DOI:10.11931/guihaia.gxzw202508038

海口市江东新区入侵植物的种类组成与功能多样性研究

陈小孟[1]，曹凌仪[1,2]，李岚曦[3]，何荣晓[1]，杨帆[1*]

（1. 海南大学 热带农林学院，海口 570228；2. 海南大学 生态学院，海口 570228；3. 山水自然保护中心，北京 100871）

摘　要: 城乡交错区因景观破碎化、频繁的人为干扰以及管理薄弱，成为入侵植物繁殖和扩散的重要区域。为探讨城乡交错区入侵植物的入侵特征和生态适应性，该文以海口江东新区为研究区域，设置 213 个样地并选取 617 个 4 m² 样方进行实地调查，分析其种类组成、生态位宽度及功能多样性。结果表明：（1）江东新区分布的入侵植物共 26 科 61 属 74 种，菊科（Asteraceae）为优势科（含 22 种）；原产地为热带美洲的入侵植物居多（占比 83.3%）；入侵等级为一级的有 17 种，占所有入侵物种的 22.97%。（2）白花鬼针草（*Bidens alba*）的出现频次、重要值与生态位宽度均居首位且各指标值显著高于其他物种，展现出其极强的生态适应性。其次，除白花鬼针草外的其他物种如南美蟛蜞菊（*Sphagneticola trilobata*）、飞机草（*Chromolaena odorata*）、含羞草（*Mimosa pudica*）的各项指标也较高，具备较高的入侵风险。（3）入侵植物通常具较短的生活史短和较长的花果期，同时在生长类型、繁殖方式和传播途径上表现出更高的多样性，能提高其繁殖速度及覆盖范围。（4）入侵植物在功能多样性指标（FEve、FDis 和 FD_Q）以及成对距离方面均显著高于本地植物与外来非入侵植物（P<0.05），表明入侵植物在功能性状空间中不仅覆盖了更广的范围且物种间功能差异程度更大。综上认为，入侵植物在城乡交错区表现出强大的生态适应能力和竞争优势，促进其快速定殖与扩散。因此，亟需建立以高风险物种差异化管控、原生植被恢复、持续监测及公众协同参与为核心的综合防控体系。

关键词: 城乡交错区，入侵植物组成，重要值，生态位宽度，功能多样性

中图分类号: Q948　　**文献标识码:** A

Species composition and functional diversity study of invasive plants in Haikou's Jiangdong New District

CHEN Xiaomeng[1], CAO Lingyi[1,2], LI Lanxi[3], HE Rongxiao[1], YANG Fang[1*]

(1. *School of Tropical Agriculture and Forestry*, *Hainan University*, Haikou 570228, China; 2. *School of Ecology*, *Hainan University*, Haikou 570228, China; 3. *Shan Shui Conservation Center*, Beijing 100871)

Abstract: Urban-rural transition areas have become important areas for the reproduction and spread of invasive plants due to landscape fragmentation, frequent human interference and weak management. To investigate the invasion characteristics and ecological adaptability of invasive plants in urban-rural transition areas, we surveyed 213 sample plots (617 nested 4 m² subplots) in Haikou's Jiangdong New District and analyzed species composition, niche breadth, and functional diversity. The results are as follows: (1) Jiangdong New District hosts 74 invasive plant species across 61 genera and 26 families, with Asteraceae as the dominant family (22 species); most

项目基金：海南省自然科学基金面上项目（423MS020）。

第一作者：陈小孟（1998—），硕士研究生，研究方向为林业入侵植物，（E-mail）1131687620@qq.com。

***通信作者：**杨帆，博士，副教授，博士生导师，研究方向为林业有害生物与森林健康管理，（E-mail）fanf_yang@hainanu.edu.cn。

invasive plants originate from tropical America (83.3%), and 17 species, accounting for 22.97% of the total, are classified as Category I invasive species. (2) *Bidens alba* ranks highest in occurrence frequency, importance value, and niche breadth, with significantly higher indices than other species, demonstrating strong ecological adaptability. In addition to *Bidens alba*, other species such as *Sphagneticola trilobata*, *Chromolaena odorata*, and *Mimosa pudica* also exhibit high values for these indices, indicating a high invasion risk. (3) Invasive plants typically exhibit a short life cycle and a long flowering-fruiting period, with greater diversity in growth forms, reproductive modes, and dispersal pathways, which can enhance their reproductive rate and expansion scope. (4) Invasive plants display significantly higher functional diversity metrics (including the functional evenness index, functional dispersion index, and Rao's quadratic entropy index) and greater pairwise distances than native plants and non-invasive alien plants ($P < 0.05$), suggesting they occupy a broader range of functional trait space and have greater interspecific functional differences. To summarize, the findings indicate that invasive plants in urban-rural transition areas possess strong ecological adaptability and competitive advantages, facilitating their rapid establishment and spread. Therefore, it is imperative to develop and implement a multi-pronged strategy that establishes a comprehensive prevention and control framework. This integrated system must implement differentiated control measures based on the functional traits of invasive plants, prioritize the targeted management of high-risk species, actively promote the recovery of native vegetation, enforce sustained ecological monitoring, and foster collaborative public engagement in the prevention and control of invasive species. Collectively, these measures form a robust mechanism for mitigating ecological damage and safeguarding biodiversity.

Keywords: urban-rural transition areas, invasive plant composition, importance value, niche breadth, functional diversity

全球化加速推动全球贸易、交通与旅游发展，为入侵植物远距离传播提供便利，进而加剧其对全球生物多样性、生态安全以及社会经济的严重威胁（类延宝等，2010；Livingstone et al., 2020；Schaffner et al., 2020；邢文琦等，2023；）。入侵植物通过资源竞争、化感作用、传播病原体等方式，导致本地物种锐减甚至区域性灭绝，同时破坏当地物理、化学、水文环境，威胁其他生物生存并改变生态系统结构与功能，造成生态系统服务功能退化（Carboni et al., 2021；刘艳杰等，2022）。更重要的是，生物入侵给全球造成了重大经济损失（Diagne et al., 2021）。据全球入侵物种经济成本数据库（Invasive Species Global Economic Cost Database, InvaCost）显示，1970—2017 年间入侵植物给我国造成的经济损失在该数据库中排名第 3（赵光华等，2024）。这些入侵物种不仅分布广、危害重，其种类数量与经济损失还在逐年攀升（Ju et al., 2025）。尽管各国通过制定法律法规、加强科学研究、开展国际合作等措施遏制生物入侵，但随着世界经济一体化持续推进，生物入侵规模将进一步扩大，传播途径更趋多样与隐蔽(Seebens et al., 2021)。

面对全球生物入侵的严峻挑战，识别关键风险区域并解析入侵物种组成特征，是制定分区防控策略的前提。城乡交错区作为城市生态系统向农村生态系统转变的过渡带（Wandl & Magoni, 2017），既是城市扩张的前沿，其独特的地理位置与生境特征又可为入侵植物提供多样的扩散路径与定殖机会（王效科等，2020）。具体而言，城市化驱动的景观斑块破碎化

（蔡妤等，2018；Boscutti et al., 2022），使城乡交错区土地利用格局高度复杂，其景观异质性与破碎化程度显著高于城市建成区及农村生态系统（高燕和王嵘，2023）。同时，城乡交错区自身土地利用与人类活动的差异，导致其在非生物因子（如气温升高、CO_2浓度上升和干旱加剧）上与城市及农村生态系统形成显著分异（Xie et al., 2024），这些改变直接影响植物的资源获取与竞争能力。更为关键的是，作为非建成区，城乡交错区土地权属复杂（段鑫宇等，2021），导致防控措施薄弱、人为清除不足；加之部分城乡交错区毗邻的沿海河口聚集大量港口与泻湖（Luo et al., 2025），及道路网等线性结构形成的“廊道效应”（Quiles & Barrientos, 2024），加速了入侵物种的扩散，二者叠加使城乡交错区成为外来植物入侵风险高、防控难度大的区域。然而，当前大多数生态学研究聚焦于城市建成区，对城乡交错区这一特殊生境的关注仍显不足。

针对城乡交错区入侵植物的高风险现状，需通过多维度指标解析其入侵特征。单一物种的入侵程度可通过空间扩散速率与种群扩张强度量化（Czortek et al., 2023），而群落结构及种间竞争状态可通过生态位特征加以表征（李晖等，2025）。其中，生态位宽度与入侵植物的适应性密切相关：生态位宽度较大的物种在资源利用与竞争中更具优势，表现出更强的环境适应性（卢炜丽等，2016；侯德佳等，2025）。物种重要值作为群落重要性综合指标，常与生态位宽度呈正相关，但受研究区域与对象差异影响，二者关系并非绝对（赵阳等，2024）。此外，功能性状指影响植物生长、存活与繁殖的形态学、物候学、繁殖学等相对稳定和可测量的特征参数，能够反映植物对生存环境的响应与适应（Funk et al., 2017；刘聪聪等，2024）。功能多样性则是群落内物种间功能性状的总体差别，可通过将物种按若干关键性状划分为功能类群或基于多性状距离构建性状空间，计算相应指标，以反映植物的资源利用状况（雷羚洁等，2016；董世魁等，2017）。具体而言，在形态方面，不同的株高、生长类型可影响植物获取光照与养分的能力，果实类型则为繁殖体传播提供形态基础（Li et al., 2024）；在物候方面，植物的花果期影响着种子生产与传粉昆虫间的关系，对植物的繁衍传播至关重要（刘世婷等，2024）；在繁殖方面，由繁殖方式、生活史及传播方式等构成植物的繁殖策略，不同策略使植物在不同环境中展现扩散的潜力（李永宁等，2024；刘婷等，2025）。因此，通过分析入侵植物与本地植物、外来非入侵植物之间功能性状的差异对揭示城乡交错区外来植物成功入侵的策略具有重要的意义。

基于上述背景，本研究以海口滨海城乡交错区（江东新区）为研究对象，通过实地调查和查阅各类相关资料，以探讨：（1）江东新区的入侵植物的种类组成特征、功能性状及生态位宽度如何；（2）在功能多样性框架下，检验本地植物、外来入侵植物与外来非入侵植物在功能多样性指标及性状空间结构（成对距离、距质心距离）上的显著差异及其生态学解释。本文旨在丰富城乡交错区关于入侵植物的理论基础，为当地的入侵植物管理提供基础数据和决策参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

