



Simon DIETZEL, Sandra ROJAS-BOTERO, Christina FISCHER und Johannes KOLLMANN

Aufwertung urbaner Straßenränder als Anpassung an den Klimawandel und zur Förderung bestäubender Insekten

Abbildung 1

Eine artenreiche Wildpflanzenfläche am Rand der Lerchenauer Straße im Norden Münchens (Foto: Simon Dietzel).

Städtische Straßenränder werden in ihrem Potenzial unterschätzt: sie können dem Klimawandel und Insektenverlusten entgegenwirken. Aufwertungsmaßnahmen müssen jedoch an die störungsreichen Standortbedingungen angepasst werden. Wir haben die Effekte von Wildpflanzenflächen entlang von fünf Verkehrsachsen in München auf Mikroklimatemperturen und Bestäuberabundanz während drei Vegetationsperioden untersucht und mit der herkömmlichen Standardbegrünung verglichen. Hierzu wurden Versuchspartellen angelegt und mit einer angepassten Wildpflanzenmischung eingesät. Die Oberflächentemperaturen wurden durch die Einsaat der Pflanzen deutlich reduziert. Die Wasserinfiltration des Bodens glich sich im Laufe von zwei Jahren an die der Standardbegrünung an. Die Insektenabundanz erhöhte sich bei dem gesteigerten und vielfältigeren Blütenangebot bereits im ersten Jahr nach der Einsaat und schwächte negative Effekte einer hohen Urbanisierungsintensität ab.

Einleitung

Unter dem zunehmenden Einfluss des Menschen verändern sich lokale Umweltbedingungen und natürliche Lebensgemeinschaften werden verdrängt, aber auch neuartige Ökosysteme entstehen, die in ihren

Eigenschaften mit keinem natürlichen Gegenstück vergleichbar sind (HEGER et al. 2019). Die sogenannte Urbanisierung ist Teil dieses Prozesses, von dem das Lokalklima und natürliche Lebensräume negativ betroffen sind – gleichzeitig entwickeln sich neue Lebens-

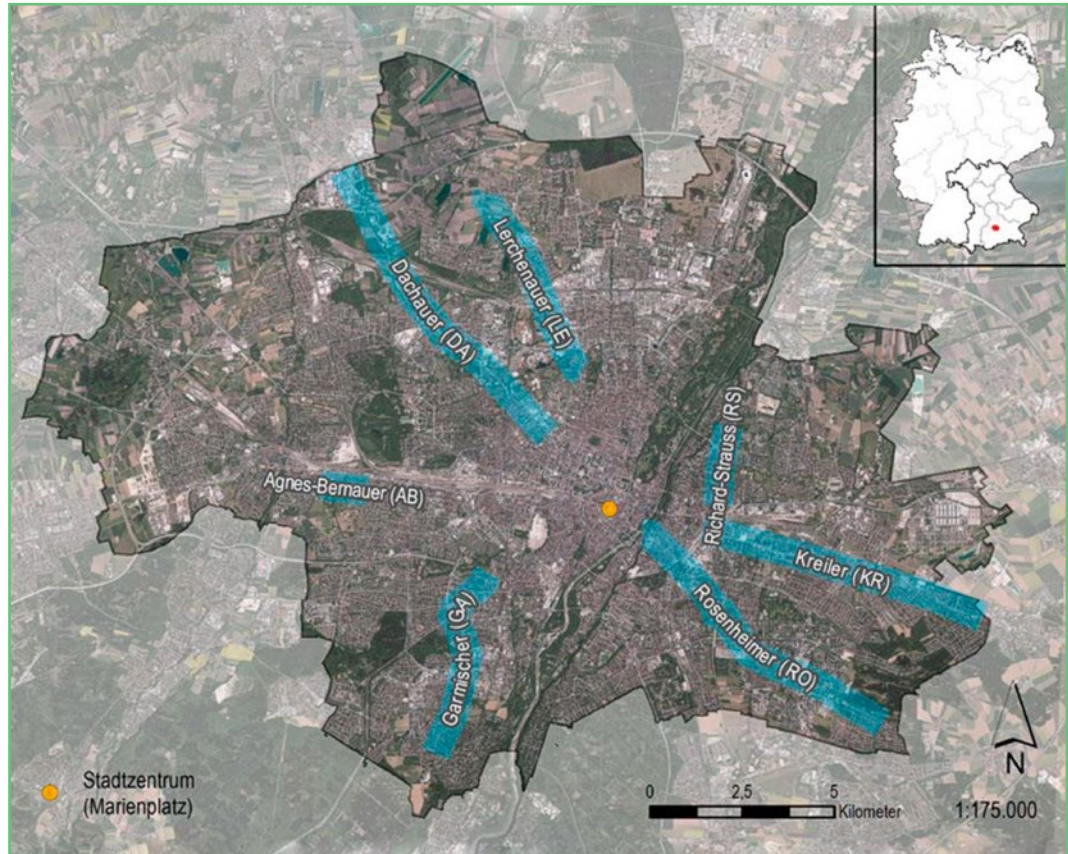


Abbildung 2

Die Stadt München als Untersuchungsgebiet zur Aufwertung von Straßenbegleitgrün. Die Straßen LE, RS, KR, RO, GA dienen als Blühflächenkorridore; AB und DA ohne Einsaaten als Vergleichsstraßen zur Kontrolle der Maßnahmen. Zur Orientierung ist im Stadtzentrum der Marienplatz orange markiert (DOP80: © Geobasisdaten, Bayerische Vermessungsverwaltung 2018; Abbildung: Anja Dichtl).

gemeinschaften (KOWARIK 2018). Städte können in dieser Hinsicht als Gradmesser für klimatische und ökologische Veränderungen betrachtet werden, denn höhere Temperaturen mit mehr Hitze- und Dürretagen zeigen sich hier im Kontrast zum städtischen Umland besonders deutlich (MEMON et al. 2008). Häufig auftretender Trockenstress kann städtischen Ökosystemen ebenso zusetzen wie Starkregenereignisse und daraus resultierende Überflutungen (FIELD et al. 2014).

