

基于生态位适宜度模型的江苏省陆域 生态保护红线划定研究

肖善才¹ 欧名豪^{1, 2, 31}

(1. 南京农业大学 公共管理学院, 江苏 南京 210095;

2. 统筹城乡发展与土地管理创新研究基地, 江苏 南京 210095;

3. 农村土地资源利用与整治国家地方联合工程研究中心, 江苏 南京 210095)

【摘要】: 科学划定生态保护红线对协调国土空间开发和生态环境保护, 保障国家和区域生态安全具有重要意义。以江苏省为研究区, 从生态系统服务和生态敏感性两方面选取 6 个指标评价生态环境现状, 在此基础上构建生态位适宜度模型, 评价生态保护红线现实生态位与理想生态位的匹配程度, 据此划定江苏省陆域生态保护红线范围。结果显示: (1) 极度重要生态系统服务区面积占全省土地面积的 18.83%, 主要分布在苏北丘岗区、江淮湖荡区、西南丘陵区以及太湖流域; 极度生态敏感区面积占研究区土地总面积的 6.96%, 在空间上呈现明显“南多北少”的分布形态。(2) 江苏省陆域生态保护红线总面积为 17406.68km², 其中刚性生态保护红线面积占生态保护红线总面积的 57.28%, 弹性生态保护红线面积占 42.72%。(3) 江苏省陆域生态保护红线呈现“一横一纵三区”的空间分布格局, 主要包含长江沿岸地区、京杭运河沿线湖泊群、西南丘陵区、苏北丘岗区和江淮湖荡区。利用生态位适宜度模型可有效评价生态空间的适宜性, 从而能为生态保护红线划定提供科学的方法, 同时研究结果可为江苏省陆域生态保护红线划定与优化调整提供定量参考依据。

【关键词】: 生态位适宜度模型 InVEST 模型 生态保护红线 江苏省

【中图分类号】: X321 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)02-0366-13

改革开放以来, 中国工业化和城镇化快速推进, 不合理的土地开发利用导致生态空间数量与质量均呈下降趋势^[1], 严重威胁国家与区域的生态安全和人民福祉。如何在兼顾社会经济发展需求的同时, 合理划定重要生态空间, 保障生态系统服务与产品的持续供给, 是亟需解决的重大问题^[2]。为缓解生态环境保护与经济发展间的矛盾, 国家自 2011 年开始提出要在重要的生态功能区和生态环境敏感区划定生态保护红线, 随后出台了一系列生态保护红线政策和技术方案, 目的是在生态空间范围内识别具有特殊重要生态功能、必须强制性严格保护的区域, 形成国家和区域生态安全与经济社会协调发展的国土空间优化格局^[3, 4]。

为落实国家相关政策要求, 江西、海南、贵州等十多个省份相继开展生态保护红线划定工作并取得显著成效, 但在实际划定

作者简介: 肖善才(1993~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为土地利用变化及其生态效应. E-mail: 2017209012@njau.edu.cn; 欧名豪 E-mail: mhoul@njau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(71303119); 2019 年度江苏省研究生科研与实践创新计划项目(KYCX19-0598)

过程中还存在几个主要问题：一是政府层面对于生态保护红线的概念和范围认识不一致，各省市在生态保护红线划定过程中缺乏统一的技术方法体系与标准^[5]，导致跨界区域存在明显的生态保护红线类型、空间冲突与衔接问题^[6,7]；二是对生态保护红线划定评价指标的选择不够全面，不能兼顾所有生态系统类型和区域差异显著的生态本底与保护需求，如重要生态系统服务没有考虑洪水调蓄、水质净化、固碳等，生态敏感性指标没有生境敏感性、地质灾害等^[8,9]。为解决上述实践问题，国内相关学者从生态保护红线概念内涵^[4]、技术方法^[10,11,12,13,14,15,16]、生态保护红线制度体系^[17,18]和理论基础^[19,20]等方面进行了较多的理论探讨与实证研究。其中，针对生态保护红线划定的评价方法，主要从生态功能重要性、生态敏感性、环境灾害危险性、生态系统服务及其价值等方面构建评价指标体系，综合评价研究区的自然本底条件和关键生态问题，据此划定生态保护红线范围^[5,21,22,23,24,25]。但是上述研究仅是对研究区生态本底的评价，而从区域生态环境的整体状况出发，评价生态保护红线的适宜性有待进一步研究。

生态位理论作为生态学重要的基础理论之一，可用区域的现实生态位与理想生态位之间的匹配程度来衡量现实资源条件对某种土地利用方式的适宜程度，其在土地利用适宜性评价方面得到广泛运用^[26,27,28,29,30]。鉴于此，本文以江苏省为研究区，从生态系统服务重要性和生态敏感性的角度构建生态保护红线评价指标体系，并将生态位适宜度模型引入生态保护红线划定过程，利用该模型测度生态保护红线的现实生态位和理想生态位之间的差异，衡量出区域自然环境条件对生态保护红线的适宜程度，从而为科学划定生态保护红线提供依据。

1 研究区概况与数据处理

1.1 研究区概况

江苏省地处中国东部沿海，界于 30° 45' N~35° 20' N, 116° 18' E~121° 57' E 之间，北接山东，东濒黄海，东南与浙江和上海毗邻，西接安徽，是长江经济带和沿海经济带的结合处。省内水网密布，平原宽广，地域特征突出，生态区位重要，环境交错复杂。同时，江苏省又是中国经济最活跃的省份之一，下辖 13 个地级市全部进入全国经济百强市，截至 2017 年实现地区生产总值 85901 亿元，人均生产总值 107198 元，成为中国综合发展水平最高的省份。长期高强度的开发建设和人类活动的干扰导致江苏省存在国土开发强度大、生态景观破碎、生物多样性受损、生态系统服务不断下降等一系列生态环境问题，经济发展和生态环境保护之间的矛盾不断凸显。