海口市江东新区位于海南岛东北部，东起东寨港，西至南渡江，北临海口东海岸线，南至绕城高速二期和 212 省道，介于 110°22′—110°38′ E、19°53′—20°04′ N 之间。属于热带季风气候，气候温暖宜人，年平均降水量 2 067 mm，年平均气温 24.3 ℃，年主导风向为东南风和东北风（马昊等，2020）；内部水系发达，但均为季节性河流，水体环境质量交叉；生态系统类型主要为林地、草地、农田、海洋等；土壤类型主要为水稻土、滨海沼泽盐土、含盐酸性硫酸盐土和砖红壤（左文萍等，2022）。2018 年，海口江东新区设立，并被定位为海南自由贸易试验区的重点先行区域（罗文霞等，2022）。在相关政策的强力推动下，该区正经历着快速的城市化进程（如大规模土地开发、基础设施建设及物流运输等）。

1.2 样地设置与样方调查

采用随机抽样的方式，使用 ArcMap 10.7 在海口市江东新区主要陆地区域生成 220 个样点，通过现场定位布设样地。实地调研于 2021—2022 年开展；因部分样地受物理阻隔或人为管控无法进入，最终获得有效样地 213 个（图 1）。在样地现场通过观察判定其生境异质性：若样地生境整体较为一致，则设置 1~2 个 4 m² 样方；若样地生境异质性显著，则针对不同生境类型分别设置 1~2 个 4 m² 样方。样方形状优先采用 2 m × 2 m；若遇线性生境（如沟渠、道路、狭长绿化带等），可结合实际地形布设 1 m × 4 m 或 0.5 m × 8 m 的样方。最终共调查 617 个 4 m² 样方。

使用样方框布设 4 m² 样方，调查样方内所有草本植物种类，同时判断样方是否存在外来入侵草本植物，并对样方及样方内的入侵植物进行拍照记录。草本植物的面积根据提前准备好的尺绳，测定所在边界的长宽，进行面积推算。同时，借助卷尺或丁字尺辅助测量，以某种植物种群的多数群体生长状态为准，作为该植物种群的平均株高。对于植株间生长较为稀疏的物种，直接计数其株数；对于生长密集的植物种群，则以 5 株所占的面积进行株数推算。

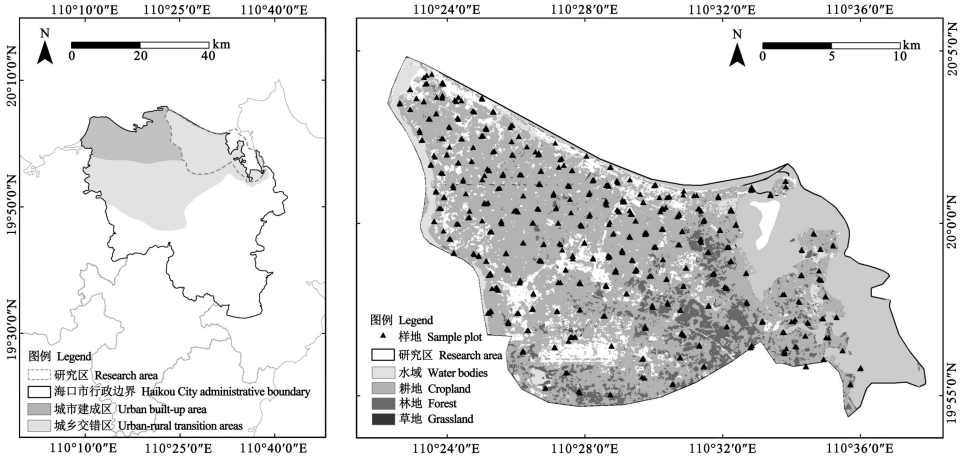


图 1 研究区范围及样地分布

Fig.1 Study area and distribution of sample plots

1.3 植物信息统计

物种鉴定主要参考《中国植物志》（中国植物志编纂委员会，1959—2004）、《海南植物志》（中国科学院华南植物研究所，1964—1977）、《海南植物物种多样性清单》（邢福武等，2012）和《海南植物名录》（杨小波，2013）等文献。入侵植物的原产地、传入途径和入侵等级的判定主要参考《中国外来入侵植物名录》（马金双和李惠茹，2018）、中国外来入侵物种信息系统网站（https://www.iplant.cn/ias/splist）和政府发布的中国外来入侵物种名单（https://www.mee.gov.cn/searchnew/?searchword=中国外来入侵物种名单），并区分其入侵等级(一级为恶性入侵种，二级为严重入侵种，三级为局部入侵种，四级为一般入侵种，五级为有待观察物种)。外来非入侵植物的判断主要参考《中国归化植物名录》（闫小玲等，2019）。依据《中国杂草原色图鉴》（张泽浦和广田伸七，2000）与外来植物数据集（林秦文等，2022），对鉴定确认的物种进行功能性状的判定。此外，本研究选取生活史、生长类型、繁殖方式、传播方式、果实类型、花果期及株高七项功能性状(如表 1 所示)，用于分析入侵植物的生物学特征。

表 1 草本植物功能特征类型

Table 1 Types of functional characteristics of herbs

功能性状 Functional traits	变量类型 Variable type	功能特征类型 Type of function traits	数据来源 Date source
生活史 Life cycle	分类变量 Categorical variable	1.一、二年生；2.多年生；3.其他生活史（包含不同生活型或生活型随环境的变化而表现不同） 1. Annual/Biennial; 2. Perennial; 3. Other (variable/mixed life history)	《中国杂草原色图鉴》；外来植物数据集（林秦文等，2022） Chinese Colored Weed Illustrated Book; A dataset on catalogue of alien plants in China
生长类型 Growth form	分类变量 Categorical variable	1.分枝型；2.直立型；3.藤或蔓型；4.匍匐型；5.莲座型；6.丛生型；7.阶段莲座型；8.伪莲型 1. Branching; 2. Erect; 3. Vine; 4. Prostrate; 5. Rosette; 6. Tufted; 7. Stage-rosette; 8. Pseudo-rosette	《中国杂草原色图鉴》 Chinese Colored Weed Illustrated Book
繁殖方式 Reproductive type	分类变量 Categorical variable	1.种子繁殖；2.兼具种子繁殖与无性繁殖 1. Seed reproduction; 2. Seed and vegetative reproduction	《中国杂草原色图鉴》 Chinese Colored Weed Illustrated Book
传播方式 Dispersal mode	分类变量 Categorical variable	1.风力/水力传播；2.动物传播；3.弹射传播；4.重力传播；5.自交不亲和/无种子 1. Wind/Water dispersal; 2. Animal-mediated dispersal; 3. Ballistic dispersal; 4. Gravity dispersal; 5. Self-incompatible/seedless	《中国杂草原色图鉴》 Chinese Colored Weed Illustrated Book
花果期 Flowering–fruiting	分类变量 Categorical	1.短（<3 个月）；2.中（3~6 个月）；3.长（>6 个月）	《中国杂草原色图鉴》 Chinese Colored Weed Illustrated

period	variable	1. Short (< 3 months); 2. Medium (3~6 months); 3. Long (> 6 months)	Book
果实类型	分类变量	1.闭果；2.裂果；3.肉质果	《中国杂草原色图鉴》
Fruit type	Categorical variable	1. Indehiscent fruit; 2. Dehiscent fruit; 3. Fleshy fruit	Chinese Colored Weed Illustrated Book
株高	数值变量	以 m 为单位的物种平均株高	实地调查记录
Plant height	Quantitative variable	Species mean height (m)	Field survey records

1.4 数据处理

1.4.1 物种出现频次

物种出现频次定义为植物群落中每种物种出现的样方数。统计物种出现频次后，使用 R 4.4.3 的 ggplot2 程序包（Wickham, 2016）绘制频数分布图与物种频次条形图。

1.4.2 物种重要值（important value, IV）

$$IV(\%) = （Cr + Hr + Dr）/ 3 \times 100。$$

式中：*IV* 代表物种重要值；*Cr*、*Hr* 和 *Dr* 分别代表相对盖度、相对株高和相对密度（王育松和上官铁梁，2010）。使用 R 4.4.3 的 vegan 程序包（Oksanen et al., 2013）计算物种重要值。

1.4.3 生态位宽度

$$B_j = 1/\sum_{i=1}^{N} P_{ij}^2。$$

式中：B_j 为第 *j* 种物种的 Levins 生态位宽度；*i* 表示样方；*N* 表示样方的数量；P_{ij} 为种 *j* 在第 *i* 个样方的重要值（李德志等，2006）。使用 R 4.4.3 的 vegan 程序包计算物种的 Levins 生态位宽度，并利用 ggplot2 程序包绘制优势物种的重要值与其生态位宽度的多重折线图。

1.4.4 功能多样性

用成对距离（pairwise distance）与到质心距离（distance to centroid）来反映功能性状的平均差异程度与物种内部的功能离散程度（Gower et al., 1986）。功能多样性则以功能丰富度指数（functional richness index，FRic）、功能均匀度指数（functional evenness index，FEve）、功能离散度指数（functional dispersion index，FDis）与 Rao 二次熵指数（Rao's quadratic entropy index，FD_Q）作为评估指标（宋彦涛等，2011），并借助 R 4.4.3 中的‘FD’包完成计算。

(1)功能丰富度指数 FRic

$$FRic = \frac{SF_{ic}}{R_c}。$$

式中：SF_{ic} 为群落 *i* 内物种所占据的生态位空间；R_c 为所有群落中性状 *c* 占据生态位空间。

(2)功能均匀度指数 FEve

$$EW_b = \frac{d_{ij}}{w_i + w_j};$$

$$PEW_b = \frac{EW_b}{\sum_{i=1}^{S-1} EW_b};$$

$$FEve = \frac{\sum_{i=1}^{S-1} \min(\mathrm{PEW}_b, \frac{1}{S-1}) - \frac{1}{S-1}}{1-\frac{1}{S-1}}。$$

