

# Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019

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

**März 2020**

**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, Holger Pieren  
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

---

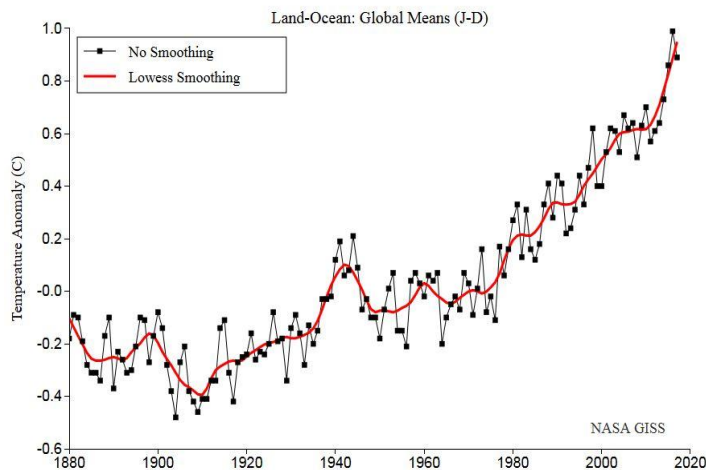
## Inhalt

1	Einleitung und Gesamtkonzept.....	3
2	Flechten.....	17
3	Farn- und Blütenpflanzen.....	46
4	Heuschrecken.....	76
5	Libellen.....	114
6	Schmetterlinge.....	136
7	Stechmücken.....	168
8	Vögel.....	176
9	Danksagung und Urheberrechte.....	246
10	Zusammenfassung.....	247

# 1 Einleitung und Gesamtkonzept

## Ulf Schmitz

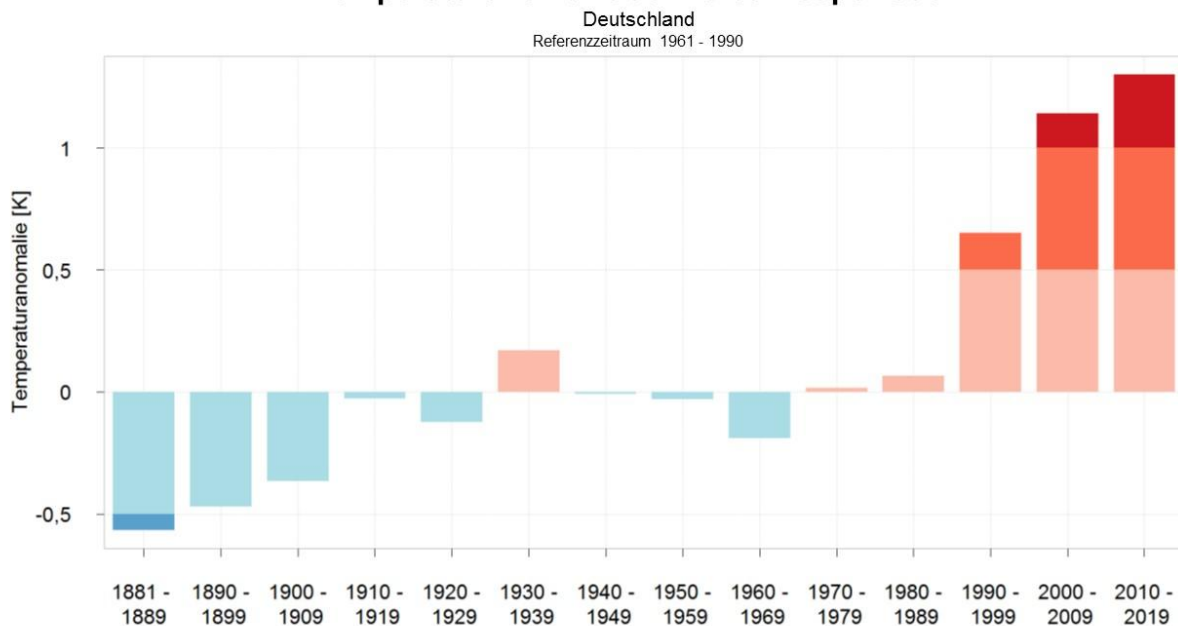
Für das Vorkommen von Pflanzen- und Tierarten ist das Klima ein entscheidender Faktor für ihr Überleben und damit auch für die Ausbildung ihrer Areale. Veränderungen im Klima können daher nicht ohne Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt bleiben. Die bereits bestehenden Auswirkungen des globalen Klimawandels 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). 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 Artenebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).



**Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1850.** Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C). Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie gleitender Durchschnitt fünf Jahre rot. Grafik NASA (2019).

mauwandels 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). 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 Artenebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).

## Temperaturanomalie der 10-Jahresperioden



**Abb. 1/2: Abweichung des Gebietsmittels der Temperatur vom vieljährigen Mittel 1961-1990 für 10-Jahresperioden für Deutschland (Ausnahme 1881-1889) (DWD 2020c).**

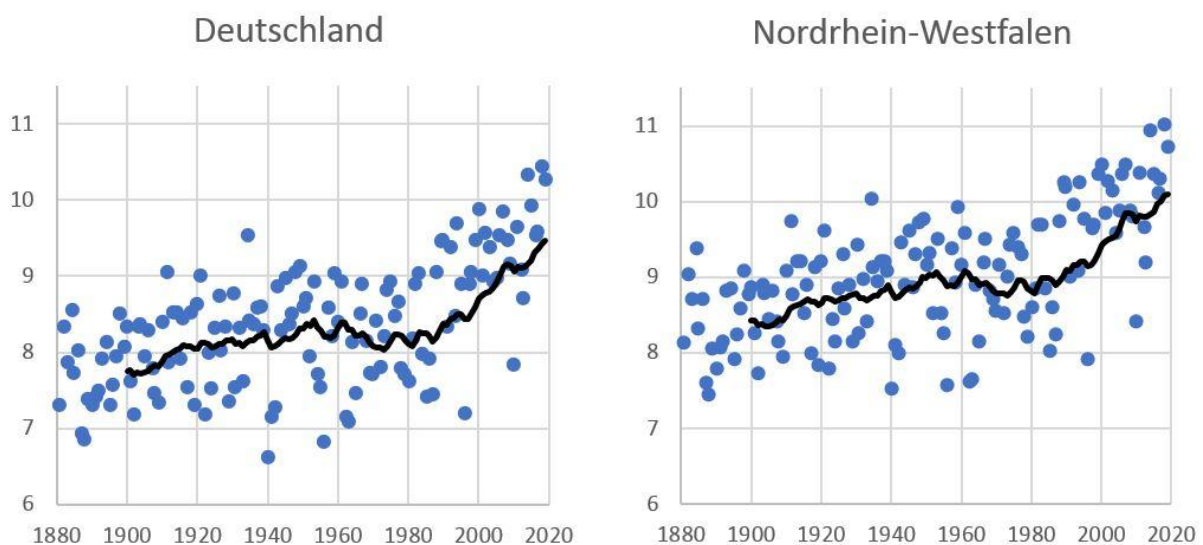
Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Das Jahr 2019 war das global zweitwärmste Jahr (nach 2016 auf Platz 1) seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Die letzten fünf Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Auch die letzte Dekade war die global wärmste seit Aufzeichnungsbeginn (COPERNICUS CLIMATE CHANGE SERVICE 2020).

Nachdem in Deutschland das Jahr 2018 das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn 1881 darstellte, lag das Jahr 2019 zusammen mit dem Jahr 2014 auf Platz zwei der wärmsten Jahre (DWD 2020c). Die Mitteltemperatur lag im Jahr 2018 mit 10,4 °C 2,2 Grad über dem vieljährigen Deutschlandmittel (1961-1990) und damit knapp vor den zweitwärmsten Jahren 2019 und 2014 mit 10,3 °C. Außergewöhnlich war 2019 insbesondere das Überschreiten der 40 °C-Schwelle an drei aufeinanderfolgenden Tagen (24.-26. Juli 2019) an zahlreichen Messstationen in westlichen Teilen Deutschlands (DWD 2020c).

Neun der zehn wärmsten Jahre in Deutschland lagen innerhalb der letzten 20 Jahre. Während der letzten 32 Jahre traten nur zwei unterdurchschnittlich warme Jahre auf. Der starke Anstieg der Temperatur während der letzten Jahrzehnte wird auch bei Betrachtung von zehnjährigen Mittelungszeiträumen sichtbar (Abb.1/2): Für den Zeitraum 2010-2019 betrug der deutschlandweite Temperaturmittelwert 9,5 °C, der Mittelwert im ersten Jahrzehnt der Datenreihe (1881-1890) betrug 7,6 °C (DWD 2020c).

