

- 1 都市の公園における在来耐陰性植物の欠落と樹冠下の生態系サービスの低下
- 2 Lacking shade-tolerant plant species in urban parks caused degradation of
- 3 ecosystem services under woody canopies
- 4 簡略表題（ランニングタイトル）：耐陰性植物の欠落と公園林床の葉面積指数
- 5 著者：岩下大輔<sup>1</sup>・小池文人<sup>1</sup>
- 6 Authors： Daisuke Iwashita<sup>1\*</sup> and Fumito Koike<sup>1\*\*</sup>
- 7 所属：<sup>1</sup>横浜国立大学 環境情報学府
- 8 所属英文：<sup>1</sup>Graduate School of Environment and Information Sciences,
- 9 Yokohama National University
- 10 \*\*連絡著者：小池文人
- 11 住所：240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7
- 12 住所英文：79-7 Tokiwadai, Hodogaya-ku, Yokohama 240-8501, Japan
- 13 e-mail: koike-fumito-nx@ynu.ac.jp
- 14 Phone: 045-339-4356
- 15 \* e-mail: daisuke791226@outlook.jp
- 16

17 要旨： 都市の公園における地表植生は裸地化を防ぐことで地面に座る場所を  
18 提供し、雨天直後にも泥濘化せず、また乾燥時の砂ぼこりや土壌の侵食を防ぎ、  
19 雨水を浸透させて洪水を防ぐなどの生態系サービスを提供する。都市内には歴  
20 史的な背景により種組成が異なるさまざまな緑地が存在することが知られてお  
21 り、埋立地などに新しく造成された公園では里山の林床に生育する耐陰性種な  
22 どが種プールから欠落している可能性があるため、林縁や林床における生態系  
23 サービスの低下が危惧される。この研究では、首都圏の都市域にあるさまざまな  
24 公園において種プールの生態特性（耐陰性および踏圧耐性）を調査し、生態系サ  
25 ービスと関連が深い地表植生の葉面積指数への影響を解析した。公園における  
26 葉面積指数は光環境のみでなく踏圧の影響も受けるため、土壌貫入抵抗値を用  
27 いて踏圧の影響を考慮した。種プールの種組成における耐陰性種の欠落は、公園  
28 の林縁や林床における葉面積指数の低下につながっていた。本研究で検出され  
29 た耐陰性種はドクダミ、ジャノヒゲ、チヂミザサ、ヘクソカズラ、アズマネザサ、  
30 スゲ属などの在来種であり、近世の里山が残存している公園の種プールにはこ  
31 れらの耐陰性種を含む傾向がみられた。公園内の樹冠下における生態系サービ  
32 スを向上させるためには耐陰性が高い在来種を含む種プールが重要であり、公

33 園のリノベーションや造成に当たっては、在来の耐陰性種が消失しないよう園  
34 内の歴史的里山を保全する対応が望ましい。

35

36 キーワード：極値統計、里山、耐陰性、踏圧耐性、葉面積指数

37

38 Abstract : Herbaceous layer vegetation in urban parks provides ecosystem services  
39 such as a place to sit on the ground, keeping the ground from becoming muddy,  
40 preventing dust and soil erosion, and preventing flooding by infiltrating rain.  
41 Green spaces in urban areas have different species compositions due to their  
42 historical backgrounds. In newly developed parks on reclaimed land, shade-  
43 tolerant native species that grow on the forest floor in satoyama, remnants of early  
44 modern vegetation, may be missing from the species pool, and there is concern  
45 that ecosystem services on the forest floor may be degraded. In this study, the  
46 ecological traits of the species pool (shade tolerance and trampling tolerance in  
47 species pool level) were measured in various parks, and their effects on the  
48 ground-surface leaf area index were analyzed. The effect of trampling was taken

49 into account using soil penetration resistance value, because vegetation in parks  
50 is also affected by trampling. The lack of shade-tolerant species in the species pool  
51 led to a lower leaf area index at the forest floor. The shade-tolerant species  
52 detected in this study were native species such as *Houttuynia cordata*,  
53 *Ophiopogon japonicus*, *Oplismenus undulatifolius*, *Paederia foetida*, *Pleioblastus*  
54 *chino*, and sedges. Species pools in parks with 'satoyama' tended to have these  
55 species. Species pools containing shade-tolerant native species are important for  
56 improving ecosystem services under the canopy, and it is recommended to  
57 conserve the historical 'satoyama' in parks to prevent the loss of native shade-  
58 tolerant flora when renovating or creating parks.

59

60 Key words : extreme value statistics, leaf area index, satoyama traditional  
61 vegetation, shade tolerance, trampling tolerance

62

63

## はじめに

64 都市の公園における地表植生には開けた芝生のほか草地、林床植生などがあ  
65 るが、裸地化を防ぐことで地面に座る場所を提供し、雨天直後にも泥濘化せず利  
66 用者が公園に立ち入ることが可能となり、また砂ぼこりや土壌の侵食を防ぎ、雨  
67 水を浸透させて洪水を防ぐなどの生態系サービスを提供する (Monteiro 2017;  
68 伊藤ほか 2020)。

69 ある地点の群集の種プールは、種子や地下茎などで到達して群集構成種の候  
70 補になり得る種の集合であるが (Grime 1998; Zobel et al 1998; Tanaka and Koike  
71 2011)、植物の種プールの多様性が低下すると草地の生産性やバイオマスが低下  
72 し、特に機能的な多様性の低下が生態系サービスにとって影響が大きいとされ  
73 る (Hector et al. 1999; Balvanera et al. 2006)。都市内には歴史的な背景により  
74 種組成が異なるさまざまな緑地が存在している (Johnson et al. 2018)。アリ散布  
75 されるスゲ類やスミレ類などや (Handel 1978; Kjellsson 1991; Ohkawara and  
76 Higashi 1994; Ness et al. 2004; Tanaka and Tokuda 2016)、主に地下茎で栄養繁  
77 殖するササ類、主要な種子散布者が都市で生息できない貯食散布種など  
78 (Komuro and Koike 2005)、都市の緑地において迅速な分布拡大が困難と考え