式中：d_{ij} 为物种 i 与物种 j 间的欧氏距离；w_i 和 w_j 为物种 i 和物种 j 的相对丰富度；b 为分支长；S 为物种数目；EW_b 为均匀度权重；PEW_b 为分支长权重。

(3)功能离散度指数 FDis

$$c = \frac{\sum a_j x_{ik}}{\sum a_j};$$

$$FDis = \frac{\sum a_j z_j}{a_j}。$$

式中：c 为加权重心；a_j 为物种 j 的相对多度；x_{ik} 为物种 i 性状 k 的值；z_j 为物种 j 到重心 c 的加权距离。

(4)Rao 二次熵指数 FD_Q

$$d_{ij} = \frac{1}{n}\sum_{k=1}^{n} (X_{ik} - X_{jk})^2;$$

$$FD_Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^{S} d_{ij} w_i w_j。$$

式中：n 为性状数；X_{ik}、X_{jk} 为物种 i 和物种 j 的 k 性状值；d_{ij} 为物种 i 与物种 j 之间的差异度；S 为物种数目；w_i 和 w_j 分别为物种 i 和物种 j 的相对多度。

1.4.5 物种间功能距离

为量化物种间的功能差异，基于多性状构建物种层面的功能距离矩阵。所选性状包括生活史、生长类型、繁殖方式、传播方式、花果期、果实类型、株高等。物种间功能距离采用 Gower 距离计算，可同时处理连续性状与分类性状。针对每个物种，计算两类指标：成对距离（pairwise distance, MPD），指物种与群落中其他物种之间的功能距离均值，反映物种相对于群落其他物种的平均功能差异程度（Laliberté & Legendre, 2010）；距质心距离（distance to centroid, DTC），指物种在多性状空间中到群落质心的欧氏距离，反映物种功能独特性或离散性（Villéger et al., 2008）。该部分计算借助 R 4.4.3 中的‘FD’包实现。

1.4.6 差异性检验

使用 Shapiro-Wilk 检验和 Levene 检验评估各指数的正态性和方差齐性（Shapiro & Wilk, 1965）。鉴于大多数变量呈非正态分布且部分变量方差不齐，采用 Kruskal-Wallis 检验比较入侵植物、本地植物及外来非入侵植物的差异，显著结果通过 Dunn 检验进行两两比较，并使用 BH 方法校正 P 值，显著性水平设定为 P＜0.05（Kruskal & Wallis, 1952；Dunn, 1964）。计算与绘图使用 R 4.4.3 中的“ggpubr”“rstatix”和“ggplot2”包实现。

2 结果与分析

2.1 入侵植物的科属组成

本次研究共调查 617 个样方，记录到入侵植物 74 种，隶属于 26 科 61 属。如表 2 所示，其中物种数最多的科为菊科，包含植物 18 属 22 种；其次是苋科（Amaranthaceae）和禾本

科（Poaceae），分别包含 4 属 8 种和 4 属 6 种；物种数为 2-4 种的主要有豆科（Fabaceae）、茜草科（Rubiaceae）和大戟科（Euphorbiaceae）等 8 科；物种数为 1 种的科数最多，共有 15 科。

表 2 入侵植物分类单元组成

Table 2 Taxonomic composition of invasive plants

科	Family	属 Genus	种 Species	科	Family	属 Genus	种 Species
菊科	Asteraceae	18	22	蓼科	Polygonaceae	1	1
苋科	Amaranthaceae	4	8	马鞭草科	Verbenaceae	1	1
禾本科	Poaceae	4	6	马齿苋科	Portulacaceae	1	1
豆科	Fabaceae	4	4	十字花科	Brassicaceae	1	1
茜草科	Rubiaceae	3	4	天门冬科	Asparagaceae	1	1
大戟科	Euphorbiaceae	2	4	天南星科	Araceae	1	1
茄科	Solanaceae	3	3	土人参科	Talinaceae	1	1
车前科	Plantaginaceae	2	2	五加科	Araliaceae	1	1
锦葵科	Malvaceae	2	2	西番莲科	Passifloraceae	1	1
伞形科	Apiaceae	2	2	荨麻科	Urticaceae	1	1
旋花科	Convolvulaceae	2	2	雨久花科	Pontederiaceae	1	1
白花菜科	Cleomaceae	1	1	紫茉莉科	Nyctaginaceae	1	1
唇形科	Lamiaceae	1	1	酢浆草科	Oxalidaceae	1	1

2.2 入侵植物的原产地、传入途径及入侵等级

如图 2 所示，从原产地来说，南美洲出现频次最高（52 次），占所有入侵植物的 46.02%；其次是北美洲（41 次），占比 36.28%；其余来源地按频次由高至低依次为非洲（10 次，占比 8.85%）、欧洲（5 次，占比 4.42%）、亚洲（4 次，占比 3.54%）和大洋洲（1 次，占比 0.88%）。就引入途径而言，无意引入和有意引入的入侵植物分别有 42 和 32 种，占所有入侵植物数的 56.76%和 43.24%。在有意引入的植物中，作为园艺用途的最多，有 18 种，占比 24.32%；农业和药用的都是 7 种，占比 9.46%。

本研究记录的入侵植物中，入侵等级为一级的有 17 种，占所有入侵植物数的 22.97%，其中有 15 种植物先后被列入了政府发布的四批中国外来入侵物种名单，在国内造成的危害较大。在一级入侵植物中，菊科植物有 10 种，包含飞机草（*Chromolaena odorata*）、薇甘菊（*Mikania micrantha*）、银胶菊（*Parthenium hysterophorus*）、白花鬼针草、假臭草（*Praxelis clematidea*）、苏门白酒草（*Erigeron sumatrensis*）、小蓬草（*Erigeron canadensis*）、一年蓬（*Erigeron annuus*）、钻叶紫菀（*Symphyotrichum subulatum*）和藿香蓟（*Ageratum conyzoides*）；苋科植物有刺苋（*Amaranthus spinosus*）、空心莲子草（*Alternanthera philoxeroides*）、和土荆芥（*Dysphania ambrosioides*）；此外还有天南星科（Araceae）的大薸（*Pistia stratiotes*）、

雨久花科（Pontederiaceae）的凤眼莲（*Eichhornia crassipes*）（附表 1）。入侵等级为二级的也有 17 种，其中菊科 6 种，苋科、豆科和大戟科各 2 种，车前科（Plantaginaceae）、禾本科、锦葵科（Malvaceae）、十字花科（Brassicaceae）和五加科（Araliaceae）各一种。入侵等级为三级、四级和五级的分别有 20 种、13 种和 7 种，分别占比 27.03%、17.57%和 9.46%。

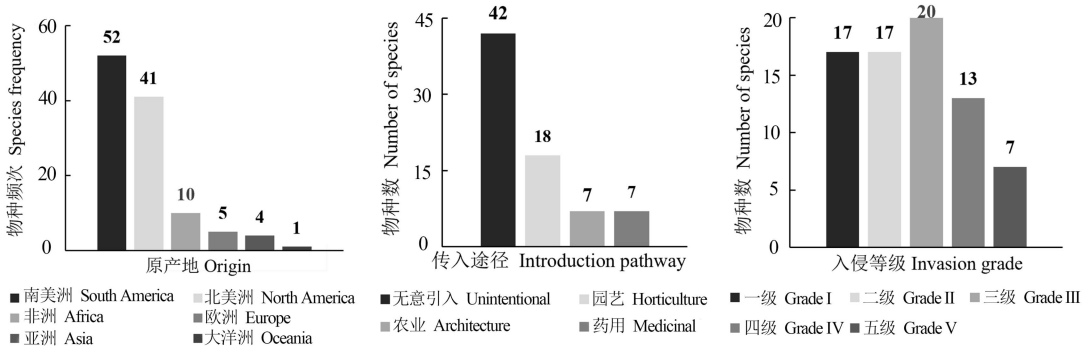


图 2 入侵植物的原产地、传入途径和入侵等级统计

Fig.2 Origin, introduction pathways, and invasion grade classification of invasive plants

2.3 入侵物种的出现频次、重要值及生态位宽度

由图 3 可知，入侵植物的出现频次主要分布在 1~50 次，有 58 种，占所有入侵植物的 78.38%，其中只出现 1 次和 2 次的物种分别为 14 种和 10 种；出现频次在 51~100 次的有 13 种，占比 17.57%；出现频次大于 100 的仅有 3 种植物，占比 4.05%。

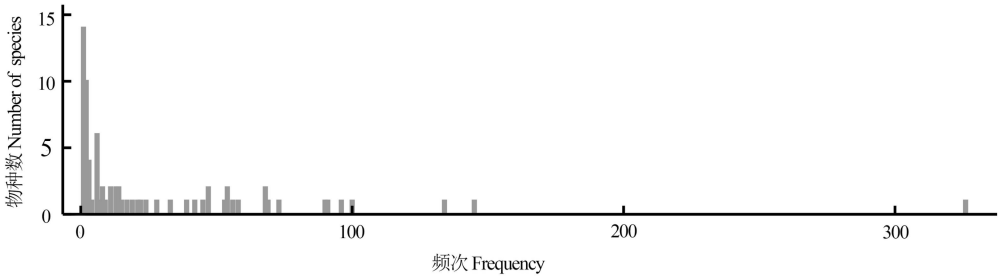


图 3 入侵植物出现频次统计

Fig.3 Occurrence frequency statistics of invasive plants

由图 4 可知，在调查到的所有入侵植物中，出现频次最高的物种为白花鬼针草 326 次，显著高于其他物种；其次是含羞草 134 次、小蓬草 100 次、南美蟛蜞菊 96 次、藿香蓟 91 次和少花龙葵（*Solanum americanum*）90 次。

