

Förderung der Artenvielfalt von Wildblumen in dichten und grünen Städten: Die bedeutende Rolle der kleinen Vegetationsflächen

Zusammenfassung aus dem Artikel (siehe auch Kapitel 5, Schlussfolgerungen)

Alle Vegetationsflächen der Stadt Zürich, die größer als 1 m² sind, wurden in sieben Quadraten von 1 km², untersucht. Diese kleinen Flecken tragen weit mehr als erwartet zum Gesamtartenreichtum der Wildblumen in der Stadt bei. Dies gilt sogar für weniger häufige Arten. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass die Verbindung dieser Flächen untereinander und mit größeren Grünflächen von entscheidender Bedeutung ist, um ihr Potenzial als Lebensraum zu erschließen und möglicherweise die natürliche Besiedlung und Stärkung bestehender Populationen zu ermöglichen. Im Zuge der Verdichtung der Städte müssen wir anerkennen, dass kleine Vegetationsflächen wie Baumscheiben oder Straßenränder für das Überleben von Wildblumenpopulationen und der damit verbundenen Fauna unerlässlich sind, insbesondere in stark urbanisierten Gebieten. Städte können Hotspots der Biodiversität sein, einschliesslich endemischer und bedrohter Arten.

Richtig bewirtschaftete städtische Lebensräume bieten die Möglichkeit, die biologische Vielfalt zu erhalten, wo die Menschen sie regelmässig erleben können. Die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume in unmittelbarer Nähe zueinander ist ein Faktor, der zur relativ hohen biologischen Vielfalt der Städte beiträgt. Städte sind Lebensraummosaiken und urbane Grünflächen können viele Formen annehmen: z.B. Wälder, Brachland und Ruderalflächen, Rasenflächen, Zierpflanzungen und Wiesen. Die krautige Vegetation ist oft die wichtigste verbleibende Form des städtischen Grüns. Solche weit eingestreute kleine städtische Vegetation kann einen wichtigen Wert haben als Lebensraum für Arthropoden, Bestäuber, Vögel und seltene Pflanzenarten.

Immer weniger kleine Grünflächen bleiben durch die Verdichtung der Bevölkerung und der Stadt übrig. Um dem Verlust entgegenzuwirken, werden kleine städtische Grünflächen allmählich durch Dachbegrünungen stärker gefördert, und Fassadengestaltung sowie die Aussaat von Wildblumen an Straßenrändern, in Baumscheiben, auf Straßenbahnen und in anderen städtischen Fragmenten

Evolutionsstudien haben zum Beispiel gezeigt, wie die städtische Fragmentierung von Lebensräumen zu einer raschen Anpassung der Pflanzenpopulation führen kann. Das Verständnis der Dynamik kleiner Wild- und Blumenbeete in der städtischen Matrix ist von grundlegender Bedeutung. Städtische Wildblumenbeete mit Arten wie *Centaurea scabiosa* oder *Leucanthemum vulgare* sind von ökologischem Wert und können sowohl Lebensraum als auch Erholung bieten.

Fast alle der untersuchten Arten (154) wurden auch in kleinen Flecken trotz ihrer geringen individuellen und kombinierten Gesamtfläche gefunden. Zwei kleine Flecken sind unähnlicher als zwei große Flecken, und mehrere kleine Flecken haben eine höhere Spe- Artenvielfalt pro m² als mehrere große Arten (Sloss-Index, Abb. 5D). Während ca. 2 ha (20'000 m²) kleine Flächen ausreichen, um 150 Arten zu beproben, Um die gleiche Gesamtzahl an Arten zu erreichen, wird die 10-fache Fläche benötigt, mit großen Flecken (Abb. 4A)

Omar et al. (2018) hat vorgeschlagen, dass die Baumscheiben mindestens 4 m² groß sein sollten und nahe genug an großen Räumen, die die Ansiedlung von Arten ermöglichen (100-400 m).

Was die Studie untersucht hat / Ergebnisse

- erste räumlich explizite hochauflösende Erhebung von spontaner krautiger Vegetation, die systematisch alle öffentlichen Räume in kontrastreichen Stadtvierteln bis hin zur Größe von Flickenteppichen von 1 m².
- wichtig, Arten auszuwählen, die eine Vielfalt von Bestäubern und anderen Wildtieren unterstützen können
- Regelmäßige Pflegemaßnahmen wie das Jäten von zu dominanten Arten oder nicht heimischen Arten, selbst in Baumscheiben oder entlang von Straßenrändern, oder Mosaikmähen können dazu beitragen, den Artenreichtum zu erhöhen
- Bemühungen wie z.B. wissenschaftliche Aufklärung, Erklärungen vor Ort über den Wert der Biodiversität und ihre Förderung, oder bürgerwissenschaftliche Projekte (wie das Projekt Where Samen fallen / Wo Samen fallen Projekt, Vega et al., 2021) können alle dazu beitragen zur öffentlichen Wertschätzung der Spontanvegetation und damit zur Unterstützung der langfristigen Erfolg solcher Werbemaßnahmen

Abstract

Die Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt in städtischen Räumen ist zu einem zentralen Anliegen der Stadtbegrünung geworden. Mit der weiteren Verdichtung der Städte werden die städtischen Grünflächen jedoch immer kleiner und isolierter. Viele hoffen, dass Wildblumen und damit auch die faunistische Artenvielfalt durch Netze von kleinen informellen Grünflächen erhalten werden können. Derzeit gibt es für Stadtplaner nur wenige Daten, um die Frage zu beantworten, wie sich die Größe der Flächen und die ökologische Vernetzung auf das Fortbestehen der Populationen von Wildblumen in kleinen Vegetationsflächen auswirken. Um diese Fragen zu klären, haben wir alle Vegetationsflächen, die größer als 1 m² sind, in sieben Quadranten von 1 km² in der Stadt Zürich, Schweiz, untersucht. Unsere Untersuchung konzentrierte sich auf eine Liste von 166 krautigen Gefäßpflanzenarten. Wir analysierten die Topologie der Vegetationsflächen (Häufigkeitsverteilungen von Größe und Konnektivität) und setzten sie in Beziehung zur Alpha- und Beta-Artenvielfalt. Die Ausbreitungseigenschaften der untersuchten Arten wurden zur Interpretation der Konnektivitätsmuster herangezogen. Über 75 % der Flecken waren <20 m² groß, diese kleinen Flecken machten jedoch nur 3,4 % der gesamten Vegetationsfläche aus. Der Artenreichtum war signifikant positiv mit der Fläche der Flecken korreliert. Dennoch wiesen kleine Flecken insgesamt einen ähnlichen Artenreichtum und eine höhere Beta-Diversität auf als größere Flecken. Diese kleinen Flecken tragen weit mehr als erwartet zum Gesamtartenreichtum der Wildblumen in der Stadt bei - sie übertreffen ihr eigenes Gewicht. Dies gilt sogar für weniger häufige Arten. Unsere Untersuchungen zeigen jedoch, dass die Verbindung dieser Flächen untereinander und mit größeren Grünflächen von entscheidender Bedeutung ist, um ihr Potenzial als Lebensraum zu erschließen und möglicherweise die natürliche Besiedlung und Stärkung bestehender Populationen zu ermöglichen. Im Zuge der Verdichtung der Städte müssen wir anerkennen, dass kleine Vegetationsflächen wie Baumscheiben oder Straßenränder für das Überleben von Wildblumenpopulationen und der damit verbundenen Fauna unerlässlich sind, insbesondere in stark urbanisierten Gebieten.

1. Einleitung

Das 21. Jahrhundert wurde als das "urbane Jahrhundert" bezeichnet, wobei die Herausforderung für Naturschützer, neue Wege zur Erhaltung der Artenvielfalt zu finden in einer zunehmend urbanen Welt (Elmqvist et al., 2019; Kueffer, 2020; McDonald et al., 2018). Dennoch können Städte Hotspots der Biodiversität sein, einschließlich endemischer und bedrohter Arten (Goddard et al., 2010; Ives et al., 2016; Lewis et al., 2019). Städtische Natur kann man sehen, fühlen und der Bevölkerung einer Stadt mitteilen und tragen so dazu bei, diese zu verbinden. Menschen zur Natur (Kueffer, 2020; Miller, 2005). Allerdings gibt es auch Verdichtung unserer Städte (manchmal in Kombination mit zusätzlicher Zersiedelung), da die Planer versuchen, einer wachsenden Stadtbevölkerung Rechnung zu tragen. (Liu et al., 2020; Broitman und Koomen, 2015). Dies hat die einen starken Druck auf die bestehenden städtischen Grünflächen und die Fähigkeit der Planer, um Platz für neue zu schaffen (Geschke et al., 2018; Haaland und van den Bosch, 2015; Lin et al., 2015). Während also richtig bewirtschaftete städtische Lebensräume bieten die Möglichkeit, die biologische Vielfalt zu erhalten wo die Menschen sie regelmäßig erleben können, Netze von städtischem Grün Räume zunehmend unter Druck stehen (Aronson et al., 2017; Colding et al., 2020; Fischer et al., 2018; Haaland und van den Bosch, 2015). Unter Reaktion auf die wachsende Besorgnis über den weltweiten Verlust der biologischen Vielfalt und die Anerkennung Definition von Ökosystemleistungen ist nun der politische Wille vorhanden, dass die Städte ihre grüne Infrastruktur zu verbessern und zu erweitern (Andersson et al., 2014; Aronson et al., 2017; Fischer et al., 2018; Lepczyk et al., 2017). Die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume in unmittelbarer Nähe zueinander ist ein Faktor, der zur relativ hohen

