

DOI: 10.5846/stxb202005221298

马道天, 洪静兰, 翟一杰, 申晓旭. 基于生命周期评价的本土化水足迹影响评价模型构建. 生态学报, 2022, 42(21): 8640-8649.

Ma X T, Hong J L, Zhai Y J, Shen X X. Indigenized life cycle water footprint impact quantification model construction. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(21): 8640-8649.

基于生命周期评价的本土化水足迹影响评价模型构建

马道天¹, 洪静兰^{2,*}, 翟一杰², 申晓旭²

1 山东大学, 蓝绿发展研究院, 威海前沿交叉科学研究院, 威海 264209

2 山东大学, 环境科学与工程学院, 青岛 266237

摘要: 水足迹作为评价水资源消耗和污染情况的综合性指标, 能够对水环境面临的环境风险进行科学系统的量化、评估和管理。针对传统水足迹影响方法未进行环境影响评估等问题, 研究构建了一个符合 ISO 14046 国际标准的基于生命周期评价的通用型本土化水足迹影响评价模型。研究通过多介质逸度模型模拟了多介质污染物排放在环境中的迁移转换, 从而剔除最终未进入到水介质的部分, 同时仅考虑了与水环境有关的经口摄入途径, 首创了集水稀缺影响、水污染生态与健康风险量化为一体的且适用于我国国情的水足迹评价模型。模型的构建可帮助实现水系统优化, 有效控制二次污染及污染转移, 实现精准管控。同时由于模型具有普适性, 其也可为其他国家或区域开展生命周期水足迹影响评价提供理论支持和实践经验。此外, 研究以某企业镍铁合金生产的水足迹影响评价为例, 对模型的应用进行了示例研究。研究发现为该企业镍铁合金生产的水足迹影响主要来源于交通运输、焦炭生产、发电、压缩空气以及电极糊制备等间接过程。同时, 为降低其环境负荷, 需控制氮、磷、二氧化硫及铬、砷、汞、铜等重金属的排放。

关键词: 水足迹量化模型; 生命周期评价; 特征化参数计算; 镍铁合金

Indigenized life cycle water footprint impact quantification model construction

MA Xiaotian¹, HONG Jinglan^{2,*}, ZHAI Yijie², SHEN Xiaoxu²

1 Weihai Institute of Interdisciplinary Research, Institute of Blue and Green Development, Shandong University, Weihai 264209, China

2 School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Qingdao 266237, China

Abstract: Water footprint, a comprehensive index used to evaluate water consumption and pollution status, can assess and manage the environmental risk of the water environment in a scientific and systematic manner. The traditional water footprint analysis method does not consider environmental impact assessment. This study proposed a general indigenized life cycle water footprint impact quantification model according to ISO 14046 international standard. The model simulated the migration and transformation of multi-media pollutants emissions through the multi-media fugacity model to eliminate the components that do not enter the water medium finally. Meanwhile, the intake pathway only considered the oral intake related to the water media. The study firstly proposed a water footprint assessment model which integrates water scarcity impact, ecology and health risk quantification originated from water pollution, and China's national situation. This model can help to optimize the water system, control the secondary pollution and pollution transfer effectively, and achieve accurate control. Moreover, due to its universal, this model can provide theoretical support and practical experience for other countries or regions to carry out life cycle water footprint impact assessment. Additionally, this paper uses a water footprint analysis of ferronickel production as examples to conduct the application example research. The footprint impact of

基金项目: 山东省自然科学基金青年项目 (ZR2021QG044); 国家社会科学基金重大项目 (21ZDA065); 国家自然科学基金项目 (71974113)

收稿日期: 2020-05-22; **网络出版日期:** 2022-06-21

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hongjing@sdu.edu.cn

<http://www.ecologica.cn>

ferronickel production was mainly attributed to the indirect processes, including transportation, coke production, electricity supply, compressed air, and electrode paste preparation. Meanwhile, controlling nitrogen, phosphorus, sulfur dioxide, and heavy metals (e.g., chromium, arsenic, mercury, and copper) emissions was effective for optimizing the environmental performance.

Key Words: water footprint quantification model; life cycle assessment; characterization factors calculation; ferronickel

