

三江平原湿地区域生态风险评价研究

王 辉, 宋长春*

(中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130102)

摘 要:采用“点轴体系”及“中心地理论”来描述和表征区域人类活动的空间集聚特征,以此反映湿地区域人类活动直接风险来源,通过土壤侵蚀与非点源污染途径,区域非湿地部分(森林、水田、旱地等)通过物质联系(泥沙、氮磷、水等的输出与输入)方式也会对湿地健康造成影响,反映湿地区域人类活动间接风险来源。基于对人类活动影响湿地直接途径和间接途径的区分以及相应部分风险指标的选择,论文最终完成三江平原湿地生态风险评价研究工作。结果表明:DMSP/OLS(Defense Meteorological Program Operational Line-Scan System)夜间灯光及多等级道路数据可以用于区域点轴体系描述,从而表征出湿地区域人类活动直接风险来源的空间分布特征,其中高和极高风险源强度等级与区域高等级中心地和高等级道路拟合程度较好;由于较高的生态资产及脆弱性水平,湿地有最高的生态风险水平;三江平原低、中、高和很高风险等级所占比例分别为64.00%、24.28%、10.38%、1.34%,大部分为低和中等风险水平,但有关风险防范任务仍不可掉以轻心,特别是在相应的高等级风险分布区域;南部地区有较高的风险水平,因此需要着重加以保护。从生态系统服务功能来看,一般认为水田、旱地为生产功能区,森林、湿地为生态功能区。过分关注水田、旱地的生产服务功能会造成下游湿地过量的物质输入从而加剧其风险水平;相反,注重森林保育能够减少泥沙、氮磷等大量输出风险,增加流域产流,从而可为下游湿地健康维持作出贡献。因此,水田、旱地与湿地间是一种生态服务权衡关系,森林与湿地间是一种生态服务协同关系,因此,风险管理方面,应强调区域“点轴体系”与湿地间的空间邻接关系,注重湿地重点生态风险来源(地点与方位)的防范以及湿地与非湿地类型间基于生态系统服务功能的权衡及协同管理问题。可为从区域整体水平上削减湿地健康风险水平提供指导和帮助。

关键词:区域生态风险评价;人类活动;点轴体系;湿地;三江平原

随着零风险环境管理政策弱点的逐步暴露,生态风险管理理念(接受一定程度的风险水平,并寻求其削减和控制的有效途径)开始为人们所熟悉和接受(付在毅等, 2001; 许学工等, 2001; Xu et al, 2004; 王辉等, 2018)。在此基础上,为生态风险管理提供科学依据的生态风险评价研究得到广泛开展。生态风险评价就是评价由人类活动及气候变化等导致的区域生态系统健康程度及服务水平可能损害状况的过程(United States Environmental Protection Agency, 1992; Munns, 2006)。从其历史演变阶段来看,经历了由单一风险源到多风险源、单一风险受

体到多受体、局地到区域及景观尺度的发展历程(许学工等, 2001; Xu et al, 2004)。

区域生态风险评价是生态风险评价发展的综合阶段。与单一地点生态风险评价明显不同的是,区域生态风险评价强调风险源及最终风险水平的空间异质性分析(Hunsaker et al, 1990; Landis et al, 1997; Xu et al, 2004)。其考虑的风险源包括自然灾害(付在毅等, 2001; 许学工等, 2001; Xu et al, 2015)、气候变化及人类活动(高俊峰等, 2012; Peng et al, 2015; Jiang et al, 2017; 王辉等, 2018)等。人类活动是区域生态风险的重要来源。表征区域人类活动

收稿日期:2018-12-11;修订日期:2019-03-24。

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFA0602303)。[Foundation: National Key Research and Development Program of China, No. 2016YFA0602303.]

第一作者简介:王辉(1986—),男,山东泰安人,博士,主要从事湿地评估与管理研究工作。E-mail: wanghuipku110@163.com

*通信作者简介:宋长春(1968—),男,吉林长春人,研究员,主要从事湿地生物地球化学循环研究。E-mail: songcc@iga.ac.cn

引用格式:王辉, 宋长春. 2019. 三江平原湿地生态风险评价研究[J]. 地理科学进展, 38(6): 872-882. [Wang H, Song C C. 2019. Regional ecological risk assessment of wetlands in the Sanjiang Plain. Progress in Geography, 38(6): 872-882.]
DOI: 10.18306/dlkxjz.2019.06.008

强度的指标包括综合与单一2类,其中,综合指标包括景观格局指数(Fan et al, 2016)、土地利用强度(Peng et al, 2015; Jiang et al, 2017)等;单一指标则包括放牧强度(Jiang et al, 2017)、(点源与非点源)污染排放强度(高俊峰等, 2012; 王辉等, 2018)等。除了风险源以外,区域生态风险评价还需考虑风险受体生态资产(生态价值)及脆弱性分布状况的表征问题。在生态资产评价方面,主要包括基于生物多样性维持功能构建指标(物种保护指数、生物多样性指数、自然度)以及根据生态系统服务价值人为赋值2种途径;在环境脆弱性评价方面,主要的方法(体系)包括基于人为管理水平(负熵输入水平)的赋值法、自然-人文二分法以及面积-结构-功能三分法3种(王辉等, 2018)。

湿地是重要的生态系统类型,具有单位面积最高的生态系统服务水平(Costanza et al, 1997),是区域最具价值的生态资产。然而,随着城市化、产业化以及人口的不断增长,全球湿地正面临面积萎缩、功能下降的窘迫境况(Jiang et al, 2017)。人类活动可以通过多种途径影响湿地的结构和功能。例如,全国重点湿地调查结果表明,95.2%的重点湿地正在遭受人类活动的影响,其中30.3%受到盲目开垦的影响,26.1%受到污染的严重影响,24.2%受到生物资源过度取用的威胁,8%受到水土流失和泥沙沉积的影响,6.6%受到水资源不合理利用的影响(吕宪国, 2008)。这些人类活动影响可以归纳为2大部分:直接影响和间接影响。其中,直接影响是指湿地开垦以及发生在湿地内部的活动造成的影响,例如湿地旅游、湿地植物及动物资源(鸟蛋、鱼、芦苇、小叶樟作为牧草等)的过度取用、引湿地水用于邻近水田灌溉等;间接影响是指通过物质联系(泥沙、氮磷、水、重金属、农药成分等)的方式将其他生态系统类型上人类活动影响输入湿地(通过水土流失、非点源污染等途径)从而对湿地结构和功能健康维持造成的影响(Zhang et al, 2007; Song et al, 2011; Wang et al, 2014)。

