

DOI: 10.20103/j.stxb.202410182544

孙明星, 石磊. 碳中和背景下生物基产品碳足迹评估. 生态学报, 2025, 45(11): 5607-5617.

Sun M X, Shi L. Carbon footprint assessment of bio-based products in the context of carbon neutrality. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(11): 5607-5617.

碳中和背景下生物基产品碳足迹评估

孙明星^{1,*}, 石 磊²

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 南昌大学资源与环境学院, 南昌 330031

摘要: 生物质在人类生命时间尺度内为可再生资源, 以生物质为原料的生物基产品被认为是“碳中和”的, 生物基产品替代化石产品是应对气候变化的重要方式。然而生物基产品全生命周期过程涉及众多碳源碳汇过程, 对生物基产品“碳中和”的假设提出挑战。在分析三类生物质原料和生物基产品特征的基础上, 对生物基产品全生命周期碳源碳汇过程进行分析并提供了核算方法, 从而构建生物基产品碳足迹评估框架。以小麦秸秆制备打印纸为例, 研究分析了其全生命周期过程碳源碳汇并核算其碳足迹, 与仅考虑生产过程(2633.38 kg CO₂e)相比, 1 t 小麦秸秆打印纸的全生命周期碳足迹为 1221.50 kg CO₂e, 副产品农业肥料、废纸填埋和纸产品储存形成的碳汇是降低碳足迹的重要方式, 废纸处理方式对产品碳足迹有较大影响, 但仅改变废纸处理方式并不能实现纸产品的“碳中和”, 仍需小麦秸秆造纸过程能源系统及物料输入的优化。除了碳足迹外, 也需要综合考虑生物基产品对水资源、土地利用变化及生物多样性的影响以实现生物基产品在应对气候变化、生物多样性丧失及污染三大全球环境挑战的重要作用。

关键词: 生物基产品; 碳足迹; 碳中和; 纸产品

Carbon footprint assessment of bio-based products in the context of carbon neutrality

SUN Mingxing^{1,*}, SHI Lei²

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 School of Resources and Environment, Nanchang University, Nanchang 330031, China

Abstract: Biomass is a renewable resource in the time scale of human life. Biomass resources are characterized by their enormous yield, wide distribution, renewability, and low-pollution nature. Recognized as the only practical and sustainable chemical carbon source for the future, as well as a crucial alternative to fossil resources, they provide essential support for energy utilization and product preparation. Bio-based products made from biomass resources are considered to be “carbon neutral”, and its replacement of fossil products is an important means to tackle climate change. However, the entire life cycle process for bio-based products involves many carbon sources and carbon sinks, which challenges the assumption of “carbon neutrality” of bio-based products. Many bio-based product industries are energy-intensive and high-emission sectors, consuming substantial energy and generating significant carbon emissions. Additionally, the acquisition of biomass resources may involve land-use changes and associated carbon emissions. The end-of-life treatment methods for bio-based products exhibit substantial uncertainties in greenhouse gas emissions, particularly due to the complex carbon source-sink transformations under different disposal approaches. These factors contribute to ongoing debates over the assessment of the “carbon neutrality” of bio-based products, and call for a systematic framework to evaluate the carbon footprint of bio-based

基金项目: 国家自然科学基金项目(52000170, 72061147003, 52270182)

收稿日期: 2024-10-18; 网络出版日期: 2025-04-07

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sunmx@igsrr.ac.cn

products. Based on the analysis of the characteristics of three types of biomass raw materials and bio-based products, this paper analyzes the carbon source and carbon sink processes of bio-based products in the life cycle, provides accounting methods for different carbon source and sink processes, and constructs a carbon footprint accounting framework of bio-based products. Taking printing paper made from wheat straw as an example, this paper analyzes the carbon source and sink in its whole life cycle and calculated its carbon footprint. Compared to only considering the production process (2633.38 kg CO₂e), the carbon footprint of 1 ton of printing paper from wheat straw was 1221.50 kg CO₂e. Carbon sinks formed by by-products such as agricultural fertilizer, waste paper landfill and paper product storage are important ways to reduce carbon footprint. Waste paper treatment methods have a significant impact on the carbon footprint of paper products. However, only changing waste paper treatment methods cannot achieve “carbon neutrality” of paper products, and the optimization of energy system and chemical inputs is still needed. In addition to the carbon footprint, the impact of bio-based products on water resources, land use change and biodiversity also needs to be comprehensively considered to realize the important role of bio-based products in addressing the triple planetary crisis of climate change, biodiversity loss, and pollution.

Key Words: bio-based products; carbon footprint; carbon neutrality; paper products

生物基产品是指利用生物质(包括植物、动物、微生物等有机质)或生物过程(如发酵)生产的产品,生物基产品遍布生活的各个方面,生物基行业的革新是向可持续经济转型的重要方式^[1]。相比于化石材料,生物质原料中的碳在相对较短时间周期内吸收和释放,因此生物基产品多被冠以“碳中和”的标签,并被认为是取代化石产品并实现“碳中和”的重要路径之一^[2]。在全球“碳中和”和净零排放的大趋势下,开发生物基产品应对资源和环境问题已成为世界主要国家转向循环生物基经济的重要方式。然而,生物基产品碳足迹评估和“碳中和”的研判需要从全生命周期视角审视,以科学推进生物基产品的开发,助力“碳达峰、碳中和”目标的实现。

1 生物基原料、产品及其特征

1.1 生物质原料的代际分类

生物质资源具有产量巨大、分布均匀、可再生、低污染等特性^[3],被认为是未来唯一实用且可持续的化学碳源和替代化石资源的重要形式,为能源利用和产品制备提供重要支持^[4]。基于生物炼制分类的原则,生物质原料可根据其性质分为三代,不同代际的生物质资源性质各异^[5]。第一代生物质资源指可食的生物质资源,包括玉米、高粱等粮食作物,大豆、菜籽油、棕榈油等油料作物。第一代生物质资源的组成成分为糖类、淀粉类或油脂类,依靠相对成熟的工艺过程即可转化为生物基产品,如生物乙醇、生物柴油、聚乳酸等。第一代生物质资源存在典型的“与人争粮”、“与粮争地”的问题,如以玉米为原料发酵制作生物乙醇用作汽车燃料从而挤占其他粮食作物的种植空间或侵占其他自然生态系统^[6],东南亚大规模砍伐原始森林种植油棕树生产棕榈油以加工生物柴油,从而造成原始森林的退化^[7]。第二代生物质资源大都是以木质纤维素为基础的非粮生物质资源,包括作物秸秆等农林废弃物,柳枝稷、芒草等能源作物,以及城乡有机固废、废弃油脂等废弃物^[8]。第二代生物质资源的产量巨大且在地理区域上呈现相对分散的分布特征,其有效收集成为制约其高效使用的重要因素^[9],此外,第二代生物质资源进行资源化或能源化利用途径的成熟度相对较低^[7]。但城乡有机固废和废弃油脂由于其组成成分大都为糖类或油脂类,其资源化或能源化利用技术相对成熟,如废弃油脂制备生物柴油和生物航油是目前重要的技术应用^[10]。虽然第二代生物质资源不存在“与人争粮”的问题,但在可用耕地上种植能源作物存在“与粮争地”的问题^[11]。第三代生物质资源一般指藻类或通过细胞工程快速合成的生物质^[12]。这类生物质资源一般来说合成速度较快,并可以在一定程度上定向合成目标生物质产品^[13]。由于第三代生物质资源的生长不占用耕地,一般不存在“与人争粮”或“与粮争地”的问题,但第三代生物质资源的合成和综合利用商业化程度并不高。