biologischen Vielfalt der Städte beiträgt (Zhou et al., 2018). Städte sind Lebensraummosaik und urbane Grünflächen können viele Formen annehmen: z. B. Wälder, Brachland und Ruderalflächen, Rasenflächen, Zierpflanzungen und Wiesen. Die biologische Vielfalt ist also nicht homogen über die Städte verteilt, und es gibt oft ein Gefälle zwischen den Städten. Rückgang einheimischer Spezialisten und Zunahme nicht-einheimischer Arten und synanthrope Generalisten von den Stadträndern zu den städtischen Kerngebieten - das sogenannte Land-Stadt-Gefälle (Knapp et al., 2012; Malkinson et al., 2018). In den dicht bebauten Stadtzentren sind Straßenbäume und kleine Beete mit krautiger Vegetation oft die wichtigste verbleibende Form des städtischen Grüns. (Colding et al., 2020; Jansson, 2014; Zhou et al., 2018). Solche weit eingestreute kleine städtische Vegetation kann einen wichtigen Wert haben als Lebensraum für Arthropoden, Bestäuber, Vögel und seltene Pflanzenarten (Braaker et al., 2014; Ives et al., 2016; Robinson und Lundholm, 2012; Wenzel et al., 2019) und bietet Ökosystemleistungen, die von städtischen Einwohnern (Fischer et al., 2013, 2018; Fischer und Kowarik, 2020). Klein Grünflächen können dazu beitragen, die schädlichen Auswirkungen der Verstädterung auf Lebensraumverlust und -fragmentierung, Rückgang der Populationen und der Artenvielfalt Größe, Verlust der genetischen Vielfalt (Lundberg, 2018; Miles et al., 2019; Van Rossum und Triest, 2012), die das Risiko des lokalen Aussterbens verringern (Duncan et al., 2011). Allein aufgrund ihrer Menge sind diese kleinen grünen Pflaster die von Einheimischen am häufigsten genutzten Grünflächen in Städten - vor allem in ärmeren Vierteln, die oft einen geringeren ökologischen Wert haben Wert (McPhearson et al., 2013; Peschardt et al., 2012). Der Wert der biologischen Vielfalt von krautigen städtischen Vegetationsflächen hängt von einer Reihe von Faktoren ab, wie z. B. ihrer Größe und Vernetzung (Liu et al., 2019; Beninde et al., 2015), Management und Landnutzungsgeschichte (Lerman et al., 2018; O'Sullivan et al., 2017), und die Sozioökonomie von ihre Nachbarschaft (Hope et al., 2003; Leong et al., 2018). Es gibt eine wachsendes Forschungsinteresse am Verständnis des Zusammenspiels dieser Faktoren und die Aufdeckung der Mechanismen, die die städtische Pflanzenvielfalt bestimmen Muster entlang städtischer Gradienten und in heterogenen Stadtlandschaften (Bretzel et al., 2016; Fratarcangeli et al., 2019; Malkinson et al., 2018; McDonnell und Hahs, 2013). Die meisten Analysen konzentrieren sich jedoch auf grob aufgelöste Muster auf Landschaftsebene oder relativ große städtische Grünflächen (Hope et al., 2003; Hoyle et al., 2018; Kühn et al., 2004; Pysek, 1998). Parks, Wälder, postindustrielle Brachflächen und andere große städtische Grünflächen sind die bei weitem am besten untersuchte Form städtischer Ökosysteme (Beninde et al., 2015; Bonthoux et al., 2014; Lepczyk et al., 2017; Nielsen et al., 2014). Während große, vielfältige Grünflächen zweifellos eine Hauptbestandteil einer erfolgreichen städtischen Erhaltungsstrategie, da die Bedeutung der Habitatgröße für den Artenreichtum (Beninde et al., 2015; Lepczyk et al., 2017; Matthies et al., 2017; Nielsen et al., 2014), nur in jüngerer Zeit wurden Studien durchgeführt, in denen die mögliche Beiträge kleinerer Grünflächen zur Artenvielfalt und die Ökologie und die evolutionären Prozesse, die Wildblumen charakterisieren Bevölkerungsdynamik in solch stark fragmentierten städtischen Umgebungen (Atkins, 2018; Duncan et al., 2011; Goddard et al., 2010; Omar et al., 2018). Evolutionsstudien haben zum Beispiel gezeigt, wie städtische Die Fragmentierung von Lebensräumen kann zu einer raschen Anpassung der Pflanzenpopulation führen. Populationen in kleinen städtischen Fragmenten - zum Beispiel reduzierte Samenausbreitung Fähigkeiten in der Pflanze *Crepis sancta* (Andrieu et al., 2009; Cheptou et al., 2008; Dubois und Cheptou, 2017). Obwohl sich die meisten Studien zur Stadtökologie auf auf relativ großen Grünflächen, die Notwendigkeit, die Ökologie der kleine städtische Grünflächen gewinnen immer mehr an Bedeutung. Da Städte sowohl Wenn die Bevölkerung wächst und sich schnell verdichtet, bleiben ihnen immer weniger übrig, kleinere und jüngere Grünflächen (Haaland und van den Bosch, 2015; Lin et al., 2015; Zhou et al., 2018). Um diesem Verlust entgegenzuwirken, werden kleine städtische Grünflächen werden allmählich durch Dachbegrünungen stärker gefördert. und Fassadengestaltung sowie die Aussaat von Wildblumen an Straßenrändern, in Baumscheiben, auf Straßenbahnen und in anderen städtischen Fragmenten (Andersson et al, 2014; Childers et al., 2019). Leider sind einige dieser Werbeaktionen scheitern. Zum

Beispiel kann die Pflanzensterblichkeit in kleinen Grünflächen hoch sein die eine teure Neubepflanzung erfordern (Roman et al., 2014; Smith et al., 2019; Widney et al., 2016). Daher ist das Verständnis der Dynamik kleiner Wild- und Blumenbeete in der städtischen Matrix ist von grundlegender Bedeutung für die Erreichung von Bio- und vielfältige, dichte Städte. Ziel unserer Studie war es, die Muster der Pflanzenvielfalt in der dichte städtische Matrix mit einer sehr hohen räumlichen Auflösung. Wir untersuchten Verteilung der Gefäßpflanzenarten in jedem größeren Fleck der Vegetation als 1 m² auf öffentlichen Flächen innerhalb von sieben 1 km-Quadraten im gesamten Gebiet Stadt Zürich. Zürichs vielfältige Nutzungsgeschichte und gut dokumentierte (Landolt, 2001) machen sie zu einer idealen Stadt für einen solchen Ansatz. Wir haben die folgenden Forschungsfragen untersucht: 1) Wie ist ökologisch relevante öffentliche Grünflächen, die über das gesamte Stadtgebiet von Zürich; 2) wie wirken sich die Größe der grünen Flecken und die Konnektivität auf Alpha- und Beta-Vielfalt von Wildblumen (pro Fleck und im gesamten Stadtgebiet) Landschaft); und 3) wie groß ist die relative Bedeutung von großen gegenüber kleine Flecken für die Wildblumenvielfalt in dichten Städten? Wir tun dies, indem wir erhofften sich ein besseres Verständnis der Rolle von Konnektivität und Patchgröße für die Gestaltung unserer städtischen Flora, um das Grün in unseren Städten besser zu verwalten und zu planen Räume.

2. Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Unsere Studie fand in der Stadt Zürich, Schweiz, statt (47°22'N, 8°33'E) (Abb. 1). Die Gemeinde Zürich umfasst eine Fläche von 92 km², ist zwischen 400 und 600 m ü.d.M. gebaut und hat ca. 430.000 Einwohner (Statistik Stadt Zürich, 2017). Sie ist Teil des Agglomerationsraums Zürich mit ca. 1,3 Millionen Einwohnern und einer Fläche von ca. 18.103 km². Zürich hat ein feuchtes Kontinentalklima mit warmen Sommern und kühlen, feuchten Wintern (Januar: -2 bis +3 °C, Juli: 14-24 °C; mittlerer Jahresniederschlag: c. 1100 mm). Die Stadt befindet sich nord-nordwestlich des Zürichsees und hat bewaldeten Hügeln, die seine West-, Ost- und Nordseite flankieren. Diese Die Topographie schafft ein multidirektionales Stadt-Land-Gefälle, mit abnehmende Urbanisierung vom Stadtzentrum aus in fast jede Richtung. Zürich beherbergt ca. 1000 krautige und terrestrische Gefäßpflanzenarten (ohne Gehölze, Wasserpflanzen und ausschließlich bepflanzte Arten), davon ca. 75 % sind einheimisch (inkl. Archäophyten) (Landolt, 2001). Die einheimischen Gefäßpflanzen Die Zürcher Pflanzen stellen etwa ein Drittel aller einheimischen Gefäßpflanzen in Schweiz. Rund 40 km² des Gemeindegebiets sind klassifiziert als Grünflächen, die große Flächen an Hangwäldern und bewaldeten Friedhöfen umfassen. Sportplätze, Gärten und Grünflächen am Flussufer (Grün Stadt Zürich, 2019). Die Stadt Zürich hat sich in ihrer langen Geschichte von ihren Ursprüngen als keltische und dann römische Siedlung, durch seine ummauerte mittelalterliche Periode, sein Aufstieg zu einem lokal bedeutenden Industriezentrum im 19. Jahrhundert und seine heutige Existenz als postindustrielles, dienstleistungsorientiertes und internationale Stadt.

