

生境维持服务供给量与需求量研究 ——以京津冀地区为例

王雅琳 牛明爽 宋波[†]

北京科技大学能源与环境工程学院环境科学与工程系, 北京 100083; [†]通信作者, E-mail: Songbo@pku.edu.cn

摘要 为衡量京津冀地区各行政区的生境维持服务责任与权益, 提出以生境适宜性表征供给量, 以人类开发建设导致的生境占用以及人类行为辐射导致的生境质量下降表征需求量的方法, 计算京津冀地区2000、2008和2013年的生境维持服务供给量和需求量。研究表明, 京津冀地区生境维持服务供给量整体上呈现自北向南逐渐减少的趋势, 2000—2013年京津冀地区的开发建设需求量呈现增加的趋势, 行为辐射需求量呈现下降趋势。承德市和张家口市的供给量远大于需求量, 京津冀东南部沿海城市的供给量小于需求量。研究结果与京津冀地区各行政区的生态功能定位和经济发展状况基本上相符, 验证了计算方法的合理性。

关键词 生境维持服务; 生境维持服务供给量; 生境维持服务需求量; 京津冀地区

Research on Supply and Demand of Habitat Maintenance Services: A Case Study of Beijing-Tianjin-Hebei Region

WANG Yalin, NIU Mingshuang, SONG Bo[†]

Department of Environmental Science and Engineering, School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083; [†] Corresponding author, E-mail: Songbo@pku.edu.cn

Abstract In order to measure the rights and responsibilities of maintaining services in the habitat between the administrative regions of the Beijing-Tianjin-Hebei region, this study characterized the supply by habitat suitability, and characterized the demand by habitat occupancy and habitat quality decline caused by human development and activities. Based on the characterization method, this study calculated the supply and demand of habitat maintenance services in the Beijing-Tianjin-Hebei region in 2000, 2008, and 2013. The results showed that the overall supply of habitat maintenance services in the Beijing-Tianjin-Hebei region gradually decreased from north to south. From 2000 to 2013, the demand for development and construction in the Beijing-Tianjin-Hebei region showed an increasing trend, while the demand for behavioral radiation showed a downward trend. The supply in Chengde and Zhangjiakou was much greater than the demand, while the supply in the southeast coastal cities of Beijing-Tianjin-Hebei was less than the demand. The above results are basically consistent with the ecological function positioning and economic development status of each administrative region in the Beijing-Tianjin-Hebei region, which verifies the rationality of the calculation method.

Key words habitat maintenance services; supply of habitat maintenance services; demand of habitat maintenance services; Beijing-Tianjin-Hebei region

生态系统服务是自然生态系统及其组成物种提供的能够满足和维持人类生存需要的环境条件和过程^[1]。联合国千年生态系统评估报告(Millennium Ecosystem Assessment, MA)^[2]认为生态系统服务是

人类从生态系统中获得的各种惠益, 并将其分为供给、调节、支持和文化四大类。在现有的经济体系中, 生态系统服务的公共物品属性使得部分服务的价值无法通过市场来体现, 导致生态系统服务被过

度利用^[3]。

近年来,越来越多的学者关注生态系统服务的供给(亦称供应或生产)和需求(亦称使用或消费),以及两者之间的流动转换关系^[4-10]。谢高地等^[3]根据计量经济学理论,构建生态服务供给-需求-价值化的理论框架,为生态系统服务管理提供理论依据。为了量化各区域生态系统服务的供需情况,Burkhard等^[11]提出基于专家知识的生态系统服务供需量化矩阵方法,已得到广泛的应用^[4,12-14]。翟天林等^[15]采用生态系统服务供给指数和土地开发指数,定量地测度长江经济带生态系统服务供给与需求的时空变化规律和区域特征,为长江经济带的生态系统管理以及资源有效配置提供参考。探讨各地区生态系统服务供给和需求的关系,分析环境资源和经济资源的空间配置,可以为界定各地区的生态权益与责任以及确定生态补偿标准提供理论支撑。

栖息地对保护生物多样性以及维持生态系统平衡具有重要意义。联合国生物多样性和生态系统服务政府间科学决策平台(IPBES) 2019年发布的《生物多样性和生态系统服务全球评估报告》中指出,全球有数百万物种面临灭绝,而陆地和海洋等栖息地的变化是造成全球生物多样性减少的首要因素。因此,研究生境维持服务对保护生物多样性具有重要意义。

生境维持服务是生态系统提供的维护物种生命周期和基因多样性的服务^[16],属于维持生态系统稳定性的潜在服务。TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)将生态系统服务分为供给服务、调节服务、栖息地服务和文化服务四大类^[16],CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services)分类^①中,物理化学调节服务包括保护栖息地这一重要服务。谢高地等^[17]在计算青藏高原高寒草地生态系统服务价值时,选择气体调节、气候调节和生物多样性维持等 15 种服务类型。张翼然等^[18]总结国内 71 个内陆湿地生态的服务价值,认为湿地能够提供产品输出、涵养水源和生物栖息地等众多服务。

