

Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021

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

März 2022

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

Auftraggeber:

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

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	51
4	Heuschrecken	77
5	Libellen	117
6	Schmetterlinge	142
7	Stechmücken	176
8	Vögel	183
9	Danksagung und Urheberrechte	257
10	Zusammenfassung	258

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).

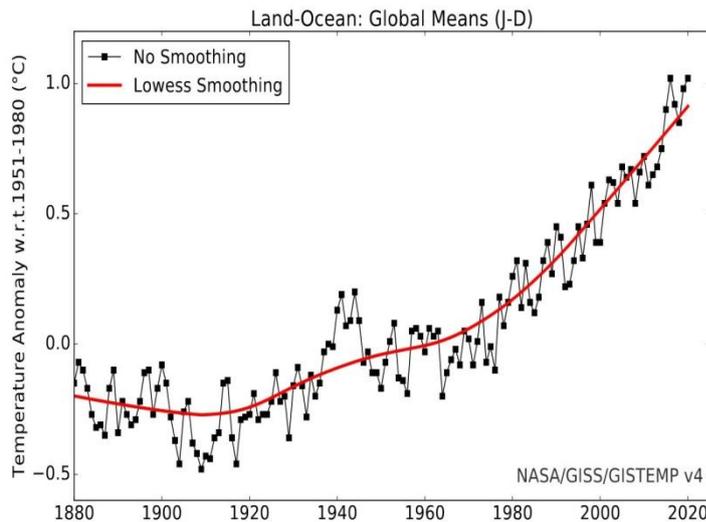


Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1880. Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C), Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie: Dreißigjährige lokal gewichtete Streudiagrammglättung (Lowess) rot. Grafik NASA (2022).

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).

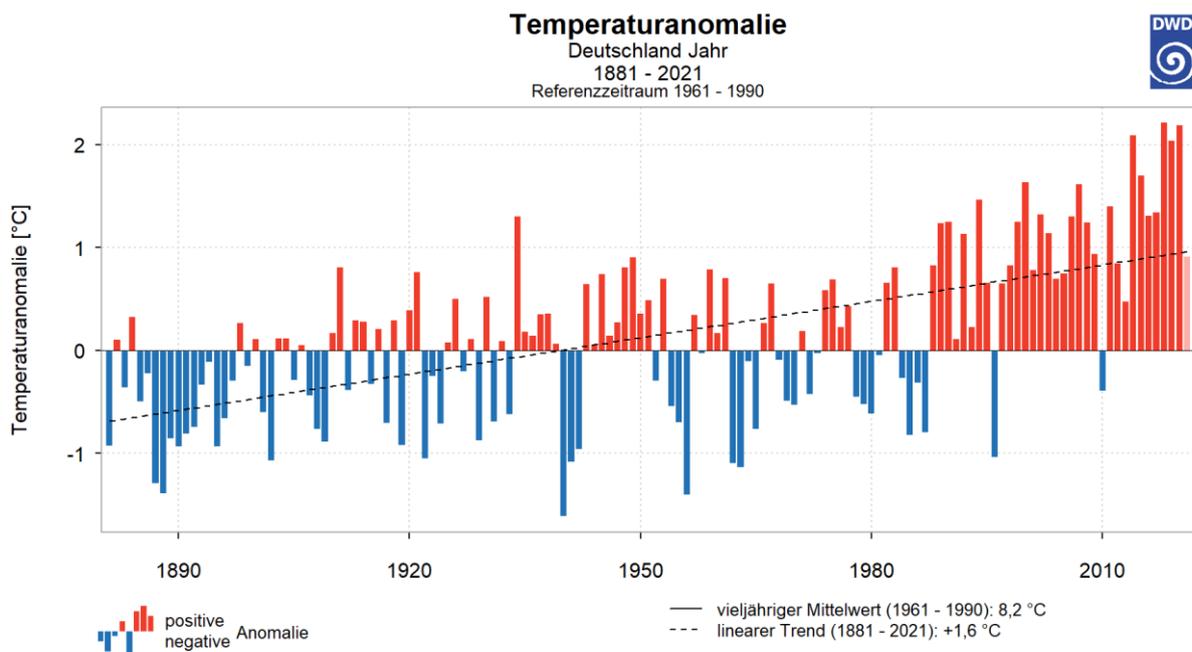


Abb. 1/2: Abweichung der Jahresmitteltemperaturen vom vieljährigen Mittel seit 1881 in Deutschland (DWD 2021).

Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Das Jahr 2021 war aus globaler Sicht das fünftwärmste jemals gemessene Jahr. Zuvor waren das Jahr 2020 zusammen mit den Jahren 2016 und 2019 die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2021 0,3 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1991-2020 und 1,1-1,2 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Die letzten sieben Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Auch die letzte Dekade war die global wärmste seit Aufzeichnungsbeginn (WMO 2021, NASA 2021, COPERNICUS 2022).

In Deutschland war das Jahr 2021 zwar nicht von so extremer Trockenheit und sommerlicher Hitze geprägt wie die drei vorausgegangenen Jahre 2018-2020, dennoch lag die Durchschnittstemperatur im Jahr 2021 mit 9,1 °C um 0,9 Grad deutlich über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990. Damit war 2021 das elfte zu warme Jahr in Folge (DWD 2021). Neun der zehn wärmsten Jahre in Deutschland wurden im 21. Jahrhundert beobachtet, davon die vier wärmsten Jahre in der zurückliegenden Dekade. Diese Dekade war zugleich die wärmste seit Beginn der Wetteraufzeichnungen (Abb.1/2).

Im Zeitraum 1881-2021 war für Deutschland ebenso wie für Nordrhein-Westfalen eine deutliche Zunahme der Jahresmitteltemperatur um weit über 1 °C zu beobachten. Davon war ein überdurchschnittlich steiler Anstieg in den letzten 30 Jahren dieses Zeitraums zu verzeichnen (DWD 2022a, Abb. 1/3).

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).

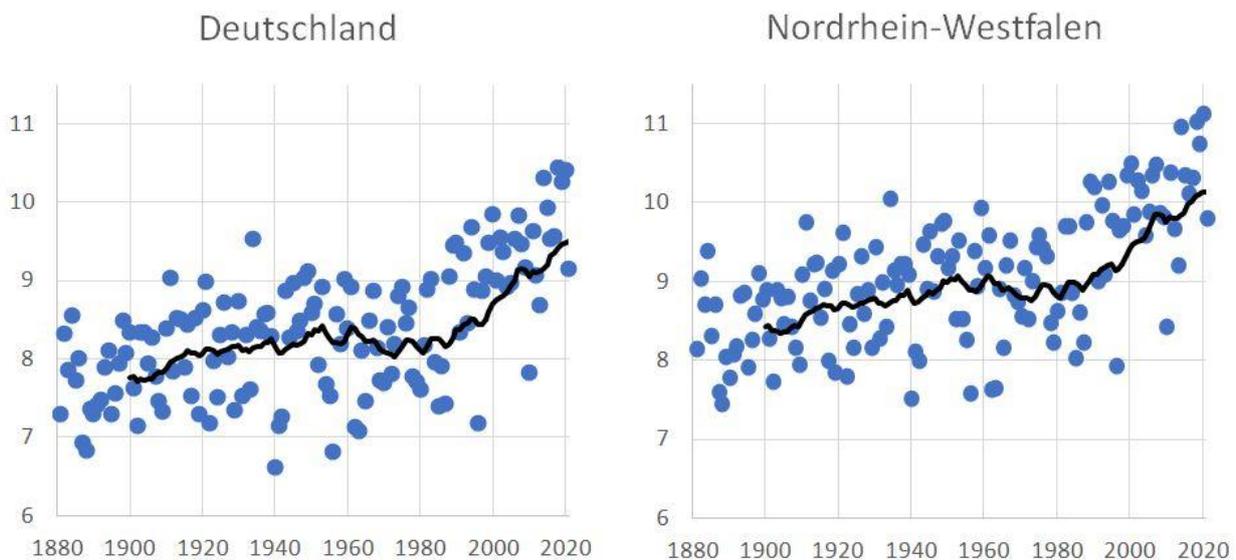


Abb. 1/3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2021). Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2022a), Trendlinie gleitender Durchschnitt 20 Jahre.

Einleitung und Gesamtkonzept

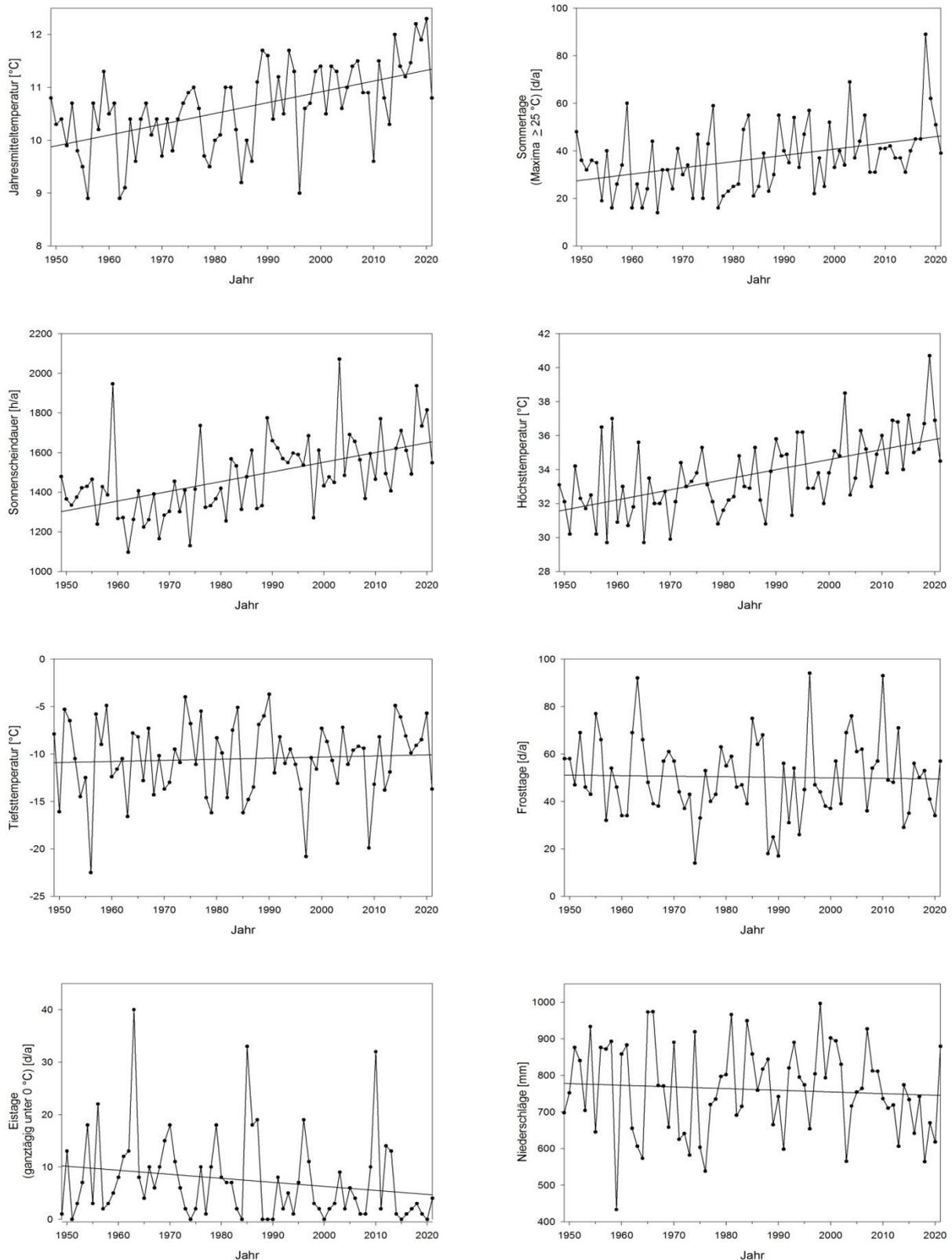


Abb. 1/4: Klimawandel in Düsseldorf 1949-2021: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommertage ($\geq 25\text{ °C}$), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der Frosttage sich kaum verändert haben. Deutlich abgenommen haben die Zahl der Eistage (ganztagig $< 0\text{ °C}$) und die Niederschläge. Grafiken auf Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2022b).

Eine Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Laut Daten des DWD (2022b) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2021 um 1,45 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 19 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr und über 352 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,7 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur und die Zahl der Frosttage haben sich im selben Zeitraum dagegen kaum geändert (Abb. 1/4, DWD 2022b). 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 milderen 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 ist in Düsseldorf eine deutliche Abnahme zu erkennen, die sich insbesondere in einer Reihe besonders trockener Jahre in jüngerer Zeit verstärkt hat (Abb. 1/4, DWD 2022b).

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 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

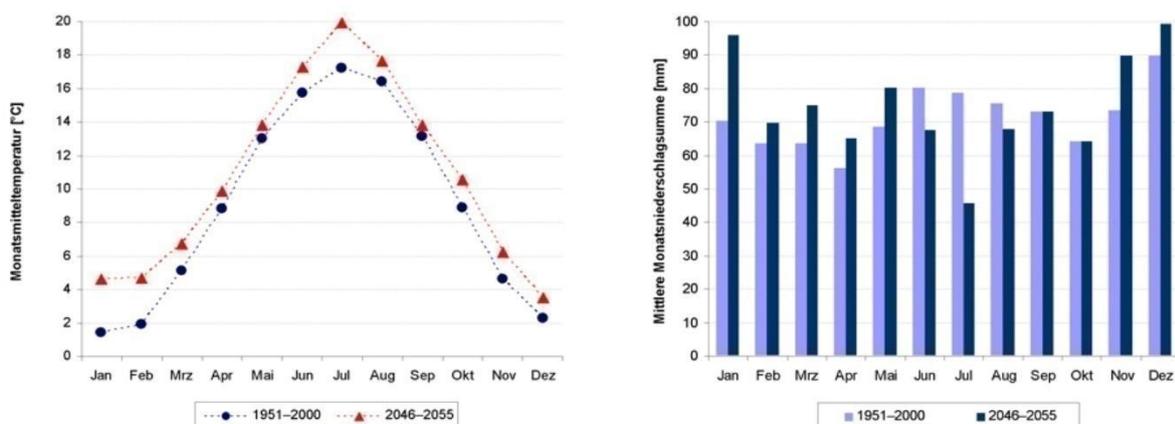


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951-2000 mit der Szenario-Dekade 2046-2055 (Daten aus MUNLV 2007).

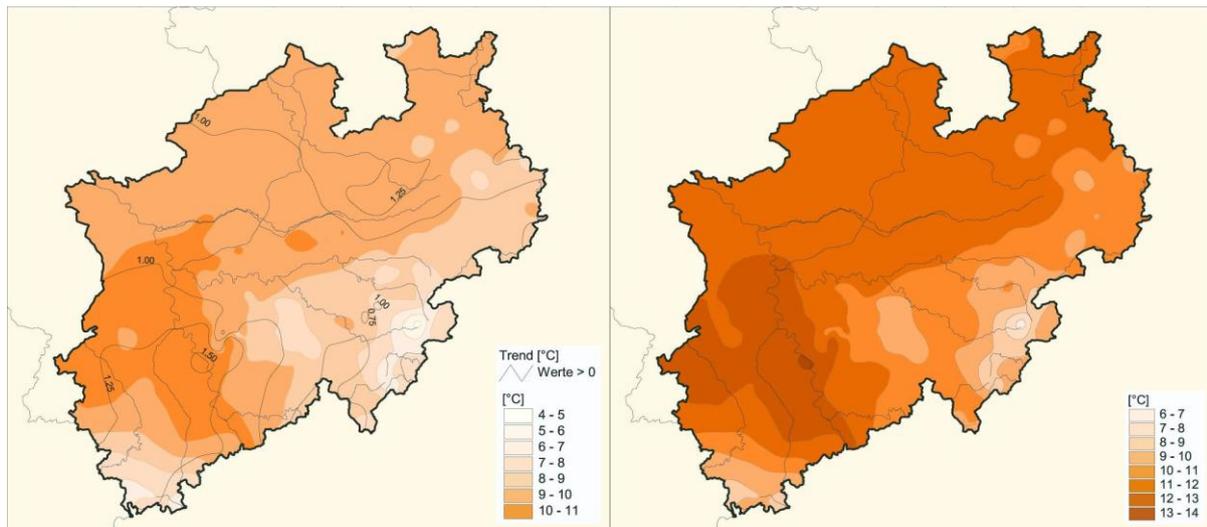


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

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 Verbreitungsgebiete und Bestandsentwicklungen der Organismen. Das bedeutet, dass im komplexen Naturhaushalt niemals nur ein einzelner Faktor eine Verbreitung bestimmt oder für die Veränderung von Arealen ver-

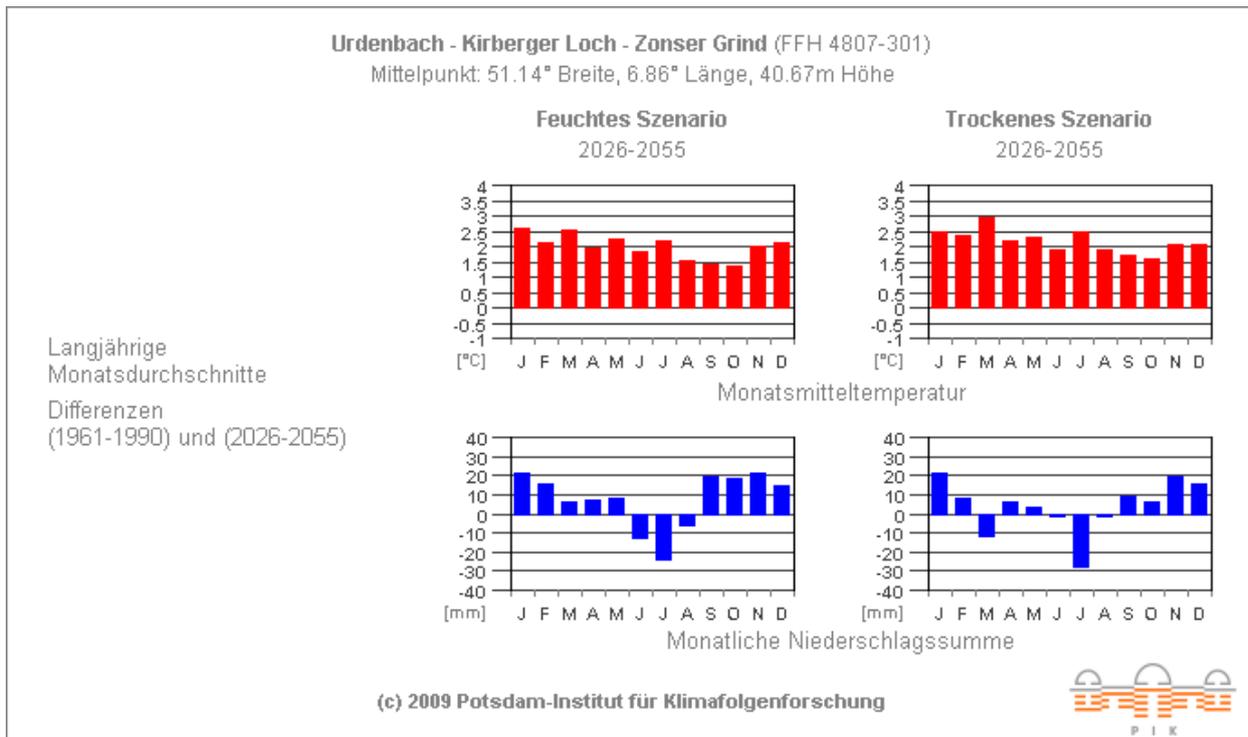


Abb. 1/7: Prognose der Klimaänderungen im Gebiet Urdenbacher Kämme – Kirberger Loch – Zonser Grind. Grafik: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK (2010).

antwortlich ist. Generell hat in NRW in den vergangenen 200 Jahren ein extremer Landschaftswandel stattgefunden: Land- und Forstwirtschaft wurden industrialisiert, Siedlungsräume verdichtet und ausgeweitet, Grundwasserabsenkungen, Oberflächenversiegelung und andere Eingriffe veränderten das Abflussregime und ein enormer Nährstoffeintrag gelangte über die Atmosphäre in die Lebensräume (BURGGRAAFF 2000, LWL & LVR 2007). Viele dieser Einflüsse auf die Landschaft halten nach wie vor an oder werden aktuell sogar noch stärker. Landschafts- und Klimawandel sind darüber hinaus eng miteinander verwoben (MUNLV 2007). Zusammen haben Klimawandel und sonstige Lebensraumveränderungen grundlegende Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt.

Die Veränderungen der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse sowie die zunehmende Häufigkeit von Extremereignissen haben einen direkten Einfluss auf Jahresrhythmus, Verhalten, Fortpflanzung, Konkurrenzfähigkeit und Nahrungsbeziehung von Arten (GENSSLER et al. 2010). Dies führt zu Arealverschiebungen von Arten und Ökosystemen (z. B. THOMAS et al. 2001, WALTHER et al. 2005, POMPE et al. 2009). Betroffen sind besonders Arten mit einem engen ökologischen Toleranzbereich, insbesondere Kälte und Feuchtigkeit liebende Arten, sowie Arten mit eingeschränkter Migrationsfähigkeit. Auf ökosystemarer Ebene gelten Gewässer, Feuchtgebiete und Waldökosysteme als besonders anfällig (MUNLV 2007, 2009).

Unter dem Titel "Die Schöpfung bewahren – 30 Initiativen für den Klimaschutz in Düsseldorf" hat die Stadt Düsseldorf ein umfangreiches Klimaschutzprogramm für die Landeshauptstadt ins Leben gerufen (STADT DÜSSELDORF 2008). Das Programm setzt vorrangig auf Energieeinsparung, Optimierung der Energieeffizienz und den Ausbau der erneuerbaren Energien. Im Rahmen dieser Initiative wurde im Jahr 2008 auch das hier vorliegende Projekt zum Monitoring der Folgen des Klimawandels für die Pflanzen-

und Tierwelt in die Wege geleitet, im weiteren Bericht kurz als Klimafolgenmonitoring bezeichnet. Kern dieses Projektes ist die langfristige Beobachtung von klimabedingten Veränderungen der Artzusammensetzung und Bestandsveränderungen ausgewählter Organismengruppen. Eine langfristige Laufzeit des Projektes ist dabei vorgesehen.

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

1. Die entsprechende Organismengruppe sollte möglichst Arten umfassen, die unmittelbar auf eine Erwärmung des Klimas reagieren (und nicht erst auf sekundäre Folgen des Temperaturanstiegs wie Änderungen des Wasserhaushaltes oder Nutzungsänderungen).
2. Es sollten thermophile und thermophobe Arten in den noch festzulegenden Untersuchungsgebieten vorhanden sein oder potenziell vorkommen können.
3. Es sollten im Idealfall bereits Erfahrungen im Biomonitoring mit dieser Organismengruppe zur Verfügung stehen.
4. Das Vorhandensein bereits erhobener Daten im Raum Düsseldorf wurde als Pluspunkt gewertet.
5. Es sollten 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-2021). 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 Suk-

zession unterworfen sein sollen. Um das klimatische Spektrum Düsseldorfs abzudecken, wurde nach 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.

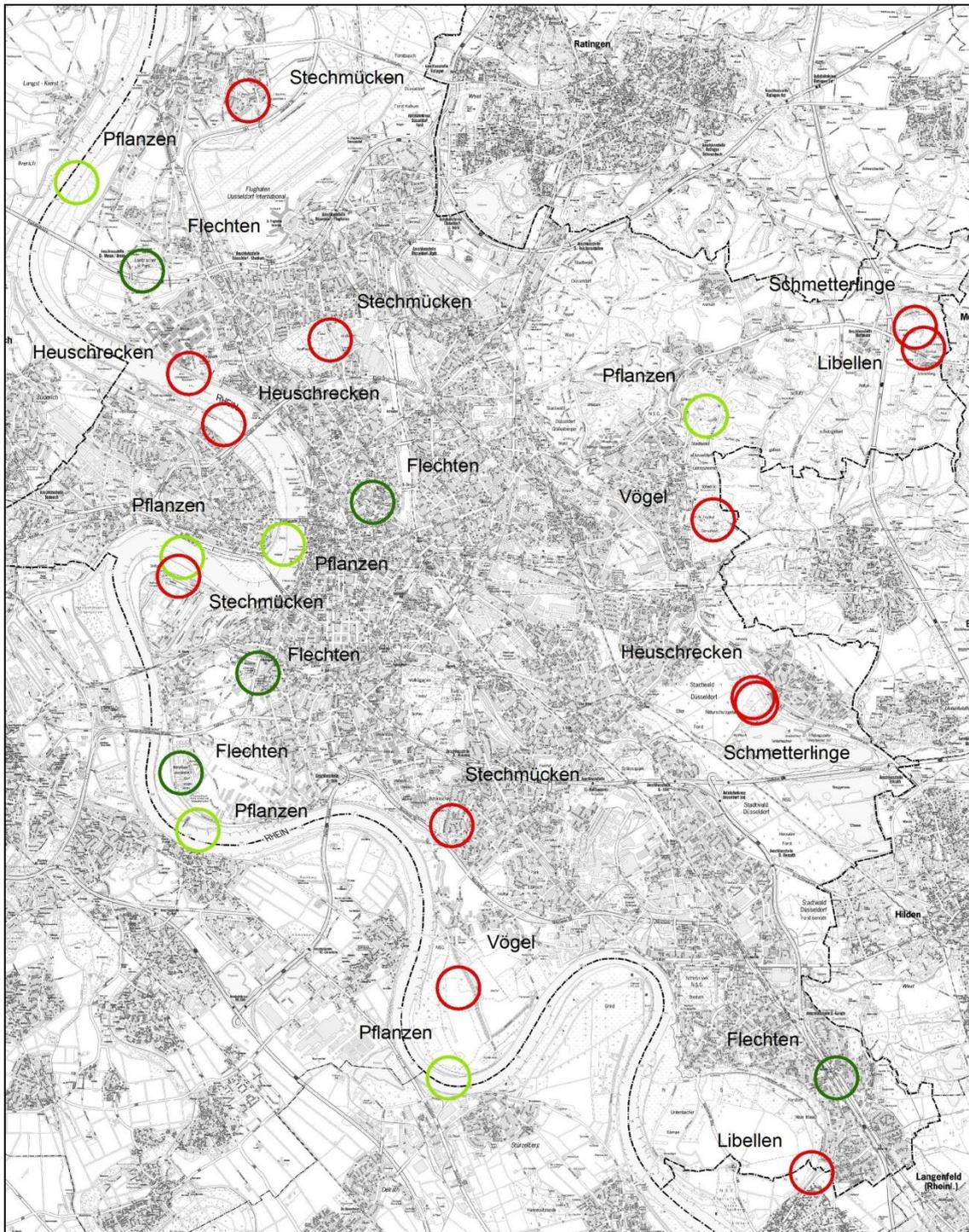


Abb. 1/8: Übersicht über die Untersuchungsgebiete des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings. Einzelheiten und genaue Abgrenzungen der Gebiete finden sich in den einzelnen Kapiteln der entsprechenden Tier- und Pflanzengruppen.

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, 2022). 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 (2022): Globally, the seven hottest years on record were the last seven; carbon dioxide and methane concentrations continue to rise. Press release 10th January 2022, <https://climate.copernicus.eu/copernicus-globally-seven-hottest-years-record-were-last-seven> (abgerufen am 12.01.2022).
- 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) (2021): Deutschlandwetter im Jahr 2021. Pressemitteilung des DWD vom 30.12.2021. Ein durchschnittliches Wetterjahr – aber mit extremem Dauer- und Starkregen im Juli https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2021/20211230_deutschlandwetter_jahr2021_news.html (aufgerufen am 04.01.2022).
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2022a): 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 04.01.2022).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2022b): 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 08.01.2022).
- 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) (2022): *GISS Temperature Surface Analysis* <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/customize.html> (aufgerufen am 04.01.2022).
- NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) (2021): *2020 Tied for Warmest Year on Record*. <https://climate.nasa.gov/news/3061/2020-tied-for-warmest-year-on-record-nasa-analysis-shows/> (aufgerufen am 18.01.2021).
- 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 10.01.2022).
- PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): *Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf*. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Duesseldorf.html> (aufgerufen am 07.11.2012).

- 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 260 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & 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 UNB Kreis Mettmann.
- 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) (2021): 2020 was one of three warmest years on record. Press Release Number 14012021. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/2020-was-one-of-three-warmest-years-record> (aufgerufen am 18.01.2021).

2 Flechten

Norbert J. Stapper

Einleitung

Flechten reagieren empfindlich, schnell und artspezifisch abgestuft auf chemische oder physikalische Veränderungen ihrer Umwelt. Als wechselfeuchte Organismen nehmen sie Wasser und die darin gelösten Nähr- und Schadstoffe direkt aus der Atmosphäre auf und sterben bei zu hoher Belastung ab. Epiphytische Flechten werden nur gering durch den Faktor Boden beeinflusst und deshalb schon lange als biologische Indikatoren für Luftschadstoffe verwendet (GRINDON 1859, NYLANDER 1866, HAWKSWORTH & ROSE 1970). Die Nettophotosyntheserate von Flechten folgt einer Optimumkurve, deren Verlauf unter anderem von der Beleuchtungsstärke, dem Wassergehalt des Thallus und der Umgebungstemperatur bestimmt wird. Für einheimische Flechten liegt das Optimum bei einer Thallustemperatur von bis zu +10 °C, bei tropischen Arten etwas höher und bei borealen Arten etwas niedriger (LANGE 1965). Das Temperaturoptimum hängt auch von der Art des Algenpartners ab. So sind Flechten mit *Trentepohlia*-Algen gegenüber Frost empfindlicher als z. B. solche mit *Trebouxia*-Algen (NASH et al. 1987). Folglich sind, zusätzlich zu den Wirkungen durch Immissionen auf Flechten, auch Wirkungen durch den globalen Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung, z. B. in Deutschland um 1,5 Kelvin seit 1880 (DWD 2021; 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 (FRANZEN et al. 2002; STAPPER & KRICKE 2004), an denen der Autor beteiligt war, mitgenutzt werden, sind von Beginn an in die Entwicklung der ersten Kartierungsrichtlinie zur Erfassung lokaler Wirkungen des Klimawandels auf Flechten eingeflossen, die inzwischen als VDI 3957 Blatt 20 erschienen ist (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 2021) 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 auch noch andere,

aufgrund ihrer Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2021) 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 Baumflechten 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* und *Physciella chloantha* erst kürzlich neu hinzugekommen sind.

Eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des anhaltenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen, bieten die 2018 veröffentlichten STI-Werte (Species-Temperature-Index) von Höheren Pflanzen, Moosen und Flechten (SPARRIUS et al. 2018). Der STI- oder Temperaturwert einer Flechte ist die Mittelwerttemperatur dieser Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa und im Unterschied zu den Zeigerwerten nach WIRTH (2010) 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 2021 vorgestellt, die sich in einen inzwischen umfangreichen, unter Einbeziehung der Daten einer flächendeckenden immissionsbezogenen Epiphytenkartierung von Düsseldorf (STAPPER & KRICKE 2004a, b) bis 2003 zurückreichenden Datensatz einreihen. Dabei wird sowohl auf die zeitliche Veränderung der Häufigkeit der Klimawandelzeiger eingegangen als auch auf mögliche Wirkungen verschiedener Standortfaktoren auf die Artendiversität der epiphytischen Flechten insgesamt. Ein Teil der bisherigen Ergebnisse wurde inzwischen veröffentlicht (z. B. STAPPER 2012b, STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018, APTROOT et al. 2021).

Methode

Untersuchungsgebiet. Für die Flechtenuntersuchungen des Klimafolgenmonitorings in Düsseldorf wurden 2008 vier jeweils 2 x 2 km große, am Gauß-Krüger-Koordinatensystem ausgerichtete Messstationen eingerichtet 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 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 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

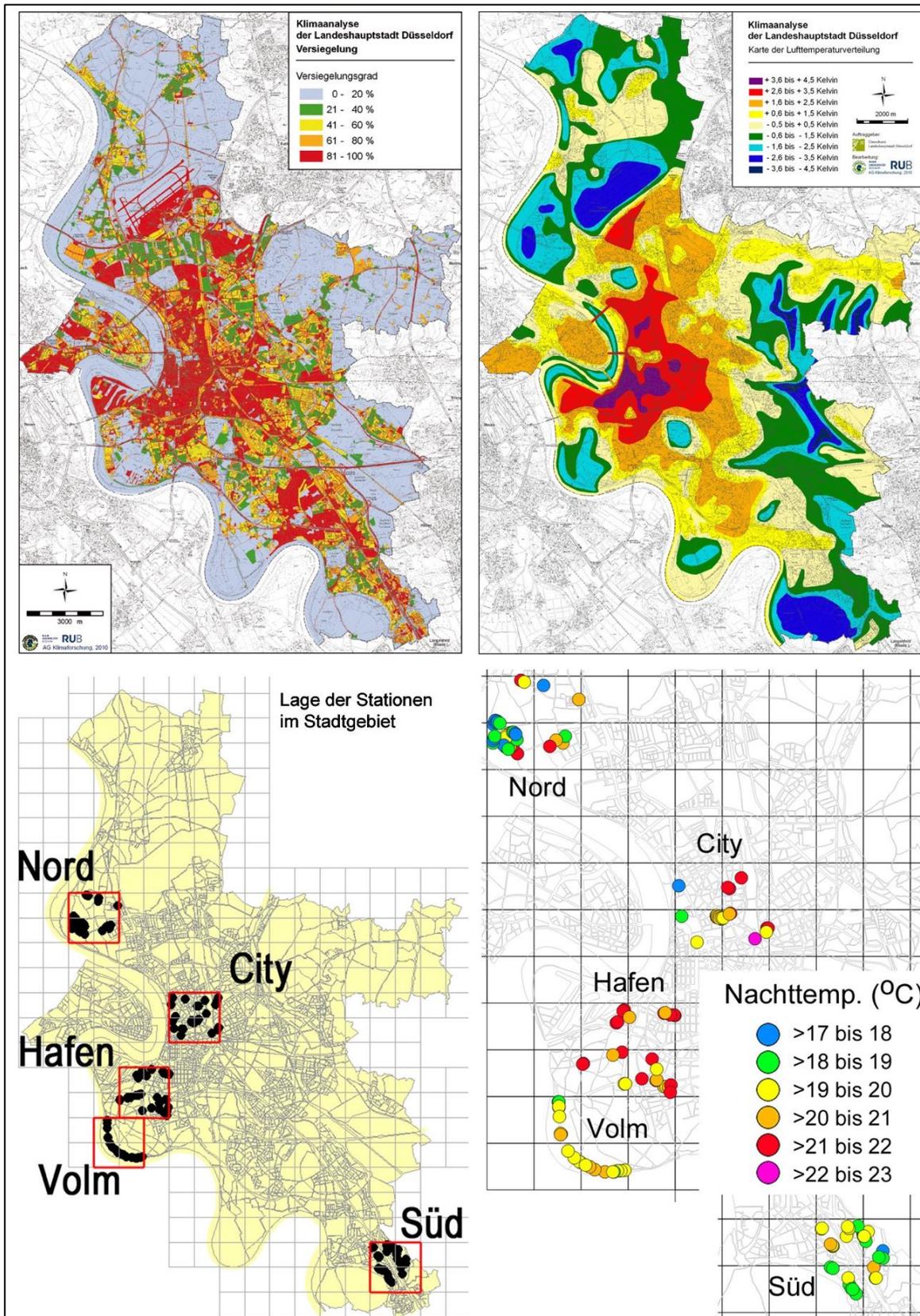


Abb. 2/1: Karten des Untersuchungsgebietes. Oben: Karte des Versiegelungsgrads und der relativen Lufttemperatur in 2 m Höhe über dem Boden 2009 (STADT DÜSSELDORF 2012). Unten: Lage der Messstationen als rote Quadrate mit den Baumstandorten 2016 (schwarze Punkte). Daneben, vergrößert, die Baumstandorte 2021 mit Angabe der Umgebungstemperatur um 4:00 Uhr in der Strahlungsnacht des 21. Juni 2019 in 2 m Höhe über dem Boden (GEO-NET Umweltconsulting GmbH).

nicht in die Datenbank übertragen worden waren). 2018 waren davon noch 81 Bäume und 2021 noch 60 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 und 126 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 Baumaßnahmen, am Stamm hochwachsenden Efeu oder von Anwohnenden auf die Baumscheiben gepflanzte Sträucher, die den Stamm inzwischen beschatteten oder im Fall von Feuedorn, 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 den 23 Bäumen der Station VOLM waren 2021 noch 20 verfügbar.

Standortcharakterisierung. Die Charakterisierung der Baumstandorte beschränkt sich auf Angaben zur städtischen Überwärmung, zur Verkehrsbelastung und zum Versiegelungsgrad. Temperaturdaten wurden der Karte der relativen Nachttemperatur in 2 m Höhe über dem Boden von 2009 entnommen (STADT DÜSSELDORF 2012; Variablenbezeichnung "RNT") bzw. stammen aus aktuellen Messungen im Auftrag des Umweltamtes der Stadt Düsseldorf (GEO-NET Umweltconsulting GmbH) und geben dann die modellierte Umgebungstemperatur in 2 m Höhe über dem Boden um 4:00 Uhr in der Strahlungsnacht des 21. Juni 2019 wieder (Variablenbezeichnung "NT2019"). Zur Einschätzung der Verkehrsbelastung wurde sowohl die Distanz zum Fahrbahnrand (in vier Klassen: 1: <2m; 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). Der Versiegelungsgrad wurde in drei Klassen eingeteilt (1 = offen oder kaum versiegelt, Wiesen- oder Parkgelände; 2 = vorortartige lockere Bebauung; 3 = innenstadttypische, dichte Bebauung mit weitgehender Abdichtung der Bodenoberfläche).

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 Flechten wurden anhand morphologischer und chemischer Merkmale angesprochen. Die Nomenklatur folgt der soeben aktualisierten Checkliste der Flechten, lichenicolen und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands (PRINTZEN et al. 2021), wodurch abermals viele Flechtenarten neue Namen tragen. Zum Arteninventar neu hinzugekommen ist die Krustenflechte *Catillaria fungoides* ETAYO & VAN DEN BOOM, die 2021 einmal an Lindenborke nachgewiesen wurde. Diese Art ist sehr unscheinbar und folglich leicht zu übersehen (CEZANNE et al. 2020) und profitiert möglicherweise vom Klimawandel (SPARRIUS et al. 2016). 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-lacteeae* bezeichneten Vorkommen könnte man hier inkludieren, aber vielleicht ist die Trennung für zukünftige Zwecke sinnvoll. 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. 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 2021 immer noch die seltenere war. Seit 2017 werden sie getrennt aufgenommen, was jedoch dadurch erschwert wird, dass beide Arten am gleichen Baum vorkommen können 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*. In den Niederlanden gesammelte Belege beider Arten erwiesen sich molekulargenetisch als identisch (APTROOT, mündlich). In Deutschland (PRINTZEN et al. 2021) und in Großbritannien (NEWBERRY 2021) werden sie 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 auf der Lobenoberfläche entstehen. 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* (diese ist am leichtesten erkennbar im feuchten Zustand), die nur in überzeugenden Fällen als solche notiert und somit möglicherweise in allen Durchläufen unterbestimmt wurden.

Weitere potenzielle Verwechslungskandidaten sind *Lecanora chlarotera* und *L. hybocarpa*, die durchaus gemeinsam am gleichen Substrat vorkommen können. *L. hybocarpa* besiedelt in den Niederlanden vornehmlich Buchen ("Beukenschotelkorst"), in Deutschland auch Bergahorn, und gilt hier als sehr seltene und möglicherweise auch übersehene Art. Der eventuelle Fehler bei der Bestimmung des Klimawandelzeigerindex infolge einer Fehlansprache wäre aufgrund der wenigen *L. chlarotera*-Funde im Projekt aller-

dings 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 über 32.000 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 Version 4.08 (HAMMER et al. 2001) verwendet. Gruppen gepaarter Daten wurden mittels einfaktorieller ANOVA in Kombination mit Tukeys post-hoc-Test untersucht. Vielfach erwiesen sich die Daten als nicht normalverteilt, weshalb überwiegend nichtparametrische Verfahren angewendet wurden. Gruppen gepaarter Daten wurden dann mit Friedmans ANOVA auf Medianunterschiede der Gruppen (Gruppierung in der Regel nach Untersuchungsjahren) geprüft und Paarvergleiche post-hoc mit dem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test vorgenommen. Als verteilungsunabhängiger Trendtest wurde der Mann-Kendall-Test eingesetzt. Unterschiede mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ 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, 104 verschiedene Taxa nachgewiesen, davon die meisten an den Stationen NORD (90) und SUED (79), gefolgt von CITY (62), VOLM (62) und HAFEN (57). Für das Hauptanliegen der Studie, nämlich Wirkungen des Klimawandels anhand von Flechten als Monitororganismen zu erfassen, ist weniger die schiere Anzahl der Arten bedeutend als vielmehr die Veränderung der Häufigkeit von Indikatorarten im Verlauf der Zeit. Deshalb wird in dieser Studie überwiegend die Stichprobe von 110 Bäumen herangezogen, die seit 2008 jedes Jahr untersucht wurden und gepaarte Datenanalysen ermöglicht. Selbst an dieser Stichprobe wurden immer noch 90 Taxa registriert, deren Indikatoreigenschaften und Häufigkeiten an den Bäumen für den Zeitraum 2008 bis 2021 in Tab. 2/2 zusammengefasst sind. Davon wurden wieder die meisten an den Stationen NORD (80 Taxa) und SUED (73) registriert, gefolgt von CITY (53) und HAFEN (46). An den Bäumen der Station VOLM, die nicht dieser Stichprobe angehören, wurden ab 2016 insgesamt 55 Arten registriert.

Wie Abb. 2/2 zeigt, ist die jährlich registrierte Gesamtzahl der Flechtenarten bis etwa 2018 kontinuierlich angestiegen und nimmt inzwischen wieder ab. Auch die aussagekräftigere mittlere Flechtenartenzahl pro Baum ist zunächst kontinuierlich gewachsen und seit 2017 wieder rückläufig (Abb. 2/3). Im Gegensatz dazu steigt die Anzahl der VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger pro Baum seit dem Beginn des Projekts ununterbrochen an ($p < 0,0001$; Mann-Kendall-Trend-Test). Und während an Nährstoffeinträge adaptierte

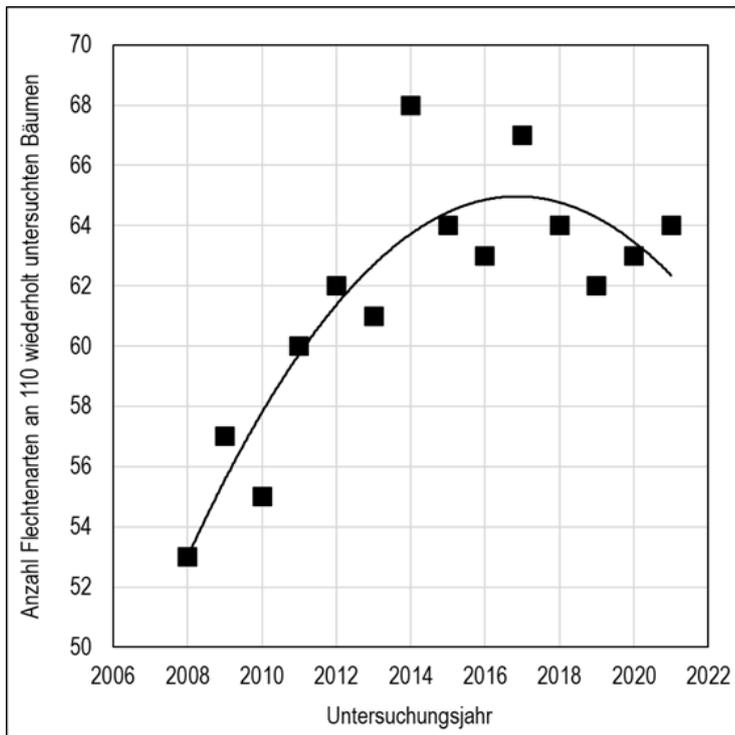


Abb. 2/2: Zeitliche Veränderung der Gesamtzahl der Flechtenarten an 110 seit 2008 alljährlich untersuchten Bäumen. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 110 Bäumen an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED, die 2008 bis 2021 durchgehend jährlich wiederholt auf Flechtenbeobachtung hin untersucht wurden (vergleiche Tab. 2/4). Die Datenanpassung dient nur der visuellen Unterstützung.

Arten ("Nitrophyten") mit N-Zahl über 7 weitgehend unverändert häufig an den Bäumen vorkommen (Abb. 2/3), schwindet die mittlere Anzahl der an saure Habitats angepassten Arten ("Azidophyten") mit R-Zahl kleiner als 4 seit 2008 kontinuierlich ($p < 0,004$). Die Indikatoreigenschaften der 88 registrierten Flechtenarten und ihre Häufigkeiten an den 110 von 2008 bis 2021 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 2008 und 2020 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* (+3,6 %/a; Abb. 2/4) und der NL-SL-KWZ *Physconia grisea* (+3,4 %/a). Dahinter folgen *Punctelia subrudecta* und *P. jeckeri* (für Makrofotos der *Punctelia*-Arten siehe Abb. 2/4), die seit 2020 an mehr Stationsbäumen registriert werden (83 bzw. 81 %), als die bis dahin immer häufigste Flechtenart *Physcia tenella* (2021: 75 %; Makrofoto in Abb. 2/5). Bis auf *Parmotrema reticulatum* und *Physcia tribacioides*, die zu den am seltensten registrierten Arten zählen, sind alle 15 VDI-KWZ, die bisher an den 110 Bäume umfassenden Stichprobe registriert wurden, häufiger geworden. Das gilt weitgehend übereinstimmend für die 19 an der gleichen Stichprobe registrierten NL-SL-KWZ. Hingegen ist die Mehrzahl der 14 azidophytischen Flechten (R-Zahl <4) seit 2008 seltener geworden, einige Arten wurden inzwischen überhaupt nicht mehr registriert, und zwar (ohne "*Cladonia* spp.") *Lecanora conizaeoides*, *L. pulicaris*, *Hypocenomyce scalaris*, *Placynthiella icmalea*, *Trapeliopsis granulosa* und *Tuckermanopsis chlorophylla*. Sehr rasch verläuft der Rückgang von *Evernia prunastri* (-1,2 %) und *Hypogymnia physodes* (-1,7 %; zu diesen beiden Arten siehe Abb. 2/6), die 2021 allerdings noch an 41 bzw. 18 % der Stationsbäume registriert wurden. Stark rückläufig sind auch die beiden nitrophytischen Flechtenarten *Polycauliona candelaria* (-3,1 %) und *P. polycarpa* (-1,7 %). Nur eine Art ist 2021 erstmals registriert worden, und zwar die Krustenflechte *Catillaria fungoides*, die in Abb. 2/7 gemeinsam mit der ebenfalls unscheinbaren, aber etwas häufigeren *Caloplaca obscurella* dargestellt wird.

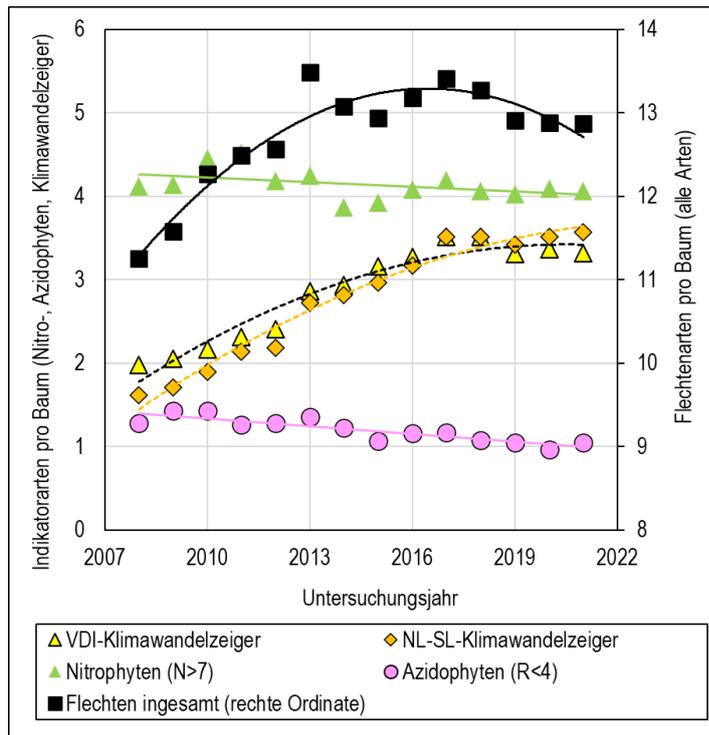


Abb. 2/3: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein bzw. von bestimmten Indikatorarten im Projekt 2008 bis 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 110 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED (vergleiche Tab. 2/4). Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung. Der Anstieg der Häufigkeit der VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger sowie der Rückgang der Azidophyten im Zeitraum 2008 bis 2021 ist statistisch signifikant ($p < 0,0001$ bzw. $p < 0,004$; Mann-Kendall-Trend-Test), während die Häufigkeit der Nitrophyten keinem signifikanten Trend folgt.

zeigerindex auch 2021 an der Station SUED wieder am höchsten (Tab. 2/3; zeitliche Entwicklung siehe Abb. 2/9). Infolge des starken Anstiegs der VDI-KWZ im Vergleich zu den Flechtenarten insgesamt, die bei bestimmten Gruppen den zuvor beschriebenen Einbruch zeigt, ist der relative Anteil der VDI-Klimawandelzeiger an der Gesamtflechtenartenzahl von anfänglich 5 bis 13 % auf inzwischen 10 bis 34 % angestiegen. Auch dieser Wert ist an der Station HAFEN nach 2017 wieder gesunken. Die zeitliche Entwicklung der NL-SL-KWZ verläuft nahezu identisch, wenngleich die absoluten Werte aufgrund der unterschiedlichen Artenauswahl geringfügig voneinander abweichen. Wenn die größere Stichprobe aus 110 von 2008 bis 2021 untersuchten Bäumen für die entsprechende Auswertung herangezogen wird, ergibt sich ein insgesamt weitgehend übereinstimmendes Bild. Die entsprechenden Ergebnisse sind in Tab. 2/4 zusammengestellt. Zusätzlich sind darin 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 und 2021 bzw. 2008 und 2021 signifikant häufiger geworden.

Die zeitliche Entwicklung der VDI-KWZ in Düsseldorf und dem angrenzenden Kreis Mettmann sowie Dormagen im Südwesten ist in Abb. 2/10 im Raster der 1:25000-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

Die Beobachtungen an den Messstationen. Die Zunahme der Häufigkeit von Flechtenarten insgesamt bzw. von Klimawandelzeigern pro Baum an den einzelnen Messstationen fasst Tab. 2/3 für die Stichprobe der seit 2003 durchgehend untersuchten 60 Bäume zusammen. Nur an den Stationen NORD und SUED ist, über den gesamten Zeitraum betrachtet, die Flechtenartenzahl signifikant angestiegen. Sie ist dort im Durchschnitt 1,5mal höher als an den Stationen CITY und HAFEN. Auch die mittlere Anzahl der VDI-KWZ pro Baum – sie ist der eigentliche Messwert der Richtlinie VDI 3947 Blatt 20 (VDI 2017), der Klimawandelzeigerindex – ist an den Stationen NORD und SUED höher als an CITY und HAFEN. Über den gesamten Zeitraum gemittelt ist der Klimawandelzeigerindex an allen Stationen signifikant angestiegen (Abb. 2/8), allerdings hat sich dieser Anstieg ab etwa 2016 verlangsamt, und an der Station HAFEN sind die aktuellen Werte sogar geringer als 2015 bis 2017 (Tab. 2/3). Mit 4,6 ist der Klimawandel-

(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 Mett-



Abb. 2/4: Die drei in Düsseldorf vorkommenden *Punctelia*-Arten. Im Gegensatz zu den üblichen Darstellungen in Flechtenbestimmungsbüchern sind die hier abgebildeten Exemplare feucht und turgeszent und daher von etwas abweichender Farbe, aber dennoch ansprechbar. Linke Seite: *Punctelia jeckeri* (mit orangefarbenen *Trentepohlia*-Algen und dem Moos *Hypnum cupressiforme*), erkennbar an bräunlich gefärbten und leicht bereiften Zone entlang der äußeren Lobenränder sowie an den Bortensoralen entlang der seitlichen inneren Lobenränder; beide Merkmale sind auch an dem ausgebleichten, bereits abgestorbenen Exemplar auf dem unteren Bild zumindest angedeutet erkennbar. Rechts oben: *Punctelia subrudecta* (mit der gelben *Candelaria pacifica* und der olivbraunen *Melanohalea elegantula*) mit sehr schmalen, dunklen Lobensaum und runden weißen Pseudocyphellen, an denen sich bald lagereinwärts die typischen Punktisorale entwickeln. Rechts unten: *Punctelia borrieri* (mit *Candelaria* sp. und *Orthotrichum diaphanum*), mit ausladenden Loben, die weniger als bei den anderen Arten ans Substrat angelegt und fast immer flächig bereift sind, mit bis zur Lagermitte hin großenteils länglichen Pseudocyphellen, an denen sich die Punktisorale entwickeln. Alle Bilder im gleichen Maßstab; Balkenlänge: 1 cm. Fotos: Norbert Stapper.

mann (SCHMITZ et al. 2010ff) zusammengeführt. Für jedes Untersuchungsjahr konnten die Daten von 144 bis 289 Bäumen genutzt und für jedes der bis zu acht MTB die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger pro Baum (=VDI-Klimawandelindex) für 2002, 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021 räumlich dargestellt werden. Der "neue" Zeitpunkt 2002 fasst Werte von 2001 bis 2003 zusammen. Der Klimawandelindex der drei für das Stadtgebiet Düsseldorf relevanten MTB ist von ca. 1,3 im kombinierten Jahr 2002 kontinuierlich auf im Mittel 3,8 angestiegen. Obwohl die Daten von teils erheblich mehr Messpunkten (Bäumen) genutzt wurden, ergeben sich nur sehr geringe Abweichungen gegenüber den Stichproben aus 60 oder 110 wiederholt untersuchten Bäumen. 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.

Die Abbildungen 2/11 und 2/12 geben die sehr unterschiedliche Dynamik einzelner Flechtenarten an den 60 Bäumen in Düsseldorf wieder, die seit 2003 durchgehend wiederholt untersucht wurden. Dargestellt ist für jede der vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED die Veränderung der Häufigkeit von jeweils fünf Flechtenarten, die zwischen 2003 und 2021 an der jeweiligen Station am stärksten häufiger bzw. seltener geworden sind. Insbesondere die Epiphytenrasen an der Station NORD waren 2003 noch deutlich von azidophytischen Flechtenarten geprägt, *Lecanora conizaeoides* wurde dort noch an jedem dritten Baum registriert, und die meisten der inzwischen im Projekt erloschenen Azidophyten wurden überhaupt nur an dieser Station beobachtet. Ansonsten sind es die kleinwüchsigen *Polycauliona*-Arten oder große Blattflechten, wie *Parmelia sulcata* oder *Melanelixia subaurifera*, die entweder allmählich seltener werden oder nach vorübergehender Ansiedlung wieder untergehen. Die Arten mit der stärksten Zunahme sind VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger, wie *Punctelia borteri*, *Hyperphyscia adglutinata* oder *Physconia grisea*, die 2003 noch zu den seltenen Arten im Projekt gehörten, oder *Candelaria concolor*, die sich erst stürmisch ausgebreitet hat und seit etwa 2015 wieder seltener wird, am deutlichsten erkennbar an der Station HAFEN.



Abb. 2/5: *Physcia tenella* (links) und *Physcia adscendens*. Beide Arten zählen zu den häufigsten Flechtenarten im Projekt, sie wachsen oft in gemeinsamen Rasen und sind dann schwierig zu trennen. *P. adscendens*, erkennbar an den typischen Helmsoralen, ist an der sonnenexponierten Süd- oder Ostseite der Baumstämme bzw. an überwärmten Standorten häufiger vertreten als *P. tenella*. Kalibrierbalken: 1 mm. Fotos: Norbert Stapper.

Veränderung des mittleren STI-Wertes zwischen 2003 und 2021. 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 ($R = 0,37$; $p < 0,002$; zweiseitiger t-Test). Die Arten mit mehr als 0,5 % jährlicher Zunahme ihrer Häufigkeit enthalten nicht nur überproportional viele KWZ, sondern ihr mittlerer STI ist 0,85 °C höher als der Mittelwert für die Flechtenarten mit weniger als 0,5 % jährlicher Häufigkeitsveränderung, die wiederum einen um 0,53 °C wärmeren mittleren STI-Wert aufweisen, als die Arten mit mehr als 0,5 % jährlicher Häufigkeitsabnahme. Abb. 2/13 zeigt die Veränderung des mittleren STI-Wertes im Projekt zwischen 2003 und 2021. Für den Zeitpunkt 2003 sind die Werte für 60 seit 2003 durchgehend untersuchte Bäume dargestellt, die in der Stichprobe der 110 Bäume enthalten sind, deren Ergebnisse für den Zeitraum 2008 bis 2021 aufgetragen sind. Die Standardfehler der Mittelwerte (nicht gezeigt) betragen um 0,02 °C. Der Unterschied zwischen qualitativen und quantitativen STI-Mittelwerten ist gering, und die gewichteten Werte sind immer niedriger, weil Arten mit höheren STI-Werten im Mittel geringere Deckungswerte an den Bäumen erreichen. Die mittleren STI-Werte sind von 7,85 °C auf 8,40 °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 gilt übereinstimmend, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle späteren Werte, und dass alle Werte bis 2012 kleiner sind als alle Werte ab 2014 (einfaktorielle ANOVA und Tukeys post-hoc-Test; $p < \text{oder} << 0,05$). Dieser Anstieg der mittleren STI-Werte über die Zeit wurde auch an den einzelnen Messstationen beobachtet. Wie in Abbildung 2/14 dargestellt, er-



Abb. 2/6: Zwei Arten mit geringen R-Zahlen: *Hypogymnia physodes* (links) und *Evernia prunastri*. Typisch für *Hypogymnia physodes* sind die hohlen Lagerlappen, die sich zum Ende hin öffnen und Lippensorale bilden; lange Bildkante 2,4 cm. Charakteristisch für die Strauchflechte *Evernia prunastri* ist die helle Unterseite ihrer bandförmigen Lagerabschnitte. Das hier abgebildete Exemplar ist nahe der rechten Bildkante am Stamm angewachsen und erhebt sich gut 3 cm hoch in den Raum über den anderen Flechten. Fotos: Norbert Stapper.

ren STI-Werten. Dieser zeitliche Anstieg der STI-Werte ist kontinuierlich verlaufen und statistisch hochsignifikant. Für qualitative (=ungewichtete) und gewichtete STI-Mittelwerte gilt übereinstimmend, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle späteren Werte, und dass alle Werte bis 2012 kleiner sind als alle Werte ab 2014 (einfaktorielle ANOVA und Tukeys post-hoc-Test; $p < \text{oder} << 0,05$). Dieser Anstieg der mittleren STI-Werte über die Zeit wurde auch an den einzelnen Messstationen beobachtet. Wie in Abbildung 2/14 dargestellt, er-

geben sich für den gesamten Zeitraum 2003 bis 2021 die jeweils höchsten Werte für die urban überwärmte Station CITY, die Stationen HAFEN und SUED nehmen eine mittlere Position ein, während die kühlsste Station Nord zu allen Zeitpunkten durch niedrigste STI-Mittelwerte gekennzeichnet ist.

Diskussion

Zur Validität der Methodik. 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. Baumrinde 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 schwerlich die tatsächliche räumliche Verbreitung und lokale Häufigkeit der entsprechenden Arten zu einem bestimmten Zeitpunkt repräsentieren, weil allein schon die Anzahl der Belege dafür viel zu gering ist. Der Anstieg der Flechtenartenvielfalt in

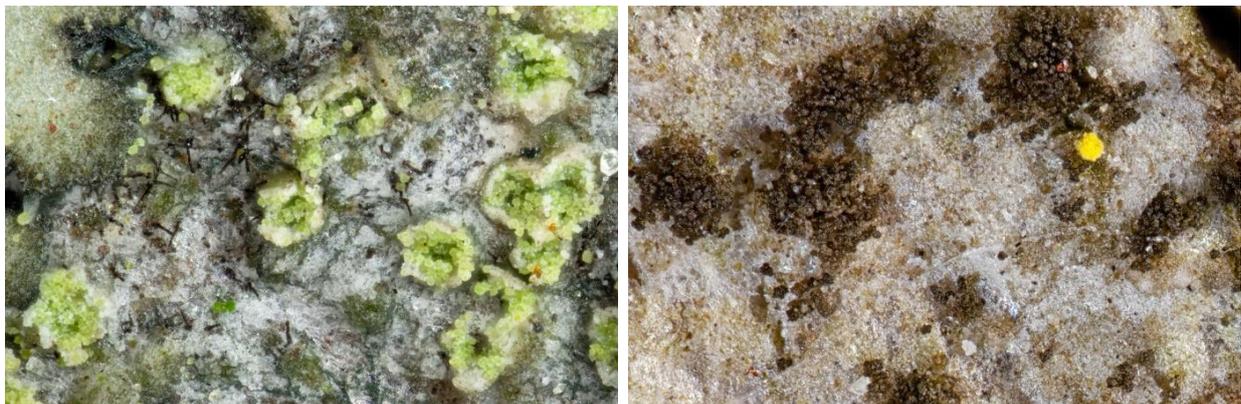


Abb. 2/7: *Caloplaca obscurella* (links) und *Catillaria fungoides*, zwei sehr kleine Krustenflechten. In beiden Fällen handelt es sich um unscheinbare Arten. Typisch für *Caloplaca obscurella* sind die kraterartigen Sorale und die leichte Abdunkelung des durchwachsenen Substrats. Sie bildet bei uns selten kleine, braune Apothecien aus. Verwechslungsgefahr besteht mit der insgesamt etwas helleren *C. ulcerosa*, die entlang der Küste häufiger ist und infolge des Klimawandels tiefer ins Binnenland einwandern könnte. Die kleinen schwarzen Hyphen gehören zu einem Hyphomyceten, wahrscheinlich *Taeniolella phaeophysciae* (EICHLER, pers. Mittlg.). Der von links oben ins Bild ragende Lagerlappen gehört zur *Phaeophyscia orbicularis*. *Catillaria fungoides* wurde 2001 von der Iberischen Halbinsel neubeschrieben, 2001 in den Niederlanden und 2019 in Deutschland erstmals und dabei auch sofort mehrmals nachgewiesen, 2021 zum ersten Mal im Klimawandelfolgenmonitoring in Düsseldorf. Typisch sind die dunkelbraunen bis schwarzen Sorale, die hier im Bild etwas heller wiedergegeben werden, damit man ihre Struktur etwas besser erahnen kann. Beide Arten wird man im Gelände wahrscheinlich nie derart zu sehen bekommen, da es sich um extreme Makroaufnahmen handelt (jeweils 88 bzw. 110 Einzelaufnahmen mit 4 µm Distanz zueinander wurden tiefenscharf zusammengefügt) mit jeweils 1,25 mm Länge der langen Bildkante. Fotos: Norbert Stapper.

Düsseldorf ist zweifellos auch ein Ergebnis stark gesunkener Immissionen, allen voran Schwefeldioxid. Doch statt anzunehmen, dass die Zunahme der Klimawandelzeiger primär eine Folge geringerer Immissionen ist und sich allmählich nur wieder die Verhältnisse wie vor der überbordenden Luftverschmutzung in der Mitte des 20. Jahrhunderts einstellen, liegt es näher, ähnlich wie in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002), auch im Rheinland veränderte Klimabedingungen als eine wesentliche Ursache für die aktuellen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten anzunehmen. 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 borrieri* war vor 1980 in den Niederlanden nur zweimal belegt, nämlich 1979 für Alkmaar und 1900 für Renkum ("ad ramulos pinorum et abietum"; Aptroot, pers. Mittlg.). HEIBEL (1999) erwähnt, dass es sich bei allen chromatografisch überprüften historischen Belegen von *Imbricaria borrieri* in MSTR tatsächlich um *Punctelia subrudecta* handelt. Und die Überprüfung von Herbarbelegen in Baden-Württemberg ergab, dass z. B. *Flavoparmelia soledians* erst vor rund 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soledians* und *P. borrieri* 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.

Zur Aussagekraft des Messwerts Klimawandelzeigerindex. 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 (Flechtenfrequenz) oder nur anhand ihres Vorkommens (Präsenz/Absenz) auf den nach engen Kriterien ausgewählten Standardbäumen quantifiziert. Im zweiten Fall, der hier angewendet wird, ist die mittlere Anzahl der Klimawandelzeiger pro Baum in einem Gebiet der eigentliche Messwert, der Klimawandelzeigerindex. Er ist wahrscheinlich sogar belastbarer für die gewünschte Aussage über klimatisch bedingte Veränderungen als der entsprechende Frequenzwert. Denn die weitere Ausbreitung einmal etablierter Arten an einem Baumstamm kann durch Tiere, z. B. Ameisen, oder Stammablaufwasser gefördert werden (BAILEY 1976, LORENTSSON & MATTSSON 1999), oft beobachtbar anhand kleiner, 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 genauere Differenzierung ermittelte Frequenz der Klimawandelzeiger durch klimaunabhängige Ausbreitungsvektoren mitbestimmt. Laut Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 soll der Messwert Klimawandelzeigerindex auch nur für Vergleiche der Flechtenbiota in Zeitreihenuntersuchungen am gleichen Standort verwendet werden, und nicht für räumliche Vergleiche, wengleich geringere Werte für höhere gelegene Teilareale eines Untersuchungsgebietes (siehe Kartendarstellung in Abb. 2/10) aufgrund der dort niedrigeren Durchschnittstemperatur auf den ersten Blick plausibel erscheinen. Dabei blendet man jedoch die dort eventuell ebenfalls veränderten Niederschlags- oder Luftfeuchtebedingungen aus, die ihrerseits auf die Flechten wirken. Auch andere Bezugsgrößen für die Klimawandelzeiger zur Quantifizierung von Klimawirkungen, wie z. B. deren Anteil an der Gesamtzahl der Flechtenarten, um auf einfachem Wege die „Standortgunst für Flechten“ in den Messwert 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.

