

## 基于生命周期评价的产品水足迹计算方法及案例分析

徐长春<sup>1</sup>, 黄晶<sup>1,2</sup>, B. G. Ridoutt<sup>2</sup>, 刘继军<sup>3</sup>, 陈阜<sup>1</sup>

(1. 中国农业大学 农学与生物技术学院/农业部农作制度重点开放实验室, 北京 100193;

2. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO), Sustainable  
Agriculture Flagship, Victoria 3169, Australia;

3. 中国农业大学 动物科学技术学院/动物营养学国家重点实验室, 北京 100193)

**摘要:** 科学评价人类活动对水资源的影响是实现水资源可持续利用的前提。对比目前广泛应用的以虚拟水理论为基础的水足迹计算方法, 详细介绍了基于生命周期评价(LCA)的产品水足迹计算方法, 并以我国小麦生产为例进行实证研究。与虚拟水方法相比, LCA方法评价结果体现了水资源利用的环境影响, 便于不同产品、不同生产阶段以及不同产地产品间水足迹的比较。实例研究表明: 我国黄河、海河流域小麦水足迹平均为  $1\ 262\ \text{L}\ \text{H}_2\text{Oe} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 而长江流域仅为  $31\ \text{L}\ \text{H}_2\text{Oe} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 小麦生产对我国极度缺水的北方造成的压力远高于水资源较为丰富的南方地区。LCA方法能科学评价农产品生产对水资源的影响, 为我国保障粮食安全和水资源可持续利用提供科学依据。

**关键词:** 水资源匮乏; 水足迹; 生命周期评价

中图分类号: TV213.4 文献标志码: A 文章编号: 1000-3037(2013)05-0873-08

水资源匮乏已成为世界性的问题, 严重影响了全球粮食安全和生态系统健康<sup>[1-2]</sup>。随着人口增长、人类消费结构改变、气候变化、生物能源扩张等, 这一问题将进一步加剧<sup>[3-4]</sup>。农业作为最大的用水部门, 仅灌溉用水就占全球年均用水总量的70%左右<sup>[2]</sup>。减少农业生产对水资源造成的压力, 同时保障全球粮食安全是人类面临的一项巨大挑战。

人类活动对水资源的影响可以用“水足迹”来衡量<sup>[5]</sup>。水足迹的概念最先是在虚拟水(生产农产品所需要的水资源<sup>[6]</sup>)理论上提出来的, 其思想源自于“生态足迹”(Ecological Footprint)。水足迹协作网(WFN)将一项产品的水足迹定义为直接或间接用于生产该产品的水资源总量, 包括水资源消耗和污染<sup>[1]</sup>。产品水足迹按其构成可区分为绿水(雨水资源)、蓝水(江、河、湖泊及含水层中的地表水与地下水)和灰水足迹(将生产过程中产生的污染物稀释到可以接受的最高浓度的水资源需求量)。目前, 国内外已有大量基于虚拟水方法的产品水足迹报道<sup>[7-9]</sup>。

近年来, 随着产品生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)研究的兴起, 一些学者认为关于水资源利用的研究迫切需要一个基于LCA的可持续性指标来驱动可持续生产和消费模式<sup>[10-12]</sup>。然而, 基于虚拟水方法计算的产品水足迹仅仅报道水资源消耗和污染量, 并不能直观地体现其相应的环境影响。Ridoutt和Pfister<sup>[10]</sup>认为水足迹应该像IPCC报道的碳

