

研究论文

纯电动汽车动力电池全生命周期碳排放风险

郑文欣^{1,2}, 陈安^{3*}

摘要 为推动交通系统的清洁转型,纯电动汽车因其更大的减碳潜力成为各国汽车产业发展的趋势。然而,一个常被忽视的重要事实是,纯电动汽车在生产阶段的碳排放比内燃机汽车更高,其中以核心部件动力电池造成的碳排放为主,进而导致纯电动汽车减碳效益存在滞后性,即需要更长的使用时间来抵消。采用全生命周期评价(life cycle assessment, LCA)方法对动力电池的碳排放风险展开探讨。首先,系统评估了三元锂(nickel cobalt manganese, NCM)电池和磷酸铁锂(LiFePO₄, LFP)电池在原材料获取和加工、电池生产制造、电池使用和末端处理全过程的碳排放。其次,探究了因动力电池碳排放导致的纯电动汽车减排效益滞后性。中国动力电池全生命周期碳排放需要在纯电动汽车至少使用 3.6 a(NCM 电池)和 2.8 a(LFP 电池)后才能抵消。因此,中国动力电池全生命周期碳排放风险主要体现为碳排放量大及碳排放抵消时间长。最后,从碳足迹核算体系构建、回收行业规范化发展及电力能源结构优化 3 个方面提出了动力电池碳排放风险的应对策略。

关键词 动力电池;碳排放;全生命周期评价;风险;纯电动汽车

2024 年,全球与能源相关 CO₂ 排放量达 378 亿 t,同比增长 0.8%。其中,中国 CO₂ 排放量达到 126 亿 t,居全球之首^[1]。交通运输作为碳排放的主要源头,庞大的机动车保有量对资源和环境造成了巨大冲击。中国作为全球最大的汽车市场,2024 年机动车保有量已达 4.53 亿辆。能源消耗和污染物排放将进一步增加,严重威胁人类社会的可持续发展。

在此背景下,纯电动汽车因其潜在的减排效益得到推广。《中国制造 2025》中将节能与新能源汽车作为 10 大重点发展领域之一。《关于印发 2030 年前碳达峰行动方案的通知》明确提出,到 2030 年新增的交

通运输工具中新能源和清洁能源动力比例应达到约 40%。《新能源汽车产业发展规划(2021—2035 年)》中同样提到,到 2035 年,纯电动汽车应成为汽车销售的主流,公共领域用车全面电动化。据统计,2025 年中国纯电动汽车保有量为 3022 万辆,产销累计分别达到 1662.6 万辆和 1649 万辆,累计分别增长 29% 和 28.2%(图 1)^[2]。

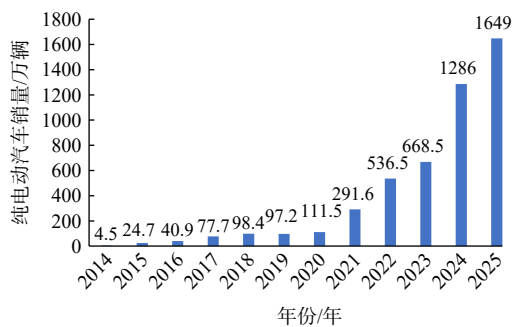


图 1 2014—2025 年中国纯电动汽车销量

1. 中国科学院大学中丹学院, 北京 100049

2. 中国科学院大学, 北京 100049

3. 中国科学院科技战略咨询研究院, 北京 100190

收稿日期: 2024-05-13; 修回日期: 2024-09-27

作者简介: 郑文欣, 硕士研究生, 研究方向为风险与应急管理, 电子信箱: wezh22ab@163.com; 陈安(通信作者), 研究员, 研究方向为风险与应急管理、管理机制设计、智库方法等, 电子信箱: change1970@163.com

引用格式: 郑文欣, 陈安. 纯电动汽车动力电池全生命周期碳排放风险[J]. 科技导报, 2026, 44(5): 90-102; doi:10.3981/j.issn.1000-7857.2024.05.00510

受交通部门电气化转型和纯电动汽车增速迅猛的影响,中国动力电池产销量高速增长。基于高工产业研究院的数据,2025年中国动力电池累计销量为1200.9 GW·h,累计同比增长51.8%;累计装车量达769.7 GW·h,累计同比增长40.4%(图2)。然而,动力电池生产和使用量快速增长可能导致碳排放总量的增加。数据显示,动力电池平均碳排放量占纯电动汽车全生命周期总排放量的22%,高于其他部件的平均碳排放总和^[3],导致纯电动汽车在生产阶段的碳排放需要通过更长时间的使用来抵消^[4]。此外,包括中国在内的电动汽车使用大国目前正经历首批电动汽车退役潮,伴随着大量退役电池涌入市场。2021—2030年,中国动力电池退役总量将达到705万t^[5]。退役动力电池的回收再利用问题亟待关注与解决。

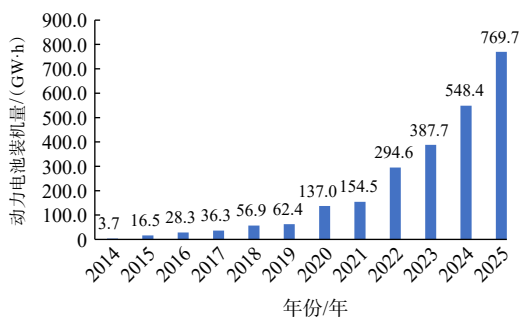


图2 2014—2025年中国动力电池装机量

近年来,学界在动力电池全生命周期碳排放评估方面已展开广泛研究。Sun等^[6]和Accardo等^[7]基于中国国内锂电池供应商的数据,评估了纯电动乘用车和商用车中三元锂(NCM)电池的生命周期环境影响。类似地,Ahmadi等^[8]和Chen等^[9]分析了磷酸铁锂(LFP)电池全生命周期的环境影响。多项研究发现电池材料制备阶段是动力电池生命周期中最主要的碳排放来源^[10-12]。

生命周期评价(life cycle assessment, LCA)还可作为分析电池回收利用的减碳效益的有效方法。贾志杰等^[13]证明了在通信基站储能中使用退役而非全新的LFP电池可降低18.98%的环境影响。Guo等^[14]重点讨论了新型钠离子电池和LFP电池的梯度利用和末端循环利用技术,发现湿法冶金具有更好的环境性能,而梯度利用有利于开发电池的残余价值。

由于动力电池回收利用产业尚处于发展起步阶段,难以获得充足且具有代表性的实际数据,现有LCA

研究对电池末端处理仅作简单分析,甚至完全忽略,未能充分探究中国动力电池“从摇篮到坟墓”的整个生命周期的碳排放风险^[15]。事实上,动力电池的回收利用对全生命周期碳排放具有重要影响。多项研究证明回收再利用能减少动力电池生产过程中接近1/2的能耗与碳排放^[16-17]。因此,有必要在动力电池LCA研究中纳入对末端处理阶段碳排放的讨论,以全面评估不同回收方式的适用性与碳排放风险。