当前,全球均面临严重的水资源短缺与污染问题。随着人口膨胀与工农业的发展,水资源供需矛盾日益突出,这不仅威胁着粮食安全与人体健康,还引发了严重的生态环境退化^[1-3]。因此针对人类活动所导致的水资源消耗和污染情况实现科学的管理已经成为一个亟待解决的问题。Hoekstra 在虚拟水理论的基础上提出了“水足迹”的理念,以实现针对不同的目标产业活动在不同地理和时间维度上所消耗的水资源情况及其导致的水污染情况的量化评估^[4-5]。基于虚拟水理论的水足迹评价方法计算简便、操作性强,在水环境管理中具有较好的预警作用^[6]。但这种方法侧重“体积”计算,未进行环境影响评价与风险评估,因此一些环境毒性大的污染物极易被忽略^[7-8]。在国家十三五规划纲要中,以环境质量目标为导向的全过程环境风险管控已提升至国家战略高度,因此需要一个新的方法针对水足迹的环境影响进行系统科学的量化评估。国际标准化组织发布了相关标准《ISO 14046 Environmental Management-Water Footprint-Principles, Requirements and Guidelines》,提出采用生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)的方法进行水足迹评价以实现全过程水足迹影响分析^[9]。我国于 2017 年转化了该标准,鼓励采用 LCA 的理念进行水环境管理^[10]。ISO 14046 标准同时发布了采用 LCA 方法进行水足迹影响评价的基本要求和框架(图 1)。但标准并未提出具体的水足迹影响评价模型,当前符合该标准的相关方法性研究仍较为稀缺^[11-12]。ISO 14046 标准^[9]和 Mikosch 等^[13]指出水足迹影响评价主要包含水稀缺足迹(Water Scarcity Footprint, WSF)、水可利用性足迹(Water Availability Footprint, WAF)和水劣化足迹(Water Degradation Footprint, WDF)评估。但当前研究主要集中于对 WSF 及 WAF 的评价,如 Berger 等^[14]和 Boulay 等^[15]基于“消耗-可利用性(Consumption-to-Availability, CTA)”系数分别提出了 WAVE、AWARE 模型,对水资源消耗导致的环境影响进行了量化评估,即进行了 WSF 量化。Bayart 等^[16]、Boulay 等^[17]以及 Ridoutt 和 Pfister^[18]则提出在 WSF 的基础上引入水体质量对水资源可利用性的影响完成 WAF 量化。目前针对 WDF 的评价则相对较少,如 Ridoutt 和 Pfister^[19]基于 ReCiPe 模型进行了 WDF 量化;Lovarelli 等^[20]提出了包含淡水富营养化、海洋富营养化和淡水生态毒性影响的 WDF 量化方法,但其未考虑水环境污染对人体健康的影响。此外,Huijbregts 等^[21]对 ReCiPe 模型进行了升级以提供全球化和区域化环境影响评价的特征化因子,同时补充了用水对人体健康、淡水及陆地生态系统的影响路径,为水足迹影响终点层次(即人体健康、生态系统质量和资源损伤^[9])的分析提供了理论支撑和数据基础。但当前关于采用 LCA 方法进行水劣化足迹评价的研究主要存在两个问题:第一是清单构建时忽略了经由大气与土壤间接影响水质的污染物,致使评价结果偏低;第二是影响评价时,部分学者直接采用生命周期评价模型提供的参数开展水足迹影响评估,因未剔除与水介质无关的摄入途径以及大气与土壤介质中残留污染物的环境影响导致过

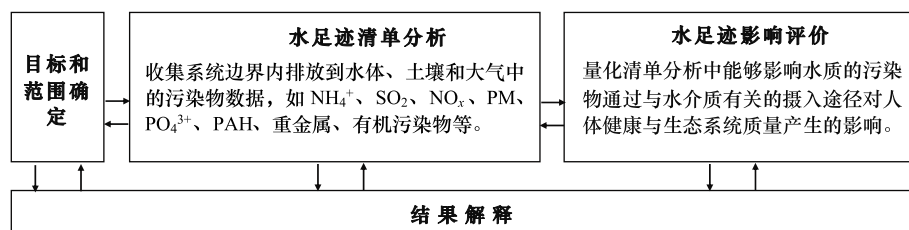


图 1 水足迹评价流程和基本要求

Fig.1 Phases and basic requirement of water footprint assessment

度评估^[12, 22]。此外,模型构建过程中采用的地理、水质、环境、人口等基础数据具有明显的地域差异性,直接引用国外模型并不符合我国国情的需要^[23]。因此该研究构建了一个微观(企业)、中观(行业)、宏观(区域/国家)层次通用的本土化全过程水足迹影响量化模型,以实现对人类活动所导致的水资源消耗和水环境污染的环境风险的量化,并可有效描绘人类产业活动和自然生态系统各要素之间的相互关系,从而锁定关键污染节点。模型构建及应用过程中获取的经验也可应用到其他国家、区域的工业及其他行业的水足迹影响评价中,为实现水环境污染源头预防、全过程控制和高效治理提供理论、数据和决策支持。

1 本土化水足迹影响评价模型构建

1.1 分析边界与模型框架的确定

该研究构建的模型的分析边界依据 ISO 14046 标准建立。即在进行清单分析时,不仅包含了目标产业活动或产品生命周期中的水消耗数据和水体污染物排放数据,还包含了排放到其他环境介质中的污染物。因为这部分物质能够通过迁移转化进入到水环境中,进而威胁人体健康和生态系统质量。在进行影响评价时仅考虑了与水体有关的影响,即在进行环境宿命解析时,仅考虑稳态时水体中的污染物。而在进行暴露分析时,仅考虑了饮水和直接与水环境有关的饮食(如水产等)暴露的影响。模型包含了中间点和终点两个层次的分析(图2),对于人体健康损伤的评估,同时包含了因水稀缺所导致的粮食短缺进而引发的营养不良的影响,以及污染物引发的致癌性和非致癌性疾病的影响。在评价对生态系统质量的影响时,则同时考虑了水资源短缺、生态毒性、富营养化和酸性化的影响。