由于第一代生物质资源存在严重的“与人争粮”和“与粮争地”的问题而限制其大规模开发利用,在面临实现“零饥饿”联合国可持续发展目标的背景下,第一代生物质资源能源化和资源化利用受限^[14]。而第三代生物质资源合成技术尚不成熟,但微藻大规模养殖和能源化利用将会成为生物基能源发展的重要方向之一,然而微藻的利用也需要解决其产量低和成本高的问题^[15]。第二代生物质资源综合利用将会是中短期内生物基产品的主要研究和发展方向^[16],但木质纤维素资源的高效处理,尤其预处理环节至关重要。

1.2 生物基产品的分类和基本特征

从用途上来讲,生物基产品可大致分为两大类,即生物基能源与生物基材料^[17],前者包括固体(如生物质成型燃料)、液体(如生物柴油、生物甲醇)和气体(如生物甲烷)等生物能源形态产品,后者包括大分子生物材料(如棉毛纺织品、纸产品)、小分子生物化学品(如糠醛等平台化合物)、和再合成生物基材料(如生物塑料、生物润滑油)等不同利用层级的生物基材料产品,部分生物基产品兼具生物基能源和生物基材料的特性(如生物甲醇),而部分生物能源(如生物航空燃油)和再合成生物基材料(如聚乳酸塑料)也可由小分子生物化学品合成而来^[18]。

生物基产品链接自然和社会经济系统,在全生命周期阶段存在复杂的碳源碳汇过程,因此在其碳足迹评价过程中存在多维的复杂性。从本体上,生物基产品的原材料种类包括多年生木本、一年生草本、快速生长微藻等生长周期、占地情况等各异的原料,其在碳汇积累周期、土地利用变化、过程输入输出、碳足迹分配方面存在复杂性^[19];从经济周期上,同一生物质原料存在着能源化、原料化、肥料化、基料化、饲料化等多元的利用方式,而同一种生物基产品也可由多种生物质原料转化而来,不同生产和利用方式造成的碳源汇动态变化存在较强的复杂性;从政策周期上,生物基产品碳源和碳汇时间尺度跨度较大,且存在碳源汇之间的相互转化^[20],需充分考虑政策时间周期内碳足迹的复杂性以客观评价其对气候变化的影响。因此,生物基产品的碳足迹评价需充分考虑本体、经济和政策周期的复杂性。

虽然已有大量碳足迹核算的标准、方法和相关文章^[21-22],但生物基产品碳足迹特征更为复杂,需从其全生命周期进行系统分析。许多生物基产品行业是高耗能高排放行业,能源消耗产生大量碳排放^[23],此外生物质原料获取可能涉及土地利用类型变化及相应的碳排放^[24],生物基产品末端处理方法具有很强的温室气体排放不确定性,尤其不同处理方式存在复杂的碳源碳汇转变,从而使得生物基产品的“碳中性”的研判存在一定争议。因此,生物基产品碳足迹应从全生命周期的视角去审视,系统评估从“源头到坟墓”的碳排放以科学判定其碳足迹,从而促进低碳循环生物基经济的不断发展和演进。

2 生物基产品生命周期温室气体排放评估

2.1 生物基产品生命周期温室气体排放的特征

从生物基产品的全生命周期来看,生物基产品与大气碳库和土壤碳库具有复杂的碳交换和碳源碳汇转换过程,其与碳库的交换过程如图1所示。在生物质原料获取阶段,生物质通过光合作用吸收大气中的CO₂将其固定在生物质原料中(图1中过程②),生物质原料在生长过程除了直接排放外(如水稻种植的甲烷排放)(图1中过程③),农资、水、机械使用等环节也会带来温室气体的排放(图1中过程④)。此外由于生物质原料种植或收获造成的土地利用变化而带来的地上、地下生物量及土壤有机碳的变化也是温室气体的重要来源(图1中过程①)。

在生物基产品加工制造阶段,碳排放主要来源于加工过程的物料投入隐含碳排放和能源使用带来的直接和隐含碳排放(图1中过程⑥),以及废水和固废处置带来的甲烷和氧化亚氮的排放(图1中过程⑤)。加工过程的下脚料和废料进行能源回收会造成生物基二氧化碳排放,同时也会替代化石基能源抵扣温室气体排放,而填埋带来的温室气体排放较为复杂,将在废物管理进行介绍。

生物基产品使用阶段,对于生物能源,由于其被燃烧而瞬间氧化,产生的生物基二氧化碳瞬时释放(图1中过程⑦),生物能源不存在废物管理阶段的碳排放。对于生物基材料,由于不同材料使用寿命存在差异,因

此储存在其中的碳形成的碳汇也存在时间差异,在其生命周期结束后进入废物管理阶段。

生命周期末端废物管理一般分为三大类,即再利用、焚烧和填埋。对于再利用(如废纸做再生纸),其温室气体排放归到下一个生命周期过程或基于分配方法分配到本生命周期过程及下一个生命周期过程。对于焚烧,若无能源回收,则仅需考虑生物基二氧化碳的释放,有能源回收另需考虑能源回收对化石能源的替代作用(图1中过程⑩)。对于填埋,则需考虑填埋过程生物基产品碳的非线性氧化和厌氧过程,以及生物基产品形成的土壤碳库的动态变化过程,氧化过程产生生物基二氧化碳排放,厌氧过程产生甲烷,甲烷若不加收集直接排放带来温室效应,而甲烷收集能源化利用则替代化石基的碳排放(图1中过程⑨),而形成的土壤碳库具有碳汇的功能(图1中过程⑬)。

