



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA  
DOUTORADO EM GEOGRAFIA**

**TESE**

**Vivendo em meio a extinções, espécies invasoras,  
híbridos tecnológicos e mutações: a natureza híbrida  
no Antropoceno**

**JOEL MACIEL PEREIRA CORDEIRO**

**João Pessoa, PB**

**2025**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA  
DOUTORADO EM GEOGRAFIA**

**Vivendo em meio a extinções, espécies invasoras,  
híbridos tecnológicos e mutações: a natureza híbrida no  
Antropoceno**

**Joel Maciel Pereira Cordeiro**

*Sob a Orientação do Professor  
Dr. Bartolomeu Israel de Souza*

*e Coorientação do Professor  
Dr. Leonardo Pessoa Felix*

João Pessoa, PB

2025

**“Vivendo em meio a extinções, espécies invasoras, híbridos tecnológicos e mutações: a natureza híbrida no Antropoceno”**

por

**Joel Maciel Pereira Cordeiro**

**Tese de Doutorado apresentada ao Corpo Docente do Programa de Pós-graduação em Geografia do CCEN-UFPB, como requisito total para obtenção do grau de Doutor em Geografia.**

Área de concentração: Território, trabalho e Ambiente.

Aprovado por:

Documento assinado digitalmente  
 BARTOLOMEU ISRAEL DE SOUZA  
Data: 01/10/2025 08:06:00-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Bartolomeu Israel de Souza**

Orientador  
Documento assinado digitalmente

 DIRCE MARIA ANTUNES SUERTEGARAY  
Data: 30/09/2025 12:10:53-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof.ª Dr.ª Dirce Maria Antunes Suertegaray**  
Examinadora interna

Documento assinado digitalmente  
 ADRIANO SEVERO FIGUEIRO  
Data: 29/09/2025 17:37:25-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Adriano Figueiró**

Examinador externo  
Documento assinado digitalmente

 FELIPE NOLLET MEDEIROS DE ASSIS  
Data: 01/10/2025 18:06:27-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Felipe Nollet Medeiros de Assis**

Examinador externo  
Documento assinado digitalmente

 SUELI ANGELO FURLAN  
Data: 01/10/2025 07:45:35-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof.ª Dr.ª Sueli Angelo Furlan**  
Examinadora externa

**Universidade Federal da Paraíba  
Centro de Ciências Exatas e da Natureza  
Programa de Pós-graduação em Geografia  
Cursos de Mestrado e Doutorado em Geografia**

**Setembro/2025.**

**Catalogação na publicação  
Seção de Catalogação e Classificação**

C794v Cordeiro, Joel Maciel Pereira.

Vivendo em meio a extinções, espécies invasoras, híbridos tecnológicos e mutações : a natureza híbrida no Antropoceno / Joel Maciel Pereira Cordeiro. - João Pessoa, 2025.

104 f. : il.

Orientação: Bartolomeu Israel de Souza.

Coorientação: Leonardo Pessoa Felix.

Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Biogeografia. 2. Citogenética. 3. Especiação. 4. Poliploidia. I. Souza, Bartolomeu Israel de. II. Felix, Leonardo Pessoa. III. Título.

UFPB/BC

CDU 574.9(043)

*In memoriam* ao agricultor José Morais Cordeiro  
Homem sábio, simples e humilde  
Meu pai, meu primeiro professor

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pela força, coragem, proteção e sabedoria durante todos os momentos da minha vida. Ao PPGG (Programa de Pós-Graduação em Geografia) pelo apoio técnico e institucional. À Secretaria Municipal de Educação e Prefeitura Municipal de Pedro Régis, Paraíba, pelo consentimento de Licença Remunerada da Carreira do Magistério, a qual possibilitou a realização deste Doutorado. Ao Laboratório de Citogenética Vegetal da UFPB (CCA-Areia) pelo apoio técnico.

Ao professor Dr. Bartolomeu Israel de Sousa pela orientação, por compartilhar todo conhecimento em Biogeografia e por toda amizade e companheirismo. Ao professor Leonardo Pessoa Felix pela coorientação e por compartilhar todo conhecimento na área de Botânica e Citogenética e por toda amizade e companheirismo. Aos avaliadores: Dirce Maria Antunes Suertegaray, Felipe Nollet Medeiros de Assis, Sueli Angelo Furlan e Adriano Severo Figueiró pelas contribuições valiosas na melhoria do trabalho.

A José Moraes Cordeiro (pai, *in memoriam*), Creuza Pereira Cordeiro (mãe), Tatiana Renata Pinheiro Teles (esposa), Lyana Maria Pinheiro Cordeiro e Maria Layane Pinheiro Cordeiro (filhas), Miguel Pereira Cordeiro (irmão) e demais familiares e amigos pelo apoio e ajuda cotidiana.

Ao Laboratório de Estudos do Semiárido (LAESA) e todos os integrantes e amigos. Aos amigos e integrantes do Setor de Botânica e Laboratório de Citogenética Vegetal (UFPB-CCA). A todos os amigos das Turmas de Mestrado e Doutorado em Geografia da UFPB pelos momentos de descontração, alegria e companheirismo. Aos professores do PPGG por compartilhar seus conhecimentos ao longo do curso.

Aos colegas e amigos da Escola Ozeias Aranha de Vasconcelos, Pedro Régis, Paraíba, que compartilham comigo a missão de lecionar. Aos colegas e amigos da Universidade Estadual da Paraíba, Campus III, Guarabira. A todas as pessoas que contribuíram de forma direta ou indiretamente na concretização deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos!

*“Desta vez, nós somos ao mesmo tempo  
asteroide e dinossauro”* (John Green)

CORDEIRO, Joel Maciel Pereira. **Vivendo em meio a extinções, espécies invasoras, híbridos tecnológicos e mutações: a natureza híbrida no antropoceno.** 2025. 106f. Tese. Doutorado em Geografia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba.

## RESUMO

O Antropoceno é caracterizado como um período em que as atividades humanas exercem uma profunda influência global na dinâmica natural do planeta e no funcionamento dos ecossistemas. Como consequência, muitas espécies estão sendo levadas à extinção, enquanto outras se adaptam, e novas espécies emergem por meio do estabelecimento de novos nichos ecológicos. Com base em perspectivas ecológicas, biológicas, ambientais e biogeográficas, examinamos os principais impulsionadores, consequências e processos de extinção de espécies, juntamente com as estratégias adaptativas de grupos selecionados às condições ambientais adversas. Discutimos os mecanismos dominantes de especiação no Antropoceno e os atributos de uma natureza cada vez mais moldada pela atividade humana e pela tecnologia. A adaptação em muitas espécies é facilitada por mutações genéticas, como a poliploidia em plantas, bem como por sua capacidade de se tornarem espécies invasoras e amplamente dispersas. Além disso, uma nova categoria de organismos está emergindo, os “híbridos tecnológicos”, entidades projetadas em laboratório que combinam componentes naturais com tecnologia humana. A convergência de elementos naturais e antropogênicos apresenta desafios complexos para a conservação da biodiversidade, a resiliência dos ecossistemas, princípios éticos, a equidade social e as mudanças climáticas. A humanidade e suas tecnologias precisam compartilhar a responsabilidade de garantir que essa natureza hibridizada traga benefícios tanto para as sociedades humanas quanto para os demais organismos que habitam os ecossistemas da Terra. Além do debate teórico, este estudo investiga os mecanismos de evolução cariotípica subjacentes à adaptação de plantas a ambientes urbanos, em paralelo a uma nova realidade ambiental no Antropoceno. Analisamos a estrutura da vegetação herbácea espontânea, considerando abundância, frequência, densidade, número de indivíduos e o índice de valor de importância (IVI), em 100 parcelas de 1 m<sup>2</sup> distribuídas em 10 cidades da Paraíba, Brasil. As espécies foram classificadas de acordo com a origem (nativa ou invasora) e nível de ploidia (diploide ou poliploide). Contagens cromossômicas foram realizadas para todas as espécies registradas. No total, registramos 8.779 indivíduos pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 39 espécies. A riqueza de espécies foi semelhante entre os grupos nativos e invasores. No entanto, as espécies invasoras exibiram valores de IVI mais elevados. A poliploidia ocorreu em 61,5% das espécies analisadas, incluindo aquelas com os maiores IVIs. Estes resultados sugerem que plantas poliploidoides e amplamente dispersas, independentemente de serem nativas ou exóticas, tendem a possuir capacidades adaptativas e de sobrevivência aprimoradas no Antropoceno.

**Palavras-chave:** Adaptação, Biogeografia, Citogenética, Espéciação, Poliploidia.

CORDEIRO, Joel Maciel Pereira. **Living in a world marked by extinctions, invasive species, technological hybrids, and mutations: the hybrid nature of the Anthropocene.** 2025. 106f. Thesis. Doctor Science in Geography, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba.

## ABSTRACT

The Anthropocene is characterized as a period in which human activities exert a profound global influence on the planet's natural dynamics and ecosystem functioning. As a consequence, many species are being driven to extinction, while others adapt, and new species emerge through the establishment of novel ecological niches. Drawing on ecological, biological, environmental, and biogeographical perspectives, we also examine the principal drivers, consequences, and processes of species extinction, alongside the adaptive strategies of selected groups to emerging environmental conditions. Additionally, we discuss the dominant mechanisms of speciation in the Anthropocene and the attributes of a nature increasingly shaped by human activity and technology. Adaptation in many species is facilitated by genetic mutations, such as polyploidy in plants, as well as by their capacity to become widely dispersed invasive species. Moreover, a new category of organisms is emerging: "technological hybrids", laboratory-engineered entities that combine natural components with human technology. The convergence of natural and anthropogenic elements presents complex challenges for biodiversity conservation, ecosystem resilience, ethical governance, social equity, and climate stability. Humanity and its technologies share the responsibility of ensuring that this hybrid nature delivers benefits to both human societies and the myriad other organisms that inhabit Earth's ecosystems. In addition to the theoretical debate, this study investigates the karyotypic evolutionary mechanisms underlying the adaptation of plants in urban environments, reflecting the new environmental realities of the Anthropocene. We analyzed the structure of spontaneous herbaceous vegetation, considering abundance, frequency, density, number of individuals, and the Importance Value Index (IVI), in 100 plots of 1 m<sup>2</sup> distributed across 10 cities in Paraíba, Brazil. Species were classified according to origin (native or invasive) and ploidy level (diploid or polyploid). Chromosome counts were conducted for all surveyed species. In total, we recorded 8,779 individuals belonging to 18 families, 32 genera, and 39 species. Species richness was similar between native and invasive groups. However, invasive species exhibited higher IVI values. Polyploidy occurred in 61.5% of the species analyzed, including those with the highest IVIs. These results suggest that widely distributed polyploid plants, regardless of origin, tend to possess enhanced adaptive and survival capacities in the Anthropocene.

**Keywords:** Adaptation, Biogeography, Cytogenetics, Speciation, Polyploidy

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b>	Esquema inicial de compreensão de uma Biogeografia do Antropoceno.....	25
<b>Figura 2.</b>	Área abandonada em bairro residencial em João Pessoa, Paraíba, Brasil.....	27
<b>Figura 3.</b>	Esquema ilustrativo dos possíveis efeitos da poliploidia na adaptação das plantas a ambientes degradados.....	36
<b>Figura 4.</b>	Alguns dos fatores principais para a extinção de espécies no Antropoceno e exemplos de espécies ameaçadas de extinção no Antropoceno.....	43
<b>Figura 5.</b>	Organismos adaptados às condições adversas no Antropoceno.....	46
<b>Figura 6.</b>	Elementos característicos da natureza hibridizada no Antropoceno...	56
<b>Figura 7.</b>	Esquema representativo da natureza hibridizada no Antropoceno....	58
<b>Figura 8.</b>	Localização geográfica das cidades amostradas, estado da Paraíba, Brasil.....	63
<b>Figura 9.</b>	Plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos, Guarabira, Paraíba, Brasil.....	64
<b>Figura 10.</b>	Unidade amostral utilizada no levantamento de parâmetros estruturais da vegetação espontânea adaptada a ambientes urbanos, Guarabira, Paraíba, Brasil.....	66
<b>Figura 11.</b>	Etapas da análise citogenética de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos.....	69
<b>Figura 12.</b>	Espécies vegetais com maior Índice de Valor de Importância (IVI) nas unidades amostrais em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil).....	73
<b>Figura 13.</b>	Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI.....	74
<b>Figura 14.</b>	Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI.....	75
<b>Figura 15.</b>	Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI.....	76
<b>Figura 16.</b>	Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI.....	79

<b>Figura 17.</b> Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI.....	80
<b>Figura 18.</b> Esquema representativo da análise estrutural e número cromossômico de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos.....	85

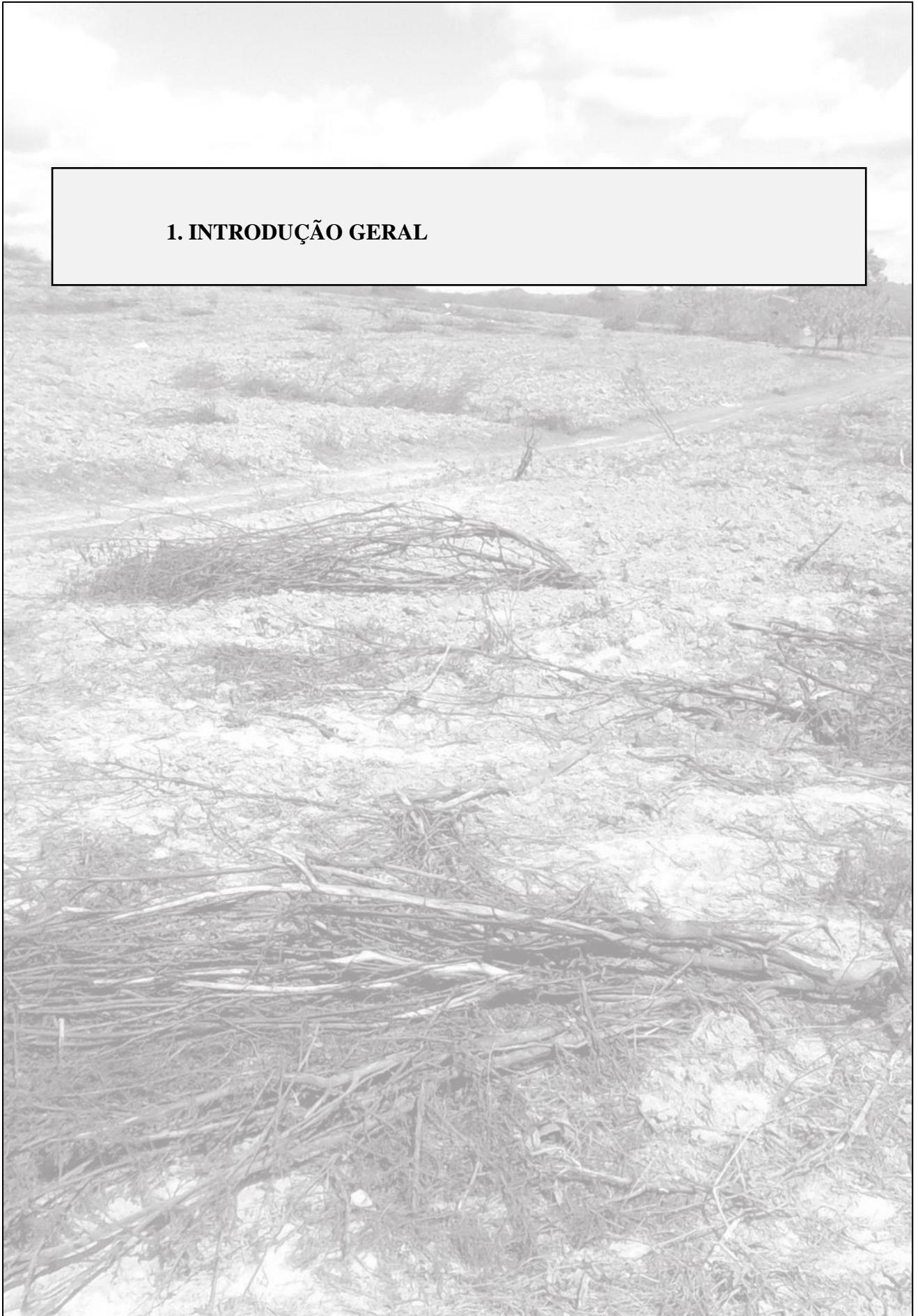
## LISTA DE QUADROS E TABELAS

<b>Quadro 1.</b>	Potenciais eventos propostos para a origem do Antropoceno e suas principais características.....	22
<b>Quadro 2.</b>	Grandes extinções em massa vivenciado pelo planeta Terra ao longo de sua história geológica.....	41
<b>Quadro 3.</b>	Parâmetros estruturais utilizados no levantamento de vegetação adaptada a ambientes urbanos, Paraíba, Brasil.....	67
<b>Tabela 1.</b>	Espécies vegetais que ocorrem de forma espontânea, registradas em áreas urbanas no Brasil.....	28
<b>Tabela 2.</b>	Cidades utilizadas na análise estrutural de espécies vegetais adaptadas a ambientes urbanos, Paraíba, Brasil.....	65
<b>Tabela 3.</b>	Espécies vegetais registradas em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil), distribuídas em suas respectivas famílias, voucher, origem no Brasil e distribuição geográfica.....	71
<b>Tabela 4.</b>	Parâmetros estruturais e número cromossômico ( $2n$ ) das espécies vegetais registradas em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil), ordenados pelo IVI (Índice de Valor de Importância).....	77

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>15</b>
<b>2. CAPÍTULO I. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>20</b>
2.1 Antropoceno, Geografia e Biogeografia em tempos de crise.....	21
2.2 Biogeografia urbana e parâmetros da vegetação espontânea adaptada as cidades.....	26
2.3 Citogenética e mecanismos de adaptação das plantas a áreas degradadas.....	35
<b>3. CAPÍTULO II. ANTROPOCENO: ENQUANTO UNS SE EXTINGUEM OUTROS SE ADAPTAM E NOVAS ESPÉCIES SE ORIGINAM EM UMA NATUREZA HIBRIDIZADA.....</b>	<b>38</b>
3.1 Introdução.....	39
3.2 As extinções em massa e as extinções no Antropoceno.....	40
3.3 Adaptações a uma nova realidade ambiental no Antropoceno.....	45
3.4 Hibridização e especiação no Antropoceno.....	49
3.5 Natureza hibridizada e os híbridos tecnológicos do Antropoceno.....	53
3.6 Considerações gerais sobre extinção, adaptação, especiação e natureza hibridizada no Antropoceno.....	58
<b>4. CAPÍTULO III. CITOGENÉTICA EM TEMPOS DE MUDANÇAS AMBIENTAIS GLOBAIS: O QUE AS PLANTAS ADAPTADAS A ÁREAS URBANAS DIZEM SOBRE O ANTROPOCENO.....</b>	<b>60</b>
4.1 Introdução.....	61
4.2 Metodologia.....	63
4.2.1 <i>Amostragem</i> .....	63
4.2.2 <i>Análise estrutural</i> .....	66
4.2.3 <i>Análise citogenética</i> .....	68
4.3 Resultados.....	70

4.3.1 <i>Análise estrutural da vegetação espontânea adaptada a ambientes urbanos.....</i>	70
4.3.2 <i>Número cromossômico e variações intraespecíficas.....</i>	73
4.4 Discussão.....	79
4.4.1 <i>Espécies amplamente dispersas sobressaem em áreas urbanas e têm uma probabilidade maior de sobrevivência no Antropoceno.....</i>	79
4.4.2 <i>Poliploides de áreas urbanas são menos sujeitos à extinção no Antropoceno.....</i>	82
4.5 Considerações gerais sobre parâmetros estruturais e número cromossômicos de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos.....	84
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	86
<b>6. REFERÊNCIAS.....</b>	89



## **1. INTRODUÇÃO GERAL**

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A intensificação das atividades humanas sobre a natureza tem provocado mudanças ambientais de grandes magnitudes, levando a questionamentos sobre a sustentação do Holoceno enquanto época geológica vigente. O Antropoceno, proposto por Eugene Stoermer e popularizado por Paul Crutzen (2002), sugere que a humanidade se tornou uma força geológica global, capaz de alterar significativamente os processos biogeoquímicos do planeta (Steffen et al., 2011; Artaxo, 2014). Embora sua formalização como unidade da Escala do Tempo Geológico tenha sido rejeitada em 2024 pela International Union of Geological Sciences (IUGS), o conceito continua a influenciar diversas áreas do conhecimento, fornecendo subsídios para a compreensão das interações entre sociedade e natureza (Edgeworth et al., 2024).

No Antropoceno as atividades humanas passaram a ter um impacto global significativo na dinâmica natural do funcionamento dos ecossistemas (Figueiró, 2021). Como decorrência, muitas espécies estão se extinguindo ou encontram-se ameaçadas de extinção, enquanto outras se adaptam, apresentam mutações genéticas e desenvolvem capacidade de tornarem-se invasoras e amplamente dispersas (Otto, 2018). As áreas degradadas, além disso, também propiciam o surgimento de novos nichos ecológicos, favorecendo a hibridização e surgimento de novas espécies (Thomas, 2015).

Neste contexto do Antropoceno, os elementos naturais e aqueles produzidos pela tecnologia humana se reconfiguram dentro de uma “natureza hibridizada”, onde o natural e o artificial se tornam cada vez mais indistinguíveis (Figueiró, 2021; Suertegaray, 2021). Como decorrência, os biomas naturais passam a ser reconfigurados em antromas (Ellis & Ramankutty, 2008), surgem ecossistemas híbridos (Hobbs et al., 2013) e uma nova classe de seres, os híbridos tecnológicos – organismos criados em laboratório através da combinação de elementos vivos e tecnologia, com características únicas para atender às demandas humanas (Hoły-Łuczaj & Blok, 2019).

A Geografia e a Biogeografia têm desempenhado um papel central no debate das transformações socioambientais do Antropoceno sob diferentes perspectivas. A Geografia, por sua abordagem integradora entre ciências físicas e sociais, permite compreender a complexa relação entre processos antrópicos e sistemas biofísicos (Castree, 2014; Ziegler, 2019). No mesmo contexto, a Biogeografia emerge como uma disciplina-chave para entender os impactos das atividades humanas sobre a distribuição

das espécies, a fragmentação dos habitats, processos de extinção e adaptação, além das mudanças nos padrões ecológicos globais (Figueiró, 2022).

Estudos biogeográficos em áreas urbanas têm ganhado destaque nas últimas décadas, à medida que as cidades se tornam cenários importantes para compreender os processos de adaptação de espécies vegetais e animais. A urbanização impõe filtros seletivos que favorecem organismos com alta plasticidade ecológica, resultando na formação de novas dinâmicas ecológicas e biogeográficas (McDonnell; Hahs, 2015; Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). Nesta concepção, o estudo da vegetação espontânea nas cidades tem revelado padrões estruturais e funcionais que refletem tanto a influência das condições ambientais urbanas quanto os processos históricos e sociais que moldam a composição florística desses ambientes (Jansen; Hobohm, 2021).

Apesar do crescente interesse em entender a dinâmica da ecologia nas cidades, os estudos sobre a vegetação espontânea em ambientes urbanos no Brasil ainda são escassos, especialmente aqueles que envolvem análises quantitativas baseadas em fitossociologia (Maciel et al., 2010). Compreender a estrutura e a composição florística dessas comunidades é essencial para avaliar os grupos de espécies mais adaptados às condições impostas pelas cidades, além de auxiliar no entendimento dos mecanismos adaptativos que permitem sua sobrevivência em meio às transformações ambientais do Antropoceno (Thompson et al., 2018; Figueiró, 2021).

De forma geral, a degradação ambiental causa a redução da biodiversidade. Contudo, as áreas urbanas estão se configurando em novos ecossistemas, que passam a abrigar novos nichos ecológicos envolvendo espécies sobreviventes e adaptadas (Thompson et al., 2018; Santangelo et al., 2022). Algumas destas condições abióticas dos ambientes urbanos podem ser similares aquelas esperadas no futuro com o avanço das mudanças climáticas (Carreiro & Tripler, 2005; Lambrecht et al., 2016). Desta forma, ao usar os ambientes urbanos como campo de pesquisa, é possível entender como as plantas estão se adaptando a um ambiente significativamente alterado, além de fazer estimativas sobre os grupos dominantes em perspectivas futuras (Lambrecht et al., 2016).

Mutações genéticas que envolvem mudanças estruturais no genoma, como a perda/duplicação de genes e perda/duplicação de cromossomos, representam uma das rotas mais rápidas pelas quais os organismos se adaptam a um ambiente alterado (Otto, 2018; Lavania, 2020). Entre estas mutações genéticas, a poliploidia – entendida como a presença de mais de dois conjuntos de cromossomos nas células de um organismo

(Guerra, 2008) – pode contribuir para a ocupação de nichos ecológicos degradados (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018).

Diferentes estudos sugerem que plantas de ambientes urbanos podem apresentar poliploidia, a qual lhes confere a possibilidade de resistir ao estresse a altas temperaturas, além da facilidade na reprodução em ambientes perturbados e aumento na capacidade de dispersão e invasão (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018; Moura et al., 2021). Contudo, pouco se sabe em termos qualitativos e quantitativos sobre a extensão da poliploidia em ambientes urbanos (Thompson et al., 2018), necessitando de estudos mais específicos para entender melhor esta dinâmica na evolução das plantas e da adaptação e interação entre planta × ambiente antropizado.

Este trabalho tem como objetivo analisar os parâmetros estruturais da vegetação espontânea em áreas urbanas e verificar a incidência de variações cromossômicas numéricas ocorrentes nestas espécies, contextualizando os resultados em uma perspectiva biogeográfica do Antropoceno. Aborda ainda as principais causas, consequência e processos envolvidos na extinção de espécies, além de fazer uma apreciação da adaptação de determinados grupos a esta nova realidade ambiental do Antropoceno. Por conseguinte, são discutidos quais os principais mecanismos de especiação no Antropoceno e os elementos característicos de uma natureza hibridizada pela ação humana e suas tecnologias.

Com a referente pesquisa pretende-se responder as seguintes questões: I) Quais as principais causas, consequência e processos envolvidos na extinção de espécies no Antropoceno; II) Como as espécies estão se adaptando a uma nova realidade ambiental vivenciada no Antropoceno; III) Quais os principais mecanismos de especiação no Antropoceno; IV) Quais os elementos característicos de uma natureza hibridizada pela ação humana e suas tecnologias no Antropoceno; V) Quais os grupos de plantas que ocorrem espontaneamente em ambientes urbanos e quais espécies predominam em termos estruturais; VI) Quais as variações cromossômicas numéricas verificadas em plantas que ocorrem espontaneamente em áreas urbanas; e VII) Os parâmetros estruturais aliados as variações cromossômicas numéricas das espécies espontâneas em áreas urbanas podem revelar grupos mais adaptados às mudanças ambientais globais no Antropoceno?

Como hipótese central de pesquisa, sugerimos que plantas poliploidas e amplamente dispersas registradas em ambientes urbanos compõem um grupo especial de organismos que possuem vantagens adaptativas diante do contexto atual de mudanças ambientais vivenciado no Antropoceno. Através de discussões envolvendo diferentes

elementos ecológicos, biológicos, ambientais e antrópicos será possível entender que estes processos adaptativos fazem parte da dinâmica biogeográfica do Antropoceno, onde muitas espécies são extintas, enquanto outras sobrevivem e novas espécies se originam em áreas perturbadas, compondo uma natureza hibridizada em sua totalidade.

A referida Tese está estruturada em três capítulos. O Capítulo I aborda a Fundamentação Teórica relacionada as temáticas centrais da pesquisa, que consiste no Antropoceno, Geografia, Biogeografia urbana, vegetação espontânea em áreas urbanas, citogenética e mecanismos de adaptação das plantas a áreas degradadas.

O Capítulo II, intitulado “Citogenética em tempos de mudanças ambientais globais: o que as plantas adaptadas a áreas urbanas dizem sobre o Antropoceno”, discute os mecanismos de evolução cariotípica envolvidos na adaptação de plantas espontâneas a ambientes urbanos em meio à nova realidade ambiental do Antropoceno. Neste trabalho foram realizadas análises estruturais da vegetação espontânea em diferentes áreas urbanas da Paraíba, além de análises citogenéticas de todas as espécies incluídas na pesquisa.

O Capítulo III, intitulado “Antropoceno: enquanto uns se extinguem outros se adaptam e novas espécies surgem em uma natureza hibridizada”, demonstra, através de discussões teóricas, as principais causas, consequência e processos envolvidos na extinção de espécies, assim como determinados grupos estão se adaptando a uma nova realidade ambiental no Antropoceno. Além disso, é discutido quais os principais mecanismos de especiação no Antropoceno e os elementos característicos de uma natureza hibridizada pela ação humana e suas tecnologias.

Por fim, foram elaboradas as Considerações Finais da Tese, demonstrando os principais resultados da pesquisa em diálogo com os objetivos propostos e as hipóteses sugeridas, além das principais conclusões, perspectivas futuras e recomendações referentes as temáticas estudadas.

## **2. CAPÍTULO I**

### **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**



## 2. CAPÍTULO I. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 Antropoceno, Geografia e Biogeografia em tempos de crise

O termo Antropoceno (*anthropo-* "humano" e *-ceno* "novo") foi criado inicialmente por Eugene F. Stoermer, mas foi difundido especialmente por Paul Crutzen, prêmio Nobel de Química em 1995, através de uma série de publicações defendendo que estaríamos entrando em uma nova época geológica na Terra (Crutzen, 2002; Souza et al., 2020). Para Crutzen (2002), a humanidade emerge como uma força significante globalmente, capaz de interferir em processos críticos de nosso planeta, como a composição da atmosfera, aumento na taxa de extinção de espécies e outras propriedades. Desta forma, o termo Antropoceno sugere: (I) que a Terra está agora saindo de sua mais recente época geológica, o Holoceno; e (II) que a atividade humana é em grande parte responsável por esta saída do Holoceno, ou seja, que a humanidade se tornou uma força geológica global por si própria (Steffen et al., 2011).

De forma geral, o Antropoceno surge em um contexto global de intensas transformações ambientais, no qual conceitos como “globalização” e “modernidade” já não capturam adequadamente a magnitude das mudanças planetárias impulsionadas pelo impacto das atividades humanas nas últimas décadas (Ellis, 2018; Pádua, 2022). Mudanças climáticas, perda de biodiversidade, acidificação dos oceanos, degradação e poluição de recursos hídricos, entre outros problemas, estão agora presentes em toda a esfera terrestre (Steffen et al., 2011; Artaxo, 2014). A definição precisa de um marcador temporal para o início do Antropoceno, contudo, ainda é fonte de muitos debates, onde são sugeridos diferentes potenciais eventos para sua origem (Quadro 1).

A maioria destes eventos tiveram extensão geográfica global e formaram marcadores estratigráficos que vão desde o registro fóssil (extinção da megafauna), fósseis de pólen, fitólitos e carvão (origem da agricultura), ponto baixos de CO<sub>2</sub> no gelo de geleiras (colisão Novo Mundo-Velho Mundo), cinzas volantes da queima de carvão (Revolução Industrial), radionuclídeos de plutônio (Pu<sub>239+240</sub>) e carbono (C<sub>14</sub>) (detonação de armas nucleares), “tecnofósseis” e “plastiglomerados” produzidos a partir de compostos de concreto, plástico, alumínio, chumbo e outros metais (produtos químicos industriais persistentes) (Lewis; Maslin, 2015).

**Quadro 1.** Potenciais eventos propostos para a origem do Antropoceno e suas principais características.

Eventos	Data	Características
Extinção da megafauna	50.000-10.000 anos	A espécie humana passou a ocupar grande parte do planeta e, através da caça, extrativismo e uso do fogo, começou a modificar os ecossistemas, contribuindo para a extinção de espécies
Origem da agricultura	~ 11.000 anos	Domesticação de plantas e animais, ampliação da população humana, substituição de ecossistemas nativos por ecossistemas antropizados
Solos antropogênicos	~3.000-500 anos	Repositórios recalcitrantes de artefatos e propriedades do solo que testemunham o domínio das atividades humanas no planeta
Colisão Novo Mundo-Velho Mundo	1.492-1.800	Queda brusca seguida de ascensão vertiginosa e constante nos níveis de CO <sub>2</sub> atmosférico, diminuição rápida e acentuada das populações nativas das Américas, ascensão do capitalismo global
Revolução Industrial	1.760 ao presente	Aceleração do uso de combustíveis fósseis, aumento constante da concentração atmosférica de dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ), metano (CH <sub>4</sub> ), óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) e outros gases-estufa, aumento expressivo nas taxas de extinção de espécies
Detonação de armas nucleares	1.945 ao presente	Registros em gelo de geleiras, sedimentos de lagos e concentrações atmosféricas de plutônio (Pu <sub>239+240</sub> ) e carbono (C <sub>14</sub> )
Produtos químicos industriais persistentes	~ 1.950 ao presente	Assinaturas químicas de gases registrados em gelo de geleiras, registros de alterações nos ciclos biogeoquímicos de nitrogênio (N), carbono (CO <sub>2</sub> ) e fósforo (P) e outros elementos químicos
Grande aceleração	~ 1.950 ao presente	Aumento acentuado na produção de alumínio, concreto, plástico, fibras sintéticas e outros produtos que podem formar “rochas”, no sentido amplo de materiais geológicos com potencial de persistência a longo prazo (tecnofósseis), mudanças bióticas (extinção, especiação em áreas antropizadas), aumento da urbanização, mudanças climáticas globais

**Fonte:** Adaptado de Lewis e Maslin (2015), Waters et al. (2016), Souza et al. (2020) e Menezes e Souza (2023).

Antes mesmo da popularização do termo Antropoceno, outras discussões sobre uma nova época geológica influenciada pelo ser humano vinham sendo discutidas desde o século XIX. Entre elas, se destacam o Antropozóico, proposto por Samuel Haughton em 1856; o Psicozóico, debatido por Joseph Le Conte em 1883; e o Antropógeno, discutido por Alexei Pavlov em 1922 (Yeo, 2016). Mais recentemente, Hassol e Katzenberger (1994) também enfatizam a ação humana como força geológica, trazendo o conceito de Homogenoceno.