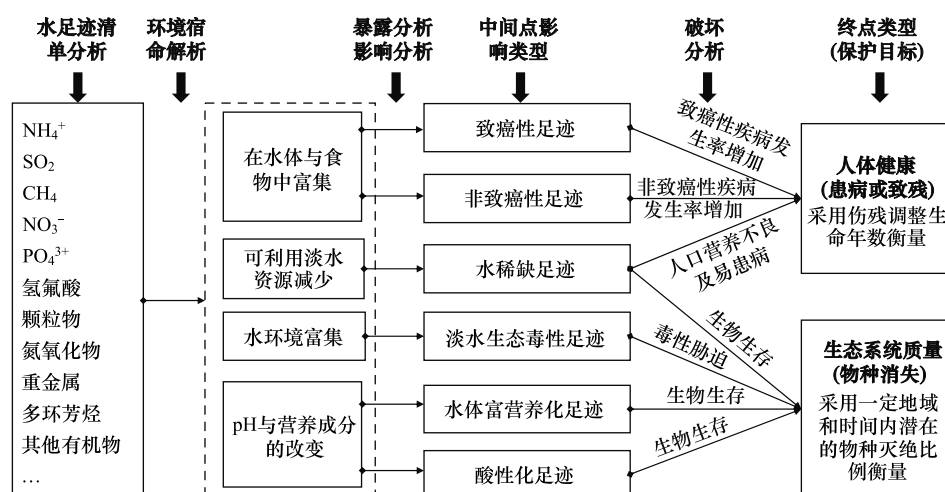


图2 基于生命周期的本土化水足迹影响评价模型框架

Fig.2 Framework of LCA based impact-oriented water footprint analysis model

1.2 清单构建方法

依据不同层次的清单构建方法,该研究构建的模型能够实现多维度应用,即其可从微观(企业)、中观(行业)乃至宏观(区域/国家)多个层次上在不同的地理区域或时间尺度内针对不同情景模式开展水足迹影响评价。微观层次的清单构建方法采用基于过程的生命周期评价(Process-based Life Cycle Assessment, PLCA)清单构建方法^[24-25]:

$$WFI_i = \sum_{j=1}^n p_j = \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n p_{j,k} = \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n \underbrace{\dots \sum_{m=1}^n p_{i,j,\dots,m}}_Q \quad (1)$$

式中, WFI_i 为水足迹清单分析中污染物 i 的排放量, p_j 为目标产业活动或产品生产过程中所有排放污染物 i 的流程(如生产过程、污染物排放和废弃物现场处置等), k, m 为供应链中的上游流程, Q 为供应链级数。由此

可见 PLCA 法的数据收集过程是一个庞大的网络,因此研究一般只收集 p_i 的投入产出数据^[26],供应链上的输入输出数据则通过基于过程的中国生命周期水足迹分析数据库(The Chinese process-based life cycle inventory database for water footprint analysis, CPLCID-WF)获取^[22]。中观层次的清单构建方法采用混合生命周期评价(Hybrid Life Cycle Assessment, HLCA)清单构建方法(图 3)^[27-28]。宏观层次的水足迹影响评价清单可基于政府颁布的环境排放数据和资源消耗数据、投入产出法(Input-Output method, IO)等进行构建^[29]。

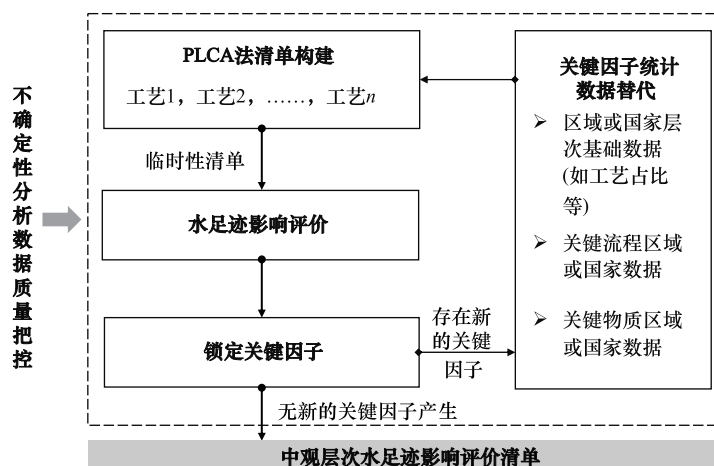


图3 中观层次水足迹影响评价清单构建方法

Fig.3 Method of water footprint impact analysis inventory construction at meso-level

PLCA: 基于过程的生命周期评价 Process-based life cycle assessment

1.3 中间点特征化参数计算

中间点层次的水足迹影响评价是在清单分析的基础上,依据环境影响机理建立清单物质与各中间点影响类型之间的联系,即通过特征化参数实现各种环境干扰因素的当量因子的转换,从而方便比较^[30]。该研究构建的本土化水足迹影响评价模型包含 6 个中间点影响类型,对于水稀缺足迹的量化评估采取 WAVE+模型^[14, 31]提供的方法与参数,如下所示:

$$WF_{WS} = \sum_n \sum_m cf_{WS_{n,m}} \times (FW_{n,m} - WW_{n,m} - ER_{n,m} - VR_{n,m}) \quad (2)$$

$$cf_{WS_{n,m}} = (1 - BIER_{n,m} \times \frac{R_n}{P_n}) \times WDI_{n,m} \quad (3)$$

式中, WF_{WS} 为水稀缺足迹, cf_{WS} 为其特征化参数。 n, m 为流域和月份。 $FW, WW, ER, VR, BIER, R, P, WDI$ 分别为淡水取水量、排放到流域中的废水量、蒸散发循环量、化学反应汇中合成的蒸汽循环量、通过降水返回到流域的蒸散发量、长期平均径流、总降水量和耗水指数(Water Depletion Index, WDI)。毒性影响类型(致癌性、非致癌性和淡水生态毒性足迹)在 Li 等^[32]和 Zhang 等^[33]研究的基础上计算:

$$WF_{tox} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times cf_{tox,i} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times (FF_{i,water} \times XF_{i,water} \times EF_i) \quad (4)$$