此外,生物质原料(如秸秆)还田(图1中过程⑪)、生物基产品还田(图1中过程⑫)、生物能源碳捕获与储存(图1中过程⑭)也会分别进入土壤碳库和岩石圈形成碳汇。

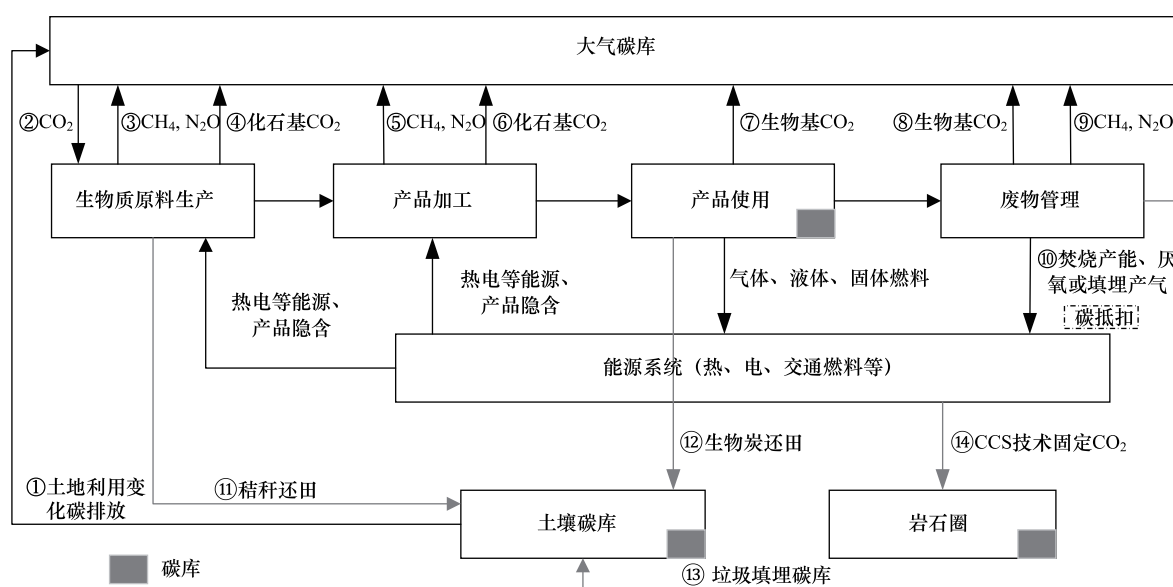


图1 生物基产品全生命周期过程及其与碳库的关系

Fig.1 Life cycle processes of bio-based products and their relationship with carbon pools

2.2 生物基产品生命周期温室气体排放评估

2.2.1 生物质原料获取阶段

基于生物质原料的种类确定其是否引起种植过程及土地利用变化碳排放。对于原材料为废弃油脂、农业秸秆、林业废弃物等种类,由于其为废弃物,因此假定其不涉及种植过程及土地利用变化的碳排放,仅考虑其收集和运输过程碳排放。对于原料为农林产品的种类(如农产品、林产品、能源作物),需另确定其种植过程和土地利用变化碳排放。

生物质原料种植和获取过程温室气体排放如式(1)所示。

$$\text{Carbon}_{\text{plantation}} = \sum_{i=1}^n \alpha_i \times A_i + \epsilon \quad (1)$$

式中, $\text{Carbon}_{\text{plantation}}$ 为生物质原料种植和获取阶段的温室气体排放, i 为第 i 种投入, A 为活动水平, α 为碳排放因子, ϵ 为种植过程中的甲烷和氧化亚氮排放。

直接土地利用变化碳排放基于 IPCC 提出的方法,主要核算因土地利用方式变化引起的地上生物量、地下生物量、死木和枯枝落叶变化和土壤碳变化的温室气体排放量,通过式(2)进行核算。土地利用变化碳排放非瞬时线性排放,需基于其随时间变化排放特征进行核算。

$$\text{Carbon}_{\text{LUC}} = \text{Carbon}_{\text{biomass-below}} + \text{Carbon}_{\text{biomass-dead}} + \text{Carbon}_{\text{soil}} + \text{Carbon}_{\text{biomass-above}} \quad (2)$$

其中, $\text{Carbon}_{\text{LUC}}$ 为生物质原料生产土地利用变化碳排放, $\text{Carbon}_{\text{biomass-below}}$ 为地下生物量变化对应碳排放, $\text{Carbon}_{\text{biomass-dead}}$ 为死木和枯枝落叶变化对应碳排放, $\text{Carbon}_{\text{soil}}$ 为土壤碳变化对应碳排放, $\text{Carbon}_{\text{biomass-above}}$ 为地上生物量变化对应碳排放。

由于未来生物基产品的大量生产带来的生物质原料的大量需求,从而导致的土地利用变化及其相关的碳排放可通过 GTAP-BIO (Global Trade Analysis Project, GTAP) 模型进行核算。GTAP-BIO 模型是一个全球多部门、多区域的可计算一般均衡 (Computable General Equilibrium, CGE) 模型,主要基于标准的 GTAP 数据库,该模型使用按区域划分的社会核算矩阵,结合贸易和生物物理数据来获得间接土地利用变化。土地利用变化的排放可分为不同的土地利用类型转化,从而获得相应的碳排放数据。

2.2.2 生物基产品加工制造阶段

产品加工制造过程中的碳足迹主要来源于能源和物料的投入和工艺过程中的排放,对于多产品共生产的情形,按照不同产品中的碳含量或经济价值进行分配,生产全过程的碳足迹核算方法如式(3)所示:

$$\text{Carbon}_{\text{production}} = \sum_{i=1}^n \alpha_i \times A_i \quad (3)$$

其中, $\text{Carbon}_{\text{production}}$ 为生产过程中的温室气体排放, i 为第 i 种输入或输出, α_i 为第 i 种输入输出的生命周期温室气体排放因子 (基于已有数据库进行获取), A_i 为第 i 种输入或输出的活动水平。

此外,污水处理的甲烷和氧化亚氮的直接排放是碳排放的来源之一。污水处理产生的甲烷排放的核算如式(4)~(6)所示。

$$E_{\text{CH}_4} = [(R_{\text{COD}} - SG \times \rho_s) \times EF_{\text{CH}_4} - R] \times \text{GWP}_{\text{CH}_4} \quad (4)$$

$$R_{\text{COD}} = Q_{\text{DOM}} \times (\rho_{\text{in,COD}} - \rho_{\text{out,COD}}) \quad (5)$$

$$EF_{\text{CH}_4} = Bo \times \text{MCF} \quad (6)$$

式中, E_{CH_4} 为污水处理中甲烷排放带来的碳足迹, R_{COD} 为污水处理去除的有机物总量, SG 为污泥干物质产生量, ρ_s 为污泥干物质中有机物质含量, R 为以污泥方式清除掉的有机物总量, EF_{CH_4} 为 CH_4 排放因子, R 为 CH_4 回收量, GWP_{CH_4} 为 CH_4 的全球变暖潜势; Q_{DOM} 为污水处理量, $\rho_{\text{in,COD}}$ 为入水口污水中 COD 的浓度, $\rho_{\text{out,COD}}$ 为出水口污水中 COD 的浓度, Bo 为厌氧处理废水系统的 CH_4 最大生产能力, MCF 为 CH_4 修正因子,反映了系统的厌氧程度。