随着纯电动汽车市场的迅速扩张和国际社会对全球气候变暖问题的关注增加,动力电池的碳排放风险正成为学界关注的热点。本研究旨在探讨中国纯电动汽车中动力电池可能引发的碳排放风险,以全面评估纯电动汽车对环境的影响并寻求改进措施,推动中国纯电动汽车行业的可持续发展。首先采用生命周期分析方法,以NCM和LFP电池为研究对象,对其从原材料获取、生产制造、使用至末端处理的各阶段碳排放进行系统评估。基于评估结果,深入探讨动力电池碳排放特征及其对纯电动汽车节能减排效益的影响,重点分析电池生命周期碳排放导致的减碳效益滞后性风险。最后,针对动力电池碳排放风险,提出应对策略。

1 研究方法

1.1 LCA框架

GB/T 24040—2008《环境管理 生命周期评价 原则与框架》和GB/T 24044—2008《环境管理 生命周期评价 要求与指南》2项标准共同构成了环境管理中LCA的基本规范,其中,LCA被定义为:对一个产品系统的整个生命周期中所有输入、输出及造成的环境排放进行汇总、量化和评价。根据GB/T 24040系列标准的规定,LCA包括4个步骤:目的与范围确定、清单分析、影响分析和结果解释,不同步骤之间交错影响。LCA框架如图3所示。

目的与范围的确定是LCA的第1步。其中,确定目的即确定所研究的原因、意义及目的;确定范围即确定研究对象的功能单位、系统边界等,确保系统评价范围符合目标要求。清单分析需要详细分析研究对象的输入与输出数据清单,量化分析生命周期中每个阶段的能量流与物质流。影响分析是LCA的核

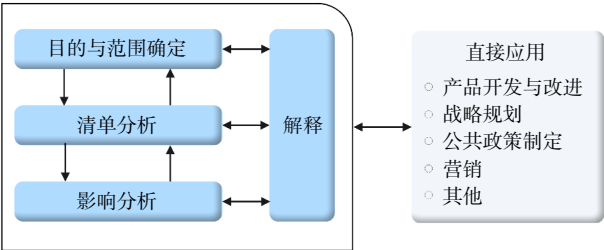


图3 LCA技术框架

心环节,其目的则是基于清单分析的结果,进一步探究研究对象的环境影响。结果解释则需要根据研究目标和范围,结合清单分析和影响分析的结果提出建议或做出决策。

1.2 目的与范围确定

锂离子电池因具有较高的能量密度和更长的循环寿命而被广泛应用于纯电动汽车,其中,NCM电池和LFP电池分别凭借成本竞争优势和能量密度优势成为主流^[18-20]。因此,本研究主要以NCM电池和LFP电池为研究对象,功能单位为1 kW·h。动力电池系统参数如表1所示。

表1 动力电池系统参数

电池类型	LFP电池	NCM电池
工业和信息化续航里程/km	554	688
电池容量/(kW·h)	60.0	78.4
电池能量密度/(W·h·kg ⁻¹)	126	168
电池质量/kg	476.19	622.22

研究的系统边界如图4所示,包括原材料获取及加工、电池生产制造、电池装车使用和报废电池回收利用的整个生命周期^[21]。原材料获取及加工包括资源开采、交通运输、加工提纯、原材料生产制造等过程,该阶段的碳排放来源于开采、选矿、冶炼、提取、运输等环节中的材料和能源消耗。动力电池生产制造环节涉及正负极涂布、烘干碾压、极片与隔膜分切、卷绕/叠片、入壳、焊接、化成、下线检测等生产制造过程。电池使用环节包括电池在电动汽车中的充放电循环过程,涵盖了电池在其整个生命周期内的充放电循环及相关能量损失。电池末端处理包括电池收集、拆解、运输和综合利用等过程,是指对电池进行多层次、多用途的合理利用过程。其主要包括梯次利用和再生利用,对电池中部分材料进行回收和再制造。下文将对每一个阶段进行清单和影响分析。

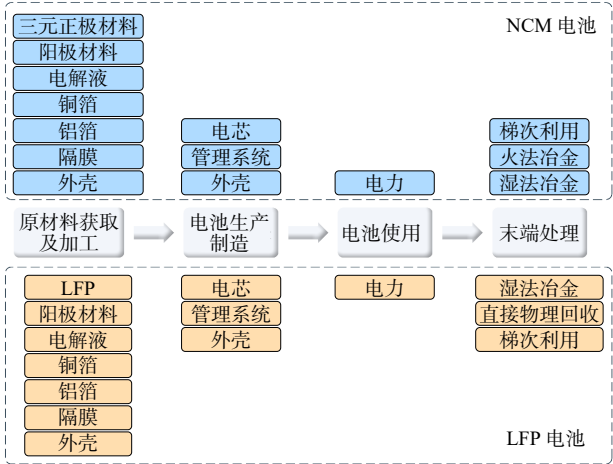


图4 NCM电池和LFP电池LCA系统边界

1.3 清单分析

在清单分析阶段,本研究对动力电池全生命周期的碳排放进行详细评估。清单数据来源主要基于文献调研,涵盖了动力电池生命周期中的各个阶段,包括原材料获取及加工、电池生产制造、电池使用和末端处理。

原材料获取及加工阶段:包括NCM电池和LFP电池的正极材料、负极材料、电解质、铜箔、铝箔、隔膜及外壳等原材料的数据,均参考了已有文献中的行业统计和调研数据。

一是电池生产制造阶段。清单数据涵盖了电池单元的生产、管理系统的制造及电池外壳的生产过程,均基于现有文献中的LCA研究成果。

二是电池使用阶段。本研究假设研究目标电池被搭载在特定的电动车辆上进行行驶,以模拟其使用阶段的碳排放情况。车辆的具体信息如表2所示。通过这些假设场景和车辆参数的数据,研究能够量化电池使用期间的电力消耗及其对应的碳排放。这一阶段的数据同样基于文献中的相关研究和真实车辆的实际运行数据。

三是末端处理阶段。电池生命周期末端处理方案涵盖梯次利用、物理回收、火法冶金和湿法冶金。本研究通过对不同处理方式的清单数据进行分析,依据相关文献中对各回收技术的碳排放评估。