1.2 数据来源与处理

本研究所需的数据主要包括：基础地理信息数据、土地利用数据、气象数据和土壤数据。数据来源与处理过程见表 1。

将上述所有空间数据在 ArcGIS 平台上统一投影坐标为阿尔伯斯圆锥等积投影，并采用最邻近法采样规则将空间分辨率统一为 30m。

2 研究方法

2.1 生态保护红线划定指标体系构建

在遵循指标体系构建的科学性、代表性和可操作性原则上，参照 2017 年环保部和发改委印发的《生态保护红线划定指南》中的评价框架筛选指标，并结合江苏省的自然地理条件和生态环境特征对指标加以扩展，最终从生态系统服务重要性和生态敏感性两个维度选取 6 个指标构建江苏省陆域生态保护红线评价指标体系。

表 1 研究所需数据及其来源

数据类型	数据名称	详细信息
基础地理信息数据	数字高程模型 (DEM)	空间分辨率为 30m(图 1a), 来源于地理空间数据云 (http://www.gscloud.cn/) 提供的 ASTERGDEM 数据
	水源保护区和河流湖泊数据	来源于江苏省水利厅提供的江苏省河流湖泊水系分布图(图 1a), 空间分辨率为 30m
	归一化植被指数 (NDVI)	来源于中国科学院资源环境科学与数据中心 (http://www.resdc.cn/) 提供的中国年度植被指数空间分布数据集, 空间分辨率为 30m
土地利用数据		来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(图 1b), 用江苏省 2018 年遥感影像解译得到, 空间分辨率为 30m
气象数据	年均潜在蒸散发数据	来源于 CGIARCSI dataset (http://www.cgiar-csi.org/data), 空间分辨率为 1km
	年降雨量数据	采集中国气象数据共享网 (http://data.cma.cn/) 提供的 2018 年江苏省及周边区域气象站点数据, 进行插值得到空间分辨率为 30m 的栅格图
	土壤类型图	来源于中国 1:100 万土壤数据库 (http://westdc.westgis.ac.cn/), 包括土壤类型、土壤质地、土壤有机碳含量和根系深度等信息

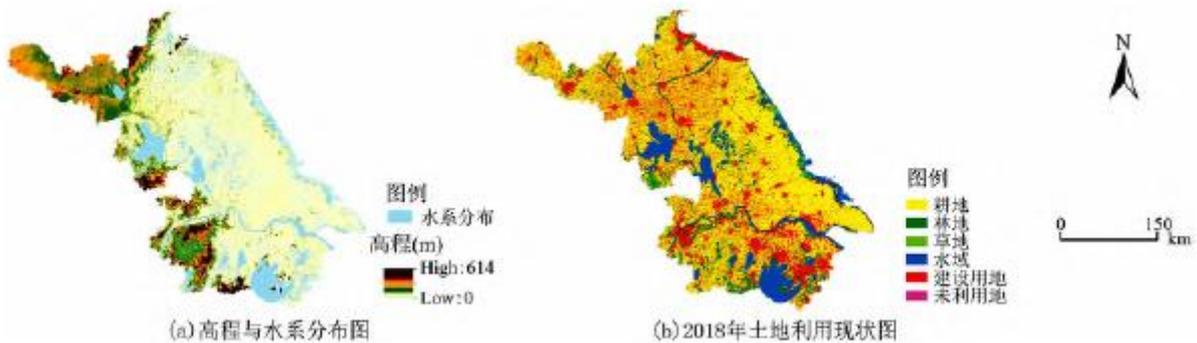


图 1 研究区域概况

生态系统服务是通过生态系统的结构、过程和功能所形成的有利于人类生存和发展的自然环境条件与效用^[31], 是指人类直接或间接从生态系统中获得的各种惠益^[32]。近年来, 江苏省城镇化发展迅速, 城镇范围不断扩大, 侵占了大量的水域、湿地、森林、草地等自然生态空间, 导致生物栖息地面积锐减, 景观破碎化程度加剧和生态廊道被截断等问题, 从而干扰了正常的景观生态过程和生态调控能力, 减少了生物多样性。因此, 识别对生物生存、繁衍具有重要意义的栖息地及其空间格局对江苏省生物多样性保护至关重要。鉴于此, 本研究采用 InVEST 模型中 Habitat Quality 模块评价江苏省生境质量。固碳作为陆地生态系统的重要调节服务之一, 在气候调节方面作用显著^[33]。江苏省地处南北气候过渡带, 降雨量充沛, 植被覆盖率较高, 省域内广泛分布湿地、森林、草地等固碳单元, 是重要的碳汇区。碳储量是生态系统固碳能力的直接表征, 本文采用 InVEST 模型中 Carbon Storage and Sequestration 模块评估研究区生态系统碳储量。江苏省虽然水资源丰富, 但同时也是中国人口最密集地区之一, 根据 2017 年江苏省水资源公报, 2017 年人均水资源占有量为 489.30m³, 仅为全国人均水资源占有量的 23.65%。同时, 与东部其他地区相比, 江苏省农业用地和建设用地占比较高, 农业生产和城镇建设带来较大的用水压力, 因此进行水源涵养服务评估对江苏省水资

源调控具有重要意义。本文采用 InVEST 模型的 Water Yield 模块进行水源涵养评价。

生态敏感性指生态系统对人类活动干扰和自然环境变化的反映程度，生态敏感性评价是识别现状自然环境背景下潜在生态环境问题的有效手段^[34,35]。本研究选取水土流失敏感性、水环境敏感性、生境敏感性等 3 个因子评估江苏省生态敏感性。虽然江苏省约 69% 的国土面积都是平原，但是由于建设开发强度大，地表扰动强烈，水土流失日趋严重，仅 2011 年全省轻度及以上水土流失面积 5437.96km²，约占全省土地面积的 5.30%^[36]。本文用修正的通用土壤流失方程计算的实际土壤侵蚀量表示水土流失敏感性。江苏省是我国水域面积比例最大的省份，水网稠密，湖泊众多，中国五大淡水湖有两个分布在江苏省境内，因此水环境安全对于维护区域生态安全至关重要。本文用距重要水源地的不同等级距离表示水环境敏感性。最后，江苏省地处我国东部沿海地区，长江、淮河下游，拥有大量的沿海滩涂和内陆河流湖泊湿地，独特的地理位置和丰富的湿地资源使其成为众多物种的栖息繁衍场所。本文用土地利用类型和植被覆盖度评价生境敏感性。