污水生物脱氮过程涉及硝化与反硝化过程,从而产生氧化亚氮气体的排放量核算如式(7)和(8)所示。

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = R_{\text{TN}} \times EF_{\text{Bio,N}_2\text{O}} \times C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2} \times \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (7)$$

$$R_{\text{TN}} = Q_{\text{DOM}} \times (\rho_{\text{in,TN}} - \rho_{\text{out,TN}}) \quad (8)$$

式中, $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为污水处理中氧化亚氮排放带来的碳足迹, R_{TN} 为污水处理去除的总氮量, $EF_{\text{Bio,N}_2\text{O}}$ 为污水中单位质量的氮能够转化为 N_2O 的氮量, $C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2}$ 为 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 分子量之比,为 44/28; $\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 N_2O 全球增温潜势值; $\rho_{\text{in,TN}}$ 为入水口污水中总氮的浓度, $\rho_{\text{out,TN}}$ 为出水口污水中总氮的浓度。

2.2.3 生物基产品使用阶段

对于生物能源,其碳排放主要来源于其燃烧造成的生物基二氧化碳的排放 (基于 IPCC 原则,认为是碳中和性,不计入碳足迹核算),通过吸收排放的二氧化碳形成碳汇也是目前工程上探索的方向之一,生物能源与碳捕获和储存 (BECCS) [25],其固碳量即为工程吸收的二氧化碳的量。而对于生物基产品,其在使用阶段形成临时碳汇,直到产品进入废弃阶段,对于部分长生命周期产品则会形成长期碳汇,生物基产品使用阶段形成碳汇的量如式(9)所示。

$$CS_{\text{use}} = W_{\text{use}} \times \text{DOC} \times \frac{44}{12} \quad (9)$$

式中, CS_{use} 为生物基产品形成碳汇的量, DOC 为生物基产品碳含量。

2.2.4 生物基产品废弃阶段

生物基产品废弃阶段的碳排放需基于处理方式分别进行讨论。生物基产品循环再利用涉及循环利用部

分环境影响的分配问题,已有研究对不同的分配方法展开系统分析^[26],包括简单截断、基于经济价值截断、基于市场价值分配等。从可操作性、数据可得性、易于理解性等原则出发,本研究选择简单截断方法,将碳排放归为下一个生命周期阶段。

对于焚烧,焚烧过程产生生物基二氧化碳(基于 IPCC 原则,认为是碳中性,不计入碳足迹核算)不计算,而焚烧过程中能量回收产生碳抵扣通过式(10)计算。

$$AE_{inc} = W_{inc} \times NCV_w \times \eta \times CI_e \quad (10)$$

式中, AE_{inc} 为生物基产品焚烧能源回收带来的碳抵扣, W_{inc} 为焚烧生物基产品的量, NCV_w 为生物基产品的净热值, η 为能源转换效率, CI_e 为能源的碳排放强度。

对于填埋,其相关的碳源和碳汇可以分为 5 部分,即填埋场向大气中排放的甲烷、填埋场浅层附近甲烷氧化形成的二氧化碳(基于 IPCC 原则,认为是碳中性,不计入碳足迹核算)、捕获的甲烷焚烧避免排放、垃圾填埋场生物基产品有氧化产生的二氧化碳(基于 IPCC 原则,认为是碳中性,不计入碳足迹核算)和填埋碳存量。

填埋场向大气中排放的甲烷($E_{A_{lf}}$)通过式(11)进行计算。

$$E_{A_{lf}} = \sum_{t'}^t \left((1 - e^{-k}) \times W_{lf} \times MCF \times DOC \times DOCf \times F \times \frac{16}{12} \times e^{-k(t-t')} \right) \times (1 - CR) \times (1 - OR) \times GWP_{CH_4} \quad (11)$$

式中, k 为生物基产品的半衰期因子, W_{lf} 为填埋生物基产品的质量。 MCF 为生物基产品填埋厌氧分解概率的甲烷校正系数, DOC 为生物基产品中可降解有机碳的含量, $DOCf$ 为可降解有机碳的降解分数, F 为甲烷在垃圾填埋气中的占比, t 为当前年份, t' 为生物基产品填埋年份, CR 为甲烷捕集率, OR 为甲烷的氧化速率, GWP_{CH_4} 为甲烷的全球变暖潜能。

填埋场浅层附近甲烷氧化形成的二氧化碳($EB_{mo_{lf}}$)通过(12)进行计算。

$$EB_{mo_{lf}} = \frac{E_{A_{lf}} \times OR}{(1 - OR) \times GWP_{CH_4}} \times \frac{44}{16} \quad (12)$$

式中, $EB_{mo_{lf}}$ 为填埋场浅层附近甲烷氧化形成的二氧化碳,其他参数见上文。

捕获甲烷燃烧产生的二氧化碳($EB_{cap_{lf}}$)通过式(13)进行计算。

$$EB_{cap_{lf}} = \frac{E_{A_{lf}} \times CR}{(1 - CR) \times (1 - OR) \times GWP_{CH_4}} \times \frac{44}{16} \quad (13)$$

捕获的甲烷焚烧发电避免排放(AE_{lf})通过式(14)进行计算。

$$AE_{lf} = \sum_{t'}^t \left((1 - e^{-k}) \times W_{lf} \times MCF \times DOC \times DOCf \times F \times \frac{16}{12} \times e^{-k(t-t')} \right) \times CR \times NCV_{ng} \times \eta \times CI_e \quad (14)$$

NCV_{ng} 为天然气的净热值, η 为能源转换效率, CI_e 为能源的碳排放强度。

垃圾填埋场生物基产品有氧化产生的二氧化碳($EB_{CO_{2lf}}$)通过式(15)进行计算。

$$EB_{CO_{2lf}} = \sum_{t'}^t \left((1 - e^{-k}) \times W_{lf} \times MCF \times DOC \times DOCf \times (1 - F) \times e^{-k(t-t')} \times \frac{44}{12} \right) \quad (15)$$

大部分被填埋的生物基产品处于稳定状态,成为碳存量,其核算通过式(16)进行计算。

$$CS_{lf} = (W_{lf} \times DOC - \frac{E_{A_{lf}}}{GWP_{CH_4}} \times \frac{16}{12} - EB_{mo_{lf}} \times \frac{12}{44} - EB_{cap_{lf}} \times \frac{12}{44} - EB_{CO_{2lf}} \times \frac{12}{44}) \times \frac{44}{12} \quad (16)$$

