

# 基于生境质量与碳储量的城市刚性开发边界划定

蔚芳, 詹小稳

(浙江大学 建筑工程学院, 浙江 杭州 310058)

**摘 要:** 城市发展面临用地扩张与生态环境保护之间的矛盾。为了在大尺度上量化地识别生态重点保育空间进而确定城市开发边界, 利用 InVEST 模型的生境质量模块及碳储存和固持模块对杭州市域范围十区三县市内的生态系统服务进行量化评估。通过空间分析和数据信息分析反映生物多样性的生境质量和碳储量的双赢区域, 通过模型参数设置的敏感性和结果的有效性分析确保分析的可靠性。研究结果表明, 杭州市域各区县的生境质量以及碳储量水平存在较大的空间差异, 生态服务水平总体呈现西南高东北低的态势。将生态系统服务评估纳入城市土地利用决策过程, 确定基于生态系统服务的优先保护区域, 为城市刚性开发边界的划定提供依据。

**关键词:** 生态系统服务; 刚性城市开发边界; 生境质量; 碳储量; 优先保护区

**中图分类号:** TU 984      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1008-973X(2019)08-1478-10

## Delineation of rigid urban growth boundary based on habitat quality and carbon storage

WEI Fang, ZHAN Xiao-wen

(College of Civil Engineering and Architecture, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

**Abstract:** The contradiction between land expansion and ecological protection exists in decisions about urban development. In order to quantitatively identify the key ecological conservation area on a large scale and delineate a rigid urban growth boundary, habitat quality and carbon storage and sequestration modules in the InVEST model were used to quantitatively evaluate the ecosystem services over ten districts, one county-level city, and two counties in Hangzhou. Spatial and data information analyses were used to deal with the win-win areas of habitat quality (as a proxy of biodiversity) and carbon stocks, and the analyses of sensitivity of model parameter and the validity of the results were used to ensure the reliability of the analyses. Results show that spatial differences exist in the levels of habitat quality and carbon storage. Those areas in the southwest have higher levels of ecosystem service than those in the northeast. By integrating ecosystem service evaluation into the urban land use decision-making process, priority conservation areas were defined and references for the delineation of a rigid urban growth boundary were provided.

**Key words:** ecosystem service; rigid urban growth boundary; habitat quality; carbon storage; conservation priority area

高密度人口和快速城市化使生态系统服务能力迅速退化, 应对生态系统退化的挑战不仅须更好地理解如何维持重要的生态系统功能, 而且要将这些知识纳入广泛的体制和治理背景。从目前的机构改革到政策制定都体现了城市发展由建设

优先向生态优先理念的转变, 也预示着生态辅助决策范式在城市空间增长管理中将发挥重要作用。

作为城市空间管控有效政策工具之一的城市开发边界是抑制城市无序蔓延和保护资源生态环境的有效举措。Porter<sup>[1]</sup>提出, 城市增长管理和规

收稿日期: 2018-06-27.      网址: [www.zjujournals.com/eng/article/2019/1008-973X/201908006.shtml](http://www.zjujournals.com/eng/article/2019/1008-973X/201908006.shtml)

基金项目: 浙江省自然科学基金资助项目 (LY19E080025).

作者简介: 蔚芳 (1974—), 女, 副教授, 从事区域与城市发展研究. orcid.org/0000-0003-2528-7557. E-mail: [weif@zju.edu.cn](mailto:weif@zju.edu.cn)

划的主要目标是管理和控制城市增长,保护自然资源、环境质量和生态特征,提供有效的公共基础设施.按照作用方式,增长管理的政策工具可分为政府刚性控制、基础设施引导、区域差异调节、经济手段诱导4种类型<sup>[2]</sup>.作为政府刚性控制政策之一的城市增长边界(urban growth boundary, UGB)应用广泛,是学术界讨论较多的工具之一.

20世纪90年代UGB作为城市增长管理工具引入我国.我国城市增长管理主要包括边界设定和配套政策两方面<sup>[3]</sup>.《城市规划编制办法》<sup>[4]</sup>明确提出城市增长边界的概念;十九大报告明确提出“完成生态保护红线、永久基本农田、城镇开发边界3条控制线划定工作”.总体而言,城市开发边界包含“弹性边界”和“刚性底线”2套体系.弹性边界是城市建设用地扩张边界,而刚性底线是城市开发不可逾越的生态控制底线<sup>[5]</sup>.从现有规划研究和实践来看,弹性边界的划定思路主要是基于城市增长的正向规划法,如元胞自动机(cellular automata, CA)、Sleuth、系统动力学模型<sup>[6]</sup>、约束性CA<sup>[7-8]</sup>等.这些城市开发边界研究采用基于空间扩张模拟模型的正向规划法,并未将城市生态系统服务纳入规划实践.城市开发边界划定的反向规划法或采用将规划禁止建设的用地空间进行叠加的方式,在划定技术手段上缺乏较为科学的规划辅助决策方法;或基于土地生态适宜性评价、资源环境承载力评价及生态安全格局保障的划定等<sup>[9-11]</sup>,缺乏对生态系统服务的综合考量.侧重生态系统服务的保护规划研究多针对生物多样性或生境质量单一要素进行评价,基于多种生态系统服务综合评估进而划定优先保护区的研究相对不足,而将优先保护区域纳入城市开发边界,为城市空间管控决策提供科学依据的研究尤为缺乏.

将生态系统服务纳入优先保护区域可以减少生物多样性的损失,保护生态环境同时提高人类生活质量;将优先保护区域纳入城市开发边界划定可以为城市空间管控提供科学依据.根据千年生态系统评估,生态系统服务包括供给功能、调节功能、文化功能和支持功能.生物多样性保护与生态系统服务的生产密切联系,碳储量对受二氧化碳浓度驱动的气候变化具有重要的影响,因此高质量的生物多样性区域和高水平的碳储量区域是生态系统服务供给、支持和调节功能的重要指标,也是城市生态环境保护的主要目标.