2.2 生态系统服务重要性指标估算

2.2.1 生物多样性

本研究采用 InVEST 模型的 Habitat Quality 模块评估江苏省生物多样性，该模型基于土地利用/覆盖图集，通过分析栖息地和威胁源之间的相互作用来模拟栖息地的生境质量，并根据生境质量的优劣评估区域生物多样性状况^[37]。其生境质量实际上反映了生态系统能够为物种提供生存繁衍条件的能力，因此 Habitat Quality 模型假设生境质量好的地区生物多样性也高^[38]。影响栖息地生境质量的因素包括 4 个方面：每种威胁源的相对威胁程度、每种栖息地对每类威胁源的相对敏感程度、栖息地和威胁源的空间距离、栖息地受到合法保护程度。Habitat Quality 模型中用生境质量指数来反映区域生境质量，其计算公式如下：

$$Q_{sj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{sj}^z}{D_{sj}^z + k^z} \right) \right) \quad (1)$$

式中：Q_{sj} 为土地利用与覆被类型 j 中栅格 x 的生境质量，取值范围为 0~1，值越大表示栖息地生境质量越高；H_j 为土地利用与土地覆盖 j 的生境适宜性；K 和 Z 为常数；D_{sj} 为土地利用与覆被类型 j 中栅格 x 所受胁迫水平，计算公式如下：

$$D_{sj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (2)$$

式中：R 为威胁源数量；Y_r 为威胁源 r 的栅格数量；w_r 为威胁源 r 的权重；r_y 为栅格 y 的胁迫因子值；i_{rxy} 为栅格 y 的胁迫因子值 r_y 对生境栅格 x 的胁迫水平；β_x 表示生境栅格 x 受保护水平，取值范围为 0~1，取值越接近于 1 表示受保护程度越低；S_{jr} 为生境类型 j 对胁迫因子 r 的敏感性，取值范围为 0~1，取值越接近于 1 表示越敏感。i_{rxy} 通过如下公式计算：

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{线性衰减}) \quad (3)$$

$$i_{rxy} = \exp \left[- \left(\frac{2.99}{d_{rmax}} \right) d_{xy} \right] \quad (\text{指数衰减}) \quad (4)$$

式中： d_{xy} 为栅格 x 与栅格 y 之间的直线距离； d_{max} 为威胁因子 r 的最大影响距离。

2.2.2 水源涵养

本研究采用 InVEST 模型的 WaterYield 模块评估江苏省水源涵养能力，该模型基于 Budyko 的水热耦合平衡假设和年平均降水量数据，利用简化的水文循环模型模拟研究区每个栅格单元的产水量，从而计算出一定区域内的地表产水量^[39,40]，其计算公式如下：

$$Y_{sj} = \left(1 - \frac{AET_{sj}}{P_x} \right) \cdot P_x \quad (5)$$

式中： Y_{sj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的年产水量，mm； AET_{sj} 土地利用类型 j 中栅格 x 的年实际蒸散量，mm； P_x 栅格单元 x 的年降水量，mm。

2.2.3 固碳服务

本研究采用 InVEST 模型 Carbon Storage and Sequestration 模块估算江苏省固碳能力，该模块使用土地利用/覆盖和四个碳库的碳储量来估算当前景观下碳储量或者一个时段内的碳固持^[41,42]，计算公式如下：

$$C_{tot} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead} \quad (6)$$

式中： C_{tot} 为总碳储量，t/ha； C_{above} 、 C_{below} 、 C_{soil} 和 C_{dead} ，分别为地上生物、地下生物、土壤和枯落物碳储量，t/ha。

2.3 生态敏感性指标估算

2.3.1 水土流失敏感性

本文用修正的通用土壤流失方程 (RUSLE) 估算的实际土壤侵蚀量表示江苏省水土流失敏感性^[43,44]，计算公式如下：

$$A_r = R \times K \times LS \times C \times P \quad (7)$$

式中： A_r 为实际土壤侵蚀量，t/($hm^2 \cdot a$)； R 为降雨侵蚀力因子， $MJ \cdot mm \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1} \cdot a^{-1}$ ； K 为土壤可蚀性因子， $t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ ； LS 为坡长坡度因子； C 为植被覆盖与管理因子； P 为水土保持措施因子。

2.3.2 水环境敏感性

本研究用距重要水源的距离表示水环境敏感性，距离水源越近对水体的潜在威胁越大，生态敏感性越高。参考已有研究^[45,46,47]并结合江苏省实际情况，以 500m 为缓冲距离进行三级缓冲分析，分级标准见表 2。

2.3.3 生境敏感性

生境敏感性是指重要的物种栖息地对人类活动的敏感程度，鉴于其直接的评价指标难以获取，本文参考相关研究以土地利用类型和植被覆盖度作为替代指标^[46]，表征区域生境敏感性特征，其中土地利用类型主要考虑其与物种丰富度之间具有高度的相关性^[48, 49]，而植被覆盖度指标则用来捕捉同一土地利用类型内部的细化差异，一般而言，植被覆盖度越高的地方越能为多种生物提供良好的生态环境(水域除外)，因而其生境敏感性也越高，具体分级标准见表 2。

2.4 生态保护红线生态位适宜度内涵界定与评价模型构建

本研究借鉴 Hutchinson “多维超体积”理论来界定生态保护红线的生态位适宜度内涵，生态保护红线划定受生态系统服务重要性、生态敏感性等多维资源环境因素的影响，每一维因素对于生态保护红线的划定都有一个最适的阈值，在阈值限定区间内，任何符合生态保护红线划定标准的点共同构成了生态保护红线的多维超体积生态位^[28, 50]。

参考欧阳志云的研究^[51]，对生态保护红线的生态位适宜度大小进行定量测度。按照因素作用性质的不同将其分为 3 类，第 1 类是正向影响因素，在满足最低生态位需求的基础上，值越大越好。其生态位适宜度公式为：