填埋过程的总碳足迹则通过式(17)进行计算。

$$E_{lf} = E_{A_{lf}} - AE_{lf} - CS_{lf} \quad (17)$$

此外,生物基产品废弃阶段涉及废弃生物基产品的收集、储存和运输,填埋处理中甲烷捕集过程也会涉及基础设施的投入和能量消耗,这些过程均会产生碳排放,应该纳入生物基产品废弃阶段碳足迹评价中。

生物基产品碳足迹即为生物质原料获取、生物基产品加工制造、生物基产品使用和生物基产品废弃阶段

碳足迹之和。

3 典型生物基产品——纸产品碳足迹评估

造纸行业主要利用木材或秸秆等生物基原料,经过制浆和抄纸等环节制备纸产品^[27]。造纸行业与工业系统、社会经济系统和自然生态系统中有复杂的物质能量交换,自然生态系统中的木材和秸秆进入社会经济系统,进而进入工业系统制浆、造纸和产品加工,纸产品在社会经济系统中消费,消费后部分废纸再进入工业系统重新制浆造纸,而部分废纸回到自然生态系统填埋或焚烧(图2)。

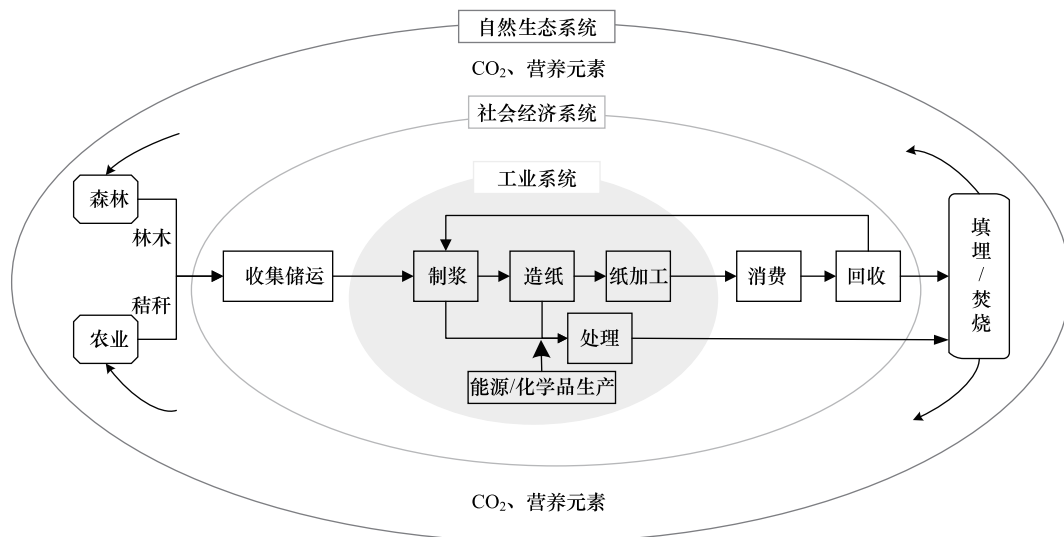


图2 造纸行业与自然生态系统、社会经济系统和工业系统关系

Fig.2 The relationship between paper industry and natural ecosystem, social economic system and industrial system

作为典型生物基产品,理论上纸产品具有实现“碳中和”的潜力。但造纸行业也是碳排放的重点行业,例如,从生产阶段看,造纸行业是典型高能耗、高排放行业,根据世界能源组织(IEA)的统计,造纸行业能耗约占工业总能耗的4%,碳排放约占工业总排放的2%^[28-29],也是我国节能降碳重点行业之一;从原料获取阶段看,潜在的不可持续森林砍伐带来的碳汇损失也是纸产品温室气体排放的重要来源^[30]。纸产品使用过程中形成的碳汇、废纸焚烧产能替代化石能源是降低产品碳足迹的重要方式。本文以典型生物基产品-小麦秸秆制浆造纸为例,对其生命周期碳足迹进行分析。

3.1 小麦秸秆制浆造纸过程全过程分析

本研究以某小麦秸秆为原料制备打印纸造纸企业为例,对其全生命周期碳足迹进行系统分析与评估。本研究案例的小麦秸秆造纸的全生命周期示意图如图3所示。在蒸煮环节,相比于传统碱脱木素工艺,该企业采用亚硫酸铵脱木素,从而避免了碱回收工艺,将黑液转化为农业肥料返回农业系统。此外,该案例在漂白环节采用氧脱木素,从而避免引入生态毒性较强的卤素漂白剂。通过企业现场调研,获取小麦秸秆制浆造纸的过程数据,具体输入输出数据如表1所示,其中输入包括主要原材料小麦秸秆和亚硫酸钠、能源输入、辅料输入、污水处理过程输入等,输出包括主产品打印纸、副产品农业肥料以及其他大气和水污染物排放。

3.2 小麦秸秆造纸全生命周期碳足迹核算

基于小麦秸秆制浆造纸企业调研数据,采用生命周期评价方法,以IPCC 100年全球变暖潜势(GWP)二氧化碳排放当量(CO₂e)作为评估指标,对小麦秸秆造纸从“源头到坟墓”的全生命周期碳足迹进行系统评估。以1 t小麦秸秆造纸为功能单位,对全生命周期小麦秸秆原材料获取、产品加工、产品使用和废弃物管理阶段的碳足迹进行分析。