目前,国内针对生境维持服务的量化研究主要采用条件价值法^[19-20]、替代价值法^[21]对当量因子^[22]等方法,这些研究方法不仅具有较强的主观性,而且研究结果只体现生境维持服务的供给量价

值,缺少对需求量的计算,难以量化各地区的生态权益和责任。本文提出用生境适宜性来表征生境维持服务供给量,用人类开发建设导致的生境占用以及人类行为辐射^[3,15]导致的生境质量下降来表征生境维持服务需求量的方法,通过计算得到北京、天津以及河北各市级行政区 2000, 2008 和 2013 年的生境维持服务供给量和需求量,以期为界定各行政区对应的生态权益和责任提供科技依据,为京津冀地区生态保护管理政策提供支撑。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区域

京津冀地区是中国的“首都经济圈”,包括北京市、天津市以及河北省的保定市、唐山市、廊坊市、石家庄市、邯郸市、秦皇岛市、张家口市、承德市、沧州市、邢台市和衡水市(图 1),位于东经 113°27'—119°50',北纬 36°05'—42°40'之间,土地面积为 21.5 万 km²,横贯我国宏观地貌的第二阶梯和第一阶梯,地势西北高、东南低,地貌复杂多样,高原、山地、丘陵、盆地和平原类型齐全。北部和

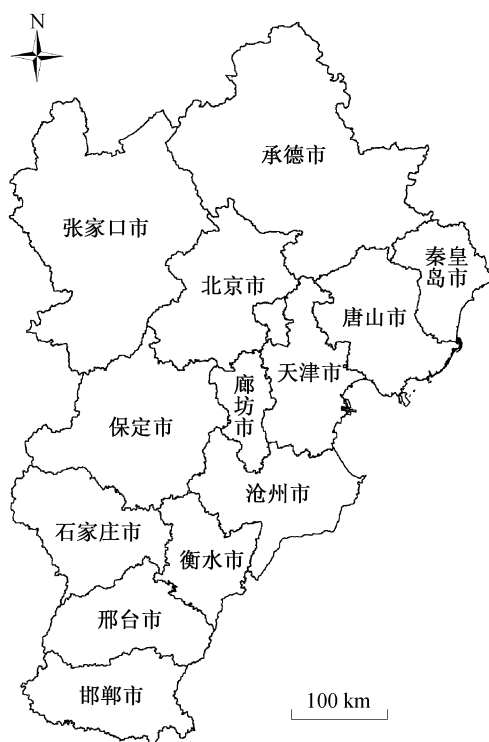


图 1 研究区域

Fig. 1 Schematic diagram of the study area

① <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>

西部的山区分布着占京津冀地区总面积 21% 的林地, 东南的平原地区分布着 10% 的建设用地以及 50% 的耕地, 剩余 16% 的草地、2% 的水域以及 1% 的其他类型土地零散地分布在京津冀地区。

1.2 数据来源

京津冀地区 2000, 2008 和 2013 年的土地利用矢量图来自中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>), 我们将其转化为 90 m×90 m 栅格图层。按照刘纪元^[23]的中国土地利用代码和土壤侵蚀代码, 将京津冀地区土地利用类型分为六大类 19 小类(表 1)。计算生境退化指数所需的农业活动、城市和区镇等威胁源数据, 来源于京津冀地区的土地利用图。道路数据来源于 1:400 万国家基础地理信息数据库(<http://www.cehui8.com/3S/GIS/20130702/>

205.html), 我们根据道路实际情况进行修正。

1.3 研究方法

1.3.1 供给量计算方法

适宜性评价方法广泛应用于土地利用^[24]、野生动物生境评价^[25]等领域。生境适宜性指某种生境可为生物物种提供适宜生存和繁衍的能力, 也可视为单位时间内栖息地的潜在供给能力。不同类型的土地, 单位面积提供的生境维持服务量不同^[26]。为了量化不同类型土地提供生境维持服务的能力, 假设原始时期(未受人类活动影响) 8100 m² (即一个 grid, 栅格) 的林地为单位时间(一年)内能够提供的生境维持服务为一个单位(unit)。

根据文献[26–32], 结合专家打分, 确定各类土地的适宜性参数(表 2)。本文涉及的生境适宜性顺

表 1 土地利用分类体系及各类土地的面积占比(%)

Table 1 Land use classification system and the area proportion of various types of land (%)

| 一级分类 | 二级分类 | 2000 年 | 2008 年 | 2013 年 |
|-------|-------------------|--------|--------|--------|
| 耕地 | 水田、山区旱地、平原区旱地 | 50.63 | 49.94 | 47.33 |
| 林地 | 有林地、灌木林地、疏林地、其他林地 | 20.72 | 20.72 | 20.73 |
| 草地 | 高覆盖草地、中覆盖草地、低覆盖草地 | 16.34 | 16.22 | 15.61 |
| 水域 | 河渠、湖泊、水库、滩地 | 2.92 | 2.82 | 2.39 |
| 建设用地 | 城镇、农村、工交建设用地 | 8.42 | 9.39 | 13.28 |
| 未利用土地 | 裸地、沼泽地 | 0.97 | 0.92 | 0.65 |