表 2 水环境敏感性和生境敏感性评价指标分级

评价指标	评估方法	计算过程
水环境敏感性	按照距离水源距离进行赋值	按照距水源距离每 500m 为分界点进行水环境敏感性分级，[0, 500]赋值为 7，(500, 1000]赋值为 5，(1000, 1500]赋值为 3，1500m 以上赋值为 1，可利用 Arcgis10.2 中的欧氏距离工具获得
生境敏感性	按照土地利用类型和植被覆盖度进行赋值	将土地利用类型为林地、水域、沼泽地赋值为 7，草地、耕地赋值为 5，未利用地赋值为 3，建设用地赋值为 1，得到基于土地利用类型的生境敏感性分布图；同时，将植被覆盖度为 0(指水域)或(0.7, 1]赋值为 7，(0.5, 0.7]赋值为 5，(0.3, 0.5]赋值为 3，(0, 0.3]赋值为 1，得到基于植被覆盖度的生境敏感性分布图，将两图等权叠加即为生境敏感性图。

$$F_k = \begin{cases} 0 & X_k < D_{kmin} \\ X_k / D_{kopt} & D_{kmin} \leq X_k < D_{kopt} \\ 1 & X_k \geq D_{kopt} \end{cases} \quad (8)$$

式中： F_k 为第 k 个评价因素的生态位适宜度； X_k 为第 k 个评价因素的现实生态位值； D_{kopt} 为第 k 个评价因素理想生态位值； D_{kmin} 为第 k 个评价因素生态位最小值。

第 2 类是适度因素，即在一个适宜的区间内，值过大或过小都会成为限制因素，其生态位适宜度公式为：

$$F_k = \begin{cases} 0 & X_k \leq D_{kmin}, X_k \geq D_{kmax} \\ (X_k - D_{kmin}) / (D_{kopt} - D_{kmin}) & D_{kmin} < X_k < D_{kopt} \\ (D_{kmax} - X_k) / (D_{kmax} - D_{kopt}) & D_{kopt} < X_k < D_{kmax} \end{cases} \quad (9)$$

式中： D_{kmax} 为第 k 个评价因素的生态位最大值。

第 3 类是负向影响因素，值越小越好。对于该类因素，其生态位适宜度公式为：

$$F_k = \begin{cases} 1 & X_k \leq D_{kmin} \\ 1 - (X_k - D_{kmin}) / (D_{kmax} - D_{kmin}) & D_{kmin} < X_k < D_{kmax} \\ 0 & X_k \geq D_{kmax} \end{cases} \quad (10)$$

由于生态保护红线涵盖了生态系统服务重要性、生态敏感性各个维度的多维超体积空间，单因子适宜性评价结果仅反映生态保护红线某一维度的适宜性水平，因此需要综合各维度因子对整体适宜性贡献。本文采用综合权重指数法，确定综合生态位适宜度模型为：

$$F = \sum_{k=1}^n W_k F_k \quad (11)$$

式中： F 为 n 维资源综合生态位适宜度； W_k 为第 k 个评价因素的权重。

2.5 基于生态位适宜度模型的生态保护红线划定

2.5.1 指标理想值确定

生态位评价指标的理想值受多重因素的影响，不同评价指标的理想生态位值有所不同。本研究在充分考虑生态保护红线划定影响因素差异的基础上，结合研究区内生态保护红线的现实资源生态位和已有研究^[29, 52, 53]，将各评价指标的理想值确定如下：第 1 类指标对于资源的需求越丰富越好，属于正向指标，因此选择各指标的最大值作为理想值；第 2 类指标对于资源的需求存在一个适宜区间，属于区间适宜性指标，因此选择各指标的平均值作为理想值；第 3 类指标对资源的需求越小越好，属于负向指标，选择各指标的最小值作为理想值。各指标类型见表 3。

2.5.2 指标权重确定

指标权重确定对评价结果非常关键，本研究运用主客观融合的层次分析法计算各评价因子权重：首先，根据研究问题需要建立指标体系判断矩阵，然后邀请相关领域专家对判断矩阵中各指标的重要性程度进行比较打分；其次，采用方根法计算判断矩阵的特征向量和最大特征值；最后，对通过一致性比率检验 ($CR < 0.1$) 的矩阵计算得到指标权重 (表 3)。

表 3 生态保护红线划定评价指标权重

因子层	权重	指标层	权重	指标类型
生态系统服务重要性	0.5	生物多样性	0.31	1 类
		水源涵养	0.20	1 类
		固碳服务	0.49	1 类

生态敏感性	0.5	水土流失敏感性	0.29	1类
		水环境敏感性	0.34	1类
		生境敏感性	0.37	1类

2.5.3 基于生态位适宜度分值的生态保护红线划定

首先运用生态位适宜度模型测算单因素生态位适宜性分值,然后基于(11)式计算江苏省生态位适宜度综合得分值,根据 Deng 等的研究^[54],以 0.5 分为评价适宜区间的下限,将综合评价分值 0.5 以上的区域划入生态保护红线。

为保证生态保护红线斑块的完整性和连续性,按照《生态保护红线划定指南》要求,对数据进行处理,调整生态保护红线范围。首先对图斑进行聚合,然后扣除独立细小的图斑,最后结合江苏省实际土地利用类型剔除不适宜纳入生态保护红线的建设用地或基本农田,并充分考虑山脉、河流、地貌类型、植被等信息,进行补充勾绘,形成边界清晰、切合实际、图斑完整性好的生态保护红线图。

同时考虑到江苏省生态特征的差异和分级管理的需求,将生态保护红线进一步细分为刚性生态保护红线和弹性生态保护红线。具体划分方法参考燕守广的研究^[55],对生态保护红线类型进行分析,将生态保护红线范围内各级自然保护区的核心区和缓冲区、风景名胜区的核心景区、地质遗迹保护区、国家级省级森林公园和湿地公园、饮用水水源保护区、以及大型重要水体等划入刚性生态保护红线,其余区域划入弹性生态保护红线。