図 1

79 られる種が存在し、新しく造成された植生地ではこのような種が種プールから  
80 欠落する可能性が高いため (Westoby et al. 1996; Komuro and Koike 2005)、生  
81 態系サービスの低下が危惧される。実際に図 1 に示すように、埋め立て地の公  
82 園では林冠下の日陰地に植生が存在しない現象が観察され、陽地に生育する雑  
83 草的な種の耐陰性の限界がそのまま地表植生の限界になっているように見える。

84 この研究では、埋立地に造成された公園や近世から続く里山を含む公園など  
85 さまざまな公園において種プールの生態特性 (耐陰性および踏圧耐性) を調査し、  
86 地表植生の生態系サービスと関連が深い葉面積指数への影響を解析した。葉面  
87 積指数が大きければ土壌表面の露出が少ないため、葉面積指数は土壌侵食防止  
88 などの生態系サービスの代理変数として用いられている (Xu et al 2020)。耐陰  
89 性は林冠下の光が不足した環境での植物の生育に重要な種特性であるが、これ  
90 に加えて公園では踏圧による植生の劣化もみられるため (森本・増田 1975; 前  
91 中・大窪 1986; Cole 1995)、耐陰性ととも踏圧耐性も考慮した。公園は樹林と  
92 草地が混在しており、林縁には両方の立地から種子や地下茎が供給される。林外  
93 の草地から林縁を経て林内に至る短距離の光勾配では、共通の種プールを持ち  
94 ながら光環境に応じた多様な群集が成立し、林床では陽地性種の優占度が低下

95 するため、耐陰性種の欠落の影響を検出しやすいと予想される。そこで耐陰性種  
96 の欠落による種プールの特性としての耐陰性の低下が、林冠下において生態系  
97 サービスの代理変数としての葉面積指数を低下させるのか、都市公園の林縁を  
98 用いて影響の検出を試みた。

99

## 100 方 法

101 近世の江戸時代から続く里山を公園内に含み里山のフロラを種プールに継承  
102 している可能性がある公園と、近代以降に埋め立てられて導入種のみで種プー  
103 ルが構成される公園をともに含むように、東京都と神奈川県内にある 12 公園を  
104 調査対象とした (表 1)。

表 1
-----

105 ひとつの公園の中には、歴史的な里山と近年に土地造成を行ない人工的に植  
106 栽した部分とが混在することも少なくない。また公園の植栽木の根鉢に非意図  
107 的に混入し、そこからゆっくり分布拡大しているクローン植物も見られる。本論  
108 文で扱う種プールは散布体やクローンが対象地に供給され群集構成種の候補に  
109 なり得る種のリストであるため (Grime 1998; Zobel et al 1998; Tanaka and Koike  
110 2011)、ひとつの種プールと見なすことができる空間スケールは、種子散布距離

111 が大きな種のみであれば大きくても良いが、種子散布距離が小さな種が関与す  
112 る場合は小さな空間スケールで考える必要がある。特に林床にも多いスゲ類や  
113 スミレ類のように種子がアリ散布される種の散布距離は 0.2-2m 程度であり  
114 (Handel 1978; Kjellsson1991; Ohkawara and Higashi 1994; Ness et al. 2004;  
115 Tanaka and Tokuda2016)、主に地下茎で栄養繁殖するササ類は年に 1 メートル  
116 程度のクローン拡大速度である (Tomimatsu et al 2020)。年が経過すると個体  
117 群の分布拡大が進むため (Skellam 1951)、考慮する時間スケールが長くなると  
118 ともに種プールとして考慮すべき空間スケールも大きくなる (Levin 1992)。都  
119 市の公園ではリノベーションが頻繁に行われるため (平田・橘 2019)、ここでは  
120 年に 1 メートル程度の分布拡大距離を持つ林床性の種の 10 年程度の分布拡大を  
121 考慮して、種プールの空間スケールを 10m とし、同一の公園であっても離れて  
122 立地する調査地では種プールが同じではないと仮定した。このため調査は林縁  
123 を中心として林内と林外の開けた草地に 5m ずつ伸ばした 10m の直線を調査ラ  
124 インとして行い、これをひとつの種プールとして種プールの生態特性を求めた。  
125 このような調査ラインの設定により、ひとつの種プールには開放地と林冠下の  
126 両方の種を含む。首都圏の都市域にある 12 公園に合計 84 本のラインを設置し



127 た (表 1)。調査ラインは 10m 以上離して公園全体に配置したが、離して設置す  
128 ることが難しい場合は一部で隣接したラインも存在する。調査ライン上の 1 メ  
129 ートルごとに 50 cm×50 cmの調査区を作りひとつの局所群集とした。これを以  
130 後は 50cm 調査区と呼ぶ。ひとつのラインには両端を含めて 11 カ所の 50cm 調  
131 査区をおき、84 本のラインに合計 924 調査区を設置した。

132 この 50cm 調査区の中央のライン上 0.5cm ごとに長さ 15cm の針を 100 回、  
133 地面に垂直に突き刺して、針に植物が当たった回数を記録するポイントコードラ  
134 ート法により、調査区における種ごとの優占度を測定した。針で突き刺す試行 1  
135 回当たりの平均の接触回数は地表における葉面積指数 (水平葉を仮定) に相当す  
136 る。可能な限り種レベルで同定したが、繁殖器官がないため属レベルの同定にと  
137 どまる場合もあった。木本の幼樹はまとめて扱い、また園芸品種を含み植栽され  
138 ることが多いシバ類もまとめて扱った (シバ属 *Zoysia* spp.、ギョウギシバ *Cynodon*  
139 *dactylon* (L.) Pers. var. *dactylon* などの矮性種。西洋芝として販売されるが草姿が  
140 異なるドクムギ属 *Lolium* spp. やイチゴツナギ属 *Poa* spp. を含まない)。