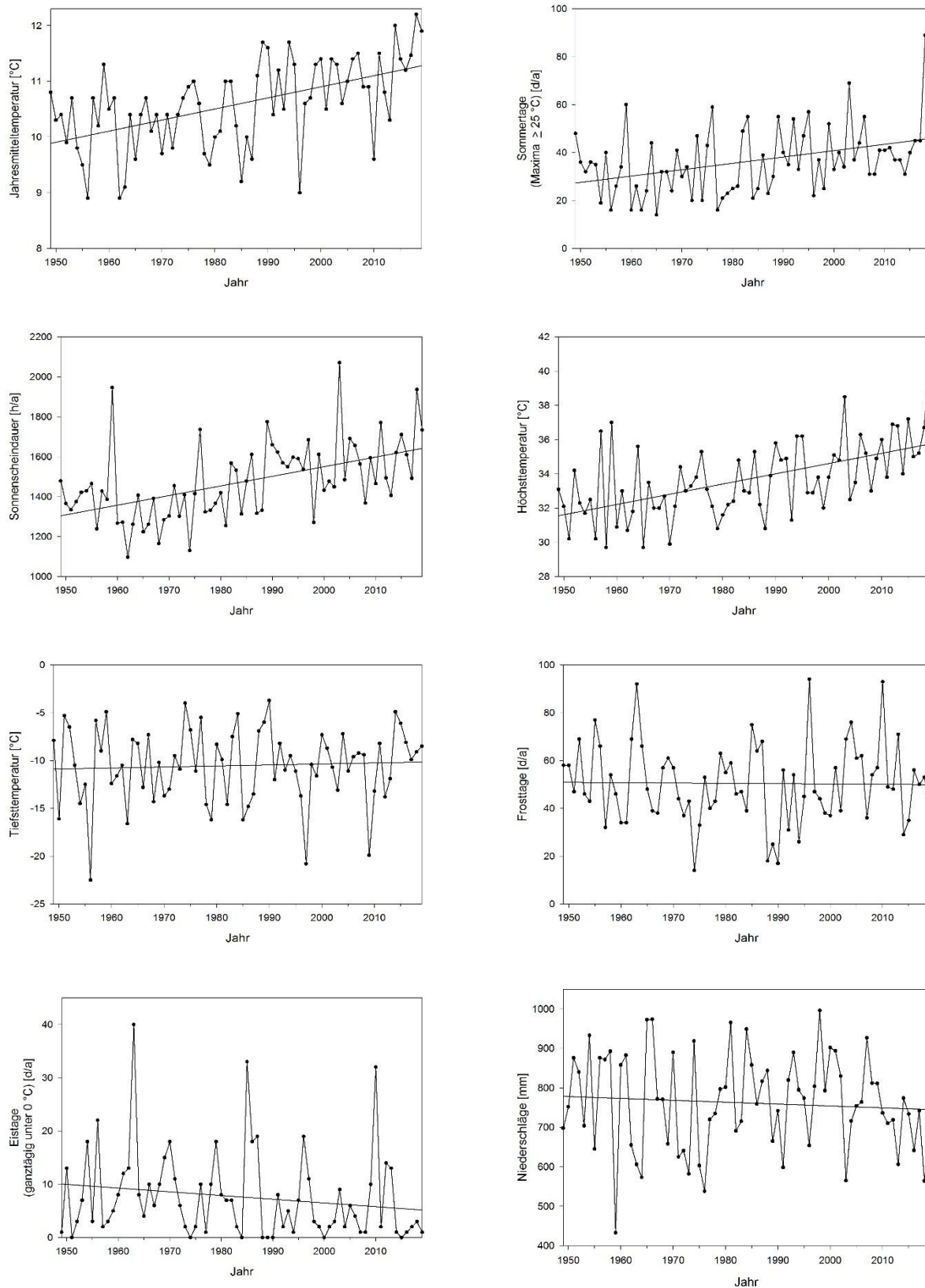
Im Zeitraum 1881-2017 war für Deutschland ebenso wie für Nordrhein-Westfalen eine deutliche Zunahme der Jahresmitteltemperatur um weit über 1 °C zu beobachten. Davon war ein überdurchschnittlich steiler Anstieg in den letzten 30 Jahren dieses Zeitraums zu verzeichnen (DWD 2020a, Abb. 1/3).

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 in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2019).** Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2020a), Trendlinie gleitender Durchschnitt 20 Jahre.





**Abb. 1/4: Klimawandel in Düsseldorf 1949-2019: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommer-  
tage ( $\geq 25\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der  
Frosttage sich kaum verändert haben. Abgenommen haben die Zahl der Eistage (ganztäglich  $<0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) und die Niederschläge.  
Grafiken auf Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2020b).**

Eine Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Laut Daten des DWD (2020b) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2019 um 1,4 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 19 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr und über 337 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,6 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur und die Zahl der Frosttage haben sich im selben Zeitraum dagegen kaum geändert (Abb. 1/4, DWD 2020b). 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 ausagen, 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 Abnahme zu erkennen, die sich insbesondere in den letzten, besonders trockenen Jahren verstärkt hat (Abb. 1/4, DWD 2020b).

Die Erwärmung des Klimas wirkt sich auch auf die Länge der Vegetationsperiode aus. Während die Vegetationsperiode 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.

Zur Vorhersage der 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. 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-

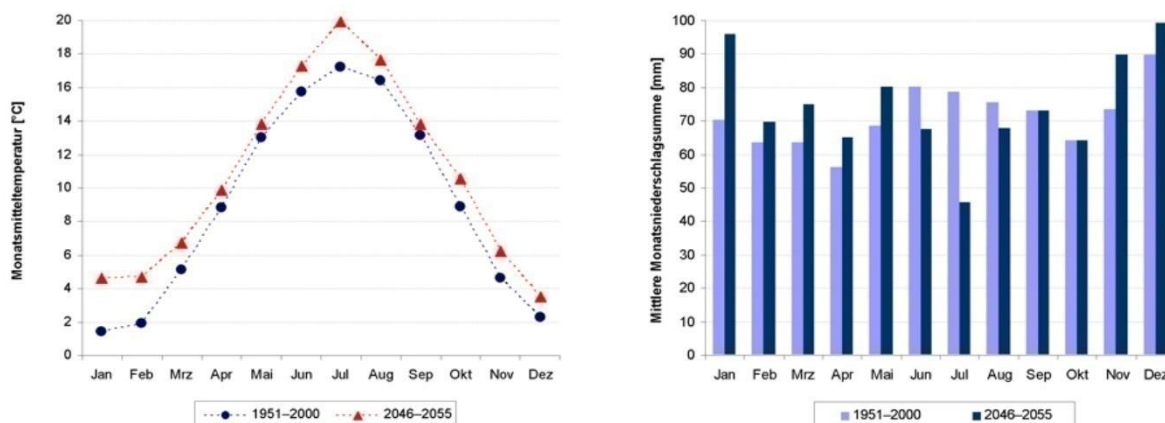


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951 - 2000 mit der Szenario-Dekade 2046 - 2055

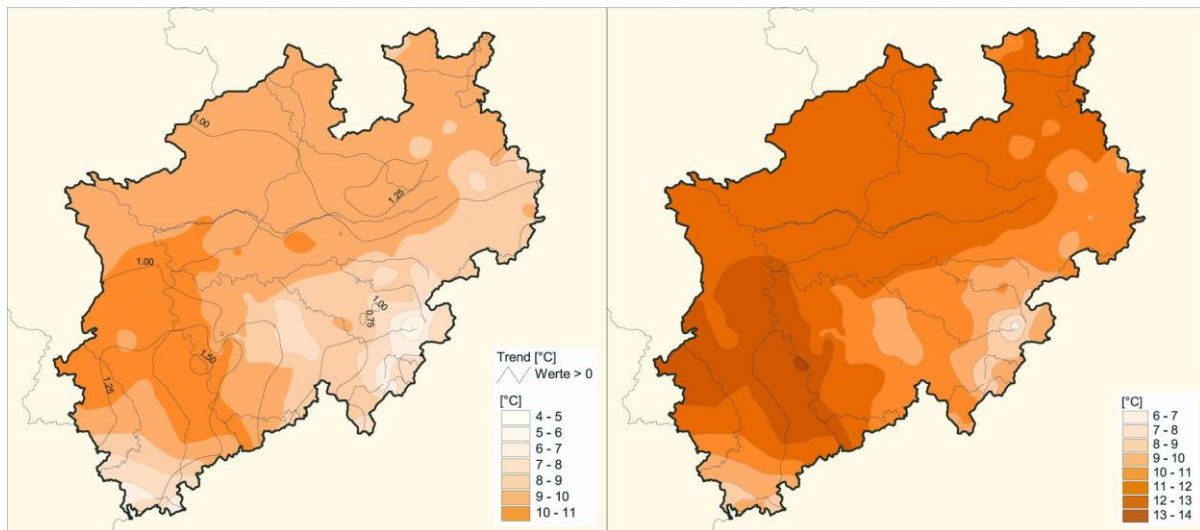
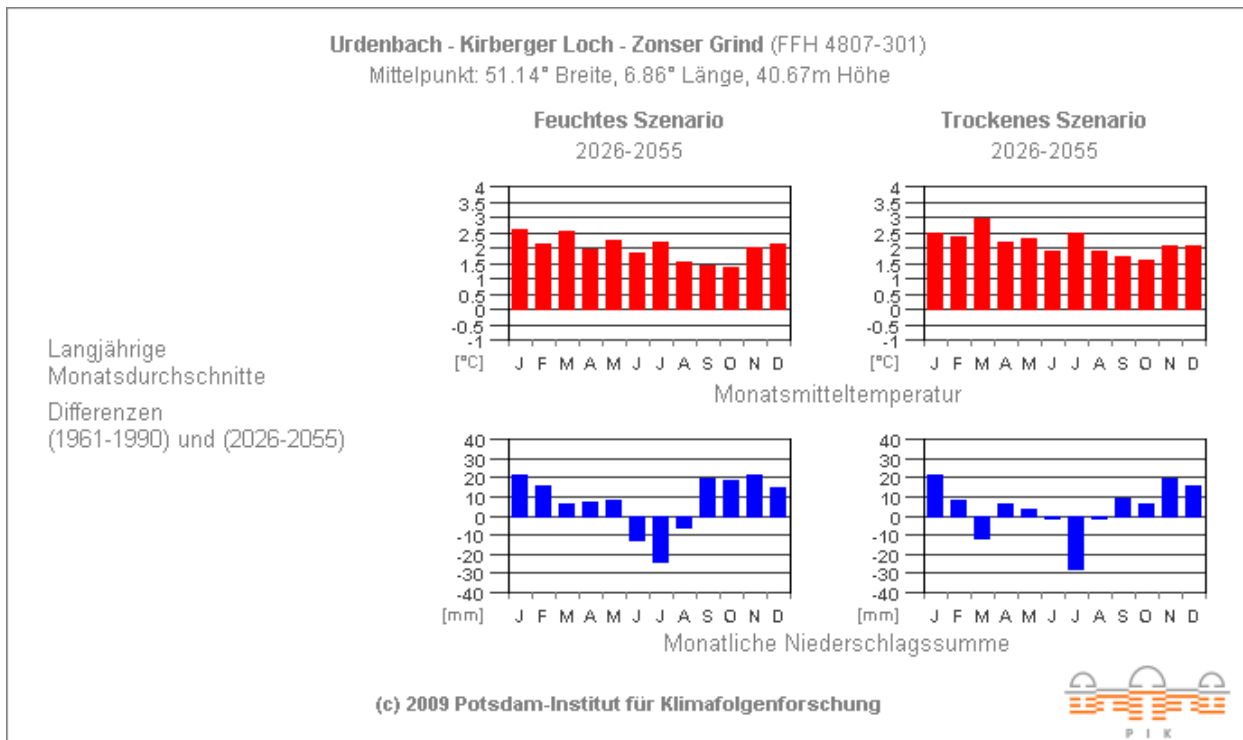


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

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



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

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. 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