3 结果分析

3.1 单因素生态位适宜性评价结果

按照上述方法对江苏省单个因子生态系统服务重要性和生态敏感性进行评价,并进一步运用生态位适宜度模型测算各因子的生态位适宜性分值。江苏省单一生态系统服务的生态位适宜性评价结果如图 2,其中生物多样性生态位适宜性得分的高值区主要分布在长江、京杭大运河沿线湖泊水体和沿海湿地,根据生物多样性组团空间分布集聚程度从大到小,依次为太湖、洪泽湖、高邮湖、海域滩涂、骆马湖等湖泊流域和湿地。该区域气候湿润,植被覆盖率高,生物种类丰富多样,是江苏省生物的主要栖息地(图 2a)。从空间上看,水源涵养生态位适宜性得分较高的地方主要在江苏中部的扬州市、泰州市和南通市,以及江苏南部长江流域和太湖流域(图 2b),这些区域属于典型的平原河网地区,交错分布的沼泽、滩涂、林草地具有截流、渗透、蓄积和缓地表径流等水源涵养作用。固碳服务生态位适宜性高值区则主要分布在西南部的宁镇-宜溧山脉,以及东南部苏锡常环太湖山体,少量分布于徐州的大洞山和连云港的云台山脉,该区域为江苏主要山地分布区,土地利用类型以林地为主,植被覆盖率高,因此成为江苏省的重要碳汇区(图 2c)。

根据以上单因子生态位适宜性分析,运用(11)式进行加权叠加运算得到江苏省生态系统服务生态位适宜性评价结果,然后对叠加结果重要性进行分级。一般而言,重要性分级的方法有人为设定阈值法和 ArcGIS 平台中的自然断点法,其中人为设定阈值法基于主观判断,受阈值设定者偏好和认知影响,结果往往具有较大的不确定性^[56]。自然断点法是根据数值统计分布规律的客观分类方法,它能使类与类之间方差最大而各类内部的方差之和最小^[57]。因此,本研究采用自然断点法将叠加结果划分为非重要区、轻度重要区、中度重要区和极度重要区 4 类(图 2d)。从分区规模上看,江苏省具有较好的生态本底条件,极度重要区的土地面积为 20180.99km²,占江苏省土地总面积的 18.83%,中度重要区占全省土地总面积的 13.72%。从空间分布上看,极度重要和中度重要生态系统服务区主要分布在苏北丘陵区、江淮湖荡区、西南丘陵区以及太湖流域,土地覆被类型以湖泊、耕地、水库坑塘以及林草地为主,生态系统服务较高。

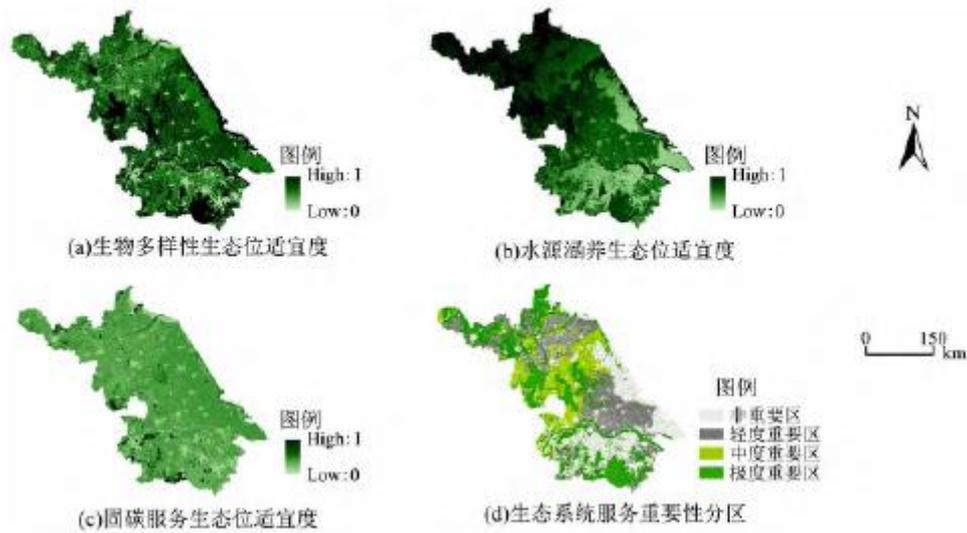


图 2 江苏省生态系统服务重要性评价结果

江苏省单一生态敏感性因子的生态位适宜性评价结果如图 3。由于江苏省 69% 的面积为平原，地势平缓，只有西南部和北部有山丘，因此水土流失敏感性高值区主要分布在西南和北部的丘陵山区(图 3a)。该地区由于地势落差大，坡度陡，形成了构造复杂的地质地貌，加上人们在生产过程中不合理地开发利用活动，例如毁林开荒、乱垦滥伐，降低了部分地区的植被覆盖率，造成坡面土层松动，加剧了水土流失程度，除丘陵山区外其他地区均为微度侵蚀。利用 ArcGIS 距离分析，水环境敏感性生态位适宜性高值区主要分散在江苏各湖泊和河流附近(图 3b)。生境敏感性生态位适宜性高值区则主要聚集在洪泽湖、高邮湖、长江流域以及西南部的丘陵山区，该地区既是江苏省生物多样性保护区，但同时也是城镇扩张速度最快和人类活动程度最强的地区，因此生境较为敏感，土地利用类型以耕地、林地和建设用地为主(图 3c)。

在单因子分析的基础上，利用 (11) 式得到江苏省生态敏感性生态位适宜性分值。为识别生态位适宜性边界，利用自然断点法对适宜性分值进行分区，分为非敏感区、轻度敏感区、中度敏感区和极度敏感区 4 类(图 3d)。其中极度敏感区的土地面积为 7458.18km²，仅占全省土地总面积的 6.96%，在空间上呈现“南多北少”的分布形态，集中在西南宁镇山地、宜溧山地、太湖流域、长江沿线和江淮湖荡区。中度敏感区、轻度敏感区和非敏感区土地面积各占全省的 17.79%、64.08%、11.17%，其中轻度敏感区广泛分布在全省范围内。

