

《城市生态风险评估技术指南（征求意见稿）》

编制说明

《城市生态风险评估技术指南》编制组

二〇二二年七月

目 录

| | |
|---|----|
| 1. 工作简况 | 1 |
| 1.1 编制背景..... | 1 |
| 1.2 任务来源..... | 2 |
| 1.3 目的和意义..... | 3 |
| 1.4 编制原则与依据..... | 3 |
| 1.5 制定过程..... | 3 |
| 1.6 标准主要起草人及承担工作..... | 4 |
| 2. 国家标准编制的主要内容及论据 | 4 |
| 2.1 标准架构..... | 4 |
| 2.2 范围..... | 4 |
| 2.3 规范性引用文件..... | 5 |
| 2.4 术语和定义..... | 6 |
| 2.5 评价流程..... | 8 |
| 2.6 指标体系..... | 10 |
| 2.7 评价方法..... | 11 |
| 3. 主要试验（或验证）的分析、综述报告，技术经济论证，预期效益..... | 33 |
| 3.1 案例研究..... | 33 |
| 3.2 预期效益..... | 37 |
| 4. 采用国际标准和国外先进标准的程度，以及与国际、国外同类标准水平的对比情况，或与测试的国外样品、样机的有关数据对比情况 | 38 |
| 5. 与有关的现行法律、法规和强制性国家标准的关系 | 38 |
| 6. 重大分歧意见的处理经过和依据 | 41 |
| 7. 国家标准作为强制性国家标准或推荐性国家标准的建议 | 41 |
| 8. 贯彻国家标准的要求和措施建议（包括组织措施、技术措施、过渡办法等内容） | 41 |
| 9. 废止现行有关标准的建议 | 41 |
| 10. 其他应予说明的事项 | 41 |

1. 工作简况

1.1 编制背景

2016年3月，中华人民共和国全国人民代表大会和中国人民政治协商会议（简称“两会”）授权发布《中华人民共和国国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要》，提出“加大环境综合治理力度，严密防控环境风险；加强生态保护修复，全面提升生态系统功能”。2016年11月，国务院常务会议通过《“十三五”生态环境保护规划》（国发〔2016〕65号），提出“实施全程管控，有效防范和降低环境风险；加大保护力度，强化生态修复”。2017年10月，中国共产党第十九次全国代表大会（简称“十九大”）召开，习近平主席在报告中指出“要着力解决突出环境问题；加大生态系统保护力度”。2018年6月，中共中央、国务院发布了《关于全面加强生态环境保护 坚决打好污染防治攻坚战的意见》（中发〔2018〕17号），提出了“到2020年，生态环境质量总体改善，主要污染物排放总量大幅减少，环境风险得到有效管控，生态环境保护水平同全面建成小康社会目标相适应”的总体目标，“强化生态环境保护能力保障体系，建立风险评估体系”。2021年11月，中共中央、国务院发布了《关于深入打好污染防治攻坚战的意见》，提出“切实维护生态环境安全”、“持续提升生态系统质量”。也就是说，强化生态保护与修复，提升生态系统稳定性和服务功能，成为工作重点。此外，2020年9月，自然资源部办公厅关于印发《市级国土空间总体规划编制指南（试行）》的通知，提出“分析区域发展和城镇化趋势、人口与社会需求变化、科技进步和产业发展、气候变化等因素，系统梳理国土空间开发保护中存在的问题，开展灾害和风险评估”。2022年7月，在关于印发贯彻实施《国家标准化发展纲要》行动计划的通知（国市监标技发〔2022〕64号）中，明确提出“健全生态环境质量和风险管控标准，制修订一批生态系统环境观测与环境保护、污染物排放标准。”包括“开展生态风险评估预警等领域标准制定。”

城市所面临的风险不仅仅来源于洪涝、台风等自然灾害或者有毒污染物泄漏等突发性环境事件。在快速、大规模城市化的背景下，人类的社会经济活动对城市生态系统造成的干扰正在不断加剧，如何在推进新型城镇化的过程中，防范城市生态风险，保持并提升城市生态系统服务也日益成为关注要点。

我国快速城市化进程导致城市生态风险不断增大。人口增长、产业发展和建

设用地扩张等逐步导致城市生态系统结构、过程与功能发生变化，并引起局地、区域的胁迫效应。目前我国大多数城市面临生态系统结构退化、生态系统稳定性下降、部分生态服务功能丧失等问题，城市化进程所导致的城市生态风险正在不断累积，这已成为我国迈向可持续城市化的严峻挑战。因此，在新型城镇化背景下全面推进城市的生态风险防范势在必行。

城市生态风险研究具有迫切性、挑战性、复杂性和前瞻性等特征。第一，城市生态风险的不可逆转性将导致国民社会经济发展的不可逆转性，而依靠现有的监测、评价和管理体系无法满足对城市生态系统防控的需求，如果城市生态风险管理问题不加以重点研究和系统性解决，城市的可持续发展将遭到严重影响。第二，城市生态风险是城市规划与生态学交叉领域的前沿问题，也是国际生态管理领域研究的重点和难点之一。国内外对城市生态风险的研究主要集中在化学污染物风险方面，例如应用于单一污染物的生态风险评估方法，如熵值法、概率评价法等，以及应用于评估多种污染物共同作用导致的生态危害，如生物效应评价指数法、证据权重法、相对风险法、模型模拟法等。尽管目前已取得一定研究成果，但在城市生态系统层面缺乏相对完善的理论和方法。第三，针对以城市化进程为风险源，以城市生态系统为风险受体的城市生态风险研究难度系数大。原因有三点：城市化进程呈现多面性；城市生态系统具有复杂性和生态过程连续性；城市生态风险评价的定义模糊，对风险源、风险受体以及暴露响应关系的辨识混乱，评价流程的多样性弱化了不同案例之间的可比性等。第四，风险研究是对未来不确定性事件造成的影响及其可能性做出的研究，因此，城市生态风险研究具有前瞻性和防控性，是评估发展方向、确定防范优先权、引导城市发展可持续化的有效手段。

1.2 任务来源

当前，为保障我国城市化进程与生态环境保护的协同发展，实现我国城市可持续发展，2017 年国家标准化管理委员会提出开展城市可持续发展关键基础通用技术标准研究项目，下达了相关国家标准的制定任务。本标准来源于国家重点研发计划 NQI 重点专项“城市可持续发展关键基础通用技术标准研究”课题 3 任务 7《城市可持续发展 生态系统评估 生态风险评估方法》。

1.3 目的和意义

基于城市生态风险领域的标准化研究，制定城市生态风险评价技术指南，研发一套涵盖评价框架、指标体系以及评价方法在内的，适用于城市尺度的生态风险评价技术方法，为提升城市生态风险管理水平奠定标准化基础。

阐明生态风险的定义与边界，有效辨识城市生态风险的主要组分，包括风险源、胁迫、受体和评价终点等，确定各个组分之间的关系，搭建城市生态风险评价框架，以此奠定理论基础。

构建城市生态风险评价的指标体系，兼顾城市化进程的多面性和城市生态系统复杂性等特征，基于胁迫类型提供不同层次、涵盖面广的三种指标体系。提供城市生态风险评价方法，定量评价风险源对风险受体产生的负面生态效应。

1.4 编制原则与依据

1.4.1 编制原则

在借鉴国内外相关研究和实践的基础上，本标准构建的城市生态风险评价技术指南应具备描述、解释、评价及辅助决策的功能，实现“评价框架逻辑清、指标体系适用性广、评价方法操作性强”的目标，同时还应遵循以下原则。

- (1) 坚持科学性和规范性；
- (2) 保证先进性和实用性；
- (3) 符合国家的相关政策；
- (4) 与相关的标准、法规接轨；
- (5) 考虑我国城市化发展与生态环境保护协同的客观情况和需求。

1.4.2 编制依据

本标准是按照 GB/T 1.1—2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的规定进行编制的。

1.5 制定过程

2017年7月，项目承担单位接到研究任务后，成立标准编制工作组。

2017年8月至2018年7月，组织标准编制组成员完成前期项目研究、文献资料分析和基础调研。

2018年8月至2020年10月，召开标准草案研讨会、专家研讨会，从标准编制的流程、形式，以及与行业已有标准的衔接等角度，对标准的定位、内容等进行了进一步明确，形成《城市生态风险评价技术指南（草案）》。

2020年11月，参加2020年推荐性国家标准立项评估会。

2021年8月，赋立项号（20213358-T-469）。

2021年9月至2022年2月，形成《城市生态风险评价技术指南（征求意见稿）》。

2022年3月，参加全国环标委标准制定工作推进会及标准编写培训。并就标准工作进展及进度安排进行汇报。

2022年4月至2022年5月，就《城市生态风险评价技术指南（征求意见稿）》的格式进行修改。

2022年6月，线上组织召开标准专家研讨会，对标准内容进行研讨。

2022年7月至今，围绕《城市生态风险评价技术指南（征求意见稿）》和编制说明的内容和技术方法讨论，进一步修改完善。

1.6 标准主要起草人及承担工作

本标准的主要起草人包括：□□□

□□□等编制组成员完成了立项答辩、标准及编制说明的统筹与撰写、进展汇报等工作。

□□□等编制组成员完成了前期项目研究、文献资料分析和基础调研等工作。

2. 国家标准编制的主要内容及论据

2.1 标准架构

标准主体内容由范围、规范性引用文件、术语和定义、评价流程、指标体系与评价方法等六部分组成。

2.2 范围

本标准适用于评价城市在城市化建设开发中由人类活动引起的生态风险。

本标准提供了一个指导性的生态风险评价框架，可应用于厘清城市化进程（风险源）与城市生态系统（风险受体）在生态风险评价中的关系，明确了城市

生态风险的组分及其定义，解析了生态风险各组分之间的关系，搭建了城市生态风险评价指标体系，提供了可供参考的生态风险评价方法，为生态环境管理部门等相关政府部门与研究机构在衡量城市生态风险走势的有关评价和工作提供支撑。

2.3 规范性引用文件

下列文件对于本标准的应用是必不可少的。凡是注日期的引用文件，仅注日期的版本适用于本标准。凡是不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本标准。

GB 3095 环境空气质量标准

GB 3096 声环境质量标准

GB 3838 地表水环境质量标准

GB 5085.7 危险废物鉴别标准 通则

GB 8978 污水综合排放标准

GB 12348 工业企业厂界环境噪声排放标准

GB/T 14848 地下水质量标准

GB 15618 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB 16297 大气污染物综合排放标准

GB 18484 危险废物焚烧污染控制标准

GB 18485 生活垃圾焚烧污染控制标准

GB 18598 危险废物填埋污染控制标准

GB 18599 一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准

GB 36600 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB 37822 挥发性有机物无组织排放控制标准

HJ 564 生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范（试行）

生态保护红线划定指南（环办生态〔2017〕48号）

区域生态质量评价办法（试行）（环监测〔2021〕99号）

2.4 术语和定义

在充分考虑本标准适用范围以及参考其他相关标准定义的基础上给出本标准的术语和定义。本标准对城市生态风险组分如风险源、胁迫、风险受体、评价终点等基本术语进行了规范与定义。

(1) 风险

风险 (Risk) 一词由来已久,但目前尚未有统一的定义。有些资料认为风险既可能产生收益也可能带来损失,将正面风险称为机会,将负面风险称为威胁;有些资料则认为风险只会带来损失。各行各业因研究的侧重点不同,对风险的理解也各有不同:从工程项目管理角度,风险是指特定时期特定条件下预期目标与实际结果的偏差;从决策理论角度,风险被定义为不确定性,是由于决策主体对事物的结构、活动规律和事件后果无法确知而可能产生的损失(曹珊 2011);从保险角度,风险是指损失的不确定性。