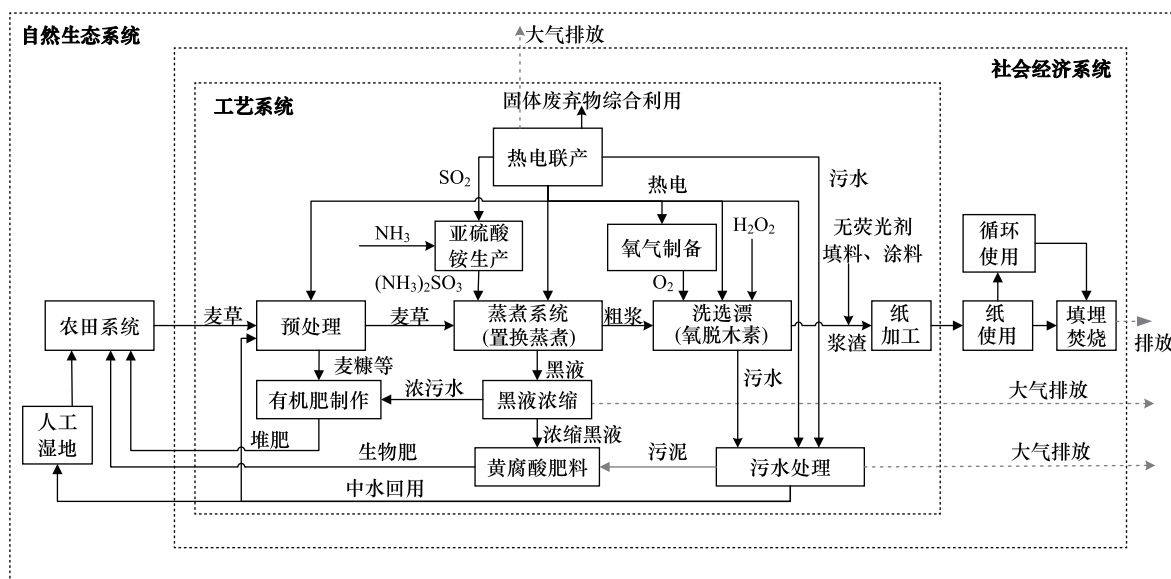


Fig.3 Schematic diagram of the life cycle of wheat straw papermaking

Table 1 Main material and energy input and output to produce 1 t printing paper from wheat straw

输入输出 Input and output	物质 Substance	单位 Unit	量 Value	输入输出 Input and output	物质 Substance	单位 Unit	量 Value
输入 Input	麦草	t	1.77	输出 Output	聚丙烯酰胺(PAM)	kg	0.09
	亚硫酸钠	kg	386.77		聚氧化铝(PAC)	kg	15.47
	电力	kWh	1108.32		淀粉	kg	72.93
	蒸汽	t	4.07		石灰石	kg	30.55
	交通运输	t km	120		烷基酮二聚体(AKD)	kg	20.07
	新鲜水	t	25.64		打印纸	t	1
	氢氧化钠	kg	13.94		农业肥料	kg	733.07
	双氧水	kg	22.35		生物基二氧化碳	kg	156.86
	氧气	kg	24.14		污泥	kg	34.27
	盐酸	kg	4.08		甲烷	kg	3.59
	氨水	kg	46.42		氧化亚氮	kg	0.01
	硫酸亚铁	kg	3.35		化学需氧量	kg	2.01

<http://www.ecologica.cn>

会以产品存量的形式长期存在,即形成碳汇,而剩余 91% 的纸产品则会进入废弃物管理环节。对于副产品农业肥料,其将被用作有机肥还田,从而形成土壤碳汇。基于公式(9)核算产品存量和农业肥料形成的碳汇量,其中打印纸和农业肥料有机碳的含量分别为 35.24% 和 41.67%,每吨打印纸全生命周期过程中形成的打印纸碳汇和农业还田土壤碳汇的量分别为 116.29 kg CO₂e 和 1120.02 kg CO₂e。

3.2.4 产品废弃阶段

纸产品在废弃阶段通常有 3 种处理方式,即回收、填埋和焚烧发电,基于我国纸产品的回收率(51.3%)和不同市政垃圾处理方式比例(填埋约为 57%,焚烧发电约为 40%),假定进入产品废弃阶段打印纸的回收、填埋和焚烧发电的比例为 50%、30% 和 20%,即 1 t 打印纸进入废弃阶段回收、填埋和焚烧发电的量分别为 455 kg、273 kg 和 182 kg。

对于回收部分,其碳足迹归入下一个生命周期环节,不予以计算。对于焚烧发电部分避免的碳排放,基于公式(10)核算,纸产品的净热值(NCV_w)为 13 GJ/t^[31],能源转换率(η)为 0.25^[31],而能源排放强度(CI_e)按照企业所在区域的电力排放因子 218.88 kg CO₂e/GJ 取值^[32],从而计算 182 kg 废弃纸产品焚烧发电所避免的碳排放为 103.57 kg CO₂e。

对于纸产品填埋部分,其碳流动可以分为 5 大部分,即厌氧发酵甲烷直接排向大气的部分、厌氧发酵甲烷氧化成二氧化碳部分、厌氧发酵甲烷捕获进而焚烧发电二氧化碳排放部分、有氧氧化产生二氧化碳部分和形成碳汇部分。厌氧发酵甲烷直接排放部分基于公式(11)核算,纸产品填埋厌氧分解概率的甲烷校正系数(MCF)为 0.71^[33],生物基产品中可降解有机碳的含量(DOC)为 0.352,可降解有机碳的降解分数(DOCf)为 0.5^[33],甲烷在垃圾填埋气中的占比(F)为 0.5^[31],甲烷捕集率(CR)为 0.25^[29],甲烷的氧化速率(OR)为 0.05^[31],甲烷的全球变暖潜能(GWP_{CH₄})为 25^[33],时间为当前时间到此后 100 年,从而计算 273 kg 打印纸填埋甲烷直接排放碳足迹为 359.85 kg CO₂e。厌氧发酵甲烷氧化成二氧化碳部分(2.08 kg CO₂e)和厌氧发酵甲烷捕获进而焚烧发电二氧化碳排放部分(13.89 kg CO₂e)分别基于公式(12)和(13)核算,由于其属于生物基二氧化碳,不计入碳足迹。捕获甲烷发电避免的二氧化碳排放基于公式(14)核算,天然气的净热值(NCV_{ng})为 48 GJ/t^[33],能源转换效率(η)为 30%^[31],能源的碳排放强度(CI_e)按照企业所在区域的电力排放因子 218.88 kg CO₂e/GJ 取值^[30],捕获甲烷发电避免的二氧化碳排放为 18.57 kg CO₂e。有氧氧化产生二氧化碳部分(55.56 kg CO₂e)基于公式(15)进行核算,由于属于生物基二氧化碳,不计入碳足迹。纸产品填埋形成碳汇的部分基于公式(16)进行核算,从而计算 273 kg 打印纸填埋形成碳汇的量为 241.24 kg CO₂e。基于公式(17),273 kg 打印纸填埋的总碳足迹为 105.50 kg CO₂e。

综合考虑纸产品进入废弃阶段回收利用、焚烧发电和填埋的情况,1 t 小麦秸秆纸产品废弃物处理阶段的总碳足迹为 1.93 kg CO₂e,其中填埋部分碳排放为 105.50 kg CO₂e,焚烧发电抵扣了 103.57 kg CO₂e 的排放。

