

Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2023

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

März 2024

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 Na-
turschutzbehörde,
Garten-, Friedhofs- und Forstamt
Kaiserswerther Str. 390
40474 Düsseldorf

Projekträgerschaft:

Biologische Station Haus Bürgel
Stadt Düsseldorf • Kreis Mettmann e.V.
Elke Löpke
Urdenbacher Weg
40789 Monheim am Rhein
Tel. 0211 – 99 61 212
info@biostation-D-ME.de
www.biostation-D-ME.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	59
4	Heuschrecken	86
5	Libellen	133
6	Schmetterlinge	159
7	Stechmücken	193
8	Vögel	202
9	Danksagung und Urheberrechte	283
10	Zusammenfassung	284

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). 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).

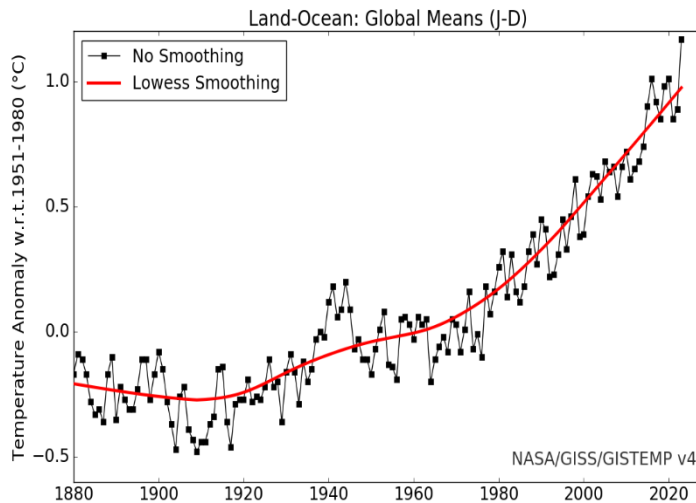


Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1880. Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C), Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie: Dreißigjährige lokal gewichtete Streudiagrammglättung (Lowess) rot. Grafik NASA (2024a).

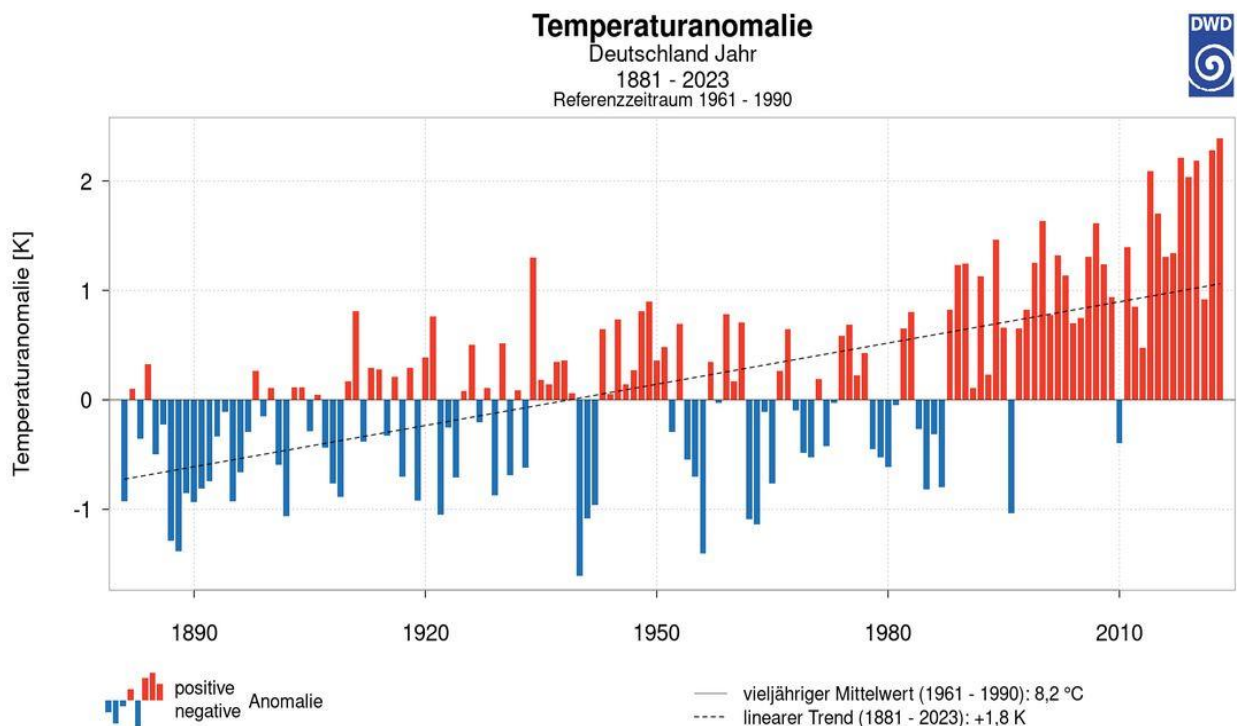


Abb. 1/2: Abweichung der Jahresmitteltemperaturen vom vieljährigen Mittel seit 1881 in Deutschland (DWD 2024d).

Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Das Jahr 2023 war aus globaler Sicht das wärmste jemals gemessene Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1850. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2023 bei 1,48 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900 und 1,2 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1951-1980. Die letzten acht Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen (WMO 2024, NASA 2024b, COPERNICUS 2024). Bezogen auf Europa war 2023 das zweitwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen nach 2020, dem bisher wärmsten Jahr (COPERNICUS 2024).

In Deutschland war das Jahr 2023 das wärmste jemals gemessene Jahr vor den bisherigen wärmsten Jahren 2022 und 2018 seit Beginn der Aufzeichnungen. Das Jahr 2023 wies mit einer Jahresmitteltemperatur von 10,6 °C einen neuen Temperaturrekord auf und lag damit um 2,4 Grad über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990 (8,2 °C). Im Gegensatz zu den früheren warmen Jahren, die oft von Trockenheit und Hitzewellen geprägt waren, dominierten 2023 eher feucht-warme Bedingungen mit hohen Niederschlagsmengen (DWD 2024a).

Die neun wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen in Deutschland sind alle nach dem Jahr 2000 aufgetreten. Die letzte Dekade war zugleich die wärmste seit Beginn der Wetteraufzeichnungen (Abb.1/2, DWD 2024b, DWD 2024d).

Auch für Nordrhein-Westfalen war 2023 das bislang wärmste jemals gemessene Jahr. Insgesamt war im Zeitraum 1881-2023 für NRW ebenso 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 2024b). 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).

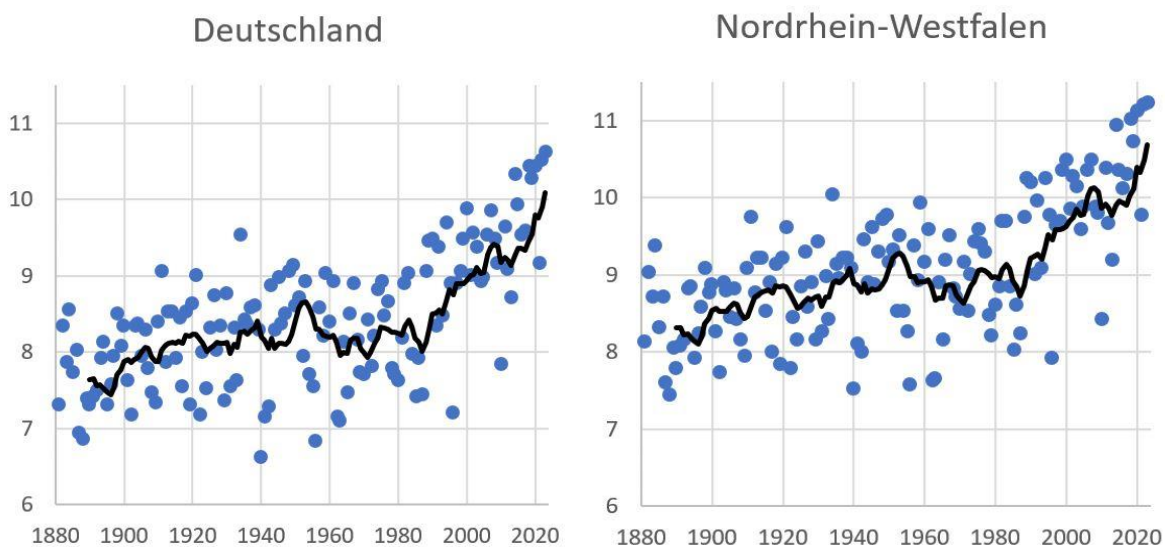


Abb. 1/3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2023). Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2024b), Trendlinie gleitender Durchschnitt 10 Jahre.

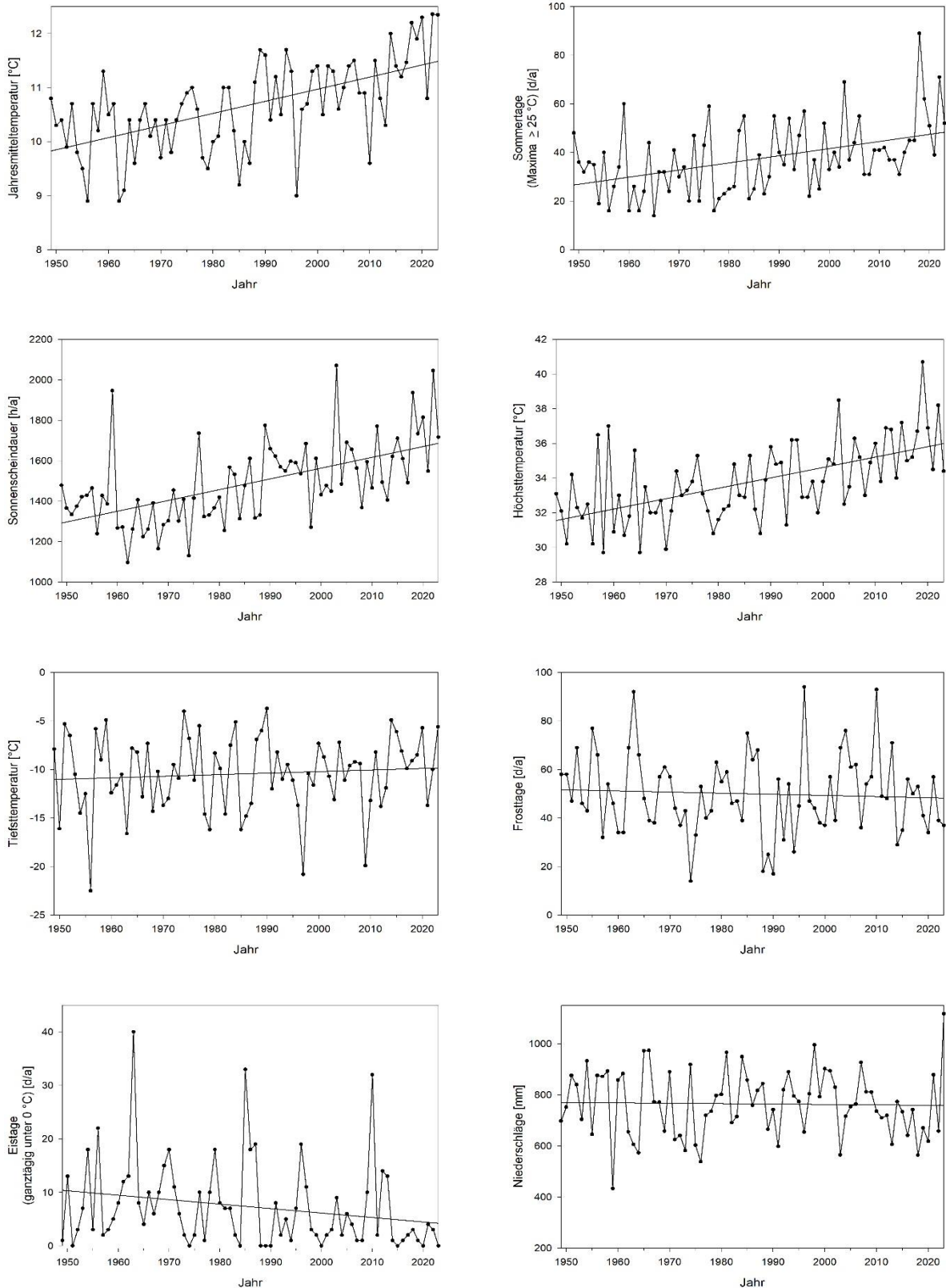


Abb. 1/4: Klimawandel in Düsseldorf 1949-2023: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommertage ($\geq 25^{\circ}\text{C}$), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der Frosttage sich kaum verändert haben. Deutlich abgenommen hat die Zahl der Eistage (ganztäglich $< 0^{\circ}\text{C}$), während die Niederschläge von Jahr zu Jahr stark schwanken. Grafiken auf Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2024c).

Eine Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Die Jahre 2022 und 2023 waren mit einem Jahresmittel von 12,4 °C die wärmsten jemals gemessenen Jahre seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen im Jahr 1949. Laut Daten des DWD (2024c) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2023 um 1,64 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 21 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr mehr und über 395 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,8 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur und die Zahl der Frosttage haben sich im selben Zeitraum dagegen kaum geändert (Abb. 1/4, DWD 2024c). Die Zahl der Eistage (Temperaturen ganztägig <0 °C) ist allerdings deutlich gesunken. Es gibt inzwischen also deutlich wärmere Sommer in der Region, während bei den Wintertemperaturen ein Trend zu milderem Wintern zu erkennen ist. Nachdem die meisten Prognosen im Zusammenhang mit dem Klimawandel bislang immer mildere Winter vorhergesagt hatten, gibt es auch einzelne Prognosen, die aussagen, dass die mitteleuropäischen Winter als Folge der Erderwärmung durchaus kälter werden könnten, was die Ursache in geringerer Eisbedeckung und dadurch bedingte größere winterliche Wärmeabstrahlung des arktischen Meeres habe (LANUV 2010). 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 (Mittelwert 765 mm, Abb. 1/4, DWD 2024c).

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

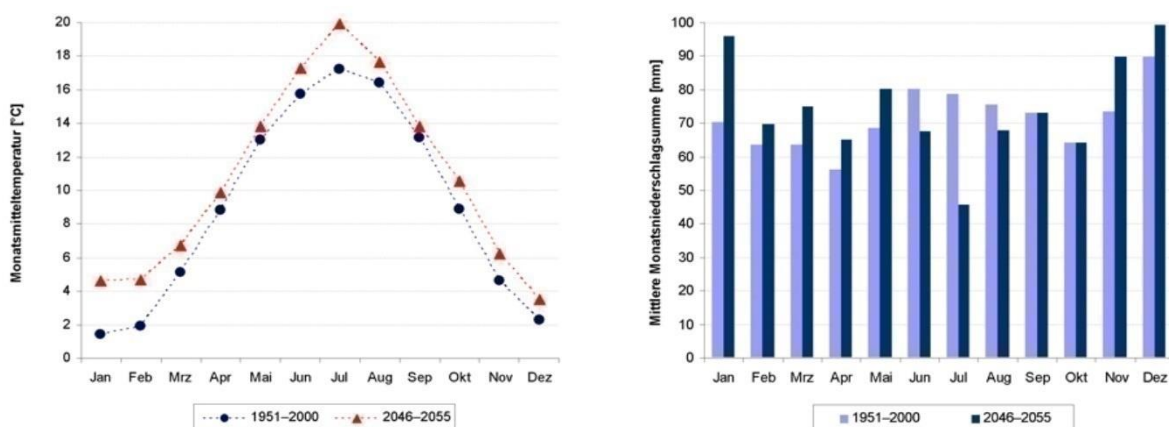


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951-2000 mit der Szenario-Dekade 2046-2055 (Daten aus MUNLV 2007).

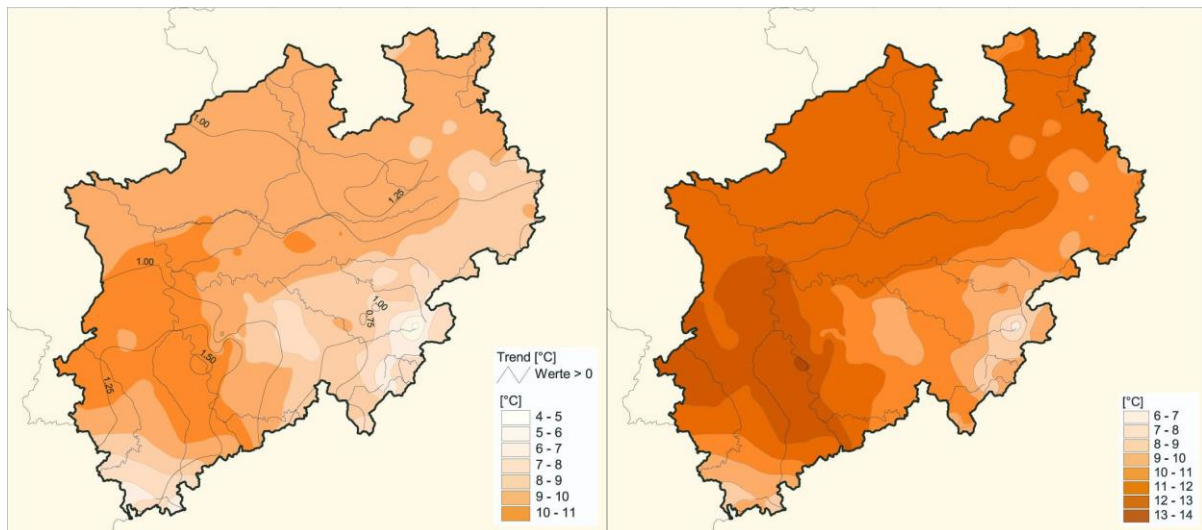


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

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 Kämme – 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-

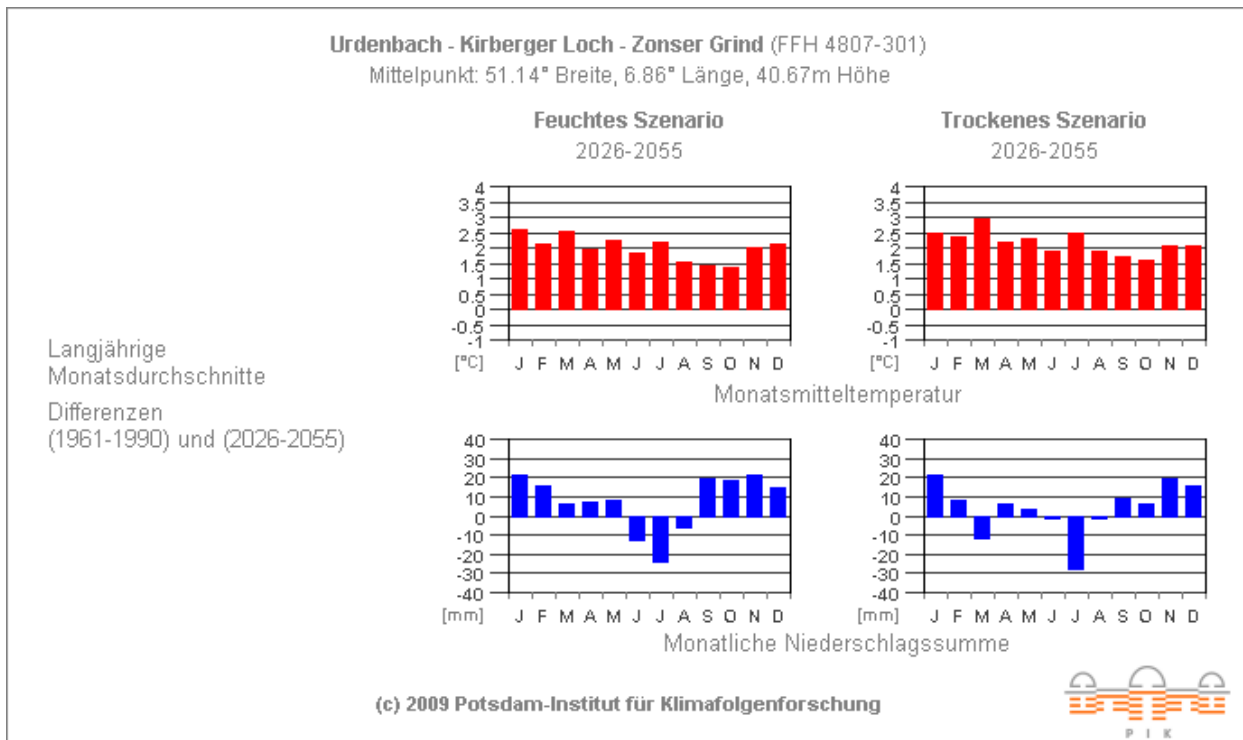


Abb. 1/7: Prognose der Klimaänderungen im Gebiet Urdenbacher Kämme – Kirberger Loch – Zonser Grind. Grafik: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK (2010).

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 (BURGGRAFF 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 ausreichend 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

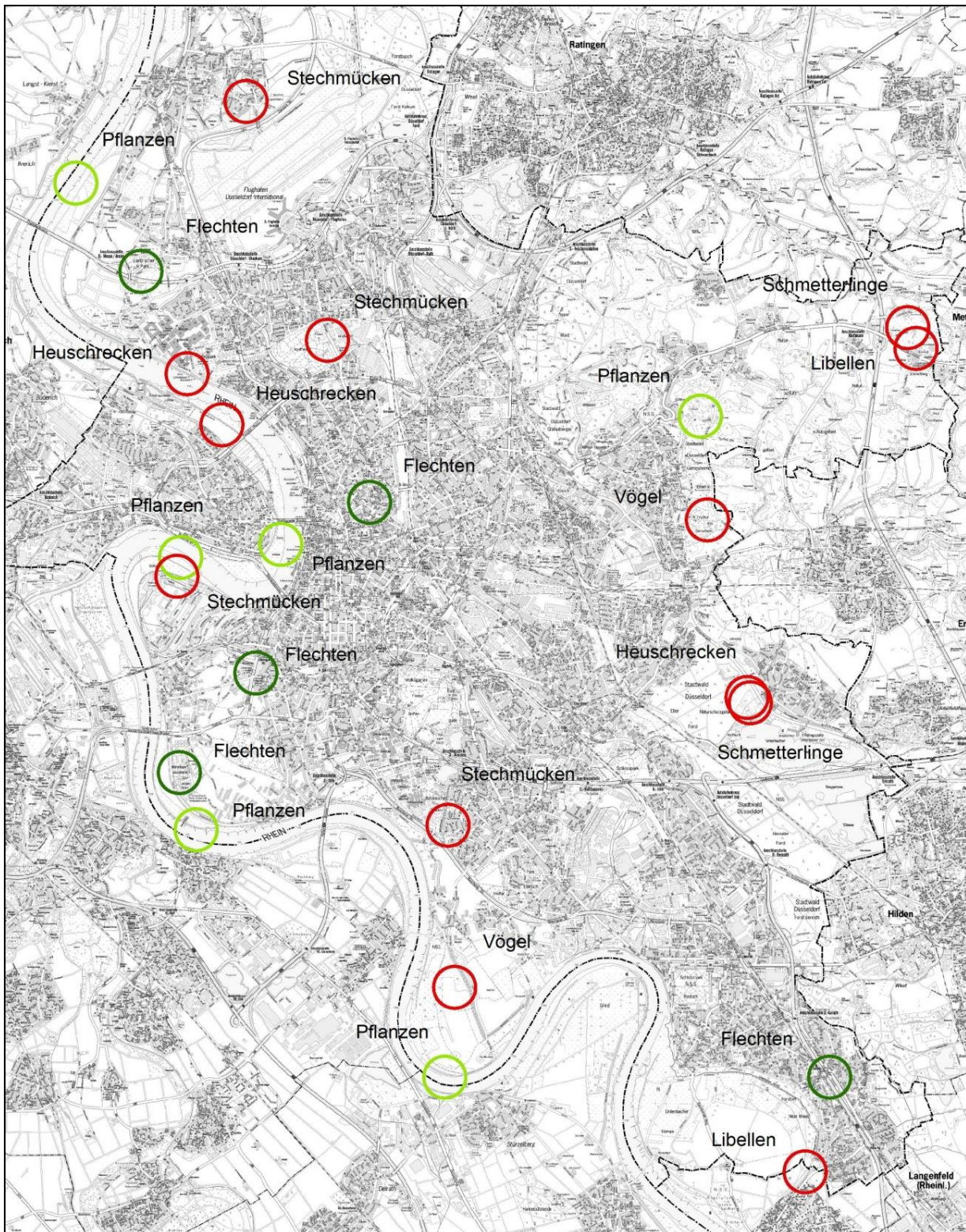


Abb. 1/8: Übersicht über die Untersuchungsgebiete des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings. Einzelheiten und genaue Abgrenzungen der Gebiete finden sich in den einzelnen Kapiteln der entsprechenden Tier- und Pflanzengruppen.

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. STEPELMANN, 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 (2024): Global Climate Highlights 2023: Global temperatures: 2023 is the hottest year on record, with global temperatures close to the 1.5°C limit. Press release 9th January 2024, <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2023-hottest-year-record> (abgerufen am 10.01.2024).

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) (2024a): Deutschlandwetter im Jahr 2023 – Erwärmungstrend hält an: 2023 mit neuem Rekord und reichlich Niederschlag. https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2023/20231229_deutschlandwetter_jahr2023_news.html (aufgerufen am 10.01.2024).

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2024b): 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 10.01.2024).

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2024c): 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 09.01.2024).

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2024d): Temperaturanomalie Deutschland 1881-2023. <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihen/zeitreihen.html?nn=344870> (aufgerufen am 29.01.2024).

Klimawandel – ein Überblick. https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimawandel/klimawandel_node.html (aufgerufen am 05.01.2023)

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.
- 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.
- 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.
- LANUV (2010): Erderwärmung könnte Winter kälter machen. *Natur in NRW* 4/2010: 4-5.
- 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) (2024a): GISS Temperature Surface Analysis <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/customize.html> (aufgerufen am 29.01.2024).
- NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) (2024b): NASA Analysis Confirms 2023 as Warmest Year on Record. <https://www.nasa.gov/news-release/nasa-analysis-confirms-2023-as-warmest-year-on-record/> (aufgerufen am 29.01.2024).
- 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/pops/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.
- 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) (2024): WMO confirms that 2023 smashes global temperature record. Press Release, Published 12 January 2024. <https://wmo.int/news/media-centre/wmo-confirms-2023-smashes-global-temperature-record> (aufgerufen am 29.01.2024).

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 Temperatur optimum 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 2024; siehe auch Kapitel 1) – zu erwarten. Mit Blick auf das niedrige Temperaturoptimum der Flechten (LANGE 1965) ist die Entwicklung der mittleren Wintertemperaturen besonders bedeutend. Erstmals nachgewiesen wurde eine Klimawirkung auf Flechten Ende der 1990er-Jahre in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002, APTROOT et al. 2021).

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 (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. 2/1), die aufgrund ihrer bisherigen Verbreitung in Europa, nämlich gemäßigt-mediterran oder subatlantisch-mediterran-gemäßigt (APTROOT et al. 2004, APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2024) 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 2024) als Klimawandelindikator geeignete Flechten (kurz: NL-SL-KWZ) verwendet. Die seit 2000 im Westen von Nordrhein-Westfalen bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf bereits nachgewiesenen und als Klimawandelzeiger geeigneten epiphytischen Flechten sind in Tab. 2/1 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* und *Physciella chloantha* (Abb. 2/4) 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 selten vorkommenden Arten liegen für die meisten Flechtenarten STI-Werte vor.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Erhebung von 2023 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).

Methoden

Untersuchungsgebiet. Für die Flechtenuntersuchungen des Klimafolgenmonitorings in Düsseldorf wurden 2008 vier jeweils 2 x 2 km große, am Gauß-Krüger-Koordinatensystem ausgerichtete Messstationen eingerichtet und dort, 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 Beobachtungszeitraum 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 Bäumen der Kartierung von 2003 standen 154 an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und

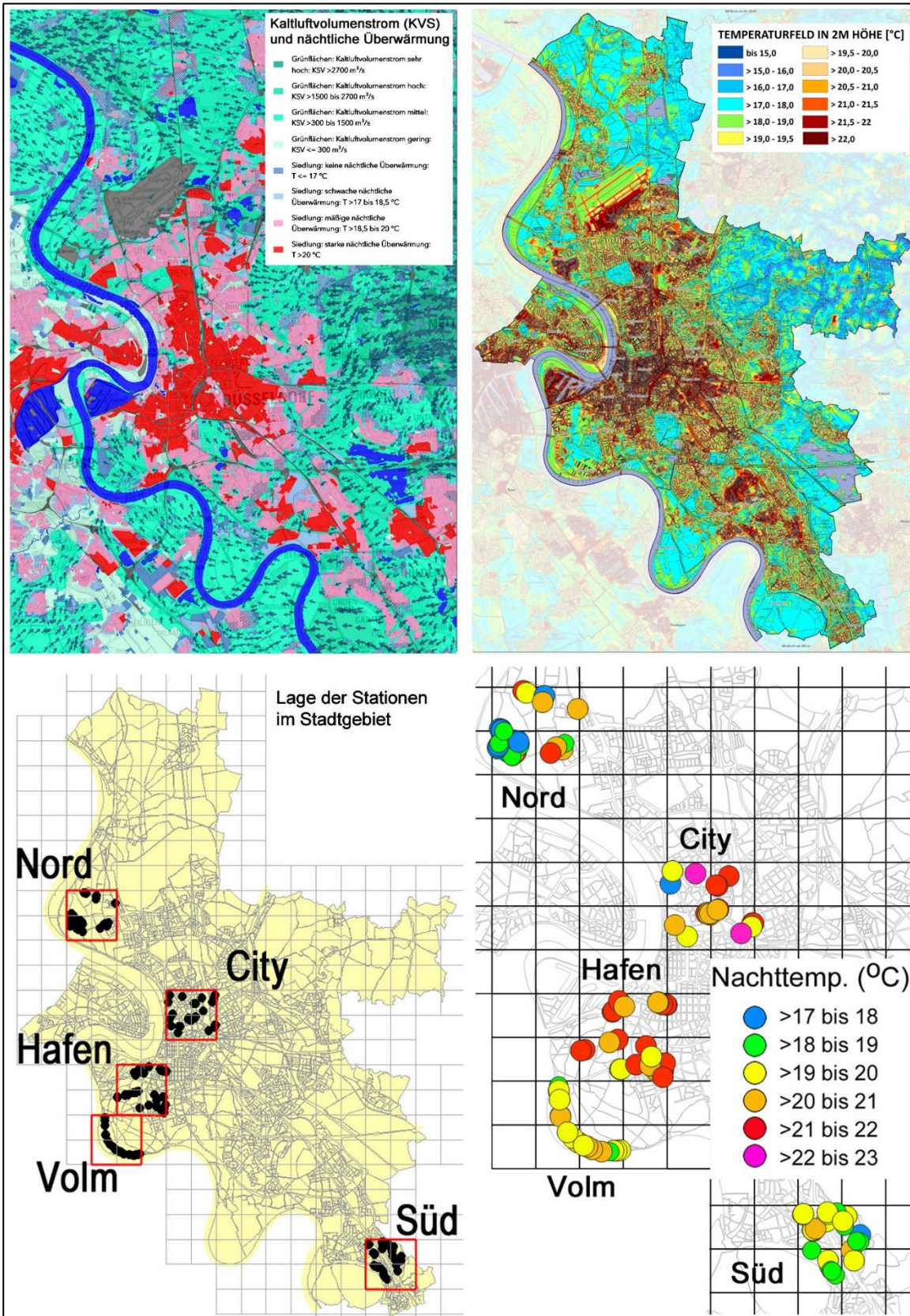


Abb. 2/1: Karten des Untersuchungsgebietes. Oben: Klimaanalysekarte Nachtsituation (LANUV 2024) und Karte der Umgebungstemperatur um 4:00 Uhr in der Strahlungsnacht des 21. Juni 2019 in 2 m Höhe über dem Boden (STADT DÜSSELDORF 2020). Unten: Lage der Messstationen im Stadtgebiet (rote Quadrate) und Baumstandorte 2016 (schwarze Punkte). Rechts daneben, vergrößert, die Baumstandorte 2023 mit Angabe der jeweiligen Nachttemperatur 2019 (STADT DÜSSELDORF 2020).

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 2023 noch 53 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 und zuletzt 115 Trägerbäume untersucht, allerdings nicht zeitlich lückenlos, da aufgrund von Baustellen oder aus anderen Gründen nicht alle Bäume immer zugänglich waren. Wahrscheinlich dauerhafte Ausfälle sind begründet durch Fällungen, Baumaßnahmen, am Stamm hochwachsenden Efeu oder von Anwohnenden auf die Baumscheiben gepflanzte Sträucher, die den Stamm inzwischen beschatten oder, im Fall von Feuerdorn, wahrscheinlich gepflanzt zur Abwehr von Hunden, eine Untersuchung unmöglich machen. Die teils intensive Verkotung der 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 sind seit 2021 noch 20 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 (LANUV 2023). 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). Für die 119 Bäume umfassende Stichprobe, von denen 53 Bäume seit 2003 und 99 Bäume seit 2008 (und weitere 20 Bäume seit 2016 an der Station VOLM) durchgehend untersucht wurden, ergeben sich folgende Bedingungen:

Station	Bäume	Klimatope	Temperatur/°C (2019)	Distanz zur Fahrbahn	Verkehrsintensität
	Anzahl		Mittelwert ± Standardfehler	Median	Median
NORD	34	Gewerbeklima (offen) [Parkplatz Messege-lände] und Vorstadtklima	18,9 ± 0,2	4	1
CITY	15	überwiegend Stadt- und Innenstadtklimatop wenig innerstädt. Grünfläche	20,5 ± 0,3	1	2
HAFEN	20	Vorstadt-, Stadtrand-, Stadt- und Innenstadt-klima, Gewerbeklima (offen)	20,9 ± 0,2	1	2
SUED	30	Vorstadtklima und Stadtrandklima	19,0 ± 0,1	1	2
VOLM	20	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 zeigt am Beispiel des Baumes Nr. 636810 an der Station SUED, dass auf diese Weise das Flechtenartenspektrum eines von vielen, bisher kumulativ 37 Arten besiedelten und nahezu vollständig von Epiphyten bedeckten Stamms effizient erfasst werden kann (für weitere Informationen siehe Legenden zu Tab. 2/2 und Abb. 2/18):

Flechtenart am Stamm von Baum Nr. 636810	Untersuchungsjahr (nur letzte zwei Ziffern)															Ver- änd. (Arten pro J.)	MK- Test Signi- fikanz	
	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22			23
<i>Amandinea punctata</i>	•						•		•		•	•	•	•	•	•		
<i>Caloplaca obscurella</i>																	•	
<i>Candelaria concolor</i>			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Candelaria pacifica</i>												•	•	•	•	•	•	
<i>Candelariella reflexa</i> s.l.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Evermia prunastri</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Flavoparmelia caperata</i>		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Flavoparmelia soledians</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>		•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	
<i>Hypogymnia physodes</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>										•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Hypotrachyna revoluta</i>								•	•	•	•			•	•	•	•	
<i>Lecanora barkmaniana</i>											•	•	•		•	•	•	
<i>Lecanora expallens</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Lepraria incana</i>		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Melanelixia subaurifera</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Melanohalea elegantula</i>			•											•	•	•	•	
<i>Melanohalea exasperatula</i>	•											•	•	•			•	
<i>Parmelia saxatilis</i>	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Parmelia sulcata</i>	•	•						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Parmotrema perlatum</i>												•	•					
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	•																	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Physcia adscendens</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Physcia caesia</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Physcia tenella</i>	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Physciella chloantha</i>																	•	
<i>Physconia grisea</i>		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Polycauliona candelaria</i>	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•					
<i>Polyozosia dispersa</i>																•		
<i>Punctelia borneri</i>												•	•	•	•			
<i>Punctelia jeckeri</i>	•				•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Punctelia subrudecta</i>	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Ramalina farinacea</i>					•										•			
<i>Strangospora pinicola</i>												•	•	•	•	•	•	
<i>Xanthoria parietina</i>				•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Flechtenarten gesamt	19	15	18	19	20	20	21	20	22	23	28	30	29	26	28	29	0,90	***
VDI-Klimawandelzeiger	3	2	3	3	4	4	4	5	5	6	7	7	7	8	7	6	0,36	***
NL-SL-Klimawandelzeiger	2	4	4	4	5	5	5	6	6	7	9	9	8	7	8	7	0,37	***

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), wodurch abermals viele Flechtenarten neue Namen tragen. 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, und *Physcia tribacia* 2023 an einer Esche an der Station NORD. Als "*Candelariella boleana*" werden 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-lactae* 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 Arten kommen in Düsseldorf vor (STAPPER 2012a), wobei *C. pacifica* auch 2023 immer noch die seltenere war. Seit 2017 werden sie getrennt aufgenommen, was jedoch dadurch erschwert wird, dass beide Arten oft am gleichen Baum vorkommen und im Fall ausgedehnter Rasen 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. 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 molekulargenetisch als identisch (APTROOT, mündlich). In Deutschland (PRINTZEN et al. 2022) und in Großbritannien (NEWBERRY 2021) gesammelte Belege werden unterschieden, doch diese Unterscheidung gilt 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. 2/2). 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 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 Klimawandel-

zeigerindex infolge einer Fehlsprache wäre aufgrund der wenigen *L. chlorotera*-Funde im Projekt allerdings vernachlässigbar. Hinsichtlich weiterer Verwechslungsmöglichkeiten 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 den Vorjahresberichten verwiesen.

Datenauswertung. Der seit 2003 immer weiter gewachsene Datensatz mit inzwischen 36279 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 oder Nicht-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 (4.15; HAMMER et al. 2001) verwendet. In fast allen Fällen 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, 100 verschiedene Taxa bis auf Artniveau angesprochen, weitere sechs bis auf Gattungsniveau, davon die meisten an den Stationen NORD (91) und SUED (81), gefolgt von VOLM (64), 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 99 Bäumen an den Stationen NORD (34 Bäume), CITY (15), HAFEN (20), SUED (30) verwendet, die seit 2008 jedes Jahr untersucht wurden. Mit dieser Stichprobe wurden 89 Taxa erfasst, deren Indikatoreigenschaften und Häufigkeiten an den Trägerbäumen für den Zeitraum 2008 bis 2023 in Tab. 2/2 zusammengefasst sind. 53 dieser 99 Bäume waren bereits 2003 untersucht worden und ermöglichen eine zeitlich noch weiter zurückreichende Datenauswertung.

Wie Abb. 2/2 zeigt, nimmt die jährlich registrierten Gesamtzahl der Flechtenarten seit 2008 weiterhin zu, wenngleich seit etwa 2015 nicht mehr so schnell wie in den ersten Jahren. Die aussagekräftigere mittlere Flechtenartenzahl pro Baum ist zunächst kontinuierlich gewachsen und nach 2017 wieder etwas gesunken (nicht signifikant; Abb. 2/3). Im Gegensatz dazu steigt die Anzahl der VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger pro Baum seit 2008 (tatsächlich seit dem Beginn des Projekts 2003) ununterbrochen an ($p < 0,0001$; Mann-Kendall-Trendtest). Und während an Nährstoffeinträge adaptierte Arten (Nitrophyten) mit

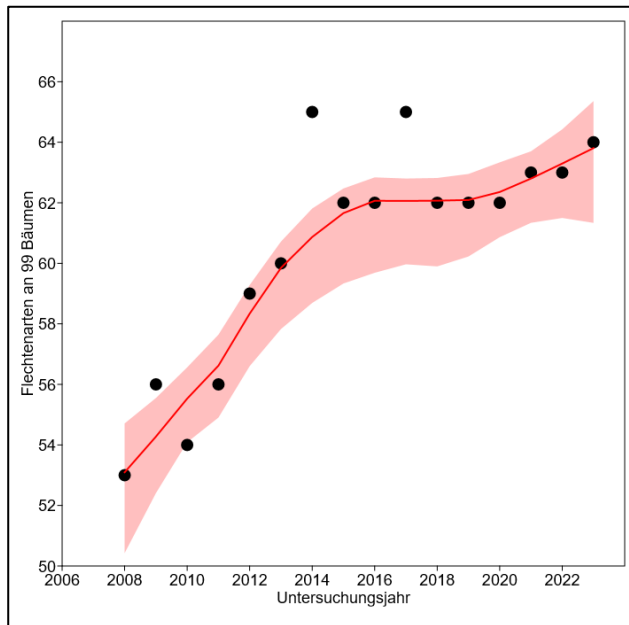


Abb. 2/2: Zeitliche Veränderung der Gesamtzahl der Flechtenarten. Datengrundlage: 99 wiederholt untersuchte Bäume an den Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED (siehe Tab. 2/4). Die Zunahme ist statistisch signifikant ($p < 0,0005$, Mann-Kendall-Trendtest; rote Linie: LOESS-Datenglättung mit 95 % Konfidenzband).

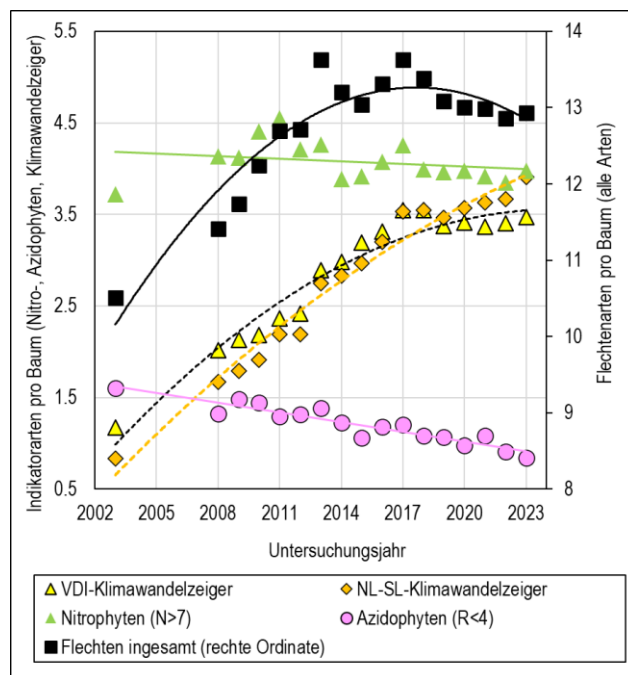


Abb. 2/3: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein bzw. von bestimmten Indikatorarten im Projekt 2003 bis 2023. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 bzw. 99 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED (vergleiche Tab. 2/4). Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung. Die Anstiege der Häufigkeiten von VDI- und NL-SL-Klimawandelzeigern sowie der Rückgang der Azidophyten sind statistisch hochsignifikant ($p < 0,0001$; Mann-Kendall-Trendtest), während die Häufigkeiten von Nitrophyten oder Flechtenarten keinem signifikanten Trend folgen.

N-Zahl über 7 weitgehend unverändert häufig an den Bäumen vorkommen (Abb. 2/3), schwindet die mittlere Anzahl der an saure Habitate angepassten Arten (Azidophyten) mit R-Zahl kleiner als 4 seit 2008 kontinuierlich ($p < 0,0001$).

Die Indikatoreigenschaften der 91 registrierten Flechtenarten und ihre Häufigkeiten an den 53 bzw. 99 von 2003 bzw. von 2008 bis 2023 durchgehend untersuchten Bäumen sind in Tabelle 2/2 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 zehn und damit zwei Drittel der 15 Arten, die zwischen 2003 und 2023 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* (+3,2 %/a; Makrofoto in Abb. 2/9) und der NL-SL-KWZ *Physconia grisea* (+3,1 %/a; Abb. 2/10). Dahinter folgen *Hyperphyscia adglutinata* (Abb. 2/10), *Punctelia subrudecta* (Abb. 2/9) und *P. jeckeri* (Abb. 2/9). Diese beiden *Punctelia*-Arten wurden seit 2020 an mehr Stationsbäumen registriert (84 bzw. 81 %), als die bis dahin immer häufigste Flechtenart *Physcia tenella* (2023: 68 %). Bis auf *Parmotrema reticulatum* und *Physcia tribacioides*, die zu den am seltensten registrierten Arten zählen, sind alle 15 VDI-KWZ, die bisher an der 99 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 neun Arten die Mehrzahl der 13 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. 2/12), *L. pulicaris*, *Hypoceno-
myce scalaris*, *Placynthiella icmalea*, *Trapeliopsis granulosa* und *Tuckermanopsis chlorophylla*. Sehr
rasch verläuft der Rückgang von *Evernia prunastri* (-1,2 %/a; Abb. 2/11) und *Hypogymnia physodes* (-1,8
%/a; Abb. 2/11), die 2023 nur noch an 30 bzw. 14 % der Stationsbäume registriert wurden. Stark rückläu-
fig sind auch die beiden nitrophytischen Flechtenarten *Polycauliona candelaria* (-2,7 %/a; Abb. 2/13) und
P. polycarpa (-2,0 %/a; Abb. 2/13). Nur eine Art wurde 2023 an den 99 Bäumen erstmals registriert, und
zwar die Krustenflechte *Physcia tribacia*, die zwar zuvor schon an der Station NORD beobachtet wurde,
jetzt aber auch an einem der dortigen Stationsbäume.

Die Beobachtungen an den Messstationen. Die zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenar-
ten insgesamt bzw. von Klimawandelzeigern pro Baum an den einzelnen Messstationen fasst Tab. 2/3 für
die Stichprobe der seit 2003 durchgehend untersuchten 53 Bäume an den vier Stationen NORD, CITY,
HAFEN und SUED zusammen. Mit der größeren Stichprobe aus 99 von 2008 bis 2023 durchgehend un-
tersuchten Bäumen, die die vorgenannten 53 Bäume als Teilmenge enthalten, ergibt sich ein nahezu
übereinstimmendes Bild. Diese Ergebnisse sind in Tab. 2/4 zusammengestellt. In dieser Tabelle befinden
sich zusätzlich die Ergebnisse für die Station VOLM mit 20 Bäumen, die 2003 und dann erst ab 2016
durchgehend weiter untersucht wurden.

Die an den Bäumen registrierte Anzahl aller Flechtenarten ist, über den gesamten Zeitraum betrachtet,
an den einzelnen Stationen nur geringfügig angestiegen. Im Vergleich zu den Stationen CITY und HA-
FEN war sie aber in NORD, SUED und VOLM im Durchschnitt allerdings immer bis zu 1,5mal höher und
kennzeichnet diese Stationen als generell günstiger für epiphytische Flechten. Ebenso wie die Gesamt-
zahl der Flechtenarten pro Baum ist auch die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Statio-
nen NORD, SUED und VOLM höher als an CITY und HAFEN. Am höchsten sind die Werte mit 4,7 bzw.
4,5 (je nach Stichprobe) an der Station SUED (Tab. 2/3, Tab 2/4, für die zeitliche Entwicklung siehe Abb.
2/6). Die Richtlinie VDI 3947 Blatt 20 (VDI 2017) nutzt die zeitliche Veränderung des Klimawandelzeige-
rindex, definiert als mittlere Anzahl der VDI-KWZ pro Baum, für Aussagen über lokale Wirkungen des Kli-
mawandels. Da die Klimawandelzeiger jedoch bis auf wenige Ausnahmen zu den selteneren epiphyti-
schen Flechten zählen, sind z. B. Bäume mit vielen solchen Zeigerarten selten, die Daten folglich nicht
normalverteilt. Der Richtlinie folgend werden hier zwar arithmetische Mittelwerte der Klimawandelzeiger in
Tabellen und einigen Grafiken angegeben, doch für Signifikanzprüfungen ausschließlich Medianverglei-
che verwendet. Seit 2003 ist die mittlere Anzahl der VDI-KWZ pro Baum an allen Stationen zusammen
auf rund das 2,5fache 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. weiter leicht stei-
gende Werte gemessen werden, sind sie an den Stationen CITY und HAFEN seit 2018 wieder etwas ge-
sunken (Tab. 2/4), aber dennoch weiterhin statistisch signifikant höher als 2010 bzw. 2008.

Infolge des starken Anstiegs der VDI-Klimawandelzeiger im Vergleich zu den Flechtenarten insgesamt,
die bei bestimmten Artengruppen, z. B. den Azidophyten, den zuvor beschriebenen Einbruch zeigt, ist der
relative Anteil dieser Indikatoren an der Gesamtflechtenartenzahl von anfänglich 5 bis 13 % auf inzwi-
schen 11 bis 33 % angestiegen (Ta. 2/3 und 2/4). Dieser Wert ist an der Station HAFEN zwar immer noch
höher als 2003, aber, ebenso wie der Klimawandelzeigerindex und die Gesamtzahl der Flechtenarten auf
den Bäumen, im Vergleich zu den anderen Stationen wieder gesunken und wirft die Frage nach der Ur-
sache auf.

Die zeitliche Entwicklung der NL-SL-KWZ ist bisher weitgehend identisch verlaufen, wenngleich die absoluten Werte aufgrund der unterschiedlichen Indikatorartenauswahl geringfügig voneinander abweichen. In Tab. 2/4 sind auch die Ergebnisse für die Station VOLM enthalten, sowohl separiert als auch in Kombination aller fünf Stationen. Auch in VOLM sind die VDI- und NL-SL-KWZ zwischen 2003 bzw. 2016 und 2023 signifikant häufiger geworden.

Zeitliche Entwicklung ausgewählter Arten. 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 Dynamik einzelner Arten stellt sich an den vier Stationen unterschiedlich dar. Die Abbildungen 2/7 bis 2/9 zeigen für jede Station die Dynamik von neun häufigen VDI-Klimawandelzeigern, Abb. 2/10 entsprechend für drei NLSL-Klimawandelzeiger und Abbildungen 2/11 bis 2/13 den Zeitverlauf der Häufigkeit von acht ausgewählten Flechtenarten, die seit 2003 auf den Bäumen im Projekt immer seltener werden. Datengrundlage sind die Flechtenvorkommen an 53 (2003) bzw. 99 (2008 bis 2023) durchgehend untersuchten Bäumen. Angegeben ist der 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 ein Makrofoto der jeweiligen Flechte. Sofern nicht anders angegeben beträgt die Länge der Kalibrierbalken 1 mm.

Mit Ausnahme von *Parmotrema perlatum*, die seit Beginn des Projektes schon an der Station CITY vorkommt, waren bisher alle neun VDI-Klimawandelzeiger, für die Zeitverläufe dargestellt werden, an den Stationen NORD und SUED zu allen Zeitpunkten häufiger als an CITY und HAFEN, sofern sie an letzteren überhaupt vorkamen. Eine kontinuierliche Zunahme der Häufigkeit an allen Stationen seit ca. 2009 bis 2023 zeigen nur *Punctelia borrieri* (Abb. 2/9) und, mit Verlangsamung an der Station Hafen seit 2015, *Punctelia jeckeri* und, bei insgesamt geringeren Häufigkeiten, *Flavoparmelia soledians* (Abb. 2/7) und *Hypotrachyna afrorevoluta* (Abb. 2/8). Diese vier Klimawandelzeiger können den Bedingungen an den Stationen CITY und HAFEN demnach am besten standhalten. Die sehr häufige *Punctelia subrudecta* entwickelte sich stürmisch bis etwa 2015, hat aber dann in CITY und HAFEN leicht abgenommen. Ähnlich ist der Verlauf bei *Flavoparmelia caperata* (Abb. 2/7), nur dass diese seit 2015 in CITY und HAFEN auf fast Ausgangsniveau abgesunken ist und auch in NORD und SUED leicht abnimmt bzw. stagniert. *Hypotrachyna revoluta* (Abb. 2/8) kommt nur an den kühleren Stationen SUED und NORD vor und wird in SUED seit 2018 wieder seltener. *Parmotrema perlatum* (Abb. 2/8) wurde bis 2015 überall häufiger und seitdem auch überall wieder seltener.

Von den drei NLSL-Klimawandelzeigern konnten sich *Hyperphyscia adglutinata* und *Physconia grisea* (Abb. 2/10) an allen Stationen stark ausbreiten. *H. adglutinata* war erst 2002 am Niederrhein für Nordrhein-Westfalen wiederentdeckt worden, und *Physconia grisea* war damals 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 den beiden *Hypotrachyna*-Arten, meidet CITY und HAFEN und nimmt seit 2010 an NORD und SUED zu.

Alle acht vorgestellten 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 sehr häufigen *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 hat seit 2010 besonders schnell an der Station SUED auf die Hälfte abgenommen. *Ramalina farinacea* (Abb. 2/13) war insgesamt betrachtet nie eine häufige Flechte, wurde anfangs an der Station NORD häufiger und seit 2015 wieder seltener. *Parmelia sulcata* (Abb. 2/12), anfangs eine der häufigsten Flechten 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 halb so häufig geworden ist, wie 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 Untersuchungs-jahr 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 2023. 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. In Tabelle 2/2 sind unter den Indikatoreigenschaften neben den Zeigerwerten (Ordinalzahlen) auch die STI-Werte (Kardinalzahlen) der Flechtenarten aufgeführt. Die höchsten Werte weisen die KWZ *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 (Spearman's $R_s = 0,42$; $p < 0,001$). Die Arten mit mehr als 0,5 % jährlicher Zunahme ihrer Häufigkeit seit 2003 (Tab. 2/2) enthalten nicht nur überproportional viele KWZ, sondern ihr mittlerer STI ist 1,05 °C höher als der Mittelwert für Flechtenarten mit weniger als 0,5 %/a Häufigkeitsveränderung, die wiederum einen um 0,57 °C wärmeren mittleren STI-Wert aufweisen als die Arten, die seit 2003 mehr als 0,5 %/a seltener geworden sind.

Abb. 2/15 zeigt die Veränderung des mittleren STI-Wertes im Projekt zwischen 2003 und 2023. Für den Zeitpunkt 2003 sind die Werte für 53 seit 2003 durchgehend untersuchte Bäume dargestellt, die in der Stichprobe der 99 Bäume enthalten sind, deren Ergebnisse für den Zeitraum 2008 bis 2023 aufgetragen sind. Die Standardfehler der Mittelwerte (nicht gezeigt) betragen um 0,02 °C. Der Unterschied zwischen qualitativen und gewichteten STI-Mittelwerten ist gering. Die gewichteten Werte sind in vielen Fällen etwas niedriger, weil Arten mit höheren STI-Werten im Mittel geringere Deckungswerte an den Bäumen erreichen. Die mittleren STI-Werte sind von 2003 bis 2023 um 0,66 °C von 7,86 °C auf 8,52 °C angestiegen. Grund dafür ist die Zunahme der durch hohe STI-Werte gekennzeichneten KWZ und die Abnahme von u. a. azidophytischen bzw. an im Projekt kühleren Standorten häufigeren Flechtenarten mit geringeren STI-Werten. Dieser zeitliche Anstieg der STI-Werte ist kontinuierlich verlaufen und statistisch hochsignifikant. Für qualitative (=ungewichtete) und gewichtete STI-Mittelwerte der Bäume gilt, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2009 bzw. 2010. Qualitative Werte von 2023 sind größer als alle Werte bis einschließlich 2014. Gewichtete Werte von 2023 größer als alle Werte bis einschließlich 2019 ($p < 0,05$, Bonferroni-korrigiert, Kruskal-Wallis- und Dunns post-hoc-Test). Die zeitliche Veränderung der STI-Werte zeigt sich auch in den Häufigkeitsverteilungen der mittleren STI-Werte der einzelnen Trägerbäume (Abb. 2/15), deren Maxima sich mit der Zeit hin zu höheren Temperaturen verschieben.

Der Anstieg der mittleren STI-Werte über die Zeit wurde auch an den einzelnen Messstationen beobachtet. Wie in Abbildung 2/16 dargestellt, ist die kühls Station NORD im gesamten Zeitraum 2003 bis 2023 durch niedrigste STI-Mittelwerte gekennzeichnet, während die Stationen HAFEN und SUED und die urban überwärmte Station CITY durch höhere STI-Mittelwerte gekennzeichnet sind.

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 hervorragend geeignet, um klimatische oder immissionsbedingte Umweltwirkungen reproduzierbar räumlich und zeitlich hochauflösend 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 nicht 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 entgegen, 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 Stick-

stoffverbindungen, sind immer noch sehr hoch, wenngleich sie allmählich abnehmen (LANUV 2016, 2021a; UBA 2023). Hinzu kommt der Anstieg der Durchschnittstemperatur um 2,0 °C seit Beginn der Aufzeichnungen (Datenvergleich 1881-1891 mit 2011-2021; DWD 2024), der um 0,1 °C höher ausfällt, wenn man 2022 und 2023 mit einbezieht. 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 soledians* (Abb. 2/7) erst vor rund 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soledians* 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,



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 tiefscharf zusammengesetzt. Kalibrierbalken: 1 mm. Fotos: Norbert Stapper.

junger Lager von z. B. *Flavoparmelia* spp. oder *Punctelia borrieri* 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 günstig 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 auswählt. Auch andere Bezugsgrößen, wie z. B. der Anteil der Klimawandelzeiger an der Gesamtzahl der Flechtenarten, um auf einfachem Wege die „Standortgunst für Flechten“ zu inkludieren, 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.

Zusammenfassend erscheint das gewählte methodische Vorgehen gut geeignet, um Wirkungen des Klimawandels 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 2024). 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 borrieri* findet, als Exemplare der seit 2000 nach wie vor sehr häufigen, blaugrauen Blattflechte *Parmelia sulcata*, deren Lager aber immer kleiner werden. Diese Entwicklung war vor 20 Jahren angesichts der Seltenheit von *P. borrieri* – 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 2024a) 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 diese Abnahme bei weiter steigenden Temperaturen weiter anhalten 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 Areal 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 Immissionen reaktiver 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* und *Physciella chloantha* (Tab. 2/1; Abb. 2/4) 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 2024). 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 Abnahme saurer Immissionen zurückgeführt (BATES et al. 2001, WIRTH 1993). Dies könnte auch das Verschwinden anderer, ähnlich azidophytischer Flechtenarten, wie *Hypocenomyce scalaris* oder *Placynthiella icmalea*, von Baumarten mit subneutraler Rinde erklären. 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 2023). Veränderungen der lokalklimatischen Bedingungen rücken damit 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 an 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 (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).

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 2019) und an den wärmsten Stationen in Bayern (WINDISCH, pers. Mittlg., WINDISCH et al. 2011), 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 0,66 °C seit 2003. In Düsseldorf ist nicht nur die mittlere Jahrestemperatur angestiegen (siehe Ausführungen in Kapitel 1), sondern auch der mittlere STI-Wert (Abb. 2/15; SPARRIUS et al. 2018). Dessen Anstieg beträgt +0,66 °C für den Zeitraum 2003 bis 2023 (Vorjahresuntersuchungen: +0,60 bzw. +0,55 °C) und liegt somit verblüffend nahe an dem gemessenen Anstieg des Temperaturmittelwertes. Obwohl diese zeitliche Entwicklung des STI die anderen Ergebnisse, wie etwa die Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelzeigern, fast ideal bestätigt, die mittleren STI-Werte der untersuchten Messstationen sogar mit der unterschiedlichen hohen mittleren Nachttemperatur der jeweiligen Messpunkte korreliert sind, ist dennoch etwas Vorsicht geboten. Zum einen mit Blick auf möglicherweise interferierende Wirkungen von Immissionen. 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). Zum zweiten muss man mit Blick auf kontrollierte Standortbedingungen 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 Flechten-STI-Werte 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 +0,66 °C in Düsseldorf einem Höhenunterschied von 412 Metern, oder anders ausgedrückt: die "flechtenklimatischen" Bedingungen des Düsseldorf von 2003 herrschten heute an einem 412 m höher gelegenen Standort, also 300 m höher, als 0,66 °C Temperaturdifferenz erwarten lassen. Zwar findet man tatsächlich die in Düsseldorf seit 2003 selten gewordenen Flechtenarten an derart höher gelegenen Standorten erfolgreich, aber die Diskrepanz ist dennoch augenfällig. Die hier mit Flechten berechneten STI-Werte sind übrigens deutlich 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 früherer Berichte verwiesen, insbesondere den für das Untersuchungsjahr 2020. Die dort detailliert vorgestellten Ergebnisse hinsichtlich des Umwelttoleranzwertes 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 zunehmen (LANUV 2024).

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 anzunehmen. Diese Annahme wird bekräftigt durch den gleichzeitigen Anstieg der mittleren Flechtentemperatur STI, der mit +0,66 °C dem gemessenen Temperaturanstieg sehr nahe kommt. Die gemäßigt-mediterrane und die submediterrane-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 Zwillingstädte" in Europa (UBA 2021). Parallel zum Anstieg der Klimawandelzeiger werden an warme Standorte nicht angepasste Arten, die man auch 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 (2024): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. Verspreidingsatlas Korstmossen online. – www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen (zuletzt aufgerufen am 12. 01. 2024).
- 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. www.lanuv.nrw.de/natur/artenschutz/rote_liste/ [letzter Aufruf 15.01.2021].
- 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 [10. Januar 2024].
- DWD [Deutscher Wetterdienst] (2024a): CDC (Climate Data Center) — https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/monthly/air_temperature_mean/ [10. Januar 2024].
- 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.

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 CO₂-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 mGROWA und dem Regionalen Klimaprojektionen Ensemble (ReKliEs) für Deutschland. — LANUV-Fachbericht 110. Recklinghausen. 68 S.

LANUV [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2024): Klimaatlas NRW. Online: <https://www.klimaatlas.nrw.de/klima-nrw-pluskarte> [12. Januar 2024]

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.

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 (25. Januar 2022).
- NIMIS P.L., (2024): ITALIC - The Information System on Italian Lichens. Version 7.0. University of Trieste, Dept. of Biology – <https://dryades.units.it/italic> – All data are released under a CC BY-SA 4.0 [12. Januar 2024].
- 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 25.01.2022).
- 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. (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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.
- SPARRIUS, L., VAN DER KOLK, H.-J., APTROOT, AVAN DER PLUIJM, A. & VAN DORT, K. (2016): Nieuwe vindplaatsen van zeldzame korstmossen en lichenparasieten in de periode 2012 t/m medio 2016. – *Buxbaumia* 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/laurensparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTlv2.csv> (aufgerufen am 15.02.2021). R script: <https://zenodo.org/record/1155850> (aufgerufen am 15.02.2021).

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

STAPPER, N.J. & APTROOT, A. (2019): 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 116 S.

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 Zwillingstädte in Europa. Newsletter Klimafolgen und Anpassung Nr. 76. Umweltbundesamt Pressestelle Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau.

UBA [UMWELTBUNDESAMT] (2023): Belastung durch Stickstoffdioxid. – <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung#belastung-durch-stickstoffdioxid> [10. Januar 2023].

- 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.
- 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. *MycKeys* 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 22.01.2021).
- 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. 2/1: 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 2024; warm gemäßigte Arten, "gme, gemäßigt-mediterran" und "südliche Arten", ssg, "submediterranean-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 2024).

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

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

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

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 Bäumen 2003 (NORD: 12 Bäume, CITY: 7, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 99 Bäumen 2008 bis 2023 (NORD: 34 Bäume, CITY: 15, HAFEN: 20 und SUED: 30).

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 91 seit 2003 an diesen Bäumen nachgewiesene Taxa. Seit 2003 wurden im Projekt an allen bisher untersuchten Bäumen darüber hinaus *Athallia holocarpa*, *Bilimbia sabuletorum*, *Flavoplaca citrina*, *Hypocenyomyce scalaris*, *Lecania cyrtella*, *L. naegeli*, *Lecanora symmicta*, *Opegrapha vermicellifera*, *Physcia clementei*, *Rinodina genarii*, *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 2024), warmgemäßigte ("gme") und submediterranean-subatlantisch-gemäßigte Arten ("ssg").

Häufigkeit: Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2023; zunehmend dunkleres Grau des Zellohintergrundes 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 2023 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.

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-lacteeae* 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		2023	Veränd. 2008-2023	
	T	R	N	STI	VDI	NL-SL	(%)	(%/Jahr)	MK-Test
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2023 [mSTI = 8,94]									
<i>Punctelia borrieri</i>	8	5	6	9.7660	KWZ	ssg	54.55	3.195	**
<i>Physconia grisea</i>	7	6	8	8.8748		gme	66.67	3.053	**
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	9	7	7	10.2655		gme	61.62	2.835	**
<i>Punctelia subrudecta</i>	7	4	5	9.1880	KWZ	gme	85.86	2.711	**
<i>Candelaria pacifica</i>				6.1710			23.23	2.071	**
<i>Candelaria concolor (1)</i>	5	6	7	9.2479			80.81	1.902	ns
<i>Punctelia jeckeri</i>	7	4	6	9.1233	KWZ		76.77	1.487	**
<i>Xanthoria parietina</i>		7	8	7.9883			67.68	1.193	ns
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	7	4	4		KWZ	ssg	20.20	1.070	**
<i>Physcia adscendens</i>		7	8	8.4882			51.52	0.997	ns
<i>Melanohalea elegantula</i>	7	4	5	8.7677	KWZ		16.16	0.827	**
<i>Amandinea punctata</i>		5	7	7.9976			50.51	0.691	**
<i>Flavoparmelia soredians</i>	9	6	5	10.5310	KWZ	ssg	27.27	0.679	*
<i>Flavoparmelia caperata</i>	7	5	4	9.0716	KWZ	gme	43.43	0.629	ns
<i>Lecanora barkmaniana</i>				9.6289		ssg	9.09	0.511	**
Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2023 [mSTI = 7,88]									
<i>Parmotrema perlatum</i>	7	5	4	11.0094	KWZ	gme	11.11	0.496	ns
<i>Caloplaca obscurella</i>	6	7	8	8.4808			6.06	0.361	**
<i>Melanelixia glabrata</i>	6	3	4	7.6219			11.11	0.311	ns
<i>Melanohalea exasperatula</i>	5	5	6	6.5398			10.10	0.307	ns
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	7	5	4	8.5766	KWZ	gme	3.03	0.290	*
<i>Lecanora compallens</i>				9.2464			10.10	0.254	*
<i>Lecanora chlorotera</i>	5	6	5	8.2200			5.05	0.250	**
<i>Physciella chloantha</i>	9	7	8				7.07	0.228	**
<i>Lepraria incana</i>	5	3	5	8.1124			25.25	0.226	ns
<i>Candelariella xanthostigma</i>	5	5	5	7.1595			3.03	0.212	*
<i>Lecidella elaeochroma</i>	5	6	5	7.9611			3.03	0.205	**
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	6	5	6		KWZ		6.06	0.203	*
<i>Polycauliona ucrainica</i>		6	8	8.6103			0.00	0.171	*
<i>Physconia perisidiosa</i>	4	6	4	7.1813			2.02	0.140	**
<i>Melanohalea laciniatula</i>	7	5	5	8.8727	KWZ	gme	2.02	0.105	**

Flechtenart, Anmerkungen	Indikatoreigenschaft						Häufigkeit		
	Zeigerwert				Klimawandelzeiger		2023	Veränd. 2008-2023	
	T	R	N	STI	VDI	NL-SL	(%)	(%/Jahr)	MK-Test
<i>Parmelina tiliacea</i>	6	5	6	8.5932			2.02	0.098	*
<i>Diploicia canescens</i>	7	8	6	9.4325	KWZ	gme	1.01	0.090	**
<i>Normandina pulchella</i>	5	5	4	7.6804			2.02	0.089	**
<i>Parmelia saxatilis</i>	4	3	3	6.4444			2.02	0.087	ns
<i>Physconia enteroxantha</i>	4	6	6	7.2231			1.01	0.082	ns
<i>Phlyctis argena</i>	5	4	5	7.6896			1.01	0.079	**
<i>Halecania viridescens</i>					KWZ	gme	0.00	0.076	*
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>	5	7	6	7.1055		gme	1.01	0.074	*
<i>Lepraria finkii</i>	5	6	3	8.1246			0.00	0.071	ns
<i>Physcia caesia</i>		8	9	7.3897			23.23	0.069	ns
<i>Catillaria fungoides</i>						gme	2.02	0.047	*
<i>Lepraria rigidula</i>	5	4	2	6.7952			1.01	0.038	ns
<i>Cladonia coniocraea</i>		4	3	7.3395			2.02	0.036	ns
<i>Cladonia fimbriata</i>	5	4	3	7.8452			0.00	0.032	ns
<i>Lecanora carpinea</i>	5	5	4	7.8013			1.01	0.032	*
<i>Candelariella boleana s.l. (2)</i>							0.00	0.023	ns
<i>Physcia tribacia</i>				9.4327		gme	1.01	0.017	ns
<i>Micarea prasina</i>	4	4	4	6.6520			0.00	0.015	ns
<i>Lecidella scabra</i>	5	5	5	8.5574			1.01	0.012	ns
<i>Trapeliopsis granulosa</i>		1	2	7.5555			0.00	0.005	ns
<i>Rinodina pityrea</i>	7	8	8				0.00	0.005	ns
<i>Candelariella viae-lacteeae</i>	9	7	7				0.00	-0.002	ns
<i>Physcia sp.</i>							0.00	-0.008	ns
<i>Lecanora pulicaris</i>	4	3	4	7.4209			0.00	-0.010	ns
<i>Parmotrema reticulatum</i>	9	5	2		KWZ	ssg	0.00	-0.018	ns
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	8	4	6			gme	1.01	-0.021	ns
<i>Physcia tribacioides</i>				11.4252	KWZ	gme	0.00	-0.022	ns
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	6	7	5	8.1071		gme	0.00	-0.022	ns
<i>Cladonia spp.</i>		3	3				0.00	-0.025	ns
<i>Physconia distorta</i>	5	7	6	7.2356			0.00	-0.026	ns
<i>Tuckermanopsis chlorophylla</i>	4	3	3	6.6265			0.00	-0.044	*
<i>Lecanora muralis</i>		8	9	8.3011			2.02	-0.046	ns
<i>Candelariella vitellina</i>		5	8	7.9661			3.03	-0.047	ns
<i>Ramalina pollinaria</i>		4	5	4.7372			0.00	-0.049	ns
<i>Polyzozia dispersa</i>		8	8	8.6743			4.04	-0.049	ns
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	4	3	2	6.3578			0.00	-0.070	ns
<i>Bacidina adastrata</i>							0.00	-0.078	ns
<i>Rinodina gennarii</i>	5	8	8	8.9457			0.00	-0.091	ns
<i>Usnea spp. (3)</i>							1.01	-0.101	ns
<i>Bacidia spp.</i>							0.00	-0.103	ns
<i>Physcia stellaris</i>	4	6	6	6.7604			0.00	-0.105	*
<i>Lecanora expallens</i>	6	4	5	8.1740			31.31	-0.110	ns
<i>Physcia aipolia</i>		7	5	7.1359			0.00	-0.158	**
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>		7	9	8.0678			72.73	-0.168	ns
<i>Polyzozia hagenii s.s.</i>		8	7	8.0520			1.01	-0.202	*
<i>Strangospora pinicola</i>	5	3	5				1.01	-0.218	*
<i>Physcia dubia s. str.</i>		7	8	6.7971			7.07	-0.224	ns
<i>Ramalina farinacea</i>	5	5	4	7.5030			8.08	-0.376	*
<i>Lecanora conizaeoides</i>	5	2	5	8.5858			0.00	-0.416	**
<i>Placynthiella icmalea</i>		2	5	7.9913			0.00	-0.436	*
<i>Phaeophyscia nigricans</i>		8	9	7.8883			16.16	-0.460	ns
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2023 [mSTI = 7,31]									
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	5	5	4	6.9370			6.06	-0.610	*
<i>Parmelia sulcata</i>		5	7	6.8502			64.65	-1.124	**
<i>Evernia prunastri</i>	5	3	4	7.5927			30.30	-1.179	**
<i>Physcia tenella</i>		6	8	7.9696			67.68	-1.320	**
<i>Candelariella reflexa (4)</i>	6	5	7	8.7425			43.43	-1.496	**
<i>Hypogymnia physodes</i>		3	3	6.4206			14.14	-1.794	**
<i>Melanelixia subaurifera</i>	5	6	5	8.1123			33.33	-1.844	**
<i>Polycauliona polycarpa</i>		7	8	7.8273			2.02	-1.963	**
<i>Polycauliona candelaria (5)</i>		6	8	5.3637			1.01	-2.662	**

Tab. 2/3: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Klimawandelzeigern zwischen 2003 und 2023.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 zu allen Untersuchungszeitpunkten zwischen 2003 und 2023 auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen an den vier Messstationen NORD (12 Bäume), CITY (7), HAFEN (18) und SUED (16). Angegeben sind die Mittelwerte der Anzahl verschiedener Flechtenarten pro Trägerbaum bzw. der prozentuale Anteil der jeweiligen Klimawandelindikatoren am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation NORD, CITY, HAFEN und SUED bzw. alle vier Stationen zusammen (ALLE).

FA, Friedmans ANOVA: Gruppenvergleich (Jahre) der Einzeldaten jedes Baums; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,001$.

Fett rot gedruckte Werte für Häufigkeiten (Arten pro Baum) oder Anteile am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (%) sind signifikant verschieden vom jeweiligen Wert für 2023; Paarvergleich mit dem Wilcoxon-Test; $p < 0,05$.

MK-Test, Mann-Kendall-Trendtest: Vergleich der Jahres-Mittelwerte, Angabe des p -Wertes in Prozent; Stg.: Richtung der zeitlichen Entwicklung, 0 = kein signifikanter Trend (ns) über den gesamten Zeitraum; + = signifikanter Anstieg der Werte mit der Zeit.