国内外专家学者对风险的定义也众说纷纭:最早提出风险概念的 Haynes, 其将风险定义为损失发生的可能性(Haynes J 1985);著名经济学家芝加哥学派创始人富兰克·H·奈特将风险定义为具有可量化特征的不确定性(Knight 1921);ISO 24001:2015 版国际标准中将风险定义为不确定性的影响(International Organization for Standardization 2015);吴晓青等人将风险定义为由于不确定性造成的损失,是指发生不幸事件的概率(Wu et al. 2004);邓飞等人将风险定义为不幸事件发生的可能性及其发生后造成的损害(Deng et al. 2011)。

在多元的风险表达中,可以将其概括为以下几类:即(1)风险=预期目标与实际结果的离差;(2)风险=不确定性,包括风险事件发生的不确定性、影响的不确定性;(3)风险=损失,包括损失发生的可能性(概率)。借鉴以上观点,本标准将风险(Risk)定义为:不确定性的影响。

(2) 生态风险

基于风险的定义,本标准将生态风险(Ecological Risk)定义为:具有不确定性的事件(如环境污染累积、自然资源消耗或生态空间占用)对生态系统及其组分可能产生的损害。

（3）胁迫

“胁迫”一词最早出现在物理学上（Tao et al. 2009）。随着各个领域研究的深入，“胁迫”被引入到医学、生物学、地理学等各个学科领域当中，其内涵也逐渐丰富。在翻译上，根据研究目的，Stress 被译为逆境、压力、应激、动因等，Stressor 被译为应激源、压力源等。在内容上，医学中的 Stress 不仅包括环境胁迫，还包括人对胁迫的感受（Tao et al. 2009）。在《Ecological Risk Assessment》（Second Edition）中，Stressor 指胁迫，对动因的解释是任何能够引起潜在反应的物理的、化学的或者生物的实体及过程（Suter 2006）。因二者是同义词关系，本标准将胁迫（Stressor）定义为：由风险源产生的可造成负面生态效应的物理、化学或生物实体及过程。

（4）胁迫因子

胁迫因子（Stressor Factors）则是对胁迫（Stressor）的定量描述，是可直接量化的胁迫。

（5）风险受体

在生物化学和药理学上，受体是一种从细胞外接受化学信号的蛋白质分子（John E. Hall 2016）。在生态学中，受体的概念被赋予了更多的学科特点。

杨洁等认为风险受体是风险承受者，在风险评价中指生态系统中可能受到来自风险源的不利作用的组成部分，包括在区域内工作和生活的人、敏感的物质和敏感环境要素，如水体、土壤和大气等（Yang et al. 2006）；杨小林等认为风险受体是环境污染事故风险的潜在承受体，是包含社会、经济、生态环境及人群组成的复杂系统（Yang et al. 2015）；Suter 认为风险受体是暴露在污染物中的有机体、种群或群落（Suter 2006）。

基于上述研究对生态风险各组分的定义并综合上述各学者对风险受体的见解，本标准将风险受体（Risk Receptor）定义为：风险的承担者，即暴露于胁迫下的个体、种群、群落或生态系统。

本标准将城市生态风险的受体界定为城市生态系统。这是因为本标准是面向城市管理的需求，旨在为各地市在环境总体规划、城市总体规划或相关规划中的生态风险内容进行支撑。然而以往很多传统的关于环境风险或生态风险的研究侧重于将个体、种群等作为风险受体，因此，很难为管理部门提供有针对性的管理抓手，也较难为城市规划管理和生态环境管理提供应对策略与决策支持。此外，

由于本标准将风险源界定为由人口增长、产业发展和建设用地扩张等造成的人为风险源，因此选择与风险源相匹配的风险受体，即城市生态系统，这一宏观层面的受体。

（6）评价终点

评价终点被定义为是对需要保护的環境价值的一种外在表达，在操作上指生态实体及其属性（USEPA 1998a; Suter 2006）；在《必应词典》里，对评价终点的解释也采取这一观点，认为评价终点是对那些受体所具有的、需要保护的重要生态环境价值的清晰描述，通过生态受体及其属性特征来确定；王美娥等认为，城市生态风险评价终点是风险受体受到胁迫后产生的生态响应，通常是与人群健康和城市经济社会发展密切相关的城市生态系统结构、过程、功能要素，以及城市整体水平的性质和功能变化（Wang et al. 2014）。

综合以上定义，本标准将评价终点（Assessment Endpoint）定义为：能有效表达生态环境价值且暴露于胁迫下的生态实体的某种属性。

（7）评价终点指标

评价终点指标（Assessment Endpoint Indicators）则是表征评价终点状态的可度量指标。

（8）生态风险评价（单胁迫）

单胁迫评价是评价风险源所释放的单个胁迫对风险受体的评价终点可能发生不良生态效应的过程。

（9）暴露-响应关系

暴露-响应关系是指胁迫的暴露强度和频率与评价终点之间的定量关系。

2.5 评价流程

本标准制定了城市生态风险评价流程（图 1），包含了城市生态风险的主要组分和评价步骤。

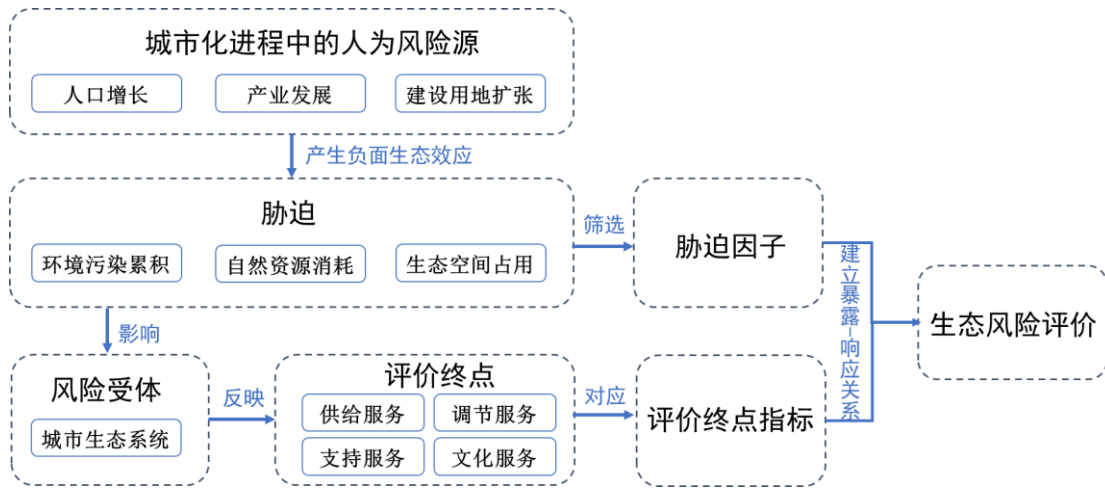


图 1 城市生态风险评价流程

风险源通俗讲即风险产生的源头，包括自然风险源和人为风险源。自然风险源具有偶然性、小概率和高强度的特点，而人为风险源概率大但强度可以预测和控制。人类作为城市的主体，对城市生态风险的产生起主导作用，本标准主要考虑人为风险源。城市化进程是驱动城市生态环境演变的重要因素之一，作为人为风险源中的一种，其复杂性远高于传统的单一风险源，根据城市化的内涵，将城市生态风险源进一步划分为人口增长、产业发展以及建设用地扩张三个类别。

在城市化进程中，不合理的人类活动对城市生态环境造成了各种各样的胁迫。为便于管理者进行生态风险管理，本标准根据胁迫存在的形式及特性，将其分为环境污染累积类、自然资源消耗类以及生态空间占用类。

风险受体可以是某个生物个体、种群、群落或整个生态系统等。城市化进程中各风险源类别所产生的各类胁迫相互影响、叠加，通过多种途径作用于城市中的各个生物以及社会、经济和自然环境，影响其功能运转及自我管理和修复能力。城市生态系统是生态系统中的一类，包括自然系统、经济系统和社会系统。为了更好地揭示城市生态风险问题的本质，反映城市生态风险问题的复杂性、综合性和动态性（杨洁等, 2006），本标准从城市尺度出发，将城市生态系统作为城市生态风险的风险受体。

城市生态系统是一个开放的复杂的生态系统，城市生态风险源所产生的胁迫影响城市生态系统的结构和过程，并最终反映在城市生态系统服务上。Cirone 等（2000）认为，生态风险评价如果只聚焦于生态实体的保护，则很难为减少生态胁迫提供长期有效的决策支持。因此，在关注生态实体保护的同时，也应当考虑与其功能属性紧密关联的人类福祉——生态系统服务。本标准根据 MA 的生态

系统服务分类体系（Assessment ME, 2003）将城市生态风险的评价终点划分为供给服务、调节服务、文化服务以及支持服务四个类别。

在筛选后得到的胁迫因子和评价终点对应的评价终点指标之间构建暴露-响应关系，继而进行生态风险评价。

2.6 指标体系

在评价过程中，梳理在城市化过程中面临的所有胁迫，尽可能保障所列胁迫的准确性和完整性。并基于城市的自然资源禀赋、城市发展定位、面临的生境情况等城市特征因素，筛选重要的胁迫因子，旨在通过生态风险评价，明确城市面临的关键生态风险问题。

本标准提出的指标体系罗列了具有代表性的胁迫以及可量化的胁迫因子，列举了对应的评价终点以及可量化的评价终点指标。环境污染累积类胁迫的生态风险评价指标体系构建见表 1，自然资源消耗类胁迫的生态风险评价指标体系的构建见表 2，生态空间占用类胁迫的生态风险评价指标的构建见表 3。

表1 环境污染累积类胁迫的生态风险评价指标体系

| 胁迫 | 胁迫因子 | 评价终点指标 | 评价终点 |
|------|--------------------------------|------------|-------------------------------|
| 大气污染 | 环境空气污染物基本指标 | 大气环境污染指数 | 维护空气质量 调节气候 控制侵蚀 |
| | 区域特征空气污染物指标 | | |
| 水污染 | 地表水环境质量标准基本指标 | 水环境污染指数 | 净化水质和处理废弃物 养分循环 |
| | 地下水质量标准常规指标 | | |
| | 区域特征水污染物指标 | | |
| 土壤污染 | 农用地土壤污染风险的基本指标 | 土壤环境污染指数 | 土壤形成 提供栖息地 供给食物 初级生产 |
| | 建设用地土壤污染风险的基本指标 | | |
| | 区域特征土壤污染物指标 | | |
| 固体废物 | 暴露于生活垃圾渗滤液和生活垃圾填埋场周边地下水中的污染物指标 | 生活垃圾危害指数 | 土壤形成 净化水质和处理废弃物 养分循环 |
| | 工业固体废物渗滤液及其处理后排放水中的污染物指标 | 工业固体废物污染指数 | |
| | 工业固体废物无组织气体中的污染物指标 | | |
| | 危险废物在填埋和焚烧的过程中产生的污染物指标 | 危险废物污染指数 | |
| 噪声污染 | 噪声指标 | 声环境污染指数 | 调节噪声 |
| 光污染 | 城市夜景照明辐照度指标 | 动植物生活生长干扰度 | 调节疾病、病虫害 |

| | | | |
|-----|-----------------|---------|-------|
| | | 指数 | 提供栖息地 |
| 热污染 | 城市不透水面像元的比辐射率指数 | 地表热环境指数 | 调节气候 |