Zur Veränderung des Artenspektrums der Flechten seit 2003. Die überwiegende Mehrheit der Flechten, deren Häufigkeit seit 2003 zugenommen hat, die also auf mehr Stationsbäumen als zuvor nachgewiesen wurden, sind Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder gemäß den Verbreitungsangaben in der niederländischen Flechtenliste (BLWG 2021). 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. An dieser Gesamterscheinung ändern auch die seit 2018 zu beobachtenden Schäden an Flechten nichts, zumal davon fast alle Flechtenarten, gleichwohl am auffallendsten Blattflechten, betroffen sind. Diese Entwicklung war vor 20 Jahren angesichts der Seltenheit von *P. borrieri* – die Art galt damals in Deutschland nach wenigen historischen Funden beispielsweise nahe Heidelberg noch als verschollen – nicht vorstellbar. Im Gegenzug stetig seltener geworden sind an saure, zumeist auch kühlere Habitate angepasste Flechten sowie einige Arten, die zwar Nährstoffeinträge ertragen, aber nicht sonderlich tolerant sind gegenüber Trockenheit (*Phaeophyscia nigricans*, *Polycauliona candelaria*, *P. polycarpa*). Selbst an der nächtlich kühleren Messstation NORD sind diese Arten auf dem Rückzug. Damit setzt sich insgesamt die Entwicklung der vergangenen Jahre fort. Angesichts immer weiter steigender Durchschnittstemperaturen ist das nicht mehr überraschend, wobei die Durchschnittstemperatur nur *eine* klimatische Größe ist, die neben der Humidität (FRAHM & STAPPER 2008) für die Etablierung von Flechten eine wesentliche Rolle spielen dürfte. Zudem liegt das Temperaturoptimum der Nettophotosynthese von Flechten so niedrig (LANGE 1965), dass die Klimawandelzeiger hauptsächlich von den wärmer gewordenen Wintern profitieren (DWD 2021). Die Rheinschiene und die Kölner Bucht sind die wärmsten Gebiete von NRW (KROPP et al. 2009), und wenn man, was, wie bereits erwähnt, 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. 2/10) 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., siehe auch WINDISCH et al. 2011), sowie im Norden und Osten von Niedersachsen (STAPPER & JOHN in Vorber.) ist der Klimawandelzeigerindex niedriger oder sogar erheblich niedriger als in Düsseldorf.

In Düsseldorf ist nicht nur die mittlere Jahrestemperatur angestiegen (siehe Ausführungen in Kapitel 1), sondern auch der mittlere STI-Wert (Abb. 2/11, SPARRIUS et al. 2018). Dessen Anstieg beträgt +0,55 °C für den Zeitraum 2003 bis 2021 und liegt somit 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 urbanen Überwärmung derselben korreliert sind, ist dennoch Zurückhaltung geboten. Denn im Gegensatz zu den VDI-Klimawandelzeigern werden zur Berechnung der mittleren STI-Werte alle Flechtenarten mit vorliegenden STI-Werten herangezogen, also auch solche zumeist nitrophytischer Arten, die u. a. von verkehrsbedingten Immissionen profitieren (STAPPER & KRICKE 2004b, LARSEN et al. 2007), wodurch das Gesamtergebnis sicherlich beeinflusst wird. Die hier mit Flechten berechneten STI-Werte sind übrigens deutlich geringer als die entsprechenden CTI-Werte für Pflanzenge-

sellschaften 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. Denn auch in einer größeren Studie in Baden-Württemberg mit Daten von 232 berücksichtigten Flechtenarten (STAPPER & APTROOT 2019) reichten die Flechten-STI-Werte von 7,95 °C in der Rheinebene bei Karlsruhe (112 m über NHN) 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 in Düsseldorf ermittelten Wert von 8,4 °C liegt. Andersherum betrachtet entspricht der Anstieg des mittleren STI-Wertes von +0,55 °C in Düsseldorf auf Grundlage der baden-württembergischen Daten einem Höhenunterschied von gut 340 Metern. Oder anders ausgedrückt: die "flechtenklimatischen" Bedingungen von 2003 herrschen heute an 340 m höher gelegenen Standorten.

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, es sind sogleich die vier, in denen über 75 % der Bevölkerung besonders von thermischer Belastung betroffen sind. Die als Folge mehrerer heißer und trockener Sommer gedeuteten Schäden an zumeist Blattflechten an den Südseiten vieler Baumstämme sind auch nach dem hinsichtlich Niederschlagsangebot und -verteilung eher als durchschnittlich zu betrachtenden Sommer 2021 nicht geheilt. Das Erscheinungsbild der Bäume und der darauf befindlichen Flechtenrasen bzw. Kryptogamengemeinschaften (siehe Abb. 2/15 bis 2/17) ist gegenüber 2020 nahezu unverändert. Welche Folgen sich durch die zwischenzeitlichen Veränderungen der Wuchsbedingungen an Teilen der Station NORD ergeben – hier stehen viele der Stationsbäume in einem "Meer" aus abgestellten Lieferautos, ist noch nicht zu erkennen.

Conclusio. Es liegt nahe, ähnlich wie in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002), auch im Rheinland als eine wesentliche Ursache für die aktuellen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten hin zu mehr Klimawandelindikatoren veränderte Klimabedingungen anzunehmen. Nicht nur die "flechtenklimatischen" Bedingungen – Stichwort Flechtentemperatur STI – haben sich gegenüber 2003 auf rund 300 m höher gelegene Standorte verschoben, auch 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 heute Flechtenarten vor, die vor rund 60 Jahren noch eher für West- und Südwest-Frankreich typisch waren. Dieser Befund bestätigt die vom Umweltbundesamt kürzlich publizierte Karte "klimatischer Zwillingstädte" in Europa (UBA 2021). 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 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.
- BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2021): Datenmosaik 2021 – Freiraum. 2. Auflage Oktober 2021. Düsseldorf, 176 S. – elektronisch verfügbar als PDF beim Herausgeber www.brd.nrw.de.
- BLWG (2021): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. Verspreidingsatlas Korstmossen online. – www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen (zuletzt aufgerufen am 20. 12. 2021).
- 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] (2019): Climate Data Center CDC, öffentlich zugängliche Sammlung von Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes. www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html (zuletzt aufgerufen am 20.01.21).
- 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.
- 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.
- 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).
- 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., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., TEUBER, D. & THÜS, H. (2021): Überarbeitete Checkliste der Flechten, lichenicolen und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands. Vorversion, Stand November 2021. Runterladbar von der Homepage der Bryologisch-lichenologischen Arbeitsgemeinschaft für Mitteleuropa, BLAM e.V., www.blam-bl.de (9. Januar 2022).
- 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., 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. – *Buxbaumiella* 107: 15-37.
- SPARRIUS, L. B., VAN DEN TOP, G. G. & VAN SWAAY, C. A. M. (2018): An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. *Gorteria* 40: 73-78. Data <https://github.com/laurensparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTIv2.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.
- 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. & 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.
- 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. (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. (2021). **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 2021; warm gemäßigte Arten, "gme, gemäßigt-mediterran" und "südliche Arten", ssg, "submediterranean-subatlantisch-gemäßigt"). **RL-NRW:** Gefährdungsgrad (Kategorie) in NRW gemäß BÜLTSMANN 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 2021).

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>Leptra 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

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biom- zone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Pectenia plumbea</i>	KWZ		kA			
<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 borrieri</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>Swinscowia affinis</i>		gme	0			
<i>Swinscowia 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. (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 Biomzone 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 110 seit 2008 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den Messstationen NORD, CITY, HAFEN und SUED.

Flechtenart: Die Nomenklatur folgt PRINTZEN et al. (2021). Die Abkürzung spp. gibt an, dass eine oder verschiedene Arten der jeweiligen Gattung registriert wurden. Die Tabelle enthält 88 seit 2008 an diesen Bäumen nachgewiesene Taxa. Seit 2003 wurden im Projekt an allen bisher untersuchten Bäumen darüber hinaus *Athallia holocarpa*, *Bilimbia sabuletorum*, *Flavoplaca citrina*, *Lecanaria cyrtella*, *Lecanaria naegelii*, *Lecanora carpinea*, *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 2021), wärmegemäßigte ("gme") und submediterranean-subatlantisch-gemäßigte Arten ("ssg").

Häufigkeit: Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2021 und Angabe des Ranges, zudem soll zunehmend dunkleres Grau des Zellhintergrundes optisch die sehr verschiedene Häufigkeit verdeutlichen; die Veränderung dieser Häufigkeit (% pro Jahr) für den Zeitraum 2008 bis 2021 wird hier als **Sortierungskriterium** verwendet.

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), die Abgrenzung zwischen *Polycauliona candelaria* und *P. ucrainica* ist oft schwierig, und sie wird auch nicht in allen aktuellen, für das Untersuchungsgebiet relevanten Bestimmungswerken berücksichtigt, die die beiden Arten somit faktisch als Synonyme behandeln.

Flechtenart Anmerkungen	Indikatoreigenschaft						Häufigkeit		
	Zeigerwert				Klimawandelzeiger		2021		2008-2021
	T	R	N	STI	VDI	NL-SL	(%)	Rang	Veränd. (%/a)
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2021 [mSTI = 8,76]									
<i>Punctelia borreri</i>	8	5	6	9,766	KWZ	ssg	50,00	12	3,632
<i>Physconia grisea</i>	7	6	8	8,8748		gme	57,27	9	3,443
<i>Candelaria pacifica</i> (1)				6,171			40,00	15	2,773
<i>Punctelia subrudecta</i>	7	4	5	9,188	KWZ	gme	82,73	1	2,773
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	9	7	7	10,2655		gme	50,91	11	2,677
<i>Punctelia jeckeri</i>	7	4	6	9,1233	KWZ		80,91	2	1,520
<i>Candelaria concolor</i>	5	6	7	9,2479			60,91	8	1,163
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	7	4	4		KWZ	ssg	17,27	21	1,085
<i>Flavoparmelia caperata</i>	7	5	4	9,0716	KWZ	gme	40,91	14	0,975
<i>Melanohalea elegantula</i>	7	4	5	8,7677	KWZ		13,64	23	0,869
<i>Amandinea punctata</i>		5	7	7,9976			49,09	13	0,683
<i>Parmotrema perlatum</i>	7	5	4	11,0094	KWZ	gme	11,82	25	0,661
<i>Xanthoria parietina</i>		7	8	7,9883			73,64	4	0,649
<i>Melanohalea exasperatula</i>	5	5	6	6,5398			13,64	23	0,547
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	7	5	4	8,5766	KWZ	gme	5,45	29	0,503
Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2021 [mSTI = 7,91]									
<i>Lecanora barkmaniana</i>				9,6289		ssg	8,18	27	0,482
<i>Caloplaca obscurella</i>	6	7	8	8,4808			5,45	29	0,444
<i>Polycauliona ucrainica</i>		6	8	8,6103			2,73	32	0,330
<i>Candelariella xanthostigma</i>	5	5	5	7,1595			4,55	30	0,324
<i>Flavoparmelia soredians</i>	9	6	5	10,531	KWZ	ssg	24,55	18	0,312
<i>Lecanora chlarotera</i>	5	6	5	8,22			4,55	30	0,268
<i>Lecidella elaeochroma</i>	5	6	5	7,9611			1,82	33	0,202
<i>Parmelina tiliacea</i>	6	5	6	8,5932			2,73	32	0,202
<i>Physconia perisidiosa</i>	4	6	4	7,1813			0,91	34	0,156
<i>Melanelixia glabrata</i>	6	3	4	7,6219			14,55	22	0,150
<i>Lepraria rigidula</i>	5	4	2	6,7952			0,91	34	0,148
<i>Physciella chloantha</i>	9	7	8				1,82	33	0,130
<i>Halecania viridescens</i>					KWZ	gme	0,91	34	0,124
<i>Lepraria incana</i>	5	3	5	8,1124			23,64	19	0,122
<i>Lepraria finkii</i>	5	6	3	8,1246			0,91	34	0,120
<i>Physconia enteroxantha</i>	4	6	6	7,2231			2,73	32	0,116

<i>Pseudevernia furfuracea</i>	4	3	2	6,3578			0,91	34	0,114
<i>Diploicia canescens</i>	7	8	6	9,4325	KWZ	gme	1,82	33	0,104
<i>Lecanora compallens</i>				9,2464			2,73	32	0,102
<i>Melanohalea laciniatula</i>	7	5	5	8,8727	KWZ	gme	1,82	33	0,098
<i>Phyctis argena</i>	5	4	5	7,6896			0,91	34	0,096
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>	5	7	6	7,1055		gme	1,82	33	0,088
<i>Normandina pulchella</i>	5	5	4	7,6804			0,91	34	0,086
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	6	5	6		KWZ		0,00		0,062
<i>Lecanora expallens</i>	6	4	5	8,174			25,45	17	0,054
<i>Parmelia saxatilis</i>	4	3	3	6,4444			3,64	31	0,052
<i>Candelariella boleana s.l. (2)</i>							0,00		0,048
<i>Cladonia fimbriata</i>	5	4	3	7,8452			0,00		0,048
<i>Catillaria fungoides</i>						gme	0,91	34	0,026
<i>Rinodina pityrea</i>	7	8	8				0,00		0,010
<i>Trapeliopsis granulosa</i>		1	2	7,5555			0,00		0,010
<i>Cladonia coniocraea</i>		4	3	7,3395			0,00		0,006
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	5	2	2	6,8817			0,00		0,000
<i>Candelariella viae-lacteeae</i>	9	7	7				0,00		0,000
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	8	4	6			gme	0,91	34	0,000
<i>Ramalina pollinaria</i>		4	5	4,7372			0,00		-0,004
<i>Lecidella scabra</i>	5	5	5	8,5574			0,00		-0,008
<i>Physcia sp.</i>							0,00		-0,014
<i>Lecanora pulicaris</i>	4	3	4	7,4209			0,00		-0,018
<i>Bacidia spp.</i>							0,00		-0,022
<i>Catillaria nigroclavata</i>	5	7	7	9,3591			0,00		-0,024
<i>Parmotrema reticulatum</i>	9	5	2		KWZ	ssg	0,00		-0,032
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	6	7	5	8,1071		gme	0,00		-0,040
<i>Physcia caesia</i>		8	9	7,3897			17,27	21	-0,052
<i>Physcia tribacioides</i>				11,4252	KWZ	gme	0,00		-0,054
<i>Cladonia spp.</i>		3	3				0,91	34	-0,060
<i>Physconia distorta</i>	5	7	6	7,2356			0,00		-0,062
<i>Placynthiella icmalea</i>		2	5	7,9913			0,00		-0,068
<i>Tuckermanopsis chlorophylla</i>	4	3	3	6,6265			0,00		-0,078
<i>Candelariella vitellina</i>		5	8	7,9661			0,91	34	-0,086
<i>Lecanora muralis</i>		8	9	8,3011			0,91	34	-0,100
<i>Physcia stellaris</i>	4	6	6	6,7604			0,00		-0,116
<i>Usnea spp. (3)</i>							2,73	32	-0,116
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>		7	9	8,0678			68,18	5	-0,128
<i>Bacidina adastrata</i>							0,00		-0,132
<i>Polyzozia hagenii s.s.</i>		8	7	8,052			0,00		-0,162
<i>Strangospora pinicola</i>	5	3	5				1,82	33	-0,178
<i>Physcia dubia s. str.</i>		7	8	6,7971			2,73	32	-0,208
<i>Lecanora conizaeoides</i>	5	2	5	8,5858			0,00		-0,214
<i>Physcia adscendens</i>		7	8	8,4882			62,73	7	-0,238
<i>Polyzozia dispersa</i>		8	8	8,6743			1,82	33	-0,330
<i>Physcia aipolia</i>		7	5	7,1359			0,91	34	-0,352
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	5	5	4	6,937			10,91	26	-0,358
<i>Phaeophyscia nigricans</i>		8	9	7,8883			12,73	24	-0,390
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2021 [mSTI = 7,38]									
<i>Ramalina farinacea</i>	5	5	4	7,503			12,73	24	-0,563
<i>Physcia tenella</i>		6	8	7,9696			75,45	3	-1,163
<i>Evernia prunastri</i>	5	3	4	7,5927			40,91	14	-1,211
<i>Parmelia sulcata</i>		5	7	6,8502			63,64	6	-1,369
<i>Candelariella reflexa (4)</i>	6	5	7	8,7425			55,45	10	-1,506
<i>Melanelixia subaurifera</i>	5	6	5	8,1123			33,64	16	-1,660
<i>Polycauliona polycarpa</i>		7	8	7,8273			6,36	28	-1,696
<i>Hypogymnia physodes</i>		3	3	6,4206			18,18	20	-1,734
<i>Polycauliona candelaria (5)</i>		6	8	5,3637			5,45	29	-3,095

Tab. 2/3: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Klimawandelzeigern zwischen 2003 und 2021.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 60 zu allen Untersuchungszeitpunkten zwischen 2003 und 2021 auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen an den vier Messstationen NORD (14 Bäume), CITY (10), HAFEN (20) und SUED (16). Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl 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: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$. MKT-Test, Mann-Kendall-Trend-Test: Vergleich aller Jahres-Mittelwerte, Angabe des p -Wertes in Prozent; Stg: Richtung des Trends, 0 = kein signifikanter Trend über den gesamten Zeitraum; + = signifikanter Anstieg der Werte mit der Zeit. **Fett rot** gedruckte Zahlen: Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2021 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert mit (*) und/oder (**) markiert ist; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$. In Fällen mit veränderter zeitlicher Entwicklung sind durch **rote** bzw. **grüne** Hinterlegung die aufeinander folgenden Werte gekennzeichnet, die eine Abnahme bzw. Zunahme über die Zeit wiedergeben.

Mess-Station	F A	Untersuchungsjahr															MKT-Test	
		2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	p/%	Stg
Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (Arten pro Baum)																		
NORD	*	13,1	11,7*	13,3	14,1	13,9	14,4	14,9	15,3	14,4	15,1	14,6	14,4	13,8	14,5	13,7	n.s.	0
CITY	*	9,8	8,7	9,8	9,3	10,7	11,6	11,5	10,8	11,4	10,9	11,3	12,0	11,4	10,6	10,4	n.s.	0
HAFEN	*	6,8	7,8	8,1	8,2	9,0	8,9	9,5	8,8	9,1	8,9	9,1	7,5	6,9	7,3	7,5	n.s.	0
SUED	*	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	0,5	+
ALLE	**	10,4	10,6	11,3	11,5	12,0	12,2	12,8*	12,3	12,1	12,3	12,5	12,0	11,6	11,6	11,5	n.s.	0
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																		
NORD	**	1,5**	2,2	2,3	2,6	2,1*	2,4	2,7	3,5	3,3	3,4	3,6	3,4	3,1	3,4	3,0	0,4	+
CITY	**	1,0	1,0	1,0	1,1*	1,7	2,0	2,2	2,5	2,5	2,5	2,7	2,7	2,4	2,4	2,4	0,2	+
HAFEN	**	0,5*	0,7	0,8	0,9	1,3	1,4	1,7	1,5	1,8	1,7	1,9	1,3	1,0	1,2	1,3	5,0	+
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	0,0	+
ALLE	**	1,1	1,7	1,7	1,8	2,0	2,2**	2,6	2,8	2,8	2,9	3,2*	3,0	2,8	2,9	2,8	0,0	+
Anteil der VDI-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																		
NORD	**	10,9	19,0	16,9	18,3	15,0	16,1*	17,7	22,3	22,7	22,1	25,4	23,0	22,0	22,7	21,7	0,0	+
CITY	**	8,5**	10,6	9,5	11,0*	14,4	15,3	17,3	21,8	20,3	21,1	22,3	21,7	20,0	21,3	21,0	0,0	+
HAFEN	**	5,4*	7,1	8,6	7,2	11,1	11,2	12,9	12,2	14,6	14,9	16,2	12,7	9,7	10,1	10,9	2,9	+
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	0,0	+
ALLE	**	9,1	13,6	13,5	13,6	14,9	15,6**	18,0*	19,7	20,6	21,4	23,2	22,0	20,2	21,0	20,5	0,0	+
NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																		
NORD	**	1,0	1,4	1,4	1,7	1,7**	1,8	2,3*	2,8	2,6	2,7	3,2	2,9	2,8	3,4	3,5	0,0	+
CITY	**	1,0	1,4	1,6	1,8*	2,3	2,2	2,6	2,6	3,0	2,9	3,4	3,4	3,2	3,3	3,5	0,0	+
HAFEN	**	0,4	0,7	0,8	0,9**	1,5	1,6	1,9	2,2	2,1	2,2	2,6	1,7	1,7	1,7	1,9	0,4	+
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	0,0	+
ALLE	**	0,8	1,5	1,5	1,8	2,1	2,1	2,6**	2,8	2,8	3,0*	3,4	3,1	3,1	3,2	3,3	0,0	+
Anteil der NL-SL-Klimawandelzeiger am Flechtenartenspektrum (%)																		
NORD	**	7,1	11,4	10,3	11,6	12,3	12,2	14,7	17,4	17,8	17,5	21,5	19,6	19,4*	22,8	25,0	0,0	+
CITY	**	8,6	15,7	15,7	18,7	19,8	17,5	22,0	23,5	24,9*	25,6	29,3	28,5	28,0	30,9	33,9	0,0	+
HAFEN	**	4,0	7,3	9,1	8,0**	13,3*	19,8	16,0	23,8	20,6	22,0	25,4	19,7	19,7	18,0	19,2	2,0	+
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	0,0	+
ALLE	**	6,7	12,5	12,3	13,5	15,8	17,6	18,8	22,2	21,9	23,1**	26,1	24,0	24,1*	25,1	26,3	0,0	+

Tab. 2/4: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten bzw. Klimawandelzeigern zwischen 2008 und 2021.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 110 bzw. 130 zu allen Untersuchungszeitpunkten zwischen 2008 bzw. 2016 und 2021 auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen an den Messstationen NORD (37 Bäume), CITY (20), HAFEN (23), SUED (30) und VOLM (20). Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation NORD, CITY, HAFEN, SUED und VOLM. In der Zeile "Vier Stationen" bzw. "Fünf Stationen" sind die Werte für die vier erstgenannten Stationen bzw. aller fünf Stationen zusammengefasst.

n.b.: kein Wert berechnet, da 2003 für jede Station nur Daten einer gegenüber 2008ff unterschiedlich geringeren Anzahl Bäume vorliegen. k.D.: keine Daten zur Berechnung von Ergebnissen für fünf Stationen. Mann-Kendall-Trend-Test: Vergleich aller Jahres-Mittelwerte, Angabe des *p*-Wertes in Prozent; Stg: Richtung des Trends, 0 = kein signifikanter Trend über den gesamten Zeitraum; + = signifikanter Anstieg der Werte mit der Zeit; leeres Feld: kein Wert bestimmt, weil der Test die Daten von mindestens 10 Zeitpunkten erfordert. **Fett rot** gedruckte Zahlen: Vergleich des Ergebnisses von 2021 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert markiert ist; Signifikanzen: Wilcoxon-Paarvergleich, *, *p* < 0,05; **, *p* < 0,01 und *** *p* < 0,001; Mann-Whitney-U-Test, ^{§§§}, *p* < 0,001 für den jeweiligen Vergleich der Daten aller Stationen aus dem Jahr 2003 (n=80) mit denen von 2016 bis 2021 (n=130).

Mess-Station	Untersuchungsjahr															MKT-Test	
	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	p/%	Stg
Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (Arten pro Baum)																	
Nord		12,2	12,9	14,1	13,6*	14,3	15,3	15,1	14,6	14,7	14,5	15,1	14,6	15,1	15,1	0,0	+
City		9,0	8,8	9,5	10,7	11,3	11,4	11,4	11,8	11,3	11,8	12,0	10,9	10,2	10,4	0,6	+
Hafen	n.b.	7,8	8,4	8,5	9,3	9,0	9,8	9,2	9,6	9,5	9,6	8,1	7,7	8,0	8,3	n.s.	0
Süd		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	n.s.	0
Vier Stationen		11,3	11,6**	12,3	12,5	12,6	13,5	13,1	12,9	13,2	13,4	13,3	12,9	12,9	12,9	1,8	+
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																	
Nord		2,4	2,6	2,8	2,4	2,6***	3,1**	3,5	3,6	3,7	3,8	3,8	3,7	3,8	3,8	0,0	+
City		1,3	1,1	1,3**	1,9*	2,1	2,4	2,5	2,8	2,8	3,1	3,2	2,6	2,6	2,7	0,0	+
Hafen	n.b.	0,7	0,9	0,8*	1,2	1,4	1,7	1,5	1,8	1,7	2,0	1,5	1,3	1,4	1,5	4,6	+
Süd		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	0,0	+
Vier Stationen		2,0	2,1	2,2	2,3	2,4**	2,9	2,9*	3,2	3,3	3,5	3,5	3,3	3,4	3,3	0,0	+
NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																	
Nord		1,6	1,8	1,9	1,8	2,0	2,5	2,7***	2,9	3,0**	3,4	3,4	3,4	3,6	3,7	0,0	+
City		1,3	1,4	1,6***	2,2	2,2**	2,7*	2,8	3,1	3,2	3,7	3,7	3,3	3,4	3,5	0,0	+
Hafen	n.b.	0,6***	0,8	0,9**	1,3	1,5	1,8	2,0	2,0	2,1	2,5	1,8	1,9	1,9	2,0	0,1	+
Süd		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	0,0	+
Vier Stationen		1,6	1,7	1,9	2,1	2,2	2,7	2,8	3,0	3,2**	3,5	3,5	3,4	3,5	3,6	0,0	+
Flechtenartenspektrum der Trägerbäume (Arten pro Baum)																	
VOLM	10,0***	k.D.								13,1	13,6	14,3**	14,6	14,2*	15,1		
Fünf Stationen	10,3§§§	k.D.								13,2	13,4	13,4	13,2	13,1	13,2		
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																	
VOLM	1,0***	k.D.								2,7**	3,0	3,1	3,1	3,2*	3,6		
Fünf Stationen	1,1§§§	k.D.								3,2	3,4	3,4	3,3	3,3	3,4		
NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)																	
VOLM	0,6***	k.D.								2,7	3,2**	3,5	3,5	3,5*	4,1		
Fünf Stationen	0,8§§§	k.D.								3,1***	3,5**	3,5	3,4*	3,5	3,6		

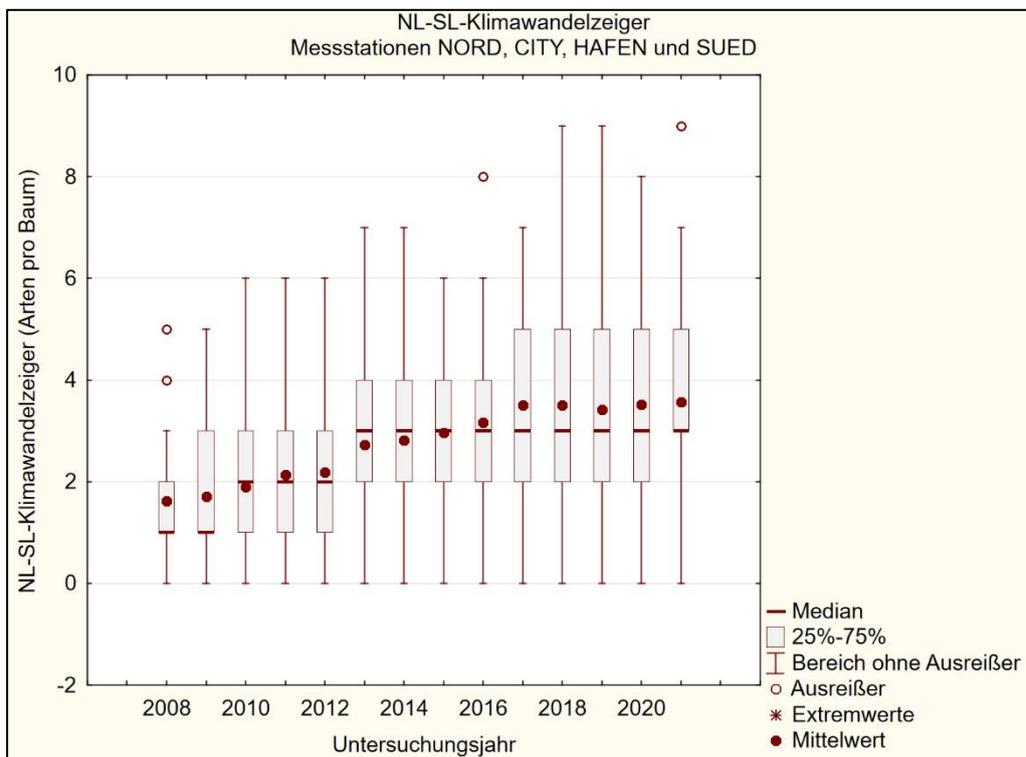
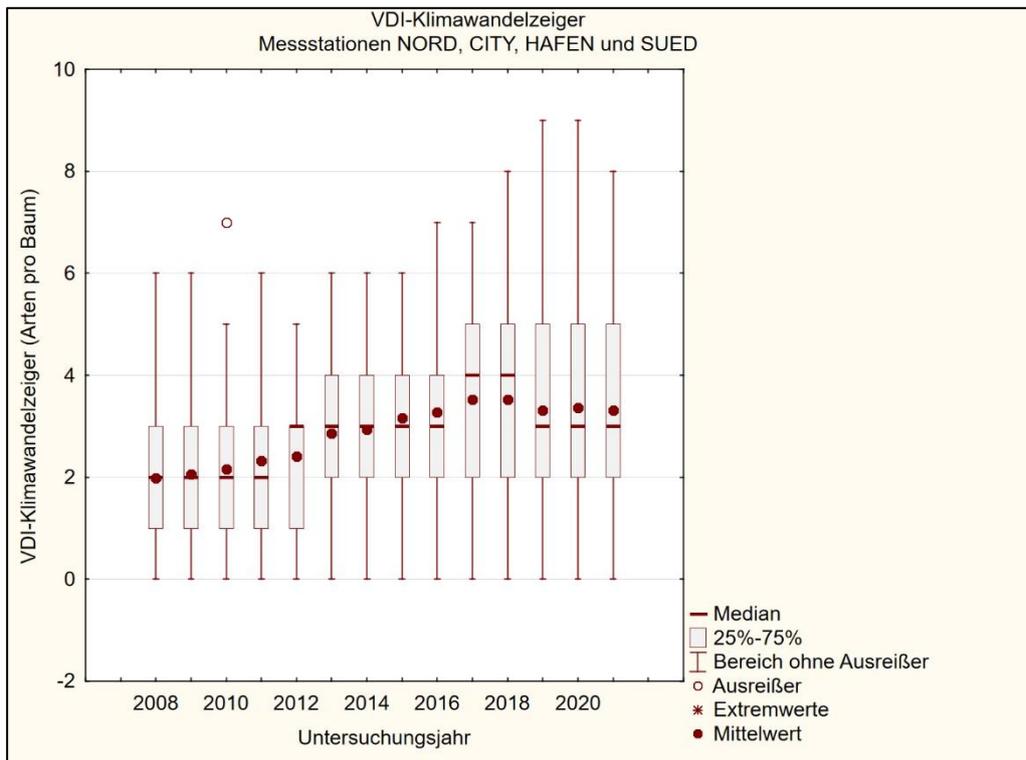


Abb. 2/8: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren im Projekt im Zeitraum zwischen 2008 und 2021. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NL-SL; BLWG 2021) an 110 Bäumen an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd, die seit 2008 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.

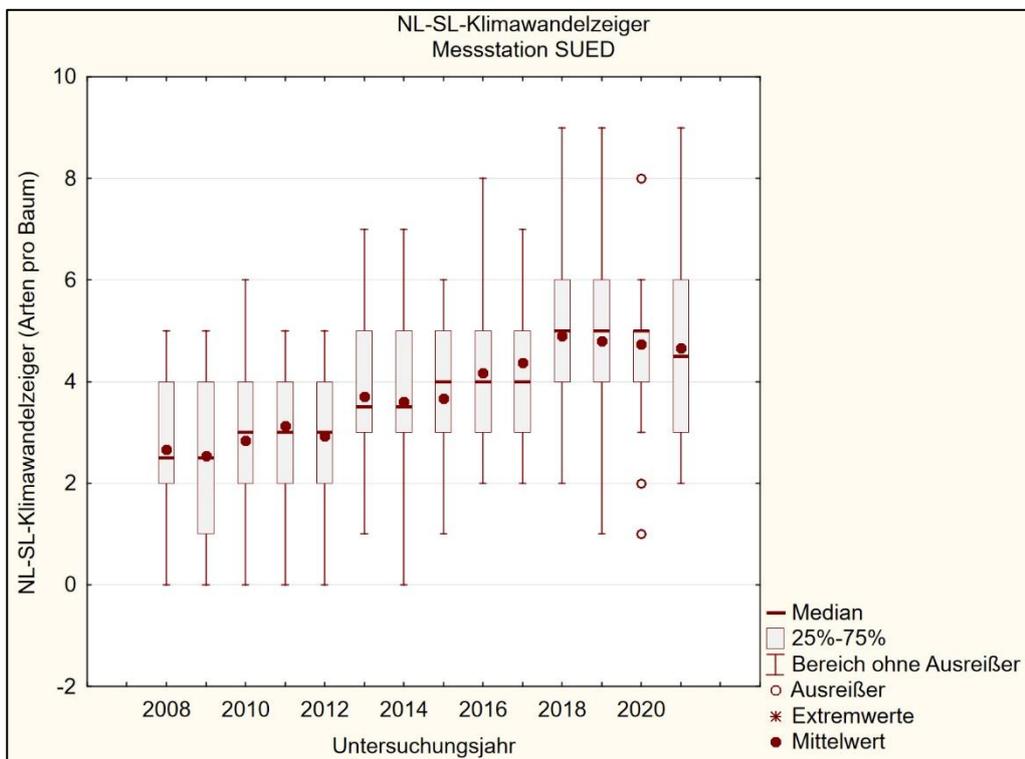
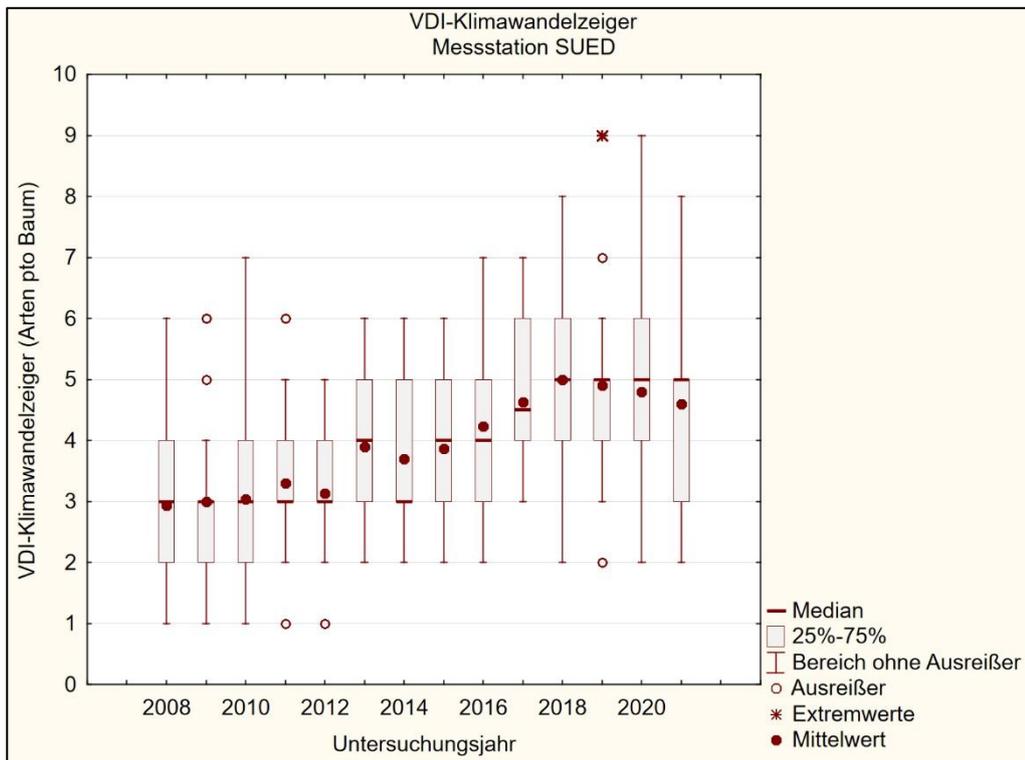


Abb. 2/9: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an der Messstation SUED zwischen 2008 und 2021.

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 2021) an 30 Bäumen an der Station SUED, die seit 2008 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.

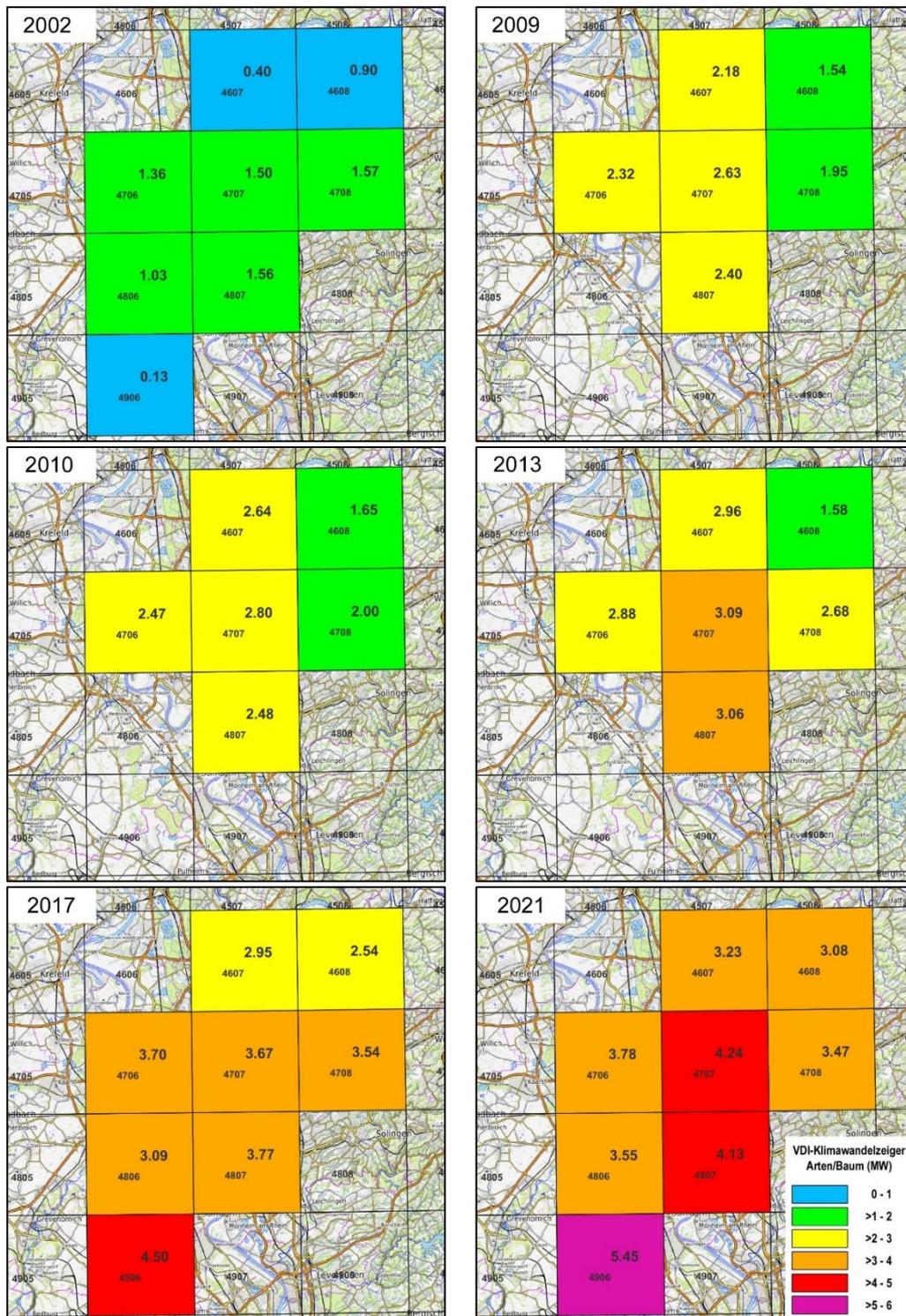


Abbildung 2/10: Kartendarstellung der räumlichen Variabilität der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigerarten 2002 bis 2021 im erweiterten Untersuchungsgebiet. Raster: Kartenschnitt der Messtischblätter 1:25000. Zahlenangaben: VDI-Klimawandelzeiger-Index und Messtischblattnummer. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an Standardorten 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.

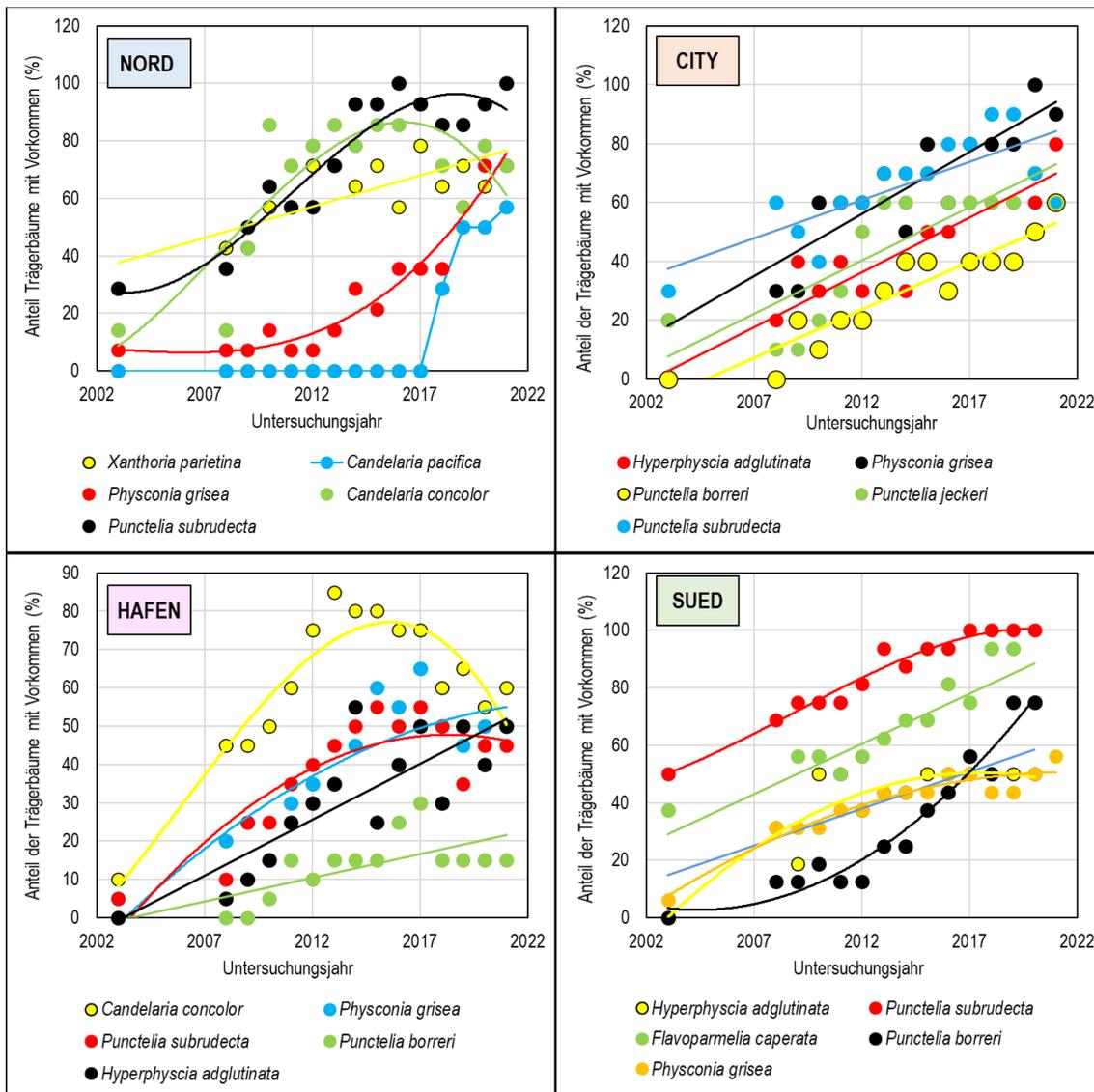


Abb. 2/11: Die Flechtenarten mit der stärksten Zunahme ihrer Häufigkeit zwischen 2003 und 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 60 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED. Die Häufigkeiten sind angegeben als Prozentsatz der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art für die jeweils fünf Flechtenarten mit der stärksten zeitlichen Zunahme an der entsprechenden Messstation. Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung.

Anmerkungen zu den Flechtenarten: *Candelaria concolor*, *C. pacifica*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physconia grisea* und *Xanthoria parietina* zeichnen sich allesamt durch eine mehr oder minder stark ausgeprägte Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen aus. Mögliche Gründe für die starke Ausbreitung von *C. concolor*, die um 2000 in NRW noch sehr selten war (HEIBEL 1999; FRANZEN et al. 2002) und nicht nur in dieser Studie dokumentiert wurde, sind sowohl gestiegene Nährstoffeinträge als auch der Klimawandel. *Flavoparmelia caperata* und alle drei *Punctelia*-Arten sind Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20.

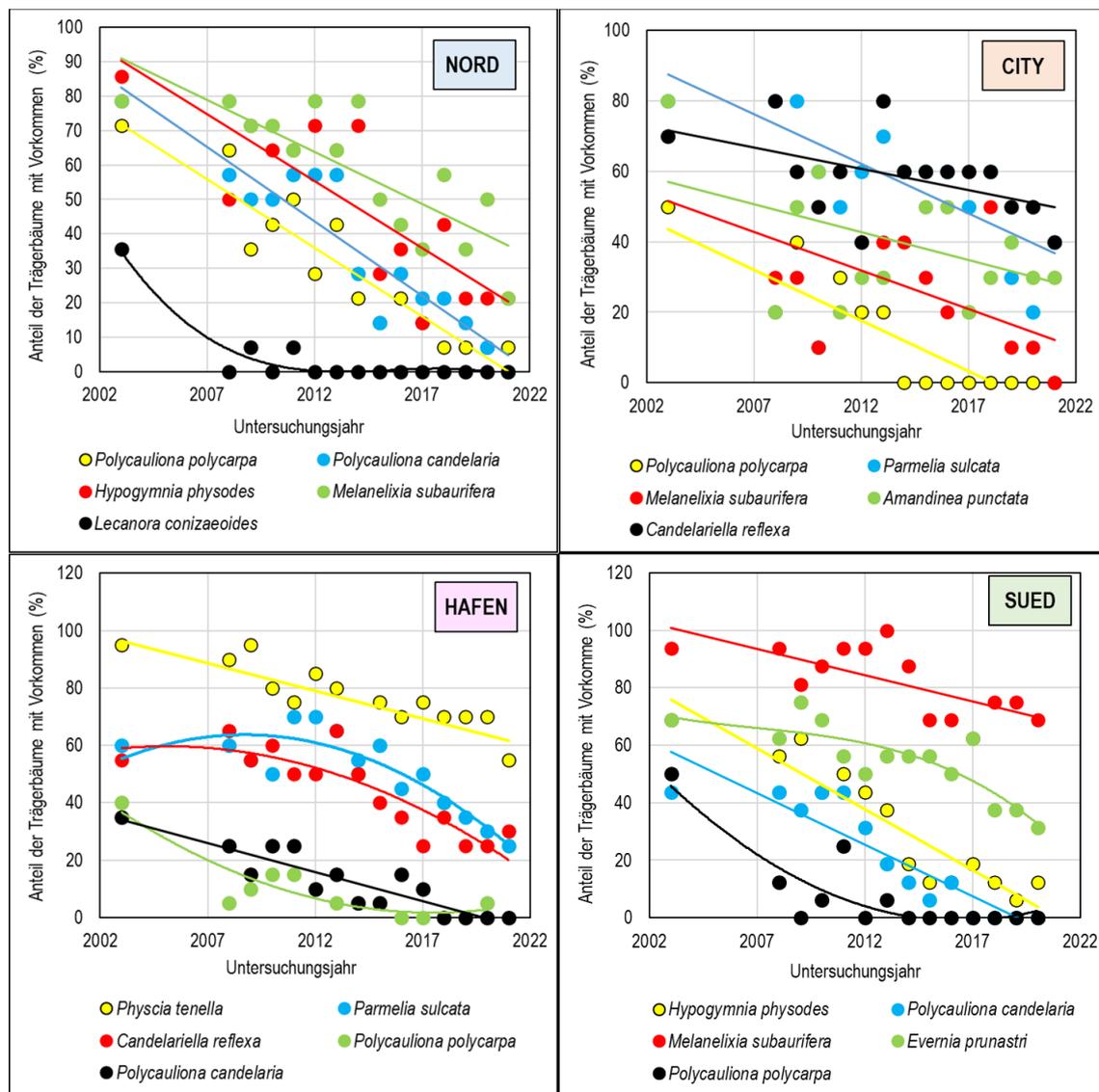


Abb. 2/12: Die Flechtenarten mit der stärksten Abnahme ihrer Häufigkeit zwischen 2003 und 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 60 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den vier Stationen NORD, CITY, HAFEN und SUED. Die Häufigkeiten sind angegeben als Prozentsatz der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art für die jeweils fünf Flechtenarten mit der stärksten zeitlichen Zunahme an der entsprechenden Messstation. Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung.

Anmerkungen zu den Flechtenarten: *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes* und (insbesondere) *Lecanora conizaeoides* sind Arten mit Anpassung an saure Substrate. *L. conizaeoides* war zu Zeiten des „Sauren Regens“ mancherorts an Bäumen die einzig überlebende Flechte und verschwand parallel mit der Abnahme der hohen Schwefeldioxid-Immissionen. An der Station NORD – diese liegt im Einflussbereich potenzieller Schwefeldioxid-Emittenten im Raum Duisburg – war die Art 2003 noch häufig. Die anderen Arten mit deutlichem Rückgang an den Stationen sind Nitrophyten (*Physcia tenella*, *Polycauliona candalaria*, *P. polycarpa*) oder Neutrophyten (*Melanelixia subaurifera*, *Parmelia sulcata*), die stark urban überwärmte oder verkehrsbelastete Standorte meiden (siehe dazu den Bericht über die Untersuchungen von 2020).

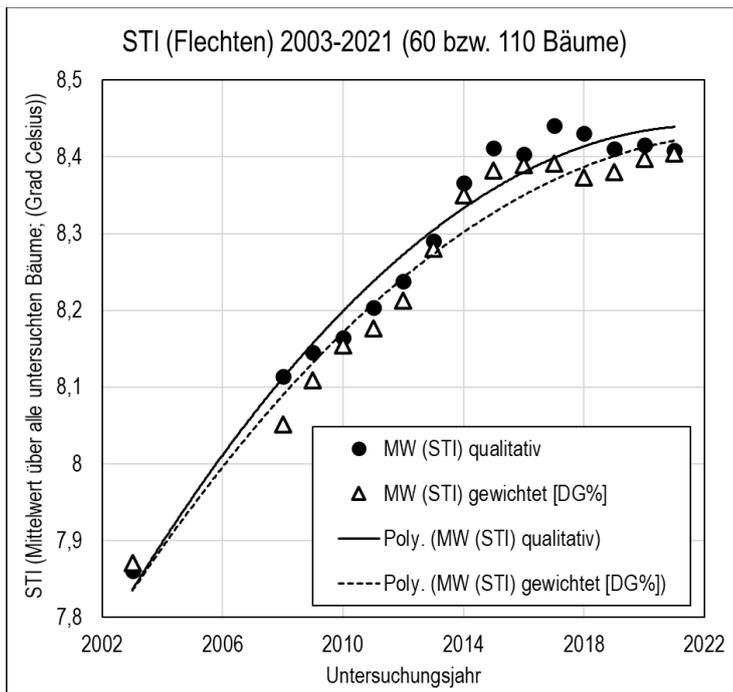


Abb. 2/13: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) zwischen 2003 und 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, und SUED an 60 Bäumen 2003 bzw. an 110 Bäumen im Zeitraum 2008 bis 2021. Aufgetragen sind die Mittelwerte des Species Temperature Index STI. Dieser Index gibt für jede Flechtenart die mittlere Temperatur ihres Verbreitungsgebietes in Europa an. Seine Einheit lautet °C. Von den insgesamt 90 epiphytischen Artvorkommen an diesen Bäumen wurden 73 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*. Dargestellt sind die STI-Mittelwerte über alle Bäume qualitativ auf Grundlage der Präsenz (schwarze Kreise) bzw. gewichtet auf Grundlage des Anteils jeder einzelnen Art an der Deckungssumme aller Flechtenarten mit STI-Werten an den Bäumen (weiße Dreiecke). Die polynomischen Anpassungen dienen lediglich der visuellen Unterstützung. Signifikanzen (einfaktorielle ANOVA und Tukeys post-hoc-Test; $p <$ oder $<< 0,05$): Für qualitative (=ungewichtete) und gewichtete STI-Mittelwerte gilt übereinstimmend, dass Werte von 2003 kleiner sind als alle späteren Werte, und dass alle Werte bis 2012 kleiner sind als alle Werte ab 2014.

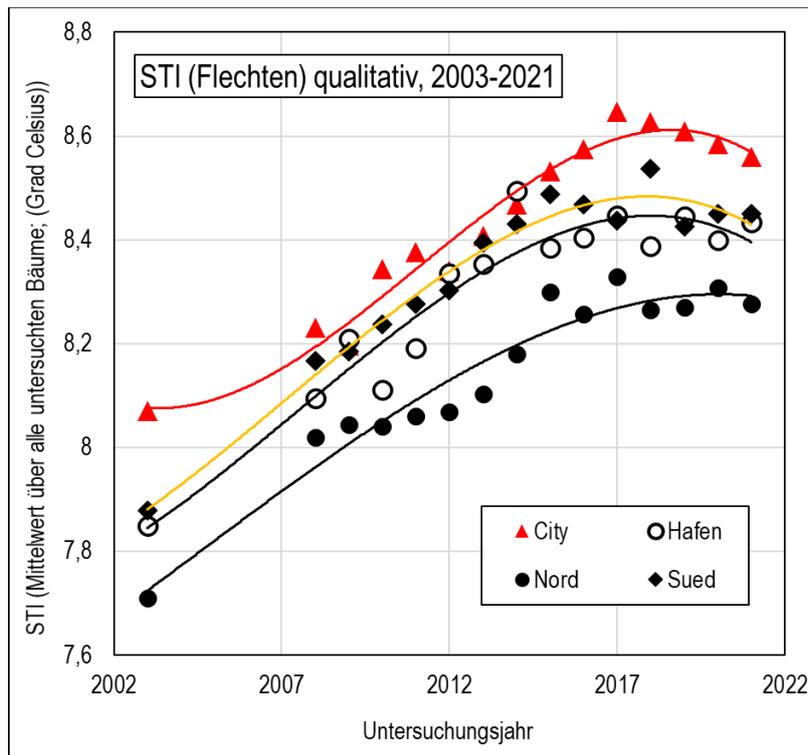


Abb. 2/14: Zeitliche Veränderung der mittleren qualitativen STI-Werte an den Stationen NORD, CITY, HAFEN, und SUED 2003 und 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 60 (2003) bzw. 110 (2008 bis 2021) zu allen Untersuchungszeitpunkten auf Flechtenbewuchs untersuchten Trägerbäumen. Gepaarte Daten für jeden Zeitpunkt.



Abb. 2/15: Bäume auf dem Parkplatz des Messegeländes (Station NORD, links) und an der Station SUED. Der Boden des Parkplatzes ist nur mit Rasengittersteinen verfestigt, die meisten Baumstämme sind mit dichten Rasen aus Flechten und Moosen überzogen; 2021 standen viele dieser Bäume dicht umgeben von großen Lieferautos, die für eine längere Zeit dort zwischengelagert werden; eingesetztes Bild: kleine Vorkommen von *Usnea* sp. an Eiche, die auch 2021 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 war die Situation nahezu unverändert. Fotos: Norbert Stapper.



Abb. 2/16: Starke Kontraste - Bäume an den Stationen CITY, HAFEN, und SUED. Die im linken 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, im Herbst 2020 und 2021 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. Am linken Baum (Nr. 636810) stieg die Anzahl der Flechtenarten von anfänglich 19 stetig bis auf 30 an, darunter auch die rechts oben gezeigte, erst 1999 beschriebene *Lecanora barkmaniana* (mit *Physcia tenella*), um seit 2019 wieder auf inzwischen 26 Arten abzunehmen. An der Stammbasis des rechten Baums (Nr. 62677) kommt seit sieben Jahren die im Rheinland seltene *Normandina pulchella* vor. Sie wächst fast immer über Moosen und ist trocken von hellblauer Farbe. Fotos: Norbert Stapper.

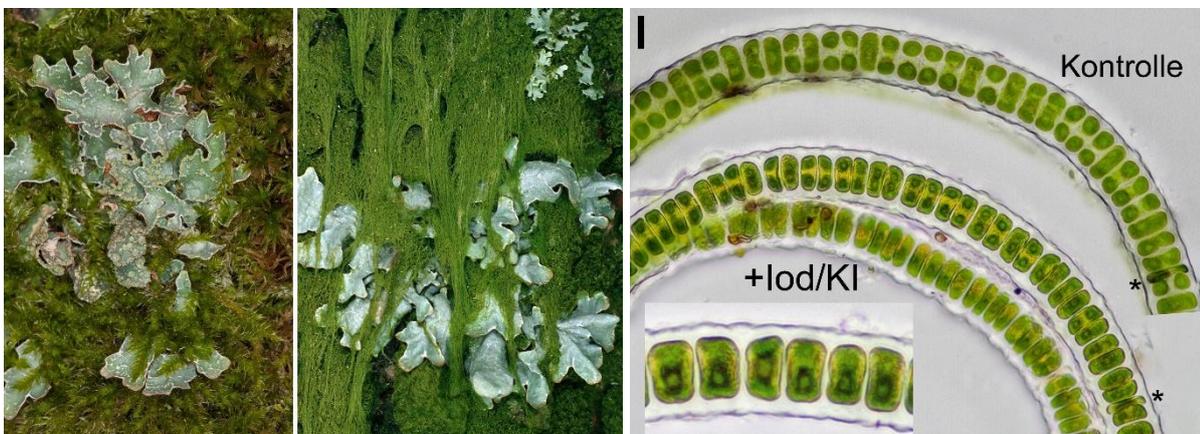


Abb. 2/17: Gemeinsam am Baumstamm – Flechten, Moose und Algen. Links im Bild die Blattflechte *Parmelia sulcata*, einmal inmitten von Moosen (*Hypnum cupressiforme* s. l. und *Orthotrichum affine*) an einem Baum an der Station SUED und rechts daneben schon zur Hälfte überwachsen von der streptophytischen 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 nach den Temperaturzeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) und den STI-Werten (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 (RAABE et al. 2010). Die Einstufung des Status als indigene Art, Archaeophyt oder eingebürgerter bzw. unbeständiger Neophyt richtet sich nach LOHMEYER & SUKOPP (1992), KLOTZ et al. (2002) und RAABE et al. (2010). 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.

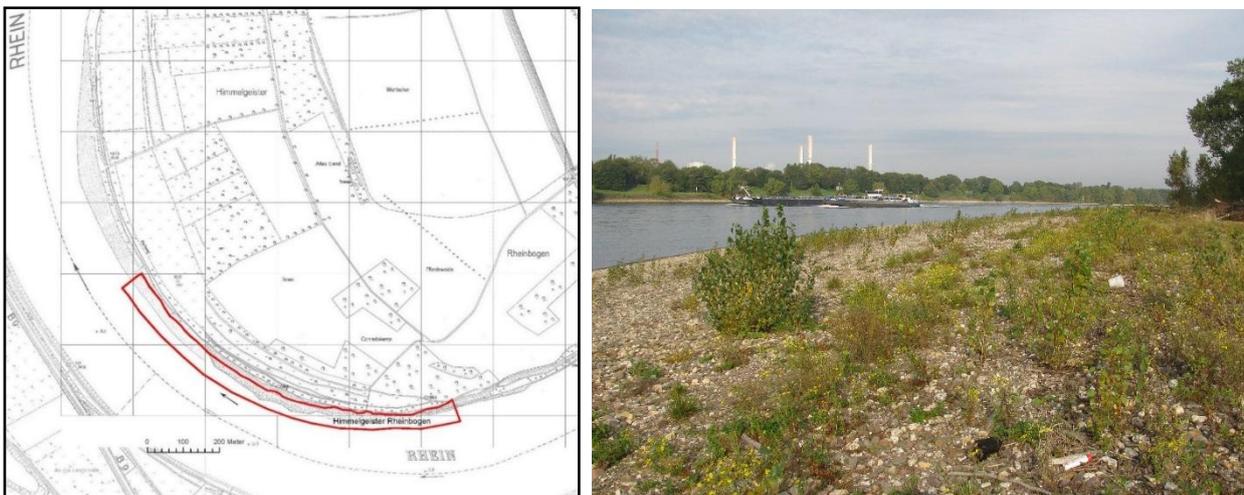


Abb. 3/1: Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 19.09.2014, U. Schmitz.

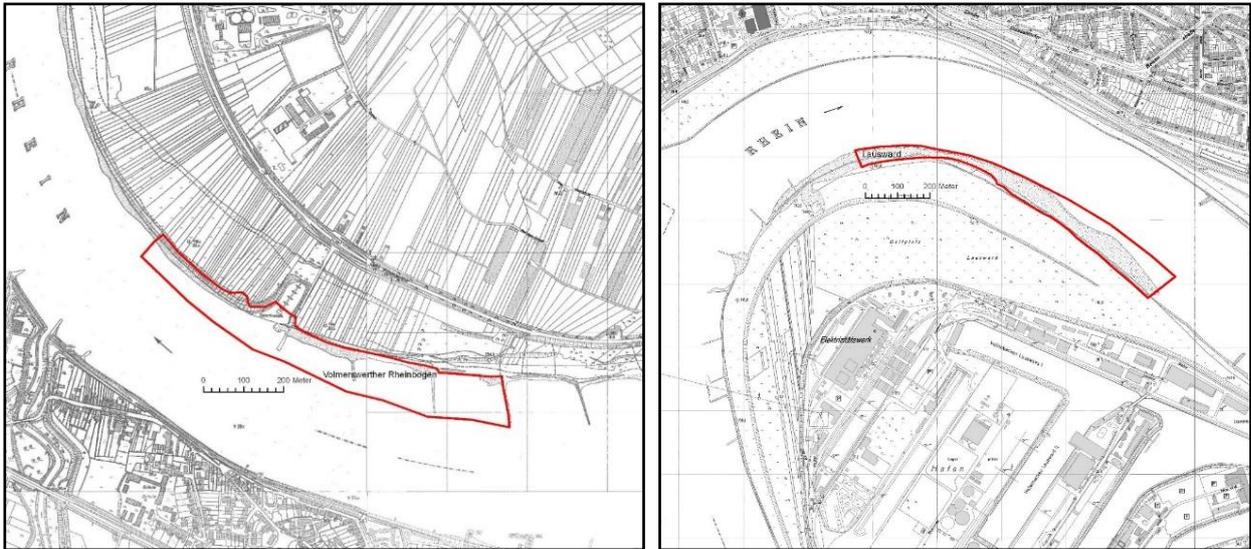


Abb. 3/2: Rheinufer bei Düsseldorf-Volmerswerth und Abb. 3/3: Rheinufer an der Lausward (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot..

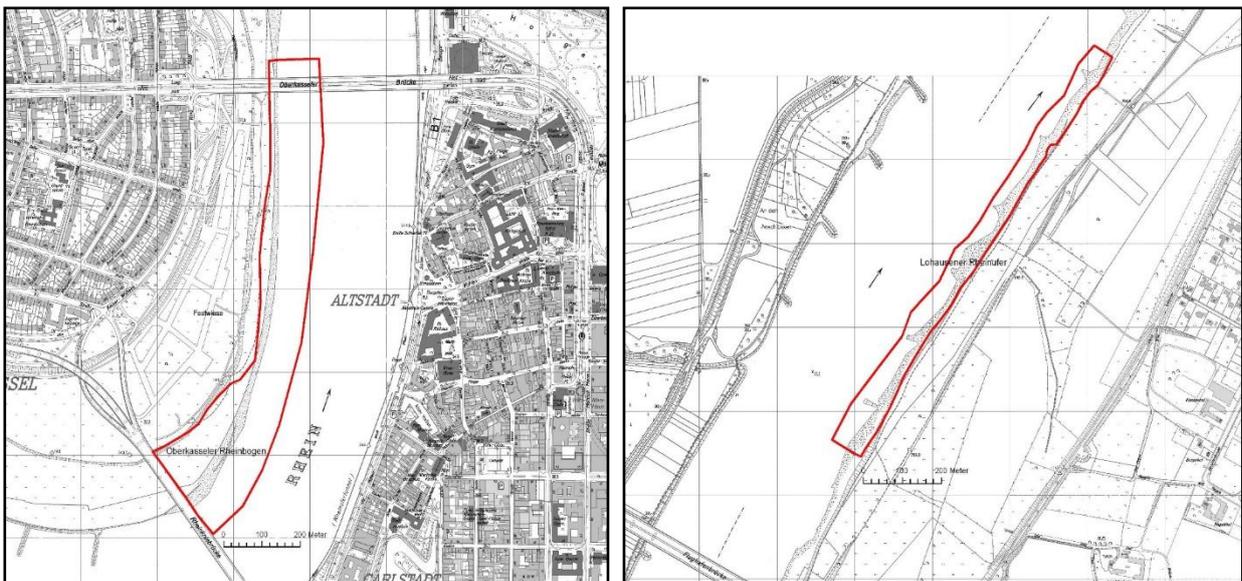


Abb. 3/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel (links) und Abb. 3/5: Rheinufer bei Düsseldorf-Lohausen (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

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

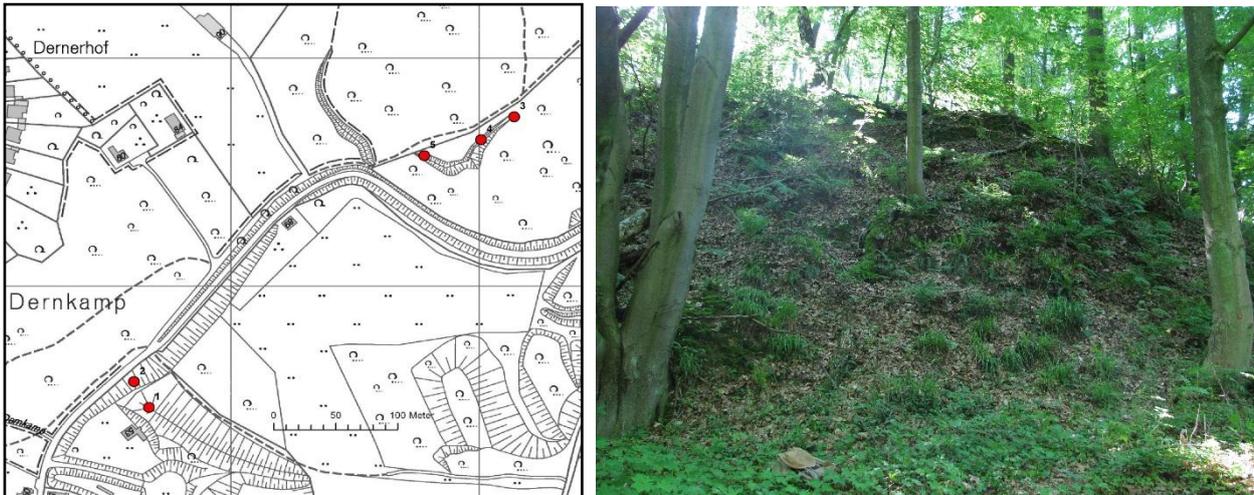


Abb. 3/6: Lage der Daueruntersuchungsflächen am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Foto: Dauerfläche 2, 19.05.2014, U. Schmitz.