$cf_{tox,i}$ 为毒性影响类型的特征化参数, $FF_{i,water}$ 为通过 Mackay 三级逸度模型^[34]计算的污染物 i 的归宿因子,该研究只包含了稳态时水体中污染物 i 的影响。 $XF_{i,water}$ 为污染物 i 的暴露因子, EF_i 为影响因子。对于 $XF_{i,water}$ 的计算,只考虑了与水环境有关的经口摄入,皮肤、呼吸暴露等并不包含在内:

$$XF_{i,H} = \sum_{j=1}^n \frac{BAF_i \times PROD_i \times POP}{MASS_j} = \sum_{j=1}^n \left(\frac{BAF_i \times POP}{MASS_j} \times \frac{c_i \times exf_i \times ed_i \times IR_i}{BW \times LT_h} \right) \quad (5)$$

$XF_{i,H}$ 为污染物 i 的人体健康毒性足迹(致癌性和非致癌性足迹)的暴露因子。 $BAF_i, PROD_i, POP, MASS_j$ 分别为污染物 i 的生物蓄积系数(无量纲)、单位时间内污染物 i 的摄入量[$mg/(kg \cdot days)$]、暴露区域人口总体重

(kg) 和暴露区域内食品 j 的总质量(kg)。 c_i 、 exf_i 、 ed_i 、 IR_i 分别为污染物 i 在水介质或食品中的浓度(mg/L 或 mg/kg) 及暴露频率(d/a)、暴露持续时间(a)和摄入率(L/d 或 kg/d)。 BW 、 LT_h 为人体平均体重(kg) 和终身暴露时间(70 年)。影响因子则可根据如下公式计算^[35]：

$$EF_{H,i} = \sum_{i=1}^n UR_i \times \left(\frac{0.5}{ED_{50,i} \times BW \times LT_h \times N_{365}} \right) \quad (6)$$

$$EF_{FE,i} = \sum_{i=1}^n \frac{0.5}{HC_{50,i}} \quad (7)$$

$EF_{H,i}$ 为污染物 i 人体健康毒性足迹的影响因子, $EF_{H,i}$ 为计算所需的数据基于动物实验获取, 并通过流行病学研究中确定的污染物 i 的单位风险(UR_i) 来解决人体和动物之间的差异^[36]。 $ED_{50,i}$ 为导致 50% 人类发生致癌性或非致癌性疾病的污染物 i 基准计量(mg/kg-day), N_{365} 为每年天数(365 d/a)。 $HC_{50,i}$ 为物种暴露在高于某浓度的水环境中时, 有 50% 的种群表现出影响的污染物 i 的危险浓度。 $cf_{tox,i}$ 计算时所采用的背景数据(如平均气温、风速、食品摄入、人口、体重等) 取自中国区域化背景数据^[22]。水体富营养化(WF_{AE}) 和酸化(WF_{AC}) 足迹则分别采用磷酸根离子(PO_4^{3-}) 和二氧化硫(SO_2) 作为参考物质进行统一单位换算^[21]：

$$WF_{AE} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times cf_{AE,i} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times \left(FF_{i,water} \times \left(\frac{V_i}{M_i} / \frac{V_{ref}}{M_{ref}} \right) \right) \quad (8)$$

$$WF_{AC} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times cf_{AC,i} = \sum_{i=1}^n WFI_i \times \left(FF_{i,water} \times \frac{\eta_i}{\eta_{SO_2}} \right) \quad (9)$$

$cf_{AE,i}$ 、 $cf_{AC,i}$ 分别为污染物 i 的 WF_{AE} 和 WF_{AC} 特征化参数。 V_i 、 V_{ref} 分别为 1 mol 污染物 i 和 PO_4^{3-} 对水体富营养化影响的潜在贡献值, M_i 、 M_{ref} 分别为污染物 i 和 PO_4^{3-} 的摩尔质量 η_i 、 η_{SO_2} 分别为单位质量污染物 i 和 SO_2 在水体中电离出 H^+ 的数量。

1.4 人体健康和生态系统质量损伤评价

该研究中人体健康和生态系统质量损伤评价是在中间点环境影响的基础上依据 ReCiPe 报告提供的方法进行^[30, 37]。ReCiPe 模型通过建立环境污染事实和人体健康与生态系统质量损伤之间的因果链, 确立各中间点对人体健康和生态系统质量的损伤路径。据此实现从各中间点到其对应终点转换参数的计算, 最终获得各污染物的终点损伤参数, 如表 1 所示。其中, 本研究在中间点到生态系统质量损伤的转换参数计算过程中采用了中国的背景数据。而人体健康损伤相关的转换参数因缺乏相关数据选取了 ReCiPe 模型提供的全球通用型影响因子。

表 1 基于生命周期的本土化水足迹影响评价模型中间点至终点转换参数

Table 1 Conversion factors of midpoints to endpoints in LCA based impact-oriented water footprint analysis model

中间点影响类型 Midpoint categories	对应终点类型 Endpoint categories	转换因子 Conversion factors	单位 Unit
水稀缺足迹 Water scarcity footprint	生态系统质量损伤 人体健康损伤	6.55×10^{-7} 7.70×10^{-9}	伤残调整生命年/ m^3 (年潜在物种灭绝比例/ m^3)/ m^3
致癌性足迹 Carcinogens footprint	人体健康损伤	11.5	伤残调整生命年/发病数
非致癌性足迹 Non-carcinogens footprint	人体健康损伤	2.6955	伤残调整生命年/发病数
淡水生态毒性足迹 Freshwater ecotoxicity footprint	生态系统质量损伤	1.37×10^{-3}	(年潜在物种灭绝比例/ m^3)/受影响物种比例
水体富营养化足迹 Aquatic eutrophication footprint	生态系统质量损伤	55.3	(年潜在物种灭绝比例/ m^3)/kg PO_4^{3-} -当量
酸化足迹 Acidification footprint	生态系统质量损伤	0.12	(年潜在物种灭绝比例/ m^3)/kg SO_2 -当量

