

基于生态足迹的中国生态压力与生态效率测度与评价

史丹¹, 王俊杰^{1,2}

(1. 中国社会科学院工业经济研究所, 北京 100836;
2. 江西财经大学经济学院, 江西 南昌 330013)

[摘要] 绿色发展理念下,需要对生态环境状况和生态效率进行定量测度与评价。本文以人均生态盈亏来表征生态压力,以单位生态足迹的GDP产出来表征生态效率。经过测算,1991—2013年中国人均生态足迹提高了144%,且处于生态赤字持续增加的状态。导致生态足迹和生态赤字持续增加的直接原因是CO₂排放量的快速增长。截至2013年,中国生态足迹已经达到承载力的3.4倍,表明中国面临较大的生态压力。中国的生态效率持续提高,1991—2013年年均提高5.03%,全要素生产率贡献了其中约2/3,要素替代贡献了其余部分且有增加趋势。全要素生产率受国际贸易的影响显著,而要素替代受产业结构和要素相对价格的影响显著。国际比较显示,中国的生态效率低于发展水平相当的“金砖五国”中的其他四国,也低于全球大部分国家。生态效率不仅与收入水平有关,也与产业结构等有关,中国有必要也有潜力提高生态效率。

[关键词] 生态足迹; 生态压力; 生态效率; 要素替代; 全要素生产率

[中图分类号]F124.5 **[文献标识码]**A **[文章编号]**1006-480X(2016)05-0005-17

一、问题提出

数十年前,人们就试图对生态环境的质量进行评价,但自然资源计量和生态环境定量评价一直是一个难题^[1,2]。生态足迹(Ecological Footprint)法是一个得到较多应用的方法,这一概念最早由加拿大经济学家Rees 1992年提出,随后Wackernagel and Rees^[3]提出了计算模型,并将其推广应用。人类必须从大自然获取资源才能生存,这些资源都需要土地来供给,或者它们产生的废弃物需要土地来消化。生态足迹就是生产人类消耗的资源所需的土地面积与消化人类产生的废弃物所需的土地面积之和。与生态足迹对应的概念是生态承载力(Biocapacity),它反映地球的资源供给能力。生态足迹小于生态承载力时,称为生态盈余,表明生态是可持续的;生态足迹大于生态承载力时,称为生态

[收稿日期] 2015-11-28

[基金项目] 中国社会科学院国情重大项目“生态文明建设绩效考核与自然资源资产负债表编制”;北京市社会科学基金重点项目“北京自然资源资产负债表编制及其管理研究(批准号15JGA024);中国博士后科学基金项目“中国能源价格和能源税的合理定位”(批准号2015M581246)。

[作者简介] 史丹(1961—),女,天津人,中国社会科学院工业经济研究所研究员,博士生导师,管理学博士;王俊杰(1986—),男,湖北广水人,中国社会科学院工业经济研究所博士后,江西财经大学经济学院讲师,经济学博士。通讯作者:王俊杰,电子邮箱:jjwangcn@foxmail.com。

赤字,表明生态是不可持续的。盈余越多,则生态环境越好;赤字越多,则生态环境越恶劣。生态足迹和生态承载力的概念也可以应用于一个国家或一国内部各地区的生态评价。Wackernagel et al.^[4,5]利用生态足迹法对一些国家的生态足迹和承载力进行了计算,该方法还得到了世界自然基金会(WWF)的认可与应用^[6]。国内学者徐中民等^[7]最早利用生态足迹法对甘肃1998年的生态足迹进行了测算,之后张志强等^[8]、徐中民等^[9]分别对1999年中国西部十二省份以及中国整体的生态足迹进行了测算。该方法一直在进行持续的改进与完善,最新的改进是2013年Borucke et al.^[10]做出的,这次改进主要调整了部分数据来源,使得等价因子、产量因子等的结果更为精确,并对外界的一些批评做了回应。

本文测算了中国1991—2013年的人均生态足迹、人均生态承载力和生态效率。本文的主要贡献在于:①使用最新改进数据和方法对中国1991年以来的人均生态足迹等进行了持续的测算,以此为依据对中国整体的生态压力状况进行评价;②综合考虑产出指标和生态指标,测度和评价中国的生态效率(用以表示资源的利用效率),并将生态效率的变化分解为全要素生产率的变化和要素替代的变化,以此分析生态效率变化的原因;③通过横向的国际比较进一步说明中国的生态压力与生态效率状况。

二、方法与理论

1. 人均生态足迹与人均生态承载力计算方法

(1)生态足迹试图核算的是人类消耗的各种资源所需的土地面积,是对土地的需求。但由于数据收集方面的难题,Wackernagel and Rees^[3]及后续文献都只考虑6种类型的土地,即可耕地、林地、草地、水域、建设用地和化石燃料土地。全部的土地需求面积与人口数量之比就是人均生态足迹。Wackernagel et al.^[4]使用土地的相对生产能力大小对各种土地进行权重调整,这个权重称之为等价因子。六种土地的等价因子如表1所示。

表 1 不同类型土地的等价因子

土地类型	耕地	林地	草地	水域	建设用地	化石燃料土地
等价因子	2.21	1.34	0.49	0.20	2.21	1.34

资料来源:作者根据世界自然基金会《国家生态足迹账户》计算得出。

因此,一国人均生态足迹(EF)^①可写为:

$$EF = \sum \lambda_i EF_i / N \quad (1)$$

其中, λ_i 为对应的等价因子; N 为该国总人口数; EF_i 为第*i*种土地的需求面积。

$$EF_i = \sum_j P_{i,j} / Y_{i,j}^w \quad (2)$$

其中, $P_{i,j}$ 是第*i*种土地上第*j*种生物的总产量; $Y_{i,j}^w$ 表示第*j*种生物的全球平均单位面积产量。例如,谷物、油料作物、棉麻类农产品等都需要耕地这种土地,因此,耕地的生态足迹就是这些生物的土地需求之和。

① 人均值显然比总量值更有参考意义,不过匿名审稿人也提出了一个值得思考的问题,即人均生态足迹的概念把所有人都简单等同化,没有考虑不同年龄段人口的需求和创造力的差别,从而也不能反映不同年龄段人口生态盈亏的差异。这种思考颇具深度,不过目前还很难实施,因为所有相关的产量和消费数据都未能分年龄段进行统计。笔者查阅了相关数据库,也未发现有文献进行类似的分年龄段的分析。

需要说明的是,生态足迹通常计算一国(或地区)消费的生态足迹,即考虑那些在本国消费的产品,不管它是否在本国生产,因而消费的生态足迹需要考虑贸易量。本文做了一些调整,不考虑产品是否在本国消费,只要它占用了本国的土地资源,那么就计算在本国的生态足迹内。因此,本文计算的是基于土地占用的生态足迹,而不是基于消费的生态足迹。这两者的主要差别在于计算耕地的生态足迹方面。根据世界粮农组织(FAO)的资料,中国主要粮食(稻谷、小麦和玉米)的自给率一直在95%以上,近几年基本在98%左右。所以,根据产量和消费量分别计算出的生态足迹实际上相差很小。

(2)生态承载力简单地说就是各种类型土地供给的加权之和,是土地的供给。这个权重的大小取决于各国的土地质量状况,称之为产量因子。根据《国家生态足迹账户》,本文计算出中国三种土地的产量因子如表2所示。

表 2 中国不同类型土地的产量因子

土地类型	耕地	林地	草地
产量因子	2.20	1.46	0.88

资料来源:作者根据世界自然基金会《国家生态足迹账户》计算得出。

于是,人均生态承载力(BC)可以表示为:

$$BC=0.88 \sum w_i \lambda_i L_i / N \quad (3)$$

其中, w_i 为对应的产量因子; λ_i 为对应的等价因子; L_i 为第*i*种土地的实际面积; N 为该国总人口数。公式(3)中的数字0.88源于:不能把所有的土地都用于为人类提供资源或吸收 CO_2 ,还必须留出一定数量的土地用于生物多样性保护;用于生物多样性保护的比率被设定为12%,因此,只有88%的土地能用于为人类提供资源。

表2未给出建设用地的产量因子,是因为通常假设建设用地的生态足迹总等于其生态承载力。表2也未给出水域的产量因子,因为出于数据方面的原因,本文直接忽略了水域。根据《国家生态足迹账户》2011年的数据,水域的生态足迹占总生态足迹的比重较低,故影响不大。