Eine der effektivsten Möglichkeiten, diesen Veränderungen zu begegnen, liegt in der grünen Infrastruktur von Städten (BOWLER et al. 2010). Bäume, Parkflächen und andere Grünanlagen dienen nicht nur der Naherholung, sondern erfüllen wichtige Pufferfunktionen im städtischen Klima, unter anderem durch Wasserversickerung und -speicherung, Transpirationskühlung, Beschattung und Luftfilterung (KABISCH et al. 2017). Gleichzeitig bietet städtisches Grün eine Vielzahl kleinräumiger Standorte mit unterschiedlichen Boden- und Klimaverhältnissen, von denen artenreiche Pflanzengemeinschaften und die für diese wichtigen Bestäuberinsekten profitieren (PIANA et al. 2019; THEODOROU et al. 2020).

Daten aus einer groß angelegten Feldstudie in Bayern zeigen, dass städtische Insektenpopulationen im Vergleich zu ländlichen Gebieten zwar oft kleiner, aber artenreicher sind und eine höhere Anzahl an gefährdeten Arten aufweisen (UHLER et al. 2021). Allerdings liegen urbane Lebensräume wegen ihrer mosaikhafte Verteilung in der Stadt oftmals weit voneinander entfernt. Großflächig versiegelte Bereiche, hohe Gebäude und Straßen können beispielsweise für Wildbienen und Wespen schwer zu überwindende Ausbreitungsbarrieren darstellen (ANDERSSON et al. 2017; BUCHHOLZ et al. 2020). Eine fortschreitende Nachverdichtung wird die Situation im Hinblick auf urbane Populationsgrößen noch verschärfen. Die Erhaltung, Förderung und Aufwertung städtischer Grünflächen und der (genetische) Austausch zwischen Populationen fragmentierter urbaner Lebensräume sind daher von entscheidender Bedeutung, um sowohl dem Klimawandel als auch dem Rückgang von Bestäubern entgegenzuwirken (HALL et al. 2017).

Hier setzt das vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) sowie der Regina Bauer Stiftung finanzierte Forschungsprojekt „Bunte Bänder“

an, das eingebettet ist in das Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK). Ein wesentlicher Fokus des ZSK ist die Steigerung der funktionalen Biodiversität als mögliche Steuergröße für die Klimaanpassung von Städten. In dem Vorhaben beschäftigen wir uns mit verschiedenen Ökosystemfunktionen aufgewerteter Straßenränder. Dazu wurden entlang großer Verkehrsachsen in München vom Stadtzentrum bis in die Peripherie experimentelle Blühflächen angelegt. Eine vielfältige Straßenrandvegetation kann negative Effekte von Klimawandel und Habitatfragmentierung abmildern und so dem Rückgang der Pflanzenvielfalt und Bestäuberinsekten entgegenwirken (PHILLIPS et al. 2020). Diese Standorte sind in vielerlei Hinsicht ein Sonderfall, unter anderem bedingt durch nährstoffreiche oder kontaminierte Substrate sowie flachgründige, verdichtete Böden mit unausgeglichenem Wasserhaushalt. Dies lässt die Verwendung herkömmlicher Saatgutmischungen nur bedingt zu.

Aus diesen Gründen stellen sich praktische Fragen bezüglich der Anlage, Pflanzenauswahl und Pflege, ebenso wie nach der Effektivität solcher Flächen, die den unterschiedlichen Einflüssen der städtischen Umgebung ausgesetzt sind (Muñoz et al. 2015). Der vorliegende Artikel beschäftigt sich mit der Frage, inwiefern sich verschiedene Ökosystemfunktionen in Städten durch die Einsaat heimischer Wildpflanzen auf lokaler Ebene verbessern lassen, mit einem Fokus auf Oberflächentemperatur, Wasserinfiltration und Abundanz von Bestäuberinsekten.

Methodik

Anlage der Blühflächen

Um die Effekte eines Blühflächenverbundes auf das lokale Mikroklima und die städtische Bestäuberfauna zu untersuchen, wurden Versuchspartzen (4 m × 2 m, Abbildung 4) entlang von fünf großen Verkehrsachsen in München angelegt (Abbildung 2). Der Verlauf der Straßen zeichnete sich durch eine sehr hohe urbane landschaftliche Heterogenität aus; die Straßen führten sowohl durch Gebiete mit über 60 % Versiegelung (urban), als auch lockerer Bebauung (periurban) oder städtischer Randsiedlungen mit teils angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung (rural). Eine Erfassung verschiedener Ökosystemfunktionen der Blühflächen entlang eines urbanen Gradienten war dadurch möglich. Zwei weitere Straßen ohne Blühflächen dienten als Kontrolle (DA, AB, Abbildung 2).

Der Bestand an Blühflächen wurde jährlich um 25 Versuchspartzen erweitert, insgesamt wurden während der Jahre 2019–2021 somit 75 Blühflächen angelegt. Für diese Auswertung standen 48 blühende Partzen (eingesät 2019 und 2020, zwei Ausfälle) zur Verfügung. Durch die jährliche Erweiterung des Blühflächenverbundes wurden die Straßenzüge in einem raum-zeitlichen Kontext untersucht. Diese Herangehensweise der „Vorher-Nachher“-Betrachtung in unterschiedlich urbanisierten Bereichen ermöglichte es uns, die Qualität aufgewerteter städtischer Straßenränder zur Verbesserung des Lokalklimas und der Insektenhabitate zu bewerten und die Effekte der Maßnahmen zu quantifizieren.

Tabelle 1

Funktionale Pflanzeigenschaften und praktische Auswahlkriterien wurden bei der Entwicklung der Artenmischung zur Aufwertung der Straßenränder eingesetzt.