本研究采用InVEST模型的生境质量(habitat quality, HQ)模块及碳储存及固持(carbon storage and sequestration, CSS)模块对杭州市域范围内的生态系统服务进行综合评估,划定优先保护区域进而确定城市刚性开发边界.这即是对国家宏观政策的积极响应,也为城市未来可持续发展提供了有效的决策支持.

## 1 数据来源与研究方法

### 1.1 研究区域与数据来源

杭州是长三角中心城市之一,随着城市化进程的加快及经济的快速发展,杭州迎来了跨越式发展,成为中国快速城市化的缩影.2016年底杭州中心城区的人口已经突破500万,迈入特大城市的行列.随着2017年临安正式成为杭州第十区,杭州市区范围一跃增至约8 000 km<sup>2</sup>,成为长三角拥有最大市区规模的城市,其城市空间发展呈现新格局.建设用地扩张与生态环境改善的对立与统一成为杭州未来发展面临的严峻挑战.因此,在生态环境资源紧约束及“城乡统筹、全域覆盖”的大背景下,合理确定城市建设用地刚性底线并制定相应的发展战略具有重要的意义.

本研究区域为杭州市域共计10个市辖区(西湖、上城、下城、江干、拱墅、滨江、余杭、萧山、富阳、临安),2个县(桐庐、淳安)和1个县级市(建德).采用的数据来源于杭州市国土局,其中土地利用/土地覆被图(land use and land cover, LULC)采用了2015年杭州市域土地利用现状图,并根据研究需要将用地分为10类,栅格大小设置为30 m(见图1).市域范围内林地所占比例最高,超过60%;其次为耕地、水域和园地.杭州生态保护红线、永久基本农田保护区、森林公园和自然保护区、杭州8区生态公益林和杭州8区开发边界等均为矢量数据,比例尺为1:100 000.

### 1.2 研究方法

根据8项评估标准,Bagstad等<sup>[12]</sup>对17种生态系统服务工具绩效进行评估.在诸多ES模型中,生态系统服务评估与权衡(integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs, InVEST)模型较为成熟,以其为代表的生态系统服务评估应用也较为广泛.

InVEST模型由美国自然资本项目组开发,用于评估生态系统服务功能及其经济价值,支持生

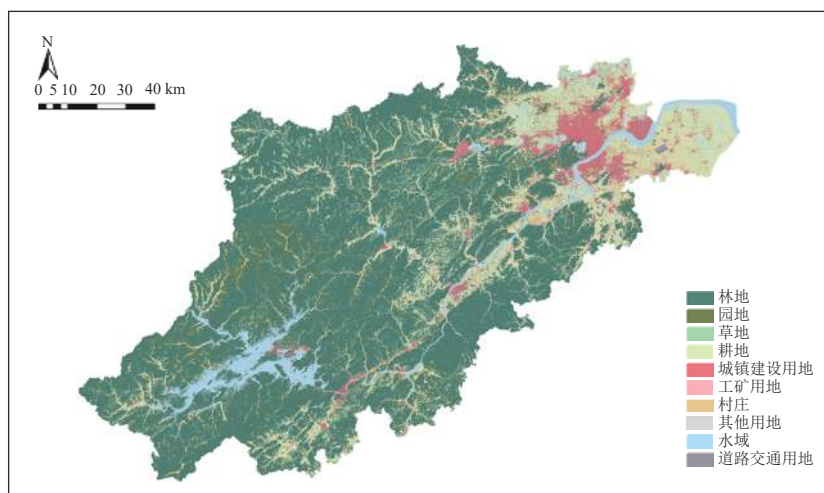


图 1 2015 年杭州市域土地利用/土地覆被图

Fig.1 Land use and land cover of Hangzhou in 2015

态系统管理和决策的模型系统. InVEST 模型包括量化模型、投影模型以及陆地、淡水和海洋三类生态系统服务评估模型, 可用于模拟土地利用和覆盖变化情景下的生态系统服务功能变化, 以支持生态系统管理和决策. 采用 InVEST 模型 3.2.0 中的生境质量、碳储存和固持 2 个模块对研究范围内的生境质量和碳储量进行评估.

HQ 模块的工作原理主要是通过评估生境或植被类型的范围和退化程度来反映生境质量和生境稀缺性. 退化程度主要受 4 个因素的影响: 每一种威胁的相对影响、每一种生境类型对每一种威胁的相对敏感性、栅格单元与威胁之间的距离、单元受到的合法保护的力度<sup>[13]</sup>. 模型假定某个生境类型对威胁越敏感, 该生境类型就越易受威胁的影响而退化. 因此, 用生境单元受到的总威胁水平的强度衡量该生境单元的退化程度. 每种生境类型  $j$  中栅格  $x$  的总威胁水平表达式为

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left( \omega_r / \sum_{r=1}^R \omega_r \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}. \quad (1)$$

式中:  $r$  为威胁因子,  $R$  为所有类别威胁因子的个数;  $y$  为威胁因子  $r$  中的一个栅格,  $Y_r$  为威胁因子  $r$  所占栅格总数;  $\omega_r$  为威胁因子  $r$  对所有生境的相对破坏性;  $r_y$  为威胁因子的强度;  $i_{rxy}$  为栅格  $y$  中的威胁  $r$  对栅格  $x$  生境影响的距离递减率;  $\beta_x$  为生境栅格  $x$  的可达性;  $S_{jr}$  为生境类型  $j$  对威胁因子  $r$  的影响敏感度. 其中,  $i_{rxy}$  有线性 (linear) 和指数型 (exponential) 2 种衰减方式, 表达式分别为

$$\left. \begin{aligned} i_{rxy} &= 1 - d_{xy}/d_{r\max}, \\ i_{rxy} &= \exp(-2.99d_{xy}/d_{r\max}). \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

式中:  $d_{xy}$  为栅格  $x$ 、 $y$  之间的线性距离,  $d_{r\max}$  为威胁  $r$  的最大影响距离.