通过整合各个阶段的清单数据,本研究能够全面评估动力电池的全生命周期碳排放,为深入探讨其对节能减排的影响提供了坚实的数据支持。

1.4 影响评价

表 2 搭载车辆信息

电池类型	LFP电池	NCM电池
车辆名称	Model Y 2024 后轮驱动版	Model Y 2024 长续航全轮驱动版
级别	中型车	中型车
长×宽×高/ (mm×mm×mm)	4750×1921×1624	4750×1921×1624
轴距/mm	2890	2890
最高车速/(km·h ⁻¹)	217.00	217.00
整备质量/kg	1911	1981
官方百千米电耗/(kW·h)	13.0	13.4
电动机总功率/kW	220	331
电动机总扭矩/(N·m)	440.00	559.00

本研究的影响评价阶段主要基于 ISO 14067:2018《温室气体 产品碳足迹 量化和沟通要求》标准,使用全球变暖潜力(global warming potential, GWP)作为主要评价指标,对动力电池全生命周期的碳排放进行定量分析。研究应用了 LCA 工具软件 openLCA,以确保数据处理和分析的科学性和准确性。影响评价涵盖了动力电池从原材料获取、生产制造、使用到末端处理的各个阶段,全面评估其碳排放影响。本研究采用式(1)进行碳排放核算,其中,NCM 电池和 LFP 电池生命周期各阶段的清单数据(AD_i)均来自文献调研,而各类碳排放因子(EF_i)则参考了国际权威 LCA 数据库和中国公开发布的碳排放因子,以确保数据的可靠性和代表性。

表 3 LFP 电池和 NCM 电池原材料生产与获取阶段碳排放核算

电池	组件	原材料	消耗量/ kg	排放因子/ (kg(CO ₂)e·kg ⁻¹)	排放量/ (kg(CO ₂)e)	碳排放 占比/%	数据来源
LFP 电池	电芯	铝	0.4356	16.38	7.14	7.952	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,铝及铝合金
		石墨	1.0264	5.48	5.62	6.269	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,石墨
		隔膜-PE	0.0900	3.96	0.36	0.397	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,热塑性塑料
		LFP	2.1209	2.93	6.21	6.926	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,磷酸铁锂
		铜	0.8026	4.23	3.39	3.784	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,铜及铜合金
		电解液	1.2780	19.60	25.05	27.916	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,电解液
		聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)	0.0179	3.96	0.07	0.079	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,热塑性塑料
		聚丙烯(PP)	0.0063	3.96	0.03	0.028	乘用车生命周期碳排放核算技术规范,热塑性塑料
BMS 及其他		PWB	0.0908	76.29	6.93	7.721	Ecoinvent 3.10, market for printed wiring board, through-hole mounted, unspecified, Pb containing

$$E_{battery} = \sum AD_i EF_i \tag{1}$$

式中, $E_{battery}$ 为电池生命周期碳排放量, AD_i 为第*i*个过程产生温室气体排放的物质、能源、资源的消耗量, EF_i 为第*i*个过程涉及的碳排放因子。

2 动力电池全生命周期碳排放核算

2.1 原材料生产与获取阶段碳排放

动力电池由基本单元电芯组成,通过连接器、电路板(printed wiring board, PWB)、电池管理系统(battery management system, BMS)等连接形成模组,最终构成电池包。本研究通过文献调研的方式获取 LFP 电池和 NCM 电池的原材料清单数据^[21-25],确保材料来源的广泛性和代表性。在碳排放核算方面,采用《乘用车生命周期碳排放核算技术规范》^[26]作为国内标准依据,并结合国际权威的 LCA 数据库 Ecoinvent 3.10 作为排放因子的背景数据来源。

LFP 电池和 NCM 电池原材料生产与获取阶段碳排放的原材料清单数据、排放因子和碳排放核算结果见表 3。综合来看,电池外壳的铝合金、LFP 材料/NCM 材料、电解液(六氟磷酸锂和有机溶剂)及 BMS 中的 PWB 是 LFP 电池原材料获取阶段碳排放占比最高的部分,这些材料的高碳排放主要归因于其复杂的生产工艺和能源密集型的加工过程。

2.2 电池生产制造阶段碳排放

表 3 LFP 电池和 NCM 电池原材料生产与获取阶段碳排放核算 (续)

电池	组件	原材料	消耗量/ kg	排放因子/ (kg(CO ₂)e·kg ⁻¹)	排放量/ (kg(CO ₂)e)	碳排放 占比/%	数据来源
LFP 电池	BMS 及其他	合金钢	0.2635	2.38	0.630	0.699	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 钢铁
		铝	0.0231	16.38	0.380	0.421	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铝及铝合金
		线缆	0.0865	10.94	0.950	1.054	Ecoinvent 3.10, market for cable, ribbon cable, 20-pin, with plugs
		铜	0.0519	4.23	0.220	0.245	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铜及铜合金
		聚己内酰胺 (PA6)	0.0115	3.96	0.050	0.051	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		PET	0.0130	3.96	0.050	0.058	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		聚苯硫醚 (PPS)	0.0061	3.96	0.020	0.027	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		橡胶	0.0007	3.08	0.002	0.002	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 橡胶
		黄铜	0.0018	5.87	0.010	0.011	Ecoinvent 3.10, market for brass
		其他电子 部件	0.1196	63.76	7.620	8.495	Ecoinvent 3.10, market for electronic component, passive, unspecified
	外壳	铝合金	1.5264	16.38	25.000	27.865	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铝及铝合金
	电芯	铝	0.1501	16.38	5.270	6.633	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铝及铝合金
		石墨	0.5764	5.48	6.770	8.520	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 石墨
		隔膜-PE	0.0481	3.96	0.410	0.514	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		NCM	0.9972	2.93	6.260	7.881	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 磷酸铁锂
		铜	0.4157	4.23	3.770	4.743	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铜及铜合金
		电解液	0.4448	19.6	18.680	23.516	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 电解液
		PET	0.0074	3.96	0.060	0.079	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		PP	0.0032	3.96	0.030	0.034	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
NCM 电池	BMS 及其他	PWB	0.0454	76.29	7.420	9.338	Ecoinvent 3.10, market for printed wiring board, through-hole mounted, unspecified, Pb containing
		合金钢	0.1317	2.38	0.670	0.845	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 钢铁
		铝	0.0115	16.38	0.400	0.509	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铝及铝合金
		线缆	0.0432	10.94	1.010	1.275	Ecoinvent 3.10, market for cable, ribbon cable, 20-pin, with plugs
		铜	0.0259	4.23	0.230	0.296	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铜及铜合金
		PA6	0.0057	3.96	0.050	0.061	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		PET	0.0065	3.96	0.060	0.070	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		PPS	0.0031	3.96	0.030	0.033	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 热塑性塑料
		橡胶	0.0003	3.08	0.002	0.003	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 橡胶
		黄铜	0.0009	5.87	0.010	0.014	Ecoinvent 3.10, market for brass
		其他电子 部件	0.0616	63.76	8.410	10.588	Ecoinvent 3.10, market for electronic component, passive, unspecified
	外壳	铝合金	0.5669	16.38	19.900	25.048	乘用车生命周期碳排放核算技术规范, 铝及铝合金