Após a popularização do Antropoceno, outros conceitos têm sido epistemologicamente propostos em resposta aos problemas ambientais decorrentes da ação antrópica nas últimas décadas, tais como Plantationceno (Tsing et al., 2017), Capitaloceno (Moore, 2016), Chthuluceno (Haraway, 2015), Necroceno (Moore, 2016), Econoceno (Norgaard, 2013), Tecnoceno (Hornborg, 2015), Mantropoceno (Raworth, 2014), Mixoceno (Zeller; Pauly, 2005), Misanthropoceno (Patel, 2013), Antrobsceno (Parikka, 2014), Plasticeno (Reed, 2015), Negroceno (Ferdinand, 2022) e Bacterioviroceno (Lopes, 2025). A maioria destes conceitos surgiram como crítica ao radical “Antropo” em “Antropoceno”, o qual pressupõe que todos os seres humanos são responsáveis pelos impactos associados à industrialização e globalização, não levando em consideração questões socioeconômicas e culturais entre as diferentes regiões do globo. Entre os conceitos que criticam o Antropoceno, o Capitaloceno (Moore, 2016) aparece entre os mais difundidos, especialmente por vincular diretamente a crise ecológica ao sistema capitalista em um viés crítico multidisciplinar.

Independente da terminologia adotada, a noção de que seria necessário delimitar uma nova época geológica que estivesse sucedendo o Holoceno levou a *Subcommission on Quaternary Stratigraphy* (SQS) da *International Commission on Stratigraphy* (ICS) a criar um grupo de trabalho (*Anthropocene Working Group* - AWG) dedicado a analisar a adequação da adoção de uma nova subdivisão do tempo geológico no planeta. O propósito do grupo seria examinar o *status*, nível hierárquico, argumentos científicos e definição precisa do Antropoceno como potencial nova divisão formal da Escala do Tempo Geológico da Terra (Costa, 2022).

Contudo, em 2024, a *Subcommission on Quaternary Stratigraphy* rejeitou a proposta do Antropoceno como uma nova era geológica, com subsequente confirmação da rejeição pela *International Union of Geological Sciences* (IUGS). A decisão baseou-se na avaliação de que as mudanças induzidas pelo ser humano não são suficientemente profundas para justificar o fim do Holoceno em uma escala de tempo geológico, além da

datação precisa para a origem do Antropoceno apresentar limitações estruturais (International Union of Geological Sciences, 2025). Apesar do Antropoceno não ser aceito como uma era geológica formal, ele ainda representa o significado mais amplo e completo da intensificação de mudanças do sistema terrestre influenciado pelo homem (Edgeworth et al., 2024).

O Antropoceno continua estimulando novas pesquisas e discussões em diversas áreas do conhecimento. De forma geral, o Antropoceno requer uma abordagem sofisticada do espaço, do tempo, do conhecimento, da política, da ação social e das interações entre os sistemas humanos e ambientais (Cook et al., 2015). Nesta concepção, a Geografia permanece entre as poucas ciências que tentam unir as perspectivas das ciências físicas, das ciências sociais e da humanidade sobre o mundo (Castree, 2014). Os geógrafos, desta forma, têm a oportunidade de abordar qualquer uma das questões relacionadas ao Antropoceno, desde a utilidade do conceito, até o significado desta fase na história da Terra (Ziegler, 2019).

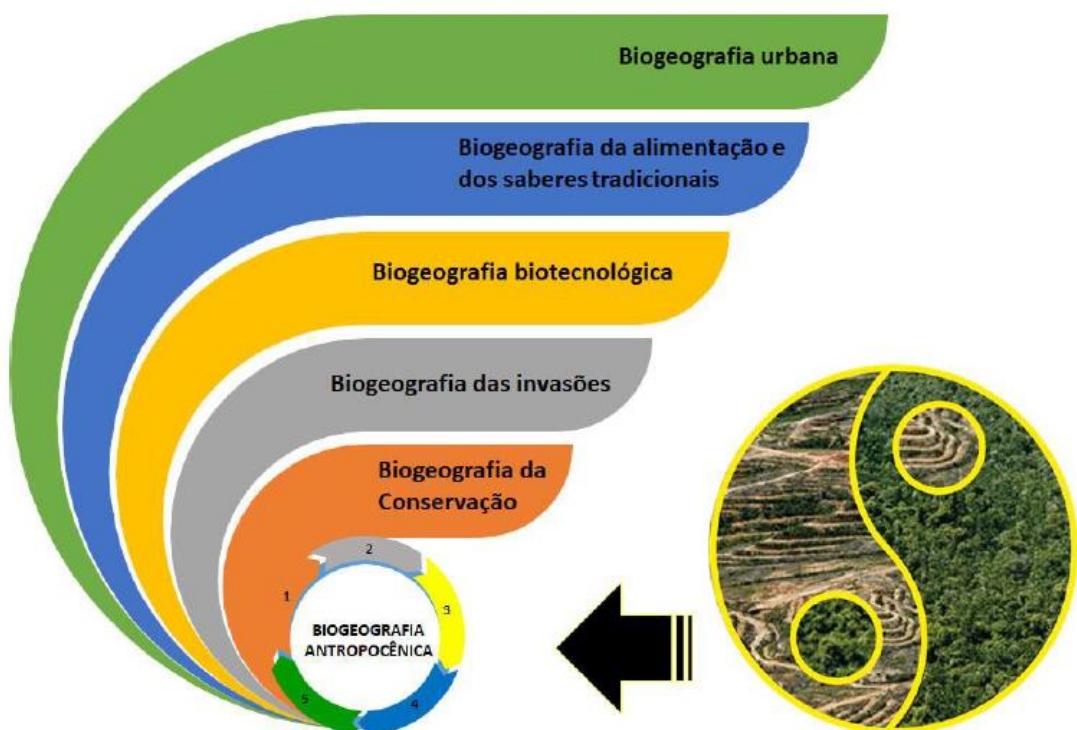
Para a Geografia, o Antropoceno representa uma oportunidade de repensar a relação entre sociedade e natureza, tendo em vista que, no contexto atual, os processos sociais tornaram-se determinantes na construção e organização do território, devido à capacidade técnica da humanidade de modificar os sistemas biofísicos terrestres (Hernández, 2021). As discussões geográficas relacionadas ao Antropoceno também buscam estabelecer críticas e reflexões sobre o modelo exploratório dos recursos naturais e as desigualdades econômicas e sociais a ele associadas, defendendo a criação de uma sociedade mais justa e igualitária (Castree, 2014; Cook et al., 2015).

Além disso, o debate sobre o Antropoceno reforça a necessidade interdisciplinar entre a Geografia e as demais ciências, tendo em vista que o estudo dos impactos humanos nos sistemas terrestres exige abordagens integradas, que combinem análise espacial e temporal ou mesmo modelagem ambiental (Castree, 2014). Esta interdisciplinaridade que a Geografia oferece pode apoiar projetos e ações direcionadas à sustentabilidade, o monitoramento de desastres e riscos e alerta precoce, além da mitigação das mudanças climáticas globais (Fu et al., 2022).

Neste cenário de mudanças ambientais globais, a Biogeografia ganha destaque dentro da Geografia, onde apresenta uma abordagem própria, ligada à compreensão dialética do papel dos seres humanos sobre os organismos vivos e do papel destes sobre as diferentes formas de organização da cultura humana (Figueiró, 2015). Para Figueiró (2021), a Biogeografia do Antropoceno deve ser organizada em torno de cinco eixos

centrais de pesquisa: a Biogeografia da Conservação, a Biogeografia das Invasões, a Biogeografia Biotecnológica, a Biogeografia da Alimentação e dos Saberes Tradicionais e a Biogeografia Urbana (Figura 1).

Ao discutir estes eixos relacionados ao Antropoceno, a Biogeografia reencontra a abordagem geográfica, derivando da sua tradição naturalista e tornando-se um instrumento poderoso de interpretação da complexidade ambiental no contexto global atual (Figueiró, 2021). Além disso, a emergência do Antropoceno tem forçado a Biogeografia a se repensar, considerando a inevitabilidade da transformação da natureza pela sociedade dentro de um período marcado pela hibridização socionatural e pelas dinâmicas resultantes da ação humana sobre a natureza (Figueiró, 2022). Desta forma, os estudos biogeográficos, que envolvem as interações espécie × ambiente, são a chave do entendimento da espacialidade dos habitats, onde as questões ecológicas devem estar ligadas também à dimensão cultural (Furlan et al., 2016).



**Figura 1.** Esquema inicial de compreensão de uma Biogeografia do Antropoceno, desdobrada em cinco eixos interconectados de reflexão e produção do conhecimento.

**Fonte:** Figueiró (2021).

No Antropoceno, os desequilíbrios ambientais decorrentes da construção de rodovias, desmatamentos, plantações agrícolas, expansão das áreas urbanas, aliadas ao comércio global e as viagens globais acabam causando uma alteração significativa da

flora mundial (Kolbert, 2015; Braga, 2018). Além da fragmentação de habitats, das alterações de ecossistemas e da priorização no cultivo de uma única espécie (monoculturas), a disseminação de espécies exóticas (de forma intencional ou acidental) também vem causando interferência na dinâmica natural das plantas e animais (Braga, 2018; Otto, 2018). Assim, o Antropoceno impõe novos desafios à Biogeografia, que passa a incorporar aspectos relacionados a mudanças nos padrões ecológicos globais, buscando compreender como as espécies se extinguem, se adaptam e se especializam neste novo contexto ambiental (Figueiró, 2022).

## **2.2 Biogeografia urbana e parâmetros da vegetação espontânea adaptada as cidades**

Na Biogeografia Antropocênica, o eixo temático “Biogeografia Urbana” ganha papel de destaque, tendo em vista que as cidades representam áreas extremamente favoráveis para a pesquisa biogeográfica, onde a intensidade e a natureza dos fluxos de matéria e energia que ali circulam estabelecem um filtro selecionador para o estudo dos processos adaptativos de fauna e flora (Figueiró, 2021). Os espaços urbanos podem atuar como habitats para diversas espécies, especialmente aquelas com alta plasticidade ecológica (Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). Algumas plantas e animais conseguem se adaptar às condições artificiais das cidades, explorando nichos criados pela infraestrutura urbana, como telhados, jardins residenciais, parques e áreas abandonadas (Jansen; Hobohm, 2021, Figura 2). Essas paisagens antrópicas desempenham um papel significativo na manutenção da diversidade biológica e no fluxo gênico entre populações isoladas, destacando a importância de estudos biogeográficos para o entendimento da dinâmica ecológica em áreas degradadas (McDonnell; Hahs, 2015).

A Biogeografia Urbana, além disso, pode atuar em conjunto com a Biogeografia Ecológica, uma das linhagens da Biogeografia da Conservação que permite estudar os fatores que definem a atual distribuição espacial das espécies (Hengeveld, 1993; Monge-Nájera, 2018). Entre as linhagens de pesquisas que podem ser discutidas em ambas as áreas de conhecimento estão os processos de distribuição, adaptação e especiação das plantas em áreas antropizadas, incluindo as áreas urbanas (Otto, 2018; Thompson et al., 2018; Figueiró, 2021). Tais discussões permitem entender melhor como as plantas estão evoluindo espacialmente em um contexto de variações climáticas e ecológicas presenciadas no Antropoceno.



**Figura 2.** Área abandonada em bairro residencial em João Pessoa, Paraíba, Brasil, a qual proporciona a criação de nichos ecológicos em espaços urbanos.

**Foto:** Joel M. P. Cordeiro, setembro de 2024.

O desenvolvimento de estudos estruturais da vegetação pode auxiliar na discussão de diferentes hipóteses na área da Biogeografia Urbana e Ecológica. Os parâmetros estruturais da vegetação, desenvolvidos, sobretudo, através dos estudos florísticos e fitossociológicos, aparecem entre os mais difundidos para desenvolver estudos biogeográficos e entender a dinâmica e distribuição de espécies vegetais em diferentes ecossistemas (Moro; Martins, 2011). Estudos de composição florística implicam na produção de uma lista florística completa com o nome das espécies presentes em determinada área (Freitas; Magalhães, 2012). Através destes estudos, podem ser realizadas comparações entre comunidades, ecossistemas e conjuntos de vegetação, levando em consideração, entre outros fatores, o número de espécies compartilhadas e o grau de afinidade florística entre os diferentes locais inventariados (Kent & Coker, 1992; Magurran, 2004).

A fitossociologia, por sua vez, permite qualificar e quantificar a fitodiversidade, além de fornece subsídios para o planejamento de uso dos recursos florestais (Moro; Martins, 2011; Freitas; Magalhães, 2012). Por conseguinte, os parâmetros fitossociológicos permitem estudar as causas e efeitos da coabitAÇÃO de plantas de um determinado ambiente, o surgimento, constituição e estrutura dos agrupamentos vegetais,

assim como os processos que implicam sua continuidade ou sua mudança ao longo do tempo (Moro; Martins, 2011).

Os estudos sobre a estrutura do componente herbáceo da vegetação no Brasil são notadamente menores quando comparados com os realizados com o componente lenhoso, resultando numa deficiência de conhecimentos sobre o estrato herbáceo, bem como dos métodos de amostragem envolvidos (Oliveira et al., 2013). Esta defasagem de estudos sobre o componente herbáceo aparece ainda mais acentuada quando se refere aos ambientes urbanos. Geralmente, estudos referentes a composição florística em áreas urbanas são relacionados a espécies exóticas e cultivadas em vias públicas (Santos et al., 2011; Camilo et al., 2013; Ethur et al., 2019). Estudos florísticos sobre as espécies que ocorrem de forma espontânea em resposta a adaptação aos ambientes urbanos são escassos no Brasil (Pedrotti & Guarim Neto, 1998; Sousa et al., 2012), assim como análises quantitativas destas plantas por meio da fitossociologia (Maciel et al., 2010). Mesmo assim, ainda é reportada uma rica diversidade, compondo 142 espécies distribuídas em 37 famílias botânicas (Tabela 1).

**Tabela 1.** Espécies vegetais que ocorrem de forma espontânea, registradas em áreas urbanas no Brasil, distribuídas em suas respectivas famílias botânicas e origem (nativa/não-nativa).

<b>Família/espécie</b>	<b>Nativa</b>	<b>Não-nativa</b>
<b>SAMAMBAIAS E LICÓFITAS</b>		
<b>Pteridaceae</b>		
<i>Pteris vittata</i> L.		X
<b>ANGIOSPERMAS</b>		
<b>Acanthaceae</b>		
<i>Ruellia squarrosa</i> (Fenzl & Benseler) Schaffnit		X
<b>Amaranthaceae</b>		
<i>Alternanthera micrantha</i> R.E.Fr.	X	
<i>A. tenella</i> Colla	X	
<i>Amaranthus deflexus</i> L.		X
<i>A. hybridus</i> L.		X
<i>A. spinosus</i> L.		X
<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	X	
<i>G. desertorum</i> Mart.	X	

---

<i>G. lanigera</i> Pohl ex Moq.	X
<b>Apocynaceae</b>	
<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G.Don	X
<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T.Aiton	X
<b>Asteraceae</b>	
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	X
<i>A. hispidum</i> DC.	X
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	X
<i>Bidens pilosa</i> L.	X
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	X
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	X
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	X
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	X
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	X
<i>E. sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	X
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	X
<i>M. officinalis</i> Mart.	X
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	X
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	X
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	X
<i>Sigesbeckia orientalis</i> L.	X
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	X
<i>Tridax procumbens</i> L.	X
<i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H.Rob.	X
<b>Bignoniaceae</b>	
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex de Souza	X
<b>Cleomaceae</b>	
<i>Tarenaya aculeata</i> (L.) Soares Neto & Roalson	X
<i>T. longicarpa</i> Soares Neto & Roalson	X
<b>Bixaceae</b>	
<i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.	X
<b>Cannabaceae</b>	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X

---

---

**Commelinaceae**

<i>Commelina benghalensis</i> L.	X
<i>C. diffusa</i> Burm.f.	X
<i>C. virginica</i> L.	X

**Convolvulaceae**

<i>Camonea umbellata</i> (L.) A.R. Simões & Staples	X
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) Roem. & Schult.	X
<i>I. indica</i> (Burm.) Merr.	X
<i>I. purpurea</i> (L.) Roth	X
<i>I. quamoclit</i> L.	X

**Cucurbitaceae**

<i>Cucumis anguria</i> L.	X
<i>Luffa cylindrica</i> (L.) M.Roem.	X
<i>Momordica charantia</i> L.	X

**Cyperaceae**

<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	X
<i>C. brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk	X
<i>C. compressus</i> L.	X
<i>C. difformis</i> L.	X
<i>C. odoratus</i> L.	X
<i>C. luzulae</i> (L.) Retz.	X
<i>C. surinamensis</i> Rottb.	X
<i>Rhynchospora nervosa</i> (Vahl) Boeckeler	X
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	X

**Euphorbiaceae**

<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch	X
<i>Caperonia palustris</i> (L.) A.St.-Hil.	X
<i>Croton glandulosus</i> L.	X
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	X
<i>E. hirta</i> L.	X
<i>E. hyssopifolia</i> L.	X
<i>E. prostrata</i> Aiton	X
<i>E. thymifolia</i> L	X

---

---

<i>Jatropha gossypiifolia</i> L.	X
<i>Manihot tripartita</i> (Spreng.) Müll.Arg.	X
<i>Ricinus communis</i> L.	X
<b>Fabaceae</b>	
<i>Arachis repens</i> Handro	X
<i>Chamaecrista glandulosa</i> (L.) Greene	X
<i>Crotalaria incana</i> L.	X
<i>C. micans</i> Link	X
<i>C. pallida</i> Aiton	X
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	X
<i>D. tortuosum</i> (Sw.) DC.	X
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Coll	X
<i>M. pudica</i> L.	X
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	X
<i>S. occidentalis</i> (L.) Link	X
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	X
<i>Zornia latifolia</i> Sm.	X
<b>Heliotropiaceae</b>	
<i>Heliotropium indicum</i> L.	X
<i>H. transalpinum</i> Vell.	X
<i>Myriopus paniculatus</i> (Cham.) Feuillet	X
<b>Lamiaceae</b>	
<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	X
<i>Ocimum basilicum</i> L.	X
<b>Malvaceae</b>	
<i>Hibiscus sabdariffa</i> L.	X
<i>Pavonia spinifex</i> (L.) Cav.	X
<i>Sida cordifolia</i> L.	X
<i>S. linifolia</i> Cav.	X
<i>S. rhombifolia</i> L.	X
<i>S. spinosa</i> L.	X
<i>Waltheria indica</i> L.	X
<b>Melastomataceae</b>	

---

---

<i>Rhynchanthera novemnervia</i> DC.	X
<b>Moraceae</b>	
<i>Cecropia peltata</i> L.	X
<b>Nyctaginaceae</b>	
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	X
<b>Onagraceae</b>	
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	X
<i>L. sericea</i> (Cambess.) H.Hara	X
<b>Oxalidaceae</b>	
<i>Oxalis triangularis</i> A.St.-Hil.	X
<b>Phyllanthaceae</b>	
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	X
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	X
<b>Piperaceae</b>	
<i>Peperomia pellucida</i> (L.) Kunth	X
<i>Piper callosum</i> Ruiz & Pav.	X
<b>Plantaginaceae</b>	
<i>Scoparia dulcis</i> L.	X
<b>Poaceae</b>	
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	X
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	X
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	X
<i>D. horizontalis</i> Willd.	X
<i>D. insularis</i> (L.) Fedd	X
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	X
<i>Eragrostis airoides</i> Nees	X
<i>E. pilosa</i> (L.) P.Beauv.	X
<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	X
<i>Leptochloa mucronata</i> (Michx.) Kunth	X
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacob	X
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	X
<i>Paspalum conjugatum</i> P.J.Bergius	X
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	X

---

---

<i>S. sulcata</i> Raddi	X
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	X
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	X
<b>Polygalaceae</b>	
<i>Antigonon leptopus</i> Hook. & Arn.	X
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	X
<b>Portulacaceae</b>	
<i>Portulaca oleracea</i> L.	X
<b>Rubiaceae</b>	
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	
<i>B. suaveolens</i> G. Mey.	X
<i>B. verticillata</i> G.F.W. Mayer.	X
<i>Manettia cordifolia</i> Mart.	X
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	X
<i>R. grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	X
<b>Smilacaceae</b>	
<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	X
<b>Solanaceae</b>	
<i>Physalis angulata</i> L.	X
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	X
<i>S. americanum</i> Mill.	X
<i>S. paniculatum</i> L.	X
<i>S. stipulaceum</i> Willd. ex Roem. & Schult.	X
<b>Talinaceae</b>	
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	X
<b>Turneraceae</b>	
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	X
<b>Typhaceae</b>	
<i>Typha angustifolia</i> L.	X
<b>Verbenaceae</b>	
<i>Lantana camara</i> L.	X
<i>L. fucata</i> Lindl.	X
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex Britton & P.Wilson	X

---

---

**Urticaceae**

*Cecropia pachystachya* Trécul

X

**Fonte:** Elaborado com base nos levantamentos de Pedrotti e Guarim Neto (1998), Maciel et al. (2010) e Sousa et al. (2012). Sinônimos das espécies foram corrigidos conforme Flora e Funga do Brasil (2025).

Apesar da significativa diversidade de plantas registradas em áreas urbanas, as condições ambientais impostas pelas cidades restringem a diversidade funcional de sua composição florística, o que se reflete em uma diversidade filogenética geralmente baixa e elevada similaridade taxonômica (Ricotta et al., 2009). Por exemplo, as famílias Asteraceae e Poaceae e gêneros como *Cyperus* L. e *Euphorbia* L. sempre se destacam em número de espécies, enquanto táxons como *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Portulaca oleracea* L., *Digitaria horizontalis* Willd., *Emilia fosbergii* Nicolson, entre outros, aparecem concomitantemente nestes levantamentos, não apenas no Brasil, mas em diferentes cidades dos Estados Unidos e Europa (Pysek, 1998; Clemants & Moore, 2003; Štajerová et al., 2017).

Os estudos florísticos em cidades revelam a ocorrência de muitas espécies nativas, embora as espécies não-nativas representem um número geralmente expressivo de indivíduos. Ambos os grupos de espécies, de forma geral, apresentam diversos elementos que favorecem a ocupação de áreas urbanas, como capacidade de transporte e reprodução por propágulos, ocupação de habitats heterogênicos, adaptação a altos níveis de perturbação antrópica e resistência a altas temperaturas ocasionadas pelo fenômeno das “ilhas de calor” (Ricotta et al., 2009; Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022). As espécies não-nativas, além disso, são favorecidas pela facilidade no transporte e dispersão através da ação humana, seja ela intencional (cultivo como ornamental, frutífera, usadas no paisagismo, etc.) ou involuntária (dispersão por sementes e propágulos usando meio humanos, como roupas, calçados e meios de transporte ou mesmo através de sementes agrícolas contaminadas) (Ruas et al., 2022).

Plantas não nativas geralmente falham em seu crescimento e dispersão fora de seu local de origem (Ricciardi, 2013). Contudo, algumas destas espécies conseguem se espalhar por vastas regiões e tornarem-se plantas invasoras (Thompson, 1991; Rodriguez, 2006). Embora não se conheça exatamente os processos que levam uma determinada espécie a tornar-se invasora em outra região, sabe-se, contudo, que muitas diferenças morfológicas destas plantas que permitem sua adaptação a diferentes ambientes estão

relacionadas a mudanças estruturais no genoma, especialmente a poliploidia (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018).

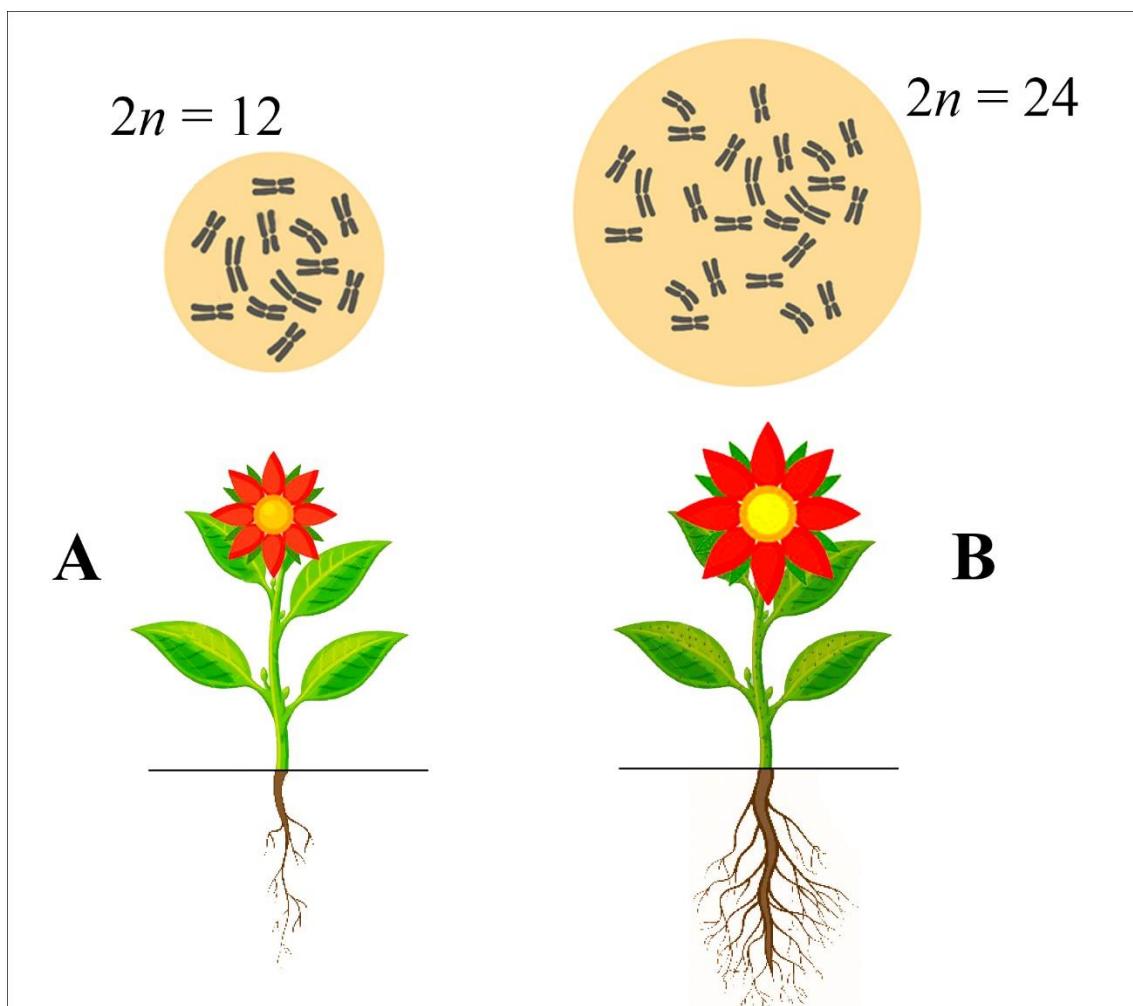
### **2.3 Citogenética e mecanismos de adaptação das plantas a áreas degradadas**

A citogenética é uma linha de pesquisa da Biologia celular que estuda os cromossomos em sua dinâmica, variação e evolução nos seres vivos (Singh, 2003). Os cromossomos são estruturas dentro do núcleo de cada célula dos seres vivos, compostas por um longo filamento de DNA associado a proteínas, que contêm os genes e a informação genética que são transmitidos aos descendentes. Normalmente os cromossomos variam em número, tamanho e morfologia entre diferentes espécies, o que pode ser usado como ferramenta para conferir a “identidade citotaxonômica” de um indivíduo ao usar a combinação destas características (Guerra, 2008). Nas plantas, o estudo dos cromossomos pode ser utilizado na descrição de novas espécies, na resolução de grupos complexos (espécies muito parecidas entre si) e para entender o caminho evolutivo seguido por determinadas linhagens (Cordeiro et al., 2018; Pessoa et al., 2021).

Outra possibilidade que a citogenética oferece consiste em usar as informações dos cromossomos para entender o processo de adaptação e ocupação de diferentes habitats por determinados grupos vegetais (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018). Por exemplo, espécies que ocorrem em ilhas, inselbergs ou desertos tendem a apresentar variações no número cromossômico com maior frequência em decorrência da necessidade de adaptação ao isolamento ou ao estresse ambiental (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012). Da mesma forma, espécies vegetais que ocorrem de forma espontânea em ambientes urbanos também podem apresentar variações no número cromossômico em resposta adaptativa ao isolamento e estresse ambiental proporcionados pelas cidades (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022).

Entre os mecanismos que podem favorecer o estabelecimento das plantas em ambientes urbanos está o fenômeno da poliploidia, que consiste na duplicação de um complemento cromossômico por completo (Guerra, 2008). Aliada a outros elementos, como expressão gênica, regulação epigenética e fatores ambientais, a poliploidia pode fornecer um substrato genético mais amplo para seleção natural e adaptação. Desta forma, a reunião destes elementos em determinadas espécies vegetais pode favorecer a ocorrência de caracteres morfológicos diferenciados (tricomas, folhas, inflorescência,

raízes, etc.) que as permitem resistir melhor às condições adversas de áreas degradadas (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018; Figura 3).



**Figura 3.** Esquema ilustrativo dos possíveis efeitos da poliploidia na adaptação das plantas a ambientes degradados. **A.** Indivíduo diploide ( $2n = 12$ ) de uma determinada espécie vegetal. A poliploidia (**B**), aliada a outros elementos, como expressão gênica, regulação epigenética e fatores ambientais, pode favorecer a seleção natural e adaptação em indivíduos que ocupam áreas urbanas. Além disso, a poliploidia está frequentemente associada a mudanças morfológicas, como aumento da densidade de tricomas, maior desenvolvimento radicular e inflorescências maiores, características que podem influenciar a tolerância ambiental a áreas degradadas.

**Elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, maio de 2025.

A poliploidia tem desempenhado um papel importante na evolução das plantas e pode alterar drasticamente a composição genética, morfologia, fisiologia e ecologia de uma espécie em apenas uma ou algumas gerações (Guerra, 2008; Beest et al., 2012). Plantas poliploidas podem produzir sementes e mudas maiores, produzir folhas mais rápido, serem resistentes a herbivoria, além de apresentarem defesas químicas específicas

e serem resistentes a condições de estresse hídrico (revisado por Moura et al., 2021). Assim, tem sido hipotetizado que plantas poliploides, com alta tolerância ambiental, podem ser beneficiadas em um cenário de mudanças ambientais globais (Lambrecht et al., 2016; Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022).

Contudo, ainda não foi investigado precisamente a ocorrência e frequência de variações cromossômicas numéricas em plantas que ocorrem naturalmente em áreas urbanas e se estas variações seriam respostas adaptativas a ocupação de habitats altamente alterados. Aliado a isto, a incidência de poliploidia em plantas de ambientes urbanos não foi testada com ênfase em ampla amostragem com pesquisas de campo, mas apenas reunindo um conjunto de informações disponíveis na literatura e através de consulta a base de dados (databases) (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022).

A reunião de informações citogenéticas utilizando exclusivamente espécies adaptadas a áreas urbanas pode ser usada para testar diferentes hipóteses adaptativas e evolutivas. Por conseguinte, tais estudos podem ser debatidos em analogia ao contexto das mudanças ambientais globais, onde será possível quantificar como as plantas estão se adaptando a um ambiente alterado, além de fazer previsões sobre suas adaptações às mudanças climáticas no futuro (Lambrecht et al., 2016).

