HAUS BÜRGEL
Biologische Station
STADT DÜSSELDORF • KREIS METTMANN

Klimafolgenmonitoring Organismen Landeshauptstadt Düsseldorf 2025

Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt

Februar 2026

Ulf Schmitz, Norbert J. Stapper, Michael Stevens, Ludger Wirooks, Olaf Diestelhorst, Joachim Busch

Auftraggeber:

Umweltamt der Stadt Düsseldorf
Brinckmannstr. 7
40225 Düsseldorf
in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde,
Garten-, Friedhofs- und Forstamt
Kaiserswerther Str. 390
40474 Düsseldorf

Projektträgerschaft:

Biologische Station Haus Bürgel
Stadt Düsseldorf • Kreis Mettmann e.V.
Julian Oymanns
Urdenbacher Weg
40789 Monheim am Rhein
Tel. 0211 – 99 61 212
info@bsdme.de
www.bsdme.de

Wissenschaftliche Leitung:

Dr. Ulf Schmitz
Ökologische Landschaftsanalyse und Naturschutzplanung
Lise-Meitner-Str. 71
40591 Düsseldorf
Tel. 0211 – 75 02 10
mail@ulfschmitz.de
www.ulfschmitz.de

Inhalt

1 Einleitung und Gesamtkonzept 3
2 Flechten 18
3 Farn- und Blütenpflanzen 64
4 Heuschrecken (Stand 2024) 90
5 Libellen 130
6 Schmetterlinge 156
7 Stechmücken 184
8 Vögel 193
9 Danksagung und Urheberrechte 274
10 Zusammenfassung 275

1 Einleitung und Gesamtkonzept

Ulf Schmitz

Für das Vorkommen von Pflanzen- und Tierarten ist das Klima ein entscheidender Faktor für ihr Überleben und damit auch für die Ausbildung ihrer Areale. Veränderungen im Klima können daher nicht ohne Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt bleiben. Die bereits bestehenden Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Biodiversität werden sich in den kommenden Jahrzehnten voraussichtlich weiter steigern (siehe z. B. WALTHER et al. 2002, PARMESAN 2006, POMPE et al. 2009, HANZELKA et al. 2019, HARIS et al. 2025). Zu diesen Änderungen gehören Arealverschiebungen in Richtung höherer Breitengrade und größerer Höhen über dem Meeresspiegel (HILL et al. 2011), die verstärkte Ermöglichung von biologischen Invasionen (DUKES & MOONEY 1999, WALTHER 2000, SALA et al. 2000, KOWARIK 2010) und ein Verlust an biologischer Vielfalt (THOMAS et al. 2004). Dabei ist nicht nur ein Artensterben, sondern auch ein Verlust an Biodiversität unterhalb der Artebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).

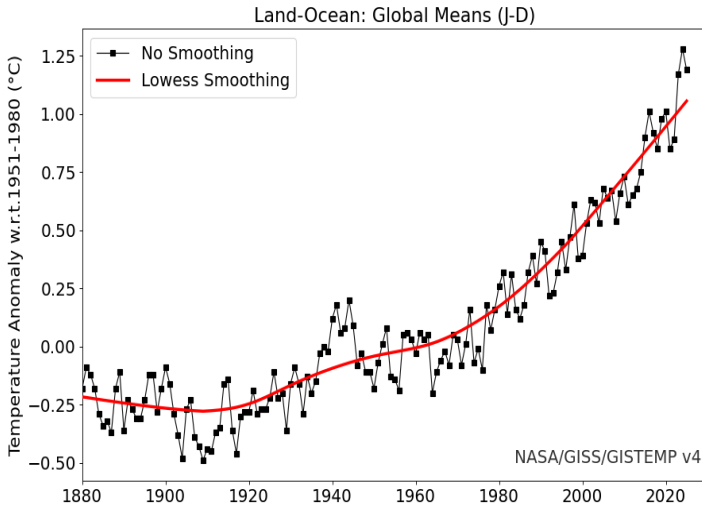


Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1880. Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C), Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie: Dreißigjährige lokal gewichtete Streudiagrammglättung (Lowess) rot. Grafik NASA (2026a).

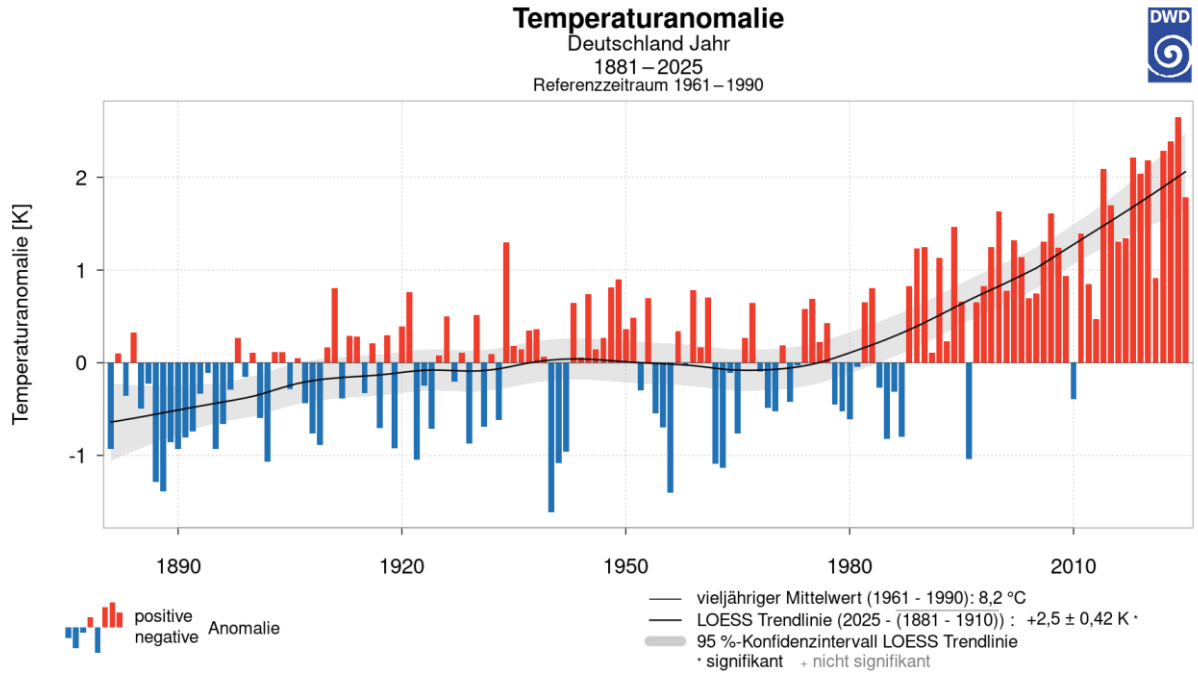


Abb. 1/2: Abweichung der Jahresmitteltemperaturen vom vieljährigen Mittel seit 1881 in Deutschland (DWD 2026d).

Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Das Jahr 2025 war aus globaler Sicht das zweitwärmste jemals gemessene Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1850, und liegt damit knapp unter dem bisherigen Rekordhalter 2024 (NASA 2026b). Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2025 bei 1,19 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1951-1980 und 1,44 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Nur 2024 war wärmer, es handelte sich dabei mit 1,55 °C um das erste Kalenderjahr mit mehr als 1,5 °C über dem vorindustriellen Niveau. Das letzte Jahrzehnt war dabei das wärmste seit Beginn der Aufzeichnungen (WMO 2026, NASA 2026b, COPERNICUS 2026).

In Deutschland war das Jahr 2025 ein Sonnenjahr mit ungewöhnlicher Wärme und deutlichem Niederschlagsdefizit. Dennoch reichte 2025 nicht an die vorangegangen Temperaturrekorde heran, nachdem 2024 das wärmste jemals gemessene Jahr war, gefolgt von den bisherigen wärmsten Jahren nach 2023, 2022 und 2018 seit Beginn der Aufzeichnungen. Das Jahr 2025 lag mit 10,1 °C um 1,9 Grad über der international gültigen Referenzperiode 1961-1990 (8,2 °C) sowie 0,8 Grad über der Vergleichsperiode 1991-2020 (9,3 °C). Damit zählte 2025 zu den zehn wärmsten Jahren seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1881 (DWD 2026a). Es findet somit ein beschleunigter Klimawandel in Deutschland statt. Die Temperaturwerte steigen insbesondere in der letzten Dekade steil an (Abb.1/2, Abb. 1/3, DWD 2026b, DWD 2026d).

Auch in Nordrhein-Westfalen war im Zeitraum 1881-2025 ebenso wie für Deutschland eine deutliche Zunahme der Jahresmitteltemperatur zu beobachten. Davon war ein überdurchschnittlich steiler Anstieg in den letzten 30 Jahren dieses Zeitraums zu verzeichnen (Abb. 1/3, DWD 2026b). In NRW macht sich der Klimawandel unter anderem durch eine deutliche Verlängerung der Vegetationsperiode bemerkbar, die sich vor allem in einer Verlängerung der phänologischen Herbstphase zeigt (BREYER et al. 2016).

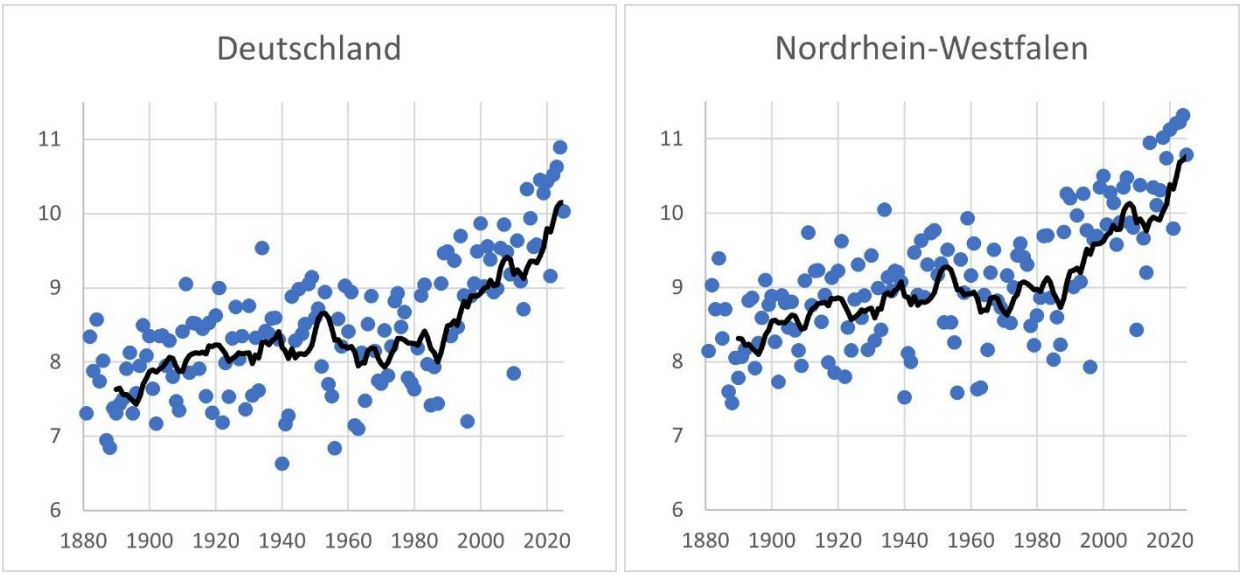


Abb. 1/3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2025). Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2026b), Trendlinie gleitender Durchschnitt 10 Jahre.

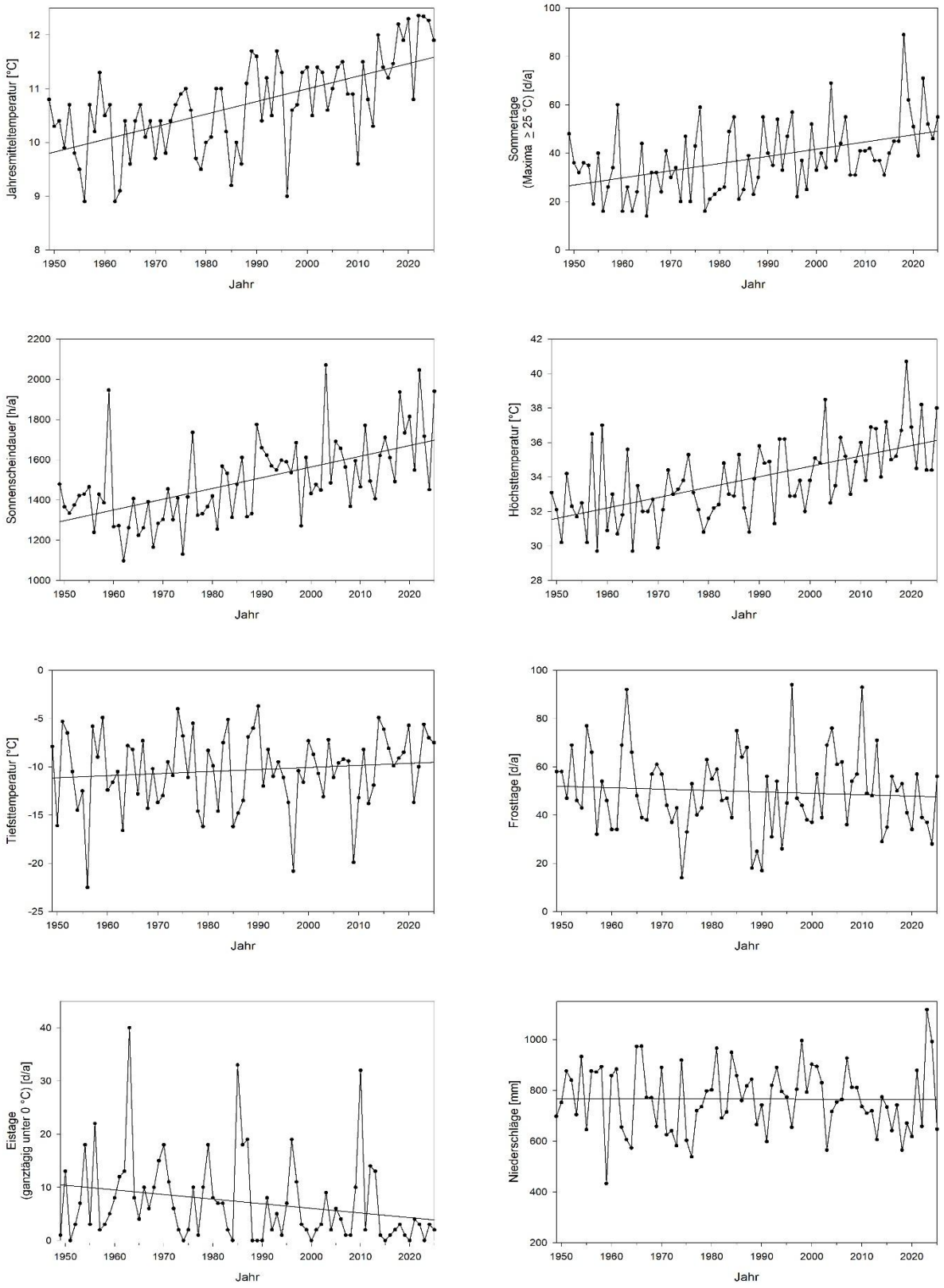


Abb. 1/4: Klimawandel in Düsseldorf 1949-2025: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommertage (≥ 25 °C), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der Frosttage sich weniger verändert haben. Deutlich abgenommen hat die Zahl der Eistage (ganztägig <0 °C), während die Niederschläge von Jahr zu Jahr stark schwanken. Grafiken auf Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2026c).

Eine Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Die Jahresmitteltemperatur war mit 11,9 °C überdurchschnittlich hoch, reichte aber nicht an die bisherigen Hitzerekordjahre heran. Das Jahr 2022 war mit einer Jahresmitteltemperatur von 12,4 °C das wärmste jemals in Düsseldorf gemessene Jahr seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen im Jahr 1949, dicht auf Platz zwei liegen die Jahre 2020, 2023 und 2024 mit einer Jahresmitteltemperatur von 12,3 °C. Laut Daten des DWD (2026c) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2025 um 1,78 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 23 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr mehr und 387 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,9 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur ist im selben Zeitraum bislang nur leicht gestiegen und die Zahl der Frosttage bislang nur leicht gesunken (Abb. 1/4, DWD 2025c). Die Zahl der Eistage (Temperaturen ganztägig <0 °C) ist allerdings deutlich zurückgegangen. Es gibt inzwischen also deutlich wärmere Sommer in der Region, während bei den Wintertemperaturen ein Trend zu milderen Wintern zu erkennen ist. Bei den Jahresniederschlägen treten in Düsseldorf starke Schwankungen auf. Nach einer Reihe sehr trockener Jahre war 2023 mit 1118 mm das niederschlagsreichste jemals gemessene Jahr in Düsseldorf, und auch 2024 war mit 992 mm Jahresniederschlag überdurchschnittlich nass, während 2025 mit 647 mm wieder relativ trocken war (Mittelwert 765 mm, Abb. 1/4, DWD 2026c).

Die Erwärmung des Klimas wirkt sich auch auf die Länge der Vegetationsperiode aus. Während die Vegetationsperiode in Deutschland in den Jahren 1951 bis 1980 im Mittel lediglich 222 Tage dauerte, verlängerte sie sich im Durchschnitt der Jahre 1981 bis 2010 um acht Tage auf 230 Tage und im Durchschnitt der Jahre 1988 bis 2017 um zehn Tage auf 232 Tage. Dabei ist insbesondere eine Verkürzung des phänologischen Winters und eine Verlängerung des phänologischen Frühherbstes zu erkennen (UMWELTBUNDESAMT 2019).

Zur Vorhersage der möglichen zukünftigen Klimaentwicklung in NRW wurden Szenarien entwickelt, die die voraussichtlichen Temperatur- und Niederschlagsänderungen bis 2055 darstellen (GERSTENGARBE et al. 2004, SPEKAT 2006, MUNLV 2007, KROPP et al. 2009, Abb. 1/5-1/6). Dabei wird ein voraussichtlicher

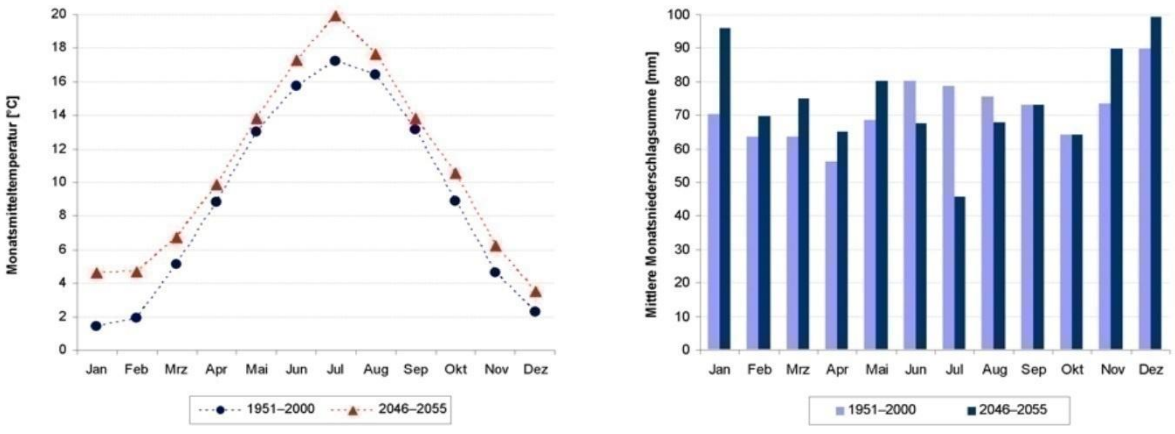


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951-2000 mit der Szenario-Dekade 2046-2055 (Daten aus MUNLV 2007).

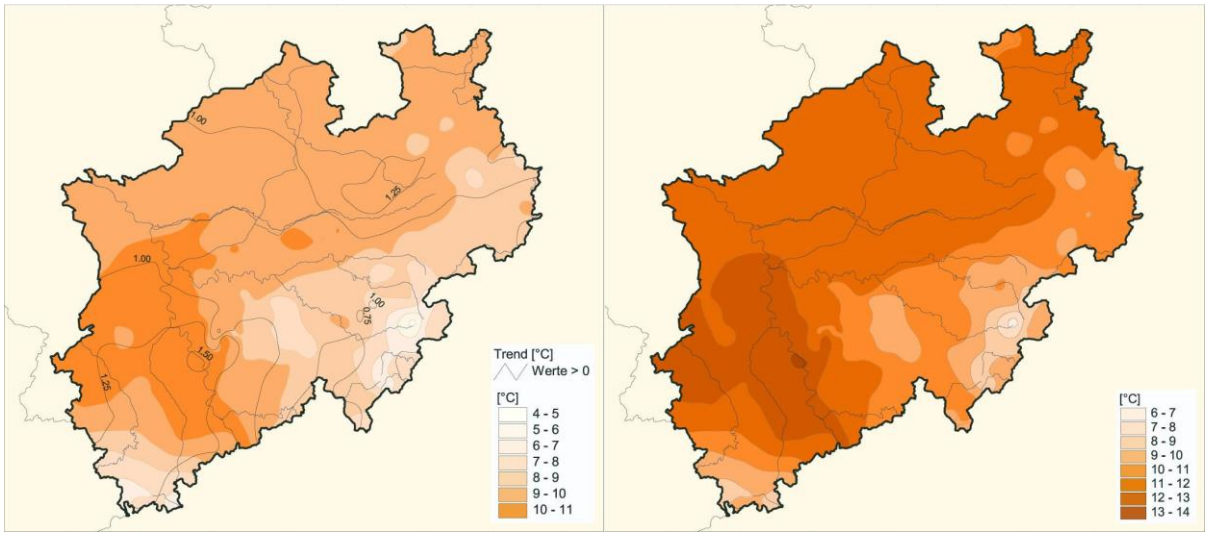


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

Anstieg der Jahresmitteltemperatur in NRW um bis zu 1,9 °C bis zum Zeitraum 2046-2055 und eine Verschiebung der Niederschläge in die Wintermonate prognostiziert. Aktualisierte Modellrechnungen für Düsseldorf und die angrenzenden Landkreise zeigen eine ähnliche voraussichtliche Klimaentwicklung für verschiedene Szenarien (PFEIFER et al. 2021). Bei Einleitung mittelstarker Maßnahmen zum Klimaschutz wird demnach für den Zeitraum 2036-2065 ein Temperaturanstieg um 1,5 °C berechnet, für den Zeitraum 2069-2098 wird ein Temperaturanstieg von 2,0 °C berechnet (jeweils im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000).

Für Nordrhein-Westfalen wurden Anpassungsstrategien für Wasserwirtschaft, Naturschutz, Land- und Forstwirtschaft erarbeitet (MUNLV 2007, 2009). Vom Institut für Landschaftsökologie der Universität Münster wurde eine Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten sowie für FFH-Lebensraumtypen in Nordrhein-Westfalen durchgeführt und Anpassungsstrategien für ausgewählte Arten erarbeitet (BEHRENS et al. 2009a-d). Auch für Düsseldorf wurde im Rahmen des Klimaanpassungskonzeptes KAKDUS (STADT DÜSSELDORF 2017) die voraussichtliche Klimaentwicklung auf Basis von Klimaprojektionen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts modelliert (DWD 2017).

Für die Vorhersage der Klimaentwicklung in einzelnen Schutzgebieten hat das Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK eine Internet-Plattform errichtet, von der prognostizierte Klimadaten und Klimadiagramme der jeweiligen Schutzgebiete in Deutschland für je ein feuchtes und ein trockenes Szenario abgerufen werden können. So wird z. B. für das Gebiet Urdenbacher Kämpe – Kirberger Loch – Zonser Grind bei einem Vergleich der Referenzperiode 1961-1990 mit der Prognose für 2026-2055 eine Reduzierung der Zahl der jährlichen Frosttage von 38 auf 16 und ein Anstieg der Zahl der jährlichen Sommertage von 31 auf 54 (feuchtes Szenario) bzw. auf 62 (trockenes Szenario) vorhergesagt. Die Durchschnittstemperatur wird zwischen 1,5 und 3 °C ansteigen bei einer Verringerung der Sommer- und einer Verstärkung der Winterniederschläge (Abb. 1/7, PIK 2010).

Wie sich die schon jetzt abzeichnende Klimaänderung auf die Artenvielfalt auswirken wird, ist noch nicht genau abzusehen. Über den Klimawandel hinaus wirkt eine Vielzahl von Faktoren auf die Verbreitungs-

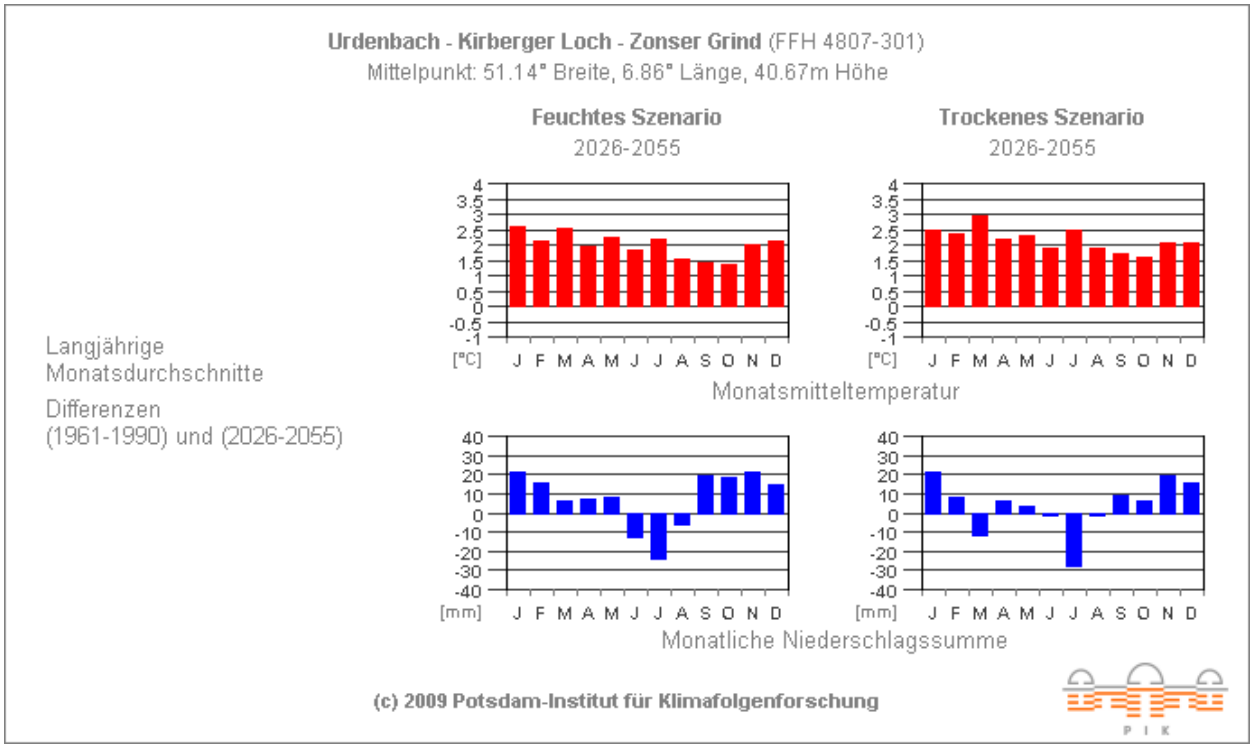


Abb. 1/7: Prognose der Klimaänderungen im Gebiet Urdenbacher Kämpe – Kirberger Loch – Zonser Grind. Grafik: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK (2010).

gebiete und Bestandsentwicklungen der Organismen. Das bedeutet, dass im komplexen Naturhaushalt niemals nur ein einzelner Faktor eine Verbreitung bestimmt oder für die Veränderung von Arealen verantwortlich ist. Generell hat in NRW in den vergangenen 200 Jahren ein extremer Landschaftswandel stattgefunden: Land- und Forstwirtschaft wurden industrialisiert, Siedlungsräume verdichtet und ausgeweitet, Grundwasserabsenkungen, Oberflächenversiegelung und andere Eingriffe veränderten das Abflussregime und ein enormer Nährstoffeintrag gelangte über die Atmosphäre in die Lebensräume (BURGGRAAFF 2000, LWL & LVR 2007). Viele dieser Einflüsse auf die Landschaft halten nach wie vor an oder werden aktuell sogar noch stärker. Landschafts- und Klimawandel sind darüber hinaus eng miteinander verwoben (MUNLV 2007). Zusammen haben Klimawandel und sonstige Lebensraumveränderungen grundlegende Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt.
Die Veränderungen der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse sowie die zunehmende Häufigkeit von Extremereignissen haben einen direkten Einfluss auf Jahresrhythmus, Verhalten, Fortpflanzung, Konkurrenzfähigkeit und Nahrungsbeziehung von Arten (GENSSLER et al. 2010). Dies führt zu Arealverschiebungen von Arten und Ökosystemen (z. B. THOMAS et al. 2001, WALTHER et al. 2005, POMPE et al. 2009). Betroffen sind besonders Arten mit einem engen ökologischen Toleranzbereich, insbesondere Kälte und Feuchtigkeit liebende Arten, sowie Arten mit eingeschränkter Migrationsfähigkeit. Auf ökosystemarer Ebene gelten Gewässer, Feuchtgebiete und Waldökosysteme als besonders anfällig (MUNLV 2007, 2009).

Unter dem Titel "Die Schöpfung bewahren – 30 Initiativen für den Klimaschutz in Düsseldorf" hat die Stadt Düsseldorf ein umfangreiches Klimaschutzprogramm für die Landeshauptstadt ins Leben gerufen (STADT DÜSSELDORF 2008). Das Programm setzt vorrangig auf Energieeinsparung, Optimierung der

Energieeffizienz und den Ausbau der erneuerbaren Energien. Im Rahmen dieser Initiative wurde im Jahr 2008 auch das hier vorliegende Projekt zum Monitoring der Folgen des Klimawandels für die Pflanzen- und Tierwelt in die Wege geleitet, im weiteren Bericht kurz als Klimafolgenmonitoring bezeichnet. Kern dieses Projektes ist die langfristige Beobachtung von klimabedingten Veränderungen der Artzusammensetzung und Bestandsveränderungen ausgewählter Organismengruppen. Eine langfristige Laufzeit des Projektes ist dabei vorgesehen.

Für die Auswahl der zu untersuchenden Tier- und Pflanzengruppen wurden die folgenden Kriterien zu Grunde gelegt:

1. Die entsprechende Organismengruppe sollte möglichst Arten umfassen, die unmittelbar auf eine Erwärmung des Klimas reagieren (und nicht erst auf sekundäre Folgen des Temperaturanstiegs wie Änderungen des Wasserhaushaltes oder Nutzungsänderungen).
2. Es sollten thermophile und thermophobe Arten in den noch festzulegenden Untersuchungsgebieten vorhanden sein oder potenziell vorkommen können.
3. Es sollten im Idealfall bereits Erfahrungen im Biomonitoring mit dieser Organismengruppe zur Verfügung stehen.
4. Das Vorhandensein bereits erhobener Daten im Raum Düsseldorf wurde als Pluspunkt gewertet.
5. Es sollten hinreichend Bearbeiter für die zu untersuchende Gruppe zur Verfügung stehen, das heißt der Wegfall eines Bearbeiters darf nicht zum Abbruch des Biomonitorings führen.
6. Wenn die zu bearbeitende Gruppe auch Nichtexperten oder sogar einer breiteren Bevölkerungsschicht etwas sagen oder vermitteln kann, so wird dies als Pluspunkt gewertet.
7. Die Artenzahl innerhalb der Gruppe sollte groß genug sein, um die Effekte von Zufälligkeiten auszugleichen.
8. Die Arten der zu bearbeitenden Gruppe sollten nicht zu selten sein, um Zufälligkeiten auszuschließen und um Gefährdungen für diese Gruppe auszuschließen.

Auf Grundlage dieser Auswahlkriterien wurden die folgenden sieben für ein Klimamonitoring besonders geeigneten Tier- und Pflanzengruppen ausgewählt:

- Flechten
- Farn- und Blütenpflanzen (=Gefäßpflanzen)
- Heuschrecken
- Libellen
- Schmetterlinge
- Stechmücken
- Vögel

Bei diesen Gruppen werden in jährlichem Turnus in ausgewählten Untersuchungsgebieten Bestandserhebungen durchgeführt. Aufgrund der zu Beginn des Projektes bereits stark fortgeschrittenen Jahreszeit, wurden im Jahr 2008 nur bei den Flechten und Gefäßpflanzen Geländeerhebungen durchgeführt (SCHMITZ et al. 2009), für die Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge und Vögel begannen die jährlichen Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 (SCHMITZ et al. 2010a-2023). Seit dem Jahr 2018 werden zusätzlich die Stechmücken untersucht.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete war Voraussetzung, dass die Flächen abgesehen von klimatischen Änderungen möglichst keinen weiteren Veränderungen wie z. B. Nutzungsänderungen oder Sukzession unterworfen sein sollen. Um das klimatische Spektrum Düsseldorfs abzudecken, wurde nach

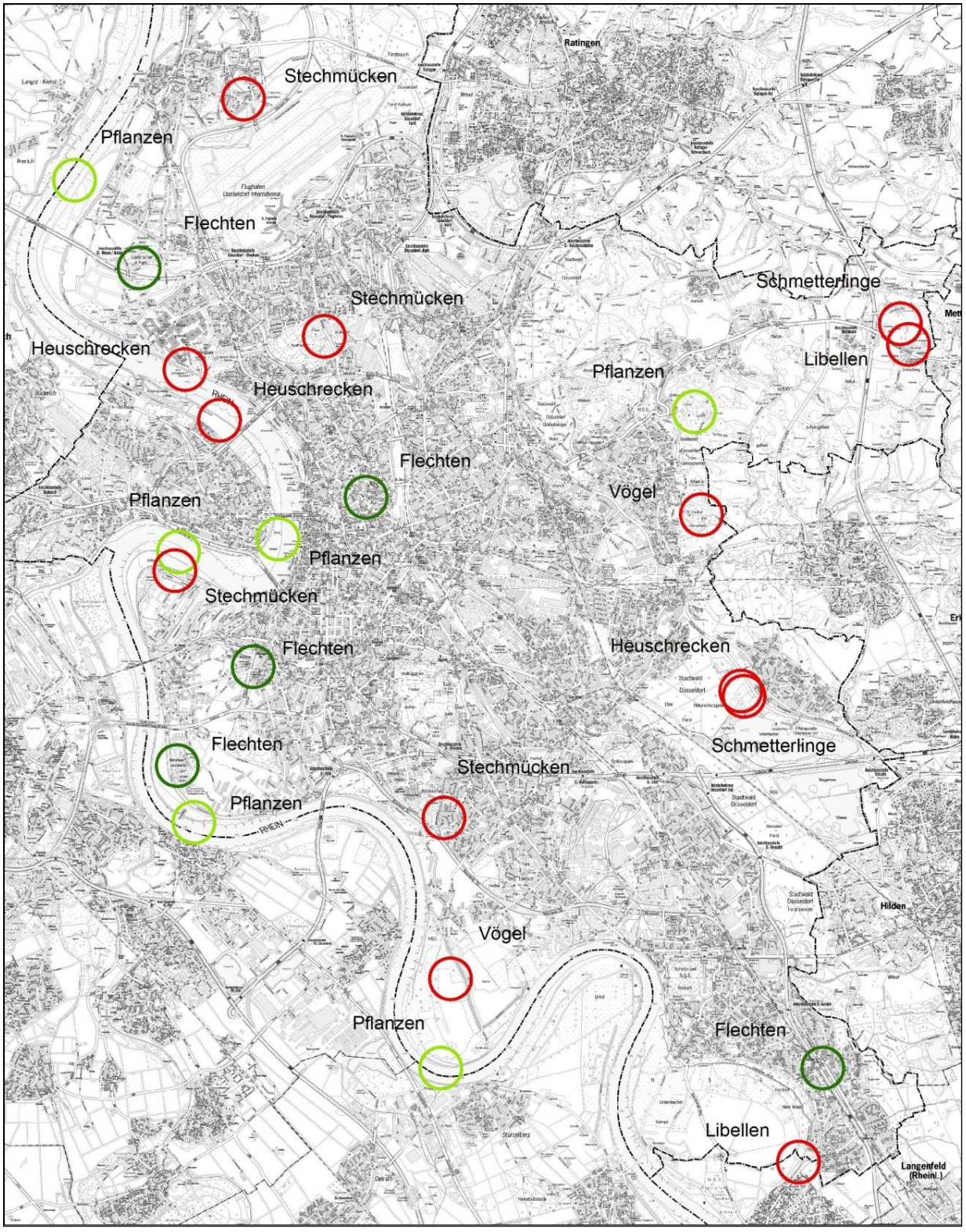


Abb. 1/8: Übersicht über die Untersuchungsgebiete des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings. Einzelheiten und genaue Abgrenzungen der Gebiete finden sich in den einzelnen Kapiteln der entsprechenden Tier- und Pflanzengruppen.

Möglichkeit jeweils ein Teil der Untersuchungsflächen in den wärmebegünstigten Tieflagen der Rheinebene ausgewählt, andere Flächen wurden in eher kühlen Gebieten im Hügelland im Osten Düsseldorfs ausgewählt. Einen Überblick über die Lage der Untersuchungsgebiete gibt Abb. 1/8. Einzelheiten zu den jeweiligen Untersuchungsgebieten finden sich in den einzelnen Kapiteln der Tier- und Pflanzengruppen.

Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels ist es sehr wichtig, vor einem regelmäßigen und langfristigen Horizont zu arbeiten. Nur so können jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herausgefiltert und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels unterschieden werden. Eine langjährige Durchführung des Projektes ist daher die Voraussetzung zur Lieferung profunder Untersuchungsergebnisse.
Im Kreis Mettmann wurde ein dem Düsseldorfer Projekt vergleichbares Klimafolgenmonitoring im Jahr 2009 ins Leben gerufen, bei dem die Untersuchungen allerdings nicht im jährlichen Turnus wie in Düsseldorf, sondern in größeren Abständen stattfinden (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b, 2022b). Die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen können als wissenschaftliche Grundlage zur Erarbeitung von zukünftigen Maßnahmen dienen, welche die Abmilderung der negativen Folgen des Klimawandels auf die Tier- und Pflanzenwelt zum Ziel haben.

Literatur

BÁLINT, M., S. DOMISCH, C. H. M. ENGELHARDT, P. HAASE, S. LEHRIAN, J. SAUER, K. THEISSINGER, S. U. PAULS & C. NOWAK (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. Nature Climate Change: 313-318.

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009a): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009b): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_2.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009c): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 3: Vorschläge für eine Anpassungsstrategie. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 101 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_3.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009d): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für

Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BREYER, P., G. GEHRMANN, A. HÄDICKE, S. HÖKE, H. KÖNIG, W. LUTZ, C. MICHELS, N. MÜLLER, M. PETRAK, C. SEIDESTÜCKER, J. WERKING-RADTKE, I. STEMPELMANN, C. ZIEGLER (2016): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74, 103 S., https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/fabe74_01.pdf (aufgerufen am 27.01.2016.

BURGGRAAFF, P. (2000): Fachgutachten zur Kulturlandschaftspflege in Nordrhein-Westfalen. Mit einem Beitrag zum GIS-Kulturlandschaftskataster von R. PLÖGER. Siedlung und Landschaft in Westfalen 27, Münster, 322 S.

COPERNICUS (2026): Global Climate Highlights 2025: 2024 – a second record-breaking year, following the exceptional 2023. Press release 10th January 2025, https://climate.copernicus.eu/global-climate-highlights-2024 (abgerufen am 14.01.2025).

DUKES, J. S. & MOONEY, H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? Trends in Ecology and Evolution 14 (4): 135-139.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2017): Klima und Klimaentwicklung bis Ende des Jahrhunderts, basierend auf Klimaprojektionen für Düsseldorf. Gutachten des DWD – Abteilung Klima- und Umweltberatung im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf im Rahmen des Klimaanpassungskonzeptes (KAKDUS), 41 S.

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2026a): Deutschlandwetter im Jahr 2025 – Ein Sonnenjahr mit ungewöhnlicher Wärme und deutlichem Niederschlagsdefizit. https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2025/20251230_pm_jahr-2025_news.html?nn=495078 (aufgerufen am 15.01.2026).

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2026b): Klimadaten online http://www.dwd.de > Klima + Umwelt > CDC (Climate Data Center) > CDC-OpenData Bereich https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/annual/air_temperature_mean/ > regional_averages_tm_year.txt (aufgerufen am 03.01.2026).

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2026c): Klimadaten online http://www.dwd.de > Klima und Umwelt > CDC (Climate Data Center) > Zugang CDC Portal https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/recent/ > tageswerte_KL_01078_akt.zip (aufgerufen am 03.01.2026).

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2026d): Temperaturanomalie Deutschland 1881-2024. https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihen/zeitreihen.html?nn=344870 (aufgerufen am 10.01.2025).

GENSSLER, L., HÄDICKE, A., HÜBNER, T., JACOB, S., KÖNIG, H., MEHLIG, B., MICHELS, C., NEUMANN, P., ROSENBAUM-MERTENS, J., SEIDENSTÜCKER, C., STRÄTER, E., STRAUB, W., WERKING-RADTKE, J. & KOCH, C. (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Daten und Hintergründe. LANUV-Fachbericht 27, 57 S.

GERSTENGARBE, F. W., WERNER, P. C & HAUF, Y. (2004): Erstellung regionaler Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen; erstellt durch die Fa. BRUECKE Potsdam GbR im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen http://www.lanuv.nrw.de/klima/klima_veroeffentlichungen.htm (aufgerufen am 30.01.2009).

HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. Diversity and Distribution 25: 1527-1536.

HARIS, A., JÓZAN, Z., SCHMIDT, P., GLEMBA, G., TOMOZII, B., CSÓKA, G., HIRKA, A., ŠIMA, P., & TÓTH, S. (2025). Climate Change Influences on Central European Insect Fauna over the Last 50 Years: Mediterranean Influx and Non-Native Species. Ecologies, 6(1), 16. https://doi.org/10.3390/ecologies6010016

HILL, J. K., GRIFFITHS, H. M. & THOMAS, C. D. (2011): Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. Annu. Rev. Entomol. 56, 143–159.

KAUKE, N., KEMPER, T., KRUSE, A., KUNZMANN, A. &WOLFF, I. (2024): Klimaentwicklung und Klimaprojektionen in Nordrhein-Westfalen – Datengrundlage und Wissenschaftlicher Hintergrund der Klimaanpassungsstrategie. LANUV-Fachbericht 157, 74 S.

KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., 492 S., Stuttgart (Ulmer).

KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER,M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S., METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein- Westfalen – Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). 279 S.

LWL (Landschaftsverband Westfalen-Lippe) & LVR (Landschaftsverband Rheinland) (Hrsg.) (2007): Erhaltende Kulturlandschaftsentwicklung in Nordrhein-Westfalen. Kulturlandschaftlicher Fachbeitrag zur Landesplanung in Nordrhein-Westfalen. Münster 124 S. 1 CD-ROM.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Wege zu einer Anpassungsstrategie. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/klimawandel_anpassungsstrategie.pdf, 36 S. (aufgerufen am 17.02.2010)

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2009): Anpassung an den Klimawandel – Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Teil1_Klimawandel_Strategie.pdf, 168 S. (aufgerufen am 25.01.2010).

NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) (2026a): GISS Temperature Surface Analysis https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/customize.html (aufgerufen am 15.01.2026).

NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) (2026b): NASA Releases Global Temperature Data. https://www.nasa.gov/news-release/nasa-releases-global-temperature-data/ (aufgerufen am 15.01.2026).

PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 37: 637-669.

PFEIFER, S., BATHIANY, S. & RECHID, D. (2021): Klimaausblick Düsseldorf und angrenzende Landkreise. Climate Service Center Germany (GERICS), https://www.gerics.de/klimaausblick-landkreise (abgerufen am 19.02.2024).

PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. https://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l2/sgd_t2_621.html (aufgerufen am 23.10.2023).

POMPE, S., BERGER, S., WALTHER, G.R., BADECK, F., HANSPACH, J., SATTLER, S., KLOTZ, S., KÜHN, I. (2009): Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland. Natur und Landschaft 84(2): 2-7.

SALA, O. E. et al. (2000): Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287, 1770-1774.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A, LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der ULB, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 132 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2011a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der ULB, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2012): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 154 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2013): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 149 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2014a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des

Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 164 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 156 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2015): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 188 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2016): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 192 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2018a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & BUSCH, J. (2018b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann, 159 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 234 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 251 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020 – Untersuchungen der Auswirkungen des

Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 260 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 262 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & BUSCH, J. (2022b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann. 183 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2023): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2022 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 290 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2024): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2023 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 289 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2025): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2024 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 273 S.

SPEKAT, A., GERSTENGARBE, F.-W., KREIENKAMP, F. & WERNER, P. C. (2006): Fortschreibung der Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/NRW_2006.pdf (aufgerufen am 17.02.2010).

STADT DÜSSELDORF (2008): "Die Schöpfung bewahren – 30 Initiativen für den Klimaschutz in Düsseldorf“ http://www.duesseldorf.de/umweltamt/download/klimaschutz/klimaprogramm.pdf (aufgerufen am 17.02.2010).

STADT DÜSSELDORF (2017): Klimaanpassungskonzept für die Landeshauptstadt Düsseldorf (KAKDUS) https://www.duesseldorf.de/umweltamt/umweltthemen-von-a-z/klimaschutz/klimaschutz-komplett/klimaanpassung/klimaanpassungskonzept.html (zuletzt aufgerufen am 23.01.2019).

THOMAS, C. D., BODSWORTH, E. J., WILSON, R. J., SIMMONS, A. D., DAVIES, Z. G., MUSCHE, M. & CONRADT, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. Nature 411: 577-581.

THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R., BAKKENES, M., BEAUMONT, L., COLLINGHAM, Y., ERASMUS, B., FERREIRA DE SIQUEIRA, M., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A., MIDGLEY, G., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M., PETERSON, A. T., PHILLIPS, O. & WILLIAMS, S. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427: 145-148.

UMWELTBUNDESAMT (2019): Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. 276 S. (S. 140) https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf

WALTHER, G.-R. (2000): Climatic forcing on the dispersal of exotic species. Phytocoenologia 30: 409-430.

WALTHER, G.-R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T. J. C. BEEBEE, J. M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG & F. BAIRLEIN (2002): Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389-395.

WALTHER, G.-R., BERGER, S. &SYKES, M. T. (2005): An ecological 'footprint' of climate change. Proceedings of the Royal Society B 272: 1427-1432.

WMO (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION) (2025): WMO confirms 2025 was one of warmest years on record. Press Release, Published 14 January 2026. https://wmo.int/media/news/wmo-confirms-2025-was-one-of-warmest-years-record (aufgerufen am 15.01.2026).

2 Flechten

Norbert J. Stapper

Einleitung

Flechten reagieren empfindlich, schnell und artspezifisch abgestuft auf chemische oder physikalische Veränderungen ihrer Umwelt. Als wechselfeuchte Organismen nehmen sie Wasser und die darin gelösten Nähr- und Schadstoffe direkt aus der Atmosphäre auf und sterben bei zu hoher Belastung ab. Epiphytische Flechten werden nur gering durch den Faktor Boden beeinflusst und deshalb schon lange als biologische Indikatoren für Luftschadstoffe verwendet (GRINDON 1859, NYLANDER 1866, HAWKSWORTH & ROSE 1970). Die Nettophotosyntheserate von Flechten folgt einer Optimumkurve, deren Verlauf unter anderem von der Beleuchtungsstärke, dem Wassergehalt des Thallus und der Umgebungstemperatur bestimmt wird. Für einheimische Flechten liegt das Optimum bei einer Thallustemperatur von bis zu +10 °C, bei tropischen Arten etwas höher und bei borealen Arten etwas niedriger (LANGE 1965). Das Temperaturoptimum hängt auch von der Art des Algenpartners ab. So sind Flechten mit *Trentepohlia*-Algen gegenüber Frost empfindlicher als z. B. solche mit *Trebouxia*-Algen (NASH et al. 1987). Folglich sind, zusätzlich zu den Wirkungen durch Immissionen auf Flechten, auch Wirkungen durch den globalen Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung – in Nordrhein-Westfalen um +2 °C seit Beginn der Aufzeichnungen vor 140 Jahren (Datenvergleich 1881-1891 mit 2011-2021; DWD 2026; siehe auch Kapitel 1) – zu erwarten. Mit Blick auf das niedrige Temperaturoptimum der Flechten (LANGE 1965) ist die Entwicklung der mittleren Temperaturen im Winterhalbjahr besonders bedeutend. Erstmals nachgewiesen wurde eine Klimawirkung auf Flechten in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002, APTROOT et al. 2021). Dort ergab eine Analyse der Flechtenbiota zwischen 1995 und 2001, dass unabhängig von und parallel zu Veränderungen aufgrund von Nährstoffverfügbarkeit, wärmeadaptierte, ozeanische Flechten sich ausbreiten, während boreale Flechten abnehmen.

Eine standardisierte Kartierung epiphytischer Flechten ermöglicht hoch aufgelöste zeitliche und räumliche Vergleiche der Flechtenvegetation und damit – im Umkehrschluss – der Lebensbedingungen für diese Organismen im Untersuchungsgebiet. Um den Zustand bzw. klimatisch bedingte zeitliche Veränderungen der Natur zu dokumentieren, werden im Rahmen des 2008 aufgelegten Klimawandelfolgenmonitorings Organismen (kurz "Klimafolgenmonitoring") der Landeshauptstadt Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009) jährlich epiphytische Flechten unter standardisierten Bedingungen aufgenommen. Ein entsprechendes Programm wurde 2009 auch im Kreis Mettmann begonnen und dokumentiert epiphytische Flechtenvorkommen in ein- bis vierjährigem Abstand (SCHMITZ et al. 2010). Die Ergebnisse beider Projekte, für die auch Daten früherer Studien mitgenutzt werden, an denen der Autor beteiligt war (FRANZEN et al. 2002; STAPPER & KRICKE 2004), sind von Beginn an in die Entwicklung der ersten Kartierungsrichtlinie zur Erfassung lokaler Wirkungen des Klimawandels auf Flechten eingeflossen (VDI 3957 Blatt 20; VDI 2017). Kern dieser Richtlinie sind 45 epiphytisch vorkommende Flechtenarten (Tab. 2/3), die aufgrund ihrer bisherigen Verbreitung in Europa, nämlich gemäßigt-mediterran oder subatlantisch-mediterran-gemäßigt (APTROOT et al. 2004, APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2026) sowie aufgrund ihrer ökologischen Zeigerwerte (WIRTH 2010) als "Klimawandelzeiger" eingesetzt werden. Um eventuelle Interferenzen durch düngende Luftschadstoffe zu reduzieren, wurden nährstofftolerante Arten ausgeschlossen. Als Messwert zur Beurteilung der Wirkungen lokaler Klimaveränderungen wird der Klimawandelzeiger-Index (KWI) ermittelt, der

der mittleren Anzahl der Klimawandelzeiger pro untersuchtem Trägerbaum zu einem bestimmten Zeitpunkt im Untersuchungsgebiet entspricht. Zusätzlich zu diesen "VDI-Klimawandelzeigern" (kurz: VDI-KWZ) werden im Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring zudem noch andere, aufgrund ihrer Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2026) als Klimawandelindikator geeignete Flechten (kurz: NL-SL-KWZ) verwendet. Alle seit 2000 im Westen von Nordrhein-Westfalen bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf bereits nachgewiesenen und als Klimawandelzeiger geeigneten epiphytischen Flechten sind in Tab. 2/3 aufgeführt. Gemäß aktueller Roter Liste und Artenverzeichnis der Flechten von Nordrhein-Westfalen (BÜLTMANN et al. 2011) gelten davon die meisten als mehr oder minder stark gefährdet. Einige fehlen auf der Liste, von denen aber, als Ergebnis der vorliegenden Untersuchung, *Flavopunctelia flaventior* und *Hypotrachyna afrorevoluta* für das Stadtgebiet von Düsseldorf schon seit 2003 belegt sind, während *Physcia clementei*, *Physcia tribacia*, *Physciella chloantha* (Abb. 2/4) und *Xanthoria calcicola* erst kürzlich neu hinzugekommen sind.
Eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des anhaltenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen, bieten die STI-Werte (Species-Temperature-Index) von Höheren Pflanzen, Moosen und Flechten (SPARRIUS et al. 2018). Der STI ist die Mittelwerttemperatur der jeweiligen Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa, die Einheit lautet °C. Im Unterschied zu den Zeigerwerten nach WIRTH (2010) ist der STI-Wert keine Ordinalzahl. Abgesehen von im Projekt überwiegend seltenen Arten liegen für die meisten der vorkommenden Flechtenarten STI-Werte vor.
Im Folgenden werden die Ergebnisse der Erhebung von 2025 vorgestellt, die sich in einen inzwischen umfangreichen, unter Einbeziehung der Daten einer flächendeckenden immissionsbezogenen Epiphytenkartierung von Düsseldorf (STAPPER & KRICKE 2004a, b) bis 2003 zurückreichenden Datensatz einreihen. Dabei wird sowohl auf die zeitliche Veränderung der Häufigkeit der Klimawandelzeiger eingegangen als auch auf mögliche Wirkungen verschiedener Standortfaktoren auf die Artendiversität der epiphytischen Flechten insgesamt. Ein Teil der bisherigen Ergebnisse wurde inzwischen veröffentlicht (z. B. STAPPER 2012b, STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018, APTROOT et al. 2021).

Methode

Untersuchungsgebiet. Für die Flechtenuntersuchungen des Klimafolgenmonitorings in Düsseldorf wurden 2008 vier jeweils 2 x 2 km große, am Gauß-Krüger-Koordinatensystem ausgerichtete Messstationen eingerichtet. Dort wurden, noch zusätzlich zu den bereits 2003 anlässlich der immissionsbezogenen Epiphytenkartierung untersuchten 154 Bäumen, weitere Trägerbäume ausgewählt, an denen seither der Flechtenbewuchs untersucht wird. Die Lage dieser mit NORD, CITY, HAFEN und SUED bezeichneten Stationen ist den Karten in Abb. 2/1 zu entnehmen. Wegen des Verlustes vieler Bäume und um den Anteil der Bäume im Freilandklimatop zu berücksichtigen, wurde 2016 die fünfte Station VOLM eingerichtet, wodurch weitere 23 seit 2003 untersuchte Bäume entlang des Rheindeiches in Volmerswerth in das Projekt aufgenommen wurden. In den Ergebnistabellen und Abbildungen ist stets vermerkt, von welchen Stationen und aus welchem Beobachtungzeitraum die Daten jeweils herangezogen wurden.
Trägerbäume. Für die Flechtenkartierungen wurden nur Trägerbäume ausgewählt, die hinsichtlich der Baumartengruppe (überwiegend Ahorne, Linden und Eschen), der Wuchsform und den Wuchsbedingungen den Kriterien der VDI-Richtlinien 3957 Blatt 13 und Blatt 20 (VDI 2005, 2017) und EN 16413 (2014) genügen ("Standardbäume"). Dieses Vorgehen erlaubt den Ersatz ausgefallener Bäume in Folgeuntersuchungen oder den Vergleich zeitlich weit auseinander liegender Erhebungen. Von den insgesamt 1015

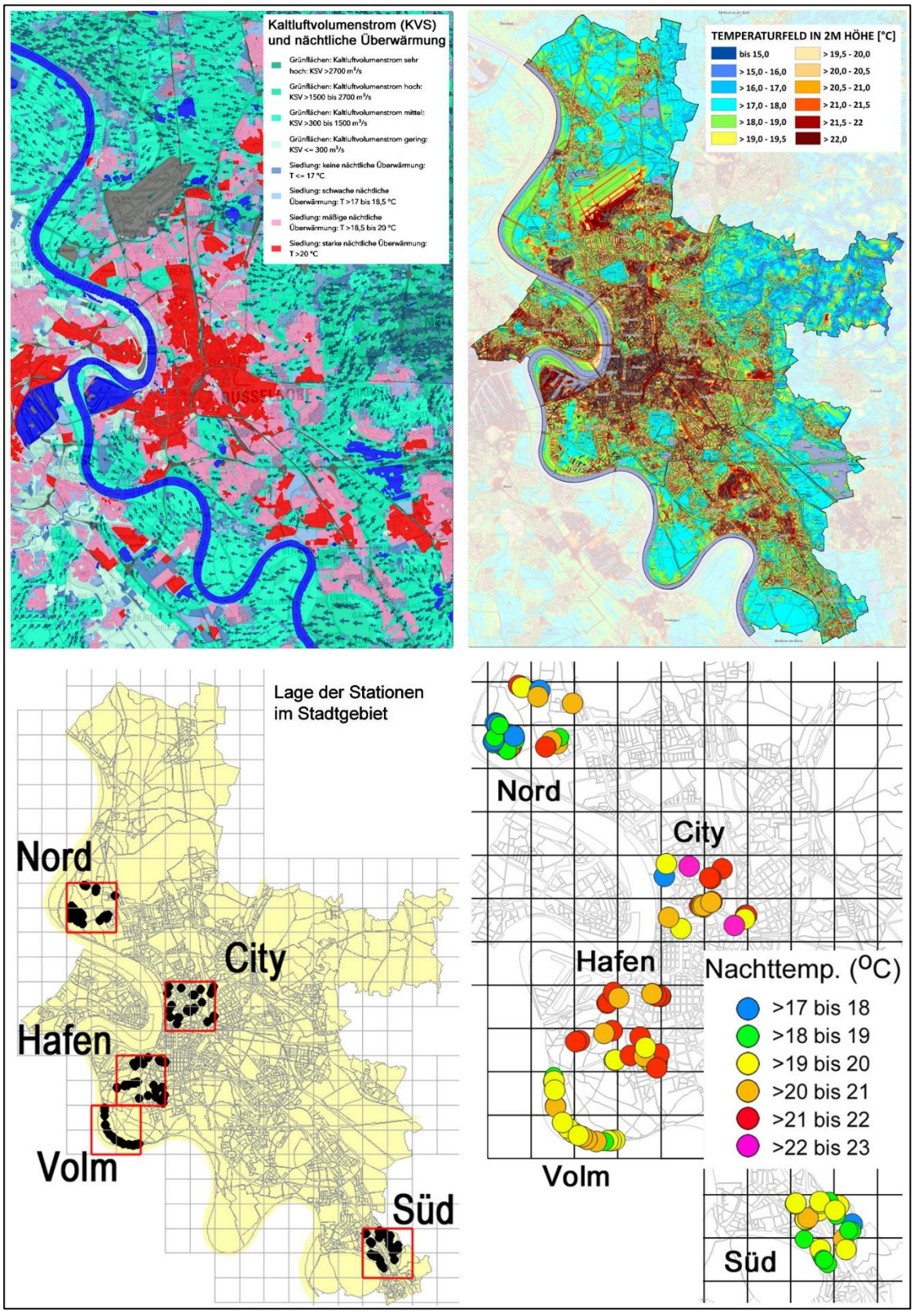


Abb. 2/1: Karten des Untersuchungsgebietes. Oben: Klimaanalysekarte Nachtsituation (LANUK 2026) und Karte der Umgebungstemperatur um 4:00 Uhr in der Strahlungsnacht des 21. Juni 2019 in 2 m Höhe über dem Boden (STADT DÜSSELDORF 2020). Unten: Lage der Messstationen im Stadtgebiet (rote Quadrate) und Baumstandorte 2016 (schwarze Punkte). Rechts daneben, vergrößert, die Baumstandorte 2025 mit Angabe der jeweiligen Nachttemperatur 2019 (STADT DÜSSELDORF 2020).

Bäumen der Kartierung von 2003 standen 154 an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED. Davon waren 2013 noch 119 verfügbar. Nach dem verheerenden Pfingststurm 2014 waren es noch immerhin 113 Bäume (der Bericht zum Untersuchungsjahr 2014 listet nur 111, weil zwei Bäume nicht in die Datenbank übertragen worden waren). 2018 waren davon noch 81 Bäume und 2024 noch 50 Bäume für das Projekt verwendbar. Durch neu hinzugenommene Bäume wurden an diesen vier Stationen 2008 und in den folgenden Jahren 208, 211, 204, 204, 201, 200, 184, 180, 169, 154, 152, 131, 128, 126, 126, 115 und zuletzt 108 Trägerbäume untersucht, allerdings nicht zeitlich lückenlos, da aufgrund von z. B. Baustellen nicht immer alle Bäume zugänglich waren. Dauerhafte Ausfälle sind begründet durch Fällungen, Baumaßnahmen, am Stamm hochwachsendes Efeu oder von Anwohnenden auf die Baumscheiben gepflanzte Sträucher, die den Stamm inzwischen beschatten oder die Untersuchung verhindern (z. B. Feuerdorn). Die intensive Verkotung vieler Baumscheiben ist zwar lästig, führte aber bisher nicht zur Aufgabe eines Standortes. 2017 mussten zwei Bäume wegen bunter, aus Wolle gehäkelter Überzüge aufgegeben werden. Von ursprünglich 23 Bäumen der Station VOLM waren 2025 noch 19 verfügbar.

Standortcharakterisierung. Die Charakterisierung der Baumstandorte beschränkt sich auf Angaben zum Klimatop und zur städtischen Überwärmung sowie zur Verkehrsbelastung. Die Klimatope wurden dem Klimaatlas-NRW entnommen (LANUK 2026). Die Temperaturdaten sind modellierte Umgebungstemperaturen in 2 m Höhe über dem Boden um 4:00 Uhr in der Strahlungsnacht des 21. Juni 2019 und wurden anlässlich der Klimaanalyse 2020 ermittelt (GEO-NET Umweltconsulting GmbH; STADT DÜSSELDORF 2020). Zur Einschätzung der Verkehrsbelastung wurde sowohl die Distanz zum Fahrbahnrand (in vier Klassen: 1: <2 m; 2: >2 bis 5 m; 3: >5 bis 10 m; 4: >10 m) als auch die subjektive Verkehrsintensität bestimmt (in drei Klassen: 1 = kaum motorisierter Verkehr; 2 = gering bis mäßig; 3 = vierspurige Hauptverkehrsstraße oder sehr stark frequentierte zweispurige Straße mit schluchtartigem Profil. Die Standortbedingungen für die 111 Bäume umfassende Stichprobe, von denen 50 Bäume seit 2003 und 92 Bäume seit 2008 und weitere 19 Bäume seit 2016 an der Station VOLM durchgehend untersucht wurden, fasst Tab. 2/1 zusammen.

Tab. 2/1: Standortbedingungen an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, VOLM und SUED 2025.

Station	Bäume	Klimatope	Temperatur/°C (2019)	Distanz zur Fahrbahn	Verkehrs-intensität
	Anzahl		Mittelwert ± Standardfehler	Median	Median
NORD	31	Gewerbeklima (offen) [Parkplatz Messegelände] und Vorstadtklima	18,9 ± 0,2	4	2
CITY	13	überwiegend Stadt- und Innenstadtklimatop wenig innerstädt. Grünfläche	20,5 ± 0,3	1	3
HAFEN	20	Vorstadt-, Stadtrand-, Stadt- und Innenstadtklima, Gewerbeklima (offen)	20,9 ± 0,2	1	3
SUED	28	Vorstadtklima und Stadtrandklima	19,0 ± 0,1	1	2
VOLM	19	Überwiegend Freilandklima und Gewerbeklima (offen), wenig Vorstadtklima	19,5 ± 0,1	1	1

Aufnahme und Ansprache der Flechtenarten. Bei der immissionsbezogenen Kartierung von Düsseldorf 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a, b) waren das Spektrum aller am Baumstamm zwischen 50 und 210 cm Höhe vorkommenden Flechten- und Moosarten und zusätzlich auch die Frequenzwerte aller Arten mit Zählrahmen gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005) bestimmt worden. Ab 2008 wurde auf die

aufwändige quantitative Aufnahme der Flechtenarten mit Zählgittern verzichtet, weil zu Beginn des Klimafolgenmonitorings die meisten Klimawandelindikatoren überwiegend als Einzelexemplare vorkamen und die mit Gittern erfasste Stammfläche der Trägerbäume dann zu klein ist für eine weitere Differenzierung der Häufigkeiten dieser Arten. Die bereits 2003 vorgenommene Schätzung der Deckung der einzelnen Arten in vier Häufigkeitsklassen wurde jedoch beibehalten:

H1: einzelnes, (kleines) Lager der Art am Baum, weniger als 0,5 % Deckungsgrad (bezogen auf Stammumfang mal begutachtete Höhe).

H2: 2-5 separate Lager großer Blattflechten, oder weniger als 5 % Deckungsgrad.

H3: 5-10 Lager großer Blattflechten wie *Parmelia* spp., oder Deckungsgrad der Art ab 5 %.

H4: mehr als 10 Vorkommen großer Exemplare von Blattflechten (*Parmelia* spec. etc.) am Baum bzw. Deckungsgrad der Art ab ca. 25 %.

Um einen gleichbleibenden Erfassungsgrad zu erreichen, wurde jeder Baum in Unkenntnis der Ergebnisse der Vorjahre nach dem Fund der jeweils letzten Flechtenart immer noch für weitere zwei Minuten auf bis dahin nicht registrierte Arten abgesucht. Die nachfolgende Tabelle 2/2 zeigt am Beispiel des Baumes Nr. 636810 an der Station SUED, wie sich das Flechtenartenspektrum eines von vielen, bisher kumulativ 38 Arten besiedelten und nahezu vollständig bedeckten Stamms über die Jahre verändert hat, welche Arten vorübergehend oder dauerhaft dort registriert wurden.

Tab. 2/2: Flechtenarten am Baum Nr. 636810 an der Station SUED in Düsseldorf-Garath. Für weitere Informationen siehe Legenden zu Tab. 2/6 und Abb. 2/19.

Flechtenart am Stamm von Baum Nr. 636810	Untersuchungsjahr (nur letzte zwei Ziffern)																		Veränderung
	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	*(Arten / Jahr)*
Amandinea punctata	●						●		●		●	●	●	●	●	●	●	●	
Caloplaca obscurella																●			
Candelaria concolor			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	
Candelaria pacifica												●	●	●	●	●	●	●	
Candelariella reflexa	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Evernia prunastri	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Flavoparmelia caperata		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Flavoparmelia soredians	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Hyperphyscia adglutinata		●	●		●	●	●	●	●	●	●	●			●	●	●	●	
Hypogymnia physodes	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Hypogymnia tubulosa	●		●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Hypotrachyna afrorevoluta										●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Hypotrachyna revoluta								●	●	●	●			●	●				
Lecanora barkmaniana											●	●	●		●	●	●	●	
Lecanora expallens	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Lepraria incana		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Melanelixia subaurifera	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Melanohalea elegantula			●											●	●	●	●	●	
Melanohalea exasperatula	●										●	●	●			●	●		
Parmelia saxatilis	●		●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●				
Parmelia sulcata	●	●						●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Parmotrema perlatum												●	●						
Phaeophyscia nigricans	●																		
Phaeophyscia orbicularis	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Phlyctis argena																	●		
Physcia adscendens	●	●	●	●		●	●	●		●		●	●	●	●	●	●	●	
Physcia caesia	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	
Physcia tenella	●	●		●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Physciella chloantha																●			
Physconia grisea		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Polycauliona candelaria	●	●	●	●		●	●		●	●	●	●	●						
Polyozosia dispersa															●				
Punctelia borreri											●	●	●	●			●	●	

Flechtenart am Stamm von Baum Nr. 636810	Untersuchungsjahr (nur letzte zwei Ziffern)																		Veränderung (Arten / Jahr)
	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Punctelia jeckeri	●				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Punctelia subrudecta	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Ramalina farinacea					●									●				●	
Strangospora pinicola											●	●	●	●		●			
Xanthoria parietina				●	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Flechtenarten gesamt	19	15	18	19	20	20	21	20	22	23	28	30	29	26	28	29	28	27	***+0,78***
VDI-Klimawandelzeiger	3	2	3	3	4	4	4	5	5	6	7	7	7	8	7	6	7	7	***+0,31***
NL-SL-Klimawandelzeiger	2	4	4	4	5	5	5	6	6	7	9	9	8	7	8	7	8	8	***+0,32***

Die Flechten wurden anhand morphologischer und chemischer Merkmale angesprochen. Die Nomenklatur folgt der aktualisierten Checkliste der Flechten, lichenicolen und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands (PRINTZEN et al. 2022). Zum Arteninventar der Stationsbäume hinzu kam 2021 die Krustenflechte *Catillaria fungoides*. Diese Art ist sehr unscheinbar und folglich leicht zu übersehen (CEZANNE et al. 2020) und profitiert möglicherweise vom Klimawandel (SPARRIUS et al. 2016). Weitere Neuzugänge sind *Micarea prasina*, 2022 an der Nordseite eines Bergahorns an der Station SUED, *Physcia tribacia* 2023 an einer Esche und *Pseudoschismatomma rufescens* an einem Spitzahorn an der Station NORD. Von *P. rufescens* war 1999 in Nordrhein-Westfalen nur noch ein Vorkommen in der Ahreifel bekannt (HEIBEL 1999). Sie breitet sich wieder aus, und im Stadtgebiet von Düsseldorf wurde sie 2003 zum ersten Mal registriert (Gerresheimer Höhen; hb. Stapper). Das in Abb. 2/21 gezeigte Material wurde 2003 im Tal der Wupper bei Müngsten fotografiert. Jüngster Zugang ist die Blattflechte *Xanthoria calcicol*a, die im Herbst 2025 an der Stammbasis eines Ahornbaumes auf dem Volmerswerther Rheindeich entdeckt wurde.
Als "*Candelariella boleana*" werden nachfolgend körnig-schuppige, sterile Krusten bezeichnet und von *C. xanthostigma* separiert, die höchstwahrscheinlich in die Gattung *Candelariella* gehören und sehr dem in WESTBERG & CLERK (2012) abgebildeten Material (*C. boleana* ETAYO, PALICE & SPRIBILLE) ähneln. Die bislang als *C. viae-lacteae* bezeichneten Vorkommen könnte man hier inkludieren, aber vielleicht ist die Trennung für zukünftige Zwecke sinnvoll. Unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa*" werden weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht verlässlich zu unterscheiden sind, darunter *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* (MÜLL. ARG.) R.W. ROGERS. Die sehr kleinen Blattflechten *Candelaria concolor* und *C. pacifica* (WESTBERG & ARUP 2011) wurden bis 2017 als "*C. concolor* im weitesten Sinne" zusammengefasst, was für den Gegenstand der vorliegenden Untersuchung allerdings unerheblich ist. Beide Flechten kommen in Düsseldorf vor (STAPPER 2012a), wobei *C. pacifica* auch 2025 immer noch die seltenere Art war. Am Ende dieses Kapitels wurde ein hochauflösendes Makrofoto dieser Art mit dem für die Ansprache wesentlichen Merkmal eingefügt (Abb. 2/22), weil *C. pacifica* kürzlich zur Flechte des Jahres 2026 ausgewählt wurde (VON BRACKEL et al. 2025). Seit 2017 werden die beiden Arten getrennt aufgenommen, was jedoch dadurch erschwert ist, dass beide oft am gleichen Baum vorkommen, gerne ausgedehnte Rasen bilden und darin kaum verlässlich zu trennen sind. Bei Trockenheit kann die etwas kräftiger gelb, fast dottergelb gefärbte *C. pacifica* von der etwas bleicheren, eher zitronengelben *C. concolor* differenziert werden, die zudem mit hellen Rhizinen imponiert. Sehr wohl relevant für die Berechnung des Klimawandelzeiger-Index ist die Unterscheidung von *Hypotrachyna revoluta* und der zuerst aus Kenia beschriebenen *H. afrorevoluta* (siehe Abb. 2/8). In den Niederlanden gesammelte Belege beider Arten erwiesen sich zunächst molekulargenetisch als identisch (APTROOT, mündlich). In Deutschland (PRINTZEN et al. 2022) und in Großbritannien (NEWBERRY 2021) gesammelte Belege werden unterschieden, doch diese Unterscheidung gilt im Gelände gemeinhin als kompliziert. In Düsseldorf

werden seit Beginn des Projektes, um nur die am leichtesten erkennbaren Merkmale zu nennen, Vorkommen mit feinkörnigen Soralen an den Lobenenden als *H. revoluta* angesprochen, während *H. afrorevoluta* durch grobkörnige Sorale gekennzeichnet ist, die überwiegend abseits der Lobenenden durch Faltenbildung und sich anschließendem Aufbruch der Lobenoberfläche entstehen (siehe Abb. 2/8). Zu Beginn des Projektes wurden die beiden Klimawandelzeiger noch nicht unterschieden, sie waren aber mit Einzelvorkommen an 13 von 1013 Bäumen im gesamten Stadtgebiet noch erheblich seltener als heute (siehe Tab. 2/4). Im Mittel sind seit 2008 als *H. afrorevoluta* angesprochene Vorkommen gut doppelt so häufig wie *H. revoluta*, und nur in überzeugenden Fällen wurden gleichzeitige Vorkommen beider Arten an einem Baum auch als solche notiert, um den Klimawandelzeiger-Index im Zweifelsfall eher gering zu halten. In diesem Zusammenhang zu nennen sind auch *Bacidina neosquamulosa* und *Halecania viridescens* (letztere ist am leichtesten erkennbar in feuchtem Zustand), die nur in überzeugenden Fällen als solche notiert und somit möglicherweise immer unterbestimmt wurden.
Weitere potenzielle Verwechslungskandidaten sind *Lecanora chlarotera* und *L. hybocarpa*, die durchaus gemeinsam am gleichen Substrat vorkommen können. *L. hybocarpa* besiedelt in den Niederlanden vornehmlich Buchen ("Beukenschotelkorst"), in Deutschland auch Bergahorn, und gilt hier als sehr seltene und möglicherweise auch übersehene Art. Der eventuelle Fehler bei der Bestimmung des Klimawandelzeigerindex infolge einer Fehlansprache wäre aufgrund weniger potentieller *L. chlarotera*-Funde im Projekt allerdings vernachlässigbar. Hinsichtlich weiterer Verwechselungsmöglichkeiten einander ähnlicher Flechten und der Beschränkung auf das Gattungsniveau bei *Usnea*-Bartflechten (bisher untersuchte Belege enthielten *U. dasopoga* und *U. hirta*) wird auf die Ausführungen in früheren Berichten verwiesen.
Datenauswertung. Der seit 2003 immer weiter gewachsene Datensatz mit inzwischen 39674 Beobachtungseinträgen ermöglicht räumliche und zeitliche Vergleiche gepaarter und ungepaarter Daten. Es wurden bevorzugt die Entwicklungen an den seit 2003 oder 2008 kontinuierlich untersuchten Stationen bzw. Bäumen untersucht.
Anhand der STI-Werte (= „Species-Temperature-Index“; SPARRIUS et al. 2018) wurde für jeden Baumstandort unter Berücksichtigung aller Flechtenarten, für die STI-Werte vorliegen, der mittlere STI-Wert berechnet. Die Berechnung erfolgte sowohl qualitativ, also nur anhand des Vorkommens der Arten, als auch gewichtet anhand ihres jeweiligen Anteils an der Deckungssumme aller Arten, für die STI-Werte vorliegen. Dazu wurden die Häufigkeitsklassen H1, H2, H3 und H4 in die prozentualen Deckungsgrade 0,5 %, 3 % 7 % und 20 % überführt.
Für statistische Analysen wurden die Programme Statistica (Version 12; STATSOFT 2014) und PAST (5.3; HAMMER et al. 2001) verwendet. In fast allen Fragestellungen erwiesen sich die Daten als nicht normalverteilt, weshalb überwiegend nichtparametrische Verfahren wie der Kruskal-Wallis-Test oder die Friedman-ANOVA in Kombination mit geeigneten post-hoc Tests, z. B. Dunn-Bonferroni- oder Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test, angewendet wurden. Als verteilungsunabhängiger Trendtest wurde der Mann-Kendall-Test eingesetzt. Unterschiede mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 5 % wurden als signifikant betrachtet.

Ergebnisse

Veränderung des Flechtenartenspektrums seit 2003. An den Messstationen NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM wurden bisher, kumuliert über alle Zeitpunkte und alle dabei untersuchten Bäume, 108 verschiedene Taxa angesprochen, davon die meisten an den Stationen NORD (95 Arten) und SUED

(83), gefolgt von VOLM (68), CITY (63) und HAFEN (57). Für das Hauptanliegen der Studie, nämlich Wirkungen des Klimawandels anhand von Flechten als Monitororganismen zu erfassen, ist jedoch weniger die schiere Anzahl der Arten bedeutend als vielmehr die Veränderung der Häufigkeit von Indikatorarten im Verlauf der Zeit. Deshalb wird in dieser Studie für gepaarte Datenanalysen überwiegend die Stichprobe von 92 Bäumen an den Stationen NORD (31 Bäume), CITY (13), HAFEN (20), SUED (29) verwendet, die seit 2008 jedes Jahr untersucht wurden. Mit dieser Stichprobe wurden 92 Taxa erfasst, deren Indikatoreigenschaften und Häufigkeiten an den Trägerbäumen in Tab. 2/4 zusammengefasst sind. 50 dieser 92 Bäume waren bereits 2003 untersucht worden und ermöglichen eine bis 2003 zurückreichende Datenauswertung.

Wie Abb. 2/2 zeigt, stieg die Gesamtzahl der in einer Erhebung jeweils registrierten Flechtentaxa zunächst stark an, um seit ca. 2015 bei 62 bis 68 Flechtenarten zu verharren. Tatsächlich kommen aber bei fast jeder Erhebung neue Arten hinzu, während andere nicht mehr registriert werden, so dass an den 92 wiederholt untersuchten Bäumen der vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED inzwischen 92 verschiedene Taxa registriert wurden.

Ein hinsichtlich der Bioindikation von Umweltwirkungen statistisch höher belastbarer Wert ist die mittlere Flechtenartenzahl pro Baum (siehe Abb. 2/3). Auch dieser Wert ist zunächst kontinuierlich angestiegen, stagniert aber ebenfalls seit ca. 2015, und insgesamt sind diese zeitlichen Veränderungen auch nicht signifikant. Das ändert sich jedoch bei der Betrachtung spezifischer Indikatorarten. So steigt die mittlere Anzahl der VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger pro Baum seit dem Beginn des Projekts 2003 ununterbrochen an ($p < 0{,}0001$; Mann-Kendall-Trendtest). Und während gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten (Nitrophyten) mit N-Zahl über 7 weitgehend unverändert häufig an den Bäumen vorkommen (Abb. 2/3), sinkt die mittlere Anzahl der an saure Habitate angepassten Flechtenarten (Azidophyten) mit R-Zahl kleiner als 4 seit 2003 kontinuierlich ab ($p < 0{,}0001$).

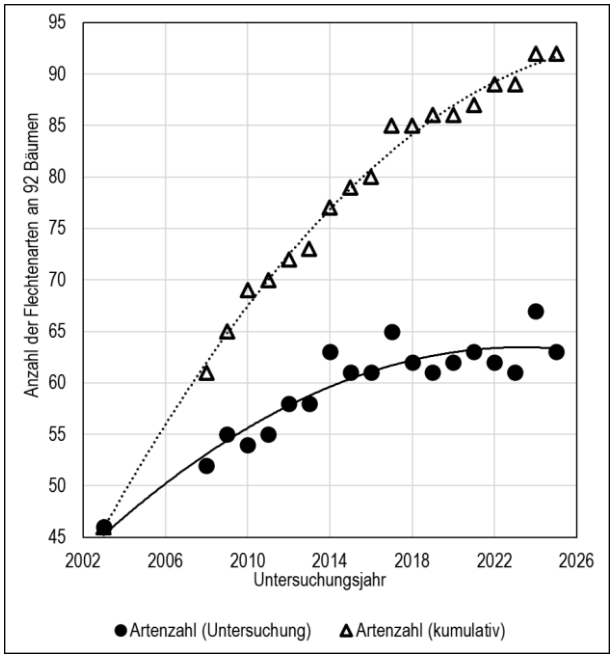


Abb. 2/2: Zeitliche Veränderung der Gesamtzahl der Flechtenarten 2003 bis 2025. Datengrundlage: 92 wiederholt untersuchte Bäume an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED (siehe Tab. 2/6). Bei fast jeder Untersuchung kommen neue Arten hinzu.

Die Indikatoreigenschaften der 92 registrierten Flechtenarten und ihre Häufigkeiten an den 50 bzw. 92 von 2003 bzw. von 2008 bis 2025 durchgehend untersuchten Bäumen sind in Tabelle 2/4 zusammengestellt. Häufigkeit ist hier definiert als der Anteil der Bäume mit mindestens einem Vorkommen der jeweiligen Art zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt. Als Sortierungskriterium wurde die jährliche Veränderung der Häufigkeit verwendet. Insgesamt acht und damit rund zwei Drittel der Arten, die zwischen 2003 und 2025 mit mindestens +0,5 % pro Jahr den stärksten Anstieg der Häufigkeit an den Stationsbäumen aufweisen, sind Klimawandelzeiger (KWZ) einer der beiden Kategorien. Den größten jährlichen prozentualen Zuwachs zeigen der VDI-KWZ *Punctelia borreri* (+3,5 %/a; Makrofoto in Abb. 2/9) und der NL-SL-KWZ *Physconia grisea* (+3,3 %/a; Abb. 2/10).

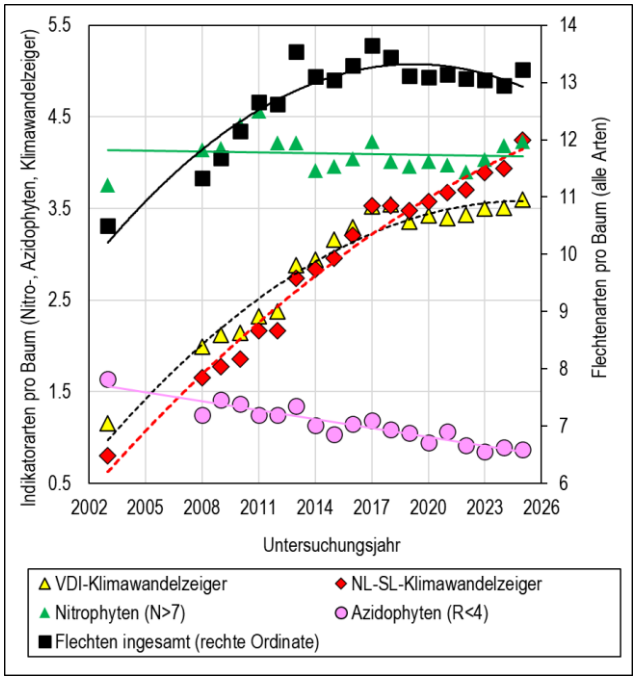


Abb. 2/3: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein bzw. von bestimmten Indikatorarten 2003 bis 2025. Datengrundlage: Flechten an 50 bzw. 92 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED (vergl. Tab. 2/6). Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung. VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger wurden statistisch hochsignifikant häufiger (p<0,0001; Mann-Kendall-Trendtest), die Azidophyten entsprechend seltener. Die Zunahme der Flechtenarten ist soeben signifikant (p<0,05), während die Häufigkeiten von Nitrophyten keinem signifikanten Trend folgen.

Dahinter folgen *Hyperphyscia adglutinata* (Abb. 2/10), *Hypotrachyna afrorevoluta* (Abb. 2/8), *Punctelia subrudecta* und *P. jeckeri* (beide Abb. 2/9). Diese beiden *Punctelia*-Arten wurden seit 2020 an mehr bzw. ebenso vielen Stationsbäumen registriert (84 bzw. 73 %), als die bis vor wenigen Jahren immer häufigste Flechtenart *Physcia tenella* (2025: 62 %). Bis auf *Parmotrema reticulatum* und *Physcia tribacioides*, die zu den am seltensten registrierten Arten zählen, sind alle 15 VDI-KWZ, die bisher an der 92 Bäume umfassenden Stichprobe registriert wurden, häufiger geworden. Das gilt entsprechend für 16 der insgesamt 20 in der gleichen Stichprobe registrierten NL-SL-KWZ. Hingegen sind mit acht Arten die Mehrzahl der 12 azidophytischen Flechten (R-Zahl <4) seit 2003 seltener geworden. Einige dieser Arten wurden inzwischen nicht mehr registriert, und zwar (ohne "*Cladonia* spp.") *Lecanora conizaeoides* (Abb. 2/11), *L. pulicaris*, *Hypocenomyce scalaris*, *Placynthiella icmalea*, *Pseudevernia furfuracea* (2025 erloschen), *Trapeliopsis granulosa* und *Tuckermanopsis chlorophylla*. Sehr rasch verläuft der Rückgang von *Evernia prunastri* (-1,3 %/a; Abb. 2/11) und *Hypogymnia physodes* (-1,7%/a; Abb. 2/11), die 2025 nur noch an 35 bzw. 12 % der Stationsbäume registriert wurden. Stark rückläufig (p < 0,005; Mann-Kendall-Test) sind auch die beiden nitrophytischen Flechtenarten *Polycauliona candelaria* (-2,4 %/a; Abb. 2/13) und *P. polycarpa* (-1,8 %/a; Abb. 2/13). Die 2023 erstmals registrierte Blattflechte *Physcia tribacia* fehlt in der Tabelle, da ihr Trägerbaum nicht mehr in der Stichprobe enthalten ist. Die Krustenflechte *Pseudoschismatomma rufescens* kam 2024 neu hinzu.

Veränderung des Klimawandelzeigerindex an den Messstationen. Die zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten insgesamt bzw. von Klimawandelzeigern pro Baum an den einzelnen Messstationen fasst Tab. 2/5 für die Stichprobe der seit 2003 durchgehend untersuchten 50 Bäume an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED zusammen. Da in dieser Stichprobe die Anzahl verfügbarer Bäume inzwischen die erforderliche Mindestzahl von 20 pro Messstation unterschreitet (VDI 2017), wurden die Daten nicht mehr nach Stationen getrennt, sondern zusammengefasst. Mit der größeren Stichprobe aus 92 von 2008 bis 2025 durchgehend untersuchten Bäumen, die die vorgenannten 50 Bäume als Teilmenge enthalten, ergibt sich ein nahezu übereinstimmendes, aber differenzierteres Bild. Diese Ergebnisse sind in Tab. 2/6 zusammengestellt. In dieser Tabelle befinden sind zusätzlich die Ergebnisse für die Station VOLM mit 19 Bäumen, die zuerst 2003 und dann wieder ab 2016 durchgehend untersucht wurden.

Die an den Bäumen registrierte Anzahl aller Flechtenarten ist, über den gesamten Zeitraum betrachtet, an den einzelnen Stationen nur leicht angestiegen. Im Vergleich zu den Stationen CITY und HAFEN war sie in NORD, SUED und VOLM im Durchschnitt immer bis zu 1,5mal höher und kennzeichnet diese Stationen als generell günstiger für epiphytische Flechten. Ebenso wie die Gesamtzahl der Flechtenarten pro Baum ist auch die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Stationen NORD, SUED und VOLM höher als an CITY und HAFEN. Am höchsten sind die Werte mit 4,9 an der Station SUED (Tab. 2/6, für die zeitliche Entwicklung siehe Abb. 2/6). Die Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) nutzt die zeitliche Veränderung des Klimawandelzeigerindex, definiert als mittlere Anzahl dieser VDI-Klimawandelzeiger pro Baum, für Aussagen über lokale Wirkungen des Klimawandels. Da die Klimawandelzeiger jedoch bis auf wenige Ausnahmen zu den selteneren epiphytischen Flechten zählen, sind z. B. Bäume mit vielen solcher Zeigerarten selten, die Daten folglich nicht normalverteilt. Der Richtlinie folgend werden hier zwar arithmetische Mittelwerte der Klimawandelzeiger in Tabellen und einigen Grafiken angegeben, für Signifikanzprüfungen jedoch ausschließlich Medianvergleiche vorgenommen. Seit 2003 ist die mittlere Anzahl der VDI-KWZ pro Baum an allen Stationen zusammen auf das Dreifache angestiegen. Diese Veränderungen sind an allen Stationen statistisch signifikant. Die anfänglich dynamische Entwicklung zeigt sich seit 2017 allerdings etwas verlangsamt (Abb. 2/3; Abb. 2/5), und während an den Stationen NORD, SUED und VOLM unverändert hohe bzw. noch leicht steigende Werte gemessen werden, sind sie an den Stationen CITY und HAFEN ab 2019 vorübergehend etwas gesunken (Tab. 2/6), aber dennoch weiterhin statistisch signifikant höher als 2010.
Infolge des starken Anstiegs der VDI-Klimawandelzeiger im Vergleich zu den Flechtenarten insgesamt, die bei bestimmten Artengruppen, z. B. den Azidophyten, den zuvor beschrieben Einbruch zeigt, ist der relative Anteil dieser Indikatoren an der Gesamtflechtenartenzahl an allen Stationen auf etwa das 2,5fache angestiegen, im Mittel von anfänglich 9 % auf inzwischen 23 % (Tab. 2/5). An der Station HAFEN fiel dieser Wert, im Vergleich zu den drei anderen Stationen seit 2003 immer am niedrigsten aus (aktuell 16 % im Vergleich zu 23 bis 31 % an CITY, NORD, SUED; Stichprobe 50; Daten nicht gezeigt), wie auch die Anzahl der Flechtenarten an den Bäumen dieser Station.
In Tab. 2/6 sind auch die Ergebnisse für die Station VOLM enthalten. Auch dort sind die VDI- und NL-SL-KWZ zwischen 2003 bzw. 2016 und 2025 signifikant häufiger geworden.
Die zeitliche Entwicklung der NL-SL-KWZ verlief bisher weitgehend identisch, wenngleich die absoluten Werte aufgrund der unterschiedlichen Indikatorartenauswahl voneinander abweichen. Im Schnitt ist die mittlere Anzahl der NL-SL-KWZ auf höhere Werte gestiegen als die der VDI-KWZ, an allen Stationen zusammen auf das Vierfache gegenüber 2003.

Zeitliche Entwicklung des Vorkommens von 21 ausgewählten Flechtenarten 2003 bis 2025. Die Stationen CITY und HAFEN unterscheiden sich von NORD und SUED nicht nur hinsichtlich der Anzahl der Flechtenarten oder der Klimawandelzeiger pro Baum, auch die zeitliche Entwicklung einzelner Arten stellt sich an den vier Stationen sehr unterschiedlich dar. Die Abbildungen 2/7 bis 2/9 zeigen die Dynamik von neun häufigen VDI-Klimawandelzeigern für jede Station, Abb. 2/10 entsprechend für drei NLSL-Klimawandelzeiger, und Abbildungen 2/11 bis 2/13 geben den Zeitverlauf der Häufigkeit von neun Flechtenarten wieder, die seit 2003 immer seltener werden. Datengrundlage sind die Flechtenvorkommen an 50 (2003) bzw. 92 (2008 bis 2025) durchgehend untersuchten Bäumen. Aufgetragen über die Untersuchungsjahre ist der prozentuale Anteil der Bäume der jeweiligen Station, an denen die betreffende Flechtenart nachgewiesen wurde. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Ordinate. Die lineare bzw.

polynomische Datenanpassung dient nur der visuellen Verdeutlichung der zeitlichen Entwicklung. Neben jedem Diagramm befindet sich immer ein Makrofoto der jeweiligen Flechte. Sofern nicht anders angegeben beträgt die Länge der Kalibrierbalken 1 mm.

Lediglich drei VDI-Klimawandelzeiger, nämlich *Flavoparmelia soredians* (Abb. 2/7), *Hypotrachyna afrorevoluta* (Abb. 2/8) und *Punctelia borreri* (Abb. 2/9) sind an allen Stationen, sofern sie an diesen bisher überhaupt nachgewiesen wurden, immer häufiger geworden. Im Fall von *P. borreri*, die erst seit 2002 im Gebiet belegt ist (Tab. 2/3), verlief diese Entwicklung so schnell, dass sie an der Station SUED inzwischen an 89 % der untersuchten Bäume mit mindestens einem Exemplar vorkommt. Alle anderen VDI-KWZ zeigen neben Zuwächsen an den einen auch Einbrüche an anderen Stationen. So kommen *Punctelia jeckeri* und *P. subrudecta* (beide Abb. 2/9) an den kühleren Stationen NORD und SUED seit 2015 an fast jedem Baum vor, während sie an den beiden anderen, wärmeren Stationen trotz starker Zunahme immer nur etwa halb so häufig waren, seit etwa 2018 jedoch erkennbar einbrechen. Die drei VDI-KWZ *Flavoparmelia caperata* (Abb. 2/7), *Hypotrachyna revoluta* (nie an Station HAFEN) und *Parmotrema perlatum* (beide Abb. 2/8) indes werden nach anfänglicher Zunahme seit etwa 2018 an allen Stationen wieder seltener. *Melanohalea elegantula* (Abb. 2/7) bleibt sogar durchgehend auf die Stationen NORD und SUED beschränkt, wo sie aber kontinuierlich häufiger wird.

Von den drei NLSL-Klimawandelzeigern haben sich *Hyperphyscia adglutinata* und *Physconia grisea* (Abb. 2/10) an allen Stationen stark ausgebreitet. *H. adglutinata* war erst 2002 am Niederrhein für Nordrhein-Westfalen wiederentdeckt worden, und *Physconia grisea* war zu dieser Zeit im gesamten Bundesland eine seltene Art auf <4 % der untersuchten Bäume (FRANZEN et al. 2002). Beide Flechten sind in CITY, HAFEN und SÜD im Schnitt häufiger als in NORD, zeigen somit ein den VDI-Klimawandelzeigern entgegengesetztes Verhalten. *Lecanora barkmaniana* wiederum ähnelt *Melanohalea elegantula* oder den beiden *Hypotrachyna*-Arten, meidet CITY und HAFEN und nimmt seit 2010 an NORD und SUED zu.

Alle neun Flechtenarten, die seit Beginn des Projektes seltener geworden sind, waren an den Stationen NORD und SUED immer häufiger als in CITY und HAFEN. Die letzten Vorkommen der in den 1990er Jahren noch sehr häufigen, damals durch saure Immissionen geförderten *Lecanora conizaeoides* (Abb. 2/12) wurden 2009 an der Station HAFEN und 2012 an der Station NORD beobachtet. *Hypogymnia physodes* (Abb. 2/11), *Melanelixia subaurifera* (Abb. 2/12), *Polycauliona candelaria* oder *P. polycarpa* (Abb. 2/13) waren zu Beginn des Projekts häufig und wurden an allen vier Stationen rasch seltener. *Polycauliona*-Arten kommen heute nur noch an der Station NORD (und VOLM) vor. *Evernia prunastri* (Abb. 2/11) war an den kühlen Stationen NORD und SUED sehr häufig und ist seit 2010 besonders schnell an der Station SUED auf ein Viertel der Bestände eingebrochen. *Ramalina farinacea* (Abb. 2/13) war insgesamt betrachtet nie eine häufige Flechte, wurde anfangs an der Station NORD häufiger und seit 2015 wieder seltener. *Melanohalea exasperatula* breitete sich vornehmlich an der „Vorortstation“ SUED auf den Bäumen aus und ist seit 2018 wieder auf dem Rückzug. *Parmelia sulcata* (Abb. 2/12), anfangs eine der häufigsten großen Blattflechten an den Bäumen, stagniert an der Station NORD und wird seit 2020 in SUED etwas seltener (-20 %), während sie an den wärmeren Stationen CITY und HAFEN seit ca. 2013 weniger als ein Drittel so häufig geworden ist, als noch zu Beginn des Projektes.

Regionale Veränderung des Klimawandelzeigerindex. Die zeitliche Entwicklung der VDI-KWZ in Düsseldorf und dem angrenzenden Kreis Mettmann sowie Dormagen im Südwesten ist in Abb. 2/14 im Raster der 1:25.000-Messtischblätter (MTB) kartografisch dargestellt. Dazu wurden die Daten der stark überwärmten Stationen CITY und HAFEN ausgeschlossen und nur die Daten der Vorort-ähnlichen Stationen

NORD (MTB 4706), VOLM (MTB 4806) und SUED (MTB 4807) von 2003 bis 2021 mit Originaldaten des Autors (Dormagen; MTB 4906) sowie Daten der NRW-weiten Epiphytenkartierung (FRANZEN et al. 2002) und aus dem Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann (STAPPER in SCHMITZ et al. 2010ff) zusammengeführt. Für jedes Untersuchungsjahr konnten die Daten von 144 bis 289 Bäumen genutzt und für jedes der bis zu acht MTB die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger pro Baum (=VDI-Klimawandelindex) für 2002, 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021 räumlich dargestellt werden. Der "neue" Zeitpunkt 2002 fasst Werte von 2001 bis 2003 zusammen. Der Klimawandelindex der drei für das Stadtgebiet Düsseldorf relevanten MTB ist von ca. 1,3 im kombinierten Jahr 2002 kontinuierlich auf im Mittel 3,8 angestiegen. Obwohl die Daten von teils erheblich mehr Messpunkten (Bäumen) genutzt wurden, ergeben sich nur sehr geringe Abweichungen gegenüber den Stichproben aus 53 oder 99 wiederholt untersuchten Bäumen (Zeitpunkt 2021). Sehr ähnlich ist der zeitliche Verlauf für die anderen MTB, wobei die Werte der geografisch höher gelegenen Gebiete durchgehend geringer bleiben als in Düsseldorf (ein direkter räumlicher Vergleich zwischen verschiedenen MTB wäre nicht richtlinienkonform, siehe Diskussion). Mit 4,50 bzw. 5,45 für 2017 bzw. 2021 wurden für das MTB 4906 (Pulheim) die bisher höchsten Werte ermittelt.

Veränderung des mittleren STI-Wertes zwischen 2003 und 2025. Mit den STI-Werten (STI = Species Temperature Index) der Flechten (SPARRIUS et al. 2018), die der mittleren Temperatur jeder Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa entsprechen, bietet sich eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des anhaltenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen.
Abbildung 2/15 zeigt die gewichteten Species Temperature Index-Werte für jeden einzelnen Baum der vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED für jeden Untersuchungszeitpunkt von 2003 bis 2025. An allen Stationen steigen, erkennbar an der von blau über grün nach orange wechselnden Farbe der Zellen, die STI-Werte über die Jahre an. Eine weitgehend übereinstimmende Darstellung ergibt sich mit ungewichteten STI-Werten (nicht gezeigt). In beiden Fällen zeigen sich sowohl die Variabilität der Werte an den Stationen als auch die infolge des Hinzutretens neuer oder des Verschwindens bereits vorhandener Arten steigenden bzw. sinkenden STI-Werte an individuellen Bäumen. Diese Variabilität fasst Abb. 2/16 zusammen. Die oberen Diagramme geben für jeden Zeitpunkt die Mittelwerte und Mediane wieder und, in Form der Box, den Bereich, in dem die mittleren 50 % der Datenpunkte liegen. Ausreißer können, wie z. B. der Fall ungewichteter STI im Jahr 2003, durch das Vorkommen von nur zwei Arten mit niedrigem STI begründet sein.
Der Unterschied zwischen qualitativen und gewichteten STI-Mittelwerten ist gering. Die gewichteten Werte sind um 0,03 °C niedriger, weil Arten mit höheren STI-Werten typisch niedrigere Deckungswerte an den Bäumen erreichen. Die mittleren gewichteten STI-Werte sind von 2003 bis 2025 um 0,72 °C von 7,85 °C auf 8,57 °C angestiegen (Vorjahr: +0,68 °C). Dieser zeitliche Anstieg der STI-Werte ist kontinuierlich verlaufen und statistisch hochsignifikant (Kruskal-Wallis- und Dunns post-hoc-Test; $p <$ oder $<< 0{,}05$, Bonferroni-korrigiert): Für ungewichtete STI-Mittelwerte gilt, dass die Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2009 und die Werte bis 2008 kleiner als die Werte ab 2013, während die Werte von 2025 größer sind als alle Werte bis 2016. Für gewichtete STI-Mittelwerte gilt, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2010 und die Werte bis 2008 kleiner als Werte ab 2013, während die Werte von 2025 größer sind als alle Werte bis 2021.

Die zeitliche Veränderung der STI-Werte zeigt sich auch in den Häufigkeitsverteilungen der mittleren STI-Werte der einzelnen Trägerbäume (Abb. 2/16, untere Diagramme), deren Maxima sich mit der Zeit hin zu höheren Temperaturen verschieben.
Der Anstieg der mittleren STI-Werte über die Zeit lässt sich auch an den einzelnen Messstationen beobachten. Die Veränderungen der Zellfarben in Abb. 2/15 deuten es bereits an, doch Abb. 2/17 zeigt deutlicher, dass die hinsichtlich der relativen Nachttemperatur kühlste Station NORD über fast den gesamten Untersuchungszeitraum durch niedrigere STI-Mittelwerte gekennzeichnet war und sich erst in den letzten Jahren die Werte der vier Stationen angleichen.

Worauf beruht der Anstieg der mittleren STI-Werte? Die zeitlichen Veränderungen welcher Flechtenarten tragen wesentlich hierzu bei?
In Tabelle 2/4 sind unter den Indikatoreigenschaften neben den Zeigerwerten (Ordinalzahlen) auch die STI-Werte (Kardinalzahlen) der Flechtenarten aufgeführt. Die höchsten Werte weisen die Klimawandelzeiger *Flavoparmelia soredians* (10,5 °C), *Parmotrema perlatum* (11,0 °C) und die im Projekt sehr selten registrierte *Physcia tribacioides* (11,4 °C) auf. Die STI-Werte der Flechtenarten sind positiv korreliert mit der jährlichen Veränderung ihrer prozentualen Häufigkeit (Spearmans Rs = 0,42; $p < 0{,}0002$; Tab. 2/4). Die Arten mit mehr als 0,5 % jährlicher Zunahme ihrer Häufigkeit seit 2003 (Tab. 2/4) enthalten nicht nur überproportional viele Klimawandelzeiger, sondern ihr mittlerer STI ist 0,91 °C höher als der Mittelwert für Flechtenarten mit weniger als 0,5 %/a Häufigkeitsveränderung, die wiederum einen um 0,65 °C wärmeren mittleren STI-Wert aufweisen als die Arten, die seit 2003 mehr als 0,5 %/a seltener geworden sind.
Die Tabellen 2/7 und 2/8 fassen den Zusammenhang zwischen der zeitlichen Veränderung der Häufigkeit epiphytischer Flechtenarten und ihrem STI-Wert und der relativen Nachttemperatur sowie der Umweltbelastung an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED zusammen. Um den Einfluss seltener Arten zu verringern, wurden für die Berechnungen nur Flechten mit Vorkommen an mindestens fünf Bäumen im Untersuchungsjahr 2025 berücksichtigt. Die Resistenz der Flechtenarten gegenüber Umweltbelastungen ist angegeben in Form der subjektiv ermittelten Verkehrsbelastung an den Trägerbaumstandorten, der Distanz dieser Bäume zum Fahrbahnrand und der Begleitartenzahl (BAZ) der Arten. Die Begleitartenzahl einer Flechte ist für jedes Projekt artspezifisch und entspricht der mittleren Anzahl zusätzlicher Flechtenarten auf den Trägerbäumen im Untersuchungsgebiet, an denen die jeweilige Art vorkommt. Der Grundgedanke dabei ist, dass Arten, die den städtischen Einflussbereich meiden, eine höhere Begleitartenzahl haben – von einigen Autoren deshalb auch als Urbano- oder Umwelttoleranzwert genannt – als solche, die in artenärmeren Flechtengesellschaften im städtischen Einflussbereich überleben. Siehe hierzu auch den Bericht zur Untersuchung von 2015 (STAPPER in SCHMITZ et al. 2016) sowie LEBLANC & DE SLOOVER (1970), KRICKE & FEIGE (2001) und STAPPER & KRICKE (2004a). Wie bereits oben angegeben, sind die STI-Werte der Flechtenarten statistisch hochsignifikant korreliert mit der jährlichen Veränderung ihrer prozentualen Häufigkeit, und viele Arten mit hohen STI-Werten sind Klimawandelzeiger. Den Anstieg der STI-Werte verursachen quantitativ zum größten Teil *Punctelia borreri*, *P. subrudecta*, *Physconia grisea* und *Hyperphyscia adglutinata*, die an allen Stationen, auch in der Innenstadt, häufiger geworden sind. Es besteht aber keine Korrelation der STI-Werte mit der Nährstoff- oder Reaktionszahl der Flechten, der Begleitartenzahl, der Toleranz gegenüber städtischer Überwärmung, hier angegeben in Form der mittleren Relativen Nachttemperatur der Baumstandorte mit Vorkommen der entsprechenden Art, oder der Verkehrsbelastung bzw. Nähe der Trägerbaumstandorte zum Fahrbahnrand. Dass Flechtenarten mit geringem Begleitartenzahlen meist auch hohe Nährstoff- und Reaktionszahlen aufweisen und Bäume an

überwärmten, fahrbahnnahen bzw. stärker verkehrsbelasteten Standorten besiedeln können, wurde bereits in vorangegangenen Erhebungen dokumentiert (STAPPER in SCHMITZ et al. 2016).

Diskussion

Zur Validität der Methodik für die Fragestellung. Der Zweck der hier vorgestellten Untersuchungen besteht darin, mittels geeigneter Monitororganismen biologische Wirkungen von Klimaveränderungen zu dokumentieren. Von besonderem Interesse sind dabei Veränderungen im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel. Rinde bzw. Borke von Bäumen besiedelnde epiphytische Flechten sind aufgrund der sehr gut kontrollierbaren Messbedingungen auf diesem Substrat hervorragend geeignet, um klimatische oder immissionsbedingte Umweltwirkungen räumlich und zeitlich hochauflösend und, vor allem, reproduzierbar zu untersuchen. Die hier gewählte Methode VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) bedient sich ausgewählter Flechtenarten, so genannter Klimawandelzeiger, die gegenwärtig ihr Areal in Deutschland nach Norden und Osten ausdehnen, die selbst in den wärmeren Gebieten vor 2000 selten oder noch unbekannt waren, und die allenfalls wenig durch andere Einflüsse, wie erhöhte Nährstoffeinträge, begünstigt werden. Dieses standardisierte Indikatorarten-Verfahren ist gewiss sehr einfach. Aber man gelangt damit aufgrund der Auswahlkriterien der Zeigerarten zum gleichen Ergebnis wie mit komplexeren Verfahren (VAN HERK et al. 2002), und es wird alle fünf Jahre evaluiert. Kritiker bemängeln, dass die vorindustrielle Verbreitung vieler dieser Zeigerarten unbekannt ist und dass sie deren Arealerweiterung nicht durch Belege in wissenschaftlichen Sammlungen bestätigen können (NELSEN & LUMBSCH 2020). Dem lässt sich entgegnen, dass hinterlegte historische Funde grundsätzlich schwerlich die tatsächliche räumliche Verbreitung und lokale Häufigkeit der entsprechenden Arten zu einem bestimmten Zeitpunkt repräsentieren (MIES et al 2021). Die Zunahme der Flechtenartenvielfalt in Düsseldorf ist zweifellos auch ein Ergebnis stark gesunkener Immissionen, allen voran Schwefeldioxid. Für die Flechten haben sich damit jedoch nicht wieder die Bedingungen eingestellt wie vor dem Beginn der überbordenden Luftverschmutzung. Denn andere Immissionen, beispielsweise die von reaktiven Stickstoffverbindungen, sind immer noch sehr hoch, wenngleich sie allmählich abnehmen (LANUV 2016, 2021a; UBA 2026). Hinzu kommt der Anstieg der Durchschnittstemperatur in Nordrhein-Westfalen um über 2 °C seit Beginn der Aufzeichnungen, wobei der Temperaturanstieg im Zeitraum dieser Untersuchung (2003 bis 2023) erheblich schneller verlief als in den ersten 100 Jahren seit 1881 (DWD 2026; siehe hierzu auch Kapitel 1). Es liegt somit nahe, VAN HERK et al. (2002) folgend die veränderten Klimabedingungen als eine wesentliche Ursache für die beschriebenen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten zu betrachten, insbesondere die Zunahme der Klimawandelzeiger. Die hier als Klimawandelzeiger verwendeten Flechten waren vor 1999 im Rheinland entweder immer schon sehr selten oder im gesamten Bundesland bis dahin gar nicht belegt (HEIBEL 1999). Die auch in den Niederlanden sehr häufig gewordene *Punctelia borreri* war dort vor 1980 nur zweimal belegt (APTROOT, pers. Mittlg.). HEIBEL (1999) erwähnt, dass es sich bei allen chromatografisch überprüften historischen Belegen von *Imbricaria borreri* in MSTR tatsächlich um *Punctelia subrudecta* handelt. Und die Überprüfung von Herbarbelegen in Baden-Württemberg ergab, dass z. B. *Flavoparmelia soredians* (Abb. 2/7) erst vor rund 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soredians* und *P. borreri* auch an Bäumen in der Düsseldorfer Innenstadt überleben, ist ihre Ausbreitung weniger als Ergebnis gesunkener Immissionen zu werten, sondern vielmehr, mit Blick auf ihr ursprüngliches geografisches Verbreitungsgebiet, als eine Folge veränderter klimatischer Bedingungen.

Laut Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 – zu ihrer Entwicklung wurden auch die Beobachtungen im Klimafolgenmonitoring Düsseldorf genutzt – wird die Häufigkeit der Klimawandelzeiger entweder mit Hilfe von Frequenzgittern entsprechend EN 16431 oder VDI 3957 Blatt 13 (quantitativ; Flechtenfrequenz) oder nur anhand ihres Vorkommens (qualitativ) auf den nach engen Kriterien ausgewählten Standardbäumen ermittelt. Im zweiten Fall, der hier angewendet wird, ist die mittlere Anzahl der Klimawandelzeiger pro Baum in einem Gebiet, genannt Klimawandelzeigerindex, der eigentliche Messwert. Er erscheint sogar statistisch belastbarer für die gewünschte Aussage über klimatisch bedingte Veränderungen als der entsprechende Frequenzwert, der die Häufigkeit der Art am Trägerbaum einbezieht. Denn die weitere Ausbreitung einmal an einem Baumstamm etablierter Arten kann durch Tiere, z. B. Ameisen, oder Stammablaufwasser gefördert werden (BAILEY 1976, LORENTSSON & MATTSSON 1999). Das ist oft beobachtbar anhand kleiner, junger Lager von z. B. *Flavoparmelia* spp. *oder Punctelia borreri* unterhalb oder in der Nachbarschaft eines älteren, großen, manchmal auch geschädigten Lagers. In diesem Fall würde die zwecks genauerer Differenzierung ermittelte Frequenz der Klimawandelzeiger durch klimaunabhängige Ausbreitungsvektoren beeinflusst.
Die wiederholte Untersuchung identischer Trägerbäume über einen langen Zeitraum ist einerseits vorteilhaft für die Datenauswertung, zum anderen beschränkt die Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 den Vergleich des Klimawandelzeigerindex auf Zeitreihenuntersuchungen am selben Standort. Räumliche Vergleiche sind nicht vorgesehen, wenngleich geringere Werte für geografisch höhere gelegene Teilareale eines Untersuchungsgebietes (siehe Kartendarstellung in Abb. 2/14) aufgrund der dort niedrigeren Durchschnittstemperatur auf den ersten Blick plausibel erscheinen. Damit würde man jedoch die eventuell unterschiedlichen Niederschlags- oder Luftfeuchtebedingungen ausblenden, die ihrerseits auf die Flechten wirken, selbst wenn man im gesamten Projekt Trägerbäume mit ansonsten sehr ähnlichen Standortparametern auswählte. Auch andere Bezugsgrößen, wie z. B. der Anteil der Klimawandelzeiger an der Gesamtzahl der Flechtenarten auf den Baumstämmen, sind nicht vorgesehen. Denn jede Flechtenart weist unterschiedliche Toleranzen gegenüber den verschiedenen Standortzwängen auf. Die über die Zeit gleichbleibende Konstanz anderer auf die Flechten einwirkender Faktoren als das Klima ist hier eine kritische Größe, die auf anderem Wege kontrolliert werden muss, z. B. mit komplexeren ökologischen Modellen. Gleichwohl impliziert der kontinuierlich ansteigende numerische Anteil der Klimawandelzeiger am Artenspektrum auf den Bäumen bei sich inzwischen kaum mehr verändernder Häufigkeit der Klimawandelzeiger (Tab, 2/5 und Tab. 2/6), dass sich die Habitatbedingungen für die anderen Flechtenarten verändern.
Zusammenfassend erscheint das gewählte methodische Vorgehen gut geeignet, um Klima bedingte Wirkungen im Untersuchungsgebiet zu erkennen.

Verändertes Flechtenartenspektrum: Klimawandelgewinner und Klimawandelverlierer. Die überwiegende Mehrheit der Flechten, deren Häufigkeit seit 2003 zugenommen hat, sind Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder gemäß den Verbreitungsangaben in der niederländischen Flechtenliste (BLWG 2026). Die Veränderungen sind so beträchtlich, dass man an Bäumen in der Innenstadt heute eher bis zu sieben und mehr Zentimeter durchmessende Exemplare des Klimawandelindikators *Punctelia borreri* findet, als Exemplare der seit 2000 nach wie vor noch häufigen, blaugrauen Blattflechte *Parmelia sulcata*, deren Lager aber immer kleiner und weniger zahlreich werden. Diese Entwicklung war vor 20 Jahren angesichts der Seltenheit von *P. borreri* – die Art galt damals in Deutschland nach wenigen historischen Funden noch als verschollen – nicht vorstellbar. Angesichts immer weiter steigender Durchschnittstemperaturen ist das nicht überraschend, denn das Temperaturoptimum der Nettophotosynthese

von Flechten liegt so niedrig (LANGE 1965), dass die Klimawandelzeiger sehr wahrscheinlich von den wärmer gewordenen Wintern (DWD 2026a) profitieren. Doch die Durchschnittstemperatur ist nur *eine* für die langfristige Etablierung von Flechten relevante Größe. Über das gesamte Jahr betrachtet dürfte die Humidität ebenso bedeutend sein (FRAHM & STAPPER 2008). Denn in den wärmeren Jahreszeiten bleiben den Flechten für eine positive Netto-Photosynthese nur die kühlen Tageszeiten mit möglichst hoher relativer Luftfeuchte. Das erklärt die geringere Häufigkeit von Flechtenarten an den wärmeren Stationen CITY und HAFEN mit der dort höheren Bodenversiegelung und Wärmespeicherung durch die Bauwerke („urbane Hitzeinsel"). Aber auch in den Vorortlagen (Stationen NORD, SUED) steigt der Trockenstress für die Flechten kontinuierlich an, und zwar nicht nur infolge steigender Durchschnittstemperaturen. Denn kürzlich (LANUV 2021b) berichtete das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen über eine sinkende Grundwasserneubildung in allen Großlandschaften des Bundeslandes für den Zeitraum 1991 bis 2020, die ihrerseits zur Verschlechterung der hygrischen Verhältnisse der Flechten beitragen dürfte – insbesondere, wenn sich diese Abnahme bei weiter steigenden Temperaturen verstetigen sollte.

Dass die VDI-Klimawandelzeiger an den kühleren Stationen NORD und SUED durchweg häufiger vorkommen als an den wärmeren und bestimmt auch stärker immissionsbelasteten Stationen CITY und HAFEN, hat mindestens zwei Gründe. Zum einen befinden sich diese Flechten im Rheinland am Rand ihres Areals und erleben urbane Überwärmung und die damit verbundene relative Trockenheit als Stress. Zum anderen wurden bei der Auswahl der VDI-Klimawandelzeiger alle Flechtenarten mit Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen ausgeschlossen, um überlagernde Wirkungen durch reaktive Stickstoffimmissionen (z. B. Ammoniak, Ammoniumsalze oder Stickstoffoxide) möglichst auszuschließen. Letztere entstehen im urbanen Raum u. a. beim Betrieb von Verbrennungsmotoren und dürften die stürmisch verlaufende Entwicklung der gegenüber düngenden Immissionen toleranten NLSL-Klimawandelzeiger *H. adglutinata* und *Physconia grisea* mitbegründen, die an den Stationen CITY, HAFEN und SÜD im Schnitt häufiger vorkommen als an der kühleren und weniger verkehrsbelasteten Station NORD. Auch andere in den letzten Jahren im Raum Düsseldorf erstmals beobachtete Flechten, wie *Physcia clementei*, *P. tribacia*, *Physciella chloantha* (Tab.

Abb. 2/4: Die „Grünliche Rosettenflechte" *Physciella chloantha* wird in Düsseldorf häufiger. Sie ähnelt der sehr häufigen *Phaeophyscia orbicularis*. Beide Flechten kommen oft gemeinsam vor und sind nicht immer leicht zu unterscheiden. *P. chloantha* unterscheidet sich von *P. orbicularis* u. a. durch ihre weiße Unterseite und Lippensorale. Beide Bilder zeigen Exemplare aus dem Düsseldorfer Hofgarten. Das linke Bild wurde direkt im Gelände aufgenommen. Für das rechte Bild wurden im Labor 135 Einzelaufnahmen mit jeweils 4 µm Distanz zueinander tiefenscharf zusammengefügt. Kalibrierbalken: 1 mm. Fotos: Norbert J. Stapper.

2/3; Abb. 2/4), *Xanthoria calcicola* oder die seit 2002 überaus häufig gewordene *Candelaria concolor* dürften bei uns durch den Klimawandel begünstigt werden, zeichnen sich aber auch durch eine mindestens moderate Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen aus (NIMIS 2026). Wenn man unterstellt, dass sich die Immissionsverhältnisse, zumindest in den Vorortlagen, nicht erheblich verändert haben, dann kann man wahrscheinlich die meisten Flechten, die seit 2003 häufiger geworden sind, als „Klimawandelgewinner" bezeichnen.

Gibt es auch Verlierer? Wahrscheinlich darf man viele der Flechtenarten, die in den letzten Jahren immer seltener vorkommen, als „Klimawandelverlierer" betrachten. Der schnelle Rückgang von *Lecanora conizaeoides*, die zu Zeiten des Sauren Regens sehr häufig war, wird gemeinhin auf die sehr starke Reduzierung saurer Immissionen infolge Greifens der Großfeuerungsanlagenverordnung zurückgeführt (BATES et al. 2001, WIRTH 1993). Für das zeitlich nachfolgende Verschwinden weiterer, ebenfalls azidophytischer Flechtenarten, wie *Hypocenomyce scalaris*, *Placynthiella icmalea* oder, im Projekt das jüngste Beispiel, *Pseudevernia furfuracea*, von Baumrinde kommen zusätzlich luftgetragene, das Substrat alkalisierende Stickstoffverbindungen in Betracht (VAN HERK 2001). Noch etwas weniger azidophytisch ist, mit Blick auf ihre Reaktionszahl (WIRTH 2010), *Hypogymnia physodes*. Sie gilt als sensibel gegenüber hohen Stickstoffeinträgen (WIRTH et al. 2013), was allein aber den kräftigen Rückgang an den Stationen NORD und SUED nicht erklärt. Denn zum einen wurde *H. physodes* während des gesamten Beobachtungszeitraums auch an den stärker verkehrsbelasteten Stationen CITY und HAFEN registriert, und die Belastung mit reaktivem Stickstoff, vor allem Stickstoffdioxid, ist seit einigen Jahren rückläufig (LANUV 2016, 2021a, UBA 2026). Veränderungen der lokalklimatischen Bedingungen rücken damit stärker ins Blickfeld. *Evernia prunastri* ähnelt *H. physodes* hinsichtlich ihrer Anpassung an den Säuregrad des Substrats, und laut WIRTH et al. (2013) fehlt sie an stark luftbelasteten und lufttrockenen Standorten. *Parmelia sulcata* kommt an der Station NORD seit 2003 auf fast jedem Baum vor. In der Innenstadt wird sie mit steigender Überwärmung der Baumstandorte seltener und eignet sich als Zeigerart für Wirkungen des Stadtklimas (siehe frühere Berichte und STAPPER 2022). Bis 2015 kam sie noch auf zwei Dritteln der Bäume an den Stationen CITY und HAFEN vor und wird seitdem rasch seltener. Die naheliegendste Ursache für die verschlechterten Wuchsbedingungen in der Innenstadt ist eine Verschärfung stadtklimatischer Wirkungen, die man als unmittelbares, lokales Ergebnis der sehr warmen Sommer der letzten Jahre, aber ebenso als eine Folge der kontinuierlich gestiegenen Temperaturen und damit des Klimawandels betrachten darf. Damit wird auch *P. sulcata* zum „Klimawandelverlierer". Gleiches könnte für *Polycauliona candelaria* und *P. polycarpa* gelten. Beide Arten tolerieren Nährstoffeinträge, sind aber nicht sehr tolerant gegenüber Trockenheit. Wie in einer landesweiten Studie im Rheinland (FRANZEN et al. 2002) besiedelten diese beiden Flechten vor 20 Jahren auch an der Station SUED noch fast die Hälfte aller untersuchten Bäume. Inzwischen sind sie jedoch an allen Stationen weitgehend verschwunden (Abb. 2/13). Betrachtet man das überwärmte Stadtzentrum hinsichtlich der Klimawandelfolgen als ein „Fenster in die Zukunft", dann gehören in wenigen Jahren all jene Klimawandelzeiger, deren Populationen an den Stationen CITY und HAFEN schon eingebrochen sind, beispielsweise *Punctelia jeckeri* und *P. subrudecta*, zu den Klimawandelverlierern.