2 应用示例

2.1 系统边界

该研究以某镍铁合金生产企业为例,运用构建的本土化水足迹影响评价模型进行了微观层次的示例分析,以展示模型运行结果。中观、宏观层次的水足迹评价可通过 HLCA、IO 等方法 and 统计数据构建的污染物排放和资源使用清单,结合本文构建的水足迹影响评价模型实施,如 Ma 等^[22]实施的我国煤电行业水足迹影响评价等。本研究选取 1 t 镍铁合金作为功能单位,其系统边界如图 4 所示。该研究生产的镍铁合金以红土镍矿为原材,采用回转窑-电炉(Rotary Kiln-Electric Furnace, RKEF)技术生产,含镍量为 16%。该研究的系统边界内包含镍矿开采、镍铁冶炼和废弃物处置等流程,且上述所有流程均包含原材料的生产、运输(假设 100 km 通过卡车)、能源消耗、污染物直接排放(如粉尘、镍、二氧化硫和氮氧化物等)和土地占用等流程。

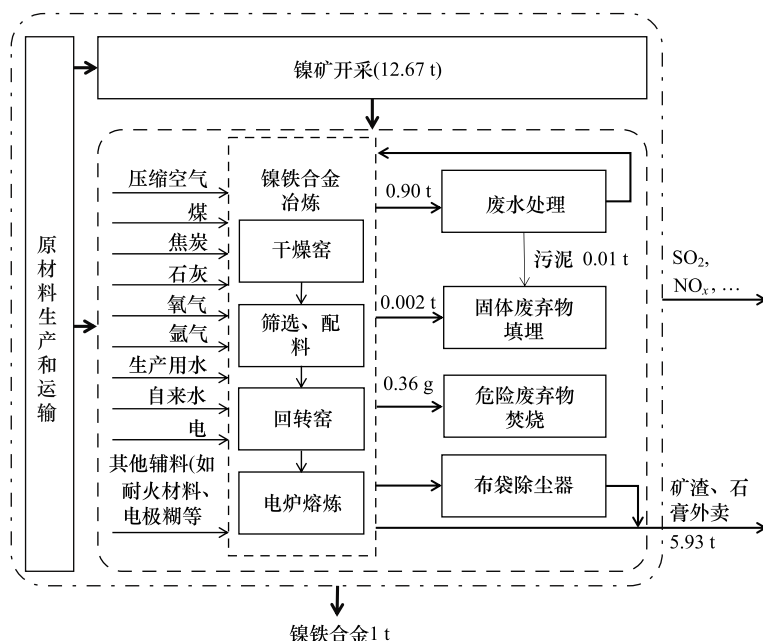


图 4 系统边界图

Fig.4 System boundary

2.2 数据来源

镍铁合金冶炼阶段的数据来自江西某企业,镍矿开采阶段数据来自云南某企业,详细的水足迹影响评价清单取自 Ma 等发布的镍铁合金生命周期评价清单^[38],其他生命周期阶段的投入产出数据由 CPLCID-WF 数据库提供,水足迹影响评价的实施采用 SimaPro 8.4 软件。

3 结果

3.1 水足迹影响评价结果

针对示例案例采用研究构建的本土化水足迹影响评价模型进行水足迹影响评价,研究同时运用不确定性分析计算了几何标准差的平方(Squared Geometric Standard Deviation, GSD^2)用以描述评价结果在 95%置信区间下的波动范围^[39-41],如表 2 所示。研究以水稀缺足迹这一中间点为例对水足迹影响评价和不确定性分析结果进行说明,生产 1 t 镍铁合金的水稀缺足迹为 31.87 m^3 。但受清单数据质量和模型特征化参数计算过程的影响,研究结果存一定的波动范围。其 GSD^2 为 1.32,这意味着在镍铁合金的生命周期中,每生产 1 t 产品对水稀缺造成的潜在环境影响范围为 24.10 m^3 至 42.14 m^3 。

表 2 水足迹影响评价结果

Table 2 Water footprint impact analysis results

	影响类型 Categories	单位 Unit	水足迹影响 Water footprint impact	GSD ²	波动范围 Variations
中间点 Midpoints	水稀缺足迹	m ³	31.87	1.32	24.10—42.14
	致癌性足迹	发病数	3.6×10^{-5}	2.38	1.5×10^{-5} — 8.5×10^{-5}
	非致癌性足迹	发病数	5.4×10^{-5}	2.59	2.1×10^{-5} — 1.4×10^{-4}
	淡水生态毒性足迹	受影响物种比例	13662.3	2.16	6314.8—29558.8
	水体富营养化足迹	kg PO ₄ ³⁻ -当量	0.06	2.12	0.03—0.13
	酸化性足迹	kg SO ₂ -当量	17.37	1.26	13.83—21.81
终点 Endpoints	人体健康损伤	伤残调整生命年	5.8×10^{-4}	1.34	4.3×10^{-4} — 7.8×10^{-4}
	生态系统质量损伤	年潜在物种灭绝比例/m ³	24.23	1.33	18.18—32.29

GSD²:几何标准差的平方 Squared geometric standard deviation

3.2 关键因子分析

研究分析了镍铁合金生产水足迹影响的关键影响类型、物质和流程,以锁定关键污染节点,助力于科学的水环境管控,如图 5 所示。对于人体健康损伤,致癌性足迹的贡献最为突出,其贡献比高达 71.1%,致癌性足