CO ₂ -Bindung, Beschattung und Wasserinfiltration	Konkurrenz und Sukzession	Attraktivität für Bestäuber	Verkehrssicherheit	Ästhetik
<ul style="list-style-type: none"> – Spezifische Blattfläche – Oberirdische Biomasse – Wuchsform (beispielsweise kletternd, kriechend, stehend) – Wurzelstrategie/ Wurzelbiomasse (beispielsweise Pfahl-/ Flachwurzel) 	<ul style="list-style-type: none"> – Blattfläche – Maximale Höhe – Wuchsform – Verbreitungsstrategie (beispielsweise Samen, klonal) – Alter bei erster Blüte – Phylogenetische Vielfalt 	<ul style="list-style-type: none"> – Alter bei erster Blüte (einjährig, mehrjährig und so weiter) – Blütezeitpunkt (Frühling, Sommer, Spätsommer und so weiter) – Blühdauer – Blütenformen (beispielsweise offen, geschlossen, zygomorph) – Blütenfarben – Phylogenetische Vielfalt 	<ul style="list-style-type: none"> – Wuchsform – Maximale Höhe 	<ul style="list-style-type: none"> – Alter nach erster Blüte – Blütezeitpunkt – Blütenfarben

**Abbildung 3**

Beispiel von Fischaugenaufnahmen aus der Perspektive der Blühfläche zur Erfassung der Beschattung. Vergleich mit lichtem (links) und sehr dichtem (rechts) Baumbestand. Mithilfe der Aufnahmen konnte später der Blattflächenindex (BFI) berechnet werden (Fotos: Sandra Rojas-Botero).

Konzipierung der Blühmischung

Die Entwicklung einer möglichst passenden Saatgutmischung erfolgte in unserem Projekt nach mehreren Auswahlkriterien (Tabelle 1). Als Grundlage diente der autochthone Artenpool der Ursprungsregion 16 der „Unterbayerischen Hügel- und Plattenregion“. Der Zielbestand sollte funktionalen Eigenschaften entsprechen, die unter Berücksichtigung der lokalen Boden- und Klimabedingungen sowie der wissenschaftlichen Fragestellungen des Projekts definiert wurden. Funktionale Eigenschaften, die Klimaparameter wie CO₂-Bindung oder Wasserinfiltration beeinflussen, wurden dabei ebenso berücksichtigt wie der für Bestäuber relevante Blühzeitpunkt, die Blühdauer, Blütenformen und -farben (FORNOFF et al. 2017). Auch ästhetische Gesichtspunkte wie eine Schnellbegrünung durch bunte einjährige Pflanzenarten sowie praktische Kriterien wie die Verkehrssicherheit flossen in den Auswahlprozess ein. Verschiedene potenzielle Saatgutmischungen wurden mittels dieser funktionalen Kriterien zusammengestellt und anhand ihrer phylogenetischen Vielfalt bewertet. Schlussendlich wurden 26 Pflanzenarten ausgewählt, vor allem Arten der anthropo-zoogenen Magerrasen sowie krautiger Ruderalvegetation.

Einsaat, Vegetationsmonitoring und lokale Beschattung

Die Blühflächen wurden nach Abnahme der Grasnarbe (5–10 cm) und dem Auftrag einer flachen Schicht eines mageren Rasen-

substrates jeweils im April–Mai per Hand eingesät und angewalzt. Auflaufende Pflanzen (sowohl Zielarten als auch spontan auftretend) wurden in fünf Zählquadraten pro Fläche (50 cm × 50 cm) in drei Durchgängen (Juni, Juli, August) während der drei Vegetationsperioden bestimmt und die Anzahl der Blüteneinheiten gezählt (BALDOCK et al. 2015). Als Kontrollflächen wurden benachbarte Abschnitte mit der gräserdominierten Standardbegrünung verwendet. Vor allem Licht- und Wasserverfügbarkeit sind limitierende Faktoren an städtischen Straßenrändern. Bäume am Straßenrand können Prozesse wie die Biomasseproduktion und Wasserverfügbarkeit beeinflussen, indem sie Licht und Niederschlagswasser abfangen und dadurch die Bedingungen unterhalb ihrer Kronen verändern. Mithilfe einer Digitalkamera und einer Fisheye-Linse wurden Bilder der Kronenbelaubung oberhalb der Versuchsfelder erfasst (Abbildung 3). Mithilfe der Software WinScanopy (Regent Instruments Inc.) wurde später der Blattflächenindex (BFI) der Baumkronen erfasst, der als Maß der Beschattung diente.

Oberflächentemperatur und Wasserinfiltration

Die Oberflächentemperatur des Bodens wurde mit einer Thermokamera (FLIR Systems) gemessen, um Temperaturunterschiede und thermale Muster auf den Versuchsfelder erkennen zu können. Insgesamt wurden je fünf Bilder von den Wildpflanzenflächen, der bestehenden Standardbegrünung und versiegeltem Untergrund neben der Versuchs-

fläche aufgenommen. Die Kamera war dabei stets in gleichbleibender Höhe und parallel zum Boden ausgerichtet.

Die Wasserinfiltration wurde als ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Bodens in Abhängigkeit seiner Wasserhaltekapazität bei Porensättigung erfasst. Dazu wurde ein Mini-disk-Spannungs-Infiltrimeter (METER Group) verwendet, mit dem eine definierte Wassermenge pro Zeiteinheit in den Boden infiltriert wurde. Messungen erfolgten zweimal je Blühfläche und einmal je Kontrollfläche mit ähnlicher Vegetationsdeckung an trockenen Tagen. Volumenänderungen wurden alle 30 Sekunden erfasst, bis 20 ml Wasser infiltriert waren.

Insektenerfassung

Die Insektenerfassung erfolgte mit Farbschalen in blau, weiß und gelb, die für 48 Stunden an den Blüh- und Kontrollflächen aufgestellt wurden. Die jährliche Erfassung erfolgte in drei Durchgängen (Juni, Juli, August) und wurde an windstillen Tagen über 20 °C durchgeführt (WESTPHAL et al. 2008). Die Insekten wurden anschließend in ihre häufigsten Ordnungen sortiert. In die funktionale Gruppe der wesentlichen Bestäuber wurden folgende Ordnungen einbezogen: Bienen (Wild- und Honigbienen inklusive Hummeln), Taillen- und Blattwespen (exklusive der Bienen) sowie Zweiflügler

inklusive der Schwebfliegen (Abbildung 7). Für diese Auswertung wurden aufgrund der bisher abgeschlossenen Determination die Durchgänge von Juni und August 2019–2021 zusammengestellt.

