砾石的总消耗量
石油(EIA, 2021)	895	1133	美国的总消费量, 包括净进口
煤(EIA, 2021)	724	804	美国的总消费量, 不包括出口
天然气(EIA, 2021)	607	771400	在标准温度和压力下计算的体积流量; 实际体积流量要小得多, 因为气体管道是加压的
玉米(USDA, 2021a)	340	479	美国总产量
钢铁(USGS, 2021)	100	13	美国的总表观消费量, 包括占总量 20% 的进口量
小麦(USDA, 2021b)	51	66	美国的总产量, 包括占总产量 50% 的出口量

美国水和污水处理厂消耗的电力(Greenberg et al., 2017)。额外的温室气体排放很可能归因于天然气现场燃烧的水和污水处理行业, 但是无法找到量化该排放源的数据。还假设用于水和污水处理的化学品的异地制造对该行业的生命周期温室气体足迹做出了重大贡献, 但文献中对这一数量的估计差异很大(Kyung et al., 2015; Szulc et al., 2021)。美国整个能源行业的化石燃料燃烧排放了 5300 MMT 的二氧化碳。这两个统计数据不能直接比较; 与水务行业相关的 61 MMT CO₂-e 占特定行业范围 1、2 和 3 中的 CO₂ 和其他温室气体, 而能源行业的 5300 MMT CO₂ 仅占化石燃料衍生的 CO₂。此外, 水处理产生的范围 2 排放(约 2300 万吨)包括在能源行业产生的 5300 万吨化石燃料排放中。然而, 这两个数字之间的巨大差异表明, 尽管管理着大量的材料, 但水务行业管理的碳量要小得多。水务行业温室气体排放和能源行业温室气体排放之间的这种重叠是上述能源-水关系的一个标志。

2.1.3 碳水关系

对脱碳的关注主要集中在消除发电、运输和工业行业使用化石燃料产生的二氧化碳排放上。水务行业的温室气体排放是这些行业的排放（范围 2 排放）、污水中有机物质转化产生的非 CO₂ 温室气体以及污水本身中有机物质的 CO₂ 产物的组合。尽管污水中的大部分碳本质上是生物碳（最近来自大气碳），但考虑通过污水系统的水载碳的总流量是有益的。假设化学需氧量 (COD) 为 350 毫克/升，并且有机物(CH₂O)占该负荷的大部分，则每升污水中大约含有 11 mmol 碳。假设美国每天处理 320 亿加仑的污水，每年有 5.8 MMT 的碳通过污水处理厂，可能会产生 21.3MMT 来自厂内工艺以及氧化污水中的生物固体、沼气和剩余的 BOD/COD 的 CO₂ 排放量。

用美国国土安全部的术语来说，能源和水务行业都是“国家关键职能行业”（DHS, 2021），它们都将材料从环境转移到工程系统，然后再回到环境。但是，存在实质性差异。相对少量的能量会移动大量的水，而这些水会携带少量的有机碳。水资源从地表水或地下水库中获取，水作为受损或处理过的水返回地表。就能源而言，多种资源取自环境，当今的能源系统在很大程度上依赖于煤炭、石油和天然气地下储层中的化学化石能源。工程系统将能源与碳分离，提供服务并将相关的碳返回环境，最常见的是二氧化碳排放到大气中。本章的其余部分将重点关注能源系统的脱碳趋势，以及这些趋势如何通过能源-水关系以及共享技术、最佳实践和经验教训，有利于水系统的脱碳。

2.2 能源行业的脱碳

2020 年，能源行业的碳强度以每年约 1% 的速度下降。尽管这个速度看起来很慢，而且肯定不足以达到气候科学所认为的必要排放目标，但它代表了与前一个时代相比的重大变化。从 1977 年到 2005 年的 28 年间，能源使用的碳强度几乎没有变化，从每焦耳 (MMT/EJ) 的 58.3 吨二氧化碳下降到 56.6MMT/EJ，每年下降 0.1%。期间从 2005 年到 2017 年的 12 年间，碳强度从 56.6 下降到 49.9MMT/EJ，每年下降 1%（EIA, 2021）（这些统计数据中的每一个都采用报告年份的五年平均能源碳强度为消除统计数据中的噪音——从个别年份来看，

2005-2017 年的趋势似乎至少持续到 2019 年，并且可能还在加速)。脱碳步伐的十倍增长是由于能源系统的以下变化（按碳强度影响大小排列）：

- 发电领域从煤炭到天然气的重大转变；
- 风能和太阳能发电量大幅增加；
- 提高整体车辆效率和运输行业消耗的生物燃料百分比。

除了能源运输的碳强度降低外，美国经济的能源强度也有所下降。以实际 GDP 计算（所有价值均以 2012 年美元报价），1978 年美国每万亿美元 (EJ/\$T) 经济活动消耗 13.1 艾焦耳，2005 年为 7.1 EJ/\$T，2017 年为 5.7 EJ/\$T (US Bureau of Economic Analysis, 2021)。在整个时间范围内，经济能源强度的下降速度一直稳定在每年 1.6%。整体经济的能源强度下降是由于以下因素：

- 经济结构变化有利于能源强度较低的商业活动，例如金融和计算/数据驱动的服务，而不是能源强度较高的工业活动，例如钢铁制造；
- 提高能源效率，为较小的能源投入提供同等经济服务，例如：
 - 提高重型和轻型车辆的燃油效率；
 - 改善住宅和商业建筑的绝缘；
 - LED 照明等高效设备和电器。

图 2.1 以示意图方式展示了这些趋势。尽管实际 GDP（2012 年美元）增长了近 300%，从 1975 年的约 5.6 美元/吨增长到 2019 年的 19.1 美元/吨，但由于能源强度降低，能源使用在此期间仅增长了 40%，并且由于能源强度和碳排放强度下降，碳排放量已从 2005 年的高峰开始下降

这些趋势背后有多个相互关联的因素，包括鼓励可持续能源使用的能源政策、许多应用中的能源效率带来的成本节约、提高效率和减少排放的能源技术创新，以及消费者对更可持续解决方案的偏好。本章的其余部分将分析其中的一些因素并提供示例。

这些趋势很可能在未来加速。除了上述低排放和高效率技术的持续扩展外，以下趋势和技术开始在美国能源市场大规模推广。它们对整体能源消耗和排放的影响虽然还不显着，但到 2025 年可能会在整个经济的统计数据中显现出来：

- 远程工作选择（减少本地通勤和长途商务旅行，2020 年新冠流行引发的永久性变化）；

- 在线订购或“电子商务”在过去十年中稳步增长，并在新冠大流行期间迅速增长，大大减少了短途旅行的数量(DOE, 2020)；
- 电动汽车（乘用车和送货车）；
- 高效电加热（热泵）。

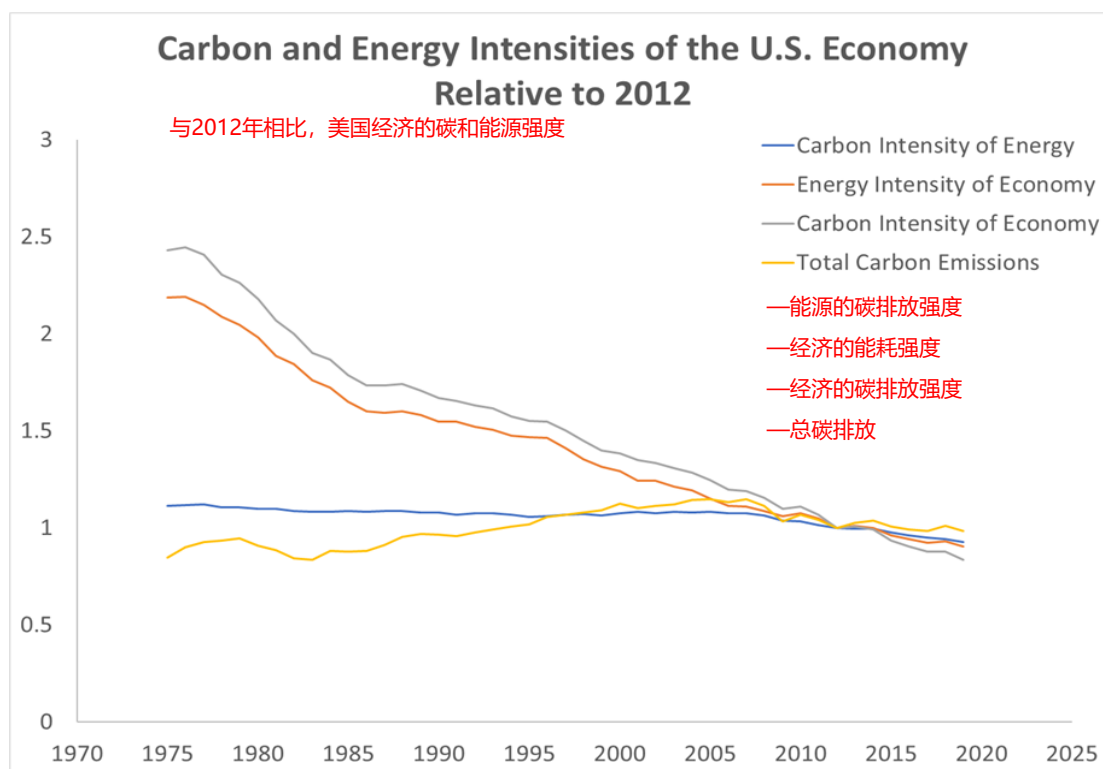


图 2.1 能源的碳强度，经济的能源强度，经济的碳强度，以及美国 2012 年的整体经济碳排放量

使用技术上可行并已大规模证明但尚未达到与竞争技术同等性能和/或成本的能源技术，有可能进一步大幅提高能源效率和经济活动的碳强度。如果实施某些政策或制定碳排放价格，这些技术的需求可能会大幅增加：

- 通过碳捕获和封存发电；
- 氢气作为运输燃料、加热燃料或化学过程输入；
- 小型模块化核反应堆；
- 生物质衍生能源（乙醇、其他液体、沼气、氢气或电力），具有过程排放的碳捕获和封存。

欧洲和一些亚洲经济体的能源强度低于拥有同样发达经济的美国。尽管中国在能源强度方面落后于美国和欧洲，但其改善速度要快得多。发展中国家的经济

能源强度要高得多，但总和人均能源使用量与发达经济体相比相形见绌。

2.3 能源和水的可持续性框架

能源、供水和污水管理是现代社会的基​​本需求。然而，由于供应限制和环境影​​响，不受约束的能源和水的使用是不可持续的。在这里，我们介绍了一个框架，如图 2.2 所示，用于组织增强可持续性的事件、行为和技术进步。该框架适用于能源和水服务。虽然该框架大致是分层的，类别从最低到最高列出，但每个类别之间没有严格的划分。可持续发展的进步可能受到资源限制和环境保护的推动（左半部分），通过创新和其他“高度可持续的”实践取得成功（右半部分）。任何特定能源/水干预措施的有效性取决于技术状况和现有基础设施的状况。压力源、行为变化、技术进步和能源/水系统的演变不会沿着这个范围线性发展。现代化和脱碳的历史包括迭代循环和多步跳跃。

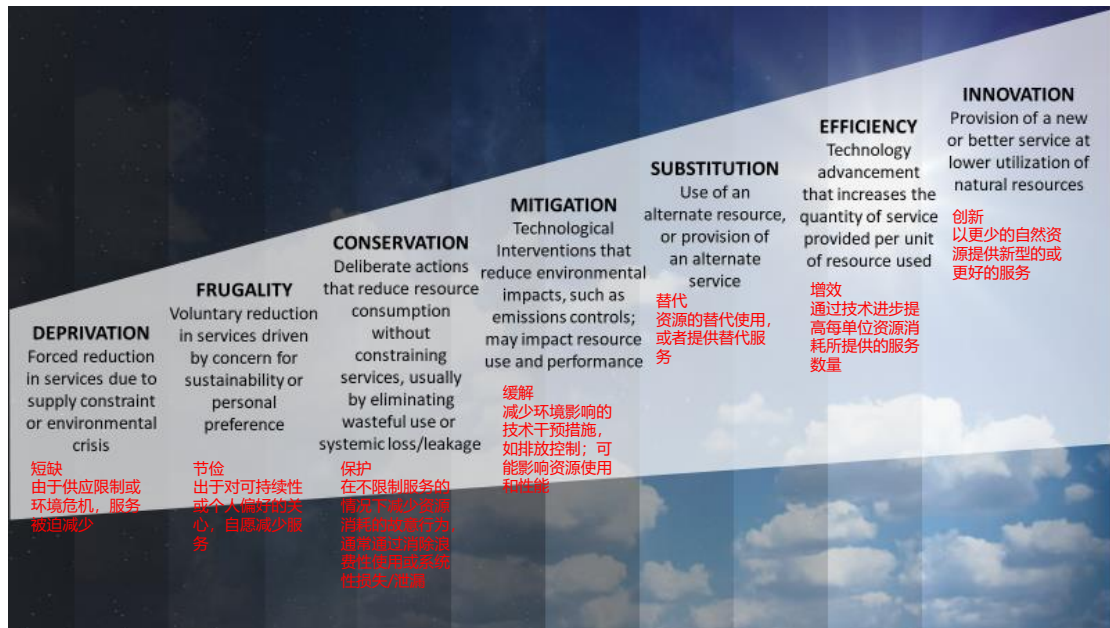


图 2.2 一个定性评估能源和水系统可持续性驱动因素的框架，左边是最不值得提倡的，右边是最值得提倡的

表 2.2 给出了每个类别的示例，说明了该框架的广泛适用性。从成功和不成功的能源脱碳努力中吸取的经验教训可能会延伸到水工业的脱碳中。

2.4 脱碳步伐

节俭和节约措施通过减少对与能源和用水相关的服务的需求，在短期内减少排放。然而，从长远来看，对能源和水提供的服务的需求持续增长。因此，这些行业的排放由将资源转化为服务的资本设备的效率和排放控制。脱碳的步伐几乎完全取决于资本周转率。与能源或水系统中的设备相关的排放将在该设备的整个使用寿命期间持续存在。资本周转是更换能源相关设备、设施和基础设施的预计时间。该时间段取决于系统的功能寿命和潜在替代品的相对价值。如上所述，替代价值可以通过创新（更好的服务）、效率（更低的能源消耗）、替代（替代投入的成本更低）和缓解（更好的环境足迹）来增加。技术发展和政策激励措施可以通过增加替代价值来加速脱碳，但系统的资本成本及其预期剩余使用寿命对整体步伐产生重大影响（如果不是主要影响的话）。

表 2.2 可持续发展框架的每个部分都有减轻能源和用水影响的例子，这些例子表明资源短缺供应的不利后果和创新的好处

<p>1. 能源短缺-被迫降低能源服务和生活质量</p> <p>燃料配给：在 20 世纪 70 年代美国能源危机期间，国际政治紧张局势导致石油进口突然紧缩，随之而来的是用于运输和发电的燃料价格飙升。加油站排起了长队，还有一段时间没有燃料供应。</p> <p>轮流停电：21 世纪初，加州经历了一次电力危机。有缺陷的电力监管和市场设计允许市场操纵者限制供应并推高价格。一些地区断电以缓解电力短缺。</p>
<p>2. 水资源短缺-农业和卫生设施用水被迫减少</p> <p>千年期干旱：由于几个地区没有足够的灌溉用水，澳大利亚的农业产量大幅下降。虽然由于全球粮食网络的弹性，饥荒得以避免，但农民的生计遭到破坏，全球粮食价格上涨。</p> <p>零水日：2018 年，南非开普敦市在一场极端干旱导致水库水位降至危险的低水平后，宣布了主要的用水限制。这种严重的水配给导致了失业（尤其是对那些工资已经很低的工人）、食品价格上涨和旅游收入的损失。该市被迫计划关闭市政供水和瓶装水的分配，这将导致所有居民的生活质量受到严重破坏。</p>
<p>3. 节约能源-与能源服务相关的生活质量自愿下降</p> <p>小型简单汽车：较小的车辆让购买者享有更少的乘客空间和（通常）更少的设施。这些服务的减少通过降低燃料费用得到补偿，并伴随着更低的排放和其他环境影响。</p> <p>恒温器设置：冬季较低的温度设定可以实现较低的燃料费用和碳排放，但降低舒适度。</p>
<p>4. 节约水资源-与充足水资源相关的生活质量自愿下降</p> <p>景观灌溉：在水资源短缺时减少或放弃灌溉，让草坪/田地变成棕色，可以降低水费，给</p>

人一种“尽自己的一份力”的感觉。然而，它影响了住宅的美观和室外的舒适性。较低的用水量可以减少与灌溉用水处理相关的能源和碳排放。

小便不冲：小便后不冲洗可以减少水的使用，从而减少能源和水供应和处理的相关排放。然而，它会产生气味，并可能降低适当卫生设施的外观。

5. 节约能源-审慎行动以减少能源浪费

关灯：运动传感器、定时器和在不使用时关闭照明，以降低能源使用和相关排放，并以轻微的不便换取在控制方面的少量投资。

发动机启动/停止：自动关闭汽车发动机的系统，节省燃料和减少空转污染，换取成本更高的启动设备和排放控制。

6. 节约用水-审慎行动以减少水资源浪费

修复漏洞：地下基础设施的漏水是看不见的，即使是小的漏水，比如滴水的水龙头，也会大大增加单个住宅的用水量。加强补救措施，有时甚至需要昂贵的干预，从而降低消费者的用水成本，并在处理点节省能源/温室气体。

低流量的固定装置和电器：厕所、水龙头、洗碗机和其他电器的设计可以提供同样的卫生效益，同时减少使用过程中未被利用的水量。这减少了供水和污水处理的总用水量和能源消耗。一些节水设备为消费者提供相同的服务，而另一些则降低了舒适性或便利性。

7. 能源缓解-为减少能源使用对环境的影响而产生的成本

碳捕获和封存：使用化石能源产生的二氧化碳可以在排气烟囱中分离，加压，并重新注入地下。这一过程需要昂贵的设备，并降低整体能源效率，但它可以减少某些设施 90% 的温室气体排放。

填埋场气体回收：从垃圾填埋场的有机腐烂物中拦截和回收甲烷可以避免全球变暖高潜能值气体的排放。将垃圾填埋气体转化为电力有一个小的附带好处，即避免了一些化石燃料的使用。

8. 水资源缓解-减少与污水处理相关的排放的投资

厌氧消化：有机物质在生物反应器中被消化，产生沼气流和低能量的污泥。安装和操作厌氧消化的投资可以产生有用的能源产品，可以抵消化石燃料的使用，并降低有机废物排放对环境的影响。

9. 能源替代-使用具有潜在成本或可靠性影响的替代资源

更清洁的燃料：气代煤进行发电，降低了生产单位电力的二氧化碳排放量。当每单位天然气的价格与煤炭相当时，没有什么理由不进行替代。

可再生电力：来自太阳能电池板和风力涡轮机的电力可以取代化石燃料发电。太阳能以较高的资本成本和固有的间歇性换取零燃料成本和零碳排放

10. 水替代-可能驱动系统重新配置的替代资源或技术

非饮用性复用：紫色管道系统将三级处理污水输送到灌溉和一些工业/冷却应用。这减少了对淡水供应的需求，并可能抵消抽水和处理饮用水所消耗的能源。

紫外线消毒：紫外线可以代替氯，用来杀死供水系统或回收污水中的病原体。紫外线不需要化学输送或加药设备，避免产生消毒副产物。然而，紫外反应器会产生巨大的前期成本和持续的能源成本。

11. 能源效率-从同等资源中提供服务的技术提高

空气动力学：车辆外形的改进减少了阻力，使汽车和卡车在相同重量和客货容量的情况下，用相同数量的燃料能够行驶得更远。

热回收：发电和许多工业过程将热能从废气转移到进气。这一过程需要昂贵的热交换设备，实现大量的能源节约，从而减少排放。

变速驱动器：新颖的电子器件使驱动压缩机和泵的电机以较低的速度（因此功率较低）运行而不损失效率。在曝气或泵送需求较低的时期，这节省了大量的能源。

12. 用水效率-增加单位用水的效益

滴管：用滴灌代替播散，大大减少了蒸发和渗透造成的水分损失，从而减少了供水的泵送和处理要求（以及相关的能源和排放）。然而，滴灌系统的安装和维护成本更高。

13. 能源创新-以更少的资源消耗提供更好的能源服务

LED 照明：新的二极管和荧光粉材料能够在相同（或更好）的质量和光强度下大幅降低能源消耗，具有更长的寿命并产生更低的热量。

混合动力和电动汽车：更高的能量密度和更耐用的电池可以实现再生制动和电动燃料，从而提高效率并减少排放。电动汽车更安静，还能消除当地污染。它们的加速和操控性能都优于同类传统车辆，有时还可以在家加油。

14. 用水创新-以更少的能源/材料投入提供更好的处理

好氧生物膜反应器：与传统曝气相比，新材料和管道配置能够以更低的泵送能量在污水中进行有机解构，从而减少排放。

水和能源投资的资本周转率范围很广。在住宅和商业最终用途领域，水和能源设备的资本周转速度往往最快。运输设备周转较慢。工业和公用事业领域设备的巨大资本密集度往往会导致周转率最慢。能源和水的分配和收集基础设施也设计用于较长的使用寿命，因此变化非常缓慢。

2.4.1 住宅和商业设备

住宅和商业领域的资本周转分为三大类。对于灯泡、电子产品和小家电等“设备”，更换时间约为五年。它们可以根据消费者的喜好进行升级。消费者在购买时通常会选择效率最高的设备。电炉、热水器、空调和冰箱等耗能和耗水的“主要电器”的使用寿命约为 20 年。它们通常在发生故障时被更换。有联邦和州一级的激励措施来提高效率。这些激励措施有效地影响了消费者在需要更换时选择效率更高的设备，但它们只会加速富裕消费者群体在寿命结束前更换低效设备的决定。“住宅”本身就是一个家庭最大的支出（作为租金或资本购买）。住房资本存

量周转率通常以生命周期来衡量，很难评估脱碳。很少以可持续性为主要动机对电气、燃料和管道系统进行重大更改。一个例外是太阳能的增加，随着价格下降和创新融资模式的普及，太阳能变得越来越普遍。

2.4.2 运输设备

除住房外，大多数美国人最大的资本投资是个人车辆。车辆能源使用和碳排放受到若干敏感因素的影响。消费者通常根据当前的市场条件（即加油站的燃料价格）而不是总拥有成本做出决定。因此，当燃料价格较高时，消费者倾向于购买效率更高、碳排放量更低的车辆，而当燃料价格较低时，消费者倾向于购买效率显著降低的车辆。随着汽车制造技术的提高，汽车使用寿命延长，接近 15 年。从生命周期考虑，车辆的长寿命避免了制造过程中的能源消耗和碳排放。它还阻碍了更高效技术的大规模部署。

预计交通电气化将对整个经济的碳排放产生最大的影响之一。通过低碳发电，电池电动汽车 (EV) 为脱碳提供了强有力的途径。然而，今天销售的更耐用的传统车辆的影响是，它们延长的使用寿命将导致长期的碳排放。几家汽车制造商已宣布到 2035 年仅生产电动汽车的计划。由于资本周转时间约为 15 年，这表明到 2050 年我们仍将有内燃机排放。这是大多数发达经济体净碳为零的目标时间框架。因此，电气化延迟的空间有限。

2.4.3 公用设备

与水一样，能源公用事业规模的资本周转可能非常缓慢。作为一个极端的例子，位于印第安纳州怀廷的 BP 炼油厂最初由标准石油公司于 1889 年建造，至今仍是美国最大的炼油厂。与脱碳最相关的是电力行业的资本周转。公用事业规模（100 兆瓦到 GW）热电厂是大多数电力行业的基础。煤炭、核能和最近的天然气工厂在十年或更长时间内贬值，但仍继续使用 50 年。折旧资本为老旧工厂提供了运营优势。随着煤炭在全球范围内的下降，在社会对改善空气质量的需求的推动下，早在脱碳运动盛行之前，煤电就一直在下降。在过去十年中，美国已经淘汰了近一半的煤电产能，从占总产能的 60% 以上下降到 20% 左右。一些公用事业公司正在寻求利用燃煤电厂基础设施并用更清洁的能源改造燃煤电厂。与煤

炭一样，运行中的核电站几乎都已完成折旧。有了无碳排放，就有强大的动力来维持核舰队。挑战在于在核电站以恒定输出运行而需求和定价由于风能和太阳能发电的增长而动态变化的市场中保持盈利。自 1979 年三哩岛核电站部分熔毁以来，没有一座新核电站投入使用。乔治亚州有一座核电站正在建设中。

与热电厂 50 多年的资本周转相比，可再生能源电厂往往分布更广，资本周转率也更高。风力涡轮机和太阳能光伏(PV)设施的使用寿命预计约为 20 年。这是基于 20 世纪 70 年代和 80 年代投入使用的设施，这些设施在 90 年代和 2000 年初达到其使用寿命。新风力涡轮机的铭牌容量为 1-3 兆瓦（而不是燃气/热力涡轮机的 10 至 100 兆瓦），新风电场的总容量为 10 至 100 兆瓦。单个太阳能电池板的铭牌容量为 100 瓦，使太阳能发电厂的设计和安装非常模块化。随着产能逐步增加，风能和太阳能发电一直在稳步增长，预计这一趋势将持续下去。与风能和太阳能相比，水电的资本周转时间可能非常长。百年水电站仍在运行。基于大坝的水力发电厂会显著伤害野生动物，例如鱼类产卵。最近对水电的投资已经用“河流”系统取代了水坝，以满足社会需求和环境法规。

2.4.4 一体化

能源行业的资本周转可能会带来一些独特的挑战。例如，汽车电气化决策预计将对液体燃料生产和发电产生重大影响。车辆电力需求的大幅增加可能会引发电力行业新一波资本支出，及现有发电和输电资产运营的重大变化。同样，液体燃料消耗量的大幅下降将对汽油和乙醇市场造成重大破坏（见第 2.5.3 节）。对于用水户而言，没有类似的“燃料转换”资本替代方案。

2.5 实例研究

2.5.1 节能照明

2010 年至 2020 年间，节能照明进入市场是新技术采用的巨大成功。在大约十年的时间里，住宅领域的照明能源强度下降了 75-88%（能源强度增加了~5 倍效率），在美国每年可节省约 500 千兆焦的能源。与平均碳强度为 450 g CO₂/kWh，这一变化导致电力行业每年减排 6250 万吨二氧化碳。发光二极管

(LED) 取代了白炽灯，不仅因为它们更节能，而且因为它们更耐用（用户维护更少，从长远来看可以节省购买新灯泡的钱），并且因为它们提供了更好的照明服务可以选择吸引许多不同消费者的“色温”。

人们早就知道白炽灯泡效率极低。白炽灯泡消耗的电能中约有 3% 以可见光的形式辐射。其余部分作为热量散发。这一事实表明，如果使用新技术，同样的服务可以用更少的电力完成。此外，白炽灯泡散发的多余热量增加了温暖气候下空调系统的负载，进一步增加了能源需求。

不过，向节能照明的过渡并非没有挑战。紧凑型荧光灯 (CFL) 是早期的节能照明技术，未能获得消费者的认可。CFL 的效率几乎与 LED 一样，与之前的白炽灯相比节省了 70-80% 的照明电力。然而，消费者不喜欢 CFL，因为它们产生的光质量较差。CFL 灯具有高色温（偏蓝色调），许多用户认为它具有闪烁的特性。CFL 被宣传为比白炽灯寿命长得多，但它们比预期的更早烧毁。CFL 在市场上的失败证明了消费者可能不愿意用服务质量来换取能源节约，即使从长远来看，服务数量相当，成本节约也不大。当白炽灯泡的唯一可行替代品是 CFL 时，支持向更高效照明过渡的政策举措（效率标准和白炽灯“禁令”）遭到了强烈反对。

政府研究机构和私营企业投入大量资源开发 LED 技术。其中一些投资基于 LED 最终将成为更好技术的证据。有些人对上述政策激励措施所产生的消费者需求做出了回应。今天，除了最利基的应用之外，在住宅领域购买白炽灯几乎是不可想象的。制造技术的进步使 LED 灯泡的生产能够满足几乎任何应用和外形尺寸的需求。

2.5.2 电动汽车

电动汽车 (EV) 的采用代表着交通领域的巨变，它开始改变社会能源使用和碳排放。几十年来一直停滞不前的电池技术在 1970 年代开始发生巨大变化，首先是发现科学，然后是规模化制造。镍金属氢化物化学在 2000 年代初期被锂离子技术迅速超越。改进电池技术已经影响了广泛的市场领域。与其他电池化学成分相比，锂离子电池在充电方面具有灵活性、更高的能量密度（每单位质量或单位体积的能量）和更高的功率密度（相同电压下的更高电流）。锂离子技术改变了小型电子行业，讽刺的是增加了能源需求。虽然高尔夫球车等有限续航里程的

车辆可以使用传统的可充电铅酸电池作为主要能源来运行，但续航里程较长的公路车辆超出了现有能源容量的可用范围。锂离子电池为适用于道路的车辆提供了远距离的潜力。

虽然 19 世纪的一些早期车辆是电动的，但与那个时代内燃机 (ICE) 显着更高的功率和能量密度相比，它们逐渐失宠。在 21 世纪初，第一个广泛商业化的“电动化”移动电池技术是使用混合动力汽车（如丰田普锐斯）推出的。普锐斯既采用了传统的以液体燃料为燃料的内燃机，也采用了由可充电电池供电的电动机。电池通过使用再生制动回收能量进行充电，车辆享受燃油里程增加约 50%。储能虽然不作为一次能源供应，但能够克服传统动力总成设计的弱点导致效率低下。因此，电气化（电池、电机和具有动力传动系统的电力电子设备）在汽车行业站稳了脚跟。

随后，2000 年代中期石油价格的上涨引发了企业家对全电动汽车的兴趣。虽然混合动力汽车中的电池通常提供不到 20 英里的续航里程，但电池 EV 至少需要 100 英里的续航里程，最好大于 300 英里。这需要在电池化学、电极设计和电池组组装方面进行多项创新。学术和研究实验室的研究发现了新的化学物质和设计，大型化学公司对开发制造技术以部署它们产生了浓厚的兴趣。几年之内，特斯拉和通用汽车（分别是一家初创公司和一家全球大型公司）以及其他市场进入者都将轻型电动汽车推向了市场。2021 年，轻型电动汽车占据了美国约 2% 的市场份额。在北欧，高昂的燃料价格推动新车市场上电动汽车销量超过 50%。全球最大的轻型汽车市场是中国，中国拥有最大的电动汽车车队。虽然 EV 的前期成本高于 ICE，但在考虑燃料、维修和车辆寿命成本时，总拥有成本使 EV 的成本低于 ICE。在当前美国能源价格和典型的汽车能源效率下，电动汽车的燃料成本远低于汽油动力汽车。与内燃机相比，电动汽车的运动部件更少，产生的热量更少，并且不需要经常更换润滑油、冷却液和刹车片。因此，维修频率较低，除了更换电池（~10 年），车辆寿命显著延长，维护成本显著降低。

然而，随着轻型电动汽车市场的扩大，很明显，车辆充电将成为电动汽车广泛采用的一个限制因素。由于电动汽车的前期成本高于内燃机汽车，大多数早期采用者都是富裕的买家，他们随时可以在私人车库过夜充电。居住在城市和郊区出租单元中的不太富裕的司机将不会有同样的机会。同样，公共充电基础设施正

在城市地区和高使用率的交通走廊沿线部署，因此农村用户处于不利地位。最后，出租车和送货司机的充电需求将与纯粹出于个人用途的车主有很大不同。

水务行业在采用电动汽车方面有重要的经验教训。运输是美国碳排放的一个贡献者，轻型电动汽车占液体燃料使用量的 60% 以上。如果不改造轻型车队，世界就无法实现任何有意义的脱碳目标。请注意，只有在车辆使用无碳电力充电的情况下，使车队电气化才能实现脱碳目标。同样，只有在电网脱碳的情况下，水和污水处理行业的电气化能源输入或单元操作才会有效。此外，成功需要对基础科学和工程以及基础设施进行投资。新生的科学技术可以成长为主要的商机。例如，自疫情爆发以来，特斯拉已成为全球最有价值的汽车制造商。然而，在大规模采用低碳技术之前，必须满足某些性能目标。就电动汽车而言，性能目标是电池的能量密度，市场需要等待锂离子化学技术足够先进（可靠、可制造）才能被采用。水务行业必须确定脱碳系统的绩效目标，并寻求对能够达到这些目标的技术进行投资。

2.5.3 纤维素生物质

使用农业衍生燃料（酒精或转化植物油）运行的发动机几乎与使用化石燃料运行的发动机存在的时间一样长。然而，在大多数情况下，石油燃料在成本和能源回报的基础上远远优于生物燃料。尽管 1970 年代的石油危机引发了人们对生物燃料的兴趣，但几十年来这些燃料的市场仍然很小。

随着 2000 年代中期石油价格的上涨，美国首先通过了 2005 年的能源政策法案 (EPACT) 和 2007 年的能源独立安全法案 (EISA) (EPA, 2007)。这些法律旨在确保可靠的国内燃料供应，同时为农场和农村地区创造经济机会。EPACT 为乙醇制定了国家混合量要求。由于这些好处，燃料制造商很容易超过乙醇混合物的要求。EISA 提出了更激进的混合要求，并首次强制要求减少基于生命周期的温室气体排放。生命周期分析 (LCA) 表明，尽管玉米淀粉乙醇本质上是生物来源的，但由于农业和工艺热需要大量的化石能源，因此仅能减少约 20% 的温室气体排放。纤维素乙醇具有降低生命周期温室气体排放量的潜力，因为它使用了更多的植物材料（从而减少了每吨原料的耕作总面积），并且因为它旨在使用生物质作为工艺能源。EPACT 和 EISA 为淀粉乙醇作为早期市场进入者创造了一条途径，

并预计纤维素乙醇将在 2021 年主导生产并达到稳定水平。EISA 2007 引起了风险投资者、企业家和科学家对纤维素研究的极大兴趣。

随着玉米淀粉乙醇的早期授权，投资者被激励增加传统生物精炼厂的规模，并且产量超过了 EISA 的目标产量。几年之内，玉米乙醇利用了 40% 的玉米作物产量，很大程度上实现了 EPACT 最初的目标之一——支持农村经济发展。乙醇迅速达到~10% 体积混合汽油供应，扩大液体燃料供应作为目标任务。

纤维素生物燃料进展较慢。最初，限制性技术因素被认为是将顽固的纤维素分解成可发酵糖的酶。纤维素是一种结构聚合物，由难以解聚的单体糖组成。相比之下，淀粉是一种由易于消化的糖聚合物组成的营养来源。随着纤维素酶科学的进步，在纤维素生物燃料过程中发现了其他技术挑战。在建造先驱纤维素生物精炼厂时，最初的估计是每单位产品体积的资本成本大约是其两倍。与成熟的淀粉乙醇生物精炼厂相比，由于整体生产率较低，纤维素生物精炼厂的资本成本增长到 5 到 10 倍。这导致了纤维素工业的商业化延迟和独特的挑战。在 EISA 为纤维素生物燃料制定指令和激励措施 14 年后，该行业尚未对脱碳产生重大影响。

纤维素和整个生物燃料市场迅速发展了两个截然不同的挑战。第一个挑战是市场规模在结构上受到限制。随着玉米淀粉乙醇产量的快速增长，美国很快生产了足够的燃料，达到了整个汽油市场 10% 的产量。当时，由于材料兼容性，大多数车辆和大多数燃料基础设施仅限于 10% 乙醇(E10)混合物。传统技术在脱碳方面相对无效，已经超出了市场的消费能力。作为一种解决方案，提出了能够使用含有高达 85% 乙醇燃料的灵活燃料汽车 (FFV)。制造成本差异仅为 100 美元左右。车辆制造商因车辆获得积分，就好像车辆始终使用 85% 乙醇(E85)燃料来满足车队范围内的企业平均燃油经济性(CAFE)标准。燃料市场没有任何销售 E85 燃料的动力，因此 FFV 继续使用传统的 E10 燃料运行。因此，FFV 只会偶然增加乙醇的使用量，因此对温室气体减排的影响很小。EPACT 16 年后，玉米乙醇约占汽油市场的 10%，每加仑可减少约 20% 的温室气体排放。

因此，乙醇导致温室气体减少约 2%。EISA 2007 和纤维素生物燃料基本上没有对温室气体排放的额外影响。生物燃料市场的第二个挑战，尤其是纤维素生物燃料，是对水务行业的重大警告。在 2007 年 EISA 意识到纤维素生产是一个新兴行业，制定了一项监管要求，要求美国 EPA 每年监测纤维素生物燃料的生

产能力。EISA 对纤维素燃料的要求每年调整一次，以避免燃料混合器被要求使用不存在的纤维素生物燃料。自第一个混合要求以来，制造能力一直落后于混合要求，因此 EPA 调整了体积要求。纤维素生物精炼厂是一项复杂的操作，需要数年的时间来建造和部署。本章的一位作者采访了项目投资银行，并描述了 EISA 的要求、EPA 的监管角色以及建设的时间和成本(Blazy et al., 2015)。人们普遍认为这是一个糟糕的投资决定。因此，很少有纤维素生物精炼项目启动，行业几乎没有成功。水务行业应该明白，不考虑市场、经济学、基础科学、技术状况和任务的全部范围的任务可能导致投资失败，在实现脱碳目标方面进展甚微。

2.5.4 风能和太阳能

能源行业脱碳的真正成功案例之一是风能和太阳能的大幅增长。虽然这些技术截然不同，但我们在这里评估了它们的综合影响。太阳能具有满足所有社会能源需求的潜力(Hermann, 2006)，并被认为是脱碳的最终解决方案。虽然风能在总潜力方面受到更多限制，但它的增长速度比太阳能快。风能和太阳能的优势在于无碳排放，无燃料要求。对燃料的需求带来了供应链风险，也增加了总成本的燃料价格波动风险。在本书出版之时，可再生能源是美国仅次于天然气的第二大发电能源，赶超核能并超过煤炭。

风能和太阳能的增长展示了水脱碳可以效仿的技术“学习曲线”。在包括投资税收抵免 (ITC) 和生产税收抵免 (PTC) 在内的激励措施的推动下，风电装机容量的总体增幅是所有发电类型中最大的。这种快速的建设促进了“边做边学”，风力发电的模块化特性允许在涡轮机的设计、制造和建造中不断创新。风能领域的重点研发只带来了渐进式改进，但对于风能技术而言，渐进式改进带来了巨大的性能提升。例如，涡轮机的发电量与其叶片长度的平方成正比。因此，通过新颖的设计和材料实现的叶片长度的小幅增加导致涡轮容量的非线性增加。同样，更高的塔架使涡轮机能够获得更可靠的风力资源。除了产生的千瓦时的大量增加之外，更高的可靠性转化为更有价值的电力资源。最终，这些改进提高了土地利用效率。

对新型光伏太阳能材料进行了大量研究投资，但尚未大规模部署新材料。相反，价格的急剧下降（以及基于光伏发电的相应快速建设）主要是由于传统太阳

能材料（多晶硅，以及较小程度的碲化镉）的制造成本和安装成本的降低。中国推动了制造成本的降低。ITC 加快了国内安装市场的步伐，边干边学再次降低了安装成本。每个新的光伏装置都为地面安装和屋顶安装系统的机架、互连和施工物流带来了增量创新。在本书出版时，太阳能光伏在阳光充足的地区（例如美国西南部）提供了最低的电力成本。然而，由于发电量在中午达到峰值，而需求在其他时间达到峰值，因此在太阳能普及率较高的地区，额外太阳能装置的价值开始下降(Bolinger et al., 2021)。

风能和太阳能面临的挑战是间歇性。最终的解决方案是将间歇性可再生能源生产与能源储存联系起来。储能包括电池、超级电容器、抽水蓄能、其他机械系统，甚至是热力系统。电网规模储能的价值低于纯电动汽车，因此电网储能正在向电动汽车学习和适应。可再生能源发电为水务行业脱碳提供了重要模板。市场转型不需要技术上的重大进步。相反，政策激励措施足以推动经济增长以促进产能扩张。安装量的增加推动了制造业和基础设施支持的学习曲线，以进一步激励部署。几年来，激励措施使可再生能源成为增加容量的最低成本途径。随着制造和安装过程的成熟，不再需要 ITC。随着容量增长到破坏电网弹性的程度，存储和其他机制正在发展为解决方案。存储激励措施正推动存储容量增长。预计可再生能源加上电网规模的存储将提供具有成本竞争力和可靠的无碳电力行业。

致谢

这项工作得到了美国能源部通过合同 DE-AC07-05ID14517（爱达荷国家实验室）的支持。这项工作是在美国能源部的赞助下由劳伦斯利弗莫尔国家实验室根据合同 DE-AC52-07NA27344 进行的。本文件是作为对美国政府机构赞助的工作的说明而编写的。美国政府、Lawrence Livermore National Security, LLC 及其任何员工均不作任何明示或暗示的保证，也不承担任何法律责任或对披露的任何信息、设备、产品或过程的准确性、完整性或有用性负责，或表示其使用不会侵犯私有权利。本文通过商品名称、商标、制造商或其他方式提及任何特定的商业产品、流程或服务，并不一定构成或暗示美国政府或 Lawrence Livermore National Security, LLC 对其的认可、推荐或支持。本文所表达作者的观点和意见不一定陈述或反映美国政府或 Lawrence Livermore National Security, LLC 的观点

和意见，并且不得用于广告或产品代言目的。

参考文献

- Blazy D., Pearlson M. N., Miller B. and Bartlett R. E. (2015). A Monte Carlo-Based Methodology for Valuing Refineries Producing Aviation Biofuel, Chapter 15. Royal Society of Chemistry, Cambridge UK, pp. 336–351. <https://doi.org/10.1039/9781782622444-00336>
- Bolinger M., Seel J., Warner C. and Robson D. (2021). Utility Scale Solar 2021 Technical Brief. Lawrence Berkeley National Lab, Berkeley, CA. https://emp.lbl.gov/sites/default/files/utility-scale_solar_2021_technical_brief.pdf (accessed 2 November 2021)
- DHS (2021). National Critical Functions. U.S. Department of Homeland Security, Washington, DC. <https://www.dhs.gov/cisa/national-critical-functions> (accessed 30 October 2021)
- Dieter C. A., Maupin M. A., Caldwell R. R., Harris M. A., Ivahnenko T. I., Lovelace J. K., Barber N. L. and Linsey
- K. S. (2018). Estimated use of Water in the United States in 2015. In USGS (Circular 1441). U.S. Geological Survey, Reston VA. <https://doi.org/10.3133/cir1441>
- DOE (2014). The Water-Energy Nexus: Challenges and Opportunities. U.S. Department of Energy, Washington DC. https://www.energy.gov/sites/prod/files/2014/07/f17/Water_Energy_Nexus_Executive_Summary_July_2014.pdf (accessed 20 April 2020)
- DOE (2020). Moving Goods in A SMART Mobility System. U.S. Department of Energy, Washington DC. <https://www.energy.gov/eere/vehicles/downloads/smart-webinar-6-moving-goods-smart-mobility-system> (accessed 30 October 2021)
- EIA (2021). Monthly Energy Review. U.S. Department of Energy, Washington DC. <http://www.eia.gov/totalenergy/data/monthly> no (accessed 24 November 2020)
- EPA (2007). Energy Independence and Security Act. Public Law 110-140. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-energy-independence-and-security-act> (accessed 11 January 2022)
- EPA (2021). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks 1990–2019 (No. EPA430-R-21-005). U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. <https://www.epa.gov/ghgemissions/inventory-us-green-house-gas-emissions-and-sinks-1990-2019> (accessed 30 October 2021)
- EPRI (2013). Electricity Use and Management in the Municipal Water Supply and Wastewater Industries (No. 3002001433). Electric Power Research Institute, Palo Alto CA. <https://publicdownload.epri.com/PublicDownload.svc/product=000000003002001433/type=Product> (accessed 14 January 2020)
- Gleick P. H. (1994). Water and energy. *Annual Review of Energy and the Environment*, 19(1), 267–299. <https://doi.org/10.1146/annurev.eg.19.110194.001411>
- Greenberg H. R., Simon A. J., Singer S. L. and Shuster E. P. (2017). Development of Energy-Water

Nexus State-Level Hybrid Sankey Diagrams for 2010. In LLNL (LLNL-TR-669059). Lawrence Livermore National Lab, Livermore CA. <https://flowcharts.llnl.gov/report> (accessed 7 January 2020)

- Grubert E. and Sanders K. T. (2018). Water use in the United States energy system: A national assessment and unit process inventory of water consumption and withdrawals (research article). *Environmental Science and Technology*, 52(11), 6695–6703. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00139>
- Hermann W. (2006). Quantifying global exergy resources. *Energy*, 31(12), 1685–1702. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.09.006>
- Kyung D., Kim M., Chang J. and Lee W. (2015). Estimation of greenhouse gas emissions from a hybrid wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 95, 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.032>
- Roy M., Edwards M. R. and Trancik J. E. (2015). Methane mitigation timelines to inform energy technology evaluation. *Environmental Research Letters*, 10(11), 114024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/114024>

第三章 城市水循环中的温室气体

Andrew Shaw^{1*}, Kubeshnee Chetty², Tak Fan Chan², Elena Lindsey², Anjana Kadava¹ and Ben Stevenson³

¹Black & Veatch Corporation, 920 Memorial City Way, Suite 600, Houston, TX 77024, USA

²Binnies, 60 High Street, Redhill, Surrey, RH1 1SH, UK

³Black & Veatch Ltd, Queens House, 19–29 St. Vincent Place, Glasgow, G1 2DT, UK

*Correspondence: shawar@bv.com

3.1 引言

本章主要阐述城市水循环系统下的温室气体(GHG) 排放。在概述城市水循环系统和不同范围的等效碳排放定义基础上,描述城市水循环各个环节中的主要温室气体排放,以寻找脱碳机会。本章后半部分介绍了进行碳足迹评估的框架,并概述了评估温室气体排放的可用协议和相关方法。

3.1.1 城市水循环概述

城市水循环可以定义为包含向社会提供饮用水的过程 (Bakhshi, 2009)。这还包括污水和污水的清除和回收,以及将雨水作为自然资源重新定向。它提供了饮用水需求和自然资源供应之间的重要平衡。城市水循环有七个关键阶段:取水、处理、配水、使用、污水收集、污水处理和排放,如图 3.1 所示。以下部分简要描述了各个阶段,并初步说明了每个阶段所使用的能源,这可以作为该阶段整体脱碳潜力的指标。

取水主要源自地表水体(例如河流)或地下水源,从源头提取原水的过程需要消耗能源。地下水自然而然地通常比其他来的水质好,因此处理过程需要更少的能量输入。然而,与从地表水源中提取相比,每单位提取地下水所需的电力大约多出 30% (Appelbaum, 2002)。水在必要时由水坝和水库储存,以确保有足够的水源用于处理。也可以从微咸水或含盐水源中提取水,然后在脱盐淡化厂进行处理。

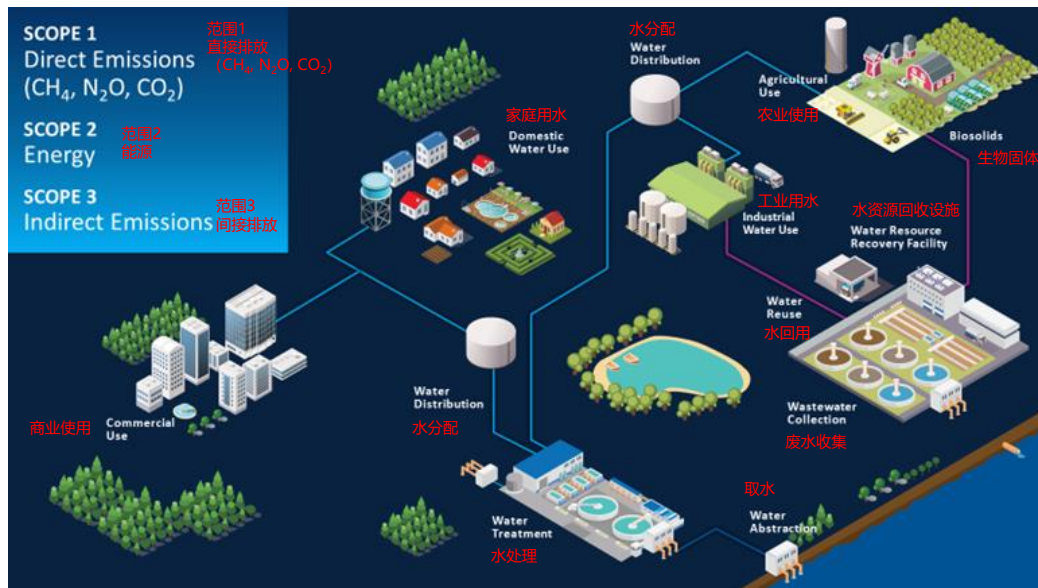


图 3.1 城市水循环示意图

取水后，水被处理至达到饮用水水质标准，其水质标准取决于国家或地区的要求。当今可使用的处理技术多种多样，根据现场特定条件和所需的处理标准进行选择。技术流程的进步与更高的排放没有直接关系，因为现代流程旨在减少排放。然而，Bakhshi (2009) 认为，随着各种涉水法律（例如《安全饮用水法》）要求更高质量的水，能源使用和排放量将会增加。

无论是使用分布式处理厂还是集中式处理厂，都需要储存设施、泵和管道将清洁水配送给最终用户。尽管有些系统仅依靠重力，但大多数都需要泵送。泵送保持水的压力和运动，不仅可以重新输送水，还可以最大限度地减少管网的腐蚀和污染 (Klein, 2005)。这通常是一个能源密集型过程，以维持整个配送网络中所需的系统压力。由于许多供水网络的老化，基础设施的泄漏和问题导致相关系统内的能源消耗增加。此外，能源使用主要是由需求增加和城市扩张推动的。

家庭、企业和工业消耗水，并在其中进一步使用能源：处理、循环、加热、冷却。地表水径流可以归在“使用”类别中，尽管其来源—降水—来自自然水循环。地表水径流和雨水管理因此成为城市水循环的过程。来自家庭或工业的不含粪便污染的污水称为灰水。灰水可以净化并现场再利用，例如用于冷却过程。

污水收集系统通常使用重力将污水输送到要处理的设施，其实现方式一般是通过将污水处理设施定位在城市区域的“下游”。然而，大城市或平坦地区将需要泵送污水，这会显著增加其能源消耗。

由于来水是“脏的”，污水比淡水需要更多的能量来处理。污水处理的类型

取决于最终排放或再利用点，因此能源和温室气体排放量差异很大。污水有多种来源，从工业过程到地表水径流的污染各不相同。因此，污水的处理比给水处理需要更多的考虑。污水可以被充分清洁以用于多种再利用途径，包括采用先进的污水处理技术以生产饮用水，而无需将出口排放回其天然来源，即再生饮用水。

水被排放到地表水体中，以重新融入自然水循环或供城市水循环再利用。

3.1.2 范围 1、2 和 3 排放的定义

温室气体排放可分为范围 1、2 或 3。政府间气候变化专门委员会(IPCC)对三个范围有明确定义 (IPCC, 2014a):

- 范围 1 是指来自报告实体拥有的排放源的直接温室气体排放。由报告实体控制或管理的排放源产生的温室气体排放也可以归类为范围 1。

- 范围 2 排放指报告实体购买的能源所产生的间接排放。如果排放是来自特定地区、行业、公司或其他不同边界的活动的结果，则它们被描述为间接排放。范围 2 排放的来源通常是电力、热力或蒸汽的生产。

- 范围 3 排放代表所有其他间接排放。这些可能包括与原材料生产相关的排放，包括原材料的提取以及购买的材料、燃料或服务的生产过程 (Hertwich & Wood, 2018)。一般来说，任何外包活动都被归类为范围 3，例如废物处理、租车或合同维护。范围 3 排放可能难以在全球范围内量化，因为一个实体的范围 3 排放也可能被另一个组织归类为范围 1 或 2 排放 (Ghaemi & Smith, 2020)，从而导致排放的重复计算。

3.1.3 水足迹和碳足迹

水足迹是一个类似于碳足迹的概念，它试图解释人类活动中使用的水。ISO 14046 是进行水足迹核算的标准方法。在题为《水足迹：可持续水设施的新概念》(WRF, 2014) 研究中，水研究基金会 (Water Research Foundation) 研究了水设施对水足迹的使用。碳足迹和水足迹的交叉研究是与水足迹方法开发者自然而然关心的事。

3.2 水循环中的温室气体

水循环中的温室气体排放需要充分考虑水循环各个阶段产生的排放，从取水到水处理、消费者使用、处置、污水管网排放、废物处理和最终排放。根据图 3.2 所示的 2014 年数据，废弃物处理行业（例如垃圾填埋场、污水处理）约占全球人为温室气体排放的 3%。供水和处理过程仅占水循环温室气体排放的 11%，其中大部分（89%）来自与家庭用水和“家庭”处理相关的碳排放，当然也包括加热水消耗能源的排放（Rissman et al., 2020）。Guohua et al. (2019) 调查了中国北京城市水循环的影响（如图 3.3）。他们发现水循环占城市能源使用总量的 33%，但其中 90% 与最终用途有关，例如家庭用热水等。他们的研究发现，单位水消耗的能源强度 (kWh/m³) 与其他研究一致，这也表明水的使用阶段最为重要。

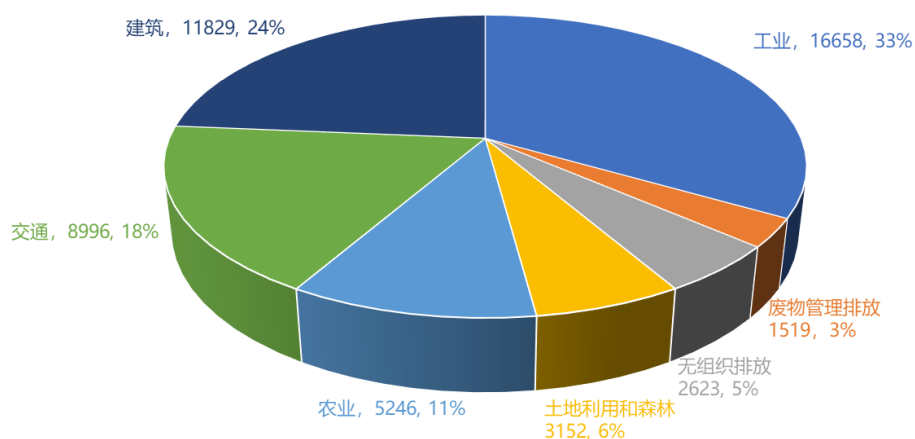


图 3.2 2014 年全球各行业温室气体排放量，Mt CO₂e(基于 Rissman et al., 2020)

Beijing Water Cycle Energy Use 2015 北京水循环的能源消耗, 2015

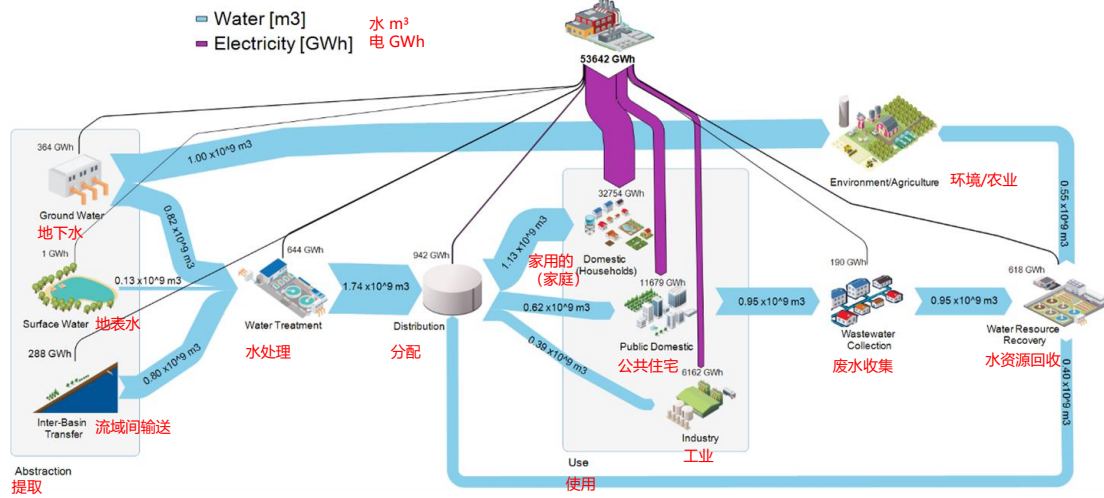


图 3.3 2015 年北京市水循环全过程能耗桑基图(修改自 He, 2019)

本章将概述与取水、供水和排水处理以及生物固体管理过程相关的范围 1、2 和 3 排放。为了真正实现净零碳排放，政策制定者需要将重点从供应和处理转移到消费者方面，并针对性采取减少使用或提高消费效率的干预措施，从而减少整个水生命周期的温室气体排放，而不只是聚焦于输送和处理过程。

据报道，拥有 6700 万人口的英国，其水行业在 2011 年至 2018 年期间实现了 45% 的温室气体减排，减排量约为 240 万吨 CO₂ 当量，消耗的电力约为 6.8 TWh。这些碳排放大部分与电力相关，全英国约 2% 的电力用于抽水和污水处理。不过，英国水行业已承诺到 2030 年实现净零碳排放 (Water UK, 2020)。

3.2.1 范围 1—直接排放—来自拥有和受控的资源排放

3.2.1.1 新资产的设计和建造

嵌入的碳排放通常与处理厂扩大规模或安装新资产有关。广泛的假设是实施新计划是为了满足不断增长的需求，而不是替换现有资产。因此，随着需求的增加，随着处理能力的建立以适应需求的增长，嵌入的碳排放也会增加。

供水公司可以通过投资“智能设备”来减少需求增长，这些设备可以帮助消费者监控和跟踪消费情况，例如：厕所、淋浴和浴缸的节水设备；水表；节水家用电器；雨水收集系统；灰水回收（即用于冲厕所的淋浴、浴缸和水槽中的水）和

减少水管泄漏。

3.2.1.2 水和污水收集系统

水的收集和取水：与蓄水池相关的大部分运营排放；区域水网通过运营活动产生的输送管道等。通常被归类为范围 2 排放，因为它涉及利用电网能量进行一定程度的抽水。与集水系统直接相关的其他排放是现场车辆移动产生的排放以及与现场直接交付的维护活动相关的排放。

污水收集：在没有氧气的情况下，下水道中会产生甲烷、一氧化二氮和硫化氢。甲烷 CH_4 和 N_2O 排放占下水道生命周期碳足迹的 3% (Eijo-Río et al., 2015)。污水处理系统产生的碳排放通常不包括在污水处理厂的碳计算中，导致水循环全周期碳评估存在空白。Zawartka et al. (2020) 研究显示，在将污水输送到污水处理厂以及收集和处埋污水的气体排放方面得出了类似的结论。展望未来，将需要关注废物收集系统才能真正实现零排放。

3.2.1.3 水和污水处理和污泥管理

水处理：水处理过程的性质通常在饮用水生产过程中排放少量的温室气体。

污水处理：污水处理厂的温室气体排放通常是通过生物污水处理过程产生的二氧化碳 (CO_2)、甲烷 (CH_4) 和一氧化二氮 (N_2O) 产生的。欧盟委员会报告中关于污水系统和处理过程排放的计算占世界 CH_4 和 N_2O 排放总量的 9% 和 3% (Zawakati, 2020)，而相比之下，英国报告的排放量的四分之一为根据碳核算工作簿 (CAW)，2800 万户家庭处理污水和回收污水时产生的甲烷和 N_2O 。生物处理过程和现场用电量都会产生二氧化碳排放。污水中的有机碳要么被掺入生物质中，要么被氧化成二氧化碳 (Campos et al., 2016)。通过处理厂的运营提高能源效率将有助于整体减少现场的二氧化碳排放量，从而通过提高能源节约同时减少环境污染，从而有助于降低处理成本业务活动的影响。

N_2O 排放是由用于从污水中去除含氮化合物的硝化和反硝化过程产生的。它最常活性污泥工艺过程中产生，其中硝化细菌在好氧或缺氧条件下产生 N_2O 。在缺氧条件下，氨和亚硝酸盐氧化细菌都会产生 N_2O ，而只有氨氧化细菌在有氧条件下产生 N_2O 。一小部分 N_2O 也来自现场砂砾和污泥储存罐。

一氧化二氮 (N₂O) 和甲烷(CH₄) 是强效温室气体, 其全球变暖潜能值 (以二氧化碳当量表示) 分别为 265 和 28。当排放到大气中时, 它们会对气候变化产生重大影响。 Oshita et al. (2014)研究表明, 污水处理厂的大部分甲烷排放与污泥管线中涉及的过程密切相关。CH₄ 排放主要来自厌氧消化过程及其相关的工艺单元, 如初沉污泥浓缩机、离心机、热电联产厂废气、消化污泥缓冲罐和脱水污泥储存罐。Daelman et al. (2012)发现, 大约 1% 的进入污水处理厂的化学需氧量 (COD) 以甲烷的形式排放, 而污泥处理单元占污水处理厂甲烷排放量的 72%。

由于计算过程排放的 CAW 方法与当前的温室气体排放核算实践之间存在明显的不一致, 因此英国的过程排放规模存在不确定性。这部分是由于更新了 CAW 方法, 这可以增加范围 1 排放量增加了 0.2 MtCO₂e/y (约占英国水务行业净排放量的 8%), 相关的基线过程排放量增加了 30%。

从根本上说, 减少运营碳排放的核心重点通常涉及修改或优化处理厂的运营条件, 因为这是最经济和最具成本效益的方法, 但由于运营限制, 这并不总是可行的。安装的单元。其他减少温室气体排放的方法还包括处理气流或安装新工艺以去除有机物和污染物。

污泥管理: 采用先进的消化处理方法处理现场产生的污泥以及从其他场地进口的污泥, 以提高污泥处理过程中的沼气 (CH₄) 产量。沼气可用于现场热电联产发动机 (CHP) 以产生可再生能源。沼气的其他用途还包括天然气到电网应用。

稳定和脱水的生物固体是一种有价值的产品, 可用作农业用肥料和土壤改良剂。不同国家有生物固体保证计划、操作规范和法规, 以确保其安全回收。

3.2.2 范围 2—能源使用产生的温室气体

英国的水工业消耗了该国用于抽水、水处理和污水处理的总电力的大约 3% (Nair et al., 2014)。饮用水和污水操作的整个水循环都需要电力, 包括取水、处理和分配水, 然后是污水收集和污水处理, 以及在适用的情况下进行水再利用。

3.2.2.1 抽水

提取所需的能量取决于水的来源。抽水通常需要从地下水位抽取地下水, 而

抽取地表水的能量取决于水源和处理设施之间的距离和剖面。

在用水被消费者使用后，用过的水或污水被收集起来，并根据当地的地面剖面和污水处理设施的相对位置，通过网络或下水道泵送进行处理以去除污染物。处理后的污水通常通过重力排放到当地的受纳水体中，大多数工程通常不需要泵送排放。

3.2.2.2 水处理工艺

水处理厂在可能的情况下设计为重力流，除非由于场地剖面或处理过程的水力要求而需要级间泵送。治疗过程化学计量、混合和过滤系统消耗能源。先进的工艺，如膜过滤、氧化、紫外线消毒和臭氧消毒，需要更多能源。即使引入了节能反渗透膜以及从海水淡化到咸水或处理过的污水，海水淡化也是高度能源密集型的。

将处理过的水分配到饮用水网络中需要大量的能量。然而，据报道，英国 20% 的供水因泄漏而流失，而德国和新加坡分别报告的这一比例约为 3% 和 5% (C40 Cities, 2021)。

3.2.2.3 污水处理工艺

污水处理厂通常在可能的情况下设计为重力流，这也提供了过程安全性。如有需要，末端泵站将被设计为将污水流输送到处理厂的入口。尽可能避免级间泵送以减少能量需求。污水处理中的能源使用取决于处理后的流量、污染物负荷、最终出水水质、所采用的处理工艺类型、监控和自动化水平以及操作人员的经验。

二级/生物处理过程（曝气、混合液回流和流动再循环）、常规和特别先进的厌氧消化（加热）消耗的能量最多。污泥泵送、好氧污泥消化、污泥脱水的污泥处理设备，特别是干燥，都是能源密集型过程。在需要诸如膜生物反应器、氧化、消毒等先进处理的地方，能源需求将大幅增加。诸如化学计量和混合等辅助过程消耗的能量减少了。节能工艺设备的选择以及最近实时控制系统的应用有利于降低处理厂的整体能源消耗。

据报道，当电力用于处理 1 m^3 生活污水时，污水处理产生的碳排放范围很广，从 0.057 到 0.28 kg CO_2 (Gu et al., 2016)。

3.2.2.4 范围 2—能源生产

目前，本土和进口的污泥在较大的污泥处理中心进行厌氧消化以产生沼气。然后可以收集沼气并用于为热电联产 (CHP) 工厂供电，以提供热水/蒸汽和电能，可以在工程内使用或输出到电网。消化前对污泥进行酶和热预处理等先进工艺可提高沼气产量。尽管这些先进工艺的运行需要额外的能源，但作为热能和电力的能源是由产生的额外沼气产生的，因此可以净减少温室气体排放。近年来，沼气并网或供车队使用的做法越来越广泛。

在法规允许的情况下，共同消化进口高强度废物、食物垃圾和脂肪油和油脂，可以最大限度地提高现有设施的产量，并在填埋或在其他地方处理时转移温室气体的生产。

世界各地的许多自来水公司都在现场安装了太阳能光伏 (PV) 和风力涡轮机，并在污水处理厂利用生物固体产生沼气。英国最大的两家供水和污水处理公司 Thames Water 和 United Utilities 在 2019-2020 年发电量占其电力需求的 24% (Thames Water, 2020; United Utilities, 2020)，预计在未来这一比例会增加。

3.2.3 范围 3—其他活动的间接排放

水处理循环的范围 3 排放通常包含水处理循环范围 1 和范围 2 范围之外的所有源。这些包括间接产生的所有排放水处理和供应价值链的上游和下游活动。通常适用于范围 3 排放的领域如下：

- 购买的商品和服务；
- 燃料和能源相关活动；
- 运输和配送（上游和下游）；
- 处理产生的废物；
- 商务旅行——使用间接来源，如飞机、火车等。
- 员工通勤；
- 租赁/租用设备；
- 使用已售产品；
- 售出产品的报废处理。

随着现在的重点转向全面问责和净零排放，越来越多的组织正在进入其价值链，以了解运营对温室气体的全部影响。尽管范围 3 排放的核算和理解不在组织的直接控制范围内，但这将为减少总体温室气体排放提供机会，因为组织可以通过与充分考虑其温室气体排放的供应商签订合同来影响其供应商或简化采购。

3.2.4 碳封存和减排

当所有减少水处理循环产生的运营温室气体排放的途径都完成后，改变碳平衡的另一个机会是考虑碳封存（抵消）以实现净零排放。碳封存是捕获和储存大气中二氧化碳的过程，可以使用地质或生物方法来实现。生物碳封存是最常用的，是指在森林、土壤、水环境、自然植被和其他湿地中储存大气中的碳。碳封存需要大面积的地理土地来申请，而土地有限的人通常会购买绿色碳信用额。来自污水处理厂的生物固体在土地上的应用可用于增加碳封存并为公用事业提供信用。

3.3 协议

协议由一组标准化框架组成，用于估算过程或活动的温室气体排放量。协议通常使用一组排放因子 (EF)，将任务或流程与类似标准流程的温室气体排放量联系起来。有特定的协议适用于特定地区的特定行业，因此选择取决于项目的位置和目的。

协议还提供了定义项目目标和边界条件的指南，并将活动分类为不同的范围。这些协议在以下部分中列出。

3.3.1 国际协议

3.3.1.1 政府间气候变化专门委员会 (IPCC)

IPCC 最初于 1988 年制定，提供了一套基于最新科学和对温室气体排放的理解而制定的指南。排放清单的计算方法是获取活动数据并将其乘以协议中规定的排放因子。该协议是大多数区域和专业协议的基础。

由于 IPCC 是一个科学家小组，它只制作一套关于各种方法的报告，并不直接参与有关人为温室气体排放的积极研究。该小组每 5 至 7 年编写一份修订报告/附录，称为评估报告 (AR)，总结温室气体排放的最新科学。2014 年发布的 AR5（第五次评估报告）是 IPCC 协议的最新可用更新。对原始指南的各种更新如下表 3.1 所示。

表 3.1 原始指南更新

版本号	描述	发布年份
FAR	第一次评估报告	1990
SAR	第二次评估报告	1995
TAR	第三次评估报告	2001
AR4	第四次评估报告	2007
AR5	第五次评估报告	2014
AR6	第六次评估报告	2022

3.3.1.2 世界资源研究所 (WRI)

WRI 开发的 GHG 协议相对于其他协议的定义特征是它使用整体方法为各种组织提供可持续的解决方案。该协议侧重于以下领域：

- 气候；
- 活力；
- 食物；
- 水；
- 森林；
- 可持续城市；
- 海洋。

当温室气体报告机构是企业或组织时，通常首选 WRI 协议。各种温室气体的全球变暖潜能值 (GWP) 与标准 CO₂ 气体的强度进行比较，取自 IPCC 制作的第五次评估报告 (AR5)。

3.3.2 区域协议

区域协议侧重于修改或完善 IPCC 中列出的排放因子，以适应特定的区域政府或企业。以下协议包括与当地水务公司相关的指南，以 IPCC 评估报告为基

础。

3.3.2.1 英国—UKWIR

英国水工业研究中心(UKWIR) 与水研究中心 (WRc) 共同制定了一套基于 IPCC 的专门针对水工业的指南。2004 年发布的原始协议经过改进,目前正在使用第 13 版。该协议的主要重点是:

- 水处理工艺;
- 污水处理工艺;
- 污泥处理和处置;
- 污泥处置到土地和垃圾填埋场。

3.3.2.2 美国—LGOP

地方政府运营协议 (LGOP)是与加州地方政府联合制定的,为地方政府官员、污水和饮用水提供报告指南水处理设施、规划者和利益相关者。LGOP 已被正式接受为美国当地机构的标准报告工具。迄今为止已发布了两个版本的 LGOP:

- (1) 版本 1 – 最初于 2008 年采用
- (2) 1.1 版 –2009 年 5 月修订

3.3.2.3 德国—ECAM 工具

能源绩效和碳评估与监测或 ECAM 工具与缓解气候变化的水和污水公司 (WaCCLiM)和加泰罗尼亚水研究所 (ICRA) 联合开发,有助于温室气体计算和报告。该工具基于 IPCC 指南并使用基于 AR5 的 GWP。

3.3.2.4 澳大利亚—NGER 系统

NGER (国家温室气体和能源报告) 法案为澳大利亚的注册组织提供了一种工具和一套指导方针,用于报告其年度温室气体排放量。它由澳大利亚环境部和气候变化部于 2007-2008 年设计。该系统包括温室气体测量、报告和验证指南。将各种温室气体的强度与标准 CO₂ 气体进行比较的全球变暖潜能值 (GWP) 取自 IPCC 制作的第四次评估报告 (AR4)。

表 3.2 提供了协议的不同版本。

3.3.2.5 CCME—加拿大环境部长理事会

CCME 最初由加拿大环境部于 2009 年开发，主要关注生物固体管理的排放。作为该协议的一部分开发的 BEAM 工具提供了与以下处理过程相关的排放：

- 污泥稳定化；
- 烘干；
- 浓缩和脱水过程；
- 燃烧；
- 土地应用和堆肥。

3.3.2.6 区域协议汇总

表 3.3 比较和总结了区域温室气体协议。





表 3.2 不同版本的协议

版本名	更新的内容 ¹
修正 2013-14	
修正 2014-15	修订范围 2 排放因子和垃圾填埋场排放；估算污泥泻湖排放的 Fevised 方法
修正 2015-16	更新城市废物排放计算方法
修正 2016-17	对范围 2 排放因子的改进和估算地质构造无组织排放的方法补充
修正 2017-18	更新用于范围 2 排放计算的方法
修正 2018-19	范围 2 排放因子；关于污水公用事业报告要求的语言
修正 2019-20	修订范围 2 排放因子

¹: 只说明重要更新。

表 3.3 区域温室气体协议的比较和总结

区域协议	首字母缩写	主要关注区域	GW P 来源	协议链接
地方政府操作规程	LGOP	美国		https://ww2.arb.ca.gov/local-government-operations-protocol-greenhouse-gas-assessments

欧洲委员会 	EC/EMAS	欧盟	IPCC AR5	https://ec.europa.eu/environment/emas/index_en.htm
减缓气候变化的供水和污水处理公司 	ECAM	欧洲	IPCC AR5	https://wacclim.org/ecam/
国家温室气体和能源报告 	NGER	澳大利亚	IPCC AR4	http://www.cleanenergyregulator.gov.au/NGER
加拿大环境部长理事会 	CCME/BEAM	加拿大	IPCC AR4	https://www.ccme.ca/en/about/index.html

3.4 温室气体量化方法

3.4.1 排放因子

量化温室气体排放最广泛采用的方法是使用排放因子 (EF)。EFs 是特定活动、过程或材料的温室气体强度的量度。EF 的应用需要收集活动数据, 例如电力消耗或燃料使用, 并应用相关的 EF, 通常以 tCO₂e 形式给出。这种方法消除了要求组织部署测量活动或主动测量排放, 从而减少资源需求。已发布的 EF 可通过特定数据库 (例如 IPCC 的“排放因子数据库”) 或相关文献获得。计算或测量的 EF 可用于反映特定过程或材料的更具代表性的排放。

鉴于水务行业的大部分排放来自能源和交通, 使用 EF 是一种有效的方法。

活动数据的收集比测量排放要简单得多且具有成本效益。许多数据已经通过电力使用、燃料购买和车辆移动广泛提供给组织。这延伸到隐含碳的量化，因此材料的 EFs 广泛可用。例如，巴斯大学开发了一个开放访问数据库，用于整理和报告各种材料的每次审查的能源和碳值(Hammond & Jones, 2008)。

全球平均 EF 数据目前可用于一系列商品或服务，而且国家层面的 EF 报告越来越多，从而可以提供更好的代表性数据 (Ercin 和 Hoekstra, 2012 年)。EF 通常会定期审查和更新，以反映最准确的排放强度。这在考虑诸如电力消耗等排放源时特别有用，因为电力来源可以随季节和每年变化，特别是在配电和输电系统脱碳时。

在英国，英格兰和威尔士的自来水公司有义务通过 CAW 报告年度 (运营) 温室气体排放量。这种方法使用公布的排放因子，并要求公司提交运营活动数据，从而允许采用简化和标准化的方法来估算运营温室气体排放。

使用排放因子的简单性有其局限性。不考虑场地特定条件，因此任何使用广义排放因子都可能导致在较小规模上的高估或低估。例如，与 WWTP 相关的 N₂O 排放高度依赖于运行条件，因此会在空间和时间上发生变化(Law et al., 2012; Parravicini et al., 2016)。IPCC 最近承认，根据 2006 年指南，N₂O 排放可能被低估，并提供了修订的排放因子和量化方法。修订后的 EF 是进一步评估处理过程中的排放和将污水排放到水环境中的结果(IPCC, 2019)。Wallace et al. (2020) 报告称，这一修订导致新西兰克赖斯特彻奇 WWTP 的 N₂O 计算排放量增加了 40 倍，这大大增加了该工厂的整体碳足迹，从而突出了温室气体报告对 EF 准确性和代表性的敏感性。

3.4.2 直接测量

一氧化二氮可以直接从污水处理过程中以气相或液相进行测量，并且测量活动已在实验室和工厂规模上展开。可以部署封闭室来捕获污泥罐中排放的 N₂O 气体。采样既可以通过重复提取气体样品“离线”进行，也可以通过持续监测“在线”进行。鉴于 N₂O 的排放通量本质上是动态的，在线方法可能会获得更准确的量化结果。可以使用各种分析仪或光谱法进行气体分析，但据报道，鉴于 N₂O 测量范围广泛，使用红外分析仪是首选方法(Law et al., 2012)。室法也可用于测量

处理单元中 CH_4 的释放(Hwang et al., 2016)。

液相 N_2O 测量可以通过在污泥处理线中部署微传感器来进行。与气相测量类似,连续监测可能会捕获溶解 N_2O 浓度的动态通量(Baresel et al., 2016)。需要数学模型将溶解的 N_2O 测量值转换为排放率。虽然这种方法以前被认为更适合提高对排放过程的理解(Law et al., 2009),但最近的研究表明气相和液相测量之间的一致性(Baresel et al., 2016)。

对甲烷的来源和汇知之甚少,国际上越来越多地努力更好地了解当前的排放率。排放清单中甲烷的量化主要是通过使用排放因子来实现的,但是,越来越多的研究评估了使用卫星或飞机在地方和区域范围内量化甲烷排放的准确性和可靠性。卫星数据可用于构建模型以推断甲烷排放(例如, Jacob et al., 2016; Turner et al., 2015)。同时,可以对甲烷进行采样(例如, Schwietzke et al., 2017)或使用激光雷达(例如, Riris et al., 2012)从飞机上进行推断。然而,已发表研究的大部分重点是区域甲烷排放,任何关于识别单个来源的研究都倾向于集中在湿地等自然资源或天然气工厂等大型人为排放源的排放上。因此,似乎没有专门使用遥感技术专门量化污水处理厂相关甲烷排放的研究。

3.4.3 模型

开发数学模型以帮助量化污水处理厂的温室气体排放量,为使用广义排放因子或资源密集型测量活动提供了解决方案。建模旨在识别和帮助更好地理解处理过程路径中的各种复杂关系,从而为最终减少碳足迹的解决方案铺平道路(Mannina et al., 2016)。模型的边界可以从对污水处理厂内的单个过程或组件的分析,到考虑所有过程及其之间相互作用的全厂方法(Mannina et al., 2016)。

估算污水处理厂温室气体排放的建模方法可以根据复杂性分为几类。简单的综合过程模型已被证明可有效帮助识别影响温室气体排放的因素,但它们的简单性需要最终影响结果准确性的假设(Mannina et al., 2016)。此外,它们仅限于稳态分析,由于其动态性质,这限制了量化 N_2O 排放的有效性(Corominas et al., 2012)。

基于动态过程的模型已被证明更有效地捕捉温室气体排放的可变性,这主要是 N_2O 排放的动态性质的结果。系统配置、操作设置和大气条件会影响温室气体的释放,所有这些都难以在简单的模型中解释(Corominas et al., 2012)。基于动

态过程的模型很复杂，需要高计算能力和大量数据进行校准。然而，当在全厂范围内部署时，它们提供了改进温室气体排放描述和量化的潜力。目前对 N₂O 形成的了解是此类模型准确性的明显限制因素(Corominas et al., 2012; Mannina et al., 2016)。通过现场的 SCADA 系统直接测量和监测 N₂O 排放，以及收集各种其他参数，例如 pH 值和温度，可用于开发和改进模型，以更好地了解最终影响排放率的污水处理过程中的动态关系(Baresel et al., 2016; Law et al., 2009)。

Wallace et al. (2020)应用污水处理厂的机械模型来确定 N₂O 排放率。计算值比 IPCC 报告的 N₂O 排放因子低 25%。

3.4.4 量化方法选择

当前的协议通常使用排放因子来进行温室气体估算。对于范围 2 排放，这是一种合理的方法，但是，对于范围 1（直接）排放，根据假设，它可能导致估算错误。不言而喻，范围 1 排放的首选方法是尽可能直接测量。如果无法做到这一点，则可以使用建模来“填补”数据空白，并帮助了解可以减少排放的机制和影响因素。

3.5 碳足迹分析框架

如前几节所述，有几种用于开发碳足迹的协议和方法。采取广泛而系统的方法来执行此操作是有帮助的。Pagilla et al. (2009)研究中制定了一个框架，用于建立水资源回收设施的碳足迹，该设施也可应用于城市水循环的其他部分。图 3.4 是与可用协议一致的框架流程图。

此处列出了框架中的步骤，并对每个步骤进行了简要说明。

(1) 确定目标——任何项目、研究或评估的一个重要步骤是根据目的明确定义目标。例如，如果开发碳足迹只是为了研究减少单个设施排放的方法，那么几种协议和方法中的任何一种都可能适用。但是，如果碳足迹被用作更广泛的全市或社区评估的一部分，或者用于碳交易，那么协议和方法必须与它们保持一致。

(2) 选择协议——根据目的和地理位置，可以选择协议。

(3) 界定界限——为了避免重复计算或遗漏大量排放，明确界定界限很重要。这通常最容易通过简单的流程示意图来完成，该流程示意图显示了被评估系

统中包含的内容和排除的内容。

(4) 识别碳源和碳汇——定义边界后，可以使用所选协议可接受的方法识别碳源和碳汇。

(5) 收集和评估数据——通常项目中最劳动密集和成本最高的部分是收集和评估进行碳足迹计算所需的数据。可能会发现数据差距，需要进行额外的测量，或收集替代数据以提供估算排放的不同方法（例如，如果没有直接测量可用，则开发过程模型）。

(6) 选择方法并计算碳足迹——一旦收集了所有可用数据，就可以使用适当的方法计算碳足迹。一般来说，首选方法是尽可能使用直接测量，然后根据其他设施数据估算排放。如果两者均不可用，则可以根据人口当量进行宏观规模估计。

(7) 确定减排策略——碳减排可能是也可能不是碳足迹发展的明确目标，但无论如何，在完成计算后，这是确定潜在热点和减少热点机会的理想点。

(8) 传达结果——以清晰和有意义的方式展示结果是发展碳足迹的重要最后一步。在许多情况下，结果的最终受众可能不是碳排放专家，因此术语、假设和结果的重要性得到很好的沟通是很重要的。

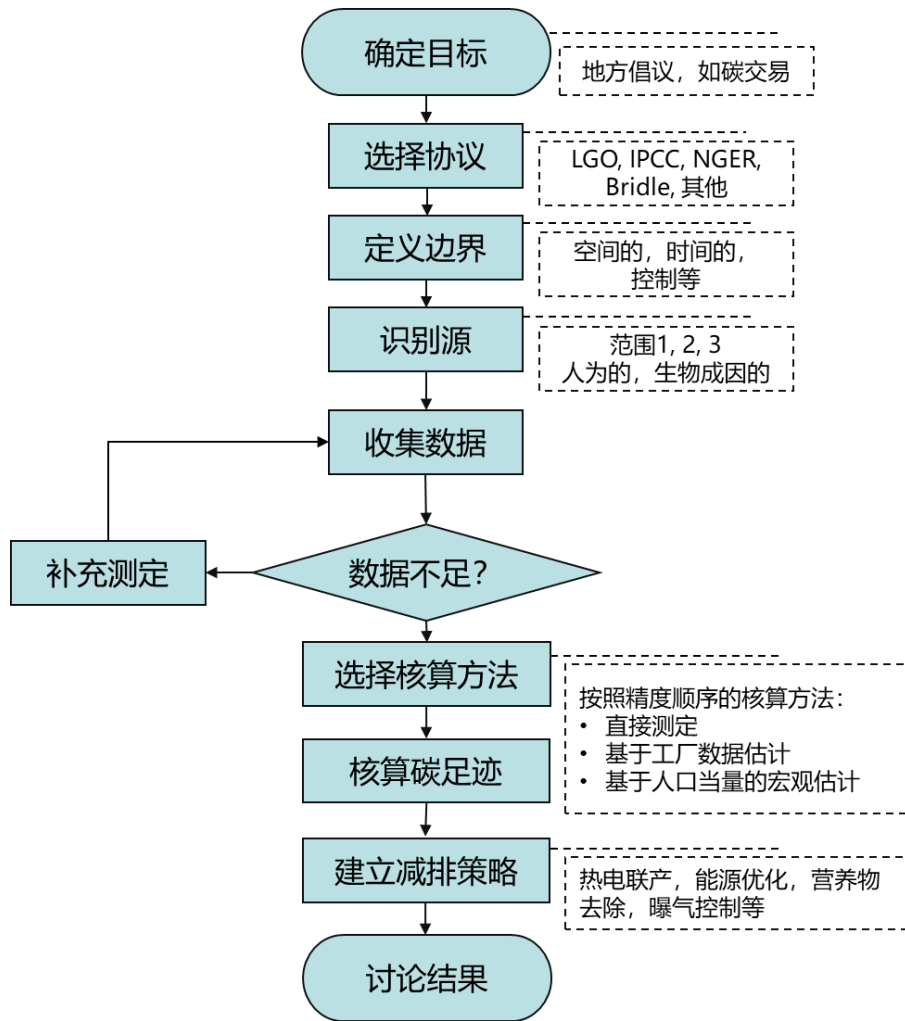


图 3.4 碳足迹分析的决策框架(源自 Pagilla, 2009)

3.5.1 减少水循环中碳足迹的路线图

框架的第 7 步是确定减排策略。在整个城市水循环的复杂性中, 有许多减少碳排放的机会。以下是可用于减少城市水循环碳足迹的整体概念列表, 为改进提供了路线图。

3.5.1.1 节约用水

在考虑通过城市水循环的水路径 (图 3.1) 时, 必须提取、处理和输送的水量的主要驱动因素是用户 (家庭、商业、工业) 对水的需求。同样, 必须收集和处理的污水量也取决于用水量。如果用水者可以节约用水, 这会产生连锁反应, 从而减少整个水循环所需的能源, 从而减少范围 2 碳排放。再加上家庭和企业

对加热和用水的巨大能源需求，很明显，节水（特别是减少热水的使用，或在较低温度下运行热水系统）对水有直接影响循环。

对节水的普遍积极影响的一个警告是污水强度会增加（稀释减少），这会增加下水道系统中甲烷的产生。这需要进一步调查和考虑。

3.5.1.2 减少水分流失（分配）和渗透（收集）

与用户层面的节水类似，任何被提取和处理但随后流失的水不仅代表水生产效率低下，而且用于处理和输送水的能源效率低下。在水循环的污水收集侧，任何进入下水道系统的流入或渗透 (I&I) 都会增加必须输送和处理的流量（在某些情况下还会增加流量）。这些增加了系统的整体碳足迹。

3.5.1.3 最大限度地提高发电量

如第 3.2.2.4 节关于范围 2 的能源生产所述，污水处理设施有可能通过将污水中的有机物转化为燃料、热能或电力来产生能源。许多供水和污水处理设施也有土地（例如用于缓冲区），可在其上安装太阳能或风力涡轮机以产生可再生能源。

3.5.1.4 节能

可以为泵、曝气和固体处理选择节能工艺和设备。高效的水力设计和避免“双泵”将减少能源，因此关注工厂水力对于减少碳足迹非常重要。在一些设施中，重点只关注最大的单一能源使用（通常是污水处理系统的鼓风机和用于水和污水处理的大型泵），但应注意处理设施的多个较小的能源使用（例如搅拌机和离心机），因为这些加起来可能与较大的能源用户一样重要。选择设备的另一个考虑因素是避免尺寸过大，例如通过安装多个较小的单元，以便它们可以在更接近其设计点的情况下运行并提高整体效率。这将需要更高的资本成本，但更低的运营成本，并且通常会降低整个生命周期成本，以及更低的碳足迹。

3.5.1.5 维护设备

安装节能设备只有在设备得到适当维护的情况下才有效。这方面的一个例子

是选择用于污水处理的高效空气扩散器。如果不定期清洁它们，它们就会结垢，效率显著下降，碳足迹也会增加。将污泥长时间存放在水箱中或忽视清洁我们的水箱可能会导致甲烷排放。良好的内务管理、良好的维护和预期的运营设施是确保工厂运行良好的关键，这将降低直接和间接碳排放量。

参考文献

- Appelbaum B. (2002). Water and sustainability (vol. 4). US electricity for consumption for water supply and treatment systems. *Urban Water*, 4, 153–161, [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00014-6)
- Bakhshi A. A. (2009). Carbon Footprint Estimation of Municipal Water Cycle. George Mason University. Mason Archival Repository. Retrieved from Mason Archival Repository: <http://mars.gmu.edu/xmlui/handle/1920/5659> (accessed 25 February 2022)
- Baresel C., Andersson S., Yang J. and Andersen M. H. (2016). Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research*, 7(3), 185–191, <https://doi.org/10.1016/j.accre.2016.09.001>
- C40 Cities (2021). The C40 Cities Website. Retrieved from <https://www.c40.org/> (accessed 25 February 2022)
- Campos J. L., Valenzuela-Heredia D., Pedrouso A., Val del Rio A., Belmonte M. and Mosquera-Corral A. (2016). Greenhouse gases emissions from wastewater treatment plants: minimization, treatment and prevention. *Journal of Chemistry*, 12, 1–12.
- Corominas L., Flores-Alsina X., Snip L. and Vanrolleghem P. A. (2012). Comparison of different modeling approaches to better evaluate greenhouse gas emissions from whole wastewater treatment plants. *Biotechnology and Bioengineering*, 109, 2854–2863.
- Daelman M. R., Voorthuizen E. M., Dongen U. G., Volcke E. I. and Loosdrecht M. C. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46(11), 3657–3670, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Eijo-Río E., Petit-Boix A., Villalba G., Suarez-Ojeda M. A., Amores M. J., Aldea X., Rieradevall J. and Gabarell X. (2015). Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(3), 2084–2094, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.07.006>
- Ercin E. and Hoekstra A. Y. (2012). Carbon and Water Footprints: Concepts, METHODOLOGIES and Policy Responses (World Water Assessment Programme; No. 4). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France.
- Appelbaum B. (2002). Water and sustainability (vol. 4). US electricity for consumption for water supply and treatment systems. *Urban Water*, 4, 153–161, [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00014-6)
- Bakhshi A. A. (2009). Carbon Footprint Estimation of Municipal Water Cycle. George Mason

University. Mason Archival Repository. Retrieved from Mason Archival Repository: <http://mars.gmu.edu/xmlui/handle/1920/5659> (accessed 25 February 2022)

- Baresel C., Andersson S., Yang J. and Andersen M. H. (2016). Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research*, 7(3), 185–191, <https://doi.org/10.1016/j.accre.2016.09.001>
- C40 Cities (2021). The C40 Cities Website. Retrieved from <https://www.c40.org/> (accessed 25 February 2022)
- Campos J. L., Valenzuela-Heredia D., Pedrouso A., Val del Rio A., Belmonte M. and Mosquera-Corral A. (2016). Greenhouse gases emissions from wastewater treatment plants: minimization, treatment and prevention. *Journal of Chemistry*, 12, 1–12.
- Corominas L., Flores-Alsina X., Snip L. and Vanrolleghem P. A. (2012). Comparison of different modeling approaches to better evaluate greenhouse gas emissions from whole wastewater treatment plants. *Biotechnology and Bioengineering*, 109, 2854–2863.
- Daelman M. R., Voorthuizen E. M., Dongen U. G., Volcke E. I. and Loosdrecht M. C. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46(11), 3657–3670, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Eijo-Río E., Petit-Boix A., Villalba G., Suarez-Ojeda M. A., Amores M. J., Aldea X., Rieradevall J. and Gabarell X. (2015). Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(3), 2084–2094, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.07.006>
- Ercin E. and Hoekstra A. Y. (2012). Carbon and Water Footprints: Concepts, METHODOLOGIES and Policy Responses (World Water Assessment Programme; No. 4). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France.
- Ghaemi Z. and Smith A. D. (2020). A review on the quantification of life cycle greenhouse gas emissions at urban scale. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119634, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119634> (accessed 25 February 2022)
- Gu Y., Dong Y.-N., Wang H., Keller A., Xu J., Chiramba T. and Li F. (2016). Quantification of the water, energy and carbon footprints of wastewater treatment plants in China considering a water-energy nexus perspective. *Ecological Indicators*, 60, 402–409, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.012>
- Guohua H., Yong Z., Jianhua W., Yongnan Z., Shan J., Haihong L. and Qingming W. (2019). The effects of urban water cycle on energy consumption in Beijing, China. *Journal of Geographical Sciences*, 29(6), 959–970, <https://doi.org/10.1007/s11442-019-1639-5>
- Hammond G. P. and Jones C. I. (2008). Embodied energy and carbon in construction materials. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Energy*, 161(2), 87–98, <https://doi.org/10.1680/ener.2008.161.2.87>
- Hertwich G. E. and Wood R. (2018). The growing importance of scope 3 greenhouse gas emissions from industry. *Environmental Research Letters*, 13(10), 104013, [https://doi.org/10.1088/1748-](https://doi.org/10.1088/1748-60)

- Hwang K.-L., Bang C.-H. and Zoh K. D. (2016). Characteristics of methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 214, 881–884, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.047>
- IPCC (2014a). Annex I: glossary. In: IPCC, *Climate Change 2014: Synthesis Report*, K. J. Mach, S. Planton and C. von Stechow (eds.), IPCC, Geneva, pp. 117–130.
- IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, volume 5, Waste. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol5.html> (accessed 25 February 2022)
- Jacob D. J., Turner A. J., Maasackers J. D., Sheng J., Sun K., Liu X., Chance K., Aben I., McKeever J. and Frankenberg C. (2016). Satellite observations of atmospheric methane and their value for quantifying methane emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 14371–14396. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14371-2016>
- Klein G. (2005). California's Water – Energy Relationship. California Energy Commission, CA, USA. Law Y., Ni B.-J., Lant P. and Yuan Z. (2012). N₂O production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate. *Water Research*, 46(10), 3409–3419, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.043>
- Mannina G., Ekama G., Caniani D., Cosenza A., Esposito G., Gori R., Garrido-Baserba M., Rosso D. and Olsson G. (2016). Greenhouse gases from wastewater treatment – A review of modelling tools. *Science of the Total Environment*, 551–552, 254–270, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.163>
- Nair S., George B., Malano H. M., Arora M. and Nawarathna B. (2014). Water-energy-greenhouse gas nexus of urban water systems: review of concepts, state-of-art and methods. *Resources, Conservation and Recycling*, 89, 1–10, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.05.007>
- Oshita K., Okumura T., Takaoka M., Fujimori T., Appels L. and Dewil R. (2014). Methane and nitrous oxide emissions following anaerobic digestion of sludge in Japanese sewage treatment facilities. *Bioresource Technology*, 171, 175–181, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.081>
- Pagilla K., Shaw A., Kunetz T. and Schiltz M. (2009). A systematic approach to establishing carbon footprints for wastewater treatment plants. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2009(10), 5399–5409. <https://doi.org/10.2175/193864709793952350>
- Parravicini V., Svardal K. and Krampe J. (2016). Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. *Energy Procedia*, 97, 246–253, <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.067>
- Riris H., Numata K., Li S., Wu S., Ramanathan A., Dawsey M., Mao J., Kawa R. and Abshire J. B. (2012). Airborne measurements of atmospheric methane column abundance using a pulsed integrated-path differential absorption lidar. *Applied Optics*, 51, 8296–8305, <https://doi.org/10.1364/AO.51.008296>
- Rissman J., Bataille C., Masanet E., Aden N., Morrow W. R., Zhou N. and Williams E. D. (2020). Technologies and policies to decarbonize global industry: review and assessment of mitigation drivers through 2070. *Applied Energy*, 266, 114848, 61

<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114848>

Schwietzke S., Pétron G., Conley S., Pickering C., Mielke-Maday I., Dlugokencky E. J., Tans P. P., Vaughn T., Bell C., Zimmerle D., Wolter S., King C. W., White A. B., Coleman T., Bianco L. and Schnell R. C. (2017). Improved mechanistic understanding of natural gas methane emissions from spatially resolved aircraft measurements. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 7286–7294, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01810>

Thames Water (2020). Combined Report – Annual Report, Annual Performance Report and Sustainability Report 2019/20. Available at: <https://www.thameswater.co.uk/media-library/home/about-us/investors/our-results/current-reports/annual-report-2019-20.pdf> (accessed 21 February 2021)

Turner A. J., Jacob D. J., Wecht K. J., Maasackers J. D., Lundgren E., Andrews A. E., Biraud S. C., Boesch H., Bowman K. W., Deutscher N. M., Dubey M. K., Griffith D. W. T., Hase F., Kuze A., Notholt J., Ohyama H., Parker R., Payne V. H., Sussmann R., Sweeney C., Velasco V. A., Warneke T., Wennberg P. O. and Wunch D. (2015). Estimating global and North American methane emissions with high spatial resolution using GOSAT satellite data. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 7049–7069. <https://doi.org/10.5194/acp-15-7049-2015> United Utilities (2020). Annual Report and Financial Statements for the Year Ended 31 March 2020. Available at: <https://www.unitedutilities.com/corporate/investors/results-and-presentations/annual-reports/> (accessed 21 February 2021)

Wallace E., Bouman R., Bourke M. and Benter-Lynch M. (2020). IPCC emissions factors – Challenging a fortyfold jump in nitrous oxide. Proceedings of the Water New Zealand Conference, 17–19 November 2020, Hamilton, New Zealand.

Water UK (2020). Net Zero 2030 Roadmap. Retrieved from <https://www.water.org.uk/routemap2030/wp-content/uploads/2020/11/Water-UK-Net-Zero-2030-Routemap.pdf> (accessed 25 February 2022)

WRF (2014). Water Footprint: A New Concept for Sustainable Water Utilities. Water Research Foundation Project #4378, Completed 2014. Available at: <https://www.waterrf.org/research/projects/water-footprint-new-conceptsustainable-water-utilities> (accessed 25 February 2022)

Zawartka P., Burchart-Korol D. and Blaut A. (2020, April 2). Model of Carbon Footprint Assessment for the Life Cycle of the System of Wastewater Collection, Transport and Treatment. Retrieved from Scientific Reports: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-62798-y> (accessed 25 February 2022)

第四章 WRRFs 脱碳的运行优化与控制策略

Krishna R. Pagilla*

Department of Civil and Environmental Engineering, University of Nevada, Reno, NV, USA

*Correspondence: pagilla@unr.edu

4.1 引言

人口增长以及气候变化影响导致的降水减少和降水不均匀,使得天然水资源面临压力。因此,人们采取了更极端的措施来满足用水需求,包括能源密集型的水提取、输送和处理系统。同样,产生的污水需要能量来收集和处理,以使其能够再利用和达到环境排放标准。从污水中提取水和其他资源以进行再利用的操作在能源使用和温室气体排放方面存在成本。在水基础设施中,没有任何其他部分比从污水中回收水更消耗能源,而且它是脱碳或实现碳中和/脱碳正收益的潜力最大的行业。污水本身就是一种潜在的回收能源。污水本身具有回收能源的潜力。污水中的隐含能量包括热量、构成化学能的有机和无机还原物,以及在某些情况下潜在的水能。污水可被称为可再生资源,污水处理厂可被称为水资源回收设施(WRRFs),这是因为在减少处理设施建设及其运行的碳足迹的同时,可以回收营养物质(氮和磷)、能源和水。在 WRRFs 建成并投入使用后,营运寿命内的碳足迹主要产生于操作处理和设备利用过程。因此,本章的重点是通过工艺层面和整个设施层面的优化来探索脱碳的关键机会。本章讨论的内容不包括各种需要对水回收和污泥处理和管理进行资本基础设施变更的工艺选择/替代。重点是如何优化常规(固液分离、碳去除/回收二次处理和仅硝化)或高级 WRRF 进行碳、氮和磷去除/回收以实现脱碳。本文还讨论了通过操作和流程优化策略减少化学品使用、产能利用和能量回收的进一步策略。

在能源需求水平和温室气体排放方面,碳足迹与大多数 WRRFs 的能源足迹几乎相同。图 4.1 显示了美国以常规 WRRF 处理约 38000 m³/天活性污泥的示例,该 WRRF 主要处理生活污水,并将处理后的污水排放到环境中(Pagilla et al., 2009)。可以看出,以碳排放当量计算,使用的外部电力几乎占该设施温室气体排放量的 80%,而其余部分则包括该设施的排放量,不包括生物 CO₂。在处理过程中投入

能源和化学品，以及通过碳和热捕获最大限度地从污水中生产能量，可以最大限度地减少碳足迹和能源足迹。图 4.2(a)简单地表示了 WRRF 的工艺和输入/输出，图 4.2(b)显示了 WRRF 的关键能量输入和输出。在基本层面上，污水中存在的能量及其可用形式的提取创造了减少碳足迹或 WRRFs 脱碳的机会。用于处理的能源投入是构成碳足迹的成本。通过优化使机会最大化、投入最小化是 WRRF 脱碳的关键。

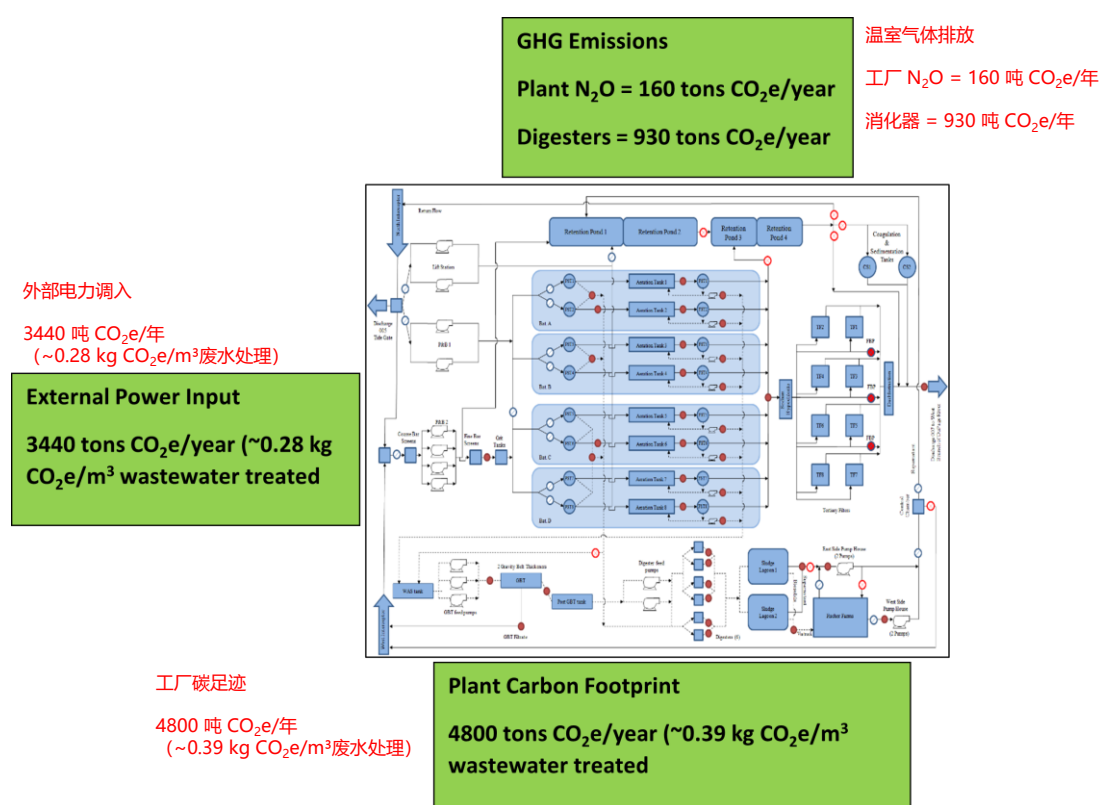


图 4.1 WRRF 的碳足迹和用于操作进程的外部站点电源（改编自 Pagilla et al. 2009）

4.2 工艺/运营层面的优化策略

在 WRRF 内，泵送、初步、初级、二级、高级处理和污泥处理环节中存在脱碳机会。每个工艺/装置水平的处理能源强度因设施而异，这与现有的基础设施或所采用的处理方法有关。随着设施采用更先进的处理方法来回收水进行再利用，并从污水和污泥中回收营养物质，处理过程中就包含了更多的能源密集环节，整个 WRRF 变得能源密集，并增加了其碳足迹。由于回收资源的隐含碳，WRRF 的部分碳足迹可以被抵消。到二次处理的典型操作和相应的能源需求已经确定。表

示 WRRF 中的能量使用的另一种方法是利用典型装置来代表现有 WRRF 的功能或使用类型。根据文献中众多数据源，活性污泥工艺 WRRF 与污泥处理的典型能量使用分布如图 4.3 所示。每个类别的典型标准偏差值约为各自能耗的 20%。关注的主要工艺包括活性污泥工艺的曝气、污水和污泥的泵送、污泥处理以及其他(建筑物和照明、气味控制、消毒等)。可以看出，减少能源足迹和脱碳的最佳机会存在于两到三个主要类别，包括工艺中的曝气。在工艺层面，能源消耗和碳足迹主要产生于污水泵，二次处理和污泥处理，并对此做进一步讨论。

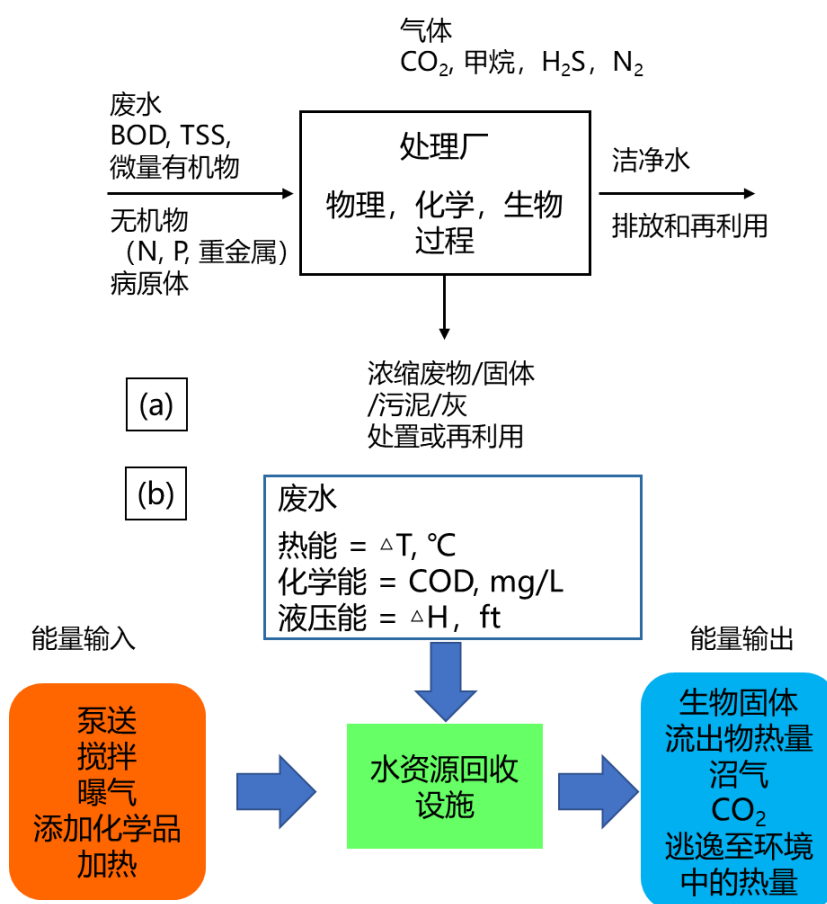


图 4.2 (a)传统 WRRF 的输入和输出; (b)传统 WRRF 的能量输入和输出

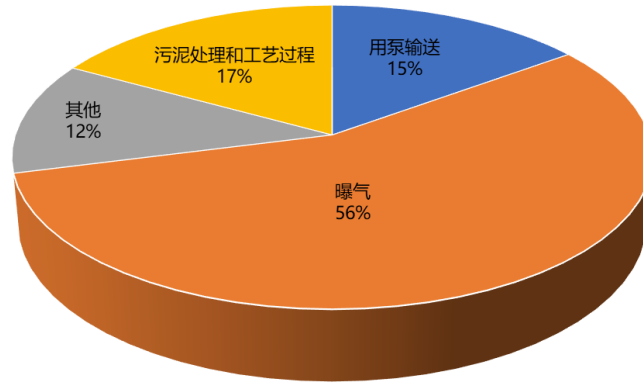


图 4.3 基于活性污泥法的 WRRF 的典型能源使用分布

4.2.1 污水泵送

WRRF 中的污水泵送，即实现从源头到进一步回收或环境排放，其能源消耗占 WRRF 总能耗的很大一部分。因此，在 WRRF 操作中尽量减少泵送和提高泵送效率是减少能源使用的两个关键途径。尽管图 4.3 显示了在基于活性污泥工艺的 WRRF 中，泵送的能耗占总能耗的 15%，但根据收集系统的地形以及 WRRF 布局，以及通过设施处理序列进行中间泵入的需要，泵送的能量需求有很大差异。因此，比较不同 WRRF 的一个共同基础是考虑将污水通过处理系统泵送到 WRRF 的栅栏线所消耗的能量。

为减少污水泵送的能源使用，确定的主要策略有：

- 在泵送过程中使用变频驱动器(VFD) 或较小的泵，以适应设施接收到的不断变化的流量；
- 泵维护，以使泵的性能保持在最佳水平；
- 泵送控制，包括通过在线均衡和存储进行流量管理；
- 数据驱动策略，优化泵送以获得经济和能源效益。

在进水泵中使用 VFDs 代替定速泵是一种常见的策略，可以减少由于一天、一周、月/季/年的不同进水流量造成的能源消耗。在由于雨水大量流入和渗透而预计进水流量变化很大的设施中尤其如此。虽然 VFDs 具有降低能耗的能力，但在不考虑泵特性的情况下过度控制泵速可能会在能源使用方面产生反作用(Kato et al., 2019)。包括静态扬程、泵转速运行范围和在用泵数量在内的许多因素都会影响总体能耗(WEF, 2009)。因此，工厂特定泵系统的功耗分析和优化每单位排放

的能量使用(比能量)应该是减少泵的能源/碳足迹的首要策略。针对使用 VFDs 进行入水泵送的工厂的分析表明, WRRFs 的能源效率提高了 30%以上(Kato 等人, 2019 年)。类似的结果可以期望在其他环节实现, 如回收和污泥泵送。

原始或筛选污水泵送负载的是具有高碎片含量和砂砾的流体, 因此在比能量方面造成泵性能的快速退化。在 WRRFs 中, 泵和管道维护对于维持泵的效率至关重要。泵的性能监测策略, 如在持续作业期间进行持续的压力测量, 定期清洗和通过清管或短时间高速泵送进行维护, 使得泵机保持高效率(Larsen et al, 2016)。

由于污水泵送系统是为设施接收的最大流量而设计的, 因此在平均和最小流量条件下, 泵送系统的峰值性能(比能量)会有相当大的偏差。虽然在污水管网中建立污水存储或在线均衡的流量管理是可行的, 并且可以高效节能地泵入污水, 但由于沉积物沉积、脂肪/油/油脂(FOG)和气味问题而导致的管道退化的意外后果需要考虑。在干燥天气和潮湿天气的污水流动条件下, 对 WRRF 和下水道系统进行综合控制而使其不发生结构变化的策略是必要的(Kroll et al., 2018)。这不仅节约了能源, 而且改善了 WRRFs 的出水质量。

总的来说, 如果泵送系统具有所需的控制和传感设备, 进水污水泵送在降低比能和 WRRFs 脱碳方面具有巨大潜力。在中多例子中, 使用模糊逻辑、数据挖掘和基于最佳案例的基准测试的数据驱动策略和污水泵的控制, 似乎在降低比能和提高节能方面具有很大潜力(Torregrossa et al., 2017)。这些策略在成为水回收和污泥处理更广泛领域中的常规方法之前, 需要在多个设施中获得更多全规模的实践经验。在污水泵送的比能量方面, 与其他类似规模和产能的设施进行基准测试将揭示这些策略减少能耗和脱碳的潜力。

4.2.2 二次处理

由于 BOD 和氨氧化需要曝气, WRRF 中的二级处理消耗最多的能源。此外, 二级处理在从污水中去除碳和氮的过程中会排放生物源 CO_2 和 N_2O 。关于评估二级处理的碳足迹的方法和减少碳足迹的策略, 有大量文献可供使用。用于估算二级处理碳排放的建模工具是在流行的过程建模工具基础上开发的(Flores-Alsina et al., 2011; Mannina et al., 2016)。已发表的文献包括大量案例研究和批判性评论。污水处理过程中的碳捕获和利用的新型、新兴技术策略具有前景, 但并

未在现有的 WRRFs 中广泛实施。它们包括电化学或生物电化学方法、湿地生产生物质和藻类培养(Lu et al., 2018)。减少二级处理的碳足迹以从污水中去除/回收有机碳、氮和磷的关键可行策略包括:

- 二级处理中的替代碳捕获策略;
- 维护物理曝气系统以实现最佳性能;
- 实时溶解氧监测和曝气控制;
- 实时监测和控制氮素种类, 包括 N_2O 排放。

生物工艺的二次处理, 如活性污泥工艺, 包括碳捕获(作为生物质或存储产品), 氧化(好氧)或硝酸盐氧化(缺氧)脱碳, 以及氨氮氧化。其他生物过程, 如颗粒工艺、膜生物反应器系统和固定膜系统也适用于类似的原理。不常见的厌氧污水处理将部分有机物转化为沼气, 这是从污水中捕获碳的另一种方式。二级处理中好氧、缺氧和厌氧过程的碳捕获生物量与每单位碳利用的生物量产量有关。生物量产量是该过程的平均细胞停留时间(MCRT)的函数。原则上, 大多数常规 WRRFs 根据可用的处理能力设置 MCRT, 因为较长的 MCRT 需要主曝气池中更大的生物量库存。在活性污泥工艺中, 短 MCRT(高速率)可以通过捕获进水有机碳来提高生物量产量而不是氧化它, 但可能会导致后续反硝化和污泥处理面临挑战。研究发现, 在常规活性污泥工艺或接触稳定(CS)工艺之前使用所谓的高速率活性污泥系统(HRAS)在二级处理中是节能的(Rahman et al., 2019)。此外, 在 HRAS 或 CS 工艺中增加化学增强初级处理可以从污水中回收 200%以上的碳。随着厌氧氨氧化等新型工艺技术成为脱氮的普遍做法, 具有低 MCRT(~0.3 天)的 HRAS 工艺可以实现良好的 BOD 去除率, 从而实现 WRRFs 的能耗优化(De Graff et al., 2016)。为优化污泥生产和处理用于能源生产的污泥的高速率工艺的良好设计, 是实现高于常规水平碳捕获的关键。运行的稳定性和可靠性可以通过碳捕获而不是碳氧化来减少二级处理的碳足迹。

曝气是大多数 WRRFs 中最大的能耗来源, 而细泡扩散曝气是传统活性污泥工艺 WRRFs 中所使用的主要类型。得益于膜的最新发展和曝气系统的在线传感发展, 替代扩散器和控制系统已经开发出来, 以提高曝气的能源效率, 但扩散器污垢和优化能源使用的空气分配是 WRRFs 运行期间持续能源优化的关键因素。扩散器结垢和背压会显著增加能耗和降低扩散曝气系统的性能。包括鼓风机、管

道、扩散器和在线传感器在内的曝气系统的维护和保养将使最佳的空气输送满足工艺需求，并保持能源效率。然而，所需的清洗频率因特定场地而异，根据污水成分和工艺操作，通过尾气测量确定氧气转移效率对每个工厂来说都是至关重要的(Leu et al., 2009)。关于曝气系统评估和能源效率维护的关键因素已在文献中广泛讨论(Aviles et al., 2020; Drownowski et al., 2019)，总结如下：

- 风机维护、排序、优化；
- 最大限度减少通过集管和分配器管道的压力损失；
- 扩散器污垢和清洁；
- 维护在线溶解氧，氨，总有机碳传感器，控制空气供应；
- 更换无功能的扩散器。

应用实时控制曝气系统来平衡负荷和变化(日、季、年、湿天气与干天气等)和工艺条件(温度、处理限制等)之间的空气供应和需求，可以非常成功地实现活性污泥工艺二级处理的曝气成本降低和碳足迹减少。这种方法已经适用于一些大型设施，这些设施的重点是在污水处理曝气过程中降低能源成本(Leu et al, 2009)。然而，关于曝气系统实时监测和控制的全规模成功案例研究以及温室气体减排的证据在文献中很少。未来的潜力在于将曝气系统实时监测和控制策略与工厂过程控制系统集成在工厂规模上，以实现全面脱碳。

在活性污泥工艺中减少曝气能耗的其他潜在机会包括活性污泥的操作致密化和低 DO 操作(Arnaldos & Pagilla, 2014; Jassby et al., 2014)。众所周知，由于活性污泥中存在过多的丝状细菌而膨胀，使其密度降低，降低了单位体积反应器基于活性污泥工艺的处理能力。Jassby et al. (2014)研究表明丝状菌含量越高，活性污泥密度越低，沉降性也就越低。活性污泥中高浓度的丝状细菌实际上不允许曝气池中高浓度的生物量，因为二沉池中的沉降性较差。各种行之有效的方法能够消除活性污泥工艺中的沉降问题，包括使用生物选择器、最佳食物与微生物比的投料策略、曝气控制和膨胀的化学控制，这是减少活性污泥工艺能耗的必要条件(Jenkins et al, 2003)。Arnaldos and Pagilla (2014)证明，活性污泥工艺可以在低 DO 下运行，通过长时间驯化生物物质，从而减少 20% 的曝气能耗，并提高 20% 的氧传质效率。这一策略，虽然在一些基于经验报告的全规模设施中被采用，但在大多数全规模设施中并不常见。

在全面脱碳时,也可以监测曝气系统的可选终点,如氮素种类、pH 值和 ORP。使用传感器监测 ORP、pH 和 DO 联合曝气管理已被论证过很长一段时间(Paul et al., 1998)。该策略已在不同负荷条件下的活性污泥工艺的曝气控制中被成功应用。同样,实时控制生物脱氮以实现工艺性能和曝气效率也已被成功证明(Zanetti et al., 2012)。事实上,以氨为控制变量对活性污泥工艺进行曝气控制,不仅能降低能耗,还能提高脱氮和生物除磷性能。研究表明,使用数据驱动建模方法的基于氨的曝气控制比基于 DO 的控制更有效(Newhart et al., 2020)。与曝气的实时 DO 控制一样,目前全规模设施的氮基控制系统还很缺乏。因此,使用传感器和参数的实时监测和控制,结合全规模设施的数据驱动建模,为发现曝气系统中的脱碳策略提供了很好的机会。

从图 4.1 可以看出,硝化-反硝化过程中生物工艺排放的 N_2O 占 WRRFs 直接温室气体排放总量(范围 1)的很大一部分。图 4.1 所示的设施是一个不需要反硝化的硝化设施。研究清晰地表明, N_2O 排放发生在脱氮过程中的硝化和反硝化步骤(Rassamee et al., 2011)。当需要控制 DO 水平,以对由不完全硝化和反硝化引起的氨水平变化(由高亚硝酸盐水平表征)作出反应时,情况尤其如此。在对美国 12 个 WRRFs 的调查中发现,由于工艺和操作的变化,生物脱氮厂的 N_2O 排放存在高度的可变性(Ahn et al., 2010)。从这些设施中确定的 N_2O 排放因子范围跨越两个数量级。仅考虑生物脱氮厂,排放因子估计为 $7.0 \text{ g } N_2O/PE/\text{年}$,基于流量的排放因子约为 $51 \text{ mg}/\text{m}^3$,美国平均为 $378 \text{ L 污水}/PE$ 。总的来说,从图 4.1 的例子可以看出,高达 10%的设施碳足迹是由于硝化活性污泥厂的 N_2O 排放造成的。因此,减少这些排放的潜力与那里产生 N_2O 而进行的二级处理有关。在 BNR 过程中应注重完全硝化和反硝化,同时应注意在 N 的快捷脱除中亚硝酸盐的形成,亚硝酸盐是产生 N_2O 的主要因素。

4.2.3 污泥处理

WRRF 中最常见的污泥处理配置包括初级和废弃活性污泥的预浓缩、通过好氧或厌氧消化进行稳定化、对稳定化污泥进行脱水以进行进一步处理和再利用/处置。此处不考虑进一步的处理方法,例如堆肥、焚烧、热干燥和其他最终用途技术。出于本次讨论的目的,厌氧消化是污泥稳定化方法,它在更多的处理设施

中被实施，而好氧消化需要大量碳足迹的曝气。图 4.4 显示了 WRRF 中污水污泥处理产生的直接和间接温室气体排放的概念性分布。它确定了减排的潜在机会，尽管减排幅度因工厂而异。污泥处理的温室气体当量输入包括电能、用于污泥温度控制的热能厌氧消化，以及用于浓缩和脱水的化学品。与污泥处理相结合的另一项操作是通过沼气收集、调节或使用产生和使用能源（以热和电的形式）。回收的能量和热量在整个污泥处理系统中用作碳补偿。

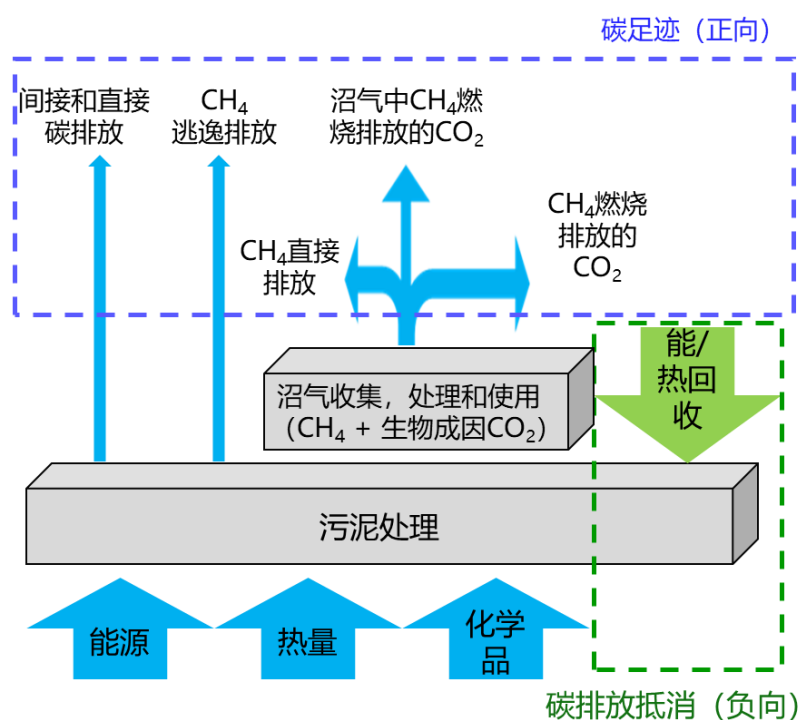


图 4.4 污泥处理中温室气体减排的概念图

通过 WRRF 中的污泥处理进行脱碳的关键机会是：

- 改进工艺以产生更多作为能源回收的沼气；
- 减少甲烷的无组织排放和未使用的沼气的燃烧；
- 减少污泥浓缩步骤中的化学品使用。

污水污泥的厌氧消化是 WRRF 中能够生产能源的工艺，具有使 WRRF 脱碳的巨大潜力。通过优化污泥温度和搅拌，可以减少厌氧消化过程本身的能量需求，这两者都需要能量输入。厌氧消化中的沼气产量取决于温度，通常较高的操作温度对中温型或嗜热型厌氧消化都有积极影响。温度优化可以提高沼气产量，同时平衡污泥加热的能量需求。研究温度（32°C~35°C）对污泥的中温型厌氧消化影响的结果表明，当温度从 37.5°C 降至 35 时，沼气产量没有显著差异；然而，进

一步降低消化温度将导致沼气产量下降(Andersson et al., 2020)。因此，一个好的进料污泥和消化池内容物温度传感系统，以及在不同的环境条件和进料污泥温度条件下保持最佳温度的反馈控制操作策略，对于降低能源需求和增加沼气产量至关重要。

搅拌是厌氧消化的另一个重要方面，它不仅会影响能源使用，还会影响工艺性能和操作问题。消化池中需要创造均匀的底物条件，但过度混合会导致泡沫问题，从而影响操作并进一步影响沼气生产(Pagilla et al., 1997)。后来证明，在大多数高速厌氧消化池中，过度混合很可能会导致泡沫问题，从而影响消化和沼气生产(Subramanian & Pagilla, 2015a; Subramanian et al., 2015b)。由于沼气生产和通过污泥加热回路的污泥再循环而产生的自然混合足以保持消化器的均匀性和工艺性能。

存在大量关于增加厌氧消化中沼气产量的操作策略的文献。在考虑能源或化学品需求的同时平衡任何单一或多种运营策略，同时最大限度地提高沼气产量是 WRRF 最重要的目标。影响沼气生产的主要因素是进料污泥质量、进料模式和速率、操作温度、消化池中的 pH/碱度、搅拌强度和操作停留时间。众所周知，厌氧消化过程的稳定性和优化取决于这些操作参数(Wu et al., 2021)。Wu et al. (2021) 回顾了由于操作方面和对策导致的过程不稳定的示例案例。重要的是要将操作参数控制在最佳范围内，以保持厌氧消化性能并最大限度地提高 WRRF 中用于能源生产的沼气产量。表 4.1 列出了维持最佳条件的最佳操作参数值和操作策略。表 4.1 还显示了一些文献来源示例，这些示例可以提供更多信息或详细的操作策略，以控制厌氧消化从而提高 WRRF 的沼气产量。这些策略不包括将非市政污泥碳源作为添加的原料。补充外加碳源，特别是来自有机食物垃圾的碳源，在文献中有很好的记载，因此不是这里关注的重点。

表 4.1 厌氧消化生产沼气的 WRRF 的操作参数优化

工艺参数	最佳值或条件	操作策略	案例参考
温度	35-37°C (嗜常温的)	进料污泥和消化器内容物在线温度传感和控制	Andersson et al. (2020)
pH	6.6-7.6	保证有足够的进料污泥碱度用于缓冲；控制负载速率以保	Rajagopal et al. (2013)

工艺参数	最佳值或条件	操作策略	案例参考
		持 pH 稳定	
碱度	1000-5000 mg/L, 如 CaCO ₃	保证足够的进料污泥碱度；尽量减少有机负载速率的变化	Metcalf and Eddy, Inc. (2014)
养料质量	无毒，底物易消化，C:N 比好	提高养料污泥消化率；如果可行，尽量减少抑制剂和毒物；避免使用会导致操作问题的成分，如表面活性剂、惰性剂、高氨等	Wu et al. (2021)
摄食率	低于允许的最大体积和质量负载速率；尽量减少有机负载率的变化	稳态负载，实际负载速率低于最大挥发性固体负载速率	Dalmau et al. (2010)
喂养模式	连续或半连续	以半连续或连续模式均匀进料，以尽量减少快速产气和消化器条件的变化	Dalmau et al. (2010)
搅拌强度	特定点位；高速率消化器中低强度搅拌或不搅拌；自底向上的搅拌模式	尽量减少搅拌，消除起泡问题；消化器底部比顶部需要更强的搅拌	Subramanian and Pagilla (2015a)
污泥停留时间	高速率消化器中 15-25 天	避免短污泥停留时间的厌氧消化，以尽量减少负载速率的影响	Metcalf and Eddy, Inc. (2014)

尽管 WRRF 中的多个位置都可能导致无组织的甲烷排放，但主要来源似乎是污泥的厌氧消化，这是由于产甲烷菌导致的高沼气产量水平。其他重要来源可能来自污泥储罐或甲烷残留土地，以及原始污水源头处的厌氧消化。厌氧消化产生的甲烷的主要来源包括消化污泥、消化池浮盖环形空间、污泥缓冲罐和气体处理系统的泄漏。WRRF 超过 70% 的总甲烷排放来自厌氧消化聚合物的排放 (Daelman et al., 2012)。因此，诸如防止沼气泄漏、从消化污泥储存和缓冲罐收集沼气以及将污泥液回收到活性污泥工艺以氧化溶解的甲烷等操作策略可能会减少 WRRF 中甲烷的无组织排放。

沼气产量低或沼气产量超过供暖需求的小型 WRRFs 通常倾向于燃烧沼气进

行处置。随着 WRRF 尺寸的减小,从 AD 中燃烧而不是利用的沼气量会增加(Shen et al., 2015)。由于近年来天然气的低成本, 沼气净化利用的经济性被认为是小型 WRRFs 的主要障碍。

另一个可以在 WRRF 脱碳方面取得重大进展的运营策略是减少污泥处理中化学品的使用。污泥处理中使用的主要化学品是用于污泥浓缩和脱水的聚合物和无机混凝剂。一项 WRRF 中化学品使用的案例研究表明, WRRF 中使用的所有化学品产生的温室气体排放当量中, 用于污泥增稠和脱水的聚合物贡献了近 10% (表 4.2), 下一节将进一步讨论。

表 4.2 处理流量为 11.3 万 m³/天的美国先进水回收设施中使用的化学品、用途和温室气体排放因子

化学品	排放因子 kg CO ₂ e/单位 量 ^a	用途	数量	间接温室气体 排放, kg CO ₂ e/天
NaClO	0.92	污水消毒	9100 L/天 @12.5% 重量	8372
NaHSO ₃	0.44	污水脱氯	400 L/天 @39% 重量	176
聚合物	2.2	污泥增稠脱水	1000 L/天 @42% 重量	2200
H ₂ SO ₄	0.14	pH 控制	1200 L/天 @50% 重量	168
Al ₂ (SO ₄) ₃	0.50	P 控制和凝固剂	2000 L/天 @28% 重量	1000
CH ₃ OH	1.47	反硝化	10580 L/天 @99.9% 重量	15553
所有化学品				27469

^a: 从各种文献确定。

4.3 整个设施级别的运营策略

在 WRRF 的整个设施级别, 除了单个流程或单元级别的策略外, 还可以采用许多操作策略来实现脱碳。从广义上讲, 最具吸引力的脱碳方法或途径可分为以下几类:

- 与其他设施进行工厂级基准测试, 以确定机会;
- 产能利用方法, 包括高峰流量和负荷管理、基本负荷操作方法以及处理车间

并行服务或停止服务；

- 优化使用或减少处理厂运营中的化学品和添加剂。

文献中很好地讨论了使用基准来确定每单位污水处理或人均的相对能源使用量以及其他标准化指标(Longo et al., 2016)。基准测试本身并不能提高 WRRF 的能源使用效率, 但会揭示影响特定处理厂高或低能源使用的因素, 例如处理厂规模、污水强度、流速及其变化、产能利用率、再生水质量以及其他监管和处理厂要求。基准测试还根据整个设施级别和单个流程/操作级别的关键绩效指标 (KPIs)(Longo et al., 2016), 显示处理厂相对于其他类似类型 WRRF 的表现。能源分析应包括其他 KPIs, 如 kWh/PE、kWh/kg COD 去除、kWh/kg N 去除等, 以显示不同设施对应于不同输入、输出和功能的比能消耗的细微差别。例如, 使用包括化学品投入在内的能源基准, Belloir et al. (2014)研究表明, 由于工艺和操作差异, 两个具有相似处理工艺的设施处理单位体积的污水的能耗截然不同。可以对感兴趣的处理厂进行类似的分析, 然后在运营期间针对脱碳的工艺水平或处理厂水平提出策略。

当根据 WRRF 的能源使用估算 KPIs 时, 一个重要的考虑因素是设施的运营能力与其设计能力。例如, 具有相似处理工艺和相同设计容量的两个设施可能具有不同的比能消耗, 因为在水力和质量负载率方面的容量利用率存在差异。这也反映在单位处理流量的运营成本和温室气体排放量上。尽管较大的设施能够在低流量或低负载条件下使并行单元停止运行, 但出于其他考虑, 并不总是这样做。关键考虑因素包括劳动力的可用性和操作的便利性, 这些设备可以停止使用或重新投入使用。任何设计能力远远超过运营能力的设施都应该对影响比能消耗、运营成本和温室气体排放的运营策略进行分析。运营决策需要一种基于时变流量和负载信息的数据驱动方法来分析容量利用率及其对 WRRF 中能源利用率的影响 (Torregrossa et al., 2019)。克服容量利用率不足的一种可能策略是运行具有部分容量利用率的基本流量或负载设施, 同时将其余容量保持在待机模式以进行瞬态流量/负载处理。这种策略要求设施有平行的操作车间, 可以很容易地关停并保持在待机模式。即使是没有并联机组的小型 WRRF, 由于设计能力利用不足, 其比能消耗也很高(Foladori et al., 2015), 这表明它们需要新的操作和控制策略。某些处理厂有能力将流入的污水储存在水库或下水道系统中, 以管理短期峰值流量和

负荷。

污水处理和水回收中使用的化学品会导致 WRRFs 的温室气体间接排放（范围 2）。因此，在设施运营期间尽量减少化学品使用的运营努力和策略对于 WRRF 的整体脱碳至关重要。在工厂规模的 WRRF 中使用的化学物质非常重要，并且在最先进的水回收设施中使用的是消毒化学品、混凝剂和絮凝剂、pH 控制、沉淀化学品和增碳化学品。此外，如果设施采用更先进的处理工艺来进行 P 回收、软化、沼气回收和水再利用，则额外类型或数量的多用途化学品和添加剂（过氧化氢、臭氧、铁材料）也将用于 WRRF。在一个特定 WRRF 中，单位处理量的相对碳足迹或间接排放是化学品供应链和来源的函数。最近一项确定波罗的海地区 WRRF 综合碳足迹的案例研究是估算 WRRF 脱碳潜力的一个很好的例子 (Maktabifard et al., 2022)。表 4.2 显示了位于美国内华达州里诺的先进水回收设施以 113 000m³/天的速率运行的典型化学品消耗和估计的间接排放。该设施包括用于氮和磷控制的先进处理以及基于氯的消毒(Lacroix et al., 2020)。