Mess-Station	FA	Untersuchungsjahr																	p/%	Stg.	
		2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023			
Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (Arten pro Baum)																					
NORD	ns	13.6	11.8	13.3	14.1	14.2	14.6	15.2	15.6	14.8	15.2	15.1	14.4	13.8	14.7	14.0	13.8	14.3	ns	0	
CITY	*	9.3	8.6	9.7	9.3	11.1	12.7	11.4	11.4	11.6	11.0	11.3	11.9	11.3	10.4	10.1	9.9	10.9	ns	0	
HAFEN	*	6.8	7.4	8.1	7.7	8.9	8.8	9.4	8.6	8.9	8.8	9.1	7.2	6.6	6.8	7.0	7.0	8.3	ns	0	
SUED	ns	12.9	14.2	14.6	14.5	14.8	14.6	15.9	14.9	14.2	15.1	15.7	15.4	15.7	15.0	15.4	15.1	14.5	3,5	+	
ALLE	**	10.5	10.6	11.4	11.4	12.2	12.4	12.9	12.4	12.2	12.4	12.7	11.9	11.6	11.5	11.5	11.4	11.8	ns	0	
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																					
NORD	**	1.7	2.3	2.3	2.7	2.3	2.3	2.7	3.7	3.4	3.4	3.6	3.3	3.3	3.5	3.3	3.5	3.7	0,1	+	
CITY	**	0.9	0.7	1.0	0.9	1.6	2.1	2.1	2.4	2.3	2.4	2.6	2.4	2.3	2.3	2.1	2.0	2.3	0,2	+	
HAFEN	**	0.5	0.6	0.8	0.7	1.1	1.2	1.6	1.3	1.6	1.6	1.7	1.2	0.8	0.9	1.0	1.0	1.2	ns	0	
SUED	**	1.7	2.8	2.8	2.8	3.0	3.1	4.0	3.8	3.8	4.4	4.8	5.1	5.1	5.0	4.9	4.8	4.7	0,0	+	
ALLE	**	1.2	1.6	1.8	1.8	2.0	2.2	2.6	2.8	2.8	2.9	3.2	3.0	2.8	2.9	2.8	2.8	2.9	0,0	+	
Anteil der VDI-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																					
NORD	**	11.9	19.0	16.5	18.8	16.1	15.8	17.1	22.9	23.2	22.4	23.5	22.2	22.6	23.4	23.3	25.1	25.4	0,0	+	
CITY	**	7.3	7.7	10.3	8.9	12.7	14.8	16.6	19.4	18.2	20.2	21.2	19.0	19.3	20.6	19.1	17.7	19.7	0,0	+	
HAFEN	*	5.5	6.7	8.4	6.8	10.5	10.7	12.7	11.7	14.3	14.9	15.9	12.4	8.6	9.0	10.0	10.3	11.1	ns	0	
SUED	**	12.5	18.7	19.1	19.1	19.9	20.7	25.1	25.4	26.7	29.0	30.6	32.9	31.9	33.0	31.2	31.6	32.9	0,0	+	
ALLE	**	9.3	13.3	13.7	13.5	14.9	15.4	18.0	19.4	20.6	21.5	22.8	21.7	20.2	21.0	20.6	21.1	22.1	0,0	+	
NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																					
NORD	**	1.1	1.4	1.4	1.8	1.9	1.8	2.3	3.0	2.8	2.8	3.3	2.9	2.9	3.6	3.8	4.0	4.0	0,0	+	
CITY	**	0.9	1.3	1.9	1.7	2.4	2.4	2.6	2.6	2.9	2.9	3.1	3.1	3.1	3.3	3.4	3.3	3.9	0,0	+	
HAFEN	**	0.3	0.6	0.8	0.7	1.3	1.4	1.8	1.9	1.9	2.1	2.4	1.6	1.4	1.5	1.7	1.4	2.1	0,6	+	
SUED	**	1.2	2.7	2.4	2.8	3.0	2.9	3.8	3.6	3.6	4.3	4.6	4.8	4.9	4.9	4.9	5.0	4.8	0,0	+	
ALLE	**	0.8	1.5	1.6	1.7	2.1	2.1	2.6	2.8	2.8	3.0	3.4	3.0	3.1	3.2	3.4	3.3	3.6	0,0	+	
Anteil der NL-SL-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																					
NORD	**	7.5	11.7	10.1	12.6	13.5	11.7	14.7	18.5	18.9	17.6	21.2	20.0	20.2	24.0	27.1	28.7	27.8	0,0	+	
CITY	**	7.2	15.0	19.1	18.3	20.4	17.9	21.5	21.8	23.4	24.5	27.1	26.7	28.6	31.9	35.1	33.5	36.9	0,0	+	
HAFEN	**	3.9	6.5	9.6	6.9	12.9	18.4	15.9	21.5	19.2	20.8	24.2	18.4	17.4	16.9	18.4	15.9	22.3	1,1	+	
SUED	**	8.7	18.2	16.0	18.9	19.4	19.6	23.7	23.7	25.2	28.0	28.9	30.4	31.2	32.3	31.6	32.7	33.8	0,0	+	
ALLE	**	6.6	12.3	12.9	13.3	16.0	17.2	18.7	21.5	21.5	22.7	25.3	23.5	23.7	25.2	26.5	26.2	29.0	0,0	+	

Tab. 2/4: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Klimawandelzeigern an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM zwischen 2003 und 2023.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 73 Bäumen 2003 (NORD: 12 Bäume, CITY: 7, HAFEN: 18 und SUED: 16, VOLM: 20) bzw. 119 Bäumen 2008 bis 2023 (NORD: 34 Bäume, CITY: 15, HAFEN: 20, SUED: 30 und VOLM: 20). Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum für jedes Untersuchungs Jahr und die Messstation NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM. In der Zeile "Vier Stat." sind die Werte für die vier erstgenannten Stationen zusammengefasst. **Fett rot** gedruckte Werte für Häufigkeiten (Arten pro Baum) oder Anteile am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (%) sind signifikant verschieden vom jeweiligen Wert für 2023; Paarvergleich mit dem Wilcoxon-Test; $p < 0,05$. Beim Vergleich 2023 mit 2003 wurden nur die Daten der zu beiden Zeitpunkten untersuchten Bäume verwendet. **MK-Test**, Mann-Kendall-Trendtest: Vergleich der Jahres-Mittelwerte, Angabe des p -Wertes in Prozent; Stg.: Richtung der zeitlichen Entwicklung, 0 = kein signifikanter Trend (ns) über den gesamten Zeitraum; + = signifikanter Anstieg der Werte mit der Zeit. Im Fall VOLM wurden nur die Werte ab 2016 berücksichtigt.

Mess-Station(en)	Untersuchungsjahr																MK-Test		
	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	p/%	Stg.
Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (Arten pro Baum)																			
Nord	13.6	12.3	12.9	13.8	13.7	14.2	15.4	15.0	14.7	14.7	14.7	15.1	14.6	15.2	15.0	14.7	0,4	+	
City	9.3	9.0	8.8	9.4	11.2	11.9	11.5	11.9	11.9	11.7	12.2	12.1	11.0	10.3	10.6	10.4	10.8	ns	0
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	ns	0
Süd	12.9	14.2	14.2	14.8	14.7	14.0	15.4	14.7	14.2	15.3	16.0	15.8	16.2	15.6	15.3	15.1	14.6	3,1	+
Vier Stat.	10.5	11.4	11.7	12.2	12.7	12.7	13.6	13.2	13.0	13.3	13.6	13.4	13.1	13.0	13.0	12.9	12.9	ns	0
VOLM	10.0									13.1	13.6	14.3	14.6	14.2	15.1	15.2	15.3	0,0	+
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																			
Nord	1.7	2.4	2.5	2.8	2.5	2.6	3.0	3.5	3.7	3.8	3.8	3.8	3.7	3.9	3.9	4.1	4.2	0,0	+
City	0.9	1.1	1.1	1.1	1.9	2.1	2.3	2.5	2.7	2.7	3.1	3.1	2.7	2.7	2.7	2.5	2.5	0,1	+
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	4,7	+
Süd	1.7	2.9	3.0	3.0	3.3	3.1	3.9	3.7	3.9	4.2	4.6	5.0	4.9	4.8	4.6	4.6	4.5	0,0	+
Vier Stat.	1.2	2.0	2.1	2.2	2.4	2.4	2.9	3.0	3.2	3.3	3.5	3.5	3.4	3.4	3.4	3.4	3.5	0,0	+
VOLM	1.0									2.7	3.0	3.1	3.1	3.2	3.6	3.6	4.0	0,0	+
Anteil der VDI-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																			
Nord	11.9	19.4	19.2	20.0	18.1	18.4	19.6	23.6	25.2	25.6	26.1	24.8	25.5	25.7	25.7	27.1	28.4	0,0	+
City	7.3	11.7	12.9	10.8	16.0	16.0	18.3	19.1	21.6	21.9	24.0	24.7	21.9	23.2	22.2	20.8	22.0	0,0	+
Hafen	5.5	7.3	9.5	7.0	10.5	11.7	12.7	11.8	14.5	15.0	16.4	13.3	9.8	10.7	11.3	11.5	12.0	2,3	+
Süd	12.5	20.2	21.0	20.0	22.4	22.7	25.5	25.2	27.0	27.7	29.0	31.8	30.4	30.8	29.6	30.7	32.1	0,0	+
Vier Stat.	9.3	16.0	16.9	16.0	17.5	18.0	19.8	21.0	23.0	23.5	24.7	24.6	23.3	23.8	23.4	24.1	25.2	0,0	+
VOLM	8.8									20.1	21.0	20.5	20.2	21.0	21.9	22.1	24.0	0,3	+
NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																			
Nord	1.1	1.6	1.8	2.0	1.9	1.9	2.6	2.8	3.0	3.1	3.4	3.4	3.4	3.7	3.8	4.0	4.3	0,0	+
City	0.9	1.3	1.5	1.5	2.3	2.3	2.6	2.7	3.0	3.1	3.6	3.7	3.3	3.4	3.5	3.3	3.7	0,0	+
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	0,2	+
Süd	1.2	2.7	2.5	2.8	3.1	2.9	3.7	3.6	3.7	4.2	4.4	4.9	4.8	4.7	4.7	4.8	4.7	0,0	+
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	3.6	3.7	3.9	0,0	+
VOLM	0.6									2.7	3.2	3.5	3.5	3.5	4.1	4.1	4.7	0,1	+
Anteil der NL-SL-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																			
Nord	7.5	12.6	13.0	14.0	13.5	13.7	16.3	18.5	20.1	20.7	23.3	22.6	23.1	24.5	25.4	26.6	28.8	0,0	+
City	7.2	13.7	17.1	15.1	19.6	17.8	21.5	21.9	24.3	26.0	28.6	30.0	28.7	31.2	31.8	30.4	34.6	0,0	+
Hafen	3.9	6.4	10.2	7.4	12.3	18.3	15.7	20.8	18.5	20.4	23.9	18.7	18.2	18.2	18.9	17.3	22.8	0,4	+
Süd	8.7	18.2	17.4	18.5	20.9	21.2	23.8	24.1	25.4	27.1	27.3	30.7	29.6	30.4	30.1	31.9	32.6	0,0	+
Vier Stat.	6.6	13.2	14.4	14.2	16.4	17.5	19.3	21.2	22.0	23.4	25.4	25.4	24.9	26.0	26.5	26.9	29.6	0,0	+
VOLM	5.6									20.5	23.3	23.9	23.1	24.0	26.2	26.0	30.0	0,3	+

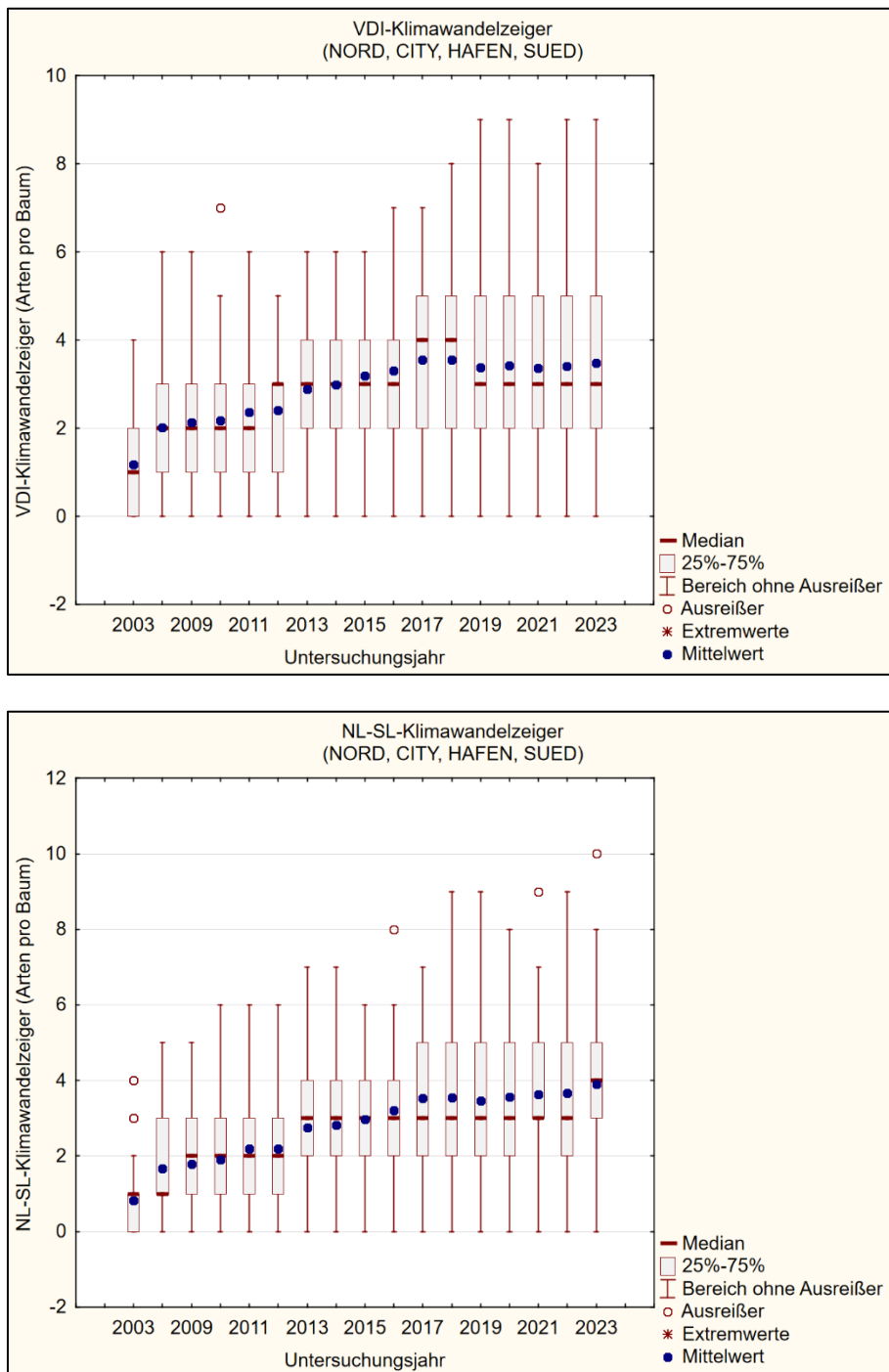


Abb. 2/5: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren im Projekt im Zeitraum zwischen 2003 und 2023. Daten-grundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NL-SL; BLWG 2024) an 53 (2003) bzw. 99 Bäumen (2008 bis 2023) an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd, die wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile); die dunklen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/4 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.

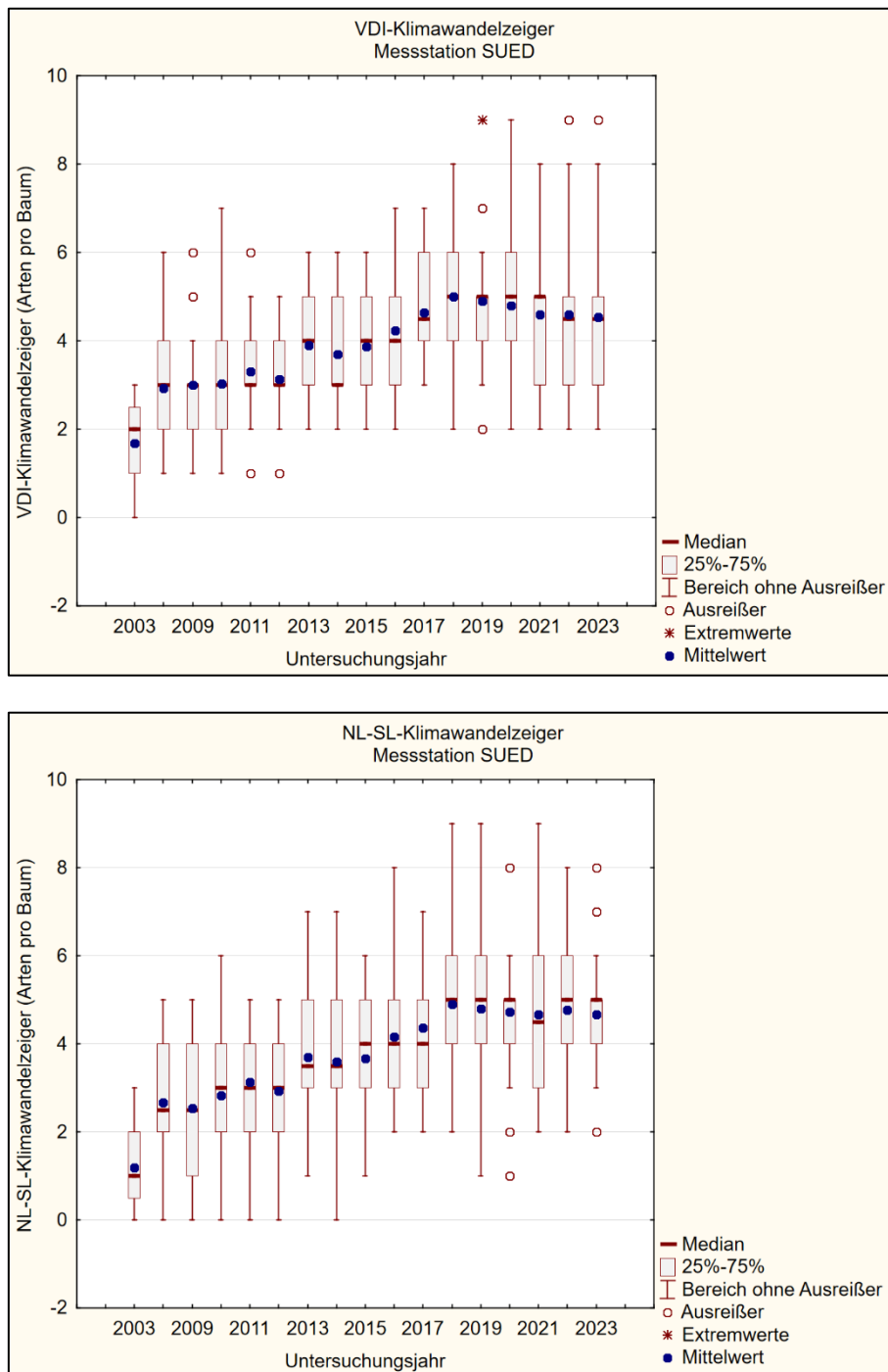


Abb. 2/6: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an der Messstation SUED zwischen 2003 und 2023. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NL-SL; BLWG 2024) an 16 (2003) bzw. 30 Bäumen (2008 bis 2023) an der Station SUED, die wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile); die dunklen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/4 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.

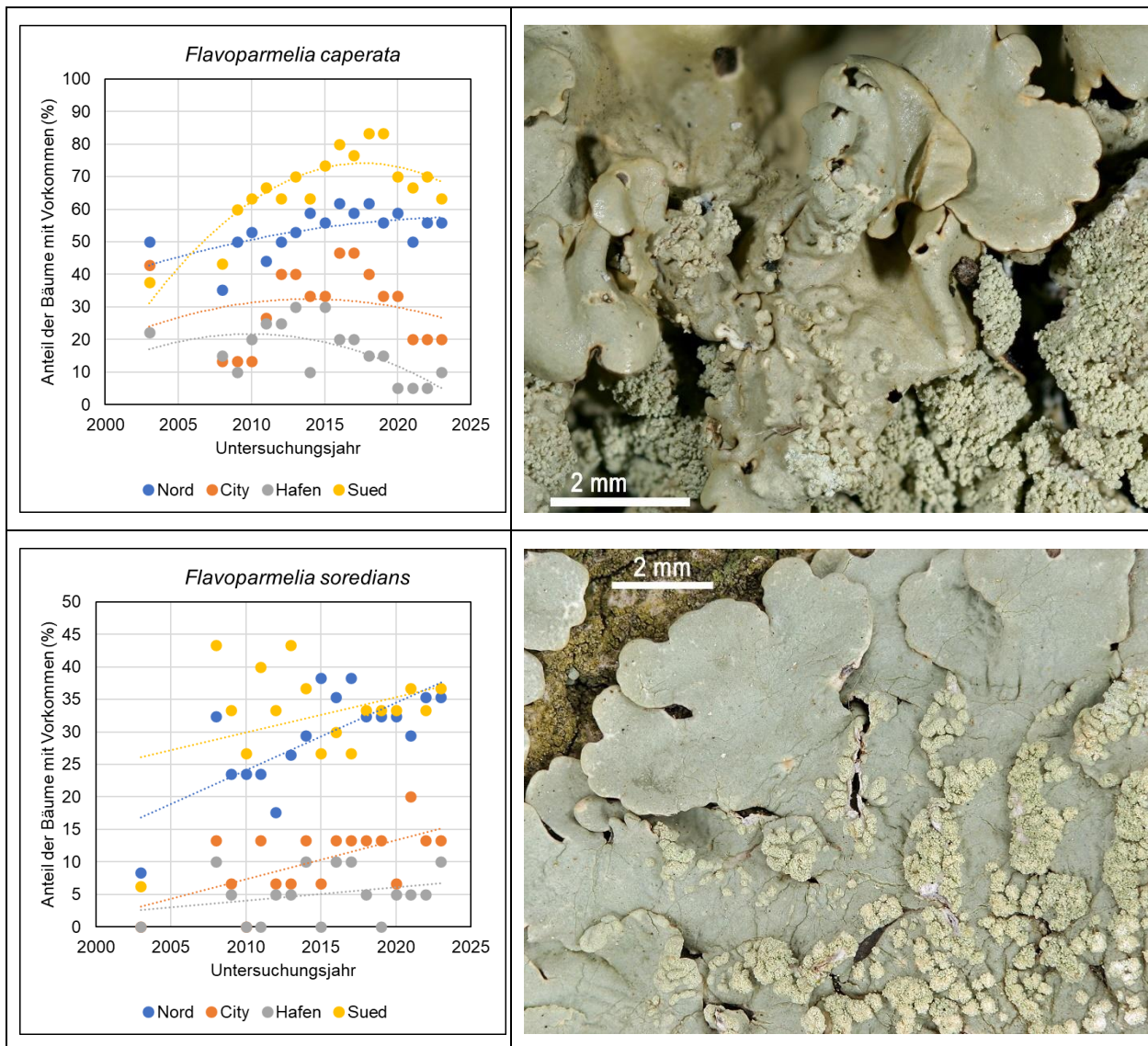


Abbildung 2/7: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Flavoparmelia caperata* und *F. soredians* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023.

F. soredians ist im Unterschied zu *F. caperata* etwas kleinlobiger, schmiegt sich enger an das Substrat, ihre Oberfläche ist nicht so stark gerunzelt und die Soredien nicht grobkörnig sondern mehlig. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 Bäumen 2003 (NORD: 12 Bäume, CITY: 7, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 99 Bäumen 2008 bis 2023 (NORD: 34 Bäume, CITY: 15, HAFEN: 20 und SUED: 30).

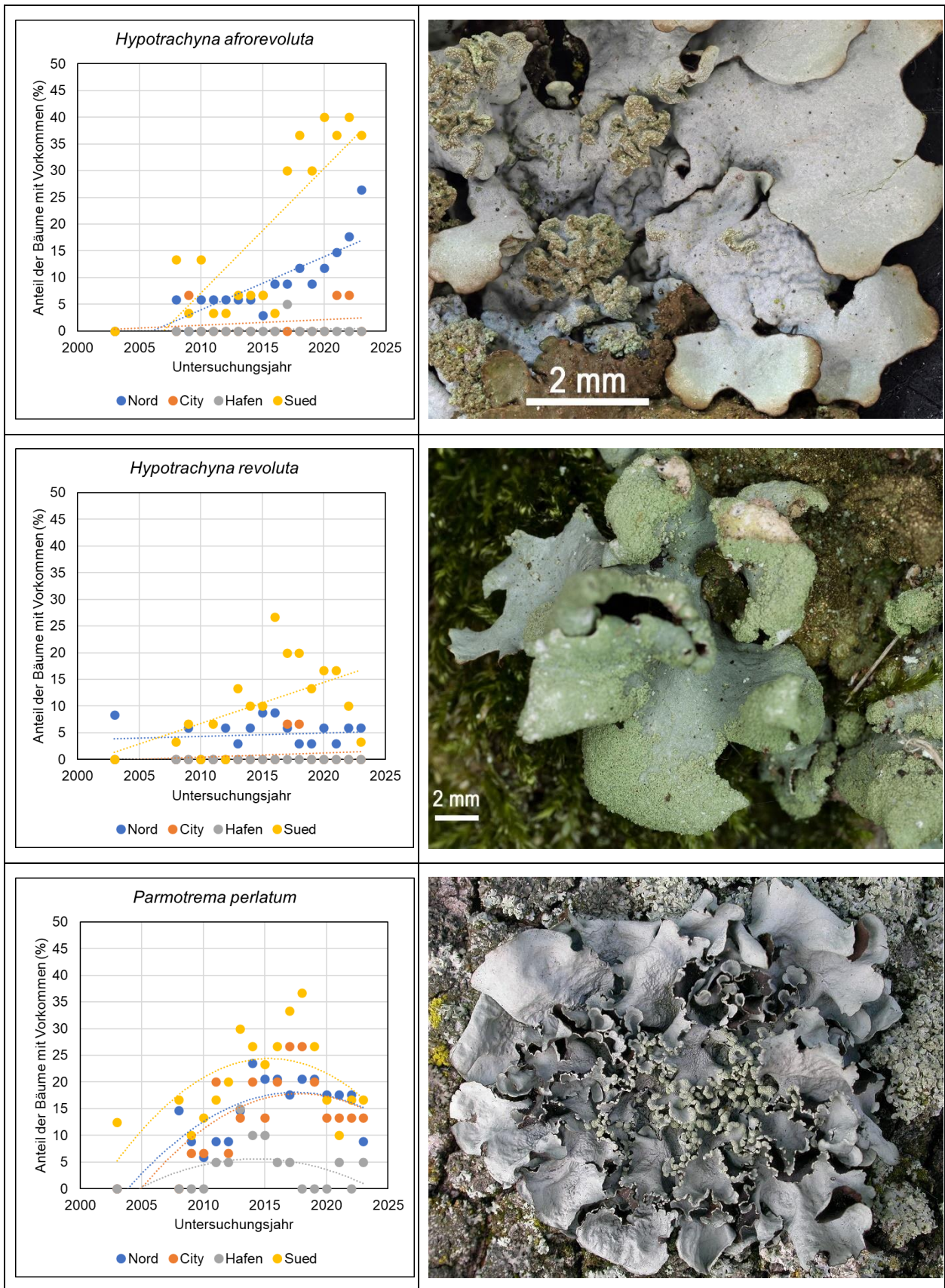


Abbildung 2/8: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Hypotrachyna afrorevoluta*, *H. revoluta* und *Parmotrema perlatum* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023. Zur Unterscheidung der habituell ähnlichen Arten dienen u. a. Art und Position der Sorale und die Merkmale der Unterseiten.

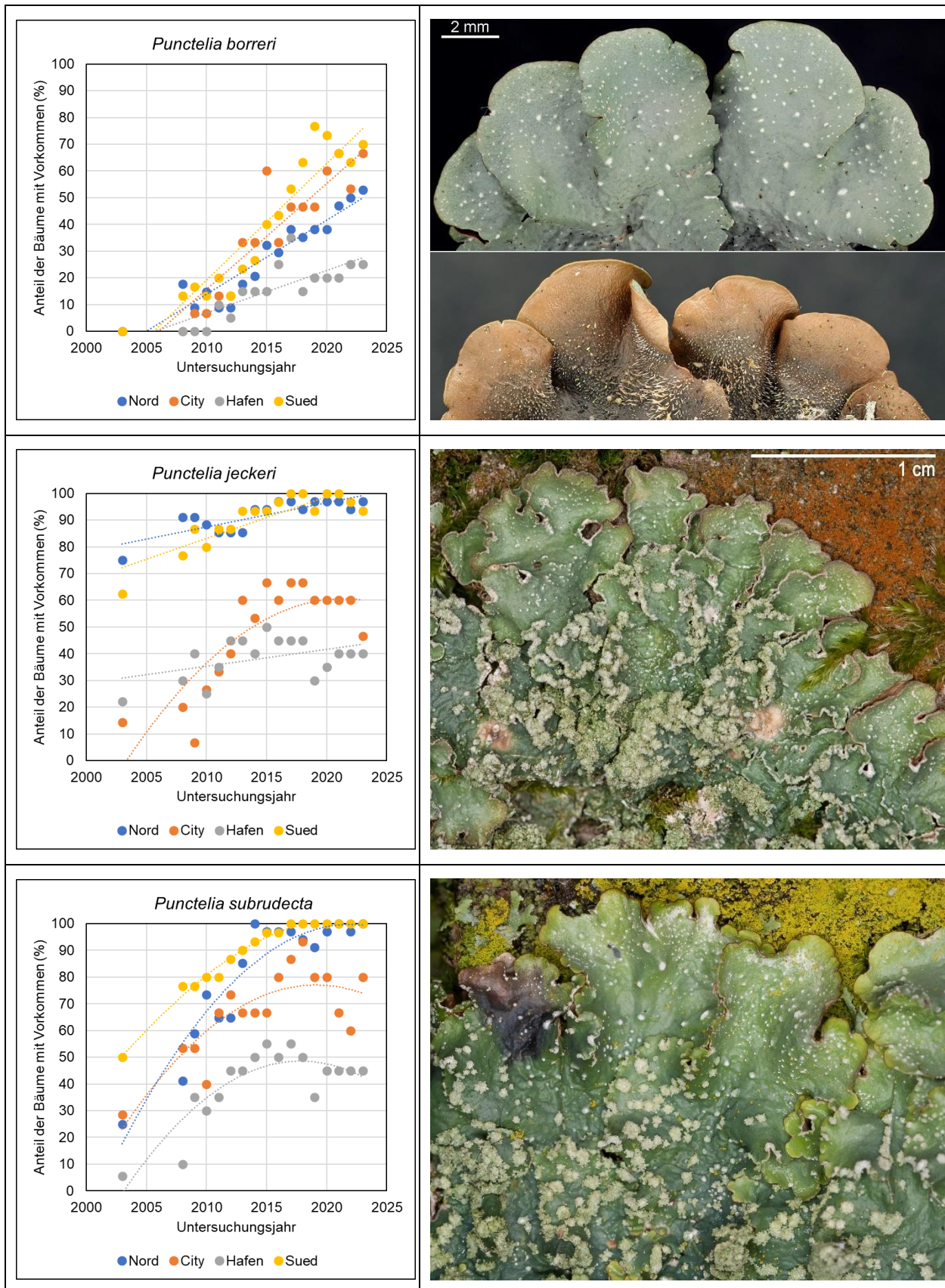


Abbildung 2/9: Veränderung der Häufigkeit der VDI-Klimawandelzeiger *Punctelia borrieri*, *P. jeckeri* und *P. subrudecta* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023. Zur Unterscheidung der habituell ähnlichen Arten dienen die Form und die Anordnung der Sorale, der Rand der Loben und die Farbe der Unterseite.

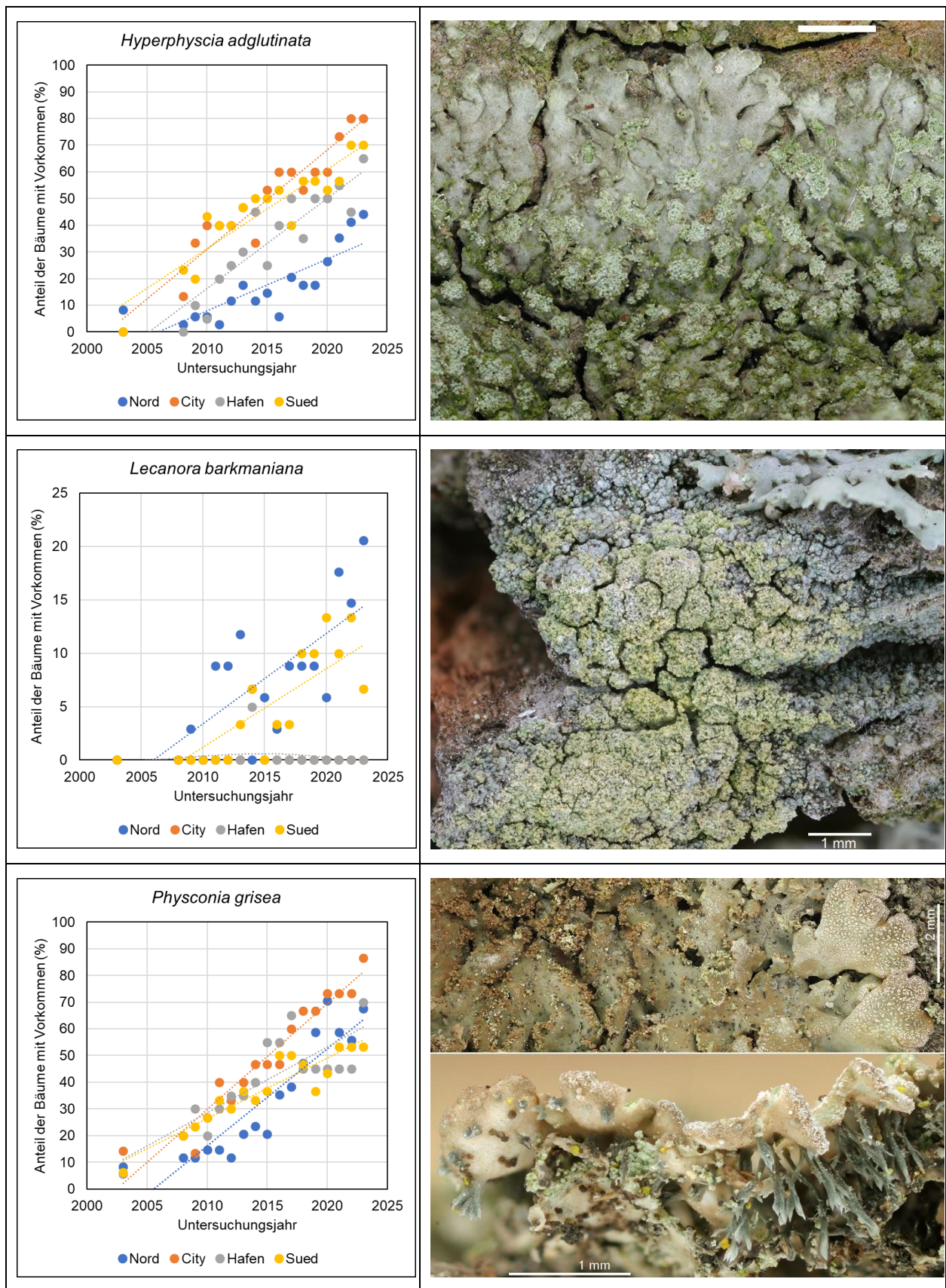


Abbildung 2/10. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit der drei NL-SL-Klimawandelzeigern *Hyperphyscia adglutinata*, *Lecanora barkmaniana* und *Physconia grisea* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023.

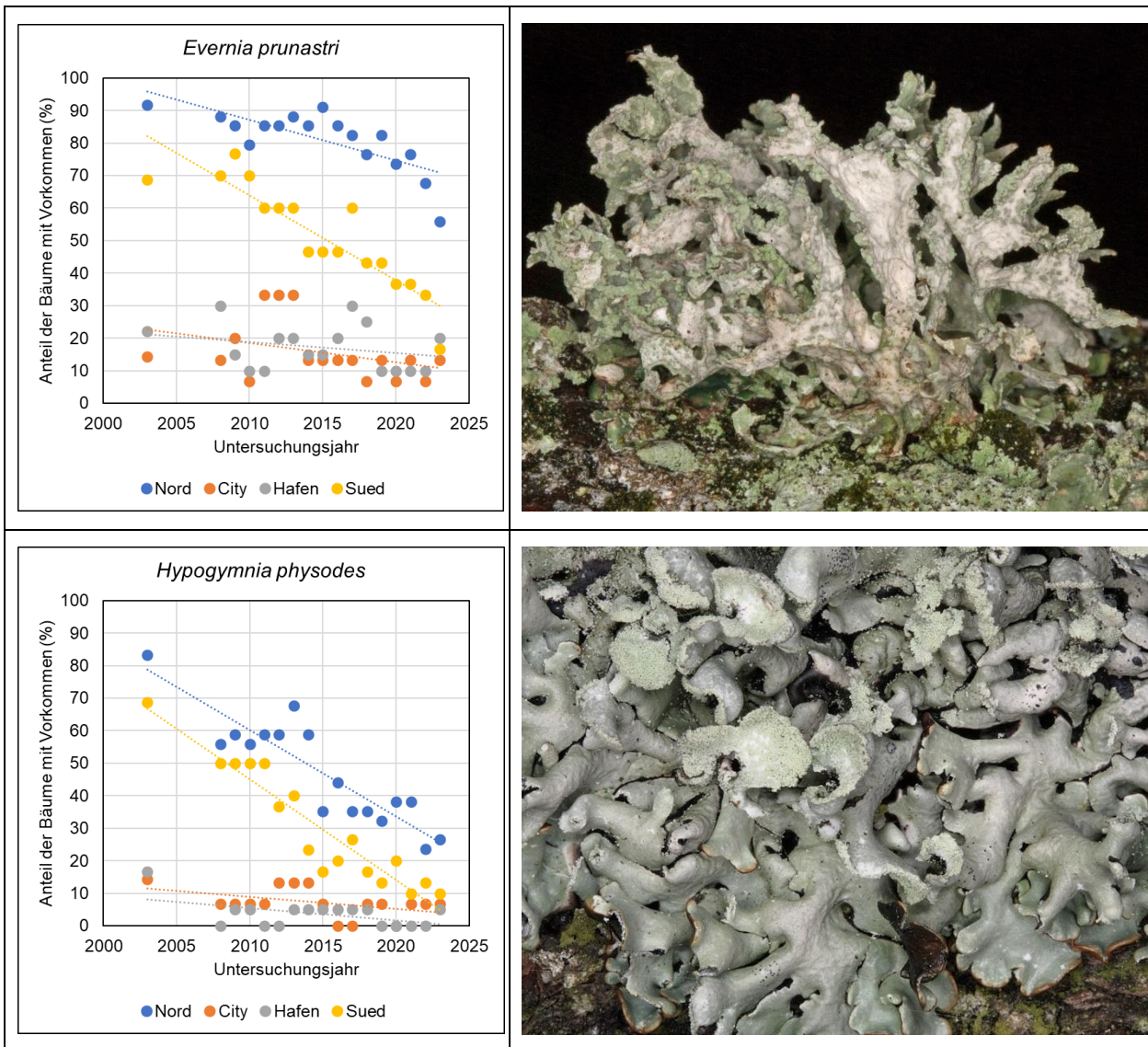


Abbildung 2/11. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Evernia prunastri* und *Hypogymnia physodes* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023.

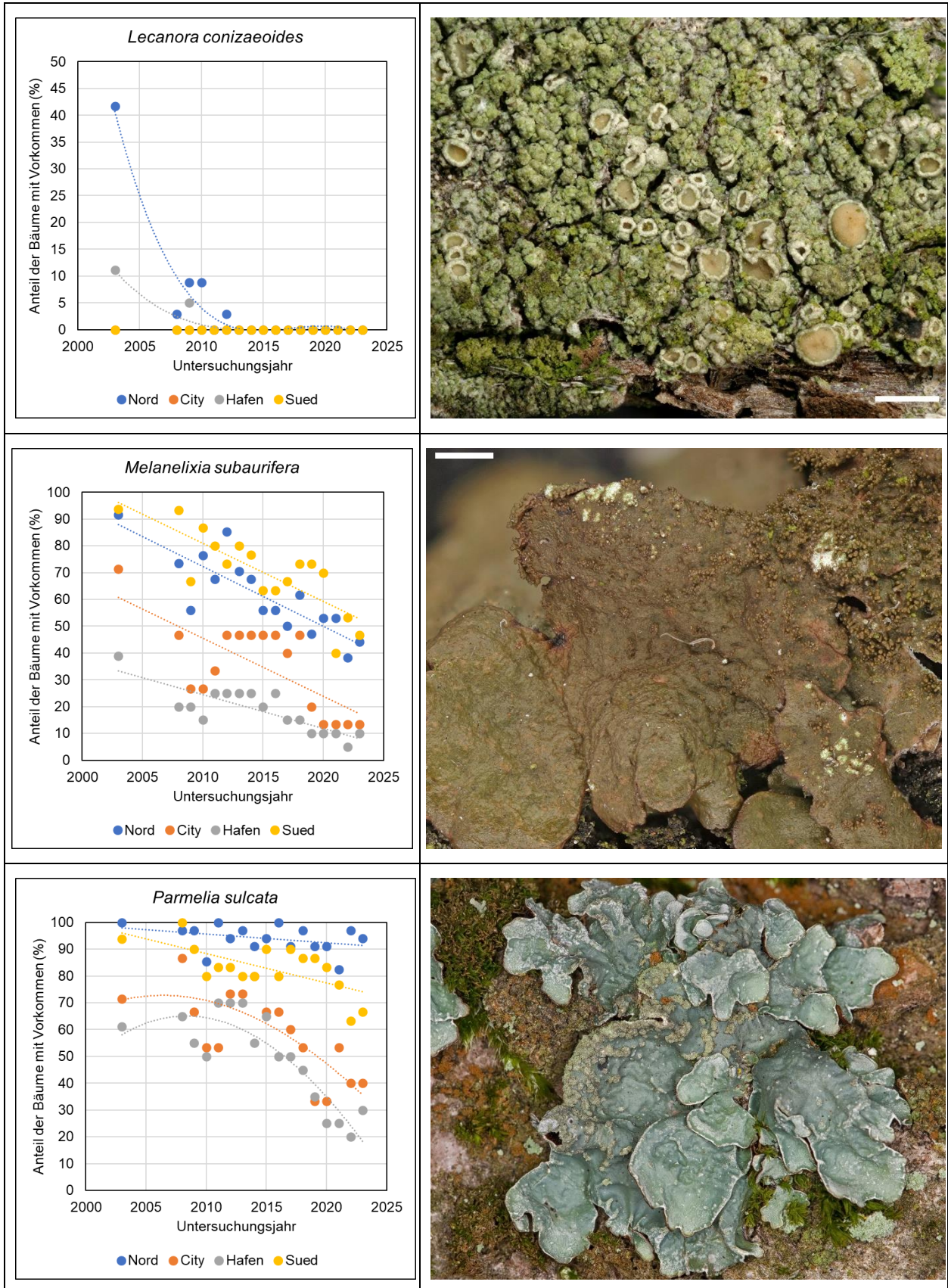


Abbildung 2/12. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Lecanora conizaeoides*, *Melanelixia subaurifera* und *Parmelia sulcata* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023.

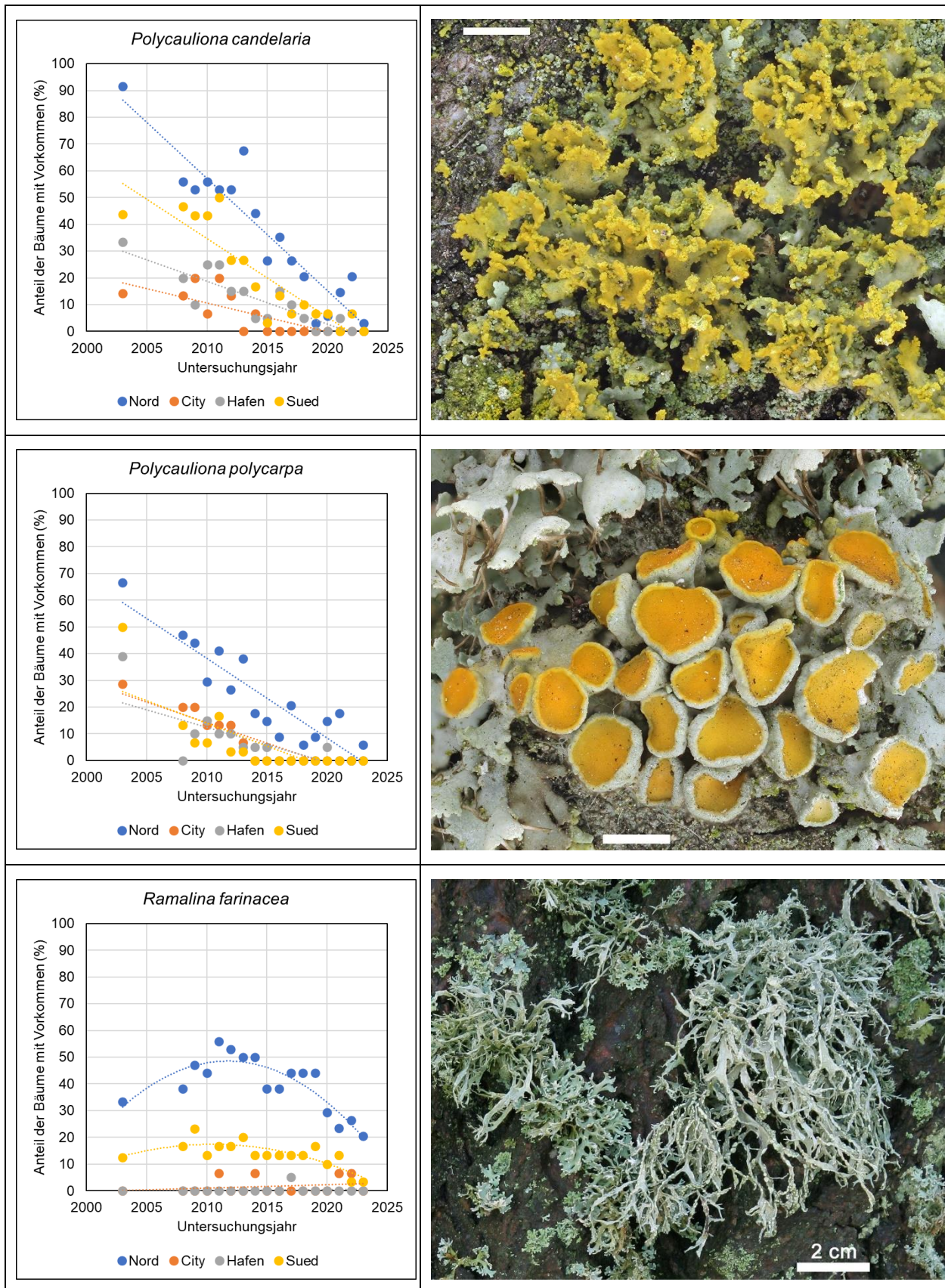


Abbildung 2/13. Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von *Polycauliona candelaria*, *Polycauliona polycarpa* und *Ramalina farinacea* an den vier Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED 2003 bis 2023. *P. polycauliona* mit *Physcia tenella* (hellgrau) und *R. farinacea* (hellgrau) gemeinsam mit *Evernia prunastri* (grüngrau, kleiner).

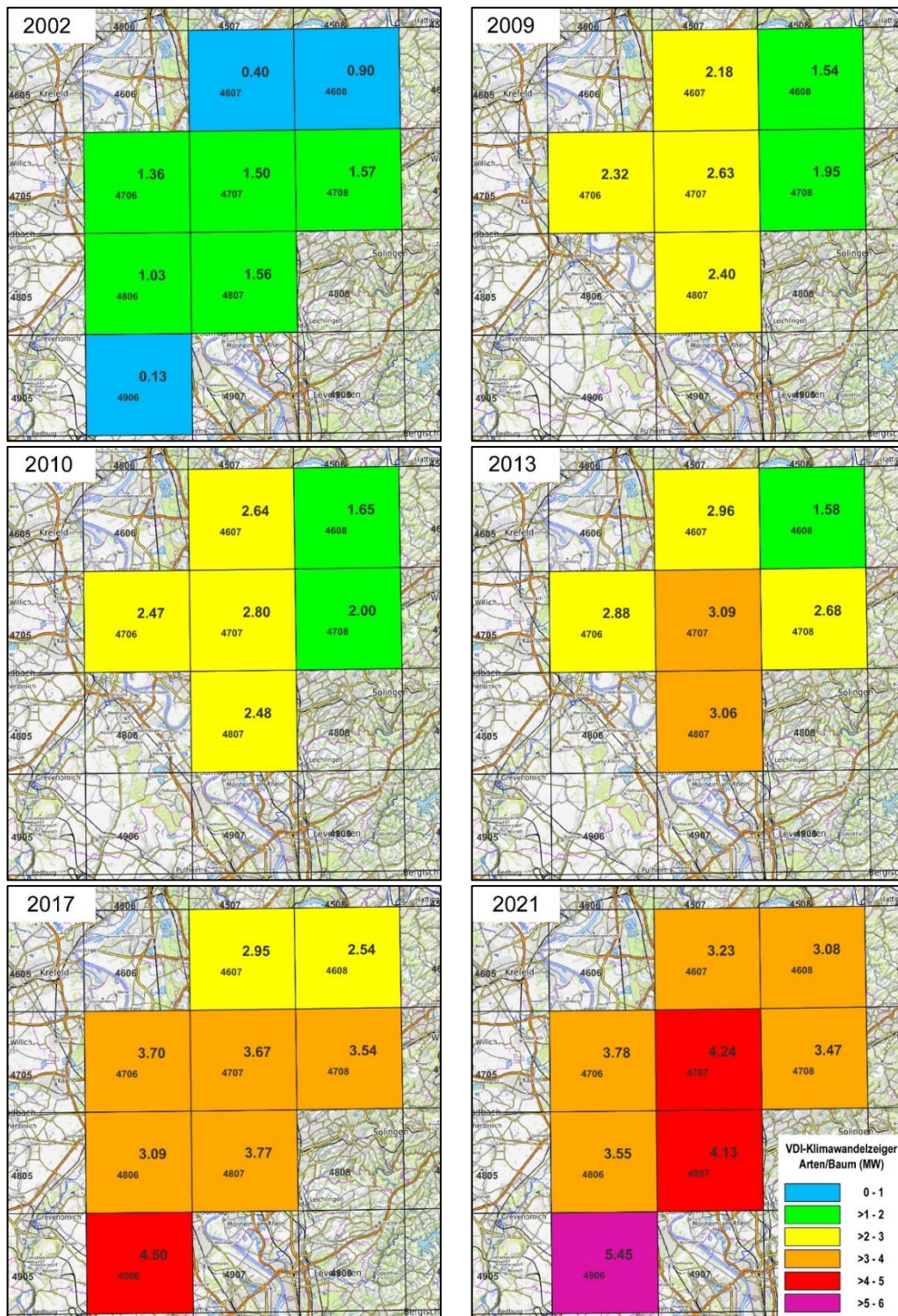


Abbildung 2/14: Kartendarstellung der räumlichen Variabilität der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigerarten 2002 bis 2021 im erweiterten Untersuchungsgebiet. Raster: Kartenschnitt der Messtischblätter 1:25000. Zahlenangaben: VDI-Klimawandelzeiger-Index und Messtischblattnummer. Datengrundlage: Flechtenvorkommen 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 Stapper.

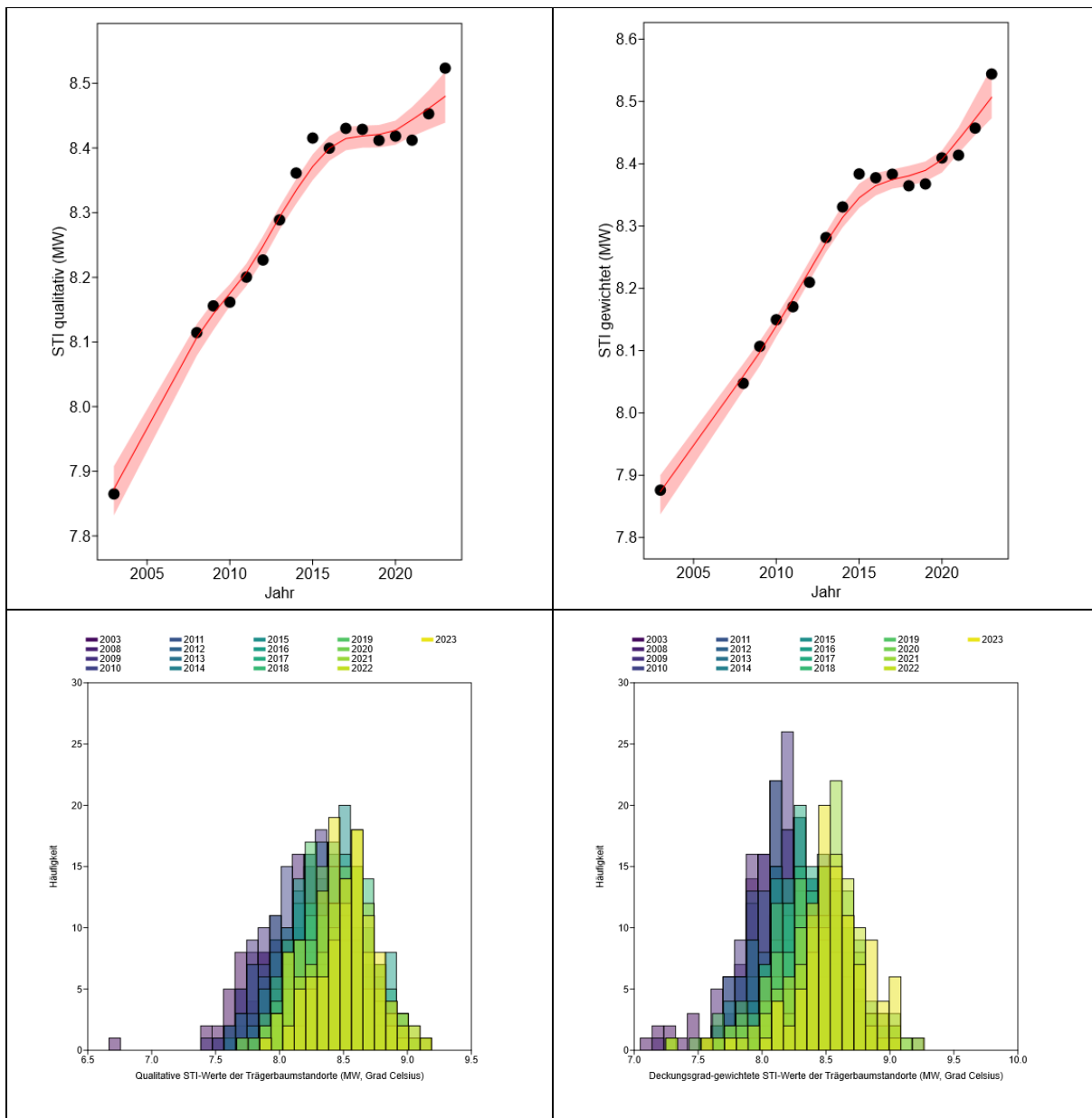


Abb. 2/15: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index) zwischen 2003 und 2023. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 Bäumen 2003 (NORD: 12 Bäume, CITY: 7, HAFEN: 18 und SUED: 16) bzw. 99 Bäumen 2008 bis 2023 (NORD: 34 Bäume, CITY: 15, HAFEN: 20 und SUED: 30).

Der Species Temperature Index-Wert (STI; SPARRIUS et al. 2018) gibt für jede Flechtenart die mittlere Temperatur ihres Verbreitungsgebietes in Europa an. Seine Einheit lautet °C. Von den insgesamt 89 epiphytischen Artvorkommen an den 53 bzw. 99 Bäumen wurden 74 berücksichtigt, für die STI-Werte vorliegen. 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*.

In den oberen Diagrammen dargestellt sind die STI-Mittelwerte aller Bäume des jeweiligen Untersuchungsjahres 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 (rote Linien: LOESS-Datenglättung mit 95 % Konfidenzband). Signifikanzen (Kruskal-Wallis- und Dunns post-hoc-Test; $p <$ oder $<< 0,05$, Bonferroni-korrigiert): Für qualitative (=ungewichtete) und gewichtete STI-Mittelwerte der Bäume gilt, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle Werte ab 2009 bzw. 2010. Qualitative Werte von 2023 sind größer als Werte bis einschließlich 2014. Gewichtete Werte von 2023 größer als alle Wert bis einschließlich 2019.

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

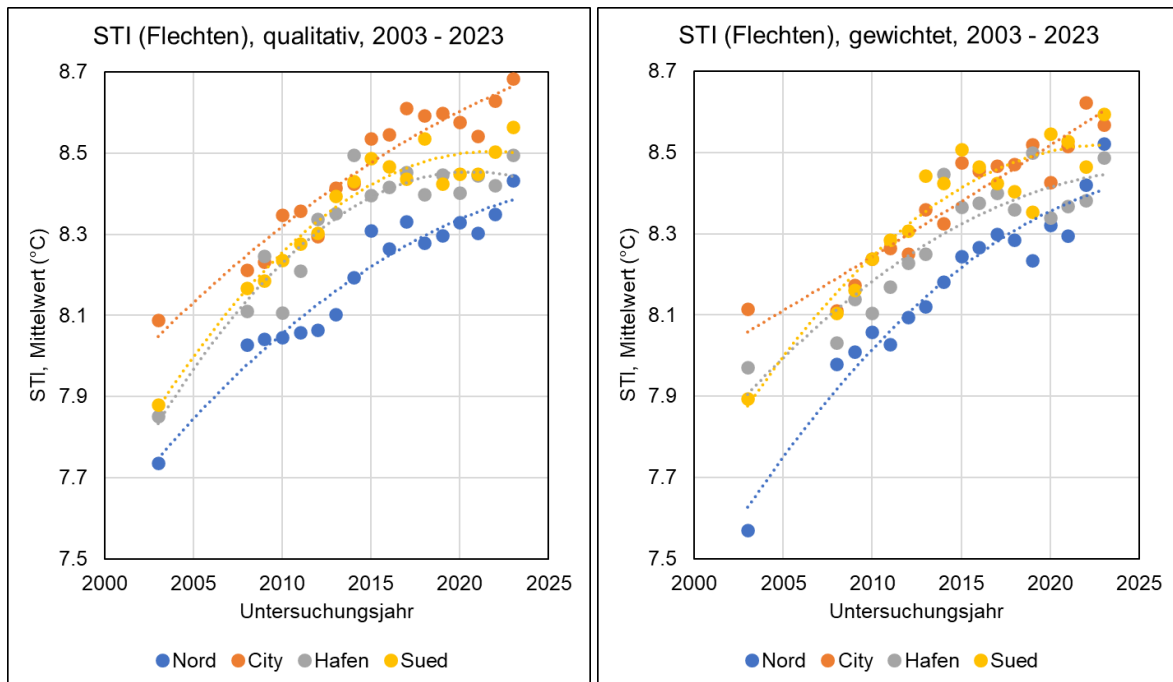


Abb. 2/16: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, und SUED 2003 bis 2023. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 53 (2003) bzw. 99 (2008 bis 2023) zu allen Zeitpunkten auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen. Gepaarte Daten für jeden Zeitpunkt.



Abb. 2/17: 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; eingesetzt Bild: kleine Vorkommen von *Usnea* sp. an Eiche 2021, die auch 2023 wiedergefunden wurden. Der im rechten Bild gezeigte Baum mit der Nr. 62710 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, und auch bis 2023 sind die Rasen nicht nachgewachsen. Fotos: Norbert Stapper.



Abb. 2/18: 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 inzwischen kumulativ 37 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 29 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 Stapper.

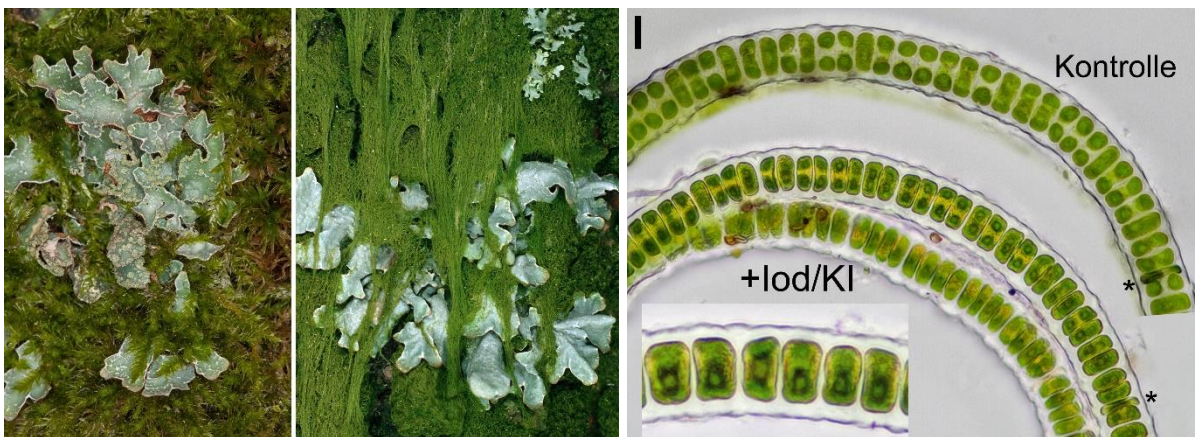


Abb. 2/19: Gemeinsam am Baumstamm – Flechten, Moose und Algen. Links im Bild die Blattflechte *Parmelia sulcata*, einmal inmitten von Moosen (*Hypnum cupressiforme* s. l. und *Orthotrichum affine*) an einem Baum an der Station SUED und rechts daneben schon zur Hälfte überwachsen von der streptophytischen 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 durch Jodeinschluss blau wird. Balken: 10 µm. Fotos: Norbert 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 C₄-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 C₄-Pflanzenarten, die aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an warme und sonnige Standorte angepasst sind.

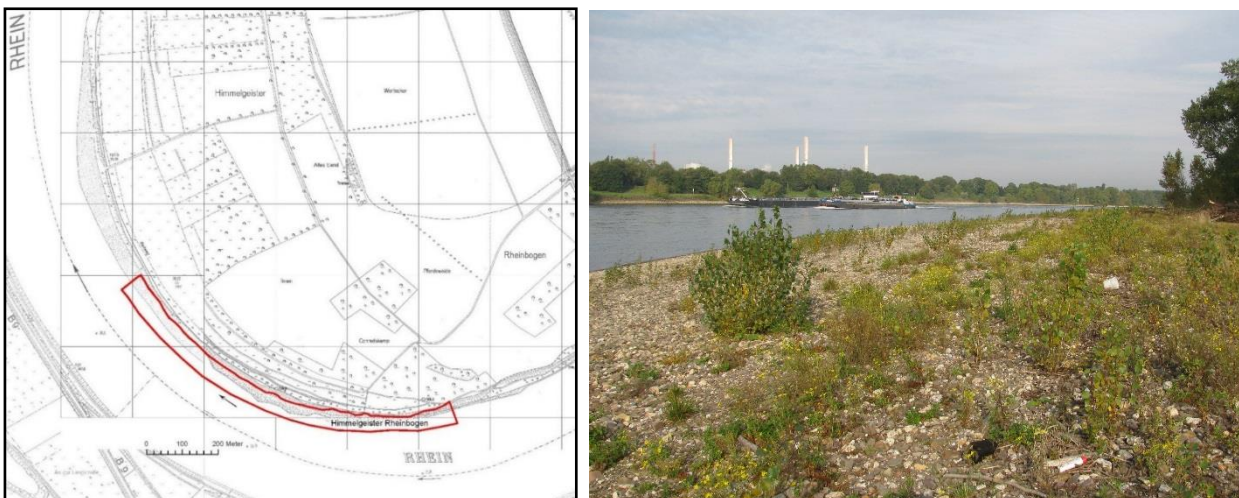


Abb. 3/1: Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 19.09.2014, U. Schmitz.

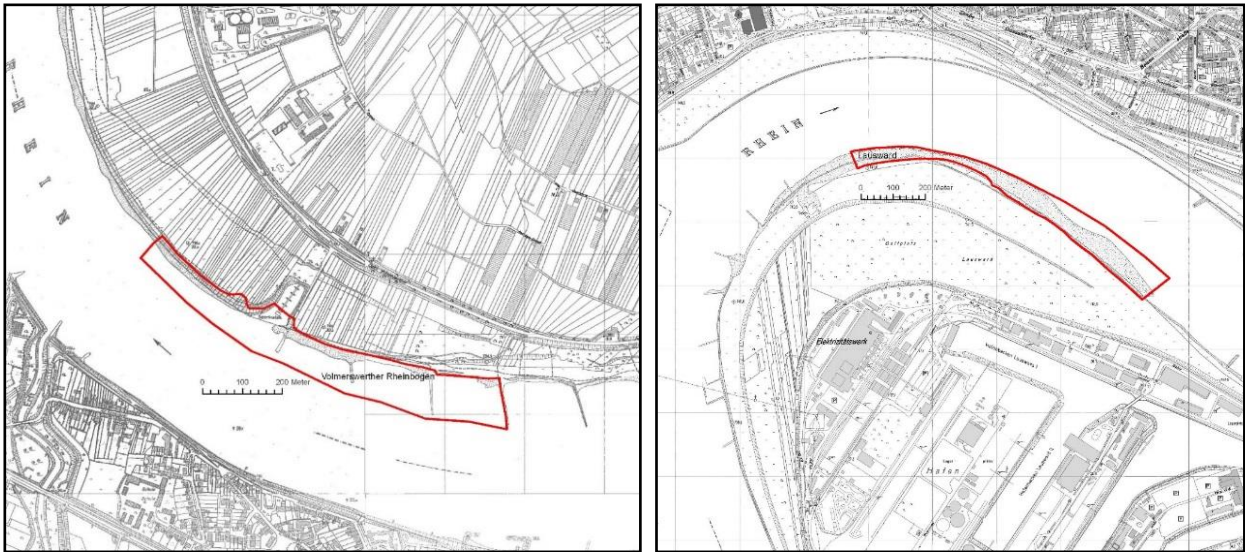


Abb. 3/2: Rheinufer bei Düsseldorf-Volmerswerth und Abb. 3/3: Rheinufer an der Lausward (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

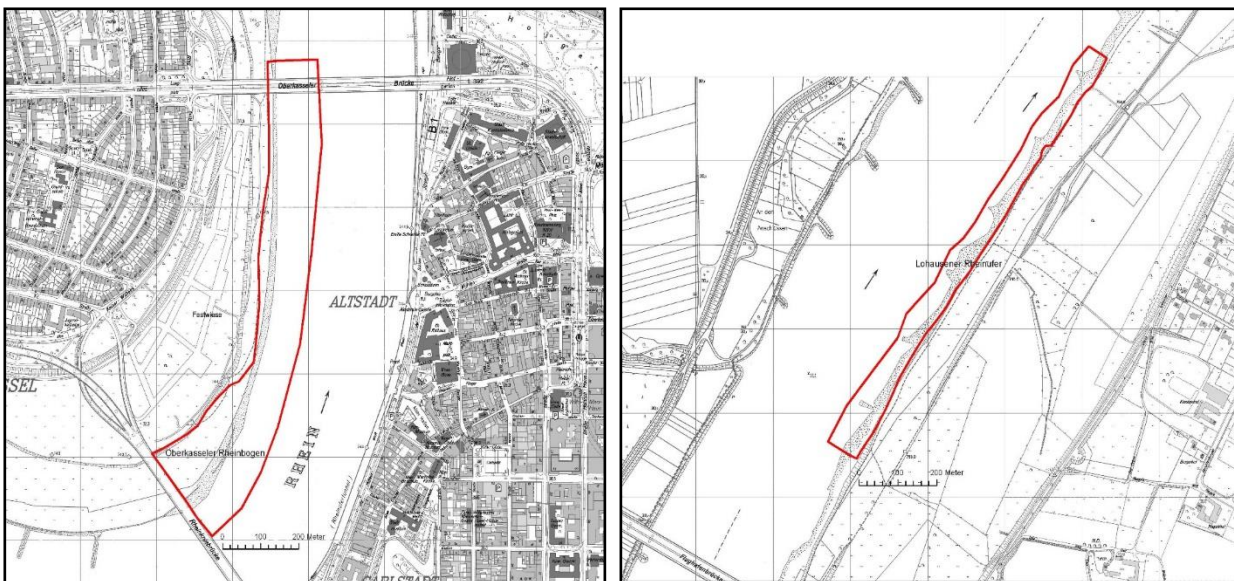


Abb. 3/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel (links) und Abb. 3/5: Rheinufer bei Düsseldorf-Lohausen (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

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

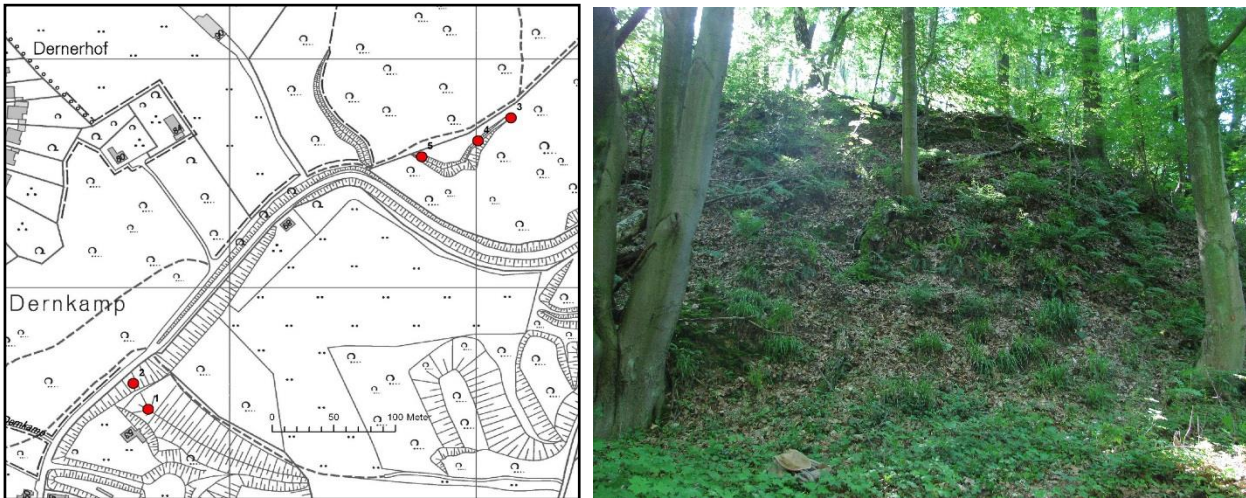


Abb. 3/6: Lage der Daueruntersuchungsflächen am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Foto: Dauerfläche 2, 19.05.2014, U. Schmitz.

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 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 2023 insgesamt 198 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1), ein Wert, der über dem Durchschnitt der Vorjahre lag (Tab. 3/2). Aufgrund überwiegend niedriger Wasserstände des Rheins im Sommer 2023 konnte sich die Vegetation der Sand- und Kiesbänke zwar ungehindert entwickeln. An manchen Stellen (insbesondere an der Lausward) war die Kiesbankvegetation allerdings wieder stark von Schafen abgefressen worden. Unter den festgestellten Arten befanden sich 60 Neophytenarten. Damit lag die absolute Zahl der Neophyten deutlich über dem Mittelwert (51,1 Neophytenarten), und auch ihr relativer Anteil an der Gesamtartenzahl lag mit 30,3 % überdurchschnittlich 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 C₄-Pflanzen in den Aufnahmeflächen lag im Jahr 2023 mit 14 Arten über dem Mittelwert von 12,1 C₄-Arten. Auch der Anteil der C₄-Arten an der Gesamtartenzahl lag mit 7,1 % leicht über dem Mittelwert von 6,6 % (Tab. 3/2). Von den insgesamt festgestellten Pflanzenarten stehen fünf auf der Roten Liste (METZING et al. 2018, VERBÜCHELN et al. 2021), was etwas über dem Durchschnitt der bisherigen Untersuchungsjahre (4,6 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 Untersuchungsjahren regelmäßig am Rheinufer gefunden werden konnten, handelt es sich um



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.

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* oder die Nordamerikanische Seide *Cuscuta campestris* (Abb. 3/22). 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 wie z. B. bei der in Volmerswerth 2011 festgestellten Jungpflanze eines Zitrusbaumes *Citrus spec.*, oder Fruchtreife ist 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 *Solanum physalifolium* (Abb. 3/23) oder der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (Abb. 3/13), sind fester Bestandteil der Flora der Untersuchungsgebiete. Der Australische Gänsefuß zeigte im Vergleich zu früheren Jahren eine weitere



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.

Zunahme und war 2023 in allen fünf Untersuchungsflächen eine der häufigsten Pflanzenarten. Die mittleren Temperaturzeigerwerte T nach ELLENBERG et al. (1992) der Aufnahmeflächen lagen im Jahr 2023 etwa im 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 6,12 (Volmerswerth) und 6,37 (Oberkassel). Der Mittelwert über alle Flächen lag bei 6,21. Diese Werte liegen sehr nahe an den Ergebnissen der quantitativen (gewichteten) Zeigerwertberechnung, die zwischen 6,15 (Himmelgeist) und 6,35 (Oberkassel) lagen, bei einem Mittelwert von 6,22. 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 13,91 °C (*Celtis australis*) und ergab Mittelwerte für die Flächen zwischen 8,75 °C (Volmerswerth, Lohausen) und 9,20 °C (Lausward). Der Mittelwert über alle fünf Flächen lag mit 8,91 °C etwas oberhalb des Durchschnittswertes von 8,86 °C seit dem Beginn der Untersuchungen (Tab. 3/2).

Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2023 mit Zeigerwerten.