生境类型  $j$  中的斑块组  $x$  的生境质量表达式为

$$Q_{xj} = H_j \left[ 1 - D_{xj}^z / (D_{xj}^z + k^z) \right]. \quad (3)$$

式中:  $H_j$  为土地覆被类型  $j$  的生境适宜性;  $D_{xj}$  为生境退化程度;  $k$  为半饱和参数, 通常在模型试运行后取  $D_{xj}$  最大值的一半;  $z$  为归一化常量, 据 InVEST 模型用户指导手册, 通常取 2.5.

固碳功能是生态系统气候调节服务的重要内容. 在 InVEST 模型中陆地生态系统部分的碳模块是基于土地利用类型图和不同地类对应的四大碳库的碳密度、木材砍伐速率等来计算目前固碳总量、不同地类固碳的数量及一定时段内碳储量的动态变化. 生态系统四大碳库为地上生物碳、地下生物碳、死亡有机碳和土壤碳库, 总碳储量为植被碳储量和土壤碳储量之和. 除了四大基本碳库之外, 模型还考虑到涉及木材衰减率、轮伐期等数据的第 5 大碳库. 基于研究目的和已有数据基础, 仅考虑地上生物碳储量、地下生物碳储量、土壤碳储量三大碳库, 死亡有机质碳库和第 5 碳库暂不考虑.

## 2 生境质量评价和碳储量估算

### 2.1 生境质量评价

2.1.1 威胁源 已有研究成果表明, 城市化是栖息地丧失和生物多样性降低的主要原因; 农业活动和农村住宅造成生境破碎化; 道路具有边缘效应和阻碍效应; 工业、采矿活动的污染会造成栖息

地退化<sup>[14]</sup>. 因此, 本研究选取城镇建设用地、村庄、工矿用地、耕地、公路、铁路、农村道路作为威胁源. 参考已有 InVEST 模型应用实例, 借鉴 Czech 等<sup>[15-18]</sup>所用的专家调查法的结果, 结合 InVEST 用户指导手册的建议, 对威胁源的相关参数进行赋值, 如表 1 所示. 表中,  $d_{\max}$  为最大影响距离,  $\omega$  为权重.

表 1 威胁源、最大影响距离及权重

Tab.1 Threat sources, maximum influence distances and weights

威胁类别	$d_{\max}/\text{km}$	$\omega$	衰减类型
城镇建设用地	6.0	0.94	L <sup>1)</sup>
耕地	1.0	0.72	L
村庄	2.0	0.39	L
工矿用地	6.0	1.00	L
公路	2.0	0.40	E <sup>2)</sup>
铁路	3.0	0.45	E
农村道路	0.8	0.10	E

注: 1) L代表线性, 2) E代表指数型

2.1.2 生境单元可达性水平 生境所受法律、制度、社会、物理保护可以缓解威胁对生境的影响, 在生境模型中用可达性水平衡量生境受保护的程 度, 取值范围为 0~1.0, 数值越小, 表明保护程度越高, 其受到的威胁影响越小. 杭州市现有的保护区有森林公园及自然保护区、生态红线和生态公益林(8 区). 《宁波市生态保护红线规划》([http://www.nbplan.gov.cn/art/2016/4/27/art\\_18283\\_1290860.html](http://www.nbplan.gov.cn/art/2016/4/27/art_18283_1290860.html))将生态红线涉及的各类生态要素区域按照不同的管控要求, 分为一级管控区和二级管控区. 参照该分类办法对杭州现有的保护区加以分类, 一级管控区和二级管控区的可达性水平分别设为 0.1、0.3.

2.1.3 生境适宜性、生境对威胁的敏感度 每种生境类型对威胁的相对敏感性不同. Alkemade 等<sup>[19]</sup>在研究全球陆地生物多样性变化时, 参考专家意见估算了 GLC2000(全球土地覆被)各用地类别的相对平均物种丰度作为表征生物多样性的指数. Terrado 等<sup>[17-18]</sup>在利用 InVEST 模型评估栖息地质量时, 通过专家调查法获得了关于生境适宜性和威胁的敏感度; 沈清基等<sup>[20]</sup>将各类生境按照敏感性从高到低排序为: 盐碱地>湿地沼泽>河流、林地>草地>耕地. 参考国内外已有研究对生态敏感

性评价的研究成果, 并通过专家咨询最终确定生境适宜性和生境对威胁的敏感程度.

2.1.4 生境质量评价结果 将前述参数及相关数据输入 InVEST 3.2.0 的 HQ 模块, 运行得到杭州市域生境质量评价栅格. 将评价结果分为 4 个等级: 优(0.6~1.0)、良(0.4~0.6)、中(0.1~0.4)、差(0~0.1), 如表 2 所示. 表中,  $Q$  为生境质量指数,  $S_{\text{hq}}$  为生境质量指数对应面积,  $P_{\text{city}}$  为占市域面积比例. 生境质量为优的区域占市域面积的 74.15%; 生境质量为中、差的区域共占市域面积的 10.86%.

表 2 杭州市域各生境质量分类

Tab.2 Habitat quality classification in Hangzhou

生境质量等级	$Q$	$S_{\text{hq}}/\text{km}^2$	$P_{\text{city}}/\%$
差	0.0~0.1	1 812.46	10.75
中	0.1~0.4	17.98	0.11
良	0.4~0.6	2 525.38	14.98
优	0.6~1.0	12 496.42	74.15
合计	0~1.0	16 852.24	100.00

如图 2 所示, 杭州市域生境质量整体水平较高, 在空间分布上呈西南高东北低的格局. 西南部分主要是淳安、建德、桐庐, 以及临安和富阳所在范围, 其生境质量较好, 其中部分生境质量较低的区域多以线性形式分布于公路铁路沿线或靠近建成区. 如表 3 所示为生境质量为优的面积及比例. 表中,  $S_e$  为生境质量为优的区域面积,  $S_{\text{county}}$  为区县总面积,  $P_{\text{county}}$  为占区县面积的比例. 从杭州市各区县的生境质量等级对应面积(见表 3)以及高生境质量区域占区县面积的比例来看, 外围区县的生境质量大大高于主城区, 且比例普遍高于 74.0% 的市域平均水平(除富阳区外), 淳安的比例甚至达到 92.2%; 主城六区和萧山区的比例最低(约为 31.0%), 不到市域平均水平的一半.