收稿日期: 2012-06-24; 修订日期: 2012-11-06。

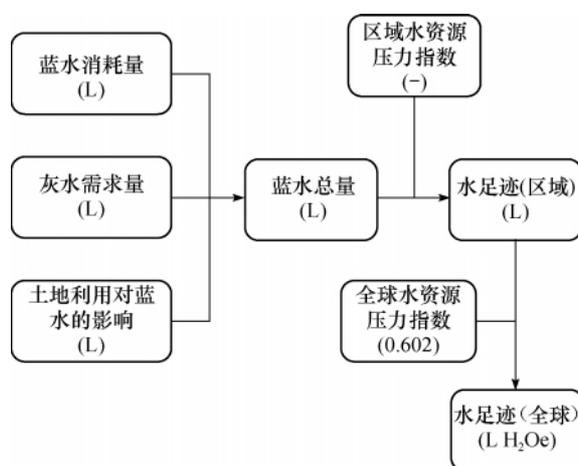
基金项目: 国家公益性行业(农业)科研专项(201103001); 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2010CB951500)。

第一作者简介: 徐长春(1989-), 男, 安徽宿州人, 硕士研究生, 主要从事水资源评价与可持续农业研究。E-mail: xccahhn@sina.com

足迹( CO<sub>2</sub>e) 那样采用特征因子将其表达为单一指标——水足迹当量( H<sub>2</sub>Oe) ,以便于不同产品、不同生产阶段以及不同产地的产品之间的比较,提出基于 LCA 的产品水足迹评价方法,并开展了相关研究<sup>[10,13-14]</sup>。本文详细介绍了这一方法,将其与虚拟水方法对比计算了我国不同流域小麦水足迹,以期为我国粮食安全和农业水资源可持续利用研究提供理论和方法参考。

## 1 基于 LCA 的产品水足迹计算方法

基于 LCA 的产品水足迹计算框架包括两部分:一是用水清单,二是影响评价(图 1)。用水清单是指产品整个生命周期(原材料生产、产品加工、消费、废弃处理等全过程)涉及的水资源消耗和污染量,包括:蓝水消耗量、灰水需求量及土地利用对蓝水的影响。三者体现的都是产品生产对蓝水资源的影响,因此三者之和为蓝水总量。



注:根据 Ridoutt 和 Pfister<sup>[10]</sup>的方法调整。

图 1 基于 LCA 的产品水足迹计算方法

Fig. 1 LCA-based product water footprinting method

### 1.1 蓝水消耗量

蓝水消耗量是指生产目标产品所消耗的地表水和地下水,可进一步划分为蓝水直接消耗量和蓝水间接消耗量。前者为灌溉用水消耗量,一般通过定位试验或利用模型结合生产数据进行模拟;后者指农资生产、产品加工等相关耗水,通过收集相关环节的物质投入量,利用 LCA 数据库中参数折算成水资源消耗量。

### 1.2 灰水需求量

灰水需求量是指将生产目标产品所产生的污染物稀释到可以接受的最高浓度的水资源需求量,目前通常采用临界稀释体积法<sup>[8]</sup>,其计算公式如下:

$$GW = \frac{L_p}{C_{\max} - C_{\text{nat}}} \quad (1)$$

式中:  $GW$  为灰水需求量;  $L_p$  为进入水体的污染物的量;  $C_{\max}$  为水体可接收最大污染物的浓度;  $C_{\text{nat}}$  为水体中该污染物的自然浓度,由于天然水体中一般不含有工物质,通常情况下  $C_{\text{nat}}$  为 0。