141 また光環境として植生調査時に各 50cm 調査区の中央 1 点の植生上 (およそ  
142 30cm 程度) で魚眼レンズ (オリンパス Tough TG-6) による全天写真を撮影し、

143 林冠開空度を ImageJ で測定した。踏圧を指標する値として同じ 1 地点で山中式  
144 土壌硬度計による貫入抵抗を測定した。これらの野外調査は、2020 年 4 月から  
145 2021 年 9 月のあいだの生育期に行なった。

146 データの解析において種特性としての耐陰性は、各調査ラインの林外から林  
147 内に至る明暗の傾度の中で種が出現した最も暗い 50cm 調査区の光環境（林冠  
148 開空度）を当該調査ラインでの種の最小林冠開空度とし、さらに種が出現した多  
149 数の調査ラインを比較してその中での最小値を種の耐陰性値とした（Koike  
150 2001）。ただし出現した調査ライン数は種により異なるため、出現調査ライン数  
151 が多い種で最小開空度が小さくなる現象が起きる。このような出現調査ライン  
152 数の影響を取り除くため、土木工学分野で 100 年に一度の大洪水における河川  
153 流量を予測する場合などに利用される極値統計を利用して（Gumbel 1954）、5 調  
154 査ラインに出現したと仮定した場合の最小開空度を推定して種の耐陰性とした。  
155 実際の計算では最大値の頻度分布に広く利用される Gumbel 分布を仮定して  
156 Stan（Stan Development Team 2021）の確率モデリングによるパラメーター  
157 推定で最小開空度の値を区間推定し種の耐陰性とした（付録 1 コード 1）。ま  
158 た洪水の予測などで伝統的に利用されてきた Gumbel 分布の累積分布を直線化

159 するグラフの作成により、Gumbel 分布を仮定することの妥当性を視覚的に確認  
160 した。なお Gumbel 分布は最大値のみを扱うため、開空度の最小値については  
161  $-\ln(\text{開空度})$  の最大値として推定した。予備的解析では開空度そのものでは  
162 Gumbel 分布の累積分布が直線化されず対数変換した場合に直線化されたため、  
163 開空度に対しては自然対数変換を行った。これらの解析は 4 調査ライン以上に  
164 出現した種について行った。また踏圧に対しても同様に解析し、耐陰性を推定し  
165 たものと同じ種について 5 調査ラインに出現した場合の最大の貫入抵抗値を区  
166 間推定し、種の踏圧耐性とした。

167 種プールの特性としての耐陰性値は、ひとつの種プール（ひとつの調査ライン）  
168 に出現した全ての種の中で最も耐陰性が高い種の値とした。種プールから耐陰  
169 性種が欠落すると種プールとしての耐陰性が低下するため、機能的な多様性を  
170 表す指標のひとつと考えられる。また種プールの特性としての踏圧耐性も、当該  
171 の種プールに出現した全ての種のなかで最も踏圧耐性が高い種の値とした。

172 里山が残存する公園と残存しない公園において種プールとしての生態特性  
173 を比較するため、公園をランダム要因として、里山が残存する公園と残存しない  
174 公園の耐陰性（ $\ln$  林冠開空度）と踏圧耐性（貫入抵抗値）の平均値を Stan によ

175 る確率モデリングで比較した（付録1 コード2）。

176 耐陰性種の欠落した種プールと、林床の地表植生の葉面積指数（生態系サー  
177 ビスの指標）との関係を調べるため、50cm 調査区の全種合計の接触回数（調査  
178 区あたり 100 回の試行）を目的変数とし、当該調査区の物理環境として ln 開空  
179 度と土壌貫入抵抗、生物多様性に関する環境として種プールの耐陰性（ln 最小  
180 開空度）と種プールの踏圧耐性（最大土壌貫入抵抗）を説明変数とした GLM に  
181 よるポアソン回帰を行った（R Core Team 2021）。なお公園の陽地の芝生では芝  
182 の張替えや除草、施肥などの強い人為管理が行われやすいため、林冠開空度が  
183 50%を超える林外の 50cm 調査区は除外し、林縁から林内にいたる 50%以下の  
184 調査区、暗い林床環境の 10%以下の調査区、対数尺度で 100%と 10%のほぼ中  
185 間である 30%以下の調査区の 3つのデータセットで解析した。

186

## 187 結 果

188 各調査ラインで測定された林冠開空度の最小値（最も暗い 50cm 調査区）の中  
189 央値は里山を含む公園で 13%、含まない公園では 10%であり、両タイプの公園  
190 の環境に差は見られなかった（表 2）。各調査ラインで測定された土壌貫入抵抗