人类活动对湿地影响可分为直接和间接2部分。本文以三江平原为例进行湿地生态风险评价的实证研究,以“点轴体系”即多等级城镇与道路系统反映对湿地产生影响的人类活动直接部分,以土壤侵蚀等级分布状况及非点源输出状况反映对湿地产生影响的人类活动间接部分;生态资产及环境脆弱性评价则分别采用基于生态系统服务的人为赋值法以及自然-人文二分法方案(王辉等,

2018)。在区域生态风险评价研究中,以“点轴体系”描述区域人类活动空间集聚特征并纳入风险评价体系的研究目前还未见报道。点轴体系可以表征人类活动的区域集聚特征(陆大道, 2002),越集聚(地点)就表明人类活动强度越大,相应地对区域生态环境造成影响的可能性也就越大,因此可以将其整合进区域生态风险评价体系中,以表征区域人类活动直接风险来源的空间分布特征。在区域点轴体系里,点由多等级中心地(城镇体系)(Mulligan et al, 2012)构成,轴线由交通线、通讯线、能源输送线、输水线等构成(陆大道, 2002)。轴线系统影响多等级中心地资源获取的便捷性,以及区域不同地点的可达性。点轴体系(多等级中心地-多等级道路等)持续而稳定地影响区域各生态系统类型的健康程度与风险水平。本文使用DMSP/OLS(Defense Meteorological Program Operational Line-Scan System)夜间灯光数据和多等级道路数据识别和指代区域“点轴体系”。DMSP/OLS夜间灯光数据是人类活动强度的综合表征,包括产业集聚(第二、三产业)、能源消耗、人口密度等多方面特征,可以通过灯光值和灯光区面积区分中心地的等级和规模(吴健生等, 2014),从而实现风险源强度的划分。基于湿地生态风险评价结果,最后进行湿地生态风险管理和调控措施要点的探讨。研究成果将为湿地区域风险预警防范及可持续发展提供重要的理论依据和实践指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

三江平原(45°01'~48°28'N, 130°13'~135°05'E)位于中国黑龙江省东北部,由佳木斯市、鹤岗市、双鸭山市、七台河市、鸡西市的全部21个县(市)及哈尔滨市的依兰县、牡丹江市的穆棱市(县级)共23个行政单元构成(图1)。西界青黑山(属小兴安岭山系),东至乌苏里江,南接长白山北部支脉老爷岭、太平岭、锅盔山,北达黑龙江主干岸边,系由黑龙江、松花江、乌苏里江3条大河冲积而成的沼泽化低平原,总面积达10.8万km²。区域内水系发达,是中国淡水沼泽湿地的重要集中分布区。属于温带湿润、半湿润大陆性季风气候区,四季变化显著。1月均温-21~18℃,7月均温21~22℃;年降水量500~600mm,75%~85%集中于夏季。研究区沼泽湿地植被主要以小叶樟-苔草群系为主,森林植被则以

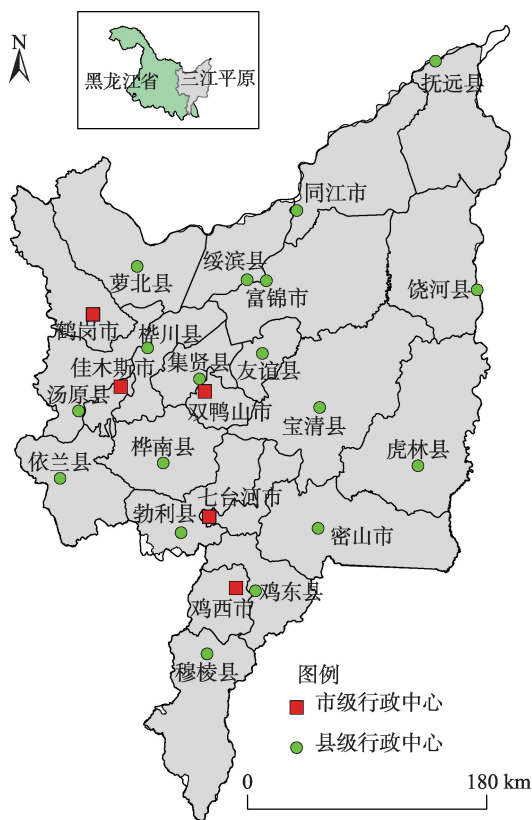


图1 三江平原行政区划

Fig.1 Administrative division of the Sanjiang Plain

针阔叶混交林、阔叶混交林为主。土壤类型有暗棕壤、水稻土、沼泽土、泥炭土、白浆土、草甸土及黑土等,以暗棕壤和白浆土分布最广,草甸土和沼泽土次之。

1.2 数据来源

使用数据主要包括:2010年三江平原土地利用/土地覆被数据、土壤类型数据(来自中国科学院东北地理与农业生态研究所生态遥感中心);坡度数据(来自中国地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>);DMSP/OLS夜间灯光数据(2010)、多等级道路数据(2016)、土壤侵蚀数据、归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、干燥度等(获取自中国科学院地理科学与资源研究所资源环境数据云平台(<http://www.resdc.cn/>))。此外,居民点(城市、县城、市区、农场管局、农场、农场分场、乡镇、村庄等)数据获取自全国1:400万基础地理信息数据库、全国1:100万基础地理信息数据库以及Google Earth等;农场空间分布数据矢量化自黑龙江省农场分布图等原始纸质数据成果。

数据处理加工平台为ArcGIS 10.2。所有原始

数据均栅格化并重采样为1 km × 1 km分辨率,然后进行叠加运算。投影系统为Albers系统(图7除外;为制图美观,图7为UTM Zone 52N投影系统)。

1.3 研究方法

1.3.1 综合风险评价模型

湿地区域生态风险采用如下公式(Xu et al, 2015)进行评价:

$$R = f(H) \times g(V) \times h(E) \quad (1)$$

式中: R 代表最终风险值; H 是人类活动风险源强度等级数值; V 是环境脆弱性等级数值; E 是各生态系统类型生态资产等级状况。基于相对风险评价模型(RRM, Relative Risk Model)(Landis et al, 2007),这3个指标均采用ArcGIS 10.2“自然间断点”功能划分为4等级。此外,最终风险值也采用同样的办法(自然间断点法)划分为4等级。

1.3.2 风险源强度评价模型

风险源强度评价采用如下模型(Xu et al, 2015)进行评价:

$$H = \sum_{m=1}^t (w_m f_m) \quad (2)$$

式中: f_m 表示第 m 个风险源因子归一化等级数值; w_m 代表第 m 个因子权重; t 是风险源因子数量,且 $0 < m < t + 1$ 。参考庄大方等(1997)的土地利用强度人为赋值研究(依据人类活动程度,将区域土地利用类型其人类利用强度划分为4个等级,并分别赋值为4、3、2、1。其中,城镇建设用地赋值为4,农业用地赋值为3,林草地等生态用地赋值为2,未利用地赋值为1),依据区域内各风险源要素所代表的人类活动强度,将DMSP/OLS夜间灯光数据(代表各等级中心地,建设用地)、各等级道路数据(建设用地)、土壤侵蚀数据(代表旱地、林地、草地、裸地等农业用地及生态用地区域(能最终影响湿地)人类活动间接影响程度)及水田分布数据(指代水田区域非点源污染输出程度,农业用地)权重分别赋值0.3、0.3、0.2、0.2。