Neo=N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C₄=C₄-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, Oks=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
<i>Achillea millefolium</i>							9,6		1	1	2	
<i>Achillea ptarmica</i>						6	8,3				1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>							6,5		2		2	1
<i>Ailanthus altissima</i>	N	E				8	6,6			1	2	
<i>Allium schoenoprasum</i>							7,3		3	1		3
<i>Alnus glutinosa</i> juv.						5	12,1				1	1
<i>Amaranthus albus</i>	N	E		x		8	6,4	1		1		

Farn- und Blütenpflanzen

Artname	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Amaranthus blitum</i> ssp. <i>emargin.</i>	N	E		x		7	8,2		2		3	
<i>Amaranthus bouchonii</i>	N	E		x		8	11,9	3	3	3	3	3
<i>Amaranthus powellii</i>	N	E		x		7	11,7	1	2		1	1
<i>Amaranthus retroflexus</i>	N	E		x		7	10,3	1		1	3	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	N	U				7	10,0				1	
<i>Anagallis arvensis</i>						6	10,0	1	1			
<i>Arctium</i> spec.							8,2		2		1	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>							10,8		1	1	2	
<i>Artemisia vulgaris</i>						6		3	2	2	2	2
<i>Aster lanceolatus</i> agg.	N	E				7	8,2	2			2	2
<i>Atriplex prostrata</i>						6	7,7				1	
<i>Ballota nigra</i> ssp. <i>meridionalis</i>				A		6	9,3			1		
<i>Barbarea vulgaris</i>						6	8,4	1	2	1		1
<i>Berteroa incana</i>				A		6	12,0	1	2	2		
<i>Bidens frondosa</i>	N	E				6	7,4		2		3	1
<i>Brassica napus</i>	N	U					7,7				1	
<i>Brassica nigra</i>				A		7	10,2				1	
<i>Buddleja davidii</i>	N	E				7	8,2				1	
<i>Cannabis sativa</i>	N	U				9	10,3				1	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				A			9,1					2
<i>Carduus nutans</i>						6	7,9				1	
<i>Carex acuta</i>						5	8,1		1			1
<i>Carex hirta</i>						6	9,6				2	
<i>Celtis australis</i>						9	7,4				1	
<i>Centaurea jacea</i>						6	8,4					1
<i>Chaenorhinum minus</i>	N	E				6	13,9		2	3	3	1
<i>Chamaesyce maculata</i>	N	E				8	7,8				1	
<i>Chenopodium album</i> agg.							8,3	2	3	2	3	3
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	N	U				8	10,8	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium glaucum</i>						6	8,3	1			2	3
<i>Chenopodium polyspermum</i>						6	12,9	1	2	1	3	2
<i>Chenopodium pumilio</i>	N	E				7	8,7	3	3	3	3	2
<i>Chenopodium rubrum</i>							8,6	1			2	
<i>Cichorium intybus</i>				A		6	12,0		1		1	2
<i>Cirsium arvense</i>						5	8,9	1	1	2	2	2
<i>Citrullus lanatus</i>	N	U				9	9,5			1	1	
<i>Clematis vitalba</i>						6	8,0				1	
<i>Convolvulus arvensis</i>						6	8,1	3	3	2	3	3
<i>Conyza canadensis</i>	N	E				6	9,8	3	3	3	3	3
<i>Corispermum leptopterum</i>	N	E				7	9,6				2	1
<i>Crataegus monogyna</i> juv.						5	9,0			1		
<i>Cucumis sativus</i>	N	U					8,9				1	
<i>Cucurbita maxima</i>	N	U				8	9,4				1	
<i>Cuscuta campestris</i>	N	U				7	7,9					3
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	N	E				6	11,0	2				3

Artname	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Cynodon dactylon</i>	N	E		x		7	12,3			3	3	
<i>Datura stramonium</i>	N	E				6		3	3	3	3	3
<i>Daucus carota</i>						6	13,6	3		2	2	
<i>Digitaria ischaemum</i>			A	x		6	9,8		1			
<i>Digitaria sanguinalis</i>			A	x		7	9,6	3	3	2	3	3
<i>Dittrichia graveolens</i>	N	U				7	8,7	1		2		
<i>Echinochloa crus-galli</i>			A	x		7	10,7		3		3	
<i>Echium vulgare</i>						6	12,8	3		3	2	
<i>Elymus repens</i>						6	9,5		3		3	3
<i>Eragrostis minor</i>	N	E		x		7	8,8	2		2		
<i>Erigeron annuus</i>	N	E				6	7,3	3	3	3	2	2
<i>Erodium cicutarium</i>						6	9,7	3	3	3	3	
<i>Eryngium campestre</i>						7	9,0			2	2	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>						5	9,4		1		2	
<i>Euphorbia esula</i>						6	12,1	3		3	2	
<i>Euphorbia peplus</i>			A			6	9,1			2		
<i>Fallopia dumetorum</i>						6	8,4	2				
<i>Fallopia japonica</i>	N	E				6	9,7				1	
<i>Fallopia x bohemica</i>	N	E				6	8,0			2		
<i>Festuca arundinacea</i>						5	8,1	3	3	3	3	3
<i>Ficus carica</i>	N	U				9	7,2				1	
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	N	E					9,1			1		
<i>Galinsoga ciliata</i>	N	E				6	13,8	3	2	1	3	3
<i>Galinsoga parviflora</i>	N	E				6		2		3	3	2
<i>Galium album</i>							8,5	1		1		
<i>Geranium molle</i>			A			6	8,9				3	
<i>Geranium pusillum</i>			A			6	6,4				2	
<i>Glechoma hederacea</i>						6	9,8	1				
<i>Gnaphalium uliginosum</i>						6	8,3		1	1	3	
<i>Herniaria glabra</i>			A			6	8,0	3	3	2	3	2
<i>Humulus lupulus</i>						6	7,6		1		2	
<i>Hypericum perforatum</i>						6	8,1	3		1	2	
<i>Inula britannica</i>						6	8,2	2	2		3	2
<i>Iris pseudacorus</i>						6	8,6			1		
<i>Juncus compressus</i>						5	8,6				1	1
<i>Kickxia elatine</i>			A		2/2/3/3	6	8,3	2				
<i>Leontodon autumnalis</i>							7,6		2	1		2
<i>Lepidium graminifolium</i>						8	10,3				2	
<i>Lepidium virginicum</i>	N	E				7	5,9				3	
<i>Linaria vulgaris</i>						6	13,1	2	2	2	2	1
<i>Lolium perenne</i>						6	9,5			2	3	1
<i>Lycopersicon esculentum</i>	N	E				8	7,5		2		2	2
<i>Lycopus europaeus</i>						6	8,5			1	2	
<i>Lysimachia vulgaris</i>							9,4	2		1	2	2
<i>Lythrum salicaria</i>						5	8,7	3	3	3	3	3

Farn- und Blütenpflanzen

Artname	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Malva neglecta</i>			A			6	8,1				1	2
<i>Medicago arabica</i>	N	U				7	8,7				3	
<i>Medicago falcata</i>						6	9,4		2			3
<i>Medicago lupulina</i>						5	11,3					2
<i>Medicago minima</i>					-/♦/♦/	7	8,5				2	
<i>Medicago x varia</i>	N	E				6	8,8		2		3	3
<i>Melilotus albus</i>			A			6	12,7	2	1			
<i>Mentha aquatica</i>						5	8,3			1	1	
<i>Mentha longifolia</i>						5	8,3			1		
<i>Mercurialis annua</i>			A			7	8,8				2	
<i>Oenothera parviflora</i>	N	E				6	9,3				1	
<i>Oenothera spec.</i>	N	E					12,0		2		2	
<i>Oenothera x fallax</i>	N	E				7	8,8	3				2
<i>Ononis repens</i>						8						2
<i>Ononis spinosa</i>						6	8,5				2	2
<i>Origanum vulgare</i>							9,5	1				
<i>Orlaya grandiflora</i>			A		'-/0/0/1	7	9,5				1	
<i>Oxalis stricta</i>	N	E				6	8,2	1				
<i>Persicaria amphibia</i>						6	13,8			2		
<i>Persicaria hydropiper</i>						6	8,6	3				
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.						6	8,2	3	3	3	3	2
<i>Persicaria maculosa</i>						6	8,3	3	2	3	3	1
<i>Persicaria pensylvanica</i>	N	E					8,1	3	1	2		
<i>Phalaris arundinacea</i>						5	8,5		2		2	3
<i>Physalis peruviana</i>	N	U				9			1	1	2	1
<i>Plantago lanceolata</i>			A				7,5	3	3	2	3	3
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>						6	7,4		3	1	3	
<i>Poa annua</i>							8,5				2	
<i>Poa compressa</i>							8,8	1				
<i>Poa palustris</i>						5	7,1	3	1	1		
<i>Polygonum aviculare</i> agg.						6	8,0	3	3	2	3	2
<i>Populus alba</i> juv.						7	6,6	2			2	
<i>Populus balsamifera</i>	N	U					7,8	1	1	1	1	
<i>Populus nigra</i> juv.					2/2/2/3	6	10,1	3	2	2	2	3
<i>Populus x canadensis</i> juv.	N	E				6	6,6	3	3	2	2	3
<i>Portulaca oleracea</i>			A	x		8	10,4	3	3	3	3	2
<i>Potentilla anserina</i>						6	10,0		2	2	2	3
<i>Potentilla intermedia</i>	N	E				6	11,2	1				
<i>Potentilla reptans</i>						6	7,3	3	3	3	3	2
<i>Potentilla supina</i>						7	6,4		1		2	
<i>Pulicaria vulgaris</i>					*/3/3/3	6	9,1		3	3	3	1
<i>Raphanus raphanistrum</i>			A			5	9,4				1	
<i>Reseda lutea</i>			A			6	10,4		2			
<i>Robinia pseudoacacia</i>	N	E				6	9,4	2	1	2		
<i>Rorippa austriaca</i>	N	E				7	10,0	3	3	3	3	3

Artname	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Rorippa sylvestris</i>						6	10,1	3	3	2	3	3
<i>Rubus caesius</i>						5	8,7	3	2	3	2	3
<i>Rubus fruticosus</i> agg.							8,3				1	
<i>Rumex acetosa</i>							8,9			1		
<i>Rumex crispus</i>						5		3	3	3	3	3
<i>Rumex maritimus</i>						7	6,0				2	1
<i>Rumex obtusifolius</i>						5	8,3	2		2	1	
<i>Rumex salicifolius</i>	N	E				6	8,7				1	
<i>Rumex thyrsoflorus</i>						7	8,3	1			2	1
<i>Salix alba</i> juv.						6			1	2	2	1
<i>Salix caprea</i> juv.							7,8		1		1	1
<i>Salix cinerea</i> juv.							9,2				1	
<i>Salix purpurea</i> juv.						5	6,3		1	1		
<i>Salix triandra</i> juv.						5	7,8			1	1	1
<i>Salix viminalis</i> juv.						6	8,8			1	1	1
<i>Salvia hispanica</i>	N	U				9	8,3					1
<i>Saponaria officinalis</i>						6	8,2	2				
<i>Scrophularia nodosa</i>						5						1
<i>Scrophularia umbrosa</i> s.l.						6	8,3				1	1
<i>Sedum acre</i>						6	7,6	3				
<i>Sedum album</i>							8,7	3				
<i>Sedum sexangulare</i>						5	7,3	3				
<i>Senecio inaequidens</i>	N	E				7	8,9	3	3	3	3	2
<i>Senecio vulgaris</i>							7,8			1	2	
<i>Setaria pumila</i>			A	x		7	9,3	2		1	3	
<i>Setaria verticillata</i>	N	U		x		7	8,6			1	1	
<i>Setaria viridis</i>			A	x		6	9,6	3	2	2	3	3
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>						6	11,3	1				
<i>Silene vulgaris</i>							9,2			1		1
<i>Solanum carolinense</i>	N	U				7	8,8			2		
<i>Solanum dulcamara</i>						5	7,9			1	2	1
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>			A			6		3	3	3	3	3
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>			A			7	8,5		1	1	3	1
<i>Solanum physalifolium</i> var. <i>nitidib.</i>	N	E				7		2	1	3	3	3
<i>Solanum sarachoides</i>	N	U				6	10,1				3	
<i>Solanum villosum</i> s. <i>str.</i>	N	E				7	8,2				1	
<i>Solidago gigantea</i>	N	E				6		2	2	1	2	2
<i>Sonchus asper</i>			A			5	13,7		2		2	1
<i>Sonchus oleraceus</i>			A			6	8,2	2			2	
<i>Stachys palustris</i>						5	9,1			1	1	
<i>Stellaria aquatica</i>						5	9,8				1	
<i>Symphytum officinale</i>						6	7,9	2		1	1	
<i>Tanacetum vulgare</i>						6	8,9	2	1	2	2	3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.							8,8		1		2	
<i>Trifolium repens</i>							7,0					1

Artname	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh	
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			A			6	7,3	2					
<i>Urtica dioica</i>							7,1	1	1	1	2	2	
<i>Verbascum densiflorum</i>			A			6	7,5	1	1				
<i>Verbascum nigrum</i>						5	7,3	2	1				
<i>Verbascum spec.</i>							8,9				1		
<i>Verbascum thapsus</i>							7,3	1					
<i>Verbena officinalis</i>			A			6		2	2	2	3	2	
<i>Vicia cracca</i>						5	7,9	1	2			1	
<i>Xanthium saccharatum</i>		N	E			7	11,1	2	3	3	3	3	
	198	60		30	14	5		90	87	98	140	91	Arten 198 ges., MW 101,2
		E 43						6,17	6,12	6,21	6,37	6,20	T-Zeigerw. qual., Mw 6,21
		U 17						6,15	6,18	6,22	6,35	6,20	T-Zeigerw. quant., Mw 6,22
		K 0						8,87	8,75	8,95	9,20	8,75	STI-Zeigerw. qual., Mw 8,91
		Z 0						8,95	8,94	9,17	9,25	8,88	STI-Zeigerw. quant, Mw 9,04
								28	25	31	46	27	Anzahl Neoph., Mw 31,4
								31,1	28,7	31,6	32,9	29,7	Anteil Neoph. [%], Mw 30,8 %
								9,0	8,0	10,0	11,0	5,0	Anzahl C₄-Arten, Mw 8,6
								10,0	9,2	10,2	7,9	5,5	Anteil C₄-Arten [%], Mw 8,6 %

Tab. 3/2: Vergleich der Daten vom Rheinufer 2008 bis 2023 (MW = Mittelwert).

2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	MW	Jahr / Parameter
178	191	183	218	170	167	174	214	157	219	170	174	184	135	192	198	182,8	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	6,22	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	6,18	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	6,21	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	8,86	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	8,86	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	8,92	Mitt. STI-Zeigerwert der Flächen quant.
28	27	31	31	26	25	23	36	26	38	27	25	25	23	27	30	28,0	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	15,3	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
44	46	42	61	43	50	47	65	49	56	51	51	52	41	59	60	51,1	Neophytenarten
34	37	34	46	35	39	40	46	37	43	38	40	38	31	38	43	38,7	Eingebürgerte Neophyten
10	9	8	15	8	11	7	19	12	13	13	11	14	10	21	17	12,4	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	28,0	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	26,2	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	27,9	Mittl. Neophytenanteil in den Flächen [%]
11	10	9	14	10	14	10	17	12	13	13	11	12	10	14	14	12,1	Anzahl C ₄ -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	6,6	C ₄ -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	6,6	Mittl. C ₄ -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	7,1	Mittl. C ₄ -Anteil in den Flächen [%]
4	4	4	5	5	6	4	4	5	7	3	5	4	2	6	5	4,6	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	2,5	Anteil RL-Arten [%]

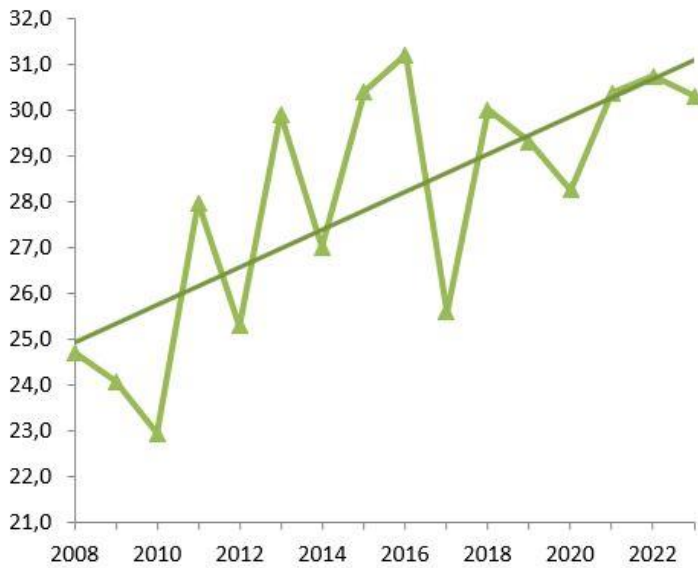


Abb. 3/10: Mittlerer Anteil der Neophytenarten an der Gesamtartenzahl [%] in den Jahren 2008 bis 2023 mit linearer Trendlinie. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre (SCHMITZ et al. 2009-2023) (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).

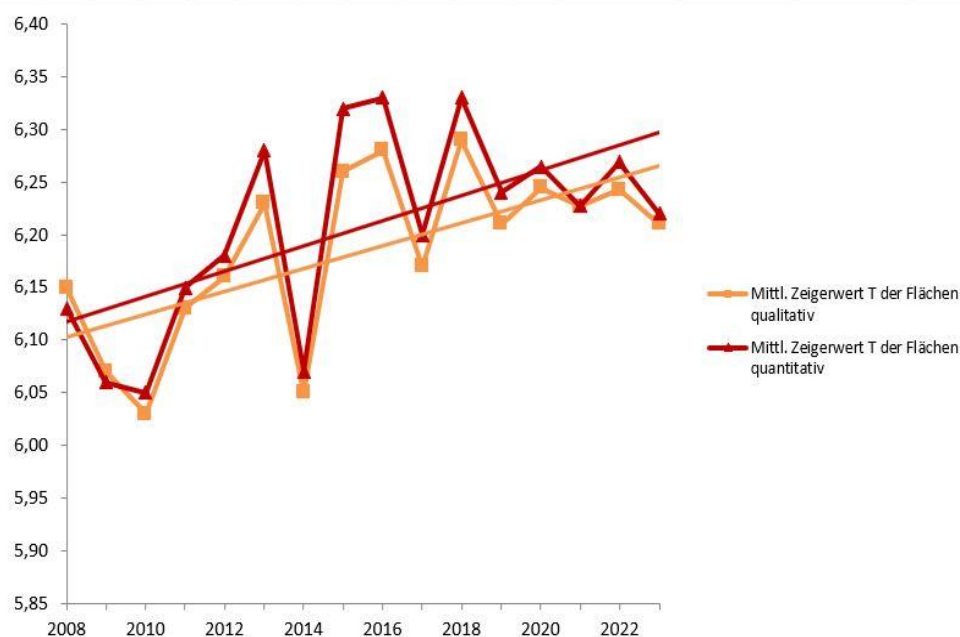


Abb. 3/11: Mittlere Temperaturzeigerwerte T (nach ELLENBERG et al. 1992) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2023 mit linearen Trendlinien. Es ist eine deutliche Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

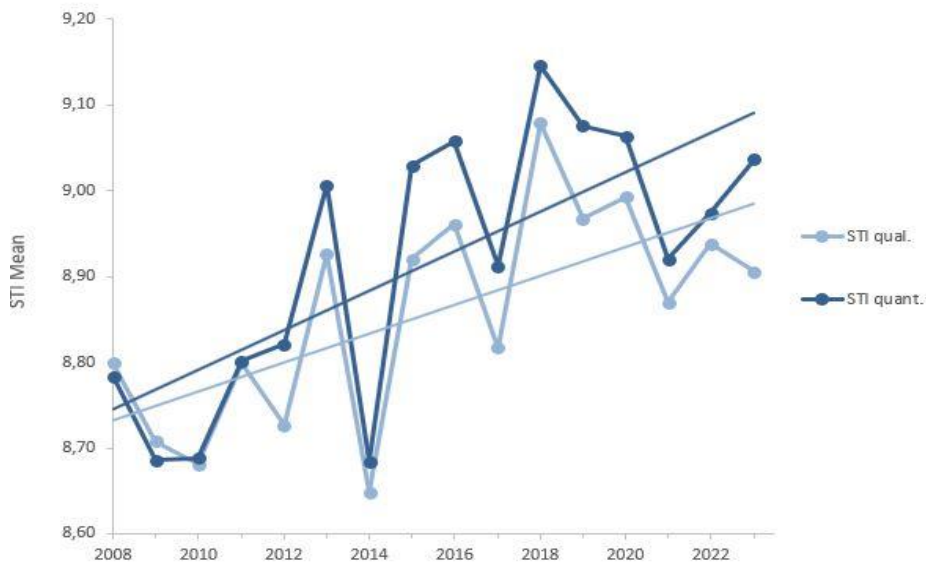


Abb. 3/12: Mittlere STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2023 mit linearer Trendlinie. Es ist eine Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).



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 ist der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (rechts) inzwischen fester Bestandteil der Rheinuferflora und dort seit einigen Jahren eine der häufigsten Arten. Düsseldorf-Lohausen, 05.10.2018 (links), Düsseldorf-Oberkassel, 12.09.2011 (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 2023 Werte zwischen 4,75 und 5,65 (Durchschnitt 5,34). Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der Dominanz der Kühle liebenden Wald-Hainsimse niedrigere Werte zwischen 4,21 und 4,96 (Durchschnitt 4,47). Der Vergleich der mittleren quantitativen Temperaturzeigerwerte zeigt über die bisherigen Untersuchungsjahre



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.

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) und vier (2014-2016, 2022). Die Pflanzen werden gelegentlich durch Wildverbiss geschädigt. Beim qualitativen Temperaturzeigerwert ist von 2009 bis 2023 kein eindeutiger Trend zu verzeichnen (Abb. 3/17). Schwankungen werden durch geringfügige Änderungen in der Artzusammensetzung verursacht. So trat 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 Exemplare in der unmittelbaren Nähe. 2022 wurde sie neu in Fläche 4 gefunden.

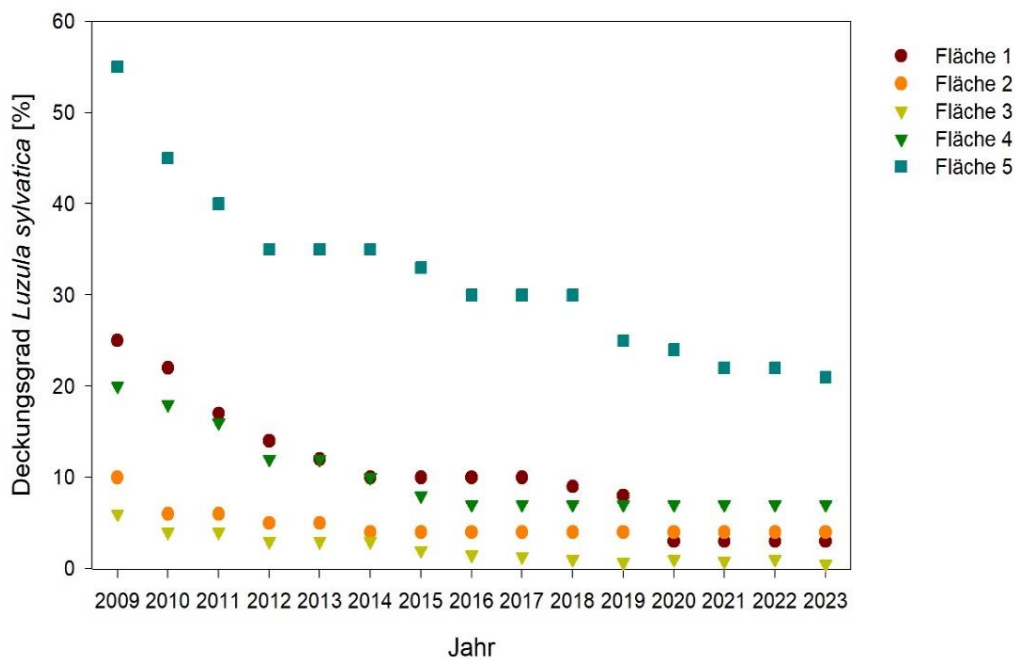
Tab. 3/3: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 1-5 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim im Jahr 2023.

Neo/N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C₄=C₄-Pflanze, RL=Rote Liste Status (NRTL/NRBU/NRW/D): Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlzeiger, 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 = Kühlzeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

	Neo	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	1	2	3	4	5	
Datum:								2023	2023	2023	2023	2023	
Fläche [m ²]:								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 [%]:								58	85	90	75	80	
h Baumsch. 1 [m]:								22	25	30	28	30	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:								
h Baumsch. 2 [m]:								
Dckg. Strauchs. [%]:								2A	.	13	25	15	
h Strauchs. [m]:								4	.	3,5	3	3	
Dckg. Krautsch. [%]:								7	7	8	10	31	
Dckg. Moosch. [%]:								2	9	2	7	<1	
Artenzahl Gefäßspfl.:								8	10	8	10	8	
Baumschicht 1:													
<i>Acer pseudoplatanus</i>									60				
<i>Fagus sylvatica</i>								55A	25	85	70	80	
<i>Quercus robur</i>											5		
<i>Quercus rubra</i>								3A	15A				
Strauchsicht													
<i>Fagus sylvatica</i>								2A		6	10		
<i>Ilex aquifolium</i>										7	15	15	
Krautschicht:													
<i>Acer platanooides</i> Klg.						6	7,56						0,01
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.							8,29	0,1	0,2	0,01	0,2		
<i>Blechnum spicant</i>							7,03		0,01				
<i>Castanea sativa</i> juv.			A			8	10,12		0,2	0,1			0,1
<i>Dryopteris dilatata</i>							7,54		1		0,2		
<i>Dryopteris filix-mas</i>							7,14		0,5				
<i>Fagus sylvatica</i> juv.						5	8,39	3		3	4	3	
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.						5	8,08			0,01			
<i>Hedera helix</i>						5	9,33	0,1	0,1		0,01	0,7	
<i>Ilex aquifolium</i> juv.						5	9,00			1	0,5	3	
<i>Juglans regia</i> juv.			A			8	9,75				0,01		
<i>Luzula luzuloides</i>							7,35			0,05	0,01	3	
<i>Luzula sylvatica</i>						4	7,49	3	4	0,5	7	21	
<i>Quercus rubra</i> Klg.		N	U			.	8,81	0,1					
<i>Rubus fruticosus</i> agg.						x	.	0,25	0,4	0,5			
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.						x	5,87	0,1			0,05	0,05	
<i>Taxus baccata</i>						5	8,44	0,05					
		17	1	2	0	0		4,75	5,67	5,40	5,40	5,50	T _{qual} (MW 5,34)
								4,51	4,21	4,96	4,39	4,26	T _{quant} (MW 4,47)
								8,09	8,13	8,39	8,11	8,14	STI _{qual} (MW 8,17)
								7,95	7,61	8,45	7,87	7,76	STI _{quant} (MW 7,93)

Tab. 3/4: Vergleich der Daten vom Gallberg 2009 bis 2023.

2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	MW	Parameter
18	16	20	23	24	18	19	19	18	18	16	16	16	22	18	18,7	Gesamtartenzahl
17	15	19	23	20	17	18	18	18	17	16	16	16	22	17	17,9	Artenzahl Krautschicht
7	6	9	12	10	7	9	8	8	8	7	7	8	13	9	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	5,3	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	4,4	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	5,5	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	8,1	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	7,9	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	8,0	Mittl. STI-Zeigerwert der Gesamtartenliste Krautsch.
1	1	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	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	7,7	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
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	Eingebürgerte Neophyten
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	5,5	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	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	2,3	Mittl. Neophytenanteil in den Aufnahmeflächen [%]
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	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
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	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
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	Anteil RL-Arten [%]


 Abb. 3/16: Abnahme des Kühleizers *Luzula sylvatica* in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2023.

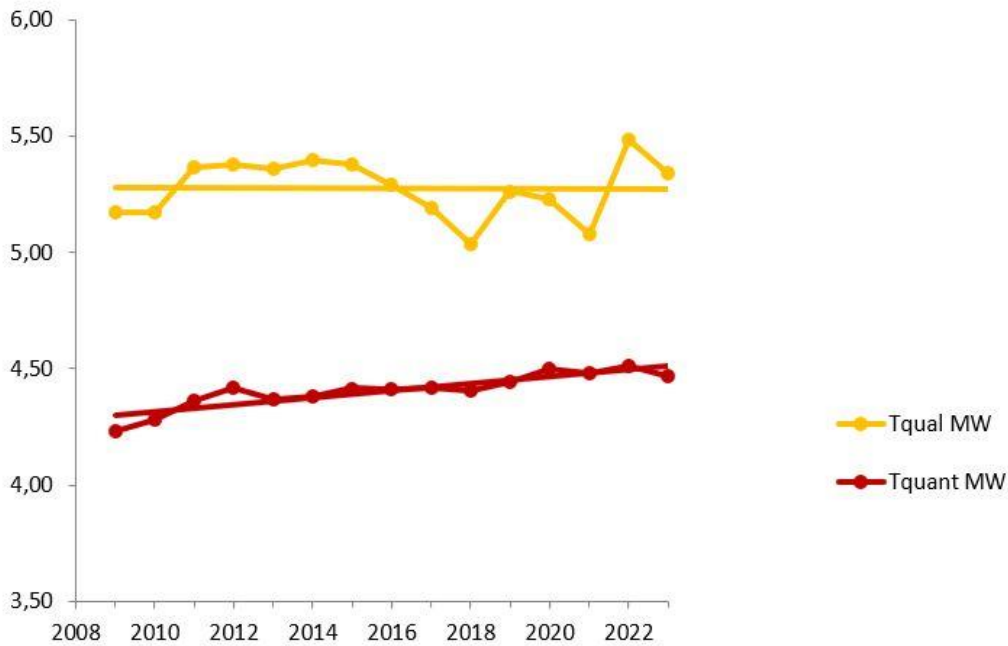


Abb. 3/17: Mittlere ungewichtete (T_{qual}) und gewichtete (T_{quant}) Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2023. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

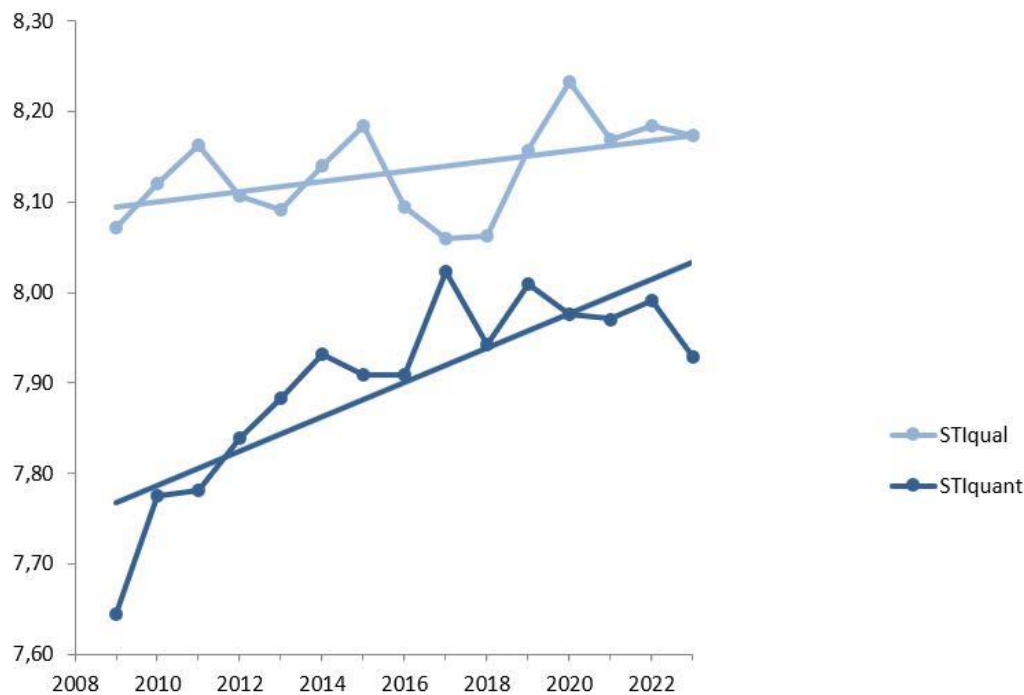


Abb. 3/18: Mittlere ungewichtete (STI_{qual}) und gewichtete (STI_{quant}) STI-Temperaturzeigerwerte [°C] (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2023. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

Auch im Jahr 2023 wurde die Walnuss in dieser Fläche wiedergefungen. Bei Berechnung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) zeigt sich ein ebenfalls ein statistisch signifikanter Anstieg der Deckungsgrade Wärme liebender Pflanzen (gewichtete Werte STI_{quant}), während bei Betrachtung der reinen Artzusammensetzung (ungewichtete Berechnung STI_{qual}) kein statistisch signifikanter Trend erkennbar ist (Abb. 3/18).

Diskussion

Rhein

Im Untersuchungszeitraum des Klimafolgenmonitorings war von 2008 bis 2023 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 Rheinufer von 9,9 % in den 1960er 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) 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 2008-2023 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 2018-2023 zeigten hohe Anteile an Neophyten (Abb. 3/19).

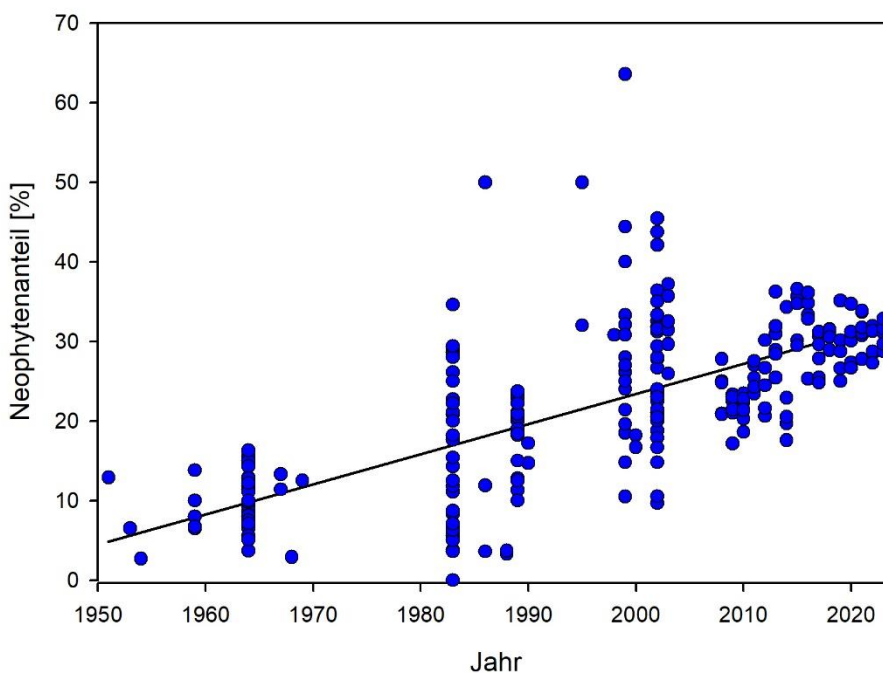


Abb. 3/19: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2023 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

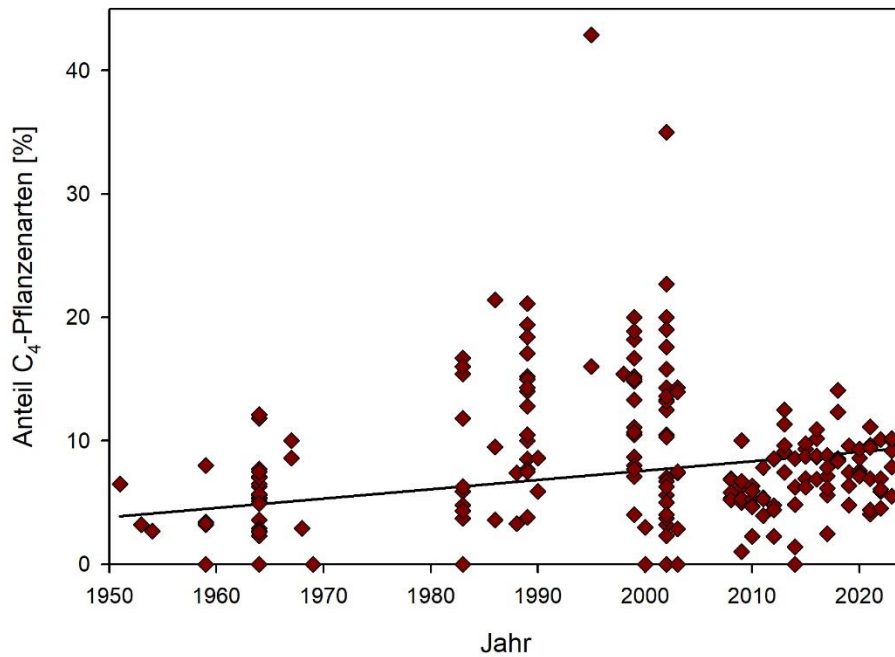


Abb. 3/20: Anstieg des Anteils an C₄-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2023 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

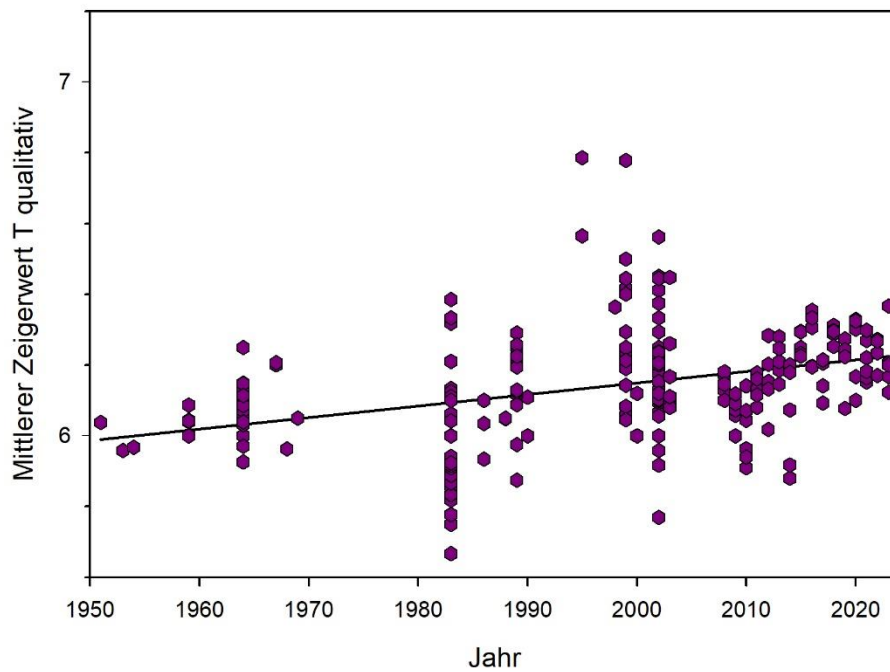


Abb. 3/21: Anstieg des mittleren ungewichteten Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2023 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

Das gleiche gilt für die Entwicklung der Anteile von C₄-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 2018-2023 hohe Anteile an C₄-Pflanzen gefunden wurden.

Ein großer Teil der Neophyten- und C₄-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 und andere verschwinden auch wieder. So war zum Beispiel der nordamerikanische Carolina-Nachtschatten *Solanum carolinense*, der als Neophyt nach Asien und Europa eingeschleppt wurde (EBERWEIN & LITSCHER 2007), am Rheinufer an der Lausward von 2006 bis 2011 durchgehend zu beobachten. In den Folgejahren war die Art nur noch 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 den Rückgang 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.

Als Besonderheit konnten im Jahr 2023 erstmals einige Wärme liebende Arten in den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden, wie der in Mittel- und Südeuropa indigene Strahlen-Breitsame *Orlaya grandiflora* (Abb. 3/24 links) und der Südliche Zürgelbaum *Celtis australis* (Abb. 3/24 rechts), der ursprünglich aus dem Mittelmeerraum stammt.

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 und 2023 vereinzelt mit reifen Früchten zu beobachten (Abb. 3/22), in den Jahren 2012, 2013, 2019 und 2021 zwar ebenfalls an mehreren



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 Rheinufer gehört. Der ebenfalls aus Südamerika stammende Saracha-Nachtschatten *Solanum sarachoides* ist dagegen bislang nur seltener am Rheinufer zu finden. Links: Düsseldorf-Himmelgeist, 23.09.2021, rechts: Düsseldorf-Oberkassel, 28.09.2023, Fotos: U. Schmitz.

Stellen wachsend, jedoch nur mit Blüten und unreifen Früchten. Keimungsversuche zeigten, 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: Als außergewöhnliche Wärmezeiger konnten im Jahr 2023 erstmals der in Mitteleuropa indigene Strahlen-Breit-same *Orlaya grandiflora* sowie der aus dem Mittelmeerraum stammende Südliche Zürgelbaum *Celtis australis* festgestellt werden. Düsseldorf-Oberkassel, 29.09.2023, 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). Daneben sind einzelne Wärmezeiger in den Dauerflächen aufgetreten. So kann die Esskastanie *Castanea sativa* seit 2009 in zwei bis vier 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 und 2023 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) Be-



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 2022-2023 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.

rechnung. Ein ähnliches Ergebnis zeigte sich bei 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* 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 in den Dauerflächen zu erwarten. Beim Vergleich der Untersuchungen von 2009 bis 2023 war bereits ein sehr deutlicher Rückgang der Deckung dieser Art in Untersuchungsfläche 2 von 10 auf 0,01 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 unbeständige Art 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 Arealexension 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 ergasiophygotischer 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 C₄ plants in annual river bank vegetation of the River Rhine. *Phytocoenologia* 36 (3): 393-402.
- SCHMITZ, U. & LÖSCH, R. (2005): Neophyten und C₄-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.
- 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/SpeciesSTlv2.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 (*Chenopodium 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

Michael Stevens

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). 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 36 Heuschreckenarten nachgewiesen (16 Arten Langfühler- und 20 Kurzfühlerschrecken). Zahlreiche Arten (*Phaneroptera nana*, *Platycleis albopunctata*, *Gryllus campestris*, *Oedipoda caerulescens*, *Sphingonotus caerulans* und *Stethophyma grossum*) wurden noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt (vergl. Tab. 4/2 und Tab. 4/9). Seit 2023 wird darüber hinaus auch die Gottesanbeterin *Mantis religiosa* in Düsseldorf gefunden, die zu den Fangschrecken gezählt wird.

Heuschrecken können ähnlich wie andere Organismengruppen auf verschiedene Weise auf einen Klimawandel reagieren:

- Veränderungen des Areal
- 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) 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).

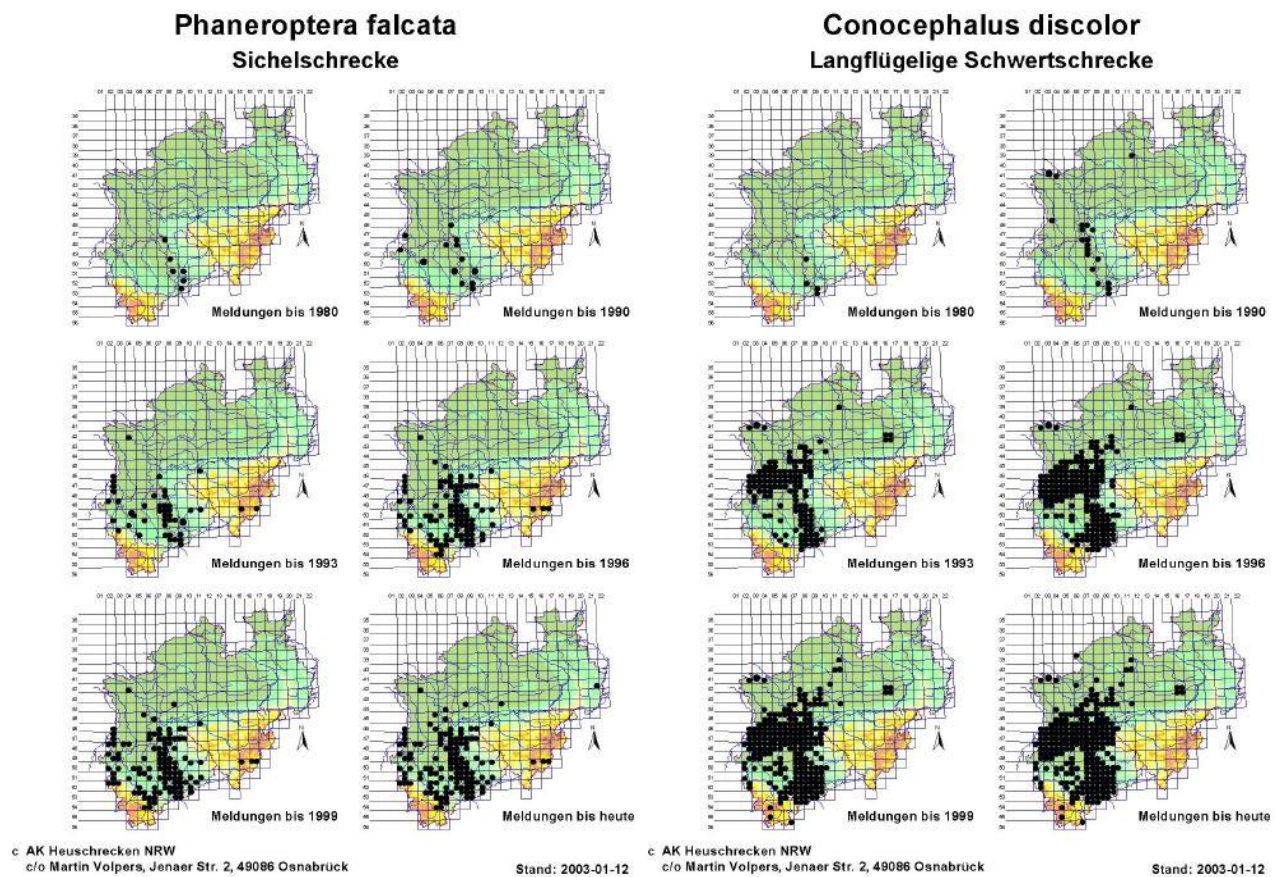


Abb. 4/1: Arealveränderungen der Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (= *C. discolor*). Nach AK Heuschrecken NRW (2009).

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. 4/12 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.

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 Biototypenvielfalt. 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, Nadelholzanzpflanzung),

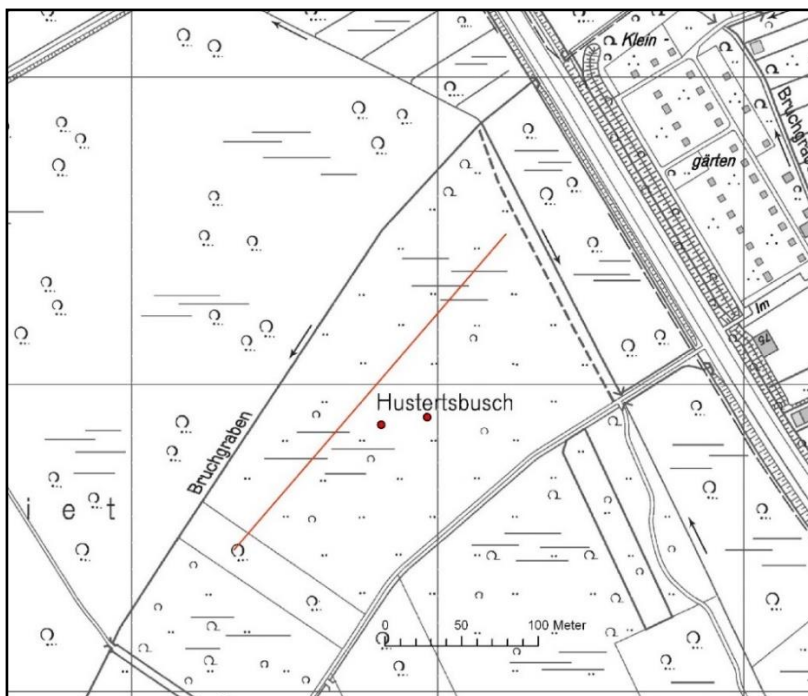


Abb. 4/2: Feuchtwiese im Eller Forst. Heuschreckentransekt und offene Fangquadrat rot (westliches Fangquadrat in Feuchtwiese, östliches Fangquadrat in Seggenried).

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, Nadelholzanzpflanzung),

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.

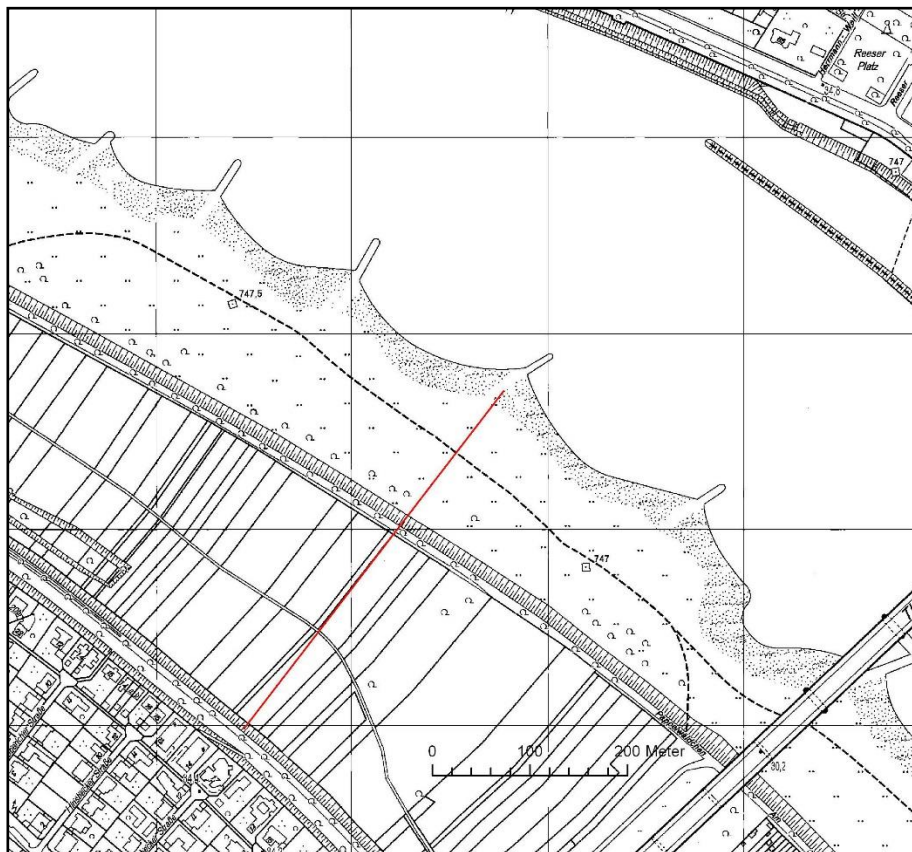


Abb. 4/3: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-Ost. Heuschreckentransekt rot.

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 Geländere relief 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

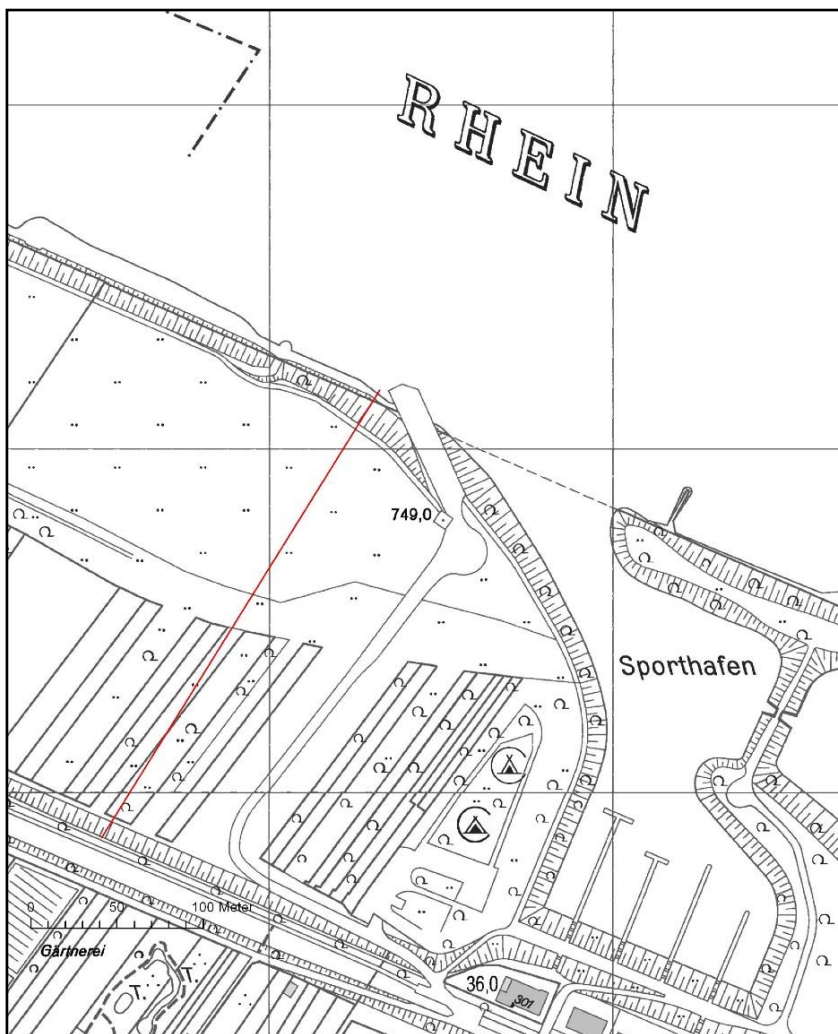


Abb. 4/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-West. Heuschreckentransekt rot.

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, 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 Hochstauden-

fluren, 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 Rheinufer. Hier sind Bühnenfelder, 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).

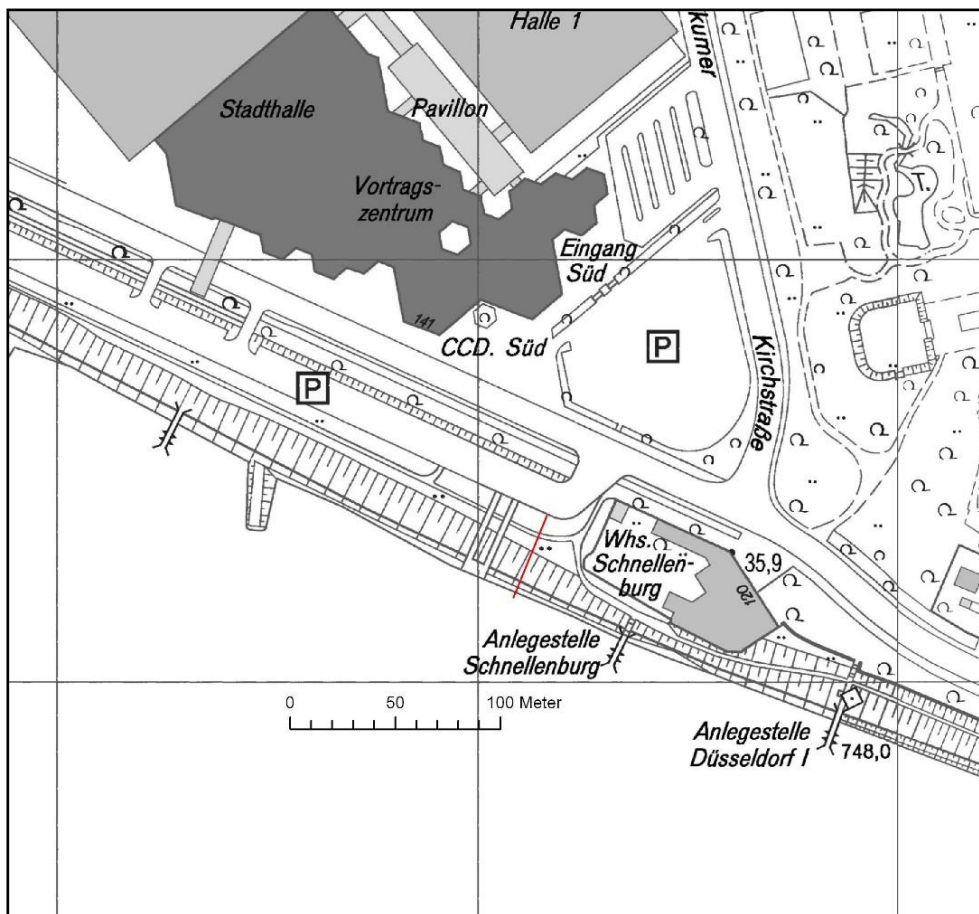


Abb. 4/5: Rheinufer an der Schnellenburg. Heuschreckentransekt rot.

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.

Zeitpunkt der Erfassung

Grundsätzlich müssen die Erfassungen im Bereich des phänologischen Höhepunktes der untersuchten Arten, das heißt 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 Dornschröcken 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. So ist das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima* 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 Punktirte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima* lassen sich nur durch den Einsatz von Ultraschall-Detektoren nachweisen (FROELICH 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 außen 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 werden können. Hervorragend eignet sich hierzu der Kescherbeutel oder eine durchsichtige Kunststoffüte 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 m ²	2 x 25 m ²	2 x 25 m ²	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 2023 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.**

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

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



Abb. 4/6: Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (links) und Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* (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*, Säbeldornschröcke *Tetrix subulata*, Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* (aktuelle Nomenklatur *Pseudochorthippus parallelus*) vor.

Im Juli 2023 waren weite Bereiche des Offenlandes gemäht (Abb. 4/8). Daher mussten die Transekte und Fangquadrate verlegt werden. Die Artengemeinschaft der Heuschrecken ist 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* (Abb. 4/10) deutlich seltener als in den Vorjahren.

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 2023 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 2023 wurden bei den Transekt-Erfassungen 17 Männchen und bei den Untersuchungen mittels Fangquadraten elf 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. Im Jahr 2023 wurde die Art dagegen nicht beobachtet werden.

Tab. 4/3: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Transektuntersuchungen 2009 bis 2023. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

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

Heuschrecken

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

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

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

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

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 2023 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. Da im Jahr 2023 die Transekte verlegt werden mussten, lagen sie auch näher an den Gebüschern, so dass die Gemeine Sichelschrecke möglicherweise wegen der größeren Nähe zur den randlichen Gehölzen öfter gefunden wurde.

Die **Große Goldschrecke** *Chrysochraon dispar* (Abb. 4/9) 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 - 2023 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 2023 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 2023 wurde wieder ein Exemplar beobachtet. Im Jahr 2022 wurden vier Exemplare festgestellt; das ist die bislang höchste Anzahl. Im Jahr 2023 war es dagegen nur ein Exemplar.

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 2020 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.

Die **Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** (Abb. 4/6, Abb. 4/9) 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 2023 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.



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.

Tab. 4/4: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Untersuchungen mit offenen Fangquadraten 2009 bis 2023. FW = Feuchtwiese, SR = Seggenried, MW = Mittelwert, ST = Standardabweichung, orange unterlegt = relativ niedrige Werte, grün unterlegt = relativ hohe Werte. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Tag	Monat	Jahr	FW			MW		SR			MW		ST	
			26.	15.	02.	09.	09.	09.	09.	09.	09.	09.	09.	09.
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2009	1	2	2	1,7	0,6	2	3	3	2,7	0,6		
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	2009	0	2	1	1,0	1,0	0	5	3	2,7	2,5		
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	2009	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0		
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	2009	1	4	3	2,7	1,5	2	8	6	5,3	3,1		
<i>Metriopectera roeselii</i>	Männchen	2009	2	5	3	3,3	1,5	1	2	2	1,7	0,6		
<i>Metriopectera roeselii</i>	Weibchen	2009	3	2	4	3,0	1,0	0	1	2	1,0	1,0		
<i>Metriopectera spec.</i>	Larven	2009	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6		
<i>Metriopectera roeselii</i>	Imagines	2009	5	7	7	6,3	1,2	1	3	4	2,7	1,5		

<i>Tetrix spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	3	2	2,0	1,0	0	1	2	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	3	3	3,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	6	5	5,0	1,0	1	2	3	2,0	1,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	3	5	4	4,0	1,0	2	2	3	2,3	0,6

Tag	Monat	Jahr	FW	FW	FW	MW	ST	SR	SR	SR	MW	ST	
			24.	21.	03.			24.	21.	03.			
			07.	08.	09.				07.	08.	09.		
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	20	10	10	10	2,0	1,0	2	4	3	3,0	1,0	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen					1,0	1,0	3	3	4	3,3	0,6	
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven					0,3	0,6	3	2	0	1,7	1,5	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines					3,0	2,0	5	7	7	6,3	1,2	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen					2,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen					2,3	0,6	1	2	2	1,7	0,6	
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven					0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines					5,3	0,6	3	3	3	3,0	0,0	
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen					2,7	0,6	1	1	2	1,3	0,6	
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen					3,7	1,5	0	2	2	1,3	1,2	
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines					6,3	2,1	1	3	4	2,7	1,5	
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen					3,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0	

Tag	Monat	Jahr	08.	24.	25.	MW	ST	08.	24.	25.	MW	ST
			07.	08.	09.			07.	08.	09.		
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	20	11	11	11	0,3	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen					0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines					1,0	0,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen					2,0	0,0	3	2	2	2,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen					1,3	0,6	2	3	3	2,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven					1,0	1,7	3	0	0	1,0	1,7
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines					3,3	0,6	5	5	5	5,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen					2,7	1,2	2	0	2	1,3	1,2
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen					2,3	1,2	1	1	1	1,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven					0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines					5,0	2,0	4	1	3	2,7	1,5
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen					4,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen					4,3	1,5	1	1	2	1,3	0,6

Heuschrecken

<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	2	1	0	1,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	8	10	7	8,3	1,5	3	3	4	3,3	0,6	
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	5	4	4	4,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6	
			FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag			21.	04.	08.			21.	04.	08.		
Monat			07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		20	12	12	12	MW	ST	12	12	12	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen		0	1	1	0,7	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen		1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines		1	1	2	1,3	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Weibchen		0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Imagines		0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen		2	1	2	1,7	0,6	3	3	4	3,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen		1	1	2	1,3	0,6	4	2	3	3,0	1,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven		2	1	0	1,0	1,0	4	1	0	1,7	2,1
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines		3	3	4	3,3	0,6	7	5	7	6,3	1,2
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen		0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines		0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen		4	3	3	3,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen		3	4	3	3,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven		3	0	0	1,0	1,7	1	1	0	0,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines		7	7	6	6,7	0,6	3	1	3	2,3	1,2
<i>Tetrix spec.</i>	Larven		0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen		1	1	0	0,7	0,6	1	1	2	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen		0	1	2	1,0	1,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines		1	2	2	1,7	0,6	1	2	3	2,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen		3	2	2	2,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen		3	1	2	2,0	1,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven		2	3	0	1,7	1,5	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines		6	3	4	4,3	1,5	3	2	3	2,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen		5	6	5	5,3	0,6	3	2	2	2,3	0,6
				FW	FW	FW			SR	SR	SR	
Tag			27.	04.	29.			27.	04.	29.		
Monat			07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr			13	13	13	MW	ST	13	13	13	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen		0	1	0	0,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen		1	0	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines		1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0

<i>Conocephalus fuscus</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2	1	2	1,7	0,6	3	2	3	2,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	2	2	2	2,0	0,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	3	0	1,3	1,5	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	3	5	3	3,7	1,2	5	4	5	4,7	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	3	2	3	2,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	4	2	3,0	1,0	2	2	0	1,3	1,2
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	6	6	5	5,7	0,6	4	3	1	2,7	1,5
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	0	1	1	0,7	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	2	3	2,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	3	3	0	2,0	1,7	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	5	4	5	4,7	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	4	3	3	3,3	0,6	2	1	1	1,3	0,6

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		19.	10.	13.			19.	10.	13.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		14	14	14	MW	ST	14	14	14	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	2	2	1	1,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	0	0	0,3	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	3	3	2	2,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	2	1	1,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	3	3	2	2,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	2	1	1,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	2	1	1,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	4	2	2,3	1,5	1	0	1	0,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	2	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6

Heuschrecken

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		11.	28.	18.			09.	28.	28.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		15	15	15	MW	ST	15	15	15	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	0	1	0,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		11.	28.	17.			09.	28.	17.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		16	16	16	MW	ST	16	16	16	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	2	0	1,0	1,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	1	1	2	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	0	0,7	0,6	0	2	0	0,7	1,2
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		29.	23.	16.			29.	23.	16.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		

Jahr		17	17	17	MW	ST	17	17	17	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	1	2	1	1,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	3	3	2	2,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	4	5	3	4,0	1,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	3	2	3,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	3	1	2,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	6	6	3	5,0	1,7	0	1	0	0,3	0,6
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	2	0	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	3	6	2	3,7	2,1	0	2	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	5	2	2,7	2,1	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	11	4	6,3	4,0	0	3	2	1,7	1,5
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	2	2	2	2,0	0,0	2	2	1	1,7	0,6
		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		08.	19.	02.			08.	19.	02.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		18	18	18	MW	ST	18	18	18	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	2	1	1	1,3	0,6

Heuschrecken

<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	3	2	1	2,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	2	1	0	1,0	1,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	1	0	0,7	0,6	3	2	0	1,7	1,5
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	2	1	2,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		29.	08.	07.			29.	08.	07.		
Monat		06.	07.	08.			06.	07.	08.		
Jahr		19	19	19	MW	ST	19	19	19	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	0	0,7	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	2	1	0	1,0	1,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	2	1	2,0	1,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		27.	04.	08.			29.	04.	01.		
Monat		06.	07.	08.			06.	07.	08.		
Jahr		20	20	20	MW	ST	20	20	20	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	2	1	0	1,0	1,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	3	2	0	1,7	1,5
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	3	2	2	2,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	2	0	1,0	1,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	3	0	1,7	1,5
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	2	0	1,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	2	2	0	1,3	1,2	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	2	0	1,0	1,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	2	2	0	1,3	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	4	0	2,3	2,1	2	1	0	1,0	1,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		10.	01.	04.			10.	01.	04.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		21	21	21	MW	ST	21	21	21	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	1	0,3	0,6	1	2	2	1,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	2	1	0	1,0	1,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	1	0,3	0,6	3	3	2	2,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	0	0	1	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	4	3	3	3,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	1	2	1	1,3	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0

Heuschrecken

<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	2	3	1	2,0	1,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	2	1	2	1,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	3	2	3	2,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	2	2	1,7	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	2	2	2	2,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	4	4	3,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		25.	09.	06.			25.	09.	06.		
Monat		06.	07.	08.			06.	07.	08.		
Jahr		22	22	22	MW	ST	22	22	22	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	2	1	1,3	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	2	1	2	1,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	1	0	2	1,0	1,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	1	1	2	1,3	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	2	2	3	2,3	0,6	1	1	3	1,7	1,2
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	1	2	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0

		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	ST	23	23	23	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	3	1	1	1,7	1,2
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	2	2	1	1,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	5	3	2	3,3	1,5
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	2	1	1,3	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	2	2	1	1,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	1	1	0,7	0,6	3	4	2	3,0	1,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	1	0	1	0,7	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	1	2	1	1,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	1	0	1,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	2	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	3	1	2,3	1,2	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	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 wurden dagegen keine Männchen der Art nachgewiesen. Die Struktur des Lebensraums hat einen Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Die vorkommenden Arten sind Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* und die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*. 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 Fangquadraten auf der Feuchtwiese eine höhere Abundanz. In den Transekten war sie häufig 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. Im Jahr 2011 konnte

die Gemeine Sichelschrecke und 2012 erstmalig die Große Goldschrecke in den Fangquadraten nachgewiesen werden. Eine Bevorzugung einer Struktur ist aufgrund der geringen Anzahl beobachteter Tiere aber nicht nachzuweisen. Gemeine Sichelschrecke und Große Goldschrecke wurden auch 2013 in den Fangquadraten beobachtet. In den Jahren 2014 bis 2023 war es lediglich die Große Goldschrecke. 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 2023 wurde die Art nur randlich und nicht im zentralen Bereich gefunden.

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 griseoptera* 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 2023 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* (Abb. 4/12), der 2022 erstmalig in den langen Rhein-Transekten beobachtet werden konnte, wurde 2023 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 2023 24 Tiere.

Zwei weitere Arten wurden in der rheinnahen Brachfläche und dem Kiesufer gefunden werden: Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* und Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* (Abb. 4/6). Bei der nächtlichen Exkursion 11.07.2023 konnten bei geeigneter Witterung nur wenige Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* im Bereich Hochstauden an den Bühnen 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 2023 vier erwachsene Tiere im Bereich des Rheinufers gefunden werden. In den Jahren 2011, 2018, 2020 und 2022 wurden hier ebenfalls Blauflügelige Ödlandschrecken gefunden. Bereits am ersten Untersuchungstermin (08.07.2023) waren die Teilstrecken 1 und 2 bereits gemäht. Daher waren die Abundanzen der Heuschrecken relativ niedrig.

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 Teilstrecke	20 09				20 10				20 11				20 12			
	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	5	6	13	1	3	4	8	1	3	3	7	4	4	2	10
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	3	3	8	1	1	1	3	0	1	1	2	1	5	0	6
<i>Metrioptera roeselii</i>	2	10	4	16	2	4	2	7	1	2	3	6	0	0	2	2
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	8	14	18	40	7	11	12	30	4	7	9	20	3	6	10	19
<i>Chorthippus parallelus</i>	36	43	21	100	58	29	28	115	12	13	20	45	39	34	29	102
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Lörick-Ost Teilstrecke	20 13				20 14				20 15				20 16			
	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	2	0	4	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	1	4	0	5	1	0	1	2	0	1	1	2
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	4	1	4	9	0	3	4	7	0	4	3	7	1	0	5	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	43	29	113	73	84	11	168	79	116	33	228	66	31	27	124
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	4	4	0	8	0	0	0	0

Lörick-Ost Teilstrecke	20 17				20 18				20 19				20 20			
	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	1	5	6	1	0	5	6	0	0	4	4	0	0	6	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	14	11	19	44	8	9	8	25	59	40	20	119	18	15	13	46
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lörick-Ost Teilstrecke	20 21				20 22				20 23			
	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	4	4
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	6	6	0	0	8	8	4	3	5	12
<i>Chorthippus dorsatus</i>	-	-	-	-	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	159	172	32	363	40	37	29	106	115	78	40	233
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

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

Lörick-West	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	3	0	6	9	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	0	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	2	4	0	6	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	5	0	4	9	0	0	0	0	2	1	0	3	8	0	0	8
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	7	0	2	9	5	0	0	5	4	0	0	4	2	0	0	2
<i>Chrysochraon dispar</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	1	0	1	3	2	0	5
<i>Chorthippus biguttulus</i>	3	4	0	7	0	0	2	2	0	0	4	4	2	1	7	10
<i>Chorthippus parallelus</i>	11	16	4	31	15	5	4	24	49	13	5	67	24	22	3	49
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	11	3	1	0	4

Lörick-West	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
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	0	0	2	0	0	0	0	2	1	0	3	1	0	0	1
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	0	1	3	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	3	0	0	3	4	5	0	9	3	2	0	5
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	4	0	0	4	5	0	0	5	1	0	0	1	2	0	0	2
<i>Chrysochraon dispar</i>	5	0	0	5	2	4	0	6	1	3	0	4	5	3	0	8
<i>Chorthippus biguttulus</i>	6	0	5	11	3	0	6	9	1	3	4	8	3	4	5	12
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	20	0	61	23	19	2	44	11	8	3	22	25	11	3	39
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0

Lörick-West	20 21				20 22				20 23			
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
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	1	3	0	3	0	0	0	0	1	2	0	3
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	3	0	0	3	4	0	0	4	0	0	0	0
<i>Chrysochraon dispar</i>	7	20	0	27	6	20	0	26	0	1	0	1
<i>Chorthippus biguttulus</i>	26	5	4	35	20	11	5	35	4	2	1	7
<i>Chorthippus dorsatus</i>	-	-	-	-	-	5	-	5	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	353	146	0	399	155	96	1	252	91	44	40	175
<i>Argiope bruennichi</i>	8	0	0	8	5	0	0	5	3	0	0	3

Langes Transekt Lörick-West

Im Jahr 2023 konnten hier fünf Heuschrecken-Arten registriert werden. Die dominierende Art war mit Abstand der Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* mit 175 Individuen. In geringer Abundanz kamen der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* mit 7 Individuen und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* mit nur 1 Individuum vor.

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 griseoptera* nahm gegenüber der Situation vor „Ela“ ab. Im Jahr 2023 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 Wiesenutzung zurecht. Im Jahr 2022 wurde die Art im Bereich der Böschung beobachtet, wo keine Mahd stattfand.

Hervorzuheben ist das Auftreten des Wiesengrashüpfers *Chorthippus dorsatus* (Abb. 4/12), der 2022 erstmalig auf im Eller Forst und den langen Rhein-Transekten beobachtet werden konnte. Auch an diesem Transekt wurde die Art 2023 nicht registriert. Im Bereich des Rheinufer an der Schnellenburg wurde der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* bereits seit vielen Jahren beobachtet.

Bei der nächtlichen Exkursion am 11.07.2023 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. 4/11). Das Transekt hat nur eine Länge von 25 m. Im Jahr 2023 waren die dominierenden drei Heuschrecken-Arten mit vergleichbarer Abundanz; der Gemeiner 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	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	1	1	2	0	1	1	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Metriopectera roeselii</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	18	24	24	29	19	10	13	16	15	15	21	25	21	22	29
<i>Chorthippus dorsatus</i>	26	40	19	17	4	9	28	19	13	5	5	7	20	27	24
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0	6	4	5	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	15	13	30	27	30	19	29	30	23	19	22	29	23	17	31
<i>Argiope bruennichi</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

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 2023 war die Art mit 24 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 2023 24 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 wurden 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 2023 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 2023 konnte die Art nicht beobachtet werden.

Bei der nächtlichen Exkursion am 11.07.2023 konnten in Bereich des Transekts zahlreiche Weinhähnchen verhört werden. Das Vorkommen dieser Art wird daher in erster Linie von der Nutzung



Abb. 4/11: Im Bereich des Transektes Schnellenburg wurde im Jahr 2020 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.

beziehungsweise 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 erhöhten 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.

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 Fangquadraten 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 Fangquadrat liegen, die dominierenden Arten. In den folgenden Jahren konnte aber keine weitere Ausbreitung der Art in den zentralen Bereich der Wiese dokumentiert werden.