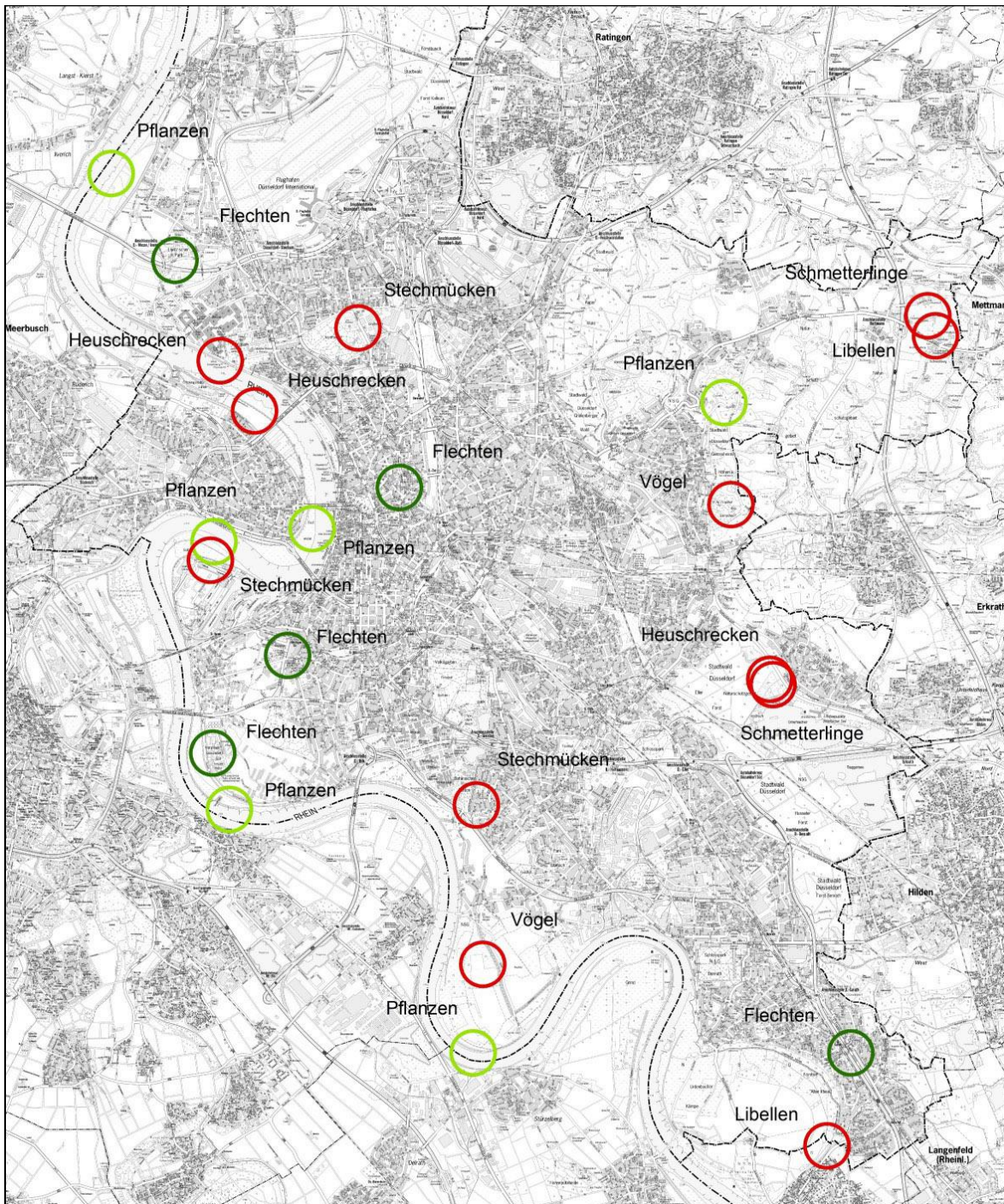
Bei diesen Gruppen werden in jährlichem Turnus in ausgewählten Untersuchungsgebieten Bestandserhebungen durchgeführt. Aufgrund der zu Beginn des Projektes bereits stark fortgeschrittenen Jahreszeit, wurden im Jahr 2008 nur bei den Flechten und Gefäßpflanzen Geländeerhebungen durchgeführt (SCHMITZ et al. 2009), für die Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge und Vögel begannen die jährlichen Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 (SCHMITZ et al. 2010a-2019). Seit dem Jahr 2018 werden zusätzlich die Stechmücken untersucht.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete war Voraussetzung, dass die Flächen abgesehen von klimatischen Änderungen möglichst keinen weiteren Veränderungen wie z. B. Nutzungsänderungen oder Sukzession unterworfen sein sollen. Um das klimatische Spektrum Düsseldorfs abzudecken, wurde nach Möglichkeit jeweils ein Teil der Untersuchungsflächen in den wärmebegünstigten Tieflagen der Rheinebene ausgewählt, andere Flächen wurden in eher kühlen Gebieten im Hügelland im Osten Düsseldorfs ausgewählt. Einen Überblick über die Lage der Untersuchungsgebiete gibt Abb. 1/8. Einzelheiten zu den jeweiligen Untersuchungsgebieten finden sich in den einzelnen Kapiteln der Tier- und Pflanzengruppen.

Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels ist es sehr wichtig, vor einem regelmäßigen und langfristigen Horizont zu arbeiten. Nur so können jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herausgefiltert und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels unterschieden werden. Eine langjährige Durchführung des Projektes ist daher die Voraussetzung zur Lieferung profunder Untersuchungsergebnisse.



Im Kreis Mettmann wurde ein dem Düsseldorfer Projekt vergleichbares Klimafolgenmonitoring im Jahr 2009 ins Leben gerufen, bei dem die Untersuchungen allerdings nicht im jährlichen Turnus wie in Düsseldorf, sondern in größeren Abständen stattfinden (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b). 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.



**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.

## 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](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](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](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](http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf) (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BREYER, P., G. GEHRMANN, A. HÄDICKE, S. HÖKE, H. KÖNIG, W. LUTZ, C. MICHELS, N. MÜLLER, M. PETRAK, C. SEIDESTÜCKER, J. WERKING-RADTKE, I. STEMPELMANN, C. ZIEGLER (2016): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74, 103 S., [https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx\\_commercedownloads/fabe74\\_01.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/fabe74_01.pdf) (aufgerufen am 27.01.2016).
- BURGGRAFF, 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 CLIMATE CHANGE SERVICE (2020): 2019 was the second warmest year and the last five years were the warmest on record. Press release 8<sup>th</sup> January 2020. <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2019-was-second-warmest-year-and-last-five-years-were-warmest-record> (aufgerufen am 10.01.2020).



- 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) (2020a): Klimadaten online <http://www.dwd.de> > Klima + Umwelt > CDC (Climate Data Center) > Zugang CDC Portal  
[https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/regional\\_averages\\_DE/annual/air\\_temperature\\_mean/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/annual/air_temperature_mean/) > regional\_averages\_tm\_year.txt (aufgerufen am 06.01.2020).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2020b): Klimadaten online <http://www.dwd.de> > Klima + Umwelt > CDC (Climate Data Center) > Zugang CDC Portal  
[https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/observations\\_germany/climate/daily/kl/recent/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/recent/) > tageswerte\_KL\_01078\_akt.zip (aufgerufen am 03.01.2020).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2019c): Deutschlandwetter im Jahr 2019. Pressemitteilung des DWD vom 02.01.2020. Rückblick auf die Temperatur in Deutschland im Jahr 2019 und die langfristige Entwicklung.  
[https://www.dwd.de/DE/leistungen/besondereereignisse/temperatur/20200102\\_bericht\\_jahr2019.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=4](https://www.dwd.de/DE/leistungen/besondereereignisse/temperatur/20200102_bericht_jahr2019.pdf?__blob=publicationFile&v=4) (aufgerufen am 07.01.2020).
- 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](http://www.lanuv.nrw.de/klima/klima_veroeffentlichungen.htm) (aufgerufen am 30.01.2009).
- 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](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](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) (2019): GISS Temperature Surface Analysis <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/customize.html> (aufgerufen am 11.01.2019).
- NOAA (2018): National Oceanic and Atmospheric Administration. Global Climate Report – Annual 2017. <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201713> (aufgerufen am 25.01.2018).
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 37: 637-669.
- 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.
- 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](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.

[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das\\_monitoringbericht\\_2019\\_barrierefrei.pdf](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.

## 2 Flechten

Norbert 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 (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 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 2019; siehe auch Kapitel 1), zu erwarten. Mit Blick auf das Temperaturoptimum der Flechten sind namentlich die milder gewordenen Winter bedeutend. Erstmals nachgewiesen wurde eine Klimawirkung auf Flechten Ende der 1990er-Jahre in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002; APTROOT et al. 2016).

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 Klimafolgenmonitorings der Landeshauptstadt Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009) jährlich auch epiphytische Flechten unter standardisierten Bedingungen aufgenommen. Die dabei von Jahr zu Jahr gesammelten Erfahrungen sind immer zeitnah in die Entwicklung der Kartierungsrichtlinie zur Erfassung lokaler Wirkungen des Klimawandels auf Flechten eingeflossen, die kürzlich als VDI 3957 Blatt 20 erschienen ist (VDI 2017). Kern dieser Richtlinie sind 45 epiphytisch vorkommende Flechtenarten, die aufgrund ihrer bisherigen Verbreitung in Europa, nämlich gemäßigt-mediterran oder subatlantisch-mediterran-gemäßigt (APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2011) sowie aufgrund ihrer ökologischen Zeigerwerte (WIRTH 2010) als "Klimawandelzeiger" (STAPPER et al. 2011) verwendet werden. Um eventuelle Interferenzen durch düngende Luftschadstoffe zu reduzieren, wurden nährstofftolerante Arten ausgeschlossen. 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. Im Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring werden zusätzlich zu diesen "VDI-Klimawandelzeigern" (Kurz: VDI-KWZ) auch noch andere, aufgrund ihrer Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2011) als Klimawandelindikator geeignete Flechten (kurz: NL-SL-KWZ) verwendet.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Erhebung von 2019 vorgestellt, die sich in einen inzwischen umfangreichen, unter Einbeziehung der Daten einer flächendeckenden immissionsbezogenen Epiphyten-

kartierung von Düsseldorf (STAPPER & KRICKE 2004a, b) bis 2003 zurückreichenden Datensatz einreihen. Zusätzlich werden hier auch Daten zur räumlichen Variabilität der Klimawandelzeiger aus einer stadtklima- und immissionsbezogenen Moos- und Flechtenkartierung entlang von drei Transekten durch Düsseldorf im Jahr 2019 (STAPPER 2019) gezeigt.

