

**Institut für Umweltwissenschaften**

**AG Geoökologie und Physische Geographie**

**Universität Koblenz-Landau**

Fortstraße 7, 76829 Landau

**Tel.** 06341 28031475

<https://www.uni-koblenz-landau.de/de/landau/fb7/umweltwissenschaften/phys-geo/phys-geo>

**Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB), Mannheim**

Böcklinstr. 27, D-68163 Mannheim

**Autoren: Dipl.-Umw. Vanessa Vetter, Dr. Klaus Schützenmeister, Dr. Sonja Pfister,**

**PD Dr. Constanze Buhk & Prof Dr. Hermann Jungkunst**

# ABSCHLUSSBERICHT

NOVEMBER 2020

*Blühstreifen Komplexe in der intensiv genutzten Agrarlandschaft zur  
Förderung von Ökosystemdienstleistungen*

*DBU Projekt AZ 34433/01*

# Inhalt

Einleitung	1
Zusammenfassung	2
Abstract	4
Biodiversitätsuntersuchungen Methoden	5
Bodenuntersuchungen Methoden	12
Ergebnisse und Diskussion	15
Leitfaden und Schlussfolgerungen	43
Abschlussarbeiten	45
Referenzen	46
Anhang	49

# Einleitung

## ZIELSETZUNG DES PROJEKTES

Eine hohe Artenvielfalt der Pflanzen in der Agrarlandschaft führt zu einer Erhöhung der Bestäuberzahlen und trägt zur natürlichen Schädlingsbekämpfung bei. Diese Zusammenhänge konnten für artenreiche, ausdauernde Blühstreifen bereits nachgewiesen werden. In diesem Projekt untersuchen wir, gemeinsam mit dem IFAB Mannheim (Institut für Agrarökologie und Biodiversität), den Einfluss von Blühstreifen.

Das Institut für Agrarökologie und Biodiversität Mannheim (IFAB) führt seit 2010 Untersuchungen zur Wirkung von Blühstreifen Netzwerken auf die Vielfalt von Bestäubern durch. Im Rahmen des vorliegenden DBU Projektes „Blühstreifen Komplexe in der intensiv genutzten Agrarlandschaft zur Förderung von Ökosystemdienstleistungen“ bearbeitet das IFAB die Fragestellung, welche Distanzen die Blühstreifen zu anderen potentiellen Insektenhabitaten haben und inwiefern die Zusammensetzung der Wildbienen dadurch limitiert sein könnte. Weiterhin analysiert das IFAB die Ökosystemdienstleistung der Bestäubung durch Wildbienen, indem die vorliegenden Bienendaten mit für die Bestäubung relevanten Merkmalen kombiniert werden. Da sich die Bestäubungsleistung von Art zu Art unterscheidet (beispielsweise ist die Leistung von Kuckucksbienen eher geringer, da sie keinen Pollen sammeln) lässt sich die Dienstleistung auf Grund der Charakteristika der jeweils vorkommenden Bienen abschätzen. Weiterhin ist das IFAB für die Erstellung von Handlungsempfehlungen verantwortlich.

In diesem Bericht werden die Ergebnisse zum Einfluss der Distanzen zwischen den Blühstreifen und den Resten halb-natürlicher Habitats (bei 10 %, 5 %, oder Kontrolllandschaft) auf die Zusammensetzung der Bienen und Schmetterlinge in den Jahren 2018 und 2019 dargestellt. Weiterhin wurden auf Grund der Verknüpfung der Bienendaten 2018 sowie 2019 mit den Merkmalsdaten auf die Ökosystemdienstleistung Bestäubung je Fläche geschlossen.

- 1) auf die Bestäuberdienstleistung von Wildbienen und Schmetterlingen
- 2) auf die Kohlenstoffspeicherung des Bodens, sowie den Wasser- und Nährstoffrückhalt.

## UNTERSUCHTE GEBIETE UND ERFOLGTE BEPROBUNG

Wie geplant konnten nahe Dettenheim und nahe Rheinmünster im Rheingraben paarweise Bodenproben aus Blühstreifen und angrenzenden Ackerflächen in je drei Tiefen entnommen werden. Neben der Hauptprobennahme im Herbst 2017 konnten zwei weitere, zusätzliche Probennahmen durchgeführt werden: eine Sommerbeprobung im Jahr 2018 und eine Frühjahrsbeprobung 2019. Somit liegen dann je eine Frühjahrs-, Sommer- und Herbstprobe vor. Für die Aufnahme der Wasserspeicherung war ursprünglich auch eine Winterbeprobung vorgesehen. Diese wurde auf Grund des sehr hohen Aufwandes in Relation des zu erwartenden Informationsgewinns jedoch gestrichen. Bei den Beprobungen im Sommer 2018 und im April 2019 waren neben 3 Hiwis auch mehrere Abschlusskandidaten und weitere, helfende Studenten beteiligt.

Zur Analyse der räumlichen Distanzen der Blühstreifen und der möglichen Insektenhabitats zueinander in Relation zu den typischen Flugdistanzen wurden vom IFAB potenzielle Bienenhabitats in und um die Maßnahmenflächen herum erfasst und digitalisiert.

# Zusammenfassung

Blühstreifen sind als obligatorische Elemente zur Förderung von Bestäubern in Agrarlandschaften anerkannt. Nun haben die Vereinten Nationen zusätzlich die 4 pro Mille Initiative ausgerufen, mit dem Ziel, an Kohlenstoff verarmte Ackerböden wieder mit atmosphärischem Kohlenstoff anzureichern, um den Klimawandel einzudämmen. Da Blütenstreifen eine dauerhafte Begrünung darstellen, könnten sie die Bodenkohlenstoffspeicherung im Vergleich zu Äckern erhöhen. Mit Erhöhung des Bodenkohlenstoffs werden auch die Bodenspeicherfunktionen positiv beeinflusst.

In den Blühflächen wurden deutlich mehr Arten und Individuen von Wildbienen und Tagfaltern erfasst als in den Graswegen. Dafür ist vor allem die höhere Lebensraumqualität der Blühstreifen verantwortlich. Das Vorkommen von Arten mit kleinen Aktionsradien weist darauf hin, dass die Lebensräume gut miteinander vernetzt sind. Tagfalterarten mit kleineren Flugdistanzen wurden v.a. in den Blühstreifen gefunden. In den Kontrollgebieten kommen auch Arten mit kleineren Aktionsradien vor, aber vor allem Arten, die die Graswege als Habitate nutzen. Daher sollten Insektenhabitate in einer Landschaft nicht mehr als 200 m voneinander entfernt und gut vernetzt sein.

In Dettenheim gibt es mehr potentielle Insektenhabitate in der näheren Umgebung der Blühflächen (~30%) als in Rheinmünster (~7%) und hier wurden auch deutlich höhere Artenzahlen gefunden. Dies deutet darauf hin, dass die Artenzahl an Wildbienen in Rheinmünster durch die umgebende Landschaft limitiert ist, wohingegen in Dettenheim ein größeres Artenpotenzial in der Landschaft vorhanden ist.

Infolge der höheren Arten- und Individuenzahlen an Bestäubern in den Blühflächen haben diese pro Fläche einen wesentlich höheren Bestäubungswert als die Graswege (im Schnitt 4-8mal höher für Kulturpflanzen und 4-5mal höher für Wildpflanzen). Die Bestäubungswerte für die einzelnen Blühflächen schwanken jedoch auch noch ziemlich stark und hängen insbesondere von der Individuenzahl an Hummeln ab. Durch die Vernetzung der Blühflächen sind in den gesamten Maßnahmengebieten (und darüber hinaus gehend) hohe Bestäubungswerte zu erwarten. Die Bestäubung strahlt ca. 250 m um die Kontrollflächen und ca. 780 m um die Blühflächen herum aus. Aus den Bestäubungswerten der Kontrollflächen leiten sich keine nennenswerten Dienstleistungen für die Umgebung ab. In Rheinmünster wirken sich die positiven Bestäubungswerte der Blühflächen voraussichtlich auch noch auf den größten Teil des nahe gelegenen Kontrollgebietes aus.

Um die Fragestellung zu beantworten wurden für diese Studie Kohlenstoff- und Nährstoffvorräte des Bodens von Blühstreifen im Vergleich zur angrenzenden Landnutzung sowie die Wasserretention gemessen. Bodenkohlenstoff, der besonders lange im Boden bleibt hat komplexe Verbindungen insbesondere mit Ton gebildet. Unsere Untersuchungen zeigten, dass Blühstreifen überregional betrachtet den Kohlenstoffgesamtgehalt (+25.4%) und den Kohlenstoff am Ton (+12.1%) im Oberboden (0-5 cm) anreichern.

Basierend auf unseren Ergebnissen kann nun berechnet werden wie groß die Blühflächen im jeweiligen Agrarbetrieb ausfallen müssten, um das 4 pro Mille Ziel der UN zu erreichen. Über 7 Jahre (2011-2017) sequestrierten die Blühstreifen in Dettenheim und Rheinmünster zusammen +25,4% Gesamtkohlenstoff. Dies entspricht einer jährlichen Sequestrierungsrate von 3,6‰ auf 10% der Ackerfläche (5 ha pro Betrieb). Folglich wurden 0,36% Kohlenstoff (als CO<sub>2</sub> aus der Luft) aktiv in den ersten 5 cm des Bodens unserer Versuchsbetriebe gespeichert.

Jedoch sind Blühstreifen keine Patentlösung zur Erreichung des 4 pro Mille Ziels, zum einen da die Sequestrierung des Kohlenstoffs regional sehr unterschiedlich ausfallen kann, zum anderen wird irgendwann eine Sättigung des speicherbaren Kohlenstoffs erreicht. Darüber hinaus konnten wir für Kohlenstoff am Ton eine Abreicherung in den unteren Bodenschichten (überregional -8,2% im Unterboden 30-35 cm) beobachten, ein Effekt, der möglicherweise mit einer Verlängerung der Laufzeit der Blühstreifen behoben werden könnte. Eine Verkleinerung des prozentualen Anteils der Blühstreifen an der Gesamtfläche der Agrarbetriebe, wie 2018 und 2019 in Dettenheim geschehen (5% der Fläche = 2,5 ha), führt dementsprechend zu einer geringeren Speicherung von CO<sub>2</sub> als Gesamtkohlenstoff im Boden. In so einem Fall müsste folglich die CO<sub>2</sub>-Speicherung auf der aktiven Ackerfläche erhöht werden, um das 4 pro Mille Ziel weiterhin zu erreichen. Aus Sicht der bestäubenden Insekten und der Kohlenstoffspeicherung empfiehlt sich daher ein Blühflächenanteil von mindestens 10%, der über mindestens 7 Jahre, wenn nicht permanent, bestehen bleiben sollte, da ansonsten der gespeicherte Kohlenstoff wieder verlorenginge.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Blühstreifen nicht nur eine fundamentale Rolle für bestäubende Insekten spielen, sondern auch zur Erreichung des 4 pro Mille Ziels der Vereinten Nationen eingesetzt werden können und damit positiv dem Klimawandel entgegenwirken.

# Abstract

Flower strips are increasingly recognized as mandatory elements for promoting pollinators in agricultural landscapes. Now the United Nations has also announced the 4 per thousand target with the goal to enrich carbon-depleted arable land with atmospheric carbon again in order to curb climate change. Since flower strips represent permanent greening, they could increase soil carbon storage compared to agricultural fields. With an increase in soil carbon, the soil storage functions are also positively influenced. Therefore, we investigated soil carbon and nutrients stocks in paired comparison to adjacent land use and looked at water retention. Soil carbon that stays in the ground for a particularly long time has formed complex compounds, especially with clay. Here we show that from a supra-regional perspective flower strips enrich the total carbon content (+25.4%) as well as the carbon attached to clay (+12.1%) in the topsoil (0-5 cm) of the flower strips. Our results demonstrate that flower strips not only play a fundamental role for pollinating insects but can also be used to achieve the United Nations' 4 per thousand target and thus have a positive effect on climate change.

Based on our results, it can now be calculated how large the flower strips would have to be in the respective farm in order to achieve the UN's 4 per thousand target. Over 7 years (2011-2017) the flower strips in Dettenheim and Rheinmünster together sequestered +25.4% total carbon. This corresponds to an annual sequestration rate of 3.6‰ on 10% of the arable land (5 ha per farm). As a result, 0.36% of carbon (as CO<sub>2</sub> from the air) was actively stored in the first 5 cm of the soil of our test farms. The carbon storage in clay even goes beyond this political goal, since it is bound in the longer term.

However, flower strips are not a panacea for achieving the 4 per thousand target, on the one hand because the sequestration of carbon can vary greatly from region to region, and on the other hand the storable carbon will eventually become saturated. In addition, we were able to observe a depletion of carbon stored to clay in the lower soil layers (supra-regionally -8.2% in the subsoil 30-35 cm), an effect that could possibly be remedied by extending the life of the flower strips. A reduction in the percentage of flower strips in the total area of the farms, as happened in Dettenheim in 2018 and 2019 (5% of the area = 2.5 ha), accordingly leads to lower sequestration of CO<sub>2</sub> as total carbon in the soil. In such a case, CO<sub>2</sub> storage on the active arable land would have to be increased in order to continue to achieve the 4 per thousand target. From the point of view of pollinating insects and carbon storage, a flowering area share of at least 10% is recommended, which should remain for at least 7 years, if not permanently, as otherwise the stored carbon would be lost again.

We are able to confirm that ecosystem services provided by flower strips go beyond the important trait of giving pollinators a home in vast agricultural landscapes. By slightly increasing the amount of flower strips in agricultural landscapes, a significant increase in carbon sequestration will be achievable adding to the 4 per mille goal of the United Nations.

# Biodiversitätsuntersuchungen Methoden

## GELÄNDEAUFNAHMEN

Im Sommer 2018 wurden auf Grundlage vorher erstellter Karten mit möglichen Bestäuberhabitaten die 50 ha Landschaftsausschnitte und die Umgebung im Umkreis von 500 m abgegangen. Dabei wurde die Qualität der einzelnen Flächen als Bestäuberhabitat eingeschätzt und auf einer Skala von 1-3 (einfaches bis sehr hochwertiges potentiell Habitat) (Abb.1) einer Kategorie zugewiesen. Einfache Randstreifen unter 2 m Breite wurden nicht einbezogen. Ein Habitat in Kategorie 1 war beispielsweise eine gedüngte Wiese, die möglicherweise zu einem bestimmten Moment im Jahr durch die Blüte des Löwenzahns als Nahrungsfläche dient. Ein weiteres Beispiel ist ein einheitlicher Bestand an Obstbäumen, der zur Obstblüte Nahrung liefert. Kategorie 2 Flächen sind Habitate, die auf Grund einer höheren Artenvielfalt mit unterschiedlichen Pflanzenarten über längere Zeiträume hinweg Ressourcen und Nistgelegenheiten für mehr Arten liefern. Das kann eine artenreiche Böschung sein, oder ein Obstbaumbestand auf einer gering oder gar nicht gedüngten Wiese. Auch die Blühstreifen selbst fallen in diese Kategorie. Die dritte Kategorie beinhaltet Habitate, die sich nicht nur durch einen artenreichen Habitattyp auszeichnen, sondern durch eine Vielzahl an Vegetationsstrukturen mit unterschiedlichen artenreichen Beständen nebeneinander. Ein Beispiel ist ein Gewässerrand, an dem sich Hochstauden und vielfältige Gehölze abwechseln. Auch einzelne alte Obstwiesen, die sich in Sukzession befinden, stellen aktuell Kategorie 3 Habitate dar. Des Weiteren wurden strukturreiche Wälder zu Kategorie 3 Standorten gezählt. Im Sommer 2019 wurde die Kartierung wiederholt und insbesondere die Lage der temporären Blühstreifen und -flächen überprüft und vermerkt.

### Beispiele

#### Kategorie 1



#### Kategorie 2



#### Kategorie 3



*Abbildung 1 Beispielhafte Darstellung der Einteilung der potentiellen Bienenhabitate in drei Kategorien. Kategorie 1 Habitate sind sehr einfach strukturierte artenärmere Habitate, die saisonal beschränkt beispielsweise durch die Blüte des Löwenzahns oder von Obstbäumen reichlich Nahrung bieten. Sie dürften für viele anspruchsvollere Arten keine brauchbaren Habitate darstellen, wohl aber zeitlich begrenzt als Nahrungsquelle und Trittsteine dienen. Kategorie 2 Habitate tragen durch hohen Artenreichtum zu einer stetigen Verfügbarkeit von Blütenpflanzen bei und bieten mehr Arten auch geeignete Fortpflanzungsmöglichkeiten. Kategorie 3 Flächen schließlich sind durch das Nebeneinander mehrerer artenreicher Strukturen mit verholzten wie krautigen Arten als Nahrungsquelle über das ganze Jahr wie auch als Nisthabitat für viele Arten fungieren.*

Berechnung der Distanzen zwischen den Habitaten und Flächengrößen in GIS:

Nach der Digitalisierung der Flächen, wurde mit Hilfe eines Python Skripts die kürzeste Distanz der Blühstreifen zu Kategorie 1, 2 bzw. 3 Habitaten bestimmt, sowie die Fläche an entsprechenden Habitaten mit steigender Distanz in 100 m Schritten berechnet.

## FLUGDISTANZEN

Die Merkmalsdaten zu den 2018 kartierten Wildbienen wurden dankenswerterweise von Stuart Roberts (UK) für das Projekt zur Verfügung gestellt. 2019 kamen fünf neue Wildbienen-Arten (Gelbspornige Stängelbiene *Hoplitis claviventris*, Mattglänzende Schmalbiene *Lasioglossum semilucens*, Stängel-Blattschneiderbiene *Megachile genalis*, Stachelbeer Wespenbiene *Nomada signata*, Stängel-Düsterbiene *Stelis ornatula*) mit je einem Individuum hinzu, für die leider keine Merkmalsdaten von Stuart Roberts vorliegen. Die Merkmalsdaten zu Größe (in mm), Parasitismus, Pflanzenspezialisierung, jahreszeitliche Aktivität und Nutzung anthropogener Habitate für diese Arten wurden soweit möglich (Amiet et al. 2004), entnommen und ergänzt mit Informationen von Naturspaziergang.de (Haselböck 2020), Wildbienen.de (Martin 2020), wildbienen.info (Westrich 2020), bwars.com (Bees, Wasps & Ants Recording Society (BWARS) 2020), [https://de.wikipedia.org/wiki/Nomada\\_signata](https://de.wikipedia.org/wiki/Nomada_signata) (Wikipedia 2020) und [www.genalis.de/m-genalk.htm](http://www.genalis.de/m-genalk.htm) (Ruhnke 2002).

Für Arten, bei denen keine Daten zur Intertegularen Distanz (ITD) vorlagen (die oben genannten fünf Arten zuzüglich Wicken-Langhornbiene *Eucera interrupta*, Südliche Goldfurchenbiene *Halictus submediterraneus*, Gebuchtete Maskenbiene *Hylaeus sinuatus*, Rote Maskenbiene *Hylaeus variegatus* und Spanische Blutbiene *Sphecodes pseudofasciatus*), wurde ein ITD aus Mittelwerten der ITDs von Arten derselben Gattung mit gleicher Größe berechnet.

Mithilfe der angegebenen typischen Körpergrößen der Bienen können die typischen Flugdistanzen zur Futtersuche nach (Greenleaf et al. 2007) berechnet werden:

$$dist = 10^{(-1,643+3,242*\log_{10}(ITD))}$$

dist = Typische Flugdistanz (typical homing distance)

ITD = Intertegulare Distanz: Abstand zwischen den Flügelansätzen (Tegula) in mm

Für Tagfalter wurden im Wesentlichen Merkmalsdaten aus der Fauna Indicativa verwendet (Klaiber et al. 2017). Jeder Art wurde eine Flugdistanz-Kategorie (6 Kategorien: 0-100 m, 100-200m, 200-300m, 300-400m, 400-500m und über 500 m Flugdistanz) zugeordnet (**Tabelle 1** im Anhang). Die verwendete Flugdistanz-Kategorie wurde abgeleitet aus den Mobilitätsindizes von (Bink 1992; Cowley et al. 2001; Komonen et al. 2004), der Einteilung der Standorttreue aus der Fauna Indicativa (Klaiber et al. 2017) und aus den von (Sekar 2012) zusammengetragenen gemessenen und berechneten mittleren Flugdistanzen [in Metern]. Da für die Analyse eine Flugdistanz in Metern benötigt wird, wurde zunächst versucht die Werte von (Sekar 2012) zu nutzen bzw. demzufolge zu berechnen (nur für sechs der erfassten 32 Arten liegen gemessene mittlere Flugdistanzen aus Fang-Wiederaufnahme-Studien vor). Im Vergleich mit den Mobilitätsindizes wird jedoch deutlich, dass für viele mobile Arten mit dieser Berechnung die Flugdistanz deutlich unterschätzt wird (u.a. Admiral *Vanessa atalanta*, Zitronenfalter *Goneopteryx rhamni*, Tagpfauenauge *Inachis io*). Deshalb wurde die mittlere Flugdistanz mit den Mobilitätsindizes abgeglichen und die Flugdistanz-Kategorie aus dem Zusammenspiel der Werte abgeleitet (**Tabelle 1** im Anhang).

Dem Spektrum an unterschiedlichen Distanzen zwischen den Fundorten der Arten (Blühstreifen im Maßnahmengbiet bzw. Wiesenwege im Kontrollgebiet) zu potentiellen benachbarten Habitaten konnte so ein Spektrum an typischen Flugdistanzen der vorkommenden Bienen und Tagfalter gegenübergestellt werden. Eine mögliche Isolation der Blühflächen und damit die fehlende Erreichbarkeit für bestimmte wenig mobilere Bienen und Tagfalter kann so dargestellt werden.



## BESTÄUBUNGSEFFIZIENZ

### BESTÄUBUNGSEFFIZIENZ BIENEN

Zur Abschätzung der Bestäuberleistung der vorkommenden Bienen, wurden eine Vielzahl an Charakteristika (Parasitismus & Geschlecht, Pflanzenspezialisierung, jahreszeitliche Aktivität, Behaarung) herangezogen, die zur Effektivität der Bestäubung beitragen. Die Bestäuberleistung jeder gefundenen Art bzw. die Vielfalt der Charakteristika der gefundenen Arten wurde auf einer groben Skala einerseits für die in Mitteleuropa primär relevanten Kulturpflanzen quantifiziert als auch für den Bestäubungswert im Sinne des Naturschutzes. Der Bestäubungswert für Kulturpflanzen sowie für Wildpflanzen wurde unterschieden, weil sich die relevanten Charakteristika unterscheiden und auch eine unterschiedlich große Rolle spielen. Die Gewichtung der einzelnen Charakteristika kann **Tabelle 2** im Anhang entnommen werden. Bei der Auswahl der für die Bestäubung von Kulturpflanzen relevanten Merkmale haben wir uns an einem Review über Merkmale von Blütenbesuchern im Zusammenhang mit Fruchtansatz in 33 Kulturpflanzen weltweit orientiert (Garibaldi et al. 2015).

#### **Parasitismus & Geschlecht**

Generell sind weibliche und nicht-parasitäre Bienen meist effizienter als männliche oder parasitäre Bienen, da sie aktiv Pollen sammeln und Blüten daher viel häufiger besuchen (Garibaldi et al. 2015; Stavert et al. 2016).

#### **Pflanzenspezialisierung**

Bestäuber von Kulturpflanzen sind meist polylektisch (Garibaldi et al. 2015), obwohl dies im Einzelnen von der Kulturpflanze abhängig ist. Bei der Bestäubung von Sonnenblumen und Blaubeeren sind zum Beispiel spezialisierte oligolektische Bienen besonders effektiv (Pisanty und Mandelik 2015; Bartomeus et al. 2018). Daher wurden die oligolektischen Bienen nochmals unterteilt in oligolektische Bienen, die auf Familien spezialisiert sind, zu denen auch Kulturpflanzen gehören - Asteraceae (Sonnenblume, Salat), *Asparagus* (Spargel), Brassicaceae (Raps, Kohl) und Fabaceae (Bohnen, Klee, Soja), und in oligolektische Bienen, die auf Familien und Gattungen spezialisiert sind, in denen keine tierbestäubten Kulturpflanzen vertreten sind z.B. *Bryonia*, Campanulaceae, Boraginaceae, *Lysimachia*, *Lythrum*, *Ranunculus*, *Reseda* und *Veronica* (Klein et al. 2007; Roberts et al. 2018). Bienen, die keinen Pollen sammeln, und nicht auf Kulturpflanzen spezialisierte oligolektische Bienen wurden als am wenigsten effizient eingestuft, weil sie Blüten nur zum Nektar saugen besuchen und daher auch viel weniger Blüten besuchen. Sozialparasiten („Kuckuckshummeln“) besuchen darüber hinaus auch über einen kürzeren Zeitraum Blüten als ihre Wirtsbienen. Oligolektische Bienen, die potentiell auch von Kulturpflanzen Pollen sammeln, wurden auf einer mittleren Stufe eingestuft. Polylektische Bienen wurden als am effizientesten eingestuft, weil sie verschiedene Kulturpflanzen bestäuben können. Bei der Bestäubungseffizienz für Wildpflanzen wurden oligolektische Bienen als gleich effizient wie polylektische Bienen eingestuft. Die meisten oligolektischen Bienen sind auf Pflanzen spezialisiert, die häufig sind, sowie gut verdauliche und abundante Pollenressourcen bieten. Bei diesen Pflanzen, u.a. Korbblütler und Schmetterlingsblütler, sind Generalisten bei der Bestäubung genauso effizient. Daneben gibt es auch einige oligolektische Bienenarten, die sich z.B. mit ihrer Pollengewinnung auf die jeweiligen Pflanzen spezialisiert haben und daher bei der Bestäubung effizienter sind als Generalisten (z.B. die Ochsenzungen-Sandbiene *Andrena nasuta* an *Anchusa arvensis*).

#### **JAHRESZEITLICHE AKTIVITÄT**

Bienen, die während der Blütezeit von allen Kulturpflanzen aktiv sind, können eine Vielzahl von Kulturen bestäuben, darüber hinaus kommen ganzjährig aktive Bienen besser mit anthropogenen Habitaten wie der Agrarlandschaft zurecht (Palma et al. 2015). Infolgedessen sind ganzjährig aktive Bienen typische Blütenbesucher

von Kulturpflanzen (Garibaldi et al. 2015). In unseren Breiten blühen alle insektenbestäubten Kulturpflanzen im Frühjahr und Sommer. Im Sommer sind die meisten Bienenarten aktiv, darum sind Arten hervorzuheben, die früh aktiv sind (spätestens ab April) und zur Bestäubung unserer im Frühjahr blühenden Kulturen (Apfel, Birne, Kirsche, Raps, Erdbeere, Himbeere) beitragen (Klein 2013). Arten, die ganzjährig aktiv sind (spätestens ab April und mindestens 6 Monate) können zudem eine Vielzahl von Kulturen bestäuben und wurden daher für Kulturpflanzen als effizienter eingestuft wie Arten, die nur im Frühjahr aktiv sind. Arten, die spät aktiv (frühestens ab Mai), wurden als am wenigsten effizient für die Bestäubung von Kulturpflanzen eingestuft. Bei der Bestäubungseffizienz für Wildpflanzen wurden alle Bienen unabhängig von ihrer Aktivitätsphase als gleich effizient eingestuft. Wichtiger ist in dem Zusammenhang, dass die Aktivitätsphasen der Bestäubergemeinschaft divers bzw. komplementär sind.

## Behaarung

Die Behaarung (und Haardichte) von Bienen insbesondere im Gesicht und auf dem Brustkorb hängt positiv mit der übertragenen Pollenmenge zusammen (Stavert et al. 2016; Phillips et al. 2018) und ist daher ein wichtiges Merkmal für die Bestäubungseffizienz. Leider gibt es für dieses Merkmal noch keine Messungen für unsere komplette Artenliste, daher haben wir die Gattungen (z.T. artspezifisch) in eine Behaarungsskala eingeteilt (siehe **Tabelle 2** im Anhang), dabei wurde neben der auf Bildern sichtbaren Behaarung im Gesicht, auf dem Thorax und auf der Biene insgesamt auch berücksichtigt wie groß die Bienen sind. Ansonsten wurde die Körpergröße nicht direkt als Effizienz-Merkmal berücksichtigt, da größere Bienen zwar generell mehr Pollen übertragen können, aber unterschiedlich große Bienen für unterschiedliche Anbaufrüchte relevant sind und verschieden große Bienen auch durch unterschiedliches Verhalten die Effizienz insgesamt steigern können (Pisanty und Mandelik 2015; Garibaldi et al. 2015; Bartomeus et al. 2018; Hoehn et al. 2008). Die Behaarung hängt auch nicht nur oder nicht direkt von dem von den Wildbienen zum Pollensammeln genutzten Körperteil (Bauch, nur Bein, Beine & Körper, im Kropf, keine Sammelvorrichtung) zusammen. Früh im Jahr fliegende Bienen (Hummeln, Mauerbienen) sind beispielsweise als Anpassung an die kühleren klimatischen Bedingungen meist behaarter als spät fliegende Arten.

## Vibrationsbestäubung

Einige Bienen - Hummeln (*Bombus sp.*), die Große Holzbiene (*Xylocopa violacea*) und Pelzbienen (*Anthophora furcata*) – ernten durch Vibration Pollen und sind dadurch für manche Pflanzen besonders effiziente Bestäuber (Amiet und Krebs 2012). In Mitteleuropa profitieren ~20% der Kulturpflanzen von Vibrationsbestäubung: im Freiland Blaubeeren, Himbeeren und Bohnen sowie die Samenproduktion von Kartoffeln, und im Gewächshaus Tomaten, Paprika und Auberginen (Klein et al. 2007; Lautenbach et al. 2012; Klein et al. 2018). Daher haben wir zusätzlich einen Bestäubungswert für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen berechnet, bei dem die Fähigkeit zur Vibrationsbestäubung zusätzlich in die Effizienzberechnung miteinfließt und besonders hoch gewichtet wird. Dafür wurde die Behaarung weniger stark gewichtet als beim Bestäubungswert für Kulturpflanzen, so dass Bienen, die zur Vibrationsbestäubung fähig sind, mindestens doppelt so effizient sind wie Bienen, die dies nicht können, aber ansonsten die gleiche Merkmalsausprägung haben.

Bei den Wildpflanzen profitieren weltweit ca. 15.000-20.000 Arten, das sind 6.7% der von Tieren bestäubten Gefäßpflanzen, von Vibrationsbestäubung (Ollerton et al. 2011; Luca und Vallejo-Marín 2013; CHRISTENHUSZ und BYNG 2016). Für die Bestäubungseffizienz für Wildpflanzen haben wir deshalb das Merkmal Vibrationsbestäubung nicht berücksichtigt.

## Habitate

Bienen, die in anthropogenen Lebensräumen vorkommen, besuchen mit einer größeren Wahrscheinlichkeit auch Felder und sind somit effizienter bei der Bestäubung von Kulturpflanzen.

Weitere Merkmale (Nisthabitat, Sozialisierung, Zungenlänge) wurden nicht miteinbezogen. Erstens, wurde bei diesen Merkmalen keine eindeutige Relation einer Merkmalsausprägung zum Fruchtansatz von Kulturpflanzen festgestellt (Garibaldi et al. 2015); häufig unterscheidet sich die Effektivität je nach Kulturpflanze und Kulturpflanzen-Bestäuber-Merkmalsskombination. Zweitens, verzichteten wir darauf Merkmale miteinzubeziehen die einen Einfluss auf die Anwesenheit in der Agrarlandschaft und die auftretenden Individuenanzahlen von Bienen haben wie Nisthabitat und Sozialisierung, da wir die Abundanzen der Bienen direkt in die Bestäuberwerte miteinbeziehen (Williams et al. 2010; Pisanty und Mandelik 2015; Palma et al. 2015).

### Abundanz & Diversität

Die Bestäubungsleistung (Fruchtansatz) erhöht sich mit der Besucheranzahl, der Diversität und der Gleichverteilung der besuchenden Arten (Garibaldi et al. 2015). Daher wird bei der Berechnung des Bestäubungswerts für eine einzelne Fläche ( $E_f$ ) die Bestäubungseffizienz für jede vorkommende Art ( $E_i$ ) multipliziert mit deren Individuenzahl ( $N_i$ ) und diese dann für alle vorkommenden Arten aufsummiert.

$$E_f = a \cdot S + \sum_{i=1}^n E_i * N_i$$

Zusätzlich wird die Diversität ( $S$ , Artenzahl pro Fläche) in den Bestäubungswert ( $E_f$ ) miteinbezogen, wobei die Diversität für den Bestäubungswert im Sinne des Naturschutzes wesentlich höher gewichtet wurde. Beim Bestäubungswert für Kulturpflanzen wurde die Diversität der Bienenarten mit 50 ( $a = 50$ ) und die der Tagfalter mit 20 ( $a = 20$ ) multipliziert und zum Bestäubungswert pro Fläche addiert, beim Bestäubungswert für Wildpflanzen wurde die Diversität der Bienenarten mit 100 ( $a = 100$ ) und die der Tagfalter mit 50 ( $a = 50$ ) multipliziert. Ziel war es, dass ca. 50% des End-Bestäubungswertes für Wildpflanzen pro Fläche von der Diversität bestimmt wird. Beim End-Bestäubungswert für Kulturpflanzen wurde angestrebt, dass alle drei Parameter (Bestäubungseffizienz pro Art, Individuenanzahl pro Fläche und Artenanzahl pro Fläche) einen gleich großen Einfluss auf den End-Bestäubungswert pro Fläche haben.

Eine Übersicht über die Bewertungskriterien der drei Aspekte Bestäuberleistung Kulturpflanzen Mitteleuropas, Kulturpflanzen mit vibrationsbestäubten Blüten sowie Bestäuberleistung für den Naturschutz, sind **Tabelle 2** im Anhang zusammengestellt.

### Bestäubungseffizienz Tagfalter

Nach Bienen und Fliegen sind Falter (Nachtfalter und Tagfalter) die häufigsten Blütenbesucher (Winfree et al. 2011). Sie konsumieren allerdings nur den Blütennektar, daher transportieren sie weniger Pollen und besuchen Blüten auch weniger häufig als (weibliche) Bienen (Herrera 1987; Sahli und Conner 2007). Sie haben eine ähnliche Bestäubungseffizienz wie kleine-mittelgroße, nicht stark behaarte Bienen (wie z.B. Keulhornbienen *Ceratina*, Herrera 1987). Dafür transportieren Falter Pollen über längere Distanzen als Bienen und tragen so zum genetischem Austausch bei, dies ist v.a. für Wildpflanzen relevant (Herrera 1987; Macgregor et al. 2015). Die Bestäubungseffizienz pro Tagfalterart wurde äquivalent zur Bestäubungseffizienz pro Bienenart berechnet. Eine der erfassten Arten, der Kleine Schillerfalter *Apatura ilia*, besucht keine Blüten, daher wurde sie bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Für alle anderen erfassten Falter ist eine Vielzahl an Nektarpflanzen bekannt (Settele et al. 2008). Die Aktivitätsspanne der adulten Tagfalter und die charakteristischen Lebensräume (Vorkommen in Ackerkulturen) wurden der Fauna Indicativa entnommen (Klaiber et al. 2017). Die Behaarung wurde für alle Tagfalter auf Stufe 2 gesetzt, da sie alle am Kopf ziemlich behaart sind.

