

DOI: 10.5846/stxb202110072769

牙茜葭,任惠泽,董孝斌,周旭.基于土地利用变化与生态系统服务供需的中国野生亚洲象时空迁移特征分析.生态学报,2023,43(4):1426-1436.
Ya X J, Ren H Z, Dong X B, Zhou X. Spatio-temporal migration characteristics of wild Chinese Asian elephants based on land use change and ecosystem service supply and demand. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(4):1426-1436.

基于土地利用变化与生态系统服务供需的中国野生亚洲象时空迁移特征分析

牙茜葭,任惠泽,董孝斌*,周旭

北京师范大学地理科学学部,北京 100875

摘要:2021年4月,我国15头野生亚洲象(*Elephas maximus*)从西双版纳一路北迁至昆明市受到了全世界的关注,分析我国野生亚洲象分布区土地利用变化、生态系统服务供需关系如何影响野生亚洲象分布,对保护亚洲象与提高当地人类福祉具有重要的意义。利用生态系统服务价值当量因子法和生态系统服务需求模型计算中国野生亚洲象分布区1990、2005、2015年生态系统服务供给价值与需求指数,通过空间标准化匹配出四种生态系统服务供需模式,探究我国野生亚洲象偏好分布的供需模式。结果表明,林地、草地和耕地是最主要的土地利用类型,1990—2015年,林地、草地和耕地的面积变化率分别为1.09%、-4.82%、-4.86%。1990、2005、2015年生态系统供给总价值分别为6108.55亿元、7434.41亿元、13973.37亿元;生态系统服务需求不断提高,整体呈现中间高,四周低的分布格局。在研究的25年内,亚洲象分布于高供给-高需求与高供给-低需求区域,且有向高供给-高需求区域迁徙的趋势。

关键词:野生亚洲象;土地利用变化;生态系统服务供需

Spatio-temporal migration characteristics of wild Chinese Asian elephants based on land use change and ecosystem service supply and demand

YA Xijia, REN Huize, DONG Xiaobin*, ZHOU Xu

Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: In April 2021, 15 Chinese Asian elephants (*Elephas maximus*) migrating from XiShuangBanNa all the way north to Kunming City have attracted worldwide attention. Analysis of land use changes in the distribution area of the Asian elephants in China, the relationship between supply and demand of ecosystem services and the distribution of Asian elephants is of great significance for the protection of Asian elephants and the enhancement of local residents' well-being. This paper adopted the method of equivalent value factor per unit ecosystem area and demand model for ecosystem services to calculate the supply value and demand index of ecosystem services in the distribution area of Chinese Asian elephants in 1990, 2005 and 2015, and succeeded in matching four models for ecosystem services supply and demand through spatial standardization to explore the supply and demand pattern of preferred distribution of Asian elephants in China. The results demonstrate that forestland, grassland and arable land are the most important land use types. In 1990—2015, the rate of change of the three land uses types were +1.09%, -4.82%, and -4.86%. The total value of ecosystem supply was 610.855 billion yuan (CNY) in 1990, 743.441 billion yuan (CNY) in 2005, and 1,397.337 billion yuan (CNY) in 2015; the demand for ecosystem services continued to surge, and the overall distribution pattern illustrate a tendency of being high in

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究资助项目(2019QZKK0608);国家自然科学基金资助项目(42171275)

收稿日期:2021-07-27; **网络出版日期:**2022-10-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xbdong@bnu.edu.cn

the middle and low in all sides. The Asian elephants were located in high supply-high demand, high supply-low demand areas, and were increasingly tending to move towards high supply-high demand areas.

Key Words: Asian elephants (*Elephas maximus*); land use change; ecosystem service supply and demand

亚洲象(*Elephas maximus*)是我国国家 I 级保护动物。目前我国野生亚洲象数目约为 293 头,仅分布于云南省南部西双版纳、普洱、临沧县等地^[1-2]。自从 1956 年证实云南南部存在野生亚洲象以来,学者对我国亚洲象栖息地进行了大量研究。研究表明,我国野生亚洲象通常偏好海拔 1000 m 以下、坡度小于 10 度的沟谷或山体下部,偏好植被类型多为竹林、竹阔混交林或灌丛^[3-8]。有学者认为亚洲象更偏向分布于天然林^[9],但也有研究表明亚洲象逐渐从保护区范围向周边国有林、集体林扩散^[3]。而这些平坦广阔的地区也是人类活动频繁的区域,近几十年来由于人口增长、经济发展与土地开发利用程度提高,亚洲象适宜的栖息地不断减少且破碎化,食物来源不足^[3,10-11]。此外,土地利用变化影响了生态系统生物化学循环过程,减少了亚洲象在野外获取盐分和水分来源^[12],危害着亚洲象的生存。亚洲象由于食物来源不足逐渐依赖采食农作物,毁坏建筑物甚至伤害人类,人象关系呈现着拉锯式对抗的局面^[13-14]。

目前亚洲象正不断向北迁移,远离原有栖息地。为保护亚洲象,多位学者用生态位因子模型对普洱^[7]、西双版纳^[5]、勐腊^[8]、临沧^[15]进行了栖息地适宜性评价。林柳等人利用 3S 技术对西双版纳国家级自然保护区建立生态廊道建设进行了规划,以解决由于栖息地破碎化带来的问题^[16]。Li 等从气候变化对亚洲象的影响出发,利用最大熵模型划定了亚洲象气候避难所,提出改善气候的保护建议^[13,17]。关于亚洲象不断向北迁移的原因,学界的观点有栖息地减少、食物短缺、气候变化、人口增长、机会主义行为、象群首领的出走以及地磁变化等^[18],但缺乏定量数据来支持这些观点,且缺少从保护亚洲象与维护人类需求的双重视角的定量的综合分析方法。