## Methode

Für die Flechtenkartierungen wurden nur Trägerbäume ausgewählt, die hinsichtlich Baumart (überwiegend Ahorne, Linden und Eschen), Wuchsform und Wuchsbedingungen den Kriterien der VDI-Richtlinien 3957 Blatt 13 und Blatt 20 (VDI 2005, 2017) und EN 16413 (2014) genügen. Dieses Vorgehen erlaubt den Ersatz ausgefallener Bäume in Folgeuntersuchungen oder den Vergleich zeitlich weit auseinander liegender Erhebungen. Bei der immissionsbezogenen Kartierung von Düsseldorf 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a, b) waren Frequenzwerte von Flechten (und Moosen) mit Zählrahmen gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005) bestimmt und zusätzlich das Spektrum aller am Baumstamm zwischen 50 und 210 cm Höhe vorkommenden Arten notiert worden. Für die Datenerhebung wurde 2008 auf die aufwändige quantitative Aufnahme der Flechten 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. Seit 2008 wurde die Deckung der Arten zur groben Quantifizierung in vier Häufigkeitsklassen geschätzt, die auf den so erhobenen Daten beruhenden Ergebnisse allerdings nicht in allen bisherigen Berichten vorgelegt:

- **H1:** einzelnes, (kleines) Lager der Art am Baum.
- **H2:** 2-5 separate Lager großer Blatflechten, oder weniger als 5 % Deckungsgrad (bezogen auf Stammumfang mal begutachtete Höhe).
- **H3:** 5-10 Lager großer Blatflechten wie *Parmelia* spp., oder Deckungsgrad der Art ab 5 %.
- **H4:** mehr als 10 Vorkommen großer Exemplare von Blatflechten (*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. Als Messnetz diente das Gauß-Krügernetz mit 1 x 1 km großen Grundfeldern. Für das 2008 aufgelegte Klimafolgenmonitoring in Düsseldorf waren vier Messstationen mit jeweils 2 x 2 km Kantenlänge bzw. jeweils vier Gauß-Krüger-Quadraten festgelegt und dort zusätzlich zu den bereits 2003 untersuchten Bäumen noch weitere Trägerbäume ausgewählt worden, an denen seither der Flechtenbewuchs untersucht wird. Von insgesamt 1015 Bäumen der Kartierung von 2003 standen 154 an diesen vier Messstationen. Davon waren 2013 noch 119 verfügbar. Nach dem verheerenden Pfingststurm 2014 waren es noch immerhin 113 Bäume (der Bericht zum Untersuchungsjahr 2014 listet nur 111, weil zwei Bäume nicht in die Datenbank übertragen worden waren). 2018 waren davon noch 81 Bäume, 2019 noch 68 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 und 121 Trägerbäume untersucht, allerdings nicht zeitlich lückenlos, da 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 beschatten oder im Fall von Feuern, wahrscheinlich gepflanzt zur Abwehr von Hunden, eine Untersuchung unmöglich machen. Die insbesondere an den Stationen Hafen und Süd 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. Mit Blick auf zukünftige Erhebungen und weitere Baumausfälle wurde bereits 2016 eine fünfte Station "Volmerswerth" (oder kurz: "Volm") eingerichtet, die schon 2003 entlang des Rheindeiches in Volmerswerth untersuchte Bäume umfasst und die Anzahl der seit 2003 untersuchten Bäume um 21 (2019: 20 Bäume) erhöht. Aufgrund der exponierten Standorte entlang der Deichkrone sind eventuell stärkere Wirkungen des Windes auf die Flechten als an den anderen Stationen zu bedenken. In den Ergebnistabellen und Abbildungen ist stets vermerkt, welche Daten jeweils herangezogen wurden. Die in diesem Bericht ebenfalls genutzten Daten einer aktuellen Moos- und Flechtenkartierung entlang von drei Transekten durch Düsseldorf (STAPPER 2019) wurden unter Verwendung der gleichen Methodik erhoben.

Die Flechten wurden anhand morphologischer und chemischer Merkmale angesprochen. Die Nomenklatur wurde in diesem Bericht aktualisiert und folgt jetzt WIRTH et al. (2013). 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* auct." werden weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht zu unterscheiden sind, darunter *C. reflexa* s. str., *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* MÜLL.ARG. 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 2012b), wobei *C. pacifica* auch 2019 immer noch die seltenere ist. Ab 2017 wurde erstmals versucht, sie getrennt aufzunehmen. 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 weißen Rhizinen imponiert. Hinsichtlich weiterer Verwechslungsmöglichkeiten einander ähnlicher Flechten und der Beschränkung auf das Gattungsniveau bei *Usnea*-Bartflechten wird auf die Ausführungen in den Vorjahresberichten verwiesen.

Für statistische Analysen wurde das Programmpaket Statistica12 (STATSOFT 2014) verwendet.

Die Bezeichnung und Merkmale der Messstationen, sowie deren Lage im Stadtgebiet kann Abb. 2/1 entnommen werden. Auf Grundlage der 173 aktuell kartierten Bäume gelten folgende Daten:

- "**Nord**", gering oberflächenversiegelte Gebiete (im Mittel 18%) mit starker nächtlicher Abkühlung, mittlere relative nächtliche Temperatur (mRNT) an den Baumstandorten in 2 m Höhe -2,2 K (die RNT-Werte wurden ermittelt auf Grundlage der Karte der Lufttemperaturverteilung in STADT DÜSSELDORF (1995); unter Verwendung der entsprechenden Karte in STADT DÜSSELDORF (1995), siehe Abb. 2/1, ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede), überwiegend geringe Belastung durch Verkehrsemissionen (Klasse 1; Klassendefinition nach STAPPER (2012a): Klasse 1, Nebenweg

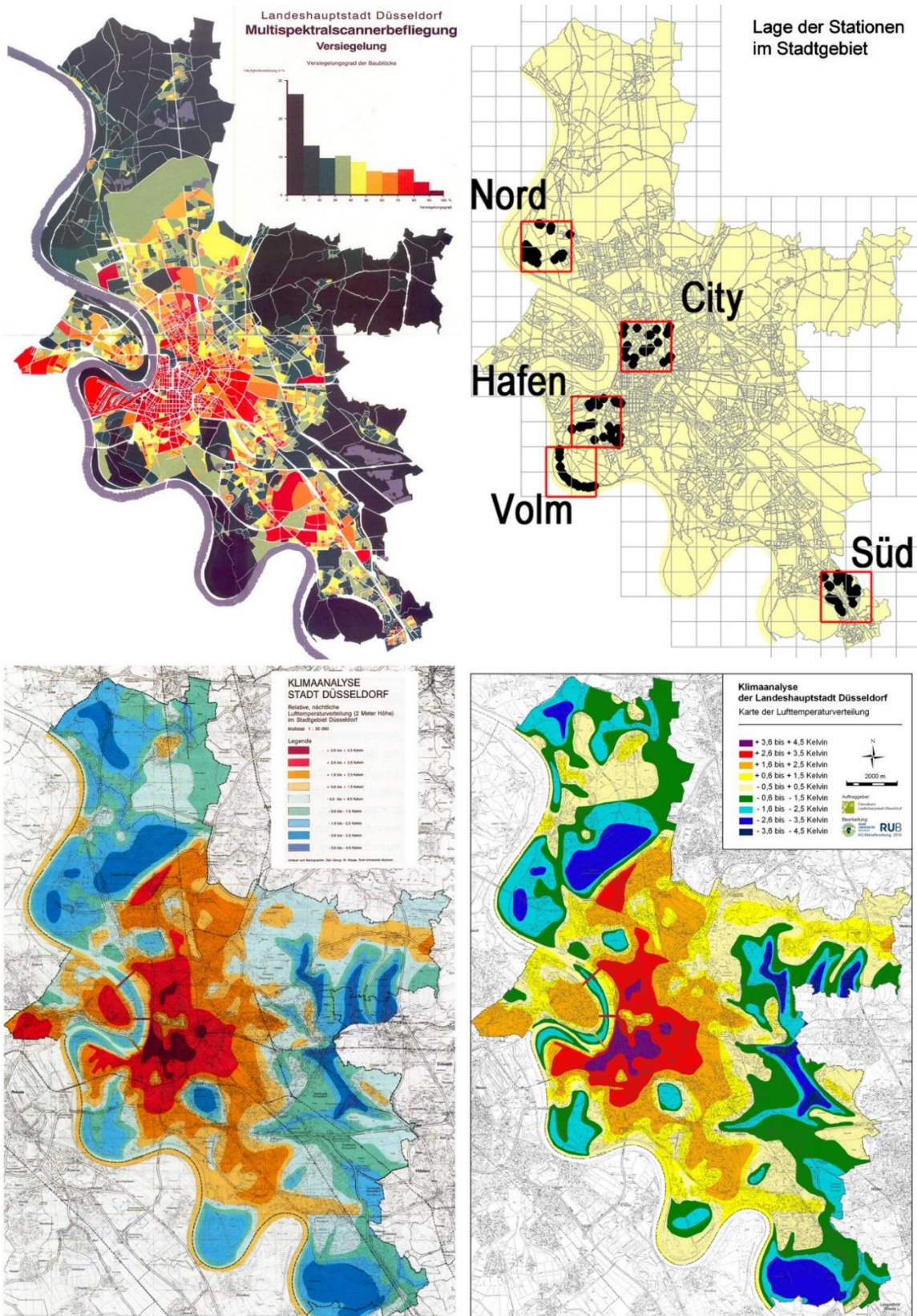


Abb. 2/1: Karte des Untersuchungsgebietes. Versiegelungsgrad, Lage der Messstationen und Karte der Lufttemperaturverteilung in 2 m Messhöhe über dem Boden 1995 und 2010. Die Karten des Versiegelungsgrades und der Temperaturverteilung sind den Klimaanalysen der Stadt Düsseldorf von 1995 bzw. 2010 entnommen (Stadt Düsseldorf 1995, 2012). Die Lage der Messstationen ist durch die roten Quadrate gekennzeichnet, die Verteilung von 176 im Herbst 2018 untersuchten Bäume durch schwarze Punkte.



ohne oder mit geringer Fahrzeugfrequenz, Baumstandort mindestens 2-5 m vom Fahrbahnrand; Klasse 2, verkehrsreiche Straßen, Hauptverkehrsachsen, Baumstandort bis 5 m vom Fahrbahnrand, offener Standort; Klasse 3, Straßentyp wie Klasse 2, jedoch schluchtartiges Profil, innenstadtypische Bebauung).