表 2

191 の最大値（もっとも土壌が硬い 50cm 調査区）の中央値は里山を含む公園と含ま  
192 ない公園ともに  $18 \text{ kg cm}^{-2}$  であり、両タイプの公園の環境に差は見られなかつ  
193 た。全出現種数は 70 種であった（付録 2）。極値統計では林冠開空度の対数と  
194 貫入抵抗ともに直線化されたため Gumbel 分布を利用可能であった（図 2）。ド  
195 クダミ *Houttuynia cordata* Thunb.、ジャノヒゲ *Ophiopogon japonicus* (Thunb.) Ker  
196 Gawl.、チヂミザサ *Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. et Schult.、ヘクソカズ  
197 ラ *Paederia foetida* L.、アズマネザサ *Pleioblastus chino* (Franch. et Sav.) Makino、  
198 スゲ属 *Carex* spp.の耐陰性が高く、これらの種の最小林冠開空度は 9%以下であ  
199 った（表 3）。シロツメクサ *Trifolium repens* L.、ハルジオン *Erigeron philadelphicus*  
200 L.、ニワゼキショウ *Sisyrinchium rosulatum* E.P.Bicknell、オヒシバ *Eleusine indica*  
201 (L.) Gaertn.、クサイ *Juncus tenuis* Willd.、メヒシバ *Digitaria ciliaris* (Retz.) Koeler、  
202 チドメグサ *Hydrocotyle sibthorpioides* Lam.は耐陰性が低く最小林冠開空度は  
203 20%以上であった。踏圧耐性はスズメノヒエ属 *Paspalum* spp.、オヒシバ *Eleusine*  
204 *indica* (L.) Gaertn.、アズマネザサ、ハマスゲ *Cyperus rotundus* L.、シバ類で高く、  
205 これらの種の最大土壌貫入抵抗は  $19 \text{ kgcm}^{-2}$  以上であった（表 3）。コナスビ  
206 *Lysimachia japonica* Thunb.、ドクダミ、コメツブツメクサ *Trifolium dubium* Sibth.、

図 2

表 3

207 ニワゼキショウ、チヂミザサは最大土壌貫入抵抗が  $12 \text{ kgcm}^{-2}$  未満であった。

208 種プールの耐陰性としての最小林冠開空度の平均値（自然対数変換して計算  
209 したものを逆変換）は、里山が残存する公園では  $8.0\%$  ( $95\%$  範囲  $7.5\% - 8.5\%$ )、  
210 残存しない公園は  $9.7\%$  ( $95\%$  範囲  $9.0\% - 10.5\%$ ) であり、里山が残存する公  
211 園で有意に種プールの耐陰性が高かった ( $P < 0.05$ )。個別の耐陰性種の出現確率  
212 は里山が残存する公園で残存しない公園より高い傾向があり (図 3)、ドクダミ、  
213 ジャノヒゲ、アズマネザサ、スゲ属で有意な差がみられた ( $P < 0.05$ )。

214 踏圧耐性の種プール平均値は、里山が残存する公園では最大貫入抵抗  $20.0$   
215  $\text{kgcm}^{-2}$  ( $95\%$  範囲  $17.9 - 22.2$ )、残存しない公園は  $21.9 \text{ kgcm}^{-2}$  ( $95\%$  範囲  $19.4$   
216  $- 24.5$ ) であり、有意な差は見られなかった ( $P > 0.05$ )。

217 公園の樹冠下の地表植生の葉面積指数に対して各  $50\text{cm}$  調査区の光環境 ( $\ln$  林  
218 冠開空度) はプラスの要因であり、踏圧 (土壌貫入抵抗) はマイナスの要因であ  
219 った ( $P < 0.05$ ) (表 4)。林冠開空度  $30\%$  以下の暗い調査区においては、耐陰性  
220 種を持つ種プール ( $\ln$  最小林冠開空度が小さな種プール) で葉面積指数が大き  
221 かった ( $P < 0.05$ )。踏圧耐性については、樹冠下の地表植生の葉面積指数は踏圧  
222 耐性種を含む種プール (最大貫入抵抗が大きな種プール) で大きかったが

223 (P<0.05)、最も暗い調査区（林冠開空度 10%以下）では比較的明るい他の調査  
224 区と比較して  $\Delta AIC$  で比較した踏圧耐性の重要度が低い傾向であった。

225

## 226 考 察

227 この研究では種プールの種組成における耐陰性種の欠落が、公園の林縁や林  
228 床における葉面積指数の低下につながっていた（表 4）。林冠開空度 50%までの  
229 比較的明るい調査区を含めて解析対象とすると種プール耐陰性の重要度は低下  
230 するが（表 4）、この場合は低耐陰性の陽地種が繁茂して高い葉面積指数となっ  
231 た調査区を多く含むためであろう。 $\Delta AIC$  で見ると踏圧耐性は比較的明るい調  
232 査区で重要だが、暗い調査区では耐陰性が相対的に重要になる（表 4）。

表 4

233 都市の公園では樹冠下の植生であっても座ったり子供が走り回るなどの利用  
234 が行われることがあり、耐陰性種の存在が雨天直後の泥濘化や乾燥時の砂ぼこ  
235 り、土壌侵食を防ぎ、雨水浸透を促進する生態系サービス（Monteiro 2017; 伊  
236 藤ほか 2020）に貢献している可能性が示唆された。葉面積指数は生態系サービ  
237 スの代理変数として用いられることが多いが（Xu et al 2020）、今後は植生上の  
238 座り心地などの比較研究も行うことが望ましい。

239 本研究で検出された耐陰性種はドクダミ、ジャノヒゲ、チヂミザサ、ヘクソカ  
240 ブラ、アズマネザサ、スゲ属などの在来種であり（表 3）、近世の里山が残存し  
241 ている公園で種プールに耐陰性種を含む傾向がみられた。里山の残存と有意な  
242 関係が見られたドクダミ、ジャノヒゲ、アズマネザサ、スゲ属（図 3）はいずれ  
243 も地下茎や株立ちにより栄養繁殖する多年草で、種子散布を通常は行わないア  
244 ズマネザサや、重力散布と考えられるドクダミ、アリなどで散布されるスゲ属  
245 （Handel 1978; Kjellsson 1991; Tanaka and Tokuda 2016）など種子散布距離が  
246 短いと考えられる。ヘクソカズラやジャノヒゲは鳥類により被食散布され（飯  
247 島・佐合 2005; 高槻 2023）、チヂミザサは哺乳類などに付着して散布されると  
248 考えられるが、移動能力が高い鳥類による被食散布により個体群が移住できる  
249 距離は樹木種であっても 300m 程度であり（Komuro and Koike 2005）、市街地  
250 に囲まれて孤立した緑地間の移住は容易でない。そのため公園内の樹冠下にお  
251 ける生態系サービスを向上させるためには耐陰性が高い在来種を含む種プール  
252 が重要であり、公園のリノベーションや造成に当たっては、在来の耐陰性種が消  
253 失しないよう園内の歴史的里山を保全したり、やむを得ない場合は表土をブロ  
254 ックとして保全する工法(中村ほか 2019)を採用するなどの対応が求められる。