### 1.3 土地利用对蓝水的影响

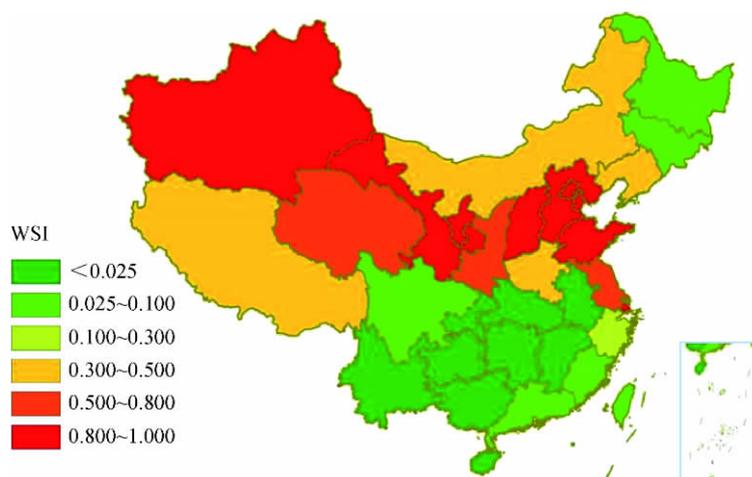
产品生产除了利用蓝水资源外,还可能会消耗绿水资源,这在农产品生产中较为普遍。绿水对于保障粮食安全和维护生态系统健康有重大意义<sup>[15]</sup>,但由于绿水和蓝水的机会成本不同,消耗地表水或地下水和消耗等量的雨水资源对环境的影响是不同的。一般来说,农田生态系统较自然生态系统(森林、草地)截获的雨水少<sup>[16]</sup>。农产品生产消耗绿水并不会引起水资源的匮乏,绿水不应作为产品水足迹的直接构成<sup>[10]</sup>。绿水是通过土地的占有获得的,不同土地利用形式可能会改变雨水资源的获得量,从而影响地表径流和地下水渗漏,最终影响蓝水资源的数量。因而,基于 LCA 的产品水足迹计算方法考虑了土地利用形式对蓝水资源的影响,其计算公式如下:

$$LUI = \begin{cases} 0, & P_{\text{eff}} \leq ET_{\text{nat}} \\ P_{\text{eff}} - ET_{\text{nat}}, & P_{\text{eff}} > ET_{\text{nat}} \end{cases} \quad (2)$$

式中:  $LUI$  为土地利用对蓝水资源的影响;  $P_{\text{eff}}$  为生产目标产品消耗的雨水资源,即有效降雨;  $ET_{\text{nat}}$  为生产目标产品对应的土地在自然生态系统(草地或森林)条件下的蒸散量,计算参见 Zhang 等<sup>[17]</sup>的方法。

### 1.4 影响评价

水资源利用的生命周期影响评价(Life Cycle Impact Assessment, LCIA)主要是引入水资源压力指数(Water Stress Index, WSI)。WSI 体现了不同区域水资源的匮乏程度,WSI 越高,该区水资源匮乏越严重。Pfister 等<sup>[11]</sup>采用生命周期影响评价方法,在对人类健康、生态系统质量和自然资源三方面进行危害评估的基础上,计算了  $0.5^\circ$  空间分辨率下的全球 WSI,以评价淡水资源消耗的环境影响。根据其研究结果,采用 ArcGIS 10.0 计算了我国各省、自治区和直辖市的 WSI(图 2)。



注: 根据 Pfister 等<sup>[11]</sup>的结果计算。

图 2 我国各省、自治区和直辖市水资源压力指数(WSI)

Fig. 2 WSI of China at the province level

区域产品水足迹为蓝水总量与其生产区域 WSI 的乘积。为便于国际间的比较,将区域水足迹除以全球平均 WSI(0.602)即得到全球水足迹当量( $H_2Oe$ )。

## 2 产品水足迹研究实例

小麦是我国重要的粮食作物,在我国分布广泛。本文选取小麦主产区黄河、淮河、海河和长江流域为代表,计算不同区域小麦生产农田尺度的水足迹,并与基于虚拟水方法<sup>[1]</sup>计算的结果进行比较。