- **"City"**, abgesehen von der Parkanlage Hofgarten überwiegend starke bis vollständige Oberflächenversiegelung, mindestens 75 % der Fläche mit innenstadtypischer, mehrgeschossiger Bebauung, mRNT +2,7 K; starker Verkehrseinfluss, Klassen 2 und 3.
- **"Hafen"**, heterogen hinsichtlich Versiegelungsgrad und nächtlicher Überwärmung, mRNT = +1,7 K (-1,5 bis +3,5), mittlerer bis hoher Verkehrseinfluss.
- **"Süd"**, gering bis mäßig oberflächenversiegelte Vorortlage, Reihen- und Geschosswohnungsbau, parkartige Durchgrünung, Anbindung an Kaltluftentstehungsgebiete im Westen und bewaldete Gebiete im Osten, mRNT = -1,3 K, geringer bis mäßiger Verkehrseinfluss (überwiegend Klasse 2).
- **"Volm"**, kaum oberflächenversiegeltes Gebiet im Südwesten der Stadt, etwas Grünland, überwiegend garten- bzw. ackerbauliche Nutzung, eventuell Wirkungen windverdrifteter Agrarchemikalien, geringer Verkehrseinfluss, Kaltluftgebiet, mRNT = -1,7 K.

## Ergebnisse

Seit 2000 sind im Westen von Nordrhein-Westfalen 36 und im Stadtgebiet von Düsseldorf 28 Baumflechtenarten nachgewiesen worden, die sich gemäß VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Flechten-Standardliste (BLWG 2011) als Klimawandelindikatoren eignen (Tab. 2/1). In der aktuellen Roten Liste der Flechten von Nordrhein-Westfalen (BÜLTMANN et al. 2011) ist nur ein kleiner Teil dieser Arten als ungefährdet eingestuft, die meisten gelten als mehr oder minder gefährdet, vier fehlen auf der Liste, von denen aber seit 2003 *Flavopunctelia flaventior* und *Hypotrachyna afrorevoluta* für das Stadtgebiet von Düsseldorf belegt und mit *Physcia clementei* und *Physciella chloantha* zwei weitere erst kürzlich neu hinzugekommen sind. Der erstmals 2018 an einem Monitoring-

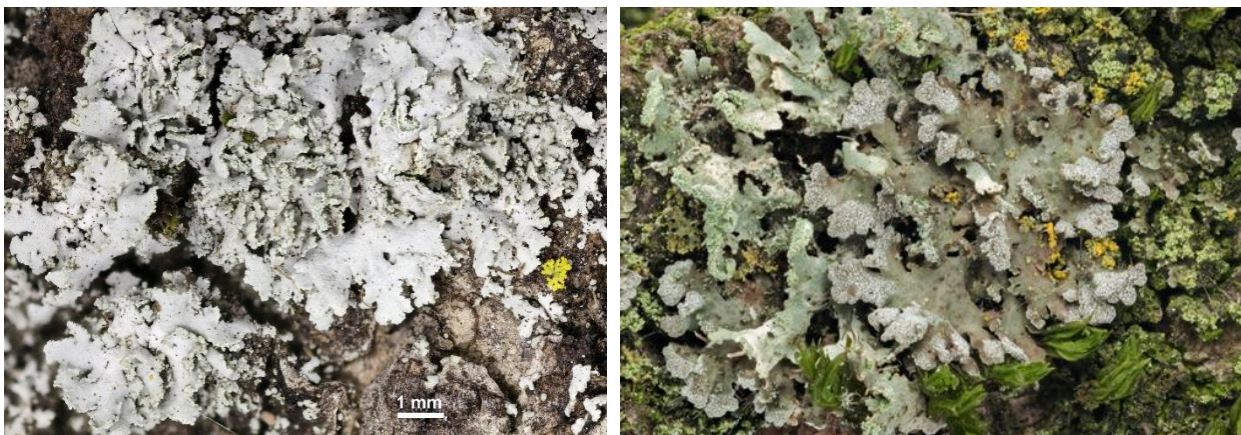


Abb. 2/2: Beispiele für zwei in Düsseldorf sehr seltene Blattflechten: *Physcia tribacia* (links) und *Physconia perisidiosa* (rechts; gleicher Maßstab). *P. tribacia* wurde 2013 in Volmerswerth gefunden (Wiederfund für NRW) und 2017 an einem nicht zum Projekt gehörenden Baum in Düsseldorf Stockum. Das 2015 in Düsseldorf-Garath fotografierte kleine Exemplar von *P. perisidiosa* wurde 2017 wiedergefunden und zeigte sich auch 2019 vital und geringfügig vergrößert. Fotos: N. J. Stapper.

baum in Volmerswerth nachgewiesene, 2019 dort aber wieder erloschene Klimawandelzeiger *Opegrapha vermicellifera* kommt schon seit mindestens 2008 auf Düsseldorfer Stadtgebiet vor, allerdings vorwiegend an Wald- oder Waldrandbäumen, z. B. in der Urdenbacher Kämpe (siehe Anmerkungen zu Tab. 2/1).

Bereits in der immissionsbezogenen Moos- und Flechtenkartierung von 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a, b) erwies sich das Artenspektrum der Flechten an so genannten Standardbäumen in Düsseldorf als sehr reichhaltig. In einem Teilgebiet der Stadt, den vier jeweils vier Quadratkilometer großen Stationen Nord, City, Hafen und Süd (siehe Abb. 2/1), wurden im Verlauf des 2008 begonnenen Klimafolgenmonitorings der Landeshauptstadt Düsseldorf jährlich insgesamt bis zu 211 Trägerbäume wiederholt auf Flechtenbewuchs hin untersucht. Dabei wurde eine immer weiter ansteigende Anzahl verschiedener Flechtenarten nachgewiesen, kumuliert über die Jahre inzwischen rund 100 verschiedene Arten bzw. Gattungen (siehe Tab. 2/2). Bis in die 1990er Jahre hinein waren viele Bäume in der Düsseldorfer Innenstadt aufgrund immenser Luftbelastung frei von Flechten (und Moosen) gewesen. Doch heute fallen auch jedem Laien die zahlreichen, teils lebhaft gefärbten Blatflechten auf, die immer häufiger fast die gesamte Stammfläche der Park- und Alleebäume bedecken. Die in diesem Bericht gezeigten Flechten gehören zum Teil zu den im Gebiet seltenen Arten, wie etwa *Physcia tribacia* und *Physconia perisidiosa* (Abb. 2/2), oder die durch saure Immissionen geförderten Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* und *Hypocenomyce scalaris* (Abb. 2/3), von denen erstere 2013, die zweite 2019 im Projekt nicht mehr registriert wurde. Mit nur wenigen Exemplaren vertreten sind *Schismatomma decolorans*, *Melanohalea laciniatula* oder *Diploicia canescens* (Abb. 2/5 und 2/6). Gelbe Flechten gehören zu den Gattungen *Candelaria*, *Candelariella*, *Oxneria*, *Polycauliona* und *Xanthoria* (Abb. 2/4). *Candelaria concolor* kann Stammflanken oder ganze Bäume entlang stark befahrener Straßen mit einem gelben Rasen überziehen. Nur ein vorübergehender Gast in Düsseldorf und Neubürger in NRW war *Oxneria huculica*, die aufgrund der Fällung ihres Trägerbaums in Unterbilk wieder verschwunden ist. Aber auch ohne derart direktes menschliches Eingreifen sind die Entwicklungen bei machen Arten sehr dynamisch. *Caloplaca obscurella* breitete sich 2017 bis 2018 stark aus, überzog teils große Stammareale an 7,4 % der Trägerbäume und zeigte sich sogar mit Fruchtkörpern (Abb. 2/5). 2019 jedoch wurde sie nur noch an 5 % der Bäume beobachtet. Eine starke Abnahme seit 2018 (Einzeldaten nicht gezeigt) zeigen *Candelaria concolor* (13% weniger Bäume mit Vorkommen

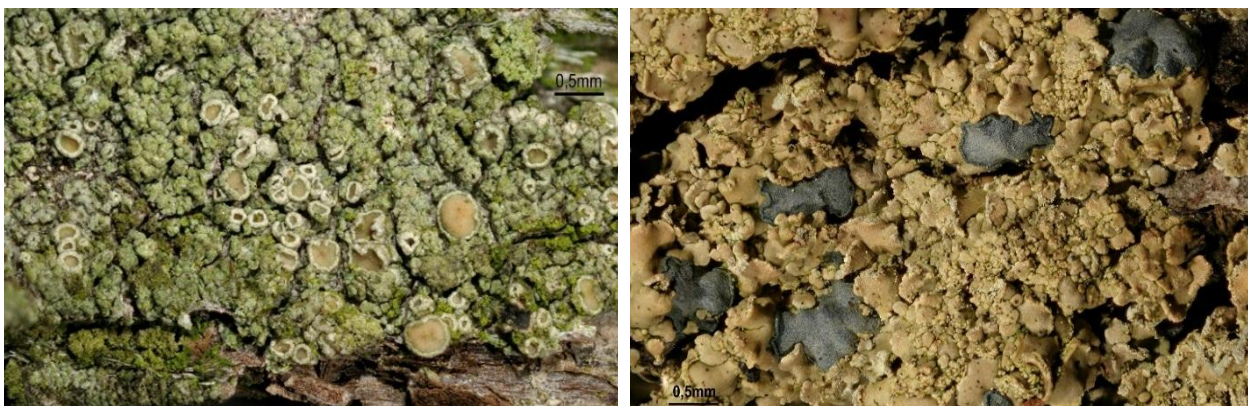


Abb. 2/3: Beispiele für zwei an saure Substrate angepasste Flechten: *Lecanora conizaeoides* (links) und *Hypocenomyce scalaris* (rechts). *L. conizaeoides* ist eine in Düsseldorf heute nicht mehr nachweisbare Krustenflechte, die zu Zeiten des "Sauren Regens" durch Immissionen stark begünstigt wurde. *H. scalaris* ist bei uns sehr selten und kam im Projekt bis 2018 an einer Esche an der Station Nord vor. Das Vorkommen dort fruchtete allerdings nicht wie das hier gezeigte Herbarmaterial und wurde von Jahr zu Jahr kleiner. 2019 war das Vorkommen erloschen. Fotos: N. J. Stapper.



dieser Art) oder auch *Melanelixia subaurifera* (-10 %), *Parmelia sulcata* (-7 %) und die VDI-Klimawandelzeiger *Flavoparmelia caperata*, *Punctelia jeckeri* und *P. subrudecta* (-7 bis -5 %). Demgegenüber wurden z. B. *Candelaria pacifica* oder *Punctelia borreri* an 15 % bzw. 8 % mehr Bäumen als im Vorjahr registriert. Während *Candelaria pacifica* insbesondere an den Bäumen der Station Nord vermehrt gefunden wurde, ist *Punctelia borreri* an allen Stationen häufiger geworden und im Projekt über die gesamte Lauf-

zeit die Art mit der stärksten, kontinuierlichen Zunahme (Abb. 2/11).