Ergebnisse

Vegetationsentwicklung und Blütenproduktion

Spontan auftretende Arten dominierten die frühe Phase der Vegetationsentwicklung. Im Jahr der Einsaat wurden insgesamt 89 Arten auf 23 Versuchsflächen erfasst, davon 16 Arten unserer Blühmischung. In noch vegetativer Form waren die häufigsten Arten Gemeine Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Gewöhnlicher Hornklee (*Lotus corniculatus*), Wilde Möhre (*Daucus carota*) und Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*). Die häufigsten spontan auftretenden Arten waren Gewöhnlicher Löwenzahn (*Taraxacum sect. ruderalia*), Weißklee (*Trifolium repens*) und Hopfenklee (*Medicago lupulina*). Blüten produzierende Pflanzen waren im ersten Jahr vor allem die einjährigen Arten aus unserer Mischung: Kornblume (*Cyanus segetum*), Acker-Rittersporn (*Consolida regalis*), Klatschmohn (*Papaver rhoeas*) und Acker-Lichtnelke (*Silene noctiflora*) sowie Wiesen-Flockenblume. In der zweiten und dritten Vegetationsperiode (2020/21) waren schließlich bereits 21 der 26 eingesäten Arten vorhanden. Ein Maximum von 103 Pflanzenarten wurde im



Abbildung 4

Eine Blühfläche an einer stark befahrenen Straße in München Sendling. Es blühen Wiesensalbei, Gewöhnlicher Natternkopf, Wiesen-Pippau und einige Schmetterlingsblütler (Foto: Simon Dietzel).

zweiten Jahr der Aufnahme gezählt, wobei 56 Arten Blüten ausbildeten. Im dritten Jahr fand in dieser Hinsicht keine maßgebliche Veränderung mehr statt. Die häufigsten spontan aufgetretenen Arten lassen sich im Allgemeinen in der Straßenrandvegetation finden und sind von Leguminosen dominiert: Wiesenklees, Weißklee, Hopfenklee, Luzerne (*Medicago sativa*) sowie Wiesen-Labkraut (*Galium mollugo*). Ein übermäßiger Anteil an Schmetterlingsblütlern ist in Samenmischungen daher nicht unbedingt notwendig und bewirkt zudem einen erhöhten Eintrag von Stickstoff. Die häufigsten Arten sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2
Spalten 1–3:

Die erfolgreichsten Pflanzenarten aus der Blütmischung im Zeitraum 2019–2021, sortiert nach Lebensdauer und Familien.

Spalte 4:

Häufige, nicht in der Samenmischung enthaltene Arten in den Versuchsflächen waren Leguminosen.

Die Flächen entwickelten sich in Artenzahlen, Deckung und Blütenproduktion zum Teil sehr unterschiedlich, was an den sehr heterogenen Standortbedingungen lag: Licht- und Wasserverfügbarkeit wurden stark durch einen dichten Baumbestand limitiert: Eine erhöhte Beschattung, Verdunstung und Abfang von Regenwasser durch dichte Baumkronen beein-

flusste vor allem die Produktion von Blüten (Abbildung 5). Generell dominierten Pflanzenarten mit größeren Wuchshöhen die Bestände, während die Vielfalt von Wuchsformen (rosettenbildend, kriechend, kletternd und so weiter) die Komplexität der Vegetation positiv beeinflussten. Sehr urbane Bedingungen reduzierten das Blütenangebot der Blühflächen. Starke Trittsstörungen verursachten weniger Blütenproduktion, ein steigender Abstand zum Stadtzentrum begünstigte diese hingegen. Noch nicht publizierte Ergebnisse aus unseren Freiland- und Klimakammerversuchen legen zudem nahe, dass sich eine Beimischung von 25–50 % verschiedener Gräser begünstigend auf die Entwicklung der krautigen Pflanzen bei zunehmendem Trockenstress auswirkt (ROJAS-BOTERO, unpubliziert).

Effekte auf Oberflächentemperatur und Wasserinfiltration

Das städtische Mikroklima ließ sich mithilfe der gesteigerten Vielfalt der krautigen Vegetation

Einjährige Blütenpflanzen	Mehrwährige Blütenpflanzen	Gräser	Spontane Arten
<p>Hahnenfußgewächse (Ranunculaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Acker-Rittersporn (<i>Consolida regalis</i>) 	<p>Korbblütler (Asteraceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gemeine Schafgarbe (<i>Achillea millefolium</i>) – Gemeine Wegwarte (<i>Cichorium intybus</i>) – Wiesen-Flockenblume (<i>Centaurea jacea</i>) – Wiesen-Pippau (<i>Crepis biennis</i>) 	<p>Süßgräser (Poaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gewöhnliches Knäuelgras (<i>Dactylis glomerata</i>) – Wiesen-Rispengras (<i>Poa pratensis</i>) – Wolliges Honiggras (<i>Holcus lanatus</i>) 	<p>Hülsenfrüchtler (Fabaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Weißklee (<i>Trifolium repens</i>) – Rotklee (<i>Trifolium pratense</i>) – Luzerne (<i>Medicago sativa</i>)
<p>Korbblütler (Asteraceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Kornblume (<i>Cyanus segetum</i>) 	<p>Doldenblütler (Apiaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Wilde Möhre (<i>Daucus carota</i>) 		<p>Rötegewächse (Rubiaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Wiesen-Labkraut (<i>Galium mollugo</i>)
<p>Mohngewächse (Papaveraceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Klatschmohn (<i>Papaver rhoeas</i>) 	<p>Lippenblütler (Lamiaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Breitblättriger Thymian (<i>Thymus pulegioides</i>) – Oregano (<i>Origanum vulgare</i>) – Wiesensalbei (<i>Salvia pratensis</i>) 		<p>Süßgräser (Poaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Deutsches Weidelgras (<i>Lolium perenne</i>)
<p>Nelkengewächse (Caryophyllaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Acker-Lichtnelke (<i>Silene noctiflora</i>) 	<p>Raublattgewächse (Boraginaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Gewöhnlicher Natternkopf (<i>Echium vulgare</i>) 		
	<p>Hülsenfrüchtler (Fabaceae)</p> <ul style="list-style-type: none"> – Echter Wundklee (<i>Anthyllis vulneraria</i>) – Gemeiner Hornklee (<i>Lotus corniculatus</i>) – Sichelklee (<i>Medicago falcata</i>) 		