LFP 电池和 NCM 电池生产制造阶段涵盖了从原材料加工到电池组装的多个关键环节。首先,金属材料如铝、合金钢和铜的加工,以及塑料零部件的生产,为电池的外壳和组件提供了基础零部件。接下来进入电芯组装阶段,该阶段包括电力驱动的组装和热力工序,这些环节的能源消耗主要依赖电力和热能。最后,电池包的组装涉及电力驱动和一定的水资源消耗,完成整个电池包的制造。

在碳排放核算方面,由于电力消耗是电池生产制造阶段的主要碳排放来源,而中国火力发电占电力构成的比例依然较大,相较于发达国家可再生能源的普及率较低。因此,本研究基于 2024 年中国电力能源结构,计算了适用于该情况的电力碳排放因子(表 4^[27])。

表 4 2021 年中国电力能源碳排放因子

能源名称	碳排放因子/(kg(CO ₂)·(kW·h) ⁻¹)
火电	0.971
核电	0.014
水电	0.035
风电	0.006
光伏发电	0.048
生物质发电	0.230
全国电网平均供电	0.635

动力电池生产制造阶段的生产制造清单数据、排放因子和碳排放核算结果见表 5。从分析结果来看,电芯组装中的热能和电力消耗是电池生产制造阶段的碳排放热点。与发达国家相比,中国火力发电规模占比依然较大^[28]。因此,碳排放量明显高于使用风

表 5 LFP 电池和 NCM 电池生产制造阶段碳排放核算

电池	制造阶段	消耗量	排放因子	排放量/ kg(CO ₂)e	碳排放 占比/%	数据来源
LFP 电池	铝金属加工	1.9851 kg	2.29 kg(CO ₂)e/kg	4.55	25.607	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for metal product manufacturing
	合金钢加工	0.2635 kg	2.09 kg(CO ₂)e/kg	0.55	3.092	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for steel product manufacturing
	铜金属加工	0.8562 kg	3.13 kg(CO ₂)e/kg	2.68	15.085	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for copper product manufacturing
	塑料零部件加工	0.0556 kg	1.30 kg(CO ₂)e/kg	0.07	0.408	Ecoinvent 3.10, market for injection moulding
	电芯组装电力	5.5298 kW·h	0.635 kg(CO ₂)e/(kW·h)	3.51	19.753	2021中国电力能源碳排放因子
	电芯组装热力	58.2536 MJ	0.11 kg(CO ₂)e/MJ	6.41	36.046	中国热力排放因子
	电池包组装电力	0.0022 kW·h	0.635 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.001	0.008	2021中国电力能源碳排放因子
	电池包组装水耗	0.2024 kg	0.0013 kg(CO ₂)e/kg	0.0003	0.001	Ecoinvent 3.10, market for tap water
NCM 电池	铝金属加工	0.7286 kg	2.29 kg(CO ₂)e/kg	3.58	20.807	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for metal product manufacturing
	合金钢加工	0.1317 kg	2.09 kg(CO ₂)e/kg	0.59	3.420	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for steel product manufacturing
	铜金属加工	0.4425 kg	3.13 kg(CO ₂)e/kg	2.97	17.262	Ecoinvent 3.10, market for metal working, average for copper product manufacturing
	塑料零部件加工	0.0262 kg	1.30 kg(CO ₂)e/kg	0.07	0.426	Ecoinvent 3.10, market for injection moulding
	电芯组装电力	2.5997 kW·h	0.635 kg(CO ₂)e/(kW·h)	3.54	20.559	2021中国电力能源碳排放因子
	电芯组装热力	27.3874 MJ	0.11 kg(CO ₂)e/MJ	6.46	37.519	中国热力排放因子
	电池包组装电力	0.0008 kW·h	0.635 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.001	0.006	2021中国电力能源碳排放因子
	电池包组装水耗	0.0652 kg	0.0013 kg(CO ₂)e/kg	0.0002	0.001	Ecoinvent 3.10, market for tap water

能、水能、太阳能等清洁能源发电产生的碳排放量,在以火力发电为主的国家,纯电动汽车的减碳效益远不如预期。

2.3 电池使用阶段碳排放

在电动汽车装载电池的使用过程中,耗电量的计算主要考虑 2 部分:电池克服自身质量导致的能量损失和电池充放电过程中的能量损失。

首先,电池在车辆行驶过程中会因自身质量而增加车辆的能耗,这部分能量损失 E_m 可通过式(2)计算

$$E_m = f \cdot E_p \cdot L \cdot m / M \tag{2}$$

式中, f 为电池在电动车运行过程中的能量分配系数,代表电池能耗占车辆总能耗的比例; E_p 为电动车每百千米的电能消耗量, kW·h; L 为车辆的总行驶里程, km; m 、 M 分别为电池系统的质量和整车的总质量, kg^[29-30]。

其次,电池在充放电过程中由于电化学反应效率而产生能量损失。该部分能量损失 E_c 通过式(3)计算

$$E_c = E_p \cdot L \cdot (1 - \eta_i) \tag{3}$$

式中, η_i 为电池的充放电效率。

在本研究中,假设充放电效率为 90%,且在电池循环过程中保持不变。通过以上 2 部分能量损失的计算,可以较为全面地评估电池在电动汽车使用过程中的总耗电量^[31-32]。核算结果见表 6。

2.4 电池末端处理阶段碳排放

动力电池经过多次充放电循环后,电池容量会衰

表 6 电池使用阶段电力核算

项目	名称	LFP电池	NCM电池
		Model Y 2024 后轮驱动版	Model Y 2024 长续航全轮驱动版
参考 参数	车辆信息		
	整备质量/kg	1911	1981
	总里程数/km	150000	150000
	电池质量/kg	476.19	622.22
	电池容量/(kW·h)	60.0	78.4
	官方百千米电耗/(kW·h)	13.0	13.4
计算 方法	电池充放电效率/%	90	90
	E_m /(kW·h)	2380.95	3093.52
	E_c /(kW·h)	1950	2010
	总耗电量/(kW·h)	6551.54	6854.52
	每千万时耗电量/(kW·h)	109.19	87.43
	总碳排放/(kg(CO ₂)e)	4160.23	4352.62
	每千瓦时碳排放/(kg(CO ₂)e)	69.34	55.52

减、失效。当容量衰减至 80% 以下时,电池的电化学性能将难以满足汽车的动力需求,电池进入退役状态^[33-34]。大量退役电池若未经妥善处理,将对环境造成严重污染,而电池回收被认为是减少与电池生产相关环境影响的最佳途径^[35]。