在风险源因子中,多等级道路数据采用ArcGIS 10.2“分区统计”功能进行计算并加权叠加(20 km × 20 km网格为基本统计单元),以最终计算出研究区综合道路密度空间分布状况。参考土地利用强度分级赋值方案(划分为4级,并以数字4、3、2、1指代,每一等级包含多种土地利用类型)(庄大方等, 1997)以及生态系统脆弱性分级赋值方案(分别赋值4、3、2、1,每一等级包含多种生态系统类型)(付在毅等, 2001; 许学工等, 2001)等关于相对性等级

划分的研究成果,本文将高速公路、铁路、国道、省道、市区路、县道、乡道分别乘以系数4、4、3、3、2、1、1,然后进行叠加计算。最终道路密度数值使用“自然间断点”函数予以4等级划分,其中4表示最高道路密度等级,1表示最低道路密度等级。

此外,考虑到水田区域人类活动的强度及其较为严重的生态环境后果(除了输出氮磷等非点源物质从而影响湿地健康外,还会通过抽取地下水用以灌溉水田的方式对地下水资源赋存及环境健康状况产生影响),水田区域人类活动强度等级赋值为3(相比较其他风险源因子4等级划分)(付强等, 2002)。

1.3.3 环境脆弱性评价模型

环境脆弱性采用如下模型(Xu et al, 2015)进行评价:

$$V=\sum_{n=1}^l(w_n f_n) \quad (3)$$

式中: f_n 表示第 n 个脆弱性因子; w_n 表示第 n 个脆弱性因子的权重; l 是脆弱性因子数量,且 $0 < n < l + 1$ 。

本文使用地形(坡度)、植被覆盖(以NDVI表示)、气候(干燥度)及土壤(土壤可蚀性)4个因素来表示环境脆弱性问题(王文娟等, 2008; Xu et al, 2015)。一般来说,坡度越大、越干燥、土壤可蚀性数值越大,植被覆盖度越低,环境脆弱性越大,因此各个因素的等级划分标准制定如表1所示。参考有关脆弱性权重赋值方案(地形、植被覆盖、气候以及人口密度分别赋权重值0.3、0.35、0.2、0.15)(许学工等, 2011; Xu et al, 2015),并考虑本研究脆弱性因子选择均为自然要素,因此将坡度(代表地形要素)、植被覆盖(NDVI)、干燥度(代表气候要素)及土壤可蚀性(代表土壤要素)权重值分别定为0.3、0.3、0.2、0.2(地形与植被覆盖要素看作同等重要,气候与土壤要素看作同等重要)。土壤可蚀性 K 值采用王文娟等(2008)的研究成果按类型进行赋值。此外,考虑到

湿地是介于陆地与水体间的典型生态脆弱区(Liu et al, 2000),因此对于湿地区域脆弱性等级的修正也同时考虑在本方案中。

1.3.4 生态资产评价模型

本文采用单位面积陆地生态系统服务价值来表示各生态系统类型的资产等级状况。研究区生态系统类型包括水田、旱地、林地、草地、水体、建设用地、裸地及湿地等8种。根据谢高地等(2003)对Costanza等生态系统服务体系(1997)的归纳与合并,每一种生态系统类型共有9种生态系统服务功能(气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成与保护、废弃物处理、生物多样性维持、食物生产、原材料生产及娱乐)。最终单位面积生态系统类型其生态资产(即总生态服务价值)由这9种单项生态服务价值逐一累加获得(谢高地等, 2003; 薛振山等, 2012; 邸向红等, 2013)。

具体技术路线流程如图2所示。

2 评价结果

2.1 风险源强度计算

综合风险源强度等级分布状况计算结果如图3所示。计算过程表明:各风险源因子等级分布方面,高等级灯光值区域与高等级居民点(城市、县城、区政府所在地、农场管理局所在地及农场场部等)较好地匹配起来,高等级灯光值(等级3与等级4)范围较大的是5个地级市所在地(鹤岗、佳木斯、双鸭山、七台河、鸡西),然后是县城及农场管理局所在地(如同江、富锦、宝清等县城及建三江等农场管理局所在),最后是星星点点的农场场部及一些乡镇所在地。DMSP/OLS夜间灯光数据很好地描述了区域多等级中心地的分布,从而表征出湿地区域人类活动直接风险来源(中心地)的空间分布特征;综合道路密度计算结果与高等级道路(高速公

表1 环境脆弱性指标分级标准

Tab.1 Index system of eco-environmental vulnerability assessment

因子	等级赋值				权重
	1	2	3	4	
坡度/(°)	<2.6541	2.6541~7.1207	7.1207~12.6363	>12.6363	0.3
植被覆盖/%	>85.20	85.20~73.20	73.20~35.60	<35.60	0.3
干燥度	<0.844	0.844~0.928	0.928~0.989	>0.989	0.2
土壤可蚀性(K 值)	<0.2648	0.2648~0.3235	0.3235~0.3823	>0.3823	0.2
修正:生态脆弱区(是,否)	是=1, 否=0				

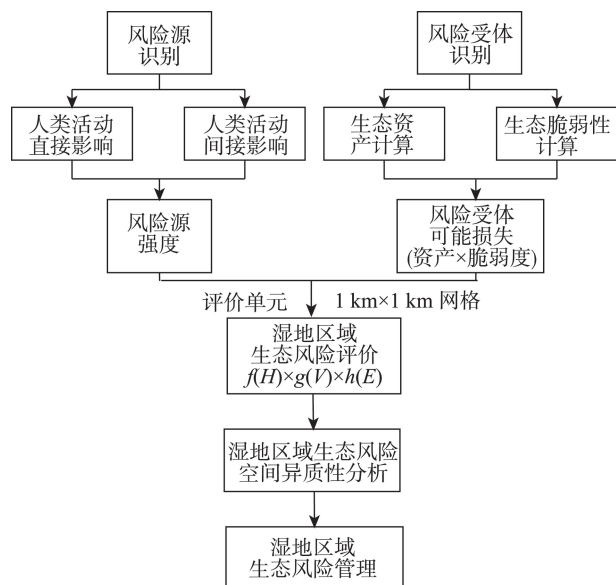


图2 三江平原湿地区域生态风险评价与管理技术流程

Fig.2 Flow chart of wetland regional ecological risk assessment (RERA) in the Sanjiang Plain

