



The Water
Footprint
Assessment Manual
Setting the Global Standard

水足迹评价手册

〔荷〕 Arjen Y. Hoekstra

〔尼〕 Ashok K. Chapagain

〔西〕 Maite M. Aldaya

〔埃塞〕 Mesfin M. Mekonnen 著

刘俊国 曾昭 赵乾斌 马坤 臧传富 译



科学出版社

The Water Footprint Assessment Manual

Setting the Global Standard

水足迹评价手册

国际标准方法

水足迹评价手册

〔荷〕 Arjen Y. Hoekstra

〔尼〕 Ashok K. Chapagain

〔西〕 Maite M. Aldaya

〔埃塞〕 Mesfin M. Mekonnen

著

刘俊国 曾 昭 赵乾斌

马 坤 臧传富

译

科学出版社

北 京

图号: 01-2012-0547 号

内 容 简 介

作为国际上第一本专门针对水足迹的评价手册,本书从水足迹概念入手,系统阐述了水足迹评价的四个步骤:设定目标和范围、核算水足迹、评价水足迹可持续性和制定水足迹响应方案,并为每个步骤以及各种类型的水足迹评价制定了完整的国际标准,包括直接水足迹,间接水足迹,蓝水、绿水、灰水足迹,过程水足迹,产品水足迹,消费者水足迹,区域水足迹,国家水足迹,流域水足迹,企业水足迹等。

本书可作为水文水资源、生态学、环境科学领域研究生和本科生的参考书,对于关注水资源管理的政府工作者、认证机构人员、企业人士以及公众也具有参考和指导作用。

Copyright © Water Footprint Network 2011

All rights reserved.

The water footprint assessment manual: setting the global standard/Arjen Y. Hoekstra ... [et al.], p. cm.

Includes bibliographical references and index.

ISBN 978-1-84971-279-8 (hardback)

图书在版编目(CIP)数据

水足迹评价手册 / (荷) 胡克斯特拉 (Hoekstra, A. Y.) 等著. 刘俊国等译. —北京: 科学出版社, 2012

ISBN 978-7-03-034960-6

I. ①水… II. ①胡…②刘… III. ①水资源-资源评价-手册 IV. ①TV211.1-62

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2012)第 134063 号

责任编辑: 韦 沁 朱海燕 / 责任校对: 宣 慧

责任印制: 钱玉芬 / 封面设计: 耕者设计工作室

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2012 年 6 月第 一 版 开本: B5 (720×1000)

2012 年 6 月第一次印刷 印张: 10 1/4

字数: 185 000

定价: 59.00 元

(如有印装质量问题, 我社负责调换)

译者前言

2011年,《水足迹评价手册》英文版正式出版。出版后不久,作者之一阿尔杰恩·胡克斯特拉(Arjen Y. Hoekstra)教授就跟我联系,希望把这本书翻译成中文。我对待出书非常谨慎,熟悉我的人都知道迄今为止我尚未出版过任何一本专著或译著,但这一次我爽快地答应了阿尔杰恩·胡克斯特拉教授的要求。我在2010年就曾有机会拜读《水足迹评价手册》英文版初稿,并参与了该手册的专家评审工作。我深知作为首部水足迹评价的国际标准的著作,该手册具有不可替代的独特价值,这种价值也恰是当前我国实行最严格水资源管理制度所需要的。

本书的价值充分体现在它的创新性、全面性、前沿性、启发性和权威性五个特点上。本书的第一个特色是创新性。水足迹概念的提出本身就是一个创新。这个概念是阿尔杰恩·胡克斯特拉教授于2002年提出的一个衡量用水的指标,指一个国家、一个地区或一个人,在一定时间内消费的所有产品和服务所需要的水资源总量。水足迹的概念一经提出,就受到了学术界、国际机构、商界以及公众的广泛关注。这种蓬勃发展的势头不仅得益于水足迹概念的直观性,而且还得益于它弥补了以往水资源核算方法的不足。水足迹评价的对象不仅包含储存在河流、湖泊、湿地以及浅层地下水层中的蓝水资源(即“蓝水足迹”),还包括储存在非饱和土壤层中并通过植被蒸散消耗掉的绿水资源(即“绿水足迹”)以及由于污染所引起的“灰水足迹”。水足迹创造性地把各种“颜色”的水整合在一起,弥补了传统水资源核算中只重视蓝水的缺点。水足迹的另一个创新之处在于它包含了两种独特的思维方式,即“人类对淡水生态系统的影响最终与人类消费方式密切相关”和“从供应链整体出发能够更加全面理解水资源短缺和水污染”。水足迹”概念的提出引发了科学界对水资源评价的重新思考,并已经影响到人类对水资源管理模式的思考方式。

本书的第二个特色在于它的全面性。《水足迹评价手册》涵盖了过程水足迹、产品水足迹、消费者水足迹、区域水足迹、国家水足迹、流域水足迹、企业水足迹等定义及核算方法,作者详细介绍了直接水足迹,间接水足迹,蓝水、绿水和灰水足迹以及水足迹可持续性概念及评价方法。该手册不仅汇总了阿尔杰恩·胡克斯特拉教授研究团队过去10年间的研究成果,而且充分借鉴了全球其他学者的水足迹相关研究成果。手册出版前还邀请水足迹网络所有合作伙伴提出了宝贵的意见。可以说,该手册的出版凝聚了全球数百位从事水足迹研究的专业人士的心血。阅读该手册,读者可以对水足迹研究有一个全面透彻的了解,能体验到“春风得意马蹄疾,一日看尽长安花”的快感。

本书的第三个特色是前沿性。自水足迹概念提出以后,水足迹的研究与应用如雨后春笋般蓬勃发展起来。尤其是以阿尔杰恩·胡克斯特拉教授为首的研究团队,近十年来紧密围绕水足迹的各种科学问题开展了大量的前沿性研究。本书在全面介绍水足迹研究的同时,也重点介绍了水足迹最新研究进展,如水污染所引起的灰水足迹的评价方法以及水足迹可持续评价等。2010年成立了由水足迹网络成员和特邀专家组成的灰水足迹工作组和可持续评价工作组。在充分借鉴最新科学出版物和专家经验的基础上,两个工作组分别对灰水足迹评价方法和水足迹可持续评价方法进行了系统的研究。《水足迹评价手册》将两个工作组最新的研究成果毫无保留地呈献给了读者,可以满足大家渴求新知和先睹为快的需求。

本书的第四个特色是启发性。水足迹对于很多人还是一个新鲜事物,前期很多研究不可避免地带有探索性的成分,如灰水足迹的评价,其评价方法尚未完全成熟。对于这些尚未成熟的研究,作者在给出自己解决方案的同时也毫不避讳地谈论其方案的局限性。通读本书,读者能够体验到作者的思索过程,而且作者的思索和疑问也会不断地启迪读者的思路,让我们有了更多思考和深入研究的空间。

本书还有一个不可忽视的特色是作者的权威性。阿尔杰恩·胡克斯特拉是特文特大学著名的水资源管理教授及水足迹网络科学主任,素有“水足迹之父”的称号。阿尔杰恩·胡克斯特拉教授是水足迹概念的引入者和水足迹研究的主要推动者,在国际学界、商界甚至政界都具有重要的影响力。阿尔杰恩·胡克斯特拉教授已经在顶级学术刊物发表大量水足迹方面的科技论文,其中包括在《美国国家科学院报》上发表两篇原创性文章。本书的其他三位作者也都是在特文特大学或水足迹网络长期从事水足迹研究的学者。

鉴于本书的上述五个特色,我们希望该书中文版的问世将推进中国水足迹和水资源管理的发展。

当然,任何书都不是完美无缺的。对于中国的读者,该书的主要不足之处是专门针对中国水足迹的分析案例不多。尽管其中很多案例使用的方法具有普遍性和很好的参考价值,但毕竟与我们还有一定的距离。希望下一版本的《水足迹评价手册》能够加入更多的“中国元素”。当然,这离不开中国学者及社会各界人士持续关注水足迹的发展,并为之作出长期不懈的努力。

《水足迹评价手册》是一本启迪思路、雅俗共赏的读物。对于国际组织、学校、科研机构的学者或专业人士,这是一本涉及水文水资源、生态学、环境科学等多学科的专业书;对于学生,这是一本深入浅出的教科书;对于管理者,这是一本启迪水资源管理思路、建设节水型社会的哲学书;对于认证机构,这是全球首部有关水足迹的国际标准手册;对于企业人士,这是一本了解企业水风险与机遇、增强企业参与水资源管理能力和加强企业社会责任的工具书;对于公众,这又是一本了解水足迹、增强节约用水意识的科普书。

2011年我国发布中央1号文件《中共中央 国务院关于加快水利改革发展的决定》，这是新中国成立以来中共中央首次系统部署水利改革发展全面工作的决定，也是我国首次将水利改革提升到关系经济安全、生态安全、国家安全的战略高度。中央1号文件和同年召开的中央水利工作会议以及2012年发布的《国务院关于实行最严格水资源管理制度的意见》都明确要求在我国实行最严格的水资源管理制度。在全国上下普遍关注水利事业的黄金时刻，我们相信这本中文版的《水足迹评价手册》一定会为我国的水资源综合管理提供前沿的知识、独特的视角和崭新的思路。

本书的中文翻译是集体合作的结晶。全书翻译工作由刘俊国主持、校译，并协调全书统稿和整理修订。初稿由以下学者完成：马坤（前言、第5章、第6章、第8章及附录V）、臧传富（第1章、附录I及附录VI）、曾昭（第2章、第3章、第7章及附录IV）、赵乾斌（第4章、附录II及附录III）。参加者有年轻教师和在校硕士、博士研究生。翻译工作是我们强化学生专业知识和外语能力的一次成功尝试。赵旭博士在初稿翻译的基础上提出了大量宝贵的意见，在此表示衷心的感谢。翻译工作也得到了水足迹网络、国家林业行业公益性专项(201204204)和国家自然科学基金(91025009;41161140353)的大力资助。

当然，由于译者水平有限，书中不妥之处在所难免。希望读者予以批评指正！

北京林业大学水文水资源教授、博士生导师 刘俊国

2012年5月13日于北京

前 言

本手册是由水足迹网络(Water Footprint Network, WFN)制定的水足迹评价国际标准,涵盖了水足迹的定义及计算方法,阐述了如何计算各个过程、产品、消费者、国家和企业的水足迹,同时也介绍了水足迹可持续评价的方法以及水足迹响应方案库。

当前,企业和政府对以水足迹评价为基础制定可持续用水战略和政策越来越感兴趣。在此背景下,制定水足迹定义和计算方法的共同标准极为关键。

本手册按照 WFN 的要求编写完成,是对 2009 年 11 月 WFN 出版的《水足迹手册》(Hoekstra et al., 2009a)的更新、修订以及扩展,是在与合作伙伴及全球研究人员进行磋商后完成的。在《水足迹手册》出版后,我们邀请合作伙伴对手册提出了反馈意见。此外,我们还成立了由水足迹网络成员和特邀专家组成的两个工作组。前一个工作组讨论灰水足迹问题(Zarate, 2010a),后一个工作组讨论水足迹可持续评价问题(Zarate, 2010b)。另外,一些合作伙伴还发起 WFN 合作试点项目,旨在探索采用水足迹理念制定企业水战略或者特定地理环境下水资源管理政策。在收到来自包括新科学出版物、水足迹应用示范项目经验以及水足迹工作组报告等各方面反馈意见的基础上,WFN 起草了新版本的初稿。WFN 的同行评议专家委员会审阅了初稿,并提出了具体的修订建议。综合各方意见和建议,我们终于完成了本手册的编写工作。

该版本将在适当的时候进行修订。水足迹在全球迅速发展,涌现出越来越多的水足迹评价项目,涉及所有经济部门,覆盖了各大洲。为了从正在进行的各项水足迹试点项目及最新科学出版物中得到经验,WFN 诚邀各方合作伙伴及非合作伙伴对本手册提供反馈意见。我们希望充分借鉴在不同环境下或出于不同目的而得出的水资源评价经验,进一步完善水足迹评价方法,以使其更好地服务于各种目的。我们同时也会努力保持评价方法的连贯性、一致性和严谨性。

Joop de Schutter

水足迹网络监督管理委员会主席

致 谢

本手册的编写得到了许多组织和个人的大力帮助。首先,我们要感谢 WFN 的所有合作伙伴,他们为水足迹概念的完善作出了许多贡献。我们还要感谢以下 130 个组织以及 WFN 的所有合作伙伴(截至 2010 年 10 月 16 日):ADAS 公司(英国),Adecagu 水质保护协会(西班牙),Allenare Consultores 公司(墨西哥),水资源管理联盟(美国/澳大利亚),AmBev 公司(巴西),APESA 公司(法国),奥雅纳全球公司(英国),Floconàla Vague 协会(法国),ATA 公司(巴西),奥地利国家技术研究院(奥地利),百味来公司(意大利),北京林业大学(中国),Bianconi 咨询公司(英国),Bionova 公司(芬兰),Blonk Milieu Advies 公司(荷兰),C&A 公司(德国),马德里理工大学农业和环境风险管理研究中心(CEIGRAM)(西班牙),可持续发展战略研究中心(葡萄牙),气候变化委员会(菲律宾),可口可乐瓶装公司(希腊),欧洲纸业联盟(比利时),水资源咨询委员会(墨西哥),保护国际(美国),CREM BV 顾问公司(荷兰),可持续发展与优质中心(希腊),CSQA 认证中心(意大利),塞浦路斯科技大学(塞浦路斯),Decide Soluciones Estratégicas 公司(墨西哥),登科思达特公司(奥地利),荷兰德和威(DHV)工程咨询有限公司(荷兰),荷兰水务部(荷兰),都乐食品公司(美国),瑞士联邦水科学和技术研究所(Eawag)(瑞士),Ecolife(比利时),欧洲环境政策生态学研究所(德国),东非生态学会(肯尼亚),Ecometrica 公司(英国),EcosSistemas Sustainable Solutions 公司(巴西),欧洲地中海水信息系统(EMWIS)(法国),Enzen Water 公司(英国),葡萄牙 EPAL 公司(葡萄牙),Fibria Celulose 公司(巴西),第一气候组织(德国),花荷鲜花拍卖公司(荷兰),食品饮料联合会(英国),CENTA 水技术创新基金会(西班牙),智利基金会(智利),Geoklock 环保咨询公司(巴西),环球足迹网络(美国),恩典传播基金会 GRACE(美国),绿色承诺(智利),荷隆美集团(荷兰),喜力集团 Heineken(荷兰),iMdea 水基金会(西班牙),可持续土地管理研究所(德国),国际金融公司(美国),国际水资源管理研究所(斯里兰卡),吉安灌溉系统公司(印度),Jutexpo 公司(英国),金斯顿大学(英国),水循环研究所(KWR)(荷兰),拉法基集团(法国),波茨坦-伯尔尼姆莱布尼茨农业技术研究所(德国),LimnoTech 公司(美国),Live Earth 组织(美国),Marcelino Botín 基金会水观测站(西班牙),梅西大学土壤和地球科学组(新西兰),McCain 食品公司(法国),密歇根理工大学水和社会研究中心(美国),美国国家地下水协会(美国),国立科尔多瓦大学(阿根廷),大自然化妆用品公司(巴西),雀巢公司(瑞士),荷兰水合作协会(荷兰),Next

Planet ASBL 组织 (比利时), Oranjewoud 酒店 (荷兰), 太平洋发展环境与安全研究所 (美国), 创新伙伴 (荷兰), PE 国际集团 (德国), People 4 Earth 组织 (荷兰), 百事公司 (美国), 新西兰皇家植物与食品研究所 (新西兰), PRé Consultants 公司 (荷兰), 上艾瑟尔省普华永道会计师事务所 (荷兰), PTS 造纸技术基金会 (德国), 金字塔资源可持续开发有限公司 (澳大利亚), Quantis 公司 (瑞士), Química del Campo 公司 (智利), Raisio 公司 (芬兰), 领德高房地产发展有限公司 Redevco (荷兰), 雷诺公司 (法国), RodaxAgro 公司 (希腊), 荷兰皇家瑞豪集团 (荷兰), 英国南非米勒酿酒公司 (英国), 安全饮用水基金会 (加拿大), 可持续欧洲研究所 (奥地利), 智能认证水印 (澳大利亚), Soil & More International 公司 (荷兰), Source 44 数据管理公司 (美国), 斯道拉·恩索集团 (瑞典), Summa 环境技术公司 (厄瓜多尔), 瑞士发展合作署 (瑞士), 可口可乐公司 (美国), 大自然保护协会 (美国), Tobco 公司 (比利时), 联合国环境规划署 (法国), 联合国教科文组织水教育学院 (荷兰), 联合利华 (英国), 智利大学 (智利), 奥地利自然资源与应用生命科学大学 (奥地利), 圣保罗大学圣卡洛斯分校的工程学院 (巴西), 圣保罗大学 GovAgua 组 (巴西), 锡耶纳大学 (意大利), 东京大学 (日本), 特文特大学 (荷兰), 西班牙萨拉戈萨大学 (西班牙), 芬欧汇川集团 (芬兰), URS 优斯咨询有限公司 (英国), 美国国际开发总署 (美国), 荷兰水公司协会 (荷兰), 干露酒厂 (智利), 蒂玛尼酒庄 (智利), 伊拉苏酒庄 (智利), 水中立基金会 (南非), Water Strategies 公司 (英国), 生态健康联盟 (美国), 世界可持续发展工商理事会 (瑞士), 全球环境保护组织 WWF (瑞士) 和零排放科技公司 (西班牙)。

感谢 WFN 灰水足迹工作组成员, 他们认真审查了灰水足迹概念, 并对改进定义和指导方针提出了宝贵意见: Jose Albiac (阿拉贡食品技术研究中心, 西班牙), Maite Aldaya (特文特大学, 荷兰), Brent Clothier (新西兰皇家植物与食品研究所, 新西兰), James Dabrowski (澳大利亚联邦科学与工业研究组织, 南非), Liese Dallbauman (百事公司, 英国), Axel Dourojeanni (智利基金会, 智利), Piet Filet (世界自然基金会, 澳大利亚), Arjen Hoekstra (特文特大学, 荷兰), Mark Huijbregts (内梅亨大学, 荷兰), Marianela Jiménez (雀巢公司, 瑞士), Greg Koch (可口可乐公司, 美国), Marco Mensink (欧洲纸业联盟, 比利时), Angel de Miguel García (水基金会, 西班牙), Jason Morrison (太平洋研究院, 美国), Juan Ramon Candia (智利基金会, 智利), Todd Redder (Limnotech 公司, 美国), Jens Rupp (可口可乐瓶装公司, 希腊), Ranvir Singh (梅西大学, 新西兰), Alistair Wyness (优斯咨询有限公司, 英国), Erika Zarate (水足迹网络, 荷兰), Matthias Zessner (维也纳技术大学, 奥地利) 和 Guoping Zhang (水足迹网络, 荷兰)。

WFN 第二个工作组严格审查, 并且提出提高水足迹可持续性评价方法的建议。感谢小组所有成员: Maite Aldaya (特文特大学, 荷兰), Upali Amarasinghe

(国际水资源管理研究所斯里兰卡), Fatima Bertran (登科思达特环境顾问公司, 奥地利), Sabrina Birner (国际金融公司, 美国), Anne-Leonore Boffi (世界可持续发展工商理事会, 瑞士), Emma Clarke (百事公司, 英国), Joe DePinto (Limnotech 公司, 美国), Roland Fehringer (登科思达特环境顾问公司, 奥地利), Carlo Galli (雀巢公司, 瑞士), Alberto Garrido (马德里理工大学, 西班牙), Arjen Hoekstra (特文特大学, 荷兰), Denise Knight (可口可乐公司, 美国), Junguo Liu (北京林业大学, 中国), Michael McClain (联合国教科文组织水教育学院, 荷兰), Marco Mensink (欧洲纸业联盟, 比利时), Jay O’Keeffe (联合国教科文组织水教育学院, 荷兰), Stuart Orr (世界自然基金会, 瑞士), Brian Richter (大自然保护协会, 美国), Hong Yang (瑞士联邦水科学和技术研究所, 瑞士) 和 Erika Zarate (水足迹网络, 荷兰)。

我们也感谢对本手册的初稿进行审核的科学同行审查委员会的成员: Huub Savenije (代尔夫特理工大学, 荷兰), Alberto Garrido (马德里理工大学, 西班牙), Junguo Liu (北京林业大学, 中国), Johan Rockström (斯德哥尔摩大学 & 斯德哥尔摩环境研究所, 瑞典), Pasquale Steduto (联合国粮食及农业组织, 意大利) 和 Mathis Wackernagel (环球足迹网络, 美国)。此外, 我们感谢 Brian Richter (大自然保护协会, 美国) 对可持续评价章节初稿的审核。

还有许多对此作出贡献的人——数以百计的通过电子邮件或者个人联系的方式对水足迹概念及应用提出反馈意见的个人和组织, 这里我们不能一一列举。在此仅对如下人员和组织表示感谢: 联合国粮食及农业组织 (FAO), 尤其是 Giovanni Muñoz 为 CROPWAT 模型提出了宝贵意见; 世界银行研究院, 尤其是 Mei Xie, 致力于组织各种水足迹培训材料; 世界可持续发展工商理事会于 2010 年 3 月在瑞士蒙特勒组织水足迹研讨会; 饮料工业环保圆桌会议调查水足迹对饮料部门的实际意义; 以及 (Soil & More International 公司) 针对作物生产的土地管理对水足迹影响提供大量反馈意见。

感谢作者的单位给予他们足够的时间来准备和编写这本手册: Arjen Y. Hoekstra 和 Mesfin M. Mekonnen 的单位, Maite M. Aldaya 的前单位, 特文特大学; Ashok K. Chapagain 的单位, 世界自然基金会——英国; Maite M. Aldaya 的前单位, 马德里理工大学农业和环境风险管理研究中心; Maite M. Aldaya 现在所在单位, 联合国环境规划署。

最后, 感谢 WFN 所有成员的不断努力, 感谢他们对水足迹概念、应用及传播作出的巨大贡献, 也感谢他们的友谊: Derk Kuiper, Erika Zarate 和 Guoping Zhang, 感谢 Joshua Waweru 和 Joke Meijer-Lentelink 的支持, 感谢 René Buijsrogge 帮助维护水足迹网站。

缩 略 词

CBD	生物多样性公约	Convention on Biological Diversity
CWR	作物需水量	crop water requirements
EPA	环境保护署	Environmental Protection Agency
FAO	联合国粮食与 农业组织	Food and Agriculture Organization (UN)
GHG	温室气体	greenhouse gas
GIEWS	全球信息 和预警系统	Global Information and Early Warning System
GIS	地理信息系统	geographic information system
GMIA	全球灌区图	Global Map of Irrigation Areas
IPCC	政府间气候变化 专门委员会	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRBM	流域综合管理	integrated river basin management
IWRM	水资源综合管理	integrated water resource management
LCA	生命周期评价	life cycle assessment
MFA	物质流分析	material flow analysis
MPA	最大容许添加量	maximum permissible addition
MPC	最大容许浓度	maximum permissible concentration
TMDL	最大日负荷量	total maximum daily load
UNCTAD	联合国贸易 与发展会议	United Nations Conference on Trade and Development
UNDP	联合国开发计划署	United Nations Development Programme
UNEP	联合国环境署	United Nations Environment Programme
WCED	世界环境与发展 委员会	World Commission on Environment and Development
WFN	水足迹网络	Water Footprint Network

目 录

译者前言

前言

致谢

缩略词

第 1 章 导论	1
1.1 背景	1
1.2 水足迹的概念	2
1.3 水足迹评价	3
1.4 读者指南	4
第 2 章 水足迹评价的目标和范围	5
2.1 水足迹评价的目标	5
2.2 水足迹核算的范围	7
2.3 水足迹可持续评价的范围.....	10
2.4 水足迹响应方案的范围.....	12
第 3 章 水足迹核算	13
3.1 人类对淡水资源的占用：核算什么？为什么核算？	13
3.2 不同类型水足迹核算的一致性.....	14
3.3 过程水足迹.....	17
3.4 产品水足迹.....	33
3.5 消费者或消费群体的水足迹.....	37
3.6 地理区域内的水足迹.....	38
3.7 国家水足迹核算.....	39
3.8 流域水足迹核算.....	45
3.9 市、省或其他行政单元的水足迹核算	46
3.10 企业水足迹	46
第 4 章 水足迹可持续评价	53
4.1 引言.....	53
4.2 地理可持续发展：流域水足迹可持续评价	55
4.3 过程水足迹的可持续性.....	65
4.4 产品水足迹的可持续性.....	66

4.5	企业水足迹的可持续性	70
4.6	消费者水足迹的可持续性	70
第5章	水足迹响应方案库	72
5.1	责任共担	72
5.2	减少人类水足迹：什么是合理的？	72
5.3	消费者	77
5.4	公司	77
5.5	农民	79
5.6	投资者	80
5.7	政府	81
第6章	水足迹评价的局限性	85
第7章	未来挑战	88
7.1	水足迹评价的方法和数据	88
7.2	不同内容的水足迹应用案例	90
7.3	将水足迹纳入已有的水与环境核算和报告中	91
7.4	水足迹与生态、能源和碳足迹方法的联系	92
7.5	水足迹与物质流分析、投入产出模型和生命周期评价的联系	92
第8章	总结	95
附录 I	用 CROPWAT 模型计算蓝绿水的蒸散发	97
附录 II	计算作物生长的过程水足迹——以西班牙巴利亚多利德的甜菜为例	100
附录 III	产品水足迹的计算——以巴利亚多利德(西班牙)的精制糖生产为例	107
附件 IV	灰水足迹的计算案例	110
附录 V	环境流需求	113
附录 VI	常见问题	115
参考文献		124
符号列表		138
术语表		142

第 1 章 导 论

1.1 背 景

人类活动会消耗和污染大量的水资源。在全球范围内,农业生产消耗了大部分的水资源,还有相当一部分水资源用于工业生产和人类生活(WWAP, 2009)。水资源的消耗和污染常伴随着特定的人类活动,如灌溉、洗浴、洗涤、清洁、冷却及加工等。一般认为,总的水资源消耗和污染是各种独立的水资源需求和水污染活动之和。然而只有很少的人会关注这样一种事实,水资源的总体消耗和污染最终是与商品消费类型和数量以及提供消费者产品和服务的全球经济的结构密不可分的。之前在水资源管理的科学和实践中,人们很少想到在整个生产和供应链中研究水的消耗和污染。只有少数人意识到水的消耗和污染量以及其时空分布会受到生产和供应链的组织方式及特征的深刻影响,并与最终消费的产品相关联。Hoekstra和 Chapagain (2008)的研究表明,揭示产品背后的虚拟水有助于理解淡水资源的全球属性及消费和贸易对水资源使用的影响。这种深入的理解将为更好地管理全球水资源打下基础。

在全球高耗水产品贸易不断增长的推动下,淡水资源快速转变为一种全球资源。除了地区市场外,高耗水产品如农产品、畜产品、天然纤维和生物能源等还存在一个全球市场。全球贸易使得水资源的使用和消费者在空间上分割开来。以棉花为案例,从产地到最终产品,棉产品的生产要经历许多不同的阶段,这些阶段对水资源产生不同的影响。各种生产阶段通常发生在不同地区,而最终消费往往又发生在其他地区。例如,马来西亚不生产棉花,但从中国、印度和巴基斯坦进口原棉,然后在其纺织工厂内加工棉质服装,并出口到欧洲市场(Chapagain et al., 2006b)。因此,棉花最终产品的消费对全球水资源的影响只有通过考察其供应链并追溯到初始产品才能得以实现。揭示消费和水资源使用背后的联系,有助于确认促进变革的新动因并为新的水资源治理战略奠定基础。最终消费者、零售商以及食品工业和贸易者这些与高耗水产品相关联的群体,以往处于水资源治理的视线之外,如今将成为潜在的“改革参与者”,其角色不仅是直接用水者,也是间接用水者。

1.2 水足迹的概念

Hoekstra 于 2002 年提出了“水足迹”的概念(Hoekstra, 2003),之后这种在整个产品供应链中考虑用水的观点引起了极大的关注。水足迹是一种衡量用水的指标,不仅包括消费者或者生产者的直接用水,也包括间接用水。水足迹可以看做水资源占用的综合评价指标,有别于传统且作用有限的取水指标。一种产品的水足迹指用于生产该产品的整个生产供应链中的用水量之和。它是一个体现消耗的水量、水源类型以及污染量和污染类型的多层面的指标。水足迹的所有组成部分都明确了水足迹发生的时间和地点。蓝水足迹是指产品在其供应链中对蓝水(地表水和地下水)资源的消耗。“消耗”是指流域内可利用的地表水和地下水的损失。当水蒸发、回流到流域外、汇入大海或者纳入产品中时,便产生了水的损失。绿水足迹是指对绿水(不会成为径流的雨水)资源的消耗。灰水足迹是与污染有关的指标,定义为以自然本底浓度和现有的环境水质标准为基准,将一定的污染物负荷吸收同化所需的淡水的体积。

作为一种衡量“用水”的指标,水足迹和传统的“取水”指标在以下三个方面有所不同(图 1.1)。

- (1) 水足迹不包括返回到取水所在流域的蓝水;
- (2) 水足迹不仅包括蓝水,还包括绿水和灰水;
- (3) 水足迹不仅包括直接用水,也包括间接用水。

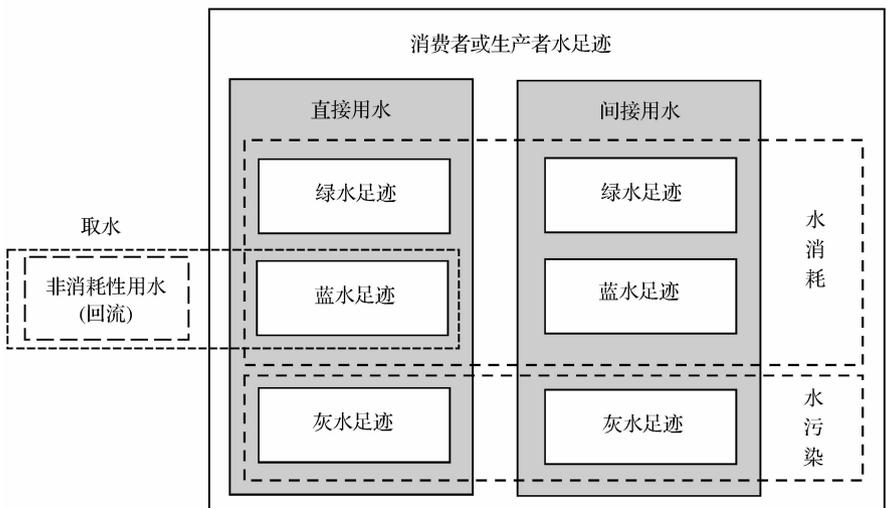


图 1.1 水足迹组成部分示意图

图中显示取水中的非消耗性用水(回流)不是水足迹的一部分;同时可以看出,与计量取水不同,水足迹还包含了直接的绿水和灰水成分以及各种间接用水成分

水足迹为理解消费者和生产者与淡水系统之间的关系提供了更加合理和广阔的视角。它是水消耗和水污染的体积衡量指标,而不是水消耗和水污染对当地环境影响程度的衡量指标。特定数量的水消耗和水污染对当地环境的影响取决于当地水系统的脆弱性及使用此水系统的消费者和生产者数量。水足迹核算为人类各种活动对水资源的占用提供了明确的时空信息。水足迹核算为讨论可持续和公平用水提供了素材,也可为当地环境、社会和经济影响评价奠定良好的基础。

1.3 水足迹评价

水足迹评价包括以下内容:①量化生产过程、产品、生产者或消费者的水足迹及其位置,或量化特定地理区域水足迹及其时空特征;②评价水足迹的环境、社会和经济可持续性;③制定响应方案。从广义上说,水足迹的评价目标是分析人类活动或特定产品与水资源短缺和污染问题之间的相关性,并从水的角度考虑如何使这些活动和产品变得更加可持续。

水足迹评价的内容主要取决于其评价的关注点:可以关注生产链的某个特定过程的水足迹,或是最终产品的水足迹;可以关注消费者、产品或整体经济部门的水足迹;也可以采用地理视角分析不同研究区内的水足迹,如市、省、国家或者流域。研究区内的水足迹是发生在该区域的所有独立过程的水足迹总和。

水足迹评价是一个分析工具,它可以帮助了解人类活动和产品对水资源短缺和污染造成的影响,并提供相应的解决方案,以确保人类活动和产品对淡水的可持续利用。作为一种工具,水足迹评价主要是提供一种视角,它并不告诉人们“该做什么”,但可帮助人们理解能够做什么。

一个完整的水足迹评价包括四个阶段(图 1.2):

- (1) 设定目标和范围;
- (2) 水足迹核算;
- (3) 水足迹可持续评价;
- (4) 制订水足迹响应方案。

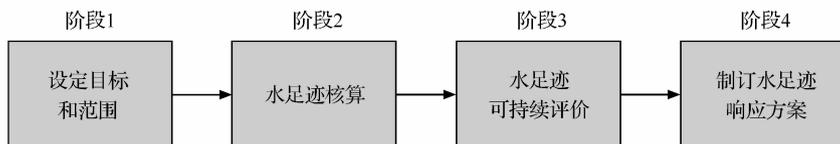


图 1.2 水足迹评价的四个不同阶段

在水足迹评价中为保证评价的透明性,研究者开始就应设定明确的研究目标和范围。进行水足迹研究可以有許多不同的原因。例如,一国政府可能会关注

本国对外国水资源的依赖程度,或者希望了解高耗水产品进口地区的水资源可持续利用情况;流域管理机构可能希望了解任意时间段中流域内人类活动的总水足迹是否违背了环境流需求或水质标准,或流域内稀缺的水资源有多少被分配给低价值的出口作物;一个公司可能希望了解其供应链对稀缺的水资源的依赖程度,或者怎样才能减少整个供应链及其自身生产过程对水系统的影响。

水足迹核算阶段主要进行数据收集和计算。计算的范围和尺度依赖于先前阶段的决策。核算阶段之后是从环境、社会和经济的角度进行水足迹可持续评价。最后阶段是制订响应方案、战略或政策。研究中不需要包括所有的步骤。在第一阶段确立了研究目标和范围后,可以重点进行水足迹的核算,也可在可持续评价阶段终止以后再继续进行响应方案的讨论。此外,在实践中,四个阶段的模式并不是一个严格的指令,而是一个指南。经常需要回到前面的步骤或重复某些阶段。起初,一家公司可能希望对所有阶段进行粗略的研究,以此来确定水足迹的关键成分,制订优先的响应方案;此后,这家公司可能会对水足迹核算和可持续评价部分进行更详细的研究。

1.4 读者指南

本书根据水足迹评价的四个阶段设定以下章节。第2章讨论确定水足迹评价目标和范围时必须考虑的重要问题。第3章是关于水足迹核算的定义和方法。第4章给出各阶段水足迹可持续评价的指南。第5章综述政策制定时可供参考的水足迹响应方案。第6章提出更大范围的水足迹的评价方法,并讨论水足迹评价方法的局限性。第7章提出并讨论未来的主要挑战。第8章为总结。读者可以根据自己的兴趣,关注本手册的不同部分。特别是第3章水足迹核算部分,读者可从消费者(3.5节)、政府部门(3.7节)、流域管理机构(3.8节)或是企业(3.10节)的不同角度出发,进行选择性的阅读。过程和产品的的水足迹核算(3.3节和3.4节)是水足迹核算的基础,这两部分与所有水足迹的应用都息息相关。

本书定义了各种概念。为了使读者更容易地查找本手册中的关键词或术语的定义,书后附加了术语表。另一个辅助性的部分是附录Ⅵ,它列出了水足迹评价方面的常见问题。

第 2 章 水足迹评价的目标和范围

2.1 水足迹评价的目标

水足迹的研究目的多样。研究时,需要根据研究目标确定分析范围,并根据范围作出不同的假设。由于水足迹评价的对象不同,因此在评价初期就明确水足迹评价类型十分关键。水足迹评价类型主要有以下几种:

- (1) 过程水足迹。
- (2) 产品水足迹。
- (3) 消费者水足迹。
- (4) 消费群体水足迹:
 - ① 一个国家的消费者水足迹;
 - ② 市、省或其他行政单元的消费者水足迹;
 - ③ 一个流域的消费者水足迹。
- (5) 地理区域内的水足迹:
 - ① 国家内的水足迹;
 - ② 市、省或其他行政单元内的水足迹;
 - ③ 流域内的水足迹。
- (6) 企业水足迹。
- (7) 企业部门的水足迹。
- (8) 人类整体的水足迹。

专栏 2.1 为水足迹评价目标包含的内容。该专栏主要明确了评价需要注意的一些问题,但并不全面。水足迹评价最重要的是确定研究所需要的详细程度。如果仅仅是为了提高对水足迹的认识,评价国家或全球水平的产品平均水足迹就可以满足要求。如果是为了确定水足迹热点地区,则需要研究区内搜集详尽的资料,随后进行详细的计算和评价,从而能够明确水足迹对当地环境、社会和经济产生巨大影响的时间和地点。如果是为了规划和建立减少水足迹量的政策和目标,就需要更为详尽的时间和空间资料。此外,水足迹评价的研究范围应更加广泛,除了考虑水本身以外,还需考虑其他因素。

专栏 2.1 水足迹评价目标

一般评价

- 评价的最终目标是什么？提高认识、确定水足迹热点地区、政策规划，还是建立水足迹减量目标？
- 是否致力于某一特定阶段？是关注计算、可持续评价，还是响应方案的制订？
- 研究范围是什么？直接和/或间接的水足迹？绿水、蓝水和灰水足迹？
- 如何考虑时间因素？是特定年份、多年平均，还是时间动态分析？

过程水足迹评价

- 评价的过程是什么？某一特定过程或是可选择替代的过程(以比较替代技术的水足迹)？
- 尺度是多大？特定区域的特定过程，或是不同区域的相同过程？

产品水足迹评价

- 考虑什么产品？一件特定品牌的产品，某种特定产品或是整个类别的产品？
- 尺度是多大？某一田间或工厂的产品，一家或更多的公司的产品，一个或是更多的产地的产品？

消费者或群体水足迹评价

- 哪类群体？单独的消费者，或市、省、州内的消费者？

地理区域内的水足迹评价

- 区域界限是什么？流域、市、省、州或是国家？
- 研究领域是什么？考查如何通过进口虚拟水来减少区域内水足迹，通过出口产品来增加区域内水足迹，分析区域水资源分配的多种可能，或是确定区域内水足迹违背当地环境流需求或环境水质标准的地点？

国家的水足迹评价(国家内的水足迹和国家消费水足迹)

- 研究范围是什么？评价一个国家内的水足迹和/或是国家消费水足迹？分析国家消费的内部和/或外部水足迹？
- 研究领域是什么？评价国家水短缺程度，国家生产的可持续性，有限的水资源的虚拟水出口，通过进口虚拟水节省国家的水资源，国家消费的可持续性，国家消费的水足迹对其他国家的影响或是对他国水资源的依赖。

企业水足迹评价

- 研究尺度是什么？公司的某个单元，整个公司或是整个部门？（产品层面参见上述的产品水足迹评价）
- 研究范围是什么？评价经营或是供应链的水足迹？
- 研究领域是什么？企业风险、产品透明度、公司环境报告、产品标签、标杆管理、企业认证、重要的水足迹成分的鉴定，或是制定减量目标？

2.2 水足迹核算的范围

在进行水足迹核算时需要明确“清单范围”。清单范围指在核算时应“包括什么”和“不包括什么”。进行水足迹核算之前，研究者可以参照以下内容。

- (1) 是否考虑蓝水、绿水和灰水足迹？
- (2) 在供应链的何处终止分析？
- (3) 何种时空尺度？
- (4) 数据的时间范围是什么？
- (5) 对于消费者和企业：是考虑直接还是间接的水足迹，或是两者同时考虑？
- (6) 对于国家：国家内的水足迹和/或国家消费的水足迹；国家消费的内部和/或外部水足迹。

1. 蓝水、绿水和灰水足迹

同绿水资源相比，蓝水资源更为短缺，且机会成本较高。因此，人们通常只关注蓝水足迹。但是我们同样应该关注绿水足迹，因为绿水资源也非常有限和缺乏。同时，蓝水和绿水在农业中可以相互替代，计算这两者才能全面地了解整个水资源的消耗状况。之所以考虑绿水，是由于传统的工程往往只关注蓝水，对绿水这一重要生产因素的评价过低(Falkenmark, 2003; Rockström, 2001)。灰水足迹的提出，实现了从水量的角度评价水污染，从而可以与水资源消费的量进行比较(Chapagain et al., 2006b; Hoekstra and Chapagain, 2008)。如果要研究水污染，并基于可利用水资源量来比较水污染和水消耗，就需要在核算蓝水足迹之外对灰水足迹进行核算。

2. 在整个供应链中何处终止分析

这是一个水足迹核算中的基本问题。在碳足迹核算、生态足迹核算、能源分析及生命周期评价中都存在类似的问题。在水足迹核算方面，尚未有一套通用成熟

的指导原则,但一般规则是:凡是对总体水足迹有“显著”贡献的生产体系(生产树)内的水足迹都应核算。剩下的问题就是何为“显著”,研究者可以假定贡献度“大于1%”的就是“显著”的水足迹(如果研究者只关注贡献度较大的组分,则可以设定临界负荷为“大于10%”)。如果对特定产品的源头进行追溯,将会发现供应链永无休止并且广泛分叉,因为每个过程都有不同的产品投入。但实际上,只有一小部分的过程在实质上贡献了最终产品的总水足迹。根据一般经验,可以预测产品中与农业产品有关的原材料对整体产品水足迹有很大的贡献。因为大约86%的人类水足迹都产生于农业领域(Hoekstra and Chapagain, 2008)。如果考虑水污染,工业原材料也可能产生特别的影响(因为工业原材料促进了灰水足迹的产生)。

有关终止的一个具体问题为是否需要核算工人的水足迹,因为几乎所有过程的投入都含有工人成本。工人需要食物、服装和饮水,因此产品的间接水足迹应纳入工人所有的直接和间接的水需求。然而,这就产生了一个非常重要的核算问题,即重复核算,这也是在生命周期评价中经常出现的一个问题。解决产品中自然资源消耗的常用方法就是根据消费者的消费数据将自然资源使用分配到最终产品当中。然而,消费者也是工人。如果把消费者使用的自然资源作为生产中劳力投入因素所隐含使用的自然资源来核算,就会产生双倍、三倍甚至更多的无尽的循环计算。简言之,将劳力的间接资源使用从水足迹核算中剔除是一种普遍可行的方法。

做过碳足迹核算的分析者提出了另一个问题:是否应包括运输的水足迹。运输消耗大量的能量,在产品从生产至到达最终目的地所消耗的总能量中占据了很大的比例。很多情况下,与产品制造消耗的总淡水量相比,运输消耗的淡水量并不大。运输消耗所占比例取决于产品的类型和能量应用的类型。一般来说,终止分析的规则决定了分析中是否应当包括运输的水足迹。当产品运输的水足迹在总水足迹中仅占较小比例时,分析时可忽略此部分。如果在运输中使用的能源是生物能源与水电能源,我们建议核算时应该包括运输的水足迹,因为这些能量形式都具有相当大的水足迹。总体而言,在最终产品的水足迹分析中,应当明确是否要包含生产系统中能量应用的水足迹。在更多情况下,能源因素仅占产品总水足迹的一小部分。当能量来自生物能源、生物燃烧或水力发电时,由于这些能量具有较大水足迹,需要在水足迹核算中予以考虑(Gerbens-Leenes et al., 2009a, 2009b; Yang et al., 2009; Dominguez-Faus et al., 2009)。

3. 时空尺度

水足迹评价可以发生在不同时空尺度。如表2.1所示,A级为详细度最低的级别,水足迹评价是基于可获得数据库中的全球平均水足迹数据进行的,数据参考多年的平均值。这一级别的水足迹评价对提升水足迹认识是足够且可行的,也适合用于确认对总水足迹有重要影响的产品或原料。全球平均水足迹数据有利于在

未来消费格局发生重大变化(如向肉食或生物能源的转变)时,对全球水消耗进行粗略预估。B级为基于可获得地理区域数据库的国家平均、区域平均或特定流域的水足迹数据。数据为月平均数据,但仍为多年平均的月数据。这种的详细程度能够为确定当地流域的热点区域和水分配方式提供基础依据。C级的水足迹核算有准确的数据来源,能够明确水足迹的地理区域和时间。最小空间分辨率为小流域程度(100~1000km²),但如果有意愿且数据充分,也可以进行田间程度的核算,也就是核算农场、生活区或者工厂的水足迹。案例研究的最小时间分辨率为月,研究年内变化也是分析的一部分。核算基于当地实际的水资源消耗和污染的最佳评估,最好进行实地核实。高精度时空分布的水足迹核算适用于为特定地区制定水足迹减量策略。

表 2.1 水足迹核算的时空尺度

级别	空间尺度	时间尺度	所需用水数据来源	核算的典型应用
A级	全球平均	年	可获得的有关产品或过程的典型耗水和污染的文献与数据库	提高认识;粗略确定总水足迹的重要部分;全球水消耗的预测
B级	国家、区域或特定流域	年或月	同上,但采用国家、区域或特定流域的数据	空间扩展和变化的粗略确定;为热点确定和水分配决定提供基础知识
C级	小流域或田间	月或日	经验数据或(若无法直接测量)基于当地的年度水消耗和污染最佳估计	为进行水足迹可持续评价提供基础知识;构建减少水足迹和相关地方影响的战略

注:对于所有形式的水足迹都可以进行这三个时空尺度的核算(如产品、国家或公司的水足迹)。

4. 数据的时间范围

随着时间变化,可利用的水资源量不断波动,水的需求也随之发生变化。因此研究者在描述水足迹随时间变化的趋势时应该非常慎重。无论进行何种水足迹研究,都需要清楚数据的时间范围,因为随着选择的时间范围不同,其结果也会不同。在干旱年份,由于灌溉用水需求大,作物的蓝水足迹会比在湿润年份高得多。研究者可以选择核算1年或者多年的水足迹,也可核算给定气候条件下的多年平均(如连续30年的平均值)的水足迹。对于后一种核算,需要将不同时间范围的数据都整合在一起进行分析,如生产和产量数据采用近5年的数据,而气候数据(温度和雨量)采用过去30年的平均数据。

5. 直接和/或间接水足迹

我们建议同时考虑直接和间接水足迹。消费者和公司以往往往关注直接水足迹,然而间接水足迹量更大。由于仅注重直接水足迹,消费者通常会忽略这种现

实。他们水足迹中最大的部分源自他们在超市或是其他地方所购买的产品,而非在家直接消耗的水。对于大部分企业而言,企业供应链中的水足迹比其自身运营的水足迹大得多;忽略供应链的水足迹会导致倾向于降低运营水足迹的投资,但实际上,改善供应链以减少水资源消耗的成本更低。然而,根据不同的研究目的,分析时可选择只核算直接或间接水足迹。以下是与碳足迹核算类似的“范围”定义(专栏 2.2)。

专栏 2.2 水足迹核算的“范围”与公司碳足迹的核算类似吗?