### 2.1 数据来源

各流域小麦生产消耗的有效降雨和灌溉水消耗量来自文献[18];化肥、农药、柴油、种子等农资投入由《2011全国农产品成本收益资料汇编》得到,并根据2010年农资平均市场价格转化为投入的实物量,农资生产水资源消耗量采用中国生命周期数据库(Chinese Life Cycle Database, CLCD)在SimaPro 7.3.2中进行运算。灰水需求量仅计算了将农田淋失的氮稀释到美国环保部门(EPA)推荐的饮用水可接受浓度 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时所需水量<sup>[8]</sup>,氮淋失率按我国旱地农田平均氮淋失率 $4.35\%$ <sup>[19]</sup>计算。本文利用来自文献的年均降水、有效降雨数据(1997—2004年平均)<sup>[20]</sup>以及ArcGIS 10.0计算得到的各流域面积,以草地生态系统作参照将小麦农作系统对蓝水资源的影响进行了量化。黄河、淮河、海河和长江流域的WSI分别为0.922、0.524、0.984和0.047。

### 2.2 结果分析

#### 2.2.1 基于虚拟水计算的水足迹

采用虚拟水方法计算出的各流域小麦水足迹如表1。长江流域由于降雨丰富,小麦生长对降雨的利用占降雨和灌溉总和的95%,远远高于黄、淮、海流域(平均35%左右)。相应地,黄、淮、海流域小麦生产对灌溉水的利用量较大,其中黄河流域灌溉耗水占降雨和灌溉总和的74%,约为长江流域的11倍。四大流域氮肥投入水平差异不大,平均约为 $229\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,但灰水足迹以长江流域最高,主要原因是长江流域小麦产量相对较低。总水足迹以长江流域最高,黄、淮、海流域平均为 $1\,066\text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,比长江流域低 $305\text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

表1 基于虚拟水方法计算的我国不同流域小麦水足迹

Table 1 Virtual water based-water footprints of wheat in China's main breadbasket basins

流域	绿水/ $(\text{L}\cdot\text{kg}^{-1})$	蓝水/ $(\text{L}\cdot\text{kg}^{-1})$	灰水/ $(\text{L}\cdot\text{kg}^{-1})$	总水足迹/ $(\text{L}\cdot\text{kg}^{-1})$
黄河	208	592	227	1 027
淮河	464	429	281	1 174
海河	240	560	198	998
长江	979	52	340	1 371

#### 2.2.2 基于LCA计算的水足迹

各流域小麦农作系统对降雨的利用量平均为 $169\text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ ,而草地生态系统消耗的降雨量平均为 $488\text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ (表2)。四大流域草地生态系统消耗的降雨量均高于小麦农作系

表2 土地利用对蓝水资源的影响

Table 2 Impact of land use on blue water resources

流域	年均降水量/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$	小麦农作系统有效降雨/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$	草地生态系统蒸腾蒸散/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$	盈亏/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$	LUI/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$
黄河	388	77	338	-262	0
淮河	706	195	519	-324	0
海河	455	118	383	-265	0
长江	1 299	287	710	-423	0

统,可见小麦农作系统相对于自然生态系统不会减少地表水及地下水的形成,进而影响蓝水资源的数量。

基于 LCA 的小麦水足迹计算结果见表 3。蓝水总量以黄、淮、海流域较高,长江流域约为黄河流域的 1/2。由于黄河、海河流域的水资源匮乏较严重,WSI 较高,小麦水足迹也最大,达 1 250 L H<sub>2</sub>Oe · kg<sup>-1</sup> 以上。淮河、长江流域水资源匮乏程度不及黄河、海河流域,WSI 较低,淮河、长江流域小麦的水足迹也较低,特别是长江流域,仅为 31 L H<sub>2</sub>Oe · kg<sup>-1</sup>,远远低于黄河、海河流域。结果表明,在长江流域生产 1 kg 小麦消耗的水资源对环境造成的影响远小于在黄、淮、海流域生产 1 kg 小麦造成的影响。

表 3 基于 LCA 方法计算的我国不同流域小麦水足迹

Table 3 LCA based-water footprints of wheat in China's main breadbasket basins

流域	蓝水总量/(L · kg <sup>-1</sup> )	水足迹(区域)/(L · kg <sup>-1</sup> )	水足迹(全球)/(L H <sub>2</sub> Oe · kg <sup>-1</sup> )
黄河	829	764	1 269
淮河	722	379	629
海河	767	755	1 254
长江	405	19	31