Der Klimawandelzeigerindex ist auch im Umland von Düsseldorf gestiegen. Die bisher beschriebenen Veränderungen sind auch im Umland von Düsseldorf zu beobachten. An allen Stationen hat der Klimawandelzeigerindex zugenommen und indiziert Wirkungen des globalen Klimawandels. Die Rheinschiene und die Kölner Bucht sind die wärmsten Gebiete von Nordrhein-Westfalen (KROPP et al. 2009).

Wenn man – was zwar nicht richtlinienkonform ist – nur auf die mittleren Temperaturen blickt, dann fügt es sich ins erwartete Bild, dass an den Stationen in Düsseldorf deutlich höhere Klimawandelindizes ermittelt wurden als z. B. für höher gelegene Gebiete im Kreis Mettmann (Abb. 2/14) oder für den Niederrhein (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). An Messstationen im Saarland (JOHN 2016), in Baden-Württemberg (STAPPER & APTROOT 2023) und an den wärmsten Stationen in Bayern (WINDISCH, pers. Mittlg., WINDISCH et al. 2011) oder Hessen (WINDISCH et al 2024), sowie im Norden und Osten von Niedersachsen (JOHN & STAPPER in Vorber.) ist der Klimawandelzeigerindex niedriger oder sogar erheblich niedriger als in Düsseldorf.

Species-Temperature-Index (STI) der Flechten: plus 0,72 °C seit 2003. In Düsseldorf ist nicht nur die mittlere Jahrestemperatur angestiegen (siehe Ausführungen in Kapitel 1), sondern auch der mittlere STI-Wert (Abb. 2/16; SPARRIUS et al. 2018). Dessen Anstieg beträgt +0,72 °C für den Zeitraum 2003 bis 2025 und ist somit etwas geringer, aber in ähnlicher Größenordnung wie der gemessene Anstieg des Temperaturmittelwertes für Nordrhein-Westfalen. Obwohl diese zeitliche Entwicklung des STI die Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelzeigern fast ideal bestätigt, ist dennoch etwas Vorsicht geboten. So korrelierten bis vor wenigen Jahren die mittleren STI-Werte der untersuchten Messstationen sogar mit der unterschiedlich hohen mittleren Nachttemperatur der jeweiligen Messpunkte. Inzwischen haben sich die STI-Werte der Stationen jedoch angeglichen. Aber auch interferierende Wirkungen von Immissionen sind denkbar. Denn im Gegensatz zu den VDI-Klimawandelzeigern werden zur Berechnung der mittleren STI-Werte alle Flechtenarten mit vorliegenden STI-Werten herangezogen, also auch nitrophytische Arten, die u. a. von verkehrsbedingten Immissionen profitieren (STAPPER & KRICKE 2004b, LARSEN et al. 2007). Die Auswertung der Daten von 2025 ergibt jedoch keinen statistischen Zusammenhang zwischen der Höhe des STI-Wertes einer Flechte und ihrer Toleranz gegenüber städtischer Überwärmung der Baumstandorte oder einer Belastung durch Verkehrsimmissionen. Demgegenüber bleibt der schon bekannte statistische Zusammenhang zwischen den Begleitartenzahlen (="Umwelt"- oder „Urbanotoleranzwerten") der Flechten und der Überwärmung, Verkehrsbelastung und (wahrscheinlich hohen) Nährstoffeinträgen der Baumstandorte bestehen (STAPPER in SCHMITZ et al 2016, 2020). Mit Blick auf kontrollierte Standortbedingungen sollte man die STI-Werte wahrscheinlich ähnlich handhaben wie den Klimawandelindex, also nur für zeitliche Vergleiche am gleichbleibenden Standort verwenden. In einer größeren Studie in Baden-Württemberg mit Daten von 232 berücksichtigten Flechtenarten (STAPPER & APTROOT 2023) reichten die STI-Werte der Flechten von 7,95 °C in der Rheinebene bei Karlsruhe bis 6,13 °C im Hochschwarzwald und erlauben für die Ortshöhe von Düsseldorf und das Jahr 2018 einen mittleren STI-Wert von 8,2 °C zu extrapolieren, der geringfügig unter dem tatsächlich 2018 in Düsseldorf ermittelten Wert von 8,4 °C liegt. Legt man die Höhendifferenz der baden-württembergischen Standorte zugrunde, dann entspräche der Anstieg des mittleren STI-Wertes von +0,72 °C in Düsseldorf einem Höhenunterschied von 450 Metern, oder anders ausgedrückt: die "flechtenklimatischen" Bedingungen von Düsseldorf im Jahr 2003 herrschten heute an einem 450 m höher gelegenen Standort, also gut 300 m höher, als 0,72 °C Temperaturdifferenz erwarten lassen. Tatsächlich lassen sich die in Düsseldorf seit 2003 selten gewordenen Flechtenarten an derart höher gelegenen Standorten an den gleichen Substraten leichter finden weil häufiger vorkommend, aber die Diskrepanz ist dennoch augenfällig.
Die hier mit Flechten berechneten STI-Werte sind übrigens geringer als die entsprechenden CTI-Werte für Pflanzengesellschaften in den Niederlanden (SPARRIUS et al. 2018), die andererseits aber zu den von SCHMITZ (siehe Kapitel 3) in Düsseldorf bestimmten STI-Werten Höherer Pflanzen „passen". Anscheinend

sind die für epiphytisch wachsende Flechten ermittelten STI-Absolutwerte grundsätzlich geringer als die für Farn- und Blütenpflanzen ermittelten Werte.

Hinsichtlich der **Wirkung von städtischer Überwärmung, Oberflächenversiegelung und Immissionen auf die Flechten** wird auf die Ausführungen in früheren Berichten verwiesen (STAPPER in SCHMITZ et al 2016, 2020). Die dort detailliert vorgestellten Ergebnisse hinsichtlich des Urbanotoleranzwertes der einzelnen Arten, ihre Häufigkeit entlang des Gradienten der urbanen Überwärmung, der aus der Häufigkeit bestimmter Indikatorarten abgeleiteten Wirkung von verkehrsbedingten Immissionen und auch die zeitliche Veränderung von Diversitätsindizes sind nahezu unverändert geblieben bzw. folgen dem bisherigen Trend. Laut dem Datenmosaik Freiraum 2021 (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2021) gehören Düsseldorf, Hilden, Krefeld, Langenfeld und Monheim am Rhein nicht nur zu den Top Ten der am stärksten versiegelten Städte im Regierungsbezirk Düsseldorf, hier sind auch über 75 % der Bevölkerung besonders von thermischer Belastung betroffen, und laut Klimaatlas NRW wird die Anzahl der Kommunen mit diesem Merkmal in den kommenden Dekaden erheblich zunehmen (LANUK 2026).

Conclusio. Für die hier vorgestellten, sehr deutlichen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten im Rheinland in den vergangenen 20 Jahren hin zu mehr Klimawandelzeigern ist, wie zuvor schon in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002), der Klimawandel als eine Hauptursache anzunehmen. Diese Annahme wird bekräftigt durch den gleichzeitigen Anstieg der mittleren Flechtentemperatur STI, der mit +0,72 °C dem gemessenen Temperaturanstieg nahe kommt. Die gemäßigt-mediterrane und die submediterran-subatlantisch-gemäßigte Biom- bzw. Klimazone haben sich inzwischen nach Norden und Osten ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt. Denn im Raum Düsseldorf kommen seit Beginn der Untersuchungen 2003 in epiphytischen Flechtenrasen immer mehr Arten vor, die vor rund 60 Jahren für West- und Südwest-Frankreich typisch waren. Dieser Befund bestätigt auch die vom Umweltbundesamt kürzlich publizierte Karte "klimatischer Zwillingsstädte" in Europa (UBA 2021). Parallel zum Anstieg der Klimawandelzeiger werden an warme Standorte nicht angepasste Arten, die man folglich als „Klimawandelverlierer“ betrachten kann, zusehends seltener. In der vorliegenden Studie gelten die Flechten als Monitoringorganismen für die Lebensbedingungen im Untersuchungsgebiet, und man darf ähnliche Wirkungen auf andere Organismen unterstellen. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich die Konsequenzen der innerstädtischen Überwärmung für Flechten und andere Organismen mit weiter steigender Durchschnittstemperatur infolge des Klimawandels weiter verschärfen werden.

Literatur

APTROOT, A., VAN HERK, C. M., SPARRIUS, L. B. & SPIER, J. L. (2004): Checklist van de Nederlandse korstmossen en korstmosparasieten. Buxbaumiella 69: 17-55.

APTROOT, A. & STAPPER, N.J. (2008): Flechten im Nationalpark Eifel und in den angrenzenden Ardennen - ein Exkursionsbericht. Aktuelle Lichenologische Mitteilungen, NF 15 (ALM 15): 14-42.

APTROOT, A. &, SPARRIUS, L. (2009): Europese verspreiding en internationale betekenis van Nederlandse korstmossen. Buxbaumiella 83: 1-12.

APTROOT, A., STAPPER, N.J., KOŠUTHOVÁ, A. & KOK (CM) VAN HERK (2021): Lichens as an indicator of climate and global change. - In: Letcher, T.M. (Ed.) 2021: Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth, Elsevier, 3rd edition, pp. 483–498.

BAILEY, R.H. (1976): Ecological aspects of dispersal and establishment in lichens. In Lichenology: Progress and Problems (D.H. Brown, D.L. Hawksworth and R.H. Bailey, eds.), pp. 215-247. Academic Press, London and New York.

BATES, J.W., BELL, J.N.B., MASSARA, A.C. (2001): Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO2 concentrations. Atmospheric Environment, 35: 2557-2568.

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2021): Datenmosaik 2021 – Freiraum. 2. Auflage Oktober 2021. Düsseldorf, 176 S. – elektronisch verfügbar als PDF beim Herausgeber www.brd.nrw.de.

BLWG (2026): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. Verspreidingsatlas Korstmossen online. – www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen (zuletzt aufgerufen am 12. 1. 2026).

BOMBLE, F.W. (2016): Bemerkenswerte epiphytische Moose und Flechten in Aachen und angrenzenden Gebieten. Veröff. Bochumer Bot. Ver. 8: 47-59.

BOMBLE, F.W., JOUSSEN, N. & WOLGARTEN, H. (2011): Bemerkenswerte und ehemals seltene Großflechten im Aachener Stadtgebiet und der nordwestlichen Eifel. Online-Veröff. Bochumer Bot. Ver. 3(9): 109-126.

BÜLTMANN, H., GUDERLEY, E. & ZIMMERMANN, D.G. (2011). Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten – Lichenes – in Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.). 2. Fassung, Stand Oktober 2011, Recklinghausen, 34 S. https://www.lanuk.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/arten/rote_liste/pdf/RLNW11-Flechten-it-endst.pdf / (letzter Aufruf 15.01.2026).

CEZANNE, R., DOLNIK, C. & EICHLER, M. (2020): *Catillaria fungoides* – übersehen oder Neuankömmling? Herzogiella 7: 45-46.

DWD [Deutscher Wetterdienst] (2024): CDC (Climate Data Center) https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/annual/air_temperature_mean/regional_averages_tm_year.txt (15. Januar 2026).

DWD [Deutscher Wetterdienst] (2024a): CDC (Climate Data Center) https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/monthly/air_temperature_mean/ (15. Januar 2026).

EN 16413 (2014): Ambient air – Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity, Brüssel.

ETTL, H. & GÄRTNER, G. (1995): Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen. Stuttgart, Jena, New York.

FRAHM, J.P. & STAPPER, N.J. (2008): Der Einfluss der Humidität eines Gebietes auf die Ermittlung der Luftgüte mit Flechten nach VDI 3957 Blatt 13. Gefahrstoffe- Reinhaltung der Luft 6/2008, S. 251-256.

FRANZEN, I., STAPPER, N.J. & FRAHM, J.-P. (2002): Ermittlung der lufthygienischen Situation Nordrhein-Westfalens mit epiphytischen Flechten und Moosen als Bioindikatoren. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen – MUNLV. 41 S.

GRINDON, L. H. (1859): The Manchester flora. London.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.

HAWKSWORTH, D. L. & ROSE, F. (1970): Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Nature 227: 145-148.

JOHN V. (2016): Luftqualität und Klima im Warndt - Veränderung der Flechtenbiota in 35 Jahren. Abhandlungen der Delattinia 42: 5-22.

HEIBEL, E. (1999): Untersuchungen zur Biodiversität der Flechten von Nordrhein-Westfalen. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 61 (2): 1-346.

KRICKE, R., FEIGE, G.B. (2001): Biomonitoring der Luftqualität im Ruhrgebiet mit Hilfe von Flechten – 1966 bis 2000. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 61, 163–166.

KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER, M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S. & METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein- Westfalen – Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). 279 S.

LANGE, O. L. (1965): Der CO_2-Gaswechsel von Flechten bei tiefen Temperaturen. Planta 64 (1): 1-19.

LANUV [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2016): Bericht über die Luftqualität im Jahre 2015. – Recklinghausen. 41 S.

LANUV [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2021a): Bericht über die Luftqualität im Jahr 2021. – Recklinghausen. 35 S.

LANUV [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2021b): Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021, Teil IX. Projektionen der Grundwasserneubildung unter dem Einfluss des Klimawandels in Nordrhein-Westfalen mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA und dem Regionalen Klimaprojektionen Ensemble (ReKliEs) für Deutschland. — LANUV-Fachbericht 110. Recklinghausen. 68 S.

LANUK [Landesamt für Natur, Umwelt und Klima Nordrhein-Westfalen] (2026): Klimaatlas NRW. Online: https://www.klimaatlas.nrw.de/klima-nrw-pluskarte (aufgerufen 15. Januar 2026]

LARSEN, R.S., BELL, J.N.B., JAMES, P.W., CHIMONIDES, P.J., RUMSEY, F.J., TREMPER, A. & O.W. PURVIS (2007): Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. Environmental Pollution 146: 332-340.

LEBLANC, F. & DE SLOOVER, J. (1970): Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can. J. Bot. 48, 1485–1496.

LORENTSSON, S. & MATTSSON, J.-E. (1999): New reports of soredia dispersed by ants, *Formica cunicularia*. Lichenologist 31: 204-207.

MIES, B. A., BROWN, G., JOHN, V. & ZIMMERMANN, D. G. (2021): Lichenisierte, lichenicole und saprophytische Pilze aus Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland – eine Hilfe bei der Erstellung Roter Listen. – Abhandlungen der Delattinia 46: 17–64.

NASH III, T. H., KAPPEN, L., LÖSCH, R., LARSON, D. W. & MATTHES-SEARS, U. (1987): Cold Resistance of Lichens with *Trentepohlia* or *Trebouxia*-Photobionts from the North American West Coast. Flora 179: 241-251.

NELSEN, M.P. & LUMBSCH, H.T. (2020) : A data-driven evaluation of lichen climate change indicators in Central Europe. Biodiversity and Conservation 29: 3959-3971.

NEWBERRY, F. (2021): Separating *Hypotrachyna revoluta* & *H. afrorevoluta*. British Lichen Society. URL: www.britishlichensociety.org.uk/sites/www.britishlichensociety.org.uk/files/Hypotrachyna%20afrorevoluta_0.pdf (15. Januar 2026).

NIMIS P.L., (2026): ITALIC - The Information System on Italian Lichens. Version 8.0. University of Trieste, Dept. of Biology, (https://italic.units.it/). All data are released under a CC BY-SA 4.0 licence. [12. Januar 2026].

NYLANDER, W. (1866): Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bulletin de la Société Botanique de France 13: 364-372.

OPENTOPOMAP.ORG (2022): https://opentopomap.org (abgerufen 15.01.2026).

PRINTZEN, C., VON BRACKEL, W., BÜLTMANN, H., CEZANNE, R., DOLNIK, C., DORNES, P., ECKSTEIN, J., EICHLER, M., JOHN, V., KILLMANN, D., NIMIS, P.L., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., TEUBER, D. & THÜS, H. (2022): Die Flechten, flechtenbewohnenden und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands – eine überarbeitete Checkliste. – Herzogia 35: 193 –393.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2016): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 192 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 251 S.

SPARRIUS, L., VAN DER KOLK, H.-J., APTROOT, A., VAN DER PLUIJM, A. & VAN DORT, K. (2016): Nieuwe vindplaatsen van zeldzame korstmossen en licheenparasieten in de periode 2012 t/m medio 2016. Buxbaumiella 107: 15-37.

SPARRIUS, L. B., VAN DEN TOP, G. G. & VAN SWAAY, C. A. M. (2018): An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. Gorteria 40: 73-78. Data https://github.com/laurens-sparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTIv2.csv (aufgerufen am 15. Januar 2026). R script: https://zenodo.org/record/1155850 (aufgerufen am 15. Januar 2026).

STADT DÜSSELDORF (2012): Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf – Landeshauptstadt Düsseldorf, Umweltamt [Herausgeber]. 288 S.

STADT DÜSSELDORF (2020): Fortschreibung und Detaillierung der Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf. – Landeshauptstadt Düsseldorf, Amt für Umwelt- und Verbraucherschutz (Herausgeber).122 S.

STAPPER, N. (2012a): Illustrierte Bestimmungshilfe zur Unterscheidung von *Candelaria concolor* und *Candelaria pacifica*. Archive for Lichenology 7: 1-12.

STAPPER, N. J. (2012b): Baumflechten in Düsseldorf unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen, Stadtklima und Klimawandel. In: KÄRNEFELT, I., OTT, S., SEAWARD, M.R.D. & THELL, A. (eds.): Lichenological Contributions in Honour of Hans Martin Jahns. Bibliotheca Lichenologica 108: 221-240.

STAPPER, N.J. (2022): Biomonitoring with epiphytes: In search of indicator species for the impact of a large city. - Poster, 2. Symposium „Moose und Flechten" der Bryologisch-lichenologischen Arbeitsgemeinschaft Mitteleuropas (BLAM) e. V. vom 29.6. bis 3.7.2022; Graz, Naturkundemuseum Joanneum und Botanischer Garten – Download: https://moose-flechten-umwelt.de/Poster_GRAZ_Stapper_epiphytes_urban_climate_DUS.pdf (aufgerufen am 15.12.2025).

STAPPER, N.J. & APTROOT, A. (2023): Flechtenmonitoring auf 21 Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg – Kartierung 2018 und Auswertung der Erhebungen von 1986 bis 2018. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) - Karlsruhe 113 S. – Download: https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/10584 (aufgerufen am 15.12.2026).

STAPPER, N.J. & FRANZEN-REUTER, I. (2018): Wirkung lokaler Klimaveränderungen auf baumbewohnende Flechten in Nordrhein-Westfalen zwischen 2001 und 2017. Immissionsschutz 3/2018, 128-136.

STAPPER, N.J. & JOHN, V. (2013): Stadtklima, Klimawandel und Immissionen: epiphytische Flechten als Bioindikatoren geeigneter denn je. Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft 73: 167-168.

STAPPER, N.J. & KRICKE, R. (2004a): Luftbelastung in Düsseldorf 2003 ermittelt mit epiphytischen Flechten und Moosen als Bioindikatoren. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf, Der Oberbürgermeister, Umweltamt, 68 S.

STAPPER, N.J., KRICKE, R. (2004b): Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren von städtischer Überwärmung, Standorteutrophierung und verkehrsbedingten Immissionen. Limprichtia (Bonn) 24: 187-208.

STATSOFT (2014): STATISTICA für Windows (Software-System für Datenanalyse), Version 12.0. www.statsoft.com.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (2021): Klimatische Zwillingsstädte in Europa. Newsletter Klimafolgen und Anpassung Nr. 76. Umweltbundesamt Pressestelle Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau.

UBA [UMWELTBUNDESAMT] (2026): Belastung durch Stickstoffdioxid. – https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung#belastung-durch-stickstoffdioxid (15. Januar 2026).

VAN HERK, C.M. (2001): Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. Lichenologist 33 (5): 419-441.

VAN HERK, C.M., APTROOT, A. & VAN DOBBEN, H.F. (2002): Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. Lichenologist 34 (2): 141-154.

VDI (2005): VDI-Richtlinie 3957 Blatt 13: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Flechten (Bioindikation) – Kartierung der Diversität epiphytischer Flechten als Indikator der Luftgüte. Beuth, Berlin. 27 S.

VDI (2017): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Umweltveränderungen (Biomonitoring) – Kartierung von Flechten zur Ermittlung der Wirkung von lokalen Klimaveränderungen. VDI 3957 Blatt 20 – Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.

VON BRACKEL, W., BERG, C & STAPPER, N.J.: Die Pazifische Leuchterflechte (*Candelaria pacifica*) und das Mecklenburgische Schnabeldeckelmoos (*Rhynchostegium megapolitanum*) sind Flechte und Moos

des Jahres 2026. - https://blam-bl.de/blam/flechte-moos-des-jahres/mfdj-2026.html (zuletzt aufgerufen am 14.01.2026).

WESTBERG, M. & U. ARUP (2011): *Candelaria pacifica* sp. nova (Ascomycota, Candelariales) and the identity of *Candelaria vulgaris*. Bibliotheca Lichenologica 106: 353-364.

WESTBERG, M., & CLERK, P. (2012): Five species of *Candelaria* and *Candelariella* (Ascomycota, Candelariales) new to Switzerland. MycoKeys 3: 1-12.

WINDISCH, U., VORBECK, A., EICHLER, M. & CEZANNE, R. (2011): Untersuchung der Wirkung des Klimawandels auf biotische Systeme in Bayern mittels Flechtenkartierung. Abschlussbericht 2011, überarbeitete Fassung 2012. Bayerisches Landesamt für Umwelt. (Hrsg.). Augsburg, 87 S. www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_all_00098.htm (zuletzt aufgerufen am 15.01.2026).

WINDISCH, U., EICHLER, M. & CEZANNE, R. (2024): Dauerbeobachtung von Flechten 2022 in Hessen sowie in den Städten Wetzlar und Gießen Ermittlung der Luftgüte und der Wirkung von lokalen Klimaveränderungen. - Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie HLNUG (Hrsg.). Wiesbaden, 142 S.

WIRTH, V. (1993): Trendwende bei der Ausbreitung der anthropogen geförderten Flechte *Lecanora conizaeoides*. Phytocoenologia 23: 625–636.

WIRTH, V. (2010): Ökologische Zeigerwerte von Flechten – erweiterte und aktualisierte Artenliste. Herzogia 23: 229-248.

WIRTH, V., HAUCK, M. & SCHULTZ, M. (2013): Die Flechten Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 1244 S.

ZIMMERMANN, D. G., N. STAPPER & KRICKE, R. (2004): Überraschende Flechtenfunde im Tal der Wupper bei Müngsten. Aktuelle Lichenologische Mitteilungen NF 13: 9.

Tabellen- und Abbildungsanhang Flechten

Tab. 2/3: Indikatorarten für Klimaveränderungen, die im Rheinland bisher nachgewiesen wurden. Die Nomenklatur der Flechten richtet sich nach PRINTZEN et al. (2022). **VDI (2017), NL-SL:** Die aufgeführten Flechten sind Klimawandelzeiger (KWZ) gemäß VDI (2017) oder aufgrund der Angaben zum Areal in der Niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2026; warm gemäßigte Arten, "gme, gemäßigt-mediterran" und "südliche Arten", ssg, "submediterran-subatlantisch-gemäßigt"). **RL-NRW**: Gefährdungsgrad (Kategorie) in NRW gemäß BÜLTMANN et al. (2011). **kA:** diese als Klimawandelindikator eingestufte Flechtenart ist in der Roten Liste für NRW nicht aufgeführt, im Untersuchungsgebiet aber in einigen Fällen (siehe benachbarte Spalten) bereits nachgewiesen worden. Aktuelle Vorkommen im Rheinland bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf seit 2000 aufgrund eigener Untersuchungen; **Anm.**: die Zahlen in dieser Spalte beziehen sich auf Anmerkungen unter der Tabelle (Stand: Januar 2026).

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
Alyxoria ochrocheila	KWZ	ssg	2	•		1
Arthonia ruana	KWZ		3	•		
Bacidina neosquamulosa	KWZ		*	•	•	2
Bactrospora dryina	KWZ		0			
Catillaria fungoides		gme	kA			3
Coniocarpon cinnabarimum	KWZ		0			
Dendrographa decolorans	KWZ	ssg	D	•	•	4
Diploicia canescens	KWZ	gme	3	•	•	5
Enterographa crassa		ssg	0			
Fellhanera bouteillei	KWZ	gme	1	•		
Flavoparmelia caperata	KWZ	gme	*	•	•	6
Flavoparmelia soredians	KWZ	ssg	3	•	•	7
Flavopunctelia flaventior		gme	kA	•	•	8
Fuscidea lightfootii	KWZ	gme	0			
Gabura fascicularis	KWZ		0			
Graphis elegans	KWZ	ssg	1	•		
Halecania viridescens	KWZ	gme	*	•	•	9
Hyperphyscia adglutinata		gme	*	•	•	10
Hypotrachyna afrorevoluta	KWZ	ssg	kA	•	•	11
Hypotrachyna laevigata	KWZ		kA			
Hypotrachyna revoluta	KWZ	gme	3	•	•	11a
Jamesiella anastomosans		ssg	*	•	•	12
Lecanographa amylacea	KWZ		0			
Lecanora barkmaniana		ssg	D	•	•	
Lecanora hybocarpa	KWZ	gme	kA			
Lepra trachythallina	KWZ		0			
Melanohalea elegantula	KWZ		*	•	•	13
Melanohalea laciniatula	KWZ	gme	2	•	•	14
Micarea adnata	KWZ		D			
Micarea viridileprosa	KWZ	gme	D	•	•	15
Nephroma laevigatum	KWZ		0			
Opegrapha vermicellifera	KWZ	gme	3	•		16
Pachnolepia pruinata	KWZ	gme	0			
Parmelia submontana	KWZ		2	•		17
Parmelina quercina	KWZ	gme	0			
Parmotrema perlatum	KWZ	gme	*	•	•	18
Parmotrema pseudoreticulatum	KWZ	ssg	D	•		19
Parmotrema reticulatum	KWZ	ssg	D	•	•	20
Parmotrema stuppeum			1	•		19a
Pectenia plumbea	KWZ		kA			

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
Pertusaria hymenea	KWZ		1			
Phaeographis inusta	KWZ		0			
Phaeophyscia endophoenicea		gme	1	•	•	
Physcia clementei		ssg	kA		•	21
Physcia tribacia		gme	0	•	•	22
Physcia tribacioides	KWZ	gme	D	•	•	23
Physciella chloantha		ssg?	kA	•	•	24
Physconia grisea		gme	*	•	•	25
Pleurosticta acetabulum		gme	3	•	•	26
Porina leptalea	KWZ		*	•	•	27
Punctelia borreri	KWZ	ssg	D	•	•	28
Punctelia jeckeri	KWZ		*	•	•	29
Punctelia subrudecta	KWZ	gme	*	•	•	30
Pyrenula nitida	KWZ		2			
Pyrenula nitidella	KWZ		1			
Ropalospora viridis	KWZ		*	•		
Scoliciosporum gallurae		gme	D			
Swinscowia affinis		gme	0			
Swinscowia jamesii		ssg	*			
Thelenella modesta		gme	0			
Thelotrema lepadinum	KWZ		1			
Usnea florida	KWZ		1			
Xanthoria calcicola		gme	*	•		31

Anmerkungen: (1) 2003 nahe Müngsten an einer alten Hainbuche (ZIMMERMANN et al. 2004), ein weiterer Fund in der Nordeifel (SCHWARZ 2020)**. (2)** 1999 von VAN HERK & APTROOT beschrieben, in Düsseldorf an der Stammbasis von (Wald-)Bäumen. **(3)** Unscheinbare Krustenflechte, erstmals 2021 in Düsseldorf gefunden. **(4)** Epiphyt in den Niederlanden nahe der deutschen Grenze, im Frühjahr 2011 erstmals für NRW nahe Haus Bürgel an einer Pappel, 2020 noch vital, aber nur an diesen einen Baum. **(5)** Erstmals in Düsseldorf 2003; 2019 zwei weitere. **(6)** Im Gebiet wahrscheinlich urwüchsig. **(7)** Ähnelt *F. caperata*, erster Nachweis in Düsseldorf 2003; seit 1997 in D in Ausbreitung, früher vornehmlich in Westeuropa und Mittelmeerraum. **(8)** Juni 2000 an einem Ahorn in Düsseldorf-Garath, einziges bekanntes Vorkommen in NRW; wahrscheinlich mit dem Trägerbaum in den 1970ern (?) hierher gelangt; hat am Standort aufgrund der dort schon immer geringen Immissionsbelastung überlebt; auch 2019 noch das einzige bekannte Vorkommen der Art in NRW. **(9)** Im Gebiet häufig an Borke von *Sambucus nigra* und *Fraxinus excelsior*, leicht zu übersehen, "grünalgenartig"). **(10)** Januar 2002 am Niederrhein in NRW erstmals wiedergefunden (STAPPER & KRICKE, unveröffentlicht), galt seit 1973 als verschollen; in Düsseldorf und Umgebung seit 2003 unvermindert in Ausbreitung. **(11)** Erst seit kurzer Zeit als bei uns heimische Art erkannt, früher eventuell zusammen mit *H. revoluta* **(11a)** erfasst, wahrscheinlich beide seit 2003 im Gebiet. **(12)** 2009 erstmals in Düsseldorf nachgewiesen an einer Linde in Benrath. **(13** und **14)** erstmals 2008 in Düsseldorf; von (14) inzwischen (2020) wenige weitere Funde in Düsseldorf. **(15)** U. a. am Stammfuß von Waldbäumen, aber Häufigkeit im Gebiet unklar. **(16)** Im Dezember 2008 am Urdenbacher Altrhein unweit der Bürgeler Wiesen an Weidenborke gefunden und 2018 an einem Baum an der Station Volmerswerth. **(17)** seit 2011 Funde in der Nordeifel (BOMBLE et al. 2011). **(18)** 2000 im Süden von Dortmund und seither in allen Städten an Rhein und Ruhr von Westen kommend in Ausbreitung. **(19)** einige vom Autor erst als *P. stuppeum* **(19a)** u. a. in der Eifel gesammelte Belege (FRANZEN et al. 2002) wurden im Nachhinein als *Parmotrema pseudoreticulatum* identifiziert (APTROOT & STAPPER 2008) und sind die ersten Nachweise der Art in Deutschland. **(20)** 2008 in Düsseldorf-Garath, dort inzwischen erloschen, aber neue Funde in Düsseldorf und in Erkrath-Hochdahl (2013). **(21)** nach ersten Vorkommen im Raum Aachen (BOMBLE 2016) zweiter Nachweis der Art im Rheinland im Herbst 2017 an einem Baum in D.-Lohausen; seit 2018 an einem Monitoringbaum der Station Nord. **(22)** Erster Wiederfund für NRW 2013 in Düsseldorf-Volmerswerth, 2017 auch an der Station Nord, jedoch nicht an einem Monitoringbaum, 2023 erstmals an einem solchen. **(23)** Einmal in Düsseldorf-Garath 2003, seitdem sporadische Neufunde**. (24)** 2013 bereits in Düsseldorf (Hofgarten) gefunden, als "unbekannte *Physcia*" abgelegt und 2017 erkannt, Erstnachweis für NRW; weitere Vorkommen 2017 in D.-Garath und in Hilden; Angabe der Bioomzone noch unklar. **(25)** Nitrophyt, seit 2003 in Düsseldorf, stark in Ausbreitung. **(26)** Seit 2003 in Düsseldorf-Hellerhof, seitdem sporadische Neufunde im Stadtgebiet und im Kreis Mettmann. **(27)** Seit ca. 2005 selten an alten Buchen im Wald nahe Düsseldorf-Gerresheim. **(28)** 2002 in NRW erstmals gefunden (hb. Stapper), 2003 in Düsseldorf, seither in Ausbreitung. **(29, 30)** beide Arten seit 2000 im Gebiet belegt und vor ca. 2000 nicht unterschieden. **(31)** Epiphytische Vorkommen an Linden und Eschen am Niederrhein im Sommer 2003; erster Fund in Düsseldorf im Herbst 2025 an einem Baum der Station VOLM am Rheindeich in Volmerswerth.

Tab. 2/4: Häufigkeit und Indikatoreigenschaften epiphytischer Flechten an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 Bäumen 2003 (NORD: 11 Bäume, CITY: 5, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 92 Bäumen 2008 bis 2025 (NORD: 31 Bäume, CITY: 13, HAFEN: 20 und SUED: 28).

Flechtenarten: Nomenklatur gemäß PRINTZEN et al. (2022). Die Abkürzung spp. gibt an, dass eine oder verschiedene Arten der jeweiligen Gattung registriert wurden. Die Tabelle enthält 92 seit 2003 an dieser Baumstichprobe nachgewiesene Taxa. Seit 2003 wurden an allen weiteren bisher untersuchten, inzwischen jedoch aus der Untersuchung genommenen Bäumen darüber hinaus *Athallia holocarpa*, *Bilimbia sabuletorum*, *Flavoplaca citrina*, *Hypocenomyce scalaris*, *Lecania cyrtella*, *L. naegelii*, *Lecanora symmicta*, *Opegrapha vermicellifera*, *Physcia tribacia*, *Rinodina gennarii*, *Trapeliopsis flexuosa*, *Xanthomendoza huculica* und ggf. verschiedene Arten der Gattungen *Lecanora* und *Lepraria* registriert.

Indikatoreigenschaften: T, R, N: Temperaturzahl, Reaktionszahl (= Säuregrad des Substrates) und Nährstoffzahl (Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen) nach WIRTH (2010). Ein leeres Feld in diesen Spalten bedeutet indifferentes Verhalten der Art oder dass kein entsprechender Wert vorliegt. R-Werte ≤ 3 sind violett und N-Werte ≥ 8 grün hinterlegt. STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018; die Einheit dieses Indexes ist °C; leere Zellen bedeuten, dass für diese Art kein STI veröffentlicht wurde. *mSTI*: mittlere Species-Temperatur der jeweils zusammengefassten Flechtenarten in °C. VDI: Klimawandelzeiger (KWZ) nach VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017); NL-SL: Klimawandelindikator aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2026), warmgemäßigte ("gme") und submediterran-subatlantisch-gemäßigte Arten ("ssg").

Häufigkeit: Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2025; zunehmend dunkleres Grau des Zellhintergrundes verdeutlicht die verschiedene Häufigkeit (Klassen 0 %, >0 bis 5 %, >5 bis 50 % und >50 bis 100 %). Die Veränderung der Häufigkeit (% pro Jahr) zwischen 2003 und 2025 wird hier als **Sortierungskriterium** verwendet. Die Spalte MK-Test (Mann-Kendall-Trendtest) gibt die statistische Signifikanz der zeitlichen Veränderung an: *, $p < 0{,}05$; **, $p < 0{,}005$; ns, nicht signifikant. Berücksichtigt wurden nur Zeitpunkte mit Vorkommen der jeweiligen Art.

Anmerkungen: (1), *Candelaria concolor* und die seit 2009 im Gebiet belegte, aber seltenere *C. pacifica* wurden bis 2016 nicht getrennt erfasst; *C. pacifica* ist in den zurückliegenden Jahren häufiger geworden. **(2)** unter der Bezeichnung *Candelariella boleana* werden verschiedene Arten der Gattung mit körnig-schuppigem Lager zusammengefasst, die *C. xanthostigma* ähneln, darunter möglicherweise auch die separat aufgeführte *Candelariella viae-lacteae* G. Thor & V. Wirth. **(3)**, die zumeist kleinen Exemplare von *Usnea*-Arten wurden ab 2008 nicht mehr auf Artniveau angesprochen. **(4)**, unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa*" werden hier weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht verlässlich zu unterscheiden sind, darunter *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* (MÜLL. ARG.) R.W. ROGERS. **(5)**, obwohl einige der Untersuchungsgebiet gebräuchlichen Bestimmungswerke die beiden Arten zusammenfassen, wurden *Polycauliona candelaria* und *P. ucrainica* getrennt erfasst; sollte diese Trennung misslungen sein, bliebe der für *P. candelaria* angegebene zeitliche Trend dennoch in seiner Richtung unverändert.

Flechtenart, Anmerkungen	Indikatoreigenschaft						Häufigkeit		
	Zeigerwert				Klimawandelzeiger		2025	Veränd, 2003-2025	
	T	R	N	*STI*	VDI	NL-SL	(%)	(%/Jahr)	MK-Test
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2025							***[mSTI = 8,87]***		
Punctelia borreri	8	5	6	9,7660	KWZ	ssg	72,83	3,48	**
Physconia grisea	7	6	8	8,8748		gme	78,26	3,26	**
Hyperphyscia adglutinata	9	7	7	10,2655		gme	68,48	2,84	**
Punctelia subrudecta	7	4	5	9,1880	KWZ	gme	83,70	2,32	**
Candelaria pacifica				6,1710			33,70	1,92	*
Candelaria concolor **(1)**	5	6	7	9,2479			77,17	1,59	n.s.
Hypotrachyna afrorevoluta	7	4	4		KWZ	ssg	21,74	1,11	**
Punctelia jeckeri	7	4	6	9,1233	KWZ		72,83	1,07	*
Xanthoria parietina		7	8	7,9883			73,91	0,99	*
Physcia adscendens		7	8	8,4882			67,39	0,82	n.s.
Melanohalea elegantula	7	4	5	8,7677	KWZ		13,04	0,79	**
Amandinea punctata		5	7	7,9976			45,65	0,75	**
Flavoparmelia soredians	9	6	5	10,5310	KWZ	ssg	23,91	0,58	n.s.
Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2025							***[mSTI =7,96]***		
Melanelixia glabratula	6	3	4	7,6219			16,30	0,49	**
Flavoparmelia caperata	7	5	4	9,0716	KWZ	gme	41,30	0,46	n.s.
Lecanora barkmaniana				9,6289		ssg	6,52	0,45	**
Lecanora compallens				9,2464			8,70	0,36	*
Parmotrema perlatum	7	5	4	11,0094	KWZ	gme	14,13	0,34	n.s.
Physcia caesia		8	9	7,3897			25,00	0,31	*
Caloplaca obscurella	6	7	8	8,4808			5,43	0,29	*
Candelariella xanthostigma	5	5	5	7,1595			5,43	0,26	*
Physciella chloantha	9	7	8				4,35	0,25	*
Lecanora chlarotera	5	6	5	8,2200			5,43	0,25	**
Lecidella elaeochroma	5	6	5	7,9611			5,43	0,24	**
Hypotrachyna revoluta	7	5	4	8,5766	KWZ	gme	4,35	0,22	n.s.
Bacidina neosquamulosa	6	5	6		KWZ		3,26	0,19	n.s.
Lepraria incana	5	3	5	8,1124			25,00	0,19	n.s.
Melanohalea exasperatula	5	5	6	6,5398			6,52	0,17	n.s.
Physconia perisidiosa	4	6	4	7,1813			3,26	0,13	n.s.
Phlyctis argena	5	4	5	7,6896			2,17	0,12	n.s.
Halecania viridescens					KWZ	gme	4,35	0,11	n.s.

Flechtenart, Anmerkungen	Indikatoreigenschaft						Häufigkeit		
	Zeigerwert				Klimawandelzeiger		2025	Veränd, 2003-2025	
	T	R	N	*STI*	VDI	NL-SL	(%)	(%/Jahr)	MK-Test
Polycauliona ucrainica		6	8	8,6103			1,09	0,11	n.s.
Normandina pulchella	5	5	4	7,6804			2,17	0,11	*
Diploicia canescens	7	8	6	9,4325	KWZ	gme	2,17	0,09	*
Melanohalea laciniatula	7	5	5	8,8727	KWZ	gme	2,17	0,09	*
Parmelina tiliacea	6	5	6	8,5932			1,09	0,08	n.s.
Lecanora carpinea	5	5	4	7,8013			1,09	0,05	n.s.
Parmelia saxatilis	4	3	3	6,4444			3,26	0,05	n.s.
Phaeophyscia endophoenicea	5	7	6	7,1055		gme	0,00	0,05	n.s.
Lepraria finkii	5	6	3	8,1246			0,00	0,04	n.s.
Catillaria fungoides						gme	0,00	0,03	n.s.
Trapeliopsis granulosa		1	2	7,5555			1,09	0,03	n.s.
Pseudoschismatomma rufescens	6	6	5	6,9167			1,09	0,03	n.s.
Candelariella boleana s.l. **(2)**							1,09	0,03	n.s.
Physconia enteroxantha	4	6	6	7,2231			1,09	0,02	n.s.
Cladonia coniocraea		4	3	7,3395			0,00	0,02	n.s.
Lecidella scabra	5	5	5	8,5574			0,00	0,02	n.s.
Lecanora muralis		8	9	8,3011			3,26	0,02	n.s.
Coenogonium pineti	5	4	4	7,5631			0,00	0,01	n.s.
Physcia clementei				10,7578		ssg	0,00	0,01	n.s.
Micarea prasina	4	4	4	6,6520			0,00	0,01	n.s.
Lecanora expallens	6	4	5	8,1740			29,35	0,01	n.s.
Rinodina pityrea	7	8	8				0,00	0,00	n.s.
Lepraria rigidula	5	4	2	6,7952			0,00	0,00	n.s.
Candelariella vitellina		5	8	7,9661			5,43	-0,01	n.s.
Physcia tribacioides				11,4252	KWZ	gme	0,00	-0,01	n.s.
Pleurosticta acetabulum	6	7	5	8,1071		gme	0,00	-0,01	n.s.
Physcia sp.							0,00	-0,01	n.s.
Candelariella viae-lacteae	9	7	7				0,00	-0,01	n.s.
Lecanora pulicaris	4	3	4	7,4209			0,00	-0,01	n.s.
Polyozosia dispersa		8	8	8,6743			4,35	-0,01	n.s.
Cladonia fimbriata	5	4	3	7,8452			0,00	-0,02	n.s.
Parmotrema reticulatum	9	5	2		KWZ	ssg	0,00	-0,02	n.s.
Flavopunctelia flaventior	8	4	6			gme	1,09	-0,02	n.s.
Cladonia spp.		3	3				0,00	-0,02	n.s.
Physconia distorta	5	7	6	7,2356			0,00	-0,02	n.s.
Ramalina spp.							0,00	-0,04	n.s.
Rinodina gennarii	5	8	8	8,9457			0,00	-0,04	n.s.
Ramalina pollinaria		4	5	4,7372			0,00	-0,04	n.s.
Bacidina adastra							0,00	-0,08	n.s.
Pseudevernia furfuracea	4	3	2	6,3578			0,00	-0,09	n.s.
Bacidia spp.							0,00	-0,09	n.s.
Physcia stellaris	4	6	6	6,7604			1,09	-0,09	n.s.
Usnea spp. **(3)**							1,09	-0,12	n.s.
Physcia dubia s.s.		7	8	6,7971			5,43	-0,17	n.s.
Physcia aipolia		7	5	7,1359			0,00	-0,17	*
Strangospora pinicola	5	3	5				1,09	-0,20	*
Polyozosia hagenii s.s.		8	7	8,0520			0,00	-0,20	n.s.
Phaeophyscia orbicularis		7	9	8,0678			68,48	-0,21	n.s.
Phaeophyscia nigricans		8	9	7,8883			15,22	-0,28	n.s.
Ramalina farinacea	5	5	4	7,5030			16,30	-0,30	*
Lecanora conizaeoides	5	2	5	8,5858			0,00	-0,37	n.s.
Placynthiella icmalea		2	5	7,9913			0,00	-0,37	*
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2025 ***[mSTI = 7,31]***									
Hypogymnia tubulosa	5	5	4	6,9370			5,43	-0,58	*
Evernia prunastri	5	3	4	7,5927			30,43	-1,25	**
Parmelia sulcata		5	7	6,8502			55,43	-1,28	**
Physcia tenella		6	8	7,9696			61,96	-1,40	**
Candelariella reflexa **(4)**	6	5	7	8,7425			48,91	-1,60	*
Hypogymnia physodes		3	3	6,4206			9,78	-1,72	**
Polycauliona polycarpa		7	8	7,8273			1,09	-1,82	**
Melanelixia subaurifera	5	6	5	8,1123			18,48	-2,15	**
Polycauliona candelaria **(5)**		6	8	5,3637			2,17	-2,42	**

Tab. 2/5: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Indikatorarten zwischen 2003 und 2025.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 zu allen Untersuchungszeitpunkten zwischen 2003 und 2025 auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen an den vier Messstationen NORD (11 Bäume), CITY (5), HAFEN (18) und SUED (16). Angegeben sind die Mittelwerte der Anzahl verschiedener Flechtenarten bzw. Klimawandelzeiger, azidophytischer (R-Zahl <4) oder nitrophytischer Flechtenarten (N-Zahl >7) pro Trägerbaum bzw. der prozentuale Anteil der jeweiligen Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume für jedes Untersuchungsjahr zusammengefasst an allen vier Stationen.
Fett gedruckte und rot unterlegte Werte sind signifikant verschieden vom jeweiligen Wert für 2025; Paarvergleich mit dem Wilcoxon-Test, Signifikanzschranke $p < 0,05$; p-Werte Bonferroni-korrigiert.
MK-Test, Mann-Kendall-Trendtest: Analyse der zeitlichen Veränderung der Jahres-Mittelwerte; Signifikanzen *, $p < 0,05$; **, $p < 0,005$; n.s., nicht signifikant, kein eindeutiger Trend. Stgg., Steigung: Mittlere jährliche Veränderung der Artenzahl bzw. des Anteils am Flechtenartenspektrum auf den Stämmen der 50 untersuchten Bäume; negative Werte indizieren eine Abnahme mit der Zeit.

Untersuchungsjahr																			MK-Test	Stgg.
2003	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**		
Mittlere Anzahl der Flechtenarten (Arten pro Baum)																				
10,50	**10,68**	**11,48**	**11,46**	12,14	12,38	12,96	12,42	12,24	12,58	12,90	12,12	11,76	11,80	11,78	11,60	12,06	11,94	12,44	n.s.	0,05
Mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																				
1,16	**1,68**	**1,82**	**1,86**	**2,04**	**2,16**	2,68	2,76	2,82	2,98	3,22	3,06	2,88	2,98	2,92	2,94	3,02	3,18	3,26	**	0,09
Anteil der VDI-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																				
9,24	**13,49**	**14,20**	**13,85**	**15,10**	**15,38**	18,33	19,44	20,81	21,48	22,54	21,91	20,07	20,87	20,70	21,24	22,11	23,42	23,13	**	0,62
Mittlere Anzahl der NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																				
0,80	**1,52**	**1,60**	**1,76**	**2,10**	**2,06**	**2,64**	**2,80**	**2,80**	3,04	3,42	3,08	3,10	3,28	3,44	3,40	3,62	3,68	3,96	**	0,14
Anteil der NL-SL-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																				
6,35	**12,41**	**12,84**	**13,29**	**15,83**	**17,06**	**18,66**	**21,92**	**21,57**	**22,89**	25,21	**23,31**	**23,39**	**24,73**	26,20	25,88	28,52	31,50	32,45	**	1,12
Mittlere Anzahl der acidophytischen Flechten (Arten pro Baum)																				
1,64	**1,08**	**1,38**	1,12	0,94	1,06	1,08	0,96	0,84	0,96	0,98	0,90	0,80	0,68	0,86	0,74	0,78	0,74	0,68	**	-0,04
Mittlere Anzahl der nitrophytischen Flechten (Arten pro Baum)																				
43,22	44,44	41,99	47,06	44,01	41,32	37,25	35,15	38,66	39,35	38,35	37,65	43,11	39,61	38,84	39,60	39,49	42,41	42,84	n.s.	-0,16

Tab. 2/6: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Klimawandelzeigern an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM zwischen 2003 und 2025.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 69 Bäumen 2003 (NORD: 11 Bäume, CITY: 5, HAFEN: 18, SUED: 16 und VOLM: 19) bzw. 111 Bäumen 2008 bis 2025 (NORD: 31 Bäume, CITY: 13, HAFEN: 20, SUED: 28 und VOLM: 19). Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM. In der Zeile "Vier Stat." sind die Werte für die vier erstgenannten Stationen zusammengefasst, und die Zeile „Fünf Stat." fasst die Werte aller Stationen zusammen.

Fett gedruckte und rot unterlegte Werte sind signifikant verschieden vom jeweiligen Wert für 2025; Kruskal-Wallis- und Dunns *post-hoc*-Test für den Vergleich jeweils aller Messwerte eines Zeitpunktes; $p < 0{,}05$.

MK-Test, Mann-Kendall-Trendtest: Analyse der zeitlichen Veränderung der Jahres-Mittelwerte; Signifikanzen *, $p < 0{,}05$; **, $p < 0{,}005$; n.s., nicht signifikant, kein eindeutiger Trend.

Mess-Station(en)	Untersuchungsjahr																			MK-Test
	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Mittlere Anzahl der Flechtenarten (Arten pro Baum)																				
NORD	**13,5**	**12,2**	**12,9**	**13,7**	**13,7**	14,1	15,3	14,9	14,9	14,8	14,9	15,4	14,8	15,5	15,5	15,5	15,2	15,6	15,7	**
CITY	9,4	9,0	8,6	9,5	11,1	11,9	11,5	12,0	12,1	11,9	12,6	12,5	11,5	10,8	11,1	10,8	11,1	11,1	10,5	n.s.
HAFEN	6,8	7,5	8,3	7,8	9,1	8,9	9,7	8,9	9,3	9,2	9,4	7,7	7,4	7,4	7,6	7,6	8,9	8,5	8,0	n.s.
SUED	**12,9**	14,2	14,2	14,8	14,8	14,0	15,4	14,6	14,1	15,2	15,8	15,8	16,1	15,6	15,4	15,3	14,6	14,0	15,5	n.s.
Vier Stat.	**10,5**	**11,3**	**11,7**	12,2	12,7	12,6	13,5	13,1	13,0	13,3	13,6	13,4	13,1	13,1	13,1	13,1	13,0	12,9	13,2	*
VOLM	**9,9**									**13,2**	**13,6**	14,4	14,6	14,2	15,1	15,2	15,0	14,8	15,9	**
Fünf Stat.	**10.3**	**11.3**	**11.7**	**12.2**	12.7	12.6	13.5	13.1	13.0	13.3	13.6	13.6	13.4	13.3	13.5	13.4	13.4	13.3	13.7	**
Mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																				
NORD	**1,6**	**2,4**	**2,6**	**2,7**	**2,5**	**2,6**	**3,1**	3,5	3,7	3,8	3,8	3,8	3,8	4,0	3,9	4,2	4,3	4,3	4,2	**
CITY	**0,8**	**1,2**	**1,2**	**1,2**	2,0	2,1	2,5	2,5	2,9	2,8	3,3	3,4	2,8	2,8	2,9	2,7	2,7	2,3	2,5	*
HAFEN	**0,5**	**0,7**	0,9	**0,8**	1,1	1,3	1,6	1,4	1,7	1,6	1,8	1,3	1,0	1,1	1,2	1,2	1,4	1,6	1,6	*
SUED	**1,7**	**2,8**	**2,9**	**2,9**	**3,2**	**3,1**	**3,8**	**3,6**	**3,7**	4,1	4,5	4,9	4,8	4,8	4,6	4,6	4,5	4,6	4,9	**
Vier Stat.	**1,2**	**2,0**	**2,1**	**2,1**	**2,3**	**2,4**	**2,9**	**2,9**	3,2	3,3	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,4	3,5	3,5	3,6	**
VOLM	**0,9**									**2,6**	2,9	3,0	3,1	3,1	3,5	3,5	3,8	3,8	4,1	**
Fünf Stat.	**1.1**	**2.0**	**2.1**	**2.1**	**2.3**	**2.4**	**2.9**	**2.9**	3.2	3.2	3.4	3.5	3.3	3.4	3.4	3.4	3.5	3.6	3.7	**
Mittlere Anzahl der NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																				
NORD	**1,1**	**1,6**	**1,8**	**1,9**	**1,8**	**1,9**	**2,6**	**2,8**	**3,0**	**3,1**	**3,4**	**3,5**	**3,5**	3,8	4,0	4,1	4,3	4,5	4,6	**
CITY	**0,6**	**1,3**	**1,5**	**1,5**	**2,3**	**2,2**	**2,6**	2,8	3,1	3,3	3,8	3,8	3,5	3,5	3,7	3,5	3,8	3,5	3,9	**
HAFEN	**0,3**	**0,6**	**0,9**	**0,8**	**1,3**	**1,5**	1,8	1,9	1,9	2,1	2,5	1,7	1,7	1,7	1,8	1,7	2,3	2,6	2,7	**
SUED	**1,2**	**2,6**	**2,5**	**2,8**	**3,1**	**2,9**	**3,7**	**3,6**	**3,6**	**4,1**	4,3	4,8	4,8	4,7	4,7	4,8	4,6	4,5	5,1	**
Vier Stat.	**0,8**	**1,7**	**1,8**	**1,9**	**2,2**	**2,2**	**2,7**	**2,8**	**3,0**	**3,2**	**3,5**	**3,5**	**3,5**	**3,6**	**3,7**	**3,7**	3,9	3,9	4,3	**
VOLM	**0,6**									**2,7**	**3,1**	**3,5**	**3,4**	**3,4**	3,9	3,9	4,6	4,5	4,9	**
Fünf Stat.	**0.8**	**1.7**	**1.8**	**1.9**	**2.2**	**2.2**	**2.7**	**2.8**	**3.0**	**3.1**	**3.5**	**3.5**	**3.5**	**3.5**	**3.7**	**3.7**	4.0	4.0	4.4	**

Tab. 2/7: Häufigkeit und Indikatoreigenschaften epiphytischer Flechten an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED und standortbedingte Parameter.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 Bäumen 2003 (NORD: 11 Bäume, CITY: 5, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 93 Bäumen 2008 bis 2025 (NORD: 31 Bäume, CITY: 13, HAFEN: 20 und SUED: 28).

Flechtenarten: Es wurden nur jene 38 Arten berücksichtigt, die 2025 an mindestens fünf Bäumen registriert wurden.

Indikatoreigenschaften: siehe Legende zu Tab. 2/4. STI-Werte in drei ungefähr gleichgroßen Klassen rot hinterlegt, abnehmende Farbtiefe im Sinne sinkender Werte.

Häufigkeit: Anzahl der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2025; zunehmend dunkleres Grau des Zellhintergrundes verdeutlicht die verschiedene Häufigkeit (drei gleichgroße Klassen). Die Veränderung der jährlichen prozentualen Häufigkeit zwischen 2003 und 2025 wird hier als **Sortierungskriterium** verwendet.

BAZ, Begleitartenzahl: Arithmetischer Mittelwert der Anzahl begleitender Flechtenarten an Bäumen, auf denen die entsprechende Art registriert wurde. In drei gleichgroßen Klassen grün hinterlegt, abnehmende Farbtiefe im Sinne sinkender Werte.

mRNT19: arithmetischer Mittelwert (MW) der Relativen Nachttemperatur (STADT DÜSSELDORF 2020; Einheit: °C) an den Baumstandorten mit Vorkommen der entsprechenden Art. In drei gleichgroßen Klassen blau hinterlegt, abnehmende Farbtiefe im Sinne steigender Temperaturwerte.

medVerk.: Medianwert der Verkehrsbelastung an Baumstandorten mit Vorkommen der entsprechenden Art. Subjektive Bestimmung in drei Klassen: 1 = kaum motorisierter Verkehr; 2 = gering bis mäßig; 3 = vierspurige Hauptverkehrsstraße oder sehr stark frequentierte zweispurige Straße mit schluchtartigem Profil. Nur eine Art mit Medianwert 3, der grau hinterlegt ist.

medDistFB.: Medianwert der Distanz zum Fahrbahnrand von Baumstandorten mit Vorkommen der entsprechenden Art. Vier Distanzklassen, 1: <2 m; 2: >2 bis 5 m; 3: >5 bis 10 m; 4: >10 m. In drei Klassen grau hinterlegt, abnehmende Farbtiefe im Sinne sinkender Distanz zum Fahrbahnrand.

Flechtenart	Häufigkeit		Indikatoreigenschaft					BAZ	mRNT19	Verkehr	Distanz
			Klimawandelzeiger		Zeigerwert						
	Anzahl	%/a	VDI	NL-SL	R	N	*STI*	(Anzahl)	(MW)	(Median)	(Median)
Punctelia borreri	67	3,48	KWZ	ssg	5	6	9,766	11,82	19,46	2	2
Physconia grisea	72	3,26		gme	6	8	8,875	10,65	19,63	2	2
Hyperphyscia adglutinata	63	2,84		gme	7	7	10,265	11,10	19,53	2	2
Punctelia subrudecta	77	2,32	KWZ	gme	4	5	9,188	11,52	19,30	2	2
Candelaria pacifica	31	1,92					6,171	12,84	18,79	2	2
Candelaria concolor	71	1,59			6	7	9,248	11,01	19,51	2	2
Hypotrachyna afrorevoluta	20	1,11	KWZ	ssg	4	4		13,70	18,87	2	1
Punctelia jeckeri	67	1,07	KWZ		4	6	9,123	12,24	19,17	2	2
Xanthoria parietina	68	0,99			7	8	7,988	10,76	19,57	2	2
Physcia adscendens	62	0,82			7	8	8,488	10,76	19,71	2	1
Melanohalea elegantula	12	0,79	KWZ		4	5	8,768	14,08	19,00	2	3
Amandinea punctata	42	0,75			5	7	7,998	11,62	19,53	2	1
Flavoparmelia soredians	22	0,58	KWZ	ssg	6	5	10,531	12,14	19,49	2	2
Melanelixia glabratula	15	0,49			3	4	7,622	13,27	19,09	2	2
Flavoparmelia caperata	38	0,46	KWZ	gme	5	4	9,072	12,24	19,03	2	2
Lecanora barkmaniana	6	0,45		ssg			9,629	11,83	19,13	2	3,5
Lecanora compallens	8	0,36					9,246	12,50	19,46	2	3,5
Parmotrema perlatum	13	0,34	KWZ	gme	5	4	11,009	13,85	19,42	2	2
Physcia caesia	23	0,31			8	9	7,390	11,35	19,79	2	1
Caloplaca obscurella	5	0,29			7	8	8,481	11,60	18,87	2	2
Candelariella xanthostigma	5	0,26			5	5	7,159	11,40	19,37	2	4
Lecanora chlarotera	5	0,25			6	5	8,220	13,00	18,00	2	4
Lecidella elaeochroma	5	0,24			6	5	7,961	12,20	18,57	2	4
Lepraria incana	23	0,19			3	5	8,112	13,13	19,13	2	2
Melanohalea exasperatula	6	0,17			5	6	6,540	13,67	19,06	2	1,5
Lecanora expallens	27	0,01			4	5	8,174	12,70	18,96	2	3
Candelariella vitellina	5	-0,01			5	8	7,966	9,00	21,01	4	1
Physcia dubia	5	-0,17			7	8	6,797	10,80	19,12	2	3
Phaeophyscia orbicularis	63	-0,21			7	9	8,068	10,79	19,51	2	1
Phaeophyscia nigricans	14	-0,28			8	9	7,888	8,93	20,60	3	1
Ramalina farinacea	15	-0,30			5	4	7,503	13,53	18,53	2	4
Hypogymnia tubulosa	5	-0,58			5	4	6,937	12,40	19,39	2	4
Evernia prunastri	28	-1,25			3	4	7,593	12,68	18,93	2	4
Parmelia sulcata	51	-1,28			5	7	6,850	12,31	19,23	2	2
Physcia tenella	57	-1,40			6	8	7,970	12,07	19,44	2	2
Candelariella reflexa	45	-1,60			5	7	8,743	11,82	19,55	2	2
Hypogymnia physodes	9	-1,72			3	3	6,421	10,56	19,12	2	2
Melanelixia subaurifera	17	-2,15			6	5	8,112	12,88	19,00	2	3

Tab. 2/8: Zusammenhang zwischen der Häufigkeit epiphytischer Flechtenarten und der relativen Nachttemperatur sowie der Verkehrsbelastung an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED.
Zur Datengrundlage, den Indikatoreigenschaften der Flechten (R-Zahl, N-Zahl, STI), der Definition der Begleitartenzahl (BAZ), der mittleren Relativen Nachttemperatur der Baumstandorte (mRNT19), an denen die Flechtenarten vorkommen und dem Median der Verkehrsbelastung (medVerkehr) bzw. der Distanz zum Fahrbahnrand (medDistFB) siehe Legenden zu Tab. 2/4 und 2/7. Veränderung: Veränderung der jährlichen prozentualen Häufigkeit zwischen 2003 und 2025.
Spearmans Rangkorrelation. Obere Zeilen: Korrelationskoeffizient Rs, rot fettgedruckte Werte sind statistisch signifikant. Untere Zeilen: Signifikanzen, kursiv gedruckt.

Variablen	Veränd. (%/a)	R-Zahl	N-Zahl	STI	BAZ	mRNT19	medVerkehr	medDistFB
Veränd. (%/a)		0,054	0,088	**0,549**	-0,070	0,165	-0,193	-0,229
R-Zahl	*0,759*		**0,734**	0,056	**-0,538**	**0,431**	0,162	-0,226
N-Zahl	*0,617*	*0,001*		0,011	**-0,656**	**0,651**	0,333	**-0,518**
STI	*0,000*	*0,741*	*0,950*		-0,001	0,241	-0,134	-0,031
BAZ	*0,690*	*0,001*	*0,169*	*0,998*		**-0,688**	**-0,386**	**0,374**
mRNT19	*0,323*	*0,010*	*0,232*	*0,152*	*0,019*		**0,387**	**-0,559**
medVerk,	*0,247*	*0,354*	*0,050*	*0,430*	*0,017*	*0,016*		**-0,354**
medDistFB	*0,167*	*0,191*	*0,001*	*0,861*	*0,021*	*0,000*	*0,029*	

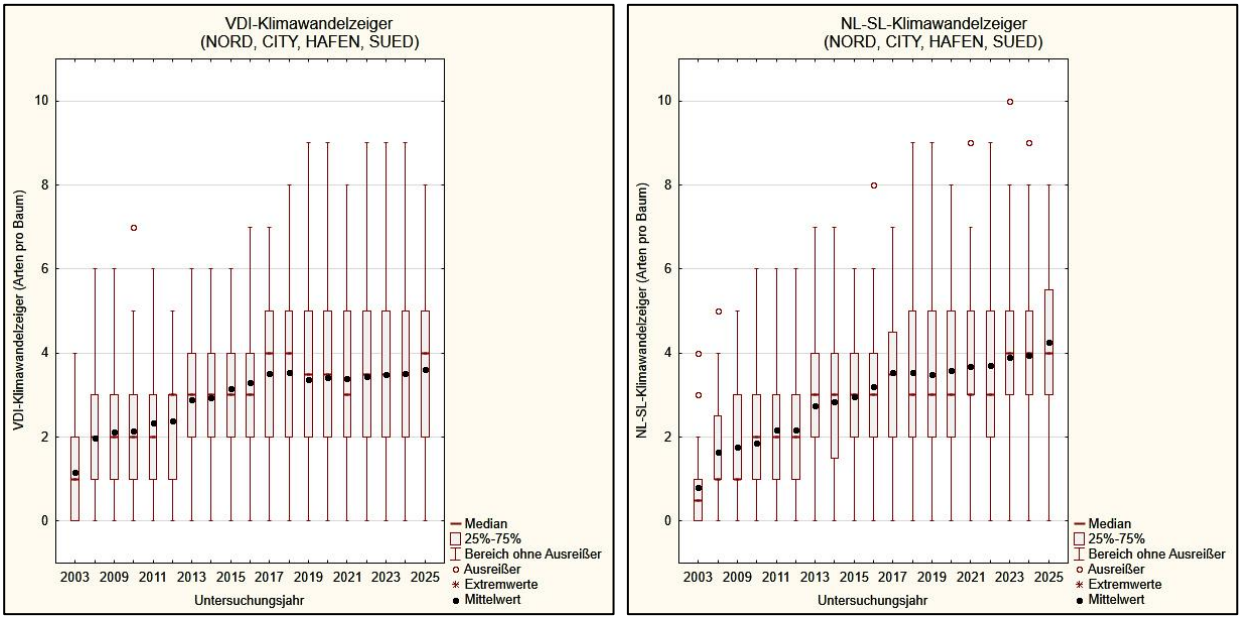


Abb. 2/5: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED zwischen 2003 und 2025. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NL-SL; BLWG 2026) an 50 (2003) bzw. 92 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersuchten Bäumen (2008 bis 2025) an den vier genannten Messstationen. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile). Die dunklen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/6 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.

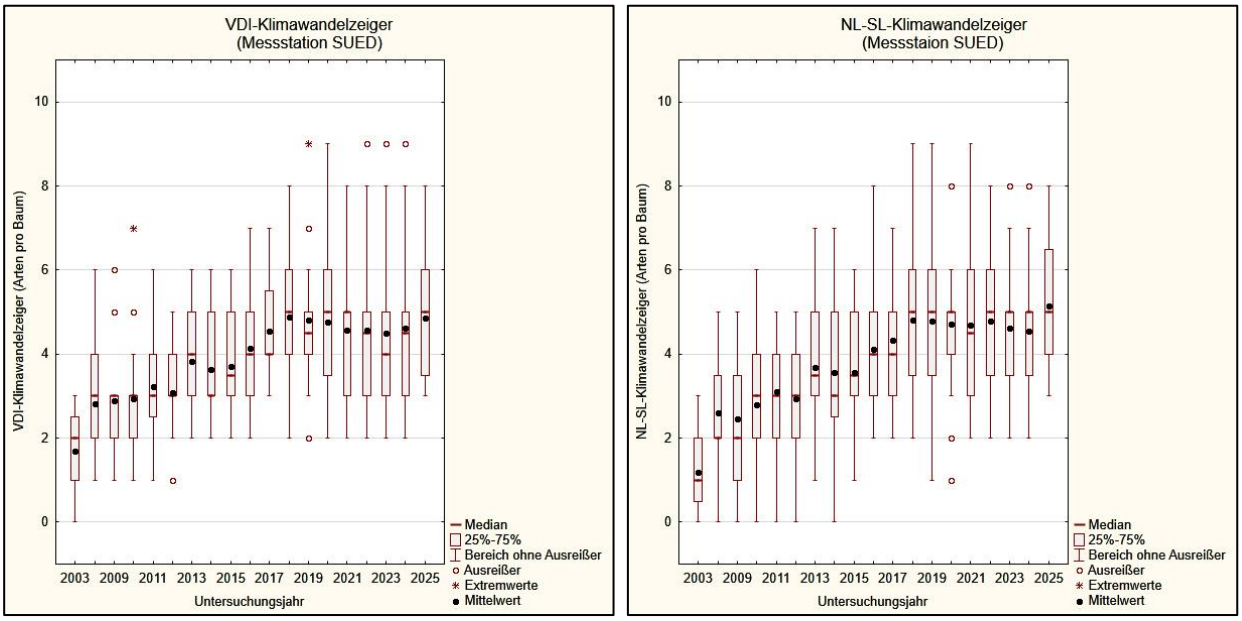
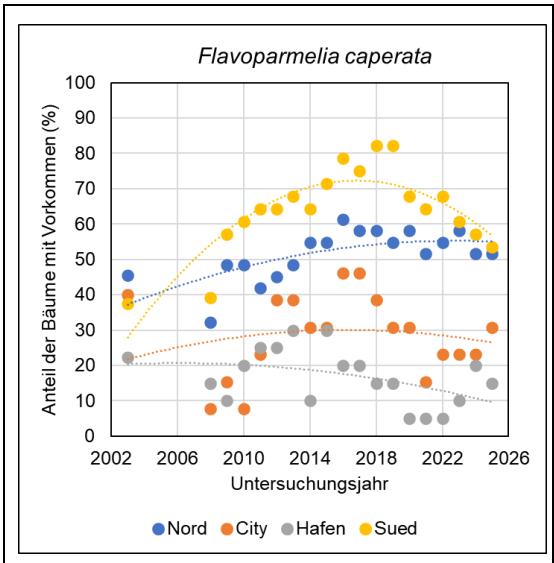
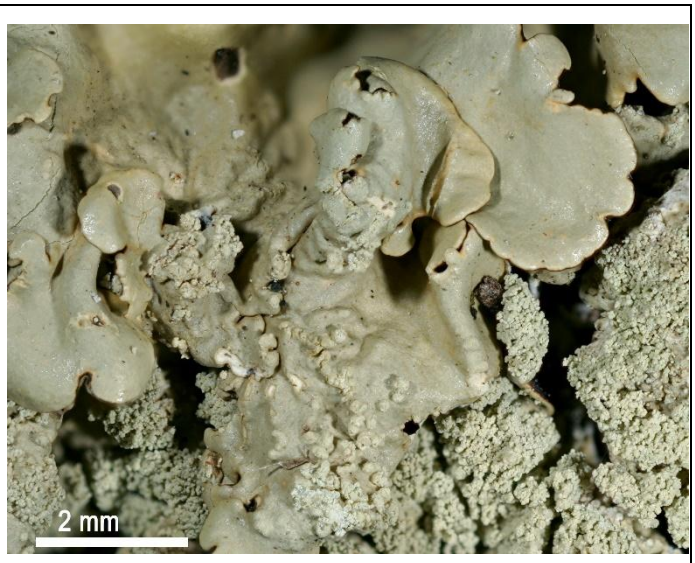
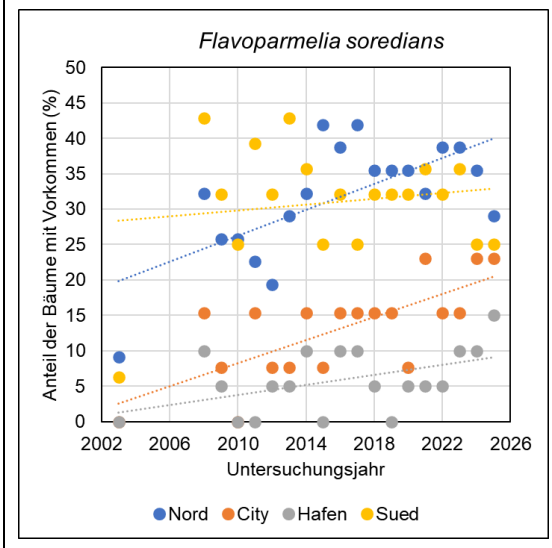
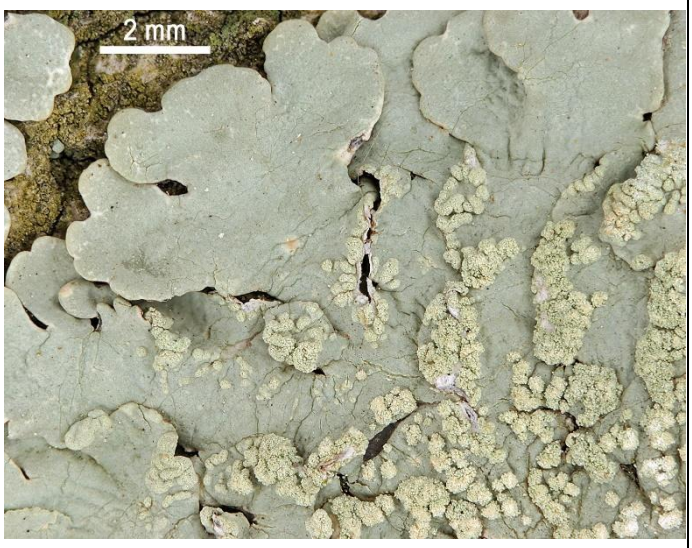


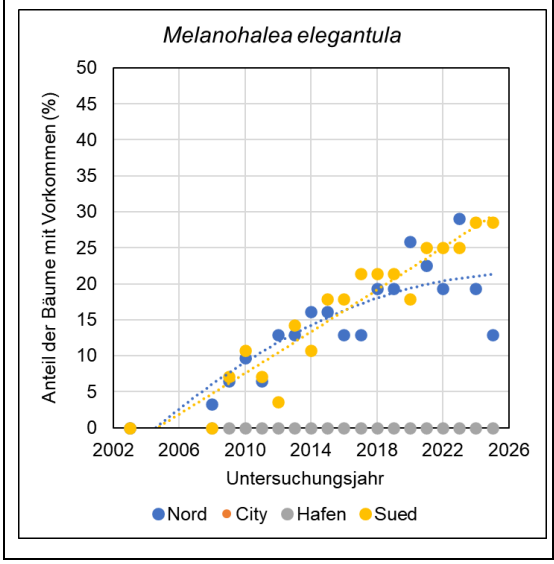
Abb. 2/6: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an der Messstation SUED zwischen 2003 und 2025. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) bzw. auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NL-SL; BLWG 2026) an 16 (2003) bzw. 28 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersuchten Bäumen (2008 bis 2025) an der Station SUED. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile). Die dunklen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/6 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.











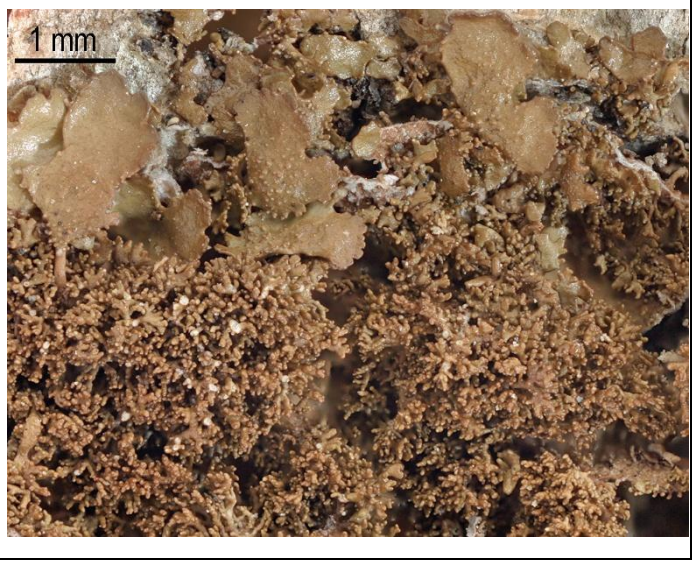


Abbildung 2/7: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Flavoparmelia caperata*, *F. soredians* und *Melanohalea elegantula* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025.

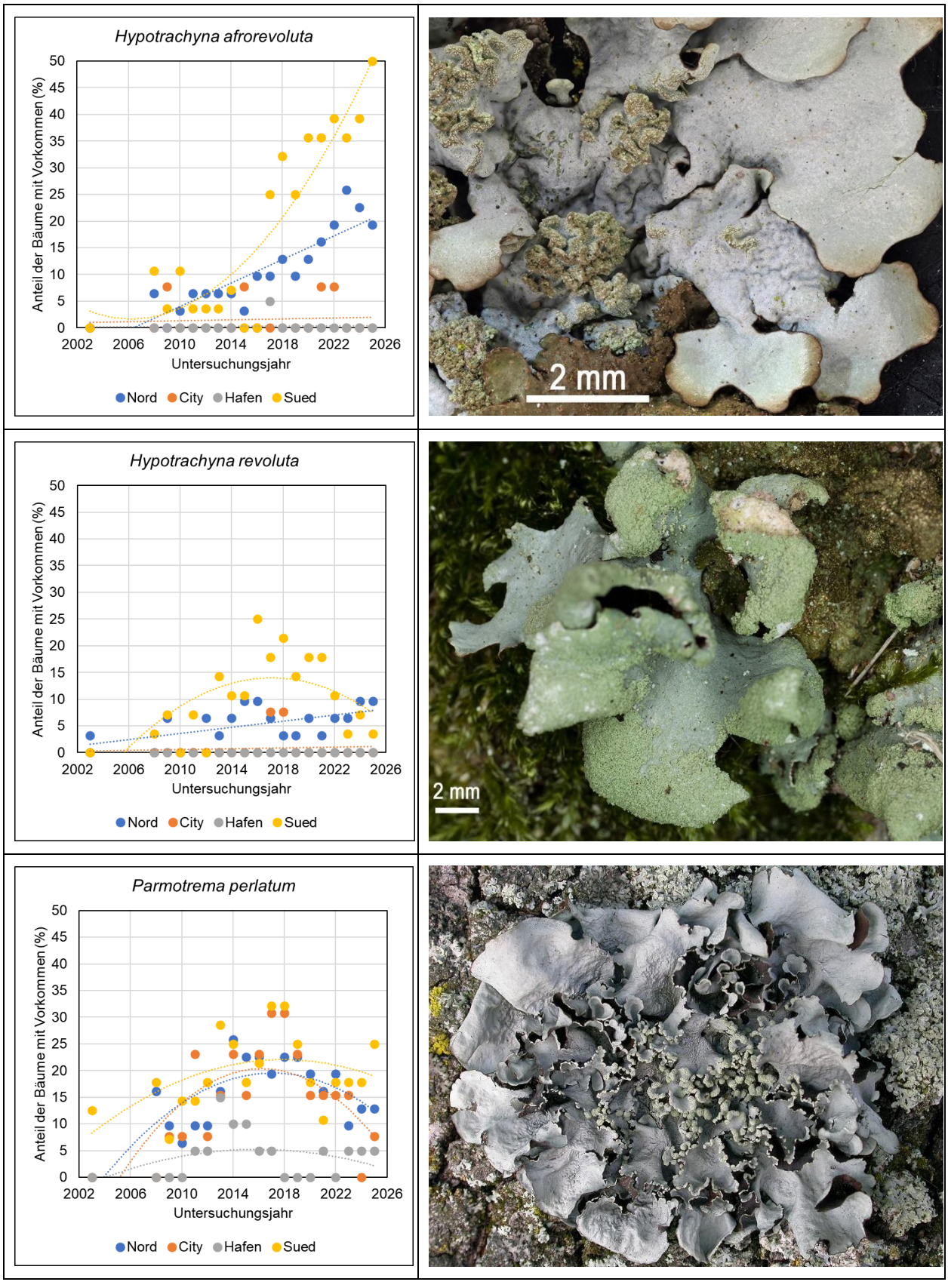


Abbildung 2/8: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Hypotrachyna afrorevoluta*, *H. revoluta* und *Parmotrema perlatum* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. Zur Unterscheidung der habituell ähnlichen Arten dienen u. a. Art und Position der Sorale und die Merkmale der Unterseiten. *P. perlatum*: Thallus ca. 5 cm. Fotos: Norbert J. Stapper.

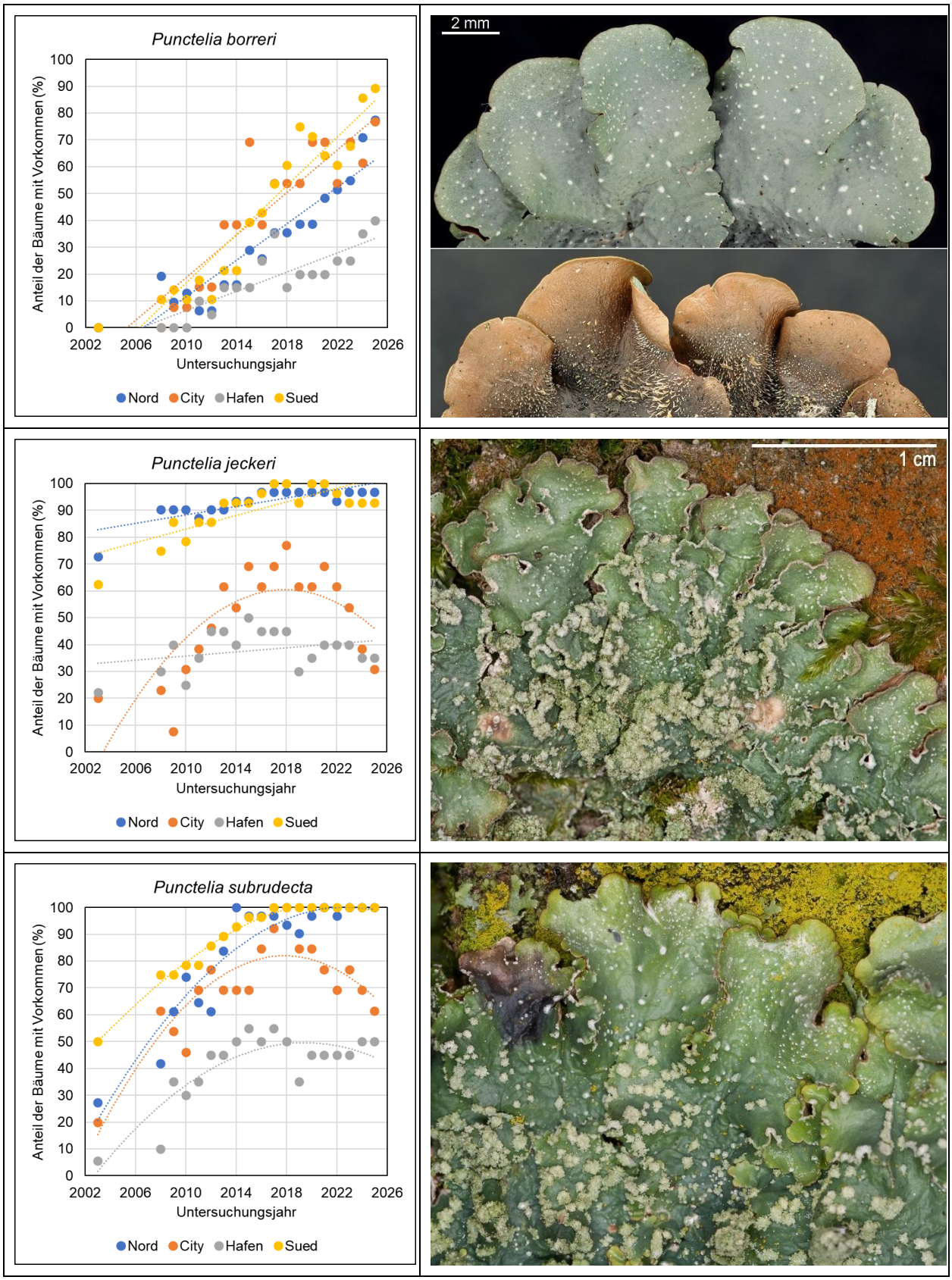


Abbildung 2/9: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Punctelia borreri*, *P. jeckeri* und *P. subrudecta* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. Zur Unterscheidung der habituell ähnlichen Arten dienen Form und Anordnung der Sorale, der Lobenrand und die Farbe der Unterseiten. *P. subrudecta* gleicher Maßstab wie *P. jeckeri*. Fotos: Norbert J. Stapper.

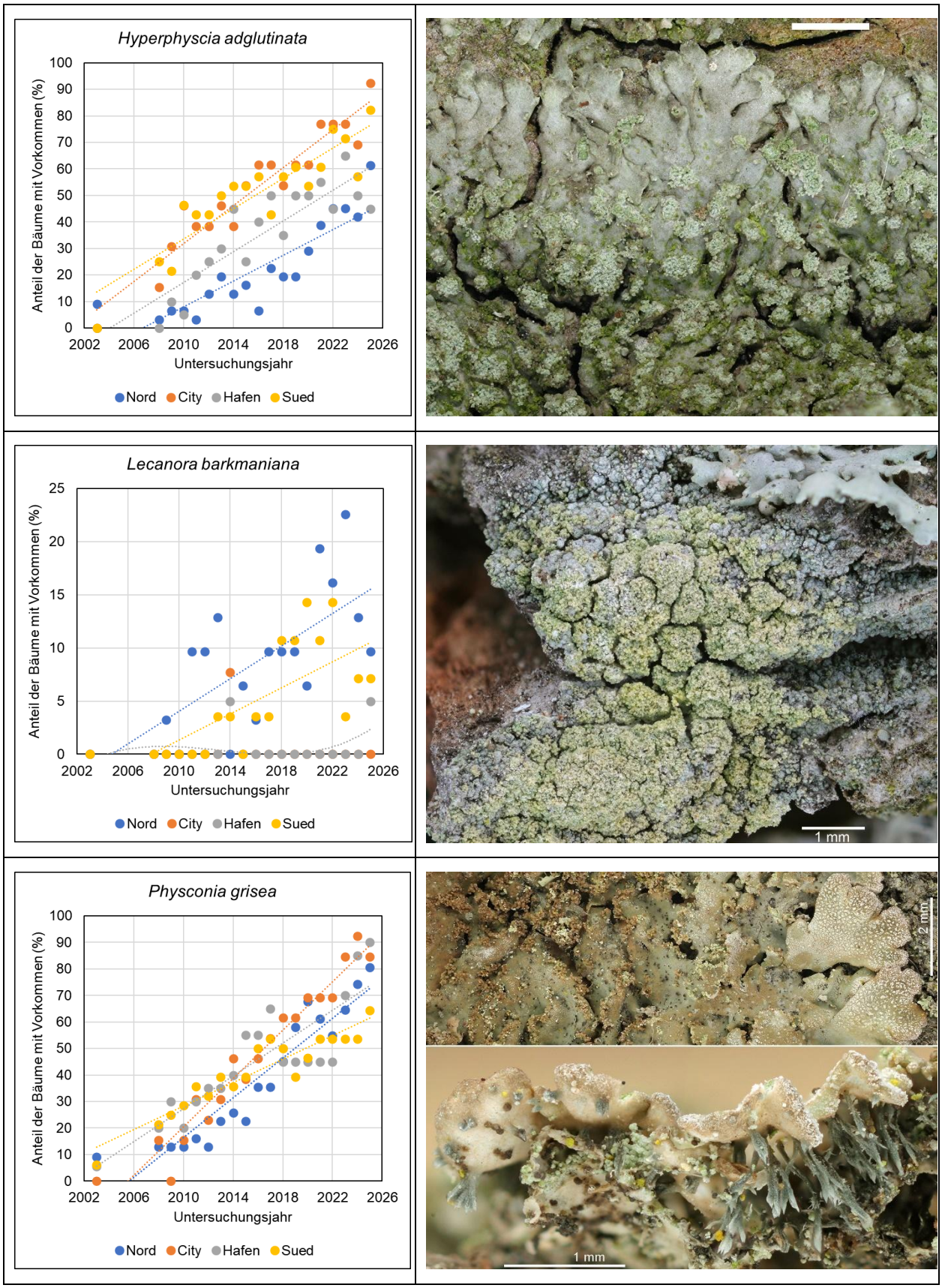


Abbildung 2/10. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit der drei NL-SL-Klimawandelzeigern *Hyperphyscia adglutinata*, *Lecanora barkmaniana* und *Physconia grisea* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. Fotos: Norbert J. Stapper.

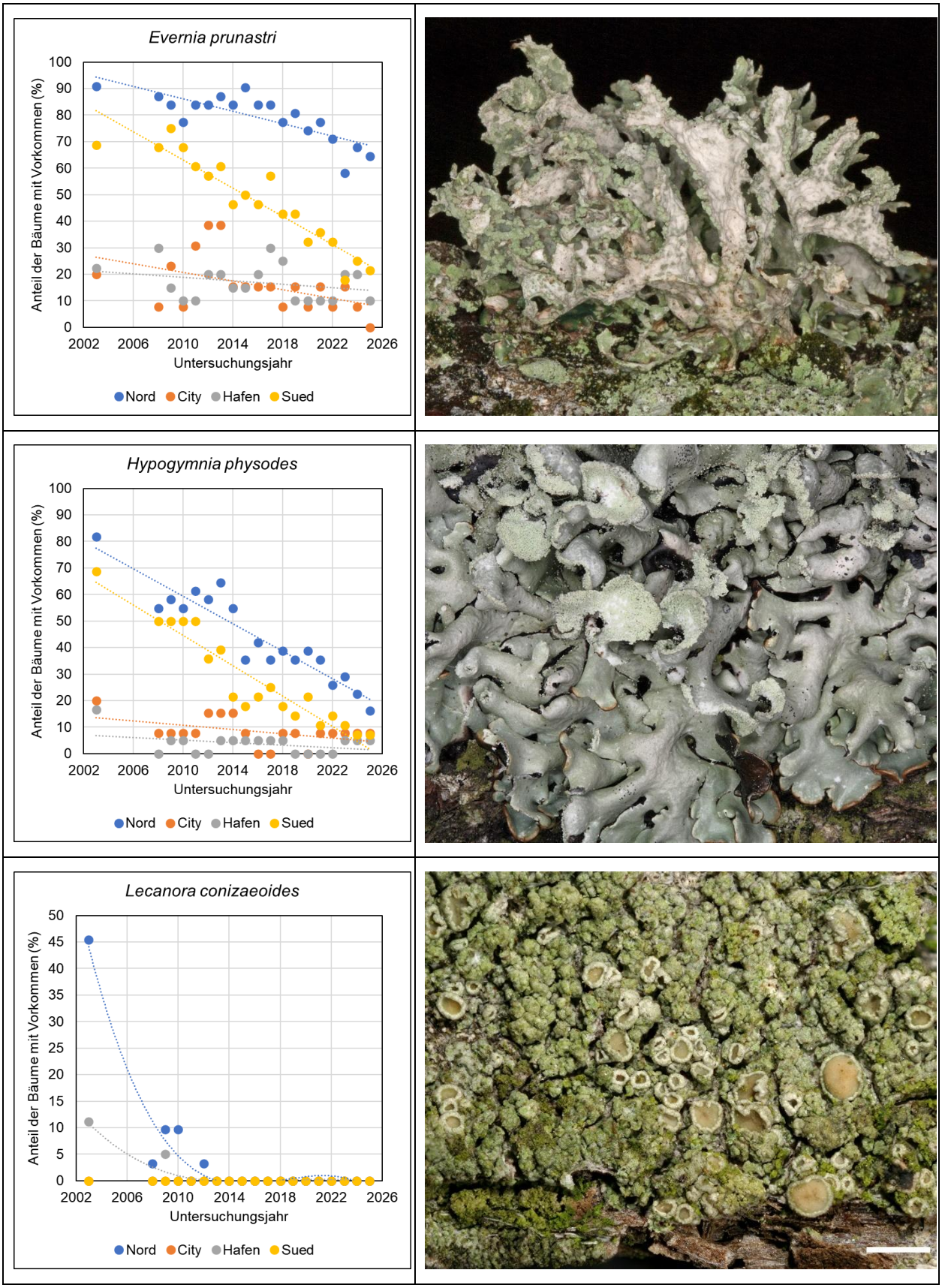
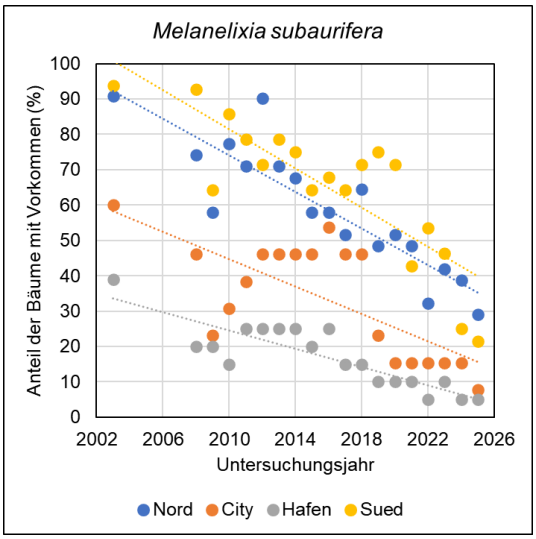
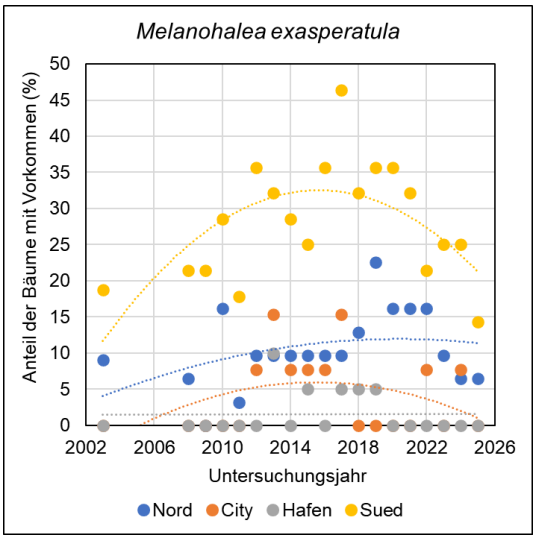


Abbildung 2/11. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes* und *Lecanora conizaeoides* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. Fotos: Norbert J. Stapper.





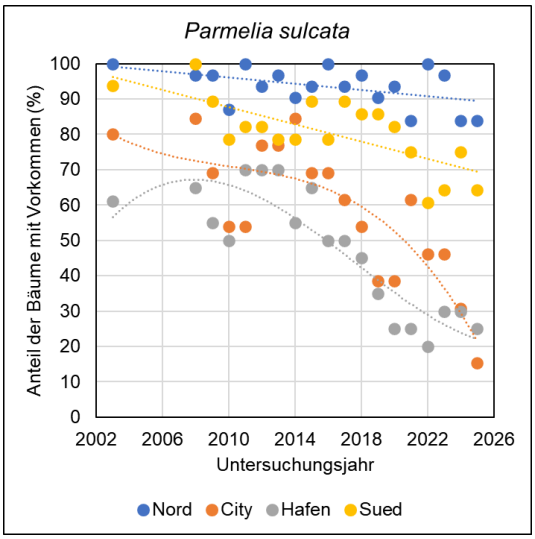


Abbildung 2/12. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Melanelixia subaurifera*, *Melanohalea exasperatula* und *Parmelia sulcata* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. Fotos: Norbert J. Stapper.

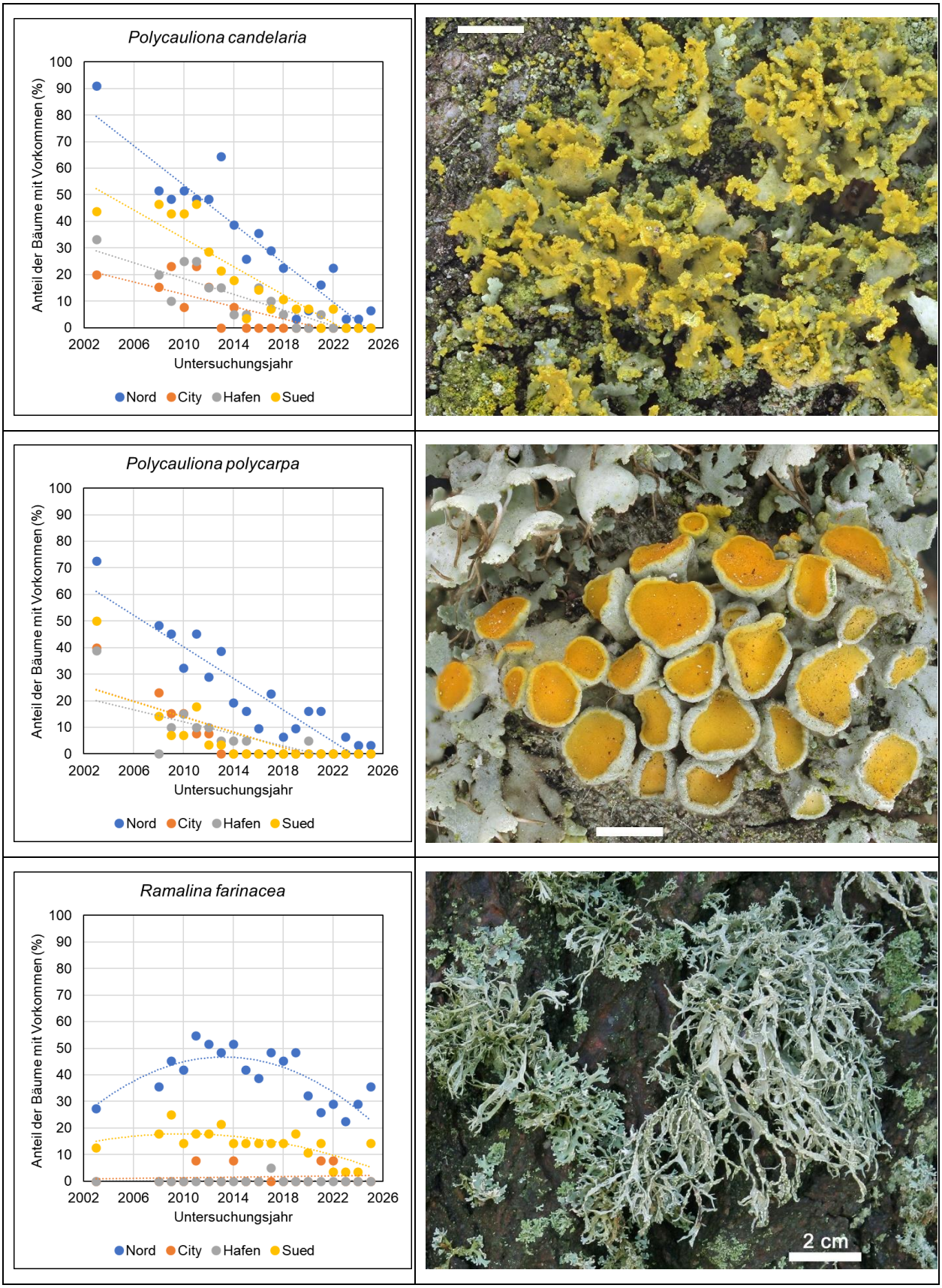


Abbildung 2/13. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Polycauliona candelaria*, *Polycauliona polycarpa* und *Ramalina farinacea* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2025. *P. polycauliona* mit *Physcia tenella* (hellgrau) und *R. farinacea* (hellgrau) gemeinsam mit *Evernia prunastri* (grüngrau, kleiner). Fotos: Norbert J. Stapper.

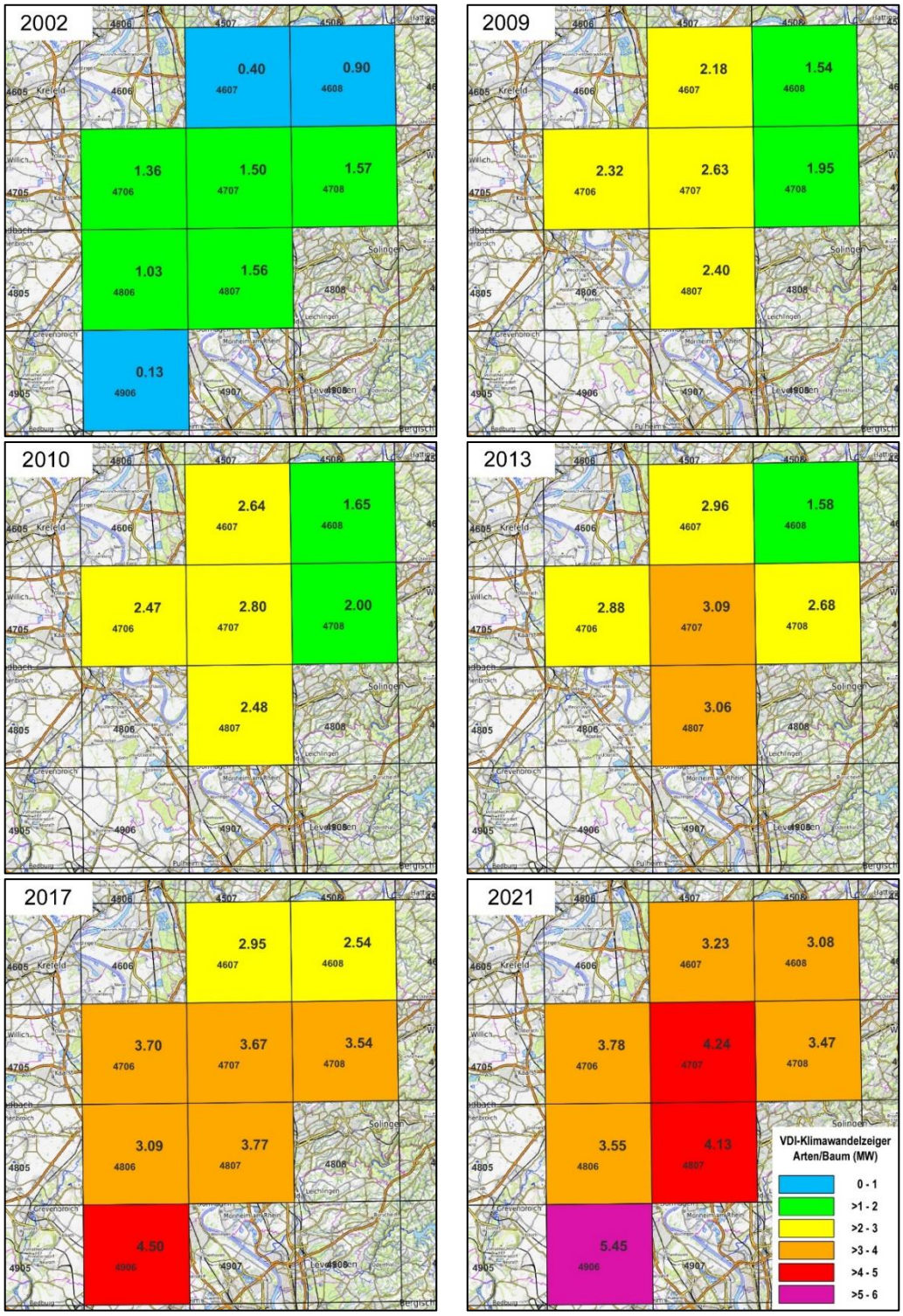


Abbildung 2/14: Kartendarstellung der räumlichen Variabilität der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigerarten 2002 bis 2021 im erweiterten Untersuchungsgebiet. Raster: Kartenschnitt der Messtischblätter 1:25000. Zahlenangeben: VDI-Klimawandelzeiger-Index und Messtischblattnummer. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an Standardbäumen im Kreis Mettmann, in Düsseldorf und in Dormagen. Daten aus dem Klimawandelfolgenmonitoring Kreis Mettmann (STAPPER in SCHMITZ et al. 2010 ff), Daten aus einer landesweiten Erhebung in Nordrhein-Westfalen (FRANZEN et al. 2002; Mittelpunktdatum der Erhebung ist 2001), Daten der Vorort-artigen Messstationen NORD, VOLM, und SUED von 2003 aus STAPPER & KRICKE (2004) und aus der vorliegenden Studie für 2008 bis 2021 (SCHMITZ et al. 2009 ff). Daten von 2003 und solche mit Mittelpunktdatum 2001 wurden zum Zeitpunkt 2002 vereinigt. Daten von Bäumen aus Ratingen-Lintorf wurden dem unmittelbar benachbarten Messtischblatt (MTB) 4607 zugeschlagen, ein Baum aus dem westlichen Solingen wurde dem MTB 4807 und einige Bäume aus Haan mit denen im nahe nördlich angrenzenden MTB 4708 vereinigt. Kartengrundlage © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM | Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA), OPENTOPOMAP.ORG (2022). Kartografie: Norbert J. Stapper.

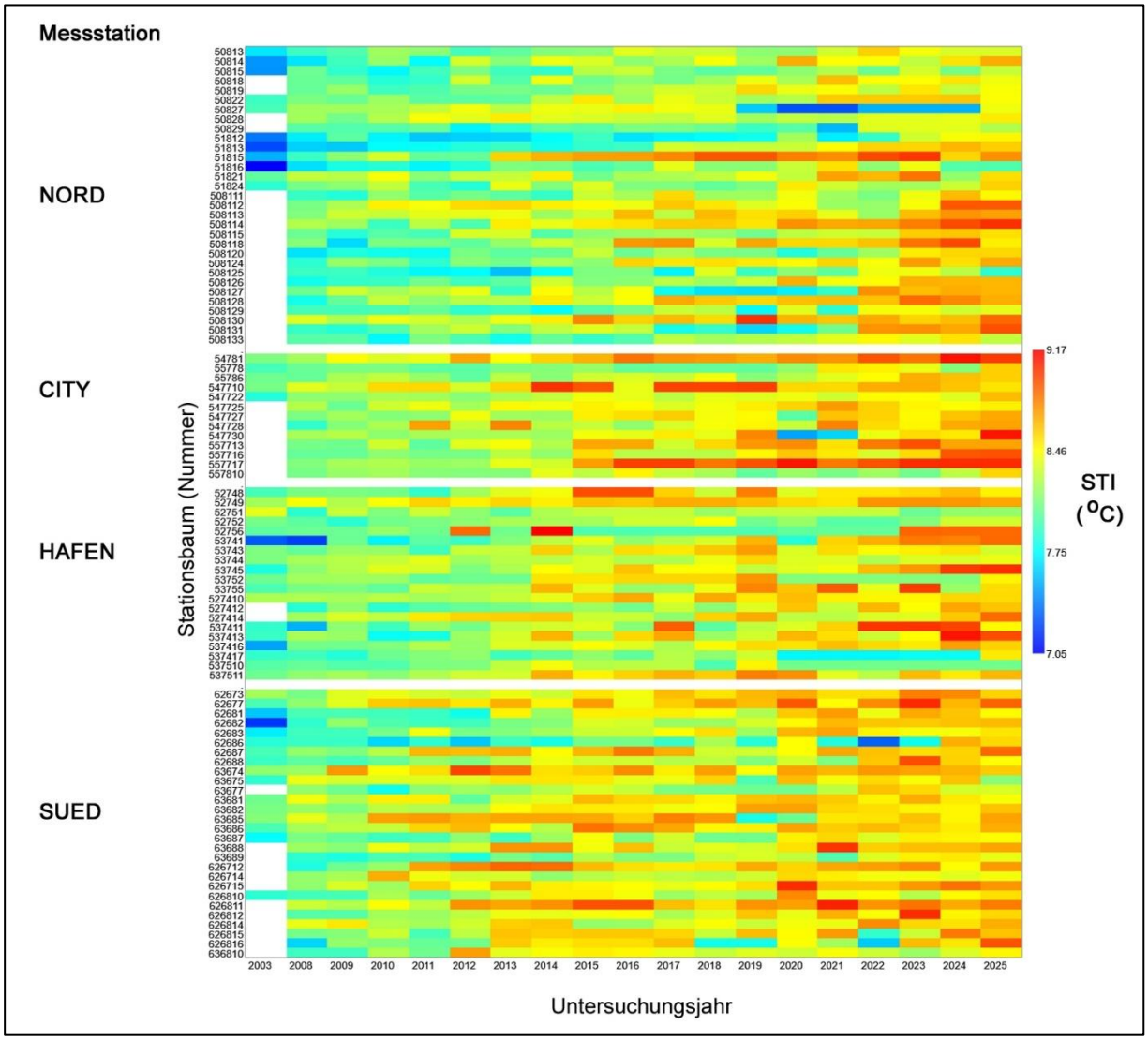


Abb. 2/15: Mittlere gewichtete Species Temperature Indices (STI) von Flechten an 92 Bäumen der Messtationen NORD, CITY, HAFEN und SUED zwischen 2003 und 2025.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 Bäumen 2003 (NORD: 11 Bäume, CITY: 5, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 92 Bäumen 2008 bis 2025 (NORD: 31 Bäume, CITY: 13, HAFEN: 20 und SUED: 28).

Gewichtete Species Temperature Index-Werte (STI; SPARRIUS et al. 2018) für jeden einzelnen Baum der vier Stationen. Die Werte reichen von 7,05 bis 9,17 °C. Wichtung auf Grundlage des Anteils jeder einzelnen Art an der Deckungssumme aller Flechtenarten mit STI-Werten am jeweiligen Trägerbaum. STI-Werte liegen vor für 75 der insgesamt 92 seit 2003 an der hier betrachteten Baumstichprobe nachgewiesenen Taxa. Die nicht berücksichtigten Taxa sind, abgesehen von *Hypotrachyna afrorevoluta*, überwiegend im Projekt seltene Arten, darunter auch VDI-Klimawandelzeiger wie *Bacidina neosquamulosa*, *Flavopunctelia flaventior*, *Halecania viridescens* oder *Parmotrema reticulatum*.

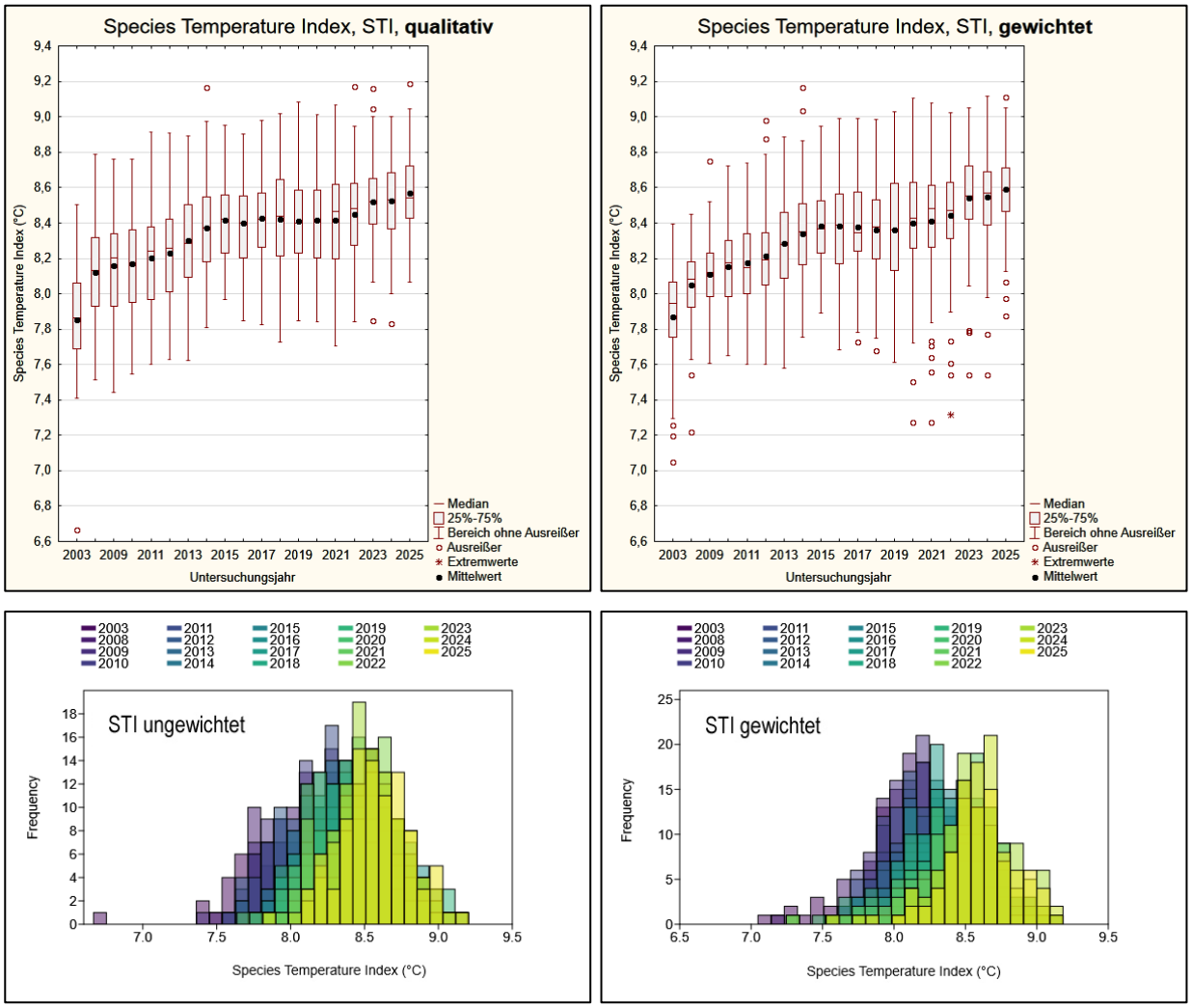


Abb. 2/16: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index) von Flechten zwischen 2003 und 2025.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 Bäumen 2003 (NORD: 11 Bäume, CITY: 5, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 92 Bäumen 2008 bis 2025 (NORD: 31 Bäume, CITY: 13, HAFEN: 20 und SUED: 28).

In den oberen Diagrammen sind dargestellt in Form von Box-Whisker-Plots die STI-Mittelwerte bzw. -Mediane aller Bäume des jeweiligen Untersuchungsjahres ungewichtet (qualitativ) auf Grundlage der Präsenz bzw. gewichtet auf Grundlage des Anteils jeder einzelnen Art an der Deckungssumme aller Flechtenarten mit STI-Werten an ihrem Trägerbaum.

Signifikanzen (Kruskal-Wallis- und Dunns post-hoc-Test; $p<$ oder << 0,05, Bonferroni-korrigiert): Für ungewichtete STI-Mittelwerte der Bäume gilt, dass die Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2009 und die Werte bis 2008 kleiner als die Werte ab 2013, während die Werte von 2025 größer sind als alle Werte bis 2016. Für gewichtete STI-Mittelwerte der Bäume gilt, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2010 und die Werte bis 2008 kleiner als Werte ab 2013, während die Werte von 2025 größer sind als alle Werte bis 2021.

Die unteren Diagramme zeigen die Häufigkeitsverteilung der mittleren STI-Werte der einzelnen Trägerbäume qualitativ bzw. Deckungsgrad-gewichtet.

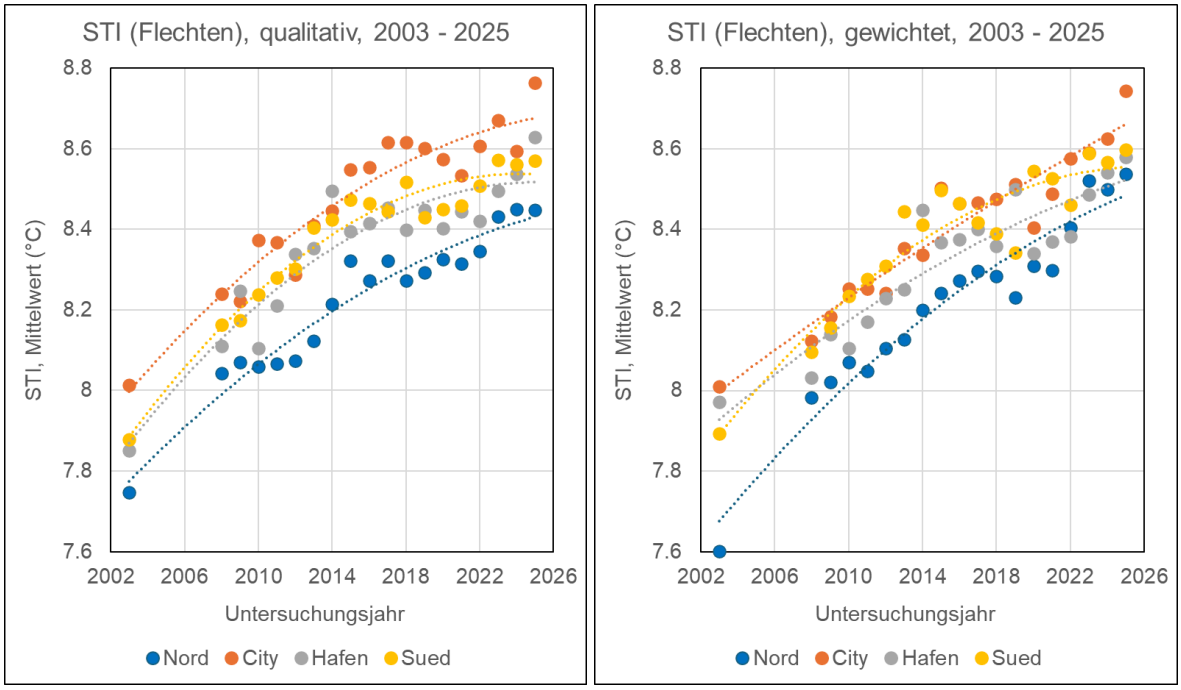


Abb. 2/17: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte von Flechten an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, und SUED 2003 bis 2025. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 50 (2003) bzw. 92 (2008 bis 2025) zu allen Zeitpunkten auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen. Gepaarte Daten für jeden Zeitpunkt.

Abb. 2/18: Bäume auf dem Parkplatz des Messegeländes (Station NORD, links) und an der Station SUED. Der Boden des Parkplatzes ist nur mit Rasengittersteinen verfestigt, die meisten Baumstämme sind mit dichten Rasen aus Flechten und Moosen überzogen; 2021 standen viele dieser Bäume dicht umgeben von großen Lieferautos, die für eine längere Zeit dort zwischengelagert werden; eingesetztes Bild: kleine Vorkommen von *Usnea* sp. an Eiche 2021, die auch 2025 wiedergefunden wurden. Der im rechten Bild gezeigte Baum mit der Nr. 626710 steht an der Emil-Barth-Straße in Düsseldorf-Garath und war bis 2018 ringsum dicht mit Flechten bewachsen. 2020 waren viele Flechtenlager auf der südexponierten Stammseite geschädigt oder bereits abgestorben. Im Herbst 2021, als das Foto angefertigt wurde, war die Situation nahezu unverändert. Bis 2023 waren die Rasen nicht mehr nachgewachsen, der Baum aber weiter nutzbar für die Untersuchung. 2024 war der Stamm dicht von Efeu überwachsen, weshalb der Baum aus der Studie fiel. Fotos: Norbert J. Stapper.

Abb. 2/19: Starke Kontraste - Bäume an den Stationen CITY, HAFEN, und SUED. Die links im Bild gezeigten Bäume Nr. 55786 (Carl-Mosterts-Platz) und 547719 (Vagedes-Platz, beide CITY) sind überwiegend von eutrophierungstolerante Flechtenarten bewachsen; der grüne Schimmer auf 55786 wird von Algen hervorgerufen. An Baum 537510 (Fürstenwall, HAFEN) wurde, nach 14 Flechtenarten 2017, seit Herbst 2020 nur noch ein Lager von *Phaeophyscia orbicularis* registriert. Im Gegensatz dazu auf dem rechten Bild sehr artenreiche Epiphytengesellschaften auf zwei Baumstämmen an der Station SUED. Der linke Baum (Nr. 636810) ist der an Flechtenarten reichste Baum im Projekt. An ihm wurden 2003 bis 2025 kumulativ 38 Arten registriert. Die Zahl der jeweils registrierten Arten stieg zwischen 2008 und 2019 von unter 20 auf 30 und schwankt seitdem zwischen 26 und aktuell wieder 28 verschiedenen Flechten, darunter die nur dreimal im Projekt vorkommende Blattflechte *Parmelia saxatilis* (rechtes Bild oben, Balken 5 mm). An der Stammbasis des rechten Baums (Nr. 62677) hat sich seit 2012 die im Rheinland seltene *Normandina pulchella* etabliert. Die kleinen hellblauen Schüppchen (Balken 1 mm) wachsen fast immer über Moosen. Fotos: Norbert J. Stapper.

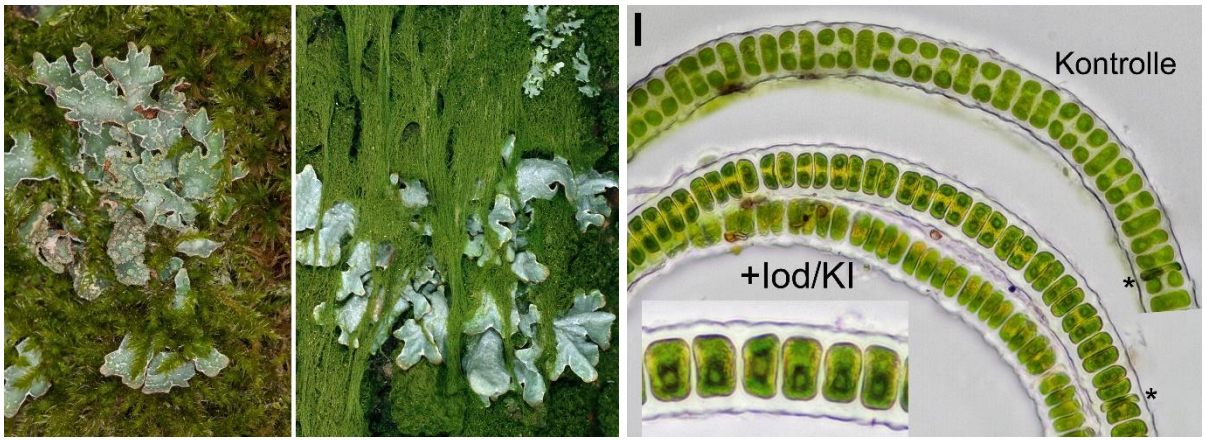


Abb. 2/20: Gemeinsam am Baumstamm – Flechten, Moose und Algen. Links im Bild die Blattflechte *Parmelia sulcata*, einmal inmitten von Moosen (*Hypnum cupressiforme* s. l. und *Orthotrichum affine*) an einem Baum an der Station SUED und rechts daneben schon zur Hälfte überwachsen von der streptophytischen Grünalge *Klebsormidium* cf. *crenulatum* (an einem Bergahorn nahe der Dortmunder Rennbahn, 2002). Rechtes Bild: *Klebsormidium* cf. *crenulatum* von Baum Nr. 54781 (Station CITY, alter Golzheimer Friedhof). Identischer Faden einmal in Wasser (Kontrolle) bzw. nach Behandlung mit verdünnter Lugolscher Lösung (+Iod/KI). Jede Zelle verfügt über einen bandförmigen, wandständigen Chloroplasten, der ein bis mehrere kugelförmige Pyrenoide aufweist (ETTL & GÄRTNER 1995). Diese sind mit Stärke beschalt, die sich durch Jodeinschluss blau färbt. Balken: 10 µm. Fotos: Norbert J. Stapper.