该设施处理每立方污水因使用化学品而产生的总间接排放(范围 2)约为 0.24 kg CO₂e。使用甲醇进行三次反硝化是该设施最大的排放源，处理每立方污水相当于排放 0.14 kg CO₂e。因此，该设施的最大脱碳潜力可以通过寻找内部碳源来替代甲醇，或优化整个设施中的 N 去除以最大限度地减少用于脱氮的甲醇来实现。对收集的全规模数据进行的比较表明，添加化学物质（如明矾和甲醇）进行反硝化和除磷的生物营养物去除设施会使污水处理的能耗/碳足迹增加一倍。表 4.3 显示了产能利用率和化学品使用对于单位污水处理的能源足迹的作用。

表 4.3 美国五个 BNR 设施受产能利用率、处理水平和使用的化学品影响的能源足迹的变化

工艺类型, 参数	5 步-Bardenpho 工艺	3 步-Westbank	阶段性氧化沟	3 步-BNR	活性污泥工艺及反硝化过滤
设计/实际流量, m ³ /天	37800/20800	39000/32000	45400/26500	113400/87000	26500/15500
污水总氮 mg N/L	2.2	4.6	3.5	1.7	2.1
污水总磷 mg P/L	0.2 (w/alum)	0.2	0.4	0.47 (w/alum)	0.27 (w/alum)
甲醇	否	否	否	是	是

能源足迹 KWH/m ³	0.55	0.55	0.18	1.01	0.84
----------------------------	------	------	------	------	------

Mentzer et al.(2021)描述了一个案例研究，该研究调查了一种替代污泥处理策略，该策略使得整个处理厂的化学品使用量减少和运营成本降低。这项研究的主要目标是提高最终污泥的脱水能力，这些污泥被送往垃圾填埋场进行处置。在该设施中，研究了厌氧消化中增稠 WAS 的旁路，以及消化的初级污泥脱水和未消化的增稠 WAS 的联合。这种操作策略不仅减少了污泥脱水中聚合物的总用量，而且消除或显著减少了其他化学品的使用，例如 $Mg(OH)_2$ （用于鸟粪石回收）、用于调节 pH 值的硫酸以及回收时由于 N 含量较低的甲醇等。事实上，该策略在增强厌氧消化能力方面，结果是显著的，它不需要处理脱水精矿，并减少了诸如鸟粪石结垢、气体调节介质污染等操作问题。

4.4 脱碳途径和未来展望

WRRF 运营和流程优化的作用不仅对于满足设施的水质目标至关重要，而且对于实现资源回收和可持续性目标也至关重要。对于现有设施，碳足迹存在于运营活动中，因此存在脱碳潜力。尽管前面的讨论集中在 WRRF 中经过验证的脱碳方法或可行的选择上，但未来的潜力在于升级和更新设计的操作和技术选择。规划和设计未来的设施升级时考虑包括脱碳潜力在内的可持续性目标至关重要。同时，为未来的脱碳追求开辟道路的早期胜利在于当前的运营。WRRF 及其相关下水道系统脱碳潜力最大的主要作业领域如下：

(a) 通过减少用水量和流入/渗入下水道，最大限度地减少污水稀释并提高污水的能量密度。

(b) 对浓度影响阈值低、高耗能的微量污染物进行源头控制，通过先进的处理方法进行处理。这些包括药品、持久的化学品和人工纳米材料。

(c) 盐度的源头控制，以尽量减少再生水的能源密集型提取以供再利用。

(d) 有效的流量管理，以最大限度地减少设施的泵送和液压过载。

(e) 碳捕获和磷回收，而不是能源密集型和化学密集型生物和化学过程。

(f) 用于碳回收的完全甲烷捕获的厌氧处理系统。

(g) 高效的曝气系统（如果不能用厌氧处理选项替代）提供氧气以满足过程

的实际代谢需求，而不是提供低于 20%氧气传输效率的开放式罐曝气。

(h) 通过工艺优化和技术选择来提高 WRRF 作业的密度。

(i) 过程的在线传感和反馈/前馈控制，以实现处理目标、节能和最小化排放。

(j) 通过过程的操作控制，最大限度地减少一氧化二氮和甲烷的排放。

(k) 尽量减少和消除化学品的使用，尤其是在 WRRF 运营中产生具有高生命周期温室气体排放的化学品。使用外部碳源（如甲醇和混凝剂/絮凝剂/聚合物）在现有 WRRF 中具有直接的脱碳潜力。

(l) 新的厂内改造，以更好地浓缩和污泥脱水，从而便于进一步处理或再利用。

(m) 通过操作和工艺的修改和优化，提高厌氧消化的沼气产量。

(n) 优化异味控制、气体净化、厂内运输等辅助设施。

尽管以上列出了潜力和机会的广泛清单，但通过对设施及其操作进行仔细的碳足迹计算，可以优先考虑并解决 WRRFs 的整体脱碳问题。未来将有更多的 WRRFs 进行至少在范围 1 级别上的运营碳足迹核算，以便构建更多的全规模数据，以对具有类似工艺应用、产能、资源质量要求和其他感兴趣的变量的 WRRFs 进行基准测试。这使得水务行业能够制定可在不同 WRRFs 之间进行比较的 KPIs，从而为每个设施设定脱碳目标。饮用水设施和 WRRFs 的碳足迹的异质性很大，因此，更全面的设施的最佳实践可以在其他具有更高碳足迹 KPIs 的设施中实施。例如，美国饮用水和污水处理设施能源消费产生的温室气体排放分别在 $< 0.1-0.8$ 和 $< 0.1-0.65 \text{ kg CO}_2\text{e/m}^3$ 范围内(Zib III et al., 2021)。这样的合计值并不能反映设施间异质性的基本现实。开展大规模水务行业脱碳的能力取决于是否有这种全规模的数据和在工艺和整个处理厂层面脱碳的实际策略。

如果不对设施操作人员和工作人员进行教育和培训，以了解和实施可行的脱碳策略，就不可能在 WRRFs 和整个现有设施中的水务行业实现更广泛和重大的脱碳潜力和积极影响。目标应该是清楚地展现运营成本降低、增强的处理性能和效率，以及它们如何通过各自设施的脱碳来为应对气候变化影响做出贡献。

参考文献

Ahn J. H., Kim S., Park H., Katehis D., Pagilla K. and Chandran K. (2010). Spatial and temporal variability in atmospheric nitrous oxide generation and emission from full-scale biological

- nitrogen removal and non-BNR processes. *Water Environment Research*, 82(12), 2362–2372.
- Andersson J., Helander-Claesson J. and Olsson J. (2020). Study of reduced process temperature for energy optimization in mesophilic digestion: a lab to full-scale study. *Applied Energy*, 271, 115108. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115108>
- Arnaldos M. and Pagilla K. R. (2014). Implementation of a demand-side approach to reduce aeration requirements of activated sludge systems: directed acclimation of biomass and its effect at the process level. *Water Research*, 62, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.040>
- Aviles A. B. L., Velazquez F. D. C. and del Riquelme M. L. P. (2020). Integral control system for the aeration stage in the biological process of activated sludge and the membrane biological reactor. *Sensors*, 20, 4342. <https://doi.org/10.3390/s20154342>
- Belloir C., Stanford C. and Soares A. (2014). Energy benchmarking in wastewater treatment plants: the importance of site operation and layout. *Environmental Technology*, 36, 260–269. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951403>
- Daelman M. R. J., van Voorthuizen E. M., van Dongen U. G. J. M., Volcke E. I. P. and van Loosdrecht M. C. M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46, 3657–3670. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Dalmau J., Rodriguez-Roda I., Comas Q., Steyer J. P. and Pagilla K. R. (2010). Model development and simulation for predicting risk of foaming in anaerobic digestion systems. *Bioresource Technology*, 101, 4306–4315. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.056>
- De Graff M. S., van den Brand T. P. H., Roest K., Zandvoort M. H., Duin O. and van Loosdrecht M. C. M. (2016). Full-scale highly-loaded wastewater treatment processes (A-stage) to increase energy production from wastewater: performance and design guidelines, *Environmental Engineering Science*, 33, 571–577. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0022>
- Drewnowski J., Remiszewska-Skwarek A., Duda S. and Lagod G. (2019). Aeration process in bioreactors as the main energy consumer in a wastewater treatment plant – review of solutions and methods of process optimization. *Processes*, 7, 311. <https://doi.org/10.3390/pr7050311>
- Flores-Alsina X., Corominas L., Snip L. and Vanrolleghem P. A. (2011). Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies. *Water Research*, 45, 4700–4710. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.040>
- Jassby D., Xiao Y. and Schuler A. J. (2014). Biomass density and filament length synergistically affect activated sludge settling: systematic quantification and modeling. *Water Research*, 48, 457–465. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.003>
- Jenkins D., Richard M. G. and Daigger G. T. (2003). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems*, 3rd edn, Taylor and Francis, New York, NY.
- Kato H., Fujimoto H. and Yamashina K. (2019). Operational improvement of main pumps for energy-saving in wastewater treatment plants. *Water*, 11, 2438–2450. <https://doi.org/10.3390/w11122438>
- Kroll S., Fenu A., Wambecq T., Weemases M., Impe J. V. and Willems P. (2018). Energy

- optimization of the urban drainage system by integrated real-time control during wet and dry weather conditions. *Urban Water Journal*, 15, 362–370. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1480726>
- Lacroix A., Mentzer C. and Pagilla K. R. (2020). Full-scale N removal from centrate using a sidestream process with a mainstream carbon source. *Water Environment Research*, 92, 1922–1934. <https://doi.org/10.1002/wer.1345>
- Larsen T., Arensman M. and Nerup-Jensen O. (2016). Including pressure measurements in supervision of energy efficiency of wastewater pump systems. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(2), 04015048.
- Leu S., Rosso D., Larson L. E. and Stenstrom M. (2009). Real-time aeration efficiency monitoring in the activated sludge process and methods to reduce energy consumption and operating costs. *Water Environment Research*, 81, 2471–2481. <https://doi.org/10.2175/106143009X425906>
- Longo S., d'Antoni B. M., Bongards M., Chaparro A., Cronrath A., Fatone F., Lema J., Mauricio-Iglesias M., Soares A. and Hospido A. (2016). Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plant –A state of the art and proposals for improvement. *Applied Energy*, 179, 1251–1268. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>
- Lu L., Guest J., Peters C. A., Zhu X., Rau G. H. and Ren Z. J. (2018). Wastewater treatment for carbon capture and utilization. *Nature Sustainability*, 1, 750–758. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0187-9>
- Maktabifard M., Awaitey A., Merta E., Haimi H., Zaborowska E., Mikola A. and Makinia J. (2022). Comprehensive evaluation of the carbon footprint components of wastewater treatment plants located in the Baltic Sea region. *STOTEN*, 806, 150436.
- Mannina G., Ekama G., Caniani D., Cosenza A., Esposito G., Gori R., Garrido-Baserba M., Rosso D. and Olsson G. (2016). Greenhouse gases from wastewater treatment – a review of modelling tools. *STOTEN*, 551–552, 254–270.
- Mentzer C., Drinkwater M. and Pagilla K. R. (2021). Investigation of direct waste activated sludge dewatering benefits and costs in a water resource recovery facility. *Water Environment Research*, 93, 1–13. <https://doi.org/10.1002/wer.1651>
- Metcalf & Eddy, Inc. (2014). In: 2014 Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, G. Tchobanoglous, H. D. Stensel, R. Rsuchihashi and F. Burton (eds), 5th edn, McGraw Hill, New York, NY, USA.
- Newhart K. B., Marks C. A., Rauch-Williams T., Cath T. Y. and Hering A. (2020). Hybrid statistical-machine learning ammonia forecasting in continuous activated sludge treatment for improved process control. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101389. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101389>
- Pagilla K. R., Craney K. C. and Kido W. H. (1997). Causes and effects of foaming in anaerobic sludge digesters. *Water Science and Technology*, 36, 463–470. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0624>

- Pagilla K., Shaw A. R., Kunetz T. and Schiltz M. (2009). A Systematic Approach to Establishing Carbon Footprints for Wastewater Treatment Plants. Proceedings of WEFTEC. Water Environment Federation, Alexandria, VA, USA.
- Paul E., Plisson-Saune S., Mauret M. and Cantet J. (1998). Process state evaluation of alternating oxic-anoxic activated sludge using ORP, pH, and DO. *Water Science and Technology*, 38, 299–306. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0224>
- Rahman A., De Clippeleir H., Thomas W., Jimenez J., Wett B., Al-Omari A., Murthy S., Riffat R. and Bott C. (2019). A stage and high rate contact-stabilization performance comparison for carbon and nutrient redirection from high strength municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 357, 737–749. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.206>
- Rajagopal R., Masse D. I. and Singh G. (2013). A critical review of inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- Rassamee V., Sattayatewa C., Pagilla K. and Chandran K. (2011). Effect of oxic and anoxic conditions on nitrous oxide emissions from nitrification and denitrification processes. *Biotechnology Bioengineering*, 108(9), 2036–2045.
- Shen Y., Linville J. L., Urgan-Demirtas M., Mintz M. M. and Snyder S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable & Sustainable Energy Review*, 50, 346–362.
- Subramanian B. and Pagilla K. R. (2015a). Mechanisms of foam formation in anaerobic digesters. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 126, 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2014.11.032>
- Subramanian B., Miot A., Jones B., Klibert C. and Pagilla K. R. (2015b). A full scale study of mixing and foaming in egg-shaped digesters, *Bioresource Technology*, 192, 461–470. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.023>
- Torregrossa D., Hansen H., Hernandez-Sancho F., Cornelissen A., Schutz G. and Leopold U. (2017). A datadriven methodology to support pump performance analysis and energy efficiency optimization in waste water treatment plants. *Applied Energy*, 208, 1430–1440. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.09.012>
- Torregrossa D., Castellet-Viciano L. and Hernandez-Sancho F. (2019). A data analysis approach to evaluate the impact of the capacity utilization on the energy consumption of wastewater treatment plants. *Sustainable Cities and Society*, 45, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.11.036>
- WEF (2009). Energy Conservation in Water and Wastewater Facilities. WEF Manual of Practice, Alexandria, VA, USA.
- Wu D., Peng X., Li L., Yang P., Peng Y., Liu H. and Wang X. (2021). Commercial biogas plants: review on operational parameters and guide for performance optimization. *Fuel*, 303, 121282. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121282>
- Zanetti L., Frison N., Nota E., Tomizioli M., Bolzonella D. and Fatone F. (2012). Progress in real-

time control applied to biological nitrogen removal from wastewater – a short-review. *Desalination*, 286, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.056>

Zib III L., Byrne D. M., Marston L. T. and Chini C. M. (2021). Operational carbon footprint of the U.S. water and wastewater sector's energy consumption. *Journal of Cleaner Production*, 321, 128815. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128815>

第五章 利用厌氧消化平台回收能源和资源

Prathap Parameswaran^{1*}, Jessica A. Deaver², Sudeep C. Papat², Vikas Khanna³, Madison Kratzer³ and Mel Harclerode⁴

¹Kansas State University, Manhattan, KS 66506, USA

²Clemson University, Clemson, SC, USA

³University of Pittsburgh, Pittsburgh, PA, USA

⁴CDM Smith Inc., NJ, USA

*Correspondence: prathapp@ksu.edu

5.1 城市污水资源回收设施中厌氧消化的现状

厌氧消化 (AD) 是一个很有前途的环境生物技术平台，它被集成到市政污水处理基础设施中，用于美国和世界大多数城市的污泥处理。AD 提供了明显的好处，例如所产生的沼气用作能源（作为热或电）、以鸟粪石或其他肥料产品的形式从集中物中捕获有价值的营养物质、减少待处理的污泥量以及提高生物固体质量，使其能够在土地上应用。然而，它在市政污水处理设施中的广泛应用受到阻碍：工艺不稳定和故障，需要训练有素的人员进行工艺优化，气味问题，由于缺乏碳信用或能源补贴，所生产的沼气或生物固体几乎没有经济回报。

尽管存在这些挑战，但 AD 无疑已成为中大型城市污水资源回收设施 (WRRFs) 实现能源和碳中和的技术平台，尤其是对于每天超过 1.9 亿升的污水流量的处理厂。AD 是 WRRF 的关键操作单元，能够回收锁定在污泥中的内部能量，为设施的能源和碳足迹创造有利的影响，如图 5.1 中的能源平衡示例所示。

如表 5.1 所示，几个 WRRFs 已经证明了采用侧流 AD 和可持续内部碳利用的能源中和废水处理。值得注意的是，该清单仅限于美国的市政 WRRFs，这些 WRRFs 接受来自设施外部的废物并进行厌氧共消化，这使它们处于一个积极的轨道上，以实现能源中和、有益的营养物质回收和沼气生产使用。

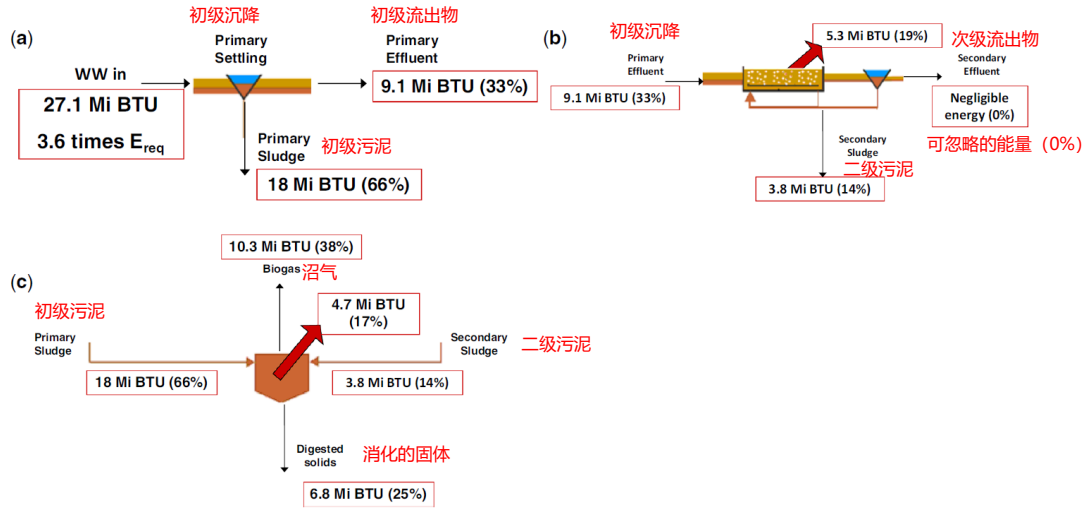


图 5.1 能量平衡分析基于从 WRRF 收集的实际数据并改编自 Shizas and Bagley (2004)。如图所示，厌氧消化步骤是从 WRRF 中的污泥中回收内部能量的主要途径。需要注意的是，17%的能量需求用于消化池的搅拌和加热需求，可以进一步优化以提高净回收率和封存有价值的能量和碳。(a)初级沉淀池—能量平衡。(b)曝气池—能量平衡。(c)厌氧消化器—能量平衡。

本章的目的是回顾和总结当前关于污泥管理的知识，并为未来的实践提供基础。本章重点介绍当前的管理实践如何帮助脱碳，污泥管理策略在实现公用事业脱碳目标中的作用，以及如何应对污泥管理中的挑战（例如，新污染物、气味、公众监督和不安）及实现这些目标。需要注意的是，污泥 AD 后残留的消化液也需要进一步的处理和处置。新兴概念，即水-能源关系、循环经济和营养物交易，是塑造未来污泥管理实践的重要脱碳工具。这些概念明显有助于减轻污泥管理造成的社会财务负担，并克服生态问题和资源短缺。需要开发新的技术和方法来从污泥中提取能量和营养物质，并提高工艺和能源效率。回收的能量和营养物质成为公用事业的创收来源，并为他们赢得了作为污染治理责任方的声誉。反过来，他们将成为有助于减少碳排放并实现水务行业脱碳的实体。可再生能源生产和资源回收被列为污泥管理领域的工作，以实现污泥管理的连锁效益，并开展废物管理的循环经济实践。本章最后一节介绍公用事业脱碳的实施以及未来的战略和途径。

表 5.1 美国城市污水资源回收设施(平均流量为 1.9 亿升/天)的样本清单, 这些设施已证明能源中和或能量正收益运行, 并将碳转移到有价值的产品中进行内部或外部再利用

设施	平均处理能力 MLD	沼气利用- HVAC/机械	侧流碳捕获/转 移 *中试研究	营养产物固定 (是/否, 类型)
东湾市政公用事业区 (EBMUD), 旧金山, 美国	238	能量正收益运行	是, 通过侧流发酵进行 EBPR*	否
DC Water, 美国	1450	10MW (*67% 能源中和)	是, 通过侧流发酵进行 EBPR*	N 和 P 用于林业
得梅因地铁污水回收管理局, IA	227	14000 MWh/年	NA	生物固体用于土地利用
布法罗下水道管理局, 布法罗, NY	465	是	NA	生物固体用于土地利用
Hyperion 处理厂, 洛杉矶, CA	1135	是	NA	A 类生物固体用于肥料
萨克拉门托地区县卫生区, 萨克拉门托, CA	567	是	NA	生物固体用于土地利用
斯蒂克尼 WRRF, 斯蒂克尼, IL	2840	是	用于 EBPR 的初级出水发酵	生物固体; 利用 Ostara® 进行鸟粪石 P 回收
东南水污染控制厂, 旧金山, CA	212	是	NA	生物固体用于土地利用
卑尔根城市公用事业公司, 小渡口, NJ	284	是 2.69 MW 内部使用	NA	生物固体用于土地利用
埃塞克斯和联合城联合会议, 伊丽莎白, NJ	234	是	NA	土壤改良剂或堆肥
鸟岛, WWTP, 布法罗, NY	473	是 1-1.2 MW 来自沼气+焚化炉废气	NA	生物固体用于土地利用
科尼岛 WWTP, 布鲁克林, NY	370	可以用于消化器加热	NA	生物固体用于土地利用
大都会锡拉丘兹 WWTP, 锡拉丘兹, NY	246	可以用于热电联产	NA	生物固体用于土地利用
NCSD #3, 旺托, NY	246	是	NA	生物固体用于土地利用

设施	平均处理能力 MLD	沼气利用- HVAC/机械	侧流碳捕获/转 移 *中试研究	营养产物固定 (是/否, 类型)
NCSD #2 , Rockaway 东部, NY	208	可以用于热电 联产	NA	生物固体用于土 地利用
联合水污染控 制厂 (JWPCP), 卡尔森, CA	1135	是		生物固体用于土 地利用或堆肥
洛马角污水处 理厂, 圣迭戈, CA	681	是, 6.4 MW 通过热电联产		
San José-Santa Clara 区域污水 处理厂, CA	416	是	NA	NA
中央污水处理 厂, 纳什维尔, TN	378	是	NA	生物固体用于土 地利用

注：这些信息是从 www.resourcerecoverydata.org 提供的数据库中筛选出来的，并基于相关标准做进一步筛选，例如关于营养产品隔离的公开信息。在美国、加拿大和欧洲，有关利用 AD 工艺的 WRRFs 的能源自给自足的详细信息见 Shen et al. (2015)。

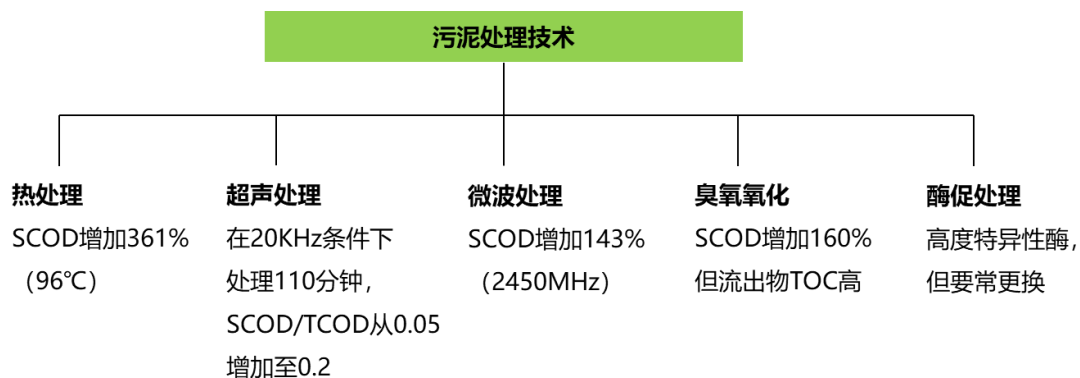


图 5.2 主要污泥预处理机制的总结，每种机制下都有可用的专利或商业平台，并用于世界各地的市政、工业和农业污水装置。这里总结的主要结果来自 Kim et al. (2003), Khanal et al. (2007), Rittmann et al. (2008) 和 Burger and Parker (2013)

5.2 需要对污泥进行预处理以提高厌氧消化的可行性

厌氧消化之前的污泥预处理提高了厌氧能量转化的总速率。研究者对应用于市政、农业和工业废水处理中的多种预处理技术进行评估，如图 5.2 所示。热、化学、机械和电处理方法是最流行的污泥处理方法。污泥预处理的优点包括：(1) 增加固体颗粒的表面积，从而增加酶解的增溶作用；(2) 提高沼气产量；(3) 减少

挥发性固体(VS)。与放入的固体值相比, 甲烷、VS、可溶性 COD(SCOD)的最终浓度是预处理性能和 AD 操作的指标。热预处理通常达到 100°C 以上(Chauzy et al., 2007; Eskicioglu et al., 2006; Haug et al., 1978; Kim et al., 2003; Pickworth et al., 2005)。酸性或碱性化学品以及强氧化剂(例如臭氧和过氧化氢)已用于化学预处理(Haug et al., 1978; Kim et al., 2003, 2007; Li et al., 2008)。超声波和微波通常用作机械处理(Khanal et al., 2007; Kim et al., 2003; Nickel & Neis, 2007; Wolff et al., 2007)。脉冲电场 (PEF) 作为一种电预处理方法应用于污泥处理(Lee et al., 2010; Rittmann et al., 2008; Salerno et al., 2009)。此外, 各种预处理技术的组合也被研究(Kim et al., 2003; Ki et al., 2015; Vlyssides & Karlis, 2004)。然而, 这些技术还需要进一步的优化和经济性分析。许多文献显示使用几种预处理技术显著改善了 AD 性能(Carlsson et al., 2012; Carrère et al., 2010; Rittmann et al., 2008)。特别是, CAMBITM和 EXELYS™热预处理工艺已在世界各地的大型污水处理厂中运用, 以提高 AD 处理性能 (Carlsson et al., 2012; Carrère et al., 2010; Rittmann et al., 2008)。热预处理过程通常在加压的条件下将 WAS 温度提高到 90–190°C, 从而导致细胞裂解和化学需氧量(COD)溶解增加(Kim et al., 2003)。

然而, 这些方法尚未广泛被全规模的设施采用, 因为其净效益尚未得到证实(Rittmann et al., 2008)。新装置的投资和安装以及额外能源或化学品的添加会带来严重的运营问题, 如有毒副产品、气味、腐蚀或维护, 并阻碍了扩大规模到全负荷生产和商业化应用。

热预处理带来意想不到的负面后果, 例如顽固的溶解有机氮及其对沼渣的影响; 混合废液预处理过程的复杂性, 例如, 与预处理增稠的废物活性污泥相比, 增稠混合污泥的电导率导致脉冲电场预处理不可行(Lee et al., 2010; Zhang et al., 2020)。

5.3 城市污水处理厂厌氧消化的多样化组合—厌氧共消化的出现

厌氧消化 (ACoD) 的出现使市政污水处理设施的厌氧消化 (AD) 配置多样化。ACoD 是同时消化两种或多种基质。早期对厌氧共消化的研究是为了促进城市固体废物中有机部分的消化; 被添加的污泥用于改善消化器内的环境条件来增加沼气产量(Cecchi et al., 1988)。进一步的发展促进了一系列共基质的应用, 以

克服单基质消化的局限性并提高 AD 的经济可行性(Mata-Alvarez et al., 2000, 2014)。在污水处理设施中运用 ACoD 可以提高沼气产量、更大程度地破坏固体、提升缓冲能力、提高生物固体质量以及稀释有毒或抑制性化合物如重金属、氨和钠等 (Hagos et al., 2017)。这些益处提高了 AD 的经济可行性, 并有助于污水公用事业的脱碳。

5.3.1 理论上使用的基质

理论上, 以理想比例混合两种或多种基质会创造更好的操作条件, 最终提高沼气体积和甲烷百分比。因此, 选择相容的共基质对于提供营养、水分和物理化学操作条件的必要平衡以及增加微生物群落多样性至关重要。城市污水污泥具有低 C:N 比、高氨和高碱度以及丰富的大量和微量营养元素(Tyagi et al., 2018)。与城市污泥互补的常见共基质包括食物垃圾(FW)、隔油池垃圾(GTW)/脂肪、油和油脂(FOG), 以及城市固体垃圾的有机部分(OFMSW) (Grosser & Neczaj, 2016; Tandukar & Pavlostathis, 2015; Tyagi et al., 2018; Yang et al., 2019)。这些基质提高了 C:N 比, 稀释了高氨和高碱度污泥, 并且厌氧消化微生物生长所需的营养物质含量低。因此, 相比于以前仅供给城市污泥, 城市污泥与 FW、GTW、FOG 或 OFMSW 的共同消化可能会提高消化整体性能。市政污泥与一些农业和工业辅助基质的共同消化也已被探索, 并且有望成为更强劲的生物甲烷生产的共基质 (Mata-Alvarez et al., 2014; Yang et al., 2019)。

5.3.2 ACoD 的挑战

当操作参数(包括正确的营养平衡、有机负荷率、HRT/SRT 和有毒化合物的稀释)得到优化并考虑经济因素(例如操作成本、消化基质的储存和处理成本以及基质运输成本)时, 厌氧共消化才能取得成功(Tandukar & Pavlostathis, 2015)。然而, 在满足这些运行和经济条件方面存在挑战, 会阻碍消化反应实现最大性能目标。复杂颗粒物的水解速率是一个潜在的瓶颈, 它们通常被认为是 AD 的主要限速步骤(Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991)。因此, 水解速率对于确定消化速度和确定废物的生物降解性至关重要。在评估基质相容性时, 有必要将快速水解底物与慢速水解底物配对以避免瓶颈(Hagos et al., 2017)。还有一些废物特定的瓶

颈不利于共同消化。蛋白质浓度升高的潜在基质，可能对 AD 微生物群落有毒，特别是对产甲烷菌(Amha et al., 2017)。富含脂质和长链脂肪酸的废物，例如 GTW 和 FOG，同样也表现出毒性，这会导致消化反应失效而不是提高性能(Long et al., 2012)。

ACoD 的经济可行性来自于它能够使用单个反应器降解多种基质，并提高可用于发电的沼气产量。确保减少基质的运输距离和存储成本对于提高经济效益也至关重要(Tandukar & Pavlostathis, 2015)。一些研究已经成功证明了共同消化的经济优势。Krupp et al. (2005) 研究了在超大尺寸消化池中与 OFMSW 共消化污泥对生态和经济的影响。生命周期评估表明，与堆肥和单一基质消化相比，ACoD 在应对气候变化中更有利，当应用于更大的工厂时，其经济效益最佳。Pavan et al. (2007)和 Righi et al. (2013)在特定条件下，在农村地区的小型处理厂证明，共同消化可以成为改善污水处理厂经济平衡的有益策略。需考虑的重要因素包括反应器的大小、用于处理的基质的体积以及减少的运输和储存时间。

5.3.3 目前关于 ACoD 的研究

通过对共消化过程的研究、下游工艺的改进、从 ACoD 中回收营养物的探索以及在应用可变特性的废弃物时用于预测功能的模型，ACoD 持续向前发展。对 ACoD 工艺的研究旨在改善基质的表征，定义基质的理想混合比，并优化操作参数，例如有机负载率。下游工艺改进的重点是提高沼气质量，特别是提高甲烷比例、提高沼气脱水性和减少生物固体的气味排放(Xie et al., 2018)。碳、氮和磷回收的综合技术也可以增加 ACoD 的优势，从而提高其经济价值。最后，研究者正在努力改进 ADM1 以将其应用于共同消化工艺。改进共消化的 ADM1 模型有助于预测在添加新的基质或改变操作参数时消化的性能(Hagos et al., 2017)。

5.4 通过热电联产和进一步净化成管道燃气，以提高沼气的价值

从厌氧消化中捕获的碳会产生有价值的气体产物，即沼气，其通常由 50% 的甲烷、50% 的 CO₂ 以及其他气体和杂质如 H₂S、氨、硫醇、硅氧烷和其他微量成分组成。这为封存气态产物并加以利用创造机会，包括将其用于热电联产、通过燃气轮机直接发电、将沼气升级达到天然气质量标准以用于管道输送，或将沼气

用于运输行业等。尽管碳捕获具有明显的经济、能源和环境效益，但美国大约只有三分之一的城市污水处理设施以甲烷形式回收碳，而在欧盟和世界其他一些地区，这种做法的普遍程度大约是美国的两倍(Scarlat et al., 2018; Shen et al., 2015)。本文将简要讨论这些场景。

5.4.1 用于热电联产的生物甲烷

该应用包括在有或没有其他燃料源的情况下在锅炉中燃烧沼气，以产生电力和热量，热量可用于空间供暖和其他需要加热的操作。虽然实施能量的回收是污水设施最成熟的选择，但这种方法面临一些挑战，包括由于工艺限制导致工艺效率显著损失、仅适用于温带地区或较冷季节，以及未经处理的沼气导致腐蚀和设备损坏。

5.4.2 用于发电的生物甲烷

通过利用朗肯循环在燃气轮机中燃烧沼气，可以将产生的沼气直接用于发电。然而，这种选择存在重大瓶颈，主要是沼气杂质，尤其是硅氧烷对涡轮叶片的腐蚀。有专门的研究，例如新型气体洗涤、生物气体处理和污泥预处理，集中在从污泥中或从产生的沼气中去除硅氧烷，然后再送到燃气轮机(Dewil et al., 2006; Lee & Rittmann, 2016; Popat & Deshusses, 2008)。

5.4.3 用于升级和管道输送的生物甲烷

沼气越来越受欢迎的一种最终用途是使用先进的分离技术，如变压吸附(PSA)对其进行纯化，该技术可去除 CO_2 和其他杂质，以生产纯度 $>90\%$ 的 CH_4 ，沼气升级后可注入天然气管道进行场外发电。关键瓶颈包括增加 PSA 的高成本和生产天然气的低经济价值，尤其是在北美，因为天然气的现行价格较低，而且缺乏足够的补贴来激励生产和净化。

5.4.4 生物甲烷运输

生物甲烷可用于现有的液化天然气(LNG)和压缩天然气(CNG)加油基础设施

以及公共交通基础设施。净化沼气达到天然气标准是其作为燃料运输的先决条件 (Augelletti et al., 2017; Kim et al., 2015)。另一种新兴的替代方法是使用纯化的生物甲烷作为化学燃料电池中的电子供体进行电力生产, 尽管提高其效率存在一些瓶颈, 例如由于沼气杂质引起的催化剂污染(Alves et al., 2013; Lanzini & Leone, 2010)。

5.4.5 沼气转化为有价值的化学品

作为厌氧消化的副产品, 挥发性脂肪酸(VFAs)是高价值的基础化学品。一种捕获和再利用 AD 副产物的技术是通过选择性混合培养发酵来延长乙酸盐和其他基于短链碳酸的化合物。这些中链(VFAs)化合物价值高, 比醋酸盐和其他短链 VFAs 更容易从产品中提取(Steinbusch et al., 2011)。在稳态反应器中防止甲烷生成的条件仍然是混合培养发酵的挑战(Agler et al., 2012; Steinbusch et al., 2011)。

5.5 改变 AD 平台, 以获取更多有机碳产品, 同时实现污水回用和养分回收

全球气候变化、不断变化的经济格局以及对化学品和可持续衍生塑料的需求增加, 这些强烈的驱动因素可能很快将污水处理设施的碳捕获转变为现代污水资源回收设施。短链和中链羧酸是厌氧食物网中的一种重要中间体, 如果控制它在生物反应器中积累到高浓度, 则会促进甲烷生产。已经提出了几种策略来管理厌氧消化中停滞的产甲烷作用, 以促进水解和产酸产物的积累并通过随后的分离技术回收。最近的研究表明, 生物电化学辅助厌氧消化器不仅可以提高整体水解和发酵速率, 还可以通过热力学和动力学优势, 通过电活性细菌选择性消耗乙酸盐来促进更多高级有机酸的积累。AnMBR 中富含 H_2 的环境不仅可以阻止产甲烷, 而且还能促进二次发酵反应, 从而导致更高阶的 VFA 合成 (Bhatt et al., 2020; De Vrieze et al., 2018; Jiang et al., 2018)。

由于富含离子的溶液中 VFA 浓度低, 从发酵液中分离 VFA 具有挑战性。因此, 传统溶剂和吸附剂的分离能力和选择性都会受到影响。在最近的关于提取的文献中, 已经报道了离子液体(ILs)用于提取 VFAs, 并且一些离子液体(ILs)在提

取效率方面已经优于传统溶剂。ILs 在室温下以熔盐形式存在,完全由离子组成,通常是电荷稳定的有机阳离子和无机或有机阴离子。一项研究得出结论,对于从稀水溶液中回收短链有机酸,磷基离子液体是比传统有机溶剂更好的萃取剂。他们通过使用磷基离子液体萃取低浓度乳酸溶液,成功获得了比大多数传统溶剂更高的分配系数,采用两步萃取所得萃取效率为 98.4% (Liang et al., 2017; Oliveira et al., 2012)。研究还报道了离子液体介导的酯化反应从稀水溶液中提取低价值 VFA, VFA 的最终纯化需经过蒸馏或蒸发处理。基于膜的非反应性或反应性分离集成厌氧消化器是一个同样有效的分离平台,已受到越来越多的关注(Zhu et al., 2021)。

5.6 能实现整体能量平衡或能量正收益的厌氧消化中的能源管理——通过 AnMBRs 进行直接厌氧处理的案例

除了产生富含能量的沼气外,通过厌氧消化平台对污泥进行二级处理也会产生能量消耗。能量损失的来源包括消化池加热和预处理、消化后的污泥脱水以及污泥运输。最近的研究已经证明了厌氧膜生物反应器(AnMBR)平台的能源需求降低,该平台旨在通过直接厌氧污水处理,实现有价值的资源回收及甲烷形式的主要能源产品,如图 5.3 所示,与采用厌氧消化进行二级处理的传统的活性污泥相比。新兴 AnMBR 平台的进一步工艺优化将侧重于通过以高流速周期性脉冲喷射而不是连续喷射,进一步降低结垢能量需求;初级生物反应器中的混合能量优化。厌氧消化池能量优化可能集中在降低预处理成本、降低混合能量需求、提高基于工艺的污泥脱水能力以及提高从所产生的富含甲烷的沼气中的整体能量捕获效率。

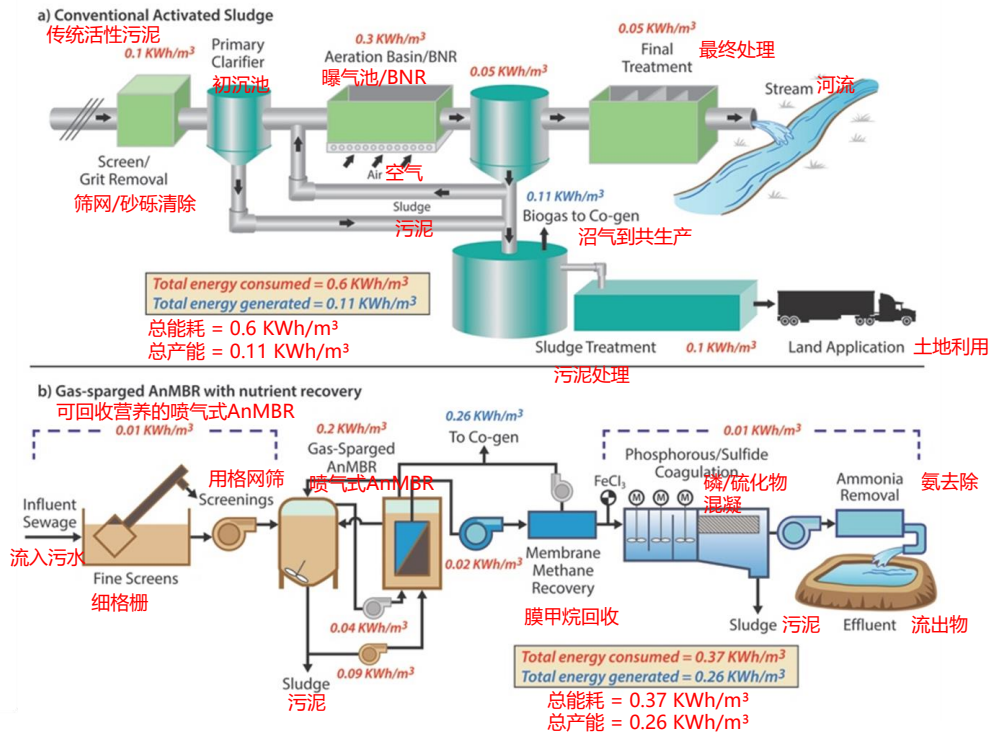


图 5.3 净能量需求比较: (a)常规活性污泥; (b)用于甲烷和养分捕获的 AnMBR 平台

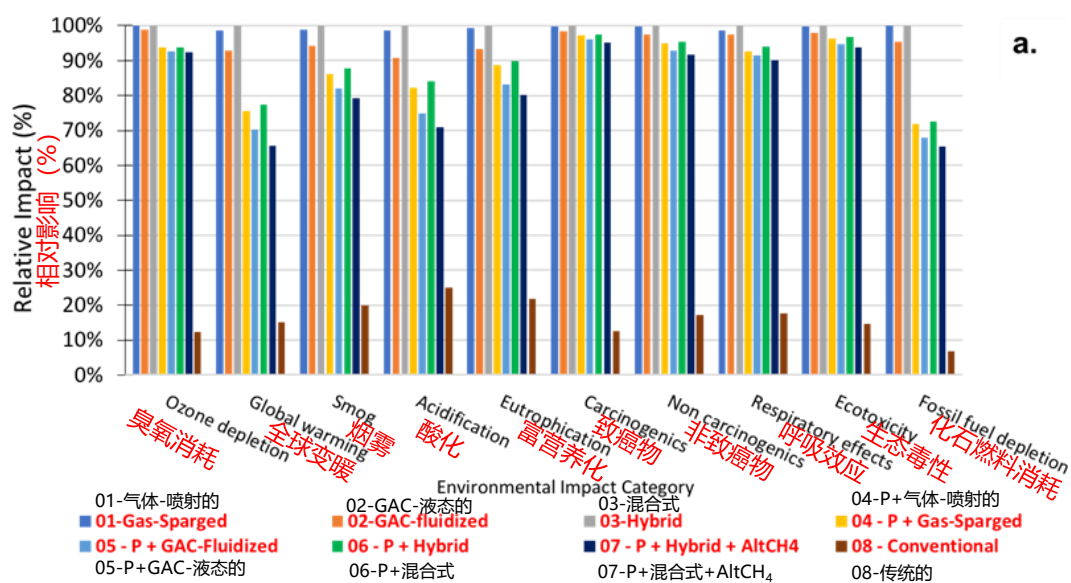
5.7 塑造厌氧消化未来的技术经济和生命周期评估

传统上, 新兴技术的实际实验数据和生命周期评估(LCA)研究之间存在脱节, 大多数研究都分散地关注某一方面, 只有少数研究试图缩小这一差距。绿色工程原则被纳入设计/概念开发过程的后期, 从而实现环境逐渐改善, 而不是最小化生命周期环境影响的过程路径。集成的技术经济和 LCA 平台能够主动指导具有环境和经济意识的概念设计, 旨在最大限度地提高生物能源捕获和碳回收的更高价值形式, 例如羧酸盐以及其他有价值的产品, 例如营养产品和间接/直接饮用水再利用。将 AnMBR 工艺用于生活污水处理, 可以减轻目前由能源密集型传统好氧活性污泥工艺产生的环境、社会和经济影响。对 AnMBR 进行了中试规模研究, 同时进行了技术经济分析(TEA)和 LCA, 证明和验证了 AnMBR 技术与好氧活性污泥相比, 可实现更可持续的生活污水处理。

通过我们对 AnMBR 平台的初步 LCA, 支持了所提议的 AnMBR 平台的可行性。图 5.4(a)显示了 AnMBR 处理方案与传统处理相比的环境影响。LCA 表明常规处理是最可持续的系统, 其次是情景 7。情景 7 是带有真空闪蒸罐甲烷回收

和硫化物去除的混合式 AnMBR，运行速度为 15 LMH(每单位膜表面积每小时的处理水升数)，温度高于 25°C。先前的研究已经对改进 AnMBR 工艺子组件以最大限度地提高能量回收率和溶解甲烷回收率进行了详细评估。很少有研究广泛评估化学品使用、膜污染管理和溶解甲烷去除技术的作用。图 5.4(b)显示了实施 AnMBR 的潜力，该方法通过减少(如果不是完全消除)硫化物和磷的化学去除，实现总体环境影响小于常规处理。由于无需通过化学凝固进行化学物质去除，该 AnMBR 配置的全球变暖潜能值(kg CO₂ 当量)被从沼气中回收的生物甲烷所抵消。情景 7 AnMBR 的桑基图(图 5.5)显示营养物去除部分是环境影响的主要贡献者。

我们研究的 AnMBR 系统的可行性也得到了初步 TEA 的证实。初步的分析表明，在不分离挥发性脂肪酸(VFA)的情况下，去除甲烷和硫化物的混合 AnMBR 的平均运营成本为 0.09 美元/立方米。在一个日处理能力为 22 730 立方米的综合处理厂中，年运营成本为 781 300 美元。由于工艺改进以及化学品和能源使用的相关减少，系统级优化有进一步降低混合式 AnMBR 的运营成本的潜力。在建设成本上进行比较时，AnMBR 的建设成本(71 582 500 美元)与传统的活性污泥(59 991 250 美元)相比更高。然而，需要注意的是，AnMBR 中回收的增值产品等相关的收入没有考虑在内，加入后将显著降低运营成本。也可以为侧流 AD 平台开发类似的场景，虽然与直接厌氧污水处理相比，预计产生的影响较小，但是潜力巨大。



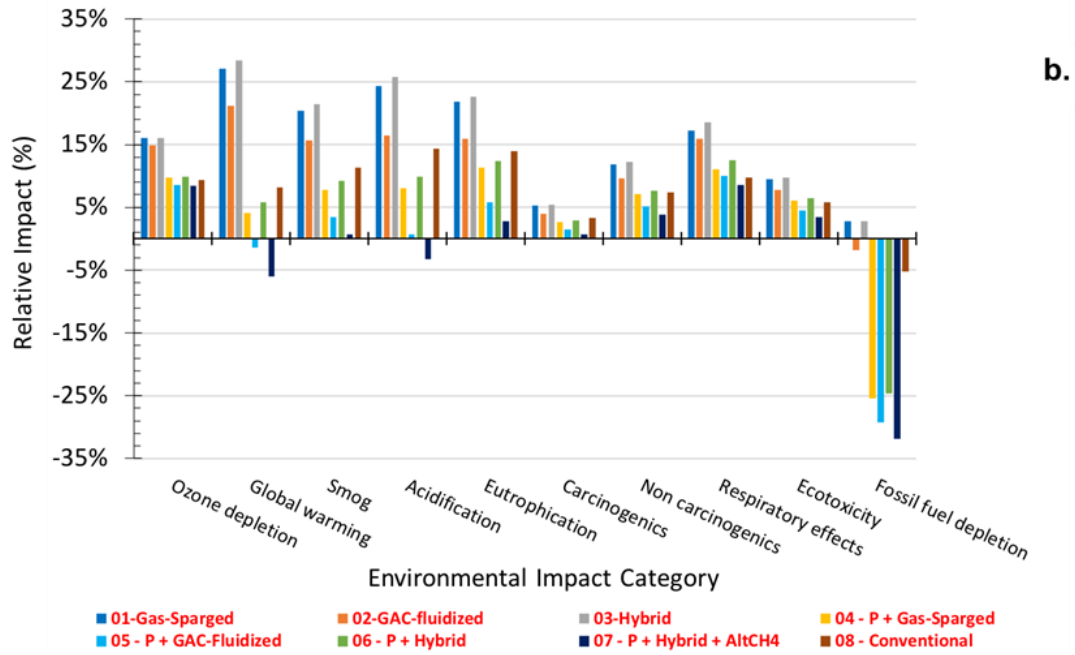


图 5.4 AnMBR 和常规处理方案在 15 LMH (F2)和>25°C (T1)时的相对影响，使用 (a) 和未使用 (b) 氯化铁和 ACH 进行化学混凝去除硫化物和磷。b 中的影响与 a 中的情景 1 和 3 相关。表格来源于 Harclerode et al. (2020)。

TEA 和 LCA 研究的结论确定了两个工艺子组件，即硫化物和除磷以及污泥管理，它们推动了化学品的使用和残留物的产生，进而对环境和成本产生了影响。此外，将初级沉淀和用于去除溶解甲烷的真空脱气罐相结合，最大限度地提高了净能量回收率。硫化物是由自然发生的硫酸盐厌氧还原而产生的。以前的研究没有考虑通过化学混凝、硫化物产生和去除的成本和环境影响。TEA/LCA 表明，如果硫化物可以通过生物去除而不是化学混凝，则 AnMBR 相对于传统污水处理可以具有更低的环境影响和运营成本。

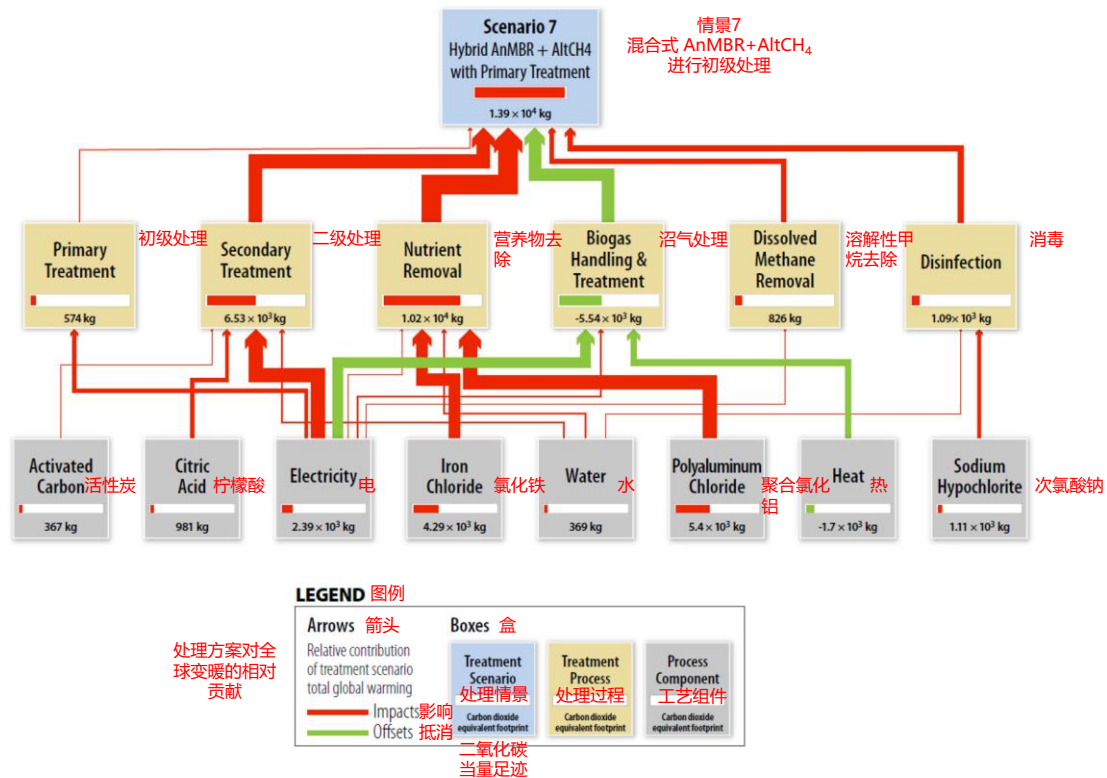


图 5.5 情景 7 的全球变暖影响 (kg CO₂-当量/m³) 评估桑基图, 混合 AnMBR 与真空闪蒸罐甲烷回收和硫化物去除在 15LMH 和超过 25°C 的温度下运行。图片来自 Harclerode et al. (2020)

尽管我们的模拟过程中化学品对环境的影响很大,但我们预计这些影响可以根据工艺优化研究和成规模的工艺应用显著减少。因此,与传统工艺相比,最终的集成 AnMBR 设计有可能对环境产生更低的影响,同时还能回收增值产品。

5.8 未来的脱碳战略和路线图

经过全面验证的破坏性预处理技术已经出现,尤其是热水解,但是更需要将脱碳潜力与经济可持续性密切结合,同时还要克服技术上的意外后果,例如顽固的氮。需要有利的技术、经济和政策突破,才能使生物甲烷发电广泛被北美污水资源回收设施选择,而其他地方的做法需要考虑更可持续的框架。AD 平台的脱碳潜力可以通过开发技术平台来最大化,该技术平台可以通过羧酸盐平台或其他类似的合成路线以更高和更有价值的方式固定碳。

健全的技术经济和生命周期分析需要与当前和未来的 AD 配置密切结合,以实现碳捕获和整体资源回收的最大化。

5.9 实现循环经济的厌氧消化技术

污水处理的传统目标主要围绕保护环境和人类健康。这些目标是通过传统的污水处理技术实现的,例如活性污泥处理法。传统技术一般不包括资源回收概念。由于资源消耗有限,当前的线性经济本质上是不可持续的(Puyol et al., 2016),这引发了对循环经济的需求,其中资源可以回收以可持续地满足全球资源需求,减少或尽量减少对原始资源的开采,以及减少环境影响。循环经济的概念扩大了污水处理的目标范围,包括全面的资源回收。通过将 AD 与其他先进处理技术结合使用,污水处理有可能通过发电、营养回收和生产高价值化学商品,从能源消耗工艺转变为产生利润工艺。

传统活性污泥处理系统大约一半的电力需求专门用于为曝气池提供空气(McCarty et al., 2011)。使用 AD 平台可以生产用于热电联产的沼气和实现电力的自给自足,并且在某些情况下会产生多余的电力(Batstone & Viridis, 2014)。AD 的后处理可以回收磷和氮。磷是一种不可再生资源,可以通过沉淀或通过结晶生成羟基磷灰石或鸟粪石的盐来回收(Battistoni et al., 2006)。氮的生产是能源密集型工艺,可以通过从藻类或微生物中同化或通过将铵吸附到斜发沸石粘土来回收(Batstone et al., 2015; Lim et al., 2019)。

致谢

作者要感谢环境工程博士研究生 Arvind Damodara Kannan 先生对章节格式和参考文献的帮助。作者还要特别感谢 Parameswaran 博士团队的研究生和本科生付出的时间和努力: Priyasha Fernando 女士; Emily Randig 女士; Marleigh Hutchinson 女士; 和 Mason Ericson 先生,感谢他们帮助从一个非常大的美国数据集中编译表 5.1。图 5.1 的直接帮助来自亚利桑那州立大学化学工程副教授 Cesar Torres 博士。

参考文献

Agler M. T., Spirito C. M., Usack J. G., Werner J. J. and Angenent L. T. (2012). Chain elongation with reactor microbiomes: upgrading dilute ethanol to medium-chain carboxylates. *Energy & Environmental Science*, 5(8), 8189–8192. <https://doi.org/10.1039/c2ee22101b>

- Alves H. J., Bley C., Niklevicz R. R., Frigo E. P., Frigo M. S. and Coimbra-Araujo C. H. (2013). Overview of hydrogen production technologies from biogas and the applications in fuel cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(13), 5215–5225. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.02.057>
- Amha Y. M., Anwar M. Z., Brower A., Jacobsen C. S., Stadler L. B., Webster T. M. and Smith A. L. (2017). Inhibition of anaerobic digestion processes: applications of molecular tools. *Bioresource Technology*, 247, 999–1014.
- Augelletti R., Conti M. and Annesini M. C. (2017). Pressure swing adsorption for biogas upgrading. A new process configuration for the separation of biomethane and carbon dioxide. *Journal of Cleaner Production*, 140, 1390–1398. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.013>
- Batstone D. J. and Viridis B. (2014). The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Current Opinion in Biotechnology*, 27, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.01.013>
- Batstone D. J., Hulsen T., Mehta C. M. and Keller J. (2015). Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review. *Chemosphere*, 140, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>
- Battistoni P., Paci B., Fatone F. and Pavan P. (2006). Phosphorus removal from anaerobic supernatants: start-up and steady-state conditions of a fluidized bed reactor full-scale plant. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 45(2), 663–669. <https://doi.org/10.1021/ie050796g>
- Bhatt A. H., Ren Z. and Tao L. (2020). Value proposition of untapped wet wastes: carboxylic acid production through anaerobic digestion. *Iscience*, 23(6), 101221. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101221>
- Burger G. and Parker W. (2013). Investigation of the impacts of thermal pretreatment on waste activated sludge and development of a pretreatment model. *Water Research*, 47, 5245–5256. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.005>
- Carlsson M., Lagerkvist A. and Morgan-Sagastume F. (2012). The effects of substrate pretreatment on anaerobic digestion systems: a review. *Waste Management*, 32, 1634–1650. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.016>
- Carrère H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D. J., Delgenès J. P., Steyer J. P. and Ferrer I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>
- Cecchi F., Traverso P. G., Mata-Alvarez J., Clancy J. and Zaror C. (1988). State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe. *Biomass*, 16(4), 257–284. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(88\)90031-5](https://doi.org/10.1016/0144-4565(88)90031-5)
- Chauzy J., Cretenot D., Bausseron A. and Gokelaere X. (2007). Thermal Hydrolysis to Increase Sludge Biodegradability or How to Turn Mesophilic Anaerobic Digestion of Biological Sludge Into an Attractive Process. WEFTEC 2007, 80th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, 13–17 October, San Diego, CA.
- De Vrieze J., Arends J. B. A., Verbeeck K., Gildemyn S. and Rabaey K. (2018). Interfacing anaerobic digestion with (bio)electrochemical systems: potentials and challenges. *Water*

Research, 146, 244–255. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.045>

- Dewil R., Appels L. and Baeyens J. (2006). Energy use of biogas hampered by the presence of siloxanes. *Energy Conversion and Management*, 47(13–14), 1711–1722. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2005.10.016>
- Eskicioglu C., Kennedy K. J. and Droste R. L. (2006). Characterization of soluble organic matter of waste activated sludge before and after thermal pretreatment. *Water Research*, 40(20), 3725–3736. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.017>
- Gonzalez A., Hendriks A. T. W. M., van Lier J. B. and de Kreuk M. (2018). Pretreatments to enhance the biodegradability of waste activated sludge: elucidating the rate limiting step. *Biotechnology Advances*, 36, 1434–1469. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.06.001>
- Grosser A. and Neczaj E. (2016). Enhancement of biogas production from sewage sludge by addition of grease trap sludge. *Energy Conversion and Management*, 125, 301–308. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.05.089>
- Hagos K., Zong J., Li D., Liu C. and Lu X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76(March 2016), 1485–1496. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- Harclerode M., Doody A., Brower A., Vila P., Ho J. and Evans P. J. (2020). Life cycle assessment and economic analysis of anaerobic membrane bioreactor whole-plant configurations for resource recovery from domestic wastewater. *Journal of Environmental Management*, 269, 110720. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110720>
- Haug R. T., Stuckey D. C., Gossett J. M. and Mccarty P. L. (1978). Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 50(1), 73–85.
- Jiang Y., Lu L., Wang H., Shen R. X., Ge Z., Hou D. X., Chen X., Liang P., Huang X. and Ren Z. J. (2018). Electrochemical control of redox potential arrests methanogenesis and regulates products in mixed culture electro-fermentation. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(7), 8650–8658. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00948>
- Khanal S. K., Grewell D., Sung S. and Van Leeuwen J. (2007). Ultrasound applications in wastewater sludge pretreatment: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37, 277–313. <https://doi.org/10.1080/10643380600860249>
- Ki D., Parameswaran P., Popat S. C., Rittmann B. E. and Torres C. I. (2015). Effects of pre-fermentation and pulsed-electric-field treatment of primary sludge in microbial electrochemical cells. *Bioresource Technology*, 195, 83–88. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.128>
- Kim J., Park C., Kim T. H., Lee M., Kim S., Kim S. W. and Lee J. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3), 271–275. [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(03\)80028-2](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(03)80028-2)
- Kim T.-H., Kim T.-H., Yu S., Nam Y. K., Choi D.-K., Lee S. R. and Lee M.-J. (2007). Solubilization of waste activated sludge with alkaline treatment and gamma ray irradiation. *Journal of*

Industrial and Engineering Chemistry, 13(7), 1149–1153.

- Kim D., Lee K. and Park K. Y. (2015). Enhancement of biogas production from anaerobic digestion of waste activated sludge by hydrothermal pretreatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 101, 42–46. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.025>
- Krupp M., Schubert J. and Widmann R. (2005). Feasibility study for co-digestion of sewage sludge with OFMSW on two wastewater treatment plants in Germany. *Waste Management*, 25(4), 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.009>
- Lanzini A. and Leone P. (2010). Experimental investigation of direct internal reforming of biogas in solid oxide fuel cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(6), 2463–2476. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.12.146>
- Lee I. and Rittmann B. E. (2016). Using focused pulsed technology to remove siloxane from municipal sewage sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 142(1). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000975](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000975)
- Lee I. S., Parameswaran P., Alder J. M. and Rittmann B. E. (2010). Feasibility of focused-pulsed treated waste activated sludge as a supplemental electron donor for denitrification. *Water Environment Research*, 82(12), 2316–2324. <https://doi.org/10.2175/106143010X12609736967288>
- Li H., Jin Y., Mahar R., Wang Z. and Nie Y. 2008 Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment. *Bioresource Technology*, 99(11), 5140–5144. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.019>
- Liang L., Li C., Xu F., He Q., Yan J., Luong T. and Sun N. (2017). Conversion of cellulose rich municipal solid waste blends using ionic liquids: feedstock convertibility and process scale-up. *RSC Advances*, 7(58), 36585–36593. <https://doi.org/10.1039/C7RA06701A>
- Lim K., Evans P. J. and Parameswaran P. (2019). Long-term performance of a pilot-scale gas-sparged anaerobic membrane bioreactor under ambient temperatures for holistic wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 53(13), 7347–7354. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06198>
- Long J. H., Aziz T. N., Reyes F. L. D. L. and Ducoste J. J. (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): a review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(3), 231–245. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.10.001>
- Mata-Alvarez J., Mace S. and Llabres P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)
- Mata-Alvarez J., Dosta J., Romero-Güiza M. S., Fonoll X., Peces M. and Astals S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412–427. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- McCarty P. L., Bae J. and Kim J. 2011 Domestic wastewater treatment as a net energy producer – can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7100–7106. <https://doi.org/10.1021/es2014264>

- Nickel K. and Neis U. (2007). Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 14(4), 450–455. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2006.10.012>
- Oliveira F. S., Araújo J. M., Ferreira R., Rebelo L. P. N. and Marrucho I. M. (2012). Extraction of L-lactic, L-malic, and succinic acids using phosphonium-based ionic liquids. *Separation and Purification Technology*, 85, 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.10.002>
- Pavan P., Bolzonella D., Battistoni E. and Cecchi F. (2007). Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. *Water Science and Technology*, 56(10), 45–53. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.730>
- Pavlostathis S. G. and Giraldo-Gomez E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, 24(8), 35–59. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0217>
- Pickworth B., Cranshaw I., Abraham K., Coleman P., Walley P. and Solheim O. E. (2005). Large Scale Reality of Sewage Sludge Pasteurisation and Thermal Hydrolysis. WEFTEC 2005, 78th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, 29 October–2 November, Washington, DC.
- Popat S. C. and Deshusses M. A. (2008). Biological removal of siloxanes from landfill and digester gases: opportunities and challenges. *Environmental Science and Technology*, 42(22), 8510–8515. <https://doi.org/10.1021/es801320w>
- Puyol D., Batstone D. J., Hulsen T., Astals S., Peces M. and Kromer J. O. (2016). Resource recovery from wastewater by biological technologies: opportunities, challenges, and prospects. *Frontiers in Microbiology*, 7, 2106.
- Righi S., Oliviero L., Pedrini M., Buscaroli A. and Della Casa C. (2013). Life cycle assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. *Journal of Cleaner Production*, 44(2013), 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>
- Rittmann B. E., Lee H. S., Zhang H. S., Alder J., Banaszak J. E. and Lopez R. (2008a). Full-scale application of focused-pulsed pretreatment for improving biosolids digestion and conversion to methane. *Water Science and Technology*, 58(10), 1895–1901. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.547>
- Salerno M. B., Lee H. S., Parameswaran P. and Rittmann B. E. (2009). Using a pulsed electric field as a pretreatment for improved biosolids digestion and methanogenesis. *Water Environment Research*, 81(8), 831–839. <https://doi.org/10.2175/106143009X407366>
- Scarlat N., Dallemand J. F. and Fahl F. (2018). Biogas: developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- Shen Y. W., Linville J. L., Urgan-Demirtas M., Mintz M. M. and Snyder S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Shizas I. and Bagley D. M. (2004). Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. *Journal of Environmental Engineering*, 130(2), 45.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9402\(2004\)130:2\(45\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9402(2004)130:2(45))

- Steinbusch K. J. J., Hamelers H. V. M., Plugge C. M. and Buisman C. J. N. (2011). Biological formation of caproate and caprylate from acetate: fuel and chemical production from low grade biomass. *Energy and Environmental Science*, 4(1), 216–224. <https://doi.org/10.1039/C0EE00282H>
- Tandukar M. and Pavlostathis S. G. (2015). Co-digestion of municipal sludge and external organic wastes for enhanced biogas production under realistic plant constraints. *Water Research*, 87, 432–445. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.031>
- Tyagi V. K., Fdez-Güelfo L. A., Zhou Y., Álvarez-Gallego C. J., Garcia L. I. R. and Ng W. J. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93(April), 380–399. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>
- Vlyssides A. G. and Karlis P. K. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pretreatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 91(2), 201–206. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00176-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00176-7)
- Wolff H. J., Nickel K., Houy A., Lunden A. and Neis U. (2007). Two Years Experience on a Large German STP with Acoustic Disintegration of Waste Activated Sludge for Improved Anaerobic Digestion. 11th IWA World Congress on Anaerobic Digestion, Session PP9C-Biosolids, 23–27 September, Brisbane, Australia.
- Xie S., Higgins M. J., Bustamante H., Galway B. and Nghiem L. D. (2018). Current status and perspectives on anaerobic co-digestion and associated downstream processes. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4(11), 1759–1770. <https://doi.org/10.1039/C8EW00356D>
- Yang Q., Wu B., Yao F., He L., Chen F., Ma Y., Shu X., Hou K., Wang D. and Li X. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge: co-substrates and influencing parameters. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 18(4), 771–793. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09515-y>
- Zhang D., Feng Y. M., Huang H. B., Khunjar W. and Wang Z. W. (2020). Recalcitrant dissolved organic nitrogen formation in thermal hydrolysis pretreatment of municipal sludge. *Environment International*, 138, 105629. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105629>
- Zhu X., Leininger A., Jassby D., Tsesmetzis N. and Ren Z. J. (2021). Will membranes break barriers on volatile fatty acid recovery from anaerobic digestion? *Environmental Science and Technology*, 1(1), 141–153

第六章 基于微生物电化学技术平台的碳增值

Jayesh M. Sonawane¹, Zhiyong Jason Ren² and Deepak Pant^{2*}

¹Department of Chemistry, Alexandre-Vachon Pavilion, Laval University, 1045, avenue de la médecine, local 4064E, Quebec, Canada G1V 0A6

²Department of Civil and Environmental Engineering & Andlinger Center for Energy and the Environment, Princeton University, Princeton, NJ 08544, USA

³Separation & Conversion Technology, Flemish Institute for Technological Research (VITO), Boeretang 200, Mol 2400, Belgium

*Correspondence: deepak.pant@vito.be

6.1 引言

世界经济增长目前依赖于化石燃料等不可再生资源。这些资源消费产生过多的温室气体，引起全球气候变化，导致洪水和干旱、海平面上升以及更频繁的自然灾害(Bhatia et al., 2019; Lu et al., 2018)。全球 CO₂ 排放量已增加到约 355 亿吨，CO₂ 的捕获和利用成本很高(MacDowell et al., 2017)。与此同时，城市固体废物（20.1 亿吨）和污水（约 1000 km³）等大量含有机碳的废物流也因高昂的处置和处理成本而成为主要的环境挑战(Kaza et al., 2018; Unesco, World Water Assessment Programme, 2012)。另外，这些富含碳的废料（固体、液体和气体）可以频繁地重复使用。在这种情况下，可以生产增值能源和产品，以增加该过程的价值，并改变废物计价行业。最近，美国能源部生物能源技术办公室 (BETO) 报告称，美国从食物垃圾、粪便、油、脂肪、油脂和污泥中产生了 5000 万吨有机废物。结合含碳气体废物，总共可以回收 2.6 千万亿英热单位的可再生能源 (DOE 2017)。已经开发了不同的技术以实现碳增值，包括生物化学、光化学、电化学和热化学工艺，它们都具有各自一些优势和特定的挑战 (DOE 2017)。

微生物电化学技术 (MET) 是一种平台技术，利用电活性微生物催化生物电化学反应，从废碳材料中产生能量(Wang & Ren, 2013; Zou & He, 2018)。在这个过程中，氧化和还原反应首次在合适的环境条件下分别产生。该工艺的主要优点是电极既可以用作电子受体(阳极)，也可以用作电子供体(阴极) (Jiang & Zeng, 2019; Pandey et al., 2016)。与其他只有一两个功能的环保技术相比，MET 平台非常灵活，多年来开发了几十个功能。几乎所有的 MET 反应器在阳极都有一个共

同的原理,其中可生物降解的基质,如污水和食物垃圾,被微生物氧化并产生电流(Wang & Ren, 2013)。电流可被直接捕获用于发电(微生物燃料电池, MFC)或用于生产 H_2 和其他增值化学品(微生物电解电池, MEC) (Logan, 2008)。此外,这些来自有机废碳的电子也可用于阴极室减少二氧化碳并生成有机或无机化合物,实现碳捕获和增值的双重好处。微生物电合成 (MES)和微生物电解碳捕获 (MECC) 是 MET 中的两个流行工艺,可以将阴极 CO_2 和阳极有机废物直接转化为产品(Lu et al., 2015; Rabaey & Rozendal, 2010),而电发酵 (EF) 是另一种 MET 工艺,它使用电位来调节不同产品的发酵过程(Nevin et al., 2010)。

6.2 微生物电化学碳增值的原理

6.2.1 在 MES 和 EF 中生物催化 CO_2 捕获和转化为有机化学品

MES 和 EF 的工作原理如图 6.1 所示(Jiang et al. 2019)。在 MES 中,电活性微生物使用固体电极(阴极)作为电子供体,使用 CO_2 作为电子受体进行电合成。电子转移机制可以是直接的,也可以由 H_2 或其他氧化还原剂介导。尽管一些电活性微生物,如地杆菌和梭状芽孢杆菌,已报道在环境条件下通过导电纳米线或 c 型细胞色素直接利用细胞外电子转移(DEET) (Lovley & Nevin, 2011),电子梭,如原位生成的 H_2 或其他小分子,如甲酸盐和黄素,被认为在电子转移介质中发挥重要作用(Blanchet et al., 2015)。

相比之下,EF 中的电极并不是唯一的电子源。相反,它通过调节氧化还原电位 (ORP) 和 $NAD^+/NADH$ 比率来影响自驱动发酵的通量(Moscoviz et al., 2016)。细胞外 ORP 对应于电解质中存在的电子的活性, $NAD^+/NADH$ 比值代表细胞内 ORP,它控制基因表达和酶合成以实现整体代谢活性。因此,调节反应器中的氧化还原电位会影响发酵途径和产品谱系。

EF 可分为阳极 EF 和阴极 EF。在阳极 EF 中,电极是从微生物基质氧化中接收电子的电子受体。对于 EF 阴极,工作电极是电子供体,微生物可以根据氧化还原电位来合成不同的产物。电极和微生物之间的电子转移可以是双向的。尽管如此,与 MES 相比,在 EF 反应器中发酵细菌和电活性细菌之间的共养相互作用被发现,并且占主导地位并发挥重要作用,这主要是由于需要降解废料中存

在的复杂有机物(Choi & Sang, 2016)。

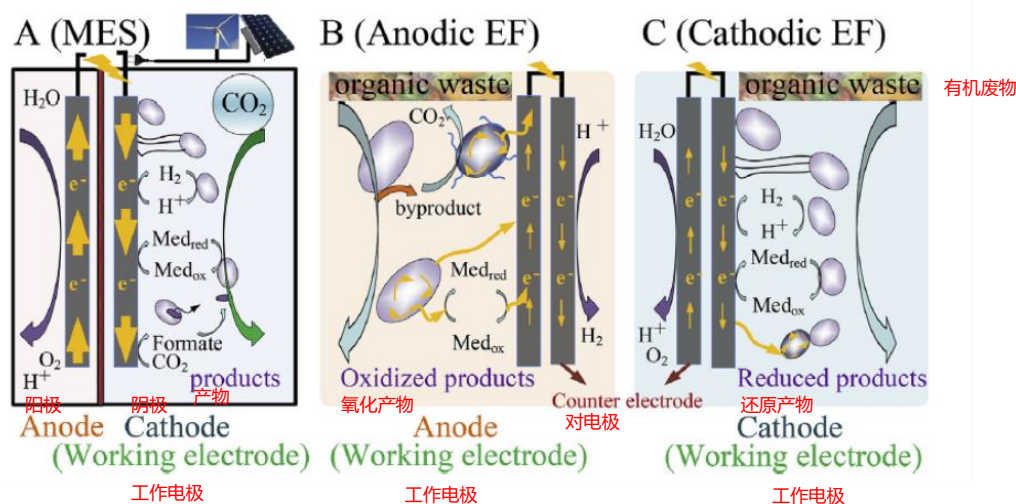


图 6.1 微生物生态系统 (MES)和电发酵 (EF) 原理示意图: (a)MES 减少 CO_2 。(b)在阳极 EF 中,工作电极(阳极)接受来自微生物的电子。(c)在阴极 EF 中,工作电极(阴极)为微生物提供电子。图片基于之前的研究重绘,征得 Jiang et al. (2019)的许可。

6.2.2 MECC 中的 CO_2 捕获和矿化

MECC 反应器与其他 MET 具有相同的阳极反应,通过微生物氧化废弃的有机碳,以实现污水处理和电子提取(Lu et al., 2015; Zhu & Logan, 2014)。然后电子被阳极接受并通过外部电路转移到阴极,在那里它们将水还原以产生 H_2 和 OH^- 。这种操作会在阳极和阴极之间产生 pH 梯度,阳极由于 H^+ 的积累酸性增强,而阴极由于 OH^- 的积累碱性增强。据报道,不同的反应器设计利用这种 pH 差异来溶解硅酸盐矿物(例如硅灰石 CaSiO_3 或粉煤灰),从而在阳极或单独的酸室中释放金属离子(Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等)(Lu et al., 2016; Zhu et al., 2014)。然后金属离子在阴极室中与 OH^- 反应形成金属氢氧化物,其随后与 CO_2 反应导致自发捕获 CO_2 并转化为稳定的碳酸盐或碳酸氢盐产物。图 6.2 展示了 MECC 的两种反应器设计;两者都实现了良好的 CO_2 捕获效率,同时具有 H_2 生产和污水处理能力(Huang et al., 2016)。稳定的金属碳酸盐和碳酸氢盐被收集并现场用于碱度补偿,用于硝化和消化、改善活性污泥的沉降特性,或用于环保用途(Sherrard, 1976; Wett et al., 2004)。

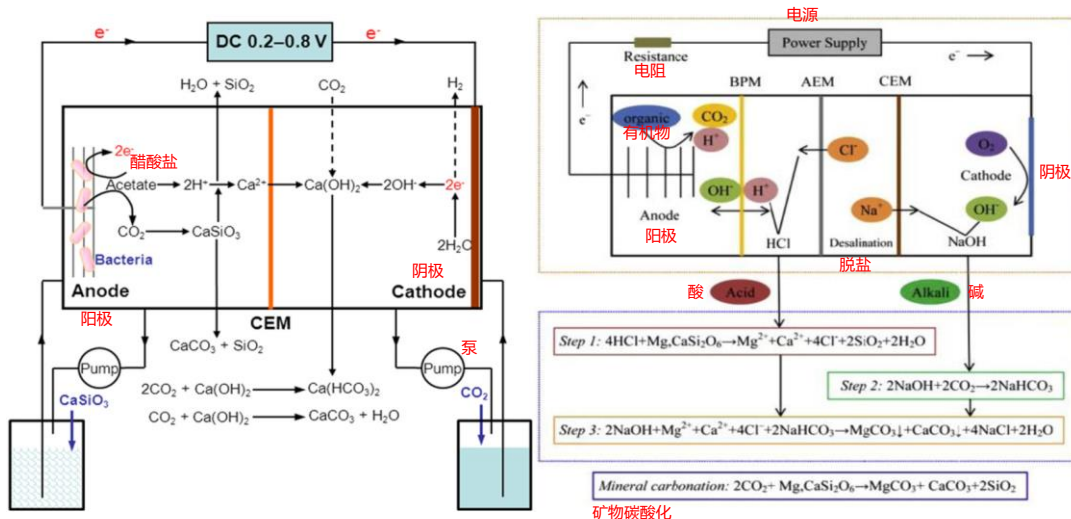


图 6.2 微生物电解碳捕获(MECC)系统原理示意图: (a)能够进行原位 CO_2 捕获和矿化的综合系统。(b) 一种用于分离酸、碱生成和碳化反应的系统 (Lu et al. 2015; Zhu & Logan, 2014)。

6.3 基于 MES 的碳化合物增值

微生物电合成利用来自污水有机物的低成本电子源来捕获二氧化碳并将其转化为增值有机产品。MES 工艺一般采用天然菌群, 在复杂环境中的应用比纯培养菌株或非生物电催化具有更高潜力。此外, 在太阳能发电的产量和产品转换上, 与植物和光合微生物(<1-3%)相比, 这种自我维持的生物催化剂具有高选择性和产量(>10%)(Blankenship et al., 2011)。它不需要高温或高压, 因此它在利用可再生电子减少二氧化碳方面表现出良好的潜力, 从而形成循环生物经济(Bian et al., 2020)。

自从第一个研究, 报告了利用二氧化碳和微生物在电极上的电子产生有机化合物的可行性(Cheng et al., 2009; Nevin et al., 2010), 在了解微生物电子转移、开发可扩展反应器、测试不同的微生物菌株和菌群、评估 MES 碳增值的经济可行性和环境影响等方面取得了显著进展。污水被认为是可再生电子的主要原料来源, 也与二氧化碳排放减少相关。由于已发现产甲烷菌和产乙酸菌在 MES 反应器中占主导地位, 因此 CH_4 和乙酸是 CO_2 还原的主要产物。然而, 许多其他具有更高碳数的有机化合物也被报道了。Wood-Ljungdahl 途径被称为自电性细菌的初级代谢, 其中乙酰辅酶 A(acetyl-CoA)是从 CO_2 中产生各种有机化合物的关键中间产物, 包括甲酸、丙酸、丁酸、2-氧丁酸、乙醇、异丙醇、丁醇和异丁醇。图 6.3

显示了乙酸和丁酸的产品滴度和产率在这些年来的变化,可以发现乙酸和丁酸的最高浓度分别为~12和~3 g/L,在过去几年没有明显的改善。相比之下,生产速度的提高缓慢,最高的乙酸产量约为700 g/m²/d (PrévotEAU et al., 2020)。已知浓度较低的关键原因与发酵产物产生的毒性、电活性细菌的缓慢生长和未优化的反应器系统有关(Gildemyn et al., 2015)。

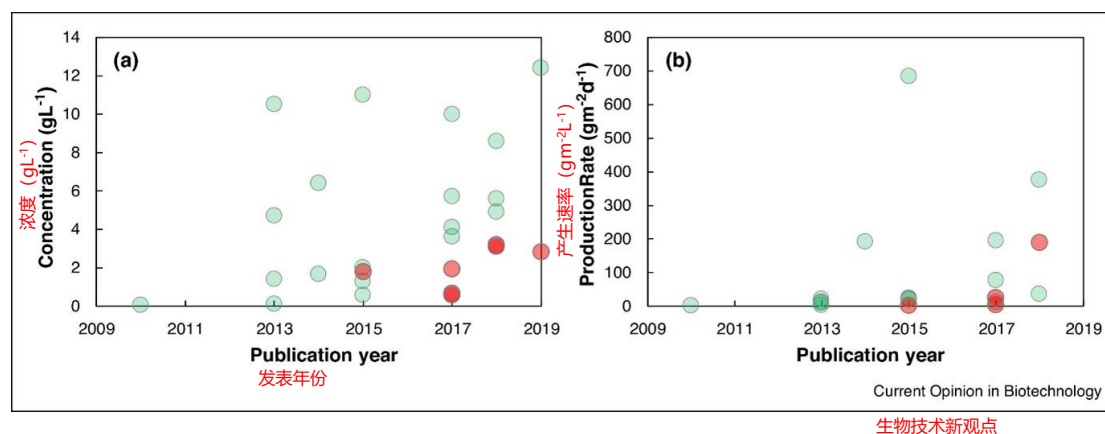
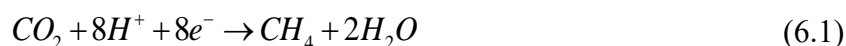


图 6.3 基于 MES 从 CO₂ 生产乙酸和丁酸的历史演变: (a)在阴极电解液中达到的最大浓度。(b)相对于阴极投影表面积的生产速率。绿色圆圈(乙酸),红色圆圈(丁酸) (PrévotEAU et al. 2020)。

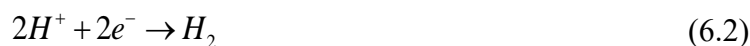
6.3.1 MES 中的甲烷或乙酸生产

在所有转化中,电甲烷生成是 MES 中最早发现的 CO₂ 捕获功能之一,它在污水应用中显示出良好的潜力(Cheng et al., 2009)。甲烷可以通过 CO₂ 还原产生,既可以从阴极进行直接电子转移(方程式(6.1)),也可以通过中间体(例如 H₂)进行间接电子转移(方程式(6.2)和(6.3)) (Mateos et al., 2020; Nelabhotla et al., 2021):

通过电极的直接电子转移:



通过 H₂ 的间接电子转移:





MES 的一个潜在应用是与厌氧消化 (AD) 相结合, 因为 MES 可以提高整体有机物去除率, 同时通过将 CO_2 转化为 CH_4 来净化 AD 产生的沼气, 因此也提高了 CH_4 的总产量和效率。研究表明, 这种组合产生的气体中二氧化碳含量低于 10%。图 6.4 描述了用实线表示的各种食物垃圾和用虚线表示的污水处理厂, 以及使用联合的 AD-MES 单元。处理厂污水中 COD 浓度范围为 1000 至 8000 mg/L。污水被循环利用, 以减少处理食物垃圾的处理厂入口进料中的总固体。这种 AD-MES 处理厂可以减少污水中的铵、硫化物和 COD 浓度。此外, 通过使用最佳阴极电位和 pH 值, 将 CO_2 电化学还原为 CH_4 。这是通过降低废弃物质的 pH 值来实现的, 这使得沼气中存在的 CO_2 能够溶解。此外, MES 必须设计成使得溶解的 CO_2 能够有效地与从阴极表面释放的电子发生反应的结构(Nelabhotla & Dinamarca, 2019)。

乙酸是 MES 的另一种流行产品 del Pilar Anzola Rojas et al. (2021)。乙酸可在 -0.28 V 的生物学相关条件下以电化学方式产生 (方程式 (6.4)), 略低于 CH_4 生成电位 (-0.24 V) (Rabaey & Rozendal, 2010):

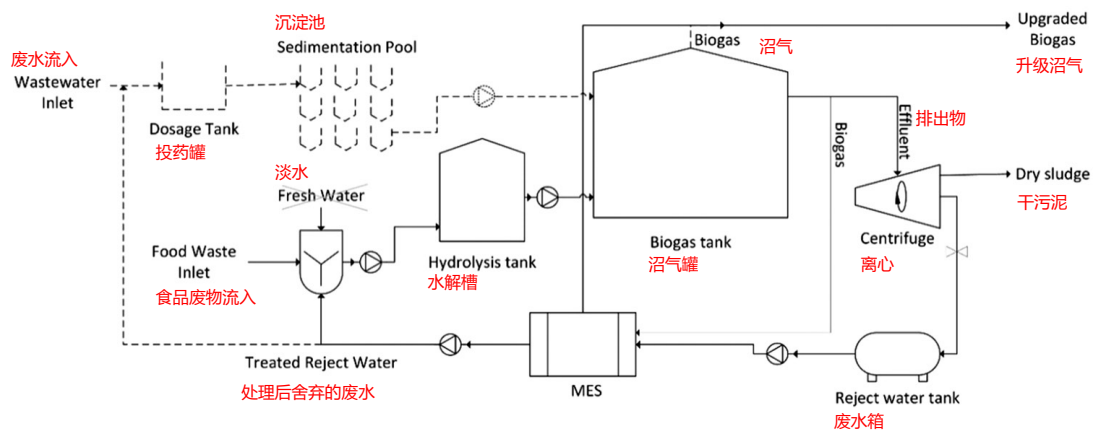
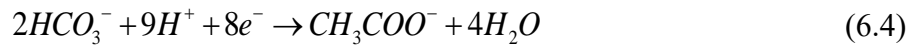


图 6.4 AD-MES 综合处理厂装置 (图重绘自 Nelabhotla & Dinamarca (2019))

表 6.1 利用不同微生物菌株将 CO₂ 转化为乙酸

微生物	电流密度 (A·m ⁻²)	库伦效率 (%)	乙酸的生产速率 (Mm/天)	参考文献
<i>Sporomusa</i>	-0.63	82	1.13	Nie et al. (2013)
	-0.48	86	NA	Zhang et al. (2013)
	-1.7	89	4.68	Giddings et al. (2015)
	-2.1	85	0.17	Nevin et al. (2010)
<i>Clostridium ljungdahlii</i>	NA	88	0.013	Nevin et al. (2011)
丰富菌种混 合培养	10	35.45-88	0.12-3.96	Bajracharya et al. (2016)
	-44.89	30.25	3.06	Mikkelsen et al. (2010)
	10	16.2-49.4	1.31.3-6.3	Bajracharya et al. (2017)
	-200	84	NA	Jourdin et al. (2016a), Jourdin et al. (2016b)
	-128	29.91	NA	Mohanakrishna et al. (2015)
	10	40-50	1.3	Bajracharya et al. (2015)
	NA	61	11.67	Gildemyn et al. (2015)

最近使用 MES 技术从 CO₂ 中产生乙酸 (约 685 gm⁻² day⁻¹) 是通过使用新制造的电极和适应性微生物培养物实现的(Jourdin et al., 2015)。3D 电泳沉积电极用作生物阴极, 多壁碳纳米管层沉积在网状玻璃碳上。微酸性的 pH 值 (~5.8) 增加了醋酸盐的生产速率, 而电流的影响是单独发生的(Battle-Vilanova et al., 2015)。然而, 在生物膜生长到特定厚度后, 观察到了细菌生长减少。对于混合培养系统, 二氧化碳和电子的乙酸转化效率稳定且优越, 平均分别为 98 ± 4 和 100 ± 1%。这些化合物的高生产率还取决于其他因素, 例如水力停留时间。研究还表明通过增加电池电压或改变不同的参数, 如膜和电极电阻、浓度、pH 值和阳极电位的变化, 可以提高生产率(Blanchet et al., 2015)。一些人发现, 由于悬浮 (浮游) 细菌和生物膜细菌都参与了二氧化碳的还原过程, 因此在连续模式下存在生物量的损失。另外, 浮游细菌的损失也降低了以连续模式运行的反应器的产量, 这是因为以形成生物膜的微生物代替浮游细菌。不断地将 CO₂ 通过培养基或使

用碳酸氢盐作为进料, CO₂ 可用于产乙酸细菌。在接种物方面, 许多研究使用厌氧污泥, 一些研究观察到电极表面向特定微生物科如梭菌科和假单胞菌科的显著转变(Saratale et al., 2017)。文献中报道的其他主要微生物包括硫螺菌属、孢子菌属、梭菌属、蒂氏菌属、弓形杆菌属、绿杆菌属、假单胞菌属、解糖酵母菌和脱硫菌属(Zaybak et al., 2013)。表 6.1 总结了典型的 CO₂ 到乙酸 MES 参数和确定的微生物培养物。

6.3.2 氢在 MES 中的作用

两种关于 MES 向内电子转移到微生物细胞的机制被报道。一些电活性微生物如 *Geobacter* 被发现会产生导电丝和 c 型细胞色素, 在特定氧化还原电位下直接从电极获取电子(Lovley, 2011)。然而, 许多研究报告称, 原位产生的 H₂ 是 CO₂ 还原的直接电子供体, 具有更高的有机转化率, 但确切的机制受阴极工作电位的影响(Blanchet et al., 2015)。例如, 一项研究评估了氢在 MES 阴极上形成的产甲烷生物膜上电子转移中的作用。通过使用微型传感器结合循环伏安法检测原位氢气的产生。Cai et al. (2020) 分析了析氢动态, 并证实了在微米级范围内阴极附近存在与氢相关的电子转移, 他们观察到在 58.10 微米厚的生物膜内形成的古细菌和细菌的共定位群落与微传感器测得的氢梯度相关。

由 MET 或其他可再生能源产生的低成本绿色电力提供动力, 氢气越来越多地通过电解产生, 氢气可作为不同趋化微生物的还原剂(Jack et al., 2021)。这些微生物由可逆氢化酶组成, 可氧化分子氢, 以将 CO₂ 还原为有机化合物, 例如甲烷、乙酸或丁酸(Ganigué et al., 2015)。除了在电极上电化学产生氢气外, 氢气还可以通过微生物发酵产生, 特别是在与混合微生物群落一起工作的反应器中。这种氢源允许 MES 系统在没有电力供应的情况下运行, 从而使间歇运行成为可能(del Pilar Anzola Rojas et al., 2018)。

氢介导的电子转移被认为是一种重要的共享还原性当量的细胞外途径, 以调节生物膜活性的 MESs, 并表现出比直接电子转移途径更高的反应器性能。直接电子转移只能提供低电流密度, 但电催化制氢是可调的。来自电极的氢气供应可以随着电流密度的增加而增加, 但由于与非生物制氢相比, 它们的代谢速度较慢, 因此高产氢率不一定会导致微生物对 CO₂ 的高转化率。因此, MES 反应器中的

氢气供应和消耗之间需要保持平衡。研究报告称,在电极发生剧烈析氢的条件下,可以从电极上消除生物膜。此外,虽然电解水需要碱性条件,但在 MES 阴极中,生物反应的 pH 值需要保持在中性附近。因此,可以通过将微生物气液接触器连接到水电解池的下游来制造混合 MES 系统。

6.3.3 MES 平台中 CO₂ 的增值潜力

MES 工艺为同时进行 CO₂ 增值和污水处理提供了一条有前景的途径。尽管试点和全规模系统仍有待测试,但初步研究评估了使用 MES 平台生产不同化学品的经济潜力和环境效益。图 6.5(a) 和(b) 显示,甲烷和乙酸等大批量生产的产品具有更高的总产品价值和市场规模(Jiang et al., 2019)。尽管如此,具有较高单位价值的产品,例如 2-氧代丁酸,可能由于其较高的单位价值而具有较高的利润率。此外,小分子可用作前体,通过链延长或合成来生产更高价值的化学品。除了经济效益外,CO₂ 捕集潜力如图 6.5(c) 和 (d) 所示。根据不同产品的单位摩尔数将使用不同产品所需的 CO₂ 摩尔量,从最大产率,可以看出碳数较高的产品具有较高的转化率。整体 CO₂ 转化潜力在很大程度上取决于化学品的生产率和世界市场规模。由于碳数和转化率的良好结合,醋酸盐(近 10 吨/m³·年)比其他化学品具有更高的市场潜力。这样的分析为二氧化碳捕获潜力提供了很好的见解,这可能会导致额外的碳信用额。

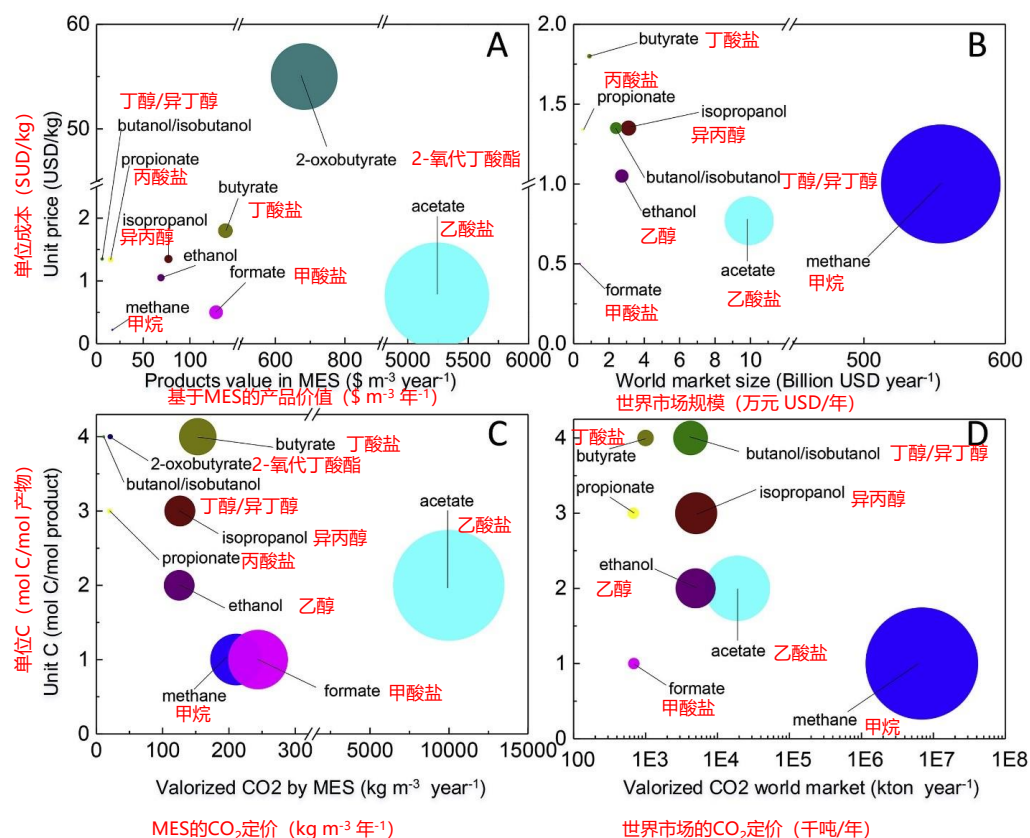


图 6.5 从经济和碳利用方面初步分析 MES 的 CO₂ 增值潜力。对于每个圆，Y 轴值确定中心的位置，而 X 轴值确定半径。半径范围对 Y 轴没有意义。(a)MES 反应器中产生的不同化合物的产品价值，通过将单价乘以最大生产率计算得出。(b)生产的每种化合物的世界市场规模与它们的单价。(c)不同产品的 CO₂ 转化潜力，这是通过单位转化率乘以每种化合物的最大产量来计算的。(d)基于 MES 中每种化合物产量的 CO₂ 转化的世界市场规模（图重绘自 Jiang et al. (2019)）。

6.4 通过电发酵对碳化合物进行增值

电发酵 (EF) 是一种利用电化学影响微生物代谢的过程，但与 MES 不同，其主要目的是调节发酵途径，将有机废碳转化为更高价值的产品。在阳极电发酵中，工作电极 (WE) 充当阳极并接受有机废物产生的电子以形成氧化的最终产品。相反，工作电极在阴极电发酵中提供电子，充当阴极以提供还原产物。NAD⁺/NADH 比率代表细胞内 ORP，因为细胞内氧化还原稳态，控制基因表达和酶合成用于整体代谢活动。因此，如果人为调节氧化还原电位，则可以调节发酵途径以产生不同比例的产物 (Jiang et al., 2018)。

6.4.1 阳极和阴极 EFs 的机理

阳极 EF 使用电极作为电子接收器来提高产品选择性和生产率。从理论上讲，系统中可以使用任何可生物降解的基质，并且产品特性可能会因原料、接种物和操作条件而显著变化。当需要产品升级时，可以利用阳极 EF。已经提出使用电极来代替其他电子受体，例如氧气，以实现目标产物的产生和节能。然而，由于 EF 本质上仍然是一个发酵过程，因此产品主要是 H₂、酒精和挥发性脂肪酸。对于转基因菌株或混合培养物，其他产品如乙酰丙酮，赖氨酸、聚-β-羟基丁酸 (PHB) 和 2-酮基葡萄糖酸也已被报道(Jiang et al., 2019; Nikhil et al., 2015)。例如，可以通过调节阳极电位和自分泌介质的浓度来增强阳极 EF 中的 H₂ 产生，尽管需要仔细平衡 H₂ 产生和随后的产甲烷菌消耗 (Chandrasekhar et al., 2014)。乙醇可以使用工程化细菌菌株（如 *Shewanella oneidensis*）从甘油中生产，其滴度可能高于混合培养发酵中的(Russell et al., 2015)。在 0.6 V 下，*Ralstonia eutropha* 的活性也可以在这样的系统中形成 PHBs 等更高价值的产物 (Nishio et al., 2013)。

在阴极 EF 中，电极用作氧化反应的直接或间接电子源，以调节产物选择性和生产率。这导致细胞内 NADH 含量增加并减少最终产物。例如，将+0.045 V 的工作电位施加于巴氏梭菌时，阴极 EF 用于刺激甘油产生 1,3-丙二醇(1,3- pdo) (Choi et al., 2014)。类似的产品也可以通过使用混合培养基来实现，工作电位被认为是形成微生物群落的决定因素，因此也是代谢物分布的决定因素。例如，通过将起始工作电位从 -0.8 V 降低到 -1.1 V，优势群落从 *Veillonellaceae* (56–72%) 变为梭菌科 (55–57%)，伴随着产品从丙酸盐转变为 1,3-PDO (Xafenias et al., 2015; Zhou et al., 2013)。

6.4.2 EF 与厌氧消化的协同作用

电发酵在改善价值定位或厌氧发酵、消化方面具有良好的潜力。考虑到 AD 是一个没有外部电子受体或能源输入的封闭系统，在生物转化过程中，生成物 (CH₄)的每电子吉布斯能变化比其他任何有机化合物都要低，趋于达到热力学平衡。在这种情况下，EF 提供了一种调节发酵途径的新方法，通过使用外部电极作为替代电子源或电子汇来控制纯的或混合培养系统的氧化还原电位，改变电子

转移过程，从而塑造微生物群落和活性以提高所需产品的产量和速率。

如果沼气是目标产物，EF 或电极可以增加 AD 工艺的稳定性并加速产甲烷（图 6.6）。AD 工艺对应于由微生物联合体进行的一系列氧化和还原反应。已知种间氢转移(IHT) 在连接有机基质降解和产甲烷过程中发挥关键作用。然而，在用于甲烷生产的 EF 系统中，许多研究都观察到了种间电子转移(IET)。电极不依赖于 H_2 介导的电子转移，而是直接促进共养微生物之间的 IET 过程。发酵细菌、产甲烷菌和电活性微生物构成了主要的共养群落。最近，研究发现 EF 中氢化产甲烷菌的丰度比常规 AD 增加了 17 倍，而乙酰化产甲烷菌的组成几乎保持不变(Gajaraj et al., 2017)。研究提出假设， CO_2 还原是甲烷生成的主要途径，其中电子由电活性细菌提供，如 *Geobacter* 降解有机酸或从阴极收集电子。此外，由于阴极上产氢量的增加以及随后产氢甲烷菌的利用，IHT 也会增强(Villano et al., 2017)。例如，Liu et al. (2019)发现通过将碳刷电极引入厌氧消化，VFA 浓度比常规 AD 控制下降得更快，表明加速稳定。在低电压(0.8 V)条件下，甲烷产量增加了 26.3%，顶空甲烷含量增加了近 30%。群落分析表明，电流刺激了产氢甲烷菌的生长，阴极处出现了低丰度的地杆菌。然而，乙酸甲烷菌仍然占古菌群落的很大一部分。

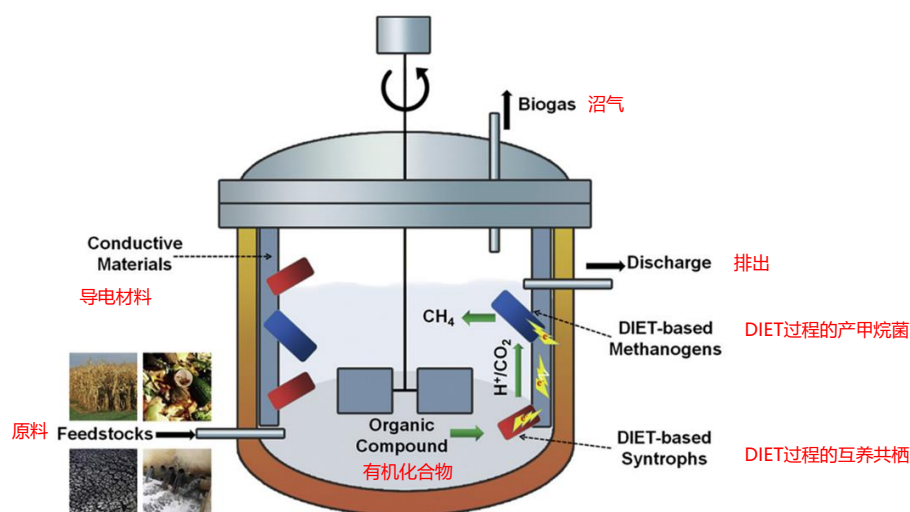


图 6.6 带有电极以实现电发酵的厌氧消化/发酵系统示意图（图重绘自 Zhao et al. (2020)）

虽然 AD 生产可再生沼气，但由于沼气价值低以及对其温室气体效应的担忧，它在经济可行性和环境问题方面面临挑战。抑制产甲烷作用的最新进展允许重新调整 AD 工艺以抑制产甲烷作用并促进短链 VFA 和醇的生产，因为此类产品不仅自身带来价值，它们也是生产更高价值的化学前体，例如 PHB、生物燃料、中链脂肪酸 (MCFA) 和单细胞蛋白 (SCP)等化学物质(Zhu et al., 2021)。通过控制 EF 反应器中的氧化还原电位，可以影响发酵途径并随后调节产物谱系。最近的研究证实，电化学电位控制对天然菌群厌氧发酵产物分布具有调控作用。Jiang et al. (2019) 揭示了在-1.0、-0.6 和-0.2 V（相对于 Ag/AgCl）的不同工作电位下的产物光谱特点，其中电子由阴极流到阳极。当施加-0.2 V 的工作电位时发现，电极电位比开路电位（-0.55 V）更正。因此，当电子流向电极时发生阳极电发酵反应。相反，当施加的电位比开路电位（-0.6 和-1.0 V）更负时，就会产生阴极 EF 条件，其中工作电极成为电子源。结果表明，更多的负电位导致更高的 CH₄ 积累，而更多的正电位表明产甲烷活性受到抑制。例如，在中性 pH 值下，将电势从 -1.0 增加到 -0.2 V 会大大减少 68% 的产甲烷作用和 58% 的乙酸生成。丁酸产量增加 25%，而丙酸浓度保持稳定。实验室研究表明，通过比较最终的发酵产物和底物，可以获得 61-78% 的碳回收率和 70-87% 的电子回收率，并根据工作电位的差异调整每种产品的谱系。由于 EF 被认为是一种受电化学影响的自发发酵，因此工作电极的电子消耗或贡献对电子平衡的贡献有限，能量消耗较低。

6.5 MECC 中的 CO₂ 矿化

与 MES 和 EF 不同，MECC 使用阴极上的碳酸盐化学物质，将 CO₂ 转化为碳酸盐或生物碳酸盐。迄今为止，大多数 MECC 研究都是在实验室规模上进行的，但有几家公司正在努力扩大系统规模。与生物 CO₂ 减排相比，MECC 的效率和产量都很高。例如，一项现场研究报告称，通过使用工业废水作为电解质，高达 93% 的总 CO₂ 被捕获并转化为碳酸盐(Lu et al., 2015)。这包括污水中有机氧化产生的 CO₂ 和引入系统的外源 CO₂。这意味着 MECC 可以变成负碳并捕获比其产生的更多的二氧化碳。有机物去除率在 56-100%范围内，据报道，由于阴极室产生高速氢气，捕获的 CO₂ 的净能量增益为 -2 kJ mol⁻¹。已经测试了不

同的工艺，包括使用工业 CO₂ 源(5-15%)和空气中的环境 CO₂ 与离子交换树脂结合进行预浓缩。另一项研究分别在两个单独的反应室中收集酸和碱溶液。酸用于溶解作为阳离子源的硅酸盐矿物，碱溶液用于捕获 CO₂。酸和碱在实验室反应器中生产，生产效率分别为 35% 和 86%。大约吸收的 44%二氧化碳被固定为碳酸镁或碳酸钙(Zhu et al., 2014)。

MECC 工艺可用于市政污水和工业废水，尤其是盐度较高的污水。与传统微生物电化学工艺的性能受限于市政污水中的低电导率和碱度不同，MECC 在硅酸盐和 CO₂ 溶解过程中增加了电导率和碱度，因此不需要碱度修正。此外，该工艺有利于碳酸盐沉淀，因为它减少了出水中 TDS 的积累。MECC 应用的一个理想例子是香港市，该市使用超过 2.7 亿 m³的海水为 600 万人冲厕，这导致了高盐度污水的排放。超过 21 个城市正在考虑采取类似做法来解决淡水短缺问题(Lee et al., 2015)。其他含盐污水，如石油和天然气采出水和燃煤电厂污水，也是理想的市场，由于它们具有高导电性和缓冲容量，已被测试具有高效率性。这些污水中存在的高浓度金属阳离子，例如 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、Sr²⁺和 Ba²⁺，有助于碳酸盐沉淀。此外，粉煤灰可用作替代硅酸盐的阳离子源，实现粉煤灰碳酸化、CO₂ 捕获和矿化、盐水污水处理的多组废物管理(Lu et al., 2016)。

MECC 工艺捕获污水处理过程中产生的 CO₂，并从其他来源(例如烟道气，甚至可能来自空气)中捕获更多的 CO₂。这为水资源回收设施(WRRF) 和附近的二氧化碳排放行业(如发电厂、水泥厂和炼油厂)带来了显著的协同效益(Lu et al., 2015, 2018) (图 6.7)。有趣的是，其中许多设施与主要的 WRRF 位于同一地点或附近。污水处理设施可以帮助捕获和固定附近点源排放的二氧化碳，并产生碳排放权，排放方可以通过避免使用昂贵和能源密集型的 CCS 系统来节省成本，同时仍然符合 EPA 关于减少碳污染的要求。发电厂产生的富含钙/镁的飞灰可用作硅酸盐补充剂，以促进 CO₂ 矿化。对于附近没有点源的 WRRF，MECC 可以帮助从好氧或厌氧处理过程中捕获 CO₂。当该工艺与市售离子交换树脂的预浓缩工艺相结合时，即使是空气捕获也是可行的(Huang et al., 2016)。

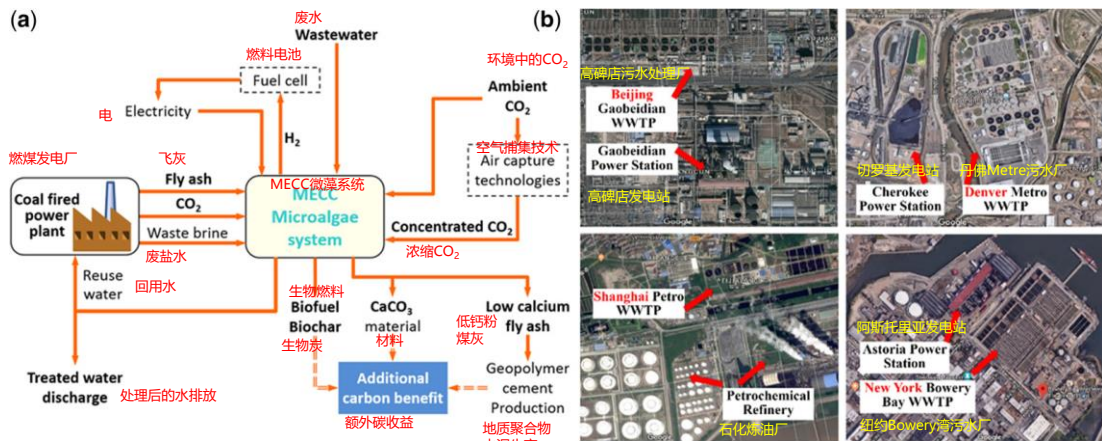


图 6.7 (a)配备 MECC 的水资源回收设施(WRRF)和 CO₂ 点源之间的互惠关系示意图。(b)CO₂ 点源和 WRRF 共址示例, 可在北京、上海、纽约市和丹佛实现碳捕集利用互补(Lu et al., 2015, 2018)。

研究还对 MECC 系统进行了初步经济分析, 发现减排一吨 CO₂ 的净成本可能为 48 美元(Lu et al., 2015), 这是根据 CO₂ 捕集成本 (资金加运营成本), 潜在的成本补偿 (氢气和污水处理的收入), 并通过减少污水处理和商业氢气生产 (天然气重整) 的化石燃料消耗来避免二氧化碳排放。这一净成本远低于采用地质储存 CCS 的燃煤发电厂估计的 70-270 美元/吨二氧化碳, 也低于使用化学/热方法(大约 1000 美元/吨二氧化碳)或硅酸盐非生物电解溶解法(86 美元/吨二氧化碳)直接捕获空气二氧化碳的成本(Cornils, 2020; House et al., 2011; Rau et al., 2013)。应该指出的是, 尽管 MECC 具有为污水行业提供显著的节能和碳效益的潜力, 但仍需要进一步的工作来更好地了解技术障碍并优化系统设计、操作协议和应用。

6.6 展望

微生物电化学技术为同时处理废物、资源回收以及二氧化碳捕获和利用提供了一个多功能平台。虽然这项技术尚未全规模应用, 但本章旨在总结水和污水处理的不同工艺和脱碳机会。我们认识到在捕获二氧化碳和回收资源的同时满足和平衡多个目标并满足不同的处理需求具有挑战性, 因此本章提供了几种可行的方法来实现这种操作。与其建造新的分离系统, 不如通过安装电极来升级现有的反应器, 如曝气池和厌氧消化器, 以实现多功能和过程强化(ElMekawy et al., 2016)。

MECC、MES 和 EF 基于不同的机制，产生不同的产品，因此可以根据不同的目的改装成不同的系统。例如，EF 可用于提高沼气产量，MES 可用于产生 VFA，而 MECC 将有助于改善污水的碱度。

实现负碳、正收益的污水处理是可能的。尽管如此，仍需要技术开发和实施以及更详细的技术经济、生命周期和社会经济分析，才能了解这些技术的潜力。第 1 章介绍了 MECC 加微藻替代传统厌氧-缺氧-好氧活性污泥系统的假设示例，并表明这种转换可以潜在地将污水处理转变为具有正收入流的碳捕获和增值过程 (Lu et al., 2018)。

参考文献

- Bajracharya S., Ter Heijne A., Dominguez Benetton X., Vanbroekhoven K., Buisman C. J. N., Strik D. P. B. T. B. and Pant D. (2015). Carbon dioxide reduction by mixed and pure cultures in microbial electrosynthesis using an assembly of graphite felt and stainless steel as a cathode. *Bioresource Technology*, 195, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.081>
- Bajracharya S., Vanbroekhoven K., Buisman C. J. N., Pant D. and Strik D. P. B. T. B. (2016). Application of gas diffusion biocathode in microbial electrosynthesis from carbon dioxide. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 22292–22308. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7196-x>
- Bajracharya S., Vanbroekhoven K. and Buisman C. J. N. (2017). Bioelectrochemical conversion of CO₂ to chemicals: CO₂ as a next generation feedstock for electricity-driven bioproduction in batch and continuous modes. *Faraday Discussions*, 202, 433–449. <https://doi.org/10.1039/C7FD00050B>
- Battle-Vilanova P., Puig S., Gonzalez-Olmos R., Vilajeliu-Pons A., Balaguer M. D. and Colprim J. (2015). Deciphering the electron transfer mechanisms for biogas upgrading to biomethane within a mixed culture biocathode. *RSC Advances*, 5, 52243–52251. <https://doi.org/10.1039/c5ra09039c>
- Bhatia S. K., Bhatia R. K., Jeon J. M., Kumar G. and Yang Y. H. (2019). Carbon dioxide capture and bioenergy production using biological system – a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 143–158. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.070>
- Bian B., Bajracharya S., Xu J., Pant D. and Saikaly P. E. (2020). Microbial electrosynthesis from CO₂: challenges, opportunities and perspectives in the context of circular bioeconomy. *Bioresource Technology*, 302, 122863. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122863>
- Blanchet E. M., Duquenne F., Rafrafi Y., Etcheverry L., Erable B. and Bergel A. (2015). Importance of the hydrogen route in up-scaling electrosynthesis for microbial CO₂ reduction. *Energy and Environmental Science*, 8, 3731–3744. <https://doi.org/10.1039/c5ee03088a>
- Blankenship R. E., Tiede D. M., Barber J., Brudvig G. W., Fleming G., Ghirardi M., Gunner M. R.,

- Junge W., Kramer D. M., Melis A., Moore T. A., Moser C. C., Nocera D. G., Nozik A. J., Ort D. R., Parson W. W., Prince R. C. and Sayre R. T. (2011). Comparing photosynthetic and photovoltaic efficiencies and recognizing the potential for improvement. *Science*, 332, 805–809. <https://doi.org/10.1126/science.1200165>
- Chandrasekhar K., Amulya K. and Venkata Mohan S. (2014). Solid phase bio-electrofermentation of food waste to harvest value-added products associated with waste remediation. *Waste Management*, 45, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.001>
- Cai W., Liu W., Wang B., Yao H., Guadie A. and Wang A. (2020). Semiquantitative detection of hydrogen associated or hydrogen-free electron transfer within methanogenic biofilm of microbial electrosynthesis. *Applied Environment Microbiology*, 86, 1–29. <https://doi.org/10.1128/aem.01056-20>.
- Cheng S., Xing D., Call D. F. and Logan B. E. (2009). Direct biological conversion of electrical current into methane by electromethanogenesis. *Environmental Science and Technology*, 43, 3953–3958, <https://doi.org/10.1021/es803531g>
- Choi O. and Sang B. I. (2016). Extracellular electron transfer from cathode to microbes: application for biofuel production. *Biotechnology for Biofuels*, 9, 1–14. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0426-0>
- Choi O., Kim T., Woo H. M. and Um Y. (2014). Electricity-driven metabolic shift through direct electron uptake by electroactive heterotroph *Clostridium pasteurianum*. *Scientific Reports* 4, 6961. <https://doi.org/10.1038/srep06961>
- Cornils B., Herrmann W. A., Xu J. H. and Zanthoff H. W. (2020). Carbon dioxide capture and storage. *Catalysis From A to Z: A Concise Encyclopedia*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9783527809080.catatz02826>
- del Pilar Anzola Rojas M., Zaiat M., Gonzalez E. R., de Wever H. and Pant D. (2018). Effect of the electric supply interruption on a microbial electrosynthesis system converting inorganic carbon into acetate. *Bioresource Technology*, 266, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.074>
- del Pilar Anzola Rojas M., Zaiat M., González E. R., de Wever H. and Pant D. (2021). Enhancing the gas–liquid mass transfer during microbial electrosynthesis by the variation of CO₂ flow rate. *Process Biochemistry*, 101, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2020.11.005>
- DOE (2017). *Biofuels and Bioproducts from Wet and Gaseous Waste Streams: Challenges and Opportunities*. Bionergy Technologies Office, Energy Efficiency and Renewable Energy, U.S. Department of Energy, Washington, D.C. https://www.energy.gov/sites/default/files/2017/09/f36/biofuels_and_bioproducts_from_wet_and_gaseous_waste_streams_full_report.pdf.
- ElMekawy A., Hegab H. M., Mohanakrishna G., Elbaz A. F., Bulut M. and Pant D. (2016). Technological advances in CO₂ conversion electro-biorefinery: a step toward commercialization. *Bioresource Technology*, 215, 357–370. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.023>
- Gajaraj S., Huang Y., Zheng P. and Hu Z. (2017). Methane production improvement and associated

- methanogenic assemblages in bioelectrochemically assisted anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 117, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.003>
- Ganigué R., Puig S., Batlle-Vilanova P., Balaguer M. D. and Colprim J. (2015). Microbial electrosynthesis of butyrate from carbon dioxide. *Chemical Communications*, 51, 3235–3238. <https://doi.org/10.1039/c4cc10121a>
- Giddings C. G. S., Nevin K. P., Woodward T., Lovley D. R. and Butler C. S. (2015). Simplifying microbial electrosynthesis reactor design. *Front Microbiol*, 6, 1–6. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00468>.
- Gildemyn S., Verbeeck K., Slabbinck R., Andersen S. J., PrévotEAU A. and Rabaey K. (2015). Integrated production, extraction, and concentration of acetic acid from CO₂ through microbial electrosynthesis. *Environmental Science and Technology Letters*, 2, 325–328. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00212>
- House K. Z., Baclig A. C., Ranjan M., van Nierop E. A., Wilcox J. and Herzog H. J. (2011). Economic and energetic analysis of capturing CO₂ from ambient air. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 20428–20433. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012253108>
- Huang Z., Jiang D., Lu L. and Ren Z. J. (2016). Ambient CO₂ capture and storage in bioelectrochemically mediated wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 215, 380–385. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.084>
- Jack J., Zhu W., Avalos J., Gong J. and Ren Z. J. (2021). Anode co-valorization for scalable and sustainable electrolysis. *Green Chemistry*, 23, 7917–7936. <https://doi.org/10.1039/D1GC02094C>
- Jiang Y. and Zeng R. J. (2019). Bidirectional extracellular electron transfers of electrode-biofilm: mechanism and application. *Bioresource Technology*, 271, 439–448. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.133>
- Jiang Y., Lu L., Wang H., Shen R., Ge Z., Hou D., Chen X., Liang P., Huang X. and Ren Z. J. (2018). Electrochemical control of redox potential arrests methanogenesis and regulates products in mixed culture electrofermentation. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(7), 8650–8658. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00948>
- Jiang Y., May H. D., Lu L., Liang P., Huang X. and Ren Z. J. (2019). Carbon dioxide and organic waste valorization by microbial electrosynthesis and electrofermentation. *Water Research*, 149, 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.092>
- Jourdin L., Grieger T., Monetti J., Flexer V., Freguia S., Lu Y., Chen J., Romano M., Wallace G. G. and Keller J. (2015). High acetic acid production rate obtained by microbial electrosynthesis from carbon dioxide. *Environmental Science and Technology*, 49, 13566–13574. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03821>
- Jourdin L., Freguia S., Flexer V. and Keller J. (2016a). Bringing high-rate, CO₂-based microbial electrosynthesis closer to practical implementation through improved electrode design and operating conditions. *Environmental Science and Technology*, 50, 1982–1989. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04431>

- Jourdin L., Lu Y., Flexer V., Keller J. and Freguia S. (2016b). Biologically induced hydrogen production drives high rate/high efficiency microbial electrosynthesis of acetate from carbon dioxide. *ChemElectroChem*, 3, 581–591. <https://doi.org/10.1002/celec.201500530>
- Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P. and Van Woerden F. (2018). *What A Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development. World Bank, Washington, DC. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Lee K. Y., Ng T. W., Li G., An T., Kwan K. K., Chan K. M., Huang G., Yip H. Y. and Wong P. K. (2015). Simultaneous nutrient removal, optimised CO₂ mitigation and biofuel feedstock production by *Chlorogonium* sp. Grown in secondary treated non-sterile saline sewage effluent. *Journal of hazardous materials*, 297, pp. 241–250.
- Liu S., Deng Z., Li H. and Feng K. (2019). Contribution of electrodes and electric current to process stability and methane production during the electro-fermentation of food waste. *Bioresource Technology*, 288, 121536. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121536>
- Logan B. E. (2008). *Microbial Fuel Cells*. Wiley Blackwell, Hoboken, New Jersey. <https://doi.org/10.1002/9780470258590>
- Logan B. E., Rossi R., Ragab A. and Saikaly P. E. (2019). Electroactive microorganisms in bioelectrochemical systems. *Nature Reviews Microbiology*, 17, 307–319. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0173-x>
- Lovley D. R. (2011). Powering microbes with electricity: direct electron transfer from electrodes to microbes. *Environmental Microbiology Reports*, 3, 27–35, <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2010.00211.x>
- Lovley D. R. and Nevin K. P. (2011). A shift in the current: new applications and concepts for microbe-electrode electron exchange. *Current Opinion in Biotechnology*, 3, 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.01.009>
- Lu L., Huang Z., Rau G. H. and Ren Z. J. (2015). Microbial electrolytic carbon capture for carbon negative and energy positive wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 49, 8193–8201. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00875>
- Lu L., Fang Y., Huang Z., Huang Y. and Ren Z. J. (2016). Self-sustaining carbon capture and mineralization via electrolytic carbonation of coal fly ash. *Chemical Engineering Journal*, 306, 330–335. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.060>
- Lu L., Guest J. S., Peters C. A., Zhu X., Rau G. H. and Ren Z. J. (2018). Wastewater treatment for carbon capture and utilization. *Nature Sustainability*, 1, 750–758. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0187-9>
- MacDowell N., Fennell P. S., Shah N. and Maitland G. C. (2017). The role of CO₂ capture and utilization in mitigating climate change. *Nature Climate Change*, 7, 243–249. <https://doi.org/10.1038/nclimate3231>
- Mateos R., Escapa A., San-Martín M. I., de Wever H., Sotres A. and Pant D. (2020). Long-term open circuit microbial electrosynthesis system promotes methanogenesis. *Journal of Energy Chemistry*, 41, 3–6. <https://doi.org/10.1016/J.JECHEM.2019.04.020>

- Mikkelsen M., Jørgensen M. and Krebs F. C. (2010). The teraton challenge. A review of fixation and transformation of carbon dioxide. *Energy and Environmental Science*, 3, 43–81. <https://doi.org/10.1039/b912904a>
- Mohanakrishna G., Seelam J. S., Vanbroekhoven K. and Pant D. (2015). An enriched electroactive homoacetogenic biocathode for the microbial electrosynthesis of acetate through carbon dioxide reduction. *Faraday Discuss*, 183, 445–462. <https://doi.org/10.1039/c5fd00041f>.
- Moscoviz R., Toledo-Alarcón J., Trably E. and Bernet N. (2016). Electro-fermentation: how to drive fermentation using electrochemical systems. *Trends in Biotechnology*, 34, 11, 856–865. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.04.009>
- Nie H., Zhang T., Cui M., Lu H., Lovley D. R. and Russel T. P. (2013). Improved cathode for high efficient microbial-catalyzed reduction in microbial electrosynthesis cells. *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 15, 14290–14294. <https://doi.org/10.1039/c3cp52697f>.
- Nelabhotla A. B. T. and Dinamarca C. (2019). Bioelectrochemical CO₂ reduction to methane: MES integration in biogas production processes. *Applied Sciences (Switzerland)*, 9, 16–18. <https://doi.org/10.3390/app9061056>
- Nelabhotla A. B. T., Pant D. and Dinamarca C. (2021). In: *Power-to-gas for methanation. Emerging Technologies and Biological Systems for Biogas Upgrading*, Aryal N., Ottosen L. D. M., Kofoed M. V. W. and Pant D. (eds), London, UK, pp. 187–221. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822808-1.00008-8>
- Nevin K. P., Woodard T. L., Franks A. E., Summers Z. M. and Lovley D. R. (2010). Microbial electrosynthesis: feeding microbes electricity to convert carbon dioxide and water to multicarbon extracellular organic compounds. *mBio*, 1, e00103–10. <https://doi.org/10.1128/mBio.00103-10>
- Nevin K. P., Hensley S. A., Franks A. E., Summers Z. M., Ou J., Woodard T. L., Snoeyenbos-West O. L. and Lovley D. R. (2011). Electrosynthesis of organic compounds from carbon dioxide is catalyzed by a diversity of acetogenic microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, 77, 2882–2886. <https://doi.org/10.1128/AEM.02642-10>
- Nikhil G. N., Venkata Subhash G., Yeruva D. K. and Venkata Mohan S. (2015). Synergistic yield of dual energy forms through biocatalyzed electrofermentation of waste: stoichiometric analysis of electron and carbon distribution. *Energy*, 88, 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.043>
- Nishio K., Kimoto Y., Song J., Konno T., Ishihara K., Kato S., Hashimoto K. and Nakanishi S. (2013). Extracellular electron transfer enhances polyhydroxybutyrate productivity in *Ralstonia eutropha*. *Environmental Science and Technology Letters*, 1, 40–43. <https://doi.org/10.1021/ez400085b>
- Pandey P., Shinde V. N., Deopurkar R. L., Kale S. P., Patil S. A. and Pant D. (2016). Recent advances in the use of different substrates in microbial fuel cells toward wastewater treatment and simultaneous energy recovery. *Applied Energy*, 168, 706–723. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.056>

- PrévotEAU A., Carvajal-Arroyo J. M., Ganigué R. and Rabaey K. (2020). Microbial electrosynthesis from CO₂: forever a promise? *Current Opinion in Biotechnology*, 62, 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.08.014>
- Rabaey K. and Rozendal R. A. (2010). Microbial electrosynthesis – revisiting the electrical route for microbial production. *Nature Reviews Microbiology*, 8, 706–716. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2422>
- Rau G. H., Carroll S. A., Bourcier W. L., Singleton M. J., Smith M. M. and Aines R. D. (2013). Direct electrolytic dissolution of silicate minerals for air CO₂ mitigation and carbon-negative H₂ production [WWW document]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(25), 10095–10100. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222358110>
- Russell J., Van Ballegooy S., Torvelainen E. and Gulley R. (2015). Consideration of ground variability over an area of geological similarity as part of liquefaction assessment for foundation design. *mBio*, 1, 1–8. <https://doi.org/10.1128/mBio.00190-10.Editor>
- Saratale G. D., Saratale R. G., Shahid M. K., Zhen G., Kumar G., Shin H. S., Choi Y. G. and Kim S. H. (2017). A comprehensive overview on electro-active biofilms, role of exo-electrogens and their microbial niches in microbial fuel cells (MFCs). *Chemosphere*, 178, 534–547. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.066>
- Sherrard J. H. (1976). Destruction of alkalinity in aerobic biological wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48, 1834–1839.
- Unesco, World Water Assessment Programme (2012). Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.4324/9781849773355>
- Villano M., Paiano P., Palma E., Miccheli A. and Majone M. (2017). Electrochemically driven fermentation of organic substrates with undefined mixed microbial cultures. *ChemSusChem*, 10, 3091–3097. <https://doi.org/10.1002/cssc.201700360>
- Wang H. and Ren Z. J. (2013). A comprehensive review of microbial electrochemical systems as a platform technology. *Biotechnology Advances*, 31, 1796–1807. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.10.001>
- Wett B., Eladawy A. and Becker W. (2004). Carbonate addition – an effective remedy against poor activated sludge settling properties and alkalinity conditions in small wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 48(11), 411–417. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0889>
- Xafenias N., Anunobi M. O. and Mapelli V. (2015). Electrochemical startup increases 1,3-propanediol titers in mixed-culture glycerol fermentations. *Process Biochemistry*, 50(10), 1499–1508. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2015.06.020>
- Zaybak Z., Pisciotta J. M., Tokash J. C. and Logan B. E. (2013). Enhanced start-up of anaerobic facultatively autotrophic biocathodes in bioelectrochemical systems. *Journal of Biotechnology*, 168, 478–485. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2013.10.001>
- Zhang T., Nie H., Bain T. S., Lu H., Cui M., Snoeyenbos-West O. L., Franks A. E., Nevin K. P., Russell T. P. and Lovley D. R. (2013). Improved cathode materials for microbial electrosynthesis. *Energy and Environmental Science*, 6, 217–224.