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 2021 insgesamt 135 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1), ein Wert, der deutlich unter dem Durchschnitt der Vorjahre lag (Tab. 3/2). Durch phasenweise hohe Wasserstände des Rheins im Sommer 2021 nach Starkniederschlägen wurde die Vegetation der Sand- und Kiesbänke in ihrer Entwicklung behindert. Zudem waren die Pflanzen an etlichen Stellen (Volmerswerth, Lausward, Oberkassel) wieder von Schafen abgefressen worden. Unter den festgestellten Arten befanden sich 23 Archäophytenarten (= 17,0 %) und 41 Neophytenarten (=30,4 %). Damit lag die absolute Zahl der Archäophyten und der Neophyten unter dem Mittelwert der Vorjahre, ihr relativer Anteil war aufgrund der niedrigen Gesamtartenzahl jedoch relativ hoch (Tab. 3/2). Insgesamt lässt der relative Anteil der Neophyten in den Aufnahmeflächen einen deutlichen Aufwärtstrend erkennen (Abb. 3/10). Der Anteil der aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels besonders Licht und Wärme liebenden C_4 -Pflanzen in den Aufnahmeflächen lag im Jahr 2021 bei einem Mittelwert von 7,2 %, was etwa im Durchschnitt (7,0 %) seit Beginn der Messungen liegt (Tab. 3/2). Von den insgesamt festgestellten Pflanzenarten stehen zwei auf der Roten Liste (METZING et al. 1996, RAABE et al. 2010), was etwas unter dem Schnitt der bisherigen Untersuchungsjahre (4,4 Arten) liegt. Die Vegetation der Untersuchungsflächen zeigte sich deutlich wärmegetönt: Die Temperaturzeigerwerte der Pflanzenarten (nach ELLENBERG et al. 1992) in den Untersuchungsflächen lagen zwischen 5 (Mäßigwärmezeiger) und 9 (extreme Wärmezeiger). Bei etlichen der thermophilen Arten, die in den bisherigen



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



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

Untersuchungsjahren regelmäßig am Rheinufer gefunden werden konnten, handelt es sich um unbeständige Neophyten aus Regionen mit warmem Klima, die noch nicht fest eingebürgert sind, wie die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana* (Abb. 3/7), der Saracha-Nachtschatten *Solanum sarachoides*, 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* (Abb. 3/23), 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



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-Lausward, 26.09.2018, Foto: U. Schmitz.

eine weitere Zunahme und war 2021 in allen fünf Untersuchungsflächen eine der häufigsten Pflanzenarten.

Die mittleren Temperaturzeigerwerte T nach ELLENBERG et al. (1992) der Aufnahmeflächen lagen im Jahr 2021 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 6,13 (Himmelgeist) und 6,30 (Lausward). Der Mittelwert über alle Flächen lag bei 6,23. Diese Werte liegen sehr nahe an den Ergebnissen der quantitativen (gewichteten)

Zeigerwertberechnung, die zwischen 6,12 (Himmelgeist) und 6,37 (Lausward) lagen, bei einem Mittelwert von 6,23. 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 13,57 °C (*Cynodon dactylon*) und ergab Mittelwerte für die Flächen zwischen 8,64 °C (Lohausen) und 9,12 °C (Oberkassel). Der Mittelwert über alle fünf Flächen lag mit 8,87 °C etwas oberhalb des Durchschnittswertes von 8,85 °C seit dem Beginn der Untersuchungen (Tab. 3/2).

Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2021 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>Acer negundo</i> juv.	N	E				6	9,6	1	1	1	1	1
<i>Achillea millefolium</i>							6,5	1	2	2		2
<i>Agrostis stolonifera</i>							7,3	3	3		3	3
<i>Allium schoenoprasum</i>							6,4		3	2	2	3
<i>Amaranthus blitum</i> ssp. <i>emarg.</i>	N	E		x		7	11,7		3	2		
<i>Amaranthus bouchonii</i>	N	E		x		8	10,3	2	3	3	2	2

Farn- und Blütenpflanzen

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Amaranthus powellii</i>	N	E		x		7	10,0			2		
<i>Amaranthus retroflexus</i>	N	E		x		7	10,0			2		
<i>Arctium spec.</i>								1	1			
<i>Artemisia vulgaris</i>						6	7,7	2	1	2		2
<i>Asparagus officinalis</i>			A			6	9,2	2		1		1
<i>Aster lanceolatus agg.</i>	N	E				7	9,3	1				1
<i>Atriplex prostrata</i>						6	8,4			1		1
<i>Bellis perennis</i>			A				8,6				1	
<i>Berteroa incana</i>			A			6	7,7			1		
<i>Bidens frondosa</i>	N	E				6	10,2	2	2	2	2	2
<i>Brassica napus</i>	N	U					8,2			1		
<i>Brassica nigra</i>			A			7	10,3			2		1
<i>Brassica oleracea</i>	N	U				7	9,4			1	1	1
<i>Cannabis sativa</i>	N	U				9	7,9	1				
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			A				8,1		2	2	1	1
<i>Carex acuta</i>						5	7,4		2	2	2	
<i>Carex hirta</i>						6	8,4		2	2	3	2
<i>Chaenorhinum minus</i>	N	E				6	8,3	1	2	1	2	3
<i>Chenopodium album agg.</i>							8,3	2	2	2	2	3
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	N	U				8	12,9	1	1	3	3	1
<i>Chenopodium ficifolium</i>			A			7	8,8		1	1		
<i>Chenopodium glaucum</i>						6	8,7	2	3	2	3	1
<i>Chenopodium polyspermum</i>						6	8,6	2	3	2	1	2
<i>Chenopodium pumilio</i>	N	E				7	12,0	2	3	3	3	2
<i>Chenopodium rubrum</i>							8,9	1	2	3	1	
<i>Convolvulus arvensis</i>						6	9,6	2	3	3	3	3
<i>Conyza canadensis</i>	N	E				6	9,0	2	2	3	2	3
<i>Crataegus monogyna juv.</i>						5	9,4	1				
<i>Cynodon dactylon</i>	N	E		x		7	13,6		3	3	3	
<i>Datura stramonium</i>	N	E				6	9,8	3		3	3	2
<i>Daucus carota</i>						6	9,6	1				
<i>Digitaria sanguinalis</i>			A	x		7	10,7	3	3	3	2	2
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	N	E				7	9,3			2		
<i>Echinochloa crus-galli</i>			A	x		7	9,5		2	1		
<i>Echium vulgare</i>						6	8,8	3		2	2	
<i>Elymus repens</i>						6	7,3		3		3	3
<i>Equisetum arvense</i>							6,1			1		
<i>Eragrostis minor</i>	N	E		x		7	9,7		2			
<i>Erigeron annuus</i>	N	E				6	9,0	2		3		
<i>Erodium cicutarium</i>						6	9,4		2	3	3	
<i>Eryngium campestre</i>						7	12,1				2	

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Euphorbia esula</i>						6	8,4	3		3		
<i>Euphorbia helioscopia</i>			A				9,2			1		
<i>Euphorbia peplus</i>			A			6	9,7			2	1	
<i>Fallopia japonica</i>	N	E				6	8,1		3			1
<i>Fallopia x bohemica</i>	N	E				6	7,2			2		
<i>Festuca arundinacea</i>						5	9,1	3		3	3	3
<i>Galinsoga ciliata</i>	N	E				6	8,5	3	3	1	3	2
<i>Galinsoga parviflora</i>	N	E				6	8,9	2	2	2	3	2
<i>Galium album</i>							6,4			2		2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>						6	7,6	1	1	2	3	
<i>Helianthus annuus</i>	N	U				7	7,6		1			2
<i>Herniaria glabra</i>			A			6	8,1	2	1		2	1
<i>Holcus lanatus</i>						6	8,6			1		
<i>Hypericum perforatum</i>						6	8,6	3				
<i>Inula britannica</i>						6	8,6				3	3
<i>Juncus compressus</i>						5	7,6				2	
<i>Leontodon autumnalis</i>							5,9		1	1		2
<i>Lepidium graminifolium</i>						8	13,1				2	
<i>Linaria vulgaris</i>						6	7,5	2				1
<i>Lolium perenne</i>						6	8,5	2	2		2	
<i>Lycopersicon esculentum</i>	N	E				8	9,4	2	2	3	1	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>							8,1	2		1	1	1
<i>Lythrum salicaria</i>						5	8,7	2	1	1	2	
<i>Malva neglecta</i>			A			6	9,4				3	
<i>Matricaria discoidea</i>	N	U				5	7,0				1	
<i>Medicago arabica</i>	N	U				7	11,3				2	
<i>Medicago falcata</i>						6	8,5			2		1
<i>Medicago x varia</i>	N	E				6	8,3		2	2	3	3
<i>Melilotus albus</i>			A			6	8,3	1				
<i>Mercurialis annua</i>			A			7	12,0	1			2	
<i>Oenothera spec.</i>	N	E						2		2		2
<i>Oxalis stricta</i>	N	E				6	8,6			1		
<i>Persicaria amphibia</i>						6	8,2		1	2	2	
<i>Persicaria hydropiper</i>						6	8,3	3				
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.						6	8,1	2	2	3	2	2
<i>Persicaria maculosa</i>						6	8,5	3	1	1	2	
<i>Persicaria pensylvanica</i>	N	E						2				
<i>Phalaris arundinacea</i>						5	7,5	2	3		2	3
<i>Physalis peruviana</i>	N	U				9	7,4			3		
<i>Plantago lanceolata</i>			A				8,5	3	3	2	3	3
<i>Plantago major</i> ssp. <i>interm.</i>						6	8,8		2	1		2

Farn- und Blütenpflanzen

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh
<i>Poa annua</i>							7,1		2	2	2	
<i>Poa palustris</i>						5	6,6	2				1
<i>Polygonum aviculare</i> agg.						6	7,8	2	2	2	3	2
<i>Populus alba</i> juv.						7	10,1	2				
<i>Populus nigra</i> juv.					2/2/2/3	6	10,4	3	3	2	2	2
<i>Populus x canadensis</i> juv.	N	E				6	10,0	3	2	2		3
<i>Portulaca oleracea</i>			A	x		8	11,2		3	2	2	
<i>Potentilla anserina</i>						6	7,3		2	2		3
<i>Potentilla reptans</i>						6	9,1	2	3	3	3	3
<i>Potentilla supina</i>						7	9,4			1		
<i>Pulicaria vulgaris</i>					3/3/3/3	6	10,4		2		2	
<i>Ribes rubrum</i> juv.						6	7,6	1				
<i>Robinia pseudoacacia</i>	N	E				6	10,1	2				
<i>Rorippa austriaca</i>	N	E				7	8,7	3	3	3	3	3
<i>Rorippa sylvestris</i>						6	8,3	3	3	2	2	3
<i>Rosa spec.</i> juv.								1				
<i>Rubus caesius</i>						5	8,9	3	3	2	3	3
<i>Rubus fruticosus</i> agg.											1	2
<i>Rumex acetosa</i>							6,0	1				
<i>Rumex crispus</i>						5	8,3	2	2	2	2	2
<i>Rumex obtusifolius</i>						5	8,3	1	1	1	1	2
<i>Rumex thyrsiflorus</i>						7	7,8			2		1
<i>Salix alba</i> juv.						6	9,2			2	2	1
<i>Salix purpurea</i> juv.						5	8,8			1		
<i>Salix triandra</i> juv.						5	8,3			2		1
<i>Salix viminalis</i> juv.						6	8,2			1		
<i>Salvia hispanica</i>	N	U				9				1		
<i>Sedum acre</i>						6	7,3	2				
<i>Senecio inaequidens</i>	N	E				7	9,3	2	2	2	2	2
<i>Senecio vulgaris</i>							8,6			2	1	
<i>Setaria viridis</i>			A	x		6	9,2	3		2	2	2
<i>Solanum carolinense</i>	N	U				7				2		
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>			A			6				1		
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>			A			7	10,1	2	2	2	2	2
<i>Solanum physalifolium</i> var. <i>nitidibaccatum</i>	N	E				7	8,2	1		3	3	2
<i>Solidago gigantea</i>	N	E				6	8,2	1		2		1
<i>Sonchus asper</i>			A			5	9,1	1		2		
<i>Symphytum officinale</i>						6	8,8	1				
<i>Tanacetum vulgare</i>						6	7,0	1				
<i>Taraxacum officinale</i> agg.							7,3	1		2	2	1

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Obk	Loh	
<i>Thlaspi arvense</i>			A			5	7,4			1			
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			A			6	7,5	1			1		
<i>Urtica dioica</i>							7,3	1	1	1	2	2	
<i>Verbena officinalis</i>			A			6	11,1		1	1	2		
<i>Veronica catenata</i>							9,0			1			
<i>Vicia cracca</i>						5	6,7						2
<i>Xanthium saccharatum</i>	N	E				7	12,7	1	2	2	1	2	
	135	41	23	10	2			74	63	95	72	68	Artenzahl 135
		E 31						6,16	6,27	6,30	6,22	6,18	T-Zeigerw. qual., Mw 6,23
		U 10						6,12	6,30	6,37	6,22	6,13	T-Zeigerw. quant., Mw 6,23
		K 0						8,80	8,94	8,85	9,12	8,64	STI-Zeigerw. qual., Mw 8,87
		Z 0						8,84	9,03	9,00	9,14	8,59	STI-Zeigerw. quant, Mw 8,92
								23	20	32	20	23	Anzahl Neoph., Mw 23,6
								31,1	31,7	33,7	27,8	33,8	Anteil Neoph. [%], Mw 31,6 %
								3	7	9	5	3	Anzahl C4-Arten, Mw 5,4
								4,05	11,1	9,47	6,94	4,41	Anteil C4-Arten [%], Mw 7,2 %

Tab. 3/2: Vergleich der Daten vom Rheinufer 2008 bis 2021 (MW = Mittelwert).

2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	MW	Jahr / Parameter
178	191	183	218	170	167	174	214	157	219	170	174	184	135	181,0	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	6,22	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	6,18	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	6,20	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	8,84	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	8,85	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	8,91	Mittl. STI Zeigerwert der Flächen quant.
28	27	31	31	26	25	23	36	26	38	27	25	25	23	27,9	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	15,4	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
44	46	42	61	43	50	47	65	49	56	51	51	52	41	49,9	Neophytenarten
34	37	34	46	35	39	40	46	37	43	38	40	38	31	38,4	Eingebürgerte Neophyten
10	9	8	15	8	11	7	19	12	13	13	11	14	10	11,4	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	27,6	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	25,4	Mittl. Neophytenartenzahl pro Fläche
23,9	21,2	21,7	25,5	24,6	31,4	23,0	33,3	32,5	27,8	30,7	29,1	30,0	31,6	27,6	Mittl. Neophytenanteil in den Flächen [%]
11	10	9	14	10	14	10	17	12	13	13	11	12	10	11,8	Anzahl C4-Arten
6,2	5,2	4,9	6,4	5,9	8,4	5,7	7,9	7,6	5,9	7,6	6,3	6,0	7,4	6,5	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
5,2	5,0	3,8	6,0	5,0	9,2	3,4	9,6	7,0	7,4	8,8	6,4	7,6	5,4	6,4	Mittl. C4-Artenzahl in den Flächen
6,0	5,6	4,6	5,6	5,7	10,5	4,2	8,2	9,1	6,1	10,4	7,1	8,0	7,2	7,0	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
4	4	4	5	5	6	4	4	5	7	3	5	4	2	4,4	RL-Arten
2,2	2,1	2,2	2,3	2,9	3,6	2,3	1,9	3,2	3,2	1,8	2,9	2,2	1,5	2,4	Anteil RL-Arten [%]

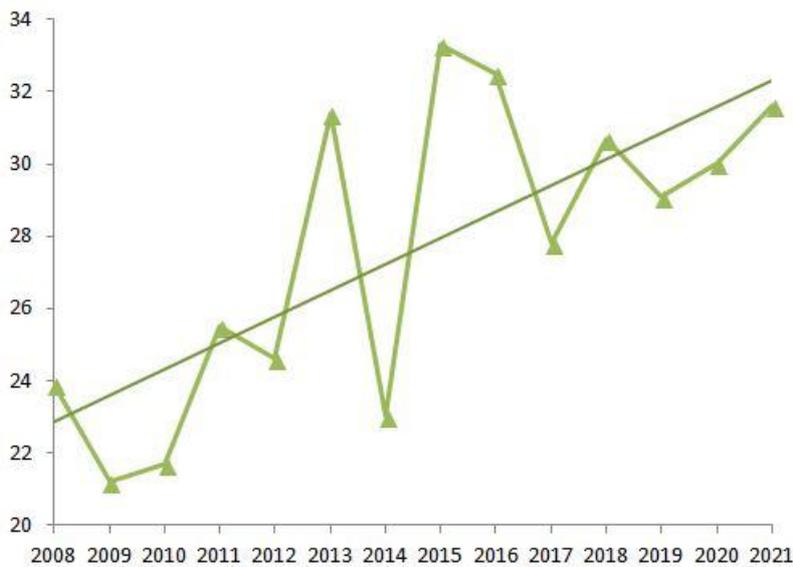


Abb. 3/10: Mittlerer Anteil der Neophytenarten an der Artenzahl der Aufnahmeflächen [%] in den Jahren 2008 bis 2021 mit linearer Trendlinie. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre (SCHMITZ et al. 2009-2021) (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).

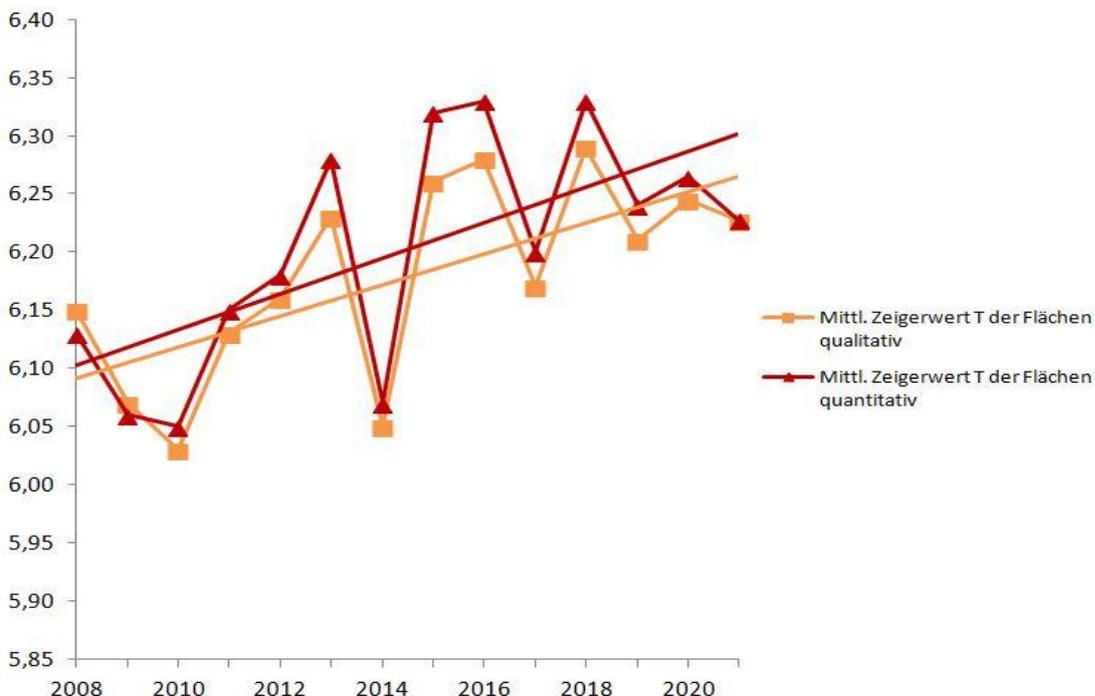


Abb. 3/11: Mittlere Temperaturzeigerwerte T (nach ELLENBERG et al. 1992) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2021 mit linearen Trendlinien. Es ist eine deutliche Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

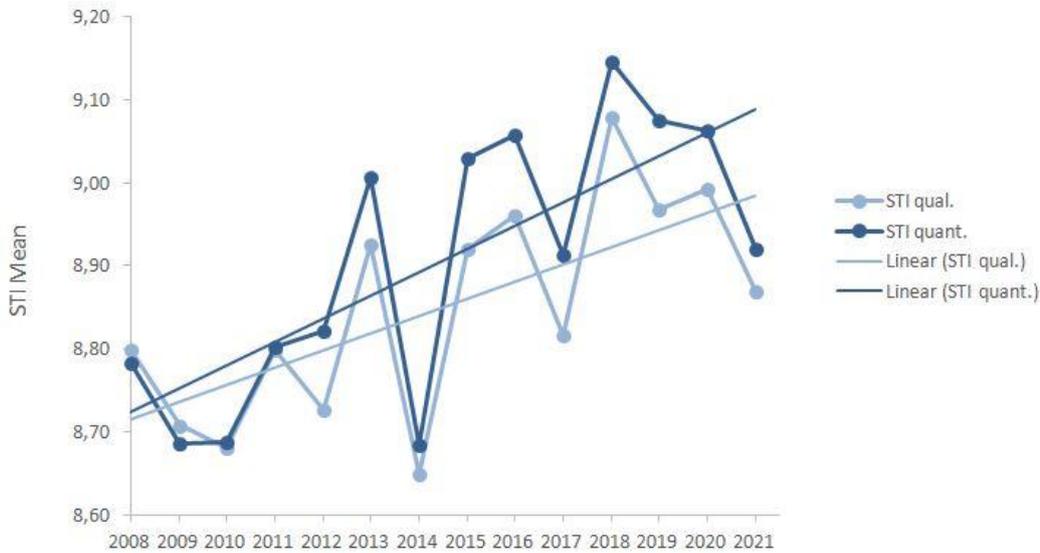


Abb. 3/12: Mittlere STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2021 mit linearer Trendlinie. Es ist eine Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg beider Reihen sowohl der ungewichteten (qual.) als auch der gewichteten (quant.) Werte 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 2021 Werte zwischen 4,50 und 5,50 (Durchschnitt 5,08). Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der Dominanz der Kühle liebenden Wald-Hainsimse niedrigere Werte zwischen 4,01 und 4,93 (Durchschnitt 4,48). 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 (Tab. 3/4). 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) und vier (2014-2016). Die Pflanzen werden gelegentlich durch Wildverbiss geschädigt. Beim qualitativen Temperaturzeigerwert ist von 2009 bis 2021 kein eindeutiger Trend zu verzeichnen (Abb. 3/17). Schwankungen werden durch geringfügige Änderungen in der Artzusammensetzung verursacht. So trat die die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* 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 (Tab. 3/4, Abb. 3/24). Ab 2016 wuchs die Walnuss nicht mehr in dieser Fläche, allerdings befanden sich mehrere Exemplare in der unmittelbaren Nähe.

Tab. 3/3: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 1-5 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim im Jahr 2021.

Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: 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. **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:								2021	2021	2021	2021	2021	
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 [%]:								60	85	85	75	80	
h Baumsch. 1 [m]:								22	25	30	28	30	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:								
h Baumsch. 2 [m]:								
Dckg. Strauchsch. [%]:								.	.	18	.	14	
h Strauchsch [m]:								.	.	4	.	3	
Dckg. Krautsch. [%]:								8	7	10	35	32	
Dckg. Moossch. [%]:								2	7	2	4	<1	
Artenzahl Gefäßpfl.:								10	9	7	8	7	
Baumschicht 1:													
<i>Acer pseudoplatanus</i>								.	60	.	.	.	
<i>Fagus sylvatica</i>								35A	25	85	70	80	
<i>Quercus robur</i>								20	.	.	5	.	
<i>Quercus rubra</i>								5A	15A	.	.	.	
Strauchschicht													
<i>Fagus sylvatica</i>								.	.	8	.	.	
<i>Ilex aquifolium</i>								.	.	10	.	14	
Krautschicht:													
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.								8,3	0,25	0,5	0,01	0,04	.
<i>Alliaria petiolata</i>							6	8,7	0,01
<i>Blechnum spicant</i>								7,0	.	0,01	.	.	.
<i>Castanea sativa</i> juv.			A				8	10,1	.	.	0,025	.	0,05
<i>Dryopteris dilatata</i>								7,5	.	0,5	.	0,3	.
<i>Dryopteris filix-mas</i>								7,1	.	0,3	.	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.							5	8,4	2	.	8	16	3
<i>Hedera helix</i>							5	9,3	0,05	0,05	.	0,05	0,2
<i>Ilex aquifolium</i> juv.							5	9,0	.	.	1	16	3
<i>Luzula luzuloides</i>								7,4	.	.	0,05	0,25	4
<i>Luzula sylvatica</i>							4	7,5	3	4	0,8	7	22
<i>Quercus robur</i> Klg.							6	8,3	.	.	.	0,01	.
<i>Quercus rubra</i> Klg.		N	U					8,8	0,05
<i>Rubus fruticosus</i> agg.								0,2	1	0,5	.	.	.
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.								5,9	0,5	.	.	.	0,1
<i>Taxus baccata</i>							5	8,4	0,05
	16	1	1	0	0			5,00	4,50	5,50	5,00	5,40	T _{qual} (MW 5,08)
								4,41	4,01	4,93	4,82	4,23	T _{quant} (MW 4,48)
								8,16	7,80	8,44	8,21	8,22	STI _{qual} (MW 8,17)
								7,73	7,57	8,38	8,47	7,71	STI _{quant} (MW 7,97)

Tab. 3/4: Vergleich der Daten vom Gallberg 2009 bis 2021.

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

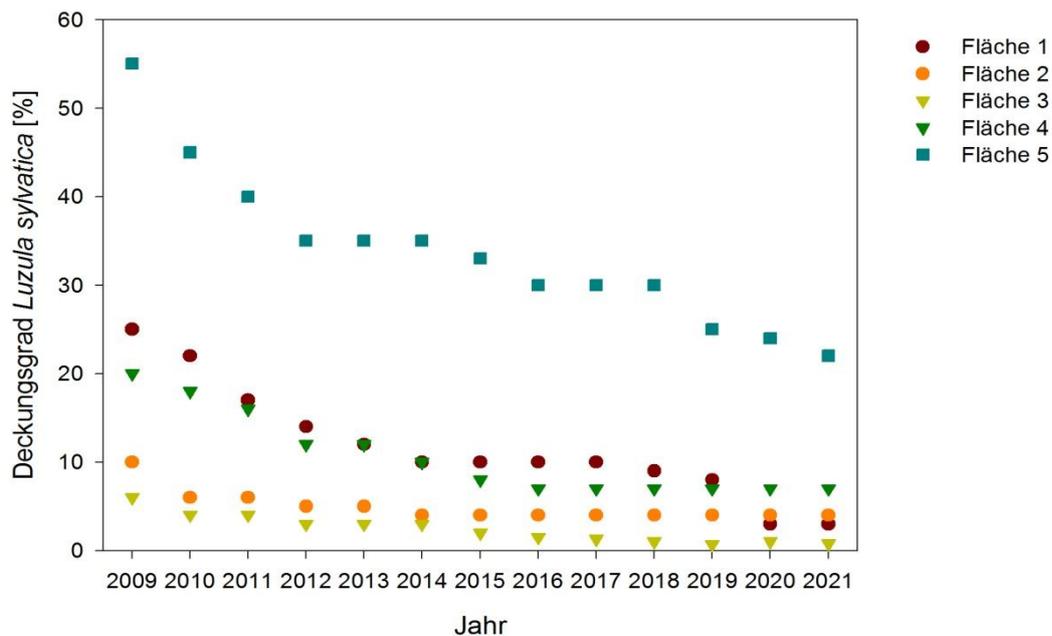


Abb. 3/16: Abnahme des Kühleizers *Luzula sylvatica* in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2021.

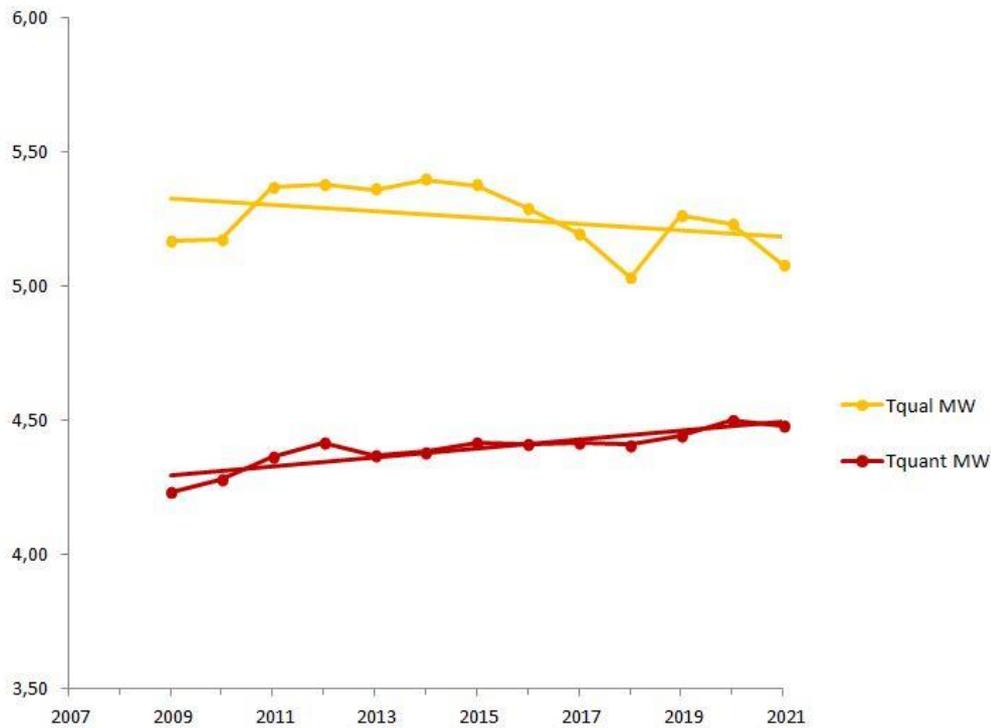


Abb. 3/17: Mittlere ungewichtete (T_{qual}) und gewichtete (T_{quant}) Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2021. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

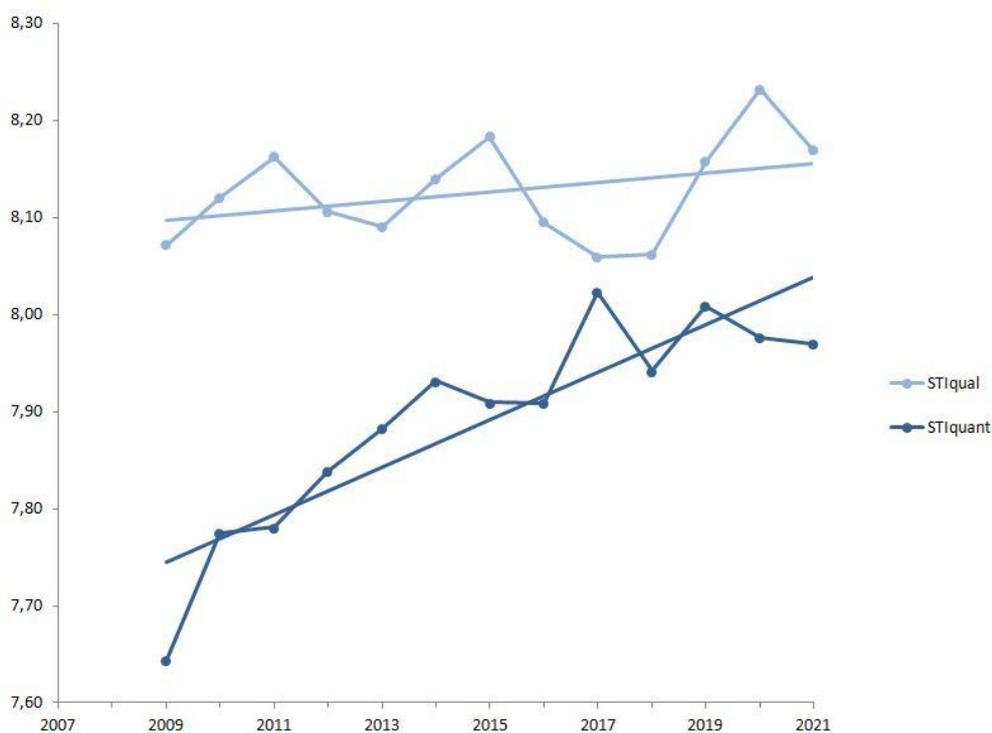


Abb. 3/18: Mittlere ungewichtete (STI_{qual}) und gewichtete (STI_{quant}) STI-Temperaturzeigerwerte [°C] (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2021. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

Auch bei Berechnung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) zeigt sich 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 2021 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) 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, 2022). Die Werte der Jahre 2008-2021 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 2018-2021 zeigten hohe Anteile an Neophyten (Abb. 3/19).

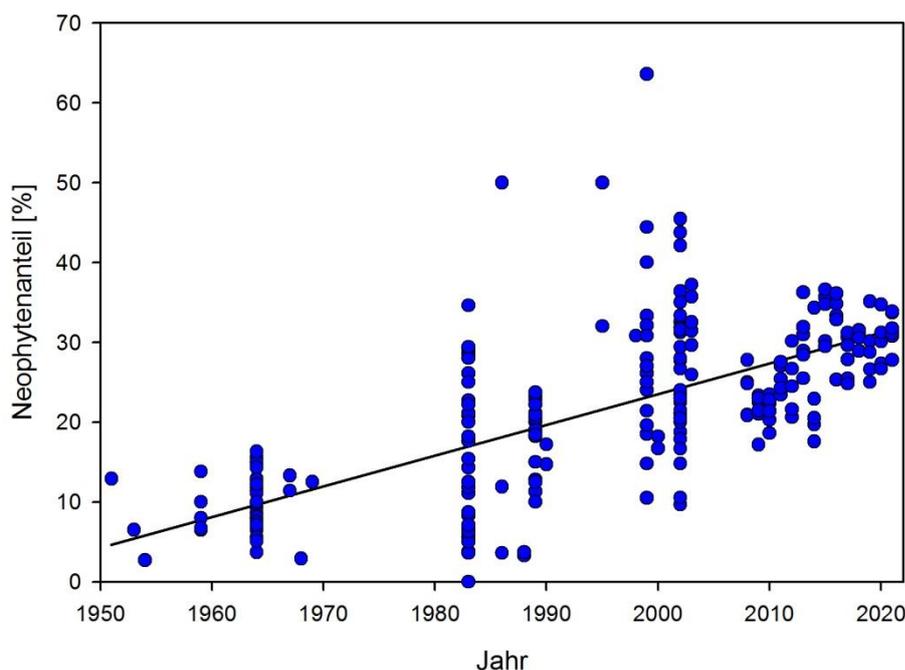


Abb. 3/19: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2021 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

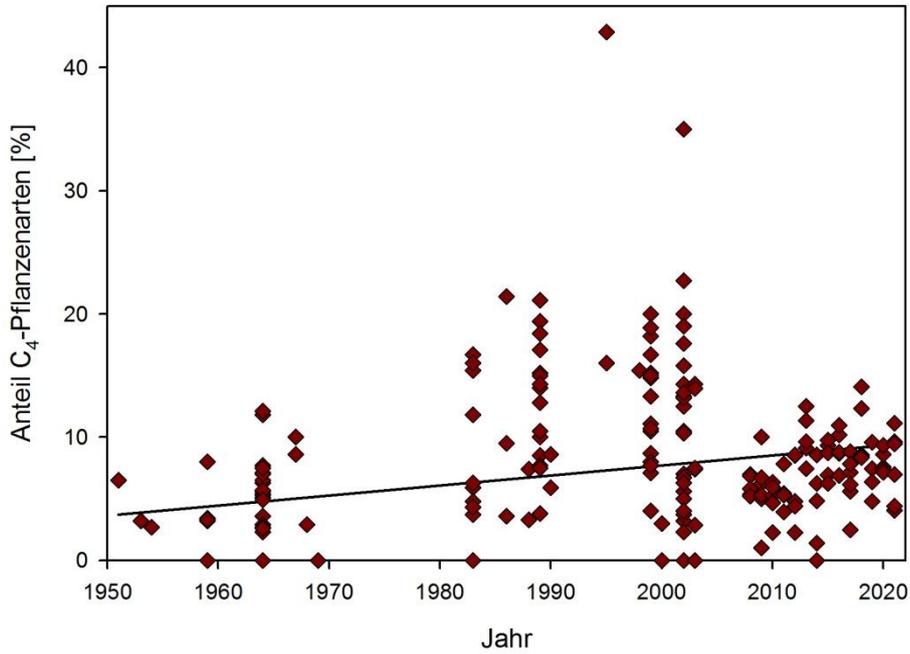


Abb. 3/20: Anstieg des Anteils an C₄-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2021 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

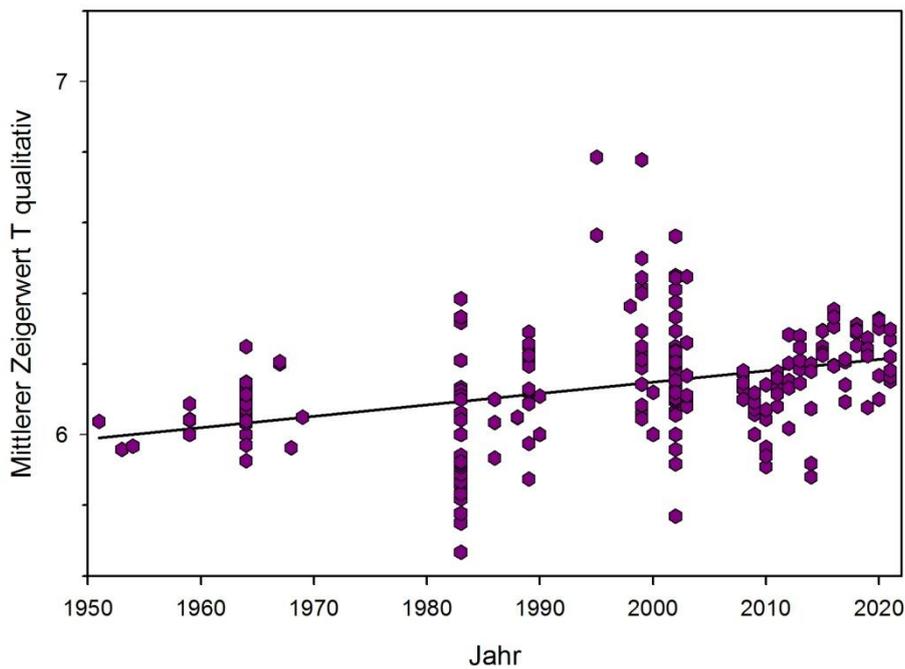


Abb. 3/21: Anstieg des mittleren ungewichteten Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2021 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

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 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 Rheinufer erstreckt.

Im Untersuchungsjahr 2021 wurden 41 Neophytenarten nachgewiesen, was einen unterdurchschnittlichen Wert darstellt (die Artenzahlen sowohl der einheimischen als auch der neophytischen Arten waren 2021 aufgrund des Sommerhochwassers gering). Allerdings lag der Anteil von Neophyten an der Artenzahl in den Aufnahmeflächen mit 31,6 % über dem Durchschnitt, erreichte aber nicht den bisherigen Rekord von 33,3 % aus dem Jahr 2015. Von den Neophyten waren 31 Arten eingebürgert und 10 unbeständig (= ephemere). Manche Arten, wie die Tomate *Lycopersicon esculentum*, stehen 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 und 2020 vereinzelt mit reifen Früchten zu beobachten (Abb.



Abb. 3/22: Die Tomate *Lycopersicon esculentum* (links) kann am Rheinufer in warmen Jahren zur Fruchtreife gelangen. Düsseldorf-Himmelgeist, 21.09.2017. 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 Chinesische Blauglockenbaum *Paulownia tomentosa* (rechts) gelangt hingegen am Rheinufer normalerweise nicht bis zur Fruchtreife und ist auf Einschleppung von außen angewiesen. Links: Düsseldorf-Himmelgeist, 23.09.2021, rechts: Düsseldorf-Volmerswerth, 24.09.2021, Fotos: U. Schmitz.

3/22), in den Jahren 2012, 2013, 2019 und 2021 zwar ebenfalls an mehreren 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).

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 beobachtet 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. Vergleichbare Flächen 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,



Abb. 3/24: Nachdem die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* (Bildmitte) im Jahr 2011 erstmals mit zwei Exemplaren als Jungwuchs in einer der Untersuchungsflächen festgestellt werden konnte, war sie dort auch 2012-2015 vertreten. Seit 2016 zwar nicht mehr, jedoch in der Nachbarschaft der Untersuchungsfläche. 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.

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 2021 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

2011b, 2014b, 2018b, 2022). Ein Vergleich der mittleren Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) zeigte keinen Anstieg bei qualitativer, aber einen deutlichen und statistisch signifikanten Anstieg bei quantitativer (Abb. 3/17) Berechnung. Ein 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 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 und zum Teil durch das Hinzutreten zweier Wärme liebender Archäophyten. 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

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 Arealexpanansion 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.
- RAABE, U., BÜSCHER, D., FASEL, P., FOERSTER, E., GÖTTE, R., HAEUPLER, H., JAGEL, A., KAPLAN, K., KEIL, P., KULBROCK, P., LOOS, G. H., NEIKES, N., SCHUMACHER, W., SUMSER, H. & VANBERG, C. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-Farn-und%20Bluetenpflanzen-Pteridophyta%20et%20Spermatophyta.pdf
- 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 260 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M. & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann.
- 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/laurensparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTlv2.csv> (aufgerufen 03.12.2019).
- 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). Generell handelt es sich bei den Heuschrecken um eine relativ artenarme Gruppe; in der Bundesrepublik Deutschland konnten insgesamt 85 Arten nachgewiesen werden (MAAS et al. 2011). Sechs Arten sind erst in jüngerer Zeit entdeckt worden und ihr Status in Deutschland kann nicht abschließend beurteilt werden. 79 Arten gelten als etabliert. Es handelt sich um 35 Arten Langfühler- und 44 Kurzfühlerschrecken (MAAS et al. 2011). In NRW wurden bislang 52 Arten nachgewiesen: 23 Arten Langfühler- und 29 Kurzfühlerschrecken (VOLPERS & AK HEUSCHRECKEN NRW 1999). In der Stadt Düsseldorf und im Kreis Mettmann wurden bislang 32 Heuschreckenarten nachgewiesen (13 Arten Langfühler- und 18 Kurzfühlerschrecken), wovon vier Arten (*Oedipoda caerulea*, *Platycleis albopunctata*, *Sphingonotus caerulea* und *Stethophyma grossum*) noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt sind (vergl. Tab. 4/2).

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

- Veränderungen des 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).

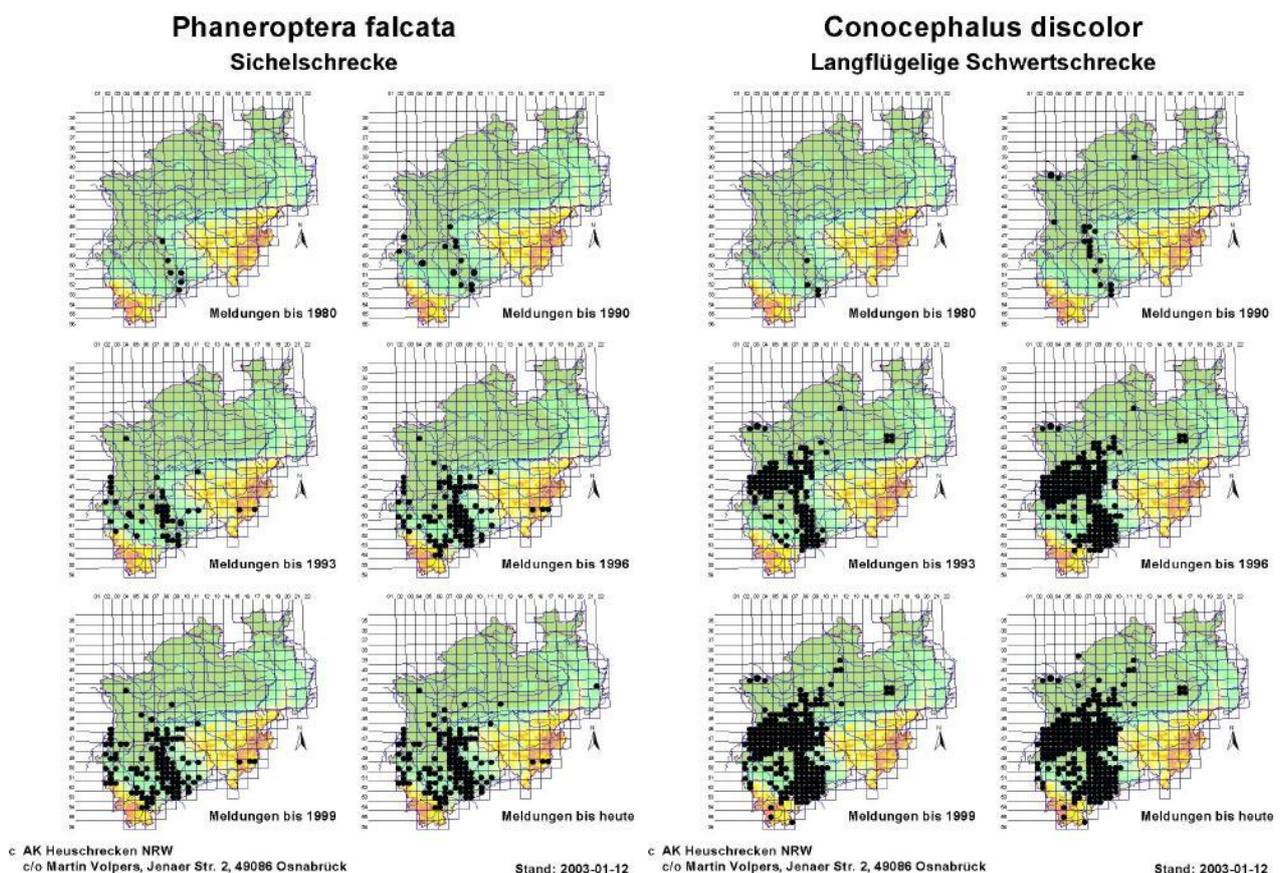


Abb. 4/1: Arealveränderungen der Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (= *C. discolor*). Nach AK Heuschrecken NRW (2009).

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. 4/9 rechts). Echte Moorarten oder Eiszeitrelikte gibt es unter den Heuschrecken nicht in NRW. Lediglich der Buntbäuchige Grashüpfer *Omocestus rufipes* ist bevorzugt in Mooren anzutreffen.

Gebietsauswahl und Gebietsbeschreibung

Bei den Monitoringgebieten wurden nur solche ausgewählt, die in ihrer Struktur über die Jahre erhalten und vergleichbar bleiben. Also kamen für die Untersuchungen nur Gebiete in Frage, in denen keine Änderungen wie z. B. durch Sukzession oder Nutzungsänderungen zu erwarten waren. So sind Brachen als Untersuchungsflächen ungeeignet, obwohl es sich dabei um interessante Heuschreckenlebensräume handelt. Die dort hochkommenden Gehölze und andere Effekte wie Verschattung, Laubabwurf etc. würden den möglichen klimatischen Einfluss überdecken. Das Rheinufer ist als Untersuchungsgebiet für die geplanten Monitoringuntersuchungen wegen der regelmäßigen Überschwemmungen und der Pflege der Deiche für eine solche Daueruntersuchung gut geeignet.

Eine Studie zur Verbreitung der Heuschrecken von Düsseldorf liegt vor (PIEREN et al. 1997), daher sind Vergleichsdaten vorhanden. Das Artenspektrum ist bekannt ebenso wie das Wesentliche über die Verbreitung der einzelnen Arten.

In der Einleitung wurde festgestellt, dass bei den Heuschrecken von einem Klimawandel voraussichtlich besonders Lebensgemeinschaften in Feuchtgebieten und entlang der Flusstäler betroffen sein werden. Dies wurde bei der Auswahl der Probestellen berücksichtigt und es wurden einerseits Feuchtgebiete und andererseits Gebiete entlang des Rheines ausgewählt.

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,

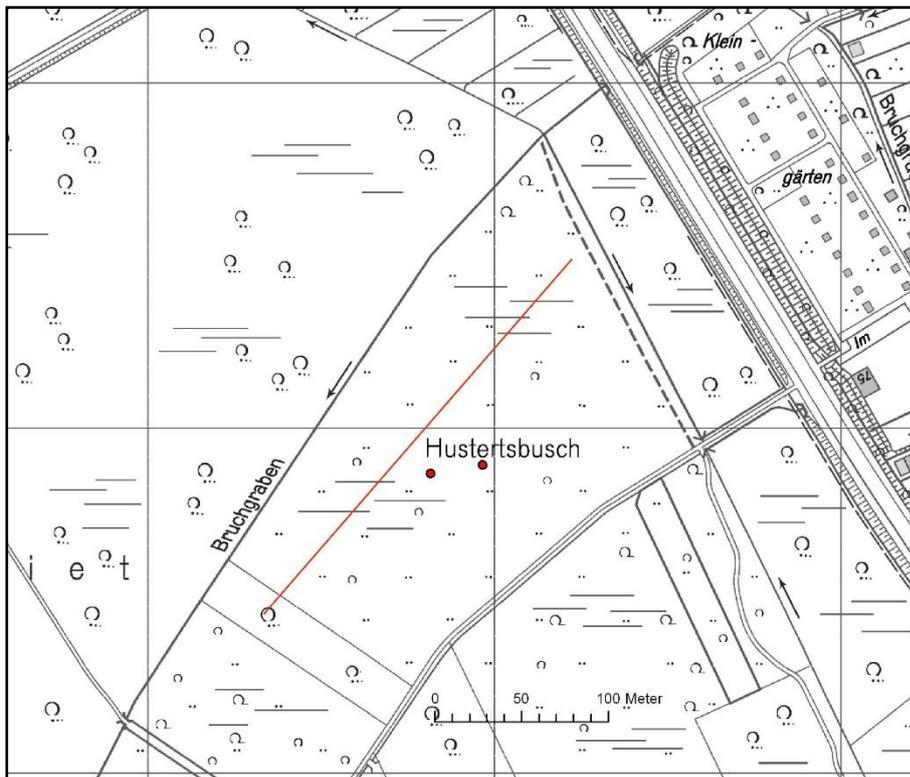


Abb. 4/2: Feuchtwiese im Eller Forst. Heuschreckentransekt und offene Fangquadrate rot (westliches Fangquadrat in Feuchtwiese, östliches Fangquadrat in Seggenried).

teilweise sogar natürlichen Wäldern (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald, Buchenwald) eingenommen. Die Erlen-Bruchwälder sind allerdings von Entwässerungsgräben durchzogen und weisen daher im Unterwuchs neben seggenreichen Stellen auch gestörte Bereiche mit Dominanz der Brombeere auf. Auf weiteren 20 Prozent der Gebietsfläche stocken halbnatürliche bis naturferne Gehölzbestände, in der Regel Stangenholz bis

mittleres Baumholz (Erlenwald, Ahornwald, Roteichenwald, Nadelholzanpflanzung), nur selten starkes Baumholz (Pappelwald, Pappelmischwald). Neben den Waldbeständen nehmen größtenteils zusammenhängende seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen einen größeren Teil der Gebietsfläche (ca. 25 %) ein (BK-4707-910).

Schutzziel ist die Erhaltung, Optimierung und Wiederherstellung naturnaher Waldgesellschaften (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald) und Gebüsch (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.

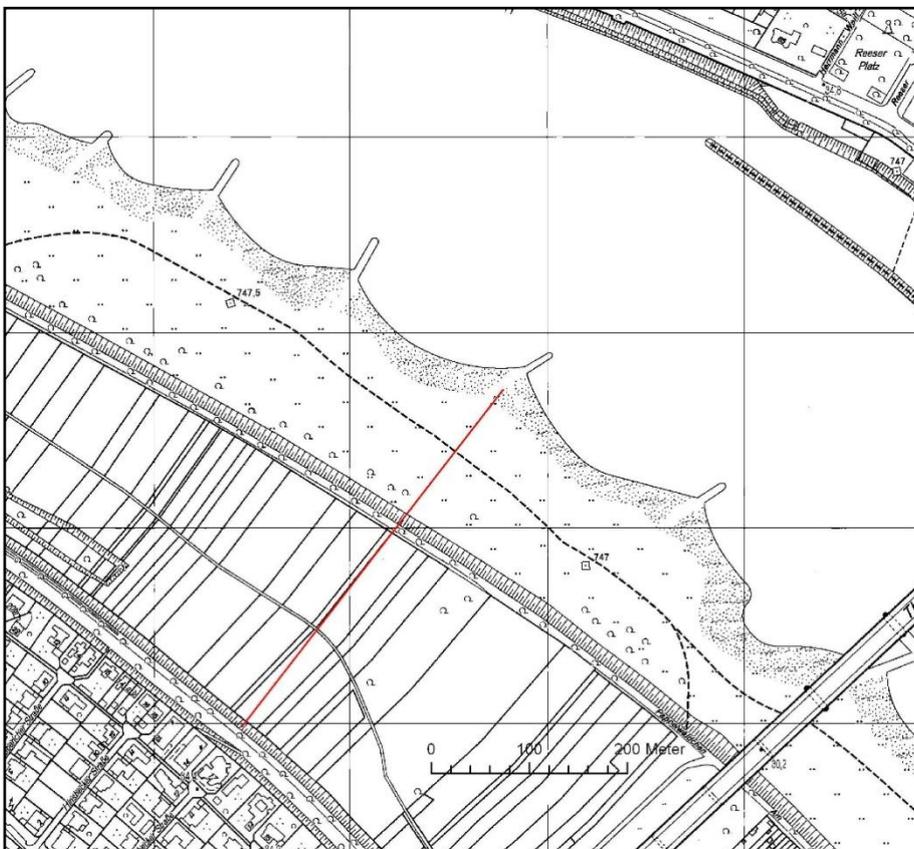


Abb. 4/3: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-Ost. Heuschreckentransekt rot.

Lörick-Ost bei Rheinkilometer 747,2 und Lörick-West bei Rheinkilometer 749,2). Das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.

Transekt Lörick-Ost: Im Jahr 2009 wurde dieses Transekt eingerichtet (Transekt Lörick-Ost, altes Transekt, 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 genutz-

ter, 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

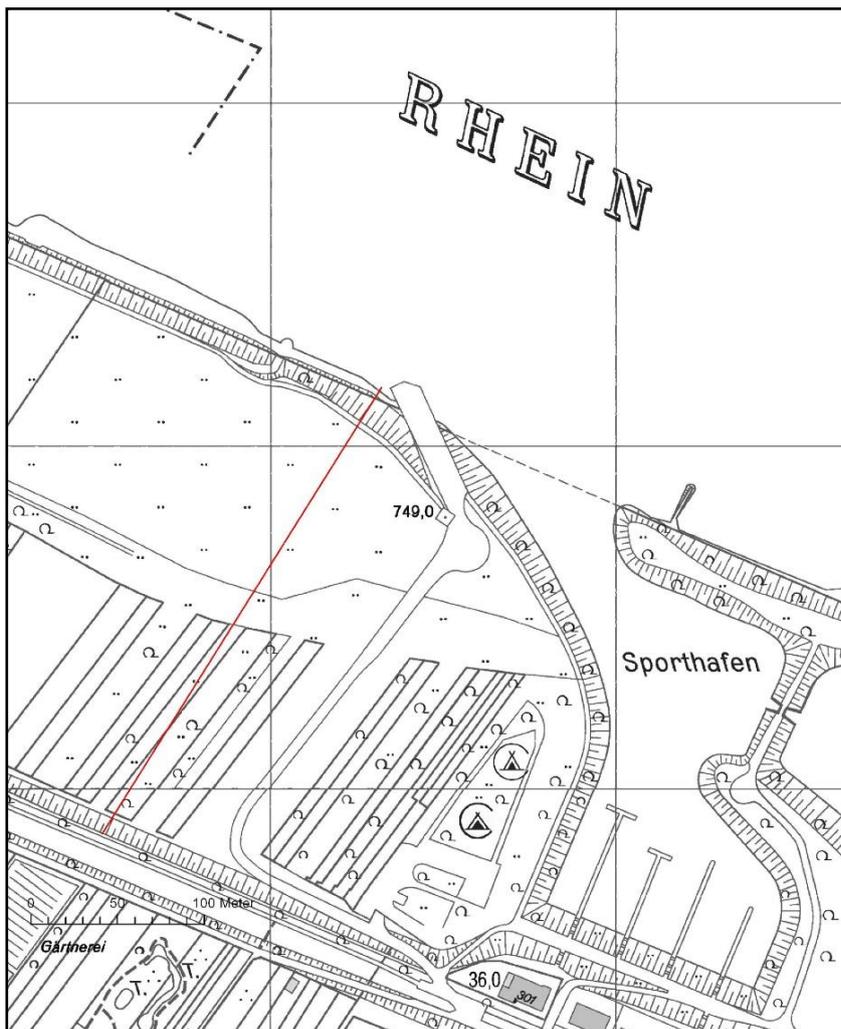


Abb. 4/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-West. Heuschreckentranspekt rot.

T. KRAUSE (schriftl. Mitteilung 2010) westlich des Sporthafens gewählt (Abb. 4/4). Das Transekt Lörick-West ist ein Teil der Biotop-Katasterfläche „Auenwaldrest am Sporthafen Lörick“ (BK-4706-003). Das Deichvorland befindet sich im Übergangsbereich von Gleit- zum Prallufer und hat einen kleinen Geländesprung von ca. 1-2 m Höhendifferenz. Im Umfeld befinden sich ein Campingplatz, Flächen des Erwerbsgartenbaues und ein Auenwaldrest, in dem Pappeln vorherrschen. In den Pappeldrieschen herrschen in der Krautschicht nitrophile Arten wie die Große Brennnessel vor. Da zurzeit keine Bewirtschaftung stattfindet, ist reichlich Moderholz vorhanden. Der Nordwestrand der Fläche wird von großen Pappelreihen gebildet. Das

Rheinufer weist hier eine steile, mit Steinpackungen befestigte Böschung auf und ist lückig mit Gehölzen bestanden.

Das Gesamt-Transekt wurde in drei Teilabschnitte aufgeteilt (180 m, 100 m, 16 m), so dass sowohl der Deich als auch Bereiche des Grünlandes, der Hochstaudenfluren, der Gehölzsäume sowie der Sand- und Kiesbänke erfasst wurden. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer bis in die Kiesflächen des Uferbereichs (Abb. 4/4).

Gebiet 3: Rheinufer an der Schnellenburg (kurzes Transekt)

Das Gebiet ist der südöstliche Teil des Stockum-Lohausener Rheinufers. Hier sind 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 Hochstaudenstreifen. 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. 4/11 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).

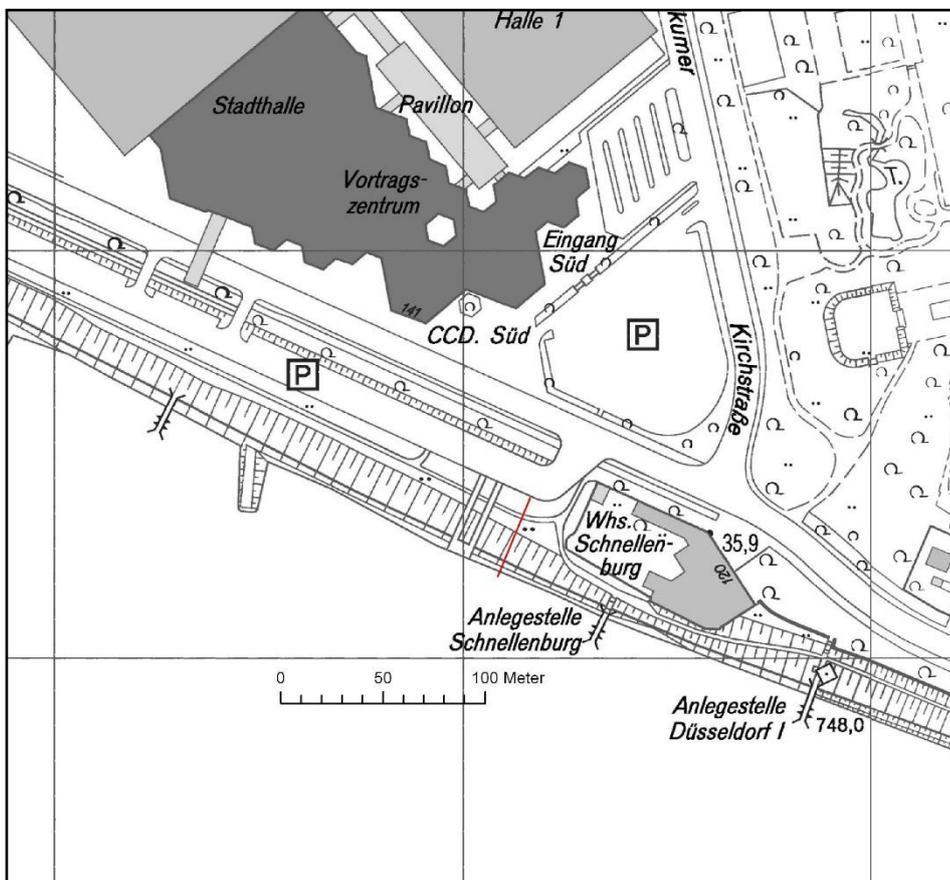


Abb. 4/5: Rheinufer an der Schnellenburg. Heuschreckentransekt rot.

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.

Zeitpunkt der Erfassung

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

Transekterfassung mit optischer und akustischer Bestimmung

Bei der Transekterfassung werden die Heuschrecken oder andere Tiere entlang einer (gedachten oder markierten) Linie (= Transekt) in den repräsentativen Bereichen einer Untersuchungsfläche registriert (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Durch Festlegung der Länge und Breite des Transektes ist ein Flächenbezug herstellbar. Allerdings sind die verschiedenen Arten unterschiedlich weit hörbar. Das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima* ist sehr laut und daher weiter hörbar als leise Arten wie die Grashüpfer. Dies ist aber bei dieser Art von Monitoring zu vernachlässigen, da die Methodik über die Jahre gleich bleibt. Üblich sind Transektlängen von mehreren Metern (z. B. 20, 50 oder 100 m), die oft in mehrere Einzeltransekte unterteilt werden. In übersichtlichem Gelände kann mit der Transektmethode eine hohe Ergebnisgenauigkeit bei geringem Zeiteinsatz erzielt werden. Besonders geeignet ist die Methode für Untersuchungen an optisch auffälligen Arten wie z. B. Ödlandschrecken, Sumpfschrecke und Sichel-schrecke 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 Dornschröcken der Gattung *Tetrix* unterrepräsentiert sein. Diese (ohne Dornen) nur bis 12 mm langen Tiere stridulieren nicht. Die Säbeldornschröcke *Tetrix subulata* kommt auf der Feuchtwiese im Eller Forst vor. Die Standardmethode zur Erfassung der Dornschröcken ist die gezielte Nachsuche in geeigneten Strukturen (z. B. Grabenränder) und der Käscherrfang (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 Dornschröcken 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) abgeschrieben. Die Vorwärtsbewegung 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 18 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 2021 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 Dornschröcke	<i>Tetrix ceperoi</i>		-	-	-
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>		x	-	-
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>		-	-	-
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>		-	-	-
Blaufügelige Ödlandschröcke*	<i>Oedipoda caeruleascens</i>	V/2	-	-	-
Blaufügelige Sandschröcke*	<i>Sphingonotus caeruleans</i>	2/2	-	-	-
Sumpfschröcke*	<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	x	-	-
Große Goldschröcke	<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	-
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	2/2	-	-	-
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	*/V	-	-	-
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	*/3	-	-	-
Gefleckte Keulenschröcke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	*/V	-	-	-
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>		-	-	-
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>		-	-	-
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	*/3	-	-	-
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	*/3	-	-	x
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x
Sumpf-Grashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i>	V/2	x	-	-
Summe: 15		2/8	14	8	4

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 13 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*, Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* vor.



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.



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

Die dominierenden Heuschrecken sind die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* und die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*. Ebenfalls häufig sind der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* (Abb. 4/11 rechts) und die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* (Abb. 4/9) sowie die Wespenspinne *Argiope bruennichi* (Abb. 4/12). 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 2021 sieben Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* nachgewiesen werden (Tab. 4/3).

Die dominierenden Arten waren die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Der Sumpf-Grashüpfer weist eine besondere Präferenz für feuchte Lebensräume auf.

Eine Besonderheit ist das Auftreten der **Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*** (Abb. 4/9), die 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf beobachtet werden konnte. Im Jahr 2021 wurden bei den Transekt-Erfassungen 30 Männchen und bei den Untersuchungen mittels Fangquadraten neun Individuen erfasst. 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.

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. 4/8: 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.