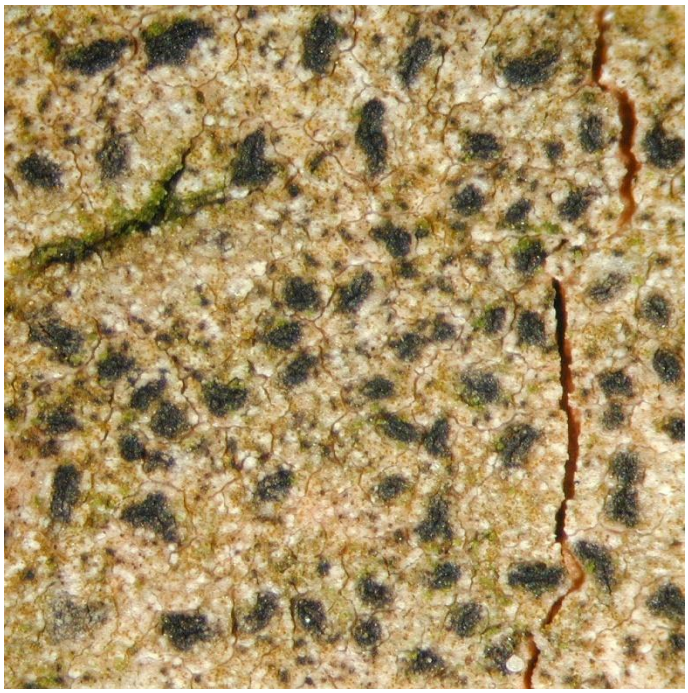


Abb. 2/21: Krustenflechte *Pseudoschismatomma rufescens*. Das hier gezeigte Lager wurde 2003 bei Müngsten im Tal der Wupper an Eschenrinde fotografiert und gehörte zu den ersten Wiederfunden der Art im Rheinland. Inzwischen ist *P. rufescens* eine der häufigeren epiphytischen Flechtenarten, die steril allerdings leicht zu übersehen ist. Die braune oder rotbraune Farbe des Lagers, häufig mit vielen kleinen weißen Fleckchen, ist charakteristisch für die Art, ebenso die eingesenkten, lirellenförmigen Fruchtkörper. Bildkante ca. 6 mm. Foto: Norbert J. Stapper.

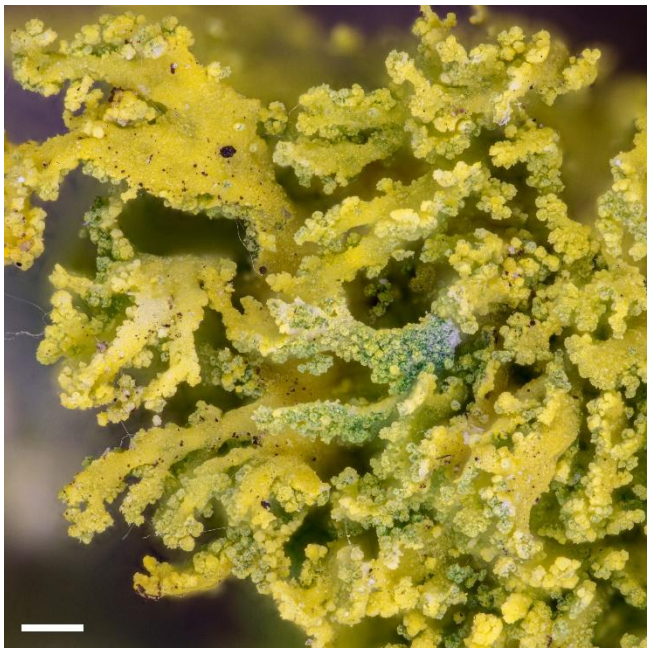


Abb. 2/22: Blattflechte *Candelaria pacifica*. Das hier gezeigte Lager wurde 2025 an einem Spitzahornbaum in Düsseldorf gefunden. Kalibrierbalken 200 µm. Der umgedrehte Lagerlappen in der Bildmitte ist im rechten Foto als 100 %-Ausschnitt zu sehen. Im Gegensatz zu *C. concolor* verfügt *C. pacifica* nicht über eine Unterrinde, weshalb man hier direkt auf das Mark und die dort abgeschnürten Blastidien blickt. Dafür ist allerdings eine stark vergrößernde Lupe erforderlich. Foto: Norbert J. Stapper.

3 Farn- und Blütenpflanzen

Ulf Schmitz

Einleitung

Aufgrund ihrer hohen Artenzahl und ihres breiten Spektrums von Zeigerarten für verschiedenste Umweltbedingungen sind Farn- und Blütenpflanzen (= Gefäßpflanzen) sehr gut geeignete Indikatoren für ein Monitoring der Folgen des Klimawandels. Durch die Vergabe von Zeigerwerten zu den einzelnen Pflanzenarten haben ELLENBERG et al. (1992) ermöglicht, überprüfbare Rückschlüsse vom vorhandenen Artenspektrum auf abiotische Parameter wie unter anderem Temperatur, Stickstoffgehalt und Bodenfeuchte ziehen zu können. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte und der STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) kann bei einem Monitoring dazu genutzt werden, verlässliche und überprüfbare Aussagen zu treffen, auf welche Weise sich der Klimawandel auf die Zusammensetzung der hiesigen Flora auswirkt. Voraussetzung dafür ist allerdings das Ausbleiben klimaunabhängiger Veränderungen, die sich auf die Flora auswirken können, regelmäßige und methodisch einheitliche Untersuchungen sowie ein geeignet großer Zeithorizont. HÖLZEL & BERNDT (2009) erstellten für eine Auswahl nordrhein-westfälischer Farn- und Blütenpflanzen Empfindlichkeitsprognosen, die neben den Temperaturzahlen auch Arealtyp (atlantisch / subkontinental), Feuchtezahl, Stickstoffzahl sowie Ausbreitungsweise und Wuchsstrategien berücksichtigen. Da bezüglich der letztgenannten Parameter noch starke Unsicherheit in Bezug auf ihre Koppelung mit dem Klimawandel herrscht, wurde bei der vorliegenden Arbeit der Schwerpunkt auf die Temperaturzeigerwerte (Ellenberg- und STI-Werte) gelegt.

Untersuchungsgebiete und Methode

Grundkonzeption

Zur Beobachtung klimabedingter Veränderungen wurden zwei verschiedene Typen von Untersuchungsflächen ausgewählt: Einerseits wurden Flächen in wärmegetönten Rheinuferbereichen ausgewählt, in denen Wärme liebende bzw. Kälte empfindliche Pflanzenarten bereits vorkommen und wo die Wahrscheinlichkeit groß ist, dass neu eingeschleppte thermophile Arten sich dort zuerst etablieren werden. Weiterhin wurden Untersuchungsflächen in höher gelegenen Bereichen im Hügelland im Nordosten des Düsseldorfer Stadtgebietes ausgewählt. An derartigen Stellen ist ein etwaiger Rückgang Kälte liebender Arten im Untersuchungsraum am ehesten zu erwarten.
Die Flächen werden in jährlichem Abstand untersucht. Dabei wird das komplette Artenspektrum der in den Untersuchungsflächen vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen erfasst und die Abundanzen klassifiziert. Die Aufnahmen werden im Hinblick auf die Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) und die STI-Werte (SPARRIUS et al. 2018) sowie im Hinblick auf die Anteile von Neophytenarten und C_4-Pflanzen ausgewertet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Pflanzennamen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Die Einstufungen in Gefährdungskategorien richten sich nach den Roten Listen für Deutschland (METZING et al. 2018) bzw. Nordrhein-Westfalen (VERBÜCHELN et al. 2021). Die Einstufung des Status als indigene Art, Archaeophyt oder eingebürgerter bzw. unbeständiger Neophyt richtet sich nach LOHMEYER & SUKOPP (1992), KLOTZ et al. (2002) und VERBÜCHELN et al. (2021). Die Zeitreihen der Kenngrößen wurden mit dem verteilungsfeien Mann-Kendall-Test auf signifikante Trends geprüft (Statistikprogramm PAST 3).

Rheinufer

Im Bereich des Rheinufers wurden im Jahr 2008 fünf Dauerflächen festgelegt. Dabei handelt es sich um jeweils 1200 m lange Uferflächen bei Düsseldorf-Himmelgeist (Stromkm 725,9-727,1 rechtsrheinisch), Volmerswerth (Stromkm 734,45-735,65 rechtsrheinisch), Lausward (Stromkm 740,95-742,15 rechtsrheinisch), Oberkassel (Stromkm 743,65-744,85 linksrheinisch) und Lohausen (Stromkm 752,9-754,1 rechtsrheinisch). Untersucht wurden die Sand- und Kiesbänke zwischen der Uferlinie des Rheins bei Niedrigwasser und der Mittelwasserlinie, also bis zum Beginn der Zone der geschlossenen mehrjährigen Ufervegetation (Abb. 3/1-3/5). Die Geländebegehungen sind üblicherweise für den Zeitraum September bis Anfang Oktober vorgesehen, da dann die Vegetation auf den Kies- und Sandbänken optimal entwickelt ist. Bei den Erhebungen im Gelände wurden alle in den Untersuchungsflächen vorkommenden Gefäßpflanzenarten aufgelistet und ihre Abundanzzahl gemäß folgender Klassifizierung festgehalten:

Häufigkeitsskala	Individuenzahl
1	1-10
2	11-100
3	> 100

Auf Grundlage der Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) und der STI-Werte (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) wurden die gewichteten (quantitativen) und ungewichteten (qualitativen) mittleren Zeigerwerte für die Untersuchungsflächen berechnet. In Fällen, in denen Arten gefunden wurden, die nicht in den Tabellen von ELLENBERG et al. (1992) enthalten waren, wurde diesen Arten nach Möglichkeit ein Zeigerwert zugeordnet, der sich am Klima des Herkunftsgebietes orientiert. Bei der Auswertung wurde auch der Anteil an Neophyten berücksichtigt, die vielfach aus Regionen mit warmem Klima stammen und dadurch oft gute Indikatorarten sind, sowie der Anteil an C_4-Pflanzenarten, die aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an warme und sonnige Standorte angepasst sind.

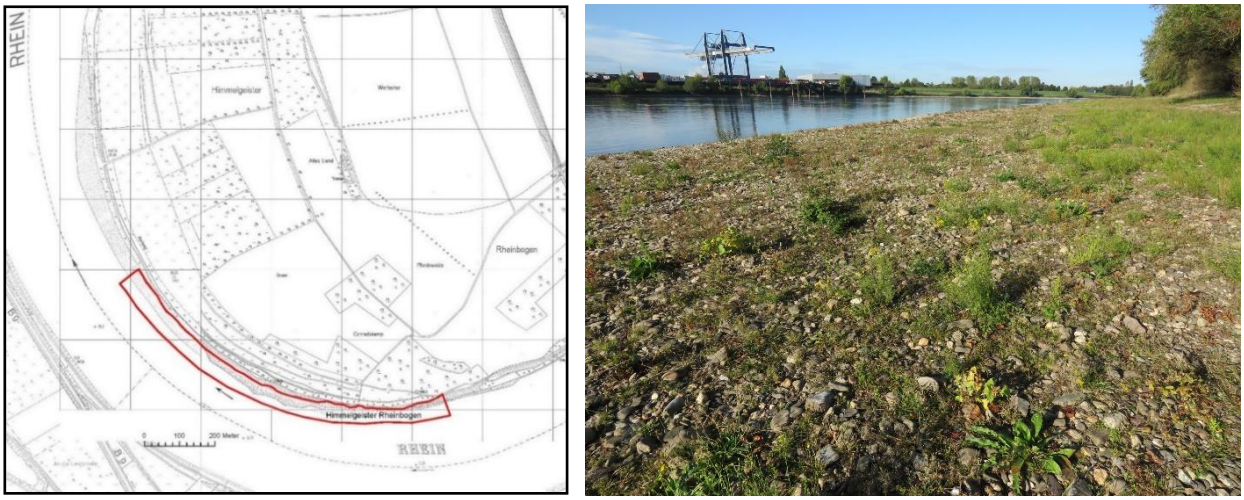
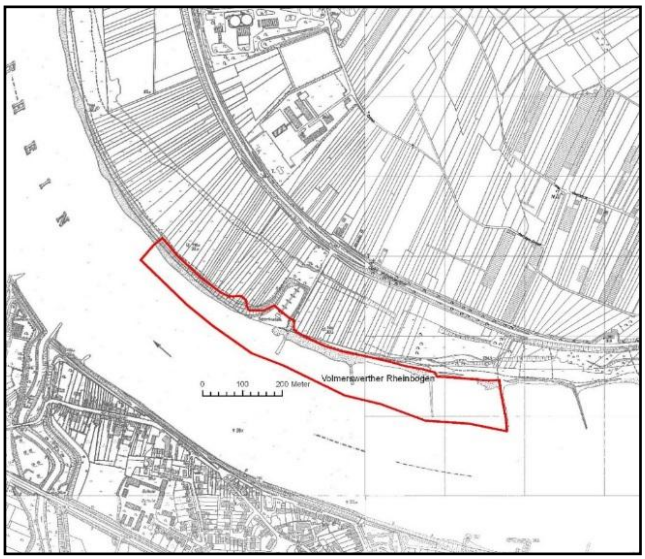


Abb. 3/1: Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 23.09.2025, U. Schmitz.



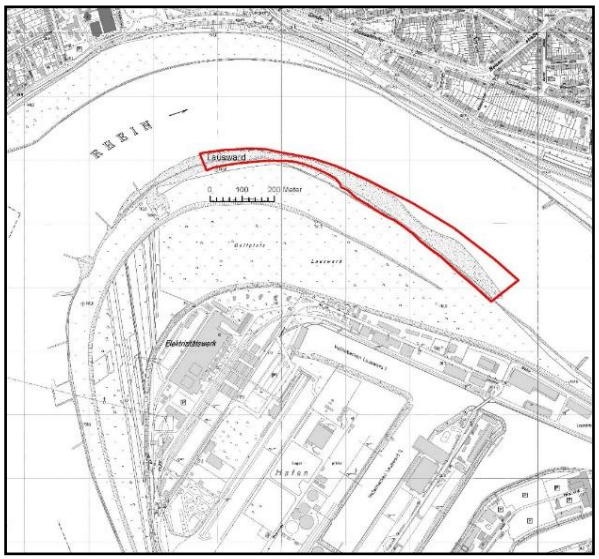
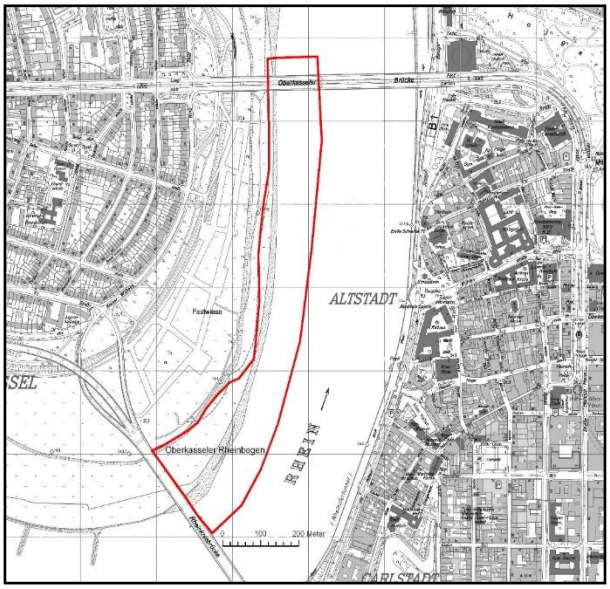


Abb. 3/2: Rheinufer bei Düsseldorf-Volmerswerth und **Abb. 3/3: Rheinufer an der Lausward (rechts).** Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.



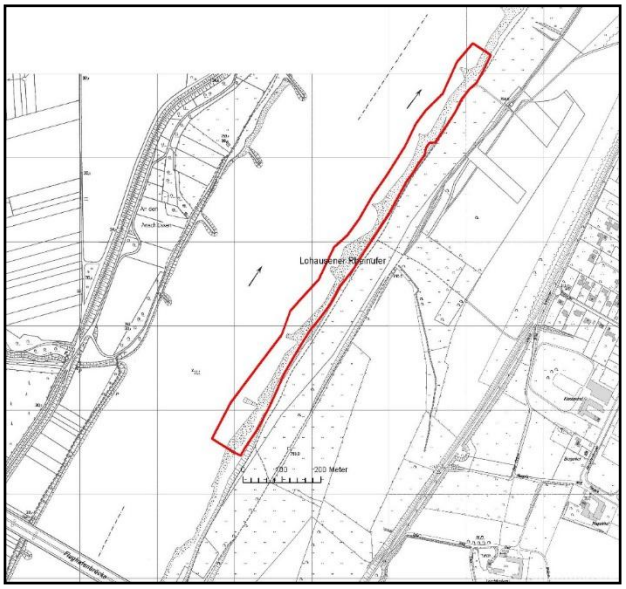


Abb. 3/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel (links) und **Abb. 3/5: Rheinufer bei Düsseldorf-Lohausen (rechts).** Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

Gallberg/Dernkamp

Voruntersuchungen im Jahr 2008 hatten ergeben, dass im Gebiet der Stadt Düsseldorf keine Pflanzenarten mit einem Temperatur-Zeigerwert von 3 oder weniger vorkommen (Kälte- bis Kühlezeiger). Nur wenige Arten kommen vor mit einem T-Zeigerwert von 4 (Kühle- bis Mäßigwärmezeiger). Eine dieser Arten ist die Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica*, die in der Krautschicht naturnaher Wälder des Hügel- und Berglandes zu finden ist, und die sich als Leitart für ein Monitoring Kühle zeigender Pflanzentaxa anbietet. Im Hügelland östlich von Gerresheim im Bereich des Gallberges (s. a. PIEREN et al. 2005) konnten (nach

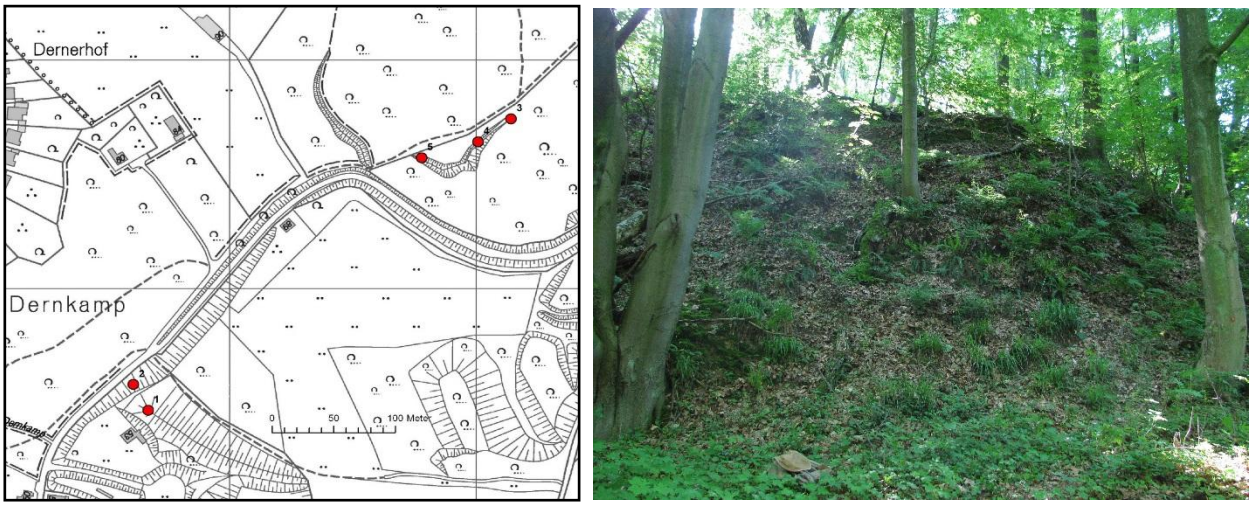


Abb. 3/6: Lage der Daueruntersuchungsflächen am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Foto: Dauerfläche 2, 19.05.2014, U. Schmitz.

Hinweisen von THIEL, mündl. Mittlg. 2008) mehrere Stellen mit Vorkommen von *Luzula sylvatica* gefunden werden. Dort wurden im Jahr 2009 fünf Daueruntersuchungsflächen ausgewählt, markiert und seitdem in jährlichem Turnus Ende Mai vegetationskundlich aufgenommen (%-Skala) und im Hinblick auf ihre ungewichteten (qualitativen) und gewichteten (quantitativen) mittleren Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) und ihre mittleren STI-Werte (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) ausgewertet.

Ergebnisse

Rheinufer

In den fünf Untersuchungsflächen am Rheinufer konnten im Jahr 2025 insgesamt 167 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1), ein Wert, der etwas unter dem Durchschnitt (180,2) der bisherigen Untersuchungsjahre lag (Tab. 3/2). Aufgrund zeitweise hoher Wasserstände des Rheins im September 2025 war die Vegetation der Sand- und Kiesbänke bei der Untersuchung in Oberkassel teilweise überflutet. Zudem war die Kiesbankvegetation an manchen Stellen wieder stark von Schafen abgefressen worden, insbesondere in der Lausward. Unter den festgestellten Arten befanden sich 52 Neophytenarten. Damit lag die absolute Zahl der Neophyten zwar ungefähr bei dem Mittelwert der vergangenen Jahre (51,1 Neophytenarten), aber ihr relativer Anteil an der Gesamtartenzahl lag mit 31,1 % sehr hoch (Tab. 3/2). Insgesamt lässt der relative Anteil der Neophyten an der Gesamtartenzahl einen deutlichen Aufwärtstrend erkennen (Abb. 3/10). Die Anzahl der aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels besonders Licht und Wärme liebenden C_4-Pflanzen in den Aufnahmeflächen lag im Jahr 2025 mit 13 Arten leicht über dem Mittelwert der bisherigen Jahre von 12,1 C_4-Arten. Der Anteil der C_4-Arten an der Gesamtartenzahl lag mit 7,8 % deutlich über dem Mittelwert von 6,7 % (Tab. 3/2). Von den insgesamt festgestellten Pflanzenarten stehen zwei auf der Roten Liste (METZING et al. 2018, VERBÜCHELN et al. 2021), was unter dem Durchschnitt der bisherigen Untersuchungsjahre (4,4 RL-Arten) liegt.
Die Vegetation der Untersuchungsflächen zeigte sich deutlich wärmegetönt: Die Temperaturzeigerwerte der Pflanzenarten (nach ELLENBERG et al. 1992) in den Untersuchungsflächen lagen zwischen 5 (Mäßigwärmezeiger) und 9 (extreme Wärmezeiger). Bei etlichen der thermophilen Arten, die in den bisherigen

Abb. 3/7: Die aus Südamerika stammende Peruanische Blasenkirsche oder Andenbeere *Physalis peruviana* kann nur in besonders warmen Jahren zur Fruchtreife gelangen. Das abgebildete Exemplar zeigt Fraßspuren von Schafen. Düsseldorf-Volmerswerth, 21.09.2011, Foto: U. Schmitz.

Abb. 3/8: Der intensiv nach Terpentin riechende Duft-Gänsefuß oder Mexikanische Tee *Chenopodium ambrosioides* ist eine Wärme liebende Art, die seit einigen Jahren immer häufiger am Rheinufer zu finden ist. Im Jahr 2015 kam sie erstmals in allen fünf Untersuchungsflächen vor, danach auch in sämtlichen Folgejahren. Düsseldorf-Lohausen, 02.10.2015, Foto: U. Schmitz.

Untersuchungsjahren regelmäßig am Rheinufer gefunden werden konnten, handelt es sich um unbeständige Neophyten aus Regionen mit warmem Klima, die noch nicht fest eingebürgert sind, wie die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana* (Abb. 3/7), der Saracha-Nachtschatten *Solanum sarachoides* (Abb. 3/23), der Gänsefußblättrige Nachtschatten *Solanum chenopodioides*, die Wassermelone *Citrullus lanatus* (Abb. 3/9), die Zuckermelone *Cucumis melo*, die Nordamerikanische Seide *Cuscuta campestris* (Abb. 3/22) oder das Südamerikanische Berufkraut (Abb. 3/13). Manche der stark Wärme liebenden Arten zeigen jedoch Einbürgerungstendenzen oder sind inzwischen schon eingebürgert. So ist beim Mexikanischen Gänsefuß *Chenopodium ambrosioides* (Abb. 3/8) von Jahr zu Jahr eine Zunahme am Rheinufer zu beobachten. Die früher seltene Art ist seit 2015 in allen fünf Untersuchungsflächen zu finden und dort auch in den Folgejahren sehr häufig geworden.

Auch beim Klebrigen Alant *Dittrichia graveolens*, der aus dem Mittelmeerraum und Asien stammt, und der sich in Mitteleuropa zum Beispiel bereits im Ruhrgebiet einbürgern konnte, ist damit zu rechnen, dass er sich in Zukunft gefördert durch den Klimawandel weiter ausbreiten wird. Bei manchen Wärme liebenden Arten ist eine Entwicklung bis zur Fruchtreife im Untersuchungsgebiet ausgeschlossen oder unwahrscheinlich wie z. B. bei der in Volmerswerth 2011 festgestellten Jungpflanze eines Zitrusbaumes *Citrus* spec. oder auch beim Riesen-Kürbis *Cucurbita maxima*. Bei manchen Arten ist die Fruchtreife sehr selten wie bei der Wassermelone *Citrullus lanatus* (Abb. 3/9), während andere Wärme liebende Arten wie die Tomate *Lycopersicon esculentum* (Abb. 3/22) und die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana* (Abb. 3/7) in warmen Sommern regelmäßig zur Fruchtreife gelangen können. Als weitere verwilderte Kulturpflanzen im Untersuchungsgebiet sind in manchen Jahren z. B. die Mexikanische Chia *Salvia hispanica* (Abb. 3/13) oder die Italienische Strohblume („Currykraut“) *Helichrysum italicum* zu finden, die beide als unbeständige Arten bislang nur in nicht blühendem Zustand gefunden wurden.

Einige neophytische Arten, die sich aufgrund der Klimaerwärmung in den 1980er und 1990er Jahren am Rheinufer etablieren konnten, wie der Ausgerandete Fuchsschwanz *Amaranthus blitum* ssp. *emarginatus*, der Argentinische Nachtschatten

Abb. 3/9: Die Wassermelone *Citrullus lanatus* ist eine sehr Wärme liebende Art, die am Rheinufer als unbeständiger Neophyt immer wieder zu finden ist. Reife Früchte werden nur unter sehr günstigen Bedingungen gebildet und sind sehr selten. Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel, 29.09.2022, Foto: U. Schmitz.

Solanum physalifolium (Abb. 3/23) oder der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio*, sind fester Bestandteil der Flora der Untersuchungsgebiete.

Die mittleren Temperaturzeigerwerte T nach ELLENBERG et al. (1992) der Aufnahmeflächen lagen im Jahr 2025 etwas über dem Durchschnitt der Vorjahre (Tab. 3/2). Insgesamt zeigt sich ein sehr deutlich ansteigender Trend (Abb. 3/11). Die qualitative (ungewichtete) Berechnung ergab für alle fünf Aufnahmeflächen (Tab. 3/1) sehr ähnlich hohe Werte zwischen 6,17 (Lohausen) und 6,40 (Oberkassel). Der Mittelwert über alle Flächen lag bei 6,27. Diese Werte liegen sehr nahe an den Ergebnissen der quantitativen (gewichteten) Zeigerwertberechnung, die zwischen 6,21 (Lohausen) und 6,42 (Oberkassel) lagen, bei einem Mittelwert von 6,29. Damit sind auf den untersuchten Standorten vor allem Mäßigwärmezeiger bis Wärmezeiger zu finden. Die Ähnlichkeit der mittleren Zeigerwerte der fünf Untersuchungsflächen spricht für eine gute Homogenität und Vergleichbarkeit der Gebiete untereinander.

Die Auswertung der STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) der Pflanzenarten in den Untersuchungsflächen zeigte Werte zwischen 5,91 °C (*Leontodon autumnalis*) und 14,72 °C (*Conyza bonariensis*) und ergab Mittelwerte für die Flächen zwischen 8,70 °C (Lohausen) und 9,24 °C (Lausward). Der Mittelwert über alle fünf Flächen lag mit 9,07 °C oberhalb des Durchschnittswertes von 8,87 °C seit dem Beginn der Untersuchungen (Tab. 3/2).

Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2025 mit Zeigerwerten.

Neo/N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C_4=C_4-Pflanze, RL=Rote Liste Status (NRTL/NRBU/NRW/D), T=Temperaturzahl nach ELLENBERG et al. (1992) (5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, kursiv=ergänzte Werte), STI=Species Temperature Index [°C] nach SPARRIUS et al. (2018). Him=Himmelgeist, Vol=Volmerswerth, Lsw=Lausward, Obk=Oberkassel, Loh=Lohausen, Abundanzklassen 1 = 1-10, 2 = 11-100, 3 = >100 Individuen. Grau = Bestimmung nur auf Gattungsebene möglich, Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7.

Artname	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
Acer negundo juv.	N	E				6	9,6	2	2	2	2	2
Achillea millefolium							6,5	1	1	1	2	2
Achillea ptarmica						6	6,6		1			1
Agrostis stolonifera							7,3		2	2	2	
Ailanthus altissima	N	E				8	12,1					1
Allium schoenoprasum							6,4		3		1	3
Amaranthus blitum ssp. *emargin.*	N	E		x		7	11,7		1			

Artname	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
Amaranthus bouchonii	N	E		x		8	10,3	2	2	2	2	2
Amaranthus powellii	N	E		x		7	10,0		1	1		
Amaranthus retroflexus	N	E		x		7	10,0		1		2	
Anagallis arvensis						6	10,8	3	3	2		
Arctium spec.									1	2		
Arenaria leptoclados							11,2	1	1		2	
Artemisia vulgaris						6	7,7	2	2	1	1	2
Asparagus officinalis			A			6	9,2	1				
Aster lanceolatus agg.	N	E				7	9,3	3	2			2
Atriplex prostrata						6	8,4	1	1			
Barbarea vulgaris						6	7,4					1
Bellis perennis			A				8,6				1	
Berteroa incana			A			6	7,7		1	2		
Bidens frondosa	N	E				6	10,2	1	1			
Brassica nigra			A			7	10,3		1	2	1	
Capsella bursa-pastoris			A				8,1				1	1
Carduus nutans						6	9,6				1	
Carex acuta						5	7,4					1
Carex hirta						6	8,4				2	1
Centaurea jacea						6	7,8					1
Chaenorhinum minus	N	E				6	8,3	3	2		3	2
Chamaesyce maculata	N	E		X		8	10,8	1	1		1	
Chenopodium album agg.							8,3	1	2	2	2	3
Chenopodium ambrosioides	N	U				8	12,9	3	3	3	3	3
Chenopodium glaucum						6	8,7	2				
Chenopodium pumilio	N	E				7	12,0	2	2	3	3	
Chenopodium rubrum							8,9					2
Cichorium intybus			A			6	9,5		1			1
Cirsium arvense						5	8,0	2	1	2	2	2
Cirsium vulgare						5	8,1		1	1		
Citrullus lanatus	N	U				9	8,1				1	
Clematis vitalba						6	9,8					1
Convolvulus arvensis						6	9,6	3	2	2	3	3
Conyza bonariensis	N	U				9	14,7		1			
Conyza canadensis	N	E				6	9,0	3	3	3	3	3
Conyza sumatrensis	N	E				8	12,0	2	3	2	3	3
Corispermum leptopterum	N	E				7	8,9			1	1	2
Cuscuta campestris	N	U				7	12,3			2		3
Cuscuta lupuliformis	N	E				6						3
Cynodon dactylon	N	E		x		7	13,6		2	3	3	
Datura stramonium	N	E				6	9,8	2	2	3	3	3
Daucus carota						6	9,6	1		2		1
Digitaria ischaemum			A	x		6	8,7	2	2			
Digitaria sanguinalis			A	x		7	10,7	3	3	3	3	3
Diplotaxis tenuifolia	N	E				7	9,3			1		
Dittrichia graveolens	N	U				7	12,8	2	1	1		
Echinochloa crus-galli			A	x		7	9,5		3			2
Echium vulgare						6	8,8	3		3	3	1
Elymus repens						6	7,3					3
Eragrostis minor	N	E		x		7	9,7		2	2		
Erigeron annuus	N	E				6	9,0	3	3	3	3	3

Artname	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
Erodium cicutarium						6	9,4	1	1	2	3	
Eryngium campestre						7	12,1				2	
Euphorbia esula						6	8,4	2		3		
Fallopia convolvulus			A			6	8,1		2			
Fallopia dumetorum						6	8,0	3				
Festuca arundinacea						5	9,1	3		3	3	2
Galinsoga ciliata	N	E				6	8,5		1			
Galinsoga parviflora	N	E				6	8,9	2	3	2	3	1
Galium album							6,4	1				1
Geranium pusillum			A			6	8,3			1		
Helianthus annuus	N	U				7	7,6	1				
Heracleum mantegazzianum	N	E				6	7,8					1
Herniaria glabra			A			6	8,1	2	3		3	1
Hypericum perforatum						6	8,6	3	2	2	1	2
Impatiens glandulifera	N	E				7	7,7			1		
Inula britannica						6	8,6	2	1		2	2
Leontodon autumnalis							5,9		1	1	2	2
Lepidium graminifolium						8	13,1				2	
Lepidium latifolium						6	9,6					2
Lepidium virginicum	N	E				7	9,5				3	
Linaria vulgaris						6	7,5	2	2	2	2	
Lolium perenne						6	8,5					2
Lotus corniculatus							7,4				1	
Lycopersicon esculentum	N	E				8	9,4	1		1	2	1
Lycopus europaeus						6	8,7	1	2	1		
Lysimachia vulgaris							8,1	2	1			1
Lythrum salicaria						5	8,7	2	3	2	2	
Malva neglecta			A			6	9,4				2	1
Medicago arabica	N	U				7	11,3				3	
Medicago falcata						6	8,5		2			2
Medicago lupulina						5	8,8	1			1	2
Medicago x varia	N	E				6	8,3		2		2	3
Melilotus albus			A			6	8,3	3		2	1	2
Melilotus altissimus						6	8,9		1			
Mentha aquatica						5	8,8		1			
Mentha longifolia						5	9,3		1			1
Mercurialis annua			A			7	12,0				1	
Oenothera biennis	N	E				7	8,2	2				1
Oenothera spec.	N	E						3	2	2		3
Oenothera x fallax	N	E				7	8,5	3				2
Ononis repens						8	9,5					1
Ononis spinosa						6	9,5			1	1	1
Oxalis stricta	N	E				6	8,6	3	2		2	
Persicaria hydropiper						6	8,3		2			
Persicaria lapathifolia agg.						6	8,1	3	3	2	3	3
Persicaria maculosa						6	8,5	3	2	3	3	2
Persicaria pensylvanica	N	E						3	1	1		
Phalaris arundinacea						5	7,5			1		2
Physalis peruviana	N	U				9	7,4			2	3	
Plantago lanceolata			A				8,5	3	3	3	3	3
Plantago major ssp. *intermedia*						6	8,8	2	2			2

Artname	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
Poa annua							7,1			1		
Poa compressa							8,0	2				
Poa palustris						5	6,6					1
Polygonum aviculare agg.						6	7,8	2	3	2	2	2
Populus nigra juv.					2/2/2/3	6	10,4	2	3	3	2	2
Populus x *canadensis* juv.	N	E				*6*	10,0	3	3	3	1	3
Portulaca oleracea			A	x		8	11,2	1	3	3	3	
Potentilla anserina						6	7,3		2	2	2	3
Potentilla reptans						6	9,1	2	2	2	2	2
Potentilla supina						7	9,4	1	1		1	
Pulicaria vulgaris					*/3/3/3	6	10,4	2	3	3	3	1
Reseda lutea			A			6	10,0		1	1		
Robinia pseudoacacia	N	E				6	10,1	2				1
Rorippa amphibia						6	9,3				2	
Rorippa austriaca	N	E				7	8,7	3	2	3	3	3
Rorippa sylvestris						6	8,3	3	3	3	2	3
Rubus caesius						5	8,9	3	2	3	3	3
Rubus fruticosus agg.										1		
Rumex crispus						5	8,3	3	3	2	2	2
Rumex obtusifolius						5	8,3	1				
Salix alba juv.						6	9,2	1			2	
Salix caprea juv.							6,3					1
Salix triandra juv.						5	8,3			1		2
Saponaria officinalis						6	8,3	1				1
Scrophularia nodosa						5	7,6			1		1
Scutellaria galericulata						6	7,4	1				
Sedum acre						6	7,3	2				
Sedum album							8,9				1	
Senecio inaequidens	N	E				7	9,3	3	3	3	3	3
Setaria pumila			A	x		7	9,6	2				
Setaria viridis			A	x		6	9,2	3	3	2	2	3
Silene latifolia ssp. *alba*						6	8,8					1
Solanum chenopodioides	N	U				7	13,8			1		
Solanum dulcamara						5	8,5			1		1
Solanum nigrum ssp. *nigrum*			A			6		2	2			
Solanum nigrum ssp. *schultesii*			A			7	10,1	2	2	2	2	2
Solanum physalifolium var. *nitidib.*	N	E				7	8,2			2	2	2
Solanum sarachoides	N	E				6					3	
Solidago gigantea	N	E				6	8,2	2	2	2	2	2
Sonchus asper			A			5	9,1				1	
Stachys palustris						5	7,9		1			
Stellaria aquatica						5	8,9			1		
Symphytum officinale						6	8,8	1	1	1		
Tanacetum vulgare						6	7,0	2	2	2	2	2
Taraxacum officinale agg.							7,3	1				1
Trifolium dubium						6	8,8		1			
Trifolium pratense							7,3		1			1
Trifolium repens							7,1	1				1
Urtica dioica							7,3	1	1	2	2	2
Verbascum nigrum						5	7,3	2			1	
Verbascum spec.								2	1	1		

Artname	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh	
Verbena bonariensis	N	U				9	9,0	1					
Verbena officinalis			A			6	11,1	2	2	2	3	2	
Vicia cracca						5	6,7		1			1	
Vicia sepium							7,3		1				
Xanthium albinum	N	E				6	12,7		3	2			
Xanthium saccharatum	N	E				7	12,7	3	3	3	2	3	
Zea mays	N	U		x		8	8,6					1	
167	**52**		**24**	**13**	**2**			**87**	**93**	**81**	**82**	**93**	**Arten 167 ges., MW 87,2**
	E	**41**						**6,27**	**6,26**	**6,28**	**6,40**	**6,17**	**T-Zeigerw. qual., Mw 6,27**
	U	**11**						**6,23**	**6,28**	**6,32**	**6,42**	**6,21**	**T-Zeigerw. quant., Mw 6,29**
	K	**0**						**9,02**	**9,19**	**9,24**	**9,20**	**8,70**	**STI-Zeigerw. qual., Mw 9,07**
	Z	**0**						**9,10**	**9,30**	**9,41**	**9,33**	**8,86**	**STI-Zeigerw. quant, Mw 9,20**
								28	**31**	**29**	**28**	**28**	**Anzahl Neoph., Mw 28,8**
								32,2	**33,3**	**35,8**	**34,1**	**30,1**	**Anteil Neoph. [%], Mw 33,1 %**
								7	**12**	**7**	**7**	**5**	**Anzahl C_4-Arten, Mw 7,6 %**
								8,05	**12,9**	**8,64**	**8,54**	**5,38**	**Anteil C_4-Arten [%], Mw 8,7 %**

Tab. 3/2: Vergleich der Daten vom Rheinufer 2008 bis 2025 (MW = Mittelwert).

2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	*MW*	Jahr / Parameter
178	191	183	218	170	167	174	214	157	219	170	174	184	135	192	198	153	167	*180,2*	Artenzahl
6,20	6,15	6,09	6,24	6,20	6,20	6,18	6,25	6,29	6,22	6,29	6,24	6,22	6,26	6,27	6,28	6,24	6,29	*6,2*	Mittl. T Zeigerwert der Gesamtartenliste
6,15	6,07	6,03	6,13	6,16	6,23	6,05	6,26	6,28	6,17	6,29	6,21	6,24	6,23	6,24	6,21	6,30	6,27	*6,2*	Mittl. T Zeigerwert der Flächen qualitativ
6,13	6,06	6,05	6,15	6,18	6,28	6,07	6,32	6,33	6,20	6,33	6,24	6,26	6,23	6,27	6,22	6,30	6,29	*6,2*	Mittl. T Zeigerwert der Flächen quantitativ
8,78	8,75	8,80	8,88	8,74	8,83	8,76	8,82	8,92	8,76	9,07	8,93	8,97	8,79	8,97	8,99	8,95	9,00	*8,9*	Mittl. STI-Zeigerwert der Gesamtartenliste
8,11	8,08	8,08	8,09	8,02	8,12	8,02	8,23	8,08	8,15	8,24	8,30	8,99	8,87	8,94	8,91	9,10	9,07	*8,9*	Mittl. STI-Zeigerwert der Flächen qual.
8,78	8,69	8,69	8,80	8,82	9,01	8,68	9,03	9,06	8,91	9,15	9,08	9,06	8,92	8,97	9,04	9,21	9,20	*8,9*	Mitt. STI-Zeigerwert der Flächen quant.
28	27	31	31	26	25	23	36	26	38	27	25	25	23	27	30	23	24	*27,5*	Archäophytenarten
15,7	14,1	16,9	14,2	15,3	15,0	13,2	16,8	16,6	17,4	15,9	14,4	13,6	17,0	14,1	15,2	15,0	14,4	*15,3*	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
44	46	42	61	43	50	47	65	49	56	51	51	52	41	59	60	50	52	*51,1*	Neophytenarten
34	37	34	46	35	39	40	46	37	43	38	40	38	31	38	43	39	41	*38,8*	Eingebürgerte Neophyten
10	9	8	15	8	11	7	19	12	13	13	11	14	10	21	17	11	11	*12,2*	Unbeständige Neophyten
24,7	24,1	23,0	28,0	25,3	29,9	27,0	30,4	31,2	25,6	30,0	29,3	28,3	30,4	30,7	30,3	32,7	31,1	*28,3*	Neophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
20,2	19,6	18,0	29,0	20,6	27,6	17,4	38,6	25,0	33,4	27,0	26,6	29,0	23,6	31,4	31,4	29,8	28,8	*26,4*	Mittl. Neophytenartenzahl pro Fläche
23,9	21,2	21,7	25,5	24,6	31,4	23,0	33,3	32,5	27,8	30,7	29,1	30,0	31,6	29,5	30,8	34,9	33,1	*28,3*	Mittl. Neophytenanteil in den Flächen [%]
11	10	9	14	10	14	10	17	12	13	13	11	12	10	14	14	12	14	*12,2*	Anzahl C4-Arten
6,2	5,2	4,9	6,4	5,9	8,4	5,7	7,9	7,6	5,9	7,6	6,3	6,0	7,4	7,3	7,1	7,8	8,4	*6,7*	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
5,2	5,0	3,8	6,0	5,0	9,2	3,4	9,6	7,0	7,4	8,8	6,4	7,6	5,4	7,2	8,6	8,2	7,6	*6,7*	Mittl. C4-Artenzahl in den Flächen
6,0	5,6	4,6	5,6	5,7	10,5	4,2	8,2	9,1	6,1	10,4	7,1	8,0	7,2	6,7	8,6	9,6	8,7	*7,2*	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
4	4	4	5	5	6	4	4	5	7	3	5	4	2	6	5	5	2	*4,4*	RL-Arten
2,2	2,1	2,2	2,3	2,9	3,6	2,3	1,9	3,2	3,2	1,8	2,9	2,2	1,5	3,1	2,5	3,3	1,2	*2,5*	Anteil RL-Arten [%]

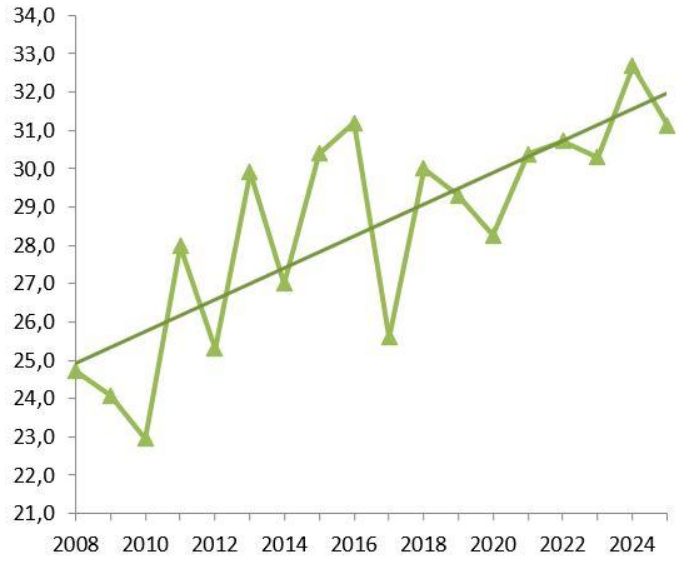


Abb. 3/10: Mittlerer Anteil der Neophytenarten an der Gesamtartenzahl [%] in den Jahren 2008 bis 2025 mit linearer Trendlinie. Der Anstieg ist statistisch signifikant (p < 0,05 %).

Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre (SCHMITZ et al. 2009-2025) (Tab. 3/2) zeigt einen Anstieg der Neophytenanteile und der Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) sowie der STI-Temperaturzeigerwerte (SPARRIUS et al. 2018) über die bisherigen Untersuchungsjahre (Abb. 3/10, Abb. 3/11, Abb. 3/12). Die Trends der Neophytenzunahme und des Anstiegs der T-Zeigerwerte sind statistisch signifikant ebenso wie die Trends der ungewichteten (=qualitativen) und gewichteten (=quantitativen) STI-Werte (p < 0,05 % Mann-Kendall-Test). Vor allem über einen noch längeren Zeitraum betrachtet kann ein deutlicher Anstieg der mittleren Temperaturzeigerwerte der Vegetationsaufnahmen am Rheinufer festgestellt werden (Abb. 3/21).

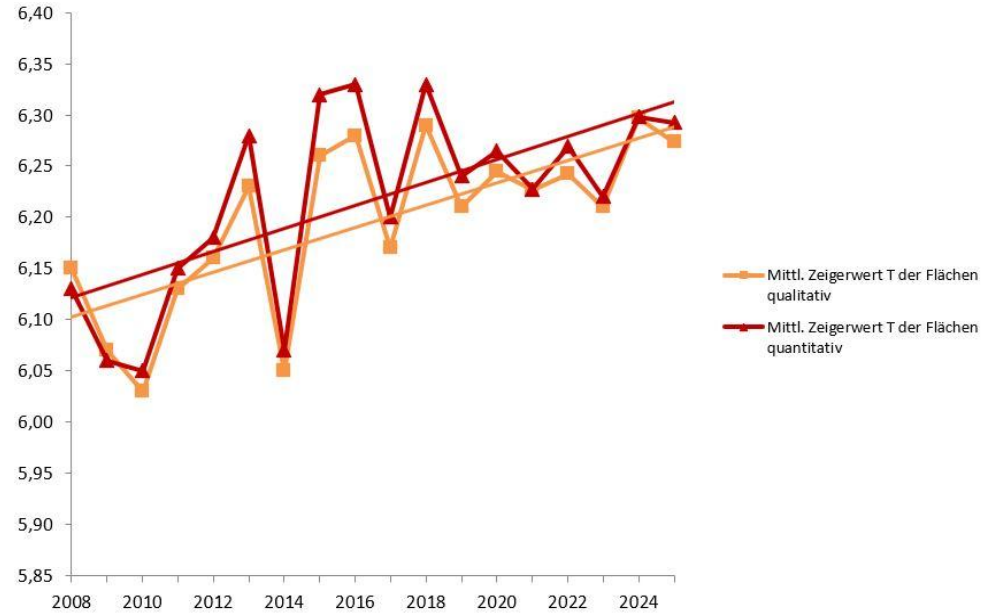


Abb. 3/11: Mittlere Temperaturzeigerwerte T (nach ELLENBERG et al. 1992) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2025 mit linearen Trendlinien. Es ist eine deutliche Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant (p < 0,05 %).

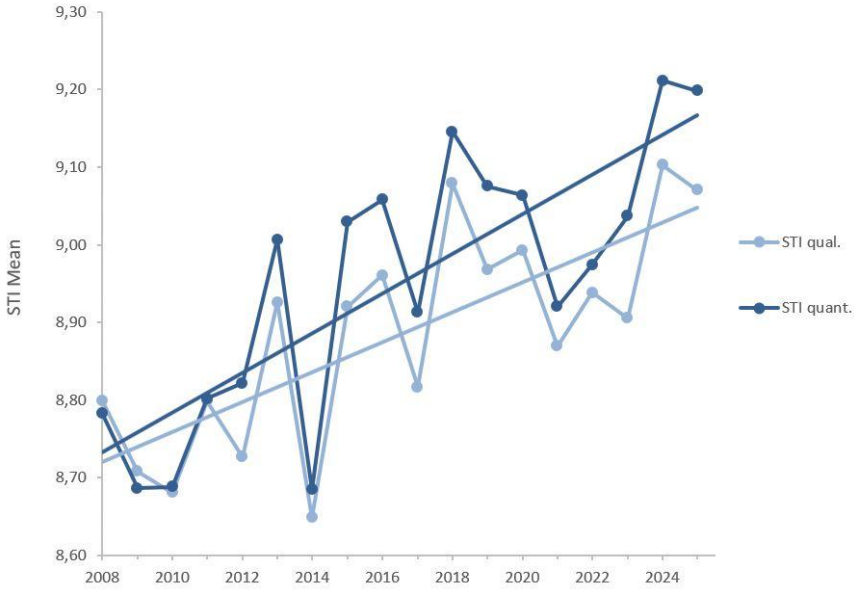


Abb. 3/12: Mittlere STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2025 mit linearer Trendlinie. Es ist eine Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant (p < 0,05 %).

Abb. 3/13: Die Mexikanische Chia *Salvia hispanica* (links) ist eine Wärme liebende verwilderte Kulturpflanze, die seit 2016 regelmäßig im Untersuchungsgebiet festgestellt wird, allerdings nur im nicht blühenden Zustand. Hingegen konnte das Südamerikanische Berufkraut *Conyza bonariensis* im Jahr 2025 erstmals in einer der Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Düsseldorf-Lohausen, 05.10.2018 (links), Düsseldorf-Volmerswerth, 24.09.2025 (rechts), Fotos: U. Schmitz.

Gallberg/Dernkamp

Die Ergebnisse der Untersuchungen der fünf Dauerflächen am Gallberg sind in Tab. 3/3 und 3/4 dargestellt. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) der einzelnen Flächen ergab bei ungewichteter Berechnung für 2025 Werte zwischen 4,80 und 6,00 (Durchschnitt 5,47). Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der Dominanz der Kühle liebenden Wald-Hainsimse niedrigere Werte zwischen 4,30 und 5,40 (Durchschnitt 4,69). Der Vergleich der mittleren quantitativen Temperaturzeigerwerte zeigt über die bisherigen Untersuchungsjahre einen kontinuierlichen Anstieg (Abb. 3/17). Dieser statistisch signifikante Trend ist vor allem auf eine kontinuierliche Abnahme des Kühlezeigers Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* (Abb. 3/14, 3/16) in den meisten Dauerflächen zurückzuführen. Der Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant* (Abb. 3/15), der ebenfalls als Verlierer einer Klimaerwärmung angesehen wird (KÜHN mündl. Mittlg. 2008), hat im Untersuchungszeitraum ebenfalls stark abgenommen. Die Zahl der Flächen mit Vorkommen von Jungpflanzen der Wärme liebenden Esskastanie *Castanea sativa* (Abb. 3/14) schwankt zwischen zwei (2018, 2021), drei (2009-2013, 2017, 2019-2020, 2023), vier (2014-2016, 2022, 2025) und fünf (2024). Die Pflanzen werden gelegentlich durch Wildverbiss geschädigt. Beim qualitativen Temperaturzeigerwert ist von 2009 bis 2025 kein eindeutiger Trend zu verzeichnen (Abb. 3/17). Schwankungen werden durch geringfügige Änderungen in der Artzusammensetzung verursacht. So trat die die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* (Abb. 3/25) im Jahr 2011 mit zwei jungen Exemplaren in Dauerfläche 2 zum Artenspektrum hinzu und konnte auch in den Folgejahren bis einschließlich 2015 wieder gefunden werden. Ab 2016 wuchs die Walnuss nicht mehr in dieser Fläche, allerdings befanden sich mehrere Exem-

Abb. 3/14: Während sich die Wärme liebende Esskastanie *Castanea sativa* (Bildmitte) in den vergangenen Jahren in den Untersuchungsflächen leicht ausbreiten konnte und in von Jahr zu Jahr schwankender Anzahl auftrat, nahm die kühle Temperaturen anzeigende Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* langsam aber beständig ab. Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 5, 17.05.2018, Foto: U. Schmitz.

Abb. 3/15: Auch der Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant*, der neueren Untersuchungen zufolge als ein Verlierer des Klimawandels gilt, hat in den vergangenen Jahren in den Untersuchungsflächen abgenommen. Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 2, 19.05.2015, Foto: U. Schmitz.

Tab. 3/3: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 1-5 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim im Jahr 2025. Neo/N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C_4=C_4-Pflanze, RL=Rote Liste Status (NRTL/NRBU/NRW/D)T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten), STI: Species Temperature Index [°C] nach SPARRIUS et al. (2018), L-FA = Luzulo-Fagetum, P-FA = Periclymeno-Fagetum, * = starke Spuren von Wildverbiss. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.

	Neo	Ebg	A	C_4	RL	T	STI	1	2	3	4	5	
Datum:								2025	2025	2025	2025	2025	
Fläche [m²]:								25	35	30	35	30	
Neigung [°]:								30	50	20	50	45	
Exposition:								W	NW	SW	SO	SW	
Gesellschaft:								L-FA/P-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. 1 [%]:								65	85	90	75	80	
h Baumsch. 1 [m]:								22	25	30	28	30	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:								.	.	.	.	.	
h Baumsch. 2 [m]:								.	.	.	.	.	
Dckg. Strauchsch. [%]:								5A	.	18	28	17	
h Strauchsch [m]:								5	.	4	4,5	3,5	
Dckg. Krautsch. [%]:								9	13	1,5	11	30	
Dckg. Moossch. [%]:								.	7	5	2	<1	
Artenzahl Gefäßpfl.:								9	11	6	8	7	
Baumschicht 1:													
Acer pseudoplatanus									60				
Fagus sylvatica								60A	25	90	70	80	
Quercus robur											5		
Quercus rubra								10A	10A				
Strauchschicht													
Fagus sylvatica								5A		8	13		
Ilex aquifolium										12	15	17	
Krautschicht:													
Acer pseudoplatanus Klg.							8,29	0,05		0,01			
Blechnum spicant							7,03		0,05				
Castanea sativa juv.			A			8	10,12		0,3	0,2	0,05	0,3	
Dryopteris carthusiana							7,13		0,1				
Dryopteris dilatata							7,54		5		0,2		
Dryopteris filix-mas							7,14		0,25				
Fagus sylvatica juv.						5	8,39	5		1	5	3	
Hedera helix						5	9,33	0,05	0,1		0,01	0,7	
Ilex aquifolium juv.						5	9,00			0,3	0,05	3	
Luzula luzuloides							7,35			0,05		0,2	
Luzula sylvatica						4	7,49	3	4		5	21	
Prunus avium Klg.						5	8,34	0,01					
Quercus robur Klg.						6	8,32				3		
Quercus rubra Klg.	N	U					8,81	0,05	0,01				
Rubus fruticosus agg.								0,5	3	0,5	0,01		
Sorbus aucuparia juv.							5,87	0,25				0,05	
Taxus baccata							8,44	0,05					
17	**1**		**1**	**0**	**0**	**5**		**4,80**	**5,67**	**6,00**	**5,50**	**5,40**	**T_{qual} (MW 5,47)**
								4,63	**4,30**	**5,40**	**4,86**	**4,28**	**T_{quant} (MW 4,69)**
								8,12	**8,07**	**8,63**	**8,60**	**8,22**	**STI_{qual} (MW 8,33)**
								8,01	**7,60**	**8,70**	**8,03**	**7,82**	**STI_{quant} (MW 8,03)**

Tab. 3/4: Vergleich der Daten vom Gallberg 2009 bis 2025.

2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	MW	Parameter
18	16	20	23	24	18	19	19	18	18	16	16	16	22	**18**	**18**	17	*18,6*	Gesamtartenzahl
17	15	19	23	20	17	18	18	18	17	16	16	16	22	**17**	**18**	17	*17,9*	Artenzahl Krautschicht
7	6	9	12	10	7	9	8	8	8	7	7	8	13	**9**	**9**	8	*8,5*	Arten mit T-Zeigerwert in Krautschicht
5,17	5,17	5,37	5,38	5,36	5,40	5,38	5,29	5,19	5,03	5,26	5,23	5,08	5,49	**5,34**	**5,60**	5,47	*5,3*	Mittl. T-Zeigerwert der Flächen qualitativ
4,23	4,28	4,36	4,42	4,37	4,38	4,42	4,41	4,42	4,41	4,44	4,50	4,48	4,52	**4,47**	**4,55**	4,69	*4,4*	Mittl. T-Zeigerwert der Flächen quantitativ
5,43	5,33	5,67	5,67	5,67	5,71	5,56	5,25	5,38	5,38	5,43	5,43	5,50	5,69	**5,67**	**5,78**	5,38	*5,5*	Mittl. T-Zeigerwert der Gesamtartenliste Krautsch.
8,07	8,12	8,16	8,11	8,09	8,14	8,18	8,09	8,06	8,06	8,16	8,23	8,17	8,18	**8,17**	**8,25**	8,33	*8,2*	Mittl. STI-Zeigerwert der Flächen qualitativ
7,64	7,78	7,78	7,84	7,88	7,93	7,91	7,91	8,02	7,94	8,01	7,98	7,97	7,99	**7,93**	**7,97**	8,03	*7,9*	Mittl. STI-Zeigerwert der Flächen quantitativ
7,47	7,93	8,07	7,99	7,93	7,88	8,07	7,81	7,83	7,94	8,02	7,93	8,12	8,15	**8,14**	**8,09**	8,04	*8,0*	Mittl. STI-Zeigerwert der Gesamtartenliste Krautsch.
1	1	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	**2**	**2**	1	*1,5*	Archäophytenarten
5,6	6,3	10,0	8,7	8,3	11,1	10,5	5,3	5,6	5,6	6,3	6,3	6,3	9,1	**11,1**	**11,1**	5,9	*7,8*	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	**1**	**1**	1	*1,0*	Neophytenarten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	Eingebürgerte Neophyten
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	**1**	**1**	1	*1,0*	Unbeständige Neophyten
5,6	6,3	5,0	4,3	4,2	5,6	5,3	5,3	5,6	5,6	6,3	6,3	6,3	4,5	**5,6**	**5,6**	5,9	*5,5*	Neophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
0,2	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	**0,2**	**0,2**	0,4	*0,2*	Mittl. Neophytenartenzahl pro Fläche
1,8	2,0	3,6	3,3	2,0	2,0	1,8	4,3	1,8	1,8	1,3	1,3	1,3	4,5	**1,1**	**2,0**	4,0	*2,5*	Mittl. Neophytenanteil in den Aufnahmeflächen [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	Anzahl C4-Arten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	Mittl. C4-Artenzahl in den Aufnahmeflächen
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	RL-Arten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**0**	0	*0,0*	Anteil RL-Arten [%]

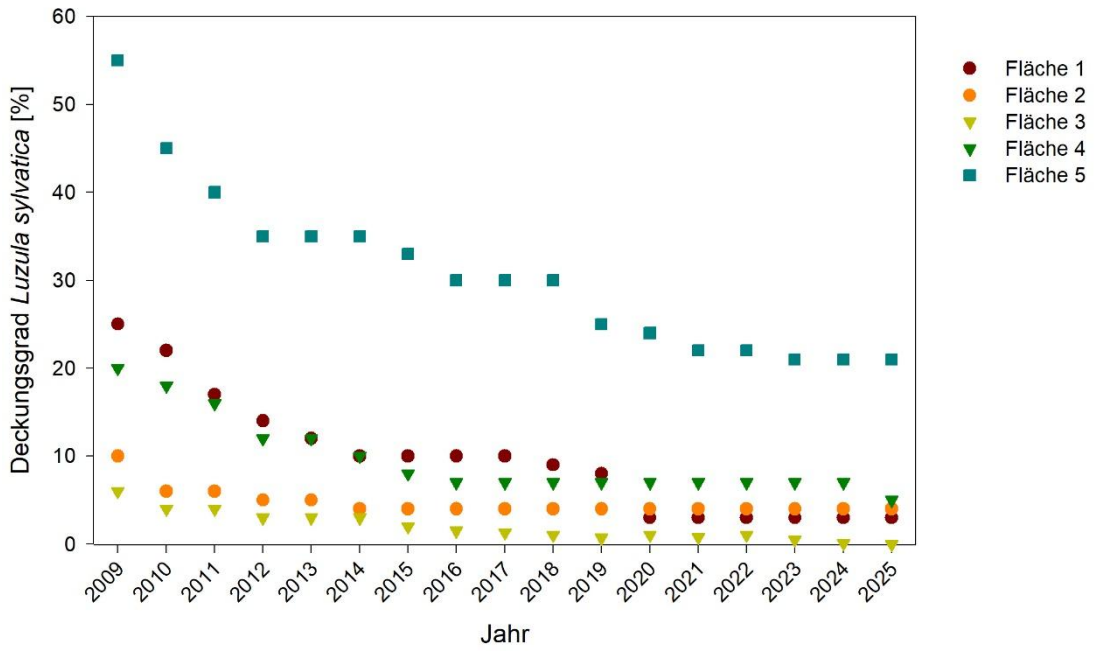


Abb. 3/16: Abnahme des Kühlezeigers *Luzula sylvatica* in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2025.

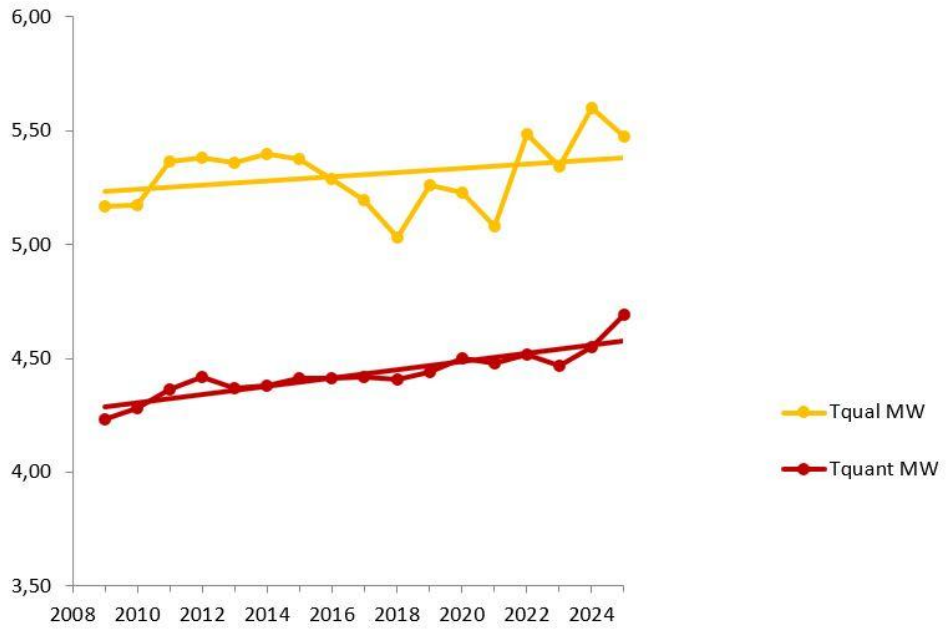


Abb. 3/17: Mittlere ungewichtete (T_{qual}) und gewichtete (T_{quant}) Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2025. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

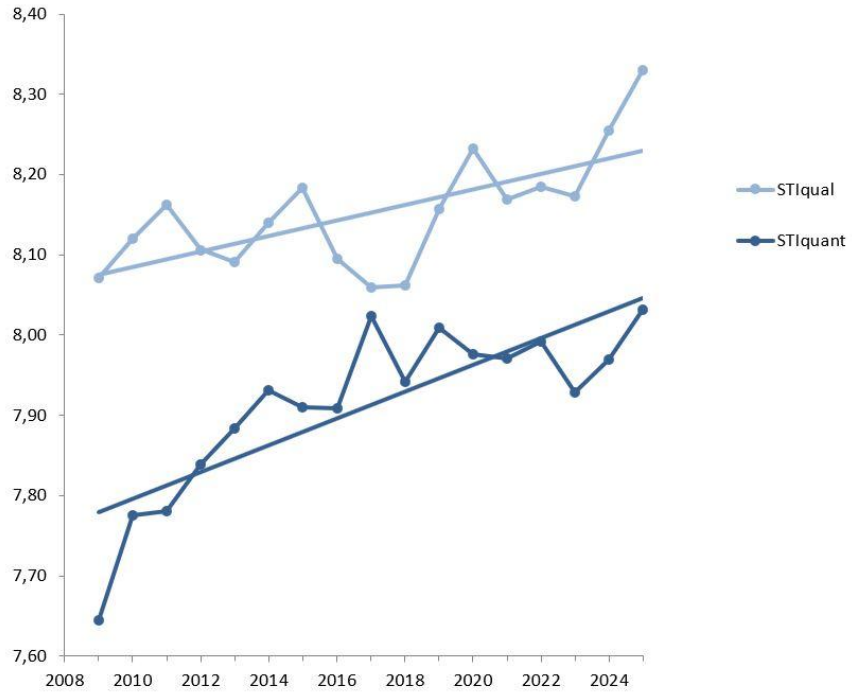


Abb. 3/18: Mittlere ungewichtete (STI_{qual}) und gewichtete (STI_{quant}) STI-Temperaturzeigerwerte [°C] (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2025. Gewichtete und ungewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend (Mann-Kendall Trend Test).

plare in der unmittelbaren Nähe. Im Jahr 2022 wurde die Walnuss neu in Fläche 4 gefunden, wo sie auch in den beiden Folgejahren wiedergefunden wurde. Bei Berechnung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) zeigt sich sowohl ein statistisch signifikanter Anstieg ($p<0,05$) der Deckungsgrade Wärme liebender Pflanzen (gewichtete Werte STI_{quant}), als auch ein statistisch signifikanter Anstieg bei Betrachtung der reinen Artzusammensetzung (ungewichtete Berechnung STI_{qual}) (Abb. 3/18).

Diskussion

Rhein

Im Untersuchungszeitraum des Klimafolgenmonitorings war von 2008 bis 2025 ein schwankender aber deutlicher Anstieg des Anteils der Neophytenarten in den einzelnen Untersuchungsflächen zu verzeichnen. In einem größeren zeitlichen und räumlichen Kontext zeigt ein Vergleich älterer Vegetationsaufnahmen vom Ufer des Niederrheins seit der Mitte des 20. Jahrhunderts (LOHMEYER 1970, MAY 1988, LOHMEYER & SUKOPP 1992, WISSKIRCHEN 1995, RIENER 2004) mit eigenen Daten, dass der Anteil der Neophyten auf den Sand- und Kiesbänken des Rheinufers von 9,9 % in den1960er Jahren auf über 27 % zu Beginn des 21. Jahrhunderts angestiegen ist (SCHMITZ 2006). Die Werte der Monitoringuntersuchungen in Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009, 2010a, 2011a, 2012, 2013, 2014a, 2015, 2016, 2017, 2018a, 2019, 2020, 2021, 2022a, 2023, 2024, 2025) waren in ihrer Größenordnung dabei ähnlich den Ergebnissen der Dauerflächenuntersuchung am Rheinufer bei Monheim im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b, 2022b). Die Werte der Jahre 2008-2025 für den Raum Düsseldorf lagen zum Teil zwar in einigen Fällen unterhalb der Werte für den gesamten Niederrhein aus den vorangegangenen Jahren, der langfristige Trend zeigt jedoch deutlich aufwärts, insbesondere die Jahre 2013, 2015, 2016, und 2018-2025 zeigten hohe Anteile an Neophyten (Abb. 3/19).

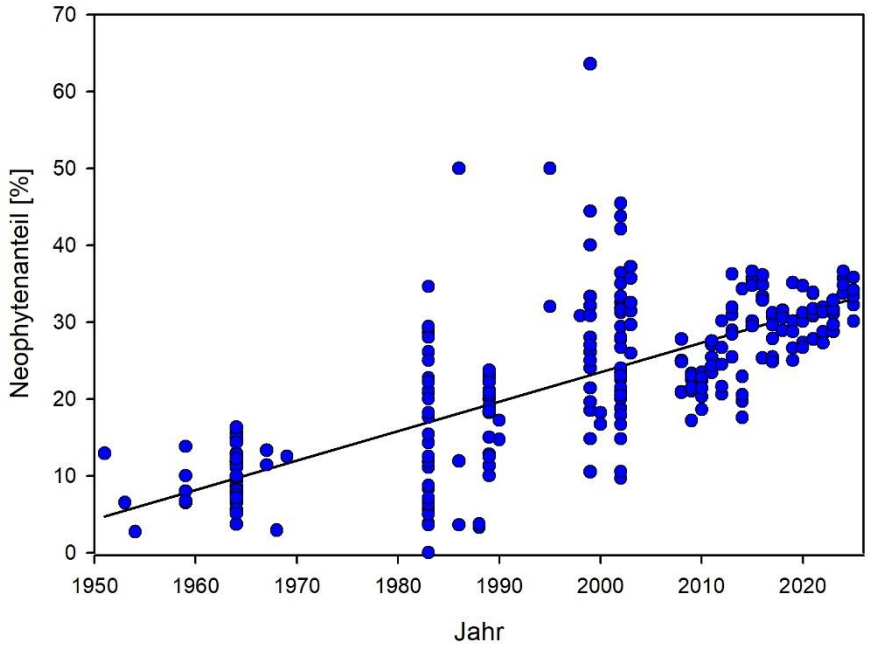


Abb. 3/19: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2025 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

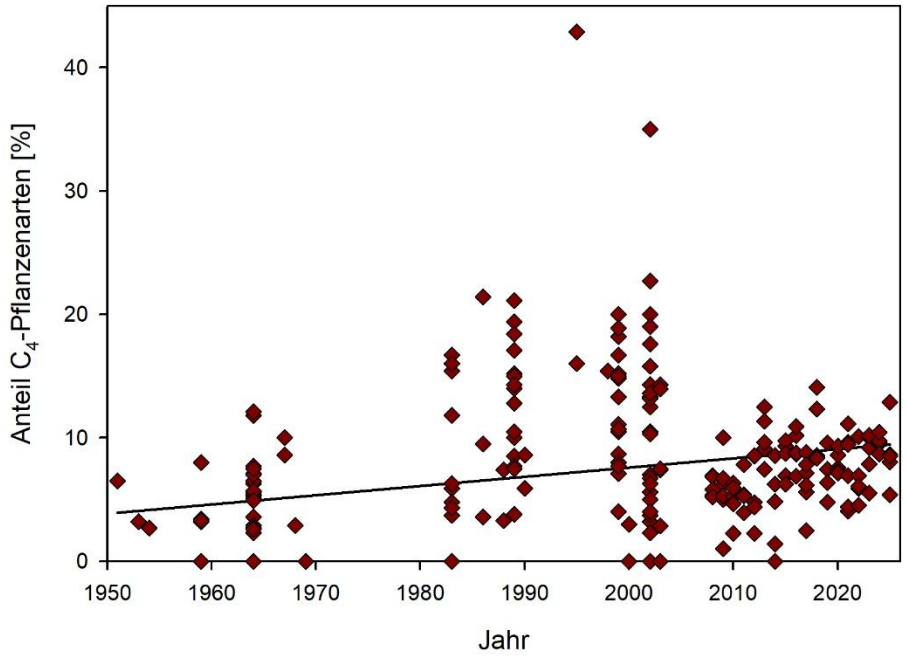


Abb. 3/20: Anstieg des Anteils an C_4-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2025 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

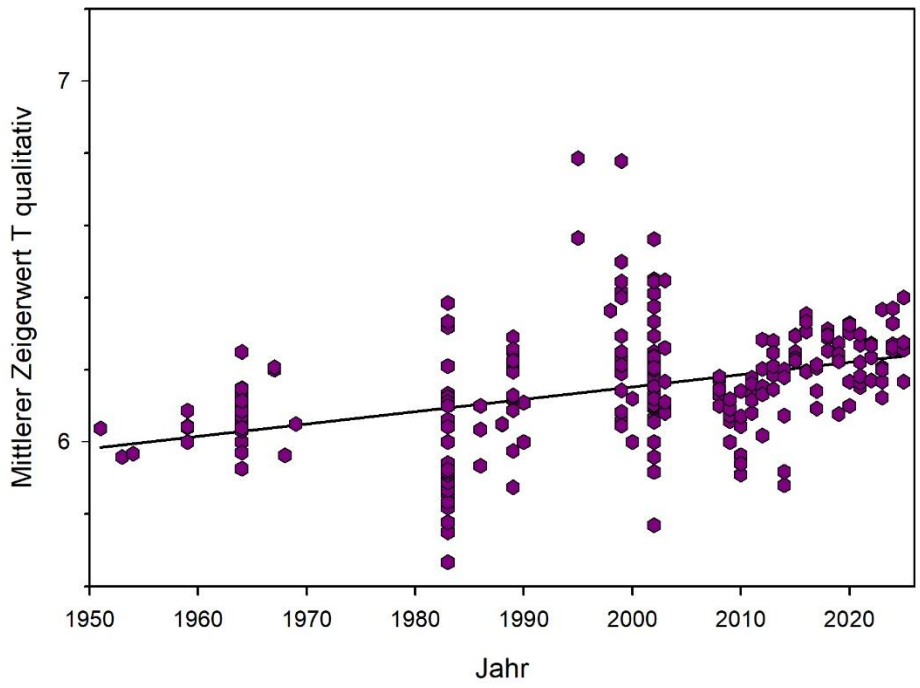


Abb. 3/21: Anstieg des mittleren ungewichteten Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2025 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

Das gleiche gilt für die Entwicklung der Anteile von C_4-Pflanzenarten in den Vegetationsaufnahmen (Abb. 3/20). Diese Arten sind aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an besonders warme und sonnige Standorte gebunden. Der langfristige Trend zeigt deutlich aufwärts, wobei insbesondere in den Jahren 2013, 2015, 2016 und 2018-2025 hohe Anteile an C_4-Pflanzen gefunden wurden. Am Rheinufer las C_4-Pflanze neu hinzugekommen ist in den letzten Jahren die Gefleckte Zwergwolfsmilch *Chamaesyce maculata* (Abb. 3/24).

Ein großer Teil der Neophyten- und C_4-Arten der fünf Daueruntersuchungsflächen ist regelmäßig in allen Untersuchungsjahren zu finden und war bereits von SCHMITZ & LÖSCH (2005) für den Bereich des Niederrheins nachgewiesen worden. Manche Arten sind neu hinzugekommen, wie 2025 das Südamerikanische Berufkraut *Conyza bonariensis* (Abb. 3/13), und andere verschwinden auch wieder. So ist zum Beispiel der nordamerikanische Carolina-Nachtschatten *Solanum carolinense* (Abb. 3/24), der als Neophyt nach Asien und Europa eingeschleppt wurde (EBERWEIN & LITSCHER 2007), am Rheinufer an der Lausward seit 2006 in etlichen Jahren zu beobachten. In manchen Jahren war die Art aber nur in geringerer Anzahl oder gar nicht vertreten. Die Feige *Ficus carica* konnte nach mehreren Jahren der kontinuierlichen Beobachtung an der Lausward ab 2012 nicht mehr gefunden werden. Für die Rückgänge spielt jedoch in beiden Fällen nicht das Klima, sondern die starke Schafsbeweidung die entscheidende Rolle, die sich in Volmerswerth, auf der Lausward, in Oberkassel und in Lohausen bis auf die Sand- und Kiesbänke des Rheinufers erstreckt.

Manche Neophytenarten, wie die Tomate *Lycopersicon esculentum*, stehen derzeit gerade auf der Schwelle zur Einbürgerung. Während die Tomate 2010 und 2014 nicht gefunden werden konnte, war sie in den Jahren 2011 und 2015 vielfach und 2016-2018, 2020, 2022, 2023 und 2025 vereinzelt mit reifen Früchten zu beobachten (Abb. 3/22), in den Jahren 2012, 2013, 2019, 2021 und 2024 zwar ebenfalls an mehreren Stellen wachsend, jedoch nur mit Blüten und unreifen Früchten. Keimungsversuche zeigten,

Abb. 3/22: Die Tomate *Lycopersicon esculentum* (links) kann am Rheinufer in warmen Jahren zur Fruchtreife gelangen. Düsseldorf-Himmelgeist, 22.09.2022. **Die Nordamerikanische Seide *Cuscuta campestris* (rechts) ist eine Wärme liebende Pflanze, die zum Teil auch auf anderen Neophyten parasitiert, wie hier auf der Zucker Spitzklette *Xanthium saccharatum*, die ebenfalls aus Nordamerika stammt.** Düsseldorf-Lohausen, 29.09.2017, Fotos: U. Schmitz.

Abb. 3/23: Der Argentinische Nachtschatten *Solanum physalifolium* (links) ist eine Wärme liebende Art, die seit etlichen Jahren zum Artinventar des Rheinufers gehört. Der ebenfalls aus Südamerika stammende Saracha-Nachtschatten *Solanum sarachoides* ist dagegen bislang seltener am Rheinufer zu finden. Links: Düsseldorf-Himmelgeist, 23.09.2021, rechts: Düsseldorf-Oberkassel, 28.09.2023, Fotos: U. Schmitz.

dass die Samen der Tomate durchaus imstande sind, hiesige Wintertemperaturen zu einem beträchtlichen Anteil zu überstehen (SCHMITZ 2004a).

Etliche der neophytischen Arten stammen aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima. Einbürgerungsprozesse solcher Arten werden von der Klimaerwärmung gefördert. In den letzten Jahrzehnten war bereits eine deutliche Zunahme Wärme liebender Arten am Rheinufer zu beobachten (SCHMITZ 2005), die durch die Erwärmung des Klimas begünstigt wird. So konnte gezeigt werden, dass die Einbürgerung verschiedener *Amaranthus*-Arten aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima in den 1980er und 1990er Jahren als Folge der Klimaerwärmung ermöglicht wurde (SCHMITZ 2002a, 2002b, 2004b).

Bei einem mittleren Temperaturzeigerwert von durchschnittlich etwas oberhalb 6 sind die Untersuchungsflächen überwiegend mit Mäßigwärme bis Wärme liebenden Pflanzen bestanden. Ein Vergleich der Werte des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf mit Werten für den gesamten Niederrhein aus den vorhergehenden Jahren zeigt einen langfristig aufwärts zeigenden Trend (Abb. 3/21).

Abb. 3/24: Während der Carolina-Nachtschatten *Solanum carolinense* seit vielen Jahren ein Vorkommen an der Lausward zeigt, das in manchen Jahren ausfällt (links), ist die Gefleckte Zwergwolfsmilch *Chamaesyce maculata* eine C_4-Art, die erst in jüngerer Zeit am Rheinufer zu finden ist. Düsseldorf-Lausward 26.09.2024 und Düsseldorf-Himmelgeist, 23.09.2025, Fotos: U. Schmitz.

Gallberg/Dernkamp

In den Dauerflächen im Hügelland östlich von Düsseldorf-Gerresheim ist eine kontinuierliche Abnahme des dominierenden Kühlezeigers Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* in den letzten Jahren zu beobachten (Abb. 3/16), in Fläche 3 war die Art 2025 ganz verschwunden. Daneben sind einzelne Wärmezeiger in den Dauerflächen aufgetreten. So kann die Esskastanie *Castanea sativa* seit 2009 in zwei bis fünf der fünf Untersuchungsflächen in schwankender Anzahl festgestellt werden, möglicherweise sind Rückgänge in einzelnen Jahren durch Wildverbiss verursacht worden. Für den Wald in der Umgebung der Untersuchungsflächen berichtet KRAUSE (mdl. Mittlg. 2011), dass dort seit mindestens 20 Jahren Jungwuchs der Esskastanie in der Nähe von Altbäumen beobachtet werden kann. Des Weiteren kam 2011 auch Jungwuchs der Wärme liebenden Walnuss *Juglans regia* in einer der Dauerflächen hinzu, der auch 2012 bis 2015 nachgewiesen wurde, sowie 2022-2024 in einer anderen Untersuchungsfläche. Vergleichbare Untersuchungsflächen nordwestlich von Erkrath auf dem Gebiet des Kreises Mettmann hatten in den untersuchten Jahren 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021 dagegen noch keine Wärmezeiger aufgewiesen (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b, 2022b). Ein Vergleich der mittleren Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) zeigte keinen Anstieg bei qualitativer, aber einen deutlichen und statistisch signifikanten Anstieg bei quantitativer (Abb. 3/17) Berechnung. Ein signifikanter Anstieg zeite sich auch bei der Auswertung der STI-Temperaturzeigerwerte nach SPARRIUS et al. (2018) (Abb. 3/18). Eine Erwärmung des Klimas könnte auf Dauer zu einem weiteren Rückgang von *Luzula sylvatica* und anderen Kühle liebenden Arten sowie zu einer Etablierung von Esskastanie *Castanea sativa* und Walnuss *Juglans regia* führen, sofern die sonstigen Standortbedingungen gleich bleiben. Die bisherigen Befunde scheinen diese Prognose bereits zu bestätigen. Im Gegensatz zum Rheinufer, wo eine Steigerung des Temperaturzeigerwertes durch das Hinzutreten Wärme liebender Neophyten zu verzeichnen ist, steigt der Temperaturzeigerwert am Gallberg durch den Rückgang eines typischen Kühlezeigers (*Luzula sylvatica*) und zum Teil durch das Hinzutreten zweier Wärme liebender Archäophyten (*Castanea sativa* und *Juglans regia*). Da das Untersuchungsgebiet abgesehen von Forstwirtschaft mit geringer Intensität und gelegentlichem Wildverbiss keiner sonstigen Beanspruchung und Nutzungsänderung unterliegt (s. a. PIEREN et al. 2005), sind die dortigen Flächen für ein Monitoring gut geeignet. Der am Fundort mit *Luzula sylvatica*

Abb. 3/25: Nachdem die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* (Bildmitte) im Jahr 2011 erstmals als Jungwuchs in einer Untersuchungsfläche festgestellt werden konnte, war sie dort auch 2012-2015 und 2022-2024 in einer anderen Untersuchungsfläche vertreten. In Wäldern des Ruhrgebietes konnte bereits eine deutliche Expansion der Walnuss in den letzten Jahren nachgewiesen werden. Daneben Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* (grasartige Blätter). Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 2, 19.05.2015, Foto: U. Schmitz.

vergesellschaftete Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant* ist nach KÜHN (mündl. Mittlg. 2008) ebenfalls ein Verlierer des Klimawandels in Mitteleuropa. Als Folge der Klimaerwärmung wäre somit auch ein zukünftiger Rückgang dieser Art zu erwarten. Beim Vergleich der Untersuchungen von 2009 bis 2025 war bereits ein sehr deutlicher Rückgang der Deckung dieser Art in Untersuchungsfläche 2 von 10 auf 0,05 Prozent zu verzeichnen.

Esskastanie und Walnuss haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Westasien und dem nördlichen Mittelmeerraum, sie werden aber schon mindestens seit der Römerzeit in Mitteleuropa kultiviert. Beide Arten sind empfindlich gegen niedrige Temperaturen und können insbesondere von Spätfrösten geschädigt werden (SCHÜTT et al. 2006). Im Tertiär, in dem das Klima wesentlich wärmer war als heute, war die Gattung *Juglans* zudem auch in weiten Teilen Europas indigen (HETZEL 2011). Für das Ruhrgebiet berichten HETZEL (2009, 2012) und HETZEL & SCHMITT (2013) von einer deutlichen Expansion und Zunahme der Naturverjüngung beider Arten. Während für die Esskastanie seit längerem regionale Einbürgerungstendenzen bekannt sind, hat in jüngerer Zeit insbesondere die bislang noch als unbeständig geltende Walnuss zugenommen. Während zum Beispiel im gesamten Stadtgebiet von Bochum bis zum Jahr 2002 kein einziges verwildertes Vorkommen der Walnuss bekannt war, konnten bei Kartierungen im Jahr 2008 in nahezu jedem Wald Jungpflanzen auch fernab von fruchtenden Mutterbäumen nachgewiesen werden. Für manche Gegenden des Ruhrgebietes ist bereits von einer „Juglandisierung“ der Wälder die Rede (HETZEL 2009, 2012). Der von LOACKER (2008) für den Ostalpenraum gezeigte Zusammenhang der Arealexpansion des Walnussbaumes mit dem Klimawandel, lässt sich somit auch für Nordrhein-Westfalen nachvollziehen.

Bei Monitoringuntersuchungen von Flächen mit Kühlezeigern ist zu beachten, dass das Verschwinden der Kühle liebenden Arten im Allgemeinen langsamer vonstattengeht als das Hinzutreten Wärme liebender Arten. Das liegt daran, dass die Kühlezeiger meist nicht deshalb verschwinden, weil ihnen die wärmeren Bedingungen physiologisch schaden, sondern weil sie von besser angepassten Arten auskonkurriert werden. Die Untersuchung dieser Dauerflächen sollte daher besonders langfristig angelegt sein.

Literatur

EBERWEIN, R. K. & LITSCHER, T. (2007): *Solanum carolinense* L. (Solanaceae), ein gefährlicher Neubürger in Österreich. In: Rudolfinum. Jahrbuch des Landesmuseums Kärnten 2005. Klagenfurt 2007: 325-330.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. verb. u. erw. Aufl., 258 S., Scripta Geobotanica 18, Goltze, Göttingen.

HETZEL, I. (2009): Zur spontanen Ausbreitung von Walnuss (*Juglans regia*) und Esskastanie (*Castanea sativa*) in Wäldern und Forsten im mittleren Ruhrgebiet. Floristische Rundbriefe 43: 24-43.

HETZEL; I. (2011): Echte Walnuss *Juglans regia*. Pflanzenportraits. Bochumer Botanischer Verein. http://www.botanik-bochum.de/pflanzenbilder/pdf/Juglans_regia.pdf (aufgerufen am 25.11.2016).

HETZEL; I. (2012): Ausbreitung klimasensitiver ergasiophygophytischer Gehölzsippen in urbanen Wäldern im Ruhrgebiet. Dissertationes Botanicae 411. 205 S., Schweizerbart, Stuttgart.

HETZEL, I. & SCHMITT, T. (2013): Klimasensitive gebietsfremde Gehölze in Wäldern im Ruhrgebiet. Natur in NRW 4/2013: 35-39.

HÖLZEL, N. & BERNDT, A. (2009): Empfindlichkeitsanalyse der Farn- und Blütenpflanzen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt:

Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S., http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf.

KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): BIOLFLOR - eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, 334 S., http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp

LOACKER, K. (2008): Die Ausbreitung des Walnussbaumes im Ostalpenraum. Eine Auswirkung der Klimaerwärmung. 96 S., VDM, Saarbrücken.

LOHMEYER, W. (1970): Über das Polygono-Chenopodietum in Westdeutschland unter besonderer Berücksichtigung seiner Vorkommen am Rhein und im Mündungsgebiet der Ahr. Schriftenreihe für Vegetationskunde 5: 7-28.

LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25, 185 S., Bonn-Bad Godesberg.

MAY, P. (1988): Flutrasen- und Flußknöterichgesellschaften am unteren Niederrhein. 99 S., Diplomarbeit, Münster.

METZING, D., E. GARVE & G. MATZKE-HAJEK (2018): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Trachaeophyta*) Deutschlands. Stand 28.2.2018, Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.

PIEREN, H., RICHARZ, N., LUWE, M. & BÖHM, K. (2005): Biotopmanagementplan für das NSG Pillebachtal / Dernkamp / Gallberg. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf.

RIENER, D. (2004): Flora und Vegetation des Monheimer Rheinbogens unter besonderer Beachtung der Neophyten. 110 S., Diplomarbeit Universität Düsseldorf.

SCHMITZ, U. (2002a): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie neophytischer Amaranthaceae und Chenopodiaceae in der Ufervegetation des Niederrheins. Dissertationes Botanicae 364, 140 S., Cramer, Berlin, Stuttgart.

SCHMITZ, U. (2002b): Der Einfluss der Substrattemperatur auf die Entwicklung eingebürgerter und ephemerer *Amaranthus*-Arten. In: KOWARIK, I. & U. STARFINGER (Hrsg.): Biologische Invasionen Herausforderung zum Handeln? Neobiota 1:149-155.

SCHMITZ, U. (2004a): Frost resistance of tomato seeds and the degree of naturalisation of *Lycopersicon esculentum* Mill. in Central Europe. Flora 199: 476-480.

SCHMITZ, U. (2004b): The potential effects of climate change on the growing season and degree of naturalization of alien *Amaranthus* species on banks of the river Rhine. In: KÜHN, I. & S. KLOTZ (Eds.) 2004: Biological Invasions: Challenges for Science. Neobiota 3: 135-145.

SCHMITZ, U. (2006): Increase of alien and C_4 plants in annual river bank vegetation of the River Rhine. Phytocoenologia 36 (3): 393-402.

SCHMITZ, U. & LÖSCH, R. (2005): Neophyten und C_4-Pflanzen in der Auenvegetation des Niederrheins. Decheniana 158: 55-77.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des

Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010a): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 132 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2011a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2012): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 154 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2013): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 149 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2014a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 164 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 156 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2015): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des

Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 188 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2016): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 192 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2018a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & BUSCH, J. (2018b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann, 159 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 234 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 251 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 260 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 262 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M. & BUSCH, J. (2022b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann. 183 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2023): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2022 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 290 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2024): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2023 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 289 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2025): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2024 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 273 S.

SCHÜTT, P., WEISGERBER, H., SCHUCK, H. J., LANG, U. M., STIMM, B. & ROLOFF, A. (Hrsg.) (2006): Enzyklopädie der Laubbäume. Nikol, Hamburg.

SPARRIUS, L. B., G. G. VAN DEN TOP & C. A. M. VAN SWAAY (2018): An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. Gorteria 40: 73-78. Data https://github.com/laurens-sparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTIv2.csv (aufgerufen 03.12.2019).

VERBÜCHELN, G., GÖTTE, R., HÖVELMANN, T., ITJESHORST, W., KEIL, P., KULBROCK, P., KULBROCK, G., LUWE, M., MAUSE, R., NEIKES, N., SCHUBERT, W., SCHUMACHER, W., SCHWARTZE, P., VAN DE WEYER, K. (2021): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen – Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. 5. Fassung, Stand Oktober 2020. LANUV-Fachbericht 118, 125 S. - https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/LANUV-Fachbericht_118_RL_Pflanzen_web.pdf

WISSKIRCHEN, R. (1995): Verbreitung und Ökologie von Flußufer-Pioniergesellschaften (Chenopodion rubri) im mittleren und westlichen Europa. Dissertationes Botanicae 236, 375 S., Cramer, Berlin, Stuttgart.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 765 S., Ulmer, Stuttgart.

4 Heuschrecken (Stand 2024)

Michael Stevens[1]

Einleitung

Heuschrecken gelten als eine klimarelevante Artengruppe (z. B. WILLOTT & HASSALL 1998, TELFER & HASSALL 1999, HOCHKIRCH 2001, LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, THOMAS 2005, PARMESAN 2006, WALTERS 2006, HASSALL et al. 2006, MUNLV 2007, 2009, BEHRENS et al. 2009, HOCHKIRCH & DAMERAU 2009, POSCHMANN et al. 2009, WISSMANN et al. 2009, GREIN et al. 2010, PONIATOWSKI & FARTMANN 2010, 2011a,b,c, PFEIFER 2012, 2014, HENDRIKS et al. 2013, BECKMANN et al. 2015, STREITBERGER et al. 2016, SUTTON et al. 2017, ROHDE et al. 2017, FELDMEIER et al. 2018, KETTERMANN & FARTMANN 2018, PONIATOWSKI et al. 2018, LÖFFLER et al. 2019, FUMY et al. 2020, PONIATOWSKI et al. 2020, FARTMANN 2021, FARTMANN et al. 2021, 2022a, 2022b, ENGELHARDT et al. 2022, FUMY & FARTMANN 2023, FUMY et al. 2023, KÖNIG et al. 2024, PONIATOWSKI et al. 2024, TREFFLER et al. 2024). Generell handelt es sich bei den Heuschrecken um eine relativ artenarme Gruppe; in der Bundesrepublik Deutschland konnten insgesamt 85 Arten nachgewiesen werden (MAAS et al. 2011). Sechs Arten sind erst in jüngerer Zeit entdeckt worden, und ihr Status in Deutschland kann nicht abschließend beurteilt werden. 79 Arten gelten als etabliert. Es handelt sich um 35 Arten Langfühler- und 44 Kurzfühlerschrecken (MAAS et al. 2011). In NRW wurden bislang 52 Arten nachgewiesen: 23 Arten Langfühler- und 29 Kurzfühlerschrecken (VOLPERS & AK HEUSCHRECKEN NRW 1999). In der Stadt Düsseldorf und im Kreis Mettmann wurden bislang 32 Heuschreckenarten nachgewiesen (13 Arten Langfühler- und 18 Kurzfühlerschrecken), wovon vier Arten (*Oedipoda caerulescens, Platycleis albopunctata, Sphingonotus caerulans und Stethophyma grossum*) noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt sind (vergl. Tab. 4/2).
Heuschrecken können ähnlich wie andere Organismengruppen auf verschiedene Weise auf einen Klimawandel reagieren:

- Veränderungen des Areals
- Veränderungen in der Phänologie
- Veränderungen bezüglich der Populationsdichte, der „Lebensgeschichte“ und Veränderungen in der Konkurrenz zu anderen Arten

In den letzten drei Jahrzehnten ist bereits eine deutliche Ausbreitung von Wärme liebenden Arten (vor allem von mediterranen und submediterranen Arten verschiedener systematischer Organismengruppen) zu verzeichnen. Zahlreiche Beispiele gibt es bei Vögeln (z. B. Bienenfresser), Libellen (z. B. Feuerlibelle), Heuschrecken (z. B. Weinhähnchen) und Spinnen (z. B. Wespenspinne) (SCHANOWSKI 2007). Ausgehend vom Tiefland ist eine Ausbreitung entlang der großen Flusstäler von Rhein, Sieg und Lippe in den Mittelgebirgsraum zu beobachten (MUNLV 2007: 19f). Für die Libellen wird prognostiziert, dass die mediterranen Arten und die Fließgewässerlibellen vom Klimawandel profitieren werden, während Habitatspezialisten wie Moorarten, Eiszeitrelikte und allgemein schwach ausbreitungsfähige Arten seltener werden oder sogar aussterben dürften (CONZE et al. 2010). Diese Angaben dürften im Grundsatz auch für die Heuschrecken gelten. Innerhalb der heimischen Heuschrecken gibt es im Wesentlichen drei ökologische Gruppen:

[1] Durch den unerwarteten Tod von Michael Stevens bleibt der Bearbeitungsstand diesmal bei 2024.

1) Wärme liebende Arten
2) Feuchte liebende Arten
3) anspruchslose Arten

Besonders gut untersucht ist die Arealerweiterung bei den folgenden Heuschreckenarten:

- Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*
- Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*
- Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* = *C. discolor* (Abb. 4/6)
- Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*

Diese Arten galten noch vor wenigen Jahren als submediterrane oder mediterrane Faunenelemente. Besonders gut dokumentiert ist die Ausbreitung Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* = *C. discolor* (Abb. 4/1, Abb. 4/6; vergl. auch GREIN 2007).

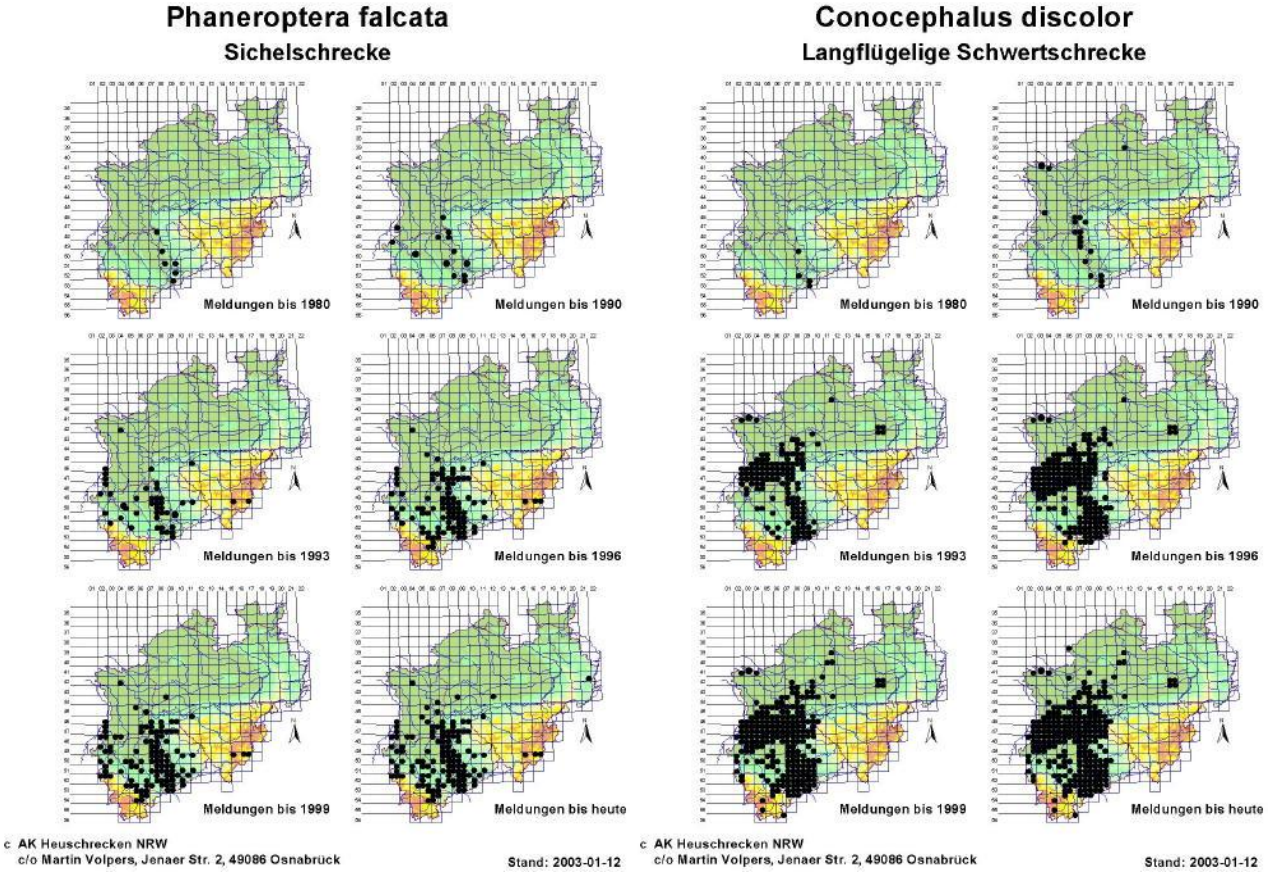


Abb. 4/1: Arealveränderungen der Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (= *C. discolor*). Nach AK Heuschrecken NRW (2009).

Bei den Wärme liebenden Arten ist zu erwarten, dass sie vom Klimawandel profitieren und somit zu den „Gewinnern“ gehören. Im Gegensatz dazu gehören Feuchte liebende Arten vermutlich zu den „Verlierern“ des Klimawandels (HOCHKIRCH 2001, GREIN et al. 2010). Zwei Beispiele für in Düsseldorf vorkommende, spezialisierte Feuchtgebietsbewohner sind die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* (Abb. 4/9 rechts). Echte Moorarten oder Eiszeitrelikte gibt

es unter den Heuschrecken nicht in NRW. Lediglich der Buntbäuchige Grashüpfer *Omocestus rufipes* ist bevorzugt in Mooren anzutreffen.

Gebietsauswahl und Gebietsbeschreibung

Bei den Monitoringgebieten wurden nur solche ausgewählt, die in ihrer Struktur über die Jahre erhalten und vergleichbar bleiben. Also kamen für die Untersuchungen nur Gebiete in Frage, in denen keine Änderungen wie z. B. durch Sukzession oder Nutzungsänderungen zu erwarten waren. So sind Brachen als Untersuchungsflächen ungeeignet, obwohl es sich dabei um interessante Heuschreckenlebensräume handelt. Die dort hochkommenden Gehölze und andere Effekte wie Verschattung, Laubabwurf etc. würden den möglichen klimatischen Einfluss überdecken. Das Rheinufer ist als Untersuchungsgebiet für die geplanten Monitoringuntersuchungen wegen der regelmäßigen Überschwemmungen und der Pflege der Deiche für eine solche Daueruntersuchung gut geeignet.
Eine Studie zur Verbreitung der Heuschrecken von Düsseldorf liegt vor (PIEREN et al. 1997), daher sind Vergleichsdaten vorhanden. Das Artenspektrum ist bekannt ebenso wie das Wesentliche über die Verbreitung der einzelnen Arten.
In der Einleitung wurde festgestellt, dass bei den Heuschrecken von einem Klimawandel voraussichtlich besonders Lebensgemeinschaften in Feuchtgebieten und entlang der Flusstäler betroffen sein werden. Dies wurde bei der Auswahl der Probestellen berücksichtigt und es wurden einerseits Feuchtgebiete und andererseits Gebiete entlang des Rheines ausgewählt.

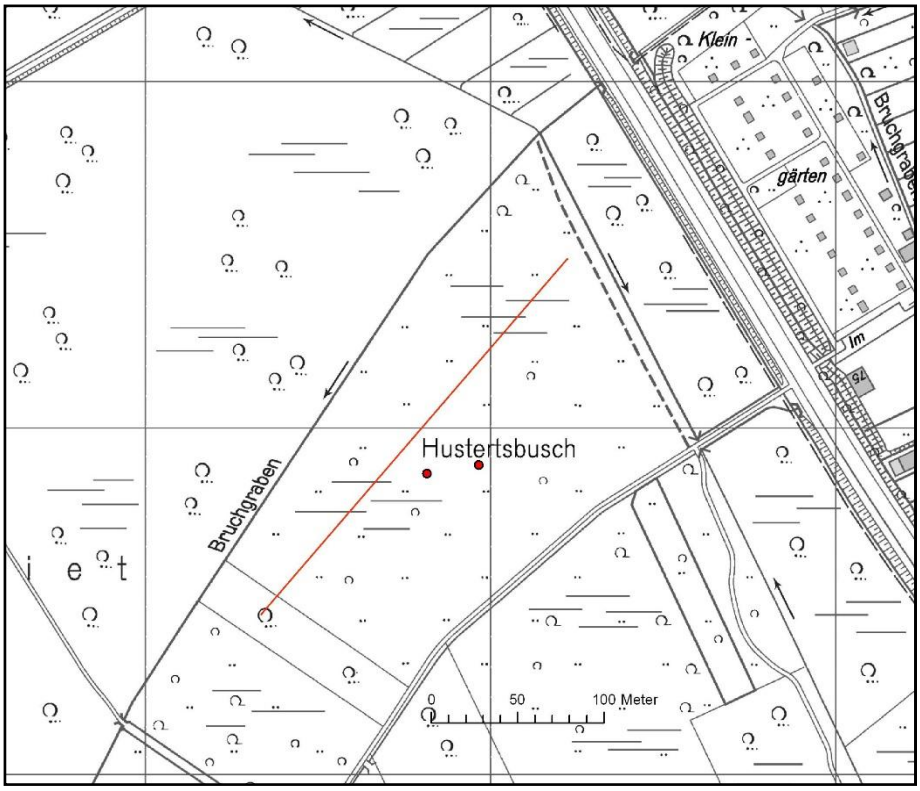


Abb. 4/2: Feuchtwiese im Eller Forst. Heuschreckentransekt und offene Fangquadrate rot (westliches Fangquadrat in Feuchtwiese, östliches Fangquadrat in Seggenried).

Gebiet 1: Feuchtwiese im Eller Forst

Beim südöstlichen Teil des NSG Eller Forst (D-001; BK-4707-910) handelt es sich um einen Biotopkomplex mit einer hohen Biotoptypenvielfalt. Etwa 40 Prozent der Gebietsfläche werden von naturnahen, teilweise sogar natürlichen Wäldern (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald, Buchenwald) eingenommen. Die Erlen-Bruchwälder sind allerdings von Entwässerungsgräben durchzogen und

weisen daher im Unterwuchs neben seggenreichen Stellen auch gestörte Bereiche mit Dominanz der Brombeere auf. Auf weiteren 20 Prozent der Gebietsfläche stocken halbnatürliche bis naturferne Gehölzbestände, in der Regel Stangenholz bis mittleres Baumholz (Erlenwald, Ahornwald, Roteichenwald, Nadelholzanpflanzung), nur selten starkes Baumholz (Pappelwald, Pappelmischwald). Neben den Waldbeständen nehmen größtenteils zusammenhängende seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen einen größeren Teil der Gebietsfläche (ca. 25 %) ein (BK-4707-910). Schutzziel ist die Erhaltung, Optimierung und Wiederherstellung naturnaher Waldgesellschaften (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald) und Gebüsche (Weiden-Faulbaum-Gebüsch) sowie von Bruchwiesen als Lebensstätten bedrohter Tier- und Pflanzenarten (z. B. Baumfalke, Wespenbussard, Habicht, Schwarzspecht, Sumpffarn, Steife Segge) bzw. deren Lebensgemeinschaften aus wissenschaftlichen und landeskundlichen Gründen und wegen der Seltenheit und des besonderen Landschaftscharakters der Bruchwälder und -wiesen (BK-4707-910).
Das Gebiet ist naturräumlich zur Köln-Bonner Rheinebene zu zählen. Das eigentliche Untersuchungsgebiet ist eine seggenreiche Nass- und Feuchtwiese mit dem typischen Arteninventar aus Binsen, Süß- und Sauergräsern. Die Feuchtwiese ist rund 280 m lang: Es wurden 6 x 25 m lange Abschnitte untersucht, was einer Gesamtstrecke des Transektes von 150 m entspricht (Abb. 4/2). Darüber hinaus wurden zwei Fangquadrate an je drei Terminen untersucht, was insgesamt sechs Datensätze ergibt.

Gebiet 2: Rheinufer bei Lörick (lange Transekte)

Die Untersuchungsgebiete sind Teil des Deichvorlands der Rheinaue zwischen der Stadtgrenze zur Stadt Meerbusch und der Theodor-Heuss-Brücke. In diesem Bereich wurden zwei Transekte untersucht (Lörick-Ost bei Rheinkilometer 747,2 und Lörick-West bei Rheinkilometer 749,2). Das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.

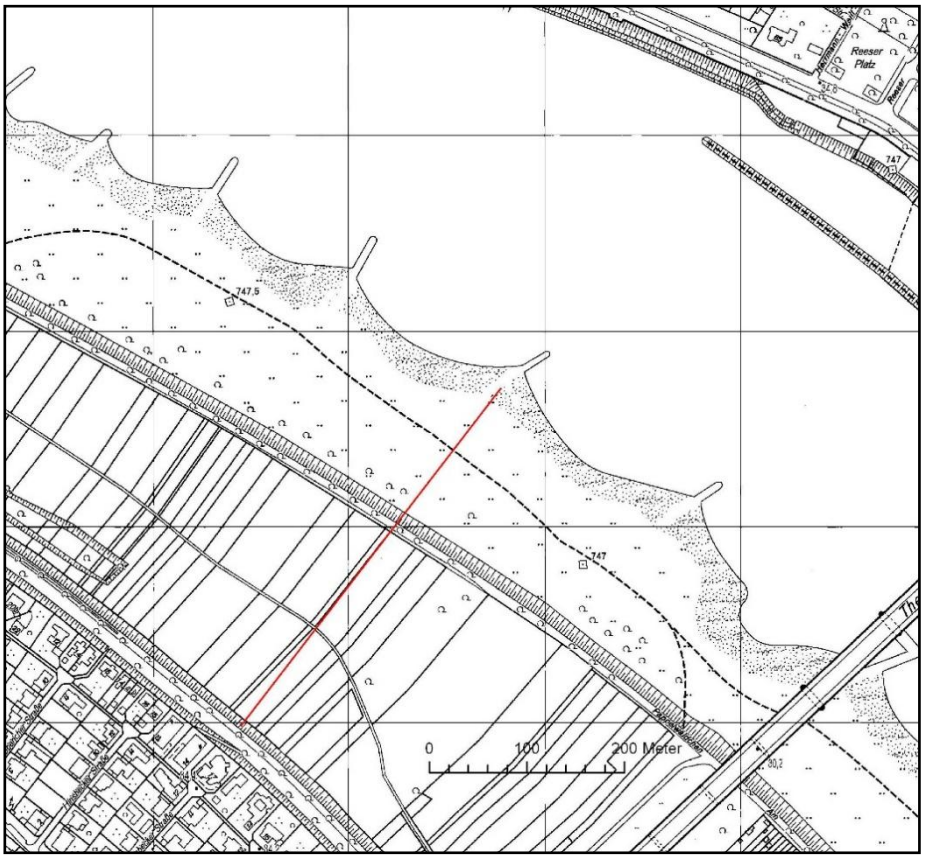


Abb. 4/3: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-Ost. Heuschreckentransekt rot.

Transekt Lörick-Ost: Im Jahr 2009 wurde dieses Transekt eingerichtet (Transekt Lörick-Ost, Abb. 4/3). Es befindet sich in der Rheinaue zwischen Freibad Lörick und Theodor-

Heuss-Brücke (BK-4706-017). Das Gebiet ist ein vorwiegend als Grünland genutzter, ziemlich ausgeräumter Abschnitt der Rheinaue. Der Uferbereich ist hier meist sandig-kiesig, die Vegetation lückig, Ufergehölze fehlen. Die Fläche wird meist als Mähwiese genutzt, im Nordwesten finden sich auch Ackerflächen, z. T. mit Gemüseanbau. Das Gebiet wird durchzogen von einigen Trampelpfaden und Feldwegen (Am Pappelwäldchen). Der Sommerdeich ist mit Pappelreihen bestanden, ansonsten ist die Aue bis auf kleine Holunder-Brombeer-Gebüsche und wenige Einzelbäume ausgeräumt. Das Geländerelief ist wellig und hat eine geringe Reliefenergie. Es besteht aus dem Deich, ausgedehnten Grünlandgesellschaften, die als Wiesen genutzt werden, Hochstauden, wenigen Gehölzen, Uferstaudenfluren und vegetationsarmen Sand- und Kiesbänken am Rheinufer.
Das Gesamt-Transekt wurde in drei Teilabschnitte aufgeteilt (120 m, 120 m, 150 m), so dass sowohl der Deich als auch Bereiche des Grünlandes, der Hochstaudenfluren, der Gehölzsäume sowie der Sand- und Kiesbänke erfasst wurden. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer bis in die Kiesflächen des Uferbereichs (Abb. 4/3).

Transekt Lörick-West: Im Jahr 2010 wurde aufgrund der geringen Artenzahlen im oben beschriebenen Transekt Lörick-Ost ein weiteres Transekt in Lörick eingerichtet. Die Lage wurde in Abstimmung mit T. KRAUSE (schriftl. Mitteilung 2010) westlich des Sporthafens gewählt (Abb. 4/4). Das Transekt Lörick-West ist ein Teil der Biotop-Katasterfläche „Auwaldrest am Sporthafen Lörick“ (BK-4706-003). Das Deichvorland befindet sich im Übergangsbereich von Gleit- zum Prallufer und hat einen kleinen Geländesprung von ca. 1-2 m Höhendifferenz. Im Umfeld befinden sich ein Campingplatz, Flächen des Erwerbsgartenbaues und ein Auenwaldrest, in dem Pappeln vorherrschen. In den Pappeldrieschen herrschen in der Krautschicht nitrophile Arten wie die Große Brennnessel vor. Da zurzeit keine Bewirtschaftung stattfindet,

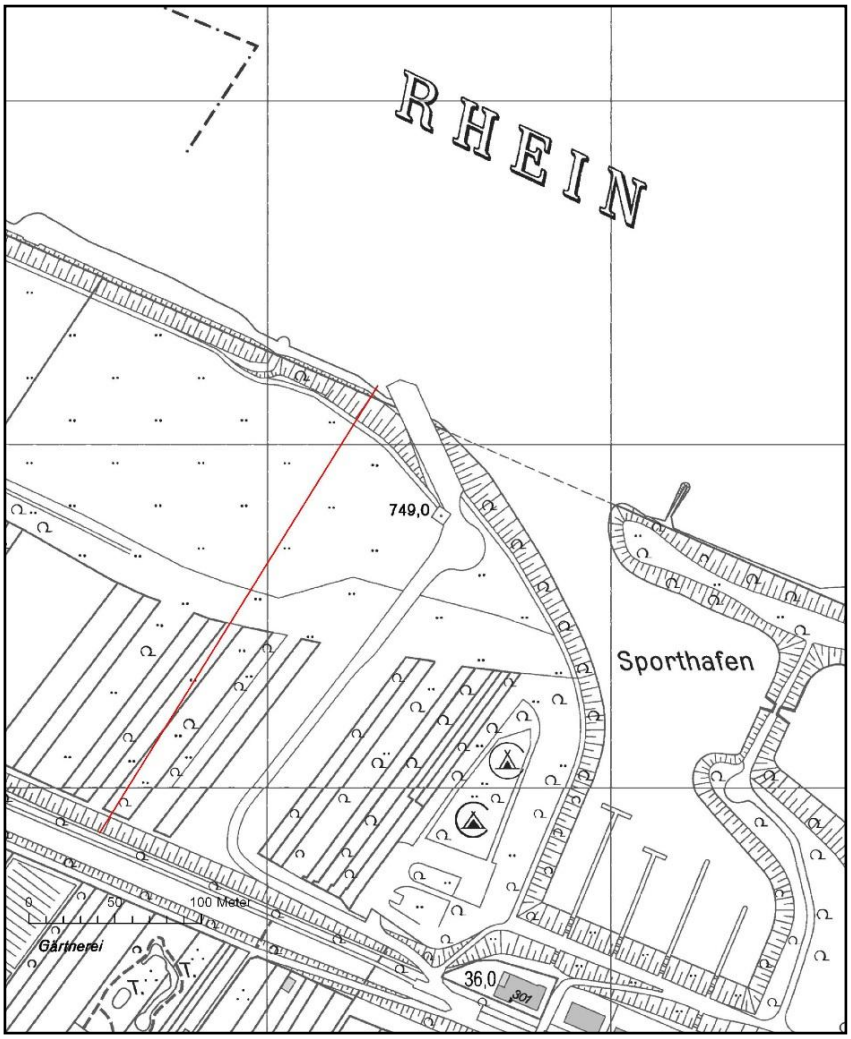


Abb. 4/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-West. Heuschreckentransekt rot.

ist reichlich Moderholz vorhanden. Der Nordwestrand der Fläche wird von großen Pappelreihen gebildet. Das Rheinufer weist hier eine steile, mit Steinpackungen befestigte Böschung auf und ist lückig mit Gehölzen bestanden.
Das Gesamt-Transekt wurde in drei Teilabschnitte aufgeteilt (180 m, 100 m, 16 m), so dass sowohl der Deich als auch Bereiche des Grünlandes, der Hochstaudenfluren, der Gehölzsäume sowie der Sand- und Kiesbänke erfasst wurden. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer bis in die Kiesflächen des Uferbereichs (Abb. 4/4).

Gebiet 3: Rheinufer an der Schnellenburg (kurzes Transekt)

Das Gebiet ist der südöstliche Teil des Stockum-Lohausener Rheinufers. Hier sind Buhnenfelder, Schlickflächen und einige Kiesbänke im Überflutungsbereich (Kampfzone - regelmäßiges Hochwasser) des Rheines zu finden. Im Überflutungsbereich ist noch stellenweise Weidengebüsch als Rest der Weichholzzone vorhanden. Bedeutung besitzt das Vorland als Überwinterungs- und Rastbiotop für Wasservögel. Weitgehend gehölzfreie, zeitweise überflutete Weiden schließen sich an die vegetationsfreien Flächen an, weisen aber die typische Ufervegetation nur selten auf (BK-4706-001). Das Gebiet ist geprägt vom Deich, der Anklänge an einen Halbtrockenrasen aufweist, mit einem vorgelagerten Hochstauden-Streifen. Auch das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.
In diesem Gebiet kommt der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* vor (u. a. BAIERL mündl. Mittlg. 2008). Der Wiesengrashüpfer ist eine der seltensten Heuschrecken der Region (PIEREN et al. 1997). Er gehört nach HOCHKIRCH (2001) zu den „Verlierern“ des Klimawandels. Der Bestand des Wiesengrashüpfers (Abb. 4/8 links) ist in diesem Gebiet relativ groß. Daher sollte mit diesem Standort ein Vorkommen der Art beim Monitoring berücksichtigt werden. Die Länge des Transekts beträgt ca. 25 m. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer (Abb. 4/5).

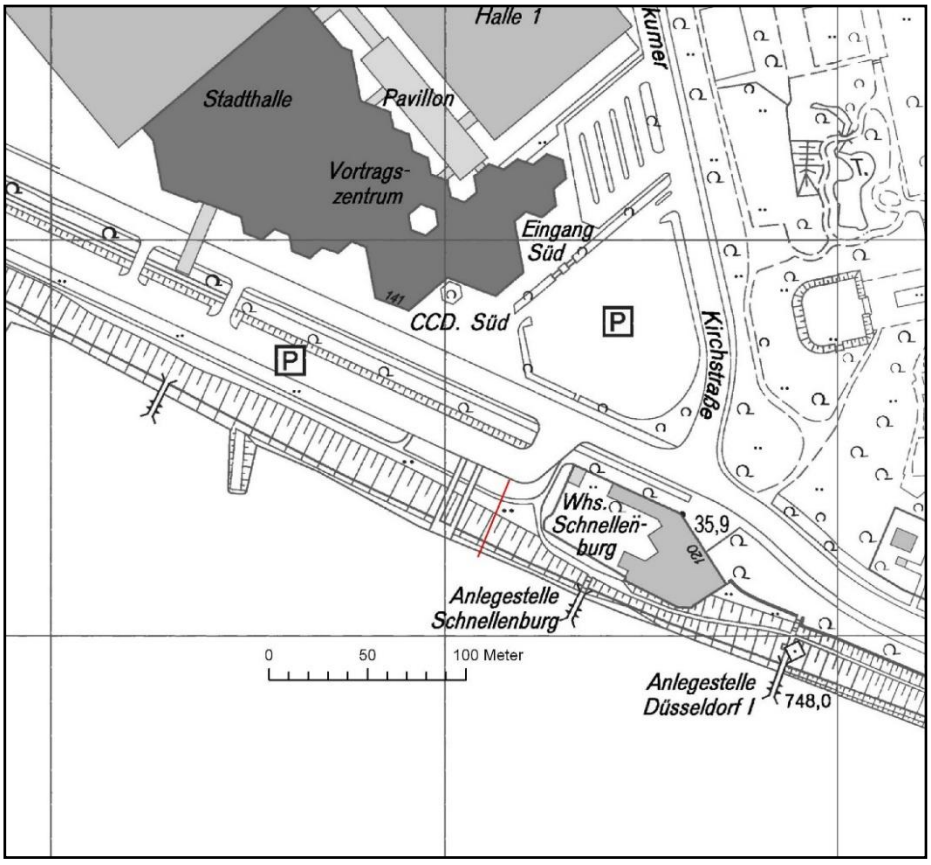


Abb. 4/5: Rheinufer an der Schnellenburg. Heuschreckentransekt rot.

Methoden

Heuschrecken gehören zu den häufig untersuchten Tierarten im Rahmen von Gutachten und Verträglichkeitsstudien. Daher gibt es eine Vielzahl von Untersuchungsmethoden (u. a. TRAUTNER 1992, INGRISCH & KÖHLER 1998, VUBD 1999, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, KLEUKERS & KREKELS 2004). Quantitative Methoden sind sehr aufwändig und haben nur geringe Aussagekraft, da die Bestände in den unterschiedlichen Jahren stark schwanken können (TRAUTNER 1992). Für die geplanten Monitoringuntersuchungen musste ein Kompromiss zwischen Aufwand und erzielter Erkenntnis gefunden werden. Darüber hinaus sollten Störungen für die (Schutz-)Gebiete auf ein Mindestmaß beschränkt bleiben.
Das Gros der Heuschrecken erzeugt bei geeigneten Jahres- und Tageszeiten gut hörbare Laute. Diese Gesänge können bei der Erfassung genutzt werden (vergl. BELLMANN 1993b, DJN 2001). Die kartierende Person muss daher über ausreichend Erfahrungen mit der Erkennung von Heuschrecken-Gesängen verfügen, da auch unvollständige Strophen erkannt werden sollten. Die Gesänge der einzelnen Arten sind darüber hinaus auch temperaturabhängig. Als Bestimmungsliteratur wurden KLEUKERS & KREKELS (2004), BELLMANN (1993a) und FISCHER et al. (2016) genutzt. Mit dem Standardwerk von FISCHER et al. (2020) wurden auch einige Änderungen in der Nomenklatur eingeführt. Beispielsweise Roesels Beißschrecke *Roeseliana roeselii* oder Gemeiner Grashüpfer *Pseudochorthippus parallelus*. Diese nomenklatorischen Änderungen wurden nicht übernommen, da hier eine bessere Vergleichbarkeit mit den Berichten aus den Vorjahren gegeben ist. Die deutsche und wissenschaftliche Nomenklatur richtet sich nach VOLPERS & VAUT (2010).

