

粤港澳大湾区湿地生态风险评估

陈子娴^{1,2}, 周廷刚¹, 李洪忠², 赵东喆¹, 潘一铭^{1,2}

(1. 西南大学地理科学学院, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715;

2. 中国科学院深圳先进技术研究院数字所空间信息中心, 广东 深圳 518055)

摘要: 为了整体把握粤港澳大湾区湿地生态系统风险水平, 以 GlobeLand30 地表覆盖产品、气温和降水站点数据、MODIS NDVI 产品和人口、GDP、粮食作物单产等统计资料为主要数据源, 基于 PSR 模型, 采用层次分析法(AHP)构建湿地生态风险评估体系, 分析湿地的外界压力、自身状态和响应指标的变化特征, 并对 2000-2020 年大湾区湿地生态风险进行综合评估。结果表明: (1) 该区域湿地生态压力变化呈现先下降后增长的趋势, 经济的快速发展和城市扩张是影响湿地生态风险的主要压力因素; (2) 湿地生态风险的状态水平逐渐下降, 呈现“外高内低”的分布格局, 景观内部破碎化相对严重。生态响应水平波动较小, 但整体生态系统服务价值呈下滑趋势; (3) 粤港澳大湾区 2000 年、2010 年和 2020 年湿地生态风险评估值分别为 0.470、0.426 和 0.418, 风险水平为“较高风险”。高风险地区比重下降了 21.15%, 中风险区域提升了约 11.54%。从空间上看, 西部和东部地区湿地生态风险显著降低, 大部分城市的风险水平处于中等或者较高等级。粤港澳大湾区湿地资源的修复和管理面临众多挑战, 建议处理好城市建设和湿地保护的矛盾、提升公众保护意识、注重与非湿地系统的调控并完善相关制度, 更好地协调湿地生态条件和社会经济发展之间的关系, 服务于粤港澳大湾区建设的国家战略需求。

关键词: 湿地; 生态风险; 粤港澳大湾区; PSR 模型

中图分类号: X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2021)05-0040-12

湿地是地球三大重要生态系统之一, 为人类的生产和生活提供了丰富资源, 在气候调节、地下水补给、水质改善和生物多样性保护等方面发挥重要的功能和价值(蒋卫国等, 2009; Meng & Dong, 2019)。然而, 随着人口的快速增长、基础设施的开垦占用以及有机资源的过度消耗, 湿地面临着面积退化、功能削弱、水质污染和生物多样性降低等多种威胁, 现已成为世界上最濒危的生态系统(Li et al, 2021)。相关研究指出, 我国湿地正在以每年近 1% 的速度消失, 湿地研究和保护成为各地政府、公众和学者的共识(Meng et al, 2017)。

生态风险评估是用来评价自然和人为因素作用导致的生态系统结构、功能和价值遭受损伤的可能性(钱逸凡等, 2019)。目前, 有学者陆续对区域生态

(蒋蕾等, 2020)、水环境(刘昔等, 2019)和土壤环境(孙德尧等, 2020)等领域生态风险评估的理论方法进行了研究和实践。湿地生态风险评估在生态风险评估工作的基础上进行。起初, 研究人员通过对湿地水质(Wu et al, 2015)、周边植被(Albert & Minc, 2004)、土壤污染(李莲芳等, 2007)或者水鸟数量(Ogden et al, 2014)等进行实时测量获得有效的野外观测数据判断湿地的风险水平, 但单一指标方法简单, 结果较为片面。随着多指标综合评估方法的发展, 物理、化学和生物多种胁迫因素结合评估可反映多种要素对区域湿地的累积影响(Ortega et al, 2004; Liu et al, 2020), 但该方法未考虑人类活动、社会经济等因素, 难以体现湿地生态环境随着人类社会发展的时空变化概况。统计数据、遥感数据和 GIS 技术的引进, 为湿地生态风险评价提供了更加科学和精确的手段。娄妮等(2020)基于景观格局指数构建了湿地生态风险评价模型, 分析了阿哈湖国家湿地公园生态风险的时空变化格局; Wu 等(2018)通过构建要素-景观-社会概念模型, 描述了佐伊格湿地的多种特征; Li 等(2020)从危害程度和脆弱性两方面计算京津冀城市群湿地生态综合风险值。然而, 以上研究多侧重从风险来源和环境状态分析湿地的生态风险状况, 而关于湿地对外界和自

收稿日期: 2021-04-01

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(A类)资助(XDA19030301); 国务院三峡办三峡后续工作库区生态与生物多样性保护专项项目“重庆库区重要支流(江津-长寿段)水生生态状况调查与评估”(5000002013BB5200002-7); 深圳市可持续发展专项(KCXFZ202002011006298)。

作者简介: 陈子娴, 1997 年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为遥感与 GIS 应用。E-mail: mrcheng1920@gmail.com

通信作者: 周廷刚, 1971 年生, 男, 教授, 主要从事国土资源与生态环境遥感研究。E-mail: zhoutg@163.com

身胁迫情况的反馈和响应涉及甚少。PSR 模型 (Pressure-States-Response Model) 是生态环境研究中常用的评价框架,通过分析生态系统中的因果关系,保持了环境压力、系统状态和响应措施之间的平衡,可为湿地生态风险评估提供科学视角 (Mai et al, 2005; Sun et al, 2019)。

粤港澳大湾区高温多雨,水网密布,岸线交错,峡湾众多,发育着种类多样、结构复杂、分布广泛的湿地资源 (吴志峰等, 2020)。湿地是大湾区生态安全的重要支撑屏障,也是推进实施粤港澳大湾区国家战略建设的重要条件,加强湿地监测和评估可为大湾区生物资源的保护提供技术支撑 (周跃辉, 2019)。目前,针对大湾区的湿地研究主要关注深圳湾福田红树林、海珠国家湿地公园等典型区域的鸟类生态健康 (周琳等, 2020)、生态承载力 (吴海轮等, 2020) 和植物群落结构 (朱明明等, 2020) 等方面,而以大湾区为研究主体,对整个湿地系统多时间段生态定量评价的研究不足。随着经济高密度发展和人类活动干扰,全区湿地面积缩小、质量退化趋势明显 (于凌云等, 2019), 全区湿地生态风险水平呈现不确定性,开展湿地生态风险评估可为大湾区湿地的生态保护和修复工作提供参考借鉴,对粤港澳地区的可持续发展给予一定支持。

鉴于此,本文基于 PSR 模型理念,从压力、状态和响应 3 个维度构建湿地生态评估框架,对 2000 -

2020 年粤港澳大湾区湿地生态风险进行评估,旨在通过建立的评估框架,全面分析粤港澳大湾区湿地生态系统的压力、状态和响应的变化与特征;根据选择的指标计算各时期湿地生态风险综合评估值,对不同区域湿地生态风险进行定量评价;并基于分析结果,对大湾区湿地资源的保护和管理提出科学建议,服务于粤港澳大湾区建设的国家战略需求。

1 数据来源

1.1 研究区概况

粤港澳大湾区 (Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, GBA), 由广东省珠三角城市群的广州、深圳、珠海、佛山、惠州、东莞、中山、江门和肇庆 9 个城市及香港、澳门 2 个特别行政区组成,总面积 5.6 万 km² (图 1)。大湾区属亚热带海洋性季风气候,多年平均降水量为 1 929.8 mm,平均气温为 22.5℃。截至 2018 年,该区常住人口已达 7 115.98 万,经济总量 (GDP) 约为 10.87 万亿元,占全国生产总值的 12.1%。粤港澳大湾区是世界四大湾区之一,随着“一带一路”建设的持续推进,以期成为经济更具活力、生活宜居宜业、粤港澳三地深度合作的世界级城市群。截至 2015 年底,全区湿地面积约为 4 644 km², 占全区面积 8.29% (赵蒙蒙等, 2019)。根据我国第二次湿地生态状况评价公报,大湾区岭南水乡特色鲜明,湿地类型众多,拥有惠东港