碳足迹指的是由个人、组织、活动或是产品直接和间接释放的温室气体(GHG)的总和。在公司碳足迹核算领域中,定义了三种“范围”(WRI and WBCSD, 2004)。范围 1 指的是“直接”的温室气体排放,通过公司拥有或控制的资源(如锅炉、火炉、车辆等)燃烧排放;或拥有及控制的加工装备的化学生产排放。范围 2 指的是“间接”的温室气体排放,其来源主要为公司电力消耗。范围 3 指的是其他间接的温室气体排放,主要由公司活动引起,但并非由公司拥有或控制的资源产生。例如,范围 3 所涉及的活动有:原料的开采和生产、燃料的运输、售出的产品和服务的使用。水足迹核算中同样也有“直接”和“间接”的区别。消费者或生产者水足迹定义为消费者或生产者的直接和间接水足迹之和。若无特别说明,水足迹是指直接和间接水足迹的总和。碳足迹核算中有关范围 2 和范围 3 的区别在水足迹核算中并不适用。在水足迹核算中仅有两个“范围”：“直接”水足迹和“间接”水足迹。

6. 国家内部水足迹还是国家消费水足迹

“国家内部水足迹”指国家境内消耗或污染的总淡水量,生产用于国内消费产品的用水和生产出口产品的用水。“国家内部水足迹”不同于“国家消费水足迹”,后者指的是国内居民消费的产品和服务所消耗的总水量,包括国内用水和国外用水两部分,但必须限定为国内消费的产品所消耗的水。国家消费的水足迹包括内部和外部两部分。外部水足迹分析有利于完整地了解国家消费对水资源的使用发生在本国还是在他国,从而分析国家对水的依赖性及进口的可持续性。如果关注点只在本国水资源消耗,仅需考虑国家内部水足迹。

2.3 水足迹可持续评价的范围

可持续评价阶段的首要问题是从哪个角度进行分析,是从地理的角度,还是从

过程、产品、消费者或者生产者的角度。从地理角度,需要考虑特定区域的总水足迹的可持续性。这一特定区域最好是流域或子流域,因为在流域单元易于进行水足迹与可利用水资源量的比较,确定水资源分配冲突或是潜在冲突发生的地区。从过程、产品、消费者或是生产者的角度来看,重点不是一个地理区域的总水足迹,而是个别过程、产品、消费者或生产者在总水足迹中所占的比例,包括两个部分:①具体过程、产品、消费者或生产者水足迹对全球人类的总水足迹的影响是什么;②它们对具体地理区域总水足迹的影响是什么?从可持续的观点看,分析它们对全球总水足迹的贡献很有意义,因为世界淡水资源有限,我们需要从技术或社会层面关注贡献度超过合理的最大需求的水足迹。分析各地对流域或子流域总水足迹的贡献也颇为重要,我们有必要关注那些造成环境需水得不到满足、水资源分配不可持续的地区对于总水足迹的贡献。

水足迹可持续评价的范围主要取决于从哪个角度出发。大部分情况下,根据具体的评价目标,需要进一步地明确范围。从地理角度可以参照以下内容。

(1) 是否考虑绿水、蓝水和灰水足迹的可持续性?

(2) 是否考虑环境、社会和/或经济方面的可持续性?

(3) 仅需要确定热点区域,还是需要进一步分析热点区域的初级和/或次生影响?

上面三项中的最后一项的选择会影响评价所需的详细程度。确定热点——也就是找出在一年中特定时间范围内水足迹不可持续的(子)流域——通过蓝绿水足迹与可利用蓝绿水资源量的比较就可以找到。但如果不考虑水足迹造成的初级和次生影响,可能导致水资源缺乏或污染的情况发生。在进行水足迹和可利用水资源量的比较时,选用的空间和时间分辨率越高,就可以越容易也越精确地确定热点区域。使用整体流域的年数据仅能得到大概的热点区域。想要得到更精确的结果,就需要采用小流域的月数据。确定热点之后,为了更好地理解地理区域内的水足迹造成的影响,研究者需要具体描述流域的水足迹如何影响区域的水量和水质(初级影响)以及最终指标,如福利、社会公平、人类健康和生物多样性。

研究过程、产品、消费者或生产者的水足迹的可持续性,重点是探寻:①这些水足迹对构成全球人类的水足迹而言是否必要;②这些水足迹是否促进了具体的热点区域的形成。将每个单独过程或是产品的水足迹与该过程或产品的国际标准(如果该标准存在的话)进行比较,就可以得到第一个问题的答案。当不存在这种标准时,需要扩展评价的范围,确定合适的标准。根据某个水足迹是否产生于热点地区,就可以确定该水足迹是否促进了热点地区的形成。这需要世界范围内热点的空间和时间数据库。当无法获得这些数据时,需要扩大研究范围,从而从地理角度将流域研究也包括进来,将过程、产品、消费者或生产者的水足迹的(主要)组分所在的所有流域纳入研究之中。

2.4 水足迹响应方案的范围

制订水足迹响应方案阶段的范围同样可以说是取决于所研究的水足迹类型。特定地理区域内的水足迹研究中存在的问题是：怎样做才能减少区域内的水足迹？谁去做？花费多少？什么时间去做？当进行响应方案的范围设定时，需要特别明确“谁来响应”。在谈论地理区域的水足迹设定时，人们最先可能想到的是政府能够做什么，其次是消费者、农民、公司和投资者可以做什么以及与政府间如何合作。谈到政府，需要区分政府的不同级别和每个级别的政府机构。例如，在国家层面，需要的响应可能会转化成不同政府部门的行动，范围涉及水利部门、环保部门、农业部门、能源部门和经济部门的空间规划，贸易和外交部门的业务。在确定响应机制的设定范围时，需要从开始就明确谁来确定这些机制。

对于消费者或消费群体的水足迹，仅需简单地考虑消费者可以做什么，但仍可以对其他因素进行分析。例如，公司和政府可以做什么。当考虑公司的水足迹评价的响应时，至少需要考虑，什么程度的响应可以促进公司的发展，但也可以制订更广泛的响应方案。

第 3 章 水足迹核算

3.1 人类对淡水资源的占用：核算什么？为什么核算？

地球上的水是不停运动的。太阳能和风能导致了水分从土壤和水面蒸发。此外，植物从土壤中吸收水分，再通过蒸腾作用释放到大气中。蒸发和蒸腾的过程总和称为“蒸散发”（短期蒸发一般也包括蒸腾）。大气中的水量因蒸散发增加，通过降水作用而减少。在大气中，水蒸气通过复杂的方式在全球运动，因此某一地方所蒸发的水分不一定会通过降水而回到原地。陆地的水分因降水而增加但也因土壤蒸散发而减少。由于陆地降水量超过蒸散发量（不是以日计量，而是较长的时间段），陆地上会出现过剩的水量，从而产生径流。陆地径流最终汇集到海洋。当陆地降水过多时，海洋的蒸发也会增加。总的来说，水通过大气从海洋传输到陆地，再通过径流从陆地返回到海洋。径流包括地表径流（溪水、河流等）和地下径流。地球上的总水量基本保持平衡。

人类几乎所有的活动都需要陆地的淡水。海洋中的咸水并不能直接用于饮用、洗漱、做饭、灌溉和绝大部分工厂的生产。海水通过净化可以被利用，但是成本高、能量消耗大，仅能小规模应用。此外，海水分布在海岸边，而大量水资源的需求地在内陆，因此运输上也是一个大问题。总之，人类依赖陆地的淡水资源。虽然水资源是循环的，陆地的淡水资源可以不断更新补充，但是可利用的淡水资源是有限的。人们每年都需要一定的生活、农业和工业用水，但使用的水量不能超过年更新补充水量。因此我们应关注的主要的问题是：一段时间内，可利用的淡水资源有多少？人们实际用了多少？水足迹核算可以解决后半部分问题。水足迹反映了人类使用的淡水量。将人类的水足迹和实际可利用淡水量进行比较，是水足迹可持续评价的一部分，这是第 4 章的主题。

为了更好地了解人类占用的淡水和水文循环之间的关系，需要从流域的角度出发。流域是一条河流及其支流所流过的整个地理区域。一个流域的所有径流都流向一个出口。经常使用的类似“流域”的术语有“集水区”、“排水域”、“排水区”和“分水岭”。流域每年可利用的水量由年降水量决定。当忽视流域内存蓄水量的变化（通常很小）时，流域内全年的降雨将会通过蒸散发和流域径流再次离开流域。人类可以利用蒸散发和径流。绿水足迹指人类利用的地表蒸发流，主要用于作物和森林的生长（图 3.1）。蓝水足迹指人类消耗的径流，也就是被人类利用而不再

回到原流域的径流。

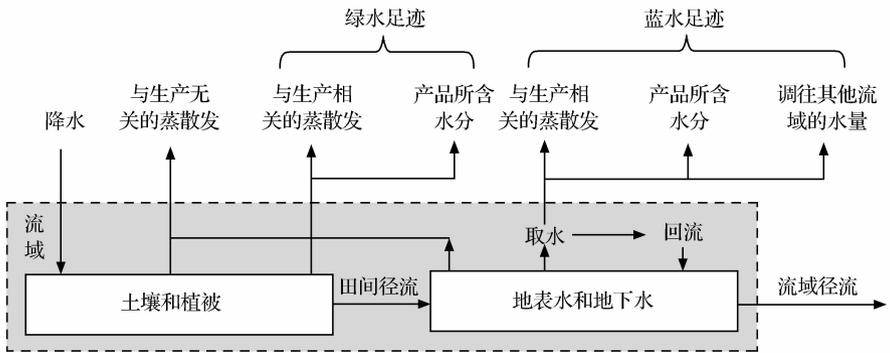


图 3.1 蓝水、绿水足迹与流域水平衡的关系

自古以来，人们将径流作为淡水源和污水排放处。显然，径流作为水源或是水汇都是有极限的，径流的可利用水资源量和纳污容量也都是有限的。蓝水足迹描述了已经被有效利用的径流量，表示“占用的供水能力”。灰水足迹表示“占用的纳污能力”，其定义为吸收污水所需的水量，即确定一定范围内稀释污染物所需的水量，以使环境水质满足允许的水质标准。以占有的水量来衡量水污染的优势在于不同类型的污染物有了同一个起点，即稀释污染物所需水量。此外，因为水污染与水消耗都用水量表示，可将用做水源的径流量（蓝水足迹）与用做水汇（稀释污染物）的径流量（灰水足迹）进行比较。

3.2 不同类型水足迹核算的一致性

单一“过程”的水足迹是所有水足迹核算的基础(图 3.2 和专栏 3.1)。中间或最终“产品”(商品或服务)的水足迹是该产品所有生产过程的水足迹的总和。消费者消费的各种产品的水足迹影响着个体消费者的水足迹。消费群体水足迹，如市、省、州或国家的消费者群体水足迹，是该群体所有个人消费水足迹的总和。生产者或企业的水足迹等于生产者或企业所生产的产品水足迹总和。省、国家、流域等地理区域内的水足迹等于发生在这个地域内所有过程的水足迹总和。人类的总水足迹等于世界所有消费者的水足迹总和，等于每年消费的最终商品和服务的水足迹总和，也等于世界上所有水消耗或污染过程的总和。

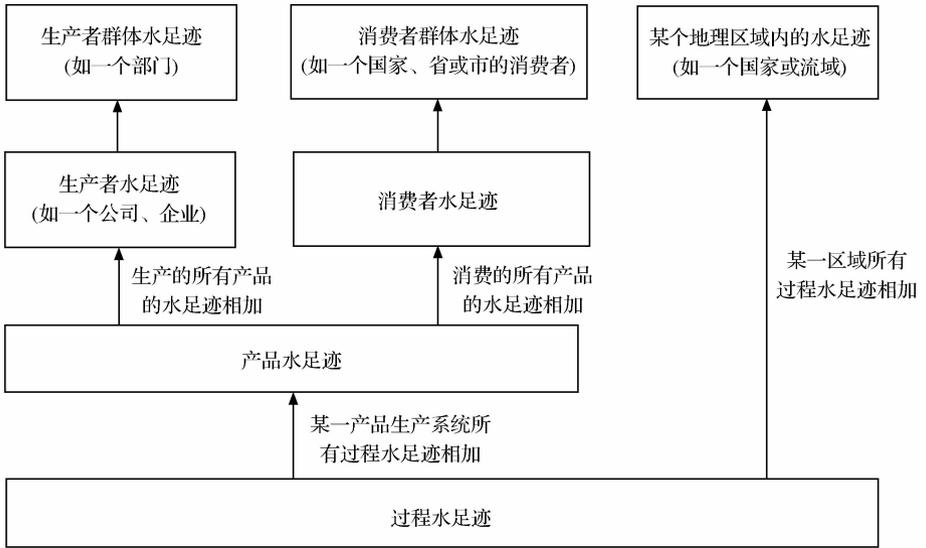


图 3.2 过程水足迹是所有水足迹核算的基础

专栏 3.1 不同类型水足迹间的关系

- 产品水足迹 = 产品所有生产过程水足迹总和 (需考虑全部生产过程和供应链);
- 消费者水足迹 = 消费者消费的所有产品的水足迹总和;
- 群体水足迹 = 所有成员的水足迹总和;
- 国家消费水足迹 = 国内所有居民的水足迹总和;
- 企业水足迹 = 企业生产的所有最终产品的水足迹总和;
- 地理区域内的水足迹 (如市、省、州、国家、流域) = 此区域内发生的所有过程的水足迹总和。

最终产品或消费者的水足迹可以直接相加而不会产生重复计算。这是由于过程水足迹往往只分配给某种最终产品,而当某过程涉及多种产品的生产时,此过程水足迹就会分配给不同的最终产品。没有必要加入中间产品水足迹,否则容易产生重复计算。例如,将棉织物的水足迹和棉花的水足迹相加,就会产生重复计算,因为在计算棉织物水足迹时已包括了棉花水足迹。同样的,我们将个体消费者的水足迹相加不会产生重复计算,但是将不同生产者的水足迹相加可能导致重复计算,因为不同生产者之间可能存在供应链关系。

消费者水足迹与供应链中生产者水足迹相关联,图 3.3 为某一动物产品供应链的简单案例。消费者的水足迹是其直接水足迹和间接水足迹的总和。例如,对于肉类消费,消费者的直接水足迹是准备和烹饪肉食所消耗或污染的水量;间接水足迹取决于售卖肉类的商家、肉类加工厂、饲养家畜的牧场和提供家畜饲料的农场的直接水足迹。以此类推,售卖肉类的商家的间接水足迹取决于肉类加工厂、畜牧场和农场等的直接水足迹,等等。

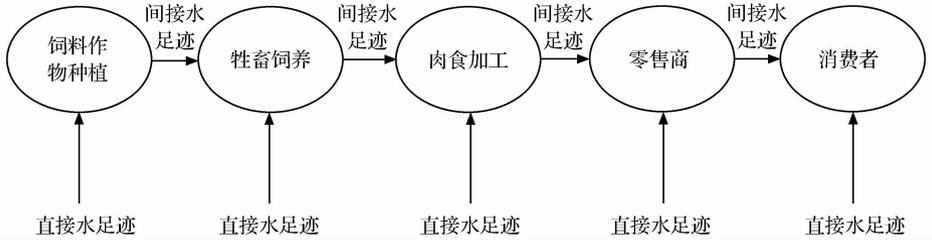


图 3.3 动物产品供应链的每个阶段的直接和间接水足迹

“一个地区的消费者水足迹”并不等于“该地区内的水足迹”,但两者是有联系的。图 3.4 通过两个贸易国的简单案例展示了国家消费水足迹和国家内水足迹的关系。国家消费的“内部”水足迹等于国家内的水足迹,即不包括生产出口产品的部分。国家消费的“外部”水足迹涉及进口产品(以虚拟水的形式)及与出口产品相关的水足迹。

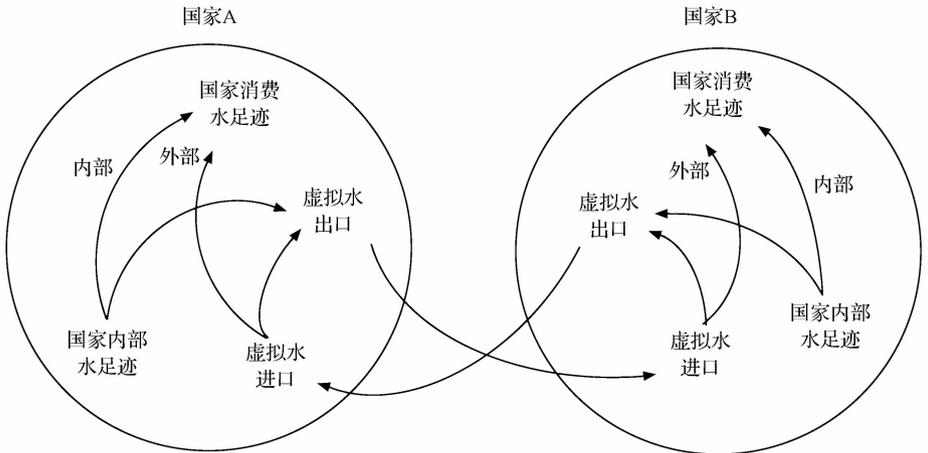


图 3.4 两个贸易国的国家消费的水足迹和国家内水足迹关系的简单案例

水足迹是单位产品的用水量或单位时间内的用水量(专栏 3.2)。过程水足迹以单位时间内的用水量为计量单位。按照过程划分产品量时,也可以单位产品的

水量为计量单位。产品水足迹以单位产品的水量为计量单位(通常 m^3/t 或 L/kg)。消费者、生产者或区域内的水足迹一般以单位时间的水量为计量单位。根据提供信息的具体程度,可表达每天、每月或是每年的水足迹。

专栏 3.2 水足迹单位

- 过程水足迹表示单位时间内的用水量。当按照过程划分产品量时(单位时间的产品单元),过程水足迹也可表示单位产品的用水量。
- 产品水足迹总是表示单位产品的水量。例如:
 - (1) 单位质量的水量(以质量作为产品量的最佳指标);
 - (2) 单位金额的水量(以价值衡量产品量);
 - (3) 单位份额的水量(以份额衡量产品量);
 - (4) 单位能量的水量(食物产品为每千卡、电能或是燃料为每焦耳)。
- 消费者或企业水足迹表示单位时间的用水量。当单位时间的水足迹按照收入(消费者)或营业额(企业)划分时,水足迹可表示单位金额的用水量。团体或消费者群体的水足迹通过单位时间内的人均用水量衡量。
- 地理区域内的水足迹以单位时间的用水量为计量单位。在根据收入划分区域时,以单位金额的用水量为计量单位。

3.3 过程水足迹

3.3.1 蓝水足迹

蓝水足迹是蓝水消耗的指标,也就是地表水和地下水的消耗指标。“耗水”包括以下四部分:

- (1) 蒸发水;
- (2) 产品内的水;
- (3) 未回到原流域的水,如回到其他流域或海洋的水;
- (4) 未在同一时间段返回的水,如干旱期流失、湿润期返回的水。

第一部分,也就是蒸发水,通常是最重要的。因此人们往往认为耗水量等于蒸发量,但也应考虑与之相关的其余三部分水量。所有与生产相关的蒸发,包括蓄水(如人工水库)、运输(如运河)、加工(如未回收的热水蒸发)、收集和處理(如排水管道和污水处理厂)期间的水蒸发等。

“耗水”并不意味着水的消失,因为水体是循环流动的,最终会回到某处。虽然水是可再生资源,但并不意味着可利用的水是有限的。在一段时间内,地下水储量和河流径流是有限的。河流和地下蓄水层的水能够用于灌溉、工业和居民生活。但是在一段时间内人们消耗的水不能超过可利用的水资源量。蓝水足迹衡量的是一段时间内消耗(即不能直接回到原流域)的可用水量。这样,就可衡量人们消耗的可用蓝水量。维持生态系统的水量取决于人类消耗之外的地下水 and 地表径流。

过程蓝水足迹的计算公式

$$\text{WF}_{\text{proc, blue}} = \text{蓝水蒸发量} + \text{结合到产品内的蓝水量} \\ + \text{不能被重新利用回水量} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (1)$$

最后一部分指的是同一时间不能被同一流域重新利用的回水,因为这部分水回流入其他流域(或汇集到海洋),或在其他时间内返回原流域。

评价过程蓝水足迹需要区分不同来源的蓝水资源(取决于研究范围)。最常见的是将蓝水资源分为地表水、可更新地下水和深层地下水。研究者可以按照地表蓝水足迹、地下蓝水足迹和深层地下蓝水足迹(或采用浅蓝、深蓝和黑水足迹等)进行区分。实际上,由于数据不充足,区分的难度非常大,难以进行。如果数据充分,研究者应该尽量按照水资源的来源区分蓝水足迹(案例参见 Aldaya and Llamas, 2008; Aldaya and Hoekstra, 2010; Mekonnen and Hoekstra, 2010b)。

与按来源确定总的蓝水足迹一样,研究者也可以明确区分蓄积的雨水消耗。集雨是一个特殊的案例,因为对通过集雨收集的雨水是蓝水还是绿水仍存在争议。通常,集雨收集的雨水是那些本可成为径流的雨水。由于集雨的消耗需从径流中扣除,因此我们建议将其作为蓝水足迹。雨水收集技术有很多,目的是提供饮用水、家畜用水、灌溉用水和园艺用水等。只要涉及径流的收集,如利用屋顶、其他硬化的表面或是小池塘收集雨水,我们就将这种水消耗列为蓝水足迹。反之,如果涉及提高土壤持水能力或采用绿色屋顶(即屋顶种植绿色植物)集雨,就认为这些用作物生产的水消耗为绿水足迹。

过程蓝水足迹以单位时间的水量为计量单位,如每日、每月或每年的消耗水量。当按照过程划分产品量时,过程水足迹也可用单位产品的水量作为计量单位。专栏 3.3 为蓝水足迹核算中所必需的数据的来源。

专栏 3.3 蓝水足迹核算的数据源

工业过程：过程蓝水足迹的每一部分都可被直接或间接地测量。一般来说就是制作产品的零件需要的水量。通常不能直接测量蓄水、运输、加工和处理阶段蒸发了多少水，但可根据取水量和最终排放水量的差值进行推断。理想情况下，研究者可以依赖包含了各种工业过程耗水的数据库。然而此类数据库很少，并且数据库一般只提供取水数据，没有耗水数据。此外，这些数据库缺乏必要的详细数据，只有工业部门的耗水量（如糖厂、纺织厂、造纸厂等），缺少每个制造过程的耗水量。目前有两个数据库的数据比较丰富：Gleick (1993) 和 Van der Leeden 等(1990)。但两者都是有关美国的统计而且只包含取水数据。研究者也可以查询一些私营的数据库，如 Ecoinvent (2010)，但这类数据库一般仅提供取水数据，而没有耗水数据。制造业的蓝水消耗数据的最佳来源为制造商、地区或全球的相关组织。

农业过程：可以获得的有关农业蓝水消耗的统计仅有灌溉取水量，而非蓝水消耗量。测量实地水蒸散发的工作量很大。即使测量了总蒸散发，也需要计算属于蓝水的比例。因此一般采用以气候、土壤、作物特征和实际灌溉量等为输入数据的水平衡模型。3.3.4 节将详细介绍如何利用水平衡模型，评价作物生长的蓝水足迹。世界的一些研究组开始根据不同作物、气候、土壤和灌溉的全球分布图研究作物生长的蓝(绿)水足迹的空间分布。例如，有关小麦的可用数据库就有四个：Liu 等(2007, 2009)、Siebert 和 Döll (2010)、Mekonnen 和 Hoekstra (2010a) 以及 Zwart 等(2010)。水足迹网络的网站 (www.waterfootprint.org) 上就有世界主要作物水足迹地理区域分布的数据，这些数据库可用来进行 B 级(表 2.1)的水足迹核算。对于 C 级尺度的核算，需要结合当地详细的输入数据，应用合适的水平衡模型。

本节结束前我们来考虑读者可能并不清楚其水足迹如何计算的两个具体案例，第一个案例是有关水的回收和再利用问题；第二个案例是跨流域调水的计算问题。

1. 水的回收和再利用

通常，水的回收和再利用两个词可以互换。本书中，我们将“水回收”明确定义为同一目的的水资源就地重新利用，“水的再利用”指可能为其他目的的水资源异地重新利用。在回收的情况下，我们还可以将其再分为废水回收(处理使其再利用)和蒸发回收(蒸汽冷凝水回用)。图 3.5 为不同类型的水的回收和再利用的简

单介绍。该图包括两个过程，其中过程 2 中的再利用(处理)的废水来源于过程 1。由图中可以看出，这两个过程的蓝水足迹核算的都是耗水量(蒸发和产品内的水)。水的回收和再利用仅在有效减少耗水量时，可有助于减少过程蓝水足迹。水的回收和再利用也可有助于减少用水户的灰水足迹，该部分内容将在 3.3.3 节中讨论。

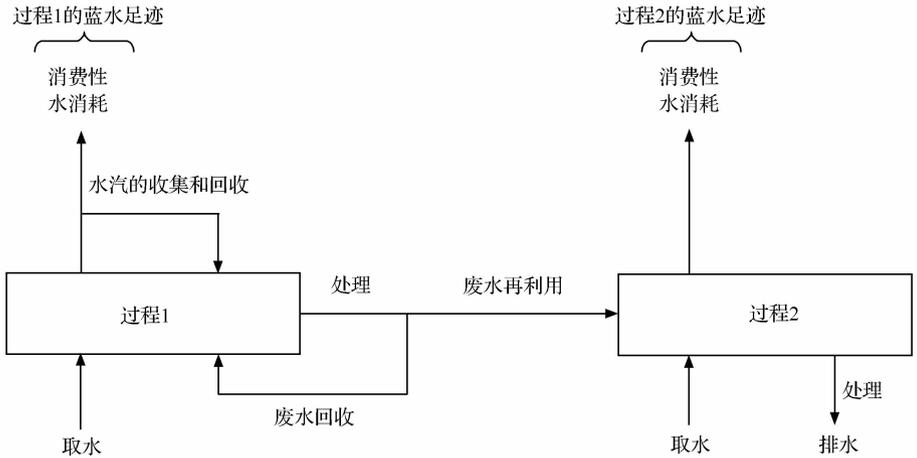


图 3.5 水回收和再利用情况下的蓝水足迹核算

2. 跨流域调水

跨流域调水是提取流域 A 的水，通过管道、沟渠或大型运输工具(如卡车或船舶)将水移到另一流域 B。根据蓝水足迹的定义，从流域内调出的水应算做这个流域的蓝水足迹，因为这属于“耗水”。转移的总蓝水足迹将分配给接收流域。因此，流域 B 引用流域 A 水的过程促使在流域 A 产生蓝水足迹，其大小等于流域 B 所接收的水量加上在路途中可能的损失量。如果流域 B 内的用水者将使用的(部分)水排回 B 流域，那么这部分水相当于流域 B“新增”的水资源。“新增”的水可以补偿流域 B 的用户所消耗的蓝水足迹；所以可以认为跨流域调水使接收流域产生了“负蓝水足迹”(只要水不蒸发并且确实补充了接收流域的水资源)。流域 B 的负蓝水足迹在一定程度上补偿了流域 B 内其他用户产生的正蓝水足迹。需要注意它不是补偿流域 A 的蓝水足迹！在评价流域 B 的总水足迹时，我们建议将可能因流域调水而产生的“负蓝水足迹”考虑进来(前提为在同一时期它补偿了流域的正蓝水足迹)。个别过程、产品、消费者和生产者的水足迹核算中，不应加入负蓝水足迹部分，因为过程、产品、消费者或生产者的蓝水足迹和补偿部分应该分别进行计算。补偿(减损性)的问题存在争议，应从计算阶段开始进行单独处理。有人认为，在一个流域的有效作为(如在流域生成负蓝水足迹)并不能补偿其他流域的正蓝水足迹，因为一个地区水资源的增加不能够解决其他地区的水资源耗竭及其产生

的影响。在这种情况下,正蓝水足迹与负蓝水足迹相加将会产生误导性的结果。更多关于通过其他流域增水来补偿现有流域水足迹的不可能性见第5章(专栏5.2)。

3.3.2 绿水足迹

绿水足迹是人们绿水使用的指标。绿水是指源于降水,未形成径流或未补充地下水,但储存于土壤或暂时储留在土壤或植被表面的水。最终,这部分水汽通过蒸发或植被蒸腾而消耗。绿水有益于作物生长(因为总是存在土壤蒸发,并不是所有的绿水都能被作物利用,同时并非所有时间段和地区都适合作物生长)。

绿水足迹是生产过程中消耗的雨量,与农业和林业产品(作物产品或林木产品)密切相关。这些产品的绿水足迹指雨水总蒸散量(来自田地或农场),加上储存在作物或树林内的水分。一个过程的绿水足迹为

$$WF_{\text{proc,green}} = \text{绿水蒸发量} + \text{结合到产品内的绿水量} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (2)$$

将蓝水足迹和绿水足迹区分开来非常重要,因为生产活动对地表和地下水的使用所产生的水文、环境和社会影响,包括经济机会成本,与使用雨水所产生的影响和成本有非常明显的差异(Falkenmark and Rockström, 2004; Hoekstra and Chapagain, 2008)。

农业消耗的绿水可以通过经验公式或采用合适的模拟作物蒸散发的模型进行测量或评价。这些模型往往以气候、土壤或作物特征为基本输入数据,3.3.4节将详细描述如何计算作物生长的绿水足迹。

3.3.3 灰水足迹

某个过程的灰水足迹是指与该过程相联系的水污染程度的指标。灰水足迹定义为以自然本底浓度和现有的环境水质标准为基准,将一定的污染物负荷吸收同化所需的淡水的体积。灰水足迹概念的提出是出于以下认识:水污染的程度和规模可以通过稀释该污染物至无害的水量来反映(专栏3.4)。

灰水足迹核算方法:首先得到污染物的水质标准浓度(c_{max} , mg/L)与受纳水体的自然本底浓度(c_{nat} , mg/L),然后用排污量(L , t/s)除以浓度差($c_{\text{max}} - c_{\text{nat}}$)即得到灰水足迹。

$$WF_{\text{proc, grey}} = \frac{L}{c_{\text{max}} - c_{\text{nat}}} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (3)$$

受纳水体的自然本底浓度指自然条件、无人影响下水体中某种污染物的浓度。人工产生的物质在自然条件下是不存在的,取 $c_{\text{nat}} = 0$ 。如果得不到准确的自然本底浓度且估计值较低,可简单认为 $c_{\text{nat}} = 0$,但由于 c_{nat} 的真实值不为0,因而所得灰水足迹偏低。

专栏 3.4 灰水足迹概念的由来

灰水足迹指以自然本底浓度和现有的环境水质标准标准为准,将一定的污染负荷稀释至高于一定环境水质标准所需的淡水的体积。用稀释污染物的水量来描述水污染的想法并不新颖。Falkenmark 和 Lindh (1974)提出了经验法则,即稀释因子为废水量的 10~50 倍。Postel 等(1996)采用的污水吸收的稀释因子为每秒钟每 1000 人 28L。这些通用的稀释因子并不能反映污染的种类及其排放前的处理程度,但是可以推断人类产生的污水流的一些平均参数。Chapagain 等(2006b)建议根据污染物的类型并结合污染物的环境标准得到稀释因子。Hoekstra 和 Chapagain (2008)首次提出“灰水足迹”的概念,并将其定义为排放到水体的污染负荷除以最大容许浓度。不久之后,人们认识到灰水足迹核算时采用最大容许浓度和自然本底浓度的差值代替上句定义中的最大容许浓度更加科学(Hoekstra et al., 2009a)。水足迹网络的灰水足迹工作小组(Zarate, 2010a)进一步完善了灰水足迹的概念,包括计算时考虑取水的水质,面源污染的灰水足迹评价采用多层次的方法以满足不同详细程度的要求等。

虽然灰水足迹可以被理解为“稀释水需求量”,但该术语会引起人们的迷惑,误导部分人认为我们需要做的是去稀释污染物而不是减少排放。因此我们建议尽量不使用“稀释水需求量”这一术语。当然,这也不是灰水足迹概念的意义。灰水足迹是污染的一个指标,我们都希望污染越少越好。在排放之前进行污水处理可以明显减少灰水足迹,甚至降为零。

近期关于灰水足迹量化的研究包括:Dabrowski 等(2009); Ercin 等(2009); Gerbens-Leenes 和 Hoekstra (2009); Van Oel 等(2009); Aldaya 和 Hoekstra (2010); Bulsink 等(2010); Chapagain 和 Hoekstra (2010); Mekonnen 和 Hoekstra (2010a, 2010b)。

问题是为什么要采用接纳水体的自然本底浓度而不是实际浓度。这是因为灰水足迹是描述水体稀释能力的指标。稀释能力由最大容许浓度与自然本底浓度之差决定,采用最大容许浓度与实际浓度之差计算得到的是剩余接纳能力,而剩余接纳能力是随实际浓度的变化不断变化的。灰水足迹的核算中,接纳水体采用环境水质标准作为最大容许浓度。因为灰水足迹描述的是吸收化学物质所需的水量。环境水质标准是一种特定的类别,其他标准主要包括饮用水质标准、灌溉水质标准和污水排放标准。研究者需要仔细研究环境水质标准,因为对于特定的物质,不同

的水体的环境水质标准可能会不同。此外,不同的水体的自然本底浓度也会有所变化。因此,同一污染流在不同的地区的灰水足迹可能是不一样的。这是合理的,因为吸收某一污染流所需的水量会因最大容许浓度和自然本底浓度的不同而不同。

虽然在国家和政府立法中经常存在或在国家立法准则和地方协议框架下(如欧洲水框架指令,EU,2000)流域/水体必须制定相应的标准,但并不是所有地区和污染物都存在这样一个标准。因此在计算灰水足迹时需要标明其采用的水质标准和自然本底浓度的来源。

地表水到地下水的环境水质标准和自然本底浓度都是不同的。地下水的临界负荷一般基于饮用水的需求,而地表水的最大容许浓度则通常由生态需求所决定。因此有人建议将地表水体和地下水的灰水足迹分开计算。然而,问题也出现在这里,地下水最后通常流出地面成为地表水,所以对于地下水灰水足迹的计算,最好采用与最严格水体(无论是地下水还是地表水)的环境水质标准和自然本底浓度的差值。对于地表水的污染,可以采用地表水相关的数据。只有能够准确知道哪部分污染(首先)排放到地下水系或地表水系,将灰水足迹分成两部分(地下灰水足迹和地表灰水足迹)计算才有意义。

灰水足迹的值大于零时不意味着污染一定超过了环境水质标准;它只是表明已经消耗了部分吸收能力。如果所计算的灰水足迹低于现存的河流流量或地下水量,那么表示还有足够的水能够将污染物的浓度稀释至标准值以下。当灰水足迹与水量相等时,表明稀释后的水体恰好能够达到环境水质标准。如果污水所包含的化学物质量非常大,那么计算出的灰水足迹可能超过现存的河流流量或地下水量,表明污染物的量超过了受纳水体的吸收能力。事实上灰水足迹可能大于现存河流流量的这种情况说明了灰水足迹不能用来描述“污水量”(因为现实中所排放的污水量不可能超过现存的水量)。由于灰水足迹描述了稀释污染物所需的淡水量,因此灰水足迹可以作为衡量水污染严重程度的指标。

灰水足迹的计算方法与所谓的临界负荷法类似(专栏 3.5)。这两种方法的计算都基于一个基本的共识:水体吸收污染物的能力受到最大容许浓度与自然本底浓度差值的限制。临界负荷指的是吸收污染物能力被完全消耗的情况。当污染物排放为临界负荷时得到的灰水足迹可能与可利用的水量相等,这时将污染物完全稀释到可接受的浓度需要消耗所有的可利用水量。

专栏 3.5 临界负荷的概念

如果进入水体的污染负荷达到一定临界负荷,灰水足迹等于径流量,意味着全部的水量都要被用来吸收废物。临界负荷(L_{crit} , 质量/时间)指水体所能容纳污染物的最大量,其等于水量(R , 体积/时间)乘以最大容许浓度与自然本底浓度的差值,即 $L_{crit} = R \times (c_{max} - c_{nat})$ (质量、时间)。

“临界负荷”的概念类似于美国环境保护局(EPA, 2010a)提出的“日最大负荷”(TMDL)。TMDL 计算了特定污染物进入水体所容许的最大量,从而保证水体中自然或人为造成的所有点源和面源污染物都能够满足环境水质标准。另一个与“临界负荷”相关的概念是“最大容许添加量”(MPA),也就是“最大容许浓度”(MPC)减去自然本底浓度, $c_{max} - c_{nat}$ (Crommentuijn et al., 2000)。

1. 水的点源污染

点源污染,即在污水处理过程中,化学物质被直接排放进入地表水体,通过测算排污流量和污水中化学物质的浓度可以估算排放的污染负荷。更确切地说,污染负荷等于污水体积(Effl, 体积/时间)与污水中某污染物的浓度(c_{effl} , 质量/体积)的乘积减去抽取水量(Abstr, 体积/时间)与水中某污染物的实际浓度(c_{act} , 质量/体积)的乘积,公式如下:

$$WF_{proc, grey} = \frac{L}{c_{max} - c_{nat}} = \frac{Effl \times c_{effl} - Abstr \times c_{act}}{c_{max} - c_{nat}} \quad (\text{质量 / 时间}) \quad (4)$$

污染负荷 L 指的是在接纳水体中已经存在的污染负荷的基础上增加的污染量。附件IV中给出了此方程的应用案例。大多数情况下,释放到水体中的化学物质的量($Effl \times c_{effl}$)会等于或多于抽取的水体中化学物质的量($Abstr \times c_{act}$),所以污染负荷是正值。特殊情况(当 $c_{effl} < c_{act}$ 或 $Effl < Abstr$ 时)下,污染负荷是负值,在水足迹核算中可以忽略(此时水足迹的量可视为 0)。污染负荷为负这种特殊情况有助于提高环境质量,是值得肯定的,但是为区别讨论现存的正的水足迹和可能的水足迹补偿时,却不能将它算入水足迹。水足迹抵消或补偿本身就存在着争论(参见第 5 章中专栏 5.2),应当给以解释和说明,而不是隐藏在计算中。需要特别注意的是,如果某一过程的取水来自流域 A,但污水排放到流域 B,这种情况下在计算它在流域 B 的灰水足迹时我们认为 $Abstr=0$ 。

当没有消耗水,即排放量等于取水量时,以上公式可以简化为

$$WF_{proc, grey} = \frac{c_{effl} - c_{act}}{c_{max} - c_{nat}} \times Effl \quad (\text{体积 / 时间}) \quad (5)$$

在污水量 E_{effl} 之前的因子就是所谓的“稀释因子”，表示污染物稀释到最大允许浓度时的稀释次数。不同情况下该方程如何计算见专栏 3.6。

专栏 3.6 不同情况下点源污染的灰水足迹

排水量等于(或接近)取水量是一种普遍情况,我们基于这种情况进行讨论。

- 当 $c_{\text{effl}} = c_{\text{act}}$ 时,灰水足迹为零。很容易理解,因为受纳水体的浓度保持不变。
- 当 $c_{\text{effl}} = c_{\text{max}}$ 时,灰水足迹与污水体积成一定比例。如果 $c_{\text{act}} = c_{\text{nat}}$,则灰水足迹完全等于污水体积。也许有人会问:当污水浓度满足环境水质标准时,为什么灰水足迹会大于 0? 这是因为已经消耗了一些吸收污染物的能力。由于污水的关系,受纳水体中的化学物质的浓度已经从 c_{nat} 向 c_{max} 接近。在极端情况下,河流的全部水都被抽取,最后变成污水回到河流中,如果此时河水中污染物浓度等于 c_{max} ,河流的纳污能力被全部消耗,因此灰水足迹就等于径流总量。
- 当 $c_{\text{effl}} < c_{\text{act}}$ 时,得到的灰水足迹为负值,因为污水比取水更清洁。这种“清洁”对于处于自然状态下的河流是没有任何意义的,因为本底浓度为自然浓度。然而,如果一些活动提高了自然本底浓度,那么“清洁”就可以让环境水质回归至自然浓度,这对水质来说是有益的。但是在计算灰水足迹时,必须忽略负的灰水足迹,因为实际正水足迹与水足迹补偿需要分别进行讨论。在第 5 章中将会讨论水足迹的补偿或是抵消(专栏 5.2)。
- 当 $c_{\text{max}} = 0$ 时(即完全禁止难降解和有毒污染物的情况,此时 $c_{\text{nat}} = 0$),任何浓度大于 0 的污水,其水足迹也将会是无穷大。这种无穷大是绝对禁止的:绝对不可接受意味着水足迹非常高。
- 当 $c_{\text{max}} = c_{\text{nat}}$ 时,也会得到无穷大的灰水足迹,但是这种情况不会发生,因为将环境水质标准制定为与自然本底浓度相同通常没有现实意义。

1) 水回收和再利用

从式(5)可以看出水回收或水的再利用会影响灰水足迹。经过必要的处理之后,水可以作为其他用途再次被利用,不会有污水排放到自然环境中,所以灰水足迹为 0。如果经过一次或几次再利用之后,水仍然会被排放到自然环境中,那么就出现了与污水质量相关的灰水足迹。

2) 废水处理

废水经过处理后排放到自然环境中,显然会降低最终排水中污染物的浓度,从而降低灰水足迹。需要注意的是,此过程中的灰水足迹由污水水质决定,污水指最终排放到自然环境中的水,而不是经过处理之前的。当污水中某污染物浓度等于或低于取水的浓度时,那么废水处理可以使灰水足迹降低到 0。另外,在开放的流域内发生的污水处理过程会由于蒸发而产生蓝水足迹。

对于热污染的水足迹,我们可以采用与化学污染相类似的计算方法。此时灰水足迹的计算方法是用污水温度和受纳水体温度的差值($^{\circ}\text{C}$)除以最大容许温度上升量($^{\circ}\text{C}$),再乘以污水的体积(体积/时间)。

$$\text{WF}_{\text{proc, grey}} = \frac{T_{\text{effl}} - T_{\text{act}}}{T_{\text{mix}} - T_{\text{nat}}} \times \text{Effl} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (6)$$

最大容许温度上升量($T_{\text{max}} - T_{\text{nat}}$)由水的类型和当地环境共同决定。如果没有可用的当地参考,我们推荐采用默认值 3°C (EU, 2006)。

2. 水的面源污染

水的面源污染中化学物质的量的评价比点源污染复杂。当化学物质被应用到土壤表面或土壤中时,如固体废物处理、化肥和杀虫剂的使用等,可能会有一小部分化学物质渗入地下水或通过地表径流进入河流。这种情况下,污染负荷就是应用的化学物质的总量(在土地表面或是内部)进入地下水或地表水的那部分量。化学物质总量可以测量,但是进入地下水和地表水的那部分却无法测出,它以扩散的方式进入水体,所以并不清楚应该在何时何地进行了测算。解决方法就是可以在流域的出口测量水质,但是因为不同来源的污染汇集在一起,所以挑战就变成了如何分别测算不同污染源所占的比例。此时最常用同时也是我们所推荐的方法就是通过使用简单或是先进的模型来估算进入流域的化学物质的比例。简单的模型就是假设应用的某一固定比例的化学物质最终会到达地表水或地下水,公式为

$$\text{WF}_{\text{proc, grey}} = \frac{L}{c_{\text{max}} - c_{\text{nat}}} = \frac{\alpha \times \text{Appl}}{c_{\text{max}} - c_{\text{nat}}} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (7)$$

无量纲的 α 因子为淋溶率,即使用的化学物质进入淡水体的比例。变量 Appl 表示在某一过程中在土地表面或是土地内部使用的化学物质量。这个模型是计算面源污染的灰水足迹中最简单的、精细度最低的方法;所以仅推荐它作为默认方法。如果由于时间的限制而不能完成更精细的研究,那么就可以使用这个模型。更高精确度的计算也是可以实现的,建议将精细度分为以下三种程度:1 级(默认方法)—3 级(最精确的方法)。在 2 级和 3 级中,需要使用更详尽的数据和更先进的模型(专栏 3.7)。

专栏 3.7 计算面源污染负荷的三级方法

计算面源污染负荷的三级方法与 IPCC 对排放的温室气体的计算方法相似(IPCC,2006)。从1级到3级,精确性增加但是可行性降低。

- 1级采用一个固定的比例和应用于土壤中的化学物质来计算进入地下水或地表水体中的化学物质。这一固定比例取决于所考虑的化学物质,可根据现存的文献获取。1级评价可以满足一个初步粗略的计算,但是显然未考虑土地类型、农业活动、土壤水文以及土壤中不同化学物质的相互作用等因素的影响。
- 2级应用标准或简化的模型方法,它需要大量的可用数据(如农业的营养物质平衡、土壤流失数据,基本的水文、岩石和水文地貌的信息)。这些简单和标准的模型需要采用普遍认可的模型。
- 3级是应用复杂的模型技术,如果可用的资源允许而且所选的研究内容需要。虽然可以使用模拟土壤污染物流动的复杂机械模型,但是其复杂性会使它们不适合用在稀释污染负荷的三级模型中。然而目前已经存在农田相关信息驱动的,仅使用简单的土壤和气象数据的、经验证的经验模型。三级研究将比二级的方法更为精细。

3. 蒸发对水质的影响

由于蒸发而导致的水质恶化会形成一种特别的“污染”。当水流的一部分蒸发后,剩余水流中化学物质的浓度将会增加(当水蒸发时,水中的化学物质仍然留在原处)。例如,灌溉农田所排出的水中含有高浓度的盐分,如果继续灌溉的排水量小于蒸发量,会导致土壤中的盐分不断积累(蒸发的是水而不是盐分)。后果是排水中含盐量也会相当高,这也可以称做“污染”。与人类向水中排入化学物质相比,这显然是污染的另一种类型,因为在这种情况下,人类没有向水体中添加任何化学物质,但是水中的化学物质却由于水的蒸发而富集。这种“通过蒸发而使水离开系统”的情况可以推广到所有类似的情况。例如,人工水库就存在水蒸发而使化学物质积累的情况。

“蒸发使水走物留”的方式增加水体中化学物质的浓度与加入额外量的化学物质是等效的。如果从水体中取出 $X \text{ m}^3$ 的纯水,产生的“等效污染负荷”就是加入 $X \text{ m}^3$ 乘以水体的自然本底浓度(c_{nat})的化学物质。 $X \times c_{\text{nat}}$ (表达的是质量)的“等效污染负荷”是本来就存在的,但却不再滞留在自然水体中,这是因为水散失了(蒸发)的缘故。这部分“等效污染负荷”会被其他自然水体吸收。与这部分“等效污染负荷”

相关的灰水足迹可以通过标准方程来计算,灰水足迹就等于“等效污染负荷”除以最大容许浓度和自然本底浓度之间的差值[式(3)]。该部分灰水足迹与人类活动排放的污染物造成的灰水足迹一起构成了该流域的总灰水足迹。

4. 时间整合和不同污染物

全年中每天的灰水足迹相加就可以得到年灰水足迹。一般来说污水中包含多种形式的污染物,灰水足迹将由其中最关键的污染物所决定,所谓最关键污染物就是造成灰水足迹最大的污染物。如果只是为了找出一个能综合评价水污染物的指标,那么基于最关键污染物得到的灰水足迹就可以满足要求。如果对特定污染物的灰水足迹感兴趣,那么可以将这些数值分开报告,这对于制定针对特定污染物的应对措施是十分必要的。如果只是想了解污染的总体情况,只要计算最关键污染物的灰水足迹就足够了。

最后要注意的是,灰水足迹的计算以由人类引起的进入淡水体的污染负荷为基础,而不是以在河流或地下水流的下游某点最终所测量的负荷为基础。随时间推移,由于水体中不断发生物理或化学的变化,水质也会不断改变,因此下游某点的化学物质质量自然不同于其在进入河流(上游)时的量。在污染物进入地下水系或地表水系的地方测量灰水足迹,其优势在于相对简单,因为不需要模拟河流水质改变的过程;同时也比较保险,因为随着水流方向水质可能会有所改善。但是仍然不清楚为什么人们往往将水质已改善的下游作为指标,而不是在进入水系的地方直接测量污染负荷的影响。因此,灰水足迹这一指标并没有考虑水流过程中可能改善水质的自然进程,也没有考虑污染物的综合影响,污染物的综合影响可能比单独一种化学物质的影响更大。因此,灰水足迹主要由环境水质标准(最大容许浓度)所决定这是合理的,因为人们往往根据化学物质及其与其他物质的相互作用产生的有负面影响的最佳知识为基础来制定环境水质标准。

3.3.4 作物或树木生长的绿水、蓝水和灰水足迹核算

许多产品的原料都来自农业或林业。作物可用做食品、饲料、纤维、燃料、油、肥皂、化妆品等。乔木和灌木可用做木材、纸张和燃料。由于农业和林业是主要的耗水部门,因此与农业和林业生态系统相关产品的水足迹比较大,也比较重要。此类产品都与作物或树木生长的水足迹密切相关。本节将详细介绍如何评价作物和树木生长的水足迹。本节介绍的方法适用于一年生和多年生作物,树木可以被看作一种多年生的作物。以下内容中“作物”一词的含义比较广泛,也包括用于生产木材的“树”。

作物或树木生长的总水足迹(WF_{proc})是其绿水、蓝水和灰水足迹之和:

$$WF_{proc} = WF_{proc, green} + WF_{proc, blue} + WF_{proc, grey} \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (8)$$

本节中所有过程水足迹均以单位产品为标准,即单位质量产品的水资源量。通常农业和林业部门的过程水足迹单位为 m^3/t ,相当于 L/kg 。

作物或树木生长过程的绿水足迹($\text{WF}_{\text{proc,green}}, \text{m}^3/\text{t}$)等于作物耗水中的绿水量($\text{CWU}_{\text{green}}, \text{m}^3/\text{hm}^2$)除以作物产量($Y, \text{t}/\text{hm}^2$)。蓝水足迹($\text{WF}_{\text{proc,blue}}, \text{m}^3/\text{t}$)的计算也类似

$$\text{WF}_{\text{proc,green}} = \frac{\text{CWU}_{\text{green}}}{Y} \quad (\text{体积} / \text{质量}) \quad (9)$$

$$\text{WF}_{\text{proc,blue}} = \frac{\text{CWU}_{\text{blue}}}{Y} \quad (\text{体积} / \text{质量}) \quad (10)$$