### Evaluierung der Bestäubungseffizienz

Den errechneten Bestäubungseffizienz-Werten zufolge sind (ganzjährig aktive) Hummelindividuen für Kulturpflanzen 1.8mal effektiver als die durchschnittliche Wildbiene, und für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen sogar 2.4mal effektiver (**Tabelle 3, Tabelle 4**). Zur Evaluation haben wir dokumentierte Relationen zur

Bestäubungseffizienz verschiedener Wildbienen-Arten herangezogen. Es gibt nur wenige Untersuchungen bzw. Veröffentlichungen, die die Bestäubungseffizienz (z.B. den Fruchtsatz oder von einem Individuum auf die Narbe übertragene Pollenmenge) von einzelnen Wildbienen-Arten im Vergleich zueinander dokumentieren. Die meisten Untersuchungen beziehen sich auf Kulturpflanzen. In Europa gibt es relativ viele Daten zur Effizienz von Hummeln und einige Daten zur Effizienz von anderen Wildbienen (Mauerbienen, Sandbienen, Furchenbienen): Raps in Deutschland und Irland (Jauker et al. 2012; Stanley et al. 2013), Apfel und Birne in Spanien (Vicens und Bosch 2000; Monzón et al. 2004) und Kürbis in Deutschland (Stanley et al. 2013; Pfister et al. 2017) sowie Lavendel in Spanien (Herrera 1987). Diesen Daten zufolge sind die stark behaarten Hummeln bei den meisten Kulturpflanzen mehr als doppelt so effektiv wie Honigbienen. Da sich Hummeln nur in der Behaarung (Größe) und der Vibrationsbestäubung in den ausgewählten Merkmalen von Honigbienen unterscheiden, wurde die Behaarung besonders hoch gewichtet. Bei Blütenpflanzen, die nur wenig Samenanlagen und Pollen pro Blüte enthalten und nur geringe Pollenmengen benötigen (z.B. Lavendel), unterscheidet sich die Effizienz zwischen verschiedenen (verschieden großen und behaarten) Bestäubern nur wenig. Bei Blütenpflanzen mit vielen Samenanlagen und viel Pollen (z.B. Kürbis) sind die Unterschiede besonders deutlich.

Herrera macht Angaben zur Bestäubungseffizienz von Bienen, Faltern und Fliegen. Mit der gewählten Einteilung der Bestäubungseffizienz sind Tagfalter genauso effektiv wie eine Vielzahl von (männlichen) kleinen-mittelgroßen, nicht stark behaarten Bienen. Dies deckt sich auch mit den Beobachtungen von Herrera, bei dessen Untersuchungen an Lavendel Tagfalter eine ähnliche Bestäubungseffizienz wie die kleinen, kaum behaarten Keulhornbienen (*Ceratina*) aufwiesen (Herrera 1987). Mit der gewählten Berechnung sind Hummeln pro Individuum ca. dreimal effektiver als Tagfalter bei der Bestäubung von Kulturpflanzen und Wildpflanzen. Im Vergleich sind Hummeln bei der Bestäubung von Lavendel viermal effektiver als Tagfalter (Herrera 1987). Insgesamt bilden damit die berechneten Bestäubungseffizienz-Werte die dokumentierten Unterschiede in der Bestäubungseffizienz von unterschiedlichen Bestäubergruppen gut ab.

## Darstellung und statistische Analysen

### Distanzdarstellungen pro Fläche

Die Abbildungen, die die Flächengröße potentieller Bestäuberhabitate in Abhängigkeit vom Umkreis um die untersuchten Flächen sowie das Vorkommen von Arten in Abhängigkeit vom Umkreis um die untersuchten Flächen darstellen, wurden mit R Studio (ggplot2) erstellt.

### Heatmaps

Die geschätzte Dienstleistung der jeweils auf den Flächen vorkommenden Bestäuber wird nicht absolut, sondern relativ zueinander dargestellt. Neben der Bewertung der Bestäubungsdienstleistung je Fläche, wurde auch die typische Flugdistanz der vorkommenden Arten ausgewertet und so eine flächige Karte erstellt, wo welche Bestäuberleistungen im Gebiet zu erwarten sind. Dafür wurde pro Fläche die mittlere Flugdistanz der vorkommenden Wildbienenarten sowie der vorkommenden Tagfalterarten, gewichtet nach ihrer Individuenzahl, berechnet. Da für die Tagfalter nur Distanzkategorien eingeteilt wurden, wurde für diese Berechnung immer der Mittelwert der Spanne genutzt (also 150 m bei Distanzkategorie 100-200 m), für die Distanzkategorie > 500 m wurde 1000 m gewählt.

Für die Veranschaulichung der Bestäubungswerte in den Gebieten wurde das Heatmap Polygon in QGIS verwendet. Dabei wurde als „Feld für Gewichtung“ der jeweilige Bestäubungswert pro Fläche verwendet und als „Feld für Radius“ die gewichtete mittlere Flugdistanz pro Fläche. Als „Kernform“ wurde der Epanechnikov-Kern verwendet und als „Zellengröße“ wurde 5 gewählt. Es wurden verschiedene Heatmaps für den Bestäubungswert für Kulturpflanzen bzw. für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen bzw. für Wildpflanzen erstellt und das jeweils für

1.) die Bestäubungswerte von Wildbienen, 2.) die Bestäubungswerte von Tagfaltern, und 3.) die Bestäubungswerte von Wildbienen und Tagfaltern gemeinsam. Hohe Werte kommen einerseits zustande, wenn eine nahe gelegenen Fläche besonders hohe Bestäuberleistungen aufweist, als auch dann, wenn mehrere Flächen so dicht liegen, dass sich ihr Einfluss überlappt.

# Bodenuntersuchungen Methoden

## UNTERSUCHUNGSGEBIETE UND PROBENAHMEN

Die Beprobung erfolgte, wie geplant, jeweils paarweise in den Blühflächen und gegenüber in den Ackerflächen (Abb. 2), um den Einfluss der zu erwartenden großräumigen Veränderungen in den Bodenbeschaffenheiten innerhalb der 50 ha großen Gebiete für die statistische Auswertung zu reduzieren.

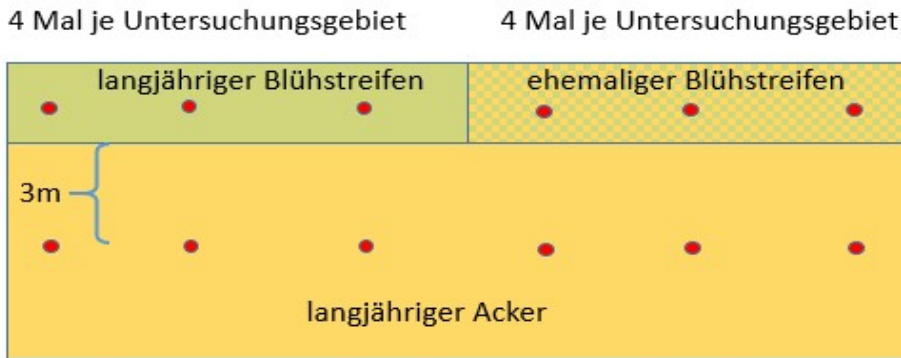


Abbildung 2: Schema der paarweisen Lage der Bodenproben in Acker und aktiven bzw. ehemaligen Blühstreifen

Die beprobten Punkte sind in Abb. 3 a (Dettenheim) und b (Rheinmünster) dargestellt. Langjährige Blühstreifen sind in den beiden Karten der Abb. 3 mit ausgefüllten roten Punkten markiert, ehemaligen Blühstreifen hingegen wurden durch rote Kreise gekennzeichnet. Diese 2018 ehemaligen Blühstreifen wurden ab 2011 bis einschließlich 2017 kontinuierlich als Blühstreifen genutzt. Allerdings wurde je nach Vegetationsentwicklung die Flächen immer wieder gemulcht, oder Einsaaten erneuert, wenn sich Dominanzbestände ausbildeten oder Problemunkräuter überhandnahmen. Jede einzelne Fläche hat hierbei ihre eigene Historie. Dieses Vorgehen ist im Projekt des IFAB seit 2010 planmäßig vorgesehen, um die Qualität (Insektenfreundlichkeit, hohe Pflanzenvielfalt) der Streifen über einen langen Zeitraum zu erhalten und die Akzeptanz der Maßnahme bei den Landwirten zu fördern.

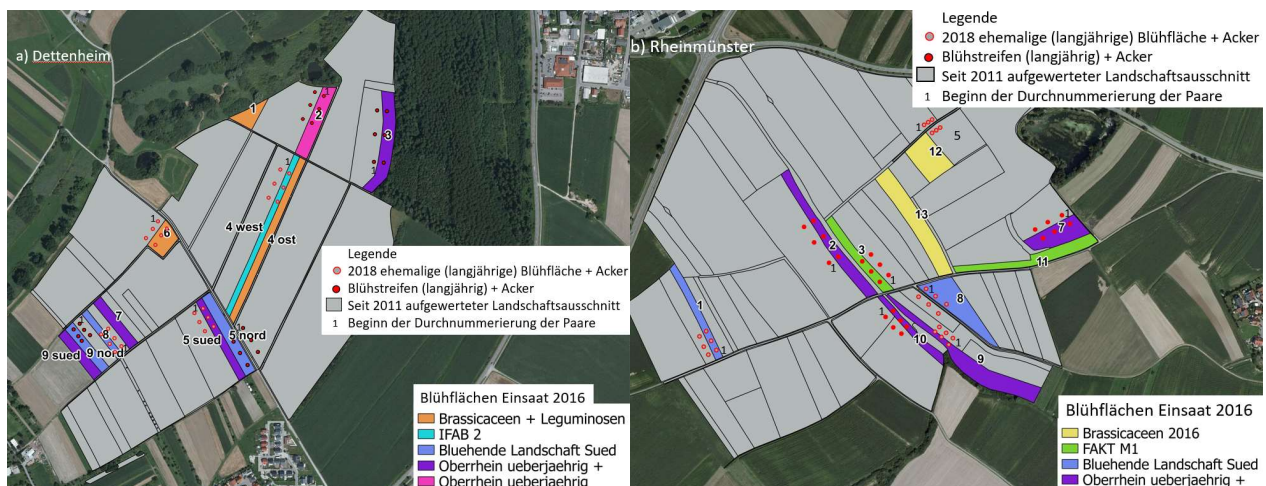


Abbildung 3: Übersicht über die Landschaftsausschnitte bei a) Dettenheim und b) Rheinmünster mit der Lage der Blühstreifen.

Weiterhin ermöglicht diese Heterogenität allgemeinere Aussagen zur Wirkung langjähriger und biodiverser Blühstreifen und ist nicht auf eine ganz spezielle Art der Pflege von Blühstreifen oder eine einzelne Saatmischung beschränkt. Die zur Aussaat der Blühstreifen benutzen Mischungen variierten von Jahr zu Jahr und von Fläche zu Fläche, da dreierlei Typen von Saatmischungen verwendet wurden:

- 1) Standardmischungen (MEKA und FAKT)
- 2) speziell für Bestäuber produzierte, kommerzielle Mischungen
- 3) Saadmischungen die durch das IFAB zusammengestellt und an die jeweiligen Standortbedingungen angepasste wurden.

Im Jahr 2017 fand die Hauptprobenahme des Projekts statt. Zu dieser Zeit befanden sich 16 Blühstreifen seit 7 Jahren außer landwirtschaftlicher Nutzung (Einsatz der Blühstreifen im Jahr 2011). Zudem wurden in den Folgejahren 2018 und 2019 weitere, zusätzliche Daten erhoben. Die Tiefenstufen, die genaue Lage der Beprobung und die volumengenaue Beprobung werden in Abb. 3 dargestellt.

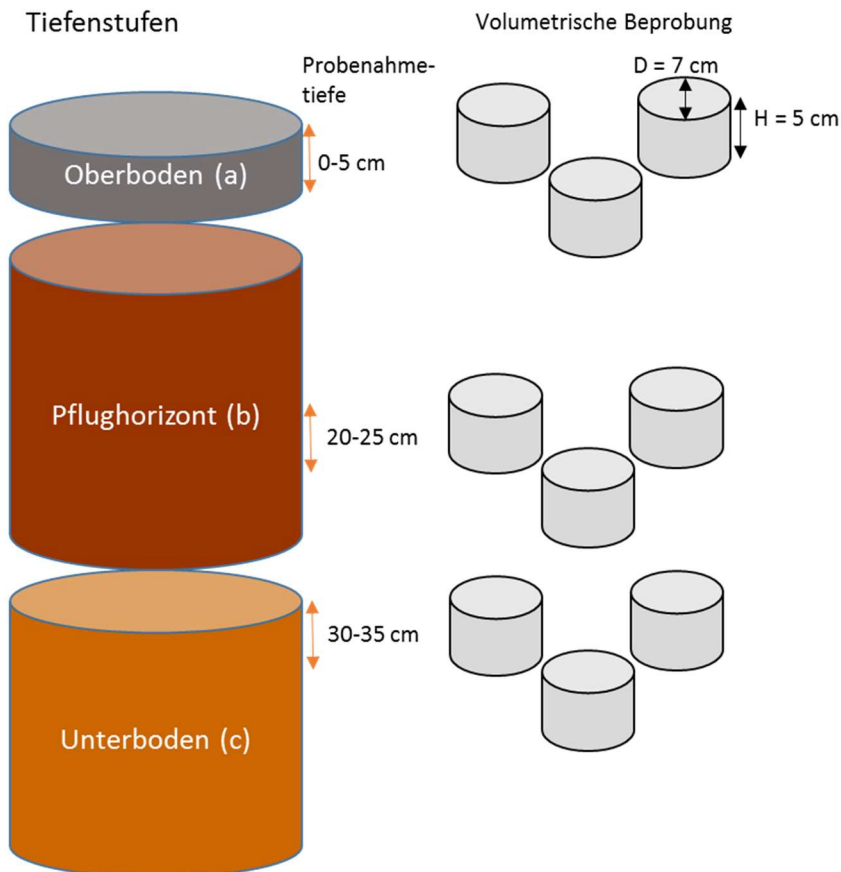


Abbildung 3: Beprobung in jeweils 3 Tiefenstufen mit genauer Lage der Beprobung und der volumengenaue Beprobung.

## LABORANALYSEN

Die Laboranalysen wurden weitestgehend wie geplant durchgeführt. In Tabelle 1 sind die erhobenen Parameter übersichtlich dargestellt. Die teilweise zusätzlich analysierten Proben aus dem Sommer 2018 und dem Frühjahr 2019 dienen als Referenz dafür, wie lange die beobachteten Blühstreifenwirkungen nach der erneuten landwirtschaftlichen Nutzung der ehemaligen Blühstreifen erhalten bleiben. Die Hydrophobie-Versuche wurden bei der Frühjahrsbeprobung weggelassen, da sich zuvor keine Hydrophobie-Effekte gezeigt hatten und diese im Frühjahr daraufhin erst recht nicht zu erwarten gewesen wären.

Zur Bestimmung des C an Ton, wurden größere Mengen des Tonanteils des Bodens durch die Pipettiermethode gewonnen und separat analysiert. Die Methode wurde im Rahmen der Abschlussarbeit von Vera Tkocz optimiert.

Die detaillierten Aufschlussverfahren der chemischen Analysen für Gesamt C und N (Bachelorarbeit von Ann-Kathrin Hehl), sowie die Nährstoffanalysen in wässriger Lösung und nach einem CAT Aufschlussverfahren zur Bestimmung der nachlieferbaren Nährstoffe (Bachelorarbeit von Moritz Deseive und Masterarbeit von Julia Ohlmann) sind den anhängenden, bzw. mit dem Zwischenbericht bereits eingereichten, Abschlussarbeiten zu entnehmen.

Tabelle 1: LABORANALYSEN, GEMESSENE PARAMETER, METHODEN

MESSPARAMETER	METHODIK	ZEITPUNKTE
<b>Kohlenstoff (C) gesamt (C<sub>ges</sub>)</b>	CN Analyzer (U-Chemie, LD)	Herbst (H), Sommer (S), Frühling (F)
<b>C an Ton (C<sub>Ton</sub>)</b>	CN Analyzer (U-Chemie, LD)	H, S (teilweise)
<b>Stabilität des C an Ton</b>	RC (Geo-Labor, LD)	H, S (teilweise)
<b>Stickstoff (N) gesamt (N<sub>ges</sub>)</b>	CN Analyzer (U-Chemie, LD)	H, S, F
<b>Wassergehalt</b>	Gravimetrisch (Geo-Lab, LD)	H, S, F
<b>Wasserhaltekapazität</b>	Gravimetrisch nach Aufsättigung	H, S, F
<b>Hydrophobie</b>	Wassereindringgeschw.keit (Geo Lab)	H, S
<b>Nährstoffe* nachlieferbar</b>	ICP nach CAT Aufschluss (U-Ch, LD)	H
<b>Nährstoffe** verfügbar</b>	IC und ICP wässrige Lösung (U-Ch, LD)	H, S, F
* K, Mg, Mn, Zn, B, PO <sub>4</sub>	** K, Mg, Mn, Zn, PO <sub>4</sub> (am ICP), NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> (am IC)	

### Wasserhaltekapazität, Wassergehalt und Hydrophobie

Im ersten Schritt wurden die Proben gewogen und das Gewicht der vorher präparierten Stechzylinderkonstruktion abgezogen (Gewicht feldfrisch). Danach wurde die WDPT (Wassereindringgeschwindigkeit) mithilfe einer Stoppuhr ermittelt. Bei der WDPT wird ein Wassertropfen auf einer Bodenprobe platziert und die Zeit bis zur vollständigen Infiltration gemessen. Je Probe wurde die Eindringgeschwindigkeit von 10 Wassertropfen nacheinander ermittelt. Um Regen zu simulieren, wurden die Wassertropfen aus einer Entfernung von ca. 10 cm auf die Bodenoberfläche getropft. Zur Ermittlung der Wasserhaltekapazität wurden die Proben über Nacht, auf einem Tray stehend, in einem Wasserbad gewässert. Am nächsten Morgen wurden die Proben zum Abtropfen aus dem Wasserbad gestellt. Danach wurden die Proben erneut gewogen und das Gewicht der vorher präparierten Stechzylinderkonstruktion abgezogen (Nassgewicht). Die Proben wurden daraufhin zwei Wochen bei Raumtemperatur getrocknet, erneut gewogen, die präparierten Stechzylinderkonstruktion abgezogen (Gewicht lufttrocken) und eine erneute WDPT-Messung auf dem Lufttrockenen Boden durchgeführt. In einem letzten Schritt wurden die Proben 2 Tage im Trockenschrank bei einer Temperatur von 105°C bis zur Gewichtskonstanz gelagert, um sie anschließen erneut zu wiegen, das Gewicht der präparierten Stechzylinderkonstruktion abzuziehen (Trockengewicht) und die WDPT zu messen. Aus den Gewichten bei Sättigung (Nassgewicht) im Vergleich zum Trockengewicht kann die Wasserhaltekapazität berechnet werden.



# Ergebnisse und Diskussion

## DISTANZANALYSEN

In Dettenheim und Rheinmünster finden sich 2018 und 2019 in den Maßnahmengengebieten und in ihrer Umgebung eine Vielzahl an Resten potentieller Bestäuberhabitate (Abbildung 2, Abbildung 4). In Kombination mit den Blühstreifen entsteht daher ein Netzwerk, so dass bei allen kartierten Flächen bereits innerhalb von 5 m mindestens ein potentielles anderes Habitat liegt (entweder ein anderer Blühstreifen oder andere Habitatreste). In den Kontrollgebieten ist das nicht durchgängig der Fall. Hier wird allerdings sehr deutlich, dass die beiden Untersuchungsräume in ihrer Struktur in Bezug auf den Erhalt von potentiellen Bestäuberhabitaten grundsätzlich verschieden sind. Während in Rheinmünster im Maßnahmen- und im Kontrollgebiet in 500 m Umkreis um die untersuchten Flächen (ca. 100 ha Fläche) 13 – 22 ha potentieller Bestäuberhabitate zu finden sind (Abbildung 2, Abbildung 3), sind es in Dettenheim generell mehr und auch deutlich mehr im Maßnahmensgebiet – 33 bis 44 ha (Abbildung 4) – als im Kontrollgebiet - etwa 22 bis 34 ha (Abbildung 5). Weiterhin sind in Rheinmünster im Kontrollgebiet vermehrt Flächen der Kategorie 3 zu finden – allerdings in einiger Entfernung (alte, strukturreiche Auwaldreste), während es im Dettenheimer Kontrollgebiet überwiegend Kategorie 2 Flächen sind (ältere Obstbaumbestände, weniger strukturreiche Wälder mit mehr oder weniger artenreichem Unterwuchs sowie einige außerhalb des Maßnahmensgebietes angelegte Blühflächen mit FAKT-Mischungen). In beiden Kontrollgebieten ist die größte minimale Entfernung zu dem nächstgelegenen Habitat gleich hoch, je zwei Graswege in Dettenheim und Rheinmünster (jeweils Grasweg A und D) grenzen direkt oder unmittelbar (< 5 m Abstand) an ein anderes Habitat an. Bei den anderen Kontrollflächen liegen die nächsten potentiellen Bienenhabitate 70 (Grasweg B) bis 106 m (Grasweg C) in Dettenheim und 196 (Grasweg C) bis 215 m (Grasweg B) in Rheinmünster von den aufgenommenen Wiesenwegen entfernt. Eine räumliche Verinselung der kartierten Graswege für weniger mobile Arten ist in den Kontrollgebieten daher durchaus zu erwarten.

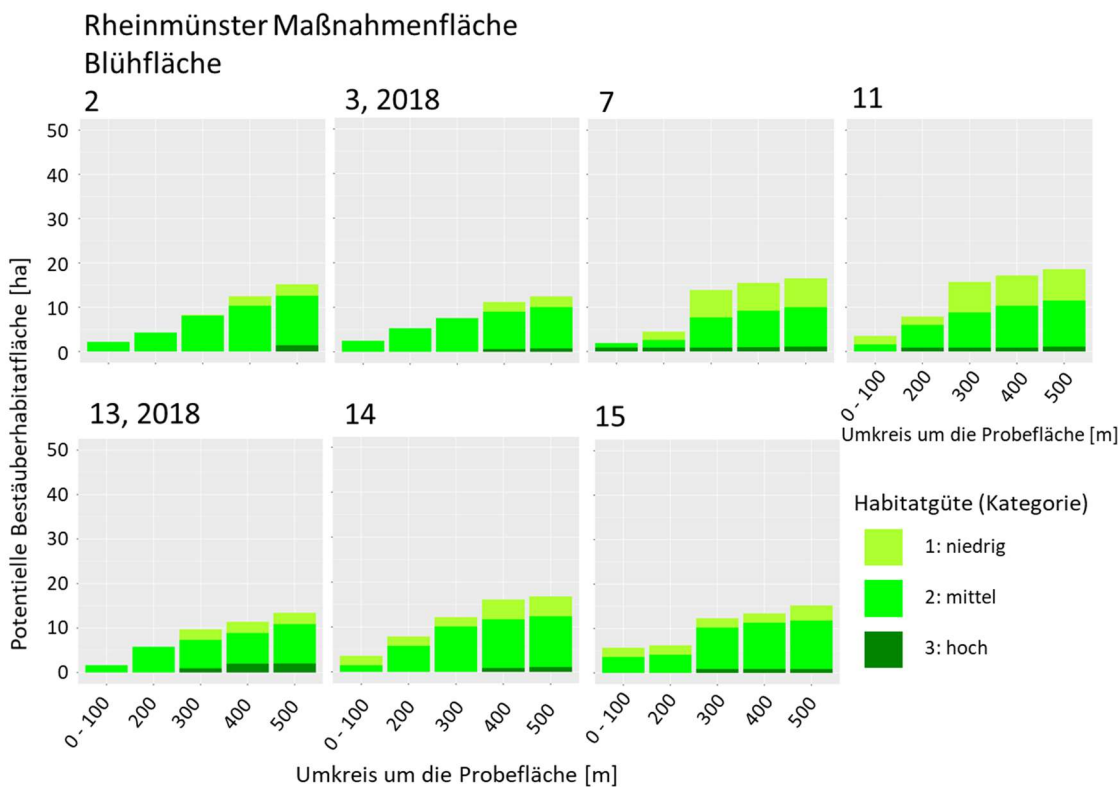


Abbildung 2 Fläche potentieller Bestäuberhabitate im Umkreis um die fünf Blühflächen in Rheinmünster, sofern nicht anders angegeben Daten von 2019 (Blühflächen 3 und 13 nur 2018 Untersuchungen von Wildbienen bzw. Tagfaltern).

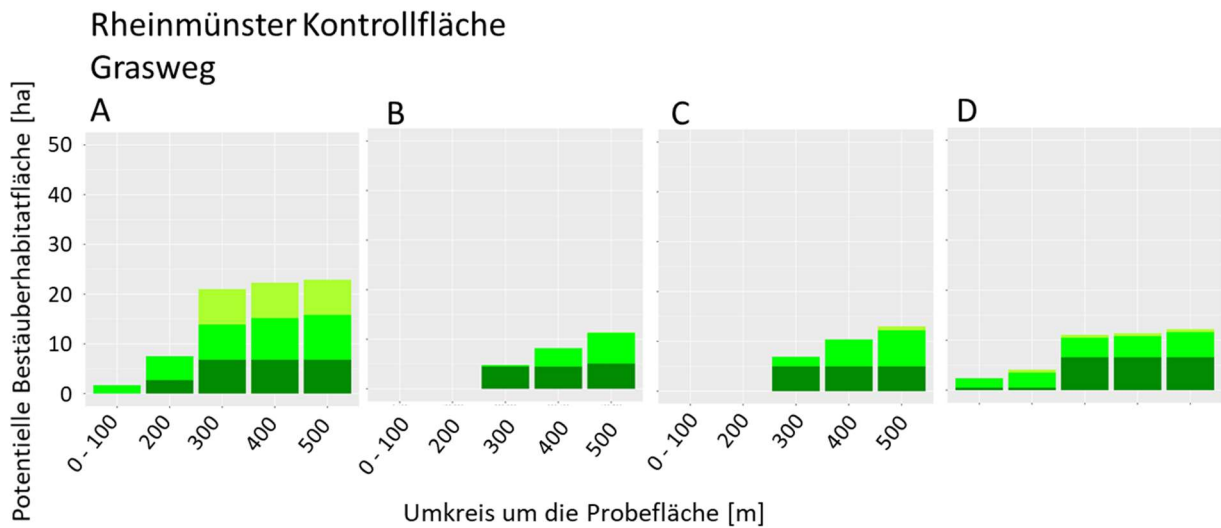


Abbildung 3 Fläche potentieller Bestäuberhabitate 2019 im Umkreis um die vier Graswege in Rheinmünster.

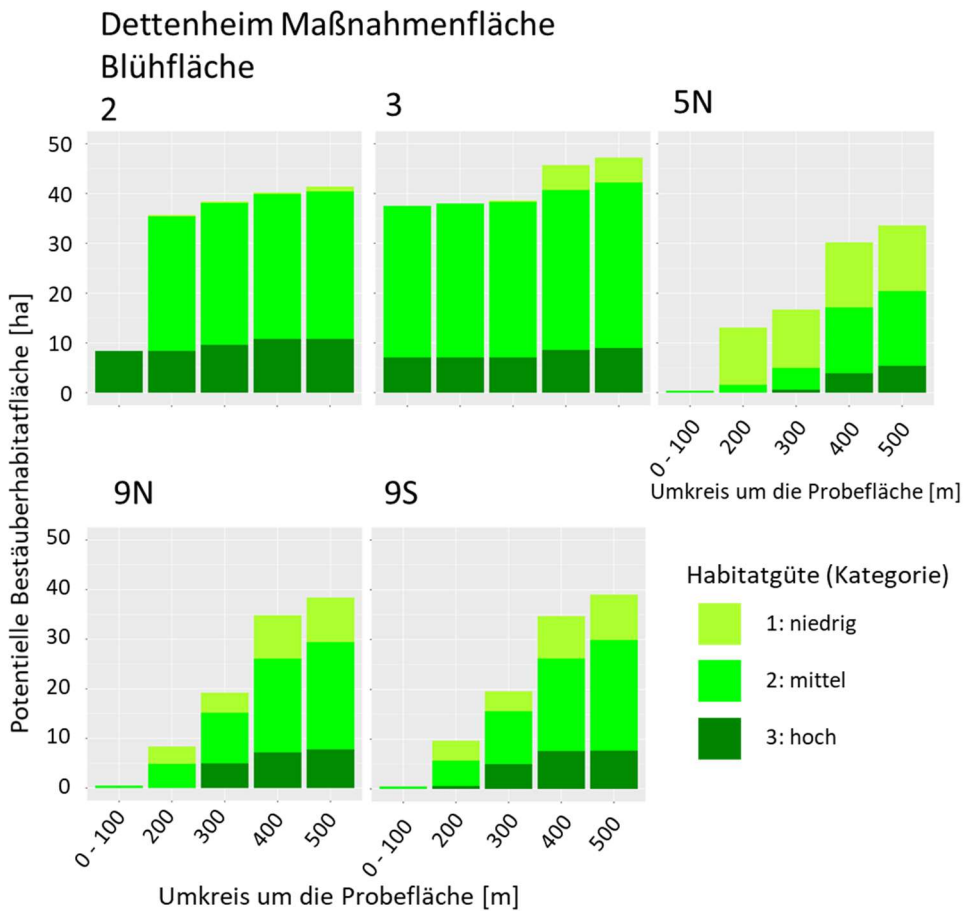


Abbildung 4 Fläche potentieller Bestäuberhabitate 2019 im Umkreis um die fünf Blühflächen in Dettenheim.

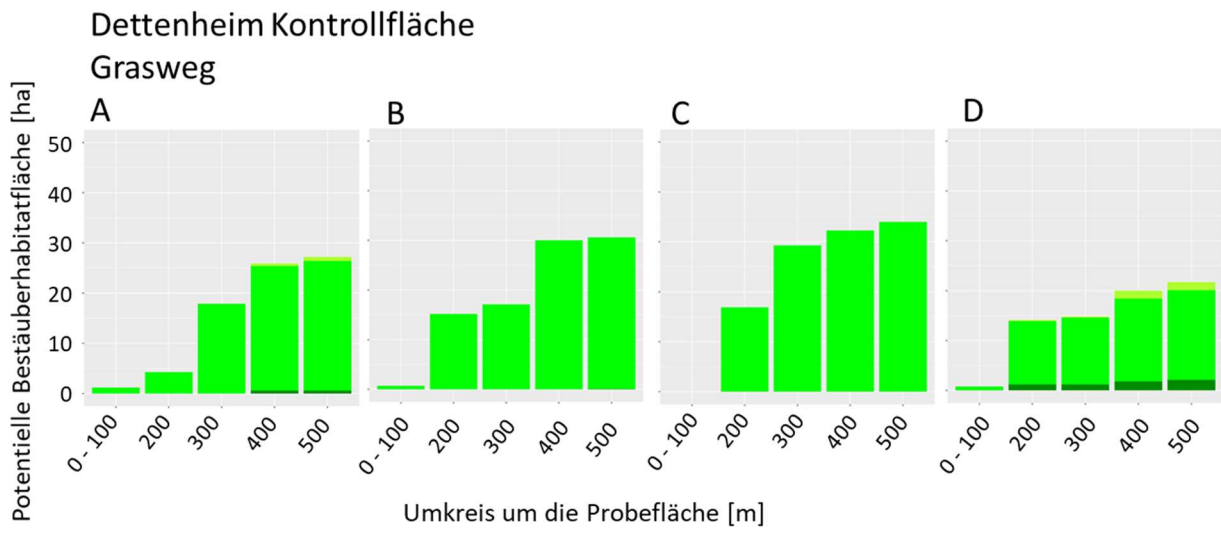


Abbildung 5 Fläche potentieller Bestäuberhabitate 2019 im Umkreis um die vier Graswege in Dettenheim.

## BIENEN: VORKOMMEN DER BIENENARTEN UNTERSCHIEDLICHER MOBILITÄT

Die Verteilung der in 2018 und 2019 jeweils in den Flächen vorkommenden Bienenarten spiegelt zum gewissen Grad die Vernetzung der jeweiligen beprobten Flächen wider, aber vor allem auch die Habitatqualität. Den Bienenarten wurden anhand ihrer Körpergröße ihre typischen Bewegungsradien zugeordnet. Die gute Vernetzung der Habitate durch die eingebrachten Blühstreifen zeigt insofern Wirkung, als auffallend viele Bienenarten, die eher einen kleinen Aktionsradius (unter 100 – 200 m) haben, mit hohen Artenzahlen (Abbildung 6, Abbildung 8) und Individuenzahlen (Abbildung 10, Abbildung 12, Abbildung 14,

Abbildung 16) in den Maßnahmengebieten vorkommen. Insgesamt reduziert sich aber auf ganzer Breite die Vielfalt der Bienen auf den Graswegen im Vergleich zu den Blühflächen (Abbildung 7, Abbildung 9). Das ist auch auf die mangelnde Attraktivität der Graswege selbst zurückzuführen, so dass selbst mobile Bestäuber sich nicht einfinden (Abbildung 11, Abbildung 13, Abbildung 15, Abbildung 17). Eine Gruppe von kleinen Bienen kommt vermehrt auch in den räumlich stärker fragmentierten Probenahmeflächen der Kontrollgebiete vor: Furchenbienen (*Halictidae*). Viele Arten der Furchenbienen nisten in Graswegen und Wegrändern. Die Fragmentierung der Habitate für Furchenbienen dürfte also weniger deutlich sein, als hier dargestellt, da schmale Randstreifen und die Graswege selbst hier nicht als Insektenhabitat mit aufgenommen wurden, für manche Furchenbienen aber ein geeignetes Habitat darstellen. Zudem haben manche kleinen Furchenbienen durchaus größere Flugdistanzen als ihre Größe vermuten lässt. Beispielsweise kann die Acker-Schmalbiene *Lasioglossum pauxillum* typischerweise 480 m weit fliegen, obwohl sie laut der hier angewandten Berechnung nur eine geringe Mobilität von 41 m besitzen sollte (Greenleaf et al. 2007). Andere Artengruppen fehlen in den Kontrollgebieten weitestgehend, einige wenige Arten kommen in den Graswegen vor, bei denen es in 100-200 m Umkreis noch andere Bienenhabitate gibt. So sind beispielsweise die kleinen Maskenbienen (*Hylaeus*, Familie Colletidae) auf besonders hochwertige Habitate mit (oberirdischen) Niststrukturen (z.B. markhaltige Pflanzenstängel) angewiesen (Amiet und Krebs 2012). Daher wurden besonders viele Maskenbienen in Blühflächen neben Hecken und Waldrändern und nur sehr wenige in den Kontrollgebieten erfasst.