(3)生态压力。人均生态承载力(BC)与人均生态足迹(EF)之差称之为人均生态盈亏(EB):

$$EB=BC-EF \quad (4)$$

这个差值为正数时,称之为生态盈余;为负数时,称之为生态赤字。人均生态盈亏的大小可用来表示生态压力的大小,赤字越大,生态压力越大。

也可以用人均生态足迹与人均生态承载力的比值,即生态承载强度(BI)来表示生态压力的大小,这个比值越大,则生态压力越大:

$$BI=EF/BC \quad (5)$$

2. 生态效率与影响因素

正如用单位能耗的GDP产出来测度能源的利用效率一样,也可以用单位生态足迹的GDP来测度生态效率。生态效率(EFE)可表示为:

$$EFE=人均GDP/人均生态足迹=GDP/生态足迹 \quad (6)$$

为了分析生态效率变化的原因,本文借助经典的柯布—道格拉斯生产函数对生态效率的变化进行分解。将生态足迹作为一种投入要素纳入到规模报酬不变的生产函数中,可将生产函数表示为:

$$Y_i=F(K_i, L_i, EF_i) \quad (7)$$

其中, Y 为产出,用GDP衡量; K 为资本存量; EF 为总生态足迹,用上文的人均生态足迹乘以人

口数得到; t 为年份。这种设定类似于分析能源效率时常用的生产函数, 只是能源这种投入要素被换成生态足迹。生态足迹可以看做是生态资本, 它包含比能源更丰富的内容。

基于(7)式并运用方向距离函数和 Malmquist-DEA 方法可得到:

$$\begin{aligned} \frac{EFE_t}{EFE_{t-1}} &= \frac{Y_t/EF_t}{Y_{t-1}/EF_{t-1}} = \frac{D_o^t(K^t, L^t, EF^t, Y^t)}{D_o^{t-1}(K^{t-1}, L^{t-1}, EF^{t-1}, Y^{t-1})} \times \\ &\left[\frac{D_o^{t-1}(K^t, L^t, EF^t, Y^t)}{D_o^t(K^t, L^t, EF^t, Y^t)} \times \frac{D_o^{t-1}(K^{t-1}, L^{t-1}, EF^{t-1}, Y^{t-1})}{D_o^{t-1}(K^{t-1}, L^{t-1}, EF^{t-1}, Y^{t-1})} \right]^{\frac{1}{2}} \times \\ &\left[\frac{y_{\max}^t(k^t, l^t, \tau^t)}{y_{\max}^{t-1}(k^{t-1}, l^{t-1}, \tau^{t-1})} \times \frac{y_{\max}^t(k^t, l^t, \tau^t)}{y_{\max}^{t-1}(k^{t-1}, l^{t-1}, \tau^{t-1})} \right]^{\frac{1}{2}} \\ &= EFFCH \times TECH \times SUB = TFPCH \times SUB \end{aligned} \quad (8)$$

其中, $\frac{EFE_t}{EFE_{t-1}}$ 表示生态效率的变化; $k \equiv K/EF$; $l \equiv L/EF$; $y \equiv Y/EF$; τ^t 是 t 时期以 (k, l, y) 为投入产出的前沿面; $D_o^t(\cdot)$ 和 $D_o^{t+1}(\cdot)$ 表示以第 t 期和第 $t+1$ 期的技术水平为参考的方向距离函数; 公式连乘的三部分分别表示技术效率的变化 ($EFFCH$)、技术进步 ($TECH$)、投入要素的替代效应 (SUB)。技术效率的变化与技术进步的乘积为全要素生产率的变化 ($TFPCH$)。要素替代的变化即资本足迹比和劳动足迹比的变化; 要素替代增长即资本足迹比和劳动足迹比平均而言上升, 也即生态资本被其他要素所替代。随着经济发展水平的提升以及人们环保意识的加强, 生态资本的相对价格将越来越高, 因而倾向于被其他要素所替代。

要素替代的变化原因主要有产业结构和要素相对价格等。产业趋向于资源密集型, 则生态效率倾向于下降; 反之, 则倾向于上升。产业结构的变化可能是政策导向的, 也可能是要素价格导向的。例如, “四万亿元”投资计划很可能导致产业结构偏向于资源密集型, 较低的资源价格也导致产业结构趋于资源密集型。要素相对价格不仅通过影响产业结构从而影响要素替代, 还可能直接影响要素替代。例如, 资源相对劳动力价格的降低将导致经济主体用资源替代劳动, 这不利于生态效率的提高。

3. 生态足迹方法的进一步说明

生态足迹方法已经得到了较多的应用。全球生态足迹网络公司 (GFN) 自 2003 年开始计算全球整体及各国的生态足迹和生态承载力, 并联合世界自然基金会 (WWF) 一起, 每两年发布一次《地球生命力报告》和《国家生态足迹账户》^[11]。这两份报告都仅仅给出了示意图, 并未给出详细的时间序列数据。最新版本的国家生态足迹账户于 2015 年发布, 给出了基于各国 2011 年数据计算的生态足迹。

国内一些学者对部分省份的几个年份的生态足迹进行过测算, 但并没有做持续的测算^[8,9]。未能持续测算主要由于两个原因: 一是生态足迹测算涉及的数据非常庞大, 而且非常分散, 收集这些数据本身就非常费时费力, 而且一些数据有时不能获取齐全; 二是尽管该方法经过诸多改进, 但仍然有较多缺陷和争议。例如, 该方法只考虑了人类产生的一种废物, 即二氧化碳 (CO₂), 忽略了其他废气, 更忽略了其他废物。再如, 该方法也忽略了人类消耗的非能源类矿产, 如铁矿、铜矿等。此外, 在将各种类型土地进行换算时用到的权重, 也存在一些争议。

尽管如此, 该方法仍然具有应用价值。一是随着统计技术的进步, 数据的获取变得相对容易。二是尽管忽略了一些重要的矿产资源和废弃物, 但它们实际上与能源消费是互补的, 因此, CO₂ 排放

量的相对多寡可以很大程度上代表其他矿产的消耗多寡和其他废弃物排放的相对多寡。忽略一些矿产和废弃物会系统地低估生态足迹,但对国家间、地区间生态足迹的相对大小影响不大。三是将各种各样形式差别极大的资源进行加总确实是一个难题,但生态足迹方法至少提供了一种加总思路。

三、中国生态压力测度

1. 数据说明

本文考虑五种类型的土地需求,即耕地、建设用地、林地、化石燃料土地和草地。耕地用于农作物的耕种;建设用地用于建设住宅、工厂、工作场所等设施,由于人类总是生活在肥沃的土地上,所以建设活动占用的几乎都是耕地;林地用于供给木材和吸收二氧化碳,此外,也提供水果、茶叶等产品;草地用于生产肉类食物。由于计算水域足迹相关的数据缺失较多,故本文这里计算生态足迹时不得不省略水域足迹和水域承载力,尽管这种土地需求非常重要且水资源短缺是一些地区最严重的生态环境问题。根据《国家生态足迹账户》计算的2011年的数据,中国水域足迹占总生态足迹约2%,故忽略水域足迹对计算全国的生态足迹而言影响不大。耕地提供的农产品数量众多,但大部分耕地用于种植粮食类作物,包括稻谷、小麦、玉米类主食以及豆类、薯类等辅食。另有很大一部分土地用于种植花生、油菜、芝麻、甘蔗、甜菜、棉花、烟叶等经济作物。除此之外,其他农作物的种植面积非常少,相对以上这些农作物而言都可忽略不计。故本文仅选择这些农作物的产量数据。森林提供木材和吸收二氧化碳,故本文获取了木材消费量和CO₂排放量数据。林地提供的其他主要资源是水果,茶叶也需要林地资源。鉴于数据的可获得性,本文仅获取了这两种植物的消费数据。人类从陆地上获取的主要肉类是猪肉、牛肉、羊肉和家禽肉,故本文获取了这四类肉类的消费量数据。其中,家禽肉的消费量用禽蛋的消费量代替,因为禽蛋和家禽肉的消费是互补的。

由于土地的单位面积产量不仅取决于土地本身的肥沃程度,还取决于气候和人工施肥程度等,因而各年度单位面积产量波动较大。为了核算土地的持续生态供给能力,本文用1991—2013年各种资源的平均产量来表示土地对这种资源的持续供给能力。数据来源于历年《中国统计年鉴》、各省份统计年鉴、世界粮农组织、世界自然基金会、《国家生态足迹账户》、世界银行和国际能源署(IEA)等。