生态系统服务是指生态系统所形成和维持的人类赖以生存和发展的环境条件与效用^[19],为人类直接或间接从生态系统得到的所有收益^[20]。其状态不仅受生态系统属性约束,也受到社会需求的影响^[21-23]。社会经济的快速发展和高速增长的土地开发利用活动改变了生态系统的结构与功能^[24],导致生态环境被破坏,生物多样性下降,降低了生态系统服务供给能力^[25]。而由于人口和生产水平增长,人类需求仍不断提高。供需的失衡可能会造成生态赤字^[26]。生态系统服务供给是指特定地区提供生态系统产品和服务的能力^[27]。生态系统服务需求代表社会所需生态系统服务的数量^[28]。已有的关于生态系统服务供需关系的研究中多探究区域生态系统服务供需的平衡状态,评估区域生态本底与社会经济发展强度之间的协调程度。但关于生态系统服务供需关系与亚洲象保护的研究尚属空白。生态系统服务供需关系不仅对人类生存与发展的质量有影响,还与亚洲象生存与分布之间存在密切的联系。已有研究表明自然保护区的适宜性下降与栖息地丧失导致了人象活动区域重叠,还使亚洲象行为产生了变化。但其行为变化的规律与内在原因却少有论述,关于生态系统服务供需与亚洲象分布原因的研究尚属空白。从生态系统服务供需关系角度探究亚洲象生存与分布的内在动因有利于亚洲象保护与提高人类福祉。基于此,本文的研究目标是对 1990、2005、2015 年我国野生亚洲象分布区土地利用变化与生态系统服务供需关系进行评估,以期为未来亚洲象保护与减少人象冲突提供建议。为此,本文首先量化了我国野生亚洲象分布区的土地利用变化、生态系统服务供给量和需求指数,绘制了生态系统服务供给图和需求指数图。然后对供给量和需求指数进行空间标准化,匹配得到四种供需模式,绘制供需模式图。最后,结合野生亚洲象分布数据,分析我国野生亚洲象偏好分布的供需模式及其原因。本文的创新点在于从生态系统服务供需的角度探索亚洲象分布与迁移的原因,为制定亚洲象的保护策略提供科学支撑。

1 研究区概况

1.1 研究区介绍

研究区为 1990 年至 2014 年我国野生亚洲象生存分布的区县,包括云南省的西双版纳州的景洪市、勐海

县、勐腊县、普洱市的思茅区、江城哈尼族彝族自治县、澜沧拉祜族自治县和临沧市沧源佤族自治县(图1)。该区域位于中国云南省南部,北纬 21.14°—23.49°,东经 98.88°—102.36°之间,与老挝、缅甸接壤,总面积为 38803 km²,海拔在 292—2641 m 之间。属于热带季风气候,常年高温多雨,年平均降水量 1000 mm 以上。

1.2 中国野生亚洲象数量与分布变化

由表 1 可知,近 35 年来我国野生亚洲象数量整体呈上升趋势,由十九世纪七十年代的 146 头增长到现今约 300 头,野生亚洲象保护取得了一定成果。其中西双版纳勐养、勐腊、尚勇自然保护区周围长期稳定地分布有百头以上的野生亚洲象,占我国野生亚洲象总数的一半以上。亚洲象在西双版纳内部、相邻的普洱、老挝等地频繁迁移,因此在各地亚洲象的数量一直处于波动中。近 25 年来,西双版纳亚洲象数量一直在增加,但也有不少种群向其临近的普洱迁移^[14]。使得普洱的亚洲象数量增多,而临沧亚洲象已形成孤立种群^[29]。

1990—2014 年我国野生亚洲象分布范围逐渐分散与破碎化。1990 年亚洲象分布面积约为 6301 km²,2005 年亚洲象分布面积约为 2786 km²,2014 年亚洲象分布面积约为 3516 km²。2014 年亚洲象分布面积约为 1990 年的 55.8%。1990 至 2005 年亚洲象分布范围大幅减少,但 2005 年以来亚洲象的分布范围逐渐增加,亚洲象有明显的扩散与向北迁移的趋势。此外,亚洲象的分布范围破碎化、岛屿化特征显著。

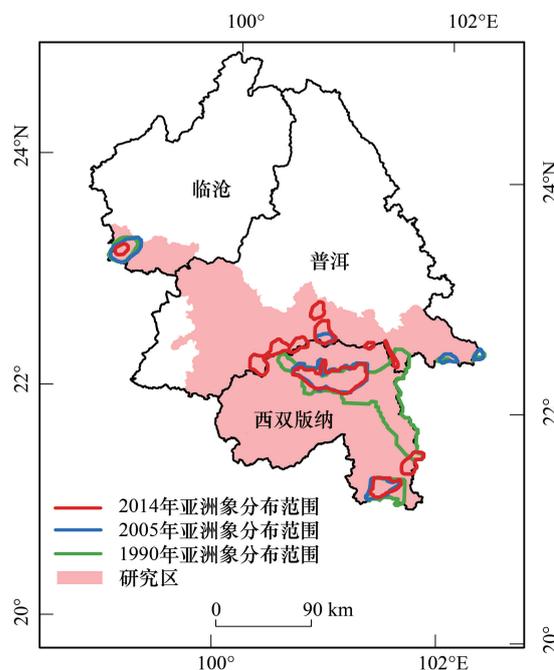


图 1 研究区位置

Fig.1 Location of study area

表 1 近 35 年来中国野生亚洲象数量及其分布

Table 1 Population and distribution of wild Asian elephants in China in recent 35 years

年份 Year	野生亚洲象数量 Population of wild Asian elephants/头					资料来源 References
	西双版纳	普洱	临沧	德宏	总数	
1976	101	7	22	17	146	云南省动物研究所第一研究室兽类组 ^[30]
1983	203	0	12	0	225	张立 ^[31]
1997	165—197	5	18	0	201—233	张立 ^[30]
2003	184—307	17	18	0	207—253	张立等 ^[16,31]
2005	12—24	80—100	40—80	0	161—266	张立等 ^[31]
2006	136—179	24—27	18—23	0	165—213	Zhang 等 ^[32]
2009	—	—	—	—	192—247	Zhang 等 ^[33]
2014	105—118	96—104	20—23	0	221—245	张立等 ^[34]
2014	228—279	—	—	—	228—279	王巧燕等 ^[3]
2015	—	—	—	—	250 余头	谭爱军 ^[35]
2018	144	137	12	0	293	云南省林草厅 ^[1]

2 数据与方法

2.1 数据来源

土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心中国土地利用现状遥感检测数据库 30 m 分辨率土地分类数据。亚洲象分布数据来源于 2017 年 Liu 等发表的文献^[9]。研究区稻谷、小麦与玉米播种面积、产量数据来源于《云南统计年鉴》,稻谷、小麦与玉米全国集贸市场年度价格来源于《中国农产品价格调查年

鉴》。净初级生产力(NPP)数据来源于全球变化科学研究数据出版系统下载的《北纬 18°以北中国陆地生态系统逐月净初级生产力 1 公里栅格数据集》^[36]。年平均降水量数据、GDP、人口密度数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心。