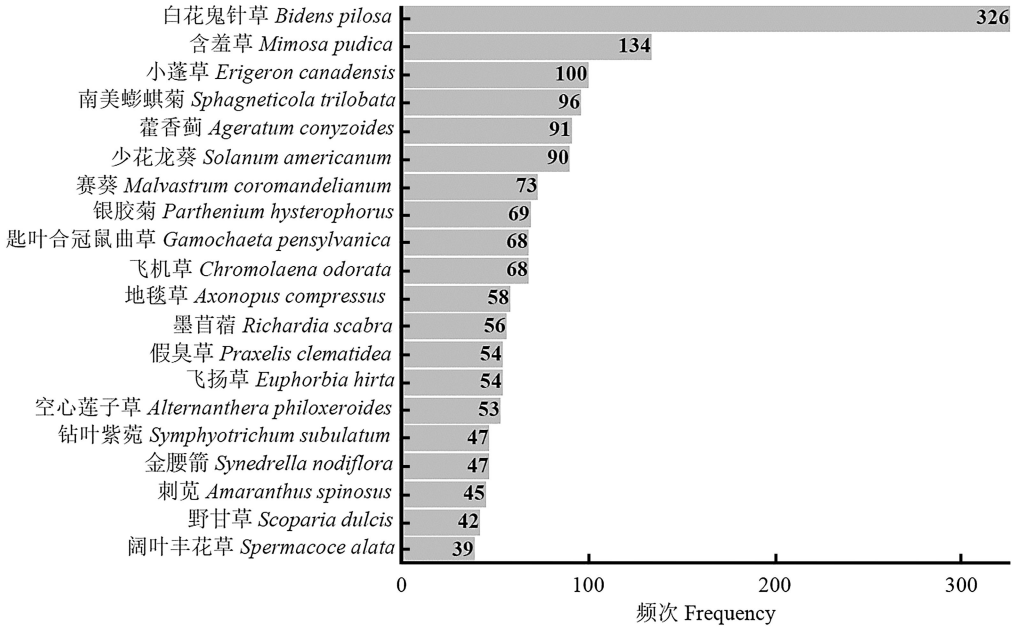


图 4 出现频次排名前 20 的入侵植物

Fig.4 Top 20 invasive plant species by occurrence frequency

在出现频次排名前 20 的入侵植物中，菊科植物占据绝对优势，包含 12 种。如图 5 所示（物种按重要值降序排列），对比这些物种的 Levins 生态位宽度指数可以发现，白花鬼针草在重要值和生态位宽度指数上均位居首位，具有显著的生态适应性和竞争优势。

综合入侵植物的出现频次、重要值和生态位宽度这三项关键指标，并结合入侵等级评估，得出白花鬼针草、南美蟛蜞菊、飞机草、含羞草为研究区的关键入侵物种。这 4 种植物的各项指标综合值显著高于其他入侵物种且均被评定为较高入侵等级，充分表明它们有更强的生态适应性、竞争能力，并构成更高的入侵风险。

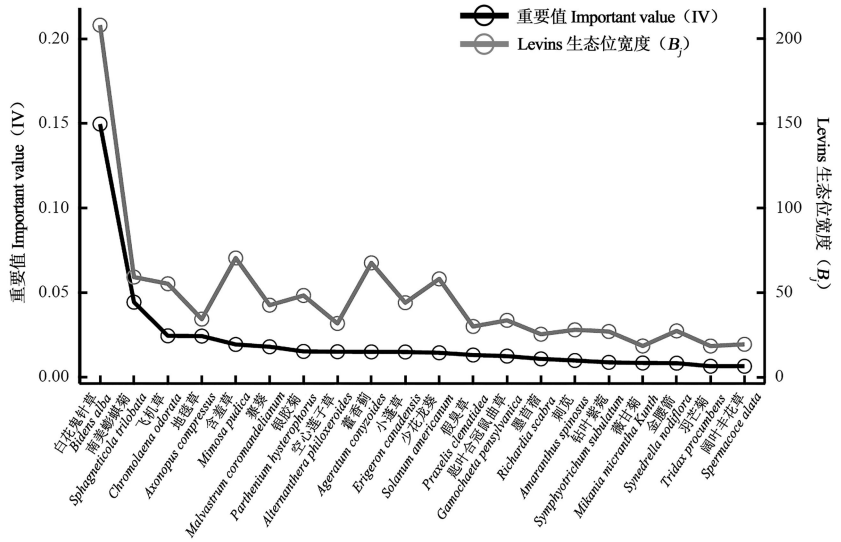


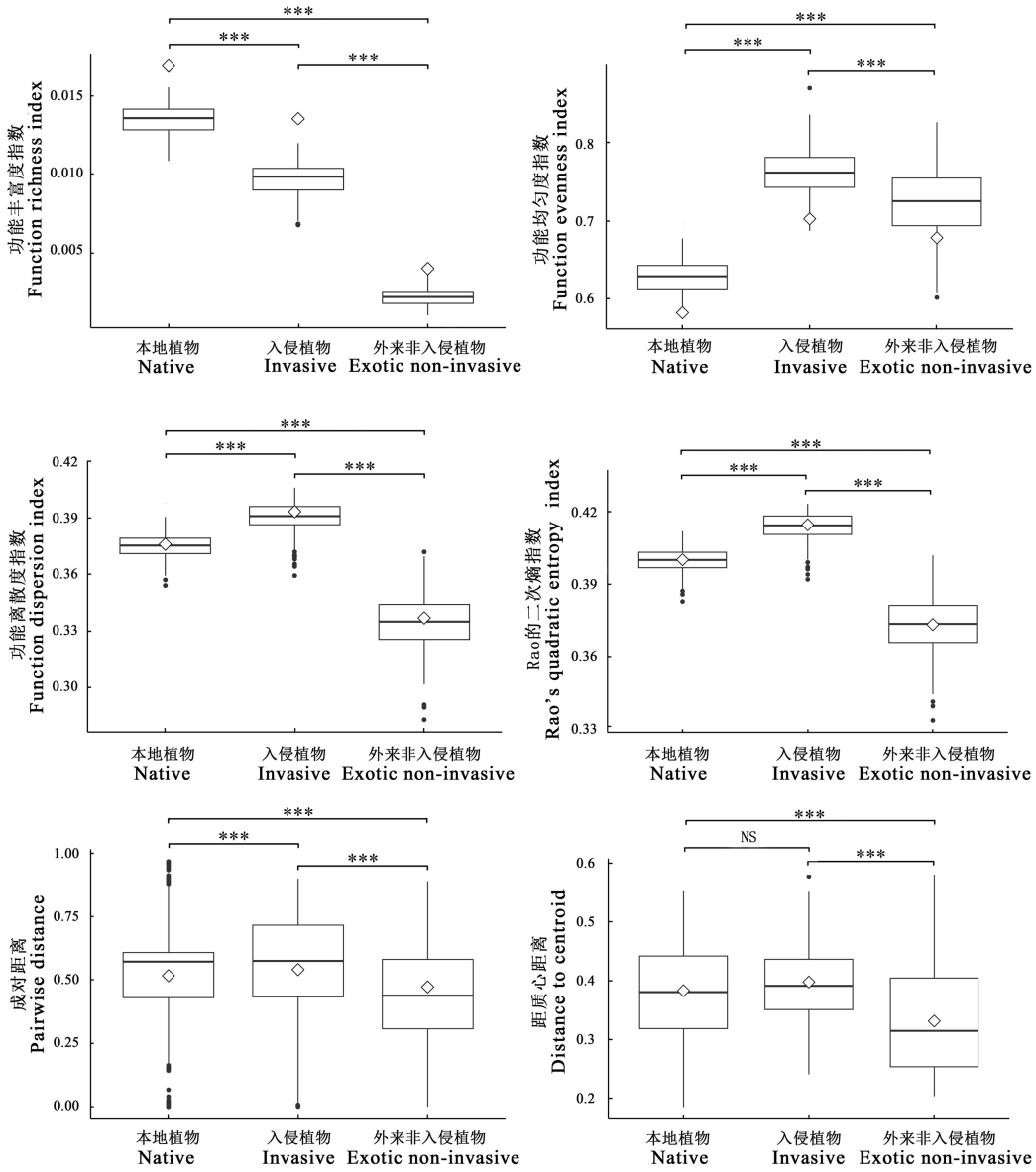
图 5 优势入侵植物的重要值和 Levins 生态位宽度指数

Fig.5 Importance value and Levins' niche breadth index of dominant invasive plants

2.4 入侵植物与本地植物及外来非入侵植物的功能多样性

除 74 种入侵植物外，研究区还记录到 164 种本地植物和 45 种外来非入侵植物。通过统计发现 3 种不同类型植物的功能特征之间存在差异。在生活史方面，入侵植物与外来非入侵植物主要以一年或二年生为主（各自占比为 51.35%、51.11%），本地植物则以多年生占优势（48.78%）。花果期方面，入侵植物与外来非入侵植物的短、中、长花果期分布较为均衡，而本地植物集中在中花果期。生长类型方面，入侵植物以直立型为主，本地植物以直立型与阶段性莲座型并重，而外来非入侵植物则以直立型及藤或蔓型为优势。传播方式方面，入侵植物主要依赖风力/水力（50%）和重力传播（25%），而本地植物与外来非入侵植物均以重力传播为主。繁殖方式方面，43.23%的入侵植物兼具种子繁殖与无性繁殖，另两类植物则主要依赖种子繁殖。果实类型方面，入侵植物与本地植物中闭果所占比例最高，外来非入侵植物则以裂果为主。这表明了入侵植物通常兼具短生活史与长花果期的生长策略，在生长类型、繁殖方式和传播途径上表现出更高的多样性。这些性状组合能够在时间和空间尺度上为入侵植物提供持续的入侵优势。

如图 6 所示，进一步计算入侵植物与本地植物及外来非入侵植物的功能多样性指标，发现这三类植物的功能多样性指标之间均存在显著差异。在功能丰富度指数（FRic）中，本地植物的功能丰富度指数最高，其次是入侵植物，而外来非入侵植物的指数最小。就功能均匀度指数（FEve）而言，入侵植物显著高于本地植物及外来非入侵植物。入侵植物的功能离散度指数（FDis）与 Rao 的二次熵指数（FD_Q）均高于本地植物及外来非入侵植物，而外来非入侵植物的指数最低。成对距离在入侵植物中显著高于其他两类，表示物种间性状差异较大。距质心距离同样在入侵植物中最高，显著高于外来非入侵植物。总体来看，入侵植物整体的功能多样性指标与成对距离显著高于本地植物与外来非入侵植物，表明入侵植物在功能性状空间中不仅覆盖了更广的范围且物种间功能差异程度更大。



*表示 *P*<0.05，**表示 *P*<0.01，***表示 *P*<0.001，NS 表示不显著。

* indicates *P*<0.05, ** indicates *P*<0.01, and *** indicates *P*<0.001, and NS indicates no significant difference.