Além disso, muitos eventos críticos de poliploidia ocorreram durante os períodos de grandes mudanças ambientais e climáticas no planeta, incluindo a grande extinção em massa que ocorreu no final do Período Cretáceo (Fawcett et al., 2009; Alix et al., 2017). Assim, uma elevada incidência de poliploidia em plantas que ocorrem em ambientes urbanos pode significar que as mesmas estão adquirindo mecanismos de sobrevivência e adaptação ao atual processo de extinção em massa do Antropoceno, proporcionando uma janela para investigações biogeográficas promissoras.

### **3. CAPÍTULO II**

**ANTROPOCENO: ENQUANTO UNS SE EXTINGUEM OUTROS  
SE ADAPTAM E NOVAS ESPÉCIES SE ORIGINAM EM UMA  
NATUREZA HIBRIDIZADA**



### **3. CAPÍTULO II.**

#### **ANTROPOCENO: ENQUANTO UNS SE EXTINGUEM OUTROS SE ADAPTAM E NOVAS ESPÉCIES SE ORIGINAM EM UMA NATUREZA HIBRIDIZADA**

##### **3.1 Introdução**

O período geológico Holoceno, iniciado há 11.700 anos, tem sido uma época relativamente estável, embora com pequenas alterações climáticas (Crutzen, 2002; Artaxo, 2014). Contudo, a marca humana no meio ambiente global nas últimas décadas se tornou tão significativa que rivaliza com algumas das grandes forças da natureza em seu impacto sobre o funcionamento do sistema terrestre (Steffen et al., 2011; Ellis et al., 2012; Souza et al., 2020). Assim, o termo “Antropoceno” é usado para caracterizar o período mais recente na história do planeta Terra, quando as atividades humanas começaram a ter um impacto global maior no clima da Terra e no funcionamento dos seus ecossistemas (Crutzen, 2002; Souza et al., 2020).

Especialmente com a grande aceleração da segunda metade do século XX, os problemas ambientais se agravaram em escala global, resultando em mudanças climáticas, perda de biodiversidade, desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos de nitrogênio e fósforo, diminuição do ozônio atmosférico, acidificação dos oceanos, degradação e poluição de recursos hídricos, elevada carga de partículas de aerossóis na atmosfera e poluição química (Crutzen, 2002; Steffen et al., 2011; Artaxo, 2014). A ação antrópica desordenada tem causado alterações profundas nos ecossistemas naturais, o que, direta ou indiretamente, tem ocasionado o desaparecimento de diversas espécies de organismos (Waters et al., 2016; Otto, 2018; Christenhusz & Govaerts, 2025).

Embora a extinção de espécies seja um processo natural, estima-se que mais de 99% das atuais extinções de espécies podem ser atribuídas de forma direta ou indireta à atividade humana (Braga, 2018; Palombo, 2021). Muitos autores sugerem que o planeta pode estar passando por sua sexta extinção em massa, onde o ser humano atua como principal agente causador deste processo (Cafaro, 2015; Palombo, 2021; Ceballos & Ehrlich, 2023). Contudo, ao mesmo tempo em que a ação humana degrada os habitats e causa a extinção de inúmeras espécies, ela proporciona a criação de novos ecossistemas, além de fornecer possibilidades para hibridizações e origem de novas espécies (Křišťálová et al., 2010; Thomas, 2015; Thompson et al., 2016; Ottenburghs, 2021). Além disso, tem sido observado que no Antropoceno muitos seres vivos estão se adaptando a

ambientes altamente alterados através do desenvolvimento de capacidades para suportar condições ambientais adversas (Thomas, 2015; Lavania, 2020; Santangelo et al., 2022).

A extinção, adaptação e especiação no Antropoceno é reflexo da expansão das atividades humanas e suas tecnologias sobre a natureza biológica-ecológica, dando origem a uma natureza hibridizada, onde o natural e o artificial tornam-se cada vez mais complexos e difíceis de serem distinguidos (Lorimer, 2012; Cook et al., 2015; Figueiró, 2021). Desta forma, a busca do entendimento das relações existentes nesta nova natureza, suas transformações, interações, diversificação ou homogeneização devem ser discutidos para entender os caminhos evolutivos dos novos seres e novos ecossistemas que surgem no Antropoceno (Figueiró, 2022; Kerr et al., 2023).

Este capítulo discorre sobre os processos de extinção, mecanismos de adaptação e origem de novas espécies em uma natureza hibridizada no Antropoceno. Através da discussão de diferentes elementos ecológicos, biológicos, ambientais e biogeográficos debatidos por diferentes autores, buscou-se entender: I - Quais as principais causas, consequência e processos envolvidos na extinção de espécies no Antropoceno; II - Como as espécies estão se adaptando a uma nova realidade ambiental vivenciada no Antropoceno; III - Quais os principais mecanismos de especiação no Antropoceno; e IV - Quais os elementos característicos da natureza hibridizada no Antropoceno.

### **3.2 As extinções em massa e as extinções no Antropoceno**

Grandes extinções têm ocorrido ao longo da história geológica do planeta Terra e são responsáveis pela redução drástica da biodiversidade existente. Estes eventos de grandes extinções são caracterizados por causar o desaparecimento de mais de 75% da biota global (Barnosky et al., 2011). A maioria dos cientistas aceita ao menos cinco grandes eventos de extinção em massa no planeta: o final do Ordoviciano, o final do Devoniano (Frasniano-Fameniano), o final do Permiano (Permo-Triássica), o final do Triássico e os eventos do final do Cretáceo (Twitchett, 2006; Barnosky et al., 2011; Pievani, 2014; Palombo, 2021; Quadro 2). Muitos aspectos desses eventos ainda são debatidos e não há uma causa comum de mudanças ambientais entre esses cinco eventos, embora todos estejam associados a evidências de mudanças climáticas repentinas e rigorosas (Twitchett, 2006; Barnosky et al., 2011; Pievani, 2014).

**Quadro 2.** Grandes extinções em massa vivenciado pelo planeta Terra ao longo de sua história geológica.

Extinção	Período	Causas e consequências	Taxas de extinção
Extinção do Ordoviciano	~ 443 milhões de anos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevação e erosão dos Apalaches, afetando a química atmosférica e oceânica;</li> <li>- Episódios glaciais e interglaciais alternados;</li> <li>- Repetidas transgressões e regressões marinhas;</li> <li>- Sequestro de CO<sub>2</sub></li> </ul>	Cerca de 85% dos invertebrados marinhos foram extintos
Extinção do Devoniano	~ 359 milhões de anos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Impactos meteóricos de grande escala;</li> <li>- Origem e diversificação de plantas terrestres, associado a intemperismo, pedogênese e redução de CO<sub>2</sub> global;</li> <li>- Acidificação dos oceanos</li> </ul>	Cerca de 75% das espécies marinhas foram extintas
Extinção do Permiano	~ 251 milhões de anos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Massivas erupções vulcânicas (trapps siberianos);</li> <li>- Elevadas concentrações de H<sub>2</sub>S e CO<sub>2</sub>;</li> <li>- Aquecimento global;</li> <li>- Acidificação dos oceanos</li> </ul>	Cerca de 96% das espécies vivas foram extintas
Extinção do Triássico-Jurássico	~ 200 milhões de anos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Erupções vulcânicas causadas pela abertura do Atlântico;</li> <li>- Elevadas concentrações de CO<sub>2</sub>;</li> <li>- Aquecimento global;</li> <li>- Acidificação dos oceanos</li> </ul>	Cerca de 80% das espécies vivas foram extintas
Extinção do Cretáceo	~ 65 milhões de anos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Queda de um asteroide;</li> <li>- Redução do CO<sub>2</sub> atmosférico;</li> <li>- Resfriamento global;</li> <li>- Escurecimento do planeta</li> </ul>	Cerca de 76% das espécies vivas foram extintas
Extinção no Antropoceno?	Em curso?	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ação humana desordenada sobre os recursos naturais (desmatamento, poluição, caça predatória);</li> <li>- Uso demaisado de combustíveis fósseis;</li> <li>- Aumento nas concentrações de CO<sub>2</sub>;</li> <li>- Mudanças climáticas;</li> <li>- Degradação dos ecossistemas</li> </ul>	Em curso; <ul style="list-style-type: none"> <li>- Cerca de 2% do total de vertebrados entre 1500 e 2010;</li> <li>- Inestimado para invertebrados;</li> <li>- 1.000 espécies de plantas extintas entre 1.700 e 2.025</li> </ul>

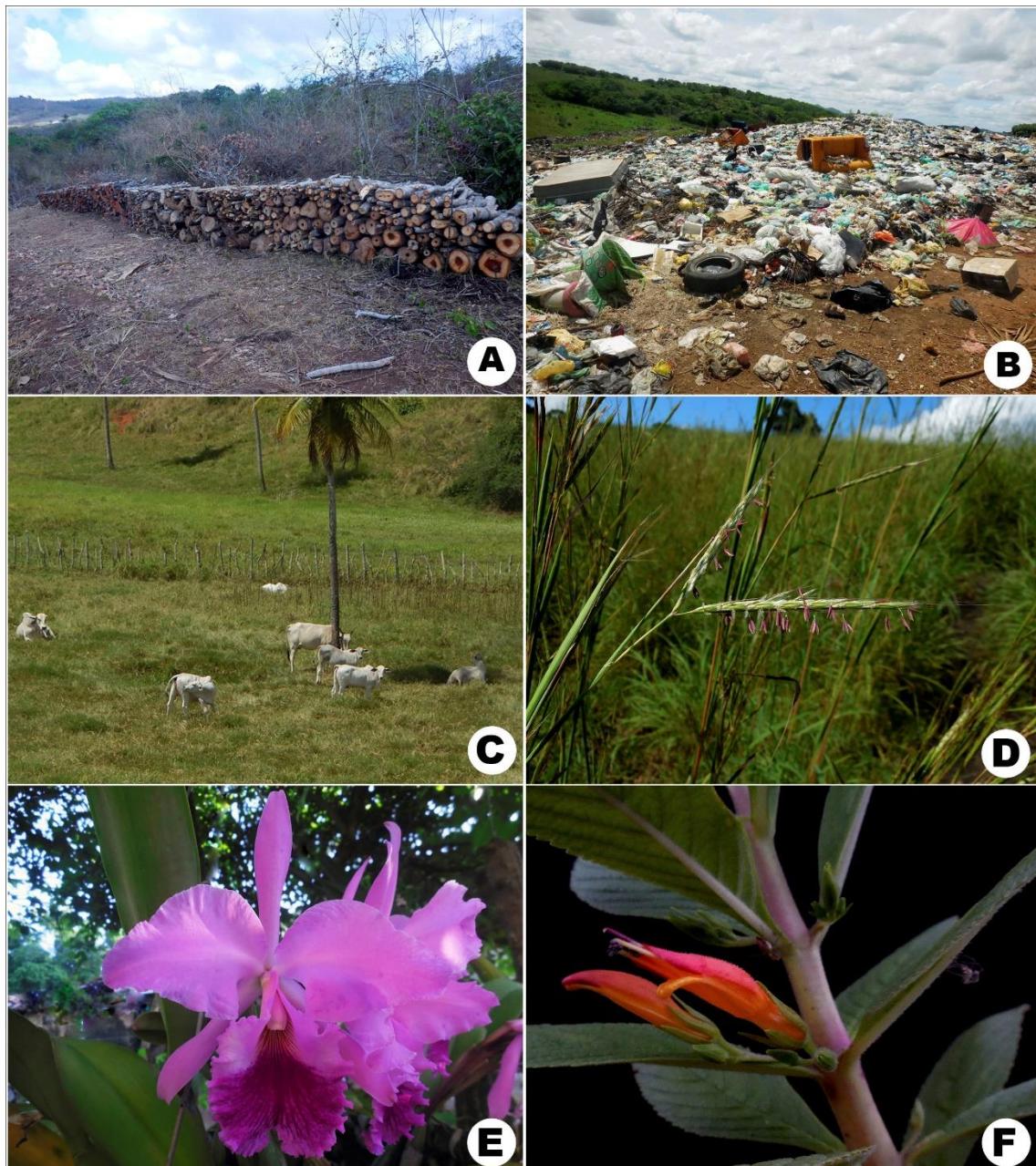
**Fonte:** Elaborado com base nos trabalhos de Twitchett (2006), Barnosky et al. (2011), Pievani (2014) e Christenhusz e Govaerts (2025).

A extinção de grandes mamíferos e algumas grandes aves no final do Período Pleistoceno (entre 50.000 e 10.000 anos) normalmente não é considerada um fenômeno de extinção em massa, mas é amplamente discutida em razão do início do envolvimento direto da espécie humana no desaparecimento de muitos destes grupos (Diniz-Filho, 2002; Araújo et al., 2017; Buzai & Chichkoyan, 2023). A caça predatória desenvolvida por grupos humanos e as alterações climáticas de aquecimento do planeta provavelmente atuaram como principais responsáveis pela extinção da megafauna e outras espécies em diversas regiões do planeta neste período (Abramson et al., 2017; Buzai & Chichkoyan, 2023). Associada a extinção da megafauna e as mudanças climáticas na transição Pleistoceno-Holoceno, houve também o comprometimento de muitos ecossistemas, como as estepes da Sibéria e do Alasca, onde muitas espécies de gramíneas foram extintas entre 17.000 e 9.000 anos atrás (Courtin et al., 2025).

No Holoceno, em períodos anteriores a 1.500 d.C., a expansão da espécie humana por todos os continentes repercutiu na extinção de diversas espécies, especialmente animais endêmicos de ilhas com extrema fragilidade ecológica (Mooers et al., 2009). A caça excessiva, o uso do fogo, alterações de habitats, expansão da agricultura e introdução de espécies exóticas, como cachorros (*Canis lupus familiaris*), cabras (*Capra hircus*), gatos (*Felis silvestris catus*) e ratos (*Rattus* spp.), estão entre os principais fatores de extinção de espécies em todos os continentes neste período (Kirch, 2005; Mooers et al., 2009; Buzai & Chichkoyan, 2023). Apesar de causar consideráveis impactos nos ecossistemas, a extinção de espécies pela ação humana no Holoceno em períodos anteriores a 1.500 d.C. não alcançou uma dimensão catastrófica (Marchant et al., 2009).

O sistema colonialista europeu a partir do século XV, contudo, deram início ao maior processo de extinção em massa no Holoceno, pois expandiram a ocupação de áreas naturais, a destruição de habitats, introdução de espécies exóticas, expansão da agricultura e pastoreio, além da introdução de zoonoses (Mooers et al., 2009; Hoag & Svenning, 2017). A partir dos anos de 1.700, com início do uso de combustíveis fósseis e surgimento das indústrias na Europa, intensificaram-se a exploração dos recursos naturais e a destruição de habitats em diversas regiões do planeta, repercutindo em uma aceleração nas taxas de extinção de espécies (Waters et al., 2016; Syvitski et al., 2020). Embora ainda seja fonte de muitos debates, o período entre 1.700 e 1.800 aparece como um dos marcadores temporais sugeridos para o início do Antropoceno (Crutzen, 2002; Lewis & Maslin, 2015; Menezes & Souza, 2023).

Ao longo destes últimos 200 anos, a perda e degradação de habitats, o crescimento populacional, a formação de macroaglomerados urbanos, poluição, eutrofização, conversão de terras em áreas agrícolas e de pastagens, superexploração dos recursos biológicos por sobrepesca e caça excessiva, invasão de espécies exóticas, acidificação dos oceanos e mudanças climáticas aparecem como os fatores principais para a extinção de espécies (Pievani, 2014; Pelletier & Coltman, 2018; Otto, 2018; Sage, 2020; Figura 4).



**Figura 4.** Alguns dos fatores principais para a extinção de espécies no Antropoceno (A-D) e exemplos de espécies ameaçadas de extinção no Antropoceno (E-F). **A.** Desmatamento (Sertãozinho, Paraíba, 2020); **B.** Poluição causada por deposição inadequada de resíduos sólidos (Pirpirituba, Paraíba, 2021); **C.** Conversão de terras para áreas de pastagem (Sertãozinho, Paraíba, 2020); **D.** Espécies exóticas invasoras

(*Hyparrhenia rufa*, Serra da Raiz, Paraíba, 2024); **E. Cattleya labiata**, espécie de orquídea ameaçada de extinção pelo valor ornamental; **F. Ameroglossum pernambucense**, espécie ameaçada de extinção devido a fragmentação de habitat em inselbergs.

No Antropoceno, a ação humana tem aumentado as taxas de extinção das espécies, além de determinar fortemente quais grupos são os mais susceptíveis a desaparecerem (Otto, 2018; Palombo, 2021). Dados catalogados desde 1964 pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) indicam que no globo terrestre existam mais de 42.000 espécies de plantas e animais ameaçados de extinção, ao passo que cerca de 1.000 espécies foram extintas ou não são mais encontradas na natureza. Estimativas indicam ainda que uma em cada cinco espécies de vertebrados, invertebrados e plantas estejam em risco de extinção no planeta, sem incluir a vastidão taxonômica de insetos e microrganismos (Pievani, 2014; Otto, 2018; Palombo, 2021). Além disso, provavelmente existem muitas espécies modernas que foram extintas, mas nunca foram registradas pela ciência e não deixaram vestígios (Christenhusz & Govaerts, 2025).

Parte das extinções no Antropoceno não é aleatória e atinge especialmente grupos de interesse humano. A superexploração de determinadas espécies para caça e pesca, uso de partes de animais em medicinas tradicionais, criação de vestimentas e objetos de adorno, comércio ilegal de animais silvestres para uso como animais de estimação, e o consequente aumento do valor de espécies raras para tais finalidades, tendem a acelerar a extinção de grupos particulares de animais (Otto, 2018; Hughes, 2021). Em relação às plantas, o comércio ilegal de espécies de madeira nobre ou de alto valor ornamental (orquídeas e bromélias, por exemplo) e a herbivoria praticada por animais de criações humanas aparecem entre as principais causas de extinção entre determinados grupos vegetais (Vamosi & Vamosi, 2008; Gao et al., 2020; Hughes, 2021; Christenhusz & Govaerts, 2025).

Entre os fatores que afetam a extinção recente de espécies, o desflorestamento e a perda de habitat assumem papéis preponderantes, em especial no que diz respeito a espécies endêmicas ou com área de distribuição restrita (Guayasamin et al., 2024; Christenhusz & Govaerts, 2025). Na Mata Atlântica brasileira, por exemplo, cerca de 65% de todas as espécies e 82% das espécies endêmicas deste bioma são classificadas como ameaçadas devido à perda de habitat causada pelo desmatamento e conversão de terras em áreas agrícolas, pastagens e grandes cidades (Lima et al., 2024). Em Madagascar, onde 90% da vegetação nativa foi alterada, lêmures como o *Propithecus candidus* enfrentam risco crítico de extinção, com projeções indicando que 95% de seu

habitat poderá desaparecer até 2070 (Vieilledent et al., 2018). Na Amazônia, estima-se que até 85% das espécies ameaçadas na região estão sob risco direto devido ao avanço da agropecuária e à fragmentação florestal (Lovejoy & Nobre, 2018). A conversão de florestas em áreas agrícolas e pastagens não apenas reduz os habitats, mas também isola populações, compromete a diversidade genética e prejudica as principais funções dos ecossistemas ao diminuir a biomassa e alterar os ciclos de nutrientes (Haddad et al., 2015).

Além disso, outros fatores também têm atuado na eliminação preferencial de determinados grupos de plantas e animais no Antropoceno. Por exemplo, tem sido discutido que plantas com sexos separados (plantas dioicas) tendem a apresentar maiores taxas de extinção, especialmente porque o fluxo de pólen e a dispersão de sementes são mais restritas quando as funções masculina e feminina ocorrem em plantas diferentes (Vamosi & Vamosi, 2005). Em relação aos animais, tem sido reportado que espécies de maior tamanho corporal ou de distribuição geográfica restrita (especialmente endêmicos de ilhas) aparecem entre os grupos principais de espécies ameaçadas de extinção no Antropoceno (Amori et al., 2014).

A extinção em massa em curso causada pela ação humana no Antropoceno, além de causar um empobrecimento dos ecossistemas, leva ao aumento de espécies amplamente difundidas, que toleram atividades humanas, assim como ambientes fragmentados e climas alterados (Pievani, 2014; Otto, 2018). Desta forma, tem-se acentuado o fenômeno da “homogeneização biótica”, no qual ocorre um aumento da similaridade taxonômica, genética e funcional entre os ecossistemas em decorrência de mudanças ambientais e biológicas causadas pelo homem (Olden et al., 2004).

### **3.3 Adaptações a uma nova realidade ambiental no Antropoceno**

As extinções em massa que ocorreram no planeta Terra moldaram repentinamente a biodiversidade global. Ao remover ou reduzir grupos dominantes, estes fenômenos ofereceram oportunidades para a diversificação de táxons que foram constituintes menos diversos da biota existente antes do evento de extinção em massa (Jablonski, 1986). Por exemplo, a extinção em massa do Cretáceo-Paleogeno causou o desaparecimento de numerosos grupos de vertebrados (em especial os dinossauros não-aviários), mas consequentemente houve uma rápida diversificação de mamíferos, aves, anfíbios, peixes teleósteos e serpentes sobreviventes (Klein et al., 2021). De forma semelhante, enquanto o processo de extinção em massa no Antropoceno elimina diversas espécies de plantas e

animais, ela favorece, por outro lado, espécies mais tolerantes as condições ambientais impostas pela ação humana (Pelletier & Coltman, 2018; Otto, 2018; Filgueiras et al., 2021). Nesta concepção, as principais adaptações das espécies para sobrevivência no Antropoceno geralmente envolvem o desenvolvimento de mecanismos para evitar a preferência de caça por humanos, habilidades para habituar-se a ambientes altamente alterados (áreas urbanas, por exemplo), alta capacidade de dispersão e habilidade invasora (Thomas, 2015; Kueffer, 2017; Pelletier & Coltman, 2018; Otto, 2018; Moura et al., 2021; Pyron & Pennell, 2022; Figura 5).



**Figura 5.** Organismos adaptados as condições adversas no Antropoceno. **A-B.** Aves adaptadas à vida urbana (Guarabira, Paraíba, 2023): **A.** Pombo (*Columba livia*); **B.** Pardal (*Passer domesticus*); **C.** *Cyperus rotundus*, planta invasora poliploide ( $2n = 152$ ), amplamente dispersa pelo globo terrestre; **D.** Plantas ocupando áreas de esgoto doméstico, sobrevivendo em áreas poluídas (Guarabira, Paraíba, 2019).

Os seres humanos, desde suas origens, normalmente caçam animais ou colhem espécies vegetais de maneira seletiva. No Antropoceno, percebe-se que as mudanças fenotípicas em muitas espécies envolvem a seleção de traços físicos exatamente na direção oposta aqueles preferidos pelos humanos (Pelletier & Coltman, 2018; Otto, 2018; Campbell-Staton et al., 2021). Por exemplo, como consequência da caça, tem se

observado um aumento significativo de elefantes (*Loxodonta africana*) nascidos sem presas (Allendorf & Hard, 2009; Campbell-Staton et al., 2021). Da mesma forma, em áreas não protegidas do Canadá tem-se verificado a diminuição no tamanho dos chifres do carneiro selvagem canadense (*Ovis canadensis*), espécie caçada esportivamente, cujos chifres são cobiçados como troféu (Pelletier & Coltman, 2018; Lassis et al., 2022). Em outro exemplo, tem-se observado uma redução no tamanho do corpo de determinados grupos de peixes, tornando-os menos capturáveis ou menos desejáveis (Sharpe & Hendry, 2009). Estas pressões seletivas sobre espécies selvagens decorrentes de atividades humanas são geralmente maiores do que aquelas causadas por fatores naturais, conduzindo a uma rápida redução e eliminação seletiva de genes nas populações naturais, com consequências ainda imensuráveis nos ecossistemas naturais (Pelletier et al., 2014).

Outro fator relacionado à adaptação no Antropoceno refere-se à capacidade de sobrevivência de determinados grupos a ambientes altamente alterados. Entre estes ambientes, as áreas urbanas têm atraído maior atenção pela possibilidade de testar diferentes hipóteses de adaptação e evolução (Carreiro & Tripler, 2005; Lambrecht et al., 2016; Otto, 2018). Os habitats presentes nos ambientes urbanos são fortemente fragmentados e sujeitos a altas temperaturas, elevada concentração de CO<sub>2</sub> e elevada deposição de nitrogênio inorgânico causado por resíduos sólidos, aliado a regimes de umidade alterados (Lambrecht et al., 2016; Dubois & Cheptou, 2017; Ruas et al., 2022). Mesmo assim, diferentes estudos sugerem que a urbanização pode causar uma rápida evolução nas características hereditárias de muitas populações de plantas e animais, permitindo que os mesmos se adaptem a estes ambientes (Dubois & Cheptou, 2017; Johnson & Munshi-South, 2017; Santangelo et al., 2022).

Além das espécies comumente adaptadas às cidades, como determinados grupos de morcegos, roedores, pardais (*Passer domesticus*) e pombos (*Columba livia*), muitas espécies de animais silvestres estão passando a frequentar áreas urbanas por encontrarem novas fontes de alimento e outros recursos (Ditchkoff et al., 2006; Apfelbeck et al., 2019; Lee & Thornton, 2021). Em espécies como o guaxinim europeu (*Procyon lotor*), gaio da Flórida (*Aphelocoma coerulescens*), ouriço europeu (*Erinaceus europaeus*) e estorninho europeu (*Sturnus vulgaris*), por exemplo, foram constatadas alterações nos padrões de alimentação, às quais passaram a buscar por resíduos alimentares domésticos, assim como alterações nos horários de vocalização e reprodução, especialmente pela madrugada, como estratégia para evitar períodos de maior trânsito e elevada atividade humana (Ditchkoff et al., 2006; Lowry et al., 2013; Lee & Thornton, 2021). Além disso, variações

morfológicas (tamanho das asas, tamanho corporal) que favorecem evitar colisões com edifícios e automóveis nas áreas urbanas estão se tornando mais frequentes em algumas espécies de aves, como a andorinha do penhasco (*Petrochelidon pyrrhonota*) (Palacín et al., 2016; Otto, 2018). Mudanças fenotípicas paralelas associadas a áreas urbanas também foram verificadas no lagarto de crista porto-riquenho (*Anolis cristatellus*), que passaram a apresentar variação no comprimento dos membros e na morfologia das almofadas dos dedos (Winchell et al., 2023).

Em relação às espécies vegetais que ocorrem espontaneamente em ambientes urbanos, foram constatadas mudanças fisiológicas significativas em alguns grupos, como *Trifolium repens* (Fabaceae) e *Crepis sancta* (Asteraceae). Quando comparadas com indivíduos que ocorrem em áreas rurais, os indivíduos urbanos apresentaram diferenças na velocidade de crescimento da planta, período de florescência e senescência tardios, raízes mais profundas, alterações no diâmetro da inflorescência, além de maior resistência à rigidez climática quando comparadas com indivíduos da mesma espécie que ocorrem nas áreas rurais (Lambrecht et al., 2016; Dubois & Cheptou, 2017; Santangelo et al., 2022). Foi demonstrado ainda que grupos vegetais que ocorrem espontaneamente em áreas urbanas apresentam frequentemente mudanças no sistema reprodutivo para autopolinização (estratégia usada quando o polinizador está ausente), dispersão a curtas distâncias (estratégia para o aproveitamento de áreas favoráveis próximas) e dispersão vegetativa ou por propágulos (estratégia usada quando o indivíduo não consegue se reproduzir por sementes) (Ruas et al., 2022; Fukano et al., 2023; Yang et al., 2023).

Além da capacidade de ocupar áreas degradadas, outra estratégia adaptativa das espécies para sobreviverem no Antropoceno consiste na elevada capacidade de dispersão e tornar-se invasora (Otto, 2018). De fato, as espécies invasoras e amplamente dispersas possuem determinadas características que facilitam seu estabelecimento em regiões diferentes de seu local de origem, especialmente a capacidade de introdução e transporte pela ação humana, seja ela intencional ou involuntária (Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022). Estas espécies geralmente apresentam ampla capacidade de tolerar condições ambientais adversas, além da elevada taxa de reprodução, facilidade de dispersão, associação com humanos, fortes habilidades competitivas e plasticidade fenotípica (Lambrecht et al., 2016; Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). Ao reunir um conjunto destas características, diversas espécies, como o aguapé (*Pontederia crassipes*), o camará (*Lantana camara*), a serralha (*Sonchus oleraceus*), a

ostra do pacífico (*Magallana gigas*) e o rato preto (*Rattus rattus*), conseguem se difundir por praticamente todas as regiões do globo terrestre (Roy et al., 2023).

Ao menos em espécies vegetais, a adaptação rápida das populações invasoras, assim como a colonização de ambientes altamente alterados, está associada a rearranjos genômicos, especialmente pós poliploidia (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012; Thompson et al., 2016). A variabilidade genética proporcionada pela poliploidização e a consequente duplicação de alelos resistentes a determinadas condições de estresse geralmente têm um impacto positivo na competitividade das plantas, o que pode favorecer a ocupação de novos nichos, incluindo áreas rurais antropizadas e áreas urbanas (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012; Thompson et al., 2016; Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022). Por exemplo, foi demonstrado que a poliploidia em *Commelina communis* (Commelinaceae) facilita a distribuição geográfica e características dos estômatos, contribuindo para maiores potenciais de sobrevivência desta espécie em ambientes urbanos (Shimomai et al., 2024). De forma semelhante, foi constatado que linhagens poliploidoides de *Spirodela polyrhiza* (Araceae) têm a capacidade de tolerar a maioria dos poluentes urbanos, como ferro, sal, manganês, cobre e alumínio, demonstrando que esta característica permite a estas plantas persistirem em ambientes estressantes, como as cidades (Turcotte et al., 2024).

Entre as diferentes vantagens adaptativas que as plantas poliploidoides podem apresentar se incluem alterações no sistema reprodutivo (autofecundação), plasticidade fenotípica e alterações fisiológicas que os permitem suportar situações de estresse ambiental (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012; D'agostino & Fasano, 2024). Além disso, tem sido observado que a ocorrência de poliploidoides em áreas degradadas pode estar relacionada a eventos de hibridização e origem de novas espécies, as quais utilizam os ambientes alterados como novos ecossistemas a serem colonizados (Křišťálová et al., 2010; Thompson et al., 2016; Borges et al., 2021; Heslop-Harrison et al., 2023).

### **3.4 Hibridização e especiação no Antropoceno**

Assim como a extinção e a adaptação, a especiação também faz parte do ciclo natural da vida no planeta Terra. As grandes extinções em massa, que ocorreram devido a catástrofes naturais ao longo da escala de tempo geológico, resultaram em perda e degradação de habitats, mas ao mesmo tempo geraram novos nichos ecológicos, permitindo a especiação e o estabelecimento de novas espécies (Lavania, 2020). Da

mesma forma, no Antropoceno, é debatido que as taxas de especiação são elevadas devido especialmente à processos agrícolas, à horticultura, ao transporte intencional ou acidental de espécies mediado pelo homem, seguido pela hibridização em áreas alteradas (Thomas, 2015; Lavania, 2020; Santangelo et al., 2022).

A ação humana no Antropoceno pode aumentar as taxas de contato entre populações anteriormente isoladas, especialmente através de alterações nos habitats e introdução de táxons exóticos, quer seja intencional ou não intencional (Ainouche et al., 2004; Otto, 2018; Borges et al., 2021; Ottenburghs, 2021). Por meio da ação humana, espécies exóticas podem ocupar nichos ecológicos antes exclusivos de espécies nativas. Ao se estabelecerem, as espécies exóticas podem hibridizar com espécies nativas ou mesmo com outras espécies exóticas já estabelecidas (Schwarz et al., 2005; Velend et al., 2007; Thompson et al., 2016; Gao et al., 2020).

A hibridização interespecífica é um dos caminhos mais comuns para o surgimento de novas espécies (Hegarty & Hiscock, 2005; Rieseberg & Willis, 2007). Modernos métodos genômicos e analíticos têm demonstrado que a hibridização pode ter efeitos diversos, desde um aumento na variabilidade fenotípica, a introgressão de alelos adaptativos, formação de espécies híbridas e até mesmo à irradiação de espécies inteiras (revisado por Peñalba et al., 2024). Além disso, tem sido demonstrado que a hibridização tanto pode afetar como ser afetada por interações não reprodutivas, incluindo competição, predação, mutualismo, comensalismo, parasitismo, bem como as interações organismo/ambiente, implicando estruturalmente a comunidade e o funcionamento do ecossistema (Porretta & Canestrelli, 2023).

Em plantas, hibridizações entre espécies exóticas e espécies nativas são frequentemente observadas, como ocorre, por exemplo, entre a macrófita norte-americana *Nymphoides aquatica* e a invasora *N. cristata* (Harms et al., 2021), entre a espécie nativa da China *Xanthium sibiricum* e a invasora *X. strumarium* (Xue et al., 2021), ou entre a espécie chinesa *Sphagneticola calendulacea* e a invasora *S. trilobata* (Gao et al., 2022). Muitos destes híbridos podem resultar em espécies novas, como, por exemplo, *Senecio cambrensis*, originado de hibridizações entre *S. vulgaris* (nativa da Inglaterra) e *S. squalidus* (introduzida no país) (Vallejo-Marín & Hiscock, 2016). Além disso, espécies introduzidas também podem gerar hibridizações entre si, conforme observado em *Mimulus peregrinus*, originado a partir de duas espécies introduzidas na Inglaterra (*M. guttatus* e *M. luteus*) (Vallejo-Marín, 2012).