Tab. 4/3: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Transektuntersuchungen 2009 bis 2021. 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>Metrioptera 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

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>Metrioptera 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>Metrioptera 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>Metrioptera 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)							Σ
	2	0	2	1			
	1	2	3	4	5	6	
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	2	0	0	0	1	3
<i>Conocephalus dorsalis</i>	9	9	12	4	2	5	41
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	2	3	13	14	11	43
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stethophyma grossum</i>	8	9	12	1	0	0	30
<i>Chrysochraon dispar</i>	8	12	11	8	6	7	52
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus montanus</i>	4	3	2	8	11	11	39
<i>Argiope bruennichi</i>	3	2	6	8	9	9	37

Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, die Wespenspinne *Argiope bruennichi* und mit Einschränkung auch die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* zeigen einen ähnlichen Bestandstrend. In den Jahren 2009 bis 2013 waren die Bestände auf einem hohen Niveau. In den Jahren 2014 bis 2016 waren die Bestände nur etwa halb so hoch. In den Jahren 2017 bis 2021 steigen die Bestände wieder an, ohne dass die Abundanzen der Jahre 2009 bis 2013 erreicht wurden.

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 2021 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. So konnten im Jahr 2020 weder in den Transekten noch in den Fangquadraten Sichelschrecken beobachtet werden, 2021 wurde die Art in geringer Anzahl wieder nachgewiesen.



Abb. 4/9: Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* Weibchen (links) und Männchen (rechts). Die Sumpfschrecke konnte erstmalig auf der Feuchtwiese im Eller Forst im Jahre 2017 beobachtet werden. 29.07. und 23.08.2017. Fotos: M. Stevens.

Die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** (Abb. 4/6 rechts) 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 - 2015 konnte sie in allen Transekten nachgewiesen werden. Im Transekt 1 wurden 2012 sogar 20 und im Transekt 4 16 Männchen nachgewiesen werden. Im Jahr 2013 waren es 31 Männchen, die in allen Transekten auftraten. Im Jahr 2014 waren es 26 Männchen, die in allen Transekten festgestellt wurden. 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 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). Diese Art war im Jahr 2014 in deutlich geringerer Abundanz anzutreffen als im Vorjahr. Im Jahr 2015 war die Große Goldschrecke nur in vergleichsweise geringer Abundanz vorhanden. Im Jahr 2016 wurde die Art in vier von sechs Transekten nachgewiesen. Im Jahr 2017 waren die Große Goldschrecke und der Sumpf-Grashüpfer in gleicher Abundanz (jeweils 30 Tiere) in den Transekten vertreten. Dieser Befund könnte, wie bei den anderen Arten, mit dem bereits erwähnten hohen Wasserstand zusammenhängen.

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. Mit Ausnahme des Auftretens der Gemeinen Sichelschrecke ähneln sich die Ergebnisse der Jahre 2014 bis 2016 sehr.

Der **Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*** konnte in den Jahren 2009-2012 jeweils nur in Einzelexemplaren registriert werden, die im September gefunden wurden. Daher könnte es sich auch um zugeflogene Tiere gehandelt haben. Die Art wurde in den Transekten in den Jahren 2013 bis 2019 nicht beobachtet. In den Jahren 2020 und 2021 wurde wieder ein Exemplar beobachtet.

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 2021 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 links und 4/8 links) 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.

Tab. 4/4: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Untersuchungen mit offenen Fangquadraten 2009 bis 2020. 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.**

		FW					SR					
		26.	15.	02.			26.	15.	02.			
Tag		07.	08.	09.			07.	08.	09.			
Monat												
Jahr		20	09	09	09	MW	ST	09	09	09	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	1	2	2	1,7	0,6	2	3	3	2,7	0,6	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	2	1	1,0	1,0	0	5	3	2,7	2,5	
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	4	3	2,7	1,5	2	8	6	5,3	3,1	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	5	3	3,3	1,5	1	2	2	1,7	0,6	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	2	4	3,0	1,0	0	1	2	1,0	1,0	
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	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	
		FW					SR					
		24.	21.	03.			24.	21.	03.			
		07.	08.	09.			07.	08.	09.			
		20	10	10	10	MW	ST	10	10	10	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	1	2	3	2,0	1,0	2	4	3	3,0	1,0	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	2	1,0	1,0	3	3	4	3,3	0,6	
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	1	0	0,3	0,6	3	2	0	1,7	1,5	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	3	5	3,0	2,0	5	7	7	6,3	1,2	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	3	3	2,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	2	3	2,3	0,6	1	2	2	1,7	0,6	
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	5	5	6	5,3	0,6	3	3	3	3,0	0,0	
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	3	3	2,7	0,6	1	1	2	1,3	0,6	
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	2	5	4	3,7	1,5	0	2	2	1,3	1,2	
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	8	7	6,3	2,1	1	3	4	2,7	1,5	
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	3	2	4	3,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0	

Heuschrecken

Tag		08.	24.	25.			08.	24.	25.			
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.			
Jahr		20	11	11	11	MW	ST	11	11	11	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	1	1	0,7	0,6	
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	0	1	1	0,7	0,6	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	3	2	2	2,3	0,6	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	2	1	1,3	0,6	2	3	3	2,7	0,6	
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	3	0	0	1,0	1,7	3	0	0	1,0	1,7	
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	3	4	3	3,3	0,6	5	5	5	5,0	0,0	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	2	2	2,7	1,2	2	0	2	1,3	1,2	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	1	3	2,3	1,2	1	1	1	1,0	0,0	
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6	
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	7	3	5	5,0	2,0	4	1	3	2,7	1,5	
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	5	4	3	4,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0	
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	6	4	4,3	1,5	1	1	2	1,3	0,6	
<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	
Tag		FW	FW	FW			SR	SR	SR			
Monat		21.	04.	08.			21.	04.	08.			
Jahr		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	

		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>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	

Heuschrecken

		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>Metriopectera roeselii</i>	Männchen	1	2	1	1,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Metriopectera roeselii</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metriopectera 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
		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>Metriopectera roeselii</i>	Männchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metriopectera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metriopectera 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

Heuschrecken

<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
<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

Heuschrecken

<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>Metriopectera roeselii</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	0	0	1	0,3	0,6
<i>Metriopectera roeselii</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metriopectera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metriopectera 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
<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

Durch die Untersuchungen mit offenen Fangquadraten konnten 2021 nur 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.

Die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* wurde 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf nachgewiesen. In den Transekten des Seggenriedes konnten 2021 insgesamt 29 Männchen gefunden werden. In den Transekten der Feuchtwiese konnte die Art dagegen nur ein Männchen nachgewiesen werden.

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 2021 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. 4/8). Im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). In den Jahren 2014 bis 2021 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 zwei 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* etwas häufiger. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*, das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* und die Gemeine Strauchschrecke *Pholidoptera griseoptera* traten sporadisch auf.

Langes Transekt Lörick-Ost (altes Transekt)

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 2020 konnten bei den Transekt-Untersuchungen in den Grünland-Abschnitten nur zwei Heuschreckenarten gefunden werden: der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* und der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*. Zwei weitere Arten wurden in der rheinnahen Brachfläche und dem Kiesufer gefunden werden: Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* und Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* (Abb. 4/6 rechts).

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

Lörick-Ost (= alt) 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 (= alt) 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 griseaptera</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 (= alt) 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 griseaptera</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 (= alt) Teilstrecke	20 21			
	1	2	3	Σ
Länge (m)	120	120	150	390
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseaptera</i>	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	6	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	159	172	32	363
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0

Lörick-West (neu) Teilstrecke	20 09				20 10				20 11				20 12			
	-				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>					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 griseoaptera</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 (neu) 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)	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 griseoaptera</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 (neu) 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)	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 griseoaptera</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 (neu) Teilstrecke	20 21			
	1	2	3	Σ
Länge (m)	180	100	16	296
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	1	3	0	3
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	3	0	0	3
<i>Chrysochraon dispar</i>	7	20	0	27
<i>Chorthippus biguttulus</i>	26	5	4	35
<i>Chorthippus parallelus</i>	353	146	0	399
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0

Bei der nächtlichen Exkursion 08.07.2021 konnten bei geeigneter Witterung nur einzelne 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 2021 keine erwachsenen Tiere im Bereich des Rheinufer gefunden werden. Lediglich der erste Kartier-Termin lag vor dem Hochwasser im Juli 2021. In den Jahren 2011, 2018 und 2020 wurden hier Blauflügelige Ödlandschrecken gefunden.

Zum ersten und zweiten Termin (03.07. und 07.08.2021) war das Gras in den Teilstrecken 1 und 2 ca. 40 cm hoch. Möglicherweise hatte noch keine Mahd stattgefunden. Der Gemeine Grashüpfer konnte in sehr hoher Abundanz erfasst werden. Am dritten Termin (11.09.2021) war die Wiese gemäht. Daher wurden nur wenige Heuschrecken festgestellt.

Langes Transekt Lörick-West (neues Transekt)

Im Jahr 2021 konnten hier fünf Heuschrecken-Arten registriert werden. Die dominierenden Arten sind die Ubiquisten Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* und Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*. Insgesamt wurden nur wenige Heuschrecken-Individuen erfasst. Die dominierende Art war der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus*, der mit 399 Individuen die häufigste Art war. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* wurde nur in 35 Exemplaren registriert. 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.

Bei der ersten Begehung am im Juni 2021 war der Bereich des ersten Teilabschnitts noch nicht genutzt. 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 2021 wurde die Art im Bereich der Böschung beobachtet, wo keine Mahd stattfand.

Bei der nächtlichen Exkursion am 08.07.2021 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 ein neuer Schiffsanleger errichtet (Abb. 4/10). Das Transekt hat nur eine Länge von 25 m. Im Jahr 2021 waren die dominierenden drei Heuschrecken-Arten mit vergleichbarer Abundanz der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus*, der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* und der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus*. 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 Untersuchungsgebiet 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. Die Art gehört zu den spät schlüpfenden Heuschreckenarten (INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

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
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	1	1	2	0	1	1	0	0	2	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	18	24	24	29	19	10	13	16	15	15	21	25	21
<i>Chorthippus dorsatus</i>	26	40	19	17	4	9	28	19	13	5	5	7	20
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0	6	4	5	2	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	15	13	30	27	30	19	29	30	23	19	22	29	23
<i>Argiope bruennichi</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der Weißrandige Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus* wurde in diesem Transekt nicht in jedem Jahr gefunden (Tab. 4/6). Die Art wurde in den Jahren 2010-2013 in geringer Abundanz festgestellt. In den Jahren 2009, 2014 bis 2016 wurde die Art nicht registriert. Im Jahr 2017 wurde wieder zwei Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich mehrere Weibchen gefunden werden. Im Jahr 2018 wurde nur ein Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich aber drei Weibchen gefunden. In den Jahren 2019 bis 2021 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 2021 konnte die Art nicht beobachtet werden.



Abb. 4/10: Im Bereich des Transektes Schnellenburg wurde ein neuer Schiffsanleger errichtet. Fotos: M. Stevens, 28.08.2020.

Bei der nächtlichen Exkursion am 08.07.2021 konnten in Bereich des Transekts zahlreiche Weinhähnchen verhört werden. Das Vorkommen dieser Art wird daher in erster Linie von der Nutzung 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* (Abb. 4/12) 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*, Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum* und Säbel-Dornschröcke *Tetrix subulata* konnten nur randlich beobachtet werden.

Tab. 4/7: Vergleich der Artenliste von 1997 und 2009-2021 in der Feuchtwiese im NSG Eller Forst. 1997 = Angaben nach PIEREN et al. (1997), 2009-2021 = 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	97	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
	D/NRW														
<i>Phaneroptera falcata</i>		-	-	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>Conocephalus dorsalis</i>		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
<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>		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
<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x	x	x	x
<i>Chrysochraon dispar</i>		-	-	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
<i>Chorthippus parallelus</i>		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

Die spezialisierten, Feuchte liebenden Arten wie Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* oder Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, könnten möglicherweise durch die verwandten, an-



Abb. 4/11: 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.

spruchslosen 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 hätte der Beginn der Besiedlung des zentralen Bereichs der Wiese sein können. Die Feuchte liebenden Arten sind im zentralen Bereich der Feuchtwiese, in dem auch die Transekte und Fangquadrate liegen, die dominierenden Arten. In den folgenden Jahren konnte aber keine weitere Ausbreitung der Art in den zentralen Bereich der Wiese dokumentiert werden.

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

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

Wissensch. Artname	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
<i>Chrysochraon dispar</i>		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
<i>Oecanthus pellucens</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oedipoda caerulea</i>			x							x	x	x	
<i>Phaneroptera falcata</i>		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	4

Diskussion

Zu den Heuschreckenarten, die vom Klimawandel profitieren, zählen vor allem besonders Wärme liebende Arten, die oft auf trockenen Standorten zu finden sind, wie zum Beispiel die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/12), aber auch einzelne Arten, die eher frische bis feuchte Standorte präferieren, wie zum Beispiel die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar***. Von diesen Arten konnten sich auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf in jüngerer Zeit mehrere ausbreiten. Zu Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 konnten in den Untersuchungsflächen bereits zwei Arten festgestellt werden, die vom Klimawandel profitieren (Tab. 4/8), nämlich die **Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** (Gebiet 1 und 2) und das **Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*** (Gebiet 1-3). Im Jahr 2010 kamen die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Gebiet 1) und die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** (Gebiet 1 und 2) hinzu, letztere besonders im Eller Forst mit stark steigender Tendenz. In den Jahren 2011, 2018, 2019 und 2020 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 Verbreitungsgebietes 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. 4/8) 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 in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). 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.



Abb. 4/12: Die Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) wurde 2015 erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West (neues Transekt) festgestellt. Auch die Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) wurde dort in 1-2 Exemplaren an allen drei Terminen nachgewiesen. Fotos: M. Stevens, 20.08.2015.

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 (alt) 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 (neu) 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 2021 wurden diese Strukturen aber von Hochwasser überschwemmt, was möglicherweise Auswirkungen auf das Vorkommen und die Häufigkeit im nächsten Jahr haben wird.

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

stellt (Abb. 4/12). Bei der Gemeinen Sichelschrecke handelt es sich um eine thermophile Art, die bevorzugt in hochgrasigen, verbuschten Flächen lebt. Die Art wird daher als Sukzessionsfolger bezeichnet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Die **Vierpunktige Sichelschrecke *Phaneroptera nana*** ist eine sehr wärmeliebende Art, die ursprünglich in Südeuropa und dem Mittelmeerraum beheimatet war. Die Art ist klimabedingt in Ausbreitung begriffen (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Die nördliche Verbreitungsgrenze verlief ursprünglich durch Österreich; insbesondere das Burgenland war besiedelt. Mittlerweile konnte die Art aber auch im Norden der Schweiz, in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen nachgewiesen werden (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Man findet die Tiere in mit Büschen bewachsenen, sonnigen Gebieten, stellenweise aber auch an dichter verwachsenen 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).

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 hat sich der Bestand auf einen mittleren Bereich eingependelt. Im Jahr 2021 nahm der Bestand wieder zu. 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 (neues Transekt) registriert. Dort verlagert sie sich von der Grünlandfläche des 2. 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 **Blaüflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea*** 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 Blaüflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* konnten am 18.08.2018 ein Weibchen und am 07.08.2019 zwei Exemplare im Bereich des Rheinufers gefunden werden. 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 (T. Krause in litt).

Darüber hinaus waren nahezu alle Wiesen- und Rasenflächen "Ödland", so dass die Blauflügelige Ödlandschrecke an vielen solchen Stellen gefunden wurden (T. Krause in litt).

Zu den thermophilen Arten, die sich außerhalb der Untersuchungsgebiete in Düsseldorf ausbreiten konnten, zählt die **Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caeruleus***. 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. Mittg., KRAUSE mündl. Mittg.), Hildener Sandberg (H. PIEREN in litt.), besiedelte also keine Lebensräume, die durch das vorliegende Monitoring erfasst werden. Im Jahr 2020 wurde die Art auch auf sandigen Uferabschnitten und sandigen Bühnenfelder am Rhein im Raum Düsseldorf beobachtet (<https://observation.org/>). Die Art ist entlang des Rheines mittlerweile am Niederrhein 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.) gegeben. Im Juli während des Hochwassers wurden von M. SCHULZE (in litt.) am Wasserwerk Baumberg auf einem eingesäten Halbtrockenrasen Dutzende Westliche Beißschrecken nachgewiesen. Einzelne Individuen fand er auch entlang des Rheinufer in Hochstauden (M. 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 **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. In den Jahren 2019 bis 2021 wurde die Art 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.

Der **Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus*** ist in der Urdenbacher Kämpe weit verbreitet (SCHULZE in litt.). Ob er sich aktuell dort ausbreitet oder bislang dort übersehen wurde, ist nicht klar.

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. Im Jahr 2018 wurden in vier Transekten 22 Tiere verhört. In den Seggenried-Fangquadraten wurden ebenfalls vier Sumpfschrecken festgestellt. Die Sumpfschrecke ist ein stenöker Feuchtgebietenbewohner 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 (M. SCHULZE in litt), z. B. an der Itter, Hildener Heide, Further Moor und Urdenbacher Kämpe (M. SCHULZE in litt). Daher könnte sich auch diese Art in Nordrhein-Westfalen generell in der Ausbreitung befinden. Möglicherweise hängt die Etablierung der Sumpfschrecke mit dem gestiegenen Grundwasser zusammen. Im Jahr 2014 wurde anstehendes Wasser im zentralen Bereich der Wiese beobachtet, was einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasserstand anzeigte. In den Jahren 2015-2021 konnte kein anstehendes Wasser mehr beobachtet werden.

Die hohe Abundanz der **Wespenspinne *Argiope bruennichi*** (Abb. 4/12) im Bereich Eller Forst im Jahr 2010 ist nicht ohne weiteres zu erklären. Wenn die erhöhte Abundanz am warmen Frühjahr gelegen hätte, so wären auch 2011 überdurchschnittlich viele Wespenspinnen zu erwarten gewesen. Die Abundanz der Wespenspinne bei den Transekten und Fangquadraten in den Jahren 2014 bis 2016 war niedriger als in den Jahren 2009, 2011 bis 2013. Im Jahr 2018 wurden insgesamt 39 Exemplare registriert, was bezüglich der Abundanzen zwischen den genannten Zeiträumen liegt. Im Jahr 2019 konnten nur 14 Wespenspinnen beobachtet werden. Im Jahr 2020 nur 11; das ist der niedrigste Wert seit Beginn der Untersuchungen. Im Jahr 2021 waren es wieder 39 Beobachtungen.

Neben dem Einfluss des Klimawandels auf die genannten Arten sind bislang noch unbekannt 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.

Das Frühjahr und der Sommer 2018 gehörten zu den wärmsten und sonnigsten seit Beginn der Wetteraufzeichnungen. Das Frühjahr 2018 war trockener als das langjährige Mittel, doch war die Abundanz der Heuschrecken im Juli nicht auffällig niedriger als in den Vorjahren. Allerdings wurden im August und vor allem im September weniger Heuschrecken-Individuen als in den Vorjahren registriert. Die abgelegten Eier einiger Heuschrecken-Arten sind empfindlich gegenüber Austrocknung (PONIATOWSKI et al. 2018, INGRISCH & KÖHLER 1998). Daher ist es denkbar, dass zahlreiche im Sommer 2018 abgelegte Eier bereits im extrem heißen Sommer vertrocknet und abgestorben sind. Dadurch hätten in der Saison 2019 die Abundanzen der Heuschrecken-Arten, deren Eier oder Eigelege empfindlich sind, deutlich erniedrigt sein können. Im Jahr 2019 konnten aber keine erniedrigten Abundanzen der Heuschrecken festgestellt 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. (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.
- 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. (2021): Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna in Zeiten des globalen Wandels. Entomologie heute 32: 49-60.
- 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.
- FROELICH, C. (1989): Freilanduntersuchungen an Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) mit Hilfe eines Fledermausdetektors. Neue Erfahrungen. Articulata 4: 6-10.
- FUMY, F., LÖFFLER, F., SAMWAYS, M.J. & T. FARTMANN (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
- 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.
- 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.
- 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.
- 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 Sand-schrecke. *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.
- 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.
- 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.* 2020;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: Tettigoniidae)? *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.
- 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 *Metriopectera 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 Monitoringprogramms in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten untersucht. Um sowohl die Auswirkungen in einem wärmegetönten Gebiet als auch in einem etwas kühleren Gebiet untersuchen zu können, wurde ein Untersuchungsgebiet im warmen Tiefland der Rheinaue, ein anderes im kühleren Hügelland im Nordosten Düsseldorfs ausgewählt. Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Abgesehen von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein.

Untersuchungsgebiete

Baumberger Tümpel (=Baumberger Hamm)

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

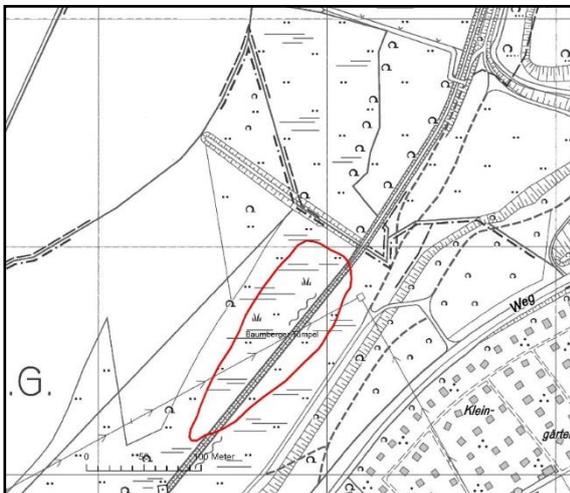


Abb. 5/1: Baumberger Tümpel. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 26.06.2015, U. Schmitz.

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, HOLTSCHULTE 2020) sowie in ergänzenden Beobachtungen von BÖHM (schriftl. Mittlg. 2003) und KRAUSE (schriftl. Mittlg. 2011).

Golfplatz Hubbelrath

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

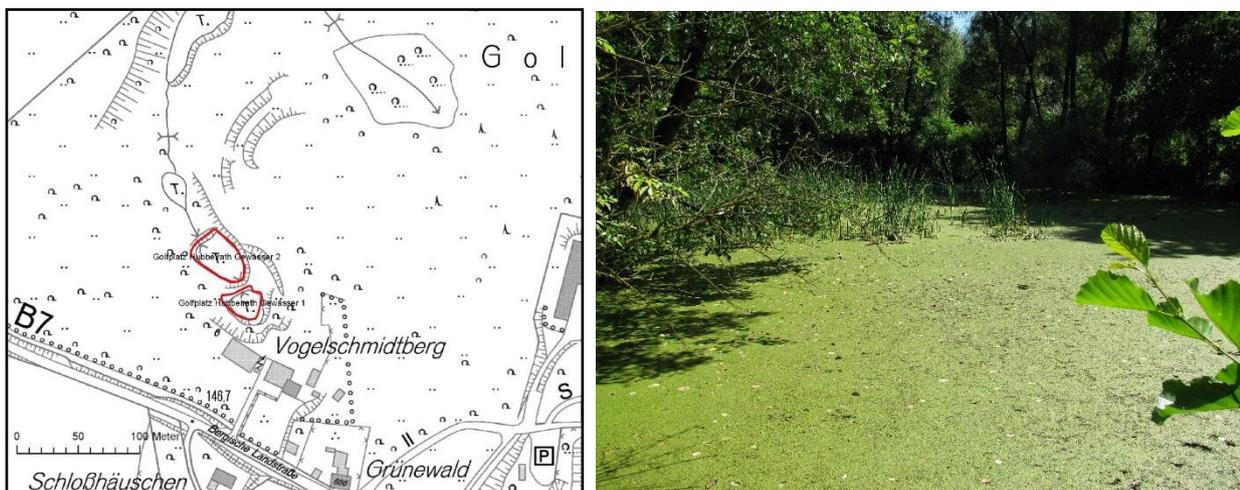


Abb. 5/2: Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto Gewässer 2, 23.07.2012, U. Schmitz

Teich 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 sind Anzeichen von Reproduktion (Paarungsverhalten, Eiablage, Schlupf) festzuhalten. Zufällig gefundene Exuvien werden unterstützend herangezogen. Ein systematisches Abkeschern der Gewässer nach Libellenlarven ist aufgrund des hohen Zeitaufwandes für die Probennahme und die anschließende Bestimmung der Larven nicht vorgesehen. In Einzelfällen können die Imagines mancher Arten bei Bedarf mit einem Folienstift auf den Flügeln markiert werden, um Abundanz und Populationsgröße besser abschätzen zu können. Die erfasste Libellenfauna wird hinsichtlich des Vorkommens und der Bestandsentwicklung klimasensitiver Arten ausgewertet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Namen richtet sich nach DIJKSTRA & LEWINGTON (2008), die deutschen Namen richten sich nach WILDERMUTH & MARTENS (2019). Die Gefährdungskategorien der Libellenarten richten sich nach den Roten Listen für Deutschland (OTT et al. 2015) 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 eingeht. 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 = Jungferflug)
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 2021

Im Untersuchungsjahr 2020 wurden die Geländebegehungen am Baumberger Tümpel durchgeführt am 01.06., 14.06., 17.06., 09.07., 18.07., 23.07., 21.08., 25.08., 03.09. und 14.09. (10 Termine), an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath am 28.05., 09.06., 25.06., 03.07., 20.07., 23.08., 25.08. und 06.09. (8 Termine). Zu Zeiten mit hohem Wasserstand des Baumberger Tümpels war kein kompletter Rundgang um das Gewässer möglich, sondern nur die Begehung des südöstlichen Ufers (in den Jahren 2015 - 2016 und 2021 war der Wasserstand ganzjährig hoch).

Ergebnisse

Baumberger Tümpel

Am Baumberger Tümpel konnten im Untersuchungsjahr 2021 insgesamt 18 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/3) werden, ein Wert der leicht über dem Durchschnitt des bisherigen Klimafolgenmonitorings liegt. Von den im Jahr 2021 nachgewiesenen Arten waren sieben Arten sicher oder sehr wahrscheinlich bodenständig. Die im Jahr 2021 individuenreichste Art war das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, gefolgt von der Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella* und der Großen Heidelibelle *Sympetrum striolatum*. Die in früheren Jahren recht häufige Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, konnte bemerkenswerterweise seit dem Jahr 2015 nicht mehr beobachtet werden. Auch einige weitere, in den Jahren zuvor nachgewiesene Libellenarten, wie die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* (Abb. 5/8), oder die Gemeine Winterlibelle *Sympecma fusca*, konnten in den Jahren 2014 bis 2021 nicht mehr gefunden werden. Dagegen gelang nach längerer Pause im Jahr 2021 wieder ein Nachweis der Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* (Abb. 5/7).

Besonders Wärme liebende Arten:

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 den Jahren 2010 und 2011, von 2015 bis 2019 war sie in wechselnder Anzahl vertreten, im Jahr 2020 jedoch wiederum gar nicht. Im Jahr 2021 dann war das Kleine Granatauge die Libellenart mit der größten Individuenzahl im Untersuchungsgebiet. Die Ursachen für die starken Schwankungen sind fraglich.

Tab. 5/3: Am Baumberger Tümpel nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland/Nordrhein-Westfalen/Tiefland/Bergland), 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 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 das Untersuchungsgebiet und Umgebung. Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/TL/BL)	Ält. Nw.	2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		2021		
			Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R		1!	E																	1	E	1	mb	2b	sw	1	E	
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/**	x										1	E				1	E	1	E	1	E					1	E	
<i>Aeshna isoceles</i>	*/1/1/1																						1!	E					
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/**	x	3a	sb	2a	sb	2b	sb	1	sb	3a	B	3a	sb	2b	wb	3b	sb	2a	wb	2b	sb	2a	wb	2a	wb	3b	sb	
<i>Anax imperator</i>	*/*/**	x	2a	sb	1	E	2a	sb	2a	E	2a	sb	1	B	1	mb	1	mb	1	mb	2a	sb			2a	sb	2a	sb	
<i>Anax parthenope</i>	*/D/D/D																						1!	sb			2a	wb	
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2	(x)				1	sb	2a	sb	1	sb	1	E								1	E	1	E			1	E	
<i>Calopteryx splendens</i>	*/*/**	°			1	G					1	G									1	G							
<i>Calopteryx virgo</i>	*/N/2/*	°	1	G	1	G			1	G	1	G					1	G			1	G							
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/**	x	5	sb	1	E	4b	B	4b	sb	4b	sb	3b	B	3a	sb	4a	sb	3a	sb	4b	sb	3b	wb	2a	sb	4a	wb	
<i>Cordulia aenea</i>	*/*/**	°				1	E	3a	wb								1	E						1	E				
<i>Crocothemis erythraea</i>	*/*/**																					1!	E				1	E	
<i>Enallagma cyathigerum</i>	*/*/**	x	3a	sb	1	E	2b	B			1	E															1	E	
<i>Erythromma najas</i>	*/N/N/3																				1!	E							
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/**	x	4b	sb					1	mb			2a	sb	4a	wb	4a	wb	3a	wb	3b	sb	3b	sb			4b	sb	
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/**	x	2b	sb	2b	sb	2b	B	3b	B	2b	mb	3a	B	2a	mb	1	mb	3a	wb	3b	wb	2b	wb	2a	mb	1	mb	
<i>Lestes barbarus</i>	*/S/*N				1!	E	2a	B																					
<i>Lestes sponsa</i>	*/N/N/N	°	1	B	2b	wb	3a	B	3b	B	4a	B	1	B															
<i>Lestes virens vestalis</i>	*/NS/*N										1!	E															1	E	
<i>Lestes viridis</i>	*/*/**	x	2b	B	2b	wb	3a	B	2a	B	3b	B	2a	B	1	mb	3b	wb	1	B	2a	B	3a	sb	3a	B	2b	B	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	3/1/1/1								3a!	G																			
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	3/2/2/D								3a!	G																			
<i>Libellula depressa</i>	*/N/N/N	x	3a	sb			1	sb							1	mb	1	mb					1	mb	1	B	2a	sb	
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/**	(x)	3b	sb	3a	sb	3b	sb	3a	sb	2b	wb	2a	mb	1	mb	1	E			2a	B			1	mb	2a	wb	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/**	x	3b	sb	1	E									2a	sb	2b	sb	2b	sb	3a	sb	3a	sb	2a	sb			
<i>Platycnemis pennipes</i>	*/*/**	°	1	B									1	E															
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/**	x				1	E	2a	sb	1	mb						1	mb			1	E			2a	sb			
<i>Sympecma fusca</i>	*/S/*N	°									1!	B																	
<i>Sympetrum danae</i>	*/N/N/*				1!	G					1	G																	
<i>Sympetrum flaveolum</i>	3/N/N/3	(x)?	1	E																									
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	*/D/**																1!	E											
<i>Sympetrum meridionale</i>	*/D/D/-	(x)																					1	mb	1	mb			
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/**	(x)	4b	B	3b	B	4a	B	3a	B	3b	B	1	B	2b	wb	2a	B	2a	sb	2b	B	3b	B	3a	B	2b	sb	
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/**	x			3a	sb	2b	sb					1	E	3a	sb	3b	sb	2a	wb	2a	B	2a	B	3a	sb	4a	B	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/**	x	2a	B					1	E	1	B	1	E							1	E		1	B	1	E	1	E
Artenzahl			17		15		15		16		17		13		11		16		11		19		16		15		18		
Offene Wasserfläche vorhanden			bis Anf. Sept.		ganzt. flach, stark verkrautet	bis Mitte Juni	bis Anf. Sept.	ganzt. >70 cm	ganzt. >50 cm	ganzt. >1 m	ganzt. >1 m	ganzt. >1 m	ganzt. >1 m	ganzt. >40 cm	bis Mitte August	bis Mitte August	ganzt. >1 m												

Die thermophile **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/3 und 5/10), konnte 2009 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. Seinerzeit hielt sich ein Männchen über einen Zeitraum von mehreren Wochen im Untersuchungsgebiet auf. In den sehr heißen und trockenen Sommern 2018 bis 2020 gelangen wieder Nachweise dieser Art mit zunehmender Tendenz: Ein Männchen der Südlichen



Abb. 5/3: Die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* kann seit einigen Jahren regelmäßig am Baumberger Tümpel gefunden werden, insbesondere in Jahren mit heißen Sommern. 2020 wurden sogar acht Individuen gleichzeitig festgestellt, darunter erstmals ein Weibchen, das Eiablageverhalten zeigte. Die individuelle Markierung mit Folienstift ermöglichte eine bessere Abschätzung der Bestandsgröße. 2019 wurde die Art erstmals auf dem Golfplatz Hubbelrath entdeckt. Foto: Männchen, Baumberger Tümpel, 20.08.2020, U. Schmitz.

Mosaikjungfer konnte am 27.07.2018 als Einzelfund beobachtet werden. Im Jahr 2019 gelangen mehrere Nachweise von Ende Juli bis Ende August, dabei handelte es sich Ende August um mindestens zwei gleichzeitig fliegende Männchen. Im Jahr 2020 konnte eine weitere Steigerung beobachtet werden: Zwischen Mitte Juli und Ende August hielten sich etliche Exemplare am Baumberger Tümpel auf. Am 12. August konnten mindestens sieben Männchen gleichzeitig festgestellt werden. Am 12. August wurde neben vier Männchen erstmals auch ein Weibchen gesichtet, das sogar Eiablageverhalten zeigte. Die hohen Wasserstände als Folge des Starkregens im Juli 2021 waren wohl ungünstig für diese Art, von der in diesem Jahr nur ein Einzelexemplar gesichtet wurde.

Mit dem Erstnachweis 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 wieder mit einem Einzelexemplar beobachtet.

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).

Als weitere thermophile Art war 2010 erstmals die **Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*** (Abb. 5/8) am Baumberger Tümpel festgestellt worden. Bei diesem Erstnachweis für das Untersuchungsgebiet handelte es sich um zwei Nachweise 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 geschlüpfte, noch unausgefärbte Exemplare von *Lestes barbarus* nachgewiesen werden. In den Folgejahren konnte die Südliche Binsenjungfer allerdings nicht mehr gefunden werden.

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale***, von der einige Jahren vor Beginn des Klimafolgenmonitorings ein Einzelexemplar am Baumberger Tümpel gefunden worden war (BAIERL mündl. Mittlg.



Abb. 5/4: Die besonders Wärme liebende Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* wurde in den heißen Sommern 2019 und 2020 an mehreren Beobachtungsterminen mit jeweils mindestens zwei gleichzeitig vorhandenen Exemplaren am ausgetrockneten Baumberger Tümpel (rechts) nachgewiesen. Die individuelle Markierung mit Foliestift diente der besseren Abschätzung der Bestandsgröße. Fotos: Baumberger Tümpel, 12.08.2020, U. Schmitz.

2009), konnte in den Folgejahren dort lange Zeit nicht wieder gefunden werden. In den besonders heißen Sommern 2019 und 2020 gelang jedoch der Nachweis von jeweils mindestens zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser stark Wärme liebenden Art. Die beiden beobachteten Männchen hielten sich 2020 an mehreren Beobachtungsterminen zwischen Mitte August und Mitte September am weitgehend bis vollständig ausgetrockneten Baumberger Tümpel auf (Abb. 5/4). Die hohen Wasserstände als Folge des Starkregens im Juli 2021 waren wahrscheinlich ungünstig für diese Art, die 2021 nicht beobachtet werden konnte.

Im Jahr 2021 konnte eine Libellenart mit einem Gefährdungsstatus der **Roten Liste** festgestellt werden. Der Frühe Schilffjäger *Brachytron pratense* mit einem Einzelexemplar Anfang Juni beobachtet werden. Bei den beiden Beobachtungen der auf der Vorwarnliste stehenden Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* (Abb. 5/7) 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. Die Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die in manchen Jahren gelegentlich nachgewiesen wurde, besitzt als Fließgewässerart nur Gaststatus im Untersuchungsgebiet. Die auf der Vorwarnliste stehende Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, die 2013 noch die zweithäufigste Art am Baumberger Tümpel war, konnte 2014 nur noch an einem einzigen Begehungstermin mit einem frisch geschlüpften Männchen nachgewiesen werden, in den Folgejahren gar nicht mehr.

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 das ganze Jahr über mit Wasser bespannt. In den heißen und trockenen Sommern 2019 und 2020 fiel das Gewässer ab Mitte August wieder vollständig trocken (Tab. 5/3). In Folge von Starkregenereignissen im Juli 2021 war das Gebiet im Anschluss hoch überflutet.

Golfplatz Hubbelrath

An den Gewässern 1 und 2 des Golfplatzes Hubbelrath wurden im Untersuchungsjahr 2021 zehn Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Die häufigste Art im Jahr 2021 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*.

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, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/TL/BL)	Ält. Nw.	2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		2021	
			Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R																						1	E				
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/**	x	1	sb	1	B	2a	B	1	sb	2a	B	2a	B	1	B	1	mb	1	mb	1	B	1	B	1	E	1	E
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/**	x	1	mb	1	mb	1	sb	1	mb	2a	mb	1	E	1	E	1	mb									1	E
<i>Anax imperator</i>	*/*/**	x	1	sb							1	sb	1	E	1	E												
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2										1!	sb																
<i>Calopteryx virgo</i>	*N/2/*																1	G									1	G
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/**	x	4b	B	4b	B	4b	sb	4b	sb	4b	B	3b	B	4a	B	5	sb	4a	B	4a	B	4b	B	4a	sb	4a	sb
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/**		3a!	wb	1	mb	2a	mb	1	mb	2b	sb			1	sb	1	sb					1	sb				
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/**	x	3b	wb	2b	B	2a	sb	2a	sb	3a	sb	1	mb	2a	mb	1	E	2a	wb	2a	sb	1	sb	1	sb		
<i>Lestes viridis</i>	*/*/**	x	3a	sb	2b	sb	1	sb	1	B	2b	sb	3a	sb	2a	sb	1	E	2a	sb	3a	sb	2a	sb	2a	sb	2a	sb
<i>Libellula depressa</i>	*N/V/V	x			1	E	1	sb	1	E									1	E							1	E
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/**	x	2b	B			1	E	2a	B	1	E																
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/**																				1!	E						
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/**	x	3a	B	3a	sb	3a	sb	3a	sb	1	E	3a	sb	3a	sb			1	E	2b	sb	1	E			1	E
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/**	x	1	E																	1	E	1	E			1	E
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/**	x			1	E	1	E	1	E	2b	mb	1	sb			1	E	1	E	1	E					2a	sb
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/**														1!	B											1	E
Artenzahl			10		9		10		10		11		8		9		8		7		8		8		4		10	

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. 5/3) 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 Folgejahren konnte die Art nicht mehr festgestellt werden.

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 2012-2021 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 Königlibelle *Anax imperator* konnte 2013 das erste Mal nach vier Jahren wieder beobachtet werden. In den Jahren 2014 bis 2021 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 das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense*, die Gemeine Heidelibelle *Sympetrum vulgatum*, der Große Blaupfeil *Orthetrum cancellatum* und die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*. 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.

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 Witterungsbedingungen zu den Schlupfzeiten einzelner Arten eine Rolle. Betrachtet man die bisherigen

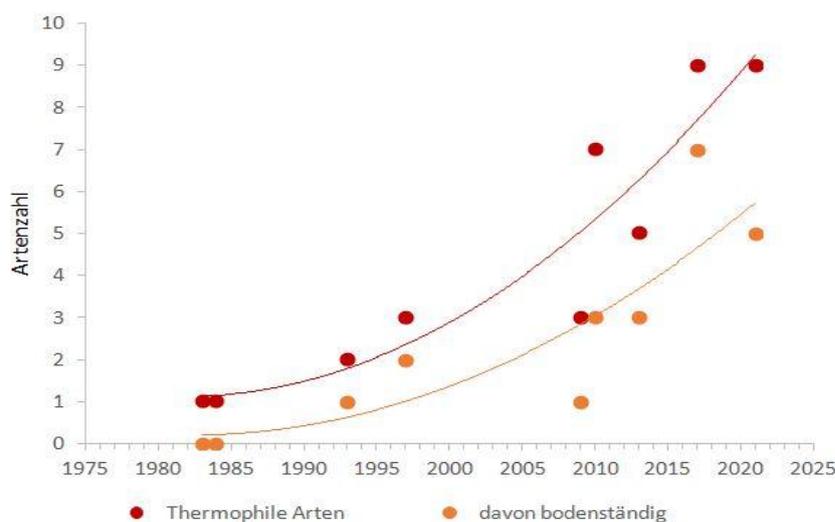


Abb. 5/5: Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann mit Trendlinie (polynomisch). Quellen älterer Nachweise vor 2009 siehe Legende von Tab. 5/5. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann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

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 Kreis Mettmann (Baumberger Tümpel, Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2, Further Moor, Klingenberger See, Kleingewässer südl. des Klingenberger 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>Ceriagrion 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.

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* noch in den 1980er Jahren 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



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.

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 manchen Folge-



Abb. 5/7: 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.

1999, CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Das Vorkommen des Kleinen Granatauges am Baumberger Tümpel, das dort im Jahr 2009 einen recht großen Bestand mit Reproduktionsverhalten bildete (SCHMITZ et al. 2010) und in etlichen Folgejahren in schwankender Populationsgröße wiedergefunden werden konnte, ist bereits seit den 1980er Jahren bekannt (HINZ 1988). Eine Ursache für das völlige Verschwinden der Art am Baumberger Tümpel in manchen Jahren (wie 2010, 2011, 2020) ist in den niedrigen Wasserständen in diesen Untersuchungsjahren zu suchen, so dass die von dieser Art präferierten Habitatstrukturen mit Wasserlinsen- und Schwimmblattvegetation nicht vorhanden waren. Möglicherweise macht sich der Klimawandel am Baumberger Tümpel neben einer Temperaturerhöhung zusätzlich in Form von verringerten Sommerniederschlägen besonders deutlich

bemerkbar, indem das Flachwasserbiotop im Sommer zunehmend austrocknet. Allerdings konnte die Art in manchen Jahren mit ganzjährig hohem Wasserstand (wie 2013) dort ebenfalls nicht nachgewiesen werden. 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.

Die **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*** (Abb. 5/7) ist eine Wärme liebende Art, deren Bestände in Mitteleuropa nach jahrzehntelanger rückläufiger Entwicklung (BELLMANN 2007) seit ca. 15-20 Jahren wieder eine gewisse Erholung und Ausbreitung zeigen (CONZE schriftl. Mittlg. 2013, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). Dies war auch der Anlass sie in der aktuellen Roten Liste für NRW (CONZE et al. 2010) für das Tiefland als ungefährdet einzustufen, nachdem

die Art in den beiden Vorgängerlisten (SCHMIDT & WOIKE 1986 und 1999) noch als stark gefährdet verzeichnet war. Auch bei der Neuauflage der Roten Liste Deutschlands wurde die Art von vormals stark gefährdet (OTT & PIPER 1998) auf ungefährdet herabgestuft (OTT et al. 2015). 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, aufgeführt, und auch BOUDOT & KALKMAN (2015) sowie MENKE et al. (2016) sehen die rezente Ausbreitung als eine wahrscheinliche Folge des Klimawandels. Beim im Jahr 2013 ebenfalls durchgeführten Klimafolgenmonitoring im Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2014) konnte *Lestes virens* erstmals nach 15 Jahren (BRAUN 1997) wieder im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen werden, die Beobachtung konnte in den folgenden Untersuchungsjahren 2017 und 2021 wiederholt werden (SCHMITZ et al. 2018, 2022). Der einzige weitere Nachweis von *Lestes virens* im Kreis Mettmann war bislang 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).

Bei der **Südlichen Binsenjungfer *Lestes barbarus*** (Abb. 5/8) handelt es sich um eine thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt. Diese wanderfreudige Art hat ihr Areal in den letzten Jahrzehnten deutlich nach Norden ausgeweitet, insbesondere seit den 1990er Jahren (OTT 2006, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015). *Lestes barbarus* gilt daher für den Bereich Mitteleuropas als Gewinner des Klimawandels (OTT 2008, MENKE & CONZE 2009). Die Art profitierte aber auch von der An-



Abb. 5/8: 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.

lage 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, CONZE & GRÖNHAGEN 2010) herabgestuft. Auf regionaler Ebene wurde die Art bereits an mehreren Stellen beobachtet. So gibt es in Ratingen (Kr. Mettmann) seit 1983 bodenständige Vorkommen von *Lestes barbarus*. Das Gewässer mit dem aktuellen Vorkommen ist 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. 2010). 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 **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*** (Abb. 5/9) ist eine weitere thermophile Art mit mediterrane Verbreitungsschwerpunkt, bei der seit einigen Jahren eine nord- und ostwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten ist, die auf Klimaänderungen zurückgeführt wird (z. B. DIJKSTRA & LEWINGTON



Abb. 5/9: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* ist eine besonders Wärme liebende Art, die zwar noch nicht in den beiden Untersuchungsgebieten vorkommt, sie wurde jedoch bereits auf Düsseldorf-Gebiet und 2017 mit Bodenständigkeitsnachweis im Further Moor bei Langenfeld (Kreis Mettmann) gefunden. Foto: Frisch geschlüpftes Männchen, Further Moor 08.06.2017, U. Schmitz.

2008, OTT 2008, 2010, CONZE et al. 2010, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016, WILDERMUTH & MONNERAT 2020). Insbesondere seit Beginn des 21. Jahrhunderts ist eine zunehmende Zahl von Fundmeldungen auch in Deutschland zu verzeichnen (u. a. GREBE et al. 2006, HUNGER 2011, LINGENFELDER 2011, WEIHRAUCH et al. 2011, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). Im Jahr 2011 konnte die Gabel-Azurjungfer erstmals für das Stadtgebiet Düsseldorf nachgewiesen werden. Es handelte sich um einen Fund an Kleingewässern auf dem Gelände des Klärwerkes in Düsseldorf-Hamm ohne Reproduktionsnachweis (BÖHM mündl. Mittlg. 2011). Im Jahr 2017 wurde *Coenagrion scitulum* im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann erstmals im Further Moor bei

Langenfeld nachgewiesen. Der Fund war gleichzeitig der Erstnachweis dieser Art für den Kreis Mettmann. Es handelte sich um ein frisch geschlüpfes Einzeltier, wodurch der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde (SCHMITZ et al. 2018).

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, (KORDGES 2006, BAIERL mündl. Mittlg. 2009, KRAUSE mündl. Mittlg. 2009, 2012, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010, 2012). 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 2020 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg.

2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2020). Nach eigenen Beobachtungen war *Anax parthenope* in den Sommern seit 2013 sogar die häufigste Großlibelle am Unterbacher See. STEINHOFF et al. (2011) fanden die Art in den Jahren 2008-2010 bei Kartierungen des Südparks und des Botanischen Gartens Düsseldorf, davon im Jahr 2008 mit Reproduktionsverhalten. Am Klingenberg 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). 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. Im Jahr 2021 flogen dort an einem Beobachtungstermin schon ca. 5 Exemplare gleichzeitig.

Die **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/3 und 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 Männchen gleichzeitig beobachtet wurden sowie ein Weibchen, das Eiablageverhalten zeigte. Im Jahr 2021 wurde nur ein Exemplar beobachtet, was möglicherweise mit dem weniger warmen Sommer und



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.

höhen Wasserständen zu tun hatte. In der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebietes wurde die Südliche Mosaikjungfer 2010 erstmals am Klingenberg 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.

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 (FERWER 1989) 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 Klingenberg See und im Further Moor (SCHMITZ et al. 2014, 2018). 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. 5/11) ist im Mittelmeerraum eine der häufigsten Großlibellenarten und breitet sich seit einigen Jahrzehnten zunehmend nach Mitteleuropa aus. Zur Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts beschränkte sich die Reproduktion dieser Art in Deutschland noch auf den



Abb. 5/11: 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.

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 gewissem Umfang in der Lage, ein Austrocknen des Entwicklungsgewässers zu tolerieren. Durch diese Fähigkeiten wird der mögliche negative Effekt des Klimawandels, dass durch verringerte sommerliche Niederschläge potenzielle Vermehrungsgewässer trockenfallen, größtenteils kompensiert (MENKE et al.

2009). Seit Mitte der 1990er Jahre gibt es auch in Nordrhein-Westfalen zahlreiche etablierte Vorkommen (LEMPERT 1997, KORDGES & KEIL 2000, BÖHM 2003, KORDGES 2006, MENKE et al. 2009, MENKE et al. 2016). Die Frühe Heidelibelle wurde im Jahr 2016 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Im Jahr zuvor war sie bereits am benachbarten Urdenbacher Altrhein gefunden worden (SCHMITZ 2015a). Am Urdenbacher Altrhein, aber auch an anderen Stellen der Stadt Düsseldorf sowie in Neuss wurde Fortpflanzungsverhalten beobachtet (BÖHM mündl. Mittlg., SCHMITZ 2015a, 2015b, KRAUSE schriftl. Mittlg. 2019).

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*** (Abb. 5/4 und 5/12) 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 im ebenfalls heißen und trockenen Sommer 2020 gelang der Nachweis von jeweils mindestens zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser stark Wärme liebenden Art. Die beiden beobachteten Männchen hielten sich 2020 an mehreren Beobachtungsterminen zwischen Mitte August und



Abb. 5/12: 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.

terminen zwischen Mitte August und Mitte September am ausgetrockneten Baumberger Tümpel auf (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 Klimafolgen-

monitorings. HOLTSCULTE (2020) konnte im heißen Sommer 2020 ein Paarungsrad der Art im Bereich des Urdenbacher Altrheins feststellen. Im Jahr 2021 wurden zwei Exemplare am Klingenger 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). 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 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 Klingenger 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) *Ceragrion 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 erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit (SCHMITZ et al. 2018, 2022). 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 gehäuftem 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 2016-2018 und 2020-2021 wurde die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* im Further Moor gefunden, die Art zeigte dort in den Jahren 2016 und 2020 sogar Kopula und Eiablage, 2021 konnte eine Exuvie gefunden werden.

¹ Europakarte mit Fundmeldungen unter https://observation.org/soort/maps/618?from=2018-06-13&to=2019-11-26&show_heatmap=0&method=0&count_ex=0&only_valid=0&grid=10000&kwart=0&st=&second_specie= (aufgerufen am 26.11.2019).

Auf das Auftreten thermophiler südeuropäischer Arten ist in Zukunft weiterhin besonders zu achten. Libellenarten, die nach MENKE et al. (2009) stark negativ vom Klimawandel beeinflusst werden, wozu vor allem Moor- und Gebirgsarten zählen, kommen in den Untersuchungsgebieten des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings normalerweise nicht vor. Allerdings sind bisher noch unbekannte positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Libellenarten vorstellbar, die sich erst in Zukunft zeigen werden. So ist beispielsweise bei den landesweiten Bestandsrückgängen der Gefleckten Heidelibelle *Sympetrum flaveolum* die Ursache möglicherweise nicht nur in lokalen, sondern auch in überregionalen Faktoren zu suchen. Nach BEHRENS et al. (2009) und CONZE et al. (2011) werden 40 % der nordrhein-westfälischen Libellenarten positiv und 14 % 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. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.
- 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.
- FERWER, W. (1989): Zur Libellenfauna von Gewässern der Stadt Bergisch-Gladbach. - Verh. Westd. Entom. Tag 1988: 117–130.
- 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.
- 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): Wiederauftritt 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., BEIERKUHLEIN, 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. & BEIERKUHLEIN, C. (2014): Potenzielle Verbreitungsänderungen von Tierarten der FFH-Richtlinie im Klimawandel. In: BEIERKUHLEIN, 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Duesseldorf.html> (aufgerufen am 07.11.2012).
- SCHANOWSKI, A. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Insektenfauna. Forschungsbericht Klimopass. LUBW, Karlsruhe, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063> (aufgerufen am 19.01.2015).
- SCHIEMENZ, H. (1953): Die Libellen unserer Heimat. Urania-Verlag (Jena), 154 S.
- SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Libellen (Odonata), Stand 01.10.1986. Schriftenreihe der LÖLF 4: 199-204.
- SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1999): Rote Liste der gefährdeten Libellen (Odonata) in Nordrhein-Westfalen, (Stand 01.10.1998). In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 507-521.
- SCHMITZ, M. (1991): Faunistisch-ökologischer Fachbeitrag zum Biotopmanagement am südlichen Niederrhein bei Düsseldorf – zur gegenwärtigen faunistischen Situation der Flussniederung des Rheins. Diplomarbeit Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter, Studiengang Landespflege, Fachgebiet Tierökologie.
- SCHMITZ, U. (2015a): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2015. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.
- SCHMITZ, U. (2015b): Artenschutzprüfung für Plangebiet Neuss-Morgensternsheide, Holzbüttgener Straße. Gutachten im Auftrag des Amtes für Umwelt und Stadtgrün Neuss, 20 S. + 2 S. Anhang.
- SCHMITZ, U. (2019): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2019. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.
- SCHMITZ, U. (2021): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2021. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.

- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2009 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H., & BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.
- SIEDLE, K. (1992): Libellen. Eignung und Methoden. In TRAUTNER J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 97-110. BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991, Verlag J. Margraf, Weikersheim.
- 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.
- WEIHRAUCH, F., KARLE-FENDT, A., KRACH, J.E., LOHR, M. & SEIDENBUSCH, R. (2011): *Coenagrion scitulum* in Bayern: Richtigstellung und Statusbericht (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 30: 33-42
- WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 824 S.
- WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2019): Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 958 S.
- WILDERMUTH, H. & MONNERAT, C. (2020): Fakten und Indizien zum Ausbreitungsverhalten von *Coenagrion scitulum* in der Schweiz (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 39 (3/4): 123-147.

6 Schmetterlinge

Ludger Wiroids

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.

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 Feuchtwiesenbrache gehören vor allem Feuchtwälder zum Untersuchungsge-

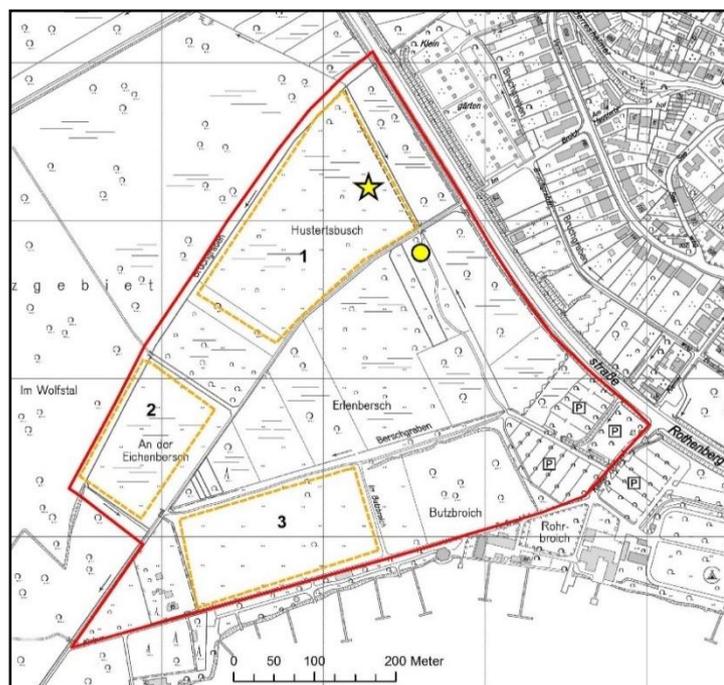


Abb. 6/1: Untersuchungsgebiet Eller Forst. Rot: Grenze des Untersuchungsgebietes, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort, Gelbe Linie mit schwarzer Zahl: Wiese 1, 2 und 3.

biet. Der Baumbestand wird dominiert von Hybrid- 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 2021 zumindest bis Mitte August keine der Wiesen gemäht worden war, auch nicht die sonst mindestens einschürigen Wiesen 2 und 3. Es waren lediglich einige Wegränder der Waldwege im Juli/August einmal gemäht worden und die in den Weg wachsenden Zweige beschnitten worden. Auf der ansonsten immer brach liegenden Sumpfwiese (= Wiese 1) waren im voran gegangenen Winter Brombeeren zurück geschnitten worden.

Golfplatz Hubbelrath

Das Untersuchungsgebiet, der Westplatz der Golfanlage Hubbelrath, liegt im Osten der Stadt Düsseldorf inmitten der Kulturlandschaft der Mettmanner Lösshochfläche (Abb. 6/2). Hier findet sich mit dem bewaldeten Sandberg (ca. 170 m NN) der höchste Geländepunkt der Stadt Düsseldorf. Das Untersuchungsgebiet zählt naturräumlich zum Bergischen Land (Naturraum VIa, vgl. DUDLER et al. 1999).

Der flächenmäßig dominierende Biotoptyp sind Parkrasen, daneben gibt es allerlei unterschiedliche 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 2021 wurde nur der obere Rand dieser Trockenmauer gemäht, die ansonsten brach lag. Im Winter 2020/2021 war zudem eine neue Blühwiese auf vormaligem Parkrasen angelegt worden, und zwar direkt hinter dem Lagerplatz neben Bahn 3. Diese sehr bunte Blühwiese enthielt im Gegensatz zur Trockenmauer überwiegend seltene Blütenpflanzen. Näheres zur Flora des Gebietes findet sich bei SCHMITZ (2020).

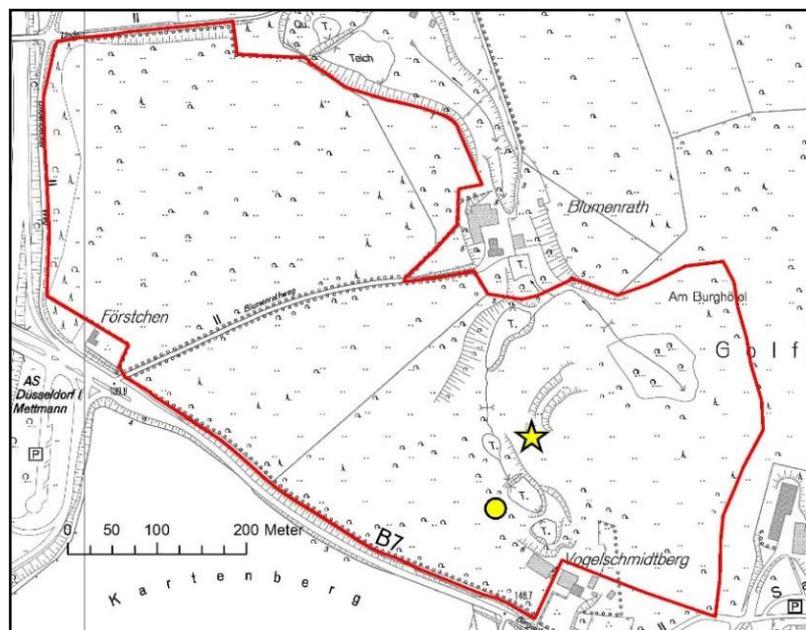


Abb. 6/2: Untersuchungsgebiet Hubbelrath. Rot: Grenze Untersuchungsgebiet, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort.

Methoden

Die Nomenklatur folgt KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), die Rote-Liste 2010 entspricht SCHUMACHER et al. (2011), diejenige von 2020 entspricht SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021).

Tagfalterkartierung

Die Kartierung der **Tagfalter** (und zeitgleich auch der tagaktiven Nachtfalter) erfolgte durch systematisches Abgehen geeignet erscheinender Teilbereiche der Kernuntersuchungsgebiete, insbesondere blütenreicher Wiesen, Brachen sowie sonniger Waldsäume, und Zählung aller dabei gesichteten Falterindividuen. Die Suche erfolgte erfolgsorientiert, das heißt, 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 Liniertaxierung, wie sie z. B. beim Projekt Tagfaltermonitoring durchgeführt wird, wäre unter den gegebenen Umständen, also Wald- bzw. Parkbiotope mit starker, tageszeitabhängiger Beschattung der Säume und Offenflächen und insgesamt nur geringem Blütenpflanzenangebot, wenig erfolgreich gewesen. Für die Kartierung wurden nach Möglichkeit Tage ausgewählt, an denen die Witterungsbedingungen eine hohe Tagfalteraktivität erwarten ließen – also warme Temperaturen $>17\text{ °C}$, 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 zufällig gesichteten und bestimmbaren Falterindividuen gezählt. Dies erlaubt somit zwar eine ziemlich vollständige Erfassung, kann allerdings auch dazu führen, dass einzelne Individuen doppelt gezählt werden. Die ermittelten Zahlen stellen allerdings ohnehin nur Aktivitätsabundanzen im Gebiet dar und keine absoluten Individuendichten.

Lichtfang

Die gängige Methode zur Kartierung von Nachtfaltern ist der Lichtfang. Durch diese Methode lässt sich der Großteil der heimischen Nachtfalterarten gut nachweisen. Dabei macht man sich die Tatsache zunutze, dass die Tiere nachts helle Lichtquellen anfliegen und lockt sie mit entsprechenden Apparaturen an.

Persönlicher Lichtfang mittels Leuchtturm

Ein sogenannter "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 ist dies seit 26.08.2019 aus technischen Gründen nicht mehr beim Abschlag von Bahn 2, sondern ca. 10 m schräg gegenüber davon am 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 betrieben. 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 ange- lockt 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 aufgebaut um eine gegenseitige Beeinflussung der Anlockwirkung zu vermeiden und auch in einem anderen Biotoptyp, um lokal vorkommende biotop-treue Arten 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 identisch mit dem von 2014 bis 2020; der entsprechende Standort in Hubbelrath lag wieder dort, wo er bei den letzten Lichtfängen seit 2015 immer gelegen hatte (Abb. 6/1 und 6/2).

Köderfang

Manche Nachtfalterarten, wie z. B. die Ordensbänder (=Gattung *Catocala*), fliegen zwar durchaus be- stimmte 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 las- sen sich aber gut an Nahrungsködern nachweisen, wobei man sich zunutze macht, dass sie zur Nah- rungsaufnahme 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 gä- rende Dunkelbier-Honigmischung auf Baumstämme aufgetragen sowie einige Köderschnüre mit Rotwein- Zucker-Köder an Büsche gehängt. Die Köderstellen wurden ab Beginn der Dämmerung ca. halbstündlich bis zum Ende des Leuchtturmfangs kontrolliert und die daran saugenden Nachtfalter gefangen und proto- kolliert. Sie befanden sich im Umfeld des jeweiligen Leuchtturmstandortes.

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

Viele Tag- und Nachtfalter lassen sich über die Suche ihrer Entwicklungsstadien: (= Ei, Raupe und Pup- pe) gut und zum Teil sogar besser nachweisen als durch die üblichen Methoden zur Kartierung ihrer Ima- gines. 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

Viele an Bäumen und Sträuchern sowie an Hochstauden lebende Raupenarten lassen sich gut durch Klopfen nachweisen. Das Klopfen erfolgt derart, dass an einer definierten Stelle mit einem Knüppel harte Schläge auf die zu beklopfende Pflanze durchgeführt werden, wodurch die daran sitzenden Raupen in einen darunter gehaltenen Klopfschirm (45 x 60 cm großer, mit Baumwollstoff bespannter Rahmen) fal- len. 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 höherwüchsigen Pflanzen angewandt. Teilweise wurde das Klopfsub- strat, also der Inhalt des Klopfschirms wie Blütenblätter, Blätter, Kätzchen etc., mit nach Hause genom- men und aufbewahrt, um auch zum Klopfzeitpunkt noch winzige, in der aktuellen Größe kaum zu entde-

ckende Raupen später noch nachweisen zu können. Daneben wurden verschiedene Pappel- und Weidenkätzchen auch ohne zu klopfen entweder vom Baum gepflückt oder am 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 1291, in Hubbelrath 2059, also jeweils deutlich weniger als 2019 und 2020. Allerdings wurde in diesem Jahr vor allem im Sommer auch verstärkt optisch gesucht und insbesondere beim ersten Durchgang Anfang April deutlich mehr Sammel- und Pflückproben von Pappel- und Weidenkätzchen genommen und auch besonders viel Klopfsubstrat mit nach Hause genommen, worin sich in den folgenden Wochen dann noch sehr viel Raupen nachweisen ließen.

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.

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 Lichtfallenfang. Köderfang erfolgte insgesamt nur an drei dieser nächtlichen Erfassungstermine. 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 Erfassungen von Entwicklungsstadien wieder kompensiert. Ein Vorteil der Suche von Entwicklungsstadien gegen-

über 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.