表 2 生境适宜性及其对不同威胁因子的敏感性

Fig. 2 Habitat suitability and sensitivity to different threat factors

| 土地类型 | 适宜性 | 农业 | 大城市 | 中小城市 | 县镇 | 村庄 | 高速公路 | 国道 | 省道及县道 | 铁路 |
|--------|-----|-----|-----|------|-----|------|------|------|-------|------|
| 有林地 | 0.9 | 0.1 | 0.6 | 0.5 | 0.5 | 0.4 | 0.5 | 0.4 | 0.3 | 0.4 |
| 灌木林地 | 0.7 | 0.2 | 0.7 | 0.6 | 0.6 | 0.5 | 0.6 | 0.5 | 0.4 | 0.5 |
| 疏林地 | 0.8 | 0.2 | 0.7 | 0.6 | 0.6 | 0.5 | 0.6 | 0.5 | 0.4 | 0.5 |
| 其他林地 | 0.7 | 0.3 | 0.8 | 0.7 | 0.7 | 0.6 | 0.7 | 0.6 | 0.5 | 0.6 |
| 高覆盖度草地 | 0.7 | 0.2 | 0.7 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.5 | 0.4 | 0.5 |
| 中覆盖度草地 | 0.6 | 0.3 | 0.8 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.6 | 0.5 | 0.6 |
| 低覆盖度草地 | 0.5 | 0.4 | 0.9 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.7 | 0.6 | 0.7 |
| 河渠 | 0.6 | 0.9 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | 0.5 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.2 |
| 湖泊 | 0.8 | 0.8 | 0.4 | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| 水库 | 0.5 | 0.7 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| 滩地 | 0.6 | 0.6 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.2 |
| 城镇用地 | 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 农村居民用地 | 0.2 | 0 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.05 |
| 工交建设用地 | 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 沼泽地 | 0.6 | 0.6 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.2 |
| 裸土地 | 0.1 | 0 | 0.8 | 0.7 | 0.7 | 0.9 | 0.8 | 0.7 | 0.7 | 0.7 |
| 水田 | 0.5 | 0 | 0.5 | 0.4 | 0.3 | 0.05 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| 山区旱地 | 0.4 | 0 | 0.5 | 0.4 | 0.3 | 0.1 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| 平原区旱地 | 0.3 | 0 | 0.5 | 0.4 | 0.3 | 0.1 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |

序依次是林地、水域、草地、耕地、建设用地和未利用土地。对土地利用图中 19 种土地类型进行适宜性打分处理, 并进行分区统计, 得到京津冀地区的生境维持服务供给量。供给量 P 的计算公式为

$$P = \sum_{j=1}^{19} H_j N_j \Delta t, \quad (1)$$

其中, H_j 是第 j 类土地的生境适宜性, N_j 是第 j 类土地的栅格数, Δt 是单位时间(年)。

1.3.2 需求量计算方法

导致土地质量退化的主要原因是城市化进程的加快以及频繁的人类活动^[33-36], 本文从开发建设和人为活动两个角度计算生境维持服务需求量。其中, 开发建设需求量指人们为了生产和生活需要直接占用栖息地, 从而导致生境维持服务的减少量。比如, 原始时期的一片森林被改为建设用地, 由此减少的生境维持服务即为开发建设需求量。开发建设需求量 C_d 的计算公式为

$$C_d = P_0 - P_c, \quad (2)$$

其中, P_0 是基准土地的生境维持服务供给量, P_c 是当前土地的生境维持服务供给量。

本文以原始状态的土地利用图为准。原始状态指无人类活动干扰时生态系统的状态, 以此为基准可以得到各地区在历史发展过程中对生态系统的影响。根据张连伟^[37]的研究, 历史上京津冀地区的山地森林昌盛, 草原肥硕。此外, 很多其他学者也持类似观点^[38-39]。考虑到京津冀地区原始状态的土地利用图无法获取, 而在无人类干扰的原始状态下, 京津冀地区大多是林地, 本文将现有土地利用图中的耕地、水库和建设用地这些经人类改造的土地利用类型认定为有林地, 作为京津冀地区原始状态的土地利用图。