表2 自然资源消耗类胁迫的生态风险评价指标体系

| 胁迫 | 胁迫因子 | 评价终点指标 | 评价终点 |
|---------|-------------|-------------|----------------------------|
| 水资源消耗 | 工业生产用水量 | 生产生活供水保障率指数 | 供给淡水 |
| | 农业灌溉用水量 | | |
| | 居民生活用水量 | | |
| | 生态需水量 | | |
| 生物资源消耗 | 林业资源消耗量 | 农林牧渔资源保障率指数 | 供给木材和纤维 供给燃料 供给食物 |
| | 农业资源消耗量 | | |
| | 牧业资源消耗量 | | |
| | 渔业资源消耗量 | | |
| 生物多样性损失 | 重点保护生物指数 | 生物多样性损失指数 | 供给遗传资源 提供栖息地 消遣与生态旅游 |
| | 指示生物类群生命力指数 | | |
| | 原生功能种群占比指数 | | |

表3 生态空间占用类胁迫的生态风险评价指标体系

| 胁迫 | 胁迫因子 | 评价终点指标 | 评价终点 |
|-----------|-------------------------|----------------|------------------|
| 重要生态功能区占用 | 土地利用变化后的生态系统水源涵养服务能力指数 | 水源涵养功能重要性丧失指数 | 提供栖息地 控制侵蚀 |
| | 土地利用变化后的生态系统水土保持服务能力指数 | 水土保持功能重要性丧失指数 | 消遣与生态旅游 调节水分 |
| | 土地利用变化后的生态系统防风固沙服务能力指数 | 防风固沙功能重要性丧失指数 | 净化水质和处理废弃物 |
| | 土地利用变化后的生态系统生物多样性服务能力指数 | 生物多样性功能重要性丧失指数 | 控制自然灾害 初级生产 |
| | 土地利用变化后的生态系统水土流失敏感性指数 | 水土流失敏感性增强指数 | 控制侵蚀 消遣与生态旅游 |
| | 土地利用变化后的生态系统土壤沙化敏感性指数 | 土壤沙化敏感性增强指数 | 净化水质和处理废弃物 |
| | 土地利用变化后的生态系统石漠化敏感性指数 | 石漠化敏感性增强指数 | 控制自然灾害 |
| 生态安全网络破坏 | 路网铺装面积（干线公路、铁路） | 生境质量干扰指数 | 提供栖息地 消遣与生态旅游 |
| | 重要斑块面积与相间距离 | 重要生态空间连通度指数 | 美学价值 |
| 围填海（湖） | 填海造地面积、围海面积、构筑物用海面积 | 海（水）域开发强度指数 | 提供栖息地 消遣与生态旅游 |

2.7 评价方法

在生态风险评价时，宜考虑数据可获得性、权衡胁迫因子的全面性与代表性、确保信息来源的可靠性，城市生态系统面临的实际情况，以及用户的需求。

单个评价结果可作为定量评估城市生态系统受到某一种胁迫时造成风险的依据；组合多个评价结果可作为综合评估城市生态系统受到多种胁迫时造成风险的依据。评价结果可进行同一城市在时间序列上的风险比较，反映生态风险的变化趋势；可进行不同城市间在同一时期的风险比较，反映不同城市的生态风险高低情况。

2.7.1 环境污染累积类胁迫对应的评价终点指标的生态风险评价方法

2.7.1.1 大气环境污染指数

大气环境污染指数反映城市中大气环境的生态风险程度，对单种环境空气污染物的风险评价可按公式（1）计算。对多种环境空气污染物的综合评价可采用内梅罗指数法，具体评价方法按公式（2）计算。大气环境综合污染指数越大，反映城市生态系统受大气污染的胁迫程度越高，生态风险越大。环境空气污染物的选择应依据 GB 3095，宜采用环境空气污染物基本项目作为衡量大气环境污染的胁迫因子，包括二氧化硫（SO₂）、二氧化氮（NO₂）、一氧化碳（CO）、臭氧（O₃）、颗粒物粒径小于等于 10μm（PM₁₀）、颗粒物粒径小于等于 2.5μm（PM_{2.5}）。环境空气污染物的其他项目可作为区域特征指标，由地方生态环境主管部门根据区域空气污染特点和生态环境管理需求进行选择，并酌情纳入风险评估指标体系。

$$API_i = \frac{APM_i}{AQS_i} \quad (1)$$

$$API_{综} = \sqrt{\frac{API_{iave}^2 + API_{imax}^2}{2}} \quad (2)$$

式中： API_i — 大气环境中第 i 种污染物的污染指数，无量纲；

APM_i — 大气环境中第 i 种污染物的实测值，mg/m³；

AQS_i — 第 i 种污染物的环境空气质量浓度标准，mg/m³，宜参考 GB 3095 中的对应项；

API_{iave} — 大气环境中各单项污染指数中的平均值，无量纲；

API_{imax} — 大气环境中各单项污染指数中的最大值，无量纲；

$API_{综}$ — 大气环境污染指数，无量纲。

环境空气污染数据的获取方式：中国环境监测中心站“全国城市空气质量实时发布平台”（<http://www.pm25.in/>）的国控点数据，以及各省、市控点数据等。

2.7.1.2 水环境污染指数

水环境污染指数反映城市中的地表水/地下水的生态风险程度，对单种水环境污染物的风险评价可按公式（3）计算；对多种水环境污染物的综合评价可采用内梅罗指数法，具体评价方法按公式（4）计算。水环境污染指数越大，反映城市生态系统受水污染的胁迫程度越高，生态风险越大。地表水环境污染物的选择应依据 GB 3838，宜采用地表水环境质量标准基本项目或集中式生活饮用水地表水源地特定项目作为衡量地表水环境污染的胁迫因子。地下水环境污染物的选择应依据 GB/T 14848，以地下水质量常规指标为主、地下水质量的非常规指标为辅作为衡量地下水环境污染的胁迫因子，包括一般化学指标、微生物指标、毒理学指标和放射性指标等。水环境污染物中的其他项目可作为区域特征指标，由地方生态环境主管部门根据区域水污染特点和生态环境管理需求进行选择，并酌情纳入风险评估指标体系。

$$WPI_i = \frac{WPM_i}{WQS_i} \quad (3)$$

$$WPI_{综} = \sqrt{\frac{WPI_{iave}^2 + WPI_{imax}^2}{2}} \quad (4)$$

式中： WPI_i — 地表水/地下水中第 i 种污染物的污染指数，无量纲；

WPM_i — 地表水/地下水中第 i 种污染物的实测值，mg/L；

WQS_i — 地表水/地下水中第 i 种污染物的水环境质量浓度标准，mg/L，地表水和地下水环境污染物浓度的标准限值分别参考 GB 3838 和 GB/T 14848 中的对应项；

WPI_{iave} — 地表水/地下水中各单项污染指数中的平均值，无量纲；

WPI_{imax} — 地表水/地下水中各单项污染指数中的最大值，无量纲；

$WPI_{综}$ — 水环境污染指数，无量纲。

水污染数据的获取方式：地方环境监测站数据、采样数据等。

2.7.1.3 土壤环境污染指数

土壤环境污染指数反映城市中土壤的生态风险程度。对单种土壤污染物的风险评价可按公式（5）计算；对多种土壤污染物的综合评价可采用内梅罗污染指数法，具体评价方法可按公式（6）计算。土壤环境污染指数越大，反映城市生

态系统受土壤污染的胁迫程度越高，生态风险越大。建设用地土壤污染物的选择应依据 GB 36600，宜采用七项重金属指标作为衡量建设用地土壤污染物的胁迫因子，包括镉（Cd）、汞（Hg）、砷（As）、铅（Pb）、铬（Cr）、铜（Cu）、镍（Ni）；基本项目中的其他项目如挥发性有机物和半挥发性有机物等可作为区域特征指标，由地方生态环境主管部门根据区域土壤污染特点和生态环境管理需求进行选择，并酌情纳入风险评估指标体系。农用地土壤污染物的选择应依据 GB 15618，宜采用农用地土壤污染风险的基本项目作为衡量农用地土壤污染的胁迫因子，包括镉（Cd）、汞（Hg）、砷（As）、铅（Pb）、铬（Cr）、铜（Cu）、镍（Ni）、锌（Zn）；其他项目可作为区域特征指标，由地方生态环境主管部门根据区域土壤污染特点和生态环境管理需求进行选择，并酌情纳入风险评估指标体系。

$$SPI_i = \frac{SPM_i}{SQS_i} \quad (5)$$

$$SPI_{综} = \sqrt{\frac{SPI_{iave}^2 + SPI_{imax}^2}{2}} \quad (6)$$

式中： SPI_i — 土壤中第 i 种污染元素的污染指数，无量纲；

SPM_i — 土壤中第 i 种污染元素的实测值，mg/kg；

SQS_i — 第 i 种污染元素的参比值，采用研究区所在省份土壤背景值，mg/kg；

SPI_{iave} — 土壤中各单项污染指数中的平均值，无量纲；

SPI_{imax} — 土壤中各单项污染指数中的最大值，无量纲；

$SPI_{综}$ — 土壤环境污染指数，无量纲。

土壤污染物数据的获取方式：土壤采样。采样点的设计应考虑研究区域地貌和土地利用方式等因素，还需保证样点具有一定的均匀性和代表性，采集 0~20 cm 的表层土壤样品，每个采样点采集 5 个 1 kg 左右的子样品现场混合均匀，用四分法从中选取 1kg 的土壤样品作为该采样点的代表。所有土壤样品分别装入标明编号的聚乙烯塑料自封袋，并在采样记录表上记录采样日期，地点，编号，土地利用方式及样品描述，最后将所采集的样品统一运回实验室低温保存。为减少样品污染的可能性，在样品采集和存储的过程中尽量避免土壤样品与金属器皿直接接触。土壤样品经室温自然风干和充分混匀后，去除石块、杂草、根茎等异物，用木棒碾压磨碎后，过直径为 2 mm 的尼龙筛。过筛后的土壤样品经充分混合后

采用四分法取 1/4 样品，用玛瑙研钵进行研磨后过 0.15 mm 尼龙筛，最后将土壤样品密封保存于自封袋中，供下一步重金属含量测定使用。样品的分析测定均按照国家土壤环境质量标准（修订）（GB15618-2008）执行。

2.7.1.4 生活垃圾危害指数

生活垃圾危害指数反映由人类活动产生的生活垃圾对城市生态系统造成的风险程度，指数越大，反映城市生态系统受生活垃圾污染的胁迫程度越高，生态风险越大。含有新兴有机污染物的生活副产品，如丢弃的食品垃圾、塑料容器、产品包装材料等，通常以生活垃圾的形式出现在生活垃圾填埋场，除一部分可在填埋过程中被降解或被垃圾堆体吸附滞留外，大部分会随着渗滤液迁移至地下水中，成为环境中新兴有机污染物的重要来源之一（王坤等，2020）。本标准推荐选取生活垃圾和水中频繁检出且浓度较高的新兴有机污染物作为目标污染物。预测的无效应浓度可通过查阅文献获得，或通过收集急性、慢性毒理学实验数据与评估因子计算得来。宜采用商值法评估生活垃圾渗滤液和生活垃圾填埋场周边地下水的风险程度。具体评价方法按公式（7）计算。

$$HQ = \frac{D_e}{D_b} \quad (7)$$

式中： HQ — 生活垃圾危害指数，无量纲；

D_e — 暴露于生活垃圾渗滤液和生活垃圾填埋场周边地下水中的污染物实测环境浓度，ng/L；

D_b — 预测的无效应浓度，ng/L。

注：预测的无效应浓度可通过查阅文献获得，或通过收集急性、慢性毒理学实验数据等计算获得。

数据获取方式：针对暴露于生活垃圾渗滤液和生活垃圾填埋场周边地下水进行采样。

2.7.1.5 工业固体废物污染指数

工业固体废物污染指数反映城市生产建设产生的工业固体废物对城市生态系统造成的风险程度，指数越大，反映城市生态系统受工业固体废物污染的胁迫程度越高，生态风险越大。工业固体废物污染的选择应依据 GB 18599，宜选择渗滤液及其处理后的排放水和无组织气体中的一种或多种。渗滤液及其处理后的