Zeitpunkt der Erfassung

Grundsätzlich müssen die Erfassungen im Bereich des phänologischen Höhepunktes der untersuchten Arten, d. h. in dem Zeitraum, in dem vermutlich die höchste Anzahl adulter Tiere in der Fläche auftritt, durchgeführt werden (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Gebiete sollten in den Monaten Juli, August und September bei gutem Wetter je einmal begangen werden. Zu diesem Zeitpunkt sind auch die Dornschrecken zu erfassen. Diese haben ein Populationsmaximum im August-September (DETZEL 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Aufgrund der hohen Temperaturen und der extremen Trockenheit wurde in den Jahren 2019 bis 2020 die erste Begehung bereits Ende Juni durchgeführt. Die geeignete Erfassungszeit liegt zwischen 11 und 17 Uhr (KLEUKERS & KREKELS 2004, ROESTI & KEIST 2009). Sind potenziell auch Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* zu erwarten, wie etwa in den Rheinauen, dann sollte auch bei warmem, trockenem Wetter eine Abend- bzw. Nachtexkursion durchgeführt werden.

Transekterfassung mit optischer und akustischer Bestimmung

Bei der Transekterfassung werden die Heuschrecken oder andere Tiere entlang einer (gedachten oder markierten) Linie (= Transekt) in den repräsentativen Bereichen einer Untersuchungsfläche registriert (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Durch Festlegung der Länge und Breite des Transektes ist ein Flächenbezug herstellbar. Allerdings sind die verschiedenen Arten unterschiedlich weit hörbar. Das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima* ist sehr laut und daher weiter hörbar als leise Arten wie die Grashüpfer. Dies ist aber bei dieser Art von Monitoring zu vernachlässigen, da die Methodik über die Jahre gleich bleibt. Üblich sind Transektlängen von mehreren Metern (z. B. 20, 50 oder 100 m), die oft in mehrere Einzeltransekte unterteilt werden. In übersichtlichem Gelände kann mit der Transektmethode eine hohe

Ergebnisgenauigkeit bei geringem Zeiteinsatz erzielt werden. Besonders geeignet ist die Methode für Untersuchungen an optisch auffälligen Arten wie z. B. Ödlandschrecken, Sumpfschrecke und Sichelschrecke sowie an laut singenden Arten wie z. B. Feldgrille und Warzenbeißer (Zählung stridulierender Männchen). In vegetationsreichem Gelände oder auf Flächen mit hoher Feldheuschrecken-Dichte ist die Transektmethode mitunter ungeeignet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).
Bei der Transekterfassung wird ein Maßband von 50 m Länge mit einem „Hering“ am Boden befestigt. Dann erfolgt ein langsames Abschreiten des Geländes, so dass alle stridulierenden Männchen einem bestimmten Meter des Transektes zugeordnet werden können. Auf diese Weise können bei einem Durchgang gleich zwei unmittelbar aneinandergrenzende 25 m Transekte erfasst werden. Daher wurden insgesamt sechs 25 m Transekte erfasst. Die Transekterfassung wird als Standardmethode beim Heuschrecken-Monitoring eingesetzt. Auf diese Weise können mit geringem Arbeitsaufwand halbquantitative Angaben zur Heuschreckenbesiedlung gemacht werden. Darüber hinaus sind mit dieser Methode auch Verschiebungen innerhalb der Artenzusammensetzung eines Standortes über die Jahre möglich. Bei der Anwendung dieser Methode wird auch die gut erfassbare Wespenspinne *Argiope bruennichi* erfasst. Diese ist sehr gut und eindeutig auch am artspezifischen Netz zu erkennen. Das Zählen dieser Art ist praktisch ohne Mehraufwand möglich.
Der Einsatz von Ultraschall- (Fledermaus-) Detektoren ist für die Tagesbegehung entbehrlich. Im Zuge der Nachtbegehung wurde der Detektor Pettersson D1000X eingesetzt. Im Falle dass Ultraschall-Detektoren zum Einsatz kommen, sollte immer der gleiche Gerätetyp eingesetzt werden. Manche Heuschreckenarten, wie die Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima* lassen sich nur durch den Einsatz von Ultraschall-Detektoren nachweisen (FROEHLICH 1989). Diese gilt aber nicht als klimasensitiv. Das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* ist auch ohne Detektor zu hören. Es erscheint nicht notwendig, bei den längeren Strecken (Lörick) das gesamte Transekt mit dem Detektor abzuschreiten. Ein Vergleich ist auch möglich, wenn von den gleichen Stellen vom Weg aus das Verhör durchgeführt wird.
Im Zuge dieser Erfassungsmethode werden die Dornschrecken der Gattung *Tetrix* unterrepräsentiert sein. Diese (ohne Dornen) nur bis 12 mm langen Tiere stridulieren nicht. Die Säbeldornschrecke *Tetrix subulata* kommt auf der Feuchtwiese im Eller Forst vor. Die Standardmethode zur Erfassung der Dornschrecken ist die gezielte Nachsuche in geeigneten Strukturen (z. B. Grabenränder) und der Käscherfang (KLEUKERS & KREKELS 2004). Beide Methoden liefern keine vergleichbaren Daten (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Quadratfang-Methode

Im Bereich der Feuchtwiesen im Eller Forst wurde ergänzend die Quadratfangmethode angewendet. Die Transekt-Methode ist in vegetationsreichem Gelände oder auf Flächen mit hoher Feldheuschrecken-Dichte eher ungeeignet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Beide Sachverhalte könnten auf die Flächen im Eller Forst zutreffen. Darüber hinaus können mit der Quadratfang-Methode auch zumindest ein Teil der Dornschrecken erfasst werden.
Die Quadratfang-Methode (vergl. SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003: 470) stellt einen Mittelweg zwischen der Transektmethode mit ihrer eher unscharfen Flächenabgrenzung und dem sehr aufwändigen Isolationsquadrat dar. Hierbei handelt es sich um den Leerfang bzw. Beobachtung auf einer umgrenzten, aber nicht abgeschlossenen Fläche. Das Prinzip dieser „offenen" Quadrataufnahme wurde zuerst Ende der 1930er Jahre angewandt und speziell in Bayern hat sich seit Beginn der 1980er Jahre die „25 m²

Methode" für zahlreiche naturschutzfachliche Erhebungen etabliert. Hierbei wird durch vier Stäbe (z. B. aus Metall) und mit einem Maßband ein Quadrat mit 5x5 m Seitenlängen abgesteckt. Diese Eckpfosten und das Band dienen nur zur Flächenmarkierung, die Heuschrecken können frei über die Abgrenzung wechseln. Die anfängliche Beunruhigung in der Artengemeinschaft ebbt meist sofort ab und dürfte die natürlichen Abundanzen in der Aufnahmefläche kaum beeinflussen. Beginnend bei einer Ecke wird dann langsam von außer nach innen das Quadrat in einer eckigen Spirale (insgesamt ca. vier Umgänge) abgeschritten. Die Vorwärtbewegung ist so gemächlich, dass alle Tiere vorsichtig per Hand oder mit (ruhigem) Keschereinsatz eingefangen und in ein Behältnis vorübergehend eingesperrt werde können. Hervorragend eignet sich hierzu der Kescherbeutel oder eine durchsichtige Kunststofftüte mit etwas Grasbeigabe, damit sich die gefangenen Tiere festhalten können. Alle Heuschrecken, die in die Mitte des Quadrats springen, werden zunächst ignoriert und bei einer späteren Begegnung aufgenommen. Alle nach außen springenden Tiere werden registriert. Ein geübter Bearbeiter kann auf das Einsammeln der Tiere verzichten, die Registrierung erfolgt unmittelbar bei Sicht oder Fang, anschließend wird das Tier aus dem Quadrat gescheucht bzw. geworfen.
Der Vorteil der offenen Quadratfang-Methode liegt in dem geringen Materialaufwand und der schnellen Bearbeitung einer vergleichsweise großen Aufnahmefläche. Selbstverständlich sind auch hier mehrere Erfassungsflächen pro untersuchtem Lebensraum notwendig. Als Einschränkung muss bei dieser Methode in Kauf genommen werden, dass in der Regel einzelne Tiere durch die offene Abgrenzung der Fläche unregistriert entkommen bzw. während der Bearbeitung eindringen. Dieser Fehler dürfte aber zu vernachlässigen sein (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).
Ein Überblick über die methodischen Vorgehensweisen ist in Tab. 4/1 zusammengestellt.

Tab. 4/1: Zusammenfassung der methodischen Vorgehensweisen.

	Juli	August	September	Uhrzeit
Eller Forst große Wiese				
Transekt	5 x 25 m	5 x 25 m	5 x 25 m	11-17
Fangquadrat	2 x 25 m²	2 x 25 m²	2 x 25 m²	tagsüber
nächtliches Verhör	nein	nein	nein	-
Rheinufer langes Transekt				
Transekt (Gesamtlänge)	300 m	300 m	300 m	11-17
Fangquadrat	nein	nein	nein	-
nächtliches Verhör	nein	vom Weg	nein	nach Dämmerung
Rheinufer kurzes Transekt				
Transekt	25 m	25 m	25 m	11-17
Fangquadrat	nein	nein	nein	-
nächtliches Verhör	nein	vom Weg	nein	nach Dämmerung

Ergebnisse

In den drei Untersuchungsgebieten wurden sowohl qualitative Untersuchungen als auch halbquantitative Transekt- und Fangquadratuntersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse der qualitativen Untersuchung werden in Tab. 4/2 vorgestellt. In den untersuchten Gebieten konnten insgesamt 17 Arten festgestellt werden. Das ist ein erheblicher Anteil der Heuschreckenfauna in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann (29 Arten bei PIEREN et al. 1997).

Tab. 4/2: Artenliste der im Jahr 2024 beobachteten Heuschrecken. Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann vorkommen (PIEREN et al. 1997 ergänzt um nachträgliche Funde*). 1 = Feuchtwiese im Eller Forst, 2 = Rheinufer bei Lörick, lange Transekte, 3 = Rheinufer an der Schnellenburg, kurzes Transekt. RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010). x = vorkommend. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

		RL	Gebiet		
Deutscher Artname	**Wissensch. Artname**	**D/NRW**	**1**	**2**	**3**
Gemeine Sichelschrecke	*Phaneroptera falcata*		x	-	-
Punktierte Zartschrecke	*Leptophyes punctatissima*		x	x	-
Gemeine Eichenschrecke	*Meconema thalassinum*		x	-	-
Südliche Eichenschrecke	*Meconema meridionale*		-	-	-
Langflügelige Schwertschrecke	*Conocephalus fuscus*		x	x	-
Kurzflügelige Schwertschrecke	*Conocephalus dorsalis*		x	-	-
Grünes Heupferd	*Tettigonia viridissima*		x	x	-
Westliche Beißschrecke*	*Platycleis albopunctata*	3/*	-	-	-
Roesels Beißschrecke	*Metrioptera roeselii*		x	x	-
Kurzflügelige Beißschrecke	*Metrioptera brachyptera*	*/3S	-	-	-
Gemeine Strauchschrecke	*Pholidoptera griseoaptera*		x	x	-
Heimchen	*Acheta domesticus*		-	-	-
Waldgrille	*Nemobius sylvestris*		-	-	-
Weinhähnchen	*Oecanthus pellucens*		-	x	x
Westliche Dornschrecke	*Tetrix ceperoi*		-	-	-
Säbeldornschrecke	*Tetrix subulata*		x	-	-
Gemeine Dornschrecke	*Tetrix undulata*		-	-	-
Langfühler-Dornschrecke	*Tetrix tenuicornis*		-	-	-
Blauflügelige Ödlandschrecke*	*Oedipoda caerulescens*	V/2	-	x	-
Blauflügelige Sandschrecke*	*Sphingonotus caerulans*	2/2	-	-	-
Sumpfschrecke*	*Stethophyma grossum*	2/*	x	-	-
Große Goldschrecke	*Chrysochraon dispar*		x	x	-
Buntbäuchiger Grashüpfer	*Omocestus rufipes*	2/2	-	-	-
Bunter Grashüpfer	*Omocestus viridulus*	*/V	-	-	-
Heidegrashüpfer	*Stenobothrus lineatus*	*/3	-	-	-
Gefleckte Keulenschrecke	*Myrmeleotettix maculatus*	*/V	-	-	-
Weißrandiger Grashüpfer	*Chorthippus albomarginatus*		-	-	-
Nachtigall-Grashüpfer	*Chorthippus biguttulus*		x	x	x

		RL	Gebiet		
Deutscher Artname	**Wissensch. Artname**	**D/NRW**	**1**	**2**	**3**
Brauner Grashüpfer	*Chorthippus brunneus*		-	-	-
Verkannter Grashüpfer	*Chorthippus mollis*	*/3	-	-	-
Wiesengrashüpfer	*Chorthippus dorsatus*	*/3	x	x	x
Gemeiner Grashüpfer	*Chorthippus parallelus*		x	x	x
Sumpf-Grashüpfer	*Chorthippus montanus*	V/2	x	-	-
Summe: 17		**2/8**	**15**	**11**	**4**

Abb. 4/6: Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (links) und Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* (rechts). Langflügelige Schwertschrecke: Weibchen, Felderbachtal, 12.09.2009. Diese Heuschrecke befindet sich seit einigen Jahren in der nordwärts gerichteten Ausbreitung entlang des Rheintales. Blauflügelige Ödlandschrecke: Weibchen, Rheinufer Lörick Ost, 25.08.2011. Diese Heuschreckenart bevorzugt Rohböden und ist seit Jahren in der Ausbreitung. Fotos: M. Stevens.

Gebiet 1: Feuchtwiese im Eller Forst

Diese Untersuchungsstelle ist ein Feuchtwiesenkomplex, der unter anderem aus einem Seggenried und einer Feuchtwiese besteht. Hinzukommen noch Gebüsche und Randstrukturen, die qualitativ untersucht wurden.
Insgesamt konnten hier 15 Heuschreckenarten registriert werden. In den Randbereichen kommen häufige Arten wie Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*, Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima*, Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum*, Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*, Grünes Heupferd *Tettigonia viridissima*, Säbeldornschrecke *Tetrix subulata*, Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* (aktuelle Nomenklatur *Pseudochorthippus parallelus*) vor.

In den Jahren 2023 und 2024 wurden im Spätsommer weite Bereiche des Offenlandes gemäht (Abb. 4/8). Daher mussten die Transekte und Fangquadrate verlegt werden. Die Artengemeinschaft der Heuschrecken waren 2024 identisch mit dem Artenspektrum des Vorjahres. Die dominierenden Heuschrecken waren die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* und Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* (aktuelle Nomenklatur *Roeseliana roeselii*). Im Jahr 2023 waren die feuchteliebenden Arten Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* (aktuelle Nomenklatur *Pseudochorthippus montanus*) und die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* deutlich seltener als in den Vorjahren. Ihr Bestand nahm 2024 wieder zu.

Charakteristische, d. h. feuchte liebende Arten sind Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Im Seggenried kommen die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, signifikant häufiger vor als auf der Feuchtwiese. Auf der Feuchtwiese sind Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* sowie die Wespenspinne *Argiope bruennichi* häufiger als im Seggenried.

Im Rahmen der Transektuntersuchungen konnten 2024 acht Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* nachgewiesen werden (Tab. 4/3). Die dominierenden Arten waren die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* und Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*. Die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* waren deutlich seltener als in den Vorjahren. Diese Arten weisen eine besondere Präferenz für feuchte Lebensräume auf.

Abb. 4/7: Feuchtwiese im Eller Forst: Seggenried (links) und Feuchtwiese (rechts). Eller Forst 19.09.2009. Fotos: M. Stevens.

Abb. 4/8: Feuchtwiese im Eller Forst: nach der Mahd im Juli 2023. Eller Forst 14.07.2023. Fotos: M. Stevens.

Eine Besonderheit ist das Auftreten der **Sumpfschrecke *Stethophyma grossum***, die 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf beobachtet werden konnte. Darüber hinaus konnten im Bereich des

Seggenriedes weitere Exemplare der Sumpfschrecke beobachtet werden. Wegen der höheren Anzahl der gefundenen Individuen, konnte die Art im Bereich des Seggenriedes bereits 2017 als etabliert gelten. Im Jahr 2024 wurden bei den Transekt-Erfassungen 26 Männchen und bei den Untersuchungen mittels Fangquadraten sieben Individuen erfasst.
In NRW befinden sich die Hauptvorkommen der Sumpfschrecke in den Feuchtwiesengebieten der westfälischen Bucht. Große Populationen sind selten. Außerhalb dieses Bereichs ist die Art sehr selten. Vereinzelt wird von einzelnen Tieren fernab der bekannten Vorkommen berichtet, welches auf eine potentiell große Mobilität der Art schließen lässt (MACIEJ et al. 2018, INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Art hat offensichtlich die Feuchtwiesen in den letzten Jahren erreicht und konnte sich dort etablieren. Die Art wird in NRW in jüngerer Zeit verstärkt beobachtet; z. B. in der Ilvericher Altrheinschlinge (STEVENS pers. Obs.), im Kreis Höxter (MACIEJ et al. 2018) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG, schriftl. Mittlg.), daher könnte sich auch diese Art in der Ausbreitung befinden.

Abb. 4/9: Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (links) und Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* (rechts). Langflügelige Schwertschrecke: Weibchen in der so genannten extra-makropteren Form, der Ausbreitungsform, Feuchtwiese Eller Forst 04.08.2012. Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, Weibchen langflügelige (makroptere) Form, Feuchtwiese Eller Forst 04.08.2012. Fotos: M. Stevens.

Bemerkenswert ist das Auftreten des **Wiesengrashüpfers *Chorthippus dorsatus***, der 2022 erstmalig im Eller Forst und den langen Rhein-Transekten beobachtet werden konnte. In den Jahren 2023 und 2024 konnte die Art dagegen nicht beobachtet werden.

Tab. 4/3: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Transektuntersuchungen 2009 bis 2024. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

	2009							2010							2011						
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	0	0	0	0	0	0	**0**	2	0	3	0	0	0	**5**	2	5	3	2	0	0	**12**
Conocephalus dorsalis	9	12	8	8	2	2	**41**	10	7	17	0	1	1	**36**	10	7	9	4	2	2	**34**
Tettigonia viridissima	0	1	1	0	1	0	**3**	1	3	1	0	1	2	**8**	1	1	1	0	2	1	**6**
Metrioptera roeselii	5	6	11	13	12	12	**59**	7	5	11	13	16	18	**70**	6	7	6	8	12	13	**52**
Tetrix spec.	0	0	1	0	0	0	**1**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chrysochraon dispar	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	2	0	1	2	4	**9**
Chorthippus biguttulus	0	0	0	1	0	0	**1**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	1	0	0	**1**
Chorthippus parallelus	0	0	0	5	0	0	**5**	0	0	0	6	0	0	**6**	0	0	0	4	0	0	**4**
Chorthippus montanus	5	13	6	9	5	9	**47**	5	23	8	15	13	16	**80**	4	8	7	9	8	8	**44**
Argiope bruennichi	4	21	5	5	3	4	**42**	10	18	12	24	4	13	**81**	8	7	7	10	6	7	**45**

		2	0	1	2				2	0	1	3				2	0	1	4		
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	1	2	1	0	0	0	**4**	0	5	2	0	0	0	**7**	0	0	0	0	0	0	**0**
Conocephalus dorsalis	12	8	15	3	3	2	**43**	8	8	9	4	7	5	**41**	3	2	4	0	0	1	**10**
Tettigonia viridissima	2	2	1	1	1	0	**7**	0	0	0	2	1	1	**4**	0	0	0	0	0	0	**0**
Metrioptera roeselii	6	7	11	12	14	15	**65**	5	7	10	14	12	11	**59**	1	0	1	4	6	8	**20**
Tetrix spec.	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Stethophyma grossum	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	**0**	-	-	-	-	-	-	**0**
Chrysochraon dispar	20	8	7	16	5	3	**59**	7	5	4	8	4	3	**31**	5	2	7	6	3	3	**26**
Chorthippus biguttulus	0	0	0	0	0	1	**1**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus parallelus	0	0	0	2	0	0	**2**	0	0	0	2	0	0	**2**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus montanus	4	7	5	11	10	9	**46**	7	5	5	12	10	11	**50**	2	1	2	6	6	5	**22**
Argiope bruennichi	8	5	8	11	8	9	**49**	4	5	6	8	7	7	**37**	4	1	2	4	6	5	**22**

		2	0	1	5				2	0	1	6				2	0	1	7		
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	0	1	0	0	0	0	**1**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	1	0	0	1	0	**2**
Conocephalus dorsalis	4	2	2	0	0	1	**9**	2	3	4	0	0	0	**9**	7	8	10	2	0	0	**27**
Tettigonia viridissima	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Metrioptera roeselii	0	1	0	5	2	4	**12**	0	1	0	3	3	2	**9**	2	2	1	8	10	13	**36**
Tetrix spec.	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Stethophyma grossum	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	**0**	0	0	1	0	0	0	**1**
Chrysochraon dispar	3	1	3	5	2	2	**16**	2	0	2	3	0	3	**10**	4	7	5	5	5	4	**30**
Chorthippus biguttulus	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus parallelus	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus montanus	0	1	0	5	4	4	**14**	0	2	0	4	2	5	**13**	0	3	4	9	8	6	**30**
Argiope bruennichi	4	2	5	6	3	4	**24**	2	3	3	3	3	6	**20**	5	4	3	8	5	7	**32**

		2	0	1	8				2	0	1	9				2	0	2	0		
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	0	1	0	0	1	0	**2**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Conocephalus dorsalis	7	11	12	0	0	3	**33**	3	2	4	0	0	1	**10**	2	3	4	0	0	0	**9**
Tettigonia viridissima	0	0	0	0	1	0	**1**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	1	1	**2**
Metrioptera roeselii	0	2	1	7	12	9	**31**	1	4	0	4	8	6	**23**	0	2	0	4	7	6	**19**
Tetrix spec.	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Stethophyma grossum	6	5	9	2	0	0	22	2	0	4	4	0	0	10	2	3	5	0	0	0	10
Chrysochraon dispar	7	7	4	5	6	5	**34**	9	6	6	0	5	4	**30**	5	4	5	4	5	3	**26**
Chorthippus biguttulus	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	1	0	0	0	0	**1**
Chorthippus parallelus	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus montanus	3	5	2	7	11	9	**37**	1	2	0	7	6	7	**23**	0	3	1	7	6	8	**25**
Argiope bruennichi	6	4	5	8	7	9	**39**	0	3	2	3	3	3	**14**	0	2	2	3	4	0	**11**

		2	0	2	1				2	0	2	2				2	0	2	3		
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	0	2	0	0	0	1	**3**	0	0	0	0	0	0	**0**	1	1	0	0	0	0	**2**
Conocephalus dorsalis	9	9	12	4	2	5	**41**	3	4	9	0	0	0	**16**	7	10	6	0	0	2	**25**
Tettigonia viridissima	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	1	1	2	**4**	0	0	0	1	0	1	**2**
Metrioptera roeselii	0	2	3	13	14	11	**43**	0	2	1	11	11	10	**35**	0	1	0	8	8	10	**27**
Tetrix spec.	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Stethophyma grossum	8	9	12	1	0	0	**30**	5	7	9	2	0	0	**23**	2	10	5	0	0	0	17
Chrysochraon dispar	8	12	11	8	6	7	**52**	8	10	13	19	16	10	**76**	8	12	8	14	7	7	**56**
Chorthippus biguttulus	0	1	0	0	0	0	**1**	0	1	1	0	2	0	**4**	0	0	0	0	0	1	**1**
Chorthippus dorsatus	-	-	-	-	-	-	**0**	0	0	0	0	2	1	**3**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus parallelus	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus montanus	4	3	2	8	11	11	**39**	0	0	2	6	4	5	**17**	0	4	1	3	11	2	**21**
Argiope bruennichi	3	2	6	8	9	9	**37**	3	0	3	6	3	6	**21**	0	3	1	2	6	4	**16**

	2	0	2	4		
Transekt (25 m)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Σ**
Phaneroptera falcata	0	0	0	1	0	0	**1**
Conocephalus dorsalis	9	8	8	0	1	0	**26**
Tettigonia viridissima	0	0	0	1	0	2	**3**
Metrioptera roeselii	0	1	0	10	7	10	**28**
Tetrix spec.	0	0	0	0	0	0	**0**
Stethophyma grossum	10	8	8	0	0	0	**26**
Chrysochraon dispar	13	9	10	14	10	11	**67**
Chorthippus biguttulus	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus dorsatus	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus parallelus	0	0	0	0	0	0	**0**
Chorthippus montanus	0	1	2	8	12	8	**31**
Argiope bruennichi	2	2	0	3	2	2	**11**

Im Jahr 2014 war, insbesondere in den Bereichen des Seggenriedes, offen anstehendes Wasser festzustellen. Dieses Wasser könnte negative Auswirkungen auf die Überlebensrate der Eier und Jungtiere gehabt haben. Die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* legt ihre Eier oberirdisch in Pflanzenteile ab. Dies wäre eine mögliche Ursache, warum die Art nicht in dem Maße zurückgegangen ist wie die anderen Arten. In den Jahren 2015 bis 2024 war kein anstehendes Wasser zu beobachten.

Die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** wurde erstmals 2009 auf der Feuchtwiese Eller Forst beobachtet. Sie erreichte in den Jahren 2009 bis 2013 relativ hohe Abundanzen. In den folgenden Jahren trat sie nicht in allen Jahren und nur in geringer Anzahl auf. Im Jahr 2022 konnten weder in den Transekten noch in den Fangquadraten Sichelschrecken beobachtet werden. Auf der Feuchtwiese konnte die Art in zwei Transekten festgestellt werden. Die hat eine Präferenz für Gehölze. Im Jahr 2024 wurde in den Transekten nur eine Gemeine Sichelschrecke registriert.

Die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** konnte erstmalig 2010 beobachtet werden. Im Jahr 2011 konnte sie in den Transekten 2, 4, 5 und 6 mit insgesamt 9 Männchen nachgewiesen werden. In den Jahren 2012 - 2024 konnte sie jährlich (fast) in allen Transekten nachgewiesen werden. Mittlerweile gehört die Große Goldschrecke zu den häufigsten Heuschrecken auf der Feuchtwiese im Eller Forst. Darüber hinaus konnte sie auch in den Fangquadraten beobachtet werden (Tab. 4/4). Während die Große Goldschrecke in der Häufigkeit zugenommen hat, hat die Häufigkeit des **Sumpf-Grashüpfers *Chorthippus montanus*** nicht abgenommen. Zwischen beiden Arten besteht offenbar keine Konkurrenz. Der Sumpf-Grashüpfer bevorzugt die Feuchtwiese (Tab. 4/3 Spalten 4-6 und Tab. 4/4 Spalten FW; vergl. auch KÖHLER 2013 und WEISS et al. 2013). Der Sumpf-Grashüpfer war 2024 etwas häufiger als im Vorjahr.

Eine Habitatspräferenz ist weder bei der Gemeinen Sichelschrecke noch bei der Großen Goldschrecke erkennbar. Die Gemeine Sichelschrecke wurde im Seggenried etwas häufiger beobachtet als auf der Feuchtwiese. Die Große Goldschrecke dagegen ist etwas häufiger auf der Feuchtwiese. Offensichtlich konnten sich die Gemeine Sichelschrecke und die Große Goldschrecke auf der Feuchtwiese im Eller Forst etablieren und weiter ausbreiten.

Der **Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*** konnte in den Jahren 2009-2012 jeweils nur in Einzelexemplaren registriert werden, die im September gefunden wurden. Daher könnte es sich auch um zugeflogene Tiere gehandelt haben. Die Art wurde in den Transekten in den Jahren 2013 bis 2019 nicht beobachtet. In den Jahren 2020 und 2021 wurde wieder ein Exemplar beobachtet. Im Jahr 2022 wurden vier Exemplare festgestellt; das ist die bislang höchste Anzahl. Im Jahr 2024 konnte dagegen kein Exemplar erfasst werden.

Auch die generell sehr häufige Art **Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus*** wurde in den Jahren 2011 bis 2013 in wenigen Exemplaren am Ende des Transektes Nr. 6 registriert. In den Jahren 2014 bis 2024 wurde die Art dort nicht registriert. Die beiden sehr häufigen Arten Gemeiner Grashüpfer und Nachtigall-Grashüpfer wurden im Rahmen der qualitativen Untersuchungen erfasst, hauptsächlich am Rande der Feuchtwiese.

Abb. 4/10: Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* Weibchen (links) und Männchen (rechts). Die Sumpfschrecke konnte erstmalig auf der Feuchtwiese im Eller Forst im Jahre 2017 beobachtet werden. 29.07. und 23.08.2017. Fotos: M. Stevens.

Die **Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** konnte in jedem Jahr am Rand der Feuchtwiese nachgewiesen werden. Entlang der Transekte wurde die Art nicht beobachtet. Darüber hinaus konnte die Art in den Jahren 2012 und 2013 in den Fangquadraten registriert werden. Sie ist im Rheinland ein Bewohner von Brachen. Randlich weist die Feuchtwiese im Eller Forst brachige Hochstaudenfluren auf, wo die Art lebt.

Durch die Untersuchungen mit offenen Fangquadraten konnten 2024 fünf Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* dokumentiert werden (Tab. 4/4). Im Jahr 2017 waren es noch sieben Arten. Die Anzahl der beobachteten Tiere war, ähnlich wie in den Transekten, höchstens halb so hoch wie 2009 bis 2013.

Tab. 4/4: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Untersuchungen mit offenen Fangquadraten 2023 bis 2024. FW = Feuchtwiese, SR = Seggenried, MW = Mittelwert, orange unterlegt = relativ niedrige Werte, grün unterlegt = relativ hohe Werte. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

		FW	FW	FW			SR	SR	SR	
Tag		**14.**	**05.**	**02.**			**14.**	**05.**	**02.**	
Monat		**07.**	**08.**	**09.**			**07.**	**08.**	**09.**	
Jahr		**23**	**23**	**23**	**MW**		**23**	**23**	**23**	**MW**
Conocephalus dorsalis	Männchen	0	0	0	**0,0**		3	1	1	**1,7**
Conocephalus dorsalis	Weibchen	0	0	0	**0,0**		2	2	1	**1,7**
Conocephalus spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Conocephalus dorsalis	Imagines	0	0	0	**0,0**		5	3	2	**3,3**
Metrioptera roeselii	Männchen	1	1	0	**0,7**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera roeselii	Weibchen	1	0	1	**0,7**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera roeselii	Imagines	2	1	1	**1,3**		0	0	0	**0,0**
Stethophyma grossum	Männchen	0	0	0	**0,0**		1	2	1	**1,3**
Stethophyma grossum	Weibchen	0	1	1	**0,7**		2	2	1	**1,7**
Stethophyma grossum	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Stethophyma grossum	Imagines	0	1	1	**0,7**		3	4	2	**3,0**
Chrysochraon dispar	Männchen	0	1	0	**0,3**		1	1	0	**0,7**
Chrysochraon dispar	Weibchen	1	0	1	**0,7**		0	1	1	**0,7**
Chrysochraon spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Chrysochraon dispar	Imagines	1	1	1	**1,0**		1	2	1	**1,3**
Chorthippus montanus	Männchen	2	1	0	**1,0**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus montanus	Weibchen	1	2	1	**1,3**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus montanus	Imagines	3	3	1	**2,3**		0	0	0	**0,0**
Argiope bruennichi	Weibchen	1	1	0	**0,7**		0	0	0	**0,0**

		FW	FW	FW			SR	SR	SR	
Tag		**30.**	**26.**	**01.**			**30.**	**26.**	**01.**	
Monat		**06.**	**07.**	**09.**			**06.**	**07.**	**09.**	
Jahr		**24**	**24**	**24**	**MW**		**24**	**24**	**24**	**MW**
Conocephalus dorsalis	Männchen	0	0	0	**0,0**		2	2	1	**1,7**
Conocephalus dorsalis	Weibchen	0	0	0	**0,0**		2	1	2	**1,7**
Conocephalus spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Conocephalus dorsalis	Imagines	0	0	0	**0,0**		4	3	3	**3,3**
Metrioptera roeselii	Männchen	1	1	1	**1,0**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera roeselii	Weibchen	0	1	1	**0,7**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Metrioptera roeselii	Imagines	1	2	2	**1,7**		0	0	0	**0,0**
Stethophyma grossum	Männchen	0	0	0	**0,0**		2	2	0	**1,3**
Stethophyma grossum	Weibchen	0	0	0	**0,0**		2	1	0	**1,0**
Stethophyma grossum	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Stethophyma grossum	Imagines	0	0	0	**0,0**		4	3	0	**2,3**
Chrysochraon dispar	Männchen	2	1	2	**1,7**		1	1	2	**1,3**
Chrysochraon dispar	Weibchen	0	1	1	**0,7**		1	1	2	**1,3**
Chrysochraon spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Chrysochraon dispar	Imagines	2	2	3	**2,3**		2	2	4	**2,7**
Chorthippus montanus	Männchen	2	2	1	**1,7**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus montanus	Weibchen	2	1	0	**1,0**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus spec.	Larven	0	0	0	**0,0**		0	0	0	**0,0**
Chorthippus montanus	Imagines	4	3	1	**2,7**		0	0	0	**0,0**
Argiope bruennichi	Weibchen	1	0	0	**0,3**		0	0	0	**0,0**

Die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* wurde 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf nachgewiesen. In den Transekten des Seggenriedes konnten 2023 insgesamt 17 Männchen gefunden werden. In den Transekten der Feuchtwiese konnte die Art dagegen keine Männchen nachgewiesen werden.
Die Struktur des Lebensraums hat einen Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Die vorkommenden Arten sind Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis,* Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Die Transekte, die im Seggenried liegen (1 und 2; zum Teil auch 3), hatten eine höhere Abundanz der Kurzflügeligen Schwertschrecke, wogegen Roesels Beißschrecke in der Abundanz zurückging. Dies wurde auch bei den Untersuchungen mit offenen Fangquadraten deutlich (Tab. 4/4). Im Seggenried dominierte die Kurzflügelige Schwertschrecke, in der übrigen Feuchtwiese Roesels Beißschrecke. Auch die Wespenspinne hatte im Bereich der Fangquadrate auf der Feuchtwiese eine höhere Abundanz. In den Transekten war sie häufiger im Bereich der Feuchtwiese (Transekte 4-6). Der Sumpf-Grashüpfer zeigte bei den Untersuchungen mit offenen Fangquadraten eine höhere Abundanz in der Feuchtwiese, doch kam er auch stetig in Seggenried vor.
Die Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* hat sich offenbar nicht auf der zentralen Fläche etablieren können. Sie wurde bis 1997 (PIEREN et al. 1997) sowie 2009 bis 2020 nur randlich in der Feuchtwiese im Eller Forst beobachtet. Am 04.08.2012 wurde von der Langflügeligen Schwertschrecke ein Weibchen der so genannten extra-makropteren Form, der Ausbreitungsform, beobachtet (Abb. 4/7). Im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). In den Jahren 2014 bis 2024 wurde die Art nur randlich und nicht im zentralen Bereich gefunden.
Bei einer zukünftigen Pflege-Mahd sollten Altgrasstreifen erhalten bleiben. Solche Altgrasstreifen, die auch Refugialstreifen genannt werden, bieten Rückzugsmöglichkeiten für Insekten und andere Wirbellose und fördern die Biodiversität (RITSCHEL-KANDEL 1984, MÜLLER & BOSSHARD 2010, HANDKE et al. 2011, SCHWARZ et al. 2023). Diese Altgrasstreifen können an den Öko-Regelungen (ÖR) der GAP-Direktzahlungen ab 2023 angelehnt werde. ÖR 1: Bereitstellung von Flächen zur Verbesserung der Biodiversität und Erhaltung von Lebensräumen; ÖR1 d) Altgrasstreifen oder Altgrasflächen auf Dauergrünland (NC 093). Dabei sind folgende Auflagen zu beachten:

- Mindestens 1 % des gesamten DGL; max. 6 % begünstigungsfähig
- Maximal 20 % je Fläche
- Mindestgröße 0,1 ha
- Höchstens zwei aufeinanderfolgende Jahre auf derselben Stelle
- ab 1. September Beweidung oder Schnittnutzung zulässig

(Quelle: https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/direktzahlungen/oekoregelungen.htm)

Gebiet 2: Rheinufer bei Lörick (lange Transekte)

Im Rahmen der Transekt-Untersuchungen konnten insgesamt nur vier bzw. fünf Heuschreckenarten nachgewiesen werden (Tab. 4/5). Dies entspricht einem verarmten Artenspektrum der Agrarlandschaft (NIEDRINGHAUS & RITZAU 1997, LAUSSMANN 1998). Von diesen war lediglich der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* häufig. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*, das Grüne Heupferd

Tettigonia viridissima und Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* traten sporadisch auf. Die Gemeine Strauchschrecke *Pholidoptera griseoaptera* konnte nicht beobachtet werden.

Langes Transekt Lörick-Ost

Es wurde bereits mehrfach festgestellt, dass die Art und vor allem die Mahd-Termine einen entscheidenden Einfluss auf die Heuschreckenfauna der Transekte in Lörick haben.
Im Jahr 2024 konnten bei den Transekt-Untersuchungen in den Grünland-Abschnitten vier Heuschreckenarten gefunden werden. Der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* war mit Abstand die häufigste Art. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* erreichte eine relativ hohe Abundanz.
Der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus,* der 2022 erstmalig in den langen Rhein-Transekten beobachtet werden konnte, wurde 2024 nicht beobachtet. Im Bereich der Schnellenburg wurde der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* bereits seit vielen Jahren beobachtet. Diese Stelle wurde wegen des Vorkommens des Wiesengrashüpfers als Monitoringstrecke ausgewählt. Daher wird die Art seit Beginn des Klimafolgenmonitorings im Jahr 2009 hier beobachtet. In den Hitzejahren 2018-2020 war die Abundanz mit 5-7 Männchen sehr gering. Sie stieg in den Folgejahren wieder an und erreichte 2024 25 Individuen.
Zwei weitere Arten wurden in der rheinnahen Brachfläche und dem Kiesufer gefunden: Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* und Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*.
Bei der nächtlichen Exkursion 19.07.2024 konnten bei geeigneter Witterung nur wenige Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* im Bereich Hochstauden an den Buhnen verhört werden. In dieser Struktur halten sich die Tiere auf und die Eiablage findet hier oberirdisch statt.
Von der Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* konnten am im Jahr 2024 ein erwachsenes Tier im Bereich des Rheinufers gefunden werden. In den Jahren 2011, 2018, 2020, 2022 und 2023 wurden hier ebenfalls Blauflügelige Ödlandschrecken gefunden.

Tab. 4/5: Rheinufer bei Lörick. Ergebnisse der Transektuntersuchungen. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. Die Transekte sind deutlich länger als an den anderen Stellen! Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

Lörick-Ost (= alt)	20 09				20 10				20 11				20 12			
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**
Conocephalus fuscus	2	5	6	**13**	1	3	4	**8**	1	3	3	**7**	4	4	2	**10**
Tettigonia viridissima	2	3	3	**8**	1	1	1	**3**	0	1	1	**2**	1	5	0	**6**
Metrioptera roeselii	2	10	4	**16**	2	4	2	**7**	1	2	3	**6**	0	0	2	**2**
Oedipoda caerulescens	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	1	**1**	0	0	0	**0**
Chorthippus biguttulus	8	14	18	**40**	7	11	12	**30**	4	7	9	**20**	3	6	10	**19**
Chorthippus parallelus	36	43	21	**100**	58	29	28	**115**	12	13	20	**45**	39	34	29	**102**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	1	0	0	**1**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**

Lörick-Ost (= alt)	20 13				20 14				20 15				20 16			
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**
Conocephalus fuscus	2	2	0	**4**	0	1	0	**1**	0	1	0	**1**	1	0	0	**1**

Tettigonia viridissima	0	0	0	**0**	1	4	0	**5**	1	0	1	**2**	0	1	1	**2**
Metrioptera roeselii	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	2	**2**
Pholidoptera griseoaptera	0	0	0	**0**		0	0	**0**	1	0	0	**1**	1	0	0	**1**
Oedipoda caerulescens	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Chorthippus biguttulus	4	1	4	**9**	0	3	4	**7**	0	4	3	**7**	1	0	5	**6**
Chorthippus parallelus	41	43	29	**113**	73	84	11	**168**	79	116	33	**228**	66	31	27	**124**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	2	0	0	**2**	4	4	0	**8**	0	0	0	**0**

Lörick-Ost (= alt)		20	17			20	18			20	19			20	20	
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**
Conocephalus fuscus	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Tettigonia viridissima	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Metrioptera roeselii	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Pholidoptera griseoaptera	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Oedipoda caerulescens	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	2	**2**
Chorthippus biguttulus	0	1	5	**6**	1	0	5	**6**	0	0	4	**4**	0	0	6	**6**
Chorthippus parallelus	14	11	19	**44**	8	9	8	**25**	59	40	20	**119**	18	15	13	**46**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**

Lörick-Ost (= alt)		20	21			20	22			20	23			20	24	
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**	120	120	150	**390**
Conocephalus fuscus	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Tettigonia viridissima	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	1	0	0	**1**	0	0	0	**0**
Metrioptera roeselii	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Pholidoptera griseoaptera	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Oedipoda caerulescens	0	0	0	**0**	0	0	2	**2**	0	0	4	**4**	0	0	1	**1**
Chorthippus biguttulus	0	0	6	**6**	0	0	8	**8**	4	3	5	**12**	0	0	9	**9**
Chorthippus dorsatus	-	-	-	**-**	0	0	2	**2**	0	0	0	**0**	0	0	6	**6**
Chorthippus parallelus	159	172	32	**363**	40	37	29	**106**	115	78	40	**233**	98	84	55	**237**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**

Lörick-West (neu)	20	09			20	10			20	11			20	12		
Teilstrecke	**-**				**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)					180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**
Conocephalus fuscus					4	4	3	**11**	3	2	2	**7**	5	2	5	**12**
Tettigonia viridissima					2	1	2	**5**	1	1	1	**3**	4	0	2	**6**
Metrioptera roeselii					10	12	3	**25**	10	8	3	**21**	13	6	5	**24**
Pholidoptera griseoaptera					22	0	4	**26**	16	0	3	**19**	15	0	3	**18**
Chrysochraon dispar					0	11	0	**11**	0	7	0	**7**	0	10	0	**10**
Chorthippus biguttulus					0	6	15	**21**	0	5	14	**19**	6	9	13	**28**
Chorthippus parallelus					17	48	8	**73**	14	15	4	**33**	19	41	8	**68**
Argiope bruennichi					0	0	0	**0**	0	0	1	**1**	1	1	1	**3**

Lörick-West (neu)		20	13			20	14			20	15			20	16	
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**
Conocephalus fuscus	3	0	6	**9**	0	0	0	**0**	0	2	0	**2**	3	0	0	**3**
Tettigonia viridissima	0	0	0	**0**	2	0	0	**2**	2	4	0	**6**	1	0	0	**1**
Metrioptera roeselii	5	0	4	**9**	0	0	0	**0**	2	1	0	**3**	8	0	0	**8**
Pholidoptera griseoaptera	7	0	2	**9**	5	0	0	**5**	4	0	0	**4**	2	0	0	**2**
Chrysochraon dispar	0	5	0	**5**	0	0	0	**0**	0	1	0	**1**	3	2	0	**5**
Chorthippus biguttulus	3	4	0	**7**	0	0	2	**2**	0	0	4	**4**	2	1	7	**10**
Chorthippus parallelus	11	16	4	**31**	15	5	4	**24**	49	13	5	**67**	24	22	3	**49**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	11	0	**11**	3	1	0	**4**

Lörick-West (neu)		20	17			20	18			20	19			20	20	
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**
Conocephalus fuscus	2	0	0	**2**	0	0	0	**0**	2	1	0	**3**	1	0	0	**1**
Tettigonia viridissima	2	0	1	**3**	1	0	0	**1**	1	0	0	**1**	0	1	0	**1**
Metrioptera roeselii	0	0	0	**0**	3	0	0	**3**	4	5	0	**9**	3	2	0	**5**
Pholidoptera griseoaptera	4	0	0	**4**	5	0	0	**5**	1	0	0	**1**	2	0	0	**2**
Chrysochraon dispar	5	0	0	**5**	2	4	0	**6**	1	3	0	**4**	5	3	0	**8**
Chorthippus biguttulus	6	0	5	**11**	3	0	6	**9**	1	3	4	**8**	3	4	5	**12**
Chorthippus parallelus	41	20	0	**61**	23	19	2	**44**	11	8	3	**22**	25	11	3	**39**
Argiope bruennichi	0	0	0	**0**	0	2	0	**2**	0	0	2	**2**	0	0	0	**0**

Lörick-West (neu)		20	21			20	22			20	23			20	24	
Teilstrecke	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**	**1**	**2**	**3**	**Σ**
Länge (m)	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**	180	100	16	**296**
Conocephalus fuscus	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	3	**3**	0	0	0	**0**
Tettigonia viridissima	1	3	0	**3**	0	0	0	**0**	1	2	0	**3**	2	0	0	**2**
Metrioptera roeselii	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**	3	0	0	**3**
Pholidoptera griseoaptera	3	0	0	**3**	4	0	0	**4**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Chrysochraon dispar	7	20	0	**27**	6	20	0	**26**	0	1	0	**1**	7	11	0	**18**
Chorthippus biguttulus	26	5	4	**35**	20	11	5	**35**	4	2	1	**7**	34	2	7	**43**
Chorthippus dorsatus	-	-	-	**-**	-	5	-	**5**	0	0	0	**0**	0	0	0	**0**
Chorthippus parallelus	353	146	0	**399**	155	96	1	**252**	91	44	40	**175**	161	98	0	**259**
Argiope bruennichi	8	0	0	**8**	5	0	0	**5**	3	0	0	**3**	1	0	0	**1**

Langes Transekt Lörick-West

Im Jahr 2024 konnten hier fünf Heuschrecken-Arten registriert werden. Die dominierende Art war mit Abstand der Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* mit 259 Individuen. In geringer Abundanz kamen der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* mit 43 Individuen und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* mit nur 18 Individuen vor. Das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima* und Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* traten sporadisch auf.

Bereits im Jahr 2013 war der Pappelbestand deutlich aufgelichtet. Wegen des Sturmes „Ela“ am 9./10. Juni 2014 waren hier viele weitere Pappeln umgestürzt. Daher veränderte sich die Raumstruktur des Gebietes. Die Gemeine Strauchstrecke *Pholidoptera griseoaptera* nahm gegenüber der Situation vor „Ela“ ab. Im Jahr 2024 wurde sie dort nicht mehr registriert.
Auffällig ist, dass die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* 2010 bis 2015 (wobei die Art 2014 nicht beobachtet wurde) ausschließlich im zweiten Teilabschnitt beobachtet werden konnte. Dieser Abschnitt wurde zunächst mit Schafen beweidet. Seit einigen Jahren wird er offenbar gemäht. In den Jahren 2016 und 2018 konnten im 1. und 2. Teilabschnitt Große Goldschrecken beobachtet werden. Vermutlich kommt die Art wegen der Eiablage in oberirdischen Pflanzenstängeln nicht dauerhaft mit einer Wiesennutzung zurecht. Im Jahr 2024 wurde die Art in beiden langen Transekten beobachtet.

Hervorzuheben ist das Auftreten des Wiesengrashüpfers *Chorthippus dorsatus,* der 2022 erstmalig auf der Feuchtwiese im Eller Forst und den langen Rhein-Transekten beobachtet werden konnte. Auch an diesem Transekt wurde die Art 2023 und 2024 nicht registriert. Im Bereich des Rheinufers an der Schnellenburg wurde der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* bereits seit vielen Jahren beobachtet.

Bei der nächtlichen Exkursion am 19.07.2024 konnten bei geeigneter Witterung nur einzelne Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* verhört werden. An dieser Stelle waren die Hochstauden nur im Bereich der Hektometer-Schilder kleinflächig ausgebildet. Am Rheinufer waren meist Gehölze vorhanden.

Gebiet 3: Rheinufer an der Schnellenburg (kurzes Transekt)

Unmittelbar im Bereich des Transektes wurde im Jahr 2020 ein neuer Schiffsanleger errichtet (Abb. 4/10). Das Transekt hat nur eine Länge von 25 m. Im Jahr 2024 waren die dominierenden drei Heuschrecken-Arten mit vergleichbarer Abundanz; der Gemeine Grashüpfer, der Nachtigall-Grashüpfer und der Wiesengrashüpfer.

Tab. 4/6: Rheinufer an der Schnellenburg. Ergebnisse der Transektuntersuchungen. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Tettigonia viridissima	2	1	1	2	0	1	1	0
Metrioptera roeselii	0	1	0	0	0	0	2	0
Chorthippus biguttulus	18	24	24	29	19	10	13	16
Chorthippus dorsatus	26	40	19	17	4	9	28	19
Chorthippus albomarginatus	0	6	4	5	2	0	0	0
Chorthippus parallelus	15	13	30	27	30	19	29	30
Argiope bruennichi	1	2	0	0	0	0	0	0

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Tettigonia viridissima	0	2	0	0	0	1	0	0
Metrioptera roeselii	0	0	0	0	0	0	0	0
Chorthippus biguttulus	15	15	21	25	21	22	29	22
Chorthippus dorsatus	13	5	5	7	20	27	24	25
Chorthippus albomarginatus	2	1	0	0	0	0	0	0
Chorthippus parallelus	23	19	22	29	23	17	31	29
Argiope bruennichi	0	0	0	0	0	0	1	0

Der Gemeine Grashüpfer und der Nachtigall-Grashüpfer sind die häufigsten und anspruchslosesten Heuschrecken in Nordrhein-Westfalen. Der Nachtigall-Grashüpfer ist seit 2009 in vergleichbarer Abundanz im Gebiet vorhanden, während der Gemeine Grashüpfer in der Abundanz tendenziell zunimmt.
Anspruchsvollere Arten wie der Wiesengrashüpfer oder der Weißrandige Grashüpfer nahmen über die Jahre ab. Der Wiesengrashüpfer wurde seit 2017 nur auf einem niedrigen Niveau beobachtet. Von 2009 und 2010 mit bis zu 40 rufenden Männchen dominante Heuschreckenart war der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* (Abb. 4/11 links). In den Jahren 2013 und 2014 wurden nur vier bzw. neun Tiere verhört. In den Jahren 2015 und 2017 war die Art wieder häufiger (13 bis 28 Tiere). In den Jahren 2018 und 2020 wurden je fünf bis sieben Tiere verhört. Der Wiesengrashüpfer war 2021 relativ häufig. Im Jahr 2024 war die Art mit 25 Tieren an der Schnellenburg vertreten. Die Art gehört zu den spät schlüpfenden Heuschreckenarten (INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).
Im Bereich der Schnellenburg wurde der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* bereits seit vielen Jahren beobachtet. Diese Stelle wurde wegen des Vorkommens des Wiesengrashüpfers als Monitoringstrecke ausgewählt. Daher wird die Art seit Beginn des Klimafolgen-Monitorings im Jahr 2009 hier beobachtet. In den Hitzejahren 2018-2020 war die Abundanz mit 5-7 Männchen sehr gering. Sie stieg in den Folgejahren wieder an und erreichte 2024 25 Tiere.
Der Weißrandige Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus* wurde in diesem Transekt nicht in jedem Jahr gefunden (Tab. 4/6). Die Art wurde in den Jahren 2010-2013 in geringer Abundanz festgestellt. In den Jahren 2009, 2014 bis 2016 wurde die Art nicht registriert. Im Jahr 2017 wurde wieder zwei Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich mehrere Weibchen gefunden werden. Im Jahr 2018 wurde nur ein Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich aber drei Weibchen gefunden. In den Jahren 2019 bis 2024 wurde die Art weder im Transekt noch in der Umgebung gefunden.
Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* konnte 2010 mit einem Männchen festgestellt werden. Im Jahr 2014 konnte die Art zwar nicht in dem Transekt, wohl aber am Deich festgestellt werden. Im Jahr 2015 war die Art mit zwei Exemplaren sowie abundant auch in der Umgebung vertreten. Die Art bevorzugt langhalmige Wiesen und profitiert daher von der ausbleibenden Mahd. In den Jahren 2016 bis 2024 konnte die Art nicht beobachtet werden.

Abb. 4/11: Im Bereich des Transektes Schnellenburg wurde ein neuer Schiffsanleger errichtet. Fotos: M. Stevens, 28.08.2020.

Abb. 4/12: Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* Männchen (links) und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* Männchen (rechts). Diese Feuchte liebenden Feld-Heuschrecken gehören zu den potenziellen Klimaverlierern, deren Vorkommen besonders dokumentiert werden sollte. Fotos: M. Stevens.

Bei der nächtlichen Exkursion am 19.07.2024 konnten in Bereich des Transekts zahlreiche Weinhähnchen verhört werden. Das Vorkommen dieser Art wird daher in erster Linie von der Nutzung beziehungsweide der Raumstruktur bestimmt. Klimatische Faktoren spielen daher nur eine untergeordnete Rolle.
Ob sich die Zusammensetzung der Heuschrecken Lebensgemeinschaft an diesem Standort weiter verändern, müssen zukünftige Untersuchungen zeigen.

Recherche und vorhandene Daten

Eine Studie zur Verbreitung der Heuschrecken von Düsseldorf liegt vor (PIEREN et al. 1997). In diesem Buch ist für den Bereich der Feuchtwiese im Eller Forst eine Artenliste wiedergegeben (PIEREN et al. 1997: 133), Angaben zu den Häufigkeiten sind allerdings nicht enthalten. Alle 1997 auf der Fläche im Eller Forst gefundenen Arten wurden auch 2020 beobachtet (Tab. 4/7). Im Jahr 2010 sind die Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* neu aufgetreten. Im Jahr 2017 wurde erstmalig die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* festgestellt. Diese Art kann bereits im Jahr 2017 als etabliert gelten.
Diese Arten konnten sich etablieren und weiter ausbreiten, so dass die Große Goldschrecke und in manchen Jahren auch die Gemeine Sichelschrecke in den Transekten und Fangquadraten auftraten. Eine Besonderheit ist das Auftreten der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* im Jahr 2017. Es handelt sich um den Erstnachweis für das Gebiet der Stadt Düsseldorf. Die Art ist eine stenöke Feuchtgebietsbewohnerin und profitiert möglicherweise vom erhöhen Wasserstand in den letzten Jahren.
Einige Arten, wie die Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima* und die Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum* konnten nur randlich beobachtet werden. Die Säbel-Dornschrecke *Tetrix subulata* konnte 2022 nicht im Eller Forst festgestellt werden. Sie konnte in den Jahren 2014, 2015 und 2020 ebenfalls nicht festgestellt werden. Daher ist ein Vorkommen in geringer Abundanz möglich.

Tab. 4/7: Vergleich der Artenliste von 1997 und 2009-2024 in der Feuchtwiese im NSG Eller Forst. 1997 = Angaben nach PIEREN et al. (1997), 2009-2024 = diese Studie, x = vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau, * = Neufund.

Wissensch. Artname	RL D/ NRW	97	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Phaneroptera falcata		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phaneroptera nana		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x
Conocephalus fuscus		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conocephalus dorsalis		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Tettigonia viridissima		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Metrioptera roeselii		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pholidoptera griseoaptera		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Tetrix subulata		x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x	x
Stethophyma grossum	2/*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x
Chrysochraon dispar		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chorthippus biguttulus		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chorthippus dorsatus		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	-	-
Chorthippus parallelus		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chorthippus montanus	V/2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Die spezialisierten, feuchteliebenden Arten wie Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* oder Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, könnten möglicherweise durch die verwandten, anspruchslosen Arten Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* ersetzt werden. Der Gemeine Grashüpfer kam nur am Rande der Transekt-Strecken vor. Die Langflügelige Schwertschrecke konnte bis 2011 nur am Rand der Wiese beobachtet werden. In den Jahren 2012 und 2013 wurde in den Fanquadraten jeweils ein Weibchen gefunden. Dies könnte der Beginn der Besiedlung des zentralen Bereichs der Wiese sein. Die Feuchte liebenden Arten sind im zentralen Bereich der Feuchtwiese, in dem auch die Transekte und Fangquadrate liegen, die dominierenden Arten. In den folgenden Jahren konnte aber keine weitere Ausbreitung der Art in den zentralen Bereich der Wiese dokumentiert werden.

Das Auftreten und die Etablierung der Gemeinen Sichelschrecke und der Großen Goldschrecke im NSG Eller Forst kann als klimabedingte Veränderung aufgefasst werden. Beide Arten befinden sich seit Jahren in Ausbreitung nach Norden, hauptsächlich entlang des Rheins. Die Ursache ist vermutlich im veränderten Klima zu suchen. Allerdings sind beide Arten keine spezialisierten Feuchtgebietsbewohner. Zu den beiden Transekten am Rhein liegen keine Vergleichsdaten vor. Daher können bislang keine Angaben zu Faunenveränderungen gemacht werden. SCHMITZ (1991) legte mittlerweile ältere Daten zur Urdenbacher Kämpe, Zonser Grind und zum Himmelgeister Rheinbogen vor.

Tab. 4/8: Übersicht über die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen thermophilen Arten und potenziellen Profiteuren des Klimawandels. * = noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt, x = vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot.

Wissensch. Artname	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Phaneroptera falcata		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conocephalus fuscus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Oecanthus pellucens	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
*Oedipoda caerulescens**			x							x	x	x	x	x	x	x
Chrysochraon dispar		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
*Mantis religiosa**															x	x
Summe	**2**	**4**	**5**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**5**	**5**	**5**	**5**	**5**	**6**	**6**

Tab. 4/9: Artenliste der bis 1997, sowie in den Jahren 2009 bis 2024 beobachteten Heuschrecken und Fangschrecken. Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann vorkommen (PIEREN et al. 1997). RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010). x = vorkommend; einige Arten wurden bislang nur im Kreis Mettmann gefunden ME. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

Deutscher Artname ***Wissenschaftlicher Artname***	**D/NRW**	**19 97**	**20 09**	**20 10**	**20 11**	**20 12**	**20 13**	**20 14**	**20 15**	**20 16**	**20 17**	**20 18**	**20 19**	**20 20**	**20 21**	**20 22**	**20 23**	**20 24**
Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Vierpunktige Sichelschrecke *Phaneroptera nana*		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x
Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Grünes Heupferd *Tettigonia viridissima*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Westliche Beißschrecke *Platycleis albopunctata*	*/1	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kurzflügelige Beißschrecke *Metrioptera brachyptera*	*/ 3S	M E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gemeine Strauchschrecke *Pholidoptera griseoaptera*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heimchen *Acheta domesticus*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Waldgrille *Nemobius sylvestris*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Westliche Dornschrecke *Tetrix ceperoi*	2/*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Deutscher Artname ***Wissenschaftlicher Artname***	**D/NRW**	**1997**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**
Säbeldornschrecke *Tetrix subulata*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Dornschrecke *Tetrix undulata*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Langfühler-Dornschrecke *Tetrix tenuicornis*	*/3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	?	?
Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*	V/2	-	?	?	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans*	2/2	-	?	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*	2/2	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x
Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Buntbäuchiger Grashüpfer *Omocestus rufipes*	2/2	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bunter Grashüpfer *Omocestus viridulus*	*/V	(x)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Großer Heidegrashüpfer *Stenobothrus lineatus*	*/3	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gefleckte Keulenschrecke *Myrmeleotettix maculatus*	*/V	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rote Keulenschrecke *Gomphocerippus rufus*		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Weißrandiger Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus*		x	?	x	x	x	x	?	?	?	x	x	?	?	?	?	?	?
Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Brauner Grashüpfer *Chorthippus brunneus*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Verkannter Grashüpfer *Chorthippus mollis*	*/3	ME	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus*	*/3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus*		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*	V/2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fangschrecken																		
Gottesanbeterin *Mantis religiosa**		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Summe:	**7/13**	**30**	**21**	**23**	**24**	**24**	**24**	**23**	**23**	**24**	**26**	**26**	**25**	**25**	**25**	**25**	**28**	**28**

Bei der Zusammenstellung der Heuschrecken in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann wurden 30 Heuschrecken Arten festgestellt (PIEREN et al. 1997). Einige diese Arten wurden und werden ausschließlich im Kreis Mettmann festgestellt: die Kurzflügelige Beißschrecke *Metrioptera brachyptera*, die Langfühler-Dornschrecke *Tetrix tenuicornis*, der Buntbäuchiger Grashüpfer *Omocestus rufipes*, der Große Heidegrashüpfer *Stenobothrus lineatus*, die Gefleckte Keulenschrecke *Myrmeleotettix maculatus* und der Verkannte Grashüpfer *Chorthippus mollis*. Über das Vorkommen des Bunten Grashüpfer *Omocestus viridulus*, des Weißrandigen *Grashüpfers Chorthippus albomarginatus* und der Langfühler-Dornschrecke *Tetrix tenuicornis* in Düsseldorf sind keine Informationen vorhanden. Die Langfühler-

Dornschrecke ist schwer zu bestimmen und daher vermutlich unterrepräsentiert. In einigen Jahren war der Weißrandige Grashüpfer im Transekt an der Schnellenburg vorhanden.
Über den Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2024 ist ein stetiger Zuwachs der Artenzahlen festzustellen. Zu Beginn der Untersuchungen 2009 wurden (mindestens) 21 Heuschrecken-Arten festgestellt. In den Jahren 2010 bis 2022 wurden zwischen 23 und 25 Arten festgestellt. Im Jahr 2023 traten im Stadtgebiet Düsseldorf zwei weitere Heuschrecken-Arten sowie die zu den Fangschrecken zählende Europäische Gottesanbeterin *Mantis religiosa* auf.

Diskussion

Die Heuschreckenfauna auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf und des Kreises Mettmann ist im Wandel. Zu den Heuschreckenarten, die vom Klimawandel profitieren, zählen vor allem besonders Wärme liebende Arten, die oft auf trockenen Standorten zu finden sind, wie zum Beispiel die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/11), aber auch einzelne Arten, die eher frische bis feuchte Standorte präferieren, wie zum Beispiel die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar***. Von diesen Arten konnten sich auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf in jüngerer Zeit mehrere ausbreiten. Zu Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 konnten in den Untersuchungsflächen bereits zwei Arten festgestellt werden, die vom Klimawandel profitieren (Tab. 4/8), nämlich die **Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** (Gebiet 1 und 2) und das **Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*** (Gebiet 1-3). Im Jahr 2010 kamen die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Gebiet 1) und die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** (Gebiet 1 und 2) hinzu, letztere besonders im Eller Forst mit stark steigender Tendenz. In den Jahren 2011, 2018, 2019, 2020, 2022, 2023 und 2024 konnte die **Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*** am Rheinufer nachgewiesen werden. Eine Reihe weiterer thermophiler Arten hat sich auf Düsseldorfer Stadtgebiet außerhalb der Untersuchungsflächen ausbreiten können.
Die Ausbreitung der **Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** in Nordrhein-Westfalen ist in Abb. 4/1 dargestellt. Bis zur Mitte der 1980er Jahre galt die Mainlinie als Nordgrenze (BELLMANN 1985). Seit dieser Zeit ist eine kontinuierliche Arealerweiterung der Art in Richtung Norden festzustellen (z. B. HOCHKIRCH 2001, THOMAS et al. 2001). Die Art breitet sich hauptsächlich entlang des Rheines oder anderer Flusstäler aus. Vermutlich weil diese thermisch begünstigt sind (Mesoklima) oder/und vermehrt Saumstrukturen als geeignete Lebensräume aufweisen (HOCHKIRCH 2001). Die Langflügelige Schwertschrecke ist im kontinentalen Anteil des Verbreitungsgebietes hygrophil. In den atlantisch geprägten Gebieten, zu denen auch der Bereich Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann gehören, überwiegt die Thermophilie (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). In kontinentalen Bereichen ist die Art ein stenöker Feuchtgebietsbewohner (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, BAUR et al. 2006). Im atlantisch getönten Anteil des Verbreitungsgebiets lebt sie dagegen auf Brachen, Ruderalflächen, Magerrasen oder Weinbergen (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, KLEUKERS & KREKELS 2004). Das Auftreten eines extra-makropteren Weibchens der Langflügeligen Schwertschrecke (Abb. 4/7) am 04.08.2012 auf der Feuchtwiese im Eller Forst ist bemerkenswert, da diese Tiere besonders wanderaktiv sind und die Ausbreitungsform darstellen (ANDO & HARTLEY 1982). Auch im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen (wie in Abb. 4/6) in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet. Wenn diese Art, die zuvor nur in den Randbereichen beobachtet wurde, in den zentralen Bereich der Wiese vordringen würde, oder falls sich im zentralen Bereich der

Wiese anspruchslose Heuschreckenarten wie der Gemeine oder der Nachtigall-Grashüpfer etablieren würden, dann wäre dieses ein Anzeichen für eine Austrocknung, also eine Degradierung des Lebensraumes. Seit dem Jahr 2014 wurde aber keine dieser Tendenzen beobachtet. Das anstehende Wasser im zentralen Bereich der Wiese zeigte einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasserstand. Allerdings hatte dieser hohe Grundwasserstand offenbar auch negative Auswirkungen auf die Häufigkeit einzelner Arten. Hier waren vermutlich insbesondere die in der Erde (endogäisch) nistenden Arten oder / und die Jungstadien betroffen. Das Artenspektrum war dagegen unverändert. In den folgenden Jahren wurde aber keine weitere Ausbreitung der Arten in den zentralen Bereich der Wiese registriert.

Zu Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 wurde der **Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus*** im Transekt an der Schnellenburg beobachtet. Die Art ist in der Urdenbacher Kämpe weit verbreitet (SCHULZE in litt.). Ob er sich aktuell dort ausbreitet oder bislang dort übersehen wurde, ist nicht klar. Der Wiesengrashüpfer wurde 2022 auch erstmalig im Eller Forst und in den langen Transekten in Lörick gefunden. Darüber hinaus war die Art 2022 in fast allen Stadtparks in Düsseldorf verbreitet (KRAUSE in Mail). Im Bereich der Schnellenburg wurde der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* bereits seit vielen Jahren beobachtet. Diese Stelle wurde wegen des Vorkommens des Wiesengrashüpfers als Monitoringstrecke ausgewählt. Daher wird die Art seit Beginn des Klimafolgenmonitorings im Jahr 2009 hier beobachtet. In den Hitzejahren 2018-2020 war die Abundanz mit 5-7 Männchen sehr gering. Sie stieg in den Folgejahren wieder an und erreichte 2024 25 Tiere.

Das **Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*** ist ebenfalls sehr wärmebedürftig. Die Art war bis zur Mitte der 1980er Jahre am Rhein von Basel bis zum Rheingau verbreitet (BELLMANN 1985). Dann erfolgte eine Ausbreitung entlang des Rheins. Anfang der 1990er Jahre erreichte die Art Bonn; mittlerweile ist sie auch in den Niederlanden anzutreffen. Die typischen Lebensräume sind rheinnahe Hochstaudenfluren. Die Art legt ihre Eier oberirdisch in Pflanzenstängel ab (BELLMANN 1993a). Da diese Strukturen im Bereich des Transekts Lörick-Ost in manchen Jahren wie auch 2017 und im Jahr 2013 im Bereich der Messe an der Schnellenburg gemäht waren, fehlte die Art in diesen Jahren hier. In Lörick-West werden diese Hochstauden nicht gemäht. Das Weinhähnchen kommt daher hier vor. Im Bereich der langen Transekte lebt das Weinhähnchen nur in geringer Anzahl. Im Bereich Lörick-Ost wurden 2013 und 2017 keine Tiere verhört, in den Jahren 2014-2016 wenige Exemplare. Im Bereich Lörick-West wurden lokal wenige Weinhähnchen verhört. An dieser Stelle sind die Hochstauden nur im Bereich der Hektometer-Schilder kleinflächig ausgebildet, am Rheinufer sind meist Gehölze vorhanden. Mitte Juli wurden diese Strukturen aber von Hochwasser überschwemmt, was möglicherweise Auswirkungen auf das Vorkommen und die Häufigkeit im nächsten Jahr haben wird.

Der erste Nachweis der thermophilen **Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/12) aus NRW stammt aus dem Jahr 1972 aus dem Köln-Bonner Raum (PIEREN et al. 1997). Bereits 1984 wurde die Art im Further Moor gefunden (PIEREN et al. 1997). Ihre Ausbreitung ist in Abb. 4/1 dokumentiert. Die Gemeine Sichelschrecke besiedelt gebüschreiche Trockenrasen, Wegränder und Sandgruben. Die Ausbreitung erfolgte ebenfalls entlang des Rheines nach Norden. Allerdings spielen vermutlich auch Bahnlinien eine Rolle, da diese sowohl Ausbreitungskorridore als auch als Lebensräume in Frage kommen. Die Gemeine Sichelschrecke konnte erstmalig 2010 auf der Feuchtwiese im Eller Forst beobachtet werden. In den Transekten 1 und 3 wurden insgesamt fünf Tiere beobachtet. Es ist möglich, dass die Art bereits vor 2009 auf der Fläche lebte, im Rahmen der Untersuchung aber nicht beobachtet werden konnte. 2015

Abb. 4/13: Die Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) wurde 2015 erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West festgestellt. Auch die Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) wurde dort in 1-2 Exemplaren an allen drei Terminen nachgewiesen. Fotos: M. Stevens, 20.08.2015.

wurde die Art erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West festgestellt (Abb. 4/12). Bei der Gemeinen Sichelschrecke handelt es sich um eine thermophile Art, die bevorzugt in hochgrasigen, verbuschten Flächen lebt. Die Art wird daher als Sukzessionsfolger bezeichnet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Die **Vierpunktige Sichelschrecke *Phaneroptera nana*** ist eine sehr wärmeliebende Art, die ursprünglich in Südeuropa und dem Mittelmeerraum beheimatet war. Die Art ist klimabedingt in Ausbreitung begriffen (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Die nördliche Verbreitungsgrenze verlief ursprünglich durch Österreich; insbesondere das Burgenland war besiedelt. Mittlerweile konnte die Art aber auch im Norden der Schweiz, in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen nachgewiesen werden (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Man findet die Tiere in mit Büschen bewachsenen, sonnigen Gebieten, stellenweise aber auch an dichter bewachsenen Orten. Die Imagines treten von Juli bis August / September, manchmal bis in den Oktober hinein auf (FISCHER et al. 2016).
Im Jahr 2020 wurde die Art auch in Krefeld-Gellep-Stratum gefunden. Die Art wurde auf einem Autodach beobachtet, so dass sie möglicherweise als „Blinder Passagier“ mittransportiert wurde (HOCHKIRCH et al. 2021). Im Jahr 2021 sollen im Raum Krefeld / Düsseldorf und im Rhein-Sieg-Kreis weitere Funde gemacht worden sein (HOCHKIRCH et al. 2021). Der erste Nachweis auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf erfolgte im Hebst 2022. Im Jahr 2022 wurde zwei Nachweise der Vierpunktigen Sichelschrecke auf der Internetplattform observation.org eingestellt. Im Jahr 2023 wurden bei observation.org insgesamt 14 Nachweise der Vierpunktigen Sichelschrecke eingestellt: beispielsweise Düsseldorf-Wittlaer, 02.09.2023; Düsseldorf-Mörsenbroich; 19.09.2023; Düsseldorf-Gerresheim, 13.08.2023 (https://observation.org/species/105938/maps/?start_date=2022-11-07&interval=86400&end_date=2023-11-02&map_type=grid25k) (vergl. auch HOCHKIRCH et al. 2023).
Im Jahr 2024 waren es acht Nachweise der Vierpunktigen Sichelschrecke in der Stadt Düsseldorf (vergl. auch HOCHKIRCH et al. 2024).

Die **Langfühler-Dornschrecke (*Tetrix tenuicornis*)** wurde am 23.05.2022 in Hubbelrath nachgewiesen (Krause in litt. https://observation.org/species/1920/observations/?date_after=2020-01-20&date_before=2025-01-19&country_id=88&search=D%C3%BCsseldorf&user=&location=&sex=&month=&life_stage=&activity=&method=&view_type=as_map). Die Art lebt in unterschiedlichen Lebensräumen. Es werden jedoch wenig bis unbewachsene, erdige oder sandige Stellen bevorzugt. Beispiele für Habitate sind Flussbetten, trockene Wiesen und Weiden, entlang landwirtschaftlicher Kulturen, an Waldrändern und an Straßen- oder Bahnböschungen. Sie wird als mäßig hygrophil beschrieben. Jüngere Nachweise dieser schwer erkennbaren Art sind nicht bekannt.

Auch die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** bevorzugt höher- und dichterwüchsige Vegetationsbestände (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Art präferiert frische bis feuchte Standorte in klimatisch begünstigten Gebieten (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Ausbreitung erfolgt in der Regel durch die in Pflanzenstängel abgelegten Eier, die in Flusstälern stromabwärts transportiert werden. Dieser Besiedlungsweg ist im Eller Forst ausgeschlossen. Hier wurden 2010 zwei erwachsene, kurzflügelige und daher flugunfähige Weibchen beobachtet. Im Jahr 2011 wurden in den Transekten insgesamt neun Männchen verhört. Im Jahr 2012 erreichte sie ein Abundanz-Maximum von 59 Tieren. Zwischen 2013 und 2016 sank die Anzahl der gefundenen Männchen. In den Jahren 2017 bis 2020 pendelte sich der Bestand auf einen mittleren Bereich ein. Im Jahr 2021 nahm der Bestand wieder zu. Im Jahr 2022 wurden die höchsten Abundanzen festgestellt. Die Art gehört mittlerweile zu den häufigsten Heuschrecken auf der Feuchtwiese im Eller Forst. Eine Verdrängung des Sumpf-Grashüpfers scheint dagegen nicht vorzuliegen (zur Ausbreitung und Abwanderung des Sumpf-Grashüpfers vergl. auch WEYER et al. 2012). Die Art wurde auch im langen Transekt Lörick-West registriert. Dort verlagert sie sich von der Grünlandfläche des zweiten Teilabschnitts hin zu den Grünlandbereichen des ersten Teilabschnittes. Vermutlich kommt die Art wegen der Eiablage in oberirdischen Pflanzenstängeln nicht dauerhaft mit einer Wiesennutzung zurecht.

Die **Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*** befindet sich zurzeit ebenfalls in Ausbreitung (u. a. HOCHKIRCH 2001). Die Art bewohnt Rohbodenstandorte und Magerrasen. Sie wurde bis 1997 in der Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann noch nicht gefunden (PIEREN et al. 1997), wird in jüngerer Zeit aber öfters an den Kiesufern des Rheins beobachtet (KRÜGER, KRAUSE, PIEREN, SCHMITZ mündl. Mittlg.). Diese Art konnte erstmalig mit einem Weibchen am 25.08.2011 am Standort Lörick-West nachgewiesen werden (Abb. 4/6). Die Art konnte 2012 bis 2017 dagegen nicht in den Untersuchungsgebieten beobachtet werden. Von der Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* konnte am 18.08.2018 ein Weibchen im Bereich des Rheinufers gefunden werden und am 07.08.2019 zwei Tiere. Im Bereich des Transektes wurde die Art 2020 zum ersten Mal bei zwei Kontrollterminen festgestellt (20.06. und 11.07.). Es wurden nur wenige Imagines und keine flugunfähigen Larven gefunden. Im Jahr 2020 war die Art im kompletten Rheinvorland vertreten, z. B. um die „Kirmeswiese“ in großer Anzahl (KRAUSE in litt). Darüber hinaus waren nahezu alle Wiesen- und Rasenflächen "Ödland", so dass die Blauflügelige Ödlandschrecke an vielen solchen Stellen gefunden wurden (KRAUSE in litt).

Zu den thermophilen Arten, die sich außerhalb der Untersuchungsgebiete in Düsseldorf ausbreiten konnten, zählt die **Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans***. Die Art ist die ist bei PIEREN et al. (1997) noch nicht für Düsseldorf und den Kreis Mettmann verzeichnet. Sie wurde seit etwa 2009 vor allem auf Brachflächen entlang von Bahnlinien gefunden (KRÜGER und SONNENBURG mündl. Mittlg., KRAUSE

mündl. Mittlg.), Hildener Sandberg (PIEREN in litt.), besiedelte also keine Lebensräume, die durch das vorliegende Monitoring erfasst werden. Im Jahr 2020 wurde die Art auch auf den sandigen Uferabschnitten und sandige Buhnenfelder am Rhein im Raum Düsseldorf beobachtet (https://observation.org/). Die Art ist entlang des Rheines mittlerweile bis Kranenburg und Rees (Kreis Kleve) beobachtet worden (https://observation.org/).

Im Jahr 2016 wurde die **Westliche Beißschrecke *Platycleis albopunctata*** erstmalig im Reisholzer Hafen nachgewiesen (KRAUSE in litt.). Im Juli während des Hochwassers wurden von SCHULZE (in litt.) am Wasserwerk Baumberg auf einem eingesäten Halbtrockenrasen Dutzende Westliche Beißschrecken nachgewiesen. Einzelne Individuen fand er auch entlang des Rheinufers in Hochstauden (SCHULZE in litt 11.2021). Im Jahr 2022 waren es in der Stadt Düsseldorf drei Nachweise der Westlichen Beißschrecke und zwei Nachweise im Jahr 2023.
Die Art war lange Zeit nur aus der Umgebung von Bonn, der Voreifel und dem NSG „Sürther Aue“ (Stadt Köln; „Godorfer Hafen“) (KRAMER & KRAATZ 1996) bekannt. Seit einigen Jahren wird die Art auch auf Bahngeländen in den Städten Krefeld und Duisburg sowie auf Industriebrachen in Dortmund gefunden (HAMANN & WEBER 2012).

Die **Rote Keulenschrecke *Gomphocerippus rufus*** wurde am 01.08.2023 von BÖHM in Düsseldorf-Benrath beobachtet (https://observation.org/observation/282693592). Die Rote Keulenschrecke wurde bei PIEREN et al. (1997) noch nicht aufgeführt. Diese Art lebt an mäßig feuchten bis mäßig trockenen Standorten, vor allem an Waldrändern, auf Waldlichtungen sowie auf Trockenrasen vor (BELLMANN 2006). Die Rote Keulenschrecke ernährt sich vor allem von Süßgräsern. Die Tiere halten sich bevorzugt an höher gelegenen, besonnten Stellen auf, wie etwa auf Brombeerblättern aber auch krautigen Pflanzen. Die Art ist flugfähig und besiedelt dadurch neue geeignete Standorte wie Ruderalflächen. Die Imagines sind gegenüber Kälte und Schnee sehr tolerant und können stellenweise sogar bis Mitte Dezember beobachtet werden (BELLMANN 2006).

Die **Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*** wurde 1958 erstmals in Deutschland bei Freiburg nachgewiesen (VON HELVERSEN 1969) und konnte sich in der Folge nordwärts stark ausbreiten. In den 1990er Jahren wurde sie zum ersten Mal in Düsseldorf nachgewiesen, wo sie inzwischen vor allem im städtischen Raum nicht selten ist. Die Fundorte der Südlichen Eichenschrecke befinden sich bevorzugt wärmebegünstigt in Städten oder in der Nähe von Flüssen (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Darüber hinaus ist diese Art nachtaktiv. Daher ist die Südliche Eichenschrecke weder zeitlich noch räumlich durch die Untersuchungen des vorliegenden Klimafolgenmonitorings zu erfassen.

Der **Weißrandige Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus*** konnte 2010 erstmalig an der Schnellenburg mit sechs rufenden Männchen beobachtet werden. Im Jahr 2011 wurden vier, im Jahr 2012 wurden fünf und 2013 zwei rufende Männchen festgestellt. In den Jahren 2014 und 2016 konnte diese Art nicht mehr festgestellt werden. Im Jahr 2018 wurde ein Männchen verhört. Seit 2019 wurde der Weißrandige Grashüpfer weder im Transekt noch in der Umgebung gefunden. Die Art lebt auf Feucht- und Nassgrünland, weshalb sie als hygrophile oder mesophile Art gilt. Die Eiablage erfolgt erdbodennah und oberirdisch an Grashalmen. Die Eier haben eine geringe Austrocknungsresistenz (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Möglicherweise könnten die Eier auch vom Rhein transportiert worden sein.

Eine Besonderheit ist der Erstnachweis der **Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*** für das Gebiet der Stadt Düsseldorf im Eller Forst im Jahre 2017. Die Art konnte in drei Fangquadraten und einem Transekt beobachtet werden. Alle Nachweise erfolgten im Seggenried. Da im Bereich des Seggenriedes im Eller Forst eine höhere Anzahl Individuen gefundenen wurden, kann die Art im Eller Forst bereits 2017 als etabliert gelten. Die Art wurde dort auch in den Folgejahren nachgewiesen. Die Sumpfschrecke ist ein stenöker Feuchtgebietsbewohner, und das Seggenried im Eller Forst entspricht dem Habitatschema der Art. Die Sumpfschrecke wird in jüngerer Zeit verstärkt beobachtet; z. B. in der Ilvericher Altrheinschlinge (STEVENS pers. Obs.) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG mdl. Mittlg.). Im Kreis Mettmann breitet sich die Sumpfschrecke stark aus (SCHULZE in litt) z. B. an der Itter, Hildener Heide, Further Moor und Urdenbacher Kämpe (SCHULZE in litt). Daher könnte sich auch diese Art in Nordrhein-Westfalen generell in der Ausbreitung befinden. Möglicherweise hängt die Etablierung der Sumpfschrecke mit dem gestiegenen Grundwasser zusammen. Im Jahr 2014 wurde anstehendes Wasser im zentralen Bereich der Wiese beobachtet, was einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasserstand anzeigte. In den Jahren danach konnte kein anstehendes Wasser mehr beobachtet werden.

Die **Europäische Gottesanbeterin *Mantis religiosa*** wurde 2023 erstmalig in Düsseldorf-Benrath nachgewiesen. Auf der Internetplattform observation.org wurde von KIRSTEIN am 22.08.2023 ein Männchen mit Fotobeleg gemeldet (https://observation.org/observation/285363418/). Weitere Meldungen stammen aus Meerbusch, Neuss und Kaarst. Die Europäische Gottesanbeterin ist ein Arealerweiterer, also eine Art aus dem Süden, die aktuell das Verbreitungsareal erweitert (vergl. auch HOCHKIRCH et al. 2022). Gründe sind vermutlich der Klimawandel und die anhaltende Hitze in den letzten Jahren. Ob sich die Art an in der Region Düsseldorf etabliert hat, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Auf diese Art sollte in Düsseldorf auch weiterhin geachtet werden.

Darüber hinaus gibt es zwei wärmeliebende Heuschecken Arten, die in der Region beobachtet wurden und die zukünftig auch in Düsseldorf beobachtet werden könnten. Beide Arten sind vor allen im Süden Deutschlands verbreitet.

Die **Große Schiefkopfschrecke *Ruspolia nitidula*** wurde am 22.07.2022 von OVAA in der Groote Heide in Venlo (Niederlande, Provinz Limburg) beobachtet (https://waarneming.nl/species/88330/maps/?start_date=2013-10-13&interval=315360000&end_date=2023-10-11&map_type=grid10k). Die thermophile Art gilt als ausbreitungsstark und profitiert durch die aktuelle Klimaveränderung, daher ist davon auszugehen, dass sie in der nächsten Zeit ihr Areal deutlich verändern dürfte. Die Art kommt vor allem in Südeuropa häufig vor und besiedelt langgrasigen Trockenrasen oder Ufer. In Deutschland wurde sie nach zwei lange zurückliegenden Einzelfunden erst 1995 am Bodensee auf einer Feuchtwiese in einem Niedermoor wiederentdeckt (BELLMANN 2006). Mittlerweile ist die Art im südlichen Oberschwaben, am südlichen Oberrhein und in Rheinland-Pfalz zu finden (DGfO https://dgfo-articulata.de/heuschrecken/arten/ruspolia_nitidula/29977).

Die **Italienische Schönschrecke *Calliptamus italicus*** wurde am 17.08.2023 von LUTJENS im Elmpter Wald (Kreis Viersen; Schwalmtal) gefunden (https://observation.org/observation/284636911/). Die Tiere sind bei hohen Temperaturen sehr aktiv und können ausgezeichnet fliegen. Im Flug kann man sie gut anhand ihrer rosa gefärbten Hinterflügel in Kombination mit den roten Hinterschienen erkennen. Meistens sitzen sie jedoch am Boden und klettern auch nach der Landung in der Vegetation schnell zu Boden. Bei gelegentlichen Massenvermehrungen, wie sie auch in Deutschland noch vor einigen Jahrzehnten

auftraten und in Russland noch vorkommen, kann die Art große Schäden an verschiedensten landwirtschaftlichen Kulturen verursachen. Während dieser Phasen wird eine Wandergeneration mit verlängerten Flügeln ausgebildet (BELLMANN 2006).

Das Gesamtareal der **Wespenspinne *Argiope bruennichi*** (Abb. 4/12) umfasste ursprünglich ein Gebiet von Westafrika über weite Teile Süd- und Mitteleuropas bis nach Sibirien, Japan und Mikronesien (BELLMANN 1984). In Deutschland beschränkten sich die wenigen Vorkommen dieser thermophilen Art noch bis etwa 1900 auf die Oberrheinebene, das Rhein-Main-Gebiet sowie den Großraum Berlin (GUTTMANN 1979, BELLMANN 1984). Ab Mitte der 1930er Jahre und verstärkt seit Mitte der 1990er setzte eine Arealerweiterung ein (KRONSHAGE & KORDGES 2013). Für Nordrhein-Westfalen geht der erste Nachweis bis in das 19. Jahrhundert zurück, wo die Art bei Bonn nachgewiesen wurde (KRONSHAGE & KORDGES 2013). In den folgenden Jahrzehnten blieben die sporadischen Fundmeldungen lange Zeit auf thermisch begünstigte Lagen im Großraum Bonn begrenzt (KRONSHAGE & KORDGES 2013). Bis etwa zum Jahr 2000 ist ganz Deutschland bis in das nördliche Schleswig-Holstein besiedelt worden (https://atlas.arages.de/species/689).
Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wird die Wespenspinne in jedem Jahr in mittlerer bis hoher Abundanz im Eller Forst beobachtet. In den Transekten entlang des Rheines kommt sie dagegen nur sporadisch vor.

Neben dem Einfluss des Klimawandels auf die genannten Arten sind bislang noch unbekannte positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Heuschreckenarten vorstellbar, die sich erst in Zukunft zeigen werden. Hierbei sollte insbesondere auf die Gilde der hygrophilen Heuschreckenarten geachtet werden.

Literatur

ANDO Y. & J. C. HARTLEY (1982): Occurrence and biology of a long-winged form of *Conocephalus discolor*. Entomologia Experimentalis et Applicata 32: 238-241.

AK HEUSCHRECKEN NRW (2009): Verbreitungskarten der Heuschecken in NRW. http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Conocephalus_fuscus_Ausbr.php und http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Phaneroptera_falcata_Ausbr.php (aufgerufen am 24.01.2009)

BAUR, B., BAUR, H., ROESTI, C. & ROESTI, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. Bern, Stuttgart, Wien (Haupt), 352 S.

BECKMANN, B.C., PURSE, B.V., ROY, D.B., ROY, H.E., SUTTON, P.G. & THOMAS, C.D. (2015): Two Species with an Unusual Combination of Traits Dominate Responses of British Grasshoppers and Crickets to Environmental Change. PLoS ONE 10(6): e0130488. doi:10.1371/journal.pone.0130488

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. unveröff. Gutachten im Auftrag des MUNLV, 858 S.

BELLMANN, H. (1984): Spinnen bestimmen beobachten. Melsungen (Neumann Neudamm), 160 S.

BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken beobachten, bestimmen. Melsungen (Neumann-Neudamm), 210 S.

BELLMANN, H. (1993a): Heuschrecken beobachten, bestimmen. Augsburg (Naturbuch), 349 S.

BELLMANN, H. (1993b): Die Stimmen der heimischen Heuschrecken. Augsburg (Naturbuch). 1 CD.

CONZE, K. J., GRÖNHAGEN, N., LOHR, M. & MENKE, N. (2010): Trends in occurrence of thermophilous dragonfly species in North Rhine-Westphalia. In OTT, J. (Hrsg.): Monitoring climate change with dragonflies. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.

DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart (Ulmer), 580 S.

DJN (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung) (Hrsg.) (2001): Gesänge der heimischen Heuschrecken. Hamburg (DJN-Selbstverlag), 1 CD.

ENGELHARDT, E. K., BIBER, M. F., DOLEK, M., FARTMANN, T., HOCHKIRCH, A., LEIDINGER, J., LÖFFLER, F., PINKERT, S., PONIATOWSKI, D., VOITH, J., WINTERHOLLER, M., ZEUSS, D., BOWLER, D. E. & HOF, C. (2022): Consistent signals of a warming climate in occupancy changes of three insect taxa over 40 years in central Europe. Global Change Biology 28: 3998–4012. doi.org/10.1111/gcb.16200

FARTMANN, T. (2021): Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna in Zeiten des globalen Wandels. *Entomologie heute* 32: 49–60.

FARTMANN, T., D. PONIATOWSKI & L. HOLTMANN (2021): Habitat availability and climate warming drive changes in the distribution of grassland grasshoppers. Agriculture, Ecosystems and Environment 320: 107565 https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107565

FARTMANN, T., BRÜGGESHEMKE, J., PONIATOWSKI, D. & LÖFFLER, F. (2022a): Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differently along an elevation gradient. Ecological Entomology 47: 778–790. doi.org/10.1111/een.13168

FARTMANN, T., PONIATOWSKI, D. & HOLTMANN, L. (2022b): Effects of land-use and climate change on grasshopper assemblages differ between protected and unprotected grasslands. Basic and Applied Ecology 63: 83-92 https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.06.005

FELDMEIER, S., SCHEFCZYK, L., HOCHKIRCH, A., LÖTTERS, S., PFEIFFER, M.A., HEINEMANN, G. & VEITH, M. (2018): Climate vs weather extremes: Temporal predictor resolution matters for future rather than current regional species distribution models. Diversity and Distributions 24(8): 1047-1060.

FISCHER, J., STEINLECHNER, D., ZEHM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTMER, C. (2016): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.

FISCHER, J., STEINLECHNER, D., ZEHM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTMER, C. (2020): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. 2. Aufl. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.

FROEHLICH, C. (1989): Freilanduntersuchungen an Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) mit Hilfe eines Fledermausdetektors. Neue Erfahrungen. Articulata 4: 6-10.

FUMY, F. & FARTMANN, T. (2023): Low-intensity land use fosters species richness of threatened butterflies and grasshoppers in mires and grasslands. Global Ecology and Conservation 41, e02357, https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02357.

FUMY, F., LÖFFLER, F., SAMWAYS, M.J. & FARTMANN. T. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland types. Journal of Environmental Management 256: 109919. doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109919

FUMY, F., SCHWARZ, C. & FARTMANN, T. (2023): Intensity of grassland management and landscape heterogeneity determine species richness of insects in fragmented hay meadows. Global Ecology and Conservation 47: e02672, https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02672.

GREIN, G. (2007): Zur Ausbreitung von *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) und *Conocephalus fuscus* (Fabricius, 1793) in Niedersachsen. Articulata 22(1): 91-98.

GREIN, G., HOCHKIRCH, A., SCHRÖDER, K. & CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Fauna der Heuschrecken (Caelifera & Ensifera) in Niedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 46: 1-184.

GUTTMANN, R. (1979): Zur Arealentwicklung und Ökologie der Wespenpinne (*Argiope bruennichi*) in der Bundesrepublik Deutschland und den angrenzenden Ländern (Araneidae). Bonn zool. Beitr. 30 (3-4): 454-486.

HAMANN, M. & WEBER, G. (2012): Bat-Detektor ermöglicht Neufunde bei Heuschrecken. Neufunde der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata albopunctata*) im Ballungsraum Rhein-Ruhr. - Natur in NRW 3/12: 25-29.

HANDKE, K., OTTE, A. & DONATH, T. W. (2011): Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. Naturschutz und Landschaftsplanung 43(9): 280-288.

HASSALL, M., WALTERS, R. J., TELFER, M. & HASSALL M. R. J. (2006): Why does a grasshopper have fewer, larger offspring at its range limits? Journal of Evolutionary Biology 19(1): 267-276.

HENDRIKS, R.J.J., CARVALHEIRO, L.G., KLEUKERS, R.M.J.C. & BIESMEIJER, J.C. (2013) Temporal-spatial dynamics in Orthoptera in relation to nutrient availability and plant species richness. PLoS ONE. 2013; (8):e71736. doi: 10.1371/journal.pone.0071736 PMID: 23951232

HOCHKIRCH, A. (2001): Rezente Areal- und Bestandsveränderungen bei Heuschrecken Nordwestdeutschlands (Orthoptera, Saltatoria). Verhandlungen des Westdeutschen Entomologen Tag 2000: 167-178.

HOCHKIRCH, A. & DAMERAU, A. (2009): Rapid range expansion of a wing-dimorphic bush-cricket after the 2003 climatic anomaly. Biological Journal of the Linnean Society 97, 118–127.

HOCHKIRCH, A., ANDREÄ, J., FRANZEN, A., JUNG, C., KLOSINSKI, V., MANZ, A., PAULUS, C., RAUTENBERG, T., SANDER, U., SCHÄDLER, M. & T. STALLING (2021): Heuschrecken in Deutschland 2020 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2020. Articulata 36: 61-76.

HOCHKIRCH, A. & RAUTENBERG, T. (2022): Erratum zu „Heuschrecken in Deutschland 2020 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2020“ [Articulata 36: 61-76]. Articulata 37: 175-176.

HOCHKIRCH, A., FRANZEN, A., BÄHR, H., BOCZIO, R., BROZOWSKI, F., BOHN, K., BRAUNER, O., DEITDERS, G., FROEHLICH-SCHMITT, B., HARZDORF, M., JILG, J. KOSLOWSKI, S., LAURUSCHKUS, H., PAHL, J. & SCHMITZ, M. (2022): Heuschrecken in Deutschland 2021 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2021. Articulata 37: 67-82.

HOCHKIRCH, A., FRANZEN, A., BLÜMEL-ZIMMERMANN, E., BOCZIO, R., BROZOWSKI, F., FÜLDNER, K., GUGGEMOOS, T., HODGES, S., KÖNIG, S., LEHMEIER, S., MÄHLER, M., PAULUS, P., MEHESZ, W., RICHTER, SUPPERL, F., THEISS, L., TÜRK, N., WINTER, A. & SÄNDIG, S. (2023): Heuschrecken in Deutschland 2022/23 – Interessante Heuschreckennachweise auf observation.org aus den Jahr 2022 und 2023. Articulata 38: 45-68.

HOCHKIRCH, A., FRANZEN, A., HÖSE, A., DEMMER, J., FÜLDNER, K., GUGGEMOOS, T., HODGES, S., KÖNIG, S., LEHMEIER, S., MÄHLER, M., PAULUS, P., MEHESZ, W., RICHTER, SUPPERL, F., THEISS, L., TÜRK, N., WINTER, A. & ZAPPE, A. (2024): Heuschrecken in Deutschland 2024 – Interessante Heuschrecken- und Fangschreckennachweise auf observation.org aus dem Jahr 2024. Articulata 39: 1-24.

INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg (Westarp Wissenschaften) Neue Brehm Bücherei 629, 460 S.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; ed.) (2007): Climate Change 2007. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf (aufgerufen am 28.11.2008).

KETTERMANN, M. & FARTMANN, T. (2018): Auswirkungen des globalen Wandels auf Heuschrecken. Besiedlung von Steinbrüchen der Westfälischen Bucht (NW-Deutschland) durch die Blauflügelige Sandschrecke. Naturschutz und Landschaftsplanung 50(1), 23-29.

KLEUKERS, R. & KREKELS, R. (2004): Veldgids sprinkhanen en krekels. Utrecht (KNNV Uitgeverij), 191 S.

KÖNIG, S., KRAUSS, J., CLASSEN, A., HOF, C., PRIETZEL, M., WAGNER, C., & STEFFAN-DEWENTER, I. (2024): Micro-and macroclimate interactively shape diversity, niches and traits of Orthoptera communities along elevational gradients. Diversity and Distributions 30(5), e13810.

KRAMER, M. & KRAATZ, K. (1996): Die Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) von Köln. Verbreitung der Arten im Stadtgebiet und in spezifischen Lebensräumen. Decheniana-Beihefte 35: 43-114.

KRONSHAGE, A. & T. KORDGES (2013): Verbreitung und Arealentwicklung der Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) in Nordrhein-Westfalen (Arachnida: Araneae). Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 75: 179-202.

LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2010): Klimabericht 2010. Recklinghausen 75 S.

LAUSSMANN, H. (1998): Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). Agrarökologie 34: 1-215.

LEUSCHNER, C. & SCHIPKA, F. (2004): Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland Abschlußbericht eines F+E-Vorhabens. BfN-Skripten 115: 1-40.

LÖFFLER, F., PONIATOWSKI, D. & T. FARTMANN (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. Biological Conservation 236: 315–323. doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.058

MAAS, S., P. DETZEL & STAUDT, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. 2. Fassung Stand Ende 2007. - In: BINOT-HAFKE, M., et al. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(3): 575-606.

MACIEJ, P., B. BEINLICH & R. LIEBELT (2018): Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) – Anmerkungen zur Art im Kontext des Klimawandels. Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 27: 15-24.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Wege zu einer Anpassungsstrategie. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/klimawandel_anpassungsstrategie.pdf (aufgerufen am 22.11.2008).

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2009): Anpassung an den Klimawandel Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf (Selbstverlag), 167 S.

MÜLLER, M. & BOSSHARD, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen: eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42(7): 212-217.

NIEDRINGHAUS, R. & RITZAU, C. (1997): Die Heuschreckenfauna (Saltatoria) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 59(4): 165-169.

PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology Evolution and Systematic 37: 637-669.

PFEIFER, M. A. (2012): Heuschrecken und Klimawandel. Naturschutz und Landschaftsplanung 44(7): 205-212.

PIEREN, H. (Bearb.) (1997): Heuschrecken-Biomonitoring auf Grünlandflächen der Naturschutzgebiete Felderbachtal Velbert, Neandertal (Erkrath), Spörklenbruch (Haan). Monheim, unveröffentlichter Bericht der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e.V., 17 S. & 1 Karte

PIEREN, H., HENF, M., KRAUSE, T. & BAIERL, E. (1997): Die Heuschrecken im Kreis Mettmann und in der Stadt Düsseldorf. Schriftenreihe der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e. V., 145 S.

PONIATOWSKI D., BECKMANN C., LÖFFLER F., MÜNSCH, T., HELBING, F., SAMWAYS, M.J. & T. FARTMANN (2020): Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time. Global Ecol. Biogeogr. 29: 2190–2202. https://doi.org/10.1111/geb.13188

PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2008): Massenvorkommen makropterer Roesels Beißschrecken (*Metrioptera roeselii*) im Sommer 2007. Articulata 23 (2): 53–56.

PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? Journal of Insect Conservation 14: 637–645.

PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011a): Dispersal capability in a habitat specialist bush-cricket: the role of population density and habitat moisture. Ecological Entomology 36: 717-723.

PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011b): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigonidae)? European Journal of Entomology 108: 409-415.

PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011c): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. Agriculture, Ecosystems and Environment 145: 5–9. doi:10.1016/j.agee.2010.10.006

PONIATOWSKI, D., HEINZE, S. & FARTMANN, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. Evolutionary Ecology 26: 759–770. DOI: 10.1007/s10682-011-9534-2

PONIATOWSKI, D., MÜNSCH, T., HELBING, F. & FARTMANN, T. (2018): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. Natur und Landschaft 93 (12): 553–561.

PONIATOWSKI, D., WEIßGRÄBER, V., DRUNG, M., FREIENSTEIN, F.M., KETTERMANN, M., SCHERER, G. & T. FARTMANN (2024): Grassland nature reserves safeguard a high species richness and biomass of grasshoppers. Journal of Applied Ecology 61: 2739–2750. doi.org/10.1111/1365-2664.14774.

POSCHMANN, C., UNTERBERG, U., PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2009): Ökologie der Kurzflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* (Latreille, 1804) im Feuchtgrünland des Münsterlandes (Nordwestdeutschland). Articulata 24 (1/2): 49–67.

RITSCHEL-KANDEL, G. (1984): Hilfsprogramm für Spinnen und Insekten: Ungedüngte Altgrasstreifen. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg 25: 1-28.

ROESTI, C. & KEIST, B. (2009): Die Stimme der Heuschrecken. Bern, Stuttgart, Wien (Haupt), 144 S. & 1 DVD.

ROHDE, K., HAU Y., KRANZ, N., WEINBERGER, J., ELLE, O. & HOCHKIRCH A. (2017): Climatic effects on population declines of a rare wetland species and the role of spatial and temporal isolation as barriers to hybridization. Functional Ecology 31: 1262-1274.

SCHANOWSKI, A. (2007): Klimawandel und Insekten – Kurzfassung. LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) Karlsruhe, 24 S. http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/36089/klimawandel_und_insekten.pdf?command=downloadContent&filename=klimawandel_und_insekten.pdf (aufgerufen am 23.11.2008).

SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. Stuttgart (Ulmer), 515 S.

SCHMITZ, M. (1991): Faunistisch-ökologischer Fachbeitrag um Biotopmanagement am südlichen Niederrhein bei Düsseldorf. Diplomarbeit Universität GHS Paderborn (unveröffentlicht).

SCHWARZ, C., FUMY, F., DRUNG, M., FARTMANN, T. (2023): Insect-friendly harvest in hay meadows – Uncut refuges are of vital importance for conservation management. Glob. Ecol. Conserv. 48, 02731. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02731.

STREITBERGER, M., ACKERMANN, W., FARTMANN, T., KRIEGEL, G., RUFF, A., BALZER, S. & NEHRING, S. (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. Naturschutz und Biologische Vielfalt 147: 1–367.

STREITBERGER, M., JEDICKE, E. & T. FARTMANN (2016): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. Naturschutz und Landschaftsplanung 48(2): 37–45.

STÜBING, S., HUNDERTMARK, I. & REINERS, T. E. (2019): Beobachtungen zur Ausbreitung von Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*), Vierpunktiger Sichelschrecke (*Phaneroptera nana*) und Südlicher Grille (*Eumodicogryllus bordigalensis*) in Hessen. Articulata 34 127-138.

SUTTON, P. G., BECKMANN, B. C. & NESLON, F. (2017): The Current Status Orthopteroid Insects in Britain and Ireland. Atropos 59: 6-35.

TELFER, M. G. & HASSALL, M. (1999): Ecotypic differentiation in the grasshopper *Chorthippus brunneus*: life history varies in relation to climate. Oecologia 121(2): 245-254.

THOMAS, C.D., BODSWORTH, E.J., WILSON, R.J., SIMMONS, A.D., DAVIES, Z.G., MUSCHE, M. & CONRADT, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. Nature 411: 577–581.

THOMAS, C.D., FRANCO, A.M.A. & HILL, J.K. (2006): Range retractions and extinction in the face of climate warming. Trends in Ecology and Evolution 21: 415–416.

THOMAS, J. A. (2005): Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. Philosophical Transactions of the Royal Society B 360: 339-359.

TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Weilersheim (Verlag J. Margraf), 254 S.

TREFFLER, J., TOBISCH, C., MONING, C. & EWALD, J. (2024): LandKlif-Verbundprojekt – Biodiversität und Klimawandel. Anliegen Natur 46(1): 93-104.

VOLPERS, M. & AK HEUSCHRECKEN NRW (1999): Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken (Saltatoria) in Nordrhein-Westfalen mit kommentierter Faunenliste. In: LÖBF (Hrsg.): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere 3. Fassung. Schriftenreihe der LÖBF 17: 523-540.

VOLPERS, M. & VAUT, L. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken – Saltatoria – in Nordrhein-Westfalen. Unter Mitarbeit des AK Heuschrecken NRW, 4. Fassung Stand Januar 2010. LANUV

(Hrsg.) http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-Heuschrecken.pdf (aufgerufen am 16.02.2011).

VON HELVERSEN, O. (1969): *Meconema meridionale* (Costa 1860) in der südlichen Oberrhein-Ebene (Orth. Ensifera). Mitteilungen der deutschen Entomologischen Gesellschaft 28 (2): 19-22.

VUBD (Vereinigung Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e. V.) (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen – Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Nürnberg (VUBD Selbstverlag), 259 S.

WALTERS, R. J., HASSALL, M., TELFER, M.G., HEWITT, G.M. & PALUTIKOF, J. P. (2006): Modelling dispersal of a temperate insect in a changing climate. Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences 273: 2017–2023.

WILLOTT, S.J. & HASSALL, M. (1998): Life-history responses of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. Functional Ecology 12: 232–241.

WEYER, J., WEINBERGER, J. & HOCHKIRCH, A. (2012): Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). Journal of Insect Conservation 16: 379-390.

WEISS, N., ZUCCHI, H. & HOCHKIRCH, A. (2013): The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. Biodiversity and Conservation 22: 2167-2178.

WISSMANN, J., SCHIELZETH, H. & FARTMANN, T. (2009): Landscape-scale Expansion of Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeselii* at the North-western Range limit in Central Europe (Orthoptera: Tettigoniidae). Entomologica Generalis 31(4): 317-326.

5 Libellen

Ulf Schmitz

Einleitung

Für das Monitoring der Folgen des Klimawandels sind Libellen eine gut geeignete Tiergruppe. Als hoch mobile Tiere sind Libellen in der Lage, auf Umweltveränderungen schnell zu reagieren. Die Erwärmung des Klimas und Änderungen der Niederschlagsverhältnisse wirken sich auf die Areale und Wanderbewegungen der Libellenarten aus und damit auf lokale Artenspektren (HASSAL & THOMPSON 2008, HICKLING et al. 2006, OTT 2010, SCHANOWSKI 2013, BOWLER et al. 2021). Für Nordrhein-Westfalen bewerteten MENKE & CONZE (2009), MENKE et al. (2009), CONZE et al. (2010, 2011) und CONZE (2011) die dort vorkommenden Libellenarten im Hinblick auf ihre Klimasensitivität und zeigten, dass sich die Vorkommen etlicher Arten aufgrund des Klimawandels bereits verändern und weiter verändern werden.
Die Folgen des Klimawandels für die Libellenfauna werden im Rahmen des vorliegenden Monitoringprogrammes in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten untersucht. Um sowohl die Auswirkungen in einem wärmegetönten Gebiet als auch in einem etwas kühleren Gebiet untersuchen zu können, wurde ein Untersuchungsgebiet im warmen Tiefland der Rheinaue, ein anderes im kühleren Hügelland im Nordosten Düsseldorfs ausgewählt. Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Abgesehen von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein.

Untersuchungsgebiete

Baumberger Tümpel (=Baumberger Hamm)

Beim Untersuchungsgebiet im Flachland handelt es sich um den Baumberger Tümpel (Abb. 5/1) in der Urdenbacher Kämpe, einem wärmegetönten Überschwemmungsgebiet in der Rheinaue südlich von Düsseldorf. Naturräumlich gehört das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht (DINTER 1999). Das Gewässer fällt gelegentlich trocken und wird bei höheren Hochwässern auch vom Wasser des Rheins erreicht. Abgesehen von diesen natürlichen Störungen findet keine direkte menschliche Nutzung wie Fischerei u. ä. statt,

Abb. 5/1: Baumberger Tümpel. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 17.06.2025, U. Schmitz.

welche die Zusammensetzung der Libellenfauna und damit die Untersuchungen beeinflussen könnte. Bei der Vegetation des Gewässers handelt es sich je nach Höhe des Wasserstandes um Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften (mit *Lemna trisulca, Ricciocarpos natans, Spirodela polyrhiza*, *Potamogeton pusillus* und seit 2014 auch mit *Wolffia columbiana*) im Wasserkörper, bzw. um Wasserfenchelröhricht (Oenantho-Rorippetum) mit Blutweiderich *Lythrum salicaria* und Wasser-Sumpfkresse *Rorippa amphibia* in seichterem Wasser und um Zweizahngesellschaften mit Rotgelbem Fuchsschwanz (Alopecuretum aequalis) auf trocken gefallenem Schlamm bei niedrigen Wasserständen. Das Gewässer ist von einem ausgedehnten Wasserschwadenröhricht (Glycerietum maximae) und von Weidengebüsch (*Salix* div. spec.) umgeben.
Frühere Untersuchungen der Libellenfauna am Baumberger Tümpel liegen vor aus Kartierungen zum Biotopmanagementplan (HINZ 1988), aus Kartierungen im Rahmen einer Diplomarbeit (M. SCHMITZ 1991) sowie aus ergänzenden Beobachtungen von BÖHM (schriftl. Mittlg. 2003) und BAIERL (mündl. Mittlg. 2009, schriftl. Mittlg 2010). Aus der Umgebung des Baumberger Tümpels liegen weitere Kartierungsdaten vor, die sich auf das Gebiet der übrigen Urdenbacher Kämpe beziehen, nämlich Urdenbacher Altrhein mit Garather Mühlenbach, Baumberger Graben und Kirberger Loch. Diese Daten finden sich in den Biotopmanagementplänen von HINZ (1988) und VERBÜCHELN & WITTIG (1987), bei BRAUN (1997), im Libellenmonitoring und einer Bachelorarbeit im Bereich des Urdenbacher Altrheins (LINKE 2009, SCHMITZ 2015a, 2019, 2021, HOLTSCHULTE 2020) sowie in ergänzenden Beobachtungen von BÖHM (schriftl. Mittlg. 2003) und KRAUSE (schriftl. Mittlg. 2011).

Golfplatz Hubbelrath

Beim Untersuchungsgebiet im Hügelland handelt es sich um zwei Gewässer auf dem Gelände des Golfplatzes Hubbelrath im Nordosten von Düsseldorf (Abb. 5/2). In der Nähe befindet sich der Sandberg, der mit einer Höhe von 165 m über NN den höchsten Punkt Düsseldorfs bildet. Das Untersuchungsgebiet zählt naturräumlich zum Bergischen Land (DINTER 1999). Die beiden zu untersuchenden Gewässer befinden sich im Westteil des Golfplatzes auf einer Höhe von ca. 140 m über NN. Es handelt sich um die zwei höchstgelegenen einer Kette von Stillgewässern, die mit den tiefergelegenen Nachbarteichen jeweils durch einen schmalen Überlauf und einen Mönch miteinander verbunden sind. Der höchstgelegene Teich

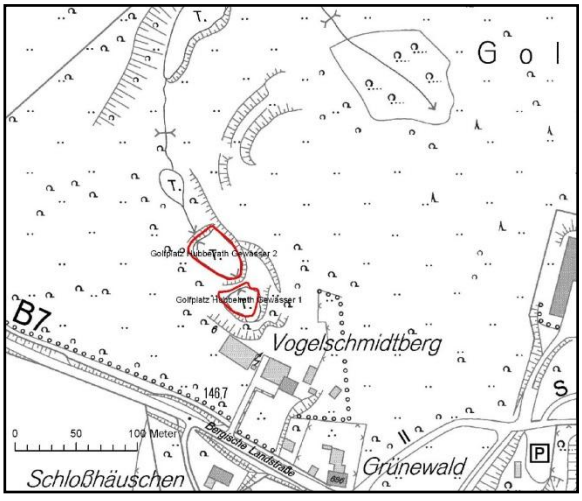


Abb. 5/2: Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto Gewässer 2, 14.05.2024, U. Schmitz

wird durch Hangdruckwasser gespeist. Die Gewässerflächen sind zum Teil beschattet. An den Ufern wachsen Seggen- und Binsenbestände sowie Gehölze (u. a. *Salix*, *Alnus*), die insbesondere das Ufer von Gewässer 2 beschatten. Unter der im Sommer dichten Wasserlinsendecke (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minuta*) wächst Hornblatt *Ceratophyllum demersum*. Die Gewässer werden nicht fischereilich genutzt, enthielten zu Beginn des Monitorings jedoch noch Rotaugen und Karpfen, die im Februar 2013 entnommen wurden. Ansonsten unterliegen die Gewässer keinen relevanten menschlichen Störungen. Über Libellenvorkommen auf dem Golfplatz Hubbelrath lagen Daten von KRAUSE (2003 und mündl. Mittlg. 2009) vor.

Methode

Beide Gebiete werden im Rahmen des Klimafolgenmonitorings seit 2009 in jährlichem Turnus untersucht. Es sind grundsätzlich mindestens sechs Begehungen pro Untersuchungsgebiet und Jahr vorgesehen, die bei geeignetem, also sonnigem und nicht zu windigem Wetter durchgeführt werden. Die Begehungen finden im Wesentlichen verteilt auf die Monate Mai bis September statt, zusätzliche Begehungen sind möglich. Bei den Begehungen werden die Imagines der Libellenarten quantitativ erfasst und Abundanzklassen zugeordnet. Dabei werden Anzeichen von Reproduktion (Paarungsverhalten, Eiablage, Schlupf) festgehalten. Zufällig gefundene Exuvien werden unterstützend herangezogen. Ein systematisches Abkeschern der Gewässer nach Libellenlarven ist aufgrund des hohen Zeitaufwandes für die Probennahme und die anschließende Bestimmung der Larven nicht vorgesehen. In Einzelfällen können die Imagines mancher Arten bei Bedarf mit einem Folienstift auf den Flügeln markiert werden, um Abundanz und Populationsgröße besser abschätzen zu können. Die erfasste Libellenfauna wird hinsichtlich des Vorkommens und der Bestandsentwicklung klimasensitiver Arten ausgewertet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Namen richtet sich nach DIJKSTRA & LEWINGTON (2008), die deutschen Namen richten sich nach WILDERMUTH & MARTENS (2019). Die Gefährdungskategorien der Libellenarten richten sich nach den Roten Listen für Deutschland (OTT et al. 2021) bzw. Nordrhein-Westfalen (CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Die logarithmische Einteilung in Abundanzklassen (Tab. 5/1), wie sie auch vom Arbeitskreis Libellen NRW verwendet wird, ist auf SIEDLE (1992) begründet und wurde nach HÜBNER & WOIKE (1996) verfeinert. Die Angaben zur Abundanzklasse sind nicht kumulativ zu verstehen, sondern geben den Maximalwert der bei den Einzelbegehungen beobachteten Individuenzahlen von Imagines im entsprechenden Untersuchungsjahr wieder, so dass die tatsächlichen Bestandsgrößen zumindest der häufigeren Arten oberhalb der angegebenen Individuenzahl liegen, zumal auch die Bestandsgröße der Larven nicht in den Wert der angegebenen Individuenzahl einfließt. Die Beurteilung der Bodenständigkeit der beobachteten Libellenarten erfolgte gemäß Tab. 5/2.

Tab. 5/1: Einteilung der Individuenzahlen in Abundanzklassen (nach SIEDLE 1992 und HÜBNER & WOIKE 1996).

Individuenzahl	Abundanzklasse
1-3	1
4-6	2a
7-10	2b
11-20	3a
21-30	3b
31-65	4a
66-100	4b
101-300	5
301-1000	6

Tab. 5/2: Nachweis der Bodenständigkeit

Abk.	Bodenständigkeitsnachweis
B	sicher bodenständig (L = Larve, Ex = Exuvie, S = Schlupf, J = Jungfernflug)
sb	sehr wahrscheinlich bodenständig (Ei = Eiablage, T = Tandem, K = Kopula)
wb	wahrscheinlich bodenständig (>3 Ind. bei Großlibellen, >5 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten, jedoch revieranzeigendes Verhalten der Männchen)
mb	möglicherweise bodenständig ((1-)2 Ind. bei Großlibellen, 2-4 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten und revieranzeigendes Verhalten der Männchen, jedoch geeignete Habitatstrukturen)
E	Einzelfunde (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden sind)
G	Gast (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, Habitatstrukturen zur Fortpflanzung eher ungeeignet)

Begehungstermine 2025

Im Untersuchungsjahr 2025 wurden die Geländebegehungen am Baumberger Tümpel durchgeführt am 12.05., 30.05., 12.06., 17.06., 04.07., 17.07., 23.07., 06.08., 25.08., 29.08. und 04.09. (11 Termine), an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath am 26.05., 02.06., 17.06., 15.07., 23.07., 05.08., 27.08. und 15.09. (8 Termine). Zu Zeiten mit hohem Wasserstand des Baumberger Tümpels war kein kompletter Rundgang um das Gewässer möglich, sondern nur die Begehung des südöstlichen Ufers (in den Jahren 2015, 2016, 2021, 2023 und 2024) war der Wasserstand ganzjährig hoch).

Ergebnisse

Baumberger Tümpel

Am Baumberger Tümpel konnten im Untersuchungsjahr 2025 insgesamt 19 Libellenarten nachgewiesen werden (Tab. 5/3), ein Wert der etwas über dem Durchschnitt des bisherigen Klimafolgenmonitorings liegt (16,1 Arten). Von den im Jahr 2025 nachgewiesenen Arten waren zehn Arten sicher, sehr wahrscheinlich oder wahrscheinlich bodenständig. Die im Jahr 2025 individuenreichsten Arten waren die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella* und die Weidenjungfer *Lestes viridis*. Die in früheren Jahren recht häufige Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, konnte bemerkenswerterweise seit dem Jahr 2015 nur noch einmal im Jahr 2023 beobachtet werden. Andere, in früheren Jahren nachgewiesene Libellenarten, wie die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* (Abb. 5/7) oder die Gefleckte Heidelibelle *Sympetrum flaveolum*, konnten seit etlichen Jahren nicht mehr gefunden werden.

Insgesamt konnten im Verlauf der bisherigen Untersuchungen zehn **besonders Wärme liebende (thermophile) Libellenarten** gefunden werden. Die Anzahl der in den einzelnen Untersuchungsjahren gefundenen thermophilen Arten zeigt dabei insgesamt einen ansteigenden Trend (Tab. 5/3). Die im Jahr 2023 erstmals festgestellte Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* konnte 2025 wieder gefunden werden (Abb. 5/3 und 5/9). Erstmals wurde 2025 die thermophile Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Insgesamt konnten im Jahr 2025 sechs besonders Wärme liebende Arten nachgewiesen werden, so viel wie noch nie zuvor in einem Jahr, nämlich Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* (Abb. 5/10), Kleine Königslibelle *Anax parthenope* (Abb. 5/11), Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* (Abb. 5/3 und 5/9), Kleines Granatauge *Erythromma viridulum* (Abb. 5/6), Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* und Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* (Abb. 5/4 und 5/14).

Tab. 5/3: Am Baumberger Tümpel nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland/Nordrhein-Westfalen/Tiefland/Bergland), 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, R = extrem selten, D = Daten unzureichend, V = Vorwarnliste, S = dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer oder nicht mehr gefährdet, - = im Naturraum nicht nachgewiesen, * = ungefährdet. Ält. Nw .= ältere Nachweise (nach VERBÜCHELN & WITTIG 1987, HINZ 1988, SCHMITZ 1991, BRAUN 1997, BÖHM schriftl. Mittlg. 2003, LINKE 2009 und BAIERL mündl. Mittlg. 2009), x = bodenständig oder vermutlich bodenständig, (x) = nur Einzelnachweise, sehr selten, ? = Fundortangabe unklar ° = bislang nicht am Baumberger Tümpel aber an anderen Stellen der Urdenbacher Kämpe nachgewiesene Arten, ! = Neunachweis für Untersuchungsgebiet und Umgebung. Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Fettdruck = sicher bis wahrscheinlich bodenständig (B, sb, wb), Normaldruck = möglicherweise bodenständig bis Gast (mb, E, G) gemäß Tab. 5/2, thermophile Arten rot.