2. 中国人均生态足迹计算

根据中国各种资源消耗量和世界平均单位面积产量数据,可以计算出各年份各种类型土地的生态足迹。再根据表1中给出的权重,本文可以将不同类型的土地需求(生态足迹)进行加总。

图1给出了中国人均生态足迹的各组成部分绝对量的变化趋势。1991—2013年,化石燃料土地、耕地、草地、林地和建成区的人均足迹分别从0.503、0.264、0.185、0.038和0.003全球公顷上升到1.579、0.321、0.399、0.113和0.007全球公顷。可见,中国的生态需求主要来自化石燃料土地足迹,也称二氧化碳足迹或碳足迹。1991—2013年,从绝对量看,人均碳足迹增加了2倍以上;碳足迹占总生态足迹的比重从50.70%提高到65.30%。从趋势看,人均生态足迹1991—2002年增长了36.10%,2002—2013年增长了79.20%,人均碳足迹在2002年之后加速增加,这导致2002年之后总的人均生态足迹也增加较快。

碳足迹在2002年之后激增,这个时间点与中国加入世界贸易组织(WTO)的时间相当一致。这可能并不是巧合。李昭华和傅伟^[12]指出,中国在2002年之后CO₂排放激增不仅与经济的快速增长有关,还与重工业产品出口的快速增加有关;重工业产品出口的激增导致了能源消耗和CO₂排放的急剧上升。2002—2013年,中国能源消费年均增长8.10%,远高于前一时期(1991—2002年)的3.90%。彭水军和刘安平^[13]的研究也有类似的判断。

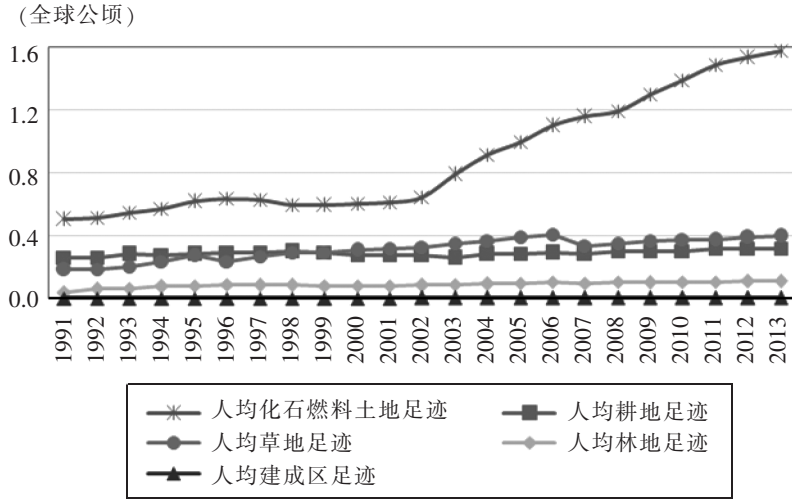


图1 1991—2013年中国人均生态足迹构成

资料来源:作者绘制。

生态足迹的另外两个重要方面来自耕地需求和草地需求,2013年,它们分别占总人均生态足迹的13.30%和16.50%,主要对应粮食资源需求和肉类需求。1991—2013年,中国对草地资源的人均需求增加速度较快,这期间增长了115%。这与收入水平的提升密切相关。近20多年来,中国人均收入水平大幅提高,对肉类产品的需求也随之迅速增加。人均耕地足迹呈现缓慢增长趋势,1991—2013年共增长了21.60%。其增长相对缓慢的原因应该在于粮食的需求收入弹性较小,因为粮食是最基本的必需品。张玉梅等^[4]基于全国农村住户调查数据的研究表明,小麦和稻谷的需求收入弹性分别为0.16和0.30,牛肉和羊肉的需求收入弹性分别为0.57和0.64。

人均林地足迹相对较小,但显示出很快的增长速度,共增长了197%。查看原始数据后发现,人均林地足迹的增长主要源自水果需求的快速增长,这期间,水果的需求量增长了超过10倍。相对粮食而言,水果的需求收入弹性较高,因此,伴随着收入的增长,水果的需求量急剧增长。人均建成区足迹相对其他足迹而言非常小,所以在图中几乎显示不出,不过,这期间也增长了133%。人均建成区足迹的增长主要原因在于收入水平的提升和城市化率的提高。这期间,中国城市化率(以人口计算)从26.40%提高到53.70%。

总体而言,1991—2013年,中国人均生态足迹从0.992全球公顷上升到2.419全球公顷,提高了144%。这表明,中国资源消耗的增长速度非常迅速,对土地的索取增长迅速。资源消耗快速增长的一种重要原因是经济的快速发展和人们收入水平的快速提高,这意味着在未来一段时间,随着中国向高收入水平迈进,中国的资源消耗还将保持较快增长趋势,特别是森林资源和草地资源。

3. 中国人均生态承载力计算

生态承载力的计算通过表2的权重进行。各年份耕地、林地的面积数据来源于世界银行数据库;建设用地面积数据来源于《中国统计年鉴》等。图2是本文计算的人均生态承载力的结果。

图2给出了中国人均承载力的各组成部分的变化趋势。总体上,人均生态承载力呈下降趋势,1991—2013年,从0.831下降到0.720全球公顷,下降了约12.80%;其中,耕地、草地、林地和建成区的人均承载力分别从0.461、0.131、0.236和0.003全球公顷变为0.333、0.111、0.268和0.007全球公顷。这表明,总体上,中国土地的人均资源供给能力在持续下降。不过,这期间中国人口数量增长了17.50%,因此,总的生态承载力在这期间实际略有上升。这个结果可能令人疑惑,因为许多媒体报道

都在传达生态环境恶化的信息,如耕地退化。这里的解释是:①生态承载力不仅与实际的土地数量和肥沃程度有关,还与人类的技术和管理水平等有关。技术管理水平提升后(例如,提升了灌溉效率、培育出了更优良的种子、减少了虫害等),同样面积的土地,产出会更高,从而承载力会更高。②耕地的减少可能转化为林地或草地。③生态承载力只是反映生态环境的一个方面,与生态环境的含义并不一样。

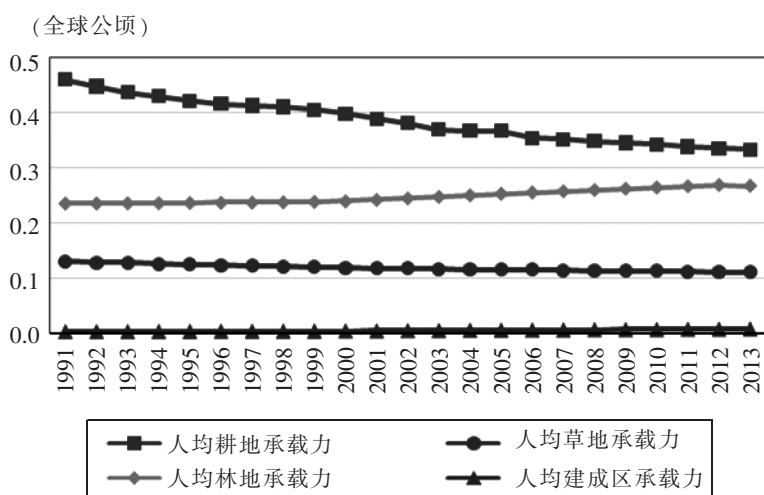


图 2 1991—2013 年中国人均生态承载力构成

资料来源:作者绘制。

在人均生态承载力的构成中,下降最明显的是耕地,人均耕地承载力在这期间下降了 27.80%。同时期,人均草地承载力下降了 15.30%;而人均林地承载力上升了 13.50%。人均耕地承载力下降的主要原因是耕地面积的减少和人口增加。这期间,实际耕地面积减少了 15.20%,人口增加了 17.50%;与此同时,森林面积增加了 33.50%^①。耕地面积与森林面积的此消彼长与 1999 年开始启动的退耕还林工程不无关联。截至 2013 年底,中国累计完成退耕造林 9.26 万平方公里,配套荒山荒地造林 14.13 万平方公里,新封山育林 1.93 万平方公里^②。不过,退耕还林工程并不是耕地面积减少的唯一原因,因为 1991—2013 年,耕地面积减少了约 18.90 万平方公里。因此,土地退化和人为破坏可能是另一个重要原因。中国农业部 2014 年发布的《全国耕地质量等级情况公报》显示,2013 年,中国耕地退化面积占耕地总面积的 40%以上。中国国土资源部 2014 年发布的《土地整治蓝皮书》显示,中国每年因矿山开采损毁的土地约为 300 万亩,生产建设损毁的土地更多,而损毁的土地 60%以上都是耕地。这些数据表明,中国耕地的承载力有继续下降的趋势,耕地安全不容乐观。