电池回收技术一般分为物理回收和化学回收。其中,物理回收包括梯次利用和直接物理回收,化学回收分为火法冶金和湿法冶金(表 7^[36])。近年来,火法-湿法冶金联合回收技术的应用越来越广泛,在节

表 7 动力电池回收技术对比

项目	物理方法		化学方法	
	梯次利用	直接物理回收	火法冶金	湿法冶金
工艺特点	在电池容量为60%~80%时,可应用于低速电动汽车、电动三轮车等;当电池容量处于20%~60%时,可拆解为单体电池后再重组,用于电网储能、家庭储能或充电宝等	通过物理方法处理废旧电池,包括拆解、破碎、分离等过程,以回收其中的金属元素和零件材料	将废电池粉碎后高温熔炼,并优先回收低沸点金属及氧化物,随后分离金属物质并通过后续工序提纯	对锂电池进行破碎分选—溶解浸出—分离回收的处理过程
优点	可替代电池原料开采到系统生产的过程,对电池全生命周期碳排放的抵消效果最为显著	产品可直接被用作原材料,投入电池生产制造,减少材料再生步骤和二次污染	工艺流程短、操作相对简单,适用于大规模退役动力电池处置	仅需在低温条件下完成,避免火法高温处理的高碳排放,可以回收更多的金属元素,再制备产品纯度高
缺点	投入成本较高,未实现商业化	生产线自动化程度低、人工成本高、部分金属回收困难	金属回收率低,且本质上为能源密集型方法,会造成大量能源消耗与污染排放	工艺流程较长,成本更高,且存在毒气和废水污染等问题

省成本的同时可保证高回收率。

本研究通过文献调研的方式获取了各类电池回收技术的清单数据^[37-38]。在碳排放核算方面,采用Ecoinvent 3.10 作为排放因子的背景数据来源。基于评价结果(图 5),火法冶金是碳排放最高的一种电池回收方法。不同的电池回收方法在物料投入上有显著差异,物理回收相对简单,而火法冶金和湿法冶金需要更多的化学物料和复杂的处理过程,因此,火法冶金和湿法冶金工序的碳排放显著高于物理回收工序。

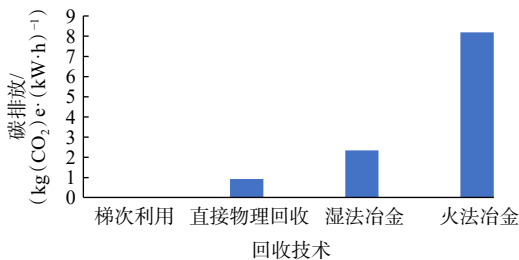


图 5 不同电池回收技术的碳排放情况

目前,除了火法-湿法冶金联合回收技术,当前中国电池回收企业大多选择采用湿法冶金回收技术。因此,本研究重点采用湿法冶金回收技术,对动力电

池的碳排放进行核算。这种方法更加符合当前国内的主流技术路线,能够更好地反映实际的碳排放情况。

梯次利用回收技术 1 kW·h 对应拆解电耗为 0.02 kW·h,参考 2021 年中国电力能源碳排放因子 0.635 kg(CO₂)e/(kW·h),其所对应的碳排放量为 0.01 kg(CO₂)e。各类动力电池回收技术的清单数据、排放因子和碳排放核算结果见表 8~表 10。

2.5 电池全生命周期碳排放

综合上述研究结果,1 kW·h NCM 电池的全生命周期碳排放约为 98.99 kg(CO₂)e,1 kW·h LFP 电池全生命周期碳排放约为 109.85 kg(CO₂)e,其生命周期各阶段碳排放如表 11 所示。值得注意的是,电池本身的使用过程并不直接产生碳排放;其次,电池的使用阶段通常跨越其整个生命周期(通常为十几年),而本研究重点关注动力电池生产和回收阶段的碳排放,使用阶段的碳排放不在本次核算的范围内。此外,使用阶段的能耗和排放更多取决于外部因素,如车辆使用环境、电力来源等,难以在特定年份内精准核算。

表 8 直接物理回收技术碳排放核算

直接物理回收	消耗量	排放因子	排放量/kg(CO ₂)e	数据来源
拆解电耗	0.02 kW·h	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.01	2021中国电力能源碳排放因子
放电处理电耗	0.60 kW·h	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.38	2021中国电力能源碳排放因子
放电处理水耗	23.81 kg	0.0013 kg(CO ₂)e/kg	0.03	Ecoinvent 3.10, market for tap water
化学品	0.17 kg	2.8849 kg(CO ₂)e/kg	0.50	Ecoinvent 3.10, market for chemical, organic

表 9 火法冶金回收技术碳排放核算

火法冶金	消耗量	排放因子	排放量/kg(CO ₂)e	数据来源
拆解电耗	0.02 kW·h/kg	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.01	2021中国电力能源碳排放因子
氢氧化钠	2.78 kg/kg	1.4911 kg(CO ₂)e/kg	4.14	Ecoinvent 3.10, market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state
熔炼电耗	6.35 kg/kg	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	4.03	2021中国电力能源碳排放因子

表 10 湿法冶金回收技术碳排放核算

湿法冶金	消耗量	排放因子	排放量/kg(CO ₂)e	数据来源
拆解电耗	0.02 kW·h/kg	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.01	2021中国电力能源碳排放因子
化学品	0.20 kg/kg	1.8959 kg(CO ₂)e/kg	0.38	Ecoinvent 3.10,market for chemical, inorganic
熟石灰	0.92 kg/kg	0.9952 kg(CO ₂)e/kg	0.92	Ecoinvent 3.10,market for lime, hydrated, packed
硫酸	1.83 kg/kg	0.1806 kg(CO ₂)e/kg	0.33	Ecoinvent 3.10,market for sulfuric acid
加工电耗	1.11 kg/kg	0.6350 kg(CO ₂)e/(kW·h)	0.71	2021中国电力能源碳排放因子

表 11 电池全生命周期碳排放

生命周期阶段	LFP电池碳排放/ kg(CO ₂)e	NCM电池碳排放/ kg(CO ₂)e
原材料生产与获取阶段	89.73	79.44
电池生产阶段	17.78	17.21
电池废弃阶段	2.34	2.34
合计	109.85	98.99
电池装车使用阶段 (单独计算)	69.34	55.52