一年生作物的产量可以从产量统计中得到。对于多年生作物,可以采用作物生长期内的平均年产量。多年生作物种植第一年的产量很低或为零,几年之后产量增高,随着作物的寿命结束产量又降低。作物的耗水变化过程与产量类似,水足迹核算时应该计算作物生长期的平均年耗水量。

作物或树木生长过程的灰水足迹($\text{WF}_{\text{proc,grey}}, \text{m}^3/\text{t}$)计算公式为

$$\text{WF}_{\text{proc,grey}} = \frac{(\alpha \times \text{AR}) / (c_{\text{max}} - c_{\text{nat}})}{Y} \quad (\text{体积} / \text{质量}) \quad (11)$$

其中,AR为每公顷土地的化肥施用量(kg/hm^2); α 为淋溶率(即进入水体的污染量占总化学物质施用量的比例); c_{max} 为最大容许浓度(kg/m^3); c_{nat} 为污染物的自然本底浓度(kg/m^3); Y 为作物产量(t/hm^2)。

污染物通常包括化肥(氮、磷等)、除草剂和杀虫剂。计算时仅需考虑进入淡水体的“废水流”,通常指土地中施用化肥或杀虫剂进入水体的比例。一般来说,只需计算最关键的污染物,即产生最大灰水足迹的污染物。

作物耗水($\text{CWU}, \text{m}^3/\text{hm}^2$)的绿水和蓝水部分等于整个生长期每日蒸散发($\text{ET}, \text{mm}/\text{d}$)的积累,即

$$\text{CWU}_{\text{green}} = 10 \times \sum_{d=1}^{\lg p} \text{ET}_{\text{green}} \quad (\text{体积} / \text{面积}) \quad (12)$$

$$\text{CWU}_{\text{blue}} = 10 \times \sum_{d=1}^{\lg p} \text{ET}_{\text{blue}} \quad (\text{体积} / \text{面积}) \quad (13)$$

其中, ET_{green} 为绿水蒸散发量; ET_{blue} 为蓝水蒸散发量。常量因子10是将水的深度(单位:mm)转化为单位陆地面积的水量(单位: m^3/hm^2)的转换系数。总和 Σ 求的是从种植日期(第一天)到收获日期的积累量($\lg p$ 表示生长期的长度,以日计量)。不同作物生长期的长度差异很大,对作物耗水的影响非常明显。对长久生(多年生)作物和森林来说,全年都在进行蒸散发。此外,要想计算多年生作物和树木在整个生长周期内的蒸散发的变化,研究者应当对作物或树木整个生命周期的年平均蒸散发进行研究。假设某一多年生作物生命周期为20年,从第6年开始提供产量。在这种情况下,用作物20年的耗水量除以15年的总产量得到单位质量

产品的水足迹。作物“绿水”消耗指在生长期田间总雨水蒸散发量；作物“蓝水”消耗指用于田间灌溉的蒸散发量。

通过经验公式模型可以估算蒸散发量。直接测量蒸散发的成本较高，也非常罕见。研究者通常以气候、土地类型和作物特征作为输入数据，利用模型间接估算蒸散发。模拟 ET 和作物生长的方法和模型有很多。常用模型是 EPIC 模型 (Williams et al., 1989; Williams, 1995)，以及基于地理信息系统的 GEPIC 模型 (Liu et al., 2007)。联合国粮农组织 (FAO) 开发的以 Allen 等 (1998) 提出的方法为基础 CROPWAT 模型 (FAO, 2010b) 也是常用的模型。另一种模型为 AQUACROP 模型，专门用于模拟缺水状况下的作物生长和 ET (FAO, 2010e)。

CROPWAT 模型为计算蒸散发提供了两种不同的方法：“作物需水量法”（假设最适宜的生长条件）和“灌溉制度法”（包括实际灌溉供给的可能性）。建议采取第二种方法，因为它同时适用于最适宜和非最适宜生长条件的模拟，也更为准确（该模型包括土壤水分动态平衡）。有关 CROPWAT 模型实际应用的手册可以在网上找到 (FAO, 2010b)。附件 I 总结了如何使用“作物需水量法”估算理想条件下的蓝绿水蒸散发，同时也总结了可以被用于所有条件下的“灌溉制度法”。附件 II 提供了作物生长过程的水足迹核算案例。

计算作物生长的绿水、蓝水和灰水足迹需要大量的数据源 (专栏 3.8)，一般来说最好使用相关作物的当地数据。大多数情况下，收集当地详细的数据非常困难。如果只是粗略的计算，可以考虑采用研究地周边、所在地区或是国家的平均数据，因为这些数据比较容易获得。

专栏 3.8 作物生长水足迹核算的数据源

- **气候数据：**应使用离田地最近的、最具代表性的或在农田生产区域的气象观测站的气象数据。当区域内有多个气象观测站时，可以根据每个站点的数据都计算一次，然后比较和权衡计算结果。气象数据库 CLIMWAT 2.0 (FAO, 2010a) 提供了 CROPWAT 8.0 模型所需的气象数据。该数据库不提供具体年份的数据，而是提供 30 年的平均值。另一数据源 LocClim 1.1 (FAO, 2005) 提供了无气象观测区的估计平均的气候状况。也可使用栅格气象数据：通过 CGIAR-CSI GeoPortal 的 CRU TS-2.1 可获得空间分辨率为 30 弧分的主要气候参数的月均值 (Mitchell and Jones, 2005)。美国国家气象数据中心提供了大量全球站点的日气象数据 (NCDC, 2009)。此外，FAO 通过 GeoNetwork 网站提供了空间分辨率为 10 弧分的长期的平均降水量和蒸散发数据 (FAO, 2010g)。

- **作物参数：**作物系数和种植模式(种植和收获日期)最好采用本地数据。作物的品种及其最适宜生长期主要取决于气候及其他因素,如当地的习俗、传统、社会结构、现有法规和政策。因此,最可靠的作物数据来源于当地的农业研究站。可利用的全球数据库有:Allen等(1998,表11、表12)、FAO(2010b)、美国农业部(USDA)(1994)、FAO的全球信息网以及预警系统(GIEWS)提供的发展中国家主要作物历。所有人都可以从网上直接获得各大洲的作物历压缩图像(FAO,2010f)。
- **作物分布图：**麦吉尔(McGill)大学地理系陆地使用暨全球环境变化研究组的网站上有分辨率为5弧分的175种作物的种植面积和产量的栅格数据(Monfreda et al.,2008)。
- **作物产量：**产量数据最好是可以从当地获取满足需求的空间分布数据。使用时,必须了解获得的产量数据的测量方式(如测量的作物的部位,干重或鲜重)。通过FAO可获得全球数据库(2010d)。
- **土壤数据图：**ISRIC-WISE提供空间分辨率为5弧分和30弧分的全球土地属性数据(Batjes,2006)。此外,FAO GeoNetwork网站还提供了分辨率为5弧分的土壤最大含水量的数据(FAO,2010h)。在CROPWAT模型中应用灌溉制度法时,需要土壤数据;如果没有土壤数据,建议采取默认值“中性土壤”。
- **灌溉分布图：**空间分辨率为5弧分的全球灌溉面积图(GMIA)4.0.1版本(Siebert et al.,2007)给出了装有灌溉设备的面积。法兰克福(Frankfurt)大学的网站上提供了空间分辨率为5弧分和30弧分两种分辨率的全球26种主要作物的灌溉分布图(Portmann et al.,2008,2010)。
- **化肥施用率：**最好采用当地的数据。FertiStat(FAO,2010c)是一个非常有用的全球数据库。国际化肥协会(IFA,2009)提供了每个国家的年化肥使用量。Heffer(2009)提供了主要国家和主要作物的化肥使用量。
- **杀虫剂施用率：**最好采取当地数据。国家农业统计处(NASS,2009)提供美国各作物化学物质使用量的在线数据库。作物生命基金会(CropLife Foundation)(2006)提供美国的杀虫剂使用数据库。欧盟统计局(Eurostat)提供欧洲的相关数据(2007)。
- **淋溶率：**目前没有这方面的数据库。需要根据田间的实验数据,作出粗略假设。依据Chapagain等(2006b)所述,可假设氮的淋溶率为10%。

- **环境水质标准：**最好采用本地法规规定的标准。世界上的大多数地区和国家都有这方面的信息，如欧盟(EU, 2008)、美国(EPA, 2010b)、加拿大(Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010)、澳大利亚/新西兰(ANZECC and ARMCANZ, 2000)、中国(Chinese Ministry of Environmental Protection, 2002)、日本(Japanese Ministry of the Environment, 2010)、奥地利(Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, 2010)、巴西(CONAMA, 2005)、南非(South Africa Department of Water Affairs and Forestry, 1996)、德国(LAWA -AO, 2007)、英国(UKTAG, 2008)。可查询MacDonald等(2000)的汇编。如果没有环境水质标准，其水体适用于饮用水，可以采取饮用水标准，如EU(2000)和EPA(2005)。
- **受纳水体的自然本底浓度：**对于比较原始的河流，可假设其自然本底浓度等于实际浓度，因此可认为原始河流的自然浓度等于河流附近测量站长期测量的日或月的平均值。受干扰的河流则需依靠历史记录或模型研究。目前世界上一些地区已经有很好的研究案例，如美国的Clark等(2000)和Smith等(2003)；奥地利农业、林业、环境和水资源联邦管理部(Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management)(2010)；德国的LAWA-AO(2007)。UNEP(2009)提供的全球水体实际浓度的数据库可以作为研究的参考。如果没有任何资料，可以假设自然本底浓度等于最佳估计值或为零。
- **受纳水体的实际浓度：**可以参考UNEP(2009)提供的全球水体实际浓度数据库。

上述计算并未包括作物内的蓝水和绿水。可以通过简单查询作物的水分含量得到上述数据。通常新鲜水果的水分含量为80%~90%，蔬菜中常达到90%~95%。可假设作物内的蓝绿水比例等于 CWU_{green} 和 CWU_{blue} 的比例。但是对于最终水足迹而言，作物内部所含的水对总水足迹的影响很小，因为作物内部所含水量一般只有蒸发水量的0.1%，最多不超过1%。

在本节中，主要探讨了作物生长的水足迹核算。这里的蓝水足迹核算仅指田间灌溉的蒸散发。它不包括为灌溉蓄水而建立的人造水库的水面蒸发以及跨地区调水灌溉时运输管道的水面蒸发。水储存和运输是发生在田间作物生长之前，并且都拥有自身的水足迹(图3.6)。这两个阶段的蒸发损失是非常重要的，应当适当地将其纳入作物生长的水足迹中。

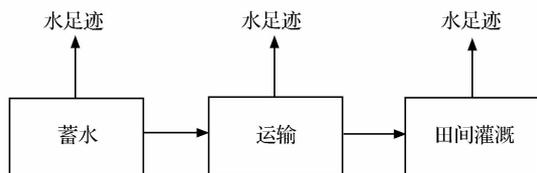


图 3.6 灌溉的每个过程所对应的水足迹

3.4 产品水足迹

3.4.1 定义

产品水足迹指生产某产品直接或间接消耗的淡水总量。产品水足迹包括供应链中所有过程水的消耗和污染^①。农产品、工业产品和服务的水足迹的计算方法基本相似。产品水足迹包括蓝水、绿水和灰水三部分。产品水足迹也可称产品的“虚拟水含量”，但后者含义较狭窄(专栏 3.9)。

专栏 3.9 术语：水足迹、虚拟水、嵌入水

产品水足迹与其他出版物中提及的产品“虚拟水含量”、产品的嵌入水、包含水、外生水、影子水等类似(Hoekstra and Chapagain, 2008)。虚拟水和嵌入水仅指产品本身包含的水量，而“水足迹”还包含用水的类型(绿水、蓝水、灰水)以及用水的时间和地点。因此产品水足迹是一个多层面指标，而虚拟水和嵌入水只能表示水量。因为具有更为广泛的含义，我们推荐使用“水足迹”一词。水量只是水资源利用的一方面，其使用时间和地点也同样重要。此外，在提及消费者或生产者水足迹时也可采用“水足迹”一词。在提及消费者或生产者的虚拟水含量时人们会感到较为陌生。我们一般在国际或地区间的贸易中用到“虚拟水”的概念。如果国家进出口某一产品，水量即以虚拟水形式进出口。因此在这种情况下，可使用虚拟水进口或出口，虚拟水流量或虚拟水贸易。

农产品水足迹一般用 m^3/t 或 L/kg 表示。当农产品可计数时，它的水足迹可

^① 研究者已经发现产品的用水不仅限于生产阶段。许多产品(如洗衣机)在使用阶段也会用水。然而这部分用水并不属于产品水足迹。产品使用阶段的用水属于该产品消费者的水足迹。产品再利用、回收或处理阶段的用水，属于提供此项服务的企业或组织的水足迹以及因此受益的消费者的水足迹。

用 $\text{m}^3/\text{件}$ 表示。工业产品的水足迹以 $\text{m}^3/\text{美元}$ 或 $\text{m}^3/\text{件}$ 为计量标准。一些产品的水足迹也可用水量/ kcal (用于食物产品)或是水量/ J (用于电力或燃料)等表示。

3.4.2 生产系统的工艺步骤分解图解

研究产品水足迹必须先了解其生产过程,即确认产品的“生产系统”。一个生产系统由许多连续的过程组成。例如,棉衬衣的生产系统为:棉花生长、收获、脱籽、梳棉、纺织、漂白、染色、印刷、修整。很多产品生产时需要多种原材料,因此一个过程往往由多个子过程构成。在这种情况下,生产过程不为线性关系,而是树形结构,称为产品树。我们举一个简单的生产树案例:集约化饲养牲畜所需的多种饲料及相关原料的生产、牲畜喂养和屠宰等。由于一个产品树往往能生产多种输出产品(如奶牛既产奶又提供肉类和皮革),因此生产系统可能包括多个产品树。实际上生产系统是由相关加工过程构成的一个复杂网络,某些情况下甚至呈现环状。

计算产品水足迹需将生产系统图示为有限的几个过程中。如果不希望根据全球平均数据得到一个粗略结果,研究者需要因时因地地分析各个过程,即从产品的生产源头开始追踪整个生产过程。在上文棉衬衫的例子中,棉花种植地可能在一个地方(如中国),工厂可能在另一个地方(如马来西亚),消费却可能在第三个地方(如德国)。由于不同地区的生产条件和过程特点不同,因此生产地点也会影响水足迹的大小和特点。关注生产地点的另一个原因是可能需要对输出产品水足迹进行地理定位。

将生产系统的工艺步骤分解,需要进行假设和简化处理,相关问题在第2章中已进行过讨论。理论上,由于很多生产系统为环状,追踪产品原料的投入就成为一个无穷尽的循环过程,基本无法实现。因此在实际操作中,往往会忽略与研究目的关系不大的节点。

在FAO(2003)以及Chapagain和Hoekstra(2004)的研究中能够找到农产品的生产系统图解数据。通过公开的数据源,可较容易地建立工业产品的大致生产系统表。当然最好能够找到产品实际供应链中各流程的相关信息,但这需要对产品生产过程中的所有产品投入进行追踪。

3.4.3 产品水足迹核算

产品水足迹的计算方法有两种:链式求和法和阶段累积法。前者只适合一些特定案例研究,后者是一种普遍适用的方法。

1. 链式求和法

该法较阶段累积法简单,但仅适用于只有一种输出产品的生产系统(图3.7)。这种情况下,生产系统中各流程的水足迹的总和就是输出产品的水足迹。

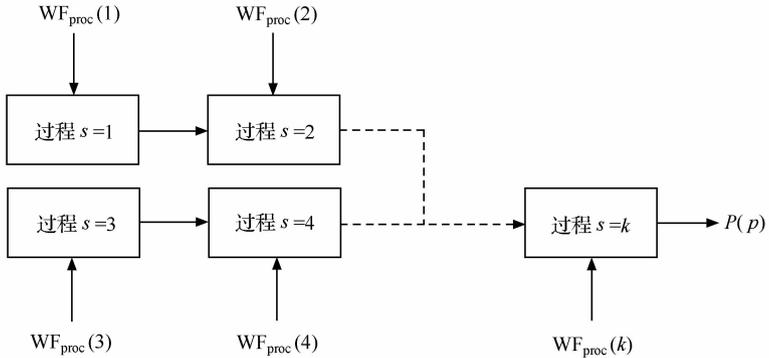


图 3.7 生产产品 p 的生产系统 k 步流程图示
 生产流程中的一些步骤是连续的,其他的是平行的。输出产品 p 的水足迹通过该生产系统的各个流程的水足迹的总和得到
 这个简单的计算方案的前提是 p 为该生产系统唯一的输出产品

在这个简单的生产系统中,产品 p 的水足迹(体积/质量)等于相关过程水足迹之和除以产品 p 的生产量

$$WF_{\text{prod}}(p) = \frac{\sum_{s=1}^k WF_{\text{proc}}(s)}{P(p)} \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (14)$$

其中, $WF_{\text{proc}}(s)$ 为生产流程 s 的过程水足迹(体积/时间); $P(p)$ 为产品 p 的生产量(质量/时间)。

现实中,很少出现只有一个输出产品的简单生产系统,因此需要一个普遍适用的计算方法,在避免重复计算的前提下,计算有多种输出产品的生产系统中某一产品的水足迹。

2. 阶段累积法

阶段累积法是计算产品水足迹的一种通用方法,通过考虑生产某产品直到最后一个流程必需的投入产品的水足迹及每个流程的过程水足迹核算得到。假设生产某产品需要多种投入产品,通过将这些原材料的水足迹及过程水足迹相加就可以得到最终产品的水足迹。如果一种投入产品可以同时生产多种输出产品,就需要将原投入产品的水足迹分配到各输出产品中。通常按照各输出产品的经济价值分配,而不是根据各输出产品的质量进行分配。实际上,更常见的是多种投入产品生产多种输出产品(图 3.8)。我们希望计算产品 p 的水足迹,而生产产品 p 需要 y 种投入产品。产品投入的数量 i 为 1 到 y ,假设这 y 种产品投入生产了 z 种输出产品,输出产品 p 为从 1 到 z 。

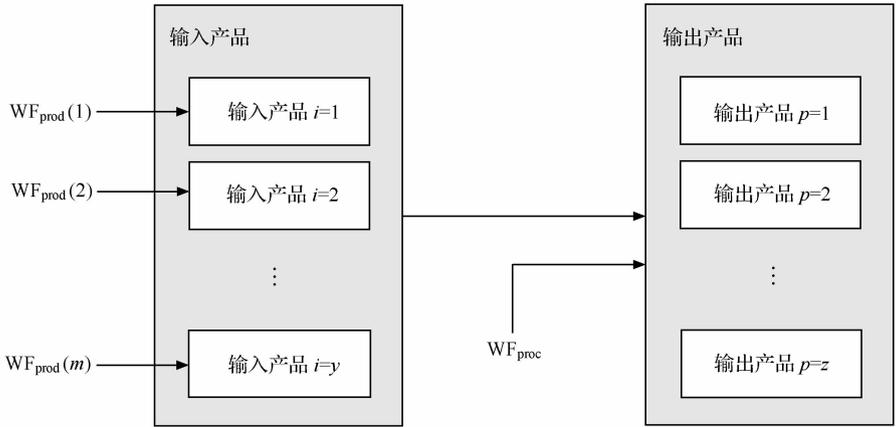


图 3.8 生产产品 p 的生产系统流程的图示化

输出产品 p 的水足迹由投入产品的水足迹和生产过程中的流程水足迹组成

如果生产过程的某一步用到了水，在计算所有最后产品的水足迹总量之前需将这部分水足迹加到投入产品的水足迹中。从而得到产品 p 的水足迹核算公式

$$WF_{\text{prod}}(p) = \left(WF_{\text{proc}}(p) + \sum_{i=1}^y \frac{WF_{\text{prod}}(i)}{f_p(p, i)} \right) \times f_v(p) \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (15)$$

其中， $WF_{\text{prod}}(p)$ 为最终产品 p 的水足迹(体积/质量)； $WF_{\text{prod}}(i)$ 为投入产品 i 的水足迹； $WF_{\text{proc}}(p)$ 为从投入产品 y 到输出产品 z 的过程水足迹，即生产每单位产品 p 所需的水量(体积/质量)； $f_p(p, i)$ 为产品比率； $f_v(p)$ 为价值比率，二者含义见下文分析。需要注意的是，等式中的过程水足迹以每单位过程产品的用水量表示；当指定的是每单位特定投入产品的过程水足迹时，则需要用水量体积除以产品比率。

从投入产品 i 生产最终产品 p 的产品比率 $[f_p(p, i), \text{质量/质量}]$ 定义为每单位质量的投入产品 $[w(p), \text{质量}]$ 可获得的输出产品 $[w(i), \text{质量}]$ 的量，即

$$f_p(p, i) = \frac{w(p)}{w(i)} \quad (\text{无量纲}) \quad (16)$$

输出产品 p 的价值比率 $[f_v(p), \text{单位价值/单位价值}]$ 定义为该输出产品 p 的市场价值与其投入产品所生产的所有输出产品 ($p=1$ 到 z) 的市场总价值的比值，即

$$f_v(p) = \frac{\text{price}(p) \times w(p)}{\sum_{p=1}^z (\text{price}(p) \times w(p))} \quad (\text{无量纲}) \quad (17)$$

其中， $\text{price}(p)$ 为产品 p 的价格(单位价值/质量)。

公式的分母 $\sum_{p=1}^z (\text{price}(p) \times w(p))$ 是从投入产品获得的 z 种输出产品 ($p=1$

到 z) 的价值总和。需要注意,这里采用的“价格”仅是产品经济价值的一个指标,但并非适用于所有情况,如当某地没有某种产品的市场或市场遭到破坏时,最好是能得到产品的真实经济价值。

在简单情况下,即一种投入产品对应一种输出产品的情况下,计算输出产品水足迹的公式就简化为

$$WF_{\text{prod}}(p) = WF_{\text{proc}}(p) + \frac{WF_{\text{prod}}(i)}{f_p(p, i)} \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (18)$$

计算生产系统最终产品的水足迹最好从最初始资源的水足迹(供应链的开始处)算起,然后一步步地计算中间产品的水足迹,直到算出最终产品的水足迹。第一步是通过计算先得到投入产品的水足迹和输出产品生产过程的用水量。然后按照产品比率和价值比率,将这些部分的总和分配给各个输出产品。

附件Ⅲ给出了作物产品水足迹核算的实例。

特定生产过程的产品比率可从相关文献中获得。虽然产品比率通常变化幅度很小,但有时每单位投入产品获得的输出产品的量取决于采用的流程方式。因此有时我们需要了解生产过程中到底采用了何种流程。作物和牲畜产品的产品比率可在 FAO (2003) 以及 Chapagain 和 Hoekstra (2004) 的研究中获得。价值比率与每年的市场价格波动有关。为避免在水足迹核算中因价格波动而产生大的偏差,我们建议采用至少最近 5 年的平均价格来计算价值比率。Chapagain 和 Hoekstra (2004) 的研究中也有很多作物以及牲畜产品的价值比率。然而,我们建议在采取文献中的默认值时,首先应查看所研究的实际案例的数据。某一具体过程的过程水足迹可能取决于所采用方法的类型(如湿洗或干洗,湿法研磨或干法研磨,封闭冷却系统或开放冷却系统的蒸发)。对于大多数过程,从文献中能找到一些估算的取水数据,但找不到耗水方面的信息,单位过程的水污染数据也很缺乏。另外,地区与地区之间的变化很大,所以一般的估算结果都比较粗略。计算时应当从源头搜集数据,即生产者和工厂。

3.5 消费者或消费群体的水足迹

3.5.1 定义

消费者水足迹指生产消费者消费的所有产品和服务所需的淡水消耗量和污染量。消费者群体的水足迹指该群体所有个体的消费者水足迹的总和。

3.5.2 计算

消费者水足迹(WF_{cons})等于该消费者直接水足迹和间接水足迹之和,即

$$WF_{\text{cons}} = WF_{\text{cons,dir}} + WF_{\text{cons,indir}} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (19)$$

直接水足迹指在家或是在花园中的淡水消耗量和污染量;间接水足迹指与消费者消费的商品和服务相关的淡水消耗量和污染量,也就是在生产如食物、衣服、纸张、能源和工业产品等消费产品中使用的水。间接用水等于消费所有产品的量乘以各自的过程水足迹,即

$$WF_{\text{cons,indir}} = \sum_p (C(p) \times WF_{\text{prod}}^*(p)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (20)$$

其中, $C(p)$ 为产品 p 的消费量(单位产品/时间); $WF_{\text{prod}}^*(p)$ 为该产品的的水足迹(水量/单位产品)。研究的产品系列应涉及最终消费商品和服务的全部范围。产品水足迹的定义和计算在之前的小节中已给出。

消费的 p 的总量一般来源于 x 个不同的地区。产品 p 的平均水足迹核算如下:

$$WF_{\text{prod}}^*(p) = \frac{\sum_x (C(x,p) \times WF_{\text{prod}}(x,p))}{\sum_x C(x,p)} \quad (\text{体积} / \text{单位产品}) \quad (21)$$

其中, $C(x,p)$ 为来自产地 x 的产品 p 消费量(单位产品/时间); $WF_{\text{prod}}(x,p)$ 为来自产地 x 的产品 p 的水足迹(水量/单位产品)。可根据研究的详细程度选择消费品产地追踪的精细程度。如果不能或是不想追踪消费品的产地,就只能使用全球或国家水平的消费品平均水足迹。然而,如果选择追踪消费品的原产地,就可以得到空间分布精度很高的产品水足迹(见第2章水足迹核算的时空尺度选择)。消费者最好了解自己所消费的来自不同产地的产品量。如果不了解,则可假定原产地差异性等于这种产品在国内市场所表现的差异性。3.7.3节介绍了 $WF_{\text{prod}}^*(p)$ 的计算方法。

最终私有商品和服务的水足迹将全部分配给相应的消费者。公共和公用的商品和服务的水足迹则应按照消费个体所占的份额进行分配。

3.6 地理区域内的水足迹

3.6.1 定义

地理区域内的水足迹是指该地区界线内的总淡水消耗量和污染量。关键是要明确研究区域的边界。该区域可以是流域、省、州、国家或任何其他水文或行政空间单元。

3.6.2 计算

地理区域内的水足迹(WF_{area})等于该地区所有用水过程的水足迹总和,即

$$WF_{area} = \sum_q WF_{proc}(q) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (22)$$

其中, $WF_{proc}(q)$ 为地理区域内过程 q 的水足迹。方程计算了该区域发生的所有水的消耗和污染过程的总和。

一个地区的实体水出口(如跨流域调水)产生的水足迹归于水出口地区,而不是水进口地区。

从地区水资源保护的观点来看,尤其是缺水地区,需要重点关注一个地区产品出口包含了多少虚拟水,以及(以高耗水产品的形式)进口了多少虚拟水。换句话说,就是需要了解一个地区的“虚拟水平衡”。一段时间内某地理区域的虚拟水平衡指该时间段内的净虚拟水进口($V_{i,net}$),等于虚拟水进口总量(V_i)减去虚拟水出口总量(V_e),即

$$V_{i,net} = V_i - V_e \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (23)$$

正虚拟水平衡说明净虚拟水从其他地区流入。负虚拟水平衡说明净虚拟水流出。虚拟水进口总量指该地区进口的虚拟水总量,进口虚拟水有利于节约本地区的水资源。虚拟水出口总量指该地区外的居民所消费的该地区的水足迹。虚拟水进口和出口的计算方法相同,可以按照3.7.3节中讨论的国家水足迹的计算方法进行计算。

3.7 国家水足迹核算

3.7.1 国家水足迹核算方法

国家水足迹核算包括“国家消费水足迹”(3.5节介绍的消费者水足迹核算方法)和“国家内水足迹”(3.6节介绍的地区水足迹核算)。图3.9为Hoekstra和Chapagain(2008)提出的国家水足迹核算方法。

传统的国家用水核算仅涉及此国家的取水情况,并未区分生产国内消费品的用水和出口产品的用水,也未包含支撑国内消费的国外用水。此外,核算往往仅考虑了蓝水,未考虑绿水和灰水。为了更广泛地分析并更好地为决策提供支持,需扩大国家水足迹核算范围。

一个国家消费者的水足迹($WF_{cons,nat}$)包括两部分:内部水足迹和外部水足迹,即

$$WF_{cons,nat} = WF_{cons,nat,int} + WF_{cons,nat,ext} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (24)$$

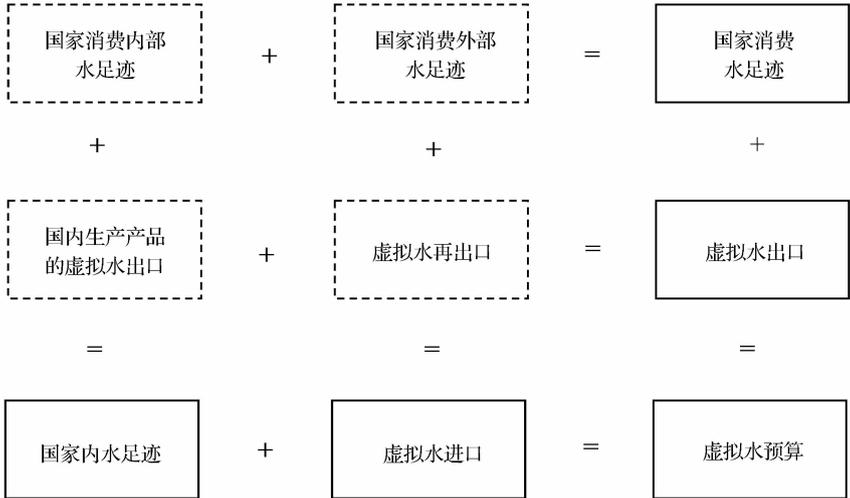


图 3.9 国家水足迹核算方法

国家水足迹包括国家消费水足迹($WF_{\text{con, nat}}$)、国家内水足迹($WF_{\text{area, nat}}$)、虚拟水出口总量(V_e)以及虚拟水进口总量(V_i)有关的多个等式

国家消费的内部水足迹($WF_{\text{con, nat, int}}$)指生产于国内且用于本国消费的商品和服务的水足迹,等于国家内水足迹($WF_{\text{area, nat}}$)减去本国生产但出口至他国的产品中含有的虚拟水($V_{e, d}$):

$$WF_{\text{cons, nat, int}} = WF_{\text{area, nat}} - V_{e, d} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (25)$$

国家消费外部水足迹($WF_{\text{cons, nat, ext}}$)指采用他国水资源生产但用于本国人民消费的产品和服务的水足迹,等于国内进口虚拟水量(V_i)减去将进口产品的再出口的虚拟水量($V_{e, r}$):

$$WF_{\text{cons, nat, ext}} = V_i - V_{e, r} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (26)$$

一个国家的虚拟水出口(V_e)包括本国虚拟水($V_{e, d}$)的出口和进口虚拟水的再出口($V_{e, r}$):

$$V_e = V_{e, d} + V_{e, r} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (27)$$

一个国家进口的虚拟水一部分用于本国消费,于是产生了国家消费的外部水足迹($WF_{\text{cons, nat, ext}}$),另一部分用于再出口($V_{e, r}$):

$$V_i = WF_{\text{cons, nat, ext}} + V_{e, r} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (28)$$

V_i 与 $WF_{\text{area, nat}}$ 的和等于 V_e 与 $WF_{\text{area, nat}}$ 的和,称为一个国家的虚拟水预算(V_b)。

$$V_b = V_i + WF_{\text{area, nat}} = V_e + WF_{\text{cons, nat}} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (29)$$

3.7.2 国家内水足迹的核算

国家内水足迹($WF_{\text{area, nat}}$, 体积/时间)指一个国家领土范围内消耗和污染的淡水总量。可根据 3.6 节中提到的方法进行计算, 即

$$WF_{\text{area, nat}} = \sum_q WF_{\text{proc}}(q) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (30)$$

其中, $WF_{\text{proc}}(q)$ 为国家境内耗水和污染过程 q 的水足迹。此方程包含了在本国发生的所有消耗和污染过程。过程水足迹在这里以体积/时间来表达。

3.7.3 国家消费水足迹的核算

国家消费水足迹($WF_{\text{cons, nat}}$)可以通过两种方法核算: 自上而下法和自下而上法。

1. 自上而下法

在自上而下法中, 国家消费水足迹($WF_{\text{cons, nat}}$, 体积/时间)等于国家内水足迹($WF_{\text{area, nat}}$)加上虚拟水进口量(V_i), 再减去虚拟水出口量(V_e):

$$WF_{\text{cons, nat}} = WF_{\text{area, nat}} + V_i - V_e \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (31)$$

虚拟水进口总量的计算公式为

$$V_i = \sum_{n_e} \sum_p (T_i(n_e, p) \times WF_{\text{prod}}(n_e, p)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (32)$$

其中, $T_i(n_e, p)$ 为从国家 n_e 进口的产品 p 的量(单位产品/时间); $WF_{\text{prod}}(n_e, p)$ 为出口国 n_e 生产产品 p 的产品水足迹(体积/单位产品)。如果没有特别详尽的信息, 可以假定产品就是在出口国生产的, 可以根据出口国平均的产品水足迹进行计算。如果知道产品在出口国的具体产地, 就必须采用该具体地区的产品水足迹进行计算。如果某产品出口国本身并不生产该产品, 且缺乏该产品的原产地的确切信息, 可按照该产品的全球平均水足迹进行计算。理想情况是对于每一种进口商品, 都可以根据它的供应链逐步分析, 从而得到其产品水足迹。实际上, 逐步分析法是可行的(如 Chapagain 和 Orr 在 2008 年对英国水足迹的研究), 但并不适用于所有进口产品。

虚拟水出口总量的计算公式为

$$V_e = \sum_p T_e(p) \times WF_{\text{prod}}^*(p) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (33)$$

其中, $T_e(p)$ 为国家出口的产品 p 的量(单位产品/时间); $WF_{\text{prod}}^*(p)$ 为出口产品 p

的平均产品水足迹(体积/单位产品),其计算公式为

$$\text{WF}_{\text{prod}}^*(p) = \frac{P(p) \times \text{WF}_{\text{prod}}(p) + \sum_{n_e} (T_i(n_e, p) \times \text{WF}_{\text{prod}}(n_e, p))}{P(p) + \sum_{n_e} T_i(n_e, p)} \quad (\text{体积} / \text{单位产品}) \quad (34)$$

其中, $P(p)$ 为本国产品 p 的产量; $T_i(n_e, p)$ 为从出口国 n_e 进口的产品 p 的量; $\text{WF}_{\text{prod}}(p)$ 为本国生产产品 p 的产品水足迹; $\text{WF}_{\text{prod}}(n_e, p)$ 为出口国 n_e 产品 p 的产品水足迹。该公式的成立需要一个假设前提: 出口产品由国内生产, 进口产品由出口国生产。

2. 自下而上法

该方法是基于消费者群体水足迹的计算方法(见 3.5 节)。对于国家消费水足迹, 消费者群体即国家的全体居民。国家消费水足迹的计算就是将国家所有消费者的直接和间接水足迹相加, 即

$$\text{WF}_{\text{cons, nat}} = \text{WF}_{\text{cons, nat, dir}} + \text{WF}_{\text{cons, nat, indir}} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (35)$$

直接水足迹指消费者在家或在花园中消耗和污染的水量。间接水足迹指与消费者消费的商品和服务相关的淡水消耗量和污染量, 也就是在生产如食物、衣服、纸张、能源和工业产品等消费产品中使用的水。间接用水等于本国居民消费的所有产品的量乘以各自的水足迹, 即

$$\text{WF}_{\text{cons, nat, indir}} = \sum_p (C(p) \times \text{WF}_{\text{prod}}^*(p)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (36)$$

其中, $C(p)$ 为本国消费者消费的产品 p 的量(单位产品/时间); $\text{WF}_{\text{prod}}^*(p)$ 为产品 p 的水足迹(水量/单位产品)。公式涉及的产品为所有最终消费的商品和服务。一般来说一个国家消费的产品 p , 一部分来自本国, 一部分为进口。需要进行假设来计算国家内消费的产品 p 的平均水足迹, 其假设与自上而下法中的假设一样, 其计算公式为

$$\text{WF}_{\text{prod}}^*(p) = \frac{P(p) \times \text{WF}_{\text{prod}}(p) + \sum_{n_e} (T_i(n_e, p) \times \text{WF}_{\text{prod}}(n_e, p))}{P(p) + \sum_{n_e} T_i(n_e, p)} \quad (\text{体积} / \text{单位产品}) \quad (37)$$

即假设出口产品由国内生产, 进口产品由出口国生产。

3. 自上而下法与自下而上法的比较

如果每年产品积存量不发生变化,那么这两种方法计算的结果是相同的。理论上说,随着高耗水产品的积存增加或减少,自上而下法将会得出一个偏高或偏低的结果,因为该法计算时假定了一个前提: $WF_{\text{area, nat}}$ 加上 V_i 成为 $WF_{\text{cons, nat}}$ 加上 V_e 。但是这个方程仅仅是一个近似等式,因为确切来说应该是: $WF_{\text{area, nat}}$ 加上 V_i 成为 $WF_{\text{cons, nat}}$ 加上 V_e 再加上虚拟水储备增加量。自上而下法的另一个不足之处就是用水和水贸易之间存在一个延迟期。例如,在某年的牲畜产品的交易当中,牛肉或皮革产品交易开始于饲养牲畜的农场,但饲养已经是一年前发生的事了,而且牛肉或皮革中的水一部分来自于更前一年种植的粮食。因此,自上而下法中假定的等式可能延续几年,而不一定只是当年。

理论上,计算过程中输入的数据类型不同,两种方法得到的结果也可能不同。自下而上法采用消费量数据,而自上而下法采用贸易量数据。不同的数据库包含的内容不统一,导致两种方法的结果不同。特殊情况下,一个相对很小的输入数据错误,会导致自上而下法产生的结果偏差很大。当一个国家的进出口远比国内生产大的时候,上述情况就会发生。典型案例就是一些依赖贸易的小国。荷兰的一个研究案例(Van Oel et al., 2009)就验证了这一点。在这个案例中,采用自上而下的方法计算国家消费水足迹,该方法对使用的进出口数据比较敏感。虚拟水进出口数据中一个相对较小的错误会导致水足迹核算产生很大的错误。此时,通过自下而上法则可以得到一个可靠的结果。在贸易量相对小于国内生产的国家,两种方法得到结果的准确性取决于每种方法使用数据的准确性。

4. 国家消费外部水足迹

通过上述两种方法的任意一种,都可计算一个国家的消费水足迹($WF_{\text{cons, nat}}$)。通过自上而下的方法还可计算出一个国家的虚拟水进口量(V_i)。3.7.2节介绍了如何计算一个国家内的水足迹($WF_{\text{area, nat}}$)。通过这些数据,国家消费外部水足迹($WF_{\text{cons, nat, ext}}$)可通过下列公式得到

$$WF_{\text{cons, nat, ext}} = \frac{WF_{\text{cons, nat}}}{WF_{\text{area, nat}} + V_i} \times V_i \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (38)$$

此方程式可单独应用于农产品(作物和牲畜产品)或工业产品的计算。从公式中可以看出,虚拟水进口总量的一部分是国家消费外部水足迹,等于虚拟水预算(国家内水足迹与虚拟水进口之和)中分配给国家消费的那一部分^①。虚拟水预算

① 该假设指: $\frac{WF_{\text{cons, nat, ext}}}{V_{e, r}} = \frac{WF_{\text{cons, nat, int}}}{V_{e, d}} = \frac{WF_{\text{cons, nat}}}{V_e}, \frac{WF_{\text{cons, nat, ext}}}{WF_{\text{cons, nat, int}}} = \frac{V_{e, r}}{V_{e, d}} = \frac{V_i}{WF_{\text{area, nat}}}$ 。

的其他部分为出口部分,不属于国家消费水足迹。

假设一个国家外部水足迹与虚拟水进口总量的比值适用于所有的合作国和进口产品,那么国家消费外部水足迹可以通过进口国 n_c 和产品 p 的相关计算得出^①,公式为

$$WF_{\text{cons, nat, ext}}(n_c, p) = \frac{WF_{\text{cons, nat, ext}}}{V_i} \times V_i(n_c, p) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (39)$$

有时进口的产品并不一定产自出口国,也就是说出口国将进口的产品重新出口到其他国家。这时候就要追溯产品的原产地。对于一些类型的产品,其产地主要集中在世界的一些特定地区。此类产品可以通过世界生产数据对原产地的情况进行粗略的估计。也就是根据世界生产的分布情况,将水足迹通过生产国家分配到非生产国家中。

3.7.4 贸易节水

通过产品 p 的贸易,一个国家的节水量 S_n (体积/时间)的计算公式为

$$S_n(p) = (T_i(p) - T_e(p)) \times WF_{\text{prod}}(p) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (40)$$

其中, $WF_{\text{prod}}(p)$ 为某国产品 p 的水足迹(体积/单位产品); $T_i(p)$ 为产品 p 的进口量(单位产品/时间); $T_e(p)$ 为产品 p 的出口量(单位产品/时间)。显然当 S_n 为负时为国家净失水;当 S_n 为正时为国家净节水。

通过出口国 n_c 与进口国 n_i 间产品 p 的贸易,产生的全球节水量 S_g (体积/时间)的计算公式为

$$S_g(n_c, n_i, p) = T_i(n_c, n_i, p) \times (WF_{\text{prod}}(n_i, p) - WF_{\text{prod}}(n_c, p)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (41)$$

其中, T 为两国之间产品 p (单位产品/时间)的贸易量。全球节水量实际上是因贸易伙伴之间的用水效率差异而产生的节水。少数情况下,当进口国不能生产某类产品时,我们建议按照该产品的全球平均水足迹和出口国的产品水足迹进行比较。

全球节水量等于所有国家贸易节水量的和,因此全球节水量可以通过将所有国际贸易流产生的节水量相加得到。

3.7.5 国家水依赖与水自给

国家虚拟水进口依赖率(WD, %)等于国家外部水足迹与国家消费水足迹的

^① 也有特殊情况,即当进口中很大一部分为再出口时。此时不宜假设国家 $WF_{\text{cons, nat, ext}}$ 和 V_i 之间的比例。相反,可以根据产品的种类有效地选用 $WF_{\text{cons, nat, ext}}$ 到 V_i 间的具体比例。

比值,即

$$WD = \frac{WF_{\text{cons, nat, ext}}}{WF_{\text{cons, nat}}} \times 100 \quad (\%) \quad (42)$$

国家水自给率(WSS,%)等于国家内部水足迹与国家消费水足迹的比值,即

$$WSS = \frac{WF_{\text{cons, nat, int}}}{WF_{\text{cons, nat}}} \times 100 \quad (\%) \quad (43)$$

水依赖率和水自给率最好能根据同一基础年份或多年平均数据进行计算。

一个国家水资源充足,且所有用水都取自国土范围内,那么本国的水自给率就达到100%。当一个国家需求的商品和服务绝大部分依赖于虚拟水进口时,其水自给率就接近于0,也就是说同其内部水足迹相比,该国具有非常大的外部水足迹。

3.8 流域水足迹核算

一个完整流域的水足迹核算类似于前一节中讨论的国家水足迹核算。唯一的区别是地区界线的不同。国家水足迹核算包括国家内水足迹和国家消费者的水足迹。流域水足迹核算同样需要核算“流域消费者水足迹”(3.5节中的消费者核算)和“流域内水足迹”(3.6节中的地区计算)。图3.10为流域水足迹核算方案,类似于国家水足迹核算方案。

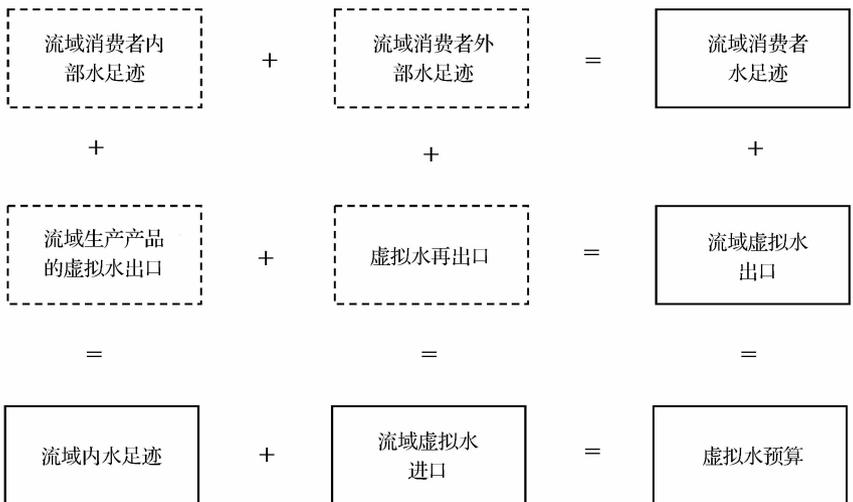


图 3.10 流域水足迹核算方案

该方案表明了流域内消费者水足迹、流域内的水足迹、流域的总虚拟水出口和进口相关的多个等式

根据指南,可将国家水足迹核算方法(3.7节)作为流域水足迹核算方法。仅将“国家”更换为“流域”。两者唯一(实际)的不同是,流域贸易数据比各国贸易数据获取难度大。因此可以选择不用贸易统计的数据。如果需要使用流域贸易数据,可以根据流域内生产和消费进行计算或根据已有的可用数据进行推断。我们可以假设流域生产过剩的产品(当流域的生产 $>$ 流域消费时)全部出口(假设流域没有为下一年蓄积);同样,也可假设生产不足的缺口(生产 $<$ 消费时)全部来自进口。

通常情况下,不需要计算图 3.10 中所有的水足迹,具体计算哪几部分取决于研究的目的。尤其是流域管理人员更关心流域内的水足迹,而不关注流域内居民的外部水足迹是多少。他们也很少关注流域水足迹是为了流域内居民消费还是用于出口。3.6节有关地区内水足迹核算就足够了。然而,为更广泛地理解流域的水消耗和自给性的关系,需要进行详细的流域水足迹核算。

3.9 市、省或其他行政单元的水足迹核算

市、省或其他行政单元的水足迹核算类似于国家(3.7节)或流域(3.8节)的水足迹核算。使用的是同样的水足迹核算方法(图 3.9,图 3.10)。目前关于州/省级程度的水足迹核算包括中国(Ma et al., 2006)、印度(Verma et al., 2009)、印度尼西亚(Bulsink et al., 2010)和西班牙(Garrido et al., 2010)。截至本书出版前,还未开展市级水足迹研究。可以预计,行政单元越小,其地区内消费者的外部水足迹将越大,尤其是城市地区。

3.10 企业水足迹

3.10.1 定义

支撑和运营一个企业直接或间接消耗或污染的淡水资源量称为企业水足迹。企业水足迹包括两部分:运营水足迹(直接水足迹)和供应链水足迹(间接水足迹)。运营水足迹指企业经营时消耗和污染的淡水量。供应链水足迹指该企业需要的投入产品所消耗和污染的淡水量。企业水足迹又可称为“组织水足迹”、“公司水足迹”。

图 3.11 展示了企业水足迹的组成。企业水足迹在可分为运营水足迹和供应链水足迹之后,这二者都还可分别进一步分为与产品生产有直接关系的水足迹和日常开支部分的水足迹。日常开支部分的水足迹指企业日常经营活动和日常消费的服务和商品的水足迹,与企业生产特定产品没有直接联系。所有的水足迹都可以分为蓝水、绿水和灰水三部分。表 3.1 为企业水足迹的各个组成部分。

企业水足迹

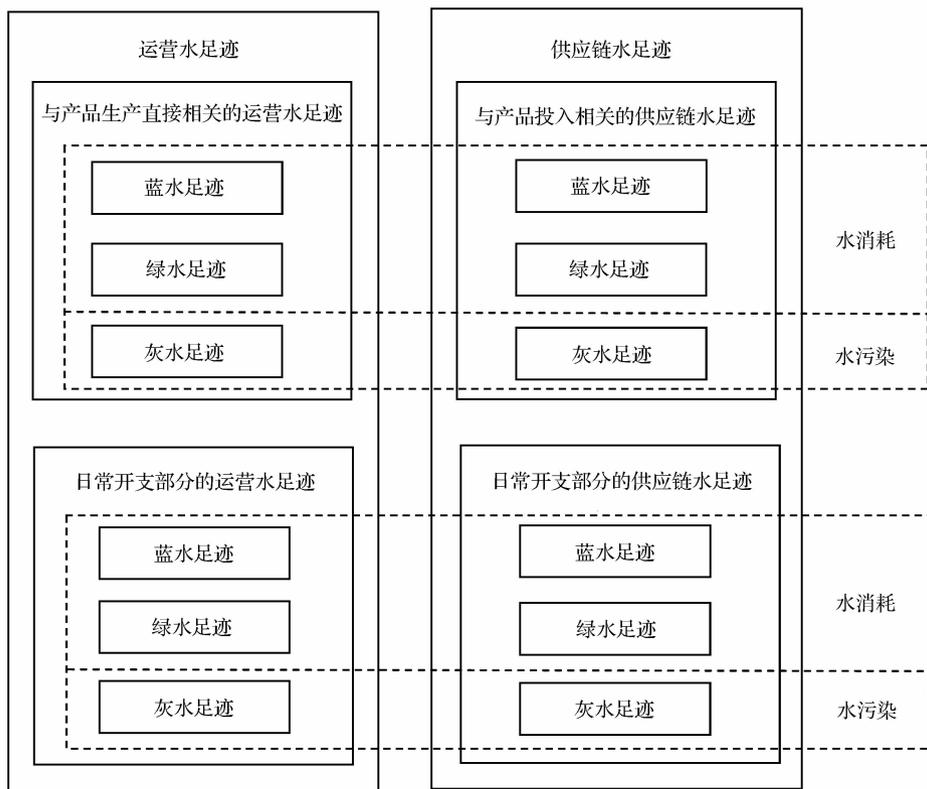


图 3.11 企业水足迹的组成

表 3.1 企业水足迹的组成

运营水足迹		供应链水足迹	
与企业产品生产直接有关的水足迹	企业日常开支部分的水足迹	与企业产品生产直接有关的水足迹	企业日常开支部分的水足迹
<ul style="list-style-type: none"> • 产品内的水 • 清洗等过程消耗和污染的水 • 冷却过程造成的水热污染 	<ul style="list-style-type: none"> • 厨房、厕所、保洁、园艺、工作服清洗等消耗的水 	<ul style="list-style-type: none"> • 企业购买的原材料的水足迹 • 与企业购买的原材料的生产相关的其他形式的水足迹 	<ul style="list-style-type: none"> • 基础设施(如建筑材料等)的水足迹 • 企业日常消耗的材料和能源的水足迹(如办公材料、电力、差旅等)

除了运营水足迹和供应链水足迹,企业水足迹还可以包括其产品的“最终使用水足迹”,即指消费者在使用该企业的产品时消耗和污染的水量,如家庭中使用肥皂产生的水足迹。产品的最终使用水足迹严格来说并不属于企业水足迹的一部

分,而是属于消费水足迹。由于不同消费者使用产品的方式不同,产品最终使用水足迹的计算比较困难,因此一般采用平均值。

根据定义,企业水足迹等于该企业输出产品的水足迹之和;企业供应链水足迹等于投入产品的水足迹之和。计算企业的水足迹和计算企业主要产品的水足迹大致相同,但侧重点不同。计算企业水足迹侧重于划分运营水足迹和供应链水足迹。这主要是从政策角度出发,因为企业可以直接控制自身的运营水足迹,但对于供应链水足迹,只能间接控制。计算一种产品的水足迹时,研究者通常只考虑生产系统相关过程的水足迹,不会区分直接和间接水足迹,也不考虑生产系统由哪家企业控制或经营。通过计算特定产品水足迹,可以将产品水足迹和企业水足迹核算联系到一起。例如,仅研究企业多种产品中的一种,但是明确区分该产品水足迹中的企业运营水足迹部分和供应链水足迹。

企业水足迹的计算为企业制定灵活的水资源发展战略提供了新的视角,这是因为水足迹是一种新的不同于取水量的用水指标,而企业原来一般采用自身的取水量作为水资源利用指标。专栏 3.10 讨论了企业开始接受水足迹后可能带来的改变。

专栏 3.10 企业关注自身水足迹之后能获得哪些新改变?