Tab. 4/7: Vergleich der Artenliste von 1997 und 2009-2023 in der Feuchtwiese im NSG Eller Forst. 1997 = Angaben nach PIEREN et al. (1997), 2009-2023 = 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
<i>Phaneroptera falcata</i>		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus dorsalis</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pholidoptera griseoptera</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tetrix subulata</i>		x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x
<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x	x	x	x	x	x
<i>Chrysochraon dispar</i>		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus dorsatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	-
<i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus montanus</i>	V/2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

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
<i>Phaneroptera falcata</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oecanthus pellucens</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oedipoda caerulea</i> *			x							x	x	x	x	x	x
<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Summe	2	4	5	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5

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. 4/9: Artenliste der bis 1997, sowie in den Jahren 2009 bis 2023 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	RL 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
Gemeine Sichelschrecke <i>Phaneroptera falcata</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Vierpunktige Sichelschrecke <i>Phaneroptera nana</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Punktierte Zartschrecke <i>Leptophyes punctatissima</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Eichenschrecke <i>Meconema thalassinum</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Südliche Eichenschrecke <i>Meconema meridionale</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Langflügelige Schwertschrecke <i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kurzflügelige Schwertschrecke <i>Conocephalus dorsalis</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Grünes Heupferd <i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Westliche Beißschrecke <i>Platycleis albopunctata</i>	*/1	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x
Roesels Beißschrecke <i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kurzflügelige Beißschrecke <i>Metrioptera brachyptera</i>	*/3S	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Strauschschrecke <i>Pholidoptera griseoaptera</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Heimchen <i>Acheta domestica</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Waldgrille <i>Nemobius sylvestris</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Feldgrille <i>Gryllus campestris</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Weinhähnchen <i>Oecanthus pellucens</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Westliche Dornschröcke <i>Tetrix ceperoi</i>	2/*	x	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D
Säbeldornschröcke <i>Tetrix subulata</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Dornschröcke <i>Tetrix undulata</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Langfühler-Dornschröcke <i>Tetrix tenuicornis</i>	*/3	x	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	x	D
Blaufügelige Ödlandschröcke <i>Oedipoda caerulescens</i>	V/2	-	D	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Blaufügelige Sandschröcke <i>Sphingonotus caeruleans</i>	2/2	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sumpfschröcke <i>Stethophyma grossum</i>	2/2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x
Große Goldschröcke <i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Deutscher Artname Wissenschaftlicher Artname	RL 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	
Buntbäuchiger Grashüpfer <i>Omocestus rufipes</i>	2/2	x	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	
Bunter Grashüpfer <i>Omocestus viridulus</i>	*V	(x)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Großer Heidegrashüpfer <i>Stenobothrus lineatus</i>	*3	19 92	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gefleckte Keulenschrecke <i>Myrmeleotettix maculatus</i>	*V	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Rote Keulenschrecke <i>Gomphocerippus rufus</i>		-	20 00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	D	D	x	
Weißrandiger Grashüpfer <i>Chorthippus albomarginatus</i>		x	D	x	x	x	x	D	D	D	x	x	D	x	D	x	D	
Nachtigall-Grashüpfer <i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Brauner Grashüpfer <i>Chorthippus brunneus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Verkannter Grashüpfer <i>Chorthippus mollis</i>	*3	x	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	
Wiesengrashüpfer <i>Chorthippus dorsatus</i>	*3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Gemeiner Grashüpfer <i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Sumpf-Grashüpfer <i>Chorthippus montanus</i>	V/2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Fangschrecken																		
Gottesanbeterin <i>Mantis religiosa</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	
Summe gesamt	36	7/13	27	24	26	25	26	26	25	25	26	28	28	27	29	27	30	31
Summer thermophile	14		7	8	8	9	9	9	9	9	9	10	10	10	11	10	11	13
Summer hygrophile	5		4	3	4	4	4	4	3	3	3	5	5	4	5	4	5	4

Bei der Zusammenstellung der Heuschrecken in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann (Tab. 4/9) wurden bislang 36 Heuschreckenarten festgestellt (PIEREN et al. 1997, schriftl. Mittlg. KRAUSE, SCHULZE, PIEREN, SCHMITZ, pers. obs.). Einige diese Arten wurden und werden ausschließlich im Kreis Mettmann festgestellt: die Kurzflügelige Beißschrecke *Metrioptera brachyptera*, die Langfühler-Dornschröcke *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-Dornschröcke *Tetrix tenuicornis* in Düsseldorf sind keine Informationen vorhanden. Die Langfühler-Dornschröcke 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 2023 ist ein stetiger Zuwachs der Artenzahlen festzustellen. Zu Beginn der Untersuchungen 2009 wurden (mindestens) 24 Heuschrecken-Arten festgestellt. In den Jahren 2010 bis 2022 wurden zwischen 26 und 30 Arten festgestellt. Im Jahr 2023 trat im Stadtgebiet Düsseldorf die zu den Fangschrecken zählende Europäische Gottesanbeterin hinzu. Eine Steigerung ist ebenfalls bei der Zahl der thermophilen Arten und Klimagewinner zu verzeichnen, die sich im Untersuchungszeitraum von 8 auf 13 Arten erhöhte.

Diskussion

Pflegehinweise

Insbesondere für die Feuchtwiese im Eller Forst, aber auch für andere Wiesenflächen gilt: Bei einer zukünftigen Pflege-Mahd sollten Altgrasstreifen erhalten bleiben. Solche Altgrasstreifen bieten Rückzugsmöglichkeiten für Insekten und andere Wirbellose und fördern die Biodiversität (RITSCHEL-KANDEL 1984, MÜLLER & BOSSHARD 2010, HANDKE et al. 2011). Diese Altgrasstreifen können an den Öko-Regelungen (ÖR) der GAP-Direktzahlungen ab 2023 angelehnt werden. 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 beachten¹:

- 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

Klimawandelgewinner und -verlierer

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 Sichel-schrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/13), 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 Sichel-schrecke *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 und 2022 konnte die **Blaüflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea*** 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

¹ <https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/direktzahlungen/oekoregelungen.htm>

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. 4/9) 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 im 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 2023 24 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.

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). In Jahr 2021 sollen im Raum Krefeld / Düsseldorf und im Rhein-Sieg-Kreis weitere Funde gemacht worden sein (HOCHKIRCH et al. 2021). Im Jahr 2023 wurden bei observation.org insgesamt 29 Nachweise der Vierpunktigen Sichelschrecke eingestellt: beispielsweise Düsseldorf-Wittlaer, 02.09.2023, Anna; Düsseldorf-Mörsenbroich; 19.09.2023, Anette Hoffmann; Düsseldorf-Gerresheim, 13.08.2023, Sonja Mumm-Lehmann (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).

Der erste Nachweis der thermophilen **Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/13) 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 dargestellt. 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



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.

vor 2009 auf der Fläche lebte, im Rahmen der Untersuchung aber nicht beobachtet werden konnte. 2015 wurde die Art erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West festgestellt. 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).

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 Bühnenfelder 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). 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 Klaus 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 zwischenzeitlich gestiegenen Grundwasser im Eller Forst 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](https://observation.org/observation/285363418/) wurde von Till 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.

Die **Feldgrille *Gryllus campestris*** wurde 2023 im NSG Spörkelnbruch (Stadt Haan im Kreis Mettmann) nachgewiesen. Armin Dahl konnte eine Gesangsaufnahme anfertigen. Moritz Schulze konnte die Art im Jahr 2021 in Odenthal-Blecher für das Süderbergland neu nachgewiesen.

Darüber hinaus gibt es zwei wärmeliebende Heuschrecken 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 Arjan 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 Jamie Lutjens im Elmpter Wald (Kreis Viersen; Schwalmatal) 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. 4/13) 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).

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 Heuschrecken in NRW. http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Conocephalus_fuscus_Ausbr.php und http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Phaneroptera_falcatata_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. & STETTNER, 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. & STETTNER, C. (2020): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. 2. Aufl. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FROELICH, 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., FRANZEN, A., BÄHR, H., BOCZIO, R., BROZOWSKI, F., BOHN, K., BRAUNER, O., DEITDERS, G., FROELICH-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.
- 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.
- 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: 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.
- MÜLLER, M. & BOSSHARD, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden: eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42(7): 212-217.
- 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.
- 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.
- 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).
- 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.

- 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 Kämme, 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,

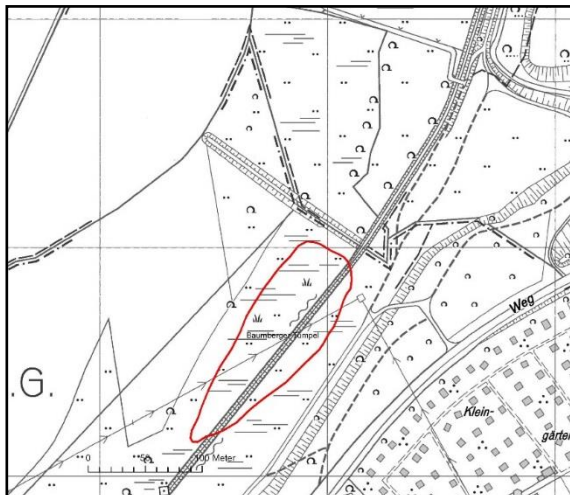


Abb. 5/1: Baumberger Tümpel. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 26.06.2015, U. Schmitz.

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 (Oenanthro-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 (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 Kämpfe 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, HOLTSCULTE 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

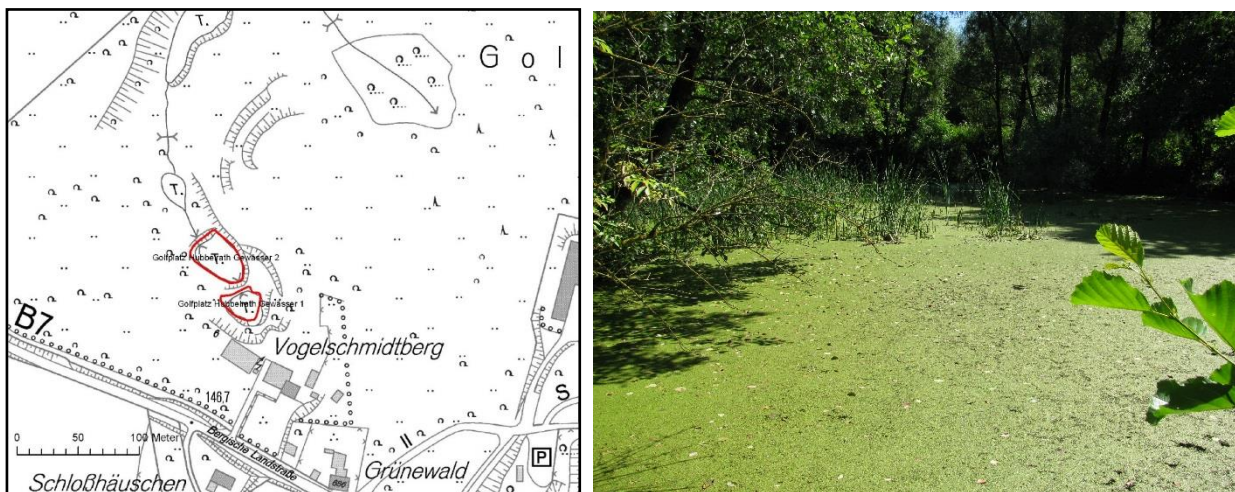


Abb. 5/2: Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto Gewässer 2, 23.07.2012, U. Schmitz

wird durch Hangdruckwasser gespeist. Die Gewässerflächen sind zum großen Teil unbeschattet. An den Ufern wachsen Seggen- und Binsenbestände sowie Gehölze (u. a. *Salix*, *Alnus*), die insbesondere das Ufer von Gewässer zwei 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.

Methoden

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 Abkutschern 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 2023

Im Untersuchungsjahr 2023 wurden die Geländebegehungen am Baumberger Tümpel durchgeführt am 26.05., 31.05., 12.06., 16.06., 26.06., 04.07., 07.07., 17.07., 20.07., 11.08., 16.08., 23.08., 06.09. und 11.09. (14 Termine), an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath am 30.05., 05.06., 14.06., 23.06., 06.07., 10.07., 17.07., 10.08., 14.08., 21.08., 04.09. und 11.09. (12 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 und 2023) war der Wasserstand ganzjährig hoch).

Ergebnisse

Baumberger Tümpel

Am Baumberger Tümpel konnten im Untersuchungsjahr 2023 insgesamt 21 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/3) werden, ein Wert der über dem Durchschnitt des bisherigen Klimafolgenmonitorings liegt. Von den im Jahr 2023 nachgewiesenen Arten waren 15 Arten sicher, sehr wahrscheinlich oder wahrscheinlich bodenständig. Die im Jahr 2023 individuenreichsten Arten waren die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*, das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* und die Große Heidelibelle *Sympetrum striolatum*. Besonders bemerkenswert war der Erstnachweis der Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*, die nur bei einem Untersuchungstermin gefunden wurde, allerdings mit ca. fünf Exemplaren, die Fortpflanzungsverhalten (Kopula) zeigten. Die in früheren Jahren recht häufige Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, konnte bemerkenswerterweise in den Jahren 2015-2022 zwar nicht mehr beobachtet werden, 2023 wurde jedoch ein einzelnes Männchen an zwei aufeinanderfolgenden Untersuchungsterminen wiedergefunden. Ebenfalls gelang nach längerer Pause im Jahr 2023 wieder ein Nachweis der Gemeine Winterlibelle *Sympecma fusca*, die sogar Fortpflanzungsverhalten zeigte (Tandem). 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 neun **besonders Wärme liebende (thermophile) Libellenarten** gefunden werden. Die Anzahl der in den einzelnen Untersuchungsjahren gefundenen thermophilen Arten zeigt dabei einen ansteigenden Trend (Tab. 5/3). Im Jahr 2023 konnten vier besonders Wärme liebende Arten nachgewiesen werden.

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 Kämpfe 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/T L/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	
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R		1!									1	1	2b	1	2a	1	
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/**	x						1		1	1	1				1	1	
<i>Aeshna isocoles</i>	*/1/1/1												1!					
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/**	x	3a	2a	2b	1	3a	3a	2b	3b	2a	2b	2a	2a	3b	2a	2b	
<i>Anax imperator</i>	*/*/**	x	2a	1	2a	2a	2a	1	1	1	1	2a	2b	2a	2a	2a	2a	
<i>Anax parthenope</i>	*/D/D/D												1!		2a	1	2b	
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2	(x)			1	2a	1	1				1	1			1	1	
<i>Calopteryx splendens</i>	*/*/**	°		1			1					1						
<i>Calopteryx virgo</i>	*/N/2*	°	1	1		1	1			1		1					1	
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/**	x	5	1	4b	4b	4b	3b	3a	4a	3a	4b	3b	2a	4a	3a	3b	
<i>Coenagrion scitulum</i>	R/D/D/-																2a!	
<i>Cordulia aenea</i>	*/*/**	°			1	3a				1			1					
<i>Crocothemis erythraea</i>	*/*/**											1!			1			
<i>Enallagma cyathigerum</i>	*/*/**	x	3a	1	2b		1									1	1	2b
<i>Erythromma najas</i>	*/N/N/3											1!						
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/**	x	4b			1		2a	4a	4a	3a	3b	3b		4b	1	3b	
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/**	x	2b	2b	2b	3b	2b	3a	2a	1	3a	3b	2b	2a	1	1	3a	
<i>Ischnura pumilio</i>	V/3S/3/2															1!	1	
<i>Lestes barbarus</i>	*/*S/*N			1!	2a													
<i>Lestes sponsa</i>	*/N/N/N	°	1	2b	3a	3b	4a	1									1	
<i>Lestes virens vestalis</i>	*/N/S/*N						1!								1			
<i>Lestes viridis</i>	*/*/**	x	2b	2b	3a	2a	3b	2a	1	3b	1	2a	3a	3a	2b	4a	3a	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	3/1/1/1					3a!												
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	3/2/2/D					3a!												
<i>Libellula depressa</i>	*/N/N/N	x	3a		1				1	1			1	1	2a	2b	1	
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/**	(x)	3b	3a	3b	3a	2b	2a	1	1		2a		1	2a		2a	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/**	x	3b	1					2a	2b	2b	3a	3a	2a		2b	2b	
<i>Platycnemis pennipes</i>	*/*/**	°	1					1										
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/**	x			1	2a	1			1		1		2a		1	1	
<i>Sympecma fusca</i>	*/S/*N	°					1!										1	
<i>Sympetrum danae</i>	*/N/N/*			1!		1												
<i>Sympetrum flaveolum</i>	3N/N/3	(x)?	1															
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	*/D/**									1!								
<i>Sympetrum meridionale</i>	*/D/D/-	(x)											1	1		1		
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/**	(x)	4b	3b	4a	3a	3b	1	2b	2a	2a	2b	3b	3a	2b	3b	2b	
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/**	x		3a	2b			1	3a	3b	2a	2a	2a	3a	4a		3b	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/**	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	
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 August	bis Mitte August	ganzj. >1 m	bis Mitte August	ganzj. >1 m	



Abb. 5/3: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* wurde 2023 zum ersten Mal am Baumberger Tümpel gefunden. Diese thermophile Art hat ihr Areal in den letzten Jahren nordwärts ausgeweitet. Foto: Paarungsrad, Baumberger Tümpel, 07.07.2023, U. Schmitz.

suchungstermin (07. Juli) beobachtet. Es handelte sich um ca. fünf Imagines, die zum Teil Fortpflanzungsverhalten (Tandem, Kopula) zeigten.

Mit dem Ersthafweis der **Feuerlibelle** *Crocothemis erythraea* 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 nochmals mit einem Einzelexemplar beobachtet.

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 Ersthafweis 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

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 2023 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.

Die **Kleine Königslibelle** *Anax parthenope* wurde 2019 erstmals im Untersuchungsgebiet festgestellt. Auch in den Jahren 2021 bis 2023 wurde die Art mit schwankender aber zunehmender Tendenz beobachtet, 2023 sogar mit ca. sieben bis zehn gleichzeitig fliegenden Individuen.

Im Jahr 2023 wurde erstmals die **Gabel-Azurjungfer** *Coenagrion scitulum* (Abb. 5/3) im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die Art wurde nur an einem einzigen Unter-



Abb. 5/4: Die besonders Wärme liebende Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* wurde nur in den besonders heißen Sommern der letzten Jahre am ausgetrockneten Baumberger Tümpel (rechts) nachgewiesen, nicht jedoch in niederschlagsreicheren Jahren wie 2023. Die individuelle Markierung mit Foliestift diente der besseren Abschätzung der Bestandsgröße. Fotos: Baumberger Tümpel, 12.08.2020, 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* 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*, 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 einige Jahren vor Beginn des Klimafolgenmonitorings ein Einzelexemplar am Baumberger Tümpel gefunden worden war (BAIERL mündl. Mittlg. 2009), konnte in den Folgejahren dort zunächst nicht wieder gefunden werden. In den besonders heißen Sommern 2019, 2020 und 2022 gelang jedoch der Nachweis von jeweils ein bis zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser besonders Wärme liebenden Art. 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 2021 und 2023 nicht beobachtet werden konnte.

Im Jahr 2023 konnten zwei Libellenarten mit einem Gefährdungsstatus der **Roten Liste** festgestellt werden (Tab. 5/3). Die Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die in manchen Jahren gelegentlich nachgewiesen wurde, besitzt als Fließgewässerart nur Gaststatus im Untersuchungsgebiet. 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. Möglicherweise 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 geschlüpfen

Männchen nachgewiesen werden, in den Folgejahren gar nicht mehr, bis auf das Jahr 2023, wo wieder 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 bis 2018 sowie 2021 und 2023 das ganze Jahr über mit Wasser bespannt. In den trockenen Sommern 2019, 2020 und 2022 fiel das Gewässer ab Mitte August wieder vollständig trocken (Tab. 5/3).

Golfplatz Hubbelrath

An den Gewässern 1 und 2 des Golfplatzes Hubbelrath wurden im Untersuchungsjahr 2023 acht Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Die häufigste Art im Jahr 2023 war – wie in den Vorjahren – die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*. Stabile Bestände auf niedrigem Niveau zeigten wenige weitere Arten wie die Blaugrüne Mosaikjungfer *Aeshna cyanea* und die Weidenjungfer *Lestes viridis*. Bemerkenswert im Jahr 2022 war der Erstnachweis der Falkenlibelle *Cordulia aenea*, von der ein einzelnes Exemplar Mitte Mai am Gewässer 1 beobachtet werden konnte.

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 2012-2023 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 festzustellen, 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. Möglicherweise spielen hier die zunehmende Beschattung und der Laubeintrag durch die Ufergehölze sowie die damit verbundene Verschlammung eine Rolle.

Etlliche 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/T L/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
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R												1			1	1
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/**	x	1	1	2a	1	2a	2a	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/**	x	1	1	1	1	2a	1	1	1					1	1	
<i>Anax imperator</i>	*/*/**	x	1				1	1	1								1
<i>Anax parthenope</i>	*D/D/D																!
<i>Brachytron pratense</i>	*I3/I2						!										
<i>Calopteryx virgo</i>	*N/I2*									1						1	
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/**	x	4b	4b	4b	4b	4b	3b	4a	5	4a	4a	4b	4a	4a	3a	2b
<i>Cordulia aenea</i>	*/*/**																!
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/**		3a!	1	2a	1	2b		1	1			1				
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/**	x	3b	2b	2a	2a	3a	1	2a	1	2a	2a	1	1		2a	2a
<i>Lestes viridis</i>	*/*/**	x	3a	2b	1	1	2b	3a	2a	1	2a	3a	2a	2a	3a	2b	2a
<i>Libellula depressa</i>	*N/V/V	x		1	1	1					1				1		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/**	x	2b		1	2a	1										
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/**											!					
<i>Platycnemis pennipes</i>	*/*/**																!
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/**	x	3a	3a	3a	3a	1	3a	3a		1	2b	1		1		
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/**	x	1									1	1		1		
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/**	x		1	1	1	2b	1		1	1	1			2a		
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/**								!						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

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 möglicherweise ungünstige

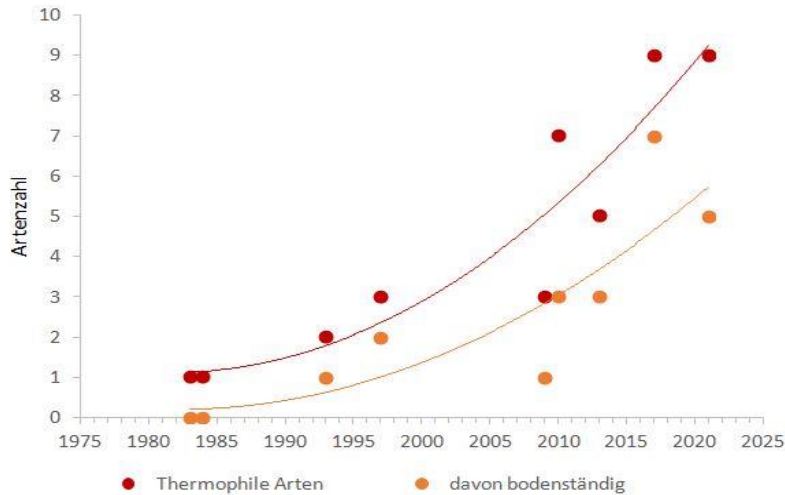


Abb. 5/5: Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann mit Trendlinie (polynomisch). Quellen älterer Nachweise vor 2009 siehe Legende von Tab. 5/5. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann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

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.

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
<i>Aeshna affinis</i>														x	x			x
<i>Anax parthenope</i>														x	x	X	X	X
<i>Ceragrion tenellum</i>															x		X	X
<i>Coenagrion scitulum</i>																	X	
<i>Crocothemis erythraea</i>															X	X	X	X
<i>Erythromma lindenii</i>											X	X		X	X	X	X	x
<i>Erythromma viridulum</i>								x	x			X		X	x	X	x	X
<i>Gomphus pulchellus</i>						x	x				x			x	X	x	X	X
<i>Lestes barbarus</i>															X			
<i>Lestes virens</i>												x				x	x	X
<i>Sympetrum fonscolombii</i>															x		X	x
<i>Sympetrum meridionale</i>																		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 Faulschlammabildung 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



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.

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

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



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.

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 wei-

teres 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).

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



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.

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



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 werden. Foto: Kopula, Baumberger Tümpel, 07.07.2023, U. Schmitz.

ungefährdet herabgestuft (OTT et al. 2015, 2021). CONZE (schriftl. Mittlg. 2013) hält einen Zusammenhang mit 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,

(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).

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, WEIHRACH et al.

2011, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). 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 Erstdnachweis 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.

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 Klingenger 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. HOLTSCULTE (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*** 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 2013-2023). 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 2023 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg. 2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2023). 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



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, Klingenger See Langenfeld, 22.06.2017, U. Schmitz.

bei Kartierungen des Südparks und des Botanischen Gartens Düsseldorf, davon im Jahr 2008 mit Reproduktionsverhalten. Am Klingenger 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 Exemplaren). 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*** 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.

Die **Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*** (Abb. 5/12) 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 Entwicklungszyklus mit zwei Generationen pro Jahr, und ihre Larven sind in



Abb. 5/12: 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 unregelmäßig vor. Foto: Männchen in Obelisk-Stellung, Urdenbacher Altrhein 05.06.2015, U. Schmitz.

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



Abb. 5/13: Die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum. Sie ist recht tolerant gegenüber einem Austrocknen der Gewässer. Die Art wurde in den heißen Sommern 2019 und 2020 mehrfach und mit jeweils mindestens zwei gleichzeitig vorhandenen Exemplaren am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Foto: Männchen am ausgetrockneten Baumberger Tümpel, 12.08.2020, U. Schmitz.

Fortpflanzungsverhalten beobachtet (BÖHM mündl. Mittlg., SCHMITZ 2015a, 2015b, KRAUSE schriftl. Mittlg. 2019).

Die **Südliche Heidelibelle** *Sympetrum meridionale* (Abb. 5/4 und 5/13) 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 viele Jahre nicht wiedergefunden, bis sie im besonders heißen und trockenen Sommer 2019 zum ersten Mal im Rahmen des vorliegenden Klimafolgenmonitorings am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde. Es handelte sich dabei um den gleichzeitigen Nachweis von mindestens zwei Männchen, die sich am trocken gefallenen Gewässer aufhielten. Auch in den ebenfalls heißen und trockenen Sommern 2020 und 2022 gelang der Nachweis von jeweils ein bis zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser stark Wärme liebenden Art, die sich zwischen Mitte August und Mitte September am völlig ausgetrockneten Baumberger Tümpel aufhielten (Abb. 5/4). 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 Paarungsrads der Art im Bereich des Urdenbacher Altrheins feststellen. Im Jahr 2021 wurden zwei Exemplare am Klingenberg See bei Langenfeld im Kreis Mettmann beobachtet (SCHMITZ 2022).

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 Klängenberger See bei Langenfeld (SCHMITZ et al. 2022). *Gomphus pulchellus* wurde 2011 und 2014 auch auf dem Gelände des Golfplatzes Hubbelrath 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 Mooregebiete 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 Naturschutzmaßnahmen 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 Austrocknung 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 2019¹.

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 2016-2023 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 unbekannt positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Libellenarten vorstellbar, die sich erst in 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

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 23.10.2023).

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, Klingenberg 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 modeling. *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. Landeskd. 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., 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 Kämme 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/po-pups/l2/sgd_t2_621.html (aufgerufen am 23.10.2023).
- PUTZER, D. & HÜBNER, T. (1980): Libellenuntersuchung am Klingenberg Baggersee (Auszug aus dem Biotopkataster Kreis Mettmann). In: BIOLOGISCHE STATION URDENBACHER KÄMPE E. V. (2002): 10 Jahre Biologische Station Urdenbacher Kämme e. V., S. 15-17. <https://www.yumpu.com/de/document/read/8498082/urdenbacher-kampe-ev-biologische-station-haus-burgel>
- 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 Landespflanze, 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., ŠTĚŘÍK, 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.
- WEIHRACH, 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 Wirooms

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 NSG 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

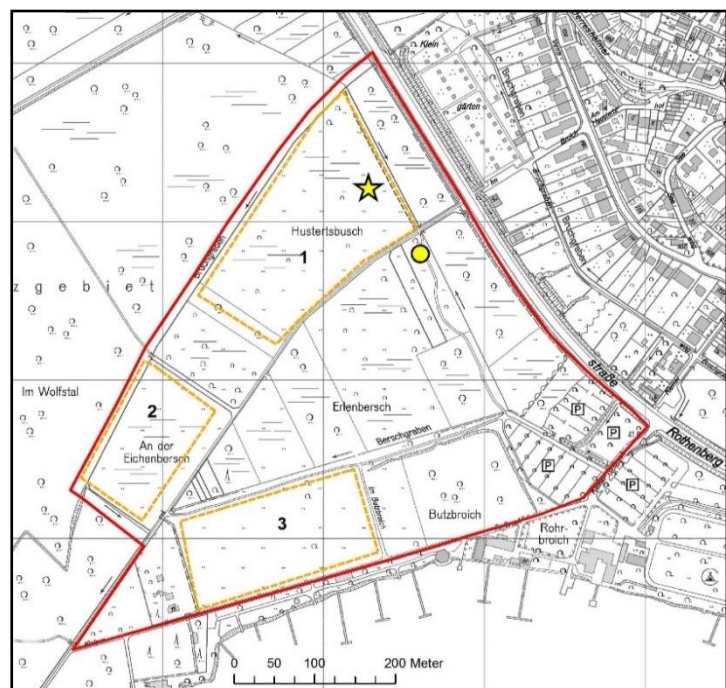


Abb. 6/1: Untersuchungsgebiet Eller Forst. Rot: Grenze des Untersuchungsgebietes, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort, Gelbe Linie mit schwarzer Zahl: Wiese 1, 2 und 3.

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 im Jahr 2023 die Waldwiese (=Wiese 2) sowie beide Teile der Wiese 3 zwischen dem 31.05. und 26.06. gemäht worden sind. Die östliche Hälfte der Wiese 3 war dabei offensichtlich etwas später gemäht worden als die westliche Hälfte. Ferner waren in dieser Zeit einige Säume von Waldwegen gemäht worden. Des Weiteren sind in der Folge vor dem 18.08. auch zwei Querstreifen der Sumpfwiese (=Wiese 1) erstmals gemäht worden sowie erneut einige Waldwegsäume.

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 Biotoyp sind Parkrasen, daneben gibt es allerlei unterschiedliche Gehölzanzpflanzungen 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 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. Im Laufe des Sommers 2023 wurde nur der obere Rand dieser Trockenmauer gemäht, die ansonsten brach lag. Näheres zur Flora des Gebietes findet sich bei SCHMITZ (2020).

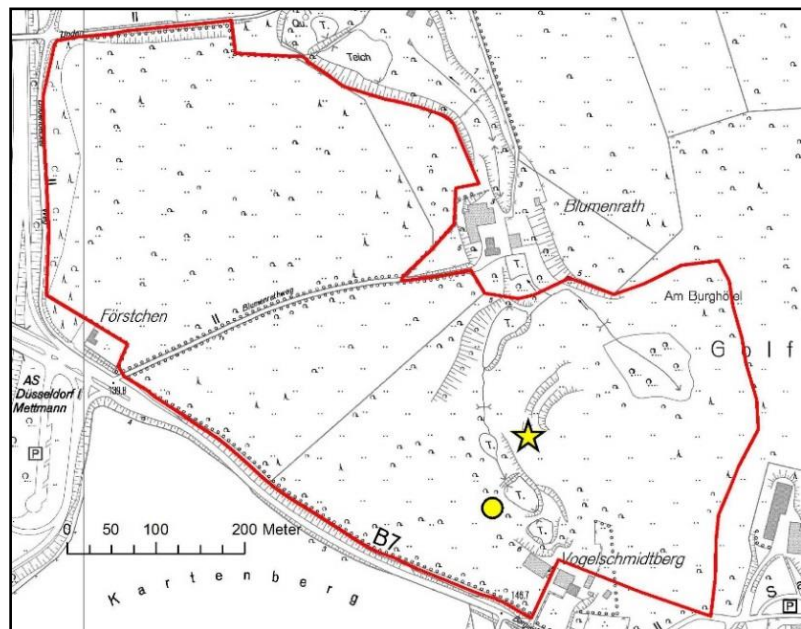


Abb. 6/2: Untersuchungsgebiet Hubbelrath. Rot: Grenze Untersuchungsgebiet, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort.

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 Lini-entaxierung, wie sie z. B. beim Projekt Tagfaltermonitoring durchgeführt wird, wäre unter den gegebenen Umständen, also Wald- bzw. Parkbiotop 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 $>17\text{ °C}$, 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 Aktivitätsabundanz 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 26.08.2019 um ca. 10 m verschoben werden und liegt nun am südlichen Rand von Bahn 1.

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 biotopreue 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 2023 identisch mit dem von 2014 bis 2022 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 Nachfalterarten, 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 Leuchtturmfanges kontrolliert und die daran saugenden Nachfalter gefangen und protokolliert. Sie befanden sich im Umfeld des jeweiligen Leuchtturmstandortes.

Suche von Entwicklungsstadien (= Eier, Raupen und Puppen) von Schmetterlingen

Viele Tag- und Nachfalter 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 größer, 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 nach Hause genommen und aufbewahrt, um auch zum Klopfzeitpunkt noch winzige, in der aktuellen Größe kaum zu entdeckende Raupen später noch bestimmen 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 1777, in Hubbelrath 3423.

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 5 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.

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 Erfassun-

gen 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. Zum Termin am 18.08. ist anzumerken, dass infolge absoluter Windstille trotz warmen und also günstigen Fangwetters kein einziges Tier an den Köder flog, während sonst gerade zu dieser Jahreszeit der Köderfang sehr ergiebig zu sein pflegt.

Tab. 6/1: Kartiertermine Schmetterlingserfassungen 2023

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
08.04.2023	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und Sammeln von Kätschenproben sowie Tagfalterkartierung
04.05.2023	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung
31.05.2023	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
09.06.2023	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
25.06.2023	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
14.07.2023	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
18.08.2023	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
23.08.2023	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang

Neben den eigenen Daten wurden für die Auswertung zusätzlich noch andere Tagfalterdaten aus Hubbelrath verwendet, und zwar einerseits Falterbeobachtungen von U. SCHMITZ, die er im Zuge seiner Libellenkartierungen auf dem Golfplatz machen konnte, andererseits Daten einer Geländebegehung am 10.08. von T. KRAUSE. Die Kartiertermine von ULF SCHMITZ waren 30.05., 14.06., 23.06., 06.07., 10.07., 17.07., 04.09. und 11.09., wobei die Erhebungen v. a. im Bereich der Teiche bei Bahn 3 stattfanden.

Ergebnisse

Eller Forst

In der Saison 2023 wurden im Eller Forst 162 Großschmetterlingsarten sowie fünf Artaggregate erfasst, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 162 bis maximal 165 liegen würde (Tab. 6/2). Damit liegt die Artenzahl grob im Durchschnitt der Vorjahre (2009: 156 Großschmetter-

lingsarten, 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). Die Gruppe der Tagfalter war mit 13 Arten vertreten (Vorjahre: 19/14/17/8/16/16/11/13/18/14/11/11/18/13) (vgl. DAHL 2009-2014 und WIROOKS 2015-2018, 2019a, 2020-2023). Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 604 Falterindividuen sowie 946 Raupen, ein Ei und 2 Raupenfraßspuren.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 487 Faltern aus 105 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 54 Falter aus 30 Arten und der Köderfang 11 Falter aus 3 Arten und einem Artaggregat. Durch optische Beobachtung konnten weitere 52 Falter aus 17 Arten nachgewiesen werden. Die Suche nach Entwicklungsstadien ergab eine Ausbeute von 50 Arten und 5 Artaggregaten. Immerhin konnten durch diese Methode 37 Arten erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2023 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch 3 für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 362 zuzüglich 16 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 363 bis 367 liegen würde.¹

Tab. 6/2: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen im Eller Forst 2023.

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien, Fr = arttypische Fraßspur, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm, LF = Lichtfalle, K = Köder, T = optische Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher Beobachtungen), Rote Liste nach: SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021): NRW = Nordrhein-Westfalen, NRBU = Niederrheinische Bucht, * = ungefährdet, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, R = durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, V = Vorwarnliste.

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8780	Acronicta megacephala (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	1					*	*
7693	Agriopis leucophaearia (Denis & Schiffermüller, 1775)	16					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	17					*	*
9571	Agrochola macilenta (Hübner, 1809)	8					*	*
10350	Agrotis clavis (Hufnagel, 1766)		1				V	*
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
10343	Agrotis puta (Hübner, 1803)		1				*	*
7777	Alcis repandata (Linnaeus, 1758)		3				*	*
9682	Allophytes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	2					*	*
7953	Alsophila aescularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	3					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949	1	1	2			*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	2	4				*	*
6973	Anthocharis cardamines (Linnaeus, 1758)					9	*	*
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9775	Apamea ophiogramma (Esper, 1794)		2				V	*
9767	Apamea unanimitis (Hübner, 1813)	2					3	V
7344	Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)					4	*	*

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.

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
7671	Apocheima hispidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	2					V	*
7672	Apocheima pilosaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	10					*	*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		5				*	*
9866	Archanara dissoluta (Treitschke, 1825)		1				2	2
9320	Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10483	Atolmis rubricollis (Linnaeus, 1758)		13				*	*
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)	1	1			2	*	*
9059	Autographa pulchrina (Haworth, 1809)		1				*	*
10082	Axylia putris (Linnaeus, 1761)		2	1			*	*
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)	1		9			*	*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		43				*	*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9857	Celaena leucostigma (Hübner, 1808)		2				3	3
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)	1+1*Ei				4	*	*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)		6	4			*	*
9875	Chortodes fluxa (Hübner, 1809)			1			V	*
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		4				*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	1					*	*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	4					*	*
9549	Cosmia pyralina (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	5	4				*	*
4151	Cossus cossus (Linnaeus, 1758)	1*Fr					*	*
6862	Deilephila elpenor (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9118	Deltote bankiana (Fabricius, 1775)		2				*	*
9045	Diachrysia chrysis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex			2			*	*
10092	Diarsia brunnea (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
10093	Diarsia rubi (Vieweg, 1790)		3				*	V
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	2					*	*
8338	Ecliptopera silaceata (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7796	Ectropis crepuscularia (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
10493	Eilema caniola (Hübner, 1808)		1				*	*
10487	Eilema depressa (Esper, 1787)		1				*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		6	2			*	*
10499	Eilema sororcula (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9396	Elaphria venustula (Hübner, 1790)		1				*	*
7633	Ennomos quercinaria (Hufnagel, 1767)		1				V	V
7615	Epione repandaria (Hufnagel, 1767)		2	1		1	*	*
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		1				*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	10					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		7	2			*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8334	<i>Eulithis mellinata</i> (Fabricius, 1787)	1	1				V	*
8330	<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)	2	3				*	*
8335	<i>Eulithis pyraliata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		6	1			*	*
8526	<i>Eupithecia satyrata</i> (Hübner, 1813)		1				*	*
8537	<i>Eupithecia subfuscata</i> (Haworth, 1809)		1				*	*
8475	<i>Eupithecia tenuiata</i> (Hübner, 1813)	1	4				*	*
8535	<i>Eupithecia tripunctaria</i> Herrich-Schüffer, 1852	1					*	*
8577	<i>Eupithecia virgaureata</i> Doubleday, 1861		1	2			*	*
9503	<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)		17	1			*	*
9596	<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	*
7024	<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	1				5	*	*
7483	<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)		17				*	*
9933	<i>Hadena bicurris</i> (Hufnagel, 1766)	3					*	*
7980	<i>Hemithea aestivaria</i> (Hübner, 1789)	1	6				*	*
8846	<i>Herminia grisealis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		7				*	*
8845	<i>Herminia tarsicrinalis</i> (Knoch, 1782)		7				*	*
9454	<i>Hoplodrina ambigua</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9449	<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 17781)		1				*	*
8391	<i>Hydriomena furcata</i> (Thunberg, 1784)		4	2			*	*
6834	<i>Hyloicus pinastri</i> (Linnaeus 1758)		1				*	*
8994	<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)				1		*	*
8995	<i>Hypena rostralis</i> (Linnaeus, 1758)	4					*	*
7784	<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)		1	1			*	*
8184	<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)		6				*	*
8132	<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)		13				*	*
8186	<i>Idaea degeneraria</i> (Hübner, 1799)		1				*	R
7248	<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9527	<i>Ipimorpha retusa</i> (Linnaeus, 1761)		1				V	*
9528	<i>Ipimorpha subtusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
9917	<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
6824	<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	1	2				*	*
8975	<i>Laspeyria flexula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		7	1			*	*
7530	<i>Ligdia adustata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
7527	<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)		6	3			*	*
10376	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
7543	<i>Macaria wauaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	6	4			*	*
8843	<i>Macrochilo cribrumalis</i> (Hübner, 1793)		20	2			2	3
9987	<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
7350	<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)					3	*	*
10425	<i>Meganola albula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				V	*
9790	<i>Mesapamea didyma</i> (Esper, 1788)		2				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9490	Mormo maura (Linnaeus, 1758)				7		V	*
10002	Mythimna albipuncta (Denis & Schiffermüller, 1775)		3				*	*
10006	Mythimna impura (Hübner, 1808)		30				*	*
10010	Mythimna obsoleta (Hübner, 1803)		7				3	3
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10005	Mythimna straminea (Treitschke, 1825)		4	1			3	2
10099	Noctua comes (Hübner, 1813)		1				*	*
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)		1				*	*
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		9				*	*
10102	Noctua janthina (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)		7				*	*
6930	Ochlodes venata (Esper, 1777)					2	*	*
10086	Ochropleura plecta (Linnaeus, 1761)		10				*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		1				*	*
9782	Oligia latruncula (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
9781	Oligia versicolor (Borkhausen, 1792)		1				*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	700					*	*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)	3				1	*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabricius, 1775)	4					*	*
10039	Orthosia cruda (Denis & Schiffermüller, 1775)	7					*	*
10038	Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)	4					*	*
10037	Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10050	Orthosia munda (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
7659	Ourapteryx sambucaria (Linnaeus, 1758)		4				*	*
7307	Pararge aegeria (Linnaeus, 1758)					5	*	*
9536	Parastichtis suspecta (Hübner, 1817)		1				V	*
7754	Peribatodes rhomboidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)		10				*	*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	9		2			*	*
8727	Pheosia tremula (Clerck, 1759)		1	1			*	*
8433	Philereme transversata (Hufnagel, 1767)	1					3	V
8432	Philereme vetulata (Denis & Schiffermüller, 1775)	1+1*Fr	8				V	V
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)		4				*	*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)					3	*	*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)					4	*	*
9993	Polia nebulosa (Hufnagel, 1766)		5				*	*
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)					4	*	*
9114	Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)	2	8				*	*
10451	Pseudoips prasinana (Linnaeus, 1758)		3				*	*
8732	Pterostoma palpina (Clerck, 1759)	1	1	1			*	*
8739	Ptilodon cucullina (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9008	Rivula sericealis (Scopoli, 1763)		3				*	*
8984	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)				2		*	*
7533	Stegania trimaculata (De Villers, 1789)			1			*	*
8689	Thaumetopoea processionea (Linnaeus, 1758)		2				*	*
10466	Thumatha senex (Hübner, 1808)		3	1			*	*
7481	Thyatira batis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6923	Thymelicus lineola (Ochsenheimer, 1808)					1	*	*
8028	Timandra comae A. Schmidt, 1931			1		1	*	*
63	Triodia sylvina (Linnaeus, 1761)		2				*	*
7243	Vanessa atalanta (Linnaeus, 1758)	2				2	*	*
7503	Watsonalla binaria (Hufnagel, 1767)		48				*	*
7505	Watsonalla cultraria (Fabricius, 1775)		4				*	*
9560	Xanthia gilvago (Denis & Schiffermüller, 1775)	2					2	3
9561	Xanthia ocellaris (Borkhausen, 1792)	6					3	*
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)	20					*	*
8248	Xanthorhoe biriviata (Borkhausen, 1794)		2				*	*
10199	Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)		5	1			*	*
10201	Xestia triangulum (Hufnagel, 1766)		1				*	*
10212	Xestia xanthographa (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
	Agriopsis marginaria/aurantiaria agg.	69						
	Alcis repandata/bastelbergeri agg.	1						
	Amphipyra pyramidea/berbera agg.	1			1			
	Autographa gamma/Macdunnoughia confusa agg.	1						
	Epirrita autumnata/dilutata/christyi agg.	1						

Golfplatz Hubbelrath

Auf dem Golfplatz Hubbelrath wurden in der Saison 2023 insgesamt 168 Großschmetterlingsarten erfasst sowie 5 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 168 bis maximal 171 liegen würde (Tab. 6/3). Damit liegt die Artenzahl in einem durchschnittlichen Bereich (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). Die Gruppe der Tagfalter war mit 15 Arten vertreten (14/10/12/7/10/11/8/15/14/14/13/12/12/13 Arten), von denen allerdings 2 nur bei den zusätzlichen Datenerhebungen von Kollegen präsent waren (vgl. DAHL 2010-2014 und WIROOKS 2015-2018, 2019a, 2020-2023).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 641 Imagines sowie 458 Raupen, 2 Eier, 3 Eigelege, eine Eihülle sowie einmal Raupenfraßspuren.

Die ergiebigsten Methoden hinsichtlich der Artenzahl waren der Leuchtturmfang mit 339 Faltern aus 82 Arten sowie die Suche nach Entwicklungsstadien mit 65 Arten und 4 Artaggregaten. Der Lichtfallenfang erbrachte 129 Falter aus 55 Arten und einem Artaggregat, der Köderfang 90 Falter aus 18 Arten und

einem Artaggregat. Bei Tagesbegehungen wurden einschließlich einiger nachts zufällig gesichteter Tiere 83 Falterindividuen aus 21 Arten gezählt. Durch die Suche von Entwicklungsstadien konnten 44 Arten und 3 Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2023 nicht nachgewiesen wurden.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten dabei 4 für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 352 zuzüglich 18 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 352 bis 360 liegen würde.

Tab. 6/3: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen in Hubbelrath 2023.

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien, Eg: Eigelege, Eh = Eihülle, , Fr = arttypische Fraßspur, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = optische Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher Beobachtungen), die Zahlen in Klammern stehen für zusätzliche, von Ulf Schmitz im Rahmen von Libellenkartierungen nachgewiesene Tagfalterexemplare, 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, ♦ = nicht bewertet (z. B. Wanderfalter).

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
9928	Aetheria bicolorata (Hufnagel, 1766)	6					V	V
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	2					*	*
7693	Agriopis leucophaearia (Denis & Schiffermüller, 1775)	1					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	42					*	*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	2					*	*
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		4	8			*	*
10346	Agrotis ipsilon (Hufnagel, 1766)		3	1			*	*
10351	Agrotis segetum (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
7777	Alcis repandata (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7953	Alsophila aescularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	4					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949	1	1	3	27		*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	1	9		25		*	*
6973	Anthocharis cardamines (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9752	Apamea lithoxyloae (Denis & Schiffermüller, 1775)		1	2			V	V
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		3	4	2		*	*
9767	Apamea unanimitis (Hübner, 1813)		1				3	3
7344	Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)					3	*	*
7671	Apocheima hispidaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	3					V	*
7672	Apocheima pilosaria (Denis & Schiffermüller, 1775)	2					*	*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		1				*	*
9320	Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	2					*	*
10483	Atolmis rubricollis (Linnaeus, 1758)		13				*	*
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)		10	2		3	*	*
10082	Axylia putris (Linnaeus, 1761)		12	2			*	*
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)		12				*	*

Schmetterlinge

7826	<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)		1	11			*	*
7824	<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)		3	5		1	*	*
7836	<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)		15	3			*	*
8289	<i>Camptogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
9417	<i>Caradrina morpheus</i> (Hufnagel, 1766)	2	1				*	V
8874	<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)				3		*	*
7097	<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
8341	<i>Chloroclysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)	1					*	*
8601	<i>Chloroclystis v-ata</i> (Haworth, 1809)	4	1	1			*	*
7663	<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	3					*	*
9600	<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	1					*	*
9549	<i>Cosmia pyralina</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		2	2			*	*
9550	<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	4	8	4	2		*	*
4151	<i>Cossus cossus</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	V
8801	<i>Cryphia algae</i> (Fabricius, 1775)				1		*	*
9183	<i>Cucullia absinthii</i> (Linnaeus, 1761)	2					V	R
8022	<i>Cyclophora punctaria</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
6862	<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6863	<i>Deilephila porcellus</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9045	<i>Diachrysa chrysitis</i> (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	1					*	*
9895	<i>Discestra trifolii</i> (Hufnagel, 1766)		1				*	V
7508	<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)		3	1			*	*
9699	<i>Dryobotodes eremita</i> (Fabricius, 1775)	1					V	R
10456	<i>Earias clorana</i> (Linnaeus, 1791)	2					*	*
10490	<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)		4				*	*
10499	<i>Eilema sororcula</i> (Hufnagel, 1766)		4				*	*
9531	<i>Enargia paleacea</i> (Esper, 1788)		1				*	*
7634	<i>Ennomos alniaria</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	V
7633	<i>Ennomos quercinaria</i> (Hufnagel, 1767)	1					V	*
8275	<i>Epirrhoe alternata</i> (O.F. Müller, 1764)					1	*	*
7699	<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	7					*	*
8654	<i>Euchoeca nebulata</i> (Scopoli, 1763)		3	4			*	*
8330	<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8578	<i>Eupithecia abbreviata</i> Stephens, 1831	1					*	*
8481	<i>Eupithecia abietaria</i> (Goeze, 1781)		1				V	*
8531	<i>Eupithecia assimilata</i> Doubleday, 1856			1			*	*
8476	<i>Eupithecia inturbata</i> (Hübner, 1817)			1			V	*
8537	<i>Eupithecia subfuscata</i> (Haworth, 1809)	2			3		*	*
8475	<i>Eupithecia tenuiata</i> (Hübner, 1813)	3					*	*
8535	<i>Eupithecia tripunctaria</i> Herrich-Schüffer, 1852	1					*	*
8577	<i>Eupithecia virgaureata</i> Doubleday, 1861	1					*	*
9503	<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9596	<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	7					*	*

7024	<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	7+1*Eh				2	*	*
8599	<i>Gymnoscelis rufifasciata</i> (Haworth, 1809)	3		1			*	*
7483	<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)		5	1			*	*
9933	<i>Hadena bicruris</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	D
9955	<i>Hadena rivularis</i> (Fabricius, 1775)	1*Ei					V	V
7980	<i>Hemithea aestivaria</i> (Hübner, 1789)	1					*	*
8846	<i>Herminia grisealis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		1	1			*	*
8845	<i>Herminia tarsicrinalis</i> (Knoch, 1782)			1			*	*
9454	<i>Hoplodrina ambigua</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)			1	2		*	*
9450	<i>Hoplodrina blanda</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		2	2			*	*
9449	<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 17781)		1	3			*	*
8392	<i>Hydriomena impluviata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
8994	<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	7	1		*	*
7784	<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	1	1				*	*
8184	<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	6			*	*
8132	<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)		2				*	*
8137	<i>Idaea fuscovenosa</i> (Goeze, 1781)			1			*	*
7248	<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)					14	*	*
9528	<i>Ipimorpha subtusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		2				*	*
7210	<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)					1	V	R
8975	<i>Laspeyria flexula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		18	2	1		*	*
7530	<i>Ligdia adustata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7527	<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)		5	2			*	*
7828	<i>Lomographa bimaculata</i> (Fabricius, 1775)		2				*	*
7829	<i>Lomographa temerata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
10376	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	18	2				*	*
7540	<i>Macaria alternata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		1				*	*
7542	<i>Macaria liturata</i> (Clerck, 1759)		1				*	*
9051	<i>Macdunnoughia confusa</i> (Stephens, 1850)		1				*	*
9987	<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	4		1			*	*
7350	<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)					6	*	*
9984	<i>Melanchra persicariae</i> (Linnaeus, 1761)		2				*	*
9790	<i>Mesapamea didyma</i> (Esper, 1788)				5		*	*
9789	<i>Mesapamea secalis</i> (Linnaeus, 1758)		2		5		*	*
6819	<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9490	<i>Mormo maura</i> (Linnaeus, 1758)				1		V	V
10002	<i>Mythimna albipuncta</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		3	1			*	*
10007	<i>Mythimna pallens</i> (Linnaeus, 1758)		3	1	1		*	*
10003	<i>Mythimna vitellina</i> (Hübner, 1808)			1			n.b.	n.b.
7049	<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
10099	<i>Noctua comes</i> (Hübner, 1813)		1	2			*	*
10100	<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)		11	5			*	*
10105	<i>Noctua interjecta</i> (Hübner, 1803)		1				*	*

Schmetterlinge

10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		16	1			*	*
10102	Noctua janthina (Denis & Schiffmüller, 1775)		10	4			*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)	3*Eg	32	6	8		*	*
9859	Nonagria typhae (Thunberg, 1784)	2					V	V
8719	Notodonta ziczac (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
10086	Ochropleura plecta (Linnaeus, 1761)		14				*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		3				*	*
9782	Oligia latruncula (Denis & Schiffmüller, 1775)		1	1			*	*
9780	Oligia strigilis (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
9781	Oligia versicolor (Borkhausen, 1792)		3				*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	235					*	*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)	3					*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabricius, 1775)	7					*	*
10038	Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)	4					*	*
10037	Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10050	Orthosia munda (Denis & Schiffmüller, 1775)	2					*	*
7307	Pararge aegeria (Linnaeus, 1758)				7		*	*
9016	Parascotia fuliginaria (Linnaeus, 1761)			1			V	V
7754	Peribatodes rhomboidaria (Denis & Schiffmüller, 1775)		2				*	*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	1		1			*	*
8750	Phalera bucephala (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9505	Phlogophora meticulosa (Linnaeus, 1758)	1		1	1		*	*
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6995	Pieris brassicae (Linnaeus, 1758)				1		*	*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)				9		*	*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)				8		*	*
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)	1			6		*	*
7163	Polyommatus icarus (Rottemburg, 1775)				1		*	*
9114	Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)		1	1			*	*
10451	Pseudoips prasinana (Linnaeus, 1758)	1	3				*	*
8732	Pterostoma palpina (Clerck, 1759)	1+1*Ei					*	*
8604	Rhinoprora chloerata (Mabille, 1870)	1					V	V
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)	5	2				*	*
9008	Rivula sericealis (Scopoli, 1763)		1				*	*
8984	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)				1		*	*
9229	Shargacucullia scrophulariae (Denis & Schiffmüller, 1775)	Fr					*	*
10567	Spilosoma lubricipeda (Linnaeus, 1758)		1	2			*	*
10566	Spilosoma lutea (Hufnagel, 1766)	2					*	*
7533	Stegania trimaculata (De Villers, 1789)		2				*	R
8356	Thera obeliscata (Hübner, 1787)		2				*	*
8357	Thera variata (Denis & Schiffmüller, 1775)			1			*	*
9501	Trachea atriplicis (Linnaeus, 1758)			1	2		*	*
8428	Triphosa dubitata (Linnaeus, 1758)	3					V	V

7243	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)					11	*	*
7503	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)		14				*	*
7505	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)		6				*	*
9562	<i>Xanthia citrigo</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
9559	<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	*
9556	<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	17					*	*
8249	<i>Xanthorhoe designata</i> (Hufnagel, 1767)			1			*	*
8253	<i>Xanthorhoe ferrugata</i> (Clerck, 1759)		1				*	*
8256	<i>Xanthorhoe fluctuata</i> (Linnaeus, 1758)			1			*	*
8255	<i>Xanthorhoe montanata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)			1	1		*	*
10199	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)		19	3	1		*	*
10200	<i>Xestia ditrapezium</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)			1			*	*
10201	<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	1	2	2			*	*
	<i>Chloroclysta siterata/miata</i> agg.	1						
	<i>Autographa gamma/Macdunnoughia confusa</i> agg.	4						
	<i>Agriopis marginaria/aurantiaria</i> agg.	11						
	<i>Amphipyra pyramidea/berbera</i> agg.	1			1			
	<i>Thera variata/britannica</i> agg.			1				

Faunistische und naturschutzfachliche Auswertung der Ergebnisse

Neunachweise

Obwohl die Erfassungen nun seit 2008 bzw. 2009 laufen gab es 2023 im Eller Forst noch drei und in Hubbelrath vier Erstnachweise, die im Folgenden kurz vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz analysiert werden sollen.

Eller Forst

Neu für das Klimafolgenmonitoring-Untersuchungsgebiet Eller Forst waren 2023 das Nadelwald-Flechtenbärchen *Eilema depressa*, die Magerwiesen-Erdeule *Agrotis clavis* sowie der Zweifarbige Doppellinien-Zwergspanner *Idaea degeneraria*. Das **Nadelwald-Flechtenbärchen *Eilema depressa*** lebt bevorzugt an Flechten von Nadelgehölzen, kommt aber nicht nur in Nadelwäldern und -anpflanzungen vor, sondern gelegentlich auch in anderen Waldtypen sowie im Siedlungsbereich. Möglicherweise ist die Art biotopfremd im Untersuchungsgebiet und aus Nachbarbiotopen eingeflogen, wie z. B. der nahe gelegenen Siedlung hinter der Rothenbergstraße.

Der Nachweis der **Magerwiesen-Erdeule *Agrotis clavis*** ist insofern ungewöhnlich, als die Art vorzugsweise magere Xerothermbiotope, wie z. B. Steinbrüche, besiedelt. Ihre gelegentlichen Nachweise in Hubbelrath zeugen von der räumlichen Nähe solcher Biotope im Neandertal. Im Umfeld vom Eller Forst wäre es hingegen denkbar, dass sie z. B. auch Eisenbahngelände als Sekundärlebensraum besiedelt. Eine Larvalentwicklung auf der Sumpfwiese ist jedenfalls trotz der von Jahr zu Jahr zunehmenden Trockenheit dieser Fläche eher unwahrscheinlich und der Nachweis folglich wohl nur ein zufälliger Randeffect.

Der am 18.08.2023 getätigte Leuchtturmnachweis eines Männchens vom **Zweifarbigen Doppellinien-Zwergspanner *Idaea degeneraria*** ist im Hinblick auf den Klimawandel jedoch äußerst interessant (Abb. 6/3). Es handelt sich dabei nach STEINER et al (2014) um eine südliche Art, die in Deutschland nur an

wenigen, klimatisch begünstigten Orten in Hessen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Bayern vorkommt. Sie gilt nach der Roten Liste NRW 2020 (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021) in der Niederrheinischen Bucht als „durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet“ und im Naturraum Eifel und Siebengebirge als ungefährdet, in allen anderen Naturräumen von NRW hingegen als nicht vorkommend. Nach AGRWL ist die Art weit verbreitet an Mosel, Nahe und Mittelrhein, hat aber auch einen weiteren Verbreitungsschwerpunkt im weiteren Umfeld des Siebengebirges. Während an der Mosel jedoch schon seit der Jahrtausendwende eine Nachweishäufung zu beobachten ist, mit einzelnen noch älteren Nachweisen, ist die Art in NRW erst 2009 erstmalig aufgetaucht, und zwar nahe Königswinter. Seit Beginn der 2020er Jahre ist die Nachweisdichte in dieser Gegend drastisch angestiegen. Außerhalb dieser Region gab es jedoch nur einen einzelnen Nachweis 2011 bei Korschenbroich.



Abb. 6/3: Der am 18.08.2023 im Eller Forst nachgewiesener Zweifarbige Doppellinien-Zwergspanner *Idaea degeneraria* ist eine südliche Art, die in Deutschland nur an wenigen, klimatisch begünstigten Stellen vorkommt

Während an der Mosel jedoch schon seit der Jahrtausendwende eine Nachweishäufung zu beobachten ist, mit einzelnen noch älteren Nachweisen, ist die Art in NRW erst 2009 erstmalig aufgetaucht, und zwar nahe Königswinter. Seit Beginn der 2020er Jahre ist die Nachweisdichte in dieser Gegend drastisch angestiegen. Außerhalb dieser Region gab es jedoch nur einen einzelnen Nachweis 2011 bei Korschenbroich.

Nun ist die Art im Jahr 2023 schlagartig in ihrer 2. Generation auch an mehreren Orten in und nahe bei Düsseldorf in Erscheinung getreten. Jeweils ein Falter wurde am 14.08. in Düsseldorf-Grafenberg in einem Siedlungsgebiet beobachtet, am 16.08. in Haan, am 18.08. im NSG Urdenbacher Kämme und am 19.08. in Dormagen-Stürzelberg. Immerhin 12 Falter erschienen am 18.08. in der Hannepützheide, einem Gebiet nahe der Zonser Heide, am Licht (OBSERVATION.ORG).

Die Art hat nach der Jahrtausendwende in Deutschland in ihren Vorkommensregionen sowohl ihre Nachweisdichte deutlich erhöht als auch sich regional begrenzt noch etwas weiter ausgebreitet (SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS). In Baden-Württemberg hatte die Art schon seit langem eine geographisch stark eingeschränkte Verbreitung mit der nördlichen Oberrheinebene als einzigem Siedlungsgebiet (EBERT 2001), woran sich trotz einiger nun auch etwas südlich von Karlsruhe gelegener Fundorte nichts wesentlich geändert hat. Demgegenüber kann man die Ausbreitung nach Norden entlang des Rheins in NRW als durchaus rasant und weitreichend bezeichnen. Dies spricht dafür, dass das Klima bei dieser Arealerweiterung eine wichtige Rolle gespielt hat.

Als Lebensraum werden von EBERT (2001) warme Eichen-Kiefernwälder auf Sandboden, Auenwiesen, aufgelassene Tongruben, Versuchsanlagen des Obst- und Gartenbaus sowie ein Porphyrtsteinbruch genannt, aber auch sehr häufig Ortschaften. Nach STEINER et al (2014) fliegt sie an warmen, trockenen Stellen wie Felshängen, Magerrasen, Gebüsch und Wäldern auf Sandboden. Die Beobachtungen in NRW bestätigen diese Angaben insofern, als es im Raum Siebengebirge warme Felsbiotope gibt und an den Fundorten im Raum Düsseldorf Sandboden und Siedlungsgebiet. Vieles spricht dafür, dass die Klimaerwärmung es dieser Art erst ermöglicht hat, nördlicher gelegene Lebensräume zu besiedeln. Eine genauere Eingrenzung des möglichen Larvalhabitats ist nicht leicht, da es bisher außer einem Raupenfund am

09.03.2016 im Rheintal bei Stux in trocken-warmer Weinbergslage offenbar noch keine Raupenfunde dieser Art gab (<https://forum.lepiforum.org/post/523806>). Wahrscheinlich stammt dieser Falter nicht aus dem engeren Untersuchungsgebiet, sondern eher aus dem Siedlungsgebiet, wo es eher trocken-warme Kleinstlebensräume gibt.

Hubbelrath

In Hubbelrath konnten im Jahr 2023 drei Nachfalterarten und eine Tagfalterart neu nachgewiesen werden. Die **Pilzeule *Parascotia fuliginaria*** lebt vornehmlich an Pilzen auf Totholz und besiedelt sowohl Wälder als auch den Siedlungsbereich (SCHANOWSKI et al 1997). Sowohl der Lagerplatz mit seinem gelegentlich dort abgelegten Totholz als auch manche Gebüsche auf dem Golfplatz kommen als Lebensraum dieser meist nur einzeln gefundenen Art in Frage. Der **Fichtenzapfen-Blütenspanner *Eupithecia abietaria*** entwickelt sich in den Zapfen von Fichte, Weißtanne und Kiefern und ist ein Wipfelbewohner (WEIGT 1988). Er wird trotzdem immer wieder mal, aber meist nur einzeln, im Siedlungsbereich angetroffen und dürfte wohl ebenso auf dem Golfplatz heimisch sein wie die auch meist nur vereinzelt gefangene **Gelbe Blatteule *Energia paleacea***, die als Raupe an Birken lebt.

Der **Kleine Perlmutterfalter *Issoria lathonia*** wurde am 10.08.2023 von T. KRAUSE auf dem Golfplatz entdeckt (Abb. 6/4). Er steht in der Roten Liste NRW zwar nur auf der Vorwarnliste, gilt aber im Bergischen Land als durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet und in der Niederrheinischen Bucht als stark gefährdet. Seine Raupe lebt an Veilchen- und Stiefmütterchenarten, und zwar vornehmlich in der Agrarlandschaft, aber auch auf bestimmten Trockenrasen und in Beeten (SETTELE et al. 2009). Die Art bildet mehrere Generationen aus, wobei die 3. meist am individuenreichsten ist. Sie gilt als sehr mobil, so dass es nicht verwunderlich ist, dass es den Falter nun auch einmal auf den als Entwicklungshabitat ungeeigneten Golfplatz verschlagen hat.

KÜHN et al (2023) ermittelten im Tagfaltermonitoring für den Kleinen Perlmutterfalter einen Zunahmetrend im Zeitraum 2005 bis 2022. Die Art wird auch nach eigener Erfahrung des Autors in den letzten Jahren zunehmend häufiger und profitiert dabei vermutlich vom Klimawandel bzw. den heißen Sommern. Diese könnten es ihr ermöglichen die Larvalentwicklung schneller abzuschließen, so dass sich die Populationen von Generation zu Generation schneller vergrößern könnten. In ihrem Hauptlebensraum, der Agrarland-



Abb. 6/4: Der Kleine Perlmutterfalter *Issoria lathonia* wurde 2023 erstmals auf dem Golfplatz entdeckt. Links: Industriebrache Lünen 13.06.2022, rechts: ein am 05.10.2013 im NSG Brockenberg beim nächtlichen „Raupenleuchten“ entdeckter Falter. Die Art lebt in diesem Gebiet am Galmeiveilchen.

schaft, überlebt sie den Winter nämlich nur, wenn Stoppelfelder im gesamten Winterhalbjahr nicht umgebrochen werden, was wohl nur sehr selten der Fall ist (SETTELE et al 2009). Deshalb ist die 1. Jahresgeneration meist so individuenarm, dass kaum Falter zu Beobachtung kommen. Je mehr Falter dann in der Spätsommergeneration auftreten, desto größer dann die Chance, dass einzelne ihrer als Puppe überwinternden Nachfahren nicht untergepflügt werden.

Aktuelle Arealveränderungen von Schmetterlingsarten in NRW

Über die rasante nordwärts gerichtete Ausbreitung des Zweifarbigen Doppellinien-Zwergspanners in NRW wurde in einem vorigen Kapitel schon berichtet. Eine weitere südliche Art mit aktuell starker Arealerweiterung in NRW ist die **Brombeereule *Dysgonia algira***, die am 30.06.2023 in Mühlheim an der Ruhr ihren nördlichsten Fundort in Deutschland erreicht hat, nachdem erst im Jahr 2020 in Köln der Erstnachweis dieser Art für NRW gelungen war (DAHL & RADTKE 2023). Sicherlich wird man sie auch schon bald in Düsseldorf nachweisen können, nachdem nun am 30.06. und 09.09.2023 je ein Falter in Neuss gesichtet worden ist (OBSERVATION.ORG). Nach STEINER et al (2014) handelte es sich bei dieser Art früher um einen Zuwanderer, der seit den 1980er Jahren im Dreiländereck mit der Schweiz und Frankreich vorkommt und seit 1992 in der Oberrheinebene zwischen Basel und Mannheim. Die Art macht 2 Generationen in warmen Offenlandlebensräumen, überwintert als Puppe und die Raupen leben an Stauden und krautigen Pflanzen, v. a. der Brombeere. In Landau in der Pfalz konnte SASCHA GUCKES 2022 zahlreiche Raupen im Siedlungsbereich an Brombeeren finden (<https://forum.lepiforum.org/post/880173>).

Ein weiterer potentieller Neubürger könnte auch die **Dottergelbe Graseule *Mythimna vitellina*** werden, von der in Hubbelrath nach dem Erstfund 2022 nun auch 2023 wieder ein Falter gefangen wurde. In ganz NRW gab es 2023 deutlich mehr Meldungen dieses Wanderfalters als in den Vorjahren. Einzelne im Frühjahr gefangene frische Falter könnten ein erstes Indiz für eine beginnende Bodenständigkeit in Deutschland sein, die allerdings nur durch einen Raupenfund im Frühjahr sicher zu beweisen wäre (vgl. <https://forum.lepiforum.org/post/752871>). Der in NRW bisher jahreszeitlich früheste Fund datiert vom 19.06.2023 in Nümbrecht. Da inzwischen auch einige andere frühere Wanderfalter, wie z. B. der Admiral und das Taubenschwänzchen, in Deutschland bodenständig geworden sind, ist es durchaus denkbar, dass dies auch bei diesem Wanderfalter geschehen könnte.

Auch die **Spanische Fahne *Euplagia quadripunctaria*** hat in den letzten Jahren ihre Arealgrenze weiter nach Norden geschoben. So war sie laut Roter Liste 2020 (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021) in der Westfälischen Bucht noch als nicht vorkommend eingestuft worden. Inzwischen gibt es aber im Ruhrgebiet und nördlich davon eine Vielzahl von Nachweisen (AGRWL und OBSERVATION.ORG). Von dieser Art gab es in NRW bis 1980 nur wenige, teils sehr alte Einzelfunde, u. a. ein Nachweis um 1900 bei Solingen. Bis 1990 gab es dann schon mehrere Nachweise im Raum Bonn/Südliches Bergisches Land ehe dem Autor 1992 der Erstfund der Art für Aachen gelang und die Art auch schon am Niederrhein 1999 in Linnich auftauchte. Bis 2010 hatte sich die Art im Raum Köln/Bonn und der Eifel etabliert mit einzelnen noch nördlicheren Funden in Burscheid und Duisburg. Im Jahr 2020 war dann fast das gesamte Bergische Land, die Niederrheinische Bucht und die Eifel besiedelt sowie Teile des Niederrheinischen Tieflandes und des westlichen Ruhrgebietes in der Westfälischen Bucht. Bis zum jetzigen Zeitpunkt hat sich die Verbreitungsgrenze noch weiter nach Norden verschoben bis fast auf die Höhe von Münster mit einem einzelnen Fund im Norden bei Hopsten.

Arealveränderungen von Schmetterlingen in NRW in den letzten 40 Jahren

In vielen Fällen lassen sich großflächige Arealveränderungen mit deutlicher Verschiebung von Verbreitungsgrenzen plausibel auf den Klimawandel zurückführen. Darum folgt an dieser Stelle eine Zusammenstellung aller Arten mit in NRW gut dokumentierten Arealveränderungen im Verlauf der letzten 40 Jahre. Hierzu wurden in erste Linie im Internet verfügbare Verbreitungskarten analysiert (AGRWL, OBSERVATION und SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS), ferner diverse Literatur und unveröffentlichte Beobachtungsdaten. Dabei war immer zu berücksichtigen, dass in den Verbreitungskarten im Internet vielfach deutlich weniger alte als neuere Daten vertreten sind.

Neben den in der Tab. 6/4 genannten Arten gibt es noch sehr viele weitere, die in den letzten Jahren deutlich häufiger nachgewiesen wurden, bei denen aber keine klar erkennbaren Arealveränderungen festgestellt werden konnten. Hier sind z. B. die noch vor ca. 20 bis 30 Jahren nahezu überall in Nordrhein-Westfalen äußerst seltenen Arten Großer Fuchs *Nymphalis polychloros*, Schwarzes Ordensband *Mormo maura* und Großes Eichenkarmin *Catocala sponsa* zu nennen. Die Nachweishäufigkeit dieser Arten schwankte so stark, dass sie in vielen Regionen zwischendurch schon als ausgestorben betrachtet worden waren. Vom nach 2010 wieder extrem häufiger gewordenen Großen Fuchs ist schon lange bekannt, dass seine Populationen in jahrzehntelangem Turnus stark schwanken können, wobei noch unklar ist, inwieweit dafür das Klima verantwortlich ist. Bei den beiden anderen genannten Arten liegt der Verdacht nahe, dass ihre allgemeine Häufigkeitszunahme in den letzten Jahren sowie jährliche Massenvermehrungen in einzelnen Jahren durchaus im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung stehen könnten. Da bei ihnen jedoch keine deutliche Verschiebung von Arealgrenzen in Nordrhein-Westfalen zu erkennen ist wurden sie nicht in Tab. 6/4 aufgenommen, was aber nicht bedeutet, dass gar keine kleinräumigen Neubesiedlungen stattgefunden haben.

Ebenso wenig in die Liste aufgenommen wurden die im Larvalstadium an Flechten gebundenen Arten Dottergelbes Flechtenbärchen *Eilema sororcula* und Sicheleule *Laspeyria flexula*, welche in den letzten 20 Jahren nahezu überall deutlich häufiger geworden sind. Erstere Art war in den 1970er/80er/90er Jahren z. B. im Raum Aachen unbekannt und tauchte erst ab ca. 2000 wieder auf, und zwar an nahezu allen befangenen Örtlichkeiten. Laut PÜNGELER (1937) war die Art aber früher in Buchenwäldern des Gebiets nicht selten. Es deutet einiges darauf hin, dass diese Art wie auch einige andere „Flechtenfresser“ in vielen Regionen zunächst infolge der Luftverschmutzung seltener wurde und sich dann, als die Luft wieder sauberer wurde, wieder deutlich vermehrte. Ähnlich liegt der Fall bei der Sicheleule, die allerdings 1979 bis 1986 im Raum Aachen noch ein paarmal nachgewiesen wurde ehe sie dann völlig verschwand und erst ab 2010 plötzlich wieder auftauchte und inzwischen hier wie auch anderswo an fast keinem Untersuchungsstandort mehr fehlt. Möglicherweise liegt die Zunahme beider Arten auch im Klimawandel begründet, aber deutliche Arealveränderungen lassen sich bei ihnen nicht diagnostizieren.

Auch Arten mit zwar deutlichen, aber eher kleinflächigen Arealverschiebungen wurden nicht in Tab. 6/4 berücksichtigt. Hier sei das Schachbrett *Melanargia galathea* erwähnt, welches langfristig und großflächig betrachtet eher rückläufig ist. Dennoch hat es sich lokal, z. B. in der Nordwesteifel und im Raum Aachen, auch wieder ausgebreitet, wobei sowohl Naturschutzmaßnahmen als auch der Klimawandel eine Rolle gespielt haben könnten (WIROOKS & PÄTZOLD 2018).