排放水宜采用工业固体废物的特征组分作为控制项目，具体评估方法可按公式(8)和公式(9)计算；贮存场、填埋场产生的无组织气体排放宜采用 GB 16297 和 GB 37822 规定的项目为控制项目，具体评估方法可按公式(10)和公式(11)计算。工业固体废物污染指数宜采用加权法进行计算，公式(12)。

$$DWPI_i = \frac{DWPM_i}{DWQS_i} \quad (8)$$

$$DWPI_{\text{综}} = \sqrt{\frac{DWPI_{i\text{ave}}^2 + DWPI_{i\text{max}}^2}{2}} \quad (9)$$

$$FGPI_i = \frac{FGPM_i}{FGCL_i} \quad (10)$$

$$FGPI_{\text{综}} = \sqrt{\frac{FGPI_{i\text{ave}}^2 + FGPI_{i\text{max}}^2}{2}} \quad (11)$$

$$ISWPI = a \times DWPI_{\text{综}} + (1 - a) \times FGPI_{\text{综}} \quad (12)$$

式中： $DWPI_i$ — 渗滤液及其处理后的排放水中第 i 种污染物的污染指数，无量纲；

$DWPM_i$ — 渗滤液及其处理后的排放水中第 i 种污染物的实测值，mg/L；

$DWQS_i$ — 渗滤液及其处理后的排放水中第 i 种污染物最高允许排放浓度，mg/L，宜参考 GB 8978 中的对应项；

$DWPI_{i\text{ave}}$ — 渗滤液及其处理后的排放水各单项污染指数中的平均值，mg/L；

$DWPI_{i\text{max}}$ — 渗滤液及其处理后的排放水各单项污染指数中的最大值，mg/L；

$DWPI_{\text{综}}$ — 工业固体废物渗滤液及其处理后的排放水污染指数，无量纲。

$FGPI_i$ — 无组织气体排放中第 i 种污染物的污染指数，无量纲；

$FGPM_i$ — 无组织气体排放中第 i 种污染物的实测值，mg/m³；

$FGCL_i$ — 无组织气体排放中第 i 种污染物监控浓度限值，mg/m³，宜参考 GB 16297 中的对应项。

$FGPI_{i\text{ave}}$ — 无组织气体排放中各单项污染指数中的平均值，mg/m³；

$FGPI_{i\text{max}}$ — 无组织气体排放中各单项污染指数中的最大值，mg/m³；

$FGPI_{\text{综}}$ — 工业固体废物无组织气体排放的污染指数，无量纲；

$ISWPI$ — 工业固体废物污染指数，无量纲；

a — 权重，取值范围为 0~1。

注：针对 $DWQS_i$ 的选择，若各地市出台了更严格的污水综合排放标准，应参照当地的污染物最高允许排放浓度执行。

数据获取方式：针对工业固体废物贮存场、填埋场等周边渗滤液及其处理后的排放水或无组织气体排放进行采样。

2.7.1.6 危险废物污染指数

危险废物污染指数反映城市生产建设产生的危险废物对城市生态系统造成的风险程度，指数越大，反映城市生态系统受危险废物污染的胁迫程度越高，生态风险越大。危险废物应依据 GB 5085.7 进行鉴别。危险废物可在填埋和焚烧的过程中产生污染物，填埋过程主要对大气环境和水环境产生风险，焚烧处理则对大气环境、水环境和声环境产生风险。具体操作中宜选择危险废物在填埋和焚烧后产生污染物中的一种或多种。填埋过程中，渗滤液及其处理后的排放水宜采用 GB 8978 和 GB 18598 中规定的污染物项目为控制项目，具体评估方法可按公式（8）和公式（9）计算；地下水宜采用 GB/T 14848 规定的项目为控制项目，具体评估方法可按公式（3）和公式（4）计算；处理后产生的废气宜根据填埋废物特性采用 GB 16297 和 GB 37822 中的规定项目作为控制项目，具体评估方法可按公式（10）和公式（11）计算。焚烧过程中，渗滤液及其处理后的排放水宜采用 GB 8978 规定的污染物项目为控制项目，具体评估方法可按公式（8）和公式（9）计算；处理后产生的废气宜根据 GB 18484 规定的项目作为控制项目，具体评估方法可按公式（10）和公式（11）计算；焚烧过程产生的噪声宜采用厂界噪声作为控制项目，具体评估方法可按公式（13）和公式（14）计算。危险废物污染指数的计算采用加权的方法，具体评估方法可按公式（15）计算。

$$OSPI_i = \frac{OMEN_i}{OENCL_i} \quad (13)$$

$$OSPI_{\text{综}} = \sqrt{\frac{OSPI_{i\text{ave}}^2 + OSPI_{i\text{max}}^2}{2}} \quad (14)$$

$$\begin{cases} HWPI = \beta \times WPI_{\text{综}} + \gamma \times DWPI_{\text{综}} + \delta \times FGPI_{\text{综}} + \varepsilon \times OSPI_{\text{综}} \\ \beta + \gamma + \delta + \varepsilon = 1 \end{cases} \quad (15)$$

式中： $OSPI_i$ —第*i*采样点的厂界外声环境污染指数，无量纲；
 $OMEN_i$ —第*i*采样点的厂界外环境噪声实测值，dB（A）；
 $OENCL_i$ —第*i*采样点的厂界外环境噪声排放限值，dB（A），宜参考标准 GB 12348；
 $OSPI_{\text{综}}$ —厂界外声环境污染指数，无量纲；
 $HWPI$ —危险废物污染指数，无量纲；
 $\beta, \gamma, \delta, \varepsilon$ —权重。

2.7.1.7 声环境污染指数

有研究表明，城市中的噪声（尤其是交通噪声等）会损害动物（鸟类等）听觉信号感知，破坏动物的交流能力以及觅食或躲避掠食者的能力，影响动物的生理和繁殖行为，造成栖息地丧失或破碎，降低动物的种群密度和物种丰度（郝庆丽等，2022）。因此，选择声环境污染指数反映在人口增长与产业发展过程中产生的噪声污染对城市生态系统造成的风险程度，指数越大，反映城市生态系统受噪声污染的胁迫程度越高，生态风险越大。具体评价方法按公式（16）计算。

$$SPI_i = \frac{MEN_i}{ENCL_i} \quad (16)$$

式中： SPI_i —第*i*采样点的声环境污染指数，无量纲；
 MEN_i —第*i*采样点的环境噪声实测值，dB（A）；
 $ENCL_i$ —第*i*采样点的环境噪声限值，dB（A），参考标准 GB 3096，如表 4 所示。

环境噪声的数据获取方式：在噪声区的点位进行采样。

表 4 环境噪声等效声级限值

单位：dB（A）

| 声环境功能区类别 | 时段 | |
|----------|----|----|
| | 昼间 | 夜间 |
| 0 类 | 50 | 40 |
| 1 类 | 55 | 45 |
| 2 类 | 60 | 50 |

| | | | |
|----|-----|----|----|
| | 3类 | 65 | 55 |
| 4类 | 4a类 | 70 | 55 |
| | 4b类 | 70 | 60 |

2.7.1.8 动植物生活生长干扰度指数

有研究表明动植物（包括鸟类等）基于自然光进化出复杂、互补的光感知系统和磁场感知系统。然而用于城市夜景照明的人工光会影响动植物对光和磁场感知系统，进而改变动植物，尤其是鸟类等生理节律、基因表达、激素分泌、能量代谢等方面（郝庆丽等，2022）。因此，选择动植物生活生长干扰度指数反映城市中由人类活动产生的光污染对动植物造成的风险程度。指标的评价可采用阈值法，具体评价方法按公式（17）计算，当城市夜景照明辐照度实测值大于动（植）物正常生活生长辐照度阈值，表明光污染对动（植）物生活生长造成胁迫，具有生态风险。

$$APG_i = \begin{cases} 0, & L < T_i \\ 1, & L \geq T_i \end{cases} \quad (17)$$

式中： APG_i — 第 i 种动（植）物生活生长干扰度指数，无量纲；

L — 城市夜景照明辐照度实测值， mW/m^2 ；

T_i — 第 i 种动（植）物正常生活生长辐照度阈值， mW/m^2 。

城市夜景照明指标的数据获取方式：在城市夜景照明区进行采样。动（植）物正常生活生长光环境阈值可通过文献调研的方式获取。

2.7.1.9 地表热环境指数

地表热环境指数反映城市土地利用变化和日常生产生活等热污染排放对地表温度造成的风险程度，指数越大，反映城市生态系统受热污染的胁迫程度越高，生态风险越大。地表温度的反演可采用遥感反演方法中的辐射传输方程法，具体评价方法按公式（18）和（19）计算。

$$LST = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{B(T_s)} + 1\right)} \quad (18)$$

$$B(T_s) = \frac{[L_{\lambda} - L_{up} - \tau \times (1 - \varepsilon) \times L_{down}]}{\varepsilon \tau} \quad (19)$$

式中： LST — 地表热环境指数，即地表温度， $^{\circ}\text{C}$ ；

$B(T_s)$ — 卫星传感器接收到的温度为 T_s 的黑体辐射亮度值， $\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \mu\text{m}^{-1}$

¹;

K_1 、 K_2 — 卫星传感器的定标常数，常用 Landsat 系列卫星的定标常数如表 5 所示；

L_λ — 影像热红外波段的辐射定标值，可通过辐射定标操作得到， $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}$ ；

L_{up} — 大气上行辐射值， $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}$ ，可在美国 NASA 网站 (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>) 输入影像成影时间以及中心经纬度，查询该参数；

L_{down} — 大气下行辐射值， $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}$ ，可在美国 NASA 网站 (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>) 输入影像成影时间以及中心经纬度，查询该参数；

τ — 大气在热红外波段的透过率，可在美国 NASA 网站 (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>) 输入影像成影时间以及中心经纬度，查询该参数；