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/ TL/BL)	Ält. Nw.	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
			Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	Ab	AB
Aeshna affinis	*/*/*/R		1!									1	1	2b	1	2a	1		2a
Aeshna cyanea	*/*/*/*	x						1		1	1	1			1	1			1
Aeshna isoceles	*/1/1/1												1!						1
Aeshna mixta	*/*/*/*	x	3a	2a	2b	1	3a	3a	2b	3b	2a	2b	2a	2a	3b	2a	2b	3b	1
Anax imperator	*/*/*/*	x	2a	1	2a	2a	2a	1	1	1	1	2a	2b	2a	2a	2a	2a	2b	1
Anax parthenope	*/D/D/D												1!		2a	1	2b	1	1
Brachytron pratense	*/3/3/2	(x)			1	2a	1	1				1	1		1	1			
Calopteryx splendens	*/*/*/*	°		1			1					1							
Calopteryx virgo	*/V/2/*	°	1	1		1	1			1		1					1		
Coenagrion puella	*/*/*/*	x	5	1	4b	4b	4b	3b	3a	4a	3a	4b	3b	2a	4a	3a	3b	4a	3b
Coenagrion scitulum	R/D/D/-																2a!		1
Cordulia aenea	*/*/*/*	°			1	3a				1				1				1	1
Crocothemis erythraea	*/*/*/*											1!			1			1	
Enallagma cyathigerum	*/*/*/*	x	3a	1	2b		1								1	1	2b	2b	
Erythromma najas	*/V/V/3											1!						1	
Erythromma viridulum	*/*/*/*	x	4b			1		2a	4a	4a	3a	3b	3b		4b	1	3b	4a	2b
Ischnura elegans	*/*/*/*	x	2b	2b	2b	3b	2b	3a	2a	1	3a	3b	2b	2a	1	1	3a	3b	2a
Gomphus pulchellus	*/*/*/*																		1!
Ischnura pumilio	V/3S/3/2															1!	1		
Lestes barbarus	*/*S/*/V			1!	2a														
Lestes sponsa	*/V/V/V	°	1	2b	3a	3b	4a	1									1		
Lestes virens vestalis	*/VS/*/V						1!								1				
Lestes viridis	*/*/*/*	x	2b	2b	3a	2a	3b	2a	1	3b	1	2a	3a	3a	2b	4a	3a	2a	3b
Leucorrhinia pectoralis	3/1/1/1					3a!													
Leucorrhinia rubicunda	3/2/2/D					3a!													
Libellula depressa	*/V/V/V	x	3a		1				1	1			1	1	2a	2b	1	1	1
Libellula quadrimaculata	*/*/*/*	(x)	3b	3a	3b	3a	2b	2a	1	1		2a		1	2a		2a	1	1
Orthetrum cancellatum	*/*/*/*	x	3b	1					2a	2b	2b	3a	3a	2a		2b	2b	2b	1
Platycnemis pennipes	*/*/*/*	°	1					1											
Pyrrhosoma nymphula	*/*/*/*	x			1	2a	1			1		1		2a		1	1		
Sympecma fusca	*/*S/*/V	°					1!										1	1	
Sympetrum danae	*/V/V/*			1!			1												
Sympetrum flaveolum	3/V/V/3	(x)?	1																
Sympetrum fonscolombii	*/D/*/*									1!									
Sympetrum meridionale	*/D/D/-	(x)											1	1		1			1
Sympetrum sanguineum	*/*/*/*	(x)	4b	3b	4a	3a	3b	1	2b	2a	2a	2b	3b	3a	2b	3b	2b	3b	3b
Sympetrum striolatum	*/*/*/*	x		3a	2b			1	3a	3b	2a	2a	2a	3a	4a		3b	3b	1
Sympetrum vulgatum	*/*/*/*	x	2a			1	1	1			1		1	1	1		1		
Thermophile/Gesamtzahl			2/17	1/15	1/15	1/16	1/17	1/13	1/11	2/16	1/11	3/19	4/17	2/15	5/18	4/17	4/21	3/17	6/19
Offene Wasserfläche vorhanden			bis Anf. Sept.	ganzj. Flach	bis Mitte Juni	bis Anf. Sept.	ganzj. >70 cm	ganzj. >50 cm	ganzj. >1 m	ganzj. >1 m	ganzj. >40 cm	ganzj. >40 cm	bis Mitte Aug.	bis Mitte Aug.	ganzj. >1 m	bis Mitte Aug.	ganzj. >1 m	ganzj. >1 m	bis Mitte Aug.

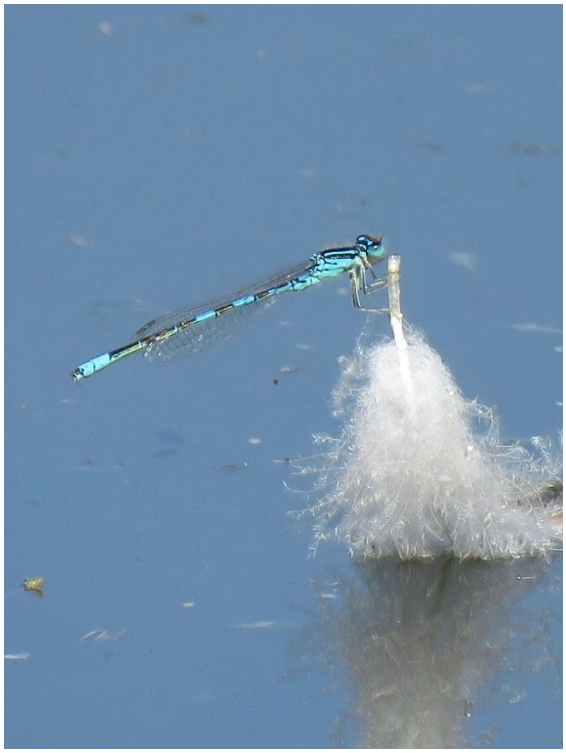


Abb. 5/3: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* wurde 2023 zum ersten Mal am Baumberger Tümpel nachgewiesen und 2025 wiedergefunden. Diese thermophile Art hat ihr Areal in den letzten Jahren nordwärts ausgeweitet. Foto: Männchen, Baumberger Tümpel, 12.06.2025, U. Schmitz.

Die thermophile **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/10), konnte 2009 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. Seinerzeit hielt sich ein Männchen über einen Zeitraum von mehreren Wochen im Untersuchungsgebiet auf. Danach gelangen erst im Zeitraum 2018 bis 2025 wieder Nachweise dieser Art mit schwankender aber zunehmender Tendenz, insbesondere in heißen und trockenen Sommern. Es wurden fast ausschließlich männliche Tiere festgestellt, bis auf die Beobachtung eines Weibchens im Jahr 2020, das sogar Eiablageverhalten zeigte. Im recht niederschlagsreichen Jahr 2024 konnte die Art nicht festgestellt werden.

Die **Kleine Königslibelle *Anax parthenope*** (Abb. 5/11) wurde 2019 erstmals im Untersuchungsgebiet festgestellt. Auch in den Jahren 2021 bis 2025 wurde die Art mit schwankender aber zunehmender Tendenz beobachtet, 2023 sogar mit ca. sieben bis zehn gleichzeitig fliegenden Individuen. Die Kleine Königslibelle ist seitdem regelmäßig anzutreffen.

Im Jahr 2023 wurde erstmals die **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion* scitulum** (Abb. 5/3, Abb. 5/9) im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die Art wurde nur an einem einzigen Untersuchungstermin (07. Juli) beobachtet. Es handelte sich um ca. fünf Imagines, die zum Teil Fortpflanzungsverhalten (Tandem, Kopula) zeigten. Im Jahr 2025 konnte die Art wieder gefunden werden, auch diesmal ebenfalls an nur einem Untersuchungstermin (12. August).

Mit dem Erstnachweis der **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** (Abb. 5/12) für den Baumberger Tümpel konnte im heißen Sommer 2018 ein Neufund dieser besonders Wärme liebenden Art gemacht werden. Nachdem die Feuerlibelle in den beiden Folgejahren nicht im Untersuchungsgebiet beobachtet werden konnte, wurde die Art im Jahr 2021 mit einem Einzelexemplar beobachtet, im Jahr 2024 dann bei zwei Beobachtungsterminen.

Das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) zeigte in den vergangenen Jahren stark schwankende Bestände, allerdings mit zunehmender Tendenz. So fehlte die Art in manchen Jahren völlig, in anderen Jahren war das Kleine Granatauge die Libellenart mit der größten Individuenzahl im Untersuchungsgebiet. Die Ursachen für die starken Schwankungen sind fraglich.

Als weitere thermophile Art war 2010 erstmals die **Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*** (Abb. 5/7) am Baumberger Tümpel festgestellt worden. Bei diesem Erstnachweis für das Untersuchungsgebiet handelte es sich um zwei Funde je eines Weibchens am 15.07.2010 und am 09.08.2010. Reproduktionsverhalten war 2010 nicht zu beobachten. Im Jahr 2011 konnte erstmals der Reproduktionsnachweis für die Südliche Binsenjungfer am Baumberger Tümpel erbracht werden: Am 25.05.2011 konnten ca. fünf frisch

Abb. 5/4: Die besonders Wärme liebende Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* wurde in heißen und trockenen Sommerphasen der letzten Jahre am ausgetrockneten Baumberger Tümpel (rechts) nachgewiesen, nicht jedoch in niederschlagsreicheren Jahren wie 2023 und 2024. Im Jahr 2025 konnte erstmals Fortpflanzungsverhalten (Tandem, Eiablage) nachgewiesen werden. Fotos: Baumberger Tümpel, 25.08.2025, U. Schmitz.

geschlüpfte, noch unausgefärbte Exemplare von *Lestes barbarus* nachgewiesen werden. In den Folgejahren konnte die Südliche Binsenjungfer allerdings nicht mehr gefunden werden.

Die **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens vestalis*** (Abb. 5/8) wurde erstmals im Jahr 2013 mit einem einzelnen Männchen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Danach wurde auch im Jahr 2021 wieder ein einzelnes Männchen dieser besonders Wärme liebenden Art festgestellt.

Die ebenfalls besonders Wärme liebende **Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*** (Abb. 5/13), die im Jahr 2016 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde, konnte in den Folgejahren dort nicht wieder gefunden werden. Die Art war zuvor schon im Jahr 2015 an anderen Stellen des Altrheingebietes nachgewiesen worden (SCHMITZ 2015a).

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale***, von der ein Einzelexemplar einige Jahre vor Beginn des Klimafolgenmonitorings am Baumberger Tümpel gefunden worden war (BAIERL mündl. Mittlg. 2009), konnte in den Folgejahren dort zunächst nicht wieder gefunden werden. In den heißen und trockenen Sommerphasen 2019, 2020, 2022 und 2025 gelang jedoch der Nachweis von jeweils ein bis zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser besonders Wärme liebenden Art. 2025 wurde sogar ein Tandem bei der Eiablage beobachtet. Die Tiere hielten sich an mehreren Beobachtungsterminen zwischen Mitte August und Mitte September am weitgehend bis vollständig ausgetrockneten Baumberger Tümpel auf (Abb. 5/4). Höhere Wasserstände sind wahrscheinlich ungünstig für diese Art, die in den feuchteren Sommern 2021 und 2023-2024 nicht beobachtet werden konnte.

Im Jahr 2025 konnte als einzige Libellenart mit einem Gefährdungsstatus der **Roten Liste** ein Exemplar der Keilfleck-Mosaikjungfer *Aeshna isoceles* festgestellt werden, die auch schon einmal 2019 beobachtet werden konnte (Tab. 5/3). Die Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die in manchen Jahren gelegentlich nachgewiesen wurde, besitzt als Fließgewässerart nur Gaststatus im Untersuchungsgebiet. 2018 und 2024 war das Große Granatauge *Erythromma najas* an jeweils einem Beobachtungstermin festgestellt worden. Die Kleine Pechlibelle *Ischnura pumilio* wurde In den Jahren 2022 und 2023 mit jeweils einem Exemplar nachgewiesen. Diese Art ist auf vegetationsarme und ephemere Gewässer angewiesen. Mög-

licherweise profitiert sie vom gelegentlichen Trockenfallen des Baumberger Tümpels in heißen Jahren. Die auf der Vorwarnliste stehende Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, die 2013 noch die zweithäufigste Art am Baumberger Tümpel war, konnte 2014 nur noch an einem einzigen Begehungstermin mit einem frisch geschlüpften Männchen nachgewiesen werden, in den Folgejahren gar nicht mehr, bis auf das Jahr 2023, wo nochmal ein Männchen dieser Art gefunden wurde. Der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense* kann nur in manchen Jahren im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Bei den beiden Beobachtungen der auf der Vorwarnliste stehenden Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* (Abb. 5/8) in den Jahren 2013 und 2021 handelte es sich um Einzelfunde, bei denen es keine Hinweise auf Bodenständigkeit gab, diese war aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren.

Der Wasserstand des Baumberger Tümpels ist für das Vorkommen von Libellen ein maßgeblicher Faktor. Während das Gewässer im Jahr 2009 bis 2012 jeweils im Sommer austrocknete, war der Baumberger Tümpel in den Jahren 2013-2018 sowie 2021 und 2023-2024 das ganze Jahr über mit Wasser bespannt. In den trockenen Sommern 2019, 2020, 2022 und 2025 fiel das Gewässer ab Mitte August vollständig trocken (Tab. 5/3).

Golfplatz Hubbelrath

An den Gewässern 1 und 2 des Golfplatzes Hubbelrath wurden im Untersuchungsjahr 2025 nur vier Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Die häufigste Art im Jahr 2025 war – wie in den Vorjahren – die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*. Einen stabilen Bestand auf niedrigem Niveau zeigte ansonsten nur noch die Blaugrüne Mosaikjungfer *Aeshna cyanea*, von der einstmals häufigen Weidenjungfer *Lestes viridis* wurden nur noch Einzelexemplare gesichtet.

Aus der Gruppe der **besonders Wärme liebende Arten** konnte das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) im Untersuchungsjahr 2009 erstmals im Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnte, danach wurde die Art auch in etlichen folgenden Jahren wiedergefunden, allerdings in im Vergleich zum Jahr 2009 deutlich geringeren Populationsgrößen.

Die ebenfalls besonders Wärme liebende **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/10) konnte im sehr heißen Sommer 2019 erstmals an den Gewässern des Golfplatzes nachgewiesen werden. Es handelte sich um die Beobachtung eines einzelnen Männchens Ende Juli, das am Gewässer 1 des Westplatzes patrouillierte. In den Jahren 2022 und 2023 konnte die Art am selben Gewässer mit der Einzelbeobachtung jeweils eines Männchens festgestellt werden.

Zum ersten Mal wurde die **Kleine Königslibelle *Anax parthenope*** im Jahr 2023 nachgewiesen. Es handelte sich allerdings nur um die Einzelbeobachtung eines Individuums, das auf der an Gewässer 2 angrenzenden Spielbahn flog.

Ein deutlicher Rückgang über den Beobachtungszeitraum war beim Bestand der Vierflecklibelle *Libellula quadrimaculata* zu verzeichnen, die letztmalig im Jahr 2013 gesichtet wurde. Auch insgesamt waren in den Jahren 2012-2025 an mehreren Beobachtungstagen trotz günstiger Witterung erstaunlicherweise keine oder fast keine Libellen anzutreffen. Als Ursache für den beobachteten Rückgang wurde zunächst ein Anstieg des Fischbestandes (Rotfedern, Karpfen) vermutet, die die Libellenlarven und die Unterwasservegetation dezimieren. Daher wurden im Februar 2013 die Gewässer 1 und 2 abgelassen und alle Fische entfernt. Im Sommer 2013 war wieder eine leichte Zunahme verschiedener Libellenarten festzu-

stellen, nämlich beim Kleinen Granatauge *Erythromma viridulum*, der Großen Pechlibelle *Ischnura elegans*, der Weidenjungfer *Lestes viridis* und der Großen Heidelibelle *Sympetrum striolatum.* Die Große Königslibelle *Anax imperator* konnte 2013 das erste Mal nach vier Jahren wieder beobachtet werden. In den Folgejahren gab es aber trotz fehlenden Fischbesatzes auch immer wieder Beobachtungstage, an denen trotz günstiger Witterungsbedingungen keine oder fast keine Libellen beobachtet werden konnten. Wahrscheinlich spielen hier die zunehmende Beschattung und der Laubeintrag durch die Ufergehölze sowie die damit verbundene Verschlammung eine Rolle.

Etliche der an Gewässer 1 und 2 nachgewiesenen Arten waren bereits in früheren Jahren vor Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 auf dem Gesamtgelände des Golfplatzes gefunden worden (KRAUSE 2003). Neu hinzu kamen im Laufe des Monitorings seit 2009 (in zeitlicher Reihenfolge) das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense*, die Gemeine Heidelibelle *Sympetrum vulgatum*, der Große Blaupfeil *Orthetrum cancellatum*, die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, die Falkenlibelle *Cordulia aenea* und die Kleine Königslibelle *Anax parthenope.* Die Zufallsbeobachtung eines Einzelexemplars der thermophilen und wanderfreudigen Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* durch den Autor im Jahr 2009 auf dem Golfplatz außerhalb des Untersuchungsgebietes (Bahn 18 Ostplatz), konnte in den Folgejahren nicht wiederholt werden.

Tab. 5/4: Auf dem Golfplatz Hubbelrath an Gewässer 1 und 2 nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland / Nordrhein-Westfalen / Tiefland / Bergland), * = ungefährdet, V = Vorwarnliste. Ält. Nw .= ältere Nachweise (nach KRAUSE 2003) auf den gesamten Golfplatz bezogen, x = älterer Nachweis, ! = Neunachweis für das Untersuchungsgebiet. Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Fettdruck = sicher bis wahrscheinlich bodenständig (B, sb, wb), Normaldruck = möglicherweise bodenständig bis Gast (mb, E, G) gemäß Tab. 5/2, thermophile Arten rot.

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/ TL/BL)	Ält. Nw.	2009 Ab	2010 Ab	2011 Ab	2012 Ab	2013 Ab	2014 Ab	2015 Ab	2016 Ab	2017 Ab	2018 Ab	2019 Ab	2020 Ab	2021 Ab	2022 Ab	2023 Ab	2024 Ab	2025 Ab
Aeshna affinis	*/*/*/R												1			1	1		
Aeshna cyanea	*/*/*/*	x	**1**	**1**	**2a**	**1**	**2a**	**2a**	**1**	1	1	**1**	**1**	1	1	1	1	1	**1**
Aeshna mixta	*/*/*/*	x	1	1	**1**	1	2a	1	1	1					1	1		2a	
Anax imperator	*/*/*/*	x	**1**				**1**	1	1								1		
Anax parthenope	*/D/D/D																1!		
Brachytron pratense	*/3/3/2						**1!**												
Calopteryx virgo	*/V/2/*									1					1				
Coenagrion puella	*/*/*/*	x	**4b**	**4b**	**4b**	**4b**	**4b**	**3b**	**4a**	**5**	**4a**	**4a**	**4b**	**4a**	**4a**	**3a**	**2b**	**2b**	**2b**
Cordulia aenea	*/*/*/*															1!			
Erythromma viridulum	*/*/*/*		**3a!**	1	2a	1	**2b**		**1**	**1**			**1**						
Ischnura elegans	*/*/*/*	x	**3b**	**2b**	**2a**	**2a**	**3a**	1	2a	1	**2a**	**2a**	**1**	**1**		2a	2a	1	
Lestes viridis	*/*/*/*	x	**3a**	**2b**	**1**	**1**	**2b**	**3a**	**2a**	1	**2a**	**3a**	**2a**	**2a**	**3a**	**2b**	**2a**	**2a**	1
Libellula depressa	*/V/V/V	x		1	1	1					1				1				
Libellula quadrimaculata	*/*/*/*	x	**2b**		1	**2a**	1												
Orthetrum cancellatum	*/*/*/*											1!							
Platycnemis pennipes	*/*/*/*																1!		
Pyrrhosoma nymphula	*/*/*/*	x	**3a**	**3a**	**3a**	**3a**	1	**3a**	**3a**		1	**2b**	1		1				
Sympetrum sanguineum	*/*/*/*	x	1									1	1		1				
Sympetrum striolatum	*/*/*/*	x		1	1	1	2b	**1**		1	1	1			**2a**			1	1
Sympetrum vulgatum	*/*/*/*								**1!**						1				
Thermophile/Gesamtzahl			**1**/10	**1**/9	**1**/10	**1**/10	**1**/11	**0**/8	**1**/9	**1**/8	**0**/7	**0**/8	**2**/8	**0**/4	**0**/10	**1**/7	**2**/8	**0**/6	**0**/4

Diskussion

In den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf wurden im Lauf der Untersuchungsjahre bereits etliche besonders Wärme liebende Libellenarten mit südeuropäischem Verbreitungsschwerpunkt gefunden. Einzelne Jahre zeichneten sich zwar insgesamt durch eine nur geringe Zahl an Libellenarten und Individuen in beiden Untersuchungsgebieten aus, hier spielten möglichweise ungünstige Witterungsbedingungen zu den Schlupfzeiten einzelner Arten eine Rolle. Betrachtet man die bisherigen Ergebnisse des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann zusammen, und nimmt auch ältere Libellenuntersuchungen hinzu, zeigt sich eine deutlich steigende Tendenz an thermophilen Libellenarten (Tab. 5/5, Abb. 5/5). Diese steigende Anzahl beruht sicher nicht in erster Linie auf einer steigenden Untersuchungsintensität, sondern stellt eine reale Steigerung der Nachweise thermophiler Libellenarten dar.

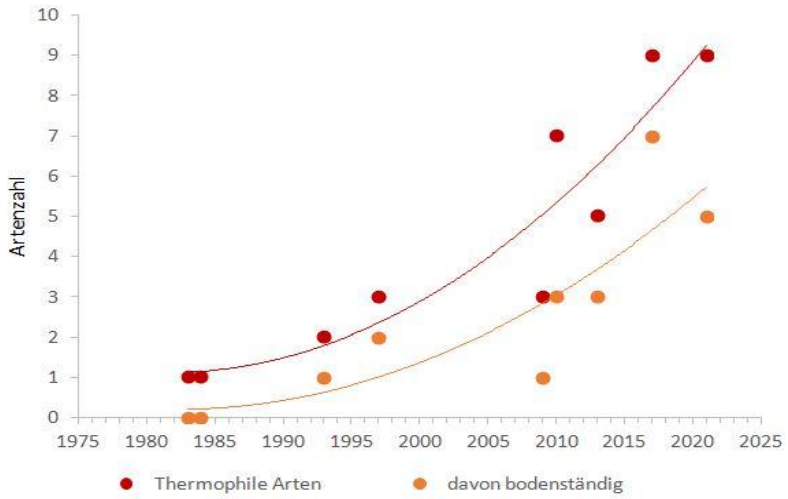


Abb. 5/5: Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann mit Trendlinie (polynomisch). Quellen älterer Nachweise vor 2009 siehe Legende von Tab. 5/5. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt.

Tab. 5/5: Thermophile Libellenarten und Jahresangaben in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kr. Mettmann (Baumberger Tümpel, Golfpl. Hubbelrath Gew. 1 und 2, Further Moor, Klingenberger See, Kleingew. südl. des Klingenb.. Sees). Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt. x = Nachweis von Einzelfunden oder Bodenständigkeit nicht auszuschließen, X = bodenständig oder sehr wahrscheinlich bodenständig (Schlupf, Reproduktionsverhalten). Quellen älterer Nachweise vor 2009: PUTZER & HÜBNER 1980, HÜBNER 1985, 1988, WEBER & PASTORS 1987, VERBÜCHELN & WITTIG 1987, HINZ 1988, SCHMITZ 1991, IVÖR 1991, STORSBERG in HENF 1994, IVÖR 1995, BRAUN 1997, BÖHM schriftl. Mittlg. 2003, KRAUSE 2003, LINKE 2009, BAIERL mündl. Mittlg. 2009, YOU schriftl. Mittlg. 2017.

Wissenschaftl. Name	vor 79	79	80	81	82	83	84	85	87	89	93	97	08	09	10	13	17	21
Aeshna affinis														x	x			x
Anax parthenope														x	x	X	X	X
Ceriagrion tenellum															x		X	X
Coenagrion scitulum																	X	
Crocothemis erythraea															X	X	X	X
Erythromma lindenii											X	X		X	X	X	X	x
Erythromma viridulum								x	x			X		X	x	X	x	X
Gomphus pulchellus						x	x				x			x	X	x	X	X
Lestes barbarus															X			
Lestes virens												x				x	x	X
Sympetrum fonscolombii															x		X	x
Sympetrum meridionale																		x
Summe 12						**1**	**1**	**1**	**1**		**2**	**3**		**5**	**9**	**6**	**9**	**11**
davon bodenständig						**0**	**0**	**0**	**0**		**1**	**2**		**2**	**3**	**3**	**7**	**6**

Neben der Klimaentwicklung sind weitere Faktoren zu berücksichtigen, die das Artenspektrum und die Abundanz von Libellen beeinflussen. So hat auch der Wasserstand des Baumberger Tümpels Auswirkungen auf das Vorkommen und die Häufigkeit der Arten. Das Vorkommen besonders Wärme liebender Arten wird durch niedrigen Wasserstand und hohe Wassertemperaturen eher begünstigt, andererseits wirkt eine vollständige Austrocknung auch limitierend auf daran nicht angepasste Arten. Höhere Wasserstände bewirken bei Gewässern geringere Wassertemperaturen im Sommer, was sich wahrscheinlich auf das Vorkommen besonders thermophiler Arten eher ungünstig auswirkt. Für die geringen Artenzahlen an den Gewässern am Golfplatz ist wahrscheinlich eine der Ursachen in den Gehölzen am Ufer zu sehen, die durch starken Laubeintrag und dadurch verursachte Faulschlammbildung sowie durch Beschattung die Lebensbedingungen in beiden Gewässern ungünstig beeinflussen. Möglicherweise spielt auch die zunehmend dichtere Wasserlinsendecke eine Rolle.

Das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) verlagert seine nördliche Arealgrenze bereits seit einigen Jahrzehnten in Richtung Norden (WILDERMUTH & MARTENS 2014, 2019, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). *Erythromma viridulum* kam ursprünglich in großen Teilen Nordwesteuropas nicht vor, ist dort aber seit den 1980er bis 1990er Jahren nicht mehr selten (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). In Nordrhein-Westfalen wurde die Art erstmals 1877 nachgewiesen (KOLBE 1878). Seither hat sich *Erythromma viridulum* signifikant ausgebreitet. Die Hauptursache dieser Zunahme wird in der Erwärmung des Klimas gesehen (CONZE et al. 2010). Während *Erythromma viridulum* in den 1980er Jahren noch als stark gefährdet auf der Roten Liste stand (SCHMIDT & WOIKE 1986), wurde die Art aufgrund ihrer Zunahme in den darauffolgenden Jahrzehnten für Nordrhein-Westfalen als ungefährdet eingestuft (SCHMIDT & WOIKE 1999, CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Das Vorkommen des Kleinen Granatauges am Baumberger Tümpel, das dort im Jahr 2009 einen recht großen Bestand mit Reproduktionsverhalten bildete (SCHMITZ et al. 2010) und in etlichen Folgejahren in schwankender Populationsgröße wiedergefunden werden konnte, ist bereits seit den 1980er Jahren bekannt (HINZ 1988). Eine Ursache für das völlige Verschwinden der Art am Baumberger Tümpel in manchen Jahren (wie 2010, 2011, 2020) ist in den niedrigen Wasserständen in diesen Untersuchungsjahren zu suchen, so dass die von dieser Art präferierten Habitatstrukturen mit Wasserlinsen- und Schwimmblattvegetation nicht vorhanden waren. Möglicherweise macht sich der Klimawandel am Baumberger Tümpel neben einer Temperaturerhöhung zusätzlich in Form von verringerten Sommerniederschlägen besonders deutlich bemerkbar, indem das Flachwasserbiotop im Sommer zunehmend austrocknet. Allerdings konnte die Art in manchen Jahren mit ganzjährig hohem Wasserstand (wie 2013) dort ebenfalls nicht nachgewiesen werden. An den Gewässern des Golfplatzes Hubbelrath konnte das Kleine Granatauge nach dem Erstnachweis

Abb. 5/6: Beim Kleinen Granatauge *Erythromma viridulum* ist seit einigen Jahrzehnten eine nordwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten. Die Wärme liebende Art zeigt am Baumberger Tümpel und an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath sehr schwankende Populationsgrößen und ist nicht in jedem Jahr zu beobachten. Foto: Tandem bei der Eiablage, Baumberger Tümpel, 17.09.2014, U. Schmitz.

2009 dort auch in etlichen Folgejahren wiedergefunden werden, ebenfalls mit schwankender Individuenzahl. Die Abnahme in den ersten Untersuchungsjahren war möglicherweise auf gestiegene Fischbestände in den Gewässern 1 und 2 (Rotfedern, Karpfen) zurückzuführen. Nach der Entfernung der Fische im Winter 2013 zeigte sich anschließend eine leichte Erholung des Bestandes, in vielen Folgejahren konnte die Art dennoch nicht nachgewiesen werden. Die Einwanderung in das Gebiet des relativ hoch gelegenen und damit vergleichsweise kühlen Golfplatzes Hubbelrath seit 2009 ist im Hinblick auf klimabedingte Veränderungen besonders bemerkenswert.

Bei der **Südlichen Binsenjungfer *Lestes barbarus*** (Abb. 5/7) handelt es sich um eine thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt. Diese wanderfreudige Art hat ihr Areal in den letzten Jahrzehnten deutlich nach Norden ausgeweitet, insbesondere seit den 1990er Jahren (OTT 2006, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015). *Lestes barbarus* gilt daher für den Bereich Mitteleuropas als Gewinner des Klimawandels (OTT 2008, MENKE & CONZE 2009). Die Art profitierte aber auch von der Anlage flacher, sich schnell erwärmender Artenschutzgewässer (MENKE et al. 2016). Bei der Neuauflage der Roten Listen wurde die Südliche Binsenjungfer sowohl in Deutschland als auch in NRW jeweils von stark gefährdet (OTT & PIPER 1998, SCHMIDT & WOIKE 1999) auf ungefährdet (OTT et al. 2015, 2021, CONZE & GRÖNHAGEN 2010) herabgestuft. Auf regionaler Ebene wurde die Art bereits an mehreren Stellen beobachtet. So berichtet BAIERL (schriftl. Mittlg. 2010) von Vorkommen der Art in Ratingen (Kr. Mettmann), die dort seit 1983 bodenständig sind. Ein weiteres Gewässer in Ratingen sei seit mindestens 1997 besiedelt. Hin und wieder findet man Einzeltiere an verschiedenen Stellen im Kreis Mettmann. 2006 wurden in Erkrath-Unterfeldhaus schlüpfende Tiere gefunden (BAIERL schriftl. Mittlg.). Im Untersuchungsgebiet Baumberger Tümpel wurde die Art 2010 erstmals nachgewiesen und für 2011 der Reproduktionsnachweis erbracht. Im Further Moor wurde 2021 ein altes Einzelexemplar festgestellt (SCHMITZ et al. 2022).

Abb. 5/7: Die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* ist eine Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, die ihr Areal in den letzten Jahrzehnten nach Norden ausdehnen konnte. Foto: Baumberger Tümpel 15.07.2010, U. Schmitz.

Die **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*** (Abb. 5/8) ist eine Wärme liebende Art, deren Bestände in Mitteleuropa nach jahrzehntelanger rückläufiger Entwicklung (BELLMANN 2007) seit ca. 15-20 Jahren wieder eine gewisse Erholung und Ausbreitung zeigen (CONZE schriftl. Mittlg. 2013, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). Dies war auch der Anlass sie in der aktuellen Roten Liste für NRW (CONZE et al. 2010) für das Tiefland als ungefährdet einzustufen, nachdem die Art in den beiden Vorgängerlisten (SCHMIDT & WOIKE 1986 und 1999) noch als stark gefährdet verzeichnet war. Auch bei der Neuauflage der Roten Liste Deutschlands wurde die Art von vormals stark gefährdet (OTT & PIPER 1998) auf ungefährdet herabgestuft (OTT et al. 2015, 2021). CONZE (schriftl. Mittlg. 2013) hält einen Zusammenhang mit

Abb. 5/8: Die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* ist eine Art, die in den letzten Jahren begünstigt von der Klimaerwärmung zunehmen konnte. Am Baumberger Tümpel konnte sie 2013 und 2021 gefunden werden. Foto: Männchen, Baumberger Tümpel, 03.09.2021, U. Schmitz.

dem Klimawandel für wahrscheinlich: „Obwohl die genaue Wirkungskette sicher weiter aufzuklären sind wird, halte ich die Art in der Tat für einen Klimagewinner. In NRW ist das aufgrund der Verzahnung von Flach- und Bergland im Übergang zwischen atlantischer und kontinentaler Region, aber vor allem durch die Klimabesonderheiten der Ballungsräume an Rhein und Ruhr, nicht so deutlich und einfach, aber gute alternative Erklärungen kenne ich zur Zeit nicht." Die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* wird daher in einer Übersicht über die Libellenfauna in NRW (CONZE 2011) in einer Aufzählung von Arten, die vom Klimawandel profitieren, aufgeführt, und auch BOUDOT & KALKMAN (2015) sowie MENKE et al. (2016) sehen die rezente Ausbreitung als eine wahrscheinliche Folge des Klimawandels. Beim im Jahr 2013 ebenfalls durchgeführten Klimafolgenmonitoring im Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2014) konnte *Lestes virens* erstmals nach 15 Jahren (BRAUN 1997) wieder im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen werden, die Beobachtung konnte in den folgenden Untersuchungsjahren wiederholt werden (SCHMITZ et al. 2018, 2022, HÖNER 2022). Der einzige weitere Nachweis von *Lestes virens* im Kreis Mettmann war zuvor ein alter Fund in der Hildener Heide gewesen (LE ROI 1915 zitiert in IVÖR 1995). Einen weiteren Fund von *Lestes virens* in der Region konnte H. J. WAGNER in Neuss-Norf machen, wo er 2013 zwei Männchen an einem Artenschutzgewässer nachweisen konnte (BRAUN schriftl. Mittlg. 2014).

Abb. 5/9: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* ist eine besonders Wärme liebende Art mit zunehmenden Fundmeldungen in Mitteleuropa. Im Jahr 2023 konnte die Art erstmals am Baumberger Tümpel festgestellt und 2025 wiedergefunden werden. Foto: Kopula, Baumberger Tümpel, 07.07.2023, U. Schmitz.

Die **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*** (Abb. 5/3 und 5/9) ist eine weitere thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, bei der seit einigen Jahren eine nord- und ostwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten ist, die auf Klimaänderungen zurückgeführt wird (z. B. DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, OTT 2008, 2010, CONZE et al. 2010, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016, WILDERMUTH & MONNERAT 2020). Insbesondere seit Beginn des 21. Jahrhunderts ist eine zunehmende Zahl von Fundmeldungen auch in Deutschland zu verzeichnen (u. a. GREBE et al. 2006, HUNGER 2011, LINGENFELDER 2011, WEIHRAUCH et al. 2011, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016, LIECKWEG 2024). Dagegen haben sich einige historische

Fundmeldungen für Nordwestdeutschland aus den 1940er und 1960er Jahren als falsch herausgestellt oder sind noch Gegenstand des wissenschaftlichen Diskurses (LIECKWEG et al. 2023, LOHMANN 2023). Im Jahr 2011 konnte die Gabel-Azurjungfer erstmals für das Stadtgebiet Düsseldorf nachgewiesen werden. Es handelte sich um einen Fund an Kleingewässern auf dem Gelände des Klärwerkes in Düsseldorf-Hamm ohne Reproduktionsnachweis (BÖHM mündl. Mittlg. 2011). Im Jahr 2017 wurde *Coenagrion scitulum* im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann erstmals im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen. Der Fund war gleichzeitig der Erstnachweis dieser Art für den Kreis Mettmann. Es handelte sich um ein frisch geschlüpftes Einzeltier, wodurch der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde (SCHMITZ et al. 2018). Im Jahr 2023 konnte die Art erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. Es handelte sich um ca. sieben bis zehn Individuen, die Reproduktionsverhalten (Tandem, Kopula) zeigten. Im Jahr 2025 konnte ein einzelnes Männchen der Art am Baumberger Tümpel wiedergefunden werden.

Die **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/10) ist eine ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete Libellenart, die in besonderem Maße von der Erwärmung des Klimas mit einer nördlichen Ausweitung ihres Areals profitiert (MENKE et al. 2009, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). Die Art wurde zum ersten Mal am Baumberger Tümpel im Jahr 2009 nachgewiesen. Dabei handelte es sich um ein einzelnes Männchen, das sich mehrere Wochen im Untersuchungsgebiet aufhielt und ein festes Jagdrevier hatte. Die nächsten Nachweise am Baumberger Tümpel folgten in den besonders heißen Sommern 2018 mit dem Einzelfund eines Männchens und 2019 über einen Zeitraum von mehreren Wochen mit mindestens zwei Männchen. Eine weitere Steigerung war im Jahr 2020 festzustellen, wo sich die Art über mehrere Wochen im Gebiet aufhielt, in denen zeitweise mindestens sieben

Abb. 5/10: Die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* profitiert von der Klimaerwärmung und ist im Untersuchungsgebiet Baumberger Tümpel mit deutlich steigender Tendenz zu finden. Durch den Fund einer Exuvie am Urdenbacher Altrhein unweit des Baumberger Tümpels gelang HOLTSCHULTE (2020) erstmals der Bodenständigkeitsnachweis für die Region. Foto links: Männchen, Baumberger Tümpel, 12.08.2020, U. Schmitz. Rechtes Bild links: Exuvie von *Aeshna affinis* Männchen ventral ex Urdenbacher Altrhein, leg. F. Holtschulte 01.06.2020, rechts daneben eine Exuvie von *Aeshna cyanea*, leg. U. Schmitz) zum Vergleich, Foto U. Schmitz.

Männchen gleichzeitig beobachtet wurden sowie ein Weibchen, das Eiablageverhalten zeigte. In den Folgejahren wurde die Art jedes Jahr in schwankender Anzahl festgestellt mit einer positiven Korrelation der Individuenzahl in trockenen Sommern. In der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebietes wurde die Südliche Mosaikjungfer 2010 erstmals am Klingenberger See im Kreis Mettmann beobachtet (SCHMITZ et al. 2011). Am 28.06.2011 wurde ein Männchen der Art in der Urdenbacher Kämpe ca. 1,6 km vom Baumberger Tümpel entfernt an Artenschutzgewässern am Baumberger Graben nachgewiesen (KRAUSE schriftl. Mittlg. 2011). SONNENBURG & BÖHM (2009) berichten von einem Fund dreier Exemplare im Jahr 2006 in der Ohligser Heide bei Solingen. HOLTSCHULTE (2020) konnte im Jahr 2020 durch den Fund einer Exuvie im Altrheingebiet bei Düsseldorf Urdenbach erstmals den Bodenständigkeitsnachweis dieser Art für die Region erbringen (Abb. 5/10). Auf die weitere Einwanderung, Fortpflanzung und Ausbreitung dieser Art ist besonders in warmen Sommern zu achten.

Bei der **Kleinen Königslibelle *Anax parthenope*** (Abb. 5/11) handelt es sich um eine thermophile Art des Schwarz- und Mittelmeerraumes, die ihr Areal seit einigen Jahrzehnten, insbesondere aber seit den 1990er Jahren, nordwärts ausdehnt (STERNBERG & BUCHWALD 2000, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, MENKE & CONZE 2009, MENKE et al. 2009, BOUDOT & KALKMAN 2015, WILDERMUTH & MARTENS 2019). In Nordrhein-Westfalen wurde die Kleine Königslibelle zum ersten Mal im Jahr 1983 nachgewiesen (LEMPERT 1984), den ersten Vermehrungsnachweis für NRW erbrachte BÖHM (2003). Die Art schafft es bereits seit etlichen Jahren, sich in Düsseldorf und dem Kreis Mettmann zu reproduzieren, (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, KRAUSE mündl. Mittlg. 2009, 2012, BÖHM schriftl. Mittlg 2010, 2012, SCHMITZ eigene Beobachtungen 2013-2025). So existiert ein bodenständiges Vorkommen von *Anax parthenope* in der Nähe der Düsseldorfer Kläranlage (BAIERL mündl. Mittlg. 2009). Im Bereich des Unterbacher Sees und des Elbsees konnte in den Jahren 2009 und 2013 bis 2025 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg. 2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2025). Nach eigenen Beobachtungen war *Anax parthenope* in den Sommern seit 2013 sogar die häufigste Großlibelle am Unterbacher See. STEINHOFF et al. (2011) fanden die Art in den Jahren 2008-2010 bei Kartierungen des Südparks und des Botanischen Gartens Düsseldorf, davon im Jahr 2008 mit Reproduktionsverhalten. Am Klingenberger See im Kreis Mettmann konnte die Art 2009 erstmals als Gast nachgewiesen und in den Folgejahren mit Reproduktionsverhalten wiedergefunden werden (SCHMITZ et al. 2011, 2014, 2018, 2022). Die Kleine Königslibelle wurde 2015 im Rahmen des Libellenmonitorings am Urdenbacher Altrhein Düsseldorf in der Nähe des Baumberger Tümpels nachgewiesen (SCHMITZ 2015a) und konnte im besonders warmen Sommer 2019 erstmals am Baumberger Tümpel mit einem fliegenden Tandem beobachtet werden. Seit dem Jahr 2021 fliegt die Königslibelle dort jedes Jahr in schwankender Anzahl aber mit zunehmender Tendenz (2023 mit ca. sieben bis zehn Exem-

Abb. 5/11: Die ursprünglich aus dem Mittelmeerraum stammende Kleine Königslibelle *Anax imperator* konnte ihr Areal nach Mitteleuropa ausdehnen und ist an manchen Gewässern der Region inzwischen eine häufige Erscheinung. Foto: Tandem bei der Eiablage, Klingenberger See Langenfeld, 22.06.2017, U. Schmitz.

plaren gleichzeitig). Erstmals konnte die Art 2023 auch mit einem Einzelfund am vergleichsweise hoch gelegenen und damit relativ kühlen Gewässer am Golfplatz Hubbelrath beobachtet werden.

Die ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** (Abb. 5/12) ist das Paradebeispiel einer Art, die ihr Areal als Folge der Klimaerwärmung nord- und ostwärts ausdehnt (OTT 2007, 2010, MENKE et al. 2009). Nach dem Erstnachweis in Nordrhein-Westfalen im Jahr 1977 bei Monheim (durch FERWER in WEITZEL 1978, KIKILLUS & WEITZEL 1981, MENKE et al. 2016) häufte sich die Zahl der Nachweise insbesondere seit dem Beginn der 2000er Jahre, darunter etliche bodenständige Vorkommen. In diesem Zeitraum konnte sie bereits auch schon vereinzelt auf Düsseldorfer Stadtgebiet gefunden werden, zum Teil auch mit Vermehrungsnachweis (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010). Regelmäßig wird diese Art seit ca. 2010 an mehreren Stellen im Raum Düsseldorf (KRAUSE mündl. Mittlg. 2012, STEINHOFF et al. 2011) und im Kreis Mettmann beobachtet, unter anderem auch im Rahmen von Erhebungen für das Klimafolgenmonitoring des Kreises Mettmann am Klingenberger See seit 2010 und im Further Moor seit 2017 (SCHMITZ et al. 2014, 2018, 2022). Am Baumberger Tümpel konnte die Art erstmals 2018 beobachtet werden. Die Ausbreitung der Feuerlibelle wird durch den Klimawandel gefördert (BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016), und eine weitere Zunahme dieser Art ist zu erwarten.

Abb. 5/12: Die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* ist eine besonders Wärme liebende Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, die in den letzten Jahren immer wieder am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden konnte. Foto: Männchen, Baumberger Tümpel, 09.07.2024, U. Schmitz.

Abb. 5/13: Die Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* gehört zu den besonders Wärme liebende Arten. Sie kommt bislang im Bereich des Baumberger Tümpels und des benachbarten Urdenbacher Altrheins nur unregelmäßi8g vor. Foto: Männchen in Obelisk-Stellung, Urdenbacher Altrhein 05.06.2015, U. Schmitz.

Die **Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*** (Abb. 5/13) ist im Mittelmeerraum eine der häufigsten Großlibellenarten und breitet sich seit einigen Jahrzehnten zunehmend nach Mitteleuropa aus. In der Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts beschränkte sich die Reproduktion dieser Art in Deutschland noch auf den Bodenseeraum (SCHIEMENZ 1953). Seit den 1990er Jahren konnte eine deutliche nordwärts gerichtete Erweiterung des Areals beobachtet werden, die zumindest in Teilen durch den Klimawandel verursacht wurde, und die gegenwärtig noch andauert, wobei seit Beginn des 21. Jahrhunderts bereits Teile Skandinaviens und des Baltikums besiedelt wurden (BOUDOT & KALKMAN. 2015). Die Art hat eine frühe Eiablage, einen schnellen Entwicklungszy-

klus mit zwei Generationen pro Jahr, und ihre Larven sind in gewissem Umfang in der Lage, ein Austrocknen des Entwicklungsgewässers zu tolerieren. Durch diese Fähigkeiten wird der mögliche negative Effekt des Klimawandels, dass durch verringerte sommerliche Niederschläge potenzielle Vermehrungsgewässer trockenfallen, größtenteils kompensiert (MENKE et al. 2009). Seit Mitte der 1990er Jahre gibt es auch in Nordrhein-Westfalen zahlreiche etablierte Vorkommen (LEMPERT 1997, KORDGES & KEIL 2000, BÖHM 2003, KORDGES 2006, MENKE et al. 2009, MENKE et al. 2016). Die Frühe Heidelibelle wurde im Jahr 2016 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Im Jahr zuvor war sie bereits am benachbarten Urdenbacher Altrhein gefunden worden (SCHMITZ 2015a). Am Urdenbacher Altrhein, aber auch an anderen Stellen der Stadt Düsseldorf sowie in Neuss wurde Fortpflanzungsverhalten beobachtet (BÖHM mündl. Mittlg., SCHMITZ 2015a, 2015b, KRAUSE schriftl. Mittlg. 2019).

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*** (Abb. 5/4 und 5/14) ist eine Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa (BOUDOT & KALKMAN 2015). Sie besiedelt flachgründige, sommerwarme Kleingewässer, die während der heißen Jahreszeit oft trockenfallen (WILDERMUTH & MARTENS 2019). In Deutschland hat sich die Art seit der Jahrtausendwende langsam und mit zeitweiligem Entwicklungserfolg ausgebreitet, sich aber nur in wenigen Gebieten mehrjährig etabliert (BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016, WILDERMUTH & MARTENS 2019). Der erste belegte Nachweis und gleichzeitig der erste Fortpflanzungsnachweis für Nordrhein-Westfalen gelang BÖHM (2002) durch den Fang eines frisch geschlüpften Weibchens im NSG Kirberger Loch bei Monheim im Jahr 2000. Dieses Gebiet liegt nur ca. 2 km Luftlinie vom Untersuchungsgebiet Baumberger Tümpel entfernt. Nachdem BAIERL (mündl. Mittlg. 2009) von einem Einzelfund der Südlichen Heidelibelle am Baumberger Tümpel „vor vielen Jahren“ berichtete, wurde die Art dort zunächst viele Jahre nicht wiedergefunden. In heißen und trockenen Sommerphasen der Jahre 2019, 2020, 2022 und 2025 gelang jedoch der Nachweis von jeweils ein bis mehreren gleichzeitig anwesenden Männchen dieser besonders Wärme liebenden Art (Abb. 5/4, Abb 5/14). 2025 wurde sogar ein Tandem bei der Eiablage beobachtet. Die Südliche Heidelibelle wurde zum Teil auch schon an anderer Stelle für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen, es handelte sich dabei bislang aber nur um wenige Einzelfunde. In einem Einzelfall konnte im Jahr 2003 ein frisch geschlüpftes Exemplar der Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* im Bereich der Grube 7 (Kreis Mettmann) nachgewiesen werden (KORDGES schriftl. Mittlg. 2010), im Jahr 2009 wurde vom Autor ein einzelnes Männchen auf dem Golfplatz Hubbelrath in Düsseldorf gefunden, allerdings außerhalb des Untersuchungsgebietes des vorliegenden Klimafolgenmonitorings. HOLTSCHULTE (2020) konnte im heißen Sommer 2020 ein Paarungsrad der Art im Bereich des Urdenbacher Altrheins feststellen. Im Jahr 2021 wurden zwei Exemplare am Klingenberger See bei Langenfeld im Kreis Mettmann beobachtet (SCHMITZ 2022).

Abb. 5/14: Die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum. Sie ist recht tolerant gegenüber einem Austrocknen der Gewässer. Die Art wurde in heißen und trockenen Sommerphasen der letzten Jahre am weitgehend trocken gefallenen Baumberger Tümpel nachgewiesen, zum Teil sogar mit Fortpflanzungsverhalten. Foto: Männchen am ausgetrockneten Baumberger Tümpel, 12.08.2020, U. Schmitz.

Weitere Arten mit Ausbreitungstendenz, die im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann bodenständige Vorkommen etabliert haben, sind die **Pokaljungfer *Erythromma lindenii*** und die **Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus***. Diese ursprünglich süd- und westeuropäischen Arten haben ihr Areal seit Jahrzehnten nord- und ostwärts ausgedehnt (SUHLING & MÜLLER 1996, KUHN & BURBACH 1998, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, LEHMANN & NÜSS 2015, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016, WILDERMUTH & MARTENS 2019, HOLUŠA 2023). Und diese Arealerweiterung hält weiter an, so wurde *Gomphus pulchellus* im Jahr 2013 zum ersten Mal in Montenegro nachgewiesen (BUCZYŃSKI et al. 2013), im Jahr 2014 dann auch in Tschechien (ČERNÝ et al. 2014, VLAŠÁNEK et al. 2016, TÁJEK 2021), und 2017 folgte der Erstnachweis für Sachsen (BÖHME & BROCKHAUS 2017). Die Zunahme der Kiesgruben, die von manchen Autoren als Ursache der Arealausweitung angegeben wird (SUHLING & MÜLLER 1996, BELLMANN 2007), reicht bei beiden Arten als alleinige Begründung wohl nicht aus, sondern wird sehr wahrscheinlich durch die Erwärmung des Klimas begünstigt (KUHN & BURBACH 1998, STERNBERG & BUCHWALD 1999, 2000). Im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann besiedeln beide Arten vor allem Kiesgruben, so zum Beispiel den Klingenberger See bei Langenfeld (SCHMITZ et al. 2022). *Gomphus pulchellus* wurde 2025 erstmals mit einem Einzelexemplar am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Auf dem Gelände des Golfplatzes Hubbelrath wurde *Gomphus pulchellus* 2011 und 2014 außerhalb des Untersuchungsgebietes nachgewiesen (KRAUSE mündl. Mittlg. 2011, SCHMITZ eigene Beobachtung 2014). *Gomphus pulchellus* ist sehr mobil und kann auch in untypischen Lebensräumen angetroffen werden, so zum Beispiel auf Mähwiesen (Golfplatz Hubbelrath) oder in Mooren, wie im Further Moor im Kreis Mettmann (SCHMITZ 2022).

Im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann konnte im Further Moor bei Langenfeld eine größere Population der **Zarten Rubinjungfer (= Scharlachlibelle, Späte Adonislibelle) *Ceriagrion tenellum*** nachgewiesen werden (SCHMITZ et al. 2022). Die Art bildet dort eine große Population mit wachsender Tendenz, Nachdem im Untersuchungsjahr 2017 an den Begehungsterminen jeweils bis zu zehn Individuen beobachtet wurden, waren es im Jahr 2021 schon ca. 50 Individuen. Frisch geschlüpfte Exemplare erbrachten den Nachweis der Bodenständigkeit (SCHMITZ et al. 2018, 2022, HÖNER 2023). Einzelne Sichtungen dieser Art hatte es im Further Moor auch schon im Jahr 2010 (YOU schriftl. Mittlg.) und 2016 (SCHULZE mündl. Mittlg.) gegeben. Ältere Fundangaben aus der Region des Untersuchungsgebietes für die Hildener Heide und Düsseldorf-Eller stammen vom Beginn des letzten Jahrhunderts (LE ROI 1915). Diese thermophile Libelle hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Mittelmeerraum, das Areal erstreckt sich vom Maghreb über die Iberische Halbinsel, Italien, Frankreich und die Beneluxstaaten bis in den Nordwesten Deutschlands (BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015). Die Art kommt auch in der Westhälfte Nordrhein-Westfalens vor, wo sie Moorgebiete im Flachland bevorzugt (MENKE et al. 2016). Nachdem die Zarte Rubinjungfer im zwanzigsten Jahrhundert zunächst Rückgänge durch Lebensraumzerstörung gezeigt hatte, war in den letzten Jahrzehnten sowohl eine Bestandserholung aufgrund von Naturschutzmaßnamen als auch eine Arealerweiterung in Richtung Nordosten zu beobachten, die auf höhere Temperaturen durch den Klimawandel zurückgeführt wird (MÜLLER 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, WILDERMUTH & MARTENS 2019). Die Larven gelten als empfindlich gegen Frost und Austrockung der Brutgewässer (CLAUSNITZER et al. 2007).

Darüber hinaus konnte in Nordrhein-Westfalen auch beim **Südlichen Blaupfeil *Orthetrum brunneum*** eine vom Klimawandel begünstigte Einwanderung und Zunahme verzeichnet werden (CONZE et al. 2010, MENKE et al. 2016). Die Art wurde in einzelnen Jahren auch schon für Düsseldorf und den benachbarten

Kreis Mettmann nachgewiesen. Beim Südlichen Blaupfeil handelt es sich bislang um seltene Einzelbeobachtungen bei sehr heißer Witterung, so am Brücker Bach in Düsseldorf-Wersten (BÖHM mündl. Mittlg).

Die **Schabrackenlibelle *Anax ephippiger*** wandert regelmäßig von ihrem Verbreitungsschwerpunkt in Afrika in den Mittelmeerraum ein, wo sie sich auch fortpflanzen kann, und gelegentlich dringt die Art bis nach Mitteleuropa vor (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). So berichtet CONZE (schriftl. Mittlg. 2019) von einem gehäuften Einfliegen der Schabrackenlibelle nach Westdeutschland, Belgien und in die Niederlande in den besonders warmen und trockenen Sommern der Jahre 2018 und 2019[1].

Gelegentlich sind Einflüge von Moosjungfern *Leucorrhinia*, die nicht als thermophil gelten, in der Region zu verzeichnen. Ein massiver Einflug von **Großer Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*** und **Nordischer Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda***, wie er im Mai 2012 am Baumberger Tümpel zu beobachten war, konnte zur selben Zeit auch in anderen Teilen Deutschlands sowie in Belgien, den Niederlanden und Norditalien verzeichnet werden (BOUDOT & KALKMAN 2015). Für NRW berichtet CONZE (schriftl. Mittlg. 2012) von über 30 zeitgleichen Funden, wobei – im Gegensatz zum Baumberger Tümpel – zum Teil auch Weibchen und Paarungsräder beobachtet wurden. Die Herkunft der nachgewiesenen Tiere sowie die Ursache ihrer Wanderbewegungen sind unklar, so dass auch klimatische Ursachen zurzeit weder erkennbar sind noch völlig ausgeschlossen werden können. OTT (2012) vermutet eine Herkunft der eingeflogenen Tiere aus dem Nordosten Deutschlands aufgrund der dortigen positiven Populationsentwicklung und günstiger Witterungsbedingungen. Der typische Lebensraum beider Arten sind eigentlich Moorgewässer (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). Grundsätzlich gelten Hochmoorarten allgemein überwiegend eher als Verlierer des Klimawandels. Die Große Moosjungfer steht als Art von gemeinschaftlichem Interesse sowohl auf Anhang II als auch auf Anhang IV der FFH-Richtlinie und ist damit eine der sehr wenigen FFH-Libellenarten in NRW. Interessant ist in dem Zusammenhang, dass die Große Moosjungfer im FFH-Artensteckbrief des LANUV als „besonders standorttreu“ beschrieben wird (LANUV 2012), größere Wanderbewegungen scheinen also keineswegs der Normalfall zu sein. Andererseits prognostizieren JAESCHKE et al. (2013), dass die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Ausbreitungsstrategie durch den Klimawandel im Gegensatz zu anderen FFH-Libellenarten insgesamt an Areal gewinnen wird. Dies gilt jedoch nur für ganz Europa, während in Deutschland ein starker Arealverlust prognostiziert wird (JAESCHKE et al. 2014). In den Jahren nach dem Einflug 2012 konnten die Große und die Nordische Moosjungfer nicht mehr am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. 2013 gab es allerdings Funde der Nordischen Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda* und der Kleinen Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* im Further Moor bei Langenfeld, Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2014). In den Jahren nach 2016 wurde die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* regelmäßig im Further Moor gefunden, die Art zeigte dort in den Jahren 2016 und 2020 sogar Kopula und Eiablage, 2021 und 2023 konnte jeweils eine Exuvie gefunden werden (SCHMITZ et al. 2022, HÖNER 2023).

Auf das Auftreten thermophiler südeuropäischer Arten ist in Zukunft weiterhin besonders zu achten. Libellenarten, die nach MENKE et al. (2009) stark negativ vom Klimawandel beeinflusst werden, wozu vor allem Moor- und Gebirgsarten zählen, kommen in den Untersuchungsgebieten des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings normalerweise nicht vor. Allerdings sind bisher noch unbekannte positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Libellenarten vorstellbar, die sich erst in

[1] Europakarte mit Fundmeldungen unter https://observation.org/species/618/maps/?start_date=2000-01-01&interval=86400&end_date=2023-10-22&map_type=heat (aufgerufen am 17.11.2025).

Zukunft zeigen werden. So ist beispielsweise bei den landesweiten Bestandsrückgängen der Gefleckten Heidelibelle *Sympetrum flaveolum* die Ursache möglicherweise nicht nur in lokalen, sondern auch in überregionalen Faktoren zu suchen. Nach BEHRENS et al. (2009) und CONZE et al. (2011) werden 40 % der nordrhein-westfälischen Libellenarten positiv und 15 % negativ beeinflusst, während 32 % keine bislang erkennbare Beeinflussung zeigen und 14 % in ihrer Reaktion fraglich sind.
Nach der Prognose des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung werden die Niederschläge im Sommerhalbjahr in Zukunft weiter zurückgehen (PIK 2010, Abb. 1/7). Es ist damit zu rechnen, dass flache Gewässer daher in Zukunft häufiger und länger trockenfallen werden. Um den dadurch verursachten negativen Auswirkungen auf die Libellenfauna entgegen zu wirken, sollten als Lebensraum für Libellen geeignete Gewässer durch Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen erhalten werden und neue naturnahe Gewässer angelegt werden.

Literatur

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S., http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf

BELLMANN, H. (2007): Der Kosmos Libellenführer. Franckh-Kosmos (Stuttgart) 279 S.

BÖHM, K. (2002): Erstfund und zugleich erster Entwicklungsnachweis von *Sympetrum meridionale* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Aeshnidae). Libellula 21: 45-47.

BÖHM, K. (2003): Erster Fortpflanzungsnachweis von *Anax parthenope* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Aeshnidae). Libellula 22: 31-34.

BÖHME, F. & BROCKHAUS, T. (2017): Erstnachweis von *Gomphus pulchellus* in Sachsen (Odonata: Gomphidae). Libellula 36 (3/4): 159-161.

BOUDOT, J. P. & KALKMAN, V. J. (eds.) (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV Publishing, 381 pp.

BOWLER, D. E., EICHENBERG, D., CONZE K.-J. ET AL. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. Diversity and Distributions 27:1353–1366. https://doi.org/10.1111/ddi.13274

BRAUN, T. (1997): Effizienzuntersuchung anhand von Libellen in den NSG Further Moor / Langenfeld, Klingenberger Baggersee / Langenfeld, Oerkhaussee / Hilden sowie Stichprobenerfassung in der Urdenbacher Kämpe. Unveröffentlichter Praktikumsbericht, Biologische Station Urdenbacher Kämpe e. V., 79 S. + Anh.

BROCKHAUS, T., H.J. ROLAND, T. BENKEN, K.J. CONZE, A. GÜNTHER, K.G. LEIPELT, M. LOHR, A. MARTENS, R. MAUERSBERGER, J. OTT, F. SUHLING, F. WEIHRAUCH & C. WILLIGALLA (Ed.) (2015): Atlas der Libellen Deutschlands. Libellula Supplement 14: 1-394.

BUCZYŃSKI, P., ZAWAL, A., STĘPIEŃ, E., BUCZYŃSKA, E. & PEŠIĆ, V. (2013): *Gomphus pulchellus* Selys recorded on the eastern edge of its distribution area in Montenegro (Anisoptera: Gomphidae). Odonatologica 42: 293-300.

ČERNÝ, M., WALDHAUSER, M. & VINTR, L. (2014): First documented record of *Gomphus pulchellus* in the Czech Republic (Odonata: Gomphidae). Libellula 33: 189-194.

CONZE, K. J. (2011): Die Libellenfauna in Nordrhein-Westfalen – aktueller Stand und Aktivitäten des AK Libellen NRW. Entomologie heute 24: 287-295.

CONZE, K. J. & GRÖNHAGEN, N. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen – Odonata – in Nordrhein-Westfalen. ARBEITSKREIS LIBELLEN NRW unter Mitarbeit von BAIERL, E., BARKOW, A., BEHLE, L., MENKE, N., OLTHOFF, M., LISGES E., LOHR, M., SCHLÜPMANN, M. & SCHMIDT, E., 4. Fassung, LANUV NRW.

CONZE, K. J., GRÖNHAGEN, N., LOHR, M. & MENKE, N. (2010): Trends in occurrence of thermophilous dragonfly species in North Rhine-Westphalia. In OTT, J. (Hrsg.): Monitoring Climate Change With Dragonflies. BioRisk 5: 31-45.

CONZE, K. J., MENKE, N. & OLTHOFF, M. (2011): Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. Natur in NRW 4/2011: 20-26.

DIJKSTRA, K.D. & LEWINGTON, R. (2008): Libellen van Europa. Tirion Uitgevers BV, Baarn, 320 S.

DINTER, W. (1999): Naturräumliche Gliederung. In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 37-56.

GREBE, B., HOFLAND, R. & RODENKIRCHEN, J. (2006): Neue Nachweise von *Coenagrion scitulum* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 25:19-26.

HASSALL, C. & THOMPSON, D.J. (2008): The effects of environmental warming on Odonata: a review. International Journal of Odonatology, 11, 131-153.

HENF, M. (1994): Faunistisch-Floristische Arbeitsgemeinschaft Rheinland Niederberg e. V (Hrsg.). Bufo-Express 6 (Mettmann).

HICKLING, R., ROY, D.B., HILL, J.K., FOX, R. & THOMAS, C.D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Global Change Biology, 12: 450-455.

HINZ, V. (1988): Biotopmanagementplan Naturschutzgebiet Urdenbacher Altrhein/Baumberger Aue, Kirberger Loch, Landschaftsschutzgebiete Urdenbacher Altrhein, Rheinufer und Monheimer Aue. Dipl.-Ing. H.-J. Karsch, Landschaft und Siedlung, Recklinghausen, im Auftrag der Unteren Landschaftsbehörde Kreis Mettmann, 160 S.

HOLTSCHULTE, F. (2020): Beurteilung von Regenerationsmaßnahmen im Urdenbacher Altrhein anhand der Libellenfauna. Bachelorarbeit im Studienfach Landschaftsarchitektur mit dem Schwerpunkt Landschaftsplanung des Fachbereichs 9 der Technischen Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Standort Höxter. 62 S. + Anhang.

HOLUŠA, O. (2023): Expansion of *Erythromma lindenii* is still ongoing: settlement of Central Europe by various migratory routes. Libellula 42: 49-61.

HÖNER, J. (2023): Dokumentation der Libellenfauna im Flora-Fauna-Habitat-Gebiet „Further Moor“ durch die Bestimmung von Exuvien und Imagines (Langenfeld, Kreis Mettmann, NRW, DE-4807-304). Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Bachelor of Science (B.Sc.) im Studiengang Biologie an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 78 S. + Anhang.

HÜBNER, T. (1985): Das Naturschutzgebiet Further Moor: Flora, Vegetation, Schutzwürdigkeit und Pflege. Diplomarbeit an der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Düsseldorf.

HÜBNER, T. (1988): Zur Besiedlung neugeschaffener, kleiner Artenschutzgewässer durch Libellen. Libellula 7: 129-145.

HÜBNER, T. & WOIKE, M. (1996): Libellen (Odonata). In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen.

HUNGER, H. (2011): Wiederfund von *Coenagrion scitulum* in Baden-Württemberg nach fast 90 Jahren (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 30: 43-50.

IVÖR (1995): Dokumentation der Libellenfauna im Kreis Mettmann. Gutachten im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, 96 S. und Anhang.

JAESCHKE, A., BITTNER, T., REINEKING, B., BEIERKUHNLEIN, C. (2013): Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. Insect Conservation and Diversity 6: 93-103.

JAESCHKE, A., REINEKING, B. & BEIERKUHNLEIN, C. (2014): Potenzielle Verbreitungsänderungen von Tierarten der FFH-Richtlinie im Klimawandel. In: BEIERKUHNLEIN, C., JENTSCH, A., REINEKING, B., SCHLUMPRECHT, H. & ELLWANGER, G.: Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens, Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 137: 71-211.

KIKILLUS, R. & WEITZEL, M. (1981): Grundlagenstudien zur Ökologie und Faunistik der Libellen des Rheinlandes. Pollichia Buch Nr. 2, 245 S.

KOLBE, H. (1878): Über die in der Umgebung von Münster gefundenen Libelluliden. Jahresbericht des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst 6: 55-59.

KORDGES, T. (2006): Reproduktionsnachweise der Frühen Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* (Selys) aus Abgrabungsflächen des Niederbergischen Landes, Nordrhein-Westfalen (Anisoptera: Libellulidae). Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal 59: 145-157.

KORDGES, T. & P. KEIL (2000): Erstnachweis der Frühen Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombii*) im Ruhrgebiet. Dortmd. Beitr. Landeskde. naturwiss. Mitt. 34: 17-121.

KRAUSE, T. (2003) Tierarten auf dem Golfplatz Düsseldorf-Hubbelrath. Unveröffentlichtes Manuskript, 4 S., Düsseldorf.

KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. Ulmer (Stuttgart), 333 S.

LE ROI (1915): Die Odonaten der Rheinprovinz. Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Preußischen Rheinlande und Westfalens 72: 119-178.

LANUV (2012): FFH-Arten in NRW, Libellen, Artensteckbrief der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (Charp. 1825). http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/libellen/steckbrief/6852 (aufgerufen am 05.11.2012).

LEHMANN, A. & NÜSS, J. H. (2015): Libellen. 6. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hamburg), 200 S.

LEMPERT, J. (1984): *Anax parthenope* SELYS im Braunkohlenrekultivierungsgebiet südlich von Köln. – Erstfund für Nordrhein-Westfalen. Libellula 3: 89-90.

LEMPERT, J. (1997): Die Einwanderung von *Sympetrum fonscolombii* (Selys) nach Mitteleuropa im Jahre 1996 (Anisoptera: Libellulidae). Libellula 16 (3/4): 143-168

LE ROI, O. (1915): Die Odonaten der Rheinprovinz. Verh. d. Naturh. Ver. Preuß. Rheinl. Westf. 72: 119-178.

LIECKWEG, A. (2024): Erste Funde von Coenagrion scitulum in Niedersachsen. Mitteilungen der AG Libellen in Niedersachsen und Bremen 6: 33-36. https://www.ag-libellen-nds-hb.de/wp-content/uploads/2024/04/Mitteilungen6-AG-Libellen-digital.pdf

LIECKWEG, A., HESSE, V., MAU-HANSEN, C. & LÜERS, E. (2023): Recherche der historischen Verbreitung von *Coenagrion scitulum* in Nordwestdeutschland (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 41: 179-202.

LINGENFELDER, U. (2011): *Coenagrion scitulum* im südwestdeutschen Raum – eine aktuelle Übersicht (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 30: 51-64.

LINKE, T. J. (2009): Erfassung der Libellenfauna an ausgewählten Gewässern der Urdenbacher Kämpe 2008. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel Stadt Düsseldorf Kreis Mettmann e.V.

LOHMANN, H. (2023): Anmerkungen und Replik zur historischen Verbreitung von *Coenagrion scitulum* in Nordwestdeutschland. Libellula 42: 63-68.

MENKE, N. & CONZE, K.-J. (2009): Libellen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S. http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf

MENKE, N., CONZE, K.-J. & OLTHOFF, M. (2009): Wirkprognose Libellen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S. http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_2.pdf

MENKE, N., C. GÖCKING, N. GRÖNHAGEN, R. JOEST, M. LOHR, M. OLTHOFF & K.-J. CONZE unter Mitarbeit von ARTMEYER, C., U. HAESE & S. HENNIGS (2016): Die Libellen Nordrhein-Westfalens. LWL-Museum für Naturkunde, Münster, 448 S.

MÜLLER, J. (2008): Libellen mediterraner Verbreitung zunehmend als neue Faunenelemente in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 45: 13-22.

OTT, J. (2006): Die Südliche Binsenjungfer – *Lestes barbarus* (FABRICIUS, 1798) – erobert den Pfälzerwald (Insecta: Odonata: Lestidae). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 10 (4): 1315-1321.

OTT, J. (2007): The expansion of *Crocothemis erythraea* (Brulle, 1832) in Germany – an indicator for climatic changes. In: TYAGI, B.K. (Ed.): Odonata: Biology of Dragonflies. Jodhpur, Scientific Pub.: 201-222.

OTT, J. (2008): Libellen als Indikatoren der Klimaänderung – Ergebnisse aus Deutschland und Konsequenzen für den Naturschutz. Insecta – Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz 11: 75-89.

OTT, J. (2010): Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. In OTT, J. (Hrsg.): Monitoring climate change with dragonflies. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.

OTT, J. (2012): Zum starken Auftreten der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825) im Jahr 2012 in Rheinland-Pfalz nebst Bemerkungen zu *Leucorrhinia rubicunda* (L.) (Insecta: Odonata). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 571-590.

OTT, J. & PIPER, W. (1998): Rote Liste der Libellen (Odonata). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE H. & PRETSCHER, P.: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 260-263.

OTT, J., CONZE, K. J., GÜNTHER, A., LOHR, M., MAUERSBERGER, R., ROLAND, H. J. & SUHLING, F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). Libellula Supplement 14: 395-422.

OTT, J.; CONZE, K.-J.; GÜNTHER, A.; LOHR, M.; MAUERSBERGER, R.; ROLAND, H.-J. & SUHLING, F. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen (Odonata) Deutschlands. – In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (5): 659-679. https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Download-Wirbellose-Tiere-1875.html

PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. https://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l2/sgd_t2_621.html (aufgerufen am 23.10.2023).

PUTZER, D. & HÜBNER, T. (1980): Libellenuntersuchung am Klingenberger Baggersee (Auszug aus dem Biotopkataster Kreis Mettmann). In: BIOLOGISCHE STATION URDENBACHER KÄMPE E. V (2002): 10 Jahre Biologische Station Urdenbacher Kämpe e. V., S. 15-17. https://www.yumpu.com/de/document/read/8498082/urdenbacher-kampe-ev-biologische-station-hausburgel

SCHANOWSKI, A. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Insektenfauna. Forschungsbericht Klimopass. LUBW, Karlsruhe, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063 (aufgerufen am 19.01.2015).

SCHIEMENZ, H. (1953): Die Libellen unserer Heimat. Urania-Verlag (Jena), 154 S.

SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Libellen (Odonata), Stand 01.10.1986. Schriftenreihe der LÖLF 4: 199-204.

SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1999): Rote Liste der gefährdeten Libellen (Odonata) in Nordrhein-Westfalen, (Stand 01.10.1998). In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 507-521.

SCHMITZ, M. (1991): Faunistisch-ökologischer Fachbeitrag zum Biotopmanagement am südlichen Niederrhein bei Düsseldorf – zur gegenwärtigen faunistischen Situation der Flussniederung des Rheins. Diplomarbeit Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter, Studiengang Landespflege, Fachgebiet Tierökologie.

SCHMITZ, U. (2015a): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2015. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.

SCHMITZ, U. (2015b): Artenschutzprüfung für Plangebiet Neuss-Morgensternsheide, Holzbüttgener Straße. Gutachten im Auftrag des Amtes für Umwelt und Stadtgrün Neuss, 20 S. + 2 S. Anhang.

SCHMITZ, U. (2019): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2019. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.

SCHMITZ, U. (2021): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2021. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2009 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante

Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H., & BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.

SIEDLE, K. (1992): Libellen. Eignung und Methoden. In TRAUTNER J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 97-110. BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991, Verlag J. Margraf, Weikersheim.

SONNENBURG, F. & BÖHM, K. (2009): Libellenfauna der Ohligser Heide. Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal 61: 101-124.

STEINHOFF, P., EIKLENBORG, F. & HASSEL, C. (2011): Libellen – Buga und Botanischer Garten Düsseldorf – Jahresbericht 2010. Unveröffentlichtes Manuskript, Düsseldorf, 4 S.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 1, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer, Stuttgart, 468 S.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 2, Großlibellen (Anisoptera). Ulmer, Stuttgart, 468 S.

SUHLING, F. & MÜLLER, O. (1996): Die Flussjungfern Europas. Die Neue Brehm Bücherei Bd. 628, Westarp-Wissenschaften (Magdeburg), 237 S.

TÁJEK, P., WALDENHAUSER, M., ŠTĚŘIK, M., VLAŠÁNEK, P., HESOUN, P., ŘEHOUNEK, J., LEGÁT, J., & ČERNÝ, L. (2021): First documented records of breeding of *Gomphus pulchellus* in the Czech Republic with notes on its habitat preferences (Odonata: Gomphidae). Libellula 40 (3/4): 185-196.

VERBÜCHELN, G, & WITTIG, R. (1987): Biotopmanagementplan Urdenbacher Kämpe. 59 S. und Anh.

VLAŠÁNEK, P., KOLÁR, V. & TÁIKOVÁ, P. (2016): New records of *Gomphus pulchellus* on the eastern edge of its range in the Czech Republic (Odonata: Gomphidae). Libellula 35: 93-98.

WEBER, G. & PASTORS, J. (1987): Untersuchungen zur Herpetofauna und Libellenfauna von Naturschutzgebieten im Kreis Mettmann. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann.

WEIHRAUCH, F., KARLE-FENDT, A., KRACH, J.E., LOHR, M. & SEIDENBUSCH, R. (2011): *Coenagrion scitulum* in Bayern: Richtigstellung und Statusbericht (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 30: 33-42

WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 824 S.

WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2019): Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 958 S.

WILDERMUTH, H. & MONNERAT, C. (2020): Fakten und Indizien zum Ausbreitungsverhalten von *Coenagrion scitulum* in der Schweiz (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 39 (3/4): 123-147.

6 Schmetterlinge

Ludger Wirooks

Einleitung

Schmetterlinge als mobile Tiergruppe reagieren auf Umweltveränderungen mit Arealveränderungen und Biotopwechsel und eignen sich deshalb in besonderer Weise für das Monitoring des Klimawandels. Die hohe Artenzahl, ein erheblicher Anteil von empfindlichen Biotopspezialisten und der vergleichsweise gute Bekanntheitsgrad der Tag- und Nachtfalter sind weitere Kennzeichen einer guten Zeigerorganismengruppe. Die Schmetterlingsfauna wird im Rahmen des vorliegenden Programms in verschiedenen Landschaftsräumen und klimatischen Einheiten bzw. Höhenstufen untersucht. Dabei wird einerseits ein wärmegetöntes Gebiet in der Rheinebene (Eller Forst), zum anderen ein niederschlagsreicheres, kühleres Gebiet am Rande des Bergischen Landes (Golfplatz Hubbelrath) untersucht.
Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Ausgesucht wurden die Gebiete neben der klimatischen Einstufung vor allem anhand ihrer – soweit absehbar – in überschaubarem Zeitrahmen stabilen Nutzung. Drittes Kriterium waren bereits vorhandene Daten über die Faunenzusammensetzung. Näheres zur Konzeption und Auswahl der Probeflächen siehe bei SCHMITZ et al. (2009). Alle ausgewählten Gebiete sollen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings in jährlichem Turnus untersucht werden. Vergleichbare Untersuchungen zum Klimafolgenmonitoring in Düsseldorf werden auch im Kreis Mettmann durchgeführt (SCHMITZ et al. 2010, 2011, 2014).

Untersuchungsgebiete

Eller Forst

Das NSG Eller Forst ist mit seinen etwa 95 Hektar Fläche das älteste Naturschutzgebiet Düsseldorfs. Besonders interessant ist das Gebiet durch die Vielseitigkeit alter Waldbestände und freier Feuchtwiesenflächen, Hecken, Erlenbruchwald und die klimatisch milde Lage in der Nähe der Wasserflächen des Unterbacher Sees. Naturräumlich zählt das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht (Naturraum II, vgl. DUDLER et al. 1999).
Das Kernuntersuchungsgebiet umfasst nur Teile des NSGs Eller Forstes sowie einige nicht zum NSG gehörende Randbereiche mit insgesamt ca. 30 ha. Fläche (Abb. 6/1). Neben zwei weitgehend mesophilen Extensivwiesen und einer

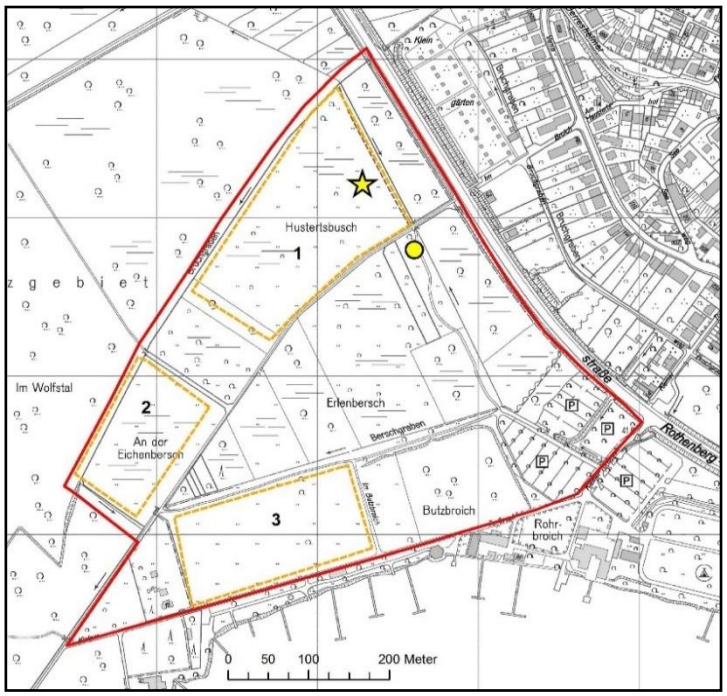


Abb. 6/1: Untersuchungsgebiet Eller Forst. Rot: Grenze des Untersuchungsgebietes, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort, Gelbe Linie mit schwarzer Zahl: Wiese 1, 2 und 3.

Feuchtwiesenbrache gehören vor allem Feuchtwälder zum Untersuchungsgebiet. Der Baumbestand wird dominiert von Bastard- und Pyramidenpappeln, diversen Weidenarten sowie Eschen und Erlen, beinhaltet aber in den trockeneren Bereichen auch Eichen, Hainbuchen, Ahornarten, Linden, Espen sowie allerlei Laubsträucher wie Schlehe, Weißdorn, Faulbaum, Holunder, Pfaffenhütchen, Kreuzdorn und Hartriegel.
Bezüglich der aktuellen Nutzung/Pflege ist anzumerken, dass 2023 erstmals seit mindestens 2014 eine Mahd der Sumpfwiese stattgefunden hat. Dies geschah durch Staffelmahd, wobei zu drei Zeitpunkten je ein Drittel der Fläche gemäht worden war. Das Mahdschema wurde 2024 dahingehend modifiziert, dass die Abschnitte nun durch Längsteilung der Fläche definiert waren und nur zwei von drei Abschnitten überhaupt gemäht wurden, während der dritte Abschnitt das komplette Jahr lang brach lag. Im Jahr 2025 wurde kurz vor dem 30.06. die im Südosten gelegene Hälfte der Fläche gemäht; die andere Hälfte lag zumindest bis zum 12.08. brach.
Die Waldwiese (= Wiese 2) war 2025 auch nicht lange vor dem 30.06. gemäht worden, und zwar komplett. Die östliche Hälfte von Wiese 3 war 2025 zwischen dem 30.04. und 03.06. gemäht worden, die westliche Hälfte zwischen dem 03.06. und 30.06.
Nach dem ausgesprochen regenreichen Winter und Frühjahr 2024 und den damit einhergehenden Veränderungen der Flora war das Frühjahr 2025 eher von Trockenheit geprägt, was sich allerdings noch nicht sehr stark auf die Flora der Sumpfwiese ausgewirkt hat. Lediglich die Brombeeren hatten wieder deutlich zugenommen. Auch in der Umgebung des Lichtfallenstandorts blieb die Flora gegenüber dem Vorjahr konstant. Die seit 2024 in der Fläche sehr großen Massenbestände des Indischen Springkrauts haben ein Wiederaufkommen der vorher dort häufigen Brennnesseln verhindert.

Golfplatz Hubbelrath

Das Untersuchungsgebiet, der Westplatz der Golfanlage Hubbelrath, liegt im Osten der Stadt Düsseldorf inmitten der Kulturlandschaft der Mettmanner Lösshochfläche (Abb. 6/2). Hier findet sich mit dem bewaldeten Sandberg (ca. 170 m NN) der höchste Geländepunkt der Stadt Düsseldorf. Das Untersuchungsgebiet zählt naturräumlich zum Bergischen Land (Naturraum VIa, vgl. DUDLER et al. 1999).
Der flächenmäßig dominierende Biotoptyp sind Parkrasen, daneben gibt es allerlei unterschiedliche Gehölzanpflanzungen sowie einige Teiche und einen Bach, Röhrichte, diverse feuchte Staudenfluren sowie kleinere bruchwaldartige Gehölze, darunter auch ein größeres Pappelgehölz. Einige wenige kleinere Offenlandflächen werden nicht oder nur

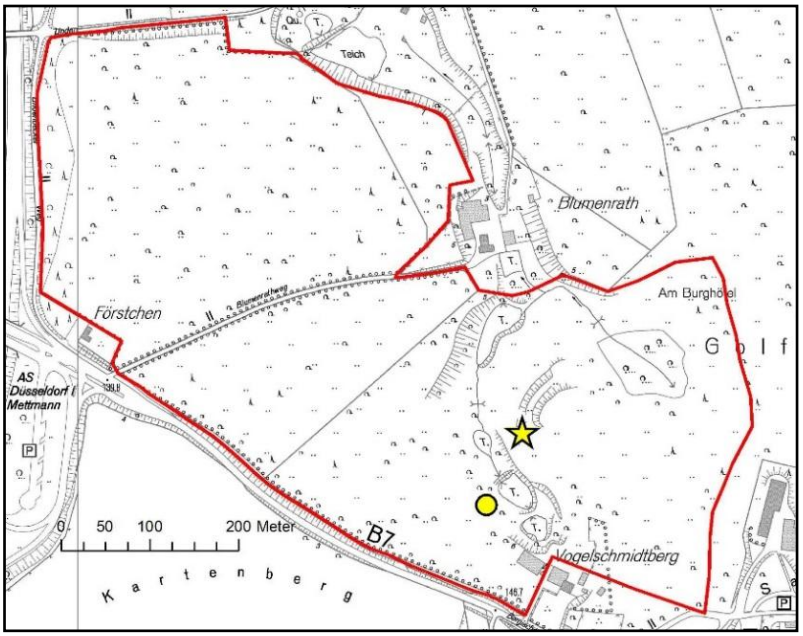


Abb. 6/2: Untersuchungsgebiet Hubbelrath. Rot: Grenze Untersuchungsgebiet, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort.

selten gemäht und haben entsprechend wiesenartigen Charakter. Im Jahr 2014 wurde am Nordwestrand des Golfplatzes eine Magerwiese mit Trockenmauer angelegt, indem dort ein kleiner Hang mit nährstoffarmem Substrat terrassenförmig gestaltet und regionales Saatgut eingebracht wurde. Nachdem dort zunächst sehr viele Taubenkropf-Lichtnelken wuchsen ist diese als Larvalnahrungspflanze für manche Nachtfalter wichtige Pflanze inzwischen fast völlig verschwunden, obwohl die Fläche gelegentlich gemäht worden ist. Auch der als Nektarpflanze bei Schmetterlingen besonders beliebte Dost ist deutlich seltener geworden, wobei manche Teile der Fläche inzwischen völlig von Gräsern dominiert werden. Leider wachsen zwischen den Steinen inzwischen sehr viele junge Eschen sowie Bergahorne, die immer wieder neu ausgeschlagen haben.
Trotz winterlicher Mahd werden große Teile der einst sehr blütenreichen Böschung an der Tankstelle inzwischen fast völlig von Brombeere, Brennnessel und Zaunwinde dominiert. Nur in kleinen Teilbereichen finden sich noch Restbestände von Dost, Echtem und Wiesen-Labkraut sowie Odermennig.
Zur Obstwiese ist anzumerken, dass große Teile inzwischen völlig von Gebüsch und Brombeeren dominiert werden und allenfalls 1/3 der Fläche noch Wiesencharakter hat.
Näheres zur Flora des Gebietes findet sich bei SCHMITZ (2020).

Methoden

Die Nomenklatur folgt KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), die Rote-Liste entspricht SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021).

Tagfalterkartierung

Die Kartierung der **Tagfalter** (und zeitgleich auch der tagaktiven Nachtfalter) erfolgte durch systematisches Ablaufen geeignet erscheinender Teilbereiche der Kernuntersuchungsgebiete, insbesondere blütenreicher Wiesen, Brachen sowie sonniger Waldsäume, und Zählung aller dabei gesichteten Falterindividuen. Die Suche fand erfolgsorientiert statt, also so, dass vor allem dort kartiert wurde, wo sich gerade viele Falter aufhielten. Dies hing im Wesentlichen von der Tageszeit bzw. der aktuellen Beschattung oder Besonnung ab, aber auch davon, welche beliebten Nektarpflanzen gerade blühten. Eine klassische Linientaxierung, wie sie z. B. beim Projekt Tagfaltermonitoring durchgeführt wird, wäre unter den gegebenen Umständen, also Wald- bzw. Parkbiotope mit starker, tageszeitabhängiger Beschattung der Säume und Offenflächen und insgesamt nur geringem Blütenpflanzenangebot, wenig erfolgreich gewesen.
Für die Kartierung wurden nach Möglichkeit Tage ausgewählt, an denen die Witterungsbedingungen eine hohe Tagfalteraktivität erwarten ließen – also warme Temperaturen >17 °C, sonniges bis höchstens wechselnd wolkiges Wetter und möglichst wenig Wind (vgl. HERMANN 1992).
Die Artbestimmung erfolgte vor Ort mittels geeigneter Bestimmungsliteratur, wie z. B. SETTELE et al (2009). Teilweise mussten die Tiere dazu kurzfristig mit einem Kescher eingefangen werden.
Es wurden sowohl bei der eigentlichen Tagfalterkartierung als auch bei anderen tagsüber angewandten Methoden stets alle, auch mehr oder weniger nur zufällig gesichtete, Falterindividuen gezählt. Dies erlaubt somit zwar eine ziemlich vollständige Erfassung, kann allerdings auch dazu führen, dass einzelne Individuen doppelt gezählt werden. Die ermittelten Zahlen stellen allerdings ohnehin nur Aktivitätsabundanzen im Gebiet dar und keine absoluten Individuendichten.

Lichtfang

Die gängige Methode zur Kartierung von Nachtfaltern ist der Lichtfang. Durch diese Methode lässt sich der Großteil der heimischen Nachtfalterarten gut nachweisen. Dabei macht man sich die Tatsache zunutze, dass die Tiere nachts helle Lichtquellen anfliegen und lockt sie mit entsprechenden Apparaturen an.

Persönlicher Lichtfang mittels Leuchtturm

Ein so genannter "Leuchtturm" ist eine mit einem Gazenetz umspannte Apparatur, die im konkreten Fall mit einer 160 W Mischlichtbirne, einer 18 W Schwarzlichtröhre und einer 30 W superaktinischen Röhre bestückt war. Dieser Leuchtturm wurde an den jeweiligen Fangterminen abends aufgebaut und von Beginn der Dämmerung an mehrere Stunden lang bis in die Nacht hinein mit einem Generator betrieben. (Abb. 6/1 und 6/2). Auf dem Golfplatz musste der zu Beginn der Untersuchungen benutzte Standort beim Abschlag von Bahn 2 wegen der dortigen Sprenkleranlage ab dem 26.8.2019 um ca. 10m verschoben werden und liegt nun am südlichen Rand von Bahn 1. Beim Leuchtturmfang am 13.6.2025 in Hubbelrath musste infolge eines Defektes ausnahmsweise auf den Einsatz der 30 W superaktinischen Röhre verzichtet werden.
Durch die starken Lichtquellen wurden die in der näheren und weiteren Umgebung fliegenden Falter angelockt und konnten am Leuchtturm dann per Hand mit geeigneten Gefäßen (Filmdöschen, Gläsern etc.) eingefangen werden. Die Falter wurden am nächsten Tag überwiegend lebend bestimmt, gezählt und anschließend wieder freigelassen. Von vielen schwieriger zu bestimmenden Arten wurden jedoch auch Belegexemplare behalten, die zum Teil zum Zweck der Artbestimmung dann auch einer Genitalpräparation unterzogen werden mussten.

Lichtfallen

Parallel zum Leuchtturmfang wurde immer noch eine Lichtfalle eingesetzt. Dabei handelte es sich um eine batteriebetriebene, mit einer 8 W Schwarzlichtröhre bestückte Lebendlichtfalle vom Minnesota-Typ. Diese wurde vor Beginn der Abenddämmerung aufgebaut und nach Beendigung des Leuchtturmfanges wieder abgebaut. Während dieses Zeitraums wurden die in ihrer Umgebung fliegenden Falter vom Licht angelockt und gerieten dabei automatisch in den an der Falle befestigten Fangsack. Die Bestimmung erfolgte dann am nächsten Tag.
Die Falle wurde außer Sichtweite des Leuchtturmes in einem anderen Biotoptyp aufgebaut, zum einen um eine gegenseitige Beeinflussung der Anlockwirkung zu vermeiden und zum anderen um nur lokal vorkommende biotoptreue Arten anderer Biotoptypen noch besser erfassen zu können. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist, dass sich damit auch Arten nachweisen lassen, welche die hellen Lichtquellen des Leuchtturms eher meiden.
Der Lichtfallenstandort am Eller Forst war auch 2025 wieder identisch mit dem von 2014 bis 2024 benutzten; der entsprechende Standort in Hubbelrath lag wieder dort, wo er bei den letzten Lichtfängen seit 2015 immer gelegen hatte (Abb. 6/1 und 6/2).

Köderfang

Manche Nachtfalterarten, wie z. B. die Ordensbänder (=Gattung *Catocala*), fliegen zwar durchaus bestimmte Lichtquellen an, werden aber mittels der üblichen Lichtfangmethoden kaum nachgewiesen, weil sie zu scheu sind oder sich bereits in weiterer Entfernung vom Licht niederlassen. Viele dieser Arten

lassen sich aber gut an Nahrungsködern nachweisen, wobei man sich zunutze macht, dass sie zur Nahrungsaufnahme stark riechende, gärende süße Substanzen anfliegen. Ein solcher Köder ist für einige Arten sogar die einzige adäquate Nachweismethode und dient darüber hinaus auch zur Ergänzung des Artenspektrums, da manche Arten damit effektiver nachgewiesen werden können als mittels Lichtfang.
Der Köderfang wurde stets parallel zum Lichtfang betrieben, aber nur zu solchen Jahreszeiten, in denen die Falter häufiger den Köder anfliegen. Hierzu wurde eine halbe Stunde vor Sonnenuntergang eine gärende Dunkelbier-Honigmischung auf Baumstämme aufgetragen sowie einige Schnüre mit Rotwein-Zucker-Köder an Büsche gehängt. Die Köderstellen wurden ab Beginn der Dämmerung ca. halbstündlich bis zum Ende des Leuchtturmfangs kontrolliert und die daran saugenden Nachtfalter gefangen und protokolliert. Sie befanden sich im Umfeld des jeweiligen Leuchtturmstandortes.

Suche von Entwicklungsstadien (= Eier, Raupen und Puppen) von Schmetterlingen

Viele Tag- und Nachtfalter lassen sich über die Suche ihrer Entwicklungsstadien (= Ei, Raupe und Puppe) gut und zum Teil sogar besser nachweisen als durch die üblichen Methoden zur Kartierung ihrer Imagines. Aus diesem Grunde wurde im Rahmen dieser Untersuchungen auch sehr intensiv gezielt nach Entwicklungsstadien gesucht. Die wichtigsten Methoden dabei waren das so genannte "Raupenklopfen" und die gezielte optische Suche.

Klopfen und Sammeln

Viele an Bäumen und Sträuchern sowie an Hochstauden lebende Raupenarten lassen sich gut durch Klopfen nachweisen. Das Klopfen erfolgt derart, dass an einer definierten Stelle mit einem Knüppel harte Schläge auf die zu beklopfende Pflanze durchgeführt werden, wodurch die daran sitzenden Raupen in einen darunter gehaltenen Klopfschirm (45 x 60 cm großer, mit Baumwollstoff bespannter Rahmen) fallen. Gelegentlich wurde auch mit dem Schmetterlingsnetz und dem Kartierbrett als „Schläger“ gearbeitet.
Die Methode wurde im Untersuchungsgebiet hauptsächlich an Bäumen und Sträuchern, aber auch an ausgewählten Hochstauden und krautigen Pflanzen angewandt. Teilweise wurde das Klopfsubstrat, also der Inhalt des Klopfschirms wie Blütenblätter, Blätter, Kätzchen etc., mit nachhause genommen und aufbewahrt um auch zum Klopfzeitpunkt noch winzige, in der aktuellen Größe kaum zu entdeckende Raupen später noch nachweisen zu können. Daneben wurden verschiedene Pappel- und Weidenkätzchen auch ohne zu klopfen entweder vom Baum gepflückt oder vom Boden gesammelt und mitgenommen.
Um die Untersuchungsintensität zumindest grob zu dokumentieren, wurde die Zahl der einzelnen Klopfschläge jeweils notiert: im Untersuchungsgebiet Eller Forst waren es insgesamt 1771, in Hubbelrath 3777.

Optische Suche

Die optische Suche fand ebenfalls nur an solchen Pflanzen statt, an denen zum aktuellen Kartierzeitpunkt mit bestimmten daran lebenden Schmetterlingsarten gerechnet werden konnte, wobei vorzugsweise solche Arten gezielter gesucht wurden, deren Falter gemeinhin selten oder gar nicht nachgewiesen werden. Je nach gesuchter Art wurden nicht nur Blätter der jeweiligen Pflanze betrachtet, sondern auch Blüten und Früchte und manchmal auch Stängel oder Früchte geöffnet um endophage Raupen nachzuweisen.
In geringerem Umfang fand die optische Suche auch nachts parallel zum Leuchtturmfang in dessen unmittelbarer Umgebung statt (= “Raupenleuchten“).

Für den Zeitpunkt und die Anzahl der Klopfproben war ebenso wie für die Intensität der optischen Suche entscheidend, wie viele und welche Raupenarten sich an der jeweiligen Pflanze entwickeln können und wann sie daran vorkommen. Vielfach wurde diese gezielte Suche nach einer Art beendet, wenn ein positiver Entwicklungsnachweis, also Ei-, Raupen- oder Puppenfund, getätigt worden war (= erfolgsorientierte Suche).
Raupen wurden nach Möglichkeit vor Ort bestimmt und wieder freigelassen, doch mussten wegen der schweren Bestimmbarkeit viele Raupen gezüchtet werden, und zwar je nach Bestimmbarkeit bis zu einem größeren, artgenau ansprechbaren Raupenstadium oder bis zur Puppe oder zum Falter.

Erfassungstermine

Es erfolgten pro Untersuchungsgebiet drei Leuchtturmfänge mit parallelem Lichtfallen- und Köderfang. Ferner gab es pro Gebiet insgesamt fünf Tagesbegehungen. Dabei handelte es sich insgesamt um acht Kartiertage (Tab. 6/1).
Der Großteil der Nachtfalter fliegt in den Sommermonaten. Es gibt unter ihnen aber auch Frühjahrs- und Herbstarten und sogar solche, die mitten im Winter fliegen. Die Flugzeit der meisten Arten ist relativ kurz und beträgt allenfalls einige Wochen – bei vielen Arten sogar nur etwa zwei Wochen. Um die einzelnen jahreszeitlichen Aspekte einer Nachtfalterzönose einigermaßen abdecken und ein Gebiet naturschutzfachlich bewerten zu können, setzt MEIER (1992) 5–6 Lichtfangtermine als Mindeststandard an.

Tab. 6/1: Kartiertermine Schmetterlingserfassungen 2025

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
03.04.2025	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und Sammeln von Kätzchenproben sowie Tagfalterkartierung
30.04.2025	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung
03.06.2025	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
13.06.2025	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
30.06.2025	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
18.07.2025	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
12.08.2025	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
15.08.2025	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang

Die Zusammenlegung auf möglichst wenige Ortstermine erfolgte vor allem aus Gründen der Wirtschaftlichkeit, Effizienz und Umweltfreundlichkeit, um die Häufigkeit der mit dem PKW durchzuführenden weiten Anreise (ca. 100 km für eine Strecke) zu minimieren. Bei der Wahl der Kartiertermine wurde versucht, diese Termine möglichst so zu legen, dass auch zwischen beiden Gebieten eine gewisse Vergleichbarkeit der Ergebnisse möglich ist. Die geringe Anzahl von Lichtfangterminen in dieser Untersuchung wird dabei hinsichtlich der Vollständigkeit des zu erfassenden Artenspektrums durch die intensiven

Erfassungen von Entwicklungsstadien wieder kompensiert. Ein Vorteil der Suche von Entwicklungsstadien gegenüber dem Lichtfangnachweis ist dabei der Bodenständigkeitsnachweis, also der Nachweis, dass es sich bei dem Artnachweis nicht nur um einen zufällig durchs Gebiet durchfliegenden Falter gehandelt hat, sondern um eine Art, die sich dort auch entwickeln kann und entsprechend als indigen einzustufen ist.

Neben den eigenen Daten wurden für die Auswertung zusätzlich noch andere Tagfalterdaten aus Hubbelrath verwendet, und zwar zufällige Falterbeobachtungen von ULF SCHMITZ, die er im Zuge seiner Libellenkartierungen auf dem Golfplatz im Bereich der Teiche bei Bahn 3 am 17.06., 15.07., 23.07., 27.08. und 15.09. machen konnte.

Ergebnisse

Eller Forst

In der Saison 2025 wurden im Eller Forst 184 Großschmetterlingsarten sowie ein Artaggregat erfasst, unter dessen Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 184 bis maximal 185 liegen würde (Tab. 6/2). Diese Artenzahl ist die höchste jemals in einem Jahr dort ermittelte Artenzahl (2009: 156 Großschmetterlingsarten, 2010: 166, 2011: 156, 2012: 157, 2013: 166, 2014: 164, 2015: 159, 2016: 131, 2017: 158, 2018: 157, 2019: 177, 2020: 151, 2021: 156, 2022: 168, 2023: 162, 2024: 153). Die Gruppe der Tagfalter war mit 14 Arten vertreten (Vorjahre: 19/14/17/8/16/16/11/13/18/14/11/11/18/13/13/14) (vgl. DAHL 2009-2014 und WIROOKS 2015-2025).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 921 Falterindividuen sowie 253 Raupen, ein nicht ausgezähltes Raupennest, 13 Eier, 6 Eihüllen, 4 Eigelege sowie 4 artspezifische Fraßspuren. Im Gegensatz zu den Vorjahren wurden mehr Falterindividuen nachgewiesen, aber deutlich weniger Raupen.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 745 Faltern aus 119 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 98 Falter aus 45 Arten und der Köderfang 20 Falter aus 10 Arten. Durch optische Beobachtung sowie Anlockung mit Weibchen konnten weitere 58 Falter aus 18 Arten nachgewiesen werden. Die Suche nach Entwicklungsstadien ergab eine Ausbeute von 54 Arten und einem Artaggregat. Immerhin konnten durch diese Methode 40 Arten und ein Artaggregat erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2025 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch neun für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 375 zuzüglich 16 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 376 bis 380 liegen würde.[1]

[1] Eventuelle Abweichungen der genannten Zahlen von den in den alten Berichten genannten Zahlen basieren darauf, dass bei diesen teilweise die Artaggregate anders berücksichtigt wurden sowie auf nachträglichen Korrekturen von Fehlbestimmungen und sonstigen Fehlern.

Tab. 6/2: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen im Eller Forst 2025

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996); R = Raupen und andere Entwicklungsstadien: Eh = Eihülle, EG = Eigelege, RN = Raupennest, Fr = artspezifische Fraßspuren; LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = optische Tagesbeobachtungen, Anlockung mittels Weibchen und andere Methoden; Rote Liste nach: SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021): NRW = Nordrhein-Westfalen, NRBU = Niederrheinische Bucht, * = ungefährdet, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes, R = durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, V = Vorwarnliste

		Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9093	Abrostola triplasia (Hufnagel, 1766)		1				*	*
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	1					*	*
7693	Agriopis leucophaearia (Denis & Schiffermüller, 1775)	5					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	48					*	*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	4					*	*
9571	Agrochola macilenta (Hübner, 1809)	3					*	*
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
10346	Agrotis ipsilon (Hufnagel, 1766)		11	1			*	*
10351	Agrotis segetum (Denis & Schiffermüller, 1775		1				*	*
7777	Alcis repandata (Linnaeus, 1758)		3				*	*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	5					*	*
7953	Alsophila aescularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	2					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949		1		1		*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	1	2		1		*	*
6973	Anthocharis cardamines (Linnaeus, 1758)	1					*	*
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9774	Apamea scolopacina (Esper, 1788)		11				*	*
9767	Apamea unanimis (Hübner, 1813)		5	2			3	V
7672	Apocheima pilosaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	4					*	*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9872	Arenostola phragmitidis (Hübner, 1803)		1				3	3
7145	Aricia agestis (Denis & Schiffermüller, 1775)					2	V	G
10082	Axylia putris (Linnaeus, 1761)		3				*	*
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7685	Biston strataria (Hufnagel, 1767)	1					*	*
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)		10	9		1	*	*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		10	1			*	*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		18				*	*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9857	Celaena leucostigma (Hübner, 1808)		2				3	3
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)	2*Ei+3*Eh				3	*	*
8341	Chloroclysta siterata (Hufnagel, 1767)	1					*	*
8348	Chloroclysta truncata (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)		5	2			*	*

		Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8698	Clostera curtula (Linnaeus, 1758)	1*Ei					*	*
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		8	1			*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	1					*	*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	3					*	*
9549	Cosmia pyralina (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	1	3				*	*
8022	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)	1	1	1			*	*
6862	Deilephila elpenor (Linnaeus, 1758)		5				*	*
9045	Diachrysia chrysitis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex		2				*	*
10092	Diarsia brunnea (Denis & Schiffermüller, 1775		2				*	*
10093	Diarsia rubi (Vieweg, 1790)		3				*	V
7508	Drepana falcataria (Linnaeus, 1758)		8				*	*
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	2					*	*
8338	Ecliptopera silaceata (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
7796	Ectropis crepuscularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
10493	Eilema caniola (Hübner, 1808)		1				*	*
10487	Eilema depressa (Esper, 1787)		2	1			*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		20	8	2		*	*
10499	Eilema sororcula (Hufnagel, 1766)		1				*	*
7615	Epione repandaria (Hufnagel, 1767)		1	1			*	*
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		1			1	*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	5					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		20	7			*	*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)		3				*	*
8531	Eupithecia assimilata Doubleday, 1856		1				*	*
8476	Eupithecia inturbata (Hübner, 1817)		4				V	V
8516	Eupithecia selinata Herrich-Schäffer, 1861			1			V	–
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)		1				*	*
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, 1813		10				*	*
8535	Eupithecia tripunctaria Herrich-Schüffer, 1852	1	2				*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday,1861		1	1			*	*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)	2	48	1			*	*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	6					*	*
7969	Geometra papilionaria (Linnaeus, 1758)		2				*	*
8747	Gluphisia crenata (Esper, 1785)		3				*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	1*Ei					*	*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)		4	1			*	*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		41	1	1		*	*
9933	Hadena bicruris (Hufnagel, 1766)	1					*	*
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)		2				*	*
8846	Herminia grisealis (Denis & Schiffermüller, 1775)		19	1	3		*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch,1782)		11	1	1		*	*
9454	Hoplodrina ambigua (Denis & Schiffermüller, 1775)		4				*	*
9449	Hoplodrina octogenaria (Goeze, 17781)		1				*	*
8660	Hydrelia flammeolaria (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8391	Hydriomena furcata (Thunberg, 1784)		2				*	*
6834	Hyloicus pinastri (Linnaeus 1758)		1				*	*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
8995	Hypena rostralis (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)	1	9				*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		13	3			*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		23	2			*	*
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)					3	*	*
9527	Ipimorpha retusa (Linnaeus, 1761)		1	2			V	*
9528	Ipimorpha subtusa (Denis & Schiffermüller, 1775)		10				*	*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)		10				*	*
9914	Lacanobia splendens (Hübner, 1808)		1				-	-
6824	Laothoe populi (Linnaeus,1758)			1			*	*
8975	Laspeyria flexula (Denis & Schiffermüller, 1775)		3	1			*	*
7530	Ligdia adustata (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1	1			*	*
10485	Lithosia quadra (Linnaeus, 1758)		11	3			*	*
8665	Lobophora halterata (Hufnagel, 1767)	1					*	*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		16	7		1	*	*
7828	Lomographa bimaculata (Fabricius, 1775)		1				*	*
7829	Lomographa temerata (Denis & Schiffernmüller, 1775)		1				*	*
7034	Lycaena phlaeas (Linnaeus, 1761)					1	*	*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7540	Macaria alternata (Denis & Schiffermüller, 1775)		7	2			*	*
7543	Macaria wauaria (Linnaeus, 1758)	2					*	*
8843	Macrochilo cribrumalis (Hübner, 1793)		6				2	3
9987	Mamestra brassicae (Linnaeus, 1758)		1				*	*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					10	*	*
9790	Mesapamea didyma (Esper, 1788)		1				*	*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)		3				*	*
10475	Miltochrista miniata (Forster, 1771)		1				*	*
9490	Mormo maura (Linnaeus, 1758)				7		V	*
10002	Mythimna albipuncta (Denis & Schiffermüller, 1775		3				*	*
10006	Mythimna impura (Hübner, 1808)		12				*	*
10010	Mythimna obsoleta (Hübner, 1803)		5				3	3
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		3				*	*
10005	Mythimna straminea (Treitschke, 1825)		5				3	2
10099	Noctua comes (Hübner, 1813)		1				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)			2			*	*
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		3	1			*	*
10102	Noctua janthina (Denis & Schiffermüller, 1775			1			*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)		4	5			*	*
8719	Notodonta ziczac (Linnaeus, 1758)	6*Ei+2*Eh					*	*
10441	Nycteola revayana (Scopoli, 1772)		8				*	*
7490	Ochropacha duplaris (Linnaeus, 1761)		8	4			*	*
10086	Ochropleura plecta (Linnaeus, 1761)		45	2			*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		4	1			*	*
9782	Oligia latruncula (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
9780	Oligia strigilis (Linnaeus, 1758)			1			*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	94					*	*
7613	Opisthograptis luteolata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)					8	*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabricius. 1775)	6					*	*
10039	Orthosia cruda (Denis & Schiffermüller, 1775)	3					*	*
10038	Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)	4					*	*
10037	Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	3					*	*
10050	Orthosia munda (Denis & Schiffermüller, 1775	1					*	*
7307	Pararge aegeria (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9537	Parastichtis ypsillon (Denis & Schiffermüller,1775)		1				*	*
7754	Peribatodes rhomboidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)		3				*	*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	1					*	*
8750	Phalera bucephala (Linnaeus, 1758)	1*RN+4*Eg					*	*
8727	Pheosia tremula (Clerck, 1759)	1*Ei					*	*
8433	Philereme transversata (Hufnagel, 1767)	3					3	V
8432	Philereme vetulata (Denis & Schiffermüller, 1775)	1+4*Fr	1				V	V
9505	Phlogophora meticulosa (Linnaeus, 1758)	3	1				*	*
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)		5				*	*
6995	Pieris brassicae (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)					6	*	*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)					1	*	*
8352	Plemyria rubiginata (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9993	Polia nebulosa (Hufnagel, 1766)		2				*	*
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)	3				2	*	*
9114	Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)		12	2			*	*
8732	Pterostoma palpina (Clerck, 1759)	1+1*Ei+1*Eh		1			*	*
8739	Ptilodon cucullina (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7844	Pungeleria capreolaria (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
8604	Rhinoprora chloerata (Mabille, 1870)	3					V	V
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)	1	7				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9008	Rivula sericealis (Scopoli, 1763)		56	5		11	*	*
8984	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)				2		*	*
8064	Scopula immutata (Linnaeus, 1758)		1				V	3
6822	Smerinthus ocellata (Linnaeus, 1758)	1*Ei	1				*	*
6832	Sphinx ligustri Linnaeus, 1758		1				V	V
10567	Spilosoma lubricipeda (Linnaeus, 1758)		4				*	*
10566	Spilosoma lutea (Hufnagel, 1766)			2			*	*
7532	Stegania cararia (Hübner, 1790)			1			R	–
7533	Stegania trimaculata (De Villers, 1789)		1	1			*	*
10466	Thumatha senex (Hübner, 1808)		1				*	*
7481	Thyatira batis (Linnaeus, 1758)		4		1		*	*
6923	Thymelicus lineola (Ochsenheimer, 1808)					2	*	*
8028	Timandra comae A. Schmidt, 1931					2	*	*
8428	Triphosa dubitata (Linnaeus, 1758)	1					V	3
9169	Trisateles emortualis (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7243	Vanessa atalanta (Linnaeus, 1758)					2	*	*
7503	Watsonalla binaria (Hufnagel, 1767)		3				*	*
9561	Xanthia ocellaris (Borkhausen, 1792)	2					3	*
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)	5					*	*
8248	Xanthorhoe biriviata (Borkhausen, 1794)		2				*	*
8249	Xanthorhoe designata (Hufnagel, 1767)		3				*	*
8253	Xanthorhoe ferrugata (Clerck, 1759)		5	1			*	*
10199	Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)		61		1		*	*
10201	Xestia triangulum (Hufnagel, 1766)		2	3			*	*
4176	Zeuzera pyrina (Linnaeus, 1761)		1				*	*
	Agriopis marginaria/aurantiaria agg.	7						

Golfplatz Hubbelrath

Auf dem Golfplatz Hubbelrath wurden in der Saison 2025 insgesamt 173 Großschmetterlingsarten erfasst sowie 3 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 175 bis maximal 176 liegen würde (Tab. 6/3). Dies ist die dritthöchste im Rahmen des Projektes hier erzielte Artenzahl (2009: 151 Großschmetterlingsarten, 2010: 104, 2011: 118, 2012: 108, 2013: 132, 2014: 163, 2015: 141, 2016: 162, 2017: 182, 2018: 151, 2019: 174, 2020: 160, 2021: 146, 2022: 160, 2023: 168, 2024: 165). Die Gruppe der Tagfalter war mit 12 Arten vertreten (14/10/12/7/10/11/8/15/14/14/13/12/12/13/15/11 Arten) (vgl. DAHL 2010-2014 und WIROOKS 2015-2025).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 776 Imagines sowie 315 Raupen, ein nicht ausgezähltes Raupennest, eine Puppe und eine Puppenhülle jeweils im Kokon, 4 Eier, 4 Eigelege, 2 Eihüllen sowie 3 artspezifische Fraßspuren.

Die ergiebigsten Methoden hinsichtlich der Artenzahl waren der Leuchtturmfang mit 591 Faltern aus 108 Arten sowie die Suche nach Entwicklungsstadien mit 76 Arten und 3 Artaggregaten. Der Lichtfallenfang

erbrachte 93 Falter aus 30 Arten, der Köderfang 34 Falter aus 10 Arten. Weitere 58 Falter aus 20 Arten wurden durch optische Beobachtung sowie Anlockung mittels Weibchen erfasst. Durch die Suche von Entwicklungsstadien konnten 42 Arten und 3 Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2025 nicht nachgewiesen wurden.
Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten dabei drei für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 358 zuzüglich 18 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 358 bis maximal 368 liegen würde.

Tab. 6/3: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen in Hubbelrath 2025

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996); R = Raupen und andere Entwicklungsstadien: Eh = Eihülle, Eg = Eigelege, RN = Raupennest, Fr = artspezifische Fraßspuren, P = Puppe, Ph = Puppenhülle; Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = optische Tagesbeobachtungen , Rote Liste nach: SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021): NRW = Nordrhein-Westfalen, BGL = Bergisches Land, * = ungefährdet, 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste, R = durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, D = Daten unzureichend, 0 = ausgestorben oder verschollen, ♦ = nicht bewertet (z. B. Wanderfalter)

		Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
9093	Abrostola triplasia (Hufnagel, 1766)		1				*	*
8777	Acronicta psi (Linnaeus, 1758)	1					*	*
9928	Aetheria bicolorata (Hufnagel, 1766)	8					V	V
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	4					*	*
7693	Agriopis leucophaearia (Denis & Schiffermüller, 1775)	2					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	10					*	*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	5					*	*
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10346	Agrotis ipsilon (Hufnagel, 1766)		24	19	3		*	*
10351	Agrotis segetum (Denis & Schiffermüller, 1775		3				*	*
7777	Alcis repandata (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7953	Alsophila aescularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	3					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949		1		3		*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	1	4		17		*	*
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		2		2		*	*
7671	Apocheima hispidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	3					V	*
7672	Apocheima pilosaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	6					*	*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		10				*	*
7255	Araschnia levana (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9320	Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10483	Atolmis rubricollis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10082	Axylia putris (Linnaeus, 1761)		3				*	*
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)	2	10				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)	2	1	13			*	*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)	1	4	2			*	*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		7	1		1	*	*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		2				*	*
8874	Catocala nupta (Linnaeus, 1767)				1		*	*
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)	1*Ei+1*Eh				5	*	*
8341	Chloroclysta siterata (Hufnagel, 1767)	7					*	*
8348	Chloroclysta truncata (Hufnagel, 1767)		2				*	*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)	7	1				*	*
8350	Cidaria fulvata (Forster, 1771)		1				*	*
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		2				*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	2					*	*
9601	Conistra ligula (Esper, 1791)	1					V	R
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	2					*	*
9549	Cosmia pyralina (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	3	3				*	*
8319	Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8789	Craniophora ligustri (Denis & Schiffermüller, 1775)		13				*	*
8801	Cryphia algae (Fabricius, 1775)		1				*	*
8016	Cyclophora albipunctata (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8024	Cyclophora linearia (Hübner, 1799		2				*	*
8022	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6862	Deilephila elpenor (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
9045	Diachrysia chrysitis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	2	2				*	*
9895	Discestra trifolii (Hufnagel, 1766)	1					*	V
7508	Drepana falcataria (Linnaeus, 1758)		2				*	*
8723	Drymonia obliterata (Esper, 1785)		2				*	*
8338	Ecliptopera silaceata (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
7796	Ectropis crepuscularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	3	1				*	*
10487	Eilema depressa (Esper, 1787)		2				*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		2				*	*
9396	Elaphria venustula (Hübner, 1790)		1				*	*
7636	Ennomos erosaria (Denis & Schiffermüller, 1775)		3				3	0
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		1				*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	8					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		3	3			*	*
8335	Eulithis pyraliata (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
8578	Eupithecia abbreviata Stephens, 1831	1					*	*
8477	Eupithecia haworthiata Doubleday, 1856	2+2*Fr					*	*
8476	Eupithecia inturbata (Hübner, 1817)		3				V	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, 1813	1	2				*	*
8535	Eupithecia tripunctaria Herrich-Schüffer, 1852	30					*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday,1861		2	1			*	*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		10	1			*	*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	6					*	*
8708	Furcula furcula (Clerck, ,1759)		1				*	*
8747	Gluphisia crenata (Esper, 1785)		1				*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)	3	3				*	*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		20	1	1		*	*
9933	Hadena bicruris (Hufnagel, 1766)	1+1*Fr					*	D
8000	Hemistola chrysoprasaria (Esper, 1794)	2					V	*
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)		1				*	*
8846	Herminia grisealis (Denis & Schiffermüller, 1775)		3				*	*
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch,1782)		1	1			*	*
9454	Hoplodrina ambigua (Denis & Schiffermüller, 1775)		4				*	*
9450	Hoplodrina blanda (Denis & Schiffermüller, 1775)		1	1			*	*
9449	Hoplodrina octogenaria (Goeze, 17781)			2			*	*
8392	Hydriomena impluviata (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
6834	Hyloicus pinastri (Linnaeus 1758)		2				*	*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)		2				*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		7	3			*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		28				*	*
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)	2+1*RN				3	*	*
9528	Ipimorpha subtusa (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	3	6	2			*	*
8975	Laspeyria flexula (Denis & Schiffermüller, 1775)		1	1			*	*
7530	Ligdia adustata (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1				*	*
10485	Lithosia quadra (Linnaeus, 1758)		1				*	*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		6	1			*	*
7829	Lomographa temerata (Denis & Schiffernmüller, 1775)		1				*	*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	4	1				*	*
7540	Macaria alternata (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	5	2			*	*
7542	Macaria liturata (Clerck, 1759)		1				*	*
9987	Mamestra brassicae (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)		4		1		*	*
6819	Mimas tiliae (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10002	Mythimna albipuncta (Denis & Schiffermüller, 1775		2				*	*
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		20	1	1		*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
10003	Mythimna vitellina (Hübner, 1808)		2				♦	♦
10099	Noctua comes (Hübner, 1813)		1				*	*
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)		1				*	*
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		3				*	*
10102	Noctua janthina (Denis & Schiffermüller, 1775		3				*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)		12	2	3		*	*
8716	Notodonta dromedarius (Linnaeus, 1758)		5				*	*
8719	Notodonta ziczac (Linnaeus, 1758)	2+3*Ei+1*Eh					*	*
10441	Nycteola revayana (Scopoli, 1772)	1+1*Ph	9				*	*
10086	Ochropleura plecta (Linnaeus, 1761)		31	2			*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		1				*	*
9782	Oligia latruncula (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	90					*	*
7613	Opisthograptis luteolata (Linnaeus, 1758)		3			1	*	*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)	1*Eg+1*P				2	*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabricius. 1775)	8					*	*
10039	Orthosia cruda (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
10038	Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)	2					*	*
10037	Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	4					*	*
7659	Ourapteryx sambucaria (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7307	Pararge aegeria (Linnaeus, 1758)					3	*	*
9537	Parastichtis ypsillon (Denis & Schiffermüller,1775)		1				*	*
7800	Parectropis similaria (Hufnagel, 1767)	1					*	*
10479	Pelosia muscerda (Hufnagel, 1766)		1				V	R
7754	Peribatodes rhomboidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	8	3				*	*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	1	3				*	*
8750	Phalera bucephala (Linnaeus, 1758)	1+3*Eg	1			1	*	*
8727	Pheosia tremula (Clerck, 1759)		2				*	V
8433	Philereme transversata (Hufnagel, 1767)	1					3	R
8432	Philereme vetulata (Denis & Schiffermüller, 1775)	3	1			1	V	V
9505	Phlogophora meticulosa (Linnaeus, 1758)	1				1	*	*
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)	1	14	4			*	*
6995	Pieris brassicae (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)					10	*	*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)					6	*	*
8352	Plemyria rubiginata (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)	1				5	*	*
7163	Polyommatus icarus (Rottemburg, 1775)					1	*	*
9114	Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)		3				*	*
10451	Pseudoips prasinana (Linnaues, 1758)	1	5				*	*
8739	Ptilodon cucullina (Denis & Schiffermüller, 1775)=		2				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8604	Rhinoprora chloerata (Mabille, 1870)	3					V	V
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)	1	4	3			*	*
9008	Rivula sericealis (Scopoli, 1763)	1	79	2		9	*	*
8984	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7641	Selenia dentaria (Fabricius, 1775)		1				*	*
9229	Shargacucullia scrophulariae (Denis & Schiffermüller, 1775)	1*Fr					*	*
6822	Smerinthus ocellata (Linnaeus, 1758)		1				*	3
10567	Spilosoma lubricipeda (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
10566	Spilosoma lutea (Hufnagel, 1766)	2					*	*
7533	Stegania trimaculata (De Villers, 1789)			1			*	R
8356	Thera obeliscata (Hübner, 1787)	1				1	*	*
7481	Thyatira batis (Linnaeus, 1758)	1	3				*	*
8028	Timandra comae A. Schmidt, 1931	1				1	*	*
9501	Trachea atriplicis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
63	Triodia sylvina (Linnaeus, 1761)		1				*	*
8428	Triphosa dubitata (Linnaeus, 1758)	6					V	V
7243	Vanessa atalanta (Linnaeus, 1758)					4	*	*
7503	Watsonalla binaria (Hufnagel, 1767)		5				*	*
7505	Watsonalla cultraria (Fabricius, 1775)		4				*	*
9559	Xanthia icteritia (Hufnagel, 1766)	2					*	*
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)	6					*	*
8249	Xanthorhoe designata (Hufnagel, 1767)		2				*	*
8253	Xanthorhoe ferrugata (Clerck, 1759)		1	1			*	*
10199	Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)	2	107	18	2		*	*
10201	Xestia triangulum (Hufnagel, 1766)			1			*	*
	Agriopis marginaria/aurantiaria agg.	8						
	Epirrita autumnata/dilutata/christyi agg.	1						
	Horisme tersata/vitalbata/radicaria agg.	1						

Faunistische und naturschutzfachliche Auswertung der Ergebnisse

Neunachweise

Trotzdem die Erfassungen nun seit 2008 bzw. 2009 laufen gab es 2025 im Eller Forst neun und in Hubbelrath drei Erstnachweise, die im Folgenden vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz analysiert werden sollen.