## 2.2 碳储存和固持评估

进行碳储量估算须对不同土地覆被类型的碳密度进行设定. 众多研究者对全国及部分省市的碳密度进行了测度<sup>[21-25]</sup>. 碳密度受诸多因素的综合影响, 其中温度和降水是影响植被碳密度的重要因子, 水热因子组合越有利于植物生长的地区, 植物生物量越大, 植被碳密度越大<sup>[26]</sup>. 黄卉<sup>[27]</sup>在估算武安市的碳储量时, 选用气温和降水 2 个较有代表性的因子, 用 Alam 等<sup>[28]</sup>研究确定的公式计算降水量对碳密度的修正系数, 用陈光水

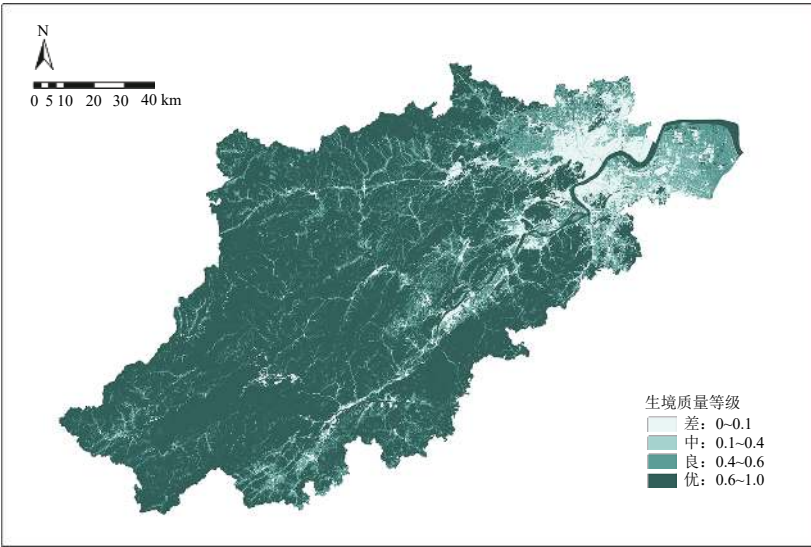


图 2 杭州市域生境质量评价等级图

Fig.2 Ranks in prioritization for habitat quality in Hangzhou

表 3 生境质量为优的面积及比例

Tab.3 Sizes and percentages of areas with high habitat quality

区县名称	$S_c/\text{km}^2$	$S_{\text{county}}/\text{km}^2$	$P_{\text{county}}/\%$
主城六区	219.99	706.55	31.1
萧山区	442.65	1 409.44	31.4
余杭区	548.65	1 227.89	44.7
富阳区	1 334.16	1 821.01	73.3
临安区	2 575.77	3 119.08	82.6
桐庐	1 456.25	1 828.93	79.6
建德	1 837.57	2 314.03	79.4
淳安	4 074.93	4 418.42	92.2
市域	12 496.42	16 852.24	74.2

表 4 杭州市不同土地覆被的碳密度参数

Tab.4 Carbon density values of different land types in Hangzhou

土地覆被类型	kg/m <sup>2</sup>			
	地上碳	地下碳	土壤碳	合计
有林地	9.03	24.69	27.42	61.14
灌木林地	5.67	14.38	16.78	36.83
其他林地	5.67	14.38	12.76	32.80
园地	5.67	14.38	8.04	28.08
草地	7.52	18.42	14.79	40.73
水域	0.06	7.90	8.11	16.07
耕地	4.77	17.19	16.04	38.00
建设用地	1.20	4.35	4.35	9.90
裸地	0.01	4.29	7.46	11.76

等<sup>[29]</sup>研究确定的公式计算气温对碳密度的修正系数,进而对全国水平的碳密度数据进行修正.本研究在汇总已有研究中不同土地覆被类型的碳密度的基础上,用杭州市的年均气温和年均降水量对其进行修正,得到杭州市的碳密度参数,如表 4 所示.

输入上述土地覆被和碳库密度数据,运行碳储存和固持模型.根据运行结果,得出 2015 年杭州市域碳储量总值为 75 148.36 万 t.统计各区县的碳储量总值和单位面积碳储量,如表 5 所示.表中, $CS_{\text{tot}}$  为碳储量总值, $\overline{CS}$  为单位面积碳储量.总碳储量与区县面积大小直接相关.在各区县中,淳安和临安的总碳储量远高于其他区县,2 个区县碳储量之和约占市域总碳储量的 47.2%,而两区

表 5 区县总碳储量和单位面积碳储量

Tab.5 Total and per unit carbon storages of districts and counties in Hangzhou

区县名称	$CS_{\text{tot}}/(10^4 \text{ t})$	$S_{\text{county}}/\text{km}^2$	$\overline{CS}/(\text{kg}\cdot\text{m}^{-2})$
主城六区	1 524.868	706.61	21.58
余杭区	4 216.304	1 228.28	34.33
萧山区	4 270.760	1 413.11	30.22
临安区	15 824.076	3 119.49	50.73
富阳区	8 431.081	1 821.08	46.30
建德	11 372.140	2 314.45	49.14
桐庐	9 100.181	1 829.02	49.75
淳安	20 408.948	4 418.81	46.19
市域合计	75 148.358	16 850.86	44.60

县总面积占市域面积的 44.7%. 比较区县碳储量占市域总碳储量的比例和区县面积占市域总面积的比例, 前者小于后者的区县是主城六区、萧山和余杭区. 由此看来, 主城六区、萧山、余杭在固碳方面相对其他五区县较差. 从各区县的单位面积碳储量统计表来看, 主城六区最低, 为  $21.58 \text{ kg/m}^2$ ; 萧山余杭两区居中; 外围 5 个区县的水平较接近, 均为  $40\sim 50 \text{ kg/m}^2$ ; 临安区最大, 为  $50.73 \text{ kg/m}^2$ . 市域水平上单位面积碳储量为  $44.60 \text{ kg/m}^2$ . 值得注意的是, 总碳储量最大的淳安的单位面积碳储量并不很高, 主要是由于淳安千岛湖水域面积大, 而水域的碳密度较其他用地类型低.