Wie aus den Distanzanalysen hervorgeht haben viele Wildbienen (Arten und Individuen), die in den Blühflächen gefangen wurden, nur kleine Aktionsradien (viele < 100 m). Dies zeigt wie wichtig eine gute Vernetzung geeigneter Habitate ist.

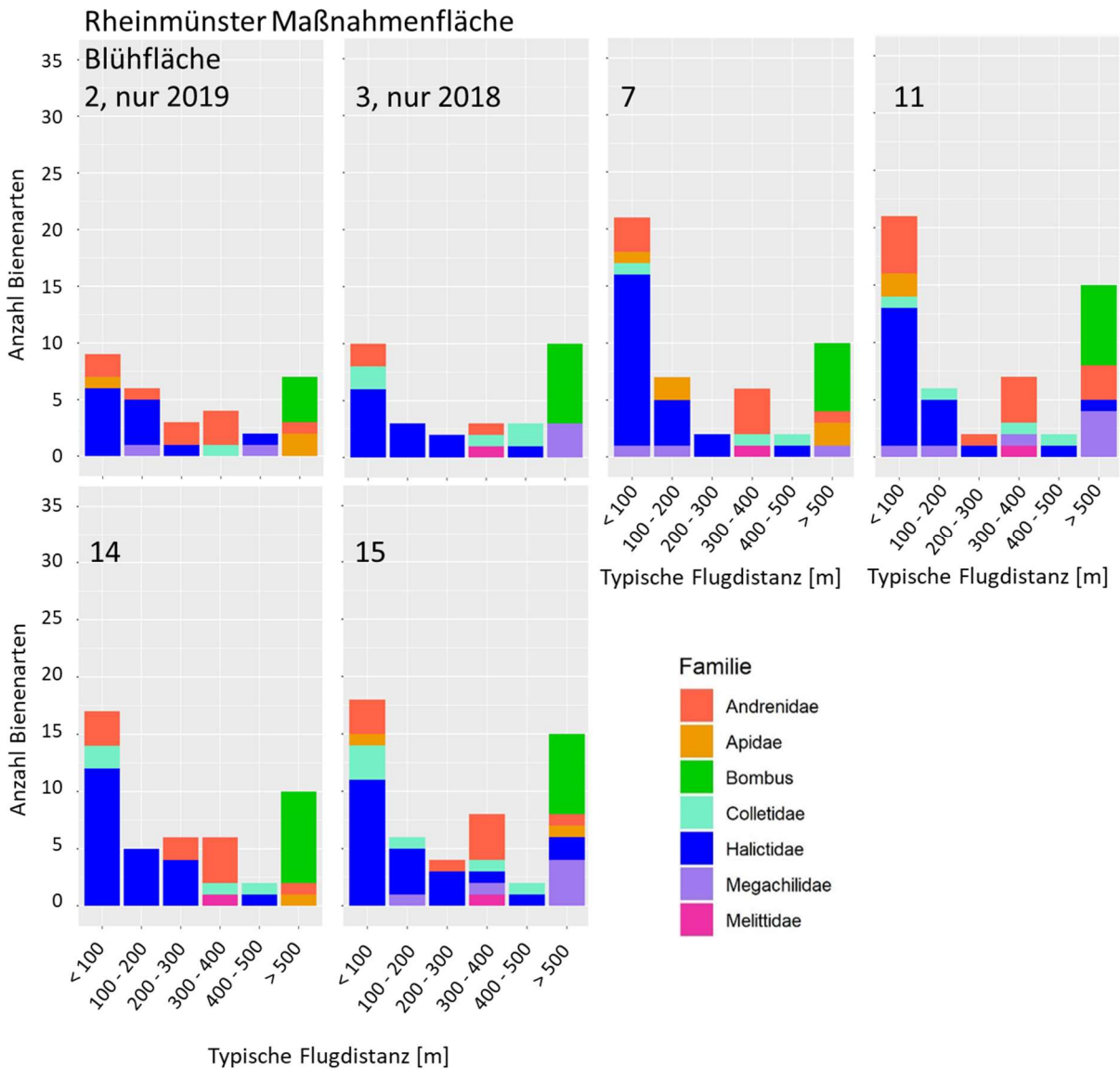


Abbildung 6 Anzahl von Bienenarten in den fünf Blühflächen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

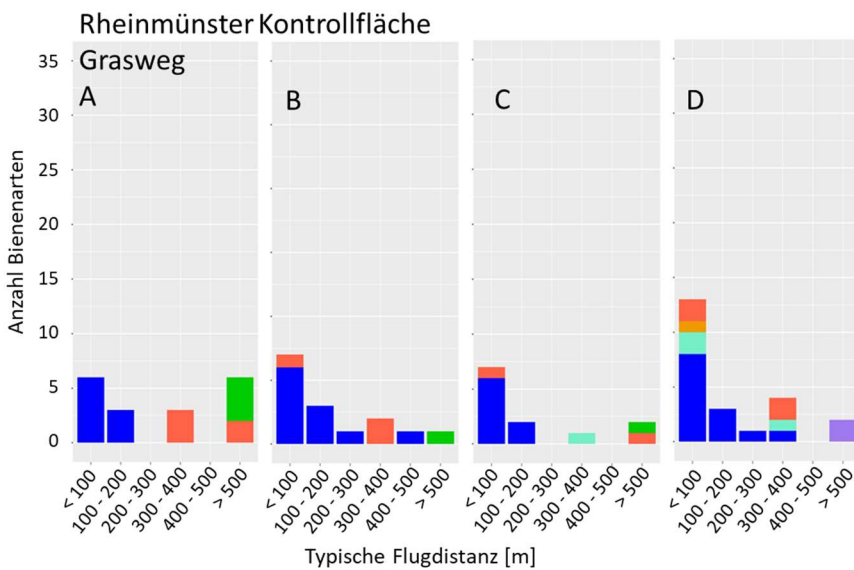


Abbildung 7 Anzahl von Bienenarten in den vier Graswegen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

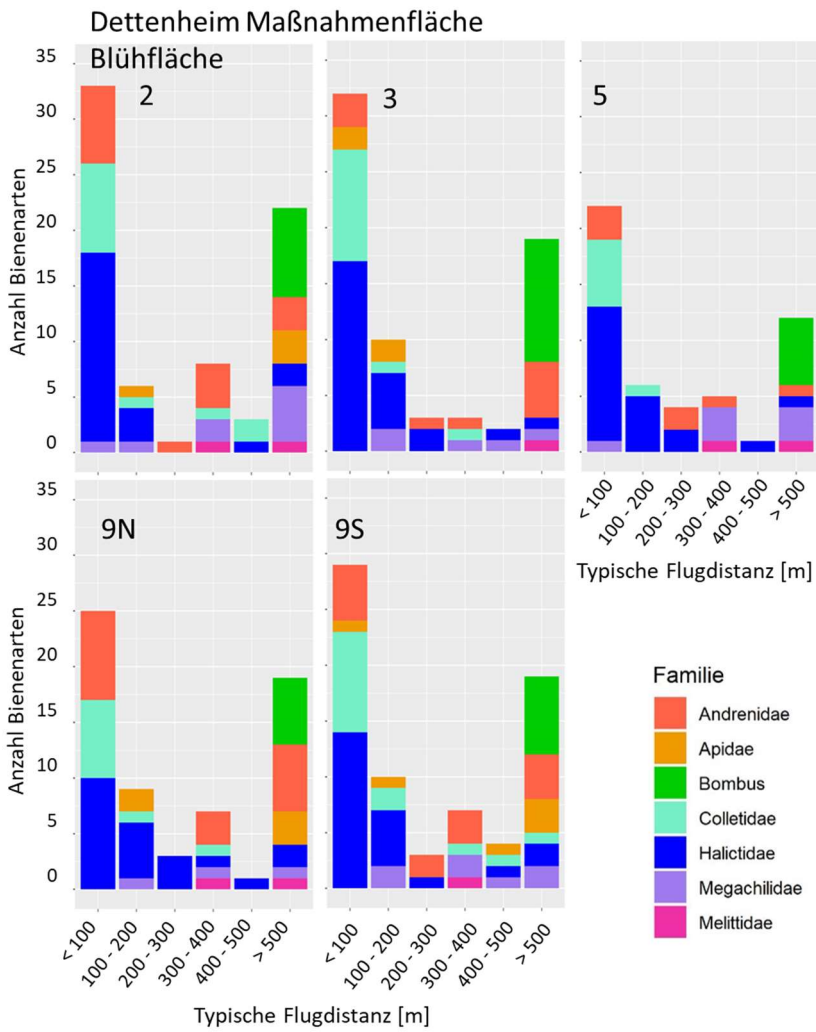


Abbildung 8 Anzahl von Bienenarten in den fünf Blühflächen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

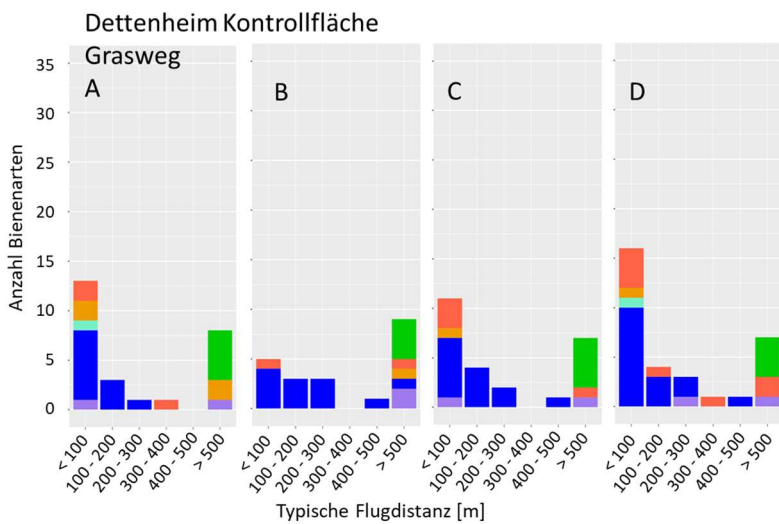


Abbildung 9 Anzahl von Bienenarten in den vier Graswegen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

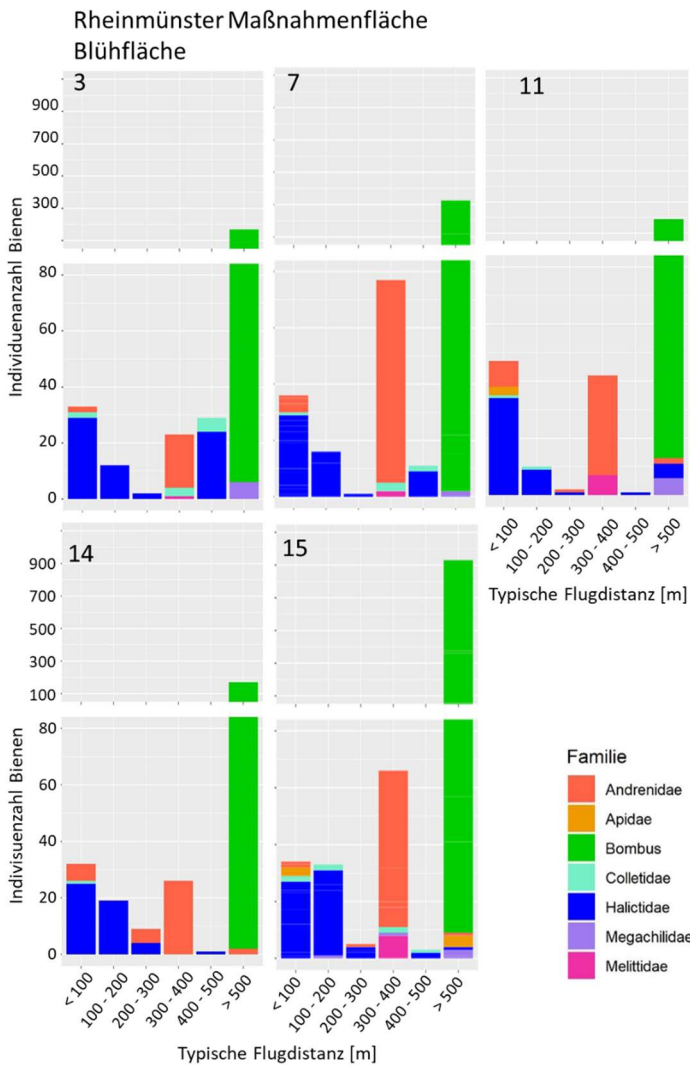


Abbildung 10 Bienen-Individuenzahl in den fünf Blühflächen 2018 in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

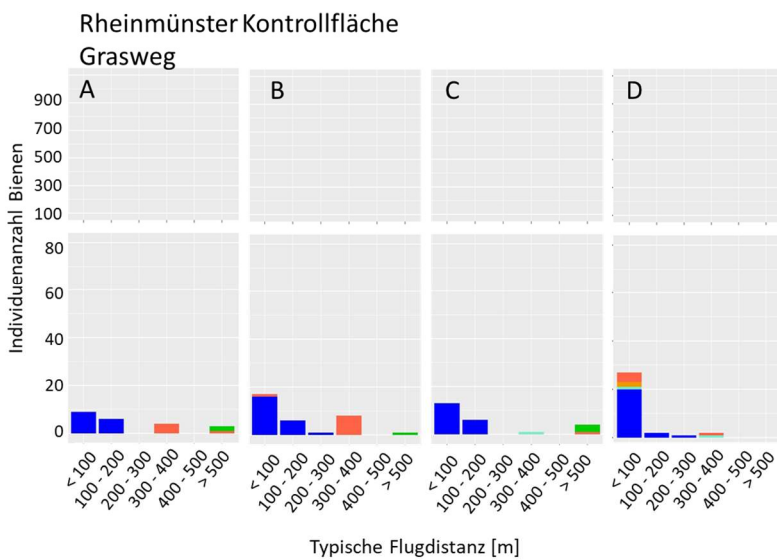


Abbildung 11 Bienen-Individuenzahl in den vier Graswegen 2018 in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

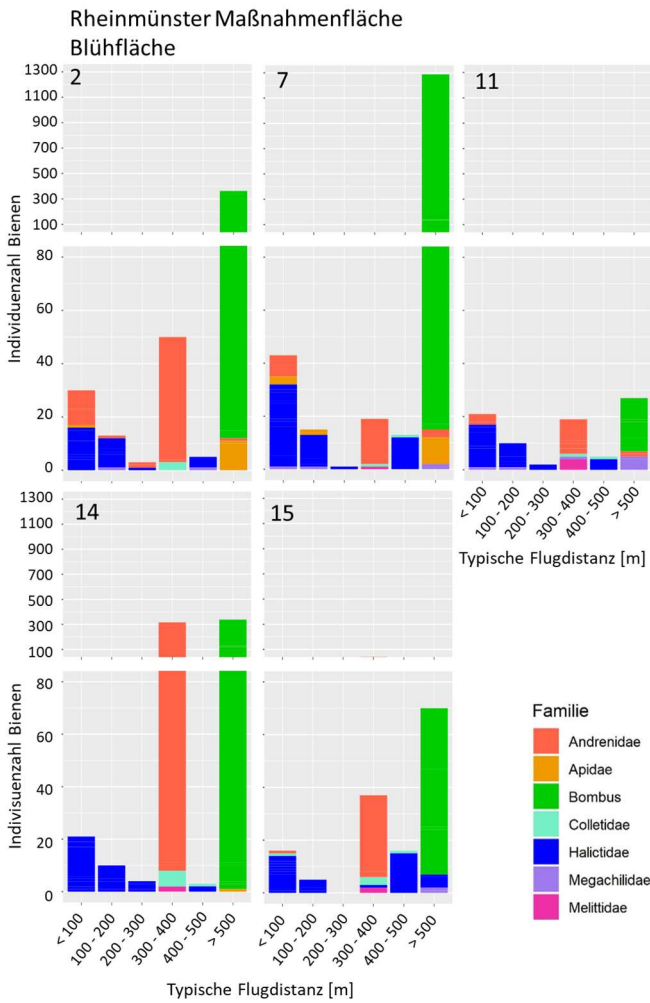


Abbildung 12 Bienen-Individuenzahl in den fünf Blühflächen 2019 in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

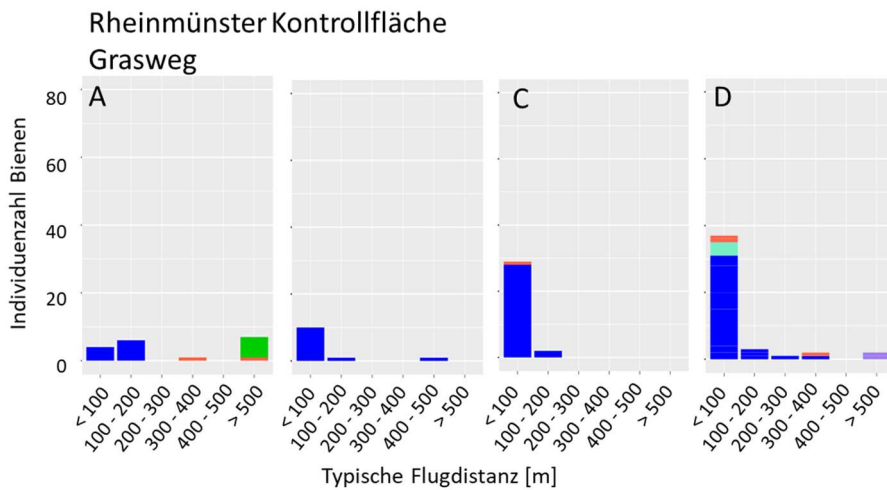


Abbildung 13 Bienen-Individuenzahl in den vier Graswegen 2019 in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.



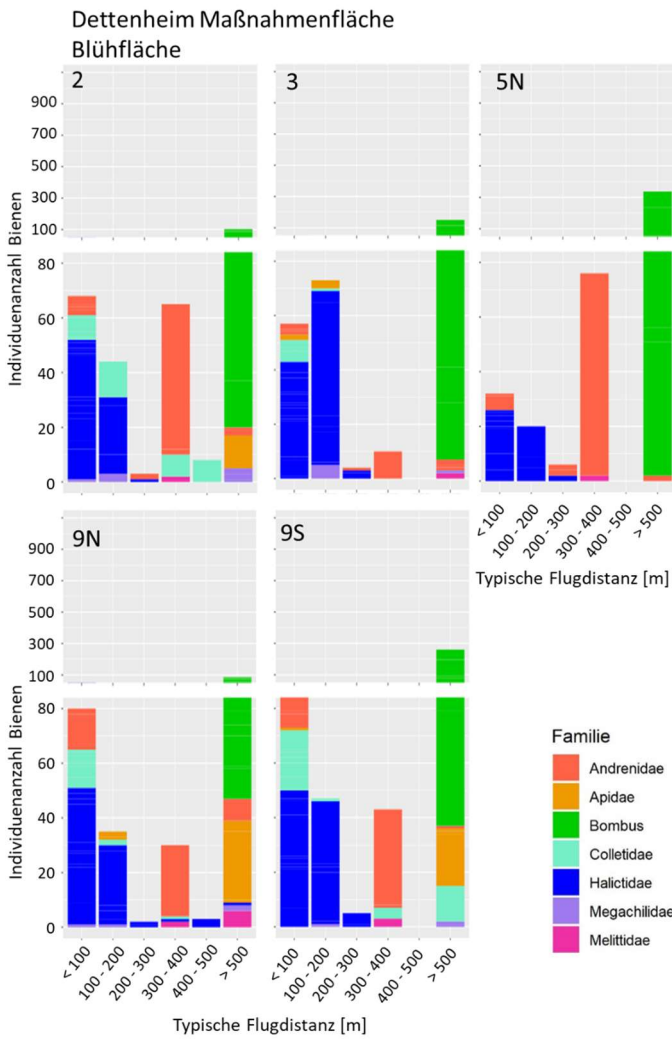


Abbildung 14 Bienen-Individuenzahl in den fünf Blühflächen in Dettenheim 2018 pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

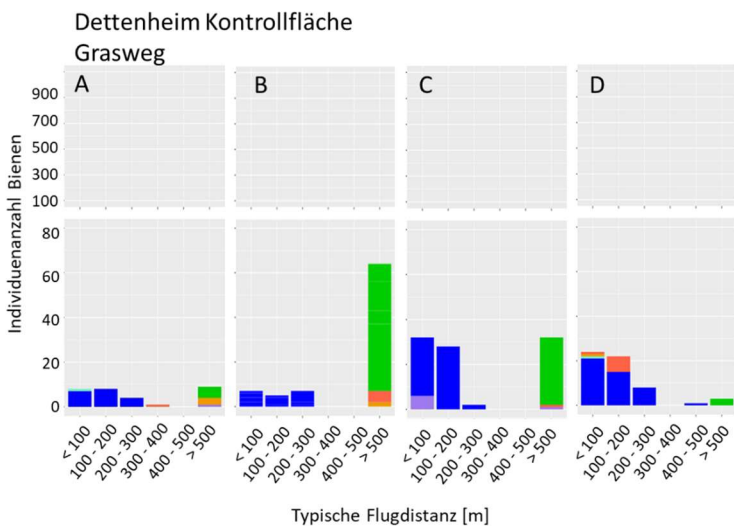


Abbildung 15 Bienen-Individuenzahl in den vier Graswegen 2018 in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

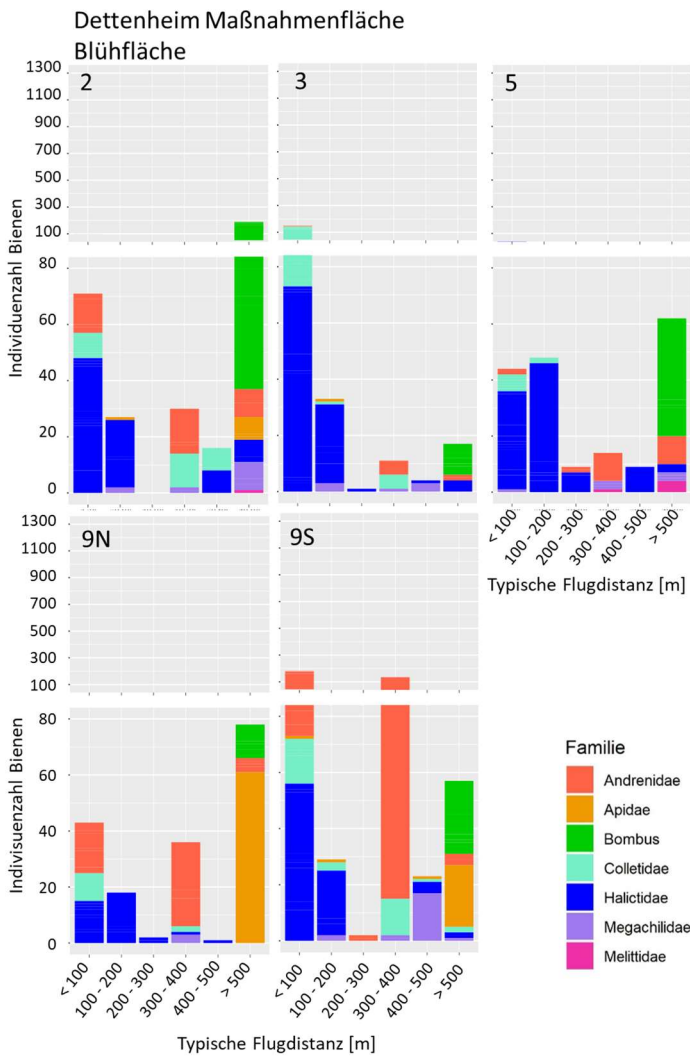


Abbildung 16 Bienen-Individuenzahl in den fünf Blühflächen in Dettenheim 2019 pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

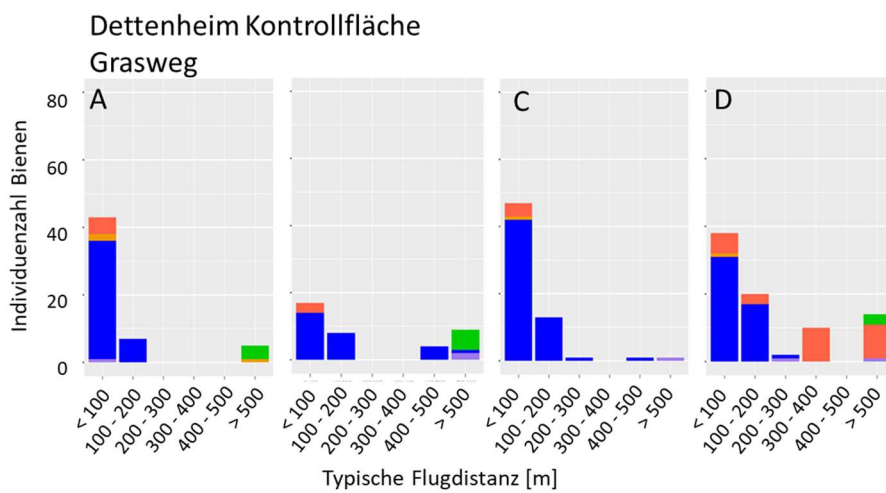


Abbildung 17 Bienen-Individuenzahl in den vier Graswegen 2019 in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

## TAGFALTER: VORKOMMEN DER TAGFALTERARTEN UNTERSCHIEDLICHER MOBILITÄT

Generell sind Tagfalter mobiler als Wildbienen. Im Gegensatz zu Bienen haben sie keinen zentralen (Nist-)Platz, zu dem sie als Adulte immer wieder zurückkehren. Außerdem sind die meisten Tagfalter deutlich größer als die meisten Bienen und haben eine größere Flügelspannweite. Nichtsdestotrotz unterscheidet sich die Mobilität deutlich zwischen verschiedenen Tagfalterarten. Kleine Falter wie Bläulinge (z.B. der Kurzschwänzige Bläuling *Cupido argiades*) und Dickkopffalter (z.B. der Dunkle Dickkopffalter *Erynnis tages*) fliegen wesentlich weniger weit als große Weißlinge (z.B. Kleiner Kohlweißling *Pieris rapae*) und Ritterfalter (Schwalbenschwanz *Papilio machaon*). Bei den Edelfaltern sind in den Flächen sowohl kleinere, standorttreue Arten (z.B. das Kleine Wiesenvögelchen *Coenonympha pamphilus*) als auch große Wanderfalterarten (z.B. der Distelfalter *Vanessa cardui*) vertreten. Auf Grundlage der Literaturwerte ist davon auszugehen, dass alle gefundenen Tagfalter mindestens Distanzen von 100 m überbrücken können. Abbildung 18 bis Abbildung 21 zeigen die Verteilung der Tagfalter-Arten (2018 und 2019 zusammengefasst). Die Abbildung 22 bis Abbildung 25 (Rheinmünster) bzw. Abbildung 26 bis Abbildung 29 (Dettenheim) zeigen die Verteilung der Tagfalter-Individuen getrennt für 2018 bzw. 2019 in den Blühflächen und Graswegen. Tagfalter-Arten, die nur 100-200 m weit fliegen (*Cupido argiades*, *Erynnis tages*), wurden fast ausschließlich in den Blühflächen erfasst. Bei fast allen untersuchten Flächen finden sich in 200 m Umkreis andere potentielle Bestäuberhabitate. Bei den zwei Graswegen, bei denen weitere Bestäuberhabitate erst in 300 m Umkreis zu finden sind (Rheinmünster A und C), haben die Tagfalter-Arten mindestens eine Mobilität von 200-300 m (*Coenonympha pamphilus* und *Polyommatus icarus*). Dabei stellen Graswege einen geeigneten Lebensraum (offene Graslandbiotope, Wegränder) für einige Arten wie z.B. das kleine Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) und den Schwarzkolbigen Braun-Dickkopffalter (*Thymelicus lineolus*) dar, deren Raupen sich von Gräsern ernähren (Settele et al. 2008). Trotzdem wurden auch von diesen Arten mehr Individuen in den Blühflächen erfasst. Der Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*) ist im Offenland ebenfalls weit verbreitet (Settele et al. 2008). Insgesamt kommen in den Graswegen circa halb so viele Arten vor wie in den Blühflächen, insbesondere weniger Arten, die unter 500 m weit fliegen (nur 9 Arten in den Graswegen, 23 Arten in den Blühflächen). Von den mobileren Arten (Flugdistanz > 500 m) kommen in den Graswegen genauso viele Arten wie in den Blühflächen vor (9 bzw. 8 von 10 Arten). Die Verteilung der Tagfalter hängt jedoch – wie bei den Wildbienen – sicher auch maßgeblich von der Habitatqualität ab. So wurden besonders viele Tagfalterarten und -Individuen in Blühflächen erfasst, die an Gehölze angrenzen (Dettenheim M2 und M3, Rheinmünster M3 und M11, aber auch M2 und M7).

### Rheinmünster Maßnahmenfläche Blühfläche

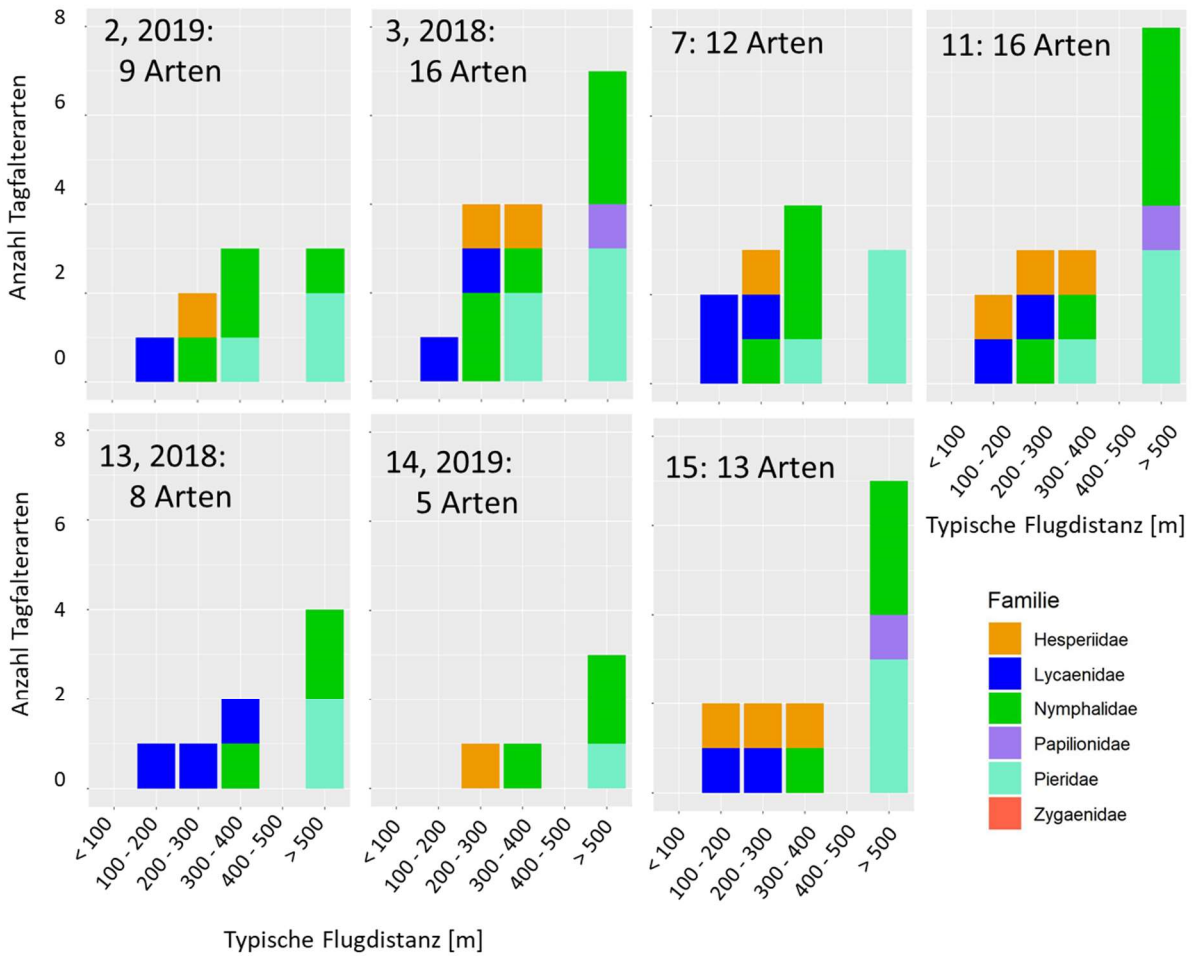


Abbildung 18 Anzahl Tagfalterarten 2018 und 2019 in den fünf Blühflächen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

### Rheinmünster Kontrollfläche Grasweg

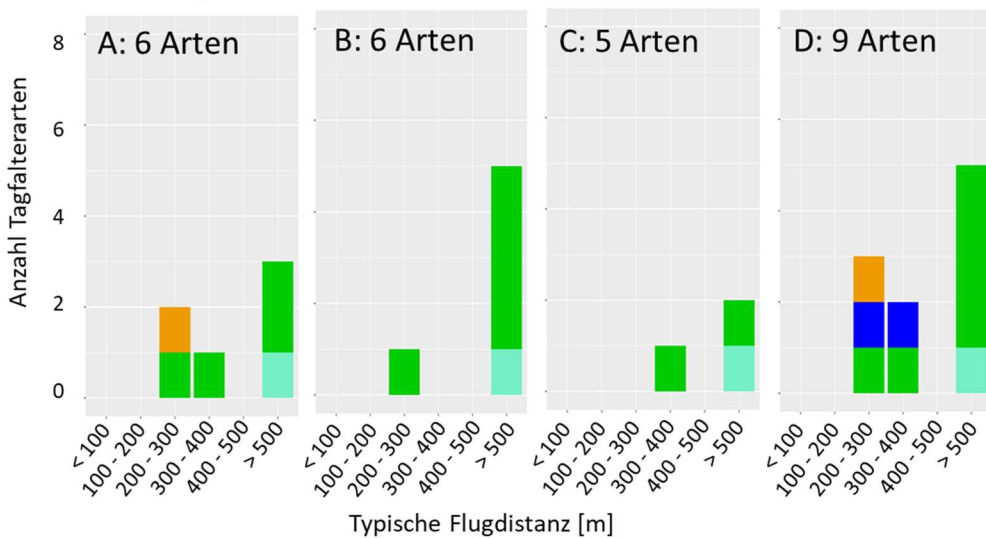


Abbildung 19 Anzahl von Tagfalterarten in den vier Graswegen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