Eller Forst

Die Zahl von neun neu hinzugekommenen Arten für den Eller Forst ist die höchste diesbezüglich ermittelte Zahl seit 2015 und insofern schon bemerkenswert. Bei einer in ihrer Artenzusammensetzung

weitgehend stabilen Fauna würde man eher erwarten, dass nach so vielen Jahren weniger neue Arten hinzukommen.
Manche dieser neun Arten werden mit den angewandten Methoden einfach nur sehr selten und nur bei optimalen Witterungsbedingungen erfasst. Solche Arten werden damit zwangsläufig bei der geringen Untersuchungsintensität von drei Lichtfangterminen pro Jahr nur in einzelnen Jahren zufällig einmal nachzuweisen sein. Dies trifft z. B. auf den Ligusterschwärmer *Sphinx ligustri* zu, der in NRW und der Niederrheinischen Bucht auf der Vorwarnliste steht und gerne in Parklandschaften vorkommt. Womöglich stammt der am 30.06. am Leuchtturm gefangene Falter aus dem angrenzenden Siedlungsgebiet. Eine klimabedingte Ausbreitung liegt sicher nicht vor.
Ähnlich ist auch der Erstnachweis des Höhlenspanners *Triphosa dubitata* zu bewerten. Der langlebige überwinternde Falter kommt offenbar selten bis nie zum Licht oder zum Köder, denn auf dem Golfplatz Hubbelrath sind stets nur seine Raupen an der Nahrungspflanze Kreuzdorn nachgewiesen worden und nie der Falter. Die Raupen wurden dort regelmäßig fast ausschließlich nur an schattigen Zweigen geklopft oder geschüttelt. Der Raupennachweis im Eller Forst gelang am 13.06. nun dadurch, dass das mit einem langen Teleskopstiel versehene Schmetterlingsnetz über einen sehr hoch oben befindlichen Zweig im Inneren einer Heckenstruktur gestülpt und dann daran gerüttelt wurde. In den Vorjahren waren im Eller Forst hauptsächlich nur die am Heckenrand befindlichen, also gut erreichbaren und mehr der Sonne ausgesetzten, Zweige beklopft worden, an welchen die Raupen aber wohl nicht vorkommen. Man darf annehmen, dass die Art ebenso wie die beiden anderen an Kreuzdorn gebundenen Arten auch in den Vorjahren schon im Eller Forst präsent war und nur aus methodischen Gründen nicht gefunden wurde.

Abb. 6/3: Eine Paarung des Vierpunkt-Flechtenbärchens *Lithosia quadra* am Leuchtturm, fotografiert in der Nacht vom 30.06. auf den 01.07.2025 im Eller Forst. Foto L. Wirooks.

Einen Sonderfall stellt der Erstnachweis des Vierpunkt-Flechtenbärchens *Lithosia quadra* dar, welches nach der aktuellen Roten Liste (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021) sowohl in NRW als auch in der Niederrheinischen Bucht ungefährdet ist, nach der vorherigen Roten Liste (SCHUMACHER et al. 2011) aber NRW-weit als wegen Seltenheit (potenziell) gefährdet eingestuft war und in der Niederrheinischen Bucht sogar als ausgestorben oder verschollen galt. Von dieser Art flogen am 30.06. drei Tiere in die Lichtfalle und elf an den Turm, an dem im Verlauf der Nacht sogar eine Kopula beobachtet werden konnte (Abb 6/3).
Diese Art wurde über Jahrzehnte in den meisten Regionen NRW's nur sehr sporadisch hier und dort einmal nachgewiesen (PORTAL SCHMETTERLINGE). Seit den 2010er Jahren hat sie sich nun innerhalb kürzester Zeit rasant vermehrt und ausgebreitet, wie man v. a. an der Datenstatistik in OBSERVATION sehen kann (Tab. 6/4). Diese Daten müssen zwar vorsichtig interpretiert werden, weil die Zahl der Melder seit den

Anfängen der Datenbank in der Mitte der 2010er Jahre zugenommen hat und Altdaten bisher kaum darin vorhanden sind, doch deckt sich zumindest das Verbreitungsbild weitgehend mit demjenigen von PORTAL SCHMETTERLINGE, wonach es deutlich mehr TK-Viertel-Quadranten mit aktuellen Nachweisen von 2025 oder den letzten Jahren gibt als solche mit älteren Nachweisen. Außerdem kann man davon ausgehen, dass viele Daten erst im Winter gemeldet werden, wie es z. B. auch bei den Daten des Klimafolgenmonitorings der Fall ist. Vermutlich wurden also 2025 sogar noch deutlich mehr Individuen beobachtet als am 11.11.2025 dort angegeben waren.

Tab. 6/4: Nachweiszahlen des Vierpunkt-Flechtenbärchens *Lithosia quadra* in NRW nach OBSERVATION, abgerufen am 11.11.2025.

Jahr	Beobach-tungen	Individuen	Beobachter	Provinzen/ Regionen
2010	0	0	0	0
2011	0	0	0	0
2012	0	0	0	0
2013	0	0	0	0
2014	1	1	1	1
2015	2	2	2	1
2016	1	1	1	1
2017	4	4	2	1
2018	5	5	3	1
2019	5	6	4	1
2020	3	3	3	1
2021	18	20	8	1
2022	29	42	18	1
2023	21	21	13	1
2024	80	91	46	4
2025	353	518	147	4
Gesamt	522	714		

Auch ich selbst konnte die Art erst 2021 erstmals in Aachen als Falter nachweisen, wonach 2022 dann auch gleich ein Raupenfund folgte. Zuvor hatte es dort jahrzehntelang keinen einzigen Nachweis dieser Art gegeben, welche PÜNGELER (1937) als „selten“ beschreibt. In diesem Jahr gelang mir dort zudem auch der Nachweis einer zumindest partiellen 2. Generation durch einen Falter im Oktober. Dieser starke Populationsanstieg beschränkte sich nicht auf NRW, denn auch in Baden-Württemberg konnten KARBIENER & TRUSCH (2022) zuletzt eine starke Zunahme der Art feststellen.
Man ist verführt die Ausbreitungstendenzen bzw. die positiven Bestandsentwicklungen vieler an Flechten lebender Arten auf den Klimawandel zu schieben, doch gibt es auch andere Erklärungen. So diskutiert EBERT (1997) qualitative Veränderung der Flechtennahrung aufgrund von Schadstoffeinwirkungen aus der Luft als mögliche Ursache des Bestandsrückgangs dieser Art Ende des 20. Jahrhundert in Baden-Württemberg, erwähnt aber auch die Möglichkeit von periodischen Häufigkeitsschwankungen als Erklärung. Stimmt erstere Vermutung, so könnte auch die durch Umweltschutzmaßnahmen seit ca. 1990 verbesserte Luftqualität eine Rolle spielen bei der nun fast überall zu beobachtenden positiven Bestandsentwicklung dieser und vieler anderer an Flechten lebender Nachtfalterarten.

In diesem Zusammenhang ist es interessant, dass das Vierpunkt-Flechtenbärchen von RETZLAFF & SELIGER (2007) als submontan bis montan eingestuft wurde. Vielleicht wurde diese Art nur deshalb als montan eingestuft, weil die Luft in höheren Lagen, also weiter entfernt von Industriegebieten, noch sauberer war und sich die Art deshalb im Zuge der Industrialisierung und damit einhergehender Luftverschmutzung dorthin zurückgezogen hatte? Die zahlreichen Nachweise im Eller Forst, also in einer planaren Auenlandschaft, sprechen jedenfalls gegen eine Bevorzugung höherer Lagen. Wäre die Art tatsächlich montan, würde man im Zuge des Klimawandels eher erwarten, dass sie gerade im Flachland seltener würde.
Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel und/oder der Luftqualität ist insgesamt nicht ganz auszuschließen, doch scheint es sich im speziellen Fall des Vierpunkt-Flechtenbärchens eher um natürliche periodische Häufigkeitsschwankungen zu handeln, wie man sie z. B. beim Großen Fuchs *Nymphalis polychloros* schon lange kennt. Immerhin sind bei langfristiger Betrachtungsweise weder Arealerweiterungen noch eine dauerhaft positive Bestandsentwicklung zu beobachten, was man bei einem Klimaprofiteur aber erwarten müsste. Nun erwähnen mehrere von EBERT (1997) zitierte alte Quellen gelegentliche lokale Massenvermehrungen dieser Art, was dagegen spricht, dass alleine die Veränderungen der Luftqualität die Populationsentwicklung steuert. Womöglich spielen sowohl der Klimawandel als auch die Luftqualität bzw. der Zustand der Flechten nur eine untergeordnete Rolle und es sind ganz andere Faktoren maßgebend, wie z. B. Prädatorendruck bzw. Häufigkeit von Parasitoiden. Das Beispiel dieser Art zeigt jedenfalls, dass es noch reichlich Forschungsbedarf gibt, um die beobachteten Populationsschwankungen zu verstehen. Würden die Bestände in den kommenden Jahren wieder deutlich abnehmen, wäre bewiesen, dass weder Klimawandel noch Luftqualität eine entscheidende Rolle bei den beobachteten Schwankungen spielen.
Ähnliches gilt vielleicht auch für das Große Eichenkarmin *Catocala sponsa*, das nach einem gehäuften Auftreten Ende der 1970er Jahre lange Zeit lange fast verschwunden war und zum Ende der 2010er Jahre plötzlich fast überall häufig wurde und dabei auch im Eller Forst und in Hubbelrath mehrfach auftauchte. Was auch immer der Grund für die Häufigkeit war, so muss man jedenfalls nun feststellen, dass diese Art dort inzwischen wieder verschwunden zu sein scheint (Tab. 6/5). Allerdings ist die Art insgesamt in NRW nach OBSERVATION durchaus nicht selten, so dass es unklar ist, ob das scheinbare Verschwinden nun ein echtes lokales Aussterben anzeigt oder einfach nur Zufall ist.

Tab. 6/5: Nachweiszahlen des Großen Eichenkarmins *Catocala sponsa* in den beiden Untersuchungsgebieten. R = Raupen, F = Falter.

	2009 - 2017		2018		2019		2020		2021		2022		2023		2024		2025	
	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F	R	F
Eller Forst	0	0	0	**9**	**1**	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hubbelrath	0	0	0	**1**	**1**	0	0	**2**	0	0	0	**2**	0	0	0	0	0	0

Vom nach der Roten Liste ungefährdeten Rosen-Flechtenbärchen *Miltochrista miniata* (Abb. 6/4) flog am 30.06. ein frisches Männchen an den Leuchtturm. Dies ist ein Wiederfund für die Fauna von Düsseldorf, denn die letzten Nachweise auf Düsseldorfer Stadtgebiet stammen aus den 1930er Jahren, und zwar aus dem Stadtteil Eller (CRETSCHMAR 1932/33, auf den sich vermutlich auch GRABE 1935-1936 bezogen hat). Aktuelle regelmäßige Nachweise dieser Art gibt es in der näheren Umgebung Düsseldorfs vor allem in Haan. Interessanterweise gibt es aber im Raum Wuppertal/Hilden/Haan keinerlei Altdaten von dieser Art

Abb. 6/4: Falter des Rosen-Flechtenbärchens *Miltochrista miniata*, welches nach über 90 Jahren erstmals wieder in Düsseldorf nachgewiesen wurde. Das fotografierte Tier stammt aus einer Eizucht eines am 28.6.2022 in Aachen gefangenen Weibchens. Foto L. Wirooks.

und selbst für die Fauna des Bergischen Landes werden von KINKLER et al (1974) nur die beiden oben schon erwähnten Quellen zum Fundort Eller zitiert. Erst seit den 1970er Jahren begannen sich die Nachweise dieser Art im Bergischen Land zu häufen. Dies scheint durchaus für eine lokale Arealerweiterung zu sprechen. Etwas anders ist die Situation aber im Aachener Raum, wo die Art laut PUNGELER (1937) schon früher - also Ende des 18. und Anfang des 19. Jahrhunderts - nicht selten war, dann aber in den 1970er bis 1990er Jahren von den in diesem Gebiet tätigen Lepidopterologen nicht mehr gefunden wurde. Nach einem Fund in der Eifel an der Belgischen Grenze 1998 durch den Autor folgten nun seit 2018 auch mehrere Funde auf Aachener Stadtgebiet, und zwar auch an mehreren Orten, die in den 1980er oder 1990er Jahren relativ intensiv untersucht worden waren (OBSERVATION, PORTAL SCHMETTERLINGE). Dieses Schema mit einem zwischenzeitlichen Verschwinden und seit der Jahrtausendwende Wiederauftauchen einer Art kann man auch bei mehreren anderen im Raupenstadium an Flechten fressenden Nachtfaltern beobachten, wie z. B. bei der Sicheleule *Laspeyria flexula*.

Es spricht also immerhin einiges dafür, dass Luftverschmutzung und deren spätere Reduktion bei den Populationsschwankungen eine Rolle gespielt haben könnte. Dennoch ist es möglich, dass bei der allgemein positiven Bestandsentwicklung des Rosen-Flechtenbärchens der Klimawandel auch eine gewisse Rolle spielt. Man wird dies weiterhin genau beobachten müssen. Im Übrigen ist es denkbar, dass sowohl der offenbar einzige alte Nachweis als auch der aktuelle Fund in Düsseldorf Einzelfälle waren und es sich nur um mehr oder weniger verschleppte Exemplare ohne Bodenständigkeit in Düsseldorf gehandelt hat.

Bei dem am 03.06. in einem abgeflogenen männlichen Exemplar nachgewiesenen Braunen Nadelwaldspanner *Punegeleria capreolaria* handelt es sich bezogen auf das engere Untersuchungsgebiet Eller Forst nur um einen aus der Umgebung zugeflogenen Falter, da die Nahrungspflanzen im Untersuchungsgebiet fehlen. Die Hauptnahrungspflanze soll die Weißtanne sein, mit deren Verbreitungsareal das des Falters gut übereinstimmt (STEINER et al 2014), und welche im nahe gelegenen Siedlungsgebiet in Gärten vorkommen dürfte. Die Art kommt vor allem im Hügel- und Bergland vor und soll mit der forstlichen Einbringung der Tanne außerhalb ihres natürlichen Areals ins Hügelland und stellenweise sogar in die Ebene vorgedrungen sein (ebenda). Dazu passt auch, dass die Art in den Niederlanden stark in Ausbreitung begriffen war (schriftl. Mitt. JEROEN VOOGD). Ähnlich sieht es im Rheinland aus, wo die Art seit etwa der Jahrtausendwende häufiger und dabei auch zunehmend im Flachland nachgewiesen wird. Ein Zusammenhang dieses lokalen Erstfundes mit der Klimaerwärmung ist eher unwahrscheinlich.

Auch der am 30.6. in einem Exemplar in der Lichtfalle gefangene Haarstrang-Blütenspanner *Eupithecia selinata* ist neu im Eller Forst. Er wurde in Hubbelrath schon 2015 erstmals gefunden, und zwar sogar als Raupe. Diese Art steht nach der neuesten Roten Liste NRW-weit auf der Vorwarnliste, galt jedoch in der

Abb. 6/5: Falter des Kleinen Sonnenröschen-Bläuling *Aricia agestis*, einer Art, die sich seit ca. 2015 rasend schnell in NRW ausgebreitet hat und nun erstmal im Untersuchungsgebiet Eller Forst nachgewiesen wurde. Das abgebildete Tier wurde am 11.07.2025 in Herten fotografiert. Foto L. Wirooks.

Niederrheinischen Buch als gar nicht vorkommend, während er in Eifel und Bergischem Land als ungefährdet angesehen wurde. Der Nachweis im Eller ist also sogar ein regionaler Erstfund. Vieles deutet darauf hin, dass sich diese Art in NRW auch langfristig betrachtet ausbreitet und eine positive Bestandsentwicklung aufweist, denn sie war früher wirklich nur sehr lokal verbreitet und selten. Diese bezüglich ihrer Habitatansprüche eher stenöke Art wird sich vermutlich nicht flächendeckend ausbreiten können, doch sind lokale Arealerweiterungen eindeutig belegbar, und zwar nicht nur in Düsseldorf, sondern z. B. auch im Raum Aachen/Stolberg/Eschweiler, wo die Art erstmals 2013 nachgewiesen wurde und seither immer öfter. Es dürfte sich also beim Haarstrang-Blütenspanner wohl wirklich um einen Klimaprofiteur handeln, wenn auch nicht einen mit nicht ganz so großflächiger Arealerweiterung.

Bei den im Folgenden behandelten drei Arten handelt es sich jedoch mit ziemlicher Sicherheit um großflächige Arealerweiterer und zumindest in zwei Fällen eindeutig um Klimawandelprofiteure. Sowohl der Nachweis des Gesprenkelten Pappelspanners *Stegania cararia* als auch derjenige der Feuchtwiesen-Kräutereule *Lacanobia splendens* stellen Erstfunde dieser Arten für das Stadtgebiet von Düsseldorf dar.

Der Kleine Sonnenröschen-Bläuling *Aricia agestis* (Abb. 6/5) ist nach LENZEN & SCHULTE (2007) zwar schon 1887 einmal in Düsseldorf gesehen worden, galt danach aber als verschollen. Er wurde dann erst 2017 das nächste Mal dort beobachtet und gelangt seither sowohl häufig als auch regelmäßig zur Beobachtung (WIROOKS 2025/2026 in Vorbereitung). Nun erfolgte also auch der Erstnachweis im Untersuchungsgebiet Eller Forst und zwar in Form von zwei am 30.06. auf der Sumpfwiese gesichteten Faltern. Wegen des Einzelfundes von 1887 und einiger weniger anderer Einzelnachweise aus dem 19. Jahrhundert an anderen Orten in NRW wird eine Art wie der Kleine Sonnenröschen-Bläuling allerdings meist nicht als echter Arealerweiterer angesehen (siehe RADTKE et al 2024, wo nur Arten mit Erstfunden, nicht jedoch mit Wiederfunden, in dieser Kategorie geführt werden). Dennoch sollte man dabei berücksichtigen, dass die Art vor allem seit der Mitte der 2010er Jahre in NRW eine extrem positive Populationsentwicklung mit deutlicher Ausbreitung durchgemacht hat, und zwar nicht nur in Düsseldorf, sondern auch an vielen anderen Orten, während sie früher nur in Einzelfunden einmal aufgetaucht war. So gab es bis zur Jahrtausendwende in NRW stabile Populationen dieser Art nur in der Südeifel sowie an der Grenze zu Hessen. Die schnelle Ausbreitung begann also um die Jahrtausendwende und erfolge dann immer schneller, so dass die Art nun bis auf höhere Lagen des Bergischen- und Sauerlandes flächendeckend vorkommt (PORTAL SCHMETTERLINGE). Das Jahr 2025 war für diese Art offenbar besonders günstig, denn dem Autor gelangen nicht nur im Eller Forst, sondern auch in Frechen, Lünen und Herten jeweils Erstfunde im Rahmen regelmäßiger Kartierungen.

Die aktuelle Ausbreitung des Sonnenröschen-Bläulings liegt allerdings womöglich nicht nur am Klimawandel, sondern nach BEEBEE (2018) zumindest in England auch darin begründet, dass diese Art ihr Nahrungspflanzenspektrum erweitert hat und neuerdings auch an sehr unterschiedlichen angepflanzten *Geranium*-Arten in Gärten frisst, wo die Raupe vor den Agrarchemikalien sicher ist. Die Klimaerwärmung wird aber vermutlich auch eine große Rolle beim Ausbreitungsgeschehen dieser Art in NRW gespielt haben.

Beim am 30.06. in der Lichtfalle nachgewiesenen Gesprenkelten Pappelspanner handelt es sich genau wie beim Dreifleck-Pappelspanner *Stegania trimaculata* im Wesentlichen um eine Auwaldart der Ebene. EBERT (2003) bezeichnet sie als wärmeliebende Art niedriger Tallagen und vermutet, dass sie v. a. an Kanadische Pappel gebunden ist. In NRW fehlte diese Art komplett ehe sie 2017 erstmals im Kottenforst bei Bonn gesichtet wurde (MÖRTTER 2017) Einige Jahre lang beschränkte sich ihr Verbreitungsgebiet in NRW auf den Köln/Bonner-Raum, doch inzwischen ist sie auch andernorts aufgetaucht, so z. B. 2022 in und bei Aachen, also nahe der niederländischen und belgischen Grenze, sowie an den östlichen Landesgrenzen (SCHUMACHER 2023). Im Jahr 2025 erfolgte dann mit einem Fund bei Schieder-Schwalenberg im Nordosten von NRW der bisher nördlichste Nachweis in der BRD (SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS). Durch einen Fund im selben Jahr im Ruhrgebiet bei Castrop-Rauxel hat sich die Verbreitungsgrenze auch in den mittleren Teilen von NRW nordwärts verschoben (OBSERVATION). Es war also durchaus zu erwarten, dass sich diese Art ebenso wie ihre Schwesterart auch am Rhein entlang von Köln nach Düsseldorf ausbreiten würde, wie es nun geschehen ist. Die aktuellen Ausbreitungsbewegungen sind wegen ihrer Richtung (von Süden nach Norden und von Westen nach Osten) mit ziemlicher Sicherheit eine Folge der Klimaerwärmung.

Abb. 6/6: Die am 30.06.2025 im Eller Forst gefangene Feuchtwiesen-Kräutereule *Lacanobia splendens*, welche dabei erstmals überhaupt in Düsseldorf nachgewiesen werden konnte. Foto L. Wirooks.

Auch der Nachweis der als Raupe polyphag in der Krautschicht lebenden Feuchtwiesen-Kräutereule *Lacanobia splendens* (Abb. 6/6) gelang am 30.06., und zwar am Leuchtturm auf der Sumpfwiese. Diese Art fehlt noch in der aktuellen Roten Liste NRW, da sie erst 2021 erstmals in NRW nachgewiesen wurde (HEMMERSBACH & SELIGER 2023). Da die Art abgesehen von einigen weiter entfernten Regionen Deutschland im Umfeld auch in Belgien und den Niederlanden nur lokal nachgewiesen wurde, haben RADTKE et al (2024) sie nach ihrer Definition noch nicht als Arealerweiterer eingestuft. Nun sind im Laufe der letzten Jahre aber auch an zwei weiter nördlich gelegenen Orten nahe der niederländischen Grenze sowie weiter südlich bei Jülich Falter dieser Art gefunden worden (PORTAL SCHMETTERLINGE, OBSERVATION). Somit deutet nun vieles darauf hin, dass eine Einstufung als Arealerweiterer doch sinnvoll wäre, zumal der Nachweis im Eller Forst nicht der einzige in diesem Jahr getätigte rechtsrheinische Nachweis war. Schon am 22.06.2025 erfolgte ein Nachweis auf einer Feuchtwiese bei Haan, dem am 01.07.2025 noch ein zweiter folgte (OBSERVATION). Ein Zusammenhang der neuesten Nachweise in NRW mit dem Klimawandel ist sehr wahrscheinlich.

Die Situation in anderen Verbreitungsgebieten Deutschlands unterscheidet sich allerdings von derjenigen in NRW. So gab es z. B. bis zur Jahrtausendwende am Rhein entlang zwischen Freiburg und Mannheim sehr viele Nachweise dieser Art, danach jedoch nur noch sehr wenige (SCHMEWTTERLINGE DEUTSCHLANDS). Interessanterweise erfolgten dabei die neueren Funde häufig an Orten, an denen vorher Nachweise fehlten. Für den Rückgang in diesem Gebiet könnte man sicherlich auch Biotopveränderungen und andere direkte negative menschliche Einwirkungen verantwortlich machen. Es ist aber ebenso denkbar, dass sich der Klimawandel hier in der Summe sogar negativ auf die Art ausgewirkt hat, indem sich ihr dortiges Areal leicht vom Rhein weg verschoben und dabei insgesamt verkleinert hat.

Hubbelrath

In Hubbelrath konnten im Jahr 2025 drei Nachtfalterarten neu nachgewiesen werden. Eine davon ist das in diesem Jahr auch im Eller Forst erstmals gefundene Vierpunkt-Flechtenbärchen *Lithosia quadra*, von dem am 13.06. ein Falter am Leuchtturm gefangen wurde. Zur Einschätzung dieser Art siehe voriges Kapitel.
Des Weiteren ist das überwiegend planar verbreitete Erlenmoor-Flechtenbärchen *Pelosia muscerda* zu nennen, von dem am 15.08. ein Weibchen an den Leuchtturm flog. Diese in den letzten Jahren schon dreimal im Eller Forst gefundene Art gilt nach der Roten Liste im Bergischen Land als wegen extremer Seltenheit (potenziell) gefährdet, steht in gesamt NRW allerdings nur auf der Vorwarnliste und gilt in der Niederrheinischen Bucht als ungefährdet. Nach STEINER et al (2014) fliegen die Falter in Au- und Bruchwäldern, birken- und erlenreichen Mooren und Heiden, gehölzreichen Seggenriedern und anderen waldnahen Feuchtgebieten. Der Autor fand die Raupen in Bodenfallen, welche in Erlenbruchwäldern standen. Eine Larvalentwicklung in Hubbelrath ist durchaus denkbar, denn unterhalb des Abschlags von Bahn 2 befindet sich neben einem Teich ein Sumpf mit Erlen und Weiden, welcher als Larvalhabitat durchaus in Frage kommt. Zwar ist eine kleinräumige Ausbreitung ins Bergland hinein in Düsseldorf denkbar, doch ist insgesamt betrachtet bei dieser Art keine Arealerweiterung erkennbar. Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel besteht bei diesem Nachweis vermutlich nicht.
Ähnliches gilt auch für den Birken-Gürtelpuppenspanner *Cyclophora albipunctata*, von dem am 15.08. ein Falter den Leuchtturm anflog. Er ist nach STEINER et al (2014) lokal verbreitet und besiedelt birkenreiche Laubwälder, Moore und Heiden, wobei er örtlich häufiger auftreten kann. Da im Untersuchungsgebiet Birken nur in geringer Anzahl vorkommen, darf man annehmen, dass es sich bei dem späten Erstfund nur um Zufall gehandelt hat, zumal bei großräumiger Betrachtung der Nachweisdaten in den gängigen Internetdatenbanken keine Arealerweiterung erkennbar ist.

Literatur

BEEBEE, T. (2018): Climate Change and British Wildlife, Bloomsbury Wildlife, London: 368 S.

CRETCHMAR, M. (1932/33): Arbeitsgemeinschaft Rheinisch–Westfälischer Lepidopterologen. Bericht über die erste Jahres–Hauptversammlung in Düsseldorf (12.April 1931). Int.Ent.Z. 26: S. 119–124, 143–144, 252–256, 264–68, 307–310, 319–323, 379–382, 402–410, 423–426, Guben.

DAHL, A. (2009): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und

Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 55-86

DAHL, A. (2010): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 86-115

DAHL, A. (2011): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 91-114

DAHL, A. (2012): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 100-130

DAHL, A. (2013): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 104-125

DAHL, A. (2014): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 110-139

EBERT, G. (1997): Lithosia quadra (Linnaeus, 1758). Vierpunkt-Flechtenbärchen. in: EBERT, G. (Hrsg): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5 Nachtfalter III, S. 267-272

EBERT, G. (2003) Stegania cararia (Hübner, 1790). Gesprenkelter Pappelspanner. in: EBERT, G. (Hrsg): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 9 Nachtfalter VII, S. 307-309

GRABE, A. (1935–1936): Zusammenstellung der von 1923 bis 1934 im Ruhrgebiet neu aufgefundenen Groß-Schmetterlingsarten. Int.Entom.Z. **29**: 282-286, 297-300, 310-312, 323-324, 332-334, 347-348, 359-360, 382-383, 406-408, 416-418, 423-425, Gube; Entom.Z. **49**: 508-509, 520-521, 533-535, 538-541, 549-550, 566-568, **50**:: 16-17, 27, 44-46, 178-183, 194-195, 249-252, 264-269, Frankfur/M.

HERMANN, G. (1992): Tagfalter und Widderchen – Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 219-238. Weikersheim: Margraf 1992.

KARBIENER, O. & TRUSCH, R. (2022): Wandel der Nachtfalterfauna Baden-Württembergs seit 1970. Andrias 22, Band I und II.

KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. 380 S., Stenstrup (Apollo Books).

KINKLER, H., SCHMITZ, W., NIPPEL, F. & SWOBODA, G. (1974): Die Schmetterlinge des Bergischen Landes. II. Teil: Spinner, Schwärmer etc. unter Einbeziehung der Sammlungen des FUHLROTT-Museums in-Wuppertal. Jahresber.Naturwiss.Ver.Wuppertal, 27: 38–80, Wuppertal

MEIER, M. (1992): Nachtfalter – Methoden, Ergebnisse und Problematik des Lichtfanges im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 203-218. Weikersheim: Margraf 1992.

MÖRTTER, R. (2017): *Stegania cararia* (HÜBNER, 1790), eine neue Spannerart für Nordrhein-Westfalen (Lep., Geometridae). – Melanargia 29: S. 131-132, Leverkusen

RADTKE, A., DAHL, A. & LAUSSMANN, T. (2024) : Arealerweiterer und andere Erstnachweise von Großschmetterlingen in Nordrhein-Westfalen seit 1999 Teil 2: 2014-2023. – Melanargia 36: S. 41-69, Leverkusen

RETZLAFF, H. & SELIGER, R. (2007): Die Hochheiden, Felsheiden, Bergwiesen, Moore und Wälder im Hochsauerland und in der Hocheifel als bedeutsame Refugien für montane Schmetterlingsarten in Nordrhein-Westfalen. – Melanargia 19: S. 1-62, Leverkusen.

SCHMITZ, U. (2020): Floren- und Vegetationskartierung der Golfanlage bei Düsseldorf-Hubbelrath. Gutachten im Auftrag des Golfclub Hubbelrath / Land und Golfclubs Düsseldorf e.V. 26 S. u. 4 Karten im Anhang.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A, & A. LEISTEN (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 134 S., Mettmann.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 156 S., Mettmann.

SCHUMACHER, H. (2023): Bemerkenswerte Falterfunde und Beobachtungen aus dem Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen e. V., 32. Zusammenstellung. - Melanargia 32: S. 31-47, Leverkusen

SCHUMACHER, H., VORBRÜGGEN, W., RETZLAFF, H & SELIGER, R. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Juli 2010. In: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 2011 – LANUV-Fachbericht 36, Band 2, 239-332.

SCHUMACHER, H. & VORBRÜGGEN, W. (2021): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schmetterlinge – Lepidoptera – in Nordrhein-Westfalen. 5. Fassung, Stand Makrolepidoptera Dezember 2020. Melanargia 33 (Beiheft 1) 3-174.

SETTELE, J., STEINER, R., REINHARD, R. & FELDMANN, R. (2009): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands. – Stuttgart (Ulmer Verlag).

STEINER, A., RATZEL, U., TOP-JENSEN, M. & FIBIGER, M. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands. Ein Feldführer. Ostermarie (BugBook Publishing). 878 S., 76 Farbtafeln.

WIROOKS, L. (2015): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 118-160

WIROOKS, L. (2016): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 126-162

WIROOKS, L. (2017): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 129-156

WIROOKS, L. (2018): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 133-157

WIROOKS, L. (2019): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 135-164

WIROOKS, L. (2020): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 136-167

WIROOKS, L. (2021): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 146-184

WIROOKS, L. (2022): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 142-175

WIROOKS, L. (2023): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2022. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 154-182

WIROOKS, L. (2024): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2023. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier-

und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 159-192

WIROOKS, L. (2025): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2024. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 156-181

WIROOKS, L. (2025/2026) in Vorbereitung: Tagfalter und Widderchen. In: "Biodiversitätskonzept 2030" der Landeshauptstadt Düsseldorf.

Internet

OBSERVATION: https://nordrhein-westfalen-de.observation.org/ (letzter Zugriff 11.11.2025).

PORTAL SCHMETTERLINGE: https://portal.melanargia.de/Lepi/Default.aspx = Datenbank Schmetterlinge der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen (letzter Zugriff 11.11.2025).

SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS: https://www.schmetterlinge-d.de/Lepi/Default.aspx (letzter Zugriff 11.11.2025).

7 Stechmücken

Olaf Diestelhorst

Einleitung

Stechmücken werden im Gegensatz zu den meisten anderen Organismengruppen nicht in Roten Listen aufgeführt, sondern meistens als gefährlich oder zumindest lästig eingestuft und mit Hinweisen zur Bekämpfung bedacht (MARTINI 1920, SCHUSTER & MOHRIG 1971). Dieses liegt an ihrer Funktion als Vektor verschiedener auf den Menschen übertragbarer Krankheiten. Während es bis zum Anfang des 20ten Jahrhunderts hauptsächlich um die Bekämpfung von Malaria übertragenden *Anopheles* Arten ging, liegt heute der Fokus auf den durch den zunehmenden Tourismus und internationalen Handel eingeschleppten *Aedes* Arten. In Containern brütende *Aedes/Ochlerotatus* Mücken können innerhalb weniger Stunden von einem Kontinent zum anderen verschleppt werden (BECKER 2014). Dies gilt besonders für die Asiatische Buschmücke *Aedes japonicus*, die erstmals 2008 (BECKER et al. 2011), und für die Asiatische Tigermücke *Aedes albopictus* (PLUSKOTA et al. 2008), die erstmals 2007 in Deutschland nachgewiesen wurde. Der Fokus der seit 2018 durchgeführten Untersuchungen liegt insbesondere auf dem Nachweis der genannten neu eingewanderten *Aedes* Arten.

Untersuchungsgebiete

Nordfriedhof gegenüber Großmarkt

Der fast 70 ha große Nordfriedhof bietet mit seinen vielen mit Wasser gefüllten Blumenvasen ein gutes Brutrevier für verschiedene Mückenarten. Der gewählte Standort liegt unweit der Ulmenstraße (Abb. 7/1). Auf der anderen Straßenseite befand sich bis 12/2024 der Großmarkt. Dort konnten durch die internationale Warenanlieferung mit LKWs fremde Arten eingeschleppt werden. Der Nordfriedhof entspricht mit seiner Struktur und dem Baumbestand einer Parklandschaft. Einzelbäume und kleinere Baumgruppen wechseln sich mit offenen Bereichen ab.

Abb. 7/1: Potenzielle Brutgefäße auf dem Nordfriedhof. 15.05.2025, O. Diestelhorst.

Golfplatz (GSV Golf-Sport-Verein Düsseldorf) am Hafen (Lausward)

Der Fallenstandort befand sich wie in den Vorjahren in einer Lagerecke des Betriebshofs des Golfplatzes GSV (Golf-Sport-Verein Düsseldorf). Der Golfplatz liegt zwischen dem Rhein im Norden und dem Düsseldorfer Hafen im Süden (Abb. 7/2). Der Hafen könnte durch Frachtschiffe und dadurch erfolgten Warenverkehr ein Einfallstor für Arten aus anderen Regionen sein.

Abb. 7/2: „BG-GAT“ Falle. Golfplatz-Lausward in der Nähe des Hafens. 18.09.2025, O. Diestelhorst.

Hausgarten Wersten

Der Privatgarten im Düsseldorfer Stadtteil Wersten liegt innerhalb von hauptsächlich zweigeschossiger Bebauung mitten in einem größeren Wohngebiet. Hier wurde in einem Garten die BG Sentinel Falle geschützt aufgestellt und eine Wasserstelle beprobt (Abb. 7/3). Mögliche Brutstätten für Mückenlarven sind Wassertonnen zur Gartenbewässerung und kleine Swimmingpools für Kinder. Der Rhein als internationale Schifffahrtsstraße befindet sich in etwa 700 m Entfernung.

Abb. 7/3: „BG-Sentinel“ mit CO_2 Flasche am Fallenstandort Hausgarten Wersten. 26.05.2025, O. Diestelhorst.

Hausgarten Kalkum

Der Privatgarten im Düsseldorfer Stadtteil Kalkum liegt am Rand eines Gebietes mit Einfamilienhäusern und grenzt im Westen an ein landwirtschaftlich genutztes Feld. Die nördliche Landebahn des Internationalen Flughafens Düsseldorf befindet sich in ca. 800 m und die Flughafenterminals in ca. 1800 m Entfernung südlich des Fallenstandortes (Abb. 7/4). Hier wurde im Garten die BG Sentinel Falle geschützt unter dem Vordach eines Gartenhauses aufgestellt. Das nächste größere Gewässer ist in 150 m Entfernung der Lambertussee. Weitere mögliche Brutstätten für Mückenlarven sind Wassertonnen zur Gartenbewässerung und kleine Swimmingpools für Kinder.

Abb. 7/4: Übersicht Fallenstandort Garten Kalkum mit „BG Sentinel“. 17.07.2024, O. Diestelhorst.

Methoden

Die Systematik folgt weitgehend BECKER et al. (2020). Die Bestimmung der Tiere erfolgte mit BECKER (2020, 2025), MOHRIG (1969), SNOW (1990) und ZITTRA (2012) Die Kartierung der Mücken geschah durch das Aufstellen verschiedener Fallen, bzw. künstlicher Brutmöglichkeiten zwischen dem 15.05.2025 und dem 23.12.2025. Besonders für den Nachweis adulter Stechmücken wird in vielen Studien die CO_2-Falle „BG-Sentinel“ (Firma Biogents) eingesetzt. Diese Falle saugt, durch einen kleinen Ventilator angetrieben, die angelockten Mücken in einen Fangbeutel. Zur Anlockung enthält die Falle einen künstlichen Hautgeruch (BG-Lure). Zusätzlich kann noch Kohlendioxid als weiteres Lockmittel verwendet werden. Eine Falle dieses Typs wurde mit Kohlendioxid-Betrieb in einem Hausgarten in Düsseldorf-Wersten aufgestellt. Zusätzlich wurde in dem Hausgarten ein schwarzes Wasserbecken auf Mückenlarven beprobt. Eine weitere Falle desselben Typs wurde in dem Hausgarten in Kalkum betrieben. Diese Falle wurde dort ohne Kohlendioxid als zusätzliches Lockmittel betrieben.

Am Standort Golfplatz wurde eine „BG-GAT“ Fallen (Gravid Aedes Trap, Biogents) eingesetzt. Diese Fallen sollen besonders fängig für *Aedes*-Arten sein (Website Biogents). Die weiblichen Mücken werden durch eine reusenartige Öffnung in ein Gefäß mit Wasser gelockt. Die Wasseroberfläche ist durch Gaze versperrt, und die Mücke wird mit einem im Flugraum befindlichen Klebestreifen gefangen. Zusätzlich wurden am Golfplatz Wasseransammlungen in vor Ort vorhandenen Gefäßen auf Mückenlarven untersucht. Auf dem Nordfriedhof wurden an jedem Untersuchungstermin unterschiedliche Bereiche des

Friedhofs aufgesucht und ca. 15 bis 20 mit Wasser gefüllte Friedhofsvasen oder Gießkannen durch einen Aquarienkescher geleert. Der Inhalt wurde mit Wasser gespült und in Alkohol überführt. Auch nach längeren Perioden ohne Niederschlag fanden sich immer genügend mit unterschiedlich „altem“ Wasser gefüllte Vasen. Auch im Jahr 2025 waren genügend mit Wasser gefüllte Vasen vorhanden. Es wurden möglichst Vasen mit bereits verwelkten Blumen beprobt, da diese attraktiver für Mückenlarven sind.

Ergebnisse

Bewertung der Untersuchungsgebiete und ihrer Mückenfauna

Nordfriedhof

In den untersuchten Vasen ließen sich bei Kontrollen zwischen dem 15.05.2025 und 23.12.2025 etwa 2.200 Larven von *Culex* spec. in unterschiedlichen Larvenstadien nachweisen (Abb. 7/5). Zur Auswertung wurden nur die Larven im vierten Larvenstadium bestimmt. Die Blumenvasen enthielten wieder eine Vielzahl anderer Dipterenlarven. Hierzu gehörten wie in den Vorjahren Rattenschwanzlarven (Syrphidae), Zuckmücken (Chironomidae), Gnitzen (Ceratopogonidae) oder Schmetterlingsmücken (Psychodidae). Die Stechmücken verteilten sich auf mindestens vier verschiedene Arten: Am häufigsten wurden Arten aus dem *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*) nachgewiesen. Bei den Larven im vierten Stadium gehörten 43 Exemplare gehörten zu *C. pipiens* und 55 zu *C. torrentium*. 95 Larven konnten nur dem *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*) zugeordnet werden. Die meisten Mückenlarven ließen sich an den Terminen Anfang Juli und im September nachweisen (Abb. 7/5). Von *Anopheles plumbeus* ließen sich 23 Larven nachweisen. (1/15.05., 9/17.06., 7/10.07., 3/28.08., 3/18.09.). Am 17.06. konnte *Aedes*

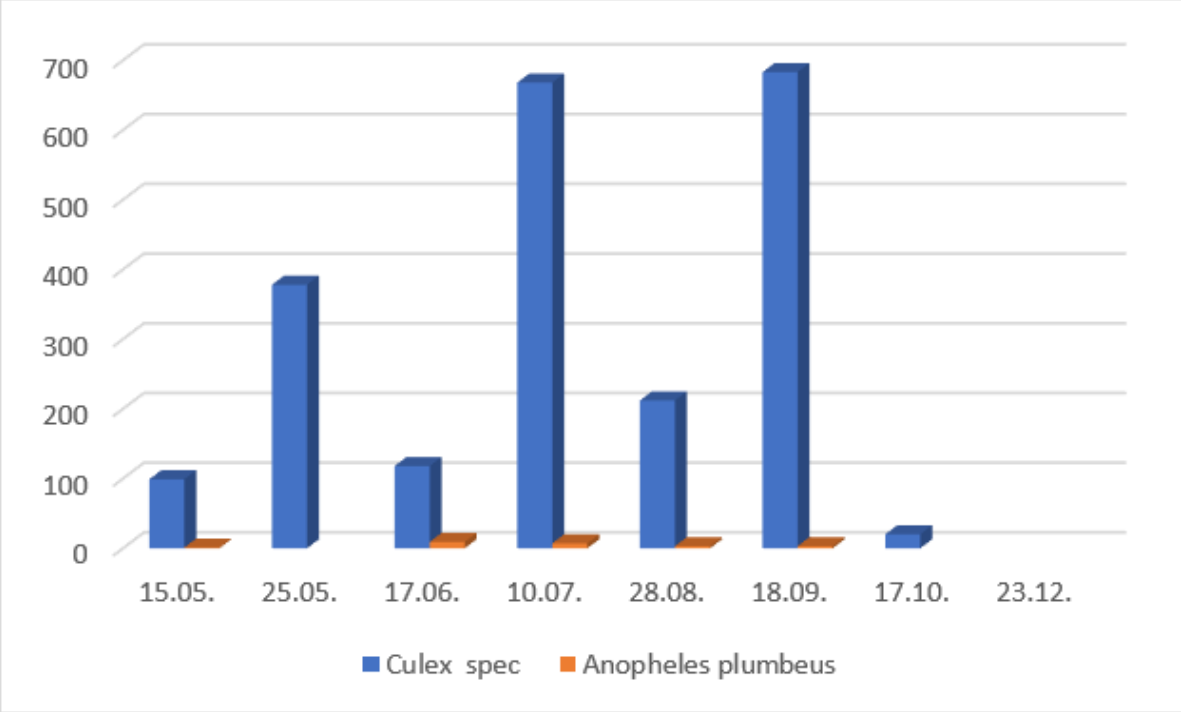


Abb. 7/5: Verteilung der nachgewiesen *Culex* spec. und *Anopheles plumbeus* Larven auf dem Nordfriedhof (2025)

geniculatus mit 2 Larven erstmalig auf dem Nordfriedhof nachgewiesen werden. Bei der letzten Kontrolle im Dezember (23.12.) befanden sich keine Larven von Stechmücken in der Probe.

Golfplatz

Die „BG-GAT“ Falle auf dem Golfplatz fing wie bereits in den Vorjahren hauptsächlich Schmetterlingsmücken (Psychodidae), diverse Fliegen und keine Stechmücken (Abb. 7/2). Im Bereich der „BG-GAT“ Falle konnten an allen Terminen keine Wasseransammlungen mit Mückenlarven entdeckt werden.

Hausgarten Wersten

Der Hausgarten Wersten war wie 2019 - 2024 ein Standort mit der „BG-Sentinel“ Falle, die durch Duftstoffe und den Einsatz von CO_2 adulte Mücken anlockt (Abb. 7/3). Es konnten an zehn Terminen zwischen 20. Mai und 10. November 72 adulte Mückenweibchen nachgewiesen werden. Die meisten gefangenen Mücken gehörten zum *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*). Am 08.06. befand sich ein Weibchen von *Culiseta annulata* in der Falle. Von *Anopheles plumbeu*s konnten insgesamt 4 Individuen (2/20.05., 1/11.06., 1/27.09.) nachgewiesen werden. *Aedes geniculatus* und *A. vexans*, die 2024 erstmals an dem Standort gefunden wurden, konnten 2025 nicht bestätigt werden.
Im Wasserkübel konnten im Hausgarten 32 *Culex torrentium* und 25 *Culex pipiens* sowie 21 *Culex* spec. Larven im vierten Larvenstadium gefangen werden. Zusätzlich wurden etwa 600 *Culex* spec. Larven in früheren Stadien nachgewiesen. Von *Culiseta annulata* wurden 7 Larven gekeschert (3/08.06., 2/17.08., 2/27.09.).

Hausgarten Kalkum

Der Hausgarten Kalkum war der zweite Standort mit einer „BG-Sentinel“ Falle. Die Falle war im Juni und Juli aktiv und wurde ohne Kohlendioxid als Lockstoff betrieben. Es konnten 15 Mückenweibchen nachgewiesen werden. Alle Individuen gehörten zum *Culex pipiens* Komplex (pipiens/torrentium).

Eine Übersicht, über die bei den bisherigen Untersuchungen in Düsseldorf nachgewiesenen Arten ist Tab. 7/1 zu entnehmen.

	2017 (Bendt)			2018			2019			2020				2021				2022					2023				2024				2025			
	Düsseldorf divers	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Hafen Golfplatz	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Stoffeler Friedhof	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Nordfriedhof	Westen Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten
Aedes cinereus					●																													
Aedes vexans					●										●									●				●						
Aedes (Ochl.) geniculatus		●			●		●					●																●				●		
Aedes (Ochl.) rusticus	●																																	
Aedes spec.					●																													
Anopheles claviger	●																																	
Anopheles maculipennis Gr.	●										●										●			●										
Anopheles plumbeus	●	●			●		●			●				●				●					●				●	●			●	●		
Anopheles spec.					●																													
Conquilletidia richardii					●																													
Culex modestus					●																													
Culex pipiens	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●			●				●	●	●			●	●			●	●		
Culex territans																								●										
Culex torrentium	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●		●	●			●	●				●	●			●	●			●	●		
Culex pipiens Kompl.					●			●			●		●			●	●		●●	●	●			●●		●		●	●●		●		●●		●
Culex spec.				●	●	●	●	●	●																									
Culiseta annulata	●				●										●				●					●●				●●				●●		
Culiseta subochrea	●																																	
Culiseta spec.													●																					

Tab. 7/1: Übersicht der bei den Untersuchungen in Düsseldorf (2017-2025) nachgewiesenen Stechmücken (● Larven, ● Imagines).

Diskussion

Mücken reagieren auf den Klimawandel, und es sind in den letzten Jahren einige neue Arten in Deutschland aufgetaucht (BECKER 2014, 2016). Da Mücken normalerweise nicht sehr flugstarke Arten sind, wird ihre Ausbreitung durch den internationalen Handel und Verkehr erleichtert. Im Jahr 1920 beschrieb ECKSTEIN 17 Arten für Deutschland, MOHRIG (1969) gibt in seinem Standardwerk 46 Arten an. In den letzten Jahren konnten sechs weitere Arten, unter ihnen die bekannten *A. japonicus* und *A. albopictus* nachgewiesen werden (BECKER 2014, 2016). *A. japonicus* kommt in ihrem Ursprungsgebiet in Asien in klimatisch eher kühleren Regionen vor und hat in Deutschland daher keine klimatisch bedingten Anpassungsschwierigkeiten. Im Jahr 2019 gab es in der näheren Umgebung von Düsseldorf (östl. Osterath, am 20.07.2019) einen Brutplatz der Buschmücke *Aedes japonicus* (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb, schriftl. Mittlg.). Es soll laut Dr. Werner vom „Mückenatlas“ auch mindestens einen Fund von *A. japonicus* aus Düsseldorf vorliegen (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb). Bei Untersuchungen von FRÜH et al. im Jahr 2018 (FRÜH et al. 2020) konnte die „Japanische Buschmücke“ südlich von Düsseldorf häufig nachgewiesen werden. Die Art sollte daher auch in Düsseldorf regelmäßig vorkommen. Auf der Verbreitungskarte (10/2023) des „European Centre for Disease“[1] wird die Art für den Raum Düsseldorf und bis auf den äußersten Norden für ganz Deutschland als etabliert angezeigt. Für die „Tigermücke“ *A. albopictus* gilt dies bisher noch nicht. In den Niederlanden wird sie bereits regelmäßig nachgewiesen, gilt jedoch nicht als etabliert („European Centre for Disease“, Verbreitungskarte (6/2025)[2]. Die Art wurde 2024 an verschieden Stellen im Rhein-Erft-Kreis gemeldet. An einem Standort wurde sie dort vom Autor zusammen mit *A. japonicus* nachgewiesen. Das Gesundheitsamt der Stadt Köln informierte am 03. September 2025

[1] https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/aedes-japonicus-current-known-distribution-october-2023

[2] https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/aedes-albopictus-current-known-distribution-june-2025

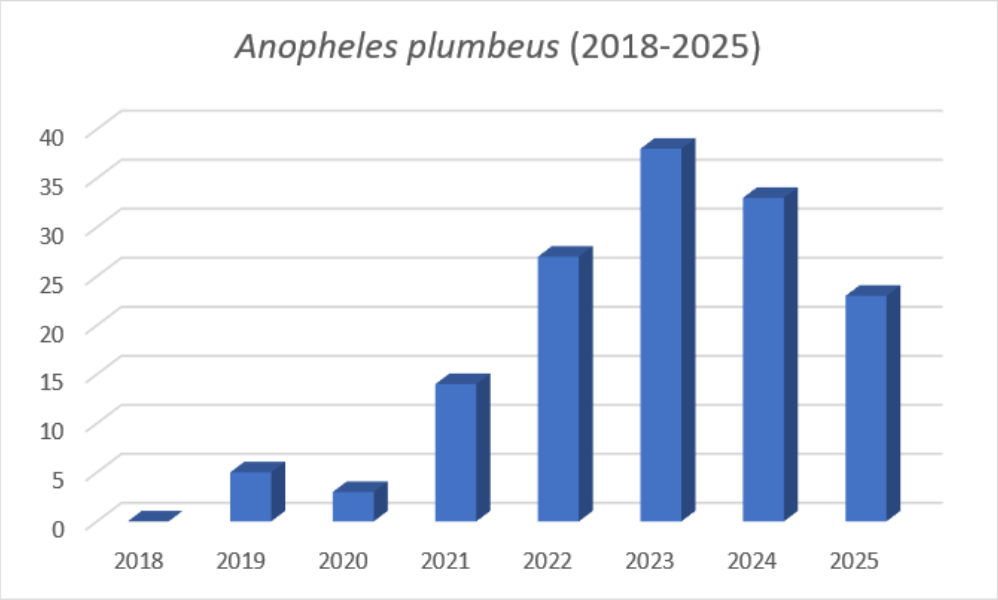


Abb. 7/6: Anzahl der nachgewiesenen *Anopheles plumbeus* Larven auf dem Nordfriedhof (2018-2025)

über Vorkommen der Art in den Stadtteilen Nippes und Rodenkirchen. Mit einem Auftauchen der „Tigermücke“ in Düsseldorf ist daher kurzfristig zu rechnen.

Die bei den Untersuchungen 2025 nachgewiesen Arten gehören alle nicht zu den neu eingewanderten Arten. An allen Standorten dominieren die *Culex* Arten wie auch bei den Untersuchungen der Vorjahre deutlich. Im Hausgarten konnten 2025 wieder mehrere Weibchen von *Anopheles plumbeus* gefunden werden, Larven wie auf dem Nordfriedhof fanden sich aber nicht. In einer Studie über das Risiko eines Wiederauftretens und einer autochthonen Übertragung von Malaria im Raum Erlangen (ESSE et al. 2025) wird *A. plumbeus* als potenzieller Vektor genannt. GALLAS & KRONSBEIN (2021) erwähnen die Art in ihrer Publikation über die „Malaria am Niederrhein“.

Das Untersuchungsjahr 2025 war warm und im Frühjahr eher trocken. Künstliche Kleingewässer wie die Vasen auf dem Friedhof sind daher in trockenen Perioden gute Brutstätten für Stechmücken. Es gab an jedem Untersuchungstermin genügend mit Wasser gefüllte Vasen oder andere Behälter. Bei den Nachweisen auf dem Nordfriedhof fällt die hohe Gesamtzahl mit knapp 2200 nachgewiesenen *Culex* Individuen bei acht Untersuchungsterminen auf, die damit etwa doppelt so hoch wie 2024 (sieben Termine) aber nur wenig höher als 2023 (acht Termine) war. Die Anzahl der gefundenen Larven von *A. plumbeus* war dagegen etwas niedriger als in den Vorjahren (Abb. 7/6). Hier wurden am Untersuchungstermin im Winter (23.12.2025) keine überwinternden Larven von *A. plumbeus* oder anderer Arten gefunden. Nachdem 2024 der Eindruck entstanden war, dass es weniger potenzielle Larvenhabitate auf dem Nordfriedhof gab, konnte dies 2025 nicht bestätigt werden. Die Friedhofsbesucher und Nutzer sollten für das Thema sensibilisiert werden.

Literatur

BECKER, N., PETRIĆ, D., ZGOMBA, M., BOASE, C., MADON, M., DAHL, C. & KAISER, A. (2020): Mosquitoes Identification, Ecology and their Control. 3rd Ed., Springer, Heidelberg, 570 S.

BECKER, N., HUBER, K., PLUKOTA, B. & KAISER, A. (2011): *Ochlerotatus japonicus japonicus* – a newly established neozoan in Germany and a revised list of the German mosquito fauna. European Mosquito Bulletin (London) 29: 88–102.

BECKER, N. (2014): Die Stechmückenfauna Deutschlands im Wandel der Zeit – Stechmücken als Indikatoren für Klimaveränderung. In: LOZÁN, J. L., GRASSL, H., KARBE, L. & G. JENDRITZKY (Hrsg.). Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage. Elektron. Veröffentl. (Kap. 3.2.7) - www.warnsignale.uni-hamburg.de.

BECKER, N. (2016): Einfluss der Globalisierung und Klimaveränderung auf die Stechmückenfauna Deutschlands. In: Lozán, J. L., S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.). Warnsignal Klima: Die Biodiversität. pp.116-122. Online: www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de.

BECKER, N., DUSAN, P., ZGOMBA, M., RAHOLA, N., BOASE, C., SCHMIDT-CHANASIT, J. & KAISER, A. (2025): Die Stechmücken Deutschlands. Springer, Heidelberg, 363 S.

BENDT, T (2017) Stechmückenlarven-Screening, Stand 14.06.2017: Stadtentwässerungsbetrieb Landeshauptstadt Düsseldorf.

BUENO-MARÍ, Rubén & JIMÉNEZ-PEYDRÓ, Ricardo (2011): *Anopheles plumbeus* Stephens, 1828: a neglected malaria vector in Europe. Malaria Reports 2011; volume 1: e2.

ECKSTEIN, F. (1920): Zur Systematik der einheimischen Stechmücken. 3. vorläufige Mitteilung: die Männchen. Zbl. Bakt., Abt. 1, Orig. 84: 223-240.

ESSE, J., LEVEN, KH., KAMPEN, H. *et al.* (2025) Malaria in a metropolitan region of Southern Germany: past, present and future perspectives on a protozoan infection with the potential of re-appearance in Central Europe. Malar J 24: 60.

EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL AND EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Mosquito maps [internet]. Stockholm: ECDC; 2022. Available from: https://ecdc.europa.eu/en/disease-vectors/surveillance-and-disease-data/mosquito-maps.

FRÜH, L., KAMPEN, H., KOBAN, M.B. et al. (2020) Oviposition of *Aedes japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) and associated native species in relation to season, temperature and land use in western Germany. Parasites Vectors 13, 623 (2020). https://doi.org/10.1186/s13071-020-04461-z

GALLAS, C. & KRONSBEIN, S., E. (2021): Malaria am Niederrhein. Natur am Niederrhein, 36(2): 3-72

KÜPPER, S., SCHULZE, S., MAIER, W. A. & KAMPEN, H. (2006): Beitrag zum Vorkommen und zur Verbreitung von Stechmücken (Diptera: Culicidae) in Nordrhein-Westfalen mit besonderer Berücksichtigung des Großraums Bonn. Mitt. Deutsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 15: 337-344.

MARTINI, E. (1920): Über Stechmücken, besonders deren europäische Arten und ihre BEKÄMPFUNG. Beih. Arch. Schiffs- u Tropenhyg. 24(1):1-267.

MOHRIG, W. (1969): Die Culiciden Deutschlands. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Stechmücken. Parasitol. Schriftenr. (Jena) 18: 1-260.

PLUSKOTA, B, STORCH, V., BRAUNBECK, T., BECK, M. & BECKER, N. (2008): First record of *Stegomyia albopicta* (Skuse) (Diptera: Culicidae) in Germany. European Mosquito Bulletin 26:1-5.

SCHUSTER, W. & MOHRIG, W. (1971): Stechmücken und ihre Bekämpfung im DDR-Bezirk Magdeburg. Angew. Parasitol. (Jena) 12: 11-19.

SNOW, K. R. (1990): Mosquitoes. Ecology and Identification. Naturalists‘ Handbooks 14, 66 S.

ZITTRA, C. (2011): Bestimmungsschlüssel der Culiciden (Insecta: Diptera) im Nationalpark Donau-Auen. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen 27/2012.

8 Vögel

Joachim Busch

Einleitung

Vögel gelten wegen ihrer großen Artenzahl und ihrer unterschiedlichen Eigenschaften als sehr gute **Indikatoren für den ökologischen Zustands von Lebensräumen**, Ökosystemen und des ganzen Planeten (VAN RÜTH et al. 2023, FIEDLER 2025, VELÁZQUEZ 2025). Vögel sind auf Grund ihrer großen Mobilität in der Lage in relativ kurzer Zeit auch große Strecken über und zwischen Kontinenten hinweg zurückzulegen. Sogar Kleinvögel legen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug täglich einige Dutzend bis mehrere hundert Kilometer pro Tag zurück (MCKINNON et al. 2013) und können so rasch auf Änderungen der Umwelt reagieren und Orte mit möglichst optimalen Lebensbedingungen aufsuchen. Diese Mobilität wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren vielfältigen ökologische Konsequenzen (KUMAR et al. 2021) zu reagieren (MONTRÀS-JANER et al. 2024), aber auch sie können mitunter mit der Geschwindigkeit des Klimawandels nicht Schritt halten (AMARAL et al. 2025, COHEN & JETZ 2025). Gleichzeitig sind Vögel die Wirbeltiergruppe, welche aktuell die höchste Aussterberate unter Wirbeltieren hat (CEBALLOS & EHRLICH 2023). Wobei die Geschwindigkeit des Aussterbeprozesses (ASGEDOM 2025, GEBRETENSAE 2025) und das Aussterberisiko (LU & JETZ 2025) mitunter sogar unterschätzt werden. Seit 200 Jahren spielen dabei der Klimawandel und seine Folgen als Aussterbeursache eine immer größere Rolle (SABAN & WIENS 2025). Folgerichtig werden Veränderungen in der Vogelwelt intensiv wissenschaftlich untersucht, auch dahingehend ob diese Veränderungen in Bezug zum Klimawandel stehen. Obwohl bei Vögeln eine im Vergleich zu vielen anderen Organismengruppen recht großen Datengrundlage vorliegt (LEHIKOINEN 2022), gibt es noch eine Reihe von Fragen, die zum besseren Verständnis der Folgen des Klimawandels auf Vogelarten, -unterarten, -populationen und -gemeinschaften und deren Auswirkungen auf ihre Rolle in Ökosystemen geklärt werden müssen (VIBLANC & MULLER - LANDAU 2025, WARMER et al.

Abb. 8/1: Gelbspötter *Hippolais icterina* (links). Abb. 8/2 Orpheusspötter *Hippolais polyglotta* (rechts). Der Gelbspötter gilt als Klimaverlierer und brütet nur noch unregelmäßig im Himmelgeister Rheinbogen. Der Orpheusspötter gehört zu den Klimagewinnern und hat im Himmelgeister Rheinbogen nach einmaliger Feststellung in 2019 im Jahr 2025 erstmals für länger als einen Monat ein Revier markiert. Der Gelbspötter wird, anders als der Orpheusspötter, in Zukunft wohl nicht mehr als Brutvogel in Düsseldorf beobachtet werden (HUNTLEY et al. 2007, SCHUMANN & KRAUSE 2017). Foto Gelbspötter: Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, 01.06.2017, J. Busch. Foto Orpheusspötter: Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, 11.06.2025, J. Busch.

2025). So ist es z. B. nicht immer einfach, die Wirkung der natürlichen postglazialen und der neuzeitlichen klimatischen Entwicklungen und deren Auswirkungen auf die Avifauna zu trennen (KINZELBACH 2008). Neuere Studien zeigen jedoch, dass die seit Beginn der Industrialisierung erfolgten Arealveränderungen vieler Arten, die oft die Konsequenz einer Kombination von Klimawandel und anthropogener Habitatveränderungen sind (ADEGBEMILE 2022, THOMPSON et al. 2025), um ein Vielfaches schneller erfolgen als im vorindustriellen Zeitalter (BEYER & MANICA 2021). Diese Arealverschiebung wird allerdings durch ökologische Barrieren beeinflusst und mitunter behindert (ALBA & CHAMBERLAIN 2025, WIJERATHNE et al. 2025, WOLFE et al. 2025, MEIRELES et al. 2026). Andererseits können relief- und biotopbedingte **kleinräumige mikroklimatisch kühlere Habitate** als Zufluchtsorte für ansonsten vom Klimawandel bedrohte Arten dienen (DONG et al. 2025, LÓPEZ-RAMÍREZ & MUÑOZ 2025). Dies gilt aber wohl vor allem für weniger spezialisierte, flexible Arten (BERNATH-PLAISTED et al. 2025).

Dazu kommen weitere Effekte, wie zum Beispiel die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter **Extremereignisse** auf Ökosysteme (PIETRO 2022, ALLINSON 2023, XIONG et al. 2024, ALLOCCA et al. 2025), auf die Populationen von Brut- (PRESTON - ALLEN et al. 2024, RENNER et al. 2024, KOTZ et al. 2025, VAN DEN BOSCH et al. 2025) und Zugvögeln (HECKSCHER et al. 2025), wie es z. B. die vier ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 (VOGEL et al. 2019), 2019, 2020 und 2022 in den Untersuchungsgebieten waren. Mitunter können solche Situationen allerdings zu letaler Hyperthermie und Dehydration führen (CONRADIE et al. 2025). Auch wenn es in unserer Region noch nicht zu Massensterben (die-off events, IRANNEZHAD et al. 2022, JONES et al. 2024b) oder gar zum Aussterben von Arten (ALLINSON 2023, PESQUERO et al. 2024) durch Extremwetterereignisse gekommen ist. Des Weiteren fördern Extremwetterereignisse die Ausbreitung von Pathogenen, wie z. B. des West-Nil-Virus, für die Vögel als Vektoren und Reservoir dienen (PAPA 2024).

Außerhalb der Brutzeit sind Vögel seltener von Extremereignissen, sondern eher von Änderungen der durchschnittlichen klimatischen Bedingungen betroffen (SNELL et al. 2024). Dabei hat der Klimawandel in Form sich ändernder klimatischer Faktoren wie Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlag, Variabilität der Faktoren und weiterer klimatischen Größen weniger direkte Auswirkungen auf die Fitness der Vögel, sondern eher **indirekte Effekte,** wie Habitatveränderungen und Nahrungsverfügbarkeit (z. B. durch phänologischen Mismatch (BELITZ et al. 2025)), die Vögel und ihr Vorkommen beeinflussen (GOWENS 2025, SLETTENHAAR et al. 2025). Hinzu kommt, dass die Auswirkungen des Klimawandels zum Teil gegenläufige Effekte haben: Im Frühjahr führen steigende Temperaturen zu früherem Legebeginn, steigende Niederschläge zu späterem Legebeginn (GOLAWSKI & GOLAWSKA 2023).

Bei einigen Vogelarten ist die Reaktion auf klimatische Veränderungen **größen-, alters- (**AVILÉS et al. 2025, VAN BREMPT et al. 2025), **geschlechts-** (VAN BREMPT et al. 2025), **unterart-** (PALACIO & CLARK 2023), **populations-** (DESCAMPS et al. 2025, DØRUM et al. 2025, FERRER OBIOL et al. 2025, GOMEZ et al. 2025a, RALSTON & TONRA 2025, SCHREVEN et al. 2025, STEVENS et al. 2025) oder **morphenspezifisch** (KÄRKKÄINEN et al. 2024). Veränderungen werden mittlerweile bei vielen Vogelarten beobachtet. So kommt es bei Populationen mancher Arten zu Änderungen von Morphologie, Physiologie und Phänologie, die als **evolutive Anpassungen** an den Klimawandel gedeutet werden können (LINDNER et al. 2024, NAMES et al. 2024). Bei einigen Zugvögeln konnte man klimatisch bedingte Änderungen der glazialen und postglazialen Zugwege während der letzten Glaziale und Interglaziale feststellen, und das bei einer zum Teil wachsenden Größe der Population. Dies lässt darauf schließen, dass zumindest manche Arten in der Lage sind, sich an starke klimatische Veränderungen anzupassen (FORESTER et al. 2023, LU et al. 2023),

zum Teil auf Grund ihrer physiologische Plastizität (GAO et al. 2018, VISSER et al. 2025). In anderen Fällen gibt es Hinweise, dass als Folge des Klimawandels andere Phänotypen herausselektioniert werden (FORESTER et al. 2023, ADAMS et al. 2025, WHITENACK et al. 2025), vorausgesetzt es sind entsprechende Polymorphismen in der Population vorhanden (GAO et al. 2018). Selbst Arten mit ausgeprägter Brutorttreue sind in der Lage ihr Verbreitungsgebiet rasch auszudehnen, ohne dass es zu genetischer Verarmung kommt (BERGMAN et al. 2025). Mitunter sind die Möglichkeiten, dass genetische Anpassungen Arten dazu befähigen, mit dem Klimawandel zurechtzukommen, allerdings begrenzt (FORESTER et al. 2023, SCHMIDT et al. 2023). So kommt es z. B. zu einem Mismatch zwischen **Photoperiode** und klimatischen Faktoren bei der Steuerung des Zug- (GOMEZ et al. 2025b) und Brutverhaltens (VIEIRA et al. 2025). Diese unzureichende Anpassungsfähigkeit an den fortschreitenden Klimawandel (BELOJEVIĆ et al. 2025, ZALEWSKA et al. 2025) oder der klimawandelbedingte Verlust von Lebensräumen (DE MORAES et al. 2025, LEANDRO - SILVA et al. 2025) bedroht bereits viele Arten, jedoch werden andere zumindest regional aktuell bevorteilt (BASTIAN et al. 2021, SIMONCINI et al. 2025). So scheinen Langstreckenzieher und Arten kühlerer Habitate weniger flexible auf klimatische Veränderungen zu reagieren als Kurzstreckenzieher und Arten wärmerer Lebensräume (CUCHOT et al. 2025). Die genetischen Grundlagen des Zugverhaltens und deren Bedeutung für die Auswirkungen des Klimawandels auf die einzelnen Arten erfordern aber noch einiges an Forschungsarbeit (LIN 2024, ZANANDREA et al. 2025).

Der Klimawandel ist nach Übernutzung natürlicher Ressourcen und intensiver Landwirtschaft weltweit der drittwichtigste Gefährdungsfaktor für Vögel (LEES et al. 2022). Allerdings besteht auch hier noch großer Forschungsbedarf, um das Wechselspiel zwischen Klimaveränderungen, ökologischer Anpassungsfähigkeit, Hybridisierungen und Evolution besser zu verstehen (KEARNS et al. 2025, STOKES & KEITT 2025). Ferner ist es oft schwierig, Auswirkungen des Klimawandels als solche zu erkennen und von den Auswirkungen anderer Umweltveränderungen zu unterscheiden (LAMERIS et al. 2025, ROMANO et al. 2025). Unter anderem, weil sich die Auswirkungen solcher Veränderungen bzw. Ereignissen mitunter mit zeitlicher Verzögerung auf die Populationen auswirken (PIETRO 2022) und die verschiedenen Faktoren und der Klimawandel auf verschiedenste Art und Weise interagieren (ICKIN et al. 2025).

Wie eingangs erwähnt spielen Vögel beim **Monitoring** der Folgen des Klimawandels und darüber hinaus als Indikatoren eine herausragende Rolle (VAN RÜTH et al. 2023, GUTIÉRREZ-CARRILLO et al. 2024). Dies liegt zum einen an ihrer Artenvielfalt, die dazu beiträgt, Zufallseinflüsse zu kompensieren. Zum anderen ist bei Vögeln eine sehr gute Datengrundlage vorhanden, was die Verbreitung auf lokaler (LEISTEN 2002, SCHUMANN & KRAUSE 2017), regionaler (WINK et al. 2005) und europäischer Ebene (ROBUCHON et al. 2025) betrifft. Doch es gibt oft große Unterschiede in der Qualität der Datengrundlagen und -auswertungen, die bei der Interpretation der Daten zu beachten sind (FEIGE 2022, PARKER et al. 2024). Aber dann sind solche Daten auch auf lokaler und regionaler Ebene aussagekräftig und können als Grundlage, z. B. für Schutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen genutzt werden (MÖDINGER et al. 2024, MOUSSA & MOHAN 2024).

Die **Auswirkungen des Klimawandels auf die europäischen Brutvögel** sind bereits seit einigen Jahren Objekt von zum Teil umfangreichen wissenschaftlichen Studien (z. B. HUNTLEY et al. 2007). Jedoch gibt es auch hier noch eine Reihe offener, auch methodischer, Fragen (FEIGE 2022). Bislang vorhandene Befunde liefern erste wertvolle Hinweise auf zu erwartende und bereits stattfindende Entwicklungen. Daten aus Europa und Nordamerika zeigen, dass die Zahl der durch den Klimawandel negativ beeinflussten Vogelarten deutlich zunimmt, während die Zahl der Arten, die mit dem Klimawandel gut zurechtkommen,

abnimmt (LAJEUNESSE & FOURCADE 2022, CHEN & KHANNA 2024, JOHNSTON et al. 2025, ZALEWSKA et al. 2025). Die Auswirkungen des Klimawandels sind bei den Brutbeständen der Vögel mittlerweile relativ gut untersucht. Deutlich weniger Daten liegen allerdings für den Zeitraum außerhalb der Brutzeit vor. Dabei zeigen die Winterbestände von Vögeln zumindest regional deutlich schnellere und stärkere Reaktionen auf den Klimawandel (LEHIKOINEN et al. 2021a, LAJEUNESSE & FOURCADE 2022, MEL'NIKOV 2022a) als die Brutbestände. Dies zeigt sich auch bei regionalen Untersuchungen von Brutvögeln (SCHMITZ et al. 2023, 2024) und Winterbeständen (SCHMITZ et al. 2018, 2022). Allerdings sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die nordamerikanische und europäische Vogelwelt noch als moderat einzustufen, wenn man dies mit den Auswirkungen auf Vögel in anderen Regionen und anderen Organismengruppen vergleicht (URBAN 2015, 2024). Insgesamt wird es in der europäischen Vogelwelt aber wohl mehr Verlierer als Gewinner geben. Daten aus Frankreich und anderen europäischen Ländern zeigen, dass viele Vogelarten zwar bereits auf die klimatischen Veränderungen reagieren, aber offensichtlich nicht mit dem fortschreitenden Klimawandel mithalten können und zumindest Teilpopulationen in absehbarer Zukunft verschwinden werden (SANTANGELI & LEHIKOINEN 2017). Zwar profitieren aktuell eine Reihe von Vogelarten in Teilen ihres Verbreitungsgebietes vom Klimawandel, dies könnte aber nur von vorübergehender Natur sein (THEPAULT et al. 2025). Gleichzeitig können allerdings mehr und mehr **afrikanische Vogelarten** aus klimatischen Gründen in Südeuropa brüten (LÓPEZ-RAMÍREZ et al. 2024, ONRUBIA et al. 2024, MUÑOZ et al. 2025).

Abb. 8/3: Kranke Blaumeise *Cyanistes caeruleus.* In manchen Populationen sind mittlerweile über 90 % aller Blaumeisen mit *Haemoproteus majoris*, einem Malariaerreger, infiziert (THEODOSOPOULOS et al. 2025). In Folge des Klimawandels werden zahlreiche neobiotische Parasiten und Pathogene heimische Vogelarten infizieren und zumindest lokal und vorübergehend zu Populationsrückgängen führen. Foto: Gnadental, Neuss, 24.09.2025, J. Busch.

Für **Nordrhein-Westfalens Avifauna** gibt es positivere Prognosen (BEHRENS et al. 2009a). Es werden hier wohl mehr Brutvogelarten vom Klimawandel profitieren als negativ beeinflusst (LANUV 2017, BASTIAN et al. 2021). Ähnliches wird in Europa z. B. in der Schweiz beobachtet (WEGGLER 2023).
Auch **global** betrachtet, könnte zukünftig die Diversität der Avifauna in vielen Regionen sogar zunehmen (FREEMAN et al. 2025), was zumindest zum Teil auf die Reaktion der Vegetation auf den Klimawandel zurückgeht (SUN & FENG 2024).

Die Zahl der Publikationen darüber, welche Veränderungen der **Klimawandel für Vögel und ihre Rolle im Ökosystem und für die menschliche Gesellschaft** mit sich bringt, steigt immer weiter an. Seit 2009 beschäftigen sich ca. 73.500 Publikationen (Google Scholar, abgerufen am 10.12.2025) mit dieser Thematik (u. a. HUNTLEY et al. 2007, BEHRENS et al. 2009a, KELLER et al. 2020, AHMAD et al. 2025, EZE et al. 2025, IRWANTO & NAMPIRA 2025, LEFEUVRE et al. 2025) und zeigen die vielfältigen Konsequenzen für Vögel und ihre Rolle in Ökosystemen und für den Menschen auf:

Habitat:	Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
	Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
	Häufigeres Extremwetter (z.B. Hitz, Feuer, Stürme), führen u.U. zu Massensterben
	Veränderte Hydrologie von Fliessgewässern
	Versalzung von Biotopen
	Habitatverlagerung durch Meeresspiegelanstieg
	Remobilisierung von Umweltschadstoffen
	Erhöhung der Singwarten einhergehend mit höherem Risiko für Prädatorenangriffe
	Verlust von Erdhöhlen durch Abnahme von grabenden Tierarten (z. B. Schildkröten)
	Verstärkte Urbanisierung
	Verlust von kühlen Mikrostandorten
	Veränderte Habitatwahl
Areal:	Phänologische und Arealveränderungenn
	Erhöhtes Aussterberisiko für endemische Arten
	Arealveränderung von konkurrenzstarken Arten gefährdet Populationen seltener Arten
	Lebensraumverluste
	Arealverschiebung im Zuge von veränderten Regenregimen
	Verschiebung von und Entstehung neuer Hybridisierungszonen
	Zunehmende anthropogene Störungen in bislang ungestörten Regionen
Nahrung:	Beeinflussung von Nahrungsnetzen
	Veränderung von Nahrungsnetzen durch Neobiota
	Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
	Veränderungen bei Mastjahre von Baumarten
	Verderben von Nahrungsvorräten durch höhere Wintertemperaturen
	Geringere Futterqualität durch höhere Wintertemperaturen
	Verstärkte Wirkung von Umweltgiften
	Geringerer Bruterfolg durch Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
	Abnahme von Nahrungsorgansimen hat direkten Einfluss auf Nahrungsspezialisten
	Verändertes Nahrungssuchverhalten und verringerte Nahrungsaufnahme
	Erhöhter Wasserbedarf
	Veränderung der Darmflora
Reproduktion:	Veränderungen der Brutbiologie
	Verschlechterung des Mikroklimas in Nestern u. Nesthöhlen
	Verstärkte Brutplatzkonkurrenz
	Mögliche Schädigung des Embryos durch höheren Wasserverlust durch die Eischale
	Negativer Einfluss auf die Spermaqualität und Abnehmende Fertilität der Männchen
	Einfluss auf das Wachstum von Jungvögeln (u. A. durch Rauch von Vegetationsbränden)
	Geringerer Befall der Nestlinge durch Ektoparasiten
	Höhere Bruterfolge durch verbesserten Zugang zu Nahrungsquellen

	Verringerter Bruterfolg durch verringerte Gesangsaktivität bei höheren Temperaturen
	Erhöhte Trennungsrate bei Brutpaaren durch klimatische Veränderungen
	Veränderungen des Geschlechtsdimorphismus
	Zunahme von kooperativem Brüten (sowohl verwandte als auch nichtverwandte Individuen)
	Beeinflussung der hormonellen Steuerung des Fortpflanzungsverhaltens über Klimafaktoren
	Brutplatzverlust
	Mehr Brutmöglichkeiten
	Verändertes Nestbauverhalten und Neststandorte
	Anormales Brutverhalten durch erhöhte Luftverschmutzung (Waldbrände)
	Individuell vererbte Plastizität des Brutbeginns
	Artspezifische Veränderung des Brutzeitpunkts durchbricht zeitliche Isolation nahe verwandter Arten
	Schlechteres Erlernen und geringere Qualität des Gesangs und veränderter Gesang
	Anpassung des Gesangs bei Arealverschiebungen zur Vermeidung von Konkurrenz u. Hybridisierung
Mauser:	Frühere Mauser/Verschiebungen im Mauserzyklus
	Entstehung neuer Mausersplätze
	Federqualität
	Mismatch von Federkleid- und Jahreszeitenwechsel führt zu erhöhter Prädation
Konkurrenz:	Beeinflussung der Konkurrenzverhältnisse
	Verstärkte Nahrungskonkurrenz
Prädatoren:	Beeinflussung von Räuberbeutebeziehungen und Pathogen- bzw. Parasit-Wirtbeziehungen, inkl. Neobiota.
	Etablierung neobiotischer Pathogene in Vogelpopulationen
	Klimawandelbedingte Einwanderung neozoischer Prädatoren.
	Klimawandelbedingte Abnahme von Parasiten
	Arealverschiebungen führen zu Parasit- u. Pathogentransfer zwischen Arten
	Verstärkter negativer Effekt von neozoischen Arten auf den Bruterfolg seltener Vogelarten
	Größere Erreichbarkeit von traditionellen Mauerserplätzen für Prädatoren
Adaptation:	Morphologische und physiologische Veränderungen
	Veränderter Tagesablauf
	Verringertes Warnverhalten vor Prädatoren bei hohen Temperaturen
	Verringerte kognitive Leistungsfähigkeit
	Verändertes Schlaf- und Sozialverhalten
	Unzureichende Hitzetoleranz, selbst auf zellulärer Ebene
	Gefahr der Dehydrierung
	Selektion von Phänotypen mit verringertem Wasserverlust bei der Atmung
	Änderungen im Niederschlagsregiem beeinflussen die Thermoregulierung
	Höherer zeitlicher und energetischer Aufwand beim Vermeiden von extremen Umwelttemperaturen
	Einfluss auf die Gefiederpigmentierung
	Veränderungen von Farbpolymorphismen
	Benachteiligung dunkel pigmentierter Vögel

	Einfluss auf Hormonhaushalt
Genetik:	Beeinflussung des Genpools von Populationen und Arten
	Beeinflussung der Evolution von Populationen und Arten
	Immer größer werdende Differenz zwischen vorhandener und notwendiger genetischer Anpassungsfähigkeit
	Individuelle Ausprägung von Hitzeschockprotein-Produktion
Avizönose:	Änderungen im Verhältnis von Nicht-, Kurz- und Langstreckenziehern in Avizönosen
	Etablierung von neozoischen Vogelarten
Ökosystem:	Veränderungen von Ökosystemfunktionen und –nutzen
	Veränderungen der ökologischen Nische
	Veränderung von Stoffflüssen in Ökosystemen
	Beeinflussung der Bestäubung und Ausbreitung von Pflanzen
	Verstärkte Wirkung von Umweltgiften
	Zunahme toxischer Algenblüten
Mensch:	Wirkung der Energiewende auf Vogelarten, Einfluss von WEAs und Solarenergieanlagen
	Klimawandelbedingte Änderungen in der Agrarwirtschaft erhöht die Vogelartenvielfalt
	Klimawandelbedingte Änderungen der Forstwirtschaft beeinflussen Avizönosen
	Klimawandelbedingte Änderungen in der Agrarwirtschaft beeinflussen Brutphänologie
	Klimawandelbedingte Zunahme bewaffneter Konflikte bedroht Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete
	Veränderte Kulturtechniken beeinflussen Nahrungsverfügbarkeit
	Veränderte Bestäubungsleistung für ornithophile Nutzpflanzen
	Vögel als Vektoren für Phytpathogene
	Aufforstungsmaßnahmen verändern Brut- und Rasthabitate
	Klimawandelbedingter Umbau von Städten und Siedlungen wirken auf dortige Vogelgemeinschaften
	Einfluss auf Vogelschlagerisiken in der Luftfahrt
	Gesteigerte illegale Aktivitäten (Habitatzerstörung, Wilderei) in Brut- und Rastgebieten
	Schutz und Renaturierung von Rast- und Bruthabitaten als natürliche Kohlenstoffspeicher
	Etablierung neobiotischer Pathogene in Vogelpopulationen als Reservoir für Humanpathogene
	Veränderung und Vergrößerung des Verbreitungsgebietes von Vogelarten als Humanpathogen-Reservoire
	Einfluss auf die Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden und Gesundheit
	Entkopplungen phänologischer Zusammenhänge beeinflussen die Nutzung natürlicher Ressourcen
	Quantitative und qualitative Veränderungen in der biologischen Schädlingsbekämpfung durch Vögel
	Veränderungen im Avitourismus als Folge von Änderungen der Verbreitung von Vogelarten

Diese und andere Veränderungen in der Vogelwelt und ihre Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen, insbesondere die Rolle als **Vektoren für Humanpathogene** (West-Nil-Virus, Vogelgrippe, Östliche Pferdeenzephalomyelitis, Krim-Kongo-hämorrhagisches-Fieber, pathogene Pilze u. a. (CARRASCO et al. 2024, ABBAS et al. 2025, BERNARD et al. 2025, KIRBY et al. 2025, MERICO et al. 2025, MOTTA et al. 2025, PARASHAR et al. 2025, ROY et al. 2025), werden mittlerweile sogar in der breiten Öffentlichkeit beachtet und in den Medien thematisiert (SPIEGEL 2022, SZ 2022, DIE ZEIT 2025).

Bei **Zugvögeln, die** regelmäßig große Strecken zurücklegen, müssen auch die Auswirkungen des globalen Wandels und des Klimawandels in den Rast- und Überwinterungsgebieten beachtet werden, die in den äquatornahen Regionen oder dem Mittelmeergebiet oft noch stärker von diesen Veränderungen betroffen sind als die mitteleuropäischen Brutgebiete (ABDUL-WAHAB et al. 2024). Dabei sind Änderungen der Landnutzung in den Überwinterungsgebieten oft von größerer Bedeutung als in den Brutgebieten (HOWARD et al. 2020, ADEGBEMILE 2022). Bei Langstreckenziehern haben geänderte Witterungsbedingungen auf den unterschiedlichen Zugwegen der Arten, Populationen und Altersklassen großen Einfluss auf die Ankunftszeiten in den Brut- und Überwinterungsgebieten und beeinflussen so die Arten bzw. Populationen (NIEDERBERGER 2022, CRESSWELL et al. 2025). Bei mehr und mehr Langstreckenziehern unter den europäischen Brutvögeln werden z. B. Überwinterungen im Mittelmeerraum beobachtet (VON BLOTZHEIM 2002, GARCÍA - MACÍA et al. 2025). Eine durch den Klimawandel bedingte verschlechterte Klimakonnektivität zwischen Europa und Afrika erschwert Zugvögeln mitunter das richtige Timing für den Rück- und Weiterzug (SAINO & AMBROSINI 2008). Dazu können sich die Zugwege zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten so verlängern, dass Arten Schwierigkeiten bekommen, diese zu bewältigen (LI et al. 2023). Auch Häufigkeiten und Artenzusammensetzung von Irrgästen einer Region ändern sich durch den Klimawandel (LEES & GILROY 2021). Bei Zugvögeln sind besonders die folgenden Konsequenzen des Klimawandels zu berücksichtigen (u. a. BEHRENS et al. 2009a, KRAMER et al. 2025, TONELLI 2025, VERMA 2025b):

Phänologie:	Veränderungen des Zugverhaltens
	Bei alters- und geschlechtsspezifischem Zugverhalten können sich Populationsstrukturen verändern
	Früherer Wegzug der Erstbrut, späterer Wegzug bei Mehrfachbrütern
	Phänologischer mismatch mit der Fruchtreife während des Herbstzuges
	Verschlechterte Klimakorrelation zwischen Afrika und Europa erschwert Zugvögeln das richtige Timing
	Größere Temperaturvariabilität erschwert Wegzugtiming
	Veränderte Windregime beschleunigen Frühjahrszug in Europa
	Veränderte Windregime erschweren Herbstzug in Ostasien
Population:	Veränderung des Verhältnisses zwischen Ziehern und Nichtziehern in einer Population
	Nutzung von Überwinterungs- und Rastgebieten durch andere Populationen der gleichen Art
Reproduktion:	Unterschiedliche Bruterfolge zwischen Kurz- und Langstreckenziehern in einer Population
	Verschiebung des Brutgebiets führt zu früherer Gonadenentwicklung auf Grund anderer Tageslänge
Zugweg:	Änderungen des Zugweges (Länge, Richtung, Rastgebiete, biotische u. abiotische Faktoren)
	Zusätzliche Zwischenstopps bei vielen Zugvogelarten
	Verlust von Rasthabitaten auf dem Zugweg
	Notwendige Etablierung neuer Zugwege und Überwinterungsgebieten bei Wiedereinbürgerungsprojekten
	Verkleinerung des Überwinterungsgebietes durch ökologische Veränderungen
	Verkleinerung des Überwinterungsgebietes durch Verschiebung des Überwinterungsgebietes
	Auftreten und Häufigkeit von Irrgästen
	Massensterben (die-off events) durch Extremwetterereignisse in Kombination mit unzureichender Ernährung
	Lokale Beeinflussung durch Windkraft-, Solarenergieanlagen und Anbau von Energiepflanzen (Energy crops)
	Zunehmende Überwinterung europäischer Langstreckenzieher im Mittelmeergebiet

Nahrung:

- Geringerer Energiebedarf durch höhere Temperaturen im Überwinterungsgebiet
- Früherer Rückzug in die Brutgebiete durch größeres Futterangebot im Winterquartier
- Zeitliche Entkopplung mit Nahrungsorganismen in Rast- und Überwinterungsgebieten
- Abnehmende Nahrungsqualität in Rast- und Überwinterungsgebieten

Rast- und Überwinterungsgebiete:

- Verlagerungen der Überwinterungsgebiete
- Habitatverlagerung durch Meeresspiegelanstieg
- Klimatische Veränderungen in den Überwinterungsgebieten
- Zunehmende Umweltkriminalität verstärkt Folgen des Klimawandels
- Veränderungen der Schneebedeckung bedingen veränderte Nahrungsverfügbarkeit
- Klimawandelbedingte Änderungen der Landnutzung
- Transport von Samen hin zu neuen potentiellen Lebensräumen, insbesondere auch bei Neophyten
- Wegfall als Samentransporteure in geräumten Überwinterungs- und Zuggebieten mit möglichen Konsequenzen auf den Genpool der davon betroffenen Pflanzenarten
- Langstreckentransport von Nährstoffen zwischen Überwinterungs- und Brutgebieten verändern sich
- Steigende Populationen von Zugvögeln zeigen negative Effekte auf Ökosysteme im Überwinterungsgebiet

Pathogene:

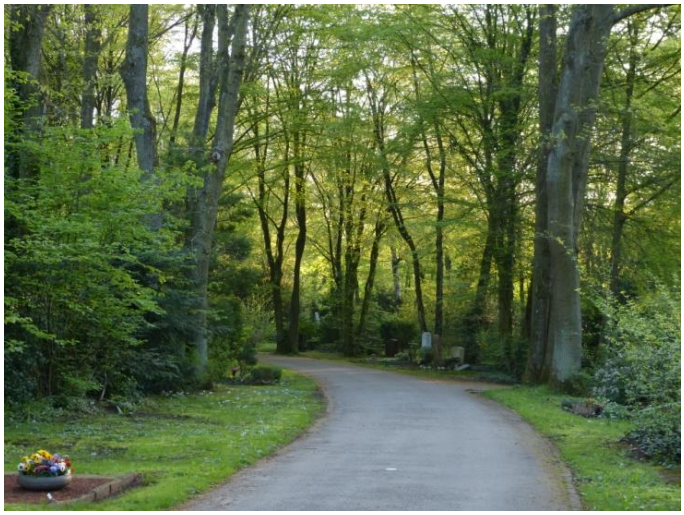
- Transport von Pathogenen (z. B. Influenza-A, West-Nil u. Usutu-Viren, pathogene Pilze) zu neuen Wirtspopulationen
- Veränderungen des Befalls mit Darmparasiten
- Zugvögel fungieren als Transportvektoren für neobiotische Pathogenwirte (z.B. Zecken)
- Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Antibiotikaresistenzen
- Unterbrechung von Pathogen-Wirt bzw. Pathogen-Reservoir-Beziehungen durch unterschiedliche Arealverschiebungen

Die Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Avifauna und die genaue Erforschung der Zusammenhänge und Konsequenzen, die sich daraus ergeben, werden auch für die aktuelle und zukünftige **Naturschutz**planungen auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene eine immer wichtigere Rolle spielen und mitunter auch ungewöhnliche Methoden notwendig machen (u. a. OLIVER et al. 2017, ALBA & CHAMBERLAIN 2025, FU et al. 2025, KELLY et al. 2025, ŠÁLEK et al. 2025, SIMONCINI et al. 2025). Dass diese Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität ein immer größerer Aspekt im Naturschutz werden, wird mittlerweile auch in den zuständigen Behörden als immer wichtiger eingestuft (MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2021, MOREIRA et al. 2024, SHRESTHA et al. 2026).
Hierbei müssen auch **Carry-over Effekte** berücksichtigt werden. Das heißt, dass Veränderungen zu einem bestimmten Zeitpunkt des Lebenszyklus oft Auswirkungen auf spätere Phasen im Lebenszyklus haben, auch wenn diese in weit entfernten Regionen ablaufen (DENG et al. 2025, HAHN et al. 2025) und auf die lokale und nationale Naturschutzbemühungen keinen Einfluss haben.
Des Weiteren zeigen Untersuchungen u. a. von BONNET-LEBRUN et al. (2020), dass bei einigen Arten eine zunehmende **Urbanisierung,** die durch bauliche Änderungen im Zuge der Anpassung an den Klimawandel noch verstärkt wird (TIAGO et al. 2024), das Zugverhalten beeinflusst und mehr Individuen solcher Stadtpopulationen gar nicht mehr ziehen (MERLING DE CHAPA et al. 2020, KHARITONOV et al. 2025,

VAZQUEZ et al. 2025). Solche Stadtpopulationen dieser Arten brüten häufig früher als ihre Artgenossen in natürlichen Lebensräumen (MERLING DE CHAPA et al. 2020) und können unter Umständen Nistplätze nutzen, die besser vor Klimawandelfolgen geschützt sind (SIMARD - PROVENÇAL et al. 2025). Möglicherweise sind solche, an das wärmere Stadtklima angepasste Populationen, in der Lage mit den Folgen des Klimawandels dann auch außerhalb der Ballungszentren besser zurechtzukommen als aktuelle Freilandpopulationen (SUMASGUTNER et al. 2023). Allerdings zeigen manche Untersuchungen, dass Stadtpopulationen von der Kombination von anthropogenen und klimatischen Stressfaktoren besonders beeinträchtigt sind (BLACKBURN et al. 2024), und es wohl bei weiteren klimatischen Änderungen zu großen Veränderungen der urbanen Vogelwelt kommen wird (FILAZZOLA et al. 2024). Eine Verdichtung der Bebauung in urbanen Regionen macht sich zusätzlich negativ bemerkbar (BÜHRS et al. 2025).
Die oben aufgeführten Punkte haben auch Einfluss auf die Bestände der beobachteten Vogelarten im Untersuchungsgebiet. Außerdem können bei Arten die häufiger auftretenden Wetterextreme unter Umständen fatale Folgen für den Fortbestand der gesamten Art haben (CRICK 2004). Dies gilt natürlich auch für lokale Populationen in den Untersuchungsgebieten. Besonders Zugvogelarten und -populationen, die keine oder nur unzureichende phänologische Anpassungen an das sich wandelnde Klima oder eine zu geringe klimarelevante genetische Variabilität aufweisen, nehmen bereits in ihren Beständen ab oder laufen unter Umständen sogar Gefahr auszusterben (BAY et al. 2018).

Viele der bisherigen Untersuchungen, zum Beispiel von OLIVER et al. (2017), NADAL et al. (2018) und NORTHRUP et al. (2019), zeigen, dass Vögel dann am ehesten mit Veränderungen der klimatischen Gegebenheiten zurechtkommen, wenn ausreichend qualitativ gute Lebensräume für die verschiedenen Arten und Avizönosen vorhanden sind (KAMP et al. 2020). Insgesamt betrachtet dominieren im Vergleich zum Klimawandel aber noch **andere Faktoren**, vor allem anthropogene Veränderungen der Umwelt, bei den Gefährdungsursachen der Brut-, Rast- und überwinternden Vogelarten (WAHL et al. 2015, KINDLMANN et al. 2025). Selbst Arten die vom Klimawandel profitieren könnten, werden oft durch anthropogene Einflüsse in ihrem Bestand gefährdet (LATHOUWERS et al. 2025). Andererseits werden die negativen Auswirkungen dieser Faktoren durch den Klimawandel oft noch forciert (LIAO & CAO 2024). So konnten RALSTON et al. (2017) zeigen, dass Vogelarten, welche in ihren Beständen auf Grund schwindender Lebensräume abnehmen, weniger in der Lage sind, mit einer Verlagerung ihres Verbreitungsgebietes auf den Klimawandel zu reagieren, als Vogelarten, die in ihren Beständen zunehmen. PACIFICI et al. (2017) kommen aber zu dem Schluss, dass bei vielen der aktuell bedrohten Arten der Klimawandel der jüngeren Vergangenheit bereits mit ursächlich für die Abnahme der Bestände ist. Allerdings ist die genaue Prognose der Entwicklung der Populationen einzelner Vogelarten und -bestände sehr komplex und damit alles andere als einfach. In jüngster Zeit kommt hier daher auch die Methodik des Deep Learning zum Einsatz, um solche Entwicklungen zu prognostizieren (GAVALI & BANU 2024).

Die Erkenntnisse über die Folgen dieses Klimawandels für Vögel auf **europäischer Ebene** (HUNTLEY et al. 2007, GREGORY et al. 2009) werden ergänzt durch aktuelle Erkenntnisse auf regionaler Ebene (KÖNIG 2008, BEHRENS et al. 2009a, b, SUDFELDT et al. 2009a, b, 2012 WAHL et al. 2011). Trotz der vorhandenen guten Grundlage an Daten und Modellierungsszenarien ist die zukünftige Zusammensetzung unserer Avifauna noch mit **großen Unsicherheiten** behaftet (BAIRLEIN 2006), so dass weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf auf lokaler, regionaler und globaler Ebene besteht, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vogelwelt und ihre Funktion in und für die Ökosysteme und damit für den Menschen



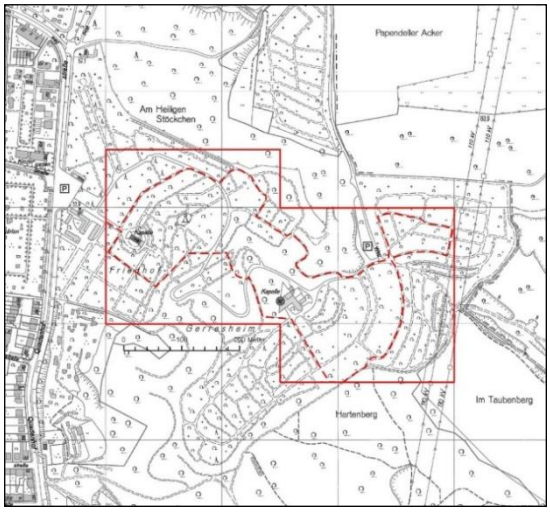


Abb. 8/4: Der von Wald umgebene Gerresheimer Waldfriedhof liegt an den Ausläufern des Bergischen Landes in Hanglage. Die Grenze des Untersuchungsgebietes ist rot umrandet, die Begehungsroute gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Gerresheim, 18.04.2018, J. Busch).

besser zu verstehen (COHEN et al. 2018). Gesicherte Erkenntnisse gibt es bereits über die Veränderungen der Zugzeiten der europäischen Langstreckenzieher. Diese sind besonders gut mit den jahrzehntelangen Fangdaten auf Helgoland zu belegen. Danach hat sich der Frühjahrzug der Kleinvogelarten um bis zu 19 Tage und im Mittel um 10 Tage vorverlagert (HÜPPOP & HÜPPOP 2012). In 2025 war dies bei vielen Arten besonders ausgeprägt (KÖNIG et al. 2025a).

Unter Einbeziehung von bereits vorliegenden Erkenntnissen über die Folgen des Klimawandels für Vögel auf globaler (STEPHENS et al. 2016), europäischer (HUNTLEY et al. 2007), nationaler und regionaler Ebene (KÖNIG 2008) und aktuellen Untersuchungen auf lokaler Ebene (SCHMITZ et al. 2024, 2025) soll die Auswertung der bislang vorliegenden Beobachtungsdaten der beiden Untersuchungsgebiete Gerresheimer Waldfriedhof und Himmelgeister Rheinbogen dazu beitragen die klimabedingte Entwicklung der Avifauna der Stadt Düsseldorf zu dokumentieren und zu bewerten.

Mit Ausnahme von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein. Diese Kriterien sind aber bei den bestehenden Eigentumsverhältnissen und den vorgegebenen Nutzungsanforderungen nicht immer in vollem Umfang zu erfüllen. Um belastbare Aussagen über Veränderungen der Avifauna treffen zu können, werden in den Untersuchungsgebieten seit dem Jahr 2009 regelmäßige jährliche Kartierungen der Brutvögel durchgeführt und – sofern vorhanden – mit Befunden früherer Erhebungen verglichen (LEISTEN 2017). Bei der Auswertung dürfen neben den Einflüssen des Klimawandels anthropogene Einflüsse wie Landwirtschaft, jagdliche Auswirkungen und Probleme der Langstreckenzieher nicht außer Acht gelassen werden (KINZELBACH 2007), denn nach wie vor wirken sich Veränderungen in der Landnutzung und sonstige direkte Eingriffe in die Landschaft stärker aus als die Klimaänderung (OLIVER et al. 2017).

Die Untersuchungsgebiete

Ziel des avifaunistischen Monitorings der beiden ausgewählten Flächen in Düsseldorf ist es, Daten zu erhalten, die es ermöglichen, klimabedingte Bestandsveränderungen der dortigen Vogelwelt zu erkennen. Daher wurden zwei Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt, die sich im Lokalklima unterscheiden. Ein

Untersuchungsgebiet liegt im wärmeren Tiefland der Rheinaue, das zweite im kühleren Hügelland im Osten Düsseldorfs. Für diese Gebiete ist im Rahmen des 2009 begonnen Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen, um witterungsbedingte Schwankungen der beobachteten Brutvogelbestände in einzelnen Jahren auszugleichen (LEISTEN 2017).

Der Gerresheimer Waldfriedhof

Ein Untersuchungsgebiet liegt auf dem Gerresheimer Waldfriedhof (Abb. 8/4). Dieser liegt an den Ausläufern des Bergischen Landes in Hanglage mit einer Höhe von 45,8 m bis 105,8 m über Meereshöhe. Auf der Fläche befindet sich teilweise ein größerer Anteil an alten Laubbäumen. Der Gerresheimer Waldfriedhof ist von subatlantischem Klima mit feuchten und mäßig warmen Luftmassen maritimen Ursprungs beeinflusst. Die Niederschlagsmenge von 800-850 mm ist vergleichsweise hoch (LEISTEN 2017). Wie viele Friedhöfe, ist der Gerresheimer Waldfriedhof ein wichtiger Lebensraum für Tiere und Pflanzen im urbanen Umfeld (ČANÁDY & MOŠANSKÝ 2017). Die von LEISTEN (2017) gewählten Grenzen des Untersuchungsgebietes und die Begehungsroute wurden übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.

Das Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen

Das andere Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen (Abb. 8/5) und ist gekennzeichnet durch ausgedehnte Wiesen, Weiden, gliedernde Hecken, Kopfweiden und großflächige Äcker in einer Höhe von 30 bis 40 m über dem Meer. Das in Rheinnähe liegende Grünland ist Überschwemmungsgebiet. Klimatisch wird das Untersuchungsgebiet von Westwetterlagen geprägt mit feuchten und mäßig warmen Luftmassen sowie von vorrangig milden Wintertemperaturen (LEISTEN 2017). Vorrangiges Ziel der Ausweisung als Naturschutzgebiet war die Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen der wildlebenden Pflanzen- und Tierarten in der reich strukturierten Auenlandschaft[1]. Auch im zweiten Untersuchungsgebiet wurden die von LEISTEN (2017) gewählten Grenzen des Unter-

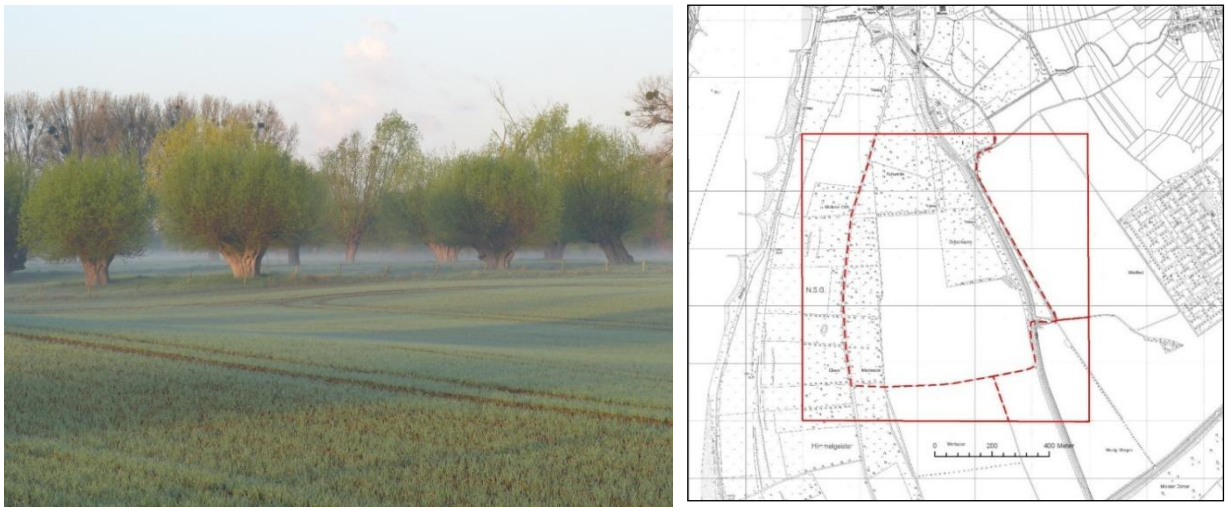


Abb. 8/5: Der Himmelgeister Rheinbogen ist durch ausgedehnte Wiesen, Weiden, gliedernde Hecken, Kopfweiden und großflächige Äcker gekennzeichnet. Das Untersuchungsgebiet ist rot umrandet, die Begehungsroute gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Himmelgeist, 17.04.2018, J. Busch).

[1] http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de (aufgerufen am 10.12.2023)

suchungsgebietes und die Begehungsroute übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.

Methoden

Die angewandte Methodik wurde von LEISTEN (2017) übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten. Für solche **Kartierungen** hat der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Methodenstandards entwickelt (SÜDBECK et al. 2005). Als Folge des Klimawandels war absehbar, dass es erforderlich wurde den Kartierungsbeginn im zeitigen Frühjahr etwas nach vorne anzupassen und eventuell auch zu verlängern. So können ein frühzeitiger Brutbeginn der Standvögel und ein verändertes Zugverhalten der hier durchziehenden Zugvögel und eine Verlängerung der Brutzeit bzw. Zweitbruten (HALUPKA & HALUPKA 2017, MASSIMINO et al. 2020) dokumentiert werden. Folglich wurde in 2025 eine aktualisierte Ausgabe der Methodenstandards publiziert (SÜDBECK et al. 2025), die auch bei einer Reihe von Brutvogelarten der Untersuchungsgebiete veränderte Wertungszeiträume der Kartierungsperioden aufführt, um diesen Veränderungen gerecht zu werden (siehe Tab.8/1).

Tab. 8/1: Veränderungen der Wertungsgrenzen (äußere Zeitangaben) und Erfassungszeiträumen (innere Zeitangaben, in Fettdruck) zwischen Südbeck et al. 2005 (Alte Kartierungsperiode) und Südbeck et al. 2025 (Neue Kartierungsperiode). AX, MX bzw. EX stehen für die erste, mittlere bzw. letzte Dekade des jeweiligen Monats.

Art	Alte Kartierungsperiode	Neue Kartierungsperiode	Art	Alte Kartierungsperiode	Neue Kartierungsperiode
Amsel	A3-**E3-A5**-E5	E2-**M3-A5**-E5	**Mittelspecht**	A2-**A3-E4**-M6	A2-**E2-E5**-A6
Blaumeise	M2-**M3-A5**-M6	M2-**M3-M5**-M6	**Mönchsgrasmücke**	E3-**M4-M5**-M6	E3-**M4-A6**-M6
Bluthänfling	M4-**E4-A6**-E6	E3-**M4-A6**-E6	**Nachtigall**	A4-**E4-A6**-E7	M4-**E4-A6**-M7
Buntspecht	A2-**A3-E4**-M6	A2-**E2-A6**-M6	**Nilgans**	A3-**M3-E5**-E6	E2-**A3-E5**-E6
Dorngrasmücke	M4-**A5-A6**-A7	M4-**E4-M6**-A7	**Pirol**	M4-**A5-A7**-M7	E4-**A5-A7**-E7
Eichelhäher	A3-**M3-A6**-A7	A3-**M3-A6**-E7	**Ringeltaube**	A2-**A3-E4**-E5	E2-**M3-A5**-E5
Feldlerche	E3-**A4-A5**-E5	E3-**A4-E5**-E5	**Rotmilan**	M3-**M3-A7**-M7	A3-**M3-A7**-M7
Flussregenpfeifer	A4-**A5-M6**-E7	A4-**M4-M6**-E7	**Schleiereule**	A2-**E3-M5**-A7	A2-**E3-M5**-E7
Gartengrasmücke	M4-**A5-A6**-A7	E4-**A5-M6**-A7	**Schwanzmeise**	E2-**A3-E4**-M6	E2-**A3-A5**-M6
Gelbspötter	E4-**M5-A6**-A7	A5-**M5-E6**-A7	**Schwarzmilan**	E3-**A4-E6**-M7	E3-**A4-A7**-M7
Grauschnäpper	M4-**M5-M6**-E6	A5-**M5-E6**-M7	**Singdrossel**	M3-**E3-A5**-E5	A3-**E3-A5**-E5
Grünspecht	A2-**A3-E4**-M6	A2-**A3-A5**-M6	**Sommergoldhähnchen**	A4-**M4-A6**-M6	E3-**M4-M6**-M6
Habicht	E2-**A3-A6**-A7	M2-**M2-M6**-A7	**Sperber**	A3-**M3-A7**-E7	A3-**M3-E7**-E7
Heckenbraunelle	A3-**E3-A5**-E5	A3-**E3-M5**-E5	**Star**	E2-**A4-M5**-A6	E2-**E3-M5**-A6
Hohltaube	E2-**A3-E4**-M5	E2-**A3-A5**-E5	**Stieglitz**	A4-**M4-E5**-A6	E3-**M4-A6**-M6
Jagdfasan	M3-**A4-A5**-A6	M3-**A4-A5**-E6	**Waldkauz**	A2-**M2-E6**-E7	M1-**M2-E6**-E7
Kohlmeise	E2-**M3-E4**-E6	E2-**M3-M5**-M6	**Wiesenschafstelze**	M4-**E4-A6**-M6	M4-**E4-M6**-E6
Kuckuck	E4-**A5-A7**-E7	M4-**E4-A7**-E7	**Zaunkönig**	M3-**A4-M5**-E5	M3-**E3-E5**-A6
Misteldrossel	E2-**A3-A5**-E5	M2-**A3-A5**-E5	**Zilpzalp**	E3-**E4-E5**-E6	E3-**M4-E5**-E6

Auf den festgelegten Routen werden mit langsamer Gehgeschwindigkeit (ca. 1 km/h) alle optisch und akustisch erkannten Vögel möglichst punktgenau auf einer mitgeführten Karte bzw. Luftbild, wo möglich inklusive Brutzeitcodes (siehe www.orntiho.de und www.ebcc.info), eingetragen. Bei den Geländebegehungen wurden neben den Brutvögeln (Bv) auch die Randsiedler (Rs) erfasst und in der Artenliste aufgeführt. Zusammen mit den Beobachtungen von Durchzüglern (Dz) und Gastvögeln (G) ergibt sich ein Gesamtbild des vorkommenden Artenspektrums. Als Gastvögel (G) gelten solche Arten, die das Kartierungsgebiet mehr oder weniger zur Nahrungssuche nutzen und weiter außerhalb ihren Brutplatz haben. Randsiedler (Rs) nisten in unmittelbarer Nähe der Grenzen zum Kartierungsgebiet. Durchzügler (Dz) sind Vogelarten die sich nur kurze Zeit im Untersuchungsgebiet aufhalten und weiterziehen. Grundlage für die avifaunistischen Kartierungen der Brutvögel waren die im Klimafolgenmonitoring der Stadt Düsseldorf 2008 (LEISTEN in SCHMITZ et al. 2009) festgelegten Kriterien.

Die bei den Begehungen ermittelten Fundpunkte der einzelnen Vogelarten wurden am PC in hochauflösende Luftbilder der Untersuchungsgebiete für jede Art separat punktgenau übertragen. Da bei jedem Rundgang die Symbole für die einzelnen Fundpunkte mit einer anderen Farbe eingetragen wurden, konnten am Ende der Kartierungsperiode die Artkarten abgebildet werden, die dann das Selektieren der „Papierreviere“ erlaubten. Ein Revier war dann angezeigt, wenn durch Clusterbildung mindestens drei Farbmarkierungen (entsprechend drei Beobachtungen an unterschiedlichen Tagen) zusammenfielen bzw. Beobachtungen mit Brutzeitcode für ein sicheres Brüten vorlagen (SÜDBECK et al. 2025). Die Nomenklatur richtet sich nach BARTHEL & KRÜGER (2019).

Um die erforderlichen Beobachtungsfenster (SÜDBECK et al. 2025) für die verschiedenen Eulen- und Spechtarten sowie die sonstigen Brutvogelarten abzudecken, wurden von Anfang Februar bis Ende Juni 2025 in Gerresheim 15 und in Himmelgeist 17 Begehungen durchgeführt. Die Begehungen zur Erfassung der Eulenarten wurden nach Sonnenuntergang durchgeführt. Der empfohlene Einsatz von **Klangattrappen**, mit Ausnahmegenehmigung der zuständigen Behörde, wurde in vermuteten Revieren nur genutzt, wenn die Vögel nicht spontan sangen bzw. ihr Revier markierten (ZUBEROGOITIA et al. 2011, SÜDBECK et al. 2025). Neben der akustischen Detektion wurde die Umgebung auf den nächtlichen Kartierungsgängen auch regelmäßig mit einer **Wärmebildkamera** (Pulsar Axion XQ38) abgesucht. Eine Methode die in der Wildtierforschung und Feldornithologie immer häufiger zum Einsatz kommt (FAWCETT WILLIAMS 2024).

Bei den **ausgewerteten Daten** handelt es sich vor allem um regelmäßige, z. T. aber auch um unregelmäßige Beobachtungen verschiedener Beobachter (A. Leisten, T. Krause, J. Schumann, A. Allenstein, J. Busch). Dazu kam ein Wechsel der Kartierer der Brut-, Gast- und Zugvogelarten der beiden Untersuchungsgebiete in 2017. Ebenso ist zu beachten, dass die behördlichen Maßnahmen im Rahmen der COVID-Pandemie in 2020 und 2021 einen deutlichen Einfluss auf die Beobachtungsaktivität von Vogelbeobachtern hatten, was wiederum einen Einfluss auf Quantität und räumliche und zeitliche Verteilung dieser Daten hat (HOCHACHKA et al. 2021). Solche Unregelmäßigkeiten der Beobachtungsdaten müssen bei der Auswertung und Interpretation der Daten berücksichtigt werden (WAHL et al. 2020, HERTZOG et al. 2021).

Der **Species Temperature Index** (STI) ist ein Maß für den Temperaturanspruch einer Art und wurde für die europäischen Vogelarten (DEVICTOR et al. 2012) freundlicherweise von V. DEVICTOR (schriftl. Mittlg. 2019) zur Verfügung gestellt. Vergleichbare Indices existieren auch für Nordamerika (STEPHENS et al. 2016). Aus den STI-Werten und der Anzahl der Reviere der einzelnen Arten wurde der Community Tem-

perature Index (CTI) ermittelt (TAYLEUR et al 2016, RAMÓN-MARTÍNEZ & SEOANE 2024, ALBA & CHAMBERLAIN 2025, HINTSANEN et al. 2025).

Der **Avifaunistische Flächenwert** (AFw) nach SCHREIBER (2015) ist ein numerisches Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten. Für beide Untersuchungsgebiete wurden die AFw für die Jahre 2009 bis 2023 unter Verwendung von Excel-Dateien des Autors, die als Download auf der Internetseite des Autors (Schreiber Umweltplanung: schreiber-umweltplanung.de, aufgerufen am 11.11.2024) erhältlich sind und alle für die Berechnungen notwendigen weiteren Daten und Skripte (VBA) enthalten, kalkuliert. Es wurden jeweils die für die Kartierungsjahre aktuelle Version der Excel-Dateien genutzt. Dabei wurden die Flächen des Untersuchungsgebietes in Gerresheim mit 0,17 km^2 und die in Himmelgeist mit 0,90 km^2 geschätzt. Bei der Interpretation des AFw ist zu beachten, dass die Arten der Roten Listen mit besonders großer Gewichtung eingehen (SCHREIBER 2015).

Die **statistischen Analysen** wurden mit JMP (SAS Institute Inc., Cary, NC) durchgeführt und für ein Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ berechnet. Gastvogelbeobachtungen und Durchzügler wurden mit 0 und Randsiedler mit 0,5 gewertet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden nur die Daten seit Beginn des Klimafolgenmonitorings im Jahr 2009 berücksichtigt. Die Trends der Veränderungen der Revierzahlen der Brutvögel, der STI und CTI-Werte sowie der AFw-Daten wurden mittels „least-squares regression“ und „analysis of variance“ auf ihre Signifikanz hin untersucht.

Die **Sommer 2018 bis 2020 und 2022** waren ungewöhnlich heiß und trocken. Diese extremen Wetterereignisse sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf den anthropogenen Klimawandel zurückzuführen (LEACH et al. 2020, VAUTARD et al. 2020, BÜNTGENet al. 2021). Solche Extremereignisse werden Zukunft sehr wahrscheinlich immer häufiger auftreten und haben einen großen Einfluss auf Menschen, Ökosysteme und Biodiversität (SCHULDT et al. 2020, SPIEGEL 2021b). Um mögliche Einflüsse der vier ungewöhnlich heißen und trockenen Sommer 2018, 2019, 2020 und 2022 auf die Vögel der beiden Untersuchungsgebiete zu erfassen, wie sie in anderen Ländern dokumentiert sind (RUTZ et al. 2020, GORDO et al. 2021), wurde die Entwicklung der Bestände von 2009 – 2018, 2018 – 2025 und die Entwicklung von 2009 – 2025 jeweils separat auf ihre Signifikanzen hin untersucht.

Rheinhochwasser wie z. B. im Februar 2021 bringen zwar in der Regel einige interessante Gastvögel und Durchzügler in das Untersuchungsgebiet NSG Himmelgeister Rheinbogen, erschweren aber mitunter die Kartierungsgänge in diesem Gebiet. Auch das **ungewöhnlich kalte Frühjahr 2021** (SPIEGEL (2021a) vom 25.04.2021) mit einem damit einhergehenden Zugstau machte die Auswertung der Beobachtungsdaten schwieriger und mussten bei der Interpretation der Daten dieser Jahre ebenfalls berücksichtigt werden. Das extrem **regenreiche Winterhalbjahr 2023/24** (WDR 2024) führte zu Hochwasser, hinterließ lange Zeit überdauernde Lachen und bedingte sehr nasse Böden auf den Wiesen- und Ackerflächen im Himmelgeister Rheinbogen. Dies verzögerte deutlich die Bestellung der dortigen Flächen mit entsprechenden Auswirkungen auf die lokalen Brutvögel, brachte aber auch wieder ungewöhnliche Durchzügler ins Untersuchungsgebiet. Solche Ereignisse zeigen beispielhaft wie immer häufiger auftretende **Wetterextreme** die lokale Vogelwelt beeinflussen.

Das öffentliche Leben und die Freizeitaktivitäten der Bevölkerung hatten sich besonders in 2021 durch die **COVID-19-Pandemie** und die damit einhergehenden behördlichen Maßnahmen, zeitweise stark verändert. Dies hatte aber keinen längerfristigen signifikanten Einfluss auf die dortige Avifauna.

Ergebnisse

Gerresheimer Waldfriedhof

Bei den im Jahr 2025 durchgeführten Kartierungen konnten 24 Vogelarten als Brutvögel und fünf Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/2). Als Randsiedler wurden Eichelhäher, Hohltaube, Mäusebussard, Misteldrossel und Schwarzspecht eingestuft. Vier von 29 brütenden Vogelarten zeigten keinen signifikanten Trend in ihrer Entwicklung, bei allen anderen Arten nehmen die Bestände signifikant zu.
Im Kartierungsjahr 2025 konnten 26 Arten, die früher als möglicher Brutvögel im Bereich des Gerresheimer Waldfriedhofs festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/3). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 55 festgestellten Brutvogelarten, 47 % nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Fitis, Gimpel und Wintergoldhähnchen konnten wie in den letzten Jahren auch in 2025 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden. Dazu kommen in den letzten neun Jahren 27 Arten von Gastvögeln und Durchzüglern, die nicht als Brutvogelart nachgewiesen wurden. Diese Arten sind in Tab. 8/4 aufgeführt.

Tab. 8/2: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer 2009 bis 2025.
Rs=Randsiedler, G=Gastvogel ohne Zählung. Trends der Bestandsentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2025 bzw. 2009 – 2025: signifikant positiv, signifikant negativ, keine Signifikanz.