2.2 研究方法

2.2.1 土地利用变化分析

使用土地利用转移矩阵衡量 1990 年至 2015 年研究区土地利用类型间相互转化的数量及方向特征。其原理为将 T 时刻至 $T+1$ 时刻,各类土地利用类型面积的变化用矩阵的方式来表达,其数学表达式如下:

$$S_{ij} = \begin{pmatrix} S_{11} & \cdots & S_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ S_{n1} & \cdots & S_{nn} \end{pmatrix} \quad (1)$$

式中, S_{ij} 表示研究时段内第 i 类土地利用类型转换为第 j 类土地利用类型的面积或百分比。 n 为土地利用类型数。本文利用 ArcMap 10.7 软件获得 1990—2015 年土地利用转移矩阵。

2.2.2 生态系统服务供给评估

联合国千年生态系统评估将生态系统服务分为供给服务、调节服务、支持服务和文化服务^[37]。本文采用基于单位价值的生态系统服务当量因子法对研究区进行生态系统服务供给价值评估,利用研究区域年平均降水量、NPP 值及其与全国年均值的比值来修正谢高地等人提出的中国生态系统服务价值当量因子系数表,以消除区域误差^[38-40]。当量因子系数修正计算公式如下:

$$F_{ij} = P_{ij} \times F \quad (2)$$

$$F'_{ij} = R_{ij} \times F_{ij} \quad (3)$$

式中, P_{ij} 指 j 年区域 i 的 NPP 调节因子, R_{ij} 指 j 年区域 i 的降水调节因子, F 为谢高地等 2007 年提出的中国生态系统生态服务价值当量因子表中的各项生态系统服务当量因子^[41],该当量因子表由 Constanza 等于 1997 年提出的全球生态系统服务当量因子表演变而来^[19],通过向 700 位中国生态学专家分发调研问卷以判断全球当量因子表与中国实际情况的差距,以此为依据进行校正,得到符合中国实际情况的生态系统服务价值当量因子表。本文在中国生态系统服务价值当量因子表的基础上,进一步进行区域校正, F_{ij} 为经过 NPP 调节因子修正后的研究区各项生态系统服务当量因子, F'_{ij} 为经过降水调节因子修正后的研究区生态系统服务当量因子。NPP 调节因子和降水调节因子具体计算公式如下:

$$P_{ij} = B_{ij}/\bar{B} \quad (4)$$

$$R_{ij} = W_{ij}/\bar{W} \quad (5)$$

式中, B_{ij} 指 j 年区域 i 年平均 NPP(g C/ha), \bar{B} 指 j 年全国年平均 NPP(g C/ha), W_{ij} 指 j 年区域 i 年平均降水量(mm/ha), \bar{W} 指 j 年全国年平均降水量(mm/ha)。

定义当年平均粮食单产市场价值的 1/7 相当于单位面积生态服务价值当量因子的经济价值量^[42],单位面积生态服务价值当量因子的经济价值与当量因子、土地利用面积的乘积即为某类生态系统服务价值量。具体计算公式如下:

$$Ea = \frac{1}{7} \sum_{n=1}^m \left(\frac{S_m P_m Q_m}{S} \right) \quad (m = 1, 2, \dots, n) \quad (6)$$

$$ESV_{bc} = Ea \times F'_{ij} \times X_b \quad (7)$$

$$ESV = \sum ESV_{bc} \quad (8)$$

式中, Ea 是单位面积生态服务价值当量因子的经济价值(元/ha), m 是作物种类, P_m 是 m 种粮食作物全国平均价格(元/t), Q_m 是 m 种粮食作物单产(t/ha), S_m 是 m 种粮食作物面积(ha), S 是粮食作物的总面积(ha), ESV_{bc} 是 b 类生态系统 c 项生态服务的价值(元), X_b 是 b 类生态系统的面积(ha), ESV 是某区域生态系

统服务总价值(元)。以 2020 年为基准,利用历年全国居民消费价格指数消除通货膨胀的影响。

2.2.3 生态系统服务需求评估

生态系统服务的需求是指人类为了创造福祉而对生态系统服务的要求^[43]。实际上代表了土地开发的强度与人类活动的干扰程度,选取人类干扰指数、人口密度和单位面积 GDP 来反映区域生态系统服务的需求^[44]。人类干扰指数为建设用地、耕地、水库坑塘、其他林地等因人类活动建成的区域面积占总面积比例,代表区域土地开发的强度。具体计算公式如下:

$$LDI = D \times \lg(L) \times \lg(G) \quad (9)$$

式中,LDI 为描述生态系统服务需求的土地开发指数; D 为区域人类干扰指数; L 为区域人口密度(人/hm²); G 为区域单位面积 GDP(元/ha)。

2.2.4 生态系统服务供需匹配分析

对上述生态系统服务供给价值量、需求指数进行空间标准化,令标准化后生态系统服务供给价值量大于 0 的像元为高供给,小于 0 的像元为低供给;令标准化后需求指数大于 0 的像元为高需求,小于 0 的像元为低需求^[45-46]。利用 ArcMap 10.7 软件叠置分析得到高供给-高需求(H-H)、低供给-高需求(L-H)、低供给-低需求(L-L)、高供给-低需求(H-L)四类生态系统服务供需模式,并进行空间化表达。

生态系统服务供给价值量、需求指数空间标准化方法为:

$$x = \frac{x_i - \bar{x}}{sd} \quad (10)$$

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (11)$$

$$sd = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (12)$$

式中, x 为标准化后的生态系统服务供给价值量、需求指数, x_i 为第 i 个像元的生态系统服务供给价值量、需求指数, \bar{x} 为研究区平均值, sd 为研究区标准差, n 为研究区像元的总数。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化特征

由图 2 与表 2 可知,林地是我国野生象分布区最主要的土地利用类型,分布于各个县市,1990—2015 年林地面积占比均在 69%以上。草地和耕地是分布面积仅低于林地的土地利用类型,1990—2015 年分布面积占比均在 13%—16%之间。草地主要分布在西双版纳勐腊县、勐海县和普洱澜沧县。耕地主要分布在临沧沧