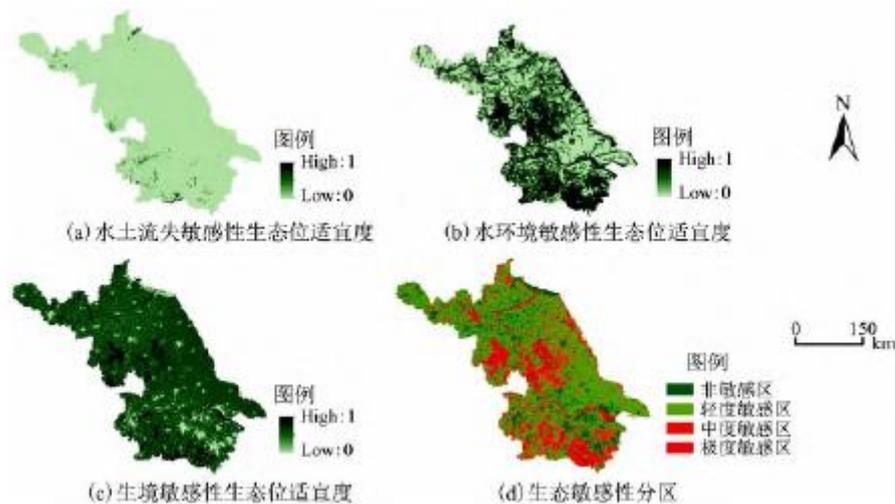


图 3 江苏省生态敏感性评价结果

3.2 基于生态位适宜度分值的生态保护红线划定

基于生态系统服务和生态敏感性的生态位适宜性评估结果，进一步按照公式(11)计算江苏省陆域生态保护红线的综合生态位适宜性分值，将分值 0.5 以上区域划入江苏生态保护红线范围，并按照《生态保护红线划定指南》要求合理调整红线范围，最终划定江苏省陆域生态保护红线面积为 17406.68km²(图 4)。从空间分布上看，江苏省陆域生态保护红线在空间上形成了“一横一纵三区”的分布格局，一横为长江及其岸线，主要为水源涵养功能区和水环境敏感性区，一纵以京杭大运河为主轴的沿线湖泊群，主要包括太湖、骆马湖、高邮湖、洪泽湖等具有重要水源涵养和重要生物多样性维持功能的区域，三区为西南丘陵区、江淮湖荡区和苏北丘岗区，是重要的水土流失敏感区和生态固碳区。

考虑到生态保护红线分级管理的需求，将其进一步细分为刚性生态保护红线和弹性生态保护红线。其中，江苏省刚性生态保护红线面积为 9970.58km²，占江苏省陆域生态保护红线总面积的 57.28%。空间分布上，刚性生态保护红线以中部大型湖泊水体、西南山脉以及太湖湖区为主体成集聚分布状，另有少量零星分布于沿海湿地、骆马湖和北部山脉。弹性生态保护红线面积为 7436.10km²，占江苏省陆域生态保护红线总面积的 42.72%。弹性生态保护红线集中在中部湖泊群和太湖湖区周围，与刚性生态保护红线呈交错分布状，此外江苏省北部的山体也是弹性生态保护红线的主要集聚地。

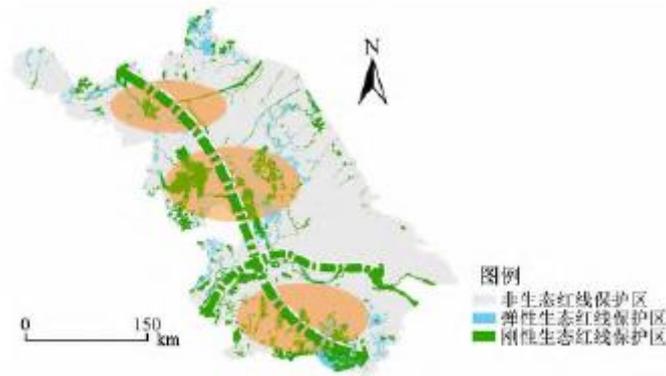


图 4 江苏省陆域生态保护红线分布图

4 结论与讨论

4.1 结论

划定生态保护红线是维护国家和区域生态安全，保障生态系统服务持续供给的重要途径，同时也是现阶段生态文明建设的核心内容。本文以江苏省为研究区，从生态系统服务重要性和生态敏感性两方面选取 6 个指标，对生态系统展开综合评价，并将生态位适宜度模型引入生态保护红线划定过程，最终划定江苏省陆域生态保护红线范围。研究表明：根据生态位适宜度评价结果，江苏省陆域生态保护红线总面积为 17406.68km²，生态保护红线总体呈现“一横一纵三区”的分布格局。按照生态保护红线区域类型进行分级，江苏省刚性生态保护红线面积为 9970.58km²，占江苏省陆域生态保护红线总面积的 57.28%，刚性生态保护红线以大型湖泊水体、山脉为主要组成部分，集中分布江苏省中部和西南部。弹性生态保护红线面积为 7436.10km²，占江苏省陆域生态保护红线总面积的 42.72%，弹性生态保护红线穿插在刚性生态保护红线周围，两者成交错分布状。

针对不同的红线类型，实施差别化的管控措施，明确不同类型生态保护红线区域内的人类活动类型和强度。刚性生态保护红

线是生态保护红线的核心范围，必须实行最严格的管控措施，红线范围内以生态保护和生态修复为主，严禁一切形式开发建设活动。弹性生态保护红线管控区应以生态保护为重点，可根据区域经济发展阶段和生态环境本底条件适当进行边界范围调整，在符合法律规定和相关规划的前提下，可适度开展合理的开发建设活动，但必须确保红线区域内的人类活动类型和强度不影响生态系统的主导功能，不对关键生态过程造成损害。刚性生态保护红线是社会经济发展不可逾越的底线，也是弹性生态保护红线的基础，体现了生态保护红线的权威性和强制性。弹性生态保护红线的划定，可对土地利用和生态保护进行阶段性指导，为经济发展预留充足的发展空间，体现了管理体系的灵活性。两者的紧密结合，提升了空间管控的有效性，更加立体地实现了增长与约束、刚性与弹性、发展与保护之间的平衡。