<https://doi.org/10.1039/c2ee23350a>

- Zhao Z., Li Y., Zhang Y. and Lovley D. R. (2020). Sparking anaerobic digestion: promoting direct interspecies electron transfer to enhance methane production. *Iscience*, 23(12), 101794. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101794>
- Zhou M., Chen J., Freguia S., Rabaey K. and Keller J. (2013). Carbon and electron fluxes during the electricity driven 1,3-propanediol biosynthesis from glycerol. *Environmental Science and Technology*, 47, 11199–11205. <https://doi.org/10.1021/es402132r>
- Zhu X. and Logan B. E. (2014). Microbial electrolysis desalination and chemical-production cell for CO₂ sequestration. *Bioresource Technology*, 159, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.062>
- Zhu X., Hatzell M. C. and Logan B. E. (2014). Microbial reverse-electrodialysis electrolysis and chemical-production cell for H₂ production and CO₂ sequestration. *Environmental Science and Technology Letters*, 1, 231–235. <https://doi.org/10.1021/ez500073q>
- Zhu X., Leininger A., Jassby D., Tsesmetzis N. and Ren Z. J. (2021). Will membranes break barriers on volatile fatty acid recovery from anaerobic digestion. *ACS ES&T Engineering*, 1(1), 141–153. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.0c00081>
- Zou S. and He Z. (2018). Efficiently ‘pumping out’ value-added resources from wastewater by bioelectrochemical systems: A review from energy perspectives. *Water Research*, 131, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.02>

第七章 氮管理中的脱碳潜力

Kester McCullough^{1,2*}, Stephanie Klaus² and Charles Bott²

¹Cornell University, Ithaca, NY, USA

²Hampton Roads Sanitation District, Virginia Beach, VA, USA

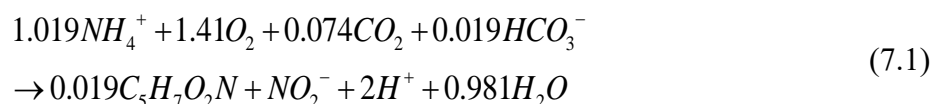
*Correspondence: kkm79@cornell.edu

7.1 引言

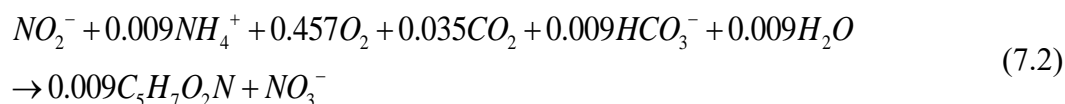
氮管理是水务行业的一项关键职能，对于保护受纳水体是必不可少的。本章探讨水资源回收设施(WRRF)脱氮过程中的脱碳潜力。氮主要以有机形式和氨的形式存在于污水中，大部分有机氮在处理过程中水解成氨。氨通过氧化(硝化)和还原(反硝化)或厌氧氨氧化(anammox)转化为氮气从污水中去除。控制氮转化的方程式主要有：

自养硝化：

由氨氧化细菌 (AOB)催化的亚硝化（氨氧化）过程为（产量为 0.15 gVSS/g $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ ）：

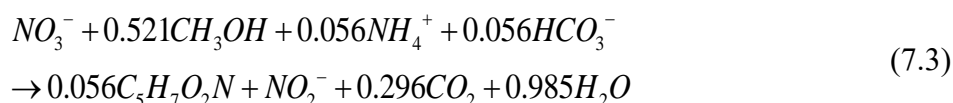


由亚硝酸盐氧化菌 (NOB)催化的硝化（亚硝酸氧化）过程为（产量为 0.07 gVSS/g $\text{NO}_2^- -\text{N}$ ）：

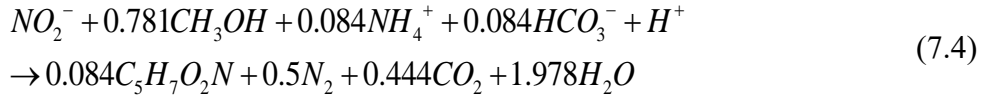


异养反硝化：

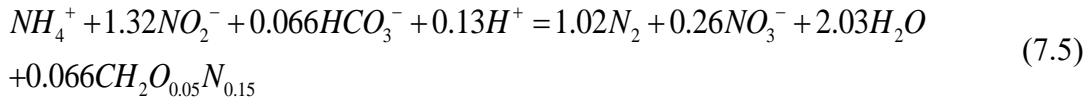
脱氮第一步为（产量为 0.36 gVSS/gCOD，甲醇）：



脱氮第二步为（产量为 0.36 gVSS/gCOD，甲醇）：



厌氧氨氧化（anammox）过程为（Strous et al. 1998）：



以上生物过程是本章的重点内容（见图 7.1）。通过 Haber-Bosch 工艺从氮气中人工固氮是受氮肥需求的驱动。对于直接从污水中回收氨，目前正在进行实验室和中试规模的研究，可作为一种潜在的更可持续的替代方案（Beckinghausen et al., 2020; Ye et al., 2018）。但就经济性而言，目前不存在与全规模生产的生物硝化/反硝化相媲美的技术（Winkler & Straka, 2019）。WRRFs 对进水（主流）氮和设施内废污泥产生的氮（侧流）进行管理，脱碳方法也涉及这两种工艺。

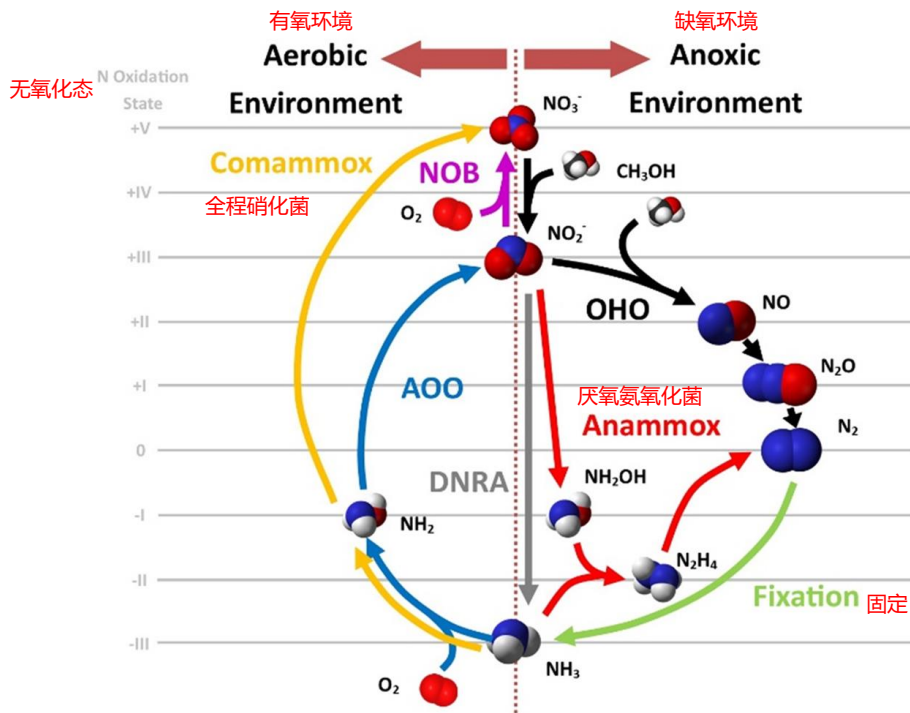


图 7.1 氮循环过程（缩写：硝酸盐异化还原为铵（DNRA）；氨氧化生物（AOO），包括细菌（AOB）和古细菌（AOA）；亚硝酸盐氧化细菌（NOB）；普通异养生物（OHO））

前言概述了与 WRRF 的氮去除过程相关的碳成本和脱碳潜力，随后对侧流

和主流两种工艺的技术和配置进行了详细回顾和定量化比较。本文对目前关于这一主题的研究进行了总结回顾，并对全面实施 WRRF 进行了案例研究。最后，对该行业的发展路径和未来前景进行了展望。

7.1.1 脱氮的碳足迹成本

WRRF 的脱氮相关的碳足迹是由用于处理、能量回收、一氧化二氮排放、工厂容量和处理效率的能源和化学输入驱动的。图 7.2 显示了执行生物碳、氮和磷去除的 WRRF 常规概念框图。曝气、能量、碱和补充碳的典型输入和输出位置以蓝色表示。通过快捷脱氮工艺可以减少这些资源消耗并增加能量输出。绿色圆圈为潜在的快捷脱氮改进位置，分别为：A：碳捕获/转移；B：主流脱氮；C：主流抛光脱氮；D：侧流脱氮。

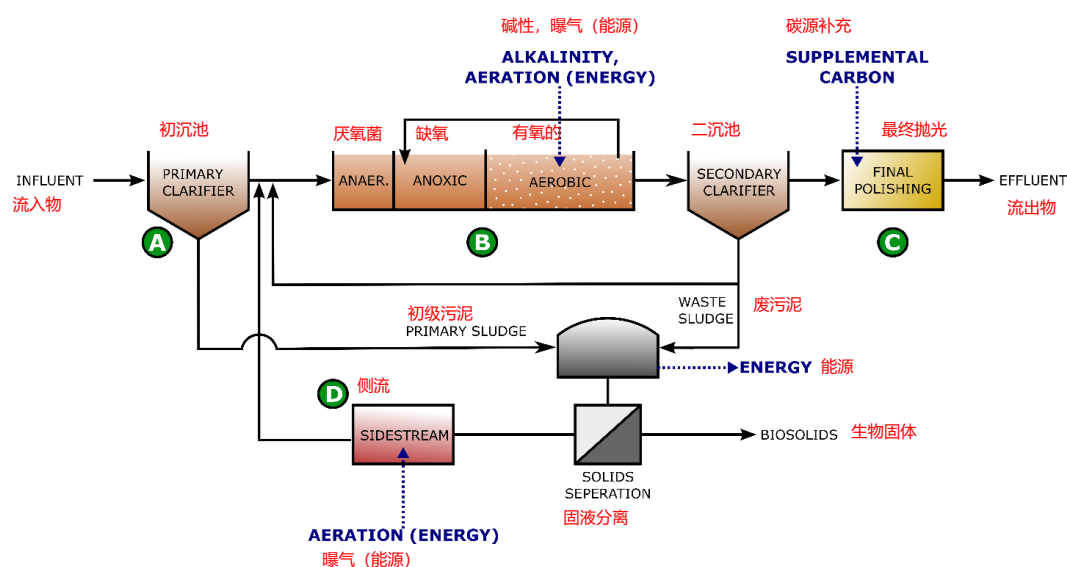


图 7.2 WRRF 常规概念图（典型的输入和输出以蓝色文本显示，潜在的快捷脱氮改进位置用绿色圆圈标记）

7.1.1.1 曝气

在主流和侧流处理中，曝气（为硝化过程提供氧气）所需能量消耗大量资本和碳成本。减少脱氮所需的曝气能量包括缩短硝化/反硝化过程和/或利用厌氧氨氧化(普遍称为短程脱氮的策略的集合)。新型曝气策略，如间歇曝气或低溶解氧，有可能减少曝气能量需求，并通过同时硝化-反硝化或专用缺氧期来改善反硝化。

优化的曝气控制,如基于氨的曝气控制(ABAC)或控制氨和 NO_x (AvN)其中之一,也允许更有效的曝气和减少能源使用。

7.1.1.2 碱度

好氧硝化会消耗碱,必须对其进行管理以保持 pH 值和碱浓度,从而有利于相关生物体的成长。反硝化可以回收一部分碱,但通常还是需要补充碱,尤其是低碱污水。因此,用于碱度调节的化学品的制造、运输、储存和使用会增加脱氮的碳成本。脱氮策略通常会降低碱的需求。

7.1.1.3 有机碳

如果实施反硝化以减少氮氧化物的种类,则需要有机碳(或 COD)。反硝化所需的 COD 可来自污水进水或外源(如甲醇、甘油等)。使用外源性 COD 不仅会产生制造、运输和储存成本,而且 COD 最终会被氧化成 CO_2 ,即产生额外的生物量,必须对其进行管理。因此,使用外源性 COD 显著增大碳成本。虽然如氢和元素硫等电子供体被认为更适合自养反硝化,但尚未在污水处理中大规模实施(Di Capua et al., 2019)。

最好使用污水进水中的 COD 进行反硝化,因为 COD 在处理过程中也是必须去除的。如果进水中的 COD 用于反硝化,则减少或消除了使用外源性 COD 的额外成本,并且用于氧化进水 COD 的曝气需求减少,因为氮氧化物可用作电子受体。因此,有效利用进水 COD 对于减少整个过程的有机碳需求至关重要,为了解决这一问题,已经实施了许多不同的工厂配置和曝气策略。此外,脱氮工艺对 COD 的需求不是固定的,与曝气和碱需求一样,可以通过短程脱氮来降低对 COD 的需求。

因此,脱氮工艺的净 COD 需求和进水 COD 利用效率决定了进水污水中特定工艺的最低碳氮比(C/N)。降低所需碳氮有利于上游碳捕获和改变碳转移方向。如果不首先降低脱氮所需的 C/N 比,由于需要补充外源性 COD,将使得上游碳转移反方向进行。

7.1.1.4 WRRF 的尺寸和容量

负责氨氧化的自养生物比 COD 和磷去除所需的异养生物生长得慢很多，这决定了执行脱氮的 WRRFs 的设计和控制需氧固体停留时间 (SRT)。WRRF 的尺寸和容量与处理所需的 SRT 直接相关，较低的 SRT 要求提供更小的工厂设计或增加现有工厂容量。因此，降低 SRT 要求可以通过允许现有工厂增加容量，避免额外建设并减少新设施所需的储罐体积（以及相关材料和建设成本）来提供脱碳潜力。此外，最大限度地减少运行 SRT 还可以最大限度地减少内源性腐烂，进一步降低曝气能量需求，使得碳以废污泥的形式转移到能源生产过程中。

较低的出水氨浓度需要更长的 SRT，氨浓度和生长速率之间的关系通常由 Monod 函数表示。结合厌氧氨氧化的快速脱氮工艺，可将硝化过程中的 SRT 缩短 20-60%，因为只有一部分（由工艺配置决定）进水氨被好氧过程氧化（McCullough et al., 2021）；剩余的氨与亚硝酸盐一起被厌氧氧化。虽然厌氧氨氧化生物需要比好氧硝化菌更长的 SRT，但它们可以通过附加的生长系统保留下来，例如过滤器、移动床生物反应器 (MBBRs)、污泥颗粒或固定生物膜—活性污泥 (IFAS) 系统，允许更加紧凑的工厂设计。

7.1.1.5 N₂O 排放

一氧化二氮(N₂O)是一种在生物脱氮过程中排放的强效温室气体。N₂O 可以在硝化过程中通过 NH₂OH 氧化或 AOB 反硝化产生，也可以在不完全（部分）反硝化过程中产生（Ni & Yuan, 2015）。由于低 DO 浓度、间歇曝气、高亚硝酸盐浓度和低 COD/N 比，快捷脱氮工艺比传统硝化/反硝化更容易产生 N₂O（Kampschreur et al., 2009; Wunderlin et al., 2012）。在不影响脱氮性能的情况下，可以通过修改曝气时间和最小化亚硝酸盐浓度等策略来减少好氧过程中 N₂O 的排放（Duan et al., 2020; Pijuan et al., 2014）。N₂O 在缺氧过程中的缓解策略包括最大限度地减少亚硝酸盐浓度，这可以通过外部碳源剂量来控制（Du et al., 2016; Song et al., 2015）。重要的是要减少 N₂O 的产生，这样增加的温室气体产量就不会抵消快捷脱氮过程所节省的碳（Chen et al., 2020）。

7.2 初级处理中的碳去除/转移

在阐述主流脱氮化方法的优点时，以下陈述经常被其他文献引用：“主流脱氮

化与传统的硝化-反硝化相比,部分亚硝化和厌氧氨氧化可减少 60% 的曝气,减少 90% 的污泥产量和 100% 的有机碳添加量”(Cao et al., 2017; Jetten et al., 1997; Mulder 2003)。正如 Daigger (2014) 所指出,脱氮化的效率完全取决于脱氮之前碳是否被清除。如果碳没有被完全清除,碳将在好氧脱氮的过程中被氧化,并利用曝气产生的能量生成更多的生物质。为充分利用主流脱氮方法的优势,必须将碳转移,目前最好的方法是将碳转移到厌氧消化器中以回收能量。为除去 100% 的氮,还需要添加一些有机碳来减少由厌氧氨氧化产生的少量硝酸盐 (Daigger 2014)。主流脱氮 A/B 工艺即平衡 A 阶段捕获的碳与 B 阶段脱氮所需的剩余碳。如果利用 OHO 进行反硝化(例如在亚硝酸盐分流中)脱氮,要求在 B 阶段进水过程中有可缓慢生物降解的 COD(sbCOD) (Regmi et al., 2014 年)。厌氧氨氧化过程去除的氮越多,不仅脱氮化所需的碳更少,在该过程中还能转移更多的碳。

碳的去除可以用物理方法(添加或不添加化学物质以增强凝结/絮凝)或生物方法实现。初级沉淀池应能达到除去 50-70% 的 TSS、25-40% 的 BOD 和 20-35% 的 COD 的目标 (Tchobanoglous et al., 2003),但初次沉降不能去除可溶性物质和胶体。化学增强初级处理 (CEPT) 是在初级沉降过程中添加凝结剂和/或絮凝剂,用物理方法增加碳的清除率。除此之外,CEPT (CEPT 也可用于化学除磷)还能够清除包括一些胶体颗粒、50-80% BOD、45-80% COD 和 80-90% TSS (Tchobanoglous et al., 2003)。吸附-生物氧化 (A/B 过程) 中的高速率 A 阶段的目标是为 B 阶段提供受控的碳负载,并通过分离 SRTs,在减少的总曝气池容积和曝气能量的同时,实现低成本去除 COD (Milleret et al., 2012)。碳的去除也可以通过厌氧处理来实现,这种方法具有巨大的潜力,因为在该过程中不需要曝气,不产生甲烷,并且与好氧过程相比产生更少的污泥 (Delgado Vela et al., 2015)。然而,由于厌氧微生物的生长速率比好氧的慢,厌氧处理需要更高的温度,因此它常适用于热带和亚热带气候 (de Lemos Chernicharo & Von Sperling, 2005)。

7.3 碳高效脱氮方法

7.3.1 传统硝化/反硝化方法

缺氧前反硝化工艺利用进水碳脱氮，例如改良的 Ludzack-Ettinger (MLE)。该工艺受缺氧前的过程受进水 COD 的量、分馏以及最大内部再循环率的限制，影响了氮的去除。一种更有效地使用进水碳的方法是利用分步进料工艺，其中进水被分成多个缺氧区。此过程相较于单独的缺氧前反硝化作用更为复杂，但是可以降低污水中的氮含量。在此过程中，为了使出水氮始终维持低浓度（小于 5 mg/L），通常需要根据流入的 C:N 添加外部碳。如果一个较小的工厂没有初级处理，且具有较长的“扩展曝气”，分离 SRTs 可最大程度地提高内源性反硝化作用（例如某些氧化沟工艺）。

另外，可以在最后一个缺氧区添加碳，并使用逐步进料方法来实现氮的去除，也可以在 4 级或 5 级的 Bardenpho、UCT、VIP 等过程中与缺氧前反硝化相结合，或者像约翰内斯堡过程添加第二个缺氧区来实现氮的清除。由于传统的硝化/反硝化工艺对碳有需求，科研人员需要探索更为快捷脱氮技术。

7.3.2 亚硝酸盐分流器和 PNA（NOB 筛出）

在接下来的部分中我们将介绍两个不同的过程，即亚硝酸盐分流和部分硝化/氨化 (PNA)，它们都依赖于 NOB 的选择。这两个过程产生的亚硝酸盐要么被需要有机碳的 OHO 还原，要么被不需要有机碳的厌氧氨氧化还原。目前实现主流脱氮的难点是 NOB 的选择和厌氧氨氧化的保留。在高浓度游离氨 (FA) (Anthonisen et al., 1976) 和高温条件下 (Hellinga et al., 1998)，侧流过程中 NOB 更容易受到抑制。厌氧氨氧化菌在主流工艺中较难保留，因为较低的温度和较低的氨浓度会导致生长速率减慢 (Kartal et al., 2010; Lackner et al., 2015; Ma et al., 2016; Vlaeminck et al., 2012)。为使 AOB 在主流处理中优于 NOB，可制定以下策略：保留污水中的氨残留 (Pérez et al., 2014; Poot et al., 2016; Regmi et al., 2014; Welker et al., 2016)，瞬态缺氧 (Gilbert et al., 2014a; Kornaros et al., 2010)，间歇曝气期间的高 DO 浓度 (Al-Omari et al., 2015; Regmi et al., 2014)，低 DO

连续曝气 (对于生物膜和颗粒系统) (Pérez et al., 2014; Poot et al., 2016; Slikers et al., 2005), 从侧流过程添加 AOB (Al-Omari et al., 2015), 严格的需氧 SRT 控制 (Regmi et al., 2014), 以及将主流生物物质暴露于高浓度亚硝酸 (Piculell et al., 2016b; Wang et al., 2014), 瞬时缺氧可以通过间歇曝气在时间上 (开/关曝气控制) 和空间上 (交替的有氧/缺氧区) 来实现。从短暂缺氧中选择 NOB 的机制包括酶促滞后 (Kornaros et al., 2010)、中间体抑制 (Courstens et al., 2015; Soler-Jofra et al., 2021) 和底物可用性 (Gilbert et al., 2014b) (限制有氧可利用的 NO_2^- 的量)。

NOB 筛出方法取决于使用的系统类型, 并且可以根据厌氧氨氧化保留的机制分为两类。第一个是单个 SRT 系统, 包括附着的生长生物膜系统 (Gilbert et al., 2014b; Gustavsson et al., 2020; Laurenì et al., 2016; Liu et al., 2018a) 和全颗粒系统 (Gao et al., 2015; Lotti et al., 2014; Morales et al., 2016; Winkler et al., 2012)。另外一个双 SRT 系统, 包括: 具有 AOB/NOB/OHO 悬浮生长、颗粒厌氧氨氧化的混合系统 (Cao et al., 2013; Han et al., 2016; Wett et al., 2015) 和在单独的悬浮生长或生物膜反应器中具有 AOB/NOB/OHO 的两相系统, 该系统是使用例如移动床生物膜 (MBBR) 或颗粒污泥的完全缺氧的厌氧氨氧化反应器的系统 (Ma et al., 2011; Regmi et al., 2016)。两阶段分流工艺的过程中, 亚硝酸盐能够在厌氧氨氧化过程中被反硝化, 这样能够实现前面所提及的物料节省。好氧颗粒污泥和生物膜系统可以利用颗粒/生物膜内部和外部的相对扩散阻力, 在单个反应器中可同时发展和生长不同的种群。然而, NOB 也有缺陷, 该过程中不同的 SRT 无法分开。最近, Anoxkaldnes 开发了能够通过限制生物膜深度在空间上排除 NOB 的塑料介质 (Piculell et al., 2016a, 2016b)。其可在单级系统中使用, 或者是在两级系统的第一级中使用, 根据使用情况不同能够控制不同的生物膜的厚度。

NOB 超出所有配置的常见机制是通过使底物远高于限制条件来维持氨残留以维持高 AOB 率。2015 年研究人员发现某些 NOB 能够将氨直接氧化成硝酸盐, 从而打破了两步过程达到硝化的惯例 (van Kessel et al., 2015), 这使得抑制 NOB 的工作变得更加复杂。Comammox (完全氨氧化) 是专门创造出来用于描述该过程的术语 (Van Kessel et al., 2015)。该途径的发现可能有助于解释为什么 NOB 筛出如此困难。

7.3.3 部分反硝化/厌氧氨氧化

NOB 的淘汰依赖于剩下的氨残留物，由于反应过程中总会有一些残留的 NO_3^- ，因此需要经过处理以满足严格的流出物氮限制 (Le et al., 2019; Regmi et al., 2016)。最初，部分反硝化/厌氧氨氧化(PdNA)为两阶段 PNA 工艺的第二阶段，在悬浮生长中部分亚硝化，然后是缺氧 MBBR(Regmi et al., 2016)。在两级 PNA 工艺中，需氧氨氧化和厌氧氨氧化工艺发生在两个独立的反应器中。由于 NOB 的选择难以实现，一些 NO_2^- 最终总是会被氧化成 NO_3^- 。通过在第二阶段添加外部碳，除了去除 NH_4^+ 和 NO_2^- 之外，还可以去除 NO_3^- 。通过测试不同的碳源(甘油、甲醇和乙酸盐)并增加氮负荷，能证明 PdNA 工艺稳健，可以通过厌氧氨氧化途径去除大量氨 (Campolong et al., 2018)。几个研究小组同时得出结论，PdNA 是一种可行的替代方案，可以替代 NOB 进行主流厌氧氨氧化的部分硝化 (Campolong et al., 2018 ; Du et al., 2017; Le et al., 2019)。

PdNA 要求部分氨在上游被氧化，要么在悬浮生长系统的单独区域中，要么在抛光过程中的单独反应器中。PdNA 的一个好处是不会完全排除 PNA。如果亚硝酸盐积累发生在 PdNA 区的上游，那么添加到 PdNA 区域以将 NO_3^- 转化为 NO_2^- 的碳更少。换句话说，进入 PdNA 的 NO_x 可以是所有 NO_2^- 、所有 NO^- 或两者之间的任何组合。值得注意的是，单级 PNA 与单级 PdNA 不同。如果生物膜可以提供空间 DO 梯度，则部分亚硝化和厌氧氨氧化可以在同一个曝气反应器中发生，但 PdNA 不能在有氧条件下有效发生，因此需氧氨氧化必须在上游的单独区域或反应器中进行。PdNA 配置有两种类型：集成和抛光。

集成是指 PdNA 出现在 BNR 工艺中的缺氧前区或后区，例如 Bardenpho 工艺的第二个缺氧区。为了使厌氧氨氧化细菌的 SRT 比混合液的其余部分更长，必须有某种厌氧氨氧化保留装置，例如筛网或水力旋流器来保留厌氧氨氧化颗粒，或者厌氧氨氧化可以保留在介质上的生物膜 (IFAS) 中 (Le et al., 2019)。抛光是指 PdNA 发生在 BNR 工艺下游(二次澄清后)的单独反应器中，例如 MBBR (Campolong et al., 2018) 或深床过滤器 (Cui et al., 2020; Fofana et al., 2021)。

7.3.4 主流脱氮技术的曝气、碱度与 COD 需求

迄今为止提出的主流脱氮工艺（硝化/反硝化、亚硝酸盐分流、PNA 和 PdNA）提高了资源效率。如前所述，通常认为快速脱氮（亚硝酸盐分流、PNA 和 PdNA）会提高工艺效率，但这并不总是主流的处理方法。快速脱氮的效率取决于如何在上游过程（碳转移）中管理进水 COD，以及如何在好氧/硝化过程中利用 COD。Daigger (2014) 证明，尽管 PNA 用于除氮的氧气最少，但当进水 COD 完全用于减少硝化/反硝化过程和亚硝酸盐分流过程中的 TIN 时，这些优势就会消失，因为硝化所需的额外氧气被“回收”。McCullough et al. (2022) 将此分析扩展到了包括碱度、是否补充 COD 以及 PdNA 过程。除了结合了产量和同化，这项分析还包括了进水 COD 无法完全去除 TIN 的情况，这更准确地反映了大多数的 WRRF。这些结果总结在表 7.1 中。每个脱氮过程的曝气、碱度与是否补充 COD 取决于进水 COD 用于 TIN 去除的效率，该工艺要求与使用进水 COD 完全去除 TIN 类似。当进水 COD 无法完全去除 TIN 时，不同的工艺会导致不同的效率。因此，可以通过提高进水 COD 去除 TIN 的效率或者利用更有效的氮去除工艺来实现脱碳。PNA 是这些过程中效率最高的，但由于 NOB 的筛出，PNA 也是最难实施的工艺。而 PdNA 提供了较好的资源利用效率，且不需要 NOB 筛出。

表 7.1 在硝化/反硝化、亚硝酸盐分流、PdNA 和 PNA 工艺中完全去除氮的曝气、碱度与 COD 补充需求

		硝化/反硝化	PdNA	PNA	反硝化分流
减少 0% TIN 且有进水 COD	所需氧气 (gO ₂ /gN)	3.46	2.85	2.26	1.81
	所需碱度 (gHCO ₃ /gN)	5.76	6.24	3.76	3.96
	补充 COD (gCOD/gN)	4.96	3.24	1.94	0.67
减少 50% TIN 且有进水 COD	所需氧气 (gO ₂ /gN)	2.64	2.31	2.03	1.79
	所需碱度 (gHCO ₃ /gN)	4.66	4.9	3.66	3.75
	补充 COD (gCOD/gN)	2.48	1.62	0.9	0.32
减少 100% TIN 且有进水 COD	所需氧气 (gO ₂ /gN)	1.82	1.78	1.82	1.78
	所需碱度 (gHCO ₃ /gN)	3.57	3.57	3.57	3.57
	所需氧气 (gO ₂ /gN)	0	0	0	0

7.3.4.1 碳转移的影响

主流碳捕集方法的能力取决于进水 COD、氮浓度、脱除氮所需的 COD（由脱氮途径决定）和进水 COD 缺氧效率（COD 被缺氧氧化的比率）。由于较多的进水 COD 在脱氮过程中被好氧氧化导致可用于反硝化的 COD 较少（进水 COD 缺氧效率较低），因此需要更高的进水 C/N 比来维持脱氮过程，也可通过使用碳效率更高的快捷脱氮工艺。

图 7.3 显示了上游碳捕集过程（A-Stage 或 CEPT）中最大 COD 去除率与每个脱氮过程的进水 COD 缺氧效率的函数关系（假设反硝化是使用进水 COD 和典型的污水进水进行的）C/N 比 = 12.5）。例如，在进水 COD 缺氧效率为 60% 的工艺中（另外 40% 的进水 COD 为好氧氧化），传统的硝化-反硝化、亚硝酸盐分流、PdNA 和 PNA 将分别有 30%、60%、75 %和 90% 的上游碳捕获。随着进水 COD 缺氧效率的降低，碳重定向的可能性降低，但仍然可以通过快捷脱氮工艺增加碳重定向效率，尤其是使用 PNA。在传统的硝化-反硝化过程中，进水 COD 缺氧效率必须 >40% 才能使碳捕获成为可能，低于此值将需要补充 COD。

为了完全抵消常规处理中的能源成本，必须在上游捕获至少 65% 的进水 COD（Liu M., 2018; Liu Y.-J., 2018），而这在传统的硝化反硝化中是不可能的。在脱氮过程采用厌氧氨氧化方法能够实现，并且只需要 45% (PdNA) 或 15% (PNA) 的进水 COD 缺氧效率。

上游碳转移工艺还可以去除流入污水中的氮，以颗粒有机形式(CEPT)将有机氮同化为生物质（A 阶段）。氮上游碳转移过程还提供了将碳重新定向到最有利于其反应的过程中。捕获的 COD 发酵可产生富含挥发性脂肪酸 (VFA) 的出水，可用于主流或侧流生物除磷或反硝化。

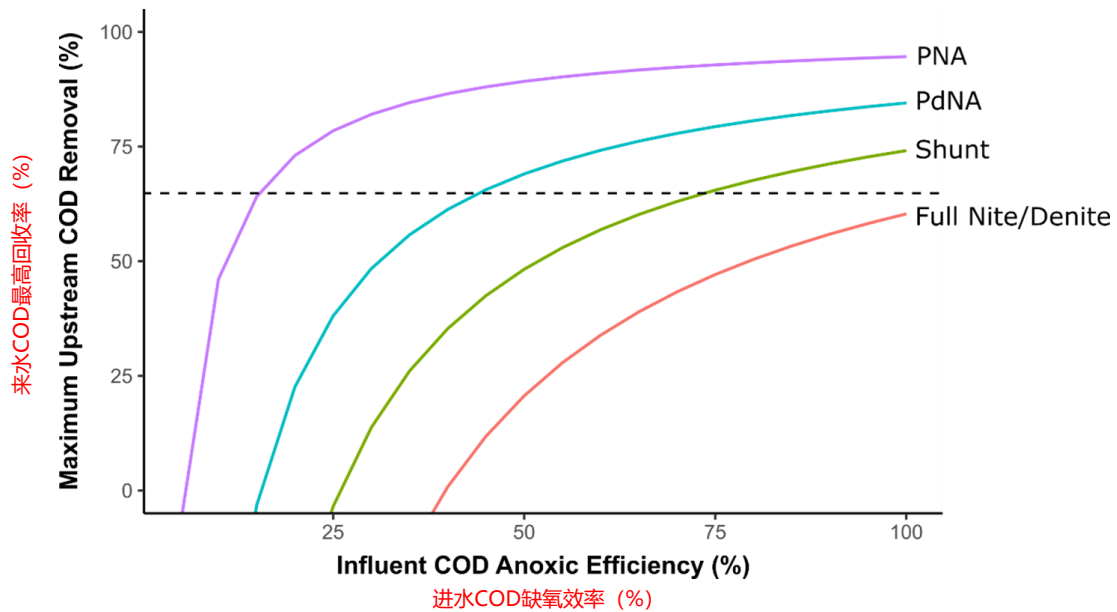


图 7.3 在常规和快捷脱氮工艺中完全脱氮的最大允许上游 COD 去除率，显示为处理工艺中进水 COD 用于脱氮的效率的函数。由于进水 COD 被更有效地用于氮还原，可以在上游 COD 分流过程中去除更多的 COD。快捷脱氮工艺可以在不影响脱氮的情况下实现更大的 COD 分流/捕获。

A 阶段过程中的去除率可能超过 10%，这些氮最终会流向污泥，在侧流过程中可以更有效地对其进行管理。

快速脱氮工艺可实现上游碳转移，提供最大的脱碳能力，因为脱氮所需的曝气、碱度和碳需求可大幅降低，可通过减少 SRT 提高工厂产能，转移的碳可用于发电、热或 VFA 工艺中其他需要碳源的地方。最大限度地有效利用进水 COD 进行反硝化，这进一步降低了该过程的碳需求，并能够让更多的碳重定向。即便碳重定向无法实现，快捷脱氮工艺仍可提高工厂产能并降低脱氮的外源碳成本。

7.3.5 过程控制

亚硝酸盐分流的氨与 NO_x (AvN) 的比率通过好氧部分来满足流出物中 NH_4^+ 与 NO_x 的比率来控制。控制器还利用瞬时缺氧方法、高溶解氧、有氧 SRT 控制和高残留氨浓度来维持 AOB (Regmi et al., 2014)。尽管开发 AvN 控制是为了通过 NOB 筛出实现亚硝酸盐分流，但 AvN 和相关控制方法有可能提供比 ABAC 更高的氮去除率。通过将排放物中的氨和 NO_x 设为相等，或根据需要遵守排放氨限制，指定 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_x$ 的比率略小于 1.0 (一)， AvN 控制利用可用的

流入有机碳仅氧化可反硝化的氮量。通过这种方法最大限度地提高了 COD 的利用效率。

在不添加补充碳的情况下使用 NO_3^- 或 NO_2^- 通过连续或间歇曝气来实现异养反硝化。AvN 的另一个选择是斜率-截距控制概念，使用等式： $\text{NH}_4^+ = \text{slope} * \text{NO}_x + \text{intercept}$ 。其中，slope 控制 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_x$ 比，intercept 控制氮流出限制。对于主流脱氮，随着更多的氮通过厌氧氨氧化途径去除，slope 的值会更大。在两级 PNA 和 PdNA 系统的第一级中需要控制 NH_4^+ 与 NO_x 的比率，以满足下游厌氧氨氧化的化学计量。

7.4 实施快捷脱氮

7.4.1 侧流处理

来自脱水厌氧消化液的侧流循环比主流具有较高的氮含量、较低的 C/N 比和更高的温度。较低的 C/N 比和碱/ NH_4^+ 比率使常规的反硝化作用对侧流脱氮效率极低。同时，较高的氮浓度和较温和的温度下 NOB 筛出易于实现，使得 PNA 成为侧流处理的明智之选。任何利用异养反硝化（传统的硝化/反硝化、亚硝酸盐分流、PdNA）的工艺对于侧流处理都没有意义，因为单级侧流 PNA 已被证明是稳定可靠的，并且是最具碳效率的工艺。虽然侧流分流 (Hellings et al., 1998) 和 PdNA (Sharp et al., 2017) 工艺确实存在，但 PNA 却是首选的治理方案。截至 2014 年，全球有超过 100 例侧流 PNA 工艺的全尺寸安装案例 (Lackner et al., 2014)，迄今为止还有更多的成功安装案例 (Cao et al., 2017)。

7.4.2 主流 PNA/亚硝酸盐分流

所有这些研究都是在中试和实验室规模上进行的，并且已经促进了两个全面的实验：在主流 WAS (Wett et al., 2015) 上使用截留筛对来自侧流的厌氧氨氧化颗粒进行主流生物增殖试验以及报道过的在温暖气候中低 DO 的分步进料 BNR 工艺中发现了 PNA (Cao et al., 2018)。如何在其他设备中重复成功并不是很清楚 ((Cao et al., 2018; Jimenez et al., 2020)。显然，NOB 筛出的稳定性、可靠性和整体有效性正在限制大规模主流 PNA 的安装。

7.4.3 主流 PdNA

由于主流 NOB 筛出的困难, PdNA 正在成为最稳定的快捷脱氮方法。在 PNA 研究过程中, 部分反硝化/厌氧氨氧化或 PdNA 的替代途径已经被确定并展现出几乎相同的优势, 即其能够减少设施规模和运营成本, 但可靠性更高, 可实施性更强 (Campolong et al., 2019; Le et al. 2019; Ma et al. 2016)。尽管从开始试验 PdNA 到实现其全部优势花费了几年时间, 但 PdNA 的全规模实施速度非常之快。2018 年, 当深床反硝化过滤器过渡到 PdNA 工艺时, 第一个全规模实施是在约克河处理厂实现的 (Fofana et al. in progress)。

7.4.4 部分反硝化/厌氧氨氧化 (PdNA) 案例研究

约克河处理厂 (YRTP) 是一个处理能力为 57,000 立方米/天的设施, 具有筛选、除砂、初级澄清和全好氧活塞流分步进料曝气池, 而曝气池将在 2018 年夏季被改造为具有在 AvN 控制下的限定缺氧区的两道分步进料 BNR, 然后是深床 PdNA 过滤器 (图 7.4)。在此之前, 该过程是完全硝化, 接着便是过滤器中的完全反硝化。



图 7.4 位于弗吉尼亚州西福德的汉普顿路卫生区 (HRSD) 约克河处理厂 (YRTP)

2012 年该设施安装了侧流 PNA 工艺, 减少了到反硝化过滤器的额外甲醇约 25% (Nifonget al., 2013)。AvN 控制是通过曝气和分步进料控制的组合手动

实现的。在二级澄清和中间泵送之后，配置了用于传感器驱动甲醇进料控制的深床过滤器。过滤器的尺寸适合工厂扩建，额定流量为 114 000 立方米/天，硝酸盐负荷为 0.4 kgN/m³/天和 5.9 m/hr。在目前的流量下(2021)，过滤器的平均流量为 2.4 m/hr，负载不足。在反硝化过滤器中缺氧去除氨意味着在 BNR 工艺的上游需要氧化的氨更少。因此，当 50% 的曝气量通过逐步进料转变为缺氧区以更好地利用进水碳进行反硝化时，PdNA 过滤器能够弥补好氧 SRT 的损失（表 7.2）。从完全硝化到两步进料的转变使得甲醇节省了约 60%。在实施两步进料后不久，从完全反硝化到 PdNA 的转变使得甲醇额外节省了 50%（Fofana et al. in progress）。表 7.2 显示了每去除一个单位氮所节省的甲醇单位数。

表 7.2 由于实施 PdNA 工艺，YRTP 产能增加，甲醇用量减少

	BNR 工艺有氧 SRT (天)	过滤器 COD 添加/N 去除 (g/g)
全硝化/反硝化	7.6	4.4
AvN 对照 + PdNA	4.8	1.8

7.5 结论与展望

脱氮，特别是达到非常严格的排放限制的脱氮，是增加能源使用、化学品使用（和所包含的嵌入能源）以及主要与混凝土罐和相关设备相关的资本的主要驱动力。本章中提到的各种过程讨论了生物脱氮与脱碳相关的机遇和挑战。其他旨在去除或回收氮的工艺，例如电化学、热处理或化学处理技术，可能会提供未来的替代方案，但在此阶段这些技术仅限于实验室规模的研究。需要在整个工厂层面进行优化，以协调碳、氮、磷的去除和回收，从而实现行业的脱碳。

虽然通过尿液分离回收氮可能具有成本效益和实用性，但从污水中回收氮肥料仍然具有挑战性，因为生物脱氮的成本因为有捷径可走而有所下降，并且有潜力回收氮的新兴技术目前与 Haber-Bosch 生产的氮肥相比，并不具有成本竞争力。N 回收通常仅限于生物固体和生物固体产品以及通过鸟粪石回收沉淀的数量有限的 N 的土地应用。

编写除氮技术进展总结的巨大挑战之一就是处理技术的角度来看，每个设施都是非常不同的。其他相关差异包括 TN 和 NH₄⁺ 限制、能源成本、化学品

成本和“可用”容量。脱碳通常取决于起点或者工厂的基准条件，这是不能一概而论或忽视的。

例如，一个有严格的 TN 限制、五级 Bardenpho 工艺和没有有效的 DO 控制的小型工厂有效的溶解氧控制（在溶解氧为 4-6 毫克/升的情况下过度曝气），可以通过过渡到 ABAC 来获得相当大的能量并且补充碳化学效益。这似乎是一个明显的改进。但是，我们必须小心，不能以牺牲工厂产能为代价使污水处理脱碳。继续深入我们的例子，如果同一工厂将 ABAC 移动到 0.5mg/L 的平均 DO 设定值，那么这意味着硝化能力会有所损失；在曝气池容积和二沉池面积方面，工厂的有效容量降低。这通常是一种难以接受的折衷方案，即使该工厂的某些优化显然是有保证的。

在氮去除的背景下脱碳的目标必须始终考虑产能影响。从获得公用事业共识和支持的角度来看，这一点至关重要。事实上，当我们的行业考虑先进的 N 去除技术时，理想的方向是在提高有效产能的同时进行脱碳。这统称为集约化。这在这里非常相关，因为推动快捷脱氮工艺可以提供脱碳的双重好处，而不会影响产能，实际上会不会影响产能通常取决于基线情景，工厂产能的急剧增加和/或过剩的好氧区产能可以专门用于厌氧区或预缺氧区，以更好地利用污水中的碳来去除 N 和 P。集约化的真正关键是通过厌氧氨氧化将 NH_4^+ 引导至缺氧氧化为 N_2 ，从而减少操作/设计好氧 SRT，同时确保能够满足可靠的较低的 TN 和 NH_4^+ 限制。

侧流 PNA 流程可能是强化激励的重要且显而易见的部分。这些工艺现在已经成熟且可用，但它们不是“即装即用”，仍然需要大量的操作人员关注和知识才能成功运行。即便如此，遗憾也会发生。

经过不止 15 年的研究，主流 PNA 大多不成功。几份全面测试和实施的报告并未表明大量进水 NH_4^+ 被引导至厌氧氨氧化。在某些情况下，中试和实验室测试结果显示出其前景，但这并没有带来可扩展的技术。业界普遍认为，厌氧氨氧化的低增长率可以通过使用生物膜和颗粒的选择性保留来解决。然而，事实证明，对 NOB 进行一致和可靠的筛出是非常困难的，而且，这可能会因为混合气体的存在而变得更加复杂。就我们现在所知，依赖 PNA 的合法主流厌氧氨氧化技术几乎没有希望。也就是说，通过引导残余 NH_4^+ 和 NO_2^- 到基于厌氧氨氧化

的抛光工艺，定期利用 NOB 压制产生的不稳定和不可靠的 NO_2^- ，可以节约额外的成本。

主流 PdNA 可以提供利用部分反硝化或 NOB 淘汰期间产生的 NO_2^- 的机会，但更重要的是，它提供了可靠的性能和集约化效益。这里认为，考虑将 PdNA 用于侧流处理没有意义，但它对需要低 TN 限制的情况，它对主流处理是很有价值的。PdNA 似乎最好以后抛光工艺的形式应用，或集成到分步进料 BNR 或 Bardenpho 式工艺中的下游缺氧区。在这些抛光 PdNA 应用（缺氧区或二次后处理）中，可能有 10-20%的进流 TKN 可用于厌氧氨氧化。从容量的角度来看，这是一个巨大的好处，它提供了可观的节约运营成本的优势。现在的问题是，PdNA 是否可以被进一步开发，以使更多的进流 TKN 被引导到反硝化作用。这当然需要两件事—用污水中的 COD 进行部分反硝化，并可能进行一定程度的碳转移。虽然好处可能永远不会像 PNA 那样多，但已经为主流 PdNA 奠定了基础。

参考文献

- Abeliovich A. and Azov Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, 31, 801–806, <https://doi.org/10.1128/aem.31.6.801-806.1976>
- Al-Omari A., Wett B., Nopens I., De Clippeleir H., Han M., Regmi P., Bott C. and Murthy S. (2015). Model-based evaluation of mechanisms and benefits of mainstream shortcut nitrogen removal processes. *Water Science and Technology*, 71(6), 840–847. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.022>
- Anthonisen A. C., Loehr R. C., Prakasam T. B. S. and Srinath E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 48(5), 835–852.
- Beckinghausen A., Odlare M., Thorin E. and Schwede S. (2020). From removal to recovery: an evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. *Applied Energy*, 263, 114616. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114616>
- Campolong C., Klaus S., Rosenthal A., Sabba F., Baidme M., Wells G., Wett B., Clippeleir H. D., Chandran K. and Bott C. (2019). Comparison of external carbon sources for a polishing partial denitrification/anammox MBBR. *Proceedings of the Water Environment Foundation*, 56–63.
- Cao Y. S., Kwok B. H., Yong W. H., Chua S. C., Wah Y. L. and Yahya A. G. (2013). The main stream autotrophic nitrogen removal in the largest full scale activated sludge process in Singapore: process analysis. *Proceedings of WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery 2013: Trends in Resource Recovery and Use*. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, pp. 28–31.

- Cao Y., van Loosdrecht M. C. M. and Daigger G. T. (2017). Mainstream partial nitritation–anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(4), 1365–1383. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-8058-7>
- Cao Y., Kwok B. H., van Loosdrecht M. C. M., Daigger G., Png H. Y., Long W. Y. and Eng O. K. (2018). The influence of dissolved oxygen on partial nitritation/anammox performance and microbial community of the 200000 m³/d activated sludge process at the Changi water reclamation plant (2011 to 2016). *Water Science and Technology*, 78(3), 634–643. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.333>
- Chen H., Zeng L., Wang D., Zhou Y. and Yang X. (2020). Recent advances in nitrous oxide production and mitigation in wastewater treatment. *Water Research*, 184, 116168. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116168>
- Courtens E. N. P., De Clippeleir H., Vlaeminck S. E., Jordaens R., Park H., Chandran K. and Boon N. (2015). Nitric oxide preferentially inhibits nitrite oxidizing communities with high affinity for nitrite. *Journal of Biotechnology*, 193, 120–122. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2014.11.021>
- Cui B., Yang Q., Liu X., Wu W., Liu Z. and Gu P. (2020). Achieving partial denitrification-anammox in biofilter for advanced wastewater treatment. *Environment International*, 138, 105612. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105612>
- Daigger G. T. (2014). Oxygen and carbon requirements for biological nitrogen removal processes accomplishing nitrification, nitritation, and anammox. *Water Environment Research*, 86(3), 204–209. <https://doi.org/10.2175/106143013X13807328849459>
- Daims H., Lückner S. and Wagner M. (2016). A new perspective on microbes formerly known as nitrite-oxidizing bacteria. *Trends in Microbiology*, 24(9), 699–712. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2016.05.004>
- Delgado Vela J., Stadler L. B., Martin K. J., Raskin L., Bott C. B. and Love N. G. (2015). Prospects for biological nitrogen removal from anaerobic effluents during mainstream wastewater treatment. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(9), 234–244. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00191>
- Di Capua F., Pirozzi F., Lens P. N. L. and Esposito G. (2019). Electron donors for autotrophic denitrification. *Chemical Engineering Journal*, 362, 922–937. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.069>
- Du R., Peng Y., Cao S., Wang S. and Niu M. (2016). Characteristic of nitrous oxide production in partial denitrification process with high nitrite accumulation. *Bioresource Technology*, 203, 341–347.
- Du R., Cao S., Li B., Niu M., Wang S. and Peng Y. (2017). Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters. *Water Research*, 108, 46–56.
- Duan H., van den Akker B., Thwaites B. J., Peng L., Herman C., Pan Y., Ni B.-J., Watt S., Yuan Z. and Ye L. (2020). Mitigating nitrous oxide emissions at a full-scale wastewater treatment plant.

Water Research, 185, 116196. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116196>

- Fofana R., Parsons M., Long C., Chandran K., Jones K., Klaus S., Trovato B., Wilson C., De Clippeleir H. and Bott C. (submitted). Full-scale transition from denitrification to Partial denitrification–anammox (PdNA) in Deep-Bed filters: Operational strategies for and benefits of PdNA implementation. *Water Environment Research*.
- Gao D.-W., Huang X.-L., Tao Y., Cong Y. and Wang X. (2015). Sewage treatment by an UAFB–EGSB biosystem with energy recovery and autotrophic nitrogen removal under different temperatures. *Bioresource Technology*, 181, 26–31. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.037>
- Gilbert E. M., Agrawal S., Brunner F., Schwartz T., Horn H. and Lackner S. (2014a). Response of different nitrospira species to anoxic periods depends on operational DO. *Environmental Science and Technology*, 48(5), 2934–2941. <https://doi.org/10.1021/es404992g>
- Gilbert E. M., Agrawal S., Karst S. M., Horn H., Nielsen P. H. and Lackner S. (2014b). Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater. *Environmental Science and Technology*, 48(15), 8784–8792. <https://doi.org/10.1021/es501649m>
- Gustavsson D. J. I., Suarez C., Wilén B.-M., Hermansson M. and Persson F. (2020). Long-term stability of partial nitrification-anammox for treatment of municipal wastewater in a moving bed biofilm reactor pilot system. *Science of the Total Environment*, 714, 136342. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136342>
- Han M., Vlaeminck S. E., Al-Omari A., Wett B., Bott C., Murthy S. and De Clippeleir H. (2016). Uncoupling the solids retention times of flocs and granules in mainstream deammonification: a screen as effective out-selection tool for nitrite oxidizing bacteria. *Bioresource Technology*, 221, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.115>
- Hellinga C., Schellen A., Mulder J. W., van Loosdrecht M. C. M. and Heijnen J. J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, 37(9), 135–142. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0350>
- Jetten M. S. M., Horn S. J. and van Loosdrecht M. C. M. (1997). Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Science and Technology*, 35(9), 171–180. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0341>
- Jimenez J., Wise G., Regmi P., Burger G., Conidi D., Du W. and Dold P. (2020). Nitrite-shunt and biological phosphorus removal at low dissolved oxygen in a full-scale high-rate system at warm temperatures. *Water Environment Research*, 92(8), 1111–1122. <https://doi.org/10.1002/wer.1304>
- Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. and van Loosdrecht M. C. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43(17), 4093–4103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>
- Kartal B., Kuenen J. G. and van Loosdrecht M. C. M. (2010). Sewage treatment with anammox. *Science*, 328(5979), 702–703. <https://doi.org/10.1126/science.1185941>
- Kornaros M., Dokianakis S. N. and Lyberatos G. (2010). Partial nitrification/denitrification can be

attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances. *Environmental Science and Technology*, 44(19), 7245–7253. <https://doi.org/10.1021/es100564j>

Lackner S., Gilbert E. M., Vlaeminck S. E., Joss A., Horn H. and van Loosdrecht M. C. M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences – an application survey. *Water Research*, 55, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>

Lackner S., Welker S., Gilbert E. M. and Horn H. (2015). Influence of seasonal temperature fluctuations on two different partial nitrification-anammox reactors treating mainstream municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 72(8), 1358–1363. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.301>

Laureni M., Falås P., Robin O., Wick A., Weissbrodt D. G., Nielsen J. L., Ternes T. A., Morgenroth E. and Joss A. (2016). Mainstream partial nitrification and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures. *Water Research*, 101, 628–639. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.005>

Le T., Peng B., Su C., Massoudieh A., Torrents A., Al-Omari A., Murthy S., Wett B., Chandran K., DeBarbadillo C., Bott C. and Clippeleir H. D. (2019). Impact of carbon source and COD/N on the concurrent operation of partial denitrification and anammox. *Water Environment Research*, 91(3), 185–197. <https://doi.org/10.1002/wer.1016>

Liu M., Krikorian E., Knapp T., Melitas N., Zhao H. and Johnson M. (2018). Mainstream ANITA Mox pilot testing at the joint water pollution control plant. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2018(5), 169–184. <https://doi.org/10.2175/193864718824940385>

Liu Y.-J., Gu J. and Liu Y. (2018). Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: present status, challenges and solutions forward. *Bioresource Technology*, 269, 513–519. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.104>

Lotti T., Kleerebezem R., Hu Z., Kartal B., Jetten M. S. M. and van Loosdrecht M. C. M. (2014). Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Research*, 66, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.047>

Ma B., Zhang S., Zhang L., Yi P., Wang J., Wang S. and Peng Y. (2011). The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. *Bioresource Technology*, 102(17), 8331–8334. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.017>

Ma B., Wang S., Cao S., Miao Y., Jia F., Du R. and Peng Y. (2016). Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances. *Bioresource Technology*, 200, 981–990. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.074>

McCullough K., Klaus S., Parsons M., Wilson C. and Bott C. B. (2022). Advancing the Understanding of Mainstream Shortcut Nitrogen Removal: Resource Efficiency, Carbon Redirection, and Plant Capacity. *Water Research* (submitted).

Miller M. W., Bunce R., Regmi P., Hingley D. M., Kinnear D., Murthy S., Wett B. and Bott C. B. (2012). A/B process pilot optimized for nitrite shunt: high rate carbon removal followed by BNR with ammonia-based cyclic aeration control. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2012(10), 5808–5825. <https://doi.org/10.2175/193864712811709607>

- Morales N., Val del Río Á., Vázquez-Padín J. R., Méndez R., Campos J. L. and Mosquera-Corral A. (2016). The granular biomass properties and the acclimation period affect the partial nitrification/anammox process stability at a low temperature and ammonium concentration. *Process Biochemistry*, 51(12), 2134–2142. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2016.08.029>
- Mulder A. (2003). The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Science and Technology*, 48(1), 67–75. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0018>
- Ni B.-J. and Yuan Z. (2015). Recent advances in mathematical modeling of nitrous oxides emissions from wastewater treatment processes. *Water Research*, 87, 336–346. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.049>
- Nifong A., Nelson A., Johnson C. and Bott C. B. (2013). Performance of a full-scale sidestream DEMON® deammonification installation. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013(13), 3686–3709. <https://doi.org/10.2175/193864713813685700>
- Fofana R., Bachmann M., Akyon B., Jones K., Delgado J., Klaus S., Parsons M., Bott C., deBarbadillo C. and De Clippeleir H. (2021). Carbon Source Selection for Deep-Bed Partial Denitrification: Anammox (PdNA) Polishing Filters. WEFTEC 2021. Chicago, IL: WEF.
- Pérez J., Lotti T., Kleerebezem R., Picioreanu C. and van Loosdrecht M. C. (2014). Outcompeting nitrite-oxidizing bacteria in single-stage nitrogen removal in sewage treatment plants: a model-based study. *Water Research*, 66, 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.028>
- Piculell M., Christensson M., Jönsson K. and Welander T. (2016a). Partial nitrification in MBBRs for main stream deammonification with thin biofilms and alternating feed supply. *Water Science and Technology*, 73(6), 1253–1260. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.599>
- Piculell M., Suarez C., Li C., Christensson M., Persson F., Wagner M., Hermansson M., Jönsson K. and Welander T. (2016b). The inhibitory effects of reject water on nitrifying populations grown at different biofilms thickness. *Water Research*, 104, 292–302a. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.027>
- Pijuan M., Torà J., Rodríguez-Caballero A., César E., Carrera J. and Pérez J. (2014). Effect of process parameters and operational mode on nitrous oxide emissions from a nitrification reactor treating reject wastewater. *Water Research*, 49, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.009>
- Poot V., Hoekstra M., Geleijnse M. A., van Loosdrecht M. C. and Pérez J. (2016). Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge. *Water Research*, 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Regmi P., Miller M. W., Holgate B., Bunce R., Park H., Chandran K., Wett B., Murthy S. and Bott C. B. (2014). Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitrification/denitrification. *Water Research*, 57, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.035>
- Regmi P., Holgate B., Miller M. W., Park H., Chandran K., Wett B., Murthy S. and Bott C. B. (2016). Nitrogen polishing in a fully anoxic anammox MBBR treating mainstream nitrification–denitrification effluent. *Biotechnology and Bioengineering*, 113(3), 635–642. <https://doi.org/10.1002/bit.25826>

- Sharp R., Niemiec A., Khunjar W., Galst S. and Deur A. (2017). Development of a novel deammonification process for cost effective separate C and main centrate plant nitrogen removal. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 12(1), 11–21.
- Sliemers A. O., Haaijer S. C. M., Stafsnes M. H., Kuenen J. G. and Jetten M. S. M. (2005). Competition and coexistence of aerobic ammonium- and nitrite-oxidizing bacteria at low oxygen concentrations. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 68(6), 808–817. <https://doi.org/10.1007/s00253-005-1974-6>
- Soler-Jofra A., Pérez J. and van Loosdrecht M. C. M. (2021). Hydroxylamine and the nitrogen cycle: a review. *Water Research*, 190, 116723. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116723>
- Song K., Riya S., Hosomi M. and Terada A. (2015). Effect of carbon sources on nitrous oxide emission in a modified Ludzak Ettinger process. *Water Science and Technology*, 72(4), 572–578.
- Strous M., Heijnen J. J., Kuenen J. G. and Jetten M. S. M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50, 589–596. <https://doi.org/10.1007/s002530051340>
- Tchobanoglous G., Burton F.L. and Stensel H.D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, McGraw-Hill, Boston.
- van Kessel M. A. H. J., Speth D. R., Albertsen M., Nielsen P. H., Op den Camp H. J. M., Kartal B., Jetten M. S. M. and Lücker S. (2015). Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528(7583), 555–559. <https://doi.org/10.1038/nature16459>
- Von Sperling M. and de Lemos Chernicharo C. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions Volume I*, IWA Publishing. See <https://doi.org/10.2166/9781780402734> (Accessed 25 February 2022).
- Vlaeminck S. E., Clippeleir H. D. and Verstraete W. (2012). Microbial resource management of one-stage partial nitrification/anammox. *Microbial Biotechnology*, 5(3), 433–448. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2012.00341.x>
- Wang Q., Ye L., Jiang G., Hu S. and Yuan Z. (2014). Side-stream sludge treatment using free nitrous acid selectively eliminates nitrite oxidizing bacteria and achieves the nitrite pathway. *Water Research*, 55, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.029>
- Welker S., Horn H. and Lackner S. (2016). Substrate contentment: Influence of residual ammonium and dissolved oxygen concentrations on autotrophic nitrogen removal. *Proceedings of WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery*, Denver, USA. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia.
- Wett B., Podmirseg S. M., Gómez-Brandón M., Hell M., Nyhuis G., Bott C. and Murthy S. (2015). Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application. *Water Environment Research*, 87(12), 2084–2089. <https://doi.org/10.2175/106143015X14362865227319>
- Winkler M. K. and Straka L. (2019). New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, 57, 50–55.

<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>

- Winkler M.-K. H., Kleerebezem R. and van Loosdrecht M. C. M. (2012). Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Research*, 46(1), 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.034>
- Wunderlin P., Mohn J., Joss A., Emmenegger L. and Siegrist H. (2012). Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, 46(4), 1027–1037. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.080>
- Ye Y., Ngo H. H., Guo W., Liu Y., Chang S. W., Nguyen D. D., Liang H. and Wang J. (2018). A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. *Bioresource Technology*, 268, 749–758. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.111>

第八章 水务行业磷管理中的脱碳潜力

Annalisa Onnis-Hayden¹, Dongqi Wang², Ali Akbari³, Mi Nguyen³ and April Z. Gu^{3*}

¹Northeastern University, Boston, MA, USA

²Xi'an University of Technology, Xi'an, Shaanxi, China

³Cornell University, Ithaca, NY, USA

*Correspondence: aprilgu@cornell.edu

8.1 与水可持续性有关的全球磷消费和需求概述

全球粮食安全依赖于持续的磷供应，但磷供应仅限于矿山中已确定的资源，分布在少数国家。中国、美国和摩洛哥是主要生产国，分别占全球产量的 53%、10% 和 10% (Jasinski, 2020)。关于目前已知的全球磷资源与其不断增长的需求率相关的可持续性，文献中存在不同的信息。一些研究预测 P 的矿山储量将在未来 50-100 年内枯竭(Dubrovsky et al., 2010)。其他人则表示，假设人均年生产率（2006-2016 年）增加 4.44%，目前已知的储量足以满足几个世纪的需要 (Vaccari et al., 2019)。美国地质勘探局最近的一份报告表明，“磷酸盐岩不会立即短缺”(Jasinski, 2020)。然而，目前的生产模式将使摩洛哥成为世界上唯一的主要生产国，占世界已知储量的 71%，这将产生社会经济和政治后果。

P 是肥料和日益扩大的生物燃料生产中重要且不可替代的元素。因此，它关系到粮食和能源安全。这种有限资源的有限获取和全球稀缺性将成为下个世纪最重大的挑战之一。另一方面，由于利用效率低下以及农业径流和动物粪便中的其他损失，开采的磷损失了 80%。环境中的磷损失进一步导致广泛的富营养化。富营养化是淡水损害的主要原因，对全球水安全构成威胁。例如，在北美，55% 的水资源是富营养化的，造成了巨大的直接和间接费用(Anderson et al., 2002)。直接费用与污水处理厂以及城市和住宅径流管理等控制活动有关。在过去的几十年中，外部间接费用稳步增加（仅在美国估计为 22 亿美元），涉及旅游和娱乐、商业捕鱼、财产价值、人类和动物健康、饮用水处理设施、缓解和恢复活动(Dodds et al., 2009)。

全球总磷流量（图 8.1）从采矿开始，大部分开采的磷（80% 的开采磷，25.4 Mmmt.yr⁻¹，包括回收的磷）用于农业目的(Rittmann et al., 2011)。收获的作物要

么用于牲畜，要么直接用于食品工业。工业应用以及用于动物饲料的洗涤剂 and 磷补充剂的生产只占磷需求的一小部分(Liu et al., 2008)。由于各个加工阶段的大量损失，只有 13-17% 的开采 P (3 Mmt.yr⁻¹) 最终被人类消耗。农业径流和侵蚀等非点源造成的损失至少占开采磷的一半 (>8 Mmt.yr⁻¹) (Rittmann et al., 2011)。全球进入水资源的磷负荷(2200 Mmt.yr⁻¹)主要来自非点源(约 90%)(Cordell et al., 2009)。农田使用中高达 30%的磷被施用于以前磷残留水平较高的土壤，这使土壤成为环境中最大的磷库(Alewell et al., 2020; Bouwman et al., 2013)。土壤磷素积累期长而含量有限，需要采取适应性管理策略来保护水资源。尽管非点源释放出大量磷，但对这些源的管理相对较少受到重视。相比之下，从点源(包括城市污水处理厂或密闭式牲畜养殖设施等工业环境)去除和回收磷的技术取得了更多进展。

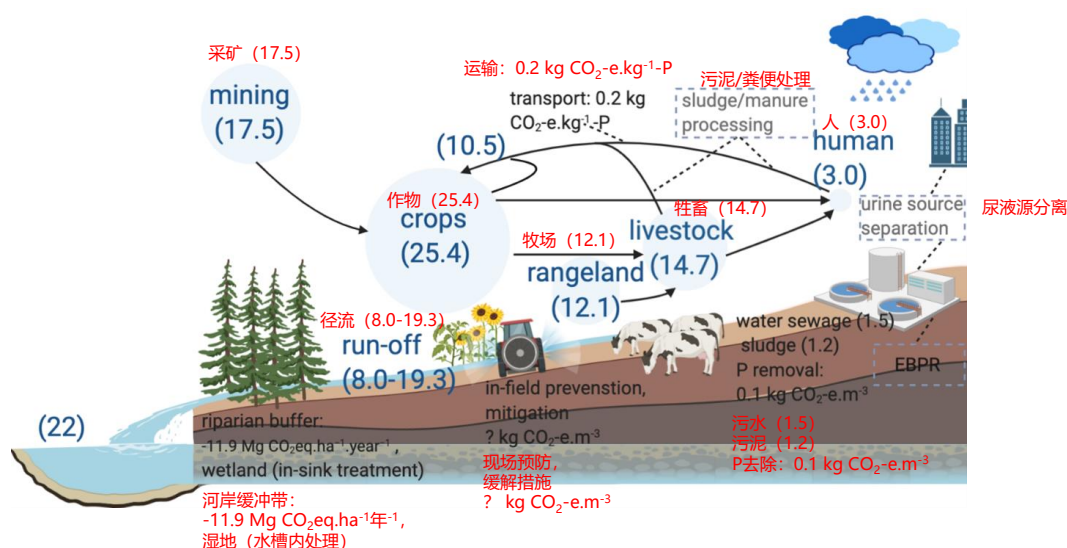


图8.1 全球主要磷汇和磷源的质量流分析，描述了磷在循环过程中的显著损失。括号内的值为年负荷，单位为百万吨，摘自Liu et al. (2008), Cordell et al. (2009) 和Rittmann et al. (2011)。与脱碳相关的不同部分都包括在相关的碳足迹核算中。河岸缓冲带的碳足迹和污水中P的去除率分别来自Coats et al(2011)和Styles et al(2016)。在运输方面，碳足迹的核算是基于粪肥需由柴油卡车运输40公里的假设。

需要实施源—流域综合管理、遏制、处理和恢复策略，以减轻磷流动在各种过程和介质中对环境的影响。整体思路要求考虑与各种综合干预措施相关的碳足迹。

例如，点源和非点源之间的磷排放交易正受到越来越多的关注，并有可能在

不久的将来得到越来越多的实施。在这种情况下,采用点源处理装置的更严格的污水排放要求来替代非点源管理设施,例如在水槽(向地表水道排放的区域)实施人工湿地。类似碳限额和交易的例子是爱达荷州博伊西的迪克西排水设施,其中磷排放交易实现了成本显著降低的综合区域磷管理(Macintosh et al., 2018)。由于先进的化学除磷技术需要高碳足迹才能达到更严格的排放要求,协调性的排放交易可能提供更可持续的处理手段。以往的研究已经量化了污水处理厂除磷过程的显著直接和间接总碳足迹(例如,污水处理的碳足迹为 $0.1 \text{ kg CO}_2\text{-e.m}^{-3}$ (Coats et al., 2011; Rahman et al., 2016), 是磷管理循环中的主要排放源)。这凸显了开发低碳足迹技术的重要性。应评估磷去除策略的地方、区域、直接和间接影响,并确定环境热点,以可持续发展为导向进行改进。

8.1.1 磷管理和脱碳的潜在途径

可持续的 P 管理只有通过多层方法才能实现,如图 8.2 所示。在最高水平上,管理战略旨在通过提高利用效率和内部循环来减少磷的需求。避免的负担有助于可持续的磷管理和减少直接和间接的碳足迹。例如,优化施肥时间、剂量和施用技术可以减少农业中的磷需求。目前,粪便、作物残余物和污水被部分回收到农田,总回收量估计占全球年度磷开采量的 60%。100%粪便回收可使全球磷需求减少一半(Vaccari et al., 2019)。将再生肥料运送到施用地点是磷循环中碳密集型的热点环节之一。粪肥浓缩、污泥脱水或磷提取等低碳足迹、经济实惠的新技术将减少运输需求,从而改进磷管理脱碳方案。

中级水平的管理是实施预防和遏制措施。对于非点源,诸如田间植被缓冲、多样化种植制度、地下水位管理和景观管理实践等策略可以减少磷在环境中的释放和运输。对于城市污水,家庭的源头分离减少了污水的量,可以减少曝气等过程的能源需求。它进一步产生集中的废物流,实现更有效的 P/资源回收。尿液仅占城市污水总量的 1%,但其磷含量却占总磷含量的一半以上(Maurer et al, 2006)。最近的一项 LCA 研究表明,与传统的污水收集、运输和磷回收装置相比,综合尿液分离和磷回收带来的环境负担更低(Hilton et al., 2020)。同样,对于非点源,相对于覆盖式现场应用,在面积较小但磷损失最大的源区(称为临界源区)施用明矾可显著降低成本(McDowell, 2015; Smith & McDowell, 2016),同时由于较少的

化学品使用可能减少减排工艺的碳足迹。一般来说，预防战略是较便宜和更可持续的清除和治疗做法的选择。

最低层次的是最昂贵和对环境影响最大的清除和恢复措施。这些策略是保护水资源的最后一道防线，包括用于非点源的河岸缓冲带和湿地，以及污水处理厂中的生物/化学除磷和回收装置。磷含量高的湿地表层提供了将流失的磷循环到农田的机会。引入了生物增强型除磷装置的外部碳独立改造，其碳足迹比传统技术更低(Wang et al., 2019)。新的处理方法和回收技术有待开发，以实现更可持续的磷管理。目前缺乏对可持续性进行系统的比较分析，特别是对非点源磷管理实践的可持续性比较分析。这种整体分析应引入和评估多层综合管理策略。

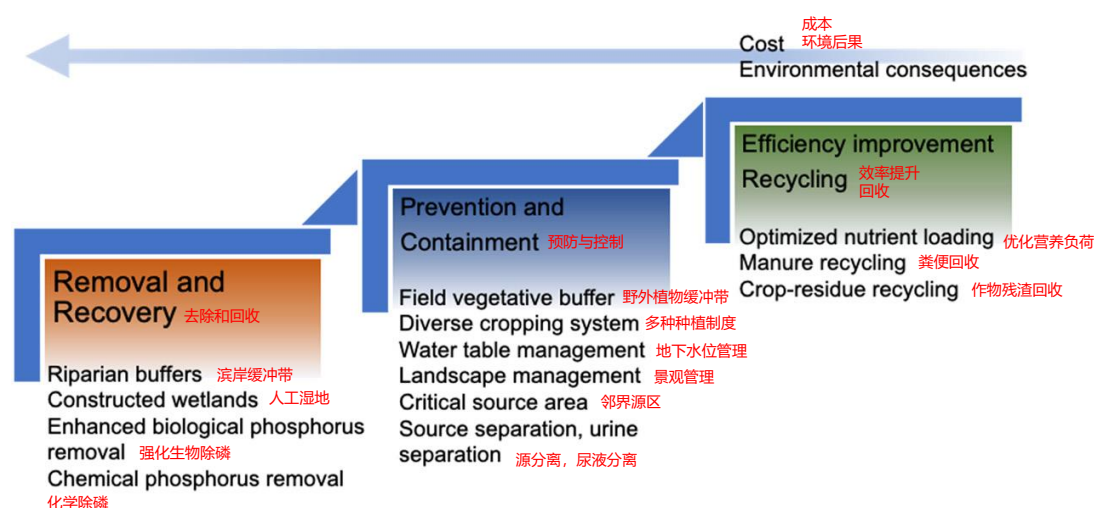


图8.2 在多个层次上从点源或非点源进行P管理的各种技术。从提高利用效率的高级管理到遏制处理和回收的低级管理，成本和环境后果可能会增加

8.1.2 磷管理与政策：现状与实践

根据技术的不同，我们将现有的 P 管理策略分类在一个多层框架中(表 8.1)。这些策略是相互依赖的，通常被组合使用，以提供适当的磷管理。

表 8.1 多层框架下现有的 P 管理策略汇总

监管和激励措施	洗涤剂磷酸盐禁令
	控制点源磷释放的出水排放限值
	污水处理厂升级的补贴和低息贷款
	实施最佳管理措施以减少 P 损失的补贴

预防和遏制措施	防止磷流失的技术
	下游磷的去除和回收策略
	关键利益相关者之间建立伙伴关系，以防止 P 损失
	技术援助、教育和外联行动，以满足减少磷削减的需要
P 去除和回收策略	从污水中去除和回收磷的技术
	为建立利益攸关方清除和回收磷的能力提供技术和财政援助

在最高一级，监管方法（也称为命令和控制方法）是制定标准和限制，以控制磷排放到水体中。对于点源，洗涤剂磷酸盐禁令和出水磷限制是两种主要的监管方法。磷酸盐洗涤剂禁令，旨在限制从家庭到污水处理设施的磷负荷，已经在美国的几个地区和州实施。在美国，1994 年开始在全国范围内自愿禁止在洗衣液中使用磷酸盐(Litke, 1999)，随后在 2010 年 7 月，17 个州禁止使用高磷酸盐自动洗碗机洗涤剂(Cohen & Keiser, 2017)。在欧洲，国家议会于 2011 年下令在 2013 年 6 月之前禁止在洗衣液中使用磷酸盐，并在 2017 年 1 月之前禁止在洗碗机中使用磷酸盐(欧洲委员会, 2011 年)。对洗涤剂中磷酸盐浓度进行监管的其他国家包括澳大利亚(2014 年)、巴西(2008 年)、加拿大(2010 年)、中国(2009 年)和日本(1979 年)(Chong et al., 2019)。

以奖励性支付、补贴或低息贷款等形式的经济激励是鼓励采取措施或行动减少点源和非点源磷排放到环境中的自愿方法。在欧洲，欧盟的共同农业政策(CAP)向减少化肥使用、采用有机农业措施和促进生物多样性的农民提供绿色补贴。2019 年向欧盟农民提供了 579 亿欧元的支持(European Commission, 1962)。在美国，现有的自愿农业计划包括美国农业部向农民实施了环境质量激励计划(EQIP)和保护技术援助计划(CTA)，以鼓励开展营养管理实践。EQIP 向农业生产者提供财政和技术援助，以解决自然资源问题并实现环境效益。CTA 项目旨在为土地使用者提供技术援助，帮助他们规划和实施包括养分管理在内的保护系统，以改善空气、土壤和水质。对于市政当局和污水处理厂，美国清洁水州循环基金(CWSRF)贷款项目一直在提供贷款，资助绿色项目。截至 2014 年，CWSRF 计划已向社区提供了 34902 个项目援助协议(1054 亿美元)。

在中级水平上，预防和遏制措施是通过采用防止磷径流的技术、实施促进下游磷去除和回收策略、建立关键伙伴关系和/或过渡性机构以及为利益攸关方建设能力，更好地控制磷释放到环境中。提高利益攸关方能力的技术和财政援助，

以及提高公众认识的环境教育和外联活动，可以鼓励受众采取行动，减少磷在环境中的损失。例如，美国农业部向农民提供技术和资金支持，实施磷的最佳管理措施，以最大限度地减少磷的源头损失，减轻磷的运输和与水中磷过量等有关问题(Sharpley et al, 2006)。对于大型区域问题，建立伙伴关系和/或建立衔接机构为利益攸关方之间的协调提供了更好的平台。例如，切萨皮克湾项目作为一个桥梁机构，汇集了来自联邦、州、地方、学术和非政府组织的利益相关者，以制定和采纳支持海湾恢复的政策(Jones & Tippie, 1983)。作为同一项目的一部分，切萨皮克湾流域内的各州同意将切萨皮克湾问题作为切萨皮克 2000 年协议的一部分纳入学校课程。

最低水平的磷管理是提供磷去除和回收技术。这些管理策略包括为研究提供技术和财政援助，并采取改进的磷去除和回收措施。技术和财政援助对于构建从废物流中清除和回收磷所需的知识和技能非常重要。

为了控制污水处理厂向环境中磷的释放，许多国家都制定了相应的标准来规范处理后城市污水中磷的浓度上限。规范欧盟国家处理过的城市污水质量的主要法律是 1991 年 5 月 21 日的理事会指令(或所谓的污水指令)(Council of European 1991)。在美国，《清洁水法》中创建的国家排污消除系统许可证计划是规定污水处理后排放的主要法规。一般来说，决定处理污水中磷的限制浓度的两个主要因素是污水处理厂的规模和接收处理污水的水体对富营养化的敏感性。欧盟成员国总磷的限制浓度为 0.5-2 mg/L，美国各州为 0.1-1 mg/L，中国（太湖流域）为 0.5 mg/L，加拿大为 1 mg/L (Preisner et al, 2020)。

在欧洲，《欧洲绿色协议和循环经济行动计划》(Bianchini & Rossi, 2020)推动了基于循环经济范式从废物流中回收磷的实践。由欧洲创新技术原材料研究所和气候 KIC 资助的项目为波罗的海国家更可持续的磷管理提供了建议，付出实际行动(Bianchini & Rossi, 2020)。例如，粪便磷是磷释放到环境中的主要来源之一，其去除和回收技术可分为：(1) 固液分离技术；(2) 固体馏分的处理技术；以及(3) 液体段的加工技术。8.3 节列出了从动物粪便中去除磷和回收磷的选用技术清单。已知 50 多种磷去除和回收技术方法已被开发用于城市污水处理(Egle et al, 2016)。基于污水处理厂的接入点，磷的回收可通过：(1) 直接利用污泥作为土壤改良剂；(2) 从水相中回收，在污泥脱水处理之前或之后回收；(3) 从焚烧期间

或焚烧后的污泥中回收(Egle et al., 2016)。8.3 节列出了从城市污水中回收磷的选定技术清单。

总的来说,现有的磷管理方法的制定和实施都是为了减少磷流失对流域的负面影响,它会加速淡水富营养化,造成水质损害(Litke, 1999; Sharpley & Tunney, 2000)。在忽视碳足迹等整体环境影响的情况下,只专注于开发从废物流中几乎完全去除磷的技术,将使其成本更高,也不可持续。在下一节中,我们将介绍用于改善水质的现有和新兴磷管理实践,以及减少碳足迹的可能机会,以便决策者选择最可持续的实践。

8.2 点源和非点源磷的直接脱碳和间接减碳策略

在包括农业径流、雨水、动物粪便、食品和食品加工废物、人类尿液和粪便、城市污水和生物固体在内的 P 源-汇流动的各个点和水平上,都有机会减少直接和间接碳排放。在需要直接碳输入的策略和技术中,可以实现直接脱碳或减少碳输入,如污水处理厂的强化生物除磷,或利用植物固碳的技术/策略。间接减碳是指那些在特定过程的整个生命周期中间接导致碳足迹减少的策略,例如通过减少化学品和能源需求或减少运输。下一节将回顾去除和回收磷的现有技术和策略,并确定在不同水平上对不同的富磷废物流实施这种技术的脱碳潜力。表 8.2 针对不同的废物流确定了当前的 P 去除/回收工艺和减少碳足迹的机会。

表 8.2 富磷废物流,目前的处理方法和脱碳机会

	富 P 废物流	P 去除/回收的方法	减少碳足迹的机会
农业废物流	粪肥和其他农业污水	<ul style="list-style-type: none"> · 排泄物的土地利用 · 热气化 · 鸟粪石的物理/化学沉淀 · 厌氧消化 · 增强生物除磷 · 污水贮留池氧化 · 人工湿地 	<ul style="list-style-type: none"> · 土壤碳捕获 · 减少运输产生的温室气体排放 · 减少化肥使用 · 通过甲烷捕集实现能源回收
	农业径流	<ul style="list-style-type: none"> · 源控制 · 生态沟渠 · 人工湿地 · 过滤带和河岸森林缓冲区 	<ul style="list-style-type: none"> · 植物/树木的碳储存 · 提升水质
工业排	工业排放	<ul style="list-style-type: none"> · 物理/化学过程 (如鸟粪石或 	<ul style="list-style-type: none"> · 回收可再生能源和产品, 如甲

	富 P 废物流	P 去除/回收的方法	减少碳足迹的机会
放		磷酸钙沉淀、电化学除磷/回收等) <ul style="list-style-type: none"> · 厌氧消化 · 生物过程 	烷、氢气、电力等 <ul style="list-style-type: none"> · 回收营养物质和有机物质用作肥料
城市废物流	城市污水	<ul style="list-style-type: none"> · 生物过程 · 化学过程 · 物理/化学过程 (如鸟粪石或磷酸钙的沉淀) 	<ul style="list-style-type: none"> · 减少 EBPR 过程中的外部碳输入 · 减少曝气和/或搅拌的能量 · 减少化学品添加 · 整合资源回收 (例如, 回收养分用作肥料)
	城市污水污泥	<ul style="list-style-type: none"> · 热化学处理 · 厌氧过程 (如厌氧消化、厌氧膜过程) 	<ul style="list-style-type: none"> · 减少运输和能源使用产生的温室气体 · 回收可再生能源和产品, 如甲烷、H₂、电力和其他 · 回收营养物质和有机物质用作肥料
	人体排泄	<ul style="list-style-type: none"> · 排泄物的土地应用 · 尿液分流 	<ul style="list-style-type: none"> · 减少运输和能源使用产生的温室气体 · 回收营养物质和有机物质, 用作肥料和化学品
	雨水径流	<ul style="list-style-type: none"> · 渗透层 (草坡和多孔路面) · 过滤系统 (砂过滤器、植被过滤带等) · 滞留/滞留盆地 (干池、湿池和内置式蓄水池) · 人工湿地 	<ul style="list-style-type: none"> · 防洪、减少市政抽水需求和能源成本 · 减少热岛效应—供暖和制冷能源节约 · 植被/树木的碳储存

8.2.1 农业污水中的磷

在世界范围内, 农业排放, 包括作物和牲畜、林业和相关的土地利用变化, 占人为温室气体(GHG)排放的 30%。事实上, 根据政府间气候变化专门委员会(IPCC)的数据, 2005 年仅农业的排放量就达到 5.1-6.1 Gt CO₂ eq yr⁻¹, 约占同年估计的人为排放总量的 10-12%。

此外, 农业非点源通常被认为是富营养化水体中磷的最大来源(Dubrovsky et al., 2010)。农业活动产生不同的富磷废物流: 农业径流, 一种来自农场的非点源污染, 由暴雨期间农田的地表径流造成; 此外, 大规模畜禽农场中挤奶、动物清洗以及冲洗溢出的饲料、尿液和粪便等的点源污水是主要污染来源。在美国, 这

些环节被称为集中动物饲养作业(CAFO)或密闭动物饲养作业。迫切需要减少农业温室气体排放,同时控制水体中的磷负荷;而在农业富磷废物流的管理中确定脱碳的机会是非常重要的。

8.2.1.1 农业点源: 脱碳的最佳管理实践

全球 650 亿头牲畜每年产生大量粪便,其中的磷含量是农业活动年需求量的 10 倍(Naidu et al, 2012)。在土地上施用粪肥一直是一种推荐的管理做法,可提高土壤碳的固存,并提供一种综合营养管理策略(Lal, 2004),因为农业土壤确实可以通过生成土壤有机碳(SOC)成为大气中碳的潜在汇,这也有助于提高生产力和产品质量(Kundu et al., 2007; Rudrappa et al., 2006)。

然而,土壤磷过剩和潜在的水资源污染是在集中式动物饲养作业(CAFO)的地区施用粪肥的常见后果。粪肥运输超过 10 英里的距离是不经济的,通常不实行。另一种常见的粪便管理系统包括未加盖的厌氧泻湖,已被美国环境保护署确定为农场甲烷的最大来源(Owen & Silver, 2015)。这些例子清晰地表明,需要寻找替代管理方法来解决农艺磷失衡问题,以便更有效地循环利用粪肥磷,同时减少碳足迹。表 8.3 列出了除土地利用外,在肥料管理中回收磷和减少 GHG 排放的策略和技术。

表 8.3 在肥料管理链的每个步骤中回收资源和减少温室气体排放的策略和技术

粪肥管理步骤	策略/技术	主要目的	主要收益	成熟度
固液分离	带式过滤器	将浆料粪肥分成液体和固体两部分	<ul style="list-style-type: none"> 减少氨和温室气体的形成 提高养分回收 促进粪便处理活动 	一般用于农场
固体部分处理	造粒	使粪肥致密形成颗粒	<ul style="list-style-type: none"> 方便处理粪肥活动 回收营养物质和有机物质用作肥料 	用于处理家禽粪便
	堆肥	将可生物降解的有机材料转化为腐殖质物质	<ul style="list-style-type: none"> 回收有机质作土壤改良剂 	广泛应用于农场
液体部分处理	人工湿地	利用自然方法	<ul style="list-style-type: none"> 改善水质 	适用于能保持

粪肥管理步骤	策略/技术	主要目的	主要收益	成熟度
		处理液体粪便	<ul style="list-style-type: none"> 回收植物生物量中的营养物质和能量 植物的碳储存 	湿润条件的农场
	热化学转换	利用热量将粪便分解成气体、碳氢化合物燃料和木炭/灰	<ul style="list-style-type: none"> 能量和营养物回收 	在实验室规模上开发和研究
	鸟粪石结晶	生成鸟粪石	<ul style="list-style-type: none"> 回收磷和一些氮 	应用于实验室和中试规模
	强化生物除磷	在生物过程中将散装液体中的磷酸盐转化为聚磷酸盐	<ul style="list-style-type: none"> 促进磷的回收 	应用于实验室和中试规模

8.2.1.2 农业径流：脱碳的最佳管理实践

据估计，农业径流占世界各地湖泊和河流总磷输入负荷的 50-70% (Xia et al., 2020)。除了动物粪便外，农业径流的适当管理也是美国环境保护署(USEPA)和美国农业部(USDA)关注的一大问题。

在预防、遏制和去除三个层次上，各种农业径流控制技术被提出，以减少氮和磷负荷。应用于农业径流的最成功的策略是保护性耕作和施肥管理(源头控制-预防层次)，生态沟渠(过程控制-遏制层次)，最后是人工湿地、缓冲带和河岸林(末端处理-去除层次)。

保护性耕作可以固碳，众所周知，保护性耕作可以增加表层土壤有机碳(SOC)含量(Lal & Kimble, 1997)。同时，农业径流中的磷流失也显著减少(Liu et al, 2014)。

生态沟是通过吸附、沉淀、转化、植物吸收和微生物代谢活动去除农业径流养分的工程系统。生态沟渠本质上与自由水面人工湿地相似(Nsenga Kumwimba et al, 2018)，因此在湿地植被内具有相同的碳汇脱碳潜力。

河岸森林缓冲带和过滤带以及人工湿地通常用于过滤农业径流中的污染物并防止其进入附近的水体。森林河岸缓冲带包括树木，这是其他过滤带通常没有的，因此除了改善水质外，它们对长期的大气碳封存特别有效(Rheinhardt et al., 2012)。

8.2.2 工业废水中的磷：脱碳的最佳管理实践

造纸、发酵、酿酒厂、奶酪生产和其他食品加工业等行业产生大量富含有机物和营养物的污水。例如，美国每年产生 1110300 L 的酒厂污水，其中含有 116 千吨磷。它们还排放了大量的温室气体。例如，乳制品加工是全球食品生产行业中能源和碳密集度最高的活动之一，据估计每年排放超过 1.28 亿吨 CO_2 (Xu & Flapper, 2009)。大多数国家的环境条例规定，在安全处置工业废水之前，必须使用适当的技术来降低磷含量。肉类和家禽、纸浆和造纸工业以及蔬菜、水果和果汁工业的污水通常在泻湖中处理，这是温室气体排放的重要贡献源。

EBPR 已被证明可以从各种类型的工业废水中去除磷，如食品加工污水 ($60\text{--}100 \text{ mg P L}^{-1}$) (Mulkerrins et al., 2004) 和牲畜污水 ($>100 \text{ mg P L}^{-1}$) (Kishida et al., 2009)。对于含磷和有机碳浓度远高于生活污水的污水，EBPR 的替代方案是先进行厌氧处理以回收生物能源，然后通过厌氧处理出水中的鸟粪石沉淀回收磷 (Yuan et al., 2012)。从高强度工业废水中回收磷被认为是安全处置这些污水的可行策略，也是农业肥料的来源 (Altinbas et al., 2002)。

8.2.3 生活废物流中的磷

污水处理厂的生活污水收集和处理直接或间接导致温室气体的排放。直接排放主要与工厂发生的生物过程有关(微生物呼吸排放的 CO_2 、硝化和反硝化排放的 N_2O 以及厌氧消化产生的 CH_4 排放)，而间接排放则与工厂本身或相关设施/操作的能源需求有关(例如，生物固体运输、化学品的生产及其运输到工厂等)。

此外，富磷生活污水的排放显著加剧了河流和湖泊的富营养化。例如，在英国，河流中高达 70% 的磷负荷归因于污水排放 (Bunce et al., 2018)。这一现实促使了严格的磷排放标准，以减少进入河流和湖泊的磷负荷，特别是进入生态敏感地区的磷负荷，有针对性的磷去除在世界各地的污水处理厂越来越普遍。污水处理厂存在大量但经常被低效开发利用的潜在磷源。因此，与富含磷的农业污水流类似，应评估从富含磷的生活污水流中回收磷的策略 (Cordell et al., 2011; Egle et al., 2016)。在去除或回收磷的污水处理厂中，存在减少直接和间接碳排放的机会；此外，在尿液分离等其他处理策略中，也存在机会(图 8.3)。以下章节评估了国内富

磷物流的各种磷处理/回收方案和相关的碳减排机会。

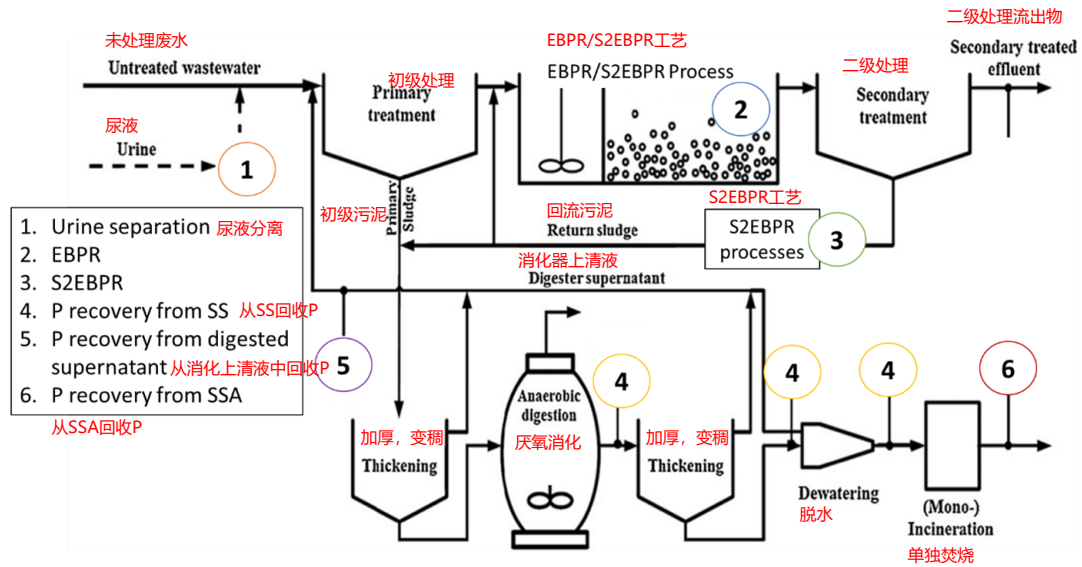


图8.3 在生活污水管理链的各个环节回收磷资源和减少温室气体排放的策略和技术

8.2.3.1 源分离流：脱碳的最佳管理实践

根据 Cordell 的研究，在全球范围内，人类排泄物(即粪便和尿液)会产生 300 - 330 万吨磷(Cordell et al., 2009)；其中，每年约有 10-50%被重复使用(Liu et al, 2008)。人类排泄物作为有机肥料在亚洲和欧洲都很常见，但在世界其他地方却很少使用。

尿液分流和随后的营养物质回收已被越来越多地讨论和考虑，尽管它与发达的生物固体加工和农田回收方法不一致。人类平均产生 0.8-1.6 L 尿液，这在发展中国家的污水收集系统中，占总污水流量的不到 1%。

单独收集尿液在很大程度上提高了营养物质回收的潜力，因为氮和磷的浓度都比污水高 100 倍；此外，尿液分流、使用闭环卫生技术(例如尿液分离堆肥厕所)和从尿液中回收磷(主要通过鸟粪石/CaP 沉淀)已被证明在发达国家和发展中国家都是可行技术(Mihelcic et al., 2011)。

Wilsenach 和 van Loosdrecht (2003) 进行的一项建模研究表明，尿液分离显著降低了污水处理的能量需求。在他们的研究中，将先进 BNR 工艺的能量需求（曝气、混合、污泥脱水、污泥焚烧、泵送）和能量产生（通过厌氧污泥消化产生的甲烷）与分别处理尿液和污水并通过鸟粪石沉淀回收磷的集成工艺进行了比较。结果表明，先进的 BNR 工艺显著增加了能源和化学品消耗，每人需要 6W

左右的能量，然而，综合处理/回收工艺每人可产生超过 1W 的能量。

已经进行了大量的 LCA 研究，以比较人类排泄物中磷的去除/回收/循环或在高级污水处理厂中去除磷的不同场景下的碳足迹/环境影响(Bradford-Hartke et al., 2015; Hilton et al., 2020; Kavvada et al., 2017; Spångberg et al., 2014; Xue et al., 2016)，所有的研究都表明，尿液分流在很大程度上减少了对环境的影响(减少冲洗，减少 BNR 工厂的化学品使用，更好地从厌氧消化中回收能量等)。在营养物质去除率高、电力主要来自化石燃料、人均污水相对较少的地区，这可能是一种特别有效的脱碳策略。

Kjerstadius et al. (2017)也进行了一项 LCA 研究，评估了源分离系统在管理生活污水和食物垃圾方面的脱碳潜力。在传统系统中，黑水(BW)和灰水(GW)一起收集并在污水处理厂处理，而分开收集的食物垃圾由垃圾车收集并在专用厌氧消化厂处理(见图 8.4)。在本研究所考虑的源分离系统中，BW 收集后与 FW 一起在厌氧消化单元中处理，消化出水采用鸟粪石沉淀和氨提进行养分回收(生产硫酸铵)。GW 在活性污泥装置中单独处理。碳足迹和养分回收(磷和氮)的结果表明，与传统制度相比，源分离系统可以提高养分回收(0.30~0.38 kg P/年)，同时降低碳足迹(-24~-58 kg CO₂-eq/人·年)。碳足迹减少，主要是由于沼气产量增加带来的能量回收、农业中矿物肥料的替代增加以及污水处理中一氧化二氮的排放减少。

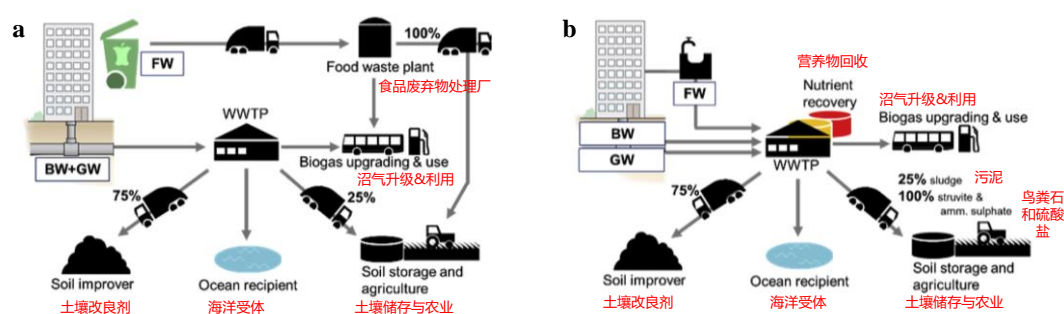


图 8.4 常规和源分离系统的比较。BW、GW、FW 分别指黑水、灰水和食物废物。图片摘自 Kjerstadius et al. (2017)

8.2.3.2 生活污水处理：脱碳的最佳管理实践

虽然对人类排泄物来源分离的研究清楚地表明了高脱碳机会，但尿液分离仍然不普遍，正如 Hilton et al. (2020)所指出的，大规模尿液收集和处理系统的发展面临的挑战是经济、市场、监管框架、对性能缺乏信心以及现有的传统系统。因

此，研究现有的磷去除和回收基础设施，并在这些现有系统中确定脱碳潜力非常重要。

在污水处理厂中存在许多与磷去除和回收工艺相关的直接和间接减少碳的机会，并在第 8.3 节中进行了深入评估。

8.2.4 城市径流中的磷和脱碳的最佳管理实践

城市环境中的住宅草坪和草皮区域(例如，运动场、高尔夫球场和公园)被认为是向雨水输入总磷和溶解磷的“热点”(Müller et al., 2020)。此外，落叶和其他碎屑通常被认为是城市雨水营养物质的主要来源，特别是在有高高的树冠的地区(George et al, 2012)。

各种各样的雨水控制措施，也被称为最佳管理实践(BMPs)，可在城市径流处理中发挥重要作用，如渗透床(草坡和多孔路面)、过滤系统(砂过滤器、植被过滤带等)、滞留盆地(干池、湿池和内置式蓄水池)和人工湿地(Sample et al., 2012)。

这些策略与其他措施一起使用，以减少城市径流的数量和减少城市径流对水质的影响(如绿化屋顶、雨水排放等)。所有这些策略都是大型项目和计划的一部分，如中国的“海绵城市”(Zevenbergen et al., 2018)、澳大利亚的“水敏感城市”(Wong & Brown, 2009)、英国的“可持续城市排水系统”(Ashley et al., 2015)、美国(Coffman, 2000)和新西兰(Shaver, 2000)的“低影响发展”。

实施这些最佳管理方案和策略所带来的脱碳机会包括：减少市政抽水需求和与减灾相关的能源成本；减少热岛效应，节省供暖和制冷能源；以及一些 BMPs 中植被或树木的碳储存。

8.3 除磷和回收过程中的脱碳

许多污水处理厂面临的挑战是，在利用现有技术和可用资源减少化学品/能源需求和相应的碳足迹的同时，实现较低的出水营养水平。因此，迫切需要创新处理策略，提高磷的去除、回收性能和稳定性，同时最大限度地降低化学成本、能源消耗和环境影响。表 8.4 总结了除磷和回收过程中的脱碳策略，这些策略将在下面的章节中详细描述。

表 8.4 不同脱碳方法在除磷和回收过程中的优势和挑战

	方法		优势	挑战
EBPR 工艺中的脱碳	通过 EBPR 操作策略实现脱碳	先进的曝气控制	<ul style="list-style-type: none"> 降低 40% 的能量需求 可能有利于低 DO 的 PAOs 	<ul style="list-style-type: none"> 需要对 PAO-GAO 竞争进行更好的理解
		优化碳源和化学品添加	<ul style="list-style-type: none"> 在不影响性能的前提下减少碳足迹 	<ul style="list-style-type: none"> 并不能消除所有的碳足迹
	通过 EBPR 新途径/工艺脱碳	S2EBPR	<ul style="list-style-type: none"> 在没有外部碳补充的情况下提高性能 提高 EBPR 的碳利用效率 减少对波动进水影响的敏感性 提高反硝化 减少运营维护和污泥处理能耗 	<ul style="list-style-type: none"> 有时需要额外的发酵单元 有时需要更大的厌氧区
		基于 DPAO 的工艺	<ul style="list-style-type: none"> 去除氮和磷，最小化 COD 利用率和需氧量 污泥产量减少 20-30% 	<ul style="list-style-type: none"> DPAO 活性变化较大 N₂O 的潜在积累
		将 EBPR 与具有脱碳潜力的脱氮工艺创新相结合	EBPR 联合硝化/反硝化 (亚硝酸盐分流)	<ul style="list-style-type: none"> 减少 25% 的氧气需求 减少 40% 的碳需求
	将 EBPR 与具有脱碳潜力的脱氮工艺创新相结合	结合 EBPR 和部分硝化/厌氧氨氧化	<ul style="list-style-type: none"> 减少 60% 的氧气需求 减少 90% 的碳需求 减少 75% 的污泥生产 	<ul style="list-style-type: none"> 全规模的处理工艺未建立好 N₂O 的潜在积累
		好氧-厌氧耦合分解亚氮工艺 (CANDO) +P	<ul style="list-style-type: none"> 与亚硝酸盐分流工艺相比，碳排放量、曝气需求和污泥产量减少相似 将 N₂O 转化为 N₂ 并进行能量回收 	<ul style="list-style-type: none"> 全规模的处理工艺未建立好
		从液相中回收	<ul style="list-style-type: none"> 更低的排放 更低的能源需求 减少化学物质 氮的回收 	<ul style="list-style-type: none"> 磷回收率低
污水中磷去除、回收的附加技术	磷的回收方法 (有或没有膜的沉淀和/或结晶, 离子交换技术, 电化学吸附)	污泥回收 (固相)	<ul style="list-style-type: none"> 氮的回收 	<ul style="list-style-type: none"> 使用了大量的化学品
		污泥灰回收	<ul style="list-style-type: none"> 减少气体排放 减少能源需求 重金属净化 有机微污染物的破坏 	<ul style="list-style-type: none"> 更高的回收率

	方法		优势	挑战
	或热处理) ^a			
	固碳方法	人工湿地	<ul style="list-style-type: none"> • 将 CO₂ 捕获为生物质 • 联合去除营养物质 • 减少或不需要能源、碳和化学物质 • 防洪 	<ul style="list-style-type: none"> • 由于介质饱和，磷去除能力有限 • 潜在的温室气体排放
		微藻培养	<ul style="list-style-type: none"> • 将 CO₂ 捕获为生物质 • 联合去除养分 • 减少或不需要能源、碳和化学物质 • 生物燃料生产 • 土壤改良 • 生物塑料生产 	<ul style="list-style-type: none"> • 在低温和光照条件下性能有限
	增强生物磷吸附的转基因 PAOs		<ul style="list-style-type: none"> • 提高磷的去除和回收性能 • 减少化学物质和能量的投入 	<ul style="list-style-type: none"> • 全规模的处理工艺未建立好

8.3.1 强化生物除磷过程中的碳需求

增强型生物除磷(EBPR)工艺已成功应用于污水处理厂的污水处理中，以降低出水磷浓度。EBPR 主要依靠聚磷酸盐积累生物(PAOs)，它们能够厌氧吸收碳底物(如挥发性脂肪酸(VFAs))作为细胞内代谢物(如聚羟基烷酸酯(PHAs))，并以好氧方式利用储存的聚合物进行奢侈的磷吸收和聚磷酸盐(PolyP)合成(Oehmen et al., 2007)。通过去除多余的富含 PolyP 的活性污泥，将 P 从 EBPR 工艺中去除。可用和合适的碳底物对 PAOs 的代谢和相应的 EBPR 性能至关重要。进水碳磷比(C/P)与 EBPR 系统的效率和稳定性呈正相关，可降解 COD (rbCOD)与 P 的最小比值一般推荐为 15:1-25:1。然而，在实践中，许多传统的 EBPR 设施都存在进水碳源不足和波动的问题，这主要与当地污水特性有关，或与污水自然生物降解和泄漏程度较高(如 Cao et al. 2019 所描述的中国案例)有关，最终导致营养物质去除性能不佳。因此，通过商业来源或现场初级污泥发酵的外部碳添加在许多污水处理厂中经常被用于增强 EBPR。

在 EBPR 系统中应用了多种碳源，以实现高磷去除效率和稳定性(表 8.5)，这增加了总体处理成本。在 EBPR 系统中添加外部碳源的主要缺点包括：

1. 增加的商业碳源的生产和运输导致二氧化碳总排放量的增加，是不经济

和不可持续的操作实践。

2. 与外部碳源的运输、处理和储存相关的安全问题。

3. 启动过程中需要较长时间，以适应细菌/PAO 群落，从而实现对特定碳源的优先利用。

4. 由于外部有机碳的加入，增加了污泥产量和水处理、污泥处理的运行成本。

另外，在许多污水处理厂广泛建立了现场初级污泥发酵的策略，这降低了 EBPR 过程的整体碳输入。然而，初级污泥发酵的碳供应通常不足以确保有效的磷去除，因为 VFA 生产经常受到几个环境和操作因素的影响，如进水特性、工艺配置、SRT、HRT、pH 值、温度等。在 EBPR 系统中实施现场初级污泥发酵的其他缺点包括：

- (1) 尤其对于没有初级处理装置的设施来说是不可行的；
- (2) 额外的建设和运营成本；
- (3) 来自发酵罐的潜在气味；
- (4) 通过厌氧消化降低能量回收；
- (5) 来自发酵步骤的顽固有机化合物和营养物质对 EBPR 的潜在影响。

表 8.5 不同碳源对 EBPR 的优势和局限性

碳类型			例子	优势	缺点
外部碳源	单一碳源	VFA	乙酸、丙酸	在大多数情况下促进 EBPR 性能	高成本；高碳足迹；存储问题；过量常诱发类-Gao 代谢
		乙醇	乙醇、甘油	比 VFAs 更经济	高碳足迹；有时需要一段适应期；有时需要较长的厌氧阶段
		糖	葡萄糖	可能有利于具有发酵能力的 PAOs（如 <i>Tetrasphaera</i> ）	高成本；高碳足迹；有时需要一段适应期；据报道葡萄糖更倾向于 GAOs 而不是 PAOs
		氨基酸	天冬氨酸，谷氨酸，甘氨酸	对 PAOs 不同组的作用具有选择性	高成本；高碳足迹；有时观察到 EBPR 性能的恶化，原因不明

碳类型		例子	优势	缺点
	复杂碳源	酪蛋白水解物, 酵母提取物, 蛋白胨	偏爱 <i>Tetrasphaera</i> PAOs; 为 PAOs 提供多种有机化合物	高成本; 高碳足迹
	工业废物	粗甘油, 农业食品工业废水	废料的利用降低了成本和碳足迹	可能需要预发酵
内部碳源/现场污泥发酵	初级污泥	一次污泥发酵; A 段污泥	无外加碳; 污泥减量	需要额外的治疗装置; 产生气味
	活性污泥	回流活性污泥; 混合酒	在不添加碳的情况下提高磷的去除性能; 更少的气味; 污泥减量	有时需要额外的处理单元或更大的厌氧区

8.3.2 通过 EBPR 的运营策略减少碳足迹

为了满足日益严格的磷限制, 大量没有稳定和有效的 EBPR 性能的设施被迫越来越依赖化学絮凝剂(如铝、铁盐)或将更先进的三级处理(如混凝与膜或介质过滤结合)作为备用或常规方法来去除磷。这些技术与进水碳短缺无关, 但不可避免地增加了污水处理厂的运行成本和碳足迹。零星金属盐的投加也降低了磷的回收效率, 增加了污泥产量, 进一步增加了污水处理厂的碳足迹。因此, 对 EBPR 工艺进行修改和优化, 同时有效地去除营养物质, 减少碳足迹是非常必要的。本节提供了在 EBPR 过程中脱碳的可能操作策略。

8.3.2.1 先进的曝气控制

在 EBPR 系统中, 有氧磷吸收和微生物生长的曝气是主要的能源密集型步骤。适当的(溶解氧)DO 和曝气控制可节省高达 40% 的能源。先前的研究表明, 在低 DO 水平下, 累积杆菌属 PAOs 相对于竞争杆菌属 GAOs 更具优势, 因为 PAOs 具有更高的氧亲和力, 因此在很大程度上保持了它们的有氧活动 (Carvalho et al., 2014)。因此, 适当的曝气控制可以潜在地提高 EBPR 性能, 降低能源成本, 并为污水处理厂提供脱碳机会。目前, 先进的曝气控制策略(如氨基曝气控制(ABAC)、氨与硝酸盐(AVN)控制)以及基于模型的预测和优化(如生物过程智能优化系统(BIOS))已成功应用于一些生物脱氮工艺(Maktabifard et al, 2018)。在更好地理解 PAO-GAO 竞争及其代谢的前提下, 类似的策略也可以应用于

EBPR 系统控制。

8.3.2.2 优化碳源和化学品添加

污水处理厂所需的外部碳量可以通过对进水污水质量的在线监测和开发的数值模型而有效减少，具有经济性。因此，这种监测实践在不影响 EBPR 性能的情况下减少了潜在的碳足迹。同样，化学除磷(CPR)过程中化学盐的投加量也可以优化。然而，优化碳或化学品投加策略并不能消除化学处理过程中大量的能源消耗和温室气体排放。

8.3.3 通过 EBPR 的新途径/工艺减少碳足迹

8.3.3.1 磷去除工艺的创新-S2EBPR

最近，一种改进的 EBPR 技术—侧流 EBPR (S2EBPR)已经被开发出来，并应用于 80 多个全规模污水处理厂。S2EBPR 显著提高了工艺稳定性(Barnard et al., 2017; Gu et al., 2019)。在 S2EBPR 配置中，部分或全部回流活性污泥(RAS)或混合液通过侧流厌氧反应器转移到接受进水的主流缺氧或好氧区。通过 RAS 或混合液的侧流水解/发酵持续供应的内部碳(例如 VFAs)可用于去除主流中的营养物质，因此减少或消除外部碳添加的需求，并最大限度地减少化学品使用(Onnis-Hayden et al., 2020; Srinivasan et al., 2021; Wang et al., 2019)。S2EBPR 流程的优点包括：

- (1) 在没有外部碳补充的情况下，提高了 EBPR 的磷去除和回收性能，提高了碳利用效率。
- (2) 较少或不直接依赖进水碳负荷，因此较少受进水波动的影响。
- (3) 由于进水碳转移到缺氧反硝化区，增强了反硝化效果。
- (4) 易在各种现有 WWTP 配置中实现。

最近 WERF 项目(U1R13)进行的一项全面比较研究表明，S2EBPR 结构比传统的 A2O 结构更能提高磷去除性能和稳定性(Gu et al., 2019; Srinivasan et al., 2021; Wang et al., 2019)。在侧流厌氧反应器的特殊选择条件下，可以获得更加多样化的 EBPR 微生物群。多样化的微生物群提供了功能冗余和互补，因此对扰动有更

好的弹性。S2EBPR 工艺中延长的厌氧停留时间可以为 PAOs 提供比 GAOs 更大的竞争优势，并允许 PAOs 更有效地利用碳。最大限度地减少高聚物的生长可以提高有机碳和氧气用于磷去除的效率，从而降低污水磷浓度和碳足迹。在 S2EBPR 工艺中实施的较长的厌氧/缺氧区和/或间歇混合需要较少的能量用于操作和维护，与传统的 EBPR 配置相比，这也显示出脱碳潜力。此外，侧流厌氧污泥水解/发酵减少了污泥日产量，降低了污泥处理过程中相应的能耗。

8.3.3.2 将 EBPR 技术与脱氮工艺创新相结合

与公认的传统养分去除方法(即外源加碳去除氮的反硝化以及化学沉淀法去除磷)相比，污水处理厂需要更有效、更经济的方法，并且应只需更少的化学品/能量投入。创新的除氮生物工艺缩短了传统的硝化-反硝化路径，这为大幅度减少曝气和脱氮所需的碳创造了机会，从而节约能源，并提供了将额外的碳转化为能源生产的机会。

8.3.3.3 EBPR 联合硝化/反硝化

将 EBPR 与创新性的短程脱氮工艺相结合，包括硝化与反硝化(亚硝酸盐分流)，提供了一条低能耗、低碳 BNR 途径。亚硝酸盐分流意味着减少 25%的氧气消耗，从而减少 60%的总能量需求。此外，与反硝化相比，它减少了 40%电子供体(有机碳)的使用，这使其适用于低碳氮比的污水处理。亚硝酸盐分流也能显著降低污泥产量。最近，Roots et al. (2019)基于实验室规模 SBR 处理真正的主流污水时，证明了在没有外源化学物质的情况下，实现有效而可靠的 N、P 短程联合去除和有机物去除。

8.3.3.4 将 EBPR 与部分硝化/厌氧氨氧化结合

最有前景的短程脱氮工艺是利用部分硝化和厌氧氨氧化(PN/A，或所谓的“脱氮”)的联合微生物过程。在 PN/A 工艺中，对有机碳的需求减少了 90%，曝气需求减少了 60%，污泥产量减少了 75%，从而大大减少了相关的碳足迹。进水中的碳可以收集用于沼气生产。因此，主流 PN/A 工艺的实施将使 WWTP 接近能源自给。与 PN/A 工艺同时实现 EBPR 具有挑战性，因为 EBPR 依赖于良好的 C/P

比以及典型 PN/A 工艺配置不容易提供厌氧-好氧/缺氧的交替循环。然而，最近的研究突破和 S2EBPR 的成功实施为同时实现快速除氮和进水碳源非依赖 EBPR 提供了可能性。Campolong et al. (2018)最近的一项研究表明了 PN/A + S2EBPR 工艺处理真实污水的成功，为侧流(如高强度厌氧消化液)和主流(如城市污水)中营养物的可靠环保去除提供了有前景的途径。然而，一些采用包括 PN/A 工艺在内的短程脱氮系统的实验室规模研究表明，与传统的脱氮生物技术相比，由于不完全硝化/反硝化和低溶解氧， N_2O 排放量增加。鉴于 N_2O 具有显著的全球变暖潜力(约为 CO_2 的 300 倍)，这些观察结果证明有必要对 PN/A 系统进行进一步审查，并对其设计和操作进行修改以减缓 N_2O 排放。

8.3.3.5 基于 DPAO 的工艺

反硝化聚磷生物(DPAOs)是利用硝酸盐和/或亚硝酸盐作为电子受体来去除磷的聚磷生物亚群。它们比其他反硝化剂更适合用于同时去除 N 和 P，COD 利用率和需氧量最低。此外，DPAOs 产生的污泥比 PAOs 少 20-30% (Kuba et al., 1996)。然而，DPAO 的生态还没有得到很好的理解，也没有全面建立基于 DPAO 的工艺。虽然许多全规模的 EBPR 设施中观察到 DPAO 的活动和种群，但仍然需要传统的有氧区，DPAO 对磷去除的贡献在 15%-100%范围内表现差异。因此，仅靠 DPAOs 活性不能保证养分的可靠去除。在基于 DPAO 的研究中也观察到了 N_2O 的积累，这需要进一步研究。

8.3.3.6 好氧-缺氧耦合亚氮分解工艺 (CANDO)

虽然 N_2O 在脱氮过程中被视为不受欢迎的副产物，但如果捕获和燃烧得当，它可以作为提供推力和汽车应用中的可再生能源。这一创新过程被称为好氧-缺氧耦合亚氮分解工艺(CANDO)，包括三个步骤：(1) 将 NH_4^+ 硝化为 NO_2^- ；(2) NO_2^- 部分缺氧还原为 N_2O ；(3) N_2O 转化为 N_2 ，能量回收。CANDO 可以在减少碳排放、曝气需求和污泥生产方面提供很大的改进，这与亚硝酸盐分流相当。它也可以与 EBPR 相结合，因为它具有交替的厌氧/缺氧循环条件。Gao et al. (2017) 成功演示了实验室规模的 CANDO + P 工艺，表明其在生物能源生产和营养去除方面的应用潜力。

8.3.4 污水中除磷和回收的附加技术具有减少碳足迹的潜力

8.3.4.1 WWTP 中的磷回收技术

如图 8.3 所示,在污水处理厂中,从不同的废物流中回收磷的机会各不相同,例如:二级处理污水、消化池上清液、污水污泥(SS)和污水污泥灰(SSA)(Montag & Pinnekamp, 2008)。这些废物流在体积、磷浓度、磷的形式(以正磷酸盐或生物/化学结合态的形式溶解)、来源的特征(液体、液体/固体、固体)、污染物含量方面存在很大差异,需要不同的回收技术,因此需要不同的脱碳场所。

目前已经确定了 30 多种从污水中回收磷的方法。可利用的解决方案主要集中在:从不同处理步骤的液体馏分中析出鸟粪石(磷酸铵镁结晶),包括:(1)消化后的污泥;(2)灰浸磷酸浸湿法化学回收磷;(3)磷酸盐在灰分中的热增溶作用,同时还原重金属;(4)将灰渣用于肥料制造(Smol et al., 2020)。几个生命周期评估案例研究已经确定了与污水处理厂不同废物流中磷的高级回收相关的机会和负担。Amann et al. (2018)比较了 Egle et al.(2015)中描述的 18 种磷回收技术的环境影响和温室气体排放。Amann et al. (2018)得出结论,从液相中回收产生较少的排放和较低的能量需求,但回收率较低,而从污泥(固相)中回收则具有相对较高的排放和较高的能量需求。另一方面,从污泥灰中回收磷是最有前景的选择。它表现出更高的回收率,重金属净化的可能性,以及减少气体排放和能源需求(见图 8.5,提取自 Amann et al. 2018)。Bradford-Hartke et al. (2015)表示,在先进的 BNR 集中式水回收设施中,磷回收可净减少 5 kg CO₂eq/kg P。净碳足迹的减少是由于避免了 N₂O 排放,降低了电力消耗,减少了 pH 控制的化学品使用(由于减少了硝化作用),这抵消了鸟粪石生产所需的液体脱水的电力和化学品需求。

Pradel and Aissani (2019)比较了以污泥为基础的磷肥生产和以磷矿为基础的矿物肥料生产对环境的影响。研究表明这种泥基磷肥似乎比矿物磷肥生产对环境的影响更大,主要是因为它们消耗大量电力和回收磷所需的反应物,而且与磷矿相比,它们的磷含量较低。Golroudbary et al. (2019)报告了相似的定性结论。相反, Tonini et al. (2019)认为,回收污水中的磷对环境的影响可能比开采含磷岩石少 81%。他们将自己的结果与先前研究的不一致归因于不同的假设,并且他们已经计算了所有相关排放的外部成本(包括耗散磷酸盐)。

其他研究表明,磷回收的好处通常被忽视,例如,降低富营养化潜力(减少磷矿开采,从而降低采矿产生的磷水释放(Remy & Jossa, 2015),减少 Cd 和 U 进入农业土壤(Bigalke et al., 2017),与传统的农业污水污泥应用相比,减少重金属输入(Lederer & Rechberger, 2010),减少氮排放也回收氮(Johansson et al., 2008)。总的来说,尽管存在种种不一致,但这些结果表明,并非所有磷回收技术都具有脱碳潜力。需要对磷回收技术进行全面的评估。

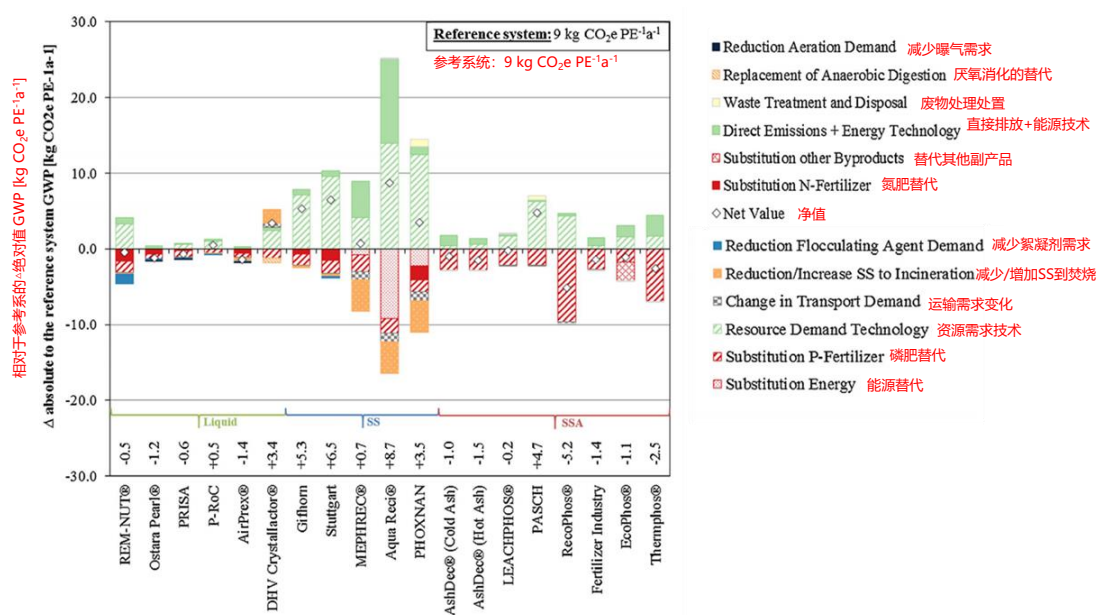


图8.5 不同除磷技术碳足迹的变化。这一数据来自之前发表的研究Amann et al., 2018)

8.3.4.2 人工湿地

人工湿地是一种可持续的污水处理技术。连续水系统整合了植被、土壤和微生物生态系统,以处理各种废物流(例如,城市或工业废水、灰水或雨水径流等),同时捕获 CO₂ 以种植生物质。温室气体的排放与建设运营、污水和污泥运输有关。传统污水处理厂的能源、碳和化学品需求将在功能良好的连续水处理系统中被消除,从而产生更低的碳足迹。此外, CW 还提供防洪、生物质生产、生物多样性以及娱乐和教育服务等多种功能。然而,某些形式的人工湿地也会释放大量的 CH₄ 和 N₂O, 特别是在具有反硝化带的人工湿地中。人工湿地中磷的去除性能往往受到介质吸附、结合或沉淀进入磷的能力的限制。一旦介质饱和或堵塞,人工湿地中磷的去除性能将大大下降。因此,寻找具有良好理化性能的特殊基质来提高养分(特别是磷)的去除率是人工湿地建设的一个重要研究目标。饮用水处

理设施的残留副产物脱水明矾污泥是一种有效且经济的介质。以明矾泥为基质的人工湿地系统已成功全面应用，并取得了较好的除磷效果。此外，种植植被和根际 PAOs 也可能在 P 和 C 的封存中发挥重要作用。

8.3.4.3 微藻培养用于营养去除和能源生产

在污水处理厂中引入微藻是一种具有成本效益和可持续性的措施，因为微藻可以在自养生长过程中固定外源 CO₂，同时吸收污水中的 N、P 和金属。收获的富含脂质的微藻可用于生产生物燃料(如生物柴油)，并有可能通过替代化石燃料来减少温室气体排放。藻类生物量的其他用途包括碳和营养丰富的土壤改进剂，动物饲料和生物塑料生产。微藻在 CO₂ 捕获、利用方面的应用已被广泛研究，并在大规模(>5000 英亩)种植系统中进行了实践。

8.3.4.4 增强生物磷吸附的转基因 PAOs

活性 PAOs 的选择和富集是成功的 EBPR 的先决条件之一，但在实践中，它可能受到许多操作和环境因素的影响，导致性能的有效性和稳定性降低。利用高亲和力磷酸盐特异性细菌蛋白去除水中磷最近引起了研究者的兴趣。在一篇研究中，*Escherichia coli* 转基因过表达磷酸结合蛋白(PBPs，也称为 PstS 或 PhoS)，从而大大提高磷的去除和回收性能。在实际污水处理应用中实施选择性磷吸附的重组质粒细菌系统是一种具有挑战性但有吸引力的方法，与其他工艺/技术相比，用于配置、修改和维护的化学品/能量输入相对较少，因此值得进一步探索。

8.4 磷去除和回收过程中脱碳潜力的量化

决策者可使用上文简要介绍的点源和非点源磷管理、去除和回收技术。环境无害化的工艺设计和选择需要全面的比较分析，核算每一种替代方案从摇篮到坟墓的整个生命周期所产生的环境影响。在生命周期分析(LCA)中，材料和能量流、产生的废物和工艺级别的排放都被考虑在内。采用适当的加权方案计算了富营养化、全球变暖等中点影响类别中每个工艺每个功能单元的累积影响。因此，LCA 非常有助于作出脱碳替代方案的明智决策，以及基于环境后果的定量衡量识别环境热点，权衡方案和改进机会。

在开发磷管理、去除和回收的新干预措施时，往往缺乏这种全面的视角。例如，文献中关于可持续处理水平的信息一直是混合的(Foley et al., 2010; Lundie et al., 2004; Renzoni & Germain, 2007)。低磷出水可降低富营养化的风险。另一方面，能源密集型的磷去除干预措施可能抵消了养分负荷对水资源带来的净环境效益。

同样，还需要更多的研究来解决从各种来源回收磷的环境可持续性问题。例如，最近的一项研究表明，随着磷需求和消耗的增加，以及目前的采矿、加工和回收技术，磷回收的碳足迹将呈指数级增长，并将超过加工和采矿的碳足迹(Golroudbary et al., 2019)。

8.4.1 用于量化非点源脱碳潜力的 LCA 研究

对非点源磷管理策略生命周期的环境影响缺乏广泛的认识。已经有面向 P 的 LCA 研究评估了农业来源的富营养化潜力(Ortiz-Reyes & Anex, 2018)。这些研究的重点是估计农业来源磷的运输和排放，而忽视了控制和缓解策略的间接影响及其相关的碳足迹。

很少有研究对非点源管理实践的实用性、成本效益和监管要求进行批判性审查(Dinnes, 2004; Macintosh et al., 2018)。有人建议，面向源头的做法比端点替代方案(如湿地)提供更便宜和更有效的解决方案。没有研究将源头控制与过程处理或二者结合的可持续性进行比较。湿地被认为是低技术低能源需求的解决方案。湿地生命周期中超过 80%的环境影响来自建设阶段(Resende et al., 2019)。河岸缓冲带可以从径流和侵蚀土壤中保留高达 97%的磷(Fox & Penn, 2013)，同时实现全球变暖潜势削减($11.9 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{年}^{-1}$) (Styles et al, 2016)。由于非点源的多样性和弥散性，实地管理做法可能不是普遍有效、具有成本效益或与环境后果有关的最佳解决办法。此外，即使制定了有效的源头遏制策略，也经常会有土壤中累积的磷持续释放到环境中(Powers et al., 2016)，这就需要在源头和受体环境中采取组合策略来保护流域。选择适当的综合管理战略需要全面了解各种替代方案的环境净效益。因此，LCA 是水资源行业非点源磷可持续管理的关键工具。在不同的地点磷的环境释放和迁移特征不同，在同一地点随时间尺度而不同。因此，未来的 LCA 研究应该在常规实践之外，考虑这种特定位点的时间变化。

8.4.2 污水处理厂中磷的去除和回收过程以及脱碳潜力量化的 LCA 研究

为了最大限度地发挥污水资源的潜力,需要一种强有力的综合方法来定量比较各种磷去除和回收技术的环境影响。近年来,很少有出版物讨论了营养物去除技术对环境的影响(Coats et al., 2011; Foley et al., 2010; Rahman et al., 2016), 或 P 回收技术(Amann et al., 2018; Bradford-Hartke et al., 2015), 但有较少的研究对污水中磷的回收和去除技术进行可持续性比较评估。

Rahman et al. (2016)对 27 种养分去除技术进行了评估; 对不同氮磷处理水平的典型处理工艺配置进行了生命周期影响评价(LCIA)。结果表明, 实现高水平养分去除的先进技术显著降低了局部富营养化潜力, 而这些先进处理工艺的化学品和电力使用, 特别是多级强化三级工艺和反渗透, 增加了间接富营养化潜力, 并导致了其他影响, 包括人类和生态毒性、全球变暖潜能、臭氧消耗和酸化。

无论出水限制如何, 当将生物除磷工艺与化学工艺在环境影响方面进行比较时, 似乎污水处理的最佳实践集中在生物工艺上(Coats et al., 2011)。EBPR 工艺产生的生物固体也显著减少, 没有化学污泥, 由于避免了这些副产品的运输/处理, 可以进一步减少碳足迹。

关于从尿液和各种污水中回收磷的方案和技术的 LCA 研究强调了与这些技术相关的脱碳潜力, 如前几节已经讨论过的, 但也发现了一些不一致之处。已发表的研究中的典型方法是比较包含不同技术和不同废物流的各种情景的环境影响(研究之间往往不一致)。因此, 关于环境影响的定量结果与具体应用严格相关, 不应作为得到磷回收影响的一般性结论的基础。为了了解磷回收系统对环境的广泛影响, 有必要对其进行进一步深入、全面的分析。

8.5 未来展望和研究需求

推广磷管理方法以改善水质, 并获得减少碳足迹和促进净零排放循环经济的可能机会至关重要。目前关于磷回收技术的研究结果似乎表明, 在系统层面评估时, 并非所有的磷回收技术都有脱碳的潜力; 然而, 由于局部环境影响, 以及方法和假设的差异, 各研究之间仍存在一些不一致。因此, 评价磷回收技术的脱碳

潜力，应该是进一步研究的一个重要方面。

未来研究可能会越来越多地考虑区域综合磷管理做法，例如，包括城市点源和农田等非点源。在此背景下，应制定 P 贸易政策。实施这些政策应视每项干预措施对净环境影响的整体生命周期分析而定，这将使决策者能够选择最合适的做法，同时满足水和空气质量目标要求。

参考文献

- Alewell C., Ringeval B., Ballabio C., Robinson D. A., Panagos P. and Borrelli P. (2020). Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nature Communications*, 11(1), 4546, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
- Altinbas M., Ozturk I. and Aydin A. F. (2002). Ammonia recovery from high strength agro industry effluents. *Water Science and Technology*, 45(12), 189–195, <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0426>
- Amann A., Zoboli O., Krampe J., Rechberger H., Zessner M. and Egle L. (2018). Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 130, 127–139, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002>
- Anderson D. M., Glibert P. M. and Burkholder J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704–726, <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Ashley R., Walker L., D’Arcy B., Wilson S., Illman S., Shaffer P., Woods-Ballard B. and Chatfield P. (2015). UK Sustainable drainage systems: past, present and future. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers –Civil Engineering*, 168(3), 125–130, <https://doi.org/10.1680/cien.15.00011>
- Barnard J. L., Dunlap P. and Steichen M. (2017). Rethinking the mechanisms of biological phosphorus removal. *Water Environment Research*, 89(11), 2043–2054, <https://doi.org/10.2175/106143017X15051465919010>
- Bianchini A. and Rossi J. (2020). An integrated industry-based methodology to unlock full-scale implementation of phosphorus recovery technology. *Sustainability*, 12(24), 10632, <https://doi.org/10.3390/su122410632>
- Bigalke M., Ulrich A., Rehmus A. and Keller A. (2017). Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. *Environmental Pollution*, 221, 85–93, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.035>
- Bouwman L., Goldewijk K. K., Hoek K. W. V. D., Beusen A. H. W., Vuuren D. P. V., Willems J., Rufino M. C. and Stehfest E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(52), 20882–20887, <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108>

- Bradford-Hartke Z., Lane J., Lant P. and Leslie G. (2015). Environmental benefits and burdens of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Environmental Science and Technology*, 49(14), 8611–8622, <https://doi.org/10.1021/es505102v>
- Bunce J. T., Ndam E., Ofiteru I. D., Moore A. and Graham D. W. (2018). A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 8, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>
- Campolong C., Ferguson L., Klaus S., Wilson C., Wett B., Murthy S. and Bott C. B. (2018). Achieving mainstream deammonification with biological phosphorus removal via sidestream RAS fermentation in an A/B process. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2018(13), 2634–2639, <https://doi.org/10.2175/193864718825137142>
- Cao Y., Tang J., Henze M., Yang X., Gan Y., Li J., Kroiss H., Van Loosdrecht M., Zhang Y. and Daigger G. (2019). The leakage of sewer systems and the impact on the ‘black and odorous water bodies’ and WWTPs in China. *Water Science and Technology*, 79(2), 334–341, <https://doi.org/10.2166/wst.2019.051>
- Carvalho M., Oehmen A., Carvalho G., Eusébio M. and Reis M. A. M. (2014). The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. *Water Research*, 66, 296–307, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.033>
- Chong J., Dominish E., Tjandraarmadja G., Prentice E., Retamal M. and Mitrovic S. (2019). Ecosystem Impacts of Phosphorus and Surfactants in Consumer Products. Institute for Sustainable Futures. Report prepared by the Institute for Sustainable Futures, University of Technology Sydney for Stewart Investors.
- Coats E. R., Watkins D. L. and Kranenburg D. (2011). A comparative environmental life-cycle analysis for removing phosphorus from wastewater: biological versus physical/chemical processes. *Water Environment Research*, 83(8), 750–760, <https://doi.org/10.2175/106143011X12928814444619>
- Coffman L. S. (2000). Low-impact Development Design: A New Paradigm for Stormwater Management Mimicking and Restoring the Natural Hydrologic Regime, an Alternative Stormwater Management Technology. Prince George’s County Department of Environmental Resources and US EPA (Report EPA 841-B-00-003), Maryland County, USA. Retrieved from: <http://www.epa.gov/owow/NPS/lidnatl.pdf> (accessed 23 January 2021)
- Cohen A. and Keiser D. A. (2017). The effectiveness of incomplete and overlapping pollution regulation: evidence from bans on phosphate in automatic dishwasher detergent. *Journal of Public Economics*, 150, 53–74, <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2017.03.005>
- Cordell D., Drangert J.-O. and White S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292–305, <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Cordell D., Rosemarin A., Schröder J. J. and Smit A. (2011). Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84(6), 747–758, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.032>

- Dinnes D. L. (2004). Assessments of Practices to Reduce Nitrogen and Phosphorus Nonpoint Source Pollution of Iowa's Surface Waters. USDA-ARS, National Soil Tilth Laboratory, Ames, IA, p. 366.
- Dodds W. K., Bouska W. W., Eitzmann J. L., Pilger T. J., Pitts K. L., Riley A. J., Schloesser J. T. and Thornbrugh D. J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology*, 43(1), 12–19, <https://doi.org/10.1021/es801217q>
- Dubrovsky N., Burow K., Clark G. M., Gronberg J. M., Hamilton P. A., Hitt K. J., Mueller D. K., Munn M., Nolan B. T., Puckett L. J., Rupert M. G., Short T. M., Spahr N. E., Sprague L. A. and Wilber W. G. (2010). The quality of our nation's waters – nutrients in the nation's streams and groundwater, 1992–2004. US Geological Survey Circular, 1350(2), 174.
- Egle L., Rechberger H. and Zessner M. (2015). Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 325–346, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>
- Egle L., Rechberger H., Krampe J. and Zessner M. (2016). Phosphorus recovery from municipal wastewater: an integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the Total Environment*, 571, 522–542, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- European Commission. (1962). The Common Agricultural Policy at A Glance. European Commission, Brussels. Available at: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/cap-glance_en (accessed 23 January 2021)
- European Commission. (2011). EP Supports Ban of Phosphates in Consumer Detergents. European Commission, Brussels. Available at: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_11_1542
- Foley J., Haas D. D., Hartley K. and Lant P. (2010). Comprehensive life-cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*, 44(5), 1654–1666.
- Fox G. A. and Penn C. J. (2013). Empirical model for quantifying total phosphorus reduction by vegetative filter strips. *Transactions of the ASABE*, 56(4), 1461–1469.
- Gao H., Liu M., Griffin J. S., Xu L., Xiang D., Scherson Y. D., Liu W.-T. and Wells G. F. (2017). Complete nutrient removal coupled to nitrous oxide production as a bioenergy source by denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. *Environmental Science and Technology*, 51(8), 4531–4540, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04896>
- George H., Terril N., Unruh J. B., Laurie T. and Jerry S. (2012). Potential unintended consequences associated with urban fertilizer bans in Florida – a scientific review. *HortTechnology Hortte*, 22(5), 600–616, <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.22.5.600>
- Golroudbary S. R., Wali M. E. and Kraslawski A. (2019). Environmental sustainability of phosphorus recycling from wastewater, manure and solid wastes. *Science of the Total Environment*, 672, 515–524, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.439>
- Gu A., Tooker N., Onnis-Hayden A., Wang D., Srinivasan V., Li G., Takács I. and Vargas E. (2019). Optimization and Design of A Side-Stream EBPR Process as A Sustainable Approach for

Achieving Stable and Efficient Phosphorus Removal. The Water Research Foundation, DC, USA.

- Hilton S. P., Keoleian G. A., Daigger G. T., Zhou B. and Love N. G. (2020). Life-cycle assessment of urine diversion and conversion to fertilizer products at the city scale. *Environmental Science and Technology*, 55(1), 593–603, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04195>
- Jasinski S. M. (2020). Phosphate Rock Data Sheet – Mineral Commodity Summaries 2020. US Geological Survey, Reston, Virginia.
- Johansson K., Perzon M., Fröling M., Mossakowska A. and Svanström M. (2008). Sewage sludge handling with phosphorus utilization–life-cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 16(1), 135–151, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.12.004>
- Jones G. A. and Tippie V. K. (1983). Chesapeake Bay Program: Findings and Recommendations. US Environmental Protection Agency, Philadelphia.
- Kavvada O., Tarpeh W. A., Horvath A. and Nelson K. L. (2017). Life-cycle cost and environmental assessment of decentralized nitrogen recovery using ion exchange from source-separated urine through spatial modeling. *Environmental Science and Technology*, 51(21), 12061–12071, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02244>
- Kishida N., Tsuneda S., Kim J. H. and Sudo R. (2009). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from highstrength industrial wastewater using aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), 153–158, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(153\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(153))
- Kjerstadius H., Bernstad Saraiva A., Spångberg J. and Davidsson Å. (2017). Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery. *Journal of Environmental Management*, 197, 250–257, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.094>
- Kuba T., Van Loosdrecht M. and Heijnen J. (1996). Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system. *Water Research*, 30(7), 1702–1710, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00050-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00050-4)
- Kundu S., Bhattacharyya R., Prakash V., Ghosh B. N. and Gupta H. S. (2007). Carbon sequestration and relationship between carbon addition and storage under rainfed soybean–wheat rotation in a sandy loam soil of the Indian Himalayas. *Soil and Tillage Research*, 92(1), 87–95, <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.01.009>
- Lal R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623–1627, <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal R. and Kimble J. M. (1997). Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49(1), 243–253, <https://doi.org/10.1023/A:1009794514742>
- Lederer J. and Rechberger H. (2010). Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Management*, 30(6), 1043–1056, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.025>
- Litke D. (1999). Review of Phosphorus Control Measures in the United States and Their Effects on

Water Quality. US Geological Survey, Reston, Virginia.