2.2. Erhebungen zur Vegetation

Die Studie umfasste eine Vegetationserhebung mit Schwerpunkt auf Gefäßpflanzen Artenvielfalt in sieben 1 km² großen Quadraten in der Stadt von Zürich auf der Grundlage eines von Landolt (2001) verwendeten Rasters für eine vollständige floristische Inventar der Stadt Zürich (Abb. 1). Wir wählten Quadrate aus, die mindestens 1 km groß waren voneinander entfernt und repräsentieren eine Vielfalt der Urbanisierung Ebenen, Landnutzungsgeschichte und Entfernungen vom Stadtzentrum. Alle Quadrate, die diese Kriterien ohne signifikante Überschneidungen erfüllten, wurden in unsere Erhebung einbezogen. Unsere Quadrate umfassten: hohe und niedrige Dichte Wohngebiete, Teile der alten mittelalterlichen Stadt, postindustrielle Gebiete Erschließungen, kürzlich erschlossene post-landwirtschaftliche Flächen, Universitäten Campus, Zug-/Straßenbahnlinien, altbewachsene städtische Wiesen und öffentliche Parks (Ergänzende Tabelle 1). Die Erhebungen fanden im Sommer

statt Monaten (Mai-September) der Jahre 2016 (drei Quadrate) und 2017 (vier Quadrate). Es wurde versucht, die Arbeiten abwechselnd auf verschiedene Quadrate während des gesamten Sommers eines jeden Jahres, um die Phänologie die Artenbestimmung in einem Quadrat nicht zu beeinträchtigen. Die Menge der versiegelte Fläche jedes Quadrats wurde anhand einer Vegetationskarte gemessen. erstellt von der Stadt Zürich (Biotoptypenkartierung Stadt Zürich, Grün Stadt Zürich, 2010-2014), haben wir dann den Kehrwert dieses Masses genommen Berechnung des prozentualen Anteils der nicht belegten Landfläche des Quadrats durch versiegelte Flächen, die wir als "Anteil unversiegelte Fläche" bezeichnen, für jedes Quadrats. alle "Flecken" der Vegetation mit einer Fläche von mehr als 1 m² zu erfassen, die in öffentlicher Raum. Flecken, die weniger als zwei Meter von einander entfernt waren andere wurden zu einem einzigen Patch kombiniert. Wir erfassten die Patches Schwerpunktkoordinaten, Länge, Breite und Lebensraumtyp. Die Patch-Fläche wurde durch Multiplikation von Fleckenlänge und -breite berechnet. Die Flecken wurden klassi- einem der folgenden sieben Grünflächen-Lebensräume zuzuordnen, die wie folgt bezeichnet werden im Folgenden als Lebensraumtypen bezeichnet:

- 1) Baumscheiben (begrünte Basen von Straßenbäumen),
- 2) Grüne Straßen (Wildblumen auf Straßen und Straßenbahnschienen oder in deren Nähe)
- 3) Hänge (Grünflächen, oft entlang von Hängen und relativ große Flächen, die keine hochdynamischen Ruderalflächen sind, noch direkt von Straßen oder einer gut ausgeprägten Wiesenvegetation beeinflusst),
- 4) Ruderalflächen (oft gestörte Flächen wie Brachland),
- 5) Wiesen (dichte krautige Vegetation, auch in Parks und auf Friedhöfen),
- 6) Gärten (kultivierte öffentliche Grünflächen, die noch eine spontane Vegetation), und
- 7) Gründächer (siehe Abb. 1). Flecken wurden auch in eine der folgenden Größenkategorien eingestuft werden: Klein (<20 m²), Mittel (20-300 m²), und Groß (>300 m²).

Diese Schwellenwerte waren auf der Grundlage der mit den Lebensraumtypen verbundenen Größendiskontinuitäten ausgewählt beobachtet (Klein: meist Baumscheiben oder Grünflächen am Straßenrand; Mittel: Hänge, Gärten oder kleine Wiesen; Groß: weitläufig und oft älter Wiesen, Brachflächen, Parks, Friedhöfe und durchgehende grüne Straßen). keine oder nur sehr wenige Möglichkeiten für das Wachstum von Spontanvegetation vorhanden waren nicht einbezogen (d. h. als städtische Matrix betrachtet). Vegetationsflecken, die stark gemäht waren, wurden nur in die Erhebung einbezogen, wenn zumindest einige potenziell blühende Individuen; sehr häufig gemähte Rasenflächen wurden ausgeschlossen, da davon ausgegangen wurde, dass sie keinen wesentlichen Beitrag zur Populationsdynamik und Konnektivität von Wildblumen. Wir erfassten die Anwesenheit und Abwesenheit von Arten in jedem Fleck. Im Jahr 2016 haben wir eine Liste von 120 nicht holzigen Schwerpunktarten erstellt, die wir für von hohem ökologischem und wirtschaftlichem Interesse. Wir suchten dann jedes Fleckchen intensiv auf diese Arten, sondern erfassten alle einheimischen und nicht einheimische Gefäßarten mit Ausnahme von Zierpflanzen. Im Jahr 2017 konzentrierten wir uns die Erhebung auf einer endgültigen Liste von 166 Arten, um die Effizienz der Erhebung durch Aufnahme neuer Arten in unsere Schwerpunktliste, die in mehr als 4 % der Fälle vorkommen der 482 im Jahr 2016 beprobten Flecken (ergänzende Tabelle 3). Alle Analysen wurden mit dieser Liste von 166 Arten durchgeführt. Um störende Effekte zu vermeiden, haben wir mit Ausnahme einiger Arten, die häufig in Rasenflächen vorkommen behandelt als Matrix, die nach unseren Erkenntnissen nicht für die Vermehrung der Pflanzen zur Verfügung steht Methodologie, *Bellis perennis*, *Cardamine pratensis*, *Poa annua*, *Plantago major*, *Taraxacum officinale* oder häufig gepflanzt (*Fragaria* sp., *Hedera Spirale*).

2.3. Analyse

Alle Analysen wurden in R Version 4.0 (R Core Team, 2020) durchgeführt. Alle Diagramme wurden entweder mit dem Paket erstellt, das in den spezifischen Analyseabschnitt oder ggplot2 (Wickham, 2016).

2.3.1. Alpha-Vielfalt

Der Artenreichtum wurde für jeden Fleck berechnet. Artenakkumulation Kurven und Ranghäufigkeitsdiagramme wurden unter Verwendung der veganen Packung erstellt. Alter (Oksanen et al., 2013). Unterschiede im Artenreichtum zwischen verschiedene Quadrate wurden anhand linearer Modelle mit Quadraten und Artenreichtum als feste Effekte mit dem lme4-Paket behandelt (Bates et al., 2014) und paarweise Tukey-Post-hoc-Tests aus dem multcomp Paket (Hothorn et al., 2007). Wir haben festgestellt, dass es eine signifikante räumliche Autokorrelation der den Artenreichtum unserer Flecken mittels Spline-Korrelogramm (Punkt Wiederholungsstichprobe von 100) des Artenreichtums und die GPS-Koordinaten des Flecks mit dem Paket ncf (Bjornstad, 2004). Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wird ein lineares Modell mit gemischten Effekten (LMM) erstellt, das Folgendes umfasste verschiedene räumliche Parameter. Wir haben sowohl die nächstgelegene Straße als auch Straßenabschnitt für jeden Fleck. Anschließend erstellten wir eine LMM des Artenreichtums mit Straßenabschnitt innerhalb der Straße und Straße innerhalb des Quadrats als verschachtelte Zufallseffekte und die Fleckengröße als fester Effekt unter Verwendung der lme4-Paket (Pinheiro et al., 2019). Die Hinzufügung der räumlichen explizite Zufallseffekte wurden bestätigt, um die räumliche Autokorrektur zu entfernen. lation der Residuen. Die Signifikanzwerte wurden aus einem Typ III ANOVA des Modells unter Verwendung des Pakets lmer.test (Kuznetsova et al., 2017). Die Steigungen wurden aus den Koeffizienten des festen Effekts gewonnen Schätzungen. Das r^2 (manuell korrigiert mit Fischer's z-Transformation) wurde als die Anpassungsgüte des Modells unter Verwendung des r.squaredGLMM Funktion aus dem Mumin-Paket (Barton, 2019). Standardisiertes Beta Koeffizienten (die wir in Verbindung mit der Steigung der Variablen und p-Wert zum Vergleich von Effektgrößen zwischen festen Effekten) wurden berechnet mit einer Anpassung der Funktion lm.beta des R-Pakets lm.beta (Behrendt, 2014). Dieses Modell wurde dann mit den Größenkategorien wiederholt anstelle der Patch-Größe als feste Effekte, um ihre Auswirkungen auf das Artenreichtum.

2.3.2. Konnektivitätsmaßnahmen

Wir haben drei verschiedene, aber miteinander verbundene Maße für die Konnektivität berechnet zwischen den Flecken, um ihre Auswirkungen auf die Artenvielfalt abzuschätzen. Alle drei Maßnahmen einen Radius von 200 m um jeden Fleck, da die Ergebnisse unserer ursprünglichen Analyse der räumlichen Autokorrelation, die eine signifikante positive Korrelation bis zu 200 m. Die erste Konnektivität Maßnahme wurde auf der Grundlage der zuvor erwähnten Vegetationskarte pro- die von der Stadt Zürich erstellt wurde. Anhand dieser Karte haben wir dann die Pro- Anteil der Grünfläche (d. h. alle Flächen außer versiegelten Flächen und Wasser) in einem 200 m Radius um jeden Fleck mit QGIS Version 3.12.3 (QGIS Development Team, 2020) (i. Anteil der Grünflächen). Für diese Anal-. Daten für das Quadrat 7 waren nur für einen Teil der Fläche verfügbar, die auf dem Land der Gemeinde Zürich und daher wurden die Daten aus diesem Quadrat für eine Analyse des Grünflächenanteils ausgeschlossen (Abb. 1). Die die beiden anderen Konnektivitätsmaße (ii. Geschätztes S_i und iii. Maximales S_i) basierten auf unseren Umfragedaten. Wir haben die folgenden negativen Expo- nentialfunktion, die von Moilanen und Nieminen (2002) entwickelt wurde, um die Samenausbreitungskern für die Berechnung der Konnektivität zu entwickeln Wert für einen Brennfleck (S_i) aus einer entfernungsabhängigen gewichteten Summe von alle erfassten Fleckenflächen (A_j) in einem Radius von bis zu 200 m um den Brennpunkt Patch. $S_i = \sum \exp(-1 \text{ Durchschnittliche Ausbreitungsentfernung } (d_{ij} - (r_i + r_j))) A_j$ (1) Der physische

Abstand (d_{ij}) zwischen den Flecken wurde anhand der folgenden Formel berechnet Distanzmatrixfunktion von QGIS für alle Flächen, die 200 m oder weniger betragen von einem Brennfleck entfernt. Da diese Entfernungen vom Brennpunkt aus gemessen werden Zentrum der Flecken, subtrahierten wir die Summe der Radien der beiden Flecken (r). Wir haben Gleichung 1 mit einer durchschnittlichen Ausbreitungsdistanz (Avg Ausbreitungsdistanz) von entweder 21 m oder 113 m zu erzeugen ii. Geschätzte S_i und iii. Maximales S_i , beziehungsweise. Für ii. Geschätztes S_i haben wir den Durchschnitt Ausbreitungsentfernung aller 166 Schwerpunktkarten, berechnet anhand der dispeRsal-Paket (Tamme et al., 2014) aus der Endgeschwindigkeit, Ausbreitungssyndrom und Daten zur Samenmasse, die aus dem Supplementary Material von Hintze et al. (2013) (Avg Dispersal Distance = 21 m). Für iii. Maximum S_i wir haben den Durchschnitt der maximalen Ausbreitungsdistanzen verwendet (die deutlich größer waren als die für ii. geschätztes S_i berechneten) für alle Schwerpunktkarten auf der Grundlage des Modelldatensatzes, der in der Ausbreitungspaket (durchschnittliche Ausbreitungsentfernung = 113 m).