4.2 讨论

生态适宜性分析是生态保护规划的核心问题，本文将生态位适宜度模型运用到生态保护红线划定过程中，是生态位理论在生态保护规划领域的积极尝试，同时也是对传统土地适宜性评价理论和方法体系的有益补充，为基于生态学原理的土地资源配置提供了方法基础^[58]。与传统方法相比，基于生态位适宜度的生态保护红线划定具有以下优点：首先，基于土地利用方式与资源环境条件的匹配视角，利用现实生态位与最适生态位间的差异大小反映不同土地利用类型占用新生境的能力强弱，为土地利用方式的选择提供科学依据。其次，利用最适生态位界定了生态保护红线适宜性的标准，生态意义明确，便于不同区域根据最适生态位大小制定符合实际的评价标准。另外，在指标选取方面，本文着眼于分析江苏省突出的生态功能和面临的生态环境问题，并结合江苏省生态本底特征，识别研究区的重要生态功能和环境胁迫，为科学合理划定生态保护红线提供了保障，同时也增强了研究结果的可信度。

为评价本文生态保护红线划定效果，利用珞珈一号夜间灯光数据反映生态保护红线内外人类活动程度的差异。根据表 4 统计结果显示，生态保护红线内总灯光强度和平均灯光强度分别为 1.05×10^{11} 和 $1.10 \times 10^5 \text{W}/(\text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \text{um})$ ，远小于生态保护红线外和江苏省的灯光强度值，各分区平均灯光强度排序如下：红线外平均灯光强度 > 江苏省平均灯光强度 > 弹性生态保护红线平均灯光强度 > 刚性生态保护红线平均灯光强度，表明生态保护红线范围内人类干扰程度较低，生态保护红线划定后能长期稳定存在，这也进一步验证了生态保护红线划定的合理性和科学性。

表 4 江苏省夜间灯光强度分区统计

分区	江苏省	生态保护红线内			生态保护红线外
		刚性生态保护红线	弹性生态保护红线	总和	
总灯光强度 ($\text{W}/\text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \text{um}$)	3.46×10^{12}	4.71×10^{10}	5.77×10^{10}	1.05×10^{11}	3.35×10^{12}
平均灯光强度 ($\text{W}/\text{m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \text{um}$)	6.01×10^5	8.50×10^4	1.44×10^5	1.10×10^5	6.99×10^5

然而，限于数据可得性和模型精度的制约，本研究还存在以下不足：首先，本文基于江苏省行政边界展开分析，而未考虑到生态基底的连续性、生态系统服务的流动性和生态敏感性的空间传递性等问题，研究区生态保护红线的划定结果不可避免地受到研究区外围地理、生态环境要素的影响，因而在更广泛的地域空间范围内划定生态保护红线范围需要进一步研究。其次，尽管本文在计算过程中尽可能的使用客观评价方法，但是在确定生态保护红线面积、评价指标的权重和生态位理想值时仍然存在一定主观性，这直接影响到生态保护红线的划定结果，因此如何避免评价过程中主观因素的影响值得重点关注。最后，本文按照《生态保护红线划定指南》评估框架从生态系统服务重要性和生态敏感性两个方面选取评价指标，而对生态系统完整性和连通性缺乏考虑，未来研究需要进一步从生态系统服务重要性、生态敏感性、生态系统完整性和连通性等多维度视角，建立一套更加系统全面的生态保护红线划定指标体系。

参考文献:

- [1]林子雁,肖焱,史雪威,等.西南地区生态重要性格局研究[J].生态学报,2018,38(24):8667-8675.
- [2]邬建国,郭晓川,杨斌,等.什么是可持续性科学?[J].应用生态学报,2014,25(1):1-11.
- [3]姚岚,丁庆龙,俞振宁,等.生态保护红线研究评述及框架体系构建[J].中国土地科学,2019,33(7):11-18.
- [4]郑华,欧阳志云.生态红线的实践与思考[J].中国科学院院刊,2014,29(4):457-461.
- [5]张雪飞,王传胜,李萌.国土空间规划中生态空间和生态保护红线的划定[J].地理研究,2019,38(10):2430-2446.
- [6]徐昔保,马晓武,杨桂山.基于生态系统完整性与连通性的生态保护红线优化探讨——以长三角为例[J].中国土地科学,2020,34(5):94-103.
- [7]江波,王晓媛,杨梦斐,等.生态系统服务研究在生态红线政策保护成效评估中的应用[J].生态学报,2019,39(9):3365-3371.
- [8]XU X B, TAN Y, YANG G S, et al. China's ambitious ecological red lines[J]. Land Use Policy, 2018, 79:447-451.
- [9]XU X B, YANG G S, TAN Y. Identifying ecological red lines in China's Yangtze River economic belt: A regional approach[J]. Ecological Indicators, 2019, 96:635-646.
- [10]李萌,王传胜,张雪飞.国土空间规划中水源涵养功能生态保护红线备选区的识别[J].地理研究,2019,38(10):2447-2457.
- [11]李永格,李宗省,冯起,等.基于生态红线划定的祁连山生态保护性开发研究[J].生态学报,2019,39(7):2343-2352.
- [12]黎斌,何建华,屈赛,等.基于贝叶斯网络的城市生态红线划定方法[J].生态学报,2018,38(3):800-811.
- [13]林勇,樊景凤,温泉,等.生态红线划分的理论和技术[J].生态学报,2016,36(5):1244-1252.
- [14]丁雨霖,冯长春,王利伟.山地区域土地生态红线划定方法与实证研究——以重庆市涪陵区义和镇为例[J].地理科学进展,2016,35(7):851-859.
- [15]王丽霞,邹长新,王燕,等.基于GIS识别生态保护红线边界的方法——以北京市昌平区为例[J].生态学报,2017,37(18):6176-6185.
- [16]蒋大林,曹晓峰,匡鸿海,等.生态保护红线及其划定关键问题浅析[J].资源科学,2015,37(9):1755-1764.
- [17]BAI Y, JIANG B, WANG M, et al. New ecological redline policy (ERP) to secure ecosystem services in China[J]. Land Use Policy, 2015, 55:348-351.