人均生态承载力的计算结果显示,随着人口的增加和可利用土地(主要是耕地)面积的减少,中国人均生态承载力正呈下降趋势,即如果不改进技术和管理,人均能够从大自然获取的资源将减少。这意味着未来中国可能会面临严峻的资源瓶颈。

4. 从生态盈亏和承载强度看中国生态压力

图 3 给出了人均生态足迹与生态承载力的对比(人均生态足迹=人均生态承载力+人均生态赤

① 由于草地面积数据存在缺失,且各种来源的数据统计标准不一,差别较大,因此,本文计算中假定各年份草地面积均为 400 万平方公里,此数据为《中国统计年鉴》中的最新数据。

② 数据来源于国家发展与改革委员会网站。

字)以及生态承载强度。可见,1991年以来,中国一直处于生态赤字状态,即对生态的需求超过了自然生态的供给。从生态承载强度看,至2013年,对大自然的索取已经达到了大自然承载力的约3.4倍。人均生态赤字在2002年之后有加速增加的趋势。对比图1可知,这可能是由于2002年之后CO₂排放量激增导致的。实际上,根据本文的计算,最主要的生态赤字来源于林地方面^①。以2013年为例,人均林地生态赤字占总人均生态赤字的83.80%。由图2可知,林地的生态承载力实际上是增加的,因此,生态赤字增加的原因全部在需求方面。对林地的需求主要源于CO₂排放,因此,可以断定,CO₂排放增加是林地生态赤字持续增加的首要原因,也是整体生态赤字增加的首要原因。人均生态赤字的第二来源是草地,第三是耕地。由于本文设定建成区生态足迹等于其生态承载力,因此,人均建成区生态赤字等于0。但这并不意味着建设用地不会影响生态环境,因为建设用地的增加会占用耕地,且建设过程中会产生污染(如CO₂)。

持续的生态赤字意味着在持续地消耗自然资源存量,意味着对大自然的过度利用和破坏。中国的生态环境整体上处于持续恶化状态,面临着很大的生态压力。不过,仅从生态赤字角度也不足以评价一国的生态环境质量,因为世界绝大部分国家都处于生态赤字状态。对中国生态环境的评价还需做进一步的分析和国际比较。

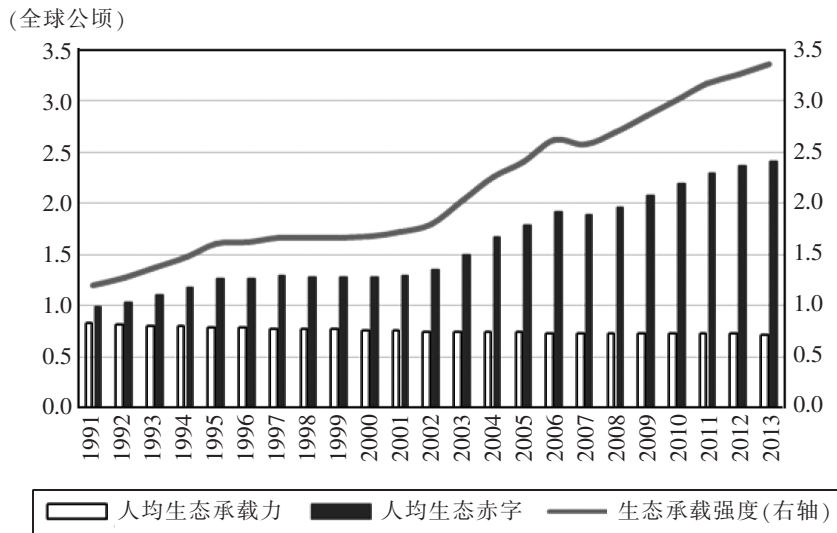


图3 1991—2013年中国人均生态承载力、赤字和承载强度

资料来源:作者绘制。

四、中国生态效率测度与分析

1. 中国生态效率的测度

利用公式(6),本文计算了中国1991—2013年的生态效率。本文人均GDP使用的是以1991年价格计算的实际人均GDP,单位是元;生态足迹的单位是全球公顷;生态效率的单位是元/全球公顷。结果如图4所示。图4表明,1991—2013年,中国生态效率总体上是持续改善了,仅2003—2004年出现短暂恶化。生态效率的年均增长率是5.03%,但各年份变化率波动较大。

^① 在计算林地的生态赤字时,吸收CO₂所需的林地面积与水果等需要的林地面积被加总在一起。

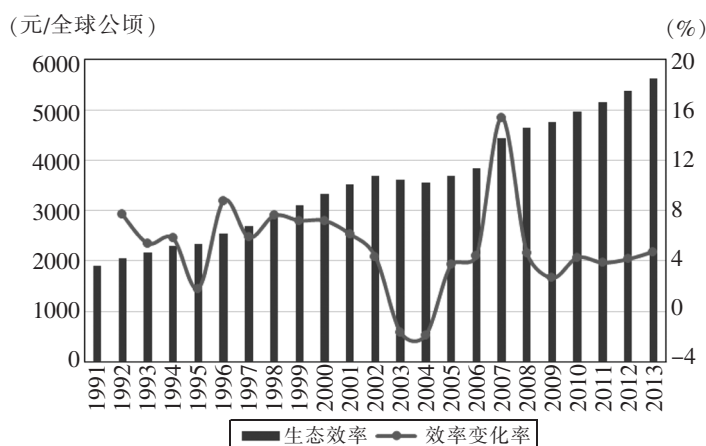


图4 1991—2013年中国生态效率

资料来源:作者绘制。

2. 生态效率变化的分解

目前,对生态效率的研究还很匮乏,但学者们对能源效率的研究已经非常充分。因此,本文借鉴学者们对能源效率的研究方法来分析生态效率。在进行能源效率的变化分析时,通常是将能源作为一种投入要素,最常用的方法是基于 Malmquist 指数的全要素生产率方法,并将能源效率的变化分解为全要素生产率变化和要素替代的变化。孙广生等^[5]、张成等^[6]就是采用这样的方法。

本文采用类似于孙广生等^[5]对能源效率的研究方法,将生态足迹(EF)作为一种生产要素,它可以被理解为生态资本。为了表述方便,本文下面用生态资本一词表示生态足迹。其他生产要素包括物质资本和劳动,产出为国内生产总值(GDP)。与孙广生等^[5]不同的是,本文的数据是仅有一个全国整体的时间序列数据,因而在基于产出距离函数对生态效率进行分解时,技术效率总等于1。因此,本文生态效率的变化仅能分解为全要素生产率的变化和要素替代两部分,且全要素生产率的变化等于技术进步。要素替代对生态效率的影响是比较直观的,即若某种要素部分地替代了生态资本,则由于生态资本的使用量减少,其效率自然就上升了。举例来说,若企业投入一种新的机器设备,这种设备更先进(当然也更贵),只需要原来的1/2的能源等原料就可生产出同样多的产品(相应地,排放的二氧化碳更少),这就是一种物质资本对生态资本的替代。类似这种机制在劳动生产率和能源效率相关文献中都多有介绍,故本文不做详述。分解方法见上文公式(8)。

在进行分解时,生态足迹的数据在计算人均生态足迹之前就已经被计算出来,GDP、劳动投入的数据来源于《中国统计年鉴》,物质资本存量需要估算。本文参照单豪杰^[7]的方法进行计算,并对其中的一个代数错误进行了更正^①。GDP和物质资本存量的数据都调整到了1991年的价格。利用 Malmquist-DEA(曼奎斯特—数据包络分析)方法,可以分解出全要素生产率(TFP)的变化和要素替代效应,并可以计算出二者对生态效率的贡献比率(如图5所示)。