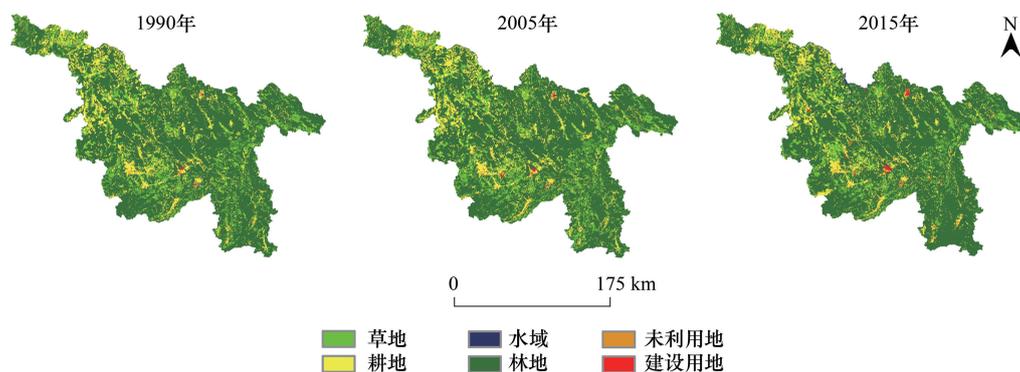


图 2 研究区 1990 至 2015 年土地利用

Fig.2 the land use change of study area from 1990 to 2015

源县、普洱澜沧县和西双版纳勐海县。水域、建设用地、未利用地面积占比小,均不足 1%。建设用地主要分布于西双版纳景洪市中部和普洱市思茅区南部。1990—2015 年我国野生亚洲象分布区的总林地面积先减少后增加,累计增加总面积为 28745.91 hm²,增幅达 1.09%。草地、耕地面积先增加后减少,累计减少总面积分别为 26817.93 hm²、26102.52 hm²,降幅分别为 4.82%、4.86%。建设用地、水域面积不断增加,累计增加总面积分别为 13972.95 hm²、10215.09 hm²,增幅分别高达 178.68%、127.26%。未利用地面积不断减少,降幅为 2.09%。

表 2 1990 至 2015 年研究区土地利用变化

Table 2 The area changes of different land use types of the study area from 1990 to 2015

年份 Year	土地利用类型 Land use type	耕地 Arable land	林地 Forestland	草地 Grassland	水域 Water land	建设用地 Built-up land	未利用地 Unused land
1990	面积/hm ²	537121.17	2644076.52	556581.51	8027.01	7819.92	645.57
	占比/%	14.31	70.43	14.83	0.21	0.21	0.02
2005	面积/hm ²	550878.30	2597898.15	586066.41	8055.54	10728.36	644.94
	占比/%	14.67	69.20	15.61	0.21	0.29	0.02
2015	面积/hm ²	511018.65	2672822.43	529763.58	18242.10	21792.87	632.07
	占比/%	13.61	71.19	14.11	0.49	0.58	0.02
1990—2005	面积变化量/hm ²	13757.13	-46178.37	29484.90	28.53	2908.44	-0.63
	变化率/%	2.56	-1.75	5.30	0.36	37.19	-0.10
2005—2015	面积变化量/hm ²	-39859.65	74924.28	-56302.83	10186.56	11064.51	-12.87
	变化率/%	-7.24	2.88	-9.61	126.45	103.13	-2.00
1990—2015	面积变化量/hm ²	-26102.52	28745.91	-26817.93	10215.09	13972.95	-13.50
	变化率/%	-4.86	1.09	-4.82	127.26	178.68	-2.09

由表 3 可知,1990—2015 年,研究区土地利用类型转换主要集中在林地、草地和耕地之间。其中,林地流失面积最大,共有 68349.06 hm² 的林地转换为其他土地利用类型,草地和耕地是林地转换的最主要土地类型;草地流失面积达 17913.42 hm²,主要转化为林地和耕地;耕地也有一定面积转化为林地和草地;建设用地的增加主要来源于耕地、林地和草地。

表 3 研究区 1990 至 2015 年土地利用转移矩阵

Table 3 The land use transfer matrix of study area during 1990 to 2015

土地利用类型 Land use type	耕地 Arable land/hm ²	林地 Forestland/hm ²	草地 Grassland/hm ²	水域 Water land/hm ²	建设用地 Built-up land/hm ²	未利用地 Unused land/hm ²
耕地 Arable land	525859.65	6518.52	2858.76	7.29	1876.95	0
林地 Forestland	23048.10	2575727.46	44533.62	70.11	696.69	0.54
草地 Grassland	1948.23	15603.66	538668.09	6.48	355.05	0
水域 Water land	6.66	41.94	4.95	7971.39	2.07	0
建设用地 Built-up land	14.49	6.57	0.99	0.27	7797.60	0
未利用地 Unused land	1.17	0	0	0	0	644.40

3.2 生态系统服务供给价值变化

以 2020 年为基准,得到 1990 年、2005 年、2015 年研究区生态系统服务单位当量价值分别为 962.76 元/hm²、1250.65 元/hm²、2282.07 元/hm²。1990 至 2015 年我国野生象分布区生态系统服务供给价值量呈现逐年增加的趋势,1990 年、2005 年、2015 年生态系统服务供给总价值量分别为 6108.55 亿元、7434.41 亿元、13973.37 亿元,1990—2005 年增长了 23.34%,2005 年—2015 年增长了 85.46%,1990—2015 年总体增长了 7864.82 亿元(128.75%)。

由表 4 可知,1990—2015 年研究区各项生态系统服务供给价值量均呈现增长趋势,各类生态系统的服务

供给价值量均有较大幅度的提高。其中森林生态系统的生态系统服务供给价值量增加最多,高达 7176.39 亿元。草地生态系统增加了 562.15 亿元,农田生态系统增加了 90.16 亿元,水域生态系统增加幅度最高,为 417.25%,增加了 36.12 亿元。由表 5 可知,1990—2015 年研究区各类生态系统服务均有不同幅度的增长,其中生物多样性服务增长量最大,总增长量达 1258.97 亿元。在所有服务类型中,食物生产服务增长速度最慢,且增加量最少。由图 3 可知,生态系统服务供给量相对较低的区域主要分布在沧源县、澜沧县、勐海县、景洪市南部。

表 4 1990 至 2015 年研究区各地类生态系统服务供给变化

Table 4 The changes of ecosystem service supply in study area from 1990 to 2015

年份 Year	生态系统服务价值量 Ecosystem services value(ESV)	耕地 Arable land	森林 Forestland	草地 Grassland	水域 Water land
1990	ESV/亿元	100.92	5517.01	481.96	8.66
	占比/%	1.65	90.32	7.89	0.14
2005	ESV/亿元	129.10	6761.45	633.02	10.84
	占比/%	1.71	89.74	8.40	0.14
2015	ESV/亿元	191.07	12693.41	1044.11	44.78
	占比/%	1.37	90.84	7.47	0.32
1990—2015	ESV 变化量/亿元	90.16	7176.39	562.15	36.12
	变化率/%	89.34	130.08	116.64	417.25