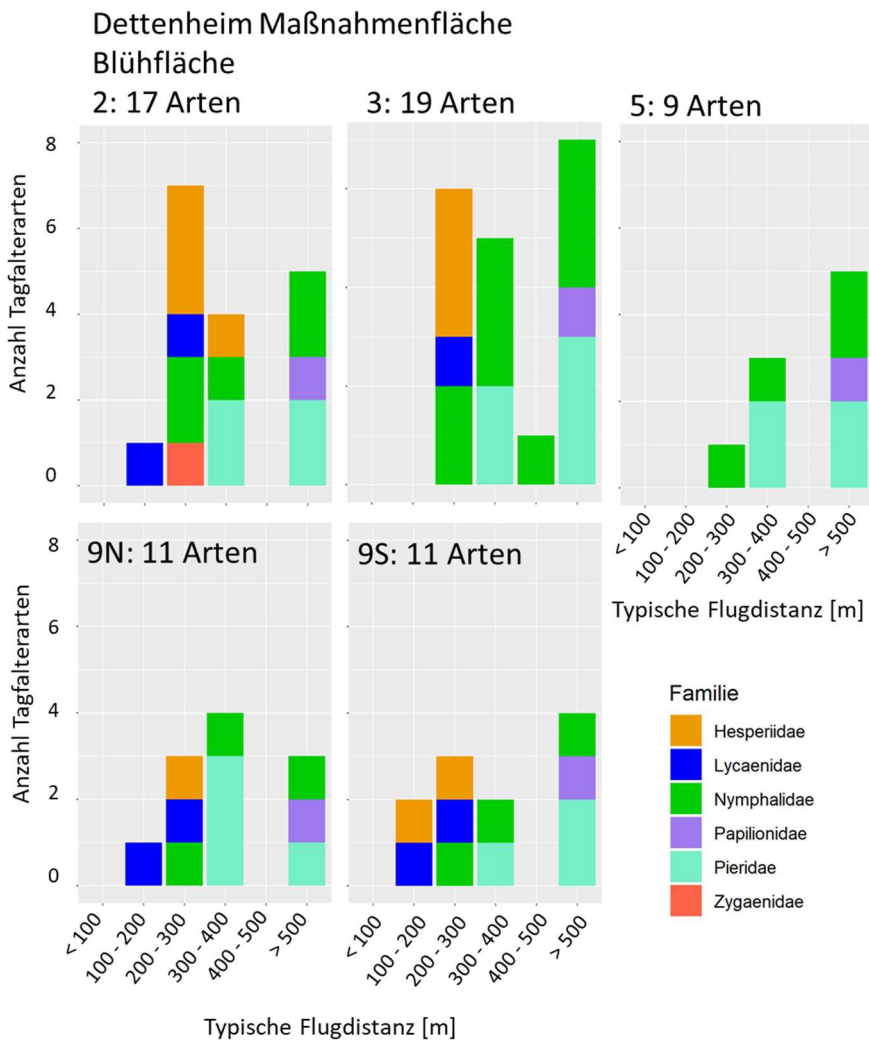


Abbildung 20 Anzahl Tagfalterarten 2018 und 2019 in den fünf Blühflächen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

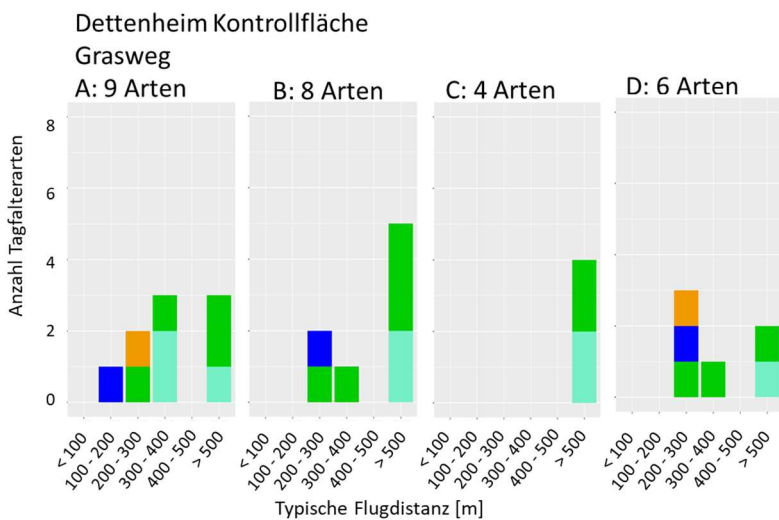


Abbildung 21 Anzahl von Tagfalterarten in den vier Graswegen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien

Rheinmünster Maßnahmenfläche  
Blühfläche

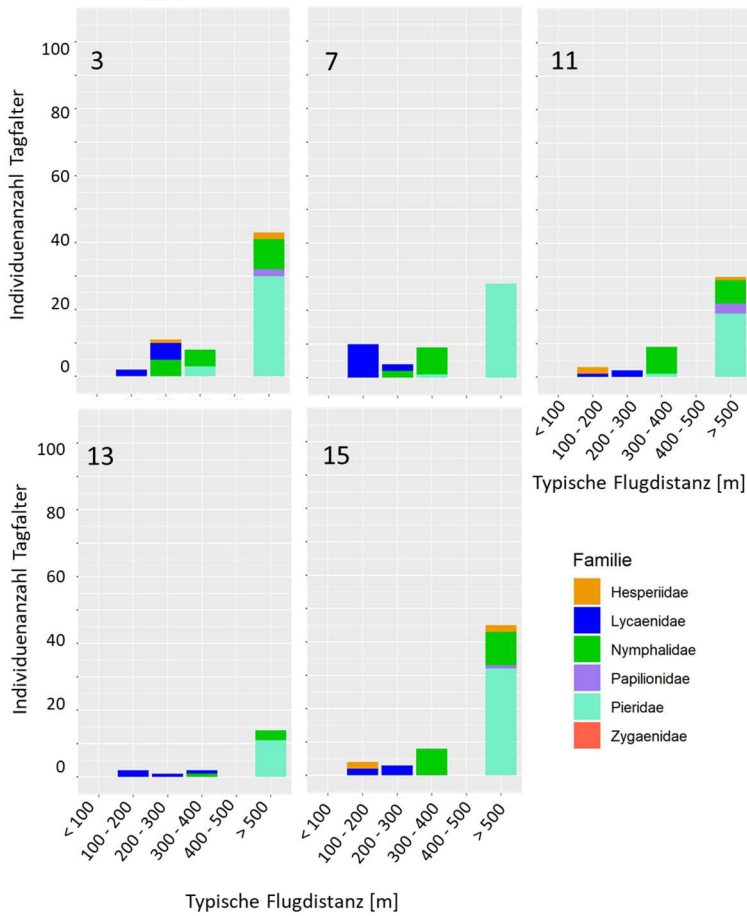


Abbildung 22 Tagfalter-Individuenzahl 2018 in den fünf Blühflächen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

Rheinmünster Kontrollfläche  
Grasweg

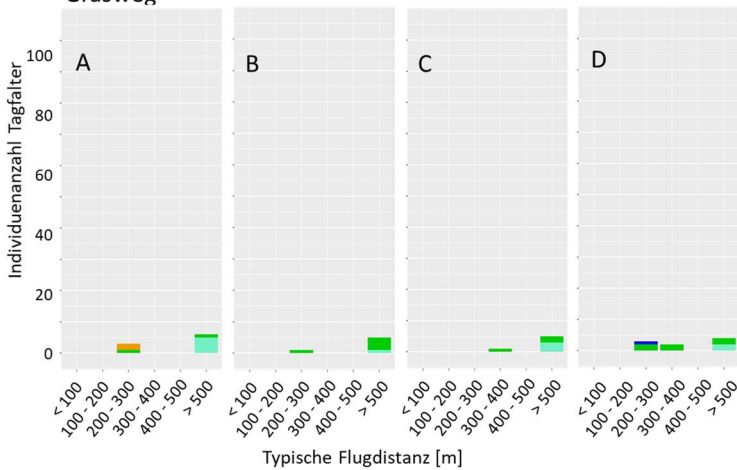


Abbildung 23 Tagfalter-Individuenanzahl 2018 in den vier Graswegen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

Rheinmünster Maßnahmenfläche  
Blühfläche

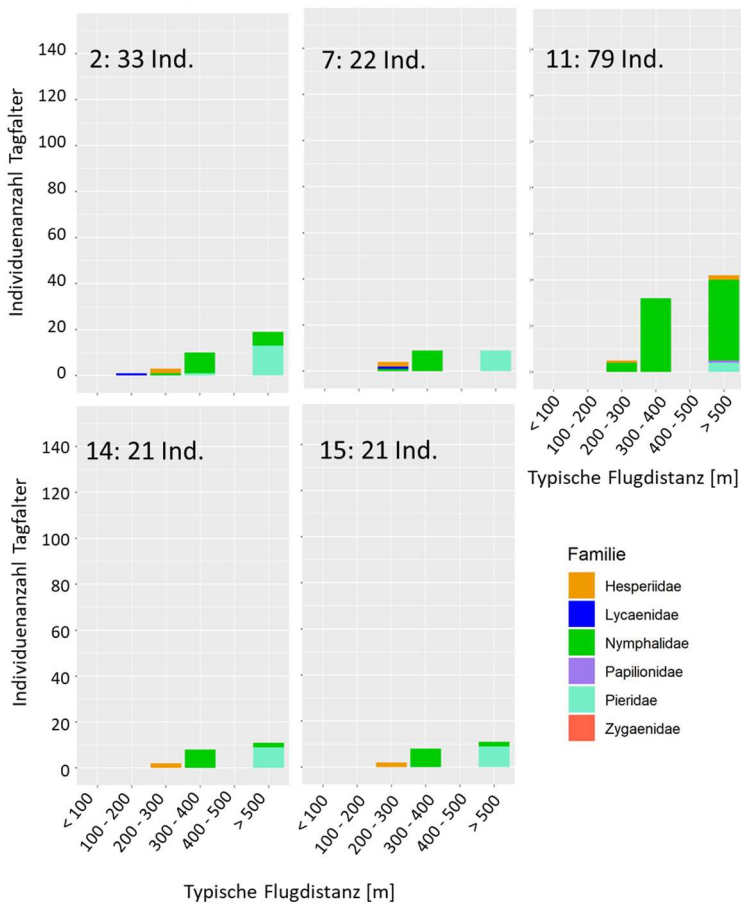


Abbildung 24 Tagfalter-Individuenzahl 2019 in den fünf Blühflächen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

Rheinmünster Kontrollfläche  
Grasweg

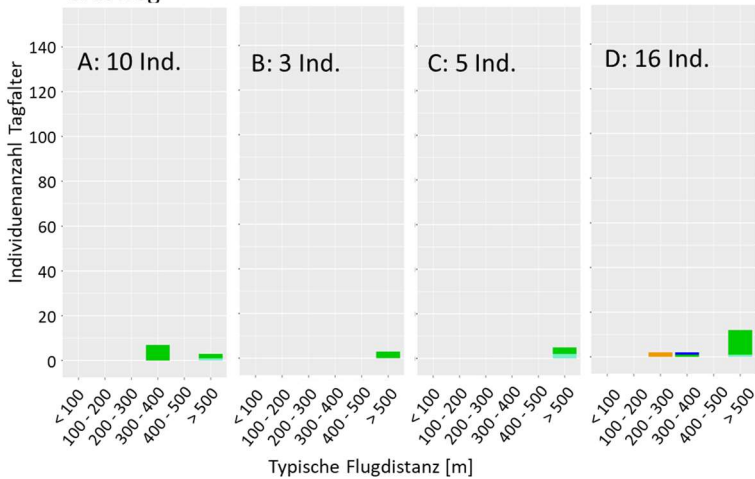


Abbildung 25 Tagfalter-Individuenanzahl 2019 in den vier Graswegen in Rheinmünster pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

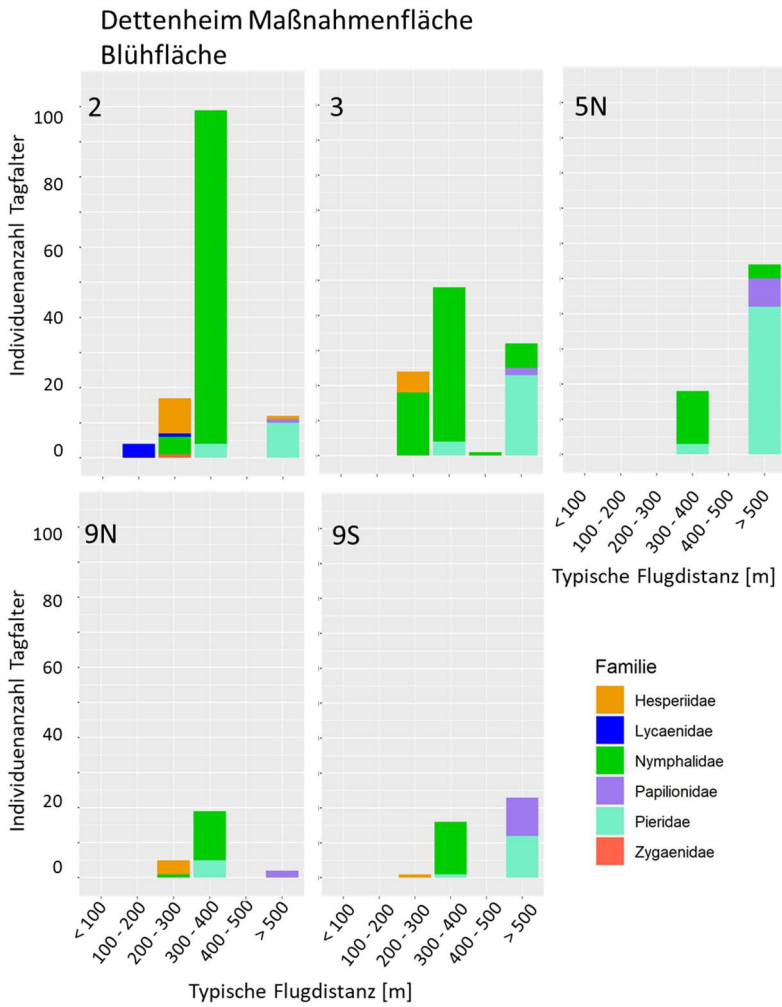


Abbildung 26 Tagfalter-Individuenzahl 2018 in den fünf Blühflächen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

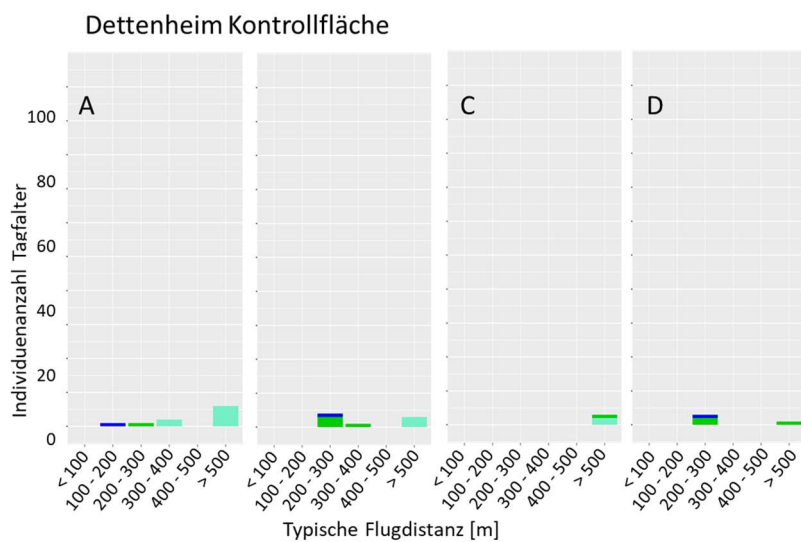


Abbildung 27 Tagfalter-Individuenzahl 2018 in den vier Graswegen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.



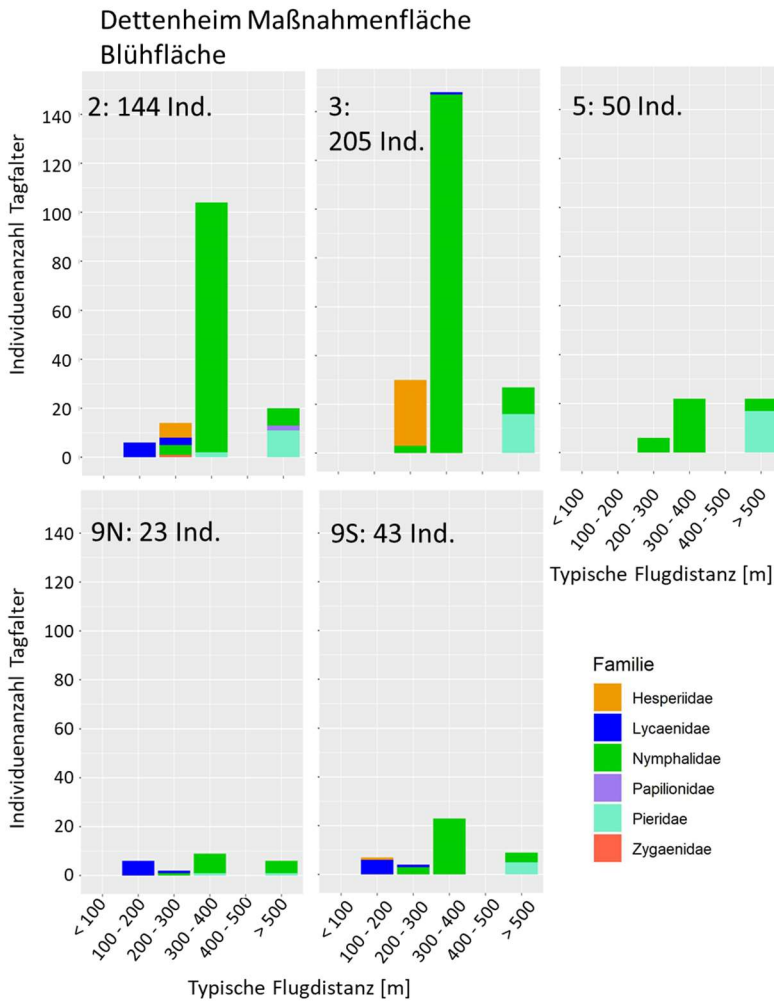


Abbildung 28 Tagfalter-Individuenzahl 2019 in den fünf Blühflächen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

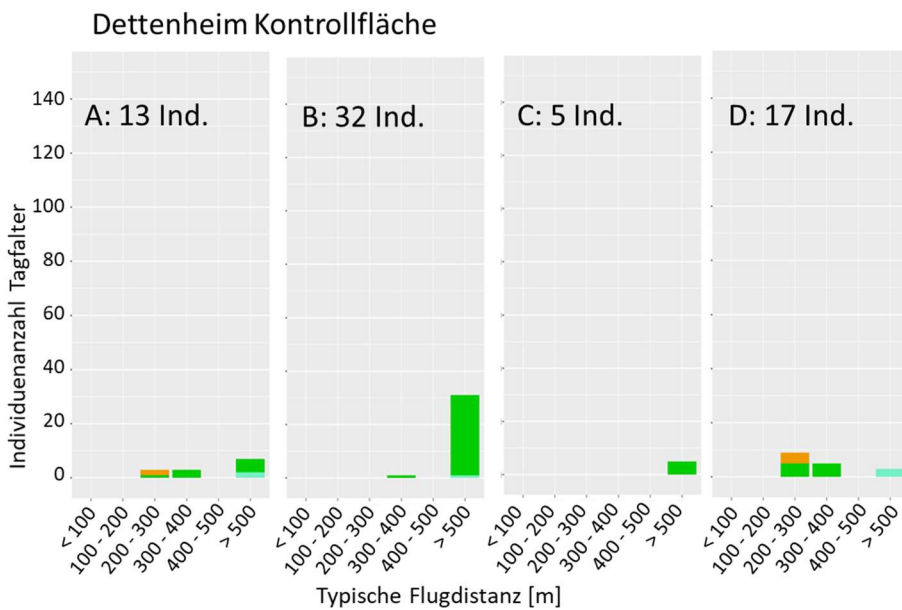


Abbildung 29 Tagfalter-Individuenzahl 2019 in den vier Graswegen in Dettenheim pro Flugdistanz, unterteilt nach Familien.

## BESTÄUBERZAHLEN UND SCHÄTZUNG DER BESTÄUBERLEISTUNG

Nicht jedes Insekt hat das gleiche Potential als Bestäuber zu fungieren. Neben Charakteristika der einzelnen Arten, wie die Spezialisierung auf bestimmte Blütenpflanzen, die Aktivität, oder die Behaarung, kommt es auch darauf an, dass verschiedene Arten bei der Bestäubung aktiv sind. Die geschätzte Bewertung der Bestäuberleistung hängt also von der Menge an Individuen ab als auch von deren Artenzusammensetzung (**Tabelle 5, Tabelle 6**).

Durch teilweise massenhaftes Auftreten sozial lebender Hummeln, ist die Bewertung mancher Flächen in Rheinmünster sehr hoch. Betrachtet man die Flächen aus Sicht der Stabilität der Bestäuberleistung beispielsweise in Hinblick auf die Zunahme von Extremwetterereignissen, so reduziert sich die Wertigkeit der Hummel-dominierten Flächen möglicherweise deutlich. Je stärker die Bestäuberleistung an der massenhaften Entwicklung einer einzelnen Art hängt, umso gefährdeter ist die Absicherung der Dienstleistungen unter extremen Wetterbedingungen oder auch durch den möglichen Ausfall dieser häufigen Art durch Pathogene. Spezialisierte Pflanzen benötigen zum Teil ihre spezifischen Bestäubergruppen, um effektiv bestäubt zu werden. Insofern ist auch aus Naturschutzsicht die Vielfalt der Bestäuber wohl relevanter als die Individuenzahlen per se. Die geschätzte Dienstleistung der jeweils auf den Flächen vorkommenden Bestäuber wird nicht absolut, sondern relativ zueinander dargestellt, da die Leistung mit Hilfe eines Punktesystems hochgerechnet wird, aber ein Übertrag der Punkteskala auf einen Geldwert als Dienstleistung sehr schwierig ist. Anhaltspunkte, welchen Bestäubungs- und Geldwert die gefundenen Populationen der Wildbienen und Schmetterlinge je Fläche tatsächlich mitbringen werden im Anschluss noch diskutiert. Neben der Bewertung der Bestäubungsdienstleistung je Fläche, wurde auch die typische Flugdistanz der vorkommenden Arten ausgewertet und so eine flächige Karte erstellt, wo welche Bestäuberleistungen im Gebiet zu erwarten sind. Hohe Werte kommen einerseits zustande, wenn eine nahe gelegene Fläche besonders hohe Bestäuberleistungen aufweist, als auch dann, wenn mehrere Flächen so dicht liegen, dass sich ihr Einfluss überlappt. Die Karten in **Abbildung 30** bis **Abbildung 33** zeigen beispielhaft die berechneten Bestäuberleistungsdienstleistungen je Probefläche (Transekt) sowie die Einflussbereiche um die Flächen herum. Weitere Karten finden sich im Anhang **Abbildung 35** bis **Abbildung 61**. Die Bestäubungsleistung pro Fläche kann **Tabelle 7** (2018) und **Tabelle 8** (2019) entnommen werden. Es wird deutlich, dass in den Kontrollflächen keine nennenswerten Dienstleistungen in nennenswerter Ausdehnung aus der Auswertung der Transekte abzuleiten sind. Im Mittel beträgt die Gesamt-Bestäubungsleistung der Graswege 6% für Kulturpflanzen und 11% für Wildpflanzen im Vergleich zur maximal errechneten Gesamt-Bestäubungsleistung einer Blühfläche (**Tabelle 7, Tabelle 8**). Die Gesamt-Bestäubungsleistung einer Blühfläche ist im Mittel mehr als fünf- bis sechsmal so hoch und beträgt im Mittel 38% für Kulturpflanzen und 50% für Wildpflanzen. Im Mittel betrug die gewichtete Distanz der Bienen im Jahr 2019 um die Kontrollflächen ca. 250 m, um die Blühflächen ist die Distanz mit ca. 780 m dreimal so hoch (**Tabelle 8**). In Rheinmünster strahlt die Bestäuberleistung von den Blühflächen in das nahe gelegene Kontrollgebiet aus. Durch teils massenhaftes Auftreten von sozial lebenden Hummeln in Rheinmünster, haben sich hier einzelne Maximalwerte ergeben, die jedoch extrem von dem Auftreten einzelner häufiger Arten (2018 Dunkle Erdhummel *Bombus terrestris* und Steinhummel *Bombus lapidarius* Blühfläche 15 in Rheinmünster; 2019 Dunkle Erdhummel in Blühfläche 7 in Rheinmünster) abhängen. Das macht die Dienstleistung wenig kalkulierbar und anfällig für negative Folgen von Extremwetterereignissen oder Pathogenbefall der jeweiligen Art. Dies wird auch an der Bestäuberleistung in Dettenheim im Jahr 2019 im Vergleich zu 2018 deutlich. 2019 wurden in Dettenheim wesentlich weniger Hummeln gefunden als in den Vorjahren (die Gründe sind unbekannt). Dadurch strahlte die Bestäubungsleistung von den Blühflächen wesentlich weniger weit in die Umgebung aus und die Werte für die Vibrations-Bestäubung waren 2019 wesentlich geringer als 2018 (**Abbildung 41, Abbildung 42**).

Im Vergleich ist die Bestäubungsleistung von Wildbienen für Wildpflanzen in der Umgebung von den Blühflächen höher als die Bestäubungsleistung für Kulturpflanzen, das ergibt sich durch die höhere Gewichtung der Diversität. Größtenteils hängt der Bestäubungswert, insbesondere bei der Bestäubung von Kulturpflanzen, von Hummeln ab, da sie einerseits eine hohe Bestäubungseffizienz haben und andererseits die größten Individuenzahlen haben (**Tabelle 7**). Der Bestäubungswert für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen hängt am meisten von der Anzahl der Hummeln ab, da von den erfassten Bestäubern fast nur Hummeln zur Vibrationsbestäubung fähig sind und daher als wesentlich effektiver bewertet wurden (mehr als doppelt so effektiv als die durchschnittliche Effizienz von Wildbienen, **Tabelle 3**).

Da die von Tagfalter bevorzugten Blühflächen sich von den Blühflächen mit Massenaufreten von Hummeln durchaus unterscheiden, sind deutliche Unterschiede zwischen den Bestäubungswerten von Tagfaltern und den Bestäubungswerten von Wildbienen erkennbar. Der Gesamt-Bestäubungswert wird maßgeblich vom Bestäubungswert der Wildbienen beeinflusst, da nur ca. 15% (2018) bzw. 17% (2019) der erfassten Individuen und 16% (2018) bzw. 18% (2019) der erfassten Arten Tagfalter waren. Zu beachten ist, dass in Rheinmünster 2018 nur in vier Blühflächen sowohl Wildbienen als auch Tagfalter erfasst wurden, die fünfte untersuchte Blühfläche unterscheidet sich bei den beiden Gruppen. Unter anderem aus diesem Grund, ist der Schwerpunkt der Bestäuberleistung von Tagfaltern in Rheinmünster konzentrierter als der Schwerpunkt der Bestäuberleistung von Wildbienen. Bei der Gesamtbetrachtung der Bestäuberleistung von Wildbienen und Tagfaltern konnten daher 2018 auch nur die Werte von den vier gemeinsam untersuchten Blühflächen verwendet werden.

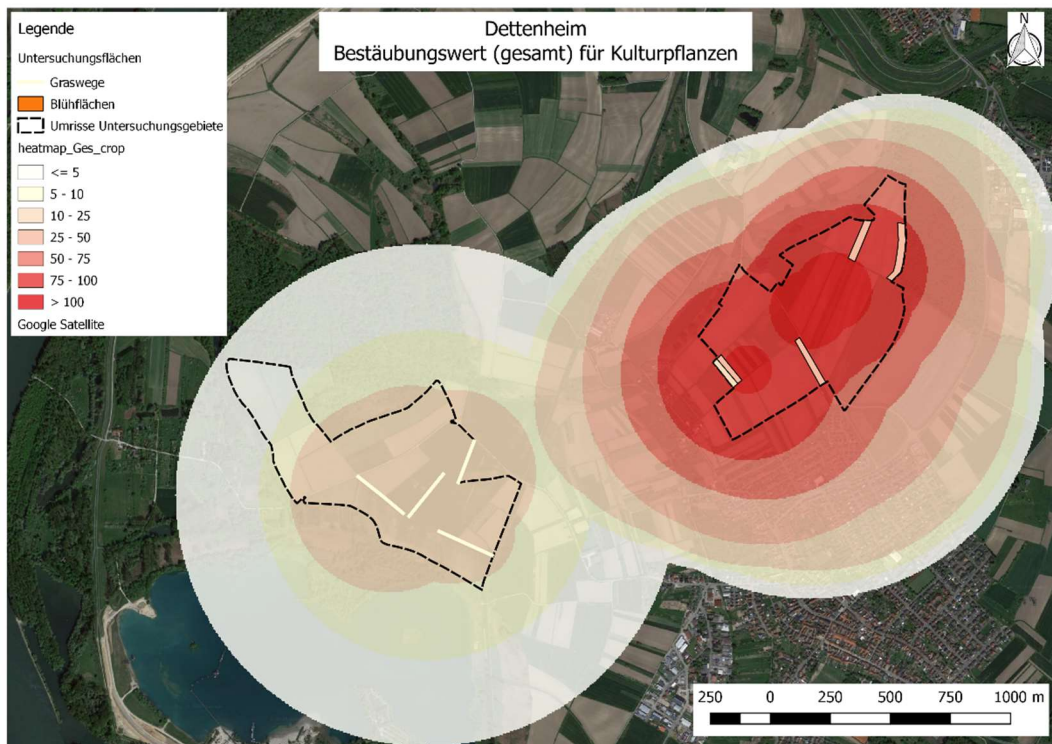


Abbildung 30 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Kulturpflanzen in Dettenheim 2018.

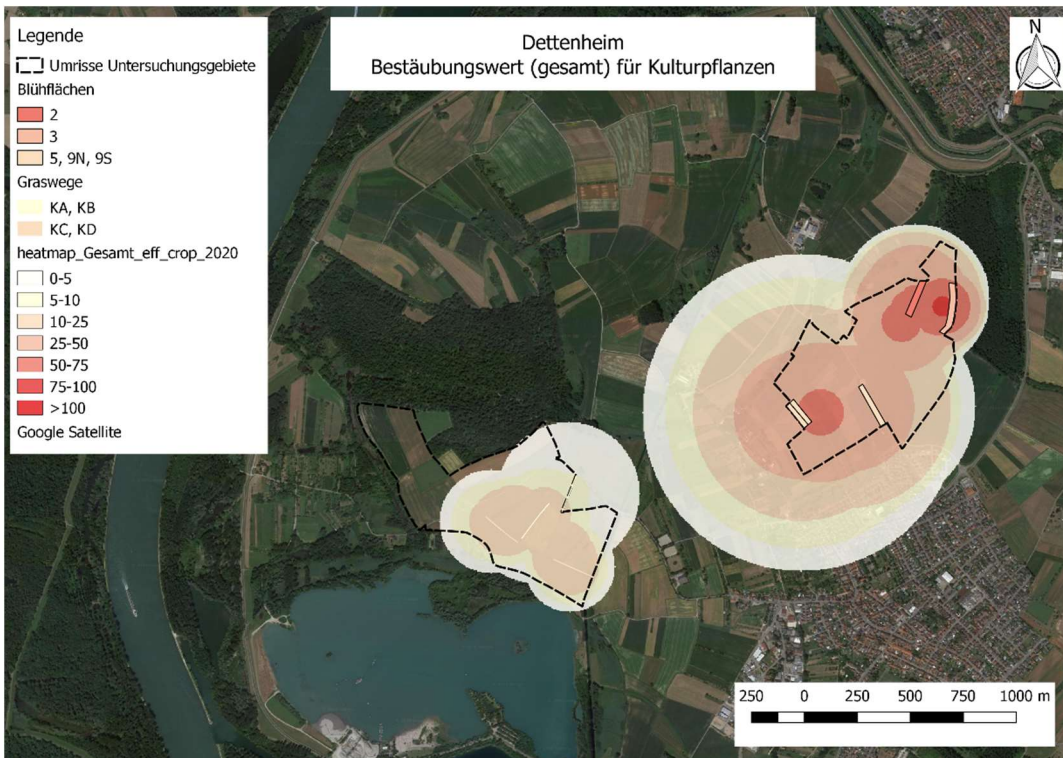


Abbildung 31 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Kulturpflanzen in Dettenheim 2019.

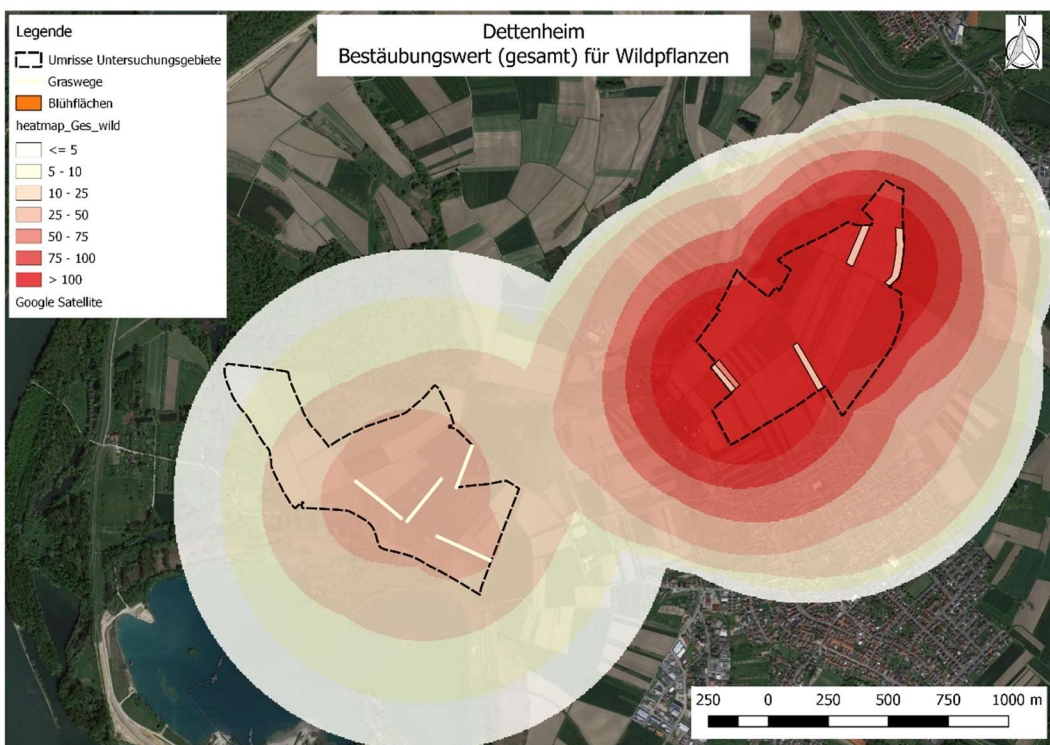


Abbildung 32 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Wildpflanzen in Dettenheim 2018.