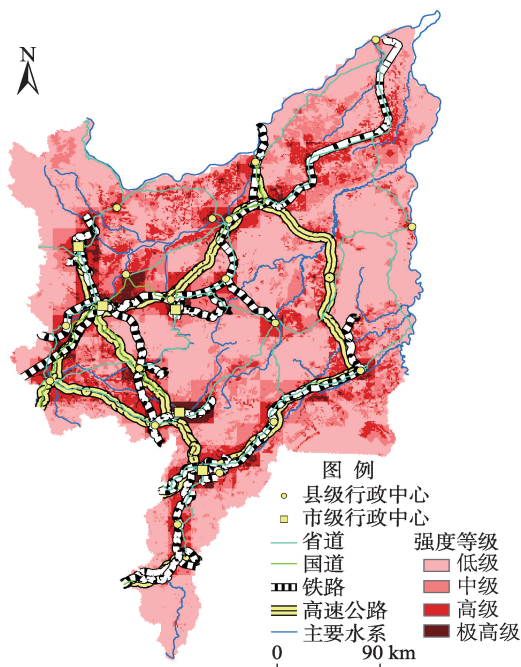


图3 三江平原风险源强度等级

Fig.3 Ecological risk source intensity grades in the Sanjiang Plain

路、铁路、国道、省道)分布拟合较好:由于高等级道路多为连接高等级中心地而建,因此一般有多种高等级道路汇集的中心地所在网格其综合道路密度等级就越高(如佳木斯、七台河、鹤岗、鸡西、富锦、桦南等所在网格)。随着距离中心节点城市越远,道路分布也逐渐发散,其所在网格综合密度等级也

逐步下降;低级(最低道路综合密度网格)所在地区多为没有高级道路穿过地区(只有有限的县乡道、市区路分布);土壤侵蚀严重地区多位于研究区西部(青黑山)、南部(太平岭、老爷岭、锅盔山)及中部完达山森林以及坡耕地部分,与坡度及人类不合理的利用活动密切相关(陡坡开荒种植旱作物、不合理砍伐森林木材资源等);水田则集中分布在4大农场管理区(宝泉岭、牡丹江、建三江、红兴隆)范围内,与这些地区多位于地势低平处、利于水田建设管理等原因有关(由于地势低洼,沼泽丛生,开垦困难,这些后开发地区的建设管理多为国家行为(农场建设))。在此基础上,根据式(2),可以得出研究区综合风险源强度等级分布状况(图3)。根据图3计算结果可以发现,三江平原(湿地)综合风险源强度与区域点轴体系特别是高等级中心地与高等级道路拟合程度较好,也与土壤侵蚀强烈地区以及水田集中分布区有着较好的对应。在各等级风险源强度比例方面,低级、中级、高级、极高级风险源强度等级所占比例分别为50.62%、22.28%、21.13%、5.97%,中等和高等级风险源强度分布面积相仿,低级别风险源强度分布范围最大,极高级风险源强度分布面积较小。

2.2 生态资产计算

三江平原地区生态资产分布状况如图4所示。其中,极高级生态资产分布区为湿地分布区,高级生态资产分布区为水体分布区,中级生态资产分布区为森林植被区,低级生态资产分布区为水田、旱地、裸地、草地、建设用地等分布区域。湿地分布区范围与6个主要国家级湿地自然保护区(洪河、三江、七星河、兴凯湖、珍宝岛、东方红)分布范围较为吻合。在各等级生态资产分布比例方面,低级、中级、高级、极高级生态资产等级所占比例分别为59.94%、30.89%、2.63%、6.54%,低级和中级生态资产分布面积较大,低级生态资产分布范围最大,高级和极高级生态资产分布面积较小。

2.3 脆弱性计算

综合脆弱性等级分布状况如图5所示。结果表明:各单独脆弱性因子(坡度、植被覆盖状况、干燥度及土壤可蚀性)空间等级分布方面,较高坡度等级分布区与三江平原山地及森林分布范围较为吻合;研究区大部分为高和极高干燥度等级(存在着宝清、勃利2个极高等级干燥度分布区),东部干燥度等级高于西部,其中小兴安岭山系(鹤岗)干燥度等级最低;植被覆盖脆弱性等级高的多为城市所在

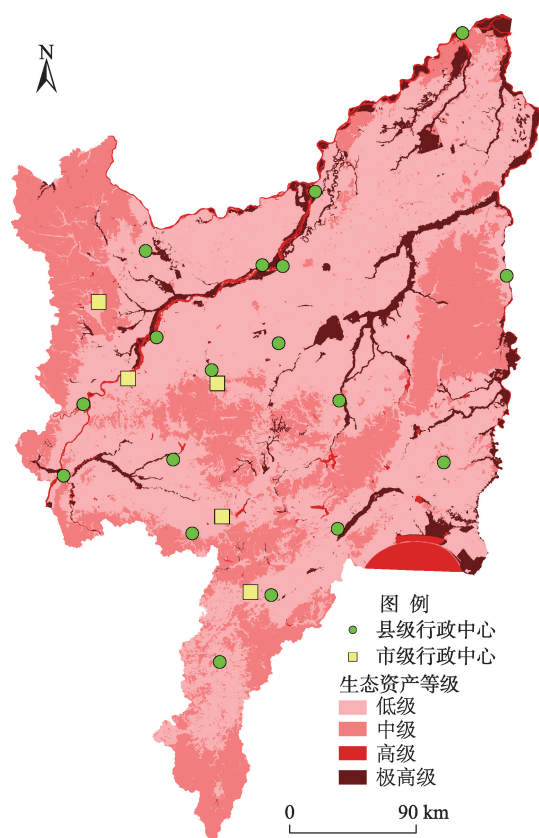


图4 三江平原生态资产分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological capital in the Sanjiang Plain