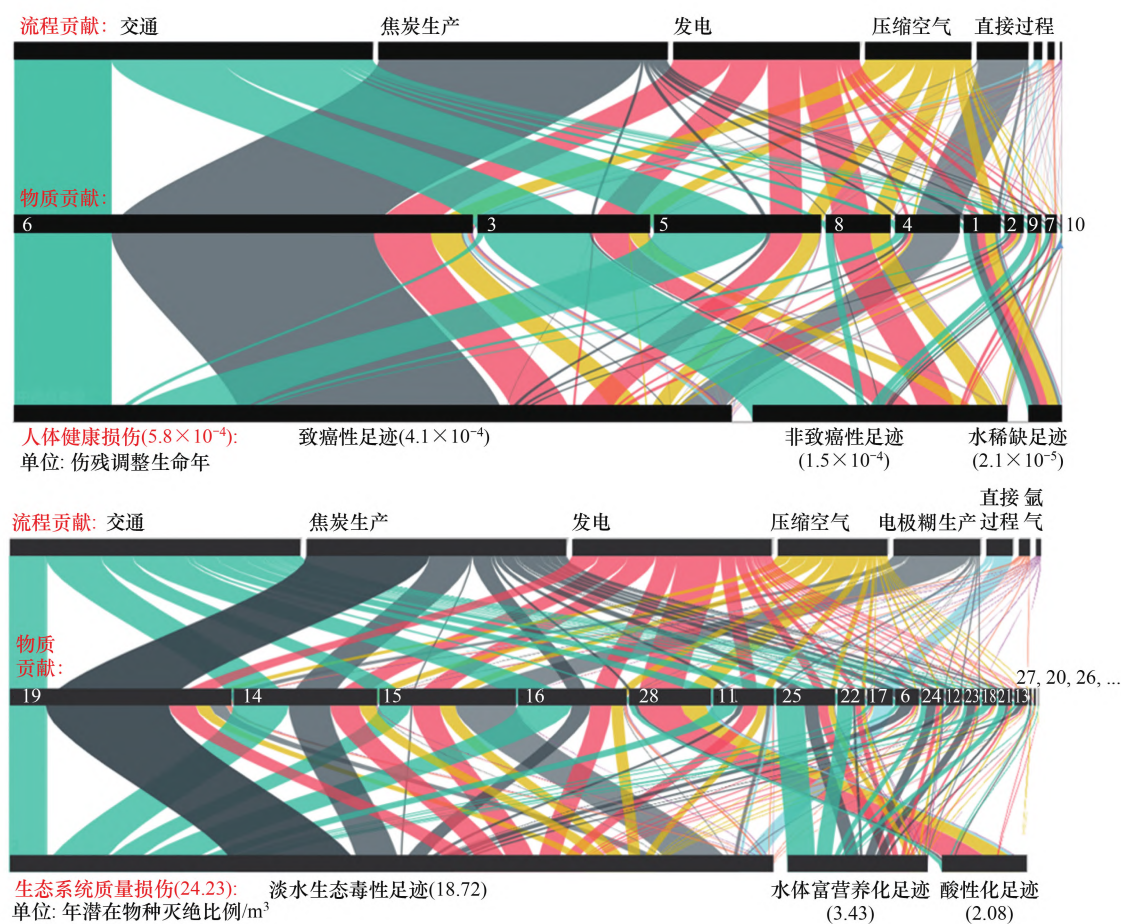


图 5 关键因子分析:导致人体健康和生态系统质量损伤关键流程和污染物

Fig.5 Key factors analysis: key processes and substances of human health and ecosystem quality damage

污染物:1: 水资源消耗;2: 其他影响致癌性足迹的物质;3: 排放到空气中的砷;4: 排放到空气中的铬;5: 排放到土壤中的铬;6: 排放到水体中的六价铬;7: 其他影响非致癌性足迹的物质;8: 排放到空气中的汞;9: 排放到土壤中的钛;10: 排放到水体中的钒;11: 其他影响淡水生态毒性足迹的物质;12: 排放到水体中的钡;13: 排放到水体中的钴;14: 排放到空气中的铜;15: 排放到水体中的铜;16: 排放到土壤中的铜;17: 排放到空气中的镍;18: 排放到土壤中的镍;19: 排放到水体中的镉;20: 其他影响水体富营养化足迹的物质;21: 氨氮;22: 总氮(不含氨氮);23: BOD₅;24: COD;25: 总磷;26: 其他影响酸化性足迹的物质;27: 排放到水体的硫化氢;28: 二氧化硫

迹和水稀缺足迹次之。对于生态系统质量损伤,贡献最为突出的中间点类型为淡水生态毒性足迹,其贡献比为 77.2%,水体富营养化和酸性化的影响次之,水稀缺的贡献几乎可忽略不计。导致致癌性足迹的关键污染物为重金属铬和砷的排放,对于非致癌性足迹则为砷和汞的排放,对于淡水生态毒性足迹则为铜、镉等重金属的排放。导致水体富营养化的关键污染物为总磷、总氮等,酸性化足迹的关键污染物则为二氧化硫。上述污染物主要来自于交通运输、焦炭生产、发电、压缩空气制备以及电极糊制备等间接过程的排放,镍铁合金生产过程中直接消耗的水资源或排放的污染物对人体健康和生态系统质量损伤的贡献仅为 5.1% 和 2.7%。值得注意的是,直接过程中排放到空气和土壤中的污染物贡献较为突出,说明在清单构建过程中将这部分污染物的排放数据纳入分析是十分必要的。