In vielen Fällen ist es aber leider schwer zu beurteilen, ob lokale Zunahmen von Artnachweisen überhaupt reale Vorgänge widerspiegeln. Ein gutes Beispiel dafür ist der Linden-Blütenspanner *Eupithecia egenaria*. Nach SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS stammten die ersten bekannten Nachweise in Deutsch-

land aus Bayern (1843), Baden-Württemberg (1932) und Sachsen-Anhalt (1938), dann folgten in den 1950er/60er Jahren Nachweise in Brandenburg, Sachsen, Saarland und Rheinland-Pfalz, in den 1970er Jahren in Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen und in den 1980er Jahren in Hessen und NRW und schließlich 2018 in Niedersachsen. Lediglich in Schleswig-Holstein fehlt die Art noch. Innerhalb von NRW gab es lange Zeit die meisten Nachweise im Raum Bonn, 2006 dann auch bei Mönchengladbach und 2009 im Osten Westfalens. Der Autor konnte die Art 2008 unweit von Düren, 2009 und 2018 in Aachen auf dem Lousberg und 2020 in Düsseldorf Eller Forst nachweisen. 2021 kamen landesweit noch Köln und die Senne als weitere Fundorte hinzu. Ob die Art aber wirklich heutzutage häufiger ist als früher, und ob es sich dabei überhaupt um eine Arealerweiterung handelt, ist eher sehr fraglich. Der Lebenszyklus der Art ist überhaupt erst in den 1940er Jahren erforscht worden, und WEIGT (1993) vermutet, dass entsprechend noch viele bisher falsch determinierte Exemplare in alten Sammlungen auftauchen könnten. Die Art sei in Mitteleuropa eigentlich flächendeckend verbreitet und gelte nur als selten, weil sie als Wipfelbewohner ausgesprochen selten zur Beobachtung gelangt. Auch heutzutage wird sie obendrein sicherlich noch oft übersehen, da sich v. a. abgeflogene Exemplare vor Ort nicht sicher bestimmen lassen (s. auch WIROOKS & PÄTZOLD 2019a und b).

Neben den oben genannten Arten gibt es noch viele weitere, die insgesamt oder zumindest regional zuletzt an Häufigkeit zu- oder abgenommen haben. Womöglich werden sich in den nächsten Jahren manche dieser Arten doch noch als Arealerweiterer oder -verlierer erweisen. Bei manchen dieser seltener gewordenen Arten gibt es schon einige Indizien dafür, dass der Klimawandel dafür verantwortlich sein könnte. Hier sei an den Kleinen Fuchs *Aglais urticae* erinnert, der im Flachland immer seltener geworden ist und nur noch in montanen Regionen regelmäßig in höheren Individuenzahlen vorkommt. Dieses Phänomen deckt sich mit den großräumigen Arealverschiebungen, welche für diese Art im Zuge des fortschreitenden Klimawandels schon prognostiziert wurden (SETTELE et al 2008). Ein weiterer Klimaverlierer ist der Braune Bär *Arctia caja*, der früher in Großbritannien weit verbreitet war und nun dort um 90% seltener geworden ist und nur noch in Schottland und wenigen anderen montanen Gebieten vorkommt (BEE-BEE 2018). In NRW ist die Art zwar noch weit verbreitet, doch wird dennoch teilweise schon ein allgemeiner Rückgang beklagt.

Die Unterscheidung zwischen Arealverschiebungen und allgemeiner Häufigkeitszu- oder -abnahme ist ohnehin nicht einfach, da man in Erwägung ziehen muss, dass die Häufigkeit mancher verschollenen Art womöglich nur lokal unter der Nachweisschwelle lag. Darüber hinaus waren manche der heutigen Arealerweiterer der letzten Jahre vor sehr viel längerer Zeit schon einmal in Gebieten vertreten, wo sie dann aber jahrzehntelang verschwanden. Dies ist insofern nicht verwunderlich, als es auch früher schon kurze Warmzeiten gab, in denen sich die eine oder andere wärmeliebende Art womöglich kurzzeitig lokal bei uns etablieren konnte. Die Grenzen zwischen Neu- und Wiederbesiedlung sind also gewissermaßen auch etwas fließend und auch 0er-Arten der Roten Liste können durchaus als Arealerweiterer angesehen werden.

Dementsprechend war es bei manchen Arten nicht einfach zu entscheiden, ob es sich nur um Populationschwankungen handelt oder um wirklich raumgreifende Arealverschiebungsprozesse. Aus diesem Grund wurden die Arealerweiterer diesbezüglich noch unterteilt in solche mit mindestens mittelfristiger und kontinuierlicher deutlicher Arealerweiterung (Arealerweiterer 1. Klasse) und solche mit weniger klar erkennbaren Arealerweiterungen in einem kleineren Maßstab, bei denen der Status durchaus auch diskutabel ist (Arealerweiterer 2. Klasse).

Tab. 6/4: Schmetterlingsarten mit gut dokumentierten Arealveränderungen in Nordrhein-Westfalen im Verlauf der letzten 40 Jahre. Artnamen und Nummern nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), Naturräume in Nordrhein-Westfalen: NRTL = Niederrheinisches Tiefland, NRBU = Niederrheinische Bucht, WB = Westfälische Bucht, WT = Westfälisches Tiefland, WEBL = Weserbergland, EI/SG = Eifel/Siebengebirge, BGL: Bergisches Land, SSL: Sauer- und Siegerland, Bundesländer: NW = Nordrhein-Westfalen, NI = Niedersachsen, ST = Sachsen-Anhalt, SN = Sachsen, BE = Berlin, HE = Hessen, SH = Schleswig-Holstein, TH = Thüringen, HH = Hamburg, HB = Bremen, BB = Brandenburg, SL = Saarland, BW = Baden-Württemberg, RP = Rheinland-Pfalz, MV = Mecklenburg-Vorpommern.

Arealerweiterer 1. Klasse

- 6997 Karstweißling (*Pieris manni*)** 1999 Erstfunde für D bei Freiburg, dann Ausbreitung nach Norden, 2013 NW-Erstfund bei Lünen und danach schnelle Ausbreitung in allen Richtungen, 2017 erstmals in Düsseldorf, inzwischen fast flächendeckende Verbreitung in NW (s. u. a. auch PÄHLER 2016)
- 7093 Kurzschwänziger Bläuling (*Cupido argiades*)** in NW lange nur 3 alte Nachweise 1877, 1891 und 1914; 2011 Wiederfunde für NW an mehreren Orten, 2015 auch in Düsseldorf; inzwischen bis auf den Nordosten und Nordwesten NW's fast überall vertreten; in D bis 1900 lokal in sehr verschiedenen Regionen, 1950 schwerpunktmäßig im Südwesten, im Osten und Teilen von BY, seit 2010 deutliche Ausbreitung in bisher nicht oder kaum besiedelte Regionen (s. u. a. auch DAHL & RADTKE 2012., GÜNNER 2019, SCHMIED et al 2019)
- 7145 Kleiner Sonnenröschen-Bläuling (*Aricia agestis*)** bis 1970 bis auf wenige Einzelfunde nur in der Südeifel sowie an Nahe, Mosel und Mittelrhein präsent; seit Mitte der 1970er Jahre und v. a. seit den 1990er Jahren auch in den östlichsten Teilen von NW präsent; bis 2010 leichte Ausbreitung von Ost nach West sowie erste Funde im nördlichen NRTL; nach 2010 massive weitere Ausbreitung nach Westen und parallel dazu auch durch die Eifel nach Norden; 2017 Wiederfund in Düsseldorf (ein alter Nachweis 1887); 2020 auch Köln und Aachen besiedelt und letzte Verbreitungslücken bis auf SSL und östliches BGL geschlossen
- 7214 Brombeer-Perlmuttfalter (*Brenthis daphne*)** bis 1984 im Osten von D bodenständig sowie bis in die 1980er Jahre sporadisch in BW, dort 2000 bis 2010 Ausbreitung nordwärts bis nördlich Freiburg; parallel dazu seit 2003 auch schnelle Besiedlung von SL und RP von Südwesten (=Frankreich) her; 2015 Erstfund NW in der Südeifel; seither weitere Ausbreitung in NW nach Norden und Osten; bis 2022 bzw. 2023 erste Nachweise in SSL und NRTL (s. u. a. auch ADAM 2023)
- 7532 Gesprenkelter Pappelspanner (*Stegania cararia*)** früher nur in der Pfalz und im nördlichen BW sowie im Süden Ostdeutschlands; bis 2010 nördliche Ausbreitung bis zur Nahe; bis 2015 dann auch bis zur Mosel; ab 2017 am Mittelrhein und Erstfund NW bei Bonn; seit 2019 auch Einwanderung aus Westen in die Westeifel und 2022 erste Nachweise in SSL und WEBL sowie in Aachen (s. u. a. auch MÖRTTER 2017)
- 7533 Dreifleck-Pappelspanner (*Stegania trimaculata*)** NW-Erstfunde 1972 an 2 Orten im BGL; bis 2000 Ausbreitung in NRBU und BGL vom Raum Bonn bis Raum Düsseldorf; bis 2010 Ausbreitung weiter rheinabwärts sowie von Westen aus dichte Besiedlung des NRTL; 2019 auch die südliche NRBU besiedelt und das Ruhrgebiet; bis 2023 auch in die nordöstlichen Landesteile vorgezogen und somit alle planaren Zonen von NW besiedelt; in D seit 1899 bis 1930 zunächst nur in BW, dann rheinabwärts langsame Ausbreitung; bis 1970 NW erreicht und Einzelfund in TH; seit den 1980er Jahren auch BE und seitdem in Ostdeutschland schnelle Ausbreitung in die meisten Regionen, inzwischen seit 2018 auch in NI (s. u. a. auch KAYSER et al 2023)
- 8107 Südlicher Zwergspanner (*Idaea rusticata*)** in NW nur 1927 bzw. 1938 Einzelfunde bei Krefeld bzw. Kleve; 2000 dann Funde im Raum Bonn, 2002 und 2003 in Köln sowie ein Einzelfund in Geilenkirchen 2004; ab 2014 dann das NRTL von Westen her besiedelt; 2015 rheinabwärts der Raum Düsseldorf erreicht; bis 2020 NRTL und Ruhrgebiet besiedelt sowie von Westen aus die Nordeifel; in D bis 1900 vor allem in BW, ferner im Südostzipfel von BY sowie in BB und ST vorkommend; seither allgemeine leichte Ausbreitung mit Schwerpunkten in BW, RP, SL, HE, NW sowie BE und BB (s. u. a. auch DAHL & GOERIGK 2017, WIROOKS & HIRNEISEN 2006, WIROOKS & PÄTZOLD 2019a und b)
- 8167 Olivgrauer Kleinspanner (*Idaea subsericeata*)** die ca. 1900 im Raum Nahe/Mosel/Mittelrhein und südlich davon ansässige Art erreichte 1979 und 1980 erstmals den äußersten Süden von NW und wanderte dann langsam am Rhein entlang nordwärts;

2000 erreichte sie von Westen kommend dann auch das NRTL, wo sie sich sehr schnell ausbreitete; bis 2010 waren auch Düsseldorf und das südliche Ruhrgebiet erreicht; bis 2020 auch die Nordeifel, inzwischen gibt es auch schon mehrere Nachweise in Westfalen und im SSL

8186 Zweifarbiger Doppellinien-Zwergspanner (*Idaea degeneraria*) die seit den 1930er Jahren im Norden von BW ansässige Art breitete sich schnell durch die Pfalz aus bis in das Nahe- und Moseltal; erst 2009 fand dann der Erstnachweis für NW im Siebengebirge statt, wo sich die Art im Kölner-Bonner-Raum schnell etablierte; nach einem Einzelfund 2011 bei Korschebroich gab es 2023 plötzlich eine Vielzahl von Nachweisen im Raum Düsseldorf

8317 Sumpflabkraut-Blattspanner (*Lampropteryx otregiata*) bis 2010 nur SSL; danach massive Ausbreitung in andere vornehmlich montane Naturräume (WEBL, BGL, EI/SG), in D bis 1980 nur wenige weit auseinander liegende Fundorte, danach vielerorts Zunahme der Fundortdichte, seit 2010 besonders deutlich (s. u. a. auch SCHUMACHER & ROSENBAUER 2017)

8403 Flussauen-Waldrebenspanner (*Horisme radicularia*) die Art war lange auf den Südwesten von D beschränkt und erreichte spätestens 1976 im Raum Bonn den Süden von NW; 2016 war sie plötzlich auch im äußersten Osten von NW präsent; 2017 in Düsseldorf und 2018 in Aachen; seither v. a. weitere Ausbreitung im Osten von NW (s. u. a. auch WIROOKS 2019b, WIROOKS & PÄTZOLD 2019a)

8689 Eichen-Prozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea*) die Art war bis zum Ende des 19. Jahrhunderts in großen Teilen von NW präsent, starb dann aber im 20. Jahrhundert aus ehe sie in den 1990er Jahren an der Grenze zu den Niederlanden wieder auftauchte; nach 2000 breitete sie sich von dort aus schlagartig nach Osten und Süden aus und erreichte bis 2010 die Breite von Münster und die Höhe von Köln; von 2015 bis 2020 wurde auch der Osten von NW zurückerobert sowie von Norden kommend die Regionen NRBU, EI/SG sowie BGL; parallel dazu drang die Art ab 2000 auch von BW kommend nach Norden vor und erreichte inzwischen Nahe, Mosel und Mittelrhein; parallel dazu breitete sie sich auch in anderen Regionen von D weiter aus, wo sie v. a. im Südwesten und Osten stets präsent geblieben war (s. auch HANNIG et al 2005, WIROOKS & PÄTZOLD 2019b)

8706 Weißer Gabelschwanz (*Cerura erminea*) bis auf 2 Nachweise um 1900 bei Aachen und im Osten von NW fehlte diese Art in NW bis zu ihrem Wiederfund 1985 bei Hagen; ab 2004 begann dann von den Niederlanden her eine Besiedlung von NRTL sowie Teilen der NRBU; bis 2000 waren auch EI/SG sowie der Raum Bonn besiedelt, wobei dies auch von Süden her erfolgt sein kann, wo die Art sich von Mosel und Nahe aus nordwärts bewegt hat; inzwischen ist in Richtung Nordosten auch das Ruhrgebiet besiedelt worden; in D hat sich die Art von ihren Kerngebieten im Südwesten und Osten ausgehend derweil auch dezent ausgebreitet

8818 Hellgrüne Flechteneule (*Cryphia muralis*) bis ca. 2000 gab es in NW nur drei vereinzelte alte Funde (vor 1891, 1935, 1958) im nordöstlichen Teil; im Raum Nahe/Mosel/Mittelrhein gab es vor der Jahrtausendwende schon recht viele Nachweise; am nordwestlichen Niederrhein bei Geldern (2009), in Duisburg (2010), Königswinter (2010) und in Köln (2012) gab es dann die ersten NW-Funde seit langer Zeit wieder; danach häuften sich die Funde dann rasant, und zwar am Rhein entlang nordwärts: v. a. bei Düsseldorf und Duisburg sowie am linken Niederrhein, wo die Besiedlung offenbar von den Niederlanden ausging, bezogen auf ganz Deutschland hat die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten und Westen, und zwar hauptsächlich entlang des Rheins; auch in Norddeutschland gibt es nun aber nicht weit von Nord- und Ostsee einige Funde, dafür gab es aber in einem langen Zeitraum vor 2000 auch immer wieder einige Funde im Osten, wo es keine aktuellen Funde mehr gibt

8853 Steppenheiden-Spannereule (*Pechipogo plumigeralis*) nach einem Erstfund für NW 1997 bei Burscheid in der NRBU startete die Besiedlung von NW erst 2019 so richtig mit Nachweisen in Köln und Düsseldorf; inzwischen ist sie nordwärts bis Dinslaken vorgedrungen und von Westen her auch im NRTL bis nördlich von Aachen angekommen; D überhaupt wurde von SW her besiedelt und zwar seit den 1980er Jahren, wobei es im Rhein-Neckargebiet schon 1901 und 1902 Einzelfunde gab; die Zahl der Nachweise nahm dann aber erst nach 2010 deutlich zu, wobei die Art auch südwärts bis Freiburg vordrang

8839 Trübgelbe Spannereule (*Paracolax tristalis*) von dieser Art gab es schon früher immer wieder einmal Nachweise aus verschiedenen Regionen von NW, vorzugsweise aus Westfalen; um die Jahrtausendwende gab es dann auch im Rheinland bei Düsseldorf sowie nahe der Grenze zur Eifel einzelne Nachweise; danach hat es offenbar eine explosionsartige Ausbreitung

gegeben, wobei die höchste Nachweisdichte in NRTL, NRBU und EI/SG liegt mit einzelnen Funden im BGL, während nur ein einziger Fund in ganz Westfalen gemeldet wurde; auch an Mosel, Nahe und Mittelrhein ist die Art plötzlich vielerorts vertreten, wo es keine älteren Meldungen vor den 1990er Jahren gibt bis auf einzelne Meldungen bei Wiesbaden und Waldböckelheim, von wo offenbar die nordwärts gerichtete Ausbreitungswelle ausging; bezogen auf Deutschland hatte die Art schon früher ebenso wie heute einen Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten sowie im Osten

8904 Dunkelbraune Brombeereule (*Dysgonia algira*) nach einem Erstfund für D 1959 bei Donaueschingen (BW) bis 2003 nur einzelne Nachweise in BW, RP und SL; bis 2010 dann schnelle Ausbreitung nordwärts bis Mannheim; 2020 bei Köln Erstfund für NW; danach schnelle Ausbreitung nach Norden sowie auch Besiedlung vom Westen her (Aachen); 2023 Nachweise bei Duisburg, Neuss und Solingen als nördlichste Fundorte in NW (s. u. a. auch WEITHMANN 2017)

9147 Purpur-Prachteulchen (*Eublemma purpurina*) nach Erstfunden für NW 2017 bei Düsseldorf und Lüdenscheid hat die Art bis 2023 bis auf montanere Regionen und den äußersten Norden fast ganz NW erobert; parallel dazu wurde auch ganz D besiedelt mit Keimzellen in BB seit 2000 und im Süden von BW, wo die Art schon im 19. Jahrhundert und in den 1960er Jahren lokal kurz aufgetaucht war; zwischen 2015 und 2020 fand auch deutschlandweit dann eine rasante Ausbreitung statt (s. u. a. auch DAHL 2018, GOERIGK 2018, KAYSER et al 2023)

9424 Kadens Staubeule (*Caradrina kadenii*) seit dem Erstfund für NW 2011 in Duisburg fand eine schnelle Ausbreitung statt mit Nachweisen südwestlich von Düsseldorf, bei Wuppertal, Burscheid, Mönchengladbach sowie Bottrop; durch das Rheintal fand parallel auch eine Besiedlung von Süden statt; bis 2020 war die ganze NRBU besiedelt sowie Teile des NRTL, das Ruhrgebiet sowie der Raum Bielefeld; auch der Raum Aachen wurde 2021 erreicht; der Erstfund in D fand erst 2003 statt und zwar im Südwesten von BW; schon 2004 gab es Nachweise in weiten Teilen von BW sowie an der Mosel, inzwischen sind auch weite Teile von Ost- und Norddeutschland besiedelt (s. u. a. auch RADTKE et al 2013, KAYSER et al 2023)

9445 Reingraue Staubeule (*Eremodrina gilva*) die ersten Nachweise für NW gelangen 2006 in Aachen, 2010 dann bei Duisburg und Bottrop; danach wurde das Ruhrgebiet besiedelt mit nördlichen Randbezirken des BGL und SSL sowie Köln; auch im Osten von NW gibt es nun erste Funde; in D tauchte die Art erstmals 1968 östlich von Regensburg auf und blieb bis 2000 auf Teile von BY und BW beschränkt mit einem Nachweis bei Leipzig; seither hat sie sich in vielen Regionen von D punktuell etabliert (s. u. a. auch KLUSEMANN 2016, RADTKE et al 2013, WIROOKS 2007)

9518 Johanniskrauteule (*Chloantha hyperici*) nach einem Einzelnachweis 1873 bei Bochum startete die Besiedlung von NW 1979 mit einem Fund in Duisburg; bis 1990 gab es v. a. Funde zwischen Bonn und Duisburg, aber auch weiter weg vom Rhein in Wuppertal, Hagen und Münster; die Bodenständigkeit wurde 1992 durch einen Raupenfund in Aachen bewiesen (WIROOKS 1993), inzwischen zählen auch weite Teile Westfalens zum Verbreitungsareal, wobei v. a. montane und ländlich geprägte Regionen weitgehend gemieden werden; in D hatte die Art schon vor 100 Jahren einen Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten sowie im Osten, doch gab es auch immer wieder einmal Nachweise in anderen Regionen, wobei die Zahl neu besiedelter Gebiete zunimmt

9591 Mondfleck-Herbsteule (*Omphaloscelis lunosa*) der Erstfund dieser Art für D erfolgte 1952 bei Essen; in NW folgte 1964 ein Nachweis bei Burscheid; bis in die 1970er Jahre häuften sich die Nachweise dann zwischen Bonn und Duisburg bis hin zu Münster; bis 2000 gab es auch im Osten von Westfalen mehr Nachweise, aber auch in Aachen, wo die Art 1982 zum ersten Mal auftrat, was eine Besiedlung von Westen nahelegt; inzwischen ist die Art in allen Naturräumen vertreten; aktuell ist sie v. a. im Westen von D verbreitet, doch gibt es seit 2008 auch erste Nachweise in BB und SN und seit 2016 auch in NI (s. u. a. auch KAYSER 2021)

9664 Zypressen-Holzeule (*Lithophane leautieri*) diese Art besiedelt NW von Westen kommend mit Erstnachweisen 2015 in Geilenkirchen und im Norden Düsseldorfs; seither v. a. Ausbreitung im NRTL sowie der nördlichen NRBU; 2023 erstmals weit östlich in Dortmund und südlich am Mittelrhein, einziger Fund außerhalb von NW bisher 2018 im SL, nun in 2023 auch in RP (s. u. a. auch WIEWEL 2017, HEIMBACH 2023)

10108 Silbergraue Bandeule (*Epilecta linogrisea*) nach 2 einzelnen Meldungen 1891 und 1921 in Ostwestfalen gab es erst 2000 den Wiederfund dieser Art für NW südöstlich von Bonn; zuvor gab es seit den 1960er Jahren zunehmend immer mehr Funde im Raum Mosel/Nahe/Mittelrhein; nach je einem Einzelfund 2006 und 2022 bei Bad Münstereifel gab es dann 2023 weitere NRW-Funde bei Euskirchen und Schleiden, also nun offenbar auch eine Besiedlung der mittleren Eifel; parallel dazu gibt es mehrere aktuelle Nachweise nahe der östlichen Landesgrenze; bezogen auf Deutschland hatte die Art schon früher ebenso wie heute einen Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten sowie im Osten

10343 Schmalflügelige Erdeule (*Agrotis puta*) diese Art war in D im 19. Jahrhundert nur aus Karlsruhe und Freiburg bekannt mit einem Nachweis 1924 bei Mainz/Wiesbaden, der Ersthachweis für NW erfolgte 1975 bei Burscheid und ihm folgten bald noch Funde bei Mönchengladbach und Gelsenkirchen, in den 1980er Jahren dann mehrere Nachweise im Westen, wo die Art wohl von den Niederlanden her eingewandert ist, bis 2000 war auch Westfalen besiedelt, inzwischen ist die Art in ganz NW verbreitet und auch in ganz D breitete sie sich nach Norden und Osten aus und fehlt lediglich noch in weiten Teilen von BW und BY

10493 Weißgraues Flechtenbärchen (*Eilema caniola*) Erstfund in NW 2009 im Siebengebirge; dann bis 2015 schnelle Ausbreitung rheinabwärts bis Duisburg sowie ins BGL und erste Nachweise weit östlich in Hagen; danach schnelle Besiedlung der meisten Regionen von NW mit Ausnahme montaner Bereiche; dabei auch Besiedlung von Westen her mit Ersthachweis in Aachen 2018; in D Ersthachweis in den 1930er Jahren bei Freiburg und an der Nahe; ab ca. 1950 dann bis 2000 Ausbreitung in ganz Südwest-D; seit 2000 auch nach BY hinein und seit 2010 auch in Mittel-D und in Teilen von Ost-D (s. u. a. auch DAHL 2016, RADTKE et al 2013, WIROOKS & PÄTZOLD 2019a)

10605 Spanische Fahne (*Euplagia quadripunctaria*) die Art war früher v. a. in Südwest-D verbreitet aber auch in SN, Teilen von BY sowie in Mittel-D, doch gab es auch zwei einzelne Funde in NW vor 1900; sie tauchte dann ab 1978 um Bonn herum wieder auf sowie 1987 einzeln auch im äußersten Osten von NW; 1992 fand der Erstfund in Aachen statt, 1999 nördlich davon bei Linnich; erst nach 2005 häuften sich die Nachweise v. a. in der NRBU sowie im EI/SG mit dem nördlichsten Nachweis bei Duisburg; inzwischen ist nach 2010 die Südwest-Hälfte von NW schon fast vollständig besiedelt worden; ab ca. 2020 ist in sehr kurzer Zeit auch die WB komplett besiedelt wurden, in welcher die letzte Rote Liste 2020 die Art noch als nicht vorkommend klassifiziert hat, außerhalb von NW nahm die Nachweisdichte zwar zu, aber es fanden keine derart großflächigen Arealerweiterungen statt

Arealerweiterer 2. Klasse

6849 Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*) bis zum Jahr 2000 in NW nur einzelne Nachweise von verschiedenen Orten und aus unterschiedlichsten Epochen; inzwischen fast flächendeckend verbreitet; viele der aktuellen Nachweise stammen allerdings von Laien, welche die großen auffälligen Raupen häufig finden und melden, was aber nicht erklären würde, wieso die Art in den alten Listen von PÜNGELER (1937) sowie DAHM et al (1930), DAHM & JUNG (1936, 1942) komplett fehlte; zumindest das NRTL sowie die Westeifel scheinen also erst später besiedelt worden zu sein, und zwar nach 2000

6967 Unechter Tintenfleck-Weißling (*Leptidea juvernica*) diese erst jüngst als eigene Art innerhalb des Komplexes *Leptidea sinapis/reali/juvernica* erkannte Spezies scheint sich nach VORBRÜGGEN & SCHUMACHER (2021) seit den 1990er Jahren auszuweiten während die Schwesternart *L. sinapis* seit den 1980er Jahren verschwand; dazu gibt es Hinweise für eine Arealerweiterung, denn der Artkomplex tauchte in den letzten Jahren oft auch an Orten auf, wo er zuvor unbekannt war, so z. B. im Süden von Düsseldorf sowie im NSG Breinigerberg bei Stolberg

7063 Pflaumen-Zipfelfalter (*Satyrium pruni*) bis ca. 2000 war die Art in NW scheinbar nur rechtsrheinisch vertreten und wird z. B. auch von PÜNGELER (1937) nicht genannt, sie wanderte dann von RP aus in schon in NW gelegene Teile der Eifel ein; nach 2010 dann weiter nordwärts auch bis in die Nordeifel, wo sie heutzutage z. B. auch im NSG Breinigerberg auftritt, des Weiteren tauchte sie – wohl von Düsseldorf kommend – linksrheinisch bei Pulheim auf und 2022 bei Jülich, also genau zwischen den aktuellen Verbreitungszentren bei Düsseldorf und der Nordeifel

8137 Graurandiger Zwergspanner (*Idaea fuscovenosa*) bis 1950 in NW v. a. im Umfeld des Ruhrgebiets einige Nachweise; bis 2000 Ausbreitung in diverse Regionen, v. a. im Nordosten von NW und in der Rheinschiene, wobei montane Regionen wie SSL,

BGL sowie große Teile der Eifel gemieden werden; bis 2023 auch NRTL und Eifel besiedelt, dabei wurde die Art z. B. erst 1997 erstmals im Raum Aachen registriert, wo sie seither im Stadtzentrum allgegenwärtig ist; in D bis 1950 in vielen, aber nicht allen Regionen präsent und seither langsame Ausbreitung und inzwischen fast flächendeckende Verbreitung

8476 Feldahorn-Blütenspanner (*Eupithecia inturbata*) bis 1976 in NW nur 2 Fundorte im Osten Westfalens mit Daten vor 1908; dann ab 1977 aktuellere Funde dort und 1980 auch in Stolberg; bis 1990 dann weitere Ausbreitung in Westfalen und erste Nachweise in Aachen sowie im Süden von NW (BGL und EI/SG); bis 2000 war auch die NRBU erreicht und 2010 auch das NRTL; bis 2023 war fast ganz NW besiedelt bis auf wenige kleinere Regionen; in D früher nur in wenigen Regionen ältere Nachweise; der Norden von D wurde offenbar erst nach 1990 besiedelt

8516 Haarstrang-Blütenspanner (*Eupithecia selinata*) in NW 1929 erster Nachweis im WEBL und 1933 und 1934 im Norden des NRTL; in den 1970er und 1980er Jahren im SSL 3 weitere Fundorte; 2000 bis 2010 erste Nachweise in EI/SG, südlichem BGL sowie mehr Fundorte im WEBL und SSL; inzwischen auch Nachweise im nördlichen BGL sowie in der WB; die Art mag zwar auch leicht einmal übersehen werden, doch wird sie lokal definitiv häufiger, so z. B. im Raum Aachen/Eschweiler/Stolberg, wo sich die Nachweise seit 2013 deutlich häuften während die Art weder von PÜNGELER (1937) erwähnt wird noch in den gut untersuchten 1970er/80er/90er Jahren in dieser Region nachzuweisen war; auch in anderen Regionen von D kann man gewisse Arealerweiterungen erahnen

8604 Schlehen-Blütenspanner (*Rhinoprora chloerata*) bis ca. 2000 in NW fast nur östlich des Rheins bekannt, in Aachen und der Eifel war die Art unbekannt und wurde erst 1980 in Aachen nachgewiesen; in der Folge auch in anderen Teilen der Eifel sowie jüngst auch im NRTL, wo die Art früher ebenfalls unbekannt war (s. u. a. auch PÜNGELER 1937, DAHM et al 1930, DAHM & JUNG 1936, 1942)

8801 Dunkelgrüne Flechteneule (*Cryphia algae*) in NW gab es bis 1970 nur wenige Fundorte mit Daten um 1900 und lediglich einen etwas aktuelleren Fundort bei Essen (1952/53); bis 1990 häuften sich dann die Nachweise besonders im Umfeld von Bonn, aber auch in Teilen der NRBU; bis 2000 gab es dann erste Nachweise in verschiedenen Teilen Westfalens, in Aachen sowie im NRTL, bis 2010 dann auch in der Zentraleifel; bis 2023 ist ganz NW fast flächendeckend besiedelt mit Ausnahme von weiten Teilen des SSL; seit 2000 wird zudem auch der Nordwesten von D erstmalig besiedelt

10488 Bleigraues Flechtenbärchen (*Eilema griseola*) die Art war in NW bis 1980 v. a. in Westfalen verbreitet und trat sonst nur vereinzelt auf; seit den 1980er/90er Jahren war sie dann auch im NRTL und der NRBU präsent; nach 2010 besiedelte sie innerhalb kurzer Zeit sowohl das komplette BGL als auch EI/SG; in Aachen gab es allerdings schon ab 1980 erste Nachweise und 1985 auch in Stolberg; PÜNGELER (1937) gibt an, dass die Art nicht selten sei; innerhalb Aachens wurde zumindest das NSG Wilkensberg in jüngerer Zeit eindeutig neu besiedelt, wo ab 2020 zahlreiche Nachweise gelangen, während die Art dort bei intensiven Untersuchungen in den 1990er Jahren nicht festgestellt wurde; für das Stadtgebiet von Düsseldorf fehlen Altdaten dieser Art, aber es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Art dort doch auch früher schon ansässig war; möglicherweise wurde sie im Verlaufe des 20. Jahrhunderts wie viele andere flechtenfressende Arten zunächst seltener und breitete sich dann erneut aus; definitiv fehlte sie in den letzten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts im gut untersuchten Süden von BGL und NRBU sowie im Siebengebirge, wo sie sich nach 2015 dann sehr rasant ausbreitete

Arten mit eindeutigen Arealverlusten

10171 Augur-Bodeneule (*Graphiphora augur*) als einzige Art kann man bei dieser Eule eine negative Arealveränderung beobachten: bis ca. 2000 war sie noch großflächig in NW präsent und lediglich im NRTL selten; danach verschwand sie zunächst aus weiten Teilen der WB; ab 2015 gab es bis auf einzelne Ausnahmen nur noch Nachweise im WEBL, SSL und in der Eifel, ab 2020 gibt es nur noch Nachweise in der kühl-feuchten Rureifel sowie im WEBL und im Osten des SSL; auch in den anderen Bundesländern kann man solche Rückzugsbewegungen beobachten

Es konnten bei 36 Arten Arealerweiterungen in NRW identifiziert werden, aber nur eine Art mit deutlichen Arealverlusten ermittelt werden. Die 36 Arealerweiterer unterteilen sich in 27 Arealerweiterer 1. Klasse und 9 solcher 2. Klasse. Von diesen 36 Arealerweiterern sind bisher 28 Arten sicher im Stadtgebiet von Düsseldorf belegt und eine weitere, der Unechte Tintenfleck-Weißling, zumindest wahrscheinlich (das Artaggregat konnte jüngst nachgewiesen werden, doch steht noch die genaue Artbestimmung aus). Innerhalb der 2 Klimafolgenmonitoringgebiete konnten davon bisher 17 Arten gefunden werden, von denen die meisten dort wohl auch indigen sein dürften.

Bei den 36 ermittelten Arealerweiterern fällt die Arealerweiterung zeitlich mit dem deutlich messbarer werdenden Klimawandel zusammen. Da es sich zudem meistens um wärmeliebende Arten aus südlicheren Gefilden handelt, ist der Klimawandel als Ursache meist auch sehr wahrscheinlich. Eine deutliche Ausnahme davon ist wohl nur der Sumpflabkraut-Blattspanner *Lampropteryx otregiata*. Viele dieser Arten traten ihren Siegeszug erst nach dem Jahr 2000 oder noch später an, bei manchen begann die Arealerweiterung jedoch auch schon etwas früher und erfolgte danach schubweise. In den meisten Fällen erfolgte die Bewegung vornehmlich von Süd nach Nord, oft jedoch auch von West nach Ost und vielfach auch vom Flachland ins Bergland.

Der einzige Arealverlierer, die Augur-Bodeneule *Graphiphpora augur*, zog sich vom Flachland immer mehr in montane Regionen zurück, und überlebt momentan nur in den kältesten Gebieten. Es gibt Indizien, dass diese Art früher in Düsseldorf zumindest gelegentlich nachgewiesen wurde: So gibt es zumindest zwei sichere Nachweise 1982 und 2010. Da sie keine enge Biotopbindung aufweist, ist es sehr gut möglich, dass sie auch in den beiden Monitoringgebieten vorkam, womöglich eher in dem montaneren Hubbelrath. Ihr Aussterbeprozess hätte dann aber wohl schon vor Beginn des Klimafolgenmonitorings in den Jahren 2008/2009 stattgefunden. In Aachen fand der letzte bekannte Nachweis 1996 statt nachdem die Art dort vorher nicht gerade selten war.

Einfluss des Klimawandels auf die Generationenfolge

Im Allgemeinen führen die steigenden Durchschnittstemperaturen dazu, dass manche Arten mehr Generationen hervorbringen können als früher. In diesem Zusammenhang sei der Große Schillerfalter *Apatura iris* erwähnt, von dem am 11.10.2023 in Kerpen-Buir ein Falter der 2. Generation nachgewiesen wurde (HANISCH 2023). Bisher gab es solche späten Funde nur im klimatischen Ausnahmejahr 2018. Der Entwicklungszyklus dieser Art macht es allerdings eher unwahrscheinlich, dass sich solche Falter noch erfolgreich reproduzieren können, so dass es sich bei diesen Tieren also um eine verlorene Generation handelt.

Beim Kleinen Schillerfalter *Apatura ilia* gelangten deutlich häufiger Falter der 2. Generation zur Beobachtung. Allein in 2023 gab es zwischen Bonn und Düsseldorf 14 entsprechende Beobachtungen (HANISCH 2023). Hier ist die Chance, dass diese Falter sich noch erfolgreich reproduzieren können, wohl auch höher. Der Nachweis des Kleinen Schillerfalters vom 15.09.2023 am Rhein bei Holthausen stellte auch gleichzeitig den Wiederfund dieser seit 1940 in Düsseldorf verschollenen Art dar. Unabhängig von der Generationenzahl ist dies insofern interessant, als dies damit auch gleichzeitig den nördlichsten Fundort des im Süden von Nordrhein-Westfalen gelegenen Areals dieser Art darstellt. Womöglich handelt es sich dabei also sogar um eine lokale, klimawandelbedingte nordwärts gerichtete Ausbreitung.

„Insektensterben“ und der Klimawandel

Seit der so genannten „Krefelder Studie“ (HALLMANN et al 2017) wird viel über das Insektensterben und seine Ursachen diskutiert. Dabei wird gerne auch der Klimawandel als Ursache für den Rückgang von Insekten ins Spiel gebracht, und zwar sowohl bezüglich der Biomasse als auch der Biodiversität bzw. Artenzahl. Ohne Frage gibt es neben Klimagewinnern, wie z. B. den vielen oben besprochenen Arealerweiterern, durchaus auch Klimaverlierer unter den Schmetterlingen in Form von Arten mit Arealverlusten. Manche montane Art wird sicherlich irgendwann zumindest regional noch aussterben, wenn sie sich mangels ausreichend hoher Berge nicht in höhere Lagen zurückziehen kann.

Darüber hinaus lassen sich auch eine Menge weiterer negativer Auswirkungen des Klimawandels feststellen, wie z. B. die oben erwähnte Störung des Generationszyklus. Ferner können Dürresommer wie derjenige von 2022 mittelfristig den Populationen mancher Arten schaden, und zwar dadurch, dass v. a. die Raupen nichts mehr zu fressen finden. So wird die in der 1. Jahreshälfte 2023 vielfach zu beobachtende Falterarmut vielfach damit erklärt, dass besonders einige allgemein häufige polyvoltine Arten durch die Vorjahresdürre starke Populationseinbußen erlitten hätten. Nach dem eher verregneten Sommer 2023 konnte man in der zweiten Jahreshälfte allerdings auch wieder eine Erholung der Falterzahlen feststellen. Dennoch kann man natürlich nicht ausschließen, dass bestimmte Extremwetterereignisse auch langfristig einmal einen negativen Einfluss auf die Populationen bestimmter Arten haben können. Dennoch sollte man den negativen Einfluss des Klimawandels nicht überschätzen. So zeigte jüngst eine Studie, dass die Verstädterung und die Landwirtschaft für den Rückgang der Biomasse und Artenvielfalt verantwortlich sind, während beide Parameter mit steigenden Temperaturen sogar eher ansteigen (UHLER et al 2021). Wenn Biomasse und Artenvielfalt abnehmen, dann nicht **wegen** sondern **trotz** Klimawandel.

Literatur

- ADAM, R. (2023): Nachweis und Beobachtung der Eiablage von *Brenthis daphne* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) in Eitorf im östlichen Rhein-Sieg-Kreis (Lep., Nymphalidae). *Melanargia* 35: 48-49.
- AGRWL (= ARBEITSGEMEINSCHAFT RHEINISCH-WESTFÄLISCHER LEPIDOPTEROLOGEN) (Hrsg.): Datenbank Schmetterlinge AG Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen unter <http://nrw.schmetterlinge-bw.de/> (letzter Zugriff 30.11.2023).
- BEEBEE, T. (2018): *Climate Change and British Wildlife*. Bloomsbury Wildlife, London: 368 S.
- 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.
- DAHL, A. (2016): *Eilema caniola* (HÜBNER, 1808) im Ruhrgebiet und am Niederrhein (Lep., Arctiidae). *Melanargia* 28: 146-148, Leverkusen.
- DAHL, A. (2018): Neue Nachweise des Purpur-Glanzeulchens *Eublemma purpurina* (DENIS & SCHIFFER-MÜLLER, 1775) (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 30: 176-180, Leverkusen.
- DAHL, A. & GOERIGK, M (2017): *Idaea rusticata* (Denis & Schiffermüller, 1775): Arealerweiterer in Nordrhein-Westfalen (Lep., Geometridae). *Melanargia* 29: 175-179.
- DAHL, A. & RADTKE, A. (2012): Neue Nachweise von *Cupido argiades* (PALLAS, 1771) in Nordrhein-Westfalen (Lep., Lycaenidae). *Melanargia* 24: 119-124, Leverkusen.
- DAHL, A. & RADTKE, A. (2023): Die Brombeereule unterwegs nach Norden! <https://www.ag-rh-w-lepidopterologen.de/2023/07/02/die-brombeereule-unterwegs-nach-norden/> (zuletzt aufgerufen am 09.11.2023).
- DAHM, C., KNOPS, H. & NETTELBECK, P. (1930): Die Großschmetterlinge des linken Niederrheins, Hrsg.: Entomologischer Verein Krefeld, Selbstverlag.
- DAHM, C. & JUNG, H. (1936): Die Großschmetterlinge des linken Niederrheins. I. Nachtrag, Dt. Ent. Z. "Iris" 50: 3-16, Dresden.
- DAHM, C. & JUNG, H. (1942): Die Großschmetterlinge des linken Niederrheins. II. Nachtrag, Dt. Ent. Z. Iris 56: 114-152, Dresden.
- DUDLER, H., KINKLER, H., LECHNER, R., RETZLAFF, H., SCHMITZ, W. & SCHUMACHER, H. (1999): Rote Liste der gefährdeten Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung mit Artenverzeichnis. In LÖBF (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 575-626, Recklinghausen.
- EBERT, G. (2001): *Idaea degeneraria* (Hübner, [1799]). in: Ebert, G. (Hrsg): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 8 Nachtfalter VI, S. 195-197.

- GOERIGK, M.: (2018): Gelang *Eublemma purpurina* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) eine kurzfristige Ansiedlung in Nordrhein-Westfalen? *Melanargia* 30: 69-72, Leverkusen.
- GÜNNER, P (2019): Nachweise von *Cupido argiades* (PALLAS, 1771) im westlichen Münsterland (Lep., Geometridae). *Melanargia* 31: 3-6, Leverkusen
- HALLMANN CA, SORG M, JONGEJANS E, SIEPEL H, HOFLAND N, SCHWAN H, et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- HANNIG, K., PODSADLOWSKI, L & STELLMACH, W. (2005): Wiederfund von *Thaumetopoea processionea* (LINNAEUS, 1758) in der Westfälischen Buch (Lep., Notodontidae) *Melanargia* 17: 7-9, Leverkusen.
- HANISCH, K. (2023): <https://www.ag-rh-w-lepidopterologen.de/2023/10/28/grosser-schillerfalter-apatura-iris-in-der-2-generation/> (zuletzt aufgerufen am 11.12.2023)
- HEIMBACH, H. (2023): Erstnachweis der Zypressen-Holzeule *Lithophane leautieri* (BOISDUVAL, 1829) für Rheinland-Pfalz (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 35: 138-137, Leverkusen
- 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.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. 380 S., Stenstrup (Apollo Books).
- KAYSER, C. (2021): Neufunde und Ergänzungen zur Großschmetterlingsfauna Niedersachsens (Makrolepidoptera). *Melanargia* 33: 15-28, Leverkusen.
- KAYSER, C, KÖHLER J. & WIDOWSKI, U: (2023): Neufunde und Ergänzungen zur Großschmetterlingsfauna Niedersachsens (2) (Makrolepidoptera). *Melanargia* 35: 154-177, Leverkusen.
- KLUSEMANN, H. (2016): Ein weiterer aktueller Nachweis von *Eremodrina gilva* (DONZEL, 1837) im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen) (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 28: 1-3, Leverkusen.
- KÜNH, E, MUSCHE, M., HARPKE, A, FELDMANN, R, WIEMSTER, M, HIRNEISEN, N. & SETTELE, J. (2023): Tagfalter-Monitoring Deutschland: Jahresauswertung 2022, *Oedippus* 41, S. 6.-43.
- 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: 131-132, Leverkusen.
- OBSERVATION: https://nrw.observation.org/map_lastobs_v2.php (zuletzt aufgerufen am 30.11.2023).

- PÄHLER, R. (2016): Ein Blick auf die aktuelle Arealexansion und Einbürgerung des Karstweißlings *Pieris mannii* (MAYER, 1851) in Deutschland sowie Anmerkungen zu den Flugzeiten (Lep., Pieridae). *Melanargia* 28: 117-134, Leverkusen.
- PÜNGELER, R. (1937): Verzeichnis der bisher in der Umgegend Aachens gefundenen Macro-Lepidoptera. *Dtsch. Entom. Z. Iris* 51, Dresden.
- RADTKE, A., DAHL, A. & LAUSSMANN, T. (2013): Die Arealerweiterer *Platyperigea kadenii* (FREYER, 1836), *Paradrina gilva* (DONZEL, 1837), *Eilema caniola* (HÜBNER, 1808) und weitere Macrolepidopteren-Neufunde in NRW seit 1999 (Lep., Sesiidae, Lycaenidae, Geometridae, Noctuidae et Arctiidae). *Melanargia* 25: 181-193, Leverkusen,
- SCHANOWSKI, A., EBERT, G., HOFMANN, A. & STEINER, A. (1997): *Parascotia fuliginaria* (LINNAEUS 1761). in: Ebert, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5. Nachtfalter III. S. 410-412.
- SCHMIED, D., DIESTELHORST, O. GERHARD, L. (2019): Der Kurzschwänzige Bläuling *Cupido argiades* (PALLAS, 1771) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Lep., Lycaenidae). Mögliche Förderung und Umgang mit einer klimabegünstigten Art im Naturschutz. *Melanargia* 31: 120-131, 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.
- SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS: <https://www.schmetterlinge-d.de/Lepi/Default.aspx> (zuletzt aufgerufen am 30.11.2023).
- SCHUMACHER, H. & ROSENBAUER, F. (2017): Fundortzunahme von *Lampropteryx otregiata* (METCALFE, 1917) in Nordrhein-Westfalen. *Melanargia* 29: 123-130, Leverkusen.

- 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., KUDRNA, O., HARPKE, A., KÜHN, I., VAN SWAY, C., VEROVNIK, R., WARREN, M., WIEMERS, M., HANSPACK, J., HICKLER, T., KÜHN, E., VAN HALDER, I., VELING, K., Vliegenthart, A., WYNHOFF, I. & SCHWEIGER, O. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. Pensoft (Sofia, Moscow), 710 pp.
- 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.
- UHLER, J., REDLICH, S., ZHANG, J., HOTHORN, T., TOBISCH, C., EWALD, J., THORN, S., SEIBOLD, S., MITESSER, O., MORINIÈRE, J. & BOZICEVIC, V., BENJAMIN, C. S., ENGLMEIER, J. FRICKE, U., GANUZA, C., HAENSE, M., RIEBL, R., ROJAS-BOTERO, S., RUMMLER, T., UPHUS, L., SCHMIDT, S., STEFFAN-DEWENTER, I. & MÜLLER, J (2021): Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nature Communications* <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26181-3>.
- WEIGT, H.-J. (1988): Die Blütenspanner Mitteleuropas (Lepidoptera, Geometridae: Eupitheciini). Teil 2: *Gymnoscelis rufifasciata* bis *Eupithecia insigniata*. *Dortm. Beitr. Landeskde.* 24: 5–100.
- WEIGT, H.-J. (1993): Die Blütenspanner Mitteleuropas (Lepidoptera, Geometridae: Eupitheciini). Teil 5: *Eupithecia pimpinellata* bis *lanceata*. *Dortm. Beitr. Landeskde.* 27: 5–108.
- WEITHMANN, M. (2017): Ein weiterer Nachweis von *Dysgonia algira* (LINNAEUS, 1767) im Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 29: 115-118, Leverkusen.
- WIEWEL, W. (2017): Erstnachweise der Zypressen-Holzeule *Lithophane leautieri* (BOISDUVAL, 1829) für Deutschland (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 27: 169-172, Leverkusen.
- WIROOKS, L. (1993): Raupenfund von *Actinotia hyperici* ([DENIS & SCHIFFERMÜLLER], 1775) in Aachen (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 5: 7-8, Leverkusen.
- WIROOKS, L. (2007): Eizuchtbeobachtungen bei *Caradrina (Eremodrina) gilva* (DONZEL, 1837) (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 19: 140-142, Leverkusen.
- 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. (2019a): 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. (2019b): Aktuelle Arealerweiterungen von *Horisme radicularia* (DE LA HARPE, 1855) (Lep., Geometridae). *Melanargia* 31: 49-57, Leverkusen.
- 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. & HIRNEISEN, N. (2006): Zur Arealerweiterung des Südlichen Zwergspanners *Idaea rusticata* ([DENIS & SCHIFFERMÜLLER], 1775) (Lep., Geometridae). *Melanargia* 18: 209-213, Leverkusen.
- WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2018): Über die Wiederbesiedlung und Arealerweiterung des Schachbretts *Melanargia galathea* (LINNAEUS, 1758) im Raum Aachen (Lep., Nymphalidae). *Melanargia* 30: 160-172, Leverkusen.
- WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2019a): Vier Erst- und drei Wiederfunde von Nachtfaltern für Aachen im Rekordsommer 2018 nebst Überlegungen zu aktuellen Arealerweiterungen und Klimawandel (Lep., Arctiidae, Noctuidae et Geometridae). *Melanargia* 31: 83-90, Leverkusen.

WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2019b): Nachtrag zu: Vier Erst- und drei Wiederfunde von Nachtfalter für Aachen im Rekordsommer 2018 nebst Überlegungen zu aktuellen Arealerweiterungen und Klimawandel (Lep., Arctiidae, Noctuidae et Geometridae). *Melanargia* 31: 132-134, Leverkusen.

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 befindet sich mit dem Großmarkt. Dort können durch internationale Warenlieferungen 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: Habitat Nordfriedhof. Foto: 02.11.2022, 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.

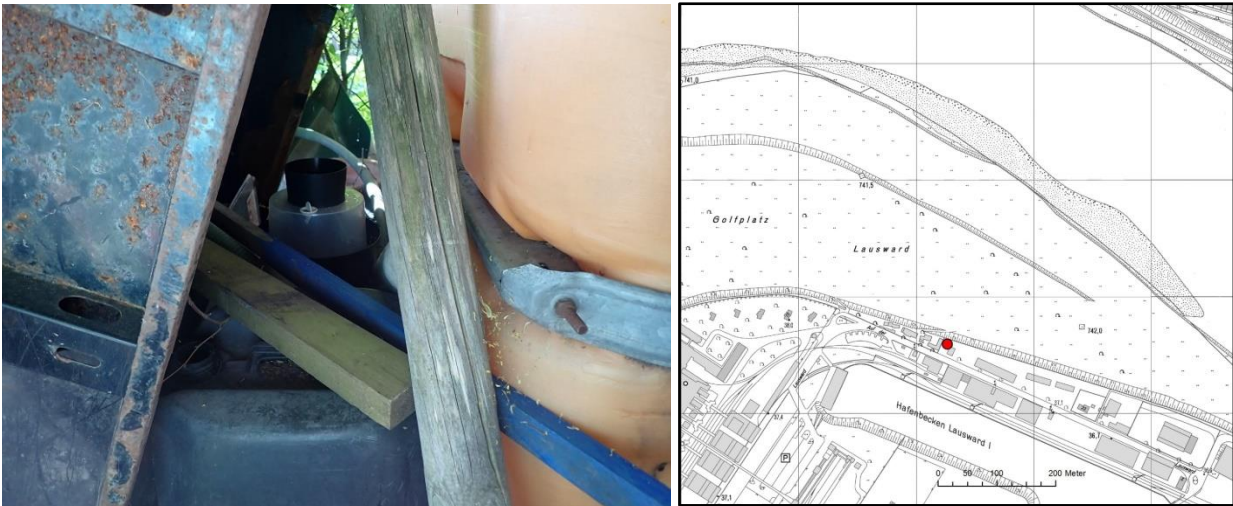


Abb. 7/2: Offener Mörtelkasten mit *Culex* Larven. Golfplatz-Lausward in der Nähe des Hafens. Foto: 04.07.2022, O. Diestelhorst.

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 Schwimmbecken für Kinder. Der Rhein als internationale Schifffahrtsstraße befindet sich in etwa 700 m Entfernung.



Abb. 7/3: Mörtelkübel am Fallenstandort Hausgarten Wersten. Foto: 18.10.2022, 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. 1.800 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 Schwimmbecken für Kinder.



Abb. 7/4: Übersicht Fallenstandort Garten Kalkum mit „BG Sentinel“. Foto: 29.06.2020, O. Diestelhorst.

Der Friedhof Stoffeln liegt im Stadtteil Oberbilk und hat eine Größe von 42 ha. Er grenzt an den Südpark und den Volksgarten. Im Jahr 2018 wurde auf dem Friedhof eine BG Sentinel betrieben. Der 2022 untersuchte Bereich befindet sich im westlichen Bereich des Friedhofs. Der Friedhof hat den Charakter einer Parklandschaft und könnte einigen Mückenarten durch die vielen mit Wasser gefüllten Vasen temporäre Brutstätten bieten (Abb. 7/5).

Methoden

Die Systematik folgt weitgehend BECKER et al. (2020). Die Bestimmung der Tiere erfolgte mit BECKER (2020), MOHRIG (1969), SNOW (1990), ZITTRA (2012) und einem Online-Schlüssel¹.

Die Kartierung der Mücken geschah durch das Aufstellen verschiedener Fallen, bzw. künstlicher Brutmöglichkeiten zwischen dem 25.05. und dem 06.12.2023. Besonders für den Nachweis adulter Stechmücken wird in vielen Studien die CO₂-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 ohne Kohlendioxid als zusätzliches Lockmittel betrieben.

¹ <http://www.eutaxa.com/CKEY%2001a%20D.htm> ² <https://wrbu.si.edu/vectorspecies/keys>



Abb. 7/5: Friedhofsvasen mit Eischiffchen (16.07.) und Larven (27.07) von *Culex spec.* Nordfriedhof. 2023, O. Diestelhorst.

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. 10 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.

Ergebnisse

Bewertung der Untersuchungsgebiete und ihrer Mückenfauna

Nordfriedhof

In den untersuchten Vasen ließen sich bei acht Kontrollen zwischen dem 27.04. und 15.12.2023 etwa 2.150 Larven von *Culex spec.* in unterschiedlichen Larvenstadien nachweisen (Abb. 7/7). 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 drei verschiedene Arten.

Am häufigsten wurden Arten aus dem *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*) nachgewiesen. Bei den Larven im vierten Stadium gehörten 105 Exemplare gehörten zu *C. pipiens* und 15 zu *C. torrentium*. 32 Larven konnten sich nur bis zu Gattung *Culex* bestimmt werden. Die meisten Mückenlarven ließen sich an den Terminen Anfang Juni und im September nachweisen (Abb. 7/6). Von *Anopheles plumbeus* ließen sich 38 Larven nachweisen. Die ersten zwei bei der Kontrolle am 26.05., an den beiden Terminen im Juni zwei (10.06.) und fünf (19.06.) Larven und im Juli fünf (16.07.) und sechs (27.07.) Larven. Nach einer

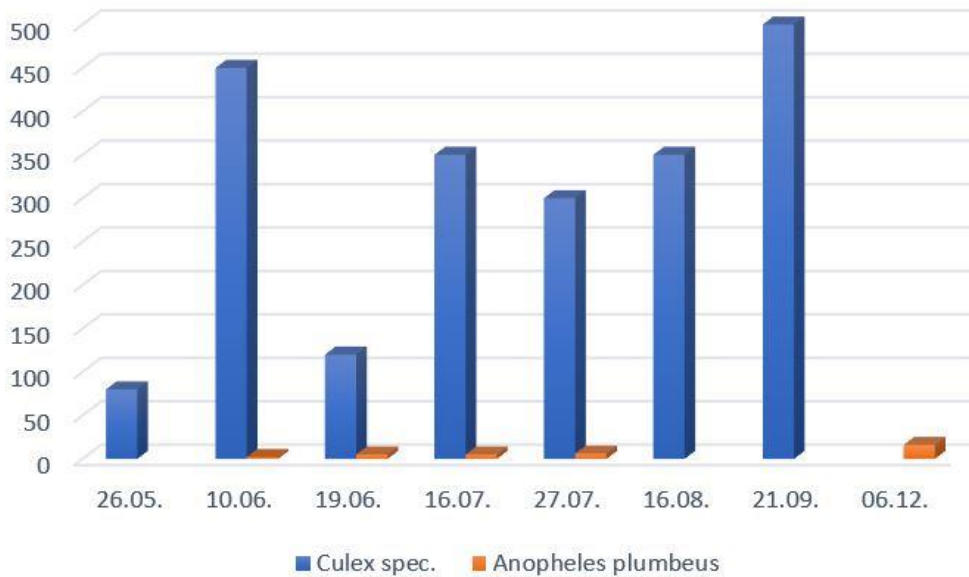


Abb. 7/7: Verteilung der nachgewiesenen *Culex spec.* und *Anopheles plumbeus* Larven auf dem Nordfriedhof.

Frostperiode fanden sich bei der letzten Leerung am 06.12. weitere 18 *Anopheles plumbeus* und keine *Culex* Larven in den überprüften Gefäßen.

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.

Der Hausgarten Wersten war wie 2019 - 2022 ein Standort mit der „BG-Sentinel“ Falle, die durch Duftstoffe und den Einsatz von CO₂ adulte Mücken anlockt (Abb. 7/3). Es konnten an neun Terminen zwischen 20. Mai und 30. Oktober 67 adulte Mückenweibchen nachgewiesen werden. Fast alle gefangenen Mücken gehörten zum *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*). Am 20.05. befand sich ein Weibchen von *Culiseta annulata* und am 15.09. ein Weibchen von *Anopheles maculipennis* in der Falle. Von *Culiseta annulata* wurden zusätzlich am 08.07. zwei Weibchen im Haus nachgewiesen.

Im Wasserkübel konnten im Hausgarten 30 *Culex torrentium* und 8 *Culex pipiens* sowie 10 *Culex spec.* Larven im vierten Larvenstadium gefangen werden. Zusätzlich wurden etwa 350 *Culex spec.* Larven in früheren Stadien nachgewiesen. Am 23.06. konnten zudem eine Larve von *Culex territans* und am 23.6. eine Larve von *Culiseta annulata* gekeschert werden.

Hausgarten Kalkum

Der Hausgarten Kalkum war der zweite Standort mit einer „BG-Sentinel“ Falle. Die Falle war im Zeitraum von August bis Oktober aktiv. Es konnten 20 Mückenweibchen nachgewiesen werden. Alle Individuen gehörten zum *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*). Eine zusätzlich aufgestellte „BG-GAT“ Falle fing keine Stechmücken.

Eine Übersicht, über die bei den bisherigen Untersuchungen in Düsseldorf nachgewiesenen Arten ist Tab. 7/1 zu entnehmen.

Tab. 7/1: Übersicht der bei den Untersuchungen in Düsseldorf nachgewiesenen Stechmücken (● Larven, ● Imagines).

Art	2023				2022				2021				2020				2019			2018			2017 (Bendt)		
	Kalkum Garten	Hafen Golfplatz	Wersten Garten	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Kalkum Garten	Hafen Golfplatz	Wersten Garten	Nordfriedhof	Kalkum Garten	Hafen Golfplatz	Wersten Garten	Nordfriedhof	Kalkum Garten	Hafen Golfplatz	Wersten Garten	Nordfriedhof	Hafen Golfplatz	Stoffeler Friedhof	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Nordfriedhof	Düsseldorf divers		
<i>Aedes cinereus</i>																									
<i>Aedes vexans</i>			●																						
<i>Aedes (Ochl.) geniculatus</i>																									
<i>Aedes (Ochl.) rusticus</i>																									
<i>Aedes spec.</i>																									
<i>Anopheles claviger</i>																									
<i>Anopheles maculipennis</i> Gr.																									
<i>Anopheles plumbeus</i>				●																					
<i>Anopheles spec.</i>																									
<i>Conquilletidia richardii</i>																									
<i>Culex modestus</i>																									
<i>Culex pipiens</i>																									
<i>Culex territans</i>																									
<i>Culex torrentium</i>																									
<i>Culex pipiens</i> Kompl.																									
<i>Culex spec.</i>																									
<i>Culiseta annulata</i>																									
<i>Culiseta subochrea</i>																									
<i>Culiseta spec.</i>																									

Diskussion

Mücken reagieren auf den Klimawandel, und es sind in den letzten Jahren einige neue Arten in Deutschland aufgetaucht (BECKER 2014). Da Mücken normalerweise nicht sehr flugstarke Arten sind, wird ihre Ausbreitung durch den regen internationalen Handel und Verkehr erleichtert. Im Jahr 1920 beschrieb ECKSTEIN 17 Arten für Deutschland, MOHRIG (1969) gab in seinem Standardwerk bereits 46 Arten an. In den letzten Jahren konnten fünf weitere Arten, unter ihnen die bekannte Asiatische Buschmücke *A. japonicus* und die Asiatische Tigermücke *A. albopictus*, nachgewiesen werden (BECKER 2014). *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. Meerbusch-Osterath, am 20.07.2019) einen Brutplatz von *Aedes japonicus* (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf, schriftl. Mittlg.). Es soll laut Dr. Werner vom „Mückenatlas“ auch mindestens ein Fund von *A. japonicus* aus Düsseldorf vorliegen (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf). Bei Untersuchungen im Jahr 2018 (FRÜH et al. 2020) konnte die Asiatische Buschmücke südlich von Düsseldorf häufig nachgewiesen werden. Die Art sollte daher auch in Düsseldorf regelmäßig vorkommen. Auf der aktuellen Verbreitungskarte (10/2023) des „European Centre for Disease“ wird die Art für den Raum Düsseldorf 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 (10/2023)).

Die bei den Untersuchungen 2023 nachgewiesenen Arten gehören alle nicht zu den neu eingewanderten Arten. An allen untersuchten Gebieten dominierten die *Culex* Arten wie auch bei den Untersuchungen der Vorjahre deutlich. Im Hausgarten konnte mit einer Larve von *Culex territans* eine zusätzliche Mückenart erstmals gefunden werden. Die Art bevorzugt als Wirt Amphibien, insbesondere Frösche (*Rana spec.*). Das Untersuchungsjahr 2023 war warm und während des Sommers feucht. Lediglich im Juni gab es längere Phasen ohne Niederschlag. Bei den Nachweisen auf dem Nordfriedhof kann man gut den zwischen-

Anopheles plumbeus (2018-2023)

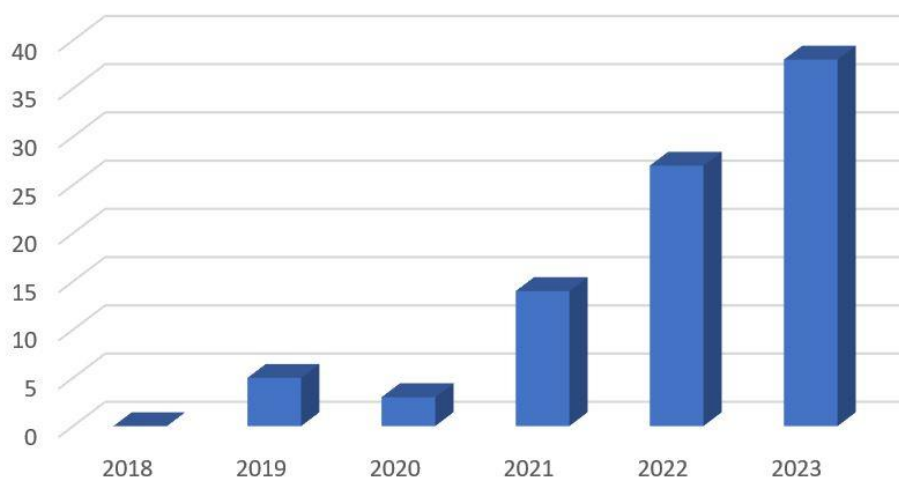


Abb. 7/7: Anzahl der nachgewiesenen *Anopheles plumbeus* Larven auf dem Nordfriedhof (2018-2023)

zeitlichen Rückgang der Individuenzahlen am 19.06. erkennen (Abb. 7/6). Im Hausgarten trocknete der Wasserkübel in dieser Zeit fast aus.

Insgesamt waren die Individuenzahlen 2023 im Vergleich zum trockenen Jahr 2022 etwas höher und am Nordfriedhof bis in den September hoch. Die dort am 06.12. gefundenen *Anopheles plumbeus* Larven hatten den Frost Anfang Dezember gut überstanden und es fanden sich unterschiedliche Larvenstadien. Die Art nistet ursprünglich in Baumhöhlen und überwintert als Larve. *Anopheles plumbeus* ist eine Fiebertmücke und gilt als Vektor von *Plasmodium falciparum* (Malaria tropica). KRÜGER et al. (2001) beschreiben eine Übertragung von *M. tropica* in einem Krankenhaus in Duisburg durch *Anopheles plumipes*. BUENO-MARÍ & JIMÉNEZ-PEYDRÓ (2011) berichten von dem Wechsel des Bruthabitats Baumhöhle zu anthropogen geschaffenen Wasserstellen und einer Zunahme der Art in Europa. Bei den Untersuchungen am Nordfriedhof kann nach dem Erstnachweis von Larven (2019) ebenfalls ein Anstieg festgestellt werden (Abb. 7/7). Hier zeigt sich die Bedeutung von künstlichen Bruthabitaten auch für autochthone Arten, die als Vektoren von Krankheitserregern infrage kommen.

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 neozoon 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.
- BENDT, T (2017) Stechmückenlarven-Screening, Stand 14.06.2017: Stadtentwässerungsbetrieb Landeshauptstadt Düsseldorf.
- BUENO-MARÍ, R. & JIMÉNEZ-PEYDRÓ, R. (2011): *Anopheles plumbeus* Stephens, 1828: a neglected malaria vector in Europe. Malaria Reports 2011; Volume 1:e2. <https://doi.org/10.4081/malaria.2011.e2>
- ECKSTEIN, F. (1920): Zur Systematik der einheimischen Stechmücken. 3. vorläufige Mitteilung: die Männchen. Zbl. Bakt., Abt. 1, Orig. 84: 223-240.
- 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., PERNAT, N., SCHAUB, G. A. & WERNER, D. (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>
- KRÜGER, A., RECH, A., SU, X.-Z., TANNICH, E. (2001): Two cases of autochthonous *Plasmodium falciparum* malaria in Germany with evidence for local transmission by indigenous *Anopheles plumbeus*.

Tropical Medicine & International Health, 6: 983–985. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3156.2001.00816.x>

- 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, Exeter, 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

Auf Grund ihrer großen Artenzahl und ihrer unterschiedlichen Eigenschaften sind Vögel sehr gute **Indikatoren für den ökologischen Zustands eines Lebensraumes**, ja des ganzen Planeten (CONTOSTA et al. 2023, VAN RÜTH et al. 2023). Vögel sind auf Grund ihrer großen Mobilität in der Lage in relativ kurzer Zeit auch große Strecken selbst über und zwischen Kontinenten hinweg zurückzulegen, selbst Kleinvögel legen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug täglich einige Dutzend bis mehrere hundert Kilometer pro Tag zurück (MCKINNON et al. 2013), und so rasch auf Änderungen der Umwelt zu reagieren und Orte mit möglichst optimalen Lebensbedingungen aufzusuchen. Diese Fähigkeit wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren vielfältigen ökologische Konsequenzen (KUMAR et al. 2021) zu reagieren (BERTHOLD 2015), sie können aber mitunter mit der Geschwindigkeit des Klimawandels nicht Schritt halten (DINSBERGS et al. 2023). Gleichzeitig sind Vögel die Wirbeltiergruppe, die aktuell die höchste Aussterberate unter Wirbeltieren hat (CEBALLOS & EHRlich 2023). Daher werden Veränderungen in der Vogelwelt intensiv wissenschaftlich untersucht, auch dahingehend ob diese Veränderungen in Bezug zum Klimawandel stehen. Obwohl eine im Vergleich zu vielen anderen Organismengruppen bei Vögeln



Abb. 8/1: Alexandersittich *Psittacula eupatria*. Nach dem Halsbandsittich ist dies die zweite Papageienart, die sich im Rheinland ausbreitet und mittlerweile auch in Düsseldorf brütet. In 2023 konnte sie mehrfach in Himmelgeist beobachtet werden. Foto: Hitdorfer Hafen, Leverkusen, 16.01.2017, J. Busch.

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 den Ökosystemen geklärt werden müssen (ANTÃO et al. 2022, HOWARD et al. 2023, MARIYAPPAN et al. 2023). So ist es nicht immer einfach, die Wirkung der natürlichen postglazialen und der neuzeitlichen klimatischen Entwicklungen und deren Auswirkungen auf die Avifauna zu differenzieren (BURTON 1995). 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), um ein Vielfaches schneller erfolgen als vor dem industriellen Zeitalter (BEYER & MANICA 2021). Allerdings wird diese Arealverschiebung durch ökologische Barrieren beeinflusst und mitunter behindert (MARJAKANGAS et al. 2023, SCHOFIELD et al. 2023). Dazu kommen weitere Effekte, wie zum Beispiel die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter **Extremereignisse** auf Ökosysteme (PIETRO 2022, ALLINSON 2023) auf die Populationen von Brut- (MARCELINO et al. 2020, TAFF & SHIPLEY 2023, TIROZZI 2023) und Zugvögeln

(GRIFFIN et al. 2023), wie es z. B. die vier ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 (VOGEL et al. 2019), 2019, 2020 und 2022 waren. Auch wenn es in unserer Region noch nicht zu Massensterben (die-off events, IRANNEZHAD et al. 2022) oder gar zum Aussterben von Arten (ALLINSON 2023) durch Extremwetterereignisse gekommen ist. Desweiteren fördern Extremwetterereignisse die Ausbreitung von Pathogenen, wie z. B. des West-Nil-Virus, für die Vögel als Vektoren und Reservoir dienen (D'AMORE et al. 2022).

Insbesondere außerhalb der Brutzeit sind Vögel oft weniger von Extremereignissen, sondern eher von Änderungen der durchschnittlichen klimatischen Bedingungen betroffen (AVILOVA 2019). Wobei der Klimawandel in Form sich ändernder klimatischer Faktoren wie Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlag und dergleichen weniger direkte Auswirkungen auf die Fitness der Vögel hat, sondern eher **indirekte Effekte**, wie Habitatveränderungen und Nahrungsverfügbarkeit, die Vögel und ihr Vorkommen beeinflussen (PEARCE-HIGGINS & MORRIS 2022, WHITENACK et al. 2023). Dazu kommt, dass die Auswirkungen des Klimawandels zum Teil gegenläufige Effekte haben: steigende Temperaturen im Frühjahr führen zu früherem Legebeginn, steigende Niederschläge im Frühjahr zu späterem Legebeginn (GOLAWSKI & GOLAWSKA 2023).

Zumindest bei einigen Vogelarten ist die Reaktion auf klimatische Veränderungen **geschlechts-** (GYURÁCZ et al. 2022, WILLIAMS et al. 2022a, NAKAZAWA et al. 2023), **unterart-** (PALACIO & CLARK 2023) oder **populationsspezifisch** (BAILEY et al. 2022, EL HINDI et al. 2023, MILLER 2023). Eine Reihe von Veränderungen kann mittlerweile bei vielen Vogelarten beobachtet werden. So kommt es bei Populationen einiger Arten zu Änderungen von Morphologie, Physiologie und Phänologie, die als **evolutive Anpassungen** an den Klimawandel gedeutet werden können (GU et al. 2023, LAMERS et al. 2023). Bei manchen Zugvögeln konnte man klimatisch bedingte Änderungen der glazialen und postglazialen Zugwege während der letzten Glaziale und Interglaziale zeigen, 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). In anderen Fällen gibt es Hinweise, dass als Folge des Klimawandels andere Phänotypen herausselektioniert werden (LE CLERCQ et al. 2023, FORESTER et al. 2023), wobei die Möglichkeiten, dass genetische Anpassungen Arten dazu befähigen, mit dem Klimawandel zurechtzukommen, begrenzt sind (FORESTER et al. 2023, MILLER 2023), und die unzureichende Anpassungsfähigkeit an den fortschreitenden Klimawandel bereits viele Arten bedroht (KEGEL 2022), allerdings andere zumindest regional aktuell bevorteilt (BASTIAN et al. 2021). Gebietsweise wird jedoch mittlerweile beobachtet, dass Arten an die Grenzen der phänologischen Reaktionsmöglichkeiten gelangen und weitere Veränderungen der Phänologie nicht mehr möglich sind (SCHMIDT et al. 2023). So ist der Klimawandel nach Übernutzung natürlicher Ressourcen und intensiver Landwirtschaft weltweit der drittwichtigste Gefährdungsfaktor für Vögel (LEES et al. 2022). Allerdings besteht hier noch großer Forschungsbedarf, um das Wechselspiel zwischen Klimaveränderungen, ökologischer Anpassungsfähigkeit und Evolution besser zu verstehen (KEGEL 2022, WILLIAMS et al. 2022b). Auch ist es oft schwierig Auswirkungen des Klimawandels als solche zu erkennen und von den Auswirkungen anderer Umweltveränderungen zu unterscheiden (NEATE-CLEGG et al. 2023, VIRKKALA et al. 2023). Unter anderem, weil sich die Auswirkungen solcher Veränderungen bzw. Ereignissen mitunter mit zeitlicher Verzögerung auf die Populationen auswirken (PIETRO 2022).

Vögel spielen beim **Monitoring** der Folgen des Klimawandels daher als Indikatoren eine herausragende Rolle (VAN RÜTH et al. 2023). 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 (KELLER 2017) betrifft, wobei es allerdings oft große Unterschiede in der Qualität der Datengrundlagen und -auswertungen gibt, die bei der Interpretation der Daten zu beachten sind (FEIGE 2022, SMITH et al. 2023a). Dann sind solche Daten aber auch auf lokaler und regionaler Ebene aussagekräftig und können als Grundlage, z. B. für Schutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen genutzt werden (HERNÁNDEZ-NAVARRO et al. 2023, NEWCOMBE et al. 2023).