以小麦秸秆为原料制备 1 t 打印纸全生命周期碳足迹情况如图 4 所示,由于生物基二氧化碳不计入碳足迹核算,1 t 小麦秸秆打印纸从“源头到坟墓”的全生命周期碳足迹为 1221.50 kg CO₂e,其中碳排放(包括甲烷和氧化亚氮)2993.23 kg CO₂e,碳汇 1649.59 kg CO₂e,碳抵扣(避免的碳排放)122.14 kg CO₂e。相比于仅考虑生产阶段(2633.38 kg CO₂e),全生命周期小麦秸秆造纸碳足迹降低了 53.61%,因此应从纸产品从源头到坟墓的全生命周期来考察,以综合评价其碳足迹。

从碳足迹的贡献来看,纸产品加工阶段电力蒸汽消耗和亚硫酸铵的消耗是碳足迹的最主要来源,约占生产阶段碳足迹总量的 80%,因此优化能源消耗和调整能源结构以及优化原辅材料的投入是降低小麦秸秆纸产品的重要方式。肥料还田碳汇和垃圾填埋碳汇是降低碳足迹的主要方面,在保证小麦秸秆向纸产品转化率的情况下,肥料的产量不会大幅变化,因此增汇空间有限。而垃圾填埋形成碳汇的同时也会产生大量的甲烷直接排放,而甲烷的全球变暖潜势远高于二氧化碳,因此不能简单的将废纸垃圾填埋作为纸产品生命周期增汇的方式。由于废纸产品处置方式的不同将极大影响碳源汇的转变,改变废纸管理的方式将对纸产品碳足迹产生较大影响,如将所有废纸进行焚烧发电,废纸管理阶段将产生 509.09 kg CO₂e 的碳抵扣,将纸产品全生命

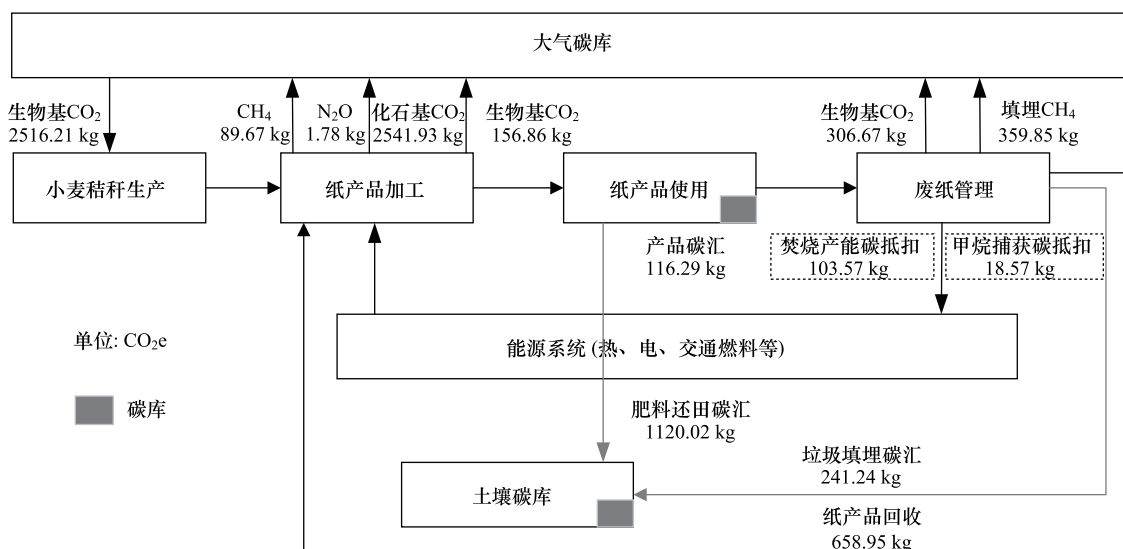


图4 小麦秸秆造纸全生命周期碳源碳汇分析

Fig.4 Carbon source and sink in the whole life cycle of wheat straw papermaking

周期的碳足迹降低到 655.94 kg CO₂e,降幅为 46.30%;提高甲烷回收率也是降低碳足迹的有效方式,如将填埋过程中甲烷回收率从目前的 25%提升到 90%,废纸管理阶段将产生 363.69 kg CO₂e 的碳汇(碳抵扣),从而将纸产品全生命周期的碳足迹降低到 861.34 kg CO₂e,降幅为 29.49%;若所有废纸都填埋处置且将甲烷回收率从目前的 25%提升到 90%,废纸管理阶段将产生 952.82 kg CO₂e 的碳汇(碳抵扣),从而将纸产品全生命周期的碳足迹降低到 272.21 kg CO₂e,降幅为 77.72%。虽然改变废纸处置方式可以大幅度降低小麦秸秆造纸全生命周期碳足迹,但仅从改变废纸处置方式的角度还不足以实现其“碳中和”,仍需要降低生产环节能源结构和能源效率,如引入部分可再生能源等。

4 结论

面对气候变化、生物多样性丧失和污染三大环境挑战,可循环生物基经济发展被认为是应对三大环境挑战实现可持续发展的重要方式。而生物基产品在原材料获取、加工制造、产品使用和产品废弃全生命周期过程涉及土地利用变化、化石能源消耗、化学品消耗和末端厌氧发酵等碳排放过程,同时也具有产品储存、废弃物填埋储存等碳汇过程,对其碳足迹的评价和“碳中性”的认定需要科学评判。本研究在分析生物质原料、生物基产品特征的基础上,构建生物基产品全生命周期碳足迹框架,解析生物基产品全生命周期不同阶段碳源碳汇过程,并提供了不同碳源汇的核算方法体系。基于核算框架和方法体系,本文以小麦秸秆制作打印纸为例,核算了生命周期碳足迹,结果表明 1 t 小麦秸秆打印纸的碳足迹为 1221.50 kg CO₂e,比仅考虑生产阶段碳足迹(2633.38 kg CO₂e)降低了 53.61%,其中农业肥料还田、废纸填埋和产品储存提供了碳汇功能,废纸焚烧和捕获甲烷焚烧产热提供了部分的碳抵扣,而废纸填埋的厌氧发酵产生的甲烷直接排放贡献了部分碳足迹。废纸的处理方式很大程度影响全生命周期碳足迹,若所有废纸都填埋处置且提升甲烷回收率,全生命周期碳足迹将下降 77.72%,凸显了废弃物管理系统对废纸全生命周期碳足迹的影响。从全生命周期视角审视纸产品碳足迹可更系统的展示碳源汇的细节,为更精确的管理碳足迹提供支撑。

本文构建的生物基产品碳足迹评估框架,涵盖原材料获取、加工制造、产品使用和产品废弃等生命周期各个阶段,并考虑常被忽略的直接与间接土地利用变化、生物碳汇和延迟排放,本文提供了一般性的生物基产品碳足迹评估框架,可更准确的评估生物基产品生命周期碳足迹。通过能源结构优化和良好的废物管理可大幅度降低生物基产品碳足迹,甚至达到净零或负排放,然而生物基产品对于其他生态环境影响仍需要考虑。生