ε — 比辐射率，水体的比辐射率赋值为 0.995，自然表面和不透水面的比辐射率分别按公式 (20)、(21) 进行计算：

$$\varepsilon_s = 0.9625 + 0.0614 \times FV - 0.0461 \times FV^2 \quad (8)$$

$$\varepsilon_b = 0.9589 + 0.086 \times FV - 0.0671 \times FV^2 \quad (9)$$

式中： ε_s — 自然表面像元的比辐射率指数，无量纲；

ε_b — 不透水面像元的比辐射率指数，无量纲；

FV — 植被覆盖度，无量纲。

其中，植被覆盖度利用单位面积归一化植被指数 (NDVI) 表示，按公式 (22) 计算：

$$FV = \frac{(NDVI - NDVI_{soil})}{(NDVI_{veg} - NDVI_{soil})} \quad (10)$$

式中： $NDVI_{soil}$ — 完全被裸土或无植被覆盖区域的 NDVI，取经验值为 0.05；

$NDVI_{veg}$ — 完全被植被所覆盖的像元的 NDVI 值，取经验值为 0.70。

表 5 Landsat 4/5/7/8 热红外波段的辐射常量 K_1 和 K_2 的值

| 辐射常量 | Landsat 4 TM6 波段 | Landsat 5 TM6 波段 | Landsat 7 ETM+6 波段 | Landsat 8 TIRS10 波段 | Landsat 8 TIRS11 波段 |
|---|---------------------|---------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|
| $K_1/$ $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ | 671.62 | 607.76 | 666.09 | 774.89 | 480.89 |
| K_2/K | 1284.30 | 1260.56 | 1282.71 | 1321.08 | 1201.14 |

2.7.2 自然资源消耗类胁迫对应的评价终点指标的生态风险评价方法

2.7.2.1 生产生活供水保障率指数

生产生活供水保障率指数用于衡量工业生产、农业灌溉、居民生活以及生态需水等水资源需求与供应能否维持平衡。该指标越大，表示水资源保障程度越高，对城市生态系统在供给淡水等生态系统服务方面造成的风险越低。具体评价方法按公式（23）计算。

$$WG_i = \frac{SWR_i}{CW_i} \quad (23)$$

式中： WG_i — 第 i 种需求的水资源保障率，无量纲；

SWR_i — 第 i 种需求的水资源供应量，万 m^3 /年；

CW_i — 第 i 种需求的水资源消费量，万 m^3 /年。

城市水资源供给量与需求量数据可通过城市淡水资源公报获取。

2.7.2.2 农林牧渔资源保障率指数

农林牧渔资源保障率指数用于衡量城市对农、林、牧、渔等生物资源的供应与需求能否维持平衡。该指标越大，表示农林牧渔资源的保障程度越高，对城市生态系统在供给食物、供给木材和纤维等生态系统服务方面造成的风险越低。具体评价方法按公式（24）计算。

$$BG_i = \frac{BSR_i}{BC_i} \quad (24)$$

式中： BG_i — 第 i 种生物资源保障率，无量纲；

BSR_i — 第 i 种生物资源供应量，单位可根据评价内容确定；

BC_i — 第 i 种生物资源消费量，单位可根据评价内容确定。

城市农林牧渔资源供给量与需求量数据可通过城市统计年鉴获取。

2.7.2.3 生物多样性损失指数

生物多样性损失指数是反映生物资源开发利用活动对生物安全造成的风险，衡量动植物和微生物遗传资源流失、外来物种入侵以及其他生物资源受损程度。该指标越大，生物多样性的损失程度越高，生态风险越大。具体评价方法按公式（25）和公式（26）计算。

$$\Delta BD = BD_0 - BD_1 \quad (25)$$

$$BD = 0.30 \times KS_r + 0.70 \times (0.62 \times Q_t + 0.38 \times B_{ps}) \quad (26)$$

式中： ΔBD — 生物多样性指数变化量，无量纲；

BD_0 — 基线水平下生物多样性指数，无量纲；

BD_1 — 损害发生后的生物多样性指数，无量纲；

BD — 生物多样性指数，无量纲；

KS_r — 重点保护生物指数，无量纲；

Q_t — 指示生物类群生命力指数，无量纲；

B_{ps} — 原生功能群种占比指数，无量纲。

其中，重点保护生物指数指评价区内已记录的符合《国家重点保护野生动物名录》和《国家重点保护野生植物名录》的高等植物、哺乳类、鸟类、爬行类和两栖类的物种数，用于表征评价区生物物种被保护情况。按公式（27）计算：

$$KS_r = A_{KS} \times AKS + 13.2142 \quad (27)$$

式中： A_{KS} — 重点保护生物指数的归一化系数，参考值为 0.1510；

AKS — 评价区内列入《国家重点保护野生动物名录》和《国家重点保护野生植物名录》的高等植物、哺乳类、鸟类、爬行类和两栖类的物种数。

指示生物类群生命力指数指评价区内已记录的野生哺乳类、鸟类、两栖类和蝶类等生态环境指示生物类群的物种多样性的变化状况。按公式（28）计算：

$$Q_t = A_Q \times \frac{10^{-\sum_{i=1}^s P_{it} \ln P_{it} + \frac{1}{s} \sum_{i=1}^s \log N_{it}}}{10^{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s \log P_{i0} + \log N_0}} \quad (28)$$

式中： A_Q — 指示生物类群生命力指数的归一化系数，参考值为 13.5288；

N_{it} — 第 i 个物种第 t 年的个体数量，个；

N_0 — 初始年特定类群所有物种的个体数量总和，个；

S — 第 t 年的物种数，种；

P_{it} — 第 t 年特定物种的个体数量占所评价区域内实际监测到的指示生物个体总数的比例，%；

P_{i0} — 初始年特定物种的个体数量占所评价区域内实际监测到的指示生物个体总数的比例，%。

原生功能群种占比指数指评价区内监测样地地带性原生生态系统群落建群种生物量或生物个数占样地生物量或个数的比例情况。按公式（29）计算：

$$B_{ps} = A_{ps} \times S_{is}/S_{ts} \quad (29)$$

式中： A_{ps} — 原生功能群种占比指数的归一化系数，无量纲；

S_{is} — 评价区监测样方内的地带性原生生态系统群落建群种个体数（生物量），个（ g/m^2 ）；

S_{ts} — 评价区监测样方内的生物总个体数（总生物量），个（ g/m^2 ）。

2.7.3 生态空间占用类胁迫对应的评价终点指标的生态风险评价方法

2.7.3.1 水源涵养功能重要性丧失指数

水源涵养功能重要性丧失指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统水源涵养服务能力受损程度，当该指标小于 0 时，反映土地利用变化后的城市生态系统的水源涵养服务能力降低，指标越小，水源涵养功能重要性丧失程度越高，生态风险越大。具体评价方法按公式（30）计算。宜采用生态保护红线划定指南中对水源涵养功能重要性评价的评估方法，计算水源涵养服务能力指数，具体评价方法按公式（31）计算。

$$WRLI = \frac{WR_j - WR_i}{WR_i} \quad (30)$$

$$WR = NPP_{mean} \times F_{sic} \times F_{pre} \times (1 - F_{sto}) \quad (31)$$

式中： $WRLI$ — 城市水源涵养功能重要性丧失指数，无量纲；

WR_i — 土地利用变化前的生态系统水源涵养服务能力指数；

WR_j — 土地利用变化后的生态系统水源涵养服务能力指数；

NPP_{mean} — 多年植被净初级生产力平均值，采用最大值最小值法将得到的

数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{slo} — 坡度因子，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{sic} — 土壤渗流因子，根据土壤质地类型由粘土到砂土分别在 0~1 之间均等赋值得到，砂土为 1，无量纲；

F_{pre} — 多年平均降水量因子，由多年（大于 30 年）平均年降水量数据插值并归一化到 0~1 之间，无量纲。

气象数据获取方式：中国气象科学数据共享服务网。土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1: 100 万土壤数据库。遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台（<http://www.resdc.cn/>）。

2.7.3.2 水土保持功能重要性丧失指数

水土保持功能重要性丧失指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统水土保持服务能力受损程度。当该指标小于 0 时，反映土地利用变化后的城市生态系统的水土保持服务能力降低，指标越小，水土保持功能重要性丧失程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对水土保持功能重要性评价的评估方法，计算水土保持服务能力指数，具体评价方法按公式（33）计算。

$$S_{proLI} = \frac{S_{pro_j} - S_{pro_i}}{S_{pro_i}} \quad (32)$$

$$S_{pro} = NPP_{mean} \times (1 - SEF) \times (1 - F_{slo}) \quad (33)$$

式中： S_{proLI} — 城市水土保持功能重要性丧失指数，无量纲；

S_{pro_i} — 土地利用变化前的生态系统水土保持服务能力指数，无量纲；

S_{pro_j} — 土地利用变化后的生态系统水土保持服务能力指数，无量纲；

NPP_{mean} — 多年植被净初级生产力平均值，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{slo} — 坡度因子，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

SEF — 土壤可蚀性因子，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1

之间，无量纲。

土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1: 100 万土壤数据库。
遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn/>)。

2.7.3.3 防风固沙功能重要性丧失指数

防风固沙功能重要性丧失指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统防风固沙服务能力受损程度。当该指标小于 0 时，反映土地利用变化后的城市生态系统的防风固沙服务能力降低，指标越小，防风固沙功能重要性丧失程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对防风固沙功能重要性评价的评估方法，计算防风固沙服务能力指数，具体评价方法按公式 (35) 计算。

$$S_{ws}LI = \frac{S_{wsj} - S_{wsi}}{S_{wsi}} \quad (34)$$

$$S_{ws} = NPP_{mean} \times SEF \times F_q \times S_r \quad (35)$$

式中： $S_{ws}LI$ — 城市防风固沙功能重要性丧失指数，无量纲；

S_{wsi} — 土地利用变化前的生态系统防风固沙服务能力指数，无量纲；

S_{wsj} — 土地利用变化后的生态系统防风固沙服务能力指数，无量纲；

NPP_{mean} — 多年植被净初级生产力平均值，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_q — 多年平均气候侵蚀力，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

S_r — 地表粗糙度因子，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

SEF — 土壤可蚀性因子，采用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲。

气象数据获取方式：中国气象科学数据共享服务网。土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1: 100 万土壤数据库。遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn/>)。

2.7.3.4 生物多样性功能重要性丧失指数

生物多样性功能重要性丧失指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统生物多样性服务能力受损程度。当该指标小于 0 时，反映土地利用变化后的城市生态系统的生物多样性服务能力降低，指标越小，生物多样性功能重要性丧失程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对生物多样性功能重要性评价的评估方法，计算生物多样性服务能力指数，具体评价方法公式（37）计算。

$$S_{bioLI} = \frac{S_{bioj} - S_{bioi}}{S_{bioi}} \quad (36)$$

$$S_{bio} = NPP_{mean} \times F_{pre} \times F_{tem} \times (1 - F_{alt}) \quad (37)$$

式中： S_{bioLI} — 城市生物多样性功能重要性丧失指数，无量纲；

S_{bioi} — 土地利用变化前的生态系统生物多样性服务能力指数，无量纲；

S_{bioj} — 土地利用变化后的生态系统生物多样性服务能力指数，无量纲；

NPP_{mean} — 多年植被净初级生产力平均值，用最大值最小值法将得到的数据归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{pre} — 由多年(大于 30 年)平均年降水量数据插值并归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{tem} — 气温参数，由多年（10-30 年）平均年降水量数据插值获得，得到的结果归一化到 0~1 之间，无量纲；

F_{alt} — 海拔参数，由研究区海拔进行归一化获得，无量纲。

气象数据获取方式：中国气象科学数据共享服务网。遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台（<http://www.resdc.cn/>）。