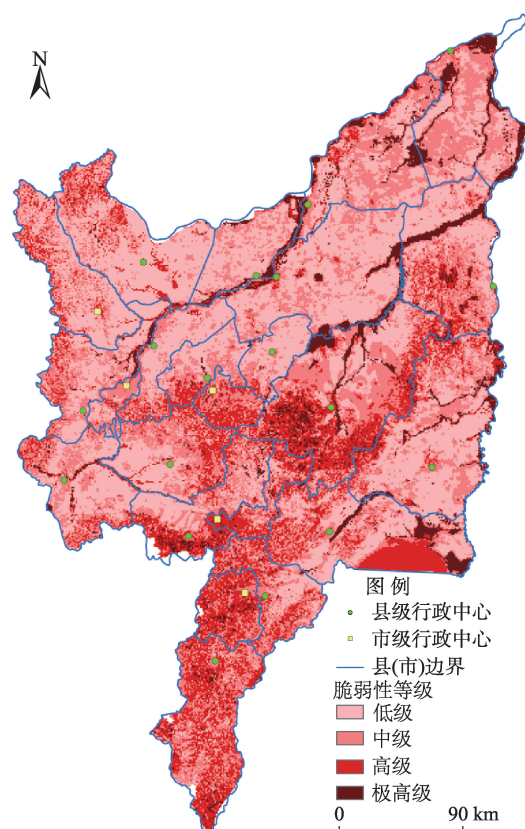


图5 综合脆弱性等级分布

Fig.5 Spatial distribution of integrated vulnerability grades

地及兴凯湖区域;全区域土壤可蚀性等级均不高,多为低、中级。根据式(3),经过湿地分布数据修正后即可获得研究区最终的脆弱性空间分布状况。在综合脆弱性等级所占面积比例方面,低级、中级、高级和极高级综合脆弱性等级分别为40.46%、33.47%、19.44%、6.63%,低级和中级综合脆弱性等级分布面积较大,高和极高级综合脆弱性等级分布面积较小。其中,湿地具有最高的脆弱性等级;在坡度方面,西部的青黑山在最终的高和极高脆弱性分布中消失,而中部(包括完达山及西部七台河、勃利境内山地)和南部(锅盔山、太平岭、老爷山)高坡度等级区仍然显示在最终的高等级脆弱性范围内,这跟后2个地区干燥度等级较高有关;由于兴凯湖有较高的植被覆盖脆弱性等级和干燥度等级,因此该部分水体在最终的脆弱性等级分布中也占据一部分面积。

2.4 综合风险值计算

根据式(1),最终综合风险值分级结果如图6所示。低级、中级、高级和极高级综合风险值等级所占面积比例分别为64.00%、24.28%、10.38%、

1.34%,大部分为低和中等风险水平,高和极高等级风险区占比较小,但有关风险防范任务仍不可掉以轻心,特别是在相应的高等级风险分布区域。其中,湿地由于具有最高的脆弱性和生态资产等级而最终显示为高和极高的风险水平。此外,高等级中心地周边也具有较高的风险水平,例如鹤岗、双鸭山、七台河、鸡西等城市周边区域都显示为高风险水平。以行政区划分,南部的鸡西、勃利、七台河、密山等地区有较高的风险水平,北部风险状况相对较轻(整体而言),南部地区生态风险防范和生态功能保护亟需加强。在湿地方面,松花江河滩型湿地相比其他地区风险等级更高。此外,还有穆棱河密山市区以下、挠力河宝清县城以上河段其风险水平也较高。

3 讨论

3.1 区域“点轴体系”与湿地间的空间位置关系

由于在整个三江平原图幅中低等级居民点及低等级道路显示过于密集,以致显示不清,因此以

同江-抚远地区为例进行讨论。该地区“点轴体系”(多等级中心地与道路)与湿地空间位置关系如图7所示。

由图7可知,洪河湿地(位于区域中心)周围较为接近的是3个农场场部(洪河农场、前锋农场、鸭绿河农场),与其他类型和等级的中心地在空间上较为远离。因此,其人类活动直接风险来源主要是这3个农场场部位置。区域内主要通过铁路、省道、市区路及县道等将人类影响输送到洪河湿地附近

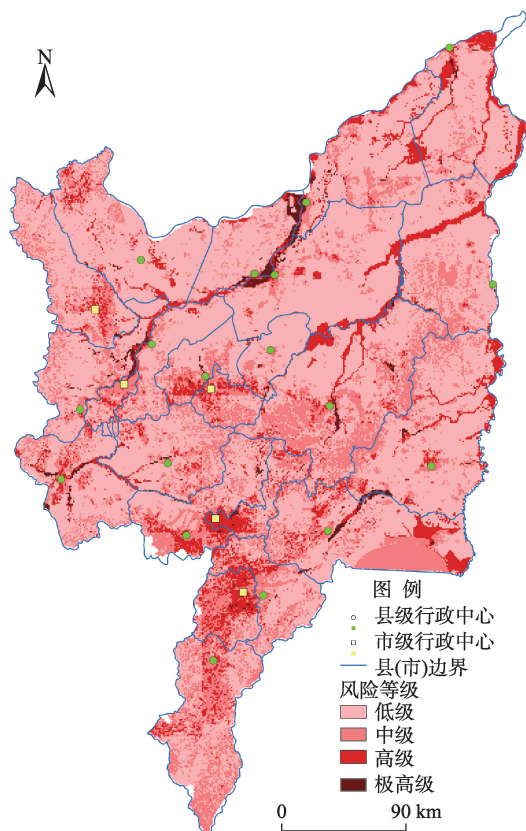


图6 综合风险值等级分布

Fig.6 Spatial distribution of integrated ecological risk grades

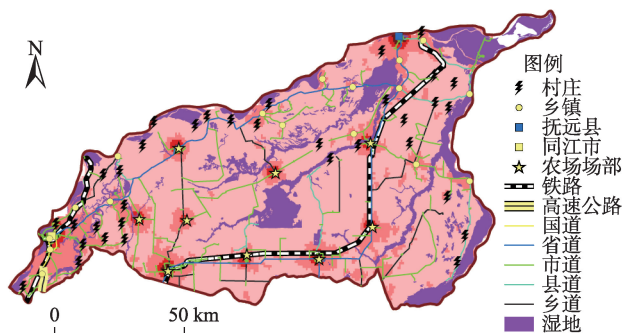


图7 同江-抚远地区“点轴体系”与湿地空间位置关系

Fig.7 Spatial relationship of the “pole-axis” system and wetlands in the Tongjiang-Fuyuan area

位置,并通过一定方式影响其健康程度即风险水平,例如科考(包括附属的定期观测及设施维修等)、参观访问等。当地农场职工或农民则会通过捕鱼、不定期进入湿地游玩等方式影响洪河湿地的健康水平。在道路方面,铁路和省道将远距离人类影响输送到邻近位置(洪河湿地南部的洪河农场及前锋农场),再经由县道和市区路等将这些影响输送到距离洪河湿地更近的位置以及洪河湿地内部。因此,在洪河湿地风险预防和管理中,一定要注重多等级中心地(主要是农场场部)、多等级道路(主要是铁路、省道、县乡道)及其空间分布对湿地健康状况造成影响的可能性,一方面,注重在农场场部对湿地重要性的宣传以及进入湿地后应采取的有效的保护措施和途径的介绍;另一方面,要限制保护区的人员、车辆进入量,降低其可通达性,从而切实保护好这一国际重要湿地。