Darüber, welche **Auswirkungen der Klimawandel auf die europäischen Brutvögel** hat, liegen bereits seit einigen Jahren z. T. umfangreiche wissenschaftliche Studien vor (HUNTLEY et al. 2007, BOTH et al. 2010, HANZELKA et al. 2019), auch wenn es noch eine Reihe offener, auch methodischer, Fragen gibt (FEIGE 2022). Die bislang vorhandenen Befunde liefern 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). Solche 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). Dies zeigt sich auch bei regionalen Untersuchungen von Brutvögeln (SCHMITZ et al. 2021, 2022b, SKJELVIK 2022) und Winterbeständen (SCHMITZ et al. 2018, 2022a). Dabei sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die nordamerikanische



Abb. 8/2: Die Hohltaube *Columba oenas* ist in der jüngeren Vergangenheit in Europa und in den Untersuchungsgebieten häufiger geworden. Die Art wird wohl auf Grund des Klimawandels allerdings in Zukunft wieder seltener werden. Foto: Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, 16.02.2018, J. Busch.

und europäische Vogelwelt noch als moderat einzustufen, wenn man dies mit den Auswirkungen auf andere Organismengruppen und auf anderen Kontinenten vergleicht (URBAN 2015). Insgesamt wird es in der europäischen Vogelwelt 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). Gleichzeitig können mehr und mehr **afrikanische Vogelarten** aus klimatischen Gründen in Südeuropa brüten (LÓPEZ-RAMÍREZ et al. 2022). Für Nordrhein-Westfalens Avifauna gibt es allerdings 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).

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. 54.900 Publikationen (Google Scholar, abgerufen am 15.12.2023) mit dieser Thematik (u. a., HUNTLEY et al. 2007, BEHRENS et al. 2009a, KELLER et al. 2020, GYURÁ CZ et al. 2022, IRANNEZHAD et al. 2022, LAJEUNESSE & FOURCADE 2022, ZHU 2023, ZILLIG et al. 2023, ZIMOVA et al. 2023):

- Habitat:** Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
Geringerer Bruterfolg durch häufigere Extremwetterereignisse
Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
Hitzestress
Versalzung von Biotopen
Erhöhte Wildfeuerfrequenz
Massensterben durch Extremwetterereignisse
Remobilisierung von Umweltschadstoffen
- Areal:** Arealverschiebungen seit den 1980er Jahren um ca. 30 km in nördliche und nordöstliche Richtung bei vielen europäischen Arten
Arealausdehnung und Zugwegverlagerung nach Westen bei sibirischen Arten
Höhenverschiebung des Areals bei montanen Arten
Arealzersplitterung
Erhöhtes Aussterberisiko für endemische Arten
Lebensraumverlust durch Anstieg des Meeresspiegels
- Nahrung:** Beeinflussung von Nahrungsketten
Veränderung von Nahrungsnetzen durch Neobiota
Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
Verderben von Nahrungsvorräten durch höhere Wintertemperaturen
Geringerer Bruterfolg durch Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
- Reproduktion:** Brut- und Überlebensbedingungen durch Zunahme von extremen klimatischen Ereignissen
Verschlechterung des Mikroklimas in Nestern u. Nesthöhlen
Mögliche Schädigung des Embryos durch höheren Wasserverlust durch die Eischale
Einfluss auf das Wachstum von Jungvögeln
Brutbeginn und Länge der Brutsaison
Vorverlegung der Brutsaison bei einmal brütenden Arten
Höherer Bruterfolg durch Verlängerung der Brutsaison und häufiger Mehrfachbruten
Höhere Bruterfolge durch verbesserten Zugang zu Nahrungsquellen
Verringerter Bruterfolg durch verringerte Gesangsaktivität bei höheren Temperaturen
Verringerter Bruterfolg bis hin zum Aussterben
- Konkurrenz:** Beeinflussung der Konkurrenzverhältnisse
- Prädatoren:** Beeinflussung von Räuberbeutebeziehungen und Pathogen- bzw. Parasit-Wirtbeziehungen, inkl. Neobiota.
Etablierung neobiotischer Pathogene in Vogelpopulationen
Klimawandelbedingte Einwanderung neozoischer Prädatoren.
- Adaptation:** Morphologische und physiologische Veränderungen

Verringertes Warnverhalten vor Prädatoren bei hohen Temperaturen
Verringerte kognitive Leistungsfähigkeit
Verändertes Schlafverhalten
Unzureichende Hitzetoleranz
Höherer zeitlicher und energetischer Aufwand beim Vermeiden von extremen Umwelttemperaturen
Einfluss auf die Gefiederpigmentierung
Veränderungen von Farbpolymorphismen
Benachteiligung dunkel pigmentierter Vögel
Verschiebungen im Mauserzyklus

Genetik: Verringerung der genetischen Diversität einer Art
Beeinflussung des Genpools von Populationen und Arten
Beeinflussung der Evolution von Populationen und Arten
Beschleunigung von Evolutionsprozessen

Avizönose: Änderungen im Verhältnis von Nicht-, Kurz- und Langstreckenziehern in Avizönosen
Etablierung von Neozoen

Ökosystem: Veränderungen von Ökosystemfunktionen und -nutzen
Veränderung von Stoffflüssen in Ökosystemen
Beeinflussung der Bestäubung von Pflanzen
Beeinflussung der Ausbreitung von Pflanzen

Mensch: Wirkung der Energiewende auf Vogelarten
Schutz und Renaturierung von Rast- und Bruthabitaten als natürliche Kohlenstoffspeicher
Etablierung neobiotischer Pathogene in Vogelpopulationen als Reservoir für Humanpathogene
Einfluss auf die Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden
Entkopplungen phänologischer Zusammenhänge beeinflussen die Nutzung natürlicher Ressourcen
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 werden mittlerweile sogar in der breiten Öffentlichkeit beachtet und in den Medien thematisiert (SPIEGEL 2020, SWR 2021, SPIEGEL 2022, SZ 2022).

Bei Arten, die als **Zugvögel** 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 in den mitteleuropäischen Brutgebieten (SERGIO et al. 2019a). Dabei sind die Änderungen der Landnutzung in den Überwinterungsgebieten oft von größerer Bedeutung als in den Brutgebieten (HOWARD et al. 2020, ADEGBEMILE 2022). Bei Langstreckenziehern haben die Witterungsbedingungen auf den unterschiedlichen Zugwegen der Arten, Populationen und Altersklassen großen Einfluss auf die Ankunftszeiten im Brutgebiet und den Einfluss des Klimawandels auf die Art bzw. Populationen (HAEST et al. 2020, NIEDERBERGER 2022). Mitunter 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, TURCOTTE-VAN DE RYDT et al. 2023, YADAV & UPADHYAY 2023, ZHU 2023):

Phänologie: Veränderungen bei den Zugzeiten

Allgemeine Vorverlagerung des Frühjahrszuges

Ausgeprägte Vorverlagerung des Frühjahrszuges bei Arten mit sexueller Selektion

Verschiebung des Herbstzuges

Änderungen des zeitlichen Ablaufs des Vogelzuges

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

Zugweg: Änderungen der Entfernung zwischen Brut- und Überwinterungsgebiet

Änderungen der Zugrichtung

Auftreten und Häufigkeit von Irrgästen

Etablierung neuer Zugwege und Überwinterungsgebiete

Veränderungen der Windregime zur Zugzeit

Veränderungen von Klima und Nahrungsverfügbarkeit auf dem Zugweg

Massensterben (die-off events) durch Extremwetterereignisse in Kombination mit unzureichender Ernährung

Lokale Beeinflussung durch Windkraft-, Solarenergieanlagen und Anbau von Energiepflanzen (Energy crops)

Zerstörung der Verbindungen von Zugweghabitaten

Negative Beeinflussung durch Brände und Rauchentwicklung auf dem Zug

Nahrung: Geringerer Energiebedarf durch höhere Temperaturen im Überwinterungsgebiet

Zeitliche Entkopplung mit Nahrungsorganismen in Rast- und Überwinterungsgebieten

Abnehmende Nahrungsqualität in Rast- und Überwinterungsgebieten

Rast- und Überwinterungsgebiete:

Verlagerungen der Überwinterungsgebiete

Klimatische Veränderungen in den Überwinterungsgebieten

Veränderungen der Schneebedeckung bedingen veränderte Nahrungsverfügbarkeit

Klimawandelbedingte Änderungen der Landnutzung

Transport von Samen hin zu neuen potentiellen Lebensräumen

Wegfall als Samentransporteur in geräumten Überwinterungs- und Zuggebieten mit möglichen Konsequenzen auf den Genpool der davon betroffenen Pflanzenarten

Langstreckentransport von Nährstoffen zwischen Überwinterungs- und Brutgebieten verändern sich

Pathogene: Transport von Pathogenen (z. B. Influenza-A, West-Nil u. Usutu-Viren, pathogene Pilze) zu neuen Wirtspopulationen

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 **Naturschutzplanungen** auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene eine immer wichtigere Rolle spielen und mitunter auch ungewöhnliche Methoden notwendig machen (u. a. MUNLV 2013, OLIVER et al. 2017, WATTS 2023, WUDU et al. 2023). Dass die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität ein immer größerer Aspekt im Naturschutz werden, wird mittlerweile auch in den zuständigen Behörden als immer wichtiger eingestuft (KORN et al. 2021, MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2021).

Ferner 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 (GOŁĘBIEWSKI & REMISIEWICZ 2023, TSURU 2023). Desweiteren zeigen Untersuchungen von BONNET-LEBRUN et al. (2020), dass bei einigen Arten eine zunehmende **Urbanisierung** das Zugverhalten beeinflusst und mehr Individuen solcher Stadtpopulationen gar nicht mehr ziehen (MERLING DE CHAPA et al. 2020, JOKIMÄKI et al. 2022, MACGREGOR-FORS 2022). Stadtpopulationen mancher Arten brüten früher als ihre Artgenossen in natürlichen Lebensräumen (MERLING DE CHAPA et al. 2020). 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 Freilandpopulationen (SUMASGUTNER et al. 2023).

Die oben genannten Punkte haben einen Einfluss auf die Bestände der beobachteten Vogelarten im Untersuchungsgebiet. Außerdem können bei Arten mit kleinen Populationsgrößen die häufiger auftretenden Wetterextreme unter Umständen fatale Folgen für den Fortbestand der gesamten Art haben (CRICK 2004). 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).

Zahlreiche 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 zurecht kommen, 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, OLIVER et al. 2017, VIRKKALA et al. 2023). Dabei werden die negativen Auswirkungen dieser Faktoren durch den Klimawandel oft noch forciert (NEATE-CLEGG et al. 2023). 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.

Sowohl in **Nordrhein-Westfalen** als auch in **Düsseldorf** (STADTWERKE DÜSSELDORF AG 2021) ist der Klimawandel bereits nicht nur anhand klimatologischer Parameter feststellbar, sondern auch die Tiere und Pflanzen zeigen hier als biologische Indikatoren bereits eindeutige Veränderungen an, die mit dem

Klimawandel einhergehen (LANUV 2010, MUNLV 2013). Im Untersuchungsgebiet wird sich das Klima in Zukunft ebenfalls weiter ändern. So berechneten KROPP et al. (2009) für das in der niederrheinischen Bucht gelegene Leverkusen einen Anstieg der Wintertemperaturen. Die Monatsmitteltemperaturen von Oktober bis März werden sich für den Zeitraum 2031-2060 um 1,5 bis 2,5 °C erhöhen. Dies hat zur Folge, dass es durchschnittlich 4 bis 5 Eistage und 19 bis 21 Frosttage weniger als bislang im Raum Leverkusen geben wird. Die frostfreie Periode verlängert sich. Sehr tiefe Wintertemperaturen sind aber nach wie vor möglich (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009), auch wenn bereits jetzt die Wahrscheinlichkeit für extrem warme Winter in Westeuropa und damit auch im Untersuchungsgebiet durch den anthropogenen Klimawandel deutlich erhöht ist (CHRITSTIDIS & STOTT 2021). Deutlicher sind allerdings die Änderungen im Nordostdeutschen Tiefland. Hier wird es 14 bis 15 Eistage und sogar 40 bis 50 Frosttage weniger geben als bislang (SPEKAT et al. 2007).

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 in ihre Funktion in und für die Ökosysteme und damit für den Menschen 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 Frühjahrszug der Kleinvogelarten um bis zu 19 Tage und im Mittel um 10 Tage vorverlagert (HÜPPOP & HÜPPOP 2012).

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. 2009-2023) 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 begonnenen Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen, um witterungsbedingte Schwankungen der beobachteten Brutvogelbestände in einzelnen Jahren auszugleichen (LEISTEN 2017).

Der Gerresheimer Waldfriedhof

Das erste Untersuchungsgebiet liegt auf dem Gerresheimer Waldfriedhof (Abb. 8/3). 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 Begehungsrouten wurden übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.



Abb. 8/3: Der von Wald umgebene Gerresheimer Waldfriedhof liegt an den Ausläufern des Bergischen Landes in Hanglage. Die Grenze des Untersuchungsgebietes ist rot umrandet, die Begehungsrouten gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Gerresheim, 18.04.2018, J. Busch).

Das Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen

Das zweite Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen (Abb. 8/4) 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 Auenlandschaft¹. Auch im zweiten Untersuchungsgebiet wurden die von LEISTEN (2017) gewählten Grenzen des Untersuchungsgebietes und die Begehungsrouten übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.



Abb. 8/4: Der Himmelgeister Rheinbogen ist durch ausgedehnte Wiesen, Weiden, gliedernde Hecken, Kopfweiden und großflächige Äcker gekennzeichnet- Das Untersuchungsgebiet ist rot umrandet, die Begehungsrouten gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Himmelgeist, 17.04.2018, J. Busch).

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, die detaillierte Informationen zu Häufigkeit, Verbreitung, Arealveränderung und Bestandsentwicklung zulassen (SÜDBECK et al. 2005). Als Folge des Klimawandels wird es zukünftig erforderlich sein, den Kartierungsbeginn im zeitigen Frühjahr etwas nach vorne anzupassen und eventuell auch zu verlängern. Dadurch 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. 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.ornitho.de und www.ebcc.info), eingetragen. Bei den Geländebe-

¹ <http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de> (aufgerufen am 10.12.2023)

gehungen 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, 2017) 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 den einzelnen Fundpunkt mit einer anderen Farbe eingetragen wurde, 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) zusammenfielen bzw. Beobachtungen mit Brutzeitcode für ein sicheres Brüten vorlagen (SÜDBECK et al. 2005). Die Nomenklatur richtet sich nach BARTHEL & KRÜGER (2019).

Um die erforderlichen Beobachtungsfenster (SÜDBECK et al. 2005) für die verschiedenen Eulen- und Spechtarten sowie die sonstigen Brutvogelarten abzudecken, wurden von Anfang Februar bis Mitte Juli 2023 in Gerresheim 15 und in Himmelgeist 18 Begehungen durchgeführt. Die Begehungen zur Erfassung der Eulenarten wurden zwischen Sonnenuntergang und Mitternacht 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 (SÜDBECK et al. 2005). 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, 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).

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 musste bei der Interpretation der Daten dieser Jahre ebenfalls berücksichtigt werden.

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 Temperature Index (CTI) ermittelt (TAYLEUR et al 2016).

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 19.11.2023) 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 km² und die in Himmelgeist mit 0,90 km² 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, BÜNTGEN et 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 – 2023 und die Entwicklung von 2009 – 2022 jeweils separat auf ihre Signifikanzen hin untersucht.

Des Weiteren muss bei der Interpretation der Daten aus dem Untersuchungsgebiet NSG Himmelgeister Rheinbogen berücksichtigt werden, dass sich das öffentliche Leben und die Freizeitaktivitäten der Bevölkerung insbesondere in 2021 durch die **COVID-19-Pandemie** und die damit einhergehenden behördlichen Maßnahmen, stark verändert haben. Die Pandemie mit all ihren Auswirkungen hatte global Einfluss auf die Aktivität von Tierarten (MANENTI et al. 2020, TUCKER et al. 2023), auf die illegale Jagd (MANENTI et al. 2020) und eine Erhöhung der Störungsintensität durch Freizeitaktivitäten und dies selbst in Schutzgebieten. Letzteres war auch der Fall in der Region, in der die Untersuchungsgebiete liegen (MÖNIKES 2021). Solche Aktivitäten haben mitunter größeren Einfluss auf die Aktivität von Tieren als Habitatveränderungen durch Forst- und Landwirtschaft (DOHERTY et al. 2021).

Ergebnisse

Gerresheimer Waldfriedhof

Bei den im Jahr 2023 durchgeführten Kartierungen konnten 30 Vogelarten als Brutvögel und vier Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/1). Als Randsiedler wurden Hohltaube, Schwarzspecht, Stieglitz und Sumpfmeise eingestuft. Zehn von 34 Brutvögeln zeigten keinen signifikanten Trend in ihrer Entwicklung, bei allen anderen Arten nehmen die Bestände signifikant zu.

Im Kartierungsjahr 2023 konnten 20 Arten, die früher als möglicher Brutvögel im Bereich des Gerresheimer Waldfriedhofs festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/2). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 54 festgestellten Brutvogelarten 37 % nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Fitis, Habicht und Wintergoldhähnchen konnten wie in den letzten Jahren auch in 2023 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden. Dazu kommen in den letzten acht Jahren 21 Arten von Gastvögeln und Durchzüglern, die bislang noch nicht als Brutvogelart nachgewiesen wurden. Diese Arten sind in Tab. 8/3 aufgeführt.

Tab. 8/1: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2023. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind die absoluten Bestandszahlen dieser Jahre nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2002, 2017). Rs=Randsiedler, G=Gastvogel ohne Zählung. Trends der Bestandentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2023 bzw. 2009 – 2023: signifikant positiv , signifikant negativ , keine Signifikanz .

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend 2009 -2023
	Ø 1986- 88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
Amsel	33,8	28	9	9	8	9	13	10	10	10	17	11,5	13,5	10,5	11,5	10,5	13,5	
Bachstelze	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Blaumeise	9,7	4	2	3	2	3	2	2	3	3	6,5	7	7,5	7,5	10,5	9	9,5	
Buchfink	8,7	11	5	4	4	6	6	8	6	7	15	17	21	13,5	13,5	11	12,5	
Buntspecht	1,2	1	1	2	2	1	3	1	4	3	4	5,5	8,5	7,5	6	7,5	10,5	
Eichelhäher	4,7	3	1	1	2	1	Rs	1	1	2	1	1	1	1	1	2	2	
Gartenbaumläufer	0,7	1	1	0	1	2	Rs	1	1	1	3	5	3	2	3,5	3,5	4	
Gartengrasmücke	1,0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	1,5	1,5	Rs	Rs	1,5	
Gimpel	1,3	1	G	1	1	Rs	1	1	2	1	1	2	2	1	1	1	1	
Grauschnäpper	0,3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1*	2,5	2	2	2	
Grünfink	5,7	5	1	2	1	1	1	1	1	0	1,5	1	2	1	1	G	Rs	
Grünspecht	G	Rs	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	1	1,5	2,5	2	2	2	1,5	
Heckenbraunelle	4,0	5	1	2	3	1	2	1	4	4	4	4	7	6,5	4,5	7	9,5	
Hohltaube	0	0	0	0	Rs	Rs	0	0	Rs	2Rs	Rs	Rs	2Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	
Kernbeißer	3,3	3	0	0	1	0	G	G	G	1	1	2,5	2,5	4	5	4,5	6	
Kleiber	2,0	1	4	4	1	3	2	1	3	2	2,5	4,5	4,5	5,5	5,5	5,5	5	
Kohlmeise	9,3	11	5	5	5	4	3	5	5	4	5	8,5	10,5	7,5	8,5	11,5	12,5	
Mäusebussard	G	1	G	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	Rs	1	1	1	1	1	1	1	

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2009-2023
Misteldrossel	0	Bv	0	Rs	Rs	Rs	0	2	Rs	0	Rs	Rs	G	G	Rs	Rs	1,5	
Mittelspecht	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1Rs	1,5	2,5	3	2	2,5	2	3	
Mönchsgrasmücke	5,3	6	4	3	5	4	6	4	4	6	8,5	15	18,5	16	18	15	19	
Rabenkrähe	G	2	G	G	1	1	Rs	1	Rs	1	1,5	2Rs	2Rs	2Rs	2Rs	1,5	1,5	
Ringeltaube	6,3	6	4	7	5	4	6	7	5	7	7,5	9,5	9	7	8	8	9,5	
Rotkehlchen	11,0	12	7	9	8	9	11	9	8	7	13,5	15,5	23	20,5	24,5	24,5	28	
Schwanzmeise	1,7	2	2	0	0	0	0	Rs	0	1	1	0	1	1,5	2	1	2	
Schwarzspecht	0	0	0	Rs	Rs	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	G	Rs	Rs	Rs	
Singdrossel	7,0	5	3	4	4	4	2	4	3	4	5	8	5	9	8	8	7	
Sommergoldhähnchen	3,0	4	G	0	0	G	0	Rs	1	0	2	2	5	5,5	6	6,5	6,5	
Star	15,7	6,5	0	0	1	1	1	0	Rs	Rs	G	G	G	2Rs	4Rs	3Rs	2,5	
Stieglitz	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	G	G	G	1	1	Rs	2Rs	
Sumpfmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	Rs	Rs	G	Rs	
Waldkauz	1,0	1	G	G	0	0	0	0	0	1	1	1,5	2	2	2	1,5	1,5	
Zaunkönig	5,7	9	6	5	8	8	7	9	5	5	11,5	14,5	14,5	15	17	17	17,5	
Zilpzalp	5,3	8	2	3	3	3	4	4	3	5	8	8	10,5	11	8,5	11	12	

Tab. 8/2: Anzahl der Reviere der ehemaligen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2023. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind die absoluten Bestandszahlen dieser Jahre nur bedingt vergleichbar (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 Bestandentwicklung 2009 – 2023: signifikant positiv , signifikant negativ , keine Signifikanz .

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2009-2023
Dorngrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0	0	
Feldschwirl	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Feldsperling	8,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Fitis	2,7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	
Gartenrotschwanz	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	0	0	
Goldammer	0,3	RS	0	G	0	0	0	0	0	0	0	Rs	G	0	0	0	0	
Habicht	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	Rs	G	0	G	G	G	G	
Hausperling	11,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	
Klappergrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Kuckuck	0	Rs	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	0	G	
Nachtigall	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	0	0	

Deutscher Name	Beobachtungen																	Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	
Pirol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	0	
Sperber	0	Rs	G	0	0	Rs	0	0	0	0	G	0	0	Rs	0	0	G	
Sumpfrohsänger	0	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trauerschnäpper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Rs	0	0	
Turmfalke	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	G	G	0	0	G	
Waldlaubsänger	1,0	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	0	0	1	1	Rs	G	0	0	0	
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	G	G	G	0	

Tab. 8/3: Gastvögel und Durchzügler auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1998 und 2009 bis 2023. 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.

Deutscher Name	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Bergfink	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Dohle	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Elster	0	G	G	0	Dz	0	0	0
Erlenzeisig	0	0	Dz	Dz	G	Dz	Dz	Dz
Feldlerche	0	Dz	Dz	0	0	0	0	0
Fichtenkreuzschnabel	0	G	0	0	0	0	0	0
Gebirgsstelze	0	0	0	0	0	G	0	G
Halsbandsittich	0	0	G	G	G	G	G	G
Haubenmeise	0	G	G	G	G	G	0	0
Kleinspecht	0	0	0	G	G	G	0	0
Kolkrabe	0	0	0	0	G*	G*	G**	G
Mauersegler	0	G	G	G	G	G	G	G
Nachtigall	G	0	0	0	0	0	0	0
Rotdrossel	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Rotmilan	0	0	0	0	G**	0	0	0
Tannenmeise	0	0	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Uhu	0	0	G	G*	0	0	0	0
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	Dz/G	Dz/G
Waldschnepfe	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Wanderfalke	0	0	0	0	G**	0	0	G
Wespenbussard	0	0	G	0	G	0	0	0

Himmelgeister Rheinbogen

Bei den im Jahr 2023 durchgeführten Kartierungen konnten 41 Vogelarten als Brutvögel und sechs Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/4). Als Randsiedler wurden Graureiher, Habicht, Misteldrossel, Rotmilan, Schwarzmilan und Sperber (Abb. 8/7) erfasst.

Tab. 8/4: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2023. 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). Trends der Bestandsentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2023 bzw. 2009 – 2023: signifikant positiv signifikant negativ keine Signifikanz .

Deutscher Name	Beobachtungen																Trend '09 - '22
	'07	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21	'22	'23	
Amsel	Bv	5	3	4	4	5	4	6	5	6	7,5	6,5	5,5	6	4,5	10	
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	1	G	G	G	1	1	1	1	
Blaumeise	Bv	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	5	5	5	7	6	
Bluthänfling	0	2	2	3	3	3	G	1	4	1	3	1	1	1	4	2	
Buchfink	Bv	7	5	7	6	6	5	4	5	7,5	12,5	16,5	12,5	9,5	7,5	7,5	
Buntspecht	Bv	G	1	G	G	1	1	1	2	3	3	4	4,5	6,5	4,5	5	
Dohle	Bv	G	2	1	4	3	2	1	1	1	2	4	3	4	2	6	
Dorngrasmücke	4	5	5	11	7	9	7	6	9	10,5	8,5	11	15,5	15	9	10,5	
Eichelhäher	G	0	G	0	0	0	1	G	0	G	2	2	1	1	1	1,5	
Fasan	Bv	2	4	4	3	3	1	1	4	3	2	3,5	3,5	5	5	4	
Feldlerche	8	5	3	5	6	4	4	5	6	6	9	6,5	10	9	10	9,5	
Gartenbaumläufer	Bv	G	0	1	1	1	1	0	0	2	4	6	4	5	5	6	
Gartengrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	2	3	2	1	3	
Graureiher	0	0	0	0	0	0	G	G	Rs	Rs	G	G	2Rs	3Rs	2Rs	2R	
Grauschnäpper	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	
Grünfink	Bv	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3,5	1	1	G	Rs	1	
Grünspecht	Bv	G	G	0	0	0	1	1	1	1,5	1,5	2,5	2	2,5	2,5	2,5	
Habicht	1	1	0	1	Rs	G	1	G	0	G	G	G	G	G	Rs	Rs	
Halsbandsittich	Bv	2	3	0	G	Rs	Rs	1	2	Rs	1	2	2	2	1	2,5	
Heckenbraunelle	Bv	1	1	1	1	1	2	3	2	4	4,5	4,5	5,5	6	5,5	8	
Hohлтаube	Bv	G	1	2	3	3	3	4	3	4	3	2,5	2,5	3,5	3	4	
Kiebitz	2	3	5	4	1	1	0	1	1	0	Dz	0	Rs	1	Rs	1	
Kohlmeise	Bv	6	4	5	4	8	3	6	7	8	7,5	7	7,5	8	9,5	12	
Kuckuck	Bv	0	0	G	G	G	1?	0	0	G	G	1	2	1,5	1	1,5	
Mäusebussard	2	2	1	1	1	1	1	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1	1,5	1,5	1,5	
Misteldrossel	Bv	1	1	0	1	Rs	0	Rs	0	Rs	Rs	2	Rs	2Rs	2Rs	Rs	
Mönchsgrasmücke	Bv	6	5	6	4	5	4	3	6	9	12	12	12,5	14,5	14,5	17	
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	2,5	2,5	5,5	6	5,5	4,5	4	
Nilgans	Bv	2	2	2	4	4	5	5	4	5	5,5	4	6	7	6,5	7	
Rabenkrähe	Bv	6	5	3	5	4	3	6	7	6,5	3,5	2	3,5	4	4,5	3,5	

Deutscher Name	Beobachtungen																Trend '09 - '22
	'07	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21	'22	'23	
Ringeltaube	Bv	7	4	3	3	5	5	4	4	5,5	5	5,5	7	9	8,5	9	
Rotkehlchen	Bv	2	2	2	1	1	2	1	1	G	2	1	1	2	3	4	
Rotmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	G	Dz	G	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	
Schleiereule	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1,5	1	1,5	
Schwarzmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	
Singdrossel	Bv	4	3	3	2	3	2	2	2	2,5	3	3,5	4	4,5	4	7	
Sperber	G	G	0	0	Rs	Rs	Rs	0	0	G	G	G	G	G	Rs	Rs	
Star	Bv	6	5	5	5	6+	5+	7+	4+	4+	6	4,5	6	10,5	11	11	
Steinkauz	3	3	4	2	2	2	4	3	3	5	2,5	3,5	3,5	4,5	5,5	4	
Stieglitz	Bv	0	1	4	2	2	Rs	1	1	2,5	2	1	1	3,5	4	2,5	
Sumpfrohrsänger	Bv	3	1	2	1	2	2	Rs	2	1	Rs	G	Rs	2	2,5	3	
Waldkauz	1	0	G	0	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	1,5	2	2,5	2,5	1,5	1,5	
Waldohreule	1	0	0	0	0	0	0	G	0	0	1	1,5	Rs	1,5	1	1	
Wiesenschafstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	Rs	1	2Rs	1,5	
Zaunkönig	Bv	6	2	3	5	3	8	8	7	11	17,5	16	13,5	16,5	16,5	19	
Zilpzalp	Bv	3	2	3	3	3	6	3	4	6,5	5,5	10	9	7	8	9,5	

Tab. 8/5: Anzahl der Reviere der ehemalige Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2023. Aufgrund des 2007 größeren Untersuchungsgebietes sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2017). 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 – 2023 bzw. 2009 – 2023: signifikant positiv signifikant negativ keine Signifikanz .

Deutscher Name	Beobachtungen																Trend '09 - '21
	'07	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21	'22	'23	
Baumfalke	1	0	G	0	G	G	0	0	0	G	G	G	G	G	0	G	
Feldsperling	2	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gartenrotschwanz	Bv	0	G	0	0	0	G	0	0	Dz	0	0	0	Dz	0	0	
Gelbspötter	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	Rs	0	0	0	0	
Haurotschwanz	0	G	G	4	0	0	0	0	0	G	G	0	0	1	G	0	
Kleiber	Bv	G	0	0	0	0	0	0	0	G	G	1	1	G	G	G	
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Rs	0	2Rs	Rs	Dz	
Pirol	1	2	2	G	G	Rs	0	0	0	0	G	G	0	Dz/G	0	Dz/G	
Rebhuhn	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rostgans	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1,5	Rs	Rs	G	Dz/G	
Schwarzkehlchen	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	Rs	Rs	Dz	
Sumpfmeise	Bv	1	1	0	0	0	0	0	0	Rs	G	1	0	0	G	G	
Turmfalke	1	1	1	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	
Wachtel	G	0	G	G	2	0	0	0	2	1	Dz	0	0	Dz	0	0	

Tab. 8/6: Gastvögel und Durchzügler im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2023. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. †R. Köhn, mündl. Mitteilung. ** Der Orpheusspötter wurde südlich des Untersuchungsgebietes festgestellt und der Vollständigkeit halber mit aufgelistet *** J. Schumann, pers. Mitteilung.

Deutscher Name	Beobachtungen															
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Alexandersittich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Austernfischer	G	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	0	Dz	0	0	Dz	0	Dz
Bekassine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Bergfink	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	Dz	0
Bergpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	0
Blässgans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0
Braunkehlchen	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	0	0	0	0	Dz	Dz
Elster	G	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G
Erlenzeisig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	0	Dz	0
Feldschwirl	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Dz	0	0	Dz	0	0
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Flussregenpfeifer	0	0	0	0	0	G	0	Dz	0	0	0	Dz	0	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Gimpel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G	G	0	0	0
Goldammer	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	Dz/G	Dz/G	Dz	Dz	0
Hausente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0
Heidelerche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Heringsmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Höckerschwan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0	0
Kanadagans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Kernbeißer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G	Dz/G	0	Dz/G	Dz/G
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	0
Kormoran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Kornweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Kranich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Lachmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz/G	Dz/G	Dz
Mauersegler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G	G	G
Mehlschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0	0	0	G	G
Mittelmeermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	G	G	G	G	G
Orpheusspötter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G**	0	0	0	0
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G	G	G
Reiherente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0
Rohrhammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	Dz	Dz	0
Rohrweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0	Dz	Dz	Dz	0

Deutscher Name	Beobachtungen															
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Rotdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	0
Saatkrähe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G	G	G
Schwanzmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Silbermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G
Silberreiher	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0
Sommergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0
Steinschmätzer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Straßentaube	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0	0	G
Stockente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	Dz/G	Dz/G	G
Streifengans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G	0	0
Sturmmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Tannenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	0
Uhu*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	0	0	0	0
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Waldschnepfe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Waldwasserläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	Dz	0	0	0
Wanderfalke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G	0	G	0	0
Weißstorch	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz***	Dz
Wespenbussard	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G	0	0
Wiesenpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0

Im aktuellen Kartierungsjahr 2023 konnten 14 Arten, die früher als zumindest mögliche Brutvögel im Bereich des Himmelgeister Rheinbogens festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/5). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 61 festgestellten möglichen Brutvogelarten 22 % nicht mehr hier brüteten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Neuntöter, Schwarzkehlchen, Turmfalke und Rostgans konnten in 2023 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Von den 47 in 2023 festgestellten Brutvogelarten zeigen 31 Arten einen signifikanten positiven und nur der Kiebitz einen signifikant negativen Trend in der Bestandsentwicklung innerhalb des Zeitraumes 2009 – 2023 (Tabelle 8/4). Bei allen anderen Arten waren die Änderungen in diesem Zeitraum nicht signifikant.

Unter den ehemaligen Brutvogelarten sind vier ursprünglich regelmäßig vorkommende Arten mittlerweile als Brutvogel verschwunden (Tab. 8/5). Dies ist bei Feldsperling, Pirol, Rostgans und Turmfalke der Fall, das heißt bei diesen Arten ist der Trend signifikant negativ.

Dazu kommen in den Jahren 2007 und 2009 - 2023 55 Arten von Gastvögeln und Durchzüglern, die bislang noch nicht als Brutvogelart nachgewiesen wurden. Diese Arten sind in Tab. 8/6 aufgeführt.

Von den insgesamt 75 in den beiden Untersuchungsgebieten in den Jahren 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2023 beobachteten Brutvogelarten stehen aktuell neun Arten auf der **Roten Liste der BRD** und fünf Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke, Bluthänfling (Abb. 8/17), Feldlerche, 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, Grauschnäpper, Pirol, Steinkauz und Wachtel. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2023 Bluthänfling, Feldlerche, Grauschnäpper (Abb. 8/13), Kiebitz, Kuckuck, Rotmilan, Star und Steinkauz erfasst werden.

Tab. 8/7: Liste der ehemaligen (†) und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2023. ^P = in NRW planungsrelevante Art (MKULNV 2015, LANUV 2016b), Angaben zum Rotelistestatus (RL) in Deutschland (RYSILAVY et al. 2020) und Nordrhein-Westfalen (GRÜNEBERG et al. 2017), 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**), 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.

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa				
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prognose	Prognose	STI	R	O	Prognose ME	EBBA 2
Amsel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,58	1,04	0,87	0	↑
Bachstelze	* / > / ↓↓	V / (<) / ↓↓	=	0	0	11,99	0,91	0,87	0	=
Baumfalke ^P (†)	3 / (<) / =	3 / (<) / =	=	0	+	12,69	0,89	0,71	0	↑
Blaumeise	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,74	1,05	0,87	0	↑↑
Bluthänfling ^P	3 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓↓	↓	0	0	13,16	1,05	0,84	0	↓
Buchfink	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,30	0,94	0,89	0	=
Buntspecht	* / > / ↑	* / > / =	=	0	+	12,12	0,81	0,75	0	↑
Dohle	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,96	0,9	0,7	-1	↑
Dorngrasmücke	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	0	12,65	1	0,86	0	=
Eichelhäher	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,47	1	0,83	0	↑
Jagdfasan	NZ	NZ	↓		+	12,87	1,01	0,72	0	=
Feldlerche ^P	3 / (<) / ↓↓	3S / (<) / ↓↓↓	=	0	0	12,20	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	0,95	0,74	0	↓
Fitis (†)	* / = / ↓↓	V / (<) / ↓↓	↓↓	-1	-	10,46	0,58	0,56	-2	↓
Gartenbaumläufer	* / = / =	* / = / =	↓	0	+	13,90	1,06	0,57	-1	↑
Gartengrasmücke	* / = / ↓↓	* / = / =	↓	-1	0	11,32	0,69	0,65	0	↓
Gartenrotschwanz ^P (†)	* / (<) / ↑	2 / (<) / ↓↓↓	↓	0	0	11,31	0,75	0,71	-1	↑
Gelbspötter (†)	* / = / ↓↓	* / = / ↓↓	=	-2	-	11,39	0,61	0,42	-3	↓
Gimpel	* / > / ↑	* / (<) / ↓↓	=	0	0	10,76	0,74	0,69	-1	↓↓
Goldammer (†)	* / (<) / =	* / (<) / =	↓	0	0	11,55	0,79	0,73	-1	↓↓
Graureiher ^P	* / = / =	* / > / =	=	-1	0	12,69	0,81	0,57	0	↑↑

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa				
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prog-nose	Prog-nose	STI	R	O	Prog-nose ME	EBBA 2
Grauschnäpper	V / (<) / ↓↓	* / = / ↓↓	=	0	0	12,15	0,89	0,82	0	↓
Grünfink	* / > / ↓↓	* / = / ↑	=	0	0	12,60	1,01	0,89	0	↓↓
Grünspecht	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	=	0	+	12,94	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	0,6	0,96	-1	↑
Hausperling (†)	* / (<) / =	V / (<) / ↓↓	↓	-2	0	12,26	0,86	0,81	0	↓
Heckenbraunelle	* / > / =	* / > / =	=	0	0	10,91	0,72	0,67	-2	↓
Hohltaube	* / = / ↑	* / > / ↑	=	-1	0	12,44	0,78	0,47	-2	↑↑
Kernbeißer	* / = / =	* / = / =	=	0	+	12,98	0,91	0,61	-1	=
Kiebitz ^P	2 / (<) / ↓↓↓	2S / (<) / ↓↓↓	↓	-1	-	11,53	0,71	0,66	-2	↓↓
Klappergrasmücke (†)	* / (<) / =	V / (<) / ↓↓	↓	0	-	11,64	0,74	0,61	-2	=
Kleiber	* / > / ↑	* / > / =	=	0	+	12,79	0,88	0,61	0	↑
Kohlmeise	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,34	0,96	0,93	0	↑↑
Kuckuck ^P	3 / (<) / ↓↓	2 / (<) / ↓↓↓	↓↓	0	0	12,14	0,95	0,91	0	↓
Mäusebussard ^P	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,70	0,89	0,75	0	=
Misteldrossel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	11,91	0,81	0,64	-1	=
Mittelspecht ^P	* / > / ↑	* / = / ↑	↑	-1	0	13,24	0,83	0,34	-2	↑
Mönchsgrasmücke	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,62	0,96	0,81	0	↑↑
Nachtigall ^P	* / = / ↑	3 / (<) / ↓↓	=	0	-	14,49	1,3	0,87	0	=
Neuntöter ^P (†)	* / (<) / =	V / (<) / =	↑	0	0	12,62	0,99	0,81	0	=
Nilgans	NZ	NZ	↑↑		+	12,39				↑↑
Pirol ^P (†)	V / (<) / =	1 / (<) / ↓↓↓	=	0	+	13,47	1,04	0,8	0	=
Rabenkrähe	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	0	12,13	0,93	0,88	0	=
Rebhuhn ^P (†)	2 / (<) / ↓↓↓	2S / (<) / ↓↓↓	=	0	0	12,85	0,95	0,61	-1	↓↓
Ringeltaube	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,22	0,91	0,8	0	↑
Rostgans ^P (†)	NZ	NZ	=		0	15,57	1,01	0,19		↑
Rotkehlchen	* / = / =	* / > / =	=	0	0	12,00	0,82	0,75	0	↑
Rotmilan ^P	* / = / =	* / > / =	=	-1	0	13,54	0,58	0,14	-2	=
Schleiereule ^P	* / (<) / ↑	*S / (<) / ↑	=	0	+	13,99	1,09	0,66	-1	=
Schwanzmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,66	0,91	0,69	0	=
Schwarzkehlchen ^P (†)	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	?	13,99	1,06	0,69	1	↑
Schwarzmilan ^P	* / = / ↑	* / > / ↑	=	0	+	13,47	0,84	0,49	0	=
Schwarzspecht ^P	* / > / =	*S / > / ↑	=	0	-	11,12	0,73	0,62	-2	↑
Singdrossel	* / = / =	* / > / =	↓	0	0	11,40	0,76	0,72	-1	↑
Sommerschnäpper	* / > / =	* / > / =	=	0	-	13,20	0,7	0,63	-2	=
Sperber ^P	* / = / =	* / = / =	↑	0	0	11,92	0,79	0,72	-1	=
Star ^P	3 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	0	0	11,80	0,9	0,82	0	↓
Steinkauz ^P	V / (<) / ↑	3S / (<) / =	↑	0	+	14,21	1,16	0,84	0	↓
Stieglitz	* / = / ↓↓↓	* / = / ↑	=	0	0	13,45	1,06	0,86	0	↑
Sumpfmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,33	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	↓

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa				
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prog-nose	Prog-nose	STI	R	O	Prog-nose ME	EBBA 2
Turmfalke ^P	(†) * / = / =	VS / (<) / =	=	0	0	12,43	0,96	0,91	0	↓
Wachtel ^P	(†) V / (<) / =	2S / (<) / ↓↓	=	0	+	13,60	1,01	0,72	0	?
Waldkauz ^P	* / = / =	* / = / =	=	0	+	12,87	0,96	0,68	0	=
Waldlaubsänger ^P	(†) * / = / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	↑	0	-	11,38	0,73	0,60	-1	=
Waldohreule ^P	* / = / =	3 / (<) / ↓↓	=	0	+	12,29	0,83	0,64	-1	=
Weidenmeise	(†) * / = / ↓↓	* / = / ↓↓↓	=	0	-	10,20	0,62	0,59	-1	↓↓
Wiesenschästelze	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,14	0,85	0,77	0	=
Wintergoldhähnchen	(†) * / > / ↓↓	* / > / =	=	0	-	10,81	0,87	0,44	-1	↓
Zaunkönig	* / = / =	* / > / ↑	=	0	+	12,24	0,96	0,79	0	↑
Zilpzalp	* / > / =	* / > / ↑	=	0	+	11,95	0,86	0,79	0	↑

Für Nordrhein-Westfalen sieht die Situation wie folgt aus: 17 Arten der in den Untersuchungsgebieten während des Untersuchungszeitraumes 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2023 als Brutvögel festgestellten Vogelarten stehen auf der **Roten Liste Nordrhein-Westfalens**, sieben Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche, Feldschwirl, Feldsperling, Habicht, Nachtigall, Star, Steinkauz, Waldlaubsänger und Waldohreule in der Kategorie 3, d. h., dass sie landesweit in ihren Beständen gefährdet sind. Wachtel, Rebhuhn, Kuckuck, Kiebitz und Gartenrotschwanz 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 Bachstelze, Fitis, Haussperling, Klappergrasmücke, Neuntöter, Sumpfrohrsänger und Turmfalke. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2023 Bachstelze, Bluthänfling, Feldlerche, Habicht, Kiebitz, Nachtigall, Star, Steinkauz, Sumpfrohrsänger und Waldohreule beobachtet werden. Fitis, Neuntöter 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. 8/7): Grünspecht und Schwarzkehlchen. Zu den prognostizierten Verlierern gehören europaweit deutlich mehr Arten der beiden Untersuchungsgebiete: Dohle, Feldschwirl, Fitis, Gartenbaumläufer, Gartenrotschwanz, Gelbspötter, Gimpel, Goldammer, Habicht, Hausrotschwanz, Heckenbraunelle, Hohltaube, Kernbeißer, Kiebitz, Klappergrasmücke, 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, 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, Gartengras-

mücke, 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. 8/7): Feldschwirl, Fitis, Haussperling, Gartengrasmücke, Gelbspötter, 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 Index (STI, Abb. 8/5), fällt auf, dass der durchschnittliche STI der ehemaligen Brutvögel in Gerresheim von 2009 bis 2023 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 2023 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

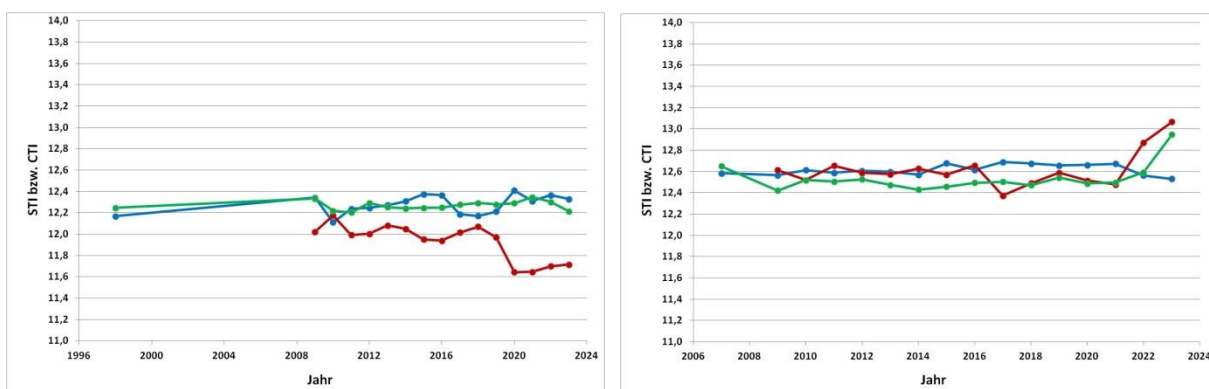


Abb. 8/5: Entwicklung des Species Temperature Index (STI) und Community Temperature Index (CTI) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Blau: mittlerer STI der im jeweiligen Jahr aktuell brütenden Arten, rot: mittlerer STI der Arten die in mindestens einem 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).

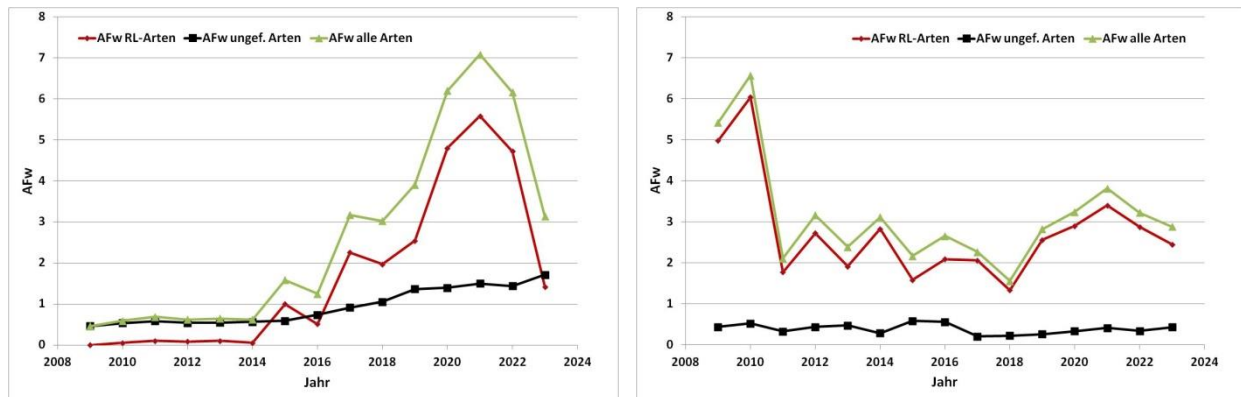


Abb. 8/6: Entwicklung des Avifaunistischen Flächenwertes (AFw) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Schwarz: AFw der ungefährdeten Brutvogelarten, rot: AFw der Brutvogelarten die zur Zeit der Kartierung auf der jeweils aktuellen Roten Liste aufgeführt 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 13.10.2023) erhältlich sind.

jeweiligen Brutzeiten zu unattraktiv waren. Der mittleren STI der Brutvögel in 2023 unterscheidet sich nicht signifikant vom mittleren STI der ehemaligen Brutvögel.

Avifaunistischer Flächenwert nach SCHREIBER (2015)

Betrachtet man die Entwicklung des Avifaunistischen Flächenwertes (AFw) nach SCHREIBER (2015) der beiden Untersuchungsgebiete von 2009 – 2023 (Abb. 8/6), dann fallen einem 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 und 2023 ist der AFw zurückgegangen, so dass das Gebiet nur noch von mittlerer Bedeutung ist (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, Kiebitz) als Brutvogel und die Zunahme der Reviere von vorhandenen 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 abschwächt und in der jüngeren Vergangenheit wieder auf sehr hoch bzw. aktuell auf hoch anstieg. Eine Entwicklung, die über den ganzen Untersuchungszeitraum betrachtet, allerdings nicht signifikant ist.

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 unangeleiteten Hunden, sowie Fahrradfahrern, Joggern, und Skatern konnte auch eine Drohne

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 2023 zeigen aber wieder deutlich mehr Arten einen positiven Trend in der Zeitspanne 2018 – 2023. 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.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen nur für solche Arten etwas detaillierter diskutiert, die deutliche Veränderungen ihrer Bestände zeigen, oder für die sich deutliche Konsequenzen aus den zukünftigen klimatischen Veränderungen abzeichnen.

Ausgehend von den expandierenden niederländischen und belgischen Beständen erfolgte die Besiedlung Deutschlands durch die mittlerweile eingebürgerte Neozoe **Nilgans** *Alopochen aegyptiaca*. Die ersten Freilandbruten in NRW wurden 1986 festgestellt. Da ihre Reviere jedoch nicht zwingend an Gewässern liegen müssen und ihre Nistplatzwahl sehr variabel ist, hat diese Art sicherlich das breiteste Habitatspektrum aller „Gänsearten“. Dies erlaubt ihr auch eine weitere Verteilung und fast flächenhafte Besiedlung der meisten Landesteile, so dass mit weiteren Besiedlungen zu rechnen ist (GRÜNEBERG et al. 2013). Dazu kommt, dass die Art von geringerer Wintermortalität und möglicherweise von einer verlängerten Brutzeit durch mildere Temperaturen im Rahmen des Klimawandels profitiert (SUDFELDT et al. 2009a) und sich auch auf Grund der klimatischen Entwicklung in Europa immer weiter ausbreitet (LAZARINA et al. 2023, WEGGLER 2023). Auch im Untersuchungsgebiet des Himmelgeister Rheinbogens war eine solche Zunahme bei der Nilgans zu beobachten, so dass es in den letzten Jahren schon zu aggressiven Auseinandersetzungen um die besten Reviere kommt (LEISTEN 2017 und eigene Beobachtungen). In den letzten Jahren stieg die Zahl der Brutpaare im Gebiet nicht mehr signifikant an (Tab. 8/4). Dies und die vielen Nicht-

brüter im Gebiet sprechen dafür, dass die Kapazitätsgrenze dieser Art dort allmählich erreicht ist, und eine weitere signifikante Erhöhung der Zahl der Brutreviere eher fraglich ist. Dies ist bei vielen invasiven Arten zu beobachten (MAI et al. 2022). Die Daten aus den Jahren 2020 bis 2023 bestätigen diese Entwicklung. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich im Vereinigten Königreich (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023) und in den nahen Niederlanden. Auch hier wird neben einer verstärkten Jagd ebenfalls das Erreichen der Kapazitätsgrenzen in geeigneten Brutgebieten als Ursache für die Stabilisierung der Bestandszahlen angegeben (SOVON 2018).

Der **Schwarzmilan** *Milvus migrans* (Abb. 8/7) war bis in die 1990er Jahre in NRW lediglich mit 10-20 Paaren vertreten. Danach kam es zu einem deutlichen Bestandsanstieg mit gleichzeitiger Arealausdehnung, so dass der Brutbestand 2015 bei 80-120 Paaren¹ lag. Die Bestandszunahme in NRW steht im Zusammenhang mit der entsprechenden Entwicklung in Deutschland im Zeitraum 1988 bis 2009, wobei es vor allem zwischen 1998 und 2002 zu einer starken Zunahme kam (GRÜNEBERG et al. 2013, GEDEON et al. 2014). Eine Ähnliche Entwicklung wird auch in der Schweiz (WEGGLER 2023), in Luxemburg (KLEIN 2017) und europaweit (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021) beobachtet. Daten aus Italien zeigen, dass der Schwarzmilan mit steigenden Temperaturen im Frühjahr früher mit dem Brüten beginnt, sein Brutgebiet nach Norden ausdehnt und aus klimatischen Gründen auch im westlichen Mitteleuropa häufiger werden wird (HUNTLEY et al. 2007). Untersuchungen von SERGIO et al. (2007) zeigen, dass Selektionsdruck beim Schwarzmilan eine frühe Ankunft im Brutgebiet fördert. Der Schwarzmilan gehört zu einer Reihe von Vogelarten, die klassischerweise im Afrika südlich der Sahara überwintern, die aber ihr Überwinterungsgebiet nach Norden oft sogar nach Südeuropa verlagern (ZWARTS et al. 2023a). Seit einigen Jahren werden im Mittelmeerraum und im südlichen Europa, z. B. auch in Teilen Frankreichs und Österreichs, immer häufiger überwinternde Schwarzmilane beobachtet (HADAD et al. 2022). Ursächlich dafür sind wohl klimatische Veränderungen in Europa und eine Verschlechterung der Bedingungen im klassischen Überwinterungsgebiet südlich der Sahara (LITERÁK et al. 2017). Dazu kommt eine immer größer werdende Anzahl von Hybriden *Milvus migrans migrans* x *m. lineatus* aus dem Ural, die im östlichen Mittelmeergebiet überwintern (LITERÁK et al. 2022). Inwieweit diese Verlagerung des Überwinterungsgebietes einen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit juveniler und junger adulter Schwarzmilane auf dem Zug und im Überwinterungsgebiet hat, ist bislang unklar (SERGIO et al. 2019a). Dazu kommt, dass der Ausbau der Windenergie auf Grund der störenden Wirkung von Windkraftanlagen auf Großvögel, die vor allem als Thermiksegler ziehen, dazu führt, dass geeignete Zughabitate flächenmäßig abnehmen. Welche Auswirkungen dies auf die Bestandsentwicklung u. a. von Schwarzmilan (hohe Sterblichkeit von Jungvögeln durch Kollision mit Windkraftanlagen (SERGIO et al. 2022b)) und anderen Großvögeln hat, ist noch unklar (SANTOS et al. 2021, 2022) und bedarf zusätzlicher Forschung, deren Ergebnisse beim Ausbau der Windkraftanlagen berücksichtigt werden sollten (PONITKA & BOETTNER 2020). In NRW wird eine möglicherweise durch Niederschlagsveränderungen bedingte erhöhte Jungensterblichkeit wohl durch eine bessere Nahrungssituation während der Brutzeit ausgeglichen. Langfristig verbesserte Lebensraumbedingungen dürften sich positiv auf die Bestände auch in NRW auswirken (SUDFELDT et al. 2009a), so dass einiges dafür spricht, dass diese Art durch den Klimawandel auch im Untersuchungsgebiet früher eintrifft und häufiger wird, sofern entsprechend geschützte Habitate vorhanden sind (MACIOROWSKI et al. 2020).

¹ Aus https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/massn_stat/103015, abgerufen am 10.12.2023.

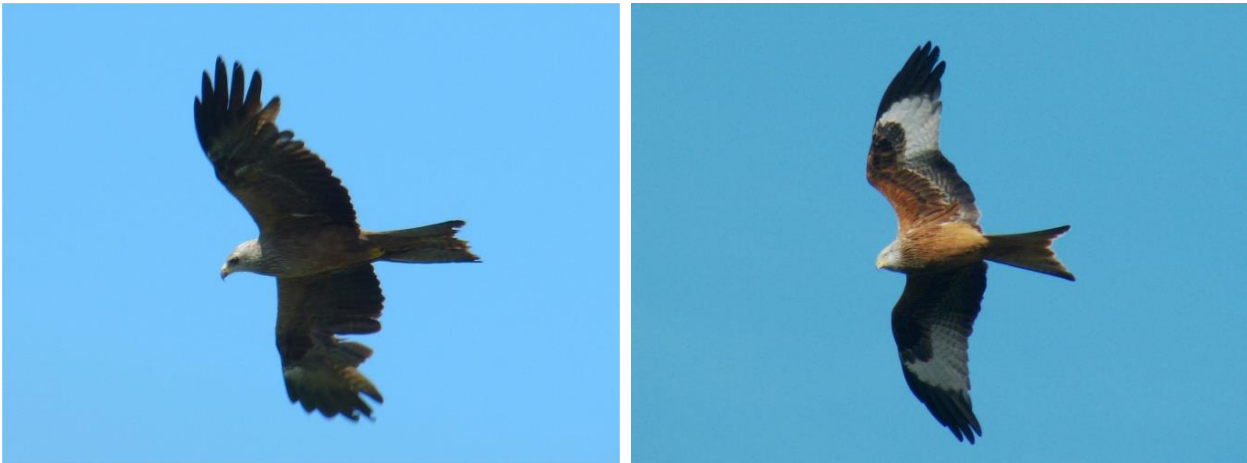


Abb. 8/7: Schwarzmilan *Milvus migrans* (links). Abb. 8/8: Rotmilan *Milvus milvus* (rechts). Beide Arten sind seit einigen Jahren im Untersuchungsgebiet Himmelgeist Brutvögel, wenn auch nur als Randsiedler. Während der Schwarzmilan besser mit dem Klimawandel zu Recht kommt und auch in Zukunft in Düsseldorf brüten wird, gehört der Rotmilan zu den Verlierern des Klimawandels und wird als Brutvögel wohl wieder verschwinden. Foto Schwarzmilan: 20.07.2005, Federsee, Bad Buchau, Baden-Württemberg, J. Busch. Foto Rotmilan: 21.02.2020, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch.

Der **Rotmilan** *Milvus milvus* (Abb. 8/8), Vogel des Jahres 2000, konnte in 2019 erstmals im Untersuchungszeitraum als Brutvögel im Untersuchungsgebiet Himmelgeist nachgewiesen werden. Auch in den Folgejahren brütete die Art im Himmelgeister Rheinbogen, allerdings knapp außerhalb des Untersuchungsgebietes. Lebensraum und Nahrungsangebot entsprechen dort den Ansprüchen der Art (KATZENBERGER 2019). Der Rotmilan gehört zu den Arten Mitteleuropas, die inzwischen deutlich früher in den Brutgebieten auftauchen als noch im 19. Jahrhundert (HIRSCHAUER & STANIK 2023). In Mitteleuropa, vor allem in Deutschland, steigt zudem die Zahl überwinternder Rotmilane seit dem Ende der 1950er Jahre an (DOSTÁL et al. 2023), während sie in Spanien, Südfrankreich (KLEIN 2017, GARCÍA-MACÍA et al. 2021, 2022) im Winter und generell am Südrand des Brutgebietes (DE ROSA et al. 2021) abnimmt. Deutschlandweit ist die Entwicklung der Brutbestände sehr unterschiedlich und stark von Änderungen in der Landnutzung, vor allem dem Wegfall von Grünland, abhängig (NICOLAI et al. 2017, GRÜNEBERG & KARTHÄUSER 2019). In NRW wurde das Tiefland nach den 1990er Jahren fast vollständig geräumt (GRÜNEBERG et al. 2013). Europaweit steigen die Bestände an (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Die zukünftige Entwicklung ist ungewiss, da die Mortalität diesjähriger Vögel stark angestiegen ist (KATZENBERGER et al. 2019, 2021). Dies ist teilweise bedingt durch eine erhöhte Nachstellung durch Waschbären (MAMMEN et al. 2014). Der Einfluss von Blutparasiten auf die Sterblichkeit von jungen und erwachsenen Rotmilanen ist im Detail noch nicht genau geklärt (COEURDASSIER et al. 2021). Der Ausbau der Windenergienutzung wird ebenfalls nicht ohne Einfluss auf den Rotmilan sein (KAISER & JÖBGES 2022). Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis haben großen Einfluss auf den Bruterfolg und damit auf die Bestandsentwicklung beim Rotmilan (KLEIN 2017, NÄGELI et al. 2022). Verbesserung der ökologischen Qualität landwirtschaftlich genutzter Flächen und Naturschutzmaßnahmen erhöhen den Bruterfolg (MACIOROWSKI et al. 2020, NÄGELI et al. 2022), was z. B. in der Schweiz zu einer Erhöhung der Bestände führt (WEGGLER 2023). Erhöhte Niederschläge sowie Hitze und Trockenheit als Folge des Klimawandels, dazu Vergiftungen und chemische Umweltbelastungen verringern den Bruterfolg und tragen signifikant zum Rückgang der Populationen bei, so dass die zukünftige Entwicklung der Rotmilanbestände schwer zu prognostizieren ist (SUDFELDT et al. 2009a, SERGIO et al. 2019b, MATEO-TOMÁS et al. 2020, SERGIO et al. 2022a).

Seit 1900 fand ein starker Rückgang der Bestände des **Kiebitzes** *Vanellus vanellus* (Abb. 8/9), Vogel des Jahres 1996 und 2024, aufgrund von Meliorationsmaßnahmen, Intensivierung der Landwirtschaft und Eiersammeln statt. In der Mitte des 20. Jahrhunderts erholten sich die Bestände durch die Habitatumstellung auf Acker als Brutgebiet und die daraus resultierenden höheren Schlupferfolge wieder. Seit Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre ist der Trend vor allem aufgrund des zu niedrigen Bruterfolgs durch intensivierte Landnutzung jedoch wieder rückläufig (GRÜNEBERG et al. 2013, TEICH 2023, WEGGLER 2023). Obwohl die Art von Schutzprogrammen profitiert (JELLESMARK et al. 2022), haben die Brutbestände des Kiebitzes in den letzten Jahren europaweit (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, BURFIELD et al. 2023), im UK (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, JELLESMARK et al. 2022, ROILO et al. 2022, HEYWOOD et al. 2023), in den Niederlanden (SOVON 2018), deutschlandweit, aber auch in der Region, stark abgenommen. Nur in großflächig wiedervernässtem Feuchtgrünland mit intensiver Betreuung bleiben die Bestände stabil oder steigen leicht an (BUSCHMANN et al. 2023). Solche Habitats fehlen bislang aber im Düsseldorfer Raum. Mit entsprechenden Konsequenzen für die Kiebitzbestände, wie dies im Düsseldorfer Raum z. B. durch Daten aus Meerbusch, Rheinkreis-Neuss (STEVENS 2015) gezeigt wird. Diese Abnahme ist wohl in erster Linie auf negative Einflüsse in den Brutgebieten zurückzuführen (HÖTKER 2015). Neben der intensiveren Landnutzung und Veränderungen in der Landwirtschaft (Höhe der Vegetation, Verlust von Brachen, Verlust von extensivem Grünland, Veränderungen im Grünlandmanagement, Einsatz von Agrochemikalien (SOVON 2018), möglicher Verlust von Nahrungsquellen wie z. B. Regenwürmern (BARNES et al. 2023) u.a. durch eingeschleppte Landplanarien (THUNNISSEN et al. 2022) und Prädation von Eiern und Jungvögeln durch Fuchs, Hauskatze, Waschbär und Marderhund (EWING et al. 2023, FLÖPER 2023, REIF et al. 2023), insbesondere in kleinflächigen Offenlandhabitats (KAASIKU et al. 2022), spielt hierbei auch der Klimawandel eine wichtige Rolle (KIRKPATRICK BAIRD et al. 2023). Zwar reagieren Kiebitze beispielsweise in Niederlanden oder Dänemark auf den immer früheren Beginn des Früh-



Abb. 8/9: Der Kiebitz *Vanellus vanellus* konnte auch in 2023 als Brutvogel in Himmelgeist festgestellt werden. Er gehört in Mitteleuropa und im Raum Düsseldorf dennoch zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels. Dazu führen Änderungen in der Landnutzung zu drastischen Bestandseinbußen. Foto: NSG Vorbecken Buch, Rainau, Ostalbkreis, Baden-Württemberg, 12.04.2013, J. Busch.

lings durch früheren Beginn des Brutgeschäfts (MELTOFTE et al. 2018) und sind auch aufgrund individueller Zugstrategien als Art in der Lage auf den Klimawandel zu reagieren (EICHORN et al. 2017), allerdings gehört der Kiebitz wohl dennoch zu den größten Klimaverlierern unter den Brutvögeln (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, KIRKPATRICK BAIRD et al. 2023, TEICH 2023). Auch wenn in 2020 und 2022 der Kiebitz als Randsiedler und in 2021 und 2023 als, nicht immer erfolgreicher Brutvogel in Himmelgeist festgestellt wurde, ist davon auszugehen, dass der Kiebitz im Untersuchungsgebiet auf Dauer eher nicht mehr als regelmäßiger Brutvogel vorkommen wird, sondern nur noch auf dem Durchzug. So zum Beispiel in 2018, als es witterungsbedingt zu einem Zugstau kam und kurzzeitig größere Kiebitzbestände im Gebiet anwesend waren. Aber selbst als Durchzügler wird der Kiebitz wohl in Zukunft eher selten und unregelmäßig auftreten.

Der Brutparasit **Kuckuck** *Cuculus canorus*, Vogel des Jahres 2008, konnte in 2019 erstmals seit mehreren Jahren wieder als Brutvogel bzw. Randsiedler in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden und hat auch in den Folgejahren gebrütet. Die Art ist vor allem in der Agrarlandschaft wegen Wirt- und Futterabnahme stark zurückgegangen (MILLS 2019). In der Rheinebene hat der Kuckuck in den letzten 20 Jahren Bestandsrückgänge von bis zu 90 % erfahren (GRÜNEBERG et al. 2013). Auch in Europa, im Vereinigten Königreich (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023) und den Niederlanden hat der Kuckuck, besonders in Agrarlandschaften, deutlich abgenommen (SOVON 2018, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022). Während der Kuckuck durch Umweltbedingungen auf dem Zugweg während des Frühjahrszuges wenig flexibel in seiner Ankunftszeit im Brutgebiet ist (DAVIES et al. 2023), ist der Klimawandel ursächlich dafür, dass die Kurzstreckenzieher unter den Wirten des Kuckucks immer früher mit dem Brüten beginnen, und Kuckucke, die auf solche Arten spezialisiert sind, daher immer häufiger zu spät aus ihren Winterquartieren zurückkommen. Bei den Langstreckenziehern unter den Wirten ist dies nicht der Fall (HAUBER et al. 2021). Allerdings kann man bei Letzteren beobachten, dass mehr und mehr Gelege vom Kuckuck parasitiert werden (KEGEL 2022). Dazu kommen unterschiedliche Arealverschiebungen von Wirt und Brutparasit im Zuge des Klimawandels (YUN et al. 2020). Die Intensivierung der Landwirtschaft und eine Verringerung des Nahrungsangebotes durch verstärkten Pestizideinsatz sorgen ebenfalls für eine Abnahme der Population in Mitteleuropa (GRÜNEBERG et al. 2013). Dazu kommen höhere Verluste auf einigen Zugrouten des Kuckucks (HEWSON et al. 2016). Dort wo er noch vorkommt, indiziert er eine hohe Vielfalt an Vogelarten (MORELLI et al. 2017). Während die Art vor allem im Winterquartier vom Klimawandel negativ beeinflusst wird (BUCHAN et al. 2023), ist das im Brutgebiet eher nicht der Fall. Aus klimatischen Gründen sollte der Kuckuck auch in Zukunft in Düsseldorf und Umgebung vorkommen (SUDFELDT et al. 2009a, SCHUMANN & KRAUSE 2017), vorausgesetzt, geeignete Lebensräume und ausreichende Nahrungsgrundlage sind vorhanden. Durch die klimawandelbedingte Ausbreitung des Eichenprozessionsspinners im Rheinland ergibt sich eine neue Nahrungsquelle für den Kuckuck (VIRCHOW 1891, SOBCYK 2014, BLASER et al. 2022) in dieser Region. Dies ist womöglich mit ursächlich dafür, dass die Art in den letzten Jahren im Untersuchungsgebiet wieder als Brutvogel zu beobachten ist. Eine solche Zunahme wird auch aus der Schweiz berichtet (WEGGLER 2023). Die Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners (MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2020), wie zum Beispiel auf Friedhöfen in Düsseldorf¹, führt dann wiederum zu einer Abnahme der Nahrungsquelle für den Kuckuck.

Der **Waldkauz** *Strix aluco*, Vogel des Jahres 2017, hat in NRW in den letzten 10-15 Jahren zugenommen. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich in vielen anderen europäischen Ländern und Regionen (SOVON 2018, PAČENOVSKÝ & KÜRTHY 2022, WEGGLER 2023). Durch das Anbringen von Nisthilfen und durch die Zunahme von Altbaumbeständen hat sich das Brutplatzangebot deutlich erhöht. Waldkäuze besiedeln verstärkt den urbanen Raum. In Dörfern und Städten gerne in Parkanlagen und Friedhöfen mit altem, höhlenreichem Baumbestand (GRÜNEBERG et al. 2013, PAGALDAI et al. 2023) und brüten dort, zumindest in Teilen ihres Verbreitungsgebietes, früher als außerhalb der Städte (GRYZ & KRAUSE-GRYZ 2018). Allerdings hat eine starke nächtliche Lärmbelastung für den Waldkauz als vor allem auch nach Gehör jagender Art im Siedlungsbereich negative Auswirkungen auf den Bestand (FRÖHLICH & CIACH

¹ https://www.proplanta.de/agrar-nachrichten/umwelt/eichenprozessionsspinner-bekaempfung-in-nrw-gestartet_article1621681951.html (aufgerufen am 03.12.2023), <https://www.duesseldorf.de/medienportal/pressdienst-einzelansicht/pld/stadtrifft-vorkehrungen-gegen-den-eichenprozessionsspinner-1> (aufgerufen am 08.12.2023)

2018a, PAGALDAI et al. 2023). Ebenfalls negative Auswirkungen auf den Waldkauzbestand hat die Zunahme von Prädatoren (z. B. Habicht, Baummartener), die in den letzten Jahren beobachtet wurde (SOVON 2018). Jedoch erhöhen höhere Wintertemperaturen bei adulten und bei jungen Waldkäuzen deutlich die Überlebenswahrscheinlichkeit (SUDFELDT et al. 2009a, GRYZ et al. 2019) der Art, die eher kalte Lebensräume meidet (ŠEVČÍK et al. 2021), und wärmere, schneearme Frühjahre führen zu einem früheren Brutbeginn (SOLONEN 2022). Das mildere Winterklima bewirkt eine höhere Verfügbarkeit von Beutetieren, von der wiederum der Waldkauz profitiert (MARTIN 2022, ORLANDO et al. 2023).

Die Art nimmt in Süd- (MASSA 2023) und Teilen von Westeuropa ab (MARTIN 2022, HEYWOOD et al. 2023) und breitet sich seit dem Ende des letzten Jahrhunderts nach Norden aus, wobei junge graue Waldkäuze nach dem Selbstständigwerden größere Strecken zurücklegen als Jungvögel der braunen Morphe (PASSAROTTO et al. 2022), und besiedelt z. B. den Süden Finnlands (MORENO-RUEDA 2009), wird wohl aber am Südrand ihres Verbreitungsgebietes weiter seltener werden (COMAY et al. 2022). Europaweit sind die Bestände stabil (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Beim Waldkauz tragen milde, schneearme Winter dazu bei, dass die braune Morphe gegenüber der grauen Morphe zunimmt (KOSKENPATO 2022, SOLONEN 2022, PASSAROTTO et al. 2022). Zum einen beeinflusst die Gefiederfärbung der braunen Morphe die Wahrscheinlichkeit in schneereichen Wintern von Prädatoren und mobbenden Kleinvögeln entdeckt zu werden (KOSKENPATO et al. 2020, KOSKENPATO 2022). Zum anderen isoliert das Gefieder der braunen Morphe weniger gut und schützt so weniger gegen tiefe Temperaturen (KOSKENPATO 2022). Dazu sind Männchen der braunen Morphe konstant brutbereit, während dies bei Männchen der grauen Morphe von Umweltbedingungen abhängt (ROULIN 2022). Insbesondere die Überlebenswahrscheinlichkeit von jungen Waldkäuzen der braunen Morphe wird durch schneereiche, kalte Winter negativ beeinflusst (SOLONEN 2021a, b, 2022). In Regionen mit milden Wintern kann die braune Morphe ihren Vorteil als Nahrungsgeneralist gegenüber der stärker auf Kleinsäuger spezialisierten grauen Morphe ausspielen (KARELL et al. 2021, KOSKENPATO 2022). Allerdings hängt die Häufigkeit der braunen Morphe regionalspezifisch noch von weiteren Faktoren ab (KOSKENPATO et al. 2023). Brutmöglichkeiten und entsprechende Nahrungsangebote vorausgesetzt, wird der Waldkauz vom Klimawandel profitieren und eventuell sogar noch zunehmen. Dies zeigen auch die aktuellen Trends in den Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4). Von der „Ergrünung“ der Städte als Reaktion auf den Klimawandel wird der anpassungsfähige Waldkauz profitieren und auch in den Siedlungsbereichen, die an die Untersuchungsgebiete angrenzen, gute Chancen haben weitere Brutreviere zu etablieren (PAGALDAI et al. 2021, 2023).

Mit der **Waldohreule** *Asio otus* brütet seit 2018 nach längerer Zeit eine weitere Eulenart wieder im Untersuchungsgebiet. Sie ist ein Bewohner der halboffenen, strukturierten Kulturlandschaft. Bevorzugte Habitate sind z. B. Waldrandlagen, Feldgehölze, Streuobstwiesen, Baumgruppen, Hecken und Einzelbäume. Wichtig ist das Vorhandensein verlassener Nester von Rabenkrähen, Elstern und vereinzelt von Ringeltauben, zum anderen ausreichend große Bestände von Kleinsäugern (EATON & THE RARE BREEDING BIRDS PANEL 2022), insbesondere der Feldmaus. Zum Jagen benötigen Waldohreulen offene Flächen wie Äcker, Grünland, Schneisen und Blößen mit niedriger Vegetationshöhe. Wichtige Nahrungsflächen mit Kleinsäugervorkommen bilden auch Brachen, Feldraine, Säume und unversiegelte Feldwege (GRÜNEBERG et al. 2013). Im Siedlungsbereich kann, ähnlich wie beim Waldkauz, einerseits eine starke nächtliche Lärmbelastung für die ebenfalls nach Gehör jagende Art negative Auswirkungen auf den Bestand haben (FRÖHLICH & CIACH 2018b), andererseits bieten die Halsbandsittichvorkommen im Siedlungsbereich eine neue Nahrungsquelle (MORI et al. 2020). Biotopverluste und Nahrungsmangel, z. B. nach Kälte-

wintern, haben in der Vergangenheit zu deutlichen Bestandsabnahmen z. B. in NRW (GRÜNEBERG et al. 2013, GEDEON et al. 2014) und den Niederlanden (www.vogelatlas.nl, aufgerufen am 9.12.2018) geführt. Ebenfalls einen negativen Einfluss auf die Bestände der Art hat die Zunahme von Prädatoren (z. B. Habicht, SOVON 2018). Die mit dem Klimawandel einhergehende geringere Wintermortalität (Temperatur), prognostizierte Lebensraumveränderungen sind für diese Art wohl nicht relevant (SUDFELDT et al. 2009a), bedingt wohl auch in Zukunft zunehmende Bestände dieser eher wärmeliebenden Art (ŠEVČÍK et al. 2021) in NRW. Eine Entwicklung, die auch z. B. in der Schweiz beobachtet wird (WEGGLER 2023). So dass man davon ausgehen kann, dass bei entsprechendem Nahrungsangebot die Waldohreule auch im Raum Düsseldorf weiter zu beobachten sein wird oder sogar zunimmt, während sie in Südeuropa abnehmen wird (MASSA 2023).