- 一直以来企业都在关注它们自己运营过程中的水资源使用,忽略了供应链中水的利用情况,而水足迹可将二者更好地联系起来。大多数公司都会发现它们供应链的水足迹远大于它们的运营水足迹。因此公司可将用于降低自身运营水足迹的投资投入到降低供应链水足迹和相关风险中,可以获得更大效益。
- 以前,企业往往都更关注取水量的降低。水足迹使用耗水而不是取水来作为水资源利用的指标。回流是可以重新利用的,所以关注耗水更合理。
- 企业希望确保自己拥有水资源使用权或许可。仅仅这样,公司无法很好地规避自己的用水风险。公司用水的时空分布可以作为企业详细的水足迹可持续评价的依据,这有助于识别环境、社会和经济影响,同时可以找出相关的企业风险。
- 企业一直关注自身能否达到排放标准。灰水足迹给出了根据环境水质标准确定的稀释污水需要的水量。满足排放标准是一方面,关注污水排放如何降低自然水体同化吸收能力及其相关风险也很重要。在排放之前向污水中添加足够的清洁水,通过稀释可以使污水轻易达标。稀释污水虽然有助于达标,但无法降低企业的灰水足迹,因为灰水足迹表示的是污水中污染物的总量(而非浓度)对环境的影响(附录 IV 中第一个案例对此情况进行了详细的阐述)。

3.10.2 企业组织边界的选择

企业是一个假想出来的为消费者或其他企业提供商品和服务的统一的整体,可以是私人公司,也可是政府或非政府组织。企业可具有多个层次,可以是企业的一个单元或部门,也可以是整个企业甚至整个行业部门。对于公共部门来说,企业可以指市辖的或者国家下属的单位。企业这个词也可以指提供某种商品或服务的联营或合资的公司或组织。实际上,企业甚至可以是一项工程(如一项工程设施的建设)或一个活动(如一次运动会)。因此,企业的定义非常广泛,可以代表所有的公司、组织、工程和活动。从专业角度看,这里的企业可理解为利用某种投入产品生产一种或多种输出产品的连贯实体或活动。

计算一个企业的水足迹,首先必须对企业进行全面描述,明确企业的范围。通过将企业图示化为一个系统,可以清楚地将企业与环境分开,明确输入和输出产品。

无论企业的组织形式是什么,企业都包括多个单元。例如,一个企业可能在多个地方有运营机构(如工厂),或者在一个地方有多个部门。明确不同的企业单元有助于水足迹的计算。例如,某制造公司在不同地方拥有多家工厂,不同工厂的运营状况不同,原材料来源也不同,因此就需先按单元(如一个工厂)分别计算其水足迹,最后通过相加得到整个公司的水足迹。

对企业各个单元进行描述从而准确界定企业界限,同时每个单元都需区分和明确各自年产品输入量和输出量。最好每个企业单元都分别在不同地点,各自生产一种产品。当企业跨地区时,最好按照地区划分企业单元,一个地区对应一个企业单元。此外,只在一个地点的企业,最好按照一种产品对应一个企业单元进行划分。划分企业单元的最佳方法是按照企业生产的不同初级产品划分,也可采用将初级生产分为只提供产品或服务的划分方式。

例如,图 3.12 表示某企业生产 A、B、C 三种产品。该企业包括三个企业单元:单元 1 生产产品 A,产品 A 的一部分运到单元 2,但大部分卖出;单元 2 生产产品 B,产品 B 部分卖出,部分用于单元 3;单元 3 生产产品 C,产品 C 部分用于单元 2,部分卖出。每个单元都包括了一部分来自供应链所生产的投入产品,以及间接淡水输入和直接淡水输入。类似于图 3.12 的企业单元划分图是企业水足迹核算的基础,关于这部分知识将在下一节讲到。

当企业规模较大,且经营多样化时,可以将企业划分成主要的大单元,然后每个大单元再划分为小的单元,从而将企业划分成一个多层次的系统。然后从最低层次的单元开始计算水足迹,逐层累加,最终算出企业的总水足迹。

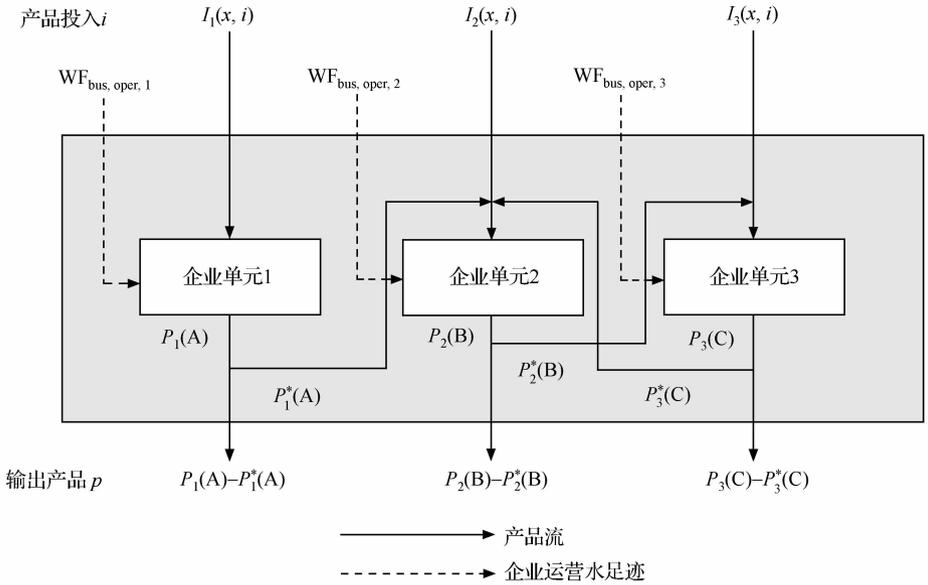


图 3.12 生产三种产品 A、B、C 的企业单元划分

产品流入 $I_u(x, i)$ 表示由生产源 x 投入到企业单元 u 的投入产品 i 的年输入量；产品输出流 $P_u(p)$ 表示从单元 u 输出的产品 p 的年输出量；产品流 $P_u^*(p)$ 表示企业内流动到其他单元的产品流

3.10.3 企业水足迹的核算

以下内容主要为“企业单元的水足迹”的核算。本章的最后，是关于多个企业单元所组成的企业水足迹核算。企业水足迹 (WF_{bus} , 体积/时间) 等于单元内的运营水足迹加上供应链水足迹, 即

$$WF_{bus} = WF_{bus, oper} + WF_{bus, sup} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (44)$$

式中后两个水足迹都可以由该企业生产产品所需的投入产品水足迹和运营水足迹直接得到, 其公式为

$$WF_{bus, oper} = WF_{bus, oper, inputs} + WF_{bus, oper, overhead} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (45)$$

$$WF_{bus, sup} = WF_{bus, sup, inputs} + WF_{bus, sup, overhead} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (46)$$

运营水足迹等于企业运营过程中消耗和污染的水量。根据 3.3 节, 可以简单地看一下运营中的蒸发量、进入到产品中的水量以及回流到其他流域的水量。此外, 研究者同样需要关注运营产生的污水量以及其中的化学物质的含量。运营水足迹中的日常开销水足迹, 也就是企业日常用水活动消耗和污染的水量, 可以按照运营水足迹中与产品生产直接相关的水足迹的鉴定和计算方法进行计算。运营水

足迹在企业单位水足迹中的重要性往往超过人们预计。例如,一个拥有两条生产线的工厂的运营水足迹会对两条生产线都产生影响。如果以每条生产线为一个企业单元,那么研究者需要计算运营水足迹对二者的贡献比例,从而将运营水足迹分配到两个企业单元中。通常情况下,可按两条生产线的产值比例分配运营水足迹。

一个企业单元(体积/时间)供应链水足迹可以通过投入产品的量(由企业自己提供数据)乘以它们各自的产品水足迹(由供货商提供数据)并进行求和的方法进行计算。如果不同的投入产品 i 来自于不同的供货商 x ,那么企业单元的供应链水足迹的计算公式为

$$WF_{\text{bus, sup}} = \sum_x \sum_i (WF_{\text{prod}}(x, i) \times I(x, i)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (47)$$

其中, $WF_{\text{bus, sup}}$ 为企业单元的供应链水足迹(体积/时间); $WF_{\text{prod}}(x, i)$ 为来源于供货商 x 的投入产品 i 的产品水足迹(体积/单位产品); $I(x, i)$ 为企业单元中来源于供货商 x 的投入产品 i 的量(单位产品/时间)。

产品水足迹取决于产品的产地。如果产品来自于企业内部另一个企业单元,则产品的水足迹就可以从企业自己的核算系统中得到(见本节末尾);如果产品由其他企业提供,则产品的水足迹就需要从供货商得到或通过供货商的生产参数数据计算得到。产品水足迹中的蓝水、绿水、灰水三部分需要分别计算,从而得到含有以上三部分水足迹的供应链数据。

企业单元的总水足迹除以输出产品量即可得到特定输出产品的水足迹。产品水足迹的分配有多种方式,可以按质量、能量或是经济价值等来分配。同生命周期评价研究类似,我们推荐按照经济价值来分配。企业单元输出产品 p 的水足迹 $[WF_{\text{prod}}(p), \text{体积} / \text{单位产品}]$ 的计算公式为

$$WF_{\text{prod}}(p) = \frac{E(p)}{\sum_p E(p)} \times \frac{WF_{\text{bus}}}{P(p)} \quad (\text{体积} / \text{单位产品}) \quad (48)$$

其中, $P(p)$ 为企业单元中输出产品 p 的量(单位产品/时间); $E(p)$ 为输出产品 p 的经济价值(单位价格/时间); $\sum E(p)$ 为所有输出产品的经济价值总量(单位价格/时间)。如果企业单元只有一种输出产品,公式就可简化为

$$WF_{\text{prod}}(p) = \frac{WF_{\text{bus}}}{P(p)} \quad (\text{体积} / \text{单位产品}) \quad (49)$$

以上所有的方程都是在企业单元的水平下使用的。假设一个企业已经被分成 u 个企业单元,那么全部水足迹($WF_{\text{bus, tot}}$)就等于所有企业单元水足迹的和。为避免重复计算,我们需要去除企业内部之间的虚拟水流量,即

$$\text{WF}_{\text{bus,tot}} = \sum_u \text{WF}_{\text{bus}}(u) - \sum_u \sum_p (\text{WF}_{\text{prod}}(u,p) \times P^*(u,p)) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (50)$$

其中, $P^*(u,p)$ 为每年企业单元 u 生产的分配到其他企业单元中的输出产品 p 的量(单位产品/时间)。

第 4 章 水足迹可持续评价

4.1 引 言

水足迹类比生态足迹概念发展而来。生态足迹是衡量生物生产的空间占用量(公顷)的指标,水足迹则是衡量淡水资源占用量的指标($\text{m}^3/\text{年}$)。在研究生态足迹时,研究者需要比较生态足迹与可利用的生物生产空间;同样为了理解水足迹大小的含义,研究者需要将水足迹与可利用淡水资源量进行比较(Hoekstra, 2009)。水足迹可持续评价就是以上二者之间的比较。深入研究发现,水足迹可持续评价涵盖了多方面的问题,涉及的问题中有许多比较复杂。水足迹的可持续评价有不同的维度(环境、社会和经济),造成了不同水平的影响(初级影响、次生影响),包含了不同的“色彩”(蓝水、绿水和灰水)。最近几年人们对该问题的关注和研究不断增加(专栏 4.1),本章介绍水足迹可持续评价的方法。

专栏 4.1 水足迹可持续评价

水足迹概念提出的最初几年(2002~2008年),水足迹的研究主要关注水足迹大小的计算。水足迹最初是作为衡量人类使用的淡水量的指标提出的。在水足迹提出之前,水资源使用情况的统计中并不包括供应链用水以及蓝水和绿水使用的数据。以前的统计主要侧重于取水量,没有认识到水资源消耗才是影响流域水资源系统的主要因素。最初水足迹核算仅包括淡水资源的占用量。区域蓝绿水足迹应与当地可利用蓝绿水资源量比较,灰水足迹应与流域水体纳污能力的比较,然而目前两者相关研究很少。Hoekstra (2008)最早明确提出水足迹核算之后需要进行可持续评价,当时称之为“影响评价”。Van Oel 等(2008)、Kampman 等(2008)以及 Chapagain 和 Orr (2008)最早比较了水足迹与当地的实际可利用水资源量,从而首次确定了水资源匮乏的热点地区。

我们将《水足迹手册》(第一版)中的“影响评价”改称为“可持续评价”,因为后者能够更好地反映其内涵(Hoekstra et al., 2009)。“影响”这个词比较狭隘,它更关注水足迹造成的当地影响,也就是造成的可观测的直接影响。由于全球的淡水资源是有限的,研究者需要从更大的尺度评价水足迹的可持续

性,再用“影响”这个词未免过于局限。水资源丰富的地区往往忽视了当地的水资源浪费和污染问题,这一问题应该得到更广泛的关注。在水资源丰富的地区而不是在水资源匮乏地区生产高耗水的产品可以减少水资源匮乏地区水资源的使用,提高用水效率。因此水足迹的可持续评价不只是评价直接的当地影响。

在《水足迹手册》中给出了水足迹可持续评价阶段的结构。随后,2009年12月到2010年7月,水足迹网络的水足迹可持续评价工作组讨论了第一版手册并提出了很多意见(Zarate,2010),本版手册接纳了这些修改意见。最重要的是我们接受了初级-次生影响以及 Richiter (2010)提出的“环境可持续边界”的概念。与第一版相比,我们几乎重新编写了这一版的水足迹可持续评价章节。评价一个地理区域的水足迹的可持续性与评价一个特定的生产过程、产品、生产者或是消费者的水足迹是不同的。我们将这几种水足迹的可持续评价区别开来,并采取不同的方法解决。

我们可以从几个不同的角度考虑水足迹可持续评价。首先,从地理的角度来看,有人会问:一个特定地理区域的水足迹总量是可持续的吗?如果流域中环境流或环境水质标准未得到满足或者流域内的水资源分配不公或效率低下,那该流域的水足迹肯定就是不可持续的。对于一个特定的水资源使用过程,有人会问:该过程的水足迹是可持续的吗?特定过程的水足迹的可持续性需要满足两个标准:第一,只有当该过程发生的时间段内其所在流域的总体水足迹是可持续时,该过程才有可能可持续;第二,该过程自身的水足迹必须是可持续的,也就是在不考虑地理环境条件下,在可接受的社会成本范围内,该过程的蓝水、绿水、灰水足迹已经降到最低,不可以再减少。其次,从产品的角度来看,有人会问:某种产品的水足迹是可持续的吗?这取决于生产该产品的所有生产过程的水足迹是否可持续。从生产者的角度来看,有人会问:一个生产者的水足迹是可持续的吗?由于生产者的水足迹等于该生产者生产的所有产品的水足迹的总和,因此生产者水足迹是否可持续取决于它生产的所有产品的水足迹是否可持续。最后,从消费者的角度来看,又有人会问:一个消费者的水足迹可持续吗?由于一个消费者的水足迹等于该消费者消费的所有的产品的水足迹的总和,因此一个消费者水足迹的可持续与否也取决于它消费的所有产品的水足迹可持续性。值得注意的是,一个消费者的水足迹可持续性同样受到该消费者的水足迹大于或是小于平均个人消费者水足迹的影响。

一个产品、生产者或是消费者的水足迹的可持续性部分取决于地理环境。一个特定生产过程、产品、生产者或是消费者的水足迹基本上不可能造成某地区大范

围的水资源短缺和污染问题。一个地区水资源短缺和污染问题是当地所有的活动累加的结果。一个地区的水足迹是众多分项水足迹(如一个过程、一个产品、一个生产者等的水足迹)的总和。从地区尺度上看,如果一个特定的生产过程、产品、生产者或是消费者的水足迹促进或是造成了该地区可观察到的不可持续的状况,那么该水足迹就是不可持续的。

我们首先介绍如何评价流域水足迹的可持续性,然后介绍如何评价生产过程、产品、生产者、消费者的水足迹的可持续性。这是一个循序渐进的过程,因为后者的评价需要参照前面的评价结果。在评价一个地区的整体水足迹的可持续性之前,研究者无法评价该地区一个特定过程的水足迹的可持续性。只有在评价了过程的水足迹的可持续性之后,研究者才可以评价一个产品的水足迹的可持续性,随后才能评价生产者和消费者水足迹的可持续性。

4.2 地理可持续发展:流域水足迹可持续评价

4.2.1 引言

评价一个地理区域的水足迹的可持续性最好是在流域尺度上开展。在流域尺度上,研究者可以将蓝绿水足迹与流域可利用蓝绿水资源量进行有效地比较,将灰水足迹与流域的纳污能力进行有效比较。水资源分配的公平性和有效性评价通常也是在流域尺度上进行。

流域水足迹的可持续性可以从以下三个方面进行分析:环境、社会和经济。每个方面都有相应的多个“可持续性标准”(专栏 4.2)。通过这些标准可以指出何时流域水足迹不再可持续。

专栏 4.2 流域水资源使用和分配可持续性标准

流域水足迹是否可持续需要满足一定的标准,包括环境、社会和经济三个方面。

- **环境可持续性:** 水质污染应该保持在一定的限度内。我们通常可以参照公认的国家颁布的环境质量标准确定流域的水质标准。地表和地下径流量需要满足一定限度以保证动植物和人类的生存。对于河流,环境流的用水需求为径流的分配划定了界限,水质标准为污染制定了界限(Richter, 2010)。环境绿水需求为人类使用绿水的量划定了界限。

- 社会可持续性：**人类日常生活中饮水、洗漱和做饭所需最小的生活用水量，以及保证人类生存所需的充足的粮食生产需要的最小用水量之和称为人类基本用水需求，是地球可利用水资源量中必须保障的最基本的最小用水量。在满足环境用水需求和人类基本用水需求之后，才可以将水资源应用于其他“奢侈品”的生产。对于一个流域来说，流域的水资源首先要保证满足人类饮用、洗漱和做饭的最小生活用水需求。对于全球来说，我们应该保证粮食生产的最小用水，对于部分无法实现粮食自给的流域，则需要通过粮食进口保证粮食安全。
- 经济可持续性：**我们需要通过经济有效的方式分配和利用水资源。某种特定用途的水足迹（蓝水、绿水或灰水足迹）的收益应大于其成本（包括外部性成本、机会成本和有限的租金等），否则就是不可持续的。

只要一个流域的蓝水、绿水或灰水足迹不满足环境、社会、经济可持续中的任何一种，该流域的水足迹就是不可持续的。

评价一个流域的水足迹的可持续性首先要确定可持续性标准并进行量化（图 4.1），其次确定流域或者子流域内的热点区域，以及该区域水足迹在年内不可持续的时间范围。最后确定热点地区产生的初级影响和次生影响。

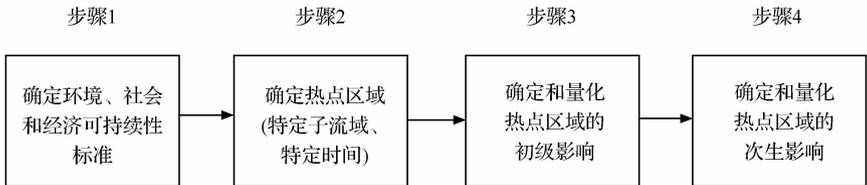


图 4.1 流域水足迹可持续性评价步骤

所谓热点，就是由于环境需水量和水质得不到满足或者流域水资源分配不公平、不经济等原因引起的水足迹不可持续的特定（子）流域的特定时期（如枯水期）。由于水足迹的不可持续，热点地区出现了水资源短缺、污染或者用水冲突等问题。热点地区即指水足迹不可持续、必须降低的地区和阶段。

如果研究者将流域看做一个整体，不考虑各个子流域，整个流域就可以看做一个热点区域。在相对面积较小（如 100km^2 以下）的流域中找出热点地区可以避免在较低分辨率水平或是将流域看做整体的情况下某些热点地区的缺失。如果研究者将一个流域的灰水足迹与该流域整体的纳污能力相比较，可能发现整个流域的纳污能力是足够的，但其中某个子流域上游污染物的集中排放可能导致污染物超过上游河流的纳污能力。在较高分辨率下确定热点区域需要更多的数据，而且详细数据的获取比较困难。由于污染物随着河流的流动向下游移动，在大尺度下确

定热点就比较困难。解决方法就是将整个流域看做一个分析单元并将流域内相对较小的子流域区分开来。根据实际情况,可以灵活选择是采用高精度的子流域评价还是采用低精度的较大流域评价,甚至将流域看做一个整体进行分析。

确定了热点地区之后,研究者可以深入研究热点地区水足迹对环境、社会和经济的影响。我们将影响分为初级影响和次生影响。初级影响是指与无人干扰下自然状况相比水量和水质的变化,如由于人类的蓝水足迹造成径流减少、用水与环境流需求的冲突以及水质超标等。次生影响指的是由于初级影响引起的生态、社会和经济上产品和服务的损失。次生影响可以用物种的消失、生物多样性的减少、粮食安全的降低、人类健康的变化、依赖于水的经济活动引起的居民收入减少等来描述。

4.2.2 环境可持续性标准的确定

如果一个流域的环境用水得不到保障或污染超出环境的纳污能力,该流域的水足迹就是环境不可持续的,该流域就是环境热点地区。蓝绿水的缺乏程度和水污染程度都可以作为衡量热点地区不可持续程度的指标。一个地区的蓝绿水缺乏程度或者水污染程度超过百分之百,我们就可以说该地区是环境热点地区。对于蓝水,还需要评价蓝水足迹造成的地下水位和湖泊水位下降程度是否超出环境允许的临界负荷。

环境热点与流域的绿水、蓝水和灰水足迹密切相关,我们将在下文逐个展开。下文的方法适用于任何水平的子流域到流域整体的水足迹可持续性评价。

1. 绿水足迹的环境可持续性

绿水足迹与当地可利用绿水相比较之后可以确定一个流域的绿水足迹的重要性。当流域绿水足迹超过其可利用绿水资源量时,该子流域就成为一个热点地区。特定时间范围 t 内子流域 x 的可利用绿水资源量(WA_{green})等于土地中来自降水的蒸散发总量(ET_{green})减去该地区自然植被的蒸散发(ET_{env})再减去土地产生的蒸散发中未利用于植物生产的部分(ET_{unprod}),即

$$WA_{\text{green}}(x, t) = ET_{\text{green}}(x, t) - ET_{\text{env}}(x, t) - ET_{\text{unprod}}(x, t) \quad (\text{体积/时间}) \quad (51)$$

式(51)中所有物理量的单位都是体积/时间。其中变量 ET_{env} ,即环境绿水需求量,指的是流域内为保护生物多样性和支持人类依存的自然生态系统所预留的自然保护区内自然植被的绿水使用量。环境绿水需求量从需要得到保护的地区的土地蒸散发得到(专栏 4.3)。变量 ET_{unprod} 表示对作物生产没有作用的蒸散发,也就是不合作物生长的时间和地区的蒸散发,如山区坡度很陡或者温度太低不适于作物种植的地区和时间段内的蒸散发。

专栏 4.3 环境绿水需求

陆地蒸发的很大一部分需要留给自然植被使用。一块为自然保留的土地,其产生的蒸散发也属于自然,不可能再应用于粮食或果树的生产。当我们想知道需要从绿水资源总量中减去多少可利用绿水量从而得到留给我们人类使用的绿水量,我们可以从找出保留给自然的土地利用的面积和类型入手。在生物多样性公约(CBD)《全球植物保护策略》(CBD,2002)中2010年保护目标为:全球每个生态区域的至少10%得到很好的保护,全球最重要的植物多样性区域面积的50%应该得到保护。估算全球需要保护的面积的方法很多。根据世界环境与发展委员会的报告(WCED,1987),为了保护生物多样性,全部生态系统类型中的至少12%需要得到保护。Noss和Cooperrider(1994)则认为大部分地区应该将其25%~75%的土地保护起来以保护生物多样性。Svancara等(2005)比较了不同报告200多个保护生物多样性需要的土地面积比例目标,发现基于证据的保护目标面积几乎是基于政策驱动的保护面积的3倍。为了保护生物多样性,政策驱动研究提出10%~15%的土地需要得到保护(WCED,1987;CBD,2002),这个目标不能正确反映自然世界的实际需求,相反自然世界可能需要保护20%~75%面积的土地。如果研究地区缺乏需要保护的面积比例,我们建议使用至少为12%的默认值。从生态学角度来说,使用30%的默认值更合理。

我们举个例子以加深对可利用绿水资源量这一概念的理解。假定有一个 1000km^2 的流域,其年平均蒸散发为 450mm ,那么其年蒸散发总量(ET_{green})为 $1000\text{km}^2 \times 450\text{mm} = 4.5 \times 10^8 \text{m}^3$ 。假定研究发现为保护生物多样性,流域面积的30%需要保护,而这部分保护区域的年平均蒸散发为 500mm ,那么环境绿水需求量(ET_{env})等于 $0.3 \times 1000\text{km}^2 \times 500\text{mm} = 1.5 \times 10^8 \text{m}^3$ 。我们再假设另有30%的土地不适合种植农作物(包括道路等基础设施在内的建筑用地),该部分区域的年平均蒸散发为 400mm ,那么该非生产区域的年蒸散发总量等于 $0.3 \times 1000\text{km}^2 \times 400\text{mm} = 1.2 \times 10^8 \text{m}^3$ 。剩下区域的年蒸散发总量为 $0.4 \times 1000\text{km}^2 \times 450\text{mm} = 1.8 \times 10^8 \text{m}^3$ 。然而,土地冬季的蒸散发很少,占了半年的冬天的平均蒸散发仅为 100mm ,那么该段时间内适合农业生产的地区的蒸散发总量为 $0.4 \times 1000\text{km}^2 \times 100\text{mm} = 0.4 \times 10^8 \text{m}^3$ 。因此不适宜种植农作物的土地的蒸散发总量(ET_{unprod})为 $1.2 \times 10^8 \text{m}^3 + 0.4 \times 10^8 \text{m}^3 = 1.6 \times 10^8 \text{m}^3$ 。从而我们可以看出,虽然该地区的蒸散发总量为 $4.5 \times 10^8 \text{m}^3$,但可利用的绿水资源量仅为 $(4.5 - 1.5 - 1.6) \times 10^8 \text{m}^3 = 1.4 \times 10^8 \text{m}^3$ 。

通常人们提到的水资源短缺是指蓝水资源短缺。但是可利用的绿水资源量也是有限的,因此绿水资源同样面临着短缺问题。在时间段 t 内流域 x 绿水资源短缺程度是指流域内绿水足迹总量与可利用绿水资源量的比值,即

$$WS_{\text{green}}(x,t) = \frac{\sum WF_{\text{green}}(x,t)}{WA_{\text{green}}(x,t)} \quad (\text{无量纲}) \quad (52)$$

绿水稀缺指数实际上就是可利用绿水资源量使用的比例。虽然通过计算可以得到每一天的绿水稀缺状况,但月际的绿水稀缺数据就可以很好地反映一年当中的绿水稀缺变化情况。绿水稀缺指数达到 100% 说明该地区所有可利用的绿水资源量都已经消费光了;超过 100% 则说明该地区的绿水足迹是不可持续的。

绿水稀缺分析还有很多问题没有解决,最主要的难题就是可利用绿水资源量难以估算。部分原因是缺乏关于环境绿水需要量(专栏 4.3)和生产粮食的蒸散发的数据。这些数据是影响可利用绿水资源量的重要因素,又是计算所必需的。在关于应该保留多少用于自然保护的陆地以及怎样准确地界定何时何地土地的蒸散发对生产没有作用这两个方面没有达成共识,就不可能对可利用绿水资源量进行准确的定量分析。这方面还有着广泛的研究空间。因此我们建议在实际的政策制定过程中暂时不考虑对绿水短缺情况进行定量评价,但是应该开展试点研究以探究绿水分析的实际应用,并明确可利用绿水资源量的含义。

自然植被和农作物的蒸散发不同会影响可利用的蓝水资源量,但对整个流域的影响很小。一般来说,可以忽略这个影响(专栏 4.4)。

专栏 4.4 绿水足迹对可利用蓝水资源的影响

流域的绿水足迹会导致径流模式的改变。一般来说,降水之后农田的蒸散发总量与自然植被的蒸散发总量差异很小,但在一年当中的特定时期二者之间的差异很大。蒸散发的增加或降低导致径流的减少或增加,因此绿水足迹会影响可利用蓝水资源量。SABMiller 和 WWF-UK (2009) 提出净绿水足迹概念,用以表示农田蒸散发和自然植被蒸散发之间差异。这个术语不符合作为淡水使用的指标的水足迹基本概念,因为水足迹要求我们从总体出发。我们建议用径流改变量代替净绿水足迹。人类对于径流的影响(进而影响可利用的蓝水资源量)不仅体现在农田绿水足迹产生的影响上,城市化和其他景观的改变同样会影响径流。评价蓝水缺乏程度及其原因时我们需要考虑到这些因素。蓝水缺乏程度指的是一个地区蓝水足迹与该地区可利用蓝水资源量的比值,蓝水足迹的增加和可利用蓝水资源量降低都会导致蓝水缺乏程度的增加。所有流域不同历史时期的蓝水足迹增加量远远超过了可利用水资源量的变化,研究蓝水缺乏程度应该更加关注蓝水足迹的变化而不是可利用蓝水资源量的变化。后者可认为是一个地理常数,是不变的。

2. 蓝水足迹的环境可持续性

一个子流域的蓝水足迹总量等于子流域内蓝水参与的所有过程的水足迹的总和。特定子流域在特定时间内的蓝水足迹超过了其可利用蓝水量,就成为蓝水足迹的研究热点。特定时间段 t 内子流域 x 可利用蓝水资源量(WA_{blue})就是子流域自然径流量(R_{nat})减去所谓的环境流需求(EFR),即

$$WA_{blue}(x,t) = R_{nat}(x,t) - EFR(x,t) \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (53)$$

如果特定时间段内一个特定的子流域的蓝水足迹超过了可利用蓝水资源量,意味着该段时间内流域内的环境流需求受到了破坏。环境流需求指维系淡水和河口生态系统以及依赖这些生态系统的人类的生存和福祉所需要的一定时间内的水量。附录 V 中详细地讨论了环境流需求的概念。图 4.2 展示了一年当中蓝水足迹与可利用蓝水资源量的对比。从图中可以看出,在一年中的某些特定时间段内,环境流被侵占。由于上游地区的水资源的开发和利用,自然径流量减去环境流得到的并不是实际的径流。我们可以认为自然径流等于实际径流加上子流域内的蓝水足迹。

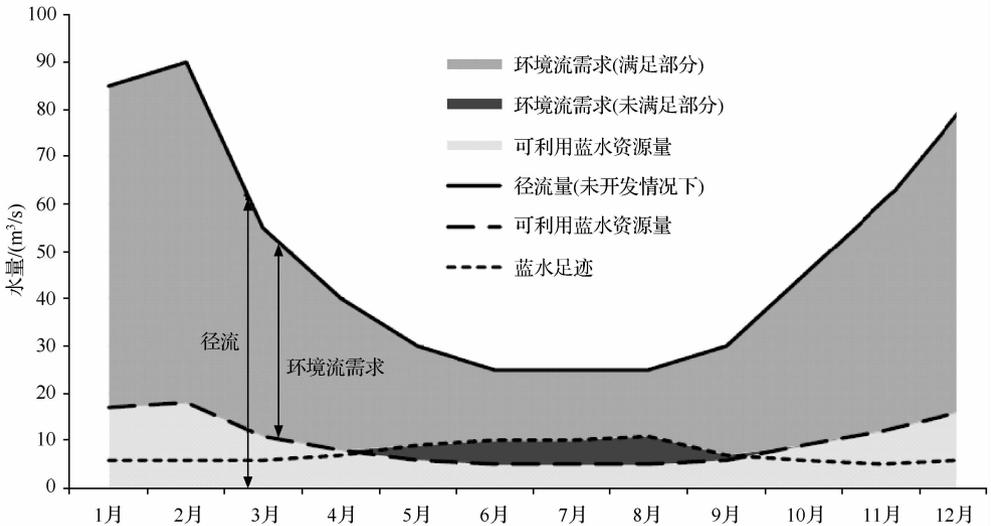


图 4.2 一年中蓝水足迹与可利用蓝水资源量的比较

可利用蓝水资源量指自然径流减去环境流需求

一些月份中,流域的蓝水足迹超过了可利用的蓝水资源量,超出部分侵占了部分环境流需求水量,这时候蓝水足迹就是环境不可持续的。除此之外,我们还需要考虑更多的指标。一个子流域的蓝水足迹不仅会影响径流,还会影响到流域内的蓝水蓄积量,主要表现为影响地下水和湖泊水资源储量。因此在评价蓝水足迹的

可持续性时,需要考虑蓝水足迹对流域地下水和湖泊水位的影响(专栏 4.5)。

专栏 4.5 蓝水足迹的可持续性取决于它影响蓝水流量和存量的程度

为了保证可持续性,单位时间内水资源的使用量不能超过可利用水资源量。蓝水足迹和可利用蓝水资源量都以体积/时间为单位,都可称为“流”。如正文所说,评价蓝水足迹的环境可持续性需要比较消费流(即蓝水足迹)和可利用流(即径流减去环境流需求)。研究者同样需要评价蓝水足迹对蓝水存量(即地下水和湖泊中蓄积的水量)的影响。我们举一个简单的例子。

假定一个湖泊有一条流入的河流和一条流出的河流。简单起见,我们认为相对于河水流量,湖泊水面面积上方的降水很少,可以忽略不计,因此可以认为湖泊的出流量等于入流量。假设由于上游用水,流入河的流量减少了20%,这必然导致湖泊水量和水位下降直到出流量再次与入流量相等。湖泊进入一个新的平衡,此时对应较低的水量及较低的水位。如果湖泊出流量与湖泊活跃性水量(即海拔高于出流点底部高度的水体)呈线性关系,那么20%入流量的减少意味着20%活跃湖泊水量的减少,导致湖泊水位的下降。因此问题不仅仅是评价20%入流量的减少的可持续性,还包括导致湖泊水量和水位的下降的可持续性评价。前者我们可以根据环境流需求解决。后者需要我们找出“最大容许下降水位”。湖泊最大容许下降水平取决于湖泊生态系统和湖泊沿岸生态系统对湖泊水位变化的脆弱性。关于蓝水足迹对可更新地下水的影响,我们也举一个类似的例子。为了保证地下水资源的可持续利用,地下水采水量应该少于可利用的地下水量(指地下水更新量减去自然情况下地下水的流出量)。我们需要了解地下水开采对地下水水位的影响。在研究地下水水位和湖泊水位变化时,应该将人为因素和自然因素的影响区分开。由于气候改变引起的年内和年际的地下水和湖泊水位的改变是自然的,在评价蓝水足迹对地下水水位和湖泊水位影响时应剔除掉。不同研究区域的最大容许水位下降水位需要根据当地的特点和需求具体分析。

评价一个流域的蓝水足迹的可持续性需要综合考虑蓝水足迹与可利用蓝水资源量的对比以及地下水水位和湖泊水位是否超过警戒线(Richter, 2010)。深层地下水(fossil water)则要单独考虑。如果一个地区的蓝水足迹依赖深层地下水,不断地从深层地下水存储中抽水,造成深层地下水位的降低,显然是不可持续的。

流域 x 的蓝水缺乏程度(WS_{blue})指的是流域的蓝水足迹 ($\sum WF_{\text{blue}}$) 与流域

的可利用蓝水资源量(WA_{blue})比值,即

$$WS_{\text{blue}}(x,t) = \frac{\sum WF_{\text{blue}}(x,t)}{WA_{\text{blue}}(x,t)} \quad (\text{无量纲}) \quad (54)$$

蓝水短缺程度达到 100% 意味着当地所有可利用的蓝水已经全部使用了,一旦超过 100%, 则其水资源利用是不可持续的。蓝水短缺程度与时间密切相关,年内和年际的变化较大。虽然可以计算每天的蓝水短缺程度,但月水平的数据已经可以很好地反映其年内变化。从图 4.2 中我们可以看到 5 月到 9 月这 5 个月的蓝水短缺程度低于 100%, 而其他 7 个月都超过了 100%, 年内变化比较大,因此仅使用年际数据是不可取的。全年 12 个月的蓝水短缺程度的平均值略微超过了 100%, 但根据全年的蓝水足迹和可利用蓝水资源量得到的全年平均蓝水短缺程度则是 75%, 后者说明环境流需求得到了满足,但不能很好地反映干旱季节用水和蓝水的短缺程度。

蓝水短缺程度体现了物理和环境的双重概念。因为它是一个比值所以具有物理意义,因为它反映了环境流的需求所以具有环境意义。它不是一个经济上的短缺指标,因为经济上的短缺程度以货币表达。这里的蓝水短缺程度与传统的水资源短缺指标有很大不同,是对后者的补充和完善(专栏 4.6)。

专栏 4.6 水足迹评价中的“蓝水短缺程度”与传统水资源短缺指标的区别

水资源短缺指标通常有两个基本要素:水资源使用量和可利用水资源量。评价蓝水的短缺程度最常用的指标是用一个地区取水量与年径流总量的比值,称为水资源利用水平(Falkenmark, 1989)或者取水占可利用水比率(Alcamo and Henrichs, 2002)或者用水与水资源比率(Raskin et al., 1996)。该类指标有四个缺点。第一,以流域为整体水平研究时,取水量不能很好地反映水资源使用,因为取水量的一部分又回到了流域当中(Perry, 2007),因此,以消耗性用水或蓝水足迹来反映蓝水的使用更为合理。第二,由于径流量的一部分需要满足环境流需求,因此使用径流量不能很好地反映可利用水资源量。最好从径流总量中将环境流需求减去(Smakhtin et al., 2004; Poff et al., 2010)。第三,由于流域水资源使用,河流的径流量会损失一部分,这时候将水资源使用量与径流量相比就会产生偏差。采用自然径流,在水资源使用发生之前的径流量,更为合理。第四,采用年际的数据进行分析是欠准确的(Savenije, 2000)。实际上,由于年内水资源使用和可利用水资源量的变化,水资源短缺体现在每一个月上而不是整年。水足迹研究当中采用的蓝水短缺指标很好地解决了上述四个问题。

3. 灰水足迹的环境可持续性

流域灰水足迹的影响取决于流域中可容纳污染物的径流的大小。一个流域内一定时间环境水质标准得不到满足,即污染物的量消耗掉水体所有的纳污能力,便产生了灰水足迹的热点地区。

流域内水污染程度(WPL),指的是已经消耗的纳污能力占总的纳污能力的比例,是衡量一个流域污染程度的指标。流域的水污染程度等于一个流域的灰水足迹($\sum WF_{\text{grey}}$)与流域实际径流(R_{act})的比值。水污染程度达到100%意味着所有水体的纳污能力都已经全部使用,不能再容纳更多的污染物;超过100%,说明现有水质超出了水质标准。时间 t 内流域 x 的水污染程度计算如下:

$$WPL(x,t) = \frac{\sum WF_{\text{grey}}(x,t)}{R_{\text{act}}(x,t)} \quad (\text{无量纲}) \quad (55)$$

灰水足迹和径流都存在年内变化,因此一年中水污染程度也会不断变化。通常情况下,按月计算已经能够很好地反映水污染程度的变化;在一些特殊情况下,可能需要更小时间尺度的计算。在大的流域内进行水污染程度的整体计算,不能反映流域内不同区域的污染水平,附录IV中第二个计算实例说明了这一问题。

总的来说,蓝绿水缺乏程度和水污染程度是评价水足迹可持续性的指标,一旦它们的值超过100%,说明该地区的水足迹不可持续,成为环境热点地区。环境热点地区中水资源缺乏或是污染超标不一定是整年的,有可能只是一段时间内出现上述情况,但只要出现,就说明该段时间该地区是环境热点地区。

4.2.3 确定社会热点的社会可持续性指标

一旦水足迹造成某个流域的水资源不能满足所有人的基本需求或最基本的公平原则,那么该流域的水足迹就是社会不可持续的,从而成为社会热点。人类基本用水需求指的是人类饮用、洗漱和做饭所需要的最少的安全和清洁的淡水(UN, 2010b)以及生产保证所有人足够的食物所需要的最少水量。后一种权利,也就是生产食物所需水的权利,尚未正式提出,但在《世界人权宣言》(UN, 1948)中已经规定了人类拥有食物权。水足迹可能导致一些人的工作权可能受到威胁,如上游的污染造成下游渔民的失业。基本的公平原则包括水资源使用者付费原则和污染者付费原则。如果上游地区居民的蓝水或灰水足迹影响了下游的居民,而下游的居民又未从上游的居民中得到补偿,这是不公平的,造成了水足迹的社会不可持续性。由于淡水是一种公共物品,如果同一个地下水层或是湖泊的某些使用者消费超过了公平的份额的水资源,也是不公平的。例如,大农场主挖深井取水灌溉自己

的农田,造成地下水位的下降,增加了周围小农场获取水源的难度。

量化一定区域范围内人类基本需求和公平原则等指标比较困难。特定流域与水相关的人类基本需求和公平原则的确定需要依赖专家意见。与水资源相关的冲突存在与否也是一个可行的指标(Gleick, 2010; Oregon State University, 2010)。实际上,环境冲突的出现往往伴随着水资源冲突。因此环境热点也可能是潜在的社会热点。

4.2.4 确定经济热点的经济可持续性指标

如果一个流域的水资源的分配和利用的方式不是经济有效的,该流域就是经济不可持续的,成为水足迹经济热点。某一特定目的的水足迹所产生的收益应当超过与水足迹相关的所有成本,包括外部性成本、机会成本和有限的租金等。流域内水资源分配给每一个使用者的方式应该是经济有效的(分配效率),每个使用者用水方式也必须是高效的(生产效率)。用水者支付的水价低于其实际经济价值往往造成低效的用水,所以收取用水户水价占全部经济成本的比值也可以作为一个衡量指标。

4.2.5 评价热点地区的初级影响和次生影响

通过确定水足迹热点,我们可以获知哪个流域在何时水资源短缺和水污染与环境、社会和经济可持续性指标相矛盾。蓝绿水资源短缺程度和水污染程度越高,问题就越严重,因此我们需要评价热点地区问题的严重性。确定水足迹热点,明确其严重性之后,如果初级影响和次生影响的评价是必要的,那么研究者需要对每一个热点地区进行详细的评价。

热点地区的初级影响可以从不同的尺度进行评价。研究者可以通过应用简单的水资源平衡模型或先进的基于物理的水文模型或其他模型来估算蓝绿水足迹对流域水文的影响。水质模型也有很多类型,从仅需要很少输入数据的简单模型到需要大量高精度数据的先进模型都有。初级影响中最重要的几个变量包括径流、水位以及与研究案例相关的水质参数。所有的变量都需要与流域水文和水质基线状况进行比较。所谓的基线状况,最好采用流域自然条件下的状况,也就是排除人为开发和影响的状况。通过这种方法可以实现所有人类影响的可视化。

虽然水足迹对环境、社会和经济影响的评价方法还是一个很大的挑战,但目前关于蓝水、绿水和灰水足迹造成的次生影响的文献已经有很多。进行大范围的评价时,研究者需要区分环境、社会还是经济影响。首先我们需要确定影响的变量有哪些。有关影响评价的书籍为我们提供了一长串的可供参考的变量。环境方面应该包含诸如特定物种的丰度、生物多样性、栖息地丧失等变量。社会方面应该包含诸如人类健康、就业、福利分配和粮食安全等变量。经济方面应该包括诸如相关部

门经济总量(如在研究流量减少或者水质恶化的案例时,需要渔业、旅游、水电、航运等部门的经济数据)等变量。这些变量的量化也比较困难。变量确定之后,如何利用初级影响的结果估算出可信的次生影响是下一步需要解决的问题。研究者可以依靠模型、专家意见和参与式方法完成上述工作。我们建议读者参考目前众多的影响评价文献。

4.3 过程水足迹的可持续性

某个过程水足迹是否可持续取决于以下两个标准:

(1) 地理内容:当某一过程处于热点地区,也就是说,如果该过程所在流域某一时段的水足迹在环境、社会和经济任一方面是不可持续的,那么该过程水足迹就是不可持续的。

(2) 过程自身的特点:不考虑过程所在的地理环境,如果过程的水足迹在可接受的社会成本内可以降低或避免,那么该过程的水足迹也是不可持续的。

在评价这两个标准时,过程的蓝水、绿水和灰水足迹需要分别进行评价。只要一个流域的总体水足迹是不可持续的,流域中每一个过程的水足迹即使再小也为总体水足迹贡献了力量,因此认为流域内所有的水足迹都是不可持续的。所有的个体都需要共同承担风险和责任。如果一个流域的总体水足迹是不可持续的,如它的蓝水足迹超过了可利用蓝水资源量,那么我们不能说其中的某一个体造成了这个问题,因为是整体造成了这个问题。如果一个过程的水足迹对热点地区的形成起到了促进作用,作为不可持续情况的一部分,该过程的水足迹也是不可持续的。我们在前一节已经讨论了如何从环境、社会和经济等角度确定热点地区。因此本节我们只需要深入地探讨第二个标准。