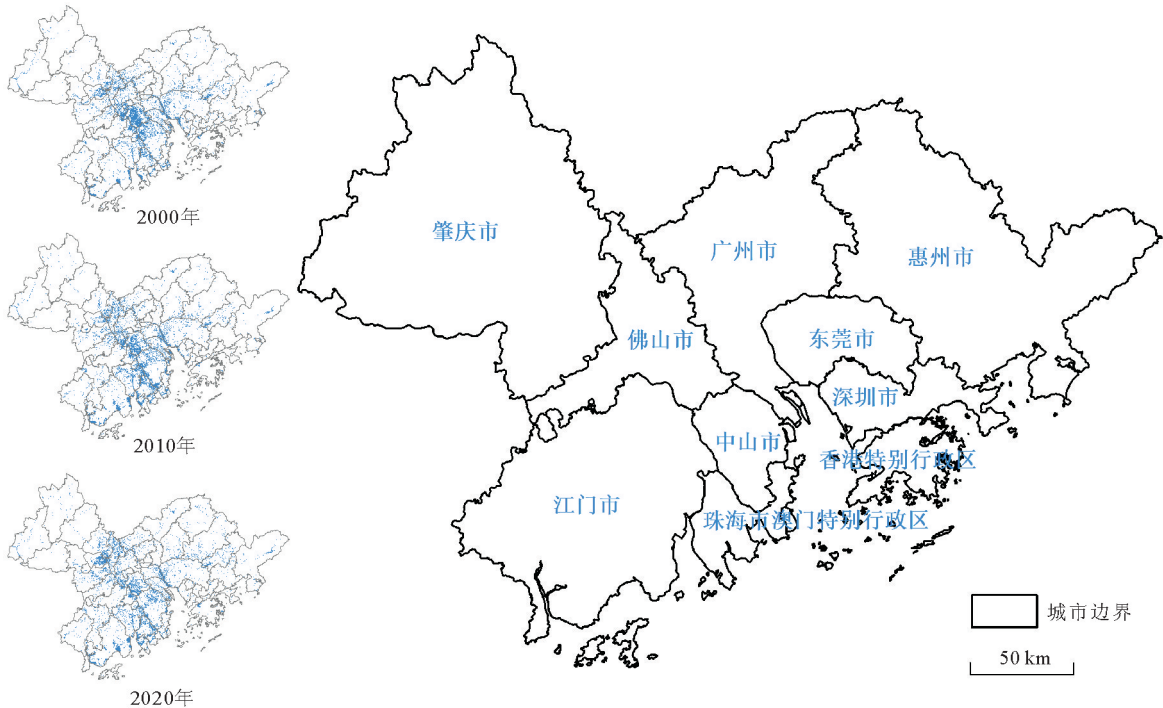


图 1 研究区示意及湿地空间分布

Fig.1 Schematic diagram of the study area and spatial distribution of the wetlands

口海龟国家级自然保护区和米埔内后海湾国际重要湿地、星湖国家湿地公园、海珠国家湿地公园以及珠海淇澳-担杆岛等省级自然保护区。

1.2 数据来源和预处理

本文使用的数据主要包括 2000 年、2010 年和 2020 年粤港澳大湾区的气象数据、土地利用数据、统计数据和 NDVI 数据。

1.2.1 气象数据 选取的降水和气温数据为大湾区内 28 个气象站点的月数据,来源于美国国家气候数据中心 (<https://www.ncdc.noaa.gov/>)。利用 Kriging 插值方法,得到年均气温和降水栅格数据。

1.2.2 统计数据 收集数据包括人口、地区生产总值(GDP)、废水排放量、废水排放达标量以及粮食作物单产、面积和价格等,主要来源于 9 个城市的《城市统计年鉴》《香港经济年鉴》《澳门经济年鉴》《粤港澳大湾区年鉴》《广东统计年鉴》《中国统计年鉴》《中国农村统计年鉴》(由于 2020 年统计数据更新较少,因此采用 2019 年的统计数据替代)。

1.2.3 土地利用数据 数据来源于 GlobeLand30 (<http://www.globeland30.org/>)所提供的 30 m 全球地表覆盖产品。根据《全国湿地分类》体系,提取一级分类为湿地和水体(代码为 50 和 60)的栅格数

据作为本文研究湿地范围,其二级类型主要包括内陆沼泽、湖泊沼泽、森林/灌木湿地、红树林、江河、湖泊、水库和坑塘等;此外,分别提取一级类型为耕地(10)和人造地表(80)的栅格数据用于分析农田和建设用地面积的变化。

1.2.4 NDVI 数据 1 - 12 月 MODIS NDVI (MOD13A2)产品出自美国国家航空航天局 (<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/>),空间分辨率为 1 km,时间分辨率为 16 d。采用最大合成法(MVC)得到年最大 NDVI 时间序列(李建飞等, 2019)。

2 研究方法

2.1 技术路线

以粤港澳大湾区 50 个区县和 2 个特别行政区为单元,选用 PSR 模型构建湿地生态风险评价体系,分别选取代表“压力”“状态”“响应”指标的数据并处理,再采用层次分析法(AHP)计算各个指标的权重,最终计算湿地生态风险评估值,通过数据可视化和分析,识别湿地生态系统压力、状态和响应的变化与特征,对不同时期和区域湿地生态风险进行定量评价(图 2)。

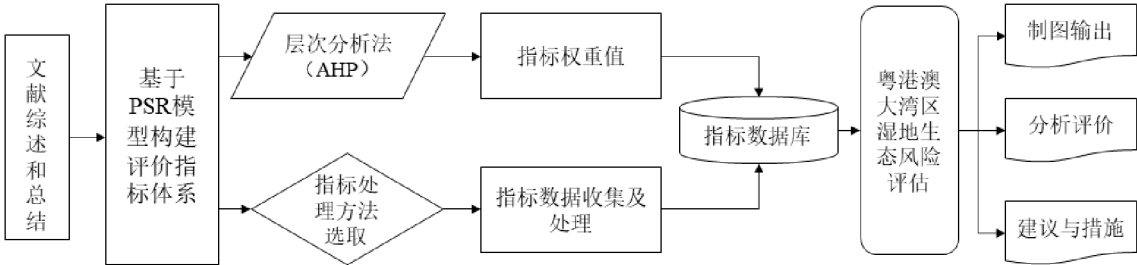


图 2 研究技术路线
Fig.2 Flow chart for the research project

2.2 基于 PSR 模型的指标体系构建

2.2.1 压力指标 湿地生态风险压力主要来自于自然界影响和人类活动干扰两个方面。在自然因素方面,湿地受降水和气温影响较大,降水量少、气温较高会导致湿地退化,因此选择年均气温和降水量作为自然压力指标。随着经济快速增长,大湾区内高强度人类活动干扰胁迫加剧;此外,农田被侵占和建设用地的扩张导致湿地面积减少,废水不达标排放也严重危害湿地水质。鉴于此,选取人口密度、地区生产总值(GDP)、农田面积、建设用地面积和废水排放达标率作为人为压力指标;其中,废水排放达标率等于废水排放达标量与废水排放总量的比值。