Tab. 6/1: Kartiertermine Schmetterlingserfassungen 2021

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
03.04.2021	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und Kätzchenproben sammeln sowie Tagfalterkartierung
12.05.2021	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung
02.06.2021	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
11.06.2021	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
12.07.2021	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
23.07.2021	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang
14.08.2021	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang
21.08.2021	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang

Ergebnisse

Eller Forst

In der Saison 2021 wurden im Eller Forst 156 Großschmetterlingsarten sowie fünf Artaggregate erfasst, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 156 bis maximal 160 liegen würde (Tab. 6/2). Damit liegt die Artenzahl grob im Durchschnitt der Vorjahre (2009: 156 Großschmetterlingsarten, 2010: 166, 2011: 156, 2012: 157, 2013: 166, 2014: 164, 2015: 159, 2016: 131, 2017: 158, 2018: 157, 2019: 177, 2020: 151). Die Gruppe der Tagfalter war mit 18 Arten zuzüglich einem Artaggre-

gat vertreten (Vorjahre: 19/14/17/8/16/16/11/13/18/14/11/11) (vgl. DAHL 2009-2014 und WIROOKS 2015-2018, 2019a, 2020, 2021).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 437 Falterindividuen sowie 1456 einzelne Raupen, 3 einzelne Eier, ein Raupennest und 3 arttypische Fraßspuren.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 308 Faltern aus 92 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 27 Falter aus 20 Arten und der Köderfang 19 Falter aus 10 Arten. Durch optische Beobachtung bei Tag (und bei Nacht) sowie Klopfen konnten weitere 83 Falter aus 29 Arten nachgewiesen werden. Die Suche nach Entwicklungsstadien ergab eine Ausbeute von 56 Arten und 3 Artaggregate. Immerhin konnten durch diese Methode 35 Arten und drei Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2021 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch sieben für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 357 zuzüglich 16 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 358 bis 362 liegen würde.²

Tab. 6/2: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen im Eller Forst 2021

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 et al. (2011)/ SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021): NRW = Nordrhein-Westfalen, NRBÜ = Niederrheinische Bucht, * = ungefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, V = Vorwarnliste, ♦ = nicht bewertet (z.B. Wanderfalter)

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9093	<i>Abrostola triplasia</i> (Hufnagel, 1766)			1			*/*	*/*
8780	<i>Acronicta megacephala</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8777	<i>Acronicta psi</i> (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
7802	<i>Aethalura punctulata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
7695	<i>Agriopis aurantiaria</i> (Hübner, [1799])	5					*/*	*/*
7693	<i>Agriopis leucophaearia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	28					*/*	*/*
9566	<i>Agrochola circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	217					*/*	*/*
9569	<i>Agrochola lota</i> (Clerck, 1759)	1					*/*	*/*
9571	<i>Agrochola macilenta</i> (Hübner, 1809)	26					*/*	*/*
10343	<i>Agrotis puta</i> (Hübner, 1803)		1				*/*	*/*
9682	<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	7					*/*	*/*
7953	<i>Alsophila aescularia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6					*/*	*/*
9308	<i>Amphipyra berbera</i> Rungs, 1949	2	2		3		*/*	*/*
9307	<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	3	1				*/*	*/*
6973	<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)					3	*/*	*/*
8607	<i>Anticollix sparsata</i> (Treitschke, 1828)		1				3/V	3/V
9748	<i>Apamea monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)		1				*/*	*/*
9775	<i>Apamea ophiogramma</i> (Esper, 1794)		4				V/V	3/V
9774	<i>Apamea scolopacina</i> (Esper, 1788)		1				*/*	*/*
7344	<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)					4	*/*	*/*
7672	<i>Apocheima pilosaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	4					*/*	*/*
3907	<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)		6				*/*	*/*
9320	<i>Asteroscopus sphinx</i> (Hufnagel, 1766)	2					*/*	*/*
9056	<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)	1	3			2	*/*	*/*
7826	<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)		5	2		3	*/*	*/*

² 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
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		13	2			*/*	*/*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)		3				*/*	*/*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		6				*/*	*/*
8289	Campogramma bilineata (Linnaeus, 1758)					1	*/*	*/*
8874	Catocala nupta (Linnaeus, 1767)		1		5		*/*	*/*
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)	1 Ei				2	*/*	*/*
7547	Chiasmia clathrata (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)		8				*/*	*/*
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		23	2		3	*/*	*/*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	3					*/*	*/*
9603	Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	2					*/*	*/*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	16					*/*	*/*
9549	Cosmia pyralina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	2	9				*/*	*/*
8789	Craniophora ligustri ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*/*	*/*
7654	Crocallis elinguaris (Linnaeus, 1758)			1			*/*	V/*
8024	Cyclophora linearis (Hübner, [1799])		1				*/*	*/*
9118	Deltote bankiana (Fabricius, 1775)		7				*/*	*/*
9045	Diachrysa chrysis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex		1				*/*	*/*
7508	Drepana falcata (Linnaeus, 1758)		2				*/*	*/*
8339	Ecliptopera capitata (Herrich-Schäffer, 1839)			1			*/*	*/*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		4	3	1		3/*	3/*
7633	Ennomos quercinaria (Hufnagel, 1767)	1	1				3/V	G/V
7615	Epione repandaria (Hufnagel, 1767)		1				*/*	*/*
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		6	2		6	*/*	*/*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	24					*/*	*/*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)			2			*/*	*/*
8334	Eulithis mellinata (Fabricius, 1787)			1			V/V	*/*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)	4	3				V/*	3/*
8335	Eulithis pyraliata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8578	Eupithecia abbreviata Stephens, 1831	3					*/*	*/*
8476	Eupithecia inturbata (Hübner, [1817])		12				V/V	3/V
8526	Eupithecia satyrata (Hübner, [1813])	2	4				*/*	*/*
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)		3	1			*/*	*/*
8596	Eupithecia tantillaria Boisduval, 1840		1				*/*	*/*
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, [1813])	3	6	1			*/*	*/*
8535	Eupithecia tripunctaria Herrich-Schäffer, 1852	4					*/*	*/*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		2		1		*/*	*/*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	6					*/*	*/*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	3+1 Ei				2	*/*	*/*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)	1					*/*	*/*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		8				*/*	*/*
9933	Hadena bicruris (Hufnagel, 1766)	1 Ei+2 Fr					*/*	*/*
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)		1				*/*	*/*
80	Hepialus humuli (Linnaeus, 1758)		1				V/V	V/V
8846	Herminia grisealis ([Denis & Schiffermüller], 1775)		5	1	1		*/*	*/*
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch, 1782)		3	1			*/*	*/*
8391	Hydriomena furcata (Thunberg, 1784)		3	1			*/*	*/*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)		2		1	2	*/*	*/*
8995	Hypena rostralis (Linnaeus, 1758)	2					*/*	*/*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)	1	2				*/*	*/*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		6				*/*	*/*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		3		1		*/*	*/*
8183	Idaea emarginata (Linnaeus, 1758)		2				*/*	*/*
8137	Idaea fuscovenosa (Goeze, 1781)		1				*/*	*/*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
7248	<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)					1	*/*	*/*
9527	<i>Ipimorpha retusa</i> (Linnaeus, 1761)		1				3/V	3/*
9528	<i>Ipimorpha subtusa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		6				*/*	*/*
67	<i>Korscheltellus lupulina</i> (Linnaeus, 1778)		9				*/*	*/*
9917	<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	1	3				*/*	*/*
8975	<i>Laspeyria flexula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		4				V/*	V/*
8665	<i>Lobophora halterata</i> (Hufnagel, 1767)	1					*/*	*/*
7527	<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)		1			1	*/*	*/*
9801	<i>Luperina testacea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)			1			*/*	*/*
10376	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	3	1				*/*	*/*
7540	<i>Macaria alternata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		4				*/*	*/*
7543	<i>Macaria wauaria</i> (Linnaeus, 1758)	9					*/*	*/*
9051	<i>Macdunnoughia confusa</i> (Stephens, 1850)	1					V/*	*/*
8843	<i>Macrochilo cribrumalis</i> (Hübner, 1793)		3	1			1/2	1/3
7350	<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)					13	*/*	*/*
9789	<i>Mesapamea secalis</i> (Linnaeus, 1758)		2				*/*	*/*
6819	<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
9490	<i>Mormo maura</i> (Linnaeus, 1758)				1		3/V	2/*
10002	<i>Mythimna albipuncta</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*/*	*/*
10006	<i>Mythimna impura</i> (Hübner, 1808)		5	1		5	*/*	*/*
10010	<i>Mythimna obsoleta</i> (Hübner, 1803)		6				3/3	3/3
10005	<i>Mythimna straminea</i> (Treitschke, 1825)		1				3/3	2/2
7049	<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
10099	<i>Noctua comes</i> (Hübner, 1813)		7				*/*	*/*
10105	<i>Noctua interjecta</i> (Hübner, 1803)		1				V/*	V/*
10103	<i>Noctua janthe</i> (Borkhausen, 1792)		7				*/*	*/*
10102	<i>Noctua janthina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		7				*/*	*/*
10096	<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
7258	<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	1 Raupennest				1	1/3	1/V
6930	<i>Ochlodes venata</i> (Esper, 1777)					1	*/*	*/*
7490	<i>Ochropacha duplaris</i> (Linnaeus, 1761)		1				*/*	*/*
10086	<i>Ochroleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)		1				*/*	*/*
9782	<i>Oligia latruncula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8447	<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1775)	809					*/*	*/*
7613	<i>Opisthoptera luteolata</i> (Linnaeus, 1758)	4	2				*/*	*/*
10397	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	1				4	*/*	*/*
10044	<i>Orthosia cerasi</i> (Fabricius, 1775)	7					*/*	*/*
10039	<i>Orthosia cruda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	13					*/*	*/*
10038	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
7659	<i>Ourapteryx sambucaria</i> (Linnaeus, 1758)		2				*/*	V/*
7307	<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)					1	*/*	*/*
9537	<i>Parastichtis ypsilon</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	1				V/*	*/*
7800	<i>Parectropis similaria</i> (Hufnagel, 1767)	2					*/*	*/*
10479	<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)			1			3/V	3/*
7596	<i>Petrophora chlorosata</i> (Scopoli, 1763)		1				*/*	*/*
8750	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
8728	<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)		1				*/*	*/*
8433	<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)	1	1				3/3	3/V
8432	<i>Philereme vetulata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6	2			1	3/V	3/V
9505	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)		8				*/*	*/*
7000	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)					8	*/*	*/*
6998	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)					3	*/*	*/*
7252	<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)					2	*/*	*/*
7163	<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)					1	*/*	*/*
9114	<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)	2	4				*/*	*/*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
10451	<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
7620	<i>Pseudopanthera macularia</i> (Linnaeus, 1758)					3	*/*	*/*
8739	<i>Ptilodon cucullina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				V/*	3/*
8604	<i>Rhinoprora chloerata</i> (Mabille, 1870)	2					3/V	2/V
7062	<i>Satyrion w-album</i> (Knoch, 1782)					1	1/2	2/2
9229	<i>Shargacucullia scrophulariae</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1 Fr					*/*	*/*
8689	<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	1	6				V/*	V/*
10466	<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)		1				V/*	V/*
7481	<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)		4		4		*/*	*/*
6923	<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)					3	*/*	*/*
8028	<i>Timandra comae</i> A. Schmidt, 1931					1	*/*	*/*
7243	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)					2	*/*	*/*
7245	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)					1	*/♦	*/♦
7503	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)		1				*/*	*/*
9560	<i>Xanthia gilvago</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					2/2	2/3
9559	<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	28					*/*	*/*
9561	<i>Xanthia ocellaris</i> (Borkhausen, 1792)	22					3/3	V/*
9556	<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	117					*/*	*/*
8248	<i>Xanthorhoe biriviata</i> (Borkhausen, 1794)		6	1			*/*	*/*
10199	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
4176	<i>Zeuzera pyrina</i> (Linnaeus, 1761)		1				*/*	*/*
	<i>Agriopsis marginaria/aurantiaria</i> agg.	36						
	<i>Amphipyra pyramidea/berbera</i> agg.	2						
	<i>Epirrita autumnata/dilutata/christyi</i> agg.	4						
	<i>Noctua janthina/janthe/(tertia)</i> agg.		1		1			
	<i>Thymelicus sylvestris/lineola</i> agg.					2		

Golfplatz Hubbelrath

Auf dem Golfplatz Hubbelrath wurden in der Saison 2021 insgesamt 146 Großschmetterlingsarten erfasst sowie 6 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 147 bis maximal 151 liegen würde (Tab. 6/3). Damit liegt die Artenzahl in einem leicht unterdurchschnittlichen 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). Die Gruppe der Tagfalter war mit 12 Arten vertreten (14/10/12/7/10/11/8/15/14/14/13/12 Arten) (vgl. DAHL 2010-2014 und WIROOKS 2015-2018, 2019a, 2020, 2021).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 429 Imagines sowie 1162 einzelne Raupen, 15 einzelne Eier, ein Eigelege, 2 Nester mit Raupenhäuten und 2 Fraßspuren.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 223 Faltern aus 67 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 43 Falter aus 20 Arten, der Köderfang 86 Falter aus 18 Arten. Bei Tagesbegehungen wurden einschließlich einiger nachts zufällig gesichteter Tiere 77 Falterindividuen aus 21 Arten gezählt. Die Suche nach Entwicklungsstadien erbrachte 69 Arten und 6 Artaggregate. Immerhin konnten durch diese Methode 59 Arten und 6 Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2021 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten dabei überraschenderweise noch einmal 10 für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 346 zuzüglich 19 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 346 bis 355 liegen würde.

Tab. 6/3: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen in Hubbelrath 2021.

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien, Eg = Eigelege, Fr = arttypische Fraßspur, Rh = Raupenhaut, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = optische Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher Beobachtungen), Rote Liste nach: SCHUMACHER et al. (2011)/ SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021): NRW = Nordrhein-Westfalen, BGL = Bergisches Land, * = ungefährdet, 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste, R= durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, D = Daten unzureichend.

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8780	Acronicta megacephala ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8787	Acronicta rumicis (Linnaeus, 1758)		2		1		V/*	V/*
9515	Actinotia polyodon (Clerck, 1759)	1					*/*	*/V
9928	Aetheria bicolorata (Hufnagel, 1766)	2+1 Fr					V/V	3/V
7250	Aglais urticae (Linnaeus, 1758)					1	*/V	*/V
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, [1799])	3					*/*	*/*
7693	Agriopis leucophaearia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7					*/*	*/*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	140					*/*	*/*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	1					*/*	V/*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	8					*/*	*/*
7953	Alsophila aescularia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	3					*/*	*/*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949	3			26		*/*	*/*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	7	2		30		*/*	*/*
6973	Anthocharis cardamines (Linnaeus, 1758)					2	*/*	*/*
9768	Apamea illyria (Freyer, 1846)		1				3/3	3/3
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		1		1		*/*	*/*
7299	Apatura iris (Linnaeus, 1758)	2					V/*	V/*
7344	Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)					1	*/*	*/*
7671	Apocheima hispidaria ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					V/V	3/*
7672	Apocheima pilosaria ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7					*/*	*/*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		1				*/*	*/*
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)		3			2	*/*	*/*
9059	Autographa pulchrina (Haworth, 1809)		1				*/*	*/*
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)		2				*/*	*/*
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)	3	1	14			*/*	*/*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		8	2			*/*	*/*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)		3				*/*	*/*
9240	Calophasia lunula (Hufnagel, 1766)	3					V/V	V/V
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		8	1			*/*	*/*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		3			1	*/*	*/*
9417	Caradrina morpheus (Hufnagel, 1766)	4		1			*/*	*/V
8874	Catocala nupta (Linnaeus, 1767)	1			3		*/*	*/*
8882	Catocala promissa ([Denis & Schiffermüller], 1775)				1		3/3	3/*
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)					1	*/*	*/*
9456	Charanyca trigrammica (Hufnagel, 1766)		1				*/*	*/*
8348	Chloroclysta truncata (Hufnagel, 1767)		1				*/*	*/*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)	2		1			*/*	*/*
9874	Chortodes extrema (Hübner, 1809)		1				V/3	R/R
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		3	2			*/*	*/*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	10					*/*	*/*
9603	Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	4					*/*	*/*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	10					*/*	*/*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	4	2	1			*/*	*/*
8319	Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
4151	Cossus cossus (Linnaeus, 1758)	5+1 Fr					V/V	2/V
8801	Cryphia algae (Fabricius, 1775)		1				V/*	V/*
9045	Diachrysia chrysitis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	4		1		1	*/*	*/*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8723	Drymonia obliterata (Esper, 1785)		1				*/*	*/*
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	1					*/*	R/*
8338	Ecliptopera silaceata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1	2			*/*	*/*
7796	Ectropis crepuscularia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					*/*	*/*
10490	Eilema complana (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)			1			3/*	R/*
10499	Eilema sororcula (Hufnagel, 1766)		6				*/*	*/*
7633	Ennomos quercinaria (Hufnagel, 1767)	1					3/V	2/*
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		1			2	*/*	*/*
8442	Epirrita dilutata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*/*	*/*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	35					*/*	*/*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		1				*/*	*/*
8477	Eupithecia haworthiata Doubleday, 1856	1					*/*	*/*
8483	Eupithecia linariata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*/*	*/*
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)	2	1	1			*/*	*/*
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, [1813])	2	2				*/*	*/*
8535	Eupithecia tripunctaria Herrich-Schüffer, 1852	7					*/*	*/*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		2				*/*	*/*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	5					*/*	*/*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	3				3	*/*	*/*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)	1					*/*	*/*
9933	Hadena bicurris (Hufnagel, 1766)	3+1 Ei					*/*	V/D
9957	Hadena perplexa ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1+2 Ei					3/3	2/3
9955	Hadena rivularis (Fabricius, 1775)	1					V/V	3/V
8000	Hemistola chrysoptera (Esper, 1794)	1					V/V	3/*
8846	Herminia grisealis ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2	2			*/*	*/*
8392	Hydriomena impluviata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)	14	21	2	4	2	*/*	*/*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)			1			*/*	*/*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		2				*/*	*/*
8167	Idaea subsericeata (Haworth, 1809)		3			1	V/*	3/*
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)					5	*/*	*/*
9528	Ipimorpha subtusa ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	2					*/*	*/*
6824	Laotloe populi (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
8975	Laspeyria flexula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				V/*	3/*
7530	Ligdia adustata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					*/*	*/*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		3				*/*	*/*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	4	7				*/*	3/*
9051	Macdunnoughia confusa (Stephens, 1850)	1		1		1	V/*	V/*
9987	Mamestra brassicae (Linnaeus, 1758)				2		*/*	*/*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					7	*/*	*/*
9790	Mesapamea didyma (Esper, 1788)		1		2		*/*	*/*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)			2	2		*/*	*/*
9786	Mesoligia furuncula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
6819	Mimas tiliae (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
9490	Mormo maura (Linnaeus, 1758)				1		3/V	3/V
10002	Mythimna albipuncta ([Denis & Schiffermüller], 1775)		13		3		*/*	*/*
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
10105	Noctua interjecta (Hübner, 1803)			2			V/*	3/*
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		10	1			*/*	*/*
10102	Noctua janthina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		10	2	2		*/*	*/*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)	1 Eg	13		3		*/*	*/*
8716	Notodonta dromedarius (Linnaeus, 1758)		3				*/*	*/*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
10086	Ochroleura plecta (Linnaeus, 1761)		3				*/*	*/*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		2				*/*	*/*
9780	Oligia strigilis (Linnaeus, 1758)		5				*/*	*/*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	646					*/*	*/*
7613	Opisthagraptis luteolata (Linnaeus, 1758)		14				*/*	*/*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)	1				1	*/*	*/*
10044	Orthosia cerasi (Fabrocois. 1775)	9					*/*	*/*
10039	Orthosia cruda ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*/*	*/*
9537	Parastichtis ypsilon ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					V/*	V/*
7754	Peribatodes rhomboidaria ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*/*	*/*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	1		1			*/*	*/*
8728	Pheosia gnoma (Fabricius, 1776)		3				*/*	*/*
8433	Philereme transversata (Hufnagel, 1767)	1					3/3	G/R
8432	Philereme vetulata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	3					3/V	V/V
9505	Phlogophora meticulosa (Linnaeus, 1758)		2		1		*/*	*/*
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)		6				*/*	*/*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)					7	*/*	*/*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)					2	*/*	*/*
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)					8	*/*	*/*
6849	Proserpinus proserpina (Pallas, 1772)	5					R/R	R/R
10451	Pseudoips prasinana (Linnaeus, 1758)		6				*/*	*/*
8739	Ptilodon cucullina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				V/*	*/*
7844	Puengelera capreolaria ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
8604	Rhinoprora chloerata (Mabille, 1870)	2					3/V	3/V
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)			1			*/*	*/*
8984	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)				1		*/*	*/*
9229	Shargacucullia scrophulariae ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8+12 Ei					*/*	*/*
10567	Spilosoma lubricipeda (Linnaeus, 1758)		1				*/*	*/*
8689	Thaumetopoea processionea (Linnaeus, 1758)	2 Nester (mit Rh)	5				V/*	V/*
8356	Thera obeliscata (Hübner, 1787)		1				*/*	*/*
7481	Thyatira batis (Linnaeus, 1758)		1		2		*/*	*/*
8028	Timandra comae A. Schmidt, 1931					3	*/*	*/*
63	Triodia sylvina (Linnaeus, 1761)		2			1	*/*	*/*
8428	Triphosa dubitata (Linnaeus, 1758)	1					V/V	3/V
10607	Tyria jacobaeae (Linnaeus, 1758)	4					V/*	*/*
7243	Vanessa atalanta (Linnaeus, 1758)	2				25	*/*	*/*
7503	Watsonalla binaria (Hufnagel, 1767)		1				*/*	*/*
9562	Xanthia citrigo (Linnaeus, 1758)	1					3/*	R/*
9559	Xanthia icteritia (Hufnagel, 1766)	60					*/*	*/*
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)	51					*/*	*/*
8248	Xanthorhoe biriviata (Borkhausen, 1794)		1				*/*	*/*
8256	Xanthorhoe fluctuata (Linnaeus, 1758)	1					*/*	*/*
8255	Xanthorhoe montanata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*/*	*/*
10199	Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)	2	8	1			*/*	*/*
8858	Zanclognatha tarsipennalis Treitschke 1835				1		*/*	*/*
	Agriopis marginaria/aurantiaria agg.	7						
	Amphipyra pyramidea/berbera agg.	2						
	Autographa gamma/Macdunnoughia confusa agg.	7						
	Chloroclysta siterata/miata agg.	1						
	Epirrhoe alternata/rivata agg.	3						
	Epirrita autumnata/dilutata/christyi agg.	13						

Im Zuge von Libellenkartierungen konnte Ulf Schmitz ferner noch ein Exemplar von *Pararge aegeria* (L., 1758) nachweisen.

Faunistische und naturschutzfachliche Auswertung der Ergebnisse

Neunachweise

Obwohl die Erfassungen nun seit 2008 bzw. 2009 laufen, gab es auch 2021 in beiden Gebieten wieder erstaunlich viele Erstauffindungen, die im Folgenden kurz vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz analysiert werden sollen.

Eller Forst

Im Eller Forst konnten im Jahr 2021 sieben Schmetterlingsarten neu nachgewiesen werden, von denen die zwei Tagfalter nach der Roten Liste NRW (SCHUMACHER et al. 2011) für NRW und die Niederrheinische Bucht als mehr oder weniger gefährdet eingestuft sind.

Bereits am 03. April berichtete M. GOERIGK dem Autor vor Ort, dass sie sieben auf Wiese 3 einen Falter vom Großen Fuchs *Nymphalis polychloros* gesehen habe. Am 12.05. fand dann der Autor am sonnigen Rand dieser Wiese an einer jungen Salweide prompt auch ein Raupennest mit vielen Eiraupen dieser Art (Abb.6/3). Sie galt nach SCHUMACHER et al. (2011) sowohl im gesamten NRW als auch in der Niederrheinischen Bucht noch als vom Aussterben bedroht. Inzwischen wurde sie allerdings nach der allerneuesten Roten Liste NRW-weit nur noch als gefährdet (= Kategorie 3) eingestuft und in der Niederrheinischen Bucht sogar nur noch auf die Vorwarnliste gesetzt (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021).

Wie viele andere große und eher mobile Tagfalterarten auch hat der Große Fuchs besonders seit den Hitzesommern 2018 und 2019 viele neue Gebiete erobert und ist vielerorts einfach deutlich häufiger geworden (AGRWL 2021). Es ist durchaus möglich, dass dafür das wärmere Klima verantwortlich ist, denn man kann diese Art getrost als Wärme liebend bezeichnen mit einem STI (= Species Temperatur Index) von 9,68 °C (zum STI siehe folgendes Kapitel „Klimaindices“). Allerdings sind Vorkommen und Häufigkeit ohnehin in langjährigen Intervallen schwankend, wofür der besonders sich im Frühjahr auswirkende Wechsel zwischen feucht-warmem, atlantischem und kaltem Festlandsklima verantwortlich gemacht wurde (STAMM 1981). Es lässt sich allerdings nicht so einfach entscheiden, ob es sich bei dem momentanen Aufwärtstrend der Art nur um ein kurzfristiges Phänomen handelt oder ob die Art auch langfristig vom Klimawandel profitieren wird.

Ebenso könnte es theoretisch natürlich auch sein, dass Naturschutzmaßnahmen für die positive Bestandsentwicklung verantwortlich sind. Als die Art auch deutschlandweit noch kurz vor dem Aussterben stand, wurden verschiedene menschliche Eingriffe wie Intensivierungsmaßnahmen in Land- und Forstwirtschaft, Einsatz von Insektiziden, Aufgabe von Streuobstwiesen sowie auch das Ulmensterben dafür verantwortlich gemacht (vgl. EBERT & RENNWALD 1991a). Die Falter fliegen in den unterschiedlichsten gehölzreichen Lebensräumen,



Abb. 6/3: Jungraupen vom Großen Fuchs an Salweide am 12.5.2021 im Eller Forst am Rand der Wiese 3. Foto: L. Wirrocks, 12.05.2021.

während verschiedene Vorwaldstadien sowie Gärten und Streuobstwiesen als Lebensraum der Raupe angegeben werden, welche vornehmlich an Salweide, aber auch an Ulmen, Espen, Süßkirschen, Birnen und weiteren Weidenarten vorkommt (ebenda). Diese doch eher unspezifische Biotopbindung macht es allerdings unwahrscheinlich, dass menschliche Eingriffe für positive oder negative Bestandsentwicklungen verantwortlich zu machen sind, so dass man wohl doch eher klimatische Phänomene als Hauptverursacher der Bestandsveränderungen in Betracht ziehen sollte.

Ebenfalls neu für das Untersuchungsgebiet Eller Forst ist der Ulmen-Zipfelfalter *Satyrium w-album*, von dem der Autor am 12.07.2021 auf der Sumpfwiese ein Exemplar an Baldrian saugend beobachten konnte (Abb.6/4). Diese an Ulmen lebende Art war zuletzt in der Niederrheinischen Bucht noch als stark gefährdet (= Kategorie 2) eingestuft worden und in ganz NRW als vom Aussterben bedroht (SCHUMACHER et al. 2011). Sie war aus dem Gesamtgebiet Eller Forst allerdings durchaus bekannt und wurde in anderen Teilbereichen in den letzten Jahren sogar schon mehrfach nachgewiesen (AGRWL 2021, mündliche Mittlg. TOBIAS KRAUSE und MARTINE GOERIGK). Das bisherige Fehlen von Nachweisen im UG Eller Forst trotz des Vorhandenseins von einigen Ulmen hat vermutlich nur methodische Gründe, denn für diese Art ist, wie auch für die meisten anderen Zipfelfalterarten, die winterliche Suche nach Eiern die wichtigste



Abb. 6/4: Dieser Ulmen-Zipfelfalter saugte am 12.07.2021 auf der Sumpfwiese im Eller Forst an Baldrian. Foto: L. Wirooks, 12.07.2021.

Erfassungsmethode (PHILIPPER & KAMP 2020). Demgegenüber sind Nachweise der vorwiegend im Baumkronenbereich sich aufhaltenden Imagines eher Zufallsbeobachtungen. Viele Einachweise deuten inzwischen darauf hin, dass die Verbreitung der Art trotz des Ulmensterbens deutlich unterschätzt wird, was sich inzwischen zumindest NRW-weit insofern ausgewirkt hat, als die Art auf Kategorie 2 herabgestuft wurde (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021). Ob die in den letzten Jahren wieder häufiger nachgewiesene Art tatsächlich eine so deutlich positive Bestandsentwicklung

erfährt ist allerdings nicht ganz sicher. Immerhin wird seit dem Erscheinen des Buches von HERMANN (2007) überhaupt erst vermehrt nach Eiern gesucht, so dass die heute im Gegensatz zu früheren Zeiten weitere Verbreitung zumindest in Teilen auch ein methodisches Artefakt sein könnte. Insgesamt spricht allerdings vieles dafür, dass die Art tatsächlich wieder häufiger wird. Der früher allseits beklagte Rückgang wurde vor allem auf das Ulmensterben zurückgeführt (EBERT & RENNWALD 1991b). Eine positive Bestandsentwicklung könnte entsprechend am ehesten auf ökologischen Anpassungen der Art bzw. Ulmenanpflanzung, z. B. auch neuer Ulmensorten, o. ä. zurück zu führen sein, während der Klimawandel als alleinige Ursache weniger wahrscheinlich ist bei einer Art mit einem mittleren STI von 8,87 °C.

Die fünf erstmalig nachgewiesenen Nachfalterarten sind hingegen allesamt ungefährdet. Der Spanner *Idaea emarginata* wurde erstmalig am 12.07. auf der Sumpfwiese am Leuchtturm gefangen. Beide Exemplare waren allerdings total abgeflogen. Nach EBERT (2021) kommt die Art sowohl auf Feuchtwiesen

und Flachmooren, aber auch auf trockenen Sandböden sowie diversen anderen sehr unterschiedlichen Lebensräumen vor. Die Habitatbindung dieser in NRW nur lokal vorkommenden Art lässt sich schwer beschreiben, doch deuten die dem Autor bekannten Fundorte im Zusammenhang mit den Angaben bei STAMM (1981) sowie der aktuellen Verbreitungskarte (ARGWL 2021) darauf hin, dass die Art hier regional bestimmte Sandböden bevorzugt. Regelmäßig gefunden wird sie z. B. in der nahe beim Fundort gelegenen Hildener Heide sowie in der Wahner Heide bei Köln, aber auch an einigen anderen Orten mit Sandböden wie bei Eschweiler oder an diversen Orten am Niederrhein. Der Zustand der Falter könnte darauf hindeuten, dass die Falter womöglich aus der Umgebung zugeflogen waren und sich nicht auf der Sumpfwiese selbst entwickelt haben, wofür auch die räumliche Nähe bekannter Fundorte im Nachbarquadranten MTB 4802/2 Hilden hinweist. Hinweise für Bestandsänderungen oder Arealerweiterungen oder -verluste gibt es jedenfalls nicht.

Die einzelne Raupe von *Macdunnoughia confusa* wurde am 14.08. direkt am Seeufer bei der Liegewiese geklopft. Die Raupe dieser Art ist nach eigenen Erfahrungen vor allem in der offenen Agrarlandschaft häufig, wo ihre 1. Raupengeneration vorzugsweise an Kamillen lebt, doch wurde die 2. Raupengeneration, um die es sich beim Fund gehandelt hat, vom Autor auch in vielen anderen, meist allerdings trockenen, Offenlandbiotopen angetroffen. Prinzipiell kann die Sumpfwiese dieser insgesamt doch recht eurypen Art als Entwicklungshabitat nicht ausgeschlossen werden, doch ist der Eller Forst sicherlich durch seinen Waldcharakter insgesamt für diese Art eher untypisch, so dass es nicht verwunderlich ist, dass erst jetzt ein Artnachweis gelang. Die Art galt früher einmal sogar als Wanderfalter und war in diesem Jahr anscheinend auch insgesamt recht häufig (LEPIFORUM 2021) Sie Art dürfte zwar von trockenheißen Sommern profitieren und steigert entsprechend häufig ihre Populationsstärke zum Ende des Sommers hin, doch ist ein direkter Zusammenhang zwischen diesem Erstnachweis und dem Klimawandel eher unwahrscheinlich.

Der erste Falter vom als Raupe im Holz von Bäumen und in Misteln lebenden Blausieb *Zeuzera pyrina* wurde am 12.07. im UG Eller Forst gefangen. Das Blausieb besiedelt eine Vielzahl von unterschiedlichsten Lebensräumen mit Laubgehölzen (SPEIDEL 1994). Die allgemein als durchaus weit verbreitet angesehene Art konnte inklusive dieses Tieres allerdings in ca. 30 Jahren Lichtfang dennoch insgesamt nur viermal am Leuchtturm gefangen werden. Das dürfte daran liegen, dass sich die Falter wohl überwiegend im Baumkronenbereich aufhalten und sich nicht so leicht herunter locken lassen. Dafür spricht zumindest die Beobachtung von KÖPPEL (1997) wonach er in Auwäldern zwar sechs Falter in einer Baumkronenlichtfalle fangen konnte, aber kein einziges Tier in mehreren anderen am Boden stehenden Lichtfallen. Insofern dürfte der späte Erstnachweis dieser sicherlich schon immer im Gebiet ansässigen Art ihrer eher schlechten Nachweisbarkeit mit den normalen Lichtfangmethoden geschuldet sein und wohl kaum realen Populationsschwankungen.

Ebenfalls durchaus typisch für Waldbiotope ist eigentlich auch der Braunwurz-Mönch *Shargacucullia scrophulariae*, von dem nach vielen Jahren vergeblicher Raupensuche nun zumindest deutliche Fraßspuren am 12.07. an einer vom Waldrand beschatteten Stelle von Wiese 3 gefunden wurden. Obwohl besonders auf der Sumpfwiese sehr viel Knotige Braunwurz wächst, wurden die Raupen dort bisher noch nicht gefunden. Ob die als Falter so gut wie nie zum Licht fliegende, aber als Raupe leicht und häufig nachzuweisende Art diesen Biotop meidet, oder ob es sich bei diesem Phänomen nur um Zufall handelt, lässt sich momentan nicht sicher entscheiden. Immerhin erwähnt STEINER et al (2014), dass die Raupen

meist in halbschattiger Lage gefunden werden, was ihr Fehlen auf der sonnigen Sumpfwiese erklären könnte.

Ein weiterer Neufund für den Eller Forst ist die am 02.06. in einem Exemplar am Leuchtturm nachgewiesene Spannerart *Aethalura punctulata*. Diese Art lebt nach STEINER et al (2014) an Erlen und Birken, ist lokal verbreitet und stellenweise häufig und besiedelt vor allem feuchte Wälder. Nun gibt es zwar in unmittelbarer Nähe des Leuchtturmstandortes ein paar Schwarzerlenbäume, aber im UG insgesamt nicht wirklich viele Erlen und Birken, und im anschließenden trockeneren Laubwald auch nicht. Die Art mag zwar für den Biotop typisch sein, dennoch ist es etwas ungewöhnlich, dass sie erst jetzt nachgewiesen werden konnte. Womöglich handelt es sich nur um eine sehr kleine, räumlich weit verteilte Population dieser Art. Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel ist ähnlich wie bei den vorgenannten Nachtfalterarten jedenfalls eher unwahrscheinlich.

Hubbelrath

In Hubbelrath konnten im Jahr 2021 erstaunliche zehn Schmetterlingsarten neu nachgewiesen werden, von denen nach SCHUMACHER et al. (2011) drei im Bergischen Land als gefährdet gelten und zwei als potentiell gefährdet.

Zunächst sei an dieser Stelle der Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* genannt, weil er als einzige Art dieser Untersuchung nach Anhang II der FFH-Richtlinie streng geschützt ist. Nach SCHUMACHER et al. (2011) galt er NRW-weit und im Bergischen Land als durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, in der benachbarten Niederrheinischen Bucht allerdings als ungefährdet. Am 23.07.2021 wurden an einem aus 3 Pflanzen bestehenden Pulk des Zottigen Weidenröschens in der Senke von Bahn 16 direkt an einem winzigen Bach fünf ausgewachsene Raupen dieser Art gefunden (Abb. 6/5).

Dieser dämmerungsaktive Schwärmer ist nach STEINER et al (2014) sehr lokal und unregelmäßig verbreitet und fliegt an Standorten von Weidenröschensarten. Der Falter wird allerdings nur sehr selten am Licht gefangen, während die Raupe bei Kartierungen in geeigneten Biotopen inzwischen häufiger gefunden wird. Sie lebt nach TRAUB (1994) vorwiegend an Weidenröschens-Arten, aber auch an Nachtkerzen und kann als Charakterart nasser Staudenfluren und Flussufer-Unkrautgesellschaften gelten, besiedelt aber neben weiteren feuchten Pflanzengesellschaften auch trockenere Lebensräume auf steinig-kiesigen oder sandigen Böden, wie z. B. Ruderalfluren und Bahndämme.



Abb. 6/5: Zwei der fünf am 23.07.2021 auf dem Golfplatz gefundenen Raupen des Nachtkerzenschwärmers (links) und Fundort der Raupen am Bach in der Senke von Bahn 16 (rechts). Fotos: L. Wirrocks, 23.07.2021.

Die ehemals sehr seltene Art wird in NRW seit etwa 10-20 Jahren deutlich häufiger nachgewiesen als zuvor, was man an den Verbreitungskarten nach AGRWL (2021) sehr gut erkennen kann. Aus dem MTB-Viertelquadranten des Golfplatzes gab es bisher zwar noch keine Nachweise, wohl aber aus Nachbarquadranten. Nach STAMM (1981) kam die Art früher nur lokal in Wärmegebieten vor, wobei er als einzigen Naturraum in NRW konkret die Kölner Bucht aufführte. Inzwischen gibt es aber auch in höheren Lagen der Eifel, am Niederrhein und in vielen anderen Naturräumen von NRW viele Nachweise der Art, die es fraglich erscheinen lassen, ob sie immer noch „extrem selten“ ist. Da die Art wegen ihres FFH-Status im Rahmen von Gutachten an allen potenziellen Larvalbiotopen kartiert werden muss durch die als effektivste Nachweismethode geltende Raupensuche, könnten methodische Gründe zumindest mit einer Rolle spielen bei der Nachweishäufigkeit der Art. Da solche Daten aber ohnehin nicht in Verbreitungskarten wie Insectis-Online o. ä. einfließen und die Lepidopterologen früher ohnehin viel mehr Raupensuche betrieben haben, sind solche rein methodischen Gründe als Ursache der Zunahme aber eher unwahrscheinlich. Ein Zusammenhang zwischen der rasanten Ausbreitung dieser Art mit der Klimaerwärmung ist hingegen ziemlich offensichtlich, wozu auch der hohe STI von 9,53 °C passen würde.

Eine Besonderheit zumindest für das Stadtgebiet von Düsseldorf stellt der Große Schillerfalter *Apatura iris* dar, der erst im Juni 2017 in der Stadt Düsseldorf wieder entdeckt worden war (THÖRNER 2020). Der Fundort des Falters war der nur wenige Kilometer westlich des Golfplatzes gelegene Naturschutzhof Abshof, wo der Falter seiner Gewohnheit entsprechend an Kot von Weidevieh saugte. Dieser im Bereich menschlicher Siedlungen meist fehlende Tagfalter wurde nach SCHUMACHER et al. (2011) sowohl NRW-weit als auch im Bergischen Land auf der Vorwarnliste eingestuft. Der Erstnachweis dieser Art gelang am 03.04., als eine überwinterte Jungraupe mit vom Baum gepflückten weiblichen Salweidenkätzchen eingetragen worden war. Am selben Fundort, dem Hang unterhalb vom Abschlag der Bahn 2, wurde an derselben Salweide am 12.05. eine weitere schon fast ausgewachsene Raupe entdeckt.

Die Raupe dieser laubholzreiche Wälder bewohnenden Art lebt vornehmlich an schattig stehenden Salweiden, aber auch an anderen Weidenarten und selten an Pappeln (EBERT & RENNWALD 1991). Diese als Falter doch eher versteckt lebende und nicht leicht zu beobachtende Tagfalterart ist im letzten Jahrzehnt, besonders seit dem 1. Rekordsommer 2018, nicht nur in der Umgebung Düsseldorfs, sondern auch in ganz NRW immer häufiger dokumentiert worden (AGRWL 2021, OBSERVATION 2021). Dies spiegelt sich auch in der Herabstufung auf „ungefährdet“ in den roten Listen wieder (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021).

Vieles spricht dafür, dass sie ähnlich einigen anderen, eher großen und mobilen Tagfaltern vom Klimawandel und sogar von den für manche Tagfalterart schädlichen trockenheißen Sommern der letzten Jahre profitiert hat. Inwieweit Naturschutzmaßnahmen dabei auch eine Rolle gespielt haben könnten, ist nicht leicht zu beurteilen. Als Gefährdungsursachen zitieren EBERT & RENNWALD (1991) vor allem forstliche Maßnahmen wie Einschlag von Weichholzbüschchen. Zwar zeichnen sich beide Fundorte, also der Abshof und der Golfplatz, sicherlich auch durch hervorragende Naturschutzarbeit aus, doch dürfte im konkreten Fall bei solch einer mobilen und als Falter nicht sehr eng an bestimmte Biotope gebundenen Spezies dies kaum die Hauptursache für die positive Entwicklung sein, welche man zumindest auch im Klimawandel vermuten darf. Wie sich dieser langfristig auswirken wird ist allerdings fraglich, denn SETTELE et al (2008) gehen bei dieser Art in Europa von einem sehr hohen Arealverlustrisiko infolge des Klimawandels aus. Es bleibt abzuwarten wie sich diese mit einem STI von 8,51°C im mittleren Temperaturbereich bewegend Art in den nächsten Jahren entwickelt.

Auch bei der nach SCHUMACHER et al. (2011) im Naturraum und in ganz NRW als gefährdet eingestuften *Mormo maura* könnte die Klimaerwärmung eine Rolle gespielt haben. Wie schon bei WIROOKS (2015) bezogen auf den Eller Forst erläutert worden ist, handelt es sich um eine charakteristische Art Gewässer begleitender Vegetation mit Raupen, die sich in feuchten nitrophytischen Staudenfluren sowie an niedrigen Zweigen von Ufergehölzen entwickeln (STEINER 1997a). Der Falter verlässt seinen Lebensraum nur ungern und wird deshalb selten nachgewiesen, am ehesten noch an den Tagesrastplätzen dieser Art, z. B. dunklen Verstecken unter Brücken, in Kanalrohren und an ähnlichen kühl-feuchten Plätzen. Er fliegt allerdings auch gerne den Köder an, was er am 21.08. auf dem Golfplatz Hubbelrath dann auch tat, und zwar an der Eiche direkt unterhalb des Abschlags von Bahn 2.

In den letzten Jahren haben sich in NRW vielerorts die Nachweise dieser ehemals sehr seltenen Art gehäuft (AGRWL 2021), was inzwischen auch zu einer Herabstufung der Gefährdungseinstufung auf die Vorwarnliste geführt hat (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021). Dies mag zwar auch daran liegen, dass inzwischen vermehrt gezielt; d. h. an Tagesruheplätzen; nach dieser Art gesucht wird (z. B. in der Autobahnunterführung nahe des Eller Forstes), doch kann die Fundhäufung unmöglich alleine daran liegen, da ja früher auch viel geködert wurde. Die Art war sehr viel früher wohl auch schon recht weit verbreitet und sei durch Fluss- und Bachbegradigungen wohl zurückgedrängt worden, wie STEINER (1997a) vermutet. Ob der seit Jahren zu Naturschutzzwecken erfolgte Rückbau solcher Maßnahmen schon zur Ausbreitung der Art beigetragen hat, ist allerdings fraglich. Für diese ursprünglich wohl in warmen Auenlandschaften siedelnde Art mit einem STI von 9,20 °C ist es aber wahrscheinlich, dass ihre Ausbreitung, auch in höher gelegene Lebensräume, zumindest auch klimatische Ursachen hat.

Die am 23.07. am Köder gefundene *Catocala promissa* ist nicht nur ein Gattungsgenosse der seit 2018 in beiden Düsseldorfer Untersuchungsgebieten erstmals aufgetretenen *Catocala sponsa* sondern lebt im Raupenstadium ebenso wie diese nur an Eichen. Über die sehr wahrscheinlich durch das trockenheiße Klima 2018 ausgelöste Massenvermehrung und Ausbreitung von *C. sponsa* wurde bereits berichtet (WIROOKS 2019) und in diesem Zusammenhang ist es eigentlich nicht verwunderlich, dass es in dem durch ein kaltes Frühjahr und einen nur mäßig warmen Sommer geprägten Jahr 2021 nun erstmalig seit 2017 keinen Nachweis dieser Art in den beiden Düsseldorfer Gebieten mehr gab.

Nun wurde parallel zur Ausbreitung von *C. sponsa* in den letzten Jahren auch *C. promissa* vermehrt nachgewiesen, doch blieb diese nach SCHUMACHER et al. (2011) im Bergischen Land und NRW-weit als gefährdet eingestufte Art dabei immer noch etwas seltener als ihre Geschwisterart (AGRWL 2021). Immerhin wurde sie nun im Bergischen Land von SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021) auf „ungefährdet“ herabgestuft. Im Raum Düsseldorf ist sie konkret 2019 bzw. 2020 in den nördlich bzw. südlich anschließenden MTB beobachtet worden (AGRWL 2021). Nach OBSERVATION (2021) ist sie 2021 sogar häufiger gewesen als *C. sponsa*. Ihr STI beträgt nur 7,34 °C, doch liegt der von *C. sponsa* sogar nur bei 7,10 °C. Dies lässt vermuten, dass womöglich nicht die Wärme allein, sondern vielleicht Trockenheit in bestimmten Phasen der Entwicklung bei beiden Arten eine Rolle bei der positiven Bestandsentwicklung gespielt haben könnte.

Nach SCHARNOWSKI et al (1997) lebt die Art in lichten Eichen- und Eichenmischwäldern und ist, verglichen mit *C. sponsa*, die Wärme liebendere Art. Zwar wurden für diese Art gewisse Gefährdungsursachen wie Insektizideinsatz gegen den Eichen-Prozessionsspinner genannt, doch kann die aktuelle deutliche Zunahme bei einer Art mit solch vager Biotopbindung wohl kaum mit besonderen Naturschutzmaßnahmen erklärt werden. Am ehesten kann man die aktuelle positive Bestandsentwicklung sicherlich mit kli-

matischen Ursachen erklären, wobei es aber fraglich ist, wie sich der Klimawandel letztlich langfristig auswirken wird.

Ob die Art sich auf dem Golfplatz dauerhaft ansiedeln kann ist fraglich. Da der weibliche Falter am nächsten Tag bereits tot war und kein einziges Ei mehr im Leib hatte, könnte es auch sein, dass es sich nur um ein im Zuge eines letzten Eiablagefluges dispergiertes Tier aus einem der Nachbarquadranten gehandelt hat. Im Sinne von SCHAEFER (1992) würde es sich also synökologisch betrachtet nur um einen Besucher (Hospites) handeln und erst ein Raupenfund könnte ähnlich wie bei *C. sponsa* eine Indigenität in Hubbelrath belegen.

Eine weitere von SCHUMACHER et al. (2011) als gefährdet eingestufte Art ist *Apamea illyria*, von der am 11.06. ein abgeflogener Falter am Leuchtturm gefangen werden konnte. Diese Art ist zwar durchaus weit verbreitet in NRW, doch gibt es eine auf der Karte deutlich erkennbare Verbreitungsgrenze, nach der sie nordwestlich der Linie Aachen-Düsseldorf-Dortmund-Bielefeld vollständig fehlt und schon früher gefehlt hat (AGRWL 2021). Dazu passt die Angabe von STAMM (1981), wonach die Art 1938 erstmals im Arbeitsgebiet gefangen wurde und sich bei wachsender Populationsdichte invasionsartig bis zum Abfall des Berglandes zur Niederung ausgebreitet habe. Über die Ursachen der im Süden startenden deutschlandweiten Neubesiedlung seit ca. 1880 ist nichts bekannt. Es ist aus der Verbreitungskarte auch deutlich ersichtlich, dass die Art das Flachland meidet. So scheint es sich zwar tatsächlich um den Erstfund dieser Art für das Stadtgebiet von Düsseldorf zu handeln, doch ist eine Ausbreitung im Zusammenhang mit dem Klimawandel eher unwahrscheinlich, zumal die Art einen STI von nur 5,52 °C hat. Die Art ist in Hubbelrath ziemlich offensichtlich am unteren Grenzbereich ihrer Höhenverbreitung und es ist fraglich, ob sie dort überhaupt bodenständig ist. Auch der Zustand des Falters macht es wahrscheinlich, dass das Tier von höher gelegenen bekannten Lebensstätten der Art verdriftet wurde, z. B. aus dem Raum Wuppertal. Der Erstnachweis der an Reitgrasarten (*Calamagrostis*) lebenden *Photedes extrema* gelang am 11.06., als am Leuchtturm ein frisches Weibchen gefangen wurde. Als einzige potenzielle Futterpflanze konnte SCHMITZ (2020) auf dem Golfplatz das Landreitgras nachweisen, allerdings nicht auf dem hier behandelten Westplatz. Insofern könnte man das Tier hier synökologisch im Sinne von SCHAEFER (1992) als Nachbar (Vicini) bezeichnen. Laut STEINER et al (2014) soll die Art periodische Ausbreitungsphasen durchmachen, die räumlich und zeitlich begrenzt sind. Die Falter sollen in unterschiedlichen Offenlandlebensräumen gefunden werden wie Hochmooren, Feuchtgebieten, Waldwiesen, Düngelände sowie trockenen Rasenflächen. Eigene Falterfunde des Autors deuten auch auf trockene Industriebrachen mit Landreitgrasbeständen als Lebensraum hin.

Laut der Verbreitungskarte der AGRWL (2021) kommt die Art im Rheinland vornehmlich im Dreieck Aachen-Bonn-Düsseldorf vor, doch beschränkte sich ihr Vorkommen bis 2000 anscheinend ganz auf die Umgebung des Rheins zwischen Bonn und Düsseldorf. Dies spricht dafür, dass sich diese Art in den letzten Jahren in die Eifel und das bergische Land hinein ausgebreitet hat. Faunistisch überrascht der Fund nicht, da die Art sowohl im südlich angrenzenden MTB-Viertelquadranten gefunden wurde als auch weiter nördlich. Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel dürfte bei diesem Erstnachweis der von SCHUMACHER et al. (2011) im Bergischen Land als potenziell gefährdet und NRW-weit in die Vorwarnliste eingestuften Art mit einem STI von 7,99 °C eher nicht bestehen, doch bleibt es unklar, warum sich die Art in jüngster Zeit so stark ausgebreitet hat.

Die übrigen vier Erstnachweise wurden von SCHUMACHER et al. (2011) sowohl im Bergischen Land als auch NRW-weit als ungefährdet eingestuft. Einer davon ist die am 11.06. am Leuchtturm in einem fri-

schen, aber befruchteten, weiblichen Falterexemplar nachgewiesene *Punegeleria capreolaria*, deren Raupe vor allem an Weißtanne lebt, mit deren Verbreitungsareal das des Falters gut übereinstimmt (STEINER et al 2014). Die Art mit einem STI von 7,93 °C kommt vor allem im Hügel- und Bergland vor und soll mit der forstlichen Einbringung der Tanne außerhalb ihres natürlichen Areals ins Hügelland und stellenweise sogar in die Ebene vorgedrungen sein (ebenda). Dazu passt auch, dass die Art neuerdings in den Niederlanden stark in Ausbreitung begriffen sein soll (schriftl. Mittlg. JEROEN VOOGD). Ähnlich sieht es in den Rheinlanden aus, wo die Art seit etwa der Jahrtausendwende häufiger und dabei auch zunehmend im Flachland nachgewiesen wird.

Die Weißtanne kommt auf dem Golfplatzgelände nach SCHMITZ (2020) nur auf dem Ostplatz vor, doch erwähnen STEINER et al (2014), dass noch zu untersuchen bliebe, inwieweit auch die Fichte als Nahrung genutzt wird. Es muss also zunächst offen bleiben, ob die Art auf dem Westplatz indigen ist. Inwieweit bei den Ausbreitungsbewegungen auch der Klimawandel eine Rolle gespielt hat, ist ebenfalls schwer zu beurteilen.

Die übrigen drei Arten sind alle sehr weit verbreitet und scheinen weder häufiger noch seltener zu werden in letzter Zeit. Der Erstnachweis von *Actinotia polyodon* gelang durch Klopfen an Tüpfel-Johanniskraut, wobei auf dem Lagerplatz am 21.08. eine Jungraupe dieser monophagen Art gefunden wurde. Diese Art ist weder besonders häufig noch selten und lebt in sehr unterschiedlichen Lebensräumen mit den Futterpflanzen, von denen es auf dem Golfplatzgelände nur ganz wenige Exemplare an Ruderalstellen gibt, so dass die Nachweiswahrscheinlichkeit dieser Falterart sowieso sehr gering war.

Ähnliches gilt auch für die an Leinkraut lebende *Eupithecia linariata*, von der am 11.06. am Leuchtturm ein Falterpärchen gefangen wurde. Zwar sind die Falter eigentlich gar nicht sicher von ähnlichen Arten zu unterscheiden, doch darf man wegen des Fehlens von Fingerhutarten in der näheren Umgebung davon ausgehen, dass es sich bei den zwei Exemplaren wohl eher um *E. linariata* gehandelt hat.

Der Erstnachweis von *Autographa pulchrina* gelang am 11.06. am Leuchtturm. Den Lebensraum dieser Art nach den Literaturangaben sinnvoll zu beschreiben ist nicht leicht, doch gibt es nach den Erfahrungen des Autors eindeutig Fundorte, an denen man die Falter deutlich häufiger und auch regelmäßiger am Licht antreffen kann, sowie solche, wo die Falter nie nachzuweisen sind. Nach STEINER (1997a) gibt es Indizien für eine stärkere Nutzung von meso- bis nitrophilen, feuchten Säumen und Staudenfluren, welche auf dem Golfplatz durchaus vorhanden sind. Dennoch scheint der Golfplatz insgesamt nicht zu den Optimalhabitaten der Art zu gehören, da man die Falter in dieser langen Untersuchung sonst sicher öfter gefunden hätte. Eine Bodenständigkeit der Art in Teilarealen des Golfplatzes ist jedenfalls denkbar. Ein Zusammenhang ihres Erstfundes mit dem Klimawandel ist ebenso wie bei den zwei zuvor genannten Arten jedenfalls extrem unwahrscheinlich.

Klimainidices – STI und CTI

Für Pflanzen, Flechten und manche Tiergruppen wie Vögel und Tagfalter gibt es inzwischen so genannte STI-Werte (= Species-Temperature-Index), welche der mittleren Temperatur einer Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa entsprechen (zur Methode siehe SPARRIUS et al 2018). Aus den STI-Werten der einzelnen Arten lässt sich dann ein durchschnittlicher Wert einer Artengemeinschaft errechnen, der so genannte CTI (= Community-Temperatur-Index), dessen Veränderung theoretisch die Veränderung der Temperaturpräferenz der Artengemeinschaft insgesamt im Zuge von Klimaveränderungen widerspiegeln sollte.

Während für Tagfalter schon sichere STI-Werte vorliegen, gibt es bei den Nachfaltern aktuell noch Probleme mit den aus dem GBIF-System gewonnenen STI-Werten, weil in dem System verschiedene Nomenklaturen parallel geführt werden, weshalb eine Berechnung des CTI auf der Grundlage der vorliegenden STI-Werte momentan noch nicht sinnvoll erscheint.

Aktuelle Arealverschiebungen und Häufigkeitsveränderungen in NRW

Bei genauer Analyse vorhandener Daten, sowohl in Datenbanken als auch in Literatur (u. a. Rote Listen), kann man bei manchen Arten erkennen, dass es in den letzten Jahren zu Veränderungen des Verbreitungsareals und/oder der allgemeinen Nachweishäufigkeit gekommen ist. Manchmal betrifft dies nur bestimmte Regionen oder läuft in unterschiedlichen Regionen sogar entgegengesetzt, doch gibt es auch reichlich Beispiele für gleichgerichtete und mehr oder weniger großflächige Prozesse, bei welchen man den Klimawandel als mögliche Ursache durchaus in Betracht ziehen sollte. Dabei kommt es auch gelegentlich zum Auftauchen völlig neuer Arten in der NRW-Fauna.

Qualitative Faunenveränderungen in NRW

Neue Arten

So zeigt ein Vergleich der brandneuen Roten Liste NRW mit Stand 2020 (SCHUMACHER & VORBRÜGGEN 2021) mit derjenigen mit Stand 2010 (SCHUMACHER et al 2011), dass gegenüber der älteren Fassung 18 Großschmetterlingsarten neu nachgewiesen wurden. Darunter gibt es neben einzelnen offensichtlichen Irrgästen und manchen Arten mit noch unklarem Status immerhin einige, die sich fest angesiedelt haben – insbesondere bei Habitatspezialisten teils nur an ganz wenigen Stellen in bestimmten Regionen (z. B. *Pyrgus armoricanus*), manche aber auch regelrecht flächendeckend. So konnten vier von ihnen NRW-weit bereits in die Kategorie ungefährdet aufgenommen werden, nämlich *Eublemma purpurina*, *Caradrina kadenii*, *Eilema caniola* und *Pieris mannii*. Bei diesen vier schon in vorhergehenden Berichten zum Klimafolgenmonitoring erwähnten Arten ist ein Zusammenhang zwischen den Arealerweiterungen und der Klimaerwärmung sehr wahrscheinlich. Dass von ihnen bisher nur *E. caniola* in den beiden Düsseldorfer Gebieten nachzuweisen war, liegt wohl daran, dass keines der Gebiete Optimalhabitate dieser Arten beinhaltet. Bei einigen weiteren dieser 18 neuen Arten darf man zudem erwarten, dass auch sie bald dauerhafter Bestandteil der NRW-Fauna werden, z. B. bei der von Süden einwandernden *Brenthis daphne* mit einem STI von 10,6 °C und bei der von Westen einwandernden *Lithophane leautieri* mit einem STI von 9,39 °C.

Dass nun *Menophra abruptaria* nach dem in der Roten Liste 2010 noch nicht berücksichtigten NRW-Erstfund 2008 am Niederrhein, 2021 auch in Aachen gefunden wurde, könnte ebenfalls ein Indiz sein für eine entsprechende Arealerweiterung. Die Art galt nach STEINER et al (2014) in Baden-Württemberg lange als verschollen und wurde ab 1979 wieder häufiger nachgewiesen. Sie ist im Süden Europas häufiger und besiedelt vor allem atlantisch geprägte Klimabereiche. Da inzwischen auch in Rheinland-Pfalz Funde bekannt sind, könnte es sein, dass diese mit einem STI von 12,37 °C schon sehr wärme liebende Art bald sowohl von Westen als auch von Süden her in NRW langsam einwandert.

Wenn man einmal die fünf 2010 noch mit Kategorie 0 und inzwischen gar nicht mehr bewerteten Arten weg lässt, gibt es weitere 14 im Jahr 2010 noch als ausgestorben oder verschollen angesehene Arten, die inzwischen wieder aufgetaucht sind. Dabei handelt es sich allerdings vielfach um schon immer seltene und lokale Arten mit unregelmäßigen Nachweisen. Immerhin hat sich eine von ihnen in kurzer Zeit so drastisch vermehrt und ausgebreitet, dass sie in NRW schon als ungefährdet eingestuft worden ist. Es

handelt sich um den Kurzschwänzigen Bläuling *Cupido argiades*, von dem es nach AGRWL (2021) bisher nur drei schon über 100 Jahre alte Meldungen gab, während nun seit 2011 große Teile von NRW fast lückenlos besiedelt worden sind. Nach SETTELE et al (2009) lebt die Art vornehmlich in der offenen Kulturlandschaft und konnte sich als Folge einiger überdurchschnittlich warmer Jahre stark ausbreiten, so dass ein Zusammenhang mit dem Klimawandel schon sehr wahrscheinlich ist. Überhaupt sollte man bei vielen nicht gänzlich neuen, Wärme liebenden Arten berücksichtigen, dass es in über 150 Jahren Schmetterlingskunde auch früher schon einzelne warme Jahre bzw. Phasen gegeben hat, in denen solche Arten sich für kurze Zeit lokal ansiedeln konnten, weshalb sie dann danach lange als ausgestorben geführt wurden. Während man jedoch bei den Altfunden dieses Bläulings noch diskutieren könnte, ob die Art damals wirklich bodenständig war, besteht bei der aktuellen Datenlage daran keinerlei Zweifel mehr, so dass im Grunde schon eher von einer Neubesiedlung als von einer Wiederbesiedlung zu sprechen wäre. Etwas schwieriger zu beurteilen ist diesbezüglich die an Eichen lebende *Catephia alchymista*, da es von dieser Art auch in alter Zeit meist nur Einzelfunde gab, die sich allerdings fast über das ganze Land verteilten. Mehrere Nachweise pro MTB-Viertelquadrant gelangen fast nur an Mosel und Nahe sowie im Umfeld von Siebengebirge/Mittelrhein, was schon nahe legt, dass es sich um eine Wärme liebende Spezies handelt, die in manchen Landesteilen vielleicht nur phasenweise fest angesiedelt war. Während die Art in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts vollständig verschwunden war, werden seit 2015 in den meisten Gebieten von NRW immer wieder Einzelfalter nachgewiesen, was schon für eine echte Besiedlung spricht. Nach STEINER et al (2014) kommt die Art sehr lokal in wärmebegünstigten Eichenwäldern des Flach- und Hügellandes vor und sei in vielen Gebieten seltener geworden. Letzteres gilt inzwischen nicht mehr wenn man sich die deutschlandweite Verbreitungskarte betrachtet (SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS 2021). Momentan scheint es sich zunächst „nur“ um eine wahrscheinlich klimabedingte Häufigkeitszunahme in einigen Gebieten zu handeln, aber eine echte Arealerweiterung in völlig neue Gebiete hinein kann in der Zukunft nicht ausgeschlossen werden.

Eine weitere früher extrem seltene und nach dem scheinbaren Aussterben nun wieder aufgetauchte Art mit deutlich erkennbaren, aber noch recht lokalen Arealerweiterungen ist *Lampropteryx otregiata*. Sie war allerdings zuvor auch erst in den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts in NRW überhaupt erstmalig aufgetaucht. Ihre seit ca. 2010 erfolgte aktuelle Arealerweiterung lässt sich allerdings schlecht mit der Klimaerwärmung erklären, da diese Art einen sehr niedrigen STI von 4,54 °C hat. Ohne umfangreiche Analyse aller zu dieser Art verfügbaren Daten kann über die Ursachen der plötzlichen Nachweishäufungen nicht einmal spekuliert werden.

Ausgestorbene bzw. verschollene Arten

Nun sind seit der Erstellung der letzten Roten Liste allerdings nicht nur neue Arten hinzugekommen zur NRW-Fauna, sondern auch einige verschwunden. Laut der aktuellen Roten Liste gibt es 14 neu mit 0 eingestufte Arten, von denen eine bedingt durch neu entdeckte uralte Funde gleichzeitig auch neu für NRW ist während bei einer weiteren Art die aktuelle Bewertung nur auf der Umbewertung eines alten Fundes beruht. Eine nähere Analyse der übrigen 12 Arten zeigt, dass sie fast alle auch in alter Zeit nur sehr lokal und/oder regional vorkamen und fast die Hälfte von ihnen trotz einer 1- oder R-Einstufung in der Roten Liste 2010 schon vor 1990 zum letzten Mal nachgewiesen wurden. Zudem sind viele dieser Arten Biotopspezialisten, so dass man für ihren Rückgang ohnehin zunächst andere Faktoren berücksichtigen sollte als den Klimawandel.

Nur eine einzige dieser 12 Arten ist aus allen Naturräumen von NRW belegt, und zwar *Orgyia recens*. Als Habitat dieser Art geben STEINER et al (2014) verheidete Hochmoore, Niedermoorgebiete, moorige Eichen-Birkenwälder und ähnliche Lebensräume an und betonen, dass die Art im Verlauf des 19. und 20. Jahrhunderts in Deutschland viele Standorte verloren habe. Ihr eher im kühlen Bereich angesiedelter STI-Wert von 5,98 °C lässt es immerhin möglich erscheinen, dass der Klimawandel bei dem großflächigen Rückgang eine Rolle gespielt haben könnte. Da nun aber gerade die in kühlen Klimaregionen besonders häufigen moorigen Biotope infolge von Trockenlegung, Nährstoffeintrag und anderen Menschen gemachten Veränderungen in vielen Regionen schon seit langem leiden und ihre Arten entsprechend zunehmend verschwinden, dürfte der Klimawandel wohl kaum die alleinige Ursache für den Rückgang dieser Art gewesen sein, zumal sie in vielen Regionen schon zu Zeiten ausstarb, als noch niemand an einen Klimawandel in Richtung einer neuen „Warmzeit“ gedacht hat.

Wenn man darüber hinaus einmal bei allen 134 aktuell mit Kategorie 0 eingestuften Arten nach dem Datum des letzten Nachweises sortiert, stellt man fest, dass

- 28 Arten vor 1900 ausgestorben sind
- 36 im Zeitraum 1900–1949
- 7 zwischen 1950 und 1959
- 6 zwischen 1960 und 1969
- 23 zwischen 1970 und 1979
- 20 zwischen 1980 und 1989
- 11 zwischen 1990 und 1999.

Weitere 3 Arten wurden zwar mit 0 eingestuft, sind aber eigentlich nach dem Jahr 2000 noch nachgewiesen worden. Wenn man berücksichtigt, dass ein Aussterbeprozess meist etwas länger dauert und der aktuell diskutierte Klimawandel erst ab ca. 1990 klar erkennbar wurde, darf man annehmen, dass diese Arten aus anderen Gründen ausgestorben sind. Da es jedoch auch vorher schon kleinere Warm- und Kaltzeiten gegeben hat ist allerdings nicht völlig ausgeschlossen, dass solche mittelfristigen Klimaänderungen in der einen oder anderen Richtung eine Rolle gespielt haben könnten beim Verschwinden mancher Arten, was sich aber mangels genauer Daten meist wohl nicht mehr wird klären lassen. Die große Aussterbewelle in den 1970er und 80er Jahren dürfte sich allerdings leicht auf viele in den 50er Jahren beginnenden Menschen gemachten Ursachen zurückführen lassen, wie z. B. Industrialisierung der Landwirtschaft samt verstärktem Einsatz von Pestiziden, zunehmende Luftverschmutzung und Flächenversiegelung etc.

Quantitative Faunenveränderungen in NRW

Neben solchen qualitativen Veränderungen der Schmetterlingsfauna NRW's gibt es allerdings auch eine Menge quantitativer Veränderungen, sei es nun Zu- oder Abnahme der Fundortdichte einer Art oder Verschiebungen des Verbreitungsareals innerhalb von NRW. Bei einer entsprechenden Analyse der vorhandenen Daten ergibt sich dann folgendes Bild:

Arten mit deutlichen Arealverlusten

Nur eine einzige zuvor noch fast flächendeckend verbreitete Art hat seit ca. 2000 wirklich drastische Arealverluste erlitten und sich nun in die kältesten Regionen von NRW, nämlich die Westeifel und das östliche Sauerland zurückgezogen. Es handelt sich um die ökologisch an sich eher anspruchslose Art *Graphiphora augur*, bei der man aus der Art des Arealverlustes sicher schließen kann, dass wohl vor allem der Klimawandel als Ursache des Rückgangs in Frage kommt (s. auch WIROOKS 2021).

Arten mit deutlichen Arealgewinnen

Demgegenüber konnten 17 Arten ermittelt werden mit deutlich erkennbaren Arealerweiterungen in den letzten vier Jahrzehnten. Manche von ihnen fingen schon in den 1970er und 1980er Jahren zunächst sehr langsam an, sich in manche Regionen hinein auszubreiten und sind inzwischen in vielen weiteren Gebieten oder sogar überall flächendeckend vorhanden. Hier sind zu nennen *Cryphia algae*, *Agrotis puta*, *Chloantha hyperici*, *Eupithecia inturbata*, *Euplagia quadripunctaria* und *Omphaloscelis lunosa* sowie *Stegania trimaculata* und *Horisme radicularia*, von denen insbesondere die letzten beiden erst nach 2000 einen deutlicheren zweiten Ausbreitungsschub erfuhren. Hierzu ist noch erwähnenswert, dass *S. trimaculata* 2021 nun nach OBSERVATION (2021) auch schon in Aachen angekommen ist, also sehr weit entfernt von ihren ursprünglichen Rheinauenbiotopen.

Bei den folgenden Arten begann die Arealerweiterung überhaupt erst ab etwa dem Jahr 2000 oder später: *Cerura erminea*, *Chortodes extrema*, *Dryobotodes eremita*, *Eremodrina gilva*, *Idaea rusticata*, *Idaea subsericeata*, *Proserpinus proserpina* und *Puengeleria capreolaria*. Eine Sonderstellung nimmt der Eichenprozessionsspinner *Thaumetopoea processionea* ein, der 1986 in NRW noch als ausgestorben galt (LÖLF NW 1986). Der zuvor letzte Nachweis dieser Art datiert nach STAMM (1981) von 1913/14. Die uralten Daten zeigen, dass die Art vor und um 1900 wohl hauptsächlich am Niederrhein vorkam, so dass nur dort von einer in den 1990er Jahren begonnenen Wiederbesiedlung nach vorherigem Aussterben gesprochen werden kann, während andere Regionen wie die Eifel oder das Bergische Land aktuell wirklich erstmalig besiedelt werden.