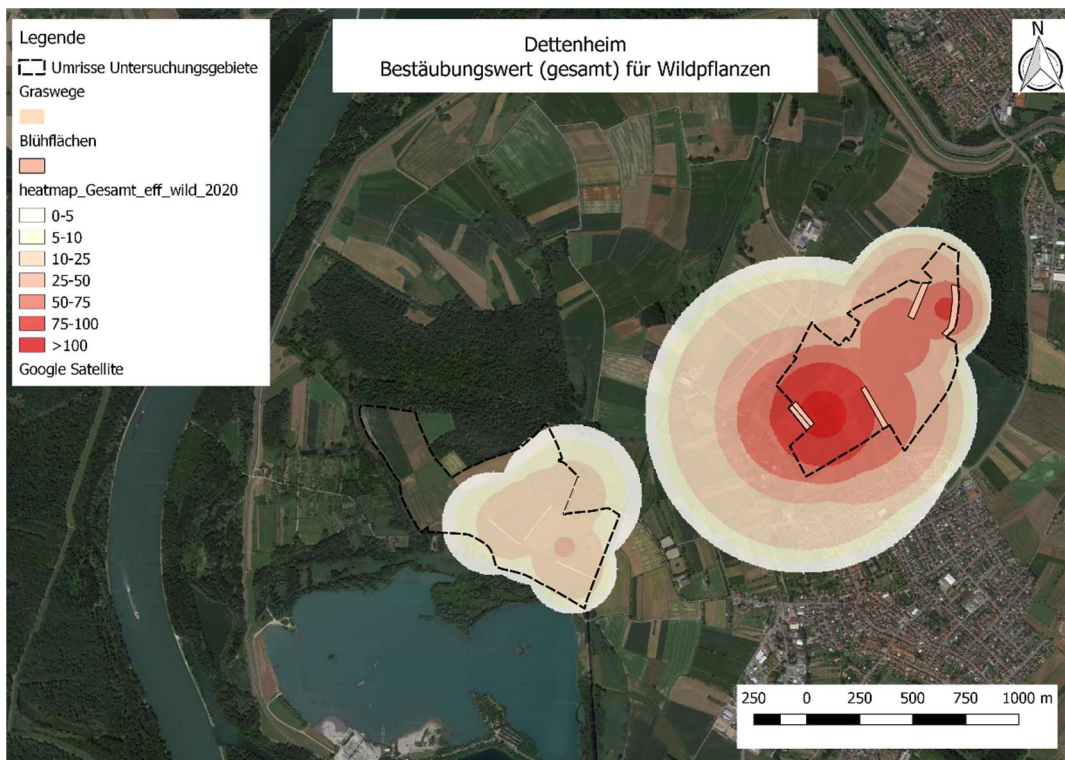


Abbildung 33 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Wildpflanzen in Dettenheim 2019.

## VERTEILUNG POTENTIELLER INSEKTENHABITATE

Die Gesamtheit der Insektenhabitats in der intensiv genutzten Agrarlandschaft ist eine Mischung aus verbleibenden Landschaftselementen (wie Wegraine, Hohlwege, Hecken, Waldstücke, Gewässer mit ihren Randbereichen), Restbestände extensiv genutzter Bereiche (wie Streuobstwiesen oder Heuwiesen) sowie Maßnahmenflächen aus Umwelt-Agrarprogrammen (z.B. Blühflächen, Getreideanbau in Weiter Reihe, artenreiche Untersaaten). In Dettenheim sind in weitaus größerem Umfang verbleibende Landschaftselemente vorhanden und die Landschaft ist kleinflächiger strukturiert. Dennoch konnten die Blühflächen die Bestäubervielfalt deutlich steigern. Die Restfläche an hochwertigeren (Kategorie 2 und 3) Insektenhabitats ohne die Agrarumweltmaßnahmen liegt in Dettenheim bei ca. 30% (in 500 m Umkreis um das Maßnahmengbiet), während sie in Rheinmünster bei nur 7% liegt. In Dettenheim handelt es sich bei diesen Habitats überwiegend um Auwald, Streuobstwiesen und Feldgehölze. Im Vergleich zwischen Dettenheim und Rheinmünster zeigt sich, dass seit dem 3. Jahr (2013) nach der Anlage des Blühflächen-Netzwerkes (in 2011) die Artenzahlen in Dettenheim stärker zugenommen haben als in Rheinmünster. Um den gleichen Effekt in Rheinmünster zu erreichen, wäre vermutlich ein größerer Maßnahmenumfang erforderlich. Es ist damit zu rechnen, dass sowohl positive als auch negative Effekte meistens erst nach einigen Jahren deutlich sichtbar werden. Erst zwei Jahre nach Anlage der Blühstreifen (im Jahr 2013) wurden in Dettenheim und Rheinmünster deutlich mehr Arten und erst 3 bis 4 Jahre danach deutlich mehr oligolektische und gefährdete Arten in den Blühflächen im Maßnahmengbiet als in den Graswegen im Kontrollgebiet festgestellt (Buhk et al. 2018). Auch die Reduktion der Blühflächen auf 5% in Dettenheim im Jahr 2017 hat sich bisher noch nicht negativ ausgewirkt, da sich die Populationen dort nun erstmal mit den 10% Blühflächen etabliert haben. Dies heißt jedoch noch nicht, dass dies über einen längeren Zeitraum so bleiben wird. Aber es legt nahe, dass zu Beginn der Förderung viel Fläche und

eine gute Vernetzung vorhanden sein muss, die allerdings nicht in allen Jahren komplett erhalten werden müssen. Der gleichzeitige Umbruch aller Blühflächen sollte aber in jedem Fall vermieden werden.

Außerdem hängt der Maßnahmenbedarf vom Umfang der Flächen mit intensiver Landnutzung in der Umgebung ab und ist umso größer, je größer der Umfang der Flächen mit Intensivnutzung (Einsatz von produktionssteigernden /-sichernden Dünge- und Pflanzenschutzmitteln) und je stärker die Verinselung von Insektenhabitaten ist (Abbildung 34, (Oppermann et al. 2019)). Bei einer hohen Habitatqualität und gleichmäßigen Verteilung von Biodiversitäts-fördernden Flächen wird im günstigen Fall im Mittel ein Anteil von ca. 10 % an aktiv zu ergreifenden notwendigen Maßnahmen für erforderlich gehalten (neben den noch vorhandenen Habitatstrukturen in der Landschaft). In vorherrschend sehr intensiv genutzten Landschaften ( $\geq 95$  % Intensivnutzung) ist ein Anteil von 20 bis 40% notwendig, um Populationen typischer Agrararten das Überleben zu sichern.

Im Mittel sollten durchaus 20 -30% der Agrarfläche für eine Extensivnutzung mit unterschiedlichsten Maßnahmen zur Verfügung stehen, damit die Biodiversität nachhaltig gesichert werden kann. Daher erachten wir in Dettenheim einen Maßnahmenumfang von 5 – 10%, wie er bisher umgesetzt wurde, zum Erhalt der Insektenvielfalt und der Dienstleistungen für sinnvoll. In Rheinmünster jedoch liegen die 10% Flächenanteil der Blühstreifen am untersten Level des Notwendigen. Etwa 20% der Fläche sollte laut diesem Schaubild ergänzend zu den nur noch ca. 10% der verbleibenden Insektenhabitaten in Form von Umweltmaßnahmen hinzukommen. Dies müssen keine mehrjährigen Blühstreifen sein. Auch der Getreideanbau in Weiter Reihe mit vielfältiger Untersaat, könnte für den notwendigen Ausgleich im Rahmen von Umwelt-Agrar-Maßnahmen sorgen.

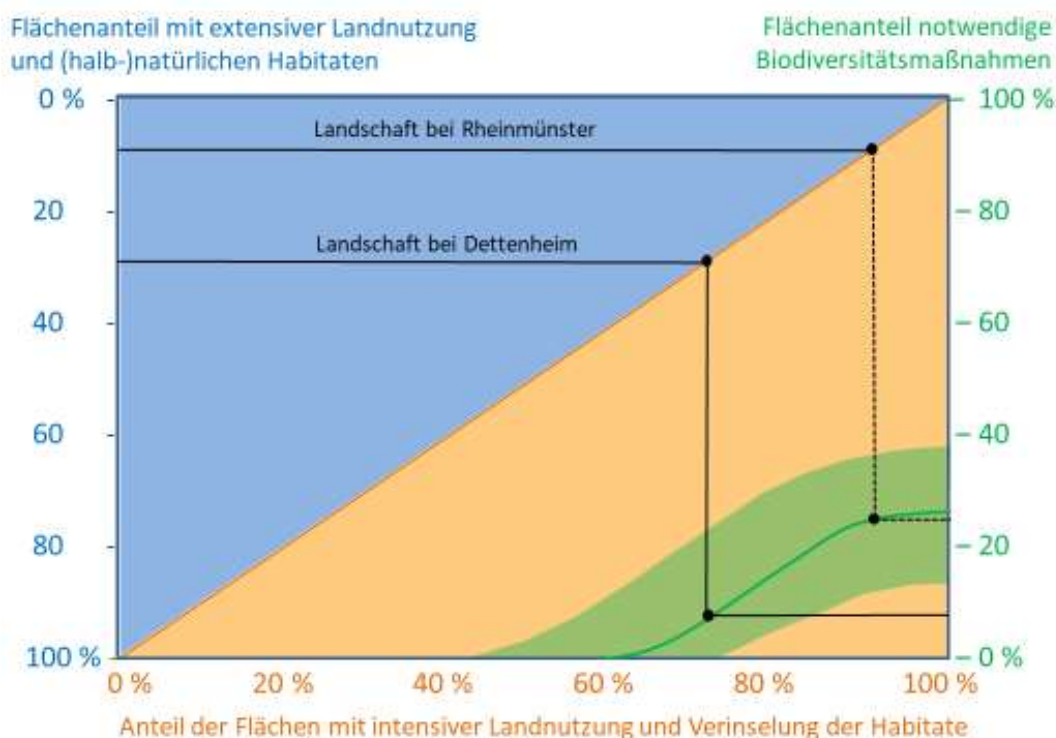


Abbildung 34 Der Flächenanteil notwendiger Biodiversitätsmaßnahmen (dunkelgrün) hängt vom Umfang der Flächen mit intensiver Landnutzung (orange) bzw. dem Flächenanteil mit extensiver Landnutzung und (halb-)natürlichen Habitaten ab (blau). Je größer der Umfang der intensiven Landnutzung und dadurch bedingt je stärker die Verinselung der Insektenhabitats ist, desto größer ist der Maßnahmenbedarf. Z.B. gibt es in der näheren Umgebung (500 m Umkreis) der Blühstreifen in Rheinmünster weniger potentielle Bienenhabitats (~7%) als in der Landschaft in Dettenheim (~30%).

## ERGEBNISSE BODEN

### ERGEBNISSE DER HAUPTPROBENNAHME 2017

Im Herbst 2017, nach insgesamt 7 Jahren ohne landwirtschaftliche Nutzung (Einsaat der Blühstreifen 2011), haben die Blühstreifen beider Regionen durchschnittlich 8 t/ha an Kohlenstoff sequestriert. Dies entspricht einer mittleren, jährlichen Sequestrierungsrate der Blühstreifen (10% der Fläche der Agrarbetriebe = 5 ha) von 1,1 t/ha. Überregional betrachtet erhöhten die Blühstreifen den **Gesamtkohlenstoff** ( $C_{ges}$ ) im Oberboden (0-5 cm) um 25,4%. Allerdings gab es hier starke, regionale Effekte: so konnte nur für Dettenheim eine statistisch signifikante Erhöhung des  $C_{ges}$  im Oberboden der Blühstreifen nachgewiesen werden (+28,3% im Vergleich zum Acker); in Rheinmünster wird  $C_{ges}$  von der Beprobungstiefe, nicht jedoch von der Nutzungsart, bestimmt (Tabelle 2). In Dettenheim haben die Blühstreifen, über 7 Jahre hinweg, durchschnittlich 11,1 t/ha Kohlenstoff sequestriert, dies entspricht einer jährlichen Rate von 1,6 t/ha.

Basierend auf unseren Ergebnissen kann nun berechnet werden wie groß die Blühflächen im jeweiligen Agrarbetrieb ausfallen müssten, um das 4 pro Mille Ziel des Rahmenübereinkommens über Klimaänderungen der Vereinten Nationen (UNFCCC, COP21) zu erreichen (Soussana et al. 2019; <https://www.4p1000.org/>). Die 4 pro Mille Initiative hat eine jährliche Wachstumsrate von 0,4% in den Kohlenstoffvorräten des Bodens oder 4‰ pro Jahr in den ersten 30-40 cm des Bodens zum Ziel, um die  $CO_2$ -Konzentration in der Atmosphäre im Zusammenhang mit menschlichen Aktivitäten erheblich zu verringern (<https://www.4p1000.org/>). Über 7 Jahre (2011-2017) sequestrierten die Blühstreifen in Dettenheim und Rheinmünster zusammen +25,4% Gesamtkohlenstoff. Dies entspricht einer jährlichen Sequestrierungsrate von 3,6‰ auf 10% der Ackerfläche (5 ha pro Betrieb). Folglich wurden 0,36% Kohlenstoff (als  $CO_2$  aus der Luft) aktiv in den ersten 5 cm des Bodens unserer Versuchsbetriebe gespeichert. Jedoch sind Blühstreifen keine Patentlösung zur Erreichung des 4 pro Mille Ziels, zum einen da die Sequestrierung des Kohlenstoffs regional sehr unterschiedlich ausfallen kann, zum anderen wird irgendwann eine Sättigung des speicherbaren Kohlenstoffs erreicht. In Dettenheim betrug die jährliche Sequestrierungsrate beispielsweise 4,0‰ und erreicht für die Jahre 2011 bis 2017 rechnerisch damit bereits das jährlich 4 pro Mille Ziel (+28,3% / 7 Jahre = 4,0‰ Kohlenstoffanreicherung pro Jahr auf 10% der Fläche des Betriebs = 0,4%) auf der Ackerfläche dieses Betriebs. In Rheinmünster hingegen war kein statistisch signifikanter Unterschied im Gesamtkohlenstoff zwischen den Blühstreifen und den Ackerflächen nachweisbar.

Über beide Regionen hinweg betrachtet erhöhen die Blühstreifen den **Gesamtstickstoff** ( $N_{ges}$ ) im Oberboden (0-5 cm) um +17,5% im Vergleich zu den Äckern. Dies entspricht einer mittleren, jährlichen Anreicherung von 0,1 t/ha und einer Gesamtanreicherung von 0,7 t/ha über die betrachteten 7 Jahre. Auch hier gibt es starke, regionale Effekte: so konnte nur für Dettenheim eine statistisch signifikante Erhöhung des  $N_{ges}$  im Oberboden der Blühstreifen nachgewiesen werden (+25,2% im Vergleich zum Acker); in Rheinmünster wird  $N_{ges}$  von der Beprobungstiefe, nicht jedoch von der Nutzungsart, bestimmt. In Dettenheim haben die Blühstreifen, über 7 Jahre hinweg, durchschnittlich 0,8 t/ha Stickstoff angereichert, dies entspricht einer jährlichen Rate von 0,1 t/ha. Für  $N_{ges}$  konnten darüber hinaus Verluste in den unteren Bodenschichten (Pflughorizont und Unterboden) beobachtet werden (siehe Tabelle 2), ein Effekt der sonst für Kohlenstoff beschrieben wird. Da  $N_{ges}$  abhängig ist von der organischen Substanz im Boden könnte dies zeigen, dass die organische Substanz in den unteren Bodenschichten der Blühstreifen bereits beginnt verloren zu gehen.

Teilweise bestätigt wird diese Vermutung durch die Verluste des eigentlich stabileren **Kohlenstoff am Ton** ( $C_{Ton}$ ) in den unteren Bodenschichten: insbesondere in Dettenheim ist für den Oberboden der Blühstreifen zwar eine Anreicherung von  $C_{Ton}$  zu beobachten (+14,2% im Vergleich zum Acker; Tabelle 2), in den unteren Bodenschichten kommt es hingegen zu einer deutlichen Abreicherung. Positiv zu vermerken ist hingegen, dass die Anreicherung

von  $C_{\text{Ton}}$  durch die Blühstreifen auch überregional nachweisbar ist und daher die Vermutung zulässt, dass auch der Kohlenstoffvorrat im tonärmeren Rheinmünster bei längerem Bestehen der Blühstreifen ansteigen wird.

Der positive Effekt der Kohlenstoffanreicherung durch die Blühstreifen wirkt sich jedoch nicht auf die Wasserkapazität der Böden, sowie den Nährstoffhaushalt aus (Tabelle 2). Zwar ist überregional und regional in Dettenheim eine Erhöhung der im Feld gemessenen **Wasserkapazität** zu beobachten, dieser positive Effekt wird jedoch durch die Verluste im Pflughorizont (Dettenheim) teilweise wieder ausgeglichen. Abgesehen von Bor und Kalium (CAT-Aufschluss, Tabelle 2), konnten keine positiven Effekte der Blühstreifen auf die **Nährstoffverfügbarkeit** nachgewiesen werden. Die Nährstoffverfügbarkeit wird in den Äckern vor allem durch Düngung bestimmt. Dieser überregional wirksame, massive Einfluss überlagert statistisch mögliche kleinere, positive Effekte der Blühstreifen.

Tabelle 2: ÜBERSICHT ÜBER DIE ERGEBNISSE DER HAUPTPROBENAHME 2017. DIE BLÜHSTREIFENEFFEKTE SIND DURCH FARBLICHE MARKIERUNG DER TEXTSTELLEN HERVORGEHOBEN.

Parameter	Blühstreifeneffekt	
	überregional	regional
<b>C gesamt (<math>C_{\text{ges}}</math>)</b>	<b>Blühstreifen erhöhen <math>C_{\text{ges}}</math> des Oberbodens (+25,4%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont und Unterboden.	<u>Rheinmünster:</u> kein Blühstreifeneffekt, $C_{\text{ges}}$ wird von Bodentiefe bestimmt. <b>Dettenheim: Blühstreifen erhöhen <math>C_{\text{ges}}</math> des Oberbodens (+28,3%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont und Unterboden.
<b>C am Ton (<math>C_{\text{Ton}}</math>)</b>	<b>Blühstreifen erhöhen <math>C_{\text{Ton}}</math> im Oberboden (+12,1%), Verlust von <math>C_{\text{Ton}}</math> im Unterboden (-8,2%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont.	<u>Rheinmünster:</u> <b>Blühstreifen erhöhen <math>C_{\text{Ton}}</math> im Oberboden (+10,0%), Verlust von <math>C_{\text{Ton}}</math> im Unterboden (-7,6%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont.  <u>Dettenheim:</u> <b>Blühstreifen erhöhen <math>C_{\text{Ton}}</math> im Oberboden (+14,2%), Verlust von <math>C_{\text{Ton}}</math> im Pflughorizont (-6,3%) und Unterboden (-8,9%).</b>
<b>N gesamt (<math>N_{\text{ges}}</math>)</b>	<b>Blühstreifen erhöhen <math>N_{\text{ges}}</math> im Oberboden (+17,5%). Dieser Effekt geht im Pflughorizont (-3,7%) und im Unterboden (-4,4%) verloren.</b>	<u>Rheinmünster:</u> kein Blühstreifeneffekt, $N_{\text{ges}}$ wird von Bodentiefe bestimmt <u>Dettenheim:</u> <b>Blühstreifen erhöhen <math>N_{\text{ges}}</math> im Oberboden (+25,2%). Dieser Effekt geht im Pflughorizont (-6,9%) und im Unterboden (-6,3%) verloren.</b>
<b>N am Ton (<math>N_{\text{Ton}}</math>)</b>	<b>Blühstreifen erhöhen <math>N_{\text{Ton}}</math> im Oberboden (+7,6%), Verlust</b>	<u>Rheinmünster:</u> kein Blühstreifeneffekt, $N_{\text{Ton}}$ wird von Bodentiefe bestimmt.



	<p>von <math>N_{\text{Ton}}</math> im Unterboden (-7,6%). Kein Effekt auf Pflughorizont.</p>	<p><b>Dettenheim:</b> kein Blühstreifeneffekt im Oberboden, <math>N_{\text{Ton}}</math> im Pflughorizont (-5,9%) und im Unterboden (-9,3%) in den Blühstreifen geringer.</p>
<b>Kohlenstoffvorrat (t/ha)</b>	<p><b>Blühstreifen erhöhen den Kohlenstoffvorrat im Oberboden (+23,4%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont und Unterboden.</p>	<p><b>Rheinmünster:</b> kein Blühstreifeneffekt, Kohlenstoffvorrat wird von Bodentiefe bestimmt. <b>Dettenheim:</b> Blühstreifen erhöhen den Kohlenstoffvorrat im Oberboden (+23,0%). Kein Effekt auf Pflughorizont und Unterboden.</p>
<b>Stickstoffvorrat (t/ha)</b>	<p><b>Blühstreifen erhöhen den Stickstoffvorrat im Oberboden (+15,6%); Verlust des Stickstoffvorrats im Unterboden (-2,9%).</b> Kein Effekt auf Pflughorizont.</p>	<p><b>Rheinmünster:</b> kein Blühstreifeneffekt, Stickstoffvorrat wird von Bodentiefe bestimmt. <b>Dettenheim:</b> Blühstreifen erhöhen den Stickstoffvorrat im Oberboden (+19,8%); Verlust des Stickstoffvorrats im Unterboden (-6,0%) Kein Effekt auf Pflughorizont.</p>
<b>Wasserkapazität (Lab)</b>	<p>Erhöhter Kohlenstoff (<math>C_{\text{ges}}</math>, <math>C_{\text{Ton}}</math>, Vorrat) der Blühstreifen wirkt sich nicht positiv auf Wasserkapazität aus. Blühstreifen -5,3% niedrigere Wasserkapazität als Ackerflächen im Oberboden. Kein Effekt im Pflughorizont oder Unterboden.</p>	<p>Keine regionalen Effekte.</p>
<b>Wasserkapazität (Field)</b>	<p><b>Blühstreifen erhöhen die Wasserkapazität im Oberboden (+9,9%).</b> Kein Effekt im Pflughorizont oder Unterboden.</p>	<p><b>Rheinmünster:</b> Die Blühstreifen erhöhen die Wasserkapazität (2,7%). <b>Dettenheim:</b> Blühstreifen erhöhen den Wasserkapazität im Oberboden (+8,8%); Verlust der Wasserkapazität im Pflughorizont (-10,3%).</p>

		Kein Effekt im Unterboden.
<b>Nährstoffe nachlieferbar</b> - CAT Aufschluss -	Die Blühstreifen weisen, <b>außer bei Bor im Oberboden</b> , immer geringere Nährstoffgehalte auf als die Ackerflächen.	<b><u>Rheinmünster:</u> Die Blühstreifen haben einen höheren Borgehalt und einen höheren Kaliumgehalt.</b>  <u>Dettenheim:</u> Borgehalt abhängig von Beprobungstiefe.  <u>Generell:</u> Alle nicht explizit genannten Nährstoffe sind entweder in den Blühstreifen geringer oder werden nicht von der Nutzungsart beeinflusst.
<b>Nährstoffe verfügbar</b> - wässriger Aufschluss -	Die Blühstreifen weisen, <b>außer bei Bor im Oberboden</b> , immer geringere Nährstoffgehalte auf als die Ackerflächen ODER die Nährstoffverfügbarkeit hängt nicht von der Nutzungsart ab.	<b><u>Rheinmünster:</u> Die Blühstreifen haben einen höheren Borgehalt.</b>  <u>Dettenheim:</u> Borgehalt abhängig von Beprobungstiefe.  <u>Generell:</u> Alle nicht explizit genannten Nährstoffe sind entweder in den Blühstreifen geringer oder werden nicht von der Nutzungsart beeinflusst.

## ERGEBNISSE DER PROBENNAHME 2018 UND 2019

Im Frühjahr 2018 wurden jeweils 4 der 8 Blühstreifen pro Region in agrarische Nutzung genommen. Ein subsample dieser ehemaligen Blühstreifen wurde in den Folgejahren 2018 und 2019 beprobt. Aufgrund dieser Tatsache kann nun überprüft werden

- 1) wie lange die für 2017 beobachteten positiven Effekte (erhöhter  $C_{ges}$  und  $C_{Ton}$ ) der Blühstreifen vorhalten.
- 2) ob eine längere „Laufzeit“ der Blühstreifen in Rheinmünster zu ähnlich positiven Effekten bei  $C_{ges}$  führt wie 2017 schon für Dettenheim nachgewiesen.

1) Die Daten aus 2018 und 2019 geben einen ersten Hinweis darauf, dass die durch die Blühstreifen hervorgerufenen, positiven Effekte der verstärkten Kohlenstoffaufnahme/-speicherung ( $C_{ges}$  und  $C_{Ton}$ ) auch bis zu 2 Jahre nach der erneuten, agrarischen Nutzung der Blühstreifen nachweisbar sind. Die hier vorgestellten Ergebnisse sind allerdings nicht repräsentativ, da zur Auswertung nur eine wesentlich kleinere Stichprobe als beim Hauptexperiment 2017 herangezogen werden konnte. Die vorliegenden Ergebnisse bedürfen einer fundierteren wissenschaftlichen Validierung. Alle hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf überregionale Effekte, da für die statistische Auswertung regionaler Unterschiede nicht genügend samples vorlagen. Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl und der daraus resultierenden statistischen Unsicherheit der Ergebnisse beschränken wir uns im folgenden Ergebnisteil auf die am plausibelsten erscheinenden Kohlenstoffwerte. Die geringere Stichprobenanzahl führte zu abweichenden Ergebnissen beim Stickstoff, daher waren keine Schlussfolgerungen für  $N_{ges}$  und  $N_{Ton}$  möglich.

Der positive Blühstreifeneffekt von 2017 auf den **Gesamtkohlenstoffgehalt** ( $C_{ges}$ ; Erhöhung von  $C_{ges}$  im Oberboden) ist auch 2018 und 2019 noch in den ehemaligen Blühstreifen nachweisbar. Die konkreten Prozentangaben der Erhöhung weichen jedoch von denen der Hauptprobenahme 2017 ab, da nur ein subsample an Flächen untersucht wurde. Im vorliegenden subsample konnte 2017 im Oberboden der Blühstreifen eine um 37.5% höhere  $C_{ges}$ , 2018 ein um 45.9% höhere  $C_{ges}$  und 2019 ein um 40.6% höhere  $C_{ges}$  in den ehemaligen Blühstreifen im Vergleich zu den jeweiligen, langjährigen Ackerflächen nachgewiesen werden. Die Abweichung der prozentualen Anreicherung im subsample im Vergleich zur Hauptprobenahme 2017, sowie der Anstieg von  $C_{ges}$  im subsample von 2017 zu 2019 liegt hier im Bereich der statistischen Unsicherheit und ist zudem der relativen Betrachtung zum Acker geschuldet. Die Äcker verlieren über die Zeit an Kohlenstoff und so kommt es in den Blühstreifen zu einer, im Vergleich zu den Ackerflächen, relativ höheren Kohlenstoffgesamtgehalt. Folglich ist der höhere prozentuale  $C_{ges}$  der Blühstreifen kein Anzeichen dafür, dass es auch nach der landwirtschaftlichen Nutzung der Blühstreifen ab 2018 weiterhin zur Anreicherung von  $C_{ges}$  kommt, sondern nur dass der  $C_{ges}$ -Gehalt in den Blühstreifen erhalten geblieben ist. Ein weiterer Hinweis diesbezüglich ist der annähernd gleichbleibende mittlere Gehalt an  $C_{ges}$  der Blühstreifen über die Zeit (mean  $C_{ges}$  2017:  $1.23 \pm 0.61$ , mean  $C_{ges}$  2018:  $1.18 \pm 0.57$ , mean  $C_{ges}$  2019:  $1.33 \pm 0.84$ ). Da der Effekt der Blühstreifen auf den Gesamtkohlenstoffgehalt auch im subsample und über 2 Folgejahre nachweisbar ist, scheint der Effekt der Blühstreifen auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens stark ausgeprägt zu sein.

Der positive Blühstreifeneffekt von 2017 auf den **Kohlenstoff am Ton** ( $C_{Ton}$ ; Erhöhung von  $C_{Ton}$ ) ist bereits 2018 in den ehemaligen Blühstreifen nicht mehr nachweisbar. Der im subsample nachgewiesene positive Blühstreifeneffekt auf  $C_{Ton}$  ist vergleichbar mit dem im Hauptexperiment 2017 festgestellten Effekt: Blühstreifen führen zu einer Erhöhung von  $C_{Ton}$  im Oberboden, zeigen jedoch keine signifikanten Effekte auf den Pflughorizont

und den Unterboden. Im Oberboden 2017 weisen die Blühstreifen einen um 18.9% höheren  $C_{\text{Ton}}$  Gehalt auf; 2018 beträgt der Unterschied noch 9.5% in den ehemaligen Blühstreifen.

**2)** Ob eine Verlängerung der Laufzeit der Blühstreifen in Gebieten mit geringerem Tongehalt wie Rheinmünster zu einer Erhöhung von  $C_{\text{ges}}$  im Oberboden führt, wie bereits 2017 für Dettenheim (Gebiet mit höherem Tongehalt) nachgewiesen, ist mit der aktuellen Datenlage leider nicht validierbar. Im untersuchten subsample war, im Gegensatz zur Hauptuntersuchung, bereits im Herbst 2017 eine Erhöhung von  $C_{\text{ges}}$  im Oberboden von Rheinmünster nachweisbar. Auch im Folgejahr 2018 konnte eine signifikante Erhöhung von  $C_{\text{ges}}$  der Blühstreifen im Vergleich zu den Ackerflächen im subsample nachgewiesen werden. 2019 hingegen verschwand der Blühstreifen effekt in Rheinmünster und  $C_{\text{ges}}$  wurde nur in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe, nicht jedoch von der Nutzungsart, bestimmt.

Die Unterschiede von  $C_{\text{ges}}$  im subsample im Vergleich zur Hauptuntersuchung können auf die kleinräumig sehr variable Verteilung der Bodenparameter zurückgeführt werden. Die Hälfte der beprobten samples, welche aufgrund des Studiendesigns maximal für die Auswertung der Jahre 2018 und 2019 zur Verfügung standen, ist folglich nicht ausreichend, um eine statistisch valide Aussage treffen zu können. Aufgrund der hohen Variabilität des Bodens bleibt es daher dem Zufall überlassen ob die Blühstreifen effekte nachgewiesen werden können oder nicht. So scheinen die Ergebnisse im subsample 2017, im Gegensatz zur Hauptuntersuchung 2017, zufällig positiv zu sein.

## Leitfaden und Schlussfolgerungen

Langjährige Blühstreifen zeigen zwei positive Ökosystemdienstleistungen: Sie 1) wirken sich positiv auf bestäubende Insekten aus (siehe Bericht IFAB) und 2) **begünstigen die Anreicherung von Kohlenstoff im Boden**. Die positive Ökosystemdienstleistung der Kohlenstoffanreicherung tritt **bereits nach 7 Jahren** (hier: Laufzeit 2011-2017) der permanenten Nutzung der Flächen als Blühstreifen in Kraft. Allerdings ist die Wahrscheinlichkeit dafür, dass der positive Effekt der Kohlenstoffanreicherung bereits kurz nach der erneuten agrarischen Nutzung der ehemaligen Blühstreifenflächen verloren geht sehr hoch.

Aufgrund ihrer positiven Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt der Flächen, scheinen Blühstreifen ein probates Mittel um das **4 pro Mille Ziel** des Rahmenübereinkommens über Klimaänderungen der Vereinten Nationen (UNFCCC, COP21) zu erreichen (Soussana et al. 2019; <https://www.4p1000.org/>). Nach unseren Ergebnissen wären Blühstreifen ein valides und einfach umzusetzendes Mittel, um das 4 pro Mille Ziel der COP21 zu erreichen. Die Anbauweise müsste nicht geändert werden.

Jedoch sind Blühstreifen keine Patentlösung zur Erreichung des 4 pro Mille Ziels, zum einen da die Sequestrierung des Kohlenstoffs regional sehr unterschiedlich ausfallen kann (tonreiches Dettenheim versus tonarmes Rheinmünster), zum anderen wird irgendwann eine Sättigung des speicherbaren Kohlenstoffs erreicht. Darüber hinaus konnten wir für Kohlenstoff am Ton eine Abreicherung in den unteren Bodenschichten (überregional - 8,2% im Unterboden) beobachten, ein Effekt, der möglicherweise mit einer Verlängerung der Laufzeit der Blühstreifen behoben werden könnte. Eine Verkleinerung des prozentualen Anteils der Blühstreifen an der Gesamtfläche der Agrarbetriebe, wie 2018 und 2019 in Dettenheim geschehen (5% der Fläche = 2,5 ha) führt dementsprechend zu geringeren Sequestrierung von CO<sub>2</sub> als Gesamtkohlenstoff im Boden. In so einem Fall müsste folglich die CO<sub>2</sub>-Speicherung auf der aktiven Ackerfläche erhöht werden, um das 4 pro Mille Ziel weiterhin zu erreichen. Da der Effekt der Kohlenstoffanreicherung allerdings bereits kurz nach der erneuten agrarischen Nutzung der ehemaligen Blühstreifenflächen verloren geht, müssen die Flächen langjährig, wenn nicht dauerhaft, als Blühstreifen genutzt werden und dürfen nicht über die landwirtschaftliche Fläche eines Agrarbetriebs „wandern“. Langfristig werden sich so auch die positiven Begleiterscheinungen von Kohlenstoff auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens durchsetzen. Eine Bestandszeit von 7 Jahren scheint hierfür jedoch noch nicht ausreichend zu sein. Generell gilt, je mehr Flächen als Blühstreifen außer Nutzung genommen werden, desto mehr Kohlenstoff kann pro Agrarbetrieb gespeichert werden.

Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse können gesicherte Aussagen für das Jahr der Hauptprobenahme 2017 gemacht werden. Wie lange die beobachteten Effekte, nach der erneuten agrarischen Nutzung der Blühflächen, nachweisbar sind, ist aufgrund der geringen Stichprobenanzahl nicht gesichert. Daraus folgt, dass 8 Wiederholungen (Anzahl der Blühstreifenflächen 2017) für eine gesicherte Aussage zu den betrachteten Bodenparametern ausreichend sind, ≤ 4 Wiederholungen reichen jedoch nicht um statistisch valide Aussagen treffen zu können. Daher können für die Langzeiteffekte der Flächen, über die Nutzung als Blühstreifen hinaus, nur sehr unsichere Aussagen gemacht werden. C<sub>ges</sub> scheint am stabilsten und bleibt am längsten erhalten (≥ 2 Jahre). Sehr wahrscheinlich ist jedoch, dass die positiven Effekte der Blühstreifen auf den Bodenkohlenstoff allgemein, bei erneuter agrarischer Nutzung, nicht sehr lange anhalten werden. Bei einem erneuten Experiment zur Kohlenstoffanreicherung von Blühstreifen und deren Langzeiteffekt nach erneuter agrarischer Nutzung der ehemaligen Blühstreifenflächen, ist daher darauf zu achten, dass die Blühstreifen mindestens 7 Jahre in Nutzung sind, alle samples (mindestens 8 pro Blühstreifen und Acker) nach der gewünschten Laufzeit in agrarische

Nutzung übergehen und alle Flächen in den Folgejahren weiterhin beprobt werden (sample size mind. 8 pro Nutzungsart).

# Abschlussarbeiten

## *Bachelorarbeiten*

Reinhard, Ina (2018): Die Bedeutung von Langjährigen Blühstreifen für den Wasserrückhalt in der Agrarlandschaft

Hehl, Ann-Katrin (2018): Einfluss von ausdauernden Blühstreifen auf die Kohlenstoff- und Stickstoffspeicherung in Böden

Deseive, Moritz (2018): Einfluss langjähriger Blühstreifen auf den Nährstoffgehalt im Ackerboden

## *Masterarbeiten*

Ohlmann, Julia (2018): Nährstoffverfügbarkeit in Acker & Blühstreifen – Ergebnisse zweier Fallstudien im Oberrheingraben

Bohrmann, Dennis (2019): Wasseraufnahme und -speicherung von aktiven und ehemaligen Blühstreifen in der Oberrheinebene

Tkocz, Vera (2020): The potential of medium-term flower strips on arable land to accumulate and retain total and clay-bound soil organic carbon

Velten, Tobias (2020): Untersuchung von Blühstreifenkomplexen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft hinsichtlich der Ökosystemfunktion Nährstoffhaushalt

## Referenzen

- Amiet, F.; Herrmann, M.; Müller, A.; Neumeyer, R. (2004): Apidae 4. Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis. Fauna Helvetica 9: Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF)/Schweizerische Entomologische Gesellschaft (SEG) Neuchatel, Switzerland.
- Amiet, Felix; Krebs, Albert (2012): Bienen Mitteleuropas. Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. 1. Aufl. Bern: Haupt.
- Bartomeus, Ignasi; Cariveau, Daniel P.; Harrison, Tina; Winfree, Rachael (2018): On the inconsistency of pollinator species traits for predicting either response to land-use change or functional contribution. In: *Oikos* 127 (2), S. 306–315. DOI: 10.1111/oik.04507.
- Bees, Wasps & Ants Recording Society (BWARS) (2020): Lasioglossum semilucens. Online verfügbar unter <https://www.bwars.com/bee/halictidae/lasioglossum-semilucens>, zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Bink, Frederik A. (1992): Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa: Schuyt.
- Buhk, Constanze; Oppermann, Rainer; Schanowski, Arno; Bleil, Richard; Lüdemann, Julian; Maus, Christian (2018): Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. In: *BMC ecology* 18 (1), S. 1–13.
- CHRISTENHUSZ, MAARTEN J.M.; BYNG, JAMES W. (2016): The number of known plants species in the world and its annual increase. In: *Phytotaxa* 261 (3), S. 201. DOI: 10.11646/phytotaxa.261.3.1.
- Cowley, M. J.R.; Thomas, C. D.; Roy, D. B.; Wilson, R. J.; León-Cortés, J. L.; Gutiérrez, D. et al. (2001): Density–distribution relationships in British butterflies. I. The effect of mobility and spatial scale. In: *Journal of Animal Ecology* 70 (3), S. 410–425.
- Garibaldi, Lucas A.; Bartomeus, Ignasi; Bommarco, Riccardo; Klein, Alexandra M.; Cunningham, Saul A.; Aizen, Marcelo A. et al. (2015): REVIEW: Trait matching of flower visitors and crops predicts fruit set better than trait diversity. In: *J Appl Ecol* 52 (6), S. 1436–1444. DOI: 10.1111/1365-2664.12530.
- Greenleaf, Sarah S.; Williams, Neal M.; Winfree, Rachael; Kremen, Claire (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size. In: *Oecologia* 153, S. 589–596.
- Haselböck, A. (2020): Naturspaziergang: Naturlexikon – Naturfotogra. Online verfügbar unter [www.naturspaziergang.de](http://www.naturspaziergang.de), zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Herrera, Carlos M. (1987): Components of pollinator "quality": comparative analysis of a diverse insect assemblage. In: *Oikos* 50, S. 79–90. DOI: 10.2307/3565403.
- Hoehn, Patrick; Tscharntke, Teja; Tylianakis, Jason M.; Steffan-Dewenter, Ingolf (2008): Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. In: *Proc. R. Soc. B* 275, S. 2283–2291. DOI: 10.1098/rspb.2008.0405.
- Humbert, Jean-Yves; Ghazoul, Jaboury; Walter, Thomas (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130 (1-2), S. 1–8.
- Humbert, Jean-Yves; Richner, Nina; Sauter, Joachim; Walter, Thomas; Jaboury, G. (2010): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. In: *ART-Ber* 724, S. 12.
- Jauker, Frank; Bondarenko, Birgit; Becker, Heiko C.; Steffan-Dewenter, Ingolf (2012): Pollination efficiency of wild bees and hoverflies provided to oilseed rape. In: *Agricultural and Forest Entomology* 14, S. 81–87.
- Klaiber, J.; Altermatt, F.; Birrer, S.; Chittaro, Y.; Dziöck, F.; Gonseth, Y. et al. (2017): Fauna Indicativa. 54. Aufl. Hg. v. WSL. Birmensdorf (WSL Berichte).
- Klein, Alexandra-Maria (2013): Bestäubung und Nahrungsmittelsicherheit. Präsentation. 2. Nationales IPBES Forum. Bonn.
- Klein, Alexandra-Maria; Boreux, Virginie; Fornoff, Felix; Mupepele, Anne-Christine; Pufal, Gesine (2018): Relevance of wild and managed bees for human well-being. In: *Current opinion in insect science*.



- Klein, Alexandra-Maria; Vaissière, Bernard E.; Cane, James H.; Steffan-Dewenter, Ingolf; Cunningham, Saul A.; Kremen, Claire; Tschardtke, Teja (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. In: *Proc. R. Soc. B* 274, S. 303–313. DOI: 10.1098/rspb.2006.3721.
- Komonen, Atte; Grapputo, Alessandro; Kaitala, Veijo; Kotiaho, Janne S.; Päivinen, Jussi (2004): The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies. In: *Oikos* 105 (1), S. 41–54.
- Lautenbach, Sven; Seppelt, Ralf; Liebscher, Juliane; Dormann, Carsten F. (2012): Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. In: *PLoS ONE* 7, S. e35954. DOI: 10.1371/journal.pone.0035954.
- Luca, Paul A. de; Vallejo-Marín, Mario (2013): What's the 'buzz' about? The ecology and evolutionary significance of buzz-pollination. In: *Current opinion in plant biology* 16 (4), S. 429–435. DOI: 10.1016/j.pbi.2013.05.002.
- Macgregor, Callum J.; Pocock, Michael J. O.; Fox, Richard; Evans, Darren M. (2015): Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. In: *Ecological entomology* 40 (3), S. 187–198.
- Martin, H.-J. (2020): Wildbienen: Solitärbienen & Hummeln - Biologie, Arten, Schutz. Online verfügbar unter [www.wildbienen.de](http://www.wildbienen.de), zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Monzón, Víctor H.; Bosch, Jordi; Retana, Javier (2004): Foraging behavior and pollinating effectiveness of *Osmia cornuta* (Hymenoptera: Megachilidae) and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) on *Comice*? pear. In: *Apidologie* 35 (6), S. 575–585. DOI: 10.1051/apido:2004055.
- Ollerton, Jeff; Winfree, Rachael; Tarrant, Sam (2011): How many flowering plants are pollinated by animals? In: *Oikos* 120 (3), S. 321–326. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x.
- Oppermann, Rainer; Buhk, Constanze; Pfister, Sonja (2019): Handlungsperspektiven für eine insektenfreundliche Landnutzung. Options for insect-friendly forms of land use. In: *Natur und Landschaft* 94 (6/7), 279-288. DOI: 10.17433/6.2019.50153707.279-288.
- Palma, Adriana de; Kuhlmann, Michael; Roberts, Stuart P. M.; Potts, Simon G.; Borger, Luca; Hudson, Lawrence N. et al. (2015): Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. In: *The Journal of applied ecology* 52 (6), S. 1567–1577. DOI: 10.1111/1365-2664.12524.
- Pfister, Sonja C.; Eckert, Philipp W.; Schirmel, Jens; Cresswell, James E.; Entling, Martin H. (2017): Sensitivity of commercial pumpkin yield to potential decline among different groups of pollinating bees. In: *Royal Society open science* 4 (5), S. 170102. DOI: 10.1098/rsos.170102.
- Phillips, Benjamin B.; Williams, Aidan; Osborne, Juliet L.; Shaw, Rosalind F. (2018): Shared traits make flies and bees effective pollinators of oilseed rape (*Brassica napus* L.). In: *Basic and Applied Ecology* 32, S. 66–76. DOI: 10.1016/j.baae.2018.06.004.
- Pisanty, Gideon; Mandelik, Yael (2015): Profiling crop pollinators: life history traits predict habitat use and crop visitation by Mediterranean wild bees. In: *Ecological Applications* 25 (3), S. 742–752. DOI: 10.1890/14-0910.1.
- Roberts, Stuart P. M.; Potts, Simon G.; Kuhlmann, Michael (2018): Bee database.
- Ruhnke (2002): *Megachile genalis*, zuletzt aktualisiert am [www.genalis.de/m-genalk.htm](http://www.genalis.de/m-genalk.htm), zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Sahli, Heather F.; Conner, Jeffrey K. (2007): Visitation, effectiveness, and efficiency of 15 genera of visitors to wild radish, *Raphanus raphanistrum* (Brassicaceae). In: *American Journal of Botany* 94 (2), S. 203–209.
- Sekar, Sandhya (2012): A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? In: *Journal of Animal Ecology* 81 (1), S. 174–184.
- Settele, Josef; Steiner, Roland; Reinhardt, Rolf; Feldmann, Reinart; Hermann, Gabriel (2008): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands: Ulmer.

- Soussana J-F, Lutfalla S, Ehrhardt F, Rosenstock T, Lamanna C, Havlik P, Richards M, Wollenberg E, Chotte J-L, Torquebiau E, Ciaï P, Smith P, Lal R (2019): Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000 – soils for food security and climate' initiative. *Soil & Tillage Research* 188, 3-15. 4 per 1000 initiative: <https://www.4p1000.org/>, Zugriff: 3.11.2020.
- Stanley, Dara A.; Gunning, Daryl; Stout, Jane C. (2013): Pollinators and pollination of oilseed rape crops (*Brassica napus* L.) in Ireland: ecological and economic incentives for pollinator conservation. In: *J Insect Conserv* 17 (6), S. 1181–1189.
- Stavert, Jamie R.; Liñán-Cembrano, Gustavo; Beggs, Jacqueline R.; Howlett, Brad G.; Pattemore, David E.; Bartomeus, Ignasi (2016): Hairiness: the missing link between pollinators and pollination. In: *PeerJ* 4, e2779. DOI: 10.7717/peerj.2779.
- Vicens, Narcís; Bosch, Jordi (2000): Pollinating efficacy of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae, Apidae) on 'red Delicious' apple. In: *Environmental Entomology* 29 (2), S. 235–240.
- Westrich, P. (2020): Faszination Wildbienen. Online verfügbar unter [www.wildbienen.info](http://www.wildbienen.info), zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Wikipedia (2020): *Nomada signata* – Wikipedia. Online verfügbar unter [https://de.wikipedia.org/wiki/Nomada\\_signata](https://de.wikipedia.org/wiki/Nomada_signata), zuletzt geprüft am 28.04.2020.
- Williams, Neal M.; Crone, Elizabeth E.; Roulston, T'ai H.; Minckley, Robert; Packer, Laurence; Potts, Simon G. (2010): Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. In: *Biological Conservation* 143, S. 2280–2291.
- Winfree, Rachael; Bartomeus, Ignasi; Cariveau, Daniel P. (2011): Native pollinators in anthropogenic habitats. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42, S. 1–22. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042.

# Anhang

## Tabellen

Tabelle 1 Tagfalter-Arten mit verwendeter Flugdistanz-Kategorie (*dist.cat*, 5 Kategorien zwischen 100- über 500 m Flugdistanz). Die verwendete Flugdistanz-Kategorie wurde abgeleitet aus den Mobilitätsindizes von (Bink 1992; Cowley et al. 2001; Komonen et al. 2004), der Einteilung der Standorttreue aus der Fauna indicativa (Klaiber et al. 2017) und aus den von (Sekar 2012) zusammengetragenen gemessenen (*MDD\_g*) und berechneten (*MDD\_b*) mittleren Flugdistanzen [in Metern]. Die berechnete Flugdistanz ergibt sich bei (Sekar 2012) aus der Flügelspannweite [in mm] und der Futterpflanzen-Spezialisierung der Raupen [3 Level: die Raupen sind spezialisiert auf 1 Pflanze (1), 1 Gattung (2) oder mindestens 1 Familie (3)]:  $MDD_b = 10^{(1,168 \cdot \log_{10}(\text{Flügelspannweite}) + 0,315 \cdot \text{Futterspezialisierung})}$ .

Familie	Tagfalter-Art	Bink 1992	Cowley 2001	Komonen 2004	Fauna indicativa	MDD_g [m]	MDD_b [m]	dist.cat	Flügel	Futter- pflanze
Nymphalidae	<i>Aglais urticae</i>	6	38	8,6	vagabundierend		170	>500	23,5	2
Nymphalidae	<i>Apatura ilia</i>	4			standorttreu-vagabundierend		532	400-500	33,5	3
Pieridae	<i>Aporia crataegi</i>	5		6,8	standorttreu-vagabundierend		249	300-400	17,5	3
Nymphalidae	<i>Araschnia levana</i>	5		4,7	standorttreu-vagabundierend		121	200-300	17,5	2
Nymphalidae	<i>Argynnis paphia</i>	4	31	6,1	standorttreu-vagabundierend		235	300-400	31	2
Hesperiidae	<i>Carcharodes alceae</i>	6			vagabundierend		97	300-400	14,5	2
Lycaneidae	<i>Celastrina argiolus</i>	5	34	6,5	vagabundierend		208	300-400	15	3
Nymphalidae	<i>Coenonympha pamphilus</i>	3	17	4,5	standorttreu		208	200-300	15	3
Pieridae	<i>Colias croceus</i>	3			Wanderfalter		170	>500	23,5	2
Pieridae	<i>Colias hyale</i>	5			vagabundierend		275	300-400	19	3
Lycaenidae	<i>Cupido argiades</i>	4			standorttreu-vagabundierend		168	100-200	12,5	3
Hesperiidae	<i>Erynnis tages</i>	3	10		standorttreu	86	184	100-200	13,5	3
Pieridae	<i>Gonepteryx rhamni</i>	6	36	8,3	standorttreu		432	>500	28	3
Nymphalidae	<i>Inachis io</i>	6	39	8,8	vagabundierend		209	>500	28	2
Nymphalidae	<i>Issoria lathonia</i>	5		5,9	vagabundierend		309	300-400	21	3
Nymphalidae	<i>Lasiommata megera</i>	4	30		standorttreu		326	300-400	22	3
Pieridae	<i>Leptidea sinapis</i>	4	14	5,7	sehr standorttreu		317	300-400	21,5	3
Lycaenidae	<i>Lycaena dispar</i>	4			standorttreu		117	100-200	17	2
Lycaenidae	<i>Lycaena phlaeas</i>	4	26	5,1	vagabundierend		89	300-400	13,5	2
Nymphalidae	<i>Maniola jurtina</i>	4	25	3,5	standorttreu	323; 199	352	300-400	23,5	3
Nymphalidae	<i>Melanargia galathea</i>	3	24		standorttreu	600; 52,5	369	300-400	24,5	3
Hesperiidae	<i>Ochlodes sylvanus</i>	4	20	6,7	standorttreu	137	216	200-300	15,5	3
Papilionidae	<i>Papilio machaon</i>	5	37	8,1	vagabundierend		560	>500	35	3

<b>Familie</b>	<b>Tagfalter-Art</b>	<b>Bink 1992</b>	<b>Cowley 2001</b>	<b>Komonen 2004</b>	<b>Fauna indicativa</b>	<b>MDD_g [m]</b>	<b>MDD_b [m]</b>	<b>dist.cat</b>	<b>Flügel</b>	<b>Futter- pflanze</b>
Pieridae	<i>Pieris brassicae</i>	7	41		vagabundierend		505	>500	32	3
Pieridae	<i>Pieris napi</i>	5	35	7,5	vagabundierend	500	291	>500	20	3
Pieridae	<i>Pieris rapae</i>	6	40		vagabundierend	800	378	>500	25	3
Nymphalidae	<i>Polygonia c-album</i>	6	33	7,8	vagabundierend		166	>500	23	2
Lycaenidae	<i>Polyommatus icarus</i>	4	21	6,1	standorttreu	165	225	200-300	16	3
Nymphalidae	<i>Pyronia tithonus</i>	3	21		sehr standorttreu-	395	258	200-300	18	3
Hesperiidae	<i>Thymelicus lineola</i>	4		6,3	standorttreu		85	200-300	13	2
Nymphalidae	<i>Vanessa atalanta</i>	9	42		Wanderfalter		127	>500	34	1
Nymphalidae	<i>Vanessa cardui</i>	8	44		Wanderfalter		505	>500	32	3
Zygaenidae	<i>Zygaena filipendulae</i>						275	200-300	19	3

Tabelle 2 Bei der Bestäubungseffizienz für Kulturpflanzen (*crop*), vibrationsbestäubte Kulturpflanzen (*buzz*) und für Wildpflanzen (*wild*) berücksichtigte Parameter und ihre jeweiligen Stufen, die auf Artebene bewertet wurden. Die Behaarung wurde in vier Stufen eingeteilt, abhängig von der Größe [Intertegulare Distanz =ITD, (Garibaldi et al. 2015) ] und der auf Fotos erkennbaren Behaarung im Gesicht und auf dem Thorax.

Bestäubungseffizienz	Stufe crop	Stufe buzz	Stufe wild	Kategorie
Parasit/Geschlecht	0	0	0	Parasitische + männliche Bienen, Tagfalter
	3	3	3	Weibliche, nicht-parasitische Bienen
Spezialisierung	1	1	1	no lecty
	1	1	3	Oligolektisch- no crop,
	2	2	3	Oligolektisch-crop
	3	3	3	polylektisch
Jahreszeitliche Aktivität	1	1		Spät = frühestens ab Mai
	2	2		Früh = spätestens bis April, < 6 Monate
	4	4		Ganzjährig = spätestens bis April, > 6 Monate
Behaarung	1	1	1	Kaum Haare + winzig-klein (ITD < 2mm)
	2	2	2	Behaart + klein (ITD 1.5-2mm); Tagfalter
	4	4	4	Behaart + groß (ITD 2-3.3 mm)
	16	8	8	Stark behaart + groß (ITD > 2mm)
Habitatspezialisierung	0	0		Keine anthropogenen Habitate
	1	1		Anthropogen
Vibrationsbestäubung		0		Keine Vibrationsbestäubung
		20		Vibrationsbestäubung

Tabelle 3 Berechnete Bestäubungseffizienz für Kulturpflanzen (*eff\_crop*), für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen (*eff\_buzz*) und für Wildpflanzen (*eff\_wild*) im Mittel für Wildbienen und Tagfalter, sowie für die häufigsten Bienen- und Tagfalterarten 2018 (N = Gesamtanzahl 2018, % = Anteil an den gesamt gefangenen Bienen bzw. Tagfaltern 2018), angegeben sind die Effizienz-Werte für weibliche Bienen.

Bestäubergruppe	Art	N	%	eff_crop	eff_buzz	eff_wild
Wildbienen	<b>84 Arten</b>	<b>4473</b>	<b>100</b>	<b>17,3</b>	<b>16,2</b>	<b>9,0</b>
	<i>Bombus lapidarius</i>	1098	25	31	39	14
	<i>Bombus terrestris</i>	1066	24	31	39	14
	<i>Andrena flavipes</i>	374	8	15	15	10
	<i>Bombus sylvarum</i>	310	7	28	36	14
	<i>Halictus simplex</i>	170	4	11	11	8
	<i>Halictus subauratus</i>	128	3	13	13	8
	<i>Lasioglossum malachurum</i>	126	3	13	13	8
	<i>Bombus pascuorum</i>	109	2	31	39	14
	<i>Lasioglossum pauxillum</i>	85	2	13	13	8
Tagfalter	<b>29 Arten</b>	<b>668</b>	<b>100</b>	<b>10,4</b>	<b>10,4</b>	<b>5,0</b>
	<i>Maniola jurtina</i>	215	32	9	9	5
	<i>Pieris napi/ Pieris rapae</i>	168	25	13	13	5

Tabelle 4 Berechnete Bestäubungseffizienz für Kulturpflanzen (*eff\_crop*), für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen (*eff\_buzz*) und für Wildpflanzen (*eff\_wild*) im Mittel für Wildbienen und Tagfalter, sowie für die häufigsten Bienen- und Tagfalterarten 2019 (N = Gesamtanzahl 2019, % = Anteil an den gesamt gefangenen Bienen bzw. Tagfaltern 2019), angegeben sind die Effizienz-Werte für weibliche Bienen.

Bestäubergruppe	Art	N	%	eff_crop	eff_buzz	eff_wild	dist [m]
Wildbienen	<b>131 Arten</b>	<b>3707</b>	<b>100</b>	<b>21,5</b>	<b>24,7</b>	<b>11,3</b>	
	<i>Bombus terrestris</i>	1539	42	31	39	14	1568
	<i>Andrena flavipes</i>	484	13	15	15	10	380
	<i>Lasioglossum pauxillum</i>	196	5	13	13	8	41
	<i>Halictus simplex</i>	127	3	11	11	8	170
	<i>Halictus subauratus</i>	119	3	13	13	8	87
	<i>Eucera nigrescens</i>	109	3	28	16	14	1358
	<i>Bombus sylvarum</i>	79	2	28	36	14	958
	<i>Halictus scabiosae</i>	66	2	15	15	10	461

	<i>Lasioglossum malachurum</i>	60	2	13	13	8	107
	<i>Bombus lapidarius</i>	56	2	31	39	14	1237
Tagfalter	<b>28 Arten</b>	<b>742</b>	<b>100</b>	<b>10,3</b>	<b>10,3</b>	<b>5,0</b>	
	<i>Maniola jurtina</i>	380	51	9	9	5	
	<i>Vanessa cardui</i>	108	15	10	10	5	
	<i>Pieris napi/ Pieris rapae</i>	97	13	13	13	5	

Tabelle 5 Minimal- und Maximalwerte der Parameter für Bienen-Bestäubungseffizienz für Kulturpflanzen (crop), vibrationsbestäubte Kulturpflanzen (buzz) und für Wildpflanzen (wild). Daten von 2018.

Wert	pro	crop	buzz	wild
Bestäubungseffizienz	Bienenart	3-31	3-39	2-14
Mittlere Bestäubungseffizienz der Bienenarten	Fläche	12-29	11-35	7-13
Abundanz Bienen	Fläche	22-1071		
Bestäubungseffizienz* N	Fläche	342-31032	310-37644	178-14110
Artenanzahl Bienen	Fläche	9-52		
Diversitätswert	Fläche	450-2650	450-2650	900-5300
Bienen-Bestäubungswert	Fläche	810-33182	822-39794	1104-18410
Bienen-Bestäubungseffizienz (in % vom Maximum)	Fläche	2-100	2-100	6-100
Einfluss der Artenzahl auf Bienen-Bestäubungswert	Fläche	34% 6-64%	32% 12-44%	63% 23-87%

Tabelle 6 Minimal- und Maximalwerte der Parameter für Bestäubungseffizienz für Kulturpflanzen (crop), vibrationsbestäubte Kulturpflanzen (buzz) und für Wildpflanzen (wild). Daten von 2019.

Wert	pro	crop	buzz	wild
Bestäubungseffizienz	Bienenart	3-31	3-39	2-14
Mittlere Bestäubungseffizienz der Bienenarten 2019	Fläche	9-29	9-36	8-13
Abundanz Bienen	Fläche	12-1055		
Bestäubungseffizienz* N	Fläche	152-30835	152-38299	99-14201
Artenanzahl Bienen	Fläche	5-56		
Diversitätswert	Fläche	300-2800	300-2800	600-5600
Bienen-Bestäubungswert	Fläche	452-32785	452-40249	699-18101
Bienen-Bestäubungseffizienz (in % vom Maximum)	Fläche	1-100	1-100	4-100
Einfluss der Artenzahl auf Bienen-Bestäubungswert	Fläche	36%	43%	68%
		6-66%	5-66%	22-86%
<b>Gesamtbestäubungseffizienz</b>	Fläche	<b>526-33144</b>	<b>526-40608</b>	<b>814-18511</b>
Einfluss der Tagfalter-Bestäubungseffizienz auf Gesamt-Bestäubungseffizienz	Fläche	10%	12%	11%
		1-23%	1-34%	2-22%

Tabelle 7 Bestäubungswerte pro Fläche 2018: %crop = relativer Bestäubungswert für Kulturpflanzen, %buzz = relativer Bestäubungswert für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen, %wild = relativer Bestäubungswert für Wildpflanzen; von Bienen, Tagfaltern und gesamt. Det = Dettenheim, Rhe= Rheinmünster, M = Maßnahmen-/Blühfläche, K = Kontrollfläche/Grasweg. N = Individuenanzahl, S = Artenanzahl. Außerdem die Mittelwerte für die Graswege sowie für die Blühflächen.

Fläche	N Bienen	N Hummeln	N Tagfalter	S Bienen	S Tagfalter	%crop Bienen	%crop Tagfalter	%crop gesamt	%buzz Bienen	%buzz gesamt	%wild Bienen	%wild Tagfalter	%wild gesamt
Det.KA	30	5	10	15	6	3,8	15,5	4,4	3,1	3,6	9,8	21,3	10,7
Det.KB	83	57	8	16	5	8,5	12,2	8,8	8,1	8,4	14,1	17,6	14,6
Det.KC	94	30	3	21	3	8,0	6,5	8,1	7,2	7,3	16,4	9,7	16,3
Det.KD	58	3	4	19	4	5,2	7,9	5,4	4,2	4,4	12,9	13,0	13,2
Det.M2	291	83	132	50	14	26,2	100,0	29,9	20,5	23,7	44,1	100,0	48,3
Det.M3	295	144	105	53	15	26,7	90,5	30,0	24,7	27,5	46,6	89,8	50,1
Det.M5	472	335	72	28	7	43,4	65,0	45,1	40,5	42,0	48,2	52,8	49,5
Det.M9N	235	38	26	53	6	21,1	23,7	21,6	16,0	16,5	41,4	28,7	41,6
Det.M9S	449	223	40	49	6	39,0	36,4	39,5	34,6	35,1	55,1	35,2	55,2
Rhe.KA	22	2	9	12	4	2,8	12,0	3,3	2,3	2,7	7,7	15,3	8,3
Rhe.KB	33	1	6	12	4	3,4	9,5	3,7	2,6	2,9	8,1	13,9	8,6
Rhe.KC	24	3	6	9	3	2,4	8,7	2,8	2,1	2,3	6,1	11,1	6,6
Rhe.KD	32	0	9	13	6	3,1	13,9	3,6	2,5	3,0	8,4	20,8	9,3
Rhe.M11	291	176	44	38	12	28,3	48,7	29,7	25,6	26,8	40,3	53,7	42,0
Rhe.M13	-	-	19	-	8	-	25,2	-	-	-	-	31,0	-
Rhe.M14	258	168	-	34	-	25,1	-	-	23,5	-	36,2	-	-
Rhe.M15	1071	921	60	43	12	100,0	62,1	100,0	100,0	100,0	100,0	61,1	100,0
Rhe.M3	268	163	64	32	16	25,7	69,6	28,1	23,0	25,0	35,6	74,1	38,7
Rhe.M7	467	323	51	34	10	44,2	50,7	45,2	40,6	41,5	51,0	51,4	52,2
<b>Graswege</b>	47,0	12,6	6,9	14,6	4,4	4,7	10,8	5,0	4,0	4,3	10,5	15,3	11,0
<b>Blühflächen</b>	409,7	257,4	61,3	41,4	10,6	38,0	57,2	41,0	34,9	37,6	49,8	57,8	53,1

Tabelle 8 Bestäubungswerte pro Fläche 2019: %crop = relativer Bestäubungswert für Kulturpflanzen, %buzz = relativer Bestäubungswert für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen, %wild = relativer Bestäubungswert für Wildpflanzen; von Bienen, Tagfaltern und gesamt. Außerdem der aus den Bienen- und Tagfalteredaten errechnete Radius (in Metern), wie weit die Bestäubungsleistung in die Umgebung ausstrahlt. Det = Dettenheim, Rhe= Rheinmünster, M = Maßnahmen-/Blühfläche, K = Kontrollfläche/Grasweg. N = Individuenanzahl, S = Artenanzahl. Außerdem die Mittelwerte für die Graswege sowie für die Blühflächen.

Fläche	N Bienen	N Hummeln	N Tagfalter	S Bienen	S Tagfalter	%crop Bienen	%crop Tagfalter	%crop gesamt	%buzz Bienen	%buzz gesamt	%wild Bienen	%wild Tagfalter	%wild gesamt	radius Bienen [m]
Det.KA	55	4	13	16	6	4,8	11,5	5,5	4,0	4,5	11,4	22,5	13,1	341
Det.KB	38	6	32	12	5	7,6	19,7	8,8	3,1	4,1	8,6	25,2	10,6	395
Det.KC	64	0	5	15	1	12,3	3,2	12,3	3,9	4,1	11,1	4,6	11,3	246
Det.KD	85	3	17	24	4	16,1	11,3	16,7	5,6	6,1	17,4	17,5	18,5	230
Det.M2	236	48	144	56	12	47,5	73,7	51,8	16,9	20,7	43,7	81,2	49,9	539
Det.M3	163	11	205	45	12	31,1	100	37,3	10,6	15,8	32,2	100,0	40,3	347
Det.M5	205	42	50	46	4	17,4	27,9	19,0	14,4	15,7	36,6	27,7	38,3	591
Det.M9N	205	12	23	41	7	17,9	16,3	18,8	12,5	13,2	34,9	28,6	36,6	814
Det.M9S	293	26	43	51	7	20,8	25,3	22,3	16,8	17,9	43,7	34,8	45,8	437
Rhe.KA	18	6	10	11	3	2,7	7,2	3,1	2,3	2,7	7,1	12,3	8,0	498
Rhe.KB	12	0	3	6	2	1,4	3,4	1,6	1,1	1,3	3,9	7,1	4,4	99
Rhe.KC	32	0	5	8	3	2,1	6,4	2,5	1,7	2,1	6,0	13,8	7,1	45
Rhe.KD	47	0	16	21	6	4,9	13,7	5,7	4,0	4,7	13,6	23,4	15,4	105
Rhe.M11	86	20	79	34	9	9,5	44,2	12,3	8,2	10,5	23,6	52,0	27,6	745
Rhe.M14	501	167	21	31	5	35,3	15,2	35,9	32,1	32,6	48,1	21,8	48,9	770
Rhe.M15	145	63	21	29	5	13,6	15,2	14,5	12,4	13,1	25,2	21,8	26,5	828
Rhe.M2	467	351	33	33	9	43,3	25,0	44,4	42,0	43,0	51,5	37,8	53,7	1309
Rhe.M7	1055	948	22	39	6	100	16,6	100	100	100	100	25,2	100	1443
<b>Graswege</b>	43,9	2,4	12,6	14,1	3,8	6,5	9,6	7,0	3,2	3,7	9,9	15,8	11,1	245
<b>Blühflächen</b>	335,6	168,8	64,1	40,5	7,6	33,7	35,9	35,6	26,6	28,3	43,9	43,1	46,8	782



## Karten

### Dettenheim

#### Tagfalter

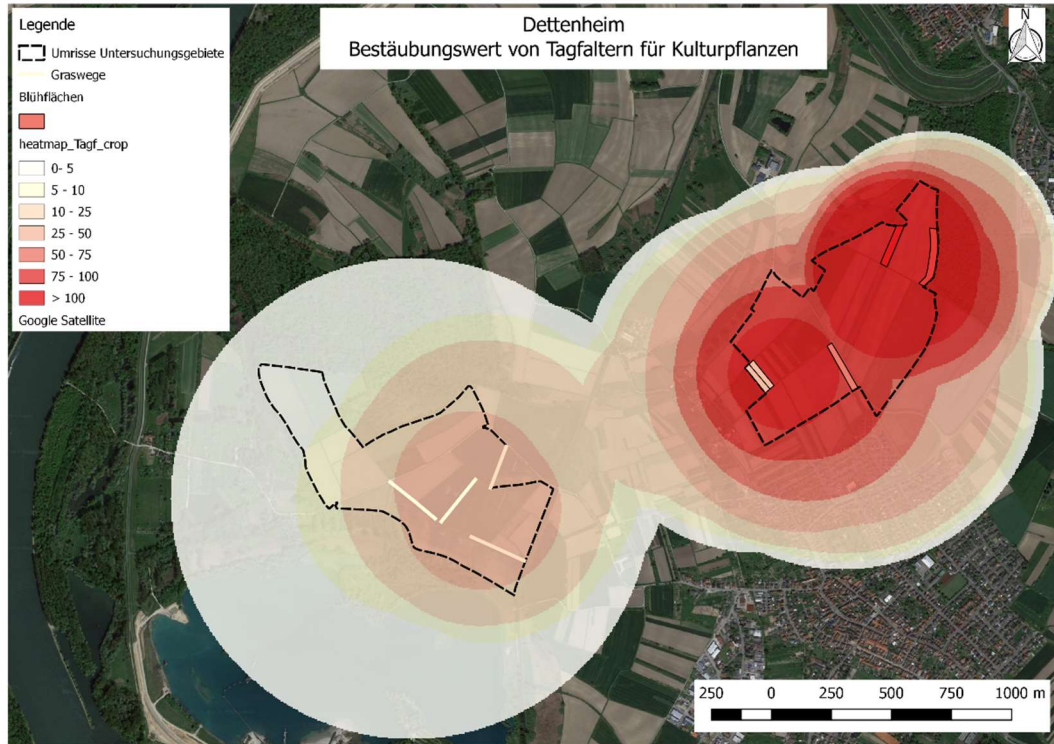


Abbildung 35 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Kulturpflanzen in Dettenheim 2018. Für Tagfalter sind die Bestäubungswerte für Kulturpflanzen allgemein und vibrationsbestäubte Kulturpflanzen identisch, da sie keine Vibrationsbestäubung durchführen.