Nicht nur die Zahl der Flechtenarten insgesamt, sondern auch die Anzahl der Klimawandelindikatoren gemäß VDI (2017) oder NL-SL (BLWG 2011) nimmt seit 2003 immer weiter zu (Abb. 2/8 bis 2/12). Weil aber VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) mindestens 20 Standardbäume pro Messstation vorschlägt, die aufgrund von Baumverlusten 2019 nicht mehr überall gegeben sind, fällt der Zeitpunkt 2003 für eine durchgehende Auswertung *paralleler* Daten zukünftig weg. An den seit 2003 zu allen Zeitpunkten untersuchten 68 Trägerbäumen der Stationen Nord, City, Hafen und Süd wurden bisher 80 Flechtenarten bzw. Gattungen nachgewiesen, an den seit 2008 jährlich wiederholt untersuchten 121 Bäumen sind es 89 Taxa, weil mit mehr Bäumen auch einige seltene-



Abb. 2/4: Drei Arten aus der Gattung *Xanthoria*, deren Häufigkeit sich in Düsseldorf seit 2003 gegenläufig verändert hat. *Xanthoria candelaria* s. l. (o.) und *Xanthoria polycarpa* (m.) sind in Düsseldorf seltener geworden, *Xanthoria parietina* (u.) jedoch deutlich häufiger. Fotos: N. J. Stapper.

re Arten zugänglich werden. Bei der Betrachtung der Veränderungen der Häufigkeit ausgewählter Indikatorengruppen ergeben sich mit beiden Stichproben übereinstimmende Ergebnisse (siehe Berichte der Voruntersuchungen und Tab. 2/3 und 2/4).

Vergleicht man die jährliche prozentuale Veränderung der Häufigkeit bezogen auf die Anzahl der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der jeweiligen Art (Tab. 2/2), dann sind unter den 14 überwiegend häufigen Arten mit mindestens 0,5-prozentiger Zunahme pro Jahr zehn Klimawandelindikatoren nach VDI (2017) oder NL-SL. Diese häufiger gewordenen Flechten sind ausnahmslos auch Wärmezeiger gemäß WIRTH (2010), die niederschlagsarme Standorte tolerieren. Etwa die Hälfte hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Westeuropa oder ist in Mitteleuropa auf milde Lagen beschränkt. Einige der kontinuierlich häufiger gewordenen Arten sind an sowohl trockene als auch eutrophierte Standorte angepasste Flechten, wie *Hyperphyscia adglutinata* und, in stärkerem Maße, *Physconia grisea* und *Xanthoria parietina* (Abb. 2/4), die von nährstoffhaltigen Immissionen und den mikroklimatischen Bedingungen in der Innenstadt profitieren. In der fast fünfmal so großen Gruppe der mehrheitlich seltenen Flechten mit geringer Häufigkeitsveränderung sind sieben bzw. elf Klimawandelindikatoren nach VDI (2017) bzw. NL-SL. Unter den acht Flechtenarten mit mehr als 0,5 % Abnahme pro Jahr hingegen befindet sich kein einziger Klimawandelindikator, stattdessen aber beispielsweise *Polycauliona candelaria* und *P. polycarpa* (Abb. 2/4), die im Untersuchungsgebiet inzwischen auf die weniger städtisch überwärmten Bereiche begrenzt sind. In dieser Gruppe befinden sich mit *Evernia prunastri* und *Hypogymnia physodes* auch zwei relativ häufige, an saure Substrate adaptierte Arten (R-Zahl kleiner als 4). An saure Substrate angepasste Arten sind im Projekt ebenso wie nitrophytische Flechten (N-Zahl größer als 7) seit Jahren auf einem allmählichen Rückzug (siehe auch Abb. 2/9), der bei den Azidophyten sogar das Verschwinden einzelner Arten (z. B. *Lecanora conizaeoides*, *Hypocenomyce scalaris*, *Trapeliopsis granulosa*, *Tuckermanopsis chlorophylla*) beinhaltet. Doch jeweils als Gruppe betrachtet sind diese Veränderungen, im Gegensatz zum Anstieg der Häufigkeit der Klimawandelzeiger, statistisch nicht signifikant.

Die im Vorjahresbericht erwähnten Schadbilder, insbesondere bei großen Blattflechten, wurden auch 2019 beobachtet und betreffen alle Arten, beschränken sich also nicht auf Klimawandelzeiger. Am häufigsten wurden solche Schadbilder an Bäumen in den städtisch überwärmten Bereichen der Stationen City und Hafen beobachtet. Abbildung 2/7 zeigt den Lindenbaum Nr. 557810, an dem 2019 nur noch zwei Flechtenarten gegenüber 13 Arten im Vorjahr registriert wurden. An Baum Nr. 55785 in der östlichen City (nicht gezeigt) sind die großen Blattflechten auf den Ästen der Krone weitgehend abgestorben, am Stamm ringsum ein dichter Rasen aus *Phaeophyscia*- und *Physcia*-Arten, aber Klimawandelzeiger und das an diesem Baum schon lange vorkommende Lebermoos *Frullania dilatata* befinden sich 2019 nur noch auf der Nordseite des Stamms.

Die zeitlichen Veränderungen der Häufigkeiten von Flechten allgemein bzw. von Klimawandelzeigern an den Messstationen Nord, City, Hafen und Süd sind für den Zeitraum 2003 bis 2019 in Tab. 2/3 zusammengefasst und für die Klimawandelzeiger auch in Form von Box-Whisker-Grafiken in Abb. 2/8 bis 2/9 dargestellt. Die mittlere Anzahl der Flechtenarten pro untersuchten Baum ist an den einzelnen Stationen, wie auch im gesamten Projekt zwischen 2003 und 2013, zunächst kontinuierlich angestiegen und seitdem weitgehend unverändert geblieben (Tab. 2/4), abgesehen von einem sehr starken, statistisch signifikanten Rückgang der Artendiversität an den Bäumen der Station Hafen. Infolgedessen nimmt auch der entsprechende Mittelwert für alle vier Stationen zusammen signifikant ab. Ähnlich ist die zeitliche Entwicklung bei

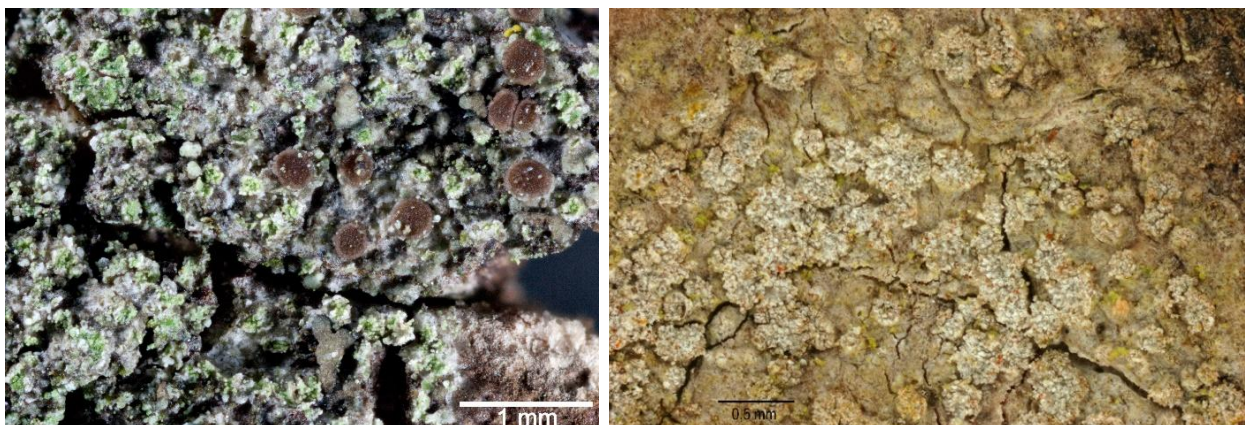


den Klimawandelzeigern nach VDI (2017) oder der NL-Standardliste, die mit *Hyperphyscia adglutinata* und *Physconia grisea* auch zwei gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten einschließen. Bis 2017 erfolgte ein kontinuierlicher Anstieg auf das drei- bzw. vierfache des Wertes von 2003, doch nach 2017 nahmen die Werte leicht ab. Grund dafür ist wieder ein kräftiger, signifikanter Rückgang an der Station Hafen auf die Hälfte gegenüber 2017, während an den Stationen Nord und City nur eine leichte Abnahme, an der Station Süd wiederum ein leichter Anstieg zu verzeichnen ist. Damit erweist sich die Station Süd seit 2003 durchgehend am günstigsten für die Klimawandelzeiger.

Tab. 2/4 fasst die Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein sowie der Klimawandelzeiger auf der größeren Trägerbaumstichprobe für den Zeitraum 2008 bis 2018 zusammen. Es ergibt sich weitgehend das gleiche Bild wie unter Verwendung der kleineren Baumstichprobe. Hier sind auch die Ergebnisse der Station Volmerswerth eingetragen, wo nur für die Klimawandelindikatoren nach Niederländischer Flechten-Standardliste mit einem Anstieg gegenüber 2016 eine Veränderung erkennbar ist. Abbildung 2/10 gibt die zeitlichen Veränderungen für Flechten allgemein und für VDI-Klimawandelindikatoren, aber auch für Azidophyten und Nitrophyten wieder.

Der Grund für diese Veränderungen ist, dass einige Klimawandelindikatoren, wie z. B. *Flavoparmelia caperata*, *Physconia grisea*, *Punctelia jeckeri* und *P. subrudecta*, inzwischen drei- bis zehnmals häufiger vorkommen als 2003. Andere waren 2003 in Düsseldorf noch sehr selten (*Parmotrema perlatum*, *Punctelia borrieri* (Abb. 2/11) oder ihre anfängliche Zunahme ist zwischenzeitlich ins Stocken geraten (*F. sorelians*), oder sie wurden erst 2003 überhaupt im Gebiet nachgewiesen und breiten sich seither rasch aus, wie z. B. *Hyperphyscia adglutinata*.