Die genaue Darstellung von zeitlichem und räumlichem Ablauf der Arealerweiterung sowie den ökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten würde an dieser Stelle bei weitem den Rahmen sprengen und es sei deshalb nur darauf verwiesen, dass viele dieser Arten in den vorigen Berichten schon ausführlich besprochen worden sind, und manche von ihnen auch andernorts in Monographien zum Thema behandelt wurden (z. B. DAHL 2018, DAHL & GOERIGK 2017, WIROOKS 2006, 2019b). Besonders erwähnenswert ist dabei noch die brandaktuelle und erst seit 2020 feststellbare Arealerweiterung des an Eiche lebenden Eremiten *D. eremita*, der zuvor fast nur in der Nordhälfte von NRW vorkam und in Düsseldorf-Hubbelt zum mindesten im Bergischen Land seine Südgrenze erreichte (ARGWL 2021). Nachdem zunächst in Velbert, Duisburg, Köln und Eschweiler Nachweise gelangen, ist der Falter nun im Herbst 2021 sogar in Aachen am Licht gefangen worden (OBSERVATION 2021). Dies war allerdings nicht der Erstfund für Aachen, da auch *Püngeler* (1937) dort schon einen Einzelfund erwähnt. Die Häufung von aktuellen Funden in der linksrheinischen Niederrheinischen Bucht vom Niederrhein bis zur Eifel könnte aber schon für eine echte Besiedlung dieses Gebietes durch die in Westfalen gemeine Art sprechen, wobei diese nicht nur von Nordosten her erfolgen könnte, sondern auch von Westen her aus den Niederlanden denkbar wäre.

Für die allermeisten der 17 genannten Arten dürfte der Klimawandel als wahrscheinlichste Ursache der aktuellen Arealerweiterung unbestritten sein, wenngleich bei einzelnen Arten, wie z. B. bei der oben schon besprochenen *P. capreolaria*, auch andere Ursachen in Frage kommen. Da bei der an Algen und Flechten lebenden *C. algae* die Arealerweiterung schon in den 1970er und 80er Jahren begann, dürften bei ihr Ursachen wie die für viele andere Flechten fressende Arten diskutierte zunehmende Luftreinhaltung und damit einhergehendes vermehrtes Wachstum von Flechten wohl kaum eine Rolle spielen können, da sich diese Umweltschutzmaßnahmen erst ab 1990 auszuwirken begannen. Für eine Rolle des Klimawandels spricht in diesem Fall auch die Aussage von STAMM (1981), dass die Art „in Wärmegebiete-

ten von größerer Populationsdichte“ sei. In diesem Sinne sind inzwischen große Teile des Rheinlandes zu „Wärmegebieten“ geworden.

Arten mit steigender Fundortdichte und möglichen Arealerweiterungen

Bei vier weiteren Arten ist die Nachweishäufigkeit seit ca. 2000 stark angestiegen und dabei zumindest eine gewisse Arealerweiterung erkennbar. *Conistra rubiginosa* galt NRW-weit 1986 immerhin noch als gefährdet und wird inzwischen fast flächendeckend häufig nachgewiesen. Allerdings gab es in manchen inzwischen dicht besiedelten Regionen wie der Eifel auch früher zumindest einzelne Nachweise, so dass nicht von kompletten Neubesiedlungen gesprochen werden kann. Auch *Eupithecia selinata* ist seit 2000 in manchen Regionen deutlich häufiger geworden als zuvor, doch ist ihr Verbreitungsgebiet immer noch eher beschränkt während *Orthosia miniosa* nicht nur häufiger gefunden wird, sondern sich von gewissen Kerngebieten aus ansatzweise auch in die Fläche hinein ausbreitet. Die an Flechten lebende und vor allem im Flachland beheimatete *Eilema griseola* ist seit ca. 2000 deutlich auf dem Vormarsch, hauptsächlich Richtung Süden in die Eifel hinein und auch Richtung Bergisches Land, wird aber auch nahezu überall allgemein häufiger. Wenngleich bei letzterer Art auch die sauberere Luft vielleicht eine Rolle gespielt haben könnte, ist bei allen vier Arten das wärmere Klima als Ursache der aktuellen Arealerweiterungen und Nachweiszunahmen auf jeden Fall vorrangig in Betracht zu ziehen.

Arten mit lokalen Arealerweiterungen und lange zurückliegenden großflächigen Arealverlusten

Kleinere eher lokale Arealerweiterungen, allerdings nur im Grenzgebiet von Niederrhein, Niederrheinischer Bucht und Eifel, konnten seit ca. 2000 auch bei den Tagfaltern *Melanargia galathea* und *Pyronia tithonus* festgestellt werden. Als Ursache dafür kommt durchaus auch der Klimawandel in Frage. Sehr langfristig betrachtet sind die Gesamtverbreitungsareale beider Arten allerdings deutlich geschrumpft, allerdings schon vor 1980, also zu Zeiten, als der Klimawandel noch gar nicht erkennbar war.

Arten mit steigender Fundortdichte und möglichen Arealerweiterungen, die vor langer Zeit schon vorhanden waren und zwischenzeitlich seltener geworden waren

Neben Arten mit deutlich erkennbaren und auch langfristigen Arealerweiterungen gibt es jedoch auch solche, die zwar aktuell (= seit 5, 10 oder 20 Jahren) deutlich häufiger werden und sich ausbreiten, die aber auch in früherer Zeit schon einmal etwas häufiger und verbreiteter waren, zwischenzeitlich aber seltener geworden waren. Dementsprechend wurden viele von ihnen in den Roten Listen von 1979, 1986 und teils auch noch 1999 als +/- gefährdet geführt, inzwischen aber weitgehend als ungefährdet angesehen. Hier seien folgende 12 Arten genannt *Miltochrista miniata*, *Bena bicolorana*, *Conistra erythrocephala*, *Conistra ligula*, *Parectropis similaria*, *Apatura iris*, *Atethmia centrigo*, *Dichonia aprilina*, *Eilema sororcula*, *Laspeyria flexula*, *Nymphalis polychloros* und *Catocala sponsa*.

In den meisten Fällen dürften die bei den genannten Arten feststellbaren Häufigkeitszunahmen der letzten Jahre klimatische Ursachen haben. Dafür spricht unter anderem, dass der aktuelle Anstieg der Nachweise auffallend mit dem in den letzten ca. fünf Jahren deutlicher erkennbaren Klimawandel korreliert zu sein scheint, und manche dieser Arten z. B. besonders in oder nach extrem heißen Jahren deutlich häufiger nachzuweisen waren. Während viele Arten in den letzten Jahren stetig häufiger wurden neigen andere, wie vor allem *C. sponsa*, zu eher kurzfristigen „Ausbrüchen“, die bestimmten seltenen, aber häufiger werdenden Extremwetterlagen geschuldet sein könnten. Dies spiegelt sich auch in den beiden Düsseldorfer Gebieten wieder, wo die Art im 1. trockenen Hitzesommer 2018 jeweils erstmals nachgewiesen wurde, nun 2021 nach einem kühlen Frühjahr und einem eher normalen Sommer allerdings erstmals wieder nicht nachgewiesen werden konnte.

Bei den an Flechten lebenden *E. sororcula* und *L. flexula* liegt der Fall allerdings insofern anders, als hier auch die bessere Luftqualität und das damit einhergehende bessere Flechtenwachstum eine Rolle spielen könnte. Immerhin ist *L. flexula* in Aachen bis 1986 noch gelegentlich nachgewiesen worden, dann jedoch erst wieder ab 2015 und zwar auch an mehreren Stellen, die in den 1990er Jahren noch intensiv untersucht worden waren. Dennoch kann man aber auch bei diesen Arten Klimawandel als Ursache der aktuellen Nachweishäufung deswegen nicht ausschließen.

Arten mit steigender Fundortdichte ohne eindeutig erkennbare größere Arealerweiterungen

Weitere sechs auch meist als Wärme liebend bezeichnete Arten sind seit ca. 1990 oder 2000 deutlich häufiger nachgewiesen worden, allerdings ohne dass dabei wirklich neue Areale erobert worden wären. Es handelt sich um *Idaea fuscovenosa*, *Lithophane socia*, *Mormo maura*, *Meganola albula*, *Rhinoprora chloerata* und *Macroglossum stellatarum*. Während die ersten fünf Arten schon früher in NRW bodenständig waren, war das Taubenschwänzchen *M. stellatarum* lange nur als Wanderfalter eingestuft, der unsere Winter nicht überstehen kann und auf regelmäßigen Zuflug von Süden angewiesen ist. Seit der Roten Liste 2011 ist die Art nun als indigen und ungefährdet eingestuft worden, wie es auch bei manch anderen früher als Wanderfalter geltenden Arten im Laufe der Jahre geschehen ist. Dazu zählt z. B. auch der Admiral *Vanessa atalanta*, der allerdings auch früher schon weit verbreitet und jahrweise sehr häufig war, während das Taubenschwänzchen insgesamt doch meist ein eher seltener Gast war, so dass sich bei ihm auch ein Anstieg der Fundortdichte feststellen lässt. Diese und andere Statusänderungen sind zweifellos eine Folge des Klimawandels, in dessen Verlauf es den Arten gelang sich so anzupassen, dass sie nun bei uns dauerhaft überleben können. Auch bei den fünf anderen Arten ist es unter Berücksichtigung aller Umstände sehr wahrscheinlich, dass das wärmere Klima zu der auffälligen Häufung von Nachweisen geführt hat.

Arten mit lokalen Arealerweiterungen und Arealverlusten

Neben gleichgerichteten Areal- oder Nachweishäufigkeitsveränderungen gibt es gelegentlich auch Fälle, bei denen eine Art sich in einer Region ausbreitet, in der anderen aber parallel ausstirbt. Hier wäre in erster Linie *Ennomos fuscantaria* zu nennen, die nach AGRWL (2021) im Süden des Bergischen Landes in den 1990er Jahren noch sehr verbreitet war, nach 2000 dort aber vollständig verschwunden ist. In Aachen gab es Ende der 1970er und Anfang der 1980er Jahre noch einige Nachweise, dann allerdings gar keine mehr bis die Art dann 2008 wieder auftauchte. Seither wird sie dort immer häufiger und konnte ab ca. 2018 mehrfach an vielen verschiedenen Stellen teils in mehreren Individuen nachgewiesen werden, unter anderem auch an zwei in den 1990er Jahren noch intensiv untersuchten Lokalitäten (s. auch OBSERVATION 2021). Würde man nur den Aachener Raum betrachten, würde der Häufigkeitsanstieg klar mit dem deutlicher werdenden Klimawandel korrelieren, aber die Dinge sind offenbar doch etwas komplizierter. Da die Art in vielerlei Biotoptypen, durchaus auch im städtischen Bereich, an Eschen lebt und offenbar keine allzu engen Biotopbindungen hat ist es allerdings nahe liegend anzunehmen, dass solche Arealverschiebungen in irgendeiner Weise mit klimatischen Phänomenen in Zusammenhang stehen könnten. Eine genauere Analyse von Temperatur- und Regenmengenverteilungen und ihren zeitlichen Veränderungen in einzelnen kleineren Regionen würde allerdings bei weitem den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Arten mit sinkender Fundortdichte

Neben Arten mit positiven oder negativen Veränderungen des Verbreitungsareals gibt es nun auch solche, die ganz allgemein seltener geworden sind, ohne dass es dabei bisher zu deutlich erkennbaren Are-

alverlusten gekommen ist. Am deutlichsten ist dieses Phänomen bei *Lacanobia suasa*, die seit ca. 2000 allgemein seltener nachgewiesen wird, dabei aber keine speziellen Arealeinbussen erkennen lässt. Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel ist ebenso wie bei *Apamea anceps* zunächst nicht direkt erkennbar, kann aber auch nicht ausgeschlossen werden (s. auch WIROOKS 2021, wo beide Arten schon besprochen wurden).

Arten mit Veränderungen der nachgewiesenen Gesamtindividuenzahlen

Neben den besprochenen Gruppen von Arten gibt es nun aber auch solche, bei denen eine rein faunistische Betrachtungsweise, also ein Blick auf Verbreitungskarten und alte Literaturquellen, zunächst noch keinerlei Veränderung erkennen lässt, solange es nicht zu deutlichen Veränderungen der Nachweishäufigkeit und des Areals kommt. Dieses Problem betrifft einerseits „seltene“ Biotopspezialisten, bei denen die Zahl der konkret besiedelten Habitate auch früher schon gering war als auch weitgehend anspruchslose Ubiquisten, die sowohl heutzutage als auch in früheren Zeiten sehr weit verbreitet sind bzw. waren. Erst die Berücksichtigung von Individuenzahlen könnte bei solchen Arten erkennen lassen, ob die Populationen größer oder kleiner werden. Entsprechend exakte und wirklich wissenschaftlich vergleichbare Daten dazu fehlen allerdings meist.

Immerhin gibt es inzwischen einige Ansätze dieses Problem zu beheben. Hier sei in erster Linie an das Tagfaltermonitoring erinnert, was zumindest seit 2006 auch quantitativ auswertbare Daten liefert, mittels derer sich zumindest ein mittelfristiger Gesamttrend der Populationsentwicklung einzelner Arten in Deutschland erkennen lässt. Es fehlen dabei zwar die unmittelbaren Vergleichsmöglichkeiten mit der Zeit vor 2006, aber dennoch lässt sich aus den Trend-Diagrammen schon manches erkennen. So ist es z. B. auffällig, dass unabhängig vom Gesamttrend der jeweiligen Art vor allem große Tagfalterarten seit 2018, also dem ersten trockenen Hitzesommer, zwischenzeitlich stark zugenommen haben. Immerhin liefert die Auswertung der TMD-Daten etwas mehr Arten mit negativem als solche mit positivem Bestandstrend. Auch die Anwendung ausgeklügelter Statistik kann manchmal aus eigentlich nicht vergleichbaren Datensammlungen noch Ergebnisse herauskitzeln, wie es PÄHLER et al (2017) allerdings nur mit den wenigen ganz besonders häufigen Tag- und Nachtfalterarten im Arbeitsgebiet der Rheinisch-Westfälischen Lepidopterologen von 1975 bis 2017 auf der Grundlage der Insectis-Datenbank getan haben. Auswertungsansätze wie dieser zeigen immerhin, dass sowohl bei Tag- als auch bei Nachtfaltern auch die weit verbreiteten und besonders häufigen Arten in ihrem Bestand häufig rückläufig zu sein scheinen und nur selten zunehmend sind.

Ist die Ermittlung solcher Trends schon schwierig genug, so ist es dabei vielfach schlichtweg unmöglich konkrete Ursachen für die jeweilige Entwicklung auch quantitativ zu ermitteln. Sicherlich spielen Klimavariablen bei Populationsschwankungen grundsätzlich eine wichtige Rolle und wurden von PÄHLER et al (2017) dementsprechend mit den Beobachtungszahlen der Falter korreliert. Dabei zeigten sich zwar gewisse Zusammenhänge, allerdings nicht in der Art, dass der Klimawandel an sich als Hauptursache von langfristigen Abundanzrückgängen anzusehen wäre. Vielmehr zeigte sich, dass manche Arten wie *Melanargia galathea* und *Maniola jurtina* nicht **wegen**, sondern **trotz** des Klimawandels rückläufig sind, denn beide Arten werden dort sogar explizit als „Klimagewinner“ bezeichnet.

Wie schwierig all die ermittelten Zahlen zu interpretieren sind sei am Beispiel des früher überall häufig anzutreffenden Kleinen Fuchses *Aglais urticae* aufgezeigt, von dem man immer wieder hört, wie häufig er doch früher gewesen sei und wie selten er heutzutage sei. Nach den Daten des TMD zeigt diese Art im Beobachtungszeitraum 2006 bis 2019 in der Tat einen Trend zum Rückgang (KÜHN et al 2020). Diese Art

galt früher auch als Binnenwanderer, bei dem bekannt war, dass er sich in heißen Sommern ins kühlere Bergland zurückzog, was die Bewertung der Gesamtentwicklung nicht gerade erleichtert, aber immerhin einen Ansatz bieten könnte, den allseits beklagten Rückgang speziell dieser Art mit Klimaveränderungen zu erklären. Allerdings haben SETTELE et al (2008) für diese Art langfristig nur ein mittleres Risiko von Arealverlusten in Europa infolge Klimawandels prognostiziert. PÄHLER et al (2017) konnten von 1975 bis 2017 allerdings keine signifikant negative Veränderung der Individuenzahl nachgewiesener Falter des Kleinen Fuchses ermitteln und betonen, dass die Populationen dieser Art stark schwanken und sich nach negativen Extremwetterereignissen (oder Populationszusammenbruch durch Parasiten) schnell wieder erholen können. Sie konnten zwar durch Korrelationsanalysen feststellen, dass bestimmte Klimavariablen einen gewissen Einfluss auf die Beobachtungszahlen haben können, allerdings liefern sie keine Hinweise darauf, dass die Art mit dem erwarteten Klimawandel grundsätzlich seltener werden könnte. Lediglich die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer dritten Generation scheint sich durch den Klimawandel zu erhöhen.

Dies alles zeigt, dass schon alleine die Ermittlung gesicherter Aussagen über Zu- oder Abnahme von Populationen zu recht unterschiedlichen Ergebnissen führen kann. Eine sichere Ermittlung von Ursachen für Bestandsänderungen gestaltet sich noch viel schwieriger und so bleibt es zunächst einmal unklar, ob der Kleine Fuchs wirklich langfristig überall rückläufig ist und falls ja warum. SCHUMACHER & VORBRÜGGEN (2021) sehen z. B. in der vor wenigen Jahren begonnenen landwirtschaftlichen Nutzung von Neonikotinoiden einen möglichen Erklärungsansatz für den Rückgang von Ubiquisten wie dem Kleinen Fuchs und es gibt darüber hinaus natürlich noch viele weitere immer wieder im Zusammenhang mit dem „Insektensterben“ genannte mehr oder weniger wahrscheinliche Ursachen, auf die an dieser Stelle aber nicht näher eingegangen werden muss.

Zu den hinsichtlich ihrer räumlichen Verbreitung seltenen echten Biotopspezialisten sei noch angemerkt, dass es auch über deren Nachweishäufigkeit hinaus manchmal halbwegs quantitativ verwertbare Daten, teilweise sogar im Sinne eines Monitorings, gibt, doch sind diese Daten im Allgemeinen nicht leicht zugänglich. Es würde auch den Rahmen dieser Arbeit bei weitem sprengen, wollte man zu jeder in NRW ansässigen Großschmetterlingsart alle irgendwie verfügbaren Daten sammeln und hinsichtlich lokaler Abundanzschwankungen auswerten.

Nun könnte es aber unter diesen meist in Roten Listen als eher stärker gefährdet aufgeführten Arten auch einige mit kurz- oder mittelfristig rückläufigen oder auch positiven lokalen Bestandstrends geben, von denen vielleicht einige ursächlich auf das Konto des Klimawandels gehen. Hier sei zumindest an den Blauschillernden Feuerfalter *Lycaena helle* erinnert, bei dem es schon manche Indizien für kurzfristige Populationsrückgänge in der Eifel gibt, wo die Art sich in den 0er Jahren zunächst infolge von Naturschutzmaßnahmen wie Entfichtungen von Feuchtlebensräumen deutlich ausbreiten konnte. Einen durch den Klimawandel bedingten Rückgang einer solchen boreo-alpin, also in Kältegebieten, verbreiteten Art würde man eigentlich sogar erwarten. Andererseits schätzen SETTELE et al (2008) das Risiko für klimawandelbedingte Arealverluste bei dieser Art überraschenderweise als niedrig ein, was daran liegt, dass die Verbreitung dieser Art sehr stark an spezielle Habitatbedingungen wie das Mikroklima gebunden ist und somit großflächig berechnete Klima-Nischen-Modelle weniger gut funktionieren als bei anderen Arten. Die Art kommt schließlich aktuell sogar an vielen Orten Europas vor, wo sie nach diesem Modell eigentlich gar nicht vorkommen dürfte.

Einen klimawandelbedingten Abundanzrückgang zu erkennen, ist also wirklich nicht einfach und wird manchmal auch noch durch Determinationsprobleme erschwert wie im Falle von *Horisme tersata*, die nur schwer von dem sich schnell ausbreitenden Klimaprofiteur *Horisme radicularia* unterscheidbar ist. Es gibt immerhin Anzeichen, dass mancherorts *H. radicularia* schon deutlich häufiger als *H. tersata* wird, und es ist nicht ausgeschlossen, dass letztere vielleicht sogar über kurz oder lang verdrängt wird. Da allgemein aber noch angenommen wird, dass *H. tersata* die häufigere der beiden Arten ist, steht zu befürchten, dass sich hinter vielen neueren Meldungen dieser Art in Wahrheit *H. radicularia* verbirgt und ein möglicher Rückgang von *H. tersata* gar nicht erkannt wird (näheres dazu siehe WIROOKS 2020 und WIROOKS 2019b).

Literatur

AGRWL (= ARBEITSGEMEINSCHAFT RHEINISCH-WESTFÄLISCHER LEPIDOPTEROLOGEN) (2021) (Hrsg.):

Datenbank Schmetterlinge AG Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen unter <http://nrw.schmetterlinge-bw.de/> (letzter Zugriff 02.12.2021).

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. (2018): Neue Nachweise des Purpur-Zwergelchens *Eublemma purpurina* (DENIS & SCHIFFER-MÜLLER, 1775) (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 30(4): 176-181.
- DAHL, A. & GOERIGK, M. (2017): *Idaea rusticata* (Denis & Schiffermüller, 1775): Arealerweiterer in Nordrhein-Westfalen (Lep., Geometridae). *Melanargia*, 29(4): 175-179.
- 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 emarginata* (Linnaeus, 1758) in: EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 8 Nachtfalter VI. – Stuttgart (Ulmer). S. 192-195.
- EBERT, G & RENNWALD, E. (1991a): *Nymphalis polychloros* Linnaeus, 1758. In EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter 1. Stuttgart (Ulmer). S. 355-361.
- EBERT, G & RENNWALD, E. (1991b): *Satyrium w-album* Knoch, 1782. In EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter 2. Stuttgart (Ulmer). S. 183-188.
- EBERT, G & RENNWALD, E. (1991c): *Apatura iris* Linnaeus, 1758. In EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1. Tagfalter 1. Stuttgart (Ulmer). S. 324-329.
- 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.
- HERRMANN, G. (2007): Tagfalter suchen im Winter. Zipfelfalter, Schillerfalter und Eisvögel. Book on Demand.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. 380 S., Stenstrup (Apollo Books).
- KÖPPEL, C. (1997): Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Rastatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien bei Hochwasser. *Neue ent. Nachr., Marktleuthen (Eitschberger)* 39: 1-624.
- KÜHN, E., MUSCHE, M., HARPKE, A., FELDMANN, R., WIEMERS, M & SETTELE, J. (2020): Tagfalter-Monitoring Deutschland. Jahresauswertung 2019. *Oedipus* 38.
- LEPIFORUM (2021): https://www.lepiforum.de/2_forum_2017.pl?page=1;md=read;id=36589 (zuletzt aufgerufen am 02.12.2021).
- LÖLF NW (Hrsg.) (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. 2. Fassung.
- 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.

- OBSERVATION (2021): https://nrw.observation.org/map_lastobs_v2.php (zuletzt aufgerufen am 02.12.2021).
- PÜNGELER, R. (1937): Verzeichnis der bisher in der Umgegend Aachens gefundenen Macro-Lepidoptera. Dtsch. Entom. Z. Iris (Dresden) 51: 50-51,
- PHILIPPER, S. & KAMP, J. (2020): Verbreitung und Eiablageverhalten des Ulmen-Zipfelfalters *Satyrrium w-album* (KNOCH 1782) im Stadtgebiet von Münster (Lep., Lycaenidae). *Melanargia* 32: 137-149.
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbuch der Biologie. Ökologie. 3. Überarb. und erw. Aufl. – Jena (Fischer).
- SCHARNOWSKI, A (1997): *Catocala promissa*. ([Denis & Schiffermüller], 1775). In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5: Nachtfalter III Stuttgart (Ulmer). S. 453-456.
- 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. 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.
- SCHMETTERLINGE DEUTSCHLANDS (2021): <https://www.schmetterlinge-d.de/Lepi/EvidenceMap.aspx> (zuletzt aufgerufen am 02.12.2021).
- SCHUMACHER, H., VORBRÜGGEN, W., RETZLAFF, H & SELIGER, R. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Juli 2010. In: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 2011 – LANUV-Fachbericht 36, Band 2, 239-332.
- SCHUMACHER, H. & VORBRÜGGEN, W. (2021): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schmetterlinge – Lepidoptera – in Nordrhein-Westfalen. 5. Fassung, Stand Makrolepidoptera Dezember 2020, Stand Mikrolepidoptera März 2021. *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–Moskau.
- SETTELE, J., STEINER, R., REINHARD, R. & FELDMANN, R. (2009): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart (Ulmer Verlag).
- 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.
- SPEIDEL, W. (1994): *Zeuzera pyrina* Linnaeus, 1761. In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 3: Nachtfalter I Stuttgart (Ulmer). S. 148-152.
- STAMM, K. (1981): Prodrömus der Lepidopteren-Fauna der Rheinlande und Westfalens. Solingen (Selbstverlag).

- STEINER, A. (1997a): *Mormo maura* (Linnaeus, 1758). in: Ebert, G. (Hrsg.) 1997: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 6 Nachtfalter IV – Stuttgart (Ulmer). S. 334-336.
- STEINER, A. (1997b): *Autographa pulchrina* (Haworth, 1809). in: Ebert, G. (Hrsg.) 1997: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 6 Nachtfalter IV – Stuttgart (Ulmer). S. 130-133.
- STEINER, A., RATZEL, U., TOP-JENSEN, M. & FIBIGER, M. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands. Ein Feldführer. Ostermarie (BugBook Publishing). 878 S., 76 Farbtafeln.
- THÖRNER, G. W. (2020) (Hrsg.): Abshof – ein Naturschutzprojekt. Eine alte Hofstelle lebt auf. Selbstverlag.
- TRAUB, (1994): *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772). In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 4: Nachtfalter II Stuttgart (Ulmer). S. 168-173.
- WIROOKS, L. & HIRNEISEN, N. (2006): Zur Arealerweiterung des Südlichen Zwergspanners *Idaea rusticata* ([DENIS & SCHIFFERMÜLLER], 1775) (Lep., Geometridae). *Melanargia*, 18: 209-213, 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.
- 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. & PÄTZOLD, T.. (2018): Über die Wiederbesiedlung und Arealerweiterung des Schachbretts *Melanargia galathea* (LINNAEUS, 1758) im Raum Aachen (Lep., Nymphalidae). *Melanargia*, 30: 160-172.

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 die internationale Warenlieferung 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: Beispiele für unterschiedliche Lagerung von „Larvenhabitaten“ am Nordfriedhof. 23.08.2021, 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.

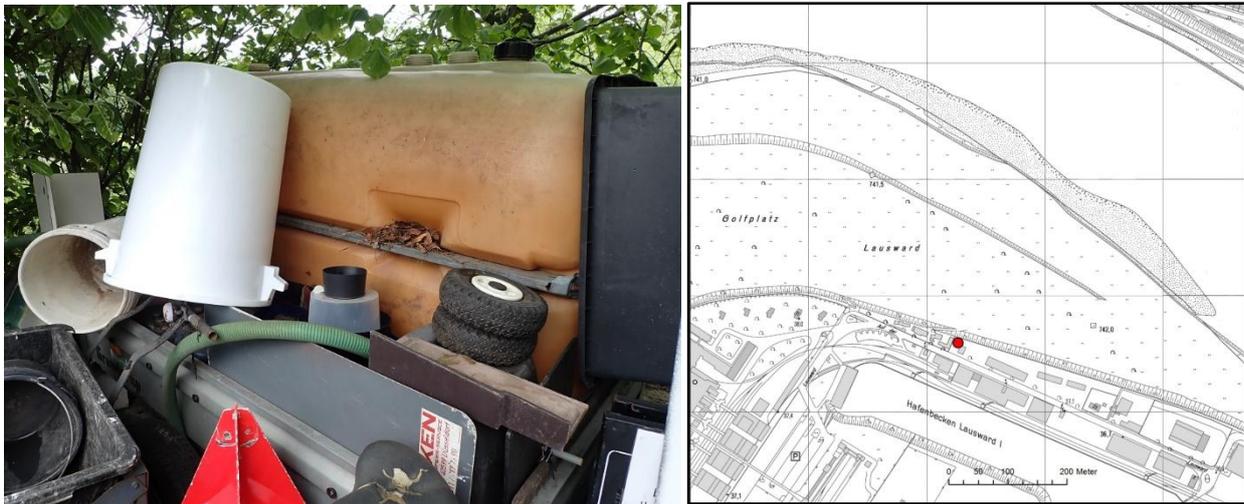


Abb. 7/2: Fallenstandort der BG-GAT Falle am Golfplatz-Laushard in der Nähe des Hafens. 11.05.2021, O. Diestelhorst.

Hausgarten Wersten

Der Privatgarten im Düsseldorfer Stadtteil Wersten liegt inmitten von hauptsächlich zweigeschossiger Bebauung mitten in einem größeren Wohngebiet. Hier wurde in einem Garten die BG Sentinel Falle geschützt aufgestellt (Abb. 7/3). Mögliche Brutstätten für Mückenlarven sind Wassertonnen zur Gartenbewässerung und kleine Swimmingpools für Kinder. Der Rhein als internationale Schifffahrtsstraße befindet sich in etwa 700 m Entfernung.

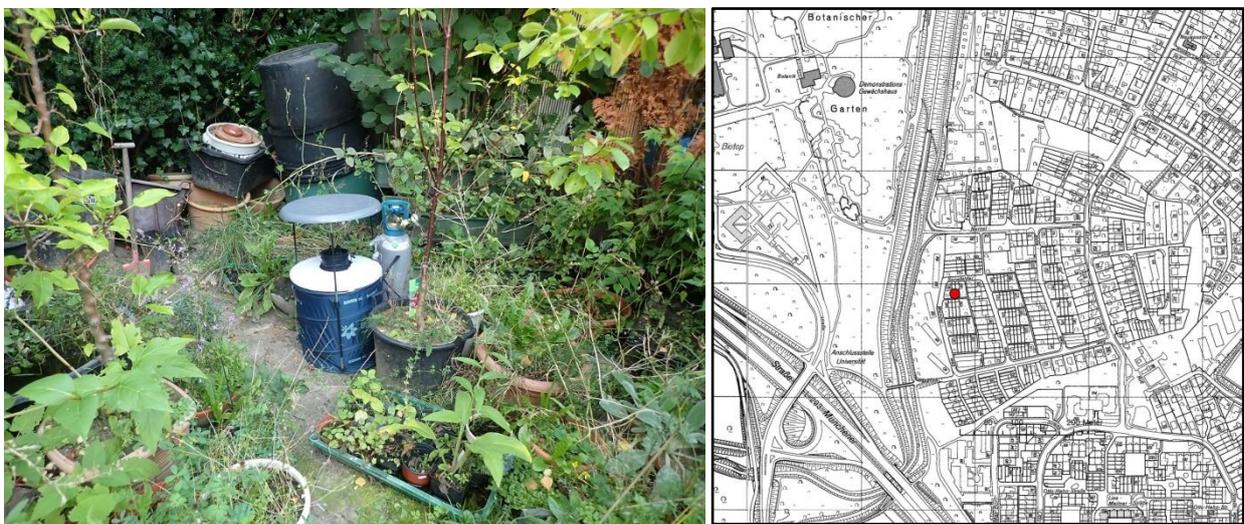


Abb. 7/3: Übersicht Fallenstandort Garten mit der „BG Sentinel“. 21.09.2021, O. Diestelhorst.

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. 800m Entfernung und die Flughafenterminals in ca. 1800 m Entfernung südlich des Fallenstandortes (Abb. 7/4). Hier wurde im Garten die BG Sentinel Falle geschützt unter dem Vordach eines Gartenhauses aufgestellt. Das nächste größere Gewässer ist in 150 m Entfernung der Lambertussee. Weitere mögliche Brutstätten für Mückenlarven sind Wassertonnen zur Gartenbewässerung und kleine Swimmingpools für Kinder.



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

Methoden

Die Systematik folgt weitgehend BECKER et al. (2020). Die Bestimmung der Tiere erfolgte mit BECKER (2020), MOHRIG (1969), SNOW (1990), ZITTRA (2012) und zwei Online-Schlüsseln³.

Die Kartierung der Mücken geschah durch das Aufstellen verschiedener Fallen, bzw. künstlicher Brutmöglichkeiten (Eimer) zwischen dem 18.05. und dem 22.11.2021. 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 schwarzer Wassereimer auf Mückenlarven beprobt. Eine weitere Falle desselben Typs wurde in dem Hausgarten in Kalkum betrieben. Diese Falle wurde ohne Kohlendioxid als zusätzliches Lockmittel betrieben.

Am Standort Golfplatz wurde eine „BG-GAT“ Fallen (Gravid Aedes Trap, Biogents) eingesetzt. Diese Fallen sollen besonders fängig für *Aedes*-Arten sein (Website Biogents). Die weiblichen Mücken werden durch eine reusenartige Öffnung in ein Gefäß mit Wasser gelockt. Die Wasseroberfläche ist durch Gaze versperrt, und die Mücke wird mit einem im Flugraum befindlichen Klebestreifen gefangen. Zusätzlich wurden am Golfplatz Wasseransammlungen in vor Ort vorhandenen Gefäßen auf Mückenlarven unter-

³ <http://www.eutaxa.com/CKEY%2001a%20D.htm> ² <https://wrbu.si.edu/vectorspecies/keys>

sucht. 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 8 Kontrollen zwischen dem 18.05. und 25.10.2021 etwa 1400 Larven von *Culex spec.* in unterschiedlichen Larvenstadien nachweisen (Abb. 7/5). Zur Auswertung wurden nur die Larven im vierten Larvenstadium bestimmt. Die Blumenvasen enthielten wieder eine Vielzahl anderer Dipterenlarven. Hierzu gehörten wie in den Vorjahren Rattenschwanzlarven (Syrphidae), Zuckmücken (Chironomidae), Gnitzen (Ceratopogonidae) oder Schmetterlingsmücken (Psychodidae). Die Stechmücken verteilten sich auf mindestens drei verschiedene Arten.

Am häufigsten wurden Arten aus dem *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*) nachgewiesen. Bei den Larven im vierten Stadium gehörten 90 Exemplare zu *C. pipiens* und 22 zu *C. torrentium*. Elf Larven konnten sich nur bis zu Gattung *Culex* bestimmt werden. Die meisten Mückenlarven ließen sich an den Terminen von Juli bis September nachweisen (Abb. 7/5).

Von *Anopheles plumbeus* ließen sich 14 Larven nachweisen. Acht am 23.08., fünf weitere bei der Kontrolle am 07.10. und eine einzelne am 07.10.2021. Bei der letzten Leerung am 25.10.2021 gelang dies nicht. Es befanden sich lediglich fünfzehn *Culex* Larven in den überprüften Gefäßen. Im Jahr 2019 wurden bei der letzten Leerung am 31.10. ebenfalls noch Larven von *A. plumbeus* nachgewiesen. Von der im Jahr 2019 am Standort nachgewiesenen *Aedes geniculatus* wurden keine Larven bestätigt. Am 23.07. konnten in einer Vase drei Ei Schiffchen, vermutlich von *Culex pipiens* s. l., entdeckt werden.

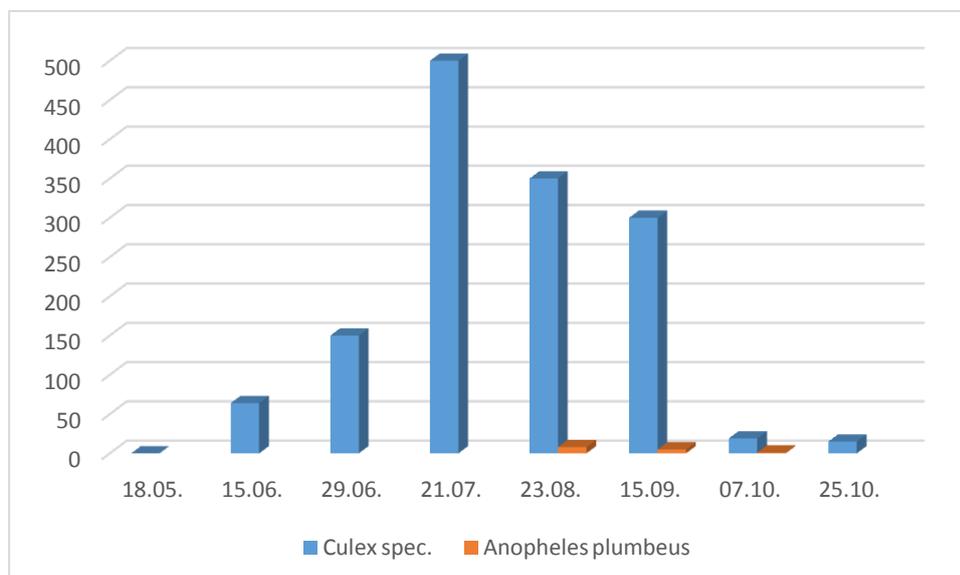


Abb. 7/5: Verteilung der nachgewiesenen *Culex spec.* und *Anopheles plumbeus* Larven auf dem Nordfriedhof 2021

Golfplatz

Die „BG-GAT“ Falle auf dem Golfplatz fing wie bereits in den Vorjahren hauptsächlich Schmetterlingsmücken (Psychodidae) und keine Stechmücken. An den beiden Terminen im August gab es einzelne Wasseransammlungen in denen sich am 02.08. ca. 250 Larven und am 23.08. ca. 180 Larven in frühen Entwicklungsstadien von *Culex spec.* befanden. An den anderen Terminen konnten keine Wasseransammlungen mit Mückenlarven entdeckt werden.

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

	2017 (Bendt)			2018			2019			2020				2021			
	Düsseldorf divers	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Nordfriedhof	Stoffeler Friedhof	Hafen Golfplatz	Nordfriedhof	Wersten Garten	Hafen Golfplatz	Nordfriedhof	Wersten Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten	Nordfriedhof	Wersten Garten	Hafen Golfplatz	Kalkum Garten
<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 torrentium</i>	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●		●	●		
<i>Culex pipiens</i> Kompl.					●			●			●		●			●	●
<i>Culex spec.</i>				●	●	●	●	●	●								
<i>Culiseta annulata</i>	●				●										●		
<i>Culiseta subochrea</i>	●																
<i>Culiseta spec.</i>												●					

Hausgarten Wersten

Der Hausgarten Wersten war wie 2019 und 2020 ein Standort mit der „BG-Sentinel“ Falle, die durch Duftstoffe und den Einsatz von CO₂ adulte Mücken anlockt (Abb. 7/3). Es konnten an acht Terminen zwischen Juni und Oktober 104 adulte Mückenweibchen nachgewiesen werden. Männchen wurden nicht festgestellt. Fast alle gefangenen Mücken gehörten zum *Culex pipiens* Komplex (*pipiens/torrentium*). Am 17.09. befanden sich drei Weibchen von *Aedes vexans* in der Falle.

Im Wassereimer konnten im Hausgarten 25 *Culex torrentium* und 7 *Culex pipiens* sowie 8 *Culex spec.* Larven im vierten Larvenstadium gefangen werden. Zusätzlich konnten etwa 70 *Culex spec.* Larven in früheren Stadien nachgewiesen. Am 21.09. konnten zudem vier und am 22.11. fünf Larven von *Culiseta annulata* gekeschert werden.

Hausgarten Kalkum

Der Hausgarten Kalkum war der zweite Standort mit einer „BG-Sentinel“ Falle. Die Falle war im Zeitraum vom Juni bis August aktiv. Es konnten 14 Mückenweibchen und sechs Männchen nachgewiesen werden. Alle gefangenen Mücken 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.

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 beschreibt Eckstein 17 Arten für Deutschland, MOHRIG (1969) gibt in seinem Standardwerk 46 Arten an. In den letzten Jahren konnten fünf weitere Arten, unter ihnen die bekannten *A. japonicus* und *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. Osterath, am 20.07.2019) einen Brutplatz der Buschmücke *Aedes japonicus* (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb, schriftl. Mittlg.). Es soll laut Dr. Werner vom „Mückenatlas“ auch mindestens einen Fund von *A. japonicus* aus Düsseldorf vorliegen (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb). Bei Untersuchungen von FRÜH im Jahr 2018 (FRÜH et al. 2020) konnte die Japanische Buschmücke südlich von Düsseldorf häufig nachgewiesen werden. Die Art sollte daher auch in Düsseldorf regelmäßig vorkommen.

Die bei den Untersuchungen 2021 nachgewiesenen Arten gehören alle nicht zu den neu eingewanderten bzw. erstmals nachgewiesenen Arten. An allen Standorten dominieren die *Culex* Arten wie auch bei den Untersuchungen der Vorjahre deutlich. Mit der BG-Sentinel wurden am Standort Hausgarten nur Vertreter der Gattung *Culex* und 2021 erstmals drei Weibchen von *Aedes vexans* gefangen, an dem zweiten BG-Sentinel Standort in Kalkum ebenfalls nur *Culex* Arten. Die BG-GAT Fallen, die speziell zum Nachweis von *A. albopictus* dienen, waren wieder ohne Nachweis von adulten Stechmücken. Auf dem Nordfriedhof ließen sich Larven von drei Arten nachweisen.

Bei den Untersuchungen 2021 wurden keine neuen Arten für Düsseldorf gefunden. Der Nachweis von *Aedes vexans* im Garten in Wersten bestätigt den Fund der Art von 2018 am Stoffeler Friedhof. Der Nachweis dort gelang ebenfalls mit einer „BG-Sentinel“ Falle. Die Art gilt als eine der häufigsten Stechmücken in Deutschland (Rheinschnake) und wird als Art von Überschwemmungsflächen in Süddeutschland mit großem Aufwand bekämpft (KABS = Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e. V).

Die ebenfalls im Hausgarten in Wersten gefundene „Große Hausmücke“ *Culiseta annulata* ist weit über Europa verbreitet, man findet sie aber eher in nördlichen Teil (Becker et al. 2020). Die Imagines sind relativ groß und werden aufgrund ihres Aussehens (Ringelmücke, Ringelschnake) häufig mit der kleineren Tigermücke *Aedes albopictus* verwechselt.

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.
- ECKSTEIN, F. (1920): Zur Systematik der einheimischen Stechmücken. 3. vorläufige Mitteilung: die Männchen. Zbl. Bakt., Abt. 1, Orig. 84: 223-240.
- FRÜH, L., KAMPEN, H., KOBAN, M.B. et al. (2020) Oviposition of *Aedes japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) and associated native species in relation to season, temperature and land use in western Germany. Parasites Vectors 13, 623 (2020). <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04461-z>
- 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.
- PLUKOTA, B, STORCH, V., BRAUNBECK, T., BECK, M. & BECKER, N. (2008): First record of *Stegomyia albopicta* (Skuse) (Diptera: Culicidae) in Germany. European Mosquito Bulletin 26:1-5.
- SCHUSTER, W. & MOHRIG, W. (1971): Stechmücken und ihre Bekämpfung im DDR-Bezirk Magdeburg. Angew. Parasitol. (Jena) 12: 11-19.
- SNOW, K. R. (1990): Mosquitoes. Ecology and Identification. Naturalists' Handbooks 14, 66 S.
- ZITTRA, C. (2011): Bestimmungsschlüssel der Culiciden (Insecta: Diptera) im Nationalpark Donau-Auen. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen 27/2012.

8 Vögel

Joachim Busch

Einleitung

Auf Grund ihrer großen Mobilität sind Vögel in der Lage, in relativ kurzer Zeit auch große Strecken selbst über und zwischen Kontinenten hinweg zurückzulegen und können so rasch auf Änderungen der Umwelt reagieren und Orte mit möglichst optimalen Lebensbedingungen aufsuchen. Diese Fähigkeit wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren ökologische Konsequenzen zu reagieren (FIEDLER et al. 2006, LEECH & CRICK 2007, ADAMÍK & PIETRUSZKOVÁ 2008, FIEDLER 2008, HÜPPOP et al. 2008, BARBET-MASSIN et al. 2009, COX 2010, JONES & CRESSWELL 2010, MØLLER et al. 2010a, TYRBERG 2010, BERTHOLD 2015) und wird intensiv wissenschaftlich untersucht. Trotz einer im Vergleich zu vielen anderen Organismengruppen bei Vögeln recht großen Datengrundlage (MØLLER & HOCHACHKA 2019) gibt es noch eine Reihe von Fragen, die zum besseren Verständnis der Folgen des Klimawandels auf Vogelarten, -populationen und -gemeinschaften geklärt werden müssen (KNUDSEN et al. 2011, DUNN & MØLLER 2019, TAHERI et al. 2021). So ist es nicht immer einfach, die Wirkung der natürlichen postglazialen und der neuzeitlichen klimatischen Entwicklungen und deren Auswirkungen auf die Avifauna zu unterscheiden (BURTON 1995). Dazu kommen weitere Effekte, wie zum Beispiel die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter Extremereignisse auf Ökosysteme (STILLMAN 2019) und die Populationen vor



Abb. 8/1: Waldkauzpaar *Strix aluco* im NSG Himmelgeister Rheinbogen. Foto: NSG Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, 28.04.2021, J. Busch.

allem von Brutvögeln (CADY et al. 2019, MARCELINO et al. 2020), wie es die drei ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 (VOGEL et al. 2019), 2019 und 2020 waren. Außerhalb der Brutzeit sind Vögel oft weniger von Extremereignissen sondern mehr 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 (VAN DE POL et al. 2010, MCLEAN et al. 2018, DUBOS et al. 2019). Zumindest bei einigen Vogelarten ist die Reaktion auf klimatische Veränderungen geschlechtsspezifisch (AMBROSINI et al. 2019). Bei vielen Vogelarten kann man bereits eine Reihe von Veränderungen beobachten. So kommt es bei Populationen einiger Arten zu Änderungen der Morphologie, die als evolutive Anpassungen an den Klimawandel gedeutet werden können (COX 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, DUNN et al. 2017, DEL MAR DELGADO et al. 2019). In

anderen Fällen gibt es Hinweise, dass als Folge des Klimawandels andere Phänotypen herausselektiert werden (MØLLER & SZÉP 2005, CHARMANTIER et al. 2008), wobei die Möglichkeiten, dass genetische Anpassungen Arten dazu befähigen, mit dem Klimawandel zurechtzukommen, begrenzt sind (DE MEESTER et al. 2018), und die unzureichende Anpassungsfähigkeit an den fortschreitenden Klimawandel bereits viele Arten bedroht (RADCHUK et al. 2019) und andere bevorteilt (SCHMALJOHANN 2019). Allerdings besteht hier noch großer Forschungsbedarf, um das Wechselspiel zwischen Klimaveränderungen, ökologischer Anpassungsfähigkeit und Evolution besser zu verstehen (NADEAU & URBAN 2019). Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels spielen Vögel daher als Indikatoren eine herausragende Rolle (PIERSMA & LINDSTRÖM 2004). Dies liegt zum einen an ihrer Artenvielfalt, die dazu beiträgt, Zufallseinflüsse zu kompensieren. Zum anderen ist bei den Vögeln eine sehr gute Datengrundlage vorhanden, was die Verbreitung auf lokaler (LEISTEN 2002, SCHUMANN & KRAUSE 2017), regionaler (WINK et al. 2005) und europäischer Ebene (HAGEMEIJER et al. 1997, KELLER 2017, MØLLER & HOCHACHKA 2019) betrifft, wobei es allerdings oft große Unterschiede in der Qualität der Datengrundlagen und der Datenauswertungen gibt, die bei der Interpretation der Daten zu beachten sind (BOERSCH-SUPAN et al. 2019, WIJEWARDHANA et al. 2020).

Über die Auswirkungen des Klimawandels auf die europäischen Brutvögel liegen bereits eine Reihe aktueller und umfangreicher wissenschaftliche Studien vor (HUNTLEY et al. 2007, BOTH et al. 2010, ERONEN et al. 2011, SAINO et al. 2011, BARBET-MASSIN et al. 2012, JIGUET et al. 2013, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017, HANZELKA et al. 2019), auch wenn es noch eine Reihe offener, auch methodischer, Fragen gibt (SÆTHER et al. 2019). Die bislang vorhandenen Befunde liefern wertvolle Hinweise auf zu erwartende und bereits stattfindende Entwicklungen. So zeigen Daten aus Europa und Nordamerika, dass die Zahl der durch den Klimawandel negativ beeinflussten Vogelarten deutlich zunimmt, während die Zahl der Arten, die mit dem Klimawandel gut zurechtkommen, abnimmt (TRAUTMANN 2018). Die Auswirkungen des Klimawandels sind bei den Brutbeständen der Vögel mittlerweile relativ gut untersucht. Deutlich weniger Daten liegen für die Wintermonate vor. Dabei zeigen die Winterbestände von Vögeln deutlich schnellere und stärkere Reaktionen auf den Klimawandel (LEHIKONEN et al. 2021). Dies zeigt sich auch bei regionalen Untersuchungen von Brutvögeln (SCHMITZ et al. 2021) und Winterbeständen (SCHMITZ et al. 2018). Dabei sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die nordamerikanische 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 (DEVICOR et al. 2008, GIENAPP et al. 2013, LAGERHOLM et al. 2017, SANTANGELI & LEHIKONEN 2017). 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).

Welche Veränderungen der Klimawandel für Vögel und ihre Rolle im Ökosystem mit sich bringt, zeigen zahlreiche Veröffentlichungen. Alleine seit 2009 beschäftigen sich ca. 39.200 Publikationen (Google Scholar, abgerufen am 15.12.2021) mit dieser Thematik (u. a. BOTH et al. 2010, CRICK 2004, HUGHES 2004, MØLLER & SZÉP 2005, HUNTLEY et al. 2007, MØLLER et al. 2006, BEHRENS et al. 2009a, ZWARTS et al. 2009, COX 2010, JONES & CRESSWELL 2010, McKECHNIE & WOLF 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, GARDNER

et al. 2011, LINGENHÖHL 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, SUDFELDT et al. 2012, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, OŻAROWSKA & ZANIEWICZ 2015, DUNN et al. 2017, HALUPKA & HALUPKA 2017, SCHMAL-JOHANN & BOTH 2017, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017, BAY et al. 2018, FITZPATRICK. & EDELSPARRE 2018, GALVÁN et al. 2018, TRAUTMANN 2018, BERESFORD et al. 2019, BOTH et al. 2019, BROTONS et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, FURNESS & ROBINSON 2019, HANZELKA et al. 2019, HELM et al. 2019, PASQUIER 2019, SAMPLONIUS & BOTH 2019, WALKER et al. 2019, AGUILERA-ALCALÁ et al. 2020, DE ZOETEN & PULIDO 2020, FERNÁNDEZ-RUIZ & ESTRADA-PEÑA 2020, KELLER et al. 2020, KOSKENPATO et al. 2020, METHORST et al. 2020, SHIPLEY et al. 2020, VELDSMAN 2020, YUN et al. 2020, DARU 2021, DAVIDSON 2021, FIEDLER 2021, KRUMENACKER 2021, MESSMER et al. 2021, RYDING et al. 2021, SAUVE et al. 2021, TELLERÍA et al. 2021):

- Habitat:** Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
Geringerer Bruterfolg durch häufigere Extremwetterereignisse
Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
Hitzestress
- 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
- 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
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
- Konkurrenz:** Beeinflussung der Konkurrenzverhältnisse
- Prädatoren:** Beeinflussung von Räuberbeutebeziehungen und Pathogen- bzw. Parasitwirtbeziehungen, inkl. Neobiota.
Klimawandelbedingte Einwanderung neozoischer Prädatoren.
- Adaptation:** Morphologische Veränderungen
Einfluss auf die Gefiederpigmentierung
Veränderungen von Farbpolymorphismen
Benachteiligung dunkel pigmentierter Vögel
Verschiebungen im Mausezyklus
- Genetik:** Verringerung der genetischen Diversität einer Art

Beeinflussung des Genpools von Populationen und Arten

Beeinflussung der Evolution von Populationen und Arten

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

Ökosystem: Veränderungen von Ökosystemfunktionen und -nutzen

Mensch: Einfluss auf die Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden

Solche Veränderungen in der Vogelwelt und ihre Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen werden mittlerweile sogar in der breiten Öffentlichkeit beachtet (SPIEGEL 2020).

Bei Zugvögeln 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 (BERTHOLD 2012, TØTTRUP et al. 2012, FANDOS & TELLERÍA 2018, SERGIO et al. 2019a). Dabei sind die Änderungen der Landnutzung in den Überwinterungsgebieten von größerer Bedeutung als in den Brutgebieten (HOWARD et al. 2020). Bei Langstreckenziehern haben die Witterungsbedingungen auf den unterschiedlichen Zugwegen der Arten und Populationen großen Einfluss auf die Ankunftszeiten im Brutgebiet (KÖNIG et al. 2019, HAEST et al. 2020). Bei Zugvögeln sind besonders die folgenden Konsequenzen des Klimawandels zu berücksichtigen (u. a. FIEDLER et al. 2006, BEHRENS et al. 2009a, COX 2010, PULIDO & BERTHOLD 2010, LINGENHÖHL 2011, SUDFELDT et al. 2012, KOLÁŘOVÁ & ADAMÍK 2015, BARRETT 2017, FIEDLER 2017, HESSEN et al. 2017, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, AMÉLINEAU et al. 2018, MARQUES et al. 2018, AMBROSINI et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, LINDENMAYER et al. 2019, MARTÍN et al. 2019, OOSTERVELD & KLOP 2019, PASQUIER 2019, TELLERÍA 2019, XU et al. 2019, BATTISTI et al. 2020, BOZÓ & CSÖRGÖ 2020, BUCZEK et al. 2020, ESTRADA-PEÑA et al. 2020, FERNÁNDEZ-RUIZ & ESTRADA-PEÑA 2020, HAEST et al. 2020, HOWARD et al. 2020, KLINNER & SCHMALJOHANN 2020, MARTÍNEZ-LÓPEZ et al. 2020, SIKKEMA et al. 2020, VARRIANO et al. 2020, AHARON-ROTMAN et al. 2021, DUFOUR et al. 2021, FIEDLER 2021, TELLERÍA et al. 2021, WEISS 2021):

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

Etablierung neuer Zugwege

Veränderungen der Windregime zur Zugzeit

Veränderungen von Klima und Nahrungsverfügbarkeit auf dem Zugweg

Lokale Beeinflussung durch Windkraftanlagen

Zerstörung der Verbindungen von Zugweghabitaten

Nahrung: Geringerer Energiebedarf durch höhere Temperaturen im Überwinterungsgebiet

Rast- und Überwinterungsgebiete:

Verlagerungen der Überwinterungsgebiete

Klimatische Veränderungen in den Überwinterungsgebieten

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) zu neuen Wirtspopulationen

Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Pathogenwirte (z.B. Zecken)

Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Antibiotikaresistenzen

Unterbrechung von Pathogen-Wirt bzw. Pathogen-Reservoir-Beziehungen durch unterschiedliche Arealverschiebungen

Auch für die aktuelle und zukünftige Naturschutzplanungen auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene werden die Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Avifauna und die genaue Erforschung der Zusammenhänge und Konsequenzen, die sich daraus ergeben, eine immer wichtigere Rolle spielen (u. a. THOMAS 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, ESSL & RABITSCH 2013, FODEN et al. 2013, MUNLV 2013, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015, OLIVER et al. 2017, TRAUTMANN 2018, AUGUSTYNICZIKA et al. 2019, BERESFORD et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, ZHAO et al. 2019, FRANKE et al. 2020, HUPKE 2020, KAMP et al. 2020, BOWLER et al. 2021).

Darüber hinaus müssen auch Carry-over Effekte berücksichtigt werden. Das heißt, dass Veränderungen zu einem bestimmten Zeitpunkt des Lebenszyklus oft auch Auswirkungen auf spätere Phasen im Lebenszyklus haben, auch wenn diese in weit entfernten Regionen ablaufen (AMBROSINI et al. 2019). 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. Alle Punkte haben einen Einfluss auf die Bestände der beobachteten Vogelarten im Untersuchungsgebiet. Darüber hinaus 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 (MØLLER et al. 2008, BAY et al. 2018).

Viele der bisherigen Untersuchungen, zum Beispiel von SYBERTZ & REICH (2015), LEBRUN et al. (2017), OLIVER et al. (2017), TERRAUPE et al. (2017), BETTS et al. (2018), 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 Avizosen vorhanden sind (KAMP et al. 2020). Insgesamt betrachtet dominieren im Vergleich zum Klimawan-

del 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, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017). Dabei werden die negativen Auswirkungen dieser Faktoren durch den Klimawandel oft noch forciert (STAUDT et al. 2013). 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.

Auch in Nordrhein-Westfalen und 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). Noch 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).

Vorhandene Erkenntnisse über die Folgen dieses Klimawandels für Vögel auf europäischer Ebene (HUNTLEY et al. 2007, SCHÄFFER 2008, GREGORY et al. 2009) werden ergänzt durch aktuelle Erkenntnisse auf regionaler Ebene (HÜBNER et al. 2008, KÖNIG 2008, BEHRENS et al. 2009a, b, SUDFELDT et al. 2009a, b, 2010, 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 (ENGLER & STIELS 2016, URBAN et al. 2016, WINGFIELD et al. 2017, 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 Zuhilfenahme von bereits vorliegenden Erkenntnissen über die Folgen des Klimawandels für Vögel auf globaler (STEPHENS et al. 2016), europäischer (HUNTLEY et al. 2007, SCHÄFFER 2008, JIGUET et al. 2013), nationaler und regionaler Ebene (HÜBNER et al. 2008, KÖNIG 2008) und aktuellen Untersuchungen auf lokaler Ebene (SCHMITZ et al. 2009-2021) 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.

Abgesehen 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 (SUDFELDT et al. 2010, OLIVER et al. 2017).

Untersuchungsgebiete

Das Ziel des avifaunistischen Monitorings der beiden ausgewählten Flächen in Düsseldorf ist es, Daten zu erhalten, die es ermöglichen, klimabedingte Bestandsveränderungen der dortigen Vogelwelt zu erkennen. Daher wurden zwei Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt, die sich im Lokalklima unterscheiden. Ein Untersuchungsgebiet liegt im wärmeren Tiefland der Rheinaue, das zweite im kühleren Hügelland im Osten Düsseldorfs. Für diese Gebiete ist im Rahmen des 2009 begonnen Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen, um witterungsbedingte Schwankungen der beobachteten Brutvogelbestände in einzelnen Jahren auszugleichen (LEISTEN 2017).

Gerresheimer Waldfriedhof

Das erste Untersuchungsgebiet liegt auf dem Gerresheimer Waldfriedhof (Abb. 8/2). 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).



Abb. 8/2: 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).

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.

NSG Himmelgeister Rheinbogen

Das zweite Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen (Abb. 8/3) 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 Auenlandschaft⁴. 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. 8/3: 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

⁴ <http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de> (aufgerufen am 12.12.2018)

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 Geländebegehungen wurden neben den Brutvögeln (Bv) auch die Randsiedler (Rs) erfasst und in der Artenliste aufgeführt. Zusammen mit den Beobachtungen von Durchzüglern (Dz) und Gastvögeln (G) ergibt sich ein Gesamtbild des vorkommenden Artenspektrums. Als Gastvögel (G) gelten solche Arten, die das Kartierungsgebiet mehr oder weniger zur Nahrungssuche nutzen und weiter außerhalb ihr Brutgebiet 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).

Um die erforderlichen Beobachtungsfenster (SÜDBECK et al. 2005) für die verschiedenen Eulen- und Spechtarten sowie die sonstigen Brutvogelarten abzudecken, wurden von Anfang Februar bis Ende Juni in den Untersuchungsgebieten jeweils 19 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, BIRRER 2014, WORTHINGTON-HILL & CONWAY 2017, ZUBEROGOITIA et al. 2020a, b).

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. 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 (MØLLER et al. 2010a, KAYSER 2017, WAHL et al. 2020, HERTZOG et al. 2021).

Ein Rheinhochwasser im Februar brachte zwar einige interessante Gastvögel und Durchzügler in das Untersuchungsgebiet NSG Himmelgeister Rheinbogen, erschwerte aber die ersten Kartierungsgänge in diesem Gebiet. Auch das ungewöhnlich kalte Frühjahr 2021 (SPIEGEL (2021a) vom 25.04.2021) mit einem damit einhergehenden Zugstau machte die Auswertung der Beobachtungsdaten schwieriger und mussten bei der Interpretation der Daten 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. 2008, 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 (GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015, TAYLEUR et al. 2016, GAÜZÈRE et al. 2017, BROTONS et al. 2019).

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 wurden mittels „least-squares regression“ und „analysis of variance“ auf ihre Signifikanz hin untersucht.

Die **Sommer 2018, 2019 und 2020** waren ungewöhnlich heiß und trocken. Diese extremen Wetterereignisse sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf den anthropogenen Klimawandel zurückzuführen (SCHIERMEIER 2018, OTTO 2019, 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 (PARRY et al. 2007, ELBAUM & ECKARDT 2018, STILLMAN 2019, SCHULDT et al. 2020, SPIEGEL 2021b). Um einen mögliche Einflüsse der drei ungewöhnlich heißen und trockenen Sommer 2018, 2019 und 2020 auf die Vögel der beiden Untersuchungsgebiete zu erfassen, wie sie in anderen Ländern dokumentiert sind (HEFFRON 2018, WESTON 2019, COHEN et al. 2020, RUTZ et al. 2020, GORDO et al. 2021), wurde die Entwicklung der Bestände von 2009 – 2018, 2018 – 2021 und die Entwicklung von 2009 – 2021 jeweils separat auf ihre Signifikanzen hin untersucht.

Desweiteren 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 (ABD RABOU 2020, HALFWERK 2020, JIANG et al. 2020, MANENTI et al. 2020, ANKIT et al. 2021, HENTATI-SUNDBERG et al. 2021, LETOURNEUX et al. 2021, SOGA et al. 2021, SOH et al. 2021, SUMASGUTNER et al. 2021), auf die illegale Jagd (MANENTI et al. 2020) und eine Erhöhung der Störungsintensität durch Freizeitaktivitäten und dies selbst in Schutzgebieten. Letzteres war auch in der Region in der die Untersuchungsgebiete liegen der Fall (MÖNIKES 2021). Diese Aktivitäten hatten 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 2021 durchgeführten Kartierungen konnten 26 Vogelarten als Brutvögel und zehn Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/1). Als Randsiedler wurden Gartengrasmücke, Hohltaube, Kuckuck, Misteldrossel, Pirol, Rabenkrähe, Schwarzspecht, Star, Sumpfmehleise und Trauerschnäpper eingestuft. Elf von 36 Brutvögeln zeigten keinen signifikanten Trend in ihrer Entwicklung, bei allen anderen Arten steigen die Bestände signifikant an.

Im Kartierungsjahr 2021 konnten 18 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 33 % nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Bachstelze, Fitis, Dorngrasmücke, Habicht und Wintergoldhähnchen konnten wie in den letzten Jahren auch in 2021 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden. Gastvögel und Durchzügler, die bislang noch nicht als Brutvogelart nachgewiesen wurden, 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 2021. 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 Bestandsentwicklung 2009 – 2018, 2018 – 2021 bzw. 2009 – 2021: signifikant positiv ■ signifikant negativ ■ keine Signifikanz

Deutscher Name	Beobachtungen															Trend 2009-21
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Amsel	33,8	28	9	9	8	9	13	10	10	10	17	11,5	13,5	10,5	11,5	
Blaumeise	9,7	4	2	3	2	3	2	2	3	3	6,5	7	7,5	7,5	10,5	
Buchfink	8,7	11	5	4	4	6	6	8	6	7	15	17	21	13,5	13,5	
Buntspecht	1,2	1	1	2	2	1	3	1	4	3	4	5,5	8,5	7,5	6	
Eichelhäher	4,7	3	1	1	2	1	Rs	1	1	2	1	1	1	1	1	
Gartenbaumläufer	0,7	1	1	0	1	2	Rs	1	1	1	3	5	3	2	3,5	
Gartengrasmücke	1,0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	1,5	1,5	Rs	
Gimpel	1,3	1	G	1	1	Rs	1	1	2	1	1	2	2	1	1	
Grauschnäpper	0,3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1*	2,5	2	
Grünfink	5,7	5	1	2	1	1	1	1	1	0	1,5	1	2	1	1	
Grünspecht	G	Rs	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	1	1,5	2,5	2	2	
Heckenbraunelle	4,0	5	1	2	3	1	2	1	4	4	4	4	7	6,5	4,5	
Hohлтаube	0	0	0	0	Rs	Rs	0	0	Rs	2Rs	Rs	Rs	2Rs	Rs	Rs	
Kernbeißer	3,3	3	0	0	1	0	G	G	G	1	1	2,5	2,5	4	5	
Kleiber	2,0	1	4	4	1	3	2	1	3	2	2,5	4,5	4,5	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	
Kuckuck	0	Rs	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	
Mäusebussard	G	1	G	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	Rs	1	1	1	1	1	
Misteldrossel	0	Bv	0	Rs	Rs	Rs	0	2	Rs	0	Rs	Rs	G	G	Rs	
Mittelspecht	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1Rs	1,5	2,5	3	2	2,5	
Mönchsgrasmücke	5,3	6	4	3	5	4	6	4	4	6	8,5	15	18,5	16	18	
Pirol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	
Rabenkrähe	G	2	G	G	1	1	Rs	1	Rs	1	1,5	2Rs	2Rs	2Rs	2Rs	
Ringeltaube	6,3	6	4	7	5	4	6	7	5	7	7,5	9,5	9	7	8	
Rotkehlchen	11,0	12	7	9	8	9	11	9	8	7	13,5	15,5	23	20,5	24,5	

Deutscher Name	Beobachtungen																Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2009-21	
Schwanzmeise	1,7	2	2	0	0	0	0	Rs	0	1	1	0	1	1,5	2		
Schwarzspecht	0	0	0	Rs	Rs	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	G	Rs		
Singdrossel	7,0	5	3	4	4	4	2	4	3	4	5	8	5	9	8		
Sommergoldhähnchen	3,0	4	G	0	0	G	0	Rs	1	0	2	2	5	5,5	6		
Star	15,7	6,5	0	0	1	1	1	0	Rs	Rs	G	G	G	2Rs	4Rs		
Stieglitz	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	G	G	G	1	2		
Sumpfmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	Rs	Rs		
Trauerschnäpper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Rs		
Waldkauz	1,0	1	G	G	0	0	0	0	0	1	1	1,5	2	2	2		
Zaunkönig	5,7	9	6	5	8	8	7	9	5	5	11,5	14,5	14,5	15	17		
Zilpzalp	5,3	8	2	3	3	3	4	4	3	5	8	8	10,5	11	8,5		

Tab. 8/2: Anzahl der Reviere der ehemaligen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2021. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres 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 Bestandsentwicklung 2009 – 2021: 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	2009-21	
Bachstelze	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G		
Dorngrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz		
Feldschwirl	0	Rs	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		
Fitis	2,7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Dz	Dz	Dz		
Gartenrotschwanz	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0		
Goldammer	0,3	RS	0	G	0	0	0	0	0	0	0	Rs	G	0	0		
Habicht	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	Rs?	G	0	G	G		
Haussperling	11,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0		
Klappergrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Nachtigall	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0		
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs?	0	0	0	0		
Sperber	0	Rs	G	0	0	Rs	0	0	0	0	G	0	0	Rs	0		
Sumpfrohrsänger	0	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Turmfalke	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	G	G	0		
Waldlaubsänger	1,0	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		
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	G	G		

Tab. 8/3: Gastvögel und Durchzügler auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1998 und 2009 bis 2021. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. * Der Uhu wurde in 2019 und der Kolkrabe 2020 und 2021 in der Nähe des Untersuchungsgebietes verhört.

