

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。

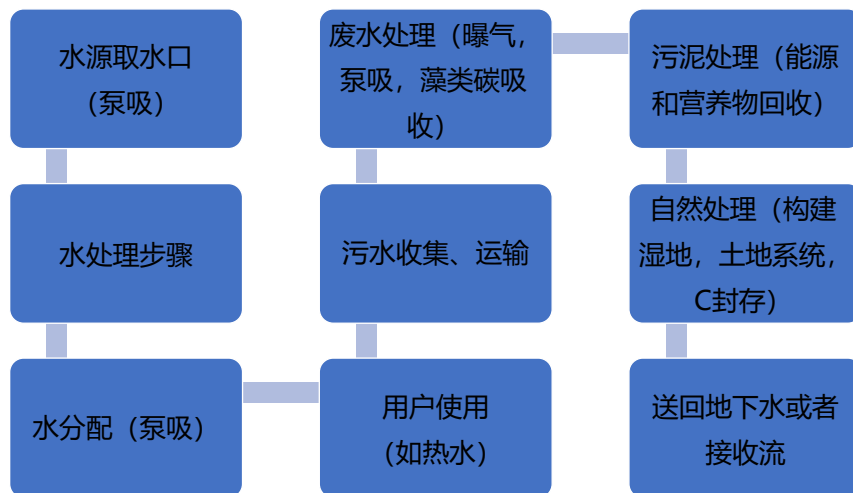


图 12.1 供水和污水公用事业的一般水传输方案。过程中的每一步都需要能源，并伴有温室气体排放

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）。

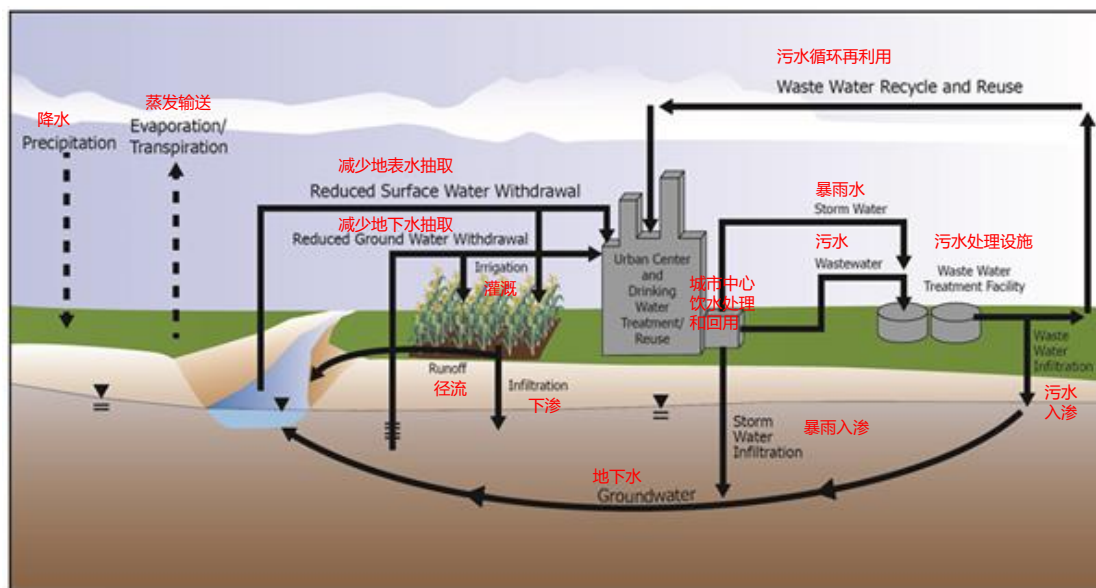


图 12.2 水和污水处理作为整个水循环的一部分（抽取、饮用水处理、污水处理、养分/水/能量回收、作物施肥、地下水和地表水补给）

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 CO₂ 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 N₂O 排放，以及微生物降解污水中的有机物质时释放的 CO₂。

按质量计算，100 年时间尺度上每毫克 CH₄ 的全球变暖潜能值（GWP）是每毫克 CO₂ 的 28 倍；而每毫克 N₂O 的 GWP 是 CO₂ 的 265 倍。今天排放的 N₂O 在大气中平均存在 121 年，而 CH₄ 在大气中的平均存在时间约为 12.4 年(Myhre et al., 2013)。