2.2.2 状态指标 状态是生态系统条件和特征最直接的体现,揭示压力下湿地结构的完整性和环境的功能性。在湿地生态评价研究的基础上,从湿地面积、景观格局和植被状态选取相应指标。湿地面积是湿地系统变化最直观的度量标准;景观格局反映的是湿地结构和空间信息状况,考虑到湿地的破碎度和随机性等因素,选择了斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、聚集度(AI)和分离度(SI)4 个景观指标(Tian et al,2018;Jia et al,2020),由 Fragstats 4.2 计算生成。鉴于植被生长和水位变化之间存在较强的相关性,NDVI 的变化既可以反映植被的生长状态,又可以体现湿地生态系统的稳定性(王伟泽

等,2020)。因此本文采用年最大 NDVI 数据计算不同区域的 NDVI 均值。

2.2.3 响应指标 响应是指生态系统在外界压力下对社会发展所做出的贡献和回馈,选择生态系统服务价值作为湿地的响应因素。本文参考谢高地等(2015)提出的价值当量,依据大湾区的实际情况,改进一个当量因子的生态系统服务价值。计算公式如下:

$$E_a = \frac{1}{7} \sum_{i=1}^n \frac{m_i p_i q_i}{M} \quad (i=1, \dots, n) \quad \textcircled{1}$$

式中: E_a 为一个当量因子的生态系统服务价值(元/hm²);1/7 是指一个当量因子的价值为粮食作物单位面积价值的 1/7; i 为作物种类,大湾区的主要作物有水稻、小麦、玉米和大豆, $n=4$; p_i 为 i 类粮食作物的市场价格(2000 年不变价,元/kg); q_i 为 i 类粮食作物单产(kg/hm²); m_i 为 i 类粮食作物面积(hm²); M 为 n 种粮食作物总面积(hm²)。

粤港澳大湾区湿地生态系统服务价值的计算公式为:

$$ESV_i = \sum_{j=1}^m E_a \times EV_i \times A_i \quad \textcircled{2}$$

式中: ESV_i 为 i 类土地利用类型的生态系统服务价值,本文中 i 为 2(GlobeLand30 一级类的湿地

和水体); j 为生态系统服务的二级类型, $m=11$; EV_i 为单位面积生态系统价值当量; A_i 为分布面积(hm²)。

2.3 指标权重确定和评估方法

参考相关研究(Saaty,2008;邓雪等,2012),采用层次分析法对评价指标的判断矩阵做一致性检验并计算指标权重(表 1)。其中,一致性比率为 0.0088,小于 0.1,通过一致性检验,保证权重分配的合理性。在指标选择和预处理后,为了克服量纲不一致的问题,采用极值法对正负指标进行规范化处理。最后,采用综合评估法对湿地生态风险进行定量评价,计算公式为:

$$ERI = \sum_{j=1}^m W_j \times C_j \quad \textcircled{3}$$

式中: ERI 为生态风险评估值,在[0,1]范围内,其值越大,表示风险越高; W_j 为指标权重; C_j 为 j 指标的标准化值, n 为指标个数。

此外,参考他人研究(Jia et al,2015;Das et al,2020),采用应用较为广泛的自然断点法(Natural Breaks)(武增海和李涛;2013)将粤港澳大湾区湿地生态压力、状态、响应指标和生态风险评估值按照数值从高到低划分为高、较高、中、较低和低 5 个等级(表 2),并对各指标的整体变化进行分析和可视化。

表 1 层次分析过程的判断矩阵和评价指标权重

Tab.1 Matrix construction for the analytic hierarchy process and weighting factors for each index

目标层/ 准则层	要素层	判断矩阵							相对 权重	权重
		A	B	C	D	E	F	G		
湿地生 态风险	A.压力+	1.00	2.00	3.00					0.5396	
	B.状态+	0.50	1.00	2.00					0.2969	
	C.响应-	0.33	0.50	1.00					0.1635	
压 力	A.年平均气温+	1.00	0.33	0.25	0.50	0.50	0.33	0.50	0.0508	0.0274
	B.年降水量-	3.00	1.00	0.25	0.50	0.50	0.20	0.50	0.0636	0.0343
	C.人口密度+	4.00	4.00	1.00	5.00	2.00	0.33	5.00	0.2600	0.1403
	D.国内生产总值+	2.00	2.00	0.20	1.00	2.00	0.33	3.00	0.1202	0.0649
	E.农田侵占面积+	2.00	2.00	0.50	0.50	1.00	0.33	0.50	0.0849	0.0458
	F.建设用地面积+	3.00	5.00	3.00	3.00	3.00	1.00	5.00	0.3378	0.1823
	G.废水排放达标率-	2.00	2.00	0.20	0.33	2.00	0.20	1.00	0.0827	0.0446
状态	A.湿地面积-	1.00	2.00	3.00	4.00	4.00	2.00		0.3399	0.1009
	B.斑块密度-	0.50	1.00	2.00	3.00	3.00	1.00		0.2025	0.0601
	C.最大斑块指数-	0.33	0.50	1.00	2.00	2.00	0.50		0.1173	0.0348
	D.聚集度-	0.25	0.33	0.50	1.00	1.00	0.33		0.0689	0.0205
	E.分离度+	0.25	0.33	0.50	1.00	1.00	0.33		0.0689	0.0205
	F.归一化植被指数-	0.50	1.00	2.00	3.00	3.00	1.00		0.2025	0.0601
响应	A.供给服务-	1.00	0.33	0.50	2.00				0.1601	0.0262
	B.调节服务-	3.00	1.00	2.00	4.00				0.4673	0.0764
	C.支持服务-	2.00	0.50	1.00	3.00				0.2772	0.0453
	D.文化服务-	0.50	0.25	0.33	1.00				0.0954	0.0156

注:判断矩阵中 1.00 表示“同等重要”,数值越高,相对重要性越高;反之,则越低。“+”表示为正向指标,“-”表示为负向指标。
Note: 1.00 in the judgment matrix means “equally important”. The higher the value, the higher the relative importance; otherwise, the lower. “+” indicates a positive indicator, and “-” indicates a negative indicator.

表 2 准则层和目标层的等级划分

Tab.2 Classification of criteria levels and target levels				
等级	压力	状态	响应	生态风险
低	0.000~0.050	0.000~0.120	0.000~0.060	0.000~0.300
较低	0.051~0.100	0.121~0.150	0.061~0.090	0.301~0.350
中	0.101~0.200	0.151~0.180	0.091~0.120	0.351~0.400
较高	0.201~0.250	0.181~0.225	0.121~0.150	0.401~0.500
高	0.251~0.540	0.226~0.297	0.151~0.164	0.501~1.000

3 结果和分析

3.1 湿地压力水平变化

研究期间,粤港澳大湾区湿地生态风险面临的压力变化呈现先下降后增长的趋势,2000年、2010年和2020年的压力均值分别为0.106、0.104和0.110。20年间湿地生态压力上升幅度为3.8%。在空间分布上,西南部和中部地区处于中、高压水平,北部地区湿地处于较低压力范畴(图3)。2000-

2020年,生态压力变化较大的为中等和较低级别区域,尤其中等区域呈现由西南往东北蔓延的趋势。东莞市一直保持高压水平,香港处于较高压力水平,惠州市的龙门县湿地系统在近10年下降至低压等级,其余地区处于较低和中等级别。