Der häufige **Buntspecht** *Dendrocopos major*, Vogel des Jahres 1997, ist, wie in Europa (PECBMS 2022), auch in NRW und den angrenzenden Niederlanden (SOVON 2018) und im UK (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023) spätestens seit den 1990er Jahren deutlich häufiger geworden. Die Art brütet zumindest in Teilen ihres Verbreitungsgebietes früher und nutzt das frühere Auftreten von Raupen als Futterquelle für die Jungen (WESOŁOWSKI et al. 2020). In einigen Teilen des Verbreitungsgebietes wird eine Nordwärtsverschiebung des Areals des Buntspechts beobachtet (ZHANG et al. 2022) und eine Abnahme der Bestände in Südeuropa prognostiziert (MASSA 2023), so dass manche Erhebungen zu einer negativen Einschätzung der Bestandsentwicklung kommen (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). In Teilen des Verbreitungsgebietes kommt es zur Urbanisierung der Art und einer Besiedlung von Parks (MICHALCZUK & MICHALCZUK 2022). Der Gesamtbestand hat in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts infolge des Älterwerdens der Wirtschaftswälder, der Zunahme des Totholzvorrats, der gestiegenen Zahl von Mastjahren, in Teilen des Verbreitungsgebietes auch als Folge des Klimawandels (REIF et al. 2022, WEGGLER 2023) und möglicherweise der milden Winter (ASKEYEV et al. 2022) kontinuierlich zugenommen (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013, HENNES 2022). Dies ist auch in den Untersuchungsgebieten der Fall (Tab. 8/1 u. 8/4). Ein weiterer möglicher Faktor ist der abnehmende Starenbestand, der dazu führt, dass Stare in der Anfangsphase des Brütens nicht mehr mit dem Buntspecht um die gleichen Nistplätze konkurrieren und so die Bruterfolge des Buntspechtes zunehmen (SMITH 2006). Ein Faktor der zukünftig die Bestandsentwicklung des Buntspechts negativ beeinflussend könnte, ist Anpflanzung und die eigenständige Etablierung gebietsfremder Baumarten, die der Buntspecht bei der Nahrungssuche nicht bevorzugt (ÓNODI et al. 2021), und das Absterben von vom Buntspecht bevorzugten einheimischen Baumarten (HENNES 2022). Allerdings überwiegen beim Buntspecht die positiven Effekte, die der Klimawandel mit sich bringt, so dass die Art auch zukünftig in Forsten und Wäldern mit einer klimatisch bedingt veränderten Baumartenzusammensetzung gute Existenzmöglichkeiten finden wird (LALECHÈRE & BERGÈS 2022). Es spricht also einiges dafür, dass der Buntspecht auch zukünftig im Raum Düsseldorf vorhanden ist, geeignete Habitate vorausgesetzt.

Der seltenere **Mittelspecht** *Dendrocoptes medius* hat sich seit den 1990er Jahren in NRW und ebenso in den angrenzenden Niederlanden (SOVON 2018) stark ausgebreitet. Die insgesamt erhebliche Bestandssteigerung ist im Zusammenhang mit dem Älterwerden von Eichenbeständen, mit der Zunahme des Totholzes und wohl auch mit den verbreiteten Eschen- und Eichenschäden („Eichensterben“ mit temporär verbessertem Nahrungsangebot für den Mittelspecht) zu sehen. Ähnlich wie der Buntspecht brütet die Art zumindest in Teilen ihres Verbreitungsgebietes früher und nutzt das frühere Auftreten von Raupen als

Futterquelle für die Jungen (WESOŁOWSKI et al. 2020). Vermutlich haben sich auch die milden Winter in den 1990er und 2000er Jahren positiv ausgewirkt (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018, KOSIŃSKI & WALCZAK 2020, WEGGLER 2023). Dies gilt auch im Raum Düsseldorf (Tab. 8/7). Ähnlich sieht es mit der Bestandsentwicklung in anderen europäischen Ländern aus (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, KOSIŃSKI et al. 2022). Auch hier wird ein positiver Einfluss des Klimawandels auf Fitness und Nahrungssituation als Ursache gesehen (KOSIŃSKI & WALCZAK 2020). Ein weiterer Faktor, der die Bestandsentwicklung des Mittelspechts in Europa positiv beeinflussen könnte, ist die Abnahme der Stare, welche als Nistplatzkonkurrenten fungieren (SOVON 2018). Negativ kann sich lokal die starke Bestandszunahme des Buntspechts bemerkbar machen, der sich gegenüber dem Mittelspecht als konkurrenzstärkere Art bei der Nahrungs- und Brutplatzsuche durchsetzt (HENNES 2022). Längerfristig wird der Mittelspecht in Mitteleuropa aber vor allem vom Klimawandel bedroht, da er in seiner Ausbreitungsgeschwindigkeit nicht mit der Geschwindigkeit mithalten kann, mit der seine bevorzugte Klimazone nordwärts wandert und er im Süden mehr und mehr Lebensräume verliert (HUNTLEY et al. 2007, MASSA 2023). Die höhere genetische Diversität der mitteleuropäischen Populationen des Mittelspechts im Vergleich zu den z. B. spanischen oder einigen schweizerischen (PASINELLI 2022) Vorkommen der Art kann es den mitteleuropäischen Populationen erlauben, besser mit dem Klimawandel zurechtzukommen (SCHWEIZER et al. 2022). Voraussetzung für eine erfolgreiche weitere klimabedingte Ausbreitung nach Norden ist aber das Vorhandensein von geeigneten Habitaten (PETERSEN 2019). Daher ist die längerfristige Entwicklung der Bestände des Mittelspechts im Raum Düsseldorf schwer einzuschätzen.

Nach einem massiven Rückgang in den 1960er Jahren stieg der Bestand des **Grünspechts** *Picus viridis* (Abb. 8/10), Vogel des Jahres 2014, nach milden Wintern in den späten 1980er und 1990er Jahren auch in Europa (SOVON 2018, PECBMS 2022, BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, ASKEYEV et al. 2022, GORMAN 2023, WEGGLER 2023) wieder deutlich an. Allerdings werden die Bestände in Südeuropa in Zukunft wohl eher abnehmen (MASSA 2023). Insgesamt wird der europäische Bestand als stabil eingestuft (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Ein weiterer Grund für die Bestandszunahmen in Mitteleuropa ist



Abb. 8/10: Der Grünspecht *Picus viridis* gehört zu den Arten, die in NRW wohl vom Klimawandel profitieren werden und ist mit mehreren Revieren in den Untersuchungsgebieten vertreten. Foto: Botanischer Garten, Düsseldorf, 13.03.2016, J. Busch.

eine Verringerung des Pestizideinsatzes in Gärten und Parks, was neben der Zunahme von Industriebrachen die verstärkte Besiedlung von Ballungsräumen erklären könnte (MICHALCZUK & MICHALCZUK 2022, GORMAN 2023). Dazu kommt, dass in solchen Lebensräumen oft künstliche Wasserstellen vorhanden sind, von denen die Art in trockenen Sommern, mit denen in Zukunft wohl immer häufiger zu rechnen ist, profitiert (TRYJANOWSKI et al. 2022). Der positive Trend setzte sich in den letzten 15 Jahren zum Teil in rasanter Weise fort und führte zu der deutlichen Arealausweitung auch in die höheren Mittelgebirge. Strenge Winter wie in den 2000er Jahren führten und führen beim Grünspecht zu Bestandseinbrüchen, die aber bei günstigen Bedingungen normalerweise in wenigen Jahren

wieder ausgeglichen werden können (GRÜNEBERG et al. 2013, LANUV 2016a). Seit Ende der 1980er Jahre hat sich die Siedlungsdichte des Grünspechts im Ballungsraum Rhein-Ruhr verdreifacht (TOMEČ 2004). Auf Grund der zukünftig weiter geringeren Wintermortalität (ASKEYEV et al. 2022, GORMAN 2023) ist davon auszugehen, dass der Grünspecht, als Art mit einem südwesteuropäischen Ursprung (PONS et al. 2011, 2019) auch in Zukunft gute Möglichkeiten hat, in geeigneten Habitaten in den Untersuchungsgebieten vorzukommen. Vorausgesetzt es sind ausreichend Nahrungsquellen vorhanden. Fachleute befürchten mögliche negative Auswirkungen des in vielen Ländern Europas zu beobachtenden Insektensterbens auf die Bestände insektenfressender Vögel, wie zum Beispiel den Grünspecht (GUYOT et al. 2018).

Während beim **Pirol** *Oriolus oriolus*, Vogel des Jahres 1990, europaweit seit den 1980er Jahren keine langfristigen Bestandsveränderungen beobachtet werden (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, WESOŁOWSKI et al. 2022), gibt es seit den 1990er Jahren NRWweit einen starken Rückgang um mehr als 50 % im Zeitraum 2005-2009. Ähnliches wurde in den Niederlanden (SOVON 2018) und im UK (HOLDEN & GREGORY 2021) beobachtet. Die Bestände unterliegen, möglicherweise klimabedingt, langfristig stärkeren Schwankungen. Phasen mit höheren Sommerniederschlagsraten können zu einem geringeren Reproduktionserfolg führen. Dazu kommen in NRW auch Lebensraumzerstörungen wie die Vernichtung von Auwäldern und anderen lichten, feuchten Wäldern mit Altholzbeständen in Verbindung mit der Absenkung des Grundwasserspiegels und einem verschlechterten Nahrungsangebot. All dies könnte für den Rückgang der Pirolbestände mitverantwortlich sein. Zusätzlich tragen die Abholzung tropischer Wälder im afrikanischen Winterquartier und die Zugvogeljagd ebenfalls zur Gefährdung bei (GRÜNEBERG et al. 2013, ZWARTS et al. 2023a). Die Konzentrierung auf bestimmte Überwinterungsgebiete im südlichen Afrika macht die Art empfindlich für Änderungen des dortigen Niederschlagsregimes und somit auch sehr abhängig von den dortigen Auswirkungen des Klimawandels (MILANO et al. 2021). Klimatisch betrachtet sollte der Pirol, der zumindest in Teilen seines Brutgebietes immer früher eintrifft (DOLENEC 2022), in Europa in Zukunft allerdings zu den Gewinnern des Klimawandels gehören und nimmt beispielsweise in der Schweiz wieder zu (WEGGLER 2023). Allerdings wird eine mit dem Klimawandel einhergehende Zunahme von Waldbränden sich lokal und vorübergehend negativ auf das Vorkommen dieser Art auswirken (PUIG-GIRONÈS et al. 2023). Ähnlich wie in anderen Teilen Mitteleuropas (LEITÃO et al. 2022) konnte der Pirol in den Jahren 2020 - 2022 im Untersuchungsgebiet Gerresheimer Waldfriedhof als Randsiedler in Eichenmischwäldern festgestellt werden. Auch im Rhein-Kreis Neuss wurden in den letzten Jahren Pirole in Eichenmischwäldern festgestellt (eigene Beobachtungen), während die Vorkommen in Pappelbeständen wie zum Beispiel in der Urdenbacher Kämpe abnahmen oder gar verschwanden. Begünstigend dürfte sich das vermehrte Auftreten des Eichenprozessionsspinners auswirken, der bedingt durch die klimatischen Veränderungen im Düsseldorfer Raum in Eichenbeständen immer häufiger wird, und dessen Raupen auf der Nahrungsliste des Pirols stehen (SOBCYK 2014). Adäquate Nahrungsquellen und Lebensräume im Brutgebiet und in den Winterquartieren vorausgesetzt, wird der Pirol wohl auch in Zukunft im Düsseldorfer Raum vertreten sein (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, SOVON 2018).

Die **Mönchsgrasmücke** *Sylvia atricapilla* überwintert seit dem Ende der 1950er Jahre vermehrt und erfolgreich auf den Britischen Inseln (HOLDEN & GREGORY 2021, VALEČKOVÁ 2022) und in den nordwestlichen Niederlanden (SOVON 2018), während in Spanien die Zahl der überwinternden Mönchsgrasmücken abnimmt (CAMPO - CELADA et al. 2022). Die zunehmende Zahl von Überwinterungsversuchen (HUBATSCH 2018, 2019, KÖNIG et al. 2023 und eigene Beobachtungen) in Mitteleuropa ist zwar wohl noch überwie-

gend zum Scheitern verurteilt (MOKWA 2009), wird aber in Zukunft dazu beitragen, dass die Bestände in Mitteleuropa weiter ansteigen (SUDFELDT et al. 2009a, BAUER et al. 2019). Für süddeutsche Mönchsgrasmücken konnte gezeigt werden, dass genetisch bedingt mehr und mehr Individuen im Herbst nach Nordwesten ziehen (FIEDLER 2017, LIEDVOGEL 2017) und auf den Britischen Inseln überwintern. Diese Mönchsgrasmücken unterscheiden sich morphologisch und genetisch von den in der westlichen Mittelmeerregion überwinternden Vögeln, und es zeigte sich, dass sich diese genetische Veränderung innerhalb der Population mehrfach ereignet haben muss (ROLSHAUSEN et al. 2013). Dies könnten erste Schritte hin zu einer Aufspaltung der Art sein (IRWIN 2009). Diese genetischen Veränderungen können möglicherweise sehr schnell erfolgen (DELMORE et al. 2020b). Die Art kehrt immer früher in die Brutgebiete zurück (FIEDLER 2017) und verlässt die Brutgebiete immer später im Jahr (FIEDLER 2017), wobei dies in verschiedenen Populationen unterschiedlich stark ausgeprägt ist (OŻAROWSKA & ZANIEWICZ 2015). Auch in anderen europäischen Populationen wird festgestellt, dass morphologische Veränderungen der Art auftreten, die darauf hindeuten, dass sich die Zugstrecken deutlich verkürzt haben (GYURÁCZ et al. 2021, OŻAROWSKA et al. 2021, VALEČKOVÁ 2022). Weitere Untersuchungen deuten darauf hin, dass bei süddeutschen Mönchsgrasmücken genetisch bedingt die Zugaktivität abnimmt und innerhalb der Population sogar eine Tendenz dazu besteht, zum Standvogel zu werden (FIEDLER 2017, DE ZOETEN & PULIDO 2020). Europaweit (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, BURFIELD et al. 2023), in Russland (Буйволов & Преображенская 2022 (BUIVOLOV & PREOBRAZHENSKAYA 2022)), in der Schweiz (WEGGLER 2023) und den Niederlanden (SOVON 2018), im UK (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023), in vielen Teilen Deutschlands (BAUER et al. 2019) und in NRW zeigt die Mönchsgrasmücke eine stetige Bestandszunahme. Dieser Anstieg setzt sich bis heute fort. Gründe für die allgemein positive Bestandsentwicklung werden in Veränderungen der Landschaftsstrukturen gesehen. Zu nennen sind in erster Linie veränderte Waldbewirtschaftung und die Gehölzanreicherung im Siedlungsbereich. Die Bestandszunahmen dürften auch ein Resultat der zunehmenden Überwinterung in West- und Mitteleuropa sein. Gefördert wird diese Entwicklung sicherlich auch durch die umfangreichen Winterfütterungen in den Städten und Dörfern. Durch diese Verhaltensänderung dürfte sich die Wintermortalität reduziert haben (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018, VAN DOREN et al. 2021). Im Süden und Westen ihres europäischen Verbreitungsgebietes brütet die Mönchsgrasmücke immer früher (CRICK et al. 1997, DOLENEC & DOLENEC 2011). In Zukunft wird die Mönchsgrasmücke in den Untersuchungsgebieten auch weiter zahlreich vertreten sein, während sie in Südeuropa wohl eher seltener wird (MASSA 2023).

Die Bestände der **Gartengrasmücke** *Sylvia borin* haben auf europäischer Ebene seit den 1980er Jahren deutlich abgenommen (SOVON 2018, BAUER et al. 2019, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023), sind aber in Deutschland und NRW stabil (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013). Ähnlich wie in der Schweiz (WEGGLER 2023) zeigt die Art in beiden Untersuchungsgebieten eine Zunahme der Brutreviere, allerdings auf niedrigem Niveau und mit leichten Bestandsschwankungen. Im Raum Düsseldorf haben die Bestände der Art in den letzten Jahren leicht abgenommen (SCHUMANN & KRAUSE 2017). Die Abnahme der Bestände hängt neben Sukzessionsvorgängen in den Brutgebieten, die Gartengrasmücke ist eine Pionierart sich neuentwickelnder Baumbestände nicht zu trockener Standorte, vor allem von den ökologischen Veränderungen in den Überwinterungsgebieten der verschiedenen europäischen Populationen in Afrika ab, welche ihrerseits wieder durch den Klimawandel stark beeinflusst werden (SOVON 2018). In einigen afrikanischen Überwinterungsgebieten nehmen die Zahlen überwinternder Gartengrasmücken signifikant ab (ISHONG et al.

2022), zum Teil wohl aus klimatischen Gründen (ZWARTS et al. 2023a). Als Langstreckenzieher zeigt die Gartengrasmücke eine geringe phänotypische Variabilität im Vergleich zum Kurzstreckenzieher Mönchsgrasmücke, was eine begrenzte Anpassungsfähigkeit an rasche Umweltveränderungen mit sich bringt (PULIDO & WIDMER 2005). Neuere Studien von ORSHOLM (2019) zeigen einen signifikanten Anstieg der Produktivität der Art in Teilen Skandinaviens. Dort scheint die Gartengrasmücke vom Klimawandel zu profitieren. Die Art beginnt dort früher mit dem Brüten und die Jungtiere verlassen dann immer früher die Brutgebiete (PINSZKE & REMISIEWICZ 2023). In Südeuropa nehmen die Brutbestände hingegen ab (MASSA 2023). Die Gartengrasmücke wird wohl auch in Zukunft im Raum Düsseldorf brüten, geeignete Biotope vorausgesetzt (TSCHUMI et al. 2020, ZEHLIUS-ECKERT et al. 2020), wenn auch vielleicht etwas weniger häufig als zurzeit (SCHUMANN & KRAUSE 2017).

Die **Dorngrasmücke** *Sylvia communis* (Abb. 8/11) hängt in der Entwicklung ihrer Bestände stark von den klimatischen Bedingungen in der Sahelzone ab (TAPIA-HARRIS et al. 2022), mindestens aber genauso stark von den Veränderungen in ihren europäischen Brutgebieten (ZWARTS et al. 2009). Nach starken Verlusten in den 1960/70er Jahren als Folge einer Dürre in der Sahelzone und der Flurbereinigung in den Brutgebieten, gab es in letzter Zeit eine deutliche Erholung der Bestände in vielen Teilen Europas (SOVON 2018, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023) und NRW (GRÜNEBERG et al. 2013), wenn auch in einzelnen Ländern noch nicht die Bestandsgrößen der Vergangenheit erreicht werden, bzw. die Bestände periodisch ab- und zunehmen, wie z. B. in der Schweiz (WEGGLER 2023). In den Brutgebieten in NRW spielen die klimatischen Veränderungen nur eine geringe Rolle für die Entwicklung der Art (SUDFELDT et al. 2009a). Die Dorngrasmücke erscheint in ihren europäischen Brutgebieten deutlich früher als vor 30 Jahren (SCHMALJOHANN & BOTH 2017) und wird wohl sehr wahrscheinlich früher mit dem Brüten beginnen (CRICK et al. 1997). Von wesentlich größerer Bedeutung sind hier der Erhalt bzw. die Förderung geeigneter Lebensräume und Nahrungsgrundlagen in den Brut- (BAUER et al. 2019) aber auch den Überwinterungsgebieten (TAPIA HARRIS 2022). Als Insektenfresser ist die Art durch den verbreiteten Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide, bedroht (BERNATH-PLAISTED et al. 2023). Bestandeinbrüche durch eine negative klimatische Entwicklung in den Überwinterungsgebieten können eine positive Entwicklung in den Brutgebieten aber ebenfalls schnell wieder zunichtemachen (TAPIA-HARRIS et al. 2022).

Das Brutgebiet des **Gelbspötters** *Hippolais icterina* verschiebt sich mehr und mehr nach Nordosten (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013), und so wird er im Westen und Südwesten seines Verbreitungsgebietes immer seltener (SCHRAUTH & WINK 2018, BAUER et al. 2019, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, WEGGLER 2023), während sich der nahe verwandte **Orpheusspötter** *Hippolais polyglotta* von Südwesteuropa aus immer weiter nach Nordosten ausbreitet (WAHL et al. 2015, BAUER et al. 2019, WEGGLER 2023), in Europa immer häufiger wird (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021) und mittlerweile zu den 25 Arten in Deutschland gehört, deren Population am stärksten zunimmt (GERLACH et al. 2019). So konnte der Orpheusspötter 2019 im Himmelgeister Rheinbogen südlich des Untersuchungsgebietes beobachtet werden. Dabei spielen klimatische Veränderungen für die Arealverschiebung des Gelbspötters eine große Rolle. Hinzu kommen strukturelle Veränderungen der Brutbiotope, Probleme im afrikanischen Überwinterungsgebiet und der verbreitete Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide (SOVON 2018, HAVELKA 2022, BERNATH-PLAISTED et al. 2023). Dies alles hat zur Folge, dass der Gelbspötter im Raum Düsseldorf in Zukunft wohl weiter abnehmen, eventuell sogar ganz

als Brutvogel verschwinden wird (SCHUMANN & KRAUSE 2017). So konnte die Art in den letzten Jahren nicht mehr im Untersuchungsgebiet Himmelgeist Rheinbogen beobachtet werden.

Der **Zilpzalp** *Phylloscopus collybita* war in NRW schon früher eine häufige Art. Heute ist der Zilpzalp in ganz NRW ungefähr viermal häufiger als der Fitis und wird in Westeuropa in den letzten Jahren so häufig beobachtet wie noch nie (SOVON 2018, PECBMS 2022, BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, MARTAY et al. 2022, HEYWOOD et al. 2023, WEGGLER 2023), so auch in den Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 und 8/4). Europaweit gilt der Bestand der Art als stabil (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Gefördert wird der Zilpzalp durch Eingrünung von Wohn- und Gewerbegebieten sowie der Verkehrswege, wodurch diese Siedlungsbereiche stärker besiedelt wurden. Auch das Auswachsen von Hecken und Gehölzstreifen und veränderte forstliche Bewirtschaftungsmethoden kommen dem Zilpzalp zugute. Hohe Siedlungsdichten können vom Zilpzalp auch in Wohn- und Gewerbegebieten erreicht werden, wenn die Gehölzbestände auch ältere Bäume und gut ausgebildete Strauchstrukturen aufweisen (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018). Klimatisch wird der Zilpzalp in NRW, wie auch in anderen Teilen seines Brutgebiets (MARTAY et al. 2022), vom Klimawandel profitieren. Der Zilpzalp breitet sich im Norden seines Verbreitungsgebietes aus (GYURÁCZ et al. 2022) und wird in Südeuropa wohl eher abnehmen (MASSA 2023). Die Art kehrt immer früher in die Brutgebiete zurück (FIEDLER 2017, GYURÁCZ et al. 2022), zieht zum Überwintern nicht mehr so weit in den Süden (GYURÁCZ et al. 2022) und überwintert in zunehmendem Maße in Mitteleuropa (SUDFELDT et al. 2009a, FIEDLER 2017, SOVON 2018, eigene Beobachtungen), so dass die Art in Zukunft im Raum Düsseldorf mindestens genauso häufig sein wird wie jetzt.

Anders als der Zilpzalp gehört der „kühle“ Lebensräume (SCHÖNFELD 1984) bevorzugende Langstreckenzieher **Fitis** *Phylloscopus trochilus* (STI = 10,46 s. Tab. 8/11) zu den Klimaverlierern in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). So nimmt die Fitispopulation in Europa (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, BURFIELD et al. 2023), in Teilen Skandinaviens (SPEED et al. 2022), in Teilen des UK (BURNS et al. 2020, HOLDEN & GREGORY 2021, MARTAY et al. 2022, HEYWOOD et al. 2023), in den Niederlanden (SOVON 2018), der Schweiz (WEGGLER 2023) und vielen Teilen Deutschlands (BAUER et al. 2019) ab, und wird auch im Düsseldorfer Raum zumindest einen Teil der Brutgebiete aus klimatischen

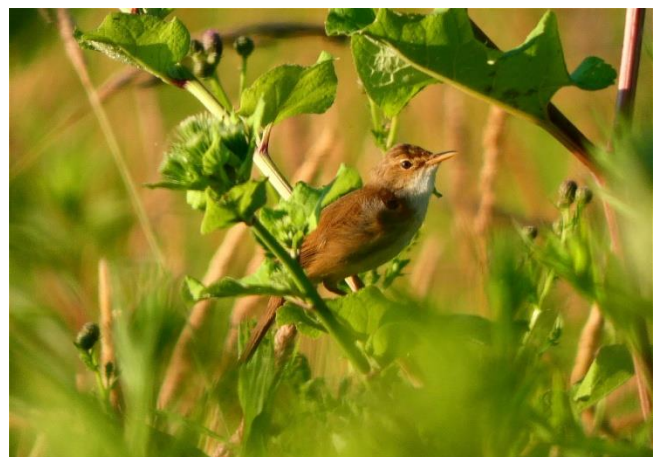


Abb. 8/11: Dorngrasmücke *Sylvia communis* (links). Abb. 8/12: Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (rechts). Der Sumpfrohrsänger wird vom Klimawandel zwar negativ beeinflusst, wird aber genau wie die Dorngrasmücke auch in Zukunft in Düsseldorf vorkommen. Vorausgesetzt, es gibt geeignete Lebensräume. Foto Dorngrasmücke: 11.05.2017, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch. Foto Sumpfrohrsänger: 25.06.2022, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch.

Gründen verlieren (SCHUMANN & KRAUSE 2015, 2017). Mit ursächlich dafür könnte eine unter höheren Temperaturen beobachtete Veränderung des Mauserzyklus sein, die eine Abnahme des Bruterfolgs bedingt (HANMER et al. 2022). Aktuell konnte der Fitis in den Untersuchungsgebieten nur noch als Durchzieher beobachtet werden. Als Langstreckenzieher kehrt der Fitis auch nicht in dem Maße früher in seine mitteleuropäischen und nordwesteuropäischen Brutgebiete zurück wie der Zilpzalp (FIEDLER 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017), bzw. verlässt diese etwas später und nutzt den längeren Zeitraum, um nach der Brut von der längeren Nahrungsverfügbarkeit vor dem Wegzug zu profitieren (FIEDLER 2017, STANISLAWSKI 2020). Die Ankunft in den nordeuropäischen Brutgebieten hat sich aber in den letzten 20 Jahren nach vorne verschoben (REMISIEWICZ & UNDERHILL 2020, HEDLUND et al. 2022, REMISIEWICZ & UNDERHILL 2022b), und die Art breitet sich an der Nordwestgrenze des Brutareals in Bereiche aus, die bislang zu kühl für die Art waren (MARTAY et al. 2022) bzw. verlagert sein Brutgebiet in höhere Regionen (HALLMAN et al. 2022). Daneben haben Prädatoren und Entwicklungen in der Forstwirtschaft einen großen Einfluss auf die Fitisbestände (GRÜNEBERG et al. 2013). Großflächige Aufforstungen mit Nadelbäumen nach Sturmschäden fördern diese nordische Art, die in nördlichen Regionen mit niedrigen Durchschnittstemperaturen ihre höchste Produktivität erreicht (EGLINGTON et al. 2014), in ihrem Bestand. Renaturierungsmaßnahmen mit dem Hochkommen und Anpflanzen von Laubgehölzen führen zu Bestandsabnahmen beim Fitis (GRÜNEBERG et al. 2013). Dazu ist die Entwicklung der Art auch stark von den klimatischen Bedingungen in ihren Überwinterungsgebieten in Afrika südlich der Sahara abhängig (SOVON 2018). Daher kann man davon ausgehen, dass diese Art in Düsseldorf und Umgebung in Zukunft als Brutvogel weiter abnehmen wird und nur noch als Durchzügler regelmäßig auftritt. Dabei galt der Fitis noch vor einigen Jahrzehnten als Allerweltsart, die in zahlreichen Biotopen als Brutvogel zu finden war, während der Zilpzalp als eher weniger häufige Art galt, die besondere Ansprüche an den Brutbiotop hatte und insbesondere „wärmere“ Habitate bevorzugte (SCHÖNFELD 1984).

Der **Sumpfrohrsänger** *Acrocephalus palustris* (Abb. 8/12), der in der Vergangenheit als Brutvogel bzw. Randsiedler auftrat und 2019 nur als Gast im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen auftauchte, konnte in den letzten drei Jahren wieder als Randsiedler bzw. Brutvogel festgestellt werden. Während europaweit (PECBMS 2022), in der Schweiz (WEGGLER 2023) und in den benachbarten Niederlanden (SOVON 2018) die Bestände dieser Art ohne eindeutigen Trend fluktuieren, sind die Sumpfrohrsängerbestände in anderen europäischen Ländern (HOLDEN & GREGORY 2021), in Deutschland und NRW seit den 1990er Jahren rückläufig (GRÜNEBERG et al. 2013, BAUER et al. 2019). Ursächlich dafür sind neben Faktoren in den afrikanischen Überwinterungsgebieten vor allem die Intensivierung der Landwirtschaft in den Brutgebieten (GRÜNEBERG et al. 2013). Im Himmelgeister Rheinbogen sind wohl Pflegemaßnahmen und Änderungen im Management der Brachflächen der Grund für die dortige, wahrscheinlich vorübergehende Entwicklung. Allerdings wird die zukünftige Entwicklung in NRW eher negativ beurteilt, da die prognostizierten häufigeren sommerlichen Trockenheiten zu einer Abnahme geeigneter Lebensräume führen (SUDFELDT et al. 2009a). Doch gehört der Sumpfrohrsänger wohl zu den Vogelarten, die vom zunehmenden Anbau von Chinaschilf *Miscanthus* profitieren (KACZMAREK et al. 2019). Im Raum Düsseldorf, wird die Art wohl weiter vorkommen können (SCHUMANN & KRAUSE 2017), geeignete Lebensräume vorausgesetzt.

Das **Sommergoldhähnchen** *Regulus ignicapilla* profitiert von Nadelholzaufforstungen und hat im Tiefland von NRW seit den 1950er Jahren deutlich zugenommen (PFEIFER & SCHMIDT 2023). Ähnliches wurde

in der Schweiz (WEGGLER 2023), im UK (HOLDEN & GREGORY 2021) und europaweit (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021) beobachtet. Im Siedlungsbereich werden Kleingehölze mit Nadelholzanteilen als Brutrevier angenommen. Überwinternde Sommergoldhähnchen werden in Westeuropa immer häufiger beobachtet (SOVON 2018). Geht die Entwicklung in den nächsten Jahren so weiter, wird das Sommergoldhähnchen (STI = 13,20) schon bald häufiger als das **Wintergoldhähnchen** (*Regulus regulus*, STI = 10,81) sein (GRÜNEBERG et al. 2013, PFEIFER & SCHMIDT 2023), das in den letzten drei Jahren nur noch als Gast bzw. Durchzügler beobachtet werden konnte, und das durch das Fichtensterben Lebensraum verliert und deswegen lokal, deutschland- (PFEIFER & SCHMIDT 2023) und europaweit (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021) seltener wird. Langfristig wird es aus klimatischen Gründen wohl zu einem Lebensraumverlust für das Sommergoldhähnchen in NRW kommen (SUDFELDT et al. 2009a). Daher wird die Art im Raum Düsseldorf wohl eher nicht häufiger werden als zurzeit, und in Südeuropa in ihren Beständen abnehmen (MASSA 2023).

Der **Grauschnäpper** *Muscicapa striata* (Abb. 8/13) konnte in 2019 erstmals in Gerresheim beobachtet werden. In den Folgejahren konnten dann sogar mehrere Reviere in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Die Art hat deutschlandweit in den Jahren 2000 – 2009 abgenommen (GEDEON et al. 2014, GRÜNEBERG et al. 2015). Auch in Europa (PECBMS 2022), zum Beispiel im UK (HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023), der Schweiz (WEGGLER 2023) und in den Niederlanden sind die Zahlen seit den 1980er bzw. 90er Jahren rückläufig (SOVON 2018), stabilisieren sich seit den 2010 Jahren aber in Europa auf niedrigem Niveau (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022). Von großer Bedeutung ist in dem Zusammenhang die starke Abnahme von Insekten für den Fluginsekten jagenden Grauschnäpper (WOODWARD et al. 2018). In NRW hat sich der Bestand nach einem Rückgang in den letzten 25 Jahren (GRÜNEBERG et al. 2017) in den 2000er Jahren aber wieder stabilisiert (GRÜNEBERG et al. 2013). Für die negative Entwicklung werden Habitatverluste in den Brut- und Überwinterungsgebieten verantwortlich gemacht (SOVON 2018). Direkte klimatische Gründe im Brutgebiet sind wahrscheinlich keine Ursache (SUDFELDT et al. 2009a) und werden wohl auch in Zukunft keine Rolle spielen (HUNTLEY et al. 2007). Allerdings könnten unterschiedliche phänologische Entwicklungen der Art und ihrer Hauptnahrungsorganismen im Brutgebiet die Art vor Probleme stellen (BOTH et al. 2010). Außerdem kommt der Grauschnäpper in einigen Teilen seines Verbreitungsgebiets früher an als in der Vergangenheit (SCHMALJOHANN & BOTH 2017). Darüber hinaus profitiert die Art von wärmeren klimatischen Bedingungen während des Frühjahrszuges im Mittelmeer (FINCH et al. 2014). Aller Voraussicht nach wird die zukünftige Entwicklung des Grauschnäpperbestandes in den Untersuchungsgebieten am stärksten von den Beständen an Fluginsekten abhängig sein.

Anders als im UK (HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023) und der Schweiz (WEGGLER 2023) haben die kontinentaleuropäischen Populationen des **Gartenrotschwanzes** *Phoenicurus phoenicurus*, Vogel des Jahres 2011, insgesamt seit den 1950er Jahren dramatisch abgenommen. Neben Veränderungen in den Brutgebieten ist dies wohl vor allem auf Habitatverluste in den afrikanischen Überwinterungsgebieten zurückzuführen (ZWARTS et al. 2009, SOVON 2018). Dies gilt auch für die Bestände in NRW (GRÜNEBERG et al. 2013). Klimatische Gründe spielen dabei in Mittel- und Nordeuropa keine bzw. nur in geringem Ausmaß eine Rolle (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, BAUER et al. 2019). Die Art kehrt etwas früher in die Brutgebiete zurück (SOVON 2018) und brütet bedingt durch den Klimawandel oft länger und häufiger ein zweites Mal (HALUPKA & HALUPKA 2017). Was europaweit zu einer Bestands-

zunahme führt (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Die Bestandsentwicklung beim Gartenrotschwanz im Raum Düsseldorf wird daher wohl vor allem von der geänderten Landnutzung im Brutgebiet (FELTON et al. 2019) und von den Habitatverlusten im Überwinterungsgebiet und auf dem Zug abhängig sein.

Das **Schwarzkehlchen** *Saxicola rubicola* (Abb. 8/13), das in 2018 erstmals im Untersuchungsgebiet als Brutvogel (Randsiedler) beobachtet werden konnte, bevorzugt wärmebegünstigte und wintermilde Regionen und ist in NRW nach Bestandsverlusten zurzeit in Wiederausbreitung begriffen (GRÜNEBERG et al. 2013). Das Schwarzkehlchen gehört zu den 25 Arten in Deutschland deren Population am stärksten zunimmt (GERLACH et al. 2019). Ähnliches gilt für die Niederlande, wo auch die Zahl der überwinternden Schwarzkehlchen signifikant ansteigt (SOVON 2018). Allerdings sind die Bestandszahlen noch deutlich niedriger als zu früheren Zeiten, da die bevorzugten Lebensräume, wenn überhaupt, in unserer intensiv genutzten Landschaft meist nur kleinräumig vorhanden sind (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, FARKAS et al. 2023). Insgesamt jedoch gehört das Schwarzkehlchen in West- und Mitteleuropa zu den Klimagewinnern, profitiert von den wärmeren Temperaturen in den Brutgebieten (HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023), breitet sich weiter nach Norden aus, es wird mittlerweile sogar in Schweden als Brutvogel beobachtet (ANDERSSON 2019), und wird, geeignete Lebensräume vorausgesetzt, d. h. vor allem Brachflächen (MARTINEZ et al. 2017), auch in Deutschland in Zukunft wieder häufiger als Brutvogel zu finden sein (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, BAUER et al. 2019). Dies gilt auch für den Düsseldorfer Raum (SCHUMANN & KRAUSE 2015). Dies hängt aber auch hier vom Vorhandensein geeigneter Brutbiotope ab. So konnte in 2019 das Schwarzkehlchen im Untersuchungsgebiet nicht und in 2023 nur als Durchzügler beobachtet werden. Ursächliche dafür waren wohl, in 2018 bedingt durch die extreme Trockenheit, veränderte Pflege der Brachflächen in Himmelgeist (R. KÖHN, mündl. Mitteilung) bzw. ungeeignete Pflegemaßnahmen in 2022/23. Von 2020 bis 2022 war die Art vorübergehend erneut Randsiedler im Untersuchungsgebiet in Himmelgeist. Zudem war im Himmelgeister Rheinbogen in dieser Zeit außerhalb des Untersuchungsgebietes noch mindestens ein weiteres Schwarz-



Abb. 8/13: Schwarzkehlchen *Saxicola rubicola*, Männchen (links). Abb. 8/14: Neuntöter *Lanius collurio*, Weibchen (rechts). Beide Arten brüten seit mehreren Jahren im Himmelgeister Rheinbogen und werden dies aus klimatischen Gründen auch in Zukunft können. Fehlen allerdings geeignete Flächen, wie in 2023 durch ungeeignete Biotoppflegemaßnahmen, dann treten beide Arten nur als Durchzügler auf. Foto Schwarzkehlchen: 22.05.2019, Wiebach Teich, Elsdorf, Rhein-Erft-Kreis, J. Busch. Foto Neuntöter: 22.05.2023, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch.

kehlchenrevier vorhanden. Landschaftspflege bzw. Managementmaßnahmen haben einen großen Einfluss auf den Bruterfolg bzw. das Brutvorkommen der Art (ANGERER et al. 2023). Alternativ wäre eine extensive Rinderbeweidung zur Biotoppflege möglich (JEDICKE & WEIDT 2022, NUGTEREN 2023), um der Art ein Vorkommen zu ermöglichen.

Die **Heckenbraunelle** *Prunella modularis* (Abb. 8/14) ist in NRW auch auf Friedhöfen und in Gärten häufig und weit verbreitet. Die in früheren Jahren beobachteten Bestandseinbrüche nach strengen Wintern wurden in den letzten Jahrzehnten nicht mehr beobachtet (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013). Ähnliches wird in den Niederlanden festgestellt (SOVON 2018). Die Art überwintert zunehmend in Regionen, die früher im Winter geräumt wurden (KRIŠTÍN et al. 2022). In Südwest- und Westeuropa wird die Heckenbraunelle, eine relativ junge Art aus einem Formenkreis kalter Regionen der Paläarktis (LIU et al. 2017), aber Teile ihres aktuellen Verbreitungsgebietes verlieren (HUNTLEY et al. 2007, BAUER et al. 2019). In der Schweiz verschiebt sich das Vorkommen in höhere Regionen. Wobei hier neben klimatischen Ursachen auch die Abnahme von Fichtenbeständen in tieferen Lagen als Ursache diskutiert wird (HALLMAN et al. 2022). Aktuell nehmen auch die Bestände im Vereinigten Königreich bereits deutlich ab (BURNS et al. 2020) und europaweit ab (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Ein möglicher Nebeneffekt des Klimawandels ist die geringere Rate an Heckenbraunellenbruten, die dem Langstreckenzieher und Brutparasiten Kuckuck zum Opfer fallen, da die Heckenbraunellen früher mit dem Brüten anfangen als noch vor einigen Jahrzehnten (DENERLEY et al. 2018). So zeigt die Entwicklung der Bestände dieser Art in den Untersuchungsgebieten, wie z. B. auch in der Schweiz (WEGGLER 2023), einen positiven Trend (Tab. 8/1 u. 8/4). Die zukünftige Entwicklung der Bestände dieser Art im Raum Düsseldorf ist wohl eher von lokalen Faktoren abhängig.

Die Bestände der **Wiesenschafstelze** *Motacilla flava flava* (Abb. 8/15, Abb. 8/16) nehmen europaweit eher ab, vor allem durch Änderung der Landnutzung in den Brutgebieten, welche oft eine Bodendegradation bedingen (GILROY et al. 2008), und nur zum Teil durch klimatisch bedingte Veränderungen in den Überwinterungsgebieten südlich der Sahara (ZWARTS et al. 2009, SOVON 2018, BAUER et al. 2019, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, PECBMS 2022, HEYWOOD et al. 2023, PAYEVSKY & SHAPOVAL 2023, ZWARTS et



Abb. 8/15: Wiesenschafstelze *Motacilla flava flava*, Männchen (links). Abb. 8/16: Wiesenschafstelze *Motacilla flava flava*, Jungvogel (rechts). Die Bestände der Wiesenschafstelze hängen weniger vom Klima ab als vielmehr von der Entwicklung der sonstigen Bedingungen in den Brut-, Rast- und Überwinterungsgebieten, vor allem von Änderungen der Landnutzung und der Entwicklung der Landwirtschaft ab. Foto Wiesenschafstelze-Männchen: 27.04.2017, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch. Foto Wiesenschafstelze-Jungvogel: 27.08.2014, NSG Ehemalige Klärteiche Bedburg, Rhein-Erft-Kreis, J. Busch.

al. 2023b). Der Bestand hat sich aber seit den 1990er Jahren europaweit auf niedrigem Niveau stabilisiert (PECBMS 2022). In einigen Ländern, wie z. B. der Schweiz nimmt die Art aber zu (WEGGLER 2023). In Afrika wirkt sich eine zunehmende Zahl von Buschfeuern negativ auf das Wintervorkommen der Art aus (ZWARTS et al. 2023b). Einige Studien zeigen, dass die Art früher in ihre Brutgebiete zurückkehrt, als das in der Vergangenheit der Fall war (FIEDLER 2017, PAYEVSKY & SHAPOVAL 2023). Auch werden in der jüngeren Vergangenheit immer häufiger auch Winterbeobachtungen der Art in verschiedenen europäischen Ländern registriert (FERLINI 2020). Zur Förderung der Wiesenschafstelze und anderer Vogelarten der Agrarlandschaft sind Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität im Brutgebiet notwendig (BAUM et al. 2022). In NRW steigen die Bestände der Wiesenschafstelze auf Ackerland stark an, während sie auf Grünland abnehmen (GRÜNEBERG et al. 2013). Vergleichbares wird in den Niederlanden beobachtet (SOVON 2018). Die Art zeigt eine leichte Tendenz dazu in Rapskulturen häufiger zu sein als in Weizenkulturen (BARRÉ et al. 2018), wobei die Art im Laufe der Brutsaison die Brutbiotope wechseln kann (GILROY et al. 2010). In Zukunft könnte unter dem prognostizierten Klimawandel in NRW eine erhöhte Jungensterblichkeit während der Brutzeit ebenfalls eine Rolle bei der Bestandsentwicklung spielen (SUDFELDT et al. 2009a). Dazu kommt, dass die Art als Insektenfresser durch den verbreiteten Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide, bedroht ist (BERNATH-PLAISTED et al. 2023, LEENHARDT et al. 2023), und das nicht nur in den Brutgebieten sondern auch in den afrikanischen Überwinterungs- und Rastgebieten (MULLIÉ et al. 2023). Daher hängt die zukünftige Entwicklung der Wiesenschafstelze als Brutvogel im Raum Düsseldorf wohl vor allem von den lokalen Gegebenheiten in den Brut-, Rast- und Überwinterungsgebieten ab (MEICHTRY-STIER et al. 2018).

Der in den Untersuchungsgebieten ehemalige Brutvogel **Feldsperling** *Passer montanus* (Abb. 8/17) verzeichnet seit den 1970er Jahren mit der Intensivierung der Landwirtschaft einen sehr starken Bestandsrückgang in der Kulturlandschaft. Gegenüber dem Beginn der 1980er Jahre dürfte der Verlust mehr als 80 % betragen (SOVON 2018, PECBMS 2022, HOLDEN & GREGORY 2021, HEYWOOD et al. 2023). Nur vereinzelt, wie z. B. in der Schweiz (WEGGLER 2023), bleiben die Bestände stabil oder erholen sich wieder,



Abb. 8/17: Feldsperling *Passer montanus* (links). Abb. 8/18: Goldammer *Emberiza citrinella* (rechts). Beide Arten sind ehemalige Brutvögel in den Untersuchungsgebieten. Der Rückgang der Brutpopulationen beider Arten ist aber weniger eine Folge des Klimawandels, sondern vor allem auf Änderungen der Landnutzung und auf die Intensivierung der Landwirtschaft zurückzuführen. Foto Feldsperling: 26.07.2018, Altmühlsee, Muhr a. See, Weißenburg-Gunzenhausen, Bayern, J. Busch. Foto Goldammer: 07.03.2014, NSG Vorbecken Buch, Rainau, Ostalbkreis, Baden-Württemberg, J. Busch.

wie z. B. im UK (HOLDEN & GREGORY 2021), so dass die Bestände europaweit eher als stabil gelten (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Der Verlust an nahrungsreichen Strukturen und Biotoptypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, KACZMAREK et al. 2019, ONKEN 2020, ROSIN et al. 2020). Solche Umweltveränderungen bringen auch eine Verringerung der Wohnqualität für den Menschen mit sich (MORELLI et al. 2021). Dieser Zustand wird auch in Zukunft der Hauptgrund für die Bestandesentwicklung des Feldsperlings im Düsseldorfer Raum sein, da die Art klimatisch eher nicht negativ vom Klimawandel beeinflusst wird (SUDFELDT et al. 2009a, HALUPKA & HALUPKA 2017), solange Wasserquellen zur Verfügung stehen (TRYJANOWSKI et al. 2022) und geeignete, auch künstliche Nistmöglichkeiten vorhanden sind (DULISZ et al. 2022). Am Nordrand ihres europäischen Verbreitungsgebietes nehmen die Bestände auch aus klimatischen Gründen sogar zu (JOKIMÄKI et al. 2021).

Ähnliches gilt für die **Goldammer** *Emberiza citrinella*, Vogel des Jahres 1999, ein typischer Bewohner von Saumbiotopen. Der bevorzugte Lebensraum sind landwirtschaftlich genutzte, reich strukturierte Gebiete, die mit Gehölzen, Gebüsch und Einzelbäumen ausgestattet sind. Der Verlust an nahrungsreichen Strukturen und Biotoptypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, KACZMAREK et al. 2019). Bis in die 1960er, gebietsweise auch bis in die 1980er Jahre war die Goldammer in NRW ein weit verbreiteter und häufiger Jahresvogel, dessen Bestand seither aber großräumig infolge der Ausräumung der Landschaft und der Intensivierung der Landwirtschaft stark zurückgegangen ist. Ähnlich sieht die Entwicklung in vielen Ländern Europas aus (SOVON 2018, PECBMS, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, 2022, HOLDEN & GREGORY 2021, GÉNARD & LESCOURET 2023, HEYWOOD et al. 2023). Anders in der Schweiz, hier sind die Bestände stabil (WEGGLER 2023). Deutschlandweit sind Bestände auf niedrigem Niveau in jüngerer Zeit wieder stabil (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013, GEDEON et al. 2014, BAUER et al. 2019). In NRW hat der Klimawandel wohl keine erkennbaren Auswirkungen (SUDFELDT et al. 2009a). Der Klimawandel ermöglicht der Art in Teilen ihres Verbreitungsgebietes allerdings länger und häufiger ein zweites Mal zu brüten (HALUPKA & HALUPKA 2017). Zudem brütet die Art immer häufiger nördlich ihres bisherigen Brutgebietes (MEL'NIKOV 2022a). Goldammern profitieren von Extensivierungsmaßnahmen. Deshalb sollten Schutz und Extensivierungsprogramme in der Agrarlandschaft wie Ackerrandstreifenprogramm, Lerchenfenster, Reduzierung von Pestiziden und Dünger, Erhalt bzw. Wiederherstellung nicht versiegelter Feldwege, Erhalt von Stoppelfeldern und Brachflächen im Winter usw. unbedingt fortgeführt bzw. wieder aufgelegt werden (GRÜNEBERG et al. 2013, LEENHARDT et al. 2023). Eine Landschaft, die nahrungsreiche Strukturen und Biotoptypen beinhaltet, ist für die Brutvorkommen dieser Art sehr wichtig (HALVORSEN 2022). Hier können die Bestände deutlich wachsen (MARTINEZ et al. 2017). Bei entsprechenden Maßnahmen könnte die Goldammer, die immer wieder als Gast oder Randsiedler beobachtet wird, auch in den Untersuchungsgebieten wieder als Brutvogel auftreten.

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 & LEHIKONEN 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. HANZELKA et al. (2019) zeigen, dass **kälteangepasste Arten in Europa in ihren Beständen abnehmen und wärmeangepasste Arten besonders im Norden zunehmen**. 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 gilt¹, 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 brütet vermehrt in den Niederlanden und wird immer häufiger auch in Deutschland beobachtet und brütet mittlerweile sogar hier (DAK 2019, 2020, AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION NORDRHEIN-WESTFALEN 2017, HUBATSCH 2018, 2019, WILLE et al. 2021). So gibt es zum Beispiel Beobachtungen revieranzeigender Männchen 2016 in Monheim, weniger als 10 km südlich des Untersuchungsgebietes im Himmelgeister Rheinbogen und seit 2020 im NSG Urdenbacher Kämpfe, weniger als 7 km südlich des Untersuchungsgebietes Himmelgeister Rheinbogen (pers. Mitteilung T. Krause, eigene Beobachtung). Ähnliches gilt für die Zwergohreule² (GEDEON et al. 2014), 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).

Während europaweit die **Vogelarten der Agrarlandschaft** in den letzten Jahren 40 Jahren in ihrem Bestand deutlich abnehmen, bleiben die Bestände der **Vogelarten der Waldökosystem** gleichbleibend hoch oder nehmen deutlich langsamer ab (GARCÉS et al. 2022, REIF et al. 2022, PFEIFER & SCHMIDT 2023). Ähnliches wird auch in anderen Regionen der Welt beobachtet (CRAIG et al. 2022, LAUCK et al. 2023). Dies zeigt deutlich, dass neben klimatischen Parametern auch 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. 8/19). 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 **Langstreckenzieher** unter den Brutvögeln abgenommen (SUDFELDT et al. 2012, KAMP et al. 2020).

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)

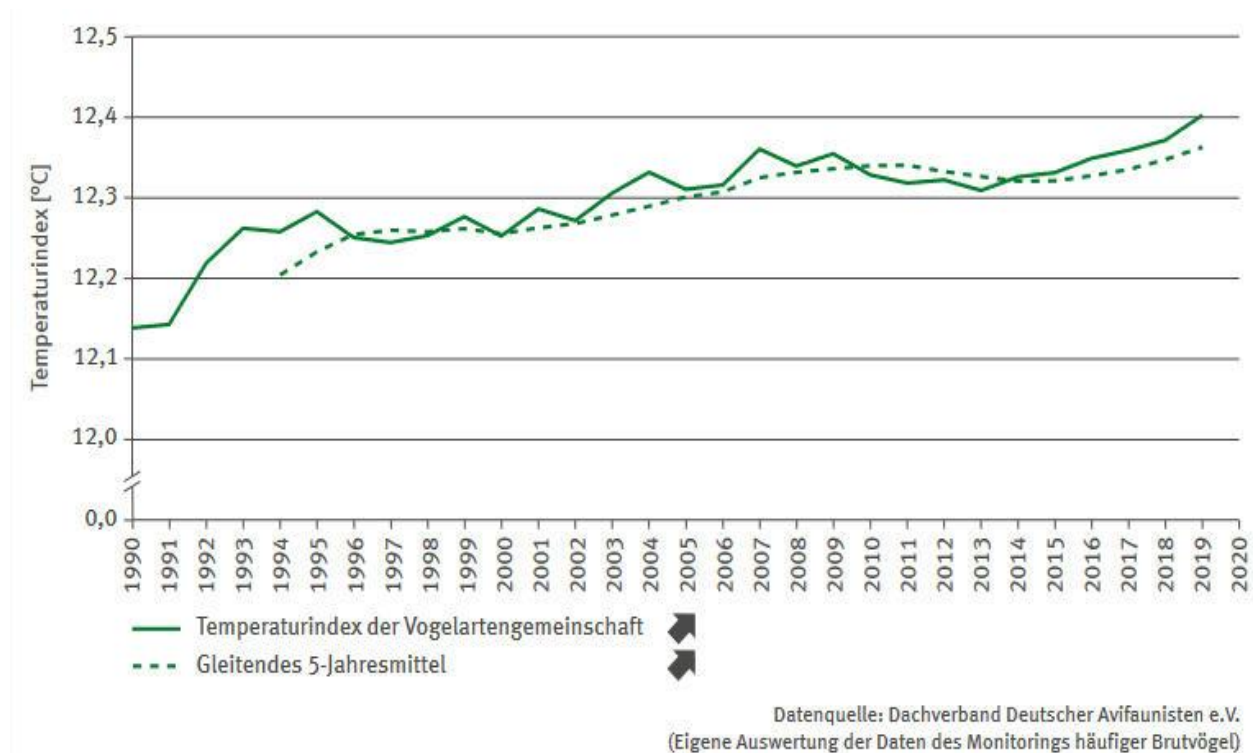


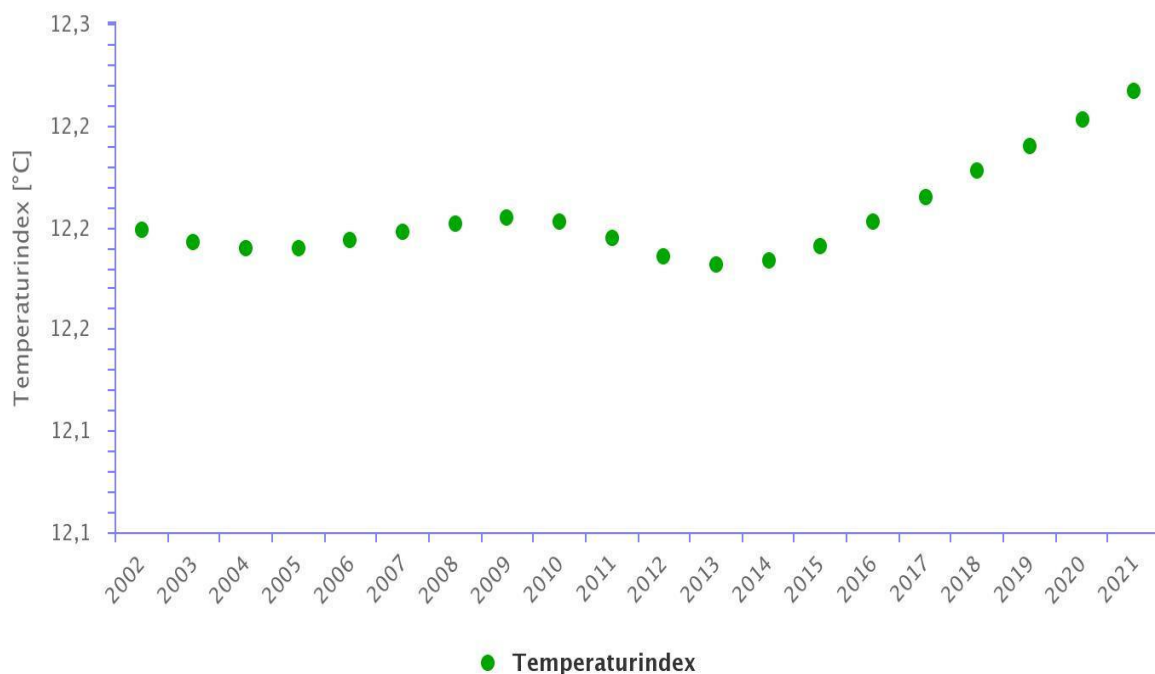
Abb. 8/19: Entwicklung des Temperaturindex der Vogelartengemeinschaft (CTI) in Deutschland im Zeitraum 1990-2019. Aus VAN RÜTH et al. 2023

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 (GARCÉS et al. 2022, DOUGLAS et al. 2023, LEENHARDT et al. 2023), insbesondere Neonicotinoide (BERNATH-PLAISTED et al. 2023, LEENHARDT 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. 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, OLIVER et al. 2017, GAÜZÈRE et al. 2020, KAMP et al. 2020, BAUM et al. 2022, 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 kühleren Mikroklimas die Konsequenzen des Klimawandels lokal ab. Davon profitieren die entsprechenden Vogelarten (GERLACH et al. 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 durch Verkleinerung und Zersplitterung der Brutareale zu einer Abnahme der Zahl der Brutvogelarten (VOHLAND et al. 2011) und zu Bestandsabnahmen (GOTTSCHALK et al. 2010).



LANUV NRW 2022

Abb. 8/20: Entwicklung des Temperaturindex der Vogelartengemeinschaft (CTI) in NRW im Zeitraum 2002-2021. Datengrundlage: LANUV, ÖFS.

Erkenntnisse auf nordrhein-westfälischer Ebene und in den Untersuchungsgebieten

Aus Daten des LANUV (2016a) geht hervor, dass mehr und **mehr wärmeliebende Arten in NRW** brüten, und Arten, die weniger warme Bedingungen bevorzugen, weniger häufig in NRW brüten (Abb. 8/21) und so die Vogelartengemeinschaft in Nordrhein-Westfalen (Abb. 8/20) und Deutschland (Abb. 8/19) insgesamt ebenfalls wärmeliebender wird). Eine Entwicklung, die europaweit und z. B. auch im Osten Nordamerikas beobachtet wird (CURLEY et al.2022, 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 zu, die wärmere Bedingungen bevorzugen. Ähnliches wird in anderen europäischen Regionen, z. B. Frankreich (GAÜZÈRE et al. 2020) oder Schweden (TAYLEUR et al. 2016) 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 - 2021 andere Faktoren, z. B. eine Intensivierung der Landnutzung, eine größere Rolle als die klimatischen Veränderungen, da vergleichbare Beobachtungen zeigen, dass die größten Veränderungen des CTI in der Zeit vor 2000 stattfand (GAÜZÈRE et al. 2020).

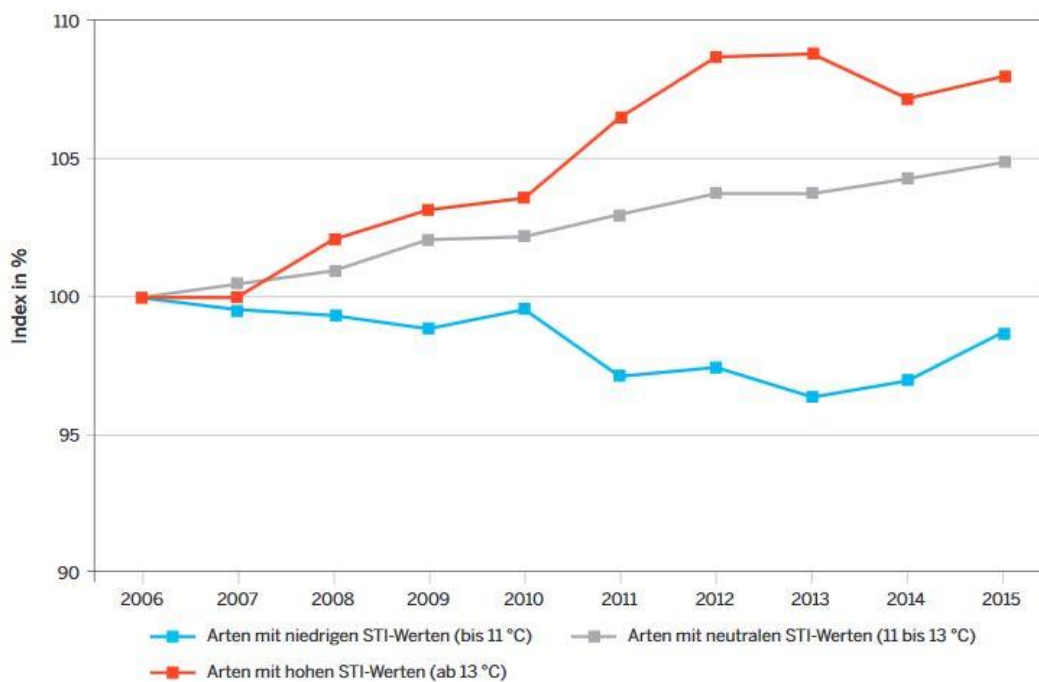


Abb. 8/21: Entwicklung der Species Temperature Index (STI)-Wertsummen von Brutvogelarten in NRW. Datenquelle: Ökologische Flächenstichprobe aus: LANUV (2016a).

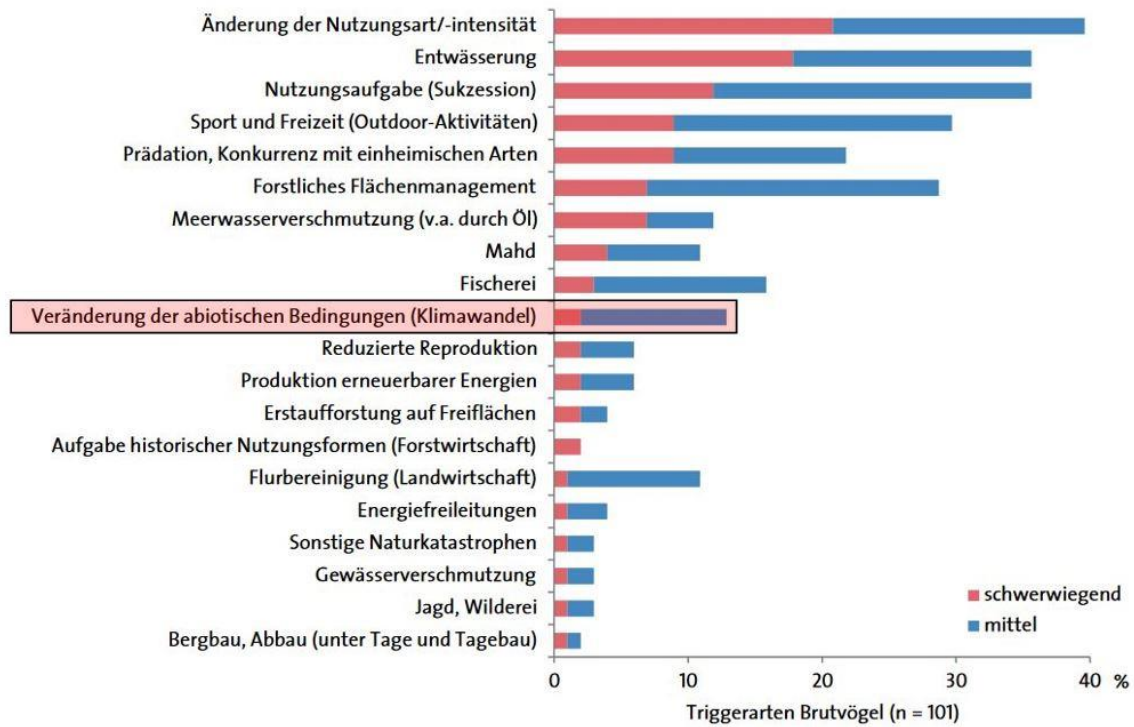


Abb. 8/22: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die sogenannten 101 Triggerarten unter den Brutvögeln (aus WAHL et al. 2015). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung unserer Brutvögel nur eine Rolle unter vielen.

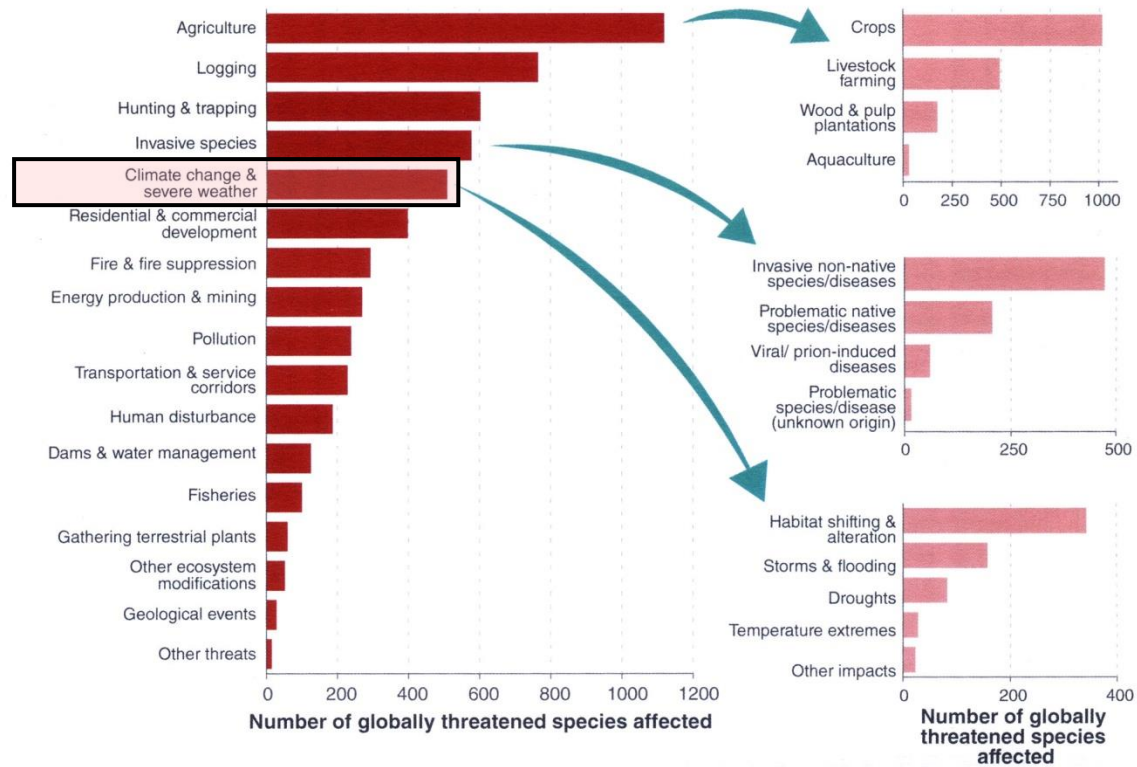


Abb. 8/23: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die global gefährdeten Vogelarten (aus ALLINSON 2023). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung der Vögel weltweit nur eine Rolle unter vielen.

Future threats

Species by Red List Category

■ Threatened (CR+EN+VU) ■ DD ■ NT+LC

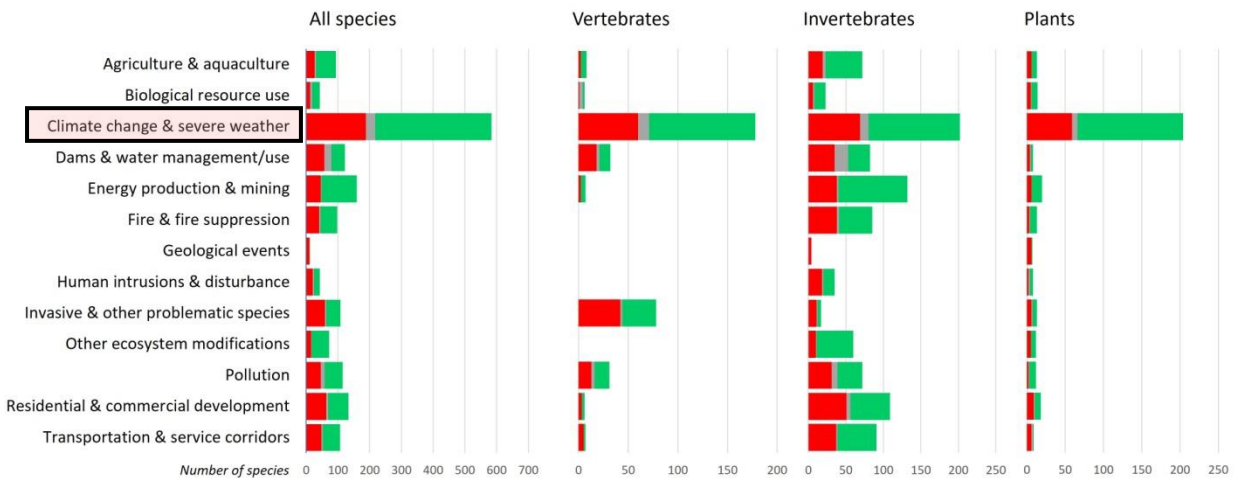


Abb. 8/24: Zukünftige Bedrohungen für europäische Tier und Pflanzenarten. CR: Critically Endangered, EN: Endangered, VU: Vulnerable, DD: Data Deficient, NT: Near Threatened, LC: Least Concern; N: Alle Arten = 14669, Wirbeltiere = 2494, Wirbellose = 7600, Pflanzen = 4575). Aus HOCHKIRCH et al. 2023. In Zukunft werden der Klimawandel und Wetterextreme eine immer größere Bedrohung für die globale Biodiversität darstellen.

In den beiden Untersuchungsgebieten ist eine Reihe von Arten vertreten, die durch die klimatischen Veränderungen in ihren Beständen beeinflusst werden (Tab 8/7). Einige der Arten zeigen zum Teil deutliche Bestandsrückgänge 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). 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** (NATH et al. 2021, ETARD & NEWBOLD 2023, LEGGE et al. 2023, Abb. 8/23) und der Veränderungen der Bestände der Brutvögel in unserer Landschaft (NORTHROP et al. 2019, Abb. 8/22), **aber er ist nicht der einzige** und nicht zwingend der wichtigste (ALLINSON 2023, DOUGLAS et al. 2023, HOCHKIRCH et al. 2023, STRONA & BRADSHAW 2022). Er **spielt aber eine zunehmend größere Rolle** bei den Veränderungen der Verbreitung und Häufigkeit vieler Vogelarten (MARTAY et al. 2022, ETARD & NEWBOLD 2023, HOCHKIRCH et al. 2023, LAUCK et al. 2023, STORCH et al. 2023, Abb. 8/24). 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 den Untersuchungsgebieten (Abb. 8/22). Dazu gehören auch die gestiegenen **Freizeitaktivitäten**, wie sie in 2021 und etwas abgeschwächt in 2022 in Himmelgeist beobachtet wurden und welche man eine Zeitlang mit Wegsperrern, 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, RIGAL et al. 2023). 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. 8/2 und 8/5). 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 Reaktion 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 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). Die beobachtete Stagnation der Bestandsentwicklung bei vielen Arten in den Untersuchungsgebieten ist auf die hohen Temperaturen oder indirekte Effekte (z. B. Nahrungsmangel und erhöhte Jungvogelsterblichkeit) der heißen und trockenen Perioden zurückzuführen. Bei einzelnen Arten ist es 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**, z. B. durch Diversifizierung im Waldbau, Verbesserungen im Biotopverbund (LEISTEN 2017, KAMP et al. 2020, SCHMIDT et al. 2022) und Unterschutzstellung geeigneter Lebensräume (SCHMIDT et al. 2022, TSCHARNTKE & BATÁRY 2023) nötig. Insbesondere in



Abb. 8/25: Die Nachtigall *Luscinia megarhynchos* ist mit mehreren Revieren in Düsseldorf-Himmelgeist regelmäßiger Brutvogel und wird dies aus klimatischen Gründen auch in Zukunft bleiben. Vorausgesetzt, es gibt entsprechende Lebensräume. Foto: NSG Ehemalige Klärteiche Bedburg, Rhein-Erft-Kreis, 16.04.2013, J. Busch.

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, BAUM et al. 2022, 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 (BAUER et al. 2019, 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, THAYER et al. 2020, SINGH et al. 2021). Welche Auswirkungen die notwendigen **Anpassungen der landwirtschaftlichen Praxis an den Klimawandel** (KÖLLING & METTE 2022) auf Agrarökosysteme und deren Avizönosen haben werden, ist 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 entsprechenden Konsequenzen auf die Avizönosen in den Waldökosystemen aus (KEGEL 2022, PFEIFER & SCHMIDT 2023). Die notwendigen Anpassungen von Land- und Forstwirtschaft an den Klimawandel bieten dabei gleichzeitig die Möglichkeit Natur- und Artenschutzmaßnahmen zu integrieren, um den aktuellen Verlusten in diesen intensiv genutzten Landschaften entgegenzuarbeiten (MARTENS et al. 2023, TSCHARNTKE & BATÁRY 2023, ZHANG et al. 2023, LABADIE et al. 2024).

Dazu kommen **neozooische Prädatoren** wie Waschbär, Marderhund und neuerdings Goldschakal (BREUSTE 2022), letzterer auch mittlerweile in NRW (RP-ONLINE 2020), die sich mit und ohne menschliche Hilfe ausbreiten, und deren Auswirkungen auf die Bestände der heimischen Vogelwelt nur zum Teil verstanden sind.

Ebenso zu berücksichtigen sind die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter **Extremereignisse** auf Ökosysteme (PIETRO 2022) und ihre 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 verschiedenen Ökosystemen (HARRIS et al. 2020).