Diese regional aber sehr unterschiedliche Entwicklung zeigt sich nicht nur bei dem Vergleich der Stationen, sondern auch entlang von drei Transekten durch Düsseldorf vom Messegelände im Norden bzw. von Volmerswerth im Südwesten oder von Itter im Süden bis jeweils in die Innenstadt (STAPPER 2019; Abb. 2/12). 2003 wurden zwar schon in jedem Gauß-Krüger-Rasterquadrat VDI-Klimawandelzeiger nachgewiesen, sie waren in der überwärmten Innenstadt jedoch erheblich seltener, als in den kühleren und sogleich weniger immissionsbelasteten Außengebieten. Bis 2019 sind die Klimawandelzeiger überall



**Abb. 2/5:** *Caloplaca obscurella* (links) und *Schismatomma decolorans* sind zwei Beispiele unscheinbarer Krustenflechten in Düsseldorf. Typisch für die zwischen 2017 und 2018 dreimal häufiger, inzwischen aber wieder seltener gewordene *C. obscurella* ist das dünne Lager mit seinen sorediösen kleinen Pusteln, das große Stammflächen überziehen kann. Die kleinen Früchte, hier an einem Ahorn an der Station Nord, werden bei uns selten beobachtet. *Schismatomma decolorans* (rechts, lange Kante 8,5 mm) wurde 2011 an einer Pappel nahe Haus Bürgel gefunden und ist auch 2019 noch das einzige bislang bekannte Vorkommen dieser Art in NRW. Fotos: N. J. Stapper.

häufiger geworden, weit in das überwärmte Stadtzentrum vorgedrungen, aber dort immer noch deutlich seltener, als in den Außengebieten.

## Diskussion

**Zur Eignung Methodik.** In den Berichten zu den vorangegangenen Erhebungen (SCHMITZ et al. 2009 und folgende) wurde die Eignung der gewählten Methodik bereits mehrfach diskutiert, was auch daran liegt, dass die Entwicklung der Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) parallel zum Düsseldorf Klimafolgenmonitoring erfolgte und der wachsende Datensatz mehrfach nachträglich analysiert wurde. Wesentlicher Inhalt der Richtlinie ist die Liste der Klimawandelzeiger. Diese werden 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, auch Klimawandelzeigerindex (KWI) genannt, der eigentliche Messwert. Er ist möglicherweise sogar belastbarer für die eigentliche 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 borreri* unterhalb oder in der Nachbarschaft eines älteren, großen, manchmal auch geschädigten Lagers. Das heißt die zur differenzierteren Quantifizierung bestimmte Frequenz der Klimawandelzeiger wird eventuell durch klimaunabhängige Ausbreitungsvektoren mitbeeinflusst. Ebenso bedeutsam scheint zu sein, dass lokale Immissionsereignisse die mittlere Frequenz der Klimawandelzeiger stärker beeinträchtigen dürften als den nur auf Präsenz und Absenz beruhenden Klimawandelzeigerindex. Letzterer bleibt nämlich unverändert, wenn viele Lager der entsprechenden Arten aufgrund eines lokalen Immissionsereignisses untergehen, aber jeweils mindestens ein vitales Lager am Trägerbaum überlebt. Dies dürfte der Grund dafür sein, dass der Rückgang der Klimawandelindizes an den Stationen Nord, City und Hafen gegenüber 2017 und 2018 geringer ausfällt, als aufgrund des Geländeeindrucks zunächst befürchtet. Denn an vielen Bäumen der drei genannten Stationen, insbesondere City und Hafen, zeigten sich 2018 und 2019 ganze Bestände, nicht nur Klimawandelzeiger, stark beeinträchtigt oder sogar abgestorben. Ein Zusammenhang mit flechtenparasitierenden Pilzen war dabei nicht zu erkennen. Als Ursachen für diese Schäden kommen einerseits lokale Immissionen in Betracht, aber möglicherweise auch Verluste infolge von Photorespiration, weil die Flechtenlager bei zu hohen Temperaturen turgeszent waren und die Verluste durch Photorespiration zu hoch. Da die Baumstandorte mit ausgeprägten Schadbildern und gesunkener Artendiversität vornehmlich in überwärmten und sogleich subjektiv stärker Immissionsbelasteten Gebieten der Stationen City und Hafen liegen, während an der Station Süd kaum Schäden zu beobachten sind, bleibt offen, welche der genannten Ursachen stärker wirkt. Als für Flechtenschädigungen relevante Immissionen im urbanen Raum kommen neben Gasen, wie z. B. Schwefeldioxid, Ammoniak oder Stickstoffoxiden auch verkehrsbedingte eutrophierende Stäube (DÄMMGEN 2010) und Ruß mit daran anhaftenden, möglicherweise auch für die Flechten toxischen Substanzen (u. a. polyzyklische Kohlenwasserstoffe; BIRMLI et al. 2006), mineralischer Abrieb von der Fahrbahn sowie Reifenabrieb, Kupplungs- und Bremsabrieb in Betracht. Letztere enthalten neben Blei und Cadmium für Flechten toxisches Zink und Kupfer (KOCHER et al. 2008, 2010; GÖSKE & KACHLER 2018).



**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 Klimawandelindikatoren gemäß VDI (2017) oder Niederländischer Flechten-Standardliste (BLWG 2011). Die Veränderungen sind so enorm, dass man an Bäumen in der Innenstadt heute eher bis zu sieben 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 2018 und 2019 zu beobachtenden Schäden an den Flechten nichts, zumal davon fast alle Flechtenarten, gleichwohl am auffallendsten Blattflechten, betroffen sind. Diese Entwicklung war vor 15 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 nächstlich kühleren Messstation Nord (STADT DÜSSELDORF 1995, 2012) sind diese Arten auf dem Rückzug (Daten nicht gezeigt; siehe jedoch Berichte zu den Erhebungen von 2015 und 2016). 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. Da die Rheinschiene und die Kölner Bucht die wärmsten Gebiete von NRW sind (KROPP et al. 2009), passt es ins erwartete Bild, dass an den Stationen in Düsseldorf deutlich mehr VDI-Klimawandelzeigerarten pro Baum nachgewiesen wurden, als an Messstationen am Niederrhein bei Kleve (2,3 Klimawandelzeiger pro Baum) oder im westlichen Sauerland (1,1), und mit 4,7 an der Station Süd im Jahr 2018 sogar schon wieder mehr als nur ein Jahr zuvor für das Messtischblatt 4906 nordwestlich von Köln mit dem damals höchsten Klimawandelzeigerindex 4,5 in Nordrhein-Westfalen (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). An Messstationen in Baden-Württemberg



**Abb. 2/6:** *Melanohalea laciniatula* (links) und *Diploicia canescens* (rechts) sind zwei seltene Klimawandelzeiger in Düsseldorf. *M. laciniatula* wurde bereits 2008 auf dem alten Stockumer Friedhof gefunden, doch erst in den letzten Jahren kamen noch Funde an den Stationen Nord und Volmerswerth hinzu. Das hier gezeigte Exemplar von *D. canescens* wurde 2003 an einem Baum am Vagedes-Platz in der City gefunden und ist seitdem kaum größer geworden. 2017 und 2018 kam jeweils ein weiterer Fund an der Station Nord hinzu. Fotos: N. J. Stapper.



(STAPPER & APTROOT 2018) und an den wärmsten Stationen in Bayern (WINDISCH, persönliche Mittlg., siehe auch WINDISCH et al. 2011), sowie im Norden und Osten von Niedersachsen (STAPPER & JOHN in Vorber.) ist die Häufigkeit der Klimawandelzeiger erheblich geringer als in Düsseldorf, oder, anders gesagt, wahrscheinlich nirgendwo in Deutschland sind diese Arten häufiger!

Der Anstieg der Flechtenartenvielfalt in Düsseldorf ist selbstverständlich auch ein Ergebnis stark gesunkener Immissionen, allen voran Schwefeldioxid, und man könnte annehmen, dass auch die Zunahme der Klimawandelzeiger letztlich nur eine Folge geringerer Luftschadstoffkonzentrationen ist und sich allmählich die vor der überbordenden Luftverschmutzung in der Mitte des 20. Jahrhunderts üblichen Verhältnisse wieder einstellen. Doch die hier als Klimawandelzeiger verwendeten Flechten waren vor 1999 im Rheinland nicht nur immer schon sehr selten, sondern einige sogar 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 um *Punctelia subrudecta* handelt. Und die Überprüfung von Herbarbelegen in Baden-Württemberg ergab, dass z. B. *Flavoparmelia soredians* erst vor ca. 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soredians* und *P. borrieri* auch an Bäumen in der Düsseldorfer Innenstadt überleben, ist ihre Ausbreitung weniger als das Resultat gesunkener Immissionen zu betrachten, sondern vielmehr, mit Blick auf ihr ursprüngliches geografisches Verbreitungsgebiet, als eine Folge veränderter klimatischer Bedingungen. Es liegt daher nahe, 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.



Abb. 2/7: Messstation City, Baum Nr. 557810 am Carl-Mosterts-Platz: abgestorbene große Blattflechte. 2018 wurden an diesem Lindenbaum noch 13 verschiedene Flechtenarten nachgewiesen, darunter drei Klimawandelzeiger, von denen *Flavoparmelia caperata* die hier gezeigte abgestorbene Flechte ist. Derzeit kommen an diesem Baum nur die beiden Krustenflechten *Lecanora expallens* (links am Bildrand in einer Borkenspalte) und *Amandinea punctata* vor. Fotos: N. J. Stapper.



Man kann auch sagen, dass sich die gemäßigt-mediterrane und die submediterrane-subatlantisch-gemäßigte Biom- bzw. Klimazone inzwischen nach Norden und Osten ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil im Raum Düsseldorf heute Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für Südwestfrankreich typisch waren. An dieser Stelle ist anzumerken, dass hinsichtlich der Entscheidung für Flechten als Monitoringorganismen für Klimawirkungen mit Düsseldorf und dem Startdatum 2003 sowohl die Lokalität als auch der Zeitraum glücklich gewählt worden sind, weil rechtzeitig der Beginn einer wahrscheinlich länger anhaltenden Entwicklung noch erfasst wurde.