行为辐射需要量指人们的生产和生活行为影响周边栖息地质量, 从而引起的生境维持服务的减少量。比如, 在森林周边有一条高速公路, 人类频繁的通行会对森林产生影响, 导致森林在单位时间内提供的生境维持服务有所减少, 该减少量即为人为活动需求量。除道路外, 农村和城镇生产生活也会对土地质量产生威胁。本文选用 InVEST 模型^[40]的生境质量模块计算人为活动需求量, 选择农业活动、城市中心、区镇、村庄、高速公路、国道和省道作为威胁源(表 3)。生境退化指数 D_{xy} 的计算公式为

$$D_{xy} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}, \quad (3)$$

其中, r 为生境的威胁源; y 是含有威胁源 r 的栅格; w_r 是威胁源的权重; i_{rxy} 是来自栅格 y 的威胁源对栅格 x 的影响; β_x 是栅格单元受制度和社会等因素保护的水平, 本文设为 1; S_{jr} 是不同生境类型对威胁源的敏感程度, 综合文献^[29-31,41-43]和专家意见进行设定(表 2)。

结合生境适宜性参数与生境实际退化情况, 对 InVEST 模型获得的生境退化指数进行叠加计算, 得到行为辐射需求量 C_h , 计算公式如下:

$$C_h = \frac{\sum D_{xy}}{\text{Max} \sum D_{xy}} \alpha H_j \Delta t, \quad (4)$$

其中, $\text{Max} \sum D_{xy}$ 是京津冀地区生境退化系数的最大值, α 是退化系数最大值处的实际退化情况。

1.3.3 敏感度分析

本文在计算供给量和需求量时都用到生境适宜性参数。为了分析适宜性参数对计算结果的影响程度, 以供给量为例, 采用敏感度(CS)来确定供给量对适宜性参数的敏感程度。CS 的计算公式如下:

$$CS = \frac{(P_y - P_x) / P_x}{(H_{jy} - H_{jx}) / H_{jx}}, \quad (5)$$

其中, P 代表京津冀地区生境维持服务总供给量, H_j

表 3 研究区威胁因子及其属性

Fig. 3 Threat factors and their attributes in the study area

| 威胁源 | 最大影响距离/km | 权重 | 衰减方式 |
|-------|-----------|------|------|
| 农业 | 3 | 0.07 | 线性 |
| 大城市 | 50 | 1.00 | 指数型 |
| 中小城市 | 40 | 0.50 | 指数型 |
| 县镇 | 20 | 0.36 | 指数型 |
| 村庄 | 10 | 0.08 | 指数型 |
| 高速公路 | 3 | 1.00 | 指数型 |
| 国道 | 2 | 0.67 | 指数型 |
| 省道及其他 | 1 | 0.33 | 指数型 |
| 铁路 | 2 | 0.67 | 指数型 |

说明: 本文选择的威胁源中, “农业”指土地利用图中的各种农业用地, “大城市”指北京市和天津市的中心城区, “中小城市”指河北省各地级市的中心城区, “县镇”指各县政府所在乡镇的城镇用地区域, “村庄”指土地利用图中的农村地区, “高速公路”、“国道”、“省道及其他”和“铁路”是在京津冀地区的道路矢量图的基础上转化而来的栅格图数据。

代表生境 j 的适宜性参数, x 和 y 分别代表适宜性参数调整前后的供给量和参数值。 $CS>1$ 说明供给量对适宜性参数敏感, $CS<1$ 说明供给量对适宜性参数不敏感。 CS 越小, 表明适宜性参数取值越准确, 最终计算结果的误差值越小。

2 结果与分析

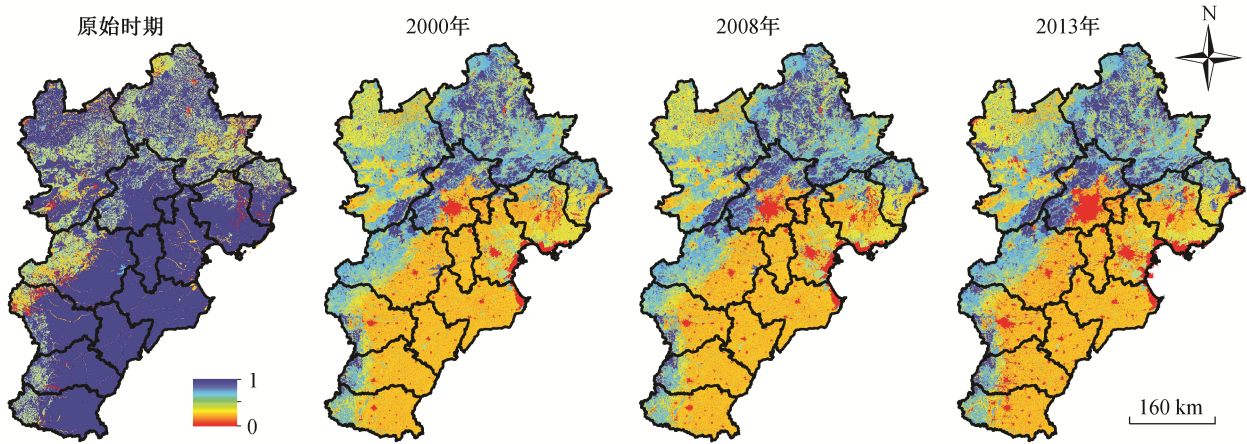
2.1 生境维持服务供给量

图2显示京津冀地区原始时期、2000年、2008年和2013年的生境维持服务单位供给量。可以看出, 原始时期京津冀地区的单位供给量远远高于2000, 2008和2013年, 整体上呈现自东南部向西北部递减的趋势。东南部单位供给量大部分在0.9 unit/grid及以上, 西部和北部的单位供给量均小于0.9 unit/grid, 部分地区的单位供给量在0.6 unit/grid