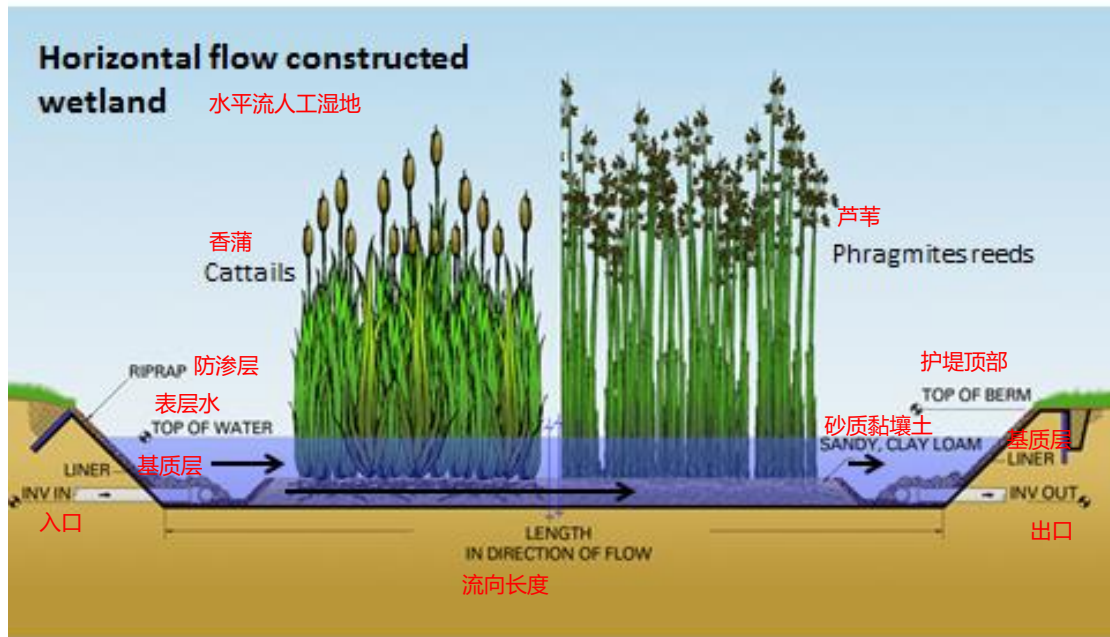


图 12.3 典型的水平流人工湿地对常规污染物如 BOD 和营养物质进行初级处理，或在二级处理后进行三级/抛光处理。来自药品、消费护理产品、工业化学品和农药的有毒微量有机物可以通过生物过程和光解作用在这样的系统中降解。来源：

<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 CH₄ 的主要来源和部分 N₂O 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 CH₄ 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。

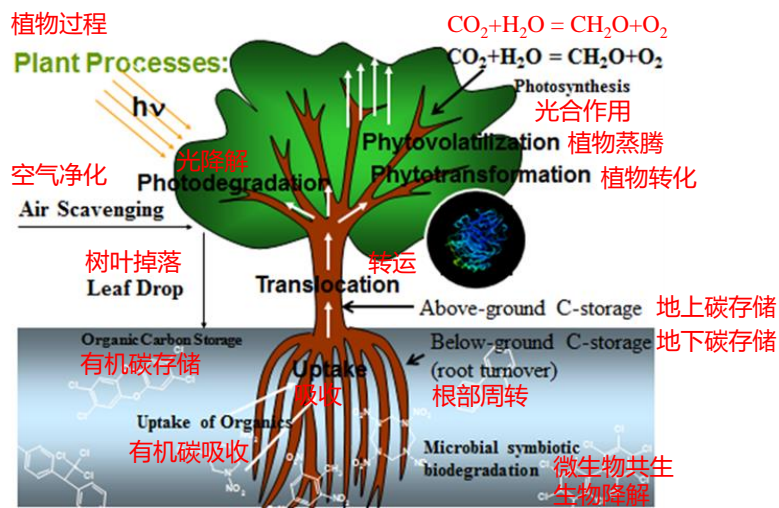


图 12.5 植物降解示意图：光合作用及通过根系翻转从大气中储存碳到木质生物质和土壤中的过程。其他过程包括根际生物降解、植物吸收、转运、植物转化、植物挥发和有机化学物质的光降解

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 CO_2 /年 = 2.3×10^{15} 克 CO_2 /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 $3.7-7.0 \text{ 吨 CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (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)。