-
- [18]陈海嵩. “生态红线”制度体系建设的路线图[J]. 中国人口·资源与环境, 2015, 25(9):52-59.
- [19]莫张勤. 生态保护红线的理论论证与中国实践[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(10):2484-2490.
- [20]姚佳, 王敏, 黄宇驰, 等. 我国生态保护红线三维制度体系——以宁德市为例[J]. 生态学报, 2015, 35(20):6848-6856.
- [21]汤峰, 王力, 张蓬涛, 等. 基于生态保护红线和生态网络的县域生态安全格局构建[J]. 农业工程学报, 2020, 36(9):263-272.
- [22]王筱春, 夏雪, 雷轩. 基于生态保护红线的滇池流域生态空间管控[J]. 经济地理, 2020, 40(5):191-197.
- [23]张年国, 王娜, 殷健. 国土空间规划“三条控制线”划定的沈阳实践与优化探索[J]. 自然资源学报, 2019, 34(10):2175-2185.
- [24]马琪, 刘康, 刘文宗, 等. 干旱半干旱区生态保护红线划分研究——以“多规合一”试点榆林市为例[J]. 地理研究, 2018, 37(1):158-170.
- [25]刘超, 崔旺来, 朱正涛, 等. 海岛生态保护红线划定技术方法[J]. 生态学报, 2018, 38(23):8564-8573.
- [26]牛海鹏, 赵同谦, 张安录, 等. 基于生态位适宜度的耕地可持续利用评价[J]. 生态学报, 2009, 29(10):5535-5543.
- [27]秦天天, 齐伟, 李云强, 等. 基于生态位的山地农村居民点适宜度评价[J]. 生态学报, 2012, 32(16):5175-5183.
- [28]赵素霞, 牛海鹏, 张捍卫, 等. 基于生态位模型的高标准基本农田建设适宜性评价[J]. 农业工程学报, 2016, 32(12):220-228.
- [29]蒋佳佳, 邵景安, 谭少军, 等. 重庆两江新区低丘缓坡开发建设生态适宜性评价[J]. 地理研究, 2019, 38(6):1403-1419.
- [30]叶长盛, 仲亚美, 孙丽, 等. 基于生态位模型的基塘利用适宜度评价[J]. 农业工程学报, 2019, 35(7):255-263.
- [31]DAILY G C. Nature's services:Societal dependence on natural ecosystems[M]. Washington DC:Island Press, 1997.
- [32]BELT M V D. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(15):253-260.
- [33]彭建, 贾靖雷, 胡熠娜, 等. 基于地表湿润指数的农牧交错带地区生态安全格局构建——以内蒙古自治区杭锦旗为例[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6):1990-1998.
- [34]颜磊, 许学工, 谢正磊, 等. 北京市域生态敏感性综合评价[J]. 生态学报, 2009, 29(6):3117-3125.
- [35]欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J]. 生态学报, 2000, 20(1):10-13.
- [36]吴颖超, 王震, 曹磊, 等. 基于GIS和PSR的江苏省水土流失易发区划分研究[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(4):690-

696.

[37]孙传谔,甄霖,王超,等.基于 InVEST 模型的鄱阳湖湿地生物多样性情景分析[J].长江流域资源与环境,2015,24(7):1119-1125.

[38]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[J].干旱区研究,2015,32(3):622-629.

[39]李屹峰,罗跃初,刘纲,等.土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例[J].生态学报,2013,33(3):726-736.

[40]包玉斌,李婷,柳辉,等.基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化[J].地理研究,2016,35(4):664-676.

[41]武文欢,彭建,刘焱序,等.鄂尔多斯市生态系统服务权衡与协同分析[J].地理科学进展,2017,36(12):1571-1581.

[42]吴健生,罗可雨,马洪坤,等.基于生态系统服务与引力模型的珠三角生态安全与修复格局研究[J].生态学报,2020,40(23):8417-8429.

[43]谢花林,李秀彬.基于 GIS 的区域关键性生态用地空间结构识别方法探讨[J].资源科学,2011,33(1):112-119.

[44]杨天荣,匡文慧,刘卫东,等.基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局[J].地理研究,2017,36(3):441-452.

[45]朱东国,谢炳庚,陈永林.基于生态敏感性评价的山地旅游城市旅游用地策略——以张家界市为例[J].经济地理,2015,35(6):184-189.

[46]李益敏,管成文,郭丽琴,等.基于生态敏感性分析的江川区土地利用空间格局优化配置[J].农业工程学报,2018,34(20):267-276.

[47]易丹,赵小敏,郭熙,等.基于生态敏感性评价和 CA-Markov 模拟的平原型城市开发边界划定——以南昌市为例[J].应用生态学报,2020,31(1):208-218.

[48]王应刚,梁炜,张婷,等.晋中盆地不同土地利用类型的植物多样性[J].生态学杂志,2015,34(11):2995-3001.

[49]龙昶宇,万华伟,李利平,等.新疆地区鸟类和哺乳动物丰富度与环境因子的空间格局与关系[J].遥感学报,2019,23(1):155-165.

[50]张荣群,王大海,艾东,等.基于生态位和“反规划”思想的城市土地开发适宜性评价[J].农业工程学报,2018,34(3):258-264.

[51]欧阳志云,王如松,符贵南.生态位适宜度模型及其在土地利用适宜性评价中的应用[J].生态学报,1996,16(2):113-120.

-
- [52]蒙莉娜, 郑新奇, 赵璐, 等. 基于生态位适宜度模型的土地利用功能分区[J]. 农业工程学报, 2011, 27(3):282-287.
- [53]念沛豪, 蔡玉梅, 谢秀珍, 等. 基于生态位理论的湖南省国土空间综合功能分区[J]. 资源科学, 2014, 36(9):1958-1968.
- [54]FEI D, LI X, HONG W, et al. GIS-based assessment of land suitability for alfalfa cultivation: A case study in the dry continental steppes of northern China[J]. Spanish Journal of Agricultural Research, 2014, 12(2):364-375.
- [55]燕守广, 林乃峰, 沈渭寿. 江苏省生态红线区域划分与保护[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(3):294-299.
- [56]吴健生, 张理卿, 彭建, 等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J]. 生态学报, 2013, 33(13):4125-4133.
- [57]周锐, 王新军, 苏海龙, 等. 平顶山新区生态用地的识别与安全格局构建[J]. 生态学报, 2015, 35(6):2003-2012.
- [58]俞艳, 何建华. 基于生态位适宜度的土地生态经济适宜性评价[J]. 农业工程学报, 2008, 24(1):124-128.