左右, 甚至有少部分地区小于0.5 unit/grid。京津冀地区2000—2013年的生境维持服务供给量变化不大, 整体上呈现自北向南逐渐减少的趋势, 北部多数地区的单位供给量大于0.5 unit/grid, 南部及东南部的单位供给量在0.2~0.3 unit/grid之间, 极少数地区的单位供给量小于0.1 unit/grid。可以看出, 与原始时期相比, 2000, 2008和2013年的供给量变化很大。这是因为北部地区以山区林地为主, 能够更好地维持栖息地的质量, 而南部和东南部地区受人类活动影响较大, 提供生境维持服务的能力比北部地区变化大。

2.2 生境维持服务需求量

图3(a)显示京津冀地区2000, 2008和2013年的开发建设需求量, 可以看出, 各行政区的开发建设



单位供给量从0~1代表生境维持服务的供给能力逐渐增强, 1表示供给的生境维持服务量最多, 0表示不供给生境维持服务

图2 生境维持服务供给量分布

Fig. 2 Distribution of supply of habitat maintenance services

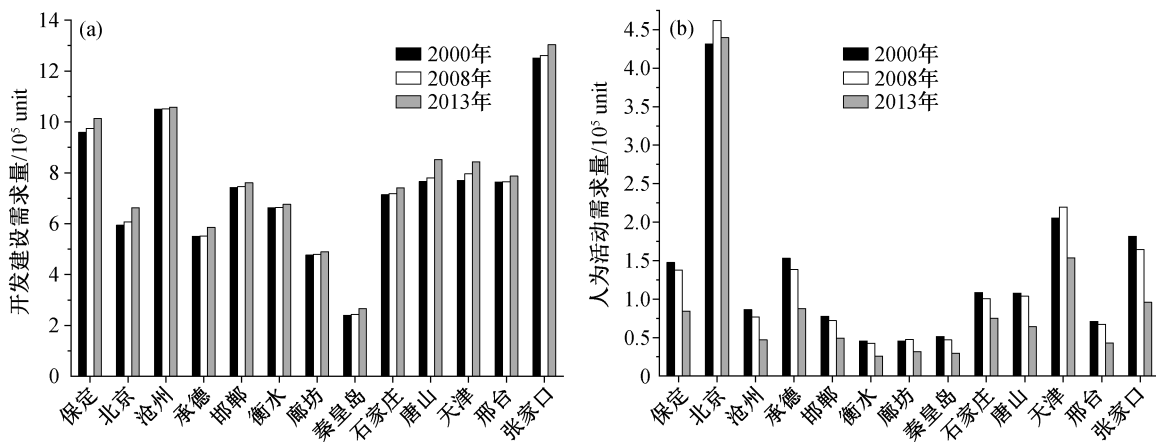


图3 开发建设需求量(a)和行为辐射需求量(b)

Fig. 3 Demand of development/construction (a) and behavioral radiation (b)

需求量随时间变化不大,总体上呈现逐渐增加的趋势。其中,开发建设需求量最多的是张家口市,最少的是秦皇岛市。张家口市(36793.9 km²)与承德市(39491.5 km²)的面积相近,廊坊市(6415.29 km²)与秦皇岛市(7770.78 km²)的面积也接近,但张家口市和廊坊市的开发建设需求量却分别是承德市和秦皇岛市的两倍。结合土地利用图可知,张家口市西北部地区耕地居多,而承德市境内分布着大片的森林和草地,秦皇岛市有 50%左右的地区分布着森林和草地,而廊坊市境内全是农田和建筑用地。上述情况说明在城市发展过程中,张家口市与廊坊市的开发建设活动较为频繁,导致境内大片的林地转化成耕地和建筑用地。

分区统计京津冀各行政区 2000, 2008 和 2013 年的行为辐射需求量,结果如图 3(b)所示。2000—2013 年,京津冀大部分地区的行为辐射需求量呈下降趋势。随着经济不断发展,城市开发力度不断增大,区内建设面积增多,而人工环境对威胁源的敏感性较小,结合生境退化指数的计算公式(式(3))可知生境退化指数变小,由式(4)可知生境退化指数与人为活动需求量成正比,因此行为辐射需求量呈下

降趋势。北京市、天津市和廊坊市 2008 年的行为辐射需求量大于 2000 年,主要原因是在此期间,这 3 个城市的对外需求量增长幅度较大,导致行为辐射总需求量增加。