### 3 基于生态系统服务的刚性 UGB

#### 3.1 优先保护区域划定

杭州市域原已有永久基本农田、森林公园和自然保护区、生态公益林等保护区划, 但它们都仅针对单一保护要素, 空间分布较零散且不具有系统性. 2017 年划定的市域生态保护红线虽然对多种保护要素进行了一定程度的综合, 但一方面其面积仅仅覆盖了市域面积的 33.9%, 不足以对城市增长进行有效管控; 另一方面生态红线总面积的 63.0% 都在淳安县境内(主要是千岛湖水源保护区), 对其他区县的保护严重不足. 本研究在 InVEST 模型的 HQ 模块中已将现有法定保护区的各类因素纳入生境评价之中, 又应用 CSS 模块得到了碳储量空间分布. 对生境质量和碳储量评

价结果进行综合, 把能够提供高水平生态系统服务的区域划定为生态优先保护区域, 更具有综合性和系统性并有利于实际保护.

通过 InVEST 模型评估可知, 生境质量表征生物多样性, 属于生态系统支持服务; 碳储存和固持属于生态系统调节服务. 要将两者在空间上叠加得到生态系统服务综合水平中, 须将其评价结果归一化至同一区间内并确定各自的权重. 关于不同类型服务在评价中所占的比重, 参考崔向慧<sup>[30]</sup>对陆地生态系统服务评价指标体系的研究中支持服务和调节服务的相对权重, 并结合专家咨询意见, 设定生境质量和碳储量的权重分别为 0.7、0.3, 衡量生态系统服务综合水平. 将生境质量评价和碳储存和固持模型运算的结果归一至 0~10 内, 后加权平均得到生境质量和碳储量服务综合评价的栅格, 取值范围为 0.8~10.0. 采用自然间断点分类法将该栅格数据分为 3 类(见图 3、表 6): 低(0.8~3.3)、中(3.3~7.7)、高(7.7~10.0). 表中,  $S_i$  为生态系统服务综合等级对应面积. 杭州市域面积的 56.8% 属于生态服务等级“高”的区域, 所属地类主要是林地和园地; 32.4% 属于生态服务等级“中”的区域, 所属地类主要是耕地和水域; 10.8% 属于生态服务等级“低”的区域, 所属地类主要是城镇建设和工矿用地. 统计各个区县生态系统服务的平均值, 发现主城六区、萧山、余杭生态服务综合水平低, 而西部和南部的区县则相对较高. 各区县生态服务综合水平自高至低排序为: 淳安、临安、桐庐、建德、富阳、余杭、萧山和主城六

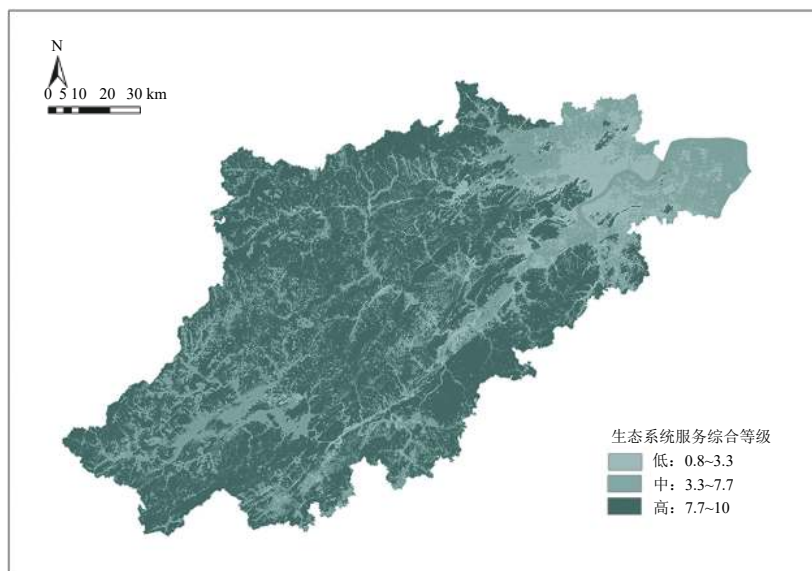


图 3 杭州市域生态系统服务综合等级

Fig.3 Ranks in prioritization for multiple ecosystem services in Hangzhou

表 6 杭州生态系统服务等级及面积

Tab.6 Ranks and areas of ecosystem services in Hangzhou

生态系统服务综合等级	$S_i/\text{km}^2$	$P_{\text{city}}/\%$
低(0.8~3.3)	1 830.3	10.8
中(3.3~7.7)	5 456.9	30.4
高(7.7~10)	9 564.8	56.8
合计	16 852.0	100.0

区. 本研究将生态系统服务评价中“高”等级的区域作为未来发展的优先保护区域. 相较于已有法定保护区, 本研究划定的优先保护区域在总面积和各区县空间分布上都更为合理.