2.3.3. Beziehung zwischen Arten und Gebieten und Konnektivität

Die positive Beziehung zwischen der Fläche eines Lebensraums und den darin vorkommenden Arten Reichhaltigkeit (Art-Flächen-Relation, SAR) wird seit langem als einer allgemeinen ökologischen Regel so nahe wie möglich (Lomolino, 2000). Unter Verwendung einer einfachen linearen Modells schätzten wir die Auswirkungen der Fleckengröße auf die Arten Reichtum. Wir untersuchten auch die Korrelation der einzelnen Konnektivitätsmaße einfachen linearen Modellen miteinander verglichen, und wie erwartet waren die Konnektivitätsmaße wurden als signifikant korreliert mit einem eine andere ($p < 0,001$). Das Modell wurde dann durch die Einbeziehung unserer drei Maße der Konnektivität. Einfache lineare Modelle wurden angepasst, um die Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen auf den Artenreichtum allein zu bestimmen. Da es eine signifikante Korrelation zwischen den beiden S_i -Werten bestand, wählten wir um sie in unserem Modell mit gemischten Effekten jeweils separat zu testen. LMMs wurden für den Artenreichtum angepasst, wobei die Größe der Flächen, der Anteil der Grünfläche und eines der S_i -Konnektivitätsmaße und ihre Interaktion als feststehend behandelt Auswirkungen und Straßenabschnitt innerhalb der Straße verschachtelt innerhalb des Quadrats als verschachtelte Zufallseffekte behandelt. Aufgrund der Prävalenz von sowohl sehr kleine und sehr große Größen und Konnektivitätsmaße haben wir logarithmisch transformiert Artenreichtum, Fleckengröße und Konnektivität. Alle Modellbewertungen wurden basierend auf AICc und verglichen mit der Dredge-Funktion.

2.3.4. Beta-Vielfalt

Um den Beitrag kleinerer Flecken gegenüber größeren zu vergleichen Flecken zum gesamten untersuchten Artenreichtum berechneten wir den "Sloss- Index" (Quinn und Harrison, 1988). Dieser Index vergleicht die Artenakkumulation Kurven durch schrittweises Anlegen von Kurven indem entweder das kleinste oder das größte Feld zuerst hinzugefügt wird. Das Verhältnis der integralen der beiden Kurven wird dann verglichen, wobei der Sloss-Index was entweder darauf hinweist, dass die größeren Flecken mehr einzigartige Arten pro beprobter Fläche (<1) oder kleinere Flecken mit mehr Arten (>1). Diese Berechnung und das nachfolgende Diagramm wurden mit dem Sloss K.A. Vega und C. Küffer Städtische Forstwirtschaft und Stadtbegrünung 62 (2021) 127165 5 Paket und Skripten (Vargas et al., 2013). Diese Maßnahmen wurden dann nur für eine Teilmenge der 30 häufigsten oder seltensten Arten wiederholt um die Robustheit des allgemeinen Musters zu ermitteln (Roden et al., 2018).

Wir haben die Funktion `beta.sample` des Pakets `betapart` zur Berechnung der späte Beta-Diversität (Baselga und Orme, 2012). Wir berechneten die Jac-Card's Dissimilaritätsindex (β_{jac}) und seine beiden Komponenten - Arten Umsatz (β_{jtu}) und Verschachtelung (β_{jne}) - für Stichproben von 20

Flecken, 1000-mal neu abgetastet. Der Jaccard'sche Unähnlichkeitsindex wurde gewählt über Sorenson's aufgrund seiner angeblich höheren Genauigkeit bei der Artenauswahl unvollständig ist (Roden et al., 2018). Beta-Diversitätsmaße wurden zwischen den Flecken der verschiedenen Quadrate und zwischen den drei Größenklassen sowohl auf der Ebene der Gesamtheit als auch innerhalb der Quadrate unter Verwendung eines lineares Modell mit gemischtem Effekt. Diese Analyse wurde auch mit einem Teilmenge der Daten, die nur die 30 häufigsten und am wenigsten häufigen Arten. Zur Einbeziehung der räumlichen Autokorrelation in unsere Analyse der Beta-Diversität haben wir die Beta-Diversität zwischen kleineren und größeren Patches mit Gleitfensterbasierten Beta-Diversity-Vergleichen unter Verwendung der Paket CommEcol (Melo, 2013). Hierfür haben wir alle Patches aus kleinsten bis größten und berechneten paarweisen Jaccard-Dissimilaritäten be- zwischen allen Feldern innerhalb eines "Fensters" oder Teilbereichs von 15 Feldern beginnend mit dem kleinsten Fenster und weiter mit dem nächstgrößeren Zeitfenster von 15 Jahren, bis alle Flecken gemessen waren, also insgesamt 142 Windows. Wir haben dann ein lineares Modell auf die paarweise Jaccard-Zuordnung der mittleren Fenster angewandt Unähnlichkeit mit mittlerer Fensterfleckgröße als festem Effekt und mittlerer geografische Entfernung zwischen Flecken innerhalb eines Fensters als zufällige Ef- um die räumliche Autokorrelation zu berücksichtigen. Dies ermöglichte uns den Vergleich die durchschnittliche Jaccard-Dissimilarität von Fenstern mit 15 kontinuierlichen Feldern über den Flächengrößengradienten.

3. Ergebnisse

3.1. Grünfläche

Wir haben 197.738 m² öffentliche Grünflächen untersucht, die in 2130 einzelne Flecken in sieben 1 km² großen Quadraten (Tabelle 1). Patch-Größen reichten von unserer Mindestfläche von 1 m² bis zu fast 30.000 m². Diese Grün Flächen waren nicht gleichmäßig auf die sieben Quadrate verteilt, wobei die Anzahl der Flecken (144-630), Gesamtfläche der Flecken (5117-46.968 m²) und mediane Größe der Flecken (3,4-30 m²), die von Quadrat zu Quadrat stark variiert. Das zentrale Altstadt-Quadrat 5 hatte 139 Flecken (die zweitwenigsten von allen Quadrat), die geringste Gesamtfläche des Fleckens (5117 m², Durchschnitt: 36.8 m², Median: 6,25 m²) und den geringsten Anteil an Grünfläche (12,8 %). Im Stadtrandquadrat 1 mit geringer Dichte gab es sogar noch weniger Flecken (134), aber aufgrund der großen Weinberge, Parks und Wiesen die zweitgrößte Gesamtfläche (25.252 m²), Durchschnitt: 452 m², Median: 30 m²) und den höchsten Anteil an Grünflächen Raum auf Quadratebene (55,5 %, berechnet mit dem oben genannten Vegetationskarte der Gemeinde Zürich). Das Quadrat mit der höchsten Anteil an der Gesamtfläche der Flecken war überraschenderweise der kürzlich entwickelte hohe Dichte kommerziellen Quadrats 7, das viele kleine, aber auch mehrere sehr große Flecken (206 Flecken, 46.968 m², Durchschnitt: 259 m², Median: 27.5 m²). Im Gegensatz zu den älteren Wiesen im Quadrat 1 sind jedoch fast alle Diese Flecken waren kürzlich angelegte grüne Straßen oder Gebäude. angrenzenden Blumenwiesen, was dazu führte, dass das Quadrat einen hohen Konnektivität. Generell haben wir festgestellt, dass der Stadtkern sehr wenig Grünflächen im Vergleich zur Peripherie, allerdings sind einige Kernquadrate hatte umfangreiche grüne Straßen und Infrastrukturen, was zu einer hohen Konnektivität zwischen den Flecken (d. h. hoher Medianwert Si) als im Vergleich zu einigen peripheren Quadraten mit großen Rasenabschnitten (Tabelle 1).

Die meisten öffentlichen Grünflächen in der Stadt Zürich waren klein und vor bestanden überwiegend aus Straßenbaumscheiben (71 % aller Flecken) (Abb. 2 & Ergänzende Abb. 1). Somit waren in allen sieben Quadraten Flecken auf durchschnittlich klein (Median: 3,75 m², Durchschnitt: 92,8 m²), wobei über 75 % aller Flecken <20 m², die zusammen nur 3,4 % der Gesamtfläche ausmachten untersuchte Grünfläche. Der größte Teil der Grünflächen (82 %) entfiel auf nur die obersten 5 % der größten Flecken (mit einer Größe von mehr als 300 m²).