- Liu Y., Villalba G., Ayres R. U. and Schroder H. (2008). Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), 229–247, <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00025.x>
- Liu K., Elliott J. A., Lobb D. A., Flaten D. N. and Yarotski J. (2014). Conversion of conservation tillage to rotational tillage to reduce phosphorus losses during snowmelt runoff in the Canadian prairies. *Journal of Environmental Quality*, 43(5), 1679–1689, <https://doi.org/10.2134/jeq2013.09.0365>
- Lundie S., Peters G. M. and Beavis P. C. (2004). Life-cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environmental Science and Technology*, 38(13), 3465–3473, <https://doi.org/10.1021/es034206m>
- Macintosh K. A., Mayer B. K., McDowell R. W., Powers S. M., Baker L. A., Boyer T. H. and Rittmann B. E. (2018). Managing diffuse phosphorus at the source versus at the sink. *Environmental Science and Technology*, 52(21), 11995–12009, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01143>
- Maktabifard M., Zaborowska E. and Makinia J. (2018). Achieving energy neutrality in wastewater treatment plants through energy savings and enhancing renewable energy production. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(4), 655–689, <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9478-x>
- Maurer M., Pronk W. and Larsen T. A. (2006). Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*, 40(17), 3151–3166, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.012>
- McDowell R. W. (2015). Treatment of pasture topsoil with alum to decrease phosphorus losses in subsurface drainage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 207, 178–182, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.017>
- Mihelcic J. R., Fry L. M. and Shaw R. (2011). Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, 84(6), 832–839, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.046>
- Montag D. M. and Pinnekamp J. (2008). Phosphorus Recovery During Wastewater Treatment: Development of a Process for Integration in Municipal Wastewater Treatment Plants. PhD thesis, RWTH Aachen University, Aachen, Germany.
- Mulkerrins D., O'Connor E., Lawlee B., Barton P. and Dobson A. (2004). Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. *Bioresource Technology*, 91(2), 207–214, [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00173-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00173-1)
- Müller A., Österlund H., Marsalek J. and Viklander M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. *Science of the Total Environment*, 709, 136125, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
- Nsenga Kumwimba M., Meng F., Iseyemi O., Moore M. T., Zhu B., Tao W., Liang T. J. and Ilunga L. (2018). Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): design, mechanism, management strategies, and future directions. *Science of the Total Environment*, 639, 742–759,

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.184>

- Naidu R., Lamb D. T., Bolan N. S. and Gawandar J. (2012). Recovery and reuse of phosphorus from wastewater sources. *Advanced nutrient management: gains from the past—goals for the future*. Occasional Report 25. See <http://flrc.massey.ac.nz/publications.html>.
- Oehmen A., Lemos P. C., Carvalho G., Yuan Z., Keller J., Blackall L. L. and Reis M. A. (2007). Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water Research*, 41(11), 2271–2300, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.030>
- Onnis-Hayden A., Srinivasan V., Tooker N. B., Li G., Wang D., Barnard J. L., Bott C., Dombrowski P., Schauer P. and Menniti A. (2020). Survey of full-scale sidestream enhanced biological phosphorus removal (S2EBPR) systems and comparison with conventional EBPRs in North America: process stability, kinetics, and microbial populations. *Water Environment Research*, 92(3), 403–417, <https://doi.org/10.1002/wer.1198>
- Ortiz-Reyes E. and Anex R. P. (2018). A life-cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. *Journal of Cleaner Production*, 177, 474–482, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.255>
- Owen J. J. and Silver W. L. (2015). Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of fieldbased studies. *Global Change Biology*, 21(2), 550–565, <https://doi.org/10.1111/gcb.12687>
- Powers S. M., Bruulsema T. W., Burt T. P., Chan N. I., Elser J. J., Haygarth P. M., Howden N. J. K., Jarvie H. P., Lyu Y., Peterson H. M., Sharpley A. N., Shen J., Worrall F. and Zhang F. (2016). Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins. *Nature Geoscience*, 9(5), 353–356, <https://doi.org/10.1038/ngeo2693>
- Pradel M. and Aissani L. (2019). Environmental impacts of phosphorus recovery from a ‘product’ lifecycle assessment perspective: allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludgebased phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment*, 656, 55–69, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.356>
- Preisner M., Neverova-Dziopak E. and Kowalewski Z. (2020). An analytical review of different approaches to wastewater discharge standards with particular emphasis on nutrients. *Environmental Management*, 66(4), 694–708, <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01344-y>
- Rahman S. M., Eckelman M. J., Onnis-Hayden A. and Gu A. Z. (2016). Life-cycle assessment of advanced nutrient removal technologies for wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 50(6), 3020–3030, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05070>
- Remy C. and Jossa P. (2015). Life-cycle Assessment of Selected Processes for P Recovery From Sewage Sludge, Sludge Liquor, or Ash. P-Rex Deliverable 9 Report. Kompetenzzentrum Wasser, Berlin.
- Renzoni R. and Germain A. (2007). Life-cycle assessment of water: from the pumping station to the wastewater treatment plant. *The International Journal of Life-Cycle Assessment*, 12(2), 118–126, <https://doi.org/10.1065/lca2005.12.243>
- Resende J. D., Nolasco M. A. and Pacca S. A. (2019). Life-cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. *Resources, Conservation and*

Recycling, 148, 170–177, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.034>

- Rheinhardt R. D., Brinson M. M., Meyer G. F. and Miller K. H. (2012). Carbon storage of headwater riparian zones in an agricultural landscape. *Carbon Balance and Management*, 7(1), 41–54, <https://doi.org/10.1186/1750-0680-7-4>
- Rittmann B. E., Mayer B., Westerhoff P. and Edwards M. (2011). Capturing the lost phosphorus. *Chemosphere*, 84(6), 846–853, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.001>
- Roots P., Sabba F., Rosenthal A. F., Wang Y., Yuan Q., Rieger L., Yang F., Kozak J. A., Zhang H. and Wells G. F. (2019). Integrated low-energy and low carbon shortcut nitrogen removal with biological phosphorus removal for sustainable mainstream wastewater treatment. *bioRxiv*, 772004.
- Rudrappa L., Purakayastha T. J., Singh D. and Bhadraray S. (2006). Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a typical haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil and Tillage Research*, 88(1), 180–192, <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.05.008>
- Sample D. J., Grizzard T. J., Sansalone J., Davis A. P., Roseen R. M. and Walker J. (2012). Assessing performance of manufactured treatment devices for the removal of phosphorus from urban stormwater. *Journal of Environmental Management*, 113, 279–291, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.039>
- Sharpley A. and Tunney H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 176–181, <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010022x>
- Sharpley A. N., Daniel T., Gibson G., Bundy L., Cabrera M., Sims T., Stevens R., Lemunyon J., Kleinman P. and Parry R. (2006). *Best Management Practices to Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality*. USDA Agricultural Research Service Publication, Washington, DC.
- Shaver E. (2000). *Low Impact Design Manual for the Auckland Region*. Regional Council Technical Report TR2008/045, Auckland, NZ.
- Srinivasan V. N., Li G., Wang D., Tooker N. B., Dai Z., Onnis-Hayden A., Bott C., Dombrowski P., Schauer P., Pinto A. and Gu A. Z. (2021). Oligotyping and metagenomics reveal distinct *Candidatus accumulibacter* communities in side-stream versus conventional full-scale enhanced biological phosphorus removal (EBPR) systems. *Water Research*, 206, 117725, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117725>
- Smith L. C. and McDowell R. W. (2016). The use of alum to decrease phosphorus loss from dairy farm laneways in southern New Zealand. *Soil Use and Management*, 32(1), 69–71, <https://doi.org/10.1111/sum.12252>
- Smol M., Preisner M., Bianchini A., Rossi J., Hermann L., Schaaf T., Kruopienė J., Pamakštys K., Klavins M. and Ozola-Davidane R. (2020). Strategies for sustainable and circular management of phosphorus in the Baltic Sea Region: the holistic approach of the InPhos Project. *Sustainability*, 12(6), 2567, <https://doi.org/10.3390/su12062567>
- Spångberg J., Tidåker P. and Jönsson H. (2014). Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. *Science of the*

Total Environment, 493, 209–219, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.123>

- Styles D., Börjesson P., D’Hertefeldt T., Birkhofer K., Dauber J., Adams P., Patil S., Pagella T., Pettersson L. B., Peck P., Vaneekhaute C. and Rosenqvist H. (2016). Climate regulation, energy provisioning and water purification: quantifying ecosystem service delivery of bioenergy willow grown on riparian buffer zones using life-cycle assessment. *AMBIO*, 45(8), 872–884, <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0790-9>
- Tonini D., Saveyn H. G. and Huygens D. (2019). Environmental and health co-benefits for advanced phosphorus recovery. *Nature Sustainability*, 2(11), 1051–1061, <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0416-x>
- Urban Waste Water Treatment Directive (UWWTD). (1991). Council of the European communities. Council directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). *Official Journal*, L, 135–140.
- Vaccari D. A., Powers S. M. and Liu X. (2019). Demand-driven model for global phosphate rock suggests paths for phosphorus sustainability. *Environmental Science and Technology*, 53(17), 10417–10425, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02464>
- Wang D., Tooker N. B., Srinivasan V., Li G., Fernandez L. A., Schauer P., Menniti A., Maher C., Bott C. B. and Dombrowski P. (2019). Side-stream enhanced biological phosphorus removal (S2EBPR) process improves system performance-A full-scale comparative study. *Water Research*, 167, 115109, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115109>
- Wilsenach J. and van Loosdrecht M. (2003). Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 48(1), 103–110, <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0027>
- Wong T. H. and Brown R. R. (2009). The water sensitive city: principles for practice. *Water Science and Technology*, 60(3), 673–682, <https://doi.org/10.2166/wst.2009.436>
- Xia Y., Zhang M., Tsang D. C. W., Geng N., Lu D., Zhu L., Igalavithana A. D., Dissanayake P. D., Rinklebe J., Yang X. and Ok Y. S. (2020). Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorus from agricultural runoff: current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry*, 63(1), 8, <https://doi.org/10.1186/s13765-020-0493-6>
- Xu T. and Flapper J. (2009). Energy use and implications for efficiency strategies in global fluid-milk processing industry. *Energy Policy*, 37(12), 5334–5341, <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.07.056>
- Xue X., Hawkins T. R., Schoen M. E., Garland J. and Ashbolt N. J. (2016). Comparing the life-cycle energy consumption, global warming and eutrophication potentials of several water and waste service options. *Water*, 8(4), 154.
- Yuan Z., Pratt S. and Batstone D. J. (2012). Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 878–883, <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.08.001>
- Zevenbergen C., Fu D. and Pathirana A. (2018). *Sponge Cities: Emerging Approaches, Challenges and Opportunities*. MDPI, Basel, Switzerland.

第九章 光生物系统的脱碳潜力

Lara Méndez^{1,2}, Cristian A. ^{1,2}, Sepúlveda-Muñoz^{1,2}, María del Rosario Rodero^{1,2}, Ignacio de Godos^{1,2} and Raúl Muñoz^{1,2*}

¹Institute of Sustainable Processes, University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n., Valladolid 47011, Spain

²Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n., Valladolid 47011, Spain

*Correspondence: mutora@iq.uva.es

9.1 引言

当今社会致力于缓解气候变化的影响，其中与污水处理（WWT）行业相关的温室气体排放（GHG）需要减少。在此背景下，通过使用光合微生物搭建污水处理平台，结合厌氧消化和沼气提质技术来生产生物能源，可以实现显著的碳减排。与传统的污水处理技术相比，微藻或紫色光合细菌（PPB）等微生物能够实现具有成本效益的污水处理，同时降低能耗（与此相关的间接 CO₂ 排放减少）、加强养分回收，并且将污染物氧化过程产生的 CO₂ 进行原位同化。PPB 基于其高生长速率、吸收红外辐射的能力以及对高盐和低温的耐受性，在构建高浓度污水的生物处理平台方面具有良好前景。此外，藻-菌共生系统支持复杂的交互反应，有助于持续地吸收多种污水中的碳和营养物质。污水处理期间微生物光合作用生产的生物质可以进一步被定义为增值产品，包括沼气。在这方面，基于 PPB 和微藻捕获、利用 CO₂ 以及使用 H₂S 作为电子供体的能力，可以将沼气提质生产生物甲烷的工艺整合到光合污水处理方案中，这可以实现污水处理的进一步脱碳。最后，光生物反应器的设计提高了光生物系统的生物降解潜力，同时降低了它们的能源需求，其最新进展将在本章中进行批判性讨论。

以化石燃料燃烧产生的二氧化碳（CO₂）为主的温室气体（GHG）排放，自工业革命开始有所增加，自 1950 年以来导致更高的发病率。温室气体在大气中的积累对环境和气候变化造成了有害影响。欧盟委员会的最近目标是 2030 年的温室气体排放量比 1990 年的至少减少 55%。因此，迫切需要限制所有温室气体

排放, 并通过推动和实施创新的可持续生产和废物管理技术, 深入促进能源系统和所有工业脱碳(Qiao et al., 2020)。

在污水处理领域, 实施基于光合微生物结合厌氧消化(AD)系统的新技术, 已被证实在污水生物降解和能源生产方面具有成本效益(Fouilland et al., 2014; Maity et al., 2014; Qiao et al., 2020)。这些技术不需要外部曝气, 从而显著降低了污水处理的能源需求和 CO₂ 排放量。微藻能够同化多种污染物, 例如污水中的氮化合物和磷酸盐, 或废气中的 CO₂, 并通过光合作用产生氧气和生物质。与传统的污水处理技术相比, 微藻处理系统的应用可以减少直接和间接的 CO₂ 排放, 降低能耗和成本, 并促进养分回收。此外, 回收的微藻生物质可以进一步转化为其他增值化合物, 如生物肥料或用作生物燃料的基质, 即生物柴油, 这一过程可被定义为生物精炼和循环经济的概念。同样地, 紫色光合细菌(PPB)系统已成为一种新兴且具有前景的污染物去除平台, 它可以作为独立的技术或与其他技术结合使用, 如构建藻-菌共生系统。基于 PPB 的系统可以利用有机物和来自太阳光的红外辐射作为能源。据报道, 这些微生物对于高盐度或毒性水环境具有耐受性, 并可以对有机物和养分进行高速同化(Batstone et al., 2015; Hülsen et al., 2014)。

这些光合平台可以与厌氧消化集成。厌氧消化是在无氧条件下由共生微生物群落驱动的生物过程, 其中可生物降解的有机物被生物转化为沼气, 留存在消化物中的营养物质被矿化。事实上, 厌氧消化系统可以处理多种有机残留物, 这些残留物被用作沼气生产的原料(Čater et al., 2015; González-Fernández et al., 2008; Mendez et al., 2014a; Nkemka & Murto, 2013; Rani et al., 2012)。通常沼气是由 CH₄、CO₂ 以及较低浓度的 H₂S、O₂ 或 N₂ 等其他成分组成的气体混合物。沼气可用于可再生的热电联产, 或通过去除沼气杂质升级为生物甲烷。因此, 生物甲烷是原始沼气的一种纯化形式, 可以注入天然气管网或用作车辆燃料替代品。根据大多数生物甲烷标准, 在沼气升级过程中需要去除 CO₂、H₂O、H₂S 和其他杂质。基于此, 沼气升级工艺可以和微藻或 PPB 的污水处理系统集成, 从而发挥这些光合生物利用消化物中的营养物质固定气态 CO₂ 的能力(López et al., 2013)。例如, 微藻通过光合作用将 CO₂ 固定为有机碳, 同时产生氧气; 产生的 O₂ 可被硫化细菌用于去除沼气中的 H₂S(Muñoz et al., 2015)。

所谓的消化物, 即厌氧消化过程的液态流出物, 其中富含磷和氮。这种事先

固液分离的消化液，可用作微藻池中的培养基，以生产藻类生物质，该生物质可进一步用作生物刺激剂或生物肥料的生产原料。这最终将减少沼渣沼液管理的能源需求和 CO₂ 足迹(Guilayn et al., 2020)。

总体而言，污水处理期间光合系统较低的能源需求、以消化液为培养基的光生物反应器对沼气升级过程的集成潜力、以及有机物矿化过程中对 CO₂ 的固有捕获，都为高辐射、中等温度地区的污水处理脱碳和提高养分回收创造了新机会。

9.2 基于光合作用的污水处理

9.2.1 微藻

人类活动导致了污水中各种各样的污染物，这些污染物来自生活、牲畜、农业及工业等各领域。传统上，采用物理、化学和生物工艺等对这些污水进行处理，例如过滤、沉淀、化学品添加、好养活性污泥处理和厌氧消化等(Englande et al., 2015)。然而，尽管常规的污水处理装置能够在降低污水中的碳、氮和磷浓度方面取得令人满意的效果，但仍存在高能耗、高碳足迹、低养分回收率和造成负面环境影响等问题(Posadas et al., 2017a)。

微藻技术是一项环保工艺，对环境影响低，同时相较于传统的污水处理技术降低了运营成本。基于微藻的污水处理由支持光合 CO₂ 固定的光合自养微生物发挥作用。这些微生物利用 H₂O 作为电子供体，通过光驱动的氧化还原反应将光能转化为化学能（生物质）。该过程促使 CO₂ 和营养物质以藻类生物质的形式被同化，同时产生副产物氧气；细菌可以利用释放出的 O₂ 将有机物氧化成 CO₂，并将铵盐氧化成硝酸盐/亚硝酸盐(Masojidek et al., 2013; Rochaix 2016)。因此，藻-菌共生生物工艺的运营成本低于传统的活性污泥处理系统（图 9.1），在污水处理方面具有可持续性的优势(Barreiro-Vescovo et al., 2020; Posadas et al., 2017a)。上述过程中光合作用释放的氧气可以替代机械曝气，用于微藻生长，从而提高养分回收率，并减少 CO₂（直接和间接）排放总量。所谓的“微藻”是光合自养微生物，包括真核微藻和原核蓝绿藻或蓝藻(Singh & Dhar, 2019)，它们具有异养和自养代谢的特点。

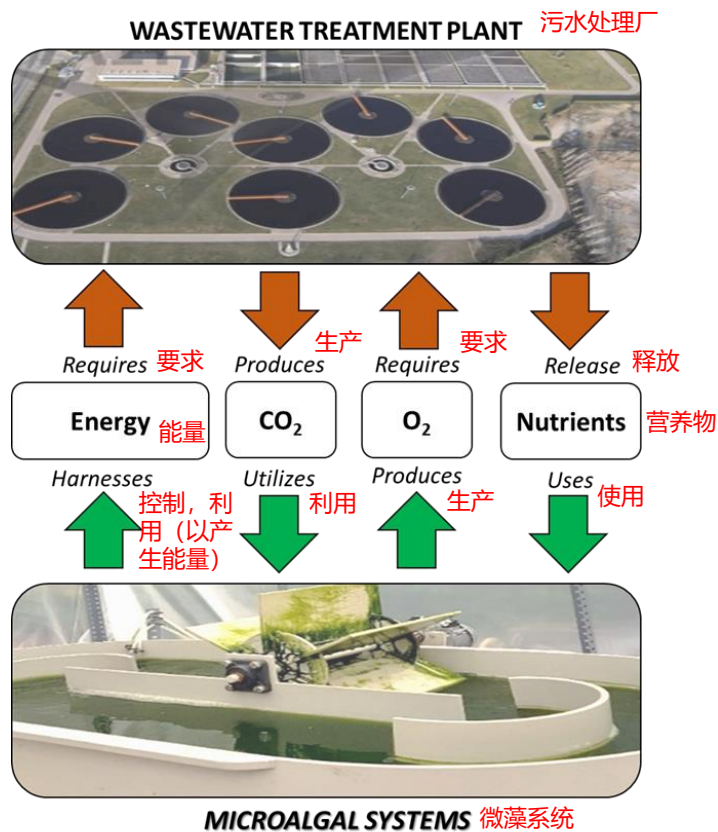


图 9.1 污水处理厂微生物好氧处理与微藻系统协同作用的示意图

通常由陆生植物进行生物 CO₂ 固定，它们只能去除 3-6% 的 CO₂。对比来看，微藻的简单细胞结构和快速生长使得它们具有更强的光合作用和 CO₂ 固定效率，能够将 CO₂ 固定率提高 10-50 倍(Cuellar-Bermudez et al., 2015; Iasimone et al., 2017)。典型的微藻生物质碳含量，平均为干重的 50%，每生产 1 千克微藻需要 1.8 千克 CO₂(Curtis 2010; Molazadeh et al., 2019; Posadas et al., 2017a; Schediwy et al., 2019)。藻类的最佳生长需要培养液中的几种元素，主要是 C/N/P，其化学计量比及藻类生物质组成中的化学计量比，由 Redfield 比 (106:16:1 C/N/P) 决定。大多数污水的 C/N/P 计量比低于微藻生长所需的比例，存在碳源限制，从而阻碍生物量增长和养分回收(Toledo-Cervantes et al., 2018)。因此，补充外部碳源是维持微藻活跃生长的常见策略。这种外部的 CO₂ 可以从发电厂烟气、工业废气或沼气等排放源中获得。通过细气泡扩散器将载有 CO₂ 的气流直接注入微藻培养基中，可增加 CO₂ 传质，提高培养基中无机碳的浓度，进而提高微藻的生物质生产力(Rezvani et al., 2016; Toledo-Cervantes et al., 2018)。

微藻的生长受环境条件控制。决定污水中微藻生长的最重要因素是养分浓度、

pH、碱度、光照和温度。培养液的 pH 值高度依赖于光合活性、碱度和微生物呼吸作用(Posadas et al., 2017a)。由于微藻从培养液中吸收 CO₂，因此光合活性会提高 pH 值。pH 值最高可以达到 11，这将抑制微藻的生长，而 7-8 的 pH 范围被认为是微藻生长的最佳范围。pH 值还可以改变培养液中可用营养物质的平衡，并影响 CO₂ 气液传质。方程 (9.1) 显示了水介质中的碳分布与 pH 值的函数关系：



微藻生长的无机碳优选形态因物种而异。许多物种能够同时利用 CO₂ 和 HCO₃⁻，而其他一些物种仅能够利用其中的一种碳(Markou et al., 2014)。而由于微藻培养液的 pH 值范围为 6.5-10，因此 HCO₃⁻是大多数光生物反应器中无机碳的主要存在形态(Canon-Rubio et al., 2016; Chi et al., 2011)。

此外，碱度对于无机碳形态具有重要作用，并控制着 CO₂ 通入培养液的气液传质速率。沼气等气流中存在的 CO₂ 被吸收到微藻培养液中，并与 OH⁻ 和 H₂O 反应生成 CO₃²⁻-HCO₃⁻，从而增加总溶解无机碳 (DIC) (Canon-Rubio et al., 2016; Markou et al., 2014)。因此，外部补充的 CO₂ 不仅能够调节 pH，而且增加了溶解无机碳的可用性(Choi et al., 2019; Posadas et al., 2015a, 2017a)。

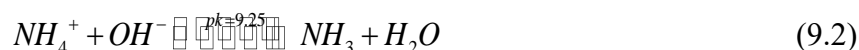
大多数用于污水处理的生物技术还可以提取污水中的氮和磷。文献中一致报道了微藻对污水中无机氮和磷的生物提取潜力，以及微藻去除微量有机微污染物和重金属的能力(González et al., 2008; Ji et al., 2013; López-Serna et al., 2019; Mendez et al., 2016; Whitton et al., 2015; Yang et al., 2015)。与传统的硝化-反硝化（例如 1.5 kWh kg N_{removed}⁻¹）或磷酸盐沉淀过程相比，微藻同化营养物质的能耗和 CO₂ 排放显著降低。表 9.1 总结了对不同污水进行植物除污的研究。

表 9.1 基于微藻生物降解的污水处理研究汇总

污水种类	微藻类	反应器	去除效率	参考文献
猪粪便	Oocystis sp., Microspora sp., Nitzschia sp., Chlorella sp., Chlamydomonas sp., Protoderma sp.	高速藻池 HRAP	COD: 76%; TKN: 83%; P: 10%	de Godos et al. (2009)
养猪污水+ 养鱼污水	Tribonemaspp.; Chlorella zofingiensis	光生物反应器(1L)	TN: 86.4%; TP: 84.7%	Cheng et al. (2020)
城市污水	Nitzschia spp. Gomphonema	流动藻池	N: 2.52 g m ⁻² d ⁻¹ ;	Marella et

污水种类	微藻类	反应器	去除效率	参考文献
	parvulum, Cyclotella meninghiana, Melosira varians, Oscillatoria sp., Phormidium sp.	AFW	P: 1.25 g m ⁻² d ⁻¹	al. (2019)
厌氧化养牛污水	Scenedesmus obliquus	VAPs 垂直肺泡板光生物反应器	COD: 61%; NH ₄ ⁺ : 96%; PO ₄ ³⁻ : 70%	de Mendonça et al. (2018)
家庭污水	活性污泥 + 小球藻	光生物反应器(1L)	TN: 97.58%; (45%的 N-NH ₄ ⁺ 从空气中逃逸)	Leong et al. (2018)
城市污水	<i>Chlorella sp.</i> IM-01	-	NH ₃ : 98.4%; NO ₃ ⁻ : 97.8%; TP: 89.39%	Kiran et al. (2014)
猪场泥浆	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus obliquus</i> , <i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	光生物反应器(1L)	NH ₄ ⁺ : 99% (N 吸收: 64.3%); PO ₄ ³⁻ : 82% (夏季)	Molinuevo-Salces et al. (2016)
家庭污水	活性污泥+ <i>Scenedesmus sp.</i>	HRAP	COD: 84%; TN: 79%; TP: 57%	Posadas et al. (2015a)
城市污水	<i>Chlorella vulgaris</i>	光生物反应器(5L)	COD: 76.5%; N-NH ₃ : 91.5%	Arun et al. (2017)

氮和磷也是微藻培养的必需营养元素，二者（磷在较小程度上）都是藻类生长的限制因素(Curtis, 2010)。氮大约占藻类成分的 5-10%(Markou et al., 2014)，磷约占 1%(Solovchenko et al., 2016)。氮浓度显著影响着微藻的构成。培养液中可用氮源的限制意味着将使用细胞内的氮来执行代谢功能(Pancha et al., 2014)。然而，高浓度的氮会导致抑制作用(He et al., 2013)。同样，pH 也调节 NH₄⁺/NH₃ 的浓度平衡，如公式 (9.2) 所示：



据报道，在 N-NH₄⁺浓度大于 100mg/L 和 pH >8 时，NH₄⁺会抑制某些微藻物种的光合活性。这是因为 NH₃ 浓度过高将表现出毒性，对微藻生长具有高度抑制作用(Abeliovich & Azov, 1976; Posadas et al., 2014)。此外，在高 pH 条件下，开放式光生物反应器中发生 NH₃ 逃逸。尽管可溶于水，但 NH₃ 是一种高挥发性化合物，尤其是在高 pH 条件下，可能导致 N-NH₃ 挥发损失。这一点在污水处理的

机械曝气过程中尤其需要关注(Cai et al., 2013; Jamieson et al., 2003; Mendez et al., 2016), 因为 NH_3 是 N_2O 的前体物, NH_3 逃逸将增加污水处理厂的整体 CO_2 足迹。此外, 硝化-反硝化过程可以在藻-菌共生系统中进行, 通过将 N-NH_4^+ 氧化为 N-NO_2^- 和 N-NO_3^- 来去除氮, 并将它们进一步转化为 N_2 (García et al., 2017)。这些工艺在处理高浓度 NH_4^+ 污水时尤为重要, 例如浓缩污水或牲畜养殖污水, 其中的 N-NH_4^+ 浓度分别可达到 800 和 3000 mg/L(Molinuevo-Salces et al., 2012; Morales-Amaral et al., 2015; Posadas et al., 2013)。这些污水可以经稀释后给藻类生长提供非常适合的 NH_4^+ 浓度, 或以低负荷供应以避免污水处理期间发生微藻生长抑制。

生物磷同化速率受温度、pH 或离子可获得性 (K^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+}) 等因素的控制, 这些因素会影响磷酸盐向细胞内的转运(Cembella et al., 1982; Correll 1998)。微藻可以通过多磷酸盐合成的“奢侈吸收”机制积累过量的磷(Eixler et al., 2006), 这是一种在营养源受限时可用的磷化学物质。此外, 当 PO_4^{3-} 与污水中存在的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 结合时, 污水中的磷可以通过生成鸟粪石或羟磷灰石沉淀而被去除(De-Bashan & Bashan, 2004; Mendez et al., 2016; Posadas et al., 2017a)。

最后, 应该强调的是, 污水处理期间的微藻培养对污水污染物的生物降解具有成本效益, 同时产生有价值的生物质。微藻是各种高价值产品的潜在来源, 适用于化妆品、保健品和药品等不同生物技术领域的产品开发(Chu, 2012)。然而, 当污水作为水源和营养源时, 所产生的藻-菌生物量的应用潜力受到污水中各种污染物或病原体固有风险的限制。在这种情况下, 从污水生产的藻-菌生物质只可用于生产低附加值产品, 如水产养殖饲料、生物肥料、生物活性物质或可再生生物燃料(如沼气)等的原料(Mohd Udaiyappan et al., 2017; Singh & Dhar, 2019; Whitton et al., 2015)。

9.2.2 紫色光合细菌

紫色光合细菌 (PPB) 是由紫色硫细菌 (PSB) 和紫色非硫细菌 (PNSB) 组成的多样化细菌群(Capson-Tojo et al., 2020), 它们的区别主要在于分别能够耐受高浓度和低浓度的硫化氢 (H_2S)。PPB 是光养生物, 能够通过无氧光合作用从太阳辐射中获取能量, 同时固定 CO_2 并将其转化为细胞材料, 这使得它们具备减少

污水处理中 CO₂ 足迹的能力(Capson-Tojo et al., 2020)。该过程是在这些微生物中的色素作用下进行的,其中大多数属于细菌叶绿素和类胡萝卜素。PPB 主要合成类胡萝卜素,如螺旋黄质、视紫红质、球形烯和番茄红素(Hunter et al., 2009)。此外,PPB 表现出非常多功能的新陈代谢,能够在自养、异养和混合营养模式下生长(Sepúlveda-Muñoz et al., 2020a),这使得它们能够适应不同环境。PPB 主要存在于土壤、天然水体和污水等环境中。此外,PPB 在极端环境条件下也可生存,例如高盐度、高 pH 值和低温等(Hülse et al., 2016a, 2019)。因此,一直有报道称,PPB 对污水处理是有效的,它们在合成高附加值产品的同时表现出巨大的碳和养分回收潜力(Lu et al., 2019b)。总体而言,PPB 代表了一组具备良好前景但尚未开发的微生物,它们通过吸收太阳辐射进行污水处理,同时产生较低的 CO₂ 足迹。

PPB 在微生物中表现出最大的代谢多样性(Larimer et al., 2004)。具体而言,PPB 可以在厌氧条件下以光异养和光自养的方式生长,并能在耗氧条件下以化能异养和化能自养方式生长(图 9.2)。在光养模式下,PPB 生长的能量主要来自光能(太阳辐射);而在化养模式下,能量来自有机物的降解。环境条件或培养基决定了 PPB 的新陈代谢,它们甚至可以在混合营养模式下同时利用光能和有机底物进行生长。在光能存在的厌氧条件下,光养生长方式占主导,通过无氧光合作用和光磷酸化三磷酸腺苷(ATP)的生物合成产生能量。在这一点上应强调的是,ATP 是 PPB 用来储存能量并用于不同代谢过程的主要分子。另一方面,在有氧和无光条件下,主要的代谢将是化能营养型的,因为氧气的存在会抑制细菌叶绿素的合成并影响 PPB 的光合能力(Izu et al., 2001)。然而,有氧条件有利于 ATP 合成的氧化磷酸化(Lu et al., 2011)。在有氧条件下,PPB 以氧气为电子受体,从消耗 NADH(有机物降解合成的分子)产生的质子动力中获取能量。

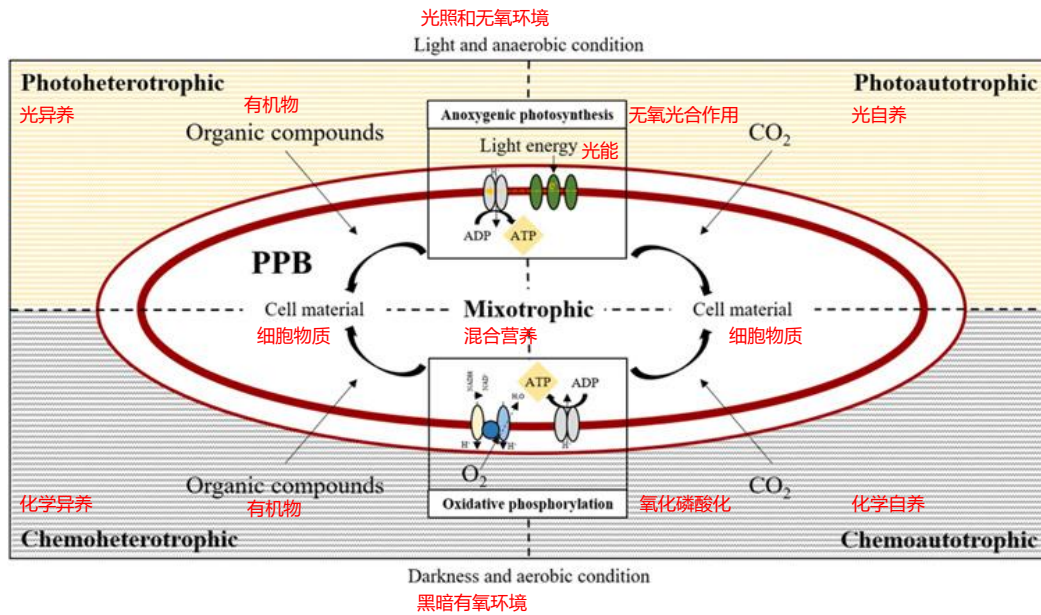


图 9.2 PPB 简化代谢图—以沼泽红假单胞菌为例

PPB 可以在自养模式下利用 CO_2 或异养模式下利用有机物作为碳源。事实上, PPB 能够利用不同碳源进行代谢, 是因为它们具有很强的代谢适应性。例如, PPB 可以采用三羧酸循环、Embden-Meyerhof 途径、磷酸戊糖途径或脂肪酸代谢等多种代谢途径(Lu et al., 2019b), 通过光异养代谢(Larimer et al., 2004)将一些碳水化合物、脂肪酸和醇的小分子作为碳源。同样地, PPB 可以通过 Calvin-Benson-Bassham 循环固定 CO_2 , 这在一定程度上有助于实现污水处理的脱碳(Lo et al., 2018)。例如, 沼泽红假单胞菌 (*R. palustris*) 存在能将碳再利用的有效代谢, 它能够利用分解代谢产生的 CO_2 并将其固定以合成生物质(Navid et al., 2019)。另一方面, PPB 可以在光异养模式下使用 CO_2 作为电子受体。PPB 可以代谢所有形式的无机氮, 如 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- , 并固定大气中的 N_2 (Sepúlveda-Muñoz et al., 2020b)和含氮有机物(如氨基酸或蛋白质)。PPB 在化能自养模式下可以使用 NH_3 作为电子供体, 在化能异养模式下使用 NO_3^- 作为电子受体。

鉴于 PPB 具备同化大多数类型的碳和氮的这种固有能力和伴随着高生物质产量, 人们对使用基于 PPB 的污水处理系统(Capson-Tojo et al., 2020)作为厌氧消化或活性污泥等传统生物处理的替代方案产生了极大兴趣, 而传统生物处理方案中大部分碳和氮被释放到大气中。由于污水环境中硫化氢的浓度较低, 其中的 *R. palustris*、*R. sphaeroides* 和 *R. capsulatus* 等 PNSB 被研究所报道。PPB 的污水处理能力已在生活污水(Hülßen et al., 2014)和高能耗污水处理中得到证实, 例

如猪场污水(García et al., 2019; Sepúlveda-Muñoz et al., 2020a)或家禽污水(Hülßen et al., 2018)。碳、氮和其他污染物的去除率很高,超过了 90% (表 9.2)。此外,据报道由于对 CO₂、H₂S 和有机物具有高去除效率,PPB 处理系统已被提倡用作协同沼气升级与污水处理的平台(Marín et al., 2019b)。

表 9.2 紫色光合菌批量光生物反应器处理污水的研究进展

污水类型	污染物浓度(mg/L)	反应器类型 容量(L)	PPB 主要菌株	污染物去除率		参考文献
				C(%)	N(%)	
家庭污水	TCOD: 430 TN: 43	PAnMBR 2 L	混合菌株 (非特异性)	95	86	Dalaci et al. (2020)
合成污水	TCOD: 349	PAnMBR	<i>R. palustris</i> <i>Rhodospirillaceae</i>	88	97	de las Heras et al. (2020)
养猪污水	TOC: 15775– 1131 TN: 5028–366	批式 PBR 0.5 L	<i>Rhodopseudomonas</i>	75	39	Sepúlveda- Muñoz et al. (2020b)
啤酒厂 污水	COD: 2200– 3200 NH ₄ ⁺ : 50– 70	MBR 系统 200 L	混合菌株	99	-	Lu et al. (2019a)
富含 VFA 的 食品工 业废水	COD: 5122 TN: 298	批式 PBR 0.8 L	<i>R. palustris</i>	89	91	Liu et al. (2019)
含盐生 活污水	TCOD: 418 TN: 12	PAnMBR 2 L	混合菌株	86	62	Hülßen et al. (2019)
养猪污 水	TOC: 574 TN: 166	开放式 PBR 3 L	<i>Rhodoplanes</i>	87	83	García et al. (2019)
生活污 水	TCOD: 370–540 TN: 48–56	PAnMBR 2 L	混合菌株 (非特异性)	93	91	Dalaci et al. (2019)
养猪污 水	TOC: 1989– 10318 TN: 563–2209	批式 PBR 0.4 L	混合菌株 (非特异性)	78	13	Marín et al. (2019b)

污水类型	污染物浓度(mg/L)	反应器类型 容量(L)	PPB 主要菌株	污染物去除率		参考文献
				C(%)	N(%)	
家禽加工污水	TCOD: 4000 TKN: 200	PAnMBR 2 L	混合菌株 (非特异性)	92	64	Hülßen et al. (2018)
啤酒厂污水	COD: 3300	MBR 系统 10 mL	混合菌株 (非特异性)	96	-	Yang et al. (2018)
厌氧消化后养猪场污水	COD: 4792 NH ₄ ⁺ -N: 913	批式 PBR 0.2 L	<i>Rhodobacter</i> <i>Blasticus</i> 和 <i>R. capsulatus</i>	83	-	Wen et al. (2016)
酸性食品工业废水	COD: 3350 TN: 200	PBR 0.8 L	<i>R. palustris</i>	90	92	Liu et al. (2016)
合成糖污水	COD: 6000 NH ₄ ⁺ -N: 400	PBR	<i>Rhodopseudomonas</i>	95	-	Zhou et al. (2015)
啤酒厂污水	COD: 8000– 10000 TN: 1	批式 PBR 0.6 L	<i>R. Sphaeroides</i>	94	-	Lu et al. (2013)

最后，污水处理系统中 PPB 产生的生物质富含附加值化合物，如色素（细菌叶绿素和类胡萝卜素）和其他分子，如辅酶 Q10、单细胞蛋白、营养素、聚羟基链烷酸酯、泛酸和 5-氨基乙酰丙酸（5-ALA）(Capson-Tojo et al., 2020; Lu et al., 2019b)。在开展循环经济和采用生物提炼法进行污水处理的背景下，这些分子可以从 PPB 生物质中被提取。

9.2.3 用于污水处理和资源回收的光生物反应器

9.2.3.1 微藻反应器

用于微藻培养的光生物反应器通常根据与大气的接触情况分为开放式和封闭式。开放式光生物反应器具有较低的运营和投资成本，并且易于扩大处理容量。研究报告指出开放式光生物反应器的主要缺点是存在微生物污染和水分流失的风险(Acién et al., 2013)，这在污水处理期间并不是关键问题。因此，在工业规模

应用中开放系统被认为是最具市场潜力的。另一方面，封闭式系统仅在实验室和中试规模进行了污水处理测试。这些封闭式的藻类培养系统可提供大面积的辐照和更好的环境控制（低污染风险、温度控制等），但能耗和材料成本明显高于同等规模的开放式系统(Acién et al., 2017; Ibrahim et al., 2020)。

微藻反应器中的污水处理效果取决于：（1）微藻的光合活性，它直接依赖于光生物反应器中的有效辐射，并将促进氧化作用和养分吸收；（2）非生物机制，例如 NH_3 逃逸和磷酸盐沉淀，最终导致排放物中的氮和磷浓度降低。这两个因素都受到光生物反应器的配置和操作模式的影响。

9.2.3.1.1 开放式系统

用于污水处理的开放式藻类培养系统最初是由 Oswald 及其同事在 20 世纪 50 年代和 60 年代开发的(Oswald, 1978)。浅混合塘深度在 0.20~0.40 m，具有简单或多通道的蜿蜒结构，能够接收投向藻类培养液的大量辐射（图 9.3）。这种光生物反应器具有一种新型构造，是基于一种宽阔但微生物只能在其表面生长的稳定塘改进而来(Spellman & Drinan, 2014)。因此，3~10 天的较短水力停留时间(HRT)可以在开放式系统中实现；而通过混合桨轮的连续搅动可实现更高的藻类生物量生产，并为培养池提供完全的好氧条件。在一天的正午，阳光垂直照射到培养基的表面，从而提高了一天的处理能力。事实上，研究指出在有利的环境条件和适中的负载率下，通常会发生氧过饱和的情况(Arbib et al., 2017; Hamouri, 2009)。已有在用于污水处理的开放池塘中对生物质进行收割的实践，包括在固定塘、沉降池、薄板沉降池或 DAF 单元（溶解氧浮选）中进行收割(Craggs et al., 2012; de Godos et al., 2016)。

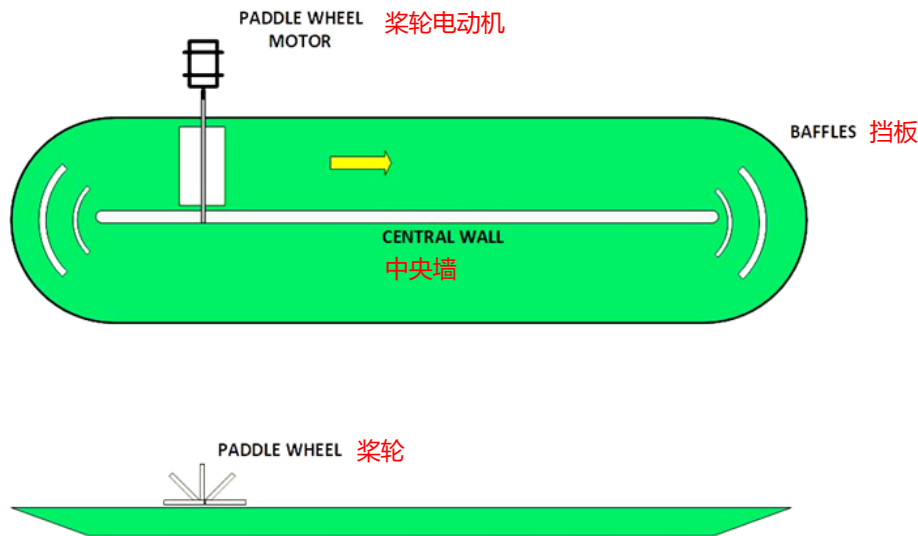


图 9.3 跑道式光生物反应器示意图

开放的跑道式系统很容易在由墙壁或土坡分隔的水平表面上建造起来 (Craggs et al., 2012)。Oswald 及其同事设计的原始系统于 20 世纪 70 年代和 80 年代被用于处理实际规模的城市污水。加利福尼亚州的 St. Helena 和 Hollister 污水处理厂多年来一直在运营 2 公顷和 5 公顷的开放式跑道处理系统 (Park et al., 2013)。这些示范单元与兼性池、成熟池结合建造，以优化工艺。随后的研究将不同的管道反应器（也称为高速藻池）集成到生活污水处理厂中。开放式藻池之前通常设有预处理装置（主要是初级沉降器），以去除悬浮物质 (Craggs et al., 2012; Hamouri et al., 2003)。其他示范装置是对厌氧处理后的污水进行处理 (Hamouri, 2009; Hamouri et al., 2003)。最近，欧洲的一个示范项目（ALLGAS）以城市污水为藻类培养基，通过将污水的厌氧预处理和基于藻类生物质的沼气生产相结合，实现了能量净收益 (de Godos et al., 2017)。一个占地面积达 3.6 公顷的项目，生产甲烷形式的生物能源，并用作车辆燃料，使得能源投资回报率达到 2 (www.all-gas.eu)。近期针对该项目的技术—经济评估表明，项目实施后生活污水处理成本从 $0.22 \text{ \$ m}^{-3}$ 降低至 $0.15 \text{ \$ m}^{-3}$ ，能源需求减少 4 倍，从而显著减少间接 CO_2 排放 (Ación et al., 2017)。

研究者还评估了开放系统在处理牲畜、工业、农工业废水方面的潜力 (Mulbry et al., 2010, 2005; Olguín et al., 2007)。在一个处理猪场和牛场污水的案例中，通过稀释降低培养基的浊度，并减弱由于牲畜污水中氨含量升高而对藻类生长产生的抑制作用 (Godos et al., 2010)。稀释前通常有固体分离单元，例如过滤筛、沉降

器和混凝-絮凝单元(Barlow et al., 1975; González-Fernández et al., 2010)。然而,最近的研究表明,使用经选择和驯化的微藻物种对不经稀释的厌氧消化猪粪进行处理是可行的(Ayre et al., 2017)。在稀释的养牛污水中生长的藻类,最近被研究用作动物饲料的蛋白质和 HUFA(高度不饱和脂肪酸)生产原料(Murry et al., 2019)。

9.2.3.1.2 封闭式生物反应器

封闭式光生物反应器不允许与大气直接进行气体交换,并且具有许多优点,例如有限的物种污染和蒸发、更小的占地面积以及更高的气液传质速率(Karemore et al., 2016),从而增加了 CO₂ 捕获。可用于商业化的藻类生产和污水处理的三种封闭式反应器包括:气泡柱、管式反应器和板式反应器。

气泡柱光生物反应器由甲基丙烯酸酯或玻璃连续曝气混合制成的透明圆柱体组成。由于它们的垂直结构,细胞在一天的正午时分捕获的阳光最少。这些装置的尺寸有限,高度只能达到几米。因此,没有使用气泡柱装置进行大规模污水处理的实践被报道。但是,微藻培养在新工艺中的整合,如同时生产生物分子和进行污水处理(Kalra et al., 2020),或者通过膜过滤回收生物量,已在气泡柱光生物反应器中进行了研究(Syahirah et al., 2020)。

管式光生物反应器由透明管道制成,提供连续的液体循环(通过离心泵或气升装置)以维持细胞悬浮,并使得光照辐射能够到达藻类培养基的各个区域。当前用于生物质生产的不同管式反应器配置被开发出来,包括:双平面管状反应器、近水平管状反应器、螺旋泡反应器和 α -管状光生物反应器(Molina-Grima et al., 2010)。太阳能集热管的排列方式决定了藻类细胞能够接收到辐射的表面大小及光的多少。与跑道式反应器相比,高昂的建设和运营成本限制了这种复杂系统在污水处理中的应用(Ibrahim et al., 2020)。在这种情况下, de Godos 等人(2017)比较了管式反应器与跑道式系统的性能,他们发现在封闭单元中虽然实现了很高的养分去除率(N和P为98%),但是在运行30天后,由于生物淤积藻类培养基发生功能瘫痪。

板式生物反应器是垂直的半透明板构造,两侧装有培养液并接收光照,培养液一般通过连续曝气进行混合。最初的设计使用与橡胶连接的玻璃板,这使得系统成本高昂,难以扩大规模(Samson & Leduy, 1985)。研究者也提出将塑料袋安装在金属架内以降低安装成本(Tredici & Materassi, 1992)。与气泡柱和管状光生物

反应器类似,在大模板式反应器上使用残留污水作为培养基的经验尚未见报道。Ruiz 等人(2012)研究了实验室规模的板式光生物反应器从二次污水中去除营养物的性能,氮和磷的去除率分别达到 89%和 84%。

9.2.3.2 紫色光合细菌

用于污水处理的 PPB 光生物反应器是一项新兴技术。大多数报道的经验是利用人工红外照明在封闭的光生物反应器中进行分批培养(Budiman et al., 2014; Choorit et al., 2002; Madukasi & Zhang, 2010; Zhou et al., 2016)。在实验室控制条件下,PPB 光生物反应器已被成功用于处理生活、农业和工业废水 (Puyol et al., 2020)。两种主要的光生物反应器配置已被用于污水的连续处理,包括垂直系统和水平系统。

垂直系统类似于板式光生物反应器,由两个相对放置的面板组成,其中包含 PPB 培养液。狭窄的光路(面板之间的距离较小)保证了 PPB 细胞的有效曝光。大多数报道的垂直系统的处理实践,包括用于生物质分离的膜: MBR(膜生物反应器)或 PAnMBR(光厌氧膜生物反应器)(Hülßen et al., 2018)(图 9.4)。生物质分离实现了生物质浓缩,并缩短水力停留时间至 8-24 小时,而固体停留时间可以保持在 2-20 天。MBR 实现了有机物和养分的高去除率,总 COD 88%-99%,氮 77%-92%,磷 77-98%(Hülßen et al., 2016b, 2018); Nagadomi 等人(2000)在陶瓷支架中使用带有固定细胞的平板,也取得了与此相当的处理性能。然而,不同的照明条件得到的去除效果也存在差异。基于此,虽然一些研究者只采用了强度在 45-133 W/m² 的红外辐射光循环,但其他研究中已经使用了全波段光谱(可见光和红外光)(Puyol et al., 2020)。已被应用的多种光源包括: IR-LED、白炽灯泡,以及带或不带可见滤光片的荧光灯(Hiraishi et al., 1989; Hülßen et al., 2019)。

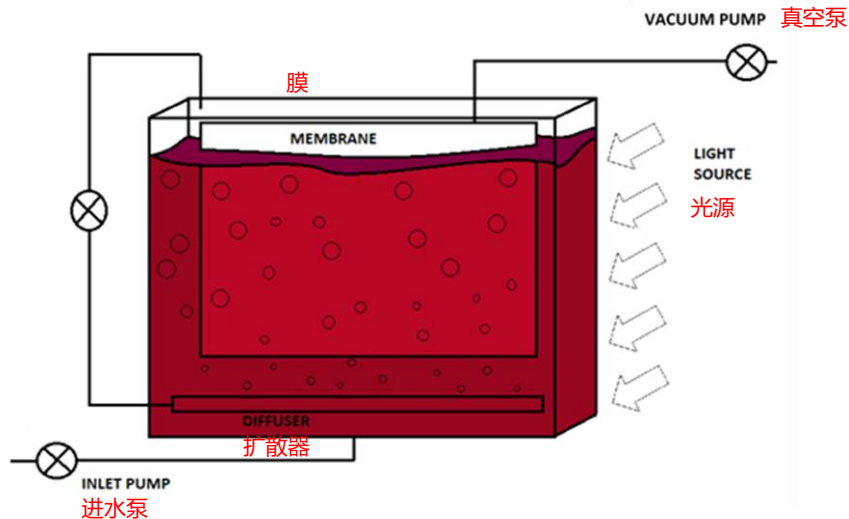


图 9.4 污水处理中用于紫色光合细菌培养的光厌氧膜生物反应器示意图

水平系统类似于用于藻类培养的跑道式光生物反应器。生物质分离和再循环可以综合起来，以控制生物反应器中的 PPB 浓度。在这方面，Sepúlveda-Muñoz 等人（2020a）比较了实验室规模下开放式和封闭式水平系统装置，在长期运行（超过一年）下处理猪场污水时均实现对氮、碳的持续去除。开放式系统比封闭式系统具有更好的有机碳、氮去除效果，这是由于开放式系统中氨挥发的非生物机制和好氧生物降解机制的共同作用。与垂直系统相比，水平光生物反应器很容易扩大规模，并且有一些在室外条件下应用大体量培养液的经验被报道。例如，里斯本新大学和 FCC Aqualia 公司采用容量为 19 m³的跑道式反应器对生活污水和糖蜜发酵污水进行处理，运行时间超过一年，在反应器的全部表面，安装了可见滤光片以阻碍微藻生长，并在操作过程中促进聚羟基烷酸酯的合成。

9.3 基于微藻和 PPB 的污水处理脱碳系统的沼气产量升级

近年来，循环生物经济已成为可持续和绿色工业生产的重要组成部分。这种方法侧重于通过串联生物质利用和回收来开发自然资源的所有潜力，同时确保自然资本得到保护(Rajesh Banu et al., 2020)。在此背景下，光合生物质的生物精炼被认为是一种有前景的方法，可以将藻类或 PPB 生物质转化为附加值产品、生物燃料和化学品。因此，来自污水处理或生物质源的残留物中的微藻或 PPB，例如来源于生产生物柴油的微藻脂质提取物(Uggetti et al., 2017)，可以用作厌氧消化过程的底物；反过来，这些厌氧消化污水中的大量营养和无机碳，可以被藻类

生长所用（图 9.5）。

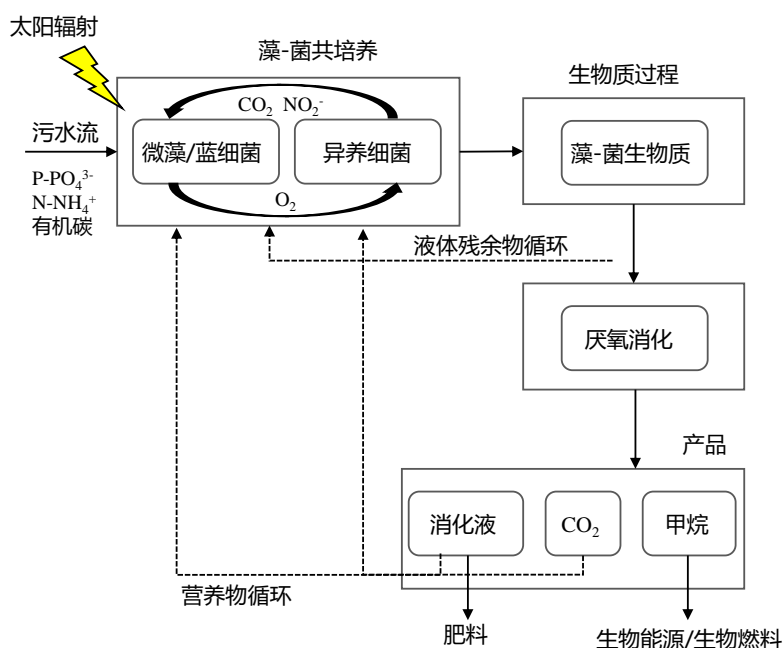


图 9.5 集成厌氧消化工艺的藻-菌共生污水处理系统

厌氧消化涉及一系列生物反应，其中复杂有机物的分解是在没有氧气、硝酸盐、亚硝酸盐或硫酸盐（通常用作电子受体）的情况下进行的。厌氧消化包含四个连续的步骤：水解、酸化、产乙酸和产甲烷。厌氧细菌、古细菌和真菌构成的复杂体系负责这一过程，最终产生沼气并将营养物质释放到厌氧环境的培养基中 (Choi et al., 2019; Sanz et al., 2017; Uggetti et al., 2017)。沼气是混合气体，主要包含 50-80% 的 CH₄ 和 15-50% 的 CO₂，以及其他浓度较低的化合物，如 H₂O、H₂S、NH₃、N₂ 和 O₂ 等。厌氧消化产生的甲烷，可在污水处理厂原位用作锅炉、气体发动机或涡轮机的燃料气，以产热和发电，从而减少污水处理厂的 CO₂ 总排放量。其他用途包括替代汽车发动机中使用的天然气或生物燃料，这需要先去除了沼气中的杂质，将 CH₄ 含量提高至 90% (Muñoz et al., 2015; Uggetti et al., 2017)。沼气升级有助于提高甲烷的热值，同时降低运输成本，并最大限度地减少某些污染物对管道、发动机和沼气储存装置的腐蚀 (Marín et al., 2019a)。

厌氧消化是一种成熟的技术，已经在以活性污泥为基础的污水处理厂中被应用，该技术用于处理从初级和次级处理过程中产生的污泥并获得沼气。而且，厌氧消化的多功能性允许从多种基质生产沼气，包括如农业残余物、动物粪便、能源作物等有机废物、微藻，甚至 PPB。因此，与其他生物燃料的生产相比，沼气

生产的技术复杂性和环境影响较小，不需要提取生物质的特定成分，从而提高了整个过程的效率。

真核微藻由半刚性结构或细胞壁组成，可以保护细胞免受物理、化学和生物制剂的侵害。微藻细胞壁的组成具有物种特异性，并且具有纤维素、半纤维素、果胶和糖蛋白等复杂结构，这使得细胞壁具有高度抗性结构(Gonzalez-Fernandez et al., 2017)。微藻细胞壁的组成和结构会妨碍厌氧消化的性能，从而影响潜在的甲烷产量。事实上，细胞壁由于其对微生物攻击的高顽固性和抵抗力，阻碍了大多数微藻物种的厌氧生物降解(Uggetti et al., 2017)。在这种情况下，文献中大多采用预处理来破坏微藻细胞，以提高沼气的最终产量(Gonzalez-Fernandez et al., 2017; Mahdy et al., 2014a, 2014b; Mendez et al., 2014b; Passos et al., 2014, 2015a)。然而，不同微藻种类由于其组成和结构特征的差异，需要针对性地选择最优预处理方法。预处理可分为化学法、热解法、机械法或生物法。热预处理需要利用热量来破坏和溶解有机物。多项研究一致证明了热预处理的效率，然而，对微藻的高温处理可能会导致形成顽固的化合物，最终抑制厌氧消化(Atelge et al., 2020; Carrère et al., 2016)。因此，应用热处理方法需要优化每种特定底物的操作条件。例如，Mendez 等人（2015）在 CSTR 反应器中以 *C. vulgaris* 为原料，以分批和半连续模式生产甲烷，评估了热预处理的效率。他们比较了在 120°C 处理 40 分钟时，不经预处理和经热预处理的厌氧消化性能，结果表明后者显著提升了厌氧消化的甲烷产量。在分批处理和半连续模式下热预处理使得甲烷产量分别由 138 和 85 mL CH₄ g COD in.⁻¹ 提高至 266 和 126 mL CH₄ g COD in.⁻¹。Schwede 等人 Schwede et al. (2013) 在 100°C 和 120°C 对 *Nannochloropsis salina* 预处理 2 小时和 8 小时，同样提高了甲烷产量。与不经预处理的微藻相比，预处理后微藻的甲烷产量在 CSTR 和批处理模式下分别增长了 2-2.85 倍。化学预处理通常用于溶解聚合物。这些预处理还可能与抑制厌氧微生物群落的副产物的潜在形成有关。另一方面，机械预处理通过使用机械力破坏顽固有机物的结构，从而破坏细胞壁。机械方法指使用磨珠、均质化、超声处理和微波来施加剪切力、压力或能量。机械法已广泛用于微藻预处理，在所处理的藻类中单独使用该方法均取得效果(Barragán-Trinidad & Buitrón, 2020; Passos et al., 2015b)。与甲烷形式回收的能量相比，这些预处理的能量需求有时要高得多，这也造成了它们的应用局限性。例

如, Passos 等人(2013)报道了最大沼气产量为 $307 \text{ mL biogas} \cdot \text{g VS}^{-1}$ 时, 在 HUSB (hydrolytic up-flow sludge blanket) 反应器中采用微波对城市污水培养的藻类进行预处理, 与原始微藻相比增加了 78% 的能源消耗。

生物预处理包括使用酶来溶解顽固的生物物质。酶是能够结合到细胞的特定靶标以执行对有机化合物的裂解和细胞溶解的功能。酶促法是一种有望替代高能耗预处理的方法, 由于水解酶能够在温和条件下进行细胞裂解, 不产生抑制性副产物, 而且能耗低, 因而引起研究者的极大兴趣。然而, 尽管使用酶处理能够有效替代其他三种方法, 但酶是昂贵的分子, 且需要持续供应给反应器(Barragán-Trinidad & Buitrón, 2020)。在这种情况下, 对底物进行适应性的厌氧接种剂选择, 近来被提出可作为低成本替代方案。例如, Gonzalez-Fernandez 等人(2018)报道了适应于降解污水污泥和消化微藻生物物质的接种剂, 能够改变甲烷产量。在这项研究中, 适应污泥的微藻在中温与高温条件下消化 *Scenedesmus sp.* 生物物质, 甲烷产量分别为 79.2 ± 3.1 和 $108.2 \pm 1.9 \text{ mL CH}_4 \text{ g COD in.}^{-1}$; 而非适应性的厌氧污泥在中温条件下的甲烷产量仅为 $63.1 \pm 3.1 \text{ mL CH}_4 \text{ g COD in.}^{-1}$ 。然而, 消化 *Chlorella sorokiniana* 时, 测试污泥中甲烷的最终产量没有显著差异($105\text{-}114 \text{ mL CH}_4 \text{ g COD in.}^{-1}$)。该研究证实了接种剂对污泥的适应性与其消化生物物质能力的相关性, 以及接种剂对于微藻生物物质消化的关键作用。

尽管 PPB 已被一致证明可以有效去除污水中的污染物, 并作为一种有前途的新兴生物降解技术, 但 PPB 生物物质的厌氧消化尚未得到广泛评估, 研究该生物物质消化率的相关文献很少。一些研究者提出, 由于 PPB 也是厌氧生物, 因此这些生物体可以耐受消化器内的还原环境, 这可能会限制厌氧消化的处理性能。此外, PPB 富含蛋白质, 由于水解限制, 这些蛋白质最终会限制生物物质的可降解性。Hülse 等人(2020)报道, 在连续消化器中用 PPB 处理生活污水, 厌氧挥发性固体的降解率为 55%; 在中温与高温条件下, 甲烷产量分别为 330 ± 4.3 和 $315 \pm 2.1 \text{ mL CH}_4 \text{ g VS}^{-1}$ 。然而, 从沼气中获得的经济利润相对较低, 而且污水中生长的 PPB 消化率较低, 只有在其他 PPB 降解策略不可行的情况下, 才建议采用厌氧消化(Capson-Tojo et al., 2020)。

9.4 污水处理中采用光合系统进行 CO₂ 捕集和沼气升级

沼气是厌氧消化中最有价值的副产品，它是一种生物能源载体，能够减少当前对这些不可再生能源的依赖并提高污水处理整体的可持续性(Ryckebosch et al., 2011; Sarkodie et al., 2020)。然而，CO₂等的存在会降低沼气的热值，而且 H₂S 等其他化合物具有毒性，会对沼气管道和内燃机产生腐蚀，从而限制了沼气的推广应用(Awe et al., 2017)。对沼气中这些杂质进行去除（升级），以满足国际生物甲烷标准：CH₄ ≥ 90%，CO₂ ≤ 2–4%，O₂ ≤ 1%，H₂S+COS < 5 mg/Nm³，这是沼气能够注入天然气管网或用作汽车燃料的要求(Muñoz et al., 2015; UNE-EN 16723, 2017)。总的来看，沼气升级为污水处理中的 CO₂ 捕集创造了新机会。尽管用于 CO₂ 去除的物理/化学技术，如洗涤、膜分离或吸附，由于其高效率和商业可用性而被广泛应用；但只有生物技术由于其较低的能源需求和 CO₂ 固定机制，对环境的影响较小(Muñoz et al., 2015)。

光合沼气升级中，在 CO₂ 由原始沼气转移至培养液之前，真核微藻和（或）原核蓝藻通过光合作用固定 CO₂(Ángeles et al., 2020a, 2020b)。因此，CO₂ 不仅从沼气中去除（提高沼气的能量密度）；而且被微藻吸收同化为生物质，并用作生产含附加值的生物产品原料（降低相关的运营成本）(Ángeles et al., 2020a)。

藻-菌共生光生物反应器中的沼气升级通常与生活污水或厌氧污水处理相结合，从而提供微藻生长所需的养分和水。这种营养物质的回收最终提高了光合沼气升级的环境可持续性(Rodero et al., 2019)。事实上，与支持微藻生长的最佳营养浓度比（C/N 6:1; C/P 48:1）相比，大多数生活污水和消化物的 C/N 和 C/P 计量比较低。而由沼气向藻-菌培养液中供给 CO₂，克服了碳源限制，减弱了光生物反应器中碳源不足对大多数微藻的污水处理效果的影响，从而提高养分回收率和生物质生产力(Posadas et al., 2015a; Woertz et al., 2009)。此外，这种绿色技术可以支持好氧硫化物氧化细菌（SOB）利用微藻光合作用产生的氧气，将 H₂S 氧化为 SO₄²⁻/S⁰，从而实现有毒气体的去除(Toledo-Cervantes et al., 2016)。尽管在浓度 ≥ 100ppmv 时，H₂S 可以引发对微藻活性的抑制，但在培养液中充斥大量溶解氧和好氧嗜碱 SOB 的快速化学介导反应下，H₂S 的暴露剂量较低(Meier et al., 2018)。

根据无量纲的亨利定律常数，H₂S 的快速氧化及其三倍于 CO₂ 的水溶性（在 25°C 时，H₂S 和 CO₂ 的 CL/CG 分别为 ≈ 2.44 和 ≈ 0.83），这使得 H₂S 的去除率

高于 CO_2 。因此, CO_2 气液传质始终是光合沼气提质过程中的限速步骤。由于 H_2S 和 CO_2 的酸性, 培养液中的高 pH 值 (9-10) 有利于创造它们的气-液浓度梯度, 从而增加它们从沼气到培养液的传质。例如, 采用与气泡柱相连的室内高速藻池 (HRAP) 反应器, 当 pH 值从 7 增加到 10, 会促使 CO_2 去除率从低于 20% 增加到接近 100%(Bahr et al., 2014)。尽管大多数微藻在 pH 7-8 时表现出最大活性, 但如 *Anabaena*, *Spirulina*, *Chlorella*, *Chlorococcum* 和 *Scenedesmus* 等微藻/蓝藻, 它们能够在高 pH 和高 CO_2 浓度下生长, 因此适合光合沼气提质(Bose et al., 2019)。培养液中的高碱度或无机碳 (IC) 浓度介导的高缓冲能力也是必要的, 这能够防止由于酸性气体或生物过程 (如硝化作用) 过载而导致吸收柱中的 pH 值骤降, 从而避免光合生物反应器中酸性环境的形成。在这种情况下, 由于其较高的 pH 值和碱度, 在光合沼气升级过程中使用沼液代替生活污水作为低成本营养源是可取的(Rodero et al., 2019)。然而, 培养液中无机碳浓度 $>2400 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ 时盐 (碳酸盐) 含量过高, 这对光合活性产生负面影响, 同时增加了 CO_2 从反应器表面向大气中的逃逸(Rodero et al., 2020b)。因此, 必须控制培养液的碱度达到最佳时进行操作, 以避免酸化, 同时又不损害这种生物技术的环境效益。

培养液中的温度和溶解氧 (DO) 等环境因素也会影响生物甲烷的质量和随后的 CO_2 吸收。虽然微藻生长的最佳温度通常为 $28\text{-}35^\circ\text{C}$, 但低温下气体溶解度增大, CO_2 和 H_2S 的去除率更高。然而, 在中高碱度培养条件下, 这种影响最小 (Park et al., 2011; Rodero et al., 2018)。另外, 培养液中的大量溶解氧会导致大量 O_2 从液体解吸扩散至沼气中, 并抑制光合活性(Pawlowski et al., 2015; Posadas et al., 2015b)。

另一方面, 工艺的优化设计和操作也是提高沼气质量的必要条件。在这种情况下, CO_2 和 H_2S 从沼气到培养液的传质可以在光生物反应器中或在与光生物反应器互连的外部吸收柱 (即 HRAP 或管道) 中进行; 后一种方案是更优选择, 因为它可以防止大量氧气从培养液逃逸至沼气中, 而且由于更长的沼气泡停留时间, 实现了杂质气体更有效的气液传质 (图 9.6) (Meier et al., 2015)。液体与沼气的比率 (L/G) 是决定 CO_2 和 H_2S 传质的关键参数, 并决定了吸收塔中 O_2/N_2 的汽提。事实上, 一种基于 L/G 比例优化的控制策略在半工业规模下成功应用, 该策略可以在典型的日和季节环境条件变化下保证生物甲烷质量(Rodero et al.,

2020a)。高 L/G 比提高了 CO_2 和 H_2S 的去除效率，这是因为沿吸收柱的培养液酸化，代价是从培养液逃逸至沼气中的 O_2 和 N_2 增加了(Rodero et al., 2019; Serejo et al., 2015)。吸收塔中的气液流动配置也决定了提质后的沼气成分。尽管逆流气液配置有利于气液传质速率，但由于采用顺流操作 O_2 和 N_2 解吸较少且扩散器中没有 S 积累，因此成为优选方案(Toledo-Cervantes et al., 2017)。另一方面，近来有研究评估了提高生物甲烷质量的创新运营策略。该策略在沼气吸收柱之前安装中空纤维膜，并提高沼气吸收柱的操作压力，以减少提质后沼气中的 N_2 和 O_2 含量，已在中试规模上得到验证，这是一种有前景的方法(Ángeles et al., 2020b, 2020c)。此外，在冬季不利的气候条件下，温室内 HRAP 的位置及对 CO_2 的机械式剥离，被证明有助于 CO_2 的去除(Marín et al., 2021)。

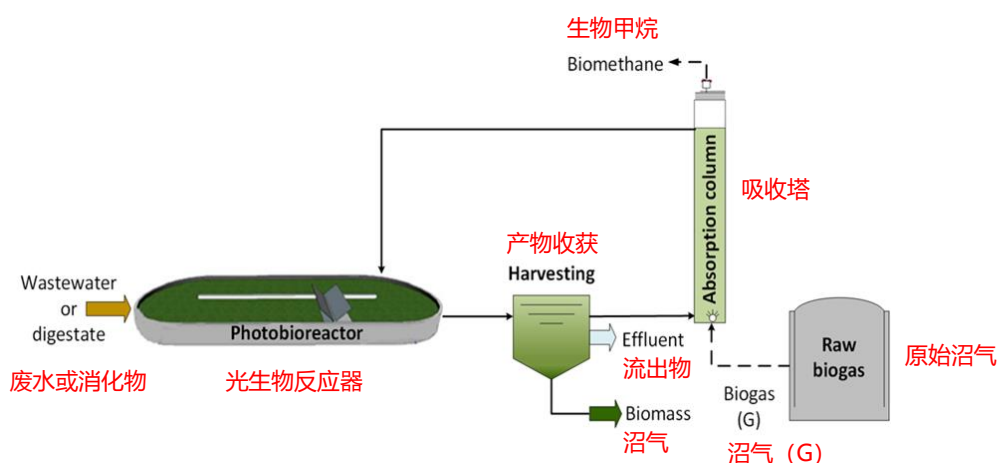


图 9.6 同时进行沼气升级和污水/沼液处理的藻-菌工艺示意图

尽管 CO_2 捕获的生物技术仍处于演示规模的验证阶段，但基于成本效益和环境友好性，它可作为替代传统沼气提质技术的潜在方案。利用该生物技术， CO_2 和 H_2S 的去除效率分别高达 99% 和 100%，有研究显示提质后的沼气中 CH_4 最终含量高达 98% (表 9.3)。此外，由于这种强效温室气体的水溶性差，利用该生物技术生产的 CH_4 损失低 ($\leq 5\%$) (Posadas et al., 2017b)。

表 9.3 不同配置下光合沼气升级的实验研究

实验装置设计	CO ₂ -回收率 (%)	升级沼气的构成 (%)	操作参数	微藻种群	参考文献
180L HRAP + 0.8L 气泡柱	40-95	O ₂ <1 H ₂ S: 0	室内 pH: 7-10 L/G 计量比: 0.4-1.6 营养源: 合成培养基和稀释浓缩液	<i>Spirulina platensis</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Oocystis</i> , <i>Microspora sp.</i>	Bahr et al. (2014)
180L HRAP + 2.5L 气泡柱	80	O ₂ : 0.3-3 N ₂ : 6-10 H ₂ S: 0	室内 pH: 8 L/G 计量比: 0.5-67 营养源: 稀释的厌氧消化酒糟	<i>Chlorella sp.</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i> , <i>Chloromonas sp.</i> , <i>Geitlerinema sp.</i> , <i>Microspora sp.</i> , <i>Stigeoclonium sp.</i> , <i>Planktolyngbya sp.</i>	Serejo et al. (2015)
180L HRAP + 2.5L 气泡柱	72-79	CH ₄ : 81 CO ₂ : 6.8-9.2 O ₂ : 0.7-1.2 N ₂ : 5.9-7.2 H ₂ S: 0	室内 pH: 8 L/G 计量比: 10.7 营养源: 稀释厌氧消化酒糟和稀释生酒糟	<i>Geitlerinema sp.</i> , <i>Limnothrix planktonica</i> , <i>Pseudanabaena minima</i> , <i>Stigeoclonium tenue</i> , <i>Leptolyngbya bentonica</i> , <i>Planktolyngbya brevicellularis</i> , <i>Staurosira sp.</i>	Posadas et al. (2015b)
75L HRAP + 0.7L 气泡柱	93	CO ₂ : 1.9 O ₂ : 1.2	室内 pH: 7.5-8 营养源: 合成培养基	<i>Nannochloropsis gaditana</i>	Meier et al. (2015)
180L HRAP	97-99	CH ₄ : 95-96	室内	<i>Chlorella minutissima</i>	Toledo-

实验装置设计	CO ₂ -回收率 (%)	升级沼气的构成 (%)	操作参数	微藻种群	参考文献
+ 2.5L 气泡柱		CO ₂ : 0.1–2 O ₂ : 0.1–1 N ₂ : 1–4 H ₂ S: 0	pH: 10.2 L/G 计量比: 0.3-1.0 营养源: 沼渣沼液		Cervantes et al. (2017)
25L HRAP + 0.35L 气泡柱	89-94	O ₂ : 2.6 H ₂ S: 0	室内 pH: 9.3-9.7 L/G 计量比: 5 营养源: 合成培养基	<i>Picochlorum sp.</i> , <i>Halospirulina sp.</i>	Franco-Morgado et al. (2017)
1L 封闭式生物反应器	100	CO ₂ : 0 O ₂ : 10–24	室内 pH: 9.5 营养源: 合成培养基	<i>Spirulina platensis</i>	Converti et al. (2009)
60L 封闭式生物反应器 + 3.5L 气泡柱	97-98	CH ₄ : 82.6–83.6 CO ₂ : 0.4–1.8 O ₂ : 8.3–9.6 N ₂ : 6.0–7.7 H ₂ S: 0–0.01	室内 pH: 10-10.7 L/G 计量比: 5-10 营养源: 合成培养基	<i>Acutodesmus obliquus</i>	Toledo-Cervantes et al. (2018)
45.6L 管状光生物反应器 + 84L 混合室 + 2.5L 气泡柱	85-96	CH ₄ : 90.8–97.2 CO ₂ : 1.1–6.2 O ₂ : 0.4–0.8 N ₂ : 1.6–2.0 H ₂ S: 0	室内 pH: 8.9-9.3 L/G 计量比: 0.5 营养源: 合成培养基	<i>Aphanothece sp.</i> , <i>Chlorella sp.</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Mayamaea sp.</i> , <i>Chlorella homosphaera</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i>	Ángeles et al. (2020a)
1L 封闭式生物反应器	98	CH ₄ : 50–53	室内	<i>Chlorella vulgaris</i>	Mann et al.

实验装置设计	CO ₂ -回收率 (%)	升级沼气的构成 (%)	操作参数	微藻种群	参考文献
		CO ₂ : 1.2–2.5 O ₂ : 18.3–23.4 H ₂ S: 0	pH: 5.5-7 营养源: 合成培养基		(2009)
180L HRAP + 2.5L 气泡柱	50-95	CH ₄ : 72–93 CO ₂ : 4–12 O ₂ : 0.1–2.0 N ₂ : 0.6–5.0 H ₂ S: 0	室外 pH: 9-10 L/G 计量比: 0.5 营养源: 浓缩污水	<i>Chlorella sp.</i> , <i>Chloroidium saccharophilum</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i>	Posadas et al. (2017b)
180L HRAP + 2.5L 气泡柱	64-96	CH ₄ : 85–98; CO ₂ : 0.8–11.9 O ₂ : 0–3.8 N ₂ : 0.6–5.8 H ₂ S: 0	室外 pH: 9.2-9.8 L/G 计量比: 1.0 营养源: 浓缩污水	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Pseudanabaena sp.</i> , <i>Chlorella kessieri</i> , <i>Leptolyngbya lagerheimii</i>	Marín et al. (2018)
11.7 m ³ 半封闭式光生物反应器 + 45 L 气泡柱	>91	CH ₄ : 94–99 CO ₂ : 0.1–1.4 N ₂ + O ₂ : 0.9–5.9 H ₂ S: 0	室外 pH: 8-9 L/G 计量比: 0.5	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Stigeoclonium tenue</i> , <i>Nitzschia closterium</i> , <i>Navicula amphora</i>	Marín et al. (2019a)
9.6 m ³ HARP + 150L 气泡柱	68-96	CH ₄ : 88–97 CO ₂ : 1.5–12 O ₂ <1 H ₂ S: 0	室外 pH: 9.05-9.50 L/G 计量比: 0.8-2.4 营养源: 浓缩污水	<i>Microalgal consortium</i>	Rodero et al. (2020a)

致谢

感谢西班牙科学、创新和大学部 (FJC 2018-038402-I), 卡斯蒂利亚地区政府 León 和 EU-FEDER 计划 (CLU2017-09, VA281P18 和 UIC71) 和 CONICYT (PFCHA/DOCTORADO BECAS CHILE/ 2017-72180211)。

参考文献

- Abeliovich A. and Azov Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology*, 31, 801–806, <https://doi.org/10.1128/aem.31.6.801-806.1976>
- Ación F. G., Fernández-Sevilla J. M. and Molina Grima E. (2013). Photobioreactors for the production of microalgae. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12, 131–151, <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9307-6>
- Ación F. G., Molina E., Fernández-Sevilla J. M., Barbosa M., Gouveia L., Sepúlveda C., Bazaes J., and Arbib Z. (2017). Economics of microalgae production. In: C. Gonzalez-Fernandez and R. Muñoz (eds). *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts: From Feedstock Cultivation to End-Products*. Elsevier Inc. Amsterdam, pp. 485–503.
- Ángeles R., Arnaiz E., Gutiérrez J., Sepúlveda-Muñoz C. A., Fernández-Ramos O., Muñoz R. and Lebrero R. (2020a). Optimization of photosynthetic biogas upgrading in closed photobioreactors combined with algal biomass production. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101554, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101554>
- Ángeles R., Marín D., Rodero M. del R., Pascual C., González-Sánchez A., de Godos I., Lebrero R. and Muñoz R. (2020b). Biogas treatment for H₂S, CO₂, and other contaminants removal. In: *Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment*, G. Soreanu and É. Dumont (eds.), Elsevier, Amsterdam, pp.153–176.
- Ángeles R., Rodríguez Á, Domínguez C., García J., Prádanos P., Muñoz R. and Lebrero R. (2020c). Strategies for N₂ and O₂ removal during biogas upgrading in a pilot algal-bacterial photobioreactor. *Algal Research*, 48,101920, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101920>
- Arbib Z., de Godos Crespo I., Corona E. L. and Rogalla F. (2017). Understanding the biological activity of high rate algae ponds through the calculation of oxygen balances. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101,5189–5198, <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8235-3>
- Arun J., Shreekanth S. J., Sahana R., Raghavi M. S., Gopinath K. P. and Gnanaprakash D. (2017). Studies on influence of process parameters on hydrothermal catalytic liquefaction of microalgae (*Chlorella vulgaris*) biomass grown in wastewater. *Bioresource Technology*, 244, 963–968, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.048>
- Atelge M. R., Atabani A. E., Rajesh Banu J., Krisa D., Kaya M., Eskicioglu C., Kumar G., Lee C.,

- Yildiz Y. Ş., Unalan S., Mohanasundaram R. and Duman F. (2020). A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery. *Fuel*, 270, 117494, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117494>
- Awe O. W., Yaqian Z., Ange N., Doam Pham M. and Nathalie L. (2017). A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies. *Waste and Biomass Valorization*, 8, 267–283, <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9826-4>
- Ayre J. M., Moheimani N. R. and Borowitzka M. A. (2017). Growth of microalgae on undiluted anaerobic digestate of piggery effluent with high ammonium concentrations. *Algal Research*, 24, 218–226, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.023>
- Bahr M., Díaz I., Dominguez A., González Sánchez A. and Muñoz R. (2014). Microalgal-biotechnology as a platform for an integral biogas upgrading and nutrient removal from anaerobic effluents. *Environmental Science and Technology*, 48, 573–581, <https://doi.org/10.1021/es403596m>
- Barlow E. W. R., Boersma L., Phinney H. K. and Miner J. R. (1975). Algal growth in diluted pig waste. *Agriculture and Environment*, 2(4), 339–355, [https://doi.org/10.1016/0304-1131\(75\)90040-5](https://doi.org/10.1016/0304-1131(75)90040-5)
- Barragán-Trinidad M. and Buitrón G. (2020). Hydrogen and methane production from microalgal biomass hydrolyzed in a discontinuous reactor inoculated with ruminal microorganisms. *Biomass and Bioenergy*, 143, 105825, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105825>
- Barreiro-Vescovo S., González-Fernández C., Ballesteros M. and de Godos I. (2020). Activity determination of an algal-bacterial consortium developed during wastewater treatment based on oxygen evolution. *Journal of Water Process Engineering*, 36, 101278, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101278>
- Batstone D. J., Hülsen T., Mehta C. M. and Keller J. (2015). Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, 140, 2–11, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>
- Bose A., Lin R., Rajendran K., O’Shea R., Xia A. and Murphy J. D. (2019). How to optimise photosynthetic biogas upgrading: a perspective on system design and microalgae selection. *Biotechnology Advances*, 37, 107444, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.107444>
- Budiman P. M., Wu T. Y., Ramanan R. N. and Hay J. X. W. (2014). Treatment and reuse of effluents from palm oil, pulp, and paper mills as a combined substrate by using purple nonsulfur bacteria. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53(39), 14921–14931, <https://doi.org/10.1021/ie501798f>
- Cai T., Park S. Y. and Li Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 19, 360–369, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- Canon-Rubio K. A., Sharp C. E., Bergerson J., Strous M. and De la Hoz Siegler H. (2016). Use of highly alkaline conditions to improve cost-effectiveness of algal biotechnology. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100, 1611–1622, <https://doi.org/10.1007/s00253-015-7208-7>

- Capson-Tojo G., Batstone D. J., Grassino M., Vlaeminck S. E., Puyol D., Verstraete W., Kleerebezem R., Oehmen A., Ghimire A., Pikaar I., Lema J. M. and Hülsen T. (2020). Purple phototrophic bacteria for resource recovery: challenges and opportunities. *Biotechnology Advances*, 43, 107567, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107567>
- Carrère H., Antonopoulou G., Affes R., Passos F., Battimelli A., Lyberatos G. and Ferrer I. (2016). Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: from lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology*, 199, 386–397, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.007>
- Čater M., Fanel L., Malovrh Š. and Logar R. M. (2015). Biogas production from brewery spent grain enhanced by bioaugmentation with hydrolytic anaerobic bacteria. *Bioresource Technology*, 186, 261–269, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.029>
- Cembella A. D., Antia N. J. and Harrison P. J. (1982). The utilization of inorganic and organic phosphorous compounds as nutrients by eukaryotic microalgae: a multidisciplinary perspective: part 1. *Critical Reviews in Microbiology*, 10, 317–391, <https://doi.org/10.3109/10408418209113567>
- Cheng P., Cheng J. J., Cobb K., Zhou C., Zhou N., Addy M., Chen P., Yan X. and Ruan R. (2020). *Tribonema* sp. and *Chlorella zofingiensis* co-culture to treat swine wastewater diluted with fishery wastewater to facilitate harvest. *Bioresource Technology*, 297, 122516, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122516>
- Chi Z., O’Fallon J. V. and Chen S. (2011). Bicarbonate produced from carbon capture for algae culture. *Trends in Biotechnology*, 29(11), 537–541, <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2011.06.006>
- Choi Y. Y., Patel A. K., Hong M. E., Chang W. S. and Sim S. J. (2019). Microalgae bioenergy with carbon capture and storage (BECCS): An emerging sustainable bioprocess for reduced CO₂ emission and biofuel production. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100270, <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100270>
- Choorit W., Thanakoset P., Thongpradistha J., Sasaki K. and Noparatnaraporn N. (2002). Identification and cultivation of photosynthetic bacteria in wastewater from a concentrated latex processing factory. *Biotechnology Letters*, 24, 1055–1058, <https://doi.org/10.1023/A:1016026412361>
- Chu W.-L. (2012). Biotechnological applications of microalgae. *International Journal of Medical Science and Education*, 6, 24–37.
- Converti A., Oliveira R. P. S., Torres B. R., Lodi A. and Zilli M. (2009). Biogas production and valorization by means of a two-step biological process. *Bioresource Technology*, 100, 5771–5776, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.072>
- Correll D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266, <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
- Craggs R., Sutherland D. and Campbell H. (2012). Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied*

Phycology, 24, 329–337, <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9810-8>

- Cuellar-Bermudez S. P., Garcia-Perez J. S., Rittmann B. E. and Parra-Saldivar R. (2015). Photosynthetic bioenergy utilizing CO₂: an approach on flue gases utilization for third generation biofuels. *Journal of Cleaner Production*, 98, 53–65, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.034>
- Curtis T. P. (2010). Low-energy wastewater treatment: strategies and technologies. In: *Environmental Microbiology*, R. Mitchell and J.-D. Gu (eds.), John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA, pp. 301–318.
- Dalaei P., Ho D., Nakhla G. and Santoro D. (2019). Low temperature nutrient removal from municipal wastewater by purple phototrophic bacteria (PPB). *Bioresource Technology*, 288, 121566, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121566>
- Dalaei P., Bahreini G., Nakhla G., Santoro D., Batstone D. and Hülsen T. (2020). Municipal wastewater treatment by purple phototrophic bacteria at low infrared irradiances using a photo-anaerobic membrane bioreactor. *Water Research*, 173(4), 115535, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115535>
- De-Bashan L. E. and Bashan Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water Research*, 38, 4222–4246, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.014>
- de Godos I., Blanco S., García-Encina P. A., Becares E. and Muñoz R. (2009). Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, 100, 4332–4339, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.016>
- de Godos I., Arbib Z., Lara E. and Rogalla F. (2016). Evaluation of high rate algae ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. *Bioresource Technology*, 220, 253–261, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.056>
- de Godos I., Arbib Z., Lara E., Cano R., Muñoz R. and Rogalla F. (2017). Wastewater treatment in algal systems. In: *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment*, J. Lema and S. Suarez (eds.), IWA Publishing, London, pp. 76–95.
- de las Heras I., Molina R., Segura Y., Hülsen T., Molina M. C., Gonzalez-Benítez N., Melero J. A., Mohedano A. F., Martínez F. and Puyol D. (2020). Contamination of N-poor wastewater with emerging pollutants does not affect the performance of purple phototrophic bacteria and the subsequent resource recovery potential. *Journal of Hazardous Materials*, 385, 121617, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121617>
- de Mendonça H. V., Ometto J. P. H. B., Otenio M. H., Marques I. P. R. and dos Reis A. J. D. (2018). Microalga-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: comparison between batch and continuous operation. *Science of the Total Environment*, 633, 1–11, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.157>
- Eixler S., Karsten U. and Selig U. (2006). Phosphorus storage in *Chlorella vulgaris*

- (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cells and its dependence on phosphate supply. *Phycologia*, 45, 53–60, <https://doi.org/10.2216/04-79.1>
- Englande A. J., Krenkel P. and Shamas J. (2015). Wastewater treatment and water reclamation. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 639–670, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09508-7>
- Fouilland E., Vasseur C., Leboulanger C., Le Floc'h E., Carré C., Marty B., Steyer J.-P. P. and Sialve B. (2014). Coupling algal biomass production and anaerobic digestion: production assessment of some native temperate and tropical microalgae. *Biomass and Bioenergy*, 70, 564–569, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.027>
- Franco-Morgado M., Alcántara C., Noyola A., Muñoz R. and González-Sánchez A. (2017). A study of photosynthetic biogas upgrading based on a high rate algal pond under alkaline conditions: influence of the illumination regime. *Science of the Total Environment*, 592, 419–425, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.077>
- García D., Alcántara C., Blanco S., Pérez R., Bolado S. and Muñoz R. (2017). Enhanced carbon, nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater in a novel anoxic-aerobic photobioreactor coupled with biogas upgrading. *Chemical Engineering Journal*, 313, 424–434, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.054>
- García D., de Godos I., Domínguez C., Turiel S., Bolado S. and Muñoz R. (2019). A systematic comparison of the potential of microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia for the treatment of piggery wastewater. *Bioresource Technology*, 276, 18–27, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.095>
- Godos I. D., Vargas V. A., Blanco S., González M. C. G., Soto R., García-Encina P. A., Becares E. and Muñoz R. (2010). A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. *Bioresource Technology*, 101(14), 5150–5158, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.010>
- González C., Marciniak J., Villaverde S., García-Encina P. A. and Muñoz R. (2008). Microalgae-based processes for the biodegradation of pretreated piggery wastewaters. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 80, 891–898, <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1571-6>
- González-Fernández C., León-Cofreces C. and García-Encina P. A. (2008). Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology*, 99, 8710–8714, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.020>
- González-Fernández C., Molinuevo-Salces B. and García-González M. C. (2010). Open and enclosed photobioreactors comparison in terms of organic matter utilization, biomass chemical profile and photosynthetic efficiency. *Ecological Engineering*, 36, 1497–1501, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.007>
- Gonzalez-Fernandez C., Mendez L., Ballesteros M. and Tomas-Pejó E. (2017). Hydrothermal processing of microalgae. In: *Hydrothermal Processing in Biorefineries: Production of Bioethanol and High Added-Value Compounds of Second and Third Generation Biomass*, A. Ruiz Leza, M. Thomsen and H. L. Trajano (eds.), Springer International Publishing, New York, pp. 483–500.

- Gonzalez-Fernandez C., Barreiro-Vescovo S., De Godos I., Fernandez M., Zouhayr A. and Ballesteros M. (2018). Biochemical methane potential of microalgae biomass using different microbial inocula. *Biotechnology for Biofuels*, 11, 1–11, <https://doi.org/10.1186/s13068-018-1188-7>
- Guilayn F., Rouez M., Crest M., Patureau D. and Jimenez J. (2020). Valorization of digestates from urban or centralized biogas plants: a critical review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 419–462, <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09531-3>
- Hamouri B. E. (2009). Rethinking natural, extensive systems for tertiary treatment purposes: The high-rate algae pond as an example. *Desalination and Water Treatment*, 4, 128–134, <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.367>
- Hamouri B. E., Rami A. and Vasel J. L. (2003). The reasons behind the performance superiority of a high rate algal pond over three facultative ponds in series. *Water Science and Technology*, 48(2), 269–276, <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0130>
- He P. J., Mao B., Shen C. M., Shao L. M., Lee D. J. and Chang J. S. (2013). Cultivation of *Chlorella vulgaris* on wastewater containing high levels of ammonia for biodiesel production. *Bioresource Technology*, 129, 177–181, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.162>
- Hiraishi A., Shi J. L. and Kitamura H. (1989). Effects of organic nutrient strength on the purple nonsulfur bacteria content and metabolic activity of photosynthetic sludge for wastewater treatment. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 68(4), 269–276, [https://doi.org/10.1016/0922-338X\(89\)90028-7](https://doi.org/10.1016/0922-338X(89)90028-7)
- Hülßen T., Batstone D. J. and Keller J. (2014). Phototrophic bacteria for nutrient recovery from domestic wastewater. *Water Research*, 50, 18–26, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.051>
- Hülßen T., Barry E. M., Lu Y., Puyol D. and Batstone D. J. (2016a). Low temperature treatment of domestic wastewater by purple phototrophic bacteria: performance, activity, and community. *Water Research*, 100, 537–545, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.054>
- Hülßen T., Barry E. M., Lu Y., Puyol D., Keller J. and Batstone D. J. (2016b). Domestic wastewater treatment with purple phototrophic bacteria using a novel continuous photo anaerobic membrane bioreactor. *Water Research*, 100, 486–495, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.061>
- Hülßen T., Hsieh K., Tait S., Barry E. M., Puyol D. and Batstone D. J. (2018). White and infrared light continuous photobioreactors for resource recovery from poultry processing wastewater – A comparison. *Water Research*, 144, 665–676, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.040>
- Hülßen T., Hsieh K. and Batstone D. J. (2019). Saline wastewater treatment with purple phototrophic bacteria. *Water Research*, 160, 259–267, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.060>
- Hülßen T., Lu Y., Rodríguez I., Segura Y., Martínez F., Puyol D. and Batstone D. J. (2020). Anaerobic digestion of purple phototrophic bacteria – The release step of the partition-release-recover concept. *Bioresource Technology*, 306, 123125, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123125>
- Hunter C. N., Daldal F., Thurnauer M. C. and Beatty T. J. (2009). *The Purple Phototrophic Bacteria*, 1st edn. Springer, The Netherlands.

- Iasimone F., De Felice V., Panico A. and Pirozzi F. (2017). Experimental study for the reduction of CO₂ emissions in wastewater treatment plant using microalgal cultivation. *Journal of CO₂ Utilization*, 22, 1–8, <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2017.09.004>
- Ibrahim G., Muñoz R., Llamas B. and de Godos I. (2020). Carbon dioxide capture from carbon dioxide-rich gases by microalgae. In: *From Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment*, G. Soreanu and E. Dumont (eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 373–396.
- Izu K., Nakajima F., Yamamoto K. and Kurisu F. (2001). Aeration conditions affecting growth of purple nonsulfur bacteria in an organic wastewater treatment process. *Systematic and Applied Microbiology*, 24, 294–302, <https://doi.org/10.1078/0723-2020-00027>
- Jamieson T. S., Stratton G. W., Gordon R. and Madani A. (2003). The use of aeration to enhance ammonia nitrogen removal in constructed wetlands. *Canadian Biosystems Engineering*, 45, 9–14.
- Ji M.-K., Abou-Shanab R. A. I., Kim S.-H., Salama E.-S., Lee S.-H., Kabra A. N., Lee Y.-S., Hong S. and Jeon B.-H. (2013). Cultivation of microalgae species in tertiary municipal wastewater supplemented with CO₂ for nutrient removal and biomass production. *Ecological Engineering*, 58, 142–148, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.020>
- Kalra R., Gaur S. and Goel M. (2020). Microalgae bioremediation: A perspective towards wastewater treatment along with industrial carotenoids production. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101794, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101794>
- Karemore A., Ramalingam D., Yadav G., Subramanian G. and Sen R. (2016). Photobioreactors for improved algal biomass production: analysis and design considerations. In: *Algal Biorefinery: An Integrated Approach*, D. Das (ed.), Springer International Publishing, New York, pp. 103–124.
- Kiran B., Pathak K., Kumar R. and Deshmukh D. (2014). Cultivation of chlorella sp. IM-01 in municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and energy feedstock production. *Ecological Engineering*, 73, 326–330, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.094>
- Larimer F. W., Chain P., Hauser L., Lamerdin J., Malfatti S., Do L., Land M. L., Pelletier D. A., Beatty J. T., Lang A. S., Tabita F. R., Gibson J. L., Hanson T. E., Bobst C., Torres Y Torres J. L., Peres C., Harrison F. H., Gibson J. and Harwood C. S. (2004). Complete genome sequence of the metabolically versatile photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas palustris*. *Nature Biotechnology*, 22, 55–61, <https://doi.org/10.1038/nbt923>
- Leong W. H., Lim J. W., Lam M. K., Uemura Y., Ho C. D. and Ho Y. C. (2018). Co-cultivation of activated sludge and microalgae for the simultaneous enhancements of nitrogen-rich wastewater bioremediation and lipid production. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 87, 216–224, <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.03.038>
- Liu S., Zhang G., Zhang J., Li X. and Li J. (2016). Performance, carotenoids yield and microbial population dynamics in a photobioreactor system treating acidic wastewater: effect of hydraulic retention time (HRT) and organic loading rate (OLR). *Bioresource Technology*, 200, 245–252, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.044>
- Liu S., Daigger G. T., Kang J. and Zhang G. (2019). Effects of light intensity and photoperiod on

- pigments production and corresponding key gene expression of *Rhodospseudomonas palustris* in a photobioreactor system. *Bioresource Technology*, 294, 122172, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122172>
- Lo K. J., Lin S. S., Lu C. W., Kuo C. H. and Liu C. T. (2018). Whole-genome sequencing and comparative analysis of two plant-associated strains of *Rhodospseudomonas palustris* (PS3 and YSC3). *Scientific Reports*, 8, 12769, <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31128-8>
- López J. C., Quijano G., Souza T. S. O., Estrada J. M., Lebrero R. and Muñoz R. (2013). Biotechnologies for greenhouse gases (CH₄, N₂O, and CO₂) abatement: state of the art and challenges. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97, 2277–2303, <https://doi.org/10.1007/s00253-013-4734-z>
- López-Serna R., Posadas E., García-Encina P. A. and Muñoz R. (2019). Removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater in novel algal-bacterial photobioreactors. *Science of the Total Environment*, 662, 32–40, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.206>
- Lu H., Zhang G. and Dong S. (2011). Quantitative study of PNSB energy metabolism in degrading pollutants under weak light-micro oxygen condition. *Bioresource Technology*, 102, 4968–4973, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.027>
- Lu H., Zhang G., Dai X., Schideman L., Zhang Y., Li B. and Wang H. (2013). A novel wastewater treatment and biomass cultivation system combining photosynthetic bacteria and membrane bioreactor technology. *Desalination*, 322, 176–181, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.05.007>
- Lu H., Peng M., Zhang G., Li B. and Li Y. (2019a). Brewery wastewater treatment and resource recovery through long term continuous-mode operation in pilot photosynthetic bacteria-membrane bioreactor. *Science of the Total Environment*, 646, 196–205, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.268>
- Lu H., Zhang G., Zheng Z., Meng F., Du T. and He S. (2019b). Bio-conversion of photosynthetic bacteria from non-toxic wastewater to realize wastewater treatment and bioresource recovery: A review. *Bioresource Technology*, 278, 383–399, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.070>
- Madukasi E. I. and Zhang G. (2010). Microaerobic biodegradation of high organic load wastewater by phototrophic bacteria. *African Journal of Biotechnology*, 9(25), 3852–3860.
- Mahdy A., Mendez L., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2014a). Autohydrolysis and alkaline pretreatment effect on *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus* sp. Methane production. *Energy*, 78, 48–52, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.05.052>
- Mahdy A., Mendez L., Blanco S., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2014b). Protease cell wall degradation of *Chlorella vulgaris*: effect on methane production. *Bioresource Technology*, 171, 421–427, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.091>
- Maity J. P., Bundschuh J., Chen C. Y. and Bhattacharya P. (2014). Microalgae for third generation biofuel production, mitigation of greenhouse gas emissions and wastewater treatment: present and future perspectives – A mini review. *Energy*, 78, 104–113, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.04.003>

- Mann G., Schlegel M., Schumann R. and Sakalauskas A. (2009). Biogas-conditioning with microalgae. *Agronomy Research*, 7(1), 33–38.
- Marella T. K., Datta A., Patil M. D., Dixit S. and Tiwari A. (2019). Biodiesel production through algal cultivation in urban wastewater using algal floway. *Bioresource Technology*, 280, 222–228, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.031>
- Marín D., Posadas E., Cano P., Pérez V., Blanco S., Lebrero R. and Muñoz R. (2018). Seasonal variation of biogas upgrading coupled with digestate treatment in an outdoors pilot scale algal-bacterial photobioreactor. *Bioresource Technology*, 263, 58–66, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.117>
- Marín D., Ortiz A., Díez-Montero R., Uggetti E., García J., Lebrero R. and Muñoz R. (2019a). Influence of liquid-to-biogas ratio and alkalinity on the biogas upgrading performance in a demo scale algal-bacterial photobioreactor. *Bioresource Technology*, 280, 112–117, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.029>
- Marín D., Posadas E., García D., Puyol D., Lebrero R. and Muñoz R. (2019b). Assessing the potential of purple phototrophic bacteria for the simultaneous treatment of piggery wastewater and upgrading of biogas. *Bioresource Technology*, 281, 10–17, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.073>
- Marín D., Carmona-Martínez A. A., Blanco S., Lebrero R. and Muñoz R. (2021). Innovative operational strategies in photosynthetic biogas upgrading in an outdoors pilot scale algal-bacterial photobioreactor. *Chemosphere*, 264, 128470, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128470>
- Markou G., Vandamme D. and Muylaert K. (2014). Microalgal and cyanobacterial cultivation: the supply of nutrients. *Water Research*, 65, 186–202, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.025>
- Masojídek J., Torzillo G. and Koblížek M. (2013). Photosynthesis in microalgae. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, A. Richmond and Q. Hu (eds.), John Wiley & Sons, Ltd., New Jersey, pp. 21–36.
- Meier L., Pérez R., Azócar L., Rivas M. and Jeison D. (2015). Photosynthetic CO₂ uptake by microalgae: An attractive tool for biogas upgrading. *Biomass and Bioenergy*, 73, 102–109, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.032>
- Meier L., Stará D., Bartacek J. and Jeison D. (2018). Removal of H₂S by a continuous microalgae-based photosynthetic biogas upgrading process. *Process Safety and Environmental Protection*, 119, 65–68, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.07.014>
- Mendez L., Mahdy A., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2015). Biomethane production using fresh and thermally pretreated *Chlorella vulgaris* biomass: A comparison of batch and semi-continuous feeding mode. *Ecological Engineering*, 84, 273–277, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.056>
- Mendez L., Mahdy A., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2014a). Methane production of thermally pretreated *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus* sp. Biomass at increasing biomass loads. *Applied Energy*, 129, 238–242, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.110>

- Mendez L., Mahdy A., Demuez M., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2014b). Effect of high pressure thermal pretreatment on *Chlorella vulgaris* biomass: organic matter solubilisation and biochemical methane potential. *Fuel*, 117, 674–679, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.09.032>
- Mendez L., Sialve B., Tomás-Pejó E., Ballesteros M., Steyer J. P. and González-Fernández C. (2016). Comparison of *Chlorella vulgaris* and cyanobacterial biomass: cultivation in urban wastewater and methane production. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39, 703–712, <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1551-7>
- Mohd Udaiyappan A. F., Abu Hasan H., Takriff M. S. and Sheikh Abdullah S. R. (2017). A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 20, 8–21, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.09.006>
- Molazadeh M., Ahmadzadeh H., Pourianfar H. R., Lyon S. and Rampelotto P. H. (2019). The use of microalgae for coupling wastewater treatment with CO₂ biofixation. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 7(48), 1–12.
- Molina-Grima E. M., Fernández Sevilla J. M. and Acien Fernández F. G. (2010). Microalgae, mass culture methods. In: *Encyclopedia of Industrial Biotechnology*, M. C. Flickinger (ed.), Wiley, New Jersey, pp. 1–24.
- Molinuevo-Salces B., González-Fernández C., Gómez X., García-González M. C. and Morán A. (2012). Vegetable processing wastes addition to improve swine manure anaerobic digestion: evaluation in terms of methane yield and SEM characterization. *Applied Energy*, 91, 36–42, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.010>
- Molinuevo-Salces B., Mahdy A., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2016). From piggery wastewater nutrients to biogas: microalgae biomass revalorization through anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 96, 1103–1110, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.01.090>
- Morales-Amaral M. del M., Gómez-Serrano C., Acien F. G., Fernández-Sevilla J. M. and Molina-Grima E. (2015). Production of microalgae using centrate from anaerobic digestion as the nutrient source. *Algal Research*, 9, 297–305, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.03.018>
- Mulbry W., Westhead E. K., Pizarro C. and Sikora L. (2005). Recycling of manure nutrients: use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. *Bioresource Technology*, 96(4), 451–458, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.026>
- Mulbry W., Kangas P. and Kondrad S. (2010). Toward scrubbing the bay: nutrient removal using small algal turf scrubbers on Chesapeake Bay tributaries. *Ecological Engineering*, 36, 536–541, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.026>
- Muñoz R., Meier L., Díaz I., Jeison D., Díaz I. and Jeison D. (2015). A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 14, 727–759, <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9379-1>
- Murry M. A., Murinda S. E., Huang S. and Mark A. (2019). Bioconversion of agricultural wastes from the livestock industry for biofuel and feed production. In: *Advanced Bioprocessing for*

Alternative Fuels, Biobased Chemicals, and Bioproducts, M. Hosseini (ed.), Elsevier Inc., Amsterdam, pp. 225–247.

- Nagadomi H., Kitamura T., Watanabe M. and Sasaki K. (2000). Simultaneous removal of chemical oxygen demand (COD), phosphate, nitrate and H₂S in the synthetic sewage wastewater using porous ceramic immobilized photosynthetic bacteria. *Biotechnology Letters*, 22(17), 1369–1374, <https://doi.org/10.1023/A:1005688229783>
- Navid A., Jiao Y., Wong S. E. and Pett-Ridge J. (2019). System-level analysis of metabolic trade-offs during anaerobic photoheterotrophic growth in *Rhodospseudomonas palustris*. *BMC Bioinformatics*, 20, 233, <https://doi.org/10.1186/s12859-019-2844-z>
- Nkemka V. N. and Murto M. (2013). Biogas production from wheat straw in batch and UASB reactors: the roles of pretreatment and seaweed hydrolysate as a co-substrate. *Bioresource Technology*, 128, 164–172, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.117>
- Olguín E. J., Sánchez-Galván G. and Pérez-Pérez T. (2007). Assessment of the phytoremediation potential of *Salvinia minima* Baker compared to *Spirodela polyrrhiza* in high-strength organic wastewater. *Water Air and Soil Pollution*, 181(1), 135–147, <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9285-9>
- Oswald W. J. (1978). The engineering aspects of microalgae. In: *CRC Handbook of Microbiology*, 2nd edn. (II) Fungi, Algae, Protozoa, and Viruses, A. I. Laskin and H. A. Lechevalier (eds.), CRC Press, West Palm Beach, Florida, pp. 519–552.
- Pancha I., Chokshi K., George B., Ghosh T., Paliwal C., Maurya R. and Mishra S. (2014). Nitrogen stress triggered biochemical and morphological changes in the microalgae *Scenedesmus* sp. CCNM 1077. *Bioresource Technology*, 156, 146–154, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.025>
- Park J. B. K., Craggs R. J. and Shilton A. N. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102, 35–42, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
- Park J. B. K., Craggs R. J. and Shilton A. N. (2013). Enhancing biomass energy yield from pilot-scale high rate algal ponds with recycling. *Water Research*, 47, 4422–4432, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.001>
- Passos F., Solé M., García J. and Ferrer I. (2013). Biogas production from microalgae grown in wastewater: effect of microwave pretreatment. *Applied Energy*, 108, 168–175, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.02.042>
- Passos F., Uggetti E., Carrère H. and Ferrer I. (2014). Pretreatment of microalgae to improve biogas production: a review. *Bioresource Technology*, 172, 403–412, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.114>
- Passos F., Carretero J. and Ferrer I. (2015a). Comparing pretreatment methods for improving microalgae anaerobic digestion: thermal, hydrothermal, microwave and ultrasound. *Chemical Engineering Journal*, 279, 667–672, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.05.065>
- Passos F., Uggetti E., Carrère H. and Ferrer I. (2015b). Algal biomass: physical pretreatments. In: *Pretreatment of Biomass*, A. Pandey, S. Negi, P. Binod and C. Larroche (eds.), Elsevier,

Amsterdam, pp. 195–226.

- Pawlowski A., Mendoza J. L., Guzmán J. L., Berenguel M., Ación F. G. and Dormido S. (2015). Selective pH and dissolved oxygen control strategy for a raceway reactor within an event-based approach. *Control Engineering Practice*, 44, 209–218, <https://doi.org/10.1016/j.conengprac.2015.08.004>
- Posadas E., García-Encina P. A., Soltau A., Domínguez A., Díaz I. and Muñoz R. (2013). Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal-bacterial biofilm bioreactors. *Bioresource Technology*, 139, 50–58, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.008>
- Posadas E., Bochon S., Coca M., García-González M. C., García-Encina P. A. and Muñoz R. (2014). Microalgaebased agro-industrial wastewater treatment: a preliminary screening of biodegradability. *Journal of Applied Phycology*, 26, 2335–2345, <https://doi.org/10.1007/s10811-014-0263-0>
- Posadas E., Morales M. del M., Gomez C., Ación F. G. G. and Muñoz R. (2015a). Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. *Chemical Engineering Journal*, 265, 239–248, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.059>
- Posadas E., Serejo M. L., Blanco S., Pérez R., García-Encina P. A. and Muñoz R. (2015b). Minimization of biomethane oxygen concentration during biogas upgrading in algal-bacterial photobioreactors. *Algal Research*, 12, 221–229, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.09.002>
- Posadas E., Alcántara C., García-Encina P. A., Gouveia L., Guieysse B., Norvill Z., Ación F. G., Markou G., Congestri R., Koreiviene J. and Muñoz R. (2017a). Microalgae cultivation in wastewater. In: *Microalgae-Based Biofuels Bioproducts From Feedstock Cultivation to End-Products*, R. Raul Muñoz and C. Gonzalez-Fernandez (eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 67–91.
- Posadas E., Marín D., Blanco S., Lebrero R. and Muñoz R. (2017b). Simultaneous biogas upgrading and centrate treatment in an outdoors pilot scale high rate algal pond. *Bioresource Technology*, 232, 133–141, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.071>
- Puyol D., Monsalvo V. M., Marin E., Rogalla F., Melero J. A., Martínez F., Hülsen T. and Batstone D. J. (2020). Purple phototrophic bacteria as a platform to create the next generation of wastewater treatment plants: energy and resource recovery. In: *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels*, J. A. Olivares, D. Puyol, J. A. Melero and J. Dufour (eds.), Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp. 255–280.
- Qiao S., Hou C., Wang X. and Zhou J. (2020). Minimizing greenhouse gas emission from wastewater treatment process by integrating activated sludge and microalgae processes. *Science of the Total Environment*, 732, 139032, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139032>
- Rajesh Banu J., Preethi Kavitha S., Gunasekaran M. and Kumar G. (2020). Microalgae based biorefinery promoting circular bioeconomy-techno economic and life-cycle analysis. *Bioresource Technology*, 302, 122822, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122822>
- Rani R. U., Kumar S. A., Kaliappan S., Yeom I.-T., Banu J. R., Uma Rani R., Adish Kumar S.,

- Kaliappan S., Yeom I.-T. and Rajesh Banu J. (2012). Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Bioresource Technology*, 103, 415–424, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.124>
- Rezvani S., Moheimani N. R. and Bahri P. A. (2016). Techno-economic assessment of CO₂ bio-fixation using microalgae in connection with three different state-of-the-art power plants. *Computers & Chemical Engineering*, 84, 290–301, <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2015.09.001>
- Rochaix J. D. (2016). The dynamics of the photosynthetic apparatus in algae. In: *Applied Photosynthesis – New Progress*, M. Najafpour (ed.), IntechOpen, London, pp. 23–52.
- Rodero M. del R., Posadas E., Toledo-Cervantes A., Lebrero R. and Muñoz R. (2018). Influence of alkalinity and temperature on photosynthetic biogas upgrading efficiency in high rate algal ponds. *Algal Research*, 33, 284–290, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.06.001>
- Rodero M. del R., Lebrero R., Serrano E., Lara E., Arbib Z., García-Encina P. A. A. and Muñoz R. (2019). Technology validation of photosynthetic biogas upgrading in a semi-industrial scale algal-bacterial photobioreactor. *Bioresource Technology*, 279, 43–49, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.110>
- Rodero M. del R., Carvajal A., Arbib Z., Lara E., de Prada C., Lebrero R., Muñoz R., Rodero R., Carvajal A., Arbib Z., Lara E. and Prada C. D. (2020a). Performance evaluation of a control strategy for photosynthetic biogas upgrading in a semi-industrial scale photobioreactor. *Bioresource Technology*, 307, 123207, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123207>
- Rodero M. del R., Severi C. A., Rocher-Rivas R., Quijano G. and Muñoz R. (2020b). Long-term influence of high alkalinity on the performance of photosynthetic biogas upgrading. *Fuel*, 281, 118804, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118804>
- Ruiz J., Arbib Z., Barragán J. and Perales J. A. (2012). Performance of a flat panel reactor in the continuous culture of microalgae in urban wastewater: prediction from a batch experiment. *Bioresource Technology*, 127, 456–463, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.103>
- Ryckebosch E., Drouillon M. and Vervaeren H. (2011). Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and Bioenergy*, 35, 1633–1645, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.033>
- Samson R. and Leduy A. (1985). Multistage continuous cultivation of blue-green alga spirulina maxima in the flat tank photobioreactors with recycle. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 63, 105–112, <https://doi.org/10.1002/cjce.5450630117>
- Sanz J. L., Rojas P., Morato A., Mendez L., Ballesteros M. and González-Fernández C. (2017). Microbial communities of biomethanization digesters fed with raw and heat pre-treated microalgae biomasses. *Chemosphere*, 168, 1013–1021, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.109>
- Sarkodie S. A., Adams S. and Leirvik T. (2020). Foreign direct investment and renewable energy in climate change mitigation : does governance matter? *Journal of Cleaner Production*, 263, 121262, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121262>
- Schediwy K., Trautmann A., Steinweg C. and Posten C. (2019). Microalgal kinetics – a guideline

- for photobioreactor design and process development. *Engineering in Life Sciences*, 19, 830–843, <https://doi.org/10.1002/elsc.201900107>
- Schwede S., Rehman Z.-U., Gerber M., Theiss C. and Span R. (2013). Effects of thermal pretreatment on anaerobic digestion of nannochloropsis salina biomass. *Bioresource Technology*, 143, 505–511, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.043>
- Sepúlveda-Muñoz C. A., Ángeles R., de Godos I. and Muñoz R. (2020a). Comparative evaluation of continuous piggery wastewater treatment in open and closed purple phototrophic bacteria-based photobioreactors. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101608, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101608>
- Sepúlveda-Muñoz C. A., de Godos I., Puyol D. and Muñoz R. (2020b). A systematic optimization of piggery wastewater treatment with purple phototrophic bacteria. *Chemosphere*, 253, 126621, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126621>
- Serejo M. L., Posadas E., Boncz M. A., Blanco S., Garcia-Encina P. and Muñoz R. (2015). Influence of biogas flow rate on biomass composition during the optimization of biogas upgrading in microalgal-bacterial processes. *Environmental Science & Technology*, 49, 3228–3236, <https://doi.org/10.1021/es5056116>
- Singh J. and Dhar D. W. (2019). Overview of carbon capture technology: microalgal biorefinery concept and state-of-the-art. *Frontiers in Marine Science*, 6(29), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00029>
- Solovchenko A., Verschoor A. M., Jablonowski N. D. and Nedbal L. (2016). Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnology Advances*, 34, 550–564, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.01.002>
- Spellman F. R. and Drinan J. E. (2014). *Wastewater Stabilization Ponds*. CRC Press, Boca Raton.
- Syahirah N., Aron M., Shiong K., Wayne K., Veeramuthu A., Chang J. and Loke P. (2020). Microalgae cultivation in wastewater and potential processing strategies using solvent and membrane separation technologies. *Journal of Water Process Engineering*, 39, 101701.
- Toledo-Cervantes A., Serejo M. L., Blanco S., Pérez R., Lebrero R. and Muñoz R. (2016). Photosynthetic biogas upgrading to bio-methane: boosting nutrient recovery via biomass productivity control. *Algal Research*, 17, 46–52, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.04.017>
- Toledo-Cervantes A., Madrid-Chirinos C., Cantera S., Lebrero R. and Muñoz R. (2017). Influence of the gasliquid flow configuration in the absorption column on photosynthetic biogas upgrading in algal-bacterial photobioreactors. *Bioresource Technology*, 225, 336–342, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.087>
- Toledo-Cervantes A., Morales T., González Á, Muñoz R. and Lebrero R. (2018). Long-term photosynthetic CO₂ removal from biogas and flue-gas: exploring the potential of closed photobioreactors for high-value biomass production. *Science of the Total Environment*, 640–641, 1272–1278, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.270>
- Tredici M. R. and Materassi R. (1992). From open ponds to vertical alveolar panels: the Italian experience in the development of reactors for the mass cultivation of phototrophic microorganisms. *Journal of Applied Phycology*, 4, 221–231,

<https://doi.org/10.1007/BF02161208>

- Uggetti E., Passos F., Solé M., Garfi M. and Ferrer I. (2017). Recent achievements in the production of biogas from microalgae. *Waste and Biomass Valorization*, 8, 129–139, <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9604-3>
- UNE-EN 16723 (2017). Natural Gas and Biomethane for Use in Transport and Biomethane for Injection in the Natural Gas Network. Asociación Española de Normalización. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma/?c=N0058455> (Accessed 16 February 2022).
- Wen S., Liu H., He H., Luo L., Li X., Zeng G., Zhou Z., Lou W. and Yang C. (2016). Treatment of anaerobically digested swine wastewater by *Rhodobacter blasticus* and *Rhodobacter capsulatus*. *Bioresource Technology*, 222, 33–38, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.102>
- Whitton R., Ometto F., Pidou M., Jarvis P., Villa R. and Jefferson B. (2015). Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook for tertiary treatment. *Environmental Technology Reviews*, 4(1), 133–148, <https://doi.org/10.1080/21622515.2015.1105308>
- Woertz I., Feffer A., Lundquist T. and Nelson Y. (2009). Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 1115–1122, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000129](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000129)
- Yang J., Cao J., Xing G. and Yuan H. (2015). Lipid production combined with biosorption and bioaccumulation of cadmium, copper, manganese and zinc by oleaginous microalgae *Chlorella minutissima* UTEX2341. *Bioresource Technology*, 175, 537–544, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.124>
- Yang A., Zhao W., Peng M., Zhang G., Zhi R. and Meng F. (2018). A special light-aerobic condition for photosynthetic bacteria-membrane bioreactor technology. *Bioresource Technology*, 268, 820–823, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.008>
- Zhou Q., Zhang P. and Zhang G. (2015). Biomass and pigments production in photosynthetic bacteria wastewater treatment: effects of light sources. *Bioresource Technology*, 179, 505–509, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.077>
- Zhou Q., Zhang G., Lu Y. and Wu P. (2016). Feasibility study and process optimization of citric acid wastewater treatment and biomass production by photosynthetic bacteria. *Desalination and Water Treatment*, 57(14), 6261–6267, <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1005687>

第十章 污泥脱碳管理与利用

Meltem Urgun-Demirtas^{1*}, Rachel Dalke¹ and Krishna R. Pagilla²

¹Applied Materials Division, Argonne National Laboratory, 9700 S Cass Ave, Lemont, IL, 60439, USA

²Civil and Environmental Engineering, University of Nevada, Reno, 1664 N Virginia Street, Reno, NV, 89557, USA

*Correspondence: demirtasmu@anl.gov

10.1 污泥管理实践现状综述

除了不断增长的全球人口，严格的水处理法规也增加了全球污水污泥（生物固体）的年产量（表 10.1）。因此，生物固体处理与污水处理一样，也成为一个问题（图 10.1）。生物固体处置能力被认为是判断处理厂功能全面性的一个重要因素，其管理占运营成本的很大一部分（25-65%）(Arias et al., 2021; Mu'azu et al., 2019)。生物固体管理包括回收、再利用、转化、养分或能量回收等环节 (Shaddel et al., 2019)。关于废物管理的环境法规以及养分回收潜力是污水资源回收设施（WRRF）利用先进技术管理生物固体的驱动因素。大量研究致力于减少环境影响和成本以及提高 WRRF 在生物固体管理方面的能源效率。未来需要对技术进行战略选择并开发新的技术，以可持续地管理生物固体，从而实现水行业的脱碳。

表 10.1 全球各国的污泥产量

国家	污泥产量（千干吨）	年份
欧盟 28 国 ^a	8000	2016
美国 ^b	12555	2017
中国 ^b	6455	2017
日本 ^b	2405.82	2017
德国 ^c	1800	2016
挪威 ^d	147.6	2018
捷克 ^d	228.22	2018

国家	污泥产量 (千干吨)	年份
瑞典 ^d	210.9	2018
匈牙利 ^d	217.842	2018
澳大利亚 ^d	234.481	2018
罗马尼亚 ^d	247.76	2018
土耳其 ^d	318.50	2018
荷兰 ^d	341.03	2018
波兰 ^d	583.07	2018
克罗地亚 ^d	19.23	2018
塞浦路斯 ^d	8.406	2018
拉脱维亚 ^d	24.591	2018
立陶宛 ^c	44.192	2018
阿尔巴尼亚 ^d	94.5	2018
斯洛伐克 ^d	55.93	2018
斯洛文尼亚 ^d	38.1	2018
塞尔维亚 ^d	9.6	2018
波斯尼亚和黑塞哥维那 ^d	9.5	2018
马耳他 ^d	8.28	2018
瑞士 ^d	177	2017
保加利亚 ^d	68.6	2017
爱尔兰 ^d	58.773	2017

^a European Commission (2020).

^b Wei et al. (2020).

^c Roskosch and Heidecke (2018).

^d Eurostat (2020).