2.6 动力电池导致的纯电动汽车减碳效益滞后性

基于上述结果,本研究进一步对纯电动汽车减碳效益的滞后性展开讨论。本研究对纯电动汽车的全生命周期碳排放进行了详细计算,假设纯电动汽车的总行驶里程为 150000 km,而电池需要在行驶 100000 km 时更换一次。基于上述假设和 LCA 研究成果,中国 LFP 电池电车全生命周期碳排放为 97.15 g(CO₂)e/km, NCM 电池电车全生命周期碳排放为 111.21 g(CO₂)e/km,具体的核算过程如表 12 所示。

表 12 电车全生命周期碳排放核算

名称	LFP 电池	NCM 电池
总里程数/km	150000	150000
更换电池里程数/km	100000	100000
电车运营全生命周期碳排放/kg(CO ₂)e	14572.54	16681.42
每千米碳排放/g(CO ₂)e	97.15	111.21
较汽油车实现减排/g(CO ₂)e	167.35	153.29
抵消千米数/km	41479.27	53618.46
实现年数/a	2.8	3.6

据中汽数据有限公司统计,中国内燃机汽车(汽油车)全生命周期碳排放为 264.5 g(CO₂)/km^[26]。因此,LFP 电池和 NCM 电池纯电动汽车每行驶 1 km 分别可比内燃机汽车减少碳排放 167.35 和 153.29 g CO₂。以常见的搭载 100 kW·h 动力电池的纯电动汽车为例,使用 NCM 电池的碳排放需要行驶 53618.46 km 才能完全抵消,使用 LFP 电池的碳排放需要行驶 41479.27 km 才能完全抵消。假设一辆纯电动汽车的年行驶里程为 15000 km,则分别需要约 3.6 a 和 2.8 a 才能抵消动力电池全生命周期的碳排放。

综上所述,中国动力电池的全生命周期碳排放量较大,且无法在投入使用后短期内达成减排目的。随

着中国纯电动汽车和动力电池需求量的增长,动力电池所产生的“碳排放债务”将持续累积,需要更长时间才能抵消,存在较大的环境风险,不利于中国纯电动汽车产业的可持续发展及“双碳”目标的实现。因此,亟需采取有效措施来解决动力电池碳排放风险。

3 动力电池碳排放风险应对策略

基于上述中国动力电池碳排放风险分析,本研究将从电池碳排放核算、电池回收再利用、电力能源结构 3 个角度提出风险应对策略,以推动中国动力电池的可持续发展与政府双碳目标的实现。

3.1 动力电池碳足迹核算体系构建

目前,中国已发布 24 个行业碳足迹核算方法,然而在动力电池领域尚未形成完善的碳足迹溯源机制和核算体系,暂未建立碳排放核算基础数据库,“绿色壁垒”带来的贸易摩擦日益凸显。中国应积极推进动力电池全生命周期碳排放管理体系研究,明确碳足迹核算的对象、范围和边界。此外,需要建立动力电池全生命周期碳足迹基础数据库,实现行业内数据共享,为动力电池碳足迹评估提供数据基础。通过明确标注产品碳足迹量化信息,引导企业节能降碳,提升行业的整体绿色竞争力。

此外,还需要尽快建立动力电池碳足迹核算标准、管理方法的跨国互认机制。2023 年,中国多部门联合发布了《国家发展改革委等部门关于加快建立产品碳足迹管理体系的意见》,强调在加快制定产品碳足迹核算规则和标准、建立碳足迹数据库的基础上,建立统一规范的产品碳标识认证制度,为动力电池行业提供统一的碳排放核算标准和数据支持,从而提升碳足迹管理的科学性和透明度,增强中国动力电池产品在国际市场上的竞争力,促进跨国碳足迹互认。

3.2 电池回收行业规范化发展

目前中国出台的动力电池回收相关政策如表 13 所示。中国初步建立起了动力电池回收利用体系,但缺少适用于动力电池梯次利用的具体标准和针对企业的鼓励政策,使得企业缺乏执行依据和实施动力;再者,政策未对回收技术中关键环节和影响因素作出具体要求,导致具有更高减碳效益的回收技术未能在国内实现广泛应用。

表 13 中国动力电池回收相关政策文件

发布年月	政策名称	发布年月	政策名称
2026年1月	《新能源汽车废旧动力电池回收和综合利用管理暂行办法》	2019年12月	《新能源汽车废旧动力蓄电池综合利用行业规范条件(2019年本)》
2025年2月	《健全新能源汽车动力电池回收利用体系行动方案》	2019年11月	《新能源汽车动力蓄电池回收服务网点建设和运营指南(征求意见稿)》
2024年12月	《新能源汽车废旧动力电池综合利用行业规范条件(2024年本)》	2018年7月	《新能源汽车动力蓄电池回收利用溯源管理暂行规定》
2023年12月	《新能源汽车动力电池综合利用管理办法(征求意见稿)》	2018年5月	《废旧动力蓄电池综合利用企业生产通用要求》 《废旧锂离子电池中锂的湿法回收技术规范》
2023年9月	《新能源汽车动力电池梯次利用产品认证目录(第一批)和组建新能源汽车动力电池梯次利用产品认证技术委员会》	2018年3月	《新能源汽车动力蓄电池回收利用试点实施方案》
2023年8月	《国家工业资源综合利用先进适用工艺技术设备目录(2023年版)供需对接指南之十九:废旧动力电池综合利用工艺技术设备》	2018年1月	《新能源汽车动力蓄电池回收利用管理暂行办法》
2023年7月	《新能源汽车废旧动力蓄电池物流追溯信息管理要求》	2017年7月	《车用动力电池回收利用余能检测》
2023年3月	《关于开展新能源汽车动力电池梯次利用产品认证工作的公告》	2017年5月	《车用动力电池回收利用拆解规范》
2022年11月	《关于做好锂离子电池产业链供应链协同稳定发展工作的通知》	2017年3月	《促进汽车动力电池产业发展行动方案》
2022年4月	《关于进一步加强新能源汽车企业安全体系建设的指导意见》	2017年1月	《新能源汽车生产企业及产品准入管理规则》
2022年3月	《国家工业资源综合利用先进适用工艺技术设备目录(2021年版)》	2016年2月	《新能源汽车废旧动力蓄电池综合利用行业规范条件》
2021年5月	《汽车产品生产者责任延伸试点实施方案》	2016年1月	《电动汽车动力蓄电池回收利用技术政策(2015年版)》
2020年11月	《新能源汽车产业发展规划》	2012年6月	《节能与新能源汽车产业发展规划(2012—2020年)》

未来中国应促进动力电池回收行业规范化发展,对回收行业各方的权利与义务则在法律上进行明确。针对梯次利用技术尚不成熟、经济潜力未知的现状,应尽快出台梯次利用技术标准和回收行业规范,重点鼓励动力电池梯次利用技术的研发与实际应用。通过法律手段明确回收行业的职责分工,形成高效、有序的电池回收体系。