根据自然压力指标的变化(图4-a),各时期大湾区年均降水量分别为1314.97、1838.94和1531.80mm,总体呈上升趋势。年均气温从2000年的20.07℃上升至2010年的23.01℃,2020年又增加至23.78℃,总体变化幅度为15.60%。研究期间,各地区气温逐渐升高,55.7%的区域降水量增加。深圳市、香港特别行政区、澳门特别行政区以及香洲区年均降水量减少,气温呈上升趋势,加快湿地蒸发速率和降低其水文调节、气候调节等功能,增大了湿地的生态风险。

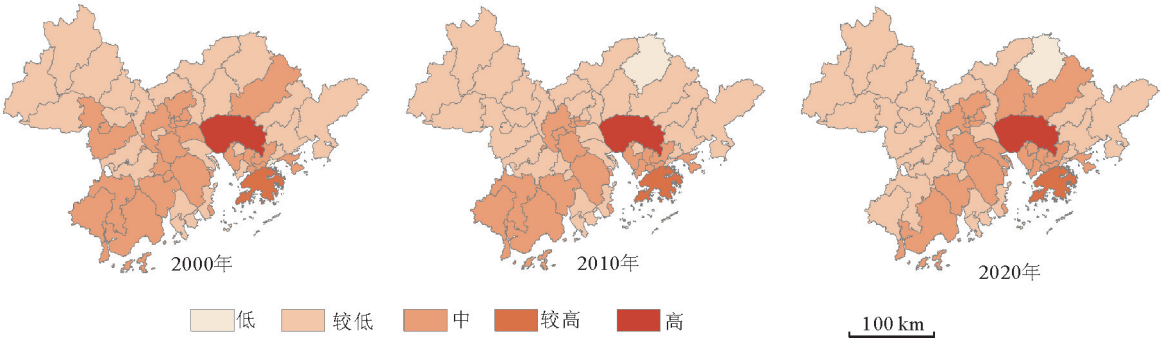


图 3 湿地生态风险的压力水平(2000 - 2020 年)

Fig.3 Changes in stress level of wetland ecological risk (2000 - 2020)

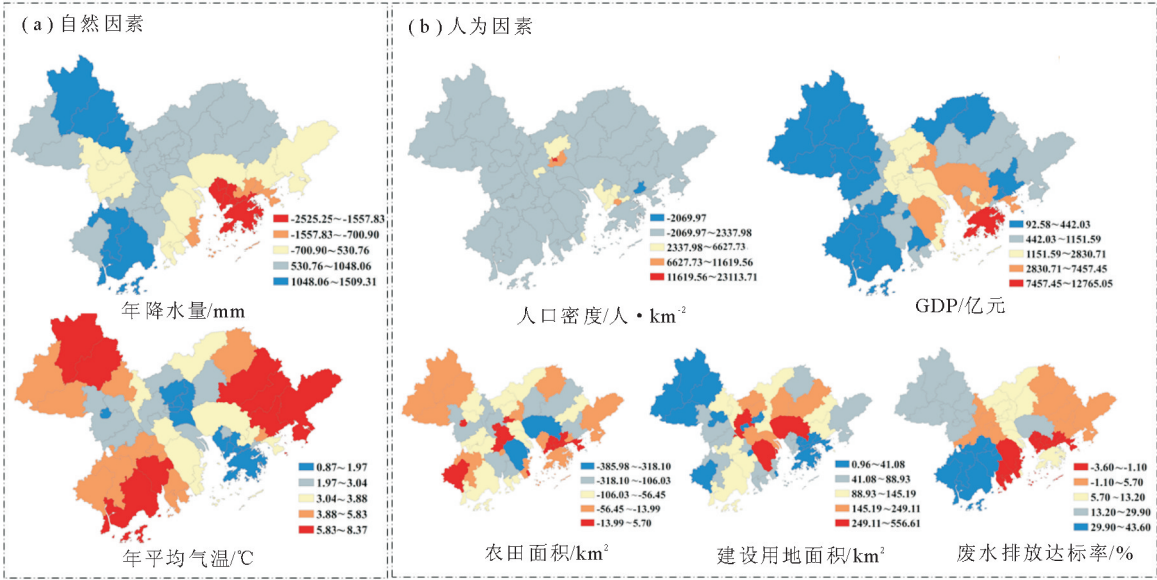


图 4 湿地生态压力指标变化(2000 - 2020 年)

Fig.4 Changes in wetland ecological pressure indicators(2000 - 2020)

经济的快速发展和城市扩张是影响湿地生态风险的主要压力因素(图4-b)。2000-2020年,除越秀区人口密度增加最高外,其他区域的变化幅度基本保持在较低水平。研究期间,粤港澳大湾区GDP逐年增长,总产值增加了8.78万亿元。生产总值变化呈现中部-边缘对立的模式,可以发现大湾区中部经济发展明显高于西部和东部地区,与湿地生态压力分布存在一定相似之处。大湾区农田总面积逐渐减少,从2000年的13 915.67 km²降低至2020年的10 816.90 km²。在其他区域呈减少趋势的同时,顺德区和禅城区的农田面积却有所增加,达5.10 km²和4.31 km²,湿地和沿线农业发展之间的关系需要保持平衡。

在粤港澳大湾区城市基础设施建设规模不断扩大的背景下,居住、交通和产业需求增加使得地表土地利用类型发生很大变动,大湾区内部建设用地面积分布表现出一定的区域性和不平衡性。20年间,建设用地整体增加了约4 933.41 km²。南海区、东

莞市和中山市建设用地面积增加最多,与高、较高压力区域分布有较好的对应;其次,南沙区、花都区、白云区、增城区、顺德区和博罗县的增加幅度也较大。在废水排放方面,大湾区的达标率共提升了13.18%,有利于湿地水质的整体改善。总之,中部地区拥有大量的湿地资源,随着“湾区经济”发展和城市化进程的加快,中部地区湿地系统将会面临更严峻的压力。

3.2 湿地状态水平变化

总体来看,大湾区湿地生态风险的状态水平呈下降趋势,3个时期的均值分别为0.231、0.188和0.175。在空间上,呈现出“外围高值区-内部低值区”的分布格局(图5)。肇庆北部、惠州西部和广州市的湿地状态整体有所改善,从高等级降至中等水平。深圳市、惠阳区、禅城区、海珠区、江海区、蓬江区和珠海市等地的湿地生态风险状态一直保持较高或者高水平,湿地的恢复和管理应着重考虑系统的内部问题。

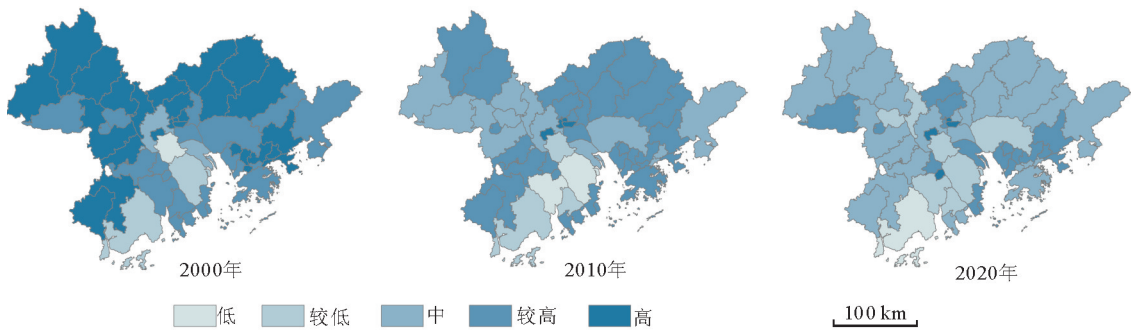


图5 湿地生态风险的状态水平(2000-2020年)