表 5 1990 至 2015 年研究区生态系统单项服务供给变化

Table 5 The changes of ecosystem single service supply in study area from 1990 to 2015

年份 Year	生态系统服务 Ecosystem services	供给服务 Provisioning services		调节服务 Regulating services			支持服务 Supporting services		文化服务 Cultural services	
		食物生产	原料生产	气体调节	气候调节	水文调节	废弃物处理	土壤保持	生物多样性	美学景观
1990	ESV/亿元	95.38	604.58	918.81	875.73	878.63	412.56	900.07	975.76	447.04
	占比/%	1.56	9.90	15.04	14.34	14.38	6.75	14.73	15.97	7.32
2005	ESV/亿元	119.14	742.52	1132.00	1079.59	1082.96	511.44	1112.23	1203.35	551.17
	占比/%	1.58	9.86	15.02	14.33	14.37	6.79	14.76	15.97	7.32
2015	ESV/亿元	188.17	1388.52	2104.68	2005.64	2022.06	947.62	2056.11	2234.73	1025.84
	占比/%	1.35	9.94	15.06	14.35	14.47	6.78	14.71	15.99	7.34
1990—2015	ESV 变化量/亿元	92.79	783.94	1185.87	1129.92	1143.43	535.06	1156.04	1258.97	578.80
	变化率/%	97.29	129.67	129.07	129.03	130.14	129.69	128.44	129.03	129.48

3.3 生态系统服务需求变化

由图 3 可知,1990—2015 年,研究区生态系统服务需求不断提高。整体呈现中间高,四周低的分布格局。其中生态系统服务需求高值点大部分分布于中部的景洪市和思茅区,与建设用地分布一致。低值点主要分布于西部的澜沧县、东部的西盟县、南部的勐腊县和勐海县南部。1990 年,由于人口较少,经济发展水平较低,研究区内生态系统服务需求普遍较低。随着人口的增长、经济与社会文化的发展,人们对生态系统服务的需求呈现迅速增长趋势。尽管生态系统服务需求由人类干扰指数、单位面积 GDP、人口密度三者共同决定,但该分布结果与人口密度分布状况最为接近。

3.4 生态系统服务供需匹配分析

由图 3 可知,高供给-高需求模式(H-H 模式)、高供给低需求模式(H-L 模式)是研究区主要的生态系统服务供需模式,这两种模式总面积占研究区总面积 90%以上。H-H 模式区域是经济发展和土地开发利用程度较高,生态资产丰富的区域,主要分布在研究区中部的景洪市、思茅区和勐海县北部,这些地区生态环境保护和经济发展得到了较好的平衡;H-L 模式区域生态资产较为丰富,但经济发展和土地开发利用程度较低,主

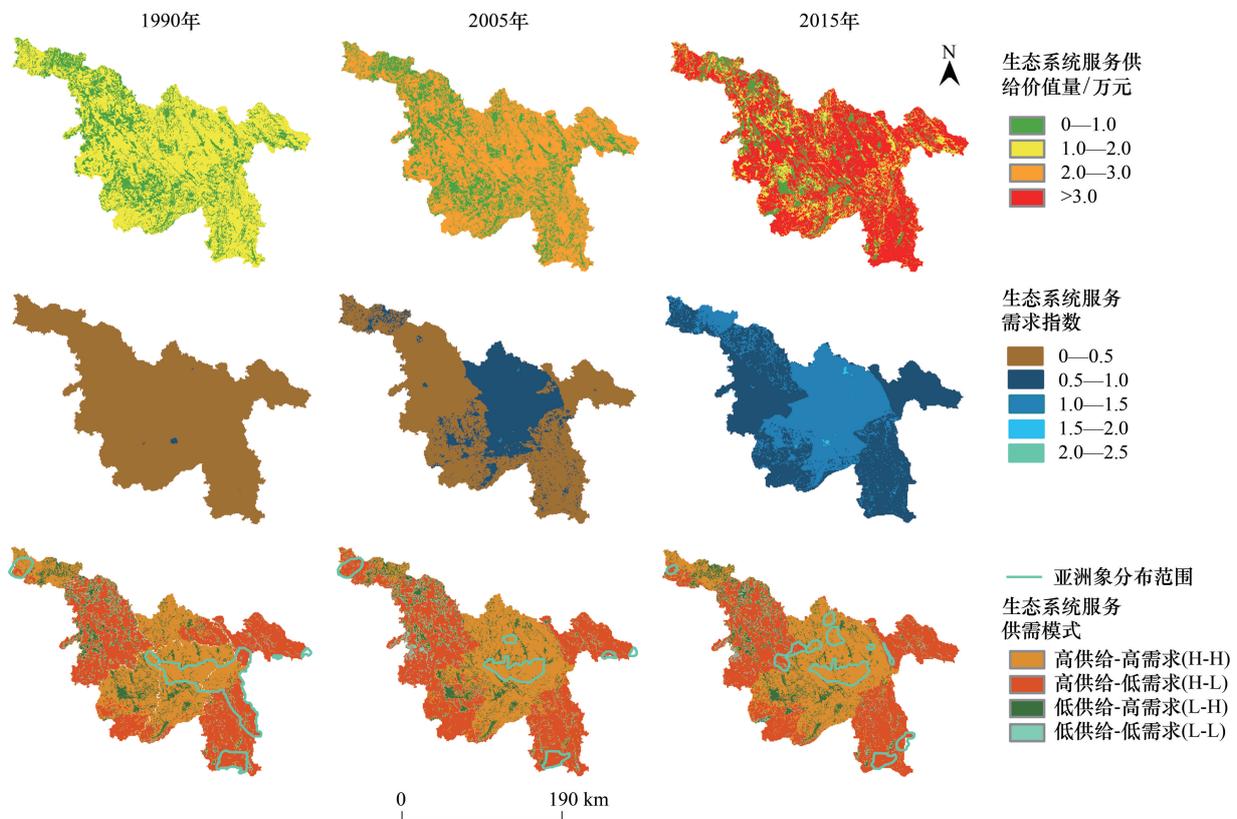


图3 研究区1990至2015年生态系统服务供给价值量、需求指数、供需模式空间分布图

Fig.3 The distribution of ecosystem service supply, demand index, supply and demand model in the study area from 1990 to 2015