2.3 生境适宜性参数的敏感度分析

分别将京津冀地区 19 类土地类型的适宜性参数增减 10%, 计算敏感度 CS, 最终结果见表 4。京津冀地区 19 种土地类型的生物多样性供给量敏感度均小于 1, 证明本文选择的生境适宜性参数对供给量的计算结果影响较小, 即使某类土地的适宜性参数偏高或偏低, 也不会影响最终结果的可靠性。

3 讨论

将各行政区的开发建设需求量与行为辐射需求量相加, 得到各地区的生境维持服务总需求量, 结合京津冀地区行政区划图得到图 4。可以看出, 北部的承德市、张家口市和秦皇岛市供给量明显大于需求量, 东南部沿海平原的唐山市、天津市和沧州市等地区供给量小于需求量。该结果与张永芳等^[44]对京津冀地区生态补偿额度研究中各行政区的补偿优先级计算结果基本上一致, 也与京津冀地区各行政区的生态功能定位相符。

表 4 生境维持服务供给量敏感度变化

Table 4 Sensitivity change table for the production of habitat service

| LULC 代码 | 土地类型 | 2000 年 | 2008 年 | 2013 年 |
|---------|--------|--------|--------|--------|
| 21 | 水田 | 0.02 | 0.00 | 0.00 |
| 22 | 有林地 | 0.19 | 0.20 | 0.21 |
| 23 | 灌木林地 | 0.12 | 0.12 | 0.12 |
| 24 | 疏林地 | 0.03 | 0.03 | 0.03 |
| 31 | 其他林地 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 32 | 高覆盖度草地 | 0.16 | 0.16 | 0.16 |
| 33 | 中覆盖度草地 | 0.06 | 0.06 | 0.06 |
| 41 | 低覆盖度草地 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 42 | 河渠 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 43 | 湖泊 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 46 | 水库 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 51 | 滩地 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 52 | 城镇 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| 53 | 农村 | 0.02 | 0.02 | 0.03 |
| 64 | 工交建设用地 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| 65 | 沼泽地 | 0.01 | 0.01 | 0.00 |
| 11 | 裸地 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 121 | 山地旱地 | 0.10 | 0.10 | 0.09 |
| 123 | 平原旱地 | 0.23 | 0.23 | 0.23 |

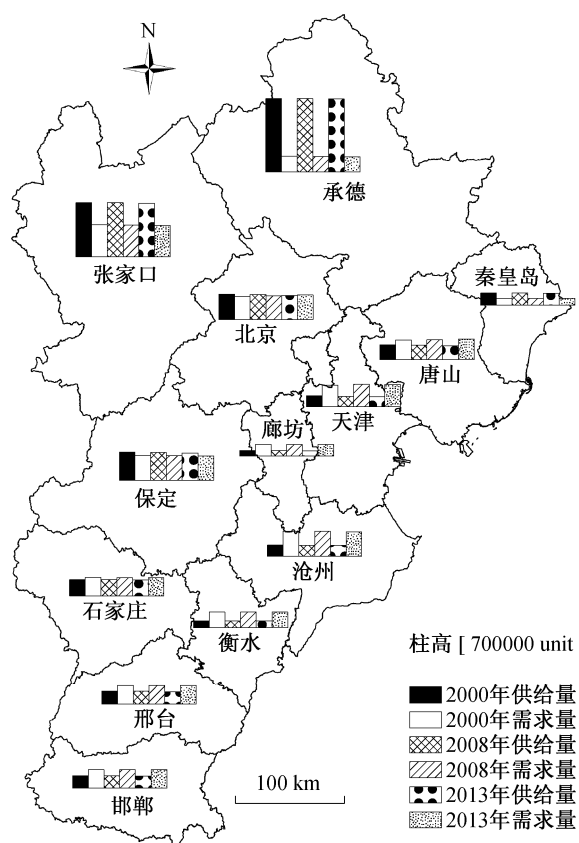


图4 京津冀地区生境维持服务供给量与需求量分布
Fig. 4 Distribution map of production and consumption of habitat services in Beijing-Tianjin-Hebei region

由图4可以看出,京津冀地区东南部的天津、廊坊、沧州、衡水、邢台和邯郸6个城市的供给量远小于需求量,甚至比北京市的供需差距大。该结果与公众对京津冀地区的普遍认知有偏差,如果以本文的研究结果作为政策制定的依据,会增加政策推行的阻力。造成该结果的原因是京津冀东南部地区以平原地形为主,耕地和建设用地面积较多,而在本文假设的基准中,耕地和建设用地在原始状态下均为林地,导致东南部城市的开发建设需求量过高。本文选择原始时期作为基准,各行政区的需求量包含过多的历史需求,导致部分地区的生态责任过重。在今后的研究中,可以考虑以其他时间点作为基准年。如以1980年为基准,计算各地区在改革开放后经济快速发展情况下的生境维持服务需求量,或根据各地区的经济发展进度设置动态的基准。