3.2. Artenreichtum insgesamt

Die endgültige Artenliste, die bei der Erhebung verwendet wurde, umfasste 166 Arten die 122 Gattungen und 35 Familien umfassen (ergänzende Tabelle 3). Die Spe-. Arten auf der Liste waren überwiegend einheimische Arten (einschließlich Archaeophyten), 141), während 25 Arten in der Schweiz nicht heimisch sind. Die Häufigkeit der Arten Vorkommen in der Erhebung sehr unterschiedlich aus (Abb. 3 & Supplemental Tabelle 2). Auch beim Artenvorkommen gab es deutliche Unterschiede Häufigkeiten zwischen den Flächengrößenkategorien. Während *Plantago lanceolata* häufig in Flecken aller Größen vorkommen, Ackerwildkräuter wie *Trifolium pratense* trat häufig in großen und mittleren Flecken auf, während mehr schattentolerante Ruderalarten wie *Geum urbanum* und *Polygonum aviculare* waren in kleinen Baumscheiben sehr häufig (obwohl kleine Flecken insgesamt eine flachere Rangabundanzkurve, was auf eine gerechtere Abundanz der Arten) (Abb. 3; ergänzende Tabelle 2). Der Artenreichtum der Pflanzen war nicht gleichmäßig über die Stadt verteilt. wobei die einzelnen Flecken zwischen 1-41 Arten aufweisen (Tabelle 1 & Sup- ergänzende Abb. 2). Die Quadrate wiesen im Median einen sehr unterschiedlichen Artenreichtum auf, von acht Arten pro Fleck in der zentralen Altstadt Quadrat 5-23 Arten pro Parzelle in dem kürzlich entwickelten kommerziellen Quadrat 7. Im Allgemeinen wiesen die dicht besiedelten Kernquadrate (3 & 5) niedrige Medianwerte auf. Artenreichtum auf Patch-Ebene, während die peripheren Quadrate mit vielen große grüne Flecken (1 & 6) hatten eine höhere mittlere Vielfalt. Allerdings sind in-... Auch die Investitionen in die Förderung der biologischen Vielfalt spielten eine wichtige Rolle. Hochgradig ur- verbannte Quadrate mit umfangreicher grüner Infrastruktur (2 & 7) hatten hohe mittlere Diversität, jedoch relativ peripher und grün (47,5 % unversiegelte Oberfläche) wies Quadrat 4 eine geringe mittlere biologische Vielfalt außerhalb seiner ein einziger großer Park.

3.3. Alpha-Diversität und Konnektivität

Tabelle 1

Quadrat	Number of Patches	Mean Size (m ²)	Median Size (m ²)	Proportion Green Space (%)	Median Estimated S _i	Mean Richness	Median Richness
1	134	452.3	30.0	55.5	190.0	12.1	11
2	209	67.4	10.0	20.0	76.5	13.4	12
3	626	8.5	3.4	15.8	16.5	10.9	10
4	560	71.9	3.7	47.5	29.0	9.0	9
5	139	36.8	6.25	12.8	44.4	9.1	8
6	304	83.4	4.0	48.6	46.0	15.2	13
7	158	297.3	27.5	-	131.7	24.9	23
Total/Mean	2130	92.8	3.75	32.8	27.5	13.0	10

Zusammenfassung der Diversitäts- und Topologiedaten für alle Quadrate der Vegetationserhebung: Anzahl der Flecken in jedem Quadrat, mittlere und mediane Größe dieser Flecken; den Anteil der nicht versiegelten Fläche an der Gesamtfläche des Quadrats, die mittlere Konnektivität (geschätztes S_i) der Flecken sowie den mittleren und mittleren Artenreichtum der seine Flecken.

Der Artenreichtum war signifikant positiv mit den Flecken korreliert Größe im log-transformierten LMM, was die Anwendbarkeit der SAR-Methode bestätigt Rahmen ($p < 0,001$). Diese Beziehung galt sowohl insgesamt als auch innerhalb der einzelnen Quadrate, Größenkategorien, Lebensraumtypen, außer für Dächern (ergänzende Abb. 1). Während die genauen Steigungen und Schnittpunkte von jede lineare SAR-Regression unterschiedlich waren, die Konsistenz des Musters zwischen allen Quadraten, Größen und Lebensraumtypen verstärkte die allgemeine die Art dieser Beziehung. Nach der Unterteilung der Flecken in ihre Größe Kategorien wurde festgestellt, dass große Flecken im Durchschnitt mehr Arten aufweisen Reichhaltigkeit (33 ± 13 SD) als mittlere Flecken (21 ± 11) und beide hatten höhere Durchschnittswerte für den Reichtum als die kleinen Flecken (9 ± 4). Diese Unterschiede Unterschiede wurden im LMM als signifikant eingestuft, was

auch räumliche zufällige Effekte ($p < 0,001$). Nach dem Vergleich der Modelle einschließlich der unterschiedlichen Konnektivität Maßnahmen unter Verwendung von Baggergut, Modelle, die nur geschätztes S_i enthalten, hatten die niedrigsten AIC, und geschätztes S_i hatte den signifikantesten Einfluss auf die Arten Reichtum. Die gewählte LMM ergab eine positive signifikante Beziehung zwischen Artenreichtum und Größe sowie Konnektivität ($p < 0,001$; $r^2 = 0,39$, Beta-Koeffizient der Größe = $0,84$; geschätzter Beta-Koeffizient von $S_i = 0,19$); Die Interaktionsvariable schien jedoch leicht negativ zu sein korreliert mit dem Reichtum ($p < 0,001$, Interaktionsbetakoeffizient = $0,29$) (Ergänzende Abb. 3). Zum besseren Verständnis der Auswirkungen dieser Interaktion verglichen wir die Auswirkungen des geschätzten S_i auf die Arten Reichtum zwischen den drei Größenkategorien (ergänzende Abb. 3). Während Kleine und mittelgroße Flecken hatten einen signifikant positiven Effekt auf die Esti- S_i auf den Artenreichtum ($p < 0,05$), gab es keinen signifikanten Zusammenhang. Beziehung in großen Flecken. Weitere Untersuchungen ergaben, dass die Steigung von die Wirkung von geschätztem S_i auf den Artenreichtum war doppelt so groß für Small Flecken ($0,06$) als mittlere Flecken ($0,03$). Da diese Schätzung auch die am deutlichsten auf der Biologie unserer Studienart basiert, haben wir sie als Grundlage für die übrigen Vergleiche.

3.4. Beta-Vielfalt

Die Ergebnisse der Sloss-Index-Analyse zeigten, dass trotz einzelner größere Flecken haben einen höheren durchschnittlichen Artenreichtum, mehrere kleinere Flecken weisen mehr Arten pro beprobtem m^2 auf als mehrere große Flecken (Sloss-Index $1,42$, Abb. 4A). Dieser Effekt ist noch stärker, wenn man sich auf den 30 seltensten Arten (Sloss-Index $2,64$, Abb. 4B), während er bei Bedeutung der 30 häufigsten Arten (Sloss-Index $1,18$), Abb. 4C).

Beim Vergleich der Beta-Diversität zwischen den Größenklassen wurde ein nicht signifikanter Unterschied zwischen kleinen und großen Flecken, wobei kleine Flecken mit höherem β_{jac} und β_{jtu} (es wurden keine Unterschiede bei β_{jne} oder die Werte der mittleren Flecken) (Abb. 5). Dies war auch der Fall bei den der Fall, wenn nur die 20 häufigsten Arten verglichen werden. Allerdings ist die Schiebefenster-Ansatz und anschließendes lineares Modell, das die räumliche Distanz (zur Berücksichtigung der räumlichen Autokorrelation) indi- einen stark signifikanten Effekt der Größe auf die Beta-Diversität, wobei größere Flecken, die einander wesentlich ähnlicher sind als kleinere auch bei großen geografischen Entfernungen (bereinigtes $r^2 = 0,53$, $p < 0,001$, $\beta = -0,66$) (ergänzende Abb. 4). Während sich der Artenreichtum im Allgemeinen unterschied

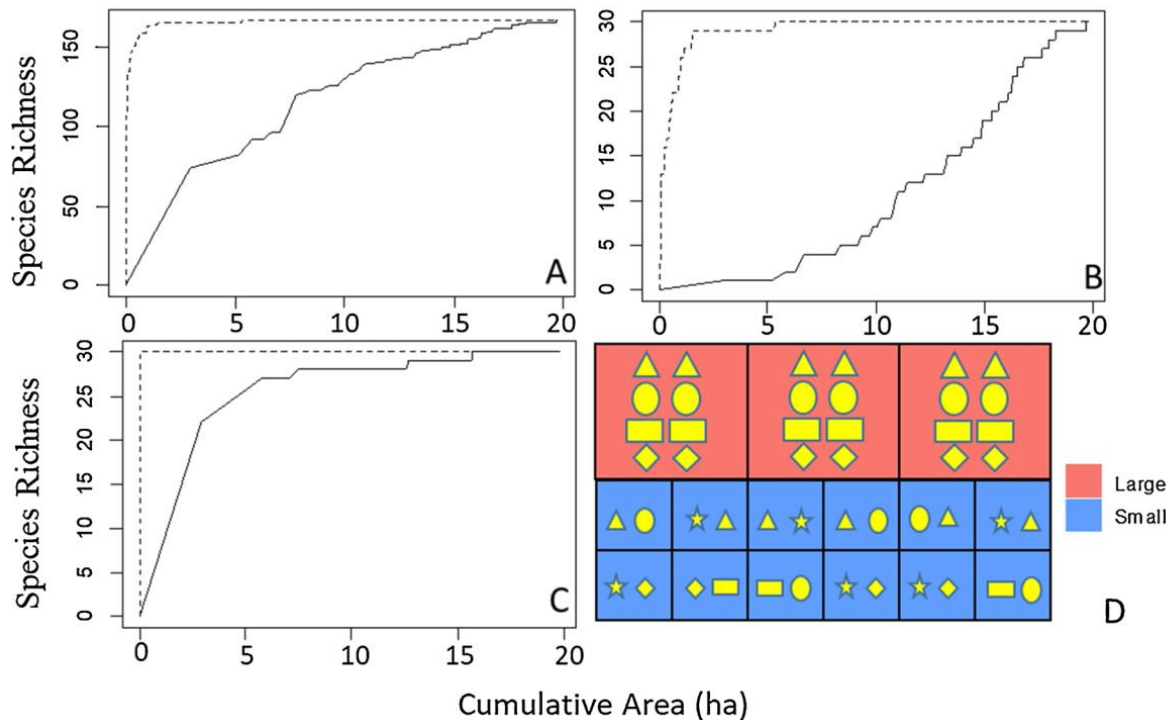


Abb. 4. Sloss-Index-Analyse der Beta-Diversität zwischen kleinen und großen Flecken. Die gestrichelten Linien stellen Analysen dar, bei denen die kleinsten Flecken zuerst und nacheinander hinzugefügt werden. Hinzufügen größerer Flecken, bis alle untersuchten Flecken hinzugefügt sind, während durchgezogene Linien Analysen darstellen, die mit dem größten Fleck beginnen und nach und nach kleinere Flecken hinzufügen. A) Alle Arten einbezogen, Sloss-Index = 1,42; B) Nur die 30 am wenigsten häufigen Arten, Sloss-Index = 2,64; C) Nur die 30 häufigsten Arten, Sloss-Index = 1.18. D) Konzeptuelle Abbildung, die die höhere Gesamtartenvielfalt (dargestellt durch unterschiedliche gelbe Formen) von kleinen Flecken im Vergleich zu großen Flecken der gleichen Gesamtfläche hervorhebt.