要分布于研究区东部的西盟县、勐腊县与西部的澜沧县和勐海县南部,这些区域人口较少,开发程度较低,生态资源相对丰富。低供给-高需求模式(L-H模式)和低供给-低需求模式(L-L模式)面积较少,其中L-H模式表明区域经济发展和土地开发利用程度较高,但生态资产相对不足,主要分布在研究区中西部景洪市、勐海县、思茅区、澜沧县、沧源县。这些区域人口密度较大。生态资源耗损较多,是最早可能出现生态服务赤字的地区。L-L模式区域经济发展和土地开发利用程度低且生态资产相对不足,研究区L-L模式面积非常少,说明研究区内生态环境普遍良好,且大多数土地都得到了开发利用。

3.5 我国野生亚洲象分布规律与原因分析

由图4可知,我国野生亚洲象分布范围内主要为高供给区域,即H-H和H-L区域。H-H、H-L区域是我国野生亚洲象偏好分布的区域。原因包括:

(1)高供给对亚洲象的正向吸引作用。生态系统服务供给是人类赖以生存的基础,亚洲象也是生态系统服务供给的受益者。供给服务能为亚洲象提供食物、水、栖息地等生活必须物质;调节服务能为亚洲象提供气候调节、气体调节、废弃物处理等环境调节服务;支持服务能为亚洲象提供土壤保持、维持生物多样性、养分循环等服务。本文只考虑了对亚洲象生存与繁衍有利的生态系统正向服务,因此亚洲象会天然地向高供给区域主动迁移。

(2)高需求对亚洲象的被动吸引作用。亚洲象的原始栖息地为人迹罕至、人象互不干扰的天然林^[9,14,47],这些区域由于缺少人口,对生态系统服务的需求偏低,因此亚洲象天然也会偏好低需求区域。然而由于人口不断地增加,越来越多的土地被人为改造和管理,导致野生亚洲象栖息地不断减少、食物来源不足,被迫趋向分布于人口密集、耕地较多的高需求区域,以获取农田作物、盐分等生存必需物质,迁徙以寻找适宜栖息地,因此野生亚洲象被迫趋向分布于高需求区域。这些高需求区域通常也是目前人象矛盾冲突高频发生的区域。

1990—2015年亚洲象分布范围内,H-H模式的占比逐渐增加,而H-L模式的占比逐渐降低,L-H模式占

比略有增加,L-L 模式占比变化不大。由此可知高需求区域对亚洲象的影响逐渐增强,我国野生亚洲象越来越偏好分布于 H-H 模式区域。这说明尽管我国野生亚洲象的数量不断增加,但原有栖息地不能满足亚洲象生存的要求。亚洲象通过迁移的方式越来越靠近人口密集的区域,趋向分布于 H-H 模式区域。亚洲象向高需求模式区域迁徙则将增加亚洲象肇事的可能性,危害当地居民的人类福祉。为长久地保护亚洲象,应当引导亚洲象向 H-L 区域迁移。在满足亚洲象生存的条件下降低人象接触的概率。1990—2005 年与 2005—2015 年相比,H-H 模式占比增加量逐渐减少。说明 25 年来,虽然向高需求区域迁移的整体趋势未改变,但自 2005 年以来亚洲象向高需求区域迁移的趋势得到一定缓解。这与我国对亚洲象保护力度的提升有关。我国对亚洲象的保护意识日益提高,资金投入不断增加,政策措施日渐丰富,科学研究逐渐深入,自 2005 年来,我国建立了多个食源基地、硝塘与生态廊道,这些措施对引导亚洲象进入适宜栖息地具有明显成效。

4 讨论

亚洲象作为生态系统的旗舰物种,在维持森林演替、开辟动物迁徙通道、传播种子等方面具有不可替代的作用。我国政府对亚洲象保护给予了高度的重视。自 1996 年我国禁止猎杀亚洲象以来,野生亚洲象肇事不断,人象冲突问题严重损害了当地居民的福祉。1991 年至 2016 年,亚洲象肇事造成损失约 3.27 亿元,致 53 人死亡、299 人受伤^[48]。2021 年 4 月,15 头野生亚洲象从西双版纳向北迁移至昆明市,历经 110 多天返回至普洱,一路肇事,造成了至少 636.63 万元损失,引发了全世界的关注。

本研究结合亚洲象迁移路径与研究区生态系统服务供需模式研究表明,我国野生亚洲象分布于 H-H 与 H-L 区域,且越来越倾向分布于 H-H 区域。从生态系统服务供需的角度,亚洲象迁移是受到栖息地自然环境与人类活动共同作用的结果。高供给区域能给予亚洲象充足的食物来源与优良的气候调节能力,是适合野生亚洲象栖息的地区。但高需求区域通常代表该区域人口较为密集。野生亚洲象栖息在高需求区域势必增加人象冲突的风险。我国野生亚洲象越来越倾向分布于 H-H 区域可能与天然食物来源不足,与其开始尝试采食高需求区域的农作物有关。当人类的高需求区域也成为了亚洲象的高需求区域,关于资源的抢夺就会愈演愈烈。基于此,本文对我国野生亚洲象进一步保护提出以下建议:

(1) 保持亚洲象栖息地生态系统服务的高供给。

连续的天然林是亚洲象最重要的栖息地,由于天然林面积不断减小,亚洲象由于自然食源不足而进入农田觅食的概率也大大增加,导致人象关系日益紧张。因此天然林的保护对亚洲象生存至关重要。亚洲象在自然环境中喜食林下植物^[10],可在部分亚洲象活动较为集中的区域采用人工清除部分杂草和小灌木,形成较大的林下空间,促进林下植物的生长。或适度火烧以增加林下植物的生长,为亚洲象生存提供更多天然食源。此外在亚洲象栖息地种植芭蕉、棕榈等植物、设硝塘为亚洲象补充食源与无机盐,是保持亚洲象栖息地生态系统服务高供给的关键。