### 3 讨论

为明确人类活动对水资源的影响并寻求实现水资源可持续利用的措施,水足迹的研究引起了人们极大的兴趣。在虚拟水概念上发展起来的水足迹理论,对于拓宽水资源利用评价的思路起到了积极作用。然而,水足迹能否成为水资源可持续利用的驱动指标,关键在于其能否体现水资源利用对环境的潜在影响。早期基于虚拟水方法评价的产品水足迹被媒体广泛报道,如,1 kg 面包的水足迹是 1 600 L,1 kg 牛肉的水足迹是 15 400 L (<http://www.waterfootprint.org>)。这些将绿水、蓝水和灰水相加得到的单一数值并不能给人们的生产和消费活动提供有意义的启示。

本文详细介绍了基于 LCA 的产品水足迹计算方法,并通过我国小麦生产实例比较了用该方法和用虚拟水方法计算的水足迹结果。两种计算方法的区别主要集中在对区域水资源匮乏差异性以及绿水的处理上。作物在生长季消耗的大量绿水对于其产量形成至关重要,在确保全球粮食安全方面意义重大<sup>[21]</sup>。由于绿水的利用与土地占用紧密相连,绿水不应作为基于 LCA 的水足迹指标的直接构成,建议在土地利用影响类别中加以考虑<sup>[10]</sup>。基于 LCA 的产品水足迹计算方法体现了水资源消耗及污染与其环境影响的必然联系,便于不同区域产品之间的比较。我国小麦生产主要集中在北方地区,2010 年仅河北、河南和山东三省的产量就占到全国总产量的 55% (国家统计局数据)。而这些省份均是我国水资源极度匮乏的地区。小麦生产消耗了大量的灌溉用水,造成地下水位不断下降,严重威胁着我国粮食安全和区域水资源可持续利用。生命周期方法计算的结果表明在我国北方(黄、淮、海流域)生产 1 kg 小麦对水资源的影响是南方(长江流域)的 20~40 倍。因此,为保障我国小麦生产安全和北方地区水资源的可持续利用,应适当降低北方小麦生产强度,科学合理地提高南方地区小麦产出。而虚拟水方法直接将绿水、蓝水和灰水相加得到的水足迹结果则显示,南方长江流域生产的小麦水足迹高于北方黄、淮、海流域的小麦水足迹。这一结果极易误导消费者和决策者做出错误的判断——选择更多北方生产的小麦以及加大北方小麦生产的

力度。

Liu 等<sup>[22]</sup>认为随着消费结构的变化,肉类产品需求量的增长是中国水资源匮乏加剧的主要原因。这一结论的得出,也是基于采用虚拟水方法计算的我国人均食物需水量结果<sup>[4]</sup>。该方法计算的肉类产品虚拟水含量远远高于谷物、蔬菜类产品,肉类产品消费量的增加必然导致水资源需求量的增长。然而,正如上文所讨论,虚拟水计算方法本身存在的缺陷必然导致相关研究结论的不合理、不科学。Ridoutt 等<sup>[14]</sup>采用生命周期评价方法对澳大利亚 6 个肉牛生产系统的研究发现,不同区域生产的肉牛水足迹变化范围很大,从 3.3 到 221 L H<sub>2</sub>Oe · kg<sup>-1</sup>不等。结果表明,肉类产品生产对水资源的影响空间差异较大,一些低投入、雨养型养殖系统生产的肉类产品水足迹和谷物类相当。因此,不能一般性地认为肉类产品生产的水资源影响远远高于谷物类产品。我国幅员辽阔,不同区域的农作系统更是千差万别,只有采用科学合理的水足迹计算方法才能正确评价农业生产对水资源的影响。