图 6 功能多样性指标差异与物种间功能距离

Fig.6 Variations in functional diversity metrics and interspecific functional distance

3 讨论

3.1 入侵物种的组成特征

本次调查记录到入侵植物 74 种，隶属于 26 科 61 属。与曹凌仪（2023）在同一区域的调查结果（27 科 58 属 67 种）相比，入侵植物的科属构成比例相似。对比海口市主城区（李岚曦等，2023）的入侵植物调查（记录入侵植物 13 科 31 属 36 种），江东新区的入侵植物丰富度显著更高，反映出海口城乡交错区入侵植物丰富度明显高于海口主城区。在热带岛屿

斐济岛的入侵植物分布格局研究中也观察到相同规律（Lowry et al., 2020）。相比于城乡交错区，主城区主要以商业、居民用地为主，高比例的不透水面削弱了入侵植物繁殖体建立种群的能力（侯冰飞等，2016）；而城乡交错区存在较多的农林地与撂荒地，存在更多的可入侵地，易于入侵植物的传播与繁殖（Afonso et al., 2020）。在入侵植物的科属组成上，菊科为优势科，包含 18 属 22 种，占总种数的 29.72%。这与大多数入侵植物研究结果一致，即菊科是入侵植物中的优势科之一（Yang et al., 2023；Chen et al., 2024）。

在入侵植物的原产地中，南美洲的出现频次最高（46.02%），其次是北美洲（36.28%）。可以看出，源于美洲的入侵植物占据明显优势，该结果与海南地区关于入侵植物的研究结果相一致。例如，牟村等（2020）通过对海口市入侵植物的原产地分析发现，有 80.0%原产于美洲地区；Guo 等（2022）对海南省入侵植物原产地的调查结果中，最常见的是南美洲（35.93%）、北美（30.37%）。这可能与北美南部、南美北部与中国热带地区在纬度、地理环境上相近有关，并且美洲的热带地区气候与海口热带季风气候存在一定程度的匹配，进一步促进了美洲植物的入侵定殖（Gonzalez-Trujillo et al., 2023）。引入途径中，无意引入（56.76%）略高于有意引入（43.24%）。虽然有意引入在多个研究中被认为是主要单一来源，但是大量研究表明无意引入（如随农产品伴入、货运等）也是入侵植物的重要来源，并且在某些植物类群或区域中贡献更大（Saul et al., 2017）。

3.2 关键入侵种的功能特征优势

城乡交错区的生态系统中，不同入侵植物在群落中的表现存在显著差异。研究发现，白花鬼针草出现频次、重要值和生态位宽度三项指标中均居首位且均显著高于其他植物，展现出极强的生态适应能力与竞争优势。这一入侵优势主要来源于入侵植物在功能特征上与其他类群的植物有着显著性差异。这些植物通常具较短的生活史与较长的花果期，并在生长类型、繁殖方式和传播途径上表现出更高的多样性，使其能够适应更多样的环境。以白花鬼针草为典型的一年生草本入侵植物，生命周期短且花果期长，有利于在扰动生境中实现快速定殖与种群更新（彭正东等，2024）。同时，白花鬼针草的传播方式可适配环境变化，其种子轻小，具冠毛和倒钩刺，不仅可随风力和水流扩散，还能附着于动物体表进行远距离传播（胡文静等，2024）。这种多途径的传播机制显著提升了其跨区域扩散能力，使其在入侵初期迅速确立种群优势地位（罗娅婷等，2019）。

同样地，除白花鬼针草外，飞机草、南美蟛蜞菊和含羞草在出现频次、重要值及生态位宽度上均高于其他入侵植物，且均属高风险入侵种。其中，飞机草凭借生长迅速、种子萌发能力强和植株高等优势，能够在林缘、农田、荒地等生境与其他入侵植物形成优势群落，排挤本地物种，对当地生物多样性构成威胁（王莹等，2024）。同为菊科的多年生植物南美蟛蜞菊，尽管生命周期较长，但在适宜环境下能高效地通过匍匐茎节生根占领新的空间并产生新的植株（罗文启等，2015）。此外，它兼具克隆分株和种子繁殖的能力。这种双重繁殖策略使其在入侵初期或遭遇不利条件时，能通过种子繁殖进行传播，加速适应恶劣环境并成功逃逸，进而入侵新的领地（Cai et al., 2021）。具有较高生态位宽度的豆科植物含羞草，则

表现出较高的种子萌发率及休眠特性，具备构建土壤种子库的能力，有助于种群延续（吴延娜等，2024）。

3.3 城乡交错区入侵植物的生态适应性

城乡交错区在土地利用类型与生境类型等方面呈现多维异质性（Wandl & Magoni, 2017），由此为入侵植物提供了丰富的入侵机会。一方面，土地开发使原生植被大面积移除，形成大量裸露斑块，具藤或蔓的入侵植物（如薇甘菊等）可凭借快速生长能力在入侵前期通过藤伸长分枝覆盖整个生境（Huang et al., 2024）。另一方面，研究区属于热带季风气候且有大面积水域，以风力或水力传播种子的入侵植物可借助滨海季风或季节性径流实现远距离扩散(郝建华等，2010；彭晓昶等，2018)。如飞机草、假臭草等入侵植物的种子不仅是具冠毛的小型瘦果，而且数量多、重量轻，易通过风力进行传播（Zhu et al., 2023）。南美蟛蜞菊、薇甘菊、凤眼莲等具有无性繁殖特性的入侵植物，其繁殖体可借助水流进行传播（罗文启等，2015）。因着城乡交错区的生境特征使得入侵植物的功能性状得以发挥，增强其入侵能力，从而迅速占领入侵地。

除空间异质性外，城乡交错区在时间维度上的干扰节律与资源供给波动亦能体现出入侵植物强大的生态适应性。有研究表明，植物的功能特征可以很好地反映植物对环境的适应（Zhang et al., 2023）。受热带气候影响，入侵植物的花果期会延长，使其在区域内持续占据养分资源，并凭借高植株的特点占据光照优势，形成竞争压制（Lázaro-Lobo et al., 2025）。同时，研究区内入侵植物以一、二年生为主，这一快速响应特性使其能够在高频变动的环境条件下快速完成生命周期，占据竞争优势（席璐璐等，2021；李岚曦等，2023）。此外，功能多样性结果进一步体现了入侵植物对于城乡交错区在生态适应上的潜力：入侵植物在功能空间中表现出更高的 FEve、FDis 与 FD_Q 且成对距离显著增大。这意味着入侵植物在功能位点上分布更加均匀（减少同质竞争、增强资源互补），同时在功能轴上更为分散并偏离群体质心（占据更多边缘/极端功能位点），从而能够利用本地群落尚未充分使用的生态位，实现更高的扩散潜力。

4 对策与建议

江东新区作为典型的城乡交错区，兼具湿地、农林用地、建设用地等多样生境，且区域内道路干扰强、景观连通性高、不透水面比例较低，这些特征为入侵植物的传播与扩张提供了稳定通道。考虑到该区域入侵植物的无意引入比例较高，这进一步增加了其繁殖体进入的概率。在此背景下，本研究提出以下防治策略：（1）结合入侵植物特征实施差异化防治。对于植株数量多、分布密度大的入侵植物，可在危害严重区域采用机械割除联合化学药剂进行高效防治；对于可通过风力、径流传播的入侵植物，则在河流、公路两边及农林交界处布设围栏和绿篱阻截带，阻断其繁殖体传播（程欣欣等，2023）。（2）加强原生植被的恢复。通过补植本土树种及特有的植物种类、恢复植被结构，增强本地生态系统的抵抗力与稳定性，可有效降低入侵植物的入侵风险（Enloe et al., 2018；Cui et al., 2025）。（3）加强长期监测与跟踪。入侵植物防控具有长期性和复杂性，需要开展持续的监测与动态评估，了解入侵植

物的分布及危害状况，以提升防控管理的时效性。（4）推动公众参与并形成协同防控机制。当地政府应面向江东新区居民及游客开展生态环境教育活动，提高公众对入侵植物的识别能力和防控意识，并鼓励参与实际防控行动；同时，依托新媒体平台构建联动式管理体系，通过软件实现疑似入侵植物的及时上报、定位与信息共享，由管理部门进行核实并反馈处置结果，提升防控效率（Pocock et al., 2024；杨俊毅等，2025）。此外，未来还应进一步探究不同阶段或不同生境类型下入侵植物对本地生物多样性的影响，以制定更具针对性的防控策略。

参考文献：

AFONSO L, ESLER KJ, GAERTNER M, et al., 2020. Comparing invasive alien plant community composition between urban, peri-urban and rural areas; the city of Cape Town as a case study [M]// Urban Ecology. Elsevier: 221-236.

BOSCUTTI F, LAMI F, PELLEGRINI E, et al., 2022. Urban sprawl facilitates invasions of exotic plants across multiple spatial scales [J]. Biological Invasions, 24(5): 1497-1510.

CAI ML, DING WQ, ZHAI JJ, et al., 2021. Photosynthetic compensation of non-leaf organ stems of the invasive species *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski at low temperature [J]. Photosynthesis Research, 149(1): 121-134.

CAI Y, DONG L, 2018. Progress and prospects of green way ecological value [J]. Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science), 49(1): 110-116. [蔡妤，董丽，2018. 绿道生态价值研究进展及展望[J]. 山东农业大学学报（自然科学版），49(1): 110-116.]

CAO LY, 2023. Investigation and analysis of plants in Jiangdong New District of Haikou City [J]. Tropical Agricultural Science, 43(10): 45-51. [曹凌仪，2023. 海口市江东新区植物调查与分析[J]. 热带农业科学，43(10): 45-51.]

CARBONI M, LIVINGSTONE SW, ISAAC ME, et al., 2021. Invasion drives plant diversity loss through competition and ecosystem modification [J]. Journal of Ecology, 109(10): 3587-3601.

CHEN YC, XIE YJ, WEI CH, et al., 2024. Invasive plant species demonstrate enhanced resource acquisition traits relative to native non-dominant species but not compared with native dominant species [J]. Diversity, 16(6): 317-317.