(2) 引导亚洲象离开高需求区域。

由于天然林的数量和质量不能在短时间内变化为亚洲象的适宜栖息地,因此欲解决目前亚洲象面临的生

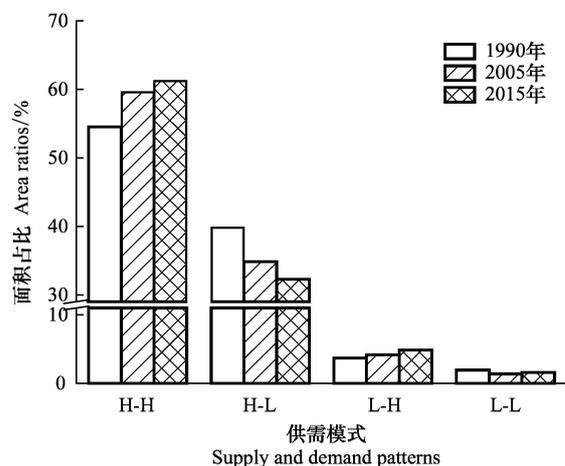


图 4 1990—2015 年中国野生亚洲象分布范围内各类生态系统服务供需模式面积占比

Fig.4 Area ratios of various ecosystem service supply and demand patterns in the distribution range of Wild Asian elephants in China from 1990 to 2015

存问题,则必须在亚洲象的适宜栖息地间建立生态走廊带。生态走廊的作用包括帮助亚洲象寻找到充足食源、恢复其不同种群之间的交流、降低局部种群密度,减少个体竞争等。目前西双版纳已有不少生态廊道在规划与建设中,但通过实地调研发现,其设计存在着廊道宽度较窄、车辆与行人对廊道干扰大等缺点,体型较大、速度较慢的亚洲象在迁徙过程中与人类接触频繁,增大了人象发生冲突的可能性。希望在后续建设中予以改进。此外,在人象混居区域种植亚洲象适口植物将增加吸引亚洲象迁移的可能性,增加人象冲突风险。因此人类应当避免在靠近亚洲象栖息地的区域种植其适口植物,逐步引导亚洲象离开高需求区域。

(3) 完善亚洲象肇事补偿机制,保障居民生活生产利益,缓解人象冲突。

亚洲象作为森林中的旗舰物种和明星物种,受到了政府严格的保护。但亚洲象取食或踩踏农作物、毁坏建筑与车辆,甚至是危害人类生命安全等肇事问题却未能得到合理的解决。目前政府对于亚洲象造成的各项财产损失均予以赔偿,但存在补偿标准较低的问题,通过实地调研得知,2016年亚洲象踩踏橡胶、茶叶、咖啡的赔偿标准分别为15元/株、2元/株、5元/株,远低于其市场价格。给当地种植的农民带来了巨大的经济和精神损失,长此以往将阻碍区域间的均衡发展。为保障亚洲象的生存与发展,维护各地经济社会发展公平,实现区域发展平衡,完善亚洲象肇事补偿机制成为亚洲象保护事业前进道路中的重要事项。只有完善肇事补偿机制,推行生态补偿政策,提高肇事补偿标准才能缓解人象冲突,建立区域经济发展与生态保护的平衡格局。

本文从生态系统服务供需的角度探究亚洲象分布的原因,为解释亚洲象迁移提供了可供思考的新思路。生态系统服务供给价值的计算可以为制定生态补偿策略提供科学依据。本研究的不足之处在于对于供需模式与亚洲象分布特征的驱动因子未能进一步证明,接下来可尝试探索影响亚洲象迁移的驱动因素,探究生物多样性保护、生态系统服务、人类福祉之间的复杂关系。

5 结论

(1) 林地、草地和耕地是我国野生亚洲象分布区最主要的土地利用类型,1990—2015年三者之间的互相转换,林地面积先减少后增加,草地和耕地面积先增加后减少。

(2) 1990、2005、2015年生态系统供给总价值分别为6108.55亿元、7434.41亿元、13973.37亿元,1990—2015年各类生态系统、各项生态系统服务都有不同幅度的增长。四类生态系统的供给价值排序为森林、草地、农田、水域。

(3) 1990—2015年,生态系统服务需求不断提高。整体呈现中间高,四周低的分布格局。需求最高值点在景洪市和思茅区。

(4) H-H、H-L模式是最主要的生态系统服务供需模式,H-H模式主要分布于中部的景洪市、思茅区和勐海县北部。H-L模式主要分布于东西部的西盟县、勐腊县、澜沧县和勐海县南部。我国野生亚洲象的时空迁移特征为分布于H-H、H-L模式区域,且越来越趋向于H-H区域。

参考文献(References):

- [1] 姜志诚. 气候背景下中国野生亚洲象适宜生境的最大熵模型(MaxEnt)预测[D]. 昆明: 云南大学, 2019.
- [2] 王智红, 陈飞, 杨子诚, 王梦君. 中国亚洲象研究现状与展望. 林业建设, 2021(1): 6-11.
- [3] 王巧燕, 陶永祥, 李劲松, 董忠, 岩丙, 杨鸿培. 西双版纳地区野生亚洲象种群分布及变迁原因分析. 林业调查规划, 2017, 42(4): 113-118.
- [4] 冯利民, 张立. 云南西双版纳尚勇保护区亚洲象对栖息地的选择. 兽类学报, 2005, 25(3): 229-236.
- [5] 林柳, 金延飞, 杨鸿培, 罗爱东, 郭贤明, 王利繁, 张立. 西双版纳亚洲象的栖息地评价. 兽类学报, 2015, 35(1): 1-13.
- [6] 张立, 王宁, 王宇宁, 马利超. 云南思茅亚洲象对栖息地的选择与利用. 兽类学报, 2003, 23(3): 185-192.
- [7] 刘鹏, 代娟, 曹大藩, 李志宏, 张立. 普洱市亚洲象栖息地适宜度评价. 生态学报, 2016, 36(13): 4163-4170.
- [8] 林柳, 金延飞, 陈德坤, 郭贤明, 罗爱东, 赵建伟, 王巧燕, 张立. 西双版纳国家级自然保护区勐腊子保护区亚洲象种群和栖息地评价. 生态学报, 2014, 34(7): 1725-1735.
- [9] Liu P, Wen H, Harich F K, He C H, Wang L X, Guo X M, Zhao J W, Luo A D, Yang H P, Sun X, Yu Y, Zheng S B, Guo J, Li L, Zhang L. Conflict between conservation and development: cash forest encroachment in Asian elephant distributions. Scientific Reports, 2017, 7(1): 6404.
- [10] 许再富. 亚洲象与竹/蕉分布隔离的生态效果及其保护对策探讨. 生态学杂志, 2004, 23(4): 131-134.
- [11] 杨昆凤, 陶庆, 王兰新, 郭贤明. 西双版纳野生动物栖息地保护管理的思考. 山东林业科技, 2018, 48(2): 93-96, 102.