① 山东财经大学的读者发现了单豪杰论文在计算1952—1957年的平均投资增长率和平均产出增长率时出现代数错误,并公布在人大经济论坛上。详见 <http://bbs.pinggu.org/thread-3287126-1-1.html>。笔者检查了原文,发现单豪杰的原文确有代数错误,即原文表1中计算的投资增长率有误。这个错误导致基期(1952年)物质资本存量比正确值低7%,但对后期估计值的影响越来越小。至1991年,这个错误仅使得物质资本存量估计值偏低0.06%;至2006年(单豪杰计算的最后一年),这个偏差已经降低到0.004%。尽管影响很小,但出于严谨性的考虑,本文对这个错误进行了更正。

可见,全要素生产率的变化以及要素替代率波动幅度都很大,导致它们对生态效率提升的贡献率波动幅度也很大。1991—1995年以及2002—2006年,对生态效率提升的贡献几乎全部来自于全要素生产率的提高(2003年和2004年,生态效率出现下降,而这两年全要素生产率是上升的,与生态效率的变化方向相反,故在图5中,柱形图显示的贡献为负。换一种方式理解就是,若全要素生产率下降,生态效率将下降得更多。因此,2003、2004年生态效率提升的贡献全部来自全要素生产率的上升)。而2010—2013年,全要素生产率提高的贡献处于下降之中,要素替代的贡献处于上升之中,取代前者成为生态效率提升的主要原因。1991—2013年平均而言,全要素生产率增长的贡献为65.60%,要素替代的贡献为34.40%;全要素生产率年均提高3.30%,物质资本和劳动对生态资本的替代年均是1.73%;前者在近几年有下降趋势,后者在近几年有上升趋势。这些变化可能与要素相对价格、产业结构、国际贸易等因素有关,接下来将做进一步分析。

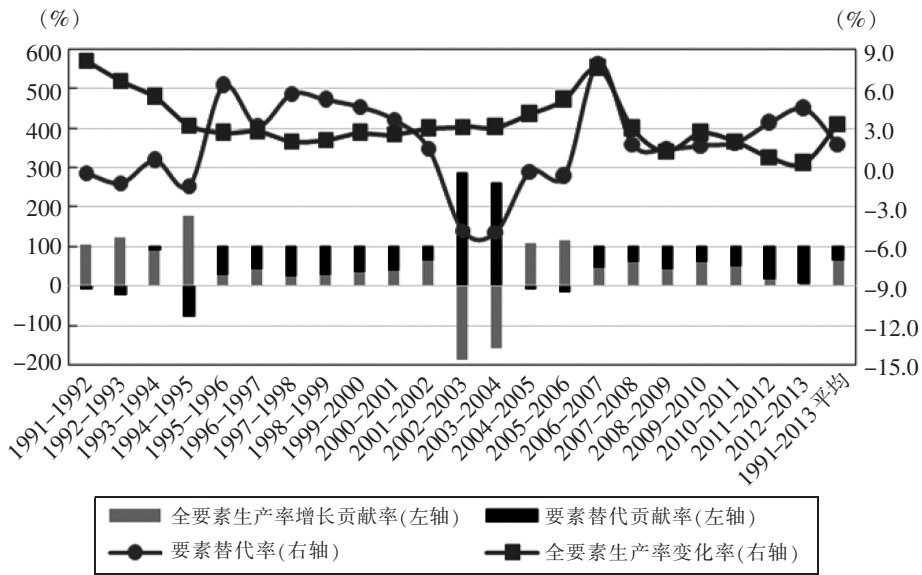


图5 生态效率变化的因素分解

资料来源:作者绘制。

3. 生态效率影响因素的进一步分析

(1)全要素生产率。从图5可见,全要素生产率变化率1991—1995年显著下降,1996—2004年比较稳定,2005—2007年快速提高,而在2008年之后又趋于明显下降。对于发展中国家全要素生产率的影响因素的分析,通常从R&D投入、国际贸易、市场扭曲等方面进行。鉴于中国外向型经济的特点,本文着重分析国际贸易对中国全要素生产率的影响。国际贸易对全要素生产率的影响途径主要是“溢出效应”、“链接效应”和“竞争效应”^[18]。图6给出了中国全要素生产率增长率与进出口总额增长率的对比,可见二者的长期趋势非常一致。特别是2002—2007年,得益于加入世界贸易组织(WTO),进出口总额年均增长超过28%,而同一时期的全要素生产率的增长率也是明显大幅提高(有一定的滞后)。在最近的2010—2013年,进出口总额增速的持续大幅降低也伴随着全要素生产率的显著下降。因此,可以推断,国际贸易有利于中国全要素生产率的提高和生态效率的改善。

(2)要素替代。从图5可见,要素替代率在大部分年份都是正的,但其中7个年份是负的(在这里,正值表示生态资本被其他要素替代,负值表示生态资本替代了其他要素)。对要素替代的分析可

以从产业结构和要素相对价格方面进行。相对而言,第一产业和第二产业是生态资本密集型的,而第三产业对资源的依赖性较低。生态资本的相对价格上升会激励生产主体用其他要素替代它。

图7给出了要素替代率与第三产业比重的对比。可见,二者的变化趋势具有一致性和相似的非单调性;此外,对二者而言,2003年都是一个明显的波谷,2007年都是一个明显的波峰。2003和2004年,要素替代率为负值,表明经济主体用生态资本要素替代了其他要素,这不仅与1991—2013年的长期趋势相悖,还直接导致了生态效率在2003和2004年的短暂下降(如图4所示)。这种变化趋势与产业结构的变化密切相关。图7显示,2001—2004年,第三产业的比重从48.20%下降到39.90%(对应的第二产业比重从46.70%上升到52.50%,但并非单调的变化,在2003年高达58.50%),这与中国产业结构的长期趋势相悖。产业结构的非单调变化显然与政府的宏观调控有关。进一步探究可知,2001—2004年是固定资产投资激增的时期,如2003和2004年,固定资产投资增长率分别高达27.70%和26.80%,这是除2009年以外最高的两年。在中国近30年左右的经济发展过程中,投资激增通常是政府刺激和主导的,政府刺激和主导下的投资又往往缺乏效率。张卫国等^[19]指出,1994年以来,地方政府投资占GDP的比重持续提高,到2002年已达到GDP的80%以上,但地方政府主导进行的投资往往带有预算软约束和资源软约束的性质,这决定了地方政府主导的投资缺乏效率,存在着较为严重的资源浪费现象。根据林仁文和杨熠^[20]的计算,中国的投资效率2002—2005年是下降的。这种重工业化和无效率的投资导致生态资本的投入大幅增加。可见,政府宏观调控导致了产业结构的异常变化是中国要素替代率和生态效率变化的重要原因。

本文关心的要素替代是生态资本与物质资本之间以及与劳动力之间的替代。要素间的替代主要取决于它们之间的相对价格的变化。图8表明,能源相对劳动力的价格(即工资)在下降^①,这导致的结果将是经济主体用生态资本替代劳动力,劳动对生态资本替代的变化率为负值。但是上文的数据表明,整体的要素替代的变化率大部分年份为正值,而由于要素相对价格与要素替代方向之间的关系是确定的,故根据能源相对劳动力的价格在下降这个事实,可以推断出生态资本会替代劳动,再结合要素替代对生态效率的贡献是正的,可以推断出物质资本在替代劳动,而这种替代必定是由物质资本的相对价格下降造成的。这可以通过生态效率、物质资本效率(定义为物质资本产出比的倒数)和劳动效率(定义为劳均产出)的变化趋势对比来间接验证。图9给出了三者的变化趋势,其