物质资源生长及生物基产品的生产过程均为水资源密集型过程,生物基产品的大规模开发带来的水资源的压力需要系统评估;生物基产品的大规模开发带来生物质原料需求的变化可能引发土地利用类型的转变,如将森林或草地生态系统转化为农田系统,从而造成生态系统服务功能下降或丧失;生物基产品的开发可能通过土地利用变化进而引起生物多样性的变化,因此需关注不同区域生物质资源获取对于生物多样性的影响。

参考文献 (References):

- [1] European Commission. What are bio-based products? https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/biotechnology/bio-based-products_en
- [2] 谭天伟, 陈必强, 张会丽, 崔子恒. 加快推进绿色生物制造 助力实现“碳中和”. 化工进展, 2021, 40(3): 1137-1141.
- [3] Costanza R, de Groot R, Braat L, Kubiszewski I, Fioramonti L, Sutton P, Farber S, Grasso M. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 2017, 28: 1-16.
- [4] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [5] 马隆龙, 唐志华, 汪丛伟, 孙永明, 吕雪峰, 陈勇. 生物质能研究现状及未来发展策略. 中国科学院院刊, 2019, 34(4): 434-442.
- [6] Veljković V B, Biberdžić M O, Banković-Ilić I B, Djalović I G, Tasić M B, Nježić Z B, Stamenković O S. Biodiesel production from corn oil: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 91: 531-548.
- [7] Parsons S, Raikova S, Chuck C J. The viability and desirability of replacing palm oil. *Nature Sustainability*, 2020, 3: 412-418.
- [8] Chandra R, Iqbal H M N, Vishal G, Lee H S, Nagra S. Algal biorefinery: a sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. *Bioresource Technology*, 2019, 278: 346-359.
- [9] Carriquiry M A, Du X D, Timilsina G R. Second generation biofuels: economics and policies. *Energy Policy*, 2011, 39(7): 4222-4234.
- [10] Sharma P, Usman M, Salama E S, Redina M, Thakur N, Li X K. Evaluation of various waste cooking oils for biodiesel production: a comprehensive analysis of feedstock. *Waste Management*, 2021, 136: 219-229.
- [11] Jezierska-Thöle A, Rudnicki R, Kluba M. Development of energy crops cultivation for biomass production in Poland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 62: 534-545.
- [12] Sher F, Iqbal S Z, Albazzaz S, Ali U, Mortari D A, Rashid T. Development of biomass derived highly porous fast adsorbents for post-combustion CO₂ capture. *Fuel*, 2020, 282: 118506.
- [13] Madhavan A, Arun K B, Sindhu R, Nair B G, Pandey A, Awasthi M K, Szakacs G, Binod P. Design and genome engineering of microbial cell factories for efficient conversion of lignocellulose to fuel. *Bioresource Technology*, 2023, 370: 128555.
- [14] 曹运齐, 刘云云, 胡南江, 胡晓玮, 张瑶, 赵于, 吴嵩民. 燃料乙醇的发展现状分析及前景展望. 生物技术通报, 2019, 35(4): 163-169.
- [15] Maroušek J, Maroušková A, Gavurová B, Tuček D, Strunecký O. Competitive algae biodiesel depends on advances in mass algae cultivation. *Bioresource Technology*, 2023, 374: 128802.
- [16] Ahmed S F, Mofijur M, Chowdhury S N, Nahrin M, Rafa N, Chowdhury A T, Nuzhat S, Ong H C. Pathways of lignocellulosic biomass deconstruction for biofuel and value-added products production. *Fuel*, 2022, 318: 123618.
- [17] 秦梦彤, 胡婧, 李冠华. 生物质生物预处理研究进展与展望. 中国生物工程杂志, 2018, 38(5): 85-91.
- [18] Wang Y T, Sun M X, Zhang L X. Global bioeconomy assessment: coordinated efforts of policy, innovation, and sustainability for a greener future. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2024.
- [19] Escobar N, Laibach N. Sustainability check for bio-based technologies: a review of process-based and life cycle approaches. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 135: 110213.
- [20] 刘阳, 靳晨生, 张海亚, 张新波, 张玉盼. 秸秆生物炭的固碳减排潜力及其环境影响. 中国环境科学, 2024, 44(1): 396-403.
- [21] 方恺. 足迹家族: 概念、类型、理论框架与整合模式. 生态学报, 2015, 35(6): 1647-1659.
- [22] 白伟荣, 王震, 吕佳. 碳足迹核算的国际标准概述与解析. 生态学报, 2014, 34(24): 7486-7493.
- [23] Dai M, Sun M X, Chen B, Shi L, Jin M Z, Man Y, Liang Z Y, de Almeida C M V B, Li J S, Zhang P F, Chiu A S F, Xu M, Yu H J, Meng J, Wang Y T. Country-specific net-zero strategies of the pulp and paper industry. *Nature*, 2024, 626(7998): 327-334.
- [24] Zhao X, Taheripour F, Malina R, Staples M D, Tyner W E. Estimating induced land use change emissions for sustainable aviation biofuel pathways. *Science of the Total Environment*, 2021, 779: 146238.
- [25] 樊静丽, 李佳, 晏水平, 余春江, 张贤, 肖平, 王涛, 王晓龙, 曾子慧, 申硕, 马湘山, 方梦祥. 我国生物质能-碳捕集与封存技术应用潜力分析. 热力发电, 2021, 50(1): 7-17.
- [26] Ekvall T, Gustav S A, Kristian J. Modeling recycling in life cycle assessment. Gothenburg: Swedish Environmental Research Institute, 2020.
- [27] Sun M X, Wang Y T, Shi L, Klemes J J. Uncovering energy use, carbon emissions and environmental burdens of pulp and paper industry: a systematic review and meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 92: 823-833.
- [28] Furszyfer Del Rio D D, Sovacool B K, Griffiths S, Bazilian M, Kim J, Foley A M, Rooney D. Decarbonizing the pulp and paper industry: a critical and systematic review of sociotechnical developments and policy options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2022, 167: 112706.
- [29] IEA (International Energy Agency). Tracking Pulp and Paper. <https://www.iea.org/energy-system/industry/paper>.
- [30] Ritchie H, Roser M. Cutting down forests: what are the drivers of deforestation? *Our World in Data*. 2024.
- [31] Ewijk S. Sustainable use of materials in the global paper life cycle. London: University College London, 2018.
- [32] 中华人民共和国生态环境部. 生态环境部、国家统计局关于发布 2021 年电力二氧化碳排放因子的公告, 2024. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202404/t20240412_1070565.html
- [33] Eggleston S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.