Fig.5 Changes in state level of wetland ecological risk (2000-2020)

粤港澳大湾区湿地类型多样,主要位于中部地区的佛山市、中山市、珠海市、广州市南部和东莞市西部。2000-2020年,大湾区湿地总面积共减少了36.49 km²,具体表现为沼泽、森林湿地、红树林和盐沼面积减少了约43.69 km²,河流、湖泊、水库和坑塘面积略有增加,约为7.20 km²。

湿地面积方面(图6-a),大部分地区湿地面积略微增加,而部分区域湿地数量有所降低,如南海区、禅城区、顺德区、中山市、南沙区、东莞市和宝安区,中部地区湿地退化相对严重。

景观格局方面(图6-b),大湾区平均斑块指数下降3.03个/m²,最大斑块指数下降了0.42%;聚集度增加了2.91%,分离度下降了2.28%;其中,广宁县和怀集县PD下降幅度最高,分别为66.00%和51.68%;越秀区和江海区的LPI降幅分别高达

74.29%和69.65%;顺德区的AI下降了16.20%;德庆县SI指数增加了73.76%,说明这些区域湿地内部萎缩特征各不相同,从内部角度治理湿地退化问题并非易事。总体上,87.77%区域的斑块密度、48.77%区域的最大斑块指数和28.85%的聚集度呈下降趋势,48.77%区域的分离度呈上升趋势,湿地景观内部破碎化和离散化相对严重。

研究区NDVI呈下降趋势(图6-c),2000年区域NDVI均值为0.72,2010和2020年均均为0.66,降幅为9.10%。湿地和植被之间是一种“同升同降”的关系,注重植被保护有利于降低湿地区域的风险水平(王辉和宋长春,2019)。

3.3 湿地响应水平变化

粤港澳大湾区湿地生态风险的响应水平波动幅度较小,3个时期均值分别为0.133、0.134和0.134。

生态响应水平较高的地区主要分布在肇庆市中部、珠海市、惠东市北部、深圳市和香港特别行政区,水平较低的区域以顺德区、中山市、台山市和东莞市为主(图 7)。湿地的响应水平与地区经济发展水平关联性较高,湿地产生的生态系统服务价值和生态风险呈负相关关系。

主(图 7)。湿地的响应水平与地区经济发展水平关联性较高,湿地产生的生态系统服务价值和生态风险呈负相关关系。

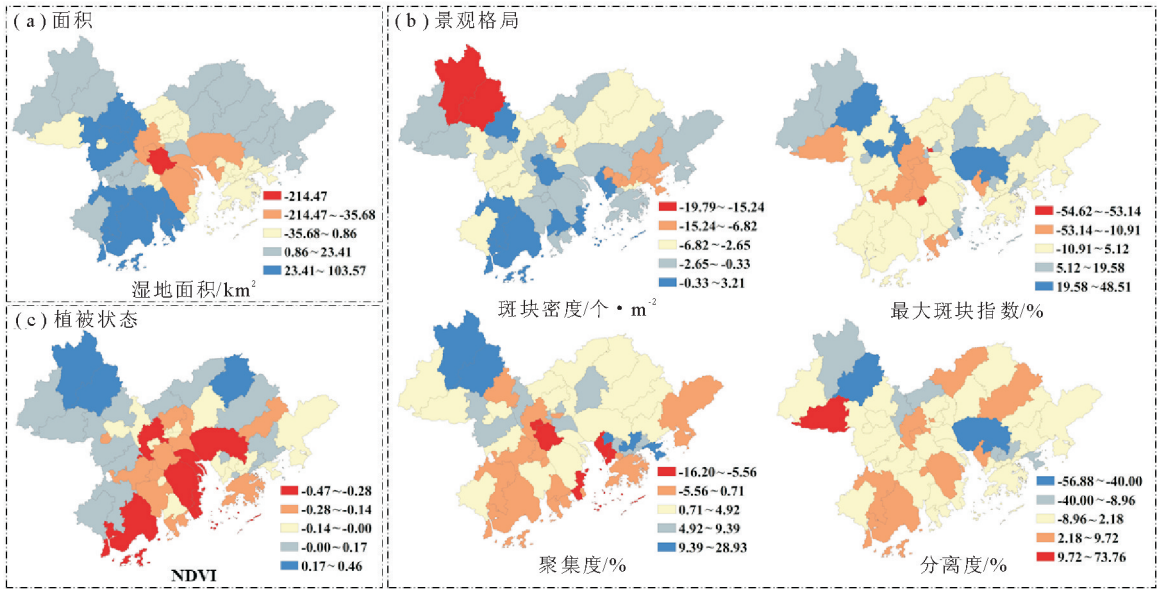


图 6 湿地生态状态指标变化(2000 - 2020 年)
Fig.6 Changes in wetland ecological state indicators(2000 - 2020)

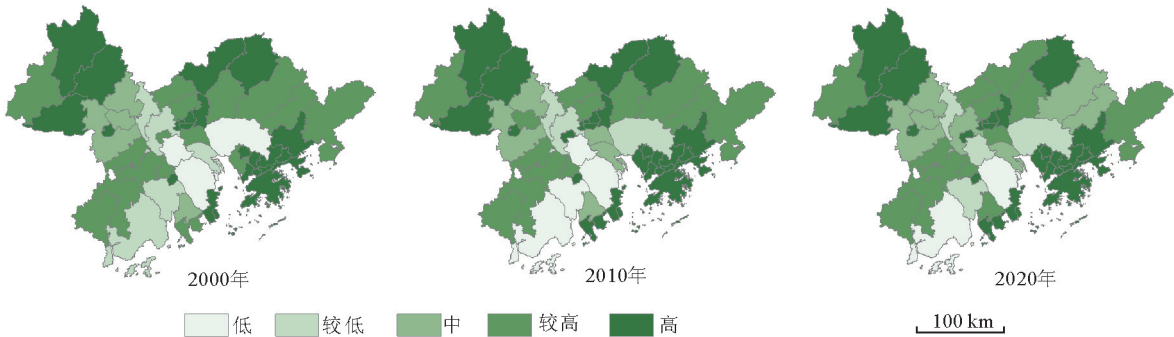


图 7 湿地生态风险的响应水平(2000 - 2020 年)
Fig.7 Changes in response level of wetland ecological risk(2000 - 2020)

2000 - 2020 年粤港澳大湾区的湿地生态系统服务价值呈现先下降后增长的趋势,2000 年湿地价值为 516.78 亿元,2010 年为 421.83 亿元,2020 年上升至 458.90 亿元。从不同类型服务的价值变化上看,湿地的调节服务价值降幅最大,为 50.56 亿元;其次为供给服务,为 4.29 亿元;支持服务和文化服务价值分别下降了 2.00 亿元和 1.03 亿元。在区县规模上,台山市湿地价值增加显著,开平市、高要区、四会区和中山市次之;价值下降明显的区县主要分布在顺德区、南海区、南沙区、东莞市、宝安区、金湾区和斗门区,其中顺德区的调节服务价值下降幅度

最大,约为 23.40 亿元(图 8)。湿地功能下降会引起水土流失,反过来环境恶化必然导致湿地缩减,直至消亡,产生恶性循环。

3.4 湿地生态风险水平变化

2000 年粤港澳大湾区湿地生态风险评估值是 0.470,为最高;2010 年生态风险减至 0.426;2020 年变为 0.418,意味着大湾区湿地生态系统的风险水平有所下降。表 3 可见,高风险地区比重明显下降,从 32.69%下降至 17.31%,2020 年比重减至 11.54%;与此同时,中风险区域增长,在整个研究阶段提升了约 11.54%;其余等级区域数量变幅较小。