255 種プールの踏圧耐性も公園の地表植生の葉面積指数にとって重要であった  
256 (表 4)。先行研究 (前中・大窪 1986) で踏圧耐性の指標とされた種は、本研究  
257 においてシロツメクサ以外はいずれも最大貫入抵抗  $18.0 \text{ kg cm}^{-2}$  以上であり (表  
258 3)、種の踏圧耐性の評価はほぼ整合していた。前中・大窪 (1986) は踏圧がかか  
259 る都市公園芝地を自然の野草を利用して管理することを提案している。本研究  
260 の結果からは、良好な伝統的草地であるススキ・クラスに出現し (宮脇 1986)、  
261 かつ踏圧耐性が高い種としてアズマネザサと野生シバ類の利用が推奨される。  
262 公園のリノベーションや造成に当たってススキ・クラスの半自然草地を破壊せ  
263 ず、在来の種プールを活用して草地を保全・誘導し、都市公園の芝地として利用  
264 するための実現可能性試験が望まれる。

265

266

#### 謝 辞

267 横浜国立大学の教員と学生の皆様には様々な機会に議論していただいた。感  
268 謝したい。

269

270

#### 著者情報

271 **ORCID**

272 Fumito Koike <https://orcid.org/0000-0002-6588-6485>

273 **利益相反**

274 示すべき利益相反関連事項はない。

275 **著者の貢献**

276 岩下大輔は野外調査、データ解析、論文執筆を担当した。

277 小池文人は構想、データ解析、論文執筆を担当した。

278

280 Cole DV (1995) Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between  
281 trampling intensity and vegetation response. *Journal of Applied Ecology*, 32:  
282 203-214. <https://doi.org/10.2307/2404429>

283 Grime JP (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and  
284 founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902-910.  
285 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>

286 Gumbel EJ (1954) *Statistical Theory of Extreme Values and Some Practical*  
287 *Applications*. National Bureau of Standards, Springfield

288 Handel SH (1978) New ant-dispersed species in the genera *Carex*, *Luzula*, and  
289 *Claytonia*. *Canadian Journal of Botany*, 56: 2925-2927.  
290 <https://doi.org/10.1139/b78-351>

291 Hector A, Schmid B, Beierkuhnlein C, Caldeira MC, ... Lawton JH (1999) Plant  
292 Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science*,  
293 286:1123-1127. <https://doi.org/10.1126/science.286.5442.1123>

294 飯島 和子・佐合 隆一 (2005) 埋立地の二次遷移過程に出現した優占種の特徴

- 295        －東京湾沿岸埋立地の客土した校庭内緑地での事例－. 雑草研究, 50:184-192.
- 296        <https://doi.org/10.3719/weed.50.184>
- 297    伊藤 操子・伊藤 幹二・小西 真衣・佐治 健介 (2020) 公園緑地の雑草発生状況
- 298        と管理の課題：広域実態調査からみえること. 草と緑, 12 : 1-15
- 299    Johnson JL, Borowy D. Swan CM (2018) Land use history and seed dispersal drive
- 300        divergent plant community assembly patterns in urban vacant lots. Journal of
- 301        Applied Ecology, 55: 451-460. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12958>
- 302    河野 万里子・頭山 昌郁・中越 信和(2003) アリ類による都市公園の環境評価.
- 303        環境情報科学論文集, 17: 307～310
- 304    Kjellsson G (1991) Seed fate in an ant-dispersed sedge, *Carex pilulifera* L.:
- 305        recruitment and seedling survival in tests of models for spatial dispersion.
- 306        Oecologia, 88:435-443. <https://doi.org/10.1007/BF00317590>
- 307    Koike F (2001) Plant traits as predictors of woody species dominance in climax
- 308        forest communities. Journal of Vegetation Science, 12: 327-336.
- 309        <https://doi.org/10.2307/3236846>

- 310 Komuro T, Koike F (2005) Colonization by woody plants in fragmented habitats  
311 of a suburban landscape. *Ecological Applications* 15: 662-673.  
312 <https://doi.org/10.1890/03-5232>
- 313 Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology: The Robert H.  
314 MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73: 1943-1967.  
315 <https://doi.org/10.2307/1941447>
- 316 前中 久之・大窪 久美子 (1986) 都市公園芝地における利用密度調査と植生解  
317 析. *造園雑誌*, 49: 143-148. [https://doi.org/10.5632/jila1934.49.5\\_143](https://doi.org/10.5632/jila1934.49.5_143)
- 318 増井 啓治(2014) 芦屋市の街区公園におけるアリ類. *人と自然 Humans and*  
319 *Nature*, 25: 99 – 104
- 320 宮脇 昭(1986) *日本植生誌関東*. 至文堂, 東京
- 321 Monteiro JA (2017) Ecosystem services from turfgrass landscapes. *Urban*  
322 *Forestry & Urban Greening*, 26: 151-157.  
323 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.001>
- 324 中村 誠宏・寺田 千里・湯浅 浩喜・古田 雄一・高橋 裕樹・藤原 拓也・佐藤  
325 厚子・孫田 敏・伊藤 徳彦 (2019) 表土ブロック移植の簡易工法による盛