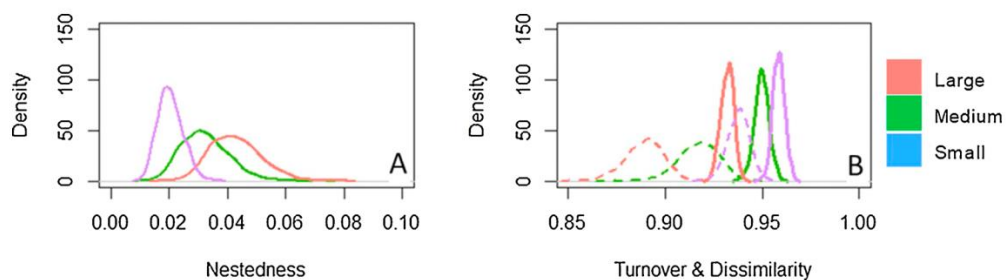


Abb. 5. Beta-Diversität der Arten für drei Größenkategorien von Flecken und ein räumlich explizites Modell aller Flecken. A) Verteilungen der Jaccard's Nestedness; B) Verteilung der Jaccard'schen Dissimilarität (durchgezogene Linien) und des Jaccard'schen Umsatzes (gestrichelte Linie)

4. Diskussion

Die Verdichtung und das Wachstum der Städte führen dazu, dass bestehende Grünflächen und die Vegetation, die sie unterstützen, sind zunehmend unter Druck geraten, und städtische die biologische Vielfalt im Allgemeinen abnimmt (Colding et al., 2020; Pyšek et al., 2004; Zhou et al., 2018). Um diesen Druck zu bekämpfen, müssen die Städte verstehen wie man zur Förderung und Erhaltung sich selbst reproduzierender "wilder" Flora in einem intensiv genutzte städtische Matrix (Bonthoux et al., 2019; Kühn, 2006; Planchuelo et al., 2020). Während formale Grünflächen geschützt sind durch Planungsgesetze und -politiken, könnte die Verdichtung in bedrohen insbesondere informelle Grünflächen (wie Brachflächen und Reserveflächen für künftige Gebäude)

und kleine Vegetationsfragmente (Bonthoux et al., 2014; Richards und Belcher, 2019). Wir haben uns auf solche informelle Vegetationsflächen - vor allem kleine - und ihre Rolle für die ökologische Vernetzung von Wildkräutern. Nach unserem Wissen Rand präsentieren wir die erste räumlich explizite hochauflösende Erhebung von spontane krautige Vegetation, die systematisch alle öffentlicher Raum in kontrastreichen Stadtvierteln bis hin zur Größe von Flickenteppichen von 1 m².

Wir haben unsere Studie in Zürich, Schweiz, durchgeführt, das ein typisches Beispiel für eine wachsende und sich verdichtende europäische Stadt. Die Bevölkerung von die Stadt und der umliegende Ballungsraum sind in den letzten 40 Jahren explodiert von 700'000 auf über 1,3 Millionen und wird voraussichtlich 1,5 Millionen überschreiten bis 2030 (Vereinte Nationen, 2018). Innerhalb der Stadt Zürich ist die Die Bevölkerung wird bis 2040 auf der gleichen Fläche um 25 % wachsen. Fläche (Kommunaler Richtplan, 2019). Zürich liegt zwar zwischen bewaldeten Hügeln und einem See, ist das Stadtzentrum bereits dicht besiedelt. bebaut, wobei nur 10 % der Fläche derzeit als ökologisch eingestuft sind wertvoll (Grün Stadt Zürich, 2019). Gleichzeitig hat die Gemeinde von Zürich versucht, die Biodiversität durch Top-down-Initiativen zu fördern. tiativen (z. B. Mehr Als Grün, 2019), wie viele andere Städte in der Welt (Schewenius et al., 2014). Das übergeordnete Ziel unserer Studie war es besser zu verstehen, ob dies für Wildblumen möglich ist, indem wir eine bessere Planung und Nutzung der verteilten, aber oft kleinen Vegetation Flecken in einer dicht bebauten Stadtlandschaft.

4.1 Pflanzenvielfalt in Vegetationsflächen in der städtischen Matrix

Während die urbane Staudenflora Zürichs artenreich ist und phylogenetisch und ökologisch vielfältig ist, wird sie von wenigen Kommen dominiert. mon und viele seltene Arten. Wir fanden etwa 150 relativ häufig krautige Gefäßpflanzenarten. Diese können wohl interpretiert werden als diejenigen, die sich derzeit selbst erhaltende lebensfähige Populationen in der urbanen Matrix der bebauten Gebiete von Zürich. Davon sind etwa 50 Arten waren häufig, während die anderen 75 % in 10 % oder weniger der die Flecken (Abb. 3, ergänzende Tabelle 2). Als Ergebnis dieser verzerrten Verteilung der relativen Artenvielfalt haben wir nur zwischen 116 und 151 Arten in den verschiedenen 1 km² (ergänzende Tabelle 1), die etwa ein Drittel aller erfassten krautigen Gefäßpflanzenarten ausmachen von Landolt (2001) in denselben 1 km²-Quadraten (423-461 Arten, Sup- plementäre Tabelle 1). Während einige der zusätzlichen Arten, die von Landolt (2001) sind Spezialisten für Lebensraumtypen, die wir nicht erfasst haben (Wälder, Feuchtgebiete, Naturschutzgebiete usw.) können viele in den folgenden Gebieten entstanden sein aber so selten und kurzlebig waren, dass sie nur noch mit einer umfassenderen mehrjährigen Suche, wie sie von Landolt (2001).

Unsere 166 Gefäßpflanzenarten repräsentieren hohe phylogenetische Vielfalt (122 Gattungen aus 35 Familien) und unterschiedliche ökologische Ursprünge: Ruderalflächen (z. B. *Geum urbanum* oder *Sisymbrium officinale*), Wiesen (z. B. *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea* oder *Salvia pratensis*), Spezialisten für trockene und/oder felsigen Umgebungen (z. B. *Petrorhagia* spp., *Sedum* spp.), oder Garten (z. B. *Oenothera biennis* oder *Pastinaca sativa*) und andere. Viele der Arten, einschließlich der verbreiteten, wurden aktiv gesät für Schutz durch die Stadt (z. B. *Buphthalmum salicifolium*, *Centaurea cyanus* oder *Echium vulgare*) oder von Guerilla-Gärtnern (z. B. *Althea rosea*) unter- das hohe Potenzial, spontane Wildblumen aktiv zu fördern die biologische Vielfalt in den Städten. Neophyten machten nur 15 % der Umfrage aus (z. B. *Erigeron annuus* oder *Solidago canadensis*). Viele der erfassten Arten einen hohen ästhetischen Reiz haben (z. B. *Centaurea scabiosa* oder *Leucanthemum vulgare*) und sind bekanntermaßen von ökologischem Wert (z. B. für Wildbienen, e. g. *Buphthalmum salicifolium*, *Echium vulgare* oder *Salvia pratensis*, oder- terfliegen,

z. B. *Lotus corniculatus*) (Nichols et al., 2019). Tatsächlich sind städtische Wildblumenbeete mit solchen Arten können sowohl Lebensraum als auch Erholung bieten. Quellen für eine Vielzahl von Wildtieren (wie Käfer und andere wirbellose Tiere) sowie Insektenfresser wie Haussperlinge) (Norton et al., 2019; Weir, 2015). Außerdem sind mehrere erfasste Arten geschützt oder im Kanton Zürich gefährdet sind (z.B. *Centaurium erythraea*, *Melica ciliata*, *Petrorhagia* sp.). Landolt (2011) dokumentierte weitere 12 National- bedrohten Pflanzenarten in den von uns untersuchten Lebensraumtypen im gesamten Stadt. Planchuelo et al. (2020) analysierten die Verteilung von 213 Endan- Pflanzenarten in Berlin und stellte fest, dass ca. zwei Drittel davon in bebaute Gebiete, unbebaute Grundstücke, Dächer und Ähnliches (neuartige Ökosysteme in ihre Terminologie) und 20 % der Arten kamen ausschließlich in diesem Lebensraumklasse.