本研究提出的计算方法存在一些不足。第一,将受到人为活动影响的土地利用类型(如耕地、水库和建设用地)均认定为林地,得到原始状态的土地利用图,而京津冀地区部分建设用地和耕地在原

始时期可能是湿地。为了确定原始状态土地利用图的处理方法对计算结果的影响,我们对各类土地的生境适宜性参数做敏感度分析,CS均小于1,说明区分原始时期是林地还是湿地对最终结果的影响较小。第二,在计算需求量时只考虑各地区的土地质量退化,未考虑贸易流动过程中转移的生境维持服务。生物多样性公约^[45]强调可持续生产和消费的重要性,指出目前生物多样性的直接压力主要来源于当前的生产和消费模式。近年来,研究贸易过程中隐含的生态系统服务流动逐渐成为热点^[46-47]。我们在后续研究中将增加贸易流动这一因素,计算各地区贸易过程中附加的生态价值转移,更好地限制各地区对生态系统服务的总需求,提高资源的使用效率。

4 结论

本研究提出用生境适宜性来表征生境维持服务供给量,用人类开发建设导致的生境占用以及人类行为辐射导致的生境质量下降来表征生境维持服务需求量,计算京津冀各行政区2000,2008和2013年的生境维持服务供给量和需求量,得到以下主要结论。

1) 承德市和张家口市的供给量远大于需求量,而京津冀东南部沿海城市的供给量小于需求量。该结果与京津冀各行政区的生态功能定位以及经济发展状况基本上相符,验证了计算方法的合理性。

2) 京津冀地区2000—2013年的生境维持服务供给量整体上呈现自北向南逐渐减少的趋势,张家口市和承德市的供给量远大于其他地区。

3) 京津冀地区2000—2013年的开发建设需求量呈现增加的趋势,其中开发建设需求量最大的是张家口市,最小的是秦皇岛市。同时,大多数行政区的行为辐射需求量呈现下降趋势,其中北京市的行为辐射需求量远远大于其他地区。

4) 19类土地的适宜性参数敏感度均小于1,表明适宜性参数对计算结果的影响较小。

本文提出的生境维持服务供给量和需求量表明计算方法可为衡量各行政区的生态权益和责任以及确定跨行政区的生境维持服务生态补偿提供参考依据。本课题组将增加对其他地区的研究,验证本文计算方法的普适性,为政策制定提供更可靠的依据。在未来的栖息地保护工作中,可以以供给量和需求量为依据,落实生态权益和责任,对净供给量

大的地区予以补偿,对净需求量大的地区予以收费,在一定程度上实现区际之间的生态公平。在以后的研究中,可以通过未来情景模拟,研究城市再扩张或气候变化等情景下生境维持服务供给量和需求量的变化趋势,提前预知未来的栖息地状况,进而针对各地区的发展情况提出更有利的规划方案。