在可接受的社会成本内,如果采用已有的更好的技术可以使某个过程的蓝水、绿水或者灰水的水足迹降低或避免,该过程就是不可持续的。该鉴定方法不仅适用于缺水地区,同样适用于水资源丰富的地区。很多过程都可以被水足迹更低的过程替代,其社会成本也在合理范围内甚至产生更高的社会效益。通常我们认为降低水足迹需要花费更多的钱(如污水处理、高效节水的灌溉技术、雨水高效使用措施等),这只是从微观角度和必要措施的初始投入的角度的看法。如果我们从全局的角度来看,考虑到由于过度开发和水资源污染引起的经济的内部性和环境的外部性,水足迹的减少可以提高社会效益或至少产生一个合理的社会成本。

大部分水污染是不必要且可以避免的,因此所有造成灰水足迹的过程都是不可持续的。很多产生蓝水足迹的过程也是不可持续的。工业生产过程中,只有生产的产品中必须纳入的蓝水足迹是无法避免的,通过水分回收可以避免工业生产

过程中水蒸发引起的蓝水足迹。没有回收利用冷却水产生的水蒸气的过程是不可持续的。农业生产中低效的灌溉技术造成了额外的蒸发可导致蓝水足迹的不可持续性。

虽然很多过程是不可持续的,但并不是说它们直接造成了其所在流域的水资源短缺的问题(例如,如果当地用水很少,那么环境流需求仍能得到满足,纳污能力也没有饱和),不管怎么说它们还是浪费了水资源,占用了纳污能力。如果水资源丰富地区的蓝绿水足迹过大且不必要,则反映了其较低的水分生产率,也就是单位水资源消耗的产出较低。以上情况是不可持续的。丰水区也需要提高水分生产率以降低其他贫水区用于高耗水产品的水量消耗。

关于过程自身是否可持续目前仍然没有明确的标准,研究时需要依赖基于现有技术的专家判断。研究者可以比较研究区域的某个过程的水足迹与相同过程的全球统一基准。该基准应该代表生产单位产品某过程的合理最大水足迹,并且包括蓝水、绿水和灰水三部分。

4.4 产品水足迹的可持续性

4.4.1 确定产品水足迹的不可持续的组分

一个产品的水足迹是生产该产品所必需的所有过程的水足迹之和(见 3.2 节和 3.4 节)。所以产品水足迹的可持续性取决于生产它的所有过程的水足迹的可持续性。然而每一个过程会发生在一个或多个流域中的某个特定时间,导致一个产品的水足迹包括了很多独立的组分。每一组分对应特定时间特定流域的一个特定流程。每一个独立组分的水足迹的可持续评价都基于以下两个标准:

- (1) 该过程进行时所在流域是否是热点地区;
- (2) 该过程自身的水足迹是否可持续,也就是说,在合理的社会成本下该过程的水足迹能否降低或避免。

产品水足迹同样分为蓝水、绿水和灰水三部分。表 4.1 展示了一个虚拟的产品的可持续性评价步骤。该产品生产系统包括六个生产过程,部分生产过程分布在两个以上的流域。每一组分的水足迹评价都是按照上面的两个标准进行的。其中一些组分在一个标准上得了负分,一些组分在另一个标准上得了负分,一些组分的两个标准都得了负分,还有的两个标准都得了正分。两个标准是相辅相成的,意味着两个标准中的任意一个标准不满足,组分就是不可持续的。

表 4.1 产品水足迹可持续评价的案例

源于产品水足迹核算的数据			检验过程所在流域的水足迹的可持续性	检验过程水足迹本身的可持续性	结论		从产品角度检验相关性	检查是否需要响应
过程步骤 ^a	过程所在流域 ^b	水足迹 (m ³ /单位最终产品)	该流域是否属于热点地区	该部分水足迹是否可以减少或避免	该组分是否可持续	产品水足迹不可持续的比例	贡献度是否超过 1% ^c	是否优先考虑该组件的改进
1	A	45	否	否	是	—	是	否
	B	35	是	是	否	35%	是	是
2	A	10	否	否	是	—	是	否
	C	6	否	否	是	—	是	否
3	D	2	是	否	否	2%	是	是
	E	1.1	否	是	否	1.10%	是	是
	F	0.5	是	否	否	0.50%	否	否
5	A	0.3	否	否	是	—	否	否
6	A	0.1	否	是	否	0.10%	否	否
总计		100				38.70%		

注：a. 该产品的生产系统包括一系列连续或并行的过程步骤（见 3.4.2 节）；b. 同一个过程步骤可能位于不同的流域；c. 临界负荷大小可以进一步讨论。

以上评价基于两个标准：产品各过程所在流域的水足迹的地理可持续性以及各过程本身的可持续性。一个产品的组分可以根据各分组的可持续性与否及其对总体水足迹的贡献度排序。该表还需要对产品的蓝水、绿水和灰水足迹的分别评价。

评价完成后，我们可以用类似“某个产品水足迹的 $x\%$ 是不可持续的”来描述一个产品的水足迹的可持续性，还可以说明哪些组分是不可持续的并解释它们不可持续是因为两个指标中的哪一个不满足或是两者都不满足。找出不可持续的组分是为了改进和解决这一问题。根据某个组分在一个产品水足迹总量中所占的份额，就可以为解决问题找到突破口。那些对整体水足迹贡献度低于一定临界负荷（如 1%）但是不可持续的组分可以忽略。我们还可以对组分进行排序，如按照水足迹不可持续组分对不同热点地区的贡献度的重要性或者按照组分改进的难易程度来进行排序。

产品的各过程水足迹也同样需要一套基准。有了基准就可以将某个产品的水足迹与该产品的国际基准（即生产单位产品所需最大合理的水足迹）进行比较。产品水足迹的国际基准可以通过将其生产系统所有的过程的水足迹的国际基准相加得到。

4.4.2 水足迹影响指数反映了当地环境影响

表 4.1 总结了评价一个产品的水足迹的可持续性的方法。可持续评价对于理解对可持续性影响最严重的过程,并可以此制定相应的措施非常有用。将产品水足迹的可持续性总结为一个或几个指数可以实现一些目的,尤其是进行生命周期评价(life cycle assessment, LCA)。LCA 研究的目的是评价产品对环境的所有影响,对水资源使用和水质的影响只是环境影响众多方面中的两个。LCA 将所有的影响通过单一指标展示出来,因此需要将很多信息进行整合。

世界上的淡水资源有限,很多地区水资源过度开发和利用,因此从水资源消耗和污染的角度衡量水资源使用成为 LCA 研究中的关键因素之一。产品的绿水、蓝水和灰水足迹是反映与产品相关的水资源消耗和纳污能力的很好的指标,因此可以直接作为 LCA 研究的指标。然而 LCA 不仅关注淡水资源的使用,而且关注淡水使用对当地环境造成的影响。该影响由产品水足迹所在流域的水资源短缺程度和水污染程度决定。研究者可以使用本节描述的水足迹影响指数作为评价当地环境影响的指标。最近 LCA 研究领域更倾向于关注水资源使用对当地环境的影响,忽略了全球水资源短缺这一更大的问题(Pfister and Hellweg, 2009; Ridoutt and Pfister, 2010)。需要强调的是,地区影响只是水问题的一部分,对一个产品生产总共需要使用多少水的研究也同样重要。两种产品的水足迹相近,它们对全球有限的水资源的影响是相近的。但如果二者的生产地不同,它们对当地水资源的影响可能存在差异。

如果一个产品对一个流域的蓝水足迹总量产生了贡献,该产品水足迹的影响由以下两方面决定:①该产品蓝水足迹的大小;②该流域的蓝水资源短缺程度。绿水足迹与蓝水足迹类似,可以参照。与此类似,当一个产品对一个流域的灰水足迹总量产生了贡献时,其产生的影响由以下两方面决定:①该产品灰水足迹的大小;②该流域的水污染程度。

水足迹以体积形式衡量一定时间内一个地区淡水的消费和污染情况。水足迹为不同目的水资源分配提供了相关信息。产品水足迹显示了分配到该产品中的水资源量。分配到某产品的水资源不可能再使用到另一个产品的生产当中。对于淡水占用而言,1m³ 的蓝水足迹永远等于另一个 1m³ 的蓝水足迹,即使一个水足迹产生于水资源丰富地区,另一个水足迹产生于水资源短缺地区。无论哪一个水足迹产生于水资源短缺地区,它们对淡水使用大局都没有什么影响。这两个水足迹对于水资源占用而言具有相同的环境影响。一个过程或者产品的水资源占用为水资源分配的讨论提供了关键信息,但不能反映是否对其所在流域造成了直接的水资源短缺或污染问题。相同大小的蓝水足迹(如 1m³)对其所在流域造成的地区影响一般是不同的,因为不同流域的水资源丰富程度等情况有很大差异。

通过将产品的蓝(绿)水足迹融入其所在流域的蓝(绿)水资源的短缺程度当中可以实现其当地影响的可视化。产品的灰水足迹则需要融入其所在流域的水污染程度当中,实现其灰水足迹对当地影响的可视化。

绿水足迹影响指标(WFII_{green})是反映绿水足迹造成的环境影响的综合指标,其计算需要两组数据:①一个产品在各流域 x 逐月份 t 的绿水足迹;②各流域逐月的绿水短缺程度。两个矩阵相乘,得到的矩阵各元素求和就可以得到绿水足迹影响指标,是根据各地区各时间段绿水是迹短缺程度加权后得到的,公式为

$$\text{WFII}_{\text{green}}(x, t) = \sum_x \sum_t (\text{WF}_{\text{green}}(x, t) \times \text{WS}_{\text{green}}(x, t)) \quad (\text{无量纲}) \quad (56)$$

蓝水足迹影响指标(WFII_{blue})是蓝水足迹造成的环境影响的综合指标,其计算需要两组数据:①一个产品在各流域 x 逐月份 t 的蓝水足迹;②各流域逐月的蓝水短缺程度。两个矩阵相乘,得到的矩阵各元素求和就可以得到蓝水足迹影响指数,是根据各地区各时间段蓝水足迹短缺程度加权后得到的,公式为

$$\text{WFII}_{\text{blue}}(x, t) = \sum_x \sum_t (\text{WF}_{\text{blue}}(x, t) \times \text{WS}_{\text{blue}}(x, t)) \quad (\text{无量纲}) \quad (57)$$

灰水足迹影响指标(WFII_{grey})是灰水足迹造成的环境影响的综合指标,其计算需要两组数据:①一个产品在各流域 x 逐月份 t 的灰水足迹;②各流域逐月的水污染程度。两个矩阵相乘,得到的矩阵各元素求和就可以得到灰水足迹影响指数,是根据灰水足迹引起的各流域水污染的程度及污染时间加权后得到的,公式为

$$\text{WFII}_{\text{grey}}(x, t) = \sum_x \sum_t (\text{WF}_{\text{grey}}(x, t) \times \text{WPL}(x, t)) \quad (\text{无量纲}) \quad (58)$$

三个水足迹影响指标综合了来自于不同地区的无法相互比较的水资源使用情况。三个影响指标简单相加可以得到水足迹总量造成的影响。通常情况下,蓝水资源缺乏程度高于绿水资源的缺乏程度,因此绿水足迹在总的影响中的权重较蓝水足迹低。

需要强调的是,水足迹影响指标的应用价值是有限的。因为对响应政策制定有用的信息存在于基础变量中,而不是综合的影响指标。了解水足迹的大小、类型、发生的时间和地点以及影响程度(水资源短缺程度、水污染程度)是十分必要的。三个指标或者三个指标相加得到的水足迹总量的指数包含了所有以上的信息。指标给了我们关于水足迹对当地环境影响的一个整体的粗略的印象,对于两个水足迹造成的当地环境影响之间的简单比较也十分有用,但对于响应措施的制定意义不大。指标中只包含了水足迹造成的环境影响,没有经济和社会影响,而且影响评价只包括流域水平,因此不适用于评价水资源的可持续利用。水足迹影响指标对于 LCA 的研究具有重要作用,因为 LCA 研究需要大量的高度综合的影响

指标。

水足迹影响指数不包括时间化和空间化的信息,只能作为研究流域尺度环境影响的粗略指标。对于制定恰当的响应策略,之前提出的“热点”识别比计算综合水足迹影响指数更加有效。同时需要注意的是,这里讨论的影响指标是要评价流域尺度的环境影响,反映当地影响的指标对于评价可持续的水资源分配没有什么帮助。因为分配的是稀缺资源,而不是当地影响,所以最好使用水足迹核算的量。

4.5 企业水足迹的可持续性

企业的水足迹等于该企业生产的所有最终产品的水足迹之和(见 3.2 节和 3.10 节)。因此评价一个企业的水足迹的可持续性,首先要评价其生产的产品的可持续性。这一步骤很简单,因为通过企业所有的相关产品的水足迹的可持续性能直接得到企业整体的水足迹的可持续性。假定有一个生产两种最终产品的企业,其中一个产品的水足迹占总企业水足迹的 $3/4$,另一个产品占 $1/4$ 。前一个产品的水足迹的 $1/3$ 是不可持续的,后一个产品的水足迹都是不可持续的。这样企业整体水足迹不可持续部分所占比例为 $(3/4 \times 1/3 + 1/4 \times 1) = 50\%$ 。从两个产品水足迹分别的可持续性评价中可以找出造成它们不可持续性的过程和组分及其所在的流域。

4.6 消费者水足迹的可持续性

一个消费者的水足迹就是他消费的所有产品的水足迹之和,因此消费者水足迹的可持续性取决于他所消费产品的水足迹的可持续性。通过 4.4 节中提到的评价方法,可以得到消费者水足迹的可持续性。消费者水足迹的可持续性评价不仅需要评价其包含的所有组分(即消费者消费的产品)的可持续性与否,同时需要进行整体评价。消费者整体水足迹的评价是通过消费者个体水足迹的大小与当地或是全球的人均水足迹进行比较得到。

很多消费者水足迹仅由少数组分决定。对一个肉食主义者来说,他的水足迹主要由消费的肉类产品所决定(Hoekstra, 2010b)。如果一个消费者水足迹较大,则需要确认那些最受关注的产品,即“奢侈品”。高水足迹的“奢侈品”的生产会以环境供水或生产基本粮食产品的供水为代价。除了肉类产品之外,水足迹较大的奢侈品还包括以农产品为原料的化妆品、第一代生物柴油、生物乙醇等。在非热点地区,上述产品的小规模生产不会造成直接的不可持续性,一旦全球大范围地生产上述产品,不可持续性便会马上出现,因为它们侵占了保证人类基本生存的水资源。上述情况是很有可能发生的,如果为了获利,玉米之类的谷物大量用于生产生

物乙醇,既造成玉米价格上涨,也加剧了粮食安全问题。我们需要密切关注的是水足迹在人类消费的各种水足迹当中排名靠前的奢侈品。减少或限制这些产品的水足迹有助于保证环境用水和保证人类基本生存用水。

消费群体(如一个国家的所有消费者)的水足迹的可持续性由每个个体消费者的水足迹的可持续性决定。借此可以发现个体消费者的水足迹是否超出或低于平均水平,同时也可以发现一国的整体消费是否对全球稀缺的水资源有许多要求,是低于或者超出全球平均水平。

第 5 章 水足迹响应方案库

5.1 责任共担

有争论说,消费者应当对其消费行为负责,也应为其间接使用的资源负责,因为资源使用与消费模式密切相关。如果这样理解,消费者应当对他们的水足迹负责,并采取措施以确保其水足迹的可持续性。如果消费者如此行动,将推动生产者提供可持续的产品。另一个相反的观点认为生产者应当负责提供可持续的产品,这意味着生产者应该采取措施以确保水足迹的可持续性。当然,投资者应该在做投资决策时将水的可持续性纳入考虑范围。最后,水是公共资源,政府有不可推卸的责任,应当提出适当的政策和地方奖励来确保可持续生产和消费。在这里提到的消费者、生产者、投资者以及政府都有共同的责任。本章将为消费者、生产者、投资者以及政府提供有效的方案,以减少水足迹,特别是降低水足迹的影响。

本手册的目的不在于给出相应的规范,我们不提供确定的方案,而是列出一些可行的选择。此类方案的提供尚属首次,选择清单也不可能详尽无遗。然而,本手册对制定替代的应对策略有重要的指导作用。一个应对策略可以融合一个或多个本书列举的选择方案。

5.2 减少人类水足迹:什么是合理的?

理论上,通过完全的循环用水,工业和生活中的蓝水足迹和灰水足迹能够降低到零。在一个封闭的循环系统中,既不会有蒸发损失,也不会有污染废水。在工厂或者冷却系统中,水蒸气能够被收集并进行循环使用,或使其返回到水体当中。也有一些情况,过程中的蓝水足迹不能完全减少到零,尤其是当水是产品的一部分时,这一部分蓝水足迹是不可避免的,但其比例非常小。另一种情况是户外的必需用水,蒸发损失在所难免。由于灰水足迹与热污染相关,所以灰水足迹通常不能够减少到零,却可以在将废水排放之前,通过冷却系统来提取热量且用作他途。

农业方面,通过禁止使用化肥,灰水足迹可以减少到零。通过使用较少的化肥,采用更好的技术以及掌握施用的时机(即减少通过水土流失或者渗透的方式到达水系统的化学品的量),可以大幅度减少灰水足迹。通过提高绿水和蓝水在农业中的水分生产率(t/m^3)可以大幅降低绿水足迹和蓝水足迹(m^3/t)。在土地稀缺

而水资源充足的情况下,农业往往追求土地单产(t/hm^2)最大化,但是当水资源的稀缺程度大于土地时,水的生产力更为重要。对于蓝水,这意味着采用更为明智的方法以减少灌溉用水,以此来提高单位立方米水蒸发而获得的产量。

表 5.1 总结了各部门各类水足迹的减排目标。工业方面,生产过程中的蓝水和灰水足迹基本上能够消除。农业方面,需要进行更多的研究,制定合理定量的水足迹减量目标。理论上,通过有机农业,灰水足迹能够降低到零。实际上这是很大的挑战,有机农业取代传统农业仍需很长时间。此外,根据粗略估计,在未来几十年里,全球总蓝水足迹可以减少一半,部分原因是在灌溉农业中提高蓝水的生产率(通过应用节水灌溉技术以及非充分灌溉取代充分灌溉),部分原因是采用绿水代替蓝水来提高生产率。

表 5.1 各部门各类水足迹可能的减量目标

项目	农业	工业
绿水足迹	在雨养农业和灌溉农业中提高绿水生产率(t/m^3)以减少绿水足迹(m^3/t);提高雨养农业的生产总量	不相关
蓝水足迹	在灌溉农业中提高蓝水生产率(t/m^3)以减少蓝水足迹(m^3/t);降低蓝水/绿水足迹比例;降低全球的蓝水足迹(如 50%)	零蓝水足迹:无蒸发损失;完全循环;只有融入产品中的蓝水足迹不可避免
灰水足迹	减少使用人工肥料及杀虫剂,提高使用效率;开展有机农业将灰水足迹降低到零	零灰水足迹:无污染;完全循环利用,从热污水中提取热量并对剩余水进行处理

减少水足迹可以通过两种不同的方式来实现。在确定的生产链上,可以用较低或零水足迹技术代替传统技术,或者避免使用特定材料或最终产品。改进工艺的例子:用滴灌代替喷灌;有机农业代替传统农业;或者用封闭式的水冷却系统取代开放式的水冷却系统。避免使用的例子包括以素食或者少肉的膳食取代多肉的膳食(使用其他需水更少的蛋白类物质);避免有毒化学物品的使用,因为这些化学物质可以通过下水道到达地表水体或者地下水体;避免高耗水生物能源的使用(但可以使用替代能源,如太阳能或风能)。“通过避免使用进行减量”相较于“通过提高生产进行减量”更为重要,因为“避免”常常需要对生产模式和消费模式进行再思考,而“提高生产”允许我们像以往一样进行生产,仅仅是更加生态高效。在探索水足迹减量的可行方案时,两种道路的探索都是必不可少的。

人们常常认为只有在缺水和存在污染问题的地方才需要减少水足迹,但是在蓝水资源充足的地方,没有必要减少蓝水足迹;在有足够的水可以用来稀释污染物使其浓度低于最高容许浓度的地方,没有必要减少灰水足迹。同样,人们也常常认为在农业中减少绿水足迹是不必要的,因为降水无论如何都会发生,不然将成为不毛之地。这些想法的基本原理是:在一定流域一定时期内水足迹不会导致大量的

水消耗或污染时,水足迹是可持续的。然而这种想法是基于水资源可持续利用仅依赖于当地地理环境的错误观点。正如 4.3 节所解释的,特定过程的水足迹可能是不可持续的,在以下两种情况下需要减量:①过程水足迹促成热点地区的出现;②依赖于地理环境,水足迹能够被减少或者完全避免。第二种情况意味着在水资源丰富地区也需要尽可能合理地减少水足迹,这不仅是为了解决当地的水问题,而且可以促成全球范围内水资源更持续、公平和高效地使用。富水地区提高水分生产率(m^3/t)对于减小贫水地区水资源压力非常关键,在贫水区已经超过了其生产极限时,富水地区增加水密集型产品的生产就显得非常必要。

我们应当关注人类总的水足迹。事实上,热点地区的水足迹非常大,这些地区在一年中的某一时段内水消耗和污染问题是非常明显的。在这些热点地区减少水足迹是十分必要的。但这仅是其中一部分原因。与直观感觉不同,缺水地区解决这些问题极大地依赖于水资源丰富的地区。在水资源丰富地区的雨养农业(大量的绿水足迹)水分生产率往往较低。在水资源丰富地区提高雨养农业的水分生产率(即减少绿水足迹)就是增加全球水分生产力,从而减少缺水地区对高耗水产品的生产,帮助这些缺水地区减轻蓝水资源的压力。因此,从全球角度来看,应尽可能减少每吨产品的水足迹,包括在水资源丰富的地区。

从全球来看,在一个流域减少 1m^3 水足迹,其影响等于在另一个流域减少相同数量的水足迹,即使这个流域的缺水或水污染程度比另一个流域更高。原因在于:全球淡水资源是有限的,任何水足迹减量都有助于减少总的资源需求。在水资源丰富地区用同样体积的水能够生产更多的高耗水产品,在缺水地区就可减少高耗水产品的生产,因此缺水地区的总水足迹将会减少。这是一种间接的但却是降低缺水地区水资源压力的重要途径。但从本地或者更直接的观点来看,在缺水地区与在水资源丰富地区减少 1m^3 水足迹显然有很大差别。在缺水地区减少水足迹能够快速降低用水压力,前提是因降低产品的单位产量水足迹而减少的水足迹没有被同一时间增加的产品水足迹抵消。所以,尽管水足迹的减少有助于解决全球淡水资源缺乏问题,但有观点认为应优先减少热点地区水足迹,因为热点地区的行动具有国际和国内两方面意义,而非热点地区的行动则只有国际意义。表 5.2 总结了如何确定减少水足迹优先级别。

表 5.2 水足迹减量的优先级别

项目	非热点区域	热点区域*
减量潜力小	0	+
减量潜力大**	+	++

* 热点区域是指在一年中的特定时段(如干旱季节)在一个特定的(子)流域内水足迹是不可持续的。不可持续是因为或者破坏了环境需水或者水质标准,或者流域内水资源的分配和利用不公,并且/或者经济效益低下。

** 当水足迹能够完全避免或者基于合理的社会成本能够大量减少时表示减量潜力大。

0. 非优先级别;+. 优先级别;++. 最优先级别。

在谈到水足迹减少到零时,可以采用“水中和”这一类似于“碳中和”的术语,(适用于“零碳足迹”活动)。水中和有不同的解释,这使其成为一个不确定的概念(专栏 5.1)。当其被简单地引用为“零水足迹”时最为清楚。例如,在工厂经营中,“零水足迹”在技术上是可行的。当其包含一种“抵偿”形式时,水中和的概念就变得模糊。“水足迹抵偿”概念明显由“碳抵偿”的概念发展而来,然而关于“碳抵偿”的内容仍然存在很大争议,“水足迹抵偿”的概念很可能引起更多的争论(专栏 5.2)。我们建议优先设置水足迹减量及其相关影响的量化目标,而不是抵偿。

专栏 5.1 水 中 和

“水中和”是一个类似于“碳中和”的概念。然而,与碳中和一样,水中和也存在争议,问题在于其定义。在 2002 年约翰内斯堡的可持续发展世界首脑会议上,第一次使用水中和这一概念,以量化与会代表消耗的水量并将其转化为货币。鼓励代表、企业和社会团体通过购买水中和证书抵消其在 10 天峰会期间的水量消耗,使该峰会成为“水中和”峰会。水中和行动的抵消投资将用于为南非需水社群安装水泵和开展水资源保护行动。(Water Neutral, 2002)。2007 年,可口可乐公司作出在其经营过程中实现水中和。这里的“水中和”可以理解为:①减少自身经营用水,②将使用后的水以清洁的形式返还到环境中,③通过保护和回收利用项目抵偿存在于成品饮料中的水。同年,英国住房部公布了扩张重建“泰晤士闸门”项目的官方文件,力图实现水中和意味着尽管将建造许多新住房及迁入更多的人口,但是并不需要消耗额外的水资源。通过减少已有建筑的使用水量来抵偿新建建筑对水的额外需求(Environment Agency, 2007)。在这三个案例中,水消耗量是按照取水量(而不是消耗量)来进行测量的,而且三个案例都包含一些“抵偿”形式。此外,三个案例都仅考虑了直接用水,而忽视了间接用水。然而,这三个水中和概念的应用例子都对减少用水与抵偿相比提出了不同的权重。约翰内斯堡和泰晤士河口的案例本质上是关于抵偿,而可口可乐公司的案例运用“抵偿”仅仅是针对不能够被减少的那部分消耗水(这些水包含在饮料当中)。约翰内斯堡和泰晤士河口的案例的不同点在于后者在相同的划定区域内寻求抵偿,而前者则不仅仅局限于这个方面。Hoekstra (2008a)建议将水中和概念与水足迹概念相关联,并且做了如下定义:在活动或产品中尽可能地减少水

足迹,并且抵偿剩余水足迹的负外部性影响。通过将水中和概念与水足迹概念相关联,现在这个概念同样可以用于间接用水。在某些特定情况下,能够完全避免水循环的干扰时,即完全水循环或零浪费。根据定义,水中和意味着水足迹被抵消;在其他情况下,如作物生长,水消耗是不能避免的。因此,根据这个定义,水中和并不总意味着将耗水量降低到零,但是水足迹应当尽可能地减少,同时应当完全抵偿剩余的水足迹影响。抵偿可以通过在剩余水足迹产生影响的水文单元投资致力于更加持续和公平的水资源利用来实现。水中和概念的最新定义中仍存在许多重要问题。例如,水足迹减量的合理预期是多少?水抵偿的合理价格是多少?什么样的工作能够算作抵偿?只要这些问题没有解决,使用水中和概念的风险就在于其解释往往取决于用户。有些人根据这个概念在经营和供应链上采取实际措施,而一些人则仅仅是用来增加广告的吸引力。另一个风险在于将重心从水足迹减量转移到抵偿。水足迹能够进行经验测算,所以能够减量。但定义抵偿和测量其有效性更加困难,因此扩大了其概念滥用风险。此外,抵偿应当是最后不得已的选择,应当在首先进行企业水足迹减量后才予以考虑。

专栏 5.2 水足迹抵偿

水足迹抵偿的概念至今仍不明确。一般是指采取措施补偿水足迹减量后仍然存在的水足迹的负面影响。但是这个定义有两个薄弱点:①没有指定具体的补偿措施,以及什么程度的补偿足以抵消确实存在的水足迹影响;②没有指定哪种影响应该补偿以及如何测量这些影响。第4章对这种影响进行了更广泛的解释。事实上,抵偿概念没有明确的定义,易被误用。由于没有一个明确的定义,在“抵偿”的旗帜下采取的措施将可能成为一种形式上的“漂绿”^①,而不是旨在实施补偿的实际行动。出于这个原因,我们强烈建议侧重于水足迹减量,仅仅是在最后阶段实施抵偿。另一个原因是水足迹及其相关影响总发生在当地,在这个方面,水足迹明显区别于碳足迹。在过去几年中已经发展形成了关于碳足迹抵偿的全球市场的思想,却没有关注水足迹方面产生的影响。水足迹抵偿通常应该发生在水足迹产生的流域,这再一次推动关注企业自身的水足迹,并且不允许考虑那些能够轻易买到一般意义的抵偿计划。

① 译者注:指公司为树立支持环保的虚假形象而做的公关活动、捐赠等。

5.3 消费者

当发生以下情况时消费者的水足迹是可持续的：①总水足迹低于世界的平均值；②总的水足迹中没有组分位于热点地区；③在合理的社会成本下，总水足迹的成分不能减少或者完全避免。

消费者可以通过安装节水马桶，采用节水龙头，刷牙时关掉水龙头阀门，使用较少的水来灌溉花园以及不从水槽处理药品、油漆或者其他污染物等方式，减少直接水足迹。

消费者的间接水足迹一般大于直接水足迹，往往有两种选择来减少他们的间接水足迹。第一种选择是改变消费结构，通过使用需要较少水足迹的产品来替代需要较多水足迹的特定产品。例如，少吃肉类食品或者成为素食主义者，喝清水替代咖啡，或者少穿棉质衣服和人造纤维衣服。这种方法有局限性，因为许多人不能轻易地从肉食者转变为素食者，而且人们喜欢咖啡以及棉衣。第二种选择是选择那些水足迹相对较小或者没有较大的水资源短缺问题的地区所生产的棉衣、牛肉和咖啡。然而，这要求消费者根据适当的信息作决定。因为消费者不容易得到这些信息，所以消费者能做的一件重要的事情是要求商业增强产品的透明度以及要求政府加强调控。当一件特定产品对水系统影响的信息可获得后，消费者可以有意识地选择性购买。

5.4 公 司

企业水足迹战略包括许多目标和行动(专栏 5.3)。企业可以通过在经营过程

专栏 5.3 企业水足迹响应方案

水足迹减量目标——经营

- 设置产品或产地标杆。定义企业最佳实践和制定取得最佳实践的目标。可以依托企业自身或者某个部门来实现。
- 减少蓝水足迹。通过循环利用、采用节水装置、用低耗水过程替代高耗水过程等方式来减少水资源消耗。
- 在热点地区减少蓝水足迹。要注意在贫水地区、环境流受影响的河流或地下水、湖泊水位正在下降的区域采取措施。
- 减少灰水足迹：减少废水量；回收化学用品；废水排放前进行处理；从废水中回收热量。
- 减少热点区域的灰水足迹。注意在环境水质标准遭破坏的区域采取措施。

水足迹减量目标——供应链

- 与供应商在减量目标上达成共识。
- 转向其他供应商。
- 在供应链上取得更多或全面控制权。为了在供应链上进行合并或者取得更好的控制而转变商业模式。

水足迹减量目标——最终使用

- 在使用阶段减少内在水需求。减少使用产品的预期水消耗(如使用节水马桶、干燥卫设、节水龙头、节水洗衣机、节水灌溉装置等)。
- 在使用阶段减少污染风险。避免或者尽量少使用对水体有害的物质(如肥皂、洗发剂等)。

水足迹抵偿方法

- 环境抵偿。在企业水足迹的发生地,加大投资以提高流域管理和流域水资源的可持续利用。
- 社会抵偿。在企业水足迹的发生地,加大投资以改善公平性用水,如扶贫、改善清洁水供应和卫生设备。
- 经济抵偿。在企业水足迹的发生地,抵偿由上游企业大量消耗流域水资源而受到影响的下游用户。

产品和商业透明化

- 遵照共同的定义和方法。促进并采用本手册中对于水足迹核算和评价所设定的全球性标准。
- 促进完整供应链水足迹核算。与供应链上的其他单位合作以实现最终产品的完整的水足迹核算。
- 企业水足迹报告。在每年的可持续报告中报道水的相关行动、目标以及进程,并涵盖整个供应链。
- 披露产品水足迹。在报告或互联网上披露相关数据。
- 产品水足迹标签。和上述相同,但是此处是要把信息标在标签上,可以单独标识,也可以包含在其他的标签上。
- 企业水足迹认证。促进并帮助建立一套水足迹认证体系,并且遵照它。

参与

- 消费者交流;与社会团体进行合作。
- 主动与政府部门合作制定相关法律法规。

中减少水消耗以及将水污染降低到零来减少企业自身的水足迹。这里的关键词是：避免、减少、回收和排放前处理。通过避免蒸发，蓝水足迹能够减少到零；通过尽可能地减少废水以及在生产中处理废水，灰水足迹同样能够减少到零。这些可以通过企业自己的设施或者公共污水处理设施来处理，最终排入水系统的水质决定灰水足迹。

对于大多数企业，供应链水足迹远远大于经营水足迹。因此企业关注供应链同样至关重要。由于不能直接控制，在供应链上取得突破也许更加困难，但是这也更加有效。企业可以通过与供应商在某些标准上达成协议或者简单地更换供应商来减少供应链上的水足迹。在许多情况下，这也许是相当有意思的任务，因为为了合并或者更好地控制供应链以及使供应链对消费者完全透明，需要转变整个企业模式。

企业也应当尽力减少消费者在使用他们的产品时的水足迹。当消费者使用肥皂、清洗剂或者油漆时，他们可以通过排水系统将其排掉。当这些水没有被处理或者当这些化学物质不能或者只有较少部分被去除时，将会产生灰水足迹，而这些灰水足迹在企业使用低毒、无毒和更容易降解的材料时是可以避免的。

在众多替代性或者辅助工具中能够帮助提高透明度的是：遵照共同的定义和方法（如本手册中提到的），水足迹报告和披露相关资料。明确水足迹减量目标可促使企业及时设置量化的水足迹减量活动。设定标杆是大型企业或者特定部门一种有潜力的工具：在供应链上的一个企业能够达到的成就，在供应链上的其他企业中同样能够实现。

5.5 农 民

农业是上一节讨论的企业行为的一种。对于从事畜牧业的农民来说，他们最关心的问题应该是他们所购买或者自己生产的饲料的水足迹。对于从事耕种的农民来说，专栏 5.4 中列举的水足迹减量方案，大部分是可行的。在雨养农业区，减少单位作物生产的绿水足迹的优势在于其可以增加雨养农业区总的产量，这样就降低了其他地方的生产需求，减少其他地方对土地和蓝水、绿水资源的需求。在一个地方减少每吨作物的绿水足迹就能够减少总的作物生产的蓝水足迹。在灌溉农业区，改变灌溉技术和用水理念能够极大地减少蓝水足迹。使用滴灌代替喷灌或者沟灌能够大大地减少蒸发，此外，传统农业模式以产量(t/hm^2)最优为指导，往往产生不必要的灌溉用水。使用“非充分灌溉”替代充分灌溉可能是明智的选择，这种灌溉理念旨在最大化水分生产率(t/m^3)而不是最大化产量(t/hm^2)。非充分灌溉，是指在作物生长的干旱阶段进行灌溉；过了这个时期，就限制灌溉，或者在降雨能够提供最低限度的供水时，甚至不进行灌溉。另一种方法是进行“补充灌溉”，

此法能节约更多的水。此法是指在降雨不能为作物正常生长提供充足的水分时,为提高或者稳定产量,用少量的水来灌溉雨养作物。通过采取禁止或者严格限制人工化肥、杀虫剂以及其他化学物品的使用的有机农业模式,在农业生产过程中能够极大地减少灰水足迹。

专栏 5.4 农民减少水足迹的方案

减少作物生长的绿水足迹

- 通过提高农业技术来增加雨养农业区的土地生产率(t/hm^2),因为区域内持有雨量是一定的,提高水分生产率(t/m^3)可使绿水足迹(m^3/t)减少。
- 地面覆盖减少土壤表面蒸发。

减少作物生长中的蓝水足迹

- 采用更低蒸发损失的灌溉技术。
- 选择更适合区域气候的作物或作物品种,从而减少灌溉用水。
- 以增加蓝水水分生产率(t/m^3)替代最大土地生产力(单产, t/hm^2)。
- 通过优化时间和水量来完善灌溉制度。
- 减少灌溉(如非充分灌溉或者补充灌溉)或者不进行灌溉。
- 减少水库蓄水和水分分配系统中的蒸发损失。

减少作物生长中的灰水足迹

- 减少或者不使用化学物品(如人工化肥、杀虫剂),如推广有机农业。
- 使用更易于吸收的化肥或堆肥,减少淋溶量和径流。
- 优化化学物品使用时间和技术,以减少其需求或减少淋溶量和径流。

5.6 投资者

不明确重视企业水足迹并制定适当的响应机制(见之前的章节)可能会产生各种商业风险(Levinson et al., 2008; Pegram et al., 2009; Morrison et al., 2009, 2010; Barton, 2010)。首先,企业可能面临物理风险,淡水短缺将影响供应链或企业自身经营;其次,当企业能否妥善解决可持续和公平用水等问题受到大众和媒体关注时,企业的形象可能毁于一旦,供应链或企业经营中的水消耗或水污染以及缺乏缓解策略等将对企业的声誉构成威胁;最后,出于人们对稀缺淡水资源的可持续利用和公平使用的意愿,毫无疑问政府干预与调控将会增加。未来法规调控的不确定性使企业面临风险,因此企业最好不要忽视而是要提前采取行动。以上提到

的三种风险中的任意一个都可能转化为经济风险,即增加成本或者降低收入。因此,投资者对其所投资企业披露与水资源相关的风险信息越来越感兴趣。

实际上,风险对那些积极应对全球淡水匮乏挑战的企业来说可以转化为机会。领先者会在别人之前实行生产透明化,设定水足迹减量的具体的可量化的目标。尤其是在水匮乏和污染问题最为严重的地方,领先者能够展现其实际的改进措施,并转化为竞争优势。

最后,且不说强调风险的需要和从积极应对策略中获利的机遇,解决淡水匮乏和污染问题应该视为企业社会责任(CSR)的一部分。现在,企业关注的环境问题大多与能源问题有关,增加对世界范围内淡水领域的关注是合乎情理的,因为淡水匮乏问题是继全球变暖之后又一重大环境问题和挑战。

5.7 政 府

制定并贯彻良好的水资源政策仅仅是明智的水资源管制的一部分。明智的水资源管制也要求政府将可持续水资源利用目标应用于其他政策中。政府希望以一种环境可持续性、社会公平性和经济有效性的方式来使用淡水资源的意图,不仅要在政府的水资源政策中得到体现,同时也要在环境、农业、工业、能源、商业以及森林等相关政策中得到体现。不同部门之间政策的一致性至关重要。例如,如果缺水地区一个农业政策导致水需求的加剧,这将致使狭义的传统的良好水资源政策变得毫无意义。此外,从地方层面到国家层面,不同层次的管理也需要一致性,国际合作也是至关重要的。例如,一项关于执行农业水价结构的国家政策,如果其他国家不认同,就会存在不公平的竞争风险,那么该政策就无法落实。另一个例子是,实现产品透明化同样需要国际合作,许多高耗水商品的供应链完全是国际化的。

往往国家在考虑如何满足其用水户需求的基础上来制订国家用水计划。尽管除了增加供水外,一些国家目前正考虑减少水需求的方案,但这些方案通常不包括全球尺度的水管理,没有明确考虑通过进口高耗水产品来节水。此外,如果政府仅关注其本国的用水情况,则往往会对国家消费的可持续性存在问题。事实上,许多国家将其水足迹外部化,而未关注进口产品的生产国是否存在水资源匮乏或者污染的情况。政府应当与消费者及企业共同努力以实现消费产品的可持续性。国家水足迹核算应该是国家水资源统计标准的一部分,为国家制订用水计划和流域计划提供基础,并与环境、农业、工业、能源、商业、国外业务和国际合作等国家政策保持一致性。

水足迹和虚拟水贸易核算能够对制定各种政府政策有帮助,如国家或州的水政策、流域政策、本地水政策、环境政策、农业政策、工业/经济政策、能源政策、贸易

政策、对外政策和发展合作政策(专栏 5.5)。由于政府机构可以被视为企业,因此政府要做的另一件重要的事情是考虑减少其自身的水足迹。

专栏 5.5 政府减少水足迹及缓解相关影响的方案

国家、流域及本地水政策

- 采纳国家水足迹核算方案,为制定最佳决策而拓展知识基础。采用水足迹和虚拟水贸易的相关信息来支持国家的流域制定水资源规划。
- 在所有部门通过提高技术来增加水分生产率并且减少单位产品的水足迹,以此在用户层次提高水的利用效率。
- 通过水资源分配实现最大社会利益,在流域尺度上提高水的利用效率。
- 促进国内水资源分配,使国家生产较其他国家而言具有相对优势的产品。
- 国家节水:减少虚拟水出口,增加虚拟水进口和减少国家水足迹(Allan,2003; Chapagain et al.,2006a)。
- 减少国家水依赖:减少外部水足迹。

国家环境政策

- 可持续产品:在全国范围内或指定流域内制定水足迹减量目标;关注受影响最大的热点地区。在相关部门将流域目标转化为可操作的计划。
- 可持续消费:设定关于减少国民消费的内部和外部水足迹的目标;聚焦热点地区,将目标分配至特定的产品类别和经济部门。
- 将自然保护和生物多样性保护的目标转化为蓝绿水环境需水;在流域规划中整合环境用水需求(Dyson et al.,2003; Acreman and Dunbar,2004;Poff et al.,2010)。
- 消费者、环保部门和其他社会机构合作帮助提升消费者、农民和企业领导的“水意识”。
- 在减少食物链(从田间到家庭)损耗方面设定目标并且制定合适的策略。这种食物的损失相当于水的损失。

国家农业政策

- 在制定国家粮食安全政策中包括本国可利用水资源的可持续利用目标。
- 在水匮乏地区对高耗水农业不予资助。
- 促进适应当地气候的作物的生产,减少灌溉需求。
- 支持对节水灌溉系统和节水技术的投资。

- 促进农民避免或减少使用化肥和杀虫剂,或者采用更好的施用方式,减少排放到水系统中的化学物质。
- 在农业中促进水足迹减量(专栏 5.4)。可以采用不同的替代或者补充方案,如法律法规(如灌溉技术和化学物品的使用时间、使用量)、用水许可证、配额、全成本水价、可交易的用水许可、特殊灌溉技术补贴、强制性水表、意识增强。

国家工业/经济政策

- 提高产品透明度。通过部门签订自愿协议或立法的方式来实现。
- 将国家水足迹减量目标转化为产品、生产者和部门的减量目标。通过立法或经济刺激(水足迹税、特定水足迹减量措施的补贴)来实现。

国家能源政策

- 研究能源方案对水的需求,尤其注意生物能源的水足迹。
- 协调水和能源政策,使得能源政策不增加能源部门的水足迹,水资源政策不增加水部门的能源消耗和碳足迹。

国家贸易政策

- 确保贸易和水资源政策的一致性。减少从缺水地区出口低价值的高耗水产品(同时增加进口)。在富水地区促进高耗水产品的出口。
- 如果有必要,考虑从国家安全的角度出发,减少对虚拟水进口的依赖性(即减少外部水足迹)。
- 提升贸易产品的透明度,使得产品的水足迹能够追根溯源。

国家对外政策和国际合作

- 促进达成全球水足迹减量的国际协议。例如,以“水足迹许可协议”的形式对个别国家设定最高水足迹目标(Hoekstra, 2006, 2010a; Hoekstra and Chapagain, 2008; Verkerk et al., 2008)。
- 在产品透明度上达成国际协议(Hoekstra, 2010a, 2010b)。
- 达成国际水价协议(Hoekstra, 2006, 2010a; Hoekstra and Chapagain, 2008; Verkerk et al., 2008)。
- 与发展中国家,政府及其他组织合作来减少水足迹;关注全球缺水、存在严重污染问题及贡献大量外部水足迹的热点区域。

减少政府机构和服務的水足迹

- 参见企业响应方案(专栏 5.3)。
- 将产品水足迹作为政府可持续采购的一个标准。

政府制定减少水足迹战略的关键包括：提升消费者和生产者对水的认识，提高经济社会各个部门的节水技术，重构水价机制使最终产品的成本包括水投入的全部成本，提高产品在整个供应链上的透明度，对不可持续的供水进行经济重组。这些挑战需要跨部门，甚至在许多情况下需要国际合作。政府行政指令往往被分解为不同的政策领域和层次，所以真正的任务是找出在不同的政策领域和不同层次应当采取什么措施来实现协调一致的行动。

第 6 章 水足迹评价的局限性

水足迹是一个相对较新的概念,水足迹评价是一个新的工具。新的概念和工具往往充满希望并给人想象力,但是人们的希望并不一定总能实现。在全球淡水资源短缺的今天,水足迹是一个十分有效的指标,因为水足迹能够展示消费者、生产者以及单个过程和产品在何时、何地以及如何使用有限的水资源。水足迹评价在量化和定位水足迹、评价水足迹是否可持续,确定实施水足迹减量方案等方面是一个有效的工具。话虽如此,但水足迹只是可持续、公平、有效的分配和利用自然资源等广泛主题中的一个指标。显然,要实现对水足迹的综合理解,需要一系列相关指标的补充。同样的,水足迹评价仅是理解社会和自然环境之间复杂关系的工具。它重点关注在有限的供给下淡水资源的利用,不能解决和缺水无关的水方面的问题(如洪水或者贫困社区缺乏适当的供水基础设施),也不能解决除了淡水资源短缺之外的其他环境问题。

因此,水足迹评价只是一个工具,作决策时,为了理解各种相关问题,需要与其他分析工具一起使用。迅速普及水足迹作为淡水使用的综合指标,有助于将缺水问题纳入政府和企业的议程之中,但是也存在过于简单化的风险。目前的一种趋势是,政府和企业将复杂的现实问题简化为有限的指标。政府重点关注的单一指标是国民生产总值(GNP),企业重点关注的单一指标则是“利益”。更广泛地讲,政府通常重视社会、环境、经济等有限的指标,如 GNP 就是经济指标之一。企业通常使用几个“关键绩效指标”,常常归类为三系“人-地球-利益”(Elkington, 1997)。水足迹也可以看成另一类指标,在政策制定者和最高管理人员的控制台增加这个指标是十分有用的,但是同其他广泛使用的环境、社会和经济指标一样存在相同的问题:它没有讲述完整的故事,仅仅将其简化为一个简单的措施。指标只有被广泛使用才会有意义。

在作决策和相关权衡之前,应当综合考虑其他相关的环境、社会、制度、文化、政治和经济因素以进行水足迹分析。减少或重新分配人类水足迹是可持续发展的关键,但是其他因素也很重要。在制定应用不同技术、制度、政治、交际、经济和法律等手段来减少水足迹的策略时,将其他因素纳入考虑是必要的。

为了更好地了解什么是水足迹评价,需考虑以下局限性(非详尽)。

(1) 水足迹评价侧重于从有限淡水资源角度来分析淡水的使用,不能解决其他环境问题,如气候变化、矿产枯竭、生境破碎化、可利用土地短缺或者土壤退化,也不能解决社会或经济问题,如贫穷、就业和福利。水足迹评价仅仅在一定范围内

涉及环境、社会和经济问题,如淡水资源的使用对生物多样性、健康、福利或者公平分配的影响。显然,当希望了解环境、社会和经济问题时,不仅要考虑淡水资源,还需要考虑更多其他因素的作用。尽可能减少人类水足迹仅是更为广泛的环境问题中的一个挑战。

(2) 水足迹评价讨论了淡水短缺和污染问题,却没有涉及洪水问题,也没有涉及人们缺少清洁用水的问题。因为这不是缺水问题,而是贫穷问题。更进一步地说,水足迹与淡水资源相关,而不涉及海水的利用和污染。水足迹评价仅考虑了一个流域内受人类活动影响的淡水的质量或数量。

(3) 水足迹是考虑耗水和水污染的一个指标。从流域角度看,这是十分有意义的,因为在流域尺度上可利用的淡水是有限的。蓝水、绿水和灰水足迹显示人类活动和产品对这些有限淡水资源的需求。另一个用水经典指标是“蓝水取水量”(取水)。了解蓝水的取水量同样有意义。不仅从流域角度,而且从水用户角度来看,了解水量平衡的所有组成部分都是很有价值的。