### 3.2 城市刚性开发边界划定

杭州市域已有生态公益林、森林公园和自然保护区、生态红线、永久基本农田等法定保护区, 但因它们各自针对不同的资源保护目标, 难以构

成完善的保护体系. 综合考虑以上要素, 以杭州全域范围减去上述区域及优先保护区域的范围, 所得即为城市开发的刚性底线. 因存在大量零散、小面积斑块, 要形成较连续完整的开发边界, 须在 ArcGIS 中对斑块进行融合处理. 选择融合后面积大于  $1 \text{ km}^2$  的斑块, 划定刚性开发边界, 如图 4 所示. 总计  $1 647.82 \text{ km}^2$  的面积作为城市开发不可逾越的刚性底线. 刚性开发边界是城市扩展的生态安全底线, 在管理上应采取最严格的土地保护管理措施; 在该边界范围外须进行重点生态保护, 并着力调整区域内土地的生态组分结构, 修复提升生态系统服务功能; 在划定实施阶段内不得随意调整修改. 刚性开发边界内是适宜城市发展的区域, 后续应根据城市发展趋势、人口、产业、经济等因素确定在该区域内城市增长的弹性边界, 作为城市开发的依据.

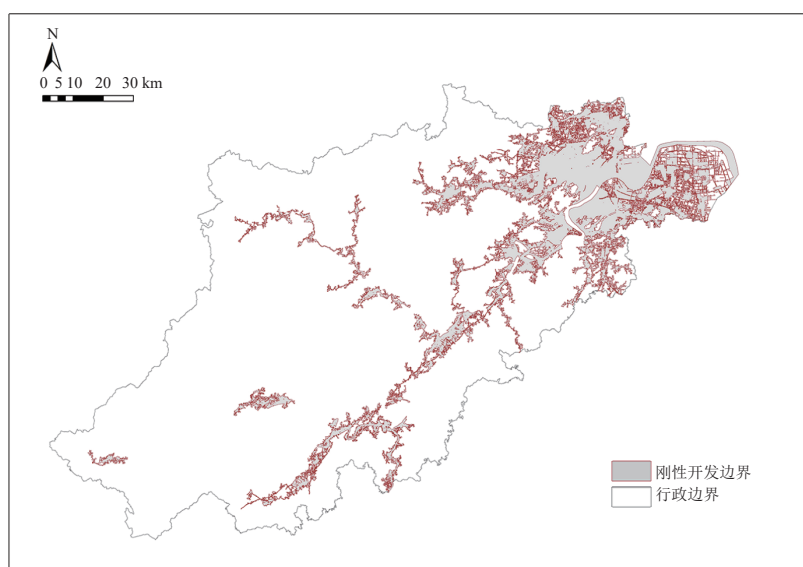


图 4 杭州城市刚性开发边界

Fig.4 Rigid urban growth boundary of Hangzhou

## 4 讨 论

模型参数设置的敏感性和结果的有效性是模型构建和应用过程中不可缺少的环节. 模型输入参数的变化对模型输出结果具有一定的影响, 模型参数设置敏感性分析是模型结果可靠性的定量评价手段. 目前已有的针对 HQ 模块的相关研究对多数参数的设置都达成了一定的共识, 模型手册也对某些参数的设置做了相应规定. 但是, 在耕地的参数设置上存在较大分歧, 反映了对耕地

与生物多样性关系认知的差异性. 有些研究将耕地设定为一类生境, 有些将其作为威胁源, 有些则将耕地既作为生境又作为威胁. 为了确定不同设定对模型的影响, 分别在上述 3 种情景设定之下运行模型, 对 3 种情景下不同生境质量等级的栅格面积占市域面积的比例进行统计, 如表 7 所示. 可以看出, 在 3 种情景下生境质量为 0.6~1.0 的区域面积比例皆为 74.15%. 耕地仅作为生境和既作为生境又作为威胁 2 种情景下的结果几乎完全相同. 将耕地仅作为威胁时的结果与其他 2 种情

表 7 耕地参数设置敏感性分析

Tab.7 Sensitivity analysis of parameters for arable land

生境质量	占城市面积比例/%		
	仅作为生境	既作为生境又作为威胁	仅作为威胁
0~0.1	10.78	10.75	24.74
0.1~0.4	0.09	0.11	0.11
0.4~0.6	14.99	14.98	1.00
0.6~1.0	74.15	74.15	74.15

况下的结果有较大差异,生境质量为 0~0.1 的区域面积比例大大增加,而生境质量为 0.4~0.6 的区域面积比例大幅减少.本研究认为耕地作为以人类活动为主的领域,耕作过程不可避免会造成生物多样性的丧失,但同时耕地的种植环境又能为多种生物提供一定的栖息地.因此在模型设置中选择将耕地既作为生境又作为威胁进行参数设置.

模型结果的有效性检验是确定模型分析结果是否反映现实世界的过程.以往研究多通过将模型分析的结果与实际测量的数据进行比较<sup>[31]</sup>,或通过 Kappa 系数度量拟合优度的方法实现<sup>[14]</sup>.由于缺乏可兹参考的本地数据,本研究将模型结果与杭州市规划部门 2016 年划定的城市开发边界进行比较.将其进行空间叠加后发现,两者都涵盖了杭州最重要的生态区域,吻合度较高.模型确定的生态优先保护区面积为 1 647.82 km<sup>2</sup>,规划部门确定的开发边界为 1 510.36 km<sup>2</sup>.两者重叠的区域面积为 1 258.83 km<sup>2</sup>,分别占两者的 76.4%、83.3%.

由上述研究及比较可见,InVEST 模型在方法上具有可行性及科学性,是识别生态优先保护区及划定城市刚性开发边界的有益尝试和探索,但仍存在许多不足之处.1)生境质量代表的生物多样性是生态系统服务中最基础的内容,碳储量与二氧化碳驱动的气候变化密切相关,而生物多样性丧失和气候变化正是城市化过程中生态系统面临的 2 个重要问题,以这 2 个模块得到的生态系统服务评价具有一定的代表性,但并不能全面地反映整体生态系统服务水平.生态服务是一个复杂的巨系统,任何研究都不可能将所有相关因素全部纳入,未来的研究应在有条件的情况下尽可能地考虑更多的影响因素.2)在 InVEST 模型中众多参数的设定参考了已有文献以及专家咨询意见,但未能通过实证研究等方法广泛采集与计算实地数据,这在一定程度上会影响评价的有效性.