目前,基于 LCA 的水足迹评价体系还在不断发展完善,如 Ridoutt 和 Pfister<sup>[23]</sup>修正了水资源污染量的计算方法,以便将水资源消耗量和污染量更加科学地用单一的水足迹值来表示。基于虚拟水的水足迹指标不应称作水足迹,而是保留原称“虚拟水”;水足迹则应该作为与碳足迹具有类似概念基础的指标,反映不同的生产系统和消费模式对水资源的影响<sup>[24]</sup>。总之,理解和应用水足迹的关键是明确水资源消耗和污染的环境影响<sup>[25]</sup>,这也正是国际标准化组织(ISO)目前致力于制定相关标准(ISO 14046)的核心原则。

#### 4 结论

本文详细介绍了基于 LCA 的产品水足迹计算方法,并以我国小麦生产为例进行了实证研究。与目前广泛应用的虚拟水方法比较,LCA 方法的显著特点是其评价结果将产品生产水资源利用与其环境影响联系起来,便于不同产品、不同生产阶段以及不同产地产品间水足迹的比较。以我国小麦生产为例,基于虚拟水理论计算的小麦水足迹以长江流域最高(1 371 L · kg<sup>-1</sup>),黄、淮、海流域较低(平均为 1 066 L · kg<sup>-1</sup>);而基于 LCA 的水足迹计算结果则为,长江流域小麦水足迹(31 L H<sub>2</sub>Oe · kg<sup>-1</sup>)仅约为黄河、海河流域(平均为 1 262 L H<sub>2</sub>Oe · kg<sup>-1</sup>)的 1/40。结果表明,在我国水资源极度匮乏的北方地区(黄河、海河流域)生产小麦对水资源造成的压力远远大于水资源较为丰富的南方地区(长江流域)。采用科学合理的水足迹计算方法正确评价农产品生产对水资源的影响,能为我国保障粮食安全和实现水资源可持续利用提供科学依据。

#### 参考文献(References):

- [1] Hoekstra A Y, Chapagain A K, Aldaya M M, et al. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard [M]. Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands, 2011.
- [2] UNESCO-WWAP. The United Nations world water development report 3: Water in a changing world[R]. The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 2009.
- [3] Vorosmarty C J, Green P, Salisbury J, et al. Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth[J]. *Science*, 2000, 289(5477): 284-288.
- [4] Liu J, Savenije H H G. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2008, 12(3): 887-898.
- [5] Hoekstra A Y. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade[R]. Value of Water Research Report Series No. 12. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, 2003.