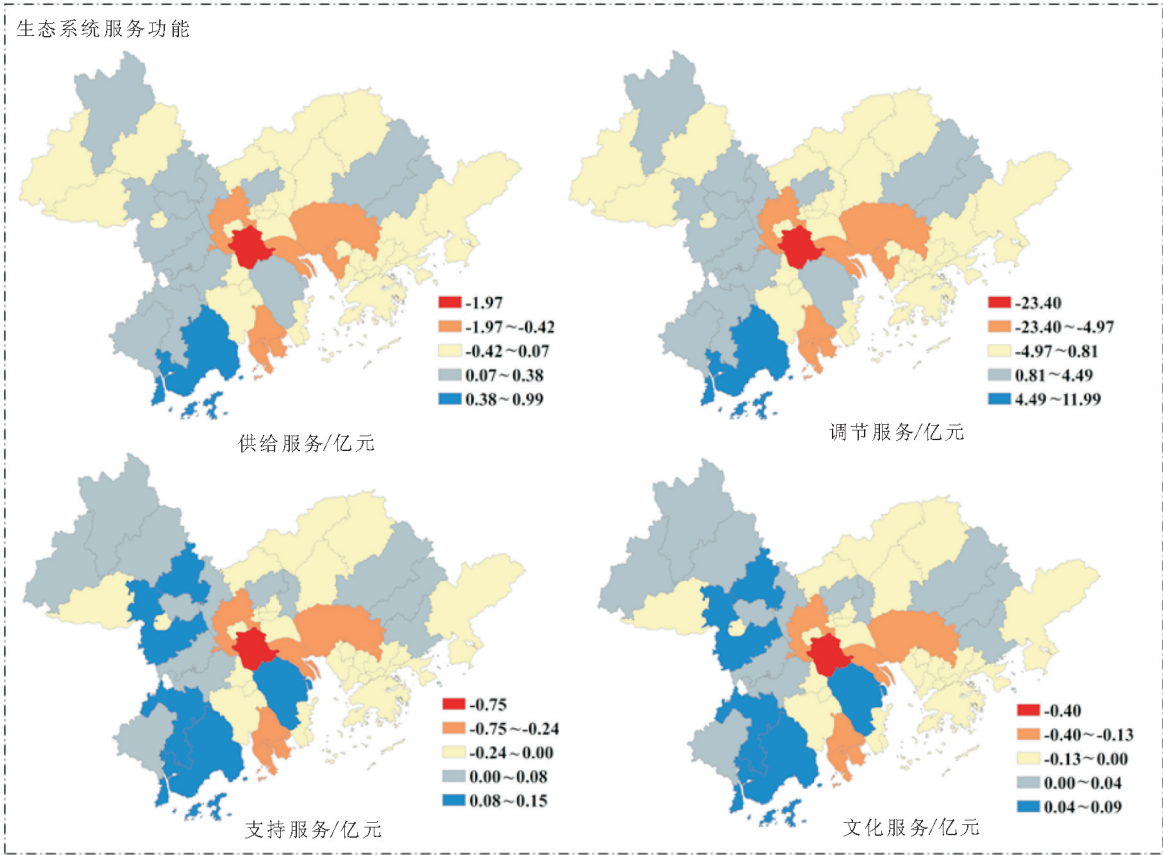


图 8 湿地生态响应指标变化(2000 - 2020 年)

Fig.8 Changes in wetland ecological response indicators(2000 - 2020)

从空间上看,大湾区西部和东部地区湿地生态风险显著降低,其中广宁县、恩平市、开平市、龙门县经历了“高风险-较高风险-中风险”阶段;高要区从较高风险水平降至较低风险;三水区的湿地风险也下降两个等级,2020 年发展成低风险水平地区。相

比之下,研究期间顺德区从低风险水平变为中等水平;由于巨大的外部压力和内部湿地资源的退化等原因,海珠区、越秀区、东莞市和香港的湿地生态风险一直位于高风险等级。整个粤港澳大湾区湿地生态风险水平等级变化见图 9。

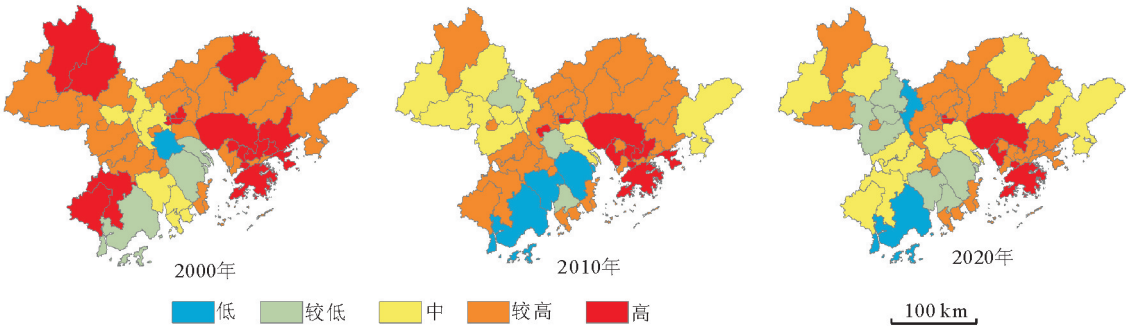


图 9 粤港澳大湾区湿地生态风险水平

Fig.9 Changes in wetland ecological risk level in the Greater Guangdong-Hong Kong-Macao Bay Area (2000 - 2020)

根据各城市或特别行政区的湿地生态风险评估值(图 10)可知,大部分区域的湿地生态风险处于中等或者较高等级;处于高风险水平的有东莞市和香港特别行政区,东莞市湿地风险平均值一直保持在

0.520 左右,香港约为 0.546;澳门特别行政区、广州市和深圳市的湿地处于较高风险阶段;中山市湿地风险在所有城市中最低,处于较低风险水平。研究期间,大部分区域的湿地风险值呈逐渐降低趋势,肇

庆市降幅最大,约为 21.09%;与 2000 年相比,2020 年澳门特别行政区、佛山市和珠海市湿地的生态风险水平有所增加,虽然波动较小,但应重点捕捉社会经济和生态系统的因果关系,通过科学技术和管理工作提升湿地复原力。

表 3 粤港澳大湾区各区县湿地生态风险等级比重
Tab.3 Proportion of wetland ecological risk grades for the districts and counties of the Greater Guangdong-Hong Kong-Macao Bay Area

风险等级	2000 年		2010 年		2020 年	
	区域数量	比重/%	区域数量	比重/%	区域数量	比重/%
低	1	1.92	3	5.77	2	3.85
较低	3	5.77	3	5.77	6	11.54
中	6	11.54	9	17.31	12	23.08
较高	25	48.08	28	53.85	26	50.00
高	17	32.69	9	17.31	6	11.54

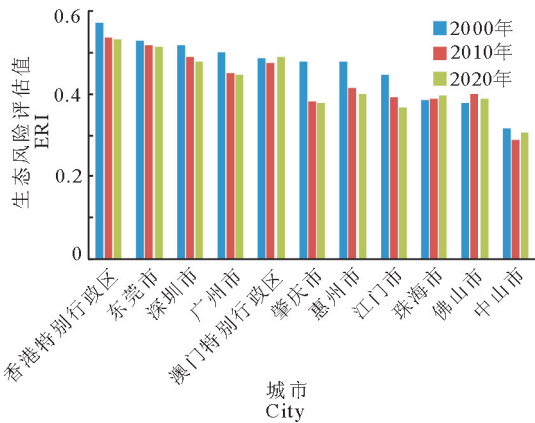


图 10 各城市或特别行政区湿地的生态风险评估值
Fig.10 Ecological risk assessment value of wetland in each city and special administrative region of the Greater Guangdong-Hong Kong-Macao Bay Area