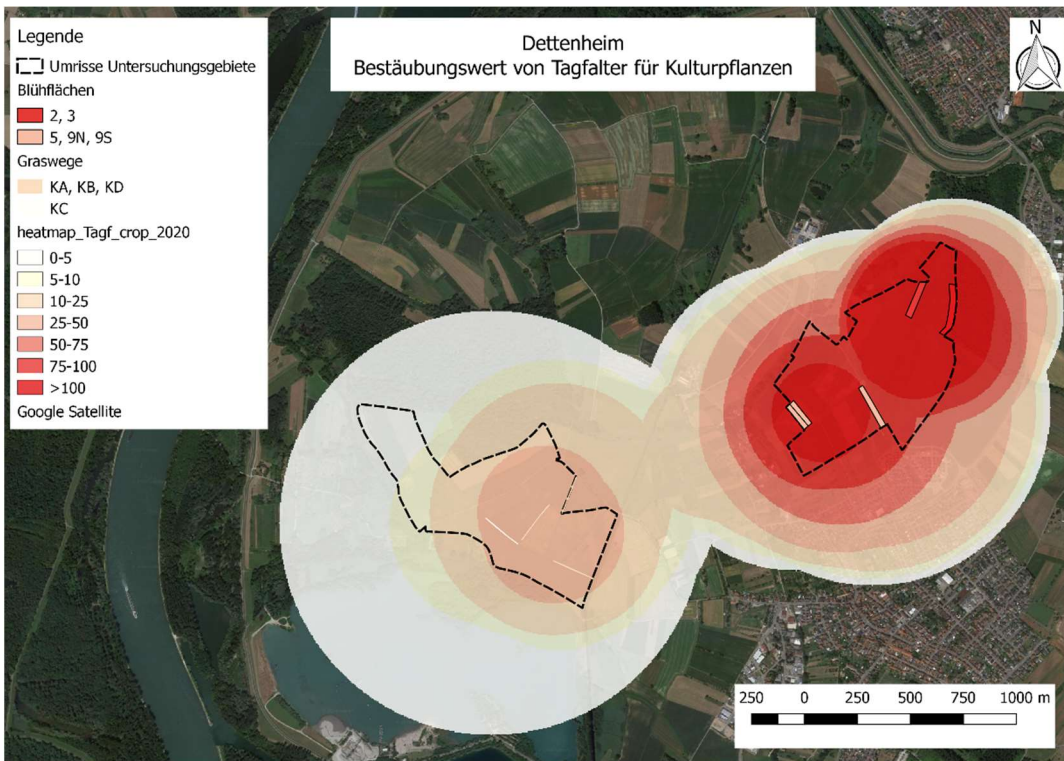


Abbildung 36 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Kulturpflanzen in Dettenheim 2019. Für Tagfalter sind die Bestäubungswerte für Kulturpflanzen allgemein und vibrationsbestäubte Kulturpflanzen identisch, da sie keine Vibrationsbestäubung durchführen.

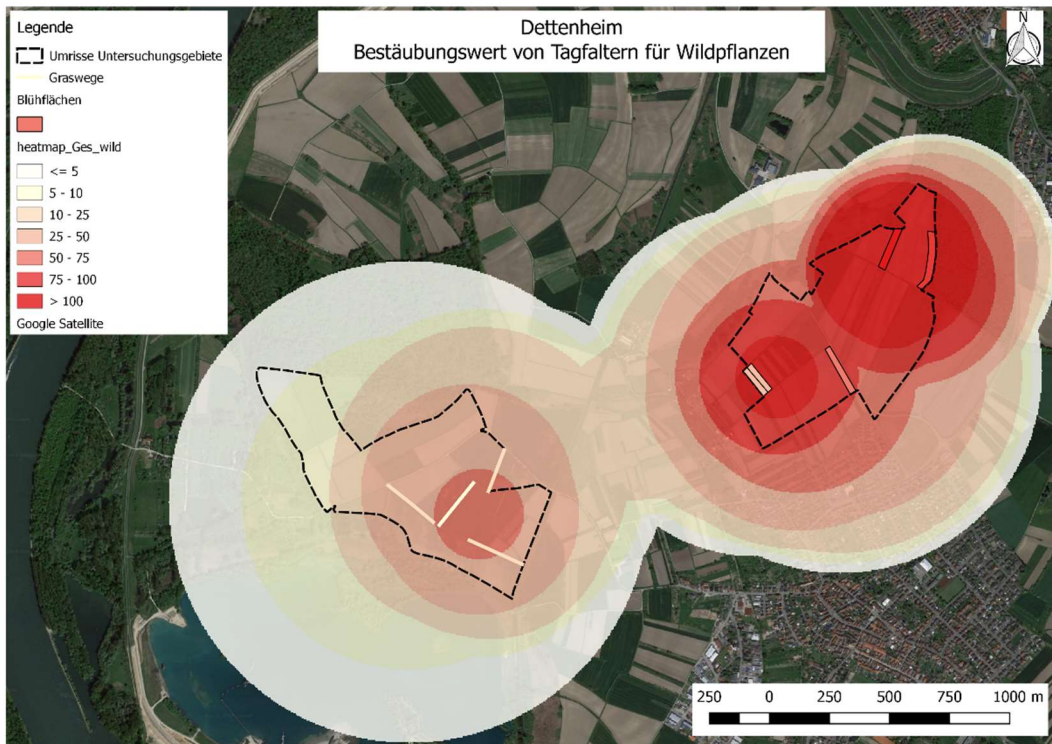


Abbildung 37 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Wildpflanzen in Dettenheim 2018.

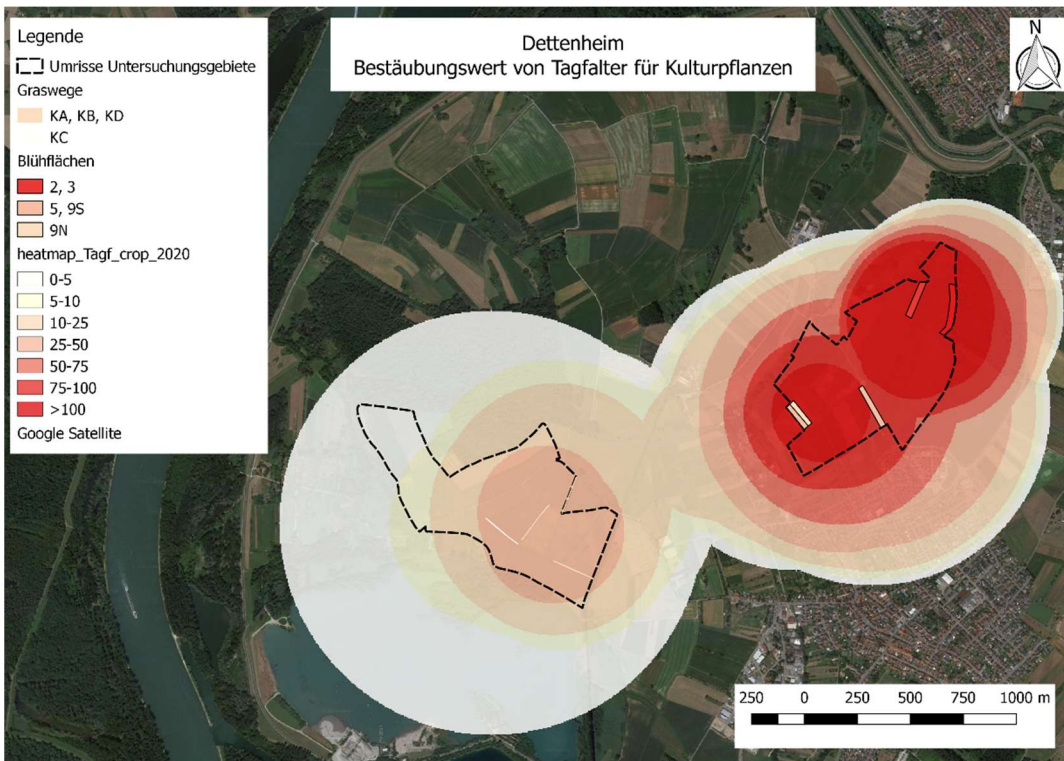


Abbildung 38 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Wildpflanzen in Dettenheim 2019.

### Wildbienen

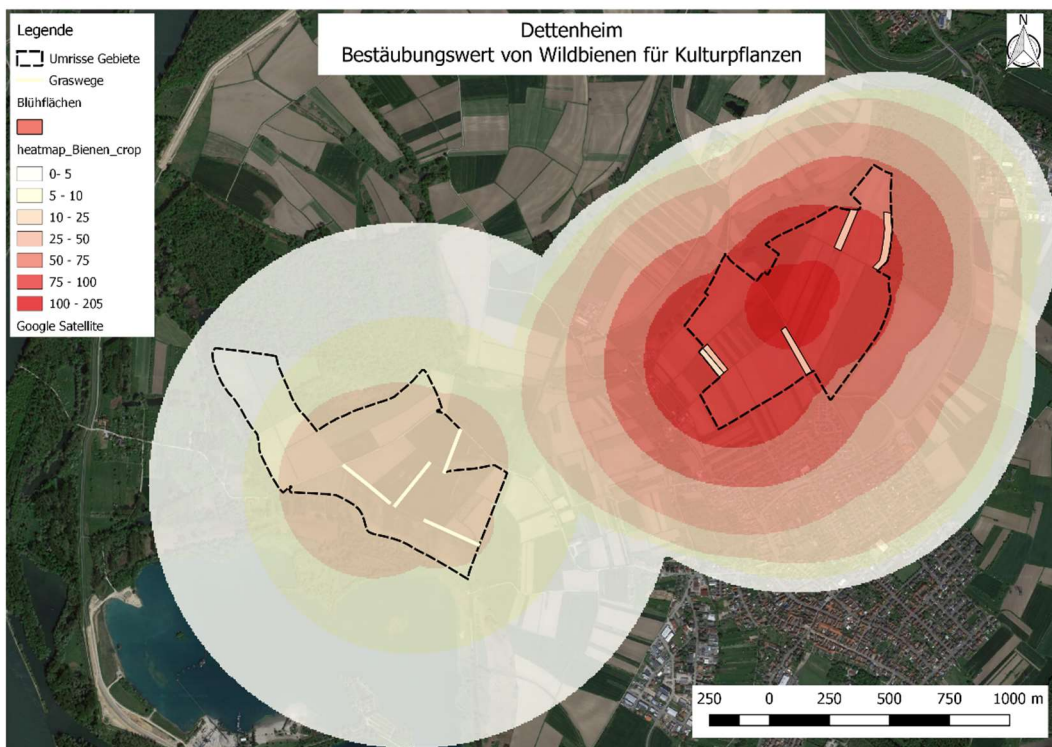


Abbildung 39 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Kulturpflanzen in Dettenheim 2018.

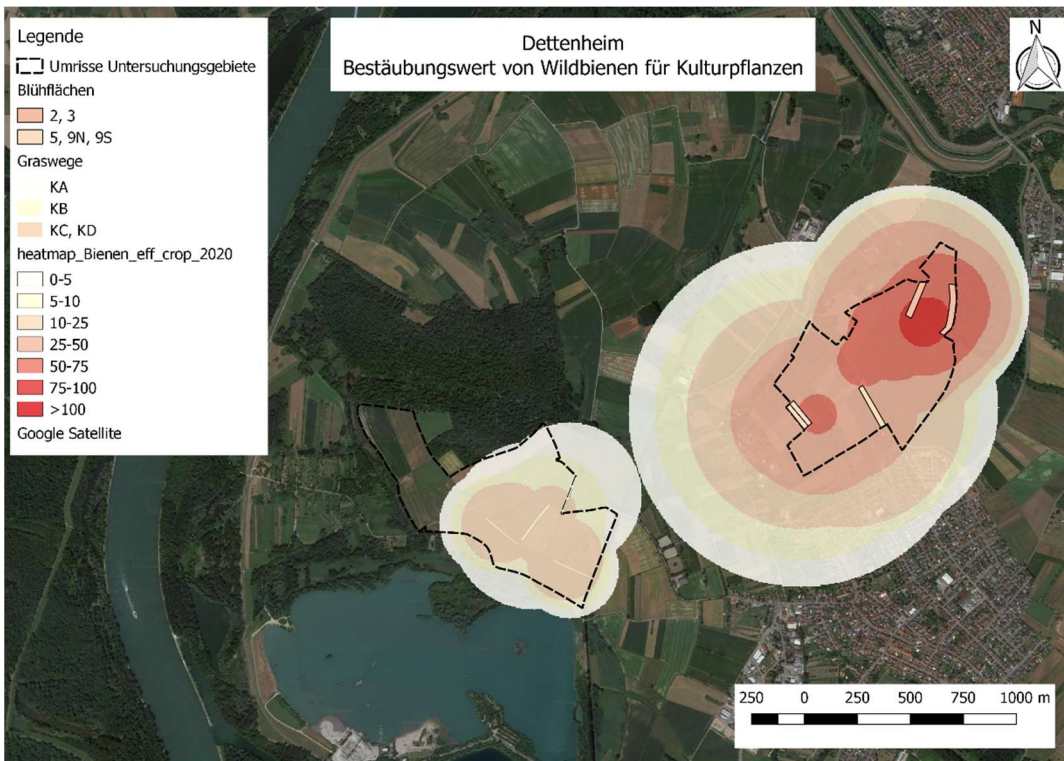


Abbildung 40 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Kulturpflanzen in Dettenheim 2019.

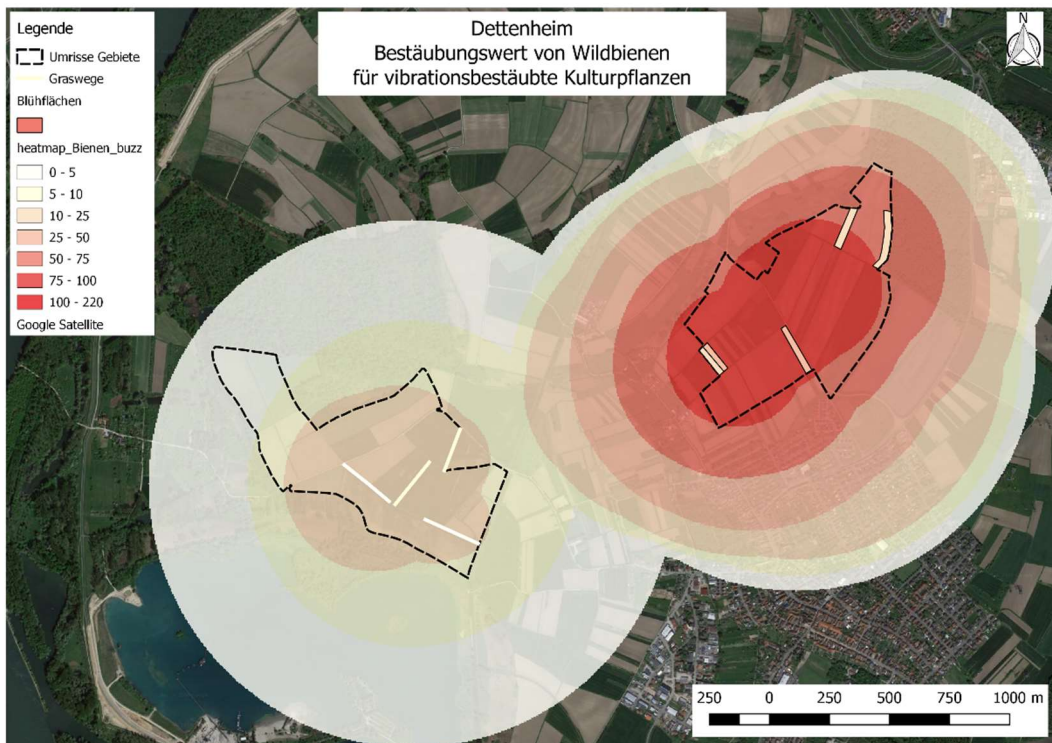


Abbildung 41 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Dettenheim 2018.

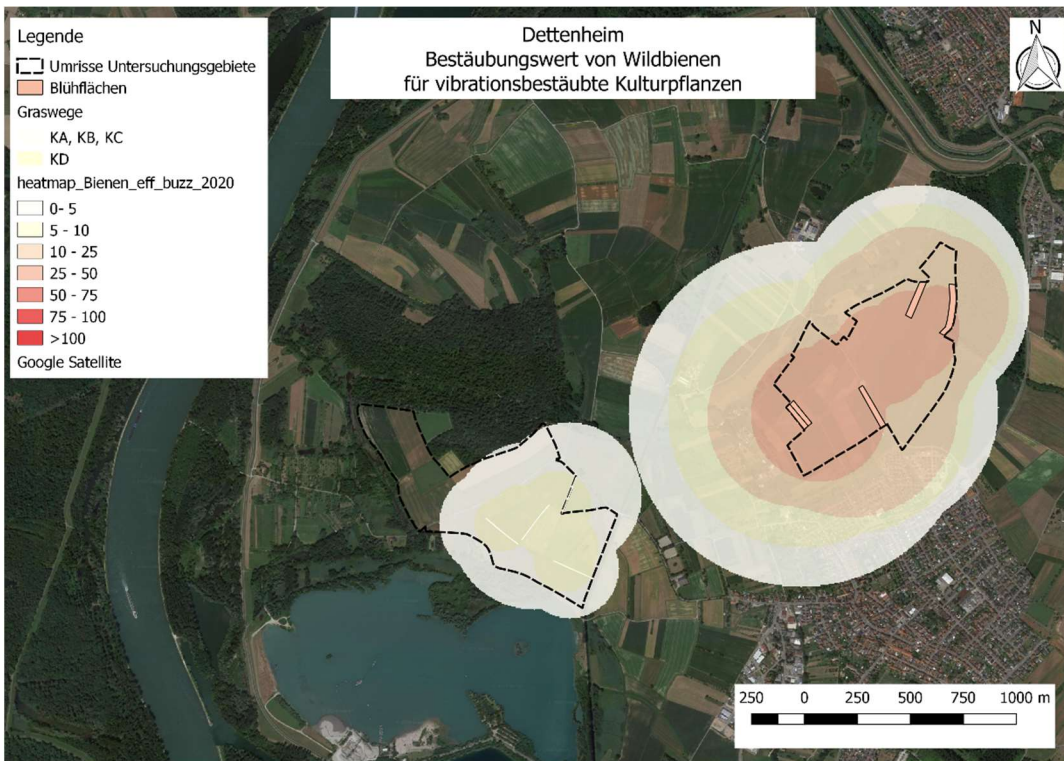


Abbildung 42 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Dettenheim 2019.

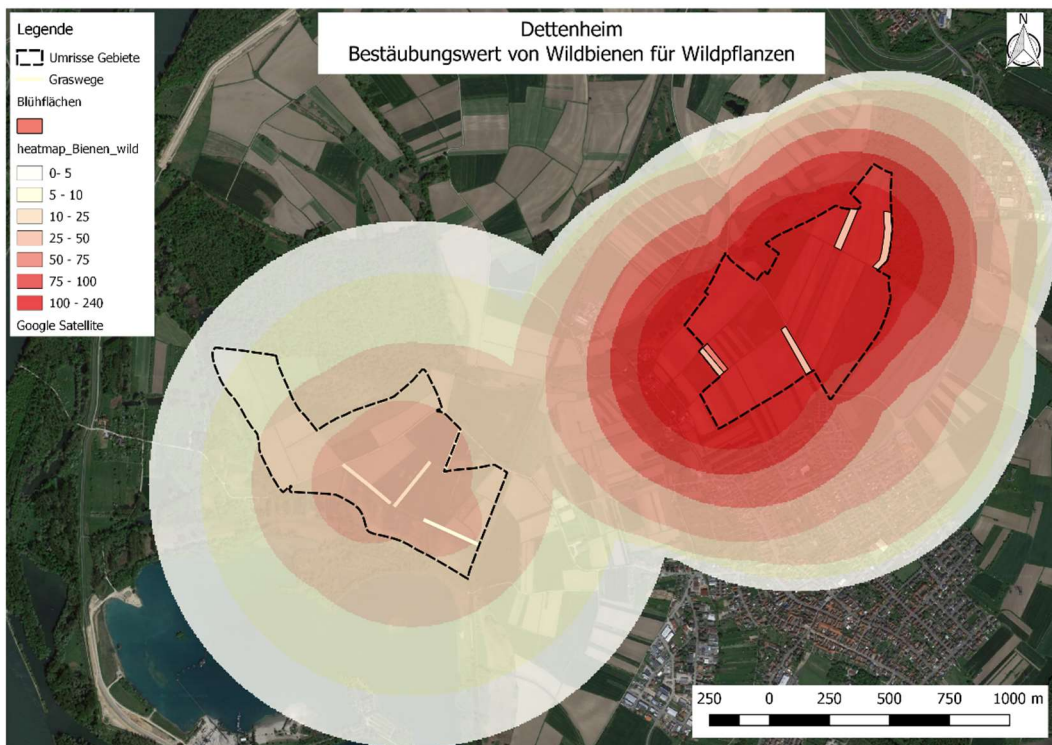


Abbildung 43 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Wildpflanzen in Dettenheim 2018.

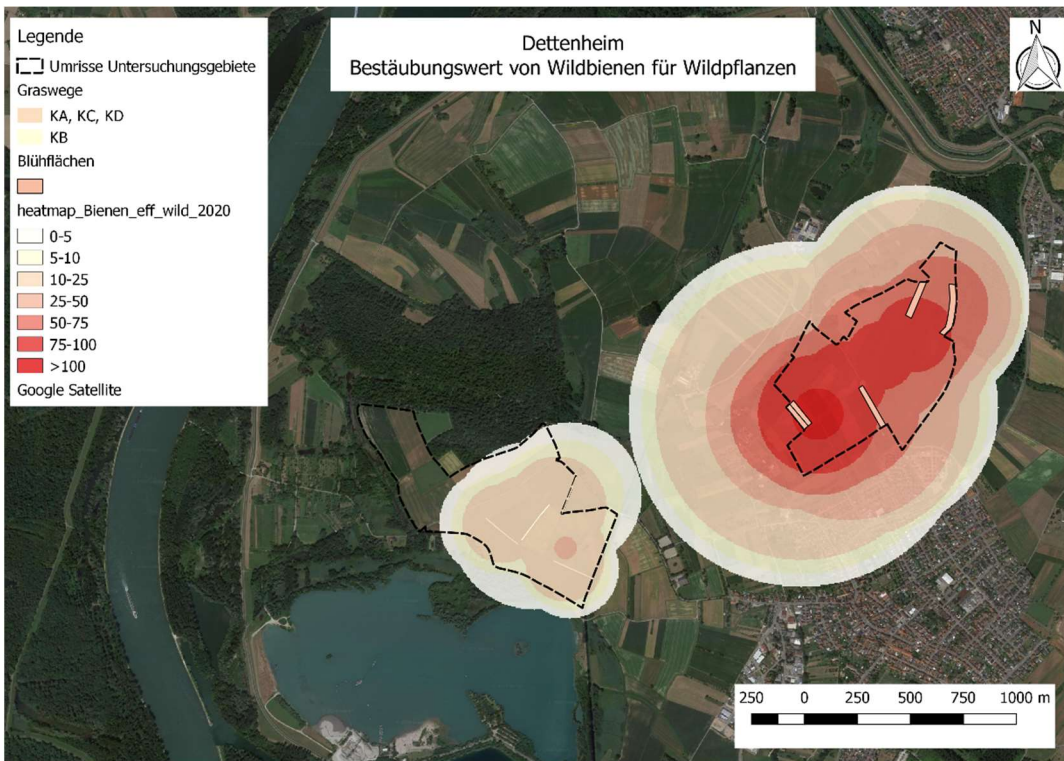


Abbildung 44 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Wildpflanzen in Dettenheim 2019.

**Gesamt**

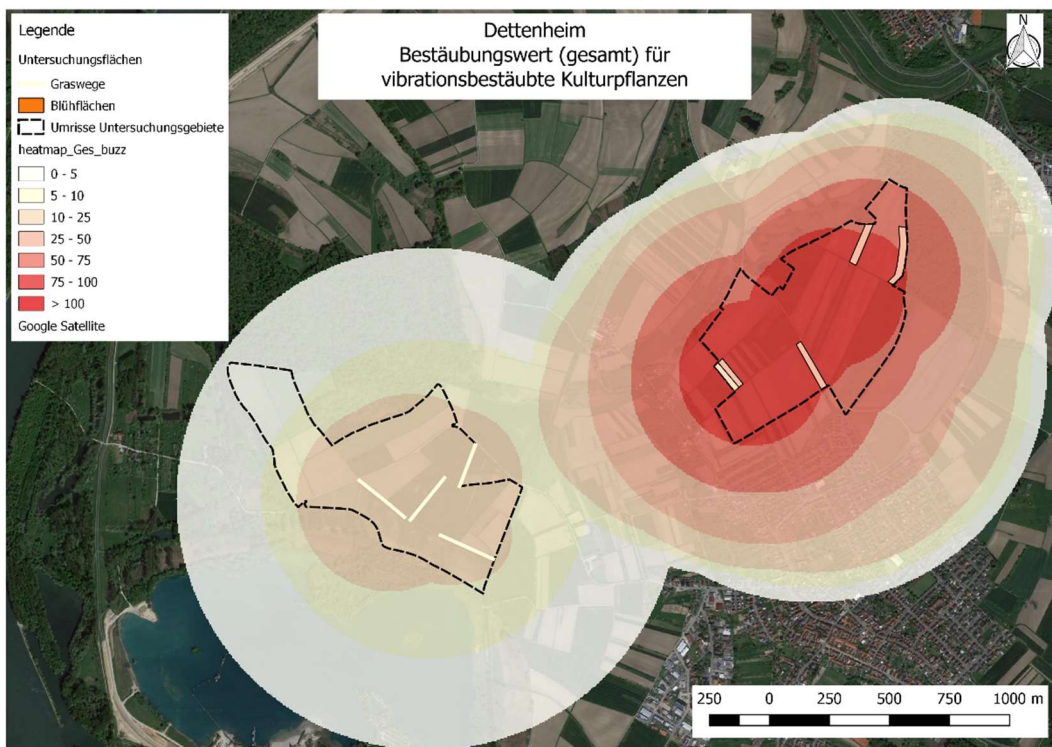


Abbildung 45 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Dettenheim.

# Rheinmünster

## Tagfalter

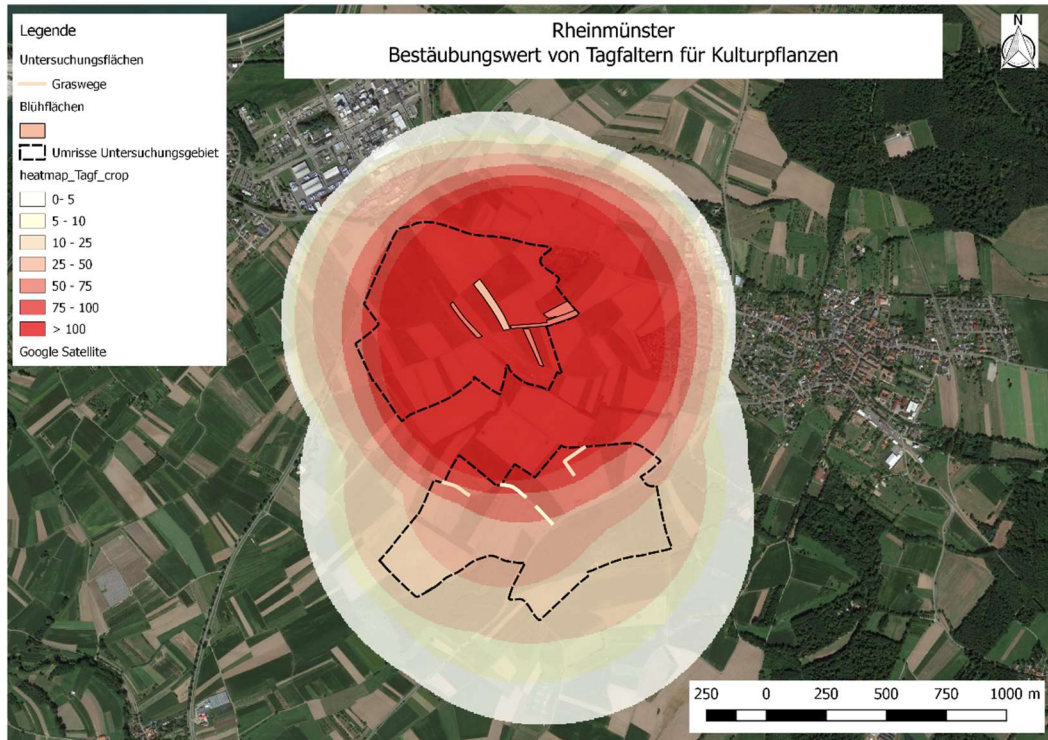


Abbildung 46 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2018. Für Tagfalter sind die Bestäubungswerte für Kulturpflanzen allgemein und vibrationsbestäubte Kulturpflanzen identisch, da sie keine Vibrationsbestäubung durchführen.

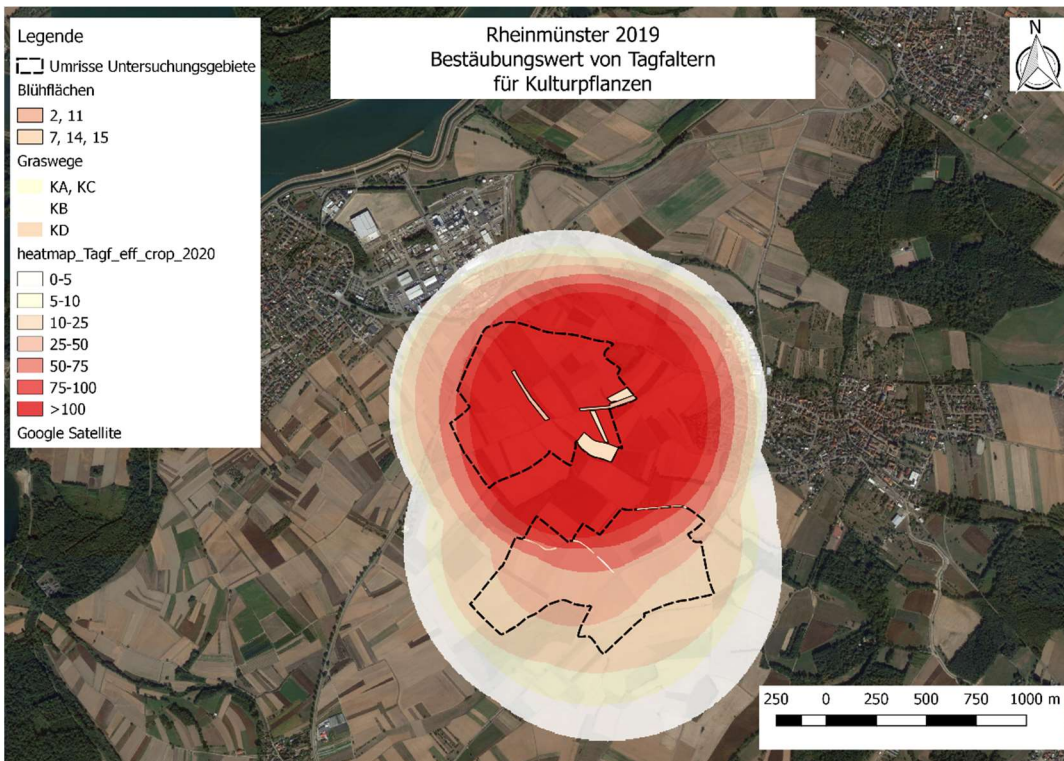


Abbildung 47 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2019. Für Tagfalter sind die Bestäubungswerte für Kulturpflanzen allgemein und vibrationsbestäubte Kulturpflanzen identisch, da sie keine Vibrationsbestäubung durchführen.

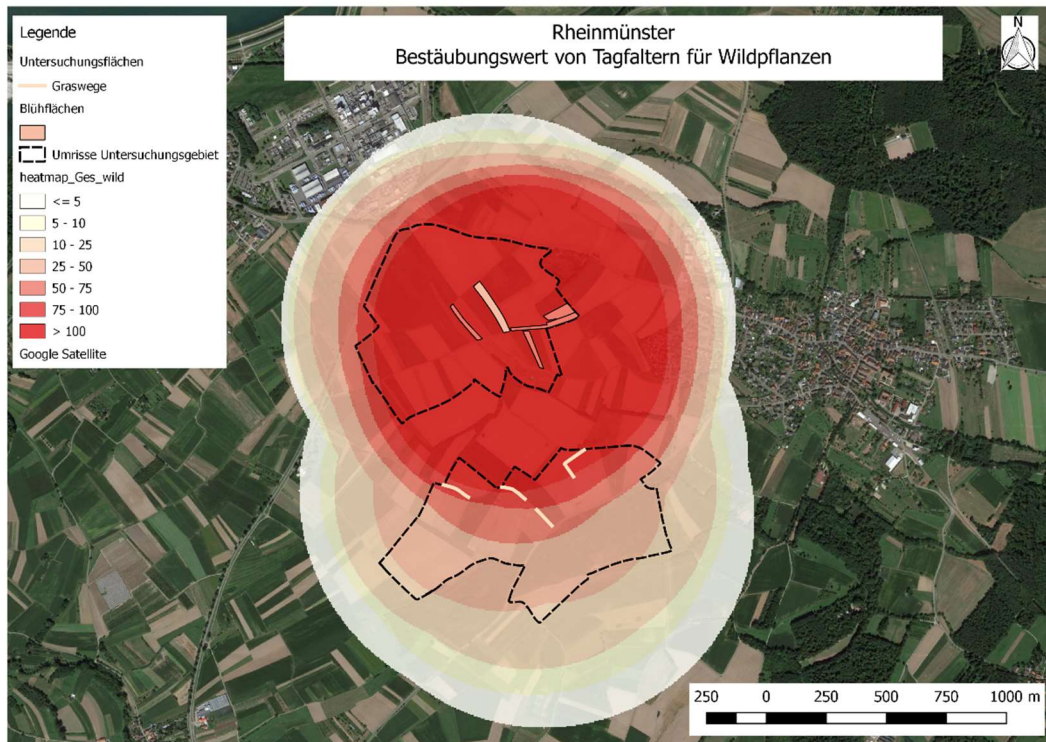


Abbildung 48 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Wildpflanzen in Rheinmünster 2018.