2.7.3.5 水土流失敏感性增强指数

水土流失敏感性增强指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统水土流失灾害发生的风险程度，具体评价方法按公式（38）计算，该指标越大，反映城市生态系统的水土流失敏感性增强程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对水土流失敏感性评价的评估方法，计算水土流失敏感性指数，具体评价方法按公式（39）计算。

$$SSIL = \frac{SS_j - SS_i}{SS_i} \quad (38)$$

$$SS = \sqrt[4]{R \times SEs \times LS \times C} \quad (39)$$

式中： $SSIL$ — 水土流失敏感性增强指数，无量纲；

SS_i — 土地利用变化前的生态系统水土流失敏感性指数，无量纲；

SS_j — 土地利用变化后的生态系统水土流失敏感性指数，无量纲；

R — 降雨侵蚀力的敏感性等级值，无量纲；

SEs — 土壤可蚀性的敏感性等级值，无量纲；

LS — 地形起伏度的敏感性等级值，无量纲；

C — 植被覆盖度的敏感性等级值，无量纲。

气象数据获取方式：中国气象科学数据共享服务网。土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1: 100 万土壤数据库。遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn/>)。

降雨侵蚀力的敏感性等级值、土壤可蚀性的敏感性等级值、地形起伏度的敏感性等级值、植被覆盖度的敏感性等级值等可综合采用自然分界法与专家知识确定分级赋值标准（参考《生态保护红线划定指南》表 B2 水土流失敏感性评估指标及分级）。

2.7.3.6 土壤沙化敏感性增强指数

土壤沙化敏感性增强指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统土壤沙化灾害发生的风险程度，具体评价方法按公式（40）计算，该指标越大，反映城市生态系统的土壤沙化敏感性增强程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对土壤沙化敏感性评价的评估方法，计算土壤沙化敏感性指数，具体评价方法公式（41）计算。

$$SDSI = \frac{SD_j - SD_i}{SD_i} \quad (40)$$

$$SD = \sqrt[4]{I \times W \times K \times C} \quad (41)$$

式中： $SDSI$ — 土壤沙化敏感性增强指数，无量纲；

SD_i — 土地利用变化前的生态系统土壤沙化敏感性指数，无量纲；

SD_j — 土地利用变化后的生态系统土壤沙化敏感性指数，无量纲；

- I — 干燥度指数的敏感性等级值，无量纲；
- W — 起沙风天数的敏感性等级值，无量纲；
- K — 土壤质地的敏感性等级值，无量纲；
- C — 植被覆盖度的敏感性等级值，无量纲。

气象数据获取方式：中国气象科学数据共享服务网。土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1：100 万土壤数据库。

干燥度指数的敏感性等级值、起沙风天数的敏感性等级值、土壤质地的敏感性等级值、植被覆盖度的敏感性等级值等可综合采用自然分界法与专家知识确定分级赋值标准（参考《生态保护红线划定指南》表 B4 土壤沙化敏感性评估指标及分级）。

2.7.3.7 石漠化敏感性增强指数

石漠化敏感性增强指数用于衡量城市建设用地扩张导致的土地利用变化引起城市生态系统石漠化灾害发生的风险程度，具体评价方法按公式（42）计算，该指标越大，反映城市生态系统的石漠化敏感性增强程度越高，生态风险越大。宜采用生态保护红线划定指南中对石漠化敏感性评价的评估方法，计算石漠化敏感性指数，具体评价方法按公式（43）计算。

$$RDSI = \frac{RD_j - RD_i}{RD_i} \quad (42)$$

$$RD = \sqrt[3]{Z \times P \times C} \quad (43)$$

式中： $RDSI$ — 石漠化敏感性增强指数，无量纲；

RD_i — 土地利用变化前的生态系统石漠化敏感性指数，无量纲；

RD_j — 土地利用变化后的生态系统石漠化敏感性指数，无量纲；

Z — 碳酸岩出露面积百分比的敏感性等级值，无量纲；

P — 地形坡度的敏感性等级值，无量纲；

C — 植被覆盖度的敏感性等级值，无量纲。

遥感数据、高程数据获取方式：中国科学院资源环境数据云平台（<http://www.resdc.cn/>）。土壤数据获取方式：全国生态环境调查数据库、中国 1：100 万土壤数据库。

碳酸岩出露面积百分比的敏感性等级值、地形坡度的敏感性等级值、植被覆

盖度的敏感性等级值等可综合采用自然分界法与专家知识确定分级赋值标准(参考《生态保护红线划定指南》表 B6 石漠化敏感性评估指标及分级)。

2.7.3.8 生境质量干扰指数

交通基础设施是城市不透水地表增长的主要来源,交通基础设施的扩张,驱动城市景观格局发生变化,进而影响生物栖息环境变化。具体而言,道路与铁路的线性隔离作用导致景观破碎化程度提高,生境质量降低,栖息地丧失与退化。

生境质量干扰指数反映城市交通扩张导致生物栖息地受损而造成的风险程度,具体评估方法可按公式(44)计算。宜选择干线公路车道和铁路的路网铺装面积作为胁迫因子。生境质量干扰指数越大,城市生态系统中的生物栖息地受到的负面影响越大,生态风险越大。

$$HQDI_i = V_i \cdot E_i \quad (44)$$

式中: $HQDI_i$ — 网格 i 中的生境质量干扰强度,无量纲;

V_i — 网格 i 的生境脆弱度指数,无量纲;

E_i — 网格 i 的景观格局干扰指数,无量纲。

其中,生境脆弱度指数反映的是景观组分在城市化进程中提供栖息地这一支持服务的水平高低,生境脆弱度指数越高,表征城市生态系统抵御外部干扰的能力越低。按公式(45-46)计算:

$$V_i = \sum_{j=1}^m V_j \cdot AREA_{ij} \quad (45)$$

$$AREA_{ij} = \frac{A_{ij}}{A_i} \quad (46)$$

式中: V_j — 景观类型 j 的脆弱度系数,无量纲,宜按照每种景观类型的脆弱度等级(表6)进行归一化处理;

V_i — 网格 i 的景观脆弱度指数,无量纲;

$AREA_{ij}$ — 网格 i 中景观类型 j 的景观面积指数,无量纲;

m — 研究区域内不同景观类型的数量,个;

A_{ij} — 网格 i 中景观类型 j 的面积, m^2 ;

A_i — 网格 i 的总面积, m^2 。

景观格局综合指数通过景观破碎度、景观分离度以及优势度指数三个指标构

建，景观格局综合指数描述了景观组分的组合形式以及空间分布特征，反映景观破碎化对城市生态系统产生的直接影响。景观干扰度指数越高，表征城市生态系统受到的外部干扰程度越高。按公式（47-53）计算：

$$E_i = x \cdot Cn_i + y \cdot Sn_i + z \cdot Dn_i \quad (47)$$

$$C_i = \sum_{j=1}^m C_{ij} \quad (48)$$

$$C_{ij} = \frac{N_{ij}}{A_{ij}} \quad (49)$$

$$S_i = \sum_{j=1}^m S_{ij} \quad (50)$$

$$S_{ij} = \frac{DIS_{ij}}{AREA_{ij}} \quad (51)$$

$$DIS_{ij} = \frac{1}{2} \cdot \sqrt{\frac{N_{ij}}{A_i}} \quad (52)$$

$$D_i = \ln m + \sum_{j=1}^m \left(\frac{A_{ij}}{r_i} \right) \ln \left(\frac{A_{ij}}{r_i} \right) \quad (53)$$

式中： Cn_i — 网格 i 景观破碎度归一化指数，按网格 i 的景观破碎度指数 C_i 在所有网格景观破碎度指数的排位与总网格数量的商计算，无量纲；

Sn_i — 网格 i 景观分离度归一化指数，按网格 i 的景观分离度指数 S_i 在所有网格景观分离度指数的排位与总网格数量的商计算，无量纲；

Dn_i — 网格 i 景观优势度指数归一化指数，按网格 i 的景观优势度指数 D_i 排在所有网格景观优势度指数的排位与总网格数量的商计算，无量纲；

C_i — 网格 i 的景观破碎度，无量纲；

S_i — 网格 i 的景观分离度，无量纲；

D_i — 网格 i 的景观优势度指数，无量纲；

C_{ij} — 网格 i 中景观类型 j 的景观破碎度，无量纲；

S_{ij} — 网格 i 中景观类型 j 的景观分离度，无量纲；

x — 景观破碎度的权重值，赋值为 0.5；

y — 景观分离度的权重值，赋值为 0.3；

z — 景观优势度的权重值，赋值为 0.2；

N_{ij} — 网格样本 i 中景观类型 j 的斑块数，个；
 r_i — 道路铺装的影响面积， m^2 。

表 6 景观类型的脆弱度等级

| 景观类型 | 脆弱度等级 |
|------|-------|
| 建设用地 | 1 级 |
| 林地 | 2 级 |
| 园地 | 3 级 |
| 草地 | 4 级 |
| 耕地 | 5 级 |
| 水体 | 6 级 |
| 未利用地 | 7 级 |
| 湿地 | 8 级 |

干线公路车道和铁路的路网等可通过不同省市高速公路地图集等矢量数据获取。土地利用与景观数据可通过遥感影像解译的方式获取。多时相遥感影像数据可通过中国科学院资源环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn/>) 等获取。

网格划分采用网格样本方法，需考虑研究区域生态风险的空间异质性划分网格。一方面需避免因为网格面积过小造成网格内景观类型过于单一，另一方面需避免因为网格面积过大造成研究区网格数量过少，无法体现空间差异。

2.7.3.9 重要生态空间连通度指数

景观连通性丧失直接影响了物种的生存能力和遗传多样性的丧失与退化。

重要生态空间连通度指数用于评价重要生态空间斑块之间的整体连通程度。宜采用《区域生态质量评价办法（试行）》中重要生态空间连通度指数的评估方法，以重要生态空间斑块的面积与相间距离作为胁迫因子。具体评价方法按公式（54-55）计算，该指数越小，表明区域内重要斑块的空间连接度越低，生态风险越大。

$$PC = A_{pc} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times P_{ij}^*}{LA^2} \quad (54)$$

$$P_{ij} = e^{-k \times d_{ij}} \quad (55)$$

式中： PC — 重要生态空间连通度指数；重要生态空间指将林地、草地、水域和沼泽地进行合并后，面积大于 0.1 km^2 的斑块；

A_{PC} — 重要生态空间连通度指数的归一化系数，参考值为 103.70；

n — 重要生态空间斑块的总数量，个；

a_i — 斑块 i 的面积， km^2 ；

a_j — 斑块 j 的面积， km^2 ；

LA — 区域国土面积， km^2 ；

P_{ij}^* — 斑块 i 和斑块 j 之间所有路径最终连通性的最大值，即斑块 i 和 j 之间所有可能路径 P_{ij} 的最大乘积概率；

P_{ij} — 斑块 i 与 j 之间的直接扩散概率；

d_{ij} — 斑块 i 与 j 之间的最低成本距离，在此指最短距离， km ；

k — 常数项，通过物种平均扩散距离和设置的概率值确定，推荐平均距离为 5 km ，概率设置为 0.5 。

土地利用与景观数据可通过遥感影像解译的方式获取。多时相遥感影像数据，可通过中国科学院资源环境数据云平台（<http://www.resdc.cn/>）等获取。

2.7.3.10 海（水）域开发强度指数

海（水）域开发强度指数指评价区海岸线向海（湖）一侧，填海造地、围海、构筑物用海面积之和占管辖海（湖）域面积比例情况，反映城市生态系统周边围填海（湖）活动的强弱程度。宜采用《区域生态质量评价办法（试行）》中海域开发强度指数的评价方法，以填海造地面积、围海面积、构筑物用海面积作为胁迫因子，海（水）域开发强度指数按公式（56）计算。海（水）域开发强度指数越大，人类活动对海（水）域的胁迫程度越大。