4 结论与建议

4.1 粤港澳大湾区生态风险水平现状

本文以粤港澳大湾区为例,利用 PSR 模型对 2000 - 2020 年该区域湿地生态压力、状态、响应和综合生态风险水平进行分析,结论如下:

(1)大湾区湿地生态压力变化呈现先下降后增长的趋势,中部地区面临的生态压力较高,经济的快速发展和城市扩建是影响湿地生态风险的主要压力因素。

(2)湿地生态风险的状态水平逐年下降,呈现出“外高内低”的分布格局,湿地面积和植被指数有所降低,景观内部破碎化较严重。生态响应水平值波动较小,但整体湿地生态系统服务价值降低,其中调节服务价值下降幅度最大,不利于湿地功能的保护。

(3)粤港澳大湾区 2000 年、2010 年和 2020 年

湿地生态风险评估值分别为 0.470、0.426 和 0.418,风险水平为“较高”。高风险地区比重下降了 21.15%,中风险区域提升了约 11.54%。从空间上看,珠江口东岸部分地区一直位于高风险水平,大部分城市的湿地生态风险处于中等或者较高等级,湿地资源的治理和修复工作依旧面临众多挑战。

4.2 湿地风险防范与管理建议

基于本文分析结果和国内外湿地的治理思路,对大湾区湿地的风险预警防范和保护管理提出以下建议:

(1)处理好城市建设和湿地保护的矛盾。随着城市化和工业化的快速发展,大湾区产业聚集,围填海活动盛行,尤其珠江口东西两岸大量滨海湿地消失(李婧贤等,2019),中山、佛山等地的人工湿地也转化为建设用地并架起了高速公路(江伟康和吴隽宇,2021),与本文中中部地区湿地退化严重的结论一致。因此,亟需加强对河流、湖泊和沼泽等自然湿地以及坑塘、水田等人工湿地的保护,尽可能减少城市化进程中大片开发区、水泥或石板材路面对湿地的改造占用。

(2)加大宣传力度,提升公众保护意识。随着湾区经济的发展,城市涌入越来越多的外来人口,《粤港澳大湾区人口流动分析洞察报告》指出,广州、深圳相较于其他城市具有较强的就业吸附力;港澳地区与其他城市之间人口联系强度增长加快;东莞市就业吸附力也逐渐增强。湿地生态风险对人口增多高度敏感,应通过宣传教育,合理设置湿地违法行为的处罚制度,对工业废水、生活垃圾、滥砍滥伐和违规捕捞的现象进行严格管控。

(3)注重湿地区域与非湿地区域的调控和协调。不同类型的生态系统之间通过物质循环的方式相互影响,相互联系(李双成等,2013)。比如,砍伐和破坏植被会增大输入湿地的泥沙量和氮磷量,降低其水源涵养和气候调节能力(Song et al,2011);反之,湿地的萎缩或消失会抑制周边植被的健康生长。本文中的湿地面积和 NDVI 变化展现了一致的下降趋势。因此,协调湿地与非湿地区域之间的生态功能平衡,有助于从整体上削弱湿地的生态风险程度。

(4)完善湿地保护立法理念和协同保护制度。珠三角和港澳地区的湿地保护各具特色,前者注重保护立法和管理创新,而后者更强调湿地的精细化治理(李丹,2020);两地应合作制定湿地保护规划,建立跨境湿地评估制度,完善湿地保护的多元协作体制,促进大湾区湿地生态效益的整体性和公平性。

本研究采用2019年的统计数据代替2020年的相关指标,可能对研究结果造成一定的误差,且采用的评估指标并不全面,如没有考虑湿地区域的空气质量、二氧化碳浓度和物种多样性变化等参数,争取在将来不断修整湿地生态风险评估体系;此外,不同区域的自然和社会环境存在差异,湿地生态系统结构也复杂多样,所以本文的湿地生态风险评估方法不能直接应用于其他区域评定。实现不同尺度和不同区域湿地生态风险评价的对接和协调,是未来工作需解决的重点问题。

参考文献

- 邓雪,李家铭,曾浩健,等,2012. 层次分析法权重计算方法分析及其应用研究[J]. 数学的实践与认识,42(7):93-100.
- 江伟康,吴隽宇,2021. 基于地区GDP和人口空间分布的粤港澳大湾区生境质量时空演变研究[J]. 生态学报,41(5):1747-1757.
- 蒋蕾,韩维峥,孙丽娜,2020. 基于景观生态风险的区域生态屏障建设研究[J]. 国土资源遥感,32(4):219-226.
- 蒋卫国,潘英姿,侯鹏,等,2009. 洞庭湖区湿地生态系统健康综合评价[J]. 地理研究,28(6):1665-1672.
- 李丹,2020. 粤港澳大湾区湿地保护的协同治理法制化—以生态系统功能和服务的提升为目标[J]. 华南师范大学学报(社会科学版), (2):140-152,192.
- 李建飞,李小兵,周义,2019. 2000-2015年乌兰察布市生长季NDVI时空变化及其影响因素[J]. 干旱区研究,36(5):1238-1249.
- 李婧贤,王钧,杜依杭,等,2019. 快速城市化背景下珠江三角洲滨海湿地变化特征[J]. 湿地科学,17(3):267-276.
- 李莲芳,曾希柏,李国学,等,2007. 北京市温榆河沉积物的重金属污染风险评价[J]. 环境科学学报,56(2):289-297.
- 李双成,张才玉,刘金龙,等,2013. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J]. 地理研究,32(8):1379-1390.
- 刘昔,王智,王学雷,等,2019. 我国典型区域地表水环境中抗生素污染现状及其生态风险评价[J]. 环境科学,40(5):2094-2100.
- 娄妮,王志杰,何嵩涛,2020. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J]. 水土保持研究,27(1):233-239.
- 钱逸凡,刘道平,楼毅,等,2019. 我国湿地生态状况评价研究进展[J]. 生态学报,39(9):3372-3382.
- 孙德尧,薛忠财,韩兴,等,2020. 冀北山区某矿区周边耕地土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报,36(2):242-249.
- 王辉,宋长春,2019. 三江平原湿地区域生态风险评价研究[J]. 地理科学进展,38(6):872-882.
- 王伟泽,胡鹏,王建华,等,2020. 扎龙湿地植被覆盖度及其分布结构对水文气象要素的响应[J]. 水生态学杂志,41(5):89-97.
- 吴海轮,周琳,徐华林,等,2020. 粤港澳大湾区红树林湿地鸟类承载力评估与提升对策—以深圳湾福田红树林为例[J]. 北京大学学报(自然科学版),56(6):1056-1064.
- 吴志峰,曹峥,宋松,等,2020. 粤港澳大湾区湿地遥感监测与评估:现状、挑战及展望[J]. 生态学报,40(23):8440-8450.
- 武增海,李涛,2013. 高新技术开发区综合绩效空间分布研究—基于自然断点法的分析[J]. 统计与信息论坛,28(3):82-88.
- 谢高地,张彩霞,张雷明,等,2015. 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[J]. 自然资源学报,30(8):1243-1254.
- 于凌云,林绅辉,焦学尧,等,2019. 粤港澳大湾区红树林湿地面临的生态问题与保护对策[J]. 北京大学学报(自然科学版),55(4):782-790.
- 赵蒙蒙,寇杰锋,杨静,等,2019. 粤港澳大湾区海岸带生态安全问题与保护建议[J]. 环境保护,47(23):29-34.
- 周琳,吴海轮,徐华林,等,2020. 粤港澳大湾区红树林湿地鸟类生态健康评价—以深圳湾为例[J]. 中国环境科学,40(6):2604-2614.
- 周跃辉,2019. 打造新时代高质量发展的粤港澳大湾区—《粤港澳大湾区发展规划纲要》解读[J]. 党课参考,(6):42-64.
- 朱明明,范存祥,吴中奎,等,2020. 海珠国家湿地公园浮游植物群落结构时空变化[J]. 生态学杂志,39(5):1501-1508.
- Albert D A, Minc L D, 2004. Plants as regional indicators of Great Lakes coastal wetland health[J]. Aquatic Ecosystem Health & Management,7:233-247.
- Das S, Pradhan B, Shit P K, et al, 2020. Assessment of Wetland Ecosystem Health Using the Pressure-State-Response (PSR) Model: A Case Study of Mursidabad District of West Bengal (India)[J]. Sustainability, 12: DOI: 10.3390/su12155932
- Jia H, Pan D, Zhang W, 2015. Health assessment of wetlands ecosystems in the Heilongjiang river basin, China[J]. Wetlands,35:1185-1200.
- Jia Y, Tang X, Liu W, 2020. Spatial-Temporal Evolution and Correlation Analysis of Ecosystem Service Value and Landscape Ecological Risk in Wuhu City[J]. Sustainability,12:DOI: 10.3390/su12072803
- Li Z, Jiang W, Wang W, et al, 2020. Ecological risk assessment of the wetlands in Beijing-Tianjin-Hebei urban ag-