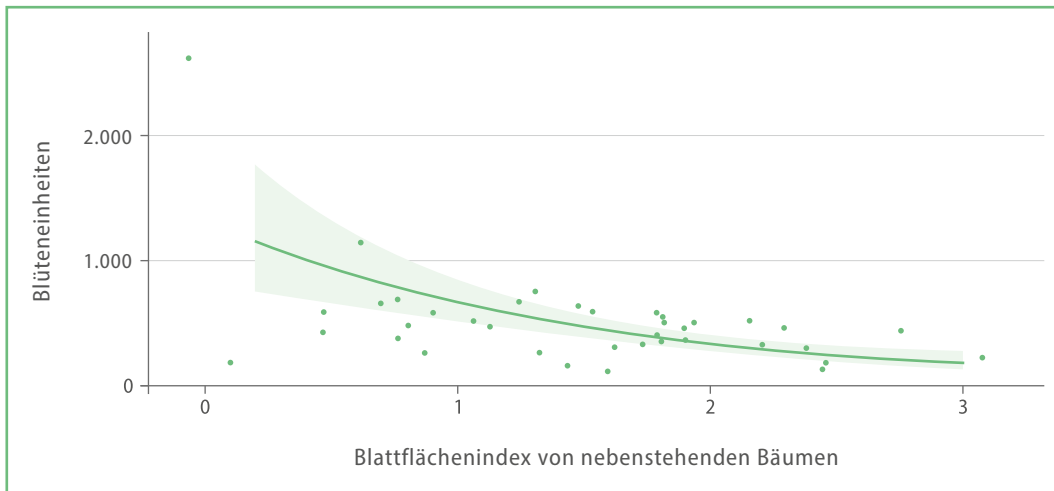


Abbildung 5
Auswirkungen der lokalen Baumbeschattung auf die Blütenproduktion. Ein hoher Belaubungsgrad hatte einen negativen Einfluss auf die Anzahl der gezählten Blüteneinheiten auf den Blühflächen.

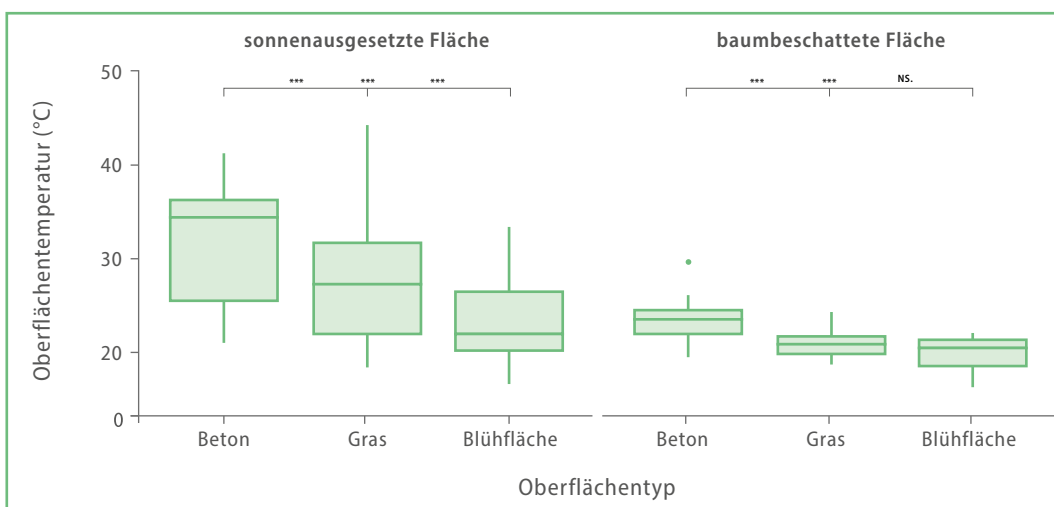


Abbildung 6
Die Oberflächentemperatur war auf den Betonflächen am höchsten, mit Maximalwerten von über 40 °C. Die angelegten Blühflächen wiesen die niedrigsten Werte auf. Auch im Vergleich zur Standardbegrünung waren die Temperaturen signifikant niedriger. Bei hoher Baumbeschattung glichen sich die Werte von Kontroll- und Blühflächen an.

deutlich verbessern. An sehr warmen Sommertagen war die Oberflächentemperatur sonnenexponierter Blühflächen im Vergleich zur Standardbegrünung signifikant verringert. Bei einem hohen Beschattungsgrad glichen sich die Werte von Kontroll- und Blühflächen einander an. Betonflächen hingegen erreichten die höchsten Werte (Abbildung 6). Die Wasserinfiltration in den Boden ist generell lokal und zeitlich sehr variabel. Die Bodenstruktur und -verdichtung und der Entwicklungsstand der Vegetation, insbesondere Grob- und Feindurchwurzelung sowie die Wurzeltiefe, bestimmten die Wasserinfiltrationsfähigkeit des Bodens maßgeblich. Die grasdominierten Bestände der urbanen Straßenrandvegetation weisen generell eine sehr gute Infiltrationsfähigkeit auf (ARMSON et al. 2013; FRANZARING et al. 2016). Im ersten Jahr war die Infiltration auf Flächen mit bestehender Begrünung daher höher als auf den Blühflächen. Im weiteren Sukzessionsverlauf entwickelten sich dichtere Grasbestände innerhalb der Versuchsflächen und die Wasserinfiltration näherte sich den

Werten der Standardbegrünung an. Entlang des Urbanisierungsgradienten konnten wir keine Unterschiede feststellen.

Effekte auf Bestäuber

Insgesamt wurden im genannten Zeitraum 21.652 Bestäuber gefangen, davon waren 1.246 Wild- und Honigbienen, 5.820 Blatt- und Taillenwespen und 14.586 Zweiflügler. Unter den als Bestäuber besonders wichtigen Wildbienen fanden wir am häufigsten zwei generalistisch lebende Arten: Die in oberirdischen Hohlräumen nistende Gewöhnliche Maskenbiene (*Hylaeus communis*) und die Smaragdgrüne Schmalbiene (*Lasioglossum morio*), die ihre Brutzellen in selbstgegrabenen Erdnestern anlegt. Aber auch spezialisierte Arten wie die in Schneckenhäusern nistende Bedornte Mauerbiene (*Osmia spinulosa*), die ausschließlich an Korbbblütlern Pollen sammelt, sowie die gefährdete Glockenblumen-Felsenbiene (*Hoplitis mitis*), die ihre Brutzellen ausschließlich mit Pollen von Glockenblumen verproviantiert.