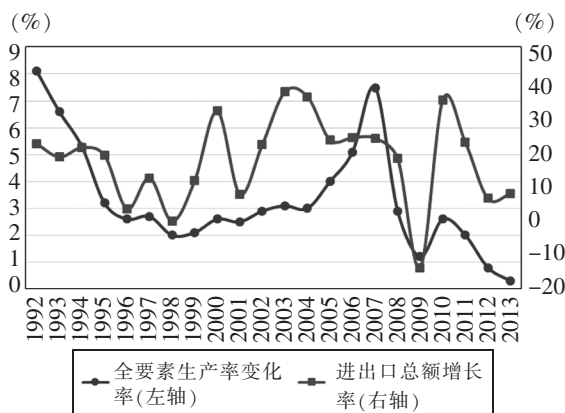


图6 TFP变化率与进出口总额增长率对比

资料来源:作者绘制。

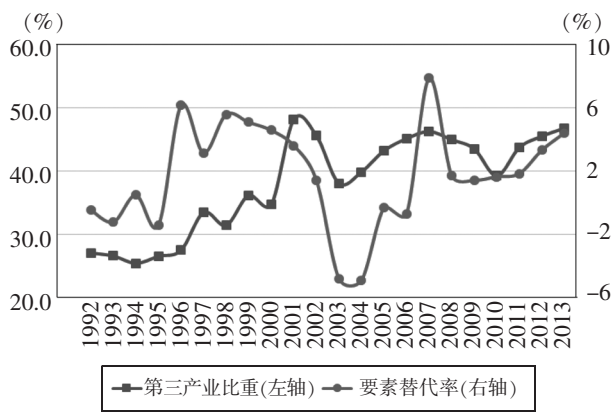


图7 要素替代变化率与第三产业比重对比

资料来源:作者绘制。

① 由于没有生态资本的相对价格,本文只能用能源价格指数代替。

中,各自 1991 年的值被设定为 1。可见,劳动效率提升最快,生态效率次之,而物质资本效率是持续下降的。这说明物质资本投入的增加速度不仅快于劳动和生态资本的增长速度,也快于产出的增长速度,即物质资本替代了生态资本和劳动。因此,可以推断,是物质资本对生态资本的替代导致了要素替代效应对生态效率的积极影响。同时,对比图 8 和图 9 可知,如果能够提高生态资本相对劳动的价格,生态效率将提升得更快。

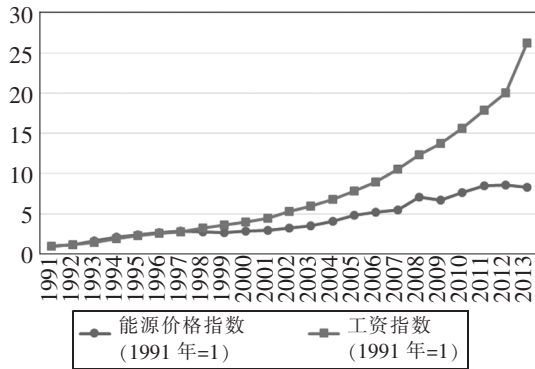


图 8 中国能源价格指数与工资指数对比

资料来源:中国统计年鉴。

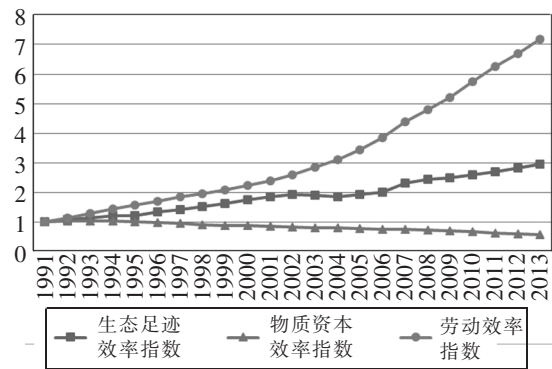


图 9 三种投入要素的效率对比

资料来源:作者计算。

综上所述,生态效率的变化与国际贸易、产业结构、生态资本的相对价格有关。积极的国际贸易、第三产业比重的上升和物质资本的深化有利于提高生态效率;而国际经济不景气、政府不恰当调控导致的第二产业比重上升和生态资本相对价格下降不利于提升生态效率。

五、生态效率的国际比较

影响能源效率的因素包括人均收入水平、产业结构(可用第三产业比重表示)和环境保护力度等。因此,类似地,影响生态效率的因素也可能包含这些因素。图 10 和图 11 分别显示了 97 个国家 2011 年人均 GDP 与生态效率的散点图、产业结构与生态效率的散点图^①。可见,人均 GDP 与生态效率之间,第三产业比重与生态效率之间的确都呈现明显的正相关关系。人均 GDP 的提高会促进生态效率提高的主要原因在于,随着收入水平的提高,人们利用资源的技术水平也会提高,从而会提高资源的物理利用效率,即同样产出所需资源(如能源)的数量会减少。产业结构影响生态效率的原因在于,鉴于土地的特质,第一产业的单位面积产量很难大幅提升,第二产业则会大量消耗能源和排放二氧化碳,导致生态足迹上升,而第三产业的附加值相对第一产业更高,且消耗的能源和排放的二氧化碳明显低于第二产业。因此,第三产业比重提高有助于生态效率提升。

表 3 展示了生态效率等指标的国际比较。鉴于篇幅限制,该表仅列举了上述 97 个国家中的 29 个国家。为了使比较更有意义,本表列出的都是人口或国土大国,且仅包括高收入国家和中等收入国家。从表 3 可知:①高收入国家通常具有较高的生态足迹,而低收入国家通常具有较低的生态足迹。②高收入国家尽管生态足迹较高,但生态效率通常也较高;低收入国家通常生态效率也较低;

^① 人均生态足迹数据来自《国家生态足迹账户》(2015),人均 GDP(*rgdp*)和第三产业比重(*ser*)数据来自世界银行,两数据均齐全的国家仅有 97 个。由于未找到能很好表示生态保护力度的指标,故不能展示生态保护力度与生态效率的关系。图 10 和图 11 中,生态效率和人均 GDP 数据均进行了对数化处理。

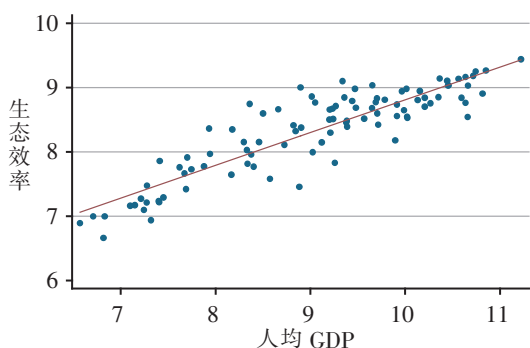


图 10 生态效率与人均 GDP

注:生态效率、人均 GDP 均取对数值。
资料来源:作者绘制。

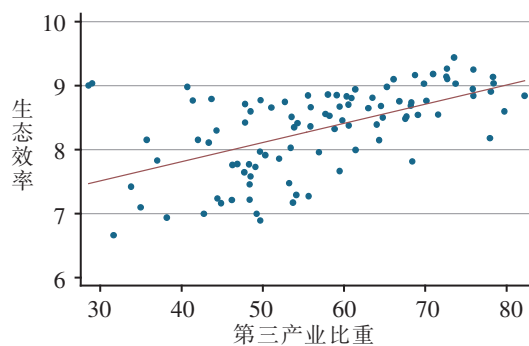


图 11 生态效率与第三产业比重

注:生态效率、人均 GDP 均取对数值。
资料来源:作者绘制。

“金砖五国”这五个最大的发展中国家生态效率都不高。③生态效率最高的三个国家是荷兰、德国和西班牙,最低的三个国家是土库曼斯坦、乌兹别克斯坦和巴拉圭;美国虽然人均收入最高,但生态效率仅排名第 9 位;巴基斯坦虽然人均收入最低,但生态效率相对较好,排名第 15 位。这表明,国家间生态足迹的差异并不仅仅取决于收入水平。④在人均生态足迹方面,中国并不高,但同时,中国的生态效率也较低,在 29 个国家中名列第 24 位,低于“金砖五国”中的其他四国,也低于《国家生态足迹账户》(2015)中所列出的 183 个国家中的 103 个。这表明,中国的生态效率确实不高,且在当前收入水平上还有提高的潜力。

表 3 最后一列还显示了 2011 年各国碳足迹占总生态足迹的比重。在大部分国家,碳足迹占总生态足迹的比重都在 40% 以上,是生态足迹最主要的组成部分。人均 GDP 在 2 万美元以下的国家,其碳足迹比重平均为 43.10%。中国碳足迹比重为 59.80%,仅低于表 3 中的 6 个国家。这说明相对而言,中国碳足迹比重很高。这可能与中国第二产业比重较高的产业结构和以煤炭为主的能源消费结构有关。碳足迹比重较高也说明中国面临的主要生态环境问题来自二氧化碳排放,碳减排是中国目前的一个重要任务。

从国际比较看,中国生态效率较低,低于“金砖五国”中的其他四国,也低于全球大部分国家,这表明中国生态效率并不高。生态效率不仅与收入水平有关,也与产业结构等因素有关。中国有提高生态效率的必要性和潜力。