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

Himmelgeister Rheinbogen

Bei den im Jahr 2021 durchgeführten Kartierungen konnten 40 Vogelarten als Brutvögel und sieben Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/4). Als Randsiedler wurden Graureiher, Misteldrossel, Neuntöter (Abb. 8/15), Rostgans, Rotmilan, Schwarzkehlchen und Schwarzmilan erfasst.

Tab. 8/4: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2021. 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 – 2021 bzw. 2009 – 2021: signifikant positiv  signifikant negativ 
keine Signifikanz 

Deutscher Name	Beobachtungen														Trend 2009- 2021
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Amsel	Bv	5	3	4	4	5	4	6	5	6	7,5	6,5	5,5	6	
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	1	G	G	G	1	1	
Blaumeise	Bv	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	5	5	5	
Bluthänfling	0	2	2	3	3	3	G	1	4	1	3	1	1	1	
Buchfink	Bv	7	5	7	6	6	5	4	5	7,5	12,5	16,5	12,5	9,5	
Buntspecht	Bv	G													
Dohle	Bv	G	2	1	4	3	2	1	1	1	2	4	3	4	

Deutscher Name	Beobachtungen														Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2009-2021
Dorngrasmücke	4	5	5	11	7	9	7	6	9	10,5	8,5	11	15,5	15	
Eichelhäher	G	0	G	0	0	0	1	G	0	G	2	2	1	1	
Fasan	Bv	2	4	4	3	3	1	1	4	3	2	3,5	3,5	5	
Feldlerche	8	5	3	5	6	4	4	5	6	6	9	6,5	10	9	
Gartenbaumläufer	Bv	G	0	1	1	1	1	0	0	2	4	6	4	5	
Gartengrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	2	3	2	
Graureiher	0	0	0	0	0	0	G	G	Rs	Rs	G	G	2Rs	3Rs	
Grauschnäpper	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Grünspecht	Bv	G	G	0	0	0	1	1	1	1,5	1,5	2,5	2	2,5	
Halsbandsittich	Bv	2	3	0	G	Rs	Rs	1	2	Rs	1	2	2	2	
Haurotschwanz	0	G	G	4	0	0	0	0	0	G	G	0	0	1	
Heckenbraunelle	Bv	1	1	1	1	1	2	3	2	4	4,5	4,5	5,5	6	
Hohltaube	Bv	G	1	2	3	3	3	4	3	4	3	2,5	2,5	3,5	
Kiebitz	2	3	5	4	1	1	0	1	1	0	Dz	0	Rs	1	
Kohlmeise	Bv	6	4	5	4	8	3	6	7	8	7,5	7	7,5	8	
Kuckuck	Bv	0	0	G	G	G	1?	0	0	G	G	1	2	1,5	
Mäusebussard	2	2	1	1	1	1	1	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1	1,5	
Misteldrossel	Bv	1	1	0	1	Rs	0	Rs	0	Rs	Rs	2	Rs	2Rs	
Mönchsgrasmücke	Bv	6	5	6	4	5	4	3	6	9	12	12	12,5	14,5	
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	2,5	2,5	5,5	6	5,5	
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Rs	0	2Rs	
Nilgans	Bv	2	2	2	4	4	5	5	4	5	5,5	4	6	7	
Rabenkrähe	Bv	6	5	3	5	4	3	6	7	6,5	3,5	2	3,5	4	
Ringeltaube	Bv	7	4	3	3	5	5	4	4	5,5	5	5,5	7	9	
Rostgans	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1,5	Rs	Rs	
Rotkehlchen	Bv	2	2	2	1	1	2	1	1	G	2	1	1	2	
Rotmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	G	Dz	G	G	1	Rs	Rs	
Schleiereule	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1,5	
Schwarzkehlchen	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Rs	Rs	
Schwarzmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	Rs							
Singdrossel	Bv	4	3	3	2	3	2	2	2	2,5	3	3,5	4	4,5	
Star	Bv	6	5	5	5	6+	5+	7+	4+	4+	6	4,5	6	10,5	
Steinkauz	3	3	4	2	2	2	4	3	3	5	2,5	3,5	3,5	4,5	
Stieglitz	Bv	0	1	4	2	2	Rs	1	1	2,5	2	1	1	3,5	
Sumpfrohrsänger	Bv	3	1	2	1	2	2	Rs	2	1	Rs	G	Rs	2	
Waldkauz	1	0	G	0	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	1,5	2	2,5	2,5	
Waldohreule	1	0	0	0	0	0	0	G	0	0	1	1,5	Rs	1,5	
Wiesenschafstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	Rs	1	
Zaunkönig	Bv	6	2	3	5	3	8	8	7	11	17,5	16	13,5	16,5	
Zilpzalp	Bv	3	2	3	3	3	6	3	4	6,5	5,5	10	9	7	

Tab. 8/5: Anzahl der Reviere der ehemalige Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2021. 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 – 2021: signifikant positiv ■ signifikant negativ ■ keine Signifikanz

Deutscher Name	Beobachtungen														Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2009-2021
Baumfalke	1	0	G	0	G	G	0	0	0	G	G	G	G	G	-
Feldsperling	2	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gartenrotschwanz	Bv	0	G	0	0	0	G	0	0	Dz	0	0	0	Dz	-
Gelbspötter	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	Rs	0	0	
Grünfink	Bv	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3,5	1	1	G	
Habicht	1	1	0	1	Rs	G	1	G	0	G	G	G	G	G	
Kleiber	Bv	G	0	0	0	0	0	0	0	G	G	1	1	G	
Pirol	1	2	2	G	G	Rs	0	0	0	0	G	G	0	Dz/G	
Rebhuhn	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sperber	G	G	0	0	Rs	Rs	Rs	0	0	G	G	G	G	G	
Sumpfmeise	Bv	1	1	0	0	0	0	0	0	Rs	G	1	0	0	
Turmfalke	1	1	1	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	

Tab. 8/6: Gastvögel und Durchzügler im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2021. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. R. Köhn, mündl. Mitteilung. ** Der Orpheusspötter wurde südlich des Untersuchungsgebietes festgestellt und der Vollständigkeit halber mit aufgelistet.

Deutscher Name	Beobachtungen													
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Austernfischer	G	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
Bergfink	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0
Bergpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0
Blässgans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Braunkehlchen	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	0	0	0	0
Elster	G	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G	G	G	G
Erlenzeisig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	0
Feldschwirl	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Dz	0	0	Dz
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Flussregenpfeifer	0	0	0	0	0	G	0	Dz	0	0	0	Dz	0	Dz/G
Gimpel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G	G	0
Goldammer	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	Dz/G	Dz/G	Dz
Hausente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Heringsmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G

Deutscher Name	Beobachtungen													
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Höckerschwan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Kanadagans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G	Dz/G	Dz/G
Kernbeißer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G	Dz/G	0
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0
Kormoran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Lachmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz0	Dz/G
Mauersegler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G
Mehlschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0	0	0
Mittelmeermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	G	G	G
Orpheusspötter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G**	0	0
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G
Reiherente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Rohrammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	Dz
Rohrweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0	Dz	Dz
Rotdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Saatkrähe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G
Schwanzmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	Dz/G
Silberreiher	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Sommergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0
Steinschmätzer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Straßentaube	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0
Stockente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	G	Dz/G
Streifengans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G
Sturmmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz	G	Dz/G
Uhu*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G	0	0
Tannenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Waldwasserläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	Dz	0
Wanderfalke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G	0	G
Weißstorch	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Wespenbussard	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz/G
Wiesenpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz	Dz	Dz
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz

Im aktuellen Kartierungsjahr 2021 konnten 13 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 60 festgestellten möglichen Brutvogelarten 22 % nicht mehr hier brüteten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Baumfalke und Habicht konnten auch in 2021 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Von den 47 in 2021 festgestellten Brutvogelarten zeigen 29 Arten einen signifikanten positiven und nur der Kiebitz einen signifikant negativen Trend in der Bestandsentwicklung innerhalb des Zeitraumes 2009 – 2021 (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 verschwunden (Tab. 8/5). Dies ist bei Feldsperling, Habicht, Pirol und Turmfalke der Fall, das heißt bei diesen Arten ist der Trend signifikant negativ.

Tab. 8/7: Liste der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2021. ^P = in NRW planungsrelevante Art (MKULNV 2015, LANUV 2016b), Angaben zum Rote-listestatus (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, 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 = Neozoe.

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
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	↓↓

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
Graureiher ^P	* / = / =	* / > / =	=	-1	0	12,69	0,81	0,57	0	↑↑
Grauschnäpper	V / (<) / ↓↓	* / = / ↓↓	=	0	0	12,15	0,89	0,82	0	↓
Grünfink	* / > / ↓↓	* / = / ↑	=	0	0	12,60	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	↓
Hohлтаube	* / = / ↑	* / > / ↑	=	-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	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	↑
Sommergoldhähnchen	* / > / =	* / > / =	=	0	-	13,20	0,7	0,63	-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
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	↓
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	↓↓
Wiesenschafstelze	* / = / =	* / = / ↑	=	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	↑

Von den insgesamt 75 in den beiden Untersuchungsgebieten in den Jahren 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2021 beobachteten Brutvogelarten stehen aktuell neun Arten auf der **Roten Liste der BRD** und fünf Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche (Abb. 8/16), 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 2021 Bluthänfling, Feldlerche, Grauschnäpper, Kiebitz, Kuckuck, Pirol, Rotmilan, Star, Steinkauz und Trauerschnäpper erfasst werden. Baumfalke, Feldschwirl, Pirol und Wachtel konnten als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler beobachtet werden.

Für Nordrhein-Westfalen sieht die Situation wie folgt aus: 17 Arten der in den Untersuchungsgebieten während des Untersuchungszeitraumes 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2021 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 2021 Bachstelze, Bluthänfling, Feldlerche, Kiebitz, Nachtigall, Pirol,

Star, Steinkauz (Abb. 8/8) und Waldohreule beobachtet werden. Baumfalke, Fitis, Habicht 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 (Abb. 8/11), Hausrotschwanz, Kernbeißer, Kleiber, Mönchsgrasmücke, Nilgans, Pirol, Schleiereule, Schwarzmilan, Steinkauz, Wachtel, Waldkauz, Waldohreule, Zaunkönig und Zilpzalp. Ihnen zu Folge gehören in Nordrhein-Westfalen folgende Arten zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels: Feldschwirl, Fitis, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Kiebitz, Klappergrasmücke, Nachtigall, Schwarzspecht, Sommergoldhähnchen, Sumpfrohrsänger, Trauerschnäpper, Waldlaubsänger, Weidenmeise und Wintergoldhähnchen.

Betrachtet man die prognostizierte zukünftige Entwicklung der Vorkommen der ehemaligen und aktuellen Brutvögel des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens im Raum **Düsseldorf** (HUNTLEY et al. 2007, SCHUMANN & KRAUSE 2017) gehören die folgenden Arten zu den Verlierern (Tab. 8/7): 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. 8/4), fällt auf, dass der durchschnittliche STI der ehemaligen Brutvögel in Gerresheim 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. 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. Die steigenden Temperaturen sind wahrscheinlich ursächlich dafür, dass in Himmelgeist, anders als in Gerresheim, der durchschnittliche STI der Brutvögel signifikant steigt. Das heißt, dass in der Avifauna in

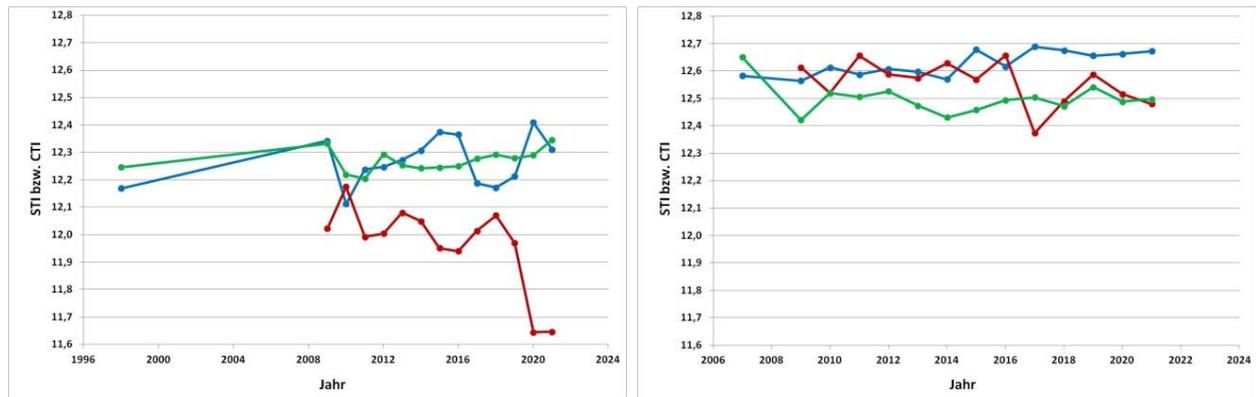


Abb. 8/4: Entwicklung des Species Temperature Index (STI) und Community Temperature Index (CTI) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Blau: mittlerer STI der im jeweiligen Jahr aktuell brütenden Arten, rot: mittlerer STI der Arten die in mindestens einem der früheren Jahren 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 DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019).

Himmelgeist mehr und mehr Arten auftauchen, die höhere Temperaturansprüche an ihr Brutgebiet haben.

Störungen durch gesteigerte Freizeitaktivitäten im NSG Himmelgeist

Als Folge der Covid 19-Pandemie wurden in 2021 tagsüber und nach Sonnenuntergang verstärkt Freizeitaktivitäten im Himmelgeister Rheinbogen beobachtet. Neben zahlreichen Spaziergängern mit und ohne, oft unangeleiteten Hunden, Fahrradfahrern, Joggen, 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 auf einem Acker im Untersuchungsgebiet auf die oben erwähnten Störungen an potentiellen Brutplätzen in der Nähe zurückzuführen.

Einfluss der Hitzesommer 2018, 2019 und 2020

In beiden Untersuchungsgebieten fällt auf, dass bei vielen Arten die bis 2018 positive Bestandsentwicklung in der Periode 2018 – 2021 stagniert oder sogar negativ wird, wenn auch die Trends, wohl auf Grund der Kürze der Zeitspanne keine Signifikanzen aufweisen.

Diskussion

Global 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.

Die Besiedlung Deutschlands durch die neozoische **Nilgans** erfolgt hauptsächlich über die expandierenden niederländischen und belgischen Bestände. 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). 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 Nichtbrüter im Gebiet sprechen dafür, dass die Kapazitätsgrenze dieser Art dort allmählich erreicht ist, und eine weitere Erhöhung der Zahl der Brutreviere eher fraglich ist. Die Daten aus 2020 und 2021 bestätigen diese Entwicklung. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich im Vereinigten Königreich (BURNS et al. 2020) 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** 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 im Zeitraum 2005-2009 bei 50-80 Paaren 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 Luxemburg beobachtet (KLEIN 2017). Daten aus Italien zeigen,

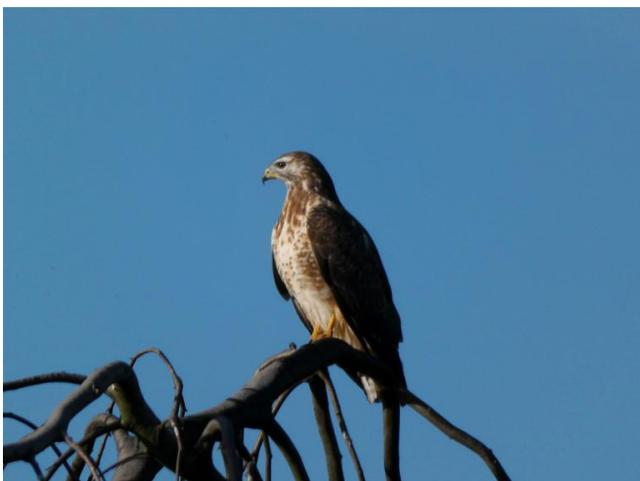


Abb. 8/5: Mäusebussard *Buteo buteo* (links). Abb. 8/6: Wespenbussard *Pernis apivorus* (rechts). Während der Mäusebussard mit mehreren Paaren im Untersuchungsgebiet brütet ist der Wespenbussard nur seltener Gast und Durchzügler. Foto Mäusebussard: 28.09.2021, Botanischer Garten Düsseldorf, J. Busch. Foto Wespenbussard: 11.08.2021, Neuss-Selikum, J. Busch.

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 (SERGIO 2003, HUNTLEY et al. 2007, PRICE 2017). Untersuchungen von SERGIO et al. (2007) zeigen, dass Selektionsdruck beim Schwarzmilan eine frühe Ankunft im Brutgebiet fördert. Seit einigen Jahren werden im Mittelmeerraum und im südlichen Europa, z. B. auch in Teilen Frankreichs und Österreichs, immer häufiger überwinternde Schwarzmilane beobachtet (ORTLIEB 1998). Ursächlich dafür sind wohl klimatische Veränderungen in Europa und eine Verschlechterung der Bedingungen im klassischen Überwinterungsgebiet südlich der Sahara (LITERÁK et al. 2017). In wie weit 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 und anderen Großvögeln hat, ist noch unklar (MARQUES et al. 2019, SANTOS et al. 2021) 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 (ORTLIEB 1998, 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).

Nachdem der **Rotmilan** in 2019 erstmals im Untersuchungszeitraum als Brutvogel im Untersuchungsgebiet Himmelgeist nachgewiesen werden konnte, brütete die Art auch in den Folgejahren im Himmelgeister Rheinbogen, allerdings knapp außerhalb des Untersuchungsgebietes. Lebensraum und Nahrungsangebot entsprechen den Ansprüchen der Art (KARTHÄUSER et al. 2019a, KATZENBERGER 2019, 2021). In Mitteleuropa, vor allem in Deutschland steigt die Zahl überwinternder Rotmilane seit dem Ende der 1950er Jahre an (ORTLIEB 2014), während sie in Spanien und Südfrankreich (CARDIEL 2006, KLEIN 2017, KARTHÄUSER et al. 2019b, GARCÍA-MACÍA et al. 2021) im Winter und generell am Südrand des Brutgebietes (DE ROSA et al. 2021) abnehmen. Deutschlandweit ist die Entwicklung der Brutbestände sehr unterschiedlich und stark von Änderungen in der Landnutzung, vor allem dem Wegfall von Grünland, abhängig (JÖBGES et al. 2017, NICOLAI et al. 2017, GRÜNEBERG & KARTHÄUSER 2019, KATZENBERGER 2021). In NRW wurde das Tiefland nach den 1990er Jahren fast vollständig geräumt (GRÜNEBERG et al. 2013, JÖBGES et al. 2017). Die zukünftige Entwicklung ist ungewiss, da die Mortalität diesjähriger Vögel stark angestiegen ist (KATZENBERGER et al. 2019, 2021, KATZENBERGER 2021). Dies ist teilweise bedingt durch eine erhöhte Nachstellung durch Waschbären (TOLKMITT et al. 2012, MAMMEN et al. 2014, JÖBGES et al. 2017). Der Einfluss von Blutparasiten auf die Sterblichkeit von jungen und erwachsenen Rotmilanen ist im Detail noch nicht genau geklärt (COEURDASSIER et al. 2021). Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis haben großen Einfluss auf den Bruterfolg und damit die Bestandsentwicklung beim Rotmilan (ORTLIEB 2014, JÖBGES et al. 2017, KLEIN 2017, ANDEREGGEN 2020, KATZENBERGER 2021, NÄGELI et al. 2021). Verbesserung der ökologischen Qualität landwirtschaftlich genutzter Flächen und Naturschutzmaßnahmen (MACIOROWSKI et al. 2020, KATZENBERGER 2021, NÄGELI et al. 2021) erhöhen den Bruterfolg, erhöhte Niederschläge und Hitze als Folge des Klimawandels sowie Vergiftungen und chemische Umweltbelastun-



Abb. 8/7: Der Kiebitz *Vanellus vanellus* konnte zwar in 2021 wieder als Brutvogel in Himmelgeist festgestellt werden, 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, Ostalbkreis, Baden-Württemberg, 22.07.2019, J. Busch.

gen 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, NÄGELI 2019, SERGIO et al. 2019b, ANDEREGGEN 2020, MATEO-TOMÁS et al. 2020).

Um 1900 fand ein starker Rückgang der Bestände des **Kiebitzes** (Abb. 8/7) 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, PÜCHEL-WIELING & WALTER

2014, SUDMANN et al. 2014, BÖHNER et al. 2017). Obwohl die Art durch Schutzprogramme gefördert wird (SANDER et al. 2019), haben die Brutbestände des Kiebitzes in den letzten Jahren europaweit (PECBMS 2019), im UK (BURNS et al. 2020), in den Niederlanden (SOVON 2018), deutschlandweit, und auch in der Region stark abgenommen. Dies ist auch im Düsseldorfer Raum der Fall, wie es z. B. Daten aus Meerbusch, Rheinkreis-Neuss (STEVENS 2015), zeigen. 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 (BELL & CALLADINE 2017, FÜRSTE et al. 2017, FRANKS et al. 2018, SIERING & BURNHAUSER 2018, SOVON 2018) und Prädation u. a. durch Fuchs, Hauskatze, Waschbär und Marderhund (FIDERER et al. 2019, LAIDLAW et al. 2019, NUMMI et al. 2019), spielt hierbei auch der Klimawandel eine wichtige Rolle. Zwar reagieren Kiebitze beispielsweise in Niederlanden oder Dänemark auf den immer früheren Beginn des Frühlings durch früheren Beginn des Brutgeschäfts (BRANDSMA et al. 2017, 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, DRÖSCHMEISTER & SUDFELDT 2009, SUDFELDT et al. 2009a). Auch wenn in 2020 der Kiebitz als Randsiedler und in 2021 als 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 **Kuckuck** 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) und den Niederlanden hat der Kuckuck, besonders in Agrarlandschaften, deutlich abgenommen (SOVON 2018, PECBMS 2019). Der Klimawandel ist ursächlich dafür, dass die Kurzstreckenzieher unter den Wirten des Kuckucks immer früher mit dem Brüten beginnen, und Kuckucke, die auf solche Arten spezialisiert sind, immer häufiger zu spät aus ihren Winterquartieren zurückkommen. Bei den Langstreckenziehern unter den Wirten ist dies nicht der Fall (SAINO et al. 2009, DOUGLAS et al. 2010, HAUBER et al. 2021). 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). Hinzu 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). 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) in dieser Region. Dies ist womöglich mit ursächlich dafür, dass die Art in den letzten Jahren im Untersuchungsgebiet wieder als Brutvogel zu beobachten ist.

In Nordrhein-Westfalen hat der **Waldkauz** (Abb. 8/1) in den letzten 10-15 Jahren zugenommen. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich ebenfalls in den benachbarten Niederlanden (SOVON 2018). 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) und brüten dort, zumindest in Teilen ihres Verbreitungsgebietes, früher als außerhalb der Städte (GRYZ & KRAUZE-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 2018a). Ebenfalls negative Auswirkungen auf den Waldkauzbestand hat die Zunahme von Prädatoren (z. B. Habicht, Baumwürger), die in den letzten Jahren beobachtet wurde (SOVON 2018). Jedoch erhöhen höhere Wintertemperaturen bei adulten und bei jungen Waldkäuzen deutlich die Überlebenswahrscheinlichkeit (FRANCIS & SAUROLA 2004, 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 (GRANDĀNS et al. 2009). Die Art breitet sich seit dem Ende des letzten Jahrhunderts nach Norden aus und besiedelt z. B. den Süden Finnlands (KALELA 1950, MELDE 2004, MORENO-RUEDA 2009). Beim Waldkauz tragen milde, schneearme Winter dazu bei, dass die braune Morphe gegenüber der grauen Morphe zunimmt (KARELL et al. 2011). Offenbar beeinflusst die Gefiederfärbung die Wahrscheinlichkeit, von Prädatoren und mobbenden Kleinvögeln entdeckt zu werden (KOSKENPATO et al. 2020). Insbesondere die Überlebenswahrscheinlichkeit von jungen Waldkäuzen der braunen Morphe wird durch schneereiche, kalte Winter negativ beeinflusst (SOLONEN 2021a, b). In Regionen mit milden Wintern kann die braune Morphe ihren Vorteil als Nahrungsgeneralist gegenüber der stärker auf Kleinsäuger spe-

zialisierten grauen Morphe ausspielen (KARELL et al. 2021). 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).

Die **Waldohreule** konnte im Jahr 2018 nach längerer Zeit wieder als Brutvogel im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Auch in 2021 konnte die Art als Brutvogel beobachtet werden. Sie ist ein Bewohner der halboffenen, strukturierten Kulturlandschaft. Bevorzugte Habitats 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, 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 jagender Art negative Auswirkungen



Abb. 8/8: Der Steinkauz *Athene noctua* steht in NRW und deutschlandweit auf der Roten Liste, wie viele Vogelarten der Kulturlandschaft. Er gehört zu den Arten die in NRW wohl vom Klimawandel profitieren werden. Im NSG Himmelgeist Rheinbogen ist er mit mehreren Brutpaaren vertreten. Einen entsprechenden Schutz des Lebensraumes vorausgesetzt, wird er wohl auch in Zukunft dort zu hören und zu sehen sein. Auch wenn er selten so gut zu sehen ist. Foto: Himmelgeist, Düsseldorf, 04.08.2021, J. Busch.

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 Kältewintern, 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 in Zukunft zunehmende Bestände dieser eher wärmeliebenden Art (ŠEVČÍK et al. 2021) in NRW. So dass man davon ausgehen kann, dass bei entsprechendem Nahrungsangebot die Waldohreule auch im Raum Düsseldorf weiter zu beobachten sein wird oder sogar zunimmt.

Der **Buntspecht** ist, wie in Europa (PECBMS 2019), auch in NRW und den angrenzenden Niederlanden (SOVON 2018) und im UK (BURNS et al. 2020) 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). Der Gesamtbestand hat in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts infolge des Älterwerdens der Wirtschaftswälder, der Zunahme des Totholzvorrats, in Teilen des Verbreitungsgebietes auch als Folge des Klimawandels (ASKEYEV et al. 2017), und möglicherweise der milden Winter kontinuierlich zugenommen (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013, WEISS 2017). 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 Buntspechtes negativ beeinflussend könnte, ist Anpflanzung und die eigenständige Etablierung gebietsfremder Baumarten, die der Buntspecht bei der Nahrungssuche nicht bevorzugt (ÓNODI et al. 2021). Es spricht also einiges dafür, dass der Buntspecht auch zukünftig im Raum Düsseldorf vorhanden ist, geeignete Habitate vorausgesetzt.

Der **Mittelspecht** 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 (WEISS 2017, WESOŁOWSKI et al. 2020). Vermutlich haben sich auch die milden Winter in den 1990er und 2000er Jahren positiv ausgewirkt (GRÜNEBERG et al. 2013, HARTHUN 2017, WEISS 2017, KOSIŃSKI et al. 2018, SOVON 2018, KOSIŃSKI & WALCZAK 2020). Dies gilt auch im Raum Düsseldorf (Tab. 8/1). Ähnlich sieht es mit der Bestandsentwicklung in anderen europäischen Ländern aus (PECBMS 2019). Auch hier wird ein positiver Einfluss des Klimawandels auf Fitness und Nahrungssituation als Ursache gesehen (SCHUCK et al 2018, KOSIŃSKI & WALCZAK 2020). Ein weiterer Faktor, der die Bestandsentwicklung des Mittelspechtes in Europa positiv beeinflussen könnte, ist die Abnahme der Stare, welche als Nistplatzkonkurrenten fungieren (SOVON 2018). Längerfristig wird der Mittelspecht in Mitteleuropa aber vom Klimawandel bedroht, da er mit seiner Ausbreitungsgeschwindigkeit nicht mit der Geschwindigkeit mithalten kann, mit der seine bevorzugte Klimazone nordwärts wandert und er im Süden mehr und mehr Lebens-

räume verliert (HUNTLEY et al. 2007, SCHIPPERS et al. 2011). 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** (Abb. 8/9) nach milden Wintern in den späten 1980er und 1990er Jahren auch in Europa (BLUME 1996, SOVON 2018, PECBMS 2019, BURNS et al. 2020) wieder deutlich an. Ein weiterer Grund dafür ist eine Verringerung des Pestizideinsatzes in Gärten und Parks, was neben der Zunahme von Industriebrachen die verstärkte Besiedlung von Ballungsräumen erklären könnte (BLUME 1996, WEISS 2017). 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 (BLUME 1996, 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 ist davon auszugehen, dass der Grünspecht 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).



Abb. 8/9: Grünspecht *Picus viridis* (links). Abb. 8/10: Kleiber *Sitta europaea* (rechts). Beide Arten profitieren aktuell von Veränderungen in der Forstwirtschaft und der Grünspecht darüber hinaus auch vom Klimawandel. Sie werden wohl auch in Zukunft im Düsseldorfer Raum vorkommen. Foto Grünspecht: 29.06.2021, Botanischer Garten Düsseldorf, J. Busch. Foto Kleiber: 26.04.2021, Friedhof Gerresheim, Düsseldorf, J. Busch.

Während europaweit seit den 1980er Jahren keine langfristigen Bestandsveränderungen beobachtet werden (PECBMS 2019), gibt es beim **Pirol** seit den 1990er Jahren NRWweit einen starken Rückgang um mehr als 50 % im Zeitraum 2005-2009. Ähnliches wurde in den Niederlanden beobachtet (SOVON 2018). 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 ein verschlechtertes 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, COOPER et al. 2017). 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 in Europa in Zukunft allerdings zu den Gewinnern des Klimawandels gehören. In 2020 und 2021 konnte der Pirol im Untersuchungsgebiet Gerresheimer Waldfriedhof als Randsiedler in Eichenmischwäldern festgestellt werden. Auch im Rhein-Kreis Neuss wurden in 2020 und 2021 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. Adäquate Lebensräume im Brutgebiet und in den Winterquartieren vorausgesetzt, wird der Pirol wohl auch in Zukunft im Düsseldorfer Raum vertreten sein (HUNTLEY et al. 2007, DRÖSCHMEISTER & SUDFELDT 2009, SUDFELDT et al. 2009a, PRICE 2017, SOVON 2018).

Die **Mönchsgrasmücke** überwintert seit dem Ende der 1950er Jahre vermehrt und erfolgreich auf den Britischen Inseln (BERTHOLD et al. 1990, BERTHOLD 1995, DELMORE et al. 2020a) und in den nordwestlichen Niederlanden (SOVON 2018). Die zunehmende Zahl von Überwinterungsversuchen (HUBATSCH 2018, 2019 und eigene Beobachtungen) in Mitteleuropa ist zwar wohl noch überwiegend 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 (METTLER et al. 2013, 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. 2009, 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 (PEINTIGER & SCHUSTER 2005, 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). Weitere Untersuchungen deuten darauf hin, dass bei süddeutschen Mönchsgrasmücken genetische bedingt die Zugaktivität abnimmt und innerhalb der Popu-



Abb. 8/11: Halsbandsittich *Psittacula krameri* (links). Abb. 8/12: Blaumeise *Cyanistes caeruleus* (rechts). Beide Arten werden auch in Zukunft in Düsseldorf als Brutvögel vertreten sein. Der Halsbandsittich wird dabei vom Klimawandel profitieren und wohl noch weiter im Bestand zunehmen, geeignete Brutmöglichkeiten vorausgesetzt. Foto Halsbandsittich: 06.05.2021, Groov'sches Loch, Neuss, J. Busch. Foto Blaumeise: 10.08.2021, Botanischer Garten, Düsseldorf, J. Busch.

lation sogar eine Tendenz dazu besteht, zum Standvogel zu werden (PULIDO & BERTHOLD 2010, FIEDLER 2017, DE ZOETEN & PULIDO 2020). Europaweit (PECBMS 2019), in den Niederlanden (SOVON 2018), im UK (BURNS et al. 2020), 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 die Bestände der **Gartengrasmücke** auf europäischer Ebene seit den 1980er Jahren deutlich abnehmen (SOVON 2018, BAUER et al. 2019, PECBMS 2019, BURNS et al. 2020), sind die Bestände in Deutschland und NRW stabil (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013). In beiden Untersuchungsgebieten zeigt die Gartengrasmücke 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 Suk-

zessionsvorgängen 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). 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 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** hängt in der Entwicklung ihrer Bestände stark von den klimatischen Bedingungen in der Sahelzone ab, mindestens aber genauso stark von den Veränderungen in ihren europäischen Brutgebieten (DOSWALD et al. 2009, 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, PECBMS 2019, BURNS et al. 2020) und NRW (GRÜNEBERG et al. 2013), wenn auch in einzelnen Ländern noch nicht die Bestandsgrößen der Vergangenheit erreicht werden. 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 (BAUER et al. 2019). Als Insektenfresser ist die Art durch den verbreiteten Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide, bedroht (HALLMANN et al. 2014, LENNON et al. 2019). Bestandseinbrüche durch eine negative klimatische Entwicklung in den Überwinterungsgebieten können eine positive Entwicklung in den Brutgebieten aber ebenfalls schnell wieder zunichtemachen.

Das Verbreitungsgebiet des **Gelbspötters** 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 (VAN KLEUNEN et al. 2017, SCHRAUTH & WINK 2018, BAUER et al. 2019, PECBMS 2019), während der nahe verwandte **Orpheusspötter** aus Südwesteuropa sich immer weiter nach Nordosten ausbreitet (HÜBNER et al. 2008, ENGLER et al. 2013, 2016, WAHL et al. 2015, BAUER et al. 2019) 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 (HALLMANN et al. 2014, VAN KLEUNEN et al. 2017, SOVON 2018, LENNON et al. 2019). 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 2020 und 2021 nicht mehr im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen beobachtet werden.

Der Kurzstreckenzieher **Zilpzalp** (Abb. 8/13) 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 (WALKER et al. 2017, SOVON 2018, PECBMS 2019, BURNS et al. 2020), so auch in den Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4). 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 vom Klimawandel profitieren. Die Art kehrt immer früher in die Brutgebiete zurück (PEINTIGER & SCHUSTER 2005, BARRETT 2017, FIEDLER 2017) und überwintert in zunehmendem Maße in Mitteleuropa (SCHÖNFELD 1980, SUDFELDT et al. 2009a, SCHUSTER 2010, 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** (STI = 10,46 s. Tab. 8/7) zu den Klimaverlierern in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). So nimmt die Fitispopulation in Europa (PECBMS 2019), im UK (WALKER et al. 2017, BURNS et al. 2020), in den Niederlanden (SOVON 2018) und vielen Teilen Deutschlands (BAUER et al. 2019) ab und wird auch im Düsseldorfer Raum zumindest einen Teil der Brutgebiete aus klimatischen Gründen verlieren (SCHUMANN & KRAUSE 2015, 2017). 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 (BARRETT 2017, 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, STANISŁAWSKI 2020). Die Ankunft in den nordeuropäischen Brutge-



Abb. 8/13: Zilpzalp *Phylloscopus collybita* (links). Abb 8/14: Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (rechts). Der Zilpzalp gehört, anders als sein Verwandter der Fitis zu den Klimagewinnern unter den Vögeln Mitteleuropas. Der Sumpfrohrsänger zu den Klimaverlierern. Zusätzlich ist die Art durch Änderungen der Landnutzung gefährdet. Foto Zilpzalp: 03.05.2021, NSG Krickenberger Seen, J. Busch. Foto Sumpfrohrsänger: 28.05.2021, Rothäuser Bachtal, Erkrath J. Busch.

bieten hat sich aber in den letzten 20 Jahren nach vorne verschoben (BARRETT 2017, REMISIEWICZ & UNDERHILL 2020). 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 (ZWARTS et al. 2014, 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** (Abb.8/14), der in der Vergangenheit als Brutvogel bzw. Randsiedler auftrat und 2019 nur als Gast im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen auftauchte, konnte in 2020 wieder als Randsiedler und in 2021 sogar mit 2 Revieren festgestellt werden. Während europaweit (PECBMS 2019) und in den benachbarten Niederlanden (SOVON 2018) die Bestände dieser Art ohne eindeutigen Trend fluktuieren, sind die Sumpfrohrsängerbestände in anderen europäischen Ländern (TEUFELBAUER et al. 2017, BURNS et al. 2020), 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 **Sommersgoldhähnchen** profitiert von Nadelholzaufforstungen und hat im Tiefland von NRW seit den 1950er Jahren deutlich zugenommen. Im Siedlungsbereich werden Kleingehölze mit Nadelholzanteilen als Brutrevier angenommen. Überwinternde Sommersgoldhähnchen werden in Westeuropa immer häufiger beobachtet (SOVON 2018). Geht die Entwicklung in den nächsten Jahren so weiter, wird das Sommersgoldhähnchen (STI = 13,20) schon bald häufiger als das **Wintersgoldhähnchen** (STI = 10,81) sein (GRÜNEBERG et al. 2013), das in 2020 und 2021 nur noch als Gast bzw. Durchzügler beobachtet werden konnte. Langfristig wird es aus klimatischen Gründen wohl zu einem Lebensraumverlust für das Sommersgoldhähnchen in NRW kommen (SUDFELDT et al. 2009a). Daher wird die Art im Raum Düsseldorf wohl eher nicht häufiger werden als zurzeit.

Der **Grauschnäpper** konnte in 2019 erstmals in Gerresheim beobachtet werden. In 2020 und 2021 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 2019), zum Beispiel im UK (BURNS et al. 2020) und in den Niederlanden sind die Zah-

len seit den 1980er bzw. 90er Jahren rückläufig (SOVON 2018). 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 (GIENAP et al. 2007, 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 (BURNS et al. 2020) haben die kontinentaleuropäischen Populationen des **Gartenrotschwanzes** 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, VALTONEN et al. 2017, 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). Die Bestandsentwicklung beim Gartenrotschwanz im Raum Düsseldorf wird daher wohl vor allem von der geänderten Landnutzung im Brutgebiet (DROZ et al. 2019, FELTON et al. 2019) und von den Habitatverlusten im Überwinterungsgebiet und auf dem Zug abhängig sein.



Abb. 8/15: Neuntöter *Lanius collurio* (links). Abb. 8/16: Feldlerche *Alauda arvensis* (rechts). Der Neuntöter hat in 2021 erneut im Himmelgeister Rheinbogen gebrütet und wird aus klimatischen Gründen auch in Zukunft im Düsseldorfer Raum als Brutvogel zu finden sein. Die Feldlerche kommt im Untersuchungsgebiet mit mehreren Brutpaaren vor und zeigt einen positiven Trend, wird aus klimatischen Gründen im Düsseldorfer Raum aber in Zukunft eher seltener als Brutvogel anzutreffen sein. Foto Neuntöter: 28.05.2021, Rothhäuser Bachtal, Erkrath, J. Busch. Foto Feldlerche: 13.05.2021, Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, J. Busch.

Das **Schwarzkehlchen**, 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 überwinterten 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, BURNS et al. 2020). Insgesamt jedoch gehört das Schwarzkehlchen in Mitteleuropa zu den Klimagewinnern, 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 beobachtet werden. Ursächliche dafür war wohl eine, bedingt durch die extreme Trockenheit in 2018, veränderte Pflege der Brachflächen in Himmelgeist (R. KÖHN, mündl. Mitteilung). Landschaftspflege bzw. Managementmaßnahmen haben einen großen Einfluss auf den Bruterfolg der Art (BROYER et al. 2019, TOME 2020). In 2020 war die Art erneut Randsiedler im Untersuchungsgebiet in Himmelgeist und konnte auch 2021 erneut als Randsiedler festgestellt werden. Zudem war im Himmelgeister Rheinbogen außerhalb des Untersuchungsgebietes noch mindestens ein weiteres Schwarzkehlchenrevier vorhanden.

Die **Heckenbraunelle** 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 beobachtet (SOVON 2018). 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, PRICE 2017, BAUER et al. 2019). Aktuell nehmen die Bestände im Vereinigten Königreich bereits deutlich ab (BURNS et al. 2020). 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 (SAINO et al. 2009, BARRETT 2014, DENERLEY et al. 2018). So zeigt die Entwicklung der Bestände dieser Art in den Untersuchungsgebieten 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 Population der **Wiesenschafstelze** nimmt 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, LERCHE-JØRGENSEN 2017, CALVI et al. 2018, SOVON 2018, BAUER et al. 2019, BERESFORD et al. 2019, PECBMS 2019, BURNS et al. 2020). Einige Studien zeigen, dass die Art früher in ihre Brutgebiete zurückkehrt, als das in der Vergangenheit der Fall war (FIEDLER 2017). Auch werden in der jüngeren Vergangenheit immer häufiger auch Winterbeobachtungen der Art in verschiedenen europä-

ischen Ländern registriert (FERLINI 2020). In NRW steigen die Bestände der Wiesenschafstelze auf Ackerland stark an, während sie auf Grünland abnehmen (KIRBY et al. 2012, GRÜNEBERG et al. 2013). Vergleichbares wird in den Niederlanden beobachtet (ARISZ 2007, 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 (HALLMANN et al. 2014, VAN KLEUNEN et al. 2017, BASLEY 2019, LENNON et al. 2019). Daher hängt die zukünftige Entwicklung der Wiesenschafstelze als Brutvogel im Raum Düsseldorf wohl vor allem von den lokalen Gegebenheiten ab (MEICHTRY-STIER et al. 2018).

Der in den Untersuchungsgebieten ehemalige Brutvogel **Feldsperling** 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 2019). Der Verlust an nahrungsreichen Strukturen und Biotoptypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, BORGES et al. 2017, REICHOLF 2017, DASKALOVA et al. 2018, KACZMAREK et al. 2019, ONKEN 2020, ROSIN et al. 2020). Diese 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, MCHUGH et al. 2017). Am Nordrand ihres europäischen Verbreitungsgebietes nehmen die Bestände auch aus klimatischen Gründen sogar zu (JOKIMÄKI et al. 2021).

Vergleichbares gilt für die **Goldammer**, typische 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, REICHOLF 2017, DASKALOVA et al. 2018, KACZMAREK et al. 2019, CATFOLIS 2020). 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 2019, BURNS et al. 2020, CATFOLIS 2020). Deutschlandweit sind Bestände auf niedrigem Niveau 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). 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 (BRÜGGEMANN 2010, GRÜNEBERG et al. 2013). Eine Landschaft, die nahrungsreiche Strukturen und Biotoptypen beinhaltet, ist für die Brutvorkommen dieser Art sehr wichtig (TWOREK et al. 2017, CATFOLIS 2020). Hier können die Bestände deutlich wachsen (MARTINEZ et al. 2017). Bei entsprechenden Maß-

nahmen könnte die Goldammer, die immer wieder als Gast oder Randsiedler beobachtet wird, auch in den Untersuchungsgebieten wieder als Brutvogel auftreten.

Erkenntnisse auf europäischer Ebene

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Areale europäischer Brutvögel werden durch die Modelle, die HUNTLEY et al. (2007) in einer umfangreichen wissenschaftlichen Studie vorlegten, und durch Daten aus vielen europäischen Ländern (DEVICTOR et al. 2008, GIENAPP et al. 2013, LAGERHOLM et al. 2017, SANTANGELI & LEHIKONEN 2017, TRAUTMANN 2018) deutlich und zeigten, 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 gilt⁵, 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 2020 und 2021 im NSG Urdenbacher Kämme, weniger als 7 km südlich des Untersuchungsgebietes im Himmelgeister Rheinbogen (eigene Beobachtung), ähnliches gilt für die Zwergohreule⁶ (GEDEON et al. 2014), die immer wieder auch im Düsseldorfer Raum beobachtet wird (HUBATSCH 2018, 2019, T. Krause, pers. Mitteilung und eigene Beobachtungen).

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 (KOSHELEV et al. 2020, PCBMS 2021). Dies zeigt deutlich, dass neben klimatischen Parametern auch lebensraumspezifische Faktoren, wie zum Beispiel Art und Intensität der Landnutzung einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der verschiedenen Vogelart haben.

Erkenntnisse auf deutscher Ebene

In Deutschland wird es auch aber nicht nur klimabedingt zu einer deutlichen Veränderung der Vogelwelt kommen:

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 Ge-

⁵ www.falsterbofagelstation.se, aufgerufen am 14.12.2017.

⁶ www.sovon.nl, www.dda-web.de, www.vogelmeldung.de, www.ornitho.de, aufgerufen am 14.12.2017.

samtheit der Brutvögel in Deutschland (TRAUTMANN 2018). Vergleichbares wird auch aus den Niederlanden (VAN SWAAY et al. 2018) und Nordamerika berichtet. (PRINCÉ & ZUCKERBERG 2015).

Deutschlandweit haben in den letzten Jahrzehnten die Langstreckenzieher unter den Brutvögeln abgenommen (SUDFELDT et al. 2012, KAMP et al. 2020).

Arten der offenen Kulturlandschaft sind in Deutschland, wie auch in anderen europäischen Ländern, besonders gefährdet (SUDFELDT et al. 2012, REICHOLF 2017, GERLACH et al. 2019, GREGORY et al. 2019, KAMP et al. 2020). Hier vor allem kleininsektenfressende Arten (WAHL et al. 2015, MØLLER et al. 2019, KAMP et al. 2020). Neben dem Einsatz von Agrochemikalien spielen in solchen Lebensräumen auch Änderungen im Fruchtanbau und der Bodenbearbeitung eine Rolle (BARRÉ et al. 2018, NIGGLI et al. 2020). 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, REICHOLF 2017, SCHULZE et al. 2019, GAÜZÈRE et al. 2020, KAMP et al. 2020).

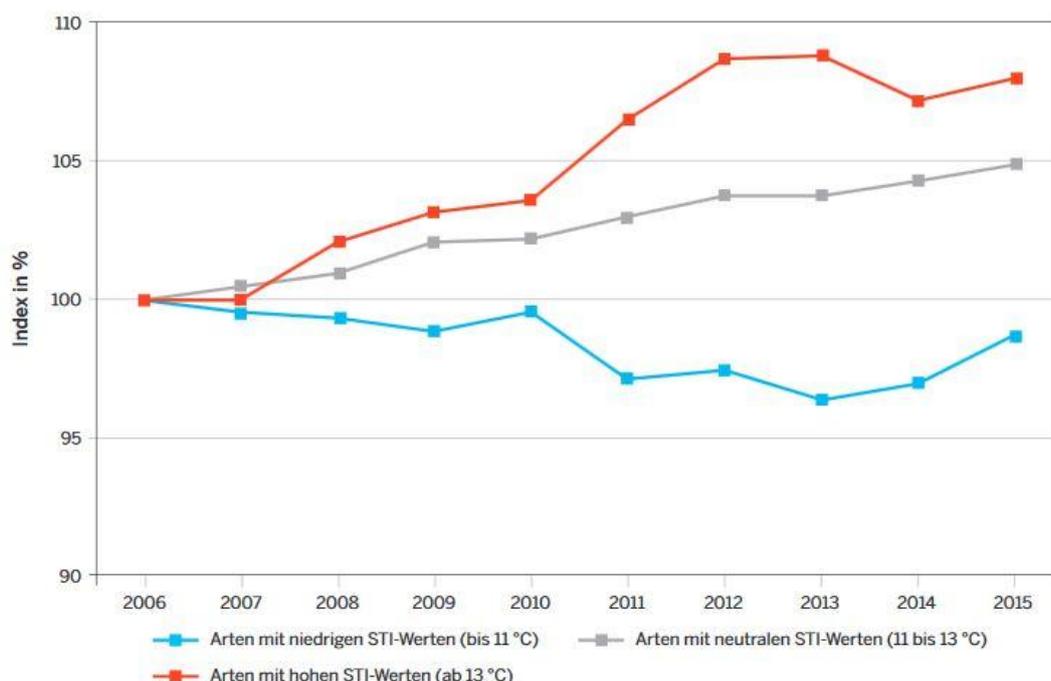


Abb. 8/17: Entwicklung der Species Temperature Index (STI)-Wertsommen von Brutvogelarten in NRW. Datenquelle: Ökologische Flächenstichprobe aus: LANUV (2016a).

Die Wälder Mitteleuropas 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 (GATTER 2000, KAMP et al. 2017, SCHULZE et al. 2019). Dies mildert die Konsequenzen des Klimawandels lokal ab. Davon profitieren die entsprechenden Vogelarten (GERLACH et al. 2019, GREGORY et al. 2019, KAMP et al. 2020). Ebenfalls positiv auf die Bestände vieler Wälder bewohnender Vogelarten wirkt sich eine größere strukturelle und Baumartenvielfalt aus (LINDBLADH et al. 2017). Eine vergleichbare Entwicklung lässt sich in suburbanen Lebensräumen beobachten (ABRAHAMCZYK et al. 2020).

Deutschlandweit 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).

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. 8/17). 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

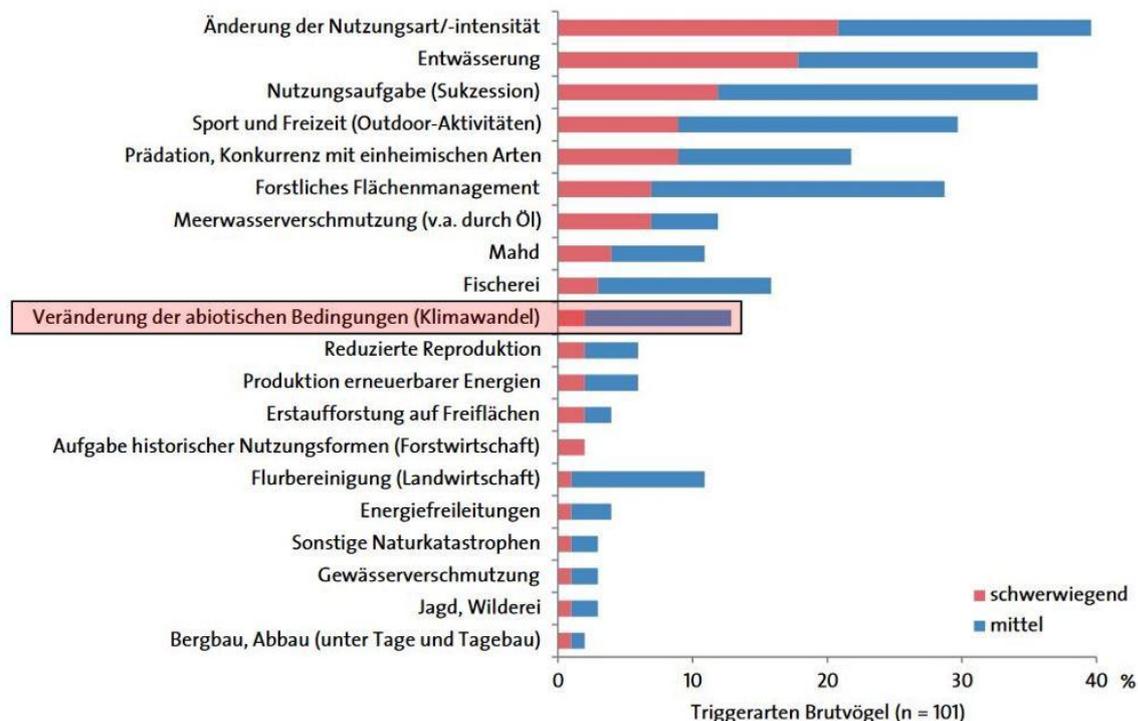


Abb. 8/18: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die sogenannten 101 Triggerarten unter den Brutvögeln (aus WAHL et al. 2015). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung unserer Brutvögel nur eine Rolle unter vielen.

vergleichbare Entwicklung wird in England beobachtet (MASSIMINO et al. 2017, PEARCE-HIGGINS & CRICK 2019).

Die Daten aus den beiden Untersuchungsgebieten zeigen, wenn auch nur zum Teil signifikant, ähnliche Entwicklungen. Im kühlen Gerresheimer Waldfriedhof nehmen Arten, die kühlere Bedingungen bevorzugenden, ab und verschwinden als Brutvögel. Im wärmeren Himmelgeister Rheinbogen nehmen Arten, die wärmere Bedingungen bevorzugen, zu. 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).

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 brüteten 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 nur eine Ursache für Veränderungen der Bestände der Brutvögel in unserer Landschaft (REICHOLF 2017, NORTHRUP et al. 2019, WILSEY et al. o.J.). Und er ist nicht der wichtigste. Viel bedeutsamer für die Entwicklung der Vogelbestände auch in den Untersuchungsgebieten sind eine Reihe von menschlichen Aktivitäten der Nutzung und Benutzung der Landschaft, welche die Natur zum Teil sehr stark beeinflussen (Abb. 8/18). Dazu gehören auch die gesteigerten **Freizeitaktivitäten**, wie sie in 2021 in Himmelgeist beobachtet wurden und welche man mit Wegsperrern, die zusätzlich zu den vorhandenen Schildern errichtet wurden und mit verstärkten Streifen von Ordnungsamt und Polizei in erlaubte Bahnen zu lenken versuchte.

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 (WILSEY et al. o.J., AG FELDVÖGEL DER NOW 2014, FRANKE et al. 2020, NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020, NIGGLI ET AL. 2020). 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.

Die heißen und trockenen **Sommer 2018, 2019 und 2020** 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 (Abb. 8/19) geringere Probleme als die im Boden lebende Wirbellose fressende Amsel (Abb. 8/19, ELKINS 2004), wie dies im Untersuchungsgebiet NSG Himmelgeist in den Jahren 2018 – 2020 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. So ist die beobachtete Stagnation der Bestandsentwicklung bei vielen Arten in den Untersuchungsgebieten auf die hohen Temperaturen oder indirekte Effekte (z. B. Nahrungsmangel und erhöhte Jungvogelsterblichkeit) der heißen und trockenen Perioden zurückzuführen. Bei einzelnen Arten ist auch nicht auszuschließen, dass die maximale Bestandsdichte in den Untersuchungsgebieten erreicht ist, und daher die Trends sich 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, KINZELBACH 2007, REDHEAD et al. 2018, AUGUSTYNCZIKA et al. 2019, BANI et al. 2019, BUNDESREGIERUNG 2019, CALLADINE et al. 2019, ZHAO et al. 2019, KAMP et al. 2020, SCHMIDT et al. 2022) und Unterschutzstellung geeigneter Lebensräume (GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015, SCHMIDT et al. 2022) nötig. Insbesondere in der Kulturlandschaft, wie zum Beispiel dem Himmelgeister Rheinbogen, zeigen strukturelle Verbesserungen der Lebensräume, beispielsweise das Anlegen



Abb. 8/19: Die Singdrossel *Turdus philomelos* (links) und die Amsel *Turdus merula* (rechts) werden durch Trockenperioden unterschiedlich beeinflusst. Die schneckenfressende Singdrossel hat dann weniger Probleme als die Amsel, die sich überwiegend von im Boden lebenden Wirbellosen ernährt Foto Singdrossel: Mühlenbusch, Dormagen, 23.04.2021, J. Busch. Foto Amsel: Neuss-Gnadtental, 08.04.2021, J. Busch.

von Blühstreifen oder eine Ausweitung ökologischer Anbaumethoden, eine deutliche Verbesserung der Situation für die Brutvögel solcher Landschaften (WIX & REICH 2018, DIETZEL et al. 2019, HENCKEL et al. 2019, ROLLANA et al. 2019, KAMP et al. 2020, STEIN-BACHINGER et al. 2020, PUSTKOWIAK et al. 2021). Denn nach wie vor wirken sich Veränderungen in der Landnutzung und sonstige direkte Eingriffe in die Landschaft stärker aus als die Klimaänderung (SUDFELDT et al. 2010, AG FELDVÖGEL DER NOW 2014, BAUER et al. 2019, WILSEY et al. o.J., BUSCH et al. 2020, KOSHELEV et al. 2020). 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). Welche Auswirkungen die notwendigen Anpassungen der landwirtschaftlichen Praxis an den Klimawandel (KURNIK 2019) auf Agrarökosysteme und deren Avizönosen haben werden, ist noch eine relativ offene, wenig untersuchte Frage (MCGOWAN et al. 2021). Dazu kommen neozooische Prädatoren wie Waschbär, Marderhund und neuerdings Goldschakal (KRUMENACKER 2021), 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 (STILLMAN 2019) und ihre Brutvögel (CADY et al. 2019, MARCELINO et al. 2020), wie es die drei ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018, 2019 und 2020 waren. Solche Extremereignisse werden Zukunft sehr wahrscheinlich immer häufiger auftreten und haben einen großen Einfluss auf Menschen, Ökosysteme und Biodiversität (PARRY et al. 2007, ELBAUM & ECKARDT 2018, STILLMAN 2019, SCHULDT et al. 2020, SPIEGEL 2021b). Oft haben solche Extremereignisse einen sehr großen Effekt auf Bestände und Zusammensetzung von Arten in den verschiedenen Ökosystemen (ZUCKERBERG & POMARA 2018, COHEN et al. 2020, HARRIS et al. 2020).

Die Abnahme der Vogelbestände 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 (ROSENBERG et al. 2019, NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020). Selbst die ökonomischen Konsequenzen der Abnahme der globalen Biodiversität erfordern mehr und mehr akuten Handlungsbedarf (DASGUPTA 2021). Folglich sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte lokale Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig (BOWLER et al. 2021, PUSTKOWIAK et al. 2021, SCHMIDT et al. 2022), um die Vielfalt der örtlichen Vogelwelt in einer sich wandelnden Welt zu erhalten. Die Situation wird mittlerweile von Fachleuten als so dramatisch eingestuft, dass akuter Handlungsbedarf besteht (NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA et al. 2020).

Literatur

ABD RABOU, A.N. (2020): How Is the COVID-19 Outbreak Affecting Wildlife around the World? *Open Journal of Ecology* 10: 497 - 517. <https://doi.org/10.4236/oje.2020.108032>.

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.

- ADAMÍK, P. & PIETRUSZKOVÁ, J. (2008): Advances in spring but variable autumnal trends in timing of inland expansionens inledningsskede i Västsverige. *Onis Svecica* 29: 26-36.
- AGUILERA-ALCALÁ, N., MORALES-REYES, Z., MARTÍN-LÓPEZ, B., MOLEÓN, M., & SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. (2020): Role of scavengers in providing non-material contributions to people. *Ecological Indicators* 117: 106643.
- AHARON-ROTMAN, Y., PERLMAN, G., KIAT, Y., RAZ, T., BALABAN, A., & IWAMURA, T. (2021): Limited flexibility in departure timing of migratory passerines at the East-Mediterranean flyway. *Scientific reports* 11(1): 1 - 13.
- ANDEREGGEN, M. (2020): Prey delivery rate and diet composition of Red Kites (*Milvus milvus*) in Switzerland. Master thesis, University of Basel, Zoological Institute, 22 S.
- ANKIT, KUMAR, A., JAIN, V., DEOVANSHI, A., LEPCHA, A., DAS, C., BAUDDH, K. & SRIVASTAVA, S. (2021): Environmental impact of COVID-19 pandemic: more negatives than positives. *Environmental Sustainability* 4: 447 – 454. <https://doi.org/10.1007/s42398-021-00159-9>.
- ARISZ, J. (2007): Pilot study on the Breeding Densities of Yellow Wagtail (*Motacilla flava*) in Relation to Different Habitat Parameters in an Agricultural Landscape. Wageningen University, 39 S.
- ASKEYEV, A., ASKEYEV, O. & ASKEYEV, I. (2017): Long-term woodpecker winter population dynamics in the Tatarstan Republic. *Vogelwelt* 2017: 130-133.
- AUGUSTYNCZIKA, A. L. D., ASBECK, T., BASILE, M., BAUHUS, J., STORCH, I., MIKUSIŃSKI, G., YOUSEFPOUR, R. & HANEWINKEL, M. (2019): Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650 (2): 2717-2730.
- 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>
- BAIRLEIN F. (2006): Internationaler Ornithologen-Kongress, dpa-Mitteilung, Hamburg.
- BANI, L., LUPPI, M., ROCCHIA, E., DONDINA, O. & ORIOLI, V. (2019): Winners and losers: How the elevational range of breeding birds on Alps has varied over the past four decades due to climate and habitat changes. *Ecology and evolution* 9(3): 1289-1305.
- BARBET-MASSIN, M., WALTHER, B. A., THUILLER, W., RAHBEK, C. & JIGUET, F. (2009): Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines. *Biol. Lett.* doi: 10.1098/rsbl.2008.0715: published online 25 February 2009.
- BARBET-MASSIN, M., THUILLER, W. & JIGUET, F. (2012): The fate of European breeding birds under climate, landuse and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18: 881-890.
- 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.
- BARRETT, R. T. (2014): Analysis of spring arrival dates in North Norway showed advanced arrival of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* but not of four of its most frequently used hosts. No evidence was

found of a climate-driven mismatch that might contribute to the decline in the Norwegian Cuckoo population. *Ornis Norvegica* 37: 11-14.

- BARRETT, R. T. (2017): The dependence of long-distance migration to North Norway on environmental conditions in the wintering area and en route. *Ornis Norvegica* 40: 14-23.
- BASLEY, K. (2019): The effect of neonicotinoid pesticides on non-target organisms. Doctoral dissertation, University of Sussex, 142 S.
- BATTISTI, E., URACH, K., HODŽIĆ, A. et al. (2020): Zoonotic Pathogens in Ticks from Migratory Birds, Italy. *Emerging Infectious Diseases* 26(12): 2986-2988. DOI: 10.3201/eid2612.181686.
- 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).
- BELL, M. V. & CALLADINE, J. (2017): The decline of a population of farmland breeding waders: a twenty-five-year case study. *Bird Study* 64: 264-273.
- BERESFORD, A.E., SANDERSON, F.J., DONALD, P.F., BURFIELD, I.J., BUTLER, A., VICKERY, J.A. & BUCHANAN, G.M. (2019): Phenology and climate change in Africa and the decline of Afro-Palearctic migratory bird populations. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 5(1): 55-69. <https://doi.org/10.1002/rse2.89>.
- BERTHOLD, P., QUERNER, U. & SCHLENKER, R. (1990): Die Mönchsgrasmücke – Neue Brehm-Bücherei 603. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 180 S.
- BERTHOLD, P. (1995): Microevolution of migratory behaviour illustrated by the Blackcap *Sylvia atricapilla*: 1993 Witherby Lecture. *Bird Study* 42: 89-100.

- BERTHOLD, P. (2012): Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. Primus Verlag, Darmstadt, 280 S.
- 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.
- BETTS, M. G., PHALAN, B., FREY, S. J. K., ROUSSEAU, J. S. & YANG, Z. (2018): Old-growth forests buffer climate-sensitive bird populations from warming. *Divers. Distrib.* 24: 439-447.
- BIRNER, S. (2014): Reaction of the Long-eared Owl *Asio otus* on imitations of wing-clapping and playback of mating calls – consequences for population censuses. *Vogelwarte* 52: 111 - 117.
- BLUME, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht – Neue Brehm-Bücherei 300. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 111 S.
- BOERSCH-SUPAN, P. H., TRASK, A. E., & BAILLIE, S. R. (2019): Robustness of simple avian population trend models for semi-structured citizen science data is species-dependent. *Biological Conservation* 240, 108286.
- BÖHNER, H., RÖDER, N. & BUSCHMANN, C. (2017): Schutzmaßnahmen für den Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in der Agrarlandschaft. *AVES Braunschweig* 8: 31-37.
- BORGES, F., GLEMNITZ, M., SCHULTZ, A. & STACHOW, U. (2017): Assessing the habitat suitability of agricultural landscapes for characteristic breeding bird guilds using landscape metrics. *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 166.
- 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.
- BOTH, C., UBELS, R. & RAVUSSIN, P.-A. (2019): Life-history innovation to climate change: can single-brooded migrant birds become multiple breeders? *Journal of Avian Biology* 2019 e01951doi: 10.1111/jav.01951.
- 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.
- BOWLER, D., RICHTER, R. L., ESKILDSEN, D., KAMP, J., MOSHØJ, C. M., REIF, J., ... & VOŘÍŠEK, P. (2021): Geographic variation in the population trends of common breeding birds across central Europe. *Basic and Applied Ecology* 56: 72 - 84.
- BOZÓ, L. & CSÖRGÖ, T. (2020): Changes in spring arrival dates of Central European bird species over the past 100 years. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 66(3): 283-298.
- BRANDSMA, O. H., KENTIE, R. & PIERSMA, T. 2017. Why did Lapwings *Vanellus vanellus* in managed habitat advance egg laying during a period without warming early springs? *Ardea* 105: 19-26.
- BROTONS, L., HERRANDO, S., JIGUET, F. & LEHIKONEN, A. (2019): Bird communities and climate change. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 93-107.