CHENG XX, NIE LY, YU XL, et al., 2023. Invasive alien plants in the coastal zone and islands of Beibu Gulf, Guangxi [J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 31(3): 444-454. [程欣欣，聂丽云，余小玲，等，2023. 广西北部湾海岸带、海岛的外来入侵植物[J]. 热带亚热带植物学报，31(3): 444-454.]

CUI Y, NI XL, JIANG ZL, et al., 2025. Analysis of influencing factors and trend prediction of invasive alien plants in China [J]. Diversity, 17(8): 521-521.

CZORTEK C, PKRÓLAK E, BORKOWSKA L, et al., 2023. Effects of surrounding landscape on the performance of *Solidago canadensis* L. and plant functional diversity on heavily invaded post-agricultural wastelands [J]. Biological Invasions, 25(9): 2477-2494.

DIAGNE C, LEROY B, VAISSIÈRE AC, et al., 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide [J]. Nature, 592(7855): 571-576.

DONG SK, TANG L, ZHANG XF, et al., 2017. Relationship between plant species diversity and functional diversity in alpine grasslands [J]. Acta Ecologica Sinica, 37(5): 1472-1483. [董世魁，汤琳，张相锋，等，2017. 高寒草地植物物种多样性与功能多样性的关系[J]. 生态学报，37(5)：1472-1483.]

DUNN OJ, 1964. Multiple comparisons using rank sums [J]. Technometrics, 6(3): 241-252.

Editorial Committee of Flora of China, Chinese Academy of Sciences, 1959-2004. Flora

Reipublicae Popularis Sinicae [M]. Beijing: Science Press: Vols. 1-80. [中国科学院《中国植物志》编辑委员会，1959-2004. 中国植物志 [M]. 北京：科学出版社：全 80 卷.]

ENLOE SF, LANGELAND K, FERRELL JA, et al., 2018. Integrated management of non-native plants in natural areas of Florida: SP242/WG209, rev. 7/2018 [J]. EDIS, 2018(4): 1-45.

FUNK JL, LARSON JE, AMES GM, et al., 2017. Revisiting the holy grail: using plant functional traits to understand ecological processes [J]. Biological Reviews, 92(2): 1156-1173.

GAO Y, WANG R, 2023. Diversity pattern and driving factors for soil microbes in a peri-urban area [J]. Journal of East China Normal University (Natural Science)(3): 20-32. [高燕，王嵘，2023. 城乡交错区的土壤微生物多样性格局及其影响因素[J]. 华东师范大学学报（自然科学版）(3): 20-32.]

GONZALEZ-TRUJILLO JD, ESCOBAR-ALBA MR, LARA DE, et al., 2024. Mapping the threat: projecting invasive plant distribution in the tropical Andes under climate change [J]. Perspectives in Ecology and Conservation, 22(4): 348-357.

GOWER JC, LEGENDRE P, 1986. Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients [J]. Journal of Classification, 3(1): 5-48.

GUO LY, NIZAMANI MM, HARRIS AJ, et al., 2022. Socio-ecological effects on the patterns of non-native plant distributions on Hainan Island [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 10: 838591-838591.

HAO JH, QIANG S, DU KN, et al., 2010. Wind-dispersed traits of cypselas in ten Asteraceae alien invasive species [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 34(8): 957-965. [郝建华，强胜，杜康宁，等，2010. 十种菊科外来入侵种连萼瘦果风力传播的特性[J]. 植物生态学报，34(8): 957-965.]

HOU BF, JIA BQ, LENG PS, et al., 2016. Composition and distribution of green space and plant species in the urban-rural ecotone of Beijing [J]. Acta Ecologica Sinica, 36(19): 6248-6258. [侯冰飞，贾宝全，冷平生，等，2016. 北京市城乡交错区绿地和植物种类的构成与分布[J]. 生态学报，36(19): 6248-6258.]

HOU DJ, ZUO YL, LAN CX, et al., 2025. Niches, interspecific association and community stability of main species in secondary tropical rainforest in the main stream of the Nandu River [J]. Guihaia, 45(8): 1439-1451. [侯德佳，左永令，蓝才鑫，等，2025. 南渡江干流热带雨林次生林主要物种生态位、种间联结及群落稳定性[J/OL]. 广西植物，45(8): 1439-1451.]

HU WJ, YAN SJ, CHENG M, et al., 2024. Research progress on invasive plant *Bidens alba* [J]. Journal of Agricultural Catastrophology, 14(11): 20-22. [胡文静，闫淑君，程敏，等，2024. 入侵植物白花鬼针草研究进展[J]. 农业灾害研究，14(11): 20-22.]

HUANG FF, WANG Y, ZHU B, et al., 2024. Increased planting density improves fruit quality and reduces dispersal capacity of the invasive plant *Mikania micrantha* [J]. Diversity and Distributions, 30(7): e13819-e13819.

JU RT, GUI XT, MEASEY J, et al., 2025. How can China curb biological invasions to meet Kunming-Montreal Target 6? [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 23(8): e2853-e2853.

KRUSKAL WH, WALLIS WA, 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis [J]. Journal of the American Statistical Association, 47(260): 583-621.

LALIBERTÉ E, LEGENDRE P, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits [J]. Ecology, 91(1): 299-305.

LÁZARO-LOBO A, RENDUELES FERNÁNDEZ B, FERNÁNDEZ-PASCUAL E, et al., 2025.

Invasive plants have a delayed and longer flowering phenology than native plants in an ecoregional flora [J]. Annals of Botany, 136(2): 367-375.

LEI L, KONG D, LI X, et al., 2016. Plant functional traits, functional diversity, and ecosystem functioning: current knowledge and perspectives [J]. Biodiversity Science, 24(8): 922-931. [雷羚洁，孔德良，李晓明，等，2016. 植物功能性状、功能多样性与生态系统功能：进展与展望[J]. 生物多样性，24(8)：922-931.]

LEI YB, XIAO HF, FENG YL, 2010. Impacts of alien plant invasions on biodiversity and evolutionary responses of native species [J]. Biodiversity Science, 18(6): 622-630. [类延宝，肖海峰，冯玉龙，2010. 外来植物入侵对生物多样性的影响及本地生物的进化响应[J]. 生物多样性，18(6): 622-630.]

LI DZ, SHI Q, ZANG RG, et al., 2006. Models for niche breadth and niche overlap of species or populations [J]. Scientia Silvae Sinicae, 42(7): 95-103. [李德志，石强，臧润国，等，2006. 物种或种群生态位宽度与生态位重叠的计测模型[J]. 林业科学，42(7): 95-103.]

LI H, LIU LY, GUO WQ, et al., 2025. Niche characteristics of herbaceous layer in the central wetland of Guangzhou City [J]. Acta Ecologica Sinica, 45(5): 2355-2363. [李晖，刘龙英，郭婉琪，等，2025. 广州城市中央湿地草本层生态位特征[J]. 生态学报，45(5): 2355-2363.]

LI J, PRENTICE IC, 2024. Global patterns of plant functional traits and their relationships to climate [J]. Communications Biology, 7(1): 1136.

LI LX, HE RX, YANG F, et al., 2023. Effects of urban spatial differences in Haikou on the distribution pattern of invasive alien plants [J]. Journal of Biosafety, 32(3): 235-242. [李岚曦，何荣晓，杨帆，等，2023. 海口城市空间差异对外来入侵植物分布格局的影响[J]. 生物安全学报，32(3): 235-242.]

LI YN, ZONG P, 2024. Effects of urban spatial differences in Haikou on the distribution pattern of invasive alien plants [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 44(6): 1-10. [李永宁，宗鹏，2024. 植物功能性状对环境的响应及在森林经营中的应用[J]. 中南林业科技大学学报，44(6): 1-10.]

LIN QW, XIAO C, MA JS, 2022. A dataset on catalogue of alien plants in China [J]. Biodiversity Science, 30(5): 110-117. [林秦文，肖翠，马金双，2022. 中国外来植物数据集[J]. 生物多样性，30(5): 110-117.]

LIU CC, HE NP, LI Y, et al., 2024. Current and future trends of plant functional traits in macro-ecology [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 48(1): 21-40. [刘聪聪，何念鹏，李颖，等，2024. 宏观生态学中的植物功能性状研究：历史与发展趋势[J]. 植物生态学报，48(1): 21-40.]

LIU T, WANG C, REN YH, 2025. Advances in plant functional traits research [J]. Agriculture and Technology, 45(18): 45-48. [刘婷，王超，任毅华，2025. 植物功能性状研究进展[J]. 农业与技术，45(18): 45-48.]

LIU ST, LIU MR, LI GE, et al., 2024. Research progress in plant phenology [J]. Pratacultural Science, 41(10): 2402-2418. [刘世婷，刘明蕊，李国娥，等，2024. 植物物候研究进展[J]. 草业科学，41(10): 2402-2418.]

LIU YJ, HUANG W, YANG Q, et al., 2022. Research advances of plant invasion ecology over past 10 years [J]. Biodiversity Science, 30(10): 276-292. [刘艳杰，黄伟，杨强，等，2022. 近十年植物入侵生态学重要研究进展[J]. 生物多样性，30(10): 276-292.]

LIVINGSTONE SW, ISAAC ME, CADOTTE MW, 2020. Invasive dominance and resident diversity: Unpacking the impact of plant invasion on biodiversity and ecosystem function [J].