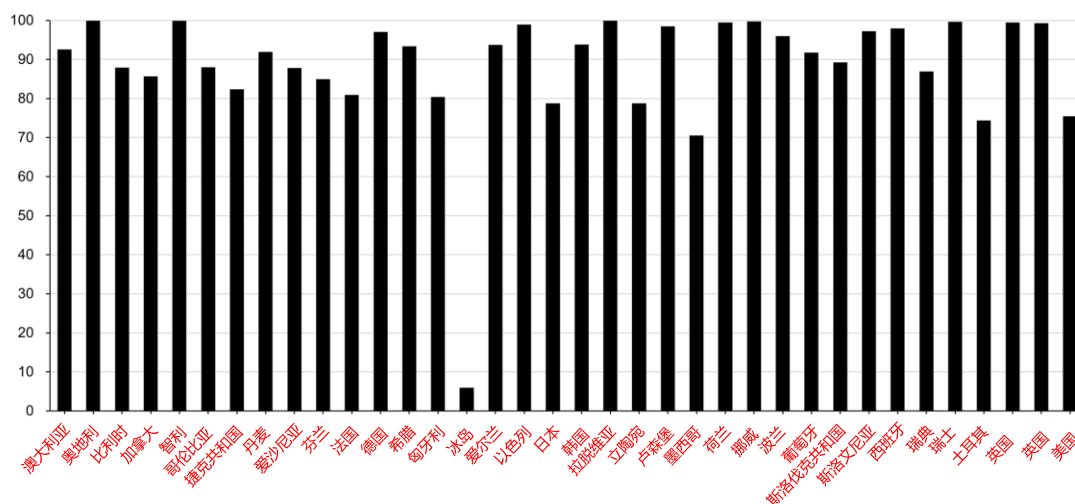


图 10.1 各国接入城市污水收集系统的常住人口百分比(OECD. Stat 2021)

世界各地的污泥（生物固体）管理策略各不相同（表 10.2）。在美国（US），土地利用、堆肥、焚烧、厌氧消化（AD）和填埋是最常见的生物固体管理方法 (Lee et al., 2020)。图 10.2 显示了由美国环境保护署（EPA）报告的公有处理厂（POTW）中所采用的生物固体管理方法类型分布。在中国，生物固体管理方法包括堆肥、混燃、热干焚烧和水泥制造(Arias et al., 2021)。2016 年，欧盟（EU）的污水处理共产生了大约 800 万吨生物固体(European Commission, 2020)。欧盟的生物固体管理方法主要是农业使用和焚烧(Kacprzak et al., 2017)；但是，不同国家对土地利用的规定和使用水平差异很大。据估计，在埃及每年产生 210 万吨生物固体，其中约 85%的干固体因缺乏能够稳定化处理的设施而被不当处置 (Abdel Wahaab et al., 2020)。波兰每年产生大量的污泥（2009-2018 年，污泥产生量超过 50 万吨/年），主要是通过填埋进行管理(Eurostat, 2020; Rosiek, 2020)。2016 年通过了一项禁止填埋污泥的法律，因而需要开发适当的替代管理策略。2016 年，波兰高达 34%和 30%的污泥分别通过农业使用（形成土壤、肥料）和热转化（焚烧、共焚烧、气化、热解、湿式氧化）方式进行管理(Przydatek & Wota, 2020)。

本章旨在回顾和总结当前有关生物固体管理的知识，并为未来的实践提供基础。本章重点介绍当前的管理实践如何帮助脱碳，生物固体管理策略在实现公用事业脱碳目标中的作用，以及如何应对管理中的挑战（例如，新出现的污染物、气味、公众监督和不安）以实现脱碳目标。由于前述章节中已详细讨论了厌氧消化工艺的应用，本章重点介绍厌氧消化工艺之外的污泥处理替代方案。需要注意

的是，污泥厌氧消化后残留的消化液也需要额外的处理。新出现的概念，即水-能源联系、循环经济和营养物交易，是实现未来污泥管理实践中脱碳的重要工具。这些概念非常有助于减轻污泥管理给社会带来的经济负担，克服生态问题和资源稀缺问题。需要开发新的技术和方法来从污泥中提取能量和养分，并优化工艺和提高能源效率。回收的能量和养分成为公用事业的创收来源，为他们赢得了作为污染治理责任方的声誉。反过来，他们将成为有助于减少碳排放并实现水务行业脱碳的实体。可再生能源生产和资源回收被列为污泥管理领域的工作，以实现污泥管理的连锁效益，并开展废物管理的循环经济实践。本章最后一节介绍公用事业脱碳的实践情况以及未来的战略和途径。

表 10.2 常见污泥管理实践的优缺点(Wiechmann et al., 2013) (除非另有说明)

管理方法	优点	缺点	脱碳潜力
农业、园林绿化使用, 各类材料回收再利用	可以利用营养物和磷	污水污泥是污染物和病原体的聚集地	营养物回收
	在所有现行方法中最具成本效益	污染物经食物链的富集	温室气体排放失控
		在营养物供应和降低健康风险一致性方面信心不足(Shaddel et al., 2019)	无能源生产
单独焚烧	允许长期的污水管理规划	从灰烬中回收磷仍然是一个复杂且高成本的过程	能源生产
	清除污水污泥中的有机污染物	转运可能会造成额外的环境污染	只有 P 能被回收
	实现能量回收	在现有的污水处理方法中, 成本最高	需减少空气污染排放
	可从灰烬中回收 P		需要考虑磷的生物利用度
	焚烧和磷回收减少了资源的使用, 并开辟了新的市场		
共焚烧	清除污水污泥中的所有病原体和有机污染物	不能回收污水污泥的营养物	能源生产
	实现能量回收	不能从灰烬中回收 P	建材生产
	成本低于单独焚烧	长途运输会对环境和健康造成有害影响	需减少空气污染排放
	燃料消耗少, 减少了资源的使用, 是混凝土或修路所用的骨料的替代品		
厌氧消化 (AD)	从生物固体中获取能量的最节能方法(Wei et al., 2020)	不适当的底物比例和/或操作条件会导致消化器紊乱(Chow et al., 2020)	能源生产
	消化污泥在土地上施用可减少肥料使用(Wei et al., 2020)	需要较长的停留时间 (Appels et al., 2011)	营养物回收
	提高污泥的脱水性能 (Shaddel et al., 2019)	整体降解效率低 (受水解步骤限制) (Appels et al., 2011)	重点污染物的去除需额外的处理方法
	从产品销售获取额外收入(Shaddel et al., 2019)	很多地方沼气利用率低, 限制了该方法的推广(Seiple et al., 2020)	
	共消化能促进水解, 提高甲烷产率 (Zhang et al., 2020)		

管理方法	优点	缺点	脱碳潜力
堆肥	提高土壤肥力和生物多样性(Bruni et al., 2020)	需要非常大的空间(Jędrzak, 2018)	营养物回收
	减少化肥需求(Bruni et al., 2020)	压缩混合物的孔隙率和水分含量较低, 会产生难闻的气味(Jędrzak, 2018)	需减少空气污染排放
	有助于提高人们对社区一级废物管理措施的认识和推广(Bruni et al., 2020)	产生更多的温室气体排放(Jędrzak, 2018)	

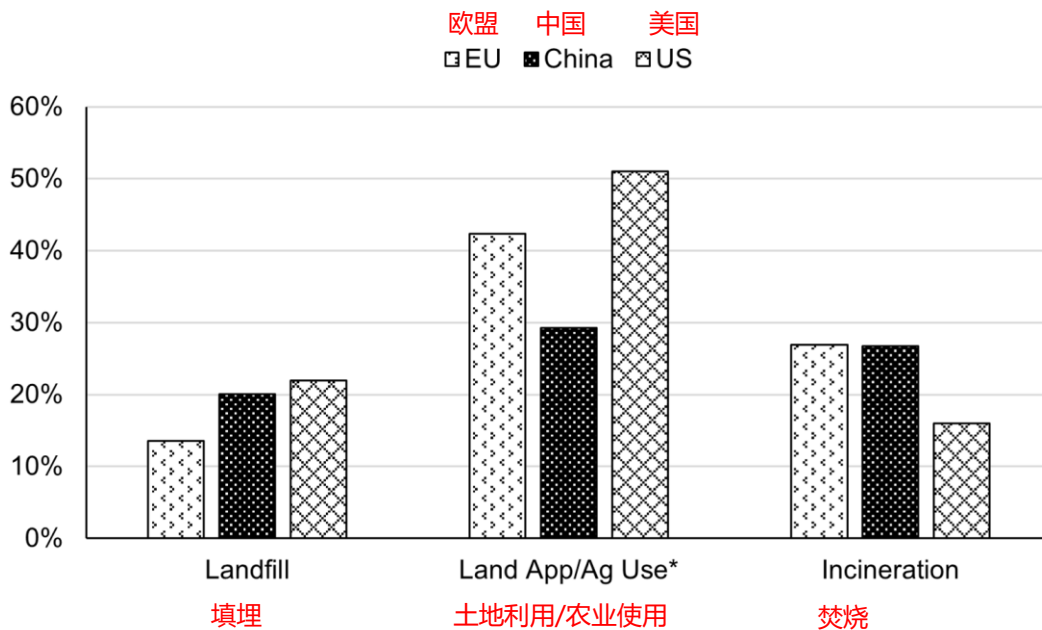


图 10.2 不同污泥管理方法在美国、欧盟和中国的应用情况(Đrđević et al., 2019; US EPA, 2019; Wei et al., 2020)

10.2 从污泥到能源/产品

污泥处理方法可分为生物型或热力型。厌氧消化是一种生物过程, 由于能量输入低(Xu et al., 2020)和有机能源的提取效率高(Nakkasunchi et al., 2021), 因此在生物固体管理方面具有很高的资源回收潜力。将厌氧消化后高固相的生物固体与有机废物(如食物垃圾、庭院垃圾)的其他成分结合管理, 已被确定为一种适合的生物固体管理方法, 在全球变暖潜势、酸化、富营养化、生态毒性和总体成本方面具有低影响(Lee et al., 2020)。此外, 厌氧消化不需要曝气, 因而显著降低处理厂的运营成本(Chen et al., 2020; Seiple et al., 2020)。在能量回收方面厌氧消

化在很大程度上比焚烧更有效，但转化效率低，并且会产生大量需要处理的湿消化物残留(Chen et al., 2020)。由于可生产和利用沼气，厌氧污泥处理在经济和生态方面具有潜在效益(Nakkasunchi et al., 2021)。然而，据美国报道，污泥处理产生的沼气利用率较低，进水流量超过 100 万加仑 (MGD) /天或 3785 m³/天的污水资源回收设施中，采用厌氧消化工艺的不到一半，而且很少将生成的沼气用于供热或发电(Seiple et al., 2020; Shen et al., 2015)。此外，对常见生物方法（如 AD 或堆肥）处理后的固体产品的合法使用或处置要求不断增强，使其应用复杂化，因此，目前正集中努力寻找替代方法(Świerczek et al., 2021)。

污泥焚烧与磷 (P) 回收相结合的工艺已引起广泛关注。在德国，大型污水处理厂一直在通过污泥焚烧来回收灰烬中的磷，以实现该国从污水污泥中获得至少 20% 的粗磷酸盐的目标。德国批准的污泥焚烧总容量约为 150 万吨/年，其中 80% 的产能在使用(Wiechmann et al., 2013)。在燃煤/褐煤发电厂和水泥厂中，污泥的共焚烧法处理具有许多优势，包括减少化石能源燃烧、碳排放以及降低成本；但是，此过程中 P 不可被回收。污泥焚烧处理也被用于生产水泥等建筑材料。如果污水中含有高浓度的重金属 (HM)，这种方法是最佳选择之一，因为它将生物可利用的重金属转化为更稳定的形式，从而弱化它们在受体环境中的浸出毒性(Cao et al., 2020)。尽管污泥焚烧最大限度地减少了生物固体（从而降低了土地需求）并通过稳定灰分产量实现能量回收，但它具有较高的资本成本和运营成本。灰烬的毒性也限制了该生物固体管理策略的整体可行性(Arias et al., 2021)。在大多数情况下，空气污染排放是一个重要问题，需要额外处理才能满足空气质量要求。

处理原始生物固体的另一种替代方法是热解，它是一种缺氧的热降解过程。热解是一种廉价且稳健的工艺，由于能产生可分别用于液体燃料和土壤改良的液体和固体流，该方法已显示出处理原始生物固体的良好前景(Callegari & Capodaglio, 2018)。据报道，在好氧消化或堆肥前进行热水解可以提高原料的生物降解性、固体装载能力 (9% vs. 6%) 和生物固体脱水能力，同时保持更好的能量平衡(Flores-Alsina et al., 2021)。热解的高温和高压通过灭活病原体来改善土壤质量，从而拓展了改善后土壤的应用范围（填埋 vs. 土地应用）(Flores-Alsina et al., 2021)。生物炭是一种通过热解产生的产品，它能够改善土壤质量和提高养分水

平，引起了研究者的关注。生物炭已被用于吸附污水中的抗生素、重金属、染料和酚类化合物等；它在农业中的应用还有助于保留土壤中的氮(Singh et al., 2020)。热解法也已被用于将生物固体转化为颗粒活性炭(GAC)。据报道，通过热解生产 GAC 将设施运营成本降低 20-40%，从而实现经济效益(Mu'azu et al., 2019)。然而，据报道 GAC 对重金属的吸附效果较差(Singh et al., 2020)。

最近，研究者对热解法的功效进行了研究，目前热解法的使用受到经济投入的限制。研究表明，热解法在循环经济框架下表现出效益，可以回收能源和自然资源，以及产生有价值的副产品(Tsybina & Wuensch, 2018)。在南非进行的一项模型研究发现，使用热解预处理和厌氧消化结合的集中污泥管理技术，使得进水中 36.5% 的 COD 转化为甲烷，生物固体中的 N 和 P 分别为 41% 和 65%；与研究中的垃圾填埋处理相比，这是一个重大改进(Flores-Alsina et al., 2021)。

水热液化 (HTL) 是另一种有可能处理生物固体并将其转化为生物原油的工艺。与热解相比，使用 HTL 的一个显著优势是能够处理湿原料，从而减少了高成本的干燥步骤。美国的一项建模研究发现，产能超过 17400 m³/天的设施每年可供应约 1000 万吨原料并生产 370 万立方米生物原油(Seiple et al., 2020)。研究已经表明，加工的原料类型和选择的操作条件会影响生物原油的元素组成。WRRF 的生物固体已被证明可生产高产量的生物原油 (45%)，以及实现石油产品中 55-80% 的碳回收率。此外，研究表明，大多数无机物 (包括 P) 集中在 HTL 后的固体产物中 (重量百分比 > 70%)，它们可以被进一步分离出来并用作肥料 (Conti et al., 2020)。HTL 作为一种去除污泥中微量污染物的可行技术已显示出前景；然而，合成工艺用水的复杂成分限制了其拓展应用 (Silva Thomsen et al., 2020)。由于高浓度的有毒化合物，未经处理的工艺用水已被确定为对健康有害，但经过处理的污水有可能通过能源和营养物质的回收而实现增值 (Watson et al., 2020)。尽管 HTL 是一种可将生物质转化为燃料的高效策略，但需要通过昂贵的技术升级手段以达到生物燃料的标准，这阻碍了该技术的应用。催化剂可以通过提高生物原油的质量来克服这一挑战，但许多催化剂是不可回收的，因此也带来了额外的经济负担。多相催化剂已经显示出作为一种可行替代方案的潜力，它不仅可以提高生物原油的产量和质量，还可以进行回收和重复使用，从而降低成本 (Scarsella et al., 2020)。相对于热解，采用 HTL 处理得到的生物原油具有较低的

氧气和水分含量以及较高的热值，从而降低了固定资产和运营成本，在生物转化技术中具有竞争优势(Dimitriadis & Bezergianni, 2017)。

10.3 土地应用和专用填埋

填埋是一种传统上常用的污泥处理方法，因为它成本低且整体操作简单；然而，它有几个缺点，包括大量的用地需求、环境污染（土壤、空气、地表水和地下水），以及失去从污泥中回收能量和养分的潜力。有限的土地供应和严格的空气质量要求导致在许多地区不允许进行污泥填埋处置。例如，加利福尼亚州的垃圾填埋场将在 2025 年禁止 75% 的有机废物输送（包括污泥）。

污泥已被用于多种用途，例如土壤改良剂、部分替代的肥料、土地表面覆盖物、填料和建筑材料成分。许多国家对污泥的土地利用进行了规范。在美国，污水污泥受到 EPA Rule 40 CFR Part 503 的监管，其中包括对污染物浓度和施用率的管制，旨在减少施用于土地或放置在地面处置场的污泥中的病原体、对病媒的吸引和重金属(US EPA, 1992, 1995; Walker et al., 1994)。美国的大多数污泥被用于农业用地（牧场和农田）、受干扰地区（如棕地）、苗圃、森林、休闲区（如公园、高尔夫球场）、草坪和花园、墓地、高速公路和机场跑道中间分隔带等区域(US EPA, 2003a, 2003b)。目前，欧盟对农业中污泥的使用，仅受理事会指令 86/278/EEC 中列出的重金属（Cd、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn）限制。低剂量的污泥应用已显示出对微生物量、有机碳和土壤微生物活性的有益影响。研究发现，在某些情况下，在土壤中过量施用重金属浓度高的污水污泥会增加重金属的生物利用度(Hudcová et al., 2019)。

10.4 棕地开垦

由于污染和土壤条件恶化，棕地成为被废弃、闲置或未能充分利用的土地。许多棕地对周边地区几乎没有价值或价值很低。生物固体已被用于棕地修复以改善土壤质量，从而释放棕地未被充分利用的潜能。生物固体在棕地中的应用率通常高于在农业中的应用。在棕地应用中，平衡碳氮比（C:N）至关重要，它能够最大限度地提高土地中的有机物含量，并使得流失进入地下水中的潜在硝酸盐最少。在某些应用中，需要添加高碳氮比（40:1）的硬木叶、稻草、堆肥物料和造

纸厂细粉等残余材料，以提供过量的碳并从富氮生物固体中固定氮(Brown, 2001)。生物固体的应用也是酸性矿山污水的有效处理方法。在一个典型的矿山复垦场地，生物固体和碳源的应用量分别为 10-25 和 100-150 干吨。然而，这些应用量可能会根据场地特征和开垦所需的土壤深度而变化(Cogger, 2000)。生物固体的应用不仅可以提高土壤碳含量，还可以通过化学方法将金属固定在基质中，从而限制酸性矿山污水中有毒金属的生物利用度和浸出。这是一种廉价的方法，可以在酸性矿山污水区将生物固体掺入高度污染的表土中。

在美国有许多将污泥成功用于棕地复垦的实例。例如，美国芝加哥大都会水回收区 (MWRD) 一直在开垦一块 6070 公顷的煤炭开采遗留区。在 MWRD 的草原计划中，通过施用污泥平整了土地，丰富了土壤中的碳、氮 (N)、磷 (P) 和微量养分含量。该棕地已被改造成肥沃的农业用地(MWRD, 2021)。污泥 (40 吨生物固体/公顷) 和石灰改良剂的施用使科罗拉多州莱德维尔阿肯色河上游的贫瘠尾矿区实现复垦。该措施降低了相关金属污染物的可用性(ITRC, 2010)，它还通过增加 pH 值、总有机碳、持水能力、总养分浓度以及植物和土壤微生物活性来改善土壤质量。结果表明，处理后一年，该区域内植物群落建立，土壤微生物群落开始恢复。

10.5 堆肥

堆肥是一种生化过程，涉及微生物在自然或受控条件下对有机物的降解(Bruni et al., 2020; Onwosi et al., 2017; Sánchez et al., 2017)。由于其广泛的环境兼容性，堆肥已被确定为一种有价值的废物稳定技术(Onwosi et al., 2017)。堆肥的成功与否取决于废物中重金属的浓度。如果管理得当，堆肥可以减少温室气体排放，增加土壤肥力和生物多样性，并减少对化肥的需求(Bruni et al., 2020)。然而，在堆肥过程中渗滤液产生和气体排放的建模方面存在挑战，而堆肥建模对于分析控制措施如何影响整个堆肥过程非常重要。在降低堆肥的负面影响方面有很多方法，包括添加膨化剂，如锯末，稻草，木屑，轧棉机废料等(Onwosi et al., 2017)。生物炭也被用作堆肥过程中的填充剂，它能降低土壤中金属和砷的浓度、增强吸附和微生物群落活性(Ye et al., 2019)。波兰的一项研究表明，生物固体堆肥技术的成熟会影响有机碳、营养物质和重金属的浓度 (但不会影响其可移动或生物可

利用形式的百分比), 是一种有效的稳定方法(Bożym & Siemiątkowski, 2018)。除了波兰, 意大利也在生物固体管理实践方面取得了长足进步(Mininni et al., 2019), 他们在其废物管理框架下使用了许多堆肥设施。对有机废物进行源头分离的巨大努力有助于最大限度地提高养分回收率并实现该国的可持续发展目标。在意大利, 污水污泥是堆肥厂的第二大主要原料来源; 然而, 其占比从 2004 年的 17% 下降到 2017 年的 10.6%。同时, 大部分堆肥产品用于农业(约 70%)(Bruni et al., 2020)。

10.6 资源回收

磷 (P) 是大多数化肥配方中必不可少的元素。据估计, 大多数国家的磷储量将在 100 年内耗尽(Falk et al., 2020)。作为一种没有其他营养(农业上)可替代的不可再生资源(Shaddel et al., 2019), 磷回收已成为科学界非常感兴趣的话题。WRRF 生物固体富含磷, 磷既存在于生物固体本身, 也存在于渗滤液和生物固体灰烬中(Cieślik & Konieczka, 2017)。污水污泥中的磷以无机和有机形式存在。无机磷的化学组成取决于处理厂所选用的工艺(如铁凝结)(Falk et al., 2020)。据报道, 进入 WRRF 的 90-95% 的磷被掺入到生物固体中, 而磷从水体中的回收率仅限于 20-40%(Shaddel et al., 2019)。磷回收的主要方法是鸟粪石沉淀法、磷酸钙 (Ca-P) 沉淀法和磷酸还原法(Shaddel et al., 2019)。鸟粪石沉淀法很昂贵, 并且需要添加外部化学品, 这对于小型工厂来说成本过高。Ca-P 沉淀是一种更有效的磷去除方法, 因为用于 Ca-P 回收的化学品比用于鸟粪石沉淀的化学品更容易获得。而且, Ca-P 沉淀形成羟基磷灰石, 其用途比鸟粪石更广泛(Law & Pagilla, 2019)。相较于从 WRRF 中回收磷, 利用磷矿和现有的磷基肥料变得越来越便宜, 因此这些不同管理技术中任何一种的实施都变得更加困难(Law & Pagilla, 2018)。

热处理灰烬中磷的可用性取决于所应用的技术。24 种德国污水污泥灰中的磷在中性柠檬酸铵溶液中的平均溶解度显示, 磷的可用性相对较差 (25.6%) (Kruger & Adam, 2015)。波兰污泥单独焚烧厂产生的污水污泥灰的清单显示, 2018 年 11 个污泥单独焚烧厂产生 267560 吨灰烬, 每年的污泥干重产能为 1603000 吨。总回收磷约为 16140 吨 (占总灰烬的 13%), 平均生物利用度为 33.9%(Smol et al., 2020)。这些结果表明, 需要通过预处理或后处理方法来改变污泥灰的组成和结构, 以提高植物对磷的利用率, 使其可以用作肥料。针对流态化和固定床反

反应器中污水污泥燃烧产生的磷的归趋进行研究，能够确定磷的分布、元素组成和结晶度，从而能够从燃烧灰烬中更有效地回收磷(Falk et al., 2020)。

由于较少的经济回报和激励措施，从污泥中回收 N 比回收 P 受到的关注要少。然而，新出现的概念，如养分交易和循环经济，有助于开发具有成本效益的氮回收技术，并最大限度地从污泥中回收资源。

10.7 通过污泥稳定化去除新污染物

大多数传统的污水处理工艺完全去除新污染物（ECs）（激素、抗生素、个人护理产品等）的能力有限，并且在污水处理过程中去除部分 ECs 最终会形成大量污泥。如果对污泥中的高浓度 ECs 不经适当处理就排放到环境中，后果可能会令人担忧。污泥处理的类型决定了 ECs 在受体环境中的归趋(Dubey et al., 2021)。生物降解和吸附是去除 ECs 的主要机制；厌氧消化和堆肥通常可以成功去除许多 ECs。水环境研究基金会（WERF）最近开展的一项研究强调了对不同的污泥稳定方法转化 ECs 进行研究的重要性。结果表明，好氧消化仅去除了 18% 的雌激素，而厌氧消化中由于待处理的 ECs 转化为雌激素活性形态，从而导致雌激素增加。还需要将污泥预处理（例如，超声波处理、臭氧氧化、热水解）与污泥稳定结合起来，以加强对顽固性 ECs 的去除。在常规和先进的污泥处理方法中，需要对 ECs 的归趋、转化和去除机制进行更多研究。

10.8 集中式 vs. 分布式污泥管理实践

发达国家在采用污泥管理策略方面，城乡之间存在巨大差异。由于政治结构、国家优先事项、社会经济条件、文化特征、获得公共卫生和安全服务的机会以及财政资源方面的差异，发达国家和发展中国家之间的这种差异加剧了。集中式废物管理战略由于其方便和高效，在发达国家人口密集的城市地区是更可行的选择。随着新概念的出现，分布式废物管理策略开始成为发展中国家、农村地区甚至发达国家城市小社区的一种更可持续的替代方案(Righi et al., 2013)。由于土地稀缺，发达国家城市地区在污泥的土地应用或填埋方面面临越来越多的挑战，运输成本和环境影响也可能促使这些地区采用分散式污泥管理策略。尽管将污泥转化为有用产品的现场处理可能更昂贵，但污泥管理的总体碳足迹可能更低。

10.9 污泥管理技术的环境和经济效益生命周期评估

目前，许多 WRRF 成功地证明了可同时提高能源效率和养分回收的能力。两种或两种以上污泥管理技术（例如厌氧消化和焚烧）的组合在节能工厂中是一种非常常见的做法，例如美因茨(Gretzschel et al., 2020)和汉堡的 Köhlbrandhöft WRRF(Mills et al., 2014; Laurich, 2011)。德克萨斯州的 WRRFs 将厌氧消化和生物质利用、以及生物固体焚烧和电力生产组合实施，据估计减少了 83%的电力消费(Stillwell et al., 2010)。WRRF 的剩余热量和电力已被输送到地区电网系统。一项新的试点应用是在夏季将汉堡 WRRF 的剩余热量储存在含水层中，以补偿季节性波动并在冬季节省热能(Schafer et al., 2020)。含水层热能储存系统（ATES）是开放式系统，其中地下水用作外部能源和含水层之间的传热介质，随季节被加热或冷却。

很少有案例研究能够跟踪公用事业中污泥多用途利用过程的碳流动，以量化将污泥作为生物碳源应用的影响。需要评估每种污泥管理方案的环境和经济可持续性，包括填埋、堆肥、焚烧、消化和土地应用。生命周期评估（LCA）和生命周期成本分析（LCCA）已用于对污泥管理替代方案的环境和经济影响进行比较评估(Arias et al., 2021; Lee et al., 2020; Yoshida et al., 2018)。

10.10 实施污泥管理的挑战与机遇，监管与社会问题

法律规定和环境法规对生物固体或污泥的管理技术有很大影响。WRRFs 应该更全面地进行脱碳。总碳生命周期评估应包含处理厂中涉及的每种污泥处理方法的潜在碳排放量。抵消碳影响所需的缓解措施也应纳入整体评估框架。在未来的污泥管理实践中，严格的法规（例如，空气质量、ECs 去除、污泥施用率）将推动当前污泥处理策略的转变，以进一步减少碳排放。开发性能强化和成本降低的污泥处理策略对于减少碳排放至关重要，这要求详细评估每个步骤对碳排放的影响及其对污泥管理的潜在影响，以及是否具有成本效益，能否实现低碳密集型的可再生能源生产和资源回收。

虽然向原位热和电力生产的转变逐渐降低了污水处理的碳强度，但这种“脱碳”远远不足以达到污水行业的脱碳要求；需要进一步了解未来的污水处理工艺

和排放标准将如何影响污泥管理策略，以确定最低碳的解决方案。这种方案既可以减少污泥和污染物的体积和浓度，又可以降低碳强度，并将传统的污泥处理工艺转变为低碳强度的可持续工艺。

对于污泥处理的脱碳没有直接的配方。供应链上的主要利益相关者的参与，包括排放者、公用事业单位、监管机构、农民和客户（公众接受），对于确定最佳的可持续污泥管理实践至关重要。需要开发决策工具来评估大量参数及其与标准、子标准和替代方案的相互关系，以选择可持续的污泥管理策略并满足对废物进行适当管理的所有要求。多标准决策（MCDM）方法多被用于存在多个相互冲突标准的情况下(Đurđević et al., 2020)；SWOT（优势、劣势、机会、风险）分析也被用于确定可持续污泥管理的最佳路线。最近，研究者努力将多种评估模型进行组合，例如层次分析和 LCA、LCCA 相结合的模型(Đurđević et al., 2020; Turunen et al., 2018)。在污泥处理工艺的选择中，应将不同的能量生产和养分回收方法紧密联系起来。在此过程中，还应对预处理和后处理路线进行选择。对于最终产品的农艺应用，需要基于一种透明的方法，根据循环经济和工业生态的不同场景，预测有机物和营养物质的流动以及预期的污泥管理成本。在这个框架下，需要考虑对所有基本组成部分进行详细分析，包括城市污泥处理的监管、地方和公共参与、经济、操作和技术等方面。

10.11 未来战略和路线图

污泥管理的法律法规已有 30 多年的历史并且已经过时，有必要重新修订适用的法律法规，以实现公用事业部门污泥管理的脱碳。未来污泥管理策略还应着眼于适当的污泥处理方法，以最大限度地减少温室气体排放，病原体灭活及相关污染物的去除。中国的污泥管理战略最近发生了巨大变化。由于中国颁布了 18 项标准和 12 项法规，污泥土地利用量从 2009 年的 60.9% 下降到 2017 年的 21.9%(Wei et al., 2020)（图 10.2 和 10.3）。

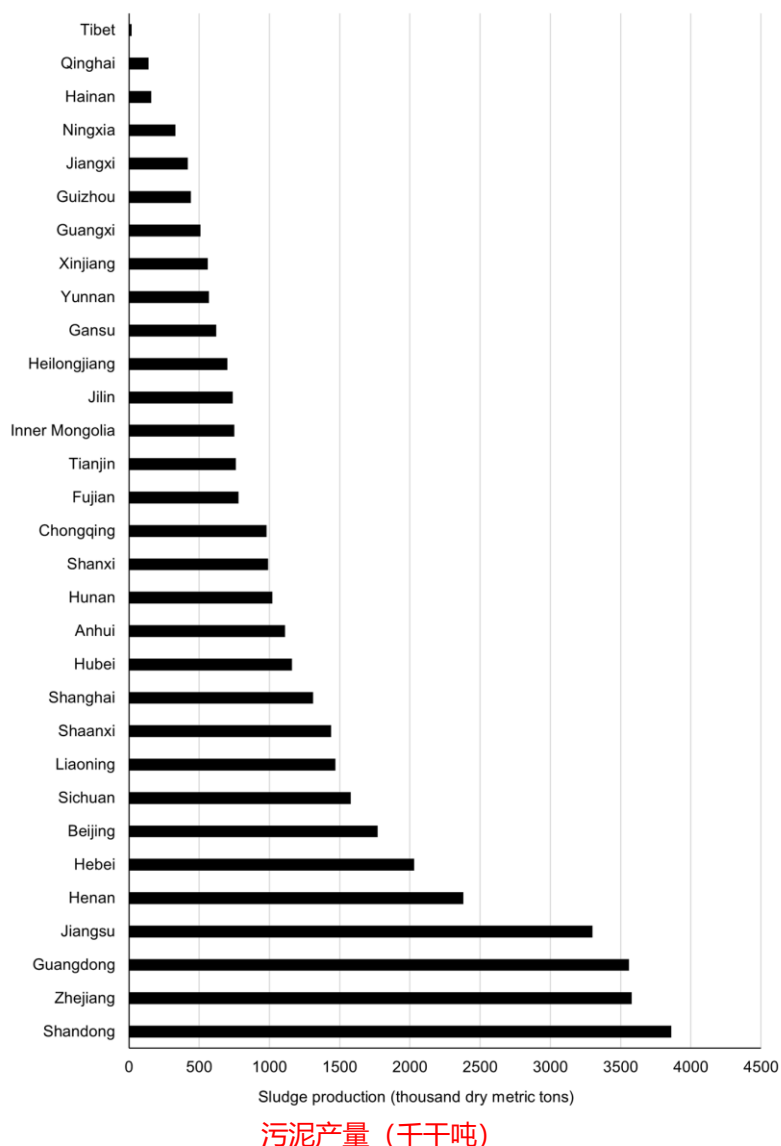


图 10.3 2019 年中国不同省份的污泥产量(Wei et al., 2020)

循环协议和交易正在欧盟兴起，作为一种替代治理形式，满足整个价值链利益相关者的需求，从而提高物质的流通水平。通过这些协议，个人有机会以更合适实现循环经济的方式重新分担风险和责任(Johansson, 2021)。瑞典最近为污水处理厂开发了一项名为 REVAQ 的认证项目，以减轻人们对将污泥用于农业的担忧。为了达到 REVAQ 认证标准，他们一直在努力减少流入农业用地的污水中的污染物。瑞典生产的大约 45% 的污泥符合为农场应用设定的 REVAQ 质量标准(Dagerskog & Olsson, 2020)。另一个例子是荷兰实施的绿色协议，该协议将焚烧炉底灰开发为建筑材料(Government of the Netherlands, 2016)。

为满足日益严格的排放质量要求并缓解磷短缺，污泥焚烧生产能源并回收磷

工艺正成为最常用的工艺。在目前的污水处理应用中，污水中的大部分磷在化学沉淀作用下被污泥捕获，从而达到污水排放标准。对于污泥管理实践的脱碳，关闭养分回收回路至关重要（表 10.2）。污水处理脱碳具有极大的氮回收潜力。回收的氮可用作化肥生产原料，而化肥生产是化石能源密集型工艺。这种方法可以最大限度地减少或消除污水处理产生的 N_2O 排放。然而，污泥中的氮捕获相对较少（~25%），目前大部分氮最终进入处理过的水和大气中。为了最大限度地回收氮，有必要识别富氮流。一种富氮流是污泥脱水过程的循环水。在分布式处理厂中，对富氮流的单独收集和处理可实现完全的氮回收。与化石燃料驱动的化肥生产路线相比，该生产工艺对环境影响最小，有助于养分回收和材料生产（例如，建筑材料、吸附剂），并且降低了温室气体排放，因而有助于实现脱碳目标。

集中式污水处理厂通常用于处理雨水、工业废水和灰水，这使得污泥管理变得复杂，因为污泥的质量和数量受很多因素影响。分布式污水处理厂在封闭式养分回收方面发挥着关键作用，因为可以很容易地将它们设计成可在污水流入前进行源头分离的结构。瑞典已经开发了一种新的源头分离方法，可以在点源处分离和干燥尿液，从而以相对简单的方式将大部分氮气从下水道分流，同时对现有管道的改造最少(Dagerskog & Olsson, 2020)。

各种新的替代工艺，如湿氧化、水解、水热碳化和超临界水氧化，目前处于萌芽阶段或中试阶段，未来将被拓展到大规模应用。这些技术的实施不仅要考虑在特定地点的经济效益和环境可行性，还要考虑污泥处理生命周期内的碳排放。除了 LCA 和 LCCA，社会影响分析（例如就业、收入）将被广泛使用，以指导选择最佳的处理设施和方法，同时帮助脱碳和实现可持续发展目标。水务行业脱碳的最终目标是以可持续的方式从污泥中回收碳并制成有用产品。

参考文献

- Abdel Wahaab R., Mahmoud M. and van Lier J. B. (2020). Toward achieving sustainable management of municipal wastewater sludge in Egypt: the current status and future prospective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127, 109880, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109880>
- Appels L., Lauwers J., Degreè J., Helsen L., Lievens B., Willems K., Van Impe J. and Dewil R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295–4301.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>

- Arias A., Feijoo G. and Moreira M. T. (2021). Benchmarking environmental and economic indicators of sludge management alternatives aimed at enhanced energy efficiency and nutrient recovery. *Journal of Environmental Management*, 279(1), 111594, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111594>
- Bożym M. and Siemiątkowski G. (2018). Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 34332–34342. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>
- Brown S. and Henry C. (2001). *Using Biosolids for Reclamation/Remediation of Disturbed Soils*. University of Washington, pp. 1–26. Available at <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-05/documents/biosolidswhitepaper-uwash.pdf> (Accessed 23 February 2022).
- Bruni C., Akyol Ç., Cipolletta G., Eusebi A. L., Caniani D., Masi S., Colón J. and Fatone F. (2020). Decentralized community composting: past, present and future aspects of Italy. *Sustainability*, 12(8), 3319, 1–20. <https://doi.org/10.3390/su12083319>
- Callegari A. and Capodaglio A. (2018). Properties and beneficial uses of (bio)chars, with special attention to products from sewage sludge pyrolysis. *Resources*, 7(1), 20, 1–22. <https://doi.org/10.3390/resources7010020>
- Cao X., Ma R., Zhang Q., Wang W., Liao Q., Sun S., Zhang P. and Liu X. (2020). The factors influencing sludge incineration residue (SIR)-based magnesium potassium phosphate cement and the solidification/stabilization characteristics and mechanisms of heavy metals. *Chemosphere*, 261, 127789, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127789>
- Chen W.-T., Haque Md. A., Lu T., Aierzhati A. and Reimonn G. (2020). A perspective on hydrothermal processing of sewage sludge. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 14, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.008>
- Chow W. L., Chong S., Lim J. W., Chan Y. J., Chong M. F., Tiong T. J., Chin J. K. and Pan G.-T. (2020). Anaerobic co-digestion of wastewater sludge: a review of potential co-substrates and operating factors for improved methane yield. *Processes*, 8(1), 39, 1–21. <https://doi.org/10.3390/pr8010039>
- Cieślík B. and Konieczka P. (2017). A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of ‘no solid waste generation’ and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1728–1740. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.116>
- Conti F., Toor S. S., Pedersen T. H., Seehar T. H., Nielsen A. H. and Rosendahl L. A. (2020). Valorization of animal and human wastes through hydrothermal liquefaction for biocrude production and simultaneous recovery of nutrients. *Energy Conversion and Management*, 216, 112925, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112925>
- Dagerskog L. and Olsson O. (2020). *Swedish Sludge Management at the Crossroads*, Report, Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden.
- Dimitriadis A. and Bezergianni S. (2017). Hydrothermal liquefaction of various biomass and waste feedstocks for biocrude production: a state of the art review. *Renewable and Sustainable*

Energy Reviews, 68, 113–125. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.120>

- Dubey M., Mohapatra S., Tyagi V. K., Suthar S. and Kazmi A. A. (2021). Occurrence, fate, and persistence of emerging micropollutants in sewage sludge treatment. *Environmental Pollution*, 273, 116515, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116515>
- Durđević D., Blecich P. and Jurić Ž. (2019). Energy recovery from sewage sludge: the case study of Croatia. *Energies*, 12(10), 1927, 1–19. <https://doi.org/10.3390/en12101927>
- Durđević D., Trstenjak M. and Hulenčić I. (2020). Sewage sludge thermal treatment technology selection by utilizing the analytical hierarchy process. *Water*, 12(5), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w12051255>
- European Commission (2020). Waste Streams: Sewage Sludge. Available at https://ec.europa.eu/environment/topics/waste-and-recycling/sewage-sludge_en (accessed 29 September 2021)
- Eurostat (2020). Sewage Sludge Production and Disposal. Available at https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_ww_spd/default/table?lang=en (accessed 29 September 2021)
- Falk J., Skoglund N., Grimm A. and Öhman M. (2020). Fate of phosphorus in fixed bed combustion of biomass and sewage sludge. *Energy & Fuels*, 34(4), 4587–4594. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b03976>
- Flores-Alsina X., Ramin E., Ikumi D., Harding T., Batstone D., Brouckaert C., Sotemann S. and Gernaey K. V. (2021). Assessment of sludge management strategies in wastewater treatment systems using a plant-wide approach. *Water Research*, 190, 116714, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116714>
- Government of the Netherlands (2016). Green deals overview, Report, Government of the Netherlands, Netherlands. Available at https://www.greendeals.nl/sites/default/files/uploads/2016/03/Progress_report_Green_Deals_ENG.pdf (accessed 29 September 2021)
- Gretzschel O., Schäfer M., Steinmetz H., Pick E., Kanitz K. and Krieger S. (2020). Advanced wastewater treatment to eliminate organic micropollutants in wastewater treatment plants in combination with energy-efficient electrolysis at WWTP Mainz. *Energies*, 13(14), 3599, 1–27. <https://doi.org/10.3390/en13143599>
- Hudcová H., Vymazal J. and Rozkošný M. (2019). Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil and Water Research*, 14(2), 104–120. <https://doi.org/10.17221/36/2018-SWR>
- ITRC (2010). Chemical Stabilization: Phosphate and Biosolids Treatment. Mining Waste Treatment Technology Selection. Available at <https://frtr.gov/matrix/documents/Solidification-and-Stabilization/2010-Chemical-Stabilization-Phosphate-and-Biosolids-Treatment.pdf> (accessed 29 September 2021)
- Jędrzszak A. (2018). Composting and fermentation of biowaste – advantages and disadvantages of processes. *Civil and Environmental Engineering Reports*, 28(4), 71–87. <https://doi.org/10.2478/ceer-2018-0052>

- Johansson N. (2021). Circular agreements – exploring the role of agreements and deals as a political tool for a circular economy. *Circular Economy and Sustainability*, 1, 499–505. <https://doi.org/10.1007/s43615-021-00004-5>
- Kacprzak M., Neczaj E., Fijałkowski K., Grobelak A., Grosser A., Worwag M., Rorat A., Brattebo H., Almås Å. And Singh B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>
- Krüger O. and Adam C. (2015). Recovery potential of German sewage sludge ash. *Waste Management*, 45, 400–406. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.025>
- Laurich, F. (2011). Hamburg Wasser's efforts for a self-sufficient energy supply of Kohlbrandhof/Dradenau WWTP. International Water Week, Amsterdam.
- Law K. P. and Pagilla K. R. (2018). Phosphorus recovery by methods beyond struvite precipitation. *Water Environment Research*, 90(9), 840–850. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012188006>
- Law K. P. and Pagilla K. R. (2019). Reclaimed phosphorus commodity reserve from water resource recovery facilities – a strategic regional concept towards phosphorus recovery. *Resources, Conservation and Recycling*, 150, 104429, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104429>
- Lee E., Oliveira D. S. B. L., Oliveira L. S. B. L., Jimenez E., Kim Y., Wang M., Ergas S. J. and Zhang Q. (2020). Comparative environmental and economic life cycle assessment of high solids anaerobic co-digestion for biosolids and organic waste management. *Water Research*, 171, 115443, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115443>
- Mills N., Pearce P., Farrow J., Thorpe R. B. and Kirkby N. F. (2014). Environmental and economic life cycle assessment of current and future sewage sludge to energy technologies. *Waste Management*, 34(1), 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>
- Mininni G., Mauro E., Piccioli B., Colarullo G., Brandolini F. and Giacomelli P. (2019). Production and characteristics of sewage sludge in Italy. *Water Science and Technology*, 79(4), 619–626. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.064>
- Mu'azu N. D., Essa M. H., Aga O. and Jarrah N. (2019). Life cycle assessment approach to sustainable sewage sludge management for water pollution control. *Journal of Physics: Conference Series*, 1349, 012145, 1–8. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1349/1/012145>
- MWRD (2021). Biosolids Utilization. Available at https://legacy.mwrdd.org/irj/go/km/docs/documents/MWRD/internet/protecting_the_environment/Water_Reclamation_Plants/htm/Biosolids_Disposal.htm (accessed 29 September 2021)
- Nakkasunchi S., Hewitt N. J., Zoppi C. and Brandoni C. (2021). A review of energy optimization modelling tools for the decarbonisation of wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123811, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123811>
- OECD.Stat (2021). Wastewater Treatment (% Population Connected). Available at https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=WATER_TREAT (accessed 29 September 2021)

- Onwosi C. O., Igbokwe V. C., Odimba J. N., Eke I. E., Nwankwoala M. O., Iroh I. N. and Ezeogu L. I. (2017). Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>
- Przydatek G. and Wota A. K. (2020). Analysis of the comprehensive management of sewage sludge in Poland. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(1), 80–88. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00937-y>
- Righi S., Oliviero L., Pedrini M., Buscaroli A. and Della Casa C. (2013). Life cycle assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. *Journal of Cleaner Production*, 44, 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>
- Rosiek K. (2020). Directions and challenges in the management of municipal sewage sludge in Poland in the context of the circular economy. *Sustainability*, 12(9), 3686, 1–28. <https://doi.org/10.3390/su12093686>
- Roskosch A. and Heidecke P. (2018). Sewage Sludge Disposal in the Federal Republic of Germany, Report, German Environment Agency, Dessau-Roßlau, Germany. Available at https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190116_uba_fb_klaerschlamme_engl_bf.pdf (accessed 29 September 2021)
- Sánchez Ó. J., Ospina D. A. and Montoya S. (2017). Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. *Waste Management*, 69, 136–153. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.012>
- Scarsella M., de Caprariis B., Damizia M. and De Filippis P. (2020). Heterogeneous catalysts for hydrothermal liquefaction of lignocellulosic biomass: a review. *Biomass and Bioenergy*, 140, 105662, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105662>
- Schäfer M., Gretzschel O. and Steinmetz H. (2020). The Possible Roles of Wastewater Treatment Plants in Sector Coupling. *Energies*, 13(8), 2088, 1–20. <https://doi.org/10.3390/en13082088>
- Seiple T. E., Skaggs R. L., Fillmore L. and Coleman A. M. (2020). Municipal wastewater sludge as a renewable, costeffective feedstock for transportation biofuels using hydrothermal liquefaction. *Journal of Environmental Management*, 270, 110852, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110852>
- Shaddel S., Bakhtiary-Davijany H., Kabbe C., Dadgar F. and Østerhus S. (2019). Sustainable sewage sludge management: from current practices to emerging nutrient recovery technologies. *Sustainability*, 11(12), 3435, 1–13. <https://doi.org/10.3390/su11123435>
- Shen Y., Linville J. L., Urgun-Demirtas M., Mintz M. M. and Snyder S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Silva Thomsen L. B., Carvalho P. N., dos Passos J. S., Anastasakis K., Bester K. and Biller P. (2020). Hydrothermal liquefaction of sewage sludge; energy considerations and fate of micropollutants during pilot scale processing. *Water Research*, 183, 116101, 1–8.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116101>

- Singh S., Kumar V., Dhanjal D. S., Datta S., Bhatia D., Dhiman J., Samuel J., Prasad R. and Singh J. (2020). A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: valorization, opportunities, challenges and future prospects. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122259, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>
- Smol M., Adam C. and Anton Kugler S. (2020). Inventory of Polish municipal sewage sludge ash (SSA) – mass flows, chemical composition, and phosphorus recovery potential. *Waste Management*, 116, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.042>
- Stillwell A., Hoppock D. and Webber M. (2010). Energy recovery from wastewater treatment plants in the United States: a case study of the energy-water nexus. *Sustainability*, 2(4), 945–962. <https://doi.org/10.3390/su2040945>
- Świerzczek L., Cieślak B. M. and Konieczka P. (2021). Challenges and opportunities related to the use of sewage sludge ash in cement-based building materials – a review. *Journal of Cleaner Production*, 287, 125054, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125054>
- Tsybina A. and Wuensch C. (2018). Analysis of sewage sludge thermal treatment in the context of circular economy. *Detritus*, 2(1), 1–15. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13668>
- Turunen V., Sorvari J. and Mikola A. (2018). A decision support tool for selecting the optimal sewage sludge treatment. *Chemosphere*, 193, 521–529. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.052>
- US EPA (1992). Technical Support Document for Reduction of Pathogens and Vector Sludge Attraction in Sewage Sludge, Report EPA 822/R-93–004, Office of Water, US EPA, Washington, DC, USA. Available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-12/documents/tsd-reduction-pathogens-vector-1992.pdf> (accessed 29 September 2021)
- US EPA (1995). Part 503 Implementation Guidance, Report EPA 833-R-95–001, Office of Water, US EPA, Washington, DC, USA. Available at <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/owm0237.pdf> (accessed 29 September 2021)
- US EPA. (2003a). Biosolids Technology Fact Sheet, Fact Sheet No. 832-F-03–012, pp. 1–8). Office of Water, US EPA, Washington, DC, USA. Available at <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-11/documents/biosolids-technology-factsheet.pdf> (Accessed 23 February 2022).
- US EPA. (2003b). Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (625/R-92/013; pp. 1–186). US EPA Office of Research and Development, US EPA, Washington, DC, USA. Available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-625-r-92-013.pdf> (Accessed 23 February 2022).
- US EPA (2019). Basic Information about Biosolids [Other Policies and Guidance]. Available at <https://www.epa.gov/biosolids/basic-information-about-biosolids> (accessed 29 September 2020)
- Walker J., Knight L. and Stein L. (1994). A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule, Report EPA/832/R-93/003, Office of Wastewater Management, US EPA, Washington, DC, USA. Available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018->

12/documents/plain-english-guide-part503-biosolids-rule.pdf (accessed 29 September 2021)

- Watson J., Wang T., Si B., Chen W.-T., Aierzhati A. and Zhang Y. (2020). Valorization of hydrothermal liquefaction aqueous phase: pathways towards commercial viability. *Progress in Energy and Combustion Science*, 77, 100819, 1–45. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2019.100819>
- Wei L., Zhu F., Li Q., Xue C., Xia X., Yu H., Zhao Q., Jiang J. and Bai S. (2020). Development, current state and future trends of sludge management in China: based on exploratory data and CO₂-equivalent emissions analysis. *Environment International*, 144, 106093, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106093>
- Wiechmann B., Dienemann C., Kabbe C., Simone B., Ines V. and Andrea R. (2013). *Sewage Sludge Management in Germany, Report*. Umweltbundesamt, Germany.
- Xu Y., Lu Y., Zheng L., Wang Z. and Dai X. (2020). Perspective on enhancing the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 389, 121847, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121847>
- Ye S., Zeng G., Wu H., Liang J., Zhang C., Dai J., Xiong W., Song B., Wu S. and Yu J. (2019). The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>
- Yoshida H., ten Hoeve M., Christensen T. H., Bruun S., Jensen L. S. and Scheutz C. (2018). Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174, 538–547. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>
- Zhang Q., Zhang L., Guo B. and Liu Y. (2020). Mesophiles outperform thermophiles in the anaerobic digestion of blackwater with kitchen residuals: insights into process limitations. *Waste Management*, 105, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.018>

第十一章 膜相关技术在高耗能水/污水系统中的脱碳潜力

Boyan Xu, Shujuan Huang, Chuansheng Wang, Tze Chiang Albert Ng and How Yong Ng*

National University of Singapore Environmental Research Institute, 5A Engineering Drive 1, 117411, Singapore

*Correspondence: howyongng@nus.edu.sg

11.1 引言

污水处理厂（WWTP）的首要作用是去除污水中的污染物以产生高质量的出水，从而保护环境、保障人类健康和实现水的再利用。然而，一些传统的污水处理厂可能不足以为工业或家庭提供合格的可重复使用的水。例如，制药工业的快速发展导致了水中的新微污染物，如药用活性污染物（PhACs），传统的活性污泥（CAS）很难去除污水中的这些新微污染物(Radjenović et al., 2009)。为了满足更严格的污水排放标准和日益增长的污水回收需求(Melin et al., 2006)，需要额外的处理工艺，通过去除不需要的化合物来净化产生的污水。膜技术至少有半个世纪的发展历史，它可以选择性地去除很多种不需要的成分。除了生产高质量的出水外，占地面积小是膜技术的另一个优势，特别是考虑到城市土地日益紧张的情况。例如，膜生物反应器（MBR）技术(Ng & Ng, 2010)将膜浸入活性污泥中，可以实现高生化效率并在处理后产生高质量污水。

由于进一步的社会发展，很多国家对淡水的消费需求不断增加，从而导致淡水供应不足。因此，从非常规水源（如海水和微咸水）中提取饮用水的海水淡化工艺变得必要，特别是对于一些水资源紧张的国家，如新加坡。历史上，海水淡化是通过加热蒸发来实现的；在 20 世纪 70 年代末，反渗透（RO）膜也开始用于海水淡化（图 11.1a）(Judd, 2017)。RO 技术不仅具有设备材料轻、高度紧凑、生产效率高的特点，而且与多级闪蒸（MSF）、多效蒸馏（MED）和热蒸汽压缩（TVC）等热脱盐技术相比，能耗更低。因此，在世界很多地区 RO 技术替代了热脱盐技术(Ali et al., 2018)，已被广泛用于市政供水部门（污水处理和海水淡化厂）。

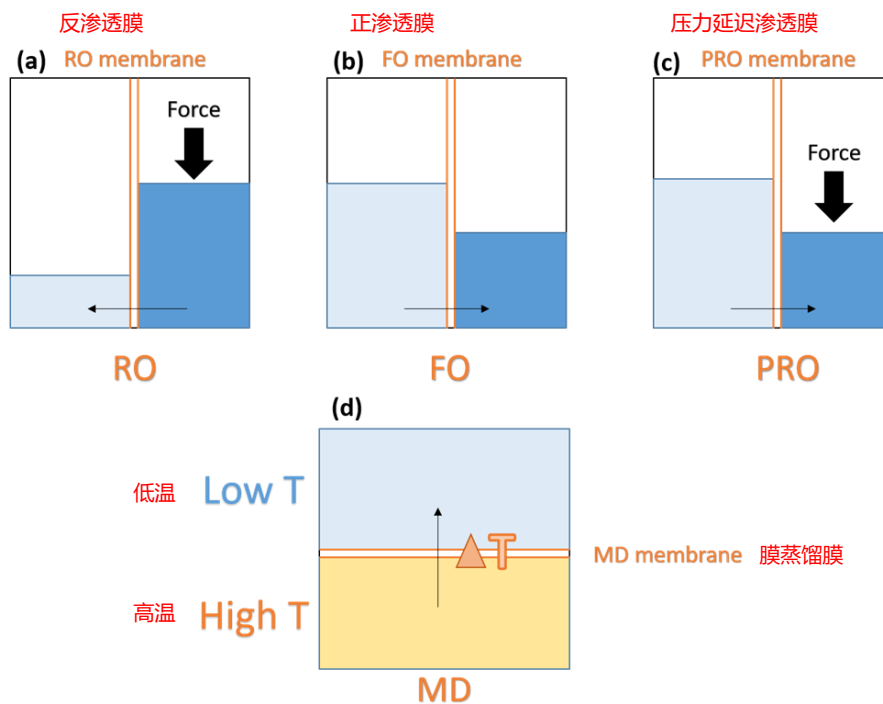


图 11.1 海水淡化技术的装置及原理：(a)RO; (b)FO; (c)PRO; (d)MD。黑色箭头表示水流方向

根据联合国粮食及农业组织 (UN-FAO) 的数据, 2009 年全球处理了超过 260 亿立方米的生活污水。污水处理用电量约占美国每年总用电量的 3% (USEPA, 2006), 中国的平均占比为 0.3% (Hao et al., 2015)。在中国, 供应污水处理厂运行的发电可能导致每年产生超过 1.1 亿吨 CO_2 (Hao et al., 2015)。因此, 在能源成本增加、巨大的化石燃料消耗和气候变化的背景下, 包括使用膜技术的污水处理厂在设计时应提高能源效率, 并将资源回收作为关键绩效指标。考虑到与传统污水处理工艺 (例如, MBR、CAS) 相比, 膜技术可能是能源更密集的工艺 (Mannina et al., 2020), 它可能会增加污水处理中的碳足迹和能源消耗。但是, 全球通过反渗透技术对海水和微咸水的淡化贡献了超过 50% 的饮用水 (Judd, 2017)。尽管与热脱盐技术相比, RO 是商业应用中更经济的海水淡化技术, 而且在压力交换器 (PX) 作为能量回收装置 (ERDs) 的帮助下, 海水反渗透 (SWRO) 处理技术的处理成本已经从 1997 年的 $\$4.5 \text{ m}^{-3}$ 下降至到 $\$1.5 \text{ m}^{-3}$ (ERD) (Judd, 2017); 但它仍然需要 $3\sim 4 \text{ kWh/m}^3$ 的能量消耗, 这是理论值的两倍多 (盐浓度为 350000 pm 且回收率为 50% 的海水, 能量消耗为 1.06 kWh/m^3) (Ali et al., 2018)。因此, 毫无疑问, 当前需要降低污水处理和海水淡化的高能源需求, 以实现经济和环境可

持续的供水/污水处理过程。

水工厂和科学界在研究方面的努力促进了一些新型膜工艺的发展，膜技术与传统工艺的结合在节能、资源回收和脱碳方面具有很大的潜力。因此，有必要总结这些最新进展，讨论如何使用新型膜技术进行污水处理/回收和海水淡化，以帮助实现能源自给自足、甚至碳中和。本章特别讨论了可降低能耗且具有高脱碳潜力的新型膜技术在污水处理中的应用，包括好氧颗粒污泥膜生物反应器（AGMBRs）、微藻膜生物反应器（A-MBRs）、厌氧膜生物反应器（AnMBRs）、膜生物膜反应器（MBfRs）和正向渗透（FO）集成工艺。此外，本章还讨论了具有脱碳潜力的海水淡化膜技术，包括压力延迟渗透（PRO）、正渗透-反渗透（FO-RO）混合技术和正渗透-膜蒸馏混合技术（FO-MD）。

11.2 污水处理和资源回收中的膜脱碳策略

11.2.1 好氧颗粒污泥膜生物反应器（AGMBRs）

好氧颗粒污泥膜生物反应器（AGMBR）是一种新型且有前景的污水处理/再生技术，它将好氧颗粒污泥（AGS）和膜过滤相结合，同时去除污水中的有机物和营养物质(Chen et al., 2017; Iorhemen et al., 2019; Li et al., 2019)。与传统 MBRs 中的 CAS 相比，AGS 具有更致密的结构、更大的粒径和更好的沉降性，有利于减少 AGMBR 中的膜污染（例如，孔堵塞和饼层形成）。此外，Zhang 等人（2020）的研究揭示了 AGS 对膜表面的冲刷作用，其固有的颗粒性质对缓解膜污染也起到了至关重要的作用。因此，与传统的 MBRs 相比，AGMBR 可以为膜污染控制节省能源，从而减少碳足迹。此外，AGMBR 结合反渗透（AGSMBR-RO）工艺被用于城市污水处理，AGSMBR-RO 的能源需求可低至 0.79 kWh/m^3 ，显著低于使用传统城市污水回收工艺的 $1.15 \sim 2.0 \text{ kWh/m}^3$ (Wang et al., 2020)。同时，AGMBR 膜过滤技术能够去除 AGS 中的所有悬浮固体，从而提高出水质量 (Liébana et al., 2018)。

迄今为止，已对两种运作模式的 AGMBRs 进行了广泛的研究，包括批处理模式和连续模式。众所周知，序批式反应器（SBR）因其盛衰交替、提供液压压力、水力剪切力强等特点，是颗粒培养和长期稳定维护的理想配置。因此，SBR

后接膜过滤的序批式处理模式已被证实是 AGMBR 的有效配置，可以缓解膜污染并保持颗粒的长期稳定性。跨膜压力（TMP）增加率大多低于 0.3 kPa/d，与控制组 MBRs 的相比降低了 50-90% (Li et al., 2019; Thanh et al., 2013; Truong et al., 2018)。此外，AGMBRs 还表现出良好的总氮（TN）去除率，可达 55%以上，这是由于颗粒内部不同的微环境促使硝化和反硝化（SND）过程的同时进行(Li et al., 2019; Thanh et al., 2013; Vijayalayan et al., 2014)。然而，应该指出的是，以连续模式运行的 AGMBR 在应用方面更具吸引力，因为它降低了资本成本（CAPEX）和运营成本（OPEX）(Chen et al., 2017)。

然而，与 SBR 相比，由于液压和操作条件不同，连续模式下颗粒的培养和稳定性保持仍然存在挑战，这限制了 AGMBR 连续处理工艺的广泛应用(Chen et al., 2017; Corsino et al., 2016; Li et al., 2014)。最近，一些研究人员试图在连续处理装置中通过重构或模拟与 SBR 中相似的液压条件来克服这一挑战(Chen et al., 2017; Corsino et al., 2016)。Chen 等人（2017）设计了一种内循环 AGMBR，通过在缺氧区向下驱动液体，在好氧区向上驱动液体，来模拟 SBR 的水力条件，在连续流生物反应器中培养 AGS。35 天后颗粒培养成功，平均粒径为 0.228 毫米；然而，该研究没有考虑膜过滤行为。Corsino 等人（2016）试图重建 SBR 中的液压条件，以在 AGMBR 的新型流体动力学配置中培养颗粒。结果表明，与传统 MBR 相比，AGMBR 的膜过滤性能提高了 90%。然而，在连续操作模式下，颗粒在不到 20 天的时间内就分解了。由于制粒机制复杂，关于连续膜反应器中颗粒培养的信息和明确机制仍不清晰，因此颗粒的培养和稳定性是推广低碳足迹 AGMBRs 工艺应用的关键挑战。

11.2.2 微藻膜生物反应器（A-MBRs）

微藻因其具有将污水中的氮和磷转化为藻类生物质的独特能力而被广泛用于污水处理/回收。然而，微藻较差的沉降性会导致生物质损失和出水水质恶化，这限制了其应用(Tang & Hu, 2016)。近年来，随着污水排放标准的日益严格，微藻膜生物反应器（A-MBR）利用膜过滤技术解决了藻类沉淀性差的问题，引起了人们的广泛关注。

在污水处理过程中，A-MBR 主要用于去除常规生物处理工艺出水中的残留

营养物质（即氮和磷）(Low et al., 2016; Tang & Hu, 2016; Winkler & Straka, 2019)。同时，膜对藻类的完全保留，可以实现藻类的高生物量生产，从而产生生物燃料、动物食品和其他生物产品等增值产品(Drexler & Yeh, 2014; Tang & Hu, 2016)。虽然藻类分泌的有机物（AOMs）引起的膜污染是 A-MBR 工艺使用面临的挑战，但该工艺可实现污水处理和生物燃料生产的一体化，而未来藻类生物燃料有望占据 75% 的市场份额(Nhat et al., 2018)。值得注意的是，A-MBR 工艺用于处理对苯二甲酸污水时，可以捕获 CO₂ 并将其转化为藻类生物量，藻类 CO₂ 捕获率可高达 91.59% (Yang et al., 2020)。与传统的藻类培养系统（例如，高速藻池和光生物反应器）相比，A-MBR 显著提高了藻类生物量产量和养分去除效率(Bilad et al., 2014; Drexler & Yeh, 2014; Tang & Hu, 2016)。

最近，研究者提出了一种藻-泥共生系统（AS-MBR）来加强营养物质去除并减轻膜污染(Sun et al., 2018a, 2018b)。藻类在光合作用过程中产生的氧气被细菌用来降解有机污染物和氧化铵。反过来，细菌产生的 CO₂ 可以被藻类用来合成生物物质(Luo et al., 2017b)。Liang 等人（2013）报告，某些细菌（例如地衣芽孢杆菌）可能会为小球藻（即一种绿色微藻）的生长创造有利条件，进一步推进构建共生关系。Sun 等人（2018b）发现，在 MBR 中引入藻类后，总氮和磷酸盐的去除效率分别提高了 10% 和 8%。此外，由于 AS-MBR 中丝状细菌的抑制作用以及较低的胞外聚合物（EPS）浓度，膜的过滤性能提高了 50%。尽管 AS-MBR 是一项有前景的技术，能够去除营养物质、缓解膜污染、减少能源消耗和碳足迹；但应该注意的是，AS-MBR 的性能将受到藻类与污泥接种量之比、流入污水特性和操作条件等多种因素的影响(Sun et al., 2018b)。

11.2.3 厌氧膜生物反应器（AnMBRs）

主流厌氧处理受到了相当多的关注(Chernicharo et al., 2015; Smith et al., 2012)，因为它免除了生物质的曝气步骤，以富含甲烷的沼气形式回收能量，并且比好氧系统明显产生更少的生物质。厌氧膜生物反应器（AnMBR）是一种结合厌氧工艺和膜过滤技术的先进污水处理技术。与传统的厌氧工艺相比，AnMBR 将膜浸入厌氧生物质或将膜与厌氧生物反应器外部连接，具有出水质量更好、生物质产量更低、占地面积更小的优点(Lei et al., 2018; Smith et al., 2014; Xu et al., 2020a)。

此外，由于水力停留时间（HRT）和固体停留时间（SRT）的解耦，AnMBRs 可以在生物反应器中保持更长的固体停留时间和更高的有机负荷，有效防止产甲烷菌的损失，提高甲烷生产效率。因此，AnMBR 技术是目前公认的一种有望实现污水处理能量平衡的能量净收益技术。

过去十年处理低有机物浓度生活污水的中试规模 AnMBR 研究报告称，气态甲烷产量约为 $0.1-0.3 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ (Lim et al., 2019; Robles et al., 2020; Shin & Bae, 2018)。因此，理论上可以改善净能量平衡，使得 AnMBRs 在将废物转化为能源的过程中产生能量净收益，即将沼气转化为电能和热能，实现资源回收(图 11.2) (Shin & Bae, 2018; Smith et al., 2014)。

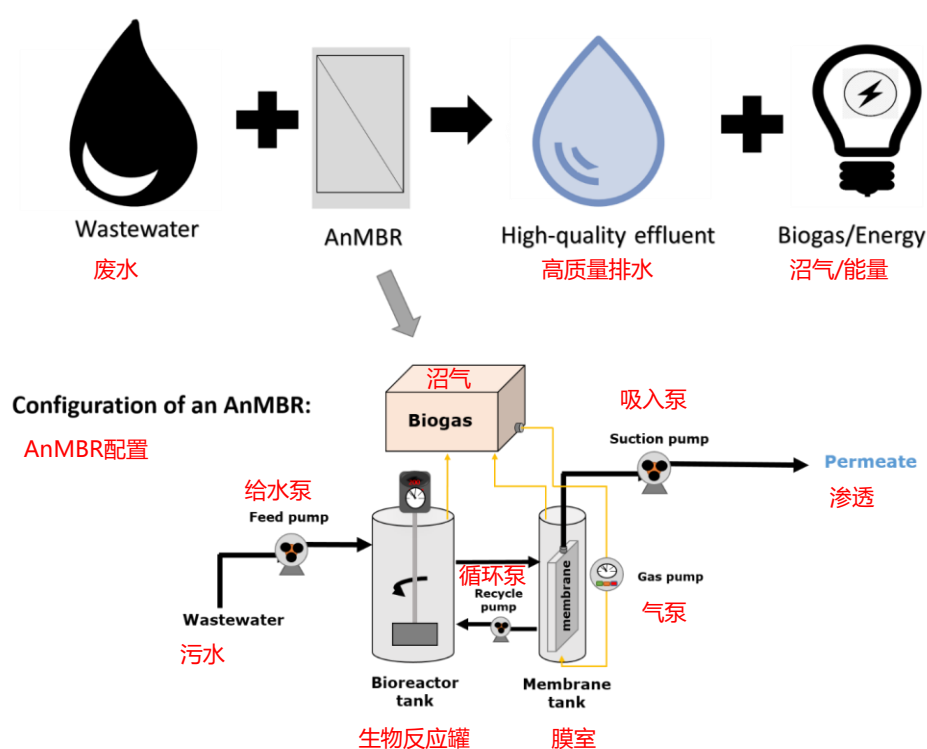


图 11.2 AnMBR 的结构及其用于污水中势能回收的工艺示意图 (摘自 Shin & Bae, 2018)

然而，用于处理生活污水的 AnMBRs 可能不会产生高甲烷产量，因为有机物含量低且甲烷在流出物中溶解的比例很高(Crone et al., 2016)。对于高耗能污水处理，AnMBR 通过将废物转化为能源来实现能源自给自足的可能性很大。例如，AnMBR 处理垃圾渗滤液产生的沼气的甲烷含量在 70%到 90%之间，产率为 $0.34 \text{ L/g COD}_{\text{removed}}$ (Xie et al., 2014)。此外，AnMBRs 消化处理食物垃圾，可能获得净能源效益，这可能是由于富含甲烷的沼气产率为 $0.21 \pm 0.1 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$

(Galib et al., 2016; Jeong et al., 2017)。

一般来说, AnMBRs 有可能成为污水处理/回收和水回收的能源净收益技术。然而, 如严重的膜污染(Robles et al., 2012)、营养物质去除不足和流出物中溶解的甲烷含量高等严重问题(Crone et al., 2016), 必须以节能和经济高效的方式加以解决, 从而促进该技术在全球范围内的全面应用。更节能的 AnMBRs 技术可以采用适当的策略来控制污染, 包括物理(如旋转膜)、化学(如 NaClO)和生物方法(如群体淬灭), 而不是能源密集型的沼气喷射(Shin & Bae, 2018; Xu et al., 2020b; Yue et al., 2018)。采用中空纤维膜接触器可以去除溶解甲烷, 平均去除率可达 70% 以上(Lim et al., 2019)。结合正渗透厌氧膜生物反应器 FO-AnMBR 等新型混合技术有助于减少出水中溶解的甲烷(Chen et al., 2014)。值得注意的是, 将厌氧氨氧化(厌氧氨氧化)与亚硝酸盐/硝酸盐依赖的厌氧甲烷氧化(n-DAMO)相结合, 可以同时从合成厌氧污水中去除高达 85% 的溶解甲烷和超过 99% 的氮(Liu et al., 2020), 这将减少温室气体(即 CH₄) 排放以及用于 AnMBR 流出物后处理的外部碳添加。

11.2.4 膜生物膜反应器 (MBfRs)

膜生物膜反应器 (MBfRs) 中通过加压向膜表面形成的生物膜提供气体基质 (图 11.3), 近年来作为一种可持续的水处理工艺受到了广泛关注(Aybar et al., 2014; Hasar, 2009; Martin & Nerenberg, 2012)。MBfR 中的大部分生物质作为生物膜的功能层位于膜表面, 其中独特的微生物群落结构可以同时去除污水中的有机物和氮。此外, 与能源密集型曝气相比, 在 MBfR 中可以实现高气体传输率以节省更多能源, 特别是在使用高压供气时, 因此只需要更小尺寸的生物工艺罐(即低资本投入)(Aybar et al., 2014; Hasar, 2009; Martin & Nerenberg, 2012)。此外, 由于没有密集的曝气气泡, MBfRs 限制了生物反应器中挥发性有机化合物(VOCs) 和温室气体的释放。

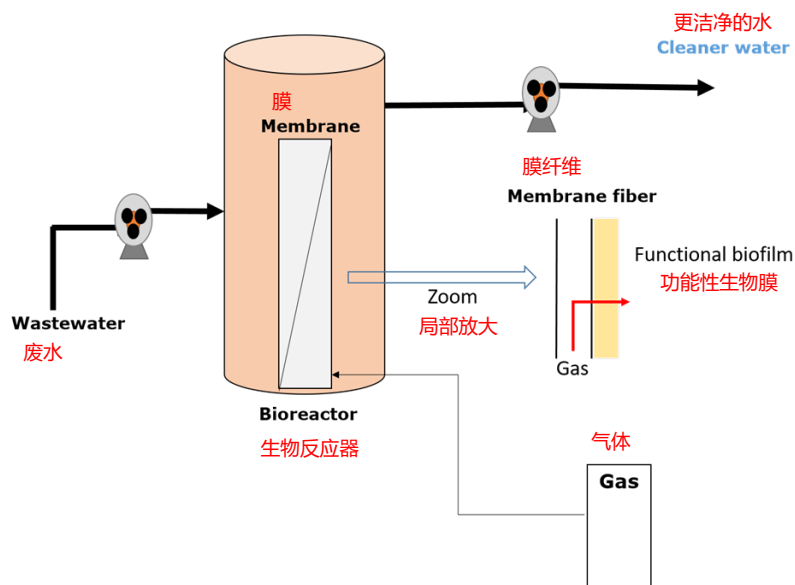


图 11.3 用于污水处理的膜生物膜反应器 (MBfR)

膜曝气生物膜反应器 (MABR) 是一种典型的 MBfR，其中氧气通过膜直接输送到功能性生物膜。与传统的 CAS 相比，MABRs 的氧气传输效率更高，可实现 40-75% 的节能 (Martin & Nerenberg, 2012)。例如，使用 MABR 进行生物处理的能耗可低至 0.212 kWh/m^3 ，并且具有出色的处理性能（即去除 96.8% 的 TSS、94.8% 的 NH_4^+ 和 98.9% 的 BOD） (Tirosh & Shechter, 2020)。因此，MABRs 在减少环境影响和提高污水处理厂的经济可持续性方面表现出巨大潜力。然而，膜更换成本是其商业发展的主要障碍 (Martin & Nerenberg, 2012)。此外，在 MABR 中保持高度活跃的生物膜仍然是一个挑战，应采取适当的流速或湍流与适当的曝气速率耦合策略，以保持生物膜的最佳厚度 (Martin & Nerenberg, 2012)。值得注意的是，在 MABR 中采用了群体淬灭手段，并证明了它可以通过降解酰基高丝氨酸内酯 (AHL) 信号分子来控制 EPS 含量和生物膜的厚度 (Taşkan et al., 2020)。未来应该进行适当的生物膜管理以及开发具有成本效益的膜，使 MABR 成为具有成本效益的脱碳技术。

11.2.5 正渗透 (FO) 集成工艺用于污水处理/回收和资源回收

11.2.5.1 微滤正渗透膜生物反应器 (MF-FOMBRs)

与液压驱动的 RO 等膜技术相比，渗透压驱动的正渗透 (FO) 具有低污染潜

质和低能量输入的特点(Parida & Ng, 2013)。在 FO 工艺中, 来自浓溶液侧的渗透压可以吸引稀溶液侧的水分子穿过 FO 膜, 而盐则被排斥 (图 11.1b) (Parida & Ng, 2013)。FO 膜可用于资源回收。例如, Bao 等人 (2020) 指出, 用温和伯胺改性的 FO 膜可以实现高防污能力, 用于浓缩生活污水时, 氨的回收率在 94% 以上。磷也是一种不可再生资源。然而, 由于生活污水中磷的浓度较低, 直接从生活污水中回收磷的技术匮乏。微滤正渗透膜生物反应器 (MF-FOMBR), 即正渗透膜生物反应器 (FOMBR) 和微滤膜 (MF) 并联运行, 可实现污水处理/再生, 并且磷的回收率在 90% 以上, 回收的无定形磷酸钙沉淀物中磷含量为 11.1%-13.3% (图 11.4 a) (Qiu et al., 2015)。FO 膜排斥营养物质, 而 MF 膜则允许它们通过, 从而在不添加 Fe^{3+} 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的情况下从富含营养物质的 MF 渗透液中回收磷。由于 MF-FOMBR 不需要生物活性, 因此无需富集聚磷生物 (PAOs), 同时富磷污泥的下游处理可以实现节能。此外, FOMBRs 中的 FO 膜具有不易被污染的优势, 处理过程中只需采用较低的液压、冲刷强度和回洗频率 (Achilli et al., 2009; Qiu et al., 2015), 而 FO 膜污染也可能由于生物反应器盐度增加导致渗透压驱动力降低造成(Holloway et al., 2015)。

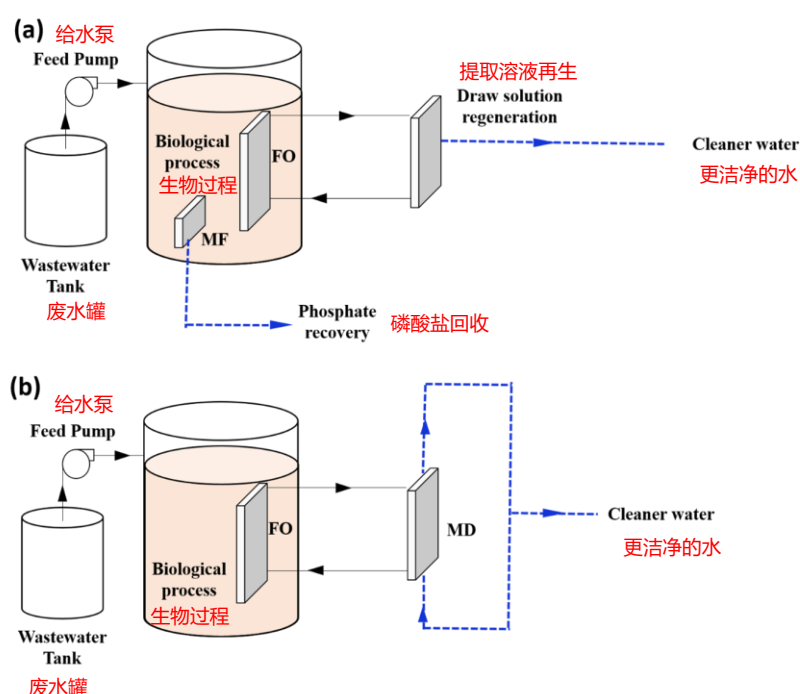


图 11.4 (a) 用于污水处理和养分回收的微滤正渗透膜生物反应器 (MF-FOMBRs) 系统配置; (b) 用于污水处理的正渗透膜生物反应器 (FOMBRs) 与膜蒸馏 (MD) 混合系统 (FOMBR-MD)

可持续 MF-FOMBR 的能耗与 CAS 系统相比应具有竞争力, 其次是先进的处理工艺能够实现高质量的水回用(Holloway et al., 2015)。目前, 用于回收提取溶液 (DS) 的大量能量输入极大地限制了 FOMBR 和其他 FO 相关技术 (包括 MF-FOMBR) 的规模化应用。FOMBRs 的 DS 再生可通过 RO 工艺实现(Holloway et al., 2015)。根据反渗透系统分析系统 (ROSA) 设计软件 (Dow Filmtec, Edina, MN), 计算出 40 g L^{-1} -NaCl 提取溶液再浓缩优化后的近似比能需求为 1.6 kWh m^{-3} (Holloway et al., 2015)。如果将压力交换器集成到 RO 系统中, 比能需求大约可以降低至 1.1 kWh m^{-3} ; 然而, 这个值仍超过当前先进的污水处理工艺(Holloway et al., 2015)。因此, 为了克服全尺寸 MF-FOMBR 实施的主要障碍, 有必要开发创新型高效的提取溶液再生装置, 以降低与 FOMBRs 相关的能源消耗。另一种压力驱动过滤, 即纳滤 (NF), 它可以实现对多价离子的高截留以及足够低的压力以实现高水回收率, 是一种 DS 再生的有前景的选择。用于农业灌溉的 FOMBR 和 NF 混合系统能够产生高质量的出水, 并且降低了 DS 更换成本(Corzo et al., 2018)。尽管来自 SWRO 工艺的海水卤水被认为是一种废物, 但它可以作为现有的且易于获得的高渗透压提取溶液, 这将有助于提高现有 FOMBR 的经济可行性, 因为不需要进行 DS 再浓缩(Qiu et al., 2015)。此外, 它可以创造一种更可持续的海水盐水处理方式, 因为 FOMBR 系统中的稀释盐水可以减少对海洋生态系统的影响。因此, 虽然稀释后的盐水不经进一步处理不能作为回用水使用, 而且系统长期运行对污染物积累和膜污染的影响还有待进一步研究(Qiu et al., 2015); 但从能源角度来看, 使用海水作为 FOMBRs 的 DS 有望对污水处理的可持续性和碳足迹产生积极影响。

11.2.5.2 正渗透-膜蒸馏混合技术 (FO-MD) 用于污水处理/再生

与 RO、NF 等压力驱动过滤再生 DS 和回用水相比, 膜蒸馏 (MD) FOMBRs (即 FOMBR-MD) 用于污水处理/再生也得到了广泛的研究(Morrow et al., 2018)。在 FOMBR-MD 系统中, 污水被送入生物反应器, 在那里向生物质提供曝气并冲刷 FO 膜。通过渗透, 水从生物反应器穿过 FO 膜扩散到提取溶液中。稀释的提取溶液被送到 MD 室以重新浓缩, 同时生成产品水 (图 11.4 b)。MD 是一种热驱动脱盐工艺 (图 11.1 d)。由于部分蒸气压梯度, 水蒸气从高温溶液通过微孔疏

水膜传输到低温溶液，MD 可以完全排斥非挥发性物质 (Morrow et al., 2018)。与压力驱动过滤技术相比，在回收 FO 提取液时，MD 的能量需求相对较低，因为它可以直接利用工厂的废热对提取液进行热脱盐。此外，当进料溶液盐度增加时，反渗透的电能需求也会增加；然而，MD 仅受进料溶液盐度增加的轻微影响(Amy et al., 2017)。此外，Luo 等人 (2017a) 指出，FOMBR-MD 系统可以有效去除污水中 30 种受关注的痕量有机污染物，所有痕量有机物的截留率均在 90%以上，从而生产高质量的水。因此，FOMBR-MD 系统被认为是一种有前景的技术，能够以低能耗和低碳足迹生产高质量的清洁水(Morrow et al., 2018)。

另外，FO 可以直接连接到 MD (FO-MD)，在用于工业废水回收或资源回收时无需生物过程(Zhou et al., 2017)。例如，Nguyen 等人 (2016) 使用 FO-MD 系统浓缩富营养污泥，聚四氟乙烯膜是四种 MD 膜中最有效的，可实现 10.28 LMH 的高水通量和接近 100%的脱盐率。Ge 等人 (2016) 使用氢酸络合物 (即 $\text{Na}_3[\text{Cr}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]$) 作为提取溶液，通过 FO-MD 系统将 As(III)的浓度降低至低于 10 $\mu\text{g/L}$ (低于 WHO 标准的浓度)。该系统还可以使用聚丙烯酸钠 (PAA-Na) 盐处理染料污水(Ge et al., 2012)。此外，FO-MD 混合系统还可用于处理含油污水，其中不仅包括原油，还可以回收大量的化学添加剂 (如乙酸) (Zhang et al., 2014)。

新颖的膜设计可以使 FO-MD 混合技术更具竞争力。例如，对称 FO 膜具有高水通量和高脱盐率，这是由于带负电荷的磺酸盐基团和超薄对称结构发挥作用 (Cheng et al., 2019)。Li 等人 (2020) 分析了 FO-MD 使用对称 FO 膜浓缩纺织污水的经济可行性。通过对比两种商业 FO 膜，结果表明，对称 FO 膜在 FO-MD 工艺中表现出更优性能。这可能是由于 FO 和 MD 工艺之间的水转移速率 (WTR) 相同，因此能耗大大降低。此外，在混合工艺中使用对称 FO 膜处理 500 mL 纺织污水时，要达到 10 的浓缩因子 (CF) 仅需使用三者中最低的总成本 0.17 美元。然而，对于去除各种顽固化合物和改进其他优化提取液的可行方案需进一步研究，以检验对称 FO 膜在各种类型污水处理中的潜力(Li et al., 2020)。

11.3 海水淡化脱碳的潜在膜策略

11.3.1 压力延迟渗透技术在海水淡化发电中的应用

压力延迟渗透 (PRO) 技术可以将渗透压转化为机械功, 从两种不同盐度的溶液中提取能量 (图 11.1c)。在 PRO 工艺中, 低盐度的溶液 (如河水) 被高盐度溶液 (如海水) 的渗透力吸过半透膜, 并由涡轮机以与通过的流速相等的速率加以利用(O'Toole et al., 2016)。

然而, 并非所有的 PRO 都能以经济的方式获得能源效益, 可通过决定膜生产率的功率密度 (W/m^2) 来评估 PRO 系统的性能。挪威电力公司 Statkraft 建议商业 PRO 的基准应超过 $5W/m^2$ (O'Toole et al., 2016)。虽然这种 PRO 配置可用于提取可再生能源, 但在实际应用中使用时, 总的可比能量可能非常低, 约为 $0.1 kWh/m^3$ (O'Toole et al., 2016)。具体来说, 当考虑海水、淡水的预处理成本以及涡轮机和其他子系统的使用时, 在河-海 PRO 系统中, 可用的净比能量可以降低至 $0.124 kWh/m^3$ (图 11.5a 和 11.6) (O'Toole et al., 2016)。主要的成本来自于淡水和海水的预处理, 目的是减轻污染 (图 11.6)。因此, 河-海 PRO 系统应用的主要障碍是膜污染 (表 11.1), 因为 PRO 模式 (面向进料溶液的膜的多孔层) 与 FO 模式 (面向进料溶液的膜活性层) 相比更易被污染 (图 11.1b 和 c)。例如, 与实验中的 FO 模式相比, 在 PRO 模式中发现 50 ppm 总有机碳 (TOC) 和 5 mM 钙会导致更严重的结垢 (Parida & Ng, 2013)。水流速率的大幅下降可能是由于 PRO 膜多孔支撑层的严重污染和内部浓差极化 (ICP) 增加造成的 (Holloway et al., 2015)。总体而言, 在实际应用中使用时, 进行能量回收的 PRO 系统在经济上并不可行。减轻 PRO 膜污染的技术突破可以增加可用的净比能。此外, 在高压作业期间, 还需要具有高机械强度的 PRO 支撑层 (Sun & Chung, 2013), 这对高效经济的渗透发电提出了挑战 (表 11.1)。

表 11.1 低能耗海水淡化的混合膜技术汇总

处理工艺	可能与之混合的技术	驱动力	潜在的细分市场	优点	缺点
反渗透(RO)		外加压力	海水淡化	低资本投入	高能耗

反渗透(RO)	PRO	外加压力, 渗透压	海水淡化, 节能	低能耗	高 PRO 膜污染, 高资本支出, 需要 PRO 膜高机械耐受力
反渗透(RO)	FO	外加压力, 渗透压	污水浓缩, 脱盐	低能耗	高资本投入, FO 膜污染
正渗透(FO)	MD	外加压力, 渗透压	海水淡化	低能耗	FO 膜污染, MD 低通量, 高资本投入

尽管 RO 是目前最常见和最有效的海水淡化技术之一,但仍需要大量能量来克服海水的渗透压(Ali et al., 2018)。由于 RO 盐水的浓度相对较高,例如海水,因此可用于提高 PRO 的发电量。考虑到全球海水淡化厂已生产超过 2400 万 m³/天的饮用水(Achilli et al., 2014), PRO 系统可以回收巨大的渗透能。此外, SWRO 与 PRO 耦合 (SWRO-PRO) 不仅可以减少 SWRO 系统的能量输入,还可以减少 RO 盐水的排放,从而减少对海洋生态的不利环境影响(图 11.5b)。根据图 11.6, 预处理可能超过总渗透能耗的 29%; 然而, 进入 PRO 子系统的盐水不含污垢, 因为它已经通过 RO 预处理系统, 如超滤 (UF), 进行了预处理。因此, 与河-海 PRO 系统相比, 它将降低能源消耗(Achilli et al., 2014)。此外, SWRO-PRO 的膜功率密度可能高于 5 W/m², 这大大超过了韩国河-海 PRO 试点系统报道的 1.5 W/m² (Achilli et al., 2014; Kim et al., 2013)。从能源角度来看, 一个 RO 回收率达 50% 的 SWRO-PRO 中试系统可以产生大约 1.1 kWh/m³ 的比能, 因此可以将 SWRO 的比能降低到 1 kWh/m³ 左右(Prante et al., 2014)。

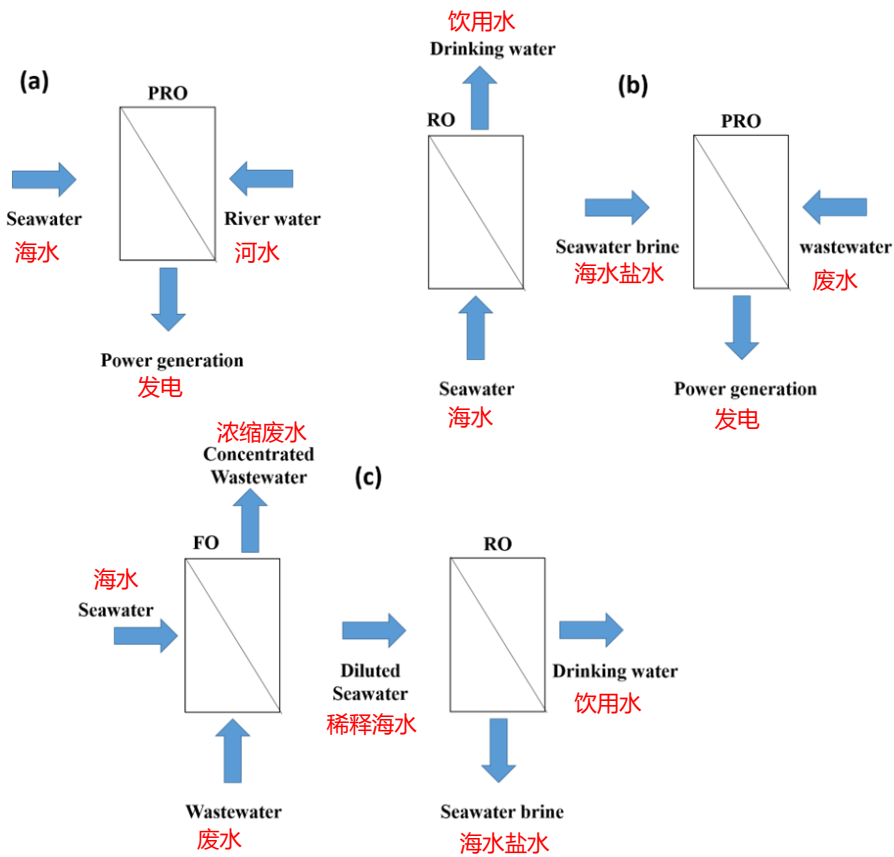


图 11.5 (a)用于发电的河-海 PRO 系统配置, (b)用于淡化和发电的 SWRO-PRO 系统, (c)用于淡化和污水浓缩的 FO 和 RO 混合系统

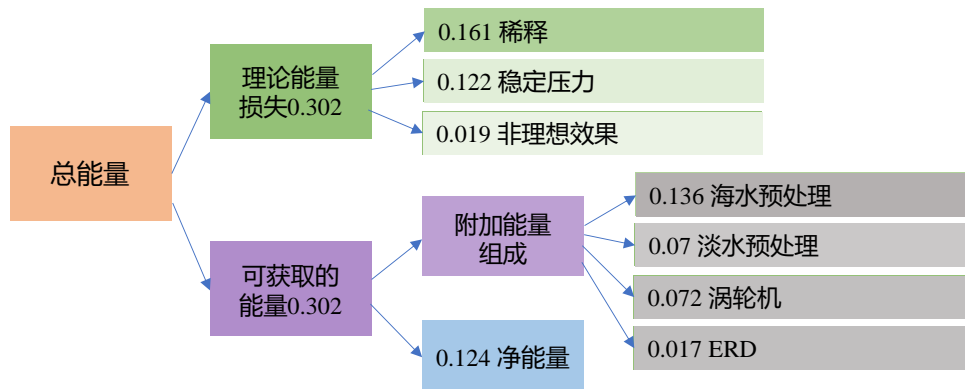


图 11.6 河-海 PRO 系统的能量桑基图 (源自(O'Toole et al., 2016)) 根据 18°C 时混合的吉布斯自由能计算总能量。单位为 kWh/m³

然而, 由于新加坡等一些地区淡水资源稀缺, 污水滞留物的盐度接近河水的盐度, 因此被首选用作 PRO 系统的给水, 而不是选用河水补给(Wan & Chung, 2015)。因此, 由于污水滞留物中的污染物造成的膜污染可能仍然是 SWRO-PRO 发电系统面临的主要问题。功率密度的降低主要是由 PRO 膜的多孔基材上的污

垢造成的。因此，UF 和 NF 都被用作预处理工艺，将功率密度分别提高到 6.6 和 8.9 W/m²，它们可以降低污水滞留物的结垢可能性(Wan & Chung, 2015)。此外，进料污水的混凝也可能有所帮助(Wan et al., 2019)。与导致通量减少 69.3%的未处理污水相比，AlCl₃ 和 NaAlO₂ 已被证明可将标准化水通量分别提高到 66%和 64%。在 2000 kPa 时，初始水通量也分别增加到 25.5 和 24.8 LMH (Wan et al., 2019)。除了预处理，增强防污膜性能也可以改善 SWRO-PRO，并且可以使用多种纳米材料来进行膜改性，例如石墨烯基材料、碳纳米管和沸石，这赋予了 PRO 膜良好的膜结构，并增强了它的防污特性(Wan et al., 2020)。一般来说，为了进一步扩大规模将 PRO 整合进 RO 系统以实现低碳脱盐，PRO 膜污染的问题需要被有效解决。

11.3.2 正渗透-反渗透 (FO-RO) 混合技术用于海水淡化和污水浓缩

FO 和 RO 混合系统 (FO-RO) 被认为是另一种绿色技术，因为它可以同时用于海水淡化和污水浓缩 (图 11.5c) (Linares et al., 2016)。Shaffer 等 (2015) 声称“FO 工艺并非旨在取代 RO，而是用于处理 RO 无法处理的给水”。FO 系统可以在 FO 膜的一侧使用海水，在另一侧使用污水，这能够使得在用 RO 脱盐之前降低海水的渗透压。减少污水量可以降低运输、处理过程中的能源消耗(Linares et al., 2016)。此外，该混合技术可能从浓缩污水中更有效地收集能量 (例如沼气和养分 (例如磷酸盐))。浓缩污水可以进行厌氧处理，同时提高沼气 (CH₄) 的产量(Amy et al., 2017)。例如，当 FO 对生活污水的预浓缩系数从 1 增加到 10 时，AnMBR 的甲烷产量可以从 214 逐渐增加到 322 mL-CH₄/g-COD (Vinardell et al., 2021)。整个 FO-RO 系统的能源消耗可以通过多产生的沼气来抵消(Amy et al., 2017)。

此外，SWRO 设施还可以通过降低运行液压来实现潜在的电力节约(Linares et al., 2016)。盐水 RO 膜 (BWRO) 也可以用来代替 SWRO 膜。而且，稀释后的海水可以采用更高的通量，从而提高整个系统的水回收率。此外，盐度较低的排水对水生生态系统的不良影响较小。与 FO-RO 脱盐工艺相关的比能耗 (SEC) 介于 1.3 和 1.5 kWh m⁻³ 之间，这是以二次污水流出物作为进料，海水作为提取溶液，对处理容量为 2400 m³/d 的设备的保守估计(Yangali-Quintanilla et al., 2011)。

这个 SEC 范围可能低于用于海水淡化的传统 RO 工艺。

FO-RO 混合系统的主要资本投入来自 FO 膜。如果商用 FO 膜模块能够以合理的成本生产，那么 FO-RO 系统的使用可能更加可行（表 11.1）(Linares et al., 2016)。总体而言，与传统 SWRO 相比，尽管由于 FO 系统的实施，资本支出增加了 21%；但是 FO-RO 系统由于稀释海水节省了能源，可以降低 56% 的运营成本(Linares et al., 2016)。通过计算每立方米脱盐水的总成本，与传统 SWRO 相比，FO-RO 混合脱盐系统可以降低 16% 的成本。此外，对 FO-RO 混合工艺的经济性进行评价，并与传统的两级 SWRO 进行了比较。螺旋缠绕 FO 和板框式 FO-RO 混合工艺可在 20 年内分别减少 3.553 亿美元和 3.102 亿美元的成本(Im et al., 2020)。

11.3.3 正渗透-膜蒸馏混合技术 (FO-MD) 用于海水淡化

对于可持续的 FO 系统，必须采用分离工艺来进行提取溶液再生和盐水淡化。在 RO、NF 和 MD 中，由于 MD 优于压力驱动过程（即 RO 和 NF），正渗透与 MD (FO-MD) 的集成也被广泛研究用于海水淡化（包括海水和微咸海水淡化）。由于 MD 可以完全排斥非挥发性物质，因此具有比 RO 和 NF 更高的耐盐性 (Morrow et al., 2018)。在这三者中，MD 的操作压力较低，是一种很有前途的高盐河水淡化工艺，因为 MD 工艺的一个关键特点是产出水的通量和质量对进料水的盐度（低于 200000 ppm 时）不敏感(Amy et al., 2017)。而且，MD 通常在高温下运行，它可以利用废热和太阳能作为热源进行海水淡化。因此，当太阳能和废热在 MD 工厂附近可大量获得时，FO-MD 工艺尤其受青睐(Wang et al., 2015)。与 RO 和 NF 中遇到的结垢相比，MD 中的结垢问题明显较轻，可以使用阻垢剂和酸来解决 MD 过程中的结垢问题(Amy et al., 2017)。

然而，海水淡化的 MD 工艺很难将废热或太阳能以较高效率转入整个 MD 系统(Amy et al., 2017)。而且，反向盐通量可能是 FO-MD 系统的另一个障碍，因为它会降低渗透驱动力并增加额外成本(Wang et al., 2015)。此外，膜在通量、疏水性和润湿性方面的性能也需要提高，以降低 FO-MD 系统的资本投入(表 11.1)。需特别注意的是，膜通量低可能是 MD 的主要缺点，对不同 MD 配置的修改可能改变其能量需求，并增加跨膜通量(González et al., 2017)。实验室规模的 MD 配

置包括直接接触 MD (Francis et al., 2014), 气隙 MD (Alsaadi et al., 2015)和真空 MD (Alsaadi et al., 2014)。此外, 有效的内部热回收和令人满意的通量也被认为是 MD 工艺规模扩大的主要障碍(Amy et al., 2017)。总体而言, 需要进一步开展更多研究以提高 FO-MD 系统在低碳足迹海水淡化方面的性能和可持续性。

11.4 结论

除了满足许多国家更严格的污水排放标准外, 膜技术通常还用于实现其他目标, 包括保护公众健康、解决生态问题, 以及生产可重复使用的水。人们对水/污水处理的各种膜技术相关的能源消耗问题越来越关注。为了实现真正可持续的处理过程, 膜基污水/水处理厂的密集能源消耗是一个关键挑战, 必须加以应对。研究人员开发了新型和改良的膜基策略, 以减少能源和碳足迹, 并在循环经济框架下从水中回收资源。

上述基于膜的污水处理/再生工艺实现能源自给自足的方式, 旨在直接从污水中捕获能量和营养物质 (例如 P、N 和沼气), 并最大限度地减少曝气等操作的能源消耗。由于膜污染仍然是膜技术的主要障碍, 特别是 AnMBR 和直接膜过滤, 应进一步优化, 形成更具成本效益、更全面的处理工艺。基于膜的海水淡化处理主要依靠 RO 作为基准常规技术, 然而, 它面临着特定能源消耗以及温室气体排放等严重的环境问题。研究者提出了包括 FO、PRO 和 MD 在内的膜工艺, 促进新兴技术和传统技术的融合, 以同时产生清洁水和可持续电力。然而, 这些新的基于膜的脱盐策略也存在缺陷, 例如 PRO 可能存在的严重污染、FO 膜的高成本以及 MD 的低膜通量。我们在本章中总结了每种混合技术的优势与不足, 并建议开展更多研究对各项技术进行优化和开发, 这是它们下一步在全球范围实施以实现节能和低碳足迹目标的重要基础。

参考文献

- Achilli A., Cath T. Y., Marchand E. A. and Childress A. E. (2009). The forward osmosis membrane bioreactor: a low fouling alternative to MBR processes. *Desalination*, 239(1–3), 10–21, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.022>
- Achilli A., Prante J. L., Hancock N. T., Maxwell E. B. and Childress A. E. (2014). Experimental results from RO-PRO: a next generation system for low-energy desalination. *Environmental*

Science and Technology, 48(11), 6437–6443, <https://doi.org/10.1021/es405556s>

- Ali A., Tufa R. A., Macedonio F., Curcio E. and Drioli E. (2018). Membrane technology in renewable-energydriven desalination. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81, 1–21, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.047>
- Alsaadi A. S., Francis L., Amy G. L. and Ghaffour N. (2014). Experimental and theoretical analyses of temperature polarization effect in vacuum membrane distillation. *Journal of Membrane Science*, 471, 138–148, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.08.005>
- Alsaadi A. S., Francis L., Maab H., Amy G. L. and Ghaffour N. (2015). Evaluation of air gap membrane distillation process running under sub-atmospheric conditions: experimental and simulation studies. *Journal of Membrane Science*, 489, 73–80, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.04.008>
- Amy G., Ghaffour N., Li Z., Francis L., Linares R. V., Missimer T. and Lattemann S. (2017). Membrane-based seawater desalination: present and future prospects. *Desalination*, 401, 16–21, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.002>
- Aybar M., Pizarro G., Boltz J., Downing L. and Nerenberg R. (2014). Energy-efficient wastewater treatment via the air-based, hybrid membrane biofilm reactor (hybrid MfBR). *Water Science and Technology*, 69(8), 1735–1741, <https://doi.org/10.2166/wst.2014.086>
- Bao X., She Q., Long W. and Wu Q. (2020). Ammonium ultra-selective membranes for wastewater treatment and nutrient enrichment: interplay of surface charge and hydrophilicity on fouling propensity and ammonium rejection. *Water Research*, 190, 116678, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116678>
- Bilad M., Arafat H. A. and Vankelecom I. F. (2014). Membrane technology in microalgae cultivation and harvesting: a review. *Biotechnology Advances*, 32(7), 1283–1300, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2014.07.008>
- Chen L., Gu Y., Cao C., Zhang J., Ng J.-W. and Tang C. (2014). Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment. *Water Research*, 50, 114–123, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.12.009>
- Chen C., Bin L., Tang B., Huang S., Fu F., Chen Q., Wu L. and Wu C. (2017). Cultivating granular sludge directly in a continuous-flow membrane bioreactor with internal circulation. *Chemical Engineering Journal*, 309, 108–117, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.034>
- Cheng W., Ma J., Zhang X. and Elimelech M. (2019). Sub-1 μm free-standing symmetric membrane for osmotic separations. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(8), 492–498, <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00364>
- Chernicharo C., Van Lier J., Noyola A. and Ribeiro T. B. (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 649–679, <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- Corsino S., Campo R., Di Bella G., Torregrossa M. and Viviani G. (2016). Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 200, 1055–1059, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.065>

- Corzo B., de la Torre T., Sans C., Escorihuela R., Navea S. and Malfeito J. J. (2018). Long-term evaluation of a forward osmosis-nanofiltration demonstration plant for wastewater reuse in agriculture. *Chemical Engineering Journal*, 338, 383–391, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.042>
- Crone B. C., Garland J. L., Sorial G. A. and Vane L. M. (2016). Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: a review. *Water Research*, 104, 520–531, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.019>
- Drexler I. L. C. and Yeh D. H. (2014). Membrane applications for microalgae cultivation and harvesting: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(4), 487–504, <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9350-6>
- Francis L., Ghaffour N., Alsaadi A. S., Nunes S. P. and Amy G. L. (2014). Performance evaluation of the DCMD desalination process under bench scale and large scale module operating conditions. *Journal of Membrane Science*, 455, 103–112, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.12.033>
- Galib M., Elbeshbishy E., Reid R., Hussain A. and Lee H.-S. (2016). Energy-positive food wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Journal of Environmental Management*, 182, 477–485, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.098>
- Ge Q., Wang P., Wan C. and Chung T.-S. (2012). Polyelectrolyte-promoted forward osmosis–membrane distillation (FO–MD) hybrid process for dye wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 46(11), 6236–6243, <https://doi.org/10.1021/es300784h>
- Ge Q., Han G. and Chung T.-S. (2016). Effective As (III) removal by a multi-charged hydroacid complex draw solute facilitated forward osmosis-membrane distillation (FO-MD) processes. *Environmental Science and Technology*, 50(5), 2363–2370, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05402>
- González D., Amigo J. and Suárez F. (2017). Membrane distillation: perspectives for sustainable and improved desalination. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, 238–259, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.078>
- Hao X., Liu R. and Huang X. (2015). Evaluation of the potential for operating carbon neutral WWTPs in China. *Water Research*, 87, 424–431, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.050>
- Hasar H. (2009). Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds by combining a membrane bioreactor and a membrane biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 100(10), 2699–2705, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.024>
- Holloway R. W., Achilli A. and Cath T. Y. (2015). The osmotic membrane bioreactor: a critical review. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 1(5), 581–605, <https://doi.org/10.1039/C5EW00103J>
- Im S. J., Jeong S., Jeong S. and Jang A. (2020). Techno-economic evaluation of an element-scale forward osmosis-reverse osmosis hybrid process for seawater desalination. *Desalination*, 476, 114240, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.114240>
- Iorhemen O. T., Hamza R. A., Zaghoul M. S. and Tay J. H. (2019). Aerobic granular sludge

- membrane bioreactor (AGMBR): extracellular polymeric substances (EPS) analysis. *Water Research*, 156, 305–314, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.020>
- Jeong Y., Hermanowicz S. W. and Park C. (2017). Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater. *Water Research*, 123, 86–95, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.049>
- Judd S. J. (2017). Membrane technology costs and me. *Water Research*, 122, 1–9, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.027>
- Kim Y. C., Kim Y., Oh D. and Lee K. H. (2013). Experimental investigation of a spiral-wound pressure-retarded osmosis membrane module for osmotic power generation. *Environmental Science and Technology*, 47(6), 2966–2973, <https://doi.org/10.1021/es304060d>
- Lei Z., Yang S., Li Y.-Y., Wen W., Wang X. C. and Chen R. (2018). Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: a review of achievements, challenges, and perspectives. *Bioresource Technology*, 267, 756–768, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.050>
- Li J., Cai A., Wang M., Ding L. and Ni Y. (2014). Aerobic granulation in a modified oxidation ditch with an adjustable volume intraclarifier. *Bioresource Technology*, 157, 351–354, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.130>
- Li J., Liu Y., Li X. and Cheng F. (2019). Reactor performance and membrane fouling of a novel submerged aerobic granular sludge membrane bioreactor during long-term operation. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 9(1), 1–9, <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.019>
- Li M., Li K., Wang L. and Zhang X. (2020). Feasibility of concentrating textile wastewater using a hybrid forward osmosis-membrane distillation (FO-MD) process: performance and economic evaluation. *Water Research*, 172, 115488, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115488>
- Liang Z., Liu Y., Ge F., Xu Y., Tao N., Peng F. and Wong M. (2013). Efficiency assessment and pH effect in removing nitrogen and phosphorus by algae-bacteria combined system of *Chlorella vulgaris* and *Bacillus licheniformis*. *Chemosphere*, 92(10), 1383–1389, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.014>
- Liébana R., Modin O., Persson F. and Wilén B.-M. (2018). Integration of aerobic granular sludge and membrane bioreactors for wastewater treatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, 38(6), 801–816, <https://doi.org/10.1080/07388551.2017.1414140>
- Lim K., Evans P. J. and Parameswaran P. (2019). Long-term performance of a pilot-scale gas-sparged anaerobic membrane bioreactor under ambient temperatures for holistic wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 53(13), 7347–7354, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06198>
- Linares R. V., Li Z., Yangali-Quintanilla V., Ghaffour N., Amy G., Leiknes T. and Vrouwenvelder J. S. (2016). Life cycle cost of a hybrid forward osmosis–low pressure reverse osmosis system for seawater desalination and wastewater recovery. *Water Research*, 88, 225–234, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.017>
- Liu T., Li J., Khai Lim Z., Chen H., Hu S., Yuan Z. and Guo J. (2020). Simultaneous removal of

- dissolved methane and nitrogen from synthetic mainstream anaerobic effluent. *Environmental Science and Technology*, 54(12), 7629–7638, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00912>
- Low S. L., Ong S. L. and Ng H. Y. (2016). Characterization of membrane fouling in submerged ceramic membrane photobioreactors fed with effluent from membrane bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 290, 91–102, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.005>
- Luo W., Phan H. V., Li G., Hai F. I., Price W. E., Elimelech M. and Nghiem L. D. (2017a). An osmotic membrane bioreactor–membrane distillation system for simultaneous wastewater reuse and seawater desalination: performance and implications. *Environmental Science and Technology*, 51(24), 14311–14320, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02567>
- Luo Y., Le-Clech P. and Henderson R. K. (2017b). Simultaneous microalgae cultivation and wastewater treatment in submerged membrane photobioreactors: a review. *Algal Research*, 24, 425–437, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.10.026>
- Mannina G., Cosenza A. and Rebouças T. F. (2020). A plant-wide modelling comparison between membrane bioreactors and conventional activated sludge. *Bioresource Technology*, 297, 122401, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122401>
- Martin K. J. and Nerenberg R. (2012). The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: principles, applications, and recent developments. *Bioresource Technology*, 122, 83–94, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.110>
- Melin T., Jefferson B., Bixio D., Thoeye C., De Wilde W., De Koning J., Van der Graaf J. and Wintgens T. (2006).
- Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 187(1–3), 271–282, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.086>
- Morrow C. P., Furtaw N. M., Murphy J. R., Achilli A., Marchand E. A., Hiibel S. R. and Childress A. E. (2018). Integrating an aerobic/anoxic osmotic membrane bioreactor with membrane distillation for potable reuse. *Desalination*, 432, 46–54, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.12.047>
- Ng T. C. A. and Ng H. Y. (2010). Characterisation of initial fouling in aerobic submerged membrane bioreactors in relation to physico-chemical characteristics under different flux conditions. *Water Research*, 44(7), 2336–2348, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.038>
- Nguyen N. C., Nguyen H. T., Ho S.-T., Chen S.-S., Ngo H. H., Guo W., Ray S. S. and Hsu H.-T. (2016). Exploring high charge of phosphate as new draw solute in a forward osmosis–membrane distillation hybrid system for concentrating high-nutrient sludge. *Science of the Total Environment*, 557, 44–50, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.025>
- Nhat P. V. H., Ngo H., Guo W., Chang S., Nguyen D. D., Nguyen P., Bui X.-T., Zhang X. and Guo J. (2018). Can algae-based technologies be an affordable Green process for biofuel production and wastewater remediation? *Bioresource Technology*, 256, 491–501, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.031>
- O’Toole G., Jones L., Coutinho C., Hayes C., Napoles M. and Achilli A. (2016). River-to-sea pressure retarded osmosis: resource utilization in a full-scale facility. *Desalination*, 389, 39–51, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.01.012>

- Parida V. and Ng H. Y. (2013). Forward osmosis organic fouling: effects of organic loading, calcium and membrane orientation. *Desalination*, 312, 88–98, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.029>
- Prante J. L., Ruskowitz J. A., Childress A. E. and Achilli A. (2014). RO-PRO desalination: an integrated low-energy approach to seawater desalination. *Applied Energy*, 120, 104–114, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.013>
- Qiu G., Law Y.-M., Das S. and Ting Y.-P. (2015). Direct and complete phosphorus recovery from municipal wastewater using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor process with seawater brine as draw solution. *Environmental Science and Technology*, 49(10), 6156–6163, <https://doi.org/10.1021/es504554f>
- Radjenović J., Petrović M. and Barceló D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, 43(3), 831–841, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.043>
- Robles A., Durán F., Ruano M., Ribes J. and Ferrer J. (2012). Influence of total solids concentration on membrane permeability in a submerged hollow-fibre anaerobic membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 66(2), 377–384, <https://doi.org/10.2166/wst.2012.196>
- Robles Á., Durán F., Giménez J. B., Jiménez E., Ribes J., Serralta J., Seco A., Ferrer J. and Rogalla F. (2020). Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating urban wastewater in mild climates. *Bioresource Technology*, 314, 123763, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123763>
- Shaffer D. L., Werber J. R., Jaramillo H., Lin S. and Elimelech M. (2015). Forward osmosis: where are we now? *Desalination*, 356, 271–284, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.031>
- Shin C. and Bae J. (2018). Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: a critical review. *Bioresource Technology*, 247, 1038–1046, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.002>
- Smith A. L., Stadler L. B., Love N. G., Skerlos S. J. and Raskin L. (2012). Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresource Technology*, 122, 149–159, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.055>
- Smith A. L., Stadler L. B., Cao L., Love N. G., Raskin L. and Skerlos S. J. (2014). Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environmental Science and Technology*, 48(10), 5972–5981, <https://doi.org/10.1021/es5006169>
- Sun L., Tian Y., Zhang J., Cui H., Zuo W. and Li J. (2018a). A novel symbiotic system combining algae and sludge membrane bioreactor technology for wastewater treatment and membrane fouling mitigation: performance and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 344, 246–253, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.090>
- Sun L., Tian Y., Zhang J., Li H., Tang C. and Li J. (2018b). Wastewater treatment and membrane fouling with algal-activated sludge culture in a novel membrane bioreactor: influence of inoculation ratios. *Chemical Engineering Journal*, 343, 455–459,

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.022>

- Sun S.-P. and Chung T.-S. (2013). Outer-selective pressure-retarded osmosis hollow fiber membranes from vacuumassisted interfacial polymerization for osmotic power generation. *Environmental Science and Technology*, 47(22), 13167–13174, <https://doi.org/10.1021/es403270n>
- Tang T. and Hu Z. (2016). A comparison of algal productivity and nutrient removal capacity between algal CSTR and algal MBR at the same light level under practical and optimal conditions. *Ecological Engineering*, 93, 66–72, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.04.008>
- Taşkan B., Hasar H. and Lee C. H. (2020). Effective biofilm control in a membrane biofilm reactor using a quenching bacterium (*Rhodococcus* sp. BH4). *Biotechnology and Bioengineering*, 117(4), 1012–1023, <https://doi.org/10.1002/bit.27259>
- Thanh B. X., Visvanathan C. and Aim R. B. (2013). Fouling characterization and nitrogen removal in a batch granulation membrane bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 85, 491–498, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.02.005>
- Tirosh U. and Shechter R. (2020). Membrane aerated biofilm reactor (MABR)—distributed treatment of wastewater at low energy consumption. *Frontiers in Water-Energy-Nexus – Nature-Based Solutions, Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability*, 513–515, https://doi.org/10.1007/978-3-030-13068-8_128
- Truong H. T. B., Nguyen T., Thi P. and Bui H. M. (2018). Integration of aerobic granular sludge and membrane filtration for tapioca processing wastewater treatment: fouling mechanism and granular stability. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 67(8), 846–857, <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.104>
- US EPA. (2006). Wastewater Management Fact Sheet: Energy Conservation. EPA 832-F-06-024.
- Vijayalayan P., Thanh B. X. and Visvanathan C. (2014). Simultaneous nitrification denitrification in a batch granulation membrane airlift bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95, 139–143, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.05.020>
- Vinardell S., Astals S., Jaramillo M., Mata-Alvarez J. and Dosta J. (2021). Anaerobic membrane bioreactor performance at different wastewater pre-concentration factors: An experimental and economic study. *Science of the Total Environment*, 750, 141625, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141625>
- Wan C. F. and Chung T.-S. (2015). Osmotic power generation by pressure retarded osmosis using seawater brine as the draw solution and wastewater retentate as the feed. *Journal of Membrane Science*, 479, 148–158, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.12.036>
- Wan C. F., Cui Y., Gai W. X., Cheng Z. L. and Chung T.-S. (2020). Nanostructured membranes for enhanced forward osmosis and pressure-retarded osmosis. In *Sustainable Nanoscale Engineering*. Elsevier, pp. 373–394.
- Wan C. F., Jin S. and Chung T.-S. (2019). Mitigation of inorganic fouling on pressure retarded osmosis (PRO) membranes by coagulation pretreatment of the wastewater concentrate feed. *Journal of Membrane Science*, 572, 658–667, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2018.11.051>

- Wang P., Cui Y., Ge Q., Tew T. F. and Chung T.-S. (2015). Evaluation of hydroacid complex in the forward osmosis–membrane distillation (FO–MD) system for desalination. *Journal of Membrane Science*, 494, 1–7, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.07.022>
- Wang S., Chew J. W. and Liu Y. (2020). Development of an integrated aerobic granular sludge MBR and reverse osmosis process for municipal wastewater reclamation. *Science of the Total Environment*, 748, 141309, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141309>
- Winkler M. K. and Straka L. (2019). New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, 57, 50–55, <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>
- Xie Z., Wang Z., Wang Q., Zhu C. and Wu Z. (2014). An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*, 161, 29–39, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.014>
- Xu B., Albert Ng T. C., Huang S. and Ng H. Y. (2020a). Effect of quorum quenching on EPS and size-fractionated particles and organics in anaerobic membrane bioreactor for domestic wastewater treatment. *Water Research*, 179, 115850, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115850>
- Xu B., Albert Ng T. C., Huang S., Shi X. and Ng H. Y. (2020b). Feasibility of isolated novel facultative quorum quenching consortiums for fouling control in an AnMBR. *Water Research*, 169, 115251, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115251>
- Yang Q., Li H., Wang D., Zhang X., Guo X., Pu S., Guo R. and Chen J. (2020). Utilization of chemical wastewater for CO₂ emission reduction: purified terephthalic acid (PTA) wastewater-mediated culture of microalgae for CO₂ bio-capture. *Applied Energy*, 276, 115502, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115502>
- Yangali-Quintanilla V., Li Z., Valladares R., Li Q. and Amy G. (2011). Indirect desalination of Red Sea water with forward osmosis and low pressure reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, 280(1–3), 160–166, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.066>
- Yue X., Koh Y. K. K. and Ng H. Y. (2018). Membrane fouling mitigation by NaClO-assisted backwash in anaerobic ceramic membrane bioreactors for the treatment of domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 268, 622–632, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.003>
- Zhang S., Wang P., Fu X. and Chung T.-S. (2014). Sustainable water recovery from oily wastewater via forward osmosis-membrane distillation (FO-MD). *Water Research*, 52, 112–121, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.12.044>
- Zhang W., Liang W., Zhang Z. and Hao T. (2020). Aerobic granular sludge (AGS) scouring to mitigate membrane fouling: performance, hydrodynamic mechanism and contribution quantification model. *Water Research*, 188, 116518, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116518>
- Zhou Y., Huang M., Deng Q. and Cai T. (2017). Combination and performance of forward osmosis and membrane distillation (FO-MD) for treatment of high salinity landfill leachate.

Desalination, 420, 99–105, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.06.027>

第十二章 用于脱碳的自然处理系统和流域综合管理

Hannah R. Molitor and Jerald L. Schnoor*

Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa, Iowa City, IA, USA

*Correspondence: jerald-schnoor@uiowa.edu

12.1 引言

供水和污水处理设施使用大量能源并产生大量的碳排放,包括由设施本身的直接排放(范围1排放)、从外部供应商购买电力和能源的排放(范围2排放),与顾客用水(如热水)相关的排放以及每天将设备移动到现场和人员通勤相关的能源/运输碳排放(范围3排放)。

对于涵盖范围1和2的常见排放,供水和污水公用事业部门的贡献估计占全球温室气体排放总量的3-7%(Trommsdorff, 2015)。加利福尼亚州是最极端的例子,该州20%的电力仅用于供水(Loge, 2016)。水是一种沉重的商品,通过泵运输它会消耗大量电力。如果采用高污染的燃煤发电厂提供的电力,这尤其会增加公用事业部门的碳足迹。通过鼓风机和喷雾空气对污水进行曝气是另一项巨大的能源投资,同时也会排放温室气体。最后,处理污水中的碳质生化需氧量(BOD)和氮会直接排放二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)和一氧化二氮(N₂O),这些都是强效的生物温室气体。此外,对消化气体进行有目的的燃烧,造成了一些公用事业部门的较高CO₂排放。

作为工程系统的替代或后续工艺,自然处理系统(NTS)具有通过利用微生物和/或植物群落使污水处理脱碳的巨大潜力。NTS可用作污水处理厂的三级处理(即抛光);或者它们可以单独用于从大气中捕集、封存碳(负排放),处理雨水径流以去除金属和有机污染物(绿色基础设施),或在农业应用中防止营养物质和杀虫剂的侵蚀和径流。NTS的设计旨在使用最少的能源和机械操作。相反,它们利用土壤、植物/藻类、细菌和真菌来实现金属的封存、木材和土壤中的碳储存,或将有机污染物生物降解为无害的最终产品(例如H₂O、CO₂、HCl)。它们往往成本低、能耗低、排放低,并且赏心悦目。因此,将NTS纳入供水和污水处理行业适用于世界大部分地区,这可以通过低能耗和经济的技术手段来减少温

室气体排放。

Johnston 和 Karanfil (2013)估计了美国东南部七家公用事业单位的温室气体排放, 在评估范围 1 和 2 排放时, 平均碳排放强度为 1240 千克 CO₂ 当量 (CO₂-eq)/百万加仑(MG)。他们发现水循环中的能量消耗范围为 1250-6500 kWh/MG, 其中污水处理环节使用的能量最多。处理和分配饮用水所需的能量范围为 250-3500 kWh/MG。

图 12.1 展示了饮用水和污水处理过程中的水输送, 显示了公用事业单位可能导致温室气体排放的环节。所有操作步骤的总能源消耗范围为 1030-36200 kWh/MG (Griffiths-Sattenspiel & Wilson, 2009)。泵送、顾客使用(范围 3 排放)和污水处理是能源投入和产生温室气体排放的主要过程, 因此, 在这些环节也最有机会减少碳排放。同时, 污泥处理和自然处理系统存在大量节能的潜力, 甚至可以通过公用事业发电、热电联产(CHP)和碳封存(负排放)技术实现净零排放。显然, 首要考虑因素之一应该是最大限度地利用可再生能源(太阳能、水力、生物质能和风能)或核能提供的低碳电力为整个系统提供动力。如果现场有可用空间, 为设施供电的太阳能电池板可避免范围 2 排放, 这是一项极具吸引力的投资。节约用水、减少化学品使用、减少泵送和增加重力流为减少温室气体排放提供了其他路径选择(Erickson et al., 2008)。在污水处理过程中, 厌氧操作可产生更少的污泥和更多的甲烷, 这可用于工艺过程加热或微型涡轮发电。厌氧膜生物反应器等改进工艺可以在比以前认为的更冷的气候条件下运行, 这为实现净零排放提供了替代方案(McCarty et al., 2011)。除了将生物固体应用于附近的农田以实现土壤调节和碳封存的共同收益之外, 燃烧生物固体(生物质)以产生区域供热和电力是另一种可能性。

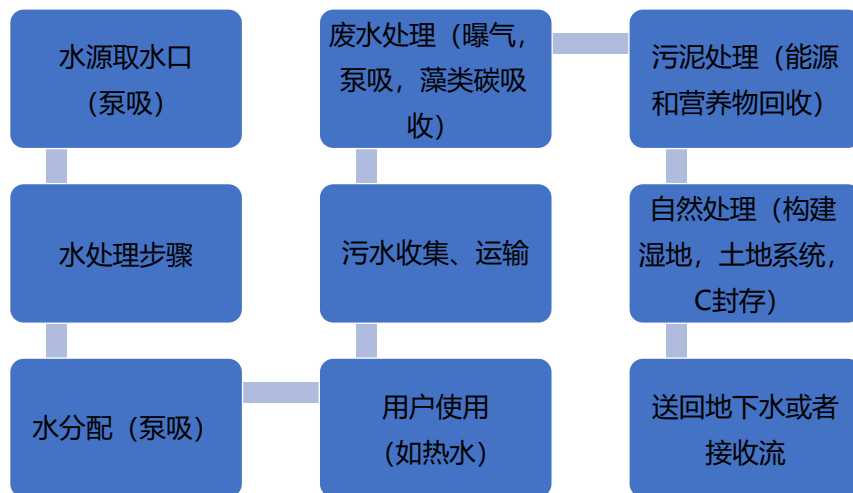


图 12.1 供水和污水公用事业的一般水传输方案。过程中的每一步都需要能源，并伴有温室气体排放

减少水行业温室气体排放的关键之一是从整体上考虑整个水循环—即水运动（全水枢纽/美国水联盟）。当我们抽取地下水或地表水作为饮用水源时，就开始了水循环。饮用水变成污水（用过的水），用过的水经过适当处理后返回溪流或地下水，从而完成循环。整个过程为：饮用水变成污水，污水变回饮用水。

在综合流域管理中，饮用水处理、污水处理和回收是集成在整个系统之中的，即完成全水循环。我们可以围绕用水创建一个循环经济过程。图 12.2 描绘了水循环过程，阐述了一些保护、综合管理和减少碳排放的机会。在综合流域管理下，称污水处理为“水回收和再利用”更恰当，其中营养物质、能量和水得到回收，温室气体排放减少。通过回用水，水源取水量减少，从而减少了整个水循环的能耗和碳足迹。水被重新用于灰水应用、灌溉/施肥、含水层补给，甚至作为直接饮水。通过处理和雨水下渗，蓄水层得到补充，更多的水可以被回用。一些处理过的污水也可用于蓄水层储存和通过渗透池回收。如图 12.2 所示，污水中多余的养分可以作为灌溉水施用于作物（施肥）。

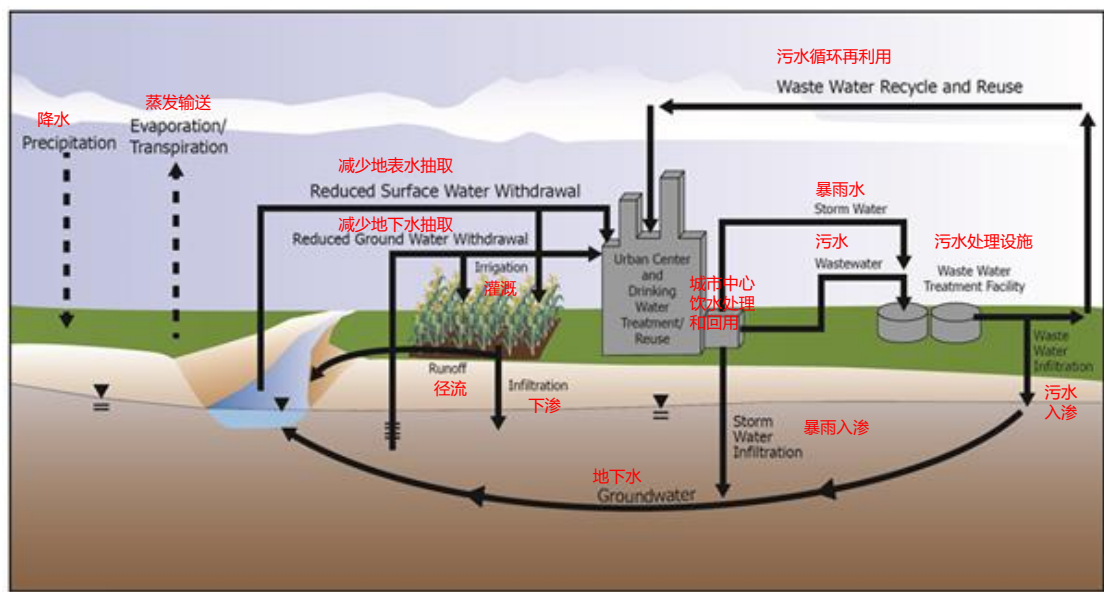


图 12.2 水和污水处理作为整个水循环的一部分（抽取、饮用水处理、污水处理、养分/水/能量回收、作物施肥、地下水和地表水补给）

在本章中，我们总结了自然处理系统技术的优点和缺点，以及它们在纳入流域综合管理时使水务行业具备脱碳的潜力。在两个工程研究实例中，我们重点介绍了植物降解和微藻培养技术。

12.2 自然处理系统

自然处理系统可以与工程处理系统一样有效，但它们对自然原始处理机制的依赖是独一无二的。我们改善人为改变的水质和土壤健康的过程，一直起到净化水和土壤系统的作用。NTS 主要依靠微生物和/或植物的生态系统进行污染物固定或生物降解以处理污水、受污染的土壤和受污染的水。这些基于微生物和植物的处理系统将去除碳、营养物质和一些病原体，并且特别有利于去除低浓度的受关注的新污染物，包括药品、消费者护理产品和农药。当被纳入传统的供水和污水处理运营系统时，NTS 可以大大减少温室气体排放，其最终目标是“净零排放”。

美国环保署将自然处理系统定义为对机械元件依赖性最小的污水处理系统。NTS 系统使用植物、细菌、古细菌、真菌和/或藻类来分解和中和污水中的污染物。通常，这些天然成分相互之间是共生的。例如，植物根部的细菌可以分解污水中的有机物，同时为植物提供养分，并允许植物从大气中固定 CO_2 ，这些 CO_2 会被同化到木质组织和土壤中（碳封存）。自然系统还可能实现生物固体堆肥，

即在处理方案中使用其他小型动物，如线虫、蚯蚓或蝇幼虫。

通过现场修复和污水处理，NTS 保护公众和环境健康。NTS 包括自由水面湿地(FWS)、潜流(SF)、垂直潜流(VSSF)和水平潜流(HSSF)人工湿地(CW)、生物过滤器(BF)、废物稳定池(WSP)和将污水灌入种植树木和草的土地灌溉(PHYTO)。以节约水和养分为目标，地下水可以通过渗透盆地补给，污水养分被施用于农田(灌溉施肥)，生物固体在土地上的应用实现土壤调节和碳封存。这种 NTS 系统可以在小型社区和发展中国家污水处理厂的初级和次级处理后进行串联使用，或者它们可以用作传统污水处理设施后的“抛光”或三级处理。作为三级处理或抛光处理步骤，NTS 可以去除常规污水处理系统以微剂量释放的抗微生物药物，而这些药物使得病原菌产生抗生素耐药性(Ryan et al., 2011)。同样，NTS 还可以隔离或降解对水生系统有毒的人为化合物。如果 NTS 使用光合生物，则可以对污水或受污染土壤中的污染物进行氧化处理，从而改善水质并创造可进一步降解污染物的好氧环境。

除了具有低成本、低能耗、脱碳的价值之外，某些 NTS 还提供可抵消处理成本或能源消耗的适销产品。大气中的 CO₂ 首先被固定为生物质，随后可用作生物燃料、肥料、饲料、生物炭原料、制浆或造纸的纤维，或直接燃烧发电。然而，生物质运输的费用和获得高质量存储的成本可能是令人望而却步的。生物质也可以通过热解转化为生物炭，这是一种可存储的稳定产品。作为一种土壤添加剂，生物炭通过增加水分和养分容量来提升土壤的健康状态，从而提高土壤的固碳能力(Saeid & Chojnacka, 2019)。

与传统的处理设施相比，自然处理系统可以更简单、更具成本效益、更高效和更可靠。NTS 能够满足污水处理标准，实现营养物质去除、微污染物固定以及碳封存利用，是一种极具吸引力的处理手段，它们比传统方法需要的资本投资和运营投资更少(Mahmood et al., 2013)。这些系统的安装成本相对较低，并且很少依赖“灰色基础设施”所需的化学品投入或机械部件，这使得它们在电力、专业设备或技术工人有限的地区依然是有效方法。这些品质使 NTS 适用于小社区或发展中国家，因为它促进了有效的污水处理并避免了许多社区无法承受的大量投资。

当然，NTS 也存在一些限制，例如某些污水排放许可中规定的深度处理可能难以实现。寒冷天气、温带气候和季节性事件(洪水、干旱)也可能限制 NTS 的

应用。然而，NTS 具有巨大的潜力和对各种环境的适应性。NTS 涵盖的广泛技术使其能够用于多种处理场景；NTS 可用于处理污水、雨水、农业径流和污染场地。NTS 中生物利用氮和磷的能力使其对于处理高营养浓度的污水和农业径流非常有用。此外，专门的 NTS 可以固定或转化某些有害有机物种和重金属，使其适用于处理受污染的场地。NTS 也可以用作雨水过滤器，在雨水径流进入河流、湖泊或地下水之前去除污染物。对于这些处理方案中的每一项技术，NTS 都采用已在自然界中长期建立起的机制，而如今工程师将这些机制引入设计的系统。

12.2.1 人工湿地

人工湿地是一种具有多种用途和设计参数的天然生物处理系统。它们传统上用于对含 BOD 和营养物质的常规污水进行处理，但它们也可用于在三级处理或抛光处理中降解新的有机污染物（化学消费品、药物、农药）。人工湿地中种植有根系植被（例如芦苇、灯心草、莎草、香蒲），并配置了水平的缓流过滤路径（地表和地下流）（图 12.3），或者配置垂直流以便深入渗透到降解微生物浓度最高的根区。通过根区的缓慢过滤是该过程的关键。Crites 等人 Crites et al. (2014) 列出了人工湿地各种配置的设计规范。人工湿地的水域较浅，有助于接收来自太阳的光子，并通过直接或间接的光解作用降解易于去除的污染物。除了化学污染物的光降解外，光解还可以通过天然光敏剂（即 DOM）灭活病原体(Wenk et al., 2019)。

通常，研究人员一致认为，人工湿地有可能成为大量碳汇，特别是相对于传统的污水处理方法而言(Rosli et al., 2017)。人工湿地植被的生长将大气中的 CO_2 固定为生物质，有机碳因植被衰老和根系周转而积聚在沉积物中(Nahlik & Fennessy, 2016)。然而，在整体温室气体平衡中必须考虑厌氧沉积物的甲烷和 N_2O 排放，以及微生物降解污水中的有机物质时释放的 CO_2 。

按质量计算，100 年时间尺度上每毫克 CH_4 的全球变暖潜能值（GWP）是每毫克 CO_2 的 28 倍；而每毫克 N_2O 的 GWP 是 CO_2 的 265 倍。今天排放的 N_2O 在大气中平均存在 121 年，而 CH_4 在大气中的平均存在时间约为 12.4 年(Myhre et al., 2013)。

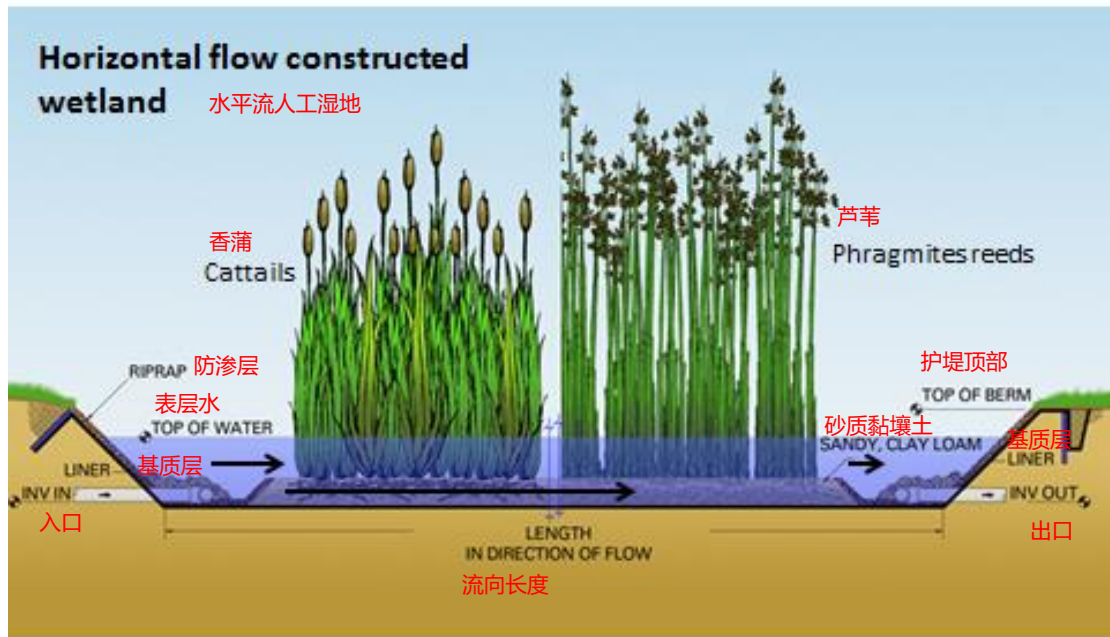


图 12.3 典型的水平流人工湿地对常规污染物如 BOD 和营养物质进行初级处理，或在二级处理后进行三级/抛光处理。来自药品、消费护理产品、工业化学品和农药的有毒微量有机物可以通过生物过程和光解作用在这样的系统中降解。来源：

<https://waterpurificationengineering.weebly.com/constructed-wetlands.html.wetlands.html>

在众多的文献研究中，Mander（2014）等人发现，自由水面（FWS）人工湿地的 CO_2 排放量低于地下流人工湿地，分别为 95.8 、 $137.0 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。甲烷排放范围为 3.0 - $6.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，而 N_2O 排放率很低，范围为 0.09 - $0.13 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。基于此，可以估计人工湿地的温室气体排放量低于传统形式的污水处理（如活性污泥），它们贡献的温室气体总量净来源较小： 191 - $332 \text{ mg CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。大约 41-50% 的全球变暖潜能值（GWP）是由 CO_2 引起的，44-54% 是由 CH_4 引起的，5-6% 是由 N_2O 引起的。

总体而言，人工湿地可能成为温室气体排放源或汇，这取决于流入污水的污染物浓度（ BOD 、 NH_4^+ 、 NO_3^- ）、流设计和单元操作的规模，以及分析的时间尺度。在一项特别细致的研究中，测得的甲烷排放量变化很大，但与温度和植被密度存在显著关系。在 15°C 和 24°C 时，植被的平均甲烷排放量分别为 7.8 、 $24.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ， N_2O 排放量为 0.5 - $1.9 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ 。净 CO_2 封存量为 0.27 - $2.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ，占光合作用生成生物质所用 CO_2 的 12-67%。根据 de Klein 和 van der Werf（2014）的研究， N_2O 排放量占温室气体总排放量的很大部分（12-29%）。本例中，人工湿地是温室气体的净汇，固碳速率为 30.8 - $274 \text{ mg CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。 CO_2 在植物光

合作用下变为生物质，而 N_2O 和 CH_4 等代表性温室气体的排放可被碳封存所抵消。这一研究表明，人工湿地有可能成为温室气体的净汇，从而实现“负排放”。

植物浮垫也可用在自由水面湿地和池塘中以高效去除污染物。根据 Pavlineri 等人 (2017) 的研究，漂浮湿地去除了 58% 的总氮、48.75% 的总磷、72.8% 的总 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 57.8% 的化学需氧量 (COD)。漂浮湿地也可将 CO_2 封存到植物生物量中，但本研究没有进行净温室气体排放分析。

图 12.4 展示了位于爱荷华州米德尔敦的爱荷华陆军弹药厂的水平人工湿地案例。受污染的地下水和来自附近军火厂的污水在一个 2 英亩的自由表面湿地中进行处理，该湿地种植了原生植被，特别是 *Sagittaria spp.* (俗称，慈姑)。弹药厂正在制造 C4 炸药，污水中含有 ppm 量级的 RDX、TNT 和 HMX。RDX 是有毒化学污染物中问题最大的，因为它在地下水具有高溶解性、持久性和流动性。通过大坝和泄流结构建造了可控出口后，人工湿地污水处理能够满足排放许可，RDX 排放量仅为 $2\ \mu\text{g/L}$ (ppb)，这是由于 RDX 的光解以及植物和相关微生物的生物降解作用。 CO_2 被封存在植物生物质和浮游植物中。



图 12.4 湿地鸟瞰图(左)和位于爱荷华州中部镇的爱荷华陆军弹药厂的自由水面池塘的入口水平流照片。湿地中种植了慈姑 (本地植被)，并对 RDX 污染物进行处理，以满足污水排放标准。

12.2.2 用于污水处理的泻湖

泻湖 (废物稳定泻湖或池塘) 是浅的 (1.2-2.4 米) 人造结构，旨在利用细菌和微生物存储和处理污水，这些细菌和微生物在设计的水力停留时间内分解各种污染物 (Bowman et al., 2002)。像天然湖泊一样，泻湖可以分层为厌氧层、兼性层

和好氧层。这些系统用于吸纳污水、去除营养物质并减少化学和生物需氧量（无需混合或曝气），并将处理后的水返回到环境中。基质层通常由粘土或土工合成材料制成，可防止受污染的水泄漏到地下水中。用于污水处理的泻湖的简单性和可负担性使其在小型农村社区或污水排放管制宽松的农业经营领域很受欢迎。然而，泻湖系统很少能够全年处理排放限制严格的污水，也没有提供太多的操作控制。常见的操作问题包括藻类的过度生长（可以通过收割生物质来管理）(Steinmann et al., 2003)、污泥堆积、出水中氨浓度不受控制、春季或秋季逆温时气味强烈、以及为菌媒介（例如蚊子）创造栖息地。用于动物粪便处理的无盖厌氧泻湖成为 CH_4 的主要来源和部分 N_2O 的来源，这尤其成问题；事实上，2018年粪便管理贡献了美国所有人为 CH_4 排放的 9.7% (Desai & Camobreco, 2020)。

考虑到污水处理泻湖系统的缺点，学者正在进行研究以寻求污水处理的优化替代策略，这些策略将满足严格的营养物排放规定，同时对于小型社区和农场来说仍然是负担得起的。这是实施能够减少温室气体排放、生产适销商品和更好地保护接收水域的技术的机会。

12.2.3 生物降解和生物过滤

生物降解的目标是利用专门的微生物酶来完全矿化污染物或将其浓度降低至低于监管限值。在此过程中，环境条件会发生变化，以促进能降解目标污染物的微生物的生长。这通常通过生物强化、添加微生物培养物或生物刺激、添加限速营养素或电子受体来实现，从而提高生物降解率。在微生物活性较高的适宜条件下，这种 NTS 对化合物的处理范围很广：包括市政污水污染物、农业、工业化学品、原油成分、氯化溶剂等。本土或引入的微生物可以处理各种受污染场地，但有很大的局限性。污染土壤的生物修复通常需要相对较长的处理时间和广泛的监测。此外，微生物通常在优化的实验室条件下发挥最佳作用，而它们的处理效率会随着 pH 值、营养成分、温度或有毒化合物的存在发生变化(Karigar & Rao, 2011)。

生物过滤 NTS，常用于雨水处理，通常是一种物理和生物相结合的处理方法。过滤介质，通常是沙子或活性炭，通过物理吸附捕获污染物或减慢污染物流速，并为微生物生长提供表面积。微生物在介质上形成生物膜并消耗或固定污染

物，就像在生物降解中的过程一样。当高多孔活性炭作为过滤介质时，吸附作用尤其显著，可以去除有机化合物和低浓度的重金属。活性炭的去除效果通常可根据化合物的疏水性强弱来预测，但也可能取决于空隙扩散系数（分子体积）、静电/ π - π 相互作用以及特定表面基团与氢供体/受体间的相互作用(Webb et al., 2020)。生物过滤也可用于饮用水处理，其中微生物通过定植颗粒状或粉末状活性炭以去除污染物。

12.2.4 微藻培养

包括微藻在内的光养生物可以利用太阳能来封存 CO_2 并吸收污水中的养分，特别是对于能够耐受高浓度有毒烟气成分（包括 NO_x 、 SO_x 和 CO ）的微藻，被封存的 CO_2 可能来自大气或废物流。蓝藻和真核微藻可以快速固定 CO_2 ，固定速率是陆生植物的 10-50 倍(Iasimone et al., 2017)。通过光合作用，微藻从 CO_2 中固定碳，并释放 O_2 作为副产品。如果在藻-菌共生群落中生长，微藻会产生 O_2 ， O_2 作为好氧细菌的电子受体并固定该细菌产生的 CO_2 。制氧还可以节省后续污水处理过程中的曝气成本和能源，而总能耗的 50%或更大比例可归因于一些污水处理厂的曝气环节(Lemar & de Fontaine, 2017)。微藻可以去除污水中的氮和磷，以及低浓度的更具挑战性的污染物，包括农药、重金属及其他无机和有机污染物。

微藻通常在一种或两种系统中培养，即开放式或封闭式培养系统。开放式培养系统包括池塘、泻湖或跑道。封闭式系统即在透明容器中进行微藻培养，通常称之为“光生物反应器”，可以是平板、管或塑料袋。开放式系统比光生物反应器更便宜且更易于操作，但对 CO_2 传质、培养物污染和蒸发速率几乎没有控制。如果没有分离 HRT 和 SRT，这两种系统都需要大面积的土地。可以收获培养的微藻生物质获得收入，以抵消其他工艺成本；从稀溶液中收获细胞尤其耗费能源和成本，这占生物质生产成本的 20-30% (Fasaei et al., 2018; Van Den Hende et al., 2011)。

以其他方式排放的 CO_2 废物流（来自生物乙醇工厂、水泥制造厂和燃烧作业）具有作为藻类培养底物的巨大潜力。微藻培养过程与其他 NTS 生物质积累的机制类似，但以更快的速度进行，这与加快 CO_2 封存速度和激发污水处理脱碳的更大潜力直接相关。

有关微藻的污水处理脱碳潜力的详细阐述，请参见第 9 章。

12.2.5 土地处理系统

基于水循环的污水土地利用可以有多种形式。如果公用事业单位可获取土地，则将土地用于处理废物、吸收养分以及将大气中的 CO_2 封存为木质生物质和土壤中的有机碳是更优路径。公用事业单位拉动其下水道管网覆盖区域和流域内的公共/私人合作伙伴对绿色基础设施进行投资是明智的。这种伙伴关系能够在将碳封存到土壤和木质生物质中的同时避免范围 2 的碳排放。负排放是实现公用事业单位“净零排放”目标的第一步。