4.2 Topologie der städtischen Grünflächen

Unsere Studie verdeutlicht die große Heterogenität der städtischen Grünflächen und die Bedeutung der Einbeziehung eines breiten Spektrums von Urbanisierungsgraden und Lebensraumtypen in einer Analyse der städtischen Biodiversität (Threlfall et al., 2015). Die auffälligste Abweichung war die enorme Variation der Fleckengrößen in unserer Erhebung (1 m²-30.000 m²) (Abb. 2). Über 75 % der Flecken waren Small Grünflächen im Sinne unserer Größenkategorien (<20 m²), aber diese machten weniger als 5 % der gesamten erfassten Grünflächen aus. Klein Flecken lagen im Durchschnitt viel näher beieinander (durchschnittlich am nächsten Nachbar klein bis klein: 16 m) als entweder Medium (55 m) oder Large Flecken (106 m), und sie machten einen höheren Anteil der untersuchten Grünflächen in den stark urbanisierten Quadraten als in den eher peripheren Quadraten. eral. Kleine und gebündelte Grünflächen waren besonders häufig in die Quadrate, in denen umfangreiche grüne Infrastrukturen geschaffen wurden wie grüne Straßenbahnlinien und Straßenränder (2 & 7) und fehlten in der dichte Altstadt (5), was auf ein hohes Potenzial zur Förderung kleiner Flächen hinweist in einer dichten städtischen Matrix. Andererseits sind die größten Flecken (die > 300 m²) waren selten (5 % aller Flecken), machten aber 75 % aller grünen Flecken aus. Flächen in der Erhebung. Bei den großen Flächen handelte es sich meist entweder um Reste von Pe- ländliche Grünflächen - z. B. ehemalige landwirtschaftliche Wiesen oder Weinberge, verlassene postindustrielle Ruderalflächen oder gezielt geplante öffentliche Parks, die der Freizeitgestaltung vorbehalten sind.

4.3 Relative Bedeutung von kleinen und großen Flecken

Wie aufgrund der Art-Flächen-Beziehungen erwartet (Beninde et al., 2015), Die Alpha-Diversität auf Patch-Ebene nahm mit der Patch-Größe zu: Große Flecken hatten etwa dreimal so viele Arten wie auf kleinen Flächen. Aber auch kleine Flecken gelegentlich eine hohe Artenzahl von bis zu 30 Arten in einem einzigen Fleck. Außerdem fanden wir fast alle der untersuchten Arten (154) in Kleine Flecken trotz ihrer geringen individuellen und kombinierten Gesamtfläche (Abb. 2). Der stärkste Beitrag von Small patches zur Artenvielfalt, wird jedoch durch die verschiedenen Analysen der Beta-Diversität (Abb. 4 und 5). Zwei kleine Flecken sind unähnlicher als zwei große Flecken, und mehrere kleine Flecken haben eine höhere Spe- Artenvielfalt pro m² als mehrere große Arten (Sloss-Index, Abb. 5D). Während ca. 2 ha (20'000 m²) kleine Flächen ausreichen, um 150 Arten zu beproben, Um die gleiche Gesamtzahl an Arten zu erreichen, wird die 10-fache Fläche benötigt. mit großen Flecken (Abb. 4A), und dieses Muster gilt auch für weniger kom- mon-Arten (Abb. 4B). Das visuelle Ergebnis ist in Abb. 6 zu sehen. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der umfassenden Literaturübersicht von Fahrig (2020), die zeigte, dass mehrere kleine Lebensrauminseln durchgängig in Bezug auf den Artenreichtum besser abschneiden als einzelne große Arten, selbst in einer Matrix Landschaften, die extrem lebensfeindlich sind, wie z. B. die Städte. Eine biologische Erklärung für unsere Ergebnisse könnte sein, dass kleine Flecken haben sehr dynamische Pflanzengemeinschaften, die durch eine hohe Fluktuation gekennzeichnet sind

(i. e. Einwanderung und lokales Aussterben) und eine relativ zufällige Stichprobe Teilmenge des lokalen Artenpools, während große Flecken - wie lange etablierte Wiesen - haben die gleiche stabile Pflanzengemeinschaft in allen Standorte mit selten aussterbenden Populationen und einem wettbewerbsfähigen Umfeld die die Ansiedlung neuer Arten behindert. In der Tat hat eine erneute Erhebung der grösseren verbliebenen Wiesenflächen in Zürich nach mehr als 20 Jahren fanden wir nur sehr geringe Veränderungen in der Zusammensetzung (Vega et al. unpub- Daten; Wilhelm, 1997). Große Wiesen sind möglicherweise besser in der Lage Erhaltung autarker Populationen von Pflanzen und Bestäubern (siehe jedoch Muratet et al., 2007 für ein Gegenbeispiel), während kleine städtischen Grünflächen sind wahrscheinlich auf eine häufige Zuwanderung aus anderen Patches (Beninde et al., 2015; Goddard et al., 2010; Planchuelo et al., 2020). Daher hat die Konnektivität einen deutlich geringeren Einfluss auf Artenreichtum mit zunehmender Größe eines Flecks im LMM, und nur Arten die Anzahl der Beete der Kategorien Klein und Mittelgroß war signifikant von der Konnektivität beeinflusst (ergänzende Abb. 3). Unser Studie ist nicht die erste, die die Bedeutung der Konnektivität für die Biodiversität kleiner Grünflächen. Omar et al. (2019) führten eine Studie durch der Besiedlung und des Aussterbens von 15 Arten in Baumscheiben in der Stadt Paris über mehrere Jahre und fanden Hinweise darauf, dass größere Grünflächen als Quelle für Populationen in Baumscheiben dienen. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass zwar kleine städtische Vegetationsflächen wie Baumscheiben werden oft als nützlich erkannt Verbindungen zu anderen Grünflächen, ihr Wert als vielfältige Lebensräume in und von selbst unterschätzt werden können (Atkins, 2018; Bonthoux et al, 2019; Omar et al., 2018, 2019).

4.4 Implikationen für die Praxis

Der Erhaltungswert der Spontanvegetation in stark urban geprägten Die Bedeutung "neuartiger" Lebensräume wird zunehmend erkannt (Bonthoux et al., 2019; Robinson und Lundholm, 2012), insbesondere in weitläufigen Ruderalflächen - Planchuelo et al. (2020) zum Beispiel dokumentierten eine positive Korrelation zwischen Fleckengröße und Vorkommen gefährdeter Arten. Bei der Verdichtung Städten wie Zürich, werden große urbane Wildnisgebiete zu immer seltener werden, und wir müssen daher besser verstehen, wie Wildnis Die Blumenvielfalt kann in der gesamten städtischen Matrix gefördert werden, selbst in kleinen Vegetationsflecken. Solche Vegetationsflecken in dicht besiedelten und bebauten Gebieten wird die biologische Vielfalt an die Orte gebracht, an denen die meisten Menschen der Stadtbevölkerung, wodurch sich die Zahl derer, die von die potenziellen Ökosystemleistungen dieser Grünflächen, wie zum Beispiel: Luft Filtration, Temperatursenkung, Regenwasserbewirtschaftung, Ästhetik, und Verbesserung der Gesundheit (Jansson, 2014; Phillips et al., 2020; Säumel et al., 2016). Dies gilt vor allem für Bewohner aus niedrigeren sozioökonomischen Status, die im Allgemeinen weniger Zugang zu größeren Grün- und Bioflächen haben. verschiedene Räume (Hope et al., 2003; Leong et al., 2018; McPhearson et al., 2013).

Aus unserer Studie geht hervor, dass selbst kleine Vegetationsflächen signifikant sein können. zur Erhaltung einer reichen Wildblumenflora in den Städten beitragen, wenn sie sind häufig und liegen nahe genug beieinander (Tabelle 2). Omar et al. (2018) vorgeschlagen, dass die Baumscheiben mindestens 4 m² groß sein sollten, um die den Verdrängungseffekt des Baumes und sollte nahe genug an großen Räume, die die Ansiedlung von Arten ermöglichen (100-400 m). Unsere Ergebnisse unterstützen diese Werte, wobei nur Flecken mit einer Fläche von mehr als 4 m² konsistent sind mit mehr als 10 Arten pro Fleck. Wir schätzten den Durchschnitt der Arten Ausbreitungsdistanzen zwischen ca. 20 und 110 m, und unsere Bewertung der die räumliche Autokorrelation des Artenreichtums lässt auf eine Entfernung von 200 m der maximale Bereich sein, in dem die Flecken einen signifikanten Einfluss auf die Dieser Wert wird auch durch die Ergebnisse von Muratet et al. (2007). Unsere Daten deuten also darauf hin, dass dichte Netze von kleinen bis mittelgroße Flecken erforderlich sind. Dies kann erreicht werden, indem sichergestellt wird, dass Flächen, die heute oft versiegelt, durch verdichteten Boden gekennzeichnet sind oder regelmäßig Unkraut jäten (auch mit Herbiziden),

werden stattdessen in ein Zustand, der das Wachstum von Spontanvegetation ermöglicht (z. B. Baumscheiben), Straßenbahnen, Parkplätze, Bürgersteige usw.). In Schweizer Städten sind weniger als 30 % der Fläche besteht aus Gebäuden und etwa 15 % aus Grünflächen. So, mehr als 50 % der Gesamtfläche einer Stadt sind andere Formen von städtischen Freiräumen, einschließlich Straßen, Parkplätzen, Gehwegen und anderen versiegelten Flächen, und Rasenflächen. Folglich gibt es selbst in dichten Stadtzentren eine große Potenzial für die Ausdehnung von Wildblumenflächen; noch mehr für potenzielle zukünftige autofreie Städte (Atkins, 2018). Es könnte weniger wichtig sein, die wenige große Wildblumenstandorte, sondern vor allem die regelmäßige Vorhandensein von kleinen (Abb. 6): seltener gemähter Blütenesschicht Rasenflächen (Smith und Fellowes, 2013, 2014), Wildblumenbeete in einem anders gestaltete Gärten (Nassauer, 1995), unversiegelte Parkplätze, ausreichend große Baumscheiben mit gesundem Boden (was sich ebenfalls positiv auf das Überleben auswirken wird) von Stadtbäumen in einem trockeneren und heißeren Stadtklima, Rahman et al., 2013) und ungepflegte vergessene Ecken, Ritzen und Brachflächen (Kühn, 2006). In vielen Situationen ist es oft am besten, wenn man einfach das Mähen zu reduzieren und der natürlichen Vegetation die Möglichkeit zu geben, sich mit der Zeit zu regenerieren (Lerman et al., 2018; Seht et al., 2019).