Ecological Monographs, 90(4): e01425-e01425.
LU WL, ZHANG HJ, CHEN QB, et al., 2016. Niche characteristics of the tree-layer dominant populations of cunninghamia lanceolata forest in chongqing simian mountains [J]. Journal of Northwest Forestry University, 31(2): 60-65. [卢炜丽，张洪江，陈奇伯，等，2016. 重庆四面山杉木林群落乔木层优势种群生态位特征研究[J]. 西北林学院学报，31(2): 60-65.]
LUO WQ, FU SH, YANG XB, et al., 2015. Distribution patterns of alien invasive plants and their influences on native plants of Hainan Island [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 39(5): 486-500. [罗文启，符少怀，杨小波，等，2015. 海南岛入侵植物的分布特点及其对本地植物的影响[J]. 植物生态学报，39(5): 486-500.]
LOWRY BJ, LOWRY JH, JARVIS KJ, et al., 2020. Spatial patterns of presence, abundance, and richness of invasive woody plants in relation to urbanization in a tropical island setting [J]. Urban Forestry & Urban Greening, 48: 126563-126563.
LUO WX, ZHONG KZ, ZHOU XJ, et al., 2022. Urban expansion and ecological pattern evolution of coastal zone in Jiangdong New District of Haikou City in the past 30 years [J]. Acta Ecologica Sinica, 42(6): 2164-2174. [罗文霞，钟康正，周晓娟，等，2022. 海口市江东新区 30 年来海岸带城市扩展与生态格局演变[J]. 生态学报，42(6): 2164-2174.]
LUO X, SHEN SX, LIAO K, et al., 2025. Invasion status, mechanisms, and future distribution prediction of *Solidago canadensis* in the trade port region: A case study of Ningbo Port, China [J]. Plants, 14(10): 1546-1546.
LUO YT, WANG ZM, CUI XL, et al., 2019. Reproductive characteristics and invasiveness of *Bidens alba* [J]. Chinese Journal of Ecology, 38(3): 655-662. [罗娅婷，王泽明，崔现亮，等，2019. 白花鬼针草的繁殖特性及入侵性[J]. 生态学杂志，38(3): 655-662.]
MA H, XU XS, DENG T, et al., 2020. Spatial and temporal evolution of landscape pattern in Jiangdong New Area of Haikou City from 1999 to 2018 [J]. Journal of Southwest Forestry University (Natural Science), 40(1): 116-123. [马昊，许先升，邓涛，等，2020. 1999—2018 年海口市江东新区景观格局时空演变分析[J]. 西南林业大学学报（自然科学），40(1): 116-123.]
MA JS, LI HR, 2018. The Checklist of Alien Invasive Plants in China [M]. Beijing: Higher Education Press. [马金双，李惠茹，2018. 中国外来入侵植物名录[M]. 北京：高等教育出版社.]
MOU C, LIU WJ, ZHENG XL, et al., 2020. The status and control of invasive plants in Haikou [J]. Subtropical Plant Science, 49(5): 389-397. [牟村，刘文剑，郑希龙，等，2020. 海口市外来入侵植物现状及防控对策[J]. 亚热带植物科学，49(5): 389-397.]
OKSANEN J, BLANCHET FG, KINDT R, et al., 2013. Vegan: community ecology package, version 2.0-10 [S]. CRAN: 1-295.
PENG XC, PAN Y, ZHU XY, et al., 2018. Morphological characters and wind dispersal property of pappose seeds for seven common Compositae weeds in Yunnan, China [J]. Journal of Yunnan University (Natural Sciences), 40(5): 1024-1033. [彭晓昶，潘燕，朱晓媛，等，2018. 云南 7 种常见菊科杂草植物具冠毛种子形态与风传播特征[J]. 云南大学学报（自然科学版），40(5): 1024-1033.]
PENG ZD, GAN YT, GAN WY, et al., 2024. Changes of leaf functional traits and their relationship with environmental factors during the invasion of *Bidens alba* [J]. Acta Ecologica Sinica, 44(21): 9862-9873. [彭正东，甘玉婷，甘婉怡，等，2024. 白花鬼针草在入侵过程中的叶功能性状变化特点及其与环境因子的关系[J]. 生态学报，44(21): 9862-9873.]

POCOCK MJO, ADRIAENS T, BERTOLINO S, et al., 2024. Citizen science is a vital partnership for invasive alien species management and research [J]. iScience, 27(1): 109624-109624.

QUILES P, BARRIENTOS R, 2024. Interspecific interactions disrupted by roads [J]. Biological Reviews, 99(3): 1121-1139.

SAUL WC, ROY HE, BOOY O, et al., 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion databases [J]. Journal of Applied Ecology, 54(2): 657-669.

SCHAFFNER U, STEINBACH S, SUN Y, et al., 2020. Biological weed control to relieve millions from *Ambrosia artemisiifolia* allergies in Europe [J]. Nature Communications, 11(1): 1745-1745.

SEEBENS H, BACHER S, BLACKBURN TM, et al., 2021. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050 [J]. Global Change Biology, 27(5): 970-982.

SHAPIRO SS, WILK MB, 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples) [J]. Biometrika, 52(3-4): 591-611.

SONG YT, WANG P, ZHOU DW, 2011. Methods of measuring plant community functional diversity [J]. Chinese Journal of Ecology, 30(9): 2053-2059. [宋彦涛，王平，周道玮，2011. 植物群落功能多样性计算方法[J]. 生态学杂志，30(9): 2053-2059.]

South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, 1964 – 1977. Flora Hainanica [M]. Beijing: Science Press: Vols. 1-4. [中国科学院华南植物研究所，1964—1977. 海南植物志 [M]. 北京：科学出版社：1-4 卷.]

VILLÉGER S, MASON NWH, MOUILLOT D, 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology [J]. Ecology, 89(8): 2290-2301.

WANDL A, MAGONI M, 2017. Sustainable planning of peri-urban areas: Introduction to the special issue [J]. Planning Practice & Research, 32(1): 1-3.

WANG XK, SU YB, REN YF, et al., 2020. Urban ecosystem: highly spatial heterogeneity [J]. Acta Ecologica Sinica, 40(15): 5103-5112. [王效科，苏跃波，任玉芬，等，2020. 城市生态系统：高度空间异质性[J]. 生态学报，40(15): 5103-5112.]

WANG Y, CHEN P, FANG ZH, et al., 2024. Distribution, diffusion trend and risk analysis of invasive plant *Ageratum conyzoides* in Yunnan Province [J]. Journal of West China Forestry Science, 53(3): 189-196. [王莹，陈鹏，方曾红，等，2024. 入侵植物藿香蓟在云南的分布、扩散趋势与风险分析[J]. 西部林业科学，53(3): 189-196.]

WANG YS, SHANGGUAN TL, 2010. Discussion on calculating method of important values [J]. Journal of Shanxi University (Natural Science Edition), 33(2): 312-316. [王育松，上官铁梁，2010. 关于重要值计算方法的若干问题[J]. 山西大学学报（自然科学版），33(2): 312-316.]

WICKHAM H, 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis [M]. Cham: Springer international publishing: 1-260.

WU YN, TANG L, WAN Q, et al., 2024. Response of seed dormancy release to temperature in three *Mimosa* species in China [J]. Chinese Journal of Ecology, 43(4): 1102-1112. [吴延娜，唐丽，万琪，等，2024. 我国三种含羞草属入侵植物种子休眠释放对温度的响应[J]. 生态学杂志，43(4): 1102-1112.]

XIE J, LI X, CHUNG LCH, et al., 2024. Effects of land surface temperatures on vegetation phenology along urban–rural local climate zone gradients [J]. Landscape Ecology, 39(3): 62-78.

XING FW, ZHOU JS, WANG FG, et al., 2012. Inventory of plant species diversity of Hainan [M].

Wuhan: Huazhong University of Science and Technology Press. [邢福武，周劲松，王发国，等，2012. 海南植物物种多样性编目[M]. 武汉：华中科技大学出版社.]

XING WQ, CHEN RS, LU JG, et al., 2023. Global progress and domestic status of biological invasion research: A bibliometric analysis using CiteSpace [J]. Acta Ecologica Sinica, 43(16): 6912-6922. [邢文琦，陈睿山，卢俊港，等，2023. 生物入侵研究国际进展与中国现状——基于 CiteSpace 的文献计量分析[J]. 生态学报，43(16): 6912-6922.]

XI LL, GOU QQ, WANG GH, et al., 2021. The responses of typical annual herbaceous plants to drought stress in a desert-oasis ecotone [J]. Acta Ecologica Sinica, 41(13): 5425-5434. [席璐璐，缑倩倩，王国华，等，2021. 荒漠绿洲过渡带一年生草本植物对干旱胁迫的响应[J]. 生态学报，41(13): 5425-5434.]

YAN XL, WANG ZH, MA JS, 2019. The checklist of the naturalized plants in China [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press: 1-425. [闫小玲，王樟华，马金双，2019. 中国归化植物名录[M]. 上海：上海科学技术出版社: 1-425.]

YANG JY, ZHAO CY, AN ZX, et al., 2025. Invasion characteristics and multi-scale management strategies of *Chromolaena odorata* in Yibin area, upper Yangtze River Basin [J/OL]. Acta Ecologica Sinica: 1-10[2025-11-17]. https://doi.org/10.20103/j.stxb.202503190624.[杨俊毅，赵彩云，安峥旭，等，2025. 长江上游宜宾区域紫茎泽兰入侵特征与多尺度防控策略[J/OL]. 生态学报: 1-10[2025-11-17]. https://doi.org/10.20103/j.stxb.202503190624.]

YANG WJ, SUN SX, WANG NX, et al., 2023. Dynamics of the distribution of invasive alien plants (Asteraceae) in China under climate change [J]. Science of the Total Environment, 2023, 903: 166260.

YANG XB, 2013. Checklist of Hainan Plants [M]. Beijing: Science Press. [杨小波，2013. 海南植物名录[M]. 北京：科学出版社.]

ZHANG MY, FAN SX, LI XL, et al., 2023. How urban riparian corridors affect the diversity of spontaneous herbaceous plants as pollination and dispersal routes: A case of the Wenyu River–North Canal in Beijing, China [J]. Ecological Indicators, 146: 109869.

ZHANG ZP, HIROTA S, 2000. Chinese colored weed illustrated book [M]. Beijing: Institute for the Control of Agrochemicals, Ministry of Agriculture. [张泽浦，广田伸七，2000. 中国杂草原色图鉴[M]. 北京：中华人民共和国农业部农药检定所.]

ZHAO GH, GAO ML, WANG D, et al., 2024. Economic cost assessment of global invasive plants [J]. Acta Prataculturae Sinica, 33(5): 16-27. [赵光华，高明龙，王朵，等，2024. 全球入侵植物的经济成本评估[J]. 草业学报，33(5): 16-27.]