植物降解是最具优势的污水土地处理技术之一。传统上，植物降解已被用于清理地下水和含有遗留污染物的土壤，通常是棕地工业区。而来自公用事业单位的污水也可以通过土地处理持续地施用于植被。在这种应用中，污水的抛光处理或三级处理可以通过在冷季和暖季对混合种植的树木进行喷灌或滴灌（地表或地下）来完成。密集且浅的草根和深穿透的树根可以促进对营养物质、细颗粒和有机化学物质的有效处理，使其达到非常低的目标浓度。有机化学物质被根际细菌和植物本身降解；养分（N，P）被植物吸收和去除； CO_2 从大气中被封存为木质生物质和土壤中的有机碳（图 12.5）。蒸腾过程也可能在任何使用植物的 NTS 中发挥作用，在处理那些受气候、土壤和植物类型调节而具有高蒸腾速率的挥发性有机污染物时性能尤为突出。具体而言，污染物、水分和营养物质一起通过根部被吸收，并经木质部传输到植物的气孔，在那里挥发性有机化合物可以从液相传递到气相。蒸发后，一些物质会发生光化学降解，而另一些物质可能会在大气中持续数小时或更长时间。

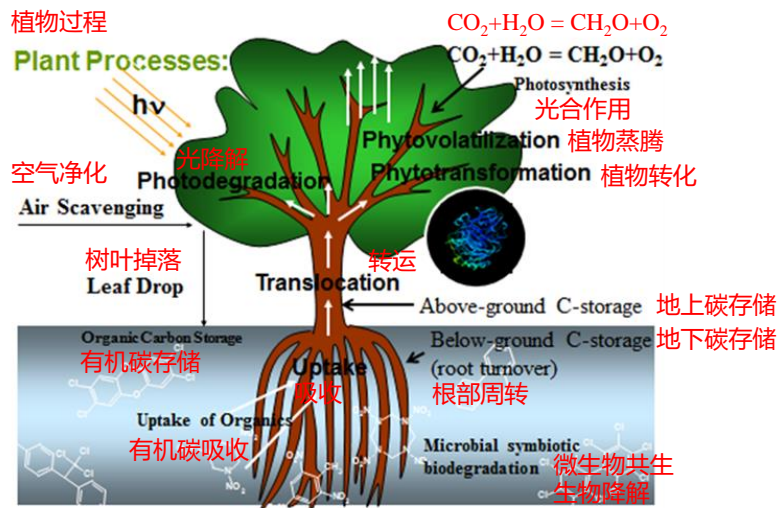


图 12.5 植物降解示意图：光合作用及通过根系翻转从大气中储存碳到木质生物质和土壤中的过程。其他过程包括根际生物降解、植物吸收、转运、植物转化、植物挥发和有机化学物质的光降解

再生农业是指使用最佳管理实践（BMPs）来恢复、保护生物多样性和土壤质量——它是一种可持续农业形式，重视保持土壤有机碳和肥力的长期生产力。BMPs 包括免耕、多种覆盖作物、多次轮作和豆类作物种植、间作、通过有益放牧回收粪便、尽量减少施用肥料和农药、种植多年生作物，如能源作物、林牧（综合了树木、草料和放牧牲畜），以及恢复和构造湿地。这种做法有可能减少土壤侵蚀，并在过去被严重消耗的土壤中增加有机碳。由于世界上有大面积的耕地，每年可以通过再生农业从大气中封存大量的 CO_2 。Minx 等人（2018）估计每年 23 亿吨 CO_2 （23 亿吨 $\text{CO}_2/\text{年} = 2.3 \times 10^{15}$ 克 $\text{CO}_2/\text{年}$ ）可通过土壤固碳从大气中去除，约占目前每年人为碳排放总量的 6%。

水务公司可以与流域内的农民或下水道管网覆盖区域的城市土地所有者合作，从大气中封存 CO_2 以实现负排放。这种伙伴关系可能要求污水公用事业单位提供灌溉用水和作物施肥，从而去除氮和磷，以满足严格的污水排放要求。这种形式的“水质交易”在流域内也是可能的，农民将碳封存到农田土壤中的成本比公用事业单位进行去除的成本要低得多。直接向农民支付负排放的服务费用也是可行的。公用事业单位的目标是从污水中回收尽可能多的资源，包括水、营养物质和能源，同时避免温室气体排放或产生负排放作为补偿。

典型公用事业单位抽取、使用、处理和排放 100 万加仑 (1.0 MG) 水（如图 12.1 所示）的 CO_2 排放可被 1680-62000 平方米实施再生农业的农田捕集并封存

至土壤中(Lal, 2004, 2015; Minx et al., 2018; Tellatin & Myers, 2018)。公用事业单位排放的 CO₂ 中只有一小部分被视为生物排放, 大部分来自抽水、运行处理厂、处理水所用能源的排放。根据表 12.1 中的结果, 很明显需要大量土地来创造负排放从而抵消供水和污水处理设施的温室气体排放。再生农业所需的土地最多, 杂交杨树缓冲带所需的土地最少。人工湿地也表现出前景, 但关于它们的净效益(碳汇或碳源), 文献褒贬不一。

表 12.1 自然处理系统(或太阳能电池板)的负排放, 对减少供水和污水公用事业行业的 CO₂ 和其他温室气体(GHG)排放的潜力

活动	温室气体总排放 排放或封存 (CO ₂ -eq)	抵消 1.0 MG 的供水和污水处理产生的温室气体所需的资源(本工作的估计)	参考文献
公用事业单位的供水和污水处理	排放: 1240 kg CO ₂ -eq/MG (550–2190 g CO ₂ -eq/MG)		Johnston and Karanfil (2013)
人工湿地	封存: ^a 0.27–2.4 kg CO ₂ -eq/m ² -yr	湿地面积 517-4590 平方米	de Klein and van der Werf (2014)
混合草的杂交白杨缓冲带	封存: 27.5-29.3 吨 CO ₂ / ha -yr	423-451 平方米的杂交杨树与草地	Ney et al. (2005)
微藻培养	封存: 12.7–15.5 吨 CO ₂ /MG	在垂直管道式 PBRs 中培养 2300–2800 m ² 的 <i>S. obliquus</i>	Molitor and Schnoor (2020); Zhu et al. (2018)
美国爱荷华州的原生森林	封存: 3.7–7.0 吨 CO ₂ /ha-yr	1770 -3350 平方米的林地	Ney et al. (2002, 2005)
再生农业、土壤覆盖作物和碳农业	封存: 0.2–7.4 吨 CO ₂ -eq/ha-yr	1680 - 6.2 万平方米农田(合作)	Lal (2004, 2015); Minx et al. (2018); Tellatin and Myers (2018)
太阳能电池板	发电量: 每年通过 6.6 千瓦太阳能电池板的电力生产避免 10.6 吨 CO ₂ 排放(美国平均)	0.77 千瓦的太阳能或三块 4.8 平方米(52 平方英尺)的太阳能电池板需要抵消 1.0 毫克的公用事业 CO ₂ 当量排放	作者假设 300 瓦的太阳能电池板和美国的平均电力组合来计算避免的温室气体排放

^a 人工湿地可以根据条件充当温室气体的净源或净汇

按照公用事业标准，自来水公司生产的 100 万加仑水是相当少量的水。即使是一个 5000 人的小社区，每人每天使用总计 200 加仑的水，每天也会产生 100 万加仑 (MGD) 或每年 365 MG 污水。将表 12.1 中的面积乘以 365 (第三行第三列)，得到所需的 15.4-2260 公顷的用地面积，这表明要控制一个小型公用事业单位的温室气体排放需要相当多的土地。通过 NTS 抵消水务设施 100% 的温室气体排放是不切实际的；不过，它为公用事业单位提供了一个减少碳足迹的选择。

为了说明这一点，表 12.1 中的最后一行假设公用事业单位购买或通过合作获得太阳能以实现其运营的电气化，或者抵消其范围 2 的温室气体排放。抵消 1 MG 水处理的碳排放所需的太阳能电池板面积相对较小 (4.8 m²)，这表明公用事业单位减少其碳足迹是可行的。对于产能为 1 MGD/天的自来水公司 (每年 365 MG)，只需 1750 平方米 (0.175 公顷) 的太阳能电池板即可抵消 100% 的碳足迹，而使用 NTS 则需要更多的土地。因此，大多数减少了碳足迹的自来水公司都是通过以下方式实现的：(1) 用太阳能和电池存储为抽水和其他作业供电；(2) 升级污水固体厌氧消化工艺；(3) 通过微型涡轮机利用甲烷消化器气体发电；(4) 利用沼气通过内燃机实现热电联产 (CHP)；(5) 改善污泥稳定性和生物固体应用或减少垃圾填埋；(6) 通过智能水表和可变定价活动实施节水需求侧管理。

事实上，Wong 和 Law-Flood (2011) 提供了几个水务公司成功减少碳足迹的例子，他们主要是通过污水固体的厌氧消化和气体利用来实现的 (Wong & Law-Flood, 2011)。案例包括：威斯康星州希博伊根的能源消耗减少了 35-50%；新罕布什尔州纳舒厄通过消化器和生物固体的改进每年节省了 75 万美元的发电和垃圾填埋成本，并减少了 20% 的能源消耗；格洛弗斯维尔-纽约约翰斯敦热电联产 (CHP) 系统供应了 100% 的现场能源需求；佛蒙特州埃塞克斯强克逊使用微型涡轮机和热电联产提供了其总能源需求的 37-39%；马萨诸塞州皮茨菲尔德在 CHP 内燃机和微型涡轮机中使用沼气，降低了 29% 的能源需求；加利福尼亚州东湾市政公用事业区将内燃机用于热电联产并节省了 90% 的能源；马萨诸塞州费尔黑文增加了他们的有机固体处理负荷，增加了沼气的体积，从而使热电联产节省了 73% 的能源。

12.3 案例研究 1: 通过植物修复实现碳封存和农业径流治理

图 12.6 展示了爱荷华州阿马纳农业土地径流的植物修复案例。该案例区进行玉米和大豆的行作物轮作, 并大量使用除草剂和化肥。每年春季每英亩施用大约 0.5-1 千克活性成分除草剂(阿特拉津、甲草胺)和 68 千克氮(以无水氨计)。为了保护溪流和地下水的质量, 种植了三排杂交杨树(*Populus deltoides x nigra*, DN-34), 行间距为 2.4 m, 树木之间为 1 m。树木被种植在开槽的行中, 裸露的插条(杆)最初伸出土壤表面 20 厘米。插条在 1.2-2.4 m 深度处迅速生长到地下水位表面, 从而同时吸收径流中的化学物质和地表、地下水中的硝酸盐。经过七年的发展, 该区域如图 12.6 所示。在这七年间, 大约有 200 棵树被砍伐或损毁, 如今每英亩(0.4 公顷)总共有 1478 棵树。从行作物到河流的侵蚀沉积物减少到几乎为零, 硝酸盐和农药被吸收(Paterson & Schnoor, 1992, 1993), 地下水中的硝酸盐(NO_3^-)浓度从 100 mg L^{-1} 降低至低于 5.0 mg L^{-1} 。然而, 在大型风暴期间, NO_3^- 通过瓦状排水管道直接输送到地表水, 而没有通过树木的根区过滤, 从而使河流吸纳了硝酸盐。

Ney 等人(2005)报道了多年后杂交杨树对 Amana 场地地上木质生物量的碳封存结果, 碳封存量达到每英亩 22.05–22.92 吨(即每公顷 54.5–56.6 吨 C)。将这么多的碳封存、同化到木本生物质中, 相当于在七年内从大气中吸收 200–208 吨 CO_2 /公顷。如表 12.1 所示, 平均每年固定到木质生物质中的 CO_2 约为 27.5–29.3 吨/公顷。美国的森林每年每公顷可吸收 3.57–5.03 吨的碳到地上生物质中(Ney et al., 2005)。爱荷华州未管理的森林平均固碳量为 $5.06 \text{ 吨 C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Ney et al., 2002), 固碳量范围为 $3.7\text{--}7.0 \text{ 吨 CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (表 12.1)。图 12.6 所示的河岸缓冲带中的大部分碳储存在土壤中(地下)。表层 30 cm 土壤中的平均有机碳含量为 5.35%(Ney et al., 2005)。然而, 与地上木质生物量的碳封存相比, 每年封存到地下土壤中的量相对较小。



图 12.6 在爱荷华州阿马纳种植了 7 年的杂交杨树人工林，用于处理含农药和养分的径流，同时将 CO₂ 封存到木本生物量和土壤中

在爱荷华州的原生森林中，碳储量估计为 137.3 吨 C/公顷，其中 60.8% 存在于土壤中（表层 30 厘米），24.5% 储存在树木的地上生物量中，3.8% 存在于树木的地下部分（根），10.4% 位于森林地面中，0.5% 由林下植被固定(Ney et al., 2002)。到目前为止，爱荷华州原生森林中的碳含量最高的是地下土壤和根系部分，为 83.6-90.7 公吨 C/公顷。地上碳含量（树木、林下叶层和森林地面）为 35.2-61.9 吨 C/公顷，在原生橡木山核桃林中含量最高。土壤是一个大型碳汇，其中碳的积累和氧化非常缓慢，但在几十年到几个世纪的时间里会相对迅速地因侵蚀而流失。爱荷华州原生森林重新造林的净效益包括可能减少 7.0 吨 CO₂ ha⁻¹ y⁻¹，其中 6.21 吨 CO₂ ha⁻¹ y⁻¹ 将进入地上森林生物量，0.79 吨 CO₂ ha⁻¹ y⁻¹ 将封存到地下土壤和根中(Ney et al., 2002)。

12.4 案例研究 2：用营养微藻处理电厂烟气和化肥污水

微藻是一种很有前景的牲畜替代饲料，与传统农作物（玉米、大豆、小麦等）相比，其转化资源为生物质的效率更高。高蛋白微藻极具前景，因为它们能够去除污水中的氮和磷、固定烟气中的 CO₂ 和其他污染物，耐受盐水，并且生产一单

位的生物质占用的土地面积更少。这种 NTS 资源回收方案在处理废物的同时，生产有价值的生物质，并使农业和废物处理系统脱碳。

在研究中，我们期望通过微藻为发电厂和工业烟气处理以及污水处理的技术规模化应用提供帮助。在实验尺度上，我们模拟了 CO₂ 对微藻生物质生产力的底物抑制，通过模拟燃煤电厂排放刺激微藻生长，并通过增加细胞外聚合物 (EPS) 的产量来提高模拟排放条件下的微藻沉降性 (表 12.2)。

表 12.2 在指数生长阶段，模拟燃煤电厂烟气和三氮 Bold 基础培养基下生长的 *S. obliquus* 对养分和烟气组分的利用率

烟气和营养组分	微藻的最大利用速率 (mgL ⁻¹ d ⁻¹)	说明
CO ₂	1300±80	无论是作为生物质固定还是从 PBR 中逸出，只有不到 0.1% 的 CO ₂ 进入溶液
SO ₂	6.9±0.4	大部分以 SO ₄ ²⁻ 形式在培养基中积累，速率为 130±20 mgL ⁻¹ d ⁻¹
NO ₂	-	相对于 NO ₃ ⁻ 不可检测
CO	-	未经评估，可能氧化为可忽略不计的 CO ₂
NO ₃ ⁻	200±10	大部分来自培养基
PO ₄ ³⁻	22±3	仅来自培养基

12.4.1 扩大微藻培养

根据微藻实验数据、化肥厂污水的特性 (pH 6.8、47.3 mg/LN、7.5 mg/LP、可忽略的有机碳浓度) 和爱荷华大学发电厂的数据，我们提出了一个全面的方案来处理 1 MGD 污水，同时通过微藻培养利用烟气排放中的碳 (图 12.7)。

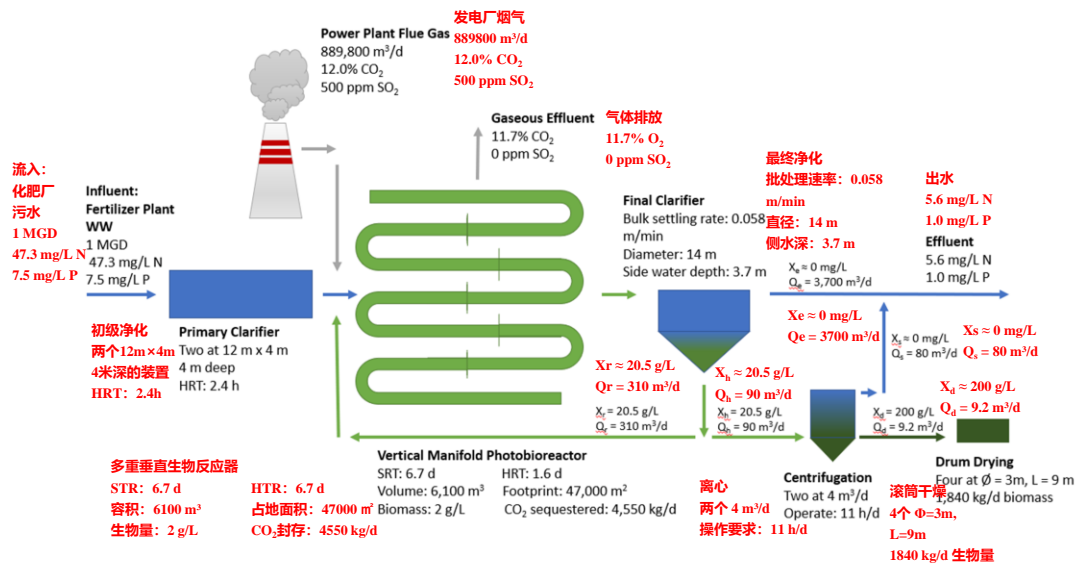


图 12.7 微藻光生物反应器处理 1 MGD 化肥厂污水及电厂烟气 CO₂ 封存示意图处理过程 (净化、PBRs 和最终净化) 及生物质收获

污水通过初级净化、能够进行生物质回收的垂直增强 PBR 和最终净化步骤进行处理，位于同一地点的发电厂 (889800 m³/d; 12% CO₂) 向 PBR 供应 CO₂。生物质脱水和干燥是通过离心和滚筒干燥实现的。首先使用两个矩形净化器降低进水固体浓度，每个尺寸为 12 m×4m×4m、水力停留时间为 2.4 小时 (Metcalf & Eddy, 2003)。然后将净化器流出物送入 PBR，在那里通过 *S.obliquus* 去除氮和磷 (干生物质组成: 50.7 ± 0.1% C、6.44 ± 0.04% N、1.0 ± 0.1% P) (Molitor & Schnoor, 2020)。PBR 系统旨在满足一般污水处理流出物 P 的排放要求，1.0 mg/L；而该系统几乎不存在 N 源限制，最大培养密度为 2 g/L (Acién et al., 2012)。设计的固体停留时间和水力停留时间分别为 6.7 和 1.6 天。因此，PBR 需要 6100 m³ 的工作容量，且最终净化池的生物质回收速率为 20.5 g/L (流速 310 m³/d)。

为了达到 27 m³/m²/d 的表面溢流率，最终净化池的直径为 14m，侧水深度为 3.7 m，因为微藻具有相对较快的整体沉降速率，0.058 m/min (测量的整体沉降速率为 1 m/min，调整后微藻沉降速率占生物量沉降速率的一小部分)。在这种情况下，高浓度 EPS 促进了批量沉降，这对高效的生物质收获是有利的。对沉降生物质进行收获(90 m³/d)，而不是回收到 PBR 中，随后在两台处理能力为 4 m³/d，每天运行 11 小时的离心机中进行离心脱水(Tredici et al., 2016)。离心机产生约 20% 的固体微藻糊，然后通过四个滚筒干燥器将其干燥至约 5% 的固体(Tang et al., 2003)。

该处理方案的出水浓度为 5.6 mg/L N 和 1.0 mg/L P，干燥微藻生物质的产生速率为 1840 kg/d，CO₂ 封存速率为 4550 kg/d。

微藻非常适合处理高浓度硝酸盐污水，无需补充碳源，这通常对其他微生物来说具有挑战性(Pinar et al., 1997)。幸运的是，有成千上万的二次生活污水来源，其中一些与排放 CO₂ 的发电厂位于同一地点。除了市政污水，低有机碳和高氮浓度的工业和农业污水（如炸药厂污水、化肥厂污水、农业径流和灌溉回水）将成为微藻培养基的战略选择(Ji et al., 2018)。然而，某些污水中的重金属和病原体污染可能会阻碍用于动物饲料的微藻生产。

12.4.2 温室气体和土地占用

根据反应器中微藻生物质的碳封存率，CO₂ 的使用速率为 4550 kg/d。然而，由于烟囱排放率和 CO₂ 浓度超过了 PBR 的容量，微藻的 CO₂ 封存率仅占流入 CO₂ 总量的 2.4%。可以通过提高生物质生产或增加种植量来提高利用率。将表 12.1 中的结果与图 12.7 中的结果进行比较，值得注意的是，简单地封存 1 MG 污水常规处理产生的温室气体所需的种植面积明显少于使用微藻 PBRs 处理 1 MDG 污水所需的资源。

与提议的微藻处理方案相关的温室气体排放量是根据文献值估算的，单位过程的能源需求包括：入口污水泵送（140.2 kWh/d）、初级沉降（15.5 kWh/d）、PBR 混合、模块泵送、气体输送和循环（934.4 kWh/ha/d）、生物质回抽（42.3 kWh/d）、最终沉降（15.5 kWh/d）、离心（9.5 kWh/h）和滚筒干燥（5.1 kWh/kg 藻类）(Goldstein & Smith, 2002; Tang et al., 2003; Tredici et al., 2016)。假设电力由爱荷华大学发电厂提供，预计温室气体排放量为 0.244 kg/kWh CO₂-eq（一次燃料：烟煤；二次燃料：石油、天然气和生物质）(eGRID, 2018)。考虑到电力使用和 CO₂ 封存，建议方案的预计温室气体净排放量为 -1080 kg/d CO₂-eq（-1160 kg/d CO₂，-1150 kg/d SO₂、5.8 kg/d NO_x、1.2 kg/d CH₄ 和 0.16 kg/d N₂O）。虽然微藻生物质中只会积累 24 kg/d SO₂（一种间接温室气体），但剩余的 SO₂ (1140 kg/d) 将被快速氧化并以大约 200 mg/L/d 的速率在污水中累积，直到 SO₄²⁻ 达到非抑制浓度 280 mg/L。如果电力由风力涡轮机提供，温室气体排放率为 1.8 × 10⁻² kg/kWh CO₂ (Alsaleh & Sattler, 2019)，所建议方案的预计温室气体净排放量为 -4300 kg/d CO₂-eq。

根据文献来源中占地面积与种植体积比 $7.7 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ，相应的占地面积为 11.6 英亩，这是由 A4F-AlgaFuel, S.A.设计的用于处理水泥厂烟气的垂直加强 PBR 系统的值，该系统的全尺寸处理容量为 1300 m^3 (Torzillo & Chini Zittelli, 2015)。虽然整个处理系统中 PBRs 占地面积较大，但 PBRs 以外的系统也被计入占地面积/培养体积之比中。随着微藻污水处理技术的进步，可以预见的是，通过提高养分吸收率，设置最佳 HRT 和 SRT，单位面积生产力将显著提高。

12.4.3 微藻终端产品

由于化石燃料的使用和产生 CO_2 的工业过程不太可能在不久的将来终止，因此必须通过其他方式减少排放。可以通过微藻吸收 CO_2 进行资源回收，产生的生物质可用于生物燃料、肥料、商业化学品或饲料(Khan et al., 2018; Reboloso-Fuentes et al., 2001; Silkina et al., 2019)。一些自养微生物会减少用于生物合成的 CO_2 ，包括微藻，它也是蛋白质的来源(Matassa et al., 2016)。此外，可以回收发电厂或工业过程的废热以维持有利的培养温度 ($15\text{-}35^\circ\text{C}$) (Gassan et al., 2010)。

在这种情况下，*S. obliquus* 的生物质特性为微藻衍生产品的各种有益使用提供了选择，这些产品的销售可能会抵消该脱碳技术的成本。当 H:C 计量比分别为 0.15:1 和 0.14:1，用控制气体和模拟排放 CO_2 培养微藻的生物质能量含量相当。这些结果表明，整个生物质的能量含量相对较低，如果未经加工，将更适合作为动物饲料而不是用作燃料/原料。如果将生物质作为能源，在控制条件下和模拟排放下生长的每克生物质将分别产生 1.76 和 1.92 g CO_2 。相对较高的 N:C 值意味着将生物质进行堆肥变成肥料的速度较慢。在控制条件下培养的 *S. obliquus* 的蛋白含量 ($46.6\pm 0.8\%$) 超过大豆 ($40.3\pm 0.6\%$)，模拟排放条件下生长的 *S. obliquus* 的蛋白质含量为 ($31\pm 0.8\%$)，明显更低。然而，在模拟排放条件生长的 *S. obliquus* 富含赖氨酸和蛋氨酸，具有作为反刍动物饲料添加剂的价值。

这项工作的目的是克服种植和收获障碍，以生产适销对路的微藻生物量，并在全尺寸设备处理中去除烟气中的污染物 (CO_2 、 SO_x 和 NO_x)。从而能源密集型肥料和淡水资源的使用将减少，污水处理成本将被抵消，温室气体排放量将减少，同时生产可持续的生物质产品。

12.5 结论与展望

自然处理系统可有效吸纳污水系统或受污染生态系统中的有害污染物和营养物质，同时提供脱碳机会（表 12.3）。如前所述，NTS 运行所需的机械或技术投入很少，因此在经济准入和温室气体排放方面优于化学或能源密集型处理方法。此外，植物修复、微藻培养和人工湿地具有生产可销售的生物质终端产品的潜力。相对于陆地植物，微藻培养以更快的速度进行，因此在与传统微生物处理工艺操作条件相同时（单独的 HRT 和 SRT；定制条件以提高养分吸收率），它在污水处理行业可能具有快速脱碳的最大潜力。将 NTS 与常规污水处理相结合是一种有吸引力的方法，可以改善污水处理性能，满足更严格的氮和磷排放要求，同时通过光合作用捕获碳。

将自然处理系统整合到传统的供水和污水处理中，可以进一步与流域管理相结合，以减少水务公司的碳足迹，最终实现“净零排放”的目标。图 12.8 展示了一种流域综合管理方法，通过监测水循环以降低成本和减少温室气体排放、恢复土壤碳、提高水质并在补充含水层的同时节约用水。小型分布式水处理设施和污水处理厂安装了传感器，以持续监测系统的状态，这与 One-Water 概念相一致。NTS 被整合到供水和污水处理中，以实现碳封存，吸收多余的营养物质和生物降解异种有机化学品。

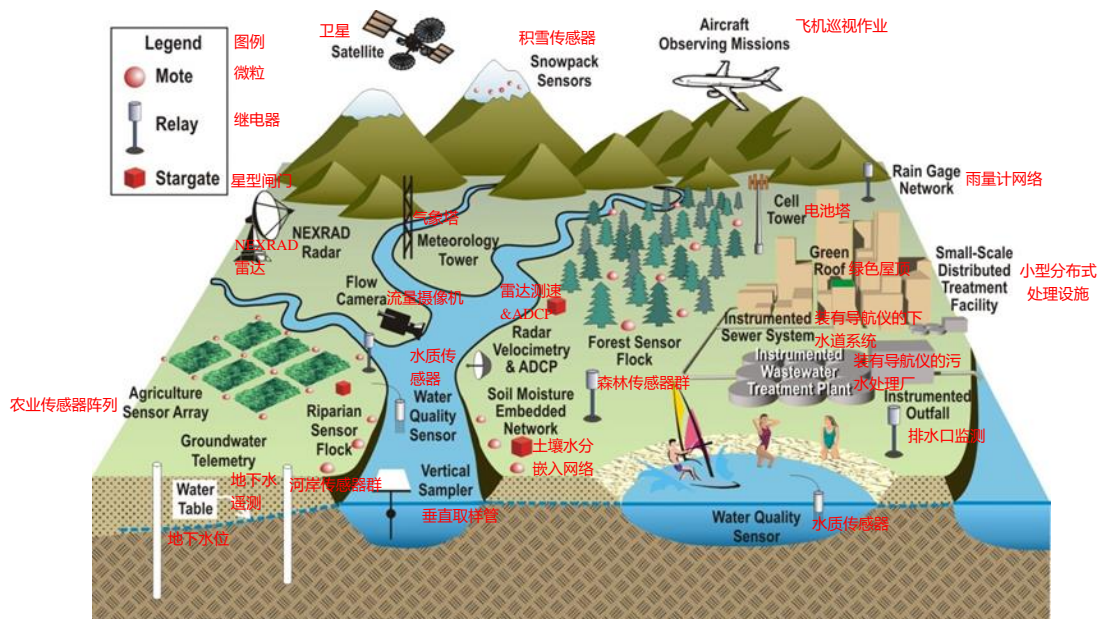


图 12.8 流域综合管理法

表 12.3 自然处理系统机理、优缺点及脱碳方法综述

自然处理系统	机制	优点	缺点	脱碳方法
人工湿地	植物/藻类吸收 蒸腾 光解 微生物降解	有许多适合的植物种类 微污染物去除	不适合大型城市 占地面积大 可能引发物种入侵	植物/藻类吸收 生物质和沉积物固定
泻湖	微生物降解 藻类对 N, P 的吸收	低成本 简易的设计和装置 操作技能要求低	可能造成地下水污染 污泥积聚 难闻气味 处理效果有限	藻类吸收和沉淀 有时适得其反: 释放 CH ₄
微藻培养	植物修复 碳封存	快速的碳固存和养分消耗 可销售的生物量	易受污染物影响 脱水效率低下	藻类摄取与利用
生物过滤	微生物降解 过滤	对微量污染物的去除和降解 可能对地下水产生积极影响 微生物处理变得专业化	污染浓度过高时效果不佳 工业废物的昂贵运维成本 生物堵塞	无碳封存: 温室气体排放可能 与常规污水处理类似
植物修复/土地应用	根际生物降解 植物吸收	低成本, 绿色 美观 碳封存 提高土壤肥力 降低毒性 GW 监测, 但不需要排放许可证	占地面积大 处理周期长 污染物对树木、草地有潜在 毒性	植物吸收为木质生物量, 根系 翻转将有机碳固定到土壤中

参考文献

- Acién F. G., Fernández J. M., Magán J. J. and Molina E. (2012). Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. *Biotechnology Advances*, 30(6), 1344–1353, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.02.005>
- Alsaleh A. and Sattler M. (2019). Comprehensive life cycle assessment of large wind turbines in the US. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 21(4), 887–903, <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01678-0>
- Bowman R. H., Gloyna E. F., Middlebrooks E. J., Pearson G. F., Reed S. and Reid L. C. (2002). *Wastewater Technology Fact Sheet: Facultative Lagoons*. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Crites R. W., Middlebrooks E. J., Bastian R. K. and Reed S. C. (2014). *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- de Klein J. J. M. and van der Werf A. K. (2014). Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 66, 36–42, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.060>
- eGRID. (2018). University of Iowa Main Power Plant. Emissions & Generation Resource Integrated Database (eGRID). Office of Atmospheric Programs, Clean Air Markets Division, Washington, DC, USA.
- Desai M. and Camobreco V. (2020). *Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2018*. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Erickson D., Orrett E. B. and Rosenblum J. (2008). *Greenhouse Gas Emissions Related to Water and Wastewater Services: Baseline, Reduction Strategies, and Recommendations*. City of Santa Rosa Utilities Department, Santa Rosa, CA, USA, p. 167.
- Fasaei F., Bitter J. H., Slegers P. M. and van Boxtel A. J. B. (2018). Techno-economic evaluation of microalgae harvesting and dewatering systems. *Algal Research*, 31, 347–362, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.11.038>
- Gassan H., Eugenia M. M. and Sebastián S. (2010). Influence of temperature on growth of *scenedesmus obliquus* in diluted olive mill wastewater as culture medium. *Engineering in Life Sciences*, 10(3), 257–264, <https://doi.org/10.1002/elsc.201000005>
- Goldstein R. and Smith W. (2002). *Water & Sustainability (Volume 4): U.S. Electricity Consumption for Water Supply & Treatment – the Next Half Century*. Electric Power Research Institute, Palo Alto, California, USA.
- Griffiths-Sattenspiel B. and Wilson W. (2009). *The Carbon Footprint of Water. A River Network Report*. River Network, Portland, OR, USA.
- Iasimone F., De Felice V., Panico A. and Pirozzi F. (2017). Experimental study for the reduction of CO₂ emissions in wastewater treatment plant using microalgal cultivation. *Journal of CO₂ Utilization*, 22, 1–8, <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2017.09.004>

- Ji F., Yin H., Zhang H., Zhang Y. and Lai B. (2018). Treatment of military primary explosives wastewater containing lead styphnate (LS) and lead azide (LA) by mFeO-PS-O₃ process. *Journal of Cleaner Production*, 188, 860–870, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.029>
- Johnston A. H. and Karanfil T. (2013). Calculating the greenhouse gas emissions of water utilities. *Journal AWWA*, 105(7), E363–E371, <https://doi.org/10.5942/jawwa.2013.105.0073>
- Karigar C. S. and Rao S. S. (2011). Role of microbial enzymes in the bioremediation of pollutants: A review. *Enzyme Research*, 2011, 11, <https://doi.org/10.4061/2011/805187>
- Khan M. I., Shin J. H. and Kim J. D. (2018). The promising future of microalgae: current status, challenges, and optimization of a sustainable and renewable industry for biofuels, feed, and other products. *Microbial Cell Factories*, 17(1), 36, <https://doi.org/10.1186/s12934-018-0879-x>
- Lal R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1), 1–22, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal R. (2015). Cover cropping and the 4 per thousand proposal. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70, 141A–141A, <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.141A>
- Lemar P. and de Fontaine A. (2017). *Energy Data Management Manual for the Wastewater Treatment Sector*. Better Buildings. Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, United States Department of Energy, Washington, DC, USA.
- Loge F. (2016). *Is Using Less Water the Secret to Cutting our Greenhouse gas Emissions?* The Guardian. Guardian Media Group, London, UK.
- Mahmood Q., Pervez A., Zeb B. S., Zaffar H., Yaqoob H., Waseem M., Zahidullah and Afsheen S. (2013). Natural treatment systems as sustainable ecotechnologies for the developing countries. *BioMed Research International*, 19, 796373.
- Mander Ü., Dotro G., Ebie Y., Towprayoon S., Chiemchaisri C., Nogueira S. F., Jamsranjav B., Kasak K., Truu J., Tournebize J. and Mitsch W. J. (2014). Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*, 66, 19–35, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>
- Matassa S., Verstraete W., Pikaar I. and Boon N. (2016). Autotrophic nitrogen assimilation and carbon capture for microbial protein production by a novel enrichment of hydrogen-oxidizing bacteria. *Water Research*, 101, 137–146, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.077>
- McCarty P. L., Bae J. and Kim J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer—can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7100–7106, <https://doi.org/10.1021/es2014264>
- Metcalf & Eddy. (2003). *Physical Unit Processes*. In: *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th edn, G. Tchobanoglous, F. L. Burton and H. D. Stensel (eds), McGraw-Hill, Boston, pp. 393–394.
- Minx J. C., Lamb W. F., Callaghan M. W., Fuss S., Hilaire J., Creutzig F., Amann T., Beringer T., de Oliveira Garcia W., Hartmann J., Khanna T., Lenzi D., Luderer G., Nemet G. F., Rogelj J., Smith P., Vicente J. L., Wilcox J. and del Mar Zamora Dominguez M. (2018). Negative

- emissions – part 1: research landscape and synthesis. *Environmental Research Letters*, 13(6), 063001, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9b>
- Molitor H. R. and Schnoor J. L. (2020). Using simulated flue gas to rapidly grow nutritious microalgae with enhanced settleability. *ACS Omega*, 5(42), 27269–27277, <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c03492>
- Myhre G., Shindell D., Bréon F. M., Collins W., Fuglestedt J., Huang J., Koch D., Lamarque J. F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T. and Zhang H. (eds) (2013). *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Nahlik A. M. and Fennessy M. S. (2016). Carbon storage in US wetlands. *Nature Communications*, 7(1), 13835, <https://doi.org/10.1038/ncomms13835>
- Ney R. A., Schnoor J. L. and Mancuso M. A. (2002). A methodology to estimate carbon storage and flux in forestland using existing forest and soils databases. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(3), 291–307, <https://doi.org/10.1023/A:1019939003210>
- Ney R. A., Meyers T. A., Espina A. and Schnoor J. L. (2005). How many samples are required? Evaluating a model for verification of carbon sequestration in a hybrid poplar buffer strip. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102(1–3), 375–388, <https://doi.org/10.1007/s10661-005-6393-8>
- Paterson K. G. and Schnoor J. L. (1992). Fate of alachlor and atrazine in a riparian zone field site. *Water Environment Research*, 64(3), 274–283, <https://doi.org/10.2175/WER.64.3.13>
- Paterson K. G. and Schnoor J. L. (1993). Vegetative alteration of nitrate fate in unsaturated zone. *Journal of Environmental Engineering*, 119(5), 986–993, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1993\)119:5\(986\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1993)119:5(986))
- Pavlineri N., Skoulikidis N. T. and Tsihrintzis V. A. (2017). Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1120–1132, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- Pinar G., Duque E., Haidour A., Oliva J., Sanchez-Barbero L., Calvo V. and Ramos J. L. (1997). Removal of high concentrations of nitrate from industrial wastewaters by bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(5), 2071–2073, <https://doi.org/10.1128/aem.63.5.2071-2073.1997>
- Reboloso-Fuentes M. M., Navarro-Pérez A., García-Camacho F., Ramos-Miras J. J. and Guerrero J. L. (2001). Biomass nutrient profiles of the microalga *nannochloropsis*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 49(6), 2966–2972, <https://doi.org/10.1021/jf0010376>
- Rosli F. A., Lee K. E., Choo Ta G., Mokhtar M., Latif M. T., Goh T. and Simon N. (2017). The use of constructed wetlands in sequestering carbon: an overview. *Nature Environment and Pollution Technology*, 16, 813–819.
- Ryan C. C., Tan D. T. and Arnold W. A. (2011). Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. *Water Research*, 45, 1280–1286, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.005>

- Saeid A. and Chojnacka K. (2019). *Organic Farming*. Elsevier B.V., The Netherlands.
- Silkina A., Ginnever N. E., Fernandes F. and Fuentes-Grünewald C. (2019). Large-scale waste bio-remediation using microalgae cultivation as a platform. *Energies*, 12(14), 2772–2788, <https://doi.org/10.3390/en12142772>
- Steinmann C. R., Weinhart S. and Melzer A. (2003). A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*, 37, 2035–2042, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00441-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00441-4)
- Tang J., Feng H. and Shen G.-Q. (2003). Drum dryers. In: *Encyclopedia of Agricultural, Food, and Biological Engineering*, D. R. Heldman and C. I. Moraru (eds), Marcel Dekker Inc., New York, NY, USA, pp. 211–214.
- Tellatin S. and Myers R. (2018). *Cover Crops and Carbon Sequestration*. United States Department of Agriculture, National Institute for Food and Agriculture, Sustainable Agriculture Research & Education, College Park, MD, USA.
- Torzillo G. and Chini Zittelli G. (2015). ‘Tubular photobioreactors.’ Volume 2: products and refinery design. In: *Algal Biorefineries*, A. Prokop, R. K. Bajpai and M. E. Zappi (eds), Springer International Publishing AG Switzerland, Cham, Switzerland, pp. 187–212.
- Tredici M. R., Rodolfi L., Biondi N., Bassi N. and Sampietro G. (2016). Techno-economic analysis of microalgal biomass production in a 1-ha Green wall panel (GWP®) plant. *Algal Research*, 19, 253–263, <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.09.005>
- Trommsdorff C. (2015). *Can the Water Sector Deliver on Carbon Reduction? The Source*. International Water Association, London, UK.
- Van Den Hende S., Vervaeren H., Desmet S. and Boon N. (2011). Bioflocculation of microalgae and bacteria combined with flue gas to improve sewage treatment. *New Biotechnology*, 29(1), 23–31, <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2011.04.009>
- Webb D. T., Nagorzanski M. R., Powers M. M., Cwiertny D. M., Hladik M. L. and LeFevre G. H. (2020). Differences in neonicotinoid and metabolite sorption to activated carbon are driven by alterations to the insecticidal pharmacophore. *Environmental Science and Technology*, 54(22), 14694–14705, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04187>
- Wenk J., Nguyen M. T. and Nelson K. L. (2019). Natural photosensitizers in constructed unit process wetlands: photochemical characterization and inactivation of pathogen indicator organisms. *Environmental Science and Technology*, 53(13), 7724–7735, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01180>
- Wong S. C. and Law-Flood A. (2011). *Tapping the Energy Potential of Municipal Wastewater Treatment: Anaerobic Digestion and Combined Heat and Power in Massachusetts*. Massachusetts Department of Environmental Protection, Boston, MA, USA.
- Zhu Y., Jones S. B. and Anderson D. B. (2018). *Algae Farm Cost Model: Considerations for Photobioreactors*. Pacific Northwest National Laboratory, United States.

第十三章 CO₂ 甲烷化过程中碳和电子流的微生物电化进展

Aijie Wang^{1*}, Bo Wang², Zechong Guo³, Weiwei Cai⁴ and Wenzong Liu¹

¹State Key Lab of Urban Water Resource and Environment, School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology Shenzhen, Shenzhen 518055, China

²Center for Electromicrobiology, Section of Microbiology, Department of Biology, Aarhus University, Aarhus C 8000, Denmark

³School of Environmental and Chemical Engineering, Jiangsu University of Science and Technology, Zhenjiang 212100, China

⁴School of Civil Engineering, Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China

*Correspondence: waj0578@hit.edu.cn

13.1 引言

目前, 可持续技术已被广泛探索和开发, 以通过化学、电化学、光化学和生物技术方法捕获/固定和利用 CO₂, 同时降低能耗或使用绿色能源(Centi & Perathoner, 2009; Kondratenko et al., 2013)。厌氧消化(AD)是在没有游离氧的情况下有机废物的细菌发酵过程, 支持产甲烷菌生产 CH₄ 并用作燃料(Yu et al., 2021)。由于复杂底物生物降解过程中涉及各种生物联合体和不同的副产物, CH₄ 的生产由乙酸营养产甲烷和氢营养产甲烷两种主要途径决定。重要的是, 氢营养产甲烷菌可以利用乙酸化产生的 H₂ 将 CO₂ 转化为 CH₄。然而, 由于 H₂ 对产乙酸菌的敏感反馈, H₂ 通常不会在系统中积累太多。

最近, 电化学 CO₂ 还原已发展成为一种用来活化和转化稳定的 CO₂ 分子的有效方法, 该方法由从阳极到阴极的电子流驱动(Jhong et al., 2013)。值得注意的是, 阴极表面的 CO₂ 还原反应始终需要特殊高效的催化剂。目前微生物电催化 CO₂ 还原作为一种可持续的降碳技术, 具有广阔的前景, 该技术充分利用了 CO₂ 衍生的化学商品(Bajracharya et al., 2017)。CO₂ 的生物催化还原使用多种功能的微生物来实现碳减排。在阳极侧, 生物电子可以被产电菌从污水中的废弃有机物、废弃生物质中收集; 阴极可以为微生物群落提供 H₂ 和电子, 微生物群落可以直接利用 CO₂ 作为最终的电子受体进行代谢, 生产高附加值的含有一个或多个 C

的化学物质，如 CH_4 、乙酸等。鉴于此，学者已经研究了由各种功能细菌通过电子转移来加速和调节碳循环的过程。

碳循环作为地球上重要的自然过程之一，由大量的生物体参与，其中不同类型的微生物在有机物降解、能量利用和生物合成等方面共同发挥作用。不同类型的物种相互作用，互惠共生，表现为两个或多个生活在附近位置的不同物种相互依赖以获得营养、保护和其他生命功能(Kouzuma et al., 2015)。电催化产甲烷(EM)的高效种间通讯过程，已被证实是通过在合成菌群中以电流形式的直接种间电子转移(DIET)来完成的(Kouzuma et al., 2015; Lovley, 2017b)。通常，该过程的一个典型例子是在电化学增强厌氧消化加速 CH_4 生产的集成系统中发现的，其中通过减少当量的 H_2 或电子来还原 CO_2 是产电菌和氢营养产甲烷菌共生体系中的主要减碳路径(Rotaru et al., 2014b)。研究者开发了不同类型的外部施加电压的电化学增强型厌氧消化系统(Huang et al., 2022)，提升了微生物系统的稳定性(Liu et al., 2016c; Cai et al., 2019)、产气量(Cai et al., 2016b; Liu et al., 2016b)和对低温的适应(Liu et al., 2016a)。已有研究观察到电流和 CO_2 通过电催化产甲烷过程直接生物转化为 CH_4 (Cheng et al., 2009)。

研究表明外部能量可以为微生物生产提供动力(Lovley, 2011; Lovley & Nevin, 2013)。EM 只需相对较低的能量输入(0.2-0.8V)即可实现污水或废物中的 CO_2 减少和 CH_4 回收，同时在耦合厌氧消化系统时增强对有机物的降解(Cai et al., 2016b)。但是，能源消耗始终是靠电力输入，而在农村或偏远地区的长期系统运行中，电力输送受到限制(Wang et al., 2020c)。因此，可再生能源为电催化产甲烷过程提供动力，这对于其广泛应用至关重要。太阳能被认为是满足全球能源需求的最可行的选择之一，因为它具有可用性，并且每天照射地球的太阳能巨大(120000 TW)(Kamat, 2007)。然而，天然太阳能是一种昼夜间歇性电力，这是一个需要克服的问题。利用可再生能源发电可以减少 CO_2 排放，还可以通过化学形式储存电力来缓解太阳能只能间歇性发电的现有挑战。

13.2 电催化产甲烷过程中的碳转化和电子流

CH_4 形式的能量回收被认为是通过厌氧消化实现污水处理厂(WWTP)中能源及碳中和的有前景的方法(Silvestre et al., 2015)。在污水处理厂中，污水中的

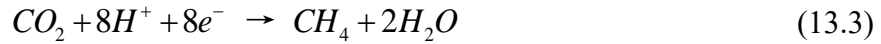
大部分有机物将转化为沉积在污泥相中的生物质。污泥消化将成为污水处理厂生产 CH₄ 的主要的甚至唯一的途径。生物源 CH₄ 通常由厌氧生物反应器中的产甲烷菌对有机底物进行厌氧消化产生。

通常，厌氧消化系统中产生 CH₄ 的两条途径分为氢营养型和甲基营养型，这取决于使用 CO₂ 还是甲基化合物作为主要碳源(Thauer et al., 2008)。复杂有机物经水解发酵变成小分子物质，如长链脂肪酸、单糖、氨基酸等，再转化为短链脂肪酸，以便乙酸营养型产甲烷菌利用。同时，在产酸发酵和产乙酸过程中会产生 H₂。为了防止对产乙酸菌的抑制，厌氧消化系统中通常只需要非常低的 H₂ 压力。去除 H₂ 的细菌，包括氢营养型产甲烷菌、同型乙酸菌等，必须快速消耗 H₂ 以保证消化过程持续进行(Appels et al., 2008)，这是生产甲烷高效生产的关键限速步骤之一。EM 为从有机废物流中提高 CH₄ 产量提供了新的选择。除了厌氧消化过程生产甲烷，EM (CO₂ 到 CH₄ 的生物电化学还原) 也被认为是一种新的 CH₄ 生产的生物途径(Cai et al., 2021)。

EM 过程发生在具有大量 H₂ 或电子的环境中，例如产氢发酵罐、阴极表面或导电载体，产甲烷菌可以通过各种途径将 CO₂ 直接或间接还原为 CH₄。首先，氢营养型产甲烷菌的生物电化学过程可以通过以 H₂ 为电子载体的介导电子转移来增强。在厌氧消化系统中，发酵过程产生的 H₂ 较少，压力较低；而更多的 H₂ 可以通过电化学反应（在阴极催化剂下析出 H₂）或生物电化学过程（由能够接受固体阴极电子的产电菌产生）进一步供应到阴极上（式(13.1)），并被氢营养产甲烷菌消耗以产生 CH₄（式(13.2)）(Villano et al., 2010)。理论上，氢气的产生需要阴极电位达到-0.41 V vs. SHE，但由于各种电化学损失，实际需要更低的负电位(Wang et al., 2020b):



其次，EM 也可以在没有电子载体的情况下直接进行。一些氢营养产甲烷菌（例如甲烷杆菌属）可以直接从阴极接受电子，并在阳极产生的质子参与下将 CO₂ 还原为 CH₄（方程式 (13.3)）(Lohner et al., 2014)。此过程需要-0.24 V vs. SHE 的阴极电位：



第三, 除 H_2 外, 电流和 CO_2 通过阴极电合成衍生的一些其他有机化合物(如乙酸盐、乙醇、丁酸盐、琥珀酸盐等) 也为产甲烷菌提供了更多可用的底物 (Steinbusch et al., 2010)。在阴极, 产乙酸微生物(例如, *Sporomusa ovata*) 合成的乙酸盐(方程式(13.4)) (Nevin et al., 2011) 随后可以被乙酸营养型产甲烷菌转化为 CH_4 (方程式(13.5)) (Jiang et al., 2013), 而其他化合物需要通过种间电子转移进行共代谢:



与厌氧消化产甲烷相比, EM 有着独特的碳转化和电子流动路线。由于涉及电化学过程, 电催化产甲烷中的碳转化路线更加多样化, 这通常有利于系统的稳定。此外, 有机底物降解和 CH_4 生产在不同区域分开, 更容易为敏感的产甲烷菌创造有利的微环境。

在厌氧消化中, 不同微生物种群之间的电子传递通常是通过中间产物(电子载体) 进行的, 这种传递是隐性的和自发的。在 EM 中, 外部电压就像一个泵, 从源(有机底物) 中提取电子, 并将它们输送到产品(CH_4) 中。由于外部电压和电路的存在, 部分电子流被强制发生, 过程更清晰, 这大大提高了系统的可监测性和可控性。鉴于上述原因, EM 在克服厌氧生物反应器中常规产甲烷途径的不利因素和提高 CH_4 生产效率方面具有巨大潜力。

13.2.1 参与碳转化的功能群落和基因

电化学增强的厌氧消化反应效率主要取决于某些微生物细胞外电子传输的能力(Yu et al., 2021)。首先, 阳极上成熟的生物膜在有机物生物降解中能够高效地进行电子收集(Wang et al., 2020a)。这些系统中常见的产电细菌的功能(例如, *Geobacter*、*Shewanella* 和 *Desulfovibrio*) 与 c 型细胞色素基因有关; 此外, 尽管只有单一底物(如醋酸酯) 的培养, 微生物仍然可以发育出相对较高的功能和系统多样性。例如, 在所有基因类别中, 与底物降解相关(碳降解和碳固定) 的功能基因占比为 15-25%, 而与复杂碳利用相关的功能基因占有所有检测基因的 10%

左右(Liu et al., 2010)。各种碳降解基因,包括淀粉酶、木聚糖酶和内切几丁质酶,在反应器中存在很大差异。相应地,具有高库仑效率和能量收集(H_2 产率)的生物反应器利用多种复杂碳源的能力也是最大的。据报道,库仑效率与群落组成($r=0.84, P=0.025$)以及 COD 去除、碳降解($r=0.84, P=0.035$)与群落结构之间存在显著相关性(Liu et al., 2010);而阳极上的碳降解群落与阴极端产物的相关性不显著。

当反应器中进行底物(葡萄糖)发酵时,具有高度多样性的功能基因参与复杂的碳降解过程,包括纤维素、半纤维素、木质素、淀粉、果胶和几丁质碳降解基因(Varrone et al., 2014)。通过细胞色素基因检测发现阳极生物膜中存在更多的微生物,例如来自 *Geobacter metallireducens* 的用于金属还原的细胞色素,参与有机污染物氧化的 *Bradyrhizobium sp.*、来自 *Geobacter sulfurreducens* 的 *OmcA/MtrC*、*Shewanellasediminsis*、*S. oneidensis*、*S. amazonensis*、*S. loihica* 和 *S. pealeana*。这表明能量回收率最高的反应器需具有更多的(总量)细胞色素基因。同时,还检测到了含二磷酸核酮糖羧化酶、一氧化碳脱氢酶和丙酰辅酶 A 羧化酶固碳基因相关的微生物。例如,来自 *Roseiflexus sp.*、*Nitrobacter hamburgensis*、*Chloroflexus aggregans* 的丙酰辅酶 A 羧化酶基因。此外,部分检测到的细菌是未经培养的,例如检测到来自未经培养的细菌(实验室克隆)产生的一氧化碳脱氢酶(CODH),以及二磷酸核酮糖羧化酶。

对比乙酸和葡萄糖,尽管使用复合碳比使用单一碳源可以检测到更高的功能多样性,但一个综合的群落结构应该能基于各种底物都得到很好的发展。所有主要功能类别的基因表明,微生物群落能够执行各种各样的功能。值得注意的是,群落功能的可变性不光与产电菌的存在有关,因为一小部分碳降解功能可以通过发酵的非产电菌以及与其他细菌的共生关系实现。因此,细胞外电子传递途径对反应器中的产甲烷群落结构具有重要影响。施加电压增加了氢营养型产甲烷菌的相对丰度,而不是乙酸营养型产甲烷菌。在开放式的反应器中,乙酸营养型产甲烷菌存在相对较高的丰度;而在封闭式反应器中检测到能够利用 H_2 产生 CH_4 的 6 个菌属,包括 *Methanobacterium*、*Methanococcus*、*Methanoculleus*、*Methanocorpusculum*、*Methanospirillum* 和 *Candidatus Methanoregula*, 但只有一个属的 *Methanosarcina* 被定义为乙酸营养型产甲烷菌。

13.2.2 电化学调控下甲烷生产过程的有机转化

由于 EM 极具前景,一些研究人员最近开始关注以电化学干预作为辅助强化手段来提高厌氧生物反应器的 CH_4 生产能力。厌氧消化工艺无论是在技术方面还是理论方面都非常成熟,在 CO_2 固定的技术市场中占据主导地位。然而,厌氧消化很容易受到不利因素的影响,例如不适宜的温度、非中性 pH 或有毒抑制剂。当遇到环境变化时, CH_4 的生产效率可能会发生剧烈波动。在厌氧消化生物反应器中,能量流动和碳转化是在封闭系统中自发进行的,缺乏直接的外部干预。这导致难以快速构建系统中的正常秩序(例如系统启动或从崩溃中恢复)或在 CH_4 生产系统不稳定时对其进行有效调整。相比之下,微生物电催化过程能够通过外部电能输入对有机物降解途径进行定向干预,这可以成为厌氧消化的有效补充。因此,研究者提出了一种电化学增强的厌氧消化工艺,以期综合这两种技术的优点,为碳固定提供更理想的工艺选择。

自 2006 年 Willy Verstraete (Pham et al., 2006)提出电化学增强厌氧消化的概念以来,已经有许多研究工作验证耦合技术的可行性。据报道,通过引入微生物电催化过程可以提高 CH_4 的生产性能和厌氧消化系统的稳定性(Malaeb et al., 2013; Wang et al., 2022b)。最近的研究分析了这些潜在促进作用的机制,研究者认为厌氧生物反应器中的微生物群落分布和碳转化途径受到生物电化学过程的正向调节(Guo et al., 2017a)。在复杂的厌氧环境中施加电压有利于降低电极电位,通过提供额外的 H_2 可以促进氢营养产甲烷菌的生长,从而为厌氧和兼性种群创造合适的栖息地(Wang et al., 2009)。电化学的影响包括即时的直接贡献和长期的间接影响(如影响启动阶段厌氧群落的分布)(Liu et al., 2016c; Zhao et al., 2015)。一些研究通过测序技术揭示,外部电压作为一种积极的生长条件或选择性压力,对微生物群落结构具有显著的调节作用。特别是,外部电压会导致产电微生物和氢营养型产甲烷菌的增加(Liu et al., 2016b)。

除了影响微生物群落分布外,外部电压还可以对厌氧系统中的有机物降解途径产生积极影响。根据我们案例中对葡萄糖消化过程的电子平衡分析(图 13.1)(Guo et al., 2017a),在没有电化学调节的厌氧消化系统中,葡萄糖氧化得到的更多电子被转移并最终被存储在丙酸盐和丁酸盐(34.9%)中。其中,氢营养型产甲烷菌不受限制,但由于乙酸营养型产甲烷菌的数量相对较少,因此很少进行乙

酰化产甲烷过程，只有少量乙酸被转化为 CH_4 (3.6%)。发酵产物（丙酸、丁酸、甚至醋酸）中电子流的浪费导致产 CH_4 性能不理想。然而，在生物电化学的调节作用下，更多的电子从葡萄糖转移到 H_2 (23.4%) 和乙酸盐 (48.6%)，而不是丙酸盐和丁酸盐，并且生物电解反应在乙酸盐和 H_2 之间创造了额外的途径，大约 10.6% 总电子通过电路电流从乙酸转移到 H_2 中，这缓解了乙酸营养型产甲烷菌数量不足的限制，从而使得 CH_4 产量显著增加。

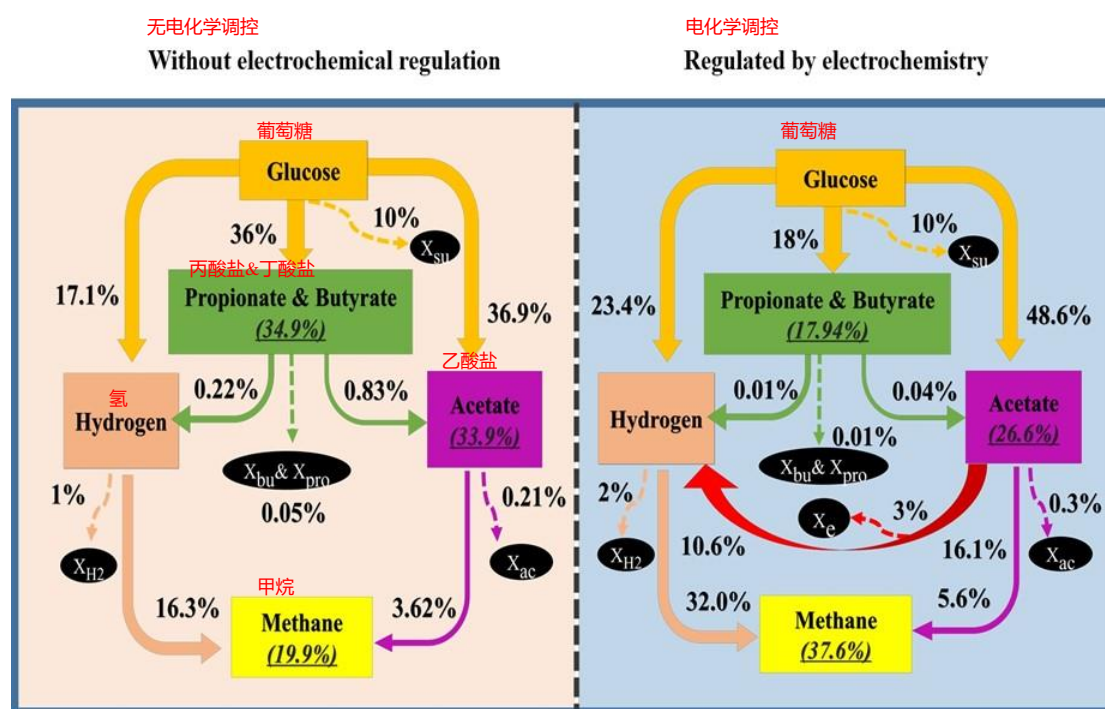


图 13.1 有/无电化学调控下葡萄糖消化的电子平衡分析(Guo et al., 2017a)

电化学对厌氧降解过程的影响很大程度上取决于电极的电化学效率（如电流密度、阴极催化效率等）和系统的复杂性。一般来说，通过各种方法（如增加电极面积、使用高效电极材料、优化反应器配置等）提高电极的电化学效率（电流密度），会促进生物电化学反应的电子流在总电子流中的比例以及电化学对沼气生产的直接贡献(Wang et al., 2017)。提供简单的底物（如醋酸盐和乙醇）有利于建立高效的阳极生物膜，从而获得良好的电化学处理性能。然而，以复杂的化合物（如污水或污泥）作为底物，生物膜群落和厌氧消化过程变得更加复杂(Zhang et al., 2011)。电极呼吸细菌的相对丰度和电子转移效率普遍低于使用醋酸盐的体系，这可能削弱了电化学对厌氧消化过程的影响(Zhang et al., 2011)。

甲烷生产通常是可溶性底物厌氧消化的限速步骤，产甲烷菌是产生 CH_4 的功能性微生物群落中最重要但也是最脆弱的成员。事实上，厌氧消化技术的许多瓶颈（如滞后时间长、稳定性差）最终都可以归结为产甲烷菌的高灵敏度和缓慢生长。考虑到电化学对产甲烷菌生长和代谢的积极作用，引入电化学元件可能是解决厌氧消化系统存在问题的可行方案，可能在开发有机废物流处理的碳中和工艺中发挥更大的作用。

13.3 基于电化学增强的厌氧消化系统促进 CH_4 生产

13.3.1 厌氧消化系统中的氢源产甲烷途径

厌氧消化的典型途径包括以下步骤：水解、发酵、产乙酸和产甲烷(McCarty & Smith, 1986)。污水处理厂中的废弃活性污泥(WAS)被视为微生物的聚集地。细胞裂解将是进行深度厌氧消化的第一步，即需要对微生物释放的有机物进行适当的预处理。化学、物理和生物预处理方法都可以进行细分。超声波技术通常用于机械地破坏细胞壁。采用双频超声波对活性污泥进行预处理，在发酵阶段可以产生更多的挥发性脂肪酸(VFA)(Wang et al., 2018)。

VFA 的积累将抑制发酵微生物的活性，而发酵微生物和产甲烷菌之间的共生(或共养)将 VFA 转化为 CH_4 ，从厌氧消化过程中逸出(Lopez-Garcia & Moreira, 2020)。发酵过程将产生 VFA 作为最终产品，供产乙酸菌和产甲烷菌使用(Ziels et al., 2019)。目前，产甲烷菌有八目，分属于三个门(Lyu et al., 2018)。新的产甲烷菌不断被发现，显示出产甲烷菌的多样性。然而，由于底物对产甲烷菌的限制，厌氧消化中产甲烷菌的代谢类型很少是单一的。通常， H_2/CO_2 和乙酸盐被用作生产 CH_4 的底物，产甲烷途径分为氢营养型和乙酸营养型。尽管自然生态系统中存在甲基营养型产甲烷菌，但其丰度较低，导致在厌氧消化反应器中受到的关注较少。

用于活性污泥厌氧消化的不同类型产甲烷菌中，氢营养型产甲烷菌以 H_2 作为电子供体， CO_2 作为电子受体，能够调节系统中的 H_2 含量。发酵微生物需要将 NADH 氧化为 NAD^+ ， NAD^+ 的再生确保了糖酵解的完成；而 H_2 的积累会在热力学上影响 NAD^+ 的再生，因此 H_2 是敏感因子(Stams & Plugge, 2009)。发酵阶

段 H_2 的生成机制也为暗发酵 H_2 的生物制备研究提供了新见解。然而，在最近的生物电化学研究进展中，结合暗发酵和微生物电解实现了从葡萄糖生产 H_2 的突破(Varanasi et al., 2019; Wang et al., 2020b)。事实上，氢营养型产甲烷菌捕获 H_2 作为 CH_4 生产的前体，因此， CH_4 被认为是混合系统中的固有产物(Wang et al., 2009)。

最近，研究者提出了一种电化学增强厌氧消化的混合模型，以加快处理活性污泥 (WAS)，提高 CH_4 的生产速率(Liu et al., 2016b)。析氢电极为氢营养型产甲烷菌提供了一个独特的生态位，能够持续地供应 H_2 。研究者开发了一种电化学增强的新型厌氧消化反应器，并测试其用于处理活性污泥来生产 CH_4 的性能。通过引入电极提高了 CH_4 的生产率，厌氧消化性能接近对照组的 3.2 倍。基于电子平衡分析，对照组 CH_4 产量和引入电流贡献之和与增强型系统的 CH_4 产量高度一致。电流值最高可达 12 mA，高于实验室规模的生物电化学反应器。进一步建立了电化学增强厌氧消化系统的产甲烷动力学模型，结果表明，添加 1.4 倍葡萄糖培养液可提高 CH_4 的产率(Guo et al., 2017a)。厌氧消化系统的电化学增强型配置会影响 CH_4 生产性能。在我们之前的研究中，较高的阴极/阳极比率也提高了 CH_4 的产率（提高了 56-180%）(Guo et al., 2017b)。此外，在以葡萄糖作为阴极底物、以醋酸盐作为阳极底物的连续模型中，独立阴极也提高了 CH_4 的产量(Cai et al., 2016a)。电化学增强的厌氧消化系统为加速活性污泥处理以生产 CH_4 提供了一种有前途的方法。这对厌氧消化系统很有价值，因为较长的污泥停留时间是其实施的瓶颈，而提高 CH_4 产率使得生产等量的 CH_4 时污泥停留时间缩短。

13.3.2 产甲烷过程中阴极生物膜中微生物群落演化

在电化学增强的厌氧消化模型中，氢营养产甲烷菌将在阴极生物膜中占主导地位，这一点已通过我们的研究得到证实(Gao et al., 2021; Perona-Vico et al., 2019; Siegert et al., 2015)。这一发现与我们最初的假设及以往研究一致，氢营养型产甲烷菌的生长将在 H_2 的存在下受到激发。甲烷杆菌属是丰富的属，其中氢营养型产甲烷菌在阴极工作。此外，在阴极生物膜中还发现了兼性乙酸营养型产甲烷菌以及产乙酸菌。因此，研究者提出了在阴极产 CH_4 的假设，一方面，氢营养型产甲烷菌会接受来自阴极的 H_2 /电子来产生 CH_4 ；另一方面，产乙酸菌会消耗阴极

中的 H₂ 以产生乙酸，供给乙酸营养型产甲烷菌（图 13.2）。

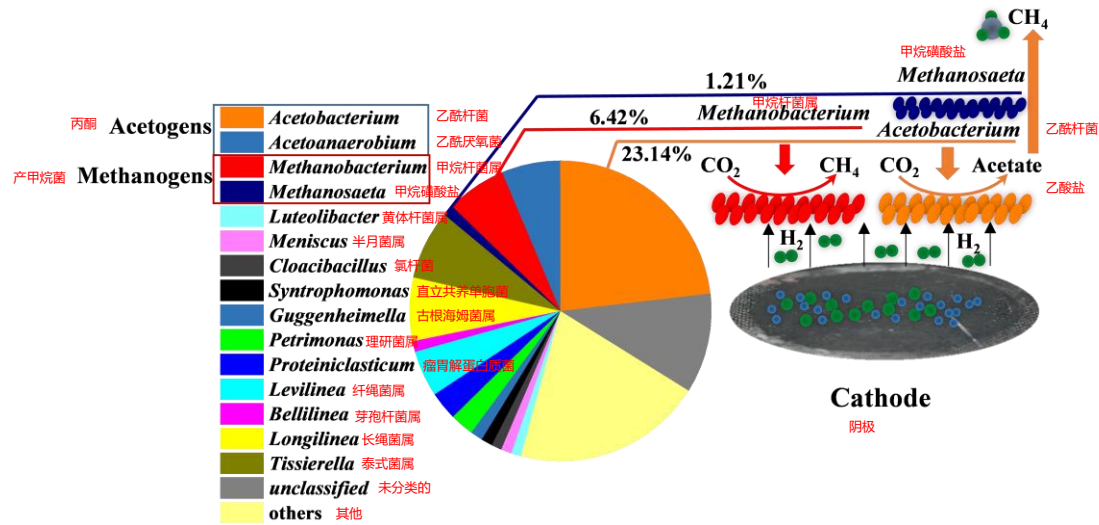


图 13.2 阴极甲烷生成途径的假设(Cai et al., 2016b)

事实上，根据先前在电极上纯培养产甲烷菌的研究结果，阴极上生成 CH₄ 的理论可以修改为从电子流到产甲烷菌产生 CH₄ 的直接途径。最初，第一份报告由 Derek R. Lovley 等人 (Rotaru et al., 2014a) 提供，C¹⁴ 标记的 CH₄ 可以由 *Methanosaeta* 和 *Geobacter* 共培养产生，并证明 *Methanosaeta* 能够直接从 *Geobacter* 接受电子。这一发现引起了人们对 DIET 的极大关注 (Rotaru et al., 2014a)。研究者随后培养了一种不含氢化酶的甲烷球菌突变体作为工作种，证实了不依赖 H₂ 的直接电子转移 (Lohner et al., 2014)。此外，研究证实 *Methanosarcinales* 可以在阴极上执行多种模式的电极相互作用（氢化酶介导和游离胞外酶非依赖性模式）(Rowe et al., 2019)，这拓展了阴极上潜在的电子转移机制。最近，研究发现一种明确的 *Methanobacterium YSL* 和 *Geobacter metallireducens* 的共培养基可以通过 DIET 机制进行生长 (Zheng et al., 2020)。产甲烷菌的主要类型被认为有能力获得细胞外电子来产生 CH₄ (Gao & Lu, 2021)。因此，产甲烷菌中 DIET 的存在比我们预期的更广泛。

尽管研究发现纯培养能够直接从阴极获取电子，但微生物电解辅助厌氧消化的电子转移通常发生在由不同物种组成的生物膜内。有两个问题需要注意：第一，为什么在生物膜中总是以 *Methanobacterium* 或 *Methanobrevibacter* 为主，而不是 *Methanosaeta* 或 *Methanosarcina*，尽管它们都可以利用来自阴极的 H₂/电子；其次，DIET 是否会支持生物膜的整体性能。进一步的研究表明，由于质子的快速

消耗，阴极的微环境不同于本体溶液(Cai et al., 2020)。mcrA 测序技术为产甲烷菌的物种分类提供了更高的分辨率，在极碱性微环境（微米级）下，嗜碱性产甲烷菌是在阴极富集的甲烷杆菌属(Cai et al., 2018a)。因此，极端条件可能会导致特殊产甲烷菌的富集，例如甲烷杆菌属。在混合培养基中，H₂ 首次被证实是发酵微生物与产甲烷菌共生体系中的电子载体，甲酸盐被发现可作为 H₂ 的替代品，且具有极高的效率(Stams & Plugge, 2009)。新型 DIET 被证实是一种电子载体，最近的一项研究表明，在互养菌属的 e-pili 和地杆菌的 IV pili 共同存在时，DIET 可以作为多样化共生培养的一种机制选择(Walker et al., 2020)。一项模型研究表明甲酸盐在互养过程中的电子转移可达 $317 \times 10^3 \text{ e}^- \text{ cp}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ，其 DIET 能力为 $44.9 \times 10^3 \text{ e}^- \text{ cp}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ，高于 H₂ 调节过程 ($5.24 \times 10^3 \text{ e}^- \text{ cp}^{-1} \text{ s}^{-1}$) (Storck et al., 2016)。显然，甲酸盐将是电子转移的理想介质，但这通常不是合成的主要途径，因为甲酸盐在热力学上可逆地生成 H₂ (Cai et al., 2020)。而且，没有细胞色素的产甲烷菌的生长受到甲酸盐的限制，由于 H₂ 仍然是产甲烷菌利用辅酶 F-420 依赖的甲酸脱氢酶的中间产物，甲酸盐依赖的产甲烷菌将失去在自然环境中与其他对 H₂ 需求较低的产甲烷菌竞争的优势(Thauer et al., 2008)。在典型的厌氧消化反应器中，H₂ 仍然是互养细菌和产甲烷菌中电子转移的主要载体。

在我们随后的阴极生物膜测试中检测了 H₂ (Cai et al., 2020)。明显的 H₂ 浓度梯度表明它是甲烷生产过程中的阴极电子载体。同时，使用循环伏安法 (CV) 测试与微传感器耦合，测定了 H₂ 对总电子转移的贡献的半定量结果。令人惊讶的是，只有不到 50% 的电子会通过 H₂ 传输，因此，DIET 可能对阴极甲烷生成有显著贡献。根据最新的研究进展，细胞外电子传递途径广泛存在，不仅涉及菌毛、黄素、细胞色素，还涉及 exDNA、囊泡、细胞外聚合物 (EPS) (Liu et al., 2020; Lovley, 2017a; Saunders et al., 2020; Xiao et al., 2017)。氢-自由电子途径也可能包含多种载体，而不仅仅是直接电子转移，这仍需要进一步研究。

13.3.3 电化学增强厌氧消化系统中的微生物网络

在电化学增强的厌氧消化反应器中，具有细胞外电子转移能力的微生物群落成为发酵细菌 (FB) 和产甲烷菌之间的连接桥梁(Liu et al., 2016b)，即通过电子转移开发出多种途径从碳降解生成 CH₄ (图 13.3)。当施加高电压 (例如，>0.5V)

(Liu et al., 2010)和在阴极上使用高效金属催化剂(Liu et al., 2019), 例如 Pt/C、改性 Ni 时(Cai et al., 2018b; Wang et al., 2019), H_2 作为重要的阴极产物之一被明显检测到。可以通过施加电压确定 H_2 的产生速率(Wang et al., 2009), 并对产甲烷菌产生很大的间接影响。此外, 随着运行时间的延续 CH_4 产量逐渐增加, 这说明了系统中产甲烷群落的实质性发展。利用 H_2 的群落可以在阴极生物膜中充分发展, 产生乙酸和 CH_4 , 然后通过扩散的 H_2 作为电子载体改变悬浮溶液和阳极群落(Cai et al., 2016b)。

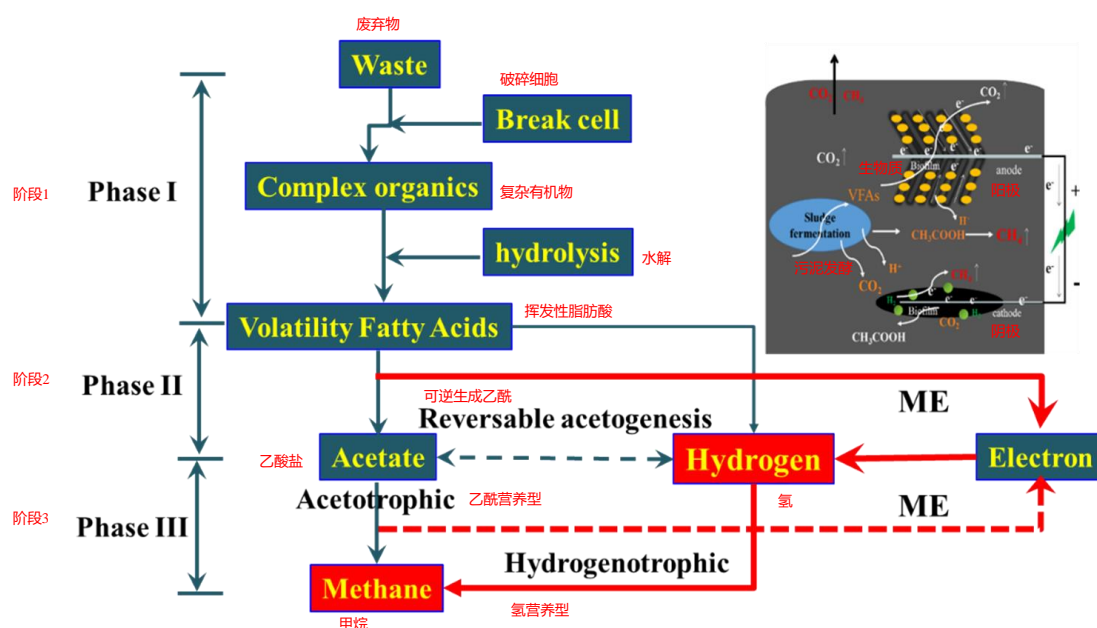


图 13.3 通过细胞外电子传递途径加强氢营养源甲烷生成

原来的电极生物膜与发酵群落相互作用, 建立了一个新的电活性群落系统, 很快就加入了产甲烷菌, 从而形成一个复杂的群体网络(图 13.4) (Liu et al., 2016c)。据报道, 生物电化学群落高度富集与 *Proteobacteria* (~60%) 和 *Firmicutes* (20-30%) 相关的功能微生物, 它们进行底物降解和电子转移, 在复杂的碳利用方面具有巨大潜力, 是进行胞外电子转移的核心群落。它们应该在碳循环中发挥了非常重要的作用, 因为据报道 *Firmicutes* 可能与阳极呼吸细菌存在共生关系(Zhang et al., 2011)。代表性厌氧发酵细菌占整个群落的 1-10%, 由 *Citrobacter* (*Gammaproteobacteria* 类)、*Macellibacteroides* (*Bacteroidia* 类) 组成, *Clostridia* 的两个属 (*Proteiniclasticum* 和 *Sedimentibacter*) 经过发酵后富集并成为优势菌种。*Proteiniclasticum* 负责降解蛋白质以产生乙酸(HAc)、丙酸(HPr) 和异丁酸(iso-HBu) (Zhou et al., 2018), 其丰度为 6%。丰度为 5-7%的

Macellibacteroides 可以代谢各种碳水化合物以产生 HAc、HBu 和 iso-HBu (Jabari et al., 2012)。 *Citrobacter* 和 *Sedimentibacter* 属可以在产酸和产乙酰过程中降解有机物以产生 VFA 和 H₂。与原始的阳极生物膜群落相比，一些与污泥发酵过程连接的细菌会发生改变。在以污泥发酵液作为进料的所有一体化反应器中， *Clostridia* 类的四个属（即厌氧菌、乙酸杆菌、厌氧菌和梭菌）均减少。

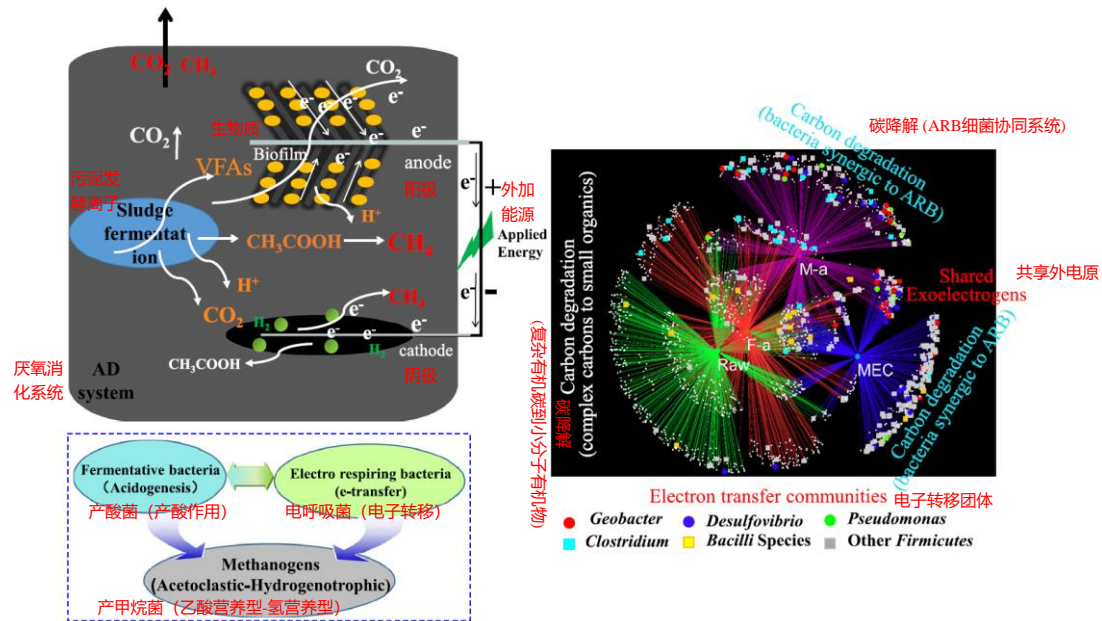


图 13.4 产酸菌、电呼吸菌和产甲烷菌构成的微生物网络

产甲烷菌在所有综合系统的生物膜中得到发展。同时，污泥中发酵细菌的丰度可以显著提高，但乙酸营养型产甲烷菌数量却有所下降(Wang et al., 2019)。尽管阳极微生物和产甲烷菌在乙酸利用方面存在底物竞争，但在具有足够碳源底物的各种条件下，阳极生物膜中都可以富集产甲烷菌；而在连续施加电压的情况下，阴极生物膜中的氢营养型产甲烷菌将进一步富集，丰度增加(Cai et al., 2019)。包括 *Methanocorpusculum*, *Methanosphaerula*, *Methanoregula*, *Methanospirillum*, *Methanobacterium* 和 *Methanobrevibacter* 在内的微生物与阴极的 H₂ 生成有关，H₂ 为厌氧条件下的氢营养型产甲烷菌提供有利的底物。具有高析氢反应 (HER) 活性的生物阴极材料将影响生物群落结构和产甲烷途径。高 HER 倾向于选择 H₂ 而不是电子进行甲烷生产。因此，同样可以选择具有 HER 能力的阴极优势微生物，通常包括氢营养型甲烷杆菌和甲烷螺旋菌(Ferry et al., 1974; Rotaru et al., 2014a)，甲烷杆菌不仅能将 H₂ 直接转化为 CH₄，还能利用电子生产 CH₄ (Cheng

et al., 2009)。

13.4 太阳能生物电化学系统驱动 CO₂ 甲烷化

13.4.1 太阳能间歇供电提升生物电化学性能

有一系列研究报告称,连续直流电驱动会影响微生物的细胞生长和代谢行为。因此,大多数研究关注于施加电压的调节作用(Ding et al., 2016)。例如,在双室电化学增强型厌氧消化反应器中采用 0.8 V 外加电压时,CH₄ 的产率最高,为 0.052 m³ CH₄·m⁻³ reactor·d⁻¹ (Ding et al., 2016)。在另一项研究中,观察到电极生物膜的微生物群落在有无电极电位存在的情况下发生变化,在开路的情况下,功能基因的比例较高(Liu et al., 2010)。总之,这些结果提供了一个线索,即通过持续的电力给微生物代谢提供过量能量,会危及生物电化学系统的整体性能。

最近,另一种用于促进生物能源回收或污水转化的间歇性电力驱动模型表现出令人意想不到的性能。在单室微生物电解槽中,工作一天休息一天的间歇电源供应模式实现了更高、更稳定的苯酚去除效率(Ailijiang et al., 2016)。周期性断开电源的长期运行可以显著降低 BES 的内阻,提高 COD 去除效率和 H₂ 回收效率(Cho et al., 2019; Hussain et al., 2018)。当进一步考虑太阳能的固有性质时,即它存在昼夜间歇性,同时也存在潜在的限制,间歇太阳能驱动发电也可以有效地促进生物能源回收,同时进行污水处理。Wang 等人 (2020c, 2020d)证明了自然太阳光作为一种昼夜间歇性电源,可以有效提高污水中 CH₄ 的产生,并调节细胞色素 c 的电子转移蛋白,该研究揭示了太阳能对电化学增强厌氧消化的潜在影响。Wang 等人(2022a)进一步开发了天然太阳能供养的微生物,将 CO₂ 还原为 CH₄,从而实现有效的碳捕获。综合比较了其他报道中 EM 通过生物阴极将 CO₂ 还原为 CH₄ 的结果(表 13.1),可以很容易地得出结论,在这样的系统中膜普遍存在,更高的外加电压促进了阳极的水裂解,而不是有机物的氧化。此外,含碳产物(即 CH₄)的电流(即库仑)效率与还原产物的生产速率之间存在不协调,这意味着能源投资没有完全用于 CH₄ 生产,从而造成另一种名义上的资源浪费。进一步考虑其他外部操作参数控制,例如电极修饰、温度和 pH 控制等对系统性能的影响,但不可否认的是,天然太阳能供电的 EM 在利用绿色间歇式驱动力回收生物能源

方面仍表现出相当大的竞争力。

表 13.1 微生物电催化产甲烷的碳捕获甲烷生产速率比较

接种株/培养液 ^a	反应配置和运行模式	温度 (°C)	阴极材料	外加电压 (V)	无机碳源 /conc.(mol·L ⁻¹)	电流密度 (A·m ⁻²)	CH ₄ 生产速率 (mol CH ₄ ·m ⁻³ reactor·d ⁻¹)	电流到 CH ₄ 效率	参考文献
填充床生物膜反应器产生的厌氧污泥，以脂肪酸和醇的合成混合物为养料	直流批式	35	碳纸	阴极电位 -0.75 V vs. SHE	CO ₂ /足量	阴极电流密度 -0.69	0.173±0.026	76±7	Villano et al. (2010)
活性污泥	直流连续	30	石墨毡	阴极电位 -0.55 V vs. NHE ^b	HCO ₃ ⁻ /0.06	3.8	0.268	51.3	Van Eerten-Jansen et al. (2012)
富含活性污泥	直流批式	30±1	碳毡	阴极电位 -0.95 V vs. SHE ^b	CO ₂ /足量	3.37	0.024	89.2	Jiang et al. (2013)
富含破碎厌氧颗粒污泥	直流连续	37±2	石墨毡	阴极电位 -0.70 V vs. SHE	HCO ₃ ⁻ /0.024	3.0	0.35	84.3 (库伦效率)	Xu et al. (2014)
由地层水和醋酸钠供给的嗜热微生物燃料电池阳极室的流出物	直流批式	55	碳布	阴极电位 -0.5 V vs. SHE	HCO ₃ ⁻ /0.03	0.175	0.233	93	Fu et al. (2015)

接种株/培养液 ^a	反应配置和运行模式	温度 (°C)	阴极材料	外加电压 (V)	无机碳源 /conc.(mol·L ⁻¹)	电流密度 (A·m ⁻²)	CH ₄ 生产速率 (mol CH ₄ ·m ⁻³ reactor·d ⁻¹)	电流到CH ₄ 效率	参考文献
厌氧污泥	直流连续	31±1	石墨毡	阴极电位 -0.7 V vs. SHE	HCO ₃ ⁻ /0.06	2.9	0.464	73	(Van Eerten-Jansen et al. 2015)
海洋岩自养甲烷杆菌类太古菌菌株 IM1	直流批式	21	石墨棒	阴极电位 -0.6 V vs. SHE	CO ₂ /足量	阴极电流密度 -0.5	0.0134	80 (库伦效率)	(Patil et al. 2015)
富氢营养型产甲烷菌培养物	直流批式	22±2	多孔碳毡	阴极电位 -0.8 V vs. SHE	CO ₂ (1.65 atm)	Ca.15	0.03± 0.015	39 (库伦效率)	Dykstra and Pavlostathis (2017)
厌氧污泥	TC ^c 批式	30	热处理不锈钢毡 (HSSF)、不锈钢毡 (SSF)、石墨毡 (GF)	3.5±0.3	HCO ₃ ⁻ /0.06	7.1	HSSF: 12.86 SSF: 9.19 GF: 15.72	HSSF: 60.8 SSF: 56.9 GF: 69.4	Sangeetha et al. (2017)

接种株/培养液 ^a	反应配置和运行模式	温度 (°C)	阴极材料	外加电压 (V)	无机碳源 /conc.(mol·L ⁻¹)	电流密度 (A·m ⁻²)	CH ₄ 生产速率 (mol CH ₄ ·m ⁻³ reactor·d ⁻¹)	电流到 CH ₄ 效率	参考文献
厌氧混合污泥, 包括来自造纸工业废水处理厂的颗粒污泥和来自市政污水处理厂的污泥 ^b	直流批式	30	颗粒活性炭	阴极电位 -0.58 V	CO ₂ /足量	35	4.3	66	Liu et al. (2018)
厌氧污泥	直流连续	30	石墨颗粒	2.8±0.1		35	4.1	67	
一个全尺寸、扩大颗粒污泥床反应器处理淀粉污水后的活性污泥	直流连续	30±1	碳毡	阴极电位 -1.0 V vs. Ag/AgCl	HCO ₃ ⁻ /0.06	2.442 ±0.484	0.24±0.05	44.27±4.01	Yang et al. (2020)
			中性红色改性碳毡 ^c			7.622 ±1.436	1.39±0.17	58.90±11.47	
			蒽醌-2,6-二磺酸盐改性碳毡 ^c			4.377 ±1.230	0.84±0.24	60.88±4.01	

接种株/培养液 ^a	反应配置和运行模式	温度 (°C)	阴极材料	外加电压 (V)	无机碳源 /conc.(mol·L ⁻¹)	电流密度 (A·m ⁻²)	CH ₄ 生产速率 (mol CH ₄ ·m ⁻³ reactor·d ⁻¹)	电流到 CH ₄ 效率	参考文献
产生 CH ₄ 的单室微生物电解池的流出物	直流批式	30	泡沫镍	恒电势: 阴极电位 -0.9 V vs. Ag/AgCl	HCO ₃ ⁻ /0.048 CO ₂ /足量	1.47	2.68	25	Mao et al. (2021)
				恒电流: 电流密度 2.14 A·m ⁻²		2.14	4.91	36	
				恒压: 1.98 V		3.23	12.05	90	
产生 CH ₄ 的单室微生物电解池的流出物	SC批式 无 pH 控制	25±2	Pt 涂层碳布	1V (太阳能供电)	HCO ₃ ⁻ /0.164	17.3	5.47±0.29	211.13±3.8 9	Wang et al. (2022a)

^a 对于双室系统，接种体具体指的是阴极。

^b 阴极电位 vs. SHE(标准氢电极)或 vs. NHE(正常氢电极)。

^cTC 指由中间的一个阳极室和面对两个阴极室组成的三个室。

13.4.2 间歇电场介导互惠种间电子转移

生物电化学系统中涉及电子传递机制已被广泛地解析，主要发生在生物电极上；然而，浮游微生物群与 CO_2 还原生成 CH_4 过程的相关性及其对该还原反应的贡献通常被忽视，而且机制尚未得到很好的揭示。本体溶液中 EM 的主要电子转移途径可分为两类：(i) 间接种间电子转移 (IIET)，其进一步细分为载体介导的 IIET (i-IIET)，例如 H_2 和甲酸盐作为电子载体 (Cai et al., 2020)；电子穿梭介导的 IIET (e-IIET)，例如通过可溶性电子穿梭 (如 H_2) 在物种之间进行电子扩散交换 (Lovley, 2017b)；(ii) DIET。

Wang 等人 (2020c) 开发了天然太阳能 EM 用以从污水中回收 CH_4 ，并证明太阳能间歇驱动模式显示出明显更高的 CH_4 产量、电子转移和能量回收效率 (图 13.5a)。此外，分子生态网络 (MEN) 分析结果表明，电活性微生物 (EAMs) 在三个位置 (生物阳极、生物阴极和悬浮液) 上发挥着举足轻重的作用，并且与产甲烷菌有很强的电化学交流 (图 13.5b) (Wang et al., 2020d)。此外，氢营养型产甲烷菌，主要是 *Methanobacterium* 和 *Methanobrevibacter* 属，在生物电极中表现出更多的正向联系。相反，以 *Methanosarcina* 为主的乙酸营养型产甲烷菌在生物电极上表现出更多的负向联系。对于产乙酸菌，本体溶液中的正连接较低，生物电极中的正连接较高。发酵菌 (FB) 具有降解有机物的能力，与附着在生物阴极上的产甲烷菌和产乙酸菌关系密切。本体溶液中 EAMs、产甲烷菌、产乙酸菌和 FB 之间的连通性更加复杂多样，呈现出明显的共生、合作或竞争关系。总的来说，电极生物膜中微生物具有更积极的联系，而浮游微生物群落则表现出相反的联系。因此，无论是阳极中的微生物群落还是本体溶液中的微生物群落，都与碳源转化密切相关，而生物合成 CH_4 的阴极相对独立，基本依靠电子传递与阳极和悬浮液建立连接。

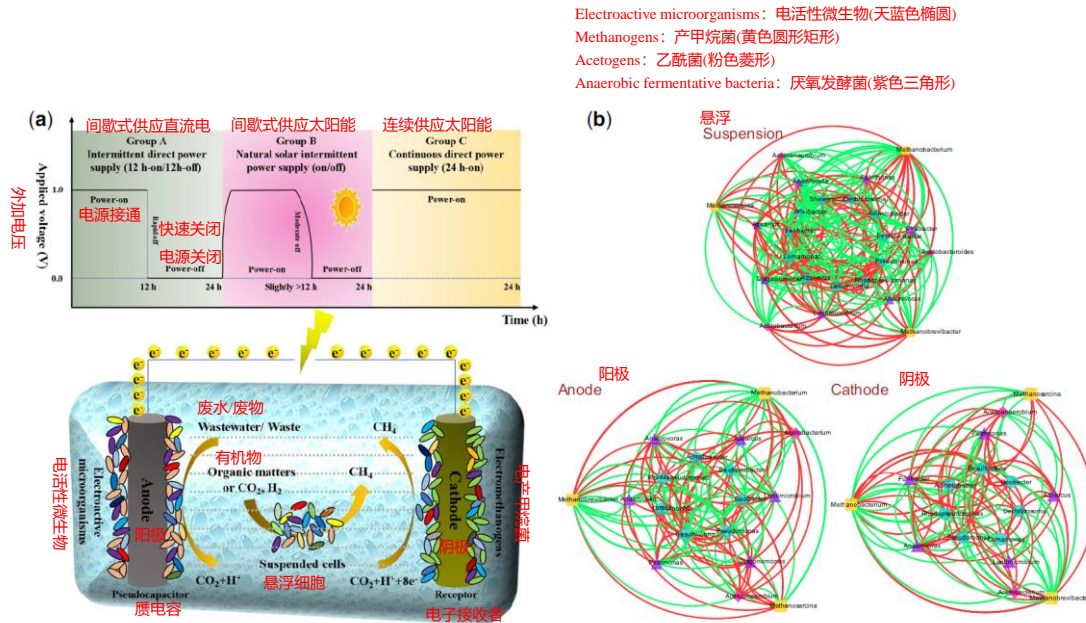


图 13.5 (a)由手动开关(A组)或自然太阳能(B组)和连续电场(C组)施加的间歇电场驱动的单腔无膜生物电化学系统示意图。(b)分别在阳极生物膜、阴极生物膜和本体溶液中来自功能微生物菌群的 OTUs 的分子生态网络(MEN)可视化。每个节点代表一个 OTU(种),不同颜色和形状的节点表示特定功能属的类别:电活性微生物(天蓝色椭圆)、产甲烷菌(黄色圆形矩形)、产乙酸菌(粉色菱形)和厌氧发酵菌(紫色三角形)。红色边表示两个独立节点之间的积极相互作用,而绿色边表示消极相互作用(修改自 Wang et al., 2020d)

13.5 挑战与展望

捕获和利用 CO₂ 生产气体/液体能量是获得增值商品和减缓大气中 CO₂ 上升的一种有前景的方法。生物电化学 CO₂ 还原是通过细胞外电子转移还原稳定 CO₂ 分子的有效途径,可通过外部能量输入加速这一过程。种间电子转移提供了多种方法来加强氢营养型产甲烷菌活性以减少 CO₂。此外,互惠关系通常是在特定的微生物伙伴之间建立的,这些伙伴能够通过使他们的互动更有效和更健壮的机制来相互感知。

在特定生态位上促进微生物生长和微生物生化反应仍有广阔的潜力。氢营养型产甲烷菌的生长速度(倍增时间 4-8 小时)比乙酸营养型产甲烷菌(*Methanosaeta*, 倍增时间 5-7 天)更快(Wu et al., 1992)。在 DIET 的帮助下,使用不同底物(乙酸盐、丙酸盐、丁酸盐、长链脂肪酸、甘油、蛋白质、葡萄糖和淀粉)可以支持氢营养型产甲烷菌以较高速率生长(Tang et al., 2015)。一些物种,

例如 *Methanothrix*, 只能通过 DIET 过程将 CO₂ 还原为 CH₄。来自 DIET 的低电势电子可能会改善 *Methanothrix* 物种的生长, 打破只能以醋酸盐作为唯一底物的限制(Wang et al., 2016), 这进一步增强了土壤和沉积物中 *Methanothrix* 的活性(Lovley, 2017b)。

随着高效(生物)材料的发展, CO₂ 还可以用于化学、生物或物理用途(基于碳捕获和利用的生物能源, BECCU)。一种新型的混合微生物光电化学系统可以提高微生物在阳极氧化污水中有机物的能力(Lu et al., 2020)。一种集成了选择性单原子镍催化剂的纳米线硅光电阴极上(Si NW/Ni SA), 实现了将 CO₂ 还原为 CO。与 H₂ 类似, CO 也是用于微生物产品生产(CH₄、乙酸盐等)的合适底物之一。在未来, 由 DIET 衍生的具有导电性能的高效生物膜(生物)材料可能被开发出来, 用于高效的 CO₂ 生物捕获和利用技术。此外, 这类技术可以减少污水处理厂的碳排放, 为限制碳排放做出贡献(Mallapaty, 2020)。

致谢

作者要感谢深圳哈尔滨工业大学深圳海外高层次人才研究启动计划的支持。本研究得到广东省杰出青年科学基金(No. 2021B1515020084)、国家自然科学基金(No. 51778607)、国家自然科学基金(NSFC-ISF)联合项目(No. 41961144024)和深圳市科技创新计划(No. KQTD20190929172630447)的支持。

参考文献

- Ailijiang N., Chang J., Liang P., Li P., Wu Q., Zhang X. and Huang X. (2016). Electrical stimulation on biodegradation of phenol and responses of microbial communities in conductive carriers supported biofilms of the bioelectrochemical reactor. *Bioresource Technology*, 201, 1–7, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.026>
- Appels L., Baeyens J., Degrève J. and Dewil R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of wasteactivated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781, <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>
- Bajracharya S., Srikanth S., Mohanakrishna G., Zacharia R., Strik D. P. B. T. B. and Pant D. (2017). Biotransformation of carbon dioxide in bioelectrochemical systems: state of the art and future prospects. *Journal of Power Sources*, 356, 256–273, <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.04.024>
- Cai W., Han T., Guo Z., Varrone C., Wang A. and Liu W. (2016a). Methane production enhancement

by an independent cathode in integrated anaerobic reactor with microbial electrolysis. *Bioresource Technology*, 208, 13–18, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.028>

Cai W. W., Liu W. Z., Yang C. X., Wang L., Liang B., Thangavel S., Guo Z. C. and Wang A. J. (2016b). Biocathodic methanogenic community in an integrated anaerobic digestion and microbial electrolysis system for enhancement of methane production from waste sludge. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 4(9), 4913–4921, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b01221>

Cai W., Liu W., Zhang Z., Feng K., Ren G., Pu C., Sun H., Li J., Deng Y. and Wang A. (2018a). *mcrA* sequencing reveals the role of basophilic methanogens in a cathodic methanogenic community. *Water Research*, 136, 192–199, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.062>

Cai W. W., Liu W. Z., Sun H. S., Li J. Q., Yang L. M., Liu M. J., Zhao S. L. and Wang A. J. (2018b). Ni₅P₄-NiP₂ nanosheet matrix enhances electron-transfer kinetics for hydrogen recovery in microbial electrolysis cells. *Applied Energy*, 209, 56–64, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.10.082>

Cai W. W., Liu W. Z., Zhang Z. J., Feng K., Ren G., Pu C. L., Li J. Q., Deng Y. and Wang A. J. (2019). Electro-driven methanogenic microbial community diversity and variability in the electron abundant niche. *Science of the Total Environment*, 661, 178–186, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.131>

Cai W., Liu W., Wang B., Yao H., Guadie A. and Wang A. (2020). Semiquantitative detection of hydrogen-associated or hydrogen-free electron transfer within methanogenic biofilm of microbial electrosynthesis. *Applied and Environmental Microbiology*, 86(17), e01056-20.

Cai W., Wang B., Liu W., Yao H., Deng Y. and Wang A. (2021). Sessile methanogens dominated cathodic biofilm: distribution and network in physiological transitions. *Science of the Total Environment*, 795, 148724, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148724>

Centi G. and Perathoner S. (2009). Opportunities and prospects in the chemical recycling of carbon dioxide to fuels. *Catalysis Today*, 148(3–4), 191–205, <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2009.07.075>

Cheng S., Xing D., Call D. F. and Logan B. E. (2009). Direct biological conversion of electrical current into methane by electromethanogenesis. *Environmental Science and Technology*, 43(10), 3953–3958, <https://doi.org/10.1021/es803531g>

Cho S. K., Lee M. E., Lee W. and Ahn Y. (2019). Improved hydrogen recovery in microbial electrolysis cells using intermittent energy input. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(4), 2253–2257, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.07.025>

Ding A., Yang Y., Sun G. and Wu D. (2016). Impact of applied voltage on methane generation and microbial activities in an anaerobic microbial electrolysis cell (MEC). *Chemical Engineering Journal*, 283, 260–265, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.054>

Dykstra C. M. and Pavlostathis S. G. (2017). Methanogenic biocathode microbial community development and the role of bacteria. *Environmental Science and Technology*, 51(9), 5306–5316, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04112>

Ferry J. G., Smith P. H. and Wolfe R. (1974). *Methanospirillum*, a new genus of methanogenic

- bacteria, and characterization of *Methanospirillum hungatii* sp. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 24(4), 465–469.
- Fu Q., Kuramochi Y., Fukushima N., Maeda H., Sato K. and Kobayashi H. (2015). Bioelectrochemical analyses of the development of a thermophilic biocathode catalyzing electromethanogenesis. *Environmental Science and Technology*, 49(2), 1225–1232, <https://doi.org/10.1021/es5052233>
- Gao K. and Lu Y. (2021). Putative extracellular electron transfer in methanogenic Archaea. *Frontiers in Microbiology*, 12, 611739, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.611739>
- Gao T., Zhang H., Xu X. and Teng J. (2021). Integrating microbial electrolysis cell based on electrochemical carbon dioxide reduction into anaerobic osmosis membrane reactor for biogas upgrading. *Water Research*, 190, 116679, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116679>
- Guo Z., Liu W., Yang C., Gao L., Thangavel S., Wang L., He Z., Cai W. and Wang A. (2017a). Computational and experimental analysis of organic degradation positively regulated by bioelectrochemistry in an anaerobic bioreactor system. *Water Research*, 125, 170–179, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.039>
- Guo Z., Thangavel S., Wang L., He Z., Cai W., Wang A. and Liu W. (2017b). Efficient methane production from beer wastewater in a membraneless microbial electrolysis cell with a stacked cathode: the effect of the cathode/anode ratio on bioenergy recovery. *Energy and Fuels*, 31(1), 615–620, <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02375>
- Huang Q., Liu Y. and Dhar B. R. (2022). A critical review of microbial electrolysis cells coupled with anaerobic digester for enhanced biomethane recovery from high-strength feedstocks. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(1), 50–89, <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1813065>
- Hussain S. A., Perrier M. and Tartakovsky B. (2018). Long-term performance of a microbial electrolysis cell operated with periodic disconnection of power supply. *RSC Advances*, 8(30), 16842–16849, <https://doi.org/10.1039/C8RA01863D>
- Jabari L., Gannoun H., Cayol J. L., Hedi A., Sakamoto M., Falsen E., Ohkuma M., Hamdi M., Fauque G., Ollivier B. and Fardeau M. L. (2012). *Macellibacteroides fermentans* gen. nov., sp. nov., a member of the family Porphyromonadaceae isolated from an upflow anaerobic filter treating abattoir wastewaters. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 62(Pt 10), 2522–2527, <https://doi.org/10.1099/ijs.0.032508-0>
- Jhong H. R., Ma S. C. and Kenis P. J. A. (2013). Electrochemical conversion of CO₂ to useful chemicals: current status, remaining challenges, and future opportunities. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2(2), 191–199, <https://doi.org/10.1016/j.coche.2013.03.005>
- Jiang Y., Su M., Zhang Y., Zhan G., Tao Y. and Li D. (2013). Bioelectrochemical systems for simultaneously production of methane and acetate from carbon dioxide at relatively high rate. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(8), 3497–3502, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.12.107>
- Kamat P. V. (2007). Meeting the clean energy demand: nanostructure architectures for solar energy conversion. *Journal of Physical Chemistry C*, 111(7), 2834–2860,

<https://doi.org/10.1021/jp066952u>

- Kondratenko E. V., Mul G., Baltrusaitis J., Larrazabal G. O. and Perez-Ramirez J. (2013). Status and perspectives of CO₂ conversion into fuels and chemicals by catalytic, photocatalytic and electrocatalytic processes. *Energy and Environmental Science*, 6(11), 3112–3135, <https://doi.org/10.1039/c3ee41272e>
- Kouzuma A., Kato S. and Watanabe K. (2015). Microbial interspecies interactions: recent findings in syntrophic consortia. *Frontiers in Microbiology*, 6, 477.
- Liu W., Wang A., Cheng S., Logan B. E., Yu H., Deng Y., Nostrand J. D., Wu L., He Z. and Zhou J. (2010). Geochipbased functional gene analysis of anodophilic communities in microbial electrolysis cells under different operational modes. *Environmental Science and Technology*, 44(19), 7729–7735, <https://doi.org/10.1021/es100608a>
- Liu D. D., Zhang L., Chen S., Buisman C. and ter Heijne A. (2016a). Bioelectrochemical enhancement of methane production in low temperature anaerobic digestion at 10 degrees C. *Water Research*, 99, 281–287, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.020>
- Liu W., Cai W., Guo Z., Wang L., Yang C., Varrone C. and Wang A. (2016b). Microbial electrolysis contribution to anaerobic digestion of waste activated sludge, leading to accelerated methane production. *Renewable Energy*, 91, 334–339, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.01.082>
- Liu W., He Z., Yang C., Zhou A., Guo Z., Liang B., Varrone C. and Wang A.-J. (2016c). Microbial network for waste activated sludge cascade utilization in an integrated system of microbial electrolysis and anaerobic fermentation. *Biotechnology for Biofuels*, 9(1), 1–15, <https://doi.org/10.1186/s13068-015-0423-8>
- Liu D., Roca-Puigros M., Geppert F., Caizán-Juanarena L., Na Ayudthaya S. P., Buisman C. and Ter Heijne A. (2018). Granular carbon-based electrodes as cathodes in methane-producing bioelectrochemical systems. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 6, 78, <https://doi.org/10.3389/fbioe.2018.00078>
- Liu W., Wang L., Gao L. and Wang A.-J. (2019). Hydrogen and methane production in bioelectrochemical system: biocathode structure and material upgrading, Chapter 5.10. In: *Microbial Electrochemical Technology*, S. V. Mohan, S. Varjani and A. Pandey (eds), Elsevier, The Netherlands, pp. 921–953.
- Liu X., Jing X., Ye Y., Zhan J., Ye J. and Zhou S. (2020). Bacterial vesicles mediate extracellular electron transfer. *Environmental Science and Technology Letters*, 7(1), 27–34, <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00707>
- Lohner S. T., Deutzmann J. S., Logan B. E., Leigh J. and Spormann A. M. (2014). Hydrogenase-independent uptake and metabolism of electrons by the archaeon *Methanococcus Maripaludis*. *ISME Journal*, 8(8), 1673–1681, <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.82>
- Lopez-Garcia P. and Moreira D. (2020). The syntrophy hypothesis for the origin of eukaryotes revisited. *Nature Microbiology*, 5(5), 655–667, <https://doi.org/10.1038/s41564-020-0710-4>
- Lovley D. R. (2011). Powering microbes with electricity: direct electron transfer from electrodes to microbes. *Environmental Microbiology Reports*, 3(1), 27–35, <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2010.00211.x>

- Lovley D. R. (2017a). Happy together: microbial communities that hook up to swap electrons. *ISME Journal*, 11(2), 327–336, <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.136>
- Lovley D. R. (2017b). Syntrophy goes electric: direct interspecies electron transfer. *Annual Review of Microbiology*, 71, 643–664, <https://doi.org/10.1146/annurev-micro-030117-020420>
- Lovley D. R. and Nevin K. P. (2013). Electrobiocommodities: powering microbial production of fuels and commodity chemicals from carbon dioxide with electricity. *Current Opinion in Biotechnology*, 24(3), 385–390, <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2013.02.012>
- Lu L., Li Z. D., Chen X., Wang H., Dai S., Pan X. Q., Ren Z. Y. J. and Gu J. (2020). Spontaneous solar syngas production from CO₂ driven by energetically favorable wastewater microbial anodes. *Joule*, 4(10), 2149–2161, <https://doi.org/10.1016/j.joule.2020.08.014>
- Lyu Z., Shao N., Akinyemi T. and Whitman W. B. (2018). Methanogenesis. *Current Biology*, 28(13), R727–R732, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.021>
- Malaeb L., Katuri K. P., Logan B. E., Maab H., Nunes S. P. and Saikaly P. E. (2013). A hybrid microbial fuel cell membrane bioreactor with a conductive ultrafiltration membrane biocathode for wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 47(20), 11821–11828, <https://doi.org/10.1021/es4030113>
- Mallapaty S. (2020). How China could be carbon neutral by mid-century. *Nature*, 586(7830), 482–483, <https://doi.org/10.1038/d41586-020-02927-9>
- Mao Z., Sun Y., Zhang Y., Ren X., Lin Z. and Cheng S. (2021). Effect of start-up process using different electrochemical methods on the performance of CO₂-reducing methanogenic biocathodes. *International Journal of Hydrogen Energy*, 46(4), 3045–3055, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.02.002>
- McCarty P. L. and Smith D. P. (1986). Anaerobic wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 20(12), 1200–1206, <https://doi.org/10.1021/es00154a002>
- Nevin K. P., Hensley S. A., Franks A. E., Summers Z. M., Ou J. H., Woodard T. L., Snoeyenbos-West O. L. and Lovley D. R. (2011). Electrosynthesis of organic compounds from carbon dioxide is catalyzed by a diversity of acetogenic microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(9), 2882–2886, <https://doi.org/10.1128/AEM.02642-10>
- Patil S. A., Arends J. B. A., Vanwonterghem I., van Meerbergen J., Guo K., Tyson G. W. and Rabaey K. (2015). Selective enrichment establishes a stable performing community for microbial electrosynthesis of acetate from CO₂. *Environmental Science and Technology*, 49(14), 8833–8843, <https://doi.org/10.1021/es506149d>
- Perona-Vico E., Blasco-Gomez R., Colprim J., Puig S. and Baneras L. (2019). NiFe -hydrogenases are constitutively expressed in an enriched *Methanobacterium* sp. population during electromethanogenesis. *Plos One*, 14(4), e0215029, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215029>
- Pham T. H., Rabaey K., Aelterman P., Clauwaert P., De Schampelaire L., Boon N. and Verstraete W. (2006). Microbial fuel cells in relation to conventional anaerobic digestion technology. *Engineering in Life Sciences*, 6(3), 285–292, <https://doi.org/10.1002/elsc.200620121>

- Rotaru A.-E., Shrestha P. M., Liu F., Shrestha M., Shrestha D., Embree M., Zengler K., Wardman C., Nevin K. P. and Lovley D. R. (2014a). A new model for electron flow during anaerobic digestion: direct interspecies electron transfer to *Methanosaeta* for the reduction of carbon dioxide to methane. *Energy and Environmental Science*, 7(1), 408–415, <https://doi.org/10.1039/C3EE42189A>
- Rotaru A. E., Shrestha P. M., Liu F., Markovaite B., Chen S., Nevin K. and Lovley D. (2014b). Direct interspecies electron transfer between *Geobacter metallireducens* and *Methanosarcina barkeri*. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(15), 4599–4605, <https://doi.org/10.1128/AEM.00895-14>
- Rowe A. R., Xu S., Gardel E., Bose A., Girguis P., Amend J. P. and El-Naggar M. Y. (2019). Methane-linked mechanisms of electron uptake from cathodes by *Methanosarcina barkeri*. *Mbio*, 10(2), e02448-18.
- Sangeetha T., Guo Z. C., Liu W. Z., Gao L., Wang L., Cui M. H., Chen C. and Wang A. J. (2017). Energy recovery evaluation in an up flow microbial electrolysis coupled anaerobic digestion (ME-AD) reactor: role of electrode positions and hydraulic retention times. *Applied Energy*, 206, 1214–1224, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.10.026>
- Saunders S. H., Tse E. C. M., Yates M. D., Otero F. J., Trammell S. A., Stemp E. D. A., Barton J. K., Tender L. M. and Newman D. K. (2020). Extracellular DNA promotes efficient extracellular electron transfer by pyocyanin in *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. *Cell*, 182(4), 919–932, <https://doi.org/10.1016/j.cell.2020.07.006>
- Siegert M., Yates M. D., Spormann A. M. and Logan B. E. (2015). *Methanobacterium* dominates biocathodic archaeal communities in methanogenic microbial electrolysis cells. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 3(7), 1668–1676, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.5b00367>
- Silvestre G., Fernandez B. and Bonmati A. (2015). Significance of anaerobic digestion as a source of clean energy in wastewater treatment plants. *Energy Conversion and Management*, 101, 255–262, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.05.033>
- Stams A. J. M. and Plugge C. M. (2009). Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *Nature Reviews Microbiology*, 7(8), 568–577, <https://doi.org/10.1038/nrmicro2166>
- Steinbusch K. J. J., Hamelers H. V. M., Schaap J. D., Kampman C. and Buisman C. J. N. (2010). Bioelectrochemical ethanol production through mediated acetate reduction by mixed cultures. *Environmental Science and Technology*, 44(1), 513–517, <https://doi.org/10.1021/es902371e>
- Storck T., Viridis B. and Batstone D. J. (2016). Modelling extracellular limitations for mediated versus direct interspecies electron transfer. *ISME Journal*, 10(3), 621–631, <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.139>
- Tang Y.-Q., Shigematsu T., Morimura S. and Kida K. (2015). Dynamics of the microbial community during continuous methane fermentation in continuously stirred tank reactors. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 119(4), 375–383, <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2014.09.014>
- Thauer R. K., Kaster A.-K., Seedorf H., Buckel W. and Hedderich R. (2008). Methanogenic archaea:

- ecologically relevant differences in energy conservation. *Nature Reviews Microbiology*, 6(8), 579–591, <https://doi.org/10.1038/nrmicro1931>
- Van Eerten-Jansen M. C. A. A., Heijne A. T., Buisman C. J. N. and Hamelers H. V. M. (2012). Microbial electrolysis cells for production of methane from CO₂: long-term performance and perspectives. *International Journal of Energy Research*, 36(6), 809–819, <https://doi.org/10.1002/er.1954>
- Van Eerten-Jansen M. C. A. A., Jansen N. C., Plugge C. M., de Wilde V., Buisman C. J. N. and ter Heijne A. (2015). Analysis of the mechanisms of bioelectrochemical methane production by mixed cultures. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 90(5), 963–970, <https://doi.org/10.1002/jctb.4413>
- Varanasi J. L., Veerubhotla R., Pandit S. and Das D. (2019). Biohydrogen production using microbial electrolysis cell: recent advances and future prospects, chapter 5.7. In: *Microbial Electrochemical Technology*, S. V. Mohan, S. Varjani and A. Pandey (eds), Elsevier, The Netherlands, pp. 843–869.
- Varrone C., Van Nostrand J. D., Liu W., Zhou B., Wang Z., Liu F., He Z., Wu L., Zhou J. and Wang A. (2014). Metagenomic-based analysis of biofilm communities for electrohydrogenesis: from wastewater to hydrogen. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(9), 4222–4233, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.01.001>
- Villano M., Aulenta F., Ciucci C., Ferri T., Giuliano A. and Majone M. (2010). Bioelectrochemical reduction of CO₂ to CH₄ via direct and indirect extracellular electron transfer by a hydrogenophilic methanogenic culture. *Bioresource Technology*, 101(9), 3085–3090, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.077>
- Walker D. J. F., Nevin K. P., Holmes D. E., Rotaru A.-E., Ward J. E., Woodard T. L., Zhu J., Ueki T., Nonnenmann S. S., McInerney M. J. and Lovley D. R. (2020). Syntrophus conductive pili demonstrate that common hydrogen donating syntrophs can have a direct electron transfer option. *ISME Journal*, 14(3), 837–846, <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0575-9>
- Wang A., Liu W., Cheng S., Xing D., Zhou J. and Logan B. E. (2009). Source of methane and methods to control its formation in single chamber microbial electrolysis cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(9), 3653–3658, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.03.005>
- Wang L. Y., Nevin K. P., Woodard T. L., Mu B. Z. and Lovley D. R. (2016). Expanding the eiet for DIET: electron donors supporting direct interspecies electron transfer (DIET) in defined co-cultures. *Frontiers in Microbiology*, 7, 236.
- Wang L., Liu W., He Z., Guo Z., Zhou A. and Wang A. (2017). Cathodic hydrogen recovery and methane conversion using Pt coating 3D nickel foam instead of Pt-carbon cloth in microbial electrolysis cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(31), 19604–19610, <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.06.019>
- Wang H., Cai W.-W., Liu W.-Z., Li J.-Q., Wang B., Yang S.-C. and Wang A.-J. (2018). Application of sulfate radicals from ultrasonic activation: disintegration of extracellular polymeric substances for enhanced anaerobic fermentation of sulfate-containing waste-activated sludge.