距离三江湿地(位于区域东北角)较为接近的中心地主要是乡镇、村庄,以及个别农场(前哨农场)。与洪河湿地相比,三江湿地周围中心地分布数量更多、距离也更为接近。例如,浓江、浓桥、抓吉、海青等乡镇就紧贴着湿地分布,而且在湿地边缘较近距离内还分布着多个村庄,更增加了人类活动对该处湿地影响的可能性。在道路方面,省道、市区路、县道、乡道等或穿越湿地,或沿着湿地延伸方向延伸,或通往湿地边缘的居民点(中心地),是主要影响三江自然保护区健康水平的道路类型。而铁路和省道等则是将域外人类活动影响输送到近处的主要道路类型。因此,在三江湿地风险管理中,中心地方面,要注重湿地的日常管理,防止邻近村庄村民随意进入湿地取用湿地资源、小片垦殖开荒等,特别要注重预防冬季将火种(烟头等)带入干枯湿地从而造成火灾的可能性,这些需要通过加强邻近居民点居民的湿地保护意识来实现;道路方面,既要考虑近处的低等级道路对湿地的直接影响,也要考虑高等级道路将远处域外人类影响带到跟前的可能性和程度问题(对乡镇、村庄等节点中心地的输送能力)。

此外,未来应加强区域“点轴体系”与湿地间空间邻接关系的定量化研究,例如考虑定量计算“点轴体系”与湿地间的空间距离等,以更好地分析和表示其人类活动直接风险来源的空间分布特征。

3.2 区域湿地与非湿地间的主要服务功能的权衡与协同

湿地周围(上游)非湿地区域(林地、水田、旱地

等)与湿地间通过物质输出与输入的关系产生紧密联系,这种联系可能会对湿地结构和功能的健康状况的维持产生一定的影响。例如,在长林岛自然保护区内的挠力河两岸和小佳河镇的小佳河两岸,由于河水携带泥沙沉积的影响,导致原有苔草群落逐步被小叶樟群落所代替,生态结构越来越单一,多种生态服务功能也开始逐步下降(刘振乾等, 2001)。这种变化可能与泥沙覆盖改变了湿地原有种子库的发芽率有关(Wang et al, 2014)。除了泥沙外,氮磷的过量输入会通过促进湿地温室气体排放等方式降低湿地碳库功能的稳定性,从而增加其风险水平(Zhang et al, 2007; Song et al, 2011)。此外,林地是三江平原大多数湿地补给水源的重要产流区(刘正茂等, 2011),土壤侵蚀除了会将泥沙带入湿地外,还会影响林地的水源涵养功能(土壤侵蚀会造成土壤流失、土层变薄,从而降低林地的水源涵养能力),导致湿地汇入水分不足。除了林地,水田区域密集的各等级沟渠设施会严重削弱了湿地周围原本属于湿地产汇流范围的降水收集能力,也会造成湿地在少雨水年份的供水不足和旱化,增加其结构和功能稳定的风险水平。因此,要注重湿地区域湿地与非湿地间这种通过物质联系方式产生的影响及其调控管理,以从整体上削减区域或流域上多种生态系统类型的风险程度。

具体而言,涉及权衡及协同2种调控管理范式。所谓权衡(tradeoffs),是指某些类型生态系统服务的供给,由于其他类型生态系统服务使用的增加而减少的状况;所谓协同(synergies 或 co-benefits),是指2种或多种生态系统服务同时增强的情形(李双成等, 2013)。更进一步地,这里的权衡和协同,不仅可以指各生态系统服务间的权衡和协同,也可以指各生态系统类型间的权衡和协同。农田(水田、旱地)的主要生态系统服务功能是生产服务(粮食生产),而湿地与森林的主要生态系统服务功能是生态服务(气体调节、气候调节、维持生物多样性、保持水土等);因此,可将水田与旱地区域定义为生产服务区,湿地与森林这2种生态系统类型定义为生态服务区。从各生态系统类型主要服务功能着眼,湿地与农田(水田、旱地)间存在着此扬彼抑的调控关系。例如,过分关注农田的生产服务功能,就会导致一系列生态问题,如陡坡开荒会造成旱地的水土流失问题,从而将侵蚀而来的泥沙和氮磷等物质带入湿地,造成湿地健康风险的加重;水田过量施肥则会加重其非点源污染排放问题。当

然,也不能一点风险不能承受而完全限制农业生产。湿地与农田间存在一种调控权衡关系。相应地,湿地与森林间则是一种步调一致、同升同降的关系。例如,注重森林保护,控制其砍伐等不合理人类活动的影响,会减少泥沙、氮磷等物质输送到下游区域(包括湿地部分),也会增加其涵养水源的能力,从而为湿地补充更多的水源;而不注重森林保护则会影响湿地的健康,拉升其风险水平(通过泥沙、氮磷等的过量输出)。因此,从其主要生态系统服务功能着眼,湿地与森林间存在的是一种协同管理问题。这种基于各生态系统类型主要服务功能的划分,可以为区域内湿地与非湿地间生态系统服务功能的总体稳定协调提供明确的着眼点和抓手,从而在区域(流域)尺度上更好地调控包括湿地在内多种生态系统类型其生态服务功能受损的风险水平。

在湿地与农田服务权衡方面,一方面,要控制农田施肥;另一方面,要从削减脆弱性上着手。削减脆弱性要求一方面考虑地形、坡度等自然本底特征因素,另一方面要从提高人为调节措施(针对非点源污染、水土流失等)水平入手。在考虑地形、坡度等自然本底特征因素方面,要注重陡坡地(旱地)退耕还林。在考虑提高人为管理水平以降低脆弱性方面,旱地要注重优化种植结构、加强各项水保措施的运行如等高耕作、修筑梯田等,而水田则要特别注重发挥人工沟渠降解污染的作用(祝惠等, 2010)。森林-湿地间的服务协同方面,要注重森林涵养水源、保持土壤等正向生态服务功能维持与相应的减少水土流失负向服务输出(会输入下游湿地)间的协同,即要注重保护森林资源,限制采伐,保护森林郁闭度、枯落物层等能涵养水源、降低降雨动能、减弱其对土壤溅蚀、冲蚀能力的有关因素。在此基础上,通过逐流域进行产水、产沙及非点源污染输出负荷的模拟,可以为湿地与非湿地间(水田、旱地、森林等)权衡及协同管理提供定量化的参考和依据,从而可以更好地从区域(流域)整体水平上削减湿地面积、结构及功能受损的可能性。

区域“点轴体系”对湿地产生直接影响的同时,也会对区域内其他生态系统类型其生态服务功能的稳定维持产生影响,是相应生态系统类型人类活动的直接风险来源。同样地,通过物质的输出与输入(氮磷、泥沙等),区域(流域的集合)内湿地人类活动的间接风险输入也就指示着区域内非湿地生态系统类型(水田、旱地、森林等)其人类活动风险的产