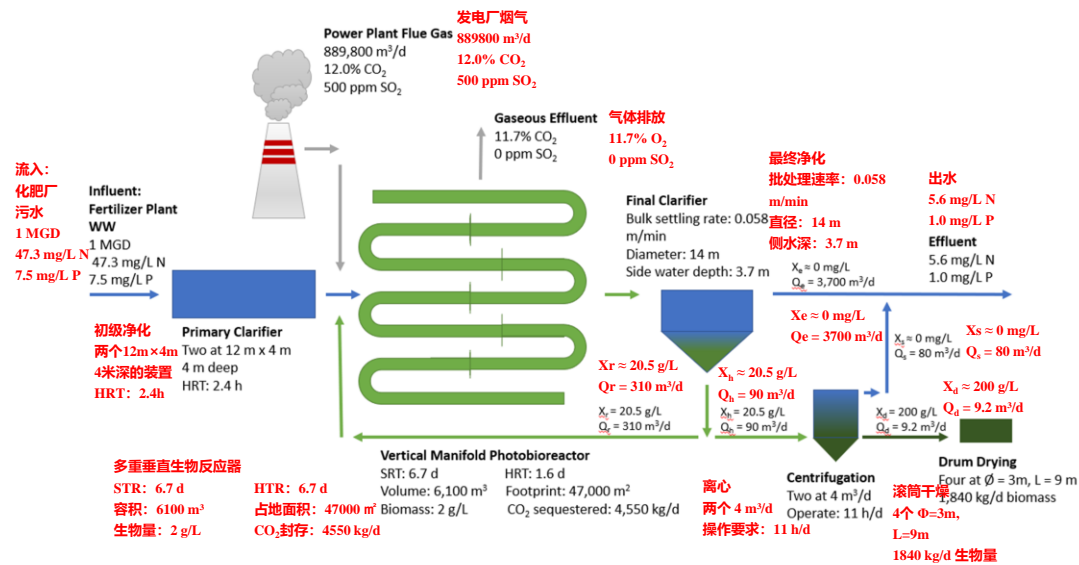


图 12.7 微藻光生物反应器处理 1 MGD 化肥厂污水及电厂烟气 CO₂ 封存示意图处理过程 (净化、PBRs 和最终净化) 及生物质收获

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。

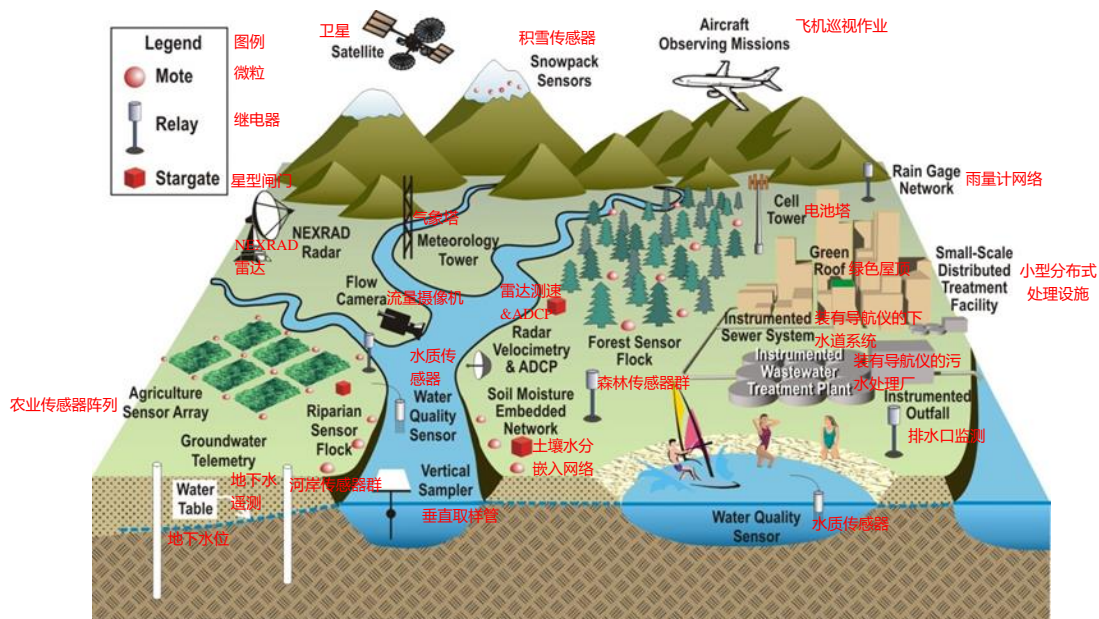


图 12.8 流域综合管理法

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., Skoulidakis N. T. and Tsihrantzis 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 bioremediation 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.