326 土法面の生態系復元の評価. 保全生態学研究, 24: 231-242.  
327 <https://doi.org/10.18960/hozen.1816>

328 Ness JH, Bronstein JH, Andrsen AN, Holland JH (2004) Ant body size predicts  
329 dispersal distance of ant-adapted seeds: Implications of small-ant invasions.  
330 Ecology, 85:1244-1250. <https://doi.org/10.1890/03-0364>

331 森本 幸裕・増田 拓朗 (1975) 踏圧による土壌の圧密と樹木の生育状態につい  
332 て. 造園雑誌, 39: 34-42. [https://doi.org/10.5632/jila1934.39.2\\_34](https://doi.org/10.5632/jila1934.39.2_34)

333 Ohkawara K, Higashi S (1994) Relative importance of ballistic and ant dispersal  
334 in two diplochorous *Viola* species (Violaceae). Oecologia, 100: 135–140.  
335 <https://doi.org/10.1007/BF00317140>

336 R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R  
337 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [https://www.R-](https://www.R-project.org/)  
338 [project.org/](https://www.R-project.org/)

339 Skellam JG (1951) Random dispersal in theoretical population. Biometrika,  
340 38:196-218

341 Stan Development Team (2021). RStan: the R interface to Stan. <https://mc->

342 stan.org/  
343 高槻 成紀(2023) 都市孤立樹木の結実パターンと鳥類による種子散布：舗装を  
344 利用した種子回収の試み．保全生態学研究，28: 165-176.  
345 <https://doi.org/10.18960/hozen.2130>  
346 Tanaka K and Tokuda M (2016) Seed dispersal distances by ant partners reflect  
347 preferential recruitment patterns in two ant-dispersed sedges. *Evolutionally*  
348 *Ecology*, 30: 943-952. <https://doi.org/10.1007/s10682-016-9846-3>  
349 Tanaka R, Koike F (2011) Prediction of species composition of plant communities  
350 in a rural landscape based on species traits. *Ecological Research*, 26: 27-36.  
351 <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0749-4>  
352 Tomimatsu H, Matsuo A, Kaneko Y, Kudo E, Taniguchi R, Saitoh T, Suyama Y,  
353 Makita A (2020) Spatial genet dynamics of a dwarf bamboo: Clonal expansion  
354 into shaded forest understory contributes to regeneration after an episodic  
355 die-off. *Plant Species Biology*, 35: 185-196. [https://doi.org/10.1111/1442-](https://doi.org/10.1111/1442-1984.12272)  
356 [1984.12272](https://doi.org/10.1111/1442-1984.12272)  
357 Westoby M, Leishman M, Lord J (1996) Comparative ecology of seed size and

358 dispersal. Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological  
359 Sciences, 351: 1309-1317. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0114>

360 Xu S, Liu Y, Gong J, Wang C, Wang Z (2020) Comparing differences among three  
361 ecosystem service proxies for soil erosion prevention and their combination  
362 characteristics at local scales. Ecological Indicators, 110: 105929.  
363 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105929>

364 Zobel M, van\_der\_Maarel E, Dupre C (1998) Species pool: The concept, its  
365 determination and significance for community restoration. Applied  
366 Vegetation Science, 1: 55-66. <https://www.jstor.org/stable/1479085>

367

368

369 付録のリスト

370 付録1 コード1. Gumbel分布による極値統計のための Stan プログラム.

371 付録1 コード2. 里山が残存する公園と残存しない公園を比較するための

372 Stan プログラム.

373



374 付録2 表1. 調査データ.

375

376 J-Stage Data 希望

377

378 表1 調査対象の公園。迅速測図は近代初期の土地利用を示し、樹林と水田や畑が入り交じった景観を里山とした（歴史  
 379 的農業環境閲覧システム <https://habs.rad.naro.go.jp/>、2022年7月15日確認）。

公園	市区	面積(m <sup>2</sup> )	公開年	地形	迅速測図	公園種別等	調査ライン数
磯子・海の見える公園	横浜市	8 306	2007	人工地盤	海面	近隣	4
久良岐公園	横浜市	230 762	1973	丘陵地	里山	総合	6
富岡総合公園	横浜市	219 208	1975	丘陵, 埋立地	里山, 海面	総合	6
豊洲公園	江東区	24 303	2006	埋立地	海面	近隣	6
木場公園	江東区	238 711	1992	三角州	貯木場水面等	総合	4
亀戸中央公園	江東区	103 027	1980	三角州	平地水田	総合	9
南本宿公園	横浜市	49 790	2019	丘陵	里山	地区	5
港南台中央公園	横浜市	41 400	1980	丘陵	里山	地区	3
こども自然公園	横浜市	464 118	1972	丘陵	里山	広域	15
港南台西公園	横浜市	26 016	1983	丘陵	里山	近隣	2
根岸森林公園	横浜市	193 102	1977	丘陵	畑, 競馬場	総合	8
四季の森公園	横浜市	453 000	1988	丘陵	里山	風致	18

380

381

382 表 2 里山を含む公園と含まない公園（表 1）において、各調査ラインで測定された林冠開空度の最小値（%）と、土壌貫  
 383 入抵抗（kg cm<sup>-2</sup>）の最大値。

環境値	里山を含む公園	里山を含まない公園
林冠開空度のライン最小値		
中央値	13	10
第 1 四分位	9	6
第 3 四分位	17.5	18
土壌貫入抵抗のライン最大値		
中央値	18	18
第 1 四分位	12.5	14
第 3 四分位	21	20