生以及输出(以水土流失、非点源污染方式呈现)。以湿地生态系统服务功能维持为着眼点,需要重点分析风险源的空间差异性(包括直接和间接2部分);以全区域多种生态系统类型服务功能的总体协调为着眼点时,则需要注重生产服务区(水田、旱地)与生态服务区(湿地)间的生态系统服务权衡以及不同生态服务区(森林-湿地)间生态系统服务功能的协同管理问题,以求得区域整体生态资产风险水平的最小化。

4 结论与不足

在区分人类活动对湿地影响的直接途径和间接途径的基础上,建立了三江平原湿地生态风险评价框架。其中,以区域“点轴体系”(多等级中心地与多等级道路,以DMSP/OLS夜间灯光数据表征多等级中心地)的空间分布状况来表示人类活动对包括湿地在内的多种生态系统类型健康影响的可能性(这种可能性叠加了空间位置和可达性等方面的信息);以土壤侵蚀和水田非点源污染输出来指代区域(流域)内非湿地生态系统类型(林地、水田、旱地等)对湿地影响的程度及其分布。研究结果表明:高等级风险源强度与高等级中心地及高等级道路拟合程度较好;由于较高的生态资产及脆弱性水平,研究区湿地具有最高程度的风险水平,此外,高等级中心地(城市、县城、农场管局所在地等)也有较高的风险水平;从比例上来说,三江平原低风险、中等风险、高风险和极高风险等级所占比例分别为64.00%、24.28%、10.38%、1.34%,大部分为低和中等风险水平。以行政区划分,南部的鸡西、勃利、七台河、密山等地有较高的风险水平,北部则风险状况相对较轻。在三江平原湿地生态风险管理方面,探讨了区域“点轴体系”与湿地间的空间邻接关系,以及湿地与非湿地类型间基于生态系统服务功能的权衡及协同综合管理问题,以更好地从区域(流域)整体水平上削减湿地风险程度。

本文属于针对人类活动直接风险来源与间接风险来源的湿地区域综合生态风险评价,未能涉及气候变化(平均变化与突变)及自然灾害(对湿地而言,主要是水旱灾害造成湿地水位短时期内波动、高温热浪影响湿地碳库稳定等)等方面因素。未来,全面考虑气候变化、人类活动及自然灾害影响的湿地综合生态风险分析、评价与管理(防范)研究应该是努力的方向。

参考文献(References)

- 邸向红, 侯西勇, 徐新良, 等. 2013. 山东省生态系统服务价值时空特征研究 [J]. 地理与地理信息系统, 29(6): 116-120. [Di X H, Hou X Y, Xu X L, et al. 2013. Study on spatial-temporal characteristics of ecosystem service value in Shandong Province. Geography and Geo-Information Science, 29(6): 116-120.]
- 付强, 王志良, 梁川. 2002. 多变量自回归模型在三江平原井灌水稻需水量预测中的应用 [J]. 水利学报, 33(8): 107-112. [Fu Q, Wang Z L, Liang C. 2002. Application of multi-variate auto-regression model to forecast water demand of well irrigated paddy. Journal of Hydraulic Engineering, 33(8): 107-112.]
- 付在毅, 许学工, 林辉平, 等. 2001. 辽河三角洲湿地区域生态风险评价 [J]. 生态学报, 21(3): 365-373. [Fu Z Y, Xu X G, Lin H P, et al. 2001. Regional ecological risk assessment of in the Liaohe River Delta wetlands. Acta Ecologica Sinica, 21(3): 365-373.]
- 高俊峰, 许妍. 2012. 太湖流域生态风险评估研究 [M]. 北京: 科学出版社. [Gao J F, Xu Y. 2012. Study of ecological risk assessment in Taihu Lake Basin. Beijing, China: Science Press.]
- 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. [Li S C, Zhang C Y, Liu J L, et al. 2013. The tradeoffs and synergies of ecosystem services: Research progress, development trend, and themes of geography. Geographical Research, 32(8): 1379-1390.]
- 刘振乾, 刘红玉, 吕宪国. 2001. 三江平原湿地生态脆弱性研究 [J]. 应用生态学报, 12(2): 241-244. [Liu Z Q, Liu H Y, Lv X G. 2001. Ecological fragility of wetlands in Sanjiang Plain. Chinese Journal of Applied Ecology, 12(2): 241-244.]
- 刘正茂, 夏广亮, 吕宪国, 等. 2011. 近50年来三江平原水循环过程对人类活动和气候变化的响应 [J]. 南水北调与水利科技, 9(1): 68-74. [Liu Z M, Xia G L, Lv X G, et al. 2011. Response of water cycle processes in Sanjiang Plain to human activities and climate change in recent 50 years. South-to-North Water Diversion and Water Science & Technology, 9(1): 68-74.]
- 陆大道. 2002. 关于“点-轴”空间结构系统的形成机理分析 [J]. 地理研究, 22(1): 1-6. [Lu D D. 2002. Formation and dynamics of the "pole-axis" spatial system. Scientia Geographica Sinica, 22(1): 1-6.]
- 吕宪国. 2008. 中国湿地与湿地研究 [M]. 石家庄: 河北科学技术出版社. [Lv X G. 2008. Wetland ecosystem study in China. Shijiazhuang, China: Hebei Science and Technology Publishing House.]
- 王辉, 宋长春, 宋艳宇. 2018. 三江平原湿地生态风险评价的