Para os animais, hibridizações entre espécies nativas e espécies exóticas têm sido registradas especialmente entre cães domésticos e canídeos silvestres, como o graxaim brasileiro (*Lycalopex gymnocercus*) (Szynwelski et al., 2023), lobo cinzento europeu (*Canis lupus*) (Dziech, 2021) e o coiote norte-americano (*Canis latrans*) (Caragiulo et al., 2022). Gatos domésticos também podem hibridizar com felídeos silvestres, como vem ocorrendo, por exemplo, com o gato selvagem europeu (*Felis silvestris silvestris*) (Oliveira et al., 2008). Outro exemplo corresponde ao registro de hibridização entre duas espécies de iguanas, *Iguana delicatissima* (nativa das Pequenas Antilhas) e a *Iguana iguana* (invasora na região) (Vuillaume et al., 2015). Em peixes, tem sido registrado que mudanças na qualidade da água decorrentes de poluição química podem impactar a comunicação visual e química de determinadas espécies, dificultando o encontro de parceiros coespecíficos e, por consequência, gerando hibridização entre indivíduos heteroespecíficos em ecossistemas de água doce (Ramirez-Duarte et al., 2025).

A hibridização também pode ocorrer pela ação humana de forma intencional, especialmente pela criação e manutenção de culturas híbridas (Otto, 2018). Por exemplo, duas espécies amplamente cultivadas de trigo (*Triticum aestivum* e *Triticum zhukovskyi*) derivam da hibridização de parentais selvagens (Matsuoka, 2011). Da mesma forma, o amendoim (*Arachis hypogaea*) representa uma espécie híbrida originada das espécies *Arachis duranensis* e *Arachis ipaensis* (Seijo et al., 2007). Outro exemplo corresponde ao umbu-cajá (*Spondias bahiensis*), espécie encontrada apenas em forma de cultivo no nordeste brasileiro, originada a partir da hibridização entre *Spondias dulcis* e *Spondias tuberosa* (Nobre et al., 2018).

No Antropoceno, as mudanças climáticas e o aquecimento global podem fazer com que espécies geograficamente isoladas passem a entrar em contato umas com as outras. O derretimento das geleiras do Ártico, por exemplo, está fazendo com que os ursos polares (*Ursus maritimus*) tenham um contato maior com os ursos pardos (*Ursus arctos*), resultando em cruzamentos e hibridizações entre eles (Cronin & Macneil, 2012). Outro exemplo corresponde a duas espécies de anfíbios europeus. As mudanças climáticas estão contribuindo para o atraso no período reprodutivo do sapo europeu (*Bufo bufo*), alcançando o mesmo período do sapo balear (*Bufo balearicus*). O clima mais quente também está levando o sapo balear a altitudes mais altas, chegando às áreas de habitats do sapo europeu. Como decorrência, cruzamentos entre estas duas espécies estão sendo registradas recentemente (Canestrelli et al., 2017).

No processo de hibridização, espécies mais relacionadas entre si compartilham parte de seu genoma, o que pode gerar descendentes viáveis e férteis, enquanto espécies mais distantes costumam não apresentar trocas genéticas e resultam em descendentes estéreis ou inviáveis (Charron et al., 2019). As consequências das hibridizações entre espécies motivadas pela ação humana (sejam intencionais ou indiretas), ainda são inestimadas (Otto, 2018). Em algumas plantas, a hibridização pode gerar “enxames híbridos”, dominando todo um ecossistema, conforme observado em *Spartina anglica* (Borges et al., 2021). Nos animais, em alguns casos, é estimado que o processo de hibridização entre espécies nativas e invasoras podem repercutir em introgressões que ameaçam as espécies nativas (Oliveira et al., 2008; Vuillaume et al., 2015).

No Antropoceno, a ação humana também pode diminuir as taxas de contato entre populações anteriormente ligadas (vicariância antropogênica), causada pela construção de estradas, represas, desmatamentos, poluição e outras alterações de habitat (Johnson & Munshi-South, 2017; Otto, 2018; Ramirez-Duarte et al., 2025). A vicariância antropogênica decorre especialmente de deriva genética causada pela fragmentação, redução do tamanho efetivo da população ou simplesmente redução do contato entre populações de áreas rurais e áreas urbanas (Johnson & Munshi-South, 2017; Thompson et al., 2016), geralmente resultando no aumento da frequência de alelos deletérios. A construção do Canal do Panamá, por exemplo, pode estar causando isolamento reprodutivo e limitando o fluxo gênico entre populações do Mico-de-geoffroy (*Saguinus geoffroyi*) (Díaz-Muñoz, 2011). De forma similar, foi constatado que a construção de estradas está contribuindo para redução de fluxo gênico entre populações da ovelha selvagem do deserto (*Ovis canadensis nelsoni*) no Canadá (Epps et al., 2005), assim como do leão da montanha (*Puma concolor*) na Califórnia (Riley et al., 2014). No Brasil, foi comprovado que a construção de barragens impede que o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) realize sua migração natural para os afluentes do Rio Paraná na época de reprodução, resultando em homogeneização genética (Baggio et al., 2018).

Estas barreiras impostas pela ação humana restringem o tamanho das populações naturais e causam erosão genética (Riley et al., 2014; Johnson & Munshi-South, 2017). Contudo, a longo prazo, a fragmentação das áreas de distribuição de espécies em populações isoladas pela vicariância antropogênica pode aumentar a taxa de especiação para aquelas espécies capazes de persistirem (Otto, 2018), não obstante a fragilização e, posteriormente, a extinção.

Alguns dos mesmos mecanismos que permitem as plantas se adaptarem a ambientes alterados, como a duplicação do genoma (poliploidia), também favorece a especiação no Antropoceno (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022). A poliploidia tem desempenhado um papel importante na evolução das plantas e pode alterar drasticamente a composição genética, morfologia, fisiologia e ecologia de uma espécie (Beest et al., 2012). Seja através de gametas não-reduzidos entre parentais diploides na população (autopoliploidia) ou resultante de hibridização interespecífica (alopoliploidia), as espécies poliploides podem apresentar características morfológicas e reprodutivas distintas dos parentais diploides, o que em muitos casos repercutem na origem de novas espécies (Thompson et al., 2016; Lavania, 2020). Entre os exemplos estão *Spartina anglica* – espécie poliploide originada a partir de *S. × townsendii*, um híbrido entre *S. maritima* (nativa na Europa) e *S. alterniflora* (espécie introduzida na região) (Borges et al., 2021) – e *Senecio cambrensis* – espécie poliploide originado de hibridizações entre *S. vulgaris* (nativa da Inglaterra) e *S. squalidus* (introduzida no país) (Vallejo-Marín & Hiscock, 2016).

As variações fisiológicas em resposta a necessidade de adaptação a ambientes alterados também podem repercutir em processos de especiação (Donihue & Lambert, 2014; Van Drunen & Johnson, 2022). Em plantas que ocorrem em áreas urbanas, por exemplo, foram constatadas mudanças no sistema reprodutivo (autopolinização), dispersão por propágulos, redução no tamanho das plantas, rápidas taxas de crescimento, longos períodos de antese e senescência, maior profundidade das raízes e maior diâmetro da inflorescência quando comparados com indivíduos de áreas não-urbanas (Lambrecht et al., 2016; Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). A longo prazo, os caracteres morfológicos e reprodutivos destes indivíduos podem tornarem-se significativamente distintos dos parentais de áreas não-urbanas, resultando na origem de novas espécies.

### **3.5 Natureza hibridizada e os híbridos tecnológicos do Antropoceno**

A hibridização no Antropoceno não se restringe apenas ao contato entre espécies anteriormente isoladas por barreiras naturais, resultante da interferência humana direta ou indireta. Ela envolve uma transformação mais ampla, onde todas as regiões naturais do planeta são modificadas, criando o que é conhecido como “natureza hibridizada” (Figueiró, 2021). De fato, na atualidade, as paisagens são marcadas pela complexa interação entre espécies nativas e invasoras, seres humanos e infraestruturas, elementos

naturais e artificiais, biologia e tecnologia. Esses aspectos desafiam as definições tradicionais de natureza como um domínio puro, singular e estável, separado e definido em relação à sociedade urbana e industrial (Santos, 2003; Lorimer, 2012).

No contexto do Antropoceno, processos naturais são frequentemente transformados e gerenciados por meio da tecnologia e da intervenção humana, onde as fronteiras entre o natural e o construído se tornam cada vez mais difusas (Santos, 2003; Suertegaray, 2021). A “natureza hibridizada” pode ser entendida como um novo metaestado de equilíbrio flutuante na relação sociedade-natureza, que vai além do entendimento tradicional de “natureza primitiva” (Figueiró, 2021). Esta natureza híbrida também pode ser entendida como “natureza transfigurada”, na qual a mediação entre sociedade-natureza, realizada pelo trabalho humano e suas tecnologias, transforma a natureza primitiva sem eliminar sua essência natural (Suertegaray, 2021). Esta natureza transfigurada ocorre de forma distinta em diferentes locais e sociedades, mas afeta, com maior ou menor intensidade, todas as regiões do planeta.

A percepção de que os ecossistemas em todo o planeta estão cada vez mais influenciados pelas atividades humanas no Antropoceno sugere a origem de biomas híbridos, classificados como “biomas antropogênicos” ou “Antromas” (Ellis & Ramankutty, 2008; Ellis, 2013; Figura 6A). De fato, mais de 75% das terras livres de gelo da Terra mostraram evidências de alteração como resultado da residência humana e do uso da terra (Ellis & Ramankutty, 2008). Adensamentos populacionais (cidades), vilarejos, terras agrícolas, áreas de pastagens e terras habitadas com baixa intensidade de uso estão entre os biomas antropogênicos que refletem uma nova realidade híbrida do planeta no Antropoceno (Ellis & Ramankutty, 2008; Ellis, 2013).

Além da sugestão de se pensar as paisagens naturais do planeta como Antromas, surge também a proposta de se pensar as novas dinâmicas ecossistêmicas baseadas na intervenção humana nos habitats naturais, originando os “novos ecossistemas” e “ecossistemas híbridos” (Hobbs et al., 2013). “Novos ecossistemas” são classificados como sistemas de componentes abióticos, bióticos e antrópicos e suas interações, com capacidade de se auto-organizar e manifestar novas qualidades sem manejo humano (Hobbs et al., 2013; Márquez, 2023). Terrenos baldios com predomínio de espécies invasoras, vegetação espontânea em áreas urbanas e antigas áreas industriais abandonadas são exemplos de novos ecossistemas (Cooper et al., 2024; Figura 6B). De forma similar, “ecossistema híbrido” é entendido como um sistema onde componentes naturais e antrópicos coexistem, mas são geralmente geridos por manejo humano, como,

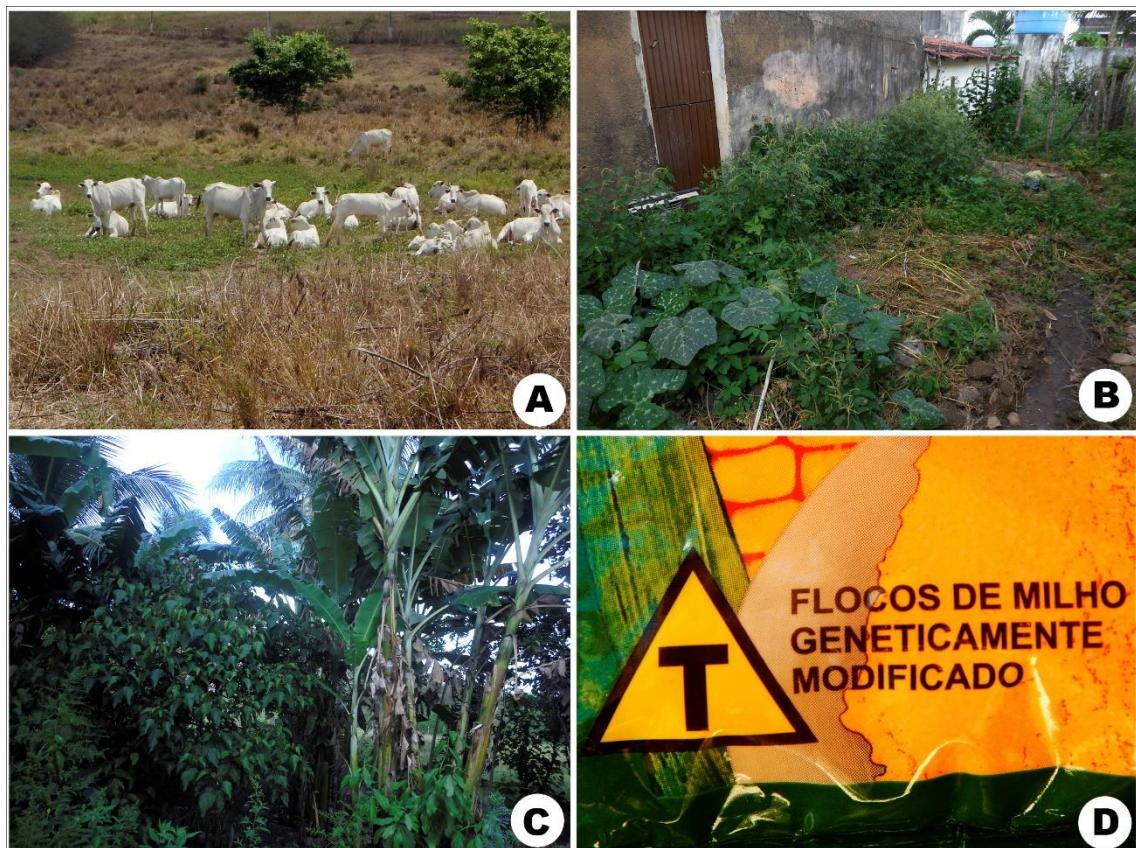
por exemplo, agroflorestas, parques urbanos e pastagens com árvores nativas preservadas (Hobbs et al., 2014; Alberti, 2016; Figura 6C). Embora em estágios diferentes, novos ecossistemas e ecossistemas híbridos refletem a influência humana nos habitats naturais, constituindo importantes componentes da natureza hibridizada no Antropoceno.

À medida em que a natureza hibridizada reúne o natural e o tecnológico, uma nova classe de seres surge no Antropoceno, classificados como “híbridos tecnológicos” (Hoły-Łuczaj & Blok, 2019). O termo “híbrido” no Antropoceno tem alcançado várias esferas, desde carros híbridos, cidades híbridas, cultura híbrida, híbridos digitais, design híbrido, entre outros (Santulli & Langella, 2010; Hoły-Łuczaj & Blok, 2019). Os híbridos tecnológicos do Antropoceno aqui destacados envolvem aqueles originados por meio de técnicas de engenharia genética, permitindo a criação de organismos híbridos entre seres naturais e tecnológicos. Entre eles podem ser incluídos os clones artificiais, organismos transgênicos ou geneticamente modificados, ressurreição de espécies extintas (de-extinção), invenções biológicas sintéticas e “células plântimas” (Robert et al., 2017; Matsunaga, 2018; Hoły-Łuczaj & Blok, 2019).

Na natureza, os clones são comuns em bactérias (reprodução assexuada), plantas (reprodução por propágulos) e animais (gêmeos univitelinos) (Fusco & Minelli, 2023). No Antropoceno, contudo, os clones também passaram a ser criados através da tecnologia. A clonagem artificial envolve a substituição do núcleo de um óvulo pelo núcleo de uma célula adulta a ser clonada, com ativação do desenvolvimento posterior do óvulo sem que haja fertilização, originando um indivíduo geneticamente idêntico (Bántáti, 2009). Após a criação do primeiro animal clonado, a ovelha Dolly, em 1996, a técnica avançou significativamente, especialmente nas áreas de saúde e produção de alimentos ou mesmo usada para salvar espécies ou raças ameaçadas de extinção (Houdebine et al., 2008). Na pecuária bovina e suína, por exemplo, a técnica tem sido usada na propagação de genótipos desejáveis, incluindo indivíduos que apresentam alta produtividade, resistentes a doenças, melhor qualidade do leite ou da carne, garantido o fornecimento contínuo de material genético de animais de elite (Bántáti, 2009). Esta classe de híbridos tecnológicos se configura como organismos com características únicas e adaptadas para atender às demandas humanas.

Os transgênicos ou organismos geneticamente modificados são resultantes da combinação de genes de diferentes organismos através da tecnologia de DNA recombinante (Bawa & Anilakumar, 2013; Uslu, 2021; Figura 6D). Exemplos incluem soja, milho, algodão e canola resistentes a herbicidas e pragas, arroz com maior teor de

ferro e vitaminas, bananas que produzem vacinas humanas contra doenças infecciosas e plantas bioluminescentes que podem substituir lâmpadas nas ruas das cidades (Bawa & Anilakumar, 2013; Mitiouchkina et al., 2020). Estes organismos são significativamente diferentes das gerações anteriores devido à intervenção tecnológica humana para atender interesses particulares, seja na produção de alimentos ou como substituto “natural” de objetos tecnológicos (Hoły-Łuczaj & Blok, 2019).



**Figura 6.** Elementos característicos da natureza hibridizada no Antropoceno. **A.** Exemplo de Antromá (áreas de pastagens, Sertãozinho, Paraíba, 2023); **B.** Exemplo de Novos ecossistemas (terreno abandonado com predomínio de plantas invasoras em área urbana, Sertãozinho, Paraíba, 2023); **C.** Exemplo de Ecossistema híbrido (Agrofloresta em área rural do município de Sertãozinho, Paraíba, 2020); **D.** Exemplo de híbrido tecnológico (milho geneticamente modificado).

A “de-extinção”, por sua vez, corresponde à ideia de trazer de volta espécies extintas através da engenharia genômica (Robert et al., 2017; Searle, 2022). A técnica envolve a extração do DNA de ossos ou outro tecido do animal extinto e sua implantação no óvulo de uma espécie próxima, gerando um animal “híbrido” com características da espécie extinta (Siipi & Finkelman, 2017). Os projetos que buscam trazer de volta a vida espécies extintas na natureza incluem a de-extinção do Dodô (*Raphus cucullatus*), do

Pombo-viajante (*Ectopistes migratorius*), do Mamute-lanoso (*Mammuthus primigenius*), do Ibex-dos-pirenéus (*Capra pyrenaica pyrenaica*), entre outros (Robert et al., 2017).

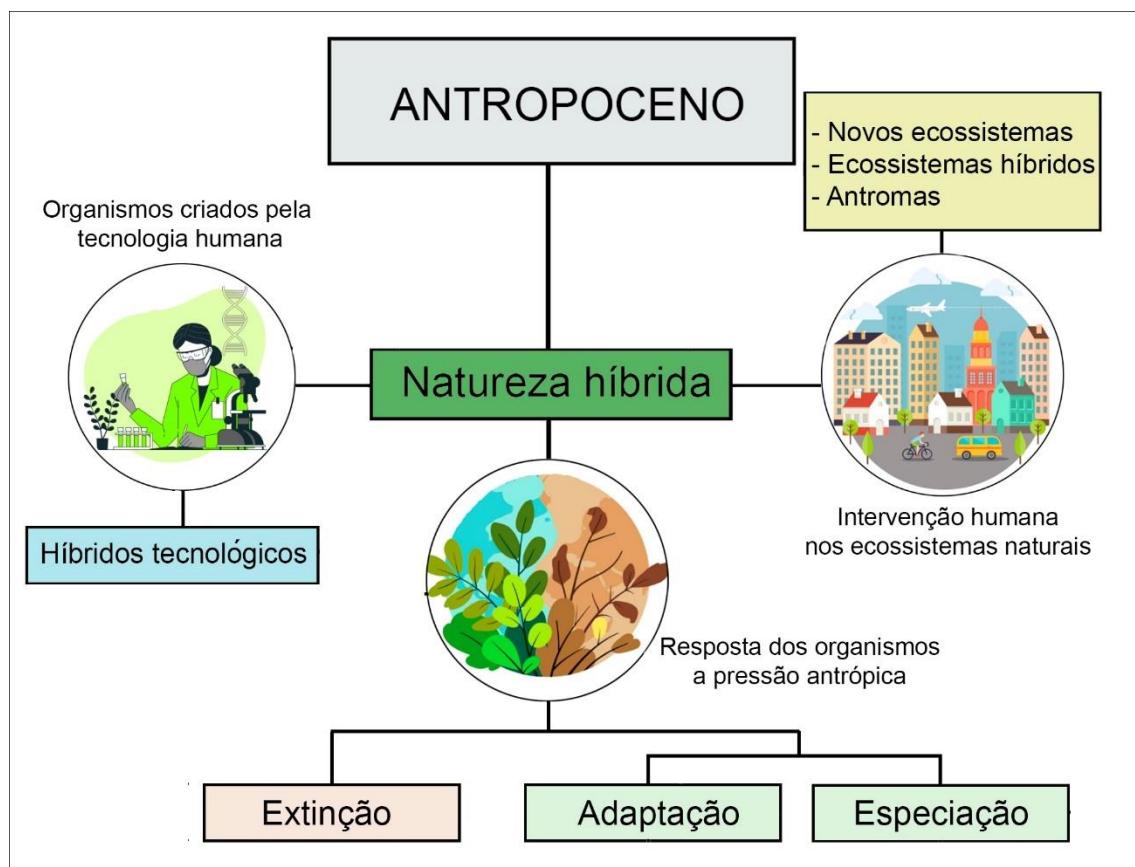
As invenções biológicas sintéticas constituem na criação de novos sistemas biológicos para desenvolver funções em organismos vivos de forma artificial utilizando modelos tecnológicos. Por meio desta técnica é possível “editar” o DNA de organismos vivos ou mesmo transformar microrganismos naturais em seres sintéticos (Meng & Ellis, 2020). Por exemplo, foram criadas variedades das bactérias *Escherichia coli* e *Mycoplasma mycoides* com genomas totalmente sintéticos, que foram capazes de sobreviverem e reproduzirem-se em ambiente controlado (Fredens et al., 2019). Outro exemplo seria a inclusão de células sintéticas integradas ao corpo humano que imitam uma ou mais funções de uma célula biológica normal, substituindo-a diretamente (Hoły-Łuczaj & Blok, 2019).

Os seres híbridos no Antropoceno não se restringem apenas a grupos próximos, mas alcançou um nível que pode envolver seres de diferentes reinos. Por exemplo, cloroplastos de algas vermelhas (*Cyanidioschyzon merolae*) foram introduzidas em células cultivadas de mamíferos em laboratório, resultando na criação de células animais fotossintéticas artificiais (Aoki et al., 2024). Batizadas como “células planimais”, elas são indicadas como potencial para superar os problemas alimentares globais, reduzir o consumo de energia, realização de terapias fotossintéticas e alimentação em viagens espaciais (Matsunaga, 2018).

Os híbridos tecnológicos do Antropoceno, incluindo clones artificiais, transgênicos, espécies de-extintas, invenções biológicas sintéticas e “células planimais”, trazem melhorias significativas na produção de alimentos, saúde, bem-estar humano ou mesmo combater a extinção de espécies e ajudar a restaurar ecossistemas fragmentados. Todavia, estes híbridos tecnológicos representam uma completa transformação da identidade do ser vivo, ressignificando sua própria natureza (Figueiró, 2021). Além disso, os organismos criados ou melhorados pela tecnologia não apresentam definição de que lado estejam (natural ou artificial) ou mesmo se pertenceriam a uma “terceira” categoria ontológica (Latour, 2012; Hoły-Łuczaj & Blok, 2019). Além disso, esses organismos não se enquadram claramente entre o natural e o artificial, levantando questões éticas sobre responsabilidade, equidade, preservação da diversidade e respeito às leis naturais (Hoły-Łuczaj & Blok, 2019; Figueiró, 2021).

### 3.6 Considerações gerais sobre extinção, adaptação, especiação e natureza hibridizada no Antropoceno

A natureza hibridizada no Antropoceno reflete a transformação dos ecossistemas naturais pela ação antrópica, assim como a percepção e interação humana com o mundo natural (Figura 7). Ao longo da evolução biológica do planeta Terra, fenômenos naturais de extinção, adaptação e especiação desempenharam papéis significativos na dinâmica da biodiversidade como a conhecemos na contemporaneidade. Contudo, a partir da expansão e intensificação das atividades humanas sobre a natureza no Antropoceno se observa uma aceleração expressiva destes fenômenos.



**Figura 7.** Esquema representativo da natureza hibridizada no Antropoceno. A intervenção humana nos ecossistemas naturais gera novos ecossistemas, ecossistemas híbridos e os Antromas, as quais compartilham espécies adaptadas e híbridos tecnológicos. À medida que muitas espécies são extintas no Antropoceno, a natureza híbrida também cria a oportunidade de especiação e origem de novas espécies. Ilustrações obtidas a partir do freepik ([www.freepik.com](http://www.freepik.com)).

A superexploração de recursos naturais, a urbanização, a poluição e as mudanças climáticas são os elementos mais significativos que impulsionam a redução da

diversidade de espécies. Entretanto, as pressões seletivas induzidas pelo ser humano através da degradação ambiental também estão moldando as características fenotípicas das espécies, impulsionando-as a se adaptarem a ambientes altamente alterados e evitar as ameaças antrópicas. Como decorrência, abrem-se oportunidades para a diversificação, hibridização e especiação em novos nichos ecológicos recém formados.

Na natureza hibridizada surgem novos domínios, como os Antromas, os Novos ecossistemas e os Ecossistemas híbridos, onde ocorre a divisão dos espaços ocupados por populações naturais com elementos culturais em diferentes escalas. Nesta natureza hibridizada são encontradas espécies nativas, espécies exóticas e seus híbridos que ocupam novos nichos ecológicos. Além disso, surge uma nova classe de organismos, os híbridos tecnológicos, seres criados pela junção de organismos naturais e tecnologia para atender a demanda humana em suas necessidades.

A integração entre elementos naturais e humanos traz consigo desafios complexos, como a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas, questões éticas e igualdade social, assim como a ameaça à estabilidade do clima global. Assim, o ser humano e suas tecnologias têm a responsabilidade em garantir que esta natureza hibridizada proporcione benefícios para todos os envolvidos, seja as populações humanas, seja os demais seres vivos que habitam os diferentes ecossistemas do planeta.



## 4. CAPÍTULO III

### CITOGENÉTICA EM TEMPOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS: O QUE AS PLANTAS ADAPTADAS A AMBIENTES URBANOS DIZEM SOBRE O ANTROPOCENO



## **4. CAPÍTULO III.**

### **CITOGENÉTICA EM TEMPOS DE MUDANÇAS AMBIENTAIS GLOBAIS: O QUE AS PLANTAS ADAPTADAS A ÁREAS URBANAS DIZEM SOBRE O ANTROPOCENO**

#### **4.1 Introdução**

O Antropoceno é entendido como um período relativamente recente da história do planeta Terra, marcado pelos efeitos da atividade humana sobre os ecossistemas naturais do planeta (Lewis & Maslin, 2015). No Antropoceno a ação humana vem causando o aumento da formação de habitats altamente perturbados, além da extinção de muitas espécies de plantas e animais (Waters et al., 2016; Souza et al., 2020). Entretanto, simultaneamente as perdas de biodiversidade, algumas espécies têm demonstrado estratégias funcionais que lhes conferem adaptabilidade (i.e. plasticidade), enquanto outras tem se originado em decorrência de hibridizações favorecidas pela antropização em muitas áreas (Thomas, 2015; Lavania, 2020).

Dentre os habitats altamente perturbados, os ambientes urbanos aparecem como um excelente modelo para testar diferentes hipóteses evolutivas, uma vez que algumas das condições abióticas das cidades podem ser similares aquelas esperadas no futuro com o avanço das mudanças ambientais globais no Antropoceno (Carreiro & Tripler, 2005; Otto, 2018; Lambrecht et al., 2016). Os habitats presentes nos ambientes urbanos são fortemente fragmentados e sujeitos a temperaturas mais altas, elevada concentração de CO<sub>2</sub>, além da deposição frequente de nitrogênio inorgânico proveniente de resíduos sólidos e outros agentes poluentes (Lambrecht et al., 2016; Ruas et al., 2022).

Apesar do estresse causado pelas condições adversas, diferentes estudos apontam que a urbanização pode selecionar características adaptativas de muitas populações de plantas e animais, permitindo que as mesmas sobrevivam a estes ambientes (Lambrecht et al., 2016; Santangelo et al., 2022). Para as plantas que ocorrem em ambientes urbanos foram constatadas, por exemplo, mudanças fisiológicas significativas, especialmente quanto ao crescimento, período de antese e senescência, tamanho das raízes, diâmetro da inflorescência e maior resistência ao estresse climático (Lambrecht et al., 2016; Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). Além disso, estudos sugerem que determinadas famílias de plantas apresentam maior riqueza de espécies, especialmente Poaceae e Asteraceae, além das espécies invasoras se sobressaírem entre as mais comuns (Pyšek et

al., 2017; Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022). Contudo, ainda são escassas as pesquisas dedicadas a investigar populações vegetais adaptadas a ambientes urbanos, especialmente nas regiões neotropicais, dificultando o entendimento sobre os mecanismos evolutivos que permitem a certos grupos de plantas dominarem estas áreas.

Um importante processo biológico envolvido na evolução das plantas é a poliploidia, definida como a duplicação completa do genoma, resultando em organismos que apresentam três ou mais conjuntos de cromossomos (Clark & Donoghue, 2015). Na história evolutiva das plantas com sementes, evidências recentes sugerem que eventos de poliploidia ocorreram durante períodos de grandes mudanças ambientais e climáticas do planeta, incluindo a grande extinção no final do Cretáceo (Twitchett, 2006; Fawcett et al., 2009; Alix et al., 2017). Desta forma, a poliploidia também pode ser uma força evolutiva para escapar/superar/adaptar-se ao ambiente hostil gerador de extinção (Twitchett, 2006; Lohaus & Van De Peer, 2016; Lavanaia, 2020). O fundamento dessa hipótese reside na geração de matéria prima genética disponível para adaptar-se, com potencial de originar novidades evolutivas.

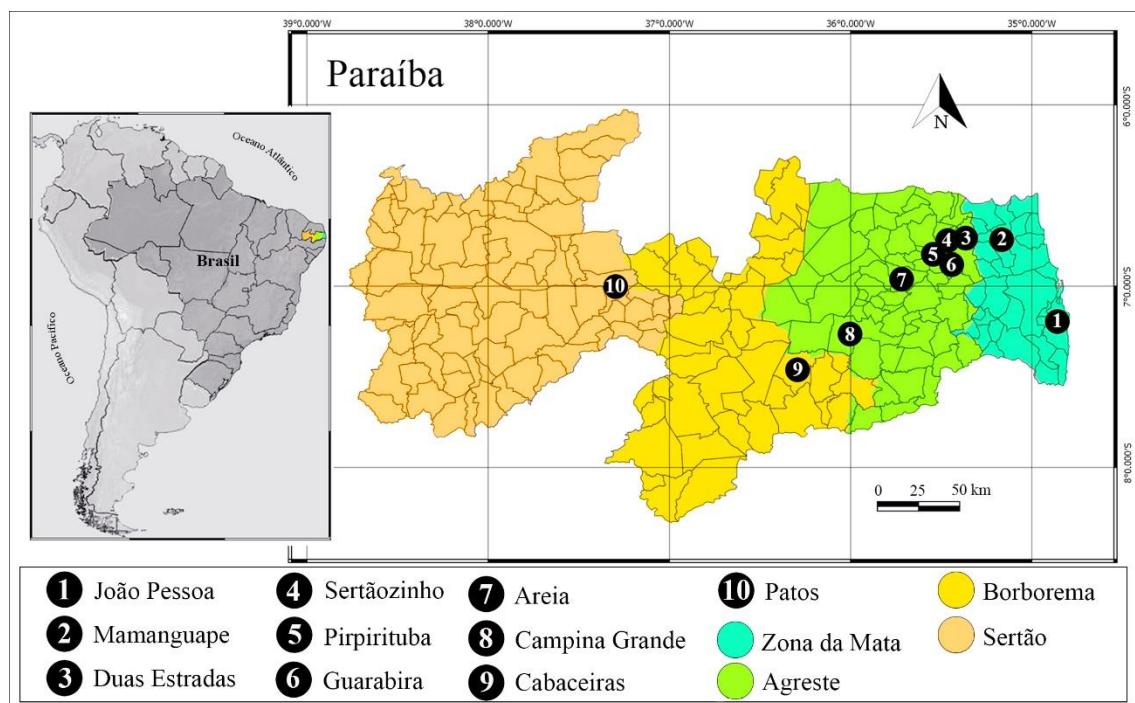
A poliploidia também aparece como uma das principais hipóteses para explicar a adaptação das plantas a ambientes altamente perturbados, a qual criaria condições para a ocupação de novos nichos, incluindo áreas rurais antropizadas e áreas urbanas (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012; Van Drunen & Johnson, 2022). Embora as pesquisas ainda sejam incipientes, há evidências que plantas poliploidas têm ocorrência mais elevada nos ambientes urbanos quando comparadas a áreas não-urbanas (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022). Nesse contexto, pesquisas sobre a variação no número cromossômico, aliada a uma análise da comunidade vegetal que ocorre espontaneamente em áreas urbanas, possibilitaria reconhecer os grupos vegetais mais abundantes e as características da evolução cariotípica atuantes na adaptação destas espécies.