此外,应在相关政策中增加对回收技术的能耗、排污防治、再生产品应用等内容的详细规定,为动力电池回收企业提供技术指导,对采用环境效益更好的企业给予财政支持。针对性的政策支持能够促进梯次利用技术的成熟和推广,从而提高动力电池回收的资源利用率,降低环境污染,实现经济效益与环境效益的双重提升。

3.3 多元化电力供应体系构建

为了减少动力电池全生命周期中电力使用所造

成的碳排放,中国需要不断地优化国内的发电结构,由目前以火力发电为主向以风能、太阳能等清洁能源为主的发电结构转变。近年来,风能、太阳能等清洁能源发展迅速,已成为中国电力结构中不可忽视的重要组成部分。从单种发电方式发电装机容量增长速度来看,中国发电结构正向绿色低碳化发展。2024年太阳能发电装机容量同比增长45.2%,风力发电装机容量同比增长18.0%,核能发电装机容量同比增长6.9%,水力发电装机容量同比增长3.2%^[27]。

通过增加风能、太阳能等清洁能源的比例,可以显著降低传统火力发电所带来的碳排放,纯电动汽车将在节能减碳方面作出更突出的贡献^[39-41]。来自国际清洁交通委员会的研究认为,到2030年,中国纯电动汽车全生命周期碳排放将比内燃机汽车减少34%~47%^[42]。Wang等^[43]也提出类似观点,认为中国纯电动汽车在燃料周期阶段的碳排放削减比例将从2015年

的34%增至2030年的69%。能源结构的优化能够为中国实现碳达峰和碳中和目标提供坚实支撑,尤其是在全球气候变化日益严峻的背景下,加速电力系统向低碳化、绿色化转型,不仅是中国履行国际气候承诺的重要举措,而且是增强全球气候治理领导力、提升国际话语权的关键步骤。

4 结论

1) 以纯电动汽车动力电池为研究对象,首先总结了动力电池行业发展的背景及存在的问题,并简要分析了动力电池全生命周期碳排放的国内外研究现状。采用LCA方法,对电池原材料获取和加工、电池生产制造、投入使用和达到报废标准进行末端处理的全过程碳排放进行核算。研究结果表明,1 kW·h NCM电池、LFP电池全生命周期碳排放分别约为98.99 kg(CO₂)e、109.85 kg(CO₂)e,研究揭示了不同类型动力电池的全生命周期碳排放水平,为后续电池碳排放风险分析奠定数据基础。

2) 聚焦动力电池全生命周期碳排放对中国纯电动汽车节能减排表现的影响,深入分析了由于生产阶段的高碳排放导致的减碳效益滞后性,明确了纯电动汽车需通过一定使用时间抵消其生产阶段高碳排放的核心结论,为推动纯电动汽车行业可持续发展提供了新的思路与参考。

3) 仅聚焦于碳排放这一气候变化指标,未涉及LCA中的其他关键环境指标,这一分析方法符合ISO 14067:2018标准中的碳足迹评价方法。然而,未考虑这些指标可能导致环境影响评估的不完整性,因此,研究结果仅反映纯电动汽车在碳排放方面的减排效益。选择单一指标的原因在于本研究的主要目的是针对碳排放风险进行深入分析,未来研究可进一步拓展至其他环境影响指标以提供更全面的评价。

参考文献(References)

[1] International Energy Agency (IEA). Global energy review 2025 [R/OL]. (2025-03-01) [2026-01-21]. <https://www.iea.org/reports/global-energy-review-2025>.
[2] 2025年全国机动车达4.69亿辆 驾驶人达5.59亿人[EB/OL]. (2026-01-26) [2026-01-27]. https://www.gov.cn/lianbo/202601/content_7056115.htm.

[3] 中汽数据有限公司. 电动汽车动力蓄电池生命周期碳排放研究[EB/OL]. (2020-10-27) [2024-04-19]. <https://www.catarec.info/news/10214.cshtml>.
[4] Ren Y, Sun X, Wolfram P, et al. Hidden delays of climate mitigation benefits in the race for electric vehicle deployment[J]. Nature Communications, 2023, 14: 3164.
[5] Greenpeace绿色和平组织. 为资源续航—2030年新能源汽车电池循环经济潜力研究报告[EB/OL]. (2020-10-29) [2024-04-19]. <https://www.greenpeace.org.cn/2020/10/29/ev-battery-media-brief-20201029/>.
[6] Sun X, Luo X L, Zhang Z, et al. Life cycle assessment of lithium nickel cobalt manganese oxide (NCM) batteries for electric passenger vehicles[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 273: 123006.
[7] Accardo A, Dotelli G, Musa M L, et al. Life cycle assessment of an NMC battery for application to electric light-duty commercial vehicles and comparison with a sodium-nickel-chloride battery[J]. Applied Sciences, 2021, 11(3): 1160.
[8] Ahmadi L, Young S B, Fowler M, et al. A cascaded life cycle: Reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22(1): 111-124.
[9] Chen M Y, Ma X T, Chen B, et al. Recycling end-of-life electric vehicle lithium-ion batteries[J]. Joule, 2019, 3(11): 2622-2646.
[10] Kim H C, Wallington T J, Arsenault R, et al. Cradle-to-gate emissions from a commercial electric vehicle Li-ion battery: A comparative analysis[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(14): 7715-7722.
[11] Dai Q, Kelly J C, Gaines L, et al. Life cycle analysis of lithium-ion batteries for automotive applications[J]. Batteries, 2019, 5(2): 48.
[12] Ambrose H, Kendall A. Effects of battery chemistry and performance on the life cycle greenhouse gas intensity of electric mobility[J]. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2016, 47: 182-194.
[13] 贾志杰, 高峰, 杜世伟, 等. 磷酸铁锂电池不同应用场景的生命周期评价[J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1975-1984.
[14] Guo W, Feng T, Li W, et al. Comparative life cycle assessment of sodium-ion and lithium iron phosphate batteries in the context of carbon neutrality[J]. Journal of Energy Storage, 2023, 72: 108589.
[15] Quan J W, Zhao S Q, Song D M, et al. Comparative life cycle assessment of LFP and NCM batteries including the secondary use and different recycling technologies[J]. Science of the Total Environment, 2022, 819: 153105.
[16] Van den Bossche P, Vergels F, Van Mierlo J, et al. SUBAT:

- An assessment of sustainable battery technology[J]. *Journal of Power Sources*, 2006, 162(2): 913–919.
- [17] Dewulf J, Van der Vorst G, Denturck K, et al. Recycling rechargeable lithium ion batteries: Critical analysis of natural resource savings[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2010, 54(4): 229–234.
- [18] 胡敏, 王恒, 陈琪. 电动汽车锂离子动力电池发展现状及趋势[J]. *汽车实用技术*, 2020, 45(9): 8–10.
- [19] 刘兰胜. 磷酸铁锂电池应用现状及发展趋势[J]. *电池工业*, 2021, 25(5): 263–265.
- [20] 呼升. 三元锂电池在新能源汽车上的设计与应用[J]. *时代汽车*, 2022(14): 122–124.
- [21] European Commission. Carbon footprint rules for electric vehicle batteries (CFB-EV) [EB/OL]. (2023–02–15) [2024–04–19]. 20230215_StakeholderConsultation_CFB_Batteries_JRC_D3.pdf (europa.eu).
- [22] Dai Q, Dunn J, Kelly J C, et al. Update of life cycle analysis of Lithium–Ion batteries in the GREET model[R]. Lemont, Illinois, USA: Argonne National Laboratory, 2017.
- [23] Dai Q, Kelly J C, Dunn J, et al. Update of bill-of-materials and cathode materials production for Lithium–Ion batteries in the GREET model[R]. Lemont, Illinois, USA: Argonne National Laboratory, 2018.
- [24] Simon B, Bachtin K, Kili A, et al. Proposal of a framework for scale-up life cycle inventory: A case of nanofibers for lithium iron phosphate cathode applications[J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2016, 12(3): 465–477.
- [25] Ellingsen L A, Majeau-Bettez G, Singh B, et al. Life cycle assessment of a lithium-ion battery vehicle pack[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2014, 18(1): 113–124.
- [26] 中汽数据有限公司. 乘用车碳排放核算技术规范[EB/OL]. (2021–07–27) [2024–04–19]. <https://chinaautoms.com/new/2021/0727/18890.html>.
- [27] 国家能源局. 国家能源局发布2024年全国电力工业统计数据[EB/OL]. (2025–01–21) [2026–01–21]. <https://www.nea.gov.cn/20250121/097bfd7c1cd3498897639857d86d5dac/c.html>.
- [28] 李辉, 庞博, 朱法华, 等. 碳减排背景下我国与世界主要能源消费国能源消费结构与模式对比[J]. *环境科学*, 2022, 43(11): 5294–5304.
- [29] Zackrisson M, Avellán L, Orlenius J. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles—Critical issues[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(15): 1519–1529.
- [30] Kim H C, Wallington T J, Sullivan J L, et al. Life cycle assessment of vehicle lightweighting: Novel mathematical methods to estimate use-phase fuel consumption[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(16): 10209–10216.
- [31] Gerssen–Gondelach S J, Faaij A P C. Performance of batteries for electric vehicles on short and longer term[J]. *Journal of Power Sources*, 2012, 212: 111–129.
- [32] Amarakoon S, Smith J, Segal B. Application of life-cycle assessment to nanoscale technology: Lithium-ion batteries for electric vehicles[EB/OL]. [2024–04–19]. <https://trid.trb.org/view/1300236>, 2013.
- [33] 马剑, 马梁, 宋登巍, 等. 一种锂电池容量跳水识别方法及装置: CN112327194B[P]. 2021–09–24.
- [34] 朱昱豪, 汪腾, 顾鑫, 等. 锂离子电池全寿命周期个性化退役与评价方法[J]. *电气工程学报*, 2024, 19(1): 79–86.
- [35] Xiong S Q, Ji J P, Ma X M. Environmental and economic evaluation of remanufacturing lithium-ion batteries from electric vehicles[J]. *Waste Management*, 2020, 102: 579–586.
- [36] 联合国. 动力电池碳足迹及低碳循环发展白皮书[R/OL]. (2023–09–14) [2024–04–19]. <https://www.eptc.org.cn/knowledge/1729032940667113473>.
- [37] Kallitsis E, Korre A, Kelsall G H. Life cycle assessment of recycling options for automotive Li-ion battery packs[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 371: 133636.
- [38] Hischer R, Classen M, Lehmann M, et al. Life cycle inventories of electric and electronic equipment: Production, use and disposal[R]. Zurich, Switzerland: Ecoinvent, 2007.
- [39] Ke W W, Zhang S J, He X Y, et al. Well-to-wheels energy consumption and emissions of electric vehicles: Mid-term implications from real-world features and air pollution control progress[J]. *Applied Energy*, 2017, 188: 367–377.
- [40] Shen W, Han W J, Wallington T J, et al. China electricity generation greenhouse gas emission intensity in 2030: Implications for electric vehicles[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(10): 6063–6072.
- [41] Gan Y, Lu Z F, He X, et al. Provincial greenhouse gas emissions of gasoline and plug-in electric vehicles in China: Comparison from the consumption-based electricity perspective[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(10): 6944–6956.
- [42] International Council on Clean Transportation. China’s new energy vehicle industrial development plan for 2021 to 2035 [R/OL]. (2021–06–17) [2024–04–19]. <https://theicct.org/sites/default/files/publications/China-new-vehicle-industrial-dev-plan-jun2021.pdf>.
- [43] Wang F, Zhang S J, Zhao Y N, et al. Multisectoral drivers of decarbonizing battery electric vehicles in China[J]. *PNAS Nexus*, 2023, 2(5): pgad123.

Life cycle assessment of carbon emission risk of BEV's batteries

ZHENG Wenxin^{1,2}, CHEN An^{3*}

1. Sino-Danish College, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3. Institutes of Science and Development, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

Abstract To promote the transition of the transportation system towards a cleaner mode, battery electric vehicles (BEVs) have emerged as a trend in the automotive industry worldwide owing to their greater carbon reduction potential. However, an often-overlooked crucial fact is that BEVs yield higher carbon emissions during the production phase compared to internal combustion engine vehicles (ICEVs), primarily attributed to the carbon emissions generated by the core component – the battery. This results in a delayed carbon reduction benefit in BEVs, requiring a longer period of use to offset. This study employs the Life Cycle Assessment (LCA) to delve into the carbon emission risks of batteries. Firstly, this study systematically evaluates the carbon emissions of NCM and LFP batteries throughout the entire process, including raw material acquisition and processing, battery manufacturing, battery usage, and end-of-life treatment. Secondly, the study explores the delayed emission reduction benefits of BEVs resulting from the carbon emissions of batteries, indicating that it takes at least 3.6 years (NCM batteries) and 2.8 years (LFP batteries) of usage for the carbon emissions to be offset. Therefore, this study posits that the carbon emission risks of batteries in China primarily manifest in their significant carbon emissions and extended time required for carbon offsetting. Lastly, the study proposes strategies to address the carbon emission risks from three aspects: establishing a carbon accounting system, promoting standardized development in the recycling industry, and optimizing the structure of electric power systems.

Keywords batteries; carbon emission; life cycle assessment (LCA); risk; battery electric vehicles (BEVs) ●



(责任编辑 魏来)