未来的研究应尽可能地通过实验的方法得到本地化的数据参数.克服以上研究的局限性须大量和长期的基础数据支持,以及跨学科跨专业的交叉学科研究,这些都对未来的相关研究提出了挑战.

3)在刚性底线划定的过程中虽然合并了面积小于 1 km<sup>2</sup> 的斑块,但仍存在大量零散小面积斑块.以往的研究多将其整合形成连续完整的边界,但本研究的出发点是对生态系统进行保护,以确定开发底线,因此尽可能地保留所有应保留的区域,避免分散的生态敏感区域被逐渐蚕食.在刚性底线划定的基础上,未来研究可采用城市增长模型等技术手段和方法确定城市增长的弹性边界.相比刚性底线而言,弹性的城市开发边界应在可能的条件下尽量形成连续完整的边界,从而实现城市空间增长的有效而全面的管控.

## 5 结 语

生态系统服务评估和空间可视化是城市增长管理科学决策过程的重要部分,划定生态优先保护区是保护规划的重要环节.将多种生态系统服务纳入优先保护区反映了城市规划对城市复杂巨系统自然保育功能的考量.从生态系统服务评估角度划定城市开发的刚性边界为城市发展与自然生态系统的和谐共存提供决策支持,更符合资源约束的现状和政策需求.

基于生态系统服务的反向规划法,采用 InVEST 模型的生境质量 HQ 模块以及碳储存和固持 CSS 模块,对杭州市域范围内生态系统服务进行综合评估,利用空间和数据信息分析反映生物多样性的生境质量和碳储量的最佳平衡和双赢区域,确定基于生态系统服务的优先保护区域并将其纳入城市刚性开发边界的划定.研究增加了对多种生态因素的考虑,得到的可开发区域的规模较为合理.模型有效性检验结果表明本研究采取的方法能够有效识别重要的生态区域,可作为刚性城市开发边界划定的有益探索.在兼顾保护与发展的前提下,探讨生态环境影响最小化语境下的城市开发边界是城市空间管控的有效政策工具,也是城市增长管理走向科学化规范化的实现途径之一.

**参考文献 (References):**

[1] PORTER D R. **Managing growth in America's**

- communities** [M]. Washington, Covelo, London: ISLAND Press, 2008:43-53.
- [2] 蒋芳, 刘盛和, 袁弘, 等. 城市增长管理的政策工具及其效果评价 [J]. *城市规划学刊*, 2007(1): 33-38.
- JIANG Fang, LIU Sheng-he, YUAN Hong. Searching for a solution to urban sprawl: policy instruments and evaluation of growth management [J]. *Urban Planning Forum*, 2007(1): 33-38.
- [3] 吴次芳, 韩昊英, 赖世刚, 等. 城市空间增长管理: 工具与策略 [J]. *规划师*, 2009, 25(8): 15-19.
- WU Ci-fang, HAN Hao-ying, LAI Shi-gang. Urban space growth management tools and strategies [J]. *Planners*, 2009, 25(8): 15-19.
- [4] 中华人民共和国建设部. 城市规划编制办法 [Z]. (2005-10-28).
- Ministry of Construction of the People's Republic of China. Urban Planning Formulation[Z]. (2005-10-28).
- [5] 程永辉, 刘科伟, 赵丹, 等. “多规合一”下城市开发边界划定的若干问题探讨 [J]. *城市发展研究*, 2015, 22(7): 52-57.
- CHENG Yong-hui, LIU Ke-wei, ZHAO Dan, et al. The discussion of questions regarding delimitation of urban development boundary based on multiple plans integration [J]. *Urban Development Studies*, 2015, 22(7): 52-57.
- [6] 苏伟忠, 杨桂山, 陈爽, 等. 城市增长边界分析方法研究: 以长江三角洲常州市为例 [J]. *自然资源学报*, 2012, 27(2): 322-331.
- SU Wei-zhong, YANG Gui-shan, CHEN Shuang, et al. Analysis method of urban growth boundary of the Changzhou city in the Yangtze River Delta [J]. *Journal of Natural Resources*, 2012, 27(2): 322-331.
- [7] 龙瀛, 韩昊英, 毛其智, 等. 利用约束性 CA 制定城市增长边界 [J]. *地理学报*, 2008, 64(8): 99-108.
- LONG Ying, HAN Hao-ying, MAO Qi-zhi, et al. Establishing urban growth boundaries using constrained CA [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 64(8): 99-108.
- [8] 陈伟强, 潘元庆, 马月红, 等. 基于约束性 CA 模型的城市开发边界划定方法 [J]. *农业工程学报*, 2017, 33(4): 278-284.
- CHEN Wei-qiang, PAN Yuan-qing, MA Yue-hong, et al. Partition method of urban development boundary based on constrained cellular automata model [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(4): 278-284.
- [9] 祝仲文, 莫滨, 谢芙蓉, 等. 基于土地生态适宜性评价的城市空间增长边界划定: 以防城港市为例 [J]. *规划师*, 2009, 25(11): 40-44.
- ZHU Zhong-wen, MO Bin, XIE Fu-rong, et al. Delimitation of urban growth boundary based on land ecological suitability evaluation: a case of Fangchenggang [J]. *Planners*, 2009, 25(11): 40-44.
- [10] 杨建军, 周文, 钱颖, 等. 城市增长边界的性质及划定方法探讨: 杭州市生态带保护与控制规划实践 [J]. *华中建筑*, 2010, 1: 122-125.
- YANG Jian-jun, ZHOU Wen, QIAN Ying, et al. Discussion on the character and defined methods of urban growth boundary: a case study of the protection and control planning of ecological zone in Hangzhou [J]. *Huazhong Architecture*, 2010, 1: 122-125.
- [11] 吴左宾, 刘业鹏. 紧凑理念下的米脂城市空间增长边界划定 [J]. *规划师*, 2017, 33(3): 144-148.
- WU Zuo-bin, LIU Ye-peng. Delimitation of urban growth boundary for compact urban development, Mizhi city [J]. *Planners*, 2017, 33(3): 144-148.
- [12] BAGSTAD K J, SEMMENS D J, WAAGE S, et al. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation [J]. *Ecosystem Services*, 2013(5): 27-39.
- [13] SHARP R, TALLIS H T, RICKETTS T, et al. InVEST 3.2.0 User's Guide [EB/OL]. [2018-04-10]. <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/>.
- [14] HE J H, HUANG J L, LI C. The evaluation for the impact of land use change on habitat quality: a joint contribution of cellular automata scenario simulation and habitat quality assessment model [J]. *Ecological Modelling*, 2017, 366: 58-67.
- [15] CZECH B, DEVERS P K, KRAUSMAN P R. Economic associations among causes of species endangerment in the United States [J]. *Bioscience*, 2000, 7(50): 593-601.
- [16] DUARTE G T, RIBEIRO M C, PAGLIA A P. Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation [J]. *Plos One*, 2016, 11(5): e0154573.
- [17] TERRADO M, SABATER S, CHAPLIN KRAMER B. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 540: 63-70.
- [18] SALLUSTIO L, TONI A D, STROLLO A. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution

- of protected areas in Italy [J]. **Journal of Environmental Management**, 2017, 201: 129-137.
- [19] ALKEMADE R, OORSCHOT M V, MILES L, et al. GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss [J]. **Ecosystems**, 2009, 12(3): 374-390.
- [20] 沈清基, 徐溯源, 刘立耘, 等. 城市生态敏感区评价的新探索:以常州市宋剑湖地区为例 [J]. **城市规划学刊**, 2011, 1: 58-66.  
SHEN Qing-ji, XU Su-yuan, LIU Li-yun, et al. A new approach to the assessment of urban ecological sensitive area: the case of Songjian Lake District in Chanzhou [J]. **Urban Planning Forum**, 2011, 1: 58-66.
- [21] 李克让, 王绍强, 曹明奎, 等. 中国植被和土壤碳贮量 [J]. **中国科学: D辑**, 2003, 33(1): 72-80.  
LI Ke-rang, WANG Shao-qiang, CAO Ming-kui, et al. Vegetation and soil carbon storage in China [J]. **Science in China: Series D**, 2003, 33(1): 72-80.
- [22] 解宪丽, 孙波, 周慧珍, 等. 中国土壤有机碳密度和储量的估算与空间分布分析 [J]. **土壤学报**, 2004, 41(1): 35-43.  
XIE Xian-li, SUN Bo, ZHOU Hui-zhen, et al. Organic carbon density and storage in soils of China and spatial analysis [J]. **Acta Pedologica Sinica**, 2004, 41(1): 35-43.
- [23] 奚小环, 张建新, 廖启林, 等. 多目标区域地球化学调查与土壤碳储量问题:以江苏、湖南、四川、吉林、内蒙古为例 [J]. **第四纪研究**, 2008, 28(1): 58-67.  
XI Xiao-huan, ZHANG Jian-xin, LIAO Qi-lin, et al. Multi-purpose regional geochemical survey and soil carbon reserves problem: examples of Jiangsu, Henan, Sichuan, Jilin, provinces and inner Mongolia [J]. **Quaternary Sciences**, 2008, 28(1): 58-67.
- [24] 揣小伟, 黄贤金, 郑泽庆, 等. 江苏省土地利用变化对陆地生态系统碳储量的影响 [J]. **资源科学**, 2011, 33(10): 32-39.  
CHUAI Xiao-wei, HUANG Xian-jin, ZHENG Ze-qing, et al. Land use change and its influence on carbon storage of terrestrial ecosystems in Jiangsu Province [J]. **Resources Science**, 2011, 33(10): 32-39.
- [25] 李海奎, 雷渊才, 曾伟生, 等. 基于森林清查资料的中国森林植被碳储量 [J]. **林业科学**, 2011, 47(7): 7-12.  
LI Hai-kui, LEI Yuan-cai, ZENG Wei-sheng. Forest carbon storage in China estimated using forestry inventory data [J]. **Scientia Silvae Sinicae**, 2011, 47(7): 7-12.
- [26] 潘帅, 于澎涛, 王彦辉, 等. 六盘山森林植被碳密度空间分布特征及其成因 [J]. **生态学报**, 2014, 34(22): 66-77.  
PAN Shuai, YU Peng-tao, WANG Yan-hui, et al. Spatial distribution of carbon density for forest vegetation and the influencing factors in Liupan Mountains of Ningxia, NW China [J]. **Acta Ecologica Sinica**, 2014, 34(22): 66-77.
- [27] 黄卉. 基于 InVEST 模型的土地利用变化与碳储量研究 [D]. 北京: 中国地质大学, 2015.  
HUANG Hui. Research on land use/land cover change and carbon storage based on InVEST model [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2015.
- [28] ALAM S A, STARR M, CLARK B J F. Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: a regional carbon sequestration study [J]. **Journal of Arid Environments**, 2013, 89: 67-76.
- [29] 陈光水, 杨玉盛, 谢锦升, 等. 中国森林的地下碳分配 [J]. **生态学报**, 2007, 27(12): 48-57.  
CHEN Guang-shui, YANG Yu-sheng, XIE Jin-sheng, et al. Total belowground carbon allocation in China's forests [J]. **Acta Ecologica Sinica**, 2007, 27(12): 48-57.
- [30] 崔向慧. 陆地生态系统服务功能及其价值评估 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2009.  
CUI Xiang-hui. Valuation of terrestrial ecosystems services and values: a case study of desert ecosystems in China [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2009.
- [31] SHARPS K, MASANTE D, THOMAS A, et al. Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tool in a diverse UK river catchment [J]. **Science of the Total Environment**, 2017, 584/585: 118-130.