Abbildung 7
Bestäuber auf den Versuchsflächen, die auch Teil dieser Auswertung sind:

- a) Garten-Blattschneiderbiene auf Gewöhnlicher Wegwarte
- b) Ackerhummel auf Saat-Espalette
- c) Narzissen-Schwefelfliege auf Wiesen-Pippau
- d) Eine Grabwespe der Gattung *Passaloecus* auf der Jagd nach Blattläusen

(Fotos: Simon Dietzel)

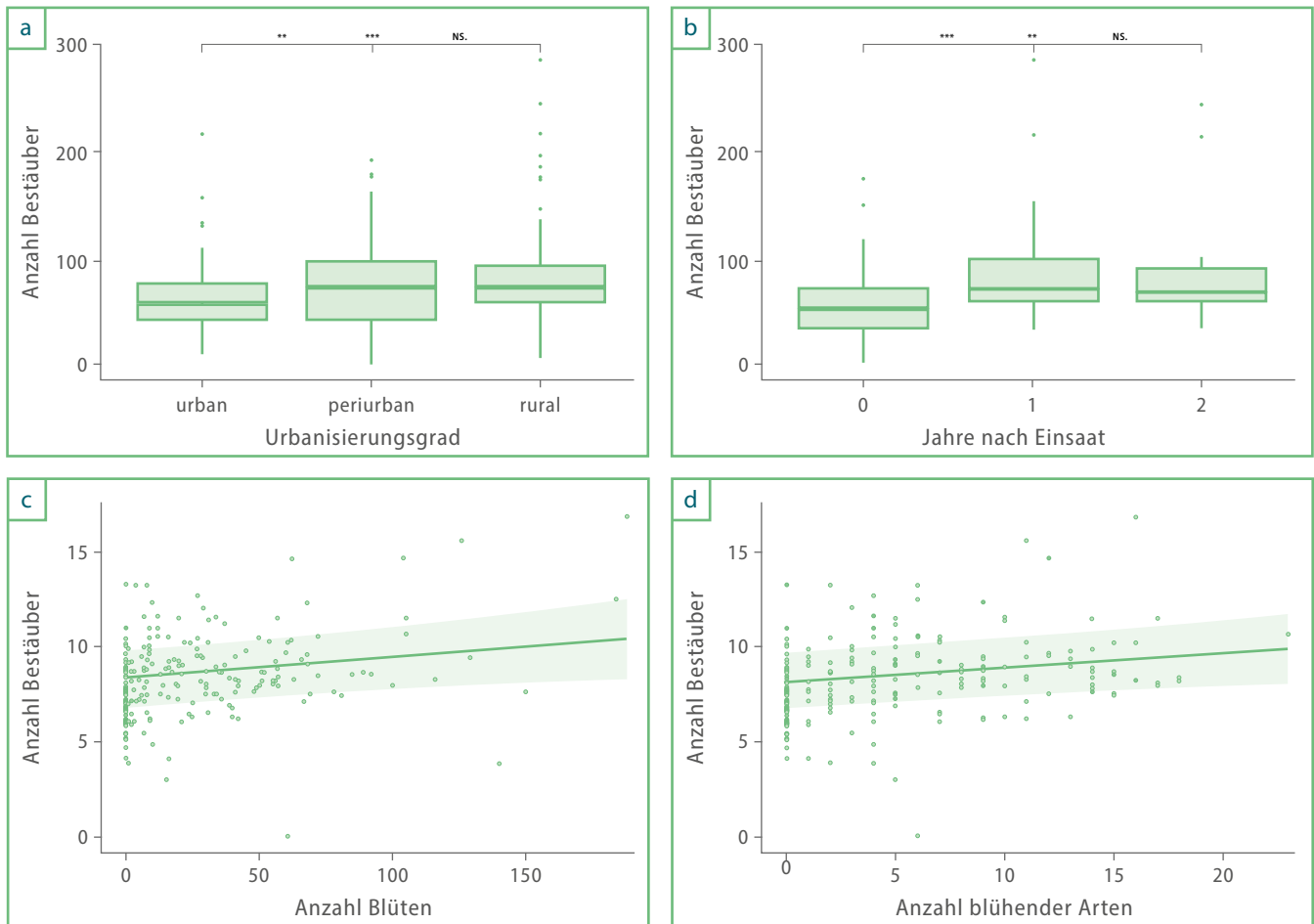
Die Bestäuberanzahl war in ihrer Gesamtheit signifikant geringer auf urbanisierten Flächen (Versiegelungsgrad > 60 % in 500 m Radius) im Vergleich zu periurbanen und Stadtrandbereichen (Abbildung 8a). Dieser Effekt schwächte sich jedoch auf ein nicht signifikantes Maß ab, wenn ausschließlich die Blühflächen betrachtet wurden. Die Blühflächen kompensierten also den negativen Umgebungseffekt einer starken Urbanisierung. Ein positiver Effekt der Blühflächen auf die Anzahl der gefangenen Bestäuber ließ sich bereits im ersten Jahr nach der Einsaat beobachten. Eine Stabilisierung dieser Entwicklung trat im zweiten Jahr auf (Abbildung 8b). Neben der landschaftlich-zeitlichen Dimension spielten die lokalen Voraussetzungen eine bedeutende Rolle. In unseren Ergebnissen zeigt sich, dass sich nicht nur die Blütendichte (Abbildung 8c), sondern auch die Vielfalt der blühenden Pflanzen positiv auf die Bestäuberabundanz auswirkten (Abbildung 8d).