Neste capítulo analisamos a estrutura da vegetação herbácea adaptada a ambientes urbanos ocorrente em cidades da Paraíba, Brasil, e determinamos o número cromossômico de todas as espécies incluídas em nossa amostragem. Com a referente pesquisa pretendemos responder as seguintes questões: I) Quais os grupos de plantas que ocorrem espontaneamente em ambientes urbanos e quais espécies predominam em termos estruturais; II) Quais as variações cromossômicas numéricas verificadas em plantas que ocorrem espontaneamente em áreas urbanas; III) Os parâmetros estruturais aliado as variações no número cromossômico das espécies espontâneas em áreas urbanas podem revelar grupos mais adaptados às mudanças ambientais vivenciadas no Antropoceno?

## 4.2 Metodologia

### 4.2.1 Amostragem

A análise florística e estrutural das espécies vegetais adaptadas aos ambientes urbanos foi realizada entre os meses de janeiro e dezembro de 2022, em dez cidades do estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (Figura 8). As cidades foram selecionadas de forma intencional por abrangerem um conjunto de características diferentes entre si, seja em relação ao tamanho da área urbana, densidade populacional, ano de fundação da cidade e características físicas (bioma, clima, pluviosidade, altitude e continentalidade) (Tabela 2). Desta forma, a seleção destes espaços urbanos permitiu obter um universo amostral mais heterogêneo possível.



**Figura 8.** Localização geográfica das cidades amostradas, estado da Paraíba, Brasil.  
**Elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, novembro de 2024.

O material vegetal foi amostrado de acordo com as recomendações adaptadas de Maciel et al. (2010), onde foram incluídas apenas as plantas que ocorrem entre o asfalto e margem da calçada, beiral de muros e paredes, ou emergindo em meio a calçamentos. Este biótopo específico das áreas urbanas é caracterizado pela acumulação de material arenoso, resíduos orgânicos ou resíduos sólidos em pequenos declives, a qual permite a formação de “microilhas de vegetação herbácea”. A inclusão destas áreas permite

identificar somente as espécies que realmente emergiram devido a sua capacidade de se adaptar às condições do ambiente urbano (Maciel et al., 2010; Figura 9). Não foram inclusas na amostragem calçadas muito deterioradas com solos expostos e terrenos baldios, uma vez que outras áreas de habitats perturbados, como margem de estradas, entorno de cidades, áreas rurais e ferrovias também apresentam composição florística similares a estas (Štajerová et al., 2017).



**Figura 9.** Plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos, Guarabira, Paraíba, Brasil.  
**Foto e elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, novembro de 2024.

Nesta pesquisa foram inclusas duas categorias de plantas urbanas: plantas nativas espontâneas e plantas exóticas espontâneas (invasoras) (Zhu et al., 2019). Áreas de jardins residenciais, parques ou praças públicas não foram incluídas na amostragem por apresentarem plantas nativas ou exóticas intencionalmente cultivadas com finalidades frutíferas, paisagística ou ornamental (Zhu et al., 2019). O conceito de “espécie nativa” aqui adotado refere-se a todos os táxons amostrados que ocorrem naturalmente na região ou domínio fitogeográfico correspondente (neste caso, Caatinga e Mata Atlântica) (Pyšek et al., 2004; Moro et al., 2012). O conceito de “espécie invasora” abrange todas as plantas não-nativas registradas que ocorrem na região devido ao transporte humano (intencional ou acidental), as quais adquiriram a capacidade de naturalização, reprodução e dispersão (Pyšek et al., 2004; Moro et al., 2012; Ricciardi, 2013). A classificação de cada espécie como “nativa” ou “invasora” foram obtidas pelas informações disponível no banco de dados do Reflora (Flora e Funga do Brasil, 2025), The Global Naturalized Alien Flora (Van Kleunen et al., 2019) e GRIIS Country Compendium (Pagad et al., 2022).

**Tabela 2.** Cidades utilizadas na análise estrutural de espécies vegetais adaptadas a ambientes urbanos, Paraíba, Brasil.

Cidades	Coordenadas Geográficas	População urbana (nº habitantes) <sup>1</sup>	Fundação da cidade <sup>2</sup>	Distância para o litoral <sup>3</sup>	Altitude <sup>3</sup>	Pluviosidade média anual <sup>4</sup>	Clima <sup>4</sup>	Bioma <sup>4</sup>
João Pessoa	07°06'55"S; 34°53'03"W	720.785	1.585	0 km	30 m	2.000 mm	As`	Mata Atlântica
Mamanguape	06°50'20"S; 35°07'51"W	34.234	1.855	25 km	70 m	1.600 mm	As`	Mata Atlântica
Duas Estradas	06°41'07"S; 35°25'04"W	2.839	1.961	53 km	130 m	800 mm	As`	Caatinga
Sertãozinho	06°45'08"S; 35°26'30"W	3.215	1.994	60 km	130 m	800 mm	As`	Caatinga
Pirpirituba	06°46'51"S; 35°29'46"W	7.894	1.953	63 km	100 m	800 mm	As`	Caatinga
Guarabira	06°51'18"S; 35°29'19"W	48.960	1.877	65 km	100 m	1.000 mm	As`	Caatinga
Areia	06°58'08"S; 35°42'15"W	14.598	1.815	93 km	600 m	1.800 mm	As`	Mata Atlântica
Campina Grande	07°13'06"S; 35°52'52"W	367.209	1.864	120 km	520 m	800 mm	As`	Caatinga
Cabaceiras	07°29'14"S; 36°17'09"W	2.217	1.834	162 km	400 m	400 mm	BSh	Caatinga
Patos	07°01'40"S; 37°16'32"W	97.278	1.903	270 km	250 m	800 mm	Aw`	Caatinga

<sup>1</sup> Fonte: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=0&uf=25>

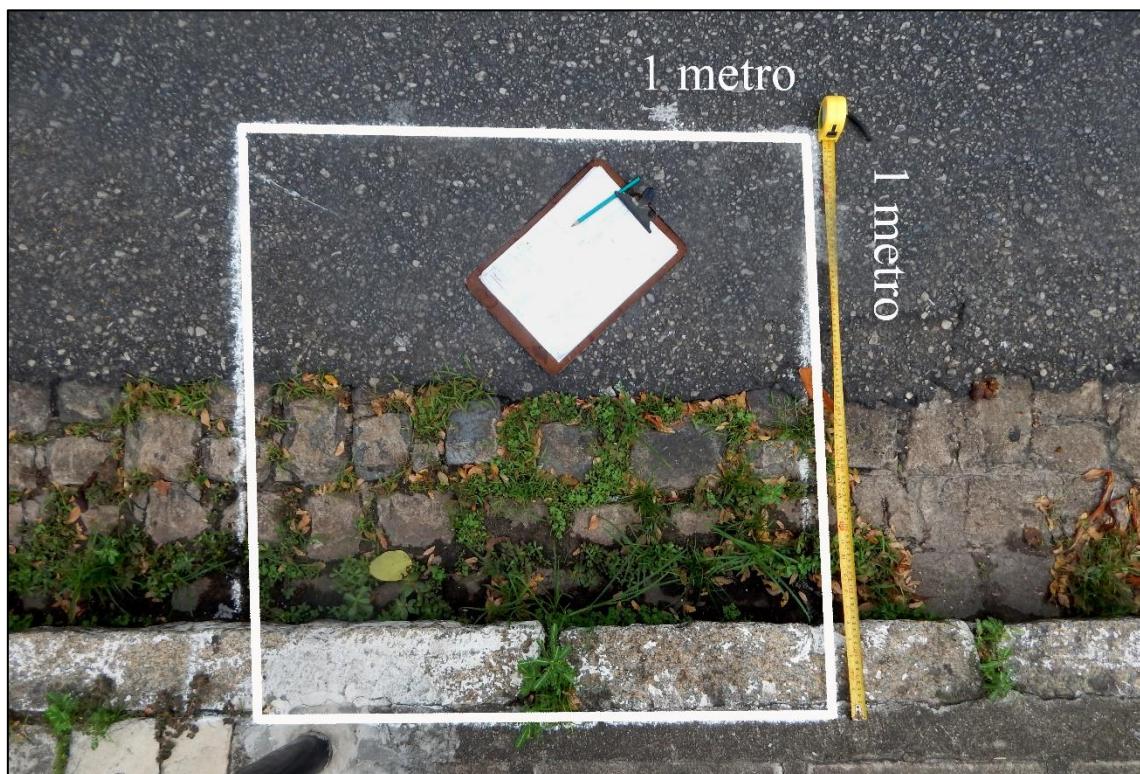
<sup>2</sup> Fonte: <https://cidades.ibge.gov.br/>

<sup>3</sup> Fonte: Google Earth (<https://earth.google.com/web>)

<sup>4</sup> Fonte: Seabra (2014)

#### 4.2.2 Análise estrutural

Como o presente trabalho objetivou buscar padrões de vegetação no espaço e suas relações com fatores ambientais, optou-se em usar o método de parcelas menores, especialmente por serem mais homogêneas e permitir conclusões mais robustas sobre relações entre vegetação e condições micro-ambientais (Andrade et al., 2019). Desta forma, foram usadas como unidade amostral parcelas de 1m x 1m (1m<sup>2</sup>) em 10 diferentes pontos de cada cidade, distantes, no mínimo, 500m entre si, totalizando 100 parcelas (100m<sup>2</sup>) (Figura 10). As parcelas foram distribuídas nas cidades de forma semi-aleatória, uma vez que a amostragem totalmente aleatória ou sistemática potencialmente incluiria parcelas que não permitiriam levantamentos suficientes de vegetação ou estariam fora dos critérios estabelecidos (por exemplo, jardins particulares, residências, áreas sem vegetação ou com vegetação escassa) (Zhu et al., 2019; Petersen et al., 2021).



**Figura 10.** Unidade amostral utilizada no levantamento de parâmetros estruturais da vegetação espontânea adaptada a ambientes urbanos, Guarabira, Paraíba, Brasil.  
**Foto e elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, novembro de 2024.

Na análise estrutural foram calculados para cada espécie os seguintes parâmetros: Número de Indivíduos (NI), Número de Amostras em que a espécie ocorre (NA), Densidade Absoluta (DA) e Densidade Relativa (DR), Frequência Absoluta (FA)

e Frequência Relativa (FR), Abundância (Ab) e Abundância Relativa (AbR) e Índice de Valor de Importância (IVI) obtido pela soma da Densidade, Frequência e Abundância Relativa das espécies (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Maciel et al., 2010; Quadro 3). Todas as análises foram realizadas utilizando o software RStudio (R Core Team, 2020). Exsicatas com material testemunho para cada espécie foram depositadas no herbário Prof. Jaime Coelho de Moraes (EAN). A identificação foi estabelecida em campo e quando a mesma não foi possível de ser realizada recorreu-se a bibliografia especializada, morfologia comparada com exsicatas depositadas no herbário EAN, consulta do banco de dados do Flora e Funga do Brasil (2025) e SpeciesLink (2025), além do envio de imagens e exsicatas a especialistas. As espécies foram organizadas em suas respectivas famílias botânicas conforme o sistema de classificação APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016).

**Quadro 3.** Parâmetros estruturais utilizados no levantamento de vegetação adaptada a ambientes urbanos, Paraíba, Brasil.

**Número de indivíduos (NI)** = Número total de indivíduos da *i*-e espécie.

**Número de amostras (NA)** = Número total de unidades amostrais onde ocorre a *i*-e espécie.

**Densidade Absoluta (DA)** = Número estimado de indivíduos da *i*-e espécie por unidade amostral, expressa pela seguinte equação:

$$DA_i = \frac{n_i}{A}$$

Onde:  $DA_i$  = densidade absoluta da *i*-e espécie;  $n_i$  = número de indivíduos da *i*-e espécie na amostra;  $A$  = área total amostrada.

**Densidade Relativa (DR)** = Porcentagem do número de indivíduos da *i*-e espécie em relação ao total de indivíduos amostrados, expressa pela seguinte equação:

$$DR_i = \left( \frac{DA_i}{DT} \right) \times 100$$

Onde:  $DR_i$  = densidade relativa da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $DA_i$  = densidade absoluta da *i*-e espécie;  $DT$  = densidade total de indivíduos amostrados.

**Frequência Absoluta (FA)** = Porcentagem de unidades amostrais onde a *i*-e espécie ocorre em relação ao total de unidades amostrais, expressa pela seguinte equação:

$$FA_i = \left( \frac{u_i}{u_t} \right) \times 100$$

Onde:  $FA_i$  = frequência absoluta da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $ui$  = número de unidades amostrais onde a *i*-e espécie ocorre;  $ut$  = número total de unidades amostrais.

**Frequência Relativa (FR)** = Proporção da frequência absoluta (FA) que a *i*-e espécie possui em relação a frequência total de espécies, expresso pela seguinte equação:

$$FR_i = \left( \frac{FA_i}{FA_t} \right) \times 100$$

Onde:  $FR_i$  = frequência relativa da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $FA_i$  = frequência absoluta da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $FA_t$  - somatório da frequência absoluta de todas as espécies.

**Abundância (Ab)** = Concentração da *i*-e espécie nos diferentes pontos da área amostral, expresso pela seguinte equação:

$$Ab_i = \frac{n_i}{NA_i}$$

Onde:  $Ab_i$  - abundância da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $n_i$  - número total de indivíduos da *i*-e espécie;  $NA_i$  - Número total de unidades amostrais que a *i*-e espécie ocorre.

**Abundância Relativa (AbR)** = Abundância da *i*-e espécie em relação as demais espécies encontradas na área amostral, expresso pela equação:

$$AbR_i = \frac{Ab_i \times 100}{\sum Ab_i}$$

Onde:  $AbR_i$  = abundância relativa da *i*-e espécie na comunidade vegetal;  $Ab_i$  - abundância da *i*-e espécie.

**Índice de Valor de Importância (IVI)** = atribui um valor estrutural para a *i*-e espécie na comunidade vegetal amostrada, expresso pela equação:

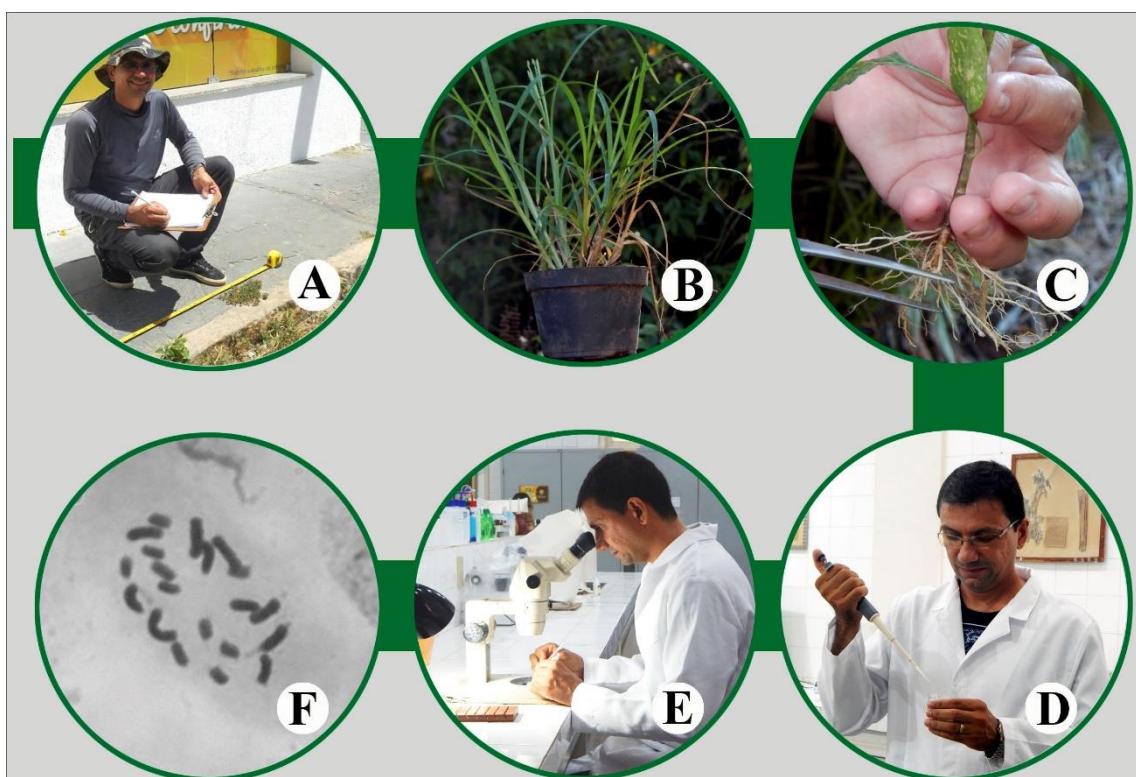
$$IVI = FR_i + DR_i + AbR_i$$

Onde:  $IVI$  = Índice de Valor de Importância;  $FR_i$  = frequência relativa da *i*-e espécie;  $DR_i$  = densidade relativa da *i*-e espécie;  $AbR_i$  = abundância relativa da *i*-e espécie.

#### 4.2.3 Análise citogenética

Todas as espécies registradas no levantamento estrutural realizado nas áreas urbanas amostradas foram analisadas quanto ao número cromossômico (Figura 11). Pontas de raízes foram pré-tratadas com antimitótico 8-hidroxiquinoléína (8-HQ) 0,002M a 10°C por 5-24 horas, fixadas em etanol absoluto/ácido acético glacial v/v (3:1) por 2

horas e estocadas em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ . Para o preparo das lâminas, as pontas de raízes foram hidrolisadas em HCl 5N por 20 minutos e maceradas em uma lâmina com ácido acético glacial a 45%. O material foi esmagado entre uma lâmina de microscopia e uma lamínula, a qual posteriormente foi removida em nitrogênio líquido. As lâminas foram coradas com Giemsa a 2% e montadas em Entellan (Guerra, 1983). As melhores metáfases foram fotografadas com fotomicroscópio Zeiss, com câmera de vídeo Axio Cam MRC5 usando o software Axiovision® v.4.8. A edição das imagens foi realizada com o uso do software Adobe Photoshop CS3®.



**Figura 11.** Etapas da análise citogenética de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos. **A.** Trabalho de campo com coleta de material vegetal (Patos, Paraíba, Brasil); **B.** Cultivo de material vegetal em potes plásticos e substrato apropriado; **C.** Extração de pontas de raízes jovens e pré-tratamento com antimitótico; **D.** Fixação do material em laboratório; **E.** Preparação das lâminas; **F.** Fotografia das células mitóticas.

**Fotos e elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, maio de 2025.

Registros cromossômicos prévios para cada espécie foi estabelecido a partir de consulta da base de dados do The Chromosome Counts Database (CCDB) (Rice et al., 2015), Index to Plant Chromosome Numbers (IPCN) (Goldblatt & Johnson, 1979) e IAPT/IOPB Chromosome data (vários volumes). A poliploidia das espécies foi identificada por meio de uma análise comparativa com o número básico haploide para o

gênero (comparação interespecífica) ou dentro da própria espécie (comparação intraespecífica) (Guerra, 2008).

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Análise estrutural da vegetação espontânea adaptada a ambientes urbanos

Nas 10 cidades amostradas foram registrados um total de 8.779 indivíduos pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 39 espécies (Tabela 3). As famílias mais representativas em termos de diversidade foram Poaceae e Asteraceae, ambas com sete espécies. Em relação ao número de indivíduos, as famílias mais importantes foram Poaceae (2.355), Euphorbiaceae (1.614) e Cyperaceae (1.427). Os gêneros mais representativos foram *Cyperus* L. (três espécies e 1.427 indivíduos), *Euphorbia* L. (três espécies e 1.614 indivíduos) e *Eragrostis* Wolf (uma espécie e 1.433 indivíduos).

As espécies com maior Número de Indivíduos (NI) e maiores Densidades Relativas (DR) foram *Eragrostis tenella* (16,32%), *Cyperus rotundus* (14,82%), *Oldenlandia corymbosa* (13,85%), *Euphorbia prostrata* (11,25%), *Portulaca oleracea* (8,66%), *Phyllanthus niruri* (7,5%), *Eleusine indica* (7,05%) e *Euphorbia hirta* (5,35%). As espécies com distribuição mais ampla nas unidades amostrais e respectivamente com maiores Frequências Relativas (FR) foram *E. tenella* (11,98%), *E. prostrata* (10,97%), *O. corymbosa* (10,25%), *P. oleracea* (9,96%), *E. indica* (9,52%), *P. niruri* (7,5%), *E. hirta* (7,36%) e *Amaranthus viridis* (5,19%) (Tabela 2).

As espécies com maiores concentrações de indivíduos em determinados pontos amostrais, medidas pela Abundância Relativa (AbR) foram *C. rotundus* (26,84%), *Pilea microphylla* (11,08%), *Cynodon dactylon* (10,03%), *Euphorbia adenoptera* (6,97%), *E. tenella* (4,63%), *O. corymbosa* (4,59%), *E. prostrata* (3,49%) e *P. niruri* (3,39%). As espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI), medida pela soma de Densidade, Frequência e Dominância das espécies, foram *C. rotundus* (43,54), *E. tenella* (32,93), *O. corymbosa* (28,69), *E. prostrata* (25,71), *P. oleracea* (21,57), *E. indica* (19,09), *P. niruri* (18,39) e *E. hirta* (15,18) (Tabela 4; Figura 12).

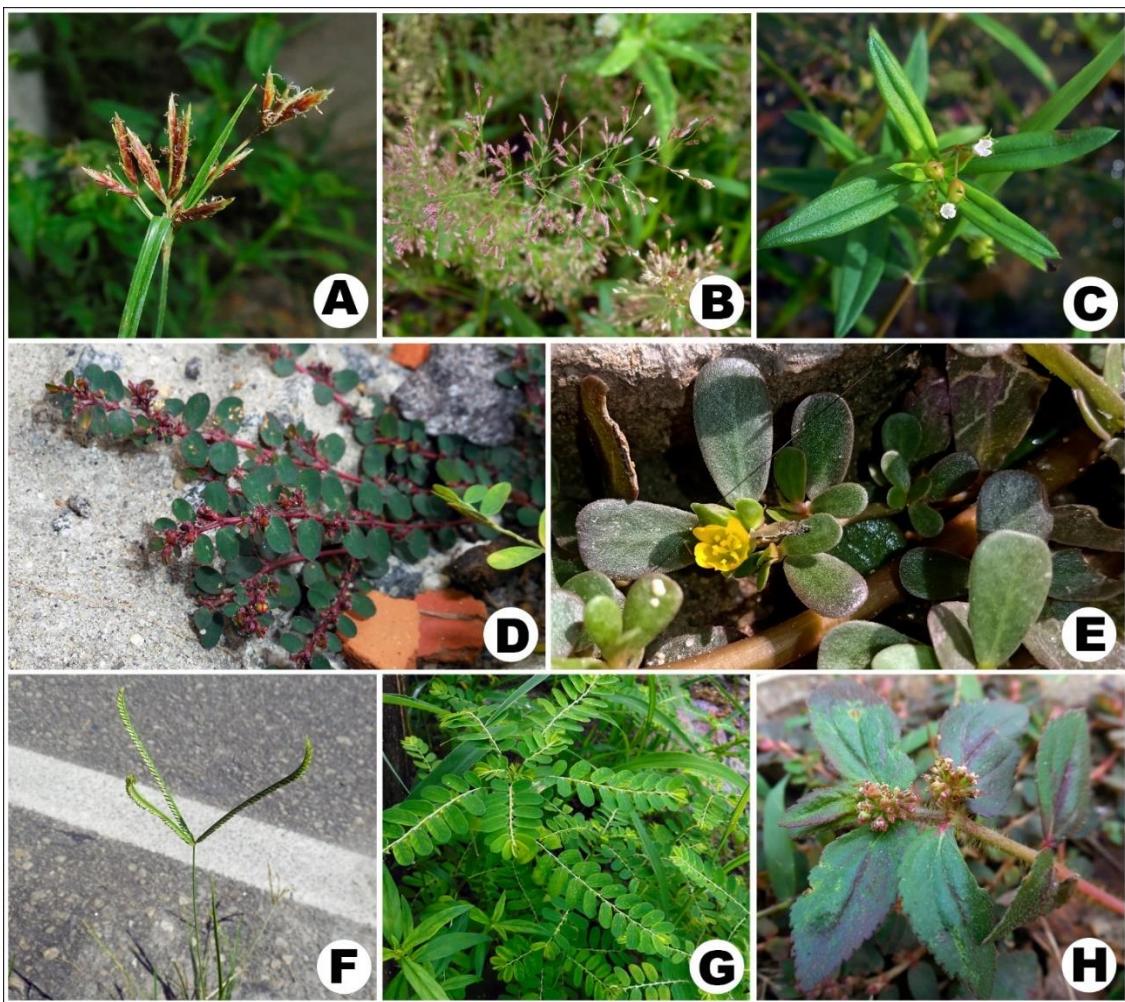
Entre as 39 espécies registradas nas unidades amostrais, 19 delas (48,7%) são consideradas como invasoras no Brasil enquanto 20 destas (51,3%) são classificadas como nativas do país. Em termos estruturais, as espécies invasoras apresentaram IVI total de 203,42, enquanto as espécies nativas apresentaram IVI total de 96,51.

**Tabela 3.** Espécies vegetais registradas em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil), distribuídas em suas respectivas famílias, voucher, origem no Brasil e distribuição geográfica.

Família	Espécie	Voucher	Origem no Brasil	Distribuição geográfica (incluindo como nativa e invasora) *
Aizoaceae	<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	JMPC - 1606	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
Amaranthaceae	<i>Alternanthera pungens</i> Kunth	JMPC - 1559	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Amaranthus viridis</i> L.	JMPC - 1584	Invasora	Cosmopolita
	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	JMPC - 1599	Invasora	Cosmopolita
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	JMPC - 1608	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais da América, África e Ásia, Europa e Estados Unidos
	<i>Cyanthillium cinereum</i> (L.) H.Rob.	JMPC - 1587	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	JMPC - 1592	Nativa	Cosmopolita
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	JMPC - 1609	Invasora	América tropical e subtropical, Índia, Alemanha e ilhas do Pacífico
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	JMPC - 1591	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	JMPC - 1601	Nativa	América tropical e subtropical, Oceania, China
	<i>Tridax procumbens</i> L.	JMPC - 1602	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
Boraginaceae	<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	JMPC - 1611	Nativa	América tropical e subtropical
Crassulaceae	<i>Kalanchoe delagoensis</i> Eckl. & Zeyh.	JMPC - 1589	Invasora	Nativa de Madagascar, introduzida em regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
Cyperaceae	<i>Cyperus compressus</i> L.	JMPC - 1565	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	JMPC - 1598	Invasora	Cosmopolita
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	JMPC - 1595	Nativa	América tropical e subtropical, Índia, países da costa oeste da África
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.	JMPC - 1560	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	JMPC - 1545	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo, Estados Unidos e Europa
	<i>Euphorbia thymifolia</i> L.	JMPC - 1588	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo

<b>Fabaceae</b>	<i>Desmodium scorpiurus</i> (Sw.) Desv.	JMPC - 1610	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais da América, África tropical, Oceania, Índia e sudeste asiático
	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	JMPC - 1594	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
<b>Molluginaceae</b>	<i>Mollugo verticillata</i> L.	JMPC - 1593	Nativa	Distribuída por toda América, oeste africano, Índia, Europa e leste asiático
<b>Nyctaginaceae</b>	<i>Boerhavia diffusa</i> L.	JMPC - 1596	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
<b>Phyllanthaceae</b>	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	JMPC - 1551	Nativa	América tropical e subtropical
<b>Plantaginaceae</b>	<i>Scoparia dulcis</i> L.	JMPC - 1603	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais da América, África e Ásia
	<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	JMPC - 1590	Nativa	América tropical e subtropical, Índia
<b>Poaceae</b>	<i>Chloris barbata</i> Sw.	JMPC - 1597	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo, Alemanha, Japão, Austrália
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	JMPC - 1583	Invasora	Cosmopolita
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	JMPC - 1605	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo, Europa, Estados Unidos, Austrália
	<i>Digitaria bicornis</i> (Lam.) Roem. & Schult.	JMPC - 1604	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais da América, Ásia e Oceania, norte da África
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	JMPC - 1546	Invasora	Cosmopolita
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	JMPC - 1586	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	JMPC - 1585	Nativa	América tropical e subtropical, Europa, Estados Unidos, Madagascar, sudeste asiático e Austrália
<b>Portulacaceae</b>	<i>Portulaca oleracea</i> L.	JMPC - 1547	Invasora	Cosmopolita
<b>Rubiaceae</b>	<i>Borreria verticillata</i> G.F.W. Mayer.	JMPC - 1548	Nativa	Regiões tropicais e subtropicais da América, África, Índia e Austrália
	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	JMPC - 1552	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais de todo o globo
<b>Turneraceae</b>	<i>Turnera subulata</i> Sm.	JMPC - 1582	Nativa	Regiões tropicais da América do Sul, Índia e sudeste asiático
<b>Urticaceae</b>	<i>Pilea microphylla</i> Fenzl	JMPC - 1600	Invasora	Regiões tropicais e subtropicais da América, Ásia meridional e sudeste asiático
<b>Verbenaceae</b>	<i>Priva lappulacea</i> (L.) Pers.	JMPC - 1524	Nativa	Flórida a América tropical

\* Conforme WFO - The World Flora Online (2025) e POWO - Plants of the World Online (2025).



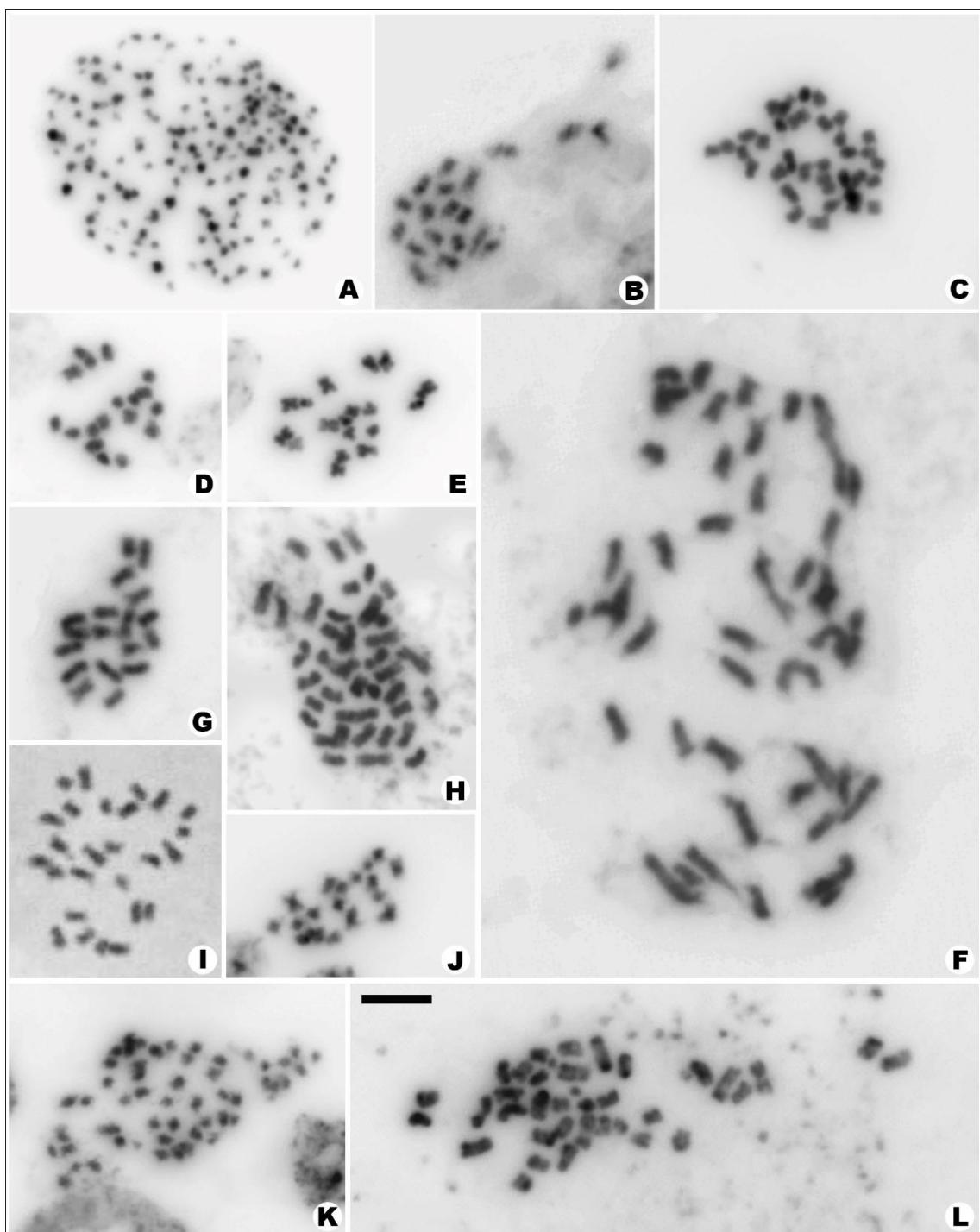
**Figura 12.** Espécies vegetais com maior Índice de Valor de Importância (IVI) nas unidades amostrais em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil). **A.** *Cyperus rotundus*; **B.** *Eragrostis tenella*; **C.** *Oldenlandia corymbosa*; **D.** *Euphorbia prostrata*; **E.** *Portulaca oleracea*; **F.** *Eleusine indica*; **G.** *Phyllanthus niruri*; **H.** *Euphorbia hirta*.