Chemical Engineering Journal, 352, 380–388, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.029>

- Wang L., He Z. W., Guo Z. C., Sangeetha T., Yang C. X., Gao L., Wang A. J. and Liu W. Z. (2019). Microbial community development on different cathode metals in a bioelectrolysis enhanced methane production system. *Journal of Power Sources*, 444, 227306, <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2019.227306>
- Wang B., Liu W., Cai W., Li J., Yang L., Li X., Wang H., Zhu T. and Wang A. (2020a). Reinjection oilfield wastewater treatment using bioelectrochemical system and consequent corrosive community evolution on pipe material. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 129(2), 199–205, <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2019.09.001>
- Wang B., Liu W., Varrone C., Yu Z. and Wang A. (2020b). Hydrogen and methane generation from biowaste: enhancement and upgrading via bioelectrochemical systems. In: *Bioelectrochemical Systems: Vol. 2 Current and Emerging Applications*, P. Kumar and C. Kuppam (eds), Springer Singapore, Singapore, pp. 83–130. https://doi.org/10.1007/978-981-15-6868-8_5
- Wang B., Liu W., Zhang Y. and Wang A. (2020c). Bioenergy recovery from wastewater accelerated by solar power: intermittent electro-driving regulation and capacitive storage in biomass. *Water Research*, 175, 115696, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115696>
- Wang B., Liu W., Zhang Y. and Wang A. (2020d). Intermittent electro field regulated mutualistic interspecies electron transfer away from the electrodes for bioenergy recovery from wastewater. *Water Research*, 185, 116238, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116238>
- Wang B., Liu W., Zhang Y. and Wang A. (2022a). Natural solar intermittent-powered electromethanogenesis towards green carbon reduction. *Chemical Engineering Journal*, 432, 134369, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134369>
- Wang X. T., Zhang Y. F., Wang B., Wang S., Xing X., Xu X. J., Liu W. Z., Ren N. Q., Lee D. J. and Chen C. (2022b). Enhancement of methane production from waste activated sludge using hybrid microbial electrolysis cells-anaerobic digestion (MEC-AD) process-a review. *Bioresource Technology*, 346, 126641, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126641>
- Wu W.-M., Jain M. K., De Macario E. C., Thiele J. H. and Zeikus J. G. (1992). Microbial composition and characterization of prevalent methanogens and acetogens isolated from syntrophic methanogenic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 38(2), 282–290, <https://doi.org/10.1007/BF00174484>
- Xiao Y., Zhang E., Zhang J., Dai Y., Yang Z., Christensen H. E. M., Ulstrup J. and Zhao F. (2017). Extracellular polymeric substances are transient media for microbial extracellular electron transfer. *Science Advances*, 3(7), e1700623, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700623>
- Xu H., Wang K. and Holmes D. E. (2014). Bioelectrochemical removal of carbon dioxide (CO₂): an innovative method for biogas upgrading. *Bioresource Technology*, 173, 392–398, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.127>
- Yang H.-Y., Wang Y.-X., He C.-S., Qin Y., Li W.-Q., Li W.-H. and Mu Y. (2020). Redox mediator-modified biocathode enables highly efficient microbial electro-synthesis of methane from carbon dioxide. *Applied Energy*, 274, 115292, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115292>
- Yu Z., Liu W., Shi Y., Wang B., Huang C., Liu C. and Wang A. (2021). Microbial electrolysis

enhanced bioconversion of waste sludge lysate for hydrogen production compared with anaerobic digestion. *Science of the Total Environment*, 767, 144344, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144344>

Zhang Y. F., Min B., Huang L. P. and Angelidaki I. (2011). Electricity generation and microbial community response to substrate changes in microbial fuel cell. *Bioresource Technology*, 102(2), 1166–1173, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.044>

Zhao Z., Zhang Y., Quan X. and Zhao H. J. B. T. (2015). Evaluation on direct interspecies electron transfer in anaerobic sludge digestion of microbial electrolysis cell. *Bioresource Technology*, 200, 235–244, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.021>

Zheng S., Liu F., Wang B., Zhang Y. and Lovley D. R. (2020). Methanobacterium capable of direct interspecies electron transfer. *Environmental Science and Technology*, 54(23), 15347–15354, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05525>

Zhou A., Liu Z., Varrone C., Luan Y., Liu W., Wang A. and Yue X. (2018). Efficient biorefinery of waste activated sludge and vinegar residue into volatile fatty acids: effect of feedstock conditioning on performance and microbiology. *Environmental Science Water Research and Technology*, 4, 1819, <https://doi.org/10.1039/C8EW00266E>

Ziels R. M., Nobu M. K. and Sousa D. Z. (2019). Elucidating syntrophic butyrate-degrading populations in anaerobic digesters using stable-isotope-informed genome-resolved metagenomics. *Msystems*, 4(4), e00159-19, <https://doi.org/10.1128/mSystems.00159-19>

第十四章 污水热能

James McQuarrie*

Tetra Tech Engineering Services Company, Denver, CO, USA

*Correspondence: jim.mcquarrie@tetratech.com

14.1 引言

政府、电力公司、公共机构和私营公司开始制定目标并将计划付诸行动，以减少其足迹。值得庆幸的是，可再生能源发电和电网级电池储能的成本现在与基于化石燃料发电的热电成本相比具有竞争力，预计到 2030 年热电使用量将会下降（见第 2 章）。这种电网级发电的趋势，以及电池的其他创新，正在促使历史上其他能源密集型的社会需求，如私家车，通过电气化符合低碳能源发展趋势。与电力不同，用低碳能源替代天然气和其他化石燃料提供室内供暖和热水，并没有出现类似规模的趋势。然而，室内供暖和热水的能源消耗是巨大的。就规模而言，参见下图 14.1，该图显示，在美国大部分地区，住宅总能耗的一半以上用于室内供暖和热水。在美国东北部等温带气候地区，甚至超过三分之二的家庭总能耗专门用于室内供暖和热水。同样，大多数住宅消费的天然气也用于室内供暖和热水。

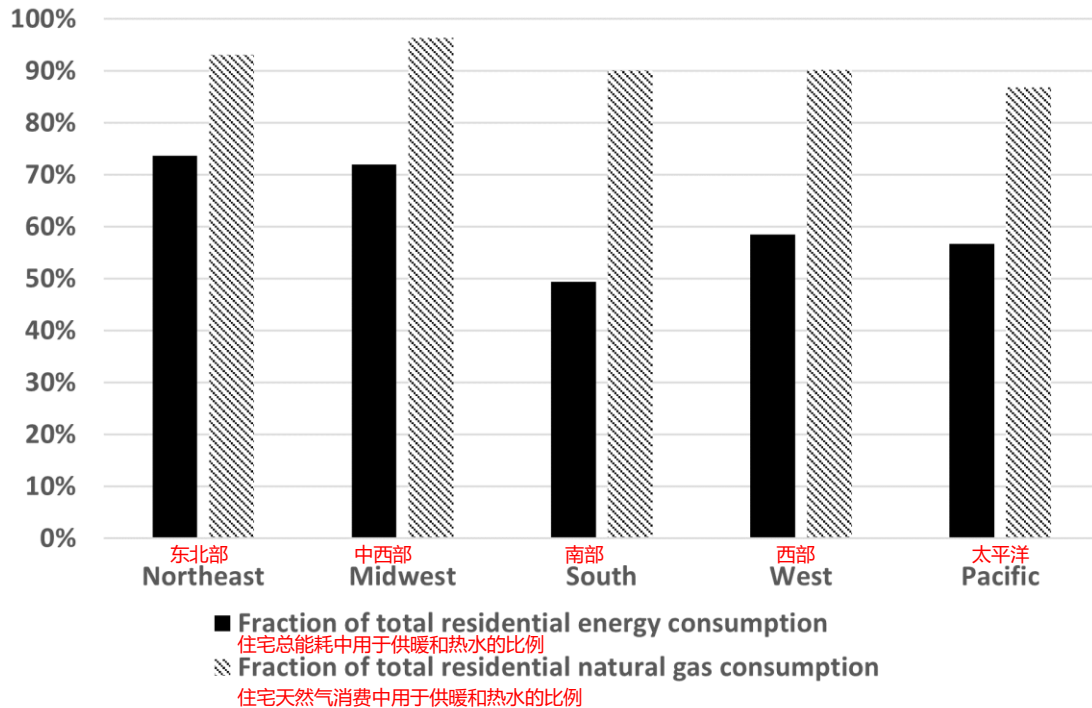


图 14.1 住宅能源消费总量和天然气消费总量中用于室内供暖和热水的比例
(源自 US Energy Information Association, 2018)

电阻加热和热泵应用是目前严重依赖上述燃烧加热系统的两种过渡替代方案。通过电阻加热,100%的电能输入转化为热输出,使本地系统的性能系数(CoP)达到1。基于热泵的系统通常可使CoP达到2-6的范围运行,这很大程度上取决于所连接热源的温度和质量流的特性。热泵之所以能达到这样高的效率水平,是因为它们被用于将热能从本地热源转移到用户(即住宅或办公空间),而不是从一次能源本身产生热量。图14.2说明了与电阻加热相比,使用热泵可以实现的减排范围,以及水源热泵如何用单位一次能源提供的单位热量(或制冷量)使系统达到最佳CoP。图14.2中总结的所有系统都是基于电的加热系统。因此,如果电力由100%可再生能源生产,那么所有类型的电加热系统都将是低碳的。图中显示与电阻加热相比,基于热泵的系统减少了电能消耗的负担。

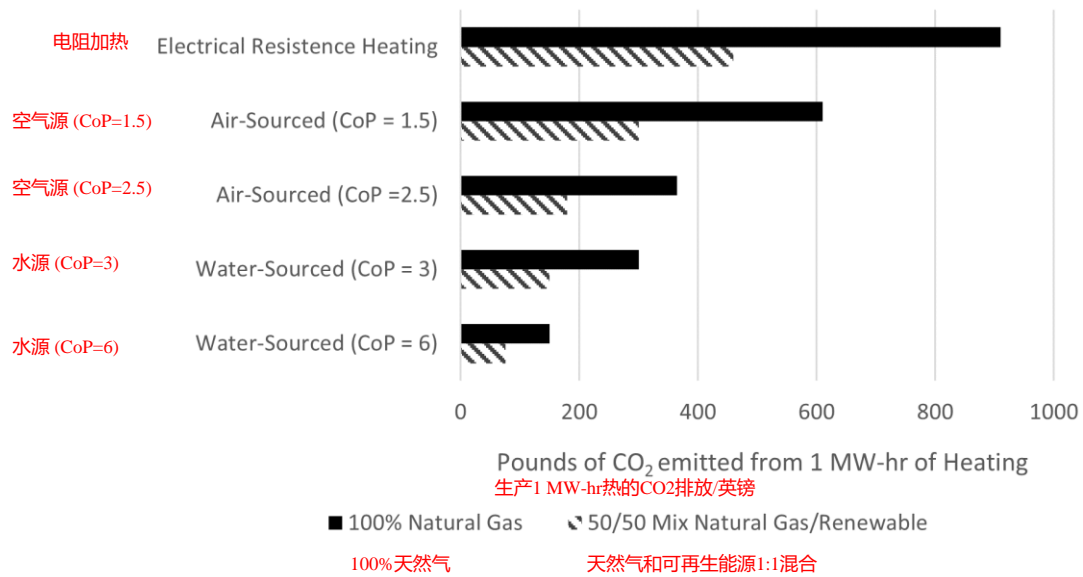


图 14.2 根据向电网供电的发电厂的类型构成，计算得到使用热泵系统实现的 CO₂ 减排范围

为了实现深度脱碳，基于化石燃料燃烧的室内供暖和热水系统的转变是必要的。此外，在建筑群环境中需要比单个建筑系统更高的系统级效率。因此，在接下来的几十年中，全球主要城市需要新一代现代区域供暖（DH）和区域能源系统（DES），将建筑物（即需求或负荷）与非一次热能（即热源）进行连接和耦合。联合国环境规划署（UNEP）气候、能源和无害环境技术政策部门的官员 Lily Riahi（2015 年）认为，现代区域能源是许多城市向可持续供暖和制冷过渡的最有效方法，可以提高能源效率，并提高可再生热能的共享。丹麦等国家已将现代区域能源作为其能源政策的基石，以实现使用 100%可再生能源的目标。同样，中国等其他国家也在探索高水平风力发电与区域供暖之间的协同作用。就像由更多（但更小）分布式发电厂组成的现代电网汇集可再生电力输入一样，现代 DH 和 DES 将热源连接到一个环路，该环路分配热能以满足所接用户的能量负荷需求。城市的能源需求占全球总量的 70%。同时，城市提供了支持和维持现代 DH 和 DES 所必需的人口密度和经济增长潜力。显然，人口密度高的地方也会产生大量污水。图 14.3 显示，除其他来源外，污水基础设施的公共投资，可为校园或区域规模的 DH 或 DES 提供本地热源，为社会提供增值服务。

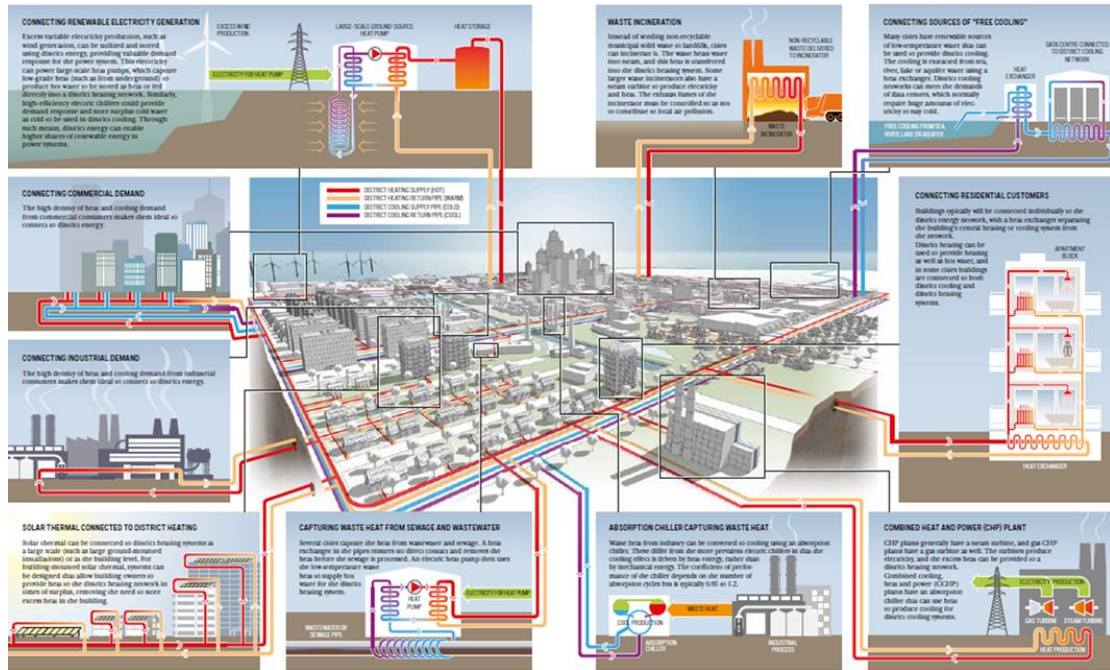


图 14.3 现代区域能源系统示意图，其中各种非一次热能与一个公共系统结合使用，为终端用户提供低碳供热（和冷却）

14.2 污水作为热能来源

污水可能温度较高。商业和工业排放、住宅热水淋浴、洗碗、洗衣机和其他器具将很多热量排入污水中。沿着建筑环境内的行进方向，随着到拦截器的横向距离增加，产生的污水质量体积也在增加。在高密度的城市地区，最有可能建立起校园和区域规模的能源系统，向下水道排放热能的速度可能超过散热速度，从而为热能回收提供了一个非常有利的初始温度（ T_i ）。在更远的距离上，下水道中的污水温度接近周围土壤的温度（地质交换），这仍然比周围冬季的空气温度要高。图 14.4 显示，冬季与环境空气温度相比，污水温度相当高，从热能传递的角度来看，它具有回收潜力。图 14.4 显示在这种气候地区（宾夕法尼亚州费城），冬季气温的移动平均值在 -7.4°C ($20-40^{\circ}\text{F}$)。在同一时期，拦截器中污水的移动平均温度为 $16-21^{\circ}\text{C}$ ($61-70^{\circ}\text{F}$)。相反，夏季在某些 DES 中，环境空气温度高于污水温度，使得下水道成为吸收热能（即制冷）的场所。

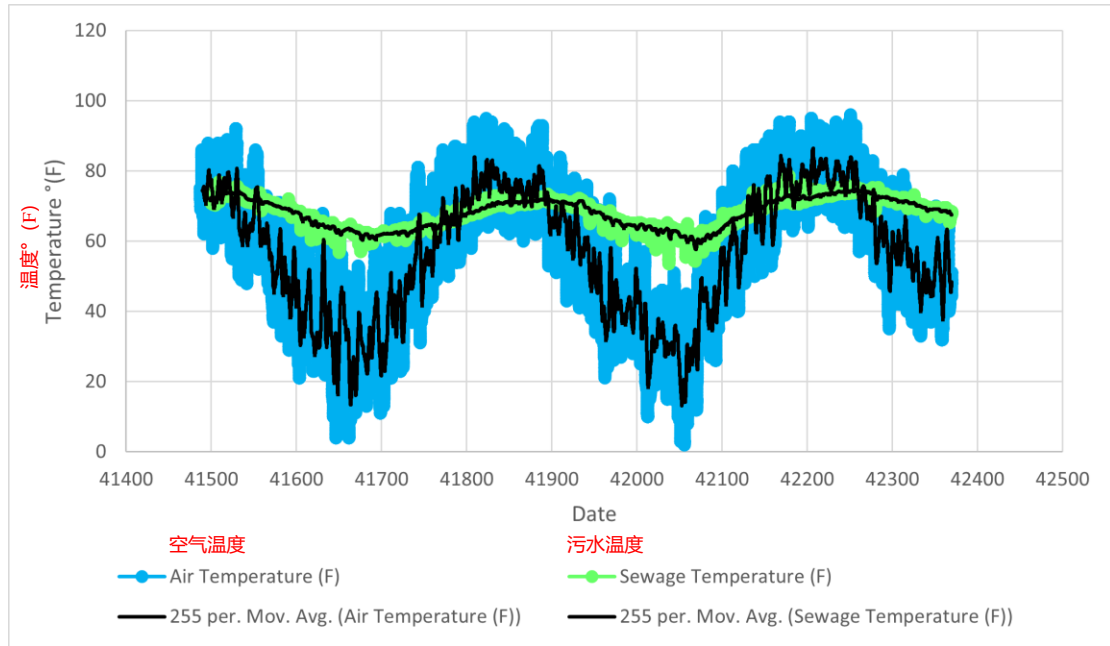


图 14.4 下水道水温和环境空气温度，下水道连接于上斯基尔河东部拦截器，费城水务局(Kohl, 2019)

通过某些热能交换方式（即换热器或直接热泵），可使用以下等式估算从污水或处理过的污水中传递的可用热量：

$$Q = \dot{m} \times c \times \Delta T$$

其中，Q 是热传的递量 (W)；m 是水流速度 (g/sec)；c 是水的比热容 (4.186 J/(g·°C))； ΔT 是在传热过程中的温度降，等于 $T_f - T_i$ (C)。

例如，假设热交换器的温度降为 4°C，从 378.5 万升/天 (mld) 的污水流量中传递的热量为：

$$Q = \frac{43.8L}{\text{sec}} \times \frac{1000g}{L} \times \frac{4.186J}{g-C} \times (17C - 13C) = 733kW$$

在本例中，系统会产生 733 千瓦 (kW) 热量。图 14.5 显示可以从拦截器、提升站或处理厂污水中回收的热量范围。由于水较高的比热容和污水相对有利的初始温度，因而可以传递相当数量的热来满足室内供暖和热水需求。

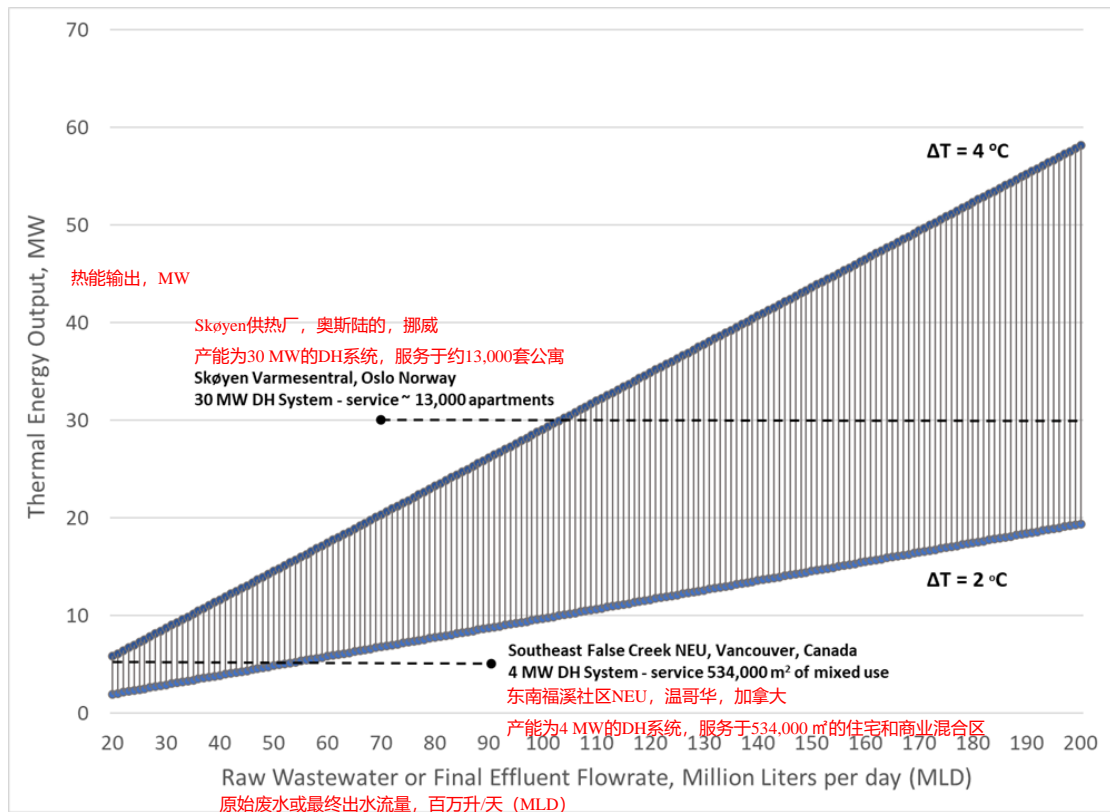


图 14.5 可回收热量的范围(MW)是 DH/DES 接入点处的流速及与热交换器或热泵接触时的温度降 ΔT 的函数。对于环境回路 DES, 2°C 的 ΔT 是合理的, 对于使用直接热泵的 DH 系统, 4°C 的 ΔT 是合理的上限。本文列出两个现有的 DH 系统, 以供参考。

14.3 污水热能回收与现代区域能源系统的集成

区域供暖系统早在 19 世纪就已经出现了, 一些早期的城市系统至今仍在运行。例如曼哈顿蒸汽运营系统为大约 3,000,000 纽约市民提供服务, 法国巴黎城市供暖公司系统为大约 500,000 户家庭供暖。早期的 DH 系统(第一代和第二代)产生蒸汽或高温(接近 100°C), 并通过管道网络将热量分配给相连的建筑物。这些系统的高温需求意味着它们依赖于化石能源的燃烧, 例如过去的煤炭或今天的天然气。在 20 世纪 70 年代和 80 年代, 热电联产(CHP)和垃圾发电项目开始集成到这些地区和校园规模的能源系统中。与原始蒸汽系统相比, 这些系统的效率更高, 且温室气体排放量更低。第四代区域和校园规模供暖系统的运行温度比上一代系统低得多, 它允许将低品位热源作为能源进行利用, 为 DH 回路做出贡献。安装这一代 DH 系统的主要目的是抑制 CO_2 排放。热泵传输和热能放大使城市污水(原始污水或处理过的污水)能够用于热能回收。图 14.6 为使用污水拦

截器的 DH 系统的图示。在该图中，一个校园公用设施与拦截器相连。位于校园公用事业工厂的热泵从通过的污水中提取热量，并将热量转移到二次热水循环中，通过泵循环热水，将热量传输给终端用户。

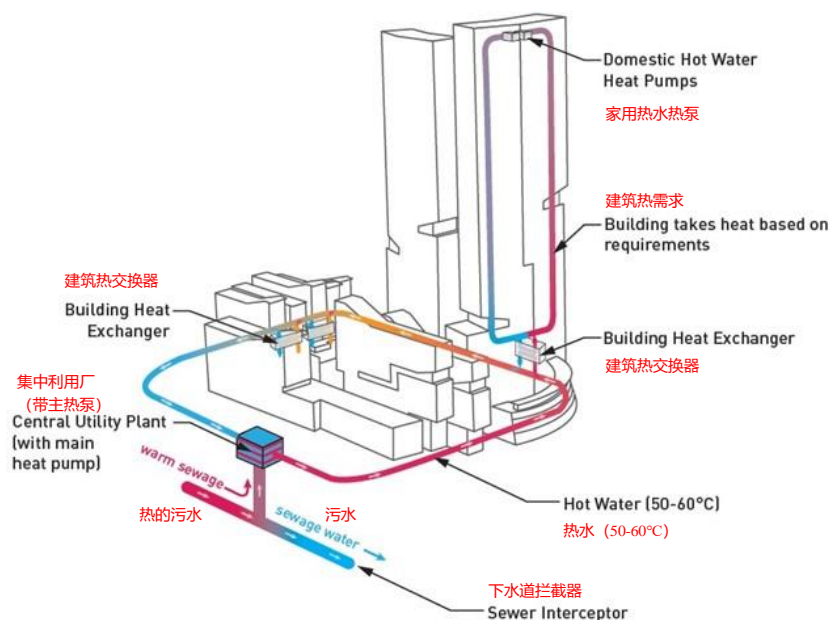
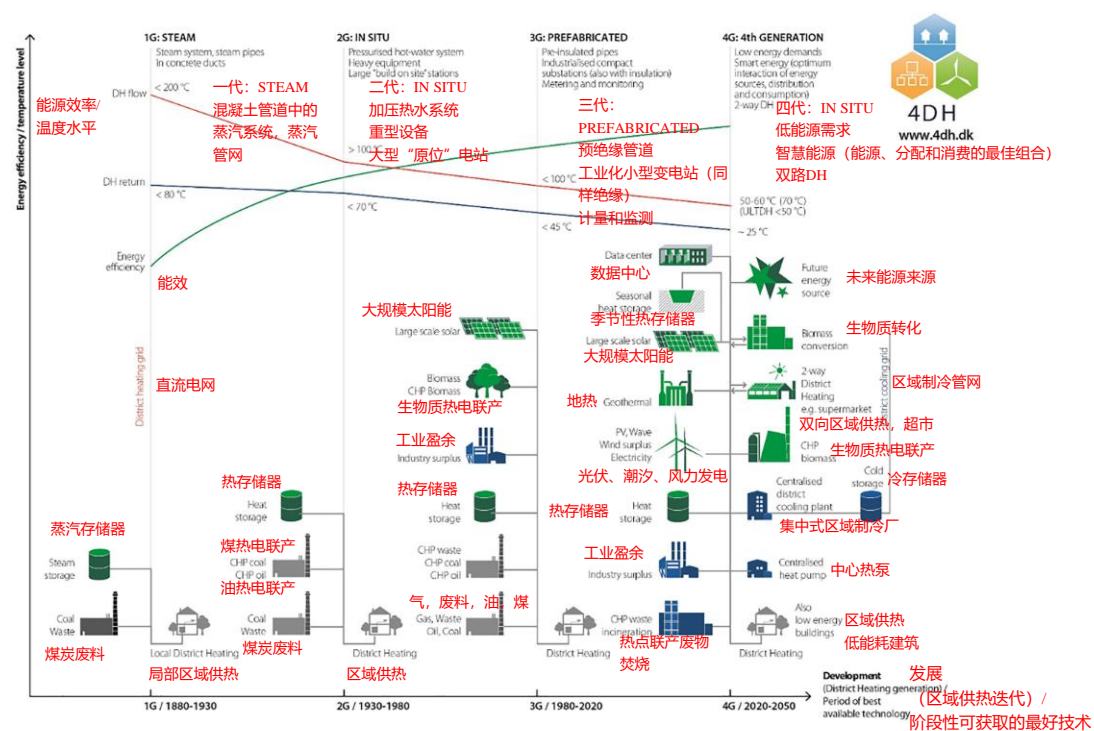


图 14.6 第四代 DH 系统的示意图，该系统由污水拦截器提供热源，并为地区建筑物供暖和提供热水

第四代区域和校园规模供暖系统的出现，比上一代系统要求的热水温度低得

多，允许使用低品位的热能来源，如污水热能，供应 DH 和 DES 循环(Lund et al., 2018)。

鉴于第四代系统在低碳运行方面性能不足，第五代区域能源系统（DES）可以在更低的温度下运行，并寻求为校园提供全年低碳供暖和制冷（也称为生态循环）。这些系统基于环境温度循环运行，通过建筑物网络全年循环温水。例如，在冬季，该回路可能会将主回路中的 17°C 水循环到每个建筑物，热泵从回路中提取和放大热量。在混合建筑建成环境中，一些建筑可能会做相反的事情，即热泵将热量回送（例如，数据中心）到回路中以供其他建筑提取和利用。在夏季，循环可能在 22°C 条件下进行，并且在每个建筑物内，热泵都将热量回送至循环网络。在整个过程中，拦截器中的污水根据需要成为系统级热量的汇或源，以平衡系统的整体需求。图 14.7 显示了一个使用污水拦截器作为热源的 DES 示例。在校园公用设施内，污水通过热交换器，与环境循环回路进行热交换。每个建筑物中的二级循环根据建筑物的需要利用本地热泵输送或吸收热量。在建筑环境中，诸如此类的 DES 可以对建筑群进行极其高效和低碳的供暖和制冷。如果需要在极冷或极暖时期提供峰值容量，可以在校园公用设施中安装空气源或地源热泵（参见图 14.2）。

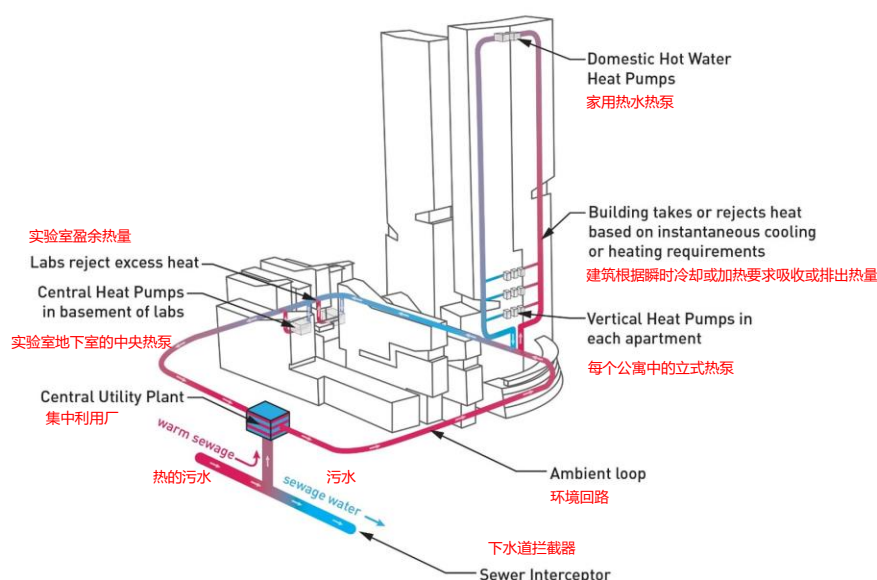


图 14.7 第五代 DES 示意图，该系统热源来自污水拦截器，并对地区建筑物进行供暖和制冷。热量交换经由污水到中央公用事业厂的独立环境回路实现。

重要的是，如果需要冷却，则不需要额外的中央设备或管道，因为公寓热泵以反向循环进行工作；它是将能量排放到回路中，而不是从回路中吸收能量。与并行安装中央加热系统和中央冷却系统相比，这可以节省成本。

14.4 污水热能回收技术的可行性评估

城市已建成的环境包括数十年来在污水输送和处理基础设施方面的公共投资。当然，这项基础设施投资的主要目的是管理和处理污水，以保护公众健康和环境。然而，从高水平的技术角度来看，这些对输送大量低品位热能的地下城市网络的公共投资有可能为纳税人带来更多的环境效益，这些网络可以为当地提供热源，并为更广泛的城市或区域脱碳目标做出贡献。在规模上，当与第四代或第五代地区或校园规模系统相结合时，原始污水和最终流出物可以满足大量的城市室内供暖需求。一项全国性的综合调查估计，从英国污水和处理过的污水中每年可回收大约 183 亿 kWh 的热量，这可满足该国 3.6% 的供暖需求(Wilson & Worall, 2021)。

对于给定的应用或场地，有必要评估来自污水的热能对于满足或匹配建筑需求的潜力。评估必须考虑建筑能源需求概况，并将其与污水（或流出物）热能的昼夜和季节性概况进行比较。建筑能源需求与污水流中可回收热能的叠加有助于确定供需匹配度。图 14.8(a)提供了建筑能源需求模型（eQuest 软件，能源部）的全年逐小时输出示例。该模型结合了当地气象数据、建筑细节信息和节能处理情况。图 14.8(b)根据初始污水温度（ T_i ）和拦截器中估计的干燥天气流型，提供了附近拦截器传热能力的叠加图。在此示例中，与附近拦截器耦合的校园 DES 可以满足几乎所有的供暖需求和大约三分之二的夏季制冷需求。泵的用电需求可以通过电网或原位光伏来满足。水源热泵的 CoP 有助于降低系统的整体电力需求。冬季取暖的天然气需求已降至最低。

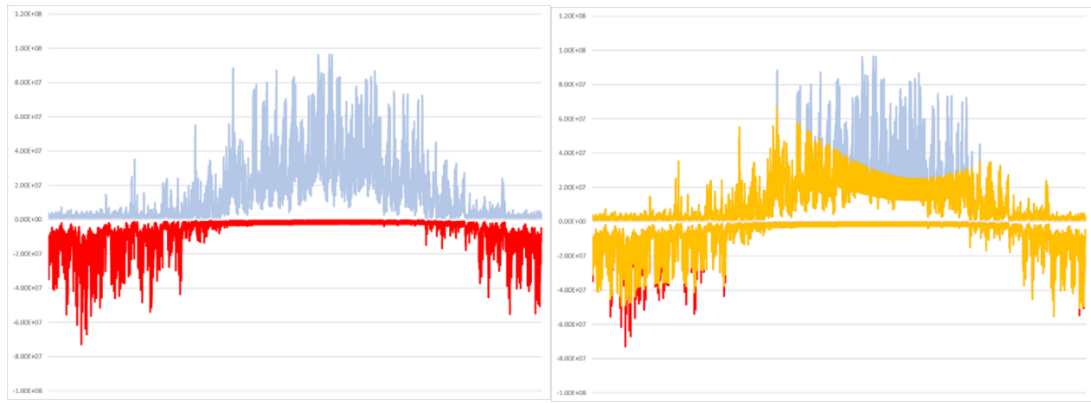


图 14.8 校园建筑能源需求的模型输出(a)和附近污水拦截器回收的热能叠加(b)。红色为季节性供暖需求，蓝色为季节性制冷需求。黄色显示了通过拦截器可满足的供暖和制冷需求覆盖范围

14.5 污水热能回收的应用

据估计，全球有超过 500 个从污水中回收热能的应用案例(Schmid, 2008)。这些装置的规模因建筑规模而异（例如，~500KW），而其他的如挪威奥斯陆的 Skøyen 供热厂，热回收能力为 30 MW，有助于当地污水处理行业实现脱碳。Skøyen 供热厂为更大的城市区域能源做出贡献，估计每年可提供 1.3 亿 kWh 的热量，相当于满足 13,000 套公寓的供暖和热水需求。

不列颠哥伦比亚省温哥华的东南福溪社区能源公用事业公司提供了第四代 DH 系统的另一个应用案例，该系统为住宅和商业建筑空间提供室内供暖和热水。供热厂位于城市污水泵站附近的立交桥下。一个大型热泵（参见图 14.9）直接从过滤后的污水中提取热量，并将热量传输到第二个回路中，该回路通过低碳化室内供暖和热水将热量输送到东南福溪社区。自 2010 年该系统已开始运营，到 2019 年系统供热规模达 4MW，可为大约 5,750,000 平方英尺的住宅和商业空间供暖和提供热水。



图 14.9 一个大型热泵（约 4 兆瓦）直接从过滤后的原始污水中提取热量，为东南福溪社区（位于坎库维尔市）服务

图 14.10 显示了该热泵如何来提取热量并提高供应回路中的温度。在图示左侧的源回路中，温暖的污水从热泵的低压蒸发器一侧流过。在热泵循环的这一侧，泵中的制冷剂从通过的流体中吸收热量。冷却的污水离开热泵蒸发器并返回到下水道。然后，加热的制冷剂气体被压缩并转移到高压环境的供应回路，冷凝器中的热制冷剂气体将热量交换到热水供应管道，附近的回流气流从热制冷剂中获得热量，变成热水在供应管道中流出。膨胀阀将制冷剂释放回低压蒸发器一侧，开始下一次循环并吸收热量。

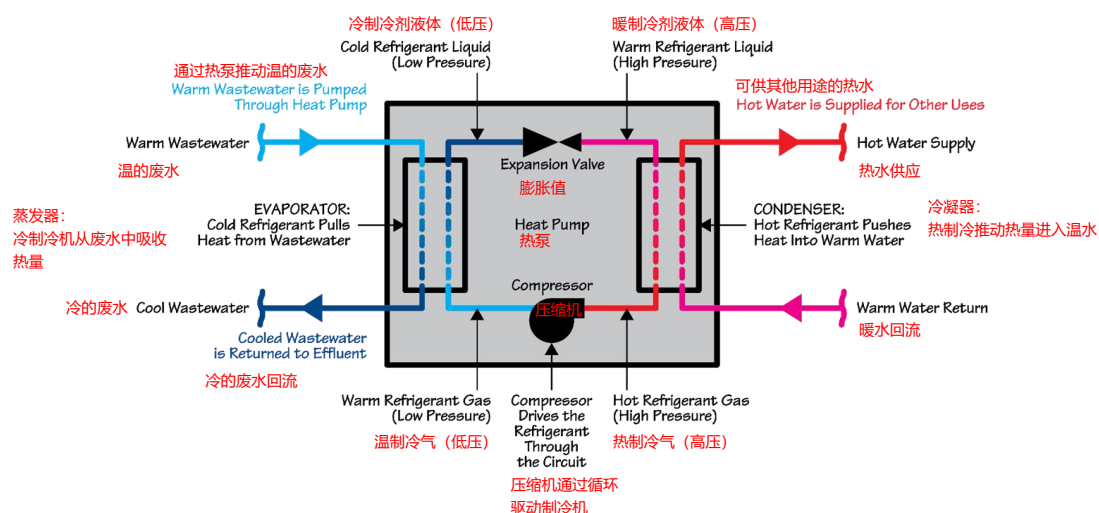


图 14.10 第四代 DH 系统中用于污水的热泵示意图

位于科罗拉多州丹佛市的国家西部中心（NWC）是一个混合用途的再开发项目，包括活动空间、圆形运动场、研究和教育空间。NWC 污水热能回收系统为第五代环境循环 DES 提供了一个应用案例，该系统在冬季进行室内供暖，在夏季提供部分制冷。该基地的校园公用设施额定容量为 4 兆瓦，并从基地下方的拦截器吸收热量（或排出热量）。两根管道循环贯穿整个场地，为 11.9 万 m² 的活动空间和研究空间提供室内供暖和制冷。

14.6 污水热能回收的机遇与挑战

2021 年政府间气候变化专门委员会（IPCC）报告强调世界气候正在发生变化。要大幅减少全球 CO₂ 排放，就需要重新审视传统的基础设施服务，这将挑战现状。将低品位热能纳入联网系统是减少室内供暖相关排放的一种可行手段，但这需要开放的领导、新的政策、独特的伙伴关系和协作的商业模式。21 世纪剩余时间内，人口的持续增长将导致许多新城市与旧城市进行填充开发、再开发和进一步的高密度化。这些高密度的生活环境为第四代和第五代 DH 和 DES 的开发创造了机会，这些能源系统利用了污水等低品位资源，从而实现了低碳供暖。20 世纪在下水道和处理基础设施方面的公共投资主要用于河流沿岸以及当时的工业化地区。如今，为了适应人口和经济增长，这些以前的工业用地往往成为城市内重新开发和高密度化的地区。这些棕地重建项目与当地气候行动和能源计划相结合，为污水系统的潜在热能回收创造了条件。图 14.11 展示了一个总体框架，用于开展伙伴关系、政策和技术经济评估，以确定潜在的污水热能系统是否可行。



图 14.11 将低温源集成到 DES 的框架示意图(Bertelsen et al., 2021)

14.6.1 制定战略规划

鉴于它们的性质，低温或低品位热能的回收和再利用需要独特的合作伙伴关系和各种利益相关者的支持。已实施气候行动以减少碳足迹的城市和地方政府有助于为这些初步讨论和最终的伙伴关系“奠定基础”。例如，2014 年纽约市承诺到 2050 年温室气体排放量比 2005 年减少 80% (New York City Mayor’s Office of Sustainability, 2016)。随后，该市出台了《建筑排放法》，要求该市的大型建筑监测排放，并投资于减少建筑排放的系统，特别是室内供暖和制冷系统(Local Law 97, 2019)。这是一个示范指令，根据该指令，可以开发创新方法和伙伴关系，利用当地的低温热源，创建低碳供暖系统。另一个例子是荷兰对化石天然气转型做出的努力。根据其 2019 年气候法案，该国的供暖政策旨在大幅减少能源消耗，包括解决荷兰超过三分之一的能耗用于建筑和家庭供暖的问题。到 2050 年，新住宅不再允许接入燃气管网，现有住宅和建筑必须找到化石燃料的低碳替代品。政府在制定脱碳政策时，认识到需要解决室内供暖的问题，如这两个例子所述，这些脱碳政策有助于使最终用户的需求（例如，建筑物所有者）与当地潜在的低品位热源所有者（例如，数据中心或污水卫生区）的资源供给联系起来。为了支持这些更广泛的目标，污水公用事业公司可以制定下水道热回收政策，确立他们从基础设施中回收热能的立场，以及其他技术、管理和财务要求。

14.6.2 需求和资源测绘

匹配和整合低品位热能资源与室内供暖需求的一个挑战是潜在终端用户对热能资源的认识和接受不足。地方政府可以通过其规划部门开发空间信息来帮助缩小这一差距，这些信息可以显示热源的地点和规模，如果适用的话，还可以显示正在开发或规划中的指定供暖区边界。这些地图可以展示通常在城市景观中发现的潜在低品位热源布局情况。污水处理设施和收集系统拦截器可以绘制在这些地图上，以显示下水道网络中估算的可用热量。对于潜在的开发商或开发场地，资源图允许开发商在早期总体规划设计阶段就考虑校园规模能源系统选项；对于制定了明确的战略计划的城市，污水公用事业公司可以提供拦截系统和污水流的分布制图，以提供对可用热能的深入了解。根据对化石天然气进行替代的要求，资源分布、与可用热源的接近程度可能成为开发商对建筑场地整体效益、吸引力和价值进行评估时的考虑因素。

14.6.3 技术可行性

从污水中利用潜在热能的下一步工作是对特定场地条件和基础设施进行技术评估。在城市中的指定企业区，包括 DH 或 DES 的总体规划，可以帮助解决许多原本可能难以解决的技术问题。TEW 的技术评估需要考虑拦截器、泵站或其他污水资源的接入，以及污水公用事业公司的要求，即潜在系统如何以不干扰正常运行的方式与污水基础设施连接。选址方面要考虑的其他因素是安装、操作和维护该系统所需的通行权和地役权的相对复杂性。与当地污水公用事业公司就潜在的污水热能利用进行协议合作，还可以创造成本分担机会，以改善污水处理系统本身。随着场地的重新开发和污水热能回收设备的安装，合作伙伴可以抓住机会对污水基础设施进行必要的改进，如重新调整拦截器，更换老化的基础设施，或安装气味控制装置。技术可行性评估的过程允许所有利益相关者为整体概念做出贡献，满足他们的需求，并在他们各自的组织内为项目提供支持。

14.6.4 监管和融资框架

能源系统和能源销售，即使是对于低品味的能源，也可能属于能源委员会或

公用事业监督委员会管辖和支配。如果是这样，可能需要豁免或修改法规，以允许这种类型的现代供暖系统，而不是围绕化石能源公司和服务建立的治理结构和政策。鉴于其潜在的重要性，了解并在必要时解决任何可能阻止 DES 和 DH 系统的监管障碍（无论是从技术角度还是从治理角度来看）都非常重要。

一般来说，污水系统的热能利用有三种不同的商业模式。这些商业模式需要解决系统的整体融资、污水处理公司的合作要求，以及实体拥有、运营和向客户收取服务费用等问题。以下是三种不同商业模式的简要示例，这些商业模式已用于从污水加热系统中获取热能。

14.6.4.1 特殊用途公共事业

位于不列颠哥伦比亚省温哥华的东南福溪社区能源公用事业（NEU）的模型是基于一个小型的特殊用途能源区，在一个已经建立的公共设施内部构建的。NEU 是一个特殊用途的小型公用事业公司，由温哥华市拥有和运营。温哥华市还拥有并运营下水道和附近的泵站。NEU 负责为特别指定的东南福溪社区提供室内供暖和热水。该地区的发展需要通过契约参与 NEU。温哥华市议会每年都会审查 NEU 向客户提供的服务的计费费率，以及其他城市服务（例如供水和下水道）的费率。

14.6.4.2 公私能源服务协议

国家西部中心（NWC）的模式基于公私合作伙伴关系，其中校园向社会资本承诺并支付服务费用，包括收回私人合作伙伴用于建设系统的初始资本支出。NWC 管理局负责向拥有和运营该系统的区域能源合作伙伴支付能源费用。反过来，校园内主要建筑业主与 NWC 签署运营协议，NWC 管理局会定期给这些业主开具发票。NWC 管理局与拥有拦截器的区域污水公用事业公司签订了另一项运营协议，该公司允许通过拦截器进行热能回收，为校园公用事业提供服务。校园能源协议的期限为 40 年。

图 14.12 展示了在污水热能回收方面的合作关系。在 NWC 热能回收系统的案例中，三个协议组成了业务结构：

(1) 校园能源协议——NWC 管理局和 DES 合作伙伴之间的 40 年固定价格

合同，为环境回路系统提供 DBFOM 服务。DES 合作伙伴是一个由工程、建筑、金融和 O&M 服务公司组成的财团。NWC 管理局负责每月全额支付能源费用，包括资本偿还、O&M 和更新。

(2) 运营协议——NWC 管理局和污水公用事业公司之间的运营协议，允许使用拦截器进行加热和冷却。该协议涵盖了组织之间的运营计划，以畅通沟通渠道、实现预期绩效。

(3) 终端用户运营协议——NWC 管理局与校园内最终用户之间的协议。NWC 管理局每月向用户开具其部分能源付款的发票。支付额基于终端用户在总连接容量中所占的份额加上管理费用。

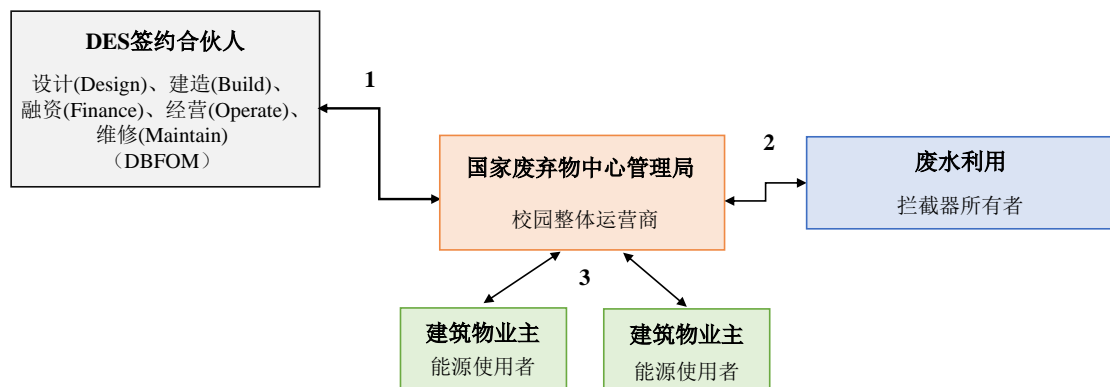


图 14.12 NWC 热能回收系统基础关系的一般结构

14.6.4.3 联合运营商/业主伙伴关系

Skøyen 供热厂是一个大型 TEW 设施，与奥斯陆市供水和污水管理局所拥有和运营的污水排放管道相连。两台总功率为 30 兆瓦的热泵从管道内的污水中收集热量。此外，该工厂还有一个容量为 12 兆瓦的电锅炉。该工厂从污水中提取低碳可再生能源，转化为 1.3 亿 kWh 的热量，可满足 13,000 套公寓的供暖和热水需求。供暖厂由 Fortum Oslo Farme 和市政府共同拥有、经营。在共同所有制中，商业模式在经济、绩效和系统可持续性效益方面利用了共同分担责任的优势。Skøyen 供热厂是一个更大区域能源系统的一部分。

参考文献

Bertelsen N., Mathiesen B. V., Djørup S. R., Schneider N. C. A., Paardekooper S., Sánchez García

- L., Thellufsen J. Z., Kapetanakis J., Angelino L. and Kiruja J. (2021). Integrating Low-Temperature Renewables in District Energy Systems: Guidelines for Policy Makers. International Renewable Energy Agency, Masdar City P.O. Box 236, Abu Dhabi, United Arab Emirates, Available at <https://vbn.aau.dk/en/publications/d68fe575-1109-40a3-b758-b48af9939f80> (Accessed September, 2021).
- Kohl P. (2019). State of the Science and Issues Related to Heat Recovery from Wastewater, Project Number ENER10C13/4788, Water Research Foundation, Denver, CO, USA.
- Lily Riahi, Policy Unit, Climate, Energy and Environmentally Sound Technologies UNEP (2015). District Energy in Cities: Unlocking the Potential of Energy Efficiency and Renewable Energy, UNEP, Copenhagen Centre for Energy Efficiency (C2E2), ICLEI – Local Governments for Sustainability and UN-Habitat, United Nations Environment Programme, Gigiri Nairobi, Kenya.
- Local Law 97 (2019). Local Laws for the City of New York. Available at https://www1.nyc.gov/assets/buildings/local_laws/l197of2019.pdf
- Lund H., Ostergaard P. A., Chang M., Werner S., Svendsen S., Sorknaes P., Thorsen J. E., Hvelplund F., Ole Gram Mortensen B., Vad Mathiesen B., Bojesen C., Duic N., Zhang X. and Moller B. (2018). The status of 4th generation district heating: research and results. *Energy*, 164, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.08.206> (Accessed September 2021).
- New York City Mayor’s Office of Sustainability (2016). New York City’s Roadmap to 80×50. Available at https://www1.nyc.gov/assets/sustainability/downloads/pdf/publications/New%20York%20City%20Roadmap%20to%2080%20x%2050_Final.pdf (Accessed October 2021).
- Schmid F. (2008). Sewage Water: Interesting Heat Source for Heat Pumps and Chillers. Proceedings of the 9th International IEA Heat Pump Conference, Zürich, Switzerland, 20–22 May 2008, pp. 1–12.
- US Energy Information Association (2018). Annual household site end-use consumption by fuel in the U.S. – totals, 2015. Available at <https://www.eia.gov/consumption/residential/data/2015/index.php?view=consumption> (accessed 29 December 2020)
- Wilson M. P. and Worall F. (2021). The heat recovery potential of ‘wastewater’: a national analysis of sewage effluent discharge temperatures. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 7, 1760–1777. <https://doi.org/10.1039/D1EW00411E>, <https://doi.org/10.1039/D1EW00411E>

第十五章 中国污水处理概念厂

Jiuhui Qu^{1,2*}, Hongqiang Ren^{2,3}, Hongchen Wang^{2,4}, Kaijun Wang^{1,2}, Gang Yu^{1,2}, Bing Ke^{1,5}, Han-Qing Yu^{1,6}, Xingcan Zheng^{1,7} and Ji Li^{1,8}

¹School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

²Expert Committee for China's Concept WWTPs, Beijing 100044, China

³School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 212013, China

⁴School of Environment and Nature Resources, Renmin University of China, Beijing 100872, China

⁵Administrative Centre for China's Agenda 21, Ministry of Science and Technology, Beijing 100038, China

⁶CAS Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China

⁷North China Municipal Engineering Design & Research Institute, Tianjin 300074, China

⁸School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China

*Correspondence: jhqu@rcees.ac.cn

15.1 引言

在过去的几十年里，中国见证了公共基础设施的快速增长。为了保持城市和工业的快速发展，政府和专家正在寻求解决经济发展遗留的环境问题的办法。从2000年到2018年，中国城市污水处理厂的总数增加了10倍，从481座增加到5640座。与此同时，政府计划在不久的将来新建数千个污水处理厂（WWTPs）。为探索适合中国的污水处理模式，2014年由多位学术带头人发起的中国污水处理概念厂委员会（CCWC）成立。委员会提出了实现21世纪中国污水管理目标的宏伟愿景。他们为这些未来的污水处理厂提出了一个新概念：集可持续水质、资源回收、能源中和与环境友好于一体的处理厂，他们称之为“概念厂”。中国的污水处理概念厂有望引领全国污水处理行业的范式转变。

水污染控制是当前中国面临的最紧迫的挑战之一(Lu et al., 2015; Yu et al., 2019)。在环境污染治理中，污水处理起着举足轻重的作用。中国虽然拥有世界上最大的污水处理能力和市场，但其污水处理行业的发展历史其实很短。直到40年前，几起公共环境事件使得水环境保护变得紧迫，在此之前中国的污水管理几乎是一片空白。20世纪80年代，国家环保部成立，天津第一座处理能力为26万

m³/天的大型污水处理厂建成。此后，伴随着经济的快速发展和城市化，城市污水量急剧增加，由于进入下水道的工业废水越来越多，污水成分变得越来越复杂。为了应对这些挑战，中国开始建设更加集中的污水处理厂和配套设施。到“十二五”末期，建设速度和污水处理厂规模逐年不断增加（图 15.1）。

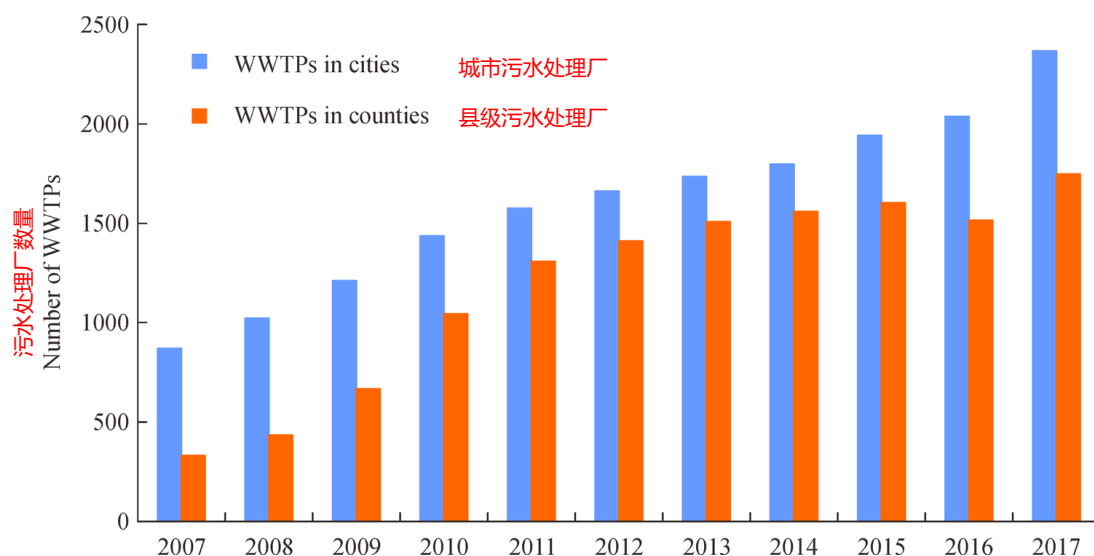


图 15.1 2007-2017 年中国城市污水处理厂数量增长情况(Qu et al., 2019)

中国的水环境污染也加剧了水资源的短缺，特别是在缺水情况更为严重的华北地区。为了克服这一限制，污水回收和再利用变为一条关键途径。北京在这方面一直走在前列，在水循环基础设施建设方面取得了很大进展。2016 年，处理能力为 100 万 m³/天的北京高碑店污水处理厂成功升级为再生水厂，这标志着中国污水管理从单纯的处理向再生利用的转变。但是，中国整体的中水回用率仍然很低，中水水质比较差，主要作为景观水回用。目前，再生水在价格上仍无法与传统供水竞争，中水回用基础设施和项目建设进展缓慢。

经过近 40 年的快速发展，中国污水处理行业已成长为世界第一。现有市政污水处理厂 5000 多个，日处理能力近 2 亿立方米（图 15.1）。相应地，污水处理率大幅提高，到 2018 年达到 90%。这些污水处理厂减少了污染物排放，在水环境保护中发挥着关键作用。污水管理模式也从单一的政府主导建设和运营转变为政府和企业共同参与的多元体系。这种转变不仅在一定程度上减轻了政府的财政负担，而且提高了污水处理设施的建设和运营效率。

15.2 中国城市污水处理设施目前面临的挑战

尽管取得了令人瞩目的进展，但中国污水行业以政府为主导、依附型的发展也留下了许多问题。特别是与发达国家相比，污水处理设施的设计和运行性能存在相当大的差距。例如，大多数处理厂的设计和运营没有考虑可持续发展的需求，而是过分强调污染物减排，以满足严格的国家 1A 级排放标准。因此，在大多数污水处理厂中，初级沉淀池被省略，而延迟曝气和增加额外的生物过滤被广泛采用，这导致过度处理并显著增加能源/化学品消耗（图 15.2）。下水道系统发展滞后，特别是在县一级，情况更加严重。因此，中国的污水管理一方面存在污水收集不足的问题，另一方面污水处理厂的运行率较低。城市污水收集不足，加上雨水的稀释，显著降低了污水的有机污染物浓度，这导致处理变得复杂（图 15.2）。

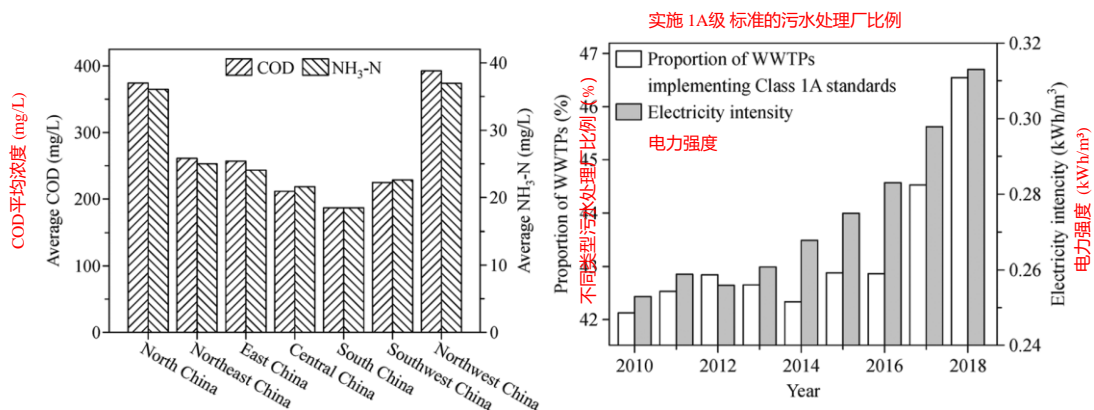


图 15.2 (左)中国污水处理厂进水 COD 和 NH₃-N 浓度的地理分布；(右)中国实施 1A 级污水排放标准的污水处理厂比例及污水处理厂能耗强度(Qu et al., 2019)

然而，污水中的有机物含量通常太低，这无法支持有效的反硝化。为了解决这个问题，必须使用外部电子供体，例如甲醇。此外，污水污泥的低有机物含量和高砂成分也阻碍了其厌氧消化，而厌氧消化是世界范围内回收生物能源的常见做法。据估计，中国只有不到 3% 的污水处理厂配备了厌氧消化模块，而且其中很大一部分运行不良(Jin et al., 2014; Zhang et al., 2016)。因此，目前中国的污水处理厂几乎没有能量回收，更谈不上对养分和资源的回收。如何提高中国污水处理的可持续性仍然是一个亟待解决的关键问题。

15.3 污水处理概念厂为未来的发展提供了远景和榜样

中国污水处理行业在基础设施建设和技术创新方面取得了显著进展。但是，随着未来持续的人口增长和城市化进程，水资源短缺将更加严重，城市生态可能会更加脆弱。因此，污水管理的目标正在从单纯的污染物减排转向中水回用、资源回收和水生态修复。中国最近的政策变化反映了这一点(Wang & Gong, 2018)。

多年来，中国一直在实施末端污染控制策略，即强调污水处理和水环境修复。然而，总体环境质量没有得到明显改善。2015年，中国政府发布了《水污染防治行动计划》(The State Council, 2016)，开启了水环境保护新时代，这一计划旨在改善整体水生态环境质量，而不是简单的水质控制(Hansen et al., 2018; Holdgate, 1987)。这意味着污染控制的范围将从污水处理厂延伸到上游污水管网及下游河流和湿地。

为了将污水处理厂从污染物去除场所变成能源、水和肥料生产工厂以及城市生态的组成部分，2014年多位来自中国顶尖研究机构、大学和政府的专家联合提出了建设污水处理厂的计划，提出全新的“概念厂”(Jin et al., 2014)。本届中国污水处理概念厂委员会(CCWC)设想，概念厂将在2030-2040年实施，践行低碳理念，集中应用和展示已经和将要设计的全球先进技术，以充分满足中国可持续发展的要求，并期望成为世界市政污水处理厂的标杆。几年来，CCWC汇聚了全球洞见，与国内多家机构建立了合作关系。开展了座谈交流、参观考察、合作研究、方案制定、工程实践、反馈收集等工作。2015年，CCWC发起并主办了以“概念厂-水未来-我的心”为主题的“城市污水处理概念厂”校园创意设计大赛。来自全国100多所高校的近千名学生参加了本次比赛，有效地启发了污水处理行业的思维，向社会尤其是年轻一代传递了新的理念(图15.3)。



图 15.3 校园创意设计国际竞赛“水的未来—我心目中的污水处理概念厂”

CCWC 成功地将污水处理概念厂付诸实践。在河南睢县完成首次实践，江苏宜兴正在建设另一家概念厂。在不久的将来，宜兴概念厂将成为最具指导意义的处理厂，引领污水处理厂升级为大型、可持续的处理厂。2018 年，第一个概念厂通过公私合作（PPP）模式在河南省睢县建成（图 15.4）。



图 15.4 睢县第三污水处理厂鸟瞰图和风貌

建成的睢县第三污水处理厂服务于约 900,000 人口，平均污水处理能力达 40,000 m³/天 (CMD)。在第一阶段，平均设计流量为 20,000 CMD。该工厂包括一个液体处理区、一个有机废物处理区、一个人工湿地、一个农业和海绵城市示范区、一个办公楼和教育中心。污水通过初级处理（筛网和曝气沉砂池）、初级净化和发酵后，再经过能够生物去除营养物的步进式活性污泥工艺进行处理。次级出水通过反硝化过滤器进行抛光并通过臭氧消毒，这对于破坏微量新污染物也是有效的。处理后的污水通过人工湿地，补充当地的地表水体。良好的出水质量使其有可能在工业中重复使用。

有机垃圾处理系统的设计处理量为 100 吨/天。污水处理产生的污泥与全县畜禽养殖场收集的粪便和农业经营的秸秆共同消化。处理厂使用了 DANAS（干式厌氧系统）工艺，这是一种由 CSDWS 改进而来的干式厌氧消化技术。一期工程设计处理量为 50 吨/天。有机废物处理中心的负荷率达 85%以上。共消化不仅缓解了全县面源污染问题，而且 2020 年还生产沼气 51 万立方米、发电 438765 千瓦时和化肥 4500 吨。人工湿地、农业示范区（利用现场生产的有机肥），与海绵城市示范区共同构成生态公园，实现污水处理与周边环境的协同保护。办公楼设有一个现代化的控制中心和一个展示工厂所采用的处理技术的展厅。它还作为一个教育中心，展示环境保护的重要性以及如何从污水中回收各种资源并进行有益的再利用。

睢县概念厂与当地有机肥厂相结合，采取“以物易物，中间留沼气”的方式，即有机肥厂负责畜禽粪便的收集、储存和运输，概念厂生产的有机肥原料供应给有机肥厂，生产的沼气用于发电。该方法维持了有机废物处理中心的健康运行，实现了污泥的资源化回收和无害化利用。产品符合《中国有机肥标准（NY525-2012）》（图 15.5）。

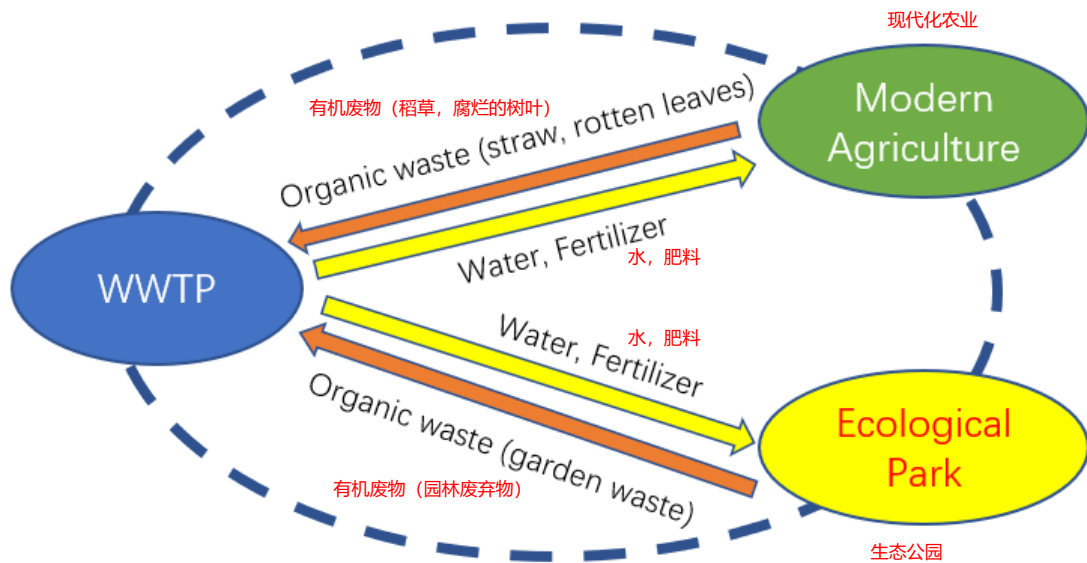


图 15.5 睢县第三污水处理厂中的物质循环

睢县 NO.3 污水处理厂项目实现了 CCWC 制定的目标，获得了国家认可。实现的成就包括 50% 的能源自给自足（图 15.6）。

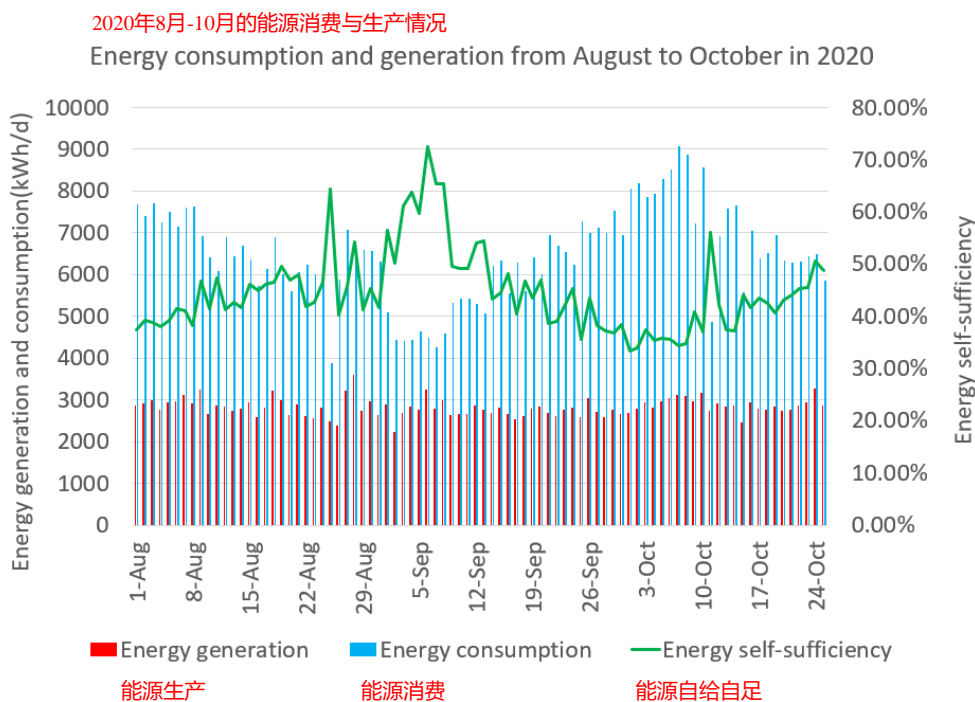


图 15.6 睢县第三污水处理厂中的能源自给情况

另一个例子是宜兴水资源回收设施概念厂（WRRF）。2017 年初至 2019 年底，经过 5 次草稿修改，该处理厂最终由北京市政院、SUP Atelier 和 THUPDI 建筑设计分院共同设计完成，处理厂于 2021 年建设完成。宜兴概念厂不仅将成为水资源回收设施，还将作为一个全面的研发中心，致力于对新兴技术进行全面的

研究和验证。此次全新示范，将污染物减排工厂与能源、水、化肥生产工厂融为一体，将成为与周边社区相结合的新型环境基础设施。希望通过宜兴概念厂，向全社会清晰传达“污水是资源，污水处理厂是资源工厂”的理念，改变公众对污水处理厂的固有认知。

在宜兴建设的城市污水资源概念厂进行“三位一体”建设，由处理能力达2万吨/天的净水中心、100吨/天的有机物协同处理中心，以及一个以生产为导向的研发中心共同组成。污水处理部分实现了卓越的脱氮除磷效率（TN<3mg/L，TP<0.1mg/L，表 15.1），其性价比明显优于目前的生活污水厂。有机物协同处理中心可以处理污泥和蓝藻、餐厨垃圾和秸秆来生产能源（能源自给率>60%）和肥料，生产型研发中心由两个最先进的试验设施组成，实时展示全球最先进的污水处理技术（图 15.7）。

表 15.1 宜兴市污水资源化概念厂参数

参数	BOD ₅	COD	SS	TN	NH ₃ -N	TP	pH
入水质量, mg/L	150-200	480	250	65	55	5-8	6-9
出水标准, mg/L	<5	<40	<10	<3	<1	<0.1	6-9



图 15.7 宜兴市污水资源化概念厂

在宜兴污水处理概念厂中，将设立一个创新中心，对具有巨大工程潜力的前沿技术进行示范和商业化。这些技术将在污水处理能力为~1000 t/d 的工厂中进

行应用和示范, 打造技术应用案例。宜兴污水处理概念厂将为这些创新技术在该行业的应用和推广提供一个良好的平台。未来几年还将设计和建造另外 4-5 个概念厂。

15.4 污水处理的下一个范式

回顾中国污水处理行业 40 年的快速发展历程, 既有骄人的成绩, 也有无数的失败。虽然中国污水处理基础设施基本建设完成, 但还存在很多问题, 包括下水道和污泥处置设施不发达、能耗高、运行效果不理想、污水处理厂出水排放标准与本国国情和环境保护需求衔接不力等问题, 以及人与自然之间缺乏协同规划。

中国已进入环境治理和生态文明建设时代。在此背景下, 污水处理概念厂的构思和建设, 对未来具有深远的意义。许多水务公司对建设概念厂表现出极大的兴趣和强烈的愿望。中国国家发展和改革委员会最近也发布了关于促进污水资源化利用的指导意见, 这将进一步推动污水处理概念厂的发展。

在全球一体化背景下, 中国面临新的挑战 and 机遇, 到本世纪中叶实现碳中和的承诺以及全球环境治理的大趋势, 正在推动概念厂的持续发展。针对这些新需求, 概念厂委员会需拓宽视野, 开展更广泛的合作, 继续“思-行-创新”, 优化建设模式。中国力争在未来 5-8 年内建成约 100 座概念厂, 这些概念厂因地制宜应用先进技术, 能力各异、特色鲜明、模式多样。这将推动产业建设形态、技术和标准发生重大变革和升级。这些概念厂有望重塑污水行业, 并引领中国和世界的范式转变。

参考文献

- Hansen M. H., Li H. and Svarverud R. (2018). Ecological civilization: interpreting the Chinese past, projecting the global future. *Global Environmental Change*, 53, 195–203, <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.014>
- Holdgate M. W. (1987). *Our Common Future: The Report of the World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford & New York.
- Jin L., Zhang G. and Tian H. (2014). Current state of sewage treatment in China. *Water Research*, 66, 85–98, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.014>
- Lu Y., Song S., Wang R., Liu Z., Meng J., Sweetman A. J. and Wang T. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 77, 5–15, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010>

- Qu J., Wang H., Wang K., Yu G., Ke B., Yu H. Q. and Gong H. (2019). Municipal wastewater treatment in China: development history and future perspectives. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 13(6),1–7.
- The State Council. (2016). *The 13th Five-Year Plan for the Construction of Urban Sewage Treatment and Recycling Facilities*. The State Council of the People's Republic of China, Beijing (in Chinese).
- Wang M. and Gong H. (2018). Imbalanced development and economic burden for urban and rural wastewater treatment in China – discharge limit legislation. *Sustainability*, 10(8), 2597, <https://doi.org/10.3390/su10082597>
- Yu C., Huang X., Chen H., Godfray H. C. J., Wright J. S., Hall J. W. and Taylor J. (2019). Managing nitrogen to restore water quality in China. *Nature*, 567(7749), 516–520, <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1001-1>
- Zhang Q. H., Yang W. N., Ngo H. H., Guo W. S., Jin P. K., Dzakpasu M. and Ao D. (2016). Current status of urban wastewater treatment plants in China. *Environment International*, 92, 11–22, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.024>

第十六章 支持水务和污水处理系统脱碳的数据科学工具

Kathryn B. Newhart^{1*}, Amanda S. Hering² and Tzahi Y. Cath³

¹United States Military Academy, West Point, NY, USA

²Baylor University, Waco, TX, USA

³Colorado School of Mines, Golden, CO, USA

*Correspondence: kathryn.newhart@westpoint.edu

16.1 引言

数据科学工具可以利用历史和当前生成的数据来报告和影响水务和污水的分配和处理系统的监控和控制方式。尽管在工程环境系统的数据驱动建模方面有几十年的进展，但水务和污水处理设备仍在使用基本的监测、分析方法和控制模式。传统上，水务和污水处理模型源自对污染物去除现象的基本理解（例如重力分离和沉降、化学和微生物动力学）。由于全规模处理设备的规模和复杂性，少有模型能充分准确地进行过程监测和控制。相反，控制阈值（如单个过程变量的上限和下限）是根据历史表现和操作人员对特定系统的理解来确定正常的操作条件。这些数值是静态的，且包括一个很大的安全系数，以考虑所有可能的水质、环境和操作条件；最终大幅降低了系统的效率。替代这些静态、物理、数学模型的是经验、数据驱动模型。这些“智能”模型依赖于数据集中确定的变量之间的关系，而无需根据预先储存的知识确定这种关系。近年来，随着数据收集和存储的费用下降及数据处理速度呈指数增长，数据驱动建模（DDM）得到了发展。然而，水务和污水处理行业尚未完全实现这些技术进步。Manesis 等人（1998）认为限制污水处理行业采用 DDM 的原因如下：（1）智能控制领域不发达；（2）工程师对 DDM 不熟悉。尽管科学文献中人们对 DDM 越来越感兴趣，但由于上述的第二个原因，DDM 在水务和污水处理系统中的全规模应用仍然受限。本章的目的是让水处理工程师熟悉 DDM 方法，以实现水务和污水处理行业的脱碳目标。

DDM 包括统计方法和机器学习（ML）方法，虽然二者看起来很相似，但由于目的和要求的不同，不存在一种方法比另一种方法普遍“更好”。统计

模型本质上是概率模型，这意味着模型会自动测量不确定性。因此，当统计模型用于分析、总结和从数据中提炼结论时，会包含一个取决于数据噪声的误差范围。为了使这些统计模型有效，需要对数据中噪声的分布形状或变量之间函数关系的形式（例如，线性、指数、多项式）进行假设。另一方面，ML 模型非常灵活，可以对变量之间的非线性和复杂关系建模。它们不需要任何抽样分布或变量之间的关系形式的假设。然而，不确定性量化不能像 ML 模型那样容易得出，不仅涉及到大量内部参数的调整，而且往往需要非常大的样本量来拟合计算。这两种方法都可以用来实现相同的目标，并且不受特定的流程或系统的影响，但它们在哲学上有所不同，统计模型采用随机方法，而 ML 模型采用算法方法。Boulesteix 和 Schmid (2014) 对统计模型和 ML 模型之间的区别进行了更深入的讨论。有些人可能会争辩说，与统计模型相比，ML 模型是“黑箱”；事实上，相对于基于物理学的模型，这两种类型的模型都是黑箱。模型中每个变量的重要性由统计模型自动提供，而在 ML 模型中需要多一些步骤才能得到，但是这两种模型都需要一些解释来理解每个变量对诱发因素响应的影响(Ljung, 2010)。

DDM 脱碳的目标是最大限度地减少能源消耗和低效率，最大限度地回收资源和能源，最终减少直接和间接温室气体 (GHG) 排放。直接温室气体的排放源包括有机物的氧化、生物脱氮过程的副产品以及厌氧消化 (AD) 和燃烧产生的沼气。间接温室气体排放包括与电能消耗、反硝化作用的外部碳以及污泥处理和回收相关的排放(Flores-Alsina et al., 2011)。当前仿真研究已经建立了不同控制方案对水务和污水公用事业温室气体足迹影响的相关理论 (Barbu et al., 2017)，但都是基于对运营成本和污水水质指标的定性假设。这是因为仿真研究只能近似但并不总是准确地表示全规模水处理厂 (WTP) 和污水处理厂 (WWTP) 的变量之间的真实多元关系。例如，Oppong 等人 (2013) 比较了全规模 AD 和最流行的仿真模型 (第二代基准仿真模型/BSM2) (Jeppsson et al., 2007) 的输入和输出之间的 Pearson 相关系数。他们发现所有变量对在幅度和方向上存在很大差异。此外，全规模模型输出与 BSM2 输出不匹配，这种差异可能是由许多因素造成的，包括其他变量的影响和过程干扰，例如进水成分的变化、某些变量的抽样不频繁，以及全规模操作范围可能与仿真的范围不同。最终，该案例的仿真模型过于简单，无法捕捉到全规

模 AD 过程的真实行为。Dellana 和 West (2009) 比较了统计模型和 ML 模型基于模拟的和真实的 WWTP 数据的预测性能, 在哪个模型能“最优”预测出水氮和磷方面显示了相互矛盾的结果。虽然统计模型对某些模拟仿真案例的预测误差较低, 但 ML 模型对所有使用真实 WWTP 数据案例的预测误差最低。最终, 以脱碳为目的的全规模 DDM 必须明确面向已知会影响能源消耗和温室气体排放的特征; 然而, 对于个别设备, 实际影响可能难以推断。

本章介绍的工作旨在向读者介绍可在更大的脱碳战略中使用的 DDM 方法以及适当应用此方法的注意事项。本章分为五个部分, 在 16.2 节中, 介绍了数据准备、常见的 DDM 方法和用于比较模型性能的指标。在第 16.3 节中讨论了 WTP 和 WWTP 的单元工艺, 其中第 16.2 节的方法可用于最大限度地脱碳。在第 16.4 节中, 提出了全规模实施 DDM 的建议, 第 16.5 节为结束语。

16.2 数据科学工具原理

DDM 主要分为统计学习和机器学习 (人工智能的一个子集); 但对于脱碳系统来说, 没有一种方法可以表现得“最优”。应根据应用 (即系统)、消费者 (即设备操作员、工程师、数据科学顾问)、可用数据的质量和数量以及分析的目标 (即预测、预报、优化) 等关键点选择采用统计、ML 还是混合统计-ML 方法最合适。由于统计模型和 ML 模型能够分别有效地捕获低维和高维关系, 因此混合模型在预测和预报模型中有独特优势。用于预测的混合模型配置的例子有使用统计模型作为 ML 模型的输入 (Newhart et al., 2020), 还有预测变量的统计模型与统计模型残差的 ML 模型的线性组合 (Zheng & Zhong, 2011)。在本节中, 我们将讨论开发智能水系统的重要组成部分: 数据准备、特征选择的降维、重要过程控制变量的预测、机器学习模型的优化以及确定“最优”模型或方法的指标。开发 DDM 的过程如图 16.1 所示。

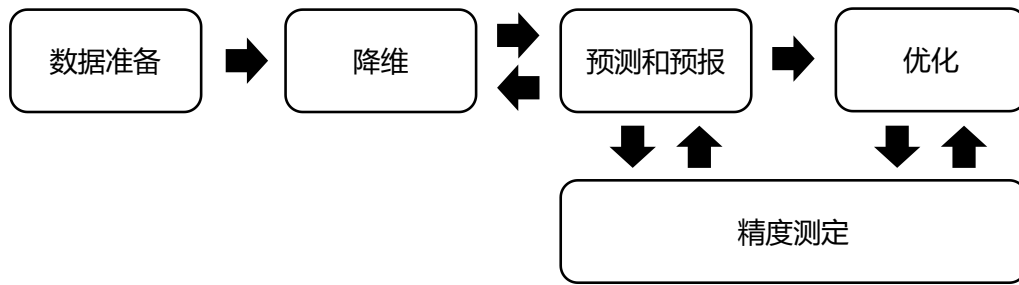


图16.1 DDM工作流程

16.2.1 数据准备

在收集用于 DDM 的数据时，需要考虑多种因素以确保数据能代表所模拟的过程：

(1) 水质采样：由于成本、耗时或复杂的分析方法，或缺乏先进的传感技术，在线传感器或分析仪不适用于监测所有的水质变量。然而，监管报告（例如大肠杆菌）或性能评估（例如挥发性脂肪酸）需要其中的许多变量。抽样方法将确定分配给样本的时间戳，以及如何汇总在线数据令其能最好地代表采集样本数据时的环境和操作条件。用于实验室分析的典型水或固体基质样品的采集方式包括：

(a) 抓取：分析结果仅代表采集样品时的条件。这些通常用于在环境条件下储存样品时随时间变化的水质变量（例如生物衰变）。

(b) 时间复合：分析结果代表时间加权算术平均值，与流量无关。自动取样器以所需的时间频率抽取一定体积的样品。聚合样本被认为代表了一段时间内的情况。

(c) 流量复合：分析结果代表事件加权算术平均值，它取决于流量。自动取样器抽取与水流量成比例的样品体积，高流量相对于低流量时采集的样本量更大。聚合样本是实际污染物负荷的最佳代表，因为它同时考虑了流量和时间。

(d) 空间复合：当水质存在空间差异时（例如混合不均匀的矩形水箱），可以从不同位置采集并组合样本，聚合样本代表整个空间的平均状况。

(2) 频率：WTP 和 WWTP 以不同的时间间隔收集数据，具体取决于测量设备（例如传感器、分析仪）和维护设备的人员的可用性，实验室设备和人员，以及特定变量的监管要求。当要汇总所有水质和运行变量时，必须考

虑范围广泛的插值间隔（例如秒、10 分钟、每天、每周 2-3 天）。在 DDM 中，具有不同频率的变量有两个主要影响：

（a）应该确定一个对于应用来说足够细粒度的间隔（例如，每天），但仍需足够大以避免不适当地计入那些不经常被收集的变量。聚合或插值方法必须是真实环境和操作条件的适当近似值，这些变量的频率分别比上面已确定的间隔更高或更低。聚合最常通过使用算术、时间加权或流量加权平均值来执行。插值可以通过线性方式进行，也可以将最后的测量值前移；但是应谨慎进行插值。例如，在实践中经常使用观测值之间的线性插值来“填充”缺失数据，但不一定能准确表示大多数水质变量随时间变化的情况(Newhart et al., 2021)。

（b）实时应用程序必须考虑瞬时数据的准确性和传感器的物理位置。许多在线传感器至少需要 5-20 分钟才能稳定下来并进行可靠的测量。因此，应根据关键预测变量实现平稳移动所需的平均时间来选择频率。此外，不同传感器测量之间的时间与流速（即水力停留时间）呈非线性关系，并且观测结果可能需要滞后才能准确反映对给定水质进水的处理性能。

（3）标准化：尽管某些 ML 模型有例外，但大多数 DDM 通常需要对数据进行标准化以使单个变量的变化与其量级无关(Maleki et al., 2018)。例如，对于某种成分，1 mg/L 可能属于浓度的较大变化，但对于第二种成分，这很可能被认为是很小的变化。传统上，DDM 的数据使用以下任一方法进行标准化：（i）均值-中心（从每个值中减去均值并除以标准差）；或（ii）最大-最小法（从每个值中减去最小值并除以最大值减去最小值）。

（4）自相关：样本变量的许多水质测量值与先前测量值高度相关，也称为自相关。自相关和偏自相关函数图可以帮助确定在预测模型中应被视为预测变量的先前观测值（即滞后观测值）的数量(Maleki et al., 2018; Perendeci et al., 2009; Wu & Lo, 2010)。

16.2.2 精度测量

为了衡量对于给定实际应用的预测方法的准确性，需要考虑多种指标。检验 DDM 误差的方法基本上有两种类型：训练和测试。训练数据用于拟合

模型，而测试数据不用于拟合模型，而是反映模型在实时或未知条件下的性能表现。文献中没有关于使用哪些特定指标的标准，但经常使用训练和测试误差的度量值来评估模型拟合和性能。因此，了解精度指标在不同应用中的优点或局限性非常重要。

可决系数 (R^2) 是环境工程中最著名的模型精度衡量指标。 R^2 最常见的应用是训练值 (y_i 或 $\mathbf{y}=(y_1, \dots, y_n)$) 和模型预测值 (\hat{y}_i) 之间的比较，计算公式包含平方和(SST)和误差平方和 (SSE):

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST} \quad (16.1)$$

其中 $SST = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$, $SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$, $\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$ 。当模型值与实际值完全匹配时, $R^2=1$ 。 \hat{y}_i 与 y_i 的线性回归图有助于了解多个模型的误差和 R^2 差异的分布。这些图可以回答诊断性问题, 例如是否存在异常值、被高估或低估的特定观测组、或具有更大变化的 y_i 值范围。 R^2 确实存在一些限制, 例如对异常值敏感, 不能很好地衡量差异的大小, 且不适用于需要估计更多参数的更复杂的模型。因此, 在比较两个模型的 R^2 值或使用不同的指标进行评估之前, 了解模型及其预测值之间的潜在差异非常重要。

与测试数据相比, 期望模型在训练数据上的 R^2 更高。但是, 训练和测试 R^2 值的巨大差异可能表明模型对数据过度拟合。当模型过拟合时, 模型中的参数多于捕获整体模式所需的参数。图 16.2c 是一个过拟合的例子, 其中模型的参数太多, 导致数据拟合错误。模型也可能欠拟合 (图 16.2a), 其中模型参数的数量不足以充分捕捉因变量的变化。鉴于过拟合模型的 R^2 将高于平衡模型, R^2 应始终与其他误差度量相辅相成。例如, 模型拟合标准如 Akaike 信息标准 (AIC, 方程 (16.2)) (Akaike, 1974) 和贝叶斯信息准则 (BIC, 方程 (16.3)) (Schwarz, 1978) 是平衡模型误差与模型中参数数量的指标, 公式如下所示:

$$AIC = n \cdot \ln\left(\frac{SSE}{n}\right) + 2 \cdot p \quad (16.2)$$

$$BIC = n \cdot \ln\left(\frac{SSE}{n}\right) + \ln(n) \cdot p \quad (16.3)$$

其中 n 是观测数， p 是模型参数的数量，AIC 和 BIC 的区别在于对参数数量的适用性。在比较不同的模型时（例如给定模型类型的参数数量），具有最低误差和最少参数的模型将具有最低的 AIC 或 BIC。对同一模型进行比较时，AIC 会比 BIC 选择输入更多的模型。在这种情况下，建议选择 AIC 和 BIC 普遍偏爱的模型(Burnham & Anderson, 2004; Kuha, 2004; Vrieze, 2012)。例如，如果 AIC 在五个参数下达到最小，而 BIC 在三个参数下达到最小，那么具有四个参数的模型可能是最好的。

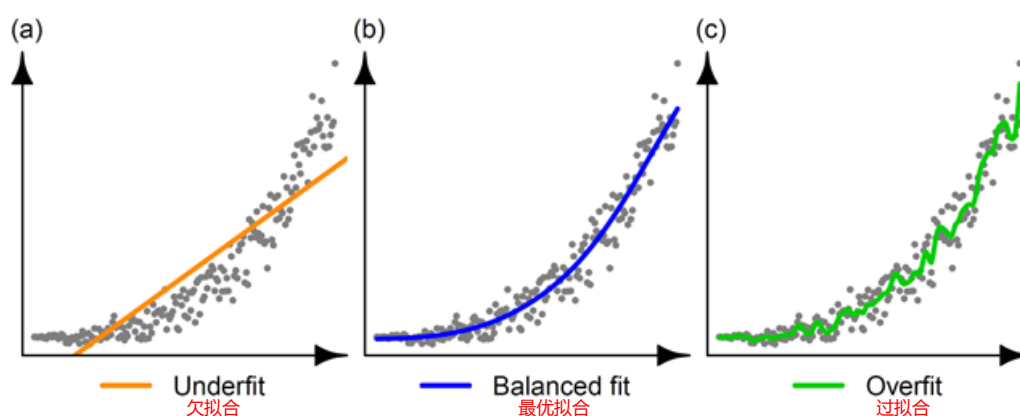


图16.2 欠拟合模型（橙色）、稳健/平衡模型（蓝色）、过拟合模型的示例

为了更好地理解模型误差的大小，可以使用未标准化 (R^2) 或惩罚性 (AIC、BIC) 的指标来衡量实际观测值和预测值之间的差异（或平方差异）。平均绝对误差 (MAE, 方程 (16.4))、均方误差 (MSE, 方程 (16.5)) 和均方根误差 (RMSE, 方程 (16.6)) 是此类指标的代表：

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad (16.4)$$

$$MSE = \frac{SSE}{n} \quad (16.5)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{SSE}{n}} \quad (16.6)$$

选择的单个指标取决于对大误差的期望敏感性。例如，MAE 取决于绝对误差，而不是 MSE 和 RMSE 的平方误差，因此它受实际值和模型值之间巨大差异的影响较小。另一个考虑因素是该指标是应用于训练数据还是测试数据。当 MAE、MSE 或 RMSE 用于单个出版物中的训练和测试数据时，一些作者将使用 MAPE、MSPE 和 RMSPE 来表征预测或测试指标。但是，也经

常将 AIC、BIC 和 R^2 用作训练指标，将 MAE、RMSE 和 RMSE 作为测试指标。

16.2.3 降维

在许多现实世界的 DDM 场景中，输入和输出变量之间的关系没有得到很好的理解或定义；因此，不相关的变量经常会无意中包含在 DDM 中。选择实现模型目标所必需且充分的变量子集称为特征选择(Kira&Rendell, 1992)。彼此高度相关或只是噪声的输入变量会降低预测模型的有效性。首先，冗余信息将增加时间和计算要求，而不会显著提高预测准确性。其次，许多统计模型在存在多重共线性的情况下会变得数值不稳定，其中多个变量提供重叠信息。第三，模型的可解释性因额外的非必要输入变量而降低。最后，在检测故障时，在监测期间未发生实质性变化的噪声变量使得检测故障变得更加困难(Harrou et al., 2021)。

这里描述了几种通过特征选择来处理降维问题的方法。可以在构建模型之前使用统计降维方法，例如相关系数和主成分分析 (PCA)。在建模步骤中经常使用逐步变量选择和套索建模方法来减少模型中的变量数量。这里还描述了一种用于 ML 模型中可比较的逐步选择变量方法。

16.2.3.1 相关统计

相关系数取值介于-1 和+1 之间。符号表示两个变量 X 和 Y 之间关系的方向，大小表示关系的强度。绝对值 1 表示两个变量完全相关，零表示它们完全不相关。此处仅介绍多种统计相关性指标中的 Pearson 指标和 Spearman 指标以说明基于幅度和基于秩的相关系数之间的差异，Helsel 和 Hirsch(2002) 对水相关数据的相关系数进行了进一步讨论。

Pearson 相关系数 (r , 方程 (16.7)) 是最流行的，它衡量一组 n 个独立观测值的线性关系的强度和方向 $\{(x_1, y_1), (x_2, y_2), \dots, (x_n, y_n)\}$ 。定义如下：

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}} \quad (16.7)$$

其中 \bar{x} 和 \bar{y} 分别是 x_i 和 y_i 值的样本均值。非线性相关的变量可能仍然相关，但 r 相对较低。Spearman 的秩相关系数 (r_s , 方程 (16.8)) 是 r 的非参数变

体，能够衡量两个变量之间单调关系的强度和方向。例如，随着 X 的增加， Y 对所有 X 和 Y 都会增加，但不一定是线性的。Spearman 系数通过比较每对观测值的秩（即观测值从最小到最大排列时的位置）而不是值本身来实现这一点，如下所示：

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum (X_{i_{rank}} - y_{i_{rank}})^2}{n(n^2 - 1)} \quad (16.8)$$

其中 $x_{i_{rank}}$ 是 x_i 的秩， $y_{i_{rank}}$ 同理。根据预期相关性的方向和幅度以及样本大小，应选择不同的相关系数。图 16.3 说明了 Spearman 对小样本量和非线性行为的敏感性不如 Pearson。但两者都无法量化在方向上既增加又减少的关系。需要注意的是，不同类型的相关系数值不能直接比较。例如，Pearson 的 r 值只能与其他 Pearson 的 r 值进行比较，以确定一对特征是否比另一对特征具有更高的线性相关性。

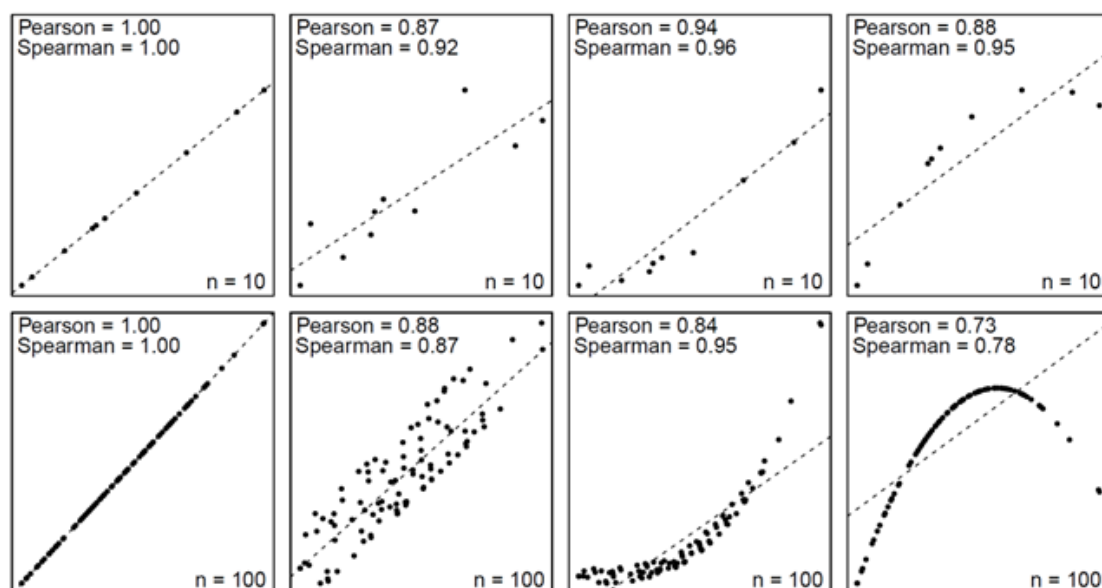


图16.3 不同样本大小的Pearson和Spearman示例， $n=10$ （顶部）和 $n=100$ （底部），以及与拟合线性回归（虚线）相比的有噪声和无噪声数据（黑点）

16.2.4 主成分分析

PCA 是一种降维方法，它创建现有变量的线性组合以依次捕获数据中的最大变化(Jackson, 1991; Wise 和 Gallagher, 1996)。每个线性组合都是一个主成分 (PC) 并且与其他成分正交；因此，每个成分代表不同的变化来源或

变化方向，并且与其他成分线性无关。图 16.4 说明了如何使用 PCA 将三变量系统简化为两个独立的 PC，因为 PC1 和 PC2 所捕获的方差之和为 100%。

在一个假设的水处理系统中， y_1 可作为理想的藻类生长速率， y_2 为太阳辐射， y_3 为实际生长速率。尽管 y_1 和 y_2 是非线性函数，图 16.4b 显示了在第一个成分中它们的线性组合 (y_3) 如何被捕获。三变量系统中 PC1 未解释的其余变化被 PC2 捕获。

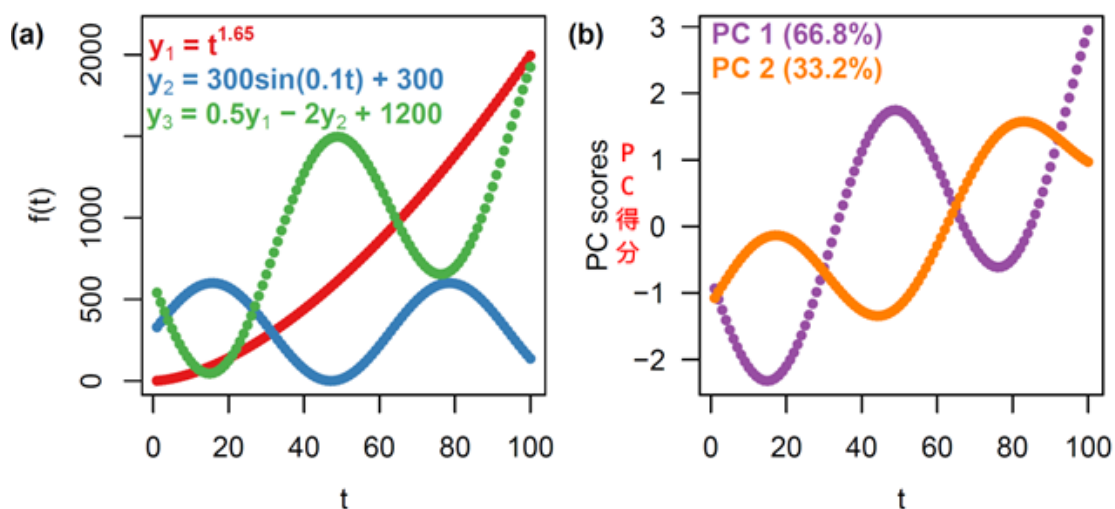


图 16.4 (a) 将两个非线性函数 (y_1 和 y_2) 和非线性函数的线性组合 (y_3) 绘制为 t 的函数； (b) PC1得分和PC2得分分别是 (a) 中的缩放观测值乘以PC1和PC2的变量载荷 (即旋转矩阵)。括号内是每个PC捕获的总变化百分比

PCA 最流行的应用是多元回归模型的降维 (第 16.2.4.1 节) (Wallace et al., 2016; Wang et al., 2017)和一般过程洞察(Corominas et al., 2018)。对于建模来说，具有最大载荷 (即特定方向上的方差大小) 的 PC 被保留用于模型构建。为模型构建保留的特定成分数量取决于 PCA 子空间描述的变化百分比，通常使用 90-99%范围内的值作为确定保留成分数量的阈值。

传统 PCA 以及用于水务和污水应用的大多数标准统计方法的一些限制因素是平稳性 (恒定均值和方差)、线性和随时间独立性的假设。诸如滚动训练窗口、非线性降维方法和滞后观测等修正有助于接近 PCA 等方法所需的条件(Kazor et al., 2016; Odom et al., 2018)。Newhart 等人 (2019) 详细描述了这些为了适用于城市污水处理的 DDM 调整。

16.2.4.1 逐步变量选择

通常情况下，预测模型的拟合参数被用作相应变量重要性的指标；然而，

这种方法的适用性取决于 DDM 方法。例如，许多 ML 模型中的预测变量之间复杂的非线性关系在所有情况下都不容易通过单个预测变量的权重来概括。因此，如果目标是更好地理解过程而不是预测准确性，那么应该选择比 ML 方法更易解释的方法。如果预测准确性是主要驱动因素，并且使用的 ML 模型不能揭示机理信息，那么逐步变量选择是特征选择的一种方案，以降低维度并去除不相关的预测变量。

逐步变量选择方法，如前向和后向选择算法，使用信息标准（例如，RMSE、AIC、BIC）为给定模型分别迭代添加或删除预测变量，以确定哪些变量进入或退出模型。然而，逐步法可能会使参数估计出现偏差，即使变量的数量适中，对所有变量子集执行完整搜索在计算上也是不可行的。可以比较前向和后向的逐步选择以确保结果的相似性(John et al., 1994)。

16.2.4.2 套索算法

诸如多元回归之类的统计模型通常使用普通最小二乘法（OLS）进行拟合，它估计使得实际值和预测值之间的 SSE 最小化的参数。虽然 OLS 模型拟合方法会产生无偏估计值，但训练数据集中的测量误差会产生高方差，这使得模型难以泛化(James et al., 2013)。另一种引入少量偏差但降低变异性 and 模型复杂性的统计模型拟合方法是套索（lasso）算法（最小绝对值收敛和选择操作）(Tibshirani, 1996)。套索算法同时执行变量选择和参数估计，而不是分两步执行这些任务。

套索算法将不重要的预测变量的系数缩小到零，从而仅选择那些具有非零系数的变量保留在模型中；然而，传统的套索算法并不总是选择正确的变量子集。例如，如果两个变量高度相关，则它们都将包含在最终的变量选择中。为了解决这个问题，Zou（2006）提出了自适应套索算法，它已被用于市政污水处理的序批式膜生物反应器中的故障检测(Newhart et al., 2020)。融合套索算法（fused lasso）是套索算法的另一种变体，它可以处理预计顺序时变系数相似的时间序列数据。在融合套索中，相邻系数之间的差异会受到惩罚，而不是系数本身(Hastie et al., 2015; Tibshirani et al., 2005)。Klanderman 等人（2020）举了一个在 WWTP 中用于故障分离的融合套索算法的例子。组套索（group lasso）是生物科学中一种有用的套索变体，可以识别出共同进入或

退出模型的变量组(Yuan & Lin, 2006)。Bai 等人(2019)的文章中提供了 WWTP 中的一个组套索示例。

16.2.4.3 沙普利加解释法

沙普利加解释法 (SHapley Additive exPlanations, SHAP) 类似于逐步变量选择, 即将输入变量按顺序添加到模型中, 但不同之处在于如何使用输出值来确定最佳子集。首先, 根据平均训练数据假设一个基线期望值, 并逐步添加输入变量以计算新的期望值。连续输入特征的期望值之间的差异表明了输入变量对输出值的影响大小和方向。但必须测试输入变量的所有可能排列组合, 以考虑输入变量之间的交互效应。沙普利值 (Shapley value) 是基于与基线相比的所有可能变量组合的输入变量的平均贡献(Shapley, 1951), 是一种在 ML 中方法不可知的变量选择方法(Lundberg & Lee, 2017)。

16.2.5 预测和预报

预测模型是过程的一种数学表示, 使得一组预测变量可在给定的操作条件范围内估计响应变量。当响应变量是预测变量的未来值时, 该模型称为预报 (forecast) 模型。预测模型和预报模型之间的主要区别在于它们的使用方式。预测 (prediction) 模型通常用于探索预测变量和响应变量之间的关系以及估计样本内的数值。相反, 预报 (forecasting) 模型用于预测响应变量的未来值, 并且还应考虑从一个观测值到下一个观测值的时间依赖性。预测和预报模型可以轻松地整合到 WTP 和 WWTP 的现有分布式控制系统(DCS)中, 从而可以实时估算难以测量的变量以用于控制(Newhart et al., 2020)。在这种情况下, 预测模型的使用通常被称为软传感器, 其名称来源于“基于硬件”的传感器(包括传统的在线仪器)与“基于软件”的预测或预报模型之间的区别。

16.2.5.1 多元回归

最简单的建模方法是使用预测变量(X)的线性组合来计算响应变量 (Y)。虽然预测变量可能会进行不同的转换(例如, 对数正态、指数), 但其模型做出了线性、无多重共线性和同方差的假设。模型误差通常被认为是正态分布的, 均值为零和方差给定。以预测变量为条件, 正态分布的假设也适用于 Y。使用散点图、直方图及拟合模型中预测变量和残差的相关系数验证数据是否

满足这些要求。鉴于水务和污水处理过程的复杂性，多元回归模型很少能提供最准确的预测，但一般来说它们是一个很好的起点。多元回归模型的一个好处是，当所有预测变量都标准化时，可以根据每个预测变量对响应变量的关系强度直接比较它们的估计系数。这些模型可以提供操作指导和对推动处理性能的现象的初步了解，而 ML 预测方法不会自动提供此信息。

通常情况下，线性关系适用于狭窄范围的操作条件，因此可能需要多个模型来估计一个更广泛、更实际的范围。包含不同预测变量范围的条件系数的多重线性模型是基于样条（spline-based）的模型。鉴于多元回归模型的线性形式的局限性，个别项也可以用非线性函数代替，例如多元自适应回归样条（MARS）(Friedman, 1991)中的基函数或广义加法模型（GAM）(Hastie & Tibshirani, 1999)中的多项式。

当随时间观测到的变量及其相应的自相关图具有明显的周期性变化模式时，可以使用具有正弦和余弦项（即傅里叶级数）的多元回归：

$$f(x) = \sum_{k=1}^K \alpha_k \cos\left(\frac{2\pi kX}{T}\right) + \sum_{k=1}^K \beta_k \sin\left(\frac{2\pi kx}{T}\right) + \varepsilon \quad (16.9)$$

其中 K 是余弦和正弦对的数量； X 是某个时间段 T 中的时间； α_k 和 β_k 是估计的模型系数。例如，Newhart 等人（2020）使用正弦、余弦和过程变量的线性组合来模拟活性污泥系统中的氨浓度，正弦和余弦项可以捕捉氨浓度的日变化。在这种情况下， T 是 1440 分钟（相当于一个周期的长度为 1 天）， X 是一天中的一分钟。可以使用变量选择方法来选择 K 。

16.2.5.2 神经网络

神经网络是市政水务和污水处理中研究最广泛的 ML 预测方法之一 (Khataee & Kasiri, 2011)。神经网络是一种智能计算形式，它以模仿生物神经通路形成的方式将输入变量映射到输出变量（即分别为解释变量和因变量）(Beale & Jackson, 1990; Bishop, 1995; Kasabov, 1996)。人工神经网络 (ANN) 是最简单的神经网络形式，包含三层计算节点（即神经元）：一个输入层、一个隐藏层和一个输出层。如果使用多个隐藏层，则该结构称为深度神经网络 (DNN)，可用于解决高度复杂的问题，但 DNN 需要大量数据和时间来训练 (Schmidhuber, 2015)。

当一个 ANN 被训练时，权重 (w) 和偏差 (b) 被调整以最小化实际输

出和预测输出之间的误差。前馈 ANN（一层的输出是下一层的输入）最流行的训练算法是反向传播。反向传播算法的工作原理是计算损失函数（也称为成本或目标函数）相对于每个权重的梯度，每次计算一层梯度，然后从最后一层向后迭代(Nielsen, 2015)。可以在第 16.2.2 节中找到用作损失函数来比较不同模型结构（例如，隐藏层中的节点数、激活函数的类型）的误差度量。

每个节点都包括一个激活函数（步进、线性或非线性），该函数从前一层获取标准化的输入值，使用权重和偏差调整每个输入值。Sharma 等人(2020)对 ANN 中不同激活函数进行了总结。环境工程中最广泛使用的 ANN 激活函数是 sigmoid 函数，其中 x 是节点的输入向量； w 是节点的对应权重向量； b 是节点的偏差：

$$output = \sigma(w \cdot x + b) \quad (16.10)$$

其中 $\sigma(z) = (1 / (1 + e^{-z}))$ 。

在隐藏层使用 sigmoid 函数并在输出层使用线性函数的神经网络通常称为多层感知器(MLP)网络。另一个越来越受欢迎的 ANN 是径向基函数(RBF)神经网络。在 RBF 网络中，非线性径向距离函数被用于具有线性输出层的隐藏层。到目前为止讨论的所有 ANN 都假设训练和预测中使用的观测值是相互独立的，但是一种称为循环神经网络(RNN)的用于自相关数据的神经网络在环境数据设置中越来越受欢迎(Newhart et al., 2021)。在 RNN 中，节点的输出用作下一次观测的输入。RNN 的这种内部记忆功能允许以有序的顺序考虑观测结果。总之，通过在不同层中使用不同的激活函数定义了无数的神经网络配置。文献尚未建立用于水务和污水处理的“最优”神经网络；因此，在为特定应用开发预测模型时，尝试一系列选项非常重要。

16.2.5.3 模糊逻辑

模糊集理论（也称为“模糊逻辑”或 FL）通过分配部分隶属关系允许对没有明确界限的数据进行一般分类(Zadeh, 1973)。简而言之，FL 允许将观测结果放在多个类别中（将某些类别指定为比其他类别更有可能）以解决不确定性。图 16.5 说明了用于将 FL 应用于加热系统的函数。输入数据（例如，传感器测量值、标签）通过应用隶属函数分配语言变量从而被“模糊化”，如图 16.5a 中分配温度级别的三角形隶属函数或图 16.5b 中分配加热器功率调整的

高斯隶属函数。隶属函数为每个语言标签分配 0 到 1 之间的多个值，其中 0 表示观测值不属于给定的模糊集，1 表示观测值完全属于模糊集。例如，如果图 16.5 中的温度介于两个值之间，则观测结果在两个标签中具有部分隶属关系，例如 0.7 寒冷 (Cold) 和 0.3 凉爽 (Cold)；尽管所有语言变量的隶属度总和并不必须为 1。“如果-则” (“if-then”) 规则会应用于每个模糊集 (“推理”)。一个规则集可以确定“如果温度较为寒冷，则大幅增加加热器的功率”和“如果温度较为凉爽，则稍微增加加热器的功率”。在图 16.5b 中，推断值对应于 0.8 大幅增长和 0.2 轻微增长。可以通过使用推断值的加权平均值来计算中心值以产生一个单一数字输出 (“去模糊化”)，但也存在替代方法。在加热器的例子中，中心值方法使得加热器的功率调整在大幅和轻微之间。

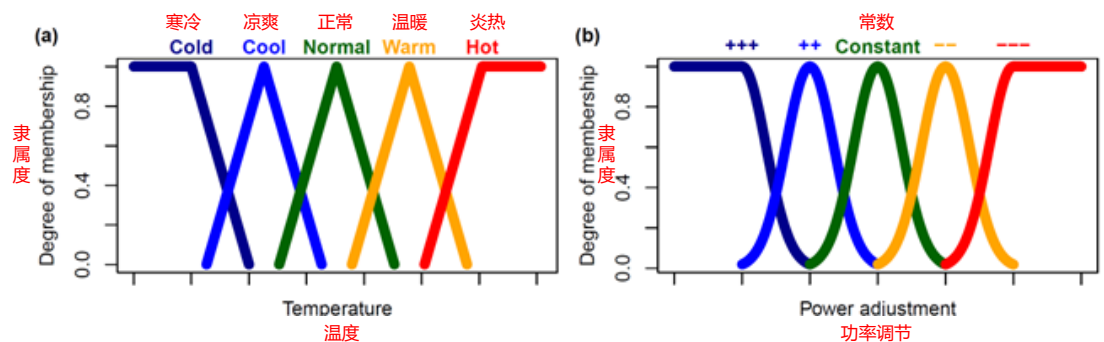


图16.5 (a)用于模糊化的三角隶属函数和(b)用于去模糊化的高斯隶属函数的示例。“++”或“--”表示功率略有变化，“+++”或“---”表示功率在相应方向上发生显著变化（增加或减少）

因为“if-then”规则是明确定义的，所以该方法被视为一个专家系统 (expert system)，而不是数据驱动系统。然而，模糊推理规则的权重也可以使用神经网络等 DDM 方法来识别更复杂的问题，但它们可能会失去“if-then”专家结构的真正可解释性(Hüllermeier, 2015; Jang, 1993)。数十年来，FL 控制器一直被提议用于具有时变和非线性系统的加工工业，包括水务和污水处理(Ferrer et al., 1998; Fiter et al., 2005)。

编写条件语句的两种最常见的 FL 方法是 Mamdani 和 Takagi-Sugeno (TS)。Mamdani 模糊规则遵循简单的“if-then”逻辑。在示例中，“如果酸流量低，则 pH 值高”，酸流量和 pH 值是语言变量，低和高是隶属函数的语言值。相比之下，TS 模糊规则使用类似的“if”逻辑和数学方程(如输入变量的常数、线性、非线性组合) (Takagi & Sugeno, 1983)。例如，“如果酸流量低，则 pH

= $k \cdot \text{flow}_z + c$ ”，其中 k 、 z 和 c 是拟合的模型参数。

开发智能 FL 控制器的步骤如下(Manesis et al., 1998):

(1) 将变量分为控制变量和受控变量。受控变量量化了系统的特性(如性能、水质)。调节控制变量以将受控变量保持在其设定点。例如,再循环泵的流速是控制变量,而随再循环泵流速变化的悬浮固体浓度是受控变量。

(2) 为每个控制变量建立一组语言描述符(例如,高、正常、低),使得工厂操作员可以理解这些语言描述符。粒度与描述符的数量直接相关,不过对于大多数控制应用程序来说,颗粒度在 3 到 5 之间较为合适。对于每个集合,确定一个隶属函数(Ross, 2010),但单个函数不如集合中语言描述符的数量重要(Sadollah, 2018)。

(3) 使用控制变量和受控变量的语言描述符定义“if-then”规则以形成知识库。“if-then”规则的形式取决于系统是 Mamdani 还是 TS。

(4) 为控制变量和受控变量的隶属函数选择加权平均方法(例如,最大-最小、重心(COG))。

自适应神经模糊推理系统(ANFIS)是结合 ANN 和 TS FL 的优点的五层网络,它通过分别对 ANN 的输入和输出进行模糊化和去模糊化以提高噪声数据的预测精度(Abraham, 2005)。由于这种混合结构,ANFIS 被认为是一种通用估计器(Jang et al., 1997)。训练 ANN 的相同方法(如反向传播)可用于调整 FL 参数;但必须定义隶属函数本身。此外,与传统的 FL 模型相比,ANFIS 第一层中建立的 TS 规则不再具有可解释性的优势,必须使用替代变量重要性方法来理解输入-输出关系。第 16.3.2 和 16.3.4 节描述了 ANFIS 在水务和污水处理中的应用。

16.2.5.4 决策树

ML 中的“决策树”是一种基于一系列二元分类(例如 $x > 1$)的启发式建模技术,用于对变量进行分类或预测。有许多潜在的定量(回归)和定性(分类)问题可以用决策树来回答,如图 16.6 所示,在特定的水质条件下应添加哪种碱的问题。基于决策树的模型有许多优点,包括缺乏单个变量分布或解释变量和因变量之间的关系类型(如线性或非线性)的假设。通过分支可有效地创建多个模型,而不是使用一个全局模型来描述整个数据空间,并且可

以处理大量特殊情况。最后，基于决策树的模型对异常值干扰有抵抗力 (Steinberg & Colla, 1995)，但它们可能对分支分割的变化以及分割变量的指定很敏感。Sutton (2005) 对分类树和回归树进行了很好的介绍和数学描述。

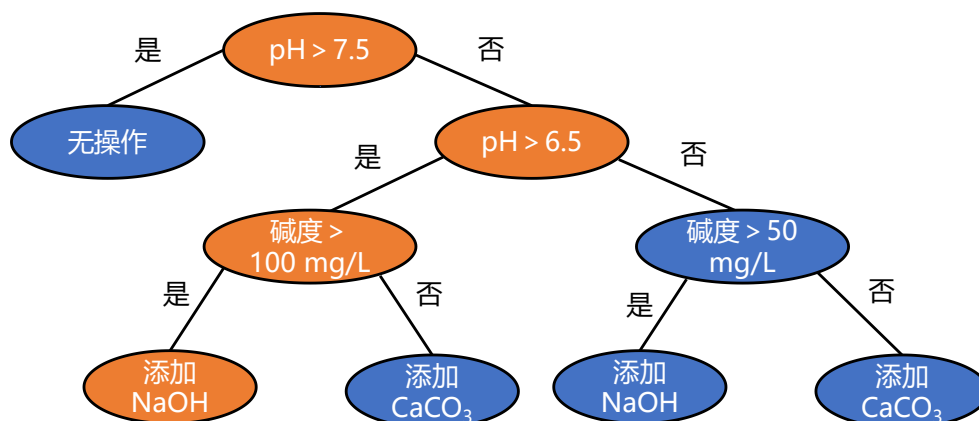


图16.6 根据水质特征确定添加哪种碱 (NaOH 或CaOH) 的决策树示例。每个节点 (圆圈) 代表一个二元分类器。橙色节点表示对于 pH值为7和碱度为150 mg/L的水达到“添加 NaOH”作用所采取的路径

最早和最普遍的决策树模型拟合技术是自举聚合 (bootstrap aggregation), 也称为 bagging (Breiman, 1996)。在 bagging 中, 通过对数据进行替换抽样来创建许多人工样本, 这一过程称为自举法 (bootstrapping)。随后每个自举样本都用于训练一个预测方法, 每种方法都获得一个预测或分类, 然后通过平均回归或投票分类将结果组合起来。boosting 是 bagging 的变体, 其中加权平均值用于聚合回归模型的结果, 且自举样本 (bootstrap sample) 的重新抽样随着模型每次拟合迭代而变化。通过在后续训练步骤中包含更多错误预测的观测结果, 可以创建能够处理特殊情况的模型。bagging 和 boosting 之后还开发了其他分类器算法, 其中最流行的是 AdaBoost 算法, 它使用一系列单一二元分类器的加权平均, 这些分类器是通过赋予先前分类器的错误分类样本更高的权重来确定的 (Freund & Schapire, 1997)。

水务和污水处理中最流行的决策树方法是随机森林 (random forests, RF)。随机森林是大量决策树的平均值, 通过递归子集输入变量和训练观测值随机再抽样 (即 bootstrapping) 创建 (Breiman, 2001)。拟合算法 (特别是 boosting 或 AdaBoost) 中每个二元节点的权重可用于确定模型中特定预测变量的重要性。但输入变量权重将根据节点的拆分方式而有所不同, 因此可以作为变量

重要性有一个不一样的指标。最后，为了拟合 RF 模型，决策树的数量、最大深度、在节点处拆分的最小样本数以及评估最佳拆分的最大变量数是需要调整的重要超参数，这涉及计算负担和准确性之间的直接权衡。

16.2.6 优化

优化算法有两个主要的实际应用：优化预测模型（即通过调整内部模型参数或超参数来实现最低误差）(Le et al., 2019)或寻找现有预测模型的最佳输入集。本章重点讨论后一种优化应用，因为它与脱碳目标更相关。将数据驱动的预测模型与优化相结合，构成了模型预测控制。

元启发式算法是非精确框架，旨在搜索全局最优解空间，而不计算每个可能的解。鉴于很少有精确的水务和污水过程的力学模型能够准确地进行全面监测和控制(Newhart et al., 2019)，因此元启发式算法被用来确定第 16.2.4 节所述预测模型的最优解。在水务和污水分配和处理的文献中，将在本节中介绍最流行的三种算法是遗传算法、粒子群优化和模拟退火。对于此处未列出的其他精确和启发式方法，Beheshti 和 Shamsuddin（2013）提供了更完整的优化方法清单。

16.2.6.1 遗传算法

在预测模型中搜索最佳点的一个相对快速的方法是遗传算法（GA）(Reeves & Rowe, 2002)。第 16.3.1 节和第 16.3.4 节分别描述了遗传算法在泵调度和 AD 操作中的应用。基于达尔文进化论的思想，利用 GA 确定最优解的步骤为：

（1）初始种群：每个“个体”都由一组变量（“基因”）来描述，并显示出潜在的解。这些个体观察值可以随机生成以覆盖整个可能解的范围，或基于原始数据。

（2）适配度函数：根据适配度函数为个体分配一个“适配度分数”。该函数对各种标准下个体解的质量进行量化，如最小化能源消耗。

（3）选择：选择适配度得分最高的个体。

（4）交叉：最适个体对交换基因，由此产生的“后代”具有新的变量集并被添加到种群中。

(5) 突变：低比例的后代基因经历随机变化以维持种群内的多样性。

(6) 终止：为了保持一个种群规模恒定，最不适合的个体被剔除。适配度、选择、交叉和变异的顺序一直持续到种群收敛。

GA 的优势在于它能够处理空间很大且解空间边界难以确定的问题。这是通过使用少量的分布在解空间的个体来实现的。虽然种群规模可以更大，但会显著增加计算时间。计算步骤的数量通常等于代数（第 2-4 步）乘以种群规模。由于个体的适配度用于确定最优解，而不是导数或梯度（如在传统优化中），所以 GA 倾向于识别解空间中的全局最优而不是局部最优 (Kurek & Ostfeld, 2013)。GA 的一个缺点是生成个体的过程可能会产生技术上不可行的解。在这种情况下，必须使用替代方法开发解空间的模型，明确定义合理边界，或使用离散个体而非连续个体 (Sadatiyan Abkenar et al., 2015)。

16.2.6.2 粒子群优化

粒子群优化 (PSO) 是一种基于群体（例如鸟类、鱼类）的自然运动和信息的稳健随机优化程序 (Eberhart & Kennedy, 1995)。与 GA 一样，PSO 是一种基于种群的搜索方法。一旦定义了模型空间，粒子群（即观测值）就会随机初始化为模型空间每个维度中的位置和速度向量。每个粒子将迭代地搜索模型空间中的最小值（即适配度值）。与自然界中的蜂群类似，粒子将使用来自其他粒子的局部最小值的信息来告知下一个搜索方向。然而，当初始化的粒子太少时，搜索可能会陷入局部最小值，这是 GA 更擅长避免的问题 (Beheshti & Shamsuddin, 2013)。当有大量粒子时，可以找到全局最小值，但计算量更大。当粒子数量合理时，PSO 可以成为 GA 的有效替代计算方案 (Hassan et al., 2005)。

每个粒子包含三个向量：当前位置 (x)、粒子目前遇到的最优解的位置 (p) 以及粒子行进的方向（即梯度）(v)。粒子将沿局部最佳 (p ，基于当前位置) 和全局最佳 (g ，基于所有粒子的 p) 组合的方向行进（方程 (16.11)）：

$$\begin{aligned} v_{i+1} &= Wv_i + (c_1r_1(p - X_i)) + (c_2r_2(g - X_i)) \\ v_{\min} &\leq v_{i+1} \leq v_{\max} \end{aligned} \quad (16.11)$$

其中 W 是惯性权重； c_1 是局部最小值对速度矢量的影响（即自信心系数）； c_2 是全局最小值对速度向量的影响（群体置信度系数）； r_1 和 r_2 是随机生成的 0 到 1 之间的数字。

16.2.6.3 模拟退火

模拟退火 (SA) 是一种搜索技术, 它基于一个常见的热力学原理, 即处于平衡状态的原子集合在特定温度下的概率分布(方程 (16.12), Metropolis et al., 1953)以确定模型空间的全局最优值(Kirkpatrick et al., 1983):

$$e^{-\frac{\Delta D}{T}} > R(0,1) \quad (16.12)$$

其中 ΔD 是状态之间的距离变化, T 代表不同状态下解空间范围的合成温度, $R(0,1)$ 是 0 到 1 之间的随机数。概率方法对于避免陷入局部最小值非常重要, 它可以通过探索合理的解空间以找到全局最小值。在 SA 的每一步中, 邻近状态 (s^*) 与当前状态 (s) 进行比较, 并以概率方式决定将系统移动到状态 s^* 还是保持在状态 s 。这些概率方式最终导致系统移动到低能量状态。通常情况下这个步骤会重复进行, 直到系统达到足以满足应用的状态, 或者直到给定的计算预算 (例如, 迭代次数) 已用完。为了在策略上使得目标函数缓慢下降时实现全局最优, 可以使用“退火计划”, 当目标函数达到平稳状态时, T 会迭代减少。但如果状态之间的初始步长不够小, 则无法保证会找到全局最小值。在实践中, 这种粒度的计算要求通常超过了性能的改进 (Trosset, 2001)。在常规应用中, SA 会持续迭代, 直到 300 次迭代中没有发现目标函数的变化为止 (Prakash et al., 2008)。如果搜索空间一般是平滑的或存在多个局部最小值, 则 SA 可能会提前终止或陷入局部最小值。在这些情况下, PSO 可能是更好的选择。第 16.3.3 节描述了 SA 如何用于污水处理厂的曝气控制。

16.3 数据科学在选择处理系统中的应用

在以下章节中, 我们将举例说明 DDM 方法和框架的多样性, 这些方法和框架用于实现 WTP 和 WWTP 中常见能源密集型工艺的类似目标 (即能源优化): 泵送、化学添加 (混凝)、曝气 (硝化) 和沼气生成 (厌氧消化)。

16.3.1 泵送优化

水、污水和生物固体的泵送消耗占据公用事业能源需求和维护成本的很

大一部分(Shi, 2011); 对于许多饮用水公用事业单位来说, 这一比例高达90%(Cherchi et al., 2015)。在水处理分配系统中, 泵送计划用于减少能源消耗; 然而, 由于分配系统是一个具有多个约束的高度非线性系统, 因此很难用传统的建模方法确定最优解。尽管这些原则可以普遍适用于 WTP 和 WWTP 的大多数机械设备, 但仍然存在对泵的现实约束, 包括设计效率低下、最小和最大运行时间、每小时最大启动时间、最小休息时间、最小和最大流量、最大排放压力、最小和最大工厂生产率以及启动或关闭的超前-滞后顺序(Cherchi et al., 2015)。当前“无成本”能源优化的“最先进”控制方法包括基于储罐水位的开-关调度(Nybo et al., 2017)、允许调整单个泵速度的变频驱动器(VFD)、负载转移(即上游泵调度)和流程优化(Shankar et al., 2016)。下面讨论科学文献中的例子, 并在表 16.1 中进行了总结。供水系统的商业优化软件、支持软件的基础设施(数字和物理)、劳动力和操作员培训通常有 2-5 年的投资回报期, 能源成本降低 5-15%(Badruzzaman et al., 2014)。

表 16.1 用于泵优化的数据科学水应用示例

作者	目标	方法	配置	结果
Torregrossa 等人 (2017)	效率监控	FL	Mandami	泵能耗降低 18.5%
Sadatiyan Abkenar 等人 (2015)	泵调度	GA	离散型	确定了尽量减少开关的最低能耗策略
Kebir 等人 (2014)	实时 VFD 调整	FL	Mandami	与开/关操作策略相比, 节省 40%的能源(理论上)
Zhang 等人 (2012)	泵调度	ANN	PSO	与开/关操作策略相比, 可节省 8-24%的能源

Torregrossa 等人 (2017) 开发了一种 FL 泵的性能指标, 用于监测效率并建议对流量条件进行预防性或即时维护。为此, 基于提升的水量和消耗的能量计算效率指数, 并使用滚动中位数来区分长期趋势和归因于条件变化的波动。连续多日的短期负波动表明需要维护。维护响应的即时性由权衡长期和短期效率的 FL 系统确定, 并且假设维护能够使泵恢复到与新的、更高效的泵相比的基线效率, 进而评估了维护与更换的经济后果。

在美国密歇根州门罗市的一个中等规模供水系统的水力模型中, Sadatiyan Abkenar 等人 (2015) 使用 GA 方法对两个泵的抽水计划进行了优

化，同时使能源消耗最小化，并包括对高压的额外惩罚。使用成对的开始和停止时间作为基因连续方法产生了不可行的解（即冲突的 ON 或 OFF 时间）。为了缓解这种情况，在计算解的适用性之前，对产生不可行解的任何突变进行“修复”。另一种离散方法使用二进制 ON 或 OFF 指示符表示 1 小时间隔，其中每个间隔是一个基因，仅产生可行的解。

Kebir 等人 (2014) 对一个依靠顺序 ON/OFF 进水泵送策略的全规模污水处理厂 (WWTP) 进行了建模，其本质上是低效的，并提出了一种新的 FL 控制器，该控制器通过与上游水库平均高度的偏差来调整泵的 VFD；报告声称能耗减少 40%。Zhang 等人 (2012) 使用人工神经网络 (ANN) 开发了一个针对给定流量、并联运行的泵配置和上游水库水位的能源消耗模型。然后，他们使用 PSO 确定给定流量、所需水库水位和系统物理约束的最佳泵送计划；报告声称能耗减少 8-24%。

大型 WTP 或 WWTP 的一个重要考虑因素是能源成本，尤其是在能源成本全天变化或公用事业根据每月能源消耗峰值计费的情况下。科学文献中的作者在很大程度上忽略了随时间变化的能源成本。相反，能耗模型是基于 VFD 频率指标或单个设备的能源等级开发的。在大多数情况下，能耗最小化会使得成本最低；然而，预测模型可能需要包含描述真实成本的成本函数的变化，而不是使用消费作为代表指标。例如，在特定时间启动泵送可能不是最节能的行动，但如果即时需求（当必须降低储罐水位时）与增加的能源成本一致时，可能会降低一天中的泵送成本。

16.3.1.1 混凝

混凝是 WTP（在某些情况下是 WWTP）中添加化学物质（即混凝剂）以破坏胶体和悬浮颗粒物稳定性的过程，使颗粒聚集（即絮凝物）并更容易通过重力去除较大的、带中性电荷的聚集体。用于混凝和絮凝的化学品的产生和运输可占 WTP 碳足迹的 5-20% (Biswas & Yek, 2016)；因此，取决于处理设施的规模和初始水质，精密化学处理可以显著节省成本和减少碳排放。为了减少用于水处理的化学物质的量，必须设计剂量控制策略，以适应由于混合不良和水质变化导致的非理想的物理化学反应。然而，在全规模处理中很少出现这种情况。在 WTP 中，化学品计量主要是按流量进行的，通过调整

与水流量成比例的化学品计量泵的流量来维持每单位体积水中的化学品浓度。浓度设定点通常仅在发生重大水质变化或处理过程紊乱时才会调整，因为在实验室台架试验（即罐试验）中确定“理想”剂量既费时又费力，而且结果可能与全规模有很大差异。因此，使用数据驱动的化学剂量方法可以显著提高处理稳定性并减少处理设施的碳足迹。科学文献中的例子讨论如下。

应用人工神经网络（ANN）预测混凝剂剂量并不是一个新概念。Van Leeuwen 等人（1999）能够使用罐子历史测试数据和 ANN 预测给定水质的明矾剂量；尽管多元线性回归模型取得了类似的结果。十年后，Maier 等人（2009）基于与 Van Leeuwen 相同的数据，使用 DNN（两层人工神经网络）来预测处理后的水质（浊度、颜色、pH、UV-254、残留明矾）和最佳明矾剂量，能够将预测误差的标准偏差降低 37%。Zangooui 等人（2016）基于罐子历史测试数据，使用 pH、初始浊度、温度、混凝剂类型（如不同供应商的固体或液体聚氯化铝）和混凝剂浓度来预测浊度。具有两个隐藏层的 MLP 优于 RBF ANN 和 FL 回归模型，并且训练所需时间更少。同样，Wu 和 Lo（2008）发现，在有进水水质数据的情况下，ANN 在已处理水质预测方面优于 ANFIS 预测模型。在没有实时水质的情况下，ANFIS 模型能够根据历史趋势和当前给药剂量更准确地预测处理后的水质。当历史给药数据可用时，Wu 和 Lo（2010）发现加入前一个时间段的混凝剂剂量（DNN 模型的输出变量）可以减少测试误差。

Chen 和 Hou（2006）观察到，多元回归模型能够利用历史数据预测地表水的混凝剂剂量和 pH 调节剂量。然而，两个模型分别是针对低进水浊度和高进水浊度条件开发的。Chen 和 Hou 进一步使用 Mamdani FL 调整反馈控制参数，以最大限度地减少混凝剂剂量，同时实现污水浊度和 pH 目标。Bello 等人（2014）提出了一种线性化的 TS 模糊模型预测控制策略，通过保持处理水的表面电荷和 pH 值来提高混凝剂剂量控制的稳定性。根据可用数据和在线仪器的质量，FL 控制器可以提高传统级联控制的精度和稳定性。为了最大限度地减少混凝剂剂量，需要汇总进水水质、最终水质和混凝剂剂量，以训练一个处理后水质的预测模型。预测模型选项包括多元回归、ANN 或 DNN。为了使模型的预测能力得到全规模应用，可以通过多种方式将最优预测模型纳入控制策略。最基本的控制选项是标准级联控制，即当处理过的水质变量

(如浊度)超过阈值时,就增加混凝剂剂量。然而,这需要一个被充分理解的剂量-反应关系。在处理后的水质未达到目标时,增加剂量的严格规则可能会使混凝剂的浓度超过满足电中性的需要,从而导致污水浊度恶化,因为颗粒重新稳定在悬浮状态(Tchobanoglous et al., 2014)。拟议的 FL 控制器可以通过包含考虑水质恶化的规则集来防止这种过量,但这种方法需要更复杂的编程和调整结果语句参数的方法。调整可以在 WTP 现有的 DCS 结构内手动完成,但如果使用 ANFIS,则需要在外部完成。如果开发额外的 ANN 或 DNN 来确定特定污水水质所需的混凝剂剂量,同样会引起程序复杂性问题。在这种情况下,控制器必须在单独的服务器系统上运行,该系统可以为现有的级联控制策略提供输出。

16.3.2 硝化

生物养分去除(BNR)是 WWTP 中最昂贵、最易变且最难建模的过程;然而,世界上大多数现代设施都需要它来实现所需的氮和磷去除。大多数 WWTP 工艺共有的两个因素造成了建模和控制的困难:缺乏可靠的仪器和非理想的全规模工艺条件。由于仪器本身的生物膜生长和竞争性离子或固体干扰,处理过程中的微生物固液基质(即活性污泥或 AS)会干扰普通的在线仪器测量。利用光而不是离子传输的仪器,如溶解氧(DO)浓度,足以提供可靠的测量,且清洁和维护频率较低。DO 是在活性污泥系统中测量的关键水质参数,因为特定形式的氧气的可用性决定了微生物活性,从而决定了特定的污染物转化。以游离氧(O₂)形式提供的水氧会增加 DO 浓度,是好氧条件的指标。当氧气仅以硝酸盐(NO₃⁻)的形式存在时,为缺氧条件的指标。当没有氧气可用时,为厌氧条件的指标。正是这些氧化条件的战略性交替将相关污染物(即碳、氮、磷,以及在较小程度上的硫)转化为气相或固相,从而降低了水中污染物的浓度。虽然 DO 传感器可以确保满足曝气条件,但测量本身是污染物转化完成的代表。例如,低浓度污水(如低浓度的有机物)将不需要那么多的氧气来实现处理目标;但在大多数系统中,无论需求如何,都会继续提供曝气以保持 DO 设定值。

序批式反应器(SBR)是一种常用的污水处理技术,其中一个具有生物

活性的完全混合的反应器经历一系列不同的操作条件以实现污染物的去除。SBRs 最常见的控制策略是在处理周期的每个阶段使用具有不同 DO 浓度设定值的时间序列。DO 设定值由操作员的经验和对每个阶段所需环境条件的一般知识确定，每个阶段都会激活一组独特的微生物。这种控制策略只需要一个在线仪器（DO 传感器），且可确保在稳定的进水条件下实现所需处理。但溶解氧是处理过程中去除的实际污染物的替代物，不能保证污水水质满足标准。从历史上看，这种不确定性已通过提高 DO 设定值来解决，以充分氧化化学污染物并确保微生物过程不受基质限制。这种方法增加了处理过程的能耗，占污水处理设施总能耗的 35-50%(Newhart et al., 2020)，是仅次于人工的第二大运营成本(Lindtner et al., 2008)。为了减少与 SBR 和其他二级生物处理系统（即传统和新型活性污泥配置）中的曝气相关的能耗，需要新的智能监测和控制策略。下面讨论了文献中的例子，并在表 16.2 中进行了总结。

表 16.2 用于曝气的数据科学水应用示例

作者	目的	方法	配置	结果
Traoré 等人 (2005)	DO 控制	FL	Mamdani	在更广泛条件下提高稳定性
Ferrer 等人 (1998)	DO 控制	FL	Mamdani	与 ON/OFF 相比，节能 40%
Fiter 等人 (2005)	DO 控制	FL	Mamdani	与 ON/OFF 相比，节能 10%
Du 等人 (2018)	DO 控制	NN	RBF	曝气能耗减少了 100kWh/天
Asadi 等人 (2017)	DO 优化	SA	MRAS	气流减少 30%

Traoré 等人 (2005) 为处理城市污水的步进式中试规模的 SBR 提出了一种 FL 曝气控制策略。FL DO 控制器的规则是根据测量的 DO 和循环阶段确定空气流量以维持 DO 设定值。与 ON/OFF DO 控制方法（当 DO 测量值超过设定值时，关闭空气；当 DO 测量值小于设定值时，打开空气）和传统的比例-积分-微分 (PID) 控制相比，模糊控制器能够在更广泛的环境条件下更精确地保持 DO 设定值。在模糊规则中加入 pH 值和摄氧率 (OUR) 可以缩短曝气周期时间并进一步降低能耗(Puig et al., 2006)。Ferrer 等人 (1998) 将类似的模糊 DO 控制器用于试验性 BARDENPHO 活性污泥系统；与 ON/OFF 方法相比，在提高精度方面显示出类似的结果，且节能高达 40%。Du 等人 (2018) 开发了一种 RBF NN 来调整级联控制参数以提高 DO 控制器性能，

包括显著降低变异性（干燥天气流量为 67%，潮湿天气流量为 59-93%）和略微减少曝气能耗（100kWh/d）。

调整单个 DO 控制器的另一种方法是在给定全系统模型下确定最佳控制策略。为了实现这一目标，Asadi 等人（2017）比较了底特律水务和污水处理行业二级曝气池中 MARS、ANN 和 RF 等的 DO。MARS 对 DO 和其他污水水质变量的预测优于 ANN 和 RF（基于 MAE 和 R^2 评价）。随后他们利用 MARS 预测模型比较了两组权重，一组强调最佳处理水质，另一组使用 SA 强调能源消耗。在对最佳水质进行优化时，他们表明可能在不影响处理后水质的情况下将空气流速降低 30%。然而，模型中没有考虑养分，这是大多数污水处理厂曝气需求和策略的一个重要驱动因素。此外，Asadi 等人（2017）认为，与统计模型相比，ML 模型需要对进水变量进行更频繁的采样。当对变量之间关系的形式所做的假设为真时，这种比较是成立的。一般来说，当数据较少时，统计模型做出的更简单的假设比 ML 模型能更准确地填补空白。相比之下，ML 模型至少需要训练数据中的条件实例，才能合理准确地预测测试数据中的类似条件。

16.3.3 厌氧消化

厌氧消化（AD）的主要功能是稳定固体和减少化学需氧量（COD）。但对脱碳至关重要的次要功能是产生能量。AD 产生的沼气中有 50%到 70%是甲烷(Holubar et al., 2003)，可用于现场产能或通过天然气管道进行净化、销售和分配。为了最大限度减少污水处理过程中的能耗，需要战略性地运行像 AD 这样的能量正收益工艺，以尽量减少过程干扰。例如，COD 负荷的大幅波动会导致中间化合物的积累，这些化合物对系统内的关键微生物群是有毒的。然而，AD 是最难建模、监控和控制的过程之一(Olsson, 2006)，因此 AD 以高安全系数进行保守操作以确保稳定性。最终，这会导致大量处理过程效率低下，包括甲烷产量减少、由于运行中的 AD 反应器数量增加而导致的更高泵送成本，以及污水 COD 提高。由于控制变量和响应变量之间的复杂关系，且通过长保留时间进一步解耦，AD 工艺的 DDM 可以为更有效的操作提供见解。下面讨论科学文献中的例子，并在表 16.3 中进行了总结。

表 16.3 用于 AD 的数据科学水应用示例

作者	目的	方法	配置	结果
Akbaş 等人 (2015)	预测、优化	ANN	PSO	甲烷百分比 +5%，沼气产量+64%
Holubar 等人 (2003)	预测、优化	ANN	一次一个搜索	甲烷浓度 60-70%
Huang 等人 (2016)	预测、优化	ANN	GA	沼气流量 $R^2 = 0.91$, MSE =2.0
Polit 等人 (2002)	预测	FL	Mamdani	在不断变化的负荷下保持稳健
Turkdogan-Aydinol 和 Yetilmezsoy 等人 (2010)	预测	FL	Mamdani	甲烷产量 $R^2 = 0.98$, 沼气产量 $R^2 = 0.98$
Perendeci 等人 (2009)	预测	ANFIS	滞后, 相位	污水 COD $R^2 = 0.89$, RMSE=0.10

Turkdogan-Aydinol 和 Yetilmezsoy (2010) 开发了一种多输入多输出 (MIMO) FL 模型来预测沼气产量, 该模型的性能优于多重非线性回归模型。Polit 等人 (2002) 使用具有模糊 pH 和温度系数调整的机械质量平衡模型来预测沼气产量, 并且这种方法能够比单独的机械模型更好地跟踪负荷调整下的气体产量。Holubar 等人 (2003) 使用 ANN 的分层系统来预测挥发性脂肪酸 (VFA) 的产量和 pH 值, 然后预测在启动和稳定期间 AD 的沼气产量和成分。操作参数通过一次一个 (one-at-a-time) 搜索算法进行调整, 以同时最大限度提高有机负荷率 (OLR) 和甲烷产量。

通过将 PSO 应用于沼气生产的 ANN 模型, Akbaş 等人 (2015) 确定了产生最高百分比的甲烷和沼气产量的操作条件。与历史数据的平均值相比, 最佳条件使沼气中的甲烷含量提高了 5%, 沼气产量增加了 64%。为了实现这一目标, 污泥负荷率、温度、pH、总固体、总挥发性固体、VFA、碱度、固体停留时间 (SRT) 和 OLR 的日平均值被用作甲烷百分比和沼气产量预测模型的输入变量。使用提升树 (boosting tree) 算法(Breiman, 1996)对输入变量进行降维, 从而提高了预测性能。

FL 和 ANN 都可用于预测, 虽然 ANN 已被证明更精确, 但 FL 能够更好地处理输入和输出的变异性(Kambalimath &Deka, 2020; Özcan et al., 2009)。有大量研究证明了 ANN 在预测沼气产量和 AD 性能方面的效率(Levstek & Lakota, 2010)。因此, 混合模糊模型 (如 ANFIS) 在解决 AD 系统方面出现

了热潮(Abrahart et al., 2008)。Perendeci 等人 (2009) 表明, ANFIS 模型能够预测季节性厌氧污水处理系统的污水 COD, 通过添加输入变量, 包括使用 10 天的 COD 历史数据来衡量系统是否处于启动或伪稳态条件的指标, 从而提高性能。

与 WTP 中的混凝情况不同 (第 16.3.2 节), WWTP 可以根据可用 AD 的数量和大小对有机负荷率、温度和 SRT 进行一些控制。为了充分利用 DDM 进行脱碳, 预测模型应适用于沼气生产 (包括数量和质量, 例如特定的甲烷质量流速), 并使用 PSO 或 GA 等优化方法来确定理想的操作条件。也可以针对无法快速测量但对理解性能至关重要的变量开发单独的模型, 如 VFA。

16.4 全规模实施的建议

2020 年, 水务和污水处理行业的领导者开会讨论数据驱动水系统的网络基础设施; 在 DDM 从数据生成到使用、应用和展示的每个步骤中识别知识差距和有能力的人员(Ren et al., 2020)。虽然有一些工作组 (如英国的非营利组织, 智能水网论坛, Smart Water Networks Forum) 和国际挑战 (如由水研究基金会和水环境联合会共同发起的智能水系统挑战), 但没有一个单一的联盟或文本涵盖与 DDM 相关的广泛主题。在没有一套全面的建议的情况下, 目前需要各个公用事业单位来探索新的机会。大多数现代 WTP 和 WWTP 缺乏现代数字基础设施是实施 DDM 以实现脱碳的最大障碍。设施很少有适当的数据管理程序来广泛而有条不紊地组织数据库或一致的协议来清理固有的噪声数据。为了保持实时分析, 还必须考虑一系列计划和实际影响。例如, 大多数 SCADA 系统是为短期数据存储 (最多三个月) 和级联控制环路 (主要是反馈) 而设计的。集成 DDM 的方法包括: (1) 必须升级 SCADA 系统以纳入历史数据和高级建模; (2) 必须设计控制策略以允许 DDM 输出与现有数据框架进行信息传输。鉴于现有员工对基本控制结构的熟悉程度和可靠性, 后一种选择是最实用且广泛的 DDM 实施策略。

在证明 DDM 系统的稳定性之后, 可以添加复杂层级以提高处理过程效率。稳定性证明必须解决一些问题, 如与传统控制策略相比的全流程变异性 (Newhart et al., 2020), 以及在数据丢失或模型预测不可行的情况下的上限和

下限或其他应急措施。开发 DDM 控制的序列方案是与操作人员一起开发强大产品的机会,如果发生意外排放,操作人员可能会承担法律上的过失责任,从而要用他们对全规模处理过程动态的密切了解来平衡谨慎行事。当研究 DDM 作为水务和污水处理脱碳的潜在解决方案时,在确定 DDM 方法和集成策略之前,应明确讨论和定义以下因素:

- 涉及处理和能源绩效(如 kWh/MG、gCO₂/MG)的目标和关键绩效指标(KPI),包括工厂范围和特定处理过程;
- 限制性技术因素,包括操作限制、仪器、数据管理、控制系统结构和网络安全限制;
- 未知因素,例如对其他流程的影响或新技术的采用率。

一旦确定了上述项目限制因素,就开始正式选择 DDM 方法。一般步骤包括:

(1) 识别可轻松与现有控制策略结合并提供实质性收益的预测变量(输入)和响应(输出)变量。

(2) 开发实用和健全的数据混合协议,考虑现实世界的实现(即,合并变量具有不同采样频率时的观察结果)。这包括仔细考虑何时可以获得实验室数据。

(3) 执行变量选择以最小化由不相关输入引入 DDM 的误差量。

(4) 试验不同的建模框架,包括简单的和高级的,以评估所需响应的最佳候选者。如果优化是最终目标,按照预测模型开发进行实验以确定给定问题的“最佳”优化算法。

(5) 通过提高和降低模型复杂性来调整预测和优化模型,以在测试数据上提供最准确的性能,此步骤不用于模型拟合。

(6) 将模型编程到服务器上(使用 R 或 Python 等编程语言),该服务器可以将数据导出到特定公用事业公司使用的数据归档系统。数据归档系统经常可以访问 SCADA 系统而不会造成安全风险。

(7) 随着时间的推移监控预测的稳定性,并在全面部署之前识别需要与新控制策略结合的不可预见的突发事件。

(8) 为模型开发人员、控制专家和操作人员安排监测期,以同时观察全面实施情况。这些时间应跨越数周以彻底评估不同的环境条件,然后应逐渐

增加运行时间，直到操作人员对无监督操作满意。

(9) 使用预先确定的 KPI 比较新 DDM 控制策略与原始策略的影响。如果新的 DDM 控制策略达到或超过原始策略的 KPI，则可以重复前面的步骤以纳入更多预测，或者通过消除控制环路的层级来更直接地依赖于预测。

16.5 结论

人们对将 DDM 集成到 WTP 和 WWTP 的关注度正在迅速增长，但公用事业公司在很大程度上被这项任务所压垮。同时开发良好的内部数据管理协议以及将 DDM 应对水务和污水处理的挑战可以显著降低清洁水的碳成本。鉴于目前水务处理每年消耗美国发电量的 3%，并且由于处理过程的需求和强度增加（即更高质量的污水），预计占比将增加到 6%(Chaudhry & Shrier, 2010)，数据-驱动的处理过程优化是众所周知的降低碳和成本的“唾手可得的果实”。有大量科学文献将传统和新颖的 DDM 方法应用于工程环境系统，如 WTP 和 WWTP；然而，许多 ML 方法的启发式性质使得将任何一种方法视为特定处理过程应用的“最佳”方法是不可能的。使用已发表的文献作为指南，对单个公用事业的数据集进行实验才是真正的“最佳”框架。从根本上说，鉴于现有的机械和处理技术，对人员的投资和改进的操作策略将帮助 WTP 和 WWTP 以最小的环境影响实现其全部处理潜力。

致谢

这项工作得到了美国国家科学基金会 PFI:BIC 奖励编号：1632227；国家科学基金会工程研究中心计划合作协议 EEC-1028968(ReNUWIt)的支持。

参考文献

- Abraham A. (2005). Adaptation of fuzzy inference system using neural learning. In: Fuzzy Systems Engineering, N. Nedjah and L. de Macedo Mourelle (eds), Springer, Berlin/Heidelberg, Germany, pp. 53–83.
- Abrahart R. J., See L. M. and Solomatine D. P. (2008). Practical Hydroinformatics: Computational Intelligence and Technological Developments in Water Applications. Springer Science & Business Media, Berlin/Heidelberg, Germany.
- Akaike H. (1974). A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control, 19(6), 716–723, <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>

- Akbaş H., Bilgen B. and Turhan A. M. (2015). An integrated prediction and optimization model of biogas production system at a wastewater treatment facility. *Bioresource Technology*, 196, 566–576, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.017>
- Asadi A., Verma A., Yang K. and Mejabi B. (2017). Wastewater treatment aeration process optimization: a data mining approach. *Journal of Environmental Management*, 203, 630–639, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.047>
- Badruzzaman M., Cherchi C., Oppenheimer J., Gordon M., Bunn S. and Jacangelo J. G. (2014). Implementation of energy and water quality management systems modified with a GHG module. *Proceedings of the Annual Conference & Exposition, Boston, MA, USA*.
- Bai H., Zhu R., An H., Zhou G., Huang H., Ren H. and Zhang Y. (2019). Influence of wastewater sludge properties on the performance of electro-osmosis dewatering. *Environmental Technology*, 40(21), 2853–2863, <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1455744>
- Barbu M., Vilanova R., Meneses M. and Santin I. (2017). Global evaluation of wastewater treatment plants control strategies including CO₂ emissions. *IFAC-PapersOnLine*, 50(1), 12956–12961, <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2017.08.1800>
- Beale R. and Jackson T. (1990). *Neural Computing – An Introduction*. Taylor & Francis, UK.
- Beheshti Z. and Shamsuddin S. M. (2013). A review of population-based meta-heuristic algorithm. *International Journal of Advances in Soft Computing and its Applications*, 5, 1–35.
- Bello O., Hamam Y. and Djouani K. (2014). Fuzzy dynamic modelling and predictive control of a coagulation chemical dosing unit for water treatment plants. *Journal of Electrical Systems and Information Technology*, 1(2), 129–143, <https://doi.org/10.1016/j.jesit.2014.08.001>
- Bishop C. M. (1995). *Neural Networks for Pattern Recognition*. Oxford University Press, Inc., USA.
- Biswas W. K. and Yek P. (2016). Improving the carbon footprint of water treatment with renewable energy: a Western Australian case study. *Renewables: Wind, Water, and Solar*, 3(1), 14, <https://doi.org/10.1186/s40807-016-0036-2>
- Boulesteix A.-L. and Schmid M. (2014). Machine learning versus statistical modeling. *Biometrical Journal*, 56(4), 588–593, <https://doi.org/10.1002/bimj.201300226>
- Breiman L. (1996). Bagging predictors. *Machine Learning*, 24(2), 123–140.
- Breiman L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32, <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Burnham K. P. and Anderson D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*, 33(2), 261–304, <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Chaudhry S. and Shrier C. (2010). Energy sustainability in the water sector: challenges and opportunities. *Proceedings of Annual Conference and Exposition, 2010 Annual Conference and Exposition of the American Water Works Association, Chicago, IL*.
- Chen C.-L. and Hou P.-L. (2006). Fuzzy model identification and control system design for coagulation chemical dosing of potable water. *Water Science and Technology: Water Supply*, 6(3), 97–104, <https://doi.org/10.2166/ws.2006.782>
- Cherchi C., Badruzzaman M., Oppenheimer J., Bros C. M. and Jacangelo J. G. (2015). Energy and water quality management systems for water utility's operations: a review. *Journal of Environmental Management*, 153, 108–120, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.051>
- Corominas L., Garrido-Baserba M., Villez K., Olsson G., Cortés U. and Poch M. (2018). Transforming data into knowledge for improved wastewater treatment operation: a critical review of techniques. *Environmental Modelling and Software*, 106, 89–103, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.023>
- Dellana S. A. and West D. (2009). Predictive modeling for wastewater applications: linear and nonlinear approaches. *Environmental Modelling and Software*, 24(1), 96–106,

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.06.002>

- Du X., Wang J., Jegatheesan V. and Shi G. (2018). Dissolved oxygen control in activated sludge process using a neural network-based adaptive PID algorithm. *Applied Sciences*, 8(2), 261, <https://doi.org/10.3390/app8020261>
- Eberhart R. and Kennedy J. (1995). A new optimizer using particle swarm theory. *Proceedings of the Sixth International Symposium on Micro Machine and Human Science*, IEEE, Nagoya, Japan, pp. 39–43.
- Ferrer J., Rodrigo M. A., Seco A. and Peña-Roja J. M. (1998). Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. *Water Science and Technology*, 38(3), 209–217, <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0210>
- Fiter M., Güell D., Comas J., Colprim J., Poch M. and Rodríguez-Roda I. (2005). Energy saving in a wastewater treatment process: an application of fuzzy logic control. *Environmental Technology*, 26(11), 1263–1270, <https://doi.org/10.1080/09593332608618596>
- Flores-Alsina X., Corominas L., Snip L. and Vanrolleghem P. A. (2011). Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies. *Water Research*, 45(16), 4700–4710, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.040>
- Freund Y. and Schapire R. E. (1997). A decision-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. *Journal of Computer and System Sciences*, 55(1), 119–139, <https://doi.org/10.1006/jcss.1997.1504>
- Friedman J. H. (1991). Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics*, 19(1), 1–67.
- Hering A. S. (2021). Fault isolation, chapter 3. In: *Statistical Process Monitoring Using Advanced Data-Driven and Deep Learning Approaches*, F. Harrou, Y. Sun, A. S. Hering, M. Madakyaru and A. Dairi (eds), Elsevier, The Netherlands, pp. 71–117, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819365-5.00009-7>.
- Hassan R., Cohan B., De Weck O. and Venter G. (2005). A comparison of particle swarm optimization and the genetic algorithm. 46th AIAA/ASME/ASCE/AHS/ASC Structures, Structural Dynamics and Materials Conference, Austin, Texas. American Institute of Aeronautics and Astronautics.
- Hastie T. and Tibshirani R. (1999). *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL, USA.
- Hastie T., Tibshirani R. and Wainwright M. (2015). *Statistical Learning with Sparsity: The Lasso and Generalizations*. Routledge, United Kingdom.
- Helsel D. and Hirsch R. (2002). Statistical methods in water resources. In: *Techniques of Water-Resources*
- Investigations of the United States Geological Survey. Hydrologic Analysis and Interpretation, USGS, Reston, VA, pp. 209–218. Available at <https://pubs.er.usgs.gov/publication/twri04A3>
- Holubar P., Zani L., Hager M., Fröschl W., Radak Z. and Braun R. (2003). Start-up and recovery of a biogas-reactor using a hierarchical neural network-based control tool. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78(8), 847–854, <https://doi.org/10.1002/jctb.854>
- Huang M., Han W., Wan J., Ma Y. and Chen X. (2016). Multi-objective optimisation for design and operation of anaerobic digestion using GA-ANN and NSGA-II. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 91(1), 226–233, <https://doi.org/10.1002/jctb.4568>
- Hüllermeier E. (2015). From knowledge-based to data-driven fuzzy modeling. *Informatik-Spektrum*, 38(6), 500–509, <https://doi.org/10.1007/s00287-015-0931-8>
- Jackson J. E. (1991). *A User's Guide To Principal Components*. John Wiley & Sons, Inc.
- James G., Witten D., Hastie T. and Tibshirani R. (2013). *An Introduction to Statistical Learning*. Springer, New York, NY, USA.
- Jang J.-S. (1993). ANFIS: adaptive-network-based fuzzy inference system. *IEEE Transactions on*

Systems, Man, and Cybernetics, 23(3), 665–685, <https://doi.org/10.1109/21.256541>

- Jang J.-S. R., Sun C.-T. and Mizutani E. (1997). *Neuro-fuzzy and Soft Computing: A Computational Approach to Learning and Machine Intelligence*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.
- Jeppsson U., Pons M. N., Nopens I., Alex J., Copp J. B., Gernaey K. V., Rosen C., Steyer J. P. and Vanrolleghem P. A. (2007). Benchmark simulation model no 2: general protocol and exploratory case studies. *Water Science Technology*, 56(8), 67–78, <https://doi.org/10.2166/wst.2007.604>
- John G. H., Kohavi R. and Pfleger K. (1994). Irrelevant features and the subset selection problem. In: *Machine Learning Proceedings of the Eleventh International Conference*, W. W. Cohen and H. Hirsh (eds), Morgan Kaufmann Publishers, San Francisco, CA, pp. 121–129.
- Kambalimath S. and Deka P. C. (2020). A basic review of fuzzy logic applications in hydrology and water resources. *Applied Water Science*, 10(8), 191, <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01276-2>
- Kasabov N. K. (1996). *Foundations of Neural Networks, Fuzzy Systems, and Knowledge Engineering*. MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Kazor K., Holloway R. W., Cath T. Y. and Hering A. S. (2016). Comparison of linear and nonlinear dimension reduction techniques for automated process monitoring of a decentralized wastewater treatment facility. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 30(5), 1527–1544, <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1246-2>
- Kebir F. O., Demirci M., Karaaslan M., ünäl E., Dincer F. and Arat H. T. (2014). Smart grid on energy efficiency application for wastewater treatment. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(2), 556–563, <https://doi.org/10.1002/ep.11821>
- Khataee A. R. and Kasiri M. B. (2011). Modeling of biological water and wastewater treatment processes using artificial neural networks. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 39(8), 742–749, <https://doi.org/10.1002/clen.201000234>
- Kira K. and Rendell L. A. (1992). A practical approach to feature selection. In D. Sleeman and P. Edwards (eds), *Machine learning proceedings 1992*. Morgan Kaufmann, pp. 249–256. Available at <https://doi.org/10.1016/B978-1-55860-247-2.50037-1>
- Kirkpatrick S., Gelatt C. D. and Vecchi M. P. (1983). Optimization by simulated annealing. *Science*, 220(4598), 671–680, <https://doi.org/10.1126/science.220.4598.671>
- Klanderman M., Newhart K. B., Cath T. and Hering A. S. 2020 Case studies in real-time fault isolation in a decentralized wastewater treatment facility. *Journal of Water Process Engineering*. 38(2020) 101556, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101556>
- Kuha J. (2004). AIC and BIC: comparisons of assumptions and performance. *Sociological Methods & Research*, 33(2), 188–229, <https://doi.org/10.1177/0049124103262065>
- Kurek W. and Ostfeld A. (2013). Multi-objective optimization of water quality, pumps operation, and storage sizing of water distribution systems. *Journal of Environmental Management*, 115, 189–197, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.030>
- Le L. T., Nguyen H., Dou J. and Zhou J. (2019). A comparative study of PSO-ANN, GA-ANN, ICA-ANN, and ABCANN in estimating the heating load of buildings' energy efficiency for smart city planning. *Applied Sciences*, 9(13), 2630, <https://doi.org/10.3390/app9132630>
- Levstek T. and Lakota M. (2010). The use of artificial neural networks for compounds prediction in biogas from anaerobic digestion – a review. *Agricultura*, 7, 15–22.
- Lindtner S., Schaar H. and Kroiss H. (2008). Benchmarking of large municipal wastewater treatment plants treating over 100 000 PE in Austria. *Water Science and Technology*, 57(10), 1487–1493, <https://doi.org/10.2166/wst.2008.214>
- Ljung L. (2010). Perspectives on system identification. *Annual Reviews in Control*, 34(1), 1–12, <https://doi.org/10.1016/j.arcontrol.2009.12.001>

- Lundberg S. M. and Lee S.-I. (2017). A unified approach to interpreting model predictions. In I. Guyon, U. V.
- Luxburg, S. Bengio, H. Wallach, R. Fergus, S. Vishwanathan and R. Garnett (eds), *Advances in neural information processing systems*. Curran Associates, Inc., Vol. 30, pp. 4765–4774. Available at <https://proceedings.neurips.cc/paper/2017/file/8a20a8621978632d76c43dfd28b67767-Paper.pdf>
- Maier R. M., Pepper I. L. and Gerba C. P. (2009) *Environmental microbiology*. Academic press. Cambridge, Massachusetts, vol. 397.
- Maleki A., Nasser S., Aminabad M. S. and Hadi M. (2018). Comparison of ARIMA and NNAR models for forecasting water treatment plant's influent characteristics. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 22(9), 3233–3245, <https://doi.org/10.1007/s12205-018-1195-z>
- Manesis S., Sapidis D. and King R. (1998). Intelligent control of wastewater treatment plants. *Artificial Intelligence in Engineering*, 12(3), 275–281, [https://doi.org/10.1016/S0954-1810\(97\)10002-4](https://doi.org/10.1016/S0954-1810(97)10002-4)
- Metropolis N., Rosenbluth A. W., Rosenbluth M. N., Teller A. H. and Teller E. (1953). Equation of state calculations by fast computing machines. *The Journal of Chemical Physics*, 21(6), 1087–1092, <https://doi.org/10.1063/1.1699114>
- Newhart K. B., Holloway R. W., Hering A. S. and Cath T. Y. (2019). Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: a review. *Water Research*, 157, 498–513, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030>
- Newhart K. B., Marks C. A., Rauch-Williams T., Cath T. Y. and Hering A. S. (2020). Hybrid statistical-machine learning ammonia forecasting in continuous activated sludge treatment for improved process control. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101389, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101389>
- Newhart K. B., Goldman-Torres J. E., Freedman D. E., Wisdom K. B., Hering A. S. and Cath T. Y. (2021). Prediction of peracetic acid disinfection performance for secondary municipal wastewater treatment using artificial neural networks. *ACS ES&T Water*, 1(2), 328–338, <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00095>
- Nielsen M. A. (2015). *Neural Networks and Deep Learning*. Determination Press, San Francisco, CA, USA.
- Nybo P. J., Kallesøe C. S. and Lauridsen K. G. (2017). Method for Operating A Wastewater Pumping Station. US Patent No. 9 719 241. US Patent and Trademark Office, Alexandria, VA, USA.
- Odom G. J., Newhart K. B., Cath T. Y. and Hering A. S. (2018). Multistate multivariate statistical process control. *Applied Stochastic Models in Business and Industry*, 34(6), 880–892, <https://doi.org/10.1002/asmb.2333>
- Olsson G. (2006). Instrumentation, control and automation in the water industry – state-of-the-art and new challenges. *Water Science and Technology*, 53(4–5), 1–16, <https://doi.org/10.2166/wst.2006.097>
- Oppong G., Montague G. A., O'Brien M., McEwan M. and Martin E. B. (2013). Towards advanced control for anaerobic digesters: volatile solids inferential sensor. *Water Practice and Technology*, 8(1) 7–17, <https://doi.org/10.2166/wpt.2013.002>
- Özcan F., Atış C. D., Karahan O., Uncuoğlu E. and Tanyildizi H. (2009). Comparison of artificial neural network and fuzzy logic models for prediction of long-term compressive strength of silica fume concrete. *Advances in Engineering Software*, 40(9), 856–863, <https://doi.org/10.1016/j.advengsoft.2009.01.005>
- Perendeci A., Arslan S., Tanyola? A. and Çelebi S. S. (2009). Effects of phase vector and history extension on prediction power of adaptive-network based fuzzy inference system (ANFIS)

- model for a real scale anaerobic wastewater treatment plant operating under unsteady state. *Bioresource Technology*, 100(20), 4579–4587, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.049>
- Polit M., Estaben M. and Labat P. (2002). A fuzzy model for an anaerobic digester, comparison with experimental results. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 15(5), 385–390, [https://doi.org/10.1016/S0952-1976\(02\)00091-X](https://doi.org/10.1016/S0952-1976(02)00091-X)
- Ross T. J. (2010). Properties of Membership Functions, Fuzzification, and Defuzzification. In *Fuzzy Logic with Engineering Applications*. John Wiley & Sons Ltd., pp. 89–116. <https://doi.org/10.1002/9781119994374.ch4>
- Prakash A., Shukla N., Shankar R. and Tiwari M. K. (2008). Solving machine loading problem of FMS: an artificial intelligence (AI) based random search optimization approach. In: *Handbook of Computational Intelligence in Manufacturing and Production Management*, D. Laha and P. Mandal (eds), IGI Global, Hershey, Pennsylvania, USA, pp. 19–43.
- Puig S., Corominas L., Traore A., Colomer J., Balaguer M. D. and Colprim J. (2006). An on-line optimisation of a SBR cycle for carbon and nitrogen removal based on on-line pH and OUR: the role of dissolved oxygen control. *Water Science and Technology*, 53(4–5), 171–178, <https://doi.org/10.2166/wst.2006.121>
- Reeves C. and Rowe J. E. (2002). *Genetic Algorithms: Principles and Perspectives: A Guide to GA Theory*. Springer Science & Business Media. Boston, MA, USA.
- Ren Z., Liner B., Ferguson C., Fisher A., Newhart K., Wang M. and Sharpless C. (2020). Report on NSF Mid-scale Research Infrastructure Workshop for Intelligent Water Systems. NSF Award #CBET 2035032 (online).
- Sadatiyan Abkenar S. M., Stanley S. D., Miller C. J., Chase D. V. and McElmurry S. P. (2015). Evaluation of genetic algorithms using discrete and continuous methods for pump optimization of water distribution systems. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 8, 18–23, <https://doi.org/10.1016/j.suscom.2014.09.003>
- Sadollah A. (2018). Which membership function is appropriate in fuzzy system? In: *Fuzzy Logic Based in Optimization Methods and Control Systems and its Applications*, A. Sadollah (ed.), InTech, London, UK, pp. 3–6.
- Schmidhuber J. (2015). Deep learning in neural networks: an overview. *Neural Networks*, 61, 85–117, <https://doi.org/10.1016/j.neunet.2014.09.003>
- Schwarz G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6(2), 461–464, <https://doi.org/10.1214/aos/1176344136>
- Shankar V. K. A., Umashankar S., Paramasivam S. and Hanigovszki N. (2016). A comprehensive review on energy efficiency enhancement initiatives in centrifugal pumping system. *Applied Energy*, 181, 495–513, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.08.070>
- Shapley L. S. (1951). Notes on the N-Person Game–II: The Value of an N-Person Game. Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.
- Sharma S., Sharma S. and Athaiya A. (2020). Activation functions in neural networks. *International Journal of Engineering Applied Sciences and Technology*, 04(12), 310–316, <https://doi.org/10.33564/IJEAST.2020.v04i12.054>
- Shi C. Y. (2011). *Mass Flow and Energy Efficiency of Municipal Wastewater Treatment Plants*. IWA Publishing, London, UK.
- Steinberg D. and Colla P. (1995). *CART: tree-structured non-parametric data analysis*. San Diego, CA: Salford Systems.
- Sutton C. D. (2005). Classification and regression trees, bagging, and boosting. In: *Handbook of Statistics. Data Mining and Data Visualization*, C. R. Rao, E. J. Wegman and J. L. Solka (eds), Elsevier, The Netherlands, pp. 303–329.