- [6] Allan J A. Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits[J]. *Ground Water*, 1998, 36(4): 545–546.
- [7] 戚瑞, 耿涌, 朱庆华. 基于水足迹理论的区域水资源利用评价[J]. 自然资源学报, 2011, 26(3): 486–495. [QI Rui, GENG Yong, ZHU Qing-hua. Evaluation of regional water resources utilization based on water footprint method. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(3): 486–495.]
- [8] Chapagain A K, Hoekstra A Y, Savenije H H G, et al. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries[J]. *Ecological Economics*, 2006, 60(1): 186–203.
- [9] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2011, 15(5): 1577–1600.
- [10] Ridoutt B G, Pfister S. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity[J]. *Global Environmental Change*, 2010, 20(1): 113–120.
- [11] Pfister S, Koehler A, Hellweg S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA[J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(11): 4098–4104.
- [12] Milà i Canals L, Chenoweth J, Chapagain A, et al. Assessing freshwater use impact in LCA: Part I—Inventory modelling and characterization factors for the main impact pathways[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009, 14(1): 28–42.
- [13] Ridoutt B G, Juliano P, Sanguansri P, et al. The water footprint of food waste: Case study of fresh mango in Australia[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(16/17): 1714–1721.
- [14] Ridoutt B G, Sanguansri P, Freer M, et al. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2012, 17(2): 165–175.
- [15] 孙才志, 陈丽新, 刘玉玉. 中国农作物绿水占用指数估算及时空差异分析[J]. 水科学进展, 2010, 21(5): 637–643. [SUN Cai-zhi, CHEN Li-xin, LIU Yu-yu. Spatial and temporal variation of crops green water occupancy index in China. *Advances in Water Science*, 2010, 21(5): 637–643.]
- [16] Rost S, Gerten D, Heyder U. Human alterations of the terrestrial water cycle through land management[J]. *Advance in Geosciences*, 2008, 18: 43–50.
- [17] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale[J]. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701–708.
- [18] Huang F, Li B. Assessing grain crop water productivity of China using a hydro-model-coupled-statistics approach. Part II: application in breadbasket basins of China[J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(9): 1259–1268.
- [19] 胡玉婷, 廖千家骅, 王书伟, 等. 中国农田氮淋失相关因素分析及总氮淋失量估算[J]. 土壤, 2011, 43(1): 19–25. [HU Yu-ting, LIAO Qian-jiahua, WANG Shu-wei, et al. Statistical analysis and estimation of N leaching from agricultural fields in China. *Soils*, 2011, 43(1): 19–25.]
- [20] 黄峰. 中国主要农作区流域尺度粮食水分生产力的评价[D]. 北京: 中国农业大学, 2008 [HUANG Feng. Assessing Basin-scale Grain Crop's Water Productivity in China's Main Breadbasket Regions. Beijing: China Agricultural University, 2008.]
- [21] Rockström J, Falkenmark M, Karlberg L, et al. Future water availability for global food production: the potential of green water for increasing resilience to global change[J]. *Water Resources Research*, 2009, 45(7), W00A12.
- [22] Liu J, Yang H, Savenije H H G. China's move to higher-meat diet hits water security[J]. *Nature*, 2008, 454(7203): 397.
- [23] Ridoutt B G, Pfister S. A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone indicator[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2012: 1–4.
- [24] Ridoutt B G. Water footprint: A concept in need of future definition[J]. *Water*, 2009, 36(8): 51–54.
- [25] Ridoutt B G, Huang J. Environmental relevance—The key to understanding water footprints[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(22): E1424.

## LCA-based Product Water Footprinting and a Case Study

XU Chang-chun<sup>1</sup>, HUANG Jing<sup>1,2</sup>, B. G. Ridoutt<sup>2</sup>, LIU Ji-jun<sup>3</sup>, CHEN Fu<sup>1</sup>

(1. College of Agriculture and Biotechnology, China Agricultural University/Key Laboratory of Farming System, Ministry of Agriculture, Beijing 100193, China; 2. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), Sustainable Agriculture Flagship, Victoria 3169, Australia; 3. College of Animal Science and Technology, China Agricultural University/State Key Laboratory of Animal Nutrition, Beijing 100193, China)

**Abstract:** In order to address the unsustainable use of global freshwater resources, indicators are needed which make the impacts of humans' activity on water resources transparent. In this study, a life cycle assessment (LCA)-based water footprinting method is introduced and demonstrated for a case study product of wheat produced in China. Comparing with existing virtual water-based water footprint calculation, the LCA-based method enables meaningful comparisons between products, production stages and production places in terms of their potential environmental impact. The case study shows that the average water footprint of wheat produced in Huanghe and Haihe drainage basins is  $1262 \text{ L H}_2\text{Oe} \cdot \text{kg}^{-1}$  while that of wheat produced in Changjiang drainage basin is only  $31 \text{ L H}_2\text{Oe} \cdot \text{kg}^{-1}$ . It is indicated that wheat production exerts much more pressure on water resources in the water-scarce north than in the water-rich south. This LCA-based water footprinting method could provide scientific basis to guide strategic decisions for China's food production and sustainable water resources use.

**Key words:** water scarcity; water footprint; life cycle assessment