$$SDI = A_{SDI} \times \frac{S_{LR} + S_L + S_{LS}}{S_{sea}} \quad (56)$$

式中： SDI — 海（水）域开发强度指数，无量纲；

A_{SDI} — 海（水）域开发强度指数的归一化系数，参考值为 100 ；

S_{LR} — 填海（湖）造地面积，含建设填海（湖）造地和农业填海（湖）造地， km^2 ；

S_L — 围海（湖）面积，含围海（湖）养殖、盐业和港池等， km^2 ；

S_{LS} — 构筑物用海（湖）面积，含非透水构筑物和透水构筑物， km^2 ；

S_{sea} — 管辖海（湖）域，指评价区域海（湖）岸线（海/湖岸线依据省级人民政府批复数据）向海洋（湖）方向延伸 2 km 的面积， km^2 。

3. 主要试验（或验证）的分析、综述报告，技术经济论证，预期效益

3.1 案例研究

3.1.1 城市土壤污染的生态风险评价——以厦门市、漳州市、泉州市为例

3.1.1.1 采样方法

采样点的设计在考虑研究区域地貌和土地利用方式等因素的同时，还需保证样点具有一定的均匀性和代表性，在三个城市的研究区共采集 456 个表层土壤样品，其中泉州市采样点 124 个，厦门市采样点 140 个，漳州市采样点 192 个。漳州市和泉州市被划分为 $8 \times 8 \text{ km}$ 大小的网格，并根据土地利用和地形条件，从每个网格中选取了一个样本点。厦门是闽三角城市群最发达的城市，并且占地面积远小于其他两个城市，因此厦门市岛内较发达地区（湖里区和思明区）被划分为 $1.5 \times 1.5 \text{ km}$ 网格，岛外地区（海沧区、集美区、同安区和翔安区）被划分为 $4 \times 4 \text{ km}$ 网格，同样根据土地利用和地形条件，从每个网格中选取了一个样本点。在进行实地采样时，部分预设采样点可能无法采集符合条件的土壤样品，需要根据实际情况调整采样位置。运用全球定位系统（GPS）记录实际采样点经纬度坐标，采样点分布见图 2。本文采集的样品为 0~20 cm 的表层土壤样品，每个采样点采集 5 个 1 kg 左右的子样品现场混合均匀，用四分法从中选取 1 kg 的土壤样品作为该采样点的代表。所有土壤样品分别装入标明编号的聚乙烯塑料自封袋，并在采样记录表上记录采样日期，地点，编号，土地利用方式及样品描述，最后将所采集的样品统一运回实验室低温保存。为减少样品污染的可能性，在样品采集和存储的过程中尽量避免土壤样品与金属器皿直接接触。

土壤样品经室温自然风干和充分混匀后，去除石块、杂草、根茎等异物，用木棒碾压磨碎后，过直径为 2 mm 的尼龙筛。过筛后的土壤样品经充分混合后采用四分法取 1/4 样品，用玛瑙研钵进行研磨后过 0.15 mm 尼龙筛，最后将土壤样品密封保存于自封袋中，供下一步重金属含量测定使用。

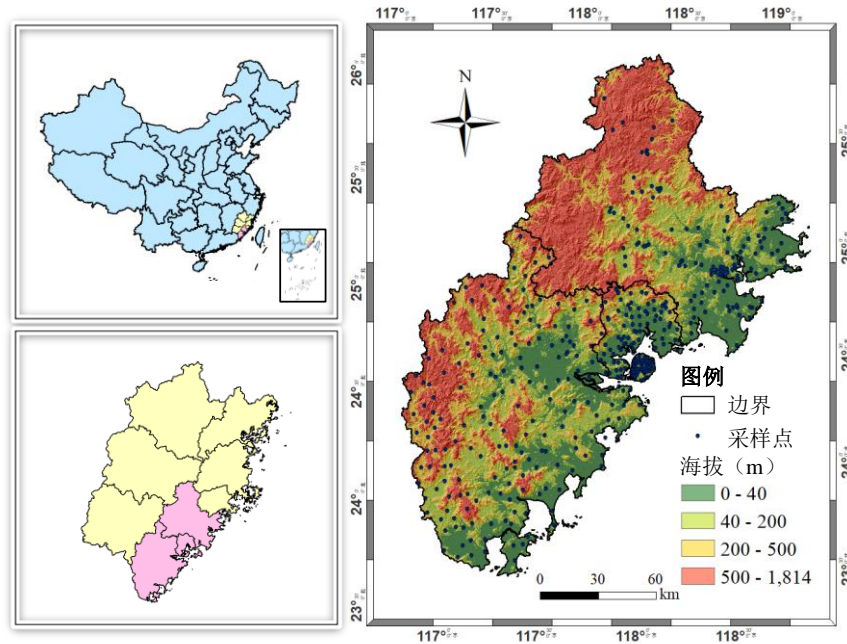


图 2 土壤采样点分布图

3.1.1.2 样品测定

样品的分析测定均按照国家土壤环境质量标准（修订）（GB15618-2008）执行，测定了土壤样品中 As、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 共 6 种重金属元素的含量（Ye et al., 2015）。首先，准确称取 0.20g（精确至 0.0002 g）土壤样品至消解管中，在加热板上用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$ （5:1:1）混合溶液进行消解，加热 12h，期间视消解情况，可补加 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$ 混合溶液。消解结束后，用 0.5mol/L HNO_3 萃取残渣，采用 PEAA 800 火焰原子吸收分光光度计（Perkin Elmer, Fremont, CA, USA）测定溶液中的重金属含量，并通过计算最终得到土壤中的重金属含量。作为分析对照，每 10 次分析进行一次空白测量作为背景值。在测定时，每批 10 个样本采用国家一级标准物质（GBW07405）和空白试验进行精度控制，用以确保测定的准确性。同时，为提高分析结果的准确性，所有土壤样品均设定三个重复样本。分析精度在 5~8%之间，6 种重金属元素的回收率在 86~100%之间。

3.1.1.3 数据处理

所有数据均采用 SPSS 20.0 for windows 和 R 3.2.1 进行统计分析。描述性统计包含均值、最大值、最小值、标准差（SD）、变异系数（Coefficient of variation, CV）等。在进行进一步分析之前，需采用 Kolmogorov-Smimov 检验来判断重金属含量的数据是否符合整体分布，检验结果表明 6 种重金属含量数据均不符合正态分布，可能会导致比例效应，影响分析的准确性，因此需使用 SPSS 20.0 和

Minitab 17 对数据进行对数变换和 Johnson 变换, 使其符合正态分布 ($p>0.05$)。数据间的差异性分析采用单因素方差分析法 (ANOVA), 显著性水平为 $p<0.05$ 。

3.1.1.4 城市土壤重金属累积特征

厦门市、泉州市、漳州市的土壤重金属描述如图 3。厦门市土壤重金属 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为 5.7 mg/kg、33.6 mg/kg、18.7 mg/kg、10.4 mg/kg、36.2 mg/kg 和 71.9 mg/kg, 含量范围分别为 1.5~14.5 mg/kg、10.4~148.0 mg/kg、2.1~194.0 mg/kg、2.4~91.3 mg/kg、12.4~144.0 mg/kg、13.8~258.0 mg/kg, 高于福建省土壤重金属含量背景值的土壤样品比例分别为 42.1%、20.7%、23.6%、17.1%、34.3%和 27.9%。

泉州市土壤重金属 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为 7.8 mg/kg、17.3 mg/kg、23.3 mg/kg、8.0 mg/kg、37.7 mg/kg 和 98.2 mg/kg, 含量范围分别为 4.0~16.5 mg/kg、1.5~91.8 mg/kg、1.6~130 mg/kg、1.3~23.9 mg/kg、12.1~124.0 mg/kg、25.9~296.0 mg/kg, 高于福建省土壤重金属含量背景值的土壤样品比例分别为 83.1%、5.6%、29.8%、10.5%、40.3%、55.7%。

漳州市土壤重金属 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值分别为 9.7 mg/kg、18.5 mg/kg、18.3 mg/kg、12.2 mg/kg、47.0 mg/kg 和 81.1 mg/kg, 含量范围分别为 1.9~96.6 mg/kg、1.0~148.1 mg/kg、1.8~139 mg/kg、0.9~153.8 mg/kg、9.0~195.4 mg/kg、13.1~254.8 mg/kg, 高于福建省土壤重金属含量背景值的土壤样品比例分别为 62.5%、7.3%、30.2%、18.8%、59.4%、35.9%。

对比三个城市的土壤重金属含量, 发现厦门市土壤 Cr 污染相对严重, 泉州市土壤 Cu 和 Zn 污染相对严重, 漳州市土壤 As、Ni、Pb 污染相对严重, 研究结果表明, 由于人类活动的强度和类型的差异, 三个城市土壤重金属污染情况各不相同。

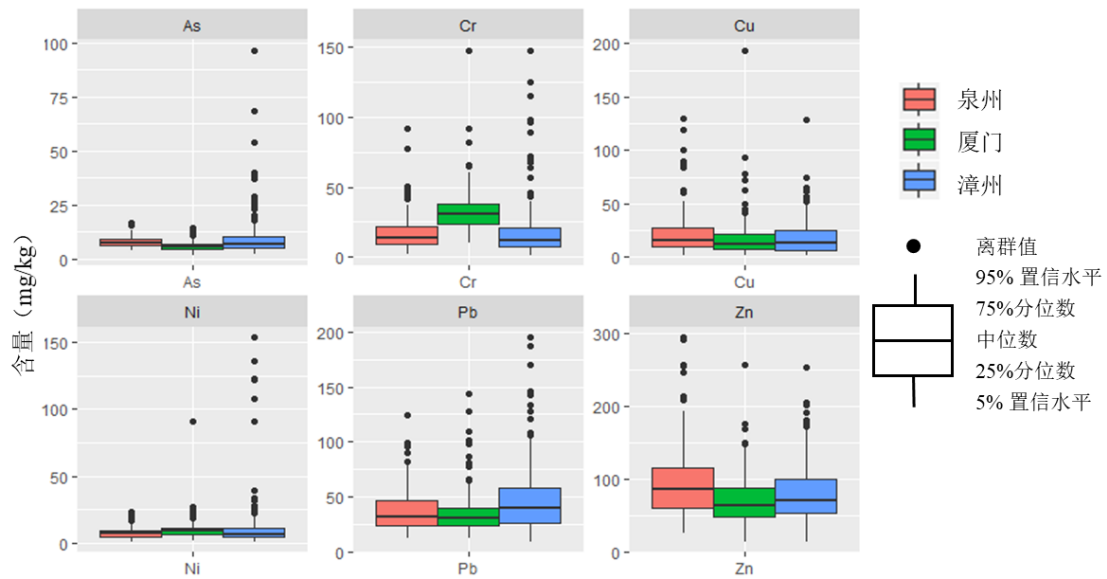


图 3 城市土壤重金属含量描述图

3.1.1.5 内梅罗指数法评价下的城市土壤生态风险结果与分析

内梅罗指数法通过分析土壤采样点多种重金属的 $P_{Nemerow}$ (以下简称 P_N 值) 来判断采样区域土壤重金属的综合污染状况, 属于一种综合评价方法。本章按照内梅罗指数法对闽三角地区三个城市土壤 6 种重金属进行生态风险评价, 并将其结果进行空间插值, 另外研究按照采样点所在区域对 P_N 值进行分类, 结果见图 4。结果表明, 三个城市土壤重金属污染物累积下的 P_N 值较低, 大部分低于 2.0, 代表厦漳泉大部分区域的土壤重金属污染程度为未污染或轻度污染, 生态风险较低。厦门市 P_N 值 (1.25) 相对低于漳州市 (1.86) 和泉州市 (1.44), P_N 高于 2.0 的区域大部分位于漳州市, 表明目前厦门市土壤重金属污染情况相对较轻微, 生态风险较低, 漳州市土壤重金属污染情况较为严重, 生态风险相对较高, 泉州市的生态风险介于漳州市和厦门市之间。