384

385

386

387

388 表3 極値統計により5調査ラインに出現したときの最小林冠開空度として推定した耐陰性と、最大の土壌貫入抵抗として  
 389 推定した踏圧耐性。最小林冠開空度は $-\ln(\text{開空度})$ に変換してから計算したパーセンタイル値を逆変換して記載しているた  
 390 め、四分位範囲に相当するものとして第1四分位/第3四分位の比を示す。最小林冠開空度が小さい種で耐陰性が高く、最  
 391 大貫入抵抗が大きい種で踏圧耐性が高い。

種	中央値	最小 林冠開空 度(%)			最大 貫入抵抗 (kg cm <sup>-2</sup> )			
		第1四分 位	第3四分 位	第1四分 位/第3 四分位	中央値	第1四分 位	第3四分 位	四分位範 囲
ドクダミ <i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	6.3	8.6	4.2	2.0	10.4	10.0	10.8	0.9
ジャノヒゲ <i>Ophiopogon japonicus</i> (Thunb.) Ker Gawl.	6.6	7.6	5.6	1.4	14.4	13.2	15.7	2.6
チヂミザサ <i>Oplismenus undulatifolius</i> (Ard.) Roem. et Schult.	6.8	8.8	5.3	1.6	11.5	10.5	12.7	2.2
ヘクソカズラ <i>Paederia foetida</i> L.	7.7	10.9	5.0	2.2	15.7	13.8	19.1	5.3
アズマネザサ <i>Pleioblastus chino</i> (Franch. et Sav.) Makino	7.9	9.3	6.6	1.4	21.4	18.5	25.1	6.6
スゲ属 <i>Carex</i> spp.	8.4	10.2	6.5	1.6	13.8	12.8	14.8	2.0
木本幼樹 Woody saplings	8.9	10.8	6.5	1.6	10.9	9.9	12.8	2.9
シバ類 Dwarf turf grasses	9.9	10.8	9.2	1.2	19.8	19.3	20.4	1.1
ハマスゲ <i>Cyperus rotundus</i> L.	10.3	17.2	5.1	3.4	20.0	17.2	23.9	6.7
ウラジロチチヨグサ <i>Gamochaeta</i> <i>coarctata</i> (Willd.) Kerguelen	11.9	13.7	10.0	1.4	15.3	14.3	16.3	2.0
タンポポ属 <i>Taraxacum</i> spp.	11.9	13.4	10.2	1.3	15.7	14.8	16.7	1.9

ヤブヘビイチゴ <i>Potentilla indica</i> (Andrews) Th.Wolf	12.0	17.4	7.1	2.4	14.9	13.2	18.2	5.0
カタバミ <i>Oxalis corniculata</i> L.	12.5	13.9	10.9	1.3	13.0	12.4	13.7	1.3
オオアレチノギク <i>Erigeron</i> <i>sumatrensis</i> Retz.	14.7	18.3	10.9	1.7	13.6	12.0	15.2	3.2
オオバコ <i>Plantago asiatica</i> L.	15.7	17	14.4	1.2	18.8	18.1	19.4	1.3
コナスビ <i>Lysimachia japonica</i> Thunb.	15.9	19.4	12.2	1.6	10.0	9.3	10.9	1.6
スズメノカタビラ <i>Poa annua</i> L.	17.7	19.4	16.0	1.2	18.3	17.5	19.1	1.6
コメツブツメクサ <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	18.8	23.2	14.1	1.6	10.4	9.7	11.2	1.5
スズメノヒエ属 <i>Paspalum</i> spp.	19.2	27.3	10.8	2.5	30.9	25.2	39.6	14.4
ヘビイチゴ <i>Potentilla hebiichigo</i> Yonek. et H. Ohashi	21.4	23.7	18.8	1.3	12.5	11.9	13.3	1.4
オオイヌノフグリ <i>Veronica persica</i> Poir.	21.7	25.4	17.4	1.5	13.8	12.6	15.2	2.5
シロツメクサ <i>Trifolium repens</i> L.	22.3	23.7	20.6	1.2	15.7	15.2	16.3	1.1
ハルジオン <i>Erigeron philadelphicus</i> L.	22.8	28.7	16	1.8	18.5	16.4	21.8	5.4
ニワゼキショウ <i>Sisyrinchium</i> <i>rosulatum</i> E.P. Bicknell	24.2	29.8	18.6	1.6	11.1	10.0	12.4	2.5
オヒシバ <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	26.4	29.8	22.1	1.3	21.9	18.0	28.9	10.8
クサイ <i>Juncus tenuis</i> Willd.	27	30.1	23.7	1.3	15.5	14.2	17.5	3.3
メヒシバ <i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	27.8	34.3	20.4	1.7	18.8	16.3	21.2	4.9
チドメグサ <i>Hydrocotyle sibthorpioides</i> Lam.	37.2	41.9	31.7	1.3	12.1	10.7	13.7	3.0

393 表 4 調査区の葉面積指数に対する物理的環境と、種プールの生態特性の効果。  
 394 調査区の林冠開空度は葉面積指数を測定した 50cm 調査区の林冠開空度を自然  
 395 対数変換して用いた。種プールの耐陰性は調査ラインに出現した種の中で最も耐陰性が  
 396 高い種の値を自然対数変換して用いた。耐陰性は種が出現し得る最小の林冠開空度であ  
 397 るため値が小さいほど耐陰性が高い。ΔAIC は全変数を含むモデルと当該変数のみを除い  
 398 たモデルとの AIC の差である。