- BROYER, J., CURTET, L. & ROMAIN CHAZAL, R. (2019): Could Meadow Passerine Distribution Within a Grassland System be Influenced by Spatial Variation in the Mowing Schedule? *Acta Ornithologica* 53(2): 115-124.
- BRÜGGEMANN, T. (2010): Fast 9000 Fenster für die Feldlerche, *Natur in NRW* 1/2010: 29-31.
- BUCZEK, A.M., BUCZEK, W., BUCZEK, A. & BARTOSIK, K. (2020): The Potential Role of Migratory Birds in the Rapid Spread of Ticks and Tick-Borne Pathogens in the Changing Climatic and Environmental Conditions in Europe. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(6): 2117.
- BUNDESREGIERUNG (2019): Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesregierung, Berlin. 119 S.
- BÜNTGEN, U., URBAN, O., KRUSIC, P.J. et al. (2021): Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nat. Geosci.* 14: 190 – 196. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00698-0>.
- 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.
- CADY, S. M., O'CONNELL, T. J., LOSS, S. R., JAFFE, N. E. & DAVIS, C. A. (2019): Species-specific and temporal scale-dependent responses of birds to drought. *Global Change Biology* 25 (8): 2691-2702.
- CALLADINE, J., JARRETT, D. & WILSON, M. (2019): Breeding bird assemblages supported by developing upland shrub woodland are influenced by microclimate and habitat structure. *Bird Study* 66(2): 178-186.
- CALVI, G., CAMPEDELLI, T., FLORENZANO, G. T. & ROSSI, P. (2018): Evaluating the benefits of agri-environment schemes on farmland bird communities through a common species monitoring programme. A case study in northern Italy. *Agricultural Systems* 160: 60-69.
- 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>.
- CARDIEL, I. E. (2006): *El milano real en España. II Censo Nacional 2004*. SEO/BirdLife. Madrid.
- CATFOLIS, B. (2020): Early territory selection by the threatened Yellowhammer *Emberiza citrinella* in West Flanders. Master thesis, University Ghent, 62 S.
- CHARMANTIER, A., MCCLEERY, R. H., COLE, L. R., PERRINS, C., KRUUK, L. E. B. & SHELDON, B. C. (2008): Adaptive Phenotypic Plasticity in Response to Climate Change in a Wild Bird Population. *Science* 320: 800-803.
- 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 phonological responses to climate change. *Nature Climate Change* 8: 224-228.
- COHEN, J. M., FINK, D. & ZUCKERBERG, B. (2020): Avian responses to extreme weather across functional traits and temporal scales. *Glob Change Biol.* 26: 4240 – 4250.
- COOPER, T. J. G., WANNENBURGH, A. M. & CHERRY, M. I. (2017): Atlas data indicate forest dependent bird species declines in South Africa. *Bird Conservation International* 27: 337-354.
- COX, G. W. (2010): *Bird Migration and Global Change*. Island Press, Washington.
- 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.
- 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.
- DARU, B. H. (2021): Migratory birds aid the redistribution of plants to new climates. *Nature* 595: 34 – 36.
- DASGUPTA, P. (2021): *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. HM Treasury, London. 606 S.
- DASKALOVA, G. N., PHILLIMORE, A. B., BELL, M., MAGGS, H. E. & PERKINS, A. J. (2018): Population responses of farmland bird species to agri-environment schemes and land management options in Northeastern Scotland. *Journal of Applied Ecology* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13309>.
- DAVIDSON, L. J. (2021): *The impact of climate change on the phenology of short-and long-distance migratory birds*. Undergraduate theses, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, 44 S.
- 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 MEESTER, L., STOKS, R. & BRANS, K. (2018): Genetic adaptation as a biological buffer against climate change: potential and limitations. *Integr Zool.* 13(4): 372-391.
- DE ROSA, D., FOZZI, I., FOZZI, A., SANNA, M., ŠKRÁBAL, 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>.
- DEL MAR DELGADO, M., BETTEGA, C., MARTENS, J. & PÄCKERT, M. (2019): Ecotypic changes of alpine birds to climate change. *Scientific Reports* 9:16082. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52483-0>.
- DELMORE, K. E. et al. (2020a): Individual variability and versatility in an eco-evolutionary model of avian migration. *Proceedings of the Royal Society B* 287: 20201339. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2020.1339>.

- DELMORE, K., ILLERA, J. C., PÉREZ-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., JULLIARD, R., COUVET, D. & JIGUET, F. (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proc. R. Soc. B* 275: 2743-2748.
- 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.
- DIETZEL, S., SAUTER, F., MOOSNER, M., FISCHER, C. & KOLLMANN, J. (2019) : Blühstreifen und Blühflächen in der landwirtschaftlichen Praxis – eine naturschutzfachliche Evaluation. *Anliegen Natur* 41 (1): online preview, 14 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.
- 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. & 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.
- DOSWALD, N., WILLIS, S. G., COLLINGHAM, Y. C., PAIN, D. J., GREEN, R. E. & HUNTLEY, B. (2009): Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European *Sylvia* warblers. *Journal of Biogeography* 36: 1194-1208.
- DOUGLAS, D. J., NEWSON, S. E., LEECH, D. I., NOBLE, D. G. & ROBINSON, R. A. (2010): How important are climate-induced changes in host availability for population processes in an obligate brood parasite, the European cuckoo? *Oikos* 119(11): 1834-1840.
- DRÖSCHMEISTER, R. & SUDFELDT, C. (2009): Climatic Impact Indicator – die Auswirkungen des Klimawandels werden messbar. *DDA Monitoring-Rundbrief* 1/2009: 6-7.
- DROZ, B., ARNOUX, R., BOHNENSTENGEL, T., LAESSER, J., SPAAR, R., AYÉ, R. & RANDIN, C. F. (2019): Moderately urbanized areas as a conservation opportunity for an endangered songbird. *Landscape and urban planning* 181: 1-9.
- DUBOS, N., DEHORTER, O., HENRY, P.-Y. & LE VIOL, I. (2019): Thermal constraints on bodysize depend on the population position within the species. *Global Ecology and Biogeography* 28 (2): 96-106.
- DUFOUR, P., DE FRANCESCHI, C., DONIOL-VALCROZE, P., JIGUET, F., GUÉGUEN, M., RENAUD, J., ... & CROCHET, P. A. (2021): A new westward migration route in an Asian passerine bird. *Current Biology* 31: 1 - 7
- DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (2019): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK. 277 S.
- DUNN, J. C., HAMER, K. C. & BENTON, T. G. (2017): Dynamics of phenotypic change: wing length declines in a resident farmland passerine despite survival advantage of longer wings. *Ibis* 159: 152-157.

- 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.
- ELBAUM, R. & ECKARDT, A. (2018): Wildlife, animals suffer in Europe's summer of extreme heat. *NBCNews*, 16.08.2018. <https://www.nbcnews.com/news/world/wildlife-animals-suffer-europe-s-summer-extreme-heat-n899096>. Abgerufen am 25.05.2021.
- ELKINS, N. (2004): *Weather and bird behaviour*. T & A D Poyser, London, 280 S.
- ENGLER, J. O. & STIELS, D. (2016): Arealodynamik von Vögeln im globalen Wandel. *Vogelwarte* 54: 27-44.
- ENGLER, J. O., RÖDDER, D., ELLE, O. HOCHKIRCH, A. & SECONDI, J. (2013): Species distribution models contribute to determine the effect of climate and interspecific interactions in moving hybrid zones. *Journal of Evolutionary Biology* 26(11): 2487-2496.
- ENGLER, J. O., BÖHM, N., TWIETMEYER, S. & ELLE, O. (2016): Die Arealexension des Orpheusspötters *Hippolais polyglotta*: ein Modell für Biogeographie und Populationsgenetik. *Ornithologischer Beobachter* 113: 121-132.
- ERONEN, J. T., PUOLAMÄKI, K., HEIKINHEIMO, H., LOKKI, H., VENÄLÄINEN, A., MANNILA, H. & FORTELIUS, M. (2011): The effect of scale, climate and environment on species richness and spatial distribution of Finnish birds. *Ann. Zool. Fennici* 48: 257-274.
- ESTRADA-PEÑA, A., D'AMICO, G. & FERNÁNDEZ-RUIZ, N. (2020): Modelling the potential spread of *Hyalomma marginatum* ticks in Europe by migratory birds. *International Journal for Parasitology*. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2020.08.004>.
- ESSL, F. & RABITSCH, W., Eds. (2013): *Biodiversität und Klimawandel*. Springer Spektrum, 458 S.
- FANDOS, G. & TELLERÍA, J. L. (2018): Range compression of migratory passerines in wintering grounds of the Western Mediterranean: conservation prospects. *Bird Conservation International* 28: 462-474.
- 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>.
- 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.
- FERNÁNDEZ-RUIZ, N. & ESTRADA-PEÑA, A. (2020): Could climate trends disrupt the contact rates between *Ixodes ricinus* (Acari, Ixodidae) and the reservoirs of *Borrelia burgdorferi* s.l.? *PLoS ONE* 15(5): e0233771. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233771>.
- FIDERER, C., GÖTTERT, T., & ZELLER, U. (2019): Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*), and ground-nesting birds in a Special Protection Area of Germany. *European journal of wildlife research* 65(1): 14.
- FIEDLER, W. (2008): Zugstrecken ändern sich. *Der Falke* 55: 305-309.

- 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. (2021): Bird Ecology. In: LETCHER, T. M. (Ed.) Climate Change - Observed Impacts on Planet Earth, 373–388. Elsevier, Amsterdam.
- 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.
- FITZPATRICK, M. J. & EDELSPARRE, A. H. (2018): The genomics of climate change. Science 359 (6371): 29-30. DOI: 10.1126/science.aar3920.
- FODEN, W. B., BUTCHART, S. H. M., STUART, S. N., VIÉ, J.-C., AKÇAKAYA, H.R. et al. (2013): Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. PLoS ONE 8(6): e65427. doi:10.1371/journal.pone.0065427.
- 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.
- FRANCIS, C. M. & SAUROLA, P. (2004): Estimating components of variance in demographic parameters of Tawny Owls, *Strix aluco*. Animal Biodiversity and Conservation 27.1: 489-502.
- FRANKE, S., BRANDL, R., HEIBL, C., MATTIVI, A., MÜLLER, J., PINKERT, S. & THORN, S. (2020): Predicting regional hotspots of phylogenetic diversity across multiple species groups. Diversity and Distributions 26: 1305-1314.
- FRANKS, S. E., ROODBERGEN, M., TEUNISSEN, W., CARRINGTON COTTON, A. & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2018): Evaluating the effectiveness of conservation measures for European Grassland-breeding waders. Ecology and Evolution 8:10555-10568.
- 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.
- FURNESS, E. N. & ROBINSON, R. A. (2019): Long-term declines in winter body mass of tits throughout Britain and Ireland correlate with climate change. Ecology and Evolution 9: 1202-1210.
- GALVÁN, I., RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, S. & CARRASCAL, L. M. (2018): Dark pigmentation limits thermal niche position in birds. Functional Ecology 32(6): 1531-1540.

- 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*: 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10336-021-01918-5>.
- GARDNER, J. L., PETERS, A., KEARNEY, M. R., JOSEPH, L. & HEINSOHN, R. (2011): Declining body size: a third universal response to warming? *Trends Ecol Evol.* 26 (6): 285 - 291. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.005. Epub 2011 Apr 4. PMID: 21470708.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa: 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 656 S.
- GAÜZÈRE, P. & DEVICTOR, V. (2015): Can protected areas mitigate climate change. Conference paper. https://www.researchgate.net/profile/Pierre_Gauzere/publication/280920621_Can_protected_areas_mitigate_climate_change_impact_on_communities/links/55cb297208aeca747d6a0d84.pdf. Aufgerufen am 08.12.2019.
- GAÜZÈRE, P., PRINCÉ, K., & DEVICTOR, V. (2017): Where do they go? The effects of topography and habitat diversity on reducing climatic debt in birds. *Global change biology* 23(6): 2218-2229.
- 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.
- GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., HAUSWIRTH, M., HEINCKE, 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.
- GIENAPP, P., LEIMU, R. & MERILÄ, J. (2007): Responses to climate change in avian migration time — microevolution versus phenotypic plasticity. *Climate Research* 35: 25-35.
- GIENAPP, P., LOF, M., REED, T.E., MCNAMARA, J., VERHULST, S & VISSER, M.E. (2013): Predicting demographically sustainable rates of adaptation: can great tit breeding time keep pace with climate change? *Phil Trans R Soc B* 368: 20120289. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0289>.
- 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.
- GORDO, O., BROTONS, L., HERRANDO, S. & GARGALLO, G. (2021): Rapid behavioural response of urban birds to COVID19 lockdown. *Proc. R. Soc. B* 288: 20202513. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2513>

- GOTTSCHALK, T. K., MÜLLER, B., REINER, T. E. & WOLTERS, V. (2010): Klimainduzierte Veränderungen der Verbreitung und Abundanz der Brutvögel Deutschlands. Poster der Justus-Liebig-Universität Gießen. http://fss.plone.uni-giessen.de/fss/forschung/klimawandel/VirtPostRm/files/43Gottschalkpdf/file/43_Gottschalk.pdf (aufgerufen am 08.12.2011).
- GRANDĀNS, G., KEIŠS, O. & AVOTIŅŠ, A. (2009): Onset of breeding in Tawny Owl *Strix aluco* in eastern Latvia. *Acta Universitatis Latviensis* 753, Biology: 81-87.
- GREGORY, R. D., WILLIS, S. G., JIGUET, F., VOŘÍSEK, 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).
- GREGORY, R. D., SKORPILOVA, J., VORISEK, P. & BUTLER, S. (2019): An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecological Indicators* 103: 676-687.
- 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>.
- 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.
- GYURÁCZ, 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.
- 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
- HAGEMEIJER, E.J.M., & BLAIR, M.J. (EDS.) (1997): The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & AD Poyser, London.

- HALFWERK, W. (2020): The quiet spring of 2020. *Science* 370 (6516): 523 – 524. DOI: 10.1126/science.abe8026.
- HALLMANN, C. A., FOPPEN, R. P. B., VAN TURNHOUT, C. A. M., DE KROON, H. & JONGEJANS, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- 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>
- 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>.
- HARTHUN, M. (2017): Teilzeiturwald oder Ewigkeitsprojekte? Entwicklung natürlicher Wälder in Hessen (II) – die Bedeutung großer Gebiete für die Artenvielfalt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49: 156-163.
- 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.
- HEFFRON, C. (2018): Birds 'starve' in Europe's extreme summer heat. *Euronews* vom 22.08.2018. <https://www.euronews.com/amp/2018/08/22/birds-starve-in-europe-s-extreme-summer-heat>. Abgerufen am 25.05.2021
- HELM, B., VAN DOREN, B. M., HOFFMANN, D., & HOFFMANN, U. (2019): Evolutionary Response to Climate Change in Migratory Pied flycatchers. *Current Biology* 29(21): 3714-3719.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.072>.
- HENCKEL, L., MEYNARD, C., DEVICTOR, V., MOUQUET, N. & BRETAGNOLLE, V. (2019): On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly. *PLoS ONE* 14(3): e0213360. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213360>.
- HENTATI-SUNDBERG, J., BERGLUND, P.-A, HEJDSTRÖM, A. & OLSSON, O. (2021): COVID-19 lockdown reveals tourists as seabird guardians. *Biological Conservation* 254: 108950, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108950>.
- 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.
- HESSEN, D. O., TOMBRE, I. M., VAN GEEST, G. & ALFSNES, K. (2017): Global change and ecosystem connectivity: How geese link fields of central Europe to eutrophication of Arctic freshwaters. *Ambio* 46: 40-47.
- 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.

- 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>.
- HÖTKER, H. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 53: 2015: 93-98.
- HOWARD, C., STEPHENS, P. A., PEARCE-HIGGINS, J. W., GREGORY, R. D., BUTCHART, S. H. M. & WILLIS, S. G. (2020): Disentangling the relative roles of climate and land cover change in driving the long-term population trends of European migratory birds. *Diversity and Distributions* 26: 1442-1455.
- HUBATSCH, D. (2018): Bemerkenswerte Vögel am Niederrhein im Jahr 2017. http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/sammelberichte/jahresbericht_niederrhein_2017.pdf (abgerufen am 07.12.2020).
- HUBATSCH, D. (2019): Bemerkenswerte Vögel am Niederrhein im Jahr 2018. http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/sammelberichte/jahresbericht_niederrhein_2017.pdf (abgerufen am 07.12.2020).
- HÜBNER, T., KÖNIG, H. & MICHELS, C. (2008): Klimawandel und Biodiversität. *Natur in NRW* 2/2008: 57-59.
- 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.
- HUPKE, K. D. (2020): Naturschutz. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 429 S.
- HÜPPOP, K., HÜPPOP, O. & BAIRLEIN, F. (2008): Immer früher wieder zurück: Veränderung von Zugzeiten. *Der Falke* 55: 294-299.
- 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.
- 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.
- JIANG, X., LIU, J., ZHANG, C. & LIANG, W. (2020): Face masks matter: Eurasian tree sparrows show reduced fear responses to people wearing face masks during the COVID-19 pandemic. *Global Ecology and Conservation* 24: e01277, ISSN 2351-9894, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01277>.
- JIGUET, F., BARBET-MASSIN, M., DEVICTOR, V., JONZÉN, N. & LINDSTRÖM, Å. (2013): Current population trends mirror forecasted changes in climatic suitability for Swedish breeding birds. *Bird Study* 60:1: 60-66.
- JÖBGES, M. M., BRUNE, J., GRÜNEBERG, C. & HERKENRATH, P. (2017): Nordrhein-Westfalens besondere Verantwortung für den Rotmilan *Milvus milvus* nach Ergebnissen der landesweiten Brutzeiterfassung 2011/2012. *Charadrius* 53 (3-4): 129-146.
- 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.

- JONES, T. & CRESSWELL, W. (2010): The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? *Journal of Animal Ecology* 79: 98-108.
- 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.
- 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.
- KALELA, O. L. A. V. I. (1950): Zur säkularen Rhythmik der Arealveränderungen europäischer Vögel und Säugetiere, mit besonderer Berücksichtigung der Überwinterungsverhältnisse als Kausalfaktor. *Orn. Fenn.*,27: 1-30.
- 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., AHOLA, K., KARSTINEN, T., VALKAMA, J. & BROMMER, J. E. (2011): Climate change drives microevolution in a wild bird. *Nature Communications* 2:208 doi: 10.1038/ncomms1213.
- KARELL, P., KOHONEN, K., & KOSKENPATO, K. (2021): Specialist predation covaries with colour polymorphism in tawny owls. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 75(3): 1 - 8.
- KARTHÄUSER, J., KATZENBERGER, J. & SUDFELDT, C. (2019a): Evaluation von Maßnahmen zur Verbesserung des Nahrungsangebotes für den Rotmilan *Milvus milvus* in intensiv genutzten Agrarlandschaften. *Vogelwelt* 139: 71-86.
- KARTHÄUSER, J., KÖNIG, C. & WAHL, J. (2019b): Ergebnisse der Rotmilan-Schlafplatzzählung 2019: Wie viele Rotmilane überwintern in Deutschland? *Der Falke* 2019, Heft 4: 18-19.
- KATZENBERGER, J. (2019): Verbreitungsbestimmende Faktoren und Habitateignung für den Rotmilan *Milvus milvus* in Deutschland. *Vogelwelt* 139: 117-128.
- KATZENBERGER, J. K. (2021): Habitat Use and Population Viability of the Red Kite (*Milvus Milvus*) in Germany. Doctoral dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 99 S.
- 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.
- KAYSER, B. (2017): False decline in bird populations due to bird counters' hearing loss? *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 111: 71-75.

- 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 Edicions, Barcelona.
- KLINNER, T. & SCHMALJOHANN, H. (2020): Temperature change is an important departure cue in nocturnal migrants: controlled experiments with wild-caught birds in a proof-of-concept study. *Proceedings of the Royal Society B* 287 (1936): <http://doi.org/10.1098/rspb.2020.1650>.
- KINZELBACH, R. (2007): Klimawandel – ein Feigenblatt? Der Treibhauseffekt und die Folgen für die Tierwelt. *Biologie in unserer Zeit* 37: 250-259.
- KIRBY, W., ANDERSON, G., GRICE, P., SOANES, L., THOMPSON, C. & PEACH, W. (2012): Breeding ecology of Yellow Wagtails *Motacilla flava* in an arable landscape dominated by autumn-sown crops. *Bird Study*. 59. 1-11. [10.1080/00063657.2012.715136](https://doi.org/10.1080/00063657.2012.715136).
- 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.
- KNUDSEN, E., LINDEN, A., BOTH, C., JONZEN, N., PULIDO, F., SAINO, N. et al. (2011): Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biol. Rev.* 86: 928-946.
- 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. (2019): Frühjahr 2019: Wie verlief die Ankunft der Zugvögel? *Der Falke* 2019, Heft 7: 28-33.
- KOSHELEV, O. I., KOSHELEV, V. O., FEDUSHKO, M. P., & ZHUKOV, O. V. (2020): Time turnover of species in bird communities: the role of landscape diversity and climate change. *Biosystems Diversity* 28(4): 433-444. [doi:10.15421/012056](https://doi.org/10.15421/012056).
- 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: 739-751.
- KOSIŃSKI, Z., PLUTA, M., ULANOWSKA, A., WALCZAK, L., WINIECKI, A. & ZARĘBSKI, M. (2018): Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of great spotted and middle spotted woodpeckers in riverine forests? *Biodiversity and Conservation* 27: 123-145.
- 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.
- 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.
- KRUMENACKER, T. (2021): Auf sehr leisen Pfoten. *Süddeutsche Zeitung* vom 28.11.2021, abgerufen am 6.12.2021.

- KURNIK, B. (2019): Climate change adaptation is key to future of farming in Europe. EEA Newsletter 03/2019. <https://www.eea.europa.eu/articles/climate-change-adaptation-is-key>. Abgerufen 28.09.2021.
- LAGERHOLM, V. K., SANDOVAL-CASTELLANOS, E., VANISCOTTE, A., POTAPOVA, O. R., TOMEK, T., BOCHENSKI, Z. M., SHEPHERD, P., BARTON, N., VAN DYCK, M.-C., MILLER, R., HÖGLUND, J., YOCOZ, N. G., DALÉN, L. & STEWART, J. R. (2017): Range shifts or extinction? Ancient DNA and distribution modelling reveal past and future responses to climate warming in cold-adapted birds. *Global Change Biology* 23: 1425-1435. doi:10.1111/gcb.13522.
- LIDLAW, R., SMART, J., SMART, M., BODEY, T., COLEDALE, T. & GILL, J. (2019): Foxes, voles and waders: drivers of predator activity in wet grassland landscapes. *Avian Conservation & Ecology*, 14 (2): 4.
- 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>. Abgerufen 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.
- 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), 128 S. doi:10.1175/BAMS-ExplainingExtremeEvents2018.1.
- LEBRUN, J. J., SCHNEIDERMAN, J.E., THOMPSON, F.R. et al. (2017): Bird response to future climate and forest management focused on mitigating climate change. *Landscape Ecology* 32: 1433-1446. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0463-x>.
- LEECH, D. I. & CRICK, H. Q. P. (2007): Influence of climate change on the abundance, distribution and phenology of woodland bird species in temperate regions. *Ibis* 149 (Suppl. 2): 128-145.
- LEHIKONEN, A., LINDSTRÖM, Å., SANTANGELI, A., et al. (2021): Wintering bird communities are tracking climate change faster than breeding communities. *J Anim Ecol.* 90: 1085 – 1095. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13433>.
- LEISTEN, A. (2002): Die Vogelwelt der Stadt Düsseldorf. Schriftenreihe der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e.V., Bd. 3, 300 S., Monheim am Rhein.
- LEISTEN, A. (2017): Vögel. In: SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.

- LENNON, R. J., ISAAC, N. J. B., SHORE, R. F., PEACH, W. J., DUNN, J. C., PEREIRA, M. G. et al. (2019): Using long-term datasets to assess the impacts of dietary exposure to neonicotinoids on farmland bird populations in England. *PLoS ONE* 14(10): e0223093.h.
- LERCHE-JØRGENSEN, M. (2017): "Songbirds on the Move." Natural History Museum of Denmark, Faculty of Science, University of Copenhagen. Thesis PhD.
- LETOURNEUX, F., GRANDMONT, T., DULUDE-DE BROIN, F., MARTIN, M.C., LEFEBVRE, J., KATO, A., BÊTY, J., GAUTHIER, G. & LEGAGNEUX, P. (2021): COVID19-induced reduction in human disturbance enhances fattening of an overabundant goose species. *Biol Conserv.* 255:108968. doi: 10.1016/j.biocon.2021.108968. Epub 2021 Jan 21. PMID: 33518770; PMCID: PMC7825943.
- LIEDVOGEL, M. (2017): Zugvogelgenetik – wie finden Vögel ihren Weg? Jahrbuch 2016/2017, Max-Planck-Gesellschaft, pp. 1-7.
- LINDBLADH, M., LINDSTRÖM, Å., HEDWALL, P. O. & FELTON, A. (2017): Avian diversity in Norway spruce production forests—How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. *Forest ecology and management* 397: 48-56.
- LINDENMAYER, D. B., LANE, P., FOSTER, C. N., WESTGATE, M. J., SATO, C., IKIN, K., CRANE, M., MICHAEL, D., FLORANCE, D. & SCHEELE, B. C. (2019): Do migratory and resident birds differ in their responses to interacting effects of climate, weather and vegetation? *Diversity and Distributions* 25: 449-461.
- LINGENHÖHL, D. (2011): *Vogelwelt im Wandel – Trends und Perspektiven*. Wiley-VCH, Weinheim, 282 S.
- 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.
- 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.
- 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>.
- 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.

- MARQUES, A. T., SANTOS, C. D., HANSEN, F., MUÑOZ, A. R., ONRUBIA, A., WIKELSKI, M., ... & SILVA, J. P. (2019): Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *Journal of Animal Ecology*, <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12961>.
- MARTÍN, B., TORRALVO, C. A., ELIAS, G., TOMÁS, J., ONRUBIA, A. & FERRER, M. (2019): Are Western European ospreys (*Pandion haliaetus*) shortening their migration distances? Evidence from trends of the wintering population in the Iberian Peninsula. *Eur J Wildl Res* 65: 72, <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1311-5>.
- 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.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, V., GARCÍA, C., ZAPATA, V., ROBLEDANO, F. & DE LA RÚA, P. (2020): Intercontinental long-distance seed dispersal across the Mediterranean Basin explains population genetic structure of a bird-dispersed shrub. *Molecular Ecology* 29(8): 1408-1420. DOI: 10.1111/mec.15413.
- MASSIMINO, D., JOHNSTON, A., GILLINGS, S., JIGUET, F., & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2017): Projected reductions in climatic suitability for vulnerable British birds. *Climatic change* 145(1-2): 117-130.
- 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.
- MCGOWAN, M. M., PERLUT, N. G., & STRONG, A. M. (2021): Agriculture is adapting to phenological shifts caused by climate change, but grassland songbirds are not. *Ecology and Evolution* 11: 6993-7002.
- MCHUGH, N. M., PRIOR, M., GRICE, P. V., LEATHER, S. R. & HOLLAND, J. M. (2017): Agri-environmental measures and the breeding ecology of a declining farmland bird. *Biological Conservation* 212 A: 230-239.
- MCKECHNIE, A. E. & WOLF, B. O. (2010): Climate change increases the likelihood of catastrophic avian mortality events during extreme heat waves. *Biology Letters* 6: 253-256.
- MCLEAN, N., VAN DER JEUGD, H.P. & VAN DE POL, M. (2018): High intra-specific variation in avian body condition responses to climate limits generalization across species. *PLoS ONE* 13(2):e0192401.
- 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, Hohenwarsleben. 104 S.
- 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.

- MESSMER, D. J., ALISAUSKAS, R.T., PÖYSÄ, H. et al. (2021): Plasticity in timing of avian breeding in response to spring temperature differs between early and late nesting species. *Sci Rep* 11: 5410. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84160-6>.
- 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>.
- METTLER, R., SCHAEFER, H. M., CHERNETSOV, N., FIEDLER, W., HOBSON, K. A., et al. (2013): Contrasting patterns of genetic differentiation among Blackcaps (*Sylvia atricapilla*) with divergent migratory orientations in Europe. *PLoS ONE* 8(11): e81365. doi:10.1371/journal.pone.0081365.
- 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.
- MILLS, L. (2019). Testing agricultural impacts on breeding ground food resources as a driver of cuckoo population decline. Thesis, University of Exeter, 305 S.
- 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.
- MØLLER, A. P. (2019): Parallel declines in abundance of insects and insectivorous birds in Denmark over 22 years. *Ecology and Evolution* 9: 6581-6587.
- MØLLER, A. P. & HOCHACHKA, W.M. (2019): Long-term time series of ornithological data. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 37-43.
- MØLLER, A. P. & SZÉP, T. (2005): Rapid evolutionary change in a secondary sexual character linked to climatic change. *Journal of Evolutionary Biology* 18(2): 481-495.
- MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. (2006): *Birds and Climate Change*. Elsevier, Amsterdam.
- MØLLER, A. P., RUBOLINI, D. & LEHIKONEN, E. (2008): Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *PNAS* 105: 16195–16200.
- MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., Eds. (2010a): *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford.
- MÖNIKES; M. (2021): Förster und Bio-Station: Natur achten. *Rheinische Post* vom 12.06.2021 (aufgerufen 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>.
- 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.
- NADEAU, C. P. & URBAN, M. C. (2019): Eco-evolution on the edge during climate change. *Ecography* 42: 1280-1297. doi: 10.1111/ecog.04404
- 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. (2021): Weather and food availability additively affect reproductive output in an expanding raptor population. *Oecologia*: 1-14.
- NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA, ACATECH – DEUTSCHE AKADEMIE DER TECHNIKWISSENSCHAFTEN, UNION DER DEUTSCHEN AKADEMIEN DER WISSENSCHAFTEN (2020): Biodiversität und Management von Agrarlandschaften – Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig. Halle (Saale), 76 S.
- NICOLAI, B., MAMMEN, U. & KOLBE, M. (2017): Long-term changes in population and habitat selection of Red Kite *Milvus milvus* in the region with the highest population density. *Vogelwelt* 137: 194-197.
- NIGGLI, U., RIEDEL, J., BRÜHL, C., LIESS, M., SCHULZ, R., ALTENBURGER, R., MÄRLÄNDER, B., BOKELMANN, W., HEß, J., REINEKE, A. & GEROWITT, B. (2020): Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen. *Berichte über Landwirtschaft-Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 98 (1): 1–39.
- NORTHRUP, J. M., RIVERS, J. W., YANG, Z. & BETTS, M. G. (2019): Synergistic effects of climate and land-use change influence broad-scale avian population declines. *Global Change Biology* 25 (5): 1561-1575.
- NUMMI, P., VAANANEN, V. M., & PEKKARINEN, A. J. (2019): Alien predation in wetlands – Raccoon Dog and the breeding success of waterbirds. *Baltic Forestry* 25(2).
- 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., CSÖRGŐ, 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.
- OOSTERVELD, E. B. & KLOP, E. (2019): Wat bepaalt de aankomst van Afrikatrekkers in hun broedgebied in Noordoost-Friesland? Limosa 92: 192-200.
- ORTLIEB, R. (1998): Der Schwarzmilan. Neue Brehm-Bücherei 100. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. 176 S.
- ORTLIEB, R. (2014): Der Rotmilan. Neue Brehm-Bücherei 532. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. 160 S.
- OTTO, F. (2019): Wütendes Wetter. Ullstein Buchverlage, Berlin. 238 S.
- 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.
- 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>.
- PARRY, M.L., CANZIANI, O. F., PALUTIKOF, J. P., VAN DER LINDEN, P. J. & HANSON, C. E. (Eds., 2007): Cross-chapter case study. In: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 843 - 868.
- PASQUIER, R. F. (2019): Birds in Winter. Princeton University Press, Princeton and Oxford, 304 S.
- PAVÓN-JORDÁN, D., SANTANGELI, A. & LEHIKONEN, A. (2017): Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. Journal of Avian Biology 48: 988–996. doi:10.1111/jav.01125
- 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. & GREEN, R. E. (2014): Birds and Climate Change – Impacts and conservation responses. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 467.
- PECBMS (2019) Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. <https://pecbms.info/> aufgerufen am 10.11.2019.

- PECBMS (2021) Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Common farmland birds indicator u. Common forests birds indicator. <https://pecbms.info/> aufgerufen am 30.10.2021.
- PEINTIGER, M. & SCHUSTER, S. (2005): Veränderungen der Erstankünfte bei häufigen Zugvogelarten in Südwestdeutschland. *Vogelwarte* 43: 161-169.
- 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.
- PIERSMA, T. & LINDSTRÖM, Å. (2004): Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146 (Suppl.1): 61-69.
- PONITKA, J., & BOETTNER, S. (2020): Challenges of future energy landscapes in Germany — a nature conservation perspective. *Energy, Sustainability and Society* 10(1): 1-11.
- PRICE, J. (2017): The potential impacts of climate change on the biodiversity of Norfolk. *Trans. Norfolk Norwich Nat. Soc.* 50: 1-8.
- PRINCÉ, K. & ZUCKERBERG, B. (2015): Climate change in our backyards: the reshuffling of North America's winter bird communities. *Global Change Biology* 21: 572-585. doi:10.1111/gcb.12740.
- PÜCHEL-WIELING, F. & WALTER, B. (2014): Bestandsentwicklung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Kreis Gütersloh und in der Stadt Bielefeld – Ergebnisse der Minutenfeldkartierungen 2004, 2007, 2010 und 2013. *Charadrius* 50 (1): 32–37.
- PULIDO, F. & BERTHOLD, P. (2010): Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *PNAS* 107 (16) 7341–7346.
- 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.
- PUSTKOWIAK, S., KWIECIŃSKI, Z., LENDA, M., ŹMIHORSKI, M., ROSIN, Z. M., TRYJANOWSKI, P., & SKÓRKA, P. (2021): Small things are important: the value of singular point elements for birds in agricultural landscapes. *Biological Reviews* 96 (4): 1386–1403.
- RADCHUK, V., REED, T., TEPLITSKY, C. et al. (2019): Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications* 10 (1): 3109.
- 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.
- REDHEAD, J.W., HINSLEY, S.A., BECKMANN, B.C., BROUGHTON, R.K. & PYWELL, R.F. (2018): Effects of agri-environmental habitat provision on winter and breeding season abundance of farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 251: 114-123.
- REICHOLF, J. H. (2017): Schmetterlinge und Vögel im Fokus: Wodurch änderten sich ihre Häufigkeiten in den letzten Jahrzehnten? Rundgespräche Forum Ökologie, Bd. 46 »Tierwelt im Wandel – Wanderung, Zuwanderung, Rückgang«, S. 73-90.

- 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>.
- ROLLANA, À., HERNÁNDEZ-MATÍAS, A. & REAL, J. (2019): Organic farming favours bird communities and their resilience to climate change in Mediterranean vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 269: 107-115.
- ROLSHAUSEN, G., SEGELBACHER, G., HOBSON, K. A. & SCHAEFER, H. M. (2009): Contemporary evolution of reproductive isolation and phenotypic divergence in sympatry along a migratory divide. *Current Biology* 19: 2097-2101.
- 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.
- ROSENBERG, K. V., DOKTER, A. M., BLANCHER, P. J., SAUER, J. R., SMITH, A. C., SMITH, P. A., STANTON, J. C., PANJABI, A., HELFT, L., PARR, M. & MARRA, P. P. (2019): Decline of the North American avifauna. *Science* 366 (6461) 120-124. DOI: 10.1126/science.aaw1313.
- 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.
- 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>.
- RYDING, S., KLAASSEN, M., TATTERSALL, G. J., GARDNER, J. L. & SYMONDS, M. R. E. (2021): Shape-shifting: changing animal morphologies as a response to climatic warming. *Trends Ecol Evol.* 36 (11):1036-1048. doi: 10.1016/j.tree.2021.07.006. Epub 2021 Sep 7. PMID: 34507845.
- RYSILAVY, T., BAUER, H.-G., GERLACH, B., HÜPPOP, O., STAHER, J., SÜDBECK, P. & SUDFELDT, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13-112.
- SÆTHER, B.-E., ENGEN, S, GAMELON, M. & GRØTAN, V. (2019): Predicting the effects of climate change on bird population dynamics. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 74-90.
- SAINO, N., RUBOLINI, D., LEHIKONEN, E., SOKOLOV, L. V., BONISOLI-ALQUATI, A., AMBROSINI, R., BONCORAGLIO, G. & MØLLER, A. P. (2009): Climate change effects on migration phenology may mismatch brood parasitic cuckoos and their hosts. *Biology Letters* 5(4): 539-541.
- SAINO, N., AMBROSINI, R., RUBOLINI, D., VON HARDENBERG, J., ANTONELLO PROVENZALE, A., HÜPPOP, K., HÜPPOP, O., LEHIKONEN, A., LEHIKONEN, E., RAINIO, K., ROMANO, M. & SOKOLOV, L. (2011): Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proc. R. Soc. B* 278: 835-842.
- SAMPLONIUS, J. M. & BOTH, C. (2019): Climate Change May Affect Fatal Competition between Two Bird Species. *Current Biology* 29 (2): 327 - 331. ISSN 0960-9822, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.11.063>.

- SANDER, A., BATHKE, M., & FRANZ, K. (2019): NRW-Programm Ländlicher Raum 2014 bis 2020 – didi Schwerpunktbereich 4A-Biologische Vielfalt. 5-Länder-Evaluation 10/19. Hannover, Hamburg, 187 S. DOI-Nr.: 10.3220/5LE1564999104000.
- 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.
- SAUVE, D., FRIESEN, V. L. & CHARMANTIER, A. (2021): The Effects of Weather on Avian Growth and Implications for Adaptation to Climate Change. *Front. Ecol. Evol.* 9: 569741. doi: 10.3389/fevo.2021.569741.
- SCHÄFFER N. (2008): Unsere Vogelwelt am Ende dieses Jahrhunderts. *Der Falke* 55: 50-57.
- SCHIERMEIER, Q. (2018): Climate as culprit. *Nature* 560: 20-22
- SCHIPPERS, P., VERBOOM, J., VOS, C. C. & JOCHEM, R. (2011): Metapopulation shift and survival of woodland birds under climate change: will species be able to track? *Ecography* 34: 909-919.
- SCHMALJOHANN, H. (2019): The start of migration correlates with arrival timing, and the total speed of migration increases with migration distance in migratory songbirds: a cross-continental analysis. *Movement ecology* 7(1): 25. <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0169-1>.
- 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.
- 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., WIROOKS, L., & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & BUSCH, J. (2018): 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, N., BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017 - Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier-

und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 159 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 262 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.

SCHÖNFELD, M. (1980): Der Weidenlaubsänger. Neue Brehm-Bücherei 511. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 136 S.

SCHÖNFELD, M. (1984): Der Fitislaubsänger. Neue Brehm-Bücherei 539. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 184 S.

SCHRAUTH, F. E. & WINK, M. (2018): Changes in Species Composition of Birds and Declining Number of Breeding Territories over 40 Years in a Nature Conservation Area in Southwest Germany. *Diversity* 10: 97.

SCHUCK, M., PASINELLI, G., MÜLLER, W., SPAAR, R., AEBISCHER, A., BARBALAT, A., BASSIN, A., BÜHLMANN, J., HORISBERGER, D., KNAUS, P., LÜTHI, T., MARTINEZ, N., MÜLLER, M., MULHAUSER, B., PAULI, H. R., THIELEGENTER, C., WEGGLER, M. & AYÉ, R. (2018): (2018): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 115: 91-106.

SCHULDt, B., BURAS, A., AREND, M., VITASSE, Y., BEIERKUHNEIN, 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>.
- SCHULZE, E. D., CRAVEN, D., DURSO, A. M., REIF, J., GUDERLE, M., KROIHER, F., ... & EISENHAEUER, N. (2019): Positive association between forest management, environmental change, and forest bird abundance. *Forest Ecosystems* 6(1), 3. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0160-8>.
- 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.
- SCHUSTER, S. (2010): Zunahme der Winterbeobachtungen des Zilpzalps am westlichen Untersee. *Ornithol. Beob.* 107: 211-213.
- SERGIO F. (2003): Relationship between laying dates of black kites *Milvus migrans* and spring temperatures in Italy: rapid response to climate change? *Journal of Avian Biology* 34(2):144-149.
- 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.
- ŠEVČÍK, R., RIEGERT, J., ŠTASTNÝ, 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.
- SHIPLEY, J. R., TWINING, C. W., TAFF, C. C., VITOUSEK, M. N., FLACK, A. & WINKLER, D. W. (2020): Birds advancing lay dates with warming springs face greater risk of chick mortality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*.117(41): 25590-25594. <https://doi.org/10.1073/pnas.2009864117>.
- SIERING, M. & BURNHAUSER, A. (2018): Brutplatzmanagement bei Kiebitz und Großem Brachvogel – Richtungswechsel im Wiesenbrüterschutz in Schwaben. *Anliegen Natur* 40: 25-36.
- SIKKEMA, R. S., SCHRAMA, M., VAN DEN BERG, T., MORREN, J., MUNGER, E., KROL, L., VAN DER BEEK, J. G., BLOM, R., CHESTAKOVA, I., VAN DER LINDEN, A., BOTER, M., VAN MASTRIGT, T., MOLENKAMP, R., KOENRAADT, C. J. M., VAN DER BRAND, J. M. A., OUDE MUNNINK, B. B., KOOPMANS, M. P. G. & VAN DER JEUGD, H. (2020): Detection of West Nile virus in a common whitethroat (*Curruca communis*) and *Culex* mosquitoes in the Netherlands. *Euro Surveill.* 25(40): pii=2001704. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2020.25.40.2001704>.
- 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.

- SOGA, M., EVANS, M. J., COX, D. T. C. & GASTON, K. J. (2021): Impacts of the COVID-19 pandemic on human–nature interactions: Pathways, evidence and implications. *People and Nature* 3 (3): 518 – 527.
- SOH, M. C. K., PANG, R. Y. T., NG, B. X. K., LEE, B. P. Y.-H., LOO, A. H. B. & ER, K. B. H. (2021): Restricted human activities shift the foraging strategies of feral pigeons (*Columba livia*) and three other commensal bird species. *Biological Conservation* 253, 108927, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108927>.
- SOLOMON, 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>.
- SOLOMON, T. (2021b). Significance of plumage colour for winter survival in the Tawny Owl (*Strix aluco*): revisiting the camouflage hypothesis. *Ibis* 163 (4): 1437-1442.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaarverandering. Tweede druk, Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen, 640 S.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen 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-wie-der-klimawandel-deutschland-veraendern-wird-a-2767ff8f-4df4-4054-aa26-3c00bba6e899>. Abgerufen am 28.10.2021.
- STADTWERKE DÜSSELDORF AG (2021): Phänologie: Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt beobachten. <https://www.swd-ag.de/magazin/phaenologie/> Abgerufen am 28.10.2021.
- STAUDT, A., LEIDNER, A. K., HOWARD, J., BRAUMAN, K. A., DUKES, J. S., HANSEN, L. J., PAUKERT, C., SABO, J. & SOLÓRZANO, L. A. (2013): The added complications of climate change: understanding and managing biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(9): 494–501.
- 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.
- STEIN-BACHINGER, K., GOTTWALD, F., HAUB, A. & SCHMIDT, E. (2020): To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agriculture*. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>.
- 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.
- STILLMAN, J. H. (2019): Heat waves, the new normal: summertime temperature extremes will impact animals, ecosystems, and human communities. *Physiology (Bethesda)* 34: 86-100.
[doi:10.1152/physiol.00040.2018](https://doi.org/10.1152/physiol.00040.2018).
- 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.
- SUDMANN, S. R., JOEST, R., BECKERS, B., MANTEL, K. & WEISS, J. (2014): Entwicklung der Kiebitzbestände *Vanellus vanellus* in Nordrhein-Westfalen von 1850 bis 2014. *Charadrius* 50 (1): 23 – 31.
- SUMASGUTNER, P., BUIJ, R., MCCLURE, C. J. W., SHAW, P., DYKSTRA, C. D., KUMAR, N. & RUTZ, C. (2021): Raptor research during the COVID-19 pandemic provides invaluable opportunities for conservation biology. *Biological Conservation* 260: 109149, ISSN 0006-3207,
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109149>.
- SYBERTZ, J. & REICH, M. (2015): Assessing climate change induced turnover in bird communities using climatically analogous regions. *Diversity* 7: 36-59.
- TAHERI, S., NAIMI, B., RAHBEK, C., & ARAÚJO, M. B. (2021): Improvements in reports of species redistribution under climate change are required. *Science Advances* 7(15): [eabe1110].
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1110>

- 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.
- TELLERÍA, J. L. (2019): Constraints on fruit tracking by birds at the range edge. *Journal of Biogeography* 46 (10): 2289-2298.
- TELLERÍA, J.L., FANDOS, G. & FERNÁNDEZ-LÓPEZ, J. (2021): Winter bird richness distribution in the southwestern Palearctic: current patterns and potential changes. *Ardeola* 68: 17-32.
- TERRAUBE, J., VILLERS, A., POUDRÉ, L., VARJONEN, R. & KORPIMÄKI, E. (2017): Increased autumn rainfall disrupts predator-prey interactions in fragmented boreal forests. *Global Change Biology* 23: 1361–1373. doi:10.1111/gcb.13408.
- TEUFELBAUER, N., SEAMAN, B. S. & DVORAK, M. (2017): Bestandsentwicklungen Häufiger Österreichischer Brutvögel im Zeitraum 1998-2016 — Ergebnisse des Brutvogel-Monitoring. *Egretta* 55: 43-76.
- 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.
- THOMAS, C. D. (2011): Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. *Trends in Ecology & Evolution* 26 (5): 216 – 221. ISSN 0169-5347, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.02.006>.
- TOLKMITT, D., BECKER, D., HELLMANN, M., GÜNTHER, E., WEIHE, F., ZANG, H. & NICOLAI, B. (2012): Einfluss des Waschbären *Procyon lotor* auf Siedlungsdichte und Bruterfolg von Vogelarten – Fallbeispiele aus dem Harz und seinem nördlichen Vorland. *Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum* 30: 17-46.
- TOMEČ, M. (2004): Grünspechtvorkommen (*Picus viridis*) in Oberhausen 1955-2004. Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet 1.15: 1-8.
- TOME, D., DENAC, D. & AL VREZEC, A. (2020): Mowing is the greatest threat to Whinchat *Saxicola rubetra* nests even when compared to several natural induced threats. *Journal for Nature Conservation* 54: 125781. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125781>.
- TØTTRUP, A. P., KLAASSEN, R. H. G., STRANDBERG, R., THORUP, K., WILLEMOES KRISTENSEN, M., SØGAARD JØRGENSEN, P., FOX, J., AFANASYEV, V., RAHBK, C. & ALERSTAM, T. (2012): The annual cycle of a trans-equatorial Eurasian-African passerine migrant: different spatio-temporal strategies for autumn and spring migration. *Proc. R. Soc. B.* 279: 1008–1016.
- TRAUTMANN, S. (2018): Climate change impacts on bird species. In: TIETZE, D. T. (Ed.) *Bird Species – How they arise, modify and vanish*. SpringerOpen: 217-234.
- TSCHUMI, M., BIRKHOFFER, K., BLASIUSSON, S., JØRGENSEN, 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.
- TWOREK, S., GOLAWSKI, A., JOBDA, M. & KOSICKI, J. Z. (2017): The varying impact of agri-environment schemes on birdlife in two regions of Poland. *Ornis Fennica* 94:101-112.

- TYRBERG, T. (2010): Avifaunal responses to warm climate: the message from last interglacial faunas. In: BOLES, W. E. & WORTHY, T. H. (Eds.) Proceedings of the VII International Meeting of the Society of Avian Paleontology and Evolution. Records of the Australian Museum 62: 193-205.
- UMWELTBUNDESAMT, Ed. (2015): Monitoringbericht 2015 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel – Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Umweltbundesamt, 256 S.
- URBAN, M. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348: 571-573.
- URBAN, M. C., BOCEDI, G., HENDRY, A. P., MIHOUB, J.-B., PE'ER, G., SINGER, A., BRIDLE, J. R., CROZIER, L. G., DE MEESTER, L., GODSOE, W., GONZALEZ, A., HELLMANN, J. J., HOLT, R. D., HUTH, A., JOHST, K., KRUG, C. B., LEADLEY, P. W., PALMER, S. C. F., PANTEL, J. H., SCHMITZ, A., ZOLLNER, P. A. & TRAVIS, J. M. J. (2016): Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science* 353: aad8466.
- VALTONEN, A., LATJA, R., LEINONEN, R. & PÖYSÄ, H. (2017): Arrival and onset of breeding of three passerine birds in eastern Finland tracks climatic variation and phenology of insects. *Journal of Avian Biology* 48: 785-795.
- 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 KLEUNEN A., FOPPEN R. & VAN TURNHOUT C. (2017): Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels 2016 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Sovon-rapport 2017/34. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- VARRIANO, S., MALLON, J. M., FOLTA, C., COULIBALY, H., KRAJCIR, K. J., MCCLUNG, M. R., ... & MORAN, M. D. (2020): Transfer of nitrogen by migratory birds in the African-Western Eurasian Flyways. *Animal Migration* 7(1): 52 - 57.
- 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>.
- VELDSMAN, L. M. (2020): Water loss under controlled humidity and temperature regimes in relation to bird eggshell thickness. Doctoral dissertation, North-West University (South Africa), 81 S.

- 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. & LEHIKONEN, A. (2017): Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe. *Ecology and Evolution* 2017;7: 8201-8209. <https://doi.org/10.1002/ece3.3328>
- 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.
- WALKER, R. H., ROBINSON, R. A., BARIMORE, C. J., BLACKBURN, J. R., BARBER, L. J., CLARK, J. A., CLEWLEY, G. D., DE PALACIO, D. X., GRANTHAM, M. J., GRIFFIN, B. M., HODKINSON, D. J., KEW, A. J., MOSS, D., SCHÄFER, S. & LEECH, D. I. (2017): Bird ringing and nest recording in Britain and Ireland in 2016. *Ring-ing & Migration* 32: 111-155.
- WALKER, W. H., II, MELÉNDEZ-FERNÁNDEZ, O. H., NELSON, R. J. & REITER, R. J. (2019): Global climate change and invariable photoperiods: A mismatch that jeopardizes animal fitness. *Ecology and Evolution* 9: 10044-10054.
- WEISS, J. (2017): Spechte in Nordrhein-Westfalen – ein Überblick. *Charadrius* 53 (1–2): 14-23.
- WEISS, N. (2021): The long-winged Club is in Trouble. *BirdLife/Israel*. <https://www.birds.org.il/en/blog/id/9/1308> (aufgerufen am 25.05.2021).
- 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>.
- WESTON, P. (2019): 'It felt like the end of the world. Everything was so quiet': Hundreds of songbird chicks starve to death in European heatwave. *Independent*, 29.07.2019 (aufgerufen am 25.05.2021).
- 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.
- WIJEWARDHANA, U. A., MEYER, D. & JAYAWARDANA, M. (2020): Statistical models for the persistence of threatened birds using citizen science data: A systematic review. *Global Ecology and Conservation* 21, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00821>.

- WILLE, V., KRAUSE, T. & KRISCHER, O. (2021): Der Seidensänger *Cettia cetti*: eine neue Brutvogelart für Nordrhein-Westfalen und Deutschland. *Charadrius* (submitted), 18 S.
- WILSEY, C., BATEMAN, B., TAYLOR, L., WU, J. X., LEBARON, G., SHEPHERD, R., KOSEFF, C., FRIEDMAN, S. & STONE, R. (o.J.): *Survival by Degrees: 389 Bird Species on the Brink*. National Audubon Society: New York.
- WINGFIELD, J. C., PÉREZ, J. H., KRAUSE, J. S., WORD, K. R., GONZÁLEZ-GÓMEZ, P. L., LISOVSKI, S. & CHMURA, H. E. (2017): How birds cope physiologically and behaviourally with extreme climatic events. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160140.
- WINK, M., DIETZEN, C. & GIESSING, B. (2005): *Die Vögel des Rheinlandes. Atlas zur Brut- und Wintervogelverbreitung 1990-2000. Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 36*, 419 S., Dossenheim (Romneya).
- WIX, N. & REICH, M. (2018): Die Nutzung von Blühstreifen durch Vögel während der Brutzeit. In: Wix, N., RODE, M. & REICH, M. (Eds.), *Umwelt und Raum 9, Blühstreifen – Biodiversität und produktionsintegrierte Kompensation*, pp.115-148. Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Hannover.
- 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.
- WORMWORTH, J. & SEKERCIOGLU, C. H. (2011): *Winged Sentinels – Birds and climate change*. Cambridge University Press. Cambridge. 262 S.
- WORTHINGTON-HILL, J., & CONWAY, G. (2017): Tawny Owl *Strix aluco* response to call-broadcasting and implications for survey design. *Bird study* 64: 205-210.
- XU, Y., SI, Y., WANG, Y., ZHANG, Y., PRINS, H. H. T. CAO, L. & DE BOER, W. F. (2019): Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications* 29(7): e01960. 10.1002/eap.1960.
- 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.
- ZHAO, Q., ARNOLD, T. W., DEVRIES, J. H., HOWERTER, D., CLARK, R. G. & WEEGMAN, M. D. (2019): Land-use change increases climatic vulnerability of migratory birds: Insights from integrated population modeling. *Journal of Animal Ecology* 88: 1625-1637.
- ZUBEROGOITIA, I., MARTÍNEZ, J. E., GONZÁLEZ-OREJA, J. A., DE BUITRAGO, C. G., BELAMENDIA, G., ZABALA, J., ... & JIMÉNEZ-FRANCO, M. V. (2020a): Maximizing detection probability for effective large-scale nocturnal bird monitoring. *Diversity and Distributions* 26(8): 1034-1050.

- ZUBEROGOITIA, I., BURGOS, G., GONZÁLEZ-OREJA, J. A., MARTÍNEZ, J. E., MORANT, J., & ZABALA, J. (2020b): Testing detectability of radio-tracked tawny owls using playback broadcast surveys: designing evidence-based surveys. *Ardeola* 67(2): 355-369.
- ZUCKERBERG, B. & POMARA, L. (2018): Modern Climate Change and Birds. In: MORRISON, M. L., RODEWALD, A. D., VOELKER, G., COLÓN, M. R. & PRATHER, J. F. (Eds.): *Ornithology: Foundation, Analysis, and Application*, J. Hopkins Uni. Press, Baltimore: 754-77.
- 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., VAN DER KAMP J., KLOP E., SIKKEMA M. & WYMENGA E. (2014): West African mangroves harbour millions of wintering European warblers. *Ardea* 102: 121-130. doi:10.5253/arde.v102i2.a2.

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, Thomas Kordges, Essen, Dr. Ingolf Kühn, Halle, Tobias Krause, Düsseldorf, Moritz Schulze, Düsseldorf, Andreas Thiel (†), Düsseldorf, Dr. Gerd W. Thörner, Düsseldorf, Anja You, Solingen, 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). Bei der Erfassung der Schmetterlinge sei Herrn Hartmut Geitz besonders gedankt, der beim Raupenklopfen mit viel Einsatz dabei war. Ein Dank auch an Martine Goerigk für die direkte Info zum Großen Fuchs. 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 2021 war aus globaler Sicht das fünftwärmste jemals gemessene Jahr. Zuvor waren das Jahr 2020 zusammen mit den Jahren 2016 und 2019 die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2021 0,3 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1991-2020 und 1,1-1,2 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Die letzten sieben Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. In Deutschland war das Jahr 2021 zwar nicht von so extremer Trockenheit und sommerlicher Hitze geprägt wie die drei vorausgegangenen Jahre 2018-2020, dennoch lag die Durchschnittstemperatur im Jahr 2021 mit 9,1 °C um 0,9 Grad deutlich über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990. Damit war 2021 das elfte zu warme Jahr in Folge. Während der letzten 32 Jahre traten nur zwei unterdurchschnittlich warme Jahre auf. 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

Im Spätherbst 2021 wurden erneut epiphytische Flechten an vier über das Düsseldorfer Stadtgebiet verteilten Messstationen 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-mediteranem und submediterransubatlantisch-gemäßigtem Verbreitungsschwerpunkt, die früher selbst im milderen Westen oder Südwesten von Deutschland entweder erheblich seltener oder noch gar nicht vorkamen. Der gepaarte Vergleich

der Daten von inzwischen 15 Erhebungen einschließlich älterer Befunde zeigt über alle Stationen gemittelt einen statistisch hochsignifikanten, raschen Anstieg des KWI zwischen 2003 und 2017, der sich etwas verlangsamt hat. Mit der gleichen Dynamik haben sich die mittleren STI-Werte (STI = Species Temperature Index) entwickelt und indizieren einen Anstieg der mittleren Flechtenarten-Temperatur um 0,55 K, was in etwa dem technisch gemessenen Temperaturanstieg im Untersuchungsgebiet entspricht. Ursache ist auch hier die Einwanderung und Ausbreitung von Klimawandelzeigern und der Rückgang von Arten mit niedrigen STI-Werten. Als wahrscheinlichste Ursachen der Verschiebung des Artenspektrums hin zu mehr Klimawandelzeigern im Gesamtzeitraum 2003 bis 2021 werden neben weiter gesunkenen Immissionen zunehmend die beobachtbaren 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 heute vermehrt Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für epiphytische Flechtengesellschaften in Südwest-Frankreich typisch waren.

Farn- und Blütenpflanzen

Als Untersuchungsgebiet der Farn- und Blütenpflanzen dienen fünf wärmegetönte Flächen am Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist, Volmerswerth, Lausward, Oberkassel und Lohausen sowie fünf Flächen auf dem Gallberg im kühleren Hügelland im Osten von Düsseldorf. Die Vegetation am Rheinufer ist von Wärme liebenden Arten geprägt. Der Anteil von Neophyten, die oft aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima stammen, zeigt einen statistisch signifikanten Aufwärtstrend seit Beginn des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf. Ebenso zeigen die Pflanzen der fünf Untersuchungsflächen in diesem Zeitraum einen statistisch signifikanten Anstieg der Ellenberg-Temperaturzeigerwerte und der STI-Werte (species temperature index). Einige Arten, die sich aufgrund gestiegener Temperaturen in den 1980er Jahren einbürgern konnten, wie verschiedene amerikanische *Amaranthus*-Arten sind inzwischen regelmäßiger Bestandteil der Rheinufervegetation. Ein langfristiger Vergleich aktueller Daten mit historischen Aufnahmen zeigt eine deutliche Zunahme Wärme liebender Pflanzenarten und einen Anstieg der mittleren Ellenbergschen Temperatur-Zeigerwerte am Rheinufer im Verlauf der letzten Jahrzehnte.

Die Daueruntersuchungsflächen am Gallberg sind bestanden mit Buchenwald, in dessen Krautschicht Kühlezeiger wachsen (Wald-Hainsimse, Wald-Rippenfarn), die durch eine Erwärmung des Klimas voraussichtlich zurückgehen werden. 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 2009-2021 zeigten 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. Seit dem Jahr 2016 ist die Walnuss zwar wieder aus der Untersuchungsfläche verschwunden, jedoch noch reichlich in der Nachbarschaft vorhanden. 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 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 in den Untersuchungsgebieten festgestellt. Im Jahr 2010 konnten auf der Feuchtwiese im Eller Forst erstmalig die thermophile Gemeine Sichelschrecke und die Große Goldschrecke beobachtet werden, zwei weitere potenzielle Gewinner des Klimawandels. Beide Arten konnten sich in den Jahren 2011 bis 2021 dort etablieren und weiter ausbreiten. Eine Besonderheit ist der Erstrnachweis einer etablierten Population der Sumpfschrecke für die Stadt Düsseldorf im Jahr 2017. Dieser stenöke Feuchtgebietsbewohner profitiert möglicherweise von dem gestiegenen Grundwasser und ist vermutlich auch in Nordrhein-Westfalen in Ausbreitung begriffen. Der Gemeine Grashüpfer war seit 2011 im Bereich der Schnellenburg die dominierende Heuschrecke, gut doppelt so häufig wie in den Jahren 2009 und 2010. Offenbar hat der ubiquitäre Gemeine Grashüpfer den hygrophilen Wiesen-grashüpfer und den Weißrandigen Grashüpfer dort als häufigste Art abgelöst. Unmittelbar im Bereich des Transektes Schnellenburg wurde ein neuer Schiffsanleger errichtet. In den Transekten im Bereich Lörick hat das Mahdregime einen starken Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Das betrifft sowohl die Artzusammensetzung als auch besonders die Häufigkeit. Die Blauflügelige Ödlandschrecke konnte 2020 erstmalig im langen Transekt Lörick-Ost an zwei Terminen gefunden werden. Die Art war darüber hinaus 2020 am Rhein relativ häufig und tauchte auch auf vertrockneten Wiesen mit einem hohen Rohbodenanteil auf. Im Jahr 2021 war sie vermutlich vom Rhein-Hochwasser betroffen. Die Blauflügelige Sandschrecke wurde im Jahr 2020 auch auf den sandigen Uferabschnitten und sandige Bühnenfelder am Rhein in Düsseldorf beobachtet. Das Auftreten der Gemeinen Sichelschrecke, der Blauflügeligen Ödlandschrecke, der Blauflügeligen Sandschrecke, der Westlichen Beißschrecke und der Großen Goldschrecke kann mittelbar als ein Effekt der Klimaveränderung gedeutet werden. Diese Arten haben seit einigen Jahren ihr Areal nach Norden ausgedehnt. Dabei diene insbesondere der Rhein als Ausbreitungsschiene. Mittlerweile werden auch weiter vom Rhein entfernte Gebiete besiedelt.

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* (mit zunehmender Tendenz), die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*, die Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*, die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*, die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* und die Kleine Königslibelle *Anax parthenope*. Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum und verlagern ihre Arealgrenze, begünstigt vom Klimawandel, in jüngerer Zeit in Richtung Norden. Im besonders warmen Sommer 2019 konnte die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* sogar auf dem höher gelegenen Golfplatz Hubbelrath beobachtet werden. Als weitere thermophile Arten konnten die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* und der Südliche Blaufeibel *Orthetrum brunneum* zwar noch nicht in den Untersuchungs-

gebieten gefunden werden, beide Arten wurden 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 auch im Jahr 2021 wieder in zwei Gebieten in Düsseldorf untersucht: im zur Niederrheinischen Bucht gehörenden Eller Forst und auf dem Golfplatz Hubbelrath im Bergischen Land. Dabei konnten im Eller Forst sieben, in Hubbelrath zehn neue Arten nachgewiesen werden. Insgesamt wurden damit seit Beginn der Untersuchungen 357 bzw. 346 Schmetterlingsarten in den Gebieten nachgewiesen. Diesmal waren unter den neuen Arten auch mehrere Tagfalter, u. a. zwei Arten, die im letzten Jahrzehnt auch anderswo in NRW deutlich häufiger geworden sind: Der Große Schillerfalter *Apatura iris* in Hubbelrath und der Große Fuchs *Nymphalis polychloros* im Eller Forst. Von beiden Arten gelangen dabei sogar Larvalnachweise in den jeweiligen Gebieten. Vieles spricht dafür, dass für die mittelfristige Populationszunahme und Ausbreitung beider Arten zumindest auch der Klimawandel verantwortlich gemacht werden kann. Ähnliches trifft auch auf den erstmals auf dem Golfplatz Hubbelrath gefundenen Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* zu, der als bisher einzige Schmetterlingsart dieser Untersuchung gemäß FFH-RL Anhang 2 streng geschützt ist. Auch bei einigen anderen der neu gefundenen Nachtfalterarten könnte der Klimawandel eine Rolle gespielt haben, während es bei anderen eher Indizien dafür gibt, dass die Tiere nur aus benachbarten Lebensräumen mehr oder weniger zufällig zugeflogen sind. Es gibt in NRW eine beträchtliche Zahl von 51 Großschmetterlingsarten, bei denen es besonders in den letzten 20 Jahren, teilweise aber auch schon in den 2 Jahrzehnten davor, zu teils sehr deutlichen Arealerweiterungen oder stark gesteigener Nachweishäufigkeit gekommen ist. Die Zahl und das Ausmaß solcher Arealgewinne nimmt dabei parallel zum immer stärker erkennbaren Klimawandel zu, und es erscheint bei vielen dieser Arten auch sonst plausibel, diese kurz- und mittelfristigen Veränderungen in erster Linie auf den Klimawandel zurückzuführen. Demgegenüber stehen nur zwei Arten mit zumindest starkem Rückgang der Nachweishäufigkeit und lokalen Arealverlusten und eine einzige Art mit deutlich erkennbaren und ziemlich sicher dem Klimawandel geschuldeten Arealverlusten seit dem Jahr 2000. Für Rückgänge sowohl seltener Habitatspezialisten als auch vieler häufiger Ubiquisten ist jedoch weniger der Klimawandel verantwortlich zu machen, als vielmehr diverse andere Menschen gemachte Faktoren.

Stechmücken

Im Jahr 2021 wurden zum vierten 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 *Aedes japonicus* und *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. Insgesamt wurden in der Fangperiode 2021 nur Individuen aus fünf bereits in

Düsseldorf bekannten Arten nachgewiesen. Die invasiven Arten *Aedes japonicus* und *Aedes albopictus* waren nicht darunter.

Vögel

Die Avifauna verändert sich aktuell auf globaler und regionaler Ebene sehr deutlich. Auch die Düsseldorfer Avifauna verändert sich gegenwärtig auffallend. Dies wird an den Vogelbeständen der beiden Untersuchungsgebiete Gerresheimer Waldfriedhof und Himmelgeister Rheinbogen mit ihren unterschiedlichen Lebensräumen deutlich. Unter den aktuell noch vorhandenen Brutvögeln zeigen viele Arten signifikant positive Trends. Auch einige ehemalige Brutvögel konnten nach 2019 und 2020 auch 2021 wieder als Brutvögel oder zumindest als Randsiedler festgestellt werden. Andere Arten nahmen während der Untersuchungszeitraum signifikant in ihren Beständen ab oder verschwanden als Brutvögel aus den Untersuchungsgebieten. Im Untersuchungszeitraum 1998-2021 verschwanden so in den beiden Untersuchungsgebieten 33 bzw. 22 % der Brutvogelarten! Dies ist neben der Beeinflussung durch verschiedene lokale Faktoren auch das Ergebnis der sich verändernden klimatischen Bedingungen. Zu den Klimagewinnern zählen Arten wie Halsbandsittich, Grünspecht, Nilgans und Schwarzkehlchen. Zu den Klimaverlierern gehören 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 2018-2021 stagniert oder sogar negativ wird, wenn auch die Trends keine Signifikanzen aufweisen. Ob diese Entwicklung, die möglicherweise auf die drei Dürresommer 2018-2020 zurückgeht, weiter anhält, wird die Zukunft zeigen. Allerdings spielen bei der Entwicklung der Bestände vieler der aktuellen und ehemaligen Brutvögel der Untersuchungsgebiete nach wie vor lokale Faktoren wie Änderungen der Landnutzung und Intensivierung der Landwirtschaft die deutlich größere Rolle. Daher sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig, um die Vielfalt der lokalen Vogelwelt in einer sich wandelnden Welt zu erhalten.

Fazit

Zu der Zerstörung und Verschlechterung von Lebensräumen sowie anderen klassischen Gefährdungsur-sachen 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.