(4) 企业对“水风险”的兴趣日益增长(Levinson et al., 2008; Pegram et al., 2009; Morrison et al., 2009, 2010; Barton, 2010)。评价一个企业的水足迹有助于了解部分风险,其方式主要是显示公司水足迹不可持续部分。但是水足迹评价不等同于风险评估。一个公司的水足迹不可持续成分,意味着物理、声誉和管理的风险,影响公司的社会经营,但是如果只关注水资源风险,那么开展水足迹评价是无效的。

(5) 政府对于管理公共资源具有不可推卸的责任。在过去几十年中,政府逐渐认识到综合方法的重要性,保持不同领域政策的一致性和连贯性是非常必要的。在水资源管理领域,综合方法通常有以下几种:“水资源综合管理”(IWRM),或者在一个具体的流域,采用“流域综合管理”(IRBM)(GWP, 2000; GWP and INBO, 2009; UNESCO, 2009)。IWRM 和 IRBM 是应用非常广泛的思想,不仅能够解决如“什么是最佳的综合规划”的问题,也能处理如“如何制定并实施这个计划”的组织问题以及如“如何创造允许条件”的制度问题。水足迹评价工具显然不能取代 IWRM 和 IRBM,但是它能够作为帮助扩展 IWRM 和 IRBM 基础知识的一个分析工具。水足迹评价通过引入供应链思维方式以及包含国际贸易相关的水资源和污染方面的分析,在缺水分析上扩展了传统思路,有助于在水资源管理方面作出更好的决策。

最后,值得一提的是,水足迹概念自 2002 年出现在学术舞台上,直到 2007 年下半年才进入企业、政府和社会组织领域。这意味着这个概念的实践经验有限。因此,很难找到充分的水足迹评价的实践例证。许多水足迹研究还停留在核算阶段,除了全球水足迹研究(Hoekstra and Chapagain, 2007a, 2008)以外,大量关于各种地理环境的水足迹研究已经完成(Kuiper et al., 2010)。西班牙政府首先采纳

了水足迹概念:在准备流域管理规划时需进行流域水足迹分析(Official State Gazette,2008; Garrido et al.,2010)。许多企业已经开始分析部分产品的水足迹,但仅有少部分企业到了能够公布分析结果的阶段(SABMiller and WWF-UK,2009; SABMiller et al.,2010; TCCC and TNC,2010; IFC et al.,2010; Chapagain and Orr,2010)。目前还很少有按照本手册的描述进行全面的水足迹评价的研究。但可以预期的是,越来越多的实践应用将为完善本手册提到的步骤和方法提供大量有价值的信息。

第7章 未来挑战

7.1 水足迹评价的方法和数据

在进行水足迹评价时会遇到许多实际的问题。大部分情况下这本手册都可以给予足够的指导,但是仍然需要进行完善。一个重要的问题是如何处理数据缺乏的情况。这种情况下,应当采用哪些默认数据?应当做哪些合理的简化?因此最大挑战就是完善更为具体的指导原则,确定在无法对当地进行准确评价时需要采取的默认数据。在这种情况下,需要完善各种过程和产品的的水足迹评价的默认数据库,并区分不同的生产区(如国家)。这种数据库对评价消费者和生产者的水足迹也非常有价值,消费者和生产者往往知道他们所购买的物品却不知道他们所购买产品的生产过程和供应链的详细情况。

水足迹评价的一个实际问题就是终止问题,2.2节中也谈论到这个问题。其实终止问题就是关于在分析中包括什么,排除什么。在评价具体产品的水足迹时,如果即使扩大分析范围,一些成分对总水足迹也并无太大影响,此时更深层次的追溯供应链的细节也并未产生额外价值。对于哪些可以从产品水足迹分析中剔除这一问题,为了不断完善相关的指导原则,需要进行更多产品水足迹核算的实际应用。同样,关于哪些投入产品可以从企业水足迹分析中剔除的问题也需要进行更多的实践。

如何处理随时间的变动和改变是一直以来没有得到充分关注的问题。在很多年份中,水资源使用在1年当中不断变化。例如,农业灌溉用水取决于具体年份的降雨形式(Garrido et al., 2010)。此外由于各种因素(包括与水无关因素)的影响,水分生产率每年都在变化,导致水足迹也随之发生变化。显然,在这种情况下,调整结构或是过度用水已经无法简单解释每年的水足迹变化。因此,如果水足迹数据能够代表一段年份的平均值,那它的含义就会更加丰富。此时出现的问题是,如何确定最适合的分析时间范围:5年,10年,或是更长时间?什么时候需要分析一段时间的趋势?在某些情况下,输入数据中的部分采用长时间序列(如气候使用30年的平均值),而另一些数据可能,仅仅是使用1年的数据或5年的平均值。最后,需要强调的是,数据的选择取决于分析的目的。

变动的问题在更广义上讲是不确定性的问题。选择数据的不确定性对水足迹核算影响很大,这意味着得到的结果应谨慎地给予说明。不确定性分析十分必要,但

是由于时间限制,往往无法进行深入的不确定性和敏感性分析。在研究中,至少应该确定一些简单的指标,用以评价不同水足迹核算的不确定性的量级,为其他研究者提供参照。目前,还没有关于不确定性的研究。

从更详细的程度分析水足迹,研究者会发现仅仅将水足迹分为蓝水、绿水和灰水三部分还是太粗糙。因此如果有必要,研究者可将蓝水足迹核算分成若干部分,如地表水足迹、可更新的地下水足迹、深层地下水足迹核算(见 3.3.1 节)。灰水足迹可分为具体污染物的灰水足迹核算(见 3.3.3 节)。

对于灰水足迹的计算,如何定义自然本底浓度和最大容许浓度是一个很大的挑战。二者都应以具体流域为参照。但是许多情况下,无法获得这些数据。我们建议,可认为一些特别的化学物质自然本底浓度为 0,如果一个流域的其他化学物质的浓度也无法获得,建议使用一个假定值。同时也应明确是否需要采用日或月平均浓度数据。并非所有物质的环境水质标准的最大容许浓度都可以获得,这种情况建议最好采取默认值。

当计算蓝水足迹时,一个问题是:最好采用什么分辨率和尺度?如果水资源取自于一个地区,但回流到下游的某个地区,这该怎么办?按照定义,蓝水足迹是指“消耗用水”,是一个产品中所包含的蒸散发,或是取水后未回流至同一流域的量。这明显取决于分析的尺度,即取水后回流至下游的是不是耗水存在不确定的情况。例如,从局部地区的角度来看水资源被消耗了,但从一个大尺度的区域来看水资源又回流到原流域,也就是没有水资源消耗。其界限的区分仍需一段时间来进行更多更为深入的研究,经过不断讨论,从而确定合适的研究界限。另一个问题是:从地下水中取水,使用之后排放到了地表水中,这种情况应该如何分析?如果将包括地下水和地表水两部分的蓝水统一考虑,地表水和地下水互相干扰,无法很好地反映蓝水足迹。虽然对大部分研究不会产生影响,但是在深入细致的研究中,应区分地下蓝水足迹和地表蓝水足迹。而且在地下水中,可更新地下水和深层地下水差异很大。

利用遥感技术在高空间和时间分辨率下评价农业中绿水足迹和蓝水足迹是一项新的研究(Zwart et al., 2010; Romaguera et al., 2010),但该方法需要进一步的完善,加强验证分析并提高可操作性。

具体流域的“环境流需求”(附录 V)和“环境绿水需求”(专栏 4.3)的量化需要进行大量研究,因为这些数据是评价具体流域的蓝水足迹和绿水足迹可持续性的重要组成部分。同时,地下水水位和湖泊水位的最大容许下降程度的具体量化也需要进一步研究(专栏 4.5)。

水足迹可持续评价章节中已写到应对可持续性标准的定义给予更多的关注,尤其是社会和经济可持续性标准(4.2.3 节和 4.2.4 节)。同时,初级影响和次生影响的调查主要取决于评价时所选择的影响类型。目前本手册对于哪些影响类型

必须考虑及哪些影响重要性较低的指导很少,需要进一步完善如何根据不同研究目的选择不同的影响类型。

最后,必须加强对政策方面的认识,了解不同类型的政策响应如何影响不同活动的蓝水、绿水和灰水足迹及其成效。

7.2 不同内容的水足迹应用案例

水足迹概念的应用正在快速增长。从表 7.1 中可以看出,大部分研究发表于 2007 年以后。目前水足迹研究的类型主要包括:全球、国家、地区、流域、产品和公司等水足迹。大多数研究主要集中于水足迹核算,而很少有研究覆盖水足迹评价的所有阶段。未来研究的主要挑战是进行可持续评价和响应方案的制订。

表 7.1 水足迹研究概况

全球、国家以上层面的水足迹和虚拟水贸易研究	全球尺度(Hoekstra and Hung,2002,2005; Hoekstra,2003,2006,2008b;Chapagain and Hoekstra,2004,2008; Hoekstra and Chapagain,2007a,2008; Liu et al.,2009;Siebert and Döll,2010) 中亚(Aldaya et al.2010c)
国家的水足迹及其虚拟水贸易研究	中国(Ma et al.,2006; Liu and Savenije,2008; Hubacek et al.,2009; Zhao et al.,2009) 德国(Sonnenberg et al.,2009) 印度(Kumar and Jain,2007; Kampman et al.,2008; Verma et al.,2009) 印度尼西亚(Bulsink et al.,2010) 摩洛哥(Hoekstra and Chapagain,2007b) 荷兰(Hoekstra and Chapagain,2007b; Van Oel et al.,2008,2009) 罗马尼亚(Ene and Teodosiu,2009) 西班牙(Novo et al.,2009; Aldaya et al.,2010b; Garrido et al.,2010) 突尼斯(Chahed et al.,2008) 英国(Chapagain and Orr,2008; Yu et al.,2010)
国家层面以下的水足迹及其虚拟水贸易研究	中国省市(Ma et al.,2006) 中国北京(Wang and Wang,2009) 印度各州(Kampman et al.,2008) 西班牙拉曼恰自治区(Aldaya et al.,2010d) 西班牙 Andalusia (Dietzenbacher and Velazquez,2007) 巴勒斯坦约旦河西岸(Nazer et al.,2008) 西班牙 Guadiana 流域(Aldaya and Llamas,2008) 加拿大 Lower Fraser 峡谷和 Okanagan 流域(Brown et al.,2009) 非洲尼罗河流域(Zeitoun et al.,2010)

续表

产品水足迹研究	生物能源 (Gerbens-Leenes et al., 2009a, 2009b; Gerbens-Leenes and Hoekstra, 2009, 2010; Dominguez-Faus et al., 2009; Yang et al., 2009; Galan-del-Castillo and Velazquez, 2010; Van Lienden et al., 2010)
	咖啡 (Chapagain and Hoekstra, 2007; Humbert et al., 2009)
	棉花 (Chapagain et al., 2006b)
	花 (Mekonnen and Hoekstra, 2010b)
	珍珠粉树 (Jongschaap et al., 2009; Maes et al., 2009; Gerbens-Leenes et al., 2009c; Hoekstra et al., 2009c)
	芒果 (Ridoutt et al., 2010)
	玉米 (Aldaya et al., 2010a)
	肉 (Chapagain and Hoekstra, 2003; Galloway et al., 2007; Hoekstra, 2010b)
	洋葱 (IFC et al., 2010)
	纸 (Van Oel and Hoekstra, 2010)
	面 (Aldaya and Hoekstra, 2010)
	披萨 (Aldaya and Hoekstra, 2010)
	大米 (Chapagain and Hoekstra, 2010)
	软饮料 (Ercin et al., 2009)
	大豆 (Aldaya et al., 2010a)
	糖 (Gerbens-Leenes and Hoekstra, 2009)
	茶 (Chapagain and Hoekstra, 2007)
	番茄 (Chapagain and Orr, 2009)
	小麦 (Liu et al., 2007; Aldaya et al., 2010a; Zwart et al., 2010; Mekonnen and Hoekstra, 2010a)
	普通食物 (Chapagain and Hoekstra, 2004; Hoekstra and Chapagain, 2008; Hoekstra, 2008c)
企业水足迹研究	SABMiller 的啤酒 (SABMiller and WWF-UK, 2009; SABMiller et al., 2010)
	可口可乐公司的可乐和橙汁 (TCCC and TNC, 2010)
	Nestle 的谷物早餐 (Chapagain and Orr, 2010)
	Mars 的冰糖和面食 (Ridoutt et al., 2009)

7.3 将水足迹纳入已有的水与环境核算和报告中

国家或公司以往对用水的统计通常局限于取水量。由于忽视绿水、灰水和间接用水消耗的统计,信息量比较狭窄。在企业统计中,传统方法没有关注供应链的水消耗和污染。在国家统计中,未包括虚拟水的进出口,未考虑到国家消费的水足迹中有一部分发生在国外。因此,有必要在政府统计中纳入水足迹统计数据。同样,在可获得的国际统计数据库中也应纳入水足迹相关数据,如联合国粮农组织

(FAO——全球水和农业信息系统,联合国粮农组织统计网)、联合国环境规划署(UNEP——全球环境展望数据门户)、联合国开发计划署(UNDP)、联合国贸易与发展会议(UNCTAD)、联合国统计司、欧盟委员会(Eurostat)和世界银行。许多与世界状况有关的国际出版物已将国家水足迹纳入其统计范围(WWF, 2008, 2010; UN, 2010a)。公司环境和可持续发展报告也应该加入水足迹核算的内容。

7.4 水足迹与生态、能源和碳足迹方法的联系

水足迹是“足迹家族”的一员。最早的“足迹”概念是1990年由William Rees和Mathis Wackernagel提出的生态足迹(Rees, 1992, 1996; Rees and Wackernagel, 1994; Wackernagel and Rees, 1996)。生态足迹衡量可利用的生物生产力的地域空间,并用面积单位表示。“碳足迹”的概念源自生态足迹,2005年之后得到广泛关注(Safire, 2008)。碳足迹是指企业机构、活动或产品所产生的温室气体(GHG)排放总量,以CO₂当量表示。尽管碳足迹概念提出时间较短,但温室气体排放计算已有较长时间。例如,在1990年政府间气候变化专门委员会(IPCC)进行了第一次评价。与此相关,能源研究中的“隐含能”(embodied energy)和“能值”提出时间比生态足迹和碳足迹概念更早(Odum, 1996; Herendeen, 2004)。这些概念指生产产品所消耗的总能量,以焦耳表示。

“水足迹”概念于2002年首次应用于水研究领域(Hoekstra, 2003)。“水足迹”一词是类比生态足迹概念提出的,但水足迹源自水研究领域,而不是环境领域。尽管生态足迹、水足迹、碳足迹和隐含能的概念非常相似,但都具有各自不同的根源。这使得不同指标的量化范围既有共同点,也有不同点。这里可以列举生态足迹和水足迹的两点区别:生态足迹基于全球平均生产力计算,水足迹的计算则基于当地生产力;生态足迹往往不具有明确的空间范围,但水足迹有明确的空间范围(Hoekstra, 2009)。

各种“足迹”概念都是人类消费中自然资本消耗的补充指标。由于每个指标提供了不同的信息,因此这些指标都具有不可替代性。仅关注一个地区的土地需求、水需求或能源需求是不够的;土地可以成为发展的限制因子,而淡水资源和能源同样也可以。未来研究的一大挑战是将各种足迹概念和相关方法在统一的概念体系和分析框架下进行整合。

7.5 水足迹与物质流分析、投入产出模型和生命周期评价的联系

物质流分析(MFA)是在明确定义的分析系统中分析物质流动的方法。在国家和

区域层面, MFA 可以研究经济体内部、经济体与自然环境之间的物质流动。在工业领域, MFA 可进行公司或工业供应链的物质流分析。对于具体的产品, MFA 可研究产品生产体系中不同阶段的输入(资源)和输出(排污)。产品物质流分析与生命周期评价(LCA)的“清单分析”相似。LCA 是对特定产品或服务的环境影响进行的调查和评价, 包括四个阶段: 目标与范围的确定、清单分析、影响评价和结果解释(Rebitzer et al., 2004)。

MFA、LCA 及投入产出模型等考虑各种环境资源的消耗及其对环境造成的各种影响。比较而言, 生态足迹、水足迹、碳足迹和隐含能耗则分析特定的资源或影响。尽管“足迹”是 MFA、LCA 和投入产出研究的指标, 但足迹研究方法 with MFA、LCA 和投入产出的研究方法却没有构成一个整体的框架。到目前为止, 从水方面来看, MFA、LCA 和投入产出研究对水的考虑还不够。

投入产出模型与水相结合的研究正显著增加(如 Dietzenbacher and Velazquez, 2007; Zhao et al., 2009; Wang and Wang, 2009; Yu et al., 2010)。投入产出扩展的环境研究包含水资源利用方面的内容, 对此, 水足迹研究可以提供每个经济部门的运行水足迹, 可为以上研究提供必要的输入数据。

同样, LCA 也越来越关注水(Koehler, 2008; Milà i Canals et al., 2009)。LCA 的研究目标是评价产品的综合环境影响。水资源使用目前仍然没有在 LCA 中获得足够的关注, 主要存在两个问题。第一, 全球的淡水资源都是有限的, 所以将水消耗和污染进行体积量化以测量淡水资源占用是 LCA 研究的关键内容, 而产品的蓝水、绿水和灰水足迹是总淡水资源占用的不错的指标。第二, 研究者可以关注与淡水资源占用相关的地方环境影响。对后者而言, 水足迹核算和可持续评价有利于 LCA 研究(表 7.2)。产品水足迹描述有助于产品生命周期的清单分析; 水足迹的可持续评价也有助于生命周期的影响评价。

表 7.2 水足迹评价如何为 LCA 提供信息

水足迹评价阶段	结果	物理意义	分辨率	LCA 阶段
产品水足迹核算(3.4节)	蓝水、绿水和灰水足迹(测定体积)	每单位产品消耗或污染的水量	需要明确的时空信息	生命周期清单
产品水足迹可持续评价(4.4.1节)	从环境、社会和经济角度评价产品的蓝水、绿水和灰水足迹的可持续性	多个可测量的影响变量	需要明确的时空信息	生命周期影响评价
水足迹可持续评价信息整合(4.4.2节)	水足迹影响指标的总量	无	不需要明确的时空信息	

资料来源: Hoekstra et al., 2009b.

一些 LCA 研究者建议将本手册称之为“蓝水足迹影响指数”的概念定义为“水足迹”(见 4.4.2 节)。如果这样,“水足迹”将不被用来测量水资源的占用,而是成为一种评价当地环境影响的指标(Pfister et al., 2009; Ridoutt et al., 2009; Ridoutt and Pfister, 2010; Berger and Finkbeiner, 2010)。以上研究者还同时提议忽略绿水足迹,因为绿水足迹为“零影响”(Pfister and Hellweg, 2009)。重新定义水足迹的概念没有意义,因为水资源管理需要明确的水足迹量及其影响的时空信息。水足迹研究提出了两个关于水足迹管理的观点。第一,产品、消费者和生产者的水足迹信息反映了淡水资源消耗和分配的可持续性、合理性和有效性。淡水资源非常短缺,年可用量有限。需要了解各种用途的水资源消费者、使用份额以及水资源的分配方式。例如,雨水被用于生产生物能,就不能用来生产食物。第二,水足迹核算有助于评价流域的环境、社会和经济影响。环境影响评价应该包括水足迹各成分与可用水资源量的时空对比(从而计算环境水需求)。被重新定义的水足迹(本手册称之为“蓝水足迹影响指标”)概念很不明晰。这种定义建议水足迹应当加入环境影响,因为碳足迹也是如此,即对不同的温室气体赋予权重,将其统一成等量的 CO_2 。但这不意味着碳足迹就反映了温室气体的环境影响。碳足迹测量的是因人类活动引起的排放到环境中的温室气体的量,没有任何关于“影响”的信息。它仅是测量排放量。碳足迹并不能描述温室气体造成的环境影响,如温度升高、蒸发和降雨量的变化。由此可看出水足迹、碳足迹和生态足迹是非常相似的概念。碳足迹测量温室气体的总排放量;生态足迹测量生物生产力地域空间的总占有量;水足迹测量淡水资源的总占用量。地域空间或水的总占有量并不能反映其所造成的影响。足迹表达的是人类对环境造成的压力,而非影响。

第 8 章 总 结

本手册涵盖了水足迹的定义和水足迹评价的国际标准。水足迹网络通过公开透明的过程使得该标准在过去两年里日趋成熟。在全球一些致力于水足迹概念推广的组织的努力下,这份标准已经成为世界共享的一份标准。如果不同的利益相关者使用不同的方式来定义和计算水足迹,那么关于水足迹和水足迹减量的交流将会受到很大阻碍。因此,一份独特且共享的标准显得尤为重要。

可以设想,未来我们将致力于标准的细化,尤其在对实际的指导方面需要进一步完善。通过八年的持续发展,现在水足迹评价方法(第 3 章)在科研与实践中得到确认并被广泛采用。在过去几年的实践中水足迹概念被广泛应用,并逐渐成熟。然而,仍然存在一些挑战。例如,在如何终止分析方面开发针对各类产品和商业部门的实践指南(在供应链的哪个部分停止),开发一系列的规则以明确如何对不确定性进行分析,以及在做趋势分析时如何处理时间变量等。此外,在建立典型过程水足迹的数据库(每种分析的基本要素)以及建立使实践者能够更简便地核算水足迹的软件工具等方面都存在巨大挑战。使用本手册所提供的水足迹核算方法比应用简单的计算机工具进行分析要费时。所以研发此类工具及基础数据库将是水足迹网络工作计划的一部分。

水足迹可持续评价及响应方案章节(第 4 章、第 5 章)与水足迹核算章节比较而言,显得不够成熟。这主要是因为这两部分不管是在科学研究还是在实践应用中目前受到的关注都比较少。水足迹可持续评价章节只局限于对可持续评价过程的描述和主要的可持续标准的讨论。响应方案章节主要是一些能够被考虑到的主要的响应方案目录。在这方面,本手册只是提供了关于可持续评价以及响应方案的参考框架,而不是深入分析如何实施一个全面的影响评价或者对于特定的响应方案的优缺点进行更详细的研究。另外,应该注意的是,可持续评价和响应方案章节并不能作为指导如何操作的最终方略。尽管这种方略对一些人具有吸引力,尤其是在一些公司的日常工作中有一个清楚明确的规章是很有用的,然而事实上评价可持续性以及制订响应方案是一项包含大量主观、价值导向元素在内的活动。水足迹可持续评价以及响应方案章节的目的是提供一个粗略的指导方针,而不是详细的方略。

2007 年 9 月举行的一个由社会大众、商业界、学术界以及联合国代表参与的小型会议引起了人们对水足迹概念以及评价方法的广泛兴趣。从那以后,在政府政策和企业战略中应用水足迹受到更为持续的关注,并推动了 2008 年 10 月 16 日

水足迹网络的成立。一年后,水足迹网络拥有来自各大洲以及许多部门的 76 个合作伙伴,如政府、公司、投资者、社会大众、政府间组织、咨询公司、大学以及研究机构等。2010 年 10 月 16 日,在本手册最终定稿时,也正是水足迹网络成立两周年之际,该网络已拥有 130 个成员。目前主要挑战之一是在水足迹评价中保持共同的语言,因为只有基于共同的术语和计算方法,才可能在制定水资源可持续使用目标时做到透明、有意义和行之有效。水足迹评价手册在这方面提供了共同的基础。未来,本手册将基于新的研究以及实践者通过其自身实践开发出来共同的方法及经验,进行进一步调整和提炼。

附录 I 用 CROPWAT 模型 计算蓝绿水的蒸散发

在作物生长期蓝绿水的蒸散发可以用联合国粮农组织的 CROPWAT 模型来估算(FAO,2010b)。该模型提供了两个备选方案。最简单但非最准确的方案是“CWR 选项”,该选项假设作物生长过程不受水分的限制,计算:①在特定气候条件下生长期作物需水量(CWR);②同期的有效降水;③灌溉需水。

作物需水量是在理想的生长条件下,作物从种植到收获所需的蒸散量。“理想条件”是指降水或灌溉能保证充足的土壤水分,而不会因为水分限制而影响作物生长或作物产量。作物需水量由参照作物蒸散量(ET_0)乘以作物系数(K_c)计算而得: $CWR=K_c \times ET_0$ 。假设作物需水量得到充分满足,作物的实际蒸散发将等于作物需水量: $ET=CWR$ 。

参考作物蒸散量 ET_0 来自于不缺水参考地表的蒸散发。参考作物是假设具有特定标准特点的大的绿草覆盖面,所以影响 ET_0 的唯一因素是气候参数。 ET_0 表示在特定的地点和时间,在不考虑作物特性和土壤因素条件下的空气蒸发能力。作物在理想条件下的实际蒸散发完全不同于参考作物蒸散量,作为地表覆盖物,作物实际的冠层特性和空气动力学特性完全不同于作为参照作物的草本植物所具有的相应特性。作物和草之间的特征差异可以用作物系数 K_c 表示。作物系数的变化取决于作物生长期的长短。不同生长期作物系数的取值可参考相关文献(如 Allen et al.,1998)。还有一种可选方法, K_c 为 K_{cb} 与 K_e 之和,其中 K_{cb} 为基本作物系数, K_e 为土壤蒸发系数。基本作物系数是指当土壤表面干燥但处于潜在蒸腾阶段(即水分不限制蒸腾)时作物蒸散发和参考作物蒸散量的比率(ET_c/ET_0)。因此, $K_{cb} \times ET_0$ 主要表示的是 ET_c 的蒸腾部分,但蒸散发包括干燥地表和茂密植物下土壤水分的蒸发。当地表因降水或灌溉湿润时, K_e 是最大的;当地表土壤表层没有水分维持其蒸腾而干燥时, K_e 很小甚至为 0。不同的灌溉技术会有不同的土壤表层湿度。例如,喷灌湿润土壤的能力比滴灌强,会在灌溉之后直接产生更高的 K_e 。更高的 K_e 也会产生更高的 ET_c 。因此 CROPWAT 模型并没有分别详细地考虑 K_{cb} 和 K_e ,它只要求 K_c 的详细数值。此外, K_c 没有日值,只能分为作物生长的三个不同时期。因此 CROPWAT 只能通过粗略地调整 K_c 来反映不同灌溉技术使用的效果。平均来说,灌溉技术使土壤湿润则 K_c 的值有更高的趋势。作为 CROPWAT 的备选,人们可以选择使用 AQUACROP(FAO,2010e),这是一个作物模型,它可以更好地模拟在水分胁迫条件下的作物产量,它也可将 K_{cb} 和 K_e 。

分离。

有效降水(P_{eff})是总降水的一部分,它留存在土壤中,为作物提供潜在的可利用水分。有效降水常常小于总的降水,因为不是所有的降水都会被作物所利用,如降雨可转化为地表径流或者土壤入渗(Dastane,1978)。有许多不同的方法可以根据总的降水估计有效降水。Smith 在 1992 年提出了 USDA SCS 方法(该方法由美国农业部土壤保护局提出),这种方法是 CROPWAT 的四个可选方法之一。

灌溉需求(IR)由作物需水和有效降水之间的差值算出。如果有效降水大于作物需水量,灌溉需求为 0。这意味着: $IR = \max(0, CWR - P_{\text{eff}})$,假定灌溉需求得到充分满足。绿水蒸散发(ET_{green}),也就是降水的蒸散发,等于总作物蒸散发(ET_c)与有效降水(P_{eff})的较小值。蓝水蒸散发(ET_{blue})也就是农田灌溉用水的蒸散发,等于总作物蒸散发减去有效降水(P_{eff})。但当有效降水超过作物蒸散发时,其值为 0。

$$ET_{\text{green}} = \min(ET_c, P_{\text{eff}}) \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (59)$$

$$ET_{\text{blue}} = \max(0, ET_c - P_{\text{eff}}) \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (60)$$

流量的单位都是 mm/d,或者 mm/模拟时间(如 10 天)。

CROPWAT 模型中的“灌溉制度法”

作物生长时期的绿水和蓝水的蒸散发可以用 FAO 的 CROPWAT 模型来模拟(FAO,2010b)。该模型提供了两个备选方案。其中考虑到作物生长期的实际灌溉的“灌溉制度法”比“CWR 选项”更精确却并不复杂多少。该模型不采用有效降水概念(“CWR 选项”见上)。作为替代,该模型包括土壤水分平衡。因为这个原因,该模型要求输入土壤类型数据。所计算的蒸散发叫做 ET_a ,其所计算的作物蒸散发在非理想条件下会小于 ET_c 。 ET_a 等于理想条件下作物蒸散发(ET_c)乘以水胁迫系数(K_s):

$$ET_a = K_s \times ET_c = K_s \times K_c \times ET_0 \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (61)$$

水胁迫系数 K_s 描述水分胁迫对作物蒸腾的影响。当存在土壤水分限制条件时, $K_s < 1$;当没有土壤水分胁迫时, $K_s = 1$ 。作物系数 K_c 与“CWR 选项”中描述的定义一致。

雨养条件可以通过假定灌溉深度为零来模拟。在雨养条件下,绿水蒸散发(ET_{green})等于模型模拟的总蒸散发量,而蓝水蒸散发(ET_{blue})等于 0。

灌溉条件下可以通过明确灌溉方式进行模拟。灌溉时间和制度可以根据实际的灌溉策略来进行选择。默认的选择为“关键期灌溉”和“回补到最大田间持水量”,假定“优化”灌溉,使最大灌溉间隔能最大限度地避免作物生长胁迫。平均的灌溉深度是与灌溉方法相关的。一般来说,在高频灌溉系统中,如微灌系统和喷灌

机,大约每次灌溉 10mm 或者更少。在漫灌和喷灌条件下,灌溉深度为 40mm 或者更深是很常见的。在选定灌溉模式后运行模型,在模型的输出结果中,作物在生长期总的水分蒸散发(ET_a)等于所谓的“作物的实际用水”。蓝水的蒸散发(ET_{blue})等于“总的净灌溉”和“实际的灌溉需求”两者中的较小值。在灌溉条件下,绿水的蒸散发(ET_{green})等于总的水分蒸散发(ET_a)减去蓝水的蒸散发(ET_{blue})。

另外,模型还可运行两种情景:有灌溉和无灌溉。在这两种情景下,应选择有灌溉条件下的作物特性(如根的深度),因为在灌溉条件和雨养条件下这些作物的特性会有不同。绿水在灌溉条件下的蒸散发可以通过假定其等于在无灌溉情境下总的蒸散发来估计。蓝水的蒸散发可以通过在灌溉情景下的总的蒸散发减去无灌溉情景下的绿水蒸散发来计算。

值得注意的是,在作物的整个生长期中,蓝水的蒸散发总体上是少于实际的灌溉量的,其差值为灌溉用水从田间渗透到地下水的水量或者田间径流。

附录 II 计算作物生长的过程水足迹—— 以西班牙巴利亚多利德的甜菜为例

这个附录以巴利亚多利德(西班牙中北部)1hm² 灌溉作物甜菜(*Beta vulgaris* var. *vulgaris*)生产为案例,提供了计算作物生长过程水足迹的蓝水、绿水和灰水组分的方法。

一、过程水足迹的蓝绿水组分

CROPWAT 8.0 模型可以用来模拟作物的蓝绿水的蒸散发(Allen et al., 1998;FAO,2010b)。该模型有两种方案可供选择:使用作物需水量法(即假定最适宜生长的条件)或灌溉制度法(包括可以使用实际的灌溉量)。该模型的使用手册可以在网上找到(FAO,2010b)。

两种方案的气候数据来自于离作物生产地区最近的具有代表性的气象站的数据(图 II. 1)。作物数据尽量从当地农业研究站获取。省级水平的播种日期数据来自于西班牙农业、渔业和食物部(Ministry of Agriculture, Fisheries and Food)(MAPA,2001)(表 II. 1)。在西班牙北部的温带地区,甜菜春天播种,秋天收获。

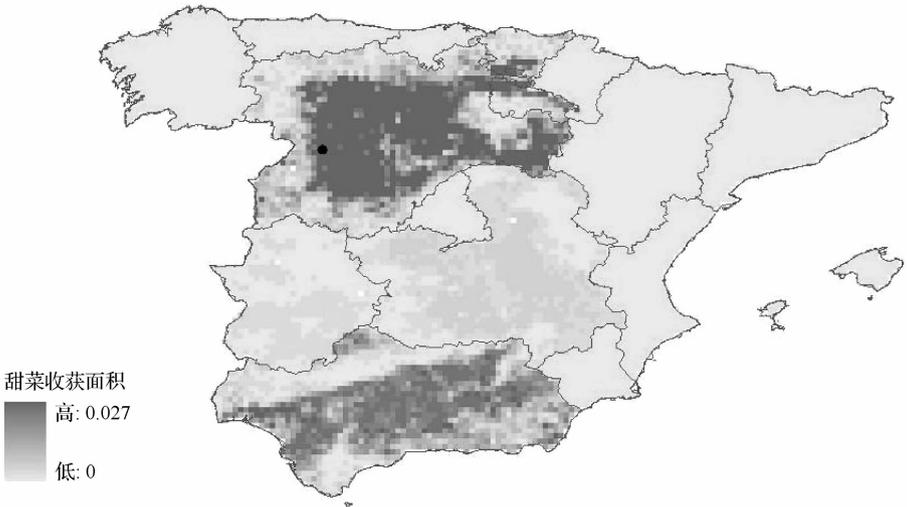


图 II. 1 西班牙甜菜收获面积(单位:占栅格面积的百分比)和巴利亚多利德(西班牙)气象站位置(图中黑点)

甜菜面积数据来自于 Monfreda et al., 2008

在更加温暖的南部地区(安达卢西亚),甜菜是一种冬季作物,秋天播种,春天收获。不同地区和气候下作物的作物系数和生长周期数据来自于 FAO (Allen et al., 1998)(表 II.1、表 II.2)。灌溉制度法需要土壤的数据来计算土壤水分平衡,数据同样来自于 FAO (2010b)。

表 II.1 巴利亚多利德(西班牙)甜菜种植、收获和产量数据

作物	种植日期*	收获日期*	产量/(t/hm ²)**
甜菜	4月1号(4月到5月)	9月27号(9月到10月)	81

* MAPA(2001); ** MARM(2009),时间段 2000~2006 年。

表 II.2 基于 CROPWAT 8.0 作物需水量(CWR)法模拟的蓝绿水蒸散发量

月 份	周 期	阶 段	K_c	ET_c /(mm/d)	ET_c /(mm/周期)	P_{eff} /(mm/周期)	Irr. reg /(mm/周期)	ET_{green} /(mm/周期)	ET_{blue} /(mm/周期)
4	1	开始	0.35	1.02	10.2	12.6	0	10.2	0
4	2	开始	0.35	1.13	11.3	13.8	0	11.3	0
4	3	开始	0.35	1.24	12.4	14	0	12.4	0
5	1	开始	0.35	1.35	13.5	14.5	0	13.5	0
5	2	开始	0.35	1.45	14.5	15	0	14.5	0
5	3	发展	0.48	2.2	24.2	13.8	10.4	13.8	10.4
6	1	发展	0.71	3.55	35.5	12.7	22.7	12.7	22.8
6	2	发展	0.94	5.02	50.2	11.9	38.3	11.9	38.3
6	3	中期	1.15	6.6	66	9.8	56.3	9.8	56.2
7	1	中期	1.23	7.58	75.8	7.1	68.6	7.1	68.7
7	2	中期	1.23	8.05	80.5	5	75.6	5	75.5
7	3	中期	1.23	7.8	85.8	4.8	81	4.8	81
8	1	中期	1.23	7.59	75.9	4.1	71.8	4.1	71.8
8	2	后期	1.23	7.39	73.9	3.3	70.6	3.3	70.6
8	3	后期	1.13	6.05	66.6	5.7	60.9	5.7	60.9
9	1	后期	1	4.65	46.5	8.9	37.5	8.9	37.6
9	2	后期	0.87	3.51	35.1	11.2	23.8	11.2	23.9
9	3	后期	0.76	2.6	18.2	7.8	7	7.8	10.4
总生 长期					796	176	625	168	628

注:表中周期即模拟蒸散发以 10 天为一周期。

二、作物需水量法

该方法通过假定作物在最优条件下生长来模拟作物的蒸散发,这意味着作物的蒸散发(ET_c)等于作物需水量(CWR)。最优条件指的是在给定的气候条件下作物生长无病虫害,肥力条件良好,大面积种植,土壤水分条件最优并获得最高产量(Allen et al., 1998)。作物需水量法仅需要气候和作物数据。根据整个生长季的有效降水每 10 天为一周期估算一次 ET_c 。我们使用了美国农业部土壤保护局(USDA SCS)的方法计算有效降水,这也是目前应用最广泛的方法之一。模型模拟的 ET_c 公式为

$$ET_c = K_c \times ET_0 \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (62)$$

其中, K_c 为作物系数,由作物特性和土壤的平均蒸发效应决定; ET_0 为参考作物蒸散发,指水分充足情况下假定的草本作物的蒸散发。

绿水蒸散发(ET_{green})取作物蒸散发总量(ET_c)和有效降水(P_{eff})中的较小值,以 10 天为一周期计算。蓝水蒸散发(ET_{blue})通过计算作物蒸散发总量(ET_c)与有效降水(P_{eff})的差值得到,也是以 10 天为一周期计算。如果有效降水大于作物蒸散发,则蓝水蒸散发为 0,否则蓝水蒸散发为二者差值。蓝绿水蒸散发的计算公式为

$$ET_{green} = \min(ET_c, P_{eff}) \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (63)$$

$$ET_{blue} = \max(0, ET_c - P_{eff}) \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (64)$$

蓝绿水蒸散发模拟结果见表 II. 2。

三、灌溉制度法

在这个方案中我们可以在最优或者非最优的条件下根据每天的土壤水分平衡模拟作物整个生长季的蒸散发,由此得到的作物蒸散发称为校正后的作物实际蒸散发(ET_a)。由于 ET_a 模拟时作物的生长条件不一定最优,因此 ET_a 可能小于 ET_c 。土壤中水分的运动、土壤持水能力、作物对水的利用能力受到多方面因素的影响,如物理条件、肥力以及土壤的生物状况。 ET_a 通过水胁迫系数(K_s)计算,公式为

$$ET_a = K_s \times ET_c = K_s \times K_c \times ET_0 \quad (\text{长度} / \text{时间}) \quad (65)$$

其中, K_s 为水胁迫对植物蒸腾的影响系数。如果土壤中的水分有限,则 $K_s < 1$; 如果不存在土壤水胁迫,则 $K_s = 1$ 。

灌溉制度法需要气候、作物和土壤的数据。为估算雨养作物的绿水蒸散发(ET_{green}),用户可以选择模型的工具条的选项按钮“无灌溉”(雨养)(表 II. 3)。该情境下模拟的蒸散发就是绿水蒸散发,在模型输出中称为“作物实际用水”。显然蓝水蒸散发为 0。

表 II.3 CROPWAT 8.0 雨养情境下灌溉制度法的模拟结果

作物灌溉制度												
ET ₀ 站点:巴利亚多利德						作物: 甜菜			种植日期: 4月1日			
雨量站:巴利亚多利德						土壤: 中等土壤(壤土)			收获日期: 9月27日			
产量减少率:50.1%												
作物灌溉制度												
灌溉时间: 无灌溉(雨养)												
灌溉方式: —												
田间水利用系数: 70%												
表格格式: 日土壤水分平衡												
日期 (月/日)	天数	阶段	降水量 /mm	K _s	ET _a /mm	水分 消耗 /%	净灌 溉量 /mm	水分 亏缺 /mm	灌溉 损失 /mm	毛 灌溉 /mm	流量 /[I/(s· hm ²)]	
04/01	1	开始	0	1	1	1	0	1	0	0	0	
04/02	2	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0	
04/03	3	开始	6.7	1	1	1	0	1	0	0	0	
04/04	4	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0	
04/05	5	开始	0	1	1	3	0	3	0	0	0	
04/06	6	开始	0	1	1	4	0	4.1	0	0	0	
04/07	7	开始	6.7	1	1	1	0	1	0	0	0	
04/08	8	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0	
04/09	9	开始	0	1	1	3	0	3	0	0	0	
04/10	10	开始	0	1	1	4	0	4.1	0	0	0	
04/11	11	开始	0	1	1.1	5	0	5.2	0	0	0	
04/12	12	开始	0	1	1.1	6	0	6.3	0	0	0	
...												
09/25	178	结束	0	0.21	0.5	92	0	266.5	0	0	0	
09/26	179	结束	0	0.2	0.5	92	0	267	0	0	0	
09/27	结束	结束	0	0.2	0	90						
总计:												
毛灌溉量:				0mm			总降水量				190.3mm	
净灌溉量:				0mm			有效降水量				171.1mm	
灌溉损失量:				0mm			降水损失量				19.3mm	
作物实际用水量				432.2mm			收获时水分亏缺度				261.1mm	
作物潜在用水量				793.3mm			实际灌溉需水				622.3mm	
灌溉效率				0%			降水利用效率				89.9%	
灌溉缺水率				45.5%								
产量减少/%:												
生长阶段标志				A		B		C		D		整个生长季
ET _c 减少量/%				0		0		53.3		87.7		45.5
产量响应系数				0.5		0.8		1.2		1		1.1
产量减少/%				0		0		64		87.7		50.1
累计产量减少				0		0		64		95.6		

模拟灌溉农业的蓝绿水蒸散发,可以根据实际的灌溉策略选择不同的灌溉时间和灌溉方式。默认选项为“关键期灌溉”和“回补到最大田间持水量”的灌溉方式,即假定使最大灌溉间隔能最大限度地避免作物生长胁迫的最佳灌溉方式。根据可行的实际的灌溉方法确定每次平均灌溉深度。对于灌溉频度较高的系统,如微灌或中心支点灌溉,一般每次灌溉 10mm 左右;对于漫灌和喷灌,每次灌溉量 40mm 左右。巴利亚多利德地区的甜菜生产,一般每 7 天灌溉 40mm(表 II.4)。设定选项

表 II.4 CROPWAT 8.0 灌溉情境下灌溉制度法的模拟结果

作物灌溉制度						ET ₀ 站点:巴利亚多利德		作物:甜菜		种植日期:4月1日							
雨量站:巴利亚多利德						产量减少率:0%		土壤:中等土壤(壤土)		收获日期:9月27日							
作物灌溉制度																	
灌溉时间:按照使用者设定的时间灌溉																	
灌溉方式:每次固定灌溉深度为40mm																	
田间水利用系数:70%																	
表格格式:日土壤水分平衡																	
日期 (月/日)	天数	阶段	降水量 /mm	K _s	ET _a /mm	水分 灌溉 /%	净灌 溉量 /mm	水分 亏缺 /mm	灌溉 损失 /mm	毛 灌溉 /mm	流量 /[I/(s· hm ²)]						
04/01	1	开始	0	1	1	1	0	1	0	0	0						
04/02	2	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0						
04/03	3	开始	6.7	1	1	1	0	1	0	0	0						
04/04	4	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0						
04/05	5	开始	0	1	1	3	0	3	0	0	0						
04/06	6	开始	0	1	1	4	0	4.1	0	0	0						
04/07	7	开始	6.7	1	1	1	40	0	39	57.1	6.61						
04/08	8	开始	0	1	1	1	0	1	0	0	0						
04/09	9	开始	0	1	1	2	0	2	0	0	0						
04/10	10	开始	0	1	1	3	0	3	0	0	0						
04/11	11	开始	0	1	1.1	4	0	4.2	0	0	0						
04/12	12	开始	0	1	1.1	5	0	5.3	0	0	0						
...																	
09/25	178	结束	0	1	2.6	6	0	16.3	0	0	0						
09/26	179	结束	0	1	2.6	7	0	18.9	0	0	0						
09/27	结束	结束	0	1	0	4											
总计:																	
毛灌溉量:			1428.6mm			总降水量			190.3mm								
净灌溉量:			1000.0mm			有效降水量			125.1mm								
灌溉损失量:			344.8mm			降水损失量			65.2mm								
作物实际用水量			793.3mm			收获时水分亏缺度			13mm								
作物潜在用水量			793.3mm			实际灌溉需水			668.3mm								
灌溉效率			65.5%			降水利用效率			65.7%								
灌溉缺水率			0%														
产量减少:																	
生长阶段标志			A			B			C			D			整个生长季		
ET _c 减少量/%			0			0			0			0			0		
产量响应系数			0.5			0.8			1.2			1			1.1		
产量减少/%			0			0			0			0			0		
累计产量减少			0			0			0			0			0		

后,运行软件得到的结果表明,在生长期期间蒸散发总量等于 ET_a 。蓝水蒸散发 (ET_{blue}) 等于“净灌溉总量”与“实际灌溉需水”中的较小值。绿水蒸散发 (ET_{green}) 等于水蒸散发总量 (ET_a) 减去蓝水蒸散发 (ET_{blue})。

两种方案 (CWR 和灌溉制度法) 模拟的作物蒸散发的单位为 mm, 乘以单位转换因子 10 后转化为 m^3/hm^2 。作物过程水足迹的绿水组分 ($WF_{proc, green}, m^3/t$) 等于作物消耗性用水的绿水组分 ($CWU_{green}, m^3/hm^2$) 除以作物产量 $Y(t/hm^2)$, 水足迹的蓝水组分 ($WF_{proc, blue}, m^3/t$) 计算方法类似。公式如下。

$$WF_{proc, green} = \frac{CWU_{green}}{Y} \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (66)$$

$$WF_{proc, blue} = \frac{CWU_{blue}}{Y} \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (67)$$

两种方法的水足迹运算结果见表 II. 5。两种方案的 ET 总量和由此产生的水足迹总量大小相近, 但蓝绿水之比差别很大。

表 II. 5 两种方案下巴利亚多利德 (西班牙) 甜菜的过程水足迹的蓝绿水足迹的大小

CROPWAT	ET_{green}	$ET_{blue}/(mm/$	ET_a	CWU_{green}	CWU_{blue}	CWU_{tot}	Y^*	$WF_{proc, green}$	$WF_{proc, blue}$	WF_{proc}
方案	生长季)			/(m^3/hm^2)		/(t/hm^2)		/(m^3/t)		
作物需水量法	168	628	796	1680	6280	7960	81	21	78	98
灌溉制度法	125	668	793	1250	6680	7930	81	15	82	98

* MARM(2009), 2000~2006 年产量。

上面我们计算的水足迹仅仅考虑了农田的蒸散发, 并未考虑收获的作物中包含的蓝绿水。甜菜的含水量为 75%~80%, 也就是说收获的每吨甜菜本身含有 0.75~0.8 m^3 的水足迹。这部分水只占水足迹总量的不到 1%。

四、过程水足迹的灰水组分

一种作物的过程水足迹的灰水组分等于进入水系统的污染物的量除以环境水质标准规定的该污染物浓度 (即最高容许浓度 c_{max}) 与该污染物在排入水体中的自然本底浓度 (c_{nat}) 的差值。我们假设流失到流动水体的氮占施肥总量的 10% (Hoekstra and Chapagain, 2008), 得到的结果见表 II. 6。我们没有计算其他肥料、杀虫剂和除草剂的使用对灰水足迹的影响。每吨氮肥需要的稀释水量通过流失到水体的氮元素浓度与自然流动地表水体的最大容许氮元素浓度计算得到。使用 10mg/L 的氮元素浓度作为环境水质标准, 并用于计算稀释污染物 (氮元素) 所需要的淡水。由于缺少数据, 我们认为自然水体中的氮元素含量为零。

表 II.6 巴利亚多利德(西班牙)甜菜的过程水足迹的灰水足迹的大小

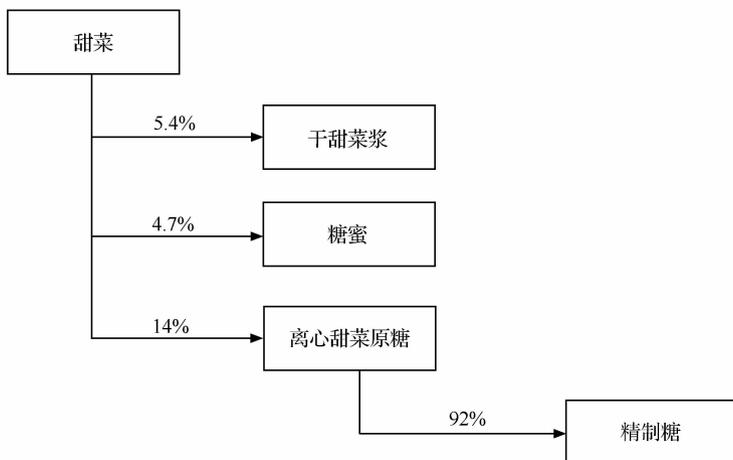
平均化肥 用量*	面 积	施肥 总量	10%氮淋溶 或流失到水体中	环境容许 最大 N 浓度	甜菜灰水 足迹总量	产量**	甜菜过程 灰水足迹
178kg/hm ²	1hm ²	0.2t/a	0.02t/a	10mg/L	2000m ³ /a	81t	22m ³ /t