データセットと変数	推定値	ΔAIC
林冠開空度 50%以下 (450 調査区)		
切片	2.31**	
調査区の林冠開空度	0.598**	2234
調査区の踏圧	-0.0711**	2586
種プールの耐陰性	-0.0671	2
種プールの踏圧耐性	0.0240**	39
林冠開空度 30%以下 (230 調査区)		
切片	4.02**	
調査区の林冠開空度	0.346**	199.6
調査区の踏圧	-0.0869**	1314
種プールの耐陰性	-0.703**	136.5
種プールの踏圧耐性	0.0465**	33.6
林冠開空度 10%以下 (41 調査区)		
切片	2.80**	
調査区の林冠開空度	1.24**	118.2
調査区の踏圧	-0.134**	331
種プールの耐陰性	-1.33**	118.2
種プールの踏圧耐性	0.0983*	4.2

399 \*\*P<0.01, \*P<0.05

400

401 図の説明

402 図1 公園内に里山が残存しない貯木場埋立地（木場公園）と、残存した里山を  
403 含む公園（四季の森公園）における林縁の草本群集。

404

405 図2 耐陰性（左）と踏圧耐性（右）を求めるための極値統計グラフ。ひとつの  
406 折線がひとつの種に対応し、サンプルが多ければグラフが長くなり、少なければ  
407 短くなる。この図ではグラフが右寄りにある種で耐陰性や踏圧耐性が高い。累積  
408 Gumbel 分布を直線にプロットする手法であり、直線に近ければ Gumbel 分布を  
409 利用できる（Gumbel 1954）。

410

411 図3 里山を含む公園と含まない公園（表1）における、調査ラインへの耐陰性  
412 植物（表3、最小林冠開空度<9%）の出現確率。Stan を用いた確率モデリング  
413 により公園ごとに出現確率を求め、この頻度分布がベータ分布すると仮定した。  
414 出現確率の公園平均値の頻度分布の中央値と 95%範囲を示す。\*P<0.05。

415

図1 (岩下・小池)





図2 (岩下・小池)

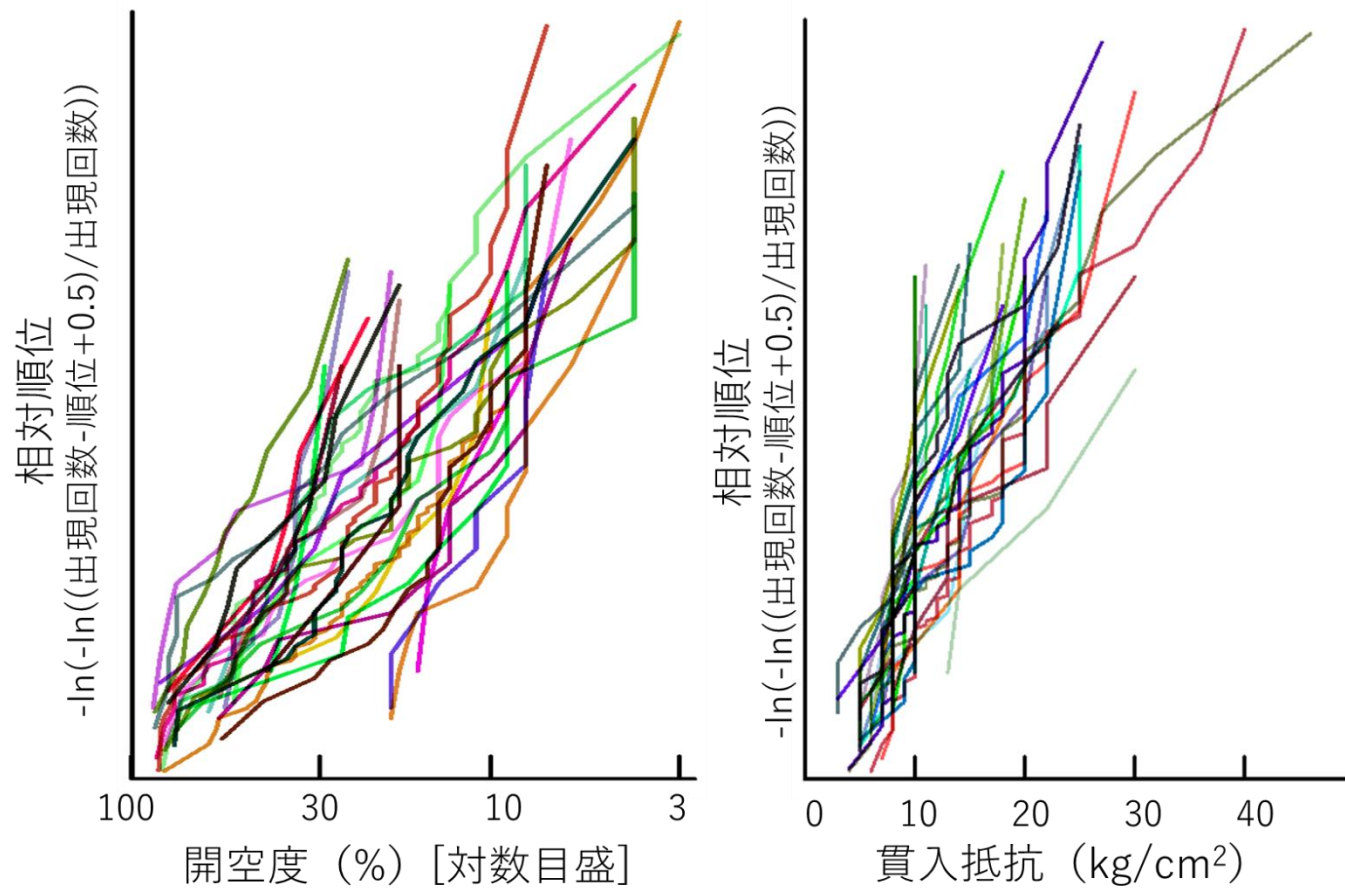


図3 (岩下・小池)