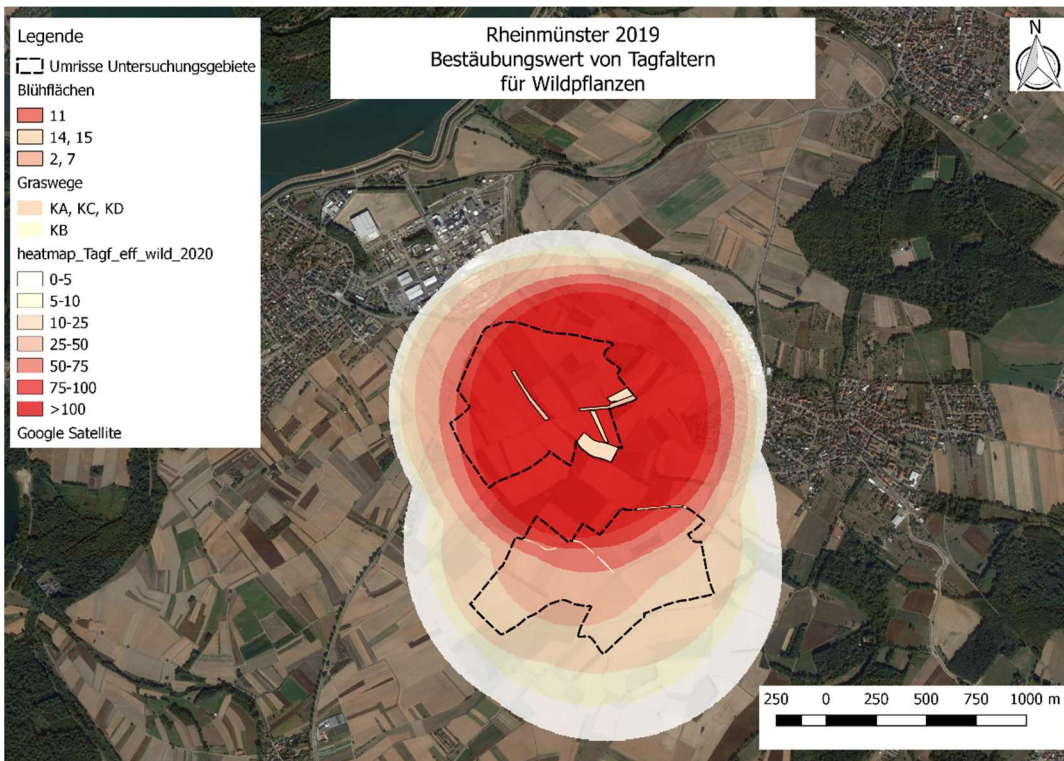


Abbildung 49 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Tagfalter für Wildpflanzen in Rheinmünster 2019.

### Wildbienen

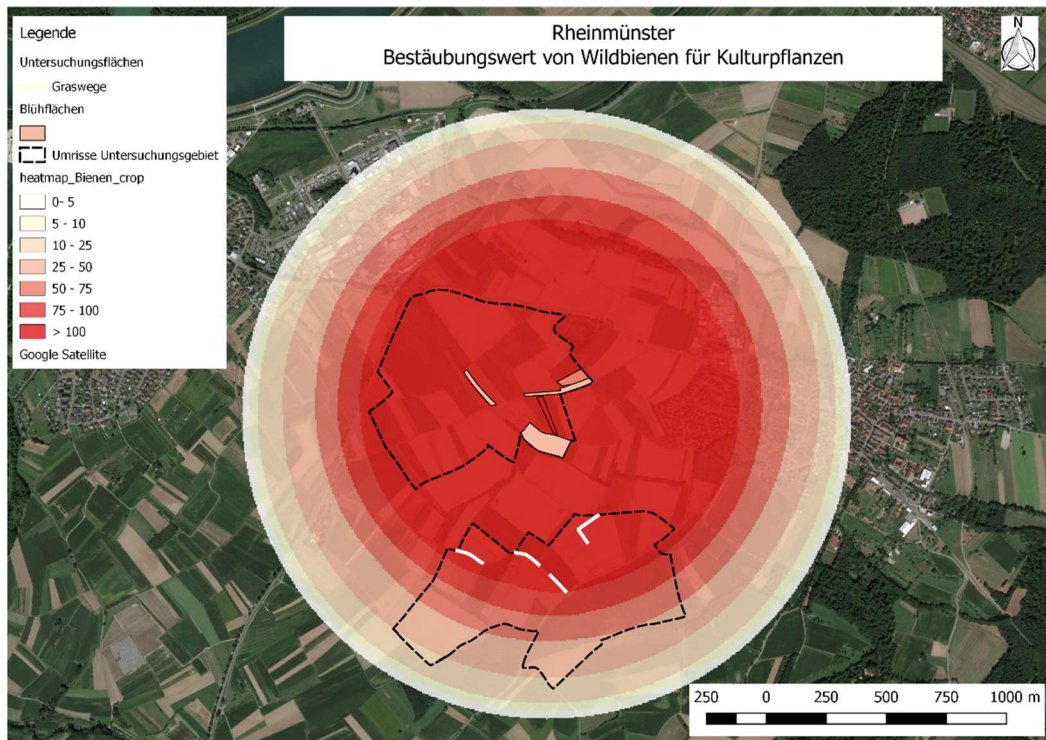


Abbildung 50 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2018. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M15) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

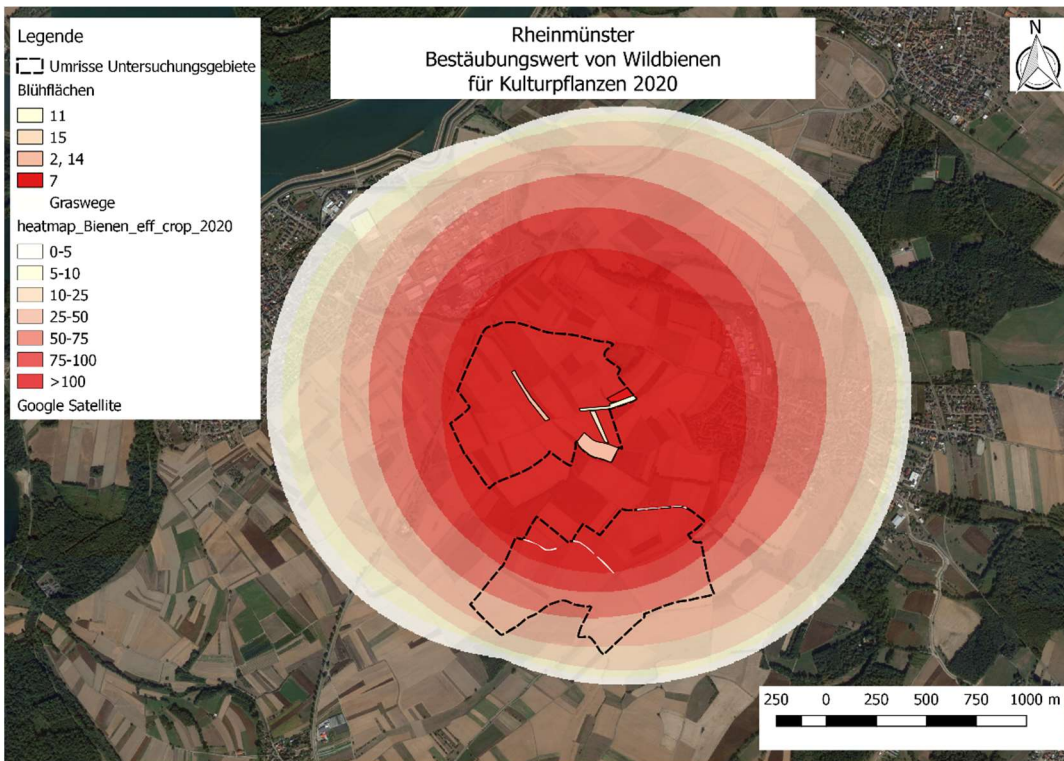


Abbildung 51 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2019. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M7) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

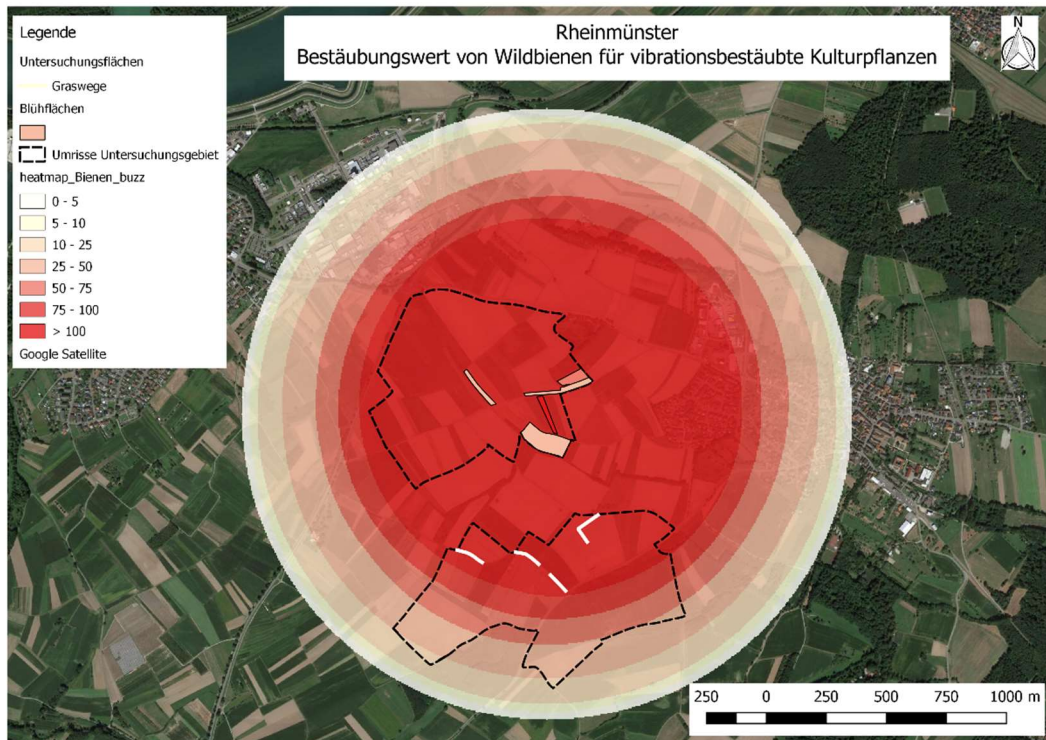


Abbildung 52 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Rheinmünster 2018. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M15) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

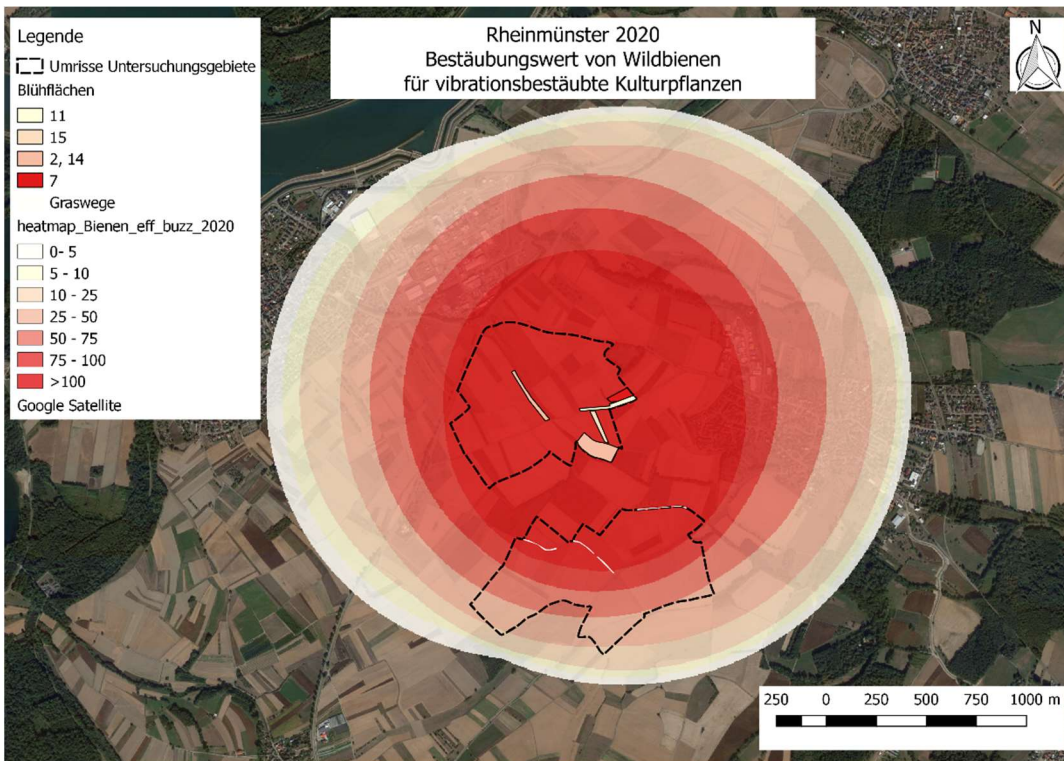


Abbildung 53 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Rheinmünster 2019. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M7) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

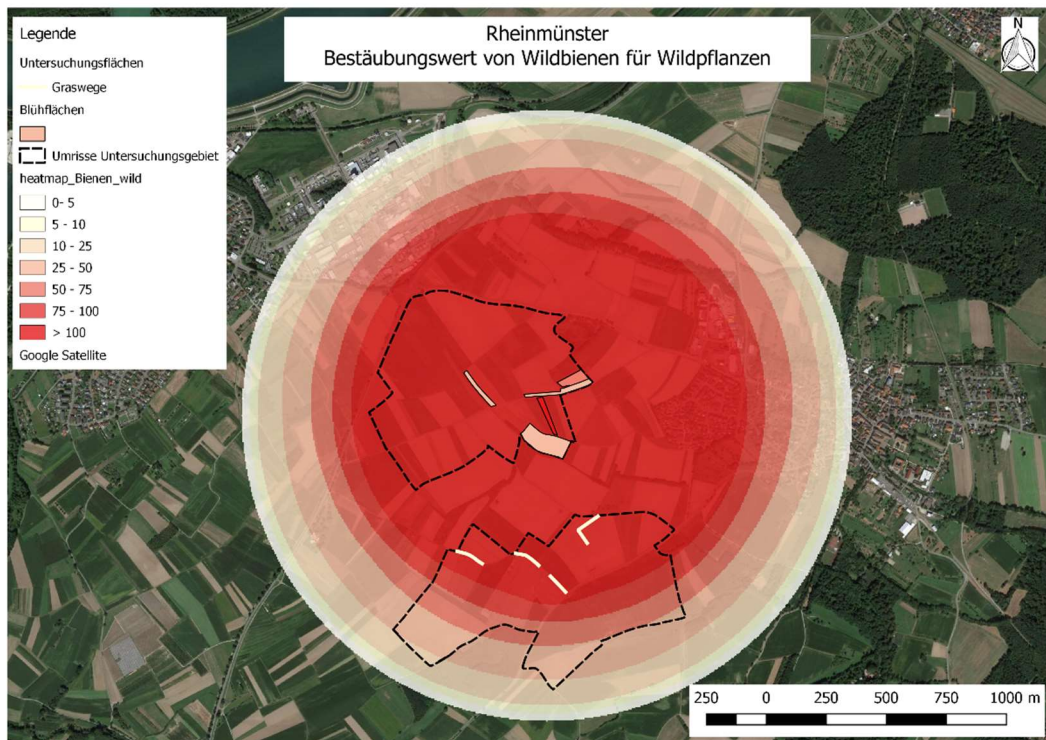


Abbildung 54 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Wildpflanzen in Rheinmünster 2018. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M15) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

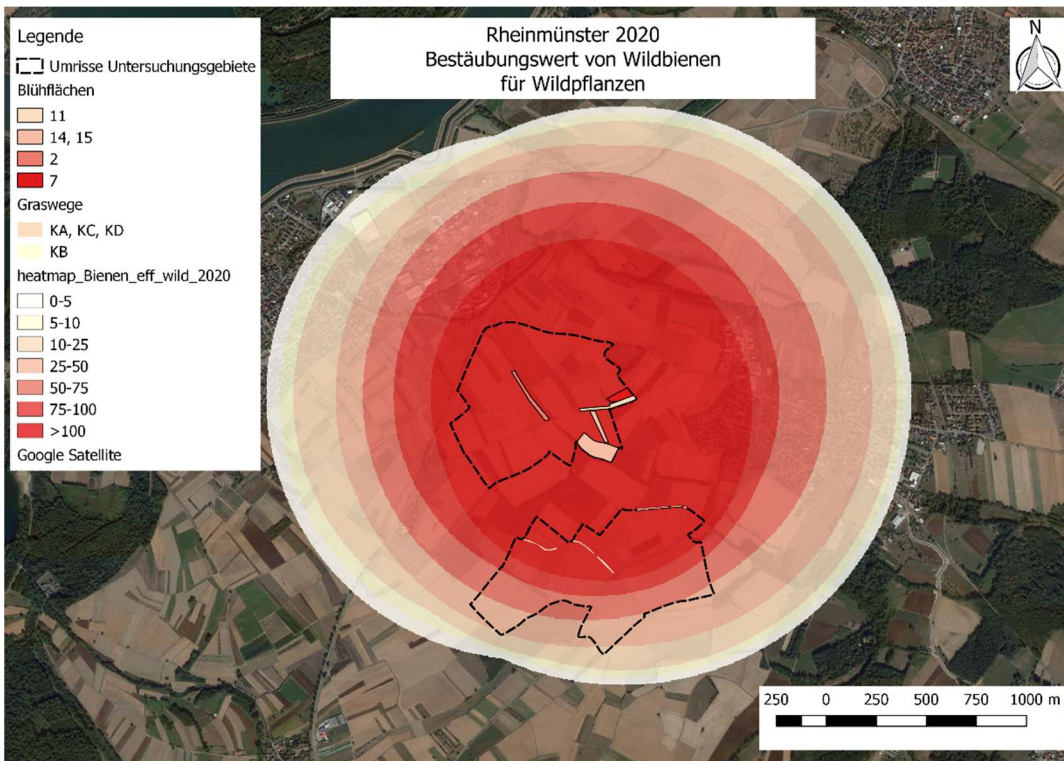


Abbildung 55 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem Bestäubungswert der Wildbienen für Wildpflanzen in Rheinmünster 2019. Die rot hervorgehobene Blühfläche (M7) hat den mit Abstand höchsten Bestäubungswert.

### Gesamt

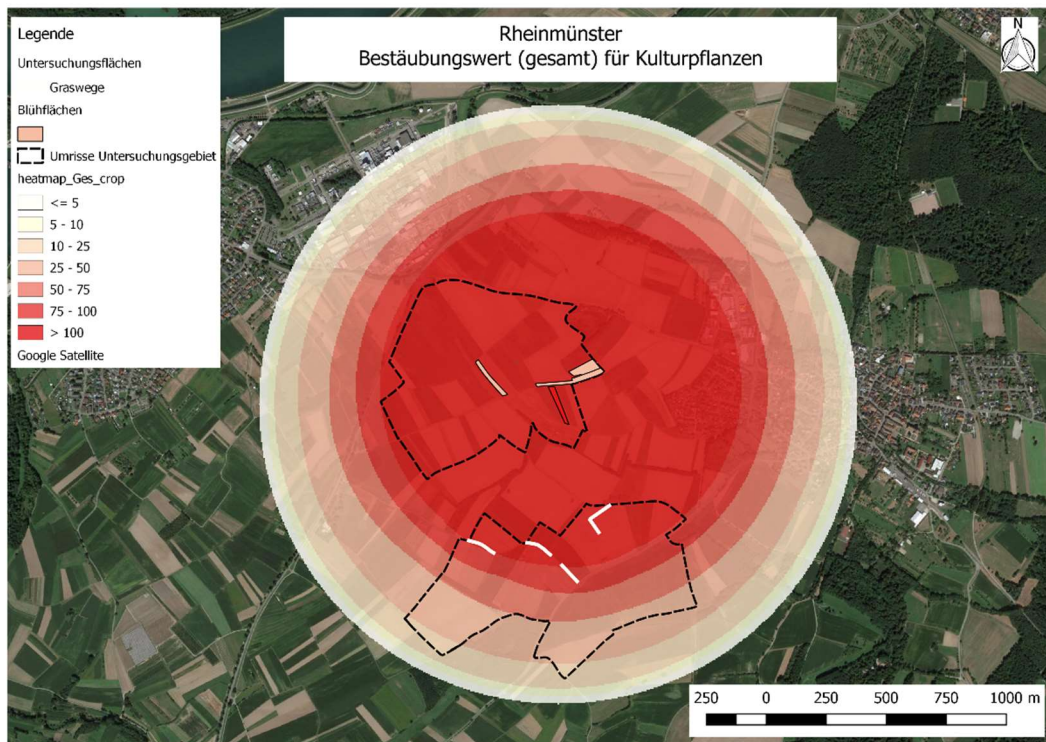


Abbildung 56 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2018. Es wurden nur vier Blühflächen

berücksichtigt, weil bei den Wildbienen (M14) und Tagfaltern (M13) 2018 jeweils eine andere fünfte Blühfläche untersucht wurde.

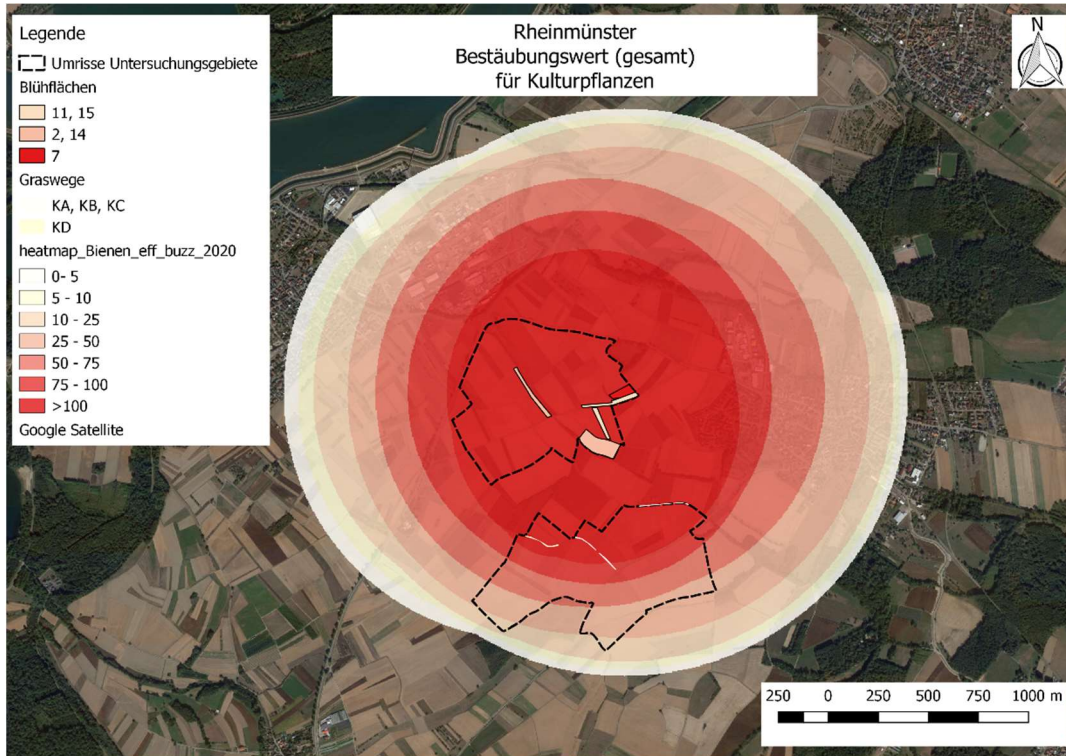


Abbildung 57 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Kulturpflanzen in Rheinmünster 2019.

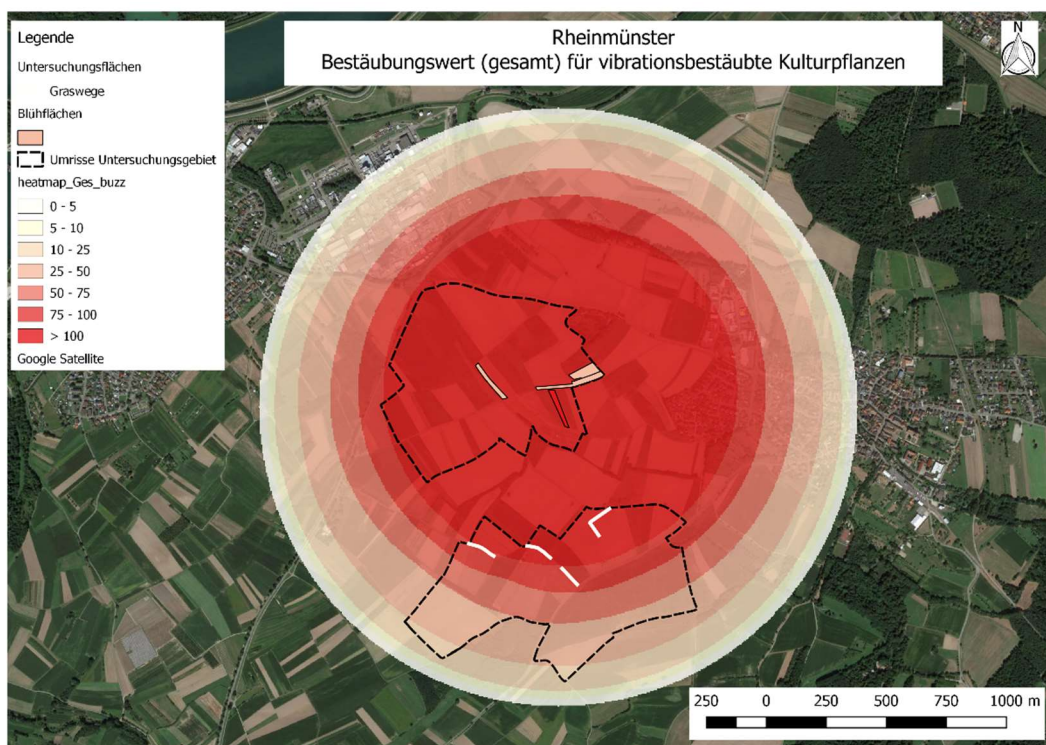


Abbildung 58 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Rheinmünster 2018. Es wurden nur vier

Blühflächen berücksichtigt, weil bei den Wildbienen (M14) und Tagfaltern (M13) 2018 jeweils eine andere fünfte Blühfläche untersucht wurde.

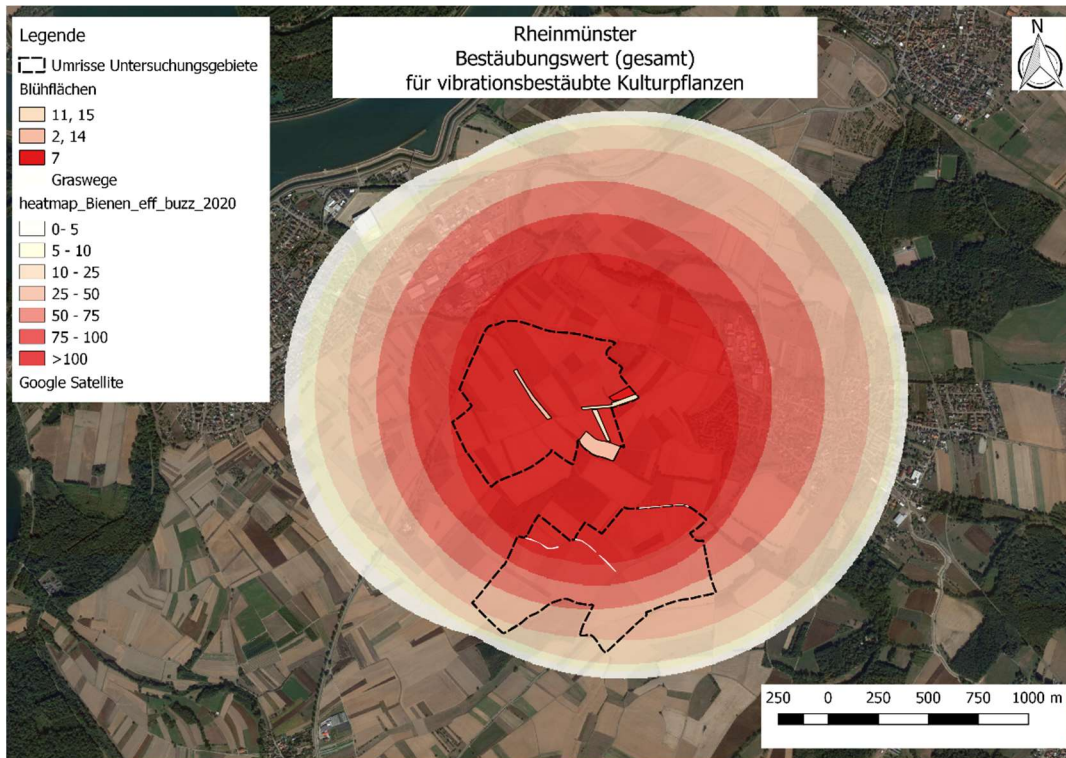


Abbildung 59 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für vibrationsbestäubte Kulturpflanzen in Rheinmünster 2019.

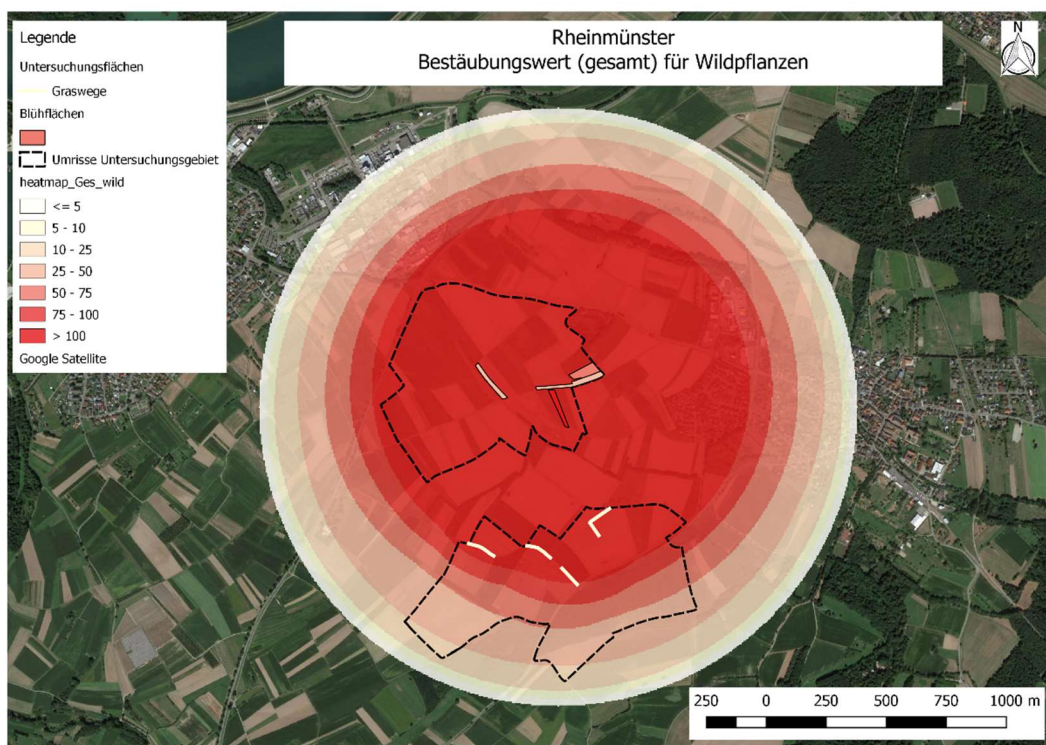


Abbildung 60 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Wildpflanzen in Rheinmünster 2018. Es wurden nur vier Blühflächen berücksichtigt, weil bei den Wildbienen (M14) und Tagfaltern (M13) 2018 jeweils eine andere fünfte Blühfläche untersucht wurde.

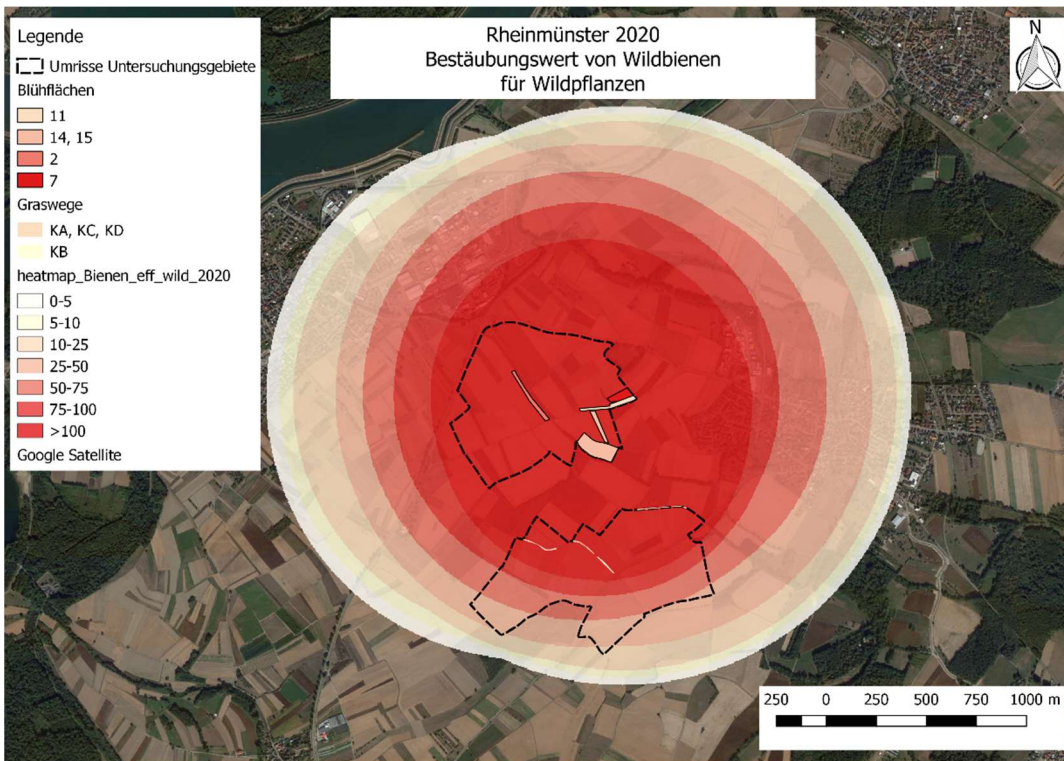


Abbildung 61 Bestäubungswerte pro Fläche mit Ausstrahlung in die Umgebung mit dem gemeinsamen Bestäubungswert von Wildbienen und Tagfaltern für Wildpflanzen in Rheinmünster 2019.