3.3 敏感性分析

依据 ISO 14046 标准,研究针对关键流程进行了敏感性分析,如表 3 所示。研究以发电这一流程的健康损伤为例进行说明,若发电阶段的水足迹影响增加或减少 5%,镍铁合金生产阶段的水足迹对人体健康和生态系统质量损伤的影响将分别增加或减少 5.4×10^{-6} 伤残调整生命年。该研究采用的电力为煤电,但若采用核电、水电、风电、太阳能发电等清洁能源^[38],1 t 镍铁合金生产的水足迹对人体健康损伤的影响将分别降低 17.2%、16.0%、18.4%、17.8%,而生态系统质量损伤则分别下降 19.4%、17.8%、20.0% 和 19.8%。

表 3 敏感性分析结果
Table 3 Sensitivity analysis

影响类型 Categories	单位 Unit	直接过程 Direct process	压缩空气制备 Compressed air production	焦炭生产 Coke production	电极糊生产 Electrode paste production	交通 Transport	发电 Electricity generation
变动 Variation		5%	5%	5%	5%	5%	5%
水稀缺足迹 Water scarcity footprint		0.12 m ³	0.44 m ³	0.32 m ³	3.0×10^{-3} m ³	0.25 m ³	0.36 m ³
致癌性足迹 Carcinogens footprint	发病数	1.2×10^{-7}	1.4×10^{-7}	6.8×10^{-7}	1.0×10^{-8}	5.7×10^{-7}	2.5×10^{-7}
非致癌性足迹 Non-carcinogens footprint	发病数	6.2×10^{-10}	4.3×10^{-7}	8.3×10^{-8}	2.1×10^{-8}	1.3×10^{-6}	8.3×10^{-7}
淡水生态毒性足迹 Freshwater ecotoxicity footprint	受影响物种比例	19.38	63.77	195.14	74.17	201.75	116.62
水体富营养化足迹 Aquatic eutrophication footprint	kg PO ₄ ³⁻ -当量	1.9×10^{-6}	3.0×10^{-4}	8.2×10^{-4}	8.3×10^{-5}	1.3×10^{-3}	5.5×10^{-4}
酸性化足迹 Acidification footprint	kg SO ₂ -当量	0.05	0.25	0.05	9.8×10^{-4}	0.06	0.45
人体健康损伤 Human health damage	伤残调整生命年	1.5×10^{-6}	3.0×10^{-6}	8.3×10^{-6}	1.8×10^{-7}	1.0×10^{-5}	5.4×10^{-6}
生态系统质量损伤 Ecosystem quality damage	年潜在物种灭绝 比例/m ³	0.03	0.13	0.32	0.11	0.36	0.24

4 结论

针对当前符合 ISO 14046 国际标准的基于生命周期评价的本土化水足迹影响评价模型稀缺等问题,研究基于我国地理、环境、人口等现状构建了一个包含 6 个中间点影响类型和 2 个终点保护目标的评价模型。模型分析了排放到大气、土壤和水体中的 3 千余种物质对水环境的影响,最终形成了囊括了 35374 个中间点参数的水足迹影响评价模型。本文同时提供了微观、中观到宏观层次的清单构建方法,使得模型具有较好的普适性,能够作为一个有效量化不同地理范围内不同层次的产业活动的水足迹影响的通用性模型,为用水结构调整、区域水资源配置以及其他环境介质污染的协同治理提供参考性信息。

该研究同时以某企业镍铁合金生产的水足迹影响为例进行了示例分析,研究发现在其生命周期中需重点关注的污染节点为交通运输、焦炭生产、发电、压缩空气制备以及电极糊制备等间接过程,直接过程影响

相对降低。需重点控制的污染物为铬、砷、汞、铜等重金属的排放以及总氮、总磷、二氧化硫等物质的排放。

参考文献 (References):