- [12] 张立. 中国亚洲象保护研究. 北京: 科学出版社, 2018.
- [13] Li W W, Liu P, Guo X M, Wang L X, Wang Q Y, Yu Y, Dai Y C, Li L, Zhang L. Human-elephant conflict in Xishuangbanna prefecture, China: distribution, diffusion, and mitigation. *Global Ecology and Conservation*, 2018, 16: e00462.
- [14] 何馨成. 西双版纳社区居民对亚洲象肇事与保护的认知研究[D]. 昆明: 云南大学, 2010.
- [15] Liu P, Wen H, Lin L, Liu J, Zhang L. Habitat evaluation for Asian elephants (*Elephas maximus*) in Lincang: conservation planning for an extremely small population of elephants in China. *Biological Conservation*, 2016, 198: 113-121.
- [16] 林柳, 冯利民, 赵建伟, 郭贤明, 刀剑红, 张立. 在西双版纳国家级自然保护区用3S技术规划亚洲象生态走廊带初探. *北京师范大学学报: 自然科学版*, 2006, 42(4): 405-409.
- [17] Li W W, Yu Y, Liu P, Tang R C, Dai Y C, Li L, Zhang L. Identifying climate refugia and its potential impact on small population of Asian elephant (*Elephas maximus*) in China. *Global Ecology and Conservation*, 2019, 19: e00664.
- [18] Wang H J, Wang P Z, Zhao X, Zhang W X, Li J, Xu C, Xie P. What triggered the Asian elephant's northward migration across southwestern Yunnan? *Innovation: Cambridge: Mass*, 2021, 2(3): 100142.
- [19] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3-15.
- [20] Daily G C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, 1997, 6(2): 220-221.
- [21] Wei H J, Fan W G, Wang X C, Lu N C, Dong X B, Zhao Y N, Ya X J, Zhao Y F. Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment: a review. *Ecosystem Services*, 2017, 25: 15-27.
- [22] Daily G C, Polasky S, Goldstein J, Kareiva P M, Mooney H A, Pejchar L, Ricketts T H, Salzman J, Shallenberger R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 21-28.
- [23] Scholes R, Reyers B, Biggs R, Spierenburg M, Duriappah A. Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2013, 5(1): 16-25.
- [24] Kremen C, Williams N M, Aizen M A, Gemmill-Herren B, LeBuhn G, Minckley R, Packer L, Potts S G, Roulston T, Steffan-Dewenter I, Vázquez D P, Winfree R, Adams L, Crone E E, Greenleaf S S, Keitt T H, Klein A M, Regetz J, Ricketts T H. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 2007, 10(4): 299-314.
- [25] Burkhard B, Kroll F, Müller F, Windhorst W. Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 2009, 15: 1-22.
- [26] 赵晓同, 苏军德, 王建, 晋王强, 陈锴, 张娟, 项明. 甘肃省生态服务供需关系及影响因子研究. *中国环境科学*, 2021, 41(10): 4926-4941.
- [27] Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 2012, 21: 17-29.
- [28] Wolff S, Schulp C J E, Verburg P H. Mapping ecosystem services demand: a review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 2015, 55: 159-171.
- [29] 冯利民, 王志胜, 林柳, 杨绍兵, 周宾, 李春华, 熊友明, 张立. 云南山滚河国家级自然保护区亚洲象种群旱季生境选择及保护策略. *兽类学报*, 2010, 30(1): 1-10.
- [30] 云南省动物研究所第一研究室兽类组. 云南野象的分布和自然保护. *动物学杂志*, 1976, 11(2): 38-39.
- [31] 张立. 中国亚洲象现状及研究进展. *生物学通报*, 2006, 41(11): 1-3, 64.
- [32] Zhang L, Ma L C, Feng L M. New challenges facing traditional nature reserves: Asian elephant (*Elephas maximus*) conservation in China. *Integrative Zoology*, 2006, 1(4): 179-187.
- [33] 张立, 林柳, 孙戈. 中国最后的亚洲象. *森林与人类*, 2009(7): 38-49.
- [34] Zhang L, Dong L, Lin L, Feng L M, Yan F, Wang L X, Guo X M, Luo A D. Asian elephants in China: estimating population size and evaluating habitat suitability. *PLoS One*, 2015, 10(5): e0124834.
- [35] 谭爱军, 余玲江. 我国亚洲象的分布与保护. *防护林科技*, 2015(5): 89-91.
- [36] 陈鹏飞. 北纬 18° 以北中国陆地生态系统逐月净初级生产力 1 公里栅格数据集 (1985—2015). *全球变化数据学报: 中英文*, 2019, 3(1): 34-41, 143.
- [37] Reid W V, Mooney H A, Cropper A, Capistrano D, Carpenter S R, Chopra K, Dasgupta P, Dietz T, Duraipappah A K, Hassan R, Kasperson R, Leemans R, May R M, McMichael A J, Pingali P, Samper C, Scholes R, Watson R T, Zakri A H, Shidong Z, Ash N J, Bennett E, Kumar P, Lee M J, Raudsepp-Hearne C, Simons H, Thonell J, Zurek M B. Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington D.C.: Island Press, 2005.
- [38] Xie G D, Zhang C X, Zhen L, Zhang L M. Dynamic changes in the value of China's ecosystem services. *Ecosystem Services*, 2017, 26: 146-154.
- [39] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [40] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 肖玉, 鲁春霞. 中国生态系统服务的价值. *资源科学*, 2015, 37(9): 1740-1746.
- [41] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.
- [42] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [43] 肖玉, 谢高地, 鲁春霞, 徐洁. 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.
- [44] Wang J, Zhai T L, Lin Y F, Kong X S, He T. Spatial imbalance and changes in supply and demand of ecosystem services in China. *The Science of the Total Environment*, 2019, 657: 781-791.
- [45] 彭建, 杨喆, 谢盼, 刘焱序. 基于生态系统服务供需的广东省绿地生态网络建设分区. *生态学报*, 2017, 37(13): 4562-4572.
- [46] Huang Z X, Wang F F, Cao W Z. Dynamic analysis of an ecological security pattern relying on the relationship between ecosystem service supply and demand: a case study on the Xiamen-Zhangzhou-Quanzhou City cluster. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(12): 4327-4340.
- [47] 吴金亮, 江望高, 胡健生, 李宗强, 李春红. 近 40 年来亚洲象在西双版纳的分布变迁. *野生动物*, 1999, 20(3): 8-9.
- [48] 陈文汇, 王美力, 许单云. 中国亚洲象肇事致损、补偿的现状与政策分析. *生态经济*, 2017, 33(6): 140-145.