- glomeration[J]. *Ecological Indicators*, 117: DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106677
- Li B, Hu Y, Chang Y, et al, 2021. Analysis of the factors affecting the long-term distribution changes of wetlands in the Jing-Jin-Ji region, China[J]. *Ecological Indicators*, 124: DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2021.107413
- Liu W, Guo Z, Jiang B, et al, 2020. Improving wetland ecosystem health in China[J]. *Ecological Indicators*, 113: DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106184
- Mai S, Xu S, Pan Y, 2005. Application of the PSR model to the evaluation of wetland ecosystem health[J]. *Tropical Geography*, 25(4): 317 - 321.
- Meng W, He M, Hu B, et al, 2017. Status of wetlands in China: A review of extent, degradation, issues and recommendations for improvement[J]. *Ocean & Coastal Management*, 146: 50 - 59.
- Meng L, Dong J, 2019. LUCC and Ecosystem Service Value Assessment for Wetlands: A Case Study in Nansi Lake, China[J]. *Water*, 11: DOI: 10.3390/w11081597
- Ogden J C, Baldwin J D, Bass O L, et al, 2014. Water-birds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of southern Florida; 1. Selection and justification for a suite of indicator species[J]. *Ecological Indicators*, 44: 148 - 163.
- Ortega M, Velasco J, Millan A, et al, 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions[J]. *Environmental Management*, 33(3): 412 - 430.
- Saaty L T, 2008. Decision making with the analytic hierarchy process[J]. *International Journal of Services Sciences*, 1: 83 - 98.
- Song C C, Liu D Y, Yang G S, et al, 2011. Effect of nitrogen addition on decomposition of *Calamagrostis angustifolia* litters from freshwater marshes of Northeast China[J]. *Ecological Engineering*, 37: 1578 - 1582.
- Sun B D, Tang J C, Yu D H, et al, 2019. Ecosystem health assessment: a PSR analysis combining AHP and FCE methods for Jiaozhou Bay, China[J]. *Ocean & Coastal Management*, 168: 41 - 50.
- Tian P, Gong H B, YE M Y, et al, 2018. Landscape pattern change and ecological risk assessment of the continental coast of the East China Sea[J]. *Marine Science Bulletin*, 37: 695 - 706.
- Wu J M, Xu D, He F, et al, 2015. Comprehensive evaluation of substrates in vertical-flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment[J]. *Water Practice and Technology*, 10(3): 625 - 432.
- Wu C, Chen W, Cao C, et al, 2018. Diagnosis of Wetland Ecosystem Health in the Zoige Wetland, Sichuan of China[J]. *Wetlands*, 38(3): 1 - 16.

(责任编辑 万月华)

Wetland Ecological Risk Assessment of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

CHEN Zi-xian^{1,2}, ZHOU Ting-gang¹, LI Hong-zhong², ZHAO Dong-zhe¹, PAN Yi-ming^{1,2}

(1.School of Geographical Sciences, Southwest University, Key laboratory of the
Three Gorges Reservoir Region's Eco-environment, Ministry of Education,
Chongqing 400715,P.R.China;

2.Center for Geospatial Information, Shenzhen Institution of Advanced Technology,
CAS, Shenzhen 518055,P.R.China)

Abstract: Wetlands play an important role in maintaining the ecological integrity of the Greater Guangdong-Hong Kong-Macao Bay Area. A full vision of the risk level of the wetland ecosystem of this large bay will provide reference for conservation and restoration of the wetland ecosystem and support sustainable development. In this study, we developed an ecosystem health evaluation system for the wetlands of the bay area, based on a pressure-state-response (PSR) model and the analytic hierarchy process (AHP). The model was then used to evaluate the ecological risk of the wetlands during the period 2000 – 2020. Changes in wetland ecological indicators of pressure, and their state and response level were comprehensively analyzed. PSR model development was accomplished using GlobeLand30 surface cover and MODIS NDVI software, and primary data included temperature, precipitation, population, GDP, grain output per unit of land as well as other statistics for 2000, 2010 and 2020. Results show: (1) The pressure on wetland ecology declined over the first decade and then increased, with average values for 2000, 2010 and 2020 of 0.106, 0.104 and 0.110 respectively, and rapid economic development and urban sprawl were the primary pressure elements affecting wetland ecological risk. (2) The state level of the wetland ecological system gradually decreased, and the average values for 2000, 2010 and 2020 were 0.231, 0.188 and 0.175, showing a distribution pattern of “high outside and low inside”, and fragmentation of the landscape was relatively serious. The response level of the wetland ecological system fluctuated only slightly, with average values of 0.133, 0.134 and 0.134 in 2000, 2010 and 2020, while the overall ecosystem service value was declining. (3) The assessment values of wetland ecological risk for the Greater Guangdong-Hong Kong-Macao Bay Area in 2000, 2010 and 2020 were 0.470, 0.426 and 0.418, indicating a relative high risk. The proportion of high-risk areas decreased by 21.15% and the proportion of medium-risk area increased by 11.54%. In terms of the spatial distribution, the ecological risk of the wetland in the western and eastern regions significantly decreased, but the ecological risk in most cities were remained at medium or high levels. The restoration and management of wetland resources in the Greater Bay Area faces many challenges. To seek for a better relationship between wetland ecology and social economic development and to support the national strategic demands for construction in the area, it will be necessary to effectively balance urban construction with wetland protection, promote public awareness of wetland conservation, focus on the regulation and control of non-wetland systems and improve the relevant system.

Key words: wetland; ecological risk; Guangdong-Hongkong-Macao Greater Bay Area; pressure-state-response model