六、研究发现和政策启示

1. 研究发现

通过以上分析,本文发现:①中国人均生态足迹呈较快上升趋势,1991—2013 年,上升了 144%。其中,2002 年之后上升速度加快。2002—2013 年,人均生态足迹上升了 79.20%。中国人均生态承载力呈下降趋势,1991—2013 年,共下降了约 12.80%。其中,人均生态承载力下降最明显的是耕地资源。1991—2013 年,中国一直处于生态赤字状态,即人们对大自然的索取已经超出了其可持续的供给能力,达到生态承载力的 3.4 倍(2013 年)。人均生态赤字在 2002 年之后上升更为迅速。总体上,中国生态环境状况不容乐观,有持续恶化的趋势。②从生态赤字的构成看,造成生态赤字的主要因素是 CO₂ 排放。1991—2013 年,中国 CO₂ 排放量增长了 268.50%。以 2011 年为例,CO₂ 足迹占总生态足迹的 59.80%,这个比重高于全球大部分国家。③在生态足迹上升的同时,中国生态效率持续上

表 3 2011 年生态足迹及生态效率的国际比较

	人均 GDP (美元)	人均生态足迹及排名 (全球公顷)	生态效率及排名 (美元/全球公顷)	第三产业比重 (%)	碳足迹比重 (%)
荷兰	46309	4.45(8)	10407 (1)	75.9	54.6
德国	41730	4.37(9)	9549 (2)	68.7	56.1
西班牙	31736	3.41(16)	9307 (3)	72.6	47.8
法国	38657	4.16(11)	9293 (4)	78.3	47.8
日本	34295	3.80 (15)	9025 (5)	72.7	66.0
英国	34786	4.15 (13)	8382 (6)	78.4	55.4
意大利	34635	4.15 (14)	8346 (7)	73.7	53.0
阿根廷	21304	2.78 (20)	7663 (8)	61.4	27.0
美国	49746	6.76 (2)	7359 (9)	78.1	67.0
马来西亚	20876	2.94 (17)	7101 (10)	47.8	47.6
韩国	31327	4.48 (6)	6993 (11)	59.1	65.8
墨西哥	16392	2.39 (23)	6858 (12)	60.3	55.6
印度尼西亚	8535	1.33 (27)	6417 (13)	41.4	32.3
瑞典	41615	6.51 (4)	6392 (14)	70.1	46.1
巴基斯坦	4282	0.68 (29)	6297 (15)	52.7	35.3
加拿大	41291	6.57 (3)	6285 (16)	68.5	56.8
新西兰	31368	5.10 (5)	6151 (17)	69.7	38.6
埃及	10601	1.74 (25)	6093 (18)	47.8	38.5
印度	4924	0.91(28)	5411 (19)	48.5	41.7
澳大利亚	42674	8.32 (1)	5129 (20)	69.1	42.6
俄罗斯	22564	4.46 (7)	5059 (21)	58.2	61.7
巴西	14267	2.85 (18)	5006 (22)	67.7	21.4
南非	11910	2.46 (22)	4841 (23)	67.6	63.4
中国	10006	2.49 (21)	4019 (24)	44.3	59.8
越南	4717	1.36 (26)	3468 (25)	42.0	39.0
乌克兰	8315	2.81 (19)	2959 (26)	61.4	49.1
土库曼斯坦	10498	4.18 (10)	2512 (27)	37.0	70.8
乌兹别克斯坦	4455	1.88 (24)	2370 (28)	48.3	54.2
巴拉圭	7198	4.16 (12)	1730 (29)	48.4	16.8

注:①表中的中国的生态足迹数值略大于本文计算结果,因为本文忽略了水域生态足迹。②人均 GDP 以购买力平价方式计算。

资料来源:第三产业比重数据来自世界银行;其他数据来源于《国家生态足迹账户》(2015),它仅提供了 2011 年的数据,这里仅列出了部分国家数据。

升,仅 2002—2004 年出现短暂的下降。1991—2013 年,累计上升 195%。分解结果显示,平均而言,全要素生产率增长的贡献约为 2/3,要素替代的贡献约为 1/3,但后者的贡献在近几年有增加的趋势。全要素生产率的变化与国际贸易密切相关,而要素替代与产业结构和要素的相对价格密切相关。进一步地,本文认为:

(1)总体上,中国面临较大的生态压力。对大自然的索取已经远远超过其持续供给能力,需要约 3.40 个中国才能满足目前对大自然的需求。若不采取得当措施,中国生态环境将继续恶化,并发生不可逆转的变化。造成这种局面的主要原因是一直以来的粗放式生产和消费方式。自然资源的产权名义上属于国家,代理人为各级地方政府,在以 GDP 为主要考核目标的制度下,地方政府为了晋升和税收的目的,往往忽视了自然资源的价值,放任企业进行破坏自然资源的生产活动。聂辉华和李

金波^[21]将地方政府这种为了政绩而纵容企业选择“坏的”生产方式的现象称为“政企合谋”。环境方面也有类似的情形,高污染的生产和消费行为在“唯 GDP 论”的考核方式下被纵容。在这种情形下,企业和消费者往往并不为自然资源破坏和环境污染付出直接代价,导致他们有激励去选择粗放的生产方式和消费方式^[22]。

(2)未来中国在碳排放方面将面临较高的生态足迹压力。鉴于中国较快的经济增长速度,中国能源消耗量将继续保持增长态势,短时期内不大可能下降。而且,鉴于中国的能源储量结构和路径依赖性,中国在未来很长时期内都将继续以煤炭为主要能源。此外,研究表明,中国的能源利用效率也非常低。这些因素意味着中国未来的主要生态足迹压力仍然来自碳排放方面。在客观因素的限制下,提高能源利用效率是必需的选择。提高能源效率的一个重要举措可能在于逐渐提高能源价格,至少是不人为压低能源价格。然而,一些地方政府的做法却是用财政资金补贴高耗能企业,或者直接要求电力公司给予高耗能企业优惠电价。这显然不利于环境保护,也不利于公平竞争和地方经济的长远发展。

(3)未来中国在耕地方面将面临较高的生态足迹压力。鉴于人口的增加和收入的提升,中国耕地生态足迹在未来还将保持缓慢增长趋势。但是,水土流失将导致中国耕地的人均承载力逐渐下降。根据中国国土资源部的统计,中国 2012 年水土流失面积达 356 万平方公里,占国土面积的 37%,这会导致耕地(也包括其他土地)的肥力降低,持续供给能力下降。人均耕地承载力的持续下降将导致中国粮食对外依存度上升,威胁粮食战略安全。

(4)全要素生产率的提高和物质资本对生态资本的替代是中国生态效率提升的直接原因,而国际贸易和要素相对价格则是更深层的原因。产业结构的不合理变化和生态资本相对劳动的价格下降,不利于生态效率的提升。而本文认为,造成产业结构不合理的一个重要原因仍然在于资源价格未能反映其稀缺性,资源消耗造成的负外部性未能反映在企业的生产成本中;另一个原因在于政府的不当干预。对于前者,笔者在多篇文章中都有论述^[23-25]。对于后者,本文认为,地方政府出于税收和就业的短期考虑,往往扶持甚至补贴本地的大型工业企业;在经济增速下滑时,又往往匆匆上马大型工业投资项目。这些措施导致产业结构人为扭曲和无效率的投资增加,导致能源等资源的无效利用、土地破坏等结果。技术进步在很大程度上是需求驱动的结果^[26],上文分析也表明,中国全要素生产率的提升速度与出口需求的增长速度密切相关。在中国经济快速发展过程中,外需一直扮演着主要角色。但近年来出口增长速度已经出现了大幅下降,2012 和 2013 年,仅分别增长 7.90% 和 7.80%,且随着国内外贸易环境的变化,中国不可能长期保持以往的出口增长速度。因此,在稳定外需的基础上,激励内需和提高自主创新能力将是促进中国技术进步的关键,也是提高生态效率的途径。

2. 政策启示

(1)将生态环境和生态效率评价纳入到各级政府的考核目标之中。目前,中国正在尝试进行自然资源资产负债表的编制,以用于各级政府的考核。编制自然资源资产负债表的一个难题是确定各种土地资源的价格。在价格问题解决之前,用生态足迹、生态承载力和生态效率作为考核目标应该可以作为一个替代的选择。具体而言,①各级政府应努力保持生态承载力不下降;②在前一个目标的基础上努力提高生态效率;③在前两个目标的基础上努力降低生态赤字。这三个目标依次递进,完成难度也递增。第一个目标是最基本的目标,可以作为政府相关部门和主要负责人考评时的“一票否决”项,甚至可以对未能完成第一个目标的部门和负责人问责。在采用新的考核方式的同时,必须有一个专门的机构来对自然资源资产和负债进行核算和管理,因此,本文建议在国有资产监督管理委员会之下设置一个“自然资源监督管理委员会”。对政府考核方式的改变将促使政府改变监管目