- Takagi T. and Sugeno M. (1983). Derivation of fuzzy control rules from human operator's control actions. *IFAC Proceedings Volumes*, 16(13), 55–60, [https://doi.org/10.1016/S1474-6670\(17\)62005-6](https://doi.org/10.1016/S1474-6670(17)62005-6)
- Tchobanoglous G., Stensel H. D., Tsuchihashi R., Burton F. L. and Abu-Orf M. (2014). Fundamentals of chemical coagulation. In: *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, G. Bowden, W. Pfrang and Metcalf & Eddy (eds), McGraw-Hill Education, New York, NY, USA, pp. 460–473.
- Tibshirani R. (1996). Regression Shrinkage and Selection via the Lasso. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 58(1), 267–288.
- Tibshirani R., Saunders M., Rosset S., Zhu J. and Knight K. (2005). Sparsity and smoothness via the fused lasso. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 67(1), 91–108, <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2005.00490.x>
- Torregrossa D., Hansen J., Hernández-Sancho F., Cornelissen A., Schutz G. and Leopold U. (2017). A data-driven methodology to support pump performance analysis and energy efficiency optimization in waste water treatment plants. *Applied Energy*, 208, 1430–1440, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.09.012>
- Traoré A., Grieu S., Puig S., Corominas L., Thiery F., Polit M. and Colprim J. (2005). Fuzzy control of dissolved oxygen in a sequencing batch reactor pilot plant. *Chemical Engineering Journal*, 111(1), 13–19, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2005.05.004>
- Trosset M. W. (2001). What is simulated annealing? *Optimization and Engineering*, 2(2), 201–213, <https://doi.org/10.1023/A:1013193211174>
- Turkdogan-Aydin F. I. and Yetilmezsoy K. (2010). A fuzzy-logic-based model to predict biogas and methane production rates in a pilot-scale mesophilic UASB reactor treating molasses wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1), 460–471, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.054>
- Van Leeuwen J., Chow C. W. K., Bursill D. and Drikas M. (1999). Empirical mathematical models and artificial neural networks for the determination of alum doses for treatment of southern Australian surface waters. *Aqua*, 48(3), 115–127.
- Vrieze S. I. (2012). Model selection and psychological theory: a discussion of the differences between the Akaike information criterion (AIC) and the Bayesian information criterion (BIC). *Psychological Methods*, 17(2), 228–243, <https://doi.org/10.1037/a0027127>
- Wallace J., Champagne P. and Hall G. (2016). Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. *Water Research*, 96, 155–165, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.046>
- Wang X., Ratnaweera H., Holm J. A. and Olsbu V. (2017). Statistical monitoring and dynamic simulation of a wastewater treatment plant: a combined approach to achieve model predictive control. *Journal of Environmental Management*, 193, 1–7, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.079>
- Wise B. M. and Gallagher N. B. (1996). The process chemometrics approach to process monitoring and fault detection. *Journal of Process Control*, 6(6), 329–348, [https://doi.org/10.1016/0959-1524\(96\)00009-1](https://doi.org/10.1016/0959-1524(96)00009-1)
- Wu G.-D. and Lo S.-L. (2008). Predicting real-time coagulant dosage in water treatment by artificial neural networks and adaptive network-based fuzzy inference system. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 21(8), 1189–1195, <https://doi.org/10.1016/j.engappai.2008.03.015>
- Wu G.-D. and Lo S.-L. (2010). Effects of data normalization and inherent-factor on decision of optimal coagulant dosage in water treatment by artificial neural network. *Expert Systems with Applications*, 37(7), 4974–4983, <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2009.12.016>
- Yuan M. and Lin Y. (2006). Model selection and estimation in regression with grouped variables. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 68(1), 49–67, <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2005.00532.x>

- Zadeh L. A. (1973). Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 1100, 38–45.
- Zangoeei H., Delnavaz M. and Asadollahfardi G. (2016). Prediction of coagulation and flocculation processes using ANN models and fuzzy regression. *Water Science and Technology*, 74(6), 1296–1311, <https://doi.org/10.2166/wst.2016.315>
- Zhang Z., Zeng Y. and Kusiak A. (2012). Minimizing pump energy in a wastewater processing plant. *Energy*, 47(1), 505–514, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.08.048>
- Zheng F. and Zhong S. (2011). Time series forecasting using a hybrid RBF neural network and AR model based on binomial smoothing. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 75, 1471–1475.
- Zou H. (2006). The adaptive lasso and its oracle properties. *Journal of the American Statistical Association*, 101(476), 1418–1429, <https://doi.org/10.1198/016214506000000735>

第十七章 脱碳政策和水务行业的机会

Jason A. Turgeon^{1*}, Steven A. Conrad² and Peter A. Vanrolleghem³

¹United States Environmental Protection Agency, Boston, MA, USA

²Colorado State University, Fort Collins, CO, USA

³Université Laval, Quebec, QC, Canada

*Correspondence: turgeon.jason@epa.gov

17.1 引言

水务行业在大部分经济体中都占据着重要地位。该行业包括饮用水、污水处理/水资源回收和雨水管理，受到各种政策的推动，其中最重要的是保护水质和人类健康的监管任务。然而，许多其他类型的政策也会影响该行业，这些政策包括出于社会公平或经济发展的原因保持低价（通常低于真实的水成本）的指示、纳入使地方政府更可持续发展的努力，以及努力使基本服务对自然灾害、流行病和安全威胁有更强的抵御能力。

在本章中，我们将讨论影响水务行业脱碳努力的一些政策和政策响应，并研究其如何应对有时相互竞争或相互冲突的政策要求。对政策制定范围和规模的认知因读者在整个过程中的参与程度不同而存在很大差异，因此我们在编写本章时考虑了以下读者群：有些读者可能参与了政策制定，但不是来自工程背景。其他读者可能是工程师或科学家，他们试图在供水设施的设计和运营中响应政策指令。无论读者是从政策制定的角度还是从实践的角度来理解本章，我们都希望在本章中传达一些核心观点。这些观点之间的统一主线是尽可能寻求多重效益。本章讨论的其他政策中“脱碳”是共同收益。政策指令网络要求采用一种综合的资源管理方法。

17.2 核心观点

17.2.1 观点 1: 在国家或全球政策范围内, 水务行业的能源使用相对较少, 但污水处理中包含的其他资源值得考虑

几乎只要有水务行业存在, 其能源使用就一直是个问题。在水泵和电动机使输水变得容易之前的时代, 罗马、伊斯坦布尔和其他地方的早期工程师们不遗余力地创建了精心设计的水渠系统, 仅靠重力就能将淡水输送到数百英里之外, 并设计了污水收集系统, 该系统能通过重力将污水和雨水排出。即使在工业时代的早期, 蒸汽驱动的泵送系统和活性污泥处理的初级曝气系统也被认为是巨大的能源消耗。

在美国, 1972年10月通过了《清洁水法》, 紧接着1973年7月, 一份题为《城市污水处理的电力消耗》的报告表明, 城市污水处理的电力消耗约为居民消耗的1%, 随着更多处理厂的建成, 预计消耗量将翻倍, 三级处理设施的消耗量将进一步增加40-50%(Smith, 1973)。四十年后, 在建造了数千个新的公用处理设施后, 其中很大一部分能耗都用于三级处理。电力研究所(EPRI)对该行业进行了调查, 发现城市污水处理约占美国的总电力需求的0.8% (饮用水处理和分配占额外的1%) (EPRI/WRF, 2013)。2012年美国公共供水和处理以及市政污水处理的总能源消耗分别为392和302亿千瓦时(29.2和30.2 TWh), 约占美国总用电量的1.85%(EPRI/WRF, 2013)。虽然在这两份报告发布之间的几十年里, 水务行业的用电量确实在攀升, 但其他行业能源使用的增加, 再加上水务行业节能工作的开展, 使水务行业的总用电量占比保持在相对较低的水平。在全球层面, 国际能源署(IEA)预估水和污水处理服务的电力消耗占世界电力需求的4%, 部分原因是在缺乏可靠淡水供应的地区抽取地下水和进行海水淡化(IEA, 2016)。

虽然这些数字可能很大, 但在一次能源使用的总体背景下, 它们仍然是很小的。一次能源使用包括发电所需的燃料消耗, 包括化石燃料发电中损失的热量、传输损耗, 还包括工业热能、空间热能、水热能和各种交通运输燃料。根据美国ARPA-E计划的合同, Saul Griffith将EPRI的估计值转换为一次能源, 作为他详细描述美国能源流动的“超级桑基”图的一部分。在这个规模上, 能源使用以“夸特”或千万亿BTUs衡量, 美国所有经济活动大约每年使用100夸特。其

中，市政用水占0.13夸特，污水占0.1夸特(Otherlab, 2018)。虽然大数定律表明，即使四分之一夸特也是一个惊人的能量量，但考虑到美国整体能源使用的规模，可能很难说服政策制定者将注意力集中在水务行业。

如果关于脱碳的讨论仍然集中在电力设施层面上，这将使水务行业陷于困境。相对于许多消费者而言，饮用水和水资源回收设施使用大量电力，对环境产生了真实且可计量的影响。在许多城市，水和污水处理设施是最大的电力用户(USEPA, 2021b)。然而，在州、国家以及国际能源和脱碳政策决策的背景下，水务行业使用的一次能源数量太少，不足以驱动制定具体的行业政策。

政策制定者和公共事业管理者需要考虑大局。如果目标是经济范围内的脱碳和环境保护，那么最优方法可能不会促使每个水资源回收设施都成为拥有自己复杂和资本密集型分布式电力系统的净零能源生产者。我们并不是建议水务公司的管理者和政策制定者满足于只是坐等电网脱碳。至少，无论电网发生什么情况，政策和运营都应继续强调在能源效率方面的重大努力，包括突破性技术和方法，以大幅减少能源使用。已有的大型城市供水和污水处理系统可能已经实现足够的规模经济，以经济高效地继续追求现场可再生能源生产。然而，随着公用事业规模的可再生能源价格急剧下降，现在在许多地区，建设新的太阳能发电站比运营现有的燃煤电厂更具成本效益(IRENA, 2019)。在可预见的未来，许多国家的电网可能能够以足够低的价格提供足够数量的无碳电力，从而实现水务行业的电力使用脱碳。

然而，水资源回收设施提供了除电力以外的其他脱碳途径：有机碳资源可用于替代化石燃料供暖、车辆燃料或商品化学品；可回收养分可以用于替代能源密集型硝酸盐肥料或有限来源的磷肥；大量可回收热源可以用于区域供热，远远超出处理厂的范围；以及可回收水。这些资源，尤其是当与来自其他行业（如食品和饮料生产商、农业，甚至数据中心的废热）的类似“废物”流（也充满可回收资源）相辅相成时，可能确实对社会具有足够的价值，值得制定政策以鼓励其回收和再利用。

为了使污水处理行业完全脱碳，仅核算电力使用是不够的。核算必须包括 N_2O 排放和逃逸性甲烷（ CH_4 ）排放，以及范围2和3排放，例如化学品消耗和用于运输污泥进行异地处置的燃料。Water UK进行的此类核算的一个示例如下图17.1所示。为了解决这些其他的排放源，决策者需要寻求合

作，考虑超越现场发电的方式，并提供共同利益。通过扩大工作范围，水务行业可以在脱碳方面发挥重要作用，其范围远远超出仅受电力影响的领域。水务行业非电力脱碳的一个例子是利用生物固体中的生物碳资源。当前的最佳做法是利用厌氧消化来转化大约50%的碳到沼气，然后必须经过多个清洁步骤才能用作化石天然气的替代品。清洁后的气体可用于供暖燃料、热电联产燃料、压缩天然气汽车燃料，或作为“可再生天然气”注入天然气管网，最终用途决定了所要采用的清洁处理工艺。生物固体通常与其他湿原料（如动物粪便或食物垃圾）共同消化，以通过额外的能源生产和“倾倒费”来促进经济，倾倒费是消化器运营商接收外部废物的报酬。。鉴于目前天然气价格低廉、对逃逸性甲烷排放有关问题的担忧、只有一半的资源转化为能源的事实，以及与厌氧消化、气体净化和现场发电相关的高资本和运营成本，许多公用事业公司发现，即使有共同消化和倾倒费收入，这种途径也根本没有成本效益。甚至在有强大的政策支持消化和能源价格相对较高的地区，如马萨诸塞州（美国），情况也是如此。

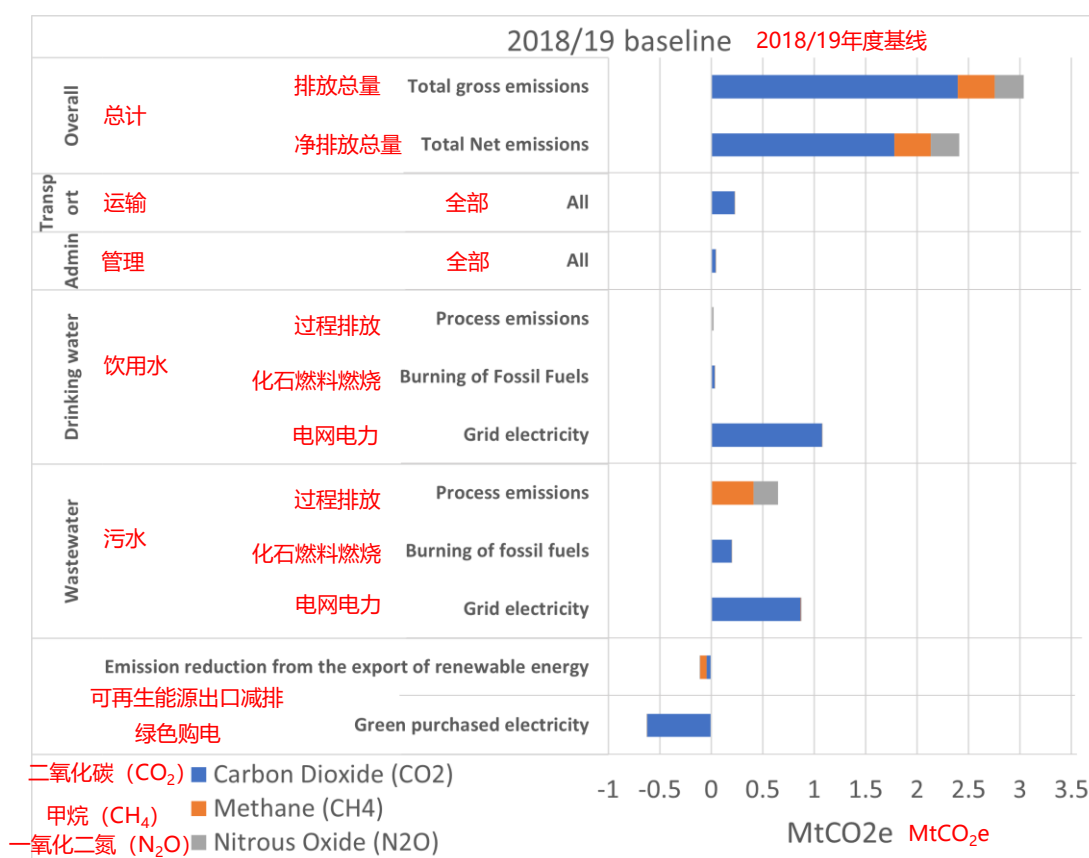


图 17.1 转载自 Water UK 2030 年净零路线图，经许可出版(Water UK, 2020)

在未来，电网上有充足的可再生电力，而人们对逃逸性排放的担忧也在增加，一些行业观察人士建议，比专门的沼气生产的政策激励更好的途径是寻找将碳转化为更有价值的最终产品的技术。目前正在开发各种各样的技术，从阻止产甲烷到生产可再生商品化学构件，围绕这些构件可以建造生物精炼厂(Bhatt et al., 2020)，再到水热液化(Chen, 2020)。本章不对这些技术进行详细讨论，但最成功的政策将是那些鼓励最大限度和最好地利用碳供应的政策，无论原料(生物固体、粪便或食物垃圾)如何，也无论用何种技术回收能源。

另一方面，许多专家认为，鉴于美国现有的数千个沼气池以及该行业积累的深厚技术专长，沼气设施(包括污水沼气池、独立的食物垃圾沼气池、粪便沼气池和共同消化这些原料的设施)应该有他们自己的政策。水研究基金会最近的研究表明，人们越来越关注沼气政策和法规，虽然对于太阳能来说有多个市场条目，但污水处理行业代表了潜在沼气能源市场的重要部分(Kenway et al., 2019)。由于人们熟悉这项技术，沼气资源回收项目更有可能取得进展。此外，行业特定资源的管理不仅有利于能源生产，而且可以减少整个系统的碳排放。这些都是合理的政策差异，正确的答案可能很简单，即对双方实施沼气和开发新技术(如阻止产甲烷或水热液化)的激励措施。从大局来看，真正重要的是这些湿碳原料被捕获并用于抵消化石燃料。

17.2.2 观点 2：没有一项强制全球水务行业脱碳的总体政策

政策制定者和水务行业专业人士经常努力制定和响应鼓励脱碳或寻找其替代品、减少化石能源使用的政策。这并不是因为缺少努力。2019年，水研究基金会调查了“供水和污水处理设施的可再生和分布式能源开发的机会和障碍”。如图17.2所示，仅在美国就有数十项政策试图以某种方式影响水务行业的能源使用。然而，所产生的政策矩阵复杂得令人眼花缭乱，在正常的印刷规模下确实难以辨认，远远没有刺激行业在供水和污水处理设施中广泛采用低成本的现场可再生能源发电。

在图17.3中，政策网络的放大部分(在上面的红框中突出显示)进一步说明了复杂的政策格局。

面对如此复杂的能源政策环境，能源政策是以保护公共健康和环境的监管

任务为基础的，而地方政策的目的是出于各种原因保持低的供水/下水道排放费率，，尽管政策制定者和水务行业非政府组织几十年来一直关注能源使用，但水务行业的现场分布式可再生能源使用量仍然很低，这不足为奇。

(其中，图17.2右上的图例翻译如下：Legend: 图例；AE-奥斯汀能源；AEL-替代能源法；BRCBPP-生物炼制，可再生化学品和生物产品制造援助计划；BCC-贝灵厄姆市议会；BUB-沼气的有益利用；CAP-气候行动计划；CEP-清洁能源计划；CEPRA-清洁能源&减污行动；CoB-博尔德市；CoP-波特兰市；CoV-温哥华市；CPSE-(圣安东尼奥)城市公共服务能源；CSU-科罗拉多泉市公共事业公司；DERPA-DER计划法案；DOS-丹佛可持续发展办公室；EERS-能源效率资源标准；ENO-能源新奥尔良；ERP-电力资源计划；EIRP-电力综合资源计划；FE-法明顿电气公司；GME-绿色山地能源(TX)；GPP-绿色电力采购；IS-互连标准；ISSG-小型发电机互联标准；LADWP-洛杉矶水电部；L.L.-当地法律；MUGPO-强制性公用事业绿色电力选择；NEM-净能量计量；PEC-投资组合能源信贷；PIRP-电力综合资源计划；PNGC-太平洋西北发电合作社；PSC-科罗拉多州公共服务公司(埃克西尔能源)；PUCT-德克萨斯州公共事业委员会；PUCN-内华达州公共事业委员会；RE-可再生能源；REG-可再生能源目标；REP-可再生能源计划；RES-可再生能源标准；RPE-可再生能源投资组合标准；RRP-可再生能源计划；RRCEO-可再生、循环和节约能源目标；SBC-圣贝纳迪诺国家；SEDS-太阳能开发标准；SGIP-自我激励计划；SGP-智能电网项目；SWOB-固体有机废物细则；URL-普遍回收法；USSI-公用事业规模太阳能激励。)

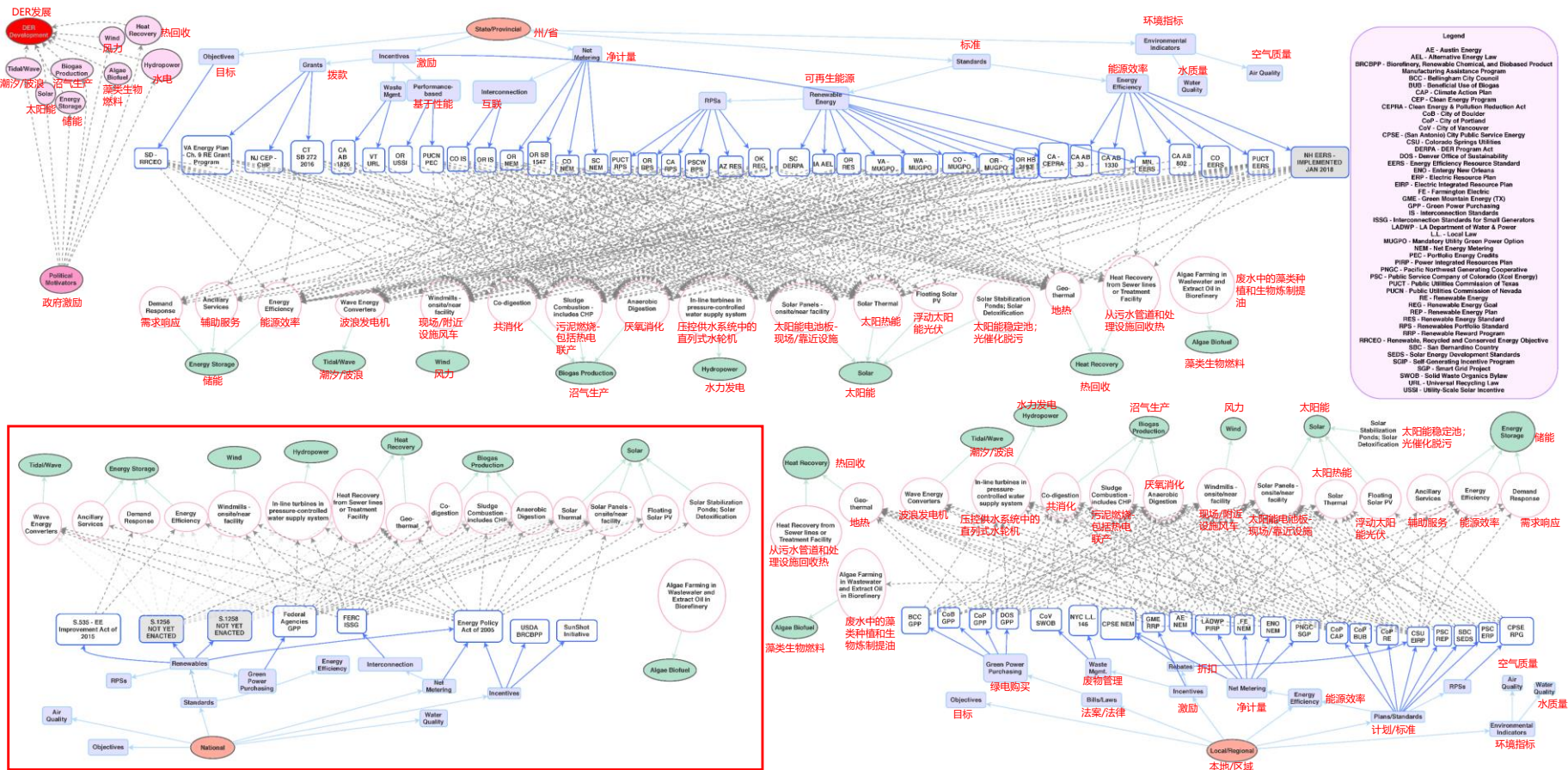


图 17.2 适用于水和污水处理设施的分布式能源资源回收和可再生能源监管驱动因素的可视化概览, <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.24472.01286>。经许可转载(Kenway et al., 2019)

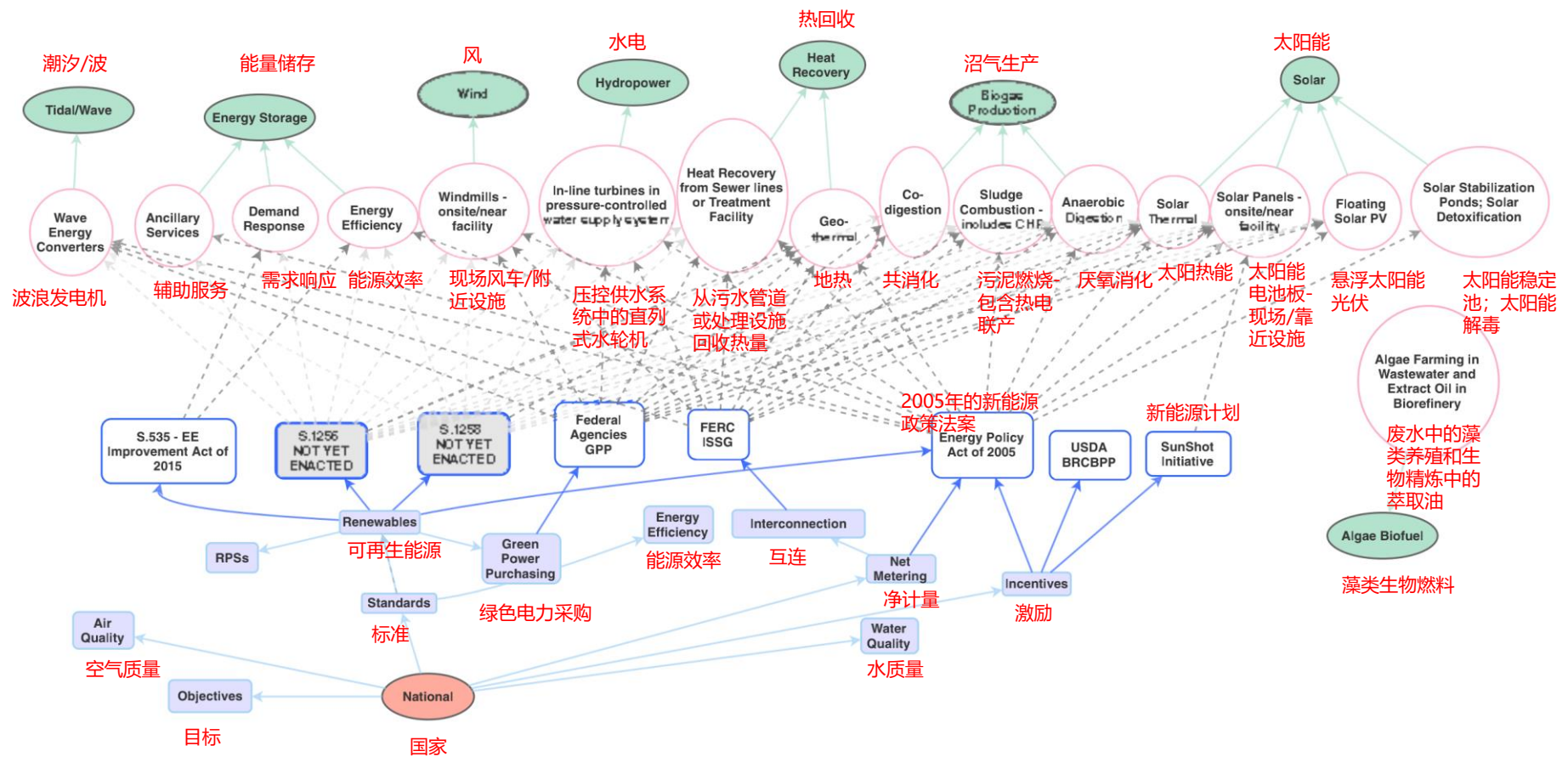


图 17.3 适用于水和污水处理设施的分布式能源资源回收和可再生能源监管驱动因素的可视化概览, <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.24472.01286>。经许可转载(Kenway et al., 2019)

国家、州和地方政策相互重叠，每一项政策都是出于美好的愿景而制定的，然而这使得任何单一的技术或工艺都难以得到广泛应用。该系统要求每个公用事业公司都经历费力且昂贵的定制研究和技术分析过程，并努力创建适合其独特政策组合和其他驱动因素的定制系统。因此，只有最积极的公用事业公司能够实现净零能耗，而且几乎没有一家公司被工程师和科学家认为可以成为净能源生产者。即使是那些已经实现净零排放的设施，例如美国俄勒冈州格雷沙姆的设施，仍然依赖于额外的能源投入，例如太阳能和进口有机废物(Modern Power Systems, 2019)。

政策可以是技术强制的，如规定污染物数量限制的法规。例如，在英国，《2008年气候变化法案》对国家在给定五年期间可以排放的温室气体总量设定了具有法律约束力的限制(UK Department for Business, Energy & Industrial Strategy, 2021)。他们可以创造推动效率的市场力量，如加拿大总理贾斯汀·特鲁多在格拉斯哥举行的COP26上提出的全球碳税(Tasker, 2021)。它们可以是资金驱动的，例如美国能源部的水安全大挑战(US DOE, 2021)，也可以是自愿的和基本上不需要资金投入的，例如美国环境保护署的水再利用行动计划(US EPA, 2021a)。或者他们可以将监管和资金结合起来，例如马萨诸塞州的食物浪费禁令和配套的厌氧消化器开发资金(Massachusetts DEP, 2021)。

这个复杂的政策矩阵有几个重要的信息。一是，无论是国家的、区域的、州/省的还是地方的政策，都不是统一的，有时可能是矛盾的。另一个是政策可以采取多种形式。其中包括通过创造机会激发具有创造力的政策，例如总量管制与交易方法（即使在总量管制与交易内部，也有不同类型的政策），以及可能通过不同机制实现类似目标的碳税等政策。每种方法都显示出推动该行业可再生能源投资的不同但重叠的原因(Strazzabosco et al., 2020)。

17.2.3 观点 3：寻求与其他政策领域的共同利益

在我们写这篇文章时，世界正面临着美国总统乔·拜登(Biden, 2021)所描述的一系列“连环危机”。这些包括但不限于当前的COVID-19全球大流行、气候危机、日益严重的不平等和系统性的种族主义，不仅是美国，世界各地都面临着这些危机。无论读者对政治的立场如何，我们有理由认为，在可预见的未来里，

解决这些连环危机将是全球政策制定者的首要任务。因此，任何制定有助于水务行业脱碳的政策的努力都会更加成功，不仅因为这些努力阐明了它们如何适应解决这些多重危机，而且因为这些努力本身可以解决多个宏观政策目标。尽管脱碳本身确实解决了气候危机，但任何以牺牲其他顶层政策关切为代价来推动脱碳的政策建议或项目都不太可能获得关注。

出于这个原因，“共同利益”的观点对于制定新政策和应对现有政策都至关重要。简而言之，可以实现多个目标的项目比不能实现目标的项目更有可能向前推进。例如，2015年，加州政府为应对持续干旱，要求立即消减25%的城市用水量。作为一个意想不到但受欢迎的共同利益，研究人员发现，与降低用水量相关的用电量惊人地减少了1830GWh，比同期该州所有其他投资者拥有的公用事业节能项目的总减少量还多(Spang et al., 2017)。掌握了这些信息，政策制定者可能会考虑推进水资源保护，即使在没有干旱问题的年份也能减少能源消耗，因为水资源保护有很多好处。

第二个例子是，在美国和世界各地最近发生的事件之后，国际社会对解决系统性种族主义问题给予了关注。虽然这似乎与水务行业的脱碳相去甚远，但它可能对水项目产生非常实际的影响。传统上，尽管我们行业的设施对公共卫生做出了贡献，但由于气味和局部空气排放、卡车交通以及用高大的混凝土墙和链环围栏阻挡公众的难看设施，它们一直被认为是其所在社区的负担。选址在少数民族和/或经济困难人口中心或附近的项目，因其对这些人群的影响而受到越来越多的审查。减轻这些负面影响的一种方法是重新设计水资源回收设施以提供公共设施。位于中国上海的吴淞污水处理厂升级改造（图17.4）在2019年荣获《工程新闻记录》颁发的“优秀奖”，因为它纳入了一个室内植物园，既是公共可以进入的室内公园，又是车间处理系统的一部分，可提高能源效率、控制气味并减少设施的整体物理空间需求(Engineering News Record, 2019)。不难想象，未来的污水处理厂将需要为其所在国人口提供类似的共同利益，特别是当这些人口在历史上受到压迫时。

也许在脱碳过程中，潜在共同利益的最大领域之一来自捕获污水中所含的低品位热量。鉴于大多数城市中心的街道下流淌着大量污水，使用热交换器回收污水中所含的一小部分热能提供了高效区域供热的潜力，可以抵消其他碳密集度更高的供热来源。英国的研究人员对四个处理设施进行了建模，发现回收

热能用于供暖有可能减少30-110千克CO₂当量/年(Hawley & Fenner, 2012)。

这项技术的一个实施案例是加拿大温哥华的False Creek社区能源公用事业公司，该自筹资金项目“消除了60%以上与建筑供暖相关的温室气体污染”(City of Vancouver, n.d.)。然而，当开发商试图在几英里外的美国华盛顿西雅图重新创建这种方法时，他们遇到了监管障碍，无法利用这一资源。作为回应，当地政府制定了允许污水热回收项目的标准化方法，其目标是提供多种好处，包括降低单个建筑物的碳排放，为开发商提供另一种满足严格能源法规的工具，并吸引更广泛的租户、买家和投资者(Landers, 2021)。



图 17.4 吴淞 WWTF，图片由 Organica Water 提供

另一个污水热回收项目的例子来自美国科罗拉多州的埃文镇 (Avon, Colorado, USA)，该项目除了脱碳之外还具有共同收益。在这里，当地监管机构担心当地污水处理设施的出水温度会使接收水的温度升高并对冷水鱼类造成损害。为了响应这一政策驱动，该镇建立了一个小型区域供热系统(图 17.5)。该镇最大的市政能源用户是镇娱乐中心，其中包括多个温水游泳池和约3700平方米的加热空间。通过利用污水中的废热来加热水池、提供建筑热量并在城镇人行道上提供无盐融雪，该城镇降低了污水温度，同时提供了一种低成本的热源来抵消城镇设施中使用的化石燃料 (Strehler et al., 2010)。该镇购买风力发电来抵消热泵的电力需求，确保系统零碳排放(Avon, Colorado, 2021)。

作为创建可同时实现多个政策目标和共同利益的项目的实用方法，一些地方政府已经采用了综合资源管理 (IRM) 的方法，有时也称为综合资源回收

(IRR)。这是一种跨学科、合作性的项目管理方法，很大程度上依赖于早期利益相关者的参与和不断完善项目的迭代过程，确保在投票或类似的公共批准过程之前获得广泛的支持(Thurm, 2016)。新加坡政府采用这种方法的一种变体来整合多个目标，建成了滨海拦河坝等展示设施，它同时满足了该国10%的用水需求，缓解了洪水，并为公众提供了每年超过1500万人次的旅游和娱乐机会(Chye, 2018)。

结合其中几个主题，我们要求读者将水资源回收设施想象为一个更大的综合整体中的有凝聚力的部分。尽管我们的设施有巨大的公共卫生效益，但却被认为是当地社区的负担，而且实际上正在被当作是制度压迫的工具。在美国新泽西州，于2020年通过的立法要求国家评估设施对环境和公共健康的影响，包括污水处理厂、污泥焚烧设施、资源回收设施和热电联产设施——所有这些都是我们当前水资源回收设施理念的一部分——在负担过重的社区(State of New Jersey, 2020)。

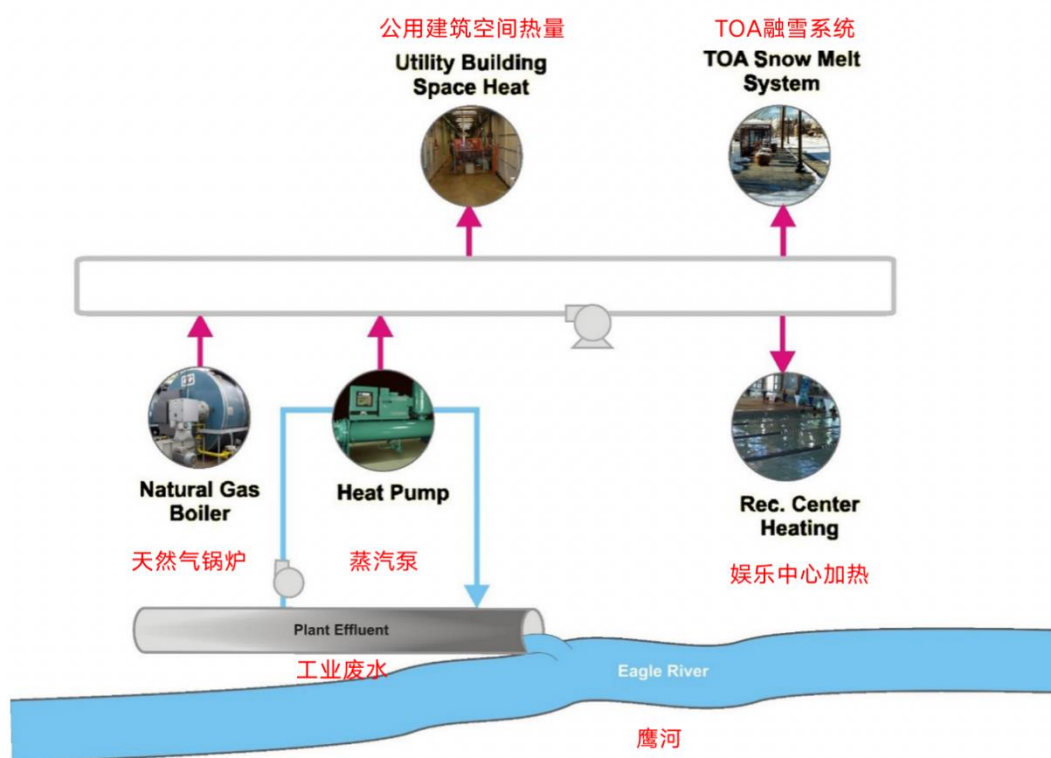


图 17.5 Avon, CO, 污水热回收示意图。图片由 Jennifer Strehler/CDM Smith 提供

想象一下，在这个世界上，我们行业的设施不再被认为是置于弱势社区的系统性负担的一部分，而是将水资源回收设施视为社区资产，这些地方吸引着

人们居住，通过提供美丽、干净、充满花园的公共空间，提升而不是降低其他社区的地位，就像在吴淞¹一样。

今天，我们的设施，尽管在进水中接收到的化学能和热能是清洁进水所需的5-10倍(Water Research Foundation, n.d.)，但仍是巨大的能源消耗者。相反，想象一下，这些设施通过效率和能源回收的结合，为其所在社区提供低成本的无碳电力和区域供热，例如加拿大温哥华。今天，绝大多数设施只是将清洁到最低限度的监管标准的水传递给接收水体，而没有尝试回收这些水来抵消处理厂上游对新饮用水的需求。相反，想象一下在这样一个世界里，水资源回收设施将这些水视为一种资源，就像在新加坡一样。

17.2.4 观点 4：在分布式环境中，水和能源在发电站处/附近回收，水的再利用和能源回收可能更有效益

水务系统日益增长的能源需求、不断上涨的能源价格、绿色能源和温室气体减排目标的推进，以及气候变化的影响，都在推动供水和污水处理公司寻求对自产能源的投资。自产能源可以降低成本，提高系统适应性和可靠性，并减少温室气体排放。公用事业可利用的可再生分布式能源形式包括污水中的有机物、水力发电、污水中的热能、将天然气转化为电能的废热、太阳能和风能。利用所有这些形式的能源，污水处理厂可能产生的能源将远远超过其场地所需的能源(Kenway et al, 2019)。总体而言，污水中包含的热能和有机能源潜力估计约为2012年污水行业处理所需能源量的8倍，而且其中很大一部分潜力仍未开发(Kenway et al., 2019)。此外，由于公用事业公司可以储存能量（例如在海拔较高处储存天然气或水），并且通常可以随着时间改变自己的能源需求，因此它们是一个更加基于可再生能源的未来电网的重要潜在元素。

在过去的十年中，分布式资源和可再生能源技术有了很大的发展，由于创新降低了成本，加上联邦和州政府补贴，预计整个分布式能源 (DER) 的容量将继续增长。这种趋势在太阳能和风能可再生技术中尤为明显，它们与传统技术相比变得更具竞争力。对于市政和私人供水和污水处理公司来说，这是一个投

¹ 原文为 Wusan，应为 Wusong 之误。——译者注

资本本地资源回收的独特机会。

在过去十年中，DER技术的容量和发电量一直在稳步增长。例如，美国的可再生能源总发电量已从2000年的360 TWh增长到2020年的844 TWh(USEIA, 2021)。从2000年到2020年，可再生能源的装机容量增加了300%以上，达到265GW。关于这些总数的分布和计量部分的详细统计数据通常不容易获得。然而，分布式和小规模系统对发电量或容量的贡献通常不到1%。在高峰期，分布式系统贡献更大。例如，2017年，五类“表后市场”DER贡献了44GW，约占美国夏季峰值总需求769GW的6%(St. John, 2018)。分布式太阳能和小规模热电联产（50兆瓦以下）贡献了近80%的影响。智能恒温器、电动汽车和分布式储能有助于平衡DER的影响。

在全球范围内，水务行业的能源生产主要是基于沼气技术。在英国，水务行业提供了8.5%的可再生资源，其中80%来自厌氧沼气消化(Howe, 2009)。在美国，有超过14,500家公营污水处理厂（WWTP），平均每天处理约323.45亿加仑(MGD)的流量(Shen et al., 2015)，其中1027家的处理能力超过5MGD，并且处理80%的污水。根据Tarallo等人(2015)的说法，每年约有851万亿英热单位(BTU)的能量包含在这1027个污水处理厂的污水中。

尽管污水中携带了大量热能（每人每年释放到下水道的废热为2800兆焦耳(Larsen et al., 2016)），但目前利用的很少。昆士兰大学的州级分析(Hivert, 2019)证实总潜力约为200,000GWh/年，与Tarallo（2014）估计的相似。沼气形式的化学能已成功回收了很多年。即使有直接从污水流中回收沼气的例子(Degarie et al., 2000)，沼气仍主要从污水污泥的厌氧消化过程中回收。通过将污泥与外部有机原料相结合，可以增强污水污泥的沼气生成，这称为共同消化。

现在有一系列国际实例，供水和污水处理公司使用**现场沼气**（沼气）、太阳能光伏、水力、风力涡轮机和其他可再生能源成功实施DER项目。水和污水处理公司通常是DER的理想选择，因为它们可以拥有大量的成片土地，具有高（和可移动的）能源需求，并且可以提供其他类型的辅助电网服务。公用事业公司还通过使用应急发电机和其他能源来抵消峰值电网电力需求，从而参与需求响应计划。然而，确定关键选项，了解监管要求、关税结构、动态政策立场和劳动力能力，一直是确定性投资的巨大挑战。

水务行业缺乏统一的脱碳和可再生能源利用的政策，从财政机会到广泛的

气候减缓目标等多种因素推动了采用。Strazzabosco等人(2020)调查了澳大利亚水务行业采用可再生能源的驱动因素,发现降低能源成本是影响可再生能源项目的最重要因素。然而,该研究指出,强制性温室气体减排要求是支持可再生能源项目的最有影响力的政策。与美国的研究结果相似(Kenway et al., 2019),澳大利亚的研究质疑政府财政政策或可再生能源市场对水务行业的影响,这表明水务行业在地区脱碳方面的机会更广泛。

这种作用的一个例子是,加拿大温哥华的大温哥华地区如何直接将来自污水处理厂的清洁、过量的生物甲烷注入现有的天然气分配系统,以响应不列颠哥伦比亚省的气候行动。关于沼气升级项目的讨论围绕着利用液体废物的所有元素作为资源来减少大温哥华地区的企业温室气体(GHG)排放和该地区的温室气体排放的机会展开的(Kenway et al., 2019)。2007年,大温哥华地区与不列颠哥伦比亚省几乎所有其他地方政府一起签署了省政府的《气候行动宪章》,承诺在2012报告年度之前实现碳中和。位于不列颠哥伦比亚省温哥华的露露岛污水处理厂(LIWWTP)的绿色生物甲烷项目是大温哥华地区与天然气供应商FortisBC之间的合作项目。此次合作的目的是将未使用的沼气净化至达到管道质量标准,使其能够作为可再生生物甲烷出售给FortisBC。可再生天然气(或生物甲烷)是由LIWWTP厌氧消化的副产品沼气生产的。通常,生物甲烷气体用于为工厂的建筑物和沼气池提供热量,多余的气体通过安全燃烧释放到大气中。从2014年到2016年,三年中LIWWTP使用的总能源需求和生物甲烷分别约为216,220和84,640GJ,生物甲烷满足的热量需求百分比在三年中约为40%。FortisBC和大温哥华地区之间建立了一个互连协议,以出售来自LIWWTP的多余生物甲烷。

另一个例子是有机物的管理。通过将城市有机废物输送到区域污水处理厂,水务行业可以减少固体废物处理设施的甲烷排放并改善共同消化和发电。例如,纽约市环境保护部(NYCDEP)和纽约废物管理公司合作,从源头上分离有机废物和预处理的食物残渣,以改善布鲁克林的Newtown Creek污水处理厂的共同消化过程。该计划是布隆伯格市长的纽约计划的产物,旨在使纽约市成为世界上最可持续的城市。PlaNYC设定的目标是到2050年,将温室气体排放量减少80%,实现能源中和的城市污水处理运营,最大限度地利用沼气的同时最大限度地减少无组织排放,到2030年实现零废物填埋(City of New York, 2021)。在合

作中，NYCDEP在其14个处理厂的13个重复使用厌氧消化产生的沼气。这种气体最常用于现场锅炉中，用于加热或为设备供电。在Newtown Creek工厂，250吨源头分离的食物垃圾（由废物管理部门收集和处理）被注入污水处理厂的沼气池，以增加沼气产量。

虽然DER开发存在许多挑战，但其中有三点非常突出：（i）集成到电网；（ii）需要特定地点的知识；（iii）综合规划。计量和电网互连程序正在塑造电网的未来(IREC/VSI, 2014)。DER的规划和部署缺乏协调，并且缺乏足够的管理系统，这将增加基础设施升级的成本并降低DER的全部价值，正如德国所经历的那样(EPRI, 2014)。综合电网并注重协同效益，可以提高DER的渗透，减少电压损失和环境影响，推迟容量升级，参与需求管理计划，并提高电力系统的弹性(EPRI, 2014)。然而，供水和污水处理公司发现，DER成为一种商业模式的新选择，传统能源事业受到挑战 (IREC/VSI, 2014; Willis et al., 2012, 2015)。

支持DER的主要政策和法规变化包括尽量减少中小型污水处理厂必须满足的法规，或寻找促进污水处理区之间合作的方法。例如，如果处理厂周围有更多的相互作用，那么并非所有处理厂都需要消化器。较大的处理设施可以更积极地从小型的处理厂或其他来源获取有机物以进行共同消化。污水处理设施还可以与市政当局和其他食品生产商建立更密切和互惠互利的关系，或者考虑开发校园环境。

校园环境将使管理资源回收变得更加容易。例如，污水处理厂、市政厅、垃圾填埋场和议会的财产都可以被视为同一校园的所有部分。这将允许在“校园电网或微电网”上共享产生的剩余能源。越来越多的供水和污水处理公司被认为是至关重要的，因此作为弹性政策的一部分，他们获得了运营微电网的许可。这种方法可以通过采取“整体社区规划”的观点，并与联邦、地区和地方规划机构合作来进一步加强，这些机构通常更依赖于当地的公用事业服务。

总体而言，在能源和成本危机推动DER发展之前，应该为“测试”DER选项提供更大的组织支持。试点项目可以将能源消耗和DER机会纳入工厂设计规划，帮助与规划部门建立联系，探索能源减少的机会，作为基础设施和资产管理规划的一部分（即泵站升级和修复、系统配置、分布式能源，例如微型涡轮装置或节能技术等）。需要对人员进行投资，使其能够在供水或污水处理系统中使用可再生能源。

展望未来,进入DER市场的水务公司需要考虑市场力量、不断变化的技术、不断变化的补贴和不断变化的监管,但也必须考虑他人的利益来指导和修改市场变化。今天安装DER项目的财务回报可能会在其运营寿命期间发生变化。一些司法管辖区将继续支持DER的补贴和监管政策,另一些则会限制DER的经济优势。

17.2.5 观点 5: 变化是永恒的。我们需要能更好适应变化的水资源政策和平台

本书的许多其他章节都讨论了创新和效率。他们着眼于各种各样的技术,这些技术可以帮助我们从现在的行业发展到未来可以实现水务行业脱碳的理想世界。这本书的作者在学术界、政府、工程和设施管理方面积累了数百年的经验,他们齐心协力,试图设想我们该如何改变行业的整个经营方式。我们这样做是因为,尽管污水处理行业提供了人类历史上最伟大的公共卫生服务,但却没有考虑到我们在日益严重的环境灾难中所扮演的角色,这种灾难有可能推翻我们在过去两个世纪所做的工作。现在,我们正在转变方向,努力成为解决这一新公共卫生威胁的一部分。

然而,我们受制于一个从未设想过这种变化的系统。我们的规则和条例、工程方法和技术、融资机制、我们与我们所服务的公众沟通的方法,实际上我们系统的每一个方面,都是在一系列基于工业思维的假设下设计的。干净的水会变脏。脏水会被收集起来。然后,我们的行业将再次使水变得干净,却使用尽可能多的能源、尽可能多的化学品和尽可能多的人力,而不考虑成本。

为了减少浪费和低效,我们追求规模经济,投资大量的工业化水处理设施,这些设施的寿命长达几十年,我们假设使水变脏的方式不会有太大变化,人口将保持稳定或增长,我们只需要让水变得足够干净到可以在其中游泳或钓鱼,而且我们基本上知道那是什么样的清洁水平。这些工业设施的位置对设计师来说很方便,人们会默认它们会像所有工业设施一样,让邻居的生活变得有点不愉快。

这组假设大部分来自20世纪60年代末和70年代初的环境运动,这导致世界各国成立了负责环境保护的公共机构。这些机构随后为处理厂制定了水质标准

和指南。在世界范围内，这些假设——我们的设施应该是大型的、昂贵的、经久耐用的；他们将获得无限的能源和化学资源；他们应该排放处理过的水而不进一步再利用；他们不一定是好邻居——事实证明，他们非常耐用。

事实上，这些假设几乎在实施后就已经过时了。在工业化世界完成第一批污水处理厂的设计和建造之前，我们已经面临挑战。我们最初的政策假设污染来自管道，忽略了雨水的贡献。我们的政策假设我们只需要处理少量污染物，首先忽略了营养物质氮和磷，然后没有预见到个人护理产品和药品的危害，最近还因微塑料的存在而措手不及。即使是最微量的多氟烷基物质（PFAS）也有问题。我们的创始政策做出了灾难性的假设，即我们可以永远利用无限量的化石燃料供应能源和化学品，而不会产生不利影响。

因此，正如世界面临一系列连锁危机——对科学和民主的攻击、气候变化的生存威胁、系统性压迫、日益扩大的不平等以及导致数百万人死亡并扰乱全球经济的全球流行病等等，污水处理行业也面临着一系列连锁危机。同时我们被要求：维护老化的基础设施；

- 将越来越多的污染物削减到越来越低的水平；
- 设计收集和清理雨水的方法；
- 适应不断变化的气候，气候变化可能引发洪水、干旱和海平面上升，从而扰乱我们的行业；
- 为水再利用的可能性做好准备；
- 在人口增长的地区迅速建造新设施，并在人口减少的地区维持旧的、现有的超大设施；
- 我们的行业是所有公共服务中能源密集度最高的行业之一，要实现脱碳；
- 以公平的方式完成上述所有工作，而不增加世界各国有色人种社区、土著居民和穷人的历史负担。

与20世纪60年代最初的设想相比，这不是一个小的变化，但它远不是一个完整的清单。它没有考虑到即使中期气候预测成为现实，我们也可以预期地大规模移民(Lustgarden, 2020)。它没有考虑到我们的行业迫切需要最终开发出某种版本的水和卫生系统，这些系统能基于发展中国家可获取的资源为其提供服务。它没有考虑到未来流行病（可能是水传播的）可能对我们的系统产生的影响，也没有考虑到我们还没有考虑过的未知情况。

这里的意图不是用一份不可逾越的错误清单来压抑读者。人类有无止境的发明和创新。在不到十年的时间里，我们已经从市场上基本上没有电动汽车发展到现在挪威超过50%的新车销量是电动汽车(The Guardian, 2021)。在同一时期，太阳能光伏已经从富人的昂贵放纵变成了“历史上最便宜的电力”(Evans & Gabbatiss, 2020)。如果汽车和电气行业（这两个行业都使污水处理行业相形见绌）能够快速调整和适应，我们没有理由认为我们不能。

然而，要做到这一点，我们就需要采取预期不断变化的政策。在一个以不愿创新著称的行业中，我们要允许灵活性和创新的政策。2013年，一组研究人员宣称“城市水管理存在创新性缺陷”。在研究了这种缺陷的原因后，他们得出了一个结论：“要解决当前的城市水基础设施挑战，以技术为重的研究人员需要认识到技术和制度以及控制变化的社会制度之间相互交织的本质”(Kiparsky et al., 2013)。

换句话说，仅靠技术无法让我们摆脱困境。我们需要在创新和迭代技术时有愿意支持我们的政策和机构，这意味着挑战我们目前的一系列假设。我们的政策需要支持广泛的技术，而不是挑选赢家和输家。设施可能不需要持续40年或更长时间，它们可能不需要大规模扩展以提高效率。他们一定不是坏邻居。当我们发现用过的水对环境和公共健康构成新威胁时，它们必须能够轻松且经济高效地升级或更换。

17.3 结论和政策建议

在本章中，我们强调了政策制定者和水资源回收专业人士在努力实现水资源回收行业脱碳时可以考虑的五个核心观点。在这里，我们总结了这些观点，并尽可能提供政策建议。

这些观点中的第一个是水务行业可能不会使用足够多的能源，从而无法实施特定的能源政策。尽管我们的饮用水和水资源回收设施的用电量高达数兆瓦，但它们仍然只占社会总一次能源中的一小部分。政策和运营应继续强调在能源效率方面的重大努力，包括大幅减少能源使用的突破性技术和方法。然而，通过现场能源生产使全球数十万设施中的每一个都实现零净能源，可能会分散对更大的电网脱碳的更有成效的努力的注意力。此外，要使污水处理行业

完全脱碳，仅考虑电力使用是不够的。核算必须包括N₂O排放和逃逸性甲烷排放，以及范围2和3的排放，例如化学品消耗和用于运输污泥和进行异地处置的燃料。为了解决这些其他排放源，决策者需要寻求合作伙伴关系并创造共同利益。其中包括利用污水中的碳和热能资源来抵消其他部门对化石能源的使用。我们鼓励政策制定者寻求碳中和技术和促进突破性创新的政策。

第二个观点讨论了缺乏一项要求水务行业脱碳的总体政策。。水务行业有广泛的政策任务，通过提供安全的饮用水和污水处理来保护人类健康和环境。然而，这些政策并没有预料到用于提供这些关键服务的能源之间的相互作用的影响。在实践中，通过增加能源和化学品使用或增加N₂O等排放，许多改善水务行业公共和环境健康的努力都以牺牲气候为代价。以目前的形式，围绕水务行业能源使用和脱碳的政策是一个令人困惑和复杂的网络，有时地方、州/地区、国家甚至国际政策之间是相互矛盾的。这是对第一个观点的自然延伸，因为其中许多政策在设计时并未考虑到水务行业。尽管我们在本节中没有提供任何具体的政策建议，但我们乐观地认为，其他部分讨论的努力最终将为该行业的脱碳开辟一条清晰的道路。

第三个观点涉及与其他政策领域的共同利益。简而言之，可以实现多个目标的项目比不能实现目标的项目更有可能向前推进。在这里，我们要求读者想象水资源回收设施是一个更大的综合整体的一个有凝聚力的部分。我们提供了一些共同效益的例子，包括节约大量能源的节水项目、旨在用作公共处理厂和真正社区资产的娱乐设施的水资源回收设施，以及为邻居提供区域供热的设施。这个观点领域更适合于对现有政策作出反应，而不是制定新政策。

第四个观点研究了利用水资源回收设施的独特属性部署分布式能源的潜力。其中包括接收流入污水中的碳和热能资源，可以从现场发电的“表后”接收可再生能源的能源密集型工艺，以及在类似校园的环境中与其他公共服务整合以共享这些资源的可能性。政策建议包括消除实施这些现有技术的障碍。

最后一个观点涉及对水资源回收部门不断变化的需求，以及需要有足够灵活的政策以适应这些变化。在这里，我们指出，研究表明水务行业存在创新不足的问题。我们呼吁重新考虑将行业锁定在长达数十年的大型、复杂的工业设施投资的政策，转而允许采用更快速、迭代的方法来解决水资源的挑战，即使这些挑战在我们实现脱碳后仍将继续发展。

17.4 其他资源

下面我们列出了一些在线资源，这些资源很有价值，能够使读者更好地了解相关政策和途径的前景。

Resource recovery from Water: from concept to standard practice. Editors: Ilje Pikaar, Xia Huang, Francesco Fatone, Jeremy S. Guest. <https://www.sciencedirect.com/journal/water-research/special-issue/104CRLSTGFT>

Mobilizing for a zero carbon America: Jobs, jobs, jobs, and more jobs, A Jobs and Employment Study Report. Saul Griffith, Sam Calisch, Alex Laskey. Rewiring America. July 29, 2020. <https://www.ourenergypolicy.org/resources/mobilizing-for-a-zero-carbon-america-jobs-jobs-jobs-and-more-jobs/>

Heat Pumps Using Waste Water in Gothenburg, Sweden. Case study on www.celsiuscity.eu, Jan 16, 2020. <https://celsiuscity.eu/heat-pumps-using-waste-water-in-gothenburg-sweden/>

Water UK Net Zero 2030 Routemap: Unlocking a net zero carbon future (online resource provided by Water UK): <https://www.water.org.uk/routemap2030/>

Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. Tove A. Larsen, Sabine Hoffmann, Christoph Lüthi, Bernhard Truffer, Max Maurer. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aad8641>

Municipal wastewater sludge as a renewable, cost-effective feedstock for transportation biofuels using hydrothermal liquefaction. Timothy E. Seiple, Richard L. Skaggs, Lauren Fillmore, André M. Coleman. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110852>

参考文献

Avon, Colorado (2021). Avon's Heat Recovery System. Retrieved from Avon, Colorado town website: <https://www.avon.org/926/Avons-Heat-Recovery-System#:~:text=The%20first%2Dof%2Dits%2D,buildings%20in%20the%20town%20core>

Bhatt A. H., Ren Z. and Tao L. (2020). Value proposition of untapped wet wastes: carboxylic acid production through anaerobic digestion. *iScience*, 23(6), 101221, <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101221>

Biden J. (2021). President Biden's Full Inauguration Speech. Retrieved from NY Times: <https://www.nytimes.com/2021/01/20/us/politics/biden-inauguration-speech-transcript.html>

Chen W. T. (2020). A perspective on hydrothermal processing of sewage sludge. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 14, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.008>

Chye K. T. (2018). From Resource to Asset: Building a Water-resilient Singapore. Retrieved from Global Infrastructure Initiative: <https://www.globalinfrastructureinitiative.com/article/resource-asset-building-waterresilient-singapore>

City of New York (2021). OneNYC. Retrieved from City of New York: OneNYC: <http://onenyc.cityofnewyork.us/>

City of Vancouver (n.d.). False Creek Neighbourhood Energy Utility. Retrieved from

<https://vancouver.ca/homeproperty-development/southeast-false-creek-neighbourhood-energy-utility.aspx>

- Degarie C., Crapper T., Howe B., Burke B. and Mccarthy P. (2000). Floating geomembrane covers for odour control and biogas collection and utilization in municipal lagoons. *Water Science and Technology*, 42, 291–298, <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0664>
- Engineering News Record (2019). Award of Merit, Water/Wastewater: Wusong Wastewater Plant Upgrade – Botanical Garden. Retrieved from Engineering News-Record: https://www.enr.com/articles/47613-award-ofmerit-waterwastewater-wusong-wastewater-plant-upgrade_botanical-garden
- EPRI (2014). *The Integrated Grid: Realizing the Full Value of Central and Distributed Energy Resources*. Electric Power Research Institute, Palo Alto.
- EPRI/WRF (2013). *Electricity Use and Management in the Municipal Water Supply and Wastewater Industries*. Electric Power Research Institute, Palo Alto.
- Evans S. and Gabbatiss J. (2020). Solar is now ‘cheapest electricity in history’, confirms IEA. Retrieved from Carbon Brief: <https://www.carbonbrief.org/solar-is-now-cheapest-electricity-in-history-confirms-iaa#:~:text=Multiple%20Authors,-Simon%20EvansJosh&text=The%20world’s%20best%20solar%20power,Agency’s%20World%20Energy%20Outlook%202020>
- Hawley C. and Fenner R. (2012). The potential for thermal energy recovery from wastewater treatment works in southern England. *Journal of Water and Climate Change*, 3(4), 287–299, <https://doi.org/10.2166/wcc.2012.013>
- Hivert G. (2019). *State Analysis of Biogas Opportunities in WWTP*. Internal Project Report, University of Queensland, Brisbane.
- Howe A. (2009). *Evidence: Renewable Energy Potential for the Water Industry*. UK Environment Agency, Bristol.
- IEA (2016). *Water Energy Nexus, Excerpt From the World Energy Outlook*. International Energy Agency, Paris.
- IREC/VSI (2014). *Freeing the Grid 2006–2014*. Interstate Renewable Energy Council and Vote Solar Initiative, Oakland.
- IRENA (2019). *Renewable Power Generation Costs in 2019*. International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi. Retrieved from https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Jun/IRENA_Power_Generation_Costs_2019.pdf
- Kenway S., Conrad S., Jawad M., Gledhill J., Bravo R., McCalley J. and Howe C. (2019). *Opportunities and Barriers for Renewable and Distributed Energy Resource Development at Drinking Water and Wastewater Utilities (No. 4625)*. Water Research Foundation, Denver.
- Kiparsky M., Sedlak D., Thompson J. B. and Truffer B. (2013). The innovation deficit in urban water: The need for an integrated perspective on institutions, organizations, and technology. *Environmental Engineering Science*, 30(8), 395–408, <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0427>
- Landers J. (2021). King County, Washington, promotes sewer heat recovery as renewable energy source. Retrieved from ASCE Source: <https://www.asce.org/publications-and-news/civil-engineering-source/civil-engineering-magazine/article/2021/01/king-county-washington-promotes-sewer-heat-recovery-asrenewable-energy-source> (Accessed 15 February 2022).
- Larsen T. A., Hoffmann S., Luthi C., Truffer B. and Maurer M. (2016). Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science (New York, N.Y.)*, 352(6288), 928–933, <https://doi.org/10.1126/science.aad8641>
- Lustgarden A. (2020). *The Great Climate Migration*. Retrieved from The New York Times: <https://www.nytimes.com/interactive/2020/07/23/magazine/climate-migration.html> (Accessed 15 February 2022).

- Massachusetts DEP (2021). Anaerobic Digestion & Organics Diversion. Retrieved from Massachusetts DEP: <https://www.mass.gov/lists/anaerobic-digestion-organics-diversion> (Accessed 15 February 2022).
- Modern Power Systems (2019). Achieving Energy Net Zero at the Gresham Wastewater Treatment Plant. Retrieved from Modern Power Systems: <https://www.modernpowersystems.com/features/featureachieving-energynet-zero-at-the-gresham-wastewater-treatment-plant-7254009/> (Accessed 15 February 2022).
- Otherlab (2018). US Energy Flow Super Sankey. Retrieved from Otherlab: <https://www.otherlab.com/blog-posts/us-energy-flow-super-sankey> with additional data specific to the water and wastewater sectors retrieved from Otherlab's interactive tool at <http://www.departmentof.energy/> (Accessed 15 February 2022).
- Shen Y., Linville J. L., Urgun-Demirtas M., Mintz M. M. and Snyder S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Smith R. (1973). Electrical Power Consumption for the Wastewater Treatment Industry. Office of Research and Monitoring, National Environmental Research Center. US Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Spang E., Holguin A. and Loge F. (2017). The estimated impact of california's urban water conservation mandate on electricity consumption and greenhouse gas emissions. *Environmental Research Letters*, 13(1), 1–10. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9b89>
- State of New Jersey (2020). Governor Murphy Signs Historic Environmental Justice Legislation. Retrieved from Official Site of the State of New Jersey: <https://www.nj.gov/governor/news/news/562020/20200918a.shtml> (Accessed 15 February 2022).
- St. John J. (2018). Distributed Energy Poised for Explosive Growth on the U.S. Grid. Retrieved from Greentech Media: <https://www.greentechmedia.com/articles/read/distributed-energy-poised-for-explosive-growth-on-the-us-grid> (Accessed 15 February 2022).
- Strazzabosco A., Conrad S., Lant P. and Kenway S. (2020). Expert opinion on influential factors driving renewable energy adoption in the water industry. *Renewable Energy*, 162, 754–765, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.08.054>
- Strehler J., Vanderburgh S., Parry D. and Rynders T. (2010). Colorado community benefits from installing waste heat recovery system; ASME Paper 90479. Proceedings of ASME 2010 4th International Conference on Energy Sustainability, ASME, Phoenix, AZ.
- Tarallo S. (2014). Utilities of the Future: Energy Findings. Water Environment Research Foundation, Alexandria.
- Tarallo S., Shaw A., Kohl P. and Eschborn R. (2015). A Guide to Net-Zero Energy Solutions for Water Resource Recovery Facilities. Water Environment Research Foundation, Alexandria.
- Tasker J. P. (2021). Trudeau calls for global carbon tax at COP26 summit. Retrieved from CBC News: <https://www.cbc.ca/news/politics/trudeau-carbon-tax-global-1.6233936> (Accessed 15 February 2022).
- The Guardian (2021). Electric cars rise to record 54% market share in Norway. The Guardian, p. n.a. Retrieved from [https://www.theguardian.com/environment/2021/jan/05/electric-cars-record-market-share-norway#:~:text=Battery%20electric%20vehicles%20\(BEVs\)%20made,Road%20Federation%20\(OFV\)%20said](https://www.theguardian.com/environment/2021/jan/05/electric-cars-record-market-share-norway#:~:text=Battery%20electric%20vehicles%20(BEVs)%20made,Road%20Federation%20(OFV)%20said)(Accessed 15 February 2022).
- Thurm B. (2016). Toward an Integrated Resource Management strategy? Retrieved from Innovative Governance of Large Urban Systems: <https://iglus.org/toward-an-integrated-resource-management-strategy/> (Accessed 15 February 2022).

第十八章 负碳循环水经济展望

Glen T. Daigger*

University of Michigan, Ann Arbor, MI, USA

*Correspondence: gdaigger@umich.edu

18.1 引言

本书的前几章已经阐述了目前水务行业脱碳的许多机会。众多的创新者和早期采用者正在研究各种方案进行试验，并且实施各种方案以提高能源效率、减少碳足迹并从水循环中回收资源。他们是在普遍缺乏监管驱动因素的情况下这样做的，但这样做是基于实际问题以及组织和社区价值观的综合考虑。减少对关键资源（例如能源）外部供应的依赖，为公用事业提供了实际的优势，例如在可变经济条件下提高管理和控制运营成本的能力。对客户重视的产品的回收，不仅提供了至少部分抵消成本的收入，而且还为这些残余物的管理选择提供了更大的保证。如果将其视为废物，而不是有价值的产品，则可能会出现对相关管理方案（如填埋）的反对意见，并威胁到管理这些残留物的能力。公用事业和社区还根据其对环境保护的更广泛承诺，减少碳排放并回收资源以减少其环境足迹。这些创新者和早期采用者获得的知识 and 经验对于更好地了解什么是可能的以及哪些可用选项最适合各种情况至关重要。他们取得的成功也为其他人提供了所需的示例和证据，以便随后采用一些正在研究的新技术和方法，这与采用创新和新技术的典型S型曲线背后的社会过程一致(Rogers, 2003)。

水务行业的变革势头无疑正在加快，但还有更多事情要做。从长远来看，随着我们从当前的线性经济向循环经济转变，水务行业需要转型以有效运作——事实上，水务行业可以领导提供基本公共服务的其他行业。可能提出的两个问题是：（1）水务行业是否有广大参与者会采用新的资源回收技术和实践，还是只有一小部分；（2）如何加快当前的转型。

18.2 资源回收

18.2.1 历史的角度

我们首先谈谈对水务行业的一些看法。需要明确的是，“水务行业”一词包括所有从事水资源管理以满足人类和环境需求的实体，包括供水、水处理、污水管理、残留物管理、雨水和防洪。许多人认为，水务行业的主要关注点是供水服务和当地水环境，而不是气候变化等更广泛的环境问题。这种看法的一个后果是人们进一步相信，只要遵守既定法规，水务专业人员就可以使用所需的任何资源，而不考虑其对环境的影响。后一种与法规的联系基于这样一个事实，即法规通常侧重于保护水务公司所服务的人群的健康和当地的水生环境。人们进一步意识到，水务行业在应对不断变化的外部环境方面变化很慢。不幸的是，寻求证据的人很容易找到那些支持这些看法的证据。幸运的是，这些看法并没有完全反映水务行业在历史上或继续发挥作用的特点。

记录清楚地表明，水务行业已经适应了社会需求，并如第17章所讨论的那样，随着时间的推移发生了重大变化。David Sedlak的《水4.0》一书(Sedlak, 2014)以一种有趣且引人注目的方式总结了水务行业的历史进展以及未来前景。国际水协会 (IWA) “未来城市”计划的成果提供了进一步的证据。例如，考虑一下众所周知的城市从最初的供水到对水敏感的城市转变。如图18.1所示，该图下半部分描绘的城市水管理系统服务交付功能已经得到了发展，以响应图上半部分描绘的日益雄心勃勃的社会政治驱动因素。这一进程的各个阶段被赋予了一系列描述性的名称。虽然许多城市尚未发展到对水敏感的状态，但个别城市的水管理通常沿着图示的轨迹发展。

对图18.1中呈现的功能进展的研究以及与现有法规的比较表明，法规并不是水务行业系统实施的唯一驱动力。这并不是说不重视法规的作用，如果能坚持执行，就可以促进提供可靠的服务。这种功能的发展今天仍在继续，因为创新和早期采用的水务行业公用事业（供水、污水处理、防洪）已从一个阶段过渡到下一个阶段，以响应需求和机会的结合。随后，更广泛的法规也随之而来。从创新者和早期采用者到法规的建立，这一过程将在下一节中进一步讨论。

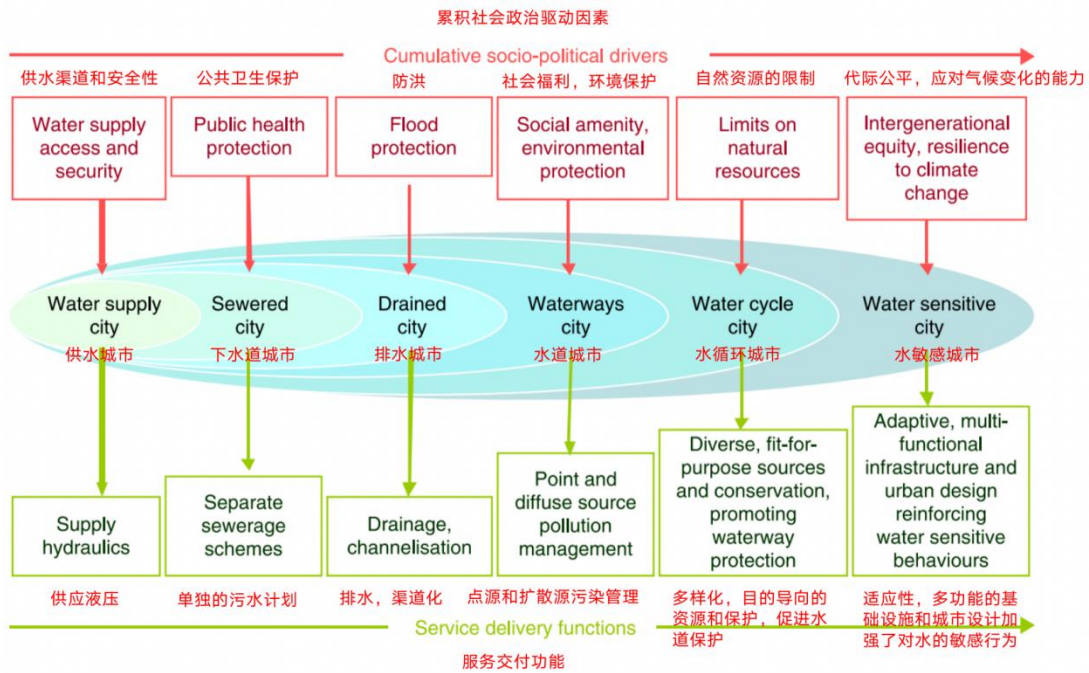


图 18.1 水敏感城市的逐步发展。来自 Brown et al. (2009)

多年来，水务行业还对更广泛的环境问题采取了行动。供水系统的设计和运行历来都是为了尽可能地提高能源效率，例如尽可能采用水力发电。从历史上看，能源效率也是污水处理的一个主要关注点，土地利用生物固体，有益地利用生物固体的营养和有机物含量，是许多地方的一个历史性的持续做法。间接和直接的水的再利用是一种历史做法，在许多地方的应用迅速扩大。当然，这些资源效率提升和回收行动都是在满足监管要求的情况下完成的。本书前几章中提供的众多示例展示了水务行业在解决全球能源和环境问题方面的进展。然而，当务之急是，水务行业必须大力增加此类努力的范围。

18.2.2 价值层次

可以帮助水务行业加速实施资源回收的一种工具是旅程愿景，类似于图 18.1 中所示的水城市设想。我们的朋友和同事 Jes LaCour Jansen 提供了这样一种描述（图 18.2），虽然它最适用于使用过的水，但对于整个水循环也有作用。以金字塔形式呈现，右侧按价值升序排列各类产品的价值。左侧列举了可以从用过的水流中提取的产品，以说明如何提取增值产品。水被放在金字塔的底部，因为它的回收是给定的。许多可提取产品是碳基的和/或可用于在不使用化石燃料的情况下生产能源，尽管有一些例外，例如营养物质。

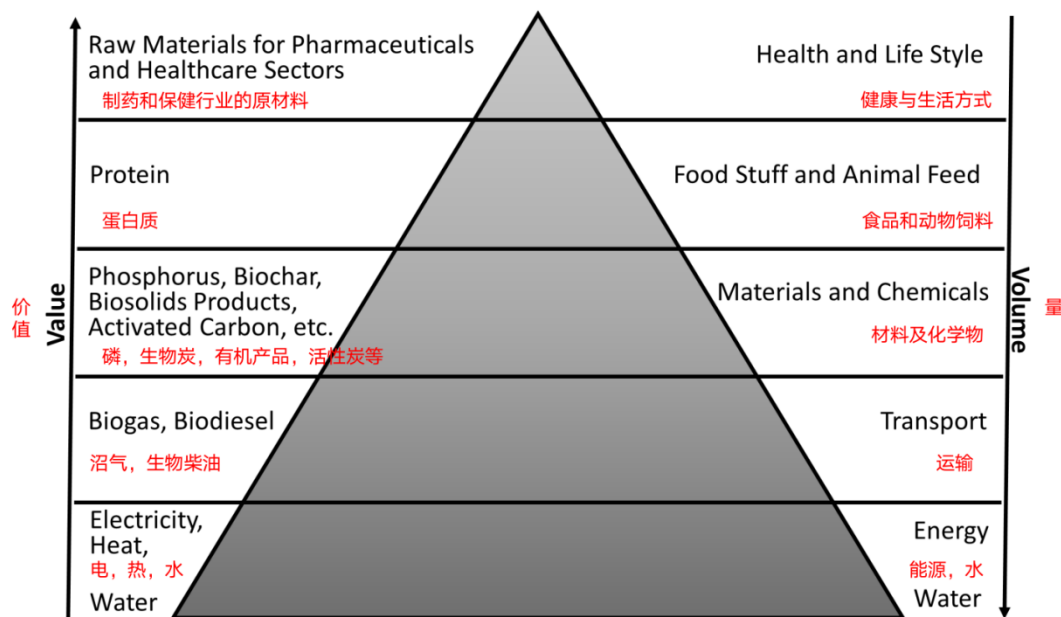


图18.2资源回收金字塔与水循环中的资源回收一致。改编自Jes LaCour Jansen 根据van der Hoek等人的类似图表提出的图表 (2016), 并且可以在 <http://www.betaprocess.eu/the-value-pyramid.php> 中查询到

目前的产品, 除水外, 还包括沼气、热、电(例如通过热电联产、CHP、使用沼气作为燃料的系统产生)、生物固体和磷(例如作为鸟粪石)。然而, 潜在产品的范围说明了可以回收的产品的多样性, 以及它们在货币和社会方面不断增加的价值。这个金字塔中缺少除营养物质氮和磷以外的无机物质, 例如矿物质和金属, 这些物质已被证明具有巨大的潜在价值(Westerhoff et al., 2015)。还可以从城市水循环的其他部分提取资源, 例如用于水处理的混凝剂的回收和再利用。

另外, 我喜欢图18.2中的资源回收金字塔的原因之一是它让我想起了马斯洛的人类需求层次理论, 这是心理学的基本原理。马斯洛的层次结构从基本的人类生存需求发展到那些更有追求的需求, 如个人尊严和自我实现。在图18.1中呈现的水敏感城市逐步发展中, 我也看到了相同的进程, 唯一不同的是图18.2的垂直发展和马斯洛层次结构的经典表现形式在图18.1中是水平呈现的。我从中得到的一个重要信息是, 心理学告诉我们, 人们通常可以设想从一个层次结构到下一个层次结构的进展是可能的, 但不能跨越两个或多个层次。因此, 如果一个人在寻求激励人们采取行动时参考马斯洛的层次结构, 他需要了解目标受众在层次结构中的位置, 以及他希望他们采取的行动如何将他们提升到下一个

层次。要求他们采取行动将他们提升两个层次通常是不成功的。人们可以认为向上移动“一步”是可能的，但不是两步或更多步。这种心理是否适用于水务行业？我们是否需要了解个人效用在图18.2中的金字塔中的位置，并专注于鼓励他们“迈出下一步”？我认为这些都是值得考虑的好问题。

如前几章所示，目前水务行业正在进行的许多努力都集中在以下方面：通过捕获液体流中的碳和通过厌氧消化转化为沼气来增加污水中碳的回收率。这些努力包括主流工艺，例如使用厌氧膜生物反应器（AnMBR），或通过捕获碳并在厌氧消化器中稳定化。正如其在图18.2金字塔中的较低位置所显示的那样，与其他产品相比，这可能代表数量大但价值相对较低的产品。此外，随着电网向太阳能和风能等可再生能源过渡，通过CHP系统生产和使用沼气可能对减少全球环境影响的贡献越来越小。随着发电成本的降低，经济价值也可能随着时间的推移而下降，随着太阳能和风能系统成本的下降，许多地方都会出现这种情况。简而言之，水务行业需要“攀登”图18.2所示的金字塔，才能继续为社会增加价值。

除了产品的固有价值外，其他因素也会显著影响回收资源的增值。以水为例，由地表水和地下水等“天然”水资源生产的饮用水通常被消费者视为与其他“水产品”相比的“黄金标准”。非饮用水产品可能会被用户接受，用于他们想要的用途，但价格往往低于饮用水，即使饮用水不会产生任何附加值。由于水是一项人权，因此水的价格很少反映生产和分配水的真实成本，这一事实使对人类消费水的价值的考虑变得更加复杂。虽然有其他办法来保障那些因实际费用而无法负担的人的权利，例如补贴，但这一方法很少被使用。因此，水可能是价格最低和最不受重视的基本需求之一。还有一个是接受饮用水再利用的问题，无论是间接的还是直接的，即使这种水的质量可能比传统的饮用水更高。幸运的是，随着饮用水再利用越来越为公众所接受，后一种情况正在发生变化（尽管进展缓慢）。人们可能会想，水务行业在多大程度上通过“颂扬饮用水的美德”的历史实践，而不是更好地教育公众了解整个水循环，导致了目前的情况。然而关键是，影响人们的看法可能与所采用的实际做法一样重要。

18.2.3 开拓市场和产品

现有的资源回收做法在很大程度上取决于相关市场是否容易获得。水就是一个例子，因为水务公司已经在为客户提供供水服务。沼气的使用又是另一种情况。用过的水产生的沼气通常采用CHP系统进行估值，因为产生的电力通常可以在现场充分利用。为CHP系统所在的设施提供服务的电力公司所产生的电力，仍然可能会出现关于电力购买和回售的问题。这在过去常常导致人们认为通过CHP使用沼气是不经济的。CHP系统也会产生热量，可以在现场使用。现场需求通常不足以充分利用可用的热量，因此除非可以提供给区域供热系统等外部客户，否则它不会得到充分利用。沼气也可以升级为天然气，出售给当地的天然气公司，尽管在制度安排和定价方面可能再次出现困难。在某些情况下，升级后的沼气也被用于为市政车辆提供燃料，从而简化了制度安排。沼气还可以用作生产更高价值产品的原料，例如微生物蛋白质。如图18.2所示，这代表了回收产品的更高价值用途。相比之下，公用事业公司在开发生物固体产品市场方面拥有丰富的经验，特别是在农业社区，一些地方的大部分生物固体被重复使用，而且还用于各种消费品。虽然此类计划通常不会产生足够的收入来抵消成本，但它们确实为生物固体管理提供了一种公众可接受的（因此是安全的）方法，同时产生了环境效益。

简而言之，资源不仅需要回收，还必须转化为产品，这些产品存在足够的需求，并具有支持性的价值链和商业模式，从而可以满足水务公司和客户的需求。这就要求资源回收的形式和质量符合用户要求，要有足够的数量吸引客户，在客户可以使用的时候提供，并且水务公司的经济价值主张要可以接受。在评估对公用事业的价值时，必须和处置资源相比，考虑资源回收的战略和运营价值。如上所述，如果水务公司生产的有用产品有安全的市场，那么它们就不太容易受到阻碍，如果它们的残余物被视为必须处理的废物，就会受到阻碍。因此，从经济角度和确保运营的连续性来看，资源回收不一定要能创造收入才有价值。虽然水务行业已经证明了有能力识别有用的产品并开发必要的价值链和商业模式，但必要的技能并不像现在和未来所需要的那样普遍。这指出了在这些领域进行教育和技能建设的必要性。

随着我们采用促进资源回收的替代水管理模型，大幅提高资源回收率变得

更加容易。对中水回用的接受程度不断提高，促使了替代供水模式的出现，在这种模式中，中水回用和雨水收集被视为强大且有弹性的供水的重要组成部分，可以在干旱条件下正常运行。对“无化学品”水处理技术的兴趣也是一项重要的预防措施，因为它消除了处理化学品和由此产生的残留物。一个具有巨大潜力的选择是到源分离的转变，再加上资源回收。我们最近提出的工作表明，城市规模的尿液分离、收集和转化为肥料产品，在一系列环境（地理位置、处理过的污水养分限制、电网的温室气体含量）上进行评估，持续降低污水管理的生命周期影响(Hilton et al., 2020)。我听到的对源分离的最大反对意见是难以将其改装到现有的基础设施中，尽管许多人在翻修建筑物时没有调查这样做的选项。与此同时，我们以旧的方式建造新建筑，从而延续了这种所谓的约束。解决方案很明显，在新建筑和建筑装修中（总是发生）纳入源头分离管道，并随着时间的推移进行转变。

单细胞蛋白的生产是水管理方法中显著不同的另一个例子，具有固有资源回收特征。原料产品已经在食品加工残留物中产生，包括污水中的单细胞蛋白。人们也在努力利用藻类生产各种产品，不仅是单细胞蛋白，还包括其他更高价值的产品。这些系统可能使用传统的开放式池塘，但也正在寻求开发光生物反应器。Willy Verstraete及其同事(Pikaar et al., 2018) 还提出了可以充分利用污水中的营养物质来生产高质量单细胞蛋白的方法。从资源回收金字塔的角度来看，这些方法值得认真考虑和进一步发展（图18.2）。

18.3 加速转变

我在上面已经断言，水务行业不仅有能力而且已经转变到满足不断变化的社会需求阶段，如图18.1所示。此外，资源回收一直是水务行业接受和利用的一种做法，但必须加快推进这一进程。因此，一个重要的问题是我们如何加速采用新技术和实践，例如资源回收，从而增加水务行业对环境、经济和社会的贡献（增加可持续性贡献），并可能实现水务行业脱碳（本书的主题）。

让我们从简单的步骤开始。水务行业资产的长寿命通常被认为是水务行业变革缓慢的原因之一。首先，我们必须认识到，基础设施资产不必按照最初的意图使用，而是可以随着环境的变化重新用于不同的功能。这一点是人们一直

在做的。我要进一步提出，不一定是水务基础设施的寿命长，而是我们规划、设计和建造基础设施时没有充分考虑未来的用途。因此，我们没有充分考虑可以更容易适应未来用途的设计(Daigger, 2011)。我进一步提出，如果我们在规划和设计基础设施时增加灵活性，以适应未来的方法，我们就可以建立更容易适应的基础设施(Daigger, 2017)。会有一些人（或者可能很多人）判断我们已经这样做了，因此不需要做更多。我完全同意在水务基础设施的规划和设计中经常纳入未来的要求。但我想说的是，与水务行业现在必须准备应对的变化的速度和性质相比，传统上这样做的方式或隐或显地假设变化不大，需要作出反应。从历史上看，我们对未来需求的方法是相当确定的，主要基于当前的技术和方法制定数量有限的未来场景和相关对策。虽然这种方法在过去取得了成功，但对于我们面临的更加多变和不确定的未来，它并不能使水务行业的公用事业得到很好的定位。以当前的技术和方法制定应对措施，也会加剧对当前方法的“锁定”。

更积极地将资源回收纳入城市水资源规划和实施中，需要纳入比以往规划过程中通常包含的更广泛的外部因素。不仅要考虑不断变化的服务需求、环境因素（包括气候变化）和社会价值观等因素，还要考虑更广泛地向循环经济转型所带来的不确定性变化。后者的转变将极大地改变可生产产品的性质及其经济价值。幸运的是，我们社区的成员正在开发更适合快速发展和不确定的未来的替代规划方法。例如，Malekpour等人（2016）开发了一种探索性规划和实施方法，该方法侧重于制定一个在各种情况下都能令人满意地执行的稳健计划，而不是当前的预测方法，重点是开发一个在确定情况下表现最好的最佳计划。同样，正如上面所讨论的那样，存在一些实施水务行业基础设施的方法，可以更容易地适应其他用途（Daigger, 2017）。Malekpour等人（2016）提出的方法也包括明确识别广泛的社会需求，并将解决这些需求作为该过程的一个组成部分。诸如此类的方法侧重于保持灵活性以适应未来的条件，同时随着发展，还采取措施学习和整合这些知识。诸如此类的综合规划和实施方法需要进一步发展并成为规范。重要的学习不仅发生在个别公用事业和社区内，而且发生在整个行业内。促进整个行业的学习是我们专业协会的一项基本职能。

时间是至关重要的，不仅是因为需要减少水务行业的环境足迹，还因为变革过程的性质。O'Callaghan等人（2018）研究了水务行业采用新技术和新做法

的情况，证明了经典S曲线的适用性（如上所述，但如果需要此模型的背景，请参阅Rogers（2003））。他们还证实了水务行业采用的时间框架很长，在研究新技术和创新的采用率的差异时，他们将其分为需求驱动和价值驱动两类（O'Callaghan et al., 2019）。他们发现，需求驱动的技术和创新通常比价值驱动的技术和创新被更快地采用。不幸的是，资源回收和脱碳变革通常被视为价值驱动，这表明需要改变这种模式以认识到我们需要减少环境足迹的紧迫性。如上所述，水务行业历来经历的漫长时间框架可能也不是固有的，而是过去实践和态度的结果。纳入不断发展的规划和实施方法，如上文所述，再加上实施更灵活和适应性更强的基础设施，可能会缓解一些历史上限制水务行业快速采用新技术、方法和实践的因素。

我们还需要更全面地了解水务行业发生变化的过程，并将对这种扩展的理解纳入我们加速变革的努力中。在这方面，我参考了Rebekah Brown及其同事的工作，他们研究了水管理实践和相关技术的演变，尤其是在澳大利亚墨尔本（Barron, et al., 2017; Brodник and Brown, 2018; Brown, et al., 2013; and Brown, 2005）。图18.3将这一过程描述为倡导新方法的人（提倡叙述）和反对新方法的人（对比叙述）之间的渐进式对话。这使我想起多年前接触到的另一种变革模式，它被称为“三分法则”。这个模型表明，一般来说，人们在对新想法和新概念的反应中通常属于三个群体之一。一部分人（在这个模型中，由其中的“三分之一”代表）喜欢新想法，另一部分抵制新想法（另一个“三分之一”），其余的则是不确定的。图18.3中的模型与“三分法则”相一致，并将其定义为欢迎新想法和新概念的人与倾向于抵制新想法和新概念的人之间的对话。从“三分法则”中得到的重要启示是，这两个群体，即欢迎和抵制新思想和新概念的群体，是由此产生的对话中的参与者，但观众是那些不确定的群体。因此，要创造变革，就不必说服那些天生抵制新想法或新概念的人，而是说服那些不确定的、倾向于不参与对话的人，至少最初不是。当然，这并不是说这三类人中的某一个是好是坏。相反，当有足够多的人参与进来时，它只是反映了人类本性。



图18.3 新实践的发展示意图

表 18.1 实践的发展

过渡阶段	参与者	桥梁	知识	项目	工具
6. 纳入新实践	多部门联合	正式部门	下一步研究议程	标准实践	政治权利，协调权，全面的监管模式和工具
5. 政策和实践的传播	政策和决策联合	科学产业政策建设	建模解决方案、能力建设	众多以行业为主导的现场试验	立法修正案，市场补偿，国家最佳实务指南，监管模式
4. 知识传播	非正式政策联合	科学产业政策建设	先进的技术解决方案	重点科学现场演示	最佳实践指南，目标
3. 共识和签发协议	技术解决方案联合	科学产业政策	基本的技术解决方案	小型科学现场演示	起草最佳实践指南
2. 问题的定义	科学领导者	科学产业	因果关系	基于实验室和科学解决方案原型	N/A
1. 问题的出现	问题活跃者	N/A	问题调查	备受瞩目的科学研究	N/A

图18.3还说明了对话的性质，从问题的出现，到解决方案的确定和初步实施，再到最后政策和法规的制定，并将结果纳入到新的实践中。表18.1进一步确定了在每个阶段参与这些对话的主要参与者，强调了桥梁和/或机构对促进图18.3所

示对话的重要性，以及支持完善和定义新想法和概念的知识进展。试点和示范项目对于发展对话取得进展所需的知识至关重要。还列出了在每个阶段获得的知识的巩固工具。审查这一过程的一个重要结果是，必须首先提供证据来支持政策制定、监管和转化为标准实践。该模型清楚地表明，试点研究、示范项目和实际应用对于为随后的政策制定和监管提供所需的证据至关重要。有些人设想转变过程从政策和法规开始。通常情况并非如此，因为良好的政策和法规需要以证据为基础，并且通常需要证据来形成制定和接受政策和法规所需的共识。这强调了整个水务行业已经发生的活动的重要性，因为它们是变革过程的重要组成部分。但我们必须利用这些新的行动，巩固正在取得的进展，实现并加速将其转化为政策、法规和标准实践。同样，这可能是我们专业协会的一个重要作用。

18.4 前进的道路

水资源管理是一条道路，而不是目的地。过去是这样，将来也是这样，而且是以正在发生的更广泛的社会经济变化为背景。水务行业已经展示了适应不断变化的环境的能力，有时是追溯性的，有时是主动性的。全球变化的整体步伐要求适应必须比过去更加积极主动。采用由水务行业领导者倡导并被越来越广泛地应用的“全水”和资源回收范式，代表了当前所需的方向。虽然这本书的重点是脱碳，与资源回收密切相关，但在我们积极主动地沿着面前的道路前进时，也需要认识到与之相伴的“全水”的转型，因为这些模式在水务行业内相互影响。“全水”的两个核心概念是：（1）解决方案的组合概念；（2）开发在“极端情况下”表现良好的解决方案。组合概念是通过在缺水地区的供水方法来说明的，这些方法涉及在一系列水文条件下运行良好的供水组合。对于一个特定的社区来说，适当的组合包括传统的供水（地表水和地下水）以及节水、雨水收集、再利用和海水淡化的组合。同样的概念越来越多地应用于雨水管理，将管道和堤坝等传统方法与自然系统和土地利用规划相结合。极端情况规划反映了投资组合必须在广泛的水文条件下良好运作的事实。这意味着不再寻找“最佳”、成本最低的解决方案，该解决方案只能适用于特定的一组条件。

随着行业越来越多地采用并将资源回收作为核心目标时，“全水”背后的思

维过程也可以很好地发挥作用。迄今为止，水以外的资源回收主要集中在从水循环中回收的相同资源上，即沼气和生物固体产品。沼气一般转化为电能和热能。如图18.2所示，这些是价值相对较低的产品。此外，如上所述，随着太阳能和风能等可再生资源越来越多地取代化石燃料用于能源生产，从环境/社会和经济角度来看，电力的价值可能会随着时间的推移而下降。虽然沼气和传统生物固体在某些情况下可能仍然是理想的产品，但必须将更广泛的产品添加到公用事业常规可以使用的“产品组合”中。水管理系统还需要更加灵活地调整在任何特定时间回收的资源，以便公用事业公司可以适应不断发展的循环经济并以经济的方式生产满足需求的产品。在水管理系统中建立这种灵活性不仅需要能够从功能角度更快调整的基础设施，还需要在水管理机构中建立专业性和机构能力。增强商业心态就是一个例子，因为虽然水务行业必须继续维持供水服务（数量和质量），但开发将回收的资源转化为满足经济需求的产品的系统性能力必须变得更加普遍。

如上所述，需要新的规划、管理和实施范式以及实践。我们需要从以往的周期性计划和适应不断变化的条件的方法转变为一个更连续的过程。我们还需要调整我们的决策，从在一组确定的条件下以成本效益为主导，转而更加重视保持灵活性和纳入导致计划变化的学习要素。这一切都是可能的。

上面没有提到的是，在完成这些转变的同时，还需要解决社会上的公平和包容问题。在此，我将简单提及IWA开发的一些资源，以协助水务专业人员确保地球上的所有公民都能享受到用水的人权和卫生设施(Bos, 2016; Hirano & Latorre, 2020a, 2020b)。社会已经承诺通过将水和卫生设施作为一项人权，并通过表达可持续发展目标，来普遍实现这一权利。

表 18.2 领导力挑战(Kouzes & Posner, 2017)目录节选

练习 1：以身作则

1. 明确价值观
 - a. 发现真正的自己
 - b. 确认共同的价值观
 - c. 采取行动：明确价值观
2. 树立榜样
 - a. 践行共同价值观
 - b. 教别人树立价值观
 - c. 采取行动：树立榜样

练习 2：共启愿景

1. 展望未来
 - a. 想象各种可能性
 - b. 寻找共同目标
 - c. 采取行动：展望未来
2. 招募其他人
 - a. 诉诸共同的理想
 - b. 将视觉动画化
 - c. 采取行动：招募其他人

练习 3：挑战现状

1. 寻找机会
 - a. 掌握主动权
 - b. 锻炼洞察力
 - c. 采取行动：寻找机会
2. 试验和冒险
 - a. 产生小胜利
 - b. 从经验中学习
 - c. 采取行动：尝试并承担风险

练习 4：让他人采取行动

1. 促进合作
 - a. 营造最真实的氛围
 - b. 促进关系
 - c. 采取行动：促进合作
2. 使他人变强
 - a. 加强自决
 - b. 培养能力和信心
 - c. 采取行动：使他人变强

练习 5：鼓舞人心

1. 认可贡献
 - a. 期待最好的
 - b. 个性化识别
 - c. 采取行动：认可贡献
2. 庆祝价值观和胜利
 - a. 营造社区精神
 - b. 亲自参与
 - d. 采取行动：庆祝价值观和胜利

良好的政策和法规当然可以帮助进行必要的持续转型。然而，正如第17章所讨论的以及图18.3和表18.1所示，我们必须承认政策和法规落后于新兴的实践。需要证据和经验来形成通过政策和法规所需的共识，并为制定建设性政策和法规奠定基础。因此，我们必须始终“推陈出新”来学习并为变革提供基础。这是一个领导力的问题。

我最喜欢的关于领导力的书是Kouzes和Posner的《领导力挑战》（2017）。大约25年前，我第一次接触到它（实际上是第三版），发现它的内容非常有用，无论是对我自己还是当我需要与他人合作一起提高领导能力时都非常有用。表18.2总结了Kouzes和Posner发现的五个核心实践，它们是良好领导力的基础。Kouzes和Posner还强调，领导力不是与生俱来的，而是一种习得的技能。水务行业的领导力确实是前进道路的核心要素。如表18.2所示，有效的领导力可以归结为五个核心实践。我们有如此多的领导者已经在练习这项技能，这一事实清楚地表明，水务行业可以胜任这项任务。我们只需要继续前进，利用每一个机会来加速这个过程。通过共同努力，我们可以使水务行业更具可持续性、弹性和公平性。

参考文献

- Barron N. J., Kuller M., Yasmin T., Castonguay A. C., Copa V., Duncan-Horner E., Gimelli F. M., Jamali B., Nielsen J. S., Ng K., Novalia W., Shen P. F., Conn R. J., Brown R. R. and Deletic A. (2017). Towards water sensitive cities in Asia: an interdisciplinary journey. *Water Science and Technology*, 76(5), 1150–1157. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.287>
- Bos R. (2016). *Manual of the Human Rights to Safe Drinking Water and Sanitation for Practitioners*. IWA Publishing, London.
- Brodnik C. and Brown R. (2018). Strategies for developing transformative capacity in urban water management sectors: the case of Melbourne, Australia. *Technological Forecasting & Social Change*, 137, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2018.07.037>
- Brown R. R. (2005). Impediments to integrated urban stormwater management: the need for institutional reform. *Environmental Management*, 36(3), 455–468. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0217-4>
- Brown R. R., Keath N. and Wong T. H. F. (2009). Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water Science and Technology*, 59(5), 847–855. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.029>
- Brown R. R., Farrelly M. A. and Loorback D. A. (2013). Actors working the institutions in

sustainability transitions: the case of Melbourne's stormwater management. *Global Environmental Change*, 20(2), 287–297.

Daigger G. T. (2011). A practitioner's perspective on the uses and future developments for wastewater treatment modelling. *Water Science and Technology*, 63(3), 516–526. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.252>

Daigger G. T. (2017). Flexibility and adaptability: essential elements of the WRRF of the future. *Water Practice & Technology*, 12(1), 156–165. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.019>

Hilton S. P., Keoleian G. A., Daigger G. T., Zhou B. and Love N. G. (2020). Life cycle assessment of urine diversion and conversion to fertilizer products at the city scale. *Environmental Science & Technology*, 55(1), 593–603. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04195>

Hirano M. and Latorre C. (2020a). *Guidelines for Public Participation in the Regulation of Urban Water Services*. IWA Publishing, London.

Hirano M. and Latorre C. (2020b). *Tools for Public Participation in the Regulation of Urban Water Services*. IWA Publishing, London.

Kouzes J. M. and Posner B. Z. (2017). *The Leadership Challenge: How to Make Extraordinary Things Happen in Organizations*, 6th edn. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.

Malekpour S., de Haan F. J. and Brown R. R. (2016). A methodology to enable exploratory thinking in strategic planning. *Technological Forecasting & Social Change*, 105, 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.01.012>

O'Callaghan P., Daigger G., Adapa L. and Buisman C. (2018). Development and application of a model to study water technology adoption. *Water Environment Research*, 90, 563–574. <https://doi.org/10.2175/106143017X15054988926479>

O'Callaghan P., Adapa L. and Buisman C. (2019). Analysis of adoption rates of needs driven versus value driven innovation water technologies. *Water Environment Research*, 91, 144–156. <https://doi.org/10.1002/wer.1013>

Pikaar I., de Vrieze J., Rabaey K., Herrero M., Smith P. and Verstraete W. (2018). Carbon emission avoidance and capture by producing in-reactor microbial biomass based food, feed and slow release fertilizer: potentials and limitations. *Science of the Total Environment*, 644, 1525–1530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.089>

Rogers E. M. (2003). *Diffusion of Innovations*, 5th edn. Free Press, NY, NY.

Sedlak D. (2014). *Water 4.0: The Past, Present, and Future of the World's Most Vital Resource*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.

van der Hoek J. P., de Fooij H. and Struker A. (2016). Wastewater as a resource: strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 113, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.012>

Westerhoff P., Lee S., Yang Y., Gordon G. W., Hristovski K., Halden R. U. and Herckes P. (2015). Characterization, recovery opportunities, and valuation of metals in municipal sludges from U.S. Wastewater treatment plants nationwide. *Environmental Science & Technology*, 49, 9479–9488. <https://doi.org/10.1021/es505329q>

索引

页码中的 "f"指的是图。页码中的 "t"指的是表。为中文版页码,英文版页码参见原著。

A

Accelerating Transitions (加速转变), 419

Activated Sludge Process (活性污泥工艺), 11, 12f, 43, 64, 65, 67, 68, 69, 72, 75t, 92, 346,

Aeration (曝气), 8, 12, 17, 18, 27t, 45, 57, 64, 66, 67-70, 77, 83, 96, 116, 126-133, 135-139, 149, 154, 158, 161, 164, 166, 167, 183, 184, 188, 194, 195, 227, 248, 250, 251, 254, 260, 269, 277, 278, 344, 346, 371, 375-377, 390

Algae Membrane Bioreactors (藻类膜生物反应器), 9, 246-247

Ammonia Oxidizing Bacteria (氨氧化细菌), 43, 124, 132

Anaerobic Co-Digestion (厌氧共消化), 82, 87

Anaerobic Digestion (厌氧消化), 6-8, 13, 17-18, 26, 44-46, 69-72, 76-77, 82-83, 85-87, 89-92, 96, 107, 112-113, 116-129, 136, 153-154, 157, 159, 163, 167, 182-184, 190-191, 194, 197-200, 204, 224-229, 233-234, 282, 295-298, 300-305, 308, 344, 346, 352, 371, 377, 392, 397, 402-404, 417

Anaerobic Membrane Bioreactors (厌氧膜生物反应器), 8-9, 91, 196, 246, 248, 250, 270, 417

Anammox Process (厌氧氨氧化工艺), 132

B

Biofiltration (生物过滤), 273, 277-278, 290, 344

Biogas Production (沼气生产), 71, 166, 183, 194, 198, 301, 378-379, 403,

Biogas Upgrading (沼气升级), 8, 10, 89, 183, 184, 191, 198, 200-202f, 204, 403

Biomethane (生物甲烷), 5, 10, 87, 89-90, 95, 182-183, 200-202, 403

Biorefinery (生物精炼), 33-34, 183, 197, 393

C

Capacity Utilization (产能利用率), 8, 74-75t

Carbon Capture (碳捕集), 11, 116f, 134

Carbon Dioxide Emissions (二氧化碳排放), 21, 26t, 43, 105, 115-116

Carbon Sequestration and Mitigation (碳封存和减排), 47

Carbon Valorization (碳增值), 102-103, 105

Carbon-Water Nexus (碳-水关系), 21

Chemical Energy (化学能), 7, 9, 62, 184, 401-402

Chemical Use (化学品使用), 7-8, 62, 70, 73, 75-76, 93, 138, 150, 159, 165, 168, 270, 408

Chemically Enhanced Primary Treatment (化学增强初级处理), 67, 129

Circular Water Economy (循环水经济), 1, 14, 413

Combined Heat and Power (热电联产), 5-6, 12, 44, 46, 84t, 88-89, 96, 183, 270, 282-283, 330, 392, 400, 402, 416

Constructed Wetlands (人工湿地), 13, 149, 153-156t, 160, 162, 169-170, 273, 274-276, 281-282, 289-290t, 346-347

Contaminants of Emerging Concern (受关注的新污染物), 18, 272

D

Data Science Tools (数据科学工具), 351, 353

Deammonification (脱氨), 12, 128-130, 136

Decarbonization (脱碳), 1, 4, 6-10, 12f, 14, 17-19, 21-22, 24-25, 28, 32-35, 38, 52, 62-64, 66-70, 73-77, 83, 87, 95, 116, 124-126, 128, 133, 135, 138-139, 147-149, 153, 155, 156-161t, 164, 166, 168-173, 182-184, 190, 197, 222, 224-227t, 234-235, 237, 244, 246, 251, 255, 269, 272, 273, 278-279, 288-299t, 327, 333-334, 338, 351-353, 369, 377, 379-380, 389, 391-393, 398-399, 403, 405-409, 413, 419, 421, 423

Desalination (海水淡化), 45, 244-246, 255-256, 258-260, 390, 423

Direct Emissions (直接排放), 3-5, 42, 157, 269

District Heating (区域供暖), 13, 327, 330

E

Electrofermentation (电发酵), 11, 103-104f, 111-114

Electromethanogenesis (电催化产甲烷), 296, 298, 310t
Emission Factors (排放因子), 5, 47-48, 50t-54, 69, 73t
Energy Balance (能量平衡), 83f, 91, 228, 249
Energy Footprints (能源足迹), 2, 62, 64, 75t
Energy Frugality (能源节约), 27t, 30, 43, 154t
Energy Neutrality (能源中和), 6-7, 13, 84t, 342, 403
Energy Positive (能量正收益), 6, 13, 84, 91
Energy-Water Nexus (能源-水关系), 17-18, 20-21
Enhanced Biological Phosphorus Removal (强化生物除磷), 153, 156t, 162

F

Forward Osmosis (正向渗透), 9, 246
Fugitive Emissions (无组织排放), 50t, 70, 72, 404

G

Global Warming (全球变暖), 3-4, 26t, 43, 48-49, 93, 95f, 167, 171-172, 227, 274-275
Greenhouse Gas Emissions (温室气体排放), 2-6, 10, 13, 19-21, 26t, 32-33, 38, 40-44, 46-49, 51-54, 62, 69-70, 73t-74, 77, 153t, 155t, 157-158f, 162, 165, 168, 170, 182-183, 226t, 231, 235, 237, 260, 269-272, 275-277, 280-282, 287-290t, 330, 337, 352, 353, 401, 403

H

Heat Pumps (热泵), 9, 13, 23, 326-327f, 329-335f, 340, 399
Hydraulic Energy (水能), 7, 62
Hydrothermal Liquefaction (水热液化), 8, 229, 393

I

Indirect Emissions (间接排放), 2, 40, 46, 75, 157
Intergovernmental Panel on Climate Change (政府间气候变化专门委员会), 40, 47, 154, 336

L

Land Application (土地应用), 7-8, 50, 138, 154t, 228, 230, 233-234, 290t
Landfilling (填埋), 8, 26t, 41, 46, 49-50t, 76, 224, 228-230, 233-234, 282, 404, 413

Life Cycle Assessment (生命周期评估), 88, 92, 168, 234

M

Machine Learning (机器学习), 12, 351, 353

Membrane Biofilm Reactor (膜生物膜反应器), 9, 246, 250-251f

Membrane Distillation (膜蒸馏), 9, 246, 253f-254, 259

Membrane Systems (膜系统), 67, 131

Methane Emissions (甲烷排放), 3, 6, 44, 53, 58, 72, 275, 392, 403, 408

Microalgae (微藻), 10, 12f, 162t, 170, 182-188, 192, 194, 196-201, 204t, 246-248, 272, 278-279, 281t, 284-290t

Microbial Electrochemical Technology (微生物电化学技术), 11, 102, 116

N

National/Global Policies (国家/全球政策), 390, 398

Natural Treatment Systems (自然处理系统), 10, 269-270, 272-273, 281t, 289-290t

Net Zero (净零), 1, 3-6, 14-15, 42, 46-47, 173, 270, 272, 279, 289, 291-292, 397

Nitrite Oxidizing Bacteria (亚硝酸盐氧化菌), 124

Nitrite Shunt (亚硝酸盐分流), 9, 129-130, 133t-136, 161t, 166-167

Nitrous Oxide Emissions (一氧化二氮排放), 19, 126

Nutrient Removal (营养物去除), 75, 93, 167, 172

O

OneWater (全水), 1, 2f, 6, 14, 271, 423

P

Partial Denitrification/Anammox (部分反硝化/厌氧氨氧化), 9, 132, 137

Partial Nitritation/Anammox (部分亚硝化/厌氧氨氧化), 9

Phosphorus Management (磷管理), 7, 9, 147, 149-150, 152-153, 170-171, 173

Photobiological Systems (光生物系统), 7, 182

Photosynthetic Platforms (光合平台), 183

Phototrophic Systems (光合系统), 184, 200

Photovoltaics (光伏), 13, 29, 34-35, 46, 333, 402, 407

Pressure Retarded Osmosis (压力延迟渗透), 9, 246, 255

Principal Component Analysis (主成分分析), 358, 360

Process Intensification (过程强化), 116

Process Mixing (过程混合), 39, 58, 72

Purple Photosynthetic Bacteria (紫色光合细菌), 10, 182-183, 188, 195-196f

R

Resource Recovery (资源回收), 1, 4, 6-8f, 10, 12f-13, 54, 62, 76, 82, 83-84t, 90-91, 95-96, 115-116, 124, 149, 154t, 192, 222, 225, 237, 228, 232, 234, 245-246, 249, 252, 254, 285, 288, 342, 345, 348, 389, 391, 393, 396, 398, 400-402, 404, 407-408, 413-416, 418-424

Reverse Osmosis (反渗透), 9, 45, 172, 244-246, 253-254, 256t, 258

S

Secondary Treatment (二级处理), 66-69, 91, 168, 275f

Sludge Management (污泥管理), 8, 43-44, 83, 94, 222, 225-227f, 233-235, 237

Sludge Pretreatment (污泥预处理), 85-86, 89, 233

T

Technoeconomic Assessment (技术经济评估), 356

Thermal Energy (热能), 2, 6-7, 9, 13, 27t, 46, 57, 70, 234, 249, 325-334, 336-340f, 398-399, 401-402, 408, 424

U

Urban Water Cycle (城市水循环), 2f, 5, 19, 38, 41, 54, 56, 416

V

Value Hierarchies (价值层次), 415

W

Wastewater Collection (污水收集), 1, 4, 6, 38-39, 43-44, 57, 149, 157-158, 224f, 344, 390

Wastewater Pumping (污水泵送), 8, 65-66, 287

Wastewater Treatment (污水处理), 2, 5-6, 8-11, 16-18, 22t-23t, 33-41, 44-48, 51,

55-56, 61-63, 67, 69t, 70-71, 73-78, 85, 87, 89, 93-95, 102, 110, 115-120, 123-126, 132-136, 143-154, 157, 171, 175, 179-182, 187-200, 209-214, 218-219, 221-223, 260, 265-272, 275-276, 283-288, 293-294, 303-304, 311-315, 323

Water Distribution (水分配), 45, 369

Water Frugality (节水), 26t, 42, 57, 282, 408, 423

Water Reclamation (水回收), 2, 4, 7, 10, 42, 62, 66, 73t, 75, 84t, 168, 231, 244, 246, 250, 253, 254, 259, 271, 343

Water Resource Recovery Facilities (水资源回收设施), 6, 54, 62, 82, 84t, 90, 95, 115-116f, 124, 222, 228, 348, 391, 398, 400-401, 407-408

Water Reuse (水回用), 90, 253, 343, 344, 419

Water Sector (水务行业), 1, 4-7, 10, 13-15, 17-18, 20-21, 32, 34-35, 44, 51, 77, 83, 124, 147, 225, 237, 272, 389-393, 398, 402-403, 407-409, 413-415, 417-421, 423-424, 426

Water Treatment (水处理), 1-11, 13, 17-21, 26t, 40-47, 49, 147, 163, 170, 222, 250, 260, 271-272, 278, 282, 351, 360, 371, 373, 390, 414, 416, 419

译后记

自2020年9月22日中国领导人向世界宣示2030年前实现碳达峰2060年前实现碳中和目标（简称“双碳”目标）以来，中国各界掀起了一股广泛而深刻的经济社会系统性变革。水务行业作为事关社会民生的重要公用事业，理应率先行动，主动作为。然而，如何在水务行业进行卓有成效的脱碳，却让许多管理者和从业者一片茫然。因此，从看到本书英文版的第一眼，我就萌发了将其翻译成中文并广泛传播的强烈念头。在2022年10月与原著作者任智勇博士取得联系后，我很快获得了国际水协出版社的授权，如今中文版终于面世了。

本书的翻译任务由中国环境科学研究院阳平坚博士承担和组织。翻译主要贡献者包括：中国环境科学研究院阳平坚、天津大学彭栓、北京大学刘永、中国通用咨询有限公司邓义寰、北京大学李政、中国环境科学研究院刘润璞、北京大学蔡开奎、中国环境科学研究院陈玉烁、天津大学毛国柱等。具体分工如下：序一、序二和前言由阳平坚翻译，第一章至第四章由阳平坚和彭栓翻译；第五章和第六章由邓义寰和阳平坚翻译；第七章由蔡开奎、刘永和阳平坚翻译；第八章由李政、阳平坚和刘永翻译；第九章由阳平坚、刘永和彭栓翻译；第十章由彭栓、阳平坚和刘永翻译；第十一章由彭栓和毛国柱翻译；第十二章至第十四章由彭栓和阳平坚翻译；第十五章由阳平坚和毛国柱翻译；第十六章由刘润璞和阳平坚翻译；第十七章和第十八章由陈玉烁和阳平坚翻译；索引由刘润璞和彭栓翻译并整理；阳平坚和刘永对全书进行了审阅和译校。

本书翻译期间，正值COVID-19疫情在中国肆虐。尤其是2022年12月初中国政府突然放开疫情管控后，所有的译者都经历了病毒感染并极大影响翻译效率的痛苦。尽管如此，我们依然以最大的努力和热忱投入工作。特别感谢本书作者普林斯顿大学任智勇教授和内华达大学Krishna R Pagilla教授慷慨的开源授权；感谢国际水协出版社Mark Hammond先生及其他编辑的包容、理解和付出。期待本书能为您的学习、研究和工作带去有益启示。译文交流研讨请联系yang.pingjian@craes.org.cn。

阳平坚，北京
2023年2月15日