**Fotos e elaboração:** Joel M. P. Cordeiro, novembro de 2024.

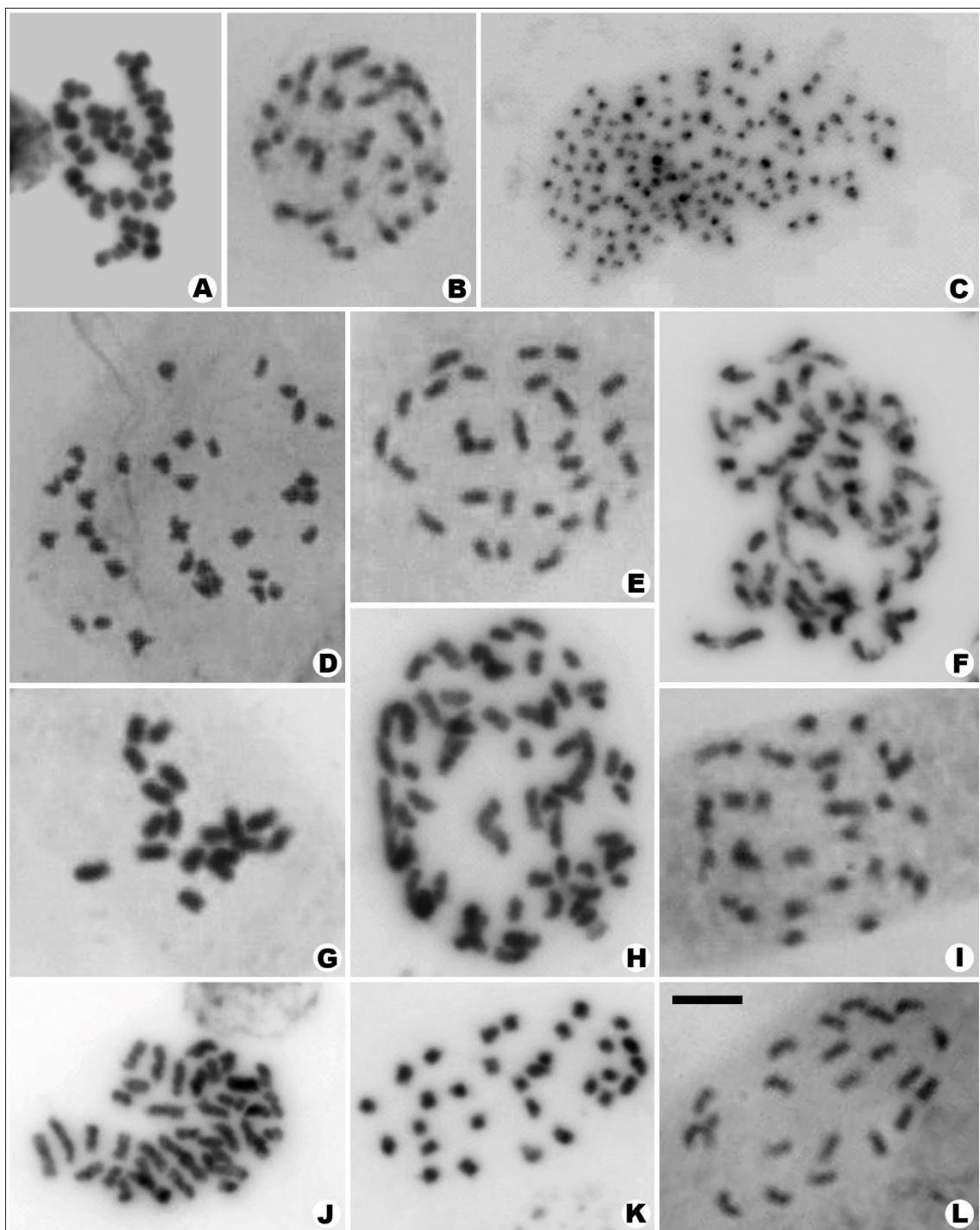
#### 4.3.2 Número cromossômico e variações intraespecíficas

O número cromossômico nas plantas espontâneas registradas em ambientes urbanos variou de  $2n = 10$  em *Emilia sonchifolia* e *Turnera subulata* a  $2n = 152$  em *Cyperus rotundus* (Figuras 13-17). Contagens inéditas estão sendo referidas para *Cyperus surinamensis* ( $2n = 42$ ) e *Euphorbia adenoptera* ( $2n = 36$ ) (Tabela 4). Novos citótipos foram registrados para *Eragrostis tenella* ( $2n = 36$ ), *Eleusine indica* ( $2n = 40$ ) e *Priva lappulacea* ( $2n = 30$ ). Variações intraespecíficas foram registradas para *E. indica* ( $2n = 18, 40$ ) e *E. tenella* ( $2n = 20, 36$ ). As demais espécies apresentaram registro cromossômico coincidente com pelo menos um dos números reportados na literatura. A

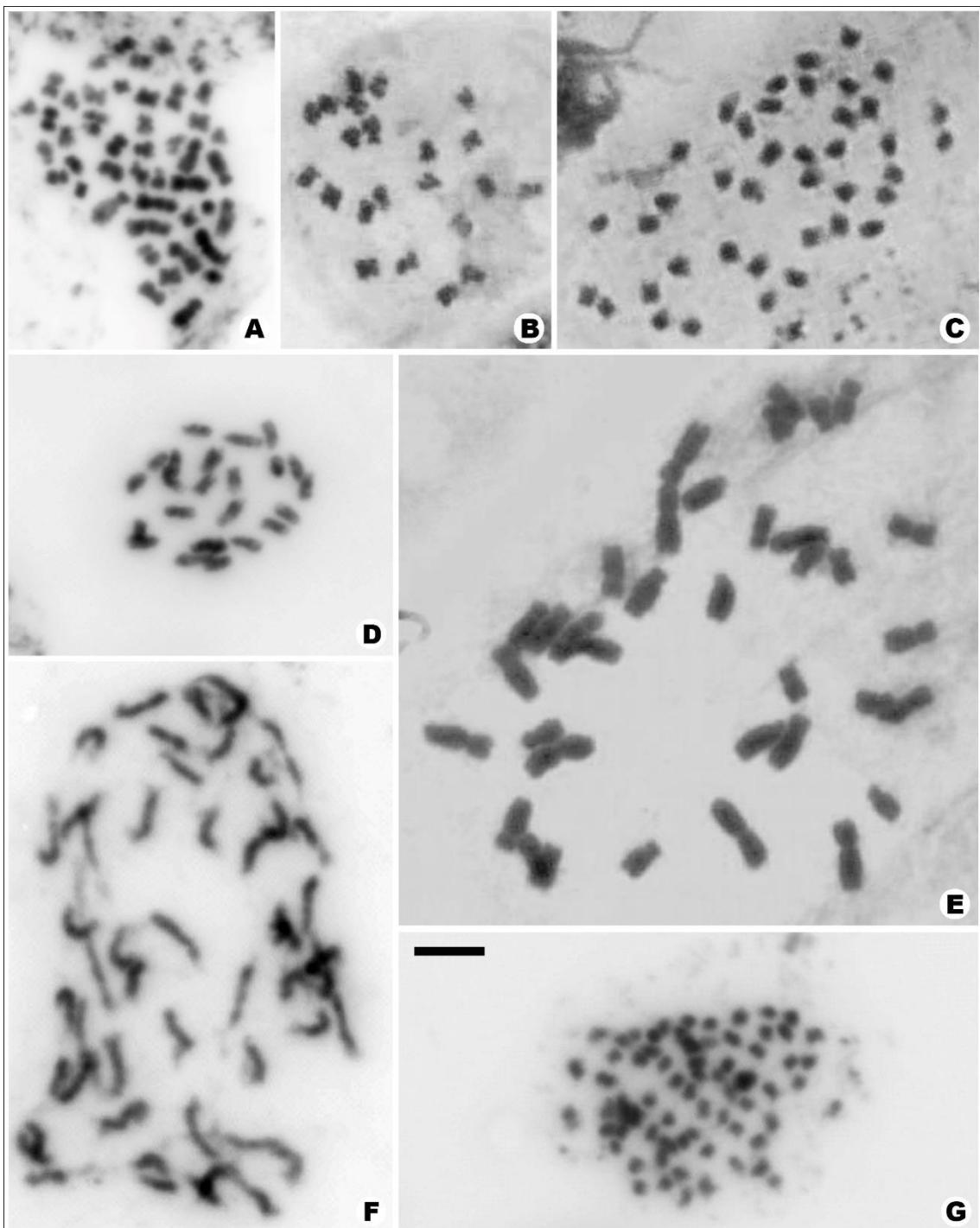
poliploidia foi reportada em 24 espécies (61,5%), enquanto duas (*E. indica* e *E. tenella*) apresentaram disploidia no nível poliploide (Tabela 4).



**Figura 13.** Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI. **A.** *Cyperus rotundus* ( $2n = 152$ ); **B.** *Eragrostis tenella* ( $2n = 20$ ); **C.** *E. tenella* ( $2n = 36$ ); **D.** *Oldenlandia corymbosa* ( $2n = 18$ ); **E.** *Euphorbia prostrata* ( $2n = 18$ ); **F.** *Portulaca oleracea* ( $2n = 48$ ); **G.** *Eleusine indica* ( $2n = 18$ ); **H.** *E. indica* ( $2n = 40$ ); **I.** *Phyllanthus niruri* ( $2n = 26$ ); **J.** *Euphorbia hirta* ( $2n = 18$ ); **K.** *Pilea microphylla* ( $2n = 48$ ); **L.** *Cynodon dactylon* ( $2n = 36$ ). Barra de escala em **L** equivale a 5  $\mu\text{m}$ .



**Figura 14.** Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI. **A.** *Euphorbia adenoptera* ( $2n = 36$ ); **B.** *Amaranthus viridis* ( $2n = 34$ ); **C.** *Cyperus compressus* ( $2n = 128$ ); **D.** *Amaranthus spinosus* ( $2n = 36$ ); **E.** *Borreria verticillata* ( $2n = 28$ ); **F.** *Digitaria bicornis* ( $2n = 54$ ); **G.** *Cyanthillium cinereum* ( $2n = 18$ ); **H.** *Alternanthera pungens* ( $2n = 64$ ); **I.** *Trianthema portulacastrum* ( $2n = 28$ ); **J.** *Chloris barbata* ( $2n = 40$ ); **K.** *Priva lappulacea* ( $2n = 30$ ); **L.** *Stemodia verticillata* ( $2n = 22$ ). Barra de escala em **L** equivale a  $5 \mu\text{m}$ .

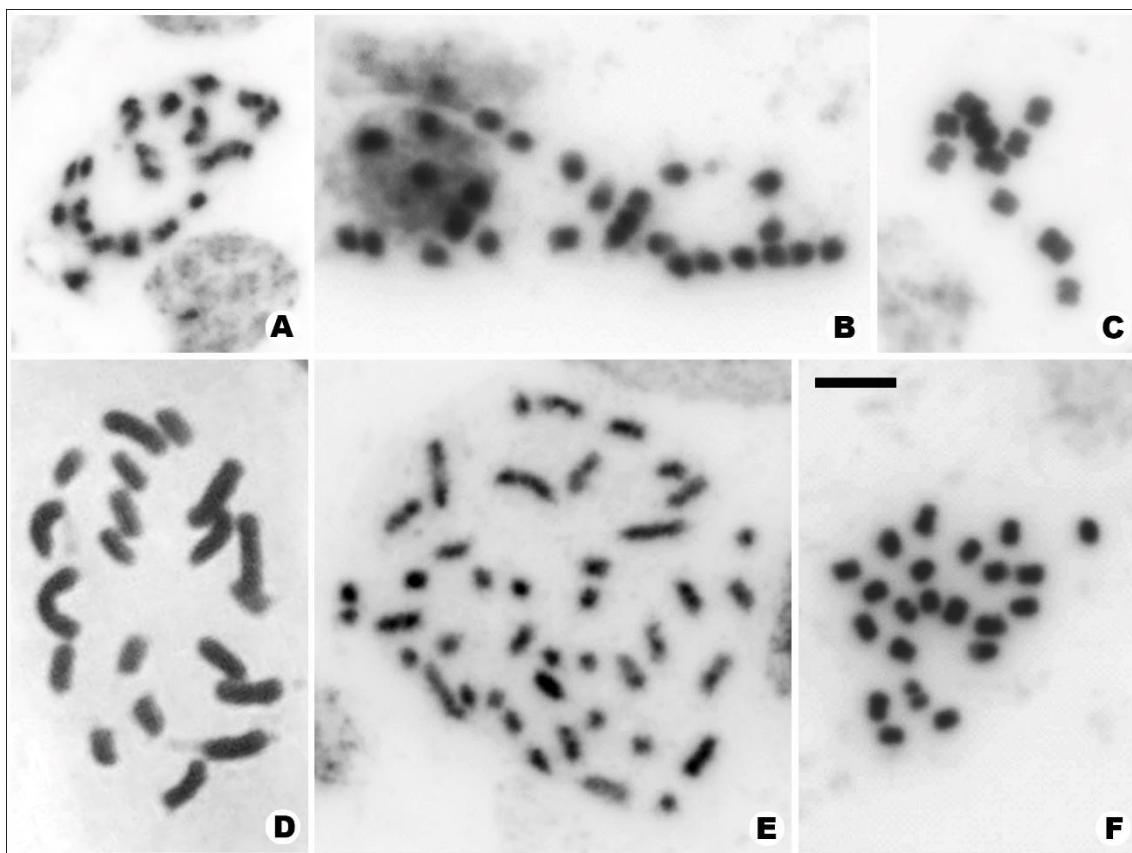


**Figura 15.** Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI. **A.** *Dactyloctenium aegyptium* ( $2n = 48$ ); **B.** *Eclipta prostrata* ( $2n = 22$ ); **C.** *Scoparia dulcis* ( $2n = 40$ ); **D.** *Sporobolus indicus* ( $2n = 24$ ); **E.** *Tridax procumbens* ( $2n = 36$ ); **F.** *Boerhavia diffusa* ( $2n = 54$ ); **G.** *Mollugo verticillata* ( $2n = 64$ ). Barra de escala em **G** equivale a 5 µm.

**Tabela 4.** Parâmetros estruturais e número cromossômico ( $2n$ ) das espécies vegetais registradas em ambientes urbanos (Paraíba, Brasil), ordenados pelo IVI (Índice de Valor de Importância). NI - Número de Indivíduos; NA - Número de Amostras; DR - Densidade Relativa; FR - Frequência Relativa; Ab - Abundância; AbR - Abundância Relativa; IVI - Índice de Valor de Importância. Os números cromossômicos poliploides registrados neste estudo estão destacados em negrito. \* Novo citótipo para a espécie; \*\* Primeiro registro cromossômico para a espécie.

Espécies	Origem	NI	NA	DR	FR	Ab	AbR	IVI	2n	Contagens prévias
<i>Cyperus rotundus</i>	Invasora	1301	13	14.82	1.88	100.08	26.84	43.54	<b>152</b>	16, 26, 84, 96, 108, 152
<i>Eragrostis tenella</i>	Invasora	1433	83	16.32	11.98	17.27	4.63	32.93	20, <b>36</b> *	18, 20, 40, 60
<i>Oldenlandia corymbosa</i>	Invasora	1216	71	13.85	10.25	17.13	4.59	28.69	18	18, 36, 54
<i>Euphorbia prostrata</i>	Nativa	988	76	11.25	10.97	13.00	3.49	25.71	18	12, 18, 20
<i>Portulaca oleracea</i>	Invasora	760	69	8.66	9.96	11.01	2.95	21.57	<b>48</b>	14, 18, 36, 48, 52, 54
<i>Eleusine indica</i>	Invasora	619	66	7.05	9.52	9.38	2.52	19.09	18, <b>40</b> *	18, 36
<i>Phyllanthus niruri</i>	Nativa	658	52	7.50	7.50	12.65	3.39	18.39	<b>26</b>	14, 26, 28
<i>Euphorbia hirta</i>	Nativa	470	51	5.35	7.36	9.22	2.47	15.18	18	12, 18, 20
<i>Pilea microphylla</i>	Invasora	248	6	2.82	0.87	41.33	11.08	14.77	<b>48</b>	36, 42, 48, 50, 60
<i>Cynodon dactylon</i>	Invasora	187	5	2.13	0.72	37.40	10.03	12.88	<b>36</b>	18, 18+0-3B, 30, 36, 36+0-2B, 40, 54
<i>Euphorbia adenoptera</i>	Nativa	156	6	1.78	0.87	26.00	6.97	9.62	<b>36</b> **	-
<i>Amaranthus viridis</i>	Invasora	147	36	1.67	5.19	4.08	1.10	7.96	34	34
<i>Cyperus compressus</i>	Nativa	124	15	1.41	2.16	8.27	2.22	5.79	<b>128</b>	96, 112, 114, 128
<i>Amaranthus spinosus</i>	Invasora	88	13	1.00	1.88	6.77	1.82	4.70	34	34, 68
<i>Borreria verticillata</i>	Nativa	66	20	0.75	2.89	3.30	0.89	4.53	28	28, 56
<i>Digitaria bicornis</i>	Invasora	68	16	0.77	2.31	4.25	1.14	4.22	<b>54</b>	18, 36, 54, 72
<i>Cyanthillium cinereum</i>	Invasora	50	17	0.57	2.45	2.94	0.79	3.81	18	18, 36
<i>Alternanthera pungens</i>	Nativa	34	10	0.39	1.44	3.40	0.91	2.74	<b>64</b>	64, 68
<i>Trianthema portulacastrum</i>	Invasora	28	7	0.32	1.01	4.00	1.07	2.40	<b>28</b>	26, 28, 32, 36, 56
<i>Chloris barbata</i>	Nativa	25	6	0.28	0.87	4.17	1.12	2.27	<b>40</b>	20, 40, ca.50, 76

<i>Priva lappulacea</i>	Nativa	15	8	0.17	1.15	1.88	0.50	1.82	<b>30*</b>	12
<i>Stemodia verticillata</i>	Nativa	15	6	0.17	0.87	2.50	0.67	1.71	22	22
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	Invasora	15	6	0.17	0.87	2.50	0.67	1.71	<b>48</b>	18, 20, 22, 24, 34, 36, 36+2B, 38, 40, 42, 44, 46, 48
<i>Eclipta prostrata</i>	Nativa	12	3	0.14	0.43	4.00	1.07	1.64	22	18, 20, 22
<i>Scoparia dulcis</i>	Nativa	14	5	0.16	0.72	2.80	0.75	1.63	<b>40</b>	20, 40
<i>Sporobolus indicus</i>	Nativa	8	3	0.09	0.43	2.67	0.72	1.24	24	18, 24, 36, 40, c.54
<i>Tridax procumbens</i>	Invasora	6	5	0.07	0.72	1.20	0.32	1.11	36	36, 60
<i>Boerhavia diffusa</i>	Invasora	6	5	0.07	0.72	1.20	0.32	1.11	<b>54</b>	26, 52, 54, 116
<i>Mollugo verticillata</i>	Nativa	3	1	0.03	0.14	3.00	0.80	0.97	<b>64</b>	64
<i>Desmodium triflorum</i>	Invasora	3	1	0.03	0.14	3.00	0.80	0.97	22	18, 22
<i>Euploca procumbens</i>	Nativa	3	1	0.03	0.14	3.00	0.80	0.97	<b>28</b>	14, 28
<i>Turnera subulata</i>	Nativa	3	2	0.03	0.29	1.50	0.40	0.72	10	10, 20, 40
<i>Emilia forsbergii</i>	Invasora	2	1	0.02	0.14	2.00	0.54	0.70	<b>20</b>	20, 22
<i>Cyperus surinamensis</i>	Nativa	2	2	0.02	0.29	1.00	0.27	0.58	<b>42**</b>	-
<i>Desmodium scorpiurus</i>	Nativa	2	2	0.02	0.29	1.00	0.27	0.58	22	22
<i>Kalanchoe delagoensis</i>	Invasora	1	1	0.01	0.14	1.00	0.27	0.42	<b>68</b>	68
<i>Porophyllum ruderale</i>	Nativa	1	1	0.01	0.14	1.00	0.27	0.42	<b>44</b>	22, 42, 44
<i>Conyza bonariensis</i>	Nativa	1	1	0.01	0.14	1.00	0.27	0.42	<b>54</b>	18, 32, 54
<i>Emilia sonchifolia</i>	Invasora	1	1	0.01	0.14	1.00	0.27	0.42	10	10, 20

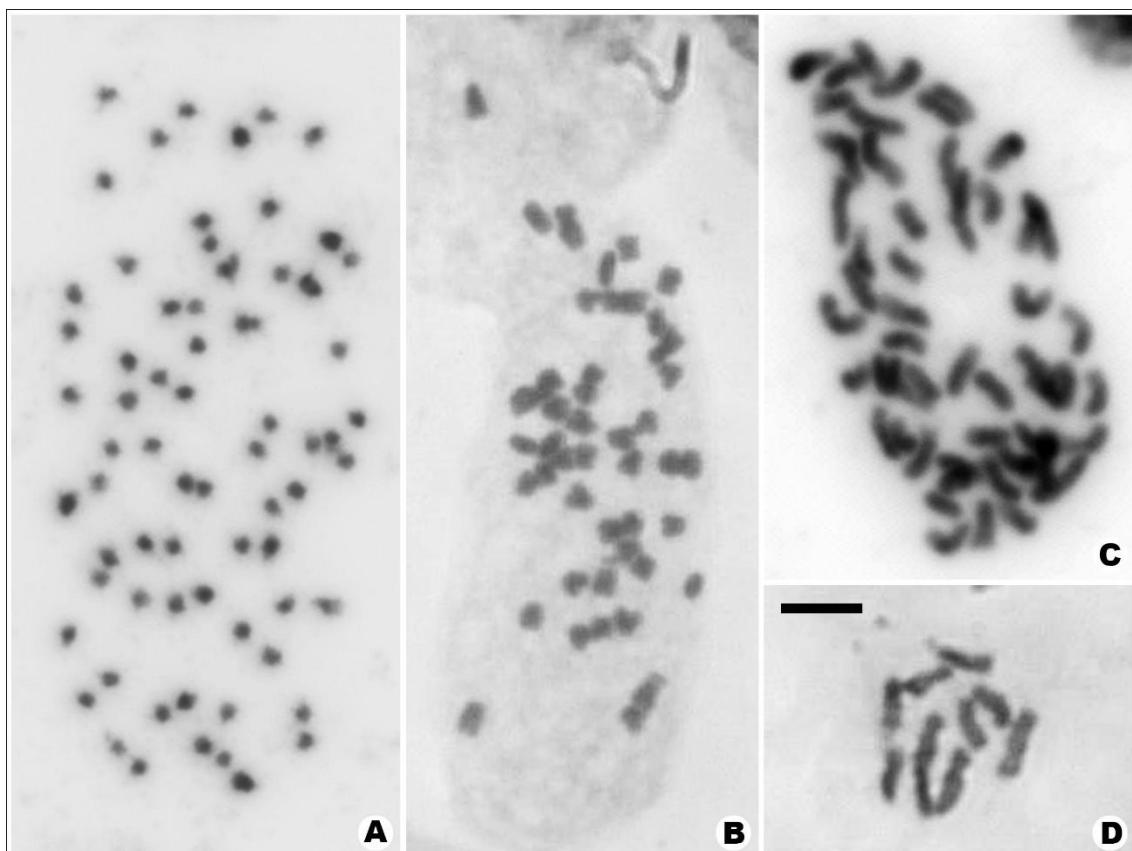


**Figura 16.** Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI. **A.** *Desmodium triflorum* ( $2n = 22$ ); **B.** *Euploca procumbens* ( $2n = 28$ ); **C.** *Turnera subulata* ( $2n = 10$ ); **D.** *Emilia forsbergii* ( $2n = 20$ ); **E.** *Cyperus surinamensis* ( $2n = 42$ ); **F.** *Desmodium scorpiurus* ( $2n = 22$ ). Barra de escala em **F** equivale a 5  $\mu\text{m}$ .

#### 4.4 Discussão

##### 4.4.1 Espécies amplamente dispersas sobressaem em áreas urbanas e têm uma probabilidade maior de sobrevivência no Antropoceno

Entre as espécies registradas, Asteraceae e Poaceae se destacaram em número de espécies (sete espécies cada), enquanto Poaceae, Euphorbiaceae, Cyperaceae e Rubiaceae se destacaram em número de indivíduos. De forma geral, Asteraceae e Poaceae aparecem entre as principais famílias em diversidade de espécies registradas em áreas urbanas (Clemants & Moore, 2003; Maciel et al., 2010; Štajerová et al., 2017). Por outro lado, Euphorbiaceae, Cyperaceae e Rubiaceae aparecem sub-representadas em comparação a sua ampla diversidade de espécies, embora alguns gêneros como *Euphorbia* e *Cyperus* sejam frequentemente registrados (Clemants & Moore, 2003; Pyšek et al., 2017).



**Figura 17.** Metáfases mitóticas em espécies vegetais adaptadas à ambientes urbanos ordenados pelo IVI. **A.** *Kalanchoe delagoensis* ( $2n = 68$ ); **B.** *Porophyllum ruderale* ( $2n = 44$ ); **C.** *Conyza bonariensis* ( $2n = 54$ ); **D.** *Emilia sonchifolia* ( $2n = 10$ ). Barra de escala em **D** equivale a 5  $\mu\text{m}$ .

Grande parte dos trabalhos referentes as plantas urbanas referem-se a pesquisas qualitativas e comparativas (Clemants & Moore, 2003; Ricotta et al., 2009; Pyšek et al., 2017; Ruas et al., 2022), enquanto trabalhos de base quantitativa são pouco discutidos, o que pode demonstrar uma realidade diferente em termos de importância nas famílias botânicas. Em estudo fitossociológico realizado em áreas urbanas no Brasil (Maciel et al., 2010), por exemplo, foi demonstrado que as famílias mais representativas em número de indivíduos foram Poaceae, Euphorbiaceae, Portulacaceae, Phyllanthaceae e Amaranthaceae, enquanto Asteraceae obteve um maior número de espécies, mas com baixa representatividade em número de indivíduos. Da mesma forma, a referente pesquisa demonstra que famílias sub-representadas em número de espécies em áreas urbanas, como Euphorbiaceae, Cyperaceae, Rubiaceae, Portulacaceae e Phyllanthaceae (Clemants & Moore, 2003; Pyšek et al., 2017), possuem significativa importância em quantidade de indivíduos, destacando-se também em termos adaptativos à dinâmica da ecologia urbana.

Em relação ao número de espécies, as plantas invasoras no Brasil e aquelas classificadas como nativas foram quase igualmente representadas nas áreas urbanas pesquisadas. Contudo, em termos quantitativos, as espécies invasoras predominaram em relação ao valor de importância, abrangendo sete das dez espécies com maior IVI. A grande representatividade das espécies invasoras nas áreas urbanas tem sido notavelmente registrada em diferentes trabalhos (Pyšek et al., 2017; Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022). Algumas das espécies com maior IVI nesta pesquisa, como *Cyperus rotundus*, *Portulaca oleracea*, *Eleusine indica* e *Cynodon dactylon*, estão inclusas entre as plantas invasoras mais amplamente dispersas pelo globo terrestre (Pyšek et al., 2017), corroborando com esta maior representatividade também em termos estruturais.

A adaptabilidade das espécies invasoras nas áreas urbanas pode estar relacionada a uma ampla diversidade genética e capacidade de suportar condições ambientais adversas, além de apresentarem alta taxa de reprodução, facilidade de dispersão, fortes habilidades competitivas e potencial alelopático (Lambrecht et al., 2016; Štajerová et al., 2017; Ruas et al., 2022; Santangelo et al., 2022). Espécies invasoras também podem hibridizar com espécies nativas, originando genótipos melhor adaptados que passam a competir por espaço e frequentemente formar áreas com vegetação monoespecífica (Thompson, 1991; Thomas, 2015).

Normalmente, a grande maioria dos organismos não nativos introduzidos falham em persistir, e muitos daqueles que estabelecem populações autossustentáveis não se dispersam além de seu ponto de introdução (Ricciardi, 2013). Entretanto, algumas espécies não nativas adquirem a capacidade de reprodução rápida, apresentam ampla tolerância ambiental e mecanismos de exploração de vetores de transporte humanos, conseguindo assim, se espalhar por vastas regiões e tornarem-se invasoras (Thompson, 1991; Rodriguez, 2006; Ricciardi, 2013). Essas espécies, embora comumente sejam tratadas como um problema global, também podem promover impactos facilitadores sobre as espécies nativas, como fornecer recursos limitados (nutrientes, presas, hospedeiros), aumentar a complexidade do habitat, substituir funcionalmente uma espécie nativa e estabelecer diferentes funções no ecossistema (Rodriguez, 2006). Nesta concepção, os ambientes urbanos analisados frequentemente compartilham espécies invasoras e espécies nativas em um mesmo grupo de vegetação, o que pode indicar uma interação ecológica entre ambas neste tipo de ecossistema.

Ao usar os ambientes urbanos como analogia às mudanças ambientais globais é possível quantificar quais os grupos de plantas estão mais adaptados a uma nova realidade

ambiental no Antropoceno (Lambrecht et al., 2016). A capacidade de dispersão de muitas plantas por todo o globo terrestre pode ser uma vantagem para sobreviver a extinção. Determinados estudos sugerem que em grandes extinções em massa, como a grande extinção do Permiano-Triássico e no Cretáceo-Paleogeno, a ampla distribuição geográfica, assim como a riqueza de espécies em alguns grupos, aumentou a probabilidade de sobrevivência, enquanto outros, com distribuição geográfica restrita, foram mais susceptíveis à extinção (Erwin, 1989; Jablonski & Raup, 1995; Macleod et al., 1997). No Antropoceno é admitido, inclusive, que espécies generalistas e amplamente dispersas são, em média, menos sujeitas à extinção (Otto, 2018). Em analogia ao ocorrido nas grandes extinções em massa, as espécies amplamente dispersas e adaptadas a ambientes alterados teriam uma probabilidade maior de sobrevivência no Antropoceno, comparada à grupos sensíveis a degradação ambiental e de distribuição restrita.

#### *4.4.2 Poliploides de áreas urbanas são menos sujeitos à extinção no Antropoceno*

Entre as espécies registradas, 24 delas (61,5%) foram poliploides, das quais 12 (50,0%) são invasoras e 12 (50,0%) são nativas do Brasil. Entre as 10 espécies com maiores IVI, a poliploidia foi observada em sete delas, incluindo *Cyperus rotundus* ( $2n = 152$ ), a espécie com maior importância entre as espécies levantadas (IVI = 43,54). Entre as demais espécies com maior IVI, duas foram ocasionalmente poliploides, *Eragrostis tenella* ( $2n = 20, 36$ ; IVI = 32,93) e *Eleusine indica* ( $2n = 18, 40$ ; IVI = 19,09). Para *Oldenlandia corymbosa* (IVI = 28,69), o registro de um citótipo diploide nesta pesquisa ( $2n = 18$ ) divergiu do número mais frequentemente reportado na literatura para este táxon ( $2n = 36$ ) (Rice et al., 2015).

Condições de estresse ambiental, temperaturas alteradas, limitação de nutrientes, poluentes químicos e danos físicos podem contribuir para o aumento de gametas não reduzidos e duplicação somática, gerando erros mitóticos e meióticos e, por conseguinte, duplicação completa do genoma (Ramsey & Schemske, 1998; Fuchs et al., 2018). Estas condições são precisamente encontradas em espaços fortemente urbanizados, o que pode justificar as altas taxas de poliploidia em plantas que ocupam áreas urbanas (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022).