按照土地利用方式对土壤重金属 P_N 进行分类, 结果显示, 不同土地利用方式下土壤 P_N 平均值从小到大依次为: 住宅及公共用地 (1.23) < 道路用地 (1.41) < 未利用地 (1.46) < 农业用地 (1.57) < 工业用地 (1.71) < 林地 (2.39)。相关研究表明普遍情况下工业用地的土壤重金属生态风险较高, 与本研究得出的结论一致。另外, 由于闽三角城市群森林土壤存在较严重的 As 污染, 因此提高了闽三角区域三个城市的部分地区的生态风险。

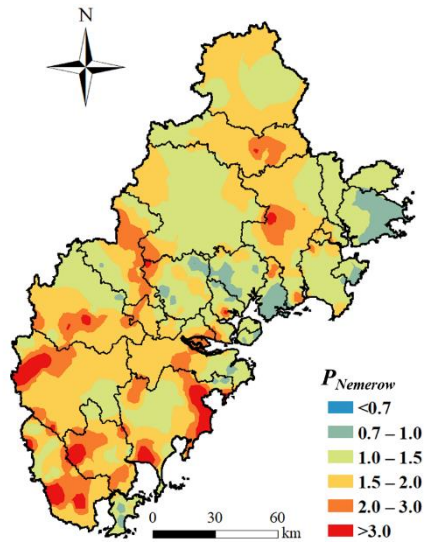


图 4 土壤重金属内梅罗指数分布

3.2 预期效益

(1) 有助于提升各职能部门的生态风险研究与管理决策水平

一方面,可以用于评测不同尺度、不同地域特征的城市生态风险;另一方面,可为评估部门提供规范化的评价框架,为管理部门提供有针对性的管理抓手,为城市规划管理和生态环境管理提供决策支持。

(2) 有利于深化我国在城市生态风险管理问题的科学认知

已有的相关研究工作的特点是大量,但缺乏系统性,多混淆城市生态风险各组分的定义。本标准系统地阐明了城市生态风险各组分的定义和边界,这是所有后续生态风险研究的理论基础,也为生态风险评价提供通用性框架和方法依据。

(3) 有助于减少生态环境治理成本

一方面,减少因技术手段不完善而造成的生态环境损害程度;另一方面,增加因生态安全得以保障、生态环境改善带来的经济收入。

以南方发达城市某食品基地自 2005 年以来侵占林地 (24039.19 m^2) 行为为例,造成了评估区域指示物种的种群数量/密度(基线: 2066 株/hm^2)及植被覆盖度(基线: 84%)显著降低,直接造成原有水源涵养(调节水量及净化水质)、水土保持、固碳释氧、净化大气等生态系统服务能力基本丧失,对城市生态系统的正常运作造成了一定的生态风险。针对此案件中的生态环境损害进行量化评估,侵占林地的行为造成生态环境损害金额总计 2251548.6 元(张雪琦, 2020)。因此,有效评价城市在建设开发过程中对生态系统服务造成的损害,有利于预防生态风险的发生,降低生态环境治理的成本。

4. 采用国际标准和国外先进标准的程度，以及与国际、国外同类标准水平的对比情况，或与测试的国外样品、样机的有关数据对比情况

美国是较早出台生态风险评价相关指南与防控法案的国家。美国环保署于1998年正式发布《生态风险评价指南》这一指导性文件，提出生态风险评价“三步法”的标准框架，生态风险评价应用广泛，涵盖污染场地修复、化学品监管、流域管理等。不仅如此，还出台了应对不同风险源（胁迫）的防控法案，有针对性地进行监督与管控。加拿大（Environment Canada, 2012）提出了《生态风险评价指南》，主要侧重生态毒理学的角度，对两栖动物、特定污染场地的风险进行评估。欧盟地区和部分欧洲国家对“环境风险”的定义与“生态风险”一致。为了确保淡水和海洋沉积物中的化学物质的风险评估科学准则能在实际的监督管理中得到运用，欧盟提出《沉积物室环境风险评价原则》（ECHA., 2014）。

国际、国外同类标准主要适用于评价各种物理、化学、生物等胁迫因子引起的生态风险。然而不完全适用于我国当下的城市管理与生态环境管理。一方面，未考虑国土空间开发导致的空间占用胁迫下的生态风险，也未考虑因水资源消耗、生物资源消耗等导致的生态风险。而本标准的制定不仅仅评价了物理、化学等污染累积胁迫下的生态风险，而且还新增了资源消耗与空间占用导致的生态风险评价，对生态风险评价的范围进行了扩充。另一方面，城市生态系统是区域自然、社会、经济与环境等复合因素驱动的复杂性系统，本标准依托前沿的系统的生态风险管理理论与方法，提出了更加适用于评价我国城市化进程中由人类活动引起的生态风险。

5. 与有关的现行法律、法规和强制性国家标准的关系

与生态风险评价和防控相关的现行法律法规、规范性文件及强制性国家标准等是本标准编制的重要依据。

2015年1月实施的《中华人民共和国环境保护法》第二十条，明确提出“国家建立跨行政区域的重点区域、流域环境污染和生态破坏联合防治协调机制，实行统一规划、统一标准、统一监测、统一的防治措施。”第三十九条，提出“国家建立、健全环境与健康监测、调查和风险评估制度”。2017年6月27日第十二届全国人民代表大会常务委员会第二十八次会议《关于修改〈中华人民共和国水

污染防治法》的决定》第二次修正)规定“根据对公众健康和生态环境的危害和影响程度,公布有毒有害水污染物名录,实行风险管理”。“应当对排污口和周边环境进行监测,评估环境风险,排查环境安全隐患,并公开有毒有害水污染物信息,采取有效措施防范环境风险。”2018年10月26日第十三届全国人民代表大会常务委员会第六次会议《关于修改〈中华人民共和国野生动物保护法〉等十五部法律的决定》第二次修正)中对《中华人民共和国大气污染防治法》修正,“根据大气污染物对公众健康和生态环境的危害和影响程度,公布有毒有害大气污染物名录,实行风险管理。”“应当按照国家有关规定建设环境风险预警体系,对排放口和周边环境进行定期监测,评估环境风险,排查环境安全隐患,并采取有效措施防范环境风险。”2019年1月起施行的《中华人民共和国土壤污染防治法》规定“根据土壤污染状况、公众健康风险、生态风险和科学技术水平,并按照土地用途,制定国家土壤污染风险管控标准,加强土壤污染防治标准体系建设”。

“土壤污染风险管控标准是强制性标准”。2020年9月1日起施行的《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》提出“根据危险废物的危害特性和产生数量,科学评估其环境风险,实施分级分类管理,建立信息化监管体系,并通过信息化手段管理、共享危险废物转移数据和信息。”

2016年3月,中华人民共和国全国人民代表大会和中国人民政治协商会议授权发布《中华人民共和国国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要》,提出“加大环境综合治理力度,严密防控环境风险”;“加强生态保护修复,全面提升生态系统功能”。2016年11月,国务院常务会议通过《“十三五”生态环境保护规划》(国发〔2016〕65号),提出“实施全程管控,有效防范和降低环境风险”;“加大保护力度,强化生态修复”。2017年10月,中国共产党第十九次全国代表大会召开,报告指出“要着力解决突出环境问题”;“加大生态系统保护力度”。2018年6月,中共中央、国务院发布了《关于全面加强生态环境保护 坚决打好污染防治攻坚战的意见》(中发〔2018〕17号),提出了“强化生态环境保护能力保障体系,建立风险评估体系”。

尽管我国在法律层面明确提出了要建立健全风险评估制度,在规划层面明确指出要有效防范和降低风险、建立风险评估体系等。但目前我国对环境风险的评估与管控较为重视,颁布了相关的技术性文件与指导性文件(包括突发环境事件风险评估指南,针对易发生污染事故的企业出台了系列生态风险评估技术指南

等), 而针对城市化进程的生态风险评价与防控的相关文件不全面。也就是说, 目前我国城市生态风险研究尚处于起步阶段, 标准化工作处于空白阶段。尽管国外部分国家已建立了生态风险评估框架或指南, 但不完全适用于我国。因此, 本标准的编制可有效指导城市管理与生态环境管理, 规范和指导城市生态风险评价工作, 防范与缓解生态风险, 保障城市生态系统的服务能力。

与有关现行的推荐性国家标准或行业标准之间的区别与联系。

由国家林业与草原局(原国家林业局)提出并归口的国家标准《湿地生态风险评估技术规范》(GB/T 27647—2011), 适用于评估在全国湿地范围内, 由开展开发与利用建设工程造成的湿地生态风险。本标准适用于评价城市在城市化建设开发中由人类活动引起的生态风险。两个标准的评价范围与对象不同。

由生态环境部法规与标准司组织制订的《生态环境健康风险评估技术指南总纲》(HJ 1111—2020), 适用于指导生态环境管理过程中, 为预防和控制与损害公众健康密切相关的环境化学性因素而开展的环境健康风险评估。风险的受体为个人或群体, 从生态毒理学的角度, 评估人群暴露于环境中化学性因素而发生有害效应的可能性。本标准的风险受体为城市生态系统, 面向城市管理的需求, 可以从宏观尺度上, 为各省、市、区在生态保护规划的编制时提供生态风险评价、预测和防控等内容, 也可以为管理部门提供有针对性的管理抓手。

我国水利部发布《生态风险评价导则》(SL/Z 467—2009), 适用于评价各种物理、化学、生物等胁迫因子引起的生态风险。然而该导则已历经十年的时间, 不完全适用于当下的城市管理与生态环境管理。一方面, 该导则未考虑国土空间开发导致的空间占用胁迫下的生态风险, 也未考虑因水、生物等资源消耗导致的生态风险。而本标准的制定不仅仅评价了物理、化学等污染累积胁迫下的生态风险, 而且还新增了资源消耗与空间占用导致的生态风险评价, 对导则的评价范围进行了扩充。另一方面, 本标准依托前沿的系统的生态风险管理理论与方法, 提出了更加适用于评价我国城市化进程中由人类活动引起的生态风险。这是因为城市生态风险是区域自然、社会、经济与环境等复合因素驱动的复杂性系统, 尽管水利导则的内容中体现了生态风险意识, 但受当时评价手段与技术的局限, 未能完全开展对生态风险的全面系统的研究。

6. 重大分歧意见的处理经过和依据

本标准编制过程中未出现重大分歧意见。

7. 国家标准作为强制性国家标准或推荐性国家标准的建议

本标准作为推荐性国家标准。针对我国城市的开发和建设，充分结合生态系统的复杂性和生态过程的连续性，评价城市可能发生的系统性的生态风险，以有效指导城市管理与生态环境管理。同时能够为各省、市、区在制定生态环境保护规划、提出严控生态环境风险的目标时，提供生态风险评价方法与指标体系等内容。建议尽快征求意见并发布实施。

8. 贯彻国家标准的要求和措施建议（包括组织措施、技术措施、过渡办法等内容）

标准发布后，配合有关部门进行标准内容的宣传、培训工作等，以推动对标准的理解与实施。

9. 废止现行有关标准的建议

无

10. 其他应予说明的事项

无