参考文献

- [1] Daily G, Postel S, Bawa K, et al. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington DC: Island Press, 1997
- [2] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Washington DC: World Resources Institute, 2005
- [3] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 生态系统服务的供给、消费和价值化. 资源科学, 2008, 30(1): 93-99
- [4] 白杨, 王敏, 李晖, 等. 生态系统服务供给与需求的理论与管理方法. 生态学报, 2017, 37(17): 5846-5852
- [5] 马琳, 刘浩, 彭建, 等. 生态系统服务供给和需求研究进展. 地理学报, 2017, 72(7): 1277-1289
- [6] 王大尚, 郑华, 欧阳志云. 生态系统服务供给、消费与人类福祉的关系. 应用生态学报, 2013, 24(6): 1747-1753
- [7] 肖玉, 谢高地, 鲁春霞, 等. 基于供需关系的生态系统服务空间流动研究进展. 生态学报, 2016, 36(10): 3096-3102
- [8] 宋潇, 伍盘龙, 王飞. 北京昌平农业景观传粉服务供给和需求评估研究. 中国生态农业学报, 2018, 26(1): 16-26
- [9] Song B, Zhang Y, Zhang L, et al. A top-down framework for cross-regional payments for ecosystem services. Journal of Cleaner Production, 2018, 182: 238-245
- [10] 张悦. 生态补偿框架的构建及其基于多主体的仿真研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2018
- [11] Burkhard B, Kroll F, Müller F, et al. Landscapes' capacities to provide ecosystem services — a concept for land-cover based assessments. Landscape Online, 2009, 15(1): 1-12
- [12] Wu Xue, Liu Shiliang, Zhao Shuang, et al. Quantification and driving force analysis of ecosystem services supply, demand and balance in China. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1375-1386
- [13] 欧维新, 王宏宁, 陶宇. 基于土地利用与土地覆被的长三角生态系统服务供需空间格局及热点区变化. 生态学报, 2018, 38(17): 6337-6347
- [14] 武爱彬, 赵艳霞, 沈会涛, 等. 京津冀区域生态系统服务供需格局时空演变研究. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11): 968-975
- [15] 翟天林, 王静, 金志丰, 等. 长江经济带生态系统服务供需格局变化与关联性分析. 生态学报, 2019, 39(15): 5414-5424
- [16] Pavan Sukhdev H W, Christoph Schröter-Schlaack, Carsten Nesshöver. Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. New York: UNEP, 2010
- [17] 谢高地, 鲁春霞, 肖玉, 等. 青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估. 山地学报, 2003, 21(1): 50-55
- [18] 张翼然, 周德民, 刘苗. 中国内陆湿地生态系统服务价值评估——以 71 个湿地案例点为数据源. 生态学报, 2015, 35(13): 4279-4286
- [19] 潘存远, 吴纪华. 上海市居民对崇明东滩鸟类栖息地生境优化支付意愿分析. 湿地科学, 2019, 17(4): 463-469
- [20] 康晓明, 崔丽娟, 李伟, 等. 基于 CVM 的吉林省湿地生物多样性维持服务价值评价. 中国农学通报, 2015, 31(6): 161-166
- [21] 欧维新, 杨桂山, 朱红云. 盐城国家级珍禽保护区物种栖息地经济价值评估初探. 资源科学, 2006, 28(2): 175-179
- [22] 胥媛媛, 刘铜, 张文, 等. 宝兴县大熊猫栖息地生态系统服务价值评估. 应用与环境生物学报, 2020, 26(6): 1-11
- [23] 刘纪元. 中国资源环境遥感宏观调查与动态研究. 北京: 中国科学技术出版社, 1996
- [24] 史同广, 郑国强, 王智勇, 等. 中国土地适宜性评价研究进展. 地理科学进展, 2007, 26(2): 106-115
- [25] 李美玲, 陈强强, 韩雷, 等. 新疆塔什库尔干野生动物自然保护区马可波罗盘羊生境适宜性评价. 生态学报, 2020, 40(11): 1-11
- [26] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例. 北京大学学报(自然科学版), 2016, 52(3): 553-562
- [27] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. Science of the Total Environment, 2016, 540: 63-70
- [28] 钟莉娜, 王军. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响. 农业工程学报, 2017, 33(1): 250-255

- [29] Nie Chong, Yang Jun, Huang Conghong. Assessing the habitat quality of aquatic environments in urban Beijing. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, 36: 162–168
- [30] Wu C F, Lin Y P, Chiang L C, et al. Assessing highway's impacts on landscape patterns and ecosystem services: a case study in Puli Township, Taiwan. *Landscape & Urban Planning*, 2014, 128: 60–71
- [31] Leh M D K, Matlock M D, Cummings E C, et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2013, 165: 6–18
- [32] 包玉斌, 刘康, 李婷, 等. 基于 InVEST 模型的土地利用变化对生境的影响——以陕西省黄河湿地自然保护区为例. *干旱区研究*, 2015, 32(3): 622–629
- [33] 谢高地. 城市生物多样性保护与生态系统服务供给. *环境保护*, 2015, 43(5): 25–28
- [34] Tolessa T, Senbeta F, Kidane M. Landscape composition and configuration in the central highlands of Ethiopia. *Ecology and Evolution*, 2016, 6(20): 7409–7421
- [35] Tolessa T, Senbeta F, Kidane M. The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. *Ecosystem Services*, 2017, 23: 47–54
- [36] Song W, Deng X. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 705–719
- [37] 张连伟. 中国古代森林变迁史研究综述. *农业考古*, 2012(3): 208–218
- [38] 于希贤. 北京市历史自然环境变迁的初步研究. *中国历史地理论丛*, 1995(1): 45–58
- [39] 王九龄. 北京地区历史时期的森林. *农业考古*, 1983(2): 34–42
- [40] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST 3.2.0 user's guide [EB/OL]. (2015) [2019-02-25]. https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/habitat_quality.html
- [41] Bagstad K J, Semmens D J, Winthrop R. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: a case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services*, 2013, 5: 40–50
- [42] 张娇, 廖铁军, 黄俊龙, 等. 万州区生境质量研究. *湖南农业科学*, 2017(1): 45–50
- [43] Arunyawat S, Shrestha R P. Assessing land use change and its impact on ecosystem services in Northern Thailand. *Sustainability*, 2016, 8: 768
- [44] 张永芳, 刘彬, 郭鹤男. 京津冀地区生态补偿额度研究. *安徽农业科学*, 2018, 46(24): 188–190
- [45] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. *Global Biodiversity Outlook*. 4th ed. Montreal: Convention on Biological Diversity, 2014
- [46] Marques A, Verones F, Kok M T J, et al. How to quantify biodiversity footprints of consumption? A review of multi-regional input-output analysis and life cycle assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2017, 29: 75–81
- [47] Marquardt S G, Guindon M, Wilting H C, et al. Consumption-based biodiversity footprints — Do different indicators yield different results?. *Ecological Indicators*, 2019, 103: 461–470