- [1] 徐长春, 黄晶, B.G.Ridoutt, 刘继军, 陈阜. 基于生命周期评价的产品水足迹计算方法及案例分析. 自然资源学报, 2013, 28(5): 873-880.
- [2] Lu Y L, Song S, Wang R S, Liu Z Y, Meng J, Sweetman A J, Jenkins A, Ferrier R C, Li H, Luo W, Wang T Y. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 2015, 77: 5-15.
- [3] Wang Q, Yang Z M. Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 358-365.
- [4] Hoekstra A Y. Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Value of Water Research Report Series No. 12. Report of Delft, The Netherlands; UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2002.
- [5] 贾佳, 严岩, 王辰星, 梁玉静, 张亚君, 吴钢, 刘馨磊, 王丽华, 杜冲. 工业水足迹评价与应用. 生态学报, 2012, 32(20): 6558-6565.
- [6] 魏思策, 石磊. 基于水足迹理论的煤制油产业布局评价. 生态学报, 2015, 35(12): 4203-4214.
- [7] 任晓晶, 白雪, 刘丹, 胡梦婷, 吴月, 张忠国. 水足迹评价方法对比及案例研究. 水利经济, 2018, 36(6): 14-19, 71.
- [8] Horne R E, Grant T, Verghese K. Life Cycle Assessment. Melbourne: CSIRO Publishing, 2009.
- [9] International Organization for Standardization (ISO). ISO 14046 Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines. Switzerland: Geneva, 2014.
- [10] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 33859-2017 环境管理 水足迹 原则、要求与指南. 中国: 北京, 2017.
- [11] 白雪, 胡梦婷, 朱春雁, 任晓晶, 鲍威, 孙亮. 基于 ISO 14046 的工业产品水足迹评价研究——以电缆为例. 生态学报, 2016, 36(22): 7260-7266.
- [12] Ma X T, Shen X X, Qi C C, Ye L P, Yang D L, Hong J L. Energy and carbon coupled water footprint analysis for Kraft wood pulp paper production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 96: 253-261.
- [13] Mikosch N, Berger M, Finkbeiner M. Addressing water quality in water footprinting: current status, methods and limitations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2021, 26(1): 157-174.
- [14] Berger M, van der Ent R, Eisner S, Bach V, Finkbeiner M. Water accounting and vulnerability evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(8): 4521-4528.
- [15] Boulay A M, Bare J, Benini L, Berger M, Lathuillière M J, Manzardo A, Margni M, Motoshita M, Núñez M, Pastor A V, Ridoutt B, Oki T, Worbe S, Pfister S. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, 23(2): 368-378.
- [16] Bayart J B, Worbe S, Grimaud J, Aoustin E. The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2014, 19(6): 1336-1344.
- [17] Boulay A M, Bayart J B, Bulle C, Franceschini H, Motoshita M, Muñoz I, Pfister S, Margni M. Analysis of water use impact assessment methods (part B): applicability for water footprinting and decision making with a laundry case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2015, 20(6): 865-879.
- [18] Ridoutt B G, Pfister S. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change*, 2010, 20(1): 113-120.
- [19] Ridoutt B G, Pfister S. A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, 18(1): 204-207.
- [20] Lovarelli D, Ingrao C, Fiala M, Bacenetti J. Beyond the Water Footprint: a new framework proposal to assess freshwater environmental impact and consumption. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 172: 4189-4199.
- [21] Huijbregts M A J, Steinmann Z J N, Elshout P M F, Stam G, Verones F, Vieira M, Zijp M, Hollander A, Zelm R. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22(2): 138-147.
- [22] Ma X T, Yang D L, Shen X X, Zhai Y J, Zhang R R, Hong J L. How much water is required for coal power generation: an analysis of gray and blue water footprints. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 547-557.
- [23] Ma X T, Ye L P, Qi C C, Yang D L, Shen X X, Hong J L. Life cycle assessment and water footprint evaluation of crude steel production: a case study in China. *Journal of Environmental Management*, 2018, 224: 10-18.
- [24] Zhai P, Williams E D. Dynamic hybrid life cycle assessment of energy and carbon of multicrystalline silicon photovoltaic systems. *Environmental*

Science & Technology, 2010, 44(20): 7950-7955.

- [25] 王长波, 张力小, 庞明月. 生命周期评价方法研究综述——兼论混合生命周期评价的发展与应用. 自然资源学报, 2015, 30(7): 1232-1242.
- [26] Lenzen M. Errors in conventional and input-output-based life-cycle inventories. *Journal of Industrial Ecology*, 2000, 4(4): 127-148.
- [27] 赵薇, 杨雪秀, 满鑫香, 陈永梅, 冯翠洋, 梁赛. 基于混合生命周期评价的生活垃圾处理系统生态效率分析. 生态学报, 2020, 40(1): 77-88.
- [28] Chen W, Hong J L, Xu C Q. Pollutants generated by cement production in China, their impacts, and the potential for environmental improvement. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 103: 61-69.
- [29] Hendrickson C T, Lave L B, Matthews H S. *Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services*. Washington D C: Routledge, 2010.
- [30] Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, Van Zelm R. A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterization. Report of Netherlands: Amersfoort: 2013.
- [31] Berger M, Eisner S, van der Ent R, Flörke M, Link A, Poligkeit J, Bach V, Finkbeiner M. Enhancing the water accounting and vulnerability evaluation model: wave. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(18): 10757-10766.
- [32] Li X Z, Yang Y, Xu X, Xu C Q, Hong J L. Air pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons generated by human activities and their health effects in China. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 1360-1367.
- [33] Zhang Y L, Sun M X, Hong J L, Han X F, He J, Shi W X, Li X Z. Environmental footprint of aluminum production in China. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 133: 1242-1251.
- [34] MacKay D. *Multimedia Environmental Models[M]*. The U.S.: CRC Press, 2001.
- [35] The United States Environmental Protection Agency (USEPA). Integrated Risk Information System. (2015-1-19) [2015-04-15]. <https://www.epa.gov/iris>.
- [36] World Health Organization (WHO). *Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants*. Denmark: WHO Regional Office for Europe, 2010, 167-173.
- [37] Huijbregts M A J, Steinmann Z J N, Elshout P M F, Stam G, Verones F, Vieira M D M, Hollander A, Zijp M, van Zelm R. ReCiPe 2016 -A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level-Report I: Characterization. Report of Netherlands, Amersfoort: National Institute for Public Health and the Environment, 2017.
- [38] Ma X T, Yang D L, Zhai Y J, Shen X X, Zhang R R, Hong J L. Cost-combined life cycle assessment of ferronickel production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2019, 24(10): 1840-1850.
- [39] Hong J L, Shaked S, Rosenbaum R K, Jolliet O. Analytical uncertainty propagation in life cycle inventory and impact assessment: application to an automobile front panel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15(5): 499-510.
- [40] Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H J, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hischer R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M. The ecoinvent database: overview and methodological framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2005, 10(1): 3-9.
- [41] 王玉涛, 王丰川, 洪静兰, 孙明星. 中国生命周期评价理论与实践研究进展及对策分析. 生态学报, 2016, 36(22): 7179-7184.