Fazit für die Praxis

In dicht besiedelten Gebieten, in denen in den letzten Jahren zudem ein starker Nachverdichtungsprozess stattfand (LFU 2017), rückt die Aufwertung noch bestehender Grünflächen in den Fokus. Straßenränder sind in dieser Hinsicht unterschätzt und bieten einige Möglichkeiten der ökologischen Aufwertung, da der Nutzungsdruck, zum Beispiel durch bauliche Maßnahmen, im Vergleich zu anderen städtischen Flächen sehr viel geringer ausfällt. Aufwertungsmaßnahmen entlang großer Straßen können bereits durch eine verringerte Mahdfrequenz im Vergleich zur gängigen Praxis und Abtrag des Mähguts zum Erfolg führen (BAUER 2021). In großen Städten sind viele Flächen jedoch über lange Zeiträume einem intensiven Mahdregime ausgesetzt, was das Samenbankpotenzial von blühenden Wildpflanzen im Boden beeinträchtigt und andere Maßnahmen notwendig werden lässt. Die Einsaat einer angepassten Wildpflanzenmischung, vor allem bei der Neuanlage von Straßenbegleitgrün, bietet eine vielversprechende Aufwertungsmöglichkeit. Unsere Praxiserfahrungen zur Anlage und Pflege städtischer Blühflächen aus den letzten drei Jahren haben wir daher im Folgenden zusammengetragen:

Standortkriterien urbaner Blühflächen

BODEN: Ein möglichst nährstoffarmer Boden ist für die Etablierung der eingesäten Wildpflanzen förderlich; bei Neuanlage sollte daher mit Sand, Kies oder Schotter abgemagertes Substrat verwendet werden. Dies verhindert



die Einwanderung von invasiven Neophyten, weiterhin wird die Wüchsigkeit des Bestands (auch im Sinne der Verkehrssicherheit) reduziert und konkurrenzschwächere Arten können sich besser etablieren.

FLÄCHENKONFIGURATION: Je breiter und länger das aufzuwertende Straßenbegleitgrün, desto höher ist der Ansaaterfolg. Schmalere Säume von weniger als zwei Metern können bereits durch eine verringerte Mahdfrequenz aufgewertet werden. Mittelstreifen sollten wegen der Fallenwirkung für Insekten nicht genutzt werden. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass selbst isolierte Kleinstflächen in stark urbanisierten Gebieten ihr Potenzial entfalten können.

BESCHATTUNG: Ältere Baumbestände mit dichten Baumkronen können eine starke Beschattung verursachen und Niederschlag an den Kronen auffangen. Durch Transpiration wird dem Boden Wasser entzogen, was zu trockenen Verhältnissen unterhalb der Bäume führt. Flächen unterhalb junger Baumbestände oder Freiflächen sind daher zu bevorzugen.

STÖRUNG UND VERUNREINIGUNG: Durch menschlichen Tritt, Hundekot und andere Stoffeinträge sind Straßenränder meist stark gestörte und eutrophierte Bereiche, die nur schwierig positiv zu beeinflussen sind. Störstellen und Boden mit schütterem Bewuchs können hingegen auch als Nistmöglichkeit für bodennistende Wildbienenarten dienen. An stark frequentierten Orten reduzieren Absperrungen die Störungsintensität durch Passierende. Informationsmöglichkeiten können die Akzeptanz und das Umweltbewusstsein fördern. Vandalismus kann dennoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Flächenvorbereitung und Pflege

EINSAAT: Wildpflanzen lassen sich innerhalb der schmalen Streifen per Handsaat oder mit einer kleinen Handsämaschine aufbringen (Saatchichte von 4 g/m²). Maisschrot zur besseren Verteilung der Samen wird empfohlen (30 g/m²). Der Oberboden muss dazu gelockert werden, vor allem, wenn die bestehende Bodenunterlage verwendet wird. Eine Grasnarbe muss entfernt oder geätzt werden. Die Verletzung von Baumwurzeln muss dabei vermieden werden.

Abbildung 8

Die Abundanz der Bestäuber (Bienen, Wespen und Zweiflügler) im raum-zeitlichen Kontext. Die städtische Landschaft, das Alter der Blühflächen und das lokale Blütenangebot beeinflussen die Bestäuberabundanz entlang städtischer Verkehrsachsen:

- a)** Eine starke Urbanisierung wirkt sich negativ auf die Bestäuberanzahl aus ($p < 0,01$);
- b)** bereits in den ersten beiden Jahren nach der Einsaat wurden signifikant mehr Bestäuber auf den Versuchspartellen gefunden ($p < 0,001$);
- c)** die Anzahl der Bestäuber zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Anzahl der Blüten ($p < 0,05$);
- d)** die Vielfalt (Artenzahl) der blühenden Pflanzen wirkte sich positiv auf die Bestäuberabundanz aus ($p < 0,05$).



Abbildung 9

Schmetterlingsblütler können sparsam in Saatmischungen integriert werden, da sie zusätzlich Nährstoffe in den Boden eintragen. Pflegemaßnahmen wie ein schmaler Randschnitt verhindern das Überwachsen von Verkehrswegen und werten die Fläche optisch auf (Foto: Simon Dietzel).

Ein abschließendes Anwalzen sorgt dafür, dass das Saatgut nicht verweht oder durch Niederschlag abgeschwemmt wird.

PFLERGE: Je nach Wüchsigkeit des Standortes ist eine ein- oder zweimalige Mahd erforderlich. Um den Nährstoffeintrag am Standort zu verringern, sollte das Mähgut abtransportiert werden. Der Mahdzeitpunkt richtet sich nach dem Zustand des Bestandes. Dabei ist eine spätere Mahd (Juni/Juli und Spätherbst) förderlich für Insekten und für das Aussamen der Wildpflanzen. Bei schweren Böden muss verstärkt auf mögliche Invasion geachtet (Kanadische Goldrute, Schmalblättriges Greiskraut) und wenn nötig pflegerisch eingegriffen werden (Mahd, Ausstechen). Ein schmaler Pflegeschnitt an den Rändern der Blühflächen wirkt optisch ansprechend und verhindert ein Überwachsen von Verkehrswegen (Abbildung 9).

Pflanzenauswahl

MISCHUNG: Die Auswahl von Pflanzenarten richtet sich nach den Zielen der Begrünungsmaßnahme, welche sich unter Umständen kombinieren lassen, zum Beispiel Klimaanpassung und Biodiversität. Häufig auftretender Trockenstress beschränkt die Auswahl passender Arten.

Wenn eine Schnellbegrünung im ersten Jahr vorgesehen ist, können einjährige Arten wie Klatschmohn, Kornblume und Acker-Rittersporn integriert werden. Ein Gräseranteil von 25–50 % in der Mischung kann die Etablierung der Zielarten und Wasserinfiltration verbessern. Mit Leguminosen sollte sparsam umgegangen werden.

HERKUNFT: Es sollten Wildpflanzenarten aus regionaler Herkunft verwendet werden. Diese sind an die lokalen Bedingungen (Klima, Böden) angepasst, genauso wie Bestäuber an diese heimische Wildflora. Von Zierpflanzen und Arten landwirtschaftlicher Blühmischungen (Phacelia, Sonnenblume, Senf, Buchweizen und so weiter) wird abgeraten.