* FertiStat(FAO,2010c); ** MARM(2009),2000~2006 年产量。

附录Ⅲ 产品水足迹的核算——以巴利亚多利德(西班牙)的精制糖生产为例

本附录以巴利亚多利德(西班牙)的精制糖生产为例详细地讲解了产品的蓝水、绿水和灰水足迹的核算方法。

如果将作物加工成一种作物产品(如甜菜生产成原糖),由于只有部分作物用到了生产当中,作物会损失一部分重量。作物产品的水足迹等于所使用原料的水足迹除以生产份额。生产份额指的是单位数量的投入产品得到的输出产品数量。不同作物产品的生产份额根据 FAO (2003) 与 Chapagain 和 Hoekstra (2004) 定义的不同产品树得到。制糖业的产品树见图Ⅲ. 1。如果过程用到的投入产品生产了多个输出产品,需要把该投入产品的水足迹分配到各个输出产品中,分配比例与投入产品所占的价值比呈正比。一个产品的价值比就是该投入产品的一种输出物品的市场价值与所有输出物品的市场价值总量的比值。如果生产过程中有水资源的使用,在水足迹总量分配到各不同过程产品之前,过程的水使用就应该加到最初投入产品的水足迹当中。



图Ⅲ. 1 包含生产份额的西班牙精制糖生产图(以甜菜为原料)

资料来源:作者根据 FAO (2003) 的设定

甜菜本身就含糖。制糖厂将甜菜中的糖提出并制成砂糖。甜菜在 9 月中旬开始收获,大部分通过卡车运输到工厂。工厂首先利用大型的清洗设备对运来的甜菜进行清洗。清洗用水通过净化后重新利用。洗下的泥土先储存到储存场,然后

用于其他方面的用途,如修建堤防。切片器将清洗后的甜菜切成片,然后将甜菜片放入充满热水的扩散塔中,得到含糖量为 14% 的原汁(FAO,2003),几乎与甜菜本身的含糖量相当。提取后的甜菜条,称为浆粕,压榨或是烘干后作为动物饲料出售。接下来就是对原浆的纯化。利用生石灰和 CO₂ 将原浆提纯为稀糖汁。生石灰和 CO₂ 由工厂内的石灰炉利用石灰石和焦炭制取。利用生石灰吸取所有的杂物,然后通过加入 CO₂ 使其沉淀,然后将沉淀过滤。该沉淀是一种天然的石灰肥料,可以改善土壤的结构,并以 Betacal SU 为名出售。稀糖汁的水分蒸发,糖汁变浓,得到糖浓度大约 70% 的稠糖汁。在真空锅内将多余的水分继续蒸发,最终达到饱和。然后将精糖晶体作为凝结核加入使其结晶。水分继续蒸发直到晶体长到需要的体积。利用离心机将糖晶体同糖浆分离,干燥后储存在大型筒仓内。剩下的糖浆称为糖蜜,将作为生产乙醇的原料。

制糖产业的副产品见表 III.1。甜菜浆粕干燥后通过饲料加工卖给养奶牛的农民,农民直接使用干燥的甜菜浆粕或者制作青贮饲料用于奶牛和肉牛的饲养。喂养母猪的农民也会购买对环境产生正面影响的甜菜浆粕。因为喂养甜菜浆粕后,增加了母猪粪便中干物质含量,降低了猪舍中氨的含量。利用甜菜浆粕喂养育肥猪的实验也取得了良好的效果。糖蜜销售给酒精工厂生产酒精,而这一产业的附属产品酒糟用于喂养奶牛,也有一小部分作为钾肥。

表 III.1 巴利亚多利德精制糖生产的水足迹

甜菜生产的过程水足迹				精制糖生产过程的水足迹			
WF _{proc,green}	WF _{proc,blue}	WF _{proc,grey}	WF _{total}	WF _{proc,green}	WF _{proc,blue}	WF _{proc,grey}	WF _{total}
15	82	22	120	107	570	152	829

上面几个过程产生的水足迹很少。制糖厂更多的是使用甜菜中所含的水,也就是在生产过程中以蒸发形式消耗的水。甜菜的含水量大于 75%,因此在制糖业生产过程中,从甜菜中可以得到富余的水,经净化排入地表水。清洗甜菜过程中有机物释放到清洗用水当中,该部分水也会净化再利用。含有机物的清洗用水的净化过程中既有好氧净化,也有厌氧净化。厌氧净化在甲烷发动机中发生,同时生产了沼气。精制糖工业的水足迹分蓝水、绿水和灰水三部分,每部分都独立核算。核算分两步:离心甜菜原糖的生产的水足迹核算以及精制糖生产的水足迹核算。

离心甜菜原糖的蓝水足迹核算的公式为

$$WF_{\text{prod}}(p) = \left[WF_{\text{proc}}(p) + \sum_{i=1}^y \frac{WF_{\text{prod}}^2(i)}{f_p(p,i)} \right] \times f_v(p) \quad (\text{体积 / 质量}) \quad (68)$$

如上所述,过程水足迹[WF_{proc}(p)]可认为为 0。原巴利亚多利德所产的甜菜的水足迹[WF_{prod}(i)]大小为 82m³/t(附录 II)。根据制糖生产图(图 III.1),该过

程的生产份额 $[f_p(p, i)]$ 为 0.14。价值比 $[f_v(p)]$ 大小为 0.89,其计算公式为

$$f_v(p) = \frac{\text{price}(p) \times w(p)}{\sum_{p=1}^z (\text{price}(p) \times w(p))} \quad (\text{无量纲}) \quad (69)$$

$$f_v(p) = \frac{\text{price}_{\text{离心甜菜原糖}} \times \text{weight}_{\text{离心甜菜原糖}}}{\text{price}_{\text{干甜菜浆粕}} \times w_{\text{干甜菜浆粕}} + \text{price}_{\text{蜜糖}} \times w_{\text{蜜糖}} + \text{price}_{\text{离心甜菜原糖}} \times w_{\text{离心甜菜原糖}}} \quad (\text{无量纲}) \quad (70)$$

计算得到离心甜菜原糖的蓝水足迹总量为 $524\text{m}^3/\text{t}$ 。

接下来计算精制糖的蓝水足迹。过程水足迹同样认为是 0。离心甜菜原糖的蓝水足迹为 $524\text{m}^3/\text{t}$ 。从制糖生产图(图 Ⅲ.1)中可知该过程的生产份额为 0.92。因为只有一个输出产品,所以价值比为 1。从而得到巴利亚多利德精制糖生产的蓝水足迹总量为 $570\text{m}^3/\text{t}$ 。绿水和灰水足迹的核算类似。最终得到精制糖生产的水足迹如表Ⅲ.1 所示。

附件Ⅳ 灰水足迹的核算案例

案例 1：点源污染的灰水足迹核算

假设有这样一个用水过程,取水量是 $0.10\text{m}^3/\text{s}$,排污量是 $0.09\text{m}^3/\text{s}$,污水量比取水量少是因为在用水过程中水会蒸发,不会再排到淡水水体中。淡水中某化学物质的自然本底浓度(c_{nat})是 $0.5\text{g}/\text{m}^3$ 。由于上游地区的污染,取水点的实际浓度(c_{act})是 $1\text{g}/\text{m}^3$ 。污水中化学物质的浓度(c_{eff})是 $15\text{g}/\text{m}^3$ 。水体的最大容许浓度(c_{max})是 $10\text{g}/\text{m}^3$ 。这个过程中排入淡水中的污染负荷(增加值)等于: $0.09 \times 15 - 0.10 \times 1 = 1.25\text{g}/\text{s}$ 。相关的灰水足迹是: $1.25 / (10 - 0.5) = 0.13\text{m}^3/\text{s}$ 。



图Ⅳ.1 点源污染的灰水足迹核算图示

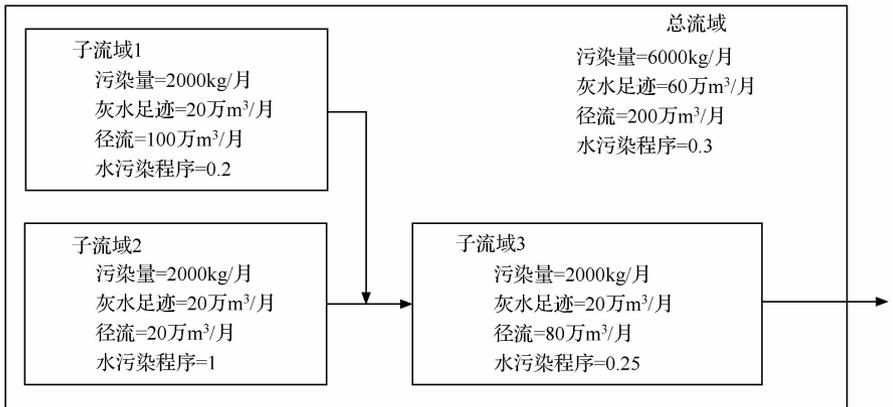
在这个案例中,污水的浓度大于淡水最大容许浓度。聪明的管理者可以通过抽取更多的水来稀释污水,从而使最终排污浓度与最大容许浓度相等,然而他并没有完全理解污染对环境造成的真正影响。抽取的水量从 $0.10\text{m}^3/\text{s}$ 增加到 $0.15\text{m}^3/\text{s}$,污水量变为 $0.14\text{m}^3/\text{s}$,因为在这个过程中仍然存在着蒸发损失。虽然现在污水中化学物质的浓度稀释至 $10\text{g}/\text{m}^3$,但是淡水体中污染物增加的量仍然和起初一样: $0.14 \times 10 - 0.15 \times 1 = 1.25\text{g}/\text{s}$ 。灰水足迹同样也未发生变化: $1.25 / (10 - 0.5) = 0.13\text{m}^3/\text{s}$ 。从表面上看,管理者做得很漂亮,因为污水浓度降低到了“可接受的程度”,但是对于接纳水体来说却没有什么不同,因为污染量和灰水足迹没有发生任何变化。

如果管理者决定停止抽取更多的水,即取水量又恢复为 $0.10\text{m}^3/\text{s}$ 。管理者采取了新的办法:在废水进入环境之前进行处理。处理过程去除了污水中很大一部分化学物质。同时由于处理过程中没有水分的蒸发损失,所以污水量仍然是 $0.09\text{m}^3/\text{s}$ 。然而,污水中化学物质的浓度(c_{eff})却从 $15\text{g}/\text{m}^3$ 减少到 $2\text{g}/\text{m}^3$ 。此时

这个过程中淡水体增加的污染量是： $0.09 \times 2 - 0.1 \times 1 = 0.08 \text{g/s}$ 。相关的灰水足迹是： $0.08 / (10 - 0.5) = 0.0084 \text{m}^3/\text{s}$ 。虽然污水中化学物质的浓度低于淡水最大容许浓度，但是灰水足迹仍然大于 0。原因是污水的浓度仍然超过水体的自然本底浓度，所以该过程仍然消耗了一部分淡水纳污能力。

案例 2：不同尺度的水污染程度计算

假设一个流域可分为三个子流域，见图Ⅳ.2。两个子流域位于上游并都流入下游的另一个子流域。某个月份每个子流域都流入了 2000kg 的某化学物质污染负荷。该化学物质在水体中的自然本地浓度为 0，最大容许浓度是 $0.01 \text{kg}/\text{m}^3$ ，这种情况下每个子流域该月的灰水足迹是： $2000 / (0.01 - 0) = 200\,000 \text{m}^3$ 。该月子流域 1 的径流量是 $1\,000\,000 \text{m}^3$ ，子流域 2 的径流量是 $200\,000 \text{m}^3$ ，子流域 3 的径流量是 $800\,000 \text{m}^3$ 。假设流域的水流很快，可以认为该月整个流域的总径流量就等于三个子流域径流量的总和，也就是 $2\,000\,000 \text{m}^3$ 。可以通过灰水足迹与径流量的比值，计算该月每个子流域的“水污染程度”。结果见图Ⅳ.2。子流域 2 的水污染程度是 1，意味着该子流域的废物吸收能力已全部消耗。其他两个子流域的情况有所不同。从流域整体来看，水污染程度是 0.3。这表明当流域的污染状况分布不均衡时，只有当分析的详细程度足够高时，热点地区才会变得明显。



图Ⅳ.2 流域与子流域水污染程度评价图示

这个案例也可以用来解释为什么灰水足迹的核算需要以进入淡水体的污染量为基础，而不是基于在河流下游，也就是流域末端所测的污染量。假设在子流域 1 中加入污染负荷（污染物的量为 3000kg），在经过子流域 1 和子流域 3 时，由于河流生物化学作用，部分污染被分解，因此子流域 3 出口处的污染量只有原污染的 80%。假设子流域 2 加入与子流域 1 相同的污染物，最后，假设离开子流域 3 时污染物的量只有原污染量的 90%。然后我们在最下游的点所测得的化学物质的量

为 5000kg, 小于加入整个流域的污染物的总量(6000kg)。以下游的污染量为基础计算的灰水足迹或是水污染程度, 同基于进入水系的污染量的计算结果相比, 会产生偏差。如果我们对以上例子做稍微的改变, 那么这一点就会更加清晰。现在假设子流域 1~3 中的污染负荷分别是 10 000kg/月、2000kg/月和 8000kg/月。这意味着所计算的每个子流域的水污染程度都是 1。如果每个子流域都是这种情况, 那么对于流域整体同样也是这种情况。然而, 在子流域 3 的出口处的化学物质量是: $0.8 \times (10\ 000 + 2000) + 0.9 \times 8000 = 16\ 800\text{kg/月}$ 。如果以出口处的污染物来评价整个流域的水污染程度, 那么就会得到一个错误的综合污染程度 0.84。

附录 V 环境流需求

在水足迹讨论框架下,环境流需求标准是非常重要的。根据 2007 年在澳大利亚布里斯班举办的第十届国际河流专题和环境流大会上起草的布里斯班宣言,环境流被定义为“维系淡水和河口生态系统以及依赖这些生态系统的人类的生存和福祉所需要的一定时间内的水量、过程和水质”(Poff et al., 2010)。

当我们关注蓝水足迹(径流的消耗性用水)的环境影响时,了解蓝水足迹所在流域的环境流需求至关重要。这种情况下,我们将关注环境流需求的数量和时间。人类可利用的蓝水量等于流域自然径流量(R_{nat})减去环境流需求(EFR)。可利用蓝水(WA_{blue})有如下定义:

$$WA_{\text{blue}} = R_{\text{nat}} - \text{EFR} \quad (\text{体积} / \text{时间}) \quad (71)$$

流域内蓝水足迹(WF_{blue})应该与 WA_{blue} 相比较。当 WF_{blue} 接近或超过 WA_{blue} 时需要引起特别注意。用实际径流量加上蓝水足迹可以估算自然径流量。全球范围内许多流域的径流量是可以获得的,如果没有实测数据,则可以使用模型进行估算。其时间分辨率有时候为一日,但至少能够得到每月的径流量。目前水足迹数据都是按年发布的,但是往往有年内水足迹随时间变化的信息,这是因为水足迹的计算是基于计算步长为 10 天的灌溉用水。 WF_{blue} 和 WA_{blue} 的比较可以按年计,但是这对反映一年内发生了什么是十分粗略和不精确的,所以最好按月进行这个比较。大量文献表明在一个特定流域内确定 EFR 是一项复杂的工作。建立一个简单、通用、易于估计 EFR 的标准是十分具有吸引力的,它可以使人们很容易评价全球任意流域的蓝水足迹的环境影响。大量关于环境流需求的文献提供了许多有用的方法、指导和案例,但是仅有 Smakhtin 等(2004)关于全球范围的环境流需求的研究是基于简单的规则和实测数据。这个研究的好处在于它为许多研究者提供了他们想要的东西(简单的方法、清晰的数据、世界范围),Smakhtin-map 常常在业务报告和演讲中起重要作用。缺点是该方法用年 EFR 值来替代月 EFR 值,而且许多专家不同意其计算规则、参数设置以及 EFR 的估算结果。根据 Arthington 等(2006)的研究,Smakhtin 方法大大地低估了环境流需求。

出于实际目的,这里提到一种简单(基于实际可得数据)和通用的(全球适用)方法,通过低空间分辨率却能获取一年中的主要变化,来确定流域的环境流需求。在没有得到更好的估计值之前,用这种方法得到的估计量可以作为 EFR 的估计值。需要强调的是,这个简单通用的方法只能作初步估算,如果有可能,就用更好

的估算方法进行替换。例如,依靠 ELOHA 框架估算环境流需求,这个 ELOHA 框架是由该领域里世界顶尖科学家提出的(Poff et al., 2010)。这种方法价格高且需要很多人力,所以根据这个方法估算全球的 EFR 将花费至少数年的时间。

目前我们提出以下估算环境流需求的简单适用的规则:

- (1) 开发条件下河流每年每月平均径流相当于未开发条件下的 $\pm 20\%$;
- (2) 河流每年的月平均基流相当于未开发条件下的 $\pm 20\%$ 。

通过对河流径流监测,月平均流量通常是可得的。若无法获得,可以用模型进行估算。“基流”是指地下水对河流的补给,可以根据 10 年的河流流量记录来进行估算。

为了得到更加详细的资料,提出区分“流域改造等级”,指的是从开发条件到未开发条件月平均流量偏差(Δ),可以使用以下方案:

$\Delta < \pm 20\%$	未改造或稍微改造	河流状况 A
$\pm 20\% < \Delta < \pm 30\%$	中等改造	河流状况 B
$\pm 30\% < \Delta < \pm 40\%$	显著改造	河流状况 C
$\Delta > \pm 40\%$	极显著改造	河流状况 D

现今,有多少流域属于这四种等级? 大多数没有大坝调控的河流属于 A,有大坝调控的属于 B~D。20%的规则被视为“默认的 EFR 警戒值”,以上界限可以称为“潜在关注阈值”。这个术语能够很好地反映上述界限是指示性的而不是决定性的。

确定 EFR 最适合的空间尺度是小流域尺度。流域尺度的 EFR 可以通过计算其各子流域的 EFR 之和获得。既然小流域尺度最适合计算 EFR,水足迹最好也在这一尺度确定。理想情况下,可以通过地理信息系统(GIS)在空间上确定水足迹,这样可以使水足迹获得非常精确的空间定位。

河流蓝水足迹的本地影响能够通过计算一年中河流环境流需求没有达到平均水平的月数和影响环境流需求的程度来进行量化。这并不是说某活动的蓝水足迹是造成环境流需求遭到破坏的全部原因,因为所有活动的蓝水足迹的总和导致了这种结果。因此,还应该考虑各种活动的相对贡献。

上述简单的方法是基于一些水资源专家的初始想法(UNESCO-IHE 的 Jay O'Keefe,大自然保护协会的 Brian Richter,世界自然基金会的 Stuart Orr 和特文特大学的 Arjen Hoekstra 之间的个人交流)。关于这个简单通用的方法,我们需要得到 EFR 社群的同意和支持。毫无疑问,这个方法会被批评,这是可以理解的,因为将这个实际上复杂的方法转化为简单的规则是有很大学术难度的,而且大家的关注点也不大相同(环境与用水户)。然而,可能的批评并不妨碍专家建立简单的毒性和水质标准。所以,为什么要停止建立 EFR 标准呢? 对环境流需求进行量化并纳入蓝水消耗影响评价中是至关重要的。

附录 VI 常见问题

一、实际问题

1. 为什么要注意我们自身的水足迹？

淡水是一种稀缺的资源，年可获取性有限，但人类对其需求却在不断增加。人类的水足迹在很多地方已经超过了水资源可持续开发利用水平，并且不同人的水足迹有明显的差异。了解社群和企业的水足迹信息将有助于使我们更加可持续和公平合理地使用水资源。世界上有许多地方存在严重的水污染和水资源耗竭问题，如河流干枯、湖泊萎缩、地下水位下降、水污染导致的物种危机等。水足迹可帮助我们了解我们日常消费的商品与生产这些商品的地区的水资源耗竭及水污染情况之间的密切联系。几乎每件产品都会有或大或小的水足迹，因此，无论是购买这些商品的消费者还是供应链上进行商品生产、加工、贸易和销售等的商家都会感兴趣。

2. 为什么我们的企业要关注其水足迹？

首先，环保意识和战略常常被企业视为“企业社会责任”的一部分。减少水足迹是企业环境战略的一部分，就像减少碳足迹一样。其次，事实上许多企业在其生产的供应链中常常会遇到淡水供给严重短缺的危机。如果一个啤酒厂没有安全的水供应或者一个牛仔裤工厂没有足够的水保证棉花生产，他们将如何生产？进行水足迹核算并制订响应方案以减少公司水足迹的第三个原因是政府将会可能采取调控措施。在现阶段虽然不明确政府将如何对水的问题进行响应，但可以期待其会针对其中一些部门制定显著的调控法规。最后，一些企业将其公司水足迹战略视做巩固公司形象或者增强品牌知名度的一种工具。

3. 消费者如何减少他们的水足迹？

消费者可以通过安装节水型马桶和节水型沐浴龙头、在刷牙时关掉水龙头、在花园里使用少量的水或者不使用农药和油漆等容易沉积污染水体的原料等方式，以达到减少直接水足迹(家庭用水)的目的。通常消费者的间接用水会大于直接用水。消费者有两种选择来减少其间接水足迹。第一种选择是使用各种水足迹较低的产品来替代水足迹较高的产品，如少吃肉或者成为素食主义者，喝茶而不是喝咖啡

啡,最好喝白开水,不穿棉纺衣服而穿人造纤维的衣服将会节约大量的水。但是这些措施会有很多局限性,因为很多人不容易从吃肉改变为吃蔬菜,而且人们也很喜爱咖啡和棉布。第二种选择就是坚持相同的消费模式,继续选择棉花、牛肉或咖啡,但这些商品与同类商品相比具有相对较低的水足迹或者其水足迹的生产地区水资源不紧缺。这就要求消费者获得准确的信息来做出上述选择。但目前为止提供这样的信息是不太可能的,现在消费者能做的重要的事就是向企业咨询产品生产的透明度,从政府获得监管条例。当某种物品对水系统的影响的信息可以获得时,消费者可以根据这些信息决定他们的购买选择。

4. 企业如何来减少他们的水足迹?

企业可以通过节约其生产用水或者实现零污染来减少他们的生产水足迹。这里的关键词就是:避免、减少、循环利用和排放前处理。但是,对于大多数企业来说,其供应链上的水足迹远大于其生产水足迹。因此至关重要是企业认识到这一事实。因为企业不直接控制供应链,在供应链上获得改进更为困难,但却可能对减少水足迹更加有效。企业可以通过与其供应商针对某一特定标准签订合同或者干脆改变其供应商,从而实现其减少供应链水足迹的目的。在许多情况下,这确实不是件容易的事情,因为整个企业可能需要转制来实现合并或者更好地控制供应链,使得供应链对消费者完全透明。可以帮助提高透明度的众多的替代或辅助工具有:设置定量的减少水足迹的目标、标杆学习、产品标签、认证和水足迹报告。

5. 为什么政府要做国家水足迹核算?

一个国家通常会通过考察如何满足用水者需求来制定国家的水计划。尽管一些国家如今会选择考虑减少用水需求和增加供给,但是他们通常不会站在全球的维度上来考虑水资源的管理。因此,他们不会明确考虑通过进口高耗水产品来节约水资源。此外,仅考虑其本国的用水使得大多数政府在国家水消耗的可持续性方面存在盲点。事实上,许多国家显著地外部化其水足迹,而无视其进口产品是否与生产国的水资源消耗或者污染相关联。政府可以也应该同消费者和企业一起努力实现产品消费的可持续性。国家水足迹核算应该是国家水资源统计的组成部分,并为制定国家水资源规划和流域规划提供基础。而这些规划要与国家的环境、农业、工业、能源、贸易、外交和国际合作等政策保持一致。

6. 我的水足迹在什么情况下是可持续的?

作为一个消费者,你的水足迹在如下情况下是可持续的:①你的水足迹低于世界平均水平;②你总的水足迹的任何部分都没有处于水问题热点区域中;③在合理的社会成本内,你总的水足迹的任何部分都不能再减少或被避免。

7. 怎样才能抵消我的水足迹?

熟悉碳抵消思想的人经常会提出这一问题。对碳来说,采取减少碳排放的措施与地域没有太大关系,所以人们可以选择在任何地方减少碳排放或者增加碳封存来帮助减少碳排放。但是在水足迹中,这是完全不同的,因为对某一区域水的消耗和污染在其他地方以任何措施都不能得到补偿。所以应该更多地关注减少个人的水足迹,最迫切的是关注这些由水足迹引起问题的时间和地点。在合理的情况下,我们应“尽可能”地减少我们的直接和间接水足迹。这不仅包括消费者,同样也包括企业。只有当所有减少水足迹的措施都已经实施的情况下,才可以考虑对水足迹进行补偿。这意味着为了抵消残余的水足迹,可以通过在产生水足迹的流域内进行“合理的投资”以建立或者支持致力于可持续、合理并且有效利用水资源的工程。“尽可能”和“合理的投资”包含主观判断,因此需要对此进行量化,并且为此达成社会共识。

8. 我已经付过水费了,这还不够吗?

通常对蓝水所支付的价格其实远远低于其真实的经济价值。大多数政府通过基础投资,如对大坝、渠道、分配系统和污水处理等补贴大范围的蓝水供给。这些支持往往不是由用水者所承担的,结果导致用水者没有足够的经济动机去节约用水。此外,由于水的公共性,水的稀缺性没有转化为用水生产的产品或服务中价格的一部分。最后,用水者往往没有为他们对下游生态系统和人民造成的消极影响付费。

9. 为什么我们要减少绿水足迹?

人们可以说,雨水是免费得来的,如果人们不去利用绿水生产食物、纤维、木材或生物能源,它将自由蒸发掉。然而,关于减少绿水足迹有两个很好的理由。第一个理由是,雨是免费的,但不是无限的。事实上,绿水就像蓝水一样是一种稀缺资源,尤其是在一些地区或一些地区一年中的某些时期。因为流域的一部分面积必须留给自然所用,相当一部分的绿水就不能被农业利用。在一些流域,绿水是非常稀缺的。因此,增加绿水生产效率(换句话说,减少产品的绿水足迹),以在有限的条件下获得理想的生产是非常关键的。第二个理由是,通过绿水资源增加生产可以有效地减少对蓝水资源的需求。这就是为什么有丰富绿水资源的地区减少绿水足迹也是非常有益的。更好地利用在降雨丰富地区的雨水可以在世界范围内增加雨养农业产品的产量,这样可以减少对水资源缺乏地区的灌溉农业产品的需求。

10. 在有充足径流的地区为什么还要减少蓝水足迹?

初看起来,似乎仅仅有必要在一些蓝水资源缺乏的流域减少蓝水足迹。但仅仅关注于一些水资源匮乏地区是远远不够的。水资源丰富地区的用水效率低意味着单位用水量下的产量还有提升空间。因为在水资源丰富地区提高单位用水量的产量意味着水资源紧缺地区可以减少对这些产品的生产。所以在水资源丰富地区降低单位产品水足迹提高了水资源缺乏地区减少其整体水足迹的可能性。在水资源丰富地区减少蓝水足迹的另一个原因是蓝水用于一种用途就不能被留做他用了。对于流域内产生了高耗水产品和奢侈品(如肉类、生物能或者鲜切花)的水足迹来说,虽然流域内的水资源丰富且环境流需求也得到了满足,但从全球视角来看这些水足迹就不能用于其他用途了,如种植谷物以满足基本的食物需求。因此在水资源丰富地区减少特定产品的水足迹增加了生产更多的这种产品或者将省下的水用于另一种产品的可能性。

11. 什么是合理的水足迹减量目标?

这个问题没有通用的答案,因为这取决于产品、提供的技术和当地的情况。此外,人们必须记住,这个问题包含着一个规范的要素,这就需要其在一定的社会和政治背景下回答。但是,一些常规性的东西是可以回答的。人们必须区分蓝水、绿水和灰水的减排目标。至于灰水足迹(即水污染),从长期的角度看对于所有产品都可以减少至零。水污染并不是必然的。零灰水足迹可以通过预防、回收和处理实现。仅有热污染(冷却水使用)是很难降低到零,但即便如此这一污染也可以通过收复热量得以避免。农业产品的蓝水足迹可以通过减少耗水损失、增加蓝水生产力以及依靠更多的雨养农业得以实质性的降低。工业则往往取决于其部门属性和所采取的措施。技术上,工业可以实现水的完全循环,因此任何地方的蓝水足迹都可以减少到只剩下产品内部的水。对于特定的产品可以参考最佳生产者的表现来建立标杆。农业的绿水足迹得以实质性的减少往往是通过更有效地利用绿水资源,换句话说增加绿水生产效率。一个地区利用绿水资源增加了产量将帮助其他地方的产品减少对蓝水的需求。水足迹补偿策略的一个普遍原则是避免水足迹“踏入”那些环境流遭到侵占的地区。水足迹补偿策略的最终目标是水资源的合理分配。这也是减少水足迹的基本原则,尤其对于用水大户来说。

12. 水足迹和碳足迹是相似的吗?

这两个概念具有很好的互补性,每一个概念反映了不同的环境问题:碳足迹关注气候变化的问题,水足迹关注淡水短缺的问题。以上两者都提倡供应链视角。但是,二者又有很多不同。产生地点对于碳排放来说并不重要,但是对于水足迹来

说却很重要。一个地方的碳排放可以通过在另一个地方减少碳排放或者进行碳封存得以补偿。但对于水却不行：我们无法通过在另一个地方节水而减少本地用水的影响。

13. 淡水可以通过海水淡化来获得，那为什么还会缺水呢？

海水淡化最好有选择地应用。我们可以要求所有的用水都要有良好的水质，但因为海水淡化需要消耗能量——另一种稀缺资源。事实上，海水淡化是用一种稀缺资源（能源）来换取另外一种稀缺资源（淡水）的行为。如果在一个地区淡水资源问题的迫切性超过了能源的问题，人们可以决定支持海水淡化，但总体来说将海水淡化作为解决淡水缺乏的一种普遍方案是无意义的。此外，抛开能源的问题，海水淡化还是非常昂贵的，尤其对农业这个用水最大的部门来说实在是太昂贵了。最后，海水只能在沿海地区获得，这就意味着输送淡化的海水到其他需水的地区将会产生其他的支出（再一次消耗能量）。

14. 是否需要给产品加上水标签？

世界上许多产品的生产都会与水的消耗和污染相关联，所以水标签会使得产品的生产历史或过程更加透明化。让公众获得这方面的信息是有好处的，消费者可以据此进行选择。信息可以附在标志上，或者也可以通过互联网提供。最好用在那些对水资源影响较大的产品上，如那些含有棉花或者糖分的产品。对于消费者来说，如果将水标签作为多种标签（如能源或者公平贸易等标签）的一部分，会很有帮助。在一个理想的世界里，我们不需要标签，因为我们相信所有的产品都符合严格的标准。如果考虑使用水标签，接下来的问题是标志上的内容应该是什么。可以把产品的总体水足迹放到标志中，它的功能仅是提高消费者意识，而不能令消费者在两个信息充分的产品中间进行选择。为了帮助选择产品，也需要详述绿水-蓝水-灰水的比例以及指出产品水足迹占用当地环境流需求或者超出环境水质标准到何种程度。例如，可以指出，有 3/4 的水足迹分布在那些环境流需求或者周边水质标准得到满足的地区，但是另外 1/4 的水足迹则不满足。从水资源的角度看，一种产品的好与不好取决于各种标准，这其中就包括持续的对整个供应链改进的计划是否实施。最后，产品标签最多也只能解决部分问题。作为一种提高意识和产品选择的方法，标签是可以发挥作用的，但也只能作为提供产品信息的方法之一，因为有一个现实的问题限制其发挥作用，那就是标签提供的信息有限。同时，仅在标签上添加信息不能令水足迹真的减少。

二、技术问题

1. 什么是水足迹？

产品水足迹是衡量整个产品供应链中何时、何地消费和污染了多少水量的经验指标。水足迹是一个综合的指标，除了计算水量，也区分用水类型（雨水、地表水、地下水或污染水）以及用水的时空分布。个人、社群和企业的水足迹可以定义为个人或社群消耗的或者企业生产的消费品或服务中包含的水量。水足迹揭示了人类占有世界有限的淡水资源的情形，为讨论水的分配和关于水资源的可持续、公平和有效利用提供了基础。此外，水足迹为评价流域尺度产品和服务的影响以及制定减少这些影响的响应战略奠定了基础。

2. 水足迹有何创新之处？

用水统计以往主要集中于测量“取水”和“直接用水”。水足迹的计算方法提供了更广阔的视野。水足迹的计量包括直接和间接用水，后者指产品的供应链上的用水。因此，水足迹将产品的整个生产链条中的最终消费者、中间商和贸易商都与用水联系在一起。之所以考虑以上的联系是因为，一般来说与间接用水相比，消费者的直接用水很少；而与供应链用水相比，商业运营用水也很少。因此与以往印象相比，消费者和商业对水的实际需求产生了根本性的改变。更进一步，水足迹概念的不同还体现在其关注消耗性用水（与取水相对）。消耗性用水是取水的一部分，指的是蒸发或者包含在产品内的那部分水。此外，水足迹除了关注蓝水（地下和地表水）外，还包含了绿水（可利用的雨水）和灰水（污水）。

3. 难道水足迹仅仅是一个好的隐喻吗？

作为一种隐喻，“足迹”一词往往揭示了如下事实：人类占用了大量的可利用的自然资源（土地、能源、水）。然而，像“生态足迹”和“碳足迹”一样，“水足迹”不仅是一个隐喻，因为其有非常严格的计算框架、定义明确的可度量的参数、精心建立的核算程序来计算产品、消费者、社群、国家或者企业的水足迹。我们不鼓励人们将水足迹概念仅仅作为一种隐喻，因为水足迹的优势在于其可以有效地进行严格的核算和制定可量化的减少目标。

4. 水是一种可再生资源，而且它一直在循环中，那么还有什么问题呢？

水是一种可再生资源，但并不代表它可以被无限制地获得。在特定的时期，降水数量总是有限的。同样地下水回补或者河流的径流也是有限的。降水可用于农业生产，河水和地下水也可以用于灌溉、工业生产和生活用水。但是人们的可获得

水资源是有限的,不能无限制使用。人们不可能在特定时期和特定区域内从河流中获得比其流量更多的水,人们也不可能从湖泊和地下水中获得比其补给所拥有的更多的水资源。水足迹测量的是特定时期和地点人们消耗的水资源(包括蒸发)和污染的水量,从而提供一种测量人类对可利用水资源占用的方法。以下这部分水留给自然:没用在农业生产上的雨水就留下来供给自然植被使用,没有被人类使用或者污染的地下水和地表水就留下来维持健康的水生态系统。

5. 水足迹核算的方法是否已经达成一致?

水足迹的核算方法已经被发表在先前出版的科技期刊上。此外,也有一些用于个体消费者、社群、企业和机构的特定产品水足迹核算的实际例子。在一般情形下,人们对水足迹的核算有比较一致的看法。然而每当这一概念被用在新的情况下,新的问题就会出现。这些问题如:哪些是可以包括在计算内而哪些是可以排除的,如何去处理在某些情况下供应链无法追踪的问题,计算灰水足迹要用什么样的水质标准等。因此,需要重点来讨论如何处理这些问题。

6. 为什么要划分蓝水、绿水和灰水足迹?

地球上淡水资源量是由地表的年降水量决定的。这其中一部分降水被蒸发掉,其他的以径流形式通过地下土层和河流而回归海洋。无论是蒸发流与径流,都可以为人类的生产目的服务。蒸发流可以用于支持作物生长或者留下来维持自然生态系统;绿水水足迹就是实际被人类占有的那部分蒸发流。径流(地下水和河水)都可以被人类所利用,包括灌溉、洗漱和冷却过程。蓝水足迹主要是指地表水和地下水的消耗(换句话说,取水然后蒸发掉或者融入产品中的水分)。灰水足迹是指被人类污染的那部分在河流或者蓄水层里的水。通过这一方式,蓝水、绿水和灰水足迹反映了人类对不同水资源的占有。必要时,可以进一步分为更为具体的组成成分的水足迹。蓝水足迹可以区分地表水、可再生地下水和深层地下水。灰水足迹可以用来衡量区别不同类型的污染。事实上,这些具体的水足迹类别总是在不同的背景下和条件下产生的。

7. 为什么我们要关注作物总的绿水足迹呢?为什么不关注与自然植被相比所多出来的那些蒸散发呢?

这取决于人们想要提出什么样的问题。绿水足迹测定的是总体的蒸发量并且可以为讨论有限的水资源在不同用途间的分配提供素材。从流域水文和对下游潜在影响的角度来看,关于蒸发增加或者减少的信息有重大的作用。研究表明,与自然植被相比,作物的蒸发量有时会增加(尤其是在作物快速生长期),有时会减少(如因为土壤退化或者生物量的减少)。在许多情况下,这种差异在流域尺度并不

显著。从流域水文学和对下游潜在影响的角度来看,蒸发的改变是有趣的,但对如何在不同的用途间分配有限的水资源的讨论没有太大帮助。水足迹是专门服务于后者的讨论的。绿水足迹是衡量人类对绿水流的占有情况,就像蓝水/灰水足迹是衡量人类占有地表径流一样。绿水足迹是衡量被人类占有利用而不能被自然所利用的基于降水的蒸散发。水足迹因此反映了作物的总用水量的成本。

8. 将全部的用水量相加综合成一个指标是不是过于简单?

产品、消费者或生产者的总水足迹显示了对淡水资源的占用(消耗或污染)。它作为一个粗略的指标,有助于提高意识并且获得大多数水的用途的信息。水足迹可被表示为一个总数,但是事实上它是一个用水的综合指标,显示了在不同时空下水的不同消耗和污染。为制定水的可持续利用战略,人们需要利用隐含在水足迹综合指标背后的更加丰富的信息。

9. 我们不应该根据其当地影响对水足迹组分赋予权重吗?

“权重因子”的理念听起来像一个很吸引人的主意,因为并不是每立方米的水对当地的影响都是相同的。但我们坚决不鼓励这一方法,原因有三。第一,赋权总归是一种主观行为,因为影响因素太多(环境、社会以及经济的),其中一些甚至无法进行简单的定量。第二,影响总是与当地环境密切相关的,因此意味着无法设计出全球通用的权重因子。特定时间地点从河流提取的 1m^3 水的影响由这条河流的特征决定,如河流内水流的量和变化、在特定时间地点对于这条河流内水的竞争,以及取水对下游生态系统和其他用户的影响。第三,最重要的原因是,水足迹的量包含着重要的信息,而一旦赋权就会变得含混不清。水足迹指的是水的实际占有量,这本身就是很重要的信息,因为在这个世界中淡水资源是非常缺乏的,这对于了解水资源在不同用途中的分配是很重要的。水的消耗和污染对当地的影响是另一个问题。为了明确不同的水足迹组分对当地环境确实造成不同影响,我们强调水足迹是一个综合指标。其不仅反映用水量,也反映了用水的类型、时间以及地点。水足迹核算就是要量化水足迹的所有细节。这就为当地影响评价建立了合适的基础。在此基础上人们可以评价每种水足迹组分在不同时空下对当地造成的不同影响。显然,当地影响评价会展现每种水足迹组分的影响不同。对于制定减少水足迹影响的水政策,了解不同水足迹的组成所造成的不同影响比产生一个赋权的水足迹影响指数重要。制定一个看起来先进的赋权的水足迹影响指数的风险是,这一指数隐藏了所有与影响相关的信息,而不是将这些影响说清楚。

10. 水足迹的核算是如何与生命周期评价相关联的?

某种产品的水足迹可作为其生命周期评价(LCA)中的一个指标。在生命周

期评价中的应用是水足迹的众多应用之一。在全球视角下,水足迹成为一个有实际价值的指标:展示了全球有多少稀缺的水资源被某种产品使用。在更加局部的范围内,可以将水短缺地图与明确定位了时空的水足迹图相叠加,以便得出时空明确的水足迹影响图。对于不同的影响应该给予不同的权重并综合以便得出水足迹综合影响指数。对于生命周期评价,一个重要的问题是不同种类的资源利用和环境影响是怎么综合在一起的——综合是进行生命周期评价的特定要求,而与其他方面的水足迹应用不相关。水足迹的其他应用如:识别特定产品、消费群体或企业水足迹的热点地区,制订水足迹反应方案来减少水足迹以及减轻相关影响。对于这些目的,整合是不起作用的,因为这些应用有必要明确水的类型和时空分布。

11. 水足迹与生态足迹和碳足迹有哪些关系呢?

水足迹的概念是过去 10 年中环境科学领域所发展的诸多概念之一。总的来说,“足迹”已经成为展现人类对自然资源的占用或者对环境的压力的一种量化方法。生态足迹衡量的是对生物生产空间(hm^2)的使用;碳足迹衡量的是温室气体(GHGs)的产生量,即等量 CO_2 排放(t);水足迹衡量的是用水量(m^3/a)。这三种指标是互为补充的,因为它们衡量的是完全不同的事物。不同的足迹在方法上有许多相似之处,但因为是不同的物质而有其自身的特性。水足迹最重要的特点就是时空的特定性。这之所以必要是因为可利用水资源在时空中分布极为不均,所以用水总是需要考虑当地特点。

12. 虚拟水和水足迹有什么不同?