ZHAO Y, WANG RJ, LI B, et al., 2024. Dominant woody plant population niche characteristics in secondary succession stage of degraded artificial *Picea asperata* forest [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 44(4): 96-105. [赵阳，王若鉴，李波，等，2024. 退化人工云杉林次生演替阶段木本植物优势种群生态位特征[J]. 中南林业科技大学学报，44(4): 96-105.]

ZHU JL, LUKIĆ N, PAGEL J, et al., 2023. Density dependence of seed dispersal and fecundity profoundly alters the spread dynamics of plant populations [J]. Journal of Ecology, 111(8): 1735-1748.

ZUO WP, LI QH, ZHANG YP, et al., 2022. Assessment of heavy metal pollution and health risk in farmland in the volcanic weathering area — a case study in Jiangdong new district of Haikou [J]. Earth Science, 47(1): 1-15. [左文萍，黎清华，张彦鹏，等，2022. 火山岩风化区农田重金属污染及健康风险评价——以海口江东新区为例[J]. 地球科学，47(1): 1-15.]

附表 1 研究区入侵植物的组成特征

Attached list 1　Composition characteristics of invasive plant in the study area

科 Family	种 Species	原产地 Origin	传入途径 Introduction pathway	等级 Invasion grade
菊科	白花鬼针草	南美洲、北美洲	无意引入	1
Asteraceae	*Bidens pilosa*	South America, North America	Unintentional	
	败酱叶菊芹	南美洲、北美洲	园艺	4
	Erechtites valerianifolius	South America, North America	Horticulture	
	飞机草	北美洲	无意引入	1
	Chromolaena odorata	North America	Unintentional	
	藿香蓟	南美洲	园艺	1
	Ageratum conyzoides	South America	Horticulture	
	假臭草	南美洲	无意引入	1
	Praxelis clematidea	South America	Unintentional	
	金腰箭	南美洲、北美洲	无意引入	2
	Synedrella nodiflora	South America, North America	Unintentional	
	苦苣菜	亚洲、欧洲、非洲	无意引入	4
	Sonchus oleraceus	Asia, Europe, Africa	Unintentional	
	裸柱菊	南美洲	无意引入	3
	Soliva anthemifolia	South America	Unintentional	
	南美蟛蜞菊	南美洲、北美洲	园艺	2
	Sphagneticola trilobata	South America, North America	Horticulture	
	牛膝菊	南美洲	无意引入	2
	Galinsoga parviflora	South America	Unintentional	
	匙叶合冠鼠曲草	南美洲、北美洲	无意引入	5
	Gamochaeta pensylvanica	South America, North America	Unintentional	
	苏门白酒草	南美洲	无意引入	1
	Erigeron sumatrensis	South America	Unintentional	
	薇甘菊	南美洲、北美洲	无意引入	1
	Mikania micrantha	South America, North America	Unintentional	
	香丝草	南美洲	无意引入	2
	Erigeron bonariensis	South America	Unintentional	
	小蓬草	北美洲	无意引入	1
	Erigeron canadensis	North America	Unintentional	
	熊耳草	北美洲	园艺	3
	Ageratum houstonianum	North America	Horticulture	
	野茼蒿	非洲	无意引入	2
	Crassocephalum crepidioides	Africa	Unintentional	
	一年蓬	北美洲	无意引入	1
	Erigeron annuus	North America	Unintentional	
	翼茎阔苞菊	南美洲	无意引入	3
	Pluchea sagittalis	South America	Unintentional	
	银胶菊	南美洲、北美洲	无意引入	1
	Parthenium hysterophorus	South America, North America	Unintentional	

	羽芒菊	南美洲、北美洲	无意引入	2
	Tridax procumbens	South America, North America	Unintentional	
	钻叶紫菀	北美洲	无意引入	1
	Symphyotrichum subulatum	North America	Unintentional	
苋科	凹头苋	亚洲、欧洲、非洲	无意引入	2
Amaranthaceae	*Amaranthus blitum*	Asia, Europe, Africa	Unintentional	
	刺花莲子草	南美洲	无意引入	3
	Alternanthera pungens	South America	Unintentional	
	刺苋	南美洲、北美洲	无意引入	1
	Amaranthus spinosus	South America, North America	Unintentional	
	假刺苋	南美洲、北美洲	无意引入	3
	Amaranthus dubius	South America, North America	Unintentional	
	空心莲子草	南美洲	农业	1
	Alternanthera philoxeroides	South America	Architecture	
	土荆芥	南美洲、北美洲	药用	1
	Dysphania ambrosioides	South America, North America	Medicinal	
	银花苋	南美洲、北美洲	无意引入	3
	Gomphrena celosioides	South America, North America	Unintentional	
	皱果苋	南美洲、北美洲	无意引入	2
	Amaranthus viridis	South America, North America	Unintentional	
禾本科	大黍	非洲	农业	3
Poaceae	*Panicum maximum*	Africa	Architecture	
	地毯草	南美洲、北美洲	农业	5
	Axonopus compressus	South America, North America	Architecture	
	红毛草	非洲	农业	3
	Melinis repens	Africa	Architecture	
	两耳草	南美洲、北美洲	农业	4
	Paspalum conjugatum	South America, North America	Architecture	
	铺地黍	欧洲、非洲	无意引入	2
	Panicum repens	Europe, Africa	Unintentional	
	双穗雀稗	南美洲、北美洲	无意引入	3
	Paspalum distichum	South America, North America	Unintentional	
豆科	含羞草	南美洲、北美洲	园艺	2
Fabaceae	*Mimosa pudica*	South America, North America	Horticulture	
	山扁豆	南美洲、北美洲	药用	3
	Chamaecrista mimosoides	South America, North America	Medicinal	
	田菁	大洋洲	农业	2
	Sesbania cannabina	Oceania	Architecture	
	猪屎豆	非洲	园艺	5
	Crotalaria pallida	Africa	Horticulture	
茜草科	盖裂果	南美洲、北美洲	无意引入	3
Rubiaceae	*Mitracarpus hirtus*	South America, North America	Unintentional	
	光叶丰花草	南美洲	无意引入	4
	Spermacoce remota	South America	Unintentional	

	阔叶丰花草	南美洲	农业	1
	Spermacoce alata	South America	Architecture	
	墨苜蓿	南美洲、北美洲	无意引入	4
	Richardia scabra	South America, North America	Unintentional	
大戟科	蓖麻	非洲	药用	2
Euphorbiaceae	*Ricinus communis*	Africa	Medicinal	
	飞扬草	南美洲、北美洲	无意引入	2
	Euphorbia hirta	South America, North America	Unintentional	
	通奶草	南美洲、北美洲	无意引入	3
	Euphorbia hypericifolia	South America, North America	Unintentional	
	猩猩草	南美洲、北美洲	园艺	3
	Euphorbia cyathophora	South America, North America	Horticulture	
茄科	苦蘵	南美洲	无意引入	4
Solanaceae	*Physalis angulata*	South America	Unintentional	
	少花龙葵	南美洲	无意引入	3
	Solanum americanum	South America	Unintentional	
	洋金花	亚洲	药用	4
	Datura metel	Asia	Medicinal	
车前科	轮叶挛生花	南美洲、北美洲	无意引入	5
Plantaginaceae	*Stemodia verticillata*	South America, North America	Unintentional	
	野甘草	南美洲、北美洲	药用	2
	Scoparia dulcis	South America, North America	Medicinal	
锦葵科	赛葵	南美洲、北美洲	无意引入	2
Malvaceae	*Malvastrum coromandelianum*	South America, North America	Unintentional	
	野西瓜苗	非洲	无意引入	4
	Hibiscus trionum	Africa	Unintentional	
伞形科	细叶旱芹	南美洲	无意引入	4
Apiaceae	*Cyclospermum leptophyllum*	South America	Unintentional	
	野胡萝卜	欧洲	无意引入	5
	Daucus carota L.	Europe	Unintentional	
旋花科	头花小牵牛	南美洲、北美洲	无意引入	5
Convolvulaceae	*Jacquemontia tamnifolia*	South America, North America	Unintentional	
	五爪金龙	亚洲、非洲	园艺	1
	Ipomoea cairica	Asia, Africa	Horticulture	
白花菜科	皱子白花菜	非洲	园艺	3
Cleomaceae	*Cleome rutidosperma*	Africa	Horticulture	
唇形科	吊球草	南美洲、北美洲	园艺	3
Lamiaceae	*Hyptis rhomboidea*	South America, North America	Horticulture	
蓼科	珊瑚藤	北美	园艺	3
Polygonaceae	*Antigonon leptopus*		Horticulture	
马鞭草科	假马鞭	南美洲、北美洲	无意引入	3
Verbenaceae	*Stachytarpheta jamaicensis*	South America, North America	Unintentional	
马齿苋科	毛马齿苋	南美洲	无意引入	3
Portulacaceae	*Portulaca pilosa*	South America	Unintentional	

十字花科	北美独行菜	北美洲	无意引入	2
Brassicaceae	*Lepidium virginicum*	North America	Unintentional	
天门冬科	龙舌兰	北美洲	园艺	5
Asparagaceae	*Agave americana*	North America	Horticulture	
天南星科	大漂	南美洲	园艺	1
Araceae	*Pistia stratiotes*	South America	Horticulture	
土人参科	土人参	南美洲、北美洲	园艺	4
Talinaceae	*Talinum paniculatum*	South America, North America	Horticulture	
五加科	南美天胡荽	南美洲、北美洲	园艺	2
Araliaceae	*Hydrocotyle verticillata*	South America, North America	Horticulture	
西番莲科	龙珠果	南美洲、北美洲	药用	3
Passifloraceae	*Passiflora foetida*	South America, North America	Medicinal	
荨麻科	小叶冷水花	南美洲、北美洲	园艺	4
Urticaceae	*Pilea microphylla*	South America, North America	Horticulture	
雨久花科	凤眼莲	南美洲	园艺	1
Pontederiaceae	*Eichhornia crassipes*	South America	Horticulture	
紫茉莉科	紫茉莉	南美洲	园艺	4
Nyctaginaceae	*Mirabilis jalapa*	South America	Horticulture	
酢浆草科	红花酢浆草	南美洲	园艺	4
Oxalidaceae	*Oxalis corymbosa*	South America	Horticulture	