Mudanças no genoma em larga escala, especialmente a poliploidia, representam uma das rotas mais rápidas pelas quais os organismos se adaptam a um ambiente alterado (Otto, 2018; Lavania, 2020; Van De Peer et al., 2021). Nesta perspectiva, os ambientes

urbanos podem facilmente ser ocupados por plantas poliploides, que são hábeis para ocupar novos nichos ecológicos (Thompson et al., 2018; Van Drunen & Johnson, 2022). Além de favorecer a adaptação ao estresse ocasionado pela urbanização, plantas poliploides de ambientes urbanos podem adquirir novos mecanismos reprodutivos e de dispersão, o que aumenta sua capacidade de consolidar-se nestes ambientes (Beest et al., 2012; Thompson et al., 2018; Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022).

Duas espécies registradas em áreas urbanas foram neopoliploides e apresentaram eventos de diploidia pós-poliploidização, sendo uma delas ascendente em *E. indica* ( $2n = 18 \rightarrow 36 \rightarrow 40$ ) e outra descendente em *E. tenella* ( $2n = 20 \rightarrow 40 \rightarrow 36$ ). Rearranjos cromossômicos pós-poliploidização é um fenômeno relativamente comum (Lysac et al., 2005; Bowers & Paterson, 2021; Feng et al., 2024). Em muitos casos, indivíduos poliploides eliminam DNA não essencial (elementos transponíveis, por exemplo), o que pode ser acompanhado por fusões cromossômicas, reduzindo o número de cromossomos pós-poliploidia (Bowers & Paterson, 2021; Zhang et al., 2021). Embora menos comum, fissões cromossômicas também podem ocorrer devido a rearranjos e reorganização do genoma pós-poliploidia, aumentando o número cromossômico (Lysac et al., 2005; Hipp et al., 2009). Estes rearranjos cromossômicos verificados pós-poliploidização em *E. indica* e *E. tenella* podem ter permitido uma melhor adaptação às áreas urbanas onde estes indivíduos foram registrados.

O significativo registro de plantas poliploides na referente pesquisa permitiu a confirmação de diferentes hipóteses: I – a duplicação completa do genoma facilita a dispersão de plantas invasoras (Stebbins, 1971; Beest et al., 2012; Lavania, 2000); II – áreas urbanas são ocupadas preferencialmente por plantas poliploides (Moura et al., 2021; Van Drunen & Johnson, 2022); III – a análise cariotípica em espécies que ocorrem em áreas urbanas permitem um melhor entendimento da evolução da poliploidia em grupos vegetais, inclusive com registros de neopoliploides (Van Drunen & Johnson, 2022).

A poliploidia é reconhecida como presente em quase todas as linhagens de plantas superiores, com vários ciclos de duplicação do genoma ocorrendo na maioria das espécies existentes (Jiao et al., 2011; Alix et al., 2017). Muitos desses eventos críticos de poliploidia ocorreram durante períodos de extinção em massa, incluindo os limites entre o Cretáceo-Paleogeno (Fawcett et al., 2009; Alix et al., 2017; Lohaus & Van De Peer, 2016). Mesmo em períodos de adversidades climáticas mais recentes, como o último máximo glacial, a poliploidia teve um papel importante na origem de determinadas linhagens de plantas, conforme constatado em *Arabidopsis* (Novikova et al., 2018). Além

disso, a variabilidade genética proporcionada pela poliploidização tem um impacto positivo na competitividade das plantas, o que pode levar ao aumento da capacidade de colonizar novos ambientes (Beest et al., 2012; Moura et al., 2021).

Ao considerar a correlação existente entre poliploidia e sobrevivência a extinção ou adaptação às adversidades ambientais em âmbito global sugerida por diferentes autores (Fawcett et al., 2009; Alix et al., 2017; Lohaus & Van De Peer, 2016), nossos achados sugerem que plantas poliploidas ocorrentes em ambientes urbanos podem apresentar mecanismos que as possibilitem sobreviver ao processo de extinção em massa e as adversidades ambientais vivenciado no Antropoceno.

Entre as espécies com maiores IVI, *Euphorbia prostrata*, *Phyllanthus niruri* e *Euphorbia hirta*, não apresentaram registros de poliploidia, seja no referente trabalho ou na literatura (Rice et al., 2015). Além disso, algumas espécies apresentaram número cromossômico relativamente baixo, como *Turnera subulata* e *Emilia sonchifolia* (ambas com  $2n = 10$ ). Apesar dos poliploidas apresentarem vantagens adaptativas em áreas degradadas, um aumento no tamanho celular pode refletir também em necessidades maiores de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P) (Walczak & Hersch-Green, 2019; Anneberg et al., 2023). Indivíduos diploides, por outro lado, podem ser menos exigentes em nutrientes, além de possuírem metabolismo e crescimento mais rápido comparado com poliploidas (Fowler & Levin, 2016; Anneberg et al., 2023). Desta forma, manter-se diploide, com baixos números cromossômicos, também aparece como uma estratégia adaptativa para alguns grupos de plantas adaptadas a áreas urbanas, sendo capaz de mediar a dinâmica competitiva em um ambiente com recursos limitados.

De forma geral, o entendimento da dinâmica populacional e a variabilidade cromossômica das plantas que ocorrem em áreas urbanizadas revela-se complexa. Contudo, tais estudos revelam-se promissores para testar diferentes hipóteses evolutivas no contexto das mudanças ambientais globais, em concordância com uma nova realidade ambiental vivenciada no Antropoceno.

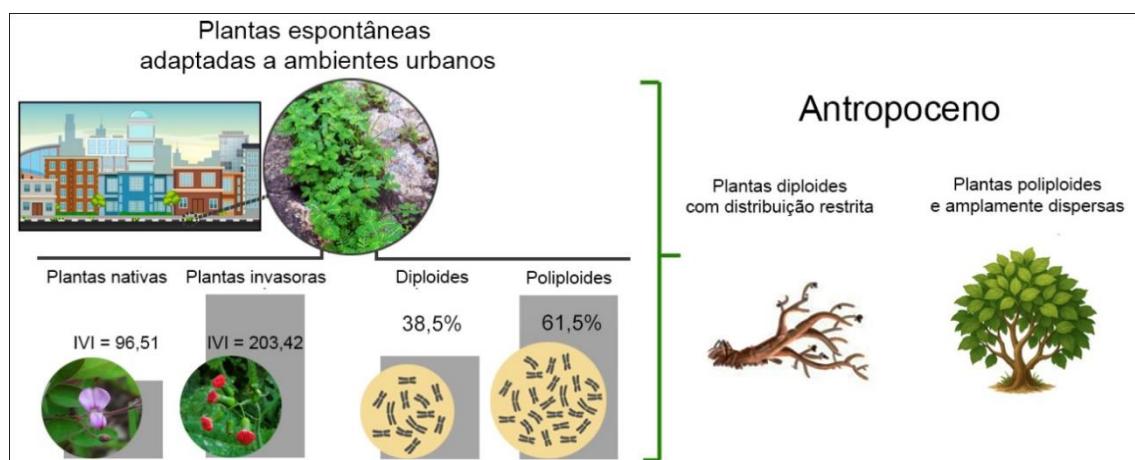
#### **4.5 Considerações gerais sobre parâmetros estruturais e número cromossômicos de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos**

A análise estrutural das plantas adaptadas a ambientes urbanos envolveu 8.779 indivíduos pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 39 espécies, das quais *Cyperus rotundus*, *Eragrostis tenella*, *Oldenlandia corymbosa*, *Euphorbia prostrata*, *Portulaca*

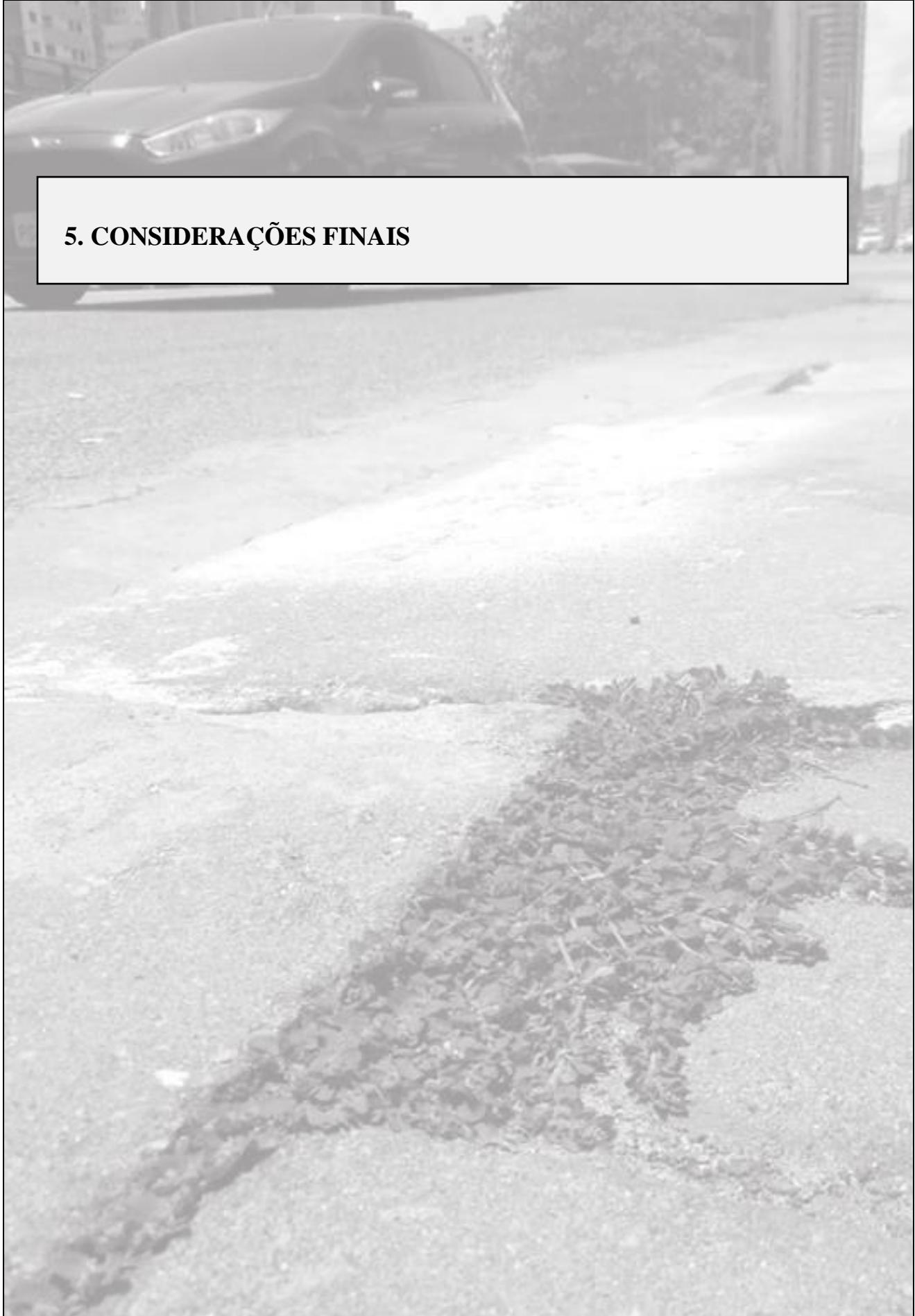
*oleracea*, *Eleusine indica*, *Phyllanthus niruri* e *Euphorbia hirta* se destacaram com maiores índices de valor de importância (IVIs). As espécies invasoras e amplamente dispersas foram predominantes nas áreas urbanas amostradas em relação ao IVI.

A análise citogenética demonstrou que a ocorrência de poliploidia é um importante fator que favorece a adaptação das plantas a ocupar ambientes urbanos, presente em 61,5% das espécies analisadas. Para alguns grupos, todavia, manter-se diploide, com baixos números cromossômicos, também aparece como uma estratégia adaptativa para colonizar áreas urbanas, permitindo a estes indivíduos mediar a dinâmica competitiva em um ambiente com recursos limitados.

A proporção nos parâmetros estruturais entre as espécies nativas e invasoras aliado ao número cromossômico permite-nos sugerir que plantas amplamente dispersas e poliploides tendem a apresentar mecanismos de adaptação e sobrevivência mais eficientes aos ambientes adversos nas áreas urbanas (Figura 17). Ao levar em consideração que as condições abióticas das cidades podem ser similares aquelas esperadas no futuro com o avanço das mudanças ambientais, nossos resultados permitem entender melhor como as plantas estão se adaptando a esta nova realidade ambiental vivenciada no Antropoceno.



**Figura 18.** Esquema representativo da análise estrutural e número cromossômico de plantas espontâneas adaptadas a ambientes urbanos. No Antropoceno, a tendência é que plantas poliploides e amplamente dispersas tenham um maior sucesso adaptativo. Ilustrações obtidas a partir do freepik ([www.freepik.com](http://www.freepik.com)).



## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho realizamos uma discussão sobre a importância da Biogeografia no Antropoceno, refletindo sobre os desafios complexos desta ciência no entendimento da nova dinâmica da natureza global. Novos nichos ecológicos, ecossistemas híbridos, espécies invasoras, mutações genéticas, adaptações, especiação em áreas degradadas, antromas, extinções e híbridos tecnológicos estão entre os elementos característicos desta natureza hibridizada no Antropoceno.

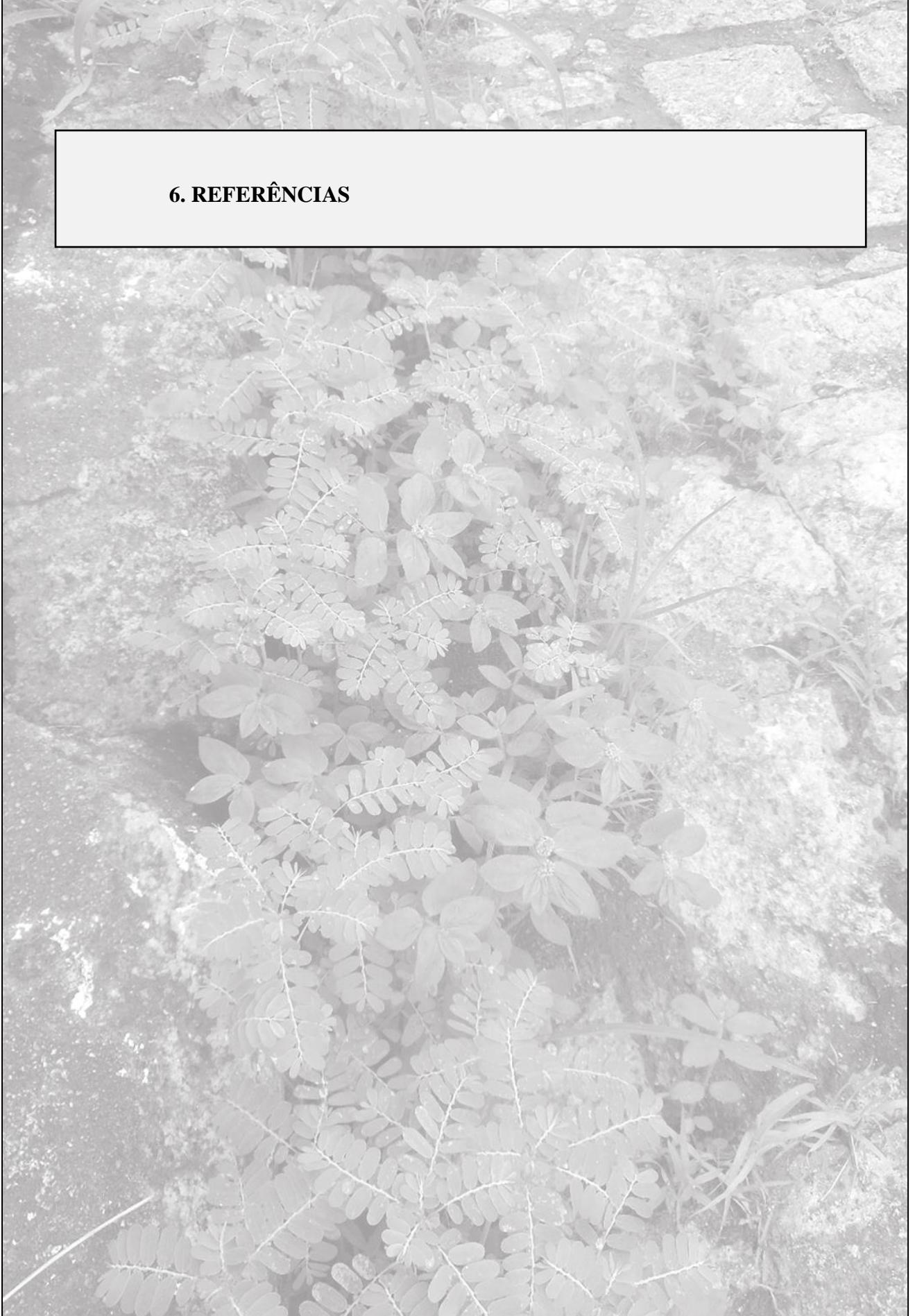
Ao discutirmos sobre os processos de extinção, adaptação, especiação, natureza hibridizada e híbridos tecnológicos do Antropoceno foi possível perceber como as atividades humanas refletem nas transformações dos ecossistemas naturais. A partir da expansão das atividades humanas sobre a natureza se observa uma intensificação e aceleração expressiva destes fenômenos, que ameaçam muitos grupos de organismos. Por outro lado, os mesmos fenômenos que levam muitas espécies a desaparecerem, acabam favorecendo o surgimento de novas espécies, além de selecionar aqueles indivíduos com características mais adaptadas.

A tecnologia humana, sobretudo através da engenharia genética, tem contribuído para a inclusão de seres híbridos (combinação entre o natural e o artificial) nos diferentes ambientes do planeta. Plantas transgênicas, clones artificiais, espécies extintas ressuscitadas, invenções biológicas sintéticas, células planimais, entre outros, fazem parte agora da complexa dinâmica da natureza no Antropoceno. Contudo, questões relacionadas a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas, assim como questões éticas referentes ao respeito das leis naturais, ainda precisam ser melhor debatidos.

Ao investigarmos os processos de adaptação das plantas espontâneas a ambientes urbanos por meio da análise citogenética e dos parâmetros estruturais foi percebido que as espécies nativas e invasoras se equiparam em relação ao número de espécies, embora em termos quantitativos as espécies invasoras tenham se destacado com maior Índice de Valor de Importância (IVI). A poliploidia foi registrada em 61,5% das espécies analisadas, inclusive entre aquelas com maior IVI, demonstrando que estas mutações favorecem a ocupação de áreas altamente degradadas, como os ambientes urbanos. Nossos achados sugerem que plantas poliploidas e amplamente dispersas tendem a apresentar mecanismos de sobrevivência mais eficientes no Antropoceno.

Discutir a Biogeografia no Antropoceno é fundamental para entendermos os diferentes caminhos evolutivos das espécies no planeta, incluindo o *Homo sapiens*. As

áreas urbanas aparecem como campo de pesquisa importante, tendo em vista que reúne muitas características ambientais esperadas no futuro com o avanço das mudanças climáticas. Além disso, estudos sobre os processos de extinção, adaptação e especiação são importantes para entendermos como o planeta se reconfigura sistematicamente diante das perturbações antrópicas. Portanto, pesquisas futuras direcionadas ao entendimento da Biogeografia urbana e ecológica são indispensáveis para a compreensão da natureza hibridizada no Antropoceno.



## 6. REFERÊNCIAS

## 6. REFERÊNCIAS

- ABRAMSON, G.; LAGUNA, M.F.; KUPERMAN, M.N.; MONJEAU, A.; LANATA, J.L. On the roles of hunting and habitat size on the extinction of megafauna. *Quaternary International*, v. 431, p. 205-215, 2017.
- AINOUCHÉ, M.L.; BAUMEL, A.; SALMON, A.; YANNIC, G. Hybridization, polyploidy and speciation in *Spartina* (Poaceae). *New Phytologist*, v. 161, n. 1, p. 165-172, 2004.
- ALBERTI, M. **Cities that think like planets: complexity, resilience, and innovation in hybrid ecosystems**. Washington: University of Washington Press, 2016.
- ALIX, K.; GÉRARD, P.R.; SCHWARZACHER, T.; HESLOP-HARRISON, J.S. Polyploidy and interspecific hybridization: partners for adaptation, speciation and evolution in plants. *Annals of botany*, v. 120, n. 2, p. 183-194, 2017.
- ALLENDORF, F.W.; HARD, J.J. Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, p. 9987-9994, 2009.
- AMORI, G.; GIPPOLITI, S.; LUISELLI, L. A short review of the roles of climate and man in mammal extinctions during the Anthropocene. *Rendiconti Lincei*, v. 25, p. 95-99, 2014.
- ANDRADE, B.O.; BOLDRINI, I.I.; CADENAZZI, M.; PILLAR, V.D.; OVERBECK, G.E. Grassland vegetation sampling-a practical guide for sampling and data analysis. *Acta Botanica Brasilica*, v. 33, p. 786-795, 2019.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, p. 1-20, 2016.
- ANNEBERG, T.J.; O'NEILL, E.M.; ASHMAN, T.L.; TURCOTTE, M.M. Polyploidy impacts population growth and competition with diploids: multigenerational experiments reveal key life-history trade-offs. *New Phytologist*, v. 238, n. 3, p. 1294-1304, 2023.
- AOKI, R.; INUI, Y.; OKABE, Y.; SATO, M.; TAKEDA-KAMIYA, N.; TOYOOKA, K.; SAWADA, K.; MORITA, H.; GENOT, B.; MARUYAMA, S.; TOMO, T.; SONOIKE, K.; MATSUNAGA, S. Incorporation of photosynthetically active algal chloroplasts in cultured mammalian cells towards photosynthesis in animals. *Proceedings of the Japan Academy, Series B*, v. 100, n. 9, p. 524-536, 2024.
- APFELBECK, B.; JAKOBY, C.; HANUSCH, M.; STEFFANI, E.B.; HAUCK, T.E.; WEISSE, W.W. A conceptual framework for choosing target species for wildlife-inclusive urban design. *Sustainability*, v. 11, n. 24, 2019.
- ARAUJO, B.B.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; LIMA-RIBEIRO, M.S.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; FERNANDEZ, F.A. Bigger kill than chill: The uneven roles of humans and climate on late Quaternary megafaunal extinctions. *Quaternary International*, v. 431, p. 216-222, 2017.

ARTAXO, P. Uma nova era geológica em nosso planeta: o Antropoceno. **Revista Usp**, v. 103, p. 13-24, 2014.

BAGGIO, R.A.; ARAUJO, S.B.; AYLLÓN, D.; BOEGER, W.A. Dams cause genetic homogenization in populations of fish that present homing behaviour: evidence from a demogenetic individual-based model. **Ecological Modelling**, v. 384, p. 209-220, 2018.

BÁNÁTI, D. Animal cloning for food supply: a review. **Acta Alimentaria**, v. 38, n. 1, p. 117-132, 2009.

BARNOSKY, A.D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G.O.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T.B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J.L.; LINDSEY, E.L.; MAGUIRE, K.C.; MERSEY, B.; FERRER, E.A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.

BAWA, A. S.; ANILAKUMAR, K. R. Genetically modified foods: safety, risks and public concerns - a review. **Journal of food science and technology**, v. 50, n. 6, p. 1035-1046, 2013.

BEEST, M.T.; LE ROUX, J.J.; RICHARDSON, D.M.; BRYSTING, A.K.; SUDA, J.; KUBEŠOVÁ, M.; PYŠEK, P. The more the better? The role of polyploidy in facilitating plant invasions. **Annals of botany**, v. 109, n. 1, p. 19-45, 2012.

BORGES, F.O.; SANTOS, C.P.; PAULA, J.R.; MATEOS-NARANJO, E.; REDONDO-GOMEZ, S.; ADAMS, J.B.; CAÇADOR, I.; FONSECA, V.F.; REIS-SANTOS, P.; DUARTE, B.; ROSA, R. Invasion and extirpation potential of native and invasive *Spartina* species under climate change. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 696333, 2021.

BOWERS, J.E.; PATERSON, A.H. Chromosome number is key to longevity of polyploid lineages. **New Phytologist**, v. 231, n. 1, p. 19-28, 2021.

BRAGA, D.A.R. A “Sexta Extinção” e suas relações com o conceito de biodiversidade: uma análise histórica. **Revista Dia-Logos**, v. 12, n. 2, p. 118-131, 2018.

BUZAI, G.; CHICHKOYAN, K. Espacios y especies: propuesta de modelización espacial para comprender las extinciones del Pleistoceno Tardío–Holoceno Temprano. **Huellas**, v. 27, n. 1, p. 137-155, 2023.

CAFARO, P. Three ways to think about the sixth mass extinction. **Biological Conservation**, v. 192, p. 387-393, 2015.

CAMILO, G.P.; BREGAGNOLI, M.; SOUZA, C.A.S. Levantamento da biodiversidade florística da arborização urbana em Guaxupé - Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 5, n. 1, 2013.

CAMPBELL-STATON, S.C.; ARNOLD, B.J.; GONÇALVES, D.; GRANLI, P.; POOLE, J.; LONG, R.A.; PRINGLE, R.M. Ivory poaching and the rapid evolution of tusklessness in African elephants. **Science**, v. 374, n. 6566, p. 483-487, 2021.

CANESTRELLI, D.; BISCONTI, R.; CHIOCCHIO, A.; MAIORANO, L.; ZAMPIGLIA, M.; NASCETTI, G. Climate change promotes hybridisation between deeply divergent species. **PeerJ**, v. 5, p. e3072, 2017.

CARAGIULO, A.; GAUGHRAN, S.J.; DUNCAN, N.; NAGY, C.; WECKEL, M.; VONHOLDT, B.M. Coyotes in New York City carry variable genomic dog ancestry and influence their interactions with humans. **Genes**, v. 13, n. 9, p. 1661, 2022.

CARREIRO, M.M.; TRIPLER, C.E. Forest remnants along rural-urban gradients: examining their potential for global change research. **Ecosystems**, v. 8, n. 5, p. 568-582, 2005.

CASTREE, N. The Anthropocene and geography I: the back story. **Geography Compass**, v. 8, n. 7, p. 436-449, 2014.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R. Mutilation of the tree of life via mass extinction of animal genera. **PNAS**, v. 120, n. 39, p. e2306987120, 2023.

CHARRON, G.; MARSIT, S.; HÉNAULT, M.; MARTIN, H.; LANDRY, C.R. Spontaneous whole-genome duplication restores fertility in interspecific hybrids. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 4126, 2019.

CHRISTENHUSZ, M.J.; GOVAERTS, R. Plant extinction in the Anthropocene. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 207, n. 3, p. 183-196, 2025.

CLARK, J.W.; DONOGHUE, P.C.J. Whole-genome duplication and plant macroevolution. **Trends in plant science**, v. 23, n. 10, p. 933-945, 2018.

CLEMANTS, S.; MOORE, G. Patterns of species diversity in eight northeastern United States cities. **Urban habitats**, v. 1, n. 1, p. 4-16, 2003.

COOK, B.R.; RICKARDS, L.A.; RUTHERFURD, I. Geographies of the Anthropocene. **Geographical Research**, v. 53, n. 3, p. 231-243, 2015.

COOPER, C.; COLLIER, M.J.; PINEDA-PINTO, M.; CASTAÑEDA, N.R.; O'DONNELL, M.; NULTY, F. Urban novel ecosystems as affective landscapes. **Sustainability Science**, v. 19, n. 6, p. 1921-1933, 2024.

CORDEIRO, J.M.P.; NOLLET, F.; BURIL, M.T.; CHASE, M.W.; FELIX, L.P. A new species of *Gomesa* (Oncidiinae, Orchidaceae) from inselbergs in Brazilian caatinga: morphological and karyological evidence. **Phytotaxa**, v. 374, n. 2, p. 147-154, 2018.

CORDEIRO, J.M.; KAEHLER, M.; SOUZA, L.G.; FELIX, L.P. Heterochromatin and numeric chromosome evolution in Bignoniaceae, with emphasis on the Neotropical clade *Tabebuia* alliance. **Genetics and Molecular Biology**, v. 43, n. 1, p. e20180171, 2020.

COSTA, A. A. Antropoceno: desmandamentos gravados em rocha. In: DANOWISK, D.; CASTRO, E. V.; SALDANHA, R. (Orgs.). **Os mil nomes de Gaia: do Antropoceno à Idade da Terra**. vol. 1. Rio de Janeiro: Editora Machado, 2022. pp. 106-186.

COURTIN, J.; STOOF-LEICHSENRING, K.R.; LISOVSKI, S.; LIU, Y.; ALSOS, I.G.; BISKABORN, B.K.; DIEKMANN, B.; MELLES, M.; WAGNER, B.; PESTRYAKOVA, L.; RUSSEL, J.; HUANG, Y.; HERZSCHUH, U. Potential plant extinctions with the loss of the Pleistocene mammoth steppe. **Nature Communications**, v. 16, n. 1, 2025.

CRONIN, M.A.; MACNEIL, M.D. Genetic relationships of extant brown bears (*Ursus arctos*) and polar bears (*Ursus maritimus*). **Journal of Heredity**, v. 103, n. 6, p. 873-881, 2012.

CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**, v. 415, p. 23, 2002.

D'AGOSTINO, N.; FASANO, C. Editorial: Genetics and Genomics of Polyploid Plants. **Genes**, v. 15, n. 11, 2024.

DÍAZ-MUÑOZ, S.L. Role of recent and old riverine barriers in fine-scale population genetic structure of Geoffroy's tamarin (*Saguinus geoffroyi*) in the Panama Canal watershed. **Ecology and Evolution**, v. 2, n. 2, p. 298-309, 2011.

DINIZ-FILHO, J.A.F. Modelos ecológicos de extinção da megafauna do Pleistoceno. **Xingó**, v. 2, p. 53-81, 2002.

DITCHKOFF, S.S.; SAALFELD, S.T.; GIBSON, C.J. Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. **Urban ecosystems**, v. 9, p. 5-12, 2006.

DONIHUE, C.M.; LAMBERT, M.R. Adaptive evolution in urban ecosystems. **Ambio**, v. 44, p. 194-203, 2014.

DUBOIS, J.; CHEPTOU, P.O. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1712, p. 20160038, 2017.

DZIECH, A. Identification of wolf-dog hybrids in Europe - an overview of genetic studies. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 760160, 2021.

EDGEWORTH, M.; BAUER, A.M.; ELLIS, E.C.; FINNEY, S.C.; GILL, J.L.; GIBBARD, P.L.; MASLIN, M.; MERRITTS, D.J.; WALKER, M.J.C. The Anthropocene is more than a time interval. **Earth's Future**, v. 12, p. e2024EF004831, 2024.

ELLIS, E.C. Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, p. 368-372, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.002>

ELLIS, E.C. **Anthropocene: a very short introduction**. Oxford University Press, 2018.

ELLIS, E.C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

- ELLIS, E.C.; ANTILL, E.C.; KREFT, H. All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocene. **PloS one**, v. 7, n. 1, p. e30535, 2012.
- EPPS, C.W.; PALSBOELL, P.J.; WEHAUSEN, J.D.; RODERICK, G.K.; RAMEY, R.R.; MCCULLOUGH, D.R. Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. **Ecology letters**, v. 8, n. 10, p. 1029-1038, 2005.
- ERWIN, D.H. Regional paleoecology of Permian gastropod genera, southwestern United States, and the end-Permian mass extinction. **Palaios** v. 4, p. 424-438, 1989
- ETHUR, L.Z.; PONCE, M.M.; GASS, S.L.B.; SILVA, D.M. Composição florística e sua espacialização em praça centenária de Itaqui-RS. **Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes**, v. 7, n. 15, p. 59-72, 2019.
- FAWCETT, J.A.; MAERE, S.; VAN DE PEER, Y. Plants with double genomes might have had a better chance to survive the Cretaceous–Tertiary extinction event. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 14, p. 5737-5742, 2009.
- FENG, X.; CHEN, Q.; WU, W.; WANG, J.; LI, G.; XU, S.; SHAO, S.; LIU, M.; ZHONG, C.; WU, C.; SHI, S.; HE, Z. Genomic evidence for rediploidization and adaptive evolution following the whole-genome triplication. **Nature communications**, v. 15, n. 1635, 2024.
- FERDINAND, M. **Uma ecologia decolonial: pensar a partir do mundo caribenho**. São Paulo: Ubu Editora, 2022.
- FIGUEIRÓ, A. **Biogeografia: dinâmicas e transformações da natureza**. Oficina de Textos: São Paulo, 2015.
- FIGUEIRÓ, A.S. Biogeografia, historicidade e episteme: notas para a compreensão de uma natureza híbrida no Antropoceno. **Humboldt - Revista de Geografia Física e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 2, p. e57367, 2021.
- FIGUEIRÓ, A.S. Das Teorias Clássicas à Teoria Biogeográfica Antropocênica: a construção sociocultural do nicho. In: SPOSITO, E.S.; CLAUDINO, G.S. (Orgs). **Teorias na Geografia II: manifestações da natureza**. Rio de Janeiro: Consequência Editora, 2022. pp. 251-296.
- FILGUEIRAS, B.K.; PERES, C.A.; MELO, F.P.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Winner–loser species replacements in human-modified landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 36, n. 6, p. 545-555, 2021.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em 17 fev 2025.
- FOWLER, N.L.; LEVIN, D.A. Critical factors in the establishment of allopolyploids. **American Journal of Botany**, v. 103, n. 7, p. 1236-1251, 2016.
- FREDENS, J.; WANG, K.; DE LA TORRE, D.; FUNKE, L.F.; ROBERTSON, W.E.; CHRISTOVA, Y.; CHIA, T.; SCHMIED, W.H.; DUNKELMANN, D.L.; BERÁNEK,

V.; UTTAMAPINANT, C.; LLAMAZARES, A.G.; ELLIOTT, T.S; CHIN, J.W. Total synthesis of *Escherichia coli* with a recoded genome. **Nature**, v. 569, n. 7757, p. 514-518, 2019.

FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, L.M.S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-539, 2012.

FU, B.; MEADOWS, M.E.; ZHAO, W. Geography in the Anthropocene: Transforming our world for sustainable development. **Geography and Sustainability**, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2021.

FUCHS, L.K.; JENKINS, G.; PHILLIPS, D.W. Anthropogenic impacts on meiosis in plants. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 2018.

FUKANO, Y.; UCHIDA, K.; TACHIKI, Y. Urban-rural gradients: how landscape changes drive adaptive evolution of plant competitive traits. **Evolutionary Ecology**, v. 37, p. 215-232, 2023.

FURLAN, S.A.; MELO, R.; LIMA, E.R.V.; SOUZA, B.I. Biogeografia: reflexões sobre temas e conceitos. **Revista da ANPEGE**, v. 12, n. 18, p. 97-115, 2016.

FUSCO, G.; MINELLI, A. **Understanding Reproduction**. Cambridge University Press, 2023.

GAO, J.G.; LIU, H.; WANG, N.; YANG, J.; ZHANG, X.L. Plant extinction excels plant speciation in the Anthropocene. **BMC Plant Biology**, v. 20, p. 1-11, 2020.

GAO, L.; CAI, M.; ZENG, L.; ZHANG, Q.; ZHU, H.; GU, X.; PENG, C. Adaptation of the invasive plant (*Sphagnum trilobata* L. Pruski) to a high cadmium environment by hybridizing with native relatives. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 905577, 2022.

GOLDBLATT, P.; JOHNSON, D. E. **Index to Plant Chromosome Numbers**. Missouri Botanical Garden, St. Louis, 1979.

GUAYASAMIN, J.M.; RIBAS, C.C.; CARNAVAL, A.C.; CARRILLO, J.D.; HOORN, C.; LOHMANN, L.G.; RIFF, D.; ULLOA, C.U.; ALBERT, J. S. Evolution of Amazonian biodiversity: A review. **Acta Amazonica**, v. 54, p. e54bc21360, 2024.

GUERRA, M. O uso de Giemsa na citogenética vegetal: comparação entre a coloração simples e o bandeamento. **Ciência e Cultura**, v.35, p.190-193, 1983.

GUERRA, M. Chromosome numbers in plant cytotaxonomy: concepts and implications. **Cytogenetic Genome Research**, v. 120, n. 3-4, p. 339-350, 2008.

HADDAD, N.M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HARAWAY, D. Anthropocene, Capitalocene, Plantationocene, Chthulucene: Making kin. **Environmental humanities**, v. 6, n. 1, p. 159-165, 2015.

HARMS, N.E.; THUM, R.A.; GETTYS, L.A.; MARKOVICH, I.J.; FRENCH, A.; SIMANTEL, L.; RICHARDSON, R. Hybridization between native and invasive Nymphoides species in the United States. **Biological Invasions**, v. 23, n. 10, p. 3003-3011, 2021.

HASSOL, S.J.; KATZENBERGER, J. (eds.). **Biological invasion as a global change. A report on the Aspen Global Change Workshop**. Aspen, Colorado, USA, 1994.

HEGARTY, M.J.; HISCOCK, S.J. Hybrid speciation in plants: new insights from molecular studies. **New Phytologist**, v. 165, n. 2, p. 411-423, 2005.

HENGEVELD, R. Ecological biogeography. **Progress in physical geography**, v. 17, n. 4, p. 448-460, 1993.

HERNÁNDEZ, J.L.S. El debate sobre el Antropoceno como oportunidad para repensar la Geografía y su enseñanza. **Cuadernos Geográficos**, v. 60, n. 3, p. 297-315, 2021.

HESLOP-HARRISON, J.S.; SCHWARZACHER, T.; LIU, Q. Polyploidy: its consequences and enabling role in plant diversification and Evolution. **Annals of Botany**, v. 131, n. 1, p. 1-10, 2023.

HIPP, A.L.; ROTHROCK, P.E.; ROALSON, E.H. The evolution of chromosome arrangements in *Carex* (Cyperaceae). **The Botanical Review**, v. 75, p. 96-109, 2009.

HOAG, C.; SVENNING, J.-C. African environmental change from the Pleistocene to the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 27-54, 2017.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.S.; HALL, C.M. **Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order**. John Wiley & Sons, Ltd., 2013.

HOBBS, R.J. et al. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 10, p. 557-564, 2014.

HOŁY-ŁUCZAJ, M.; BLOK, V. How to deal with hybrids in the Anthropocene? Towards a philosophy of technology and environmental philosophy 2.0. **Environmental Values**, v. 28, n. 3, p. 325-345, 2019.

HORBORG, A. The Political Ecology of the Technocene: Uncovering ecologically unequal exchange in the world-system. In: HAMILTON, C.; GEMENNE, F.; BONNEUIL, C. (eds). **The Anthropocene and The Global Environmental Crisis**. Routledge: London, 2015. pp. 57-69.

HOUBEBINE, L.M.; DINNYÉS, A.; BÁNÁTI, D.; KLEINER, J.; CARLANDER, D. Animal cloning for food: epigenetics, health, welfare and food safety aspects. **Trends in food science & technology**, v. 19, p. S88-S95, 2008.

HUGHES, A.C. Wildlife trade. **Current Biology**, v. 31, n. 19, p. R1218-R1224, 2021.

INTERNATIONAL UNION OF GEOLOGICAL SCIENCES. Disponível em: <<https://www.iugs.org/>>. Acesso em: 28 de jan. de 2025.

JABLONSKI, D. Evolutionary consequences of mass extinctions. *In: RAUP, D.M.; JABLONSKI, D. (eds). Patterns and processes in the history of life.* Dahlem Workshop Reports, vol 36. Springer, Berlin, Heidelberg, 1986. pp. 313-329.

JABLONSKI, D.; RAUP, D.M. Selectivity of end-Cretaceous marine bivalve extinctions. **Science** v. 268, p. 389-391, 1995.

JANSEN, J.; HOBOHM, C. Urban Habitats: Cities and Their Potential for Nature Protection. *In: HOBOHM, C. (ed). Perspectives for Biodiversity and Ecosystems - Environmental Challenges and Solutions.* Springer, Cham., 2021. Pp. 425-447.

JIAO, Y. et al. Ancestral polyploidy in seed plants and angiosperms. **Nature**, v. 473, n. 7345, p. 97-100, 2011.

JOHNSON, M.T.; MUNSHI-SOUTH, J. Evolution of life in urban environments. **Science**, v. 358, n. 6363, p. eaam8327, 2017.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach.** John Wiley & Sons, London, 1992. 384 p.

KERR, M.R.; ORDONEZ, A.; RIEDE, F.; SVENNING, J.C. A biogeographic-macroecological perspective on the rising novelty of the biosphere in the Anthropocene. **Journal of Biogeography**, v. 51, n. 4, p. 575-587, 2024.

KIRCH, P.V. Archaeology and global change: the Holocene record. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 409-440, 2005.

KLEIN, C.G.; PISANI, D.; FIELD, D.J.; LAKIN, R.; WILLS, M.A.; LONGRICH, N.R. Evolution and dispersal of snakes across the Cretaceous-Paleogene mass extinction. **Nature Communications**, v. 12, n. 5335, 2021.

KOLBERT, E. **A Sexta Extinção: uma história não natural.** Rio de Janeiro: Intrínseca, 2015.

KŘIŠTÁLOVÁ, V.; CHRTEK, J.; KRAHULCOVÁ, A.; BRÄUTIGAM, S.; KRAHULEC, F. Populations of species of *Pilosella* in ruderal habitats in the city of Prague: frequency, chromosome numbers and mode of reproduction. **Preslia**, v. 82, p. 437-464, 2010.

KUEFFER, C. Plant invasions in the Anthropocene. **Science**, v. 358, n. 6364, p. 724-725, 2017.

LAMBRECHT, S.C.; MAHIEU, S.; CHEPTOU, P-O. Natural selection on plant physiological traits in an urban environment. **Acta oecologica**, v. 77, p. 67-74, 2016.

LASSIS, R.; FESTA-BIANCHET, M.; PELLETIER, F. Effects of hunting pressure and timing of harvest on bighorn sheep (*Ovis canadensis*) horn size. **Canadian Journal of Zoology**, v. 100, n. 8, p. 507-516, 2022.

LATOUR, B. **Jamais fomos modernos: ensaio de antropologia simétrica.** Tradução de Carlos Irineu da Costa. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora 34, 1994.

LAVANIA, U.C. Plant speciation and polyploidy: in habitat divergence and environmental perspective. **Nucleus** v. 63, p. 1-5, 2020.

LEE, V.E.; THORNTON, A. Animal cognition in an urbanised world. **Frontiers in ecology and evolution**, v. 9, p. 633947, 2021.

LEWIS, S.; MASLIN, M. Defining the Anthropocene. **Nature**, n. 519, p. 171-180, 2015.

LIMA, R.A.; DAUBY, G.; GASPER, A.L.; FERNANDEZ, E.P.; VIBRANS, A.C.; OLIVEIRA, A.A.; PRADO, P.I.; SOUZA, V.C.; SIQUEIRA, M.F.; STEEGE, H.T. Comprehensive conservation assessments reveal high extinction risks across Atlantic Forest trees. **Science**, v. 383, n. 6679, p. 219-225, 2024.

LOHAUS, R.; VAN DE PEER, Y. Of dups and dinos: evolution at the K/Pg boundary. **Current opinion in plant biology**, v. 30, p. 62-69, 2016.

LOPES, P.C.A.B. Antropoceno, Plantacionceno, Angloceno, Capitaloceno e Negroceno. Por que não Bacterioviroceno? ‘adiando o fim do mundo’, mas não da humanidade. In: MEDRADO, V. **Discussões Interdisciplinares em Ciências Humanas e Sociais**. Vol. 7. São Paulo: Editora Dialética, 2025. pp. 111-154.

LORIMER, J. Multinatural geographies for the Anthropocene. **Progress in human geography**, v. 36, n. 5, p. 593-612, 2012.

LOVEJOY, T.E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science advances**, v. 4, n. 2, p. eaat2340, 2018.

LOWRY, H.; LILL, A.; WONG, B.B.M. Behavioural responses of wildlife to urban environments. **Biological reviews**, v. 88, n. 3, p. 537-549, 2013.

LYSAK, M.A.; KOCH, M.A.; PECINKA, A.; SCHUBERT, I. Chromosome triplication found across the tribe Brassiceae. **Genome research**, v. 15, n. 4, p. 516-525, 2005.

MACIEL, C.D.G.; POLETINE, J.P.; OLIVEIRA NETO, A.M.; GUERRA, N.; JUSTINIANO, W. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas em calçadas do município de Paraguaçu Paulista-SP. **Planta Daninha**, v. 28, p. 53-60, 2010.

MACLEOD, N. et al. The Cretaceous-tertiary biotic transition. **Journal of the Geological Society**, v. 154, n. 2, p. 265-292, 1997.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford. 2004, 215 p.

MARCHANT, R.; BREWER, S.; WEBB III, T.; TURVEY, S. T. Holocene deforestation: a history of human-environmental interactions, climate change, and extinction. In: TURVEY, S. T. (edt.). **Holocene extinctions**. Oxford University Press: Oxford, 2009. pp. 213-234.

MÁRQUEZ, J.G. A new definition and three categories for classifying ecosystems. **Academia Biology**, v. 1, 2023.

MATSUNAGA, S. Planimal cells: artificial photosynthetic animal cells inspired by endosymbiosis and photosynthetic animals. *Cytologia*, v. 83, n. 1, p. 3-6, 2018.

MATSUOKA, Y. Evolution of polyploid *Triticum* wheats under cultivation: the role of domestication, natural hybridization and allopolyploid speciation in their diversification. *Plant Cell Physiol.*, v. 52, p. 750-764, 2011.

MCDONNELL, M.J.; HAHS, A.K. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, p. 261-280, 2015.

MENEZES, D.W.L.; SOUZA, B.I. Antropoceno e História: *Orbis hypothesis* na construção de uma História Ambiental latinoamericana. *Geousp*, v. 27, n. 2, p. e-199891, 2023.

MENG, F.; ELLIS, T. The second decade of synthetic biology: 2010–2020. *Nature Communications*, v. 11, n. 1, p. 5174, 2020.

MITIOUCHKINA, T. et al. Plants with genetically encoded autoluminescence. *Nature Biotechnology*, v. 38, n. 8, p. 944-946, 2020.

MONGE-NÁJERA, Julián. Ecological biogeography: a review with emphasis on conservation and the neutral model. *Gayana*, v. 72, n. 1, p. 101-112, 2008.

MOOERS, A.Ø.; GORING, S.J.; TURVEY, S.T.; KUHN, T.S. Holocene extinctions and the loss of feature diversity. In: TURVEY, S.T. (edt.). **Holocene extinctions**. Oxford University Press: Oxford, 2009. pp. 263-278.

MOORE, J.W. (ed.). **Anthropocene or capitalocene?: Nature, history, and the crisis of capitalism**. Pm Press, 2016.

MORO, M.F.; MARTINS, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J.M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA NETO, J.A.A. (eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, 2011, pp. 174-212.

MORO, M.F.; SOUZA, V.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; QUEIROZ, L.P.; FRAGA, C.N.; RODAL, M.J.N.; ARAÚJO, F.S.; MARTINS, F.R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta botanica brasílica*, v. 26, p. 991-999, 2012.

MOURA, R.F.; QUEIROGA, D.; VILELA, E.; MORAES, A.P. Polyploidy and high environmental tolerance increase the invasive success of plants. *Journal of plant research*, v. 134, n. 1, p. 105-114, 2021.

MUELLER-DOMBOIS, D. ELLENBERG, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NOBRE, L.L.M.; SANTOS, J.D.O.; LEITE, R.; ALMEIDA, C. Phylogenomic and single nucleotide polymorphism analyses revealed the hybrid origin of *Spondias bahiensis* (family Anacardiaceae): de novo genome sequencing and comparative genomics. *Genetics and Molecular Biology*, v. 41, n. 4, p. 878-883, 2018.

NORGAARD, R.B. The Econocene and the California delta. **San Francisco Estuary and Watershed Science**, v. 11, n. 3, 2013.

NOVIKOVA, P.Y.; HOHMANN, N.; VAN DE PEER, Y. Polyploid *Arabidopsis* species originated around recent glaciation maxima. **Current opinion in plant biology**, v. 42, p. 8-15, 2018

OLDEN, J.D.; POFF, N.L.; DOUGLAS, M.R.; DOUGLAS, M.E.; FAUSCH, K.D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 18-24, 2004.

OLIVEIRA, D.G.; PRATA, A.P.N.; FERREIRA, R.A. Herbáceas da Caatinga: composição florística, fitossociologia e estratégias de sobrevivência em uma comunidade vegetal. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 4, p. 623-633, 2013.

OLIVEIRA, R.; GODINHO, R.; RANDI, E.; ALVES, P.C. Hybridization versus conservation: are domestic cats threatening the genetic integrity of wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in Iberian Peninsula? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1505, p. 2953-2961, 2008.

OTTENBURGHS, J. The genic view of hybridization in the Anthropocene. **Evolutionary Applications**, v. 14, p. 2342-2360, 2021.

OTTO, S.P. Adaptation, speciation and extinction in the Anthropocene. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B**, v. 285, p. 20182047, 2018.

PÁDUA, J.A. Localizando a história do Antropoceno: o caso do Brasil. In: DANOWISK, D.; CASTRO, E.V.; SALDANHA, R. (Orgs.). **Os mil nomes de Gaia: do Antropoceno à Idade da Terra**. vol. 1. Rio de Janeiro: Editora Machado, 2022. pp. 187-217.

PAGAD, S. et al. Country compendium of the global register of introduced and invasive species. **Scientific Data**, v. 9, n. 1, p. 391, 2022.

PALACÍN, C.; ALONSO, J.C.; MARTÍN, C.A.; ALONSO, J.A. Changes in bird-migration patterns associated with human-induced mortality. **Conservation Biology**, v. 31, n. 1, p. 106-115, 2016. DOI:10.1111/cobi.12758.

PALOMBO, M.R. Thinking about the biodiversity loss in this changing world. **Geosciences**, v. 11, n. 9, p. 370. 2021.

PARIKKA, J. **The Anthrobscene**. Minneapolis: University of Minnesota Press, 2014.

PATEL, R. The Misanthropocene? **Earth Island Journal**, v. 28, n. 1, p. 21, 2013.

PEDROTTI, D.E.; GUARIM NETO, G. Flora ruderal da cidade de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 12, p. 135-143, 1998.

PELLETIER, F.; COLTMAN, D.W. Will human influences on evolutionary dynamics in the wild pervade the Anthropocene? **BMC biology**, v. 16, p. 1-10, 2018.

PELLETIER, F.; FESTA-BIANCHET, M.; JORGENSON, J.T.; FEDER, C.; HUBBS, A. Can phenotypic rescue from harvest refuges buffer wild sheep from selective hunting? **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 17, p. 3375-3382, 2014.

PEÑALBA, J.V. et al. The role of hybridization in species formation and persistence. **Cold Spring Harbor Perspectives in Biology**, v. 16, n. 12, p. a041445, 2024.

PESSOA, E.M.; CORDEIRO, J.M.P.; FELIX, L.P.; ALMEIDA, E.M.; COSTA, L.; NEPOMUCENO, Á.; SOUZA, G.; CHASE, M.W.; ALVES, M.; VAN DEN BERG, C. Too many species: morphometrics, molecular phylogenetics and genome structure of a Brazilian species complex in *Epidendrum* (Laeliinae; Orchidaceae) reveal fewer species than previously thought. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 195, n. 2, p. 161-188, 2021.

PETERSEN, T.K.; SPEED, J.D.; GRØTAN, V.; AUSTRHEIM, G. Competitors and ruderals go to town: plant community composition and function along an urbanization gradient. **Nordic Journal of Botany**, v. 39, n. 4, p. 1-14, 2021.

PIEVANI, T. The sixth mass extinction: Anthropocene and the human impact on biodiversity. **Rendiconti Lincei**, v. 25, p. 85-93, 2014.

PORRETTA, D.; CANESTRELLI, D. The ecological importance of hybridization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, n. 11, p. 1097-1108, 2023.

POWO - Plants of the World Online. Disponível em: <<https://powo.science.kew.org/>> Acesso em: 30 set. de 2025.

PYRON, R.A.; PENNELL, M. Macroevolutionary perspectives on Anthropocene extinction. **Biological Conservation**, v. 274, p. 109733, 2022.

PYŠEK, P. Alien and Nativia species in Central European urban floras: a quantitative comparison. **Journal of Biogeography**, v. 25, n. 1, p. 155-163, 1998.

PYŠEK, P. et al. Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. **Preslia**, v. 89, p. 203-274, 2017.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M.; WEBSTER, G.L.; WILLIAMSON, M.; KIRSCHNER, J. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. **TAXON**, v. 53, n. 1, p. 131-143, 2004.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020.

RAMIREZ-DUARTE, W.F.; MORAN, B.M.; POWELL, D.L.; BANK, C.; SOUSA, V.C.; ROSENTHAL, G.G.; SCHUMER, M.; ROCHMAN, C.M. Hybridization in the Anthropocene – how pollution and climate change disrupt mate selection in freshwater fish. **Biological Reviews**, v. 100, n. 1, p. 35-49, 2025.

RAMSEY, J.; SCHEMSKE, D.W. Pathways, mechanisms, and rates of polyploid formation in flowering plants. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 29, p. 467-501, 1998.

RAWORTH, K. Must the Anthropocene be a Manthropocene? **The Guardian**, 20 de out. de 2014. Disponível em: <[www.theguardian.com](http://www.theguardian.com)>. Acesso em: 15 mai. de 2025.

REED, C. Dawn of the plasticene age. **New scientist**, v. 225, n. 3006, p. 28-32, 2015.

RICCIARDI, A. Invasive Species. In: LEEMANS, R. (eds). **Ecological Systems**. Springer, New York, NY, 2013. p. 161-178.

RICE, A.; GLICK, L.; ABADI, S.; EINHORN, M.; KOPELMAN, N.M.; SALMAN-MINKOV, A.; MAYZEL, J.; CHAY, O; MAYROSE, I. The Chromosome Counts Database (CCDB) - a community resource of plant chromosome numbers. **New Phytologist**, v. 206, n. 1, p. 19-26, 2015.

RICOTTA, C.; LA SORTE, F.A.; PYŠEK, P.; RAPSON, G.L.; CELESTI-GRAPOW, L.; THOMPSON, K. Phyloecology of urban alien floras. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1243-1251, 2009.

RIESEBERG, L.H.; WILLIS, J.H. Plant speciation. **Science**, v. 317, n. 5840, p. 910-914, 2007.

RILEY, S.P.; SERIEYS, L.E.; POLLINGER, J.P.; SIKICH, J.A.; DALBECK, L.; WAYNE, R.K.; ERNEST, H.B. Individual behaviors dominate the dynamics of an urban mountain lion population isolated by roads. **Current Biology**, v. 24, n. 17, p. 1989-1994, 2014.

ROBERT, A.; THÉVENIN, C.; PRINCÉ, K.; SARRAZIN, F.; CLAVEL, J. De-extinction and evolution. **Functional Ecology**, v. 31, n. 5, p. 1021-1031, 2017.

RODRIGUEZ, L. F. Can invasive species facilitate Native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. **Biological Invasions**, v. 8, p. 927-939, 2006.

ROY, H.E. et al. (eds.). **Summary for policymakers of the thematic assessment report on invasive alien species and their control of the intergovernmental science - Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. IPBES secretariat, Bonn, Germany, 2023.

RUAS, R.B.; COSTA, L.M.S.; BERED, F. Urbanization driving changes in plant species and communities - A global view. **Global Ecology and Conservation**, p. e02243, 2022.

SAGE, R.F. Global change biology: a primer. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 3-30, 2020.

SANTANGELO, J.S. et al. Global urban environmental change drives adaptation in white clover. **Science**, v. 375, n. 6586, p. 1275-1281, 2022.

SANTOS, C.Z.A.; FERREIRA, R.A.; SANTOS, L.R.; SANTOS, L.I.; GRAÇA, D.A.S.; GOMES, S.H.; PORTO NETO, W.B.; CORREIA, T.S.; BOSCHESE, A.C.B.

Composição florística de 25 vias públicas de Aracaju-SE. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 6, n. 2, p. 125-144, 2011.

SANTOS, M. **A natureza do espaço: técnica, razão e emoção**. 3<sup>a</sup> Edição. São Paulo: Edusp (Editora da USP), 2003.

SANTULLI, C.; LANGELLA, C. Hybridisation between technology and biology in design for sustainability. **International Journal of Sustainable Design**, v. 1, n. 3, p. 293-304, 2010.

SCHWARZ, D.; MATTA, B.M.; SHAKIR-BOTTERI, N.L.; MCPHERON, B.A. Host shift to an invasive plant triggers rapid animal hybrid speciation. **Nature**, v. 436, n. 7050, p. 546-549, 2005.

SEABRA, G. **Paraíba**. João Pessoa: Publishing Company UFPB, 2014.

SEARLE, A. Spectral ecologies: De/extinction in the Pyrenees. **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 47, v. 1, p. 167-183, 2022.

SEIJO, G.; LAVIA, G.I.; FERNANDEZ, A.; KRAPOVICKAS, A.; DUCASSE, D.A.; BERTIOLI, D.J.; MOSCONE, E.A. Genomic relationships between the cultivated peanut (*Arachis hypogaea*, Leguminosae) and its close relatives revealed by double GISH. **American Journal of Botany**, v. 94, p. 1963-1971, 2007.

SHARPE, D.M.T.; HENDRY, A.P. Life history change in commercially exploited fish stocks: an analysis of trends across studies. **Evolutionary Applications**, v. 2, p. 260-275, 2009.

SHIMOMAI, H.; TAICHI, N.; KATSUHARA, K.R.; KATO, S.; USHIMARU, A.; OHMIDO, N. Allopolyploidy enhances survival advantages for urban environments in the native plant genus *Commelina*. **Annals of Botany**, v. 134, n. 6, p. 1055-1066, 2024.

SIIPI, H.; FINKELMAN, L. The extinction and de-extinction of species. **Philosophy & Technology**, v. 30, p. 427-441, 2017.

SINGH, R.J. **Plant cytogenetics**. CRC press, Department of Crop Science University of Illinois Urbana, Illinois, USA, 2016.

SOUSA, V.S.; MACHADO FILHO, H.O.; ANDRADE, T.M. Similaridade de vegetação ruderal entre regiões do Brasil. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 274-283, 2012.

SOUZA, B.I.; MENDONÇA, J.D.L.; SANTOS, M.L.F.; MELO, L.B.V. Ambiente, Antropoceno e Enfermidades: (re)abrindo a caixa de pandora. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 6, n. 2, p. 12-23, 2020.

SPECIESLINK. **SpeciesLink network**. 2025. Disponível em: <<https://specieslink.net/>> Acesso em 27 mar. de 2025.

ŠTAJEROVÁ, K.; ŠMILAUER, P.; BRŮNA, J.; PYŠEK, P. Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. **Landscape ecology**, v. 32, p. 681-692, 2017.

STEBBINS, G.L. **Chromosomal Evolution in Higher Plants**. Edward Arnold, London, p. 43-46, 1971, 216 p.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; MCNEILL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842-867, 2011.

SUERTEGARAY, D.M.A. **Meio, ambiente e geografia**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2021.

SYVITSKI, J. et al. Extraordinary human energy consumption and resultant geological impacts beginning around 1950 CE initiated the proposed Anthropocene Epoch. **Communications Earth & Environment**, v. 1, n. 1, p. 32, 2020.

SZYNWELSKI, B.E.; KRETSCHMER, R.; MATZENBACHER, C.A.; FERRARI, F.; ALIEVI, M.M.; FREITAS, T.R.O. Hybridization in canids - A case study of Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) and domestic dog (*Canis lupus familiaris*) hybrid. **Animals**, v. 13, n. 15, p. 2505, 2023.

THOMAS, C.D. Rapid acceleration of plant speciation during the Anthropocene. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 8, p. 448-455, 2015.

THOMPSON, J.D. The biology of an invasive plant. **BioScience**, v. 41, n. 6, p. 393-401, 1991.

THOMPSON, K.A.; RENAUDIN, M.; JOHNSON, M.T.J. Urbanization drives the evolution of parallel clines in plant populations. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1845, p. 20162180, 2016.

THOMPSON, K.A.; RIESEBERG, L.H.; SCHLUTER, D. Speciation and the city. **Trends in ecology & evolution**, v. 33, n. 11, p. 815-826, 2018.

TSING, A.; BUBANDT, N.; GAN, E.; SWANSON, H.A. **Arts of living on a damaged planet: Ghosts and monsters of the Anthropocene**. University of Minnesota Press, 2017.

TURCOTTE, M.M.; KAUFMANN, N.; WAGNER, K.L.; ZALLEK, T.A.; ASHMAN, T.L. Neopolyploidy increases stress tolerance and reduces fitness plasticity across multiple urban pollutants: support for the “general-purpose” genotype hypothesis. **Evolution Letters**, v. 8, n. 3, p. 416-426, 2024.

TWITCHETT, R.J. The palaeoclimatology, palaeoecology and palaeoenvironmental analysis of mass extinction events. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 232, n. 2-4, p. 190-213, 2006.

USLU, T. Advantages, risks and legal perspectives of GMOs in 2020s. **Plant Biotechnology Reports**, v. 15, n. 6, p. 741-751, 2021.

VALLEJO-MARÍN, M. *Mimulus peregrinus* (Phrymaceae): a new British allopolyploid species. **PhytoKeys**, v. 14, p. 1-14, 2012.

VALLEJO-MARÍN, M.; HISCOCK, S.J. Hybridization and hybrid speciation under global change. **New Phytologist**, v. 211, n. 4, p. 1170-1187, 2016.

VAMOSI, J.C.; VAMOSI, S.M. Present day risk of extinction may exacerbate the lower species richness of dioecious clades. **Diversity and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 25-32, 2005.

VAMOSI, J.C.; VAMOSI, S.M. Extinction risk escalates in the tropics. **PLoS One**, v. 3, n. 12, p. e3886, 2008.

VAN DE PEER, Y.; ASHMAN, T.L.; SOLTIS, P.S.; SOLTIS, D.E. Polyploidy: an evolutionary and ecological force in stressful times. **The Plant Cell**, v. 33, n. 1, p. 11-26, 2021.

VAN DRUNEN, W.E.; JOHNSON, M.T.J. Polyploidy in urban environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 37, n. 6, p. 507-516, 2022.

VAN KLEUNEN, M. et al. The global naturalized alien flora (GloNAF) database. **Ecology**, v. 100, n. 1, p. c02542, 2019.

VELLEND, M.; HARMON, L.J.; LOCKWOOD, J.L.; MAYFIELD, M.M.; HUGHES, A.R.; WARES, J.P.; SAX, D.F. Effects of exotic species on evolutionary diversification. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 9, p. 481-488, 2007.

VIEILLENDENT, G.; GRINAND, C.; RAKOTOMALALA, F.A.; RANAIVOSOA, R.; RAKOTOARIJAONA, J.R.; ALLNUTT, T.F.; ACHARD, F. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. **Biological Conservation**, v. 222, p. 189-197, 2018.

VUILLAUME, B.; VALETTE, V.; LEPAIS, O.; GRANDJEAN, F.; BREUIL, M. Genetic evidence of hybridization between the endangered native species *Iguana delicatissima* and the invasive *Iguana iguana* (Reptilia, Iguanidae) in the Lesser Antilles: management implications. **PLoS One**, v. 10, n. 6, p. e0127575, 2015.

WALCZYK, A.M.; HERSCH-GREEN, E.I. Impacts of soil nitrogen and phosphorus levels on cytotype performance of the circumboreal herb *Chamerion angustifolium*: implications for polyploid establishment. **American Journal of Botany**, v. 106, p. 906-921, 2019.

WATERS, C.N. et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, n. 6269, 2016.

WFO - The World Flora Online. Disponível em: <[www.worldfloraonline.org](http://www.worldfloraonline.org)> Acesso em: 30 set. de 2025.

WINCHELL, K.M.; CAMPBELL-STATON, S.C.; LOSOS, J.B.; REVELL, L.J.; VERRELLI, B.C.; GENEVA, A.J. Genome-wide parallelism underlies contemporary adaptation in urban lizards. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 120, n. 3, p. e2216789120, 2023.

XUE, C.; GAO, Y.; QU, B.; TAI, P.; GUO, C.; CHANG, W.; ZHAO, G. Hybridization with an invasive plant of *Xanthium strumarium* improves the tolerance of its native congener *X. sibiricum* to cadmium. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 696687, 2021.

YANG, K.; CHEN, G.; XIAN, J.; CHANG, H. Divergent adaptations of leaf functional traits to light intensity across common urban plant species in Lanzhou, northwestern China. **Frontiers in Plant Science**, v. 14, p. 1000647, 2023.

YEO, S. **Anthropocene: The journey to a new geological epoch**. 2016. Disponível em: <[www.carbonbrief.org](http://www.carbonbrief.org)> Acesso em 30 set. de 2025.

ZELLER, D.; PAULY, D. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. **Fish and Fisheries**, v. 6, p. 156-59, 2005.

ZHANG, X.; LIU, T.; WANG, J.; WANG, P.; QIU, Y.; ZHAO, W.; PANG, S.; LI, X.; WANG, H.; SONG, J.; ZHANG, W.; YANG, W.; SUN, Y.; LI, X. Pan-genome of Raphanus highlights genetic variation and introgression among domesticated, wild, and weedy radishes. **Molecular Plant**, v. 14, n. 12, p. 2032-2055, 2021.

ZHU, Z-X.; ROEDER, M.; XIE, J.; NIZAMANI, M.M.; FRIEDMAN, C.R.; WANG, H-F. Plant taxonomic richness and phylogenetic diversity across different cities in China. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 39, p. 55-66, 2019.

ZIEGLER, S.S. The Anthropocene in geography. **Geographical Review**, v. 109, n. 2, p. 271-280, 2019.