	Beobachtungen																	Trend
Deutscher Name	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	´09 -´25
Amsel	9	9	8	9	13	10	10	10	17	11,5	13,5	10,5	11,5	10,5	13,5	12,5	17	
Blaumeise	2	3	2	3	2	2	3	3	6,5	7	7,5	7,5	10,5	9	9,5	7	7,5	
Buchfink	5	4	4	6	6	8	6	7	15	17	21	13,5	13,5	11	12,5	14	12	
Buntspecht	1	2	2	1	3	1	4	3	4	5,5	8,5	7,5	6	7,5	10,5	7,5	6,5	
Eichelhäher	1	1	2	1	Rs	1	1	2	1	1	1	1	1	2	2	2	2Rs	
Gartenbaumläufer	1	0	1	2	Rs	1	1	1	3	5	3	2	3,5	3,5	4	4,5	5,5	
Gartengrasmücke	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	1,5	1,5	Rs	Rs	1,5	1,5	1,5	
Grauschnäpper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2,5	2	2	2	2	2	
Grünfink	1	2	1	1	1	1	1	0	1,5	1	2	1	1	G	Rs	Rs	1	
Grünspecht	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	1	1,5	2,5	2	2	2	1,5	2Rs	1 + 2Rs	
Heckenbraunelle	1	2	3	1	2	1	4	4	4	4	7	6,5	4,5	7	9,5	10	11,5	
Hohltaube	0	0	Rs	Rs	0	0	Rs	2Rs	Rs	Rs	2Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	2Rs	2Rs	
Kernbeißer	0	0	1	0	G	G	G	1	1	2,5	2,5	4	5	4,5	6	4,5	5,5	
Kleiber	4	4	1	3	2	1	3	2	2,5	4,5	4,5	5,5	5,5	5,5	5	5,5	6	
Kohlmeise	5	5	5	4	3	5	5	4	5	8,5	10,5	7,5	8,5	11,5	12,5	13,5	12,5	
Mäusebussard	G	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	Rs	1	1	1	1	1	1	1	Rs	Rs	
Misteldrossel	0	Rs	Rs	Rs	0	2	Rs	0	Rs	Rs	G	G	Rs	Rs	1,5	2Rs	Rs	
Mittelspecht	0	0	0	0	0	0	1	1Rs	1,5	2,5	3	2	2,5	2	3	4	4,5	
Mönchsgrasmücke	4	3	5	4	6	4	4	6	8,5	15	18,5	16	18	15	19	23	15,5	
Ringeltaube	4	7	5	4	6	7	5	7	7,5	9,5	9	7	8	8	9,5	11	9	
Rotkehlchen	7	9	8	9	11	9	8	7	13,5	15,5	23	20,5	24,5	24,5	28	29	27	

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	´09 -´25
Schwanzmeise	2	0	0	0	0	Rs	0	1	1	0	1	1,5	2	1	2	1	2	
Schwarzspecht	0	Rs	Rs	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	G	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	
Singdrossel	3	4	4	4	2	4	3	4	5	8	5	9	8	8	7	7,5	8,5	
Sommergoldhähnchen	G	0	0	G	0	Rs	1	0	2	2	5	5,5	6	6,5	6,5	7,5	8,5	
Stieglitz	0	0	0	0	1	0	1	1	G	G	G	1	1	Rs	2Rs	1	1	
Waldkauz	G	G	0	0	0	0	0	1	1	1,5	2	2	2	1,5	1,5	1,5	1	
Zaunkönig	6	5	8	8	7	9	5	5	11,5	14,5	14,5	15	17	17	17,5	17	16,5	
Zilpzalp	2	3	3	3	4	4	3	5	8	8	10,5	11	8,5	11	12	11,5	9	

Tab. 8/3: Anzahl der Reviere der ehemaligen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2025. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind nur die Bestandszahlen von 2009 bis 2025 aufgeführt (LEISTEN 2002, 2017). Rs=Randsiedler, G=Gastvogel ohne Zählung, Dz = Durchzügler, Bv=Brutvogel ohne Zählung). Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt.
Trends der Bestandsentwicklung 2009 – 2025: signifikant positiv signifikant negativ keine Signifikanz

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2009-2025
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	G	1	0	0	
Dorngrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0	0	0	G	
Feldschwirl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Feldsperling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	
Gartengrasmücke	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	1,5	1,5	Rs	Rs	1,5	1,5	0	
Gartenrotschwanz	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gimpel	G	1	1	Rs	1	1	2	1	1	2	2	1	1	1	1	G	G	
Goldammer	0	G	0	0	0	0	0	0	0	Rs	G	0	0	0	0	**0**	**0**	
Habicht	0	0	0	0	0	0	G	0	Rs	G	0	G	G	G	G	0	0	
Haussperling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Kuckuck	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	0	G	0	0	
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pirol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	0	0	
Rabenkrähe	G	1	1	Rs	1	Rs	1	1,5	2Rs	2Rs	2Rs	2Rs	1,5	1,5	Rs	G	G	
Sperber	G	0	0	Rs	0	0	0	0	G	0	0	Rs	0	0	G	Rs	0	
Star	0	0	1	1	1	0	Rs	Rs	G	G	G	2Rs	4Rs	3Rs	2,5	3	G	
Sumpfmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	Rs	Rs	G	Rs	Rs	G	
Sumpfrohrsänger	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2009-2025
Trauerschnäpper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Rs	0	0	0	0	
Turmfalke	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	G	G	0	0	G	0	0	
Waldlaubsänger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Weidenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Rs	G	0	0	0	0	0	
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	G	G	G	0	0	G	

Tab. 8/4: Gastvögel und Durchzügler auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 2016 bis 2025. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. * Der Uhu wurde in 2019 und der Kolkrabe 2020 und 2021 in der Nähe des Untersuchungsgebietes verhört. ** pers. Mitteilung T. Krause. *** mündl. Mitteilung Mitarbeiter des Gerresheimer Waldfriedhofs, **** südl. des Friedhofs verhört, per. Mitteilung K. Saran.

Deutscher Name	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Bergfink	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	Dz
Dohle	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Elster	0	G	G	0	Dz	0	0	0	0	0
Erlenzeisig	0	0	Dz	Dz	G	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Feldlerche	0	Dz	Dz	0	0	0	0	0	0	0
Fichtenkreuzschnabel	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0
Gebirgsstelze	0	0	0	0	0	G	0	G	0	0
Halsbandsittich	0	0	G	G	G	G	G	G	G	0
Haubenmeise	0	G	G	G	G	G	0	0	G	G
Kleinspecht	0	0	0	G	G	G	0	0	0	0
Kolkrabe	0	0	0	0	G*	G*	G**	G	G	0
Mauersegler	0	G	G	G	G	G	G	G	G	G
Nachtigall	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nilgans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Rotdrossel	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Rotmilan	0	0	0	0	G**	0	0	0	G***	G
Schwarzmilan	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz***	0
Tannenmeise	0	0	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	0	0
Türkentaube	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0
Uhu	0	0	G	G*	0	0	0	0	0	0
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	Dz/G	Dz/G	0	0
Waldbaumläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Waldohreule	0	0	0	0	0	0	0	0	G****	0
Waldschnepfe	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	Dz
Wanderfalke	0	0	0	0	G**	0	0	G	0	0
Wespenbussard	0	0	G	0	G	0	0	0	0	0

Himmelgeister Rheinbogen

Bei den im Jahr 2025 durchgeführten Kartierungen konnten 37 Vogelarten als Brutvögel und elf Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/5). Als Randsiedler wurden Flussregenpfeifer, Gartengrasmücke, Gelbspötter (Abb. 8/1), Grauschnäpper, Habicht, Misteldrossel, Orpheusspötter (Abb. 8/2), Pirol, Rotmilan, Schwarzmilan, Sperber und Waldkauz erfasst. Davon wurden in 2025 der Orpheusspötter erstmals und der Pirol nach mehreren Jahren ohne Brutvorkommen wieder als Brutvögel im Rahmen des Klimafolgenmonitorings beobachtet.

Tab. 8/5: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2025. Aufgrund des 2007 größeren Untersuchungsgebietes sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2017). G=Gastvogel, Bv=Brutvogel ohne Zählung, G=Gast, Dz=Durchzügler (seit 2012 erfasst). [b] Der Orpheusspötter wurde südlich des Untersuchungsgebietes festgestellt und der Vollständigkeit halber mit erfasst. Trends der Bestandsentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2025 bzw. 2009 – 2025: signifikant positiv signifikant negativ keine Signifikanz .

	Beobachtungen																	Trend
Deutscher Name	**`09**	**`10**	**`11**	**`12**	**`13**	**`14**	**`15**	**`16**	**`17**	**`18**	**`19**	**`20**	**`21**	**`22**	**`23**	**`24**	**`25**	**`09 - `25**
Amsel	5	3	4	4	5	4	6	5	6	7,5	6,5	5,5	6	4,5	**10**	12	7,5	
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	1	G	G	G	1	1	1	1	1	1	
Blaumeise	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	5	5	5	7	6	6	7,5	
Bluthänfling	2	2	3	3	3	G	1	4	1	3	1	1	1	4	2	2,5	3	
Buchfink	7	5	7	6	6	5	4	5	7,5	12,5	16,5	12,5	9,5	7,5	7,5	6,5	6	
Buntspecht	G	1	G	G	1	1	1	2	3	3	4	4,5	6,5	4,5	5	3,5	3	
Dohle	G	2	1	4	3	2	1	1	1	2	4	3	4	2	6	4	2	
Dorngrasmücke	5	5	11	7	9	7	6	9	10,5	8,5	11	15,5	15	9	10,5	8,5	10	
Eichelhäher	0	G	0	0	0	1	G	0	G	2	2	1	1	1	1,5	1	1	
Fasan	2	4	4	3	3	1	1	4	3	2	3,5	3,5	5	5	4	4,5	4,5	
Feldlerche	5	3	5	6	4	4	5	6	6	9	6,5	10	9	10	9,5	10	10	
Flussregenpfeifer	0	0	0	0	G	0	Dz	0	0	0	Dz	0	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Rs	Rs	
Gartenbaumläufer	G	0	1	1	1	1	0	0	2	4	6	4	5	5	6	5	4	
Gartengrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	2	3	2	1	3	4	2Rs	
Gelbspötter	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	Rs	0	0	0	0	Rs	2Rs	
Grauschnäpper	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Rs	
Grünfink	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3,5	1	1	G	Rs	1	1,5	1	
Grünspecht	G	G	0	0	0	1	1	1	1,5	1,5	2,5	2	2,5	2,5	2,5	2,5	3	
Habicht	1	0	1	Rs	G	1	G	0	G	G	G	G	G	Rs	Rs	Rs	Rs	
Heckenbraunelle	1	1	1	1	1	2	3	2	4	4,5	4,5	5,5	6	5,5	8	8,5	7,5	
Hohltaube	G	1	2	3	3	3	4	3	4	3	2,5	2,5	3,5	3	4	3,5	2,5	
Kohlmeise	6	4	5	4	8	3	6	7	8	7,5	7	7,5	8	9,5	12	12	10,5	
Kuckuck	0	0	G	G	G	1?	0	0	G	G	1	2	1,5	1	1,5	1,5	1	
Mäusebussard	2	1	1	1	1	1	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1	1,5	1,5	1,5	1,5	1	
Misteldrossel	1	1	0	1	Rs	0	Rs	0	Rs	Rs	2	Rs	2Rs	2Rs	Rs	Rs	Rs	

	Beobachtungen																	Trend
Deutscher Name	**`09**	**`10**	**`11**	**`12**	**`13**	**`14**	**`15**	**`16**	**`17**	**`18**	**`19**	**`20**	**`21**	**`22**	**`23**	**`24**	**`25**	**`09 - `25**
Mönchsgrasmücke	6	5	6	4	5	4	3	6	9	12	12	12,5	14,5	14,5	17	20	18,5	
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	Rs	0	2,5	2,5	5,5	6	5,5	4,5	4	5	4	
Nilgans	2	2	2	4	4	5	5	4	5	5,5	4	6	7	6,5	7	5,5	5	
Orpheusspötter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G[b]	0	0	0	0	0	Rs	
Pirol	2	2	G	G	Rs	0	0	0	0	G	G	0	Dz/G	0	Dz/G	**0**	Rs	
Rabenkrähe	6	5	3	5	4	3	6	7	6,5	3,5	2	3,5	4	4,5	3,5	5,5	5,5	
Ringeltaube	7	4	3	3	5	5	4	4	5,5	5	5,5	7	9	8,5	9	11,5	8	
Rotkehlchen	2	2	2	1	1	2	1	1	G	2	1	1	2	3	4	3	3	
Rotmilan	G	G	G	G	G	Dz	G	Dz	G	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	
Schleiereule	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1,5	1	1,5	1	1	
Schwanzmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	1	1	
Schwarzkehlchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	Rs	Rs	Dz	Rs	1,5	
Schwarzmilan	G	G	G	G	G	Dz	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	
Singdrossel	4	3	3	2	3	2	2	2	2,5	3	3,5	4	4,5	4	7	5	6,5	
Sperber	G	0	0	Rs	Rs	Rs	0	0	G	G	G	G	G	Rs	Rs	Rs	Rs	
Star	6	5	5	5	6+	5+	7+	4+	4+	6	4,5	6	10,5	11	11	14,5	12	
Steinkauz	3	4	2	2	2	4	3	3	5	2,5	3,5	3,5	4,5	5,5	4	3,5	4,5	
Stieglitz	0	1	4	2	2	Rs	1	1	2,5	2	1	1	3,5	4	2,5	3	3,5	
Sumpfrohrsänger	3	1	2	1	2	2	Rs	2	1	Rs	G	Rs	2	2,5	3	2,5	4,5	
Waldkauz	0	G	0	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	1,5	2	2,5	2,5	1,5	1,5	1,5	2Rs	
Wiesenschafstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	Rs	1	2Rs	1,5	2,5	2,5	
Zaunkönig	6	2	3	5	3	8	8	7	11	17,5	16	13,5	16,5	16,5	19	20	14	
Zilpzalp	3	2	3	3	3	6	3	4	6,5	5,5	10	9	7	8	9,5	10	14,5	

Tab. 8/6: Anzahl der Reviere der ehemalige Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2009 bis 2025. G=Gastvogel, Bv=Brutvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler (seit 2012 erfasst), Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt. Trends der Bestandsentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2025 bzw. 2009 – 2025: signifikant positiv signifikant negativ keine Signifikanz

	Beobachtungen																	Trend
Deutscher Name	**`09**	**`10**	**`11**	**`12**	**`13**	**`14**	**`15**	**`16**	**`17**	**`18**	**`19**	**`20**	**`21**	**`22**	**`23**	**´24**	**´25**	**`09 - `25**
Baumfalke	0	G	0	G	G	0	0	0	G	G	G	G	G	0	G	G	G	
Feldsperling	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gartenrotschwanz	0	G	0	0	0	G	0	0	Dz	0	0	0	Dz	0	0	Dz	Dz	
Graureiher	0	0	0	0	0	G	G	Rs	Rs	G	G	2Rs	3Rs	2Rs	2R	3Rs	G	
Halsbandsittich	2	3	0	G	Rs	Rs	1	2	Rs	1	2	2	2	1	2,5	2	G	
Hausrotschwanz	G	G	4	0	0	0	0	0	G	G	0	0	1	G	0	0	Dz	

Kiebitz	3	5	4	1	1	0	1	1	0	Dz	0	0,5	1	0,5	1	0	Dz	
Kleiber	G	0	0	0	0	0	0	0	G	G	1	1	G	G	G	1	G	
Kleinspecht	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Rs	0	2Rs	Rs	Dz	Rs	Dz	
Rebhuhn	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rostgans	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1,5	Rs	Rs	G	Dz/ G	Dz/ G	Dz/ G	
Sumpfmeise	1	1	0	0	0	0	0	0	Rs	G	1	0	0	G	G	**G**	**G**	
Turmfalke	1	1	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	**G**	**G**	
Wachtel	0	G	G	2	0	0	0	2	1	Dz	0	0	Dz	0	0	0	0	
Waldohreule	0	0	0	0	0	0	G	0	0	1	1,5	Rs	1,5	1	1	Rs	0	

Tab. 8/7: Gastvögel und Durchzügler im Himmelgeister Rheinbogen 2009 bis 2025. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. [a]R. Köhn, mündl. Mitteilung, [c]J. Schumann, pers. Mitteilung, [d]A. Allenstein, per. Mitteilung, [e]anonyme Anwohnerin, pers. Mitteilung.

	Beobachtungen																
Deutscher Name	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**
Alexandersittich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	**G**
Austernfischer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baumpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	**Dz**	0	**Dz**	0	0
Bekassine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0
Bergfink	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	**Dz**	0	**Dz**	**0**
Bergpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0	0	0	**Dz**
Blässgans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	**Dz**
Braunkehlchen	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	**Dz**	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	0	0
Elster	0	0	0	0	0	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**
Erlenzeisig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	0	**Dz**	0	**Dz**	0
Feldschwirl	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	**Dz**	0	0	**Dz**	0	0	**Dz**	**Dz**
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**
Gimpel	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	0	**G**	**G**	0	0	0	0	**G**
Goldammer	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz**	**Dz**	0	**Dz**	**Dz**
Graugans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	0	0	**Dz**
Hausente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	0	0	0
Heidelerche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	**Dz**	0
Heringsmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**
Höckerschwan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	0	0	0	0
Kanadagans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**
Kernbeißer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**Dz/G**	**Dz/G**	0	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0	0	0	0
Kolkrabe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	**Dz/G**
Kormoran	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	0

	Beobachtungen																
Deutscher Name	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**
Kornweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**
Kranich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0
Lachmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz0**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz**	0	**Dz/G**
Mauersegler	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**
Mehlschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	0	0	0	**G**	**G**	**0**	**G**
Merlin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0
Mittelmeermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	0
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**	**G**
Reiherente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0
Rohrammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**0**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	0	**Dz**	**Dz**
Rohrweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	0	0	0
Rotdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	0	**Dz**	**Dz**
Saatkrähe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	**G**	**G**	**G**	**D/G**
Sandregenpfeifer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	**Dz**	0
Silbermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	0	0
Silberreiher	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0
Sommergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0	0	0
Straßentaube	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	0	0	**G**	**0**	**0**
Steinschmätzer	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**
Steppenmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	0
Stockente	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	**G**	**G**	**G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**G**	**G**	**G**
Streifengans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	0	0	0	0
Sturmmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**G**	**Dz**	**G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**	**Dz/G**
Tannenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0	0	0	0
Tundrasaatgans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**
Uhu	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**[a]	**G**[a]	**G**[a]	0	0	0	0	0	**G**
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**
Waldschnepfe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	**Dz**
Waldwasserläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	**Dz**	**Dz**	0	0	0	**Dz**	0
Wanderfalke	0	0	0	0	0	0	0	0	**G**	0	**G**	0	**G**	0	0	0	0
Weißstorch	0	0	0	0	**G**	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	**Dz**[c]	**Dz**	**Dz**[d]	**Dz/G**[e]
Wespenbussard	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz/G**	0	0	0	0
Wiesenpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**	**Dz**
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**Dz**	0	0	0	0
Zwergstrandläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**	0	0	**Dz**	0

Im aktuellen Kartierungsjahr 2025 konnten 16 Arten, die früher als zumindest mögliche Brutvögel im Bereich des Himmelgeister Rheinbogens festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/6). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 64 festgestellten möglichen

Brutvogelarten 25 %, nicht mehr hier brüteten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Gartenrotschwanz, Turmfalke und Rostgans konnten in 2025 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Von den 48 in 2025 festgestellten Brutvogelarten zeigen 33 Arten einen signifikanten positiven Trend in der Bestandsentwicklung innerhalb des Zeitraumes 2009 – 2025 (Tabelle 8/4). Trotz des erneuten Auftauchens des Pirols als Brutvogel bleibt der Trend dieser Art negativ. Bei allen anderen Arten waren die Änderungen in diesem Zeitraum nicht signifikant.

Unter den ehemaligen Brutvogelarten sind drei ursprünglich regelmäßig vorkommende Arten mittlerweile als Brutvogel verschwunden (Tab. 8/6). Dies ist bei Feldsperling, Rostgans und Turmfalke der Fall, das heißt bei diesen Arten ist der Trend signifikant negativ.

Dazu kommen in den Jahren 2009 - 2025 59 Arten von Gastvögeln und Durchzüglern, die nicht als Brutvogelart nachgewiesen wurden. Diese Arten sind in Tab. 8/7 aufgeführt.

Von den insgesamt 78 in den beiden Untersuchungsgebieten in den Jahren 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2025 beobachteten Brutvogelarten stehen aktuell zehn Arten auf der **Roten Liste der BRD** und sechs Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/8). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche, Kleinspecht, Kuckuck, Star und Trauerschnäpper stehen in der Kategorie 3, d. h. die Arten sind deutschlandweit in ihrem Bestand gefährdet. Feldschwirl, Rebhuhn und Kiebitz sogar in Kategorie 2, d. h. diese drei Arten sind deutschlandweit sogar stark gefährdet. Auf der bundesweiten Vorwarnliste stehen Feldsperling, Flussregenpfeifer, Grauschnäpper, Pirol, Steinkauz und Wachtel. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2025 Bluthänfling, Feldlerche, Flussregenpfeifer, Grauschnäpper, Kuckuck, Pirol, Star und Steinkauz erfasst werden.

Tab. 8/8: Liste der ehemaligen (†) und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2025. ^{P} = in NRW planungsrelevante Art (MKULNV 2015, LANUV 2016b), Angaben zum Rotelistestatus (RL) in Deutschland (RYSLAVY et al. 2020) und Nordrhein-Westfalen (SUDMANN et al. 2023), inklusive Angabe der lang- und kurzfristigen Trends (L bzw. K), kurzfristiger Trend und klimabedingte Prognose für Düsseldorf und Umgebung (SCHUMANN & KRAUSE 2017), klimabedingte Prognose für NRW (SUDFELDT et al. 2009a), gerundeter Species Temperature Index, (STI, V. DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019), Arten mit STI < 11, Arten mit STI 11 < u. < 13, Arten mit STI > 13), thermales Maximum (ThM, JIGUET et al. 2007), voraussichtliche klimabedingte Änderung der Arealgröße (R) und -überlappung (O) in Europa, klimabedingte Prognose zum zukünftigen Bestand in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007), Populationsentwicklung in Europa (KELLER et al. 2020), Werte ≤0,75 in roter Schrift. * ungefährdet, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, 2 stark gefährdet, 1 vom Aussterben bedroht. > ansteigend, = gleichbleibend, (<), abnehmend, ↑ positiv, ↓ negativ, ↓↓ stark negativ, ↓↓↓ sehr stark negativ. 0 unverändert, -1 nicht mehr überall vorkommend, -2 nicht mehr vorkommend, + positiv, - negativ, ? Prognose nicht möglich, -3=völliges Verschwinden der Art aus dem UG und Mitteleuropa, -2=Rückgang im UG und in weiten Teilen Deutschlands, -1=Rückgang in benachbarten Regionen des UG, 0=neutral, 1=leichte Zunahme, Werte ≤-2 rot, -1 orange, 0 neutral und 1 grün unterlegt. NZ = Neozoon.

	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa					
Deutscher Name	**RL D /L/K**	**RL NRW /L/K**	**Trend**	**Prog-nose**	**Prog-nose**	**STI**	**ThM**	**R**	**O**	**Prog-nose ME**	**EBBA 2**
Amsel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,58	20,52	1,04	0,87	0	↑
Bachstelze	* / > / ↓↓	* / (<) / =	=	0	0	11,99	20,24	0,91	0,87	0	=
Baumfalke^{P} (†)	3 / (<) / =	3 / (<) / =	=	0	+	12,69		0,89	0,71	0	↑
Blaumeise	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,74	20,47	1,05	0,87	0	↑↑
Bluthänfling^{P}	3 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	0	0	**13,16**	20,54	1,05	0,84	0	↓

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa					
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prog-nose	Prog-nose	STI	ThM	R	O	Prog-nose ME	EBBA 2
Buchfink	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,30	20,57	0,94	0,89	0	=
Buntspecht	* / > / ↑	* / > / =	=	0	+	12,12	20,08	0,81	0,75	0	↑
Dohle	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,96	20,40	0,9	0,7	-1	↑
Dorngrasmücke	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	0	12,65	20,35	1	0,86	0	=
Eichelhäher	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,47	20,49	1	0,83	0	↑
Jagdfasan	NZ	NZ	↓		+	12,87	19,63	1,01	0,72	0	=
Feldlerche[P]	3 / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	=	0	0	12,20	20,08	0,86	0,78	0	↓↓
Feldschwirl[P] **(†)**	2 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓	↓	-1	-	11,77		0,66	0,37	-2	=
Feldsperling[P] **(†)**	V / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	0	0	**13,07**	20,20	0,95	0,74	0	↓
Fitis (†)	* / = / ↓↓	V / (<) / ↓	↓↓	-1	-	**10,46**	17,70	0,58	0,56	-2	↓
Flussregenpfeifer[P]	V / = / =	2 / (<) / ↓	=	0	?	12,77		0,83	0,62	0	=
Gartenbaumläufer	* / = / =	* / = / ↑	↓	0	+	**13,90**	20,10	1,06	0,57	-1	↑
Gartengrasmücke	* / = / ↓↓	* / = / =	↓	-1	0	11,32	19,39	0,69	0,65	0	↓
Gartenrotschwanz[P] **(†)**	* / (<) / ↑	V / (<) / =	↓	0	0	11,31	19,70	0,75	0,71	-1	↑
Gelbspötter	* / = / ↓↓	* / = / ↓	=	-2	-	11,39		0,61	0,42	-3	↓
Gimpel (†)	* / > / ↑	*/ = / ↑	=	0	0	**10,76**	18,87	0,74	0,69	-1	↓↓
Goldammer (†)	* / (<) / =	* / (<) / =	↓	0	0	11,55	19,35	0,79	0,73	-1	↓↓
Graureiher[P] **(†)**	* / = / =	* / > / =	=	-1	0	12,69		0,81	0,57	0	↑↑
Grauschnäpper	V / (<) / ↓↓	* / = / =	=	0	0	12,15		0,89	0,82	0	↓
Grünfink	* / > / ↓↓	* / > / =	=	0	0	12,60	20,51	1,01	0,89	0	↓↓
Grünspecht	* / (<) / ↑	* / = / ↑	=	0	+	12,94	20,11	1	0,66	1	↑
Habicht[P]	* / = / =	3 / (<) / ↓	=	0	0	11,80		0,65	0,73	-1	↓
Halsbandsittich (†)	NZ	NZ	↑		+	**13,71**					↑
Hausrotschwanz (†)	* / > / =	* / > / =	=	0	+	**13,24**	19,93	0,6	0,96	-1	↑
Haussperling (†)	* / (<) / =	* / (<) / =	↓	-2	0	12,26	20,36	0,86	0,81	0	↓
Heckenbraunelle	* / > / =	* / > / =	=	0	0	**10,91**	19,05	0,72	0,67	-2	↓
Hohltaube	* / = / ↑	* / > / ↑	=	-1	0	12,44	19,24	0,78	0,47	-2	↑↑
Kernbeißer	* / = / =	* / = / ↑	=	0	+	12,98	19,88	0,91	0,61	-1	=
Kiebitz[P] **(†)**	2 / (<) / ↓↓↓	2 / (<) / ↓↓	↓	-1	-	11,53		0,71	0,66	-2	↓↓
Klappergrasmücke (†)	* / (<) / =	* / (<) / =	↓	0	-	11,64	19,71	0,74	0,61	-2	=
Kleiber	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,79	19,97	0,88	0,61	0	↑
Kleinspecht[P] **(†)**	3 / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓	=	0	-	11,55		0,76	0,64	-1	=
Kohlmeise	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,34	20,57	0,96	0,93	0	↑↑
Kuckuck[P]	3 / (<) / ↓↓	2 / (<) / ↓↓	↓↓	0	0	12,14	20,46	0,95	0,91	0	↓
Mäusebussard[P]	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,70		0,89	0,75	0	=
Misteldrossel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	11,91	20,09	0,81	0,64	-1	=
Mittelspecht[P]	* / > / ↑	* / = / ↑	↑	-1	0	**13,24**		0,83	0,34	-2	↑

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa					
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prog-nose	Prog-nose	STI	ThM	R	O	Prog-nose ME	EBBA 2
Mönchsgrasmücke	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,62	20,49	0,96	0,81	0	↑↑
Nachtigall[P]	* / = / ↑	3 / (<) / ↓	=	0	-	**14,49**	20,53	1,3	0,87	0	=
Neuntöter[P] (†)	* / (<) / =	V / (<) / =	↑	0	0	12,62	20,20	0,99	0,81	0	=
Nilgans	NZ	NZ	↑↑		+	12,39					↑↑
Orpheusspötter[P]	* / > / ↑	R / / ↑↑	↑↑	+1	+	**14,84**	19,64	1,13	0,44	1	↑
Pirol[P]	V / (<) / =	1 / (<) / ↓↓	=	0	+	**13,47**	20,23	1,04	0,8	0	=
Rabenkrähe	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	0	12,13	20,46	0,93	0,88	0	=
Rebhuhn[P] (†)	2 / (<) / ↓↓↓	2 / (<) / ↓↓	=	0	0	12,85	19,51	0,95	0,61	-1	↓↓
Ringeltaube	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,22	20,26	0,91	0,8	0	↑
Rostgans[P] (†)	NZ	NZ	=		0	**15,57**		1,01	0,19		↑
Rotkehlchen	* / = / =	* / > / =	=	0	0	12,00	20,42	0,82	0,75	0	↑
Rotmilan[P]	*/ = / =	* / > / =	=	-1	0	**13,54**		0,58	0,14	-2	=
Schleiereule[P]	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	=	0	+	**13,99**		1,09	0,66	-1	=
Schwanzmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,66	20,27	0,91	0,69	0	=
Schwarzkehlchen[P]	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	?	**13,99**	20,54	1,06	0,69	1	↑
Schwarzmilan[P]	* / = / ↑	* / > / ↑	=	0	+	**13,47**		0,84	0,49	0	=
Schwarzspecht[P]	* / > / =	* / > / =	=	0	-	11,12		0,73	0,62	-2	↑
Singdrossel	* / = / =	* / > / =	↓	0	0	11,40	19,69	0,76	0,72	-1	↑
Sommergoldhähnchen	* / > / =	* / > / ↑	=	0	-	**13,20**	19,78	0,7	0,63	-2	=
Sperber[P]	* / = / =	* / = / =	↑	0	0	11,92		0,79	0,72	-1	=
Star[P]	3 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓	↓	0	0	11,80	19,69	0,9	0,82	0	↓
Steinkauz[P]	V / (<) / ↑	3 / (<) / =	↑	0	+	**14,21**		1,16	0,84	0	↓
Stieglitz	* / = / ↓↓↓	* / = / ↑	=	0	0	**13,45**	20,59	1,06	0,86	0	↑
Sumpfmeise (†)	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,33	19,33	0,98	0,63	0	=
Sumpfrohrsänger	* / > / ↓↓	V/ (<) / ↓	↓	0	-	12,25		0,88	0,62	-1	=
Trauerschnäpper (†)	3 / (<) / ↓↓	* / > / ↓	↑	-2	-	**10,43**		0,51	0,47	-2	↓
Turmfalke[P] (†)	* / = / =	V / (<) / =	=	0	0	12,43		0,96	0,91	0	↓
Wachtel[P] (†)	V / (<) / =	3 / (<) / =	=	0	+	**13,60**	20,42	1,01	0,72	0	?
Waldkauz[P]	* / = / =	* / = / =	=	0	+	12,87		0,96	0,68	0	=
Waldlaubsänger[P] (†)	* / = / ↓↓	V / (<) / ↓	↑	0	-	11,38	18,92	0,73	0,60	-1	=
Waldohreule[P] (†)	* / = / =	3 / (<) / ↓	=	0	+	12,29		0,83	0,64	-1	=
Weidenmeise (†)	* / = / ↓↓	3 / = / ↓↓	=	0	-	**10,20**	17,84	0,62	0,59	-1	↓↓
Wiesenschafstelze	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,14		0,85	0,77	0	=
Wintergoldhähnchen (†)	* / > / ↓↓	* / > / =	=	0	-	**10,81**	18,86	0,87	0,44	-1	↓
Zaunkönig	* / = / =	* / > / ↑	=	0	+	12,24	20,40	0,96	0,79	0	↑
Zilpzalp	* / > / =	* / > / ↑	=	0	+	11,95	19,87	0,86	0,79	0	↑

Für Nordrhein-Westfalen sieht die Situation wie folgt aus: 18 Arten der in den Untersuchungsgebieten während des Untersuchungszeitraumes1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2025 als Brutvögel festgestellten Vogelarten stehen auf der **Roten Liste Nordrhein-Westfalens**, sechs Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/8). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche, Feldschwirl, Feldsperling, Habicht, Kleinspecht, Nachtigall, Star, Steinkauz, Wachtel, Waldohreule und Weidenmeise in der Kategorie 3, d. h., dass sie landesweit in ihren Beständen gefährdet sind. Flussregenpfeifer, Kiebitz, Kuckuck und Rebhuhn stehen in Kategorie 2, d. h. ihre Bestände in Nordrhein-Westfalen sind stark gefährdet. Der Pirol ist in Nordrhein-Westfalen als Brutvogel sogar vom Aussterben bedroht (Kategorie 1). Auf der landesweiten Vorwarnliste stehen Fitis, Gartenrotschwanz, Neuntöter, Sumpfrohrsänger, Turmfalke und Waldlaubsänger. Der Orpheusspötter (Abb. 8/2) ist unter Kategorie R aufgeführt, da das Verbreitungsgebiet der Art in NRW noch sehr klein ist. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2025 Bluthänfling, Feldlerche, Flussregenpfeifer, Habicht, Kuckuck, Nachtigall, Neuntöter, Pirol, Star, Steinkauz, Sumpfrohrsänger und Orpheusspötter beobachtet werden. Unter anderem Fitis, Gartenrotschwanz und Turmfalke wurden immerhin noch als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler erfasst.

Nach HUNTLEY et al. (2007) gehören die folgenden Arten der ehemaligen und aktuellen Brutvögel des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogen zu den Vogelarten **Europas**, die europaweit vom prognostizierten Klimawandel profitieren werden (Tab. 8/8): Grünspecht (Abb. 8/13), Orpheusspötter und Schwarzkehlchen. Zu den prognostizierten Verlierern gehören europaweit deutlich mehr Arten der beiden Untersuchungsgebiete: Dohle, Feldschwirl, Fitis, Gartenbaumläufer, Gartenrotschwanz, Gelbspötter (Abb. 8/1), Gimpel, Goldammer, Habicht, Hausrotschwanz, Heckenbraunelle, Hohltaube, Kernbeißer, Kiebitz, Klappergrasmücke, Kleinspecht, Misteldrossel, Mittelspecht, Rebhuhn, Rotmilan, Schleiereule, Schwarzspecht, Singdrossel, Sommergoldhähnchen, Sperber, Sumpfrohrsänger, Trauerschnäpper, Waldlaubsänger, Waldohreule, Weidenmeise, Wintergoldhähnchen.

Für **Nordrhein-Westfalen** kommen SUDFELDT et al. (2009a) klimawandelbedingt zu positiven Prognosen für die folgenden ehemaligen und aktuellen Brutvögel des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens: Buntspecht, Fasan, Gartenbaumläufer, Grünspecht, Halsbandsittich, Hausrotschwanz, Kernbeißer, Kleiber, Mönchsgrasmücke, Nilgans, Orpheusspötter, Pirol, Schleiereule, Schwarzmilan, Steinkauz, Wachtel, Waldkauz, Waldohreule, Zaunkönig und Zilpzalp. Ihnen zufolge gehören in Nordrhein-Westfalen folgende Arten zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels: Feldschwirl, Fitis, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Kiebitz, Klappergrasmücke, Nachtigall, Schwarzspecht, Sommergoldhähnchen, Sumpfrohrsänger, Trauerschnäpper, Waldlaubsänger, Weidenmeise und Wintergoldhähnchen.

Betrachtet man die prognostizierte zukünftige Entwicklung der Vorkommen der ehemaligen und aktuellen Brutvögel des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens im Raum **Düsseldorf** (HUNTLEY et al. 2007, SCHUMANN & KRAUSE 2017) gehören die folgenden Arten zu den Verlierern (Tab. 8/8): Feldschwirl, Fitis, Haussperling, Gartengrasmücke, Gelbspötter (Abb. 8/1), Graureiher, Hohltaube, Kiebitz, Rotmilan, Trauerschnäpper und Mittelspecht.

STI und CTI

Analysiert man die Entwicklung der Brutvogelbestände in Gerresheim und Himmelgeist unter Berücksichtigung des Species Temperature Indexes (STI, Abb. 8/6), fällt auf, dass der durchschnittliche STI der ehemaligen Brutvögel in Gerresheim von 2009 bis 2025 signifikant niedriger wird, während dies in Himmelgeist nicht der Fall ist. Offensichtlich ist die klimatische Entwicklung ein dominanter Faktor, der die Zusammensetzung der Avifauna in Gerresheim dahingehend beeinflusst, dass Arten mit einem niedrigen STI dort als Brutvögel verschwinden und die verbleibenden Brutvögel in 2025 einen signifikant höheren mittleren STI haben als die ehemaligen Brutvögel. In Himmelgeist scheint dieser Faktor von geringerer Bedeutung zu sein. Hier bedingen anscheinend andere Faktoren das Abwandern von Brutvogelarten. Als Offenstandort macht sich der Klimawandel in Himmelgeist dennoch stärker bemerkbar als in Waldökosystemen wie in Gerresheim. Anders als noch in 2022 steigt der durchschnittliche STI der aktuellen Brutvögel in Himmelgeist nicht mehr signifikant an. Wahrscheinlich sind die steigenden Temperaturen ursächlich dafür, dass in Himmelgeist, anders als in Gerresheim, der durchschnittliche STI der Brutvögel von 2009 – 2022 signifikant stieg. Das heißt, dass in der Avifauna in Himmelgeist mehr und mehr Arten auftauchen, die höhere Temperaturansprüche an ihr Brutgebiet haben. Doch in 2023 waren zwei Arten die zu dem höheren durchschnittlichen STI beigetragen haben, Neuntöter und Schwarzkehlchen, nicht mehr als Brutvögel zu beobachten. Wahrscheinlich, weil die beiden großen Brachflächen, die für die Brutvorkommen von entscheidender Bedeutung waren, durch Pflegemaßnahmen auf der gesamten Fläche nahezu komplett von höherem Aufwuchs befreit wurden, so dass die Flächen für beide Arten am Beginn der jeweiligen Brutzeiten zu unattraktiv waren. Der mittlere STI der Brutvögel in 2025 unterscheidet sich nicht signifikant vom mittleren STI der ehemaligen Brutvögel.

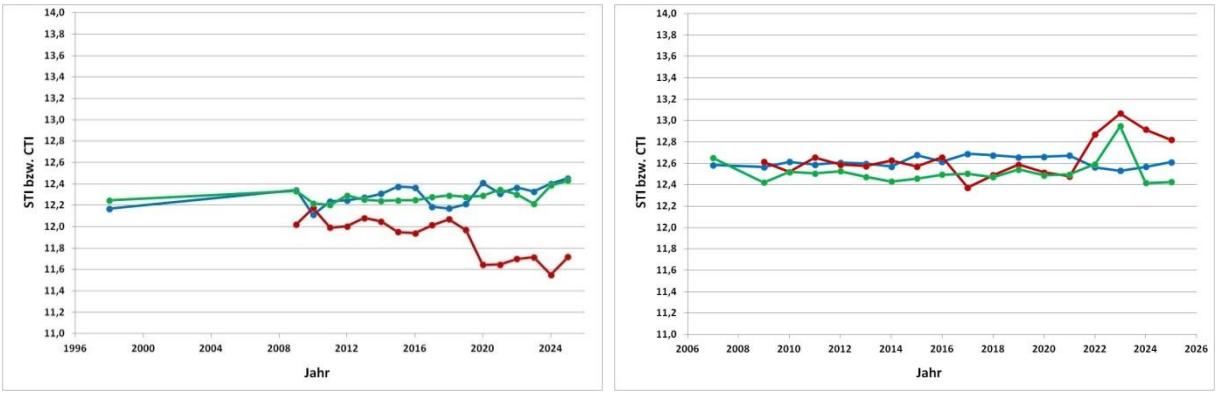


Abb. 8/6: Entwicklung des Species Temperature Index (STI) und Community Temperature Index (CTI) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Blau: mittlerer STI der im jeweiligen Jahr aktuell brütenden Arten, rot: mittlerer STI der Arten die in mindestens einem der früheren Jahre des Untersuchungszeitraumes in den Untersuchungsgebieten gebrütet haben, im jeweils aktuellen Jahr allerdings nicht gebrütet haben, grün: CTI der Brutvögel des aktuellen Jahres. STI-Werte der einzelnen Arten nach V. DEVICTOR, schriftl. Mitteilung (2019).

Avifaunistischer Flächenwert nach SCHREIBER (2015)

Betrachtet man die Entwicklung der Avifaunistischen Flächenwerte (AFw) nach SCHREIBER (2015) der beiden Untersuchungsgebiete von 2009 – 2025 (Abb. 8/7), dann fallen die großen Veränderungen innerhalb dieses Zeitraumes auf. Der AFw für das Untersuchungsgebiet Gerresheim zeigt ab 2014 einen signifikanten Anstieg. Dies ist nicht nur auf das Auftauchen von Rote Liste-Arten als Brutvögel zurückzuführen (Mittelspecht und später Kuckuck sowie vor allem Pirol als Randsiedler), sondern auch durch die Zunahme von ungefährdeten Arten bedingt. Dies führte dazu, dass dieses Gebiet als Brutgebiet von sehr hoher Bedeutung einzustufen war (SCHREIBER 2015). Durch den aktuellen Verlust von Kuckuck und Pirol als Randsiedler in 2022, 2023 und 2025 ging der AFw zurück, so dass das Gebiet nur noch von mittlerer Bedeutung war (SCHREIBER 2015). Anders sieht die Entwicklung im Untersuchungsgebiet in Himmelgeist aus. Hier nimmt der AFw anfangs deutlich ab und steigt in den letzten Jahren wieder etwas an. Dies ist vor allem auf das Verschwinden des Pirols als Brutvogel zu Beginn des Untersuchungszeitraumes zurückzuführen. Der jüngste leichte Anstieg ist auf das erstmalige bzw. Wiederauftauchen von Rote Liste-Arten (z. B. Schwarz- und Rotmilan, Pirol) als Brutvogel und die Zunahme der Reviere von vorhanden Rote Liste-Arten (z. B. Steinkauz, Nachtigall) unter den Brutvögeln zurückzuführen. So dass sich die Bedeutung des Untersuchungsgebietes in Himmelgeist als Brutgebiet von ursprünglich sehr hoch auf hoch bis mittel abschwächte und in der jüngeren Vergangenheit wieder auf sehr hoch anstieg. Eine Entwicklung, die über den ganzen Untersuchungszeitraum betrachtet, allerdings nicht signifikant ist.

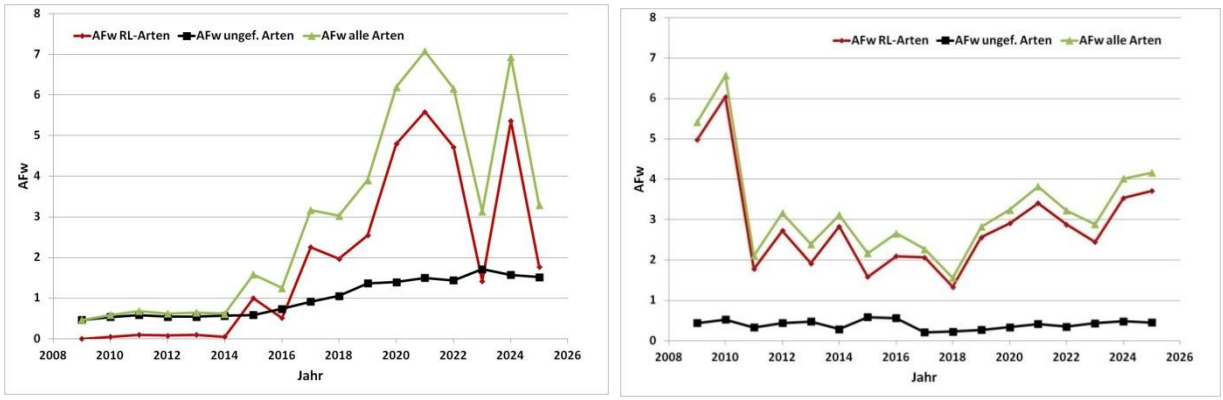


Abb. 8/7: Entwicklung des Avifaunistischen Flächenwertes (AFw) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Schwarz: AFw der ungefährdeten Brutvogelarten, rot: AFw der Brutvogelarten die zur Zeit der Kartierung auf der jeweils aktuellen Roten Liste aufgeführt waren, grün: AFw aller Brutvogelarten des aktuellen Jahres. AFw berechnet nach SCHREIBER (2015) unter Verwendung von Excel-Dateien des Autors, die als Download auf der Internetseite des Autors (Schreiber Umweltplanung: schreiber-umweltplanung.de, aufgerufen am 03.09.2025) erhältlich sind.

Störungen durch gesteigerte Freizeitaktivitäten im NSG Himmelgeist im Rahmen der COVID 19-Pandemie

Als Folge der Covid 19-Pandemie wurden in 2021 tagsüber und nach Sonnenuntergang verstärkte Freizeitaktivitäten im Himmelgeister Rheinbogen beobachtet. Neben zahlreichen Spaziergängern ohne und mit, oft unangeleinten Hunden, sowie Fahrradfahrern, Joggern, und Skatern konnte auch eine Drohne

Abb. 8/8: Adulter Zilpzalp *Phylloscopus collybita* gegen Ende der Brutzeit (links). Abb. 8/9: Juveniler Zilpzalp *Phylloscopus collybita* (rechts). Der Zilpzalp gehört zu den Klimagewinnern unter den Brutvögeln im Untersuchungsgebiet und brütet immer häufiger zweimal im Jahr. In vielen Regionen Europas explodieren die Bestandszahlen der Art förmlich. Foto adulter Zilpzalp: 20.08.2025, Itzelberger See, Königsbronn, Baden-Württemberg, J. Busch. Foto juveniler Zilpzalp: 11.09.2025, Gnadental, Neuss, J. Busch.

über dem NSG beobachtet werden. Ebenso wurde vermehrt Müll illegal abgelagert. Nach Sonnenuntergang war vom nahen Rheinufer häufiger als in der Vergangenheit ausgedehnter Partylärm zu vernehmen. Dazu gab es entsprechenden An- und Abreiseverkehr. Öfters hielten sich Spaziergänger nicht an die Betretungsverbote und Wegsperrungen. Möglicherweise sind die ungewöhnlich häufigen Brutzeitbeobachtungen mehrerer adulter Flussregenpfeifer 2021 auf einem Acker im Untersuchungsgebiet auf die oben erwähnten Störungen an potentiellen Brutplätzen in der Nähe zurückzuführen. Seit 2022 scheinen die Freizeitaktivitäten in Himmelgeist wieder etwas abgenommen zu haben. Wahrscheinlich ein Effekt der gelockerten Corona-Regeln ab 2022, die der Bevölkerung wieder deutlich mehr unterschiedliche Freizeitaktivitäten ermöglichten.

Einfluss der Hitzesommer 2018, 2019, 2020 und 2022

In beiden Untersuchungsgebieten fällt auf, dass bei vielen Arten die bis 2018 positive Bestandesentwicklung in der Periode 2018 – 2023 stagniert oder sogar negativ wird und nur bei einige Arten positiv ist, wenn auch die Trends, wohl auf Grund der Kürze der Zeitspanne oft keine Signifikanzen aufweisen. In 2025 zeigen aber wieder deutlich mehr Arten einen positiven Trend in der Zeitspanne 2018 – 2025. Es scheint, dass die Hitzesommer der jüngeren Vergangenheit bei vielen Arten keinen nachhaltigen negativen Effekt auf die Brutvögel der Untersuchungsgebiete hatten.

Diskussion

Weltweit reagieren Vögel der verschiedenen Kontinente auf den Klimawandel trotz eines unterschiedlichen Artenspektrums grundsätzlich in ähnlicher Weise (STEPHENS et al. 2016, DDA 2016). Bei der Bewertung von Vogelarten im Hinblick auf ihre voraussichtliche Reaktion auf Klimaänderungen spielen mannigfaltige Faktoren eine Rolle, so dass noch erheblicher Forschungsbedarf besteht und es auch auf längerer Sicht notwendig sein wird, diesbezügliche Beobachtungen und Veränderungen weiter zu dokumentieren. In Tabelle 8/9 wird für die aktuellen und ehemaligen Brutvögel der beiden Untersuchungsgebiete stichwortartig aufgelistet, welche Auswirkungen des Klimawandels auf diese Arten in der umfangreichen

Literatur beschrieben sind. Viele dieser Angaben sind regionen- oder populationsspezifisch, so dass es mitunter zu widersprüchlichen Angaben kommt, z. B. Arealausdehnung (im Norden) und Arealverluste (im Süden). Zusätzlich sind weitere Gefährdungsursachen aufgelistet, welche die Bestände der aufgeführten Arten beeinträchtigen.

Tab. 8/9: Zusammenfassung der Auswirkungen des Klimawandels auf ehemalige (†) und aktuelle Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2025 und weitere die Bestände beeinflussende Faktoren. Die Angaben beziehen sich auf Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete, sind z. T. regional bzw. populationsspezifisch und beruhen auf Beobachtungen, Versuchsergebnissen und Modellierungen (u. a. HUNTLEY et al. 2007, SCHUMANN & KRAUSE 2017). Unter Nachstellung werden legale und illegale Jagd, Verwechslung mit jagdbaren Arten und Verluste durch Vergiftung von Nahrungsquellen (Rodentizide, Saatgutbeize) verstanden. Die Angaben sind nicht gewichtet. [P] = in NRW planungsrelevante Art, WEA = Windenergieanlagen, PV-FFA = Freiflächen-Photovoltaikanlagen, G = Gerresheim, H= Himmelgeist, D: Bundesweite Bestands- und Arealtrends (2010 - 2022) nach GERLACH et al. 2025, positive oder neutrale Auswirkungen, negative Auswirkungen des Klimawandels.

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Amsel, steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: leichte Zunahme stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen in Siedlungen, Land- und	Forstwirtschaft, Veränderungen in der Samenausbreitung, profitiert von Veränderungen der Flora Wetterextreme erhöhter Parasitenbefall Verdrängung und Verluste durch WEA Austrocknung von Kleingewässern		Usutu-Virus, *Plasmodium relictum* (Vogel-Malaria), Verkehr, Prädatoren, Nachstellung, Kollisionen
Bachstelze, unregelmäßiger Brutvogel in G, steigende Bestände in H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Abnahme stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft und Paludikultur, geringerer Parasitierungsgrad durch den Kuckuck	(phänologischer mismatch), positiver Effekt von Extremniederschlägen zur Brutzeit kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Austrocknung von Kleingewässern		Gebäudesanierung Kollisionen
Baumfalke[P] (†) Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: fluktuierend stabiles Areal
veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten kann von PV-FFA profitieren	Wetterextreme Abnahme im Süden Verdrängung und Verluste durch WEA	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide, Entwässerung	Störung am Brutplatz, Nachstellung, Prädatoren, Kollisionen mit Verkehrsmitteln, Müll im Nest (Hängenbleiben der Jungvögel in Schnüren), Umweltgifte
Blaumeise (Abb. 8/3), steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Veränderungen	der Flora, veränderter Parasitenbefall, profitiert von Windbruch /Borkenkäferkalamitäten Wetterextreme Habitatverluste, Eichensterben, Austrocknung von Kleingewässern, erhöhter Parasitenbefall erhöhte Prädation u. Konkurrenz Verdrängung und Verluste durch WEA		Usutu-Virus, Prädation, Nachstellung, Kollisionen, Organochlorverbindungen, Verkehrsopfer
Bluthänfling[P], stabile Bestände in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen in Landwirtschaft kann von PV-FFA profitieren	geringerer Parasitierungsgrad durch den Kuckuck (phänologischer mismatch) Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA, Aufforstung, weniger Lawinen	Intensivierung d. Landwirtschaft, Aufforstungen, Pestizide	Prädation
Buchfink, steigende Bestände in G, insgesamt stabile aber zuletzt abnehmende Bestände in H.			D: leichte Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie, phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen, in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA	profitieren,profitiert von Veränderungen der Flora, mehr Massenvermehrungen, Irrgast in Sibirien Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Parasitenbefall Abnahme im Süden, Austrocknung von Kleingewässern	Nachstellung	Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*) oder Viren (Papillomavirus), Usutu-Virus, Prädation (durch Neozoen), Nachstellung
Buntspecht, steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Konkurrenzsituationen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, Habitatgewinne, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Veränderungen der	Flora,profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität, Hybridisierung mit Blutspecht, Vektor für Pilze Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Abnahme im Süden negative Effekte durch Veränderungen der Flora, Austrocknung von Kleingewässern	Nahrungs- und Habitatverluste durch Neophytenpflanzung, Habitatverinselung	Kollisionen, Usutu-Virus
Dohle, steigende Bestände in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen,	Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverluste, Störungen, Nachstellungen, Nahrungskonkurenz durch Neozoen,

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, profitiert von	Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau		Kollisionen, Organochlorverbindungen, Verlust von Nahrungsquellen
Dorngrasmücke, steigende Bestände in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von	Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Winbruch/Borkenkäferkalamität Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA, erhöhter Parasitenbefall, Verschlechterung der Wetterkonditionen zur Zugzeit, Verlust von Rastgebieten	Pestizide	Usutu-Virus
Eichelhäher, stabile Bestände in G und steigende Bestände H.			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Kli-	maanpassungen in Forstwirtschaft, profitiert von Veränderungen der Flora, kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Habitatverluste, Austrocknung von Kleingewässern	Intensivierung der Forstwirtschaft, Neophytenpflanzungen	Usutu-Virus, Verkehr, Nachstellung
Fasan, stabile Bestände in H.			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			Arealabnahme
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von	Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA, erhöhte Prädation	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Prädatoren, Verkehr, Nachstellung, Usutu-Virus
Feldlerche[P], steigende Bestände in H.			D: leichte Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderter Hormonhaushalt, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und	höhere Gesangstonlage in der Nähe von aktiven WEA Forstwirtschaft, Moorrenaturierung Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft, Aufforstung, weniger Lawinen, Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen	Intensivierung d. Landwirtschaft, Aufforstungen, Pestizide	Prädatoren, Nachstellung
Feldschwirl[P] (†)			D: starke Abnahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von	PV-FFA profitieren Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Arealverlust	Intensivierung/Veränderungen der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide, Entwässerung	Sukzession
Feldsperling[P] (†)			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren profitiert von Klimaanpassungen	in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzmangel, Usutu-Virus
Fitis (†)			D: Abnahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, intraspezifische Verdrängungsprozesse, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft,	profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität, Verdrängt möglicherweise lokal den Berglaubsänger Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft Bestandsabnahmen im Süden Arealverluste		Verschlechterung der ökologischen Bedingungen im Winter- u. Rastgebieten, hohe Wilddichte, Prädatoren
Flussregenpfeifer, Brutvogel in H			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			abnehmendes Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, Arealveränderungen, profitiert von Klimaanpassungen in Land- u. Wasserwirtschaft	Wetterextreme Habitatverluste Verdrängung und Verluste durch WEA	Gewässerausbau	Sukzession, Habitatverlust, Störung durch Freizeitaktivität
Gartenbaumläufer, steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, profitiert von Klimaanpassungen in Wasser-	und Forstwirtschaft Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Bestandsabnahmen im Süden	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide, Habitatverluste durch Neophytenpflanzung	Brutplatzverluste
Gartengrasmücke, ehemaliger Brutvogel in G, steigende Bestände in H.			D: starke Abnahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, veränderte Phänologie und phänologische	und Forstwirtschaft, kann von Vegetationsbränden profitieren Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft	hohe Dichte von Muntjak bzw. Damwild, Grundwasserabsenkungen, Usutu-Virus

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
mismatche, verändertes Zugverhalten, Verdrängung von Populationen, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen in Land-	Verdrängung und Verluste durch WEA Bestandsabnahmen im Süden erhöhter Parasitenbefall geringe phänologische Plastizität Arealverluste		
Gartenrotschwanz^{P} (†)			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, morphologische Veränderungen, Hybridisierung mit Hausrotschwanz, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Verdrängung von Populationen, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von	Klimaanpassungen in Siedlungs-, Land- und Forstwirtschaft Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA Bestandsabnahmen im Süden erhöhter Parasitenbefall phänologischer mismatch Arealverluste	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide, Habitatverluste im Winterquartier	Brutplatzverluste, Nachstellung, Gebäudesanierung, Prädation (durch Neozoen), Eutrophierung, Sukzession
Gelbspötter (Abb. 8/1), unregelmäßiger Brutvogel in H.			D: Abnahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nicht mehr vorkommen.			Arealabnahme
veränderte Brutbiologie, Hybridisierung mit Orpheusspötter, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen	in Land- und Forstwirtschaft Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Bestandsabnahmen im Süden phänologischer mismatch geringe genetische Diversität Arealverluste	Intensivierung der Landwirtschaft, Pestizide	Flurbereinigung, Grundwasserabsenkung
Gimpel (†)			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Veränderungen der Flora	Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Parasitenbefall Arealverluste	Veränderungen in der Forstwirtschaft, Intensivierung der Landwirtschaft	hohe Wilddichte, Usutu-Virus, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*), hohe Dichte von Muntjak bzw. Damwild
Goldammer (†)			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Klimaanpassungen in Land- und	Forstwirtschaft, profitiert von Winbruch/Borkenkäferkala-mität Wetterextreme, weniger Lawinen, Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft erhöhter Parasitenbefall	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide, Grund- und Oberflächenwasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	Modernisierung im ländlichen Raum, Prädatoren, Brutplatzverluste

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Graureiher[P], (†)			D: leichte Zunahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			Arealvergrößerung
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Paludikultur, kann von	Teichanlagen als Klimaschutzmaßnahme profitieren Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA, negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, erhöhter Parasitenbefall, negative Effekte durch Veränderungen der Flora	Entwässerung	Brutplatzverluste, Störungen, Prädation, Kollisionen, Nachstellung, bewaffnete Konflikte, Nahrungskonkurrenz durch Waschbären
Grauschnäpper, steigende Bestände in G und H.			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische Mismatche, verändertes Zugverhalten, Überwinterung nördlich der Sahara, Arealveränderungen positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Veränderungen der	Flora, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, klimatische Veränderung in Überwinterungsgebieten Bestandsabnahmen im Süden Verdrängung und Verluste durch WEA Nahrungsverlust	Lebensraumverluste, Pestizide, Intensivierung d. Landwirtschaft	Prädation, Brutplatzverlust, Verschlechterung der ökologischen Bedingungen im Winter- u. Rastgebieten, Gebäudesanierung
Grünfink, stabile Bestände in G und H.			D: starke Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Arealveränderungen, kann von PV-FFA profitieren positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Siedlungsbau, Land- und Forstwirtschaft,	Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten profitiert von Veränderungen der Flora Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Bestandsabnahmen im Süden Verdrängung und Verluste durch WEA Nahrungsverlust erhöhter Parasitenbefall neozoische Prädatoren	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide, Nachstellung	Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*), Modernisierung im ländlichen Raum, Prädation (durch Neozoen), Nachstellung, Kollisionen, Eutrophierung, Usutu-Virus
Grünspecht (Abb. 8/13), steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Arealveränderungen veränderte Konkurrenzverhältnisse, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen	in Siedlungsbau, Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Wetterextreme Bestandsabnahmen im Süden Verdrängung und Verluste durch WEA negativer Einfluss durch Veränderungen der Flora	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Scheibenanflüge, Kollisionen, Verkehr, Usutu-Virus
Habicht[P], ehemaliger Brutvogel in G, stabiler Bestand in H.			D: Abnahme

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Brutbiologie, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Arealveränderungen veränderte Konkurrenzverhältnisse, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Siedlungsbau, Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human) Pathogene und	Parasiten, hochpathogene Vogelgrippe, profitiert von Veränderungen der Flora, Hybridisierungen (Nordamerika), Veränderungen von Beutetierpopulationen Wetterextreme Bestandsabnahmen Verdrängung und Verluste durch WEA negativer Einfluss durch Veränderungen der Flora Arealverluste	Intensive Landnutzung, Veränderungen in der Forstwirtschaft	Nachstellung, Störungen am Brutplatz, Brutplatzverlust, Prädation, Kollision, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*), Kollisionen mit Verkehrsmitteln, Umweltgifte, Bleivergiftung, Usutu-Virus
Halsbandsittich (†)			D: Zunahme
Wird sehr wahrscheinlich auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Verdrängt lokal Fledermäuse, veränderte Konkur-	renzverhältnisse, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Arealveränderungen Wetterextreme, Lebensraumverluste im Süden		
Hausrotschwanz (†)			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten veränderte Konkurrenzverhältnisse, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Siedlungsbau und Landwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, Zunehmende Hybridisierung	mit Gartenrotschwanz kann von PV-FFA profitieren Bestandsabnahmen Verdrängung und Verluste durch WEA Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau Arealverlust durch Höhenverlagerung von Skigebieten Arealverluste, Austrocknung von Kleingewässern	Pestizide	Brutplatzverlust, Nachstellung, Gebäudesanierung (ländlicher Raum), Prädatoren, Flächenversiegelung, Usutu-Virus
Haussperling (†)			D: Zunahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nicht mehr vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, Höhenverlagerung des Brutgebietes, Physiologische Anpassung an größere Höhen, morphologische und physiologische Veränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und	Parasiten, kann von PV-FFA profitieren Bestandsabnahmen Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau erhöhter Parasitenbefall erhöhte Prädation	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Usutu-Virus, Gebäudesanierung (ländlicher Raum), Prädatoren, Kollisionen, Nachstellung, Verkehrsopfer
Heckenbraunelle, steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Körpermasse geringere Wintermortalität,	(Human)Pathogene und Parasiten,profitiert von Win-	bruch/Borkenkäferkala-mität,	hohe Wilddichte, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*)

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen verändertes Zugverhalten veränderte Konkurrenzverhältnisse, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasserbau und Land- und Forstwirtschaft, geringerer Parasitierungsgrad durch den Kuckuck (phänologischer mismatch), kann von PV-FFA profitieren, Vektor für	kann von Vegetationsbränden profitieren Bestandsabnahmen Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Parasitenbefall Habitatverluste Arealverluste, weniger Lawinen		
Hohltaube, steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen veränderte Phänologie und phänologische mismatche Arealveränderungen verändertes Zugverhalten Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten	profitiert von der auch klimawandelbedingten Zunahme der Spechte und Halsbandsittich (Brutplätze) Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Nachstellung, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*), Buchensterben, Prädation
Kernbeißer, steigende Bestände in G.			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten	profitiert von Veränderungen der Flora Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA, weniger Massenvermehrungen	Intensivierung der Forstwirtschaft	Prädation (durch Neozoen), Nachstellung
Kiebitz[P] (†)			D: Abnahme
Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			abnehmendes Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasserbau und Landwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten kann von PV-FFA profitieren, Erhöhte Prädation durch Veränderungen der Räuber- Beute-Beziehungen, veränderte Fernausbreitung von Pflanzensamen	und Moosen, möglicherweise geringere Prädation durch Dachse Bestandsabnahmen, Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA phänologischer mismatch Habitatverluste, Aufforstung negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Wasser- und Landwirtschaft negativer Einfluss durch Veränderungen der Flora Arealverluste	Intensivierung u. Veränderungen in der Landwirtschaft, Grünlandverluste, Pestizide, Entwässerung, zeitlicher mismatch bei Legebeginn und Feldbestellung, Aufforstungen	Prädatoren, Brutplatzverluste, Störungen am Brutplatz, bei der Nahrungssuche, in Rastgebieten, Nachstellung, Kollisionen
Klappergrasmücke (†)			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen	Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Wetterextreme Verdrängung und Verluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Usutu-Virus

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
verändertes Zugverhalten morphologische Veränderungen kann von PV-FFA profitieren	durch WEA Habitatverluste Arealverluste		
Kleiber, steigende Bestände in G, unregelmäßiger Brutvogel in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Veränderungen	der Flora, profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität, östl. Unterart (*S.e.asiatica*) dehnt das Verbreitungsgebiet nach Westen aus Bestandsabnahmen Wetterextreme Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhte Prädation durch Siebenschläfer	Intensivierung der Forstwirtschaft, Habitatverluste durch Neophytenpflanzung	Kollisionen
Kleinspecht, (†)			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
geringeres Klimarisiko, geringere Wintermortalität, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen	in Land- und Forstwirtschaft Habitatverlust	Intensivierung der Forst- und Landwirtschaft	Brutplatzverlust
Kohlmeise, steigende Bestände in G und H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, genetische und morphologische Veränderungen, veränderte Brutbiologie, Verhaltensänderungen, veränderte Konkurrenzbeziehungen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von von PV-FFA profitieren, profitiert von Aufforstung, profitiert von Veränderungen der Flora, profitiert von der Ausbreitung der Mistel, profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität, verändertes Nestlingsgewicht,	höhere Nahrungsverfügbarkeit Bestandsabnahmen Wetterextreme, wird vom Eichensterben beeinträchtigt, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA phänologischer mismatch Habitatverluste negative Einflusse durch Klimaanpassungen in Wasser- und Landwirtschaft negativer Einfluss durch Veränderungen der Flora erhöhter Befall mit Parasiten Prädation u.a. durch Siebenschläfer Verkürzung der Telomere, d.h. raschere Zellalterung und Altern der Individuen	Änderungen in der Forstwirtschaft	Usutu-Virus, Gebäudesanierung, Prädation (durch Neozoen), Nachstellung, Kollisionen, Organochlorverbindungen, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*)
Kuckuck[P], unregelmäßiger Brutvogel in G, steigende Bestände H.			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie Verhaltensänderungen, veränderte Konkurrenzbeziehungen, zusätzliche Nahrungsquellen, verändertes Zugverhalten, positive	ten bei Jägern und Sammlern Bioindikator für hohe Vogel-Biodiversität auch unter Klimawandelbedingungen kann von PV-FFA profitieren Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Bestandsabnahmen Wetterextreme Verdrängung und Verluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Bestandsrückgänge von Wirtsarten, Nachstellung, Entwässerungsmaßnahmen

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, möglicher phänologischer mismatch mit Jagd- und Ernteaktivitä-	durch WEA phänologischer mismatch Habitatverluste		
Mäusebussard[P], zuletzt abnehmende Bestände in G und stabile Bestände in H. D: stabil Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie Veränderte Räuber/Beute-Beziehungen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von Aufforstung, profitiert von Paludikultur, profitiert von Neozoen als Beute-	tier, Vektor für (Human) Pathogene und Parasiten, Zunehmende Hybridisierung mit *Buteo rufinus cirtensis,* Verschiebung der Überwinterungsgebiete von *B. b. b.* beeinflussen Winterverbreitung von *B. b. vulpinus* Bestandsabnahmen Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Hochpathogene Vogelgrippe Verdrängung und Verluste durch WEA	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Prädation, Nachstellung, Störungen am Brutplatz, Kollisionen, Kollisionen mit Verkehrsmitteln, Umweltgifte, Bleivergiftung, bewaffnete Konflikte
Misteldrossel, stabile Bestände in G und H. D: Zunahme Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Forstwirtschaft, profitiert von	Veränderungen der Flora, veränderte Fernausbreitung von Pflanzensamen profitiert von Aufforstung, Irrgast in Sibirien Bestandsabnahmen Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide	Nachstellung, Kollisionen
Mittelspecht[P], steigende Bestände in G. D: Zunahme Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen. Arealzunahme			
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie profitiert von Veränderungen der Flora	Bestandsabnahmen, Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA negativer Einfluss durch Eichensterben	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Störung am Brutplatz, Nistplatzkonkurrenz
Mönchsgrasmücke, steigende Bestände in G und H. D: Zunahme Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen genetische, physiologische und morphologische Veränderungen veränderte Brutbiologie, Verhaltensänderungen, veränderte Konkurrenzbeziehungen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von der	käferkalamität, profitiert von Veränderungen der Flora, kann von PV-FFA profitieren, veränderte Fernausbreitung von Pflanzensamen, veränderte Mikro-habitatnutzung, Verbreitung von Neophyten, Konkurrenz durch Rotschnabel-Sonnenvogel (*Leiothrix lutea*) Bestandsabnahmen, Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA		Prädatoren, Kollisionen, Usutu-Virus, Nachstellung

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Ausbreitung der Mistel, profitiert von Windbruch/Borken-	phänologischer mismatch erhöhter Befall mit Parasiten		
Nachtigall[P], steigende Bestände in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, genetische Veränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten,positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, Arealausdehnung im Osten in Habitate die vom Sprosser geräumt wurden, kann von PV-FFA profitieren	Bestandsabnahmen, Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA phänologischer mismatch, geringe phänologische Plastizität, erhöhter Befall mit Parasiten, Prädation u.a. Neozoen reagiert empfindlich auf klimatische Veränderungen, Habitatverluste im Überwinterungsgebiet	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide, Entwässerung	Verschlechterung der ökologischen Bedingungen im Winter- u. Rastgebieten, hohe Wilddichte, hohe Dichte von Reh, Muntjak bzw. Damwild, Lärm
Neuntöter[P], (†)			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie Verhaltensänderungen, veränderte Konkurrenzbeziehungen, zusätzliche Nahrungsquellen, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten	Risikofaktor für seltene Beutetiere in neubesiedelten Gebieten, profitiert von Paludikultur, profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität, profitiert von Moorrekultivierung Bestandsabnahmen Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA verändertes Zugverhalten, Aufforstung erhöhte Prädtion	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Störung am Brutplatz, Usutu-Virus, Nachstellung, Prädatoren, Eutrophierung, Sukzession, Verbuschung
Nilgans, steigende Bestände in H.			D: Zunahme
Wird sehr wahrscheinlich auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten	Transportvektor für Wasserorganismen, kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme		Kollisionen
Orpheusspötter[P] (Abb. 8/2), erstmals Brutvogel in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			Arealzunahme
nördl. Verbreitungsgrenze verschiebt sich nach Norden, Hybridisierung mit Gelbspötter, profitiert vom Rückzug des Gelbspötters, spätere Migration, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten	negativer Effekt von Trockenheit nach Vegetationsbränden, Verluste an WEA	Änderungen in der Landwirtschaft im Überwinterungs- und Brutgebiet, Aufforstung im Brutgebiet	
Pirol[P], unregelmäßiger Brutvogel in G, wieder Brutvogel in H.			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, Arealveränderungen, zusätzliche Nahrungsquellen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch	(Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität Bestandsabnahmen Wetterextreme	Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft, Entwässerung, Pestizide	Nachstellung, Schadstoffimmissionen

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene, Vektor für	reagiert empfindlich auf klimatische Veränderungen		
Rabenkrähe, ehemaliger Brutvogel in G, stabile Bestände in H. D: Zunahme Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
profitiert von klimatischen Veränderungen, Arealveränderungen veränderte Brutbiologie, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, Risikofaktor für seltene Beutetiere in neubesiedelten Gebieten, profitiert von Veränderungen der Flora, Verschiebung der Hybridzone mit der Nebelkrähe, kann von PV- FFA profitieren,	profitiert von der Zunahme der Wildschweinbestände, Forstwirtschaft Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA verändertes Zugverhalten, schlechtere Körperkondition von Jungvögeln		Nachstellung, Kollisionen, Usutu-Virus
Rebhuhn[P] (†) D: nach starker Abnahme stabil Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. starker Arealverlust			
positive Effekte durch Wetterextreme, profitiert von klimatischen Veränderungen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, Irrgast in Sibirien Wetterextreme, Verdrängung und	Verluste durch WEA, schlechtere Körperkondition von Jungvögeln, negativer Effekt von zunehmendem Maisanbau (energycrop), negative Auswirkungen durch höhere Wildschweinpopulationen, höhere Infektionen mit *Heterakis gallinarum* (parasit. Nematode, durch Jagdfasan (Kot) übertragen)	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Prädation, Nachstellung
Ringeltaube, steigende Bestände in G und H. D: Zunahme Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, Verhaltensänderungen, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Siedlungsbau, Wasser-, Land- und Forstwirtschaft	Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten profitiert von Veränderungen der Flora, kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA Habitatverluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Nachstellung, Prädation, Verkehr, Kollisionen
Rostgans[P] (†) D: Zunahme Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nicht mehr vorkommen.			
Arealveränderungen, profitiert vom Klimawandel, Vektor für	Vogelgrippe-Virus H5N1 Habitatverluste		
Rotkehlchen, steigende Bestände in G, stabile Bestände in H. D: Zunahme Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen. stabiles Areal			
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, veränderte Phänologie und phänologische mismatche, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Verhaltensveränderungen, positive	Vektor für Pilze u. Neophyten, geringerer Parasitierungsgrad durch den Kuckuck (phänologischer mismatch), eventueller mismatch bei der Samenausbreitung von Beeren, Konkurrenz durch Rotschnabel-Sonnenvogel (*Leiothrix*		Usutu-Virus, Verkehr, Prädatoren, Nachstellung, Kollisionen, Lärm

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasserbau, Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten,	*lutea*), profitiert von Veränderungen der Flora Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Befall mit Parasiten		
Rotmilan[P], steigender Bestand in H. Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nur noch linksrheinisch vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren, verändertes Beutespektrum,Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Bestandsabnahmen, Wetterextreme, Austrocknung von	Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA, Arealverluste, illegale Nachstellung zur Ermöglichung des WEA-Ausbaus, phänologischer mismatch, phänologische Veränderungen und erhöhte Holznachfrage (erneuerbare Energien) erhöhen Konfliktpotential mit Waldwirtschaft	Intensivierung d. Landwirtschaft, Grünlandverlust, Pestizide	Parasiten, Prädatoren, Störungen am Brutplatz, Brutpatzverlust, Nachstellung, Kollisionen, Umweltgifte, Bleivergiftung
Schleiereule[P], stabiler Bestand in H Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: fluktuierend abnehmendes Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Erhöhte Nistplatzkonkurrenz mit Waldkauz, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft	kann von PV-FFA profitieren, Veränderung und Erweiterung des Beutespektrums, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA, Hochpathogene Vogelgrippe	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Kollisionen, Nachstellungen, Organochlorverbindungen, Flächenversiegelung, Strassendichte, Nistplatzverluste, Usutu-Virus, Lärm, Lichtverschmutzung
Schwanzmeise, steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Abnahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, veränderte Physiologie positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft	profitiert von Veränderungen der Flora, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA geringere Reproduktion (phänologischer mismatch)	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft, Pestizide	Prädation (durch Neozoen), Luftverschmutzung (Flechtenabnahme)
Schwarzkehlchen[P], steigender Bestand in H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme Arealzunahme
profitiert von klimatischen Veränderungen, Bestandszunahmen Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft, Höhere Winterbestände, Herausselektion anderer Phänotypen, Vektor für	(Human)Pathogene und Parasiten, genetische Veränderungen, Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA reagiert empfindlich auf klimatische Veränderungen Habitatverluste, Aufforstung und Agroforstsysteme	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Sukzession, Biotopmanagement, Eutrophierung
Schwarzmilan[P], steigender Bestand in H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Landwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten veränderte Jagdverhalten, veränderter Flugstil,	Veränderte Unterartenverbreitung, kann von zunehmenden Vegetationsbränden profitieren Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA geringere Produktivität	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Störungen am Brutplatz, Kollisionen an Masten, Nachstellung, Prädatoren, Kollisionen mit Verkehrsmitteln, Umweltgifte, bewaffnete Konflikte
Schwarzspecht[P], stabiler Bestand in G. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Forstwirtschaft, profitiert von Veränderun-	gen der Flora, profitiert von Windbruch/Borken-käferkalamität, Vektor für Pilze Habitatverluste im Süden Arealverluste, Austrocknung von Kleingewässern	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide	Störung am Brutplatz, Buchensterben, Freizeiteinrichtungen (Wintersport) im Lebensraum
Singdrossel, steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Veränderungen der Flora, eventueller mismatch bei	der Samenausbreitung, profitiert von Zunahme von Gehäuseschnecken, kann von PV-FFA profitieren, spielt wichtige Rolle bei der Ausbreitung mancher Pflanzen in neue Lebensräume Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Befall mit Parasiten Habitatverluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Nachstellung, Usutu-Virus, hohe Wilddichte, Prädatoren, Kollisionen, hohe Dichte von Reh, Muntjak bzw. Damwild, Zigarettenstummel
Sommergoldhähnchen, steigende Bestände in G. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, profitiert von der Vegetationsänderung in Skandinavien,	Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten profitiert vom Klimawandel Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA Habitatverluste, Bestandseinbußen durch milde Winter (trophischer mismatch) Arealverluste	Veränderungen in der Forstwirtschaft	Kollisionen mit Lichtkörpern
Sperber[P], unregelmäßiger Brutvogel in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: stabil stabiles Areal
Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, verändertes Beutespektrum,	Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten Wetterextreme, Verdrängung und Verluste durch WEA erhöhter Befall mit Parasiten Hochpathogene Vogelgrippe	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Störung am Brutplatz, Nachstellung, Brutplatzverlust, Prädation, Umweltgifte, Bleivergiftung
Star[P], ehemaliger Brutvogel in G, steigende Bestände H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
profitiert von klimat. Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Veränderungen der Flora, kann von PV-FFA profitieren, Irrgast in Sibirien	Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Bestandsabnahmen, Verdrängung und Verluste durch WEA, Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau, erhöhter Befall mit Parasiten, Veränderungen der Brutbiologie, unzureichende Anpassung an Klimawandel, negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Usutu-Virus, Verkehr, Gebäudesanierung, Nachstellung, Kollisionen, PFAS
Steinkauz[P], steigender Bestand in H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: stabil Arealzunahme
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von der Zunahme des	Bienenfressers (Bruthöhlen), Zuwanderung weiterer Beutetiere Wetterextreme, Bestandsabnahmen, erhöhte Belastung mit Umwelttoxinen durch Remobilisierung	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Störungen am Brutplatz, Kollisionen an Masten, Verkehrsopfer, Prädation, Organochlorverbindungen, Usutu-Virus, bewaffnete Konflikte, Lärm, Lichtverschmutzung
Stieglitz, steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive	Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, kann von PV-FFA profitieren Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Verdrängung und Verluste durch WEA	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide, Nachstellung	Nachstellung, Verkehrsopfer, Parasiten (z. B. *Trichomonas gallinae*)
Sumpfmeise, (†) Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: stabil stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft,	veränderte Brutbiologie, profitiert von Veränderungen der Flora, negativer Effekt von Extremwetterereignissen, Lebensraumverluste im Westen mögl. Verderben von Nahrungsvoräten	Veränderungen in der Forstwirtschaft	hohe Wilddichte, Prädation, Habitatfragmentierung
Sumpfrohrsänger, ehemaliger Brutvogel in G, stabile Bestände in H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Abnahme stabiles Areal
Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Paludikultur	Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Verdrängung und Verluste durch WEA, erhöhter Befall mit Parasiten, negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Habitatverluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide, ökologische Veränderungen im Winterquartier	Freizeitaktivitäten in potentiellen Bruthabitaten, Nachstellung, Sukzession, Landschaftsveränderungen im Überwinterungsgebiet
Trauerschnäpper (†) Wird in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf nicht mehr vorkommen.			D: stabil stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, innerartliche Verdrängung von Populationen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische und physiologische, genetische Veränderungen, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, profitiert von Veränderungen der Flora, kann von PV-FFA profitieren, profitiert von der auch klimawandelbedingten Zunahme der Spechte (Brutplätze), geringerer Befall mit *Ornithomya chloropus* (Lausfliege) und	*Protocalliphora azurea* (Dasselfliege), profitiert von Waldbränden Wetterextreme, Bestandsabnahmen, trophischer mismatch, Verdrängung und Verluste durch WEA, erhöhter Befall mit Parasiten erhöhte Prädation (Siebenschläfere), erhöhte Konkurrenz (Kohlmeise, Halsbandschnäpper), Habitatverluste während des gesamten Lebenszyklus, Arealverluste Austrocknung von Kleingewässern, Extremtemperaturen führen zu geringerer Lebenserwartung von Nestlingen	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Prädatoren,Usutu-Virus
Turmfalke[P] (†)			D: Zunahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen Arealveränderungen innerartliche Verdrängung von Populationen veränderte Brutbiologie verändertes Zugverhalten morphologische und genetische Veränderungen positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten kann von PV-FFA profitieren, Verschiebung von Konkurrenz	verhältnissen (Raubwürger), profitiert von Paludikultur, profitiert von Neozoen als Beutetier Wetterextreme, Bestandsabnahmen Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft Brutplatzverlust durch energetische Sanierung/Neubau Abnahme von Beutetieren möglicherweise Verdrängung durch Gleitaar, Austrocknung von Kleingewässern, Hochpathogene Vogelgrippe	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Brutplatzverlust, Prädation, Nachstellung, Gebäudesanierung, Kollisionen mit Verkehrsmitteln, Umweltgifte, Usutu-Virus, bewaffnete Konflikte
Wachtel[P] (†)			D: starke Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimat. Veränderung, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA	profitieren Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Nachstellung, Kollisionen, Vermischung mit freigesetzten nichtziehende Hybridwachteln führt zu nichtziehenden Individuen, welche im Winter sterben
Waldkauz[P], steigende Bestände in G und H			D: stabil
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische und genetische Veränderungen, positive	mismatch beim Fellwechsel potentieller Beutetiere (Hermelin) Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Verdrängung und Verluste durch WEA, negative Einflüsse durch		Prädation, Kollisionen, Buchensterben, Nachstellung, Nistplatzkonkurrenz mit Neozoen, Verkehrsopfer, Usutu-Virus, bewaffnete Konflikte, Lärm, Lichtverschmutzung

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
Einflüsse durch Klimaanpassungen im Siedlungsbau, Land- und Forstwirtschaft, profitiert möglicherweise von erhöhter Prädation von Kleineulen,	Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Abnahme von Beutetieren als Konsequenz des Klimawandels, Hochpathogene Vogelgrippe		
Waldlaubsänger[P] (†)			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, phänologischer mismatch, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, profitiert von Windbruch/Borkenkäferkalamität	Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Arealverluste, trophischer mismatch, Verdrängung und Verluste durch WEA, negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft Brutverluste durch erhöhte Wildschweinbestände, häufigere Mastjahre führen zu stärkeren Brutverlusten, erhöhter Befall mit Parasiten enge thermische Nische	Intensivierung der Forstwirtschaft, Pestizide, Veränderungen im Waldbau, Neophyten	Prädation, Verschlechterung der ökologischen Bedingungen im Winter- u. Rastgebieten, hohe Dichte von Schwarzwild, Muntjak bzw. Damwild (Klimawandel!), hohe Langschwanz- und Wühlmausdichte, Eutrophierung
Waldohreule[P], (†)			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, Winterbruten, verändertes Nahrungsspektrum, verändertes Zugverhalten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in	Forstwirtschaft, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, Zuwanderung von Beutetiere Arealverluste im Süden und Westen, Verluste an WEA, Hochpathogene Vogelgrippe	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft	Prädatoren, Verlust von Schlaf- und Brutplätzen, Störungn an Schlaf- und Brutplätzen, Verkehrsopfer, Usutu-Virus, Nachstellung, bewaffnete Konflikte, Lärm, Lichtverschmutzung
Weidenmeise (†)			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, phänologischer mismatch, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und	Forstwirtschaft, profitiert von Windbruch/Borken-käferkalamität, höhere Nahrungsverfügbarkeit Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Bestandsabnahmen, Arealverluste	Intensivierung der Land- u. Forstwirtschaft	hohe Wilddichte, Prädation
Wiesenschafstelze, steigender Bestand in H.			D: Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal
profitiert von klimat. Veränderungen, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, Westausdehnung östl. Unterarten, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft, Zunahme an Lebensräume, Wetterextreme, kann von PV-FFA	profitieren, profitiert von Paludikultur, Irrgast in Sibirien Bestandsabnahmen Arealverluste, Austrocknung von Kleingewässern Verdrängung und Verluste durch WEA negative Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft Habitatverluste	Intensivierung d. Landwirtschaft, Pestizide	Prädatoren, Habitatverluste
Wintergoldhähnchen (†)			D: starke Abnahme
Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			stabiles Areal

Klimawandelkonsequenzen		weitere Gefährdungsursachen	
		Landnutzung	sonstige
profitiert von klimatischen Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land- und Forstwirtschaft,	Vektor für Pilze Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Arealverluste, Habitatverluste im Norden, Populationsabnahme im Norden, Winterverluste durch früheren Schneefall, Austrocknung von Kleingewässern, erhöhter Befall mit Parasiten, Verdrängung und Verluste durch WEA	Änderungen in der Forstwirtschaft	Kollisionen
Zaunkönig, steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimat. Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Land-	und Forstwirtschaft, Verlagerung des Brutgebietes in größere Höhen, profitiert von Winbruch/Borkenkäfer-kalamität Wetterextreme, Bestandsabnahmen, Arealverluste, erhöhter Befall mit Parasiten, Verdrängung und Verluste durch WEA		Kollisionen
Zilpzalp (Abb. 8/8), steigende Bestände in G und H. Wird auch in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts im Raum Düsseldorf vorkommen.			D: Zunahme stabiles Areal
profitiert von klimat. Veränderungen, geringere Wintermortalität, Bestandszunahmen, Arealveränderungen, veränderte Brutbiologie, verändertes Zugverhalten, morphologische Veränderungen, Vektor für (Human)Pathogene und Parasiten, kann von PV-FFA profitieren, positive Einflüsse durch Klimaanpassungen in Wasser-, Land- und	Forstwirtschaft, profitiert von Agroforestry-Maßnahmen im Wintergebiet, innerartliche Verdrängungsprozesse Wetterextreme, Austrocknung von Kleingewässern, Bestandsabnahmen Arealverluste erhöhter Befall mit Parasiten Verdrängung und Verluste durch WEA		Kollisionen, Hohe Rehdichte

Die Tabelle 8/9 zeigt in groben Stichworten wie zahlreich und vielfältig die Auswirkungen des Klimawandels auf die Brutvogelarten der Untersuchungsgebiete sind und sein werden. Dass für einige Arten deutlich weniger Einflüsse des Klimawandels aufgeführt sind als für andere, spiegelt eher die Unterschiede im Stand der Forschung wider als die tatsächlichen Auswirkungen des Klimawandels. Eine ganze Reihe der Brutvögel wird wohl auch in Zukunft in Düsseldorf und Umgebung vorkommen. Einige Arten werden allerdings in Zukunft nur noch eingeschränkt im linksrheinischen Raum als Brutvogel vertreten sein. Dazu gehören Feldschwirl, Fitis und Kiebitz. Sie brüten in den Untersuchungsgebieten bereits nicht mehr oder nur noch unregelmäßig. Auch bei Gartengrasmücke, Graureiher, Hohltaube, Mittelspecht und Rotmilan, in den letzten Jahren noch regelmäßige Brutvögel, wird dies in den nächsten Jahrzehnten wohl ebenfalls der Fall sein (SCHUMANN & KRAUSE 2017). Immer vorausgesetzt, es sind geeignete Lebensräume vorhanden und die anderen Gefährdungsfaktoren nehmen hier, und bei den ziehenden Arten auch auf dem Zugweg und in den Überwinterungsgebieten, nicht noch weiter zu. Mit Gelbspötter, Haussperling, Rostgans und Trauerschnäpper werden vier Arten die früher hier zum Teil sogar regelmäßig gebrütet haben, in

Zukunft auf Grund des Klimawandels wohl gar nicht mehr im Raum Düsseldorf brüten (SCHUMANN & KRAUSE 2017).

Erkenntnisse auf europäischer Ebene

Welche Auswirkungen der Klimawandel auf die Areale europäischer Brutvögel hat, wird durch die Modelle, die HUNTLEY et al. (2007) in einer umfangreichen wissenschaftlichen Studie vorlegten, und durch Daten aus vielen europäischen Ländern (SANTANGELI & LEHIKOINEN 2017) deutlich, und es zeigt sich, dass es in der europäischen Vogelwelt mehr Verlierer als Gewinner des Klimawandels geben wird. GREGORY et al. (2009) zeigten auf der Grundlage von Monitoringdaten aus 20 europäischen Ländern, dass die Bestandsentwicklung von 30 als Klimagewinner eingestuften Vogelarten im Untersuchungszeitraum 1985-2005 deutlich anstieg, während die Bestandsentwicklung von 92 als Klimaverlierer eingestuften Vogelarten im selben Zeitraum deutlich rückläufig war. Verschiedene Untersuchungen (JIGUET et al. 2007, THEPAULT et al. 2025) zeigen, dass **kälteangepasste Arten in Europa in ihren Beständen abnehmen und wärmeangepasste Arten besonders im Norden zunehmen.** Ähnliches wird in Nord- und Mittelamerika beobachtet (FREEMAN et al. 2025). In Nordeuropa nimmt die Artenvielfalt der Vogelwelt insgesamt sogar zu (ASKEYEV et al. 2024). Für schwedische und finnische Brutvögel konnte ORSHOLM (2019) zeigen, dass die Produktivität besonders bei wärmeliebenden Arten und solchen, die mehrere Bruten im Jahr haben, zunimmt. Beringungsdaten aus Falsterbo zeigen ansteigende Zahlen für den Klimagewinner Zilpzalp und eine Abnahme des Fitis, der als Klimaverlierer gilt[1], bestätigten also die von HUNTLEY et al. (2007) prognostizierten Entwicklungen. Wie ebenfalls von HUNTLEY et al. (2007) prognostiziert, breitet sich der **Seidensänger** nach Norden aus. Die Art wird immer häufiger auch in Deutschland beobachtet und brütet mittlerweile sogar hier (HUBATSCH 2018, 2019, WILLE et al. 2021, GERLACH et al. 2025, LENSINK et al. 2025). So gab es 2016 zum Beispiel Beobachtungen revieranzeigender Männchen in Monheim, weniger als 10 km südlich des Untersuchungsgebietes im Himmelgeister Rheinbogen und seit 2020 im NSG Urdenbacher Kämpe, wo die Art mittlerweile mit mehreren Revieren vertreten ist, weniger als 7 km südlich des Untersuchungsgebietes Himmelgeister Rheinbogen (pers. Mitteilung T. Krause, eigene Beobachtung). Mittlerweile wird die Art in vielen Regionen West- und Norddeutschlands beobachtet (KÖNIG et al. 2025b). Ähnliches gilt für die Zwergohreule[2] (DIEL 2018, DAK 2023), die immer wieder auch im Düsseldorfer Raum beobachtet wird (HUBATSCH 2018, 2019, T. Krause, pers. Mitteilung und eigene Beobachtungen) oder für den Bienenfresser in NRW (STIELS et al. 2021, eigene Beobachtungen). In weiteren europäischen Ländern werden ebenfalls vermehrt Arten mit südlichem Verbreitungsgebiet beobachtet und eine (Wieder-) Ansiedlung erwartet (ALBEGGER 2022). Vergleichbare Entwicklungen gibt es in Nordamerika (JONES et al. 2024a).

Während europaweit die **Vogelarten der Agrarlandschaft** in den letzten Jahren 40 Jahren in ihrem Bestand deutlich abnehmen, bleiben die Bestände der **Vogelarten der Waldökosysteme** gleichbleibend hoch oder nehmen deutlich langsamer ab (REIF et al. 2022, PFEIFER & SCHMIDT 2023, POLL et al. 2025). Ähnliches wird auch in anderen Regionen der Welt mit gemäßigtem Klima beobachtet (LAUCK et al. 2023, CLIPP et al. 2025) während in wärmeren Regionen auch in Waldökosystemen eine Verarmung der Vogelwelt erwartet wird (MOTA et al. 2025). Dies zeigt deutlich, dass neben klimatischen Parametern auch

[1] www.falsterbofagelstation.se, aufgerufen am 14.12.2017.
[2] www.sovon.nl, www.dda-web.de, www.vogelmeldung.de, www.ornitho.de, aufgerufen am 14.12.2017.

lebensraumspezifische Faktoren, wie zum Beispiel Art und Intensität der Landnutzung und das Lokalklima des Lebensraumes einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der verschiedenen Vogelart haben (DOUGLAS et al. 2023).

Erkenntnisse auf deutscher Ebene

Auch in Deutschland kommt es bereits jetzt und wird es auch weiterhin zu einer deutlichen Veränderung der Vogelwelt kommen, und das nicht nur klimabedingt. In den letzten 20 Jahren haben in Deutschland wärmeliebende Vogelarten zugenommen und kälteliebende Arten abgenommen (KAMP et al. 2020). Dies zeigt sich in einem signifikanten **Anstieg des Temperaturindexes häufiger Brutvogelarten** (UMWELTBUNDESAMT 2015, WAHL et al. 2015) bzw. der Gesamtheit der Brutvögel in Deutschland (VAN RÜTH et al. 2023, Abb. 8/10a). Vergleichbares wird in Europa, so z. B. auch aus den Niederlanden (VAN SWAAY et al. 2018) und Nordamerika berichtet. (LAJEUNESSE & FOURCADE 2022).

Deutschlandweit haben in den letzten Jahrzehnten die vom Klimawandel besonders betroffenen **Langstreckenzieher** unter den Brutvögeln abgenommen (SUDFELDT et al. 2012, KAMP et al. 2020).

Die **Arten der offenen Kulturlandschaft** sind in Deutschland, wie auch in anderen europäischen Ländern, besonders gefährdet (SUDFELDT et al. 2012, GERLACH et al. 2019, KAMP et al. 2020), hier vor allem kleininsektenfressende Arten (WAHL et al. 2015, KAMP et al. 2020). Neben dem Einsatz von Agrochemikalien (DOUGLAS et al. 2023, WAN et al. 2025), insbesondere Neonicotinoide (BERNATH-PLAISTED et al. 2023, MULLIÉ et al. 2023), spielen in solchen Lebensräumen auch Änderungen im Fruchtanbau und der Bodenbearbeitung eine Rolle (BARRÉ et al. 2018). Dies zeigt sich zum Beispiel auch in einer Untersuchung zu Veränderungen der Avizönose eines Naturschutzgebietes am nördlichen Oberrhein (SCHRAUTH & WINK 2018). Vergleichbares wird in den Niederlanden (FOPPEN et al. 2017) und europaweit (BOWLER et al.

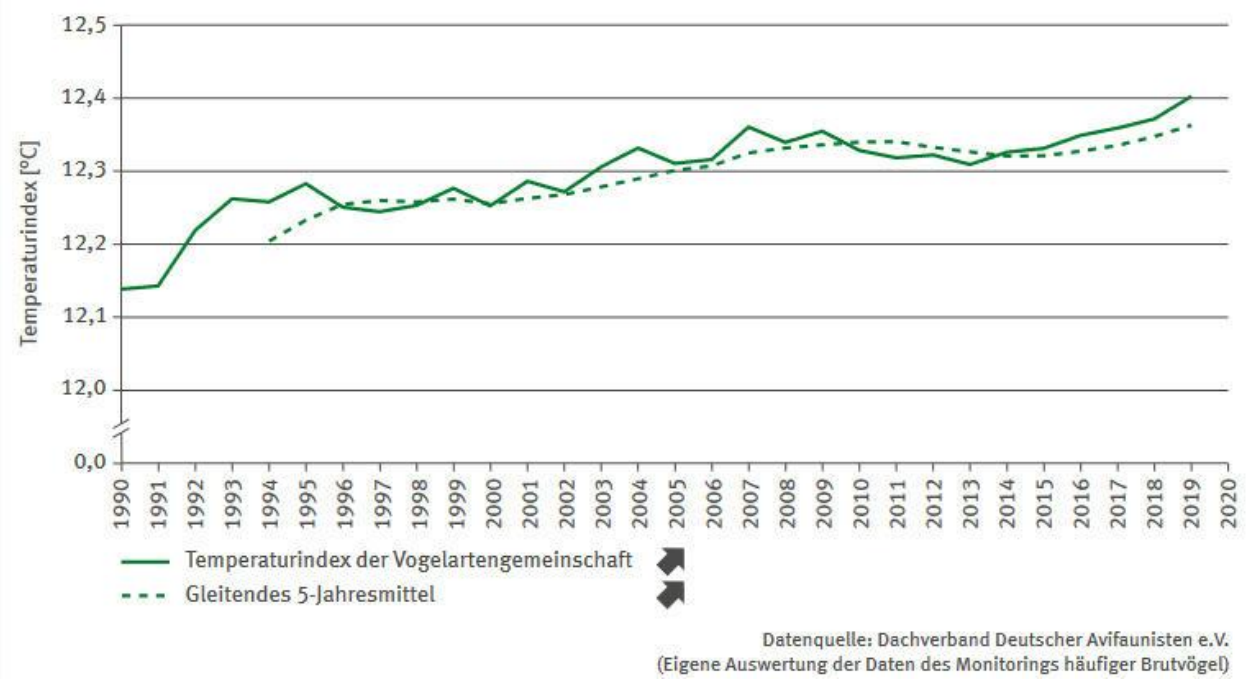


Abb. 8/10a: Entwicklung des Temperaturindex der Vogelartengemeinschaft (CTI) in Deutschland im Zeitraum 1990 - 2019. Aus VAN RÜTH et al. (2023).

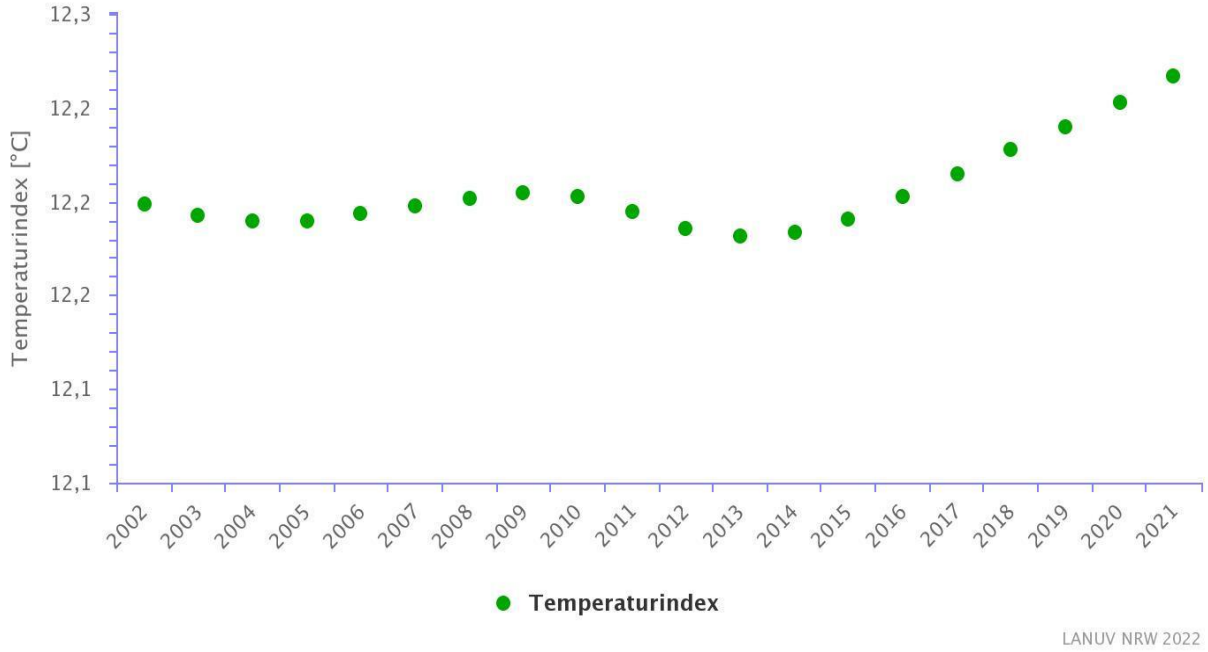


Abb. 8/10b: Entwicklung des Temperaturindex der Vogelartengemeinschaft (CTI) in NRW im Zeitraum 2002-2021. Datengrundlage: LANUV, ÖFS.

2019) beobachtet. Dieser Entwicklung sollte nach Meinung von Fachleuten dringend Einhalt geboten werden (NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA 2020). Vor allem Veränderungen in der offenen Kulturlandschaft, hier insbesondere Änderungen des Nahrungsangebotes, spielen bei der Abnahme der Brutbestände von Vogelarten dieses Lebensraumes eine wichtige Rolle. Biotopverluste, Nachstellung und klimatische Veränderungen auf dem Zug und in den Überwinterungsgebieten spielen zwar auch eine Rolle bei der beobachteten Abnahme der Bestände. Größte Bedeutung haben aber nach wie vor die Veränderungen in den Brutregionen (SUDFELDT et al. 2012, 2013, WAHL et al. 2015, GAÜZÈRE et al. 2020, KAMP et al. 2020, BETINI et al. 2023).

Unsere **mitteleuropäischen Wälder** werden seit ca. 150 Jahren immer älter und dunkler. Mit der Konsequenz, dass das Mikroklima in den Wäldern kühler wird. Gründe für diese Entwicklung sind neben der Verdrängung von Brennholz durch fossile Brennstoffe auch eine Eutrophierung der Wälder durch steigende Luftstickstoffmengen und eine „naturnahe“ Waldwirtschaft, die auf Kahlschläge weitgehend verzichtet (KAMP et al. 2017, REIF et al. 2022). Dies mildert durch Bildung eines günstigen Mikroklimas die Konsequenzen des Klimawandels lokal ab. Davon profitieren die entsprechenden Vogelarten (GERLACH et a. 2019, KAMP et al. 2020). Ebenfalls positiv auf die Bestände vieler Wälder bewohnender Vogelarten wirkt sich eine größere strukturelle und Baumartenvielfalt aus (REIF et al. 2022). Eine vergleichbare Entwicklung lässt sich in suburbanen Lebensräumen beobachten (ABRAHAMCZYK et al. 2020). In Deutschland führen diese Veränderungen durch Zuwanderung südeuropäischer Arten zwar zu einer Erhöhung der Zahl der Brutvogelarten (VOHLAND et al. 2011). Auf regionaler Ebene kommt es aber u. U. durch Verkleinerung und Zersplitterung der Brutareale zu einer Abnahme der Zahl der Brutvogelarten (VOHLAND et al. 2011) und zu Bestandsabnahmen (GOTTSCHALK et al. 2010).

Erkenntnisse auf nordrhein-westfälischer Ebene und in den Untersuchungsgebieten

Aus Daten des LANUV (2016a) und von GERLACH et al. (2025) geht hervor, dass **wärmeliebende Arten in Deutschland** häufiger werden und mehr und **mehr wärmeliebende Arten in NRW** brüten, und Arten, die weniger warme Bedingungen bevorzugen, weniger häufig in NRW brüten (Abb. 8/11) und so die

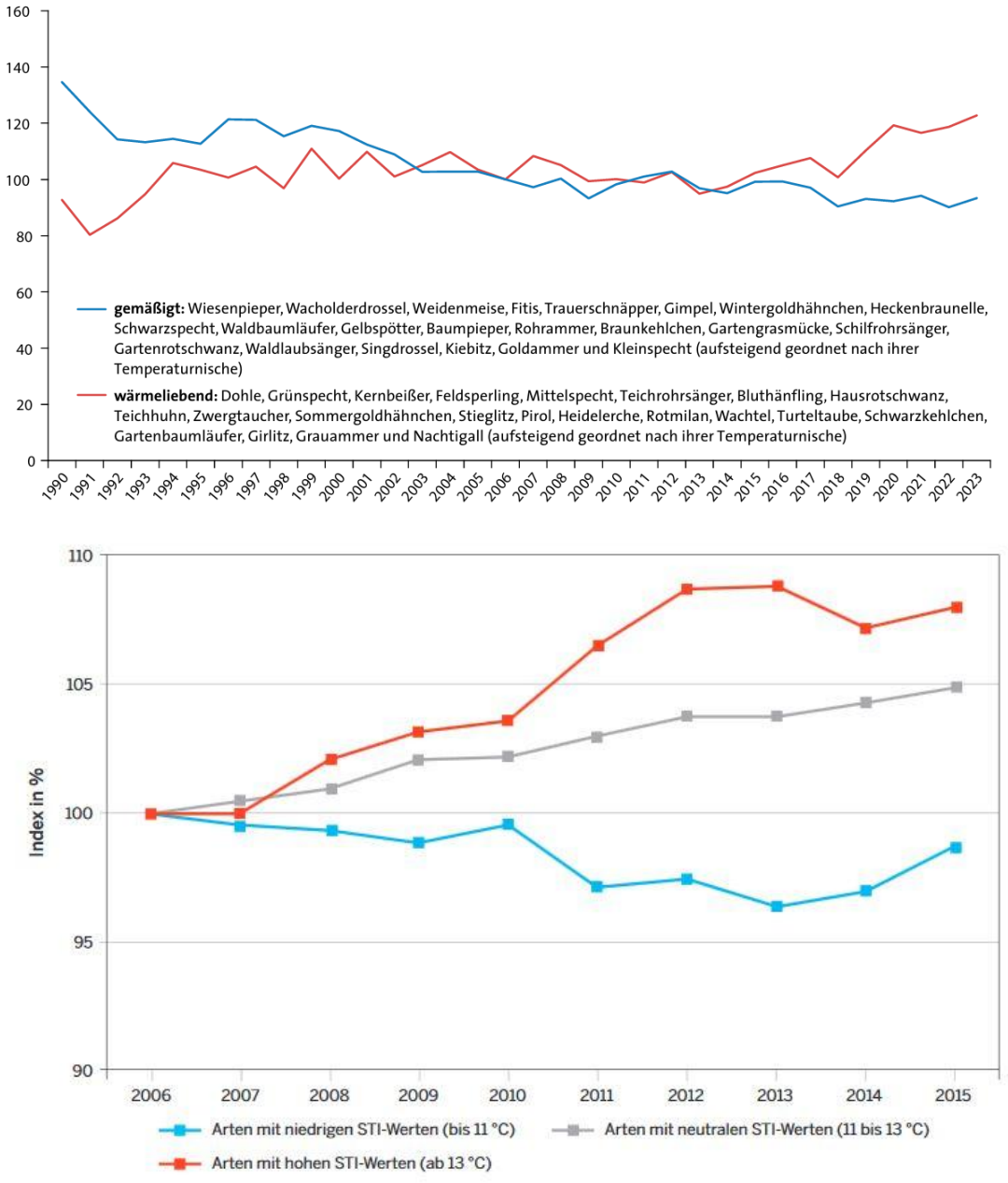


Abb. 8/11:

Oben: Mittlere Bestandsentwicklung „gemäßigter" und „wärmeliebender" häufiger Brutvogelarten in Deutschland im Zeitraum 1990 bis 2023 (auf 2006 normiert). Datenquelle: GERLACH et al. 2025

Unten: Entwicklung der Species Temperature Index (STI)-Wertsummen von Brutvogelarten in NRW. Datenquelle: Ökologische Flächenstichprobe aus: LANUV (2016a).

Vogelartengemeinschaft in Nordrhein-Westfalen (Abb. 8/10b) und Deutschland (Abb. 8/10a) insgesamt ebenfalls wärmeliebender wird. Eine Entwicklung, die europaweit und z. B. auch im Osten Nordamerikas beobachtet wird (LAJEUNESSE & FOURCADE 2022). Unter den 194 in NRW etablierten Brutvögeln und den potentiellen zukünftigen Brutvögeln wird es voraussichtlich mehr Klimagewinner (64 Arten) als Verlierer (46 Arten) geben (SUDFELDT et al. 2009a). Eine vergleichbare Entwicklung wird in England (PEARCE-HIGGINS & CRICK 2019) und der Schweiz (WEGGLER 2023) beobachtet.

Die Daten aus den beiden Untersuchungsgebieten zeigen, wenn auch nur zum Teil signifikant, ähnliche Entwicklungen. Auf dem kühlen Gerresheimer Waldfriedhof nehmen Arten, die kühlere Bedingungen bevorzugen, ab und verschwinden als Brutvögel. Im wärmeren Himmelgeister Rheinbogen nehmen Arten, die wärmere Bedingungen bevorzugen, zu. Ähnliches wird in anderen Ländern, z. B. Frankreich (GAÜZÈRE et al. 2020), Schweden (TAYLEUR et al. 2016), Spanien (RAMÓN-MARTÍNEZ & SEOANE 2024), Finnland (MÄKINEN et al. 2025) oder Kanada (HINTSANEN et al. 2025) beobachtet. Allerdings sind in Himmelgeist die Unterschiede zwischen den jeweils aktuell vorkommenden Brutvögeln und den jeweils ehemaligen Brutvögeln nicht so ausgeprägt. Sehr wahrscheinlich spielen bei der dortigen Entwicklung und den Veränderungen der Avifauna innerhalb des Beobachtungszeitraumes von 2009 - 2025 andere Faktoren, z. B. eine Intensivierung der Landnutzung, eine größere Rolle als die klimatischen Veränderungen, da vergleichbare Beobachtungen in Frankreich zeigen, dass die größten Veränderungen des CTI in der Zeit vor 2000 stattfand (GAÜZÈRE et al. 2020).

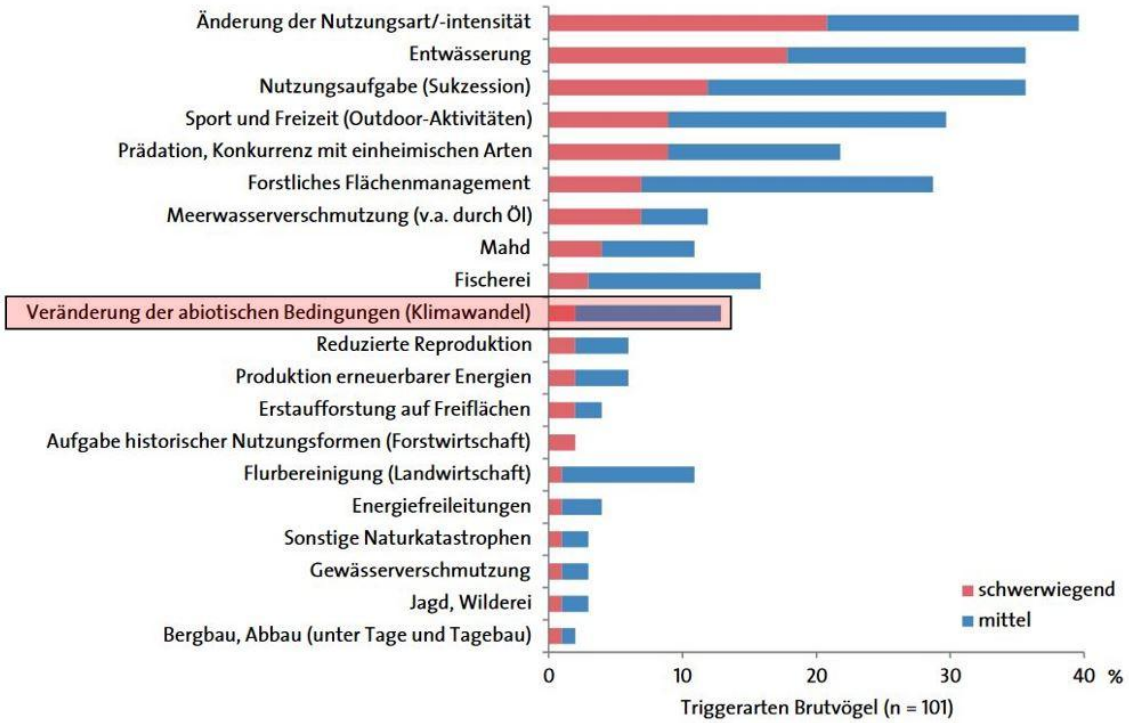


Abb. 8/12a: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die sogenannten 101 Triggerarten unter den Brutvögeln (aus WAHL et al. 2015). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung unserer Brutvögel nur eine Rolle unter vielen.

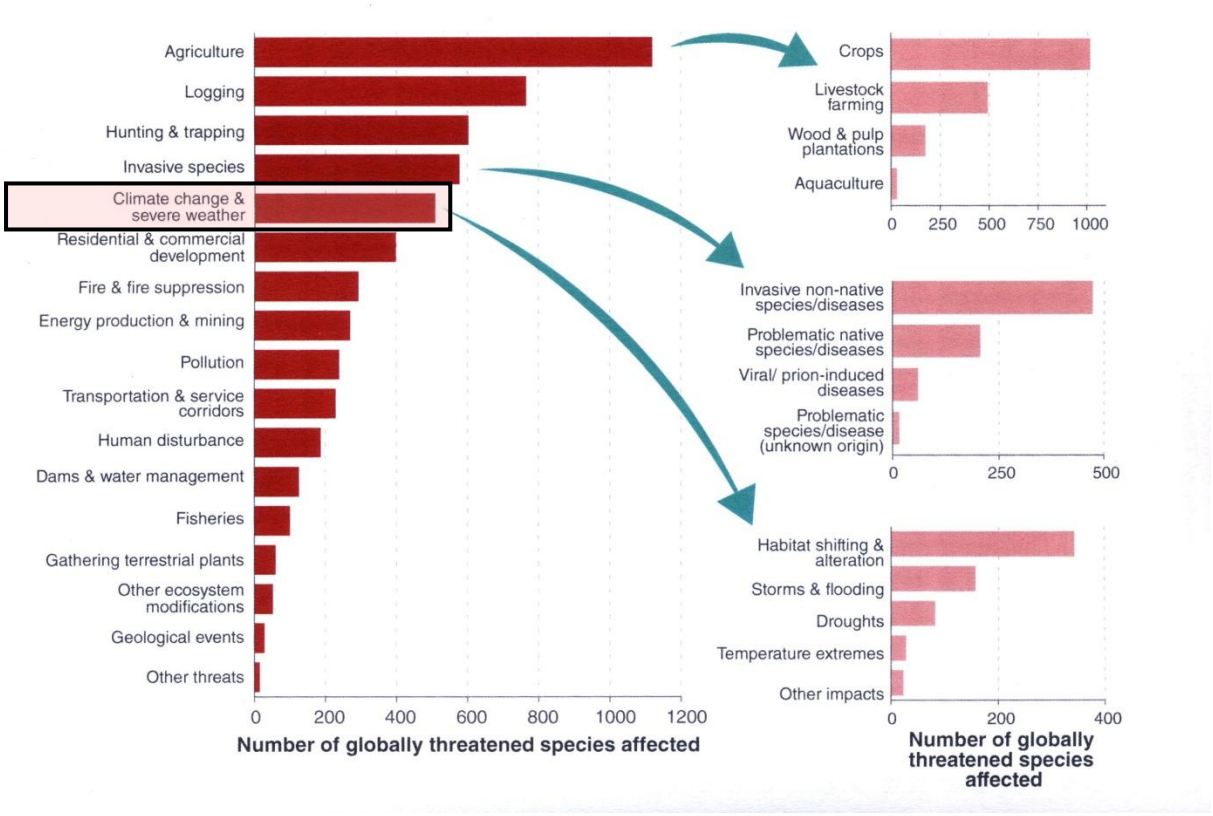


Abb. 8/12b: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die global gefährdeten Vogelarten (aus ALLINSON 2023). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung der Vögel weltweit nur eine Rolle unter vielen.

In den beiden Untersuchungsgebieten ist eine Reihe von Arten vertreten, die durch die klimatischen Veränderungen in ihren Beständen beeinflusst werden (Tab 8/7 u. 8/8). Einige der Arten zeigen zum Teil deutliche Bestandsrückgange bis hin zum völligen Verschwinden als Brutvogel und tauchen höchstens noch als Gast- oder Durchzügler in den Untersuchungsgebieten auf (z. B. Fitis, Weidenmeise, Kiebitz). Andere Arten nehmen signifikant zu oder brüten im Verlauf des Monitorings zum ersten Mal innerhalb der Untersuchungsgebiete (z. B. Schwarzkehlchen, Grünspecht (Abb. 8/13), Orpheusspötter (Abb. 8/2)). Diese Entwicklungen gehen nur bei einigen Arten konform mit den Prognosen die sich auf die Klimasensitivität der Arten stützen (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). Denn der **Klimawandel ist zwar eine der Ursachen für den Verlust der globalen Biodiversität** (LEGGE et al. 2023, Abb.8/ 12b) und der Veränderungen der Bestände der Brutvögel in unserer Landschaft (NORTHRUP et al. 2019, Abb. 8/12a), **aber er ist nicht der einzige** und nicht zwingend der wichtigste (ALLINSON 2023, DOUGLAS et al. 2023, HOCHKIRCH et al. 2023, ACOSTA ALAMO & MANNE 2025, LACHER et al. 2025). Er **spielt aber eine zunehmend größere Rolle** bei den Veränderungen der Verbreitung und Häufigkeit vieler Vogelarten (HOCHKIRCH et al. 2023, LAUCK et al. 2023, GARNETT et al. 2024, Abb. 8/12c, MANCINI 2025). Oft verstärken sich dabei Klimawandel und andere Gefährdungsursachen gegenseitig (DRAGONETTI et al. 2024, HABIB et al. 2024, ASGEDOM 2025, WOSPAKRIK 2025). Bis zu 20 % der global gefährdeten Vogelarten werden durch den Klimawandel negativ beeinflusst (PACIFICI et al. 2017, ALLINSON 2023). Noch sind eine Reihe von menschlichen Aktivitäten der Nutzung und Benutzung der Landschaft, welche die Natur zum Teil sehr stark beeinflussen, bedeutsamer für die Entwicklung der Vogelbestände (FERRARINI et al. 2023) auch in

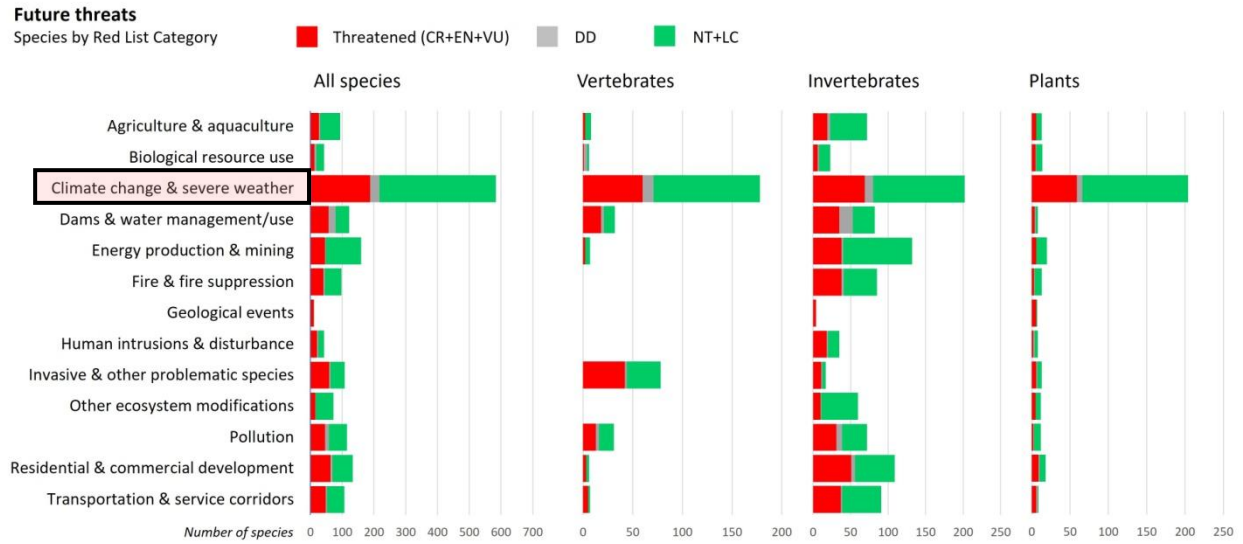


Abb. 8/12c: Zukünftige Bedrohungen für europäische Tier und Pflanzenarten. CR: Critically Endangered, EN: Endangered, VU: Vulnerable, DD: Data Deficient, NT: Near Threatened, LC: Least Concern; N: Alle Arten = 14669, Wirbeltiere = 2494, Wirbellose = 7600, Pflanzen = 4575). Aus HOCHKIRCH et al. 2023. In Zukunft werden der Klimawandel und Wetterextreme eine immer größere Bedrohung für die globale Biodiversität darstellen.

den Untersuchungsgebieten (Abb. 8/12). Dazu gehören auch die gesteigerten **Freizeitaktivitäten**, wie sie in 2021 und etwas abgeschwächt in 2022 in Himmelgeist beobachtet wurden und welche man eine Zeitlang mit Wegsperren, die zusätzlich zu den vorhandenen Schildern errichtet wurden, und mit verstärkten Streifen von Ordnungsamt und Polizei in erlaubte Bahnen zu lenken versuchte. Sinnvoller wäre eine stärkere räumliche Trennung zwischen Landschaftsbereichen zur Freizeitnutzung und solchen zum Erhalt der Biodiversität (ZHANG et al. 2023).

Lebensraumverluste und -verinselung sowie die intensive Land- und Forstwirtschaft und verstärkte Naturnutzung bei **Freizeitaktivitäten** sind wesentliche Ursachen für den Rückgang und den Verlust von Vogelarten, zu denen Klimaänderungen erschwerend hinzutreten (NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020, CARDADOR et al. 2025). Ähnlich wie SCHRAUTH & WINK (2018) am nördlichen Oberrhein zeigen konnten, ist auch in den beiden Untersuchungsgebieten in Düsseldorf auffällig, dass im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen mit einer offenen Kulturlandschaft mehr Brutvogelarten in ihren Beständen signifikant abgenommen haben und als Brutvogel verschwunden sind als im Gebiet des Gerresheimer Waldfriedhofs (Tab. 8/3 und 8/6). Insgesamt sind auffallend viele insektenfressende Arten verschwunden bzw. seltener geworden. Ebenfalls vergleichbar mit den Beobachtungen von SCHRAUTH & WINK (2018) ist, dass bei den Arten, die in den beiden Untersuchungsgebieten als Brutvogel verschwunden sind, diese Abnahme schon vor dem Beginn der regelmäßigen Bestanderfassungen in den beiden Untersuchungsgebieten in 2007 bzw. 2009 begonnen hatte. Das heißt, dass die zugrundeliegenden Ursachen für diesen Rückgang, wie z. B. Verschlechterung der Biotopqualität, Abnahme der Nahrungsgrundlage oder klimatische Veränderungen schon vor 2007 bzw.2009 die Brutvogelbestände beeinflusst haben müssen. Eine ähnliche Entwicklung der Verschiebung von Verbreitungsgebieten auf Grund von klimatischen Veränderungen, die schon vor vielen Jahrzehnten begannen, wird von MEL'NIKOV (2022b) aus Ostsibirien berichtet.