- 尺度依存性及区域生态风险评价方案制定 [J]. 湿地科学, 16(2): 106-113. [Wang H, Song C C, Song Y Y. 2018. Scale-dependence of ecological risk assessment and scheme formulation for regional ecological risk assessment of wetlands in Sanjiang Plain. Wetland Science, 16(2): 106-113.]
- 王文娟, 张树文, 李颖, 等. 2008. 基于 GIS 和 USLE 的三江平原土壤侵蚀定量评价 [J]. 干旱区资源与环境, 22(9): 112-117. [Wang W J, Zhang S W, Li Y, et al. 2008. Quantitative assessment of soil erosion in Sanjiang Plain based on GIS and USLE. Journal of Arid Land Resources and Environment, 22(9): 112-117.]
- 吴健生, 刘浩, 彭建, 等. 2014. 中国城市体系等级结构及其空间格局: 基于 DMSP/OLS 夜间灯光数据的实证 [J]. 地理学报, 69(6): 759-770. [Wu J S, Liu H, Peng J, et al. 2014. Hierarchical structure and spatial pattern of China's urban system: Evidence from DMSP/OLS nightlight data. Acta Geographica Sinica, 69(6): 759-770.]
- 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 2003. 青藏高原生态资产的价值评估 [J]. 自然资源学报, 18(2): 189-196. [Xie G D, Lu C X, Leng Y F, et al. 2003. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau. Journal of Natural Resources, 18(2): 189-196.]
- 许学工, 林辉平, 付在毅, 等. 2001. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 37(1): 111-120. [Xu X G, Lin H P, Fu Z Y, et al. 2001. Regional ecological risk assessment of wetland in the Huanghe River Delta. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 37(1): 111-120.]
- 许学工, 颜磊, 徐丽芬, 等. 2011. 中国自然灾害生态风险评价 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 47(5): 901-908. [Xu X G, Yan L, Xu L F, et al. 2011. Ecological risk assessment of natural disasters in China. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 47(5): 901-908.]
- 薛振山, 姜明, 吕宪国, 等. 2012. 农业开发对生态系统服务价值的影响: 以三江平原浓江-别拉洪河中下游区域为例 [J]. 湿地科学, 10(1): 40-45. [Xue Z S, Jiang M, Lv X G, et al. 2012. Influence of agricultural exploitation on ecosystem services: A case study on middle and lower reaches of Nongjiang River and Bielalong River in the Sanjiang Plain. Wetland Science, 10(1): 40-45.]
- 祝惠, 阎百兴. 2010. 三江平原稻田磷输出及迁移过程研究 [J]. 湿地科学, 8(3): 266-272. [Zhu H, Yan B X. 2010. Export of phosphorous from paddy field and its transport process in Sanjiang Plain. Wetland Science, 8(3): 266-272.]
- 庄大方, 刘纪远. 1997. 中国土地利用程度的区域分异模型研究 [J]. 自然资源学报, 12(2): 105-111. [Zhuang D F, Liu J Y. 1997. Study on the model of regional differentiation of land use degree in China. Journal of Natural Resources, 12(2): 105-111.]
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 387: 253-260.
- Fan J H, Wang Y, Zhou Z, et al. 2016. Dynamic ecological risk assessment and management of land use in the middle reaches of the Heihe River based on landscape patterns and spatial statistics [J]. Sustainability, 8(6): 1-15.
- Hunsaker C, Graham R, Suter G, et al. 1990. Assessing ecological risk on regional scale [J]. Environmental Management, 14: 325-332.
- Jiang W G, Lv J X, Wang C C, et al. 2017. Marsh wetland degradation risk assessment and change analysis: A case study in the Zoigê Plateau, China [J]. Ecological Indicators, 82: 316-326.
- Landis W G, Wieggers J A. 1997. Design considerations and a suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 3(3): 287-297.
- Landis W G, Wieggers J A. 2007. Ten years of the relative risk model and regional scale ecological risk assessment [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 13(1): 25-38.
- Liu Z Q, Lv X G, Liu H Y. 2000. Study on ecological fragility of wetlands in Sanjiang Plain [J]. Journal of Geographical Sciences, 10(2): 151-158.
- Moraes R, Molander S. 2004. A procedure for ecological tiered assessment [J]. Human Ecological Risk Assessment, 10(2): 343-371.
- Mulligan G F, Partridge M D, Carruthers J I. 2012. Central place theory and its reemergence in regional science [J]. The Annals of Regional Science, 48: 405-431.
- Munns W R. 2006. Assessing risks to wildlife populations from multiple stressors: Overview of the problem and research needs [J]. Ecology and Society, 11: 23. doi: 10.5751/ES-01695-110123.
- Peng J, Zong M L, Hu Y N, et al. 2015. Assessing landscape ecological risk in a mining city: A case study in Liaoyuan City, China [J]. Sustainability, 7: 8312-8334.
- 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.
- United States Environmental Protection Agency. 1992. Framework for ecological risk assessment [R]. Washington, DC: Risk Assessment Forum.
- Wang G D, Wang M, Yuan Y X, et al. 2014. Effects of sediment load on the seed bank and vegetation of *Calamagrostis angustifolia* wetland community in the National

- Natural Wetland Reserve of Lake Xingkai, China [J]. *Ecological Engineering*, 63: 27-33.
- Xu X G, Lin H P, Fu Z Y. 2004. Probe into the method of regional ecological risk assessment: A case study of wetland in the Yellow River Delta in China [J]. *Journal of Environmental Management*, 70(3): 253-262.
- Xu X G, Xu L F, Yan L, et al. 2015. Integrated regional ecological risk assessment of multi-ecosystems under multi-disasters: A case study of China [J]. *Environmental Earth Science*, 74(1): 747-758.
- Zhang L H, Song C C, Zheng X H, et al. 2007. Effects of nitrogen on the ecosystem respiration, CH₄ and N₂O emissions to the atmosphere from the freshwater marshes in Northeast China [J]. *Environmental Geology*, 52: 529-539.

Regional ecological risk assessment of wetlands in the Sanjiang Plain

WANG Hui, SONG Changchun*

(Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, CAS, Changchun 130102, China)

Abstract: Characterizing the regional intensity of human activities is an important scientific issue. In this study, the pole-axis spatial system (central places and roads of multiple grades, such as city, county, farm, and village and railway, highway, national road, provincial road, municipal road, county road, and town road) and central place theory were adopted to represent the spatial agglomeration characteristics of regional human activities as direct risk source of wetlands. Soil erosion and non-point source (NPS) pollution indicating indirect effects of human activities on wetlands at the regional scale were also considered. Based on these results, the regional ecological risk assessment (RERA) framework of wetlands was established. Using this wetland RERA framework, the spatial heterogeneity of risk grades in the Sanjiang Plain area was analyzed. The results show that: 1) The Defense Meteorological Program Operational Line-Scan System (DMSP/OLS) nighttime light intensity data and multiple level roads data could be used to delineate the regional "pole-axis" system and characterize the direct risk source of wetlands stemming from human activities at the regional scale. High and very high risk source intensity areas matched well with the regional pole-axis system, especially with the central places and roads of high grades. 2) Owing to its high ecological capital value per unit area and vulnerability, wetlands had highest risk. 3) The low, medium, high, and very high risk areas accounted for 64.00%, 24.28%, 10.38%, and 1.34% of the study area, respectively. 4) Overall, the southern parts of the Sanjiang Plain had higher risk levels than the northern parts. With regard to the management of regional ecological risk of wetlands, our recommendations include emphasizing the spatial relationship (location, direction, and so on) between wetlands and the regional pole-axis system in order to control direct risks of wetlands from human activities, and tradeoff and synergy between wetlands and other ecosystems (rainfed cropland, rice field, and forest land) through prevention and control of soil erosion and NPS pollution stemming from non-wetland areas in order to reduce the risk level of wetlands at the regional scale.

Keywords: regional ecological risk assessment (RERA); human activities; pole-axis system; wetland; Sanjiang Plain