标,通过适当的政策迫使经济主体提高生产效率和转变消费模式。例如,可以逐步推行自然资源所有权、管理权和经营权的适当分离,建立自然资源经营权和使用权的交易市场,以促进自然资源的最有效利用;通过资源税提高不可再生资源的价格,抑制其粗放的生产和消费;通过环境税提高污染企业的生产成本,迫使其改进生产方式,减少污染;通过绿色补贴激励可再生资源的生产和消费;减少政府的行政干预,使高排放、高污染的企业被市场自然淘汰。

(2)应继续不遗余力地节能减排和保护耕地。前者笔者在多篇文章中已有论述。对于后者,本文认为,中国不是一个小国,不可能指望国际市场来满足粮食需求,只能主要依靠自己,坚持95%粮食自给率红线。这要求维持耕地的数量和质量。数量方面,应不折不扣地守住耕地的18亿亩红线,严格限制对耕地的占用。在城市建设占用耕地的同时,应对等地将闲置的农村宅基地改造为耕地。质量方面,适时推广休耕制度,降低对耕地的过度使用,保持耕地的持续供给能力。

(3)进一步调整产业结构。调整产业结构的关键在于政府,政府一方面应该摒弃优先发展大型工业企业的思维,另一方面避免人为压低自然资源的价格,此外,还应该积极地通过税收优惠等措施鼓励服务业特别是生产性服务业的发展。生产性服务业,如金融业、环境管理行业、信息技术行业等,它们一方面资源消耗少,另一方面还能够促进产业向价值链的高端转移,从而有利于经济的长期供给能力的提高。

(4)在全球经济不景气的情况下,应借助“一路一带”战略和人民币逐渐扩大的影响,一方面通过更广泛的货币互换和优惠贷款等方式,主动吸引国外需求;另一方面,应积极鼓励企业“走出去”,通过对外投资加强国际合作与交流,促进技术进步和生产率提升。

[参考文献]

- [1]史丹,张金昌. 自然资源资产负债表编制:问题与出路[C]. 中国会计学会环境会计专业委员会2014学术年会论文集,南京,2014.
- [2]封志明,杨艳昭,李鹏. 从自然资源核算到自然资源资产负债表编制[J]. 中国科学院院刊,2014,(4):449-456.
- [3]Wackernagel, M., and W. E. Rees. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth[M]. Gabriola Island: New Society Publishers, 1996.
- [4]Wackernagel, M., L. Onisto, A. C. Linares, I. S. L. Falfan, J. M. Garcia, A. I. S. Guerrero, and M. G. S. Guerrero. Ecological Footprints of Nations: How Much Nature Do They Use? How Much Nature Do they Have [R]. International Council for Local Environmental Initiatives, Toronto, 1997.
- [5]Wackernagel, M., L. Onisto, P. Bello, A. C. Linares, I. S. L. Falfan, J. M. Garcia, A. I. S. Guerrero, and M. G. S. Guerrero. National Natural Capital Accounting with the Ecological Footprint Concept [J]. Ecological Economics, 1999,(29):375-390.
- [6]世界自然基金会. 地球生命力报告2014[R]. 世界自然基金会,瑞士,格兰德:2014.
- [7]徐中民,张志强,程国栋. 甘肃省1998年生态足迹计算与分析[J]. 地理学报,2000,(9):607-616.
- [8]张志强,徐中民,程国栋,陈东景. 中国西部12省(区市)的生态足迹[J]. 地理学报,2001,(9):599-610.
- [9]徐中民,张志强,程国栋,陈东景. 中国1999年生态足迹计算与发展能力分析[J]. 应用生态学报,2003,(2):280-285.
- [10]Borucke, M., D. Moore, G. Cranston, K. Gracey, K. Iha, and J. Larson. Accounting for Demand and Supply of the Biosphere's Regenerative Capacity: The National Footprint Accounts' Underlying Methodology and Framework[J]. Ecological Indicators, 2013,(24):518-533.
- [11]Global Footprint Network. National Footprint Account [EB/OL]. http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint_data_and_results/, 2015.
- [12]李昭华,傅伟. 中国进出口贸易内涵自然资本的生态足迹分析[J]. 中国工业经济,2013,(9):5-18.

- [13]彭水军,刘安平. 中国对外贸易的环境影响效应: 基于环境投入—产出模型的经验研究[J]. 世界经济, 2010, (5):140-152.
- [14]张玉梅,王东杰,吴建寨,喻闻,李志强. 收入和价格对农户消费需求的影响——基于全国农村住户调查的实证分析[J]. 系统科学与数学, 2013,(1):118-125.
- [15]孙广生,黄祎,田海峰,王凤萍. 全要素生产率、投入替代与地区间的能源效率[J]. 经济研究, 2012,(9):99-102.
- [16]张成,王建科,史文悦,李远. 中国区域碳生产率波动的因素分解[J]. 中国人口·资源与环境, 2014,(10):41-47.
- [17]单豪杰. 中国资本存量K的再估算:1952—2006年[J]. 数量经济技术经济研究, 2008,(10):17-31.
- [18]魏下海. 贸易开放、人力资本与中国全要素生产率——基于分位数回归方法的经验研究[J]. 数量经济技术经济研究, 2009,(7):61-72.
- [19]张卫国,任燕燕,侯永建. 地方政府投资行为对经济长期增长的影响——来自中国经济转型的证据[J]. 中国工业经济, 2010,(8):23-33.
- [20]林仁文,杨熠. 中国的资本存量与投资效率[J]. 数量经济技术经济研究, 2013,(9):72-89.
- [21]聂辉华,李金波. 政企合谋与经济发展[J]. 经济学(季刊), 2006,6(1):75-90.
- [22]程士华. 新环保法实施近一年:上边禁令下边排污仍常见[N]. 经济参考报, 2015-11-23.
- [23]史丹. 资源税如何转向绿色生态型[J]. 时事报告, 2013,(7):26.
- [24]胡文龙,史丹. 中国自然资源资产负债表框架体系研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2015,(8):1-9.
- [25]王俊杰,史丹,张成. 能源价格对能源效率的影响——基于全球数据的实证分析[J]. 经济管理, 2014,(12):13-23.
- [26]王俊杰. 以内需促进经济增长——理论与实证[J]. 当代财经, 2014,(9):5-17.

Measurement and Evaluation of China's Ecological Pressure and Ecological Efficiency Based on Ecological Footprint

SHI Dan¹, WANG Jun-jie^{1,2}

- (1. Institute of Industrial Economics CASS, Beijing 100836, China;
2. School of Economics of Jiangxi University of Finance and Economics, Nanchang 330013, China)

Abstract: Under the concept of green development, it is necessary for making quantitative measurement and evaluation for ecological environment status and resource utilization. In this paper, ecological balance per capita is used to characterize the ecological pressure, and GDP per unit of ecological footprint is used to characterize the ecological efficiency. In our calculation, between 1991 and 2013, ecological footprint per capita of China increase by 144%, and China has always been in a state of ecological deficit. The main cause of ecological footprint and ecological deficits continue to increase is the rapid growth of CO₂ emissions. To 2013, China's ecological footprint has reached 3.4 times of the biocapacity, so China is facing great ecological stress. China's ecological efficiency continued to improve between 1991 and 2013, the growth rate was 5.03% annually on average, total factor productivity (TFP) contributed about two-thirds of the change, and factor substitution, which has an increasing trend recently, contributed about the other one-third. International trade is account for TFP changes, and industrial structural and relative factor price are account for factor substitutions. International comparison shows that the ecological efficiency of China is lower than the other four "BRICS" countries, and also most countries of the world. Ecological efficient is not only related to income level, but also industrial structure and so on. Therefore, China is necessary and has potential to improve the ecological efficiency.

Key Words: ecological footprint; ecological pressure; ecological efficiency; factor substitution; total factor productivity

JEL Classification: Q34 Q57 O13

[责任编辑:王燕梅]