Die heißen und **trockenen Sommer 2018 - 2020 und 2022** hatten nur einen kleinen Einfluss auf die Brutvogelbestände der beiden Untersuchungsgebiete. In Waldökosystemen sind die Auswirkungen solcher Ereignisse generell geringer als in offenen Landschaften (ELKINS 2004). Nasskaltes Wetter hat hier wesentlich stärkere negative Auswirkungen auf die Avizönose (ELKINS 2004). Neben direkten Einflüssen von Hitze und Trockenheit spielt auch die artspezifische Nahrungsverfügbarkeit unter solchen Extrembedingungen eine große Rolle bei Reaktionen der Arten auf solche Extreme (ELKINS 2004). In offenen Landschaften hat die schneckenfressende Singdrossel geringere Probleme als die im Boden lebende Wirbellose fressende Amsel (ELKINS 2004), wie dies im Untersuchungsgebiet NSG Himmelgeist in den Jahren 2018 – 2020 und 2022 zu beobachten war. Dazu muss berücksichtigt werden, dass in beiden Untersuchungsgebieten auch in trockenen Perioden kein großflächiger Wassermangel herrscht. Auf dem Friedhof in Gerresheim sind zahlreiche Wasserhähne im Gelände verteilt, dazu Blumenvasen, Vogeltränken und andere Trinkmöglichkeiten. In Himmelgeist werden die Ackerflächen intensiv beregnet, es sind Viehtränken vorhanden und der Rhein ist in der Nähe. Trinkmöglichkeiten, die besonders bei sehr hohen Temperaturen auch intensiv von Vögeln genutzt werden, was solche Wasserquellen in Hinblick auf die zu erwartende klimatische Veränderung zu einem wertvollen Standortfaktor machen (TRYJANOWSKI et al. 2022). Wobei die ökologische Bedeutung von verfügbaren Süßwasserressourcen für Vögel ein noch wenig erforschter Aspekt ist (DELGADO - MARTÍNEZ et al. 2025, HORVÁTH et al. 2025). Die beobachtete Stagnation der Bestandsentwicklung bei vielen Arten in den Untersuchungsgebieten ist wohl eher auf die hohen Temperaturen oder indirekte Effekte (z. B. Nahrungsmangel und erhöhte Jungvogelsterblichkeit) der heißen und trockenen Perioden zurückzuführen. Bei einzelnen Arten ist es auch möglich, dass die maximale Bestandsdichte in den Untersuchungsgebieten erreicht ist, und sich daher die Trends abgeschwächt haben (BAUER et al. 2005a, b).

Damit die Natur die durch klimabedingte Änderungen verursachten Herausforderungen bewältigen kann, sind zu allererst eine **Optimierung der** Lebensräume (ALBA & CHAMBERLAIN 2025, DONG et al. 2025, HINTSANEN et al. 2025, KINDLMANN et al. 2025), z. B. durch Diversifizierung im Waldbau, Verbesserungen im Biotopverbund (LEISTEN 2017, KAMP et al. 2020, BEDSON et al. 2025), kontrollierte Vegetationsbrände (Feuermanagement, PAIS et al. 2025) und Unterschutzstellung geeigneter Lebensräume (KOVÁCS et al. 2024, WANG et al. 2025) nötig. Insbesondere in der Kulturlandschaft, wie zum Beispiel dem Himmelgeister Rheinbogen, zeigen strukturelle Verbesserungen der Lebensräume, unter anderem das Anlegen von Blühstreifen oder eine Ausweitung ökologischer Anbaumethoden, eine deutliche Verbesserung der Situation für die Brutvögel solcher Landschaften (KAMP et al. 2020, STALEY et al. 2023). Denn nach wie vor wirken sich Veränderungen in der Landnutzung und sonstige direkte Eingriffe in die Landschaft stärker aus als die Klimaänderung (BUSCH et al. 2020, CARO et al. 2022). Zukünftige Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis als Reaktion auf den Klimawandel sollten auch die daraus folgenden Einflüsse auf die Ökosysteme und ihre Funktion für die Erhaltung der Artenvielfalt berücksichtigen (KAMP et al. 2020, REIF et al. 2025). Welche Auswirkungen die notwendigen **Anpassungen der landwirtschaftlichen Praxis an den Klimawandel** (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2024b u. 2024b, REIFF et al. 2024) auf Agrarökosysteme und deren Avizönosen haben werden, ist dabei noch eine relativ offene, aktuell immer häufiger untersuchte Frage (MARTENS et al. 2023). Ähnlich sieht es mit **Anpassungen in der Forstwirtschaft** an den Klimawandel und die größere Rolle von Wäldern als Kohlenstoffspeicher (MAES et al. 2023, NURHADI et al. 2024, SPRINGER et al. 2024) und die entsprechenden Konsequenzen auf die Avizönosen in den Waldökosystemen aus (PFEIFER & SCHMIDT 2023, WANG et al. 2025). Die notwen-

Abb. 8/13: Der Grünspecht *Picus viridis* gehört zu den Klimagewinnern unter den Brutvögeln in Deutschland. Die Bestände steigen u. a. durch die milderen Winter deutschlandweit und in den beiden Untersuchungsgebieten in Gerresheim und Himmelgeist an. Foto: Botanischer Garten Düsseldorf, 14.10.2025, J. Busch.

digen Anpassungen von Land- und Forstwirtschaft an den Klimawandel sowie Lebensraumrestaurierungsmaßnahmen bieten zudem gleichzeitig die Möglichkeit Natur- und Artenschutzmaßnahmen zu integrieren, um den aktuellen Verlusten in diesen intensiv genutzten Landschaften entgegenzuarbeiten (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2021, MARTENS et al. 2023, ZHANG et al. 2023, ROWLANDS 2024) u. a. durch Schaffung kühlerer Mikrohabitate (COYNE et al. 2025). Dies gilt ebenso für Anpassungsmaßnahmen in Städten (TYCHO 2025). Der **Erhalt artenreicher Ökosysteme** stellt dazu eine der effektivsten Schutzmaßnahmen vor Auswirkungen des Klimawandels auf die menschliche Gesellschaft dar (SHAIKH et al. 2025, VERMA 2025a). Dabei können Vögel auch eine wichtige Rolle bei der Kohlenstoffspeicherung in Ökosystemen spielen (LI et al. 2025). Gleichzeitig profitieren sie von der Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemen zur Kohlenstoffspeicherung (ZHANG 2025).

Ebenso zu berücksichtigen sind die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter **Extremereignisse** auf Ökosysteme (PIETRO 2022), Pflanzen und Tiere (Abb. 8/12c) und auch auf Brutvögel (MARCELINO et al. 2020), wie es die vier ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018, 2019, 2020 und 2022 waren. Solche Extremereignisse werden Zukunft sehr wahrscheinlich immer häufiger auftreten und haben einen großen Einfluss auf Menschen, Ökosysteme und Biodiversität (SCHULDT et al. 2020, SPIEGEL 2021b). Oft haben solche Extremereignisse einen sehr großen Effekt auf Bestände und Zusammensetzung von Arten in den verschieden Ökosystemen (HARRIS et al. 2020).

Ein weiterer auf die Vogelbestände wirkender Faktor, der durch den Klimawandel beeinflusst wird, ist die Nachstellung durch Prädatoren. Neben einheimischen (z. B. Fuchs) sind dies auch **neozoische Prädatoren** wie Waschbär, Marderhund und neuerdings Goldschakal (BREUSTE 2022), letzterer mittlerweile auch in NRW (RP-ONLINE 2020). Diese Arten, die sich mit und ohne menschliche Hilfe ausbreiten und deren Auswirkungen auf die Bestände der heimischen Vogelwelt nur zum Teil verstanden sind, können zumindest lokal einen großen Einfluss auf Vogelpopulationen haben (NABU 2018).

Die **Abnahme der Vogelbestände,** zum Teil auch bei ursprünglich häufigen Arten, hat in den letzten Jahrzehnten mittlerweile solche Dimensionen angenommen, dass selbst das zukünftige Funktionieren ganzer Ökosysteme auch mit Hinblick auf die positiven Aspekte für den Menschen bedroht erscheint (NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020, PARDESHI et al. 2025). Klimawandel und Änderungen der Landnutzung mit den daraus resultierenden Arealverschiebungen führen auf längerer Sicht global zu einer **Verarmung und Uniformität der Avifauna** (PENNISI 2022). Dabei steigt das Risiko

des Aussterbens mit zunehmender Erwärmung des Klimas (URBAN 2024). Selbst die **ökonomischen Konsequenzen** der Abnahme der globalen Biodiversität erfordern mittlerweile Handlungsbedarf (PARTON 2024, MARQUIS et al. 2025). Dazu kommen durch die Folgen des Klimawandels immer häufiger bewaffnete Konflikte (RÜTTINGER 2025) mit ihren oft drastischen Auswirkungen auf die Vogelwelt (WĘGRZYN et al. 2025). Folglich sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte **lokale Anstrengungen im Naturschutz** im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig (KOVÁCS et al. 2024, BORDER et al. 2025), um die Vielfalt der örtlichen Vogelwelt in einer sich wandelnden Welt zu erhalten und dem Menschen in seiner unmittelbaren Umgebung und darüber hinaus weiterhin zugänglich zu machen (COX 2023, ZHANG et al. 2023). Denn der zunehmende Verlust der Biodiversität wird mittlerweile von mehr und mehr Fachleuten als so dramatisch eingestuft, dass **akuter Handlungsbedarf** besteht (NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020, WORLD ECONOMIC FORUM 2022, RUIKAR et al. 2024, GOMOLKA et al. 2025, RIGAL et al. 2025).

Literatur

ABBAS, I., AHMED, F., MUQADDAS, H., ALBERTI, A., VARCASIA, A. & SEDDA, L. (2025): Epidemiology and surveillance of West Nile virus in the Mediterranean Basin during 2010-2023: A systematic review. Current Research in Parasitology & Vector-Borne Diseases: 100277.

ABDUL-WAHAB, C., COSTA, J. S., D'MELLO, F. & HÄKKINEN, H. (2024): Connected impacts: combining migration tracking data with species distribution models reveals the complex potential impacts of climate change on European bee-eaters. Journal of Ornithology 165: 1063 – 1076.

ABRAHAMCZYK, S., LIESEN, J., SPECHT, R., KATZ, E. C. & STIELS, D. (2020): Long-term shifts in a suburban breeding bird community in Bonn, Germany. Bird Study 67(4): 448 – 458. DOI: 10.1080/00063657.2021.1931659.

ACOSTA ALAMO, M. & MANNE, L. L. (2025): The speed of change in climate and land cover is associated with the speed of biodiversity changes in avian assemblages of the United States. PLoS One 20(8): e0330153.

ADAMS, N., DIAS, T., SKEEN, H. R., PEGAN, T., WILLARD, D. E., WINGER, B., ... & BAY, R. (2025): Genetic and morphological shifts associated with climate change in a migratory bird. BMC biology 23(1): 3.

ADEGBEMILE, I. H. (2022): Housing development: A challenge to bird conservation and biodiversity preservation in Nigeria. International Journal of Innovation Scientific Research and Review 04 (12): 3671 - 3676.

AHMAD, S., WANGHE, K., JIALING, L., GONZALEZ, E. B., SYMS, C., STRELNIKOV, I. I., ... & MAO, W. (2025): Climate‐Driven Morphological Variation in Passerine Birds. Global Ecology and Biogeography 34(11): e70164.

ALBA, R., & CHAMBERLAIN, D. (2025): Elevational shifts in bird communities reveal the limits of Alpine protected areas under climate change. Biological Conservation 309: 111267.

ALBEGGER, E. (2022): Die seltenen Vogelarten Österreichs. Avifaunistische Kommission von BirdLife Österreich & Club 300 Österreich. Elanus-Sonderband. Graz, 250 S.

ALLINSON, T. (2023): How Birds Reveal the Scale of the Biodiversity Crisis. In: MACLEAN, N.: The Living Planet: The State of the World's Wildlife.Cambridge University Press, Cambridge, p.106 - 131.

ALLOCCA, L., KITTELBERGER, K. D., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., BELL, D. & GILROY, J. J. (2025): Associations of extreme weather, El Niño events, and streamflow with the annual apparent survival of a migratory riparian bird in the western United States. Ibis 167(4): 1002 - 1017.

AMARAL, B. R., YOUNGFLESH, C., TINGLEY, M. & MILLER, D. A. (2025): Shifting Gears in a Shifting Climate: Birds Adjust Migration Speed in Response to Spring Vegetation Green‐Up. Diversity and Distributions 31(5): e70033.

ANGERER, V., KATZENMAYER, D., HÖLZL, S. & HABEL, J. C. (2023): Vornutzung artenreicher Mähwiesen und Kalkmagerrasen. Anliegen Natur 45 (1): 35 - 44.

ASGEDOM, K. G. (2025). Vulnerability of the endangered Ethiopian bush crow (*Zavattariornis stresemanni*) to the recurrent drought and its conservation implications. Earth History and Biodiversity 3: 100023.

ASKEYEV, A., ASKEYEV, O., ASKEYEV, I., & SPARKS, T. (2024): Factors Affecting the Winter Distribution of Birds in Forests at the Eastern Edge of Europe. Birds 5(2): 308 - 327.

AVILÉS, J. M., DE LA CRUZ, C., GONZÁLEZ‐MEDINA, E., VILLEGAS, A., VALENCIA, J., & MASERO, J. A. (2025): Body size as a mediator of climatic effects: Insights from a long‐term study of social Iberian magpies. Ecology 106(6): e70130.

BAIRLEIN F. (2006): Internationaler Ornithologen-Kongress, dpa-Mitteilung, Hamburg.

BARRÉ, K., LE VIOL, I., JULLIARD, R. & KERBIRIOU, C. (2018): Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds. Agriculture, Ecosystems and Environment 256: 74-81.

BARTHEL, P. H. & KRÜGER, T. (2019): Liste der Vögel Deutschlands. Version 3.2. Deutsche Ornithologen-Gesellschaft, Radolfzell.

BASTIAN, H. V., JAIS, M., & BASTIAN, A. (2021): Bienenfresserbruten in Mittel-, Nord- und Westeuropa seit 1960-Eine Übersicht. Vogelwarte 59: 179-187.

BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (Eds.) (2005a): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformis – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden, 6808 S.

BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (Eds.) (2005b): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Passeriformis – Sperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden, 622 S.

BAY, R. A., HARRIGAN, R. J., UNDERWOOD, V. L., GIBBS, H. L., SMITH, T. B. & RUEGG, K. (2018): Genomic signals of selection predict climate-driven population declines in a migratory bird. Science 359 (6371): 83-86.

BEDSON, C. P., PAYNE, B. L., SUTHERLAND, C., GREAVES, D. J., WHITE, H. E., BUCHANAN, F. & CRICK, H. Q. (2025): Designing a Climate Change Resilient Landscape Connectivity Network From a Multi‐Species Perspective. Ecology and Evolution 15(9): e71956.

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009a): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009b): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für

Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).

BELITZ, M. W., LARSEN, E. A., HURLBERT, A. H., DI CECCO, G. J., NEUPANE, N., RIES, L., ... & YOUNGFLESH, C. (2025): Potential for bird–insect phenological mismatch in a tri‐trophic system. Journal of Animal Ecology 94(4): 717 - 728.

BELOJEVIĆ, J., KREYE, L., BRAIG, F., ORANEN, M., KÜPPER, C., KOIVULA, K. & PAKANEN, V. M. (2025): Breeding dispersal of Baltic dunlins is not an adaptive response to unpredictable nest flooding. https://d197for5662m48.cloudfront.net/documents/publicationstatus/278762/preprint_pdf/165a0ec868eabd636ba441982da4b36f.pdf. (aufgerufen am 09.11.2025).

BERGMAN, N. M., LEHIKOINEN, P., KLUEN, E., BENSCH, S., LO CASCIO SÆTRE, C., EROUKHMANOFF, F., ... & RÖNKÄ, K. (2025): High genetic diversity and no detectable founder effects following a rapid range expansion of a long-distance migrant (*Acrocephalus scirpaceus*). bioRxiv 2025-01.

BERNARD, C., APOLLONI, A., GROSBOIS, V., PEYRAUD, A., SAENGRAM, P., JORI, F., ... & VIAL, L. (2025): First detection of Crimean Congo Hemorrhagic Fever antibodies in cattle and wildlife of southern continental France: Investigation of explanatory factors. PLoS One 20(9): e0331875.

BERNATH-PLAISTED, J. S., CORRELL, M. D., SOMERSHOE, S. G., DWYER, A. M., BANKERT, A., BEH, A., ... & VERCAUTEREN, T. (2023): Review of conservation challenges and possible solutions for grassland birds of the North American Great Plains. Rangeland Ecology & Management 90: 165 - 185.

BERNATH-PLAISTED, J. S., RIBIC, C. A. & ZUCKERBERG, B. (2025): Sweating the small stuff: microclimatic exposure and species habitat associations inform climate vulnerability in a grassland songbird community. Biology Letters 21(1): 20240599.

BETINI, G. S., MALAJ, E., DONKERSTEEG, C., SMITH, A. C., WILSON, S., MITCHELL, G. W., ... & MAHONY, N. A. (2023): Spatial variation in the association between agricultural activities and bird communities in Canada. Science of The Total Environment 881: 163413.

BEYER, R. & MANICA, A. (2021): Range Sizes of the World's Mammals, Birds, and Amphibians from the Mid-Holocene to the Industrial Period. Animals 11(12): 3561.

BLACKBURN, G., ASHTON, B. J., & RIDLEY, A. R. (2024): Evidence that multiple anthropogenic stressors cumulatively affect foraging and vigilance in an urban-living bird. Animal Behaviour, 211, 1-12.

BONNET-LEBRUN, A.-S., MANICA, A. & RODRIGUES, A. S. L. (2020): Effects of urbanization on bird migration. Biological Conservation 244 : 108423. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108423.

BORDER, J. A., PEARCE-HIGGINS, J. W., HEWSON, C. M., HOWARD, C., STEPHENS, P. A., WILLIS, S. G., ... & BAILLIE, S. R. (2025): Expanding protected area coverage for migratory birds could improve long-term population trends. Nature Communications 16(1): 1813.

BOWLER, D. E., HELDBJERG, H., FOX, A. D., DE JONG, M. & BÖHNING-GAESE, K. (2019): Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. Conservation Biology 33 (5): 1120-1130.

BR (2022): Den Goldschakal zieht es nach Deutschland. 11.09.2022. https://www.br.de/nachrichten/deutschland-welt/den-goldschakal-zieht-es-nach-deutschland,TFytfAC. Abgerufen am 27.11.2022.

BREUSTE, J. (2022): Die wilde Stadt. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, pp. 538.

BÜHRS, M., RIENOW, A. & ZEPP, H. (2025): Species distribution models predict a future decline in urban avian biodiversity in response to changes in land use and climatic conditions. Ecological Solutions and Evidence 6(3): e70086.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2021): Waldstrategie 2050: Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Herausforderungen und Chancen für Mensch, Natur und Klima. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin, 56 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2024a): Biologische Vielfalt stärken - Nationale Strategie zu genetischen Ressourcen für Ernährung, Landwirtschaft, Forst und Fischerei. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin, 60 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2024b): Erntebericht 2024 - Mengen und Preise. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin, 50 S.

BÜNTGEN, U., URBAN, O., KRUSIC, P.J. et al. (2021): Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. Nat. Geosci. 14: 190 – 196. https://doi.org/10.1038/s41561-021-00698-0.

BUSCH, M., KATZENBERGER, J., TRAUTMANN, S., GERLACH, B., DROESCHMEISTER, R., & SUDFELDT, C. (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. Bird Conservation International 30(3): 335-354.

ČANÁDY, A. & MOŠANSKÝ, L. (2017): Public Cemetery as a biodiversity hotspot for birds and mammals in the urban environment of Kosice city (Slovakia). Zoology and Ecology. https://doi.org/10.1080/21658005.2017.1366024.

CARDADOR, L., BATLLE, I., BARBOSA, A. M., SILLERO, N. & REINO, L. (2025): Land Cover Constrains Range Shifts in Northern Iberian Bird Species Under Climate Change Scenarios. Ecology and Evolution 15(8): e71863.

CARRASCO, L., UTRILLA, M. J., FUENTES-ROMERO, B., FERNANDEZ-NOVO, A. & MARTIN-MALDONADO, B. (2024): West Nile Virus: An Update Focusing on Southern Europe. Microorganisms 12(12): 2623.

CEBALLOS, G., & EHRLICH, P. R. (2023): Mutilation of the tree of life via mass extinction of animal genera. Proceedings of the National Academy of Sciences 120(39): e2306987120.

CHEN, L. & KHANNA, M. (2024): Heterogeneous and long-term effects of a changing climate on bird biodiversity. Global Environmental Change Advances 2: 100008.

CLIPP, H. L., ROTA, C. T., MATTHEWS, S. N., PETERS, M. P. & WOOD, P. B. (2025): Potential resilience of forest birds in the Appalachian Mountains to future climate change during the breeding season. Landscape Ecology 40(3): 62.

COHEN, J. M. & JETZ, W. (2025): Geographic redistributions are insufficient to mitigate exposure to climate change in North American birds. Nature Ecology & Evolution 9: 1234 – 1244.

COHEN, J. M., LAJEUNESSE, M. J. & ROHR, J. R. (2018): A global synthesis of animal phonological responses to climate change. Nature Climate Change 8: 224-228.

CONRADIE, S. R., WOLF, B. O., CUNNINGHAM, S. J., BOURNE, A., VAN DE VEN, T., RIDLEY, A. R. & MCKECHNIE, A. E. (2025): Integrating fine‐scale behaviour and microclimate data into biophysical models highlights the risk of lethal hyperthermia and dehydration. Ecography 2025(4): e07432.

COSTA, T. D., DE MORAES, J. R. C., TIMOTEO, J. L., & ROSA, J. (2023): Evaluation of the vulnerability of wild bird populations during heatwave events: implications for biodiversity conservation. Studies in Health Sciences 4(4): 1483 - 1502.

COX, J.H. (2023): The Importance of Wild Birds: Major Factors for the Animal Welfare-Environment Sustainable Development Nexus. WellBeing International Studies Repository, Potomac, Maryland, USA; https://www.wellbeingintlstudiesrepository.org/es_nexus/.

COYNE, S., OSORIO, E., BENNETT, S. K., KIRCHGRABER, A., PARKER, J. D. & NOWAKOWSKI, A. J. (2025): Bird occurrence and trophic interactions vary across gradients of tree diversity and microclimate in a planted forest. bioRxiv 2025-02.

CRESSWELL, W., PATCHETT, R., BLACKBURN, E. & BURGESS, M. (2025): Comparing migration of Whinchats *Saxicola rubetra* from the non-breeding grounds in Liberia and Nigeria: Differences due to geography but otherwise very similar. PLoS One 20(6): e0324086.

CRICK, H. Q. P. (2004): The impact of climate change on birds. Ibis 146 (Suppl. 1): 48-56.

CUCHOT, P., BONNET, T., ROBINSON, R., ARIZAGA, J., FIEDLER, W., GEITER, O., HENSHAW, I., HERRMANN, C., VAN DER JEUGD, H., KARCZA, Z., LEAL, A., LEHIKOINEN, P., VON RÖNN, J. A. C., THORUP, K., TEPLITSKY, C. & HENRY, P.-Y. (2025): Phenological Plasticity and Its Thermal Determinants in Common Songbirds across Europe. https://ecoevorxiv.org/repository/view/8338/ , abgerufen am 11.11.2025.

DAK (DEUTSCHE AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION) (2023): Seltene Vogelarten in Deutschland 2021. Deutsche Avifaunistische Kommission – Dokumentationsstelle für seltene Vogelarten, Münster, 84 S.

DAVIES, J. G., KIRKLAND, M., MILLER, M. G., PEARCE-HIGGINS, J. W., ATKINSON, P. W., & HEWSON, C. M. (2023): Spring arrival of the common cuckoo at breeding grounds is strongly determined by environmental conditions in tropical Africa. Proceedings of the Royal Society B 290(2001): 20230580.

DDA (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN) (2016): Starke Auswirkungen des Klimawandels auf häufige Vogelarten in Europa und USA. DDA-Aktuell 2/2016: 1-2. http://www.dda-web.de/downloads/texts/dda_aktuell/dda_aktuell_136_1.pdf (aufgerufen am 02.01.2016).

DE MORAES, K. F., LIMA, M. G. M., GONÇALVES, G. R., DOS SANTOS, L. H. Q. & SANTOS, M. P. D. (2025). Projections of future distribution for the Golden Parakeet (Guaruba guarouba) indicate increased extinction risk for an Amazonian flagship species. Global Ecology and Conservation 57: e03353.

DE ROSA, D., FOZZI, I., FOZZI, A., SANNA, M., ŠKRABAL, J., RAAB, R., ... & ARESU, M. (2021): A vanishing raptor in a Mediterranean island: an updated picture of Red kite (*Milvus milvus*) in Sardinia, Italy. Rivista Italiana di Ornitologia 91(1): 39-44.

DELGADO‐MARTÍNEZ, C. M., KOLB, M., PASCUAL-RAMÍREZ, F. & MENDOZA, E. (2025): Global patterns and gaps in the study of terrestrial birds and mammals' use of freshwater sources: a mapping review. Wildlife Biology: e01379.

DELMORE, K., ILLERA, J. C., PEREZ-TRIS, J., SEGELBACHER, G.; LUGO RAMOS, J. S. et al. (2020b): The evolutionary history and genomics of European blackcap migration. eLife, Cambridge Bd. 9. DOI:10.7554/eLife.54462.

DENG, Y., HAEST, B., BELOTTI, M. C., ZHAO, W., PEREZ, G., TIELENS, E. K., ... & HORTON, K. G. (2025): Continental Connections: Changing Temperature, Wind and Precipitation Advance the Postbreeding Roosting Phenology of Avian Aerial Insectivores. Global Ecology and Biogeography 34(5): e70052.

DESCAMPS, S., MERKEL, B. & STRØM, H. (2025): Local variations in population trends and migration strategies of Brünnich's guillemots on Svalbard. Marine Ecology Progress Series 765: 101 - 114.

DEVICTOR, V., VAN SWAAY, C., BRERETON, T., BROTONS, L., CHAMBERLAIN, D., HELIÖLÄ, J., HERRANDO, S. et al. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. Nature Climate Change 2(2): 121.

DIE ZEIT (2025): Zwei Tote durch West-Nil-Fieber in Griechenland. 21.08.2025. https://www.zeit.de/news/2025-08/21/zwei-tote-durch-west-nil-fieber-in-griechenland. Aufgerufen am 23.11.2025.

DIEL, A. (2018): Erster Nachweis der Zwergohreule (*Otus scops*) in der Osteifel (Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 13 (4): 1227 - 1248.

DONG, J., MATTHEWS, S. N., SHUMAR, M. B. & PETERMAN, W. E. (2025): Spatially Varying Drivers of Temporal β Diversity in Forest Avian Communities. Ecology and Evolution 15(10): e72359.

DØRUM, H., DESCAMPS, S., MOE, B., BÅRDSEN, B. J., HANSEN, K. T., HANSSEN, S. A., ... & GABRIELSEN, G. W. (2025): Intra-population variation in the effects of sea ice reduction on an Arctic breeding bird. Ecosphere 16(4): e70081.

DOUGLAS, D. J., WALDINGER, J., BUCKMIRE, Z., GIBB, K., MEDINA, J. P., SUTCLIFFE, L., ... & KOPER, N. (2023): A global review identifies agriculture as the main threat to declining grassland birds. Ibis 165 (4): 1107 - 1128.

DRAGONETTI, C., THUILLER, W., GUÉGEN, M., RENAUD, J., VISCONTI, P. & DI MARCO, M. (2024): The impact of global change on the distribution of mountain mammals and birds. https://d197for5662m48.cloudfront.net/documents/publicationstatus/237899/preprint_pdf/303695bb4b38a9b6e5714ea870df0ecb.pdf (abgerufen am 09.11.2025.

ELKINS, N. (2004): Weather and bird behaviour. T & A D Poyser, London, 280 S.

EZE, C. J., JULIUS, S. O., NNANNA, T. B., OMIACHI, E. S., NZEREOGU, C. S., OROGBEMI, I. T. & MANKWE, P. M. (2025): The effect of stress hormones on reproductive function in this era of prevailing climatic change. International Journal of Biological and Pharmaceutical Sciences Archive 10(02): 129 - 147.

FAWCETT WILLIAMS, F. (2024): Thermal Imaging for Wildlife Applications. Pelagic Publishing, London, 148 S.

FEIGE, K.-D. (2022): Zum Wert der Erfassung von Sangesbeginns- und Erstbeobachtungs-Daten der Vögel. Acta ornithoecologica, Jena: 9. 4: 251-275.

FERRARINI, A., GUSTIN, M., & CELADA, C. (2023): Wetland attributes significantly affect patterns of bird species distribution in the Sardinian wetlands (Italy): An uncertain future for waterbird conservation. Journal of Applied Ecology 60(4): 650 - 660.

FERLINI, F. (2020): Wintering range of western yellow wagtail *Motacilla flava* in Africa and Europe in a historical perspective. Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology 90 (1): 3-39.

FERRER OBIOL, J., BOUNAS, A., BRAMBILLA, M., LOMBARDO, G., SECOMANDI, S., PARIS, J. R., ... & RUBOLINI, D. (2025): Evolutionarily distinct lineages of a migratory bird of prey show divergent responses to climate change. Nature Communications 16(1): 3503.

FIEDLER, W. (2025): Evidence of change (bird ecology). In Energy and Climate Change (pp. 67-84). Academic Press.

FIEDLER, W., BAIRLEIN, F. & KÖPPEN, U. (2006): Using large-scale data from ringed birds for the investigation of effects of climate change on migrating birds: pitfalls and prospects. In MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. [Eds.], Birds and Climate Change, 49-67. Elsevier, Amsterdam.

FILAZZOLA, A., JOHNSON, M. T., BARRETT, K., HAYES, S., SHRESTHA, N., TIMMS, L. & MACIVOR, J. S. (2024). The great urban shift: Climate change is predicted to drive mass species turnover in cities. Plos one 19(3): e0299217.

FOPPEN, R. P. B., VAN TURNHOUT, C. A. M., VAN DIJK, A., BOELE, A., SIERDSEMA, H. & HUSTINGS, F. (2017): Reconstructing trends in bird population numbers by integrating data and information sources. Vogelwelt 137: 80-88.

FORESTER, B. R., DAY, C. C., RUEGG, K. & LANDGUTH, E. L. (2023): Evolutionary potential mitigates extinction risk under climate change in the endangered southwestern willow flycatcher. Journal of Heredity 114(4): 341 - 353.

FREEMAN, B. G., MILLER, E. T. & STRIMAS‐MACKEY, M. (2025): Recent Abundance Changes at Species' Range Limits in the North and Central American Avifaunas. Global Ecology and Biogeography 34(5): e70059.

FU, L., HUANG, J., ZHANG, G., HAN, D., DING, L., WEI, Y. ... & YU, H. (2025): Abrupt loss of species richness caused by ecosystem transition. Science Bulletin.

FÜRSTE, A., PRELL, J. & TOSCHKI, A. (2017): Literaturstudie zu Bestandstrend sowie Ursachen für die Bestandsentwicklung von ausgewählten Feldvogelarten. gaiac, Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung e.V., Aachen, 24 S.

GAO, L., GAO, J., & ZHANG, S. (2018): Temperature effect on luteinizing hormone secretion of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) and Great Tit (*Parus major*) in China. Avian Research 9: 1 - 7.

GARCÍA‐MACÍA, J., TORRALVO, C. A., ELIAS, G., TOMÁS, J. F., FERRER, M. A. & MORANDINI, V. (2025): Climate, habitat availability and human activity shape the wintering distribution of an increasing migratory piscivorous raptor within the Mediterranean basin. Ibis: https://doi.org/10.1111/ibi.70021.

GARNETT, S. T., WOINARSKI, J. C., BARRY BAKER, G., BERRYMAN, A. J., CRATES, R., LEGGE, S. M., ... & GEYLE, H. M. (2024): Monitoring threats to Australian threatened birds: climate change was the biggest threat in 2020 with minimal progress on its management. Emu-Austral Ornithology 124(1): 37 - 54.

GAÜZÈRE, P., BARBARO, L., CALATAYUD, F., PRINCÉ, K., DEVICTOR, V., RAISON, L. & BALENT, G. (2020): Long-term effects of combined land-use and climate changes on local bird communities in mosaic agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 289: 106722.

GAVALI, P. & BANU, J. S. (2024): Integrating Health Informatics and Deep Learning to Evaluate Climate Change Effects on Indian Bird Health. Frontiers in Health Informatics 13 (3): 3959 - 3975.

GEBRETENSAE, A. K. (2025). Vulnerability of the Endangered Ethiopian Bush Crow (*Zavattariornis stresemanni*) to the Recurrent Drought and its Conservation Implications. Earth History and Biodiversity: 100023.

GÉNARD, M. & LESCOURRET, F. (2023): Census of breeding birds in the Pyrenees in the early 1980s: A publicly available dataset for ecological research. Data in Brief 50: 109619.

GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., HAUSWIRTH, M., HEINICKE, T., KAMP, J., KARTHÄUSER, J., KÖNIG, C., MARKONES, N., PRIOR, N., TRAUTMANN, S., WAHL, J. & SUDFELDT, C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BERLIN, K., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., DAVIDS, S., DIERSCHKE, V., HAUSWIRTH, H., HEINICKE, T., KUNZ, F., KÖNIG, C., KOFFIJBERG, K., LINDNER, L., MARKONES, N., MORKOVIN, A., PERTL, C., TRAUTMANN, S., WAHL, J., ZÜGHART, W. & SUDFELDT, C. (2025): Vögel in Deutschland – Bestandssituation 2025. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

GOLAWSKI, A., & GOLAWSKA, S. (2023): Delayed egg-laying in Red-backed Shrike *Lanius collurio* in relation to increased rainfall in east-central Poland. International Journal of Biometeorology 67(4): 717 - 724.

GOMEZ, M. L., BENHAM, P. M. & BOWIE, R. C. (2025a): Evidence for temporal morphological change in northern but not southern breeding crowned sparrows (*Zonotrichia* spp.). Evolutionary Ecology : 1-19.

GOMEZ, S., COREAU, D., PASSERAULT, M., FÉVRIER, P., MEUNIER, B., RUBOLINI, D., ... & LE REST, K. (2025b): Differences in weather conditions associated with the onset of pre-breeding migration of *Scolopax rusticola* (Eurasian Woodcock) and *Gallinago gallinago* (Common Snipe). Ornithology: ukaf048.

GOMOLKA, J., POHL, B., SAUER, F. METIS, THORNTON, F. & TSETSOS, K. (2025): Nationale Interdisziplinäre Klimarisiko- Einschätzung. Konsortium Nationale Interdisziplinäre Klimarisiko-Einschätzung, 77 S.

GORDO, O., BROTONS, L., HERRANDO, S. & GARGALLO, G. (2021): Rapid behavioural response of urban birds to COVID19 lockdown. Proc. R. Soc. B 288: 20202513. https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2513.

GOTTSCHALK, T. K., MÜLLER, B., REINER, T. E. & WOLTERS, V. (2010): Klimainduzierte Veränderungen der Verbreitung und Abundanz der Brutvögel Deutschlands. Poster der Justus-Liebig-Universität Gießen. http://fss.plone.uni-giessen.de/fss/forschung/klimawandel/VirtPostRm/files/43Gottschalkpdf/file/43_Gottschalk.pdf (aufgerufen am 08.12.2011).

GOWENS, L. I. (2025): How are North American breeding birds responding to climate change? Thesis, Georgia Institute of Technology, 14 p.

GREGORY, R. D., WILLIS, S. G., JIGUET, F., VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., et al. (2009) An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. PLoS ONE 4(3): e4678. http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0004678 (aufgerufen am 09.12.2011).

GRYZ, J., CHOJNACKA-OŻGA, L. & KRAUZE-GRYZ, D. (2019): Long-Term Stability of Tawny Owl (*Strix aluco*) Population Despite Varying Environmental Conditions – a Case Study from Central Poland," Polish Journal of Ecology 67(1): 75-83. https://doi.org/10.3161/15052249PJE2019.67.1.006.

GUTIERREZ-CARRILLO, D. A., MATEUS-AGUILAR, B., GOMEZ, C., & CADENA, C. D. (2024). Changes in bird migration phenology over six decades, a perspective from the Neotropical non-breeding grounds. bioRxiv: 2024-02. https://doi.org/10.1101/2024.02.21.581429

HABIB, M., EL-MOR, M. E. S., CHAMPIGNON, J. & TEMRAZ, T. A. (2024): Breeding and a Phenological Shift in the White-Eyed Gull *Larus leucophthalmus* in the Red Sea Islands of Egypt. Advances in Environmental and Life Sciences 6(1): 22 - 34.

HAHN, T. P., CORNELIUS, J. M. & WATTS, H. E. (2025): Timing mismatches, carryover effects, and the role of neuroendocrine mechanisms in determining birds' responses to environmental change. Journal of Neuroendocrinology 37(6): e70032.

HALUPKA L & HALUPKA K. (2017): The effect of climate change on the duration of avian breeding seasons: a meta-analysis. Proc. R. Soc. B 284: 20171710. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1710

HALVORSEN, A. C. (2022): Abundance and distribution of yellowhammer (*Emberiza citrinella*) in the Norwegian agricultural landscape. Master's thesis, Universitetet I Oslo, Ecology and evolution Department of Biosciences CEES, pp 32.

HARRIS, R. M. B., LOEFFLER, F., RUMM, A. et al. (2020): Biological responses to extreme weather events are detectable but difficult to formally attribute to anthropogenic climate change. Sci Rep 10: 14067. https://doi.org/10.1038/s41598-020-70901-6.

HASENBICHLER, J., BITTERMANN, F., HAFNER, G., ZECHMEISTER, T. & MAGGINI, I. (2025): Response to high ambient temperatures in short‐distance and trans‐Saharan migratory species. Journal of Avian Biology 2025(1): e03375.

HECKSCHER, C. M., MOHYUDDIN, T. & LESTER, L. A. (2025): Severe en route tropical weather is a predictor of morphological variation and body condition of a Nearctic-Neotropical migratory songbird. Scientific Reports 15(1): 25864

HERTZOG, L. R., FRANK, C., KLIMEK, S., RÖDER, N., BÖHNER, H. G. S. & KAMP, J. (2021): Model-based integration of citizen science data from disparate sources increases the precision of bird population trends. Diversity and Distributions 27: 1106-1119.

HINTSANEN, L., MARJAKANGAS, E. L., SANTANGELI, A. & LEHIKOINEN, A. (2025): Protected area edges host more warm-dwelling bird communities than the rest of the landscape. Biological Conservation 305: 111070.

HOCHACHKA, W. H., ALONSO, H., GUTIÉRREZ-EXPÓSITO, C., MILLER, E., & JOHNSTON, A. (2021): Regional variation in the impacts of the COVID-19 pandemic on the quantity and quality of data collected by the project eBird. Biological Conservation 254: 108974, ISSN 0006-3207, https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108974.

HOCHKIRCH, A., BILZ, M., FERREIRA, C. C., DANIELCZAK, A., ALLEN, D., NIETO, A., ... & ZUNA-KRATKY, T. (2023): A multi-taxon analysis of European Red Lists reveals major threats to biodiversity. Plos one, 18(11): e0293083.

HORTON, K. G., LA SORTE, F. A., SHELDON, D., LIN, T. Y., WINNER, K., BERNSTEIN, G., ... & FARNSWORTH, A. (2020): Phenology of nocturnal avian migration has shifted at the continental scale. Nature Climate Change 10(1): 63-68.

HORVÁTH, Z., UHRIN, M., CUNILLERA‐MONTCUSÍ, D., BARTA, B., SZABÓ, B., HAMER, A. J., ... & VAD, C. F. (2025): Urban Ponds and the Emerging Role of Garden Ponds: Ecosystem Services and Disservices, Multifunctionality, and Trade‐Offs. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water 12(6): e70041.

HOWARD, C., STEPHENS, P. A., PEARCE-HIGGINS, J. W., GREGORY, R. D., BUTCHART, S. H. M. & WILLIS, S. G. (2020): Disentangling the relative roles of climate and land cover change in driving the long-term population trends of European migratory birds. Diversity and Distributions 26: 1442-1455.

HUBATSCH, D. (2018): Bemerkenswerte Vögel am Niederrhein im Jahr 2017. http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/sammelberichte/jahresbericht_niederrhein_2017.pdf (abgerufen am 07.12.2020).

HUBATSCH, D. (2019): Bemerkenswerte Vögel am Niederrhein im Jahr 2018. http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/sammelberichte/jahresbericht_niederrhein_2017.pdf (abgerufen am 07.12.2020).

HUNTLEY, B., GREEN, R. E., COLLINGHAM, Y. C. & WIILIS, S. G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB, Lynx Edicions, Barcelona.

ICKIN, E., CONQUET, E., ABRAHMS, B., ALBON, S. D., BLUMSTEIN, D. T., BOND, M. L., ... & PANIW, M. (2025): Comparative life-cycle analyses reveal interacting climatic and biotic drivers of population responses to climate change. PNAS nexus 4(9): pgaf286.

IRANNEZHAD, M., TAHAMI, M. S., AHMADI, B., LIU, J., & CHEN, D. (2022): Compound climate extreme events threaten migratory birds' conservation in western US. Sustainable Horizons 3: 100023.

IRWANTO, M. M. & NAMPIRA, A. A. (2025): The Impact of Renewable Energy Use on Biodiversity. MSJ: Majority Science Journal 3(2): 193 - 200.

IRWIN, D. E. (2009): Speciation: new migratory directionprovides route towards divergence. Current Biology 19, R1111-R1113. doi:10.1016/j.cub.2009.11.011.

JIGUET, F., GADOT, A. S., JULLIARD, R., NEWSON, S. E. & COUVET, D. (2007): Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. Global Change Biology 13(8): 1672 - 1684.

JOHNSTON, A., RODEWALD, A. D., STRIMAS-MACKEY, M., AUER, T., HOCHACHKA, W. M., STILLMAN, A. N., ... & FINK, D. (2025): North American bird declines are greatest where species are most abundant. Science 388(6746): 532 - 537.

JONES, H. H., RAY, C., JOHNSON, M., & SIEGEL, R. (2024a): Breeding birds of high-elevation mixed-conifer forests have declined in national parks of the southwestern US while lower-elevation species have increased, with responses to drought varying by habitat. Ornithological Applications 126(2): 1 - 16.

JONES, T., PARRISH, J. K., MACCREADY, P., BALLANCE, L. T., BRADLEY, D. W., BURGESS, H. K., ... & WRIGHT, C. (2024b): Assessing total mortality following seabird wrecks given variable data quantity and quality: the Cassin's auklet die-off. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences: (just in).

JONKER, R. M., CHAKAROV, N. & KRÜGER, O. (2014): Climate change and habitat heterogeneity drive a population increase in Common Buzzards *Buteo buteo* through effects on survival. Ibis 156: 97-106. doi:10.1111/ibi.12124.

KÄRKKÄINEN, T., HOBSON, K. A., KARDYNAL, K. J. & LAAKSONEN, T. (2024): Winter-ground microhabitat use by differently coloured phenotypes affects return rate in a long-distance migratory bird. Oecologia 205(1): 163 - 176.

KAMP, J., KALLMAYER, J., KOCH, J., KARTHÄUSER, J. & VEIT, W. (2017): Die Brutvogelgemeinschaften der „Hauberge" bei Haiger in Abhängigkeit von der Waldbewirtschaftung (mit Anmerkungen zum starken Auftreten des Waldlaubsängers in Fichtenwäldern im Jahre 2017). Vogelkundliche Berichte Lahn-Dill 32: 139-149.

KAMP, J., FRANK, C., TRAUTMANN, S., BUSCH, M., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GERLACH, B., KARTHÄUSER, J., KUNZ, F., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. & SUDFELDT, C. (2020): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. Journal of Ornithology: https://doi.org/10.1007/s10336-020-01830-4.

KATZENBERGER, J., GOTTSCHALK, E., BALKENHOL, N. & WALTERT, M. (2019): Long-term decline of juvenile survial in German Red Kites. J. Ornithology 160: 337-349.

KATZENBERGER, J., GOTTSCHALK, E., BALKENHOL, N., & WALTERT, M. (2021): Density‐dependent age of first reproduction as a key factor for population dynamics: stable breeding populations mask strong floater declines in a long‐lived raptor. Animal Conservation: doi:10.1111/acv.12687.

KEARNS, A. M., JOHNSTON, H., FENKER, J., NICHOLLS, J., YANG, C., ZWICK, A., ... & JOSEPH, L. (2025): Genomic Footprints of Ancient Multi‐Species Introgression Events Among Allopatric Australo‐Papuan Butcherbird Species. Journal of Biogeography 52(7): e15141.

KELLER, V., HERRANDO, S., VOŘÍŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVAŇOVÁ, A., KALYAKIN, M.V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R.P.B. (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

KELLY, L. A., BURNS, F., MORDUE, S., WOTTON, S. R., HARRISON, M., JENNINGS, K., & GREGORY, R. D. (2025): Recent evidence on the effectiveness of European protected areas for species conservation in the face of climate change. Biodiversity and Conservation 34: 3687 – 3714.

KHARITONOV, S. P., AVILOVA, K. V. & KONYUKHOV, N. B. (2025): Migratory Pattern in European Mallards (*Anas platyrhynchos*) Changes through Decades: Probable Causes and Number Growth of Wintering Ducks in European Russia Cities. Biology Bulletin 52(4): 124.

KINDLMANN, P., TSIFTSIS, S., BUCHBAUEROVÁ, L., TRAXMANDLOVÁ, I. & ŠTÍPKOVÁ, Z. (2025): How Will Environmental Conditions Affect Species Distribution and Survival in the Coming Decades—A Review. Diversity 17(11): 793.

KINZELBACH, R. (2007): Klimawandel – ein Feigenblatt? Der Treibhauseffekt und die Folgen für die Tierwelt. Biologie in unserer Zeit 37: 250-259.

KINZELBACH, R. (2008): Veränderungen in der europäischen Vogelwelt vor 1758 nach historischen Quellen. In: HERRMANN, B.: Beiträge zum Göttinger Umwelthistorischen Kolloquium 2007 – 2008, Universitätsverlag Göttingen, Göttingen, pp 147 - 170.

KIRBY, G., VAUX, A. G., FERGUSON, H. M. & MEDLOCK, J. M. (2025): Ecological risk factors for the establishment of West Nile virus in Britain. Trends in Parasitology 41(2): 138 - 149.

KÖNIG, H. (2008): Wie verändert sich die Artenvielfalt in NRW am Beispiel der Vogelwelt? Natur in NRW 2/2008: 64-68.

KÖNIG, C., STEINMEYER, F., STÜBING, S. & WAHL, J. (2025a): Frühjahr 2025: Frühe Zugvögel, kaum Felsenschwalben und (fast) eine neue Brutvogelart. DER FALKE Journal für Vogelbeobachter 72(8): 38 - 43.

KÖNIG, C., STEINMEYER, F., STÜBING, S. & WAHL, J. (2025b): Sommer 2025: Immer mehr Seidensänger und eine neue Brutvogelart. DER FALKE Journal für Vogelbeobachter 72(11): 36 - 41.

KOTZ, M., AMANO, T. & WATSON, J. E. (2025): Large reductions in tropical bird abundance attributable to heat extreme intensification. Nature Ecology & Evolution 9: 1897 – 1909.

KOVÁCS, B., NÉMETH, C., ASZALÓS, R., & VERES, K. (2024): Small oases below the canopy: The cooling effects of water-filled tree holes on the local microclimate in oak-dominated stands. Agricultural and Forest Meteorology 353: 110058.

KRAMER, G. R., ANDERSEN, D. E., BUEHLER, D. A., WOOD, P. B., PETERSON, S. M., LEHMAN, J. A., ... & STREBY, H. M. (2025): Migratory connectivity and barrier‐crossing flights of *Vermivora* warblers are associated with synoptic weather conditions. Journal of Animal Ecology: DOI: 10.1111/1365-2656.70190.

KUMAR, H. N. K., MURALI, M., GIRISH, H. V., CHANDRASHEKAR, S., AMRUTHESH, K. N., SREENIVASA, M. Y. & JAGANNATH, S. (2021): Impact of climate change on biodiversity and shift in major biomes. In: SINGH, S., SINGH, P., RANGABHASHIYAM, S. & SRIVASTAVA, K. K.: Global Climate Change, Elsevier, Amsterdam, pp. 33-44.

LACHER JR., T. E., BUTCHART, S. H., GUMBS, R., LONG, B., LOPEZ-GALLEGO, C., RAIMONDO, D., ... & HOFFMANN, M. (2025): The status, threats and conservation of Critically Endangered species. Nature Reviews Biodiversity 1: 421 – 438.

LAJEUNESSE, A. & FOURCADE, Y. (2022): Temporal analysis of GBIF data reveals the restructuring of communities following climate change. Journal of Animal Ecology: https://doi.org/10.1111/1365-2656.13854.

LAMERIS, T. K., BOOM, M. P., NUIJTEN, R. J., BUITENDIJK, N. H., EICHHORN, G., ENS, B. J., ... & VAN BEMMELEN, R. S. (2025): Migratory Birds Advance Spring Arrival and Egg‐Laying in the Arctic, Mostly by Travelling Faster. Global change biology 31(4): e70158.

LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2016b): Geschützte Arten in NRW. http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/start. Aufgerufen am 5.12.2018.

LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2017): Daten zur Natur in Nordrhein-Westfalen 2016. LANUV-Fachbericht 83. LANUV NRW, Recklinghausen.

LATHOUWERS, M., BEENAERTS, N., EVENS, R., ARTOIS, T., CONWAY, G., HENDERSON, I. ... & DENDONCKER, N. (2025): Impact of future climate change and land-use change on habitat suitability for a long-distance avian migrant under diverse socioeconomic-emission scenarios. Global Ecology and Conservation 62: e03777.

LAUCK, K. S., KE, A., OLIMPI, E. M., PAREDES, D., HOOD, K., PHILLIPS, T., ... & KARP, D. S. (2023): Agriculture and hot temperatures interactively erode the nest success of habitat generalist birds across the United States. Science 382(6668): 290 - 294.

LEACH, N. J., LI, S., SPARROW, S., VAN OLDENBORGH, G. J., LOTT, F. C., WEISHEIMER, A. & ALLEN, M. R. (2020): Anthropogenic Influence on the 2018 Summer Warm Spell in Europe: The Impact of Different Spatio-Temporal Scales. In: HERRING, S. C., CHRISTIDIS, N., HOELL, A., HOERLING, M. P. & STOTT, P. A. (Eds.): Explaining Extreme Events of 2018 from a Climate Perspective. Bull. Amer. Meteor. Soc., 101 (1), pp 41-46. doi:10.1175/BAMS-ExplainingExtremeEvents2018.1.

LEANDRO‐SILVA, V., GONÇALVES‐SOUZA, T. & NAKA, L. N. (2025): Ecological and Morphological Traits Determine Community‐Wide Responses of Birds to Climate Change in a Tropical Dry Forest. Journal of Biogeography 52(11): e70026.

LEES, A. & GILROY, J. (2021): Vagrancy in Birds. Princeton University Press, Princeton and Oxford, pp. 400.

LEES, A. & GILROY HÜPPOP K & HÜPPOP, O. (2012): Zugvögel im Klimawandel. In: SUDFELDT, C., F. BAIRLEIN, R. DRÖSCHMEISTER, C. KÖNIG, T. LANGGEMACH & J. WAHL (2012): Vögel in Deutschland – 2012. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. S. 30-33.

LEES, A. C., HASKELL, L., ALLINSON, T., BEZENG, S. B., BURFIELD, I. J., RENJIFO, L. M., ... & BUTCHART, S. H. (2022): State of the World's Birds. Annual Review of Environment and Resources 47(1): 231-260.

LEFEUVRE, M., LU, C., BOTERO, C. A. & RUTKOWSKA, J. (2025): Variable and mismatching temperature regimes impair song learning in zebra finches. Animal Behaviour 221: 123053.

LEGGE, S., RUMPFF, L., GARNETT, S. T., & WOINARSKI, J. C. (2023): Loss of terrestrial biodiversity in Australia: Magnitude, causation, and response. Science 381(6658): 622 - 631.

LEHIKOINEN, A, LINDSTRÖM, Å, SANTANGELI, A, et al. (2021a): Wintering bird communities are tracking climate change faster than breeding communities. J Anim Ecol. 90: 1085-1095. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13433.

LEISTEN, A. (2002): Die Vogelwelt der Stadt Düsseldorf. Schriftenreihe der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e.V., Bd. 3, 300 S., Monheim am Rhein.

LEISTEN, A. (2017): Vögel. In: SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.

LENSINK, R., VAN TURNHOUT, C., BEEMSTER, N., BOELE, A., DE JONG, A., SIERDSEMA, H. & TERLOUW, S. (2025): Cettis Zangers nemen toe en breiden uit: een eerste analyse sinds de vestiging in Nederland. Limosa 98: 1 - 16

LI, B., LIANG, C., SONG, P., LIU, D., QIN, W., JIANG, F., ... & ZHANG, T. (2023): Threatened birds face new distribution under future climate change on the Qinghai-Tibet Plateau (QTP). Ecological Indicators 150: 110217.

LI, C., SUN, Y., MÜLLER, P., BERTNESS, M. D., CUI, B., CUI, L. ... & HE, Q. (2025): Shorebird loss increases soil CO2 emissions in coastal wetlands under restoration. Fundamental Research.

LIAO, W. & CAO, L. (2024): Conservation and Evolution of Wildlife in the Context of Climate Change and Human Population Growth. Biology 13(6): 440.

LIEDVOGEL, M. (2017): Zugvogelgenetik – wie finden Vögel ihren Weg? Jahrbuch 2016/2017, Max-Planck-Gesellschaft, pp. 1-7.

LIN, J. (2024): The interplay between bird migration behavior and genetic diversity. Genomics and Applied Biology 15(1): 1 - 7, doi: 10.5376/gab.2024.15.0001

LINDNER, M., VERHAGEN, I., MATEMAN, A. C., VAN OERS, K., LAINE, V. N., & VISSER, M. E. (2024): Genetic and epigenetic differentiation in response to genomic selection for avian lay date. Evolutionary Applications 17(7): e13703.

LÓPEZ‐RAMÍREZ, S., MÁRQUEZ, A. L., REAL, R., & MUÑOZ, A. R. (2024): Evaluating the expansion of African species into Europe driven by climate change. Diversity and Distributions 30(6): e13840.

LÓPEZ-RAMÍREZ, S. & MUÑOZ, A. R. (2025): Climate change drives range contraction and shapes species distribution in an alpine passerine: Caution required when comparing atlas data. Global Ecology and Conservation: e03620.

LU, G., ZHANG, X., LI, X., & ZHANG, S. (2023): Immunity and Growth Plasticity of Asian Short-Toed Lark Nestlings in Response to Changes in Food Conditions: Can It Buffer the Challenge of Climate Change-Induced Trophic Mismatch? Animals, 13(5): 860.

LU, M. & JETZ, W. (2025): Fine‐Grain Data Reveal Vulnerability of Biodiversity to Climate Change. Global Change Biology 31(12): e70627.

MAES, J., BRUZÓN, A. G., BARREDO, J. I., VALLECILLO, S., VOGT, P., RIVERO, I. M. & SANTOS-MARTÍN, F. (2023): Accounting for forest condition in Europe based on an international statistical standard. Nature Communications 14(1): 3723.

MÄKINEN, J., ELLIS, E. E., ANTÃO, L. H., DAVRINCHE, A., LAINE, A. L., SAASTAMOINEN, M., ... & ROSLIN, T. (2025): Thermal homogenization of boreal communities in response to climate warming. Proceedings of the National Academy of Sciences 122(17): e2415260122.

MANCINI, G. (2025): Assessing species' exposure to climate change to support extinction risk assessments for the IUCN Red List. PhD thesis, Dipartimento di Biologia Ambientale, Sapienza Universita de Roma, 193 S.

MARQUIS, R. J., WHELAN, C. J. & GARFINKEL, M. B. (2025): Avian top‐down effects on insects and their host plants under human‐driven global change. Ibis 167(4): 1089 - 1112.

MARTENS, H. R., LAAGE, K., EICKMANNS, M., DREXLER, A., HEINSOHN, V., WEGNER, N., ... & TANNEBERGER, F. (2023): Paludiculture can support biodiversity conservation in rewetted fen peatlands. Scientific Reports 13(1): 18091.

MASSIMINO, D., HARRIS, S.J. & GILLINGS, S. (2020): Phenological mismatch between breeding birds and their surveyors and implications for estimating population trends. Journal of Ornithology: https://doi.org/10.1007/s10336-020-01821-5

MATTSSON, B. J., MATEO-TOMÁS, P., AEBISCHER, A., RÖSNER, S., KUNZ, F., SCHÖLL, E. M., ... & VIÑUELA, J. (2022): Enhancing monitoring and transboundary collaboration for conserving migratory species under global change: The priority case of the red kite. Journal of Environmental Management 317: 115345.

MCKINNON, E. A., FRASER, K. C., & STUTCHBURY, B. J. (2013): New discoveries in landbird migration using geolocators, and a flight plan for the future. The Auk 130(2): 211-222.

MEIRELES, R. C., LOPES, L. E., BRITO, G. R. & SOLAR, R. (2026): The Miners of South America: Impacts of Climate Change on the Distribution of *Geositta* Miners Along Elevational Gradients. Biotropica 58(1): e70136.

MEL'NIKOV, Y. (2022a): The dynamics of the bird population in the forest ecosystems of Eastern Siberia (South Baikal) under the conditions of the modern climate changes. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 981 (4): 042056. IOP Publishing.

MEL'NIKOV, Y. I. (2022b): Modern climate warming, dynamics and development of new plots of bird areas as population adaptation to anthropogenic landscapes of Eastern Siberia. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 1010 (1):012136. IOP Publishing.

MERICO, B. J., CHIGWECHOKHA, P. & BANDAWE, G. P. (2025): Fungal infections through a One Health lens: an overlooked dimension of global health, with a focus on Africa. One Health Mycology 2(2): 123 - 133.

MERLING DE CHAPA, M., COURTIOL, A., ENGLER, M., GIESE, L., RUTZ, C., LAKERMANN, M., ... & KRONE, O. (2020): Phantom of the forest or successful citizen? Analysing how Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) cope with the urban environment. Royal Society Open Science 7(12): 201356.

METHORST, J., REHDANZ, K., MUELLER, T., HANSJÜRGENS, B. BONN, A. & BÖHNING-GAESE, K. (2020): The importance of species diversity for human well-being in Europe. Ecological Economics 106917. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106917.

MILANO, S., FRAHNERT, S., HALLAU, A., TÖPFER, T., WOOG, F., & VOIGT, C. C. (2021): Isotope record tracks changes in historical wintering ranges of a passerine in sub-Saharan Africa. Global Change Biology 27(21): 5460-5468.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2021): Naturschutzbericht 2021 – Zustand der biologischen Vielfalt in Nordrhein-Westfalen.

MKULNV (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN Ed.) (2015): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen – Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen.

MÖDINGER, C., MAIER, L., TRAUTMANN, S. & SCHMIDT-ROTHMUND, D. (2024): 20 Jahre Monitoring häufiger Brutvögel (MhB) in Baden-Württemberg. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 40: 127 – 154.

MONTRÀS-JANER, T., SUGGITT, A. J., FOX, R., JÖNSSON, M., MARTAY, B., ROY, D. B., ... & AUFFRET, A. G. (2024): Anthropogenic climate and land-use change drive short-and long-term biodiversity shifts across taxa. Nature ecology & evolution 8(4): 739 - 751.

MOREIRA, F., DIAS, F. S., DERTIEN, J., HASSE, A. C., BORDA-DE-ÁGUA, L., CARVALHO, S., PORTO, M., COSENTINO, F., MAIORANO, L., SACCHI, A., SANTINI, L., BORGWARDT, F., GRUBER, G., POULSEN, N., SCHINEGGER, R., SELIGER, C. & FERNÁNDEZ, N. (2024): Guidelines for connectivity conservation and planning in Europe. ARPHA Preprints, 148 S.

MOTA, F. M. M., MORANTE‐FILHO, J. C., DAVIES, R. G., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., HEMING, N. M. & TALORA, D. C. (2025): Impact of Climate Change on the Multiple Facets of Forest Bird Diversity in a Biodiversity Hotspot Within the Atlantic Forest. Diversity and Distributions 31(12): e70129.

MOTTA, J. C., RIVAS-PINEDO, P. & ONATE, J. M. (2025): Changing Climate, Changing Candida: Environmental and Social Pressures on Invasive Candidiasis and Antifungal Resistance in Latin America. Journal of Fungi 11(9): 609.

MOUSSA, L. G. & MOHAN, M. (2024): Exploring citizen science applications for wildlife monitoring. Premier Journal of Environmental Science 1: 100005.

MULLIÉ, W. C., PRAKASH, A., MÜLLER, A., & LAZUTKAITE, E. (2023): Insecticide Use against Desert Locust in the Horn of Africa 2019–2021 Reveals a Pressing Need for Change. Agronomy 13(3): 819.

MUÑOZ, A. R., DELGADO, D., ORTEGA, P., ORTEGA, J., SEPÚLVEDA, A., BARÓN, P., ... & GONZÁLEZ, M. (2025): Bridging Continents: The Expansion and Establishment of the House Bunting (Emberiza sahari) from North Africa to Europe. Birds 6(2): 29.

NABU (2018): Ausrichtung des Prädationsmanagements in Deutschland - Positionspapier. NABU-Bundesverband. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/artenschutz/180823-nabu-positionspapier-praedationsmanagement.pdf. Aufgerufen am 05.12.2025.

NADAL, J., PONZ, C. & MARGALIDA, A. (2018): Synchronizing biological cycles as key to survival under a scenario of global change: The Common quail (*Coturnix coturnix*) strategy. Science of the Total Environment 613–614: 1295-1301.

NÄGELI, M. (2019): The quantity and quality of nestlings: how food supplementation and environmental factors influence reproductive traits of Red Kites. Master Thesis, University of Zurich, Department of Evolutionary Biology and Environmental Studies, 41 S.

NAMES, G. R., GRINDSTAFF, J. L., WESTNEAT, D. F. & HEIDINGER, B. J. (2024): Climate change and its effects on body size and shape: the role of endocrine mechanisms. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 379(1898): 20220509.

NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA, ACATECH – DEUTSCHE AKADEMIE DER TECHNIKWISSENSCHAFTEN, UNION DER DEUTSCHEN AKADEMIEN DER WISSENSCHAFTEN (2020): Biodiversität und Management von Agrarlandschaften – Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig. Halle (Saale), 76 S.

NICOLAI, B., MAMMEN, U. & KOLBE, M. (2017): Long-term changes in population and habitat selection of Red Kite *Milvus milvus* in the region with the highest population density. Vogelwelt 137: 194-197.

NICZYPORUK, J. S., KOZDRUN, W., CZUJKOWSKA, A., BLANCHARD, Y., HELLE, M., DHEILLY, N. M., & GONZALEZ, G. (2023): West Nile virus lineage 2 in free-living *Corvus cornix* birds in Poland. Tropical Medicine and Infectious Disease 8(8): 417.

NIEDERBERGER, M. (2022): Modeling the migration behavior and exploring the age-structured migratory connectivity of red kites (*Milvus milvus*) across the species' global range (Doctoral dissertation, University of Zurich).

NORTHRUP, J. M., RIVERS, J. W., YANG, Z. & BETTS, M. G. (2019): Synergistic effects of climate and land‐use change influence broad‐scale avian population declines. Global Change Biology 25 (5): 1561-1575.

NURHADI, A., SUJALMI, Y. B., BAIHAQI, H., HAMDANI, A., RAMADHANI, M. A., SISWANTOMO, F., ... & MAULANA, A. (2024): Biodiversity Assessment and Carbon Sequestration Potential of Tahura Anggrek Hitam: A

Corporate-Supported Protected Forest in Indonesia: Implementation of PT Adaro Indonesia's Environmental CSR Program. River Studies 2(1): 160 - 173.

ÖBERG, M. (2014): When climate is changing: effects of phenology and local climate on individual fitness. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, pp. 46.

OLIVER, T.H., GILLINGS, S., PEARCE-HIGGINS, J.W., BRERETON, T., CRICK, H.Q.P., DUFFIELD, S.J., MORECROFT, M.D. & ROY, D.B. (2017): Large extents of intensive land use limit community reorganization during climate warming. Glob. Change Biol. 23: 2272-2283.

ONRUBIA, A., TORRALVO, C., MORANDINI, V. & FERRER, M. (2024): Rüppell's Vulture (*Gyps rueppelli*): a new vulture species for Europe? Journal of Ornithology 165: 747 – 757.

PACIFICI, M., VISCONTI, P., BUTCHART, S. H. M., WATSON, J. E. M., CASSOLA, F. M., & RONDININI, C. (2017): Species traits influenced their response to recent climate change. Nature Climate Change 7: 205-208.

PAIS, S., CAMPOS, J., AQUILUÉ, N., BROTONS, L., HONRADO, J. P., FERNANDES, P. M. & REGOS, A. (2025): The role of fire as a restoration tool for biodiversity and fire regimes in abandoned mountain areas of southern Europe. Fire Ecology 21(1): 65.

PALACIO, R. D., & CLARK, J. S. (2023): Incorporating intraspecific variation into species responses reveals both their resilience and vulnerability to future climate change. Ecography 2023(11): e06769.

PAPA, A. (2024): Emerging Arboviruses in Europe. Acta Microbiologica Hellenica 69(4): 322 - 337.

PARASHAR, B., MALVIYA, R., SRIDHAR, S. B., WADHWA, T., TALATH, S. & SHAREEF, J. (2025): Eastern equine encephalitis virus: Pathogenesis, immune response, and clinical manifestations. Infectious Medicine: 100167.

PARDESHI, M. D., RAUT, R. R. & SIRSAT, C. V. (2025): Avifauna as a Key Biological Agent for Balancing Ecosystems and Environment: A Comprehensive Review. International Journal of Research Studies on Environment, Earth, and Allied Sciences 2(1): 79 – 81.

PARKER, E. J., WEISKOPF, S. R., OLIVER, R. Y., RUBENSTEIN, M. A. & JETZ, W. (2024): Insufficient and biased representation of species geographic responses to climate change. Global Change Biology 30(7): e17408.

PARTON, C. (2024): The true social cost of carbon: a systematic and comprehensive review. Economía Industrial 431: 2024-I (e-ISSN: 2444-4324).

PAYEVSKY, V. A. & SHAPOVAL, A. P. (2023): Seasonal migrations of the Yellow Wagtail *Motacilla flava* (Aves, Passeriformes) according to results of the trapping and ringing data for sixty-four years in the Eastern Baltic. Acta Biologica Sibirica 9: 509 - 519.

PEARCE-HIGGINS, J. W. & CRICK, H. Q. P. (2019): One-third of English breeding bird species show evidence of population responses to climatic variables over 50 years. Bird Study 66: (2): 159-172.DOI: 10.1080/00063657.2019.1630360.

PENNISI, E. (2022): The most unusual birds are also the most at risk. Science (New York, NY) 377(6605): 458-458.

PESQUERO, M. A., DE CARVALHO, C. B., DE FREITAS, D. A. C., DE FARIA, L. M. & DE ARRUDA, F. V. (2024) : Extreme weather events as agents of natural local extinction of bird populations in riparian forests. Revista Brasileira de Ciências Ambientais 59: e1926-e1926.

PFEIFER, R. & SCHMIDT, O. (2023): Singvögel im Wald - Einblicke in eine erfolgreiche Lebensgemeinschaft. Aula, Wiesbanden, 271.

PIETRO, T. (2022): Long-term responses of bird populations to environmental and climatic changes. Ph.D. thesis, Università degli Studi di Milano-Bicocca. 502 S.

POLL, J. F., ESKILDSEN, D. P. & TØTTRUP, A. P. (2025): Three decades of breeding bird population changes in a pristine Danish forest: climate-driven shifts and biodiversity loss compared to national trends. Journal of Ornithology: https://doi.org/10.1007/s10336-025-02328-7.

PONS, J. M., OLIOSO, G., CRUAUD, C. & FUCHS, J. (2011): Phylogeography of the Eurasian green woodpecker (*Picus viridis*). Journal of Biogeography 38(2): 311-325.

PRESTON‐ALLEN, R. G., HÄKKINEN, H., CAÑELLAS‐DOLS, L., AMECA Y JUAREZ, E. I., ORME, C. D. L. & PETTORELLI, N. (2024): Geography, taxonomy, extinction risk and exposure of fully migratory birds to droughts and cyclones. Global Ecology and Biogeography 33(1): 63 - 73.

RALSTON, J., DELUCA, W. V., FELDMAN, R. E. & KING, D. I. (2017): Population trends influence species ability to track climate change. Global Change Biology 23: 1390-1399.

RALSTON, R. J. & TONRA, C. M. (2025): Full Annual Cycle Drivers of Phenology in a Migratory Bird Reveal Implications for Spatial Variation in Vulnerability to Climate Change. Diversity and Distributions 31(10): e70099.

RAMÓN-MARTÍNEZ, D., & SEOANE, J. (2024): Changes in thermal niche position and breadth of bird assemblages in Spain in relation to increasing temperatures. Journal of Biogeography 51(5): 783 - 796.

REIF, J., SKÁLOVÁ, A. J., VERMOUZEK, Z. & VOŘÍŠEK, P. (2022): Long-term trends in forest bird populations reflect management changes in Central European forests. Ecological Indicators 141: 109137.

REIF, J., KOLEČEK, J., MORELLI, F., & BENEDETTI, Y. (2023): Population trends of ground-nesting birds indicate increasing environmental impacts from Eastern to Western Europe: different patterns for open-habitat and woodland species. Frontiers in Environmental Science 11: 543.

REIF, J., TELENSKÝ, T., KLVAŇA, P., CEPÁK, J. & STORCH, D. (2025): Farmland bird decline is associated with a strong population limitation of open-habitat species. Basic and Applied Ecology 86: 45 - 54.

REIFF, J., JUNGKUNST, H. F., MAUSER, K. M., KAMPEL, S., REGENDING, S., RÖSCH, V., ... & ENTLING, M. H. (2024): Permaculture enhances carbon stocks, soil quality and biodiversity in Central Europe. Communications Earth & Environment 5(1): 305.

RENNER, H. M., PIATT, J. F., RENNER, M., DRUMMOND, B. A., LAUFENBERG, J. S. & PARRISH, J. K. (2024): Catastrophic and persistent loss of common murres after a marine heatwave. Science 386(6727): 1272 - 1276.

RIGAL, S., LENORMAND, M., TARDIEU, L., AUNINS, A., BAKX, T., BRAMBILLA, M., ... & LUQUE, S. (2025): Predicted decline in common bird and butterfly species despite conservation policies in Europe. arXiv preprint arXiv: 2509.18227.

ROBUCHON, M., LIQUETE, C., HAMMOND, E., ALONSO ALLER, E., BARREDO, J. I., BOPP, S., ... & KANTELHARDT, A. (2025): Assessing progress in monitoring and implementing the EU Biodiversity Strategy for 2030. Publications Office of the European Union, Luxembourg, https://data.europa.eu/doi/10.2760/8970981, JRC136024.

ROMANO, A., AMBROSINI, R., CAPRIOLI, M., COSTANZO, A., NOVELLI, A. & RUBOLINI, D. (2025): Shrinking body size under climate warming is not associated with selection for smaller individuals in a migratory bird. Journal of Animal Ecology 94(5): 958 - 970.

ROLSHAUSEN, G., SEGELBACHER, G., HERMES, C., HOBSON, K. A. & SCHAEFER, H. M. (2013): Individual differences in migratory behavior shape population genetic structure and microhabitat choice in sympatric blackcaps (*Sylvia atricapilla*). Ecology and Evolution 3(12): 4278-4289.

ROWLANDS, N. (2024): An inventory of tidal marsh restoration opportunities in Humboldt Bay and their impact on greenhouse gas emissions. Master Thesis, University of San Francisco, 115 S.

ROY, K., BASU, R. & BASU, A. (2025): Climate change and neurotropic vector-borne viruses: addressing emerging threats through a One Health approach. mBio: e00886-25.

RP-ONLINE (2020): Goldschakal in Kranenburg nachgewiesen. 30.10.2020. https://rp-online.de/nrw/staedte/kleve/kleve-goldschakal-in-kranenburg-nachgeweisen_aid-54334497. Aufgerufen am 27.11.2022.

RÜTTINGER, L. (2020): Klimawandel als Risikomultiplikator und Konflikttreiber. Bundeszentrale für politische Bildung. https://www.bpb.de/themen/kriege-konflikte/dossier-kriege-konflikte/266613/klimawandel-als-risikomultiplikator-und-konflikttreiber/. Aufgerufen am 24.11.2025.

RUIKAR, S., SURYAVANSHI, N., NANAWARE, J., BALASUNDARAM, H., PATIL, D. & PATHADE, G. (2024): The Role of Wildlife in Ecosystem Health: Interactions and Impacts. REDVET-Revista electrónica de Veterinaria, 25(1): 276 - 295.

RUTZ, C., LORETTO, M. C., BATES, A. E. et al. (2020): COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. Nat Ecol Evol 4: 1156-1159. https://doi.org/10.1038/s41559-020-1237-z.

RYSLAVY, T., BAUER, H.-G., GERLACH, B., HÜPPOP, O., STAHMER, J., SÜDBECK, P. & SUDFELDT, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 6. Fassung, 30. September 2020. Berichte zum Vogelschutz 57: 13-112.

SABAN, K. E. & WIENS, J. J. (2025): Unpacking the extinction crisis: rates, patterns and causes of recent extinctions in plants and animals. Proc. R. Soc. B 292: 20251717.

SAINO, N. & AMBROSINI, R. (2008): Climatic connectivity between Africa and Europe may serve as a basis for phenotypic adjustment of migration schedules of trans-Saharan migratory birds. Global Change Biology 14(2): 250 - 263.

ŠÁLEK, M., MAYER, S. S., RYMEŠOVÁ, D., ČERNÝ, M., MIKULA, P. & SLÁDEČEK, M. (2025): Synergistic effects of habitat composition and weather on reproduction of a sharply declining farmland bird in Central Europe. Landscape Ecology 40(5): 1 - 17.

SANTANGELI, A. & LEHIKOINEN, A. (2017): Are winter and breeding bird communities able to track rapid climate change? Lessons from the high North. Diversity Distrib 23: 308–316. doi:10.1111/ddi.12529.

SCHMIDT, N. M., KANKAANPÄÄ, T., TIUSANEN, M., RENEERKENS, J., VERSLUIJS, T. S., HANSEN, L. H., ... & ROSLIN, T. (2023): Little directional change in the timing of Arctic spring phenology over the past 25 years. Current Biology 33(15): 3244 - 3249.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A., & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, N., BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier-

und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 159 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 182 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2023): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2022– Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 290 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2024): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2023– Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 289 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2025): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2024– Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 273 S.

SCHRAUTH, F. E. & WINK, M. (2018): Changes in Species Composition of Birds and Declining Number of Breeding Territories over 40 Years in a Nature Conservation Area in Southwest Germany. Diversity 10: 97.

SCHREIBER, M. (2015): Bewertung von Vogelbrutgebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (5): 133-141.

SCHREVEN, K. H., VERSLUIJS, T. S., BOOM, M. P., COTTAAR, F., KUIJKEN, E., PESSA, J., ... & NOLET, B. A. (2025): Arctic geese in newly colonised, colder breeding areas have higher spring body mass and breed earlier relative to the onset of spring. Journal of Animal Ecology.

SCHULDT, B., BURAS, A., AREND, M., VITASSE, Y., BEIERKUHNLEIN, C., DAMM, A., GHARUN, M., GRAMS, T. E. E., HAUCK, M., HAJEK, P., HARTMANN, H., HILTBRUNNER, E., HOCH, G., HOLLOWAY-PHILLIPS, M., KÖRNER, C., LARYSCH, E., LÜBBE, T., NELSON, D. B., RAMMIG, A., RIGLING, A., ROSE, L., RUEHR, N. K., SCHUMANN, K., WEISER, F., WERNER, C., WOHLGEMUTH, T., ZANG, C. S. & KAHMEN, A. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. Basic and Applied Ecology 45: 86-103. ISSN 1439-1791. https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003.

SCHUMANN, J. & KRAUSE, T. (2015): Bestandsveränderungen der Brutvögel in Düsseldorf (NRW) zwischen 2001 und 2014. Acta Biologica Benrodis 17: 29-42.

SCHUMANN, J. & KRAUSE, T. (2017): Die Vogelwelt von Düsseldorf und Umgebung. Biologische Station Haus Bürgel e.V. & NABU Stadtverband Düsseldorf e. V.

SHAIKH, T. T., SHAIKH, J. D. & QUADRI, S. A. (2025): The Devastating Impact of Climate Change and Global Warming on Animal Populations. Sciences (IJRSEAS) 2(2): 10 - 12.

SHRESTHA, R., ARABIAN, J., MARTIN, C., MERRIT, W., GILES, E. & SNIDER, J. (2026): Climate change refugia in Canadian prairies: assessing range shifts and identifying breeding habitats for grassland songbirds. Environmental Monitoring and Assessment 198(1): 11.

SIMARD‐PROVENÇAL, S., ROKITNICKI, P., GOLAT, R., VÉZINA, F., LOVE, O. P. & MCKINNON, E. A. (2025): Anthropogenic Nest Cavities Used by Snow Buntings in an Urban Arctic Landscape. Ecology and Evolution 15(5): e71457.

SIMONCINI, A., RAMELLINI, S., FALASCHI, M., BRAMBILLA, M., MARTINEAU, A., MASSOLO, A. & GIUNCHI, D. (2025) : Steppe-land birds under global change: Insights from the Eurasian Stone-curlew (*Burhinus oedicnemus*) in the Western Palearctic. Global Ecology and Conservation 58: e03478.

SLETTENHAAR, A. J., ØSTNES, J. E., MOEN, B. C., KROGLUND, R. T., NYGÅRD, T. & NILSEN, E. B. (2025): A Picky Predator and Its Prey: How Snow Conditions and Ptarmigan Abundance Impact Gyrfalcon Feeding Behaviour and Breeding Success. Ecology and Evolution 15(4): e71228.

SNELL, K. R., ALDARÁ, J., HAMMER, S., & THORUP, K. (2024): Thermal stress during incubation in an arctic breeding seabird. Journal of Thermal Biology 125: 103967.

SOLONEN, T. (2021a): Does plumage colour signal fitness in the tawny owl *Strix aluco*?. Journal of Avian Biology: 52(3): https://doi.org/10.1111/jav.02470.

SOLONEN, T. (2021b): Significance of plumage colour for winter survival in the Tawny Owl (*Strix aluco*): revisiting the camouflage hypothesis. Ibis 163 (4): 1437-1442.

SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaar verandering. Tweede druk, Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen, 640 S.

SPIEGEL (2021a): Wetter in Deutschland So viele Frosttage wie noch nie im April. 25.04.2021. https://www.spiegel.de/panorama/gesellschaft/wetter-in-deutschland-noch-nie-gab-es-im-april-so-haeufig-frost-a-7c78b6f1-7f9d-4d5c-bc8c-dca803471587. Abgerufen am 25.05.2021.

SPIEGEL (2021b): Hitze, Hochwasser und Landwirtschaft – Wie der Klimawandel Deutschland verändern wird. 21.07.2021. https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/hitze-hochwasser-und-landwirtschaft-wie-der-klimawandel-deutschland-veraendern-wird-a-2767ff8f-4df4-4054-aa26-3c00bba6e899. Abgerufen am 28.10.2021.

SPIEGEL (2022): Rast- und Brutstätten im Wattenmeer – Klimawandel bedroht Lebensräume von Zugvögeln. 13.06.2022. https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/wattenmeer-klimawandel-bedroht-lebensraeume-von-zugvoegeln-a-821294ad-1c6f-45cb-baa8-c3c199ba9590. Abgerufen am 25.11.2022.

SPRINGER, K., MANNING, P., BOESING, A. L., AMMER, C., FIORE-DONNO, A. M., FISCHER, M., ... & NEYRET, M. (2024): Identifying the stand properties that support both high biodiversity and carbon storage in German forests. Forest Ecology and Management 572: 122328.

STALEY, J. T., WOLTON, R., & NORTON, L. R. (2023): Improving and expanding hedgerows—Recommendations for a semi‐natural habitat in agricultural landscapes. Ecological Solutions and Evidence 4(1): e12209.

STEPHENS, P.A., MASON, L.R., GREEN, R.E., GREGORY, R.D., SAUER, J.R., ALISON, J., AUNINS, A., BROTONS, L., BUTCHART, S.H.M., CAMPEDELLI, T.,CHOKIEWICZ, T., CHYLARECKI, P., CROWE, O., ELTS, J., ESCANDELL, V., FOPPEN, R.P.B., HELDBJERG, H., HERRANDO, S., HUSBY, M., JIGUET, F., LEHIKOINEN, A., LINDSTRÖM, A., NOBLE, D.G., PAQUET, J., REIF, J., SATTLER, T., SZÉP, T., TEUFELBAUER, N., TRAUTMANN, S., VAN STRIEN, A.J., VAN TURNHOUT, C.A.M., VORISEK, P., WILLIS, S.G. (2016): Consistent response of bird populations to climate change on two continents. Science 352 (6281): 84-87.

STEVENS, H. C., FRANCE, C. A. & MARRA, P. P. (2025): The Breeding Distribution of a Migratory Bird Fluctuates With Nonbreeding Season Rainfall Over the Last Century. Global Change Biology 31(10): e70553.

STIELS, D., BASTIAN, H. V., BASTIAN, A., SCHIDELKO, K. & ENGLER, J. O. (2021): An iconic messenger of climate change? Predicting the range dynamics of the European Bee-eater (*Merops apiaster*). Journal of Ornithology 162(3): 631-644.

STOKES, B. R. & KEITT, T. H. (2025): An Intergeneric Hybrid Between Historically Isolated Temperate and Tropical Jays Following Recent Range Expansion. Ecology and Evolution 15(9): e72148.

SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T. SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 792 S.

SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., PERTL, C., LINKE, T. J., GEORG, M., KÖNIG,C., SCHIKORE, T. SCHRÖDER, K., DRÖSCHMEISTER, R. & SUDFELDT, C. (2025): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. 1. Überarbeitete Auflage, Münster 732 S.

SUDFELDT, C. GRÜNEBERG, C. & WAHL, J. (2009a): Vögel In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S.

SUDFELDT, C. GRÜNEBERG, C. & WAHL, J. (2009b): VÖGEL In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S.

SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. & WAHL, J. (2010): Vögel in Deutschland – 2010. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

SUDFELDT, C., BAIRLEIN, F., DRÖSCHMEISTER, R., KÖNIG, C., LANGGEMACH, T., & WAHL, J. (2012): Vögel in Deutschland – 2012. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FREDERKING, W., GEDEON, K., GERLACH, B., GRÜNEBERG, C., KARTHÄUSER, J., LANGGEMACH, T., SCHUSTER, B., TRAUTMANN, S. & WAHL, J. (2013): Vögel in Deutschland – 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

SUDMANN, S.R., SCHMITZ, M., GRÜNEBERG, C., HERKENRATH, P., JÖBGES, M.M., MIKA, T., NOTTMEYER, K., SCHIDELKO, K., SCHUBERT, W. & STIELS, D. (2023): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 7. Fassung, Stand: Dezember 2021. Charadrius 57: 75 - 130.

SUMASGUTNER, P., CUNNINGHAM, S. J., HEGEMANN, A., AMAR, A., WATSON, H., NILSSON, J. F., ... & ISAKSSON, C. (2023): Interactive effects of rising temperatures and urbanisation on birds across different climate zones: A mechanistic perspective. Global Change Biology 29(9): 2399 - 2420.

SUN, C. & FENG, X. (2024): Ignoring plant physiological responses to elevated CO2 will overestimate terrestrial vertebrate biodiversity loss under global climate change. Earth's Future 12(3): e2023EF003800.

SZ (2022): Glanzlos in die Klimakrise. 17.8.2022. https://www.sueddeutsche.de/wissen/klimawandel-blaumeisen-gefieder-1.5640095. Abgerufen am 25.11.2022.

TAYLEUR, C. M., DEVICTOR, V., GAÜZÈRE, P., JONZÉN, N., SMITH, H. G., & LINDSTRÖM, Å. (2016): Regional variation in climate change winners and losers highlights the rapid loss of cold-dwelling species. Diversity and Distributions 22(4): 468-480.

THEODOSOPOULOS, A. N., ANDREASSON, F., JÖNSSON, J., NILSSON, J., NORD, A., RÅBERG, L., ... & HELLGREN, O. (2025): Climate-Driven Increase in Transmission of a Wildlife Malaria Parasite Over the Last Quarter Century. Global Change Biology 31(10): e70550.

THEPAULT, A., ADENOT, T., LORRILLIERE, R., CUCHOT, P. & HENRY, P. Y. (2025): Warm or Dry Springs (Still) Boost the Reproduction of Most Temperate Songbirds. Global Ecology and Biogeography 34(10): e70138.

THOMPSON, K. L., CHASE, J. M., REMELGADO, R. & MEYER, C. (2025): The interacting effects of climate and land‐cover change on bird communities in the United States. Ecography: e07949.

TIAGO, P., LEAL, A. I. & SILVA, C. M. (2024): Assessing Ecological Gains: A Review of How Arthropods, Bats and Birds Benefit from Green Roofs and Walls. Environments 11(4): 76.

TONELLI, B. A. (2025): The causes and consequences of spatiotemporal variation in bird migration. Doctoral dissertation, University of California, Los Angeles, 163 S.

TRYJANOWSKI, P., JANKOWIAK, Ł., CZECHOWSKI, P., DULISZ, B., GOLAWSKI, A., GRZYWACZEWSKI, G., ... & WUCZYŃSKI, A. (2022): Summer water sources for temperate birds: use, importance, and threats. The European Zoological Journal 89(1): 913-926.

TYCHO, G. (2025): Addressing Urban Heat Reduction and Biodiversity Enhancement with Green Rainwater Infrastructure. Report, City of Vancouver, 57 S.

UMWELTBUNDESAMT, Ed. (2015): Monitoringbericht 2015 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel – Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Umweltbundesamt, pp 256.

URBAN, M. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. Science 348: 571-573.

URBAN, M. C. (2024): Climate change extinctions. Science: 386(6726): 1123 - 1128.

VAN BREMPT, M., HOLROYD, G. L. & HVENEGAARD, G. T. (2025): Phenological changes in sex-and age-differential autumn migration of the Least Flycatcher (*Empidonax minimus*). The Wilson Journal of Ornithology 137(1): 98 - 111.

VAN BUSKIRK, J., MULVIHILL, R. S. & LEBERMAN, R. C. (2010): Declining body sizes in North American birds associated with climate change. Oikos 119: 1047-1055.

VAN DE POL, M., VINDENES, Y., SÆTHER, B. E., ENGEN, S., ENS, B. J., OOSTERBEEK, K. & TINBERGEN, J. M. (2010): Effects of climate change and variability on population dynamics in a long‐lived shorebird. Ecology 91(4): 1192-1204.

VAN DEN BOSCH, M., STEEL, Z. L., COSTANZA, J. K., KELLNER, K. F. & PEEK, R. A. (2025). Increased drought drives avian community declines in the warm deserts of the United States. Biological Conservation 310: 111393.

VAN RÜTH, P., SCHÖNTHALER, K., VON ANDRIAN-WERBURG, S., WOLF, M. & GABRIEL, M. (Eds.) (2023): Monitoringbericht 2023 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel - Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Umweltbundesamt, 372 S.

VAN SWAAY, C., VAN TURNHOUT, C., SPARRIUS, L., VAN GRUNSVEN, R., VAN DEIJK, J., VAN STRIEN, A. & DOORNBOS, S. (2018): Hoe onze flora en fauna veranderen door klimaatverandering. De Levende Natuur 119: 256-259.

VAZQUEZ, M. S., RIPA, R., SCOROLLI, A., & ZALBA, S. (2025): Seasonal dynamics of range expansion in South American thrushes. Movement Ecology 13(1): 7.

VAUTARD, R., VAN AALST, M., BOUCHER, O., DROUIN, A., HAUSTEIN, K., KREIENKAMP, F., VAN OLDENBORGH, G. J., OTTO, F. E. L., RIBES, A., ROBIN, Y., SCHNEIDER, M., SOUBEYROUX, J. M., STOTT, P., SENEVIRATNE, S. I., VOGEL, M. M., & WEHNER, M. (2020): Human contribution to the record-breaking June and July 2019 heatwaves in Western Europe. Environmental research letters 15 (9): 1-9. [094077]. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba3d4.

VELÁZQUEZ, N. (2025): Birds as nature's barometers. HPL Blog Post. https://hplllc.com/wp-content/uploads/2025/05/Blog-Post-Birds-as-Natures-Barometers.pdf, abgerufen am 10.11.2025.

VERMA, K. L. (2025a): Climate Change and Biodiversity. Idealistic Journal of Advanced Research in Progressive Spectrums (IJARPS) 4(08): 1 - 8.

VERMA, K. L. (2025b). Climate Change and Its Impacts on Migratory Birds: A Global Review. AXIS International Journal of Multidisciplinary Research (AIJMR) 1(1): 9 - 13.

VIBLANC, V. A. & MULLER‐LANDAU, H. C. (2025): Insights Into Ecology, Evolution and Global Change Responses From Very Long‐Term Studies. Ecology Letters 28(4): e70072.

VIEIRA, C. S., OLIVEIRA, L. Z., BRAGA, P. F. D. S. & CARREIRA, J. T. (2025): Light and Environment: Regulation of Seasonal Reproduction in Wild Birds. Wild 2(4): 48.

VISSER, M. E., VAN OERS, K., CHARMANTIER, A., DROBNIAK, S. M., JONES, C. V., MATHYSSEN, E., ... & TOMOTANI, B. M. (2025): Geographic differences in the phenology of gonadal development and moult, but not of egg laying, are genetically based in a small songbird. Proc. R. Soc. B 292(2039): 20242286.

VOGEL, M. M., ZSCHEISCHLER, J., WARTENBURGER, R., DEE, D., & SENEVIRATNE, S. I. (2019): Concurrent 2018 hot extremes across Northern Hemisphere due to human-induced climate change. Earth's Future 7: 692–703. https://doi.org/10.1029/2019EF001189.

VOHLAND, K., BADECK, F., BÖHNING-GAESE, K., HANSPACH, J., KLOTZ, S, KÜHN, I., LAUBE, I., SCHWAGER, M., TRAUTMANN, S. & CRAMER, W. (2011): Schutzgebiete im Klimawandel – Risiken für Schutzgüter. Natur und Landschaft 86: 204-213.

VON BLOTZHEIM, U. N. G. (2002): Zur Situation der mitteleuropäischen Vogelwelt. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 34: 113 - 128.

WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. & SUDFELDT, C. (2011): Vögel in Deutschland – 2011. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., GERLACH, B., GRÜNEBERG, C., LANGGEMACH, T., TRAUTMANN, S. & SUDFELDT, C. (2015): Vögel in Deutschland – 2014. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

WAHL, J., BUSCH, M., DRÖSCHMEISTER, R., KÖNIG, C., KOFFIJBERG, K., LANGGEMACH, T., SUDFELDT, C. & TRAUTMANN, S. (2020): Vögel in Deutschland – Erfassung von Brutvögeln. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

WAN, N. F., FU, L., DAINESE, M., KIÆR, L. P., HU, Y. Q., XIN, F., ... & SCHERBER, C. (2025): Pesticides have negative effects on non-target organisms. Nature communications 16(1): 1360.

WANG, B., WEN, Z., QUE, P., ZHANG, T., HE, X., YANG, N., ... & XU, Y. (2025): Biodiversity benefits of China's 20-year efforts in forest restoration. Nature Communications 16(1): 10724.

WANG, C., XIA, S., YU, X., WEN, L. & CHOI, C. Y. (2026): Artificial wetlands as drought refugia for wintering geese: Adaptive use or ecological mismatch? Biological Conservation 313: 111545.

WARMER, F. E., VAN VLIET, W. A., VAN HOOFT, P. & HOF, A. R. (2025): The Role of Intrinsic Factors in Explaining Range Shifts of European Breeding Birds: A Meta-Analysis. Ecology and Evolution 15(4): e71308.

WDR (2024): Wetter-Bilanz Winterhalbjahr: In NRW war es zu warm und so nass wie noch nie. https://www1.wdr.de/nachrichten/wetter-niederschlag-winterhalbjahr-rekord-100.html, abgerufen am 15.11.2024.

WEGGLER, M. (2023): War früher alles besser? Eine Bilanz der Areal-und Bestandsveränderungen der Brutvögel 1950-2020 in der Schweiz. Ornithologische Beobachter 120(1): 38-47 plus Anhang.

WĘGRZYN, E., LENIOWSKI, K., RUSEV, I., MIEDVIEDIEVA, I., TAŃSKA, N. & KAGALO, A. A. (2025): Wings of war: how open-source intelligence reveals the impact of warfare in Ukraine amid global avian biodiversity decline. The European Zoological Journal 92(1): 835 - 845.

WHITENACK, L. E., SONNENBERG, B. R., BRANCH, C. L., PITERA, A. M., WELKLIN, J. F., HEINEN, V. K. & PRAVOSUDOV, V. V. (2025): Individual repeatability and plasticity of reproductive phenology in a resident montane bird. Behavioral Ecology and Sociobiology 79(9): 88.

WIERSMA P., OTTENS, H. J., KUIPER, M. W., SCHLAICH, A. E., KLAASSEN, R .H. G., VLAANDEREN, O., POSTMA. M. & KOKS, B. J. (2014): Analyse effectiviteit van het akkervogelbeheer in provincie Groningen. Rapport Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, Scheemda, 221 S.

WIJERATHNE, I., DENG, Y., GOODALE, E., JIANG, A., KARUNARATHNA, S., MAMMIDES, C. ... & ZHANG, Z. (2025): The vulnerability of endemic vertebrates in Sri Lanka to climate change. Global Ecology and Conservation 59: e03515.

WILLE, V., KRAUSE, T. & KRISCHER, O. (2021): Der Seidensänger *Cettia cetti*: eine neue Brutvogelart für Nordrhein-Westfalen und Deutschland. Charadrius 56 (3-4): 68-81.

WINK, M., DIETZEN, C. & GIESSING, B. (2005): Die Vögel des Rheinlandes. Atlas zur Brut- und Wintervogelverbreitung 1990-2000. Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 36, 419 S., Dossenheim (Romneya).

WOLFE, J. D., LUTHER, D. A., JIRINEC, V., COLLINGS, J., JOHNSON, E. I., BIERREGAARD JR, R. O. & STOUFFER, P. C. (2025): Climate change aggravates bird mortality in pristine tropical forests. Science advances 11(5): eadq8086.

WORLD ECONOMIC FORUM (2022): The Post-2020 Global Biodiversity Framework and what it means for Business. World Economic Forum, Cologny/Geneva, pp. 58.

WOSPAKRIK, D. (2025): Protection off Bird off Paradise Wildlife From Extinction Due to Poaching. Journal of Law, Politic and Humanities (JLPH) 6(1): 295 - 307.

XIONG, Y., DAI, Y., WU, H., LIU, Y., WANG, G., CAI, X., ... & ZHOU, N. (2024): Effects of extreme drought on landscape pattern of Dongting Lake wetland, China. Ecological Indicators 169: 112974.

ZALEWSKA, K., GILROY, J. J., CATRY, I., ATKINSON, P. W., KLVAŇOVÁ, A. & FRANCO, A. M. (2025): European breeding bird declines associated with narrower climatic niches. Journal of Biogeography: e15127.

ZANANDREA, I., MORENO, J. & CANTARERO, A. (2025): Extending Long‐Term Avian Studies Alters Temporal and Climate‐Driven Trend Conclusions. Ecology and Evolution 15(8): e71878.

ZHANG, Q., WANG, J. & LEI, Y. (2022): Climate Change will Weaken the Ability of Natural Enemies to Control the Asian Longhorned Beetle, *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae). https://doi.org/10.20944/preprints202206.0364.v1

ZHANG, Y., YE, E., LIU, F., LAI, N., YOU, X., DONG, J., & DONG, J. (2023): The Relationship between Landscape Construction and Bird Diversity: A Bibliometric Analysis. International Journal of Environmental Research and Public Health 20(5): 4551.

ZHANG, C. (2025): The Dual Role of Carbon Sink Protected Areas in Biodiversity Conservation and Carbon Reduction-Take Zhanjiang Mangrove National Nature Reserve as an Example. European Journal of Public Health and Environmental Research 1(2): 47 - 53.

ZUBEROGOITIA, I., ZABALA, J. & MARTÍNEZ, J. E. (2011): Bias in little owl population estimates using playback techniques during surveys. Animal Biodiversity and Conservation 34(2): 395 - 400.

9 Danksagung und Urheberrechte

Für die Mitteilung wertvoller Informationen und Funddaten zu verschiedenen Tier- bzw. Pflanzengruppen sowie für sonstige Unterstützung gilt unser herzlicher Dank Edgar Baierl, Ratingen, Klaus Böhm, Düsseldorf, Klaus-Jürgen Conze, Essen, Anja Greins, Solingen, Thomas Kordges, Essen, Dr. Ingolf Kühn, Halle, Tobias Krause, Düsseldorf, Moritz Schulze, Düsseldorf, Andreas Thiel (†), Düsseldorf, Dr. Gerd W. Thörner, Düsseldorf, und Dieter Gregor Zimmermann (†), Düsseldorf. Herzlichen Dank auch an Dr. André Aptroot, ABL Herbarium Soest/NL, für die Bereitstellung der niederländischen Flechten-Standardliste in digitaler Form. Seit Beginn des Projektes 2008 wurden die Vorentwürfe der 2017 fertiggestellten Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 verwendet mit Genehmigung der Arbeitsgruppe „Wirkungsfeststellung an Niederen Pflanzen“ des Fachbereichs III „Umweltqualität“ der VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss (damaliger Obmann: Dr. Volker John, Bad Dürkheim). STI-Werte zu den einzelnen Organismengruppen stellten die Herren Dr. Laurens Sparrius und Chris van Turnhout, Nijmegen NL (Flechten und Pflanzen), Chris van Swaay und Jurriën van Deijk, Wageningen NL (Schmetterlinge), und Vincent Devictor, Montpellier F (Vögel), zur Verfügung, denen dafür unser herzlicher Dank gilt. Die für die Abbildungen verwendeten digitalen Kartengrundlagen sind, soweit nicht anders gekennzeichnet, Eigentum der Stadt Düsseldorf. Bei einer Vervielfältigung des Berichtes sind entsprechende Urheberrechtsbedingungen zu beachten. Die Rechte an allen fotografischen Abbildungen verbleiben bei den Autoren.

10 Zusammenfassung

In der Landeshauptstadt Düsseldorf wird zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Tier- und Pflanzenwelt ein Klimafolgenmonitoring durchgeführt. Um jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herauszufiltern und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels zu unterscheiden, sind langfristige und regelmäßige Untersuchungen notwendig, so dass eine langjährige Laufzeit des Projektes vorgesehen ist. In jährlich zu wiederholenden Untersuchungen dienen Flechten, Farn- und Blütenpflanzen, Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge, Stechmücken und Vögel als Monitoringorganismen für die Folgen klimatischer Veränderungen. Die Auswahl der Untersuchungsflächen wurde so getroffen, dass sowohl wärmegetönte Gebiete der Rheinebene als auch kühlere Gebiete des Hügellandes berücksichtigt sind. Die Flächen sind, abgesehen von Klimaeinflüssen, möglichst wenigen weiteren Veränderungen wie zum Beispiel Nutzungsänderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen. Bei Flechten sowie Farn- und Blütenpflanzen werden die Untersuchungen seit 2008 durchgeführt, für die verschiedenen Tiergruppen war 2009 das erste Jahr der regelmäßigen Untersuchungen, bis auf die Stechmücken, die erst 2018 hinzukamen. Für alle sieben Organismengruppen werden jährliche Geländeerhebungen durchgeführt und ausgewertet sowie bereits vorhandene Daten verglichen und interpretiert. Ein dem Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring vergleichbares Projekt für den Kreis Mettmann in Kooperation zwischen der Biologischen Station Haus Bürgel Stadt Düsseldorf · Kreis Mettmann und der Unteren Naturschutzbehörde des Kreises Mettmann wurde im Jahr 2009 begonnen. Durch die Anwendung derselben Methodik in den Projekten Düsseldorfs und des Kreises Mettmann ergibt sich eine erhöhte Zahl vergleichbarer Untersuchungsgebiete und -ergebnisse, so dass von den hieraus erwachsenden Synergieeffekten beide Projekte profitieren.

Das Jahr 2025 war aus globaler Sicht das zweitwärmste jemals gemessene Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1850, und liegt damit knapp unter dem bisherigen Rekordhalter 2024. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2025 bei 1,19 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1951-1980 und 1,44 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Nur 2024 war wärmer, es handelte sich dabei mit 1,55 °C um das erste Kalenderjahr mit mehr als 1,5 °C über dem vorindustriellen Niveau. Das letzte Jahrzehnt war dabei das wärmste seit Beginn der Aufzeichnungen. In Deutschland war das Jahr 2025 ein Sonnenjahr mit ungewöhnlicher Wärme und deutlichem Niederschlagsdefizit. Dennoch reichte 2025 nicht an die vorangegangen Temperaturrekorde heran, nachdem 2024 das wärmste jemals gemessene Jahr war, gefolgt von den bisherigen wärmsten Jahren nach 2023, 2022 und 2018 seit Beginn der Aufzeichnungen. Die Temperaturwerte steigen insbesondere in der letzten Dekade steil an. Eine Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen. Die Jahresmitteltemperatur war mit 11,9 °C überdurchschnittlich hoch, reichte aber nicht an die bisherigen Hitzerekordjahre heran. Das Jahr 2022 war mit einer Jahresmitteltemperatur von 12,4 °C das wärmste jemals in Düsseldorf gemessene Jahr seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen im Jahr 1949, dicht auf Platz zwei liegen die Jahre 2020, 2023 und 2024 mit einer Jahresmitteltemperatur von 12,3 °C. In Düsseldorf ist die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2025 um 1,78 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 23 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr mehr und 387 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,9 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur ist im selben Zeitraum bislang nur leicht gestiegen und die Zahl

der Frosttage bislang nur leicht gesunken. Die Zahl der Eistage (Temperaturen ganztägig <0 °C) ist allerdings deutlich zurückgegangen. Es gibt inzwischen also deutlich wärmere Sommer in der Region, während bei den Wintertemperaturen ein Trend zu milderen Wintern zu erkennen ist. Bei den Jahresniederschlägen treten in Düsseldorf starke Schwankungen auf. Nach einer Reihe sehr trockener Jahre war 2023 mit 1118 mm das niederschlagsreichste jemals gemessene Jahr in Düsseldorf, und auch 2024 war mit 992 mm Jahresniederschlag überdurchschnittlich nass, während 2025 mit 647 mm wieder relativ trocken war (Mittelwert 765 mm). Es ist also eine Häufung warmer Jahre in den letzten Jahrzehnten sowohl global als auch regional und lokal zu beobachten. Diese Erwärmung bleibt nicht ohne Folgen für die belebte Umwelt.

Flechten

Die Flechtenerhebungen im Rahmen des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings überspannen bislang einen Zeitraum von gut zwei Jahrzehnten. Seit 2003 bzw. von 2008 bis 2025 durchgehend jährlich im Spätherbst werden epiphytische Flechten an fünf über das Düsseldorfer Stadtgebiet verteilten Messstationen, die das gesamte Spektrum vom Freiland- bis zum Innenstadtklimatop abdecken, nach dem standardisierten Verfahren VDI 3957 Blatt 20 aufgenommen. Dessen Messwert ist der VDI-Klimawandelzeigerindex (KWI), definiert als die mittlere Anzahl von Klimawandelzeigern pro Baum in einem Untersuchungsgebiet zu einem bestimmten Zeitpunkt. Diese Klimawandelzeiger sind epiphytisch vorkommende Flechtenarten mit gemäßigt-mediterranem und submediterran-subatlantisch-gemäßigtem Verbreitungsschwerpunkt, die früher selbst im milderen Westen oder Südwesten von Deutschland entweder erheblich seltener waren oder noch gar nicht vorkamen. Der gepaarte Vergleich der Daten von 2003 bis 2025 zeigt über alle Stationen gemittelt einen statistisch hochsignifikanten Anstieg des KWI auf das Dreifache des Wertes von 2003. Parallel zum Anstieg der Klimawandelzeiger werden an warme Standorte nichtangepasste Arten, die man auch als „Klimawandelverlierer“ betrachten kann, kontinuierlich seltener, namentlich an den urban überwärmten Messstationen. Mit der gleichen Dynamik wie der KWI haben sich die mittleren STI-Werte (STI = Species Temperature Index) der Flechten entwickelt. Sie indizieren einen Anstieg der mittleren Flechtenarten-Temperatur um +0,72 °C, was dem technisch gemessenen Temperaturanstieg im Untersuchungsgebiet nahekommt. Ursache ist auch hier die Einwanderung und Ausbreitung von Klimawandelzeigern mit höheren und der Rückgang von Arten mit niedrigeren STI-Werten. Als wahrscheinlichste Ursachen dieser Verschiebung des Artenspektrums hin zu mehr Klimawandelzeigern werden, neben weiter gesunkenen Immissionen, die Wirkungen des Klimawandels betrachtet, namentlich die stetig ansteigende Durchschnittstemperatur, insbesondere die steigende Wintertemperatur, sowie weitere damit einhergehende Klimaveränderungen. Im Umkehrschluss kann man auch sagen, dass sich die eingangs genannten Biom- bzw. Klimazonen inzwischen ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil im Raum Düsseldorf vermehrt Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für epiphytische Flechtengesellschaften in Südwest-Frankreich typisch waren. Diese Beobachtung bestätigt die vom Umweltbundesamt kürzlich publizierte Karte "klimatischer Zwillingsstädte" in Europa. In der vorliegenden Studie gelten die Flechten als Monitoringorganismen für die Lebensbedingungen im Untersuchungsgebiet, und man darf ähnliche Wirkungen auf andere Organismen unterstellen. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich die Konsequenzen der innerstädtischen Überwärmung für Flechten und andere Organismen mit weiter steigender Durchschnittstemperatur infolge des Klimawandels weiter verschärfen werden.

Farn- und Blütenpflanzen

Als Untersuchungsgebiet der Farn- und Blütenpflanzen dienen fünf wärmegetönte Flächen am Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist, Volmerswerth, Lausward, Oberkassel und Lohausen sowie fünf Flächen auf dem Gallberg im kühleren Hügelland im Osten von Düsseldorf. Die Vegetation am Rheinufer ist von Wärme liebenden Arten geprägt. Der Anteil von Neophyten, die oft aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima stammen, zeigt einen statistisch signifikanten Aufwärtstrend seit Beginn des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf. Ebenso zeigen die Pflanzen der fünf Untersuchungsflächen in diesem Zeitraum einen statistisch signifikanten Anstieg der Ellenberg-Temperaturzeigerwerte und der STI-Werte (Species Temperature Index). Einige Arten, die sich aufgrund gestiegener Temperaturen in den 1980er Jahren einbürgern konnten, wie verschiedene amerikanische *Amaranthus*-Arten sind inzwischen regelmäßiger Bestandteil der Rheinufervegetation. Ein langfristiger Vergleich aktueller Daten mit historischen Aufnahmen zeigt eine deutliche Zunahme Wärme liebender Pflanzenarten und einen Anstieg der mittleren Ellenbergschen Temperatur-Zeigerwerte am Rheinufer im Verlauf der letzten Jahrzehnte.
Die Daueruntersuchungsflächen am Gallberg sind bestanden mit Buchenwald, in dessen Krautschicht Kühlezeiger wachsen (Wald-Hainsimse, Wald-Rippenfarn), die durch die Erwärmung des Klimas zurückgehen. Gleichzeitig wurden einzelne Wärmezeiger, nämlich die Esskastanie und seit 2011 auch die Walnuss, in einigen Dauerflächen gefunden. Beide Arten werden durch die Klimaerwärmung begünstigt. Im Vergleich der Untersuchungsjahre zeigen die Flächen einen leicht ansteigenden quantitativen Temperaturzeigerwert. Dieser ist hauptsächlich sowohl auf eine deutliche und kontinuierliche Bestandsabnahme der Kühlezeiger Wald-Hainsimse und Wald-Rippenfarn als auch auf das Hinzutreten der Wärmezeiger Esskastanie und Walnuss zurückzuführen. Der Aufwärtstrend der mittleren quantitativen Temperaturzeigerwerte (sowohl Ellenberg als auch STI) ist statistisch signifikant.

Heuschrecken

Heuschrecken sind trotz ihrer relativen Artenarmut eine klimarelevante Artengruppe. Vom Klimawandel werden voraussichtlich besonders die Heuschreckengemeinschaften in Feuchtgebieten und entlang der Flusstäler betroffen sein. Als Untersuchungsgebiet wurden eine Feuchtwiese im Eller Forst sowie zwei längere (Lörick) und eine kürzere Strecke (Messegelände/Schnellenburg) am Rhein ausgewählt. Zu Beginn des Monitorings im Jahr 2009 wurden zwei thermophile (Weinhähnchen, Langflügelige Schwertschrecke) und drei hygrophile Heuschreckenarten (Kurzflügelige Schwertschrecke, Sumpf-Grashüpfer und Säbeldornschrecke) in den Untersuchungsgebieten festgestellt. Seitdem sind weitere Heuschrecken-Arten neue hinzugekommen: die Gemeine Sichelschrecke (erstmals 2010), die Große Goldschrecke (erstmals 2010), die Blauflügelige Ödlandschrecke (erstmals 2011; Vorkommen am Rheinufer möglicherweise nicht bodenständig) sowie die Sumpfschrecke (erstmals 2017). Der hygrophile Wiesengrashüpfer, der vor 2009 am Rheinufer bei der Schnellenburg beobachtet wurde, breitet sich offenbar in der Region Düsseldorf aus. Im Jahr 2024 wurde die Art nicht in den Untersuchungsgebieten gefunden. In den Transekten im Bereich Lörick hat das Mahdregime einen starken Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Das betrifft sowohl die Artzusammensetzung als auch in besonderem Maße in Bezug auf die Häufigkeit. Im Eller Forst wurde die zentrale Fläche im Sommer gemäht, so dass die Lage der Transekte verändert werden musste.
Über den Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2024 ist ein stetiger Zuwachs der Artenzahlen festzustellen. Zu Beginn der Untersuchungen 2009 wurden (mindestens) 21 Heuschrecken-Arten festgestellt. In den Jahren 2010 bis 2022 wurden zwischen 23 und 25 Arten festgestellt. Im Jahr 2023 traten im Stadt-

gebiet Düsseldorf zwei weitere Heuschrecken-Arten sowie die zu den Fangschrecken zählende Europäische Gottesanbeterin auf. In Düsseldorf traten auch außerhalb der Untersuchungsflächen Heuschrecken erstmals auf: Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*, Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*, Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* und Westliche Beißschrecke *Platycleis albopunctata*. Die Vierpunktige Sichelschrecke *Phaneroptera nana*, die Rote Keulenschrecke *Gomphocerippus rufus* und die Europäische Gottesanbeterin *Mantis religiosa* wurden im Jahr 2023 erstmalig in Düsseldorf beobachtet. Weitere Arten wie die Italienische Schönschrecke *Calliptamus italicus* und die Große Schiefkopfschrecke *Ruspolia nitidula* wurden in der Region erstmalig beobachtet und könnten zukünftig auch in Düsseldorf gefunden werden.

Libellen

Als Untersuchungsgebiete für die Libellen dienen der Baumberger Tümpel in der Rheinaue der Urdenbacher Kämpe sowie zwei höher gelegene und damit kühlere Stillgewässer auf dem Westteil des Golfplatzes Hubbelrath. Im Laufe des Monitorings konnten bereits etliche besonders Wärme liebende Libellenarten in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Dazu zählt das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, das nicht nur am relativ warmen Baumberger Tümpel vorkommt, sondern auch auf dem relativ kühlen Golfplatzgelände bei Hubbelrath im Jahr 2009 zum ersten Mal nachgewiesen wurde, und dort auch in etlichen Folgejahren wiedergefunden werden konnte. Weitere besonders Wärme liebende Arten, die im Laufe des Monitorings am Baumberger Tümpel bereits gefunden wurden, sind Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, Kleine Königslibelle *Anax parthenope*, Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*, Feuerlibelle *Crocothemis erythraea,* Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus*, Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*, Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* und Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale.* Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum und verlagern ihre Arealgrenze, begünstigt vom Klimawandel, in jüngerer Zeit in Richtung Norden. In den besonders warmen Jahren 2019, 2022 und 2023 konnte die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* sogar auf dem höher gelegenen Golfplatz Hubbelrath beobachtet werden. Als weitere thermophile Art konnte der Südliche Blaupfeil *Orthetrum brunneum* zwar noch nicht in den Untersuchungsgebieten gefunden werden, die Art wurde aber bereits an anderen Stellen in Düsseldorf und Umgebung nachgewiesen. Zusammen mit den Erhebungen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann zeigen die Erhebungen eine insgesamt deutlich ansteigende Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten.

Schmetterlinge

Die Tag- und Nachtfalterfauna wurde 2025 wieder in zwei Gebieten in Düsseldorf untersucht, und zwar im Eller Forst (Naturraum Niederrheinische Bucht) sowie auf dem Golfplatz Hubbelrath (Bergisches Land). Dabei konnten im Eller Forst diesmal neun und in Hubbelrath noch drei Arten für das jeweilige Gebiet neu nachgewiesen werden. Die hohe Zahl von neun Erstnachweisen in einem Gebiet nach immerhin schon 17 Untersuchungsjahren kann man als Indiz dafür ansehen, dass sich die Auswirkungen des Klimawandels zunehmend beschleunigen, denn mindestens vier davon können als Arealerweiterer und Klimaprofiteure angesehen werden. Von diesen neun Erstnachweisen waren zwei sogar neu für die Stadt Düsseldorf (Gesprenkelter Pappelspanner *Stegania cararia* und Feuchtwiesen-Kräutereule *Lacanobia splendens*), einer ein Wiederfund (Rosen-Flechtenbärchen *Miltochrista miniata)* und einer neu für den Naturraum Niederrheinische Bucht (Haarstrang-Blütenspanner *Eupithecia selinata*). Insgesamt wurden

damit seit Beginn der Untersuchungen 375 bzw. 358 Schmetterlingsarten in den Gebieten gefunden. Hinsichtlich der Bewertung von beobachteten Häufigkeitsschwankungen bei Schmetterlingen ist es wichtig zu berücksichtigen, dass es auch Arten gibt, die offenbar regelmäßig und vermutlich unbeeinflusst von sich ändernden Wetterbedingungen zu sehr starken mittelfristigen Schwankungen ihrer Populationsgrößen neigen. Solch eine Art kann über mehrere Jahre oder Jahrzehnte fast verschwunden sein und dann plötzlich mehrere Jahre lang wieder häufig sein. Hier sind zu nennen das aktuell überall in NRW ziemlich häufige und noch vor einigen Jahren fast ausgestorbene Vierpunkt-Flechtenbärchen *Lithosia quadra* sowie der Große Fuchs *Nymphalis polychloros*. Bei solchen Arten sollte eine besonders starke Abundanzsteigerung mit scheinbarer Arealerweiterung nicht vorschnell als Klimaeffekt bewertet werden.

Stechmücken

Im Jahr 2025 wurden zum achten Mal Stechmücken beim Klimafolgemonitoring untersucht. Während bei allen anderen untersuchten Organismengruppen eine Vielfalt im Artenspektrum hauptsächlich positiv bewertet wird, zielen die Untersuchungen der Stechmücken darauf ab, beim Nachweis bestimmter Arten Gegenmaßnahmen einzuleiten. Im Fokus lagen die erst seit wenigen Jahren in Deutschland nachgewiesenen Arten Asiatische Buschmücke *Aedes japonicus* und Asiatische Tigermücke *Aedes albopictus*. Dementsprechend wurden auch die Standorte der Mückenfallen gewählt und in der Nähe von aus der Literatur bekannten Einfallswegen oder Brutplätzen platziert. Die Standorte Golfplatz, Nordfriedhof und Hausgarten Kalkum befinden sich mit dem Rheinhafen, dem Großmarkt (bis 2024) und dem Internationalen Flughafen in unmittelbarer Nähe zu Flächen mit Umschlag von Gütern aus dem Fernverkehr. Zusätzlich wurde wieder der Standort in einem Hausgarten in einer Reihenhaussiedlung ausgewählt. Das Untersuchungsjahr 2025 war warm und im Frühjahr sehr trocken. Den auf Wasser angewiesenen Mücken standen daher erst im Sommer, als es höhere Niederschläge gab, genügend Wasserstellen zur Eiablage zur Verfügung. Insgesamt wurden in der Fangperiode 2025 Individuen von sechs bereits aus Düsseldorf bekannten Arten nachgewiesen. Die invasiven Arten *Aedes japonicus* und *Aedes albopictus* wurden nicht entdeckt.

Vögel

Weltweit werden in den letzten Jahren und Jahrzehnten deutliche, zum Teil sehr deutliche Veränderungen in der Vogelwelt beobachtet. Entsprechendes kann man auch in der Düsseldorfer Avifauna erkennen. Unter den aktuell vorhandenen Brutvögeln des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens zeigen viele Arten signifikant positive Trends. Der Orpheusspötter konnte in 2025 im Untersuchungszeitraum erstmals als Randsiedler und der ehemalige regelmäßige Brutvogel Pirol erneut zumindest als Randsiedler beobachtet werden. Andere Arten nahmen während des Untersuchungszeitraums jedoch signifikant in ihren Beständen ab oder brüteten nicht mehr oder zumindest nicht mehr regelmäßig. Im Zeitraum von 1998 bzw. 2007 bis 2025 verschwanden in beiden Untersuchungsgebieten 47 bzw. 25 % der Brutvogelarten! Dies ist zum einen durch eine Reihe lokaler Faktoren bedingt, aber auch das Ergebnis der sich verändernden klimatischen Gegebenheiten. Die Brutvögel der beiden Untersuchungsgebiete werden dabei auf vielfältige Art und Weise durch den Klimawandel beeinflusst. So kommt es u. a. zu Veränderungen in der Verbreitung und der Phänologie, der Morphologie und der Physiologie sowie dem Befall mit Parasiten und Pathogenen. Wetterextreme beeinflussen die Vogelarten in Brut-, Rast- und Überwinterungsgebieten. Einige Arten profitieren bzw. werden von Anpassungen der Land- und Forstwirtschaft an den Klimawandel profitieren. Andere werden von Veränderungen in der Pflanzen-

welt benachteiligt. Und dies sind nur einige der Folgen des Klimawandels auf die lokalen Brutvögel. Zu den Klimagewinnern zählen Arten wie Halsbandsittich, Grünspecht, Nilgans, Orpheusspötter und Schwarzkehlchen. Als Klimaverlierer gelten u. a. Kiebitz, Schwarzspecht, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Fitis, und Sumpfrohrsänger. Allerdings spielen bei vielen der Veränderungen in der Düsseldorfer Vogelwelt nach wie vor lokale Faktoren wie Änderungen der Landnutzung, die Intensivierung der Landwirtschaft oder ungeeignete Biotopmanagementmaßnahmen die deutlich größere Rolle. Daher sind trotz bzw. gerade wegen des Klimawandels verstärkte Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig, um in einer sich verändernden Welt die Vielfalt der lokalen Vogelwelt für die Menschen zu erhalten.

Fazit

Zu der Zerstörung und Verschlechterung von Lebensräumen sowie anderen klassischen Gefährdungsursachen tritt der Klimawandel als weitere mögliche Ursache für den Rückgang vieler Tier- und Pflanzenarten hinzu. Andererseits sind Zunahmen wärmeliebender Arten zu verzeichnen. Bei den Flechten sowie den Farn- und Blütenpflanzen zeigen sich bereits starke, statistisch signifikante Trends, aber auch bei den Heuschrecken und Libellen zeigen sich schon deutliche Änderungen im Artenspektrum, die auf den Klimawandel zurückgeführt werden können. Dagegen sind klimabedingte Bestandsänderungen bei Schmetterlingen und Vögeln in den Untersuchungsgebieten bislang noch nicht so eindeutig zu erkennen, sondern in vielen Fällen eher auf direkte Lebensraumveränderungen zurückzuführen. Der Rückgang bzw. die Ausbreitung einzelner Schmetterlings- und Vogelarten wird aber ebenfalls durch Einflüsse des Klimawandels angetrieben. Die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen können als wissenschaftliche Grundlage zur Erarbeitung von Maßnahmen dienen, welche die Abmilderung der negativen Folgen des Klimawandels auf die Pflanzen- und Tierwelt einschließlich des Menschen zum Ziel haben. Dazu zählen neben allgemeinen Verbesserungen der Habitatqualität vor allem das Offenhalten von Freiflächenkorridoren von den Außenbereichen bis zum Stadtzentrum sowie die Entsiegelung, Vernetzung und Begrünung innerstädtischer Flächen. Das würde die biologische Durchgängigkeit verbessern und damit den Biotopverbund stärken sowie gleichzeitig die lokale Kaltluftbildung und deren Verteilung in der Stadt fördern.