VIELFALT: Bei der Auswahl der Pflanzen lohnt es sich, auf ihre funktionalen Eigenschaften zu achten: Die Blühmischung sollte eine Vielfalt an Wuchsformen, Durchwurzelung, Blattfläche, Biomasseproduktion, Blühdauer, Blühzeitpunkt und Blütenfarben repräsentieren (Tabelle 1). Auf übermäßig hohe Wuchsformen sollte verzichtet werden, da die Sicht durch eine hohe Randvegetation für Verkehrsteilnehmende eingeschränkt werden kann.

Danksagung

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz und der Regina Bauer Stiftung für die Finanzierung des Forschungsprojekts. Die Gartenbauabteilung des Baureferats München stellte freundlicherweise die Versuchsflächen zur Verfügung. Dr. Wolfram Adelman und Dr. Bernhard Hoiß von der ANL danken wir für ihre konstruktiven Kommentare und Verbesserungsvorschläge für das Manuskript.

Literatur

- ANDERSSON, P., KOFFMAN, A., SJÖDIN, N. et al. (2017): Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway. – *Pensoft Publishers* 18: 47–59.
- ARMSON, D., STRINGER, P. & ENNOS, A. (2013): The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. – *Urban Forestry & Urban Greening* 12(3): 282–286.
- BALDOCK, K., GODDARD, M., HICKS, D. et al. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1803): 20142849.
- BAUER, S. (2021): Bambergs blühende Straßenränder – Artenvielfalt durch extensive Pflege. – *ANL* *Natur* 43(2): 75–78; www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/meldungen/wordpress/bluehende-strassenraender/.
- BOWLER, D., BUYUNG-ALI, L., KNIGHT, T. et al. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. – *Landscape and Urban Planning* 97(3): 147–155.
- BUCHHOLZ, S., GATHOF, A., GROSSMANN, A. et al. (2020): Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. – *Landscape and Urban Planning* 196: 103731.
- FIELD, C., BARROS, V., DOKKEN, D. et al. (Hrsg., 2014): Urban Areas. – In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability – Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. – Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- FORNOFF, F., KLEIN, A.-M., HARTIG, F. et al. (2017): Functional flower traits and their diversity drive pollinator visitation. – *Oikos* 126(7): 1020–1030.
- FRANZARING, J., STEFFAN, L., ANSEL, W. et al. (2016): Water retention, wash-out, substrate and surface temperatures of extensive green roof mesocosms – Results from a two year study in SW-Germany. – *Ecological Engineering* 94: 503–515.
- HALL, D., CAMILO, G., TONIETTO, R. et al. (2017): The city as a refuge for insect pollinators. – *Conservation Biology* 31(1): 24–29.
- HEGER, T., BERNARD-VERDIER, M., GESSLER, A. et al. (2019): Towards an integrative, eco-evolutionary understanding of ecological novelty: studying and communicating interlinked effects of global change. – *BioScience* 69(11): 888–899.
- KABISCH, N., KORN, H., STADLER, J. et al. (Hrsg., 2017): *Nature-Based Solutions and Climate Change Adaptation in Urban Areas – Four Shades of Green. – Linkages between Science, Policy and Practice* (Springer International Publishing).
- KOWARIK, I. (2018): Urban wilderness: Supply, demand, and access. – *Urban Forestry & Urban Greening* 29: 336–347.
- LFU (= BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2017): *Satellitengestützte Erfassung der Bodenversiegelung in Bayern 2015 – Flächensparen*. – *UmweltSpezial*, Augsburg.
- MEMON, R. A., LEUNG, D. Y. C. & CHUNHO, L. (2008): A review on the generation, determination and mitigation of urban heat island. – *Journal of Environmental Sciences* 20: 120–128.
- MUÑOZ, P. T., TORRES, F. P. & MEGÍAS, A. G. (2015): Effects of roads on insects: a review. – *Biodiversity and Conservation* 24(3): 659–682.
- PHILLIPS, B., WALLACE, C., ROBERTS, B. et al. (2020): Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. – *Biological Conservation* 2020: 108687.
- PIANA, M., ARONSON, M., PICKETT, S. et al. (2019): Plants in the city: understanding recruitment dynamics in urban landscapes. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(8): 455–463.
- THEODOROU, P., RADZEVIČIŪTĖ, R., LENTENDU, G. et al. (2020): Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. – *Nature Communications* 11(1): 1–13.
- UHLER, J., REDLICH, S., ZHANG, J. et al. (2021): Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. – *Nature Communications* 12(1): 5946.
- WESTPHAL, C., BOMMARCO, R., CARRÉ, G. et al. (2008): Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. – *Ecological Monographs* 78(4): 653–671.



Autor:innen

Simon Dietzel,

Jahrgang 1986.

Bachelorstudium der Umweltsicherung an der Universität Hildesheim; Wissenschaftliche Hilfskraft (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung/UFZ Leipzig und Universität Würzburg); Master Umweltwissenschaften an der Universität Freiburg; seit 2019 Doktorand am Lehrstuhl für Renaturierungsökologie mit den Schwerpunkten Insektenbiodiversität und Aufwertung urbaner Habitats.

Lehrstuhl für Renaturierungsökologie,
Technische Universität München
+49 8161 712570
simon.dietzel@tum.de

Sandra Rojas-Botero,

Jahrgang 1984.

Lehrstuhl für Renaturierungsökologie,
Technische Universität München
sandra.rojas-botero@tum.de

Prof. Dr. Christina Fischer,

Jahrgang 1981.

Faunistik und Artenschutz,
Hochschule Anhalt, Bernburg
christina.fischer@hs-anhalt.de

Prof. Dr. Johannes Kollmann

Lehrstuhl für Renaturierungsökologie,
Technische Universität München
johannes.kollmann@wzw.tum.de

Zitiervorschlag

DIETZEL, S., ROJAS-BOTERO, S., FISCHER, C. & KOLLMANN, J. (2022): Aufwertung urbaner Straßenränder als Anpassung an den Klimawandel und zur Förderung bestäubender Insekten. – ANLIEGEN NATUR 44(1): 31–42, Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.