Die **Abnahme der Vogelbestände** zum Teil auch bei ursprünglich häufigen Arten in den letzten Jahrzehnten hat 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, ANTÃO et al. 2022). Klimawandel und Änderungen der Landnutzung mit den daraus resultierenden Arealverschiebungen führen auf längerer Sicht global zu einer **Verarmung und Uniformität der Avifauna** (PENNISI 2022). Selbst die **ökonomischen Konsequenzen** der Abnahme der globalen Biodiversität erfordern mittlerweile Handlungsbedarf (DASGUPTA 2021, TAHA et al. 2022). Folglich sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte **lokale Anstrengungen im Naturschutz** im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig (SCHMIDT et al. 2022, CORNFORD et al. 2023), 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 (McCORMICK 2022, 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, RP-ONLINE 2022, WORLD ECONOMIC FORUM 2022, GLAUBRECHT 2023).

Literatur

- 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.
- 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.
- 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.
- ANGERER, V., KATZENMAYER, D., HÖLZL, S. & HABEL, J. C. (2023): Vornutzung artenreicher Mähwiesen und Kalkmagerrasen. *Anliegen Natur* 45 (1): 35 - 44.
- ANTÃO, L. H., WEIGEL, B., STRONA, G., HÄLLFORS, M., KAARLEJÄRVI, E., DALLAS, T., ... & LAINE, A. L. (2022): Climate change reshuffles northern species within their niches. *Nature Climate Change* 12: 587 – 592.
- ASKEYEV, A. O., ASKEYEV, O. V., ASKEYEV, I. V., & SPARKS, T. H. (2022): Woodpecker populations in winter in the interior of the European continent are highly dependent on climate change and its consequences. *Journal of Ornithology* 163(2): 481 - 493.
- AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION NORDRHEIN-WESTFALEN (2017): *Seltene Vögel in Nordrhein-Westfalen*. LWL-Museum für Naturkunde, Münster, 420 S.
- AVILOVA, K. V. (2019): The Structure and Numbers Dynamics of the Urban Goldeneye (*Bucephala clangula*, Anseriformes, Anatidae) Population in Moscow. *Biol Bull Russ Acad Sci* 46: 1084-1096. <https://doi.org/10.1134/S1062359019090036>
- BAILEY, L. D., VAN DE POL, M., ADRIAENSEN, F., ARCT, A., BARBA, E., BELLAMY, P. E., ... & VISSER, M. E. (2022): Bird populations most exposed to climate change are less sensitive to climatic variation. *Nature communications* 13(1): 1-10.
- BAIRLEIN F. (2006): Internationaler Ornithologen-Kongress, dpa-Mitteilung, Hamburg.

- 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.
- BARNES, A. E., ROBINSON, R. A., & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2023): Collation of a century of soil invertebrate abundance data suggests long-term declines in earthworms but not tipulids. *Plos one* 18(4): e0282069.
- 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.
- BAUM, S., CHALWATZIS, D., BÖHNER, H. G. S., OPPERMANN, R. & RÖDER, N. (2022): Wirkung ökologischer Vorrangflächen zur Erreichung der Biodiversitätsziele in Ackerlandschaften. *BfN-Skripten* 630, pp. 338.
- 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.
- BAUER, H.-G., HEINE, G., SCHMITZ, D., SEGELBACHER, G., & WERNER, S. (2019): Starke Bestandsveränderungen der Brutvogelwelt des Bodenseegebietes – Ergebnisse aus vier flächendeckenden Brutvogelkartierungen in drei Jahrzehnten. *Die Vogelwelt* 139(1): 3-29.
- 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.
- 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).
- BERTHOLD, P. (2015): Bienenfresser in Island, Silberreiher in Sibirien: Wie Vögel weltweit auf den Klimawandel reagieren (2015) in: Marotzke, J. & Stratmann, M. [Eds.], *Die Zukunft des Klimas*, C. H. Beck, 23-34. München.

- 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.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- BLASER, S., GUETG, M., BADER, M., WERMELINGER, B., STUDHALTER, S. & QUELOZ, V. (2022): Der Eichenprozessionsspinner. *Hintergrundwissen und Handlungsempfehlungen. Merkbl. Prax.* 71. 8 S.
- 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>.
- BOTH, C., VAN TURNHOUT, C. A. M., BIJLSMA, R. G., SIEPEL, H., VAN STRIEN, A. J & FOPPEN, R. P. B. (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proc. R. Soc. B* 277: 1259-1266.
- 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.
- BUCHAN, C., GILROY, J. J., CATRY, I., HEWSON, C. M., ATKINSON, P. W., & FRANCO, A. M. (2023): Combining remote sensing and tracking data to quantify species' cumulative exposure to anthropogenic change. *Global Change Biology* 29: 6679 – 6692.
- Буйволов, Ю. А. & ПРЕОБРАЖЕНСКАЯ, Е. С. (2022): Некоторые аспекты изучения населения птиц Центрально-Лесного биосферного заповедника. Сообщение 2. In *Научные исследования и экологический мониторинг на особо охраняемых природных территориях России и сопредельных стран*, pp. 364-371. (Buivolov, Yu. A. & Preobrazhenskaya, E. S. (2022): Einige Aspekte der Untersuchung der Vogelpopulation des Biosphärenreservats Central Forest. *Botschaft 2. In Wissenschaftliche Forschung und Umweltüberwachung in besonders geschützten Naturgebieten Russlands und der Nachbarländer*, S. 364-371.)
- 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>.
- BURFIELD, I. J., RUTHERFORD, C. A., FERNANDO, E., GRICE, H., PIGGOTT, A., MARTIN, R. W., ... & STANEVA, A. (2023): *Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern*. Bird Conservation International, 33, e66.
- BURNS, F., EATON, M.,A., BALMER, D.,E., BANKS, A., CALDOW, R., DONELAN, J. L., DOUSE, A., DUIGAN, C., FOSTER, S., FROST, T., GRICE, P. V., HALL, C., HANMER, H. J., HARRIS, S. J., JOHNSTONE, I., LINDLEY, P., McCULLOCH, N., NOBLE, D. G., RISELY, K., ROBINSON, R. A. & WOTTON, S. (2020): *The state of the UK's birds 2020*. The RSPB, BTO, WWT, DAERA, JNCC, NatureScot, NE and NRW, Sandy, Bedfordshire. 41 S.

- BURTON, J. F. (1995): Birds and Climate Change. Christopher Helm, London. 376 S.
- 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.
- BUSCHMANN, C., BÖHNER, H. G., & RÖDER, N. (2023): The cost of stabilising the German lapwing population: A bioeconomic study on lapwing population development and distribution using a cellular automaton. *Journal for Nature Conservation* 71: 126314.
- CAMPO - CELADA, M., JORDANO, P., BENÍTEZ - LÓPEZ, A., GUTIÉRREZ - EXPÓSITO, C., RABADÁN - GONZÁLEZ, J., & MENDOZA, I. (2022): Assessing short and long - term variations in diversity, timing and body condition of frugivorous birds. *Oikos*: doi: 10.1111/oik.08387.
- 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>.
- 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.
- CHRITSTIDIS, N. & STOTT, P. A. (2021): Extremely warm days in the United Kingdom in winter 2018/19. In: HERRING, S. C., CHRISTIDIS, N., HOELL, A., HOERLING, M. P. & STOTT, P. A. (Eds.): *Explaining Extreme Events of 2019 from a Climate Perspective*. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 102 (1): pp. 39-44.
doi:10.1175/BAMS-ExplainingExtremeEvents2019.1.
- COEURDASSIER, M., BASSIN, N., POWOLNY, T., MORIN, C., & AFONSO, E. (2021): Prevalence of hematozoan parasites in Red Kite nestlings from France. *Journal of Ornithology* 162(2): 521-527.
- COHEN, J. M., LAJEUNESSE, M. J. & ROHR, J. R. (2018): A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change* 8: 224-228.
- COMAY, O., EZOV, E., YOM-TOV, Y. & DAYAN, T. (2022): In Its Southern Edge of Distribution, the Tawny Owl (*Strix aluco*) Is More Sensitive to Extreme Temperatures Than to Rural Development. *Animals* 12(5): 641.
- CONTOSTA, A. R., BATTLES, J. J., CAMPBELL, J. L., DRISCOLL, C. T., GARLICK, S. R., HOLMES, R. T., ... & GROFFMAN, P. M. (2023): Early warning signals of changing resilience in the biogeochemistry and biology of a northern hardwood forest. *Environmental Research Letters* 18(9): 094052.
- CORNFORD, R., SPOONER, F., MCRAE, L., PURVIS, A., & FREEMAN, R. (2023): Ongoing over-exploitation and delayed responses to environmental change highlight the urgency for action to promote vertebrate recoveries by 2030. *Proceedings of the Royal Society B* 290(1997): 20230464.
- 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.
- CRAIG, R. J., DUGUID, M. C. & ASHTON, M. S. (2022): Breeding forest birds of northeastern Connecticut show a long-term population increase and high species turnover. *The Wilson Journal of Ornithology* 134(1): 27-42.
- CRICK, H. Q. P. (2004): The impact of climate change on birds. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 48-56.

- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., GLUE, D. E. & THOMSON, D. L. (1997): UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388: 526.
- CURLEY, S. R., MANNE, L. L., RAMÍREZ - GAROFALO, J. R. & VEIT, R. R. (2022): Evaluating compositional changes in the avian communities of eastern North America using temperature and precipitation indices. *Journal of Biogeography* 49(4): 739-752.
- D'AMORE, C., GRIMALDI, P., ASCIONE, T., CONTI, V., SELBITTO, C., FRANCI, G., ... & PAGLIANO, P. (2022): West Nile Virus diffusion in temperate regions and climate change. A systematic review. *Le Infezioni in Medicina* 31(1): 20.
- DAK (DEUTSCHE AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION) (2019): Seltene Vogelarten in Deutschland 2017. Deutsche Avifaunistische Kommission – Dokumentationsstelle für seltene Vogelarten, Münster, 34 S.
- DAK (DEUTSCHE AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION) (2020): Seltene Vogelarten in Deutschland 2018. Deutsche Avifaunistische Kommission – Dokumentationsstelle für seltene Vogelarten, Münster, 41 S.
- DASGUPTA, P. (2021): *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. HM Treasury, London. 606 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 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.
- DE ZOETEN, T. & PULIDO, F. (2020): How migratory populations become resident. *Proceedings of the Royal Society B*: 28720193011, <http://doi.org/10.1098/rspb.2019.3011>.
- 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.
- DENERLEY, C., REDPATH, S. M., VAN DER WAL, R., NEWSON, S. E., CHAPMAN, J. W. & WILSON, J. D. (2018): Breeding ground correlates of the distribution and decline of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* at two spatial scales. *Ibis*: <https://doi.org/10.1111/ibi.12612>.
- 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.
- DINSBERGS, I., KEIŠS, O., & BRIEDIS, M. (2023): Spring phenology is advancing at a faster rate than arrival times of Common Starling. *Journal of Ornithology* 164(2): 367 - 375.
- DOHERTY, T. S., HAYS, G. C., & DRISCOLL, D. A. (2021): Human disturbance causes widespread disruption of animal movement. *Nature Ecology & Evolution* 5(4): 513-519.

- DOLENEC, Z. (2022): Dates of arrival of the Eurasian golden oriole (*Oriolus oriolus* L.) in deciduous forest in relation to increase of local air temperature in NW Croatia. *Šumarski list* 146(3-4): 149-152.
- DOLENEC, Z. & DOLENEC, P. (2011): Influence of the local spring warming on the breeding phenology in blackcap (*Sylvia atricapilla*) in Croatia. *Journal of Environmental Biology* 32: 625-627.
- DOSTÁL, M., LITERÁK, I., HORAL, D., SVETLÍK, J., RAAB, R., HOHENEGGER, J., & MATUŠÍK, H. (2023): Integrated Approach Improves Monitoring of Wintering Red Kites in Central Europe. *Journal of Raptor Research*.
- 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.
- DULISZ, B., STAWICKA, A. M., KNOZOWSKI, P., DISERENS, T. A. & NOWAKOWSKI, J. J. (2022): Effectiveness of using nest boxes as a form of bird protection after building modernization. *Biodiversity and Conservation* 31: 277 – 294.
- EATON, M. A. & THE RARE BREEDING BIRDS PANEL (2022): Rare breeding birds in the UK in 2020. *British Birds* 115: 623 - 686.
- EGLINGTON, S. M., JULLIARD, R., GARGALLO, G., VAN DER JEUGD, H. P., PEARCE - HIGGINS, J. W., BAILLIE, S. R. & ROBINSON, R. A. (2015): Latitudinal gradients in the productivity of European migrant warblers have not shifted northwards during a period of climate change. *Global Ecology and Biogeography* 24(4): 427-436.
- EICHHORN, G., BIL, W. & FOX, J. W. (2017): Individuality in northern lapwing migration and its link to timing of breeding. *Journal of Avian Biology* 48: 1132-1138.
- EL HINDI, T., JAHN, A., TUERO, D., PIZO, M. A., & STEFANINI, N. (2023): Projected population-and season-dependent impacts of climate change on a migratory songbird in South America. *Frontiers in Bird Science* 2: 1214458.
- ELKINS, N. (2004): *Weather and bird behaviour*. T & A D Poyser, London, 280 S.
- ETARD, A. & NEWBOLD, T. (2023): Species - level correlates of land - use responses and climate - change sensitivity in terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*: <https://doi.org/10.1111/cobi.14208>.
- EWING, H., FRANKS, S., SMART, J., BURTON, N., & GILL, J. A. (2023): Nest survival of threatened Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) breeding at low densities across a human - modified landscape. *Ibis* 165(3): 753 - 766.
- FARKAS, J. Z., KÓSZEGI, I. R., HOYK, E., & SZALAI, Á. (2023): Challenges and Future Visions of the Hungarian Livestock Sector from a Rural Development Viewpoint. *Agriculture* 13(6): 1206.
- 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.
- FELTON, A., PETERSSON, L., NILSSON, O., WITZELL, J., CLEARY, M., FELTON, A. M. ... & NILSSON, U. (2019): The tree species matters: Biodiversity and ecosystem service implications of replacing Scots pine production stands with Norway spruce. *Ambio* 1-15. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01259-x>.

- 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.
- FIEDLER, W. (2017): Änderungen im Brut- und Zugverhalten bei Vögeln. *Rundgespräche Forum Ökologie*, Bd. 46: Tierwelt im Wandel – Wanderung, Zuwanderung, Rückgang, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München S. 43-56.
- 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.
- FINCH, T., PEARCE-HIGGINS, J. W. LEECH, D. I. & EVAN, K. L. (2014): Carry-over effects from passage regions are more important than breeding climate in determining the breeding phenology and performance of three avian migrants of conservation concern. *Biodiversity and Conservation* volume 23: 2427-2444.
- FLÖPER, N. (2023): Wenn Zäune nicht mehr ausreichen. *Naturschutz heute: Winter 2023*: 14 - 15.
- 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.
- FRÖHLICH, A. & CIACH, M. (2018a): Noise pollution and decreased size of wooded areas reduces the probability of occurrence of Tawny Owl *Strix aluco*. *Ibis* 160: 634-646.
- FRÖHLICH, A. & CIACH, M. (2018b): Noise shapes the distribution pattern of an acoustic predator. *Current Zoology* 64: 575-583.
- 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.
- GARCÊS, A., SILVA, F., & PIRES, I. (2022): Silent Europe: The Collapse of Common Bird Species. *Journal of Advanced Veterinary Research* 12(5): 645 - 647.
- GARCÍA-MACÍA, J., VIDAL-MATEO, J., DE LA PUENTE, J., BERMEJO, A., RAAB, R., & URIOS, V. (2021): Seasonal differences in migration strategies of Red Kites (*Milvus milvus*) wintering in Spain. *Journal of Ornithology* 163(1): 27-36.
- GARCÍA-MACÍA, J., DE LA PUENTE, J., BERMEJO-BERMEJO, A., RAAB, R., & URIOS, V. (2022): High variability and dual strategy in the wintering red kites (*Milvus milvus*). *Diversity* 14(2): 117.
- 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.

- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EICKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I., KOOP, B., KRAMER, M., KRÜGER, T., ROTH, N., RYSLAVY, T., STÜBING, S., SUDMANN, S. R., STEFFENS, R., VÖKLER, F. & WITT, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten: Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster, pp. 800.
- 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.
- GILROY, J. J., ANDERSON, G. Q., GRICE, P. V., VICKERY, J. A., BRAY, I., NICHOLAS WATTS, P. & SUTHERLAND, W. J. (2008): Could soil degradation contribute to farmland bird declines? Links between soil penetrability and the abundance of yellow wagtails *Motacilla flava* in arable fields. Biological conservation 141(12): 3116-3126.
- GILROY, J., ANDERSON, G., GRICE, P., VICKERY, J. & SUTHERLAND, W. (2010): Mid - season shifts in the habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava* breeding in arable farmland. Ibis. 152. 90-104. 10.1111/j.1474-919X.2009.00988.x.
- GLAUBRECHT, M. (2023): On the end of evolution–Humankind and the annihilation of species. Zoologica Scripta 52(3): 215 - 225.
- 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.
- GOŁĘBIEWSKI, I., & REMISIEWICZ, M. (2023): Carry-Over Effects of Climate Variability at Breeding and Non-Breeding Grounds on Spring Migration in the European Wren *Troglodytes troglodytes* at the Baltic Coast. Animals 13(12): 2015.
- 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>.
- GORMAN, G. (2023): The Green Woodpecker. Pelagic Publisher, London, 212 S.
- 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).
- 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).
- GRIFFIN, C. P., BRUSH, J. M., & SCHWARZER, A. C. (2023): Decline in annual survival of American oystercatchers wintering in Florida linked to extreme high tides. The Journal of Wildlife Management 87(5): e22399.

- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., WEISS, J., JÖBGES, M., KÖNIG, K., LASKE, V., SCHMITZ, M. & SKIBBE, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.), LWL-Museum für Naturkunde, Münster. online: <http://atlas.nw-ornithologen.de>.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015, erschienen August 2016. Berichte zum Vogelschutz, 52: 19-67.
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., HERHAUS, F., HERKENRATH, P., JÖBGES, M. M., KÖNIG, H., NOTTMEYER, K., SCHIDELKO, K., SCHMITZ, M., SCHUBERT, W., STIELS, D. & WEISS, J. (2017): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. Charadrius 52 (1/2): 1-66.
- GRÜNEBERG, C. & KARTHÄUSER, J. (2019): Verbreitung und Bestand des Rotmilans *Milvus milvus* in Deutschland – Ergebnisse der bundesweiten Kartierung 2010–2014. Vogelwelt 139: 101 — 116.
- GRYZ, J. & KRAUZE-GRYZ, D. (2018): Influence of habitat urbanisation on time of breeding and productivity of tawny owl (*Strix aluco*). Pol. J. Ecol. 66: 153-161.
- 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>.
- GU, Z., DIXON, A., & ZHAN, X. (2023): Genetics and Evolution of Bird Migration. Annual Review of Animal Biosciences 12: <https://doi.org/10.1146/annurev-animal-021122-092239>.
- GUYOT, C., BIRRER, S. & JENNI, L. (2018): Gibt es Daten zum Rückgang der Insektenbiomasse in der Schweiz? Kurzfassung der Resultate aus Literaturrecherche und Interviews von Fachpersonen. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- GYURÁ CZ, J., BÁNHIDI, P., GÓCZÁN, J., ILLÉS, P., KALMÁR, S., LUKÁCS, Z., ... & VARGA, L. (2021): Temporal changes in wing length, fat reserves and body mass of migrating Eurasian Blackcaps *Sylvia atricapilla* at a west Hungarian stopover site. Acta Ornithologica 56(1): 51-58.
- GYURÁ CZ, J., BÁNHIDI, P., GÓCZÁN, J., ILLÉS, P., KALMÁR, S., KOSZORÚS, P., ... & LÁSZLÓ VARGA, C. N. (2022): Changes in Autumn Migration Phenology and Morphological Traits of Common Chiffchaffs *Phylloscopus collybita* (Vieillot, 1817)(Passeriformes: Phylloscopidae) in Pannonian Basin. Acta Zoologica Bulgarica 74(2): 215 - 226.
- HADAD, E., ZDUNIAK, P. & YOSEF, R. (2022): Sustaining Increasing Wintering Raptor Populations in Central Israel: A 38 Years Perspective. Sustainability 14(19): 12481.
- HAEST, B., HÜPPOP, O. & BAIRLEIN, F. (2020): Weather at the winter and stopover areas determines spring migration onset, progress, and advancements in Afro-Palaearctic migrant birds. Proceedings of the National Academy of Sciences Jul 2020 117 (29): 17056-17062. DOI: 10.1073/pnas.1920448117
- HALLMAN, T. A., GUÉLAT, J., ANTONIAZZA, S., KÉRY, M. & SATTLER, T. (2022): Rapid elevational shifts of Switzerland's avifauna and associated species traits. Ecosphere 13(8): e4194.
- 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.
- HANMER, H. J., BOERSCH-SUPAN, P. H. & ROBINSON, R. A. (2022): Differential changes in life cycle-event phenology provide a window into regional population declines. *Biology Letters* 18(8): 20220186.
- HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distribution* 25:1527–1536.
- 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>.
- HAUBER, M. E., ELEK, Z., & MOSKÁT, C. (2021): Advancing onset of breeding dates in brood parasitic common cuckoos and their great reed warbler hosts over a 22-year period. *Ethology Ecology & Evolution* 33 (5): 553-560, DOI: 10.1080/03949370.2021.1871968.
- HAVELKA, J. (2022): Změna společenstev ptáků v krajinném měřítku na příkladu Třeboňska. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, 60 S.
- HEDLUND, J., FRANSSON, T., KULLBERG, C., PERSSON, J. O. & JAKOBSSON, S. (2022): Increase in protandry over time in a long - distance migratory bird. *Ecology and Evolution* 12(7): e9037.
- HENNES, R. (2022): Die Auswirkungen dreier trocken-heißer Sommer und des Waldsterbens auf Bunt-und Mittelspecht. *Ornithol. Jber. Mus. Heineanum* 36: 69-82.
- HERNÁNDEZ-NAVARRO, A. J., ROBLEDANO, F., JIMÉNEZ-FRANCO, M. V., ROYLE, J. A., & CALVO, J. F. (2023): Long-term trends of local bird populations based on monitoring schemes: are they suitable for justifying management measures? *Journal of Ornithology* 1-13.
- 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.
- HEWSON, C. M., THORUP, K., PEARCE-HIGGINS, J. W. & ATKINSON, P. W. (2016): Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nature communications* 7: 12296.
- HEYWOOD, J.J.N., MASSIMINO, D., BALMER, D.E., KELLY, L., NOBLE, D.G., PEARCE-HIGGINS, J.W., WOODCOCK, P., WOTTON, S., GILLINGS, S. & HARRIS, S.J. (2023): The Breeding Bird Survey 2022. BTO Research Report 756. British Trust for Ornithology, Thetford.
- HIRSCHAUER, F. & STANIK, N. (2023): Veränderungen in der Frühjahrszugphänologie von Vogelarten im Raum Kassel (Hessen) über einen Zeitraum von 180 Jahren. *Vogelwarte* 61: 179 – 193.
- 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.

- HOLDEN, P. & GREGORY, R. (2021): RSPB Handbook of British Birds. Bloomsbury, London, 320 S.
- HÖTKER, H. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. Vogelwarte 53: 2015: 93-98.
- 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.
- 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.
- HOWARD, C., MARJAKANGAS, E. L., MORÁN-ORDÓÑEZ, A., MILANESI, P., ABULADZE, A., AGHABABYAN, K., ... & WILLIS, S. G. (2023): Local colonisations and extinctions of European birds are poorly explained by changes in climate suitability. Nature Communications 14(1): 4304.
- 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. & WILLIS, S. G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB, Lynx Edicions, Barcelona.
- 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.
- 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.
- IRWIN, D. E. (2009): Speciation: new migratory direction provides route towards divergence. Current Biology 19, R1111-R1113. doi:10.1016/j.cub.2009.11.011.
- ISHONG, J. A., AFRIFA, J. K., IWAJOMO, S. B., DEIKUMAH, J. P., IVANDE, S. T., & CRESSWELL, W. (2022): Population trends of resident and migrant West African bird species monitored over an 18-year period in central Nigeria. Ostrich 93(3): 171 - 186.
- JEDICKE, E., & WEIDT, H. (2022): Landschaftspflege durch extensive Rinderbeweidung. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen-Anhalt, Schriftenreihe, Heft 29
- JELLESMARK, S., AUSDEN, M., BLACKBURN, T. M., HOFFMANN, M., MCRAE, L., VISCONTI, P. & GREGORY, R. D. (2022): The effect of conservation interventions on the abundance of breeding waders within nature reserves in the United Kingdom. Ibis: <https://doi.org/10.1111/ibi.13106>.
- JOKIMÄKI, J., SUHONEN, J., & KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M. L. (2021): Differential long-term population responses of two closely related human-associated sparrow species with respect to urbanization. Birds 2(3): 230-249.

- JOKIMÄKI, J., KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M. L. & SUHONEN, J. (2022): Long-Term Winter Population Trends of Corvids in Relation to Urbanization and Climate at Northern Latitudes. *Animals* 12(14): 1820.
- 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.
- KAASIKU, T., RANNAP, R., & MÄNNIL, P. (2022): Predation - mediated edge effects reduce survival of wader nests at a wet grassland - forest edge. *Animal Conservation* 25(5): 692 - 703.
- KACZMAREK, J. M., MIZERA, T. & TRYJANOWSKI, P. (2019): Energy crops affecting farmland birds in Central Europe: insights from a *Miscanthus*-dominated landscape. *Biologia* 74(1): 35-44.
- KAISER, M. & JÖBGES, M. M. (2022): Windenergienutzung und EU-Vogelschutzgebiete in NRW. *Natur in NRW* 2/2022: 9-14.
- 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>.
- KARELL, P., KOHONEN, K., & KOSKENPATO, K. (2021): Specialist predation covaries with colour polymorphism in tawny owls. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 75(3): 1-8.
- KATZENBERGER, J. (2019): Verbreitungsbestimmende Faktoren und Habitateignung für den Rotmilan *Milvus milvus* in Deutschland. *Vogelwelt* 139: 117-128.
- KATZENBERGER, J., GOTTSCHALK, E., BALKENHOL, N. & WALTERT, M. (2019): Long-term decline of juvenile survival 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.
- KEGEL, B. (2022): *Die Natur der Zukunft*. Dumont, Köln. S. 382.
- KELLER, V. (2017): Atlases as a tool to document changes in distribution and abundance of birds. *Vogelwelt* 137: 43–52.
- 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 Editions, Barcelona.
- KINZELBACH, R. (2007): Klimawandel – ein Feigenblatt? Der Treibhauseffekt und die Folgen für die Tierwelt. *Biologie in unserer Zeit* 37: 250-259.
- KIRKPATRICK BAIRD, F., SPRAY, D., HALL, J., & STUBBS PARTRIDGE, J. (2023): Projected increases in extreme drought frequency and duration by 2040 affect specialist habitats and species in Scotland. *Ecological Solutions and Evidence* 4(3): e12256.

- KLEIN, K. (2017): Die „territoriale Saison-Population“ des Rot- *Milvus milvus* und Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg – Erfassung von 2015. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* Nr 32: 1-11.
- KÖLLING, C. & METTE, T. (2022): Wälder im Klimawandel–Neues Klima erfordert neue Baumarten. In: BERR, K. & JENAL, C.: *Wald in der Vielfalt möglicher Perspektiven*, Springer VS, Wiesbaden, pp. 145-158.
- KÖNIG, H. (2008): Wie verändert sich die Artenvielfalt in NRW am Beispiel der Vogelwelt? *Natur in NRW* 2/2008: 64-68.
- KÖNIG, C., STÜBING, S. & WAHL, J. (2023): Winter 2022/2023 – Mönchsgrasmücken, viele junge Zwergschwäne und massenhaft Trauerenten. *Der Falke* 2023 (6): 34 - 40.
- KORN, H., DÜNNFELDER, H. & SCHLIEP, R. (Eds.,2021): *Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland XVI – Dokumentation der 16. Tagung*. BfN-Skripten 596.
- KOSIŃSKI, Z. & WALCZAK, L. (2020): Population dynamics and regulation of the Middle Spotted Woodpecker in strictly protected and managed forests in Western Poland. *Journal of Ornithology* 161: 7 39-751.
- KOSIŃSKI, Z., KEMPA, M. & ŻURAWLEW, P. (2022): Population size, trend, and predictors of abundance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocoptes medius* in the Natura 2000 Special Protection Area Krotoszyn Oak Forest in 2010–2020. *Ornis Polonica* 63: 177 – 198.
- KOSKENPATO, K. (2022): *Colour polymorphism as a proxy for adaptations to climate change: from geographical patterns to mechanisms in Tawny Owls*. Doctoral Dissertation, University of Helsinki, pp. 46.
- KOSKENPATO, K., LEHIKONEN, A., LINDSTEDT, C. & KARELL, P. (2020): Gray plumage color is more cryptic than brown in snowy landscapes in a resident color polymorphic bird. *Ecology and Evolution* 10 (4): 1751-1761.
- KOSKENPATO, K., LEHIKONEN, A., MOROSINOTTO, C., GUNCO, R., & KARELL, P. (2023): Regional variation in climate change alters the range - wide distribution of colour polymorphism in a wild bird. *Ecology and Evolution* 13(7): e10311.
- KRIŠTÍN, A., BLAŽENEC, M. & KAŇUCH, P. (2022): Seasonal changes of bird assemblages in a small urban wetland revealed by mist-netting. *Tichodroma* 34: doi: 10.31577/tichodroma.2022.34.3
- 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*. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V. (PIK), Potsdam.
- 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.
- LABADIE, G., BOUDERBALA, I., BOULANGER, Y., BELAND, J. M., HEBERT, C., ALLARD, A., ... & FORTIN, D. (2024): The umbrella value of caribou management strategies for biodiversity conservation in boreal forests under global change. *Science of The Total Environment* 907: 168087.

- 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>.
- LALECHÈRE, E. & BERGÈS, L. (2022): Importance of climate - induced tree species composition changes in forecasting the amount of reachable habitat for forest birds. *Diversity and Distributions* 28(9): 1781-1794.
- LAMERS, K. P., NILSSON, J. Å., NICOLAUS, M., & BOTH, C. (2023): Adaptation to climate change through dispersal and inherited timing in an avian migrant. *Nature Ecology & Evolution* 7:1869 – 1877.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2010): Klimabericht 2010. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2016a): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74. LANUV NRW, Recklinghausen.
- 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.
- 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.
- LAZARINA, M., SGARDELIS, S. P., MICHAILIDOU, D. E., TSIANOU, M., ANDRIKOU - CHARITIDOU, A., TOULOUMIS, K., & KALLIMANIS, A. S. (2023): Replacement drives native β - diversity of British avifauna, while richness differences shape alien β - diversity. *Diversity and Distributions* 29(1): 61 - 74.
- 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.
- LE CLERCQ, L. S., BAZZI, G., CECERE, J. G., GIANFRANCESCHI, L., GROBLER, J. P., KOTZE, A., ... & DALTON, D. L. (2023): Time trees and clock genes: a systematic review and comparative analysis of contemporary avian migration genetics. *Biol. Rev.*: doi: 10.1111/brv.12943.
- LEENHARDT, S., MAMY, L., PESCE, S. & SANCHEZ, W. (2023): Impacts of plant protection products on biodiversity and ecosystem services. Versailles, Éditions Quæ, 174 p.
- LEES, A. & GILROY, J. (2021): *Vagrancy in Birds*. Princeton University Press, Princeton and Oxford, pp. 400.
- 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.

- LEGGÉ, S., RUMPF, L., GARNETT, S. T., & WOINARSKI, J. C. (2023): Loss of terrestrial biodiversity in Australia: Magnitude, causation, and response. *Science* 381(6658): 622 - 631.
- LEHIKONEN, 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 Kämpfe 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. 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.
- LEITÃO, P. J., TORAÑO CAICOYA, A., DAHLKAMP, A., GUDERJAN, L., GRIESSER, M., HAVERKAMP, P. J., ... & SCHRÖDER, B. (2022): Impacts of forest management on forest bird occurrence patterns—a case study in Central Europe. *Frontiers in Forests and Global Change* 5: 786556.
- 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.
- LIEDVOGEL, M. (2017): Zugvogelgenetik – wie finden Vögel ihren Weg? Jahrbuch 2016/2017, Max-Planck-Gesellschaft, pp. 1-7.
- LITERÁK, I., HORAL, D., ALIVIZATOS, H. & MATUŠÍK, H. (2017): Common wintering of black kites (*Milvus migrans migrans*) in Greece, and new data on their wintering elsewhere in Europe. *Slovak Raptor Journal* 11: 91-102.
- LITERÁK, I., REHÁKOVÁ, V., XIROUCHAKIS, S., ŠKRÁBAL, J. & STARENKO, V. (2022): Black kites wintering in Europe: estimated number, subspecies status, and behaviour of a bird wintering on Crete and Turkey. *The European Zoological Journal* 89(1): 1271-1284.
- LIU, B., ALSTRÖM, P., OLSSON, U., FJELDSÅ, J., QUAN, Q., ROSELAAR, K.C.S., SAITOH, T., YAO, C., HAO, Y., WANG, W., QU, Y. & LEI, F. (2017) Explosive radiation and spatial expansion across the cold environments of the Old World in an avian family. *Ecology and Evolution* 7: 6346-6357.
- LÓPEZ-RAMÍREZ, S., MÁRQUEZ, A. L., REAL, R. & MUÑOZ-GALLEGO, A. R. (2022): Measuring the extent of the encroaching into Europe of African species due to climate change. <https://hdl.handle.net/10630/25464>.
- 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.
- MACIOROWSKI, G., ZDUNIAK, P., BOCHEŃSKI, M., URBAŃSKA, M., KRÓL, P. & POLAKOWSKI, M. (2020): Breeding habitats and long-term population numbers of two sympatric raptors — Red Kite *Milvus milvus* and Black Kite *M. migrans* — in the mosaic-like landscape of western Poland. *Journal of Ornithology*: <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01811-7>.

- MAI, S., BERTHOUD, J. L., HAAG, H., & WOOG, F. (2022): Factors limiting reproductive success in urban Greylag Geese (*Anser anser*). *PeerJ* 10: e13685.
- MAMMEN, U., NICOLAI, B., BÖHNER, J., MAMMEN, K., WEHRMANN, J., FISCHER, S. & DORNBUSCH, G. (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt. Ber. Landesamt Umweltsch. Sachsen-Anhalt H. 5.
- MANENTI, R., MORI, E., DI CANIO, V., MERCURIO, S., PICONE, M., CAFFI, M., BRAMBILLA, M., FICETOLA, G. & RUBOLINI, D. (2020): The good, the bad and the ugly of COVID-19 lockdown effects on wildlife conservation: insights from the first European locked down country. *Biol. Conserv.* 249: 108728. doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108728.
- MARCELINO, J., SILVA, J. P., GAMEIRO, J., SILVA, A., REGO, F. C., MOREIRA, F. & CATRY, I. (2020): Extreme events are more likely to affect the breeding success of lesser kestrels than average climate change. *Scientific Reports* 10:7207. doi.org/10.1038/s41598-020-64087-0.
- MARIYAPPAN, M., RAJENDRAN, M., VELU, S., JOHNSON, A. D., DINESH, G. K., SOLAIMUTHU, K., ... & SANKAR, M. (2023): Ecological Role and Ecosystem Services of Birds: A Review. *International Journal of Environment and Climate Change* 13(6): 76 - 87.
- MARJAKANGAS, E. L., BOSCO, L., VERSLUJIS, M., XU, Y., SANTANGELI, A., HOLOPAINEN, S., ... & LEHIKONEN, A. (2023): Ecological barriers mediate spatiotemporal shifts of bird communities at a continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120(23): e2213330120.
- MARTAY, B., PEARCE - HIGGINS, J. W., HARRIS, S. J. & GILLINGS, S. (2022): Breeding ground temperature rises, more than habitat change, are associated with spatially variable population trends in two species of migratory bird. *Ibis*: https://doi.org/10.1111/ibi.13101.
- MARTENS, H. R., LAAGE, K., EICKMANN, M., DREXLER, A., HEINSOHN, V., WEGNER, N., ... & TANNEBERGER, F. (2023): Paludiculture can support biodiversity conservation in rewetted fen peatlands. *Scientific Reports* 13(1): 18091.
- MARTIN, J. R. (2022): *The Tawny Owl*. T & AD Poyser, London, 304 S.
- MARTINEZ, N., ROTH, T., MOSER, V., OESTERHELT, G., PFARR GAMBKE, B., RICHTERICH, P., TSCHOPP, T. B., SPIESS, M. & BIRRER, S. (2017): Bestandsentwicklung von Brutvögeln in der Reinacher Ebene (Kanton Basel-Landschaft) von 1997 bis 2016. *Der Ornithologische Beobachter* 114: 257-274.
- MASSA, B. (2023): Origin and Long-Term Trend of Italian Breeding Forest Birds in the Mediterranean Context. https://doi.org/10.20944/preprints202310.1123.v1.
- 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
- MATEO-TOMÁS, P., OLEA, P. P., MÍNGUEZ, E., MATEO, R., & VIÑUELA, J. (2020): Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(28): 16418-16423.
- 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.

- MCCORMICK, J. (2022): Birds (i) view'An investigation of synergies between New Zealand avifauna and humans within habitat design'. DoctoMaster Thesis, Te Herenga Waka-Victoria University of Wellington, pp. 203.
- MACGREGOR-FORS, I. (2022): Winter thriving: on the role of a boreal city on bird communities. *Journal of Urban Ecology* 8(1): juac010.
- 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.
- MEICHTRY-STIER, K. S., DUPLAIN, J., LANZ, M., LUGRIN, B. & BIRRER, S. (2018): The importance of size, location, and vegetation composition of perennial fallows for farmland birds. *Ecology and Evolution* 8: 9270-9281.
- MELDE, M. (2004): *Der Waldkauz*. Neue Brehm-Bücherei 564. Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben. 104 S.
- 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.
- MELTOFTE, H., AMSTRUP, O., LEUENHAGEN PETERSEN, T., RIGÉT, F. & TØTTRUP, A. P. (2018): Trends in breeding phenology across ten decades show varying adjustments to environmental changes in four wader species. *Bird Study*: 65: 44-51.
- 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>.
- MICHALCZUK, J. & MICHALCZUK, M. (2022): Rural parks as refugia of cavity nesters in an agricultural landscape: Which habitat features are important for cavity dwellers? *Landscape and Urban Planning* 223: 104407.
- 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.
- MILLER, C. V. (2023): *Genomics-Informed Conservation Units Reveal Spatial Variation in Climate Vulnerability in a Migratory Bird*. Doctoral dissertation, Colorado State University, 52 S.
- MILLS, L. (2019): *Testing agricultural impacts on breeding ground food resources as a driver of cuckoo population decline*. Thesis, University of Exeter, 305 S.

- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2020): Überwachung, Bekämpfung und Beseitigung des Eichenprozessionsspinners (EPS) - Ein Praxisleitfaden für die Städte und Gemeinden in Nordrhein-Westfalen. 40 S.
- 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.
- MOKWA, K. (2009): Wintering range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) in Europe – stabilized or changing? The ring 31(2): 45-58.
- MÖNIKES; M. (2021): Förster und Bio-Station: Natur achten. Rheinische Post vom 12.06.2021, abgerufen am 28.10.2021.
- MORELLI, F., MØLLER, A. P., NELSON, E., BENEDETTI, Y., LIANG, W., ŠÍMOVÁ, P., & TRYJANOWSKI, P. (2017): The common cuckoo is an effective indicator of high bird species richness in Asia and Europe. Scientific reports 7(1): 4376.
- MORELLI, F., REIF, J., DIAZ, M., TRYJANOWSKI, P., IBÁÑEZ-ÁLAMO, J. D., SUHONEN, J., ... & BENEDETTI, Y. (2021): Top ten birds indicators of high environmental quality in European cities. Ecological Indicators 133: 108397.
- MORENO-RUEDA, G. (2009): European bird species have expanded northwards during 1950–1993 in response to recent climatic warming. In: ULRICH, P. K. et al. (Eds.): Trends in ornithology research, Chapter 5. Nova Science Publishers, New York, 1-19.
- MORI, E., MALFATTI, L., LE LOUARN, M., HERNÁNDEZ-BRITO, D., TEN CATE, B., RICCI, M. & MENCHETTI, M. (2020): 'Some like it alien': predation on invasive ring-necked parakeets by the long-eared owl in an urban area. Animal Biodiversity and Conservation 43: 151-158.
<https://doi.org/10.32800/abc.2020.43.015>.
- 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.
- 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 25.01.2013).
- 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.

- NÄGELI, M., SCHERLER, P., WITCZAK, S., CATITTI, B., AEBISCHER, A., VAN BERGEN, V., ... & GRÜEBLER, M. U. (2022): Weather and food availability additively affect reproductive output in an expanding raptor population. *Oecologia* 198:125 – 138.
- NAKAZAWA, T., HSU, Y. H., & CHEN, I. C. (2023): Why sex matters in phenological research. *Oikos*: e09808.
- NATH, S., SHYANTI, R. K. & NATH, Y. (2021): Influence of anthropocene climate change on biodiversity loss in different ecosystems. In: SINGH, S., SINGH, P., RANGABHASHIYAM, S. & SRIVASTAVA, K. K.: *Global Climate Change*, Elsevier, Amsterdam, pp. 63-78.
- 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.
- NEATE-CLEGG, M. H., ETTERTSON, M. A., TINGLEY, M. W., & NEWMARK, W. D. (2023): The combined effects of temperature and fragment area on the demographic rates of an Afrotropical bird community over 34 years. *Biological Conservation* 282: 110051.
- NEWCOMBE, P. B., FORSYTH, A., BRUMBERG, H., & WHITWORTH, A. (2023): Climate-resilient conservation strategies for an endemic forest bird, the Black-cheeked Ant-Tanager. *Journal of Field Ornithology* 94(2): 2.
- 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).
- NORTHROP, 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.
- NUGTEREN, A. (2023): *Introduced grazing in Western-European coastal dune systems: a review of the effects on flora and fauna*. MSc thesis, PWN & Utrecht University, 31 S.
- 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.
- ONKEN, A. J. (2020): *Erhaltung und Pflege von flurgliedernden Saumstrukturen: eine kommunale und gesellschaftliche Herausforderung*. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 19: 89-91.
- ÓNODI, G., CSISZÁR, Á., BOTTA-DUKÁT, Z., CSÖRGÖ, T., & WINKLER, D. (2021): Intersexual segregation in winter foraging of great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in riparian forests infested with invasive tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research* 36(5): 354-363.

- ORLANDO, G., PASSAROTTO, A., MOROSINOTTO, C., AHOLA, K., KARSTINEN, T., BROMMER, J. E., ... & KARELL, P. (2023): Changes in over-winter prey availability, rather than winter climate, are associated with a long-term decline in a northern Tawny Owl population. *Journal of Ornithology*: <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02085-5>.
- OŻAROWSKA, A. & ZANIEWICZ, G. (2015): Temporal trends in the timing of autumn migration of short-and long-distance migrating Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Ornis Fennica* 92(3): 144-153.
- OŻAROWSKA, A., ZANIEWICZ, G., & MEISSNER, W. (2021): Sex and age-specific differences in wing pointedness and wing length in blackcaps *Sylvia atricapilla* migrating through the southern Baltic coast. *Current Zoology* 67(3): 271-277.
- PAČENOVSKÝ, S. & KÜRTHY, A. (2022): Qualitative and Quantitative Changes in a Guild of Forest Owls: Eurasian Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*), Ural Owl (*Strix uralensis*), Tawny Owl (*Strix aluco*), Boreal Owl (*Aegolius funereus*) at Kamenný Hrb–Bankov Site in Volovské Mountains Near Košice Town, Eas. In *Owls-Clever Survivors*. IntechOpen.
- 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.
- PAGALDAI, N., ARIZAGA, J., JIMÉNEZ-FRANCO, M. V., & ZUBEROGOITIA, I. (2021): Colonization of Urban Habitats: Tawny Owl Abundance Is Conditioned by Urbanization Structure. *Animals* 11(10): 2954. <https://doi.org/10.3390/ani11102954>.
- PAGALDAI, N., RODRÍGUEZ-PÉREZ, J., ARNAIZ, A., & ARIZAGA, J. (2023) : Factors Shaping Occurrence Probability of a Generalist Raptor Species across an Urban-Rural Gradient. *Ardeola* 70(1): 75 - 88.
- 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.
- PASINELLI, G. (2022): Genetic diversity and spatial genetic structure support the specialist-generalist variation hypothesis in two sympatric woodpecker species. *Conservation Genetics* 23(4): 821-837.
- PASSAROTTO, A., MOROSINOTTO, C., BROMMER, J. E., AALTONEN, E., AHOLA, K., KARSTINEN, T. & KARELL, P. (2022): Cold winters have morph-specific effects on natal dispersal distance in a wild raptor. *Behavioral Ecology* 33(2): 419-427.
- 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
- PEARCE-HIGGINS, J. W., & MORRIS, R. K. (2022): Declines in invertebrates and birds—could they be linked by climate change? *Bird Study* 69(3-4): 59 - 71.
- PECBMS (2022) Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Common farmland birds indicator u. Common forests birds indicator. <https://pecbms.info/> aufgerufen am 09.12.2023.
- PENNISI, E. (2022): The most unusual birds are also the most at risk. *Science (New York, NY)* 377(6605): 458-458.

- PETERSEN, R. (2019): Mellanspettens förutsättningar för återintroduktion i Linköping: Med fokus på krav på kvalitet och storlek samt avstånd mellan habitat. Examensarbete, Linköpings Universitet, Intuitionen för fysik, kemi och biologi, 18 S.
- PFEIFER, R. & SCHMIDT, O. (2023): Singvögel im Wald - Einblicke in eine erfolgreiche Lebensgemeinschaft. Aula, Wiesbaden, 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.
- PINSZKE, A., & REMISIEWICZ, M. (2023): Long-term changes in autumn migration timing of Garden Warblers *Sylvia borin* at the southern Baltic coast in response to spring, summer and autumn temperatures. The European Zoological Journal 90(1): 283 - 295.
- PONITKA, J., & BOETTNER, S. (2020): Challenges of future energy landscapes in Germany—a nature conservation perspective. Energy, Sustainability and Society 10(1): 1-11.
- 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.
- PONS, J. M., MASSON, C., OLIOSO, G. & FUCHS, J. (2019): Gene flow and genetic admixture across a secondary contact zone between two divergent lineages of the Eurasian Green Woodpecker *Picus viridis*. Journal of Ornithology 160(4): 935-945.
- PUIG-GIRONÈS, R., BROTONS, L., PONS, P., & FRANCH, M. (2023): Examining the temporal effects of wildfires on forest birds: Should I stay or should I go? Forest Ecology and Management 549: 121439.
- PULIDO, F. & WIDMER, M. (2005): Are Long - Distance Migrants Constrained in Their Evolutionary Response to Environmental Change? Causes of Variation in the Timing of Autumn Migration in a Blackcap (*S. atricapilla*) and Two Garden Warbler (*Sylvia borin*) Populations. Annals of the New York Academy of Sciences 1046(1): 228-241.
- 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.
- 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.
- REMISIEWICZ, M., & UNDERHILL, L. G. (2020): Climatic variation in Africa and Europe has combined effects on timing of spring migration in a long-distance migrant Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*. PeerJ 8:e8770 <https://doi.org/10.7717/peerj.8770>.
- REMISIEWICZ, M. & UNDERHILL, L. G. (2022b): Climate in Africa sequentially shapes spring passage of Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* across the Baltic coast. PeerJ 10: e12964.
- RIGAL, S., DAKOS, V., ALONSO, H., AUNIŠ, A., BENKŮ, Z., BROTONS, L., ... & DEVICTOR, V. (2023): Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 120(21): e2216573120.

- ROILO, S., ENGLER, J. O., VÁCLAVÍK, T. & CORD, A. F. (2022): Landscape - level heterogeneity of agri - environment measures improves habitat suitability for farmland birds. *Ecological Applications*: e2720.
- 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.
- ROSIN, Z. M., HIRON, M., ŽMIHORSKI, M., SZYMAŃSKI, P., TOBOLKA, M., & PÄRT, T. (2020): Reduced biodiversity in modernized villages: A conflict between sustainable development goals. *Journal of Applied Ecology* 57(3): 467-475.
- ROULIN, A. (2022): *Schleiereulen*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, pp. 369.
- RP-ONLINE (2020): Goldschakal in Kranenburg nachgewiesen. 30.10.2020. https://rp-online.de/nrw/staedte/kleve/kleve-goldschakal-in-kranenburg-nachgewiesen_aid-54334497. Abgerufen am 27.11.2022.
- RP-ONLINE (2022): Das Artensterben wächst uns über den Kopf. 10.12.2022. https://rp-online.de/panorama/evolutionsforscher-das-artensterben-waechst-uns-ueber-den-kopf_aid-81282457. Abgerufen am 11.12.2022.
- 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>.
- RYSILAVY, T., BAUER, H.-G., GERLACH, B., HÜPPOP, O., STAHRER, J., SÜDBECK, P. & SUDFELDT, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13-112.
- SANTANGELI, A. & LEHIKONEN, 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.
- SANTOS, C. D., FERRAZ, R., MUÑOZ, A. R., ONRUBIA, A., & WIKELSKI, M. (2021): Black kites of different age and sex show similar avoidance responses to wind turbines during migration. *Royal Society open science* 8(1): 201933.
- SANTOS, C. D., RAMESH, H., FERRAZ, R., FRANCO, A. & WIKELSKI, M. (2022): Factors influencing wind turbine avoidance behaviour of a migrating soaring bird. *Scientific reports* 12(1): 1-8.
- SCHMALJOHANN, H. & BOTH, C. (2017): The limits of modifying migration speed to adjust to climate change. *Nature climate change* 7: 573-576.
- SCHMIDT, A., FARTMANN, T., KIEHL, K., KIRMER, A., & TISCHEW, S. (2022): Effects of perennial wildflower strips and landscape structure on birds in intensively farmed agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 58: 15-25.
- 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., STEVENS, M., DAHL, A., BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009 – 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, 127 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. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 140 S

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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & BUSCH, J. (2018a): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2017 – 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, N., BUSCH, J. (2018b): 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 Naturschutzbehörde, 159 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2018 – 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 234 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2019 – 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 251 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2020 – 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 262 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., BUSCH, J. (2022a): 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 Naturschutzbehörde, 182 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022b): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2021– 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 262 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 290 S.
- SCHÖNFELD, M. (1984): Der Fitislaubsänger. Neue Brehm-Bücherei 539. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 184 S.
- SCHOFIELD, L. N., SIEGEL, R. B. & LOFFLAND, H. L. (2023): Modeling climate - driven range shifts in populations of two bird species limited by habitat independent of climate. *Ecosphere* 14(2): e4408.
- 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.
- 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.
- SCHWEIZER, M., TANG, Q., BURRI, R., DROVETSKI, S. V., ROBLES, H., ZYSKOWSKI, K., ... & PASINELLI, G. (2022): Deep genome - wide phylogeographic structure indicates cryptic diversity in the Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocoptes medius*). *Ibis* 164 (3): 719-734.
- SERGIO, F., BLAS, J., FORERO, M. G., DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. (2007): Sequential settlement and site dependence in a migratory raptor. *Behavioral Ecology* 18: 811-821.
- SERGIO, F., TAVECCHIA, G., TANFERNA, A. et al. (2019a): When and where mortality occurs throughout the annual cycle changes with age in a migratory bird: individual vs population implications. *Sci Rep* 9, 17352, doi:10.1038/s41598-019-54026-z.

- SERGIO, F., TANFERNA, A., CHICANO, J., BLAS, J., TAVECCHIA, G. & HIRALDO, F. (2019b): Protected areas under pressure: decline, redistribution, local eradication and projected extinction of a threatened predator, the red kite, in Doñana National Park, Spain. *Endangered Species Research* 38: 189-204.
- SERGIO, F., TAVECCHIA, G., BLAS, J., TANFERNA, A., HIRALDO, F., KORPIMAKI, E. & BEISSINGER, S. R. (2022a): Hardship at birth alters the impact of climate change on a long-lived predator. *Nature communications* 13(1): 1-10.
- SERGIO, F., BARBOSA, J. M., TANFERNA, A., SILVA, R., BLAS, J. & HIRALDO, F. (2022b): Compensation for wind drift during raptor migration improves with age through mortality selection. *Nature Ecology & Evolution* 6: 989-997.
- ŠEVČÍK, R., RIEGERT, J., ŠŤASTNÝ, K., ZÁRYBNICKÝ, J., & ZÁRYBNICKÁ, M. (2021): The effect of environmental variables on owl distribution in Central Europe: A case study from the Czech Republic. *Ecological Informatics* 64: 101375.
- SINGH, R., MACHANURU, R., SINGH, B. & SHRIVASTAVA, M. (2021): Climate-resilient agriculture: enhance resilience toward climate change. In: SINGH, S., SINGH, P., RANGABHASHIYAM, S. & SRIVASTAVA, K. K.: *Global Climate Change*, Elsevier, Amsterdam, pp. 45-61.
- SKJELVIK, C. E. (2022): Long-term changes in the bird community in urban green spaces in Oslo, Norway. Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås, pp 46.
- SMITH, K. W. (2006): The implications of nest site competition from starlings *Sturnus vulgaris* and the effect of spring temperatures on the timing and breeding performance of great spotted woodpeckers *Dendrocopos major* in southern England. *Ann. Zool. Fennici* 43: 177-185.
- SMITH, C. I., SWEET, L. C., YODER, J., MCKAIN, M. R., HEYDUK, K. & BARROWS, C. (2023a): Dust storms ahead: Climate change, green energy development and endangered species in the Mojave Desert. *Biological Conservation* 277: 109819.
- SOBCYK, T. (2014): Der Eichenprozessionsspinner in Deutschland. *BfN-Skripten* 365: 1-171.
- 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.
- SOLONEN, T. (2022): Body Condition in the Tawny Owl *Strix aluco* near the Northern Limit of Its Range: Effects of Individual Characteristics and Environmental Conditions. *Animals*: 12(20): 2843.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): *Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaar verandering*. Tweede druk, Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen, 640 S.
- SPEED, J. D., EVANKOW, A. M., PETERSEN, T. K., RANKE, P. S., NILSEN, N. H., TURNER, G., ... & VANGE, V. (2022): A regionally coherent ecological fingerprint of climate change, evidenced from natural history collections. *Ecology and evolution* 12(11): e9471.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasi-mulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen

Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRESSzenarios B1, A1B und A2. Umweltbundesamt, Berlin.

- SPIEGEL (2020): Europas Vögel brüten immer weiter im Norden. 04.12.2020. <https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/klimawandel-europas-voegel-brueten-immer-weiter-im-norden-a-5ff9ecaa-d04d-4d09-854d-2cc055ed34d0>. Abgerufen am 11.12.2020.
- 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-wieder-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.
- STADTWERKE DÜSSELDORF AG (2021): Phänologie: Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt beobachten. <https://www.swd-ag.de/magazin/phaenologie/> Abgerufen am 28.10.2021.
- 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.
- STANISŁAWSKI, J. (2020): Wieloletnie zmiany terminów jesiennej wędrówki piecuszka (*Phylloscopus trochilus*) przez polskie wybrzeże Bałtyku i ich związek z temperaturami na lęgówiskach i trasach jesiennej migracji. Bachelor thesis, Uniwersytet Gdański, 27 S.
- 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., LEHIKONEN, 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, M. (2015): Bald nur noch Geschichte? – Der Kiebitz in der Stadt Meerbusch. *Meerbuscher Geschichtshefte* 32: 97-108.
- 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.
- STORCH, D., KOLEČEK, J., KEIL, P., VERMOUZEK, Z., VOŘÍŠEK, P., & REIF, J. (2023): Decomposing trends in bird populations: Climate, life histories and habitat affect different aspects of population change. *Diversity and Distributions* 29(4): 572 - 585.
- STRONA, G., & BRADSHAW, C. J. (2022): Coextinctions dominate future vertebrate losses from climate and land use change. *Science Advances* 8(50): eabn4345.

- SÜDBECK, P., ANDREZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T. SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 792 S auf CD.
- 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.
- 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.
- SWR (2021): Klimawandel beeinflusst Verhalten heimischer Zugvögel. 11.10.2021. <https://www.swr.de/wissen/voegel-und-der-klimawandel-100.html>. Abgerufen am 25.11.2022.
- SZ (2022): Glanzlos in die Klimakrise. 17.8.2022. <https://www.sueddeutsche.de/wissen/klimawandel-blau-meisen-gefieder-1.5640095>. Abgerufen am 25.11.2022.
- TAFF, C. C., & SHIPLEY, J. R. (2023): Inconsistent shifts in warming and temperature variability are linked to reduced avian fitness. *Nature Communications* 14(1): 7400.
- TAHA, S. M., YOUSRI, D. & RICHTER, C. (2022): A Discovery of the True Relationship Between Biodiversity and Economic Growth in Light of COVID-19. In: HE, B. J., PRASAD, D., PIGNATTA, G. & JUPESTA, J. (Eds.): *Climate Change and Environmental Sustainability. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-12015-2_17.
- TAPIA HARRIS, C. (2022): The non-breeding ecology of Common Whitethroats *Curruca communis* in central Nigeria (Doctoral dissertation, The University of St Andrews). 238 S.
- TAPIA-HARRIS, C., IZANG, A. & CRESSWELL, W. (2022): Migratory routes, breeding locations and multiple non-breeding sites of Common Whitethroats *Curruca communis* revealed by geolocators. *Plos one* 17(9): e0274017.
- 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.

- TEICH, S. (2023): Ein schlauer Flugakrobat macht uns Sorgen. Naturschutz heute Winter 2023: 8 - 10.
- THAYER, A. W., VARGAS, A., CASTELLANOS, A. A., LAFON, C. W., MCCARL, B. A., ROELKE, D. L., WINEMILLER, K. O. & THOMAS E. LACHER, T. E. (2020): Integrating Agriculture and Ecosystems to Find Suitable Adaptations to Climate Change. *Climate* 8 (10): doi:10.3390/cli8010010.
- THUNNISSSEN, N. W., DE WAART, S. A., COLLAS, F. P., JONGEJANS, E., HENDRIKS, A. J., VAN DER VELDE, G. & LEUVEN, R. S. (2022): Risk screening and management of alien terrestrial planarians in The Netherlands. *Management of Biological Invasions* 13(1): 81.
- TIROZZI, P. (2023): Long-term responses of bird populations to environmental and climatic changes. PhD thesis, Università degli Studi di Milano-Bicocca, 502 S.
- TOMEČ, M. (2004): Grünspechtvorkommen (*Picus viridis*) in Oberhausen 1955-2004. Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet 1.15: 1-8.
- 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.
- TSCHARNTKE, T., & BATÁRY, P. (2023): Agriculture, urbanization, climate, and forest change drive bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120(22): e2305216120.
- TSCHUMI, M., BIRKHOFER, K., BLASIUSSON, S., JÖRGENSEN, M., SMITH, H. G., & EKROOS, J. (2020): Woody elements benefit bird diversity to a larger extent than semi-natural grasslands in cereal-dominated landscapes. *Basic and Applied Ecology* 46: 15-23.
- TSURU, B. R. (2023): Post-breeding ecology in the Prothonotary Warbler: Evaluating trade-offs between breeding, molt, and migration phenology. Master thesis, The Ohio State University, 123 S.
- TUCKER, M. A., SCHIPPER, A. M., ADAMS, T. S., ATTIAS, N., AVGAR, T., BABIC, N. L., ... & STACY-DAWES, J. (2023): Behavioral responses of terrestrial mammals to COVID-19 lockdowns. *Science* 380(6649): 1059 - 1064.
- TURCOTTE-VAN DE RYDT, C., MUTHUKUMARANA, S. & FRASER, K.C. (2023): Spring departure date, not en route conditions, drive migration rate and arrival timing in a long-distance migratory songbird. *Front. Bird Sci.* 2:1232737. doi: 10.3389/fbirs.2023.1232737.
- 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.
- VALEČKOVÁ, D. (2022): Migrační chování českých pěnic černohlavých (*Sylvia atricapilla*). Diplomová práce, Univerzita Karlova, 82 S.
- 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 DOREN, B. M., CONWAY, G. J., PHILLIPS, R. J., EVANS, G. C., ROBERTS, G. C., LIEDVOGEL, M., & SHELDON, B. C. (2021): Human activity shapes the wintering ecology of a migratory bird. *Global Change Biology* 27(12): 2715-2727.
- 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.
- 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>.
- VIRCHOW, R. (1891, reprint 2021): XIII. Einige Bemerkungen über die Processionsraupen und die Aetiologie der *Urticaria endemica*. In *Archiv für pathologische Anatomie und Physiologie und für klinische Medicin* Band 125 (pp. 220-238). De Gruyter.
- VIRKKALA, R., MÄÄTTÄNEN, A. M. & HEIKKINEN, R. K. (2023): Clear-cuts and warming summers caused forest bird populations to decline in a southern boreal area. *Forest Ecology and Management* 548: 121397.
- 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.
- 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., KOFFIJBURG, K., LANGGEMACH, T., SUDFELDT, C. & TRAUTMANN, S. (2020): Vögel in Deutschland – Erfassung von Brutvögeln. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WATTS, L. (2023): Assessing high resolution climate data to inform landscape management of climate risk at different scales. Doctoral dissertation, Bangor University, 211 S.
- 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.

- WESOŁOWSKI, T., HEBDA, G. & ROWIŃSKI, P. (2020): Variation in timing of breeding of five woodpeckers in a primeval forest over 45 years: role of food, weather, and climate. *Journal of Ornithology*.
<https://doi.org/10.1007/s10336-020-01817-1>.
- WESOŁOWSKI, T., CZESZCZEVIK, D., HEBDA, G., MAZIARZ, M., MITRUS, C., ROWIŃSKI, P., & NEUBAUER, G. (2022): Long-term changes in breeding bird community of a primeval temperate forest: 45 years of censuses in the Białowieża National Park (Poland). *Acta Ornithologica* 57(1): 71 - 100.
- WHITENACK, L. E., WELKLIN, J. F., BRANCH, C. L., SONNENBERG, B. R., PITERA, A. M., KOZLOVSKY, D. Y., ... & PRAVOSUDOV, V. V. (2023): Complex relationships between climate and reproduction in a resident montane bird. *Royal Society Open Science* 10(6): 230554.
- 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.
- 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.
- WILLIAMS, C. T., CHMURA, H. E., DEAL, C. K. & WILSTERMAN, K. (2022a): Sex-differences in Phenology: A Tinbergian Perspective. *Integrative and Comparative Biology* 62 (4): 980-997.
- WILLIAMS, J. J., FREEMAN, R., SPOONER, F. & NEWBOLD, T. (2022b): Vertebrate population trends are influenced by interactions between land use, climatic position, habitat loss and climate change. *Global change biology* 28(3): 797-815.
- WINK, M., DIETZEN, C. & GIESSING, B. (2005): Die Vögel des Rheinlandes. Atlas zur Brut- und Winterverbreitung 1990-2000. Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 36, 419 S., Dossenheim (Romneya).
- WORLD ECONOMIC FORUM (2022): The Post-2020 Global Biodiversity Framework and what it means for Business. World Economic Forum, Cologny/Geneva, pp. 58.
- WOODWARD, I.D., MASSIMINO, D., HAMMOND, M.J., HARRIS, S.J., LEECH, D.I., NOBLE, D.G., WALKER, R.H., BARIMORE, C., DADAM, D., EGLINGTON, S.M. et al. (2018): BirdTrends 2018: trends in numbers, breeding success and survival for UK breeding birds. Research Report 708. BTO, Thetford.
- WUDU, K., ABEGAZ, A., AYELE, L. & YBABE, M. (2023): The impacts of climate change on biodiversity loss and its remedial measures using nature based conservation approach: a global perspective. *Biodiversity and Conservation* 32(12): 3681 - 3701.
- YADAV, N., & UPADHYAY, R. K. (2023): Global Effect of Climate Change on Seasonal Cycles, Vector Population and Rising Challenges of Communicable Diseases: A Review. *Journal of Atmospheric Science Research* 6(1).
- YUN, S., LEE, J.-W. & YOO, J.-C. (2020): Host-parasite interaction augments climate change effect in an avian brood parasite, the lesser cuckoo *Cuculus poliocephalus*. *Global Ecology and Conservation* 22: e00976.
- ZEHLIUS-ECKERT, W., TSONKOVA, P. & BÖHM, C. (2020): Umweltleistungen von Agroforstsystemen. Forschungsprojekt "Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie", Loseblatt # 2, 21.12.2020, https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2021/03/02__Umweltleistungen.pdf, fabgerufen am 06.12.2021.

- 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/preprints2022206.0364.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.
- ZHU, B. (2023): Asian Black-tailed Godwits as new players in comparative approaches to morphology, sexual size dimorphism and flyway ecology. [Thesis fully internal (DIV), University of Groningen]. University of Groningen. <https://doi.org/10.33612/diss.674237368>, 200 S.
- ZILLIG, M., BROOKS, W., & FLEISHMAN, E. (2023): Shifts in elevational distributions of montane birds in a temperate, arid ecosystem. *Authorea Preprints*.
- ZIMOVA, M., WEEKS, B. C., WILLARD, D. E., GIERY, S. T., JIRINEC, V., BURNER, R. C., & WINGER, B. M. (2023): Body size predicts the rate of contemporary morphological change in birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120(20): e2206971120.
- ZWARTS L., BIJLSMA R.G., VAN DER KAMP J. & WYMENGA E. (2009): Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands. S. 568.
- ZWARTS, L., BIJLSMA, R. G., & VAN DER KAMP, J. (2023a): The fortunes of migratory birds from Eurasia: being on a tightrope in the Sahel. *Ardea* 111(1): 398.
- ZWARTS, L., BIJLSMA, R. G., & VAN DER KAMP, J. (2023b): Birds and bush fires in African savannahs. *Ardea* 111(1): 305 - 314.

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 2023 war aus globaler Sicht das wärmste jemals gemessene Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1850. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2023 bei 1,48 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900 und 1,2 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1951-1980. Die letzten acht Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Auch in Deutschland war das Jahr 2023 das wärmste jemals gemessene Jahr (vor den bisherigen wärmsten Jahren 2022 und 2018) seit Beginn der Aufzeichnungen. Das Jahr 2023 wies mit einer Jahresmitteltemperatur von 10,6 °C einen neuen Temperaturrekord für Deutschland auf und lag damit um 2,4 Grad über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990 (8,2 °C). Im Gegensatz zu den früheren warmen Jahren, die oft von Trockenheit und Hitzewellen geprägt waren, dominierten 2023 eher feucht-warme Bedingungen mit hohen Niederschlagsmengen. In Düsseldorf waren die Jahre 2022 und 2023 mit einem Jahresmittel von 12,4 °C die wärmsten jemals gemessenen Jahre seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen im Jahr 1949. Dabei ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2023 um 1,64 °C angestiegen und es gibt inzwischen ca. 21 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) und über 395 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. 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 zwei Jahrzehnten. Seit 2003 bzw. von 2008 bis 2023 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 submediterranean-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 2023 zeigt über alle Stationen gemittelt einen statistisch hochsignifikanten Anstieg des KWI auf das 2,5fache 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 +0,66 °C, was dem technisch gemessenen Temperaturanstieg im Untersuchungsgebiet sehr nahe kommt. 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 Zwillingstädte" 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 Ellenbergischen 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 und 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 (erstmalig 2010), die Große Goldschrecke (erstmalig 2010), die Blauflügelige Ödlandschrecke (erstmalig 2011; Vorkommen am Rheinufer möglicherweise nicht bodenständig) sowie die Sumpfschrecke (erstmalig 2017). Der hygrophile Wiesen-grashüpfer, der vor 2009 am Rheinufer bei der Schnellenburg beobachtet wurde, breitet sich offenbar in der Region Düsseldorf aus. Im Jahr 2023 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 Juli gemäht, so dass die Lage der Transekte verändert werden musste.

Über den Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2023 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 auf. In Düsseldorf treten auch außerhalb der Untersuchungsflächen Heuschrecken erstmalig auf: Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*, Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea*, Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caeruleus* und Westliche Beißschrecke *Platyleis albopunctata*. Die Feldgrille *Gryllus campestris* und die Europäische Gottesanbeterin *Mantis religiosa* wurden im Jahr 2023 erstmalig in Düsseldorf oder im Kreis Mettmann 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 Kämpfe 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 die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, die Kleine Königslibelle *Anax parthenope*, die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*, die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*, die Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*, die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* und 2023 erstmals die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*. 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 2023 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 3 und in Hubbelrath noch 4 Arten neu nachgewiesen werden. Insgesamt wurden damit seit Beginn der Untersuchungen 362 bzw. 352 Schmetterlingsarten in den Gebieten gefunden. Im Jahr 2023 gab es wieder einige sich ausgesprochen schnell ausbreitende Arealerweiterer in NRW, deren aktuelle Ausbreitung vermutlich durch den Klimawandel gefördert worden ist. Davon wurde eine, nämlich der Zweifarbiges Doppellinien-Zwergspanner *Idaea degeneraria* auch im Rahmen des Monitorings im Eller Forst nachgewiesen. Weitere sich aktuell besonders stark in NRW ausbreitende Arealerweiterer sind die Brombeereule *Dysgonia algira* und die Spanische Fahne *Euplagia quadripunctaria*. Da solche Arealverschiebungen in vielen Fällen plausibel mit dem Klimawandel erklärt werden können wurde versucht zu ermitteln, bei welchen aktuell in NRW bodenständigen Arten in den letzten Jahren Arealerweiterungen oder Arealverluste zu erkennen waren. Nach Auswertung der vorhandenen Daten konnten 33 Arten mit klar erkennbaren Arealerweiterungen ermitteln werden, aber nur eine mit deutlichen Arealverlusten. Darüber hinaus ließen sich bei noch detaillierterer Datenanalyse noch Arten finden mit eher kleinräumigen Arealverschiebungen sowie solche, bei denen die Datenlage keine sicheren Aussagen erlaubt. Der Klimawandel ist jedoch nicht nur für die deutlich erkennbaren Arealverschiebungen verantwortlich, sondern sicherlich auch für viele Häufigkeitszu- oder abnahmen ohne im betrachteten Gebiet erkennbare Arealverschiebungen. Wegen der stark fluktuierenden Populationsdichten und der mangelnden Vergleichbarkeit der Erfassungsdaten sind solche Veränderungen allerdings nicht so einfach zu diagnostizieren wie Arealverschiebungen. Eine weitere Folge des Klimawandels sind Veränderungen der

Generationenzahl. So bringen manche normal monovoltine Arten neuerdings öfter eine zumindest partielle 2. Generation hervor, bei der es aber manchmal fraglich ist, ob sich diese dann noch erfolgreich fortpflanzen kann.

Stechmücken

Im Jahr 2023 wurden zum sechsten Mal Stechmücken beim Klimafolgenmonitoring 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 an aus der Literatur bekannten Einfallswegen oder Brutplätzen platziert. Die Standorte Golfplatz, Nordfriedhof und Hausgarten Kalkum befinden sich mit dem Rheinhafen, dem Großmarkt 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 2023 war warm und es gab viele Niederschläge, nur im Juni war es trockener. Den auf Wasser angewiesenen Mücken standen daher in der Saison fast immer genügend Wasserstellen zur Eiablage zur Verfügung. Insgesamt wurden in der Fangperiode 2023 sechs Stechmückenarten nachgewiesen. Die invasiven Arten *Aedes japonicus* und *Aedes albopictus* waren nicht darunter. Erstmals wurde *Culex territans* gefunden. Eine leichte Zunahme von *Anopheles plumbeus*-Larven in Friedhofsvasen konnte beim Vergleich der Daten von 2018-2023 festgestellt werden.

Vögel

Global werden in den letzten Jahren und Jahrzehnten zum Teil sehr deutliche Veränderungen in der Vogelwelt beobachtet. Vergleichbares kann man auch in der Düsseldorfer Avifauna erkennen. Dieses wird auch bei den Vogelgesellschaften der beiden Untersuchungsgebiete Gerresheimer Waldfriedhof und Himmelgeister Rheinbogen mit ihren unterschiedlichen Lebensräumen deutlich. Unter den aktuell vorhandenen Brutvögeln zeigen viele Arten signifikant positive Trends. Eine Reihe von Vogelarten konnte im Untersuchungszeitraum erstmals als Brutvogel erfasst und einige ehemalige Brutvögel erneut als Brutvogel oder zumindest als Randsiedler festgestellt werden. Andere Arten nahmen während der Untersuchungszeitraums signifikant in ihren Beständen ab oder verschwanden gar als Brutvogel aus den Untersuchungsgebieten. Im Zeitraum von 1998 bzw. 2007 bis 2023 verschwanden in beiden Untersuchungsgebieten 37 bzw. 22 % der Brutvogelarten! Dies ist zum einen durch eine Reihe lokaler Faktoren bedingt, als auch das Ergebnis der sich verändernden klimatischen Gegebenheiten. Zu den Klimagewinnern zählen Arten wie Halsbandsittich, Grünspecht, Nilgans und Schwarzkehlchen. Als Klimaverlierer gelten u. a. Kiebitz, Schwarzspecht, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Fitis, und Sumpfrohrsänger. In beiden Untersuchungsgebieten fällt auf, dass bei vielen Arten die bis 2018 positive Bestandsentwicklung in der Periode 2018 – 2022 mit ihren oft heißen und trockenen Sommern stagniert oder sogar negativ wird, wenn auch die Trends oft keine Signifikanzen aufweisen. In 2023 zeigen aber wieder deutlich mehr Arten einen positiven Trend in der Zeitspanne 2018 – 2023. Es scheint, dass die Hitzesommer der jüngeren Vergangenheit bei vielen Arten keinen nachhaltigen negativen Effekt auf die Brutvögel der Untersuchungsgebiete hatten. Allerdings spielen bei vielen dieser 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. Deshalb sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig, um in einer sich wandelnden 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.