Der derzeitige Artenpool der städtischen Spontanvegetation ist weitgehend spiegelt die zufällige Einschleppung/Kolonisierung durch die Land- Nutzungsgeschichten von Städten (Gandy und Jasper, 2020; Pysek, 1998). Nur Die Stadtverwaltungen haben erst vor kurzem damit begonnen, die Wildnis aktiv zu fördern. Blumen in der städtischen Matrix; mit breiter öffentlicher Unterstützung für solche städtische Initiativen zur biologischen Vielfalt (Fischer et al., 2018; Säumel et al., 2016). In unseren Daten fanden wir viele der interessantesten häufigen Arten aktiv ausgesät wurden. Es besteht also ein großes Potenzial zur Steigerung der Artenpool der spontanen Stadtvegetation durch bewusste Selektion und die absichtliche Einführung bestimmter Arten sowie die Veränderung der Managementpraktiken, "Absichten für das Unbeabsichtigte", um ein Satz aus Kühn, 2006 (Tabelle 2).

Die große Heterogenität der Umweltbedingungen in den Städten Vegetation von schattigen Bedingungen in bewaldeten Gebieten bis hin zu sehr trockenen und sehr nassen Bedingungen (z. B. in Hochwasserrückhaltegebieten oder Regengärten), Brears, 2018) ermöglicht theoretisch, dass ein Großteil der einheimischen Pflanzenwelt die Flora eines Landes in einer Stadtlandschaft wachsen zu lassen. Solche bewussten



Abb. 6. Visuell zusammenfassender Vergleich von kleinen und großen Flecken. Fotobeispiele für die visuellen Unterschiede in der Artenvielfalt in großen (oben) und kleinen (unten) Flecken. Große Flecken weisen tendenziell einen hohen individuellen Artenreichtum (Alpha-Diversität) auf, während sie sich untereinander ähnlicher sind (Beta-Diversität). mehrere vorherrschende Arten, wohingegen kleine Flecken eine geringe individuelle Alpha-Diversität, aber insgesamt eine höhere Beta-Diversität mit einem gleichmäßigeren Anteil an Arten aufwiesen.

Category	Result	Recommendation
Size	Large vegetation patches (>300 m ²) have significantly higher individual species diversities than smaller patches.	Work to specifically conserve existing large green spaces and create new large forms of green infrastructure when possible.
	Small green spaces (<20 m ²) have species compositions that are significantly more different from one another (high beta diversity) and can support a greater number of species per m ² than even large patches when multiple patches are taken together.	Networks of smaller green spaces (>4 m ²) such as street tree discs and other novel ecosystems can support a high diversity of species; especially in areas where large green spaces cannot be created.
Connectivity	Overall biodiversity in a patch was positively affected by the presence of other green spaces but only within a radius of 50–200 m. This effect was more significant for smaller patch sizes.	Networks of green spaces should be maintained with between-patch-distances smaller than 50–200 m. This is especially important in densely urban areas where large green spaces are rare.
Species	Outside of a few dominant species (especially in larger patches), many of the most interesting species were those that were both actively sown and which had the ability to exist and disperse on their own.	Active selection and promotion of wildflower species, e.g. through sowing, can play an important role in helping to both reinforce existing species and introduce many additional native species which can find new habitats in the heterogenous urban landscape.

Tabelle 2 Zusammenfassung der Ergebnisse und Empfehlungen für die Praxis

Bei den Bemühungen, die städtische Flora durch Artenauswahl und Aussaat zu erweitern, sollten die genetische Vielfalt der Wildblumenherkunft und die Anpassung an städtische Stressfaktoren, einschließlich eines künftig heißeren und trockeneren Klimas, berücksichtigt werden (Bucharova et al., 2019; Johnson und Munshi-South, 2017; Lambert und Donihue, 2020). Während selbstverträgliche Arten die Gefahr einer Pollenbeschränkung verringern, ist es auch wichtig, Arten auszuwählen, die eine Vielfalt von Bestäubern und anderen Wildtieren unterstützen können (Lewis et al., 2019; Robinson und Lundholm, 2012). Die Aussaat bereits etablierter Arten könnte auch häufiger als kontinuierliche Bewirtschaftungsstrategie in Betracht gezogen werden, um die Populationen zu stärken (wobei allerdings darauf zu achten ist, dass getroffen werden, um die Förderung einer geringen Vielfalt oder schlecht angepasster Genpools zu verhindern (Vega, 2020). Ein biologischer Mechanismus, der die Anzahl der Arten bestimmt, die auf einem Vegetationsfleck einer bestimmten Größe vorkommen können, ist der Zufluss von Ausbreitungsprodukten wie Saatgut; ein anderer ist die Irreversibilität des lokalen Aussterbens (bis eine neue Kolonisierung stattfindet) (MacArthur und Wilson, 1967). Durch die Aussaat kann diesen biologischen Mechanismen bis zu einem gewissen Grad entgegengewirkt und die Anzahl der Arten pro Fleckengröße auf ein "unnatürlich" hohes Niveau erhöht werden. In der Tat

fanden wir in unseren Daten Hinweise darauf, dass der Artenreichtum pro Patchfläche in kürzlich eingesäten Gebieten durchweg höher war als in anderen (z. B. Quadrat 7 gegenüber 1).

Biologische Mechanismen, die vom Menschen beeinflusst werden können, sind auch diejenigen, die die Koexistenz von Arten auf Vegetationsflächen bestimmen, wie z. B. Konkurrenzausschluss - eine dominante Art reduziert den Raum und die Ressourcen für das Wachstum anderer Arten (Schadek et al., 2009) und Prioritätseffekte - die erste Art, die einen Raum besiedelt, kann ihn dominieren (Johnson et al., 2015). Regelmäßige Pflegemaßnahmen wie das Jäten von zu dominanten Arten oder nicht heimischen Arten, selbst in Baumscheiben oder entlang von Straßenrändern, oder Mosaikmähen können dazu beitragen, den Artenreichtum zu erhöhen, den ein Netzwerk aus städtischen Flecken unterstützen kann. Kleine Flecken sind besonders anfällig für lokale Störungen wie Zertrampeln, Bodenverdichtung und Verschmutzung, und ein gewisses Maß an Schutz kann dazu beitragen, ihre Qualität zu sichern (Atkins, 2018; Omar et al., 2018). Dies setzt auch voraus, dass die Wertschätzung ihrer ökologischen und ästhetischen Eigenschaften unter den Stadtbewohnern erhöht wird, obwohl es Hinweise darauf gibt, dass solche Unterstützung ist möglicherweise bereits weit verbreitet, wird aber unterschätzt (Fischer et al, 2018; Jorgensen und Keenan, 2011; McPhearson et al., 2013). Bemühungen wie z.B. wissenschaftliche Aufklärung, Erklärungen vor Ort über den Wert der Biodiversität und ihre Förderung, oder bürgerwissenschaftliche Projekte (wie das Projekt Where Samen fallen / Wo Samen fallen Projekt, Vega et al., 2021) können alle dazu beitragen zur öffentlichen Wertschätzung der Spontanvegetation und damit zur Unterstützung der Langfristiger Erfolg solcher Werbemaßnahmen.

5. Schlussfolgerung

Förderung und Erhaltung der biologischen Vielfalt im urbanen Jahrhundert muss neue Formen annehmen, wenn sie wirksam sein soll. Unsere Ergebnisse zeigen, dass kleine Grünflächen müssen bei diesen Bemühungen eine Schlüsselrolle spielen. Diese Räume sind oft übersehen und ihre Beiträge vernachlässigt werden zugunsten einer Konzentration auf beeindruckende große Parks und Naturschutzgebiete. Doch diese unbebauten Grundstücke, Baum und Straßenränder machen nicht nur einen Großteil der städtischen Grünflächen aus, sondern Grünflächen (insbesondere im dichten und bevölkerten Stadtkern), aber dienen auch der Verbindung städtischer Grünflächen. Kleine Grünflächen "schlagen über die Stränge ihr Gewicht" mit deutlich höherer Beta-Diversität und Alpha-Diversität pro m² (wenn der Reichtum mehrerer Flecken zusammen betrachtet wird) als die eher homogenen und zunehmend isolierten großen Wiesen auf die städtischen Randgebiete. Um dieses Potenzial zu nutzen, müssen die Planer jedoch versuchen, diese kleinen Räume miteinander und mit größeren Räumen zu verbinden Grünflächen, um die Ansiedlung und Bestäubung einer Vielzahl von städtische Pflanzenarten. Der Naturschutz überschreitet die alten Dichotomien zwischen Wildnis und kultivierten Natur (Kueffer und Kaiser-Bunbury, 2014) durch die Nutzung neuer hybride Formen der Arbeit mit der Natur (z. B. wildes Design; Higgs, 2003) und Gestaltung von Lebensräumen für die biologische Vielfalt, die teilweise wild und teilweise gestaltet sind (Inter-situ-Erhaltung; Burney und Burney, 2007). Naturalistische Bepflanzung Designer haben sich ökologische Prinzipien zu eigen gemacht und gestalten artenreiche Pflanzengemeinschaften (z. B. Dunnett und Hitchmough, 2004), und schätzen unter anderem die natürliche Dynamik der Selbstausaat von Pflanzen Populationen in ihren Entwürfen (z.B. Blackbox Gardening; Reif und Kreß, 2014). Leider haben solche neuen Perspektiven, zumindest bisher, eine erstaunlich geringen Einfluss auf die Überlegungen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in städtischen Gebieten. Wir kommen zu dem Schluss, dass kleine städtische Grünflächen über die städtische Matrix verteilt sind, können als inter situ Lebensraum, der sich aus teils wilder und teils biologischer Vielfalt zusammensetzt durch Aussaat und Pflege durch öffentliche und private Akteure gestaltet. Wir zeigen, dass ein Netz aus kleinen Flecken, das insgesamt eine nur ein kleiner Teil der städtischen Flächen kann bei guter Planung und Verwaltung einen Großteil der einheimischen krautigen Flora einer Region beherbergen.