水足迹是指生产某种产品所用到的水。从这个角度来看,“产品的虚拟水含量”和产品的“水足迹”这两个概念是可以相互替代的。而水足迹的概念有更广泛的应用。例如,对产品和服务的消费所产生的水足迹可以称为消费者水足迹,或者对产品和服务的生产所产生的水足迹可以称为生产者(企业、制造商或服务供应商)水足迹。此外,水足迹的概念不像“虚拟水含量”那样简单地指水的体积。水足迹是一个综合的指标,不仅指用水量,还会明确水足迹产生的时间、地点以及何种水源。这些额外的信息在评价产品水足迹对当地的影响方面是至关重要的。

参考文献

- Acreman, M. and Dunbar, M. J. (2004) 'Defining environmental river flow requirements: A review', *Hydrology and Earth System Sciences*, vol 8, no 5, pp861–876
- Alcamo, J. and Henrichs, T. (2002) 'Critical regions: A model-based estimation of world water resources sensitive to global changes', *Aquatic Sciences*, vol 64, no 4, pp352–362
- Aldaya, M. M. and Hoekstra, A. Y. (2010) 'The water needed for Italians to eat pasta and pizza', *Agricultural Systems*, vol 103, pp351–360
- Aldaya, M. M. and Llamas, M. R. (2008) 'Water footprint analysis for the Guadiana river basin', Value of Water Research Report Series No 35, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report35-WaterFootprint-Guadiana.pdf
- Aldaya, M. M., Allan, J. A. and Hoekstra, A. Y. (2010a) 'Strategic importance of green water in international crop trade', *Ecological Economics*, vol 69, no 4, pp887–894
- Aldaya, M. M., Garrido, A., Llamas, M. R., Varelo-Ortega, C., Novo, P. and Casado, R. R. (2010b) 'Water footprint and virtual water trade in Spain', in A. Garrido and M. R. Llamas (eds) *Water Policy in Spain*, CRC Press, Leiden, Netherlands, pp49–59
- Aldaya, M. M., Muñoz, G. and Hoekstra, A. Y. (2010c) 'Water footprint of cotton, wheat and rice production in Central Asia', Value of Water Research Report Series No 41, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report41-WaterFootprintCentralAsia.pdf
- Aldaya, M. M., Martínez-Santos, P. and Llamas, M. R. (2010d) 'Incorporating the water footprint and virtual water into policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain', *Water Resources Management*, vol 24, no 5, pp941–958
- Allan, J. A. (2003) 'Virtual water – the water, food, and trade nexus: Useful concept or misleading metaphor?', *Water International*, vol 28, no 1, pp106–113
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. and Smith, M. (1998) 'Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements', FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Food and Agriculture Organization, Rome
- ANZECC and ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand) (2000) 'Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality', ANZECC and ARMCANZ, www.mincos.gov.au/publications/australian_and_new_zealand_guidelines_for_fresh_and_marine_water_quality

- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. and Naiman, R. J. (2006) 'The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems', *Ecological Applications*, vol 16, no 4, pp1311–1318
- Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (2010) 'BGBl 2010 II Nr. 99: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG)'
- Barton, B. (2010) 'Murky waters? Corporate reporting on water risk, A benchmarking study of 100 companies', Ceres, Boston, MA, www.ceres.org/Document.Doc?id=547
- Batjes, N. H. (2006) 'ISRIC-WISE derived soil properties on a 5 by 5 arc-minutes global grid', Report 2006/02, ISRIC – World Soil Information, Wageningen, Netherlands, available through www.isric.org
- Berger, M. and Finkbeiner, M. (2010) 'Water footprinting: How to address water use in life cycle assessment?', *Sustainability*, vol 2, pp919–944
- Brown, S., Schreier, H. and Lavkulich, L. M. (2009) 'Incorporating virtual water into water management: A British Columbia example', *Water Resources Management*, vol 23, no 13, pp2681–2696
- Bulsink, F., Hoekstra, A. Y. and Booij, M. J. (2010) 'The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products', *Hydrology and Earth System Sciences*, vol 14, no 1, pp119–128
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2010) 'Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life', Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada, <http://ceqg-rcqe.ccme.ca>
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2002) 'Global strategy for plant conservation', CBD, Montreal, Canada, www.cbd.int
- Chahed, J., Hamdane, A. and Besbes, M. (2008) 'A comprehensive water balance of Tunisia: Blue water, green water and virtual water', *Water International*, vol 33, no 4, pp415–424
- Chapagain, A. K. and Hoekstra, A. Y. (2003) 'Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products', Value of Water Research Report Series No.13, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report13.pdf
- Chapagain, A. K. and Hoekstra, A. Y. (2004) 'Water footprints of nations', Value of Water Research Report Series No.16, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report16Vol1.pdf
- Chapagain, A. K., and Hoekstra, A. Y. (2007) 'The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands', *Ecological Economics*, vol 64, no 1, pp109–118
- Chapagain, A. K. and Hoekstra, A. Y. (2008) 'The global component of freshwater demand and supply: An assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products', *Water International*, vol 33, no 1, pp19–32

- Chapagain, A. K. and Hoekstra, A. Y. (2010) 'The green, blue and grey water footprint of rice from both a production and consumption perspective', Value of Water Research Report Series No.40, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report40-WaterFootprintRice.pdf
- Chapagain, A. K. and Orr, S. (2008) *UK Water Footprint: The Impact of the UK's Food and Fibre Consumption on Global Water Resources*, WWF-UK, Godalming
- Chapagain, A. K., and Orr, S. (2009) 'An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes', *Journal of Environmental Management*, vol 90, pp1219–1228
- Chapagain, A. K. and Orr, S. (2010) 'Water footprint of Nestlé's "Bitesize Shredded Wheat": A pilot study to account and analyse the water footprints of Bitesize Shredded Wheat in the context of water availability along its supply chain', WWF-UK, Godalming
- Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y. and Savenije, H. H. G. (2006a) 'Water saving through international trade of agricultural products', *Hydrology and Earth System Sciences*, vol 10, no 3, pp455–468
- Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y., Savenije, H. H. G. and Gautam, R. (2006b) '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', *Ecological Economics*, vol 60, no 1, pp186–203
- Chinese Ministry of Environmental Protection (2002) 'Environmental quality standard for surface water', Ministry of Environmental Protection, The People's Republic of China, http://english.mep.gov.cn/standards_reports/standards/water_environment/quality_standard/200710/t20071024_111792.htm
- Clark, G. M., Mueller, D. K., Mast, M. A. (2000) 'Nutrient concentrations and yields in undeveloped stream basins of the United States', *Journal of the American Water Resources Association*, vol 36, no 4, pp849–860
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) (2005) *Brazilian Water Quality Standards for Rivers*, The National Council of the Environment, Brazilian Ministry of the Environment
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van den Hoop, M., van Leeuwen, K. and van de Plassche, E. (2000) 'Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations', *Journal of Environmental Management*, vol 60, pp121–143
- CropLife Foundation (2006) *National Pesticide Use Database 2002*, CropLife Foundation, Washington, DC, www.croplifefoundation.org/cpri_npud2002.htm
- Dabrowski, J. M., Murray, K., Ashton, P. J. and Leaner, J. J. (2009) 'Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions', *Ecological Economics*, vol 68, no 4, pp1074–1082
- Dastane, N. G. (1978) 'Effective rainfall in irrigated agriculture', Irrigation and Drainage Paper No 25, Food and Agriculture Organization, Rome, www.fao.org/docrep/X5560E/x5560e00.htm#Contents
- Dietzenbacher, E. and Velazquez, E. (2007) 'Analysing Andalusian virtual water trade in an input-output framework', *Regional Studies*, vol 41, no 2, pp185–196

- Dominguez-Faus, R., Powers, S. E., Burken, J. G. and Alvarez, P. J. (2009) 'The water footprint of biofuels: A drink or drive issue?', *Environmental Science & Technology*, vol 43, no 9, pp3005–3010
- Dyson, M., Bergkamp, G. and Scanlon, J. (eds) (2003) *Flow: The Essentials of Environmental Flows*, IUCN, Gland, Switzerland
- Ecoinvent (2010) *Ecoinvent Data v2.2*, Ecoinvent Centre, Switzerland, www.ecoinvent.org
- Elkington, J. (1997) *Cannibals with Forks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business*, Capstone, Oxford
- Ene, S. A. and Teodosiu, C. (2009) 'Water footprint and challenges for its application to integrated water resources management in Romania', *Environmental Engineering and Management Journal*, vol 8, no 6, pp1461–1469
- Environment Agency (2007) 'Towards water neutrality in the Thames Gateway', summary report, science report SC060100/SR3, Environment Agency, Bristol
- EPA (Environmental Protection Agency) (2005) 'List of drinking water contaminants: Ground water and drinking water', US Environmental Protection Agency, www.epa.gov/safewater/mcl.html#1
- EPA (2010a) 'Overview of impaired waters and total maximum daily loads program', US Environmental Protection Agency, www.epa.gov/owow/tmdl/intro.html
- EPA (2010b) 'National recommended water quality criteria', US Environmental Protection Agency, www.epa.gov/waterscience/criteria/wqctable/index.html#nonpriority
- Ercin, A. E., Aldaya, M. M. and Hoekstra, A. Y. (2009) 'A pilot in corporate water footprint accounting and impact assessment: The water footprint of a sugar-containing carbonated beverage', Value of Water Research Report Series No 39, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report39-WaterFootprintCarbonatedBeverage.pdf
- EU (European Union) (2000) 'Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy', EU, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090113:EN:PDF>
- EU (2006) 'Directive 2006/44/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life', EU, Brussels, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:264:0020:0031:EN:pdf>
- EU (2008) 'Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy', EU, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>
- Eurostat (2007) *The Use of Plant Protection Products in the European Union: Data 1992–2003*, Eurostat Statistical Books, European Commission, http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-76-06-669/EN/KS-76-06-669-EN.PDF
- Falkenmark, M. (1989) 'The massive water scarcity now threatening Africa: Why isn't it being addressed?', *Ambio*, vol 18, no 2, pp112–118

- Falkenmark, M. (2003) 'Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges', *Philosophical Transaction of the Royal Society of London B*, vol 358, no 1440, pp2037–2049
- Falkenmark, M. and Lindh, G. (1974) 'How can we cope with the water resources situation by the year 2015?', *Ambio*, vol 3, nos 3–4, pp114–122
- Falkenmark, M. and Rockström, J. (2004) *Balancing Water for Humans and Nature: The New Approach in Ecohydrology*, Earthscan, London
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2003) Technical conversion factors for agricultural commodities, FAO, Rome, www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/methodology/tcf.pdf
- FAO (2005) 'New LocClim, Local Climate Estimator CD-ROM', FAO, Rome, www.fao.org/nr/climpag/pub/en3_051002_en.asp
- FAO (2010a) 'CLIMWAT 2.0 database', FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/infores_databases_climwat.html
- FAO (2010b) 'CROPWAT 8.0 model', FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html
- FAO (2010c) 'FertiStat database', FAO, Rome, www.fao.org/ag/agl/fertistat
- FAO (2010d) 'FAOSTAT database', FAO, Rome, <http://faostat.fao.org>
- FAO (2010e) 'AQUACROP 3.1', FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/aquacrop.html
- FAO (2010f) 'Global Information and Early Warning System (GIEWS)', FAO, Rome, www.fao.org/giews/countrybrief/index.jsp
- FAO (2010g) 'Global map of monthly reference evapotranspiration and precipitation – at 10 arc minutes', GeoNetwork grid database, www.fao.org/geonetwork/srv/en
- FAO (2010h) 'Global map maximum soil moisture – at 5 arc minutes', GeoNetwork grid database, www.fao.org/geonetwork/srv/en
- Galan-del-Castillo, E. and Velazquez, E. (2010) 'From water to energy: The virtual water content and water footprint of biofuel consumption in Spain', *Energy Policy*, vol 38, no 3, pp1345–1352
- Galloway, J. N., Burke, M., Bradford, G. E., Naylor, R., Falcon, W., Chapagain, A. K., Gaskell, J. C., McCullough, E., Mooney, H. A., Oleson, K. L. L., Steinfeld, H., Wassenaar, T. and Smil, V. (2007) 'International trade in meat: The tip of the pork chop', *Ambio*, vol 36, no 8, pp622–629
- Garrido, A., Llamas, M. R., Varela-Ortega, C., Novo, P., Rodríguez-Casado, R. and Aldaya, M. M. (2010) *Water Footprint and Virtual Water Trade in Spain*, Springer, New York, NY
- Gerbens-Leenes, P. W. and Hoekstra, A. Y. (2009) 'The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize', Value of Water Research Report Series No 38, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report38-WaterFootprint-sweeteners-ethanol.pdf
- Gerbens-Leenes, P. W. and Hoekstra, A. Y. (2010) 'Burning water: The water footprint of biofuel-based transport', Value of Water Research Report Series No 44, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report44-BurningWater-WaterFootprintTransport.pdf

- Gerbens-Leenes, P. W., Hoekstra, A. Y. and Van der Meer, T. H. (2009a) 'The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply', *Ecological Economics*, vol 68, no 4, pp1052–1060
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A. Y. and Van der Meer, T. H. (2009b) 'The water footprint of bioenergy', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 25, pp10219–10223
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A. Y. and Van der Meer, T. H. (2009c) 'A global estimate of the water footprint of *Jatropha curcas* under limited data availability', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 40, pE113
- Gleick, P. H. (ed) (1993) *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Oxford University Press, Oxford
- Gleick, P. H. (2010) 'Water conflict chronology', www.worldwater.org/conflict
- GWP (Global Water Partnership) (2000) 'Integrated water resources management', TAC Background Papers No 4, GWP, Stockholm
- GWP and INBO (International Network of Basin Organizations) (2009) *A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basins*, GWP, Stockholm, and INBO, Paris
- Heffer, P. (2009) 'Assessment of fertilizer use by crop at the global level', International Fertilizer Industry Association, Paris, www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/LIBRARY/Publication-database.html/Assessment-of-Fertilizer-Use-by-Crop-at-the-Global-Level-2006-07-2007-08.html2
- Herendeen, R. A. (2004) 'Energy analysis and EMERGY analysis: A comparison', *Ecological Modelling*, vol 178, pp227–237.
- Hoekstra, A. Y. (ed) (2003) 'Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade', 12–13 December 2002, Value of Water Research Report Series No 12, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf
- Hoekstra, A. Y. (2006) 'The global dimension of water governance: Nine reasons for global arrangements in order to cope with local water problems', Value of Water Research Report Series No 20, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report_20_Global_Water_Governance.pdf
- Hoekstra, A. Y. (2008a) 'Water neutral: Reducing and offsetting the impacts of water footprints', Value of Water Research Report Series No 28, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report28-WaterNeutral.pdf
- Hoekstra, A. Y. (2008b) 'The relation between international trade and water resources management', in K. P. Gallagher (ed) *Handbook on Trade and the Environment*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, pp116–125
- Hoekstra, A. Y. (2008c) 'The water footprint of food', in J. Förare (ed) *Water For Food*, The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning, Stockholm,, pp49–60
- Hoekstra, A. Y. (2009) 'Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis', *Ecological Economics*, vol 68, no 7, pp1963–1974

- Hoekstra, A. Y. (2010a) 'The relation between international trade and freshwater scarcity', Working Paper ERSD-2010-05, January 2010, World Trade Organization, Geneva
- Hoekstra, A. Y. (2010b) 'The water footprint of animal products', in J. D'Silva and J. Webster (eds) *The Meat Crisis: Developing More Sustainable Production and Consumption*, Earthscan, London, pp22–33
- Hoekstra, A. Y. and Chapagain, A. K. (2007a) 'Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern', *Water Resources Management*, vol 21, no 1, pp35–48
- Hoekstra, A. Y. and Chapagain, A. K. (2007b) 'The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities', *Ecological Economics*, vol 64, no 1, pp143–151
- Hoekstra, A. Y. and Chapagain, A. K. (2008) *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*, Blackwell Publishing, Oxford
- Hoekstra, A. Y. and Hung, P. Q. (2002) 'Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade', Value of Water Research Report Series No 11, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report11.pdf
- Hoekstra, A. Y. and Hung, P. Q. (2005) 'Globalisation of water resources: International virtual water flows in relation to crop trade', *Global Environmental Change*, vol 15, no 1, pp45–56
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M. and Mekonnen, M. M. (2009a) *Water Footprint Manual: State of the Art 2009*, Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands, www.waterfootprint.org/downloads/WaterFootprintManual2009.pdf
- Hoekstra, A. Y., Gerbens-Leenes, W. and Van der Meer, T. H. (2009b) 'Water footprint accounting, impact assessment, and life-cycle assessment', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 40, pE114
- Hoekstra, A. Y., Gerbens-Leenes, W. and Van der Meer, T. H. (2009c) 'The water footprint of *Jatropha curcas* under poor growing conditions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 42, pE119
- Hubacek, K., Guan, D. B., Barrett, J. and Wiedmann, T. (2009) 'Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: Ecological and water footprints', *Journal of Cleaner Production*, vol 17, no 14, pp1241–1248
- Humbert, S., Loerincik, Y., Rossi, V., Margnia, M. and Jolliet, O. (2009) 'Life cycle assessment of spray dried soluble coffee and comparison with alternatives (drip filter and capsule espresso)', *Journal of Cleaner Production*, vol 17, no 15, pp1351–1358
- IFA (International Fertilizer Industry Association) (2009) 'IFA data', IFA, www.fertilizer.org/ifa/ifadata/search
- IFC, LimnoTech, Jain Irrigation Systems and TNC (2010) *Water Footprint Assessments: Dehydrated Onion Products, Micro-irrigation Systems – Jain Irrigation Systems Ltd*, International Finance Corporation, Washington, DC
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) '2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories', IPCC, www.ipcc-nggip.iges.or.jp

- Japanese Ministry of the Environment (2010) 'Environmental quality standards for water pollution', Ministry of the Environment, Government of Japan, www.env.go.jp/en/water
- Jongschaap, R. E. E., Blesgraaf, R. A. R., Bogaard, T. A., Van Loo, E. N. and Savenije, H. H. G. (2009) 'The water footprint of bioenergy from *Jatropha curcas* L.', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 35, ppE92–E92
- Kampman, D. A., Hoekstra, A. Y. and Krol, M. S. (2008) 'The water footprint of India', Value of Water Research Report Series No 32, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands
- Koehler, A. (2008) 'Water use in LCA: Managing the planet's freshwater resources', *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol 13, no 6, pp451–455
- Kuiper, J., Zarate, E. and Aldaya, M. (2010) 'Water footprint assessment, policy and practical measures in a specific geographical setting', A study in collaboration with the UNEP Division of Technology, Industry and Economics, Water Footprint Network, Enschede, Netherlands
- Kumar, V. and Jain, S. K. (2007) 'Status of virtual water trade from India', *Current Science*, vol 93, pp1093–1099
- LAWA-AO (2007) 'Monitoring framework design, Part B, Valuation bases and methods descriptions: Background and guidance values for physico-chemical components', www.vsvi-sachsen.de/Beitr%20E4ge%20aus%20unseren%20Veranst/17.09.2008%20Tausalz%20Recht%20RAKONArbeitspapierII_Stand_07_03_2007.pdf
- Levinson, M., Lee, E., Chung, J., Huttner, M., Danely, C., McKnight, C. and Langlois, A. (2008) *Watching Water: A Guide to Evaluating Corporate Risks in a Thirsty World*, J. P. Morgan, New York, NY
- Liu, J. and Savenije, H. H. G. (2008) 'Food consumption patterns and their effect on water requirement in China', *Hydrology and Earth System Sciences*, vol 12, no 3, pp887–898.
- Liu, J. G., Williams, J. R., Zehnder, A. J. B. and Yang, H. (2007) 'GEPIC: Modelling wheat yield and crop water productivity with high resolution on a global scale', *Agricultural Systems*, vol 94, no 2, pp478–493
- Liu, J., Zehnder, A. J. B. and Yang, H. (2009) 'Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water', *Water Resources Research*, vol 45, pW05428
- Ma, J., Hoekstra, A. Y., Wang, H., Chapagain, A. K. and Wang, D. (2006) 'Virtual versus real water transfers within China', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol 361, no 1469, pp835–842
- MacDonald, D. D., Berger, T., Wood, K., Brown, J., Johnsen, T., Haines, M. L., Brydges, K., MacDonald, M. J., Smith, S. L. and Shaw, D. P. (2000) *Compendium of Environmental Quality Benchmarks*, MacDonald Environmental Sciences, Nanaimo, British Columbia, www.pyr.ec.gc.ca/georgiabasin/reports/Environmental%20Benchmarks/GB-99-01_E.pdf
- Maes, W. H., Achten, W. M. J. and Muys, B. (2009) 'Use of inadequate data and methodological errors lead to an overestimation of the water footprint of *Jatropha curcas*', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 34, ppE91–E91

- MAPA (2001) *Calendario de siembra, recolección y comercialización, años 1996–1998*, Spanish Ministry of Agriculture, Madrid
- MARM (2009) *Agro-alimentary Statistics Yearbook*, Spanish Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs, www.mapa.es/es/estadistica/pags/anuario/introduccion.htm
- Mekonnen, M. M. and Hoekstra, A. Y. (2010a) 'A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat', *Hydrology and Earth System Sciences*, vol 14, pp1259–1276
- Mekonnen, M. M. and Hoekstra, A. Y. (2010b) 'Mitigating the water footprint of export cut flowers from the Lake Naivasha Basin, Kenya', Value of Water Research Report Series No 45, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report45-WaterFootprint-Flowers-Kenya.pdf
- Milà i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A. and Clift, R. (2009) 'Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I – inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways', *Journal of Life Cycle Assessment*, vol 14, no 1, pp28–42
- Mitchell, T. D. and Jones, P. D. (2005) 'An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids', *International Journal of Climatology*, vol 25, pp693–712, http://cru.csi.cgiar.org/continent_selection.asp
- Monfreda, C., Ramankutty, N. and Foley, J. A. (2008) 'Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000', *Global Biogeochemical Cycles*, vol 22, no 1, pGB1022, www.geog.mcgill.ca/landuse/pub/Data/175crops2000
- Morrison, J., Morkawa, M., Murphy, M. and Schulte, P. (2009) *Water Scarcity and Climate Change: Growing Risks for Business and Investors*, CERES, Boston, MA, www.ceres.org/Document.Doc?id=406
- Morrison, J., Schulte, P. and Schenck, R. (2010) *Corporate Water Accounting: An Analysis of Methods and Tools for Measuring Water Use and its Impacts*, United Nations Global Compact, New York, NY, www.pacinst.org/reports/corporate_water_accounting_analysis/corporate_water_accounting_analysis.pdf
- NASS (2009) *Agricultural Chemical Use Database*, National Agricultural Statistics Service, www.pestmanagement.info/nass
- Nazer, D. W., Siebel, M. A., Van der Zaag, P., Mimi, Z. and Gijzen, H. J. (2008) 'Water footprint of the Palestinians in the West Bank', *Journal of the American Water Resources Association*, vol 44, no 2, pp449–458
- NCDC (National Climatic Data Center) (2009) Global surface summary of the day, NCDC, www.ncdc.noaa.gov/cgi-bin/res40.pl?page=gsod.html, data available from <ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/g sod>
- Noss, R. F. and Cooperrider, A. Y. (1994) *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*, Island Press, Washington, DC
- Novo, P., Garrido, A. and Varela-Ortega, C. (2009) 'Are virtual water "flows" in Spanish grain trade consistent with relative water scarcity?', *Ecological Economics*, vol 68, no 5, pp1454–1464

- Odum, H. T. (1996) *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*, Wiley, New York, NY
- Official State Gazette (2008) 'Approval of the water planning instruction', Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs, Official State Gazette 229, Madrid, Spain, 22 September 2008, www.boe.es/boe/dias/2008/09/22/pdfs/A38472-38582.pdf
- Oregon State University (2010) 'The transboundary freshwater dispute database', Oregon State University, Department of Geosciences, Corvallis, OR, www.transboundarywaters.orst.edu/database
- Pegram, G., Orr, S. and Williams, C. (2009) *Investigating Shared Risk in Water: Corporate Engagement with the Public Policy Process*, WWF, Godalming
- Perry, C. (2007) 'Efficient irrigation; Inefficient communication; Flawed recommendations', *Irrigation and Drainage*, vol 56, no 4, pp367–378
- Pfister, S. and Hellweg, S. (2009) 'The water "shoesize" vs. footprint of bioenergy', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol 106, no 35, ppE93–E94
- Pfister, S., Koehler, A. and Hellweg, S. (2009) 'Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA', *Environmental Science and Technology*, vol 43, pp4098–4104
- Poff, N. L., Richter, B. D., Aarthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keefe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. and Warner, A. (2010) 'The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards', *Freshwater Biology*, vol 55, no 1, pp147–170
- Portmann, F., Siebert, S., Bauer, C. and Döll, P. (2008) 'Global data set of monthly growing areas of 26 irrigated crops', Frankfurt Hydrology Paper 06, Institute of Physical Geography, University of Frankfurt, Frankfurt am Main, www.geo.uni-frankfurt.de/ipg/ag/dl/forschung/MIRCA/index.html
- Portmann, F. T., Siebert, S. and Döll P. (2010) 'MIRCA2000 – Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling', *Global Biogeochemical Cycles*, vol 24, GB1011
- Postel, S. L., Daily, G. C. and Ehrlich, P. R. (1996) 'Human appropriation of renewable fresh water', *Science*, vol 271, pp785–788
- Raskin, P. D., Hansen, E. and Margolis, R. M. (1996) 'Water and sustainability: global patterns and long-range problems', *Natural Resources Forum*, vol 20, no 1, pp1–5
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W. P., Suh, S., Weidema, B. P. and Pennington, D. W. (2004) 'Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications', *Environment International*, vol 30, pp701–720
- Rees, W. E. (1992) 'Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out', *Environment and Urbanization*, vol 4, no 2, pp121–130
- Rees, W. E. (1996) 'Revisiting carrying capacity: Area-based indicators of sustainability', *Population and Environment*, vol 17, no 3, pp195–215

- Rees, W. E. and Wackernagel, M. (1994) 'Ecological footprints and appropriated carrying capacity: Measuring the natural capital requirements of the human economy', in A. M. Jansson, M. Hammer, C. Folke and R. Costanza (eds) *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*, Island Press, Washington, DC, pp362–390
- Richter, B. D. (2010) 'Re-thinking environmental flows: From allocations and reserves to sustainability boundaries', *River Research and Applications*, vol 26, no 8, pp1052–1063
- Ridoutt, B. G. and Pfister, S. (2010) 'A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity', *Global Environmental Change*, vol 20, no 1, pp113–120
- Ridoutt, B. G., Eady, S. J., Sellahewa, J. Simons, L. and Bektash, R. (2009) 'Water footprinting at the product brand level: case study and future challenges', *Journal of Cleaner Production*, vol 17, no 13, pp1228–1235
- Ridoutt, B. G., Juliano, P., Sanguansri, P. and Sellahewa, J. (2010) 'The water footprint of food waste: Case study of fresh mango in Australia', *Journal of Cleaner Production*, vol 18, nos 16–17, pp1714–1721
- Rockström, J. (2001) 'Green water security for the food makers of tomorrow: Windows of opportunity in drought-prone savannahs', *Water Science and Technology*, vol 43, no 4, pp71–78
- Romaguera, M., Hoekstra, A. Y., Su, Z., Krol, M. S. and Salama, M. S. (2010) 'Potential of using remote sensing techniques for global assessment of water footprint of crops', *Remote Sensing*, vol 2, no 4, pp1177–1196
- SABMiller and WWF-UK (2009) *Water Footprinting: Identifying and Addressing Water Risks in the Value Chain*, SABMiller, Woking and WWF-UK, Goldalming
- SABMiller, GTZ and WWF (2010) *Water Futures: Working Together for a Secure Water Future*, SABMiller, Woking and WWF-UK, Goldalming
- Safire, W. (2008) 'On language: Footprint', *New York Times*, 17 February 2008
- Savenije, H. H. G. (2000) 'Water scarcity indicators: The deception of the numbers', *Physics and Chemistry of the Earth*, vol 25, no 3, pp199–204
- Siebert, S. and Döll, P. (2010) 'Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation', *Journal of Hydrology*, vol 384, no 3–4, pp198–207
- Siebert, S., Döll, P., Feick, S., Hoogeveen, J. and Frenken, K. (2007) 'Global map of irrigation areas, version 4.0.1', Johann Wolfgang Goethe University, Frankfurt am Main, and FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/aquastat/irrigationmap/index10.stm
- Smakhtin, V., Revenga, C. and Döll, P. (2004) 'A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity', *Water International*, vol 29, no 3, pp307–317
- Smith, M. (1992) 'CROPWAT – A computer program for irrigation planning and management', Irrigation and Drainage Paper 46, FAO, Rome
- Smith, R. A., Alexander, R. and Schwarz, G. E. (2003) 'Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States', *Environmental Science and Technology*, vol 37, no 14, pp3039–3047

- Sonnenberg, A., Chapagain, A., Geiger, M. and August, D. (2009) *Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands: Woher stammt das Wasser, das in unseren Lebensmitteln steckt?*, WWF Deutschland, Frankfurt
- South African Department of Water Affairs and Forestry (1996) *South African Water Quality Guidelines*, vol 7, Aquatic Ecosystems, Department of Water Affairs and Forestry
- Svancara, L. K., Brannon, R., Scott, J. M., Groves, C. R., Noss, R. F. and Pressey, R. L. (2005) 'Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs', *BioScience*, vol 55, no 11, pp989–995
- TCCC and TNC (The Coca-Cola Company and The Nature Conservancy) (2010) *Product Water Footprint Assessments: Practical Application in Corporate Water Stewardship*, TCCC, Atlanta, and TNC, Arlington
- UKTAG (UK Technical Advisory Group) (2008) 'UK environmental standards and conditions (Phase 1)', UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive, www.wfduk.org/UK_Environmental_Standards/ES_Phase1_final_report
- UN (United Nations) (1948) *Universal Declaration of Human Rights*, UN General Assembly, Resolution 217 A (III) of 10 December 1948, Paris
- UN (2010a) *Trends in Sustainable Development: Towards Sustainable Consumption and Production*, UN, New York, NY, www.un.org/esa/dsd/resources/res_pdfs/publications/trends/trends_sustainable_consumption_production/Trends_in_sustainable_consumption_and_production.pdf
- UN (2010b) 'The human right to water and sanitation', UN General Assembly, 64th session, Agenda item 48, UN, New York, NY
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2009) 'GEMSTAT: Global water quality data and statistics', Global Environment Monitoring System, UNEP, Nairobi, Kenya, www.gemstat.org
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) (2009) *IWRM Guidelines at River Basin Level, Part I: Principles*, UNESCO, Paris
- USDA (United States Department of Agriculture) (1994) 'The major world crop areas and climatic profiles', *Agricultural Handbook No 664*, World Agricultural Outlook Board, USDA, www.usda.gov/oce/weather/pubs/Other/MWCACP/MajorWorldCropAreas.pdf
- Van der Leeden, F., Troise, F. L. and Todd, D. K. (1990) *The Water Encyclopedia*, second edition, CRC Press, Boca Raton, FL
- Van Lienden, A. R., Gerbens-Leenes, P. W., Hoekstra, A. Y. and Van der Meer, T. H. (2010) 'Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030', Value of Water Research Report Series No 43, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report43-WaterFootprint-BiofuelScenarios.pdf
- Van Oel, P. R. and Hoekstra, A. Y. (2010) 'The green and blue water footprint of paper products: Methodological considerations and quantification', Value of Water Research Report Series No 46, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report46-WaterFootprintPaper

- Van Oel, P. R., Mekonnen M. M. and Hoekstra, A. Y. (2008) 'The external water footprint of the Netherlands: Quantification and impact assessment', Value of Water Research Report Series No 33, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report33-ExternalWaterFootprintNetherlands.pdf
- Van Oel, P. R., Mekonnen M. M. and Hoekstra, A. Y. (2009) 'The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment', *Ecological Economics*, vol 69, no 1, pp82–92
- Verkerk, M. P., Hoekstra, A. Y. and Gerbens-Leenes, P. W. (2008) 'Global water governance: Conceptual design of global institutional arrangements', Value of Water Research Report Series No 26, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report26-Verkerk-et-al-2008GlobalWaterGovernance.pdf
- Verma, S., Kampman, D. A., Van der Zaag, P. and Hoekstra, A. Y. (2009) 'Going against the flow: A critical analysis of inter-state virtual water trade in the context of India's National River Linking Programme', *Physics and Chemistry of the Earth*, vol 34, pp261–269
- Wackernagel, M. and Rees, W. (1996) *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, New Society Publishers, Gabriola Island, BC, Canada
- Wang, H. R. and Wang, Y. (2009) 'An input-output analysis of virtual water uses of the three economic sectors in Beijing', *Water International*, vol 34, no 4, pp451–467
- Water Neutral (2002) 'Get water neutral!', brochure distributed among delegates at the 2002 World Summit on Sustainable Development in Johannesburg, The Water Neutral Foundation, Johannesburg, South Africa.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987) *Our Common Future*, WCED, Oxford University Press, Oxford
- Williams, J. R. (1995) 'The EPIC model', in V. P. Singh (ed) *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publisher, CO, pp909–1000
- Williams, J. R., Jones, C.A., Kiniry, J. R. and Spanel, D. A. (1989) 'The EPIC crop growth-model', *Transactions of the ASAE*, vol 32, no 2, pp497–511
- WRI and WBCSD (World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development) (2004) *The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard*, revised edition, WRI, Washington, DC and WBCSD, Conches-Geneva, www.ghgprotocol.org/files/ghg-protocol-revised.pdf
- WWAP (World Water Assessment Programme) (2009) *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*, WWAP, UNESCO Publishing, Paris, and Earthscan, London
- WWF (2008) *Living Planet Report 2008*, WWF International, Gland, Switzerland.
- WWF (2010) *Living Planet Report 2010*, WWF International, Gland, Switzerland.
- Yang, H., Zhou, Y. and Liu, J. G. (2009) 'Land and water requirements of biofuel and implications for food supply and the environment in China', *Energy Policy*, vol 37, no 5, pp1876–1885
- Yu, Y., Hubacek, K., Feng, K. S. and Guan, D. (2010) 'Assessing regional and global water footprints for the UK', *Ecological Economics*, vol 69, no 5, pp1140–1147

- Zarate, E. (ed) (2010a) 'WFN grey water footprint working group final report: A joint study developed by WFN partners', Water Footprint Network, Enschede, Netherlands
- Zarate, E. (ed) (2010b) 'WFN water footprint sustainability assessment working group final report: A joint study developed by WFN partners', Water Footprint Network, Enschede, Netherlands
- Zeitoun, M., Allan, J. A. and Mohieldeen, Y. (2010) 'Virtual water "flows" of the Nile Basin, 1998–2004: A first approximation and implications for water security', *Global Environmental Change*, vol 20, no 2, pp229–242
- Zhao, X., Chen, B. and Yang, Z. F. (2009) 'National water footprint in an input-output framework: A case study of China 2002', *Ecological Modelling*, vol 220, no 2, pp245–253
- Zwart, S. J., Bastiaanssen, W. G. M., De Fraiture, C. and Molden, D. J. (2010) 'A global benchmark map of water productivity for rainfed and irrigated wheat', *Agricultural Water Management*, vol 97, no 10, pp1617–1627

符号列表

符号	单位 ^a	解释
α	无量纲	淋溶率
Abstr	体积/时间	取水量
Appl	质量/时间	单位时间化学物质施用量(化肥或杀虫剂)
AR	质量/面积	单位土地面积的化学物质施用量(化肥或杀虫剂)
C	质量/时间 ^b	产品消费量
c_{act}	质量/体积	取水体中某化学物质的实际浓度
c_{effl}	质量/体积	污水中某化学物质的浓度
c_{max}	质量/体积	受纳水体某化学物质的最大容许浓度
c_{nat}	质量/体积	受纳水体的某化学物质的自然本底浓度
CWR	体积/时间	作物需水量
CWU_{blue}	体积/面积	作物耗水中的蓝水量
CWU_{green}	体积/面积	作物耗水中的绿水量
E	货币/时间	产品的总经济价值
Effl	体积/时间	污水体积(污水流)
EFR	体积/时间	环境流需求
ET_a	长度/时间	校正的作物蒸散发(实际状况下)
ET_{blue}	长度/时间	蓝水蒸散发
ET_c	长度/时间	作物蒸散发(最优条件下)
ET_{env}	体积/时间	天然植被的蒸散发
ET_{green}	长度/时间	绿水蒸散发
ET_0	长度/时间	参考作物蒸散发
ET_{unprod}	体积/时间	非生产性作用蒸散发
$f_p(p, i)$	无量纲	输出产品 p 中源自投入产品的生产比率
$f_v(p)$	无量纲	产品 p 的价值比率

续表

符号	单位 ^a	解释
IR	长度/时间	灌溉需水量
K_c	无量纲	作物系数
K_{cb}	无量纲	基础作物系数
K_e	无量纲	土壤蒸发系数
K_s	无量纲	水胁迫系数
L	质量/时间	排污负荷
L_{crit}	质量/时间	临界排污负荷
P	质量/时间 ^b	产品生产量
P_{eff}	长度/时间	有效降水
price	货币/质量	产品价格
R_{act}	体积/时间	流域实际径流
R_{nat}	体积/时间	流域天然径流量(不发生蓝水足迹情况下)
S_g	体积/时间	通过产品贸易的全球节水量
S_n	体积/时间	通过产品贸易的国家节水量
T	质量/时间 ^b	产品贸易量
T_e	质量/时间 ^b	产品出口量
T_i	质量/时间 ^b	产品进口量
T_{eff}	温度	污水温度
T_{max}	温度	受纳水体最大容许温度
T_{nat}	温度	受纳水体的天然温度
V_b	体积/时间	一个地区的虚拟水预算(如国家)
V_e	体积/时间	一个地区总虚拟水出口量(如国家)
$V_{e,d}$	体积/时间	本国生产产品出口所引发的总虚拟水出口
$V_{e,r}$	体积/时间	将进口产品再出口引发的虚拟水出口
V_i	体积/时间	一个地区总虚拟水进口量(如国家)
$V_{i,net}$	体积/时间	一个地区净虚拟水进口(如国家)
$\tau w(i)$	质量	输入产品 i 的数量

续表

符号	单位 ^a	解释
$w(p)$	质量	输出产品 p 的数量
WA_{blue}	体积/时间	可利用蓝水资源量
WA_{green}	体积/时间	可利用绿水资源量
WD	%	国家虚拟水进口依赖率
WF_{area}	体积/时间	地理区域内的水足迹
$WF_{\text{area, nat}}$	体积/时间	国家内水足迹
WF_{bus}	体积/时间	企业水足迹
$WF_{\text{bus, oper}}$	体积/时间	企业运营水足迹
$WF_{\text{bus, sup}}$	体积/时间	企业供应链水足迹
WF_{cons}	体积/时间	消费者水足迹
$WF_{\text{cons, dir}}$	体积/时间	消费者直接水足迹
$WF_{\text{cons, indir}}$	体积/时间	消费者间接水足迹
$WF_{\text{cons, nat}}$	体积/时间	国家消费的水足迹
$WF_{\text{cons, nat, dir}}$	体积/时间	国家消费者直接水足迹
$WF_{\text{cons, nat, indir}}$	体积/时间	国家消费者间接水足迹
$WF_{\text{cons, nat, ext}}$	体积/时间	国家消费者外部水足迹
$WF_{\text{cons, nat, int}}$	体积/时间	国家消费者内部水足迹
WF_{proc}	体积/时间 ^c	过程水足迹
$WF_{\text{proc, blue}}$	体积/时间 ^c	过程的蓝水足迹
$WF_{\text{proc, green}}$	体积/时间 ^c	过程的绿水足迹
$WF_{\text{proc, grey}}$	体积/时间 ^c	过程的灰水足迹
WF_{prod}	体积/质量 ^b	产品水足迹
WF_{prod}^*	体积/质量 ^b	用于消费者或出口的产品平均水足迹
WFI_{blue}	无量纲	蓝水足迹影响指数
WFI_{green}	无量纲	绿水足迹影响指数
WFI_{grey}	无量纲	灰水足迹影响指数
WPL	无量纲	一年内特定时段流域内水污染程度
WS_{blue}	无量纲	一年内特定时段流域蓝水短缺程度

续表

符号	单位 ^a	解释
WS_{green}	无量纲	一年内特定时段流域绿水短缺程度
WSS	%	国家水资源自给率
Y	质量/面积	作物单产
维度	解释	
i	投入产品	
n	国家	
n_e	出口国	
n_i	进口国	
p	输出产品	
q	过程	
s	工序	
t	时间	
u	企业单元	
x	原产地	

- a. 每个变量采用通用的单位(质量、长度、表面积、体积、时间)。在水足迹核算中,通常以 kg 或 t 来表示质量,以 L 或 m^3 表示体积,以年、月、日来表示时间。降雨、蒸散发及作物需水量等变量的单位通常是 mm/日、mm/月或 mm/年。作物产量和作物用水量的单位通常为 t/hm^2 和 m^3/hm^2 。在 1L 水等于 1kg 的条件下,质量可以以体积来进行表述。因此水量常常以体积来进行表述。显然,在报告数字时需要明确单位。
- b. 产品水足迹的单位常常以单位质量的体积来表示,在这种情况下,产品的生产、消费和贸易单位为质量/时间。同时,产品水足迹的单位也可以用单位货币的体积来表示,在这种情况下,产品的生产、消费和贸易单位为货币/时间。对于产品水足迹还有其他表达方式,如水量/件(对于产品是以件来进行计量而不是用重量)、水量/kcal(对于食物产品)、或者是水量/J(对于电力或燃料)。
- c. 过程水足迹的单位通常表示为每单位时间的体积。然而,通过除以过程中的产品数量(产品量/时间),过程水足迹的单位可以以每单位产品的体积表示。

术 语 表

环境水质标准——河流、湖泊或者地下水中某种物质的最大容许量,通常以浓度的形式表示。环境水质标准同时也涉及水的其他属性,如温度或者 pH。这个标准的设定是为了防止对人类健康或福利、野生动物或者生态系统功能的不利影响。

蓝水——地表水和地下水,换言之,即储存于淡水湖泊、河流和含水层中的水。

可利用蓝水资源——天然径流(地下水或河流中的)与环境流需求的差值。可利用蓝水资源通常具有年内和年际变化。

蓝水足迹——生产产品或服务所消耗的地表和地下水量。消耗是指淡水使用后蒸发或进入产品以及从一个流域取水然后回流到另一个流域或者海洋中,即从流域地表水或地下水中抽取的水没有回流到该流域。

蓝水足迹影响指数——在流域尺度上蓝水足迹对环境影响的加权综合度量指标,其计算需要两组数据:①一个产品在各流域逐月蓝水足迹;②各流域逐月的蓝水短缺程度。两个矩阵相乘,将得到的矩阵各元素求和就可以得到蓝水足迹影响指数,可解释为蓝水足迹组分所在的各地区各时间段蓝水短缺程度加权后的蓝水足迹。

蓝水短缺程度——蓝水足迹与可利用蓝水资源量的比值。蓝水短缺程度具有年内和年际变化。

临界负荷——消耗掉受纳水体全部同化能力的污染负荷。

作物需水量——在特定气候条件下,当降水或灌溉足以保证土壤充足的水分,不会因水分限制而影响作物生长或作物产量情况下,一种作物从种植到收获所需要的蒸散发量。

作物产量——单位面积收获的作物重量。

稀释因子——将污水稀释到最大容许浓度时所需淡水体积与污水体积的比值。

直接水足迹——一个消费者或生产者(或一群消费者或生产者)的直接水足迹指由消费者或生产者用水所造成的淡水消耗和污染。直接水足迹不同于间接水足迹,间接水足迹是指由与生产消费者所消费的产品和服务或生产者的投入有关的水消耗和水污染。

有效降水——存留在土壤中为作物提供可利用的降雨。

产品最终使用水足迹——当消费者使用产品时,会在产品的最终使用阶段产

生水足迹,如家庭中使用肥皂造成的水污染,在这种情况下,我们称之为产品最终使用水足迹。这种水足迹严格来讲不是产品水足迹的一部分,而是消费者水足迹的一部分。

环境流需求——维系淡水和河口生态系统以及依赖这些生态系统的人类的生存和福祉所需要的水量、水质和时间。

环境绿水需求量——为自然保护、生物多样性保护以及人类所依存的自然生态系统所预留的绿水量。

蒸散发——作物生长所在的土壤内及土壤表层的蒸发量,包括植物蒸腾量。

国家消费外部水足迹——国家消费水足迹的国外部分,是指生产国家进口和消费的产品和服务所占用的他国的水资源。

地理的可持续性——流域内绿水、蓝水和灰水足迹的地区可持续性,可根据若干环境、社会和经济可持续标准进行评价。

通过贸易的国际节水——国际贸易能够在全世界范围内节水,如通过贸易,高耗水产品从高水分生产率(低水足迹)的地区流入低水分生产率(高水足迹)的地区。

绿水——源于降水,未形成径流或补充地下水,但储存于土壤或暂时存留在土壤或植被表层,并最终通过蒸发或植物蒸腾而消耗的水(并不是所有绿水都能被作物利用,因为总是存在土壤蒸发,同时并非所有时间或地区都适合作物生长)。

可利用绿水资源——土地中来自降水的蒸散发总量减去天然植被蒸散发,再减去不适合用于生产的陆面的蒸散发。

绿水足迹——生产过程中消耗的雨水量。绿水足迹尤其与农林产品密切相关(作物产品或林木产品),这些产品的绿水足迹指雨水总蒸散量(来自田地或植被),加上储存在作物或林木内的水分。

绿水足迹影响指数——在流域尺度上绿水足迹对环境影响的加权综合度量指标,其计算需要两组数据:①产品在各流域逐月的绿水足迹;②各流域逐月的绿水短缺程度。两个矩阵相乘,将得到的矩阵各元素求和就可以得到绿水足迹影响指数,可解释为绿水足迹组分所在的各地区各时间段绿水短缺程度加权后的绿水足迹。

绿水短缺——绿水足迹与可利用绿水资源量的比值。绿水短缺程度具有年内和年际变化。

灰水足迹——产品灰水足迹是反映在整个供应链中产品生产所造成的淡水污染的指标,定义为以自然本底浓度和现有的环境水质标准标准为准,将一定的污染负荷吸收同化所需的淡水的体积。

灰水足迹影响指数——灰水足迹对环境影响的加权综合度量指标,其计算需要两组数据:①产品在各流域逐月的灰水足迹;②各流域逐月的水污染程度。两个矩阵相乘,将得到的矩阵各元素求和就可以得到灰水足迹影响指数,可解释为灰水

足迹组分所在的各地区各时间段水污染程度加权后的灰水足迹。

热点——所谓热点是指在特定时期(如枯水期)水足迹不可持续的特定(子)流域,如环境需水量和水质得不到满足或者流域水资源分配不公平、不经济等。

间接水足迹——消费者或生产者的间接水足迹是指在产品生产或消费中间接引起的水资源消耗和污染。相当于消费者消费所有产品或者生产者生产过程中(非水)投入的水足迹总和。

国家消费内部水足迹——国家消费水足迹的国内部分,换言之,即用国内的水资源来生产国民消费的产品或服务。

灌溉需水——满足作物正常生长所需的不包括降水的水量。换言之,即灌溉水量。它包括在给定条件下土壤蒸发和一些不可避免的损失,常常以水深(mm)来表示,以月、季度、年或者作物生长期进行衡量。

国家水足迹——应该更为准确地称为“国家消费水足迹”,是指用于生产国内居民消费的产品和服务的总的淡水量,部分国家水足迹来源于国外。这个概念不应与“国家内部水足迹”混淆,国家内部水足迹是指国家领土范围内消费或污染的总的淡水资源。

通过贸易的国家节水——一个国家通过进口水密集型产品而不是国内生产节省的国内淡水资源。

自然本底浓度——接纳水体的自然本底浓度是指流域内无人影响下水体中某种污染物的浓度(相当于欧盟水框架指令所界定的“高标准”状态)。

企业运营水足迹——企业运营水足迹是指企业自身运营时消耗和污染的淡水量。

日常开支水足迹——产品水足迹包括两个方面:直接用于产品生产的淡水和日常开支中使用的淡水。后者称为“日常开支水足迹”。日常开支水足迹与生产特定产品的淡水使用并不完全相关,它指与企业辅助性活动及企业用到的材料所关联的淡水使用。因为企业通常会生产多种产品,因此企业的日常开支水足迹需要根据产品的价值分配给各种产品。日常开支水足迹包括工厂的厕所和厨房用水、工厂和机器所使用混凝土和钢材背后的淡水使用等。

初级影响——初级影响在区域水足迹可持续评价中使用。初级影响是指流域内水足迹对水流和水质的影响。

生产系统——某产品的生产系统包括该产品生产过程中所有连续的工序。生产系统可以是线状,也可以是生产树结构(多种投入最终产出一一种产品),或者是复杂的网状结构,最终产出一一种或多种产品。

回流——农业、工业或生活取水的一部分回到取水流域的地下或地表水系统中。这部分回流水能够被再次抽取和利用。

次生影响——在区域水足迹可持续评价章节中,次级影响在初级影响后进行

介绍。次级影响是指水足迹最终对生态、社会和经济价值如生物多样性、人类健康、福利和安全等的影响。

企业供应链水足迹——企业供应链(或间接)水足迹是指企业为了生产其产品和服务需要的投入产品所消耗和污染的淡水量。

可持续性标准——可持续性标准通常归纳为三类:环境、社会和经济可持续性。

虚拟水平衡——某地理区域(如一个国家或一个流域)一段时间内的虚拟水平衡指该段时间的净虚拟水进口量,等于总虚拟水进口量减去总虚拟水出口量。正虚拟水平衡说明净虚拟水从其他地区流入。负虚拟水平衡说明净虚拟水流出。

虚拟水含量——产品虚拟水含量是指“嵌入”产品的水量,不是实际的,而是虚拟的。是指生产产品过程中消耗或污染的水量,涵盖整个供应链。如果一个国家出口或进口这种产品,则意味着以虚拟的形式出口或进口水。“产品虚拟水含量”等于“产品水足迹”,但前者是指嵌入产品的水量,后者不仅是指这部分水,同时也指什么时候什么地方使用了多少水。产品水足迹是一个多维的指标,而虚拟水含量则仅仅是水量。

虚拟水出口——一个地区(如一个国家或流域)虚拟水出口是指该地区出口产品或服务所包含的虚拟水量,是出口产品在生产过程中消耗或污染的总水量。

虚拟水流——两个地区(如两个国家)之间的虚拟水流是指由产品贸易引起的一个地区转移到另一个地区的虚拟水量。

虚拟水进口——一个地区(如一个国家或流域)的虚拟水进口是指进口产品或服务所包含的虚拟水含量,是出口地区生产这些产品所使用的总水量。从进口地区的角度来看,进口的虚拟水可以看做自身水资源量的额外资源。

水资源占用——水资源占用在水足迹评价中用到,在人类活动消耗的淡水资源(绿水和蓝水足迹)以及人类活动造成的淡水污染(灰水足迹)中涉及该概念。

耗水——淡水利用后蒸发或进入产品的水资源,也包括流域地表水和地下水取用后回流到另一个流域的水。区别耗水与取水非常重要。

水足迹——水足迹是消费者或生产者直接和间接使用水资源的衡量指标。个人、社群或企业水足迹定义为个人、社群或企业生产产品和服务所消耗的总水资源量。水资源利用依据单位时间内消耗(蒸发或嵌入产品)或污染的水资源进行度量。可以计算单个产品、任何定义明确的消费群体(如个人、家庭、村庄、城市、省、州或国家)或生产者(如公共机构、民营企业或者经济部门)的水足迹。水足迹是一个具有空间维度的指标,不仅显示水资源使用和污染的量,而且显示其位置。

水足迹核算——水足迹评价的一个步骤,指在界定好的范围内收集水足迹的实际或经验数据。

水足迹评价——水足迹评价包括以下内容:①量化生产过程、产品、生产者或

消费者的水足迹及其位置,或量化特定地理区域水足迹及其时空特征;②评价水足迹的环境、社会和经济可持续性;③制定响应策略。

企业水足迹——支撑和运营一个企业直接或间接消耗或污染的淡水量。企业水足迹包括两部分:生产者的直接用水(生产、制造或辅助活动)和间接用水(供应链用水)。“企业水足迹”等同于“企业输出产品水足迹”。

消费者水足迹——消费者消费的所有产品和服务所消耗和污染的淡水量,等于消费者的直接用水加上间接用水,间接用水可以通过消费的所有产品和服务乘以各自的水足迹得到。

国家消费水足迹——是指用来生产国内居民消费产品和服务的总水资源量。国家消费水足迹可以用两种方法来计算。自下而上法是用消费的产品乘以各产品的水足迹,自上而下法是用国内水足迹加上虚拟水进口量,再减去虚拟水出口量。

产品水足迹——产品水足迹是生产产品(商品、产品或服务)所使用的总淡水量,涵盖供应链的所有过程。产品水足迹不仅涉及使用的水量,而且涉及用水的时间和地点。

水足迹抵偿——抵偿水足迹的负面影响是水中和的一部分。在减少水足迹到一定合理范围的一系列措施后,抵偿是最后一步。抵偿可以通过在剩余水足迹产生影响的水文单元实施致力于更加持续和公平的水资源利用活动(如投资)来实现。

水足迹可持续评价——水足迹可持续评价致力于从环境、社会以及经济的角度出发评价一个特定的水足迹是否可持续。

地理区域内水足迹——地理区域内的水足迹是指该地理区域界线内消耗和污染的总淡水资源量。这个区域可以是水文单元,如流域,也可以是行政单元,如市、省、州或者国家。

国家内水足迹——是指国家领土范围内消耗和污染的总淡水资源量。

水中和——一个过程、产品、消费者、社群或企业满足以下两个条件时可称为水中和:①尽可能减少水足迹,特别是在高度缺水或污染地区;②剩余水足迹的环境、社会和经济负外部性被抵消。在某些特定情况下,当人类对水循环的干扰能够完全避免时,如完全水循环或零浪费,水中和意味着水足迹被抵消;在其他情况下,如作物生长,水消耗是不能避免的。因此,根据这个定义,水中和并不总意味着将耗水量降低到零,但是水足迹应当尽可能地减少,而且应当完全抵偿剩余水足迹的经济、社会和环境负外部影响。

水污染程度——径流的污染程度,可通过径流对污染物的同化作用被消耗的百分比来衡量,如果水污染程度为100%,则径流的污染物同化能力被完全消耗。

水分生产率——单位水分消耗或污染所生产的产品数。水分生产率(产品数/ m^3)与水足迹(m^3 /单位产品)相反。蓝水水分生产率是指消耗单位立方米的蓝水

得到的产品数,绿水水分生产率是指消耗单位立方米的绿水得到的产品数,灰水水分生产率是指产生单位立方米的灰水得到的产品数。水分生产率与劳动生产率或土地生产率相类似,但是现在产品根据水资源投入来划分,当水分生产率以货币形式输出而不是产品量表示时,可以称之为“经济水分生产率”。

国家水资源自足率与国家水资源依赖度——国家水资源自足率是指国家内部水足迹与国家总水足迹的比例。自足率表示国家为满足国民产品和服务消耗所能提供的水资源量的程度。如果所有的水都能在国家领土范围内获得,自足率为100%,如果国家的产品和服务大量依赖于虚拟水进口,自足率则趋近于0。虚拟水进口依赖度是指国家外部水足迹与国家水足迹的比例。

取水——从地表或地下抽取的淡水资源量,一部分用于蒸发,一部分回流到流域内,而另一部分可能回流到其他流域或海洋。

(S-0802.0101)



The Water
Footprint
Assessment Manual
Setting the Global Standard

水足迹评价手册

www.sciencep.com

ISBN 978-7-03-034960-6



9 787030 349606 >

Water Footprint
NETWORK

定价: 59.00 元