Auf den ersten Blick mag es allerdings paradox erscheinen, dass durch den Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung begünstigte Flechtenarten in den kühlen Vorortlagen häufiger sind, als in der wärmeren Innenstadt. Doch das Temperaturoptimum der Nettophotosynthese von Flechten liegt so niedrig (LANGE 1965), dass die Klimawandelzeiger am ehesten von den milder gewordenen Wintern profitieren. Darüber hinaus befinden sie sich an der Grenze ihres Areals und damit in einer grundsätzlich für sie kritischen Zone. In der Stadt treffen sie auf zusätzlichen ökologischen Druck durch relative Trockenheit und stadttypische Immissionen. Die in den letzten Jahren im Projekt immer häufiger gewordenen Flechtenarten *Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physconia grisea*, wie auch die kürzlich neu hinzugekommenen, bisher weiter südwestlich verbreiteten Arten *Physcia clementei*, *Physcia tribacia*, *Physcia tribacioides* und *Physciella chloantha* sind mehrheitlich durch hohe Nährstoffzahlen, sprich, durch Toleranz gegenüber eutrophierenden Luftschadstoffen gekennzeichnet. Klimawandel und Nährstoffangebot wirken auf diese Arten synergistisch. Die wohl bedeutendste Quelle eutrophierender Belastungen im urbanen Umfeld mit Wirkung auf die Flechten wurde oben schon genannt: Der Kraftverkehr mit Verbrennungsmotoren und den daran gekoppelten Emissionen von u. a. Ammoniak, Stickstoffoxiden sowie Ammoniumsalzen als weiterem Reaktionsprodukt (CAPE et al. 2004, DAVIES et al. 2007, LFU 2018, UBA 2008). Die hohe Anzahl von Flechtenarten insgesamt pro Baum an der Station Süd weist auf eine dort nach wie vor (STAPPER & KRICKE 2004a, b) relativ geringe immissionsökologische Belastung hin, von der auch die Klimawandelzeiger profitieren.

Auf den Zusammenhang zwischen der Häufigkeit verschiedener Flechtenarten und der innerstädtischen Überwärmung wurde bereits in den Berichten über die vorangegangenen Untersuchungen mehrfach eingegangen. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich die Konsequenzen der innerstädtischen Überwärmung mit weiter steigender Durchschnittstemperatur infolge des Klimawandels weiter verschärfen werden. Für baumbewohnende Flechten, die hier als sensitive Monitoringorganismen bzw. als ein biologisches Modell für die Stadtbewohner herangezogen werden, dürften sich damit die Überlebensbedingungen in der Innenstadt weiter verschlechtern. Ursprünglich mediterran verbreitete Arten werden zukünftig wahrscheinlich am ehesten überdauern. Maßnahmen zur Minderung von Klimawandelfolgen, wie z. B. die Minderung der Aufnahme und Speicherung von Wärme durch Gebäude und die Steigerung der Evaporation durch Entsiegelung oder Begrünung, sind Gegenstand internationaler Fachtagungen und moderner Stadtplanung (ECBCC 2015, STADT DÜSSELDORF 2017). Selbst kleine Grünanlagen wirken positiv auf die Diversität epiphytischer Flechten (STAPPER 2019).

## Literatur

- APTROOT, A., STAPPER, N.J., KOŠUTHOVÁ, A., CÁCERES, M.E.S. (2016): Lichens as an Indicator of Climate and Global Change. - In: Letcher, T.M. (Ed.), *Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth*, Elsevier, 2016, pp. 295-307.
- APTROOT, A. & SPARRIUS, L. (2009): Europese verspreiding en internationale betekenis van Nederlandse korstmossen. *Buxbaumiella* 83: 1-12.
- 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.
- 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.
- BIRMLI, W., TUCH, T., FRANCK, U., BRÜGGEMANN, E. & GNAUK, T. (2006): Umweltpartikel in städtischen Atmo-sphären: Eigenschaften und zukünftiger Bedarf an Messmethoden. S. 29 – 34 in: Umweltbundesamt [Hrsg.], *Experten-Workshop "Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt"*. – Dessau, 2006. - Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter <http://www.umweltbundesamt.de> verfügbar.
- BLWG (2011): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. *Verspreidingsatlas Korstmossen online*. [www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen](http://www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen) (zuletzt aufgerufen am 15.01.2011).
- BOMBLE, F.W., JOUSSEN, N., WOLGARTEN, H. (2011): Bemerkenswerte und ehemals seltene Großflechten im Aachener Stadtgebiet und der nordwestlichen Eifel. *Online-Veröff. Bochumer Bot. Ver.* 3(9): 109-126.
- BÜLTMANN, H., GUDERLEY, E. & ZIMMERMANN, D.G. (2011). *Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten – Lichenes – in Nordrhein-Westfalen*. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.). 2. Fassung, Stand Oktober 2011, Recklinghausen, 34 S. [https://www.lanuv.nrw.de/natur/artenschutz/rote\\_liste/](https://www.lanuv.nrw.de/natur/artenschutz/rote_liste/) (letzter Aufruf 13.01.2018).
- CAPE, J.N., TANG, Y.S., VAN DIJK, N., LOVE, L., SUTTON, M.A., PALMER, S.C.F. (2004): Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. *Environmental Poll.* 132: 469-478.
- DAVIES, L., BATES, J. W., BELL, J. N. B., JAMES, P. W., PURVIS, O. W., 2007: Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution* 146: 299-310.
- DWD [Deutscher Wetterdienst] (2019): *Climate Data Center CDC*, öffentlich zugängliche Sammlung von Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes. <ftp://ftp-cdc.dwd.de/> [letzter Zugriff 31. Dezember 2019]
- ECBCC (2015): *European Conference on Biodiversity and Climate Change (ECBCC) 2015 in Bonn - Nature-based Solutions to Climate Change in Urban Areas and their Rural Surroundings*. Internationale Fachtagung, 17.-19. November 2015).
- EN 16413 (2014): *Ambient air – Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity*, Brüssel.

- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., DÖRGER, G., HANEWALD, K. (2010): Beiträge zur Erstellung einer atmosphärischen Stickstoff-Bilanz für Hessen. 1. Bulk-Deposition von reaktivem Stickstoff. Hrsg.: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLNUG). Wiesbaden 2010.
- 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.
- GÖSKE, J. & KACHLER, W. (2018): Höhere Gesundheit- und Umweltbelastung durch Bremsstaub? – Pressemitteilung des Bundesverbandes öffentlich bestellter und vereidigter sowie qualifizierter Sachverständiger e. V. (BVS) vom 20.09.2018, <https://www.bvs-ev.de/> (letzter Zugriff am 17.01.2019).
- 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.
- HEIBEL, E. (1999): Untersuchungen zur Biodiversität der Flechten von Nordrhein-Westfalen. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 61 (2): 1-346.
- KOCHER, B., BROSE, S. & SIEBERTZ, I. (2008): Schadstoffgehalte von Bankettmaterial - Bundesweite Datenauswertung. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 167*, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 58 S.
- KOCHER, B., BROSE, S., FEIX, J., GÖRG, C., PETERS, A. & SCHENKER, K. (2010): Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 188*, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 33 S.
- KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER, M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S., METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). 279 S.
- LANGE, O. L. (1965): Der CO<sub>2</sub>-Gaswechsel von Flechten bei tiefen Temperaturen. *Planta* 64 Nr. 1, S 1-19.
- LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018): Umweltwissen – Schadstoffe - Ammoniak und Ammonium. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 16 S. Im Internet verfügbar über den Link [https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw\\_6\\_ammoniak\\_ammonium.pdf](https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_6_ammoniak_ammonium.pdf) (letzter Aufruf 18.01.2018).
- 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 (1987), S. 241-251.

- NYLANDER, W. (1866) : Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bulletin de la Société Botanique de France 13 : 364 - 372.
- 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.
- STADT DÜSSELDORF (1995): Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf. Herausgeber: Landeshauptstadt Düsseldorf, Umweltamt, QUANTE, W., DIEHL, H., 238 S.
- STADT DÜSSELDORF (2012): Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf. Herausgeber: Landeshauptstadt Düsseldorf, Umweltamt, STEINRÜCKE, M., EGGENSTEIN, J., GRUDZIELANEK, M., AHLEMANN, D., MERSMANN, M., 288 S.
- 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 10.01.2018).
- STAPPER, N. J. (2012a): 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. (2012b): Illustrierte Bestimmungshilfe zur Unterscheidung von *Candelaria concolor* und *Candelaria pacifica*. Archive for Lichenology 7: 1-12.
- STAPPER, N.J. (2019): Bioindikation von Wirkungen des Stadtklimas und stadtypischen Immissionen mit epiphytischen Flechten und Moosen in Düsseldorf 2019. – Nicht veröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf, Stabsstelle Klimaschutz. 26 S.
- STAPPER, N.J. & APTROOT, A. (2018): 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 102 S.
- STAPPER, N.J., FRANZEN-REUTER, I. & FRAHM, J.P. (2011): Epiphytische Flechten als Wirkungsindikatoren für Klimaveränderungen im Raum Düsseldorf. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 4/2011, 173-178.
- STAPPER NJ, 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. & 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](http://www.statsoft.com).
- UBA - UMWELTBUNDESAMT (2008): Feinstaubbelastung in Deutschland. – Umweltbundesamt Pressestelle  
Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau. 22S.
- VAN HERK, C.M. (1999): Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist* 31: 9-20.
- 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](http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_all_00098.htm) (zuletzt aufgerufen am 07.01.2013)
- 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 WIRTH et al. (2011). **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 2011; warm gemäßigte Arten, "gme, gemäßigt-mediterran" und südliche Arten, ssg, "submediterranean-subatlantisch-gemäßigt"). **RL-NRW:** Gefährdungsgrad (Kategorie) in NRW gemäß BÜLTMANN et al. (2011). **kA:** diese als Klimawandelindikator eingestufte Flechtenart ist in der Roten Liste für NRW nicht aufgeführt, im Untersuchungsgebiet aber in einigen Fällen (siehe benachbarte Spalten) bereits nachgewiesen worden. Aktuelle Vorkommen im Rheinland bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf seit 2000 aufgrund eigener Untersuchungen; **Anm.:** die Zahlen in dieser Spalte beziehen sich auf Anmerkungen unter der Tabelle (Stand: Januar 2020).

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



Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Parmotrema stuppeum</i>			1	•		18a
<i>Pertusaria hymenea</i>	KWZ		1			
<i>Pertusaria trachythallina</i>	KWZ		0			
<i>Phaeographis inusta</i>	KWZ		0			
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>		gme	1	•	•	
<i>Physcia clementei</i>		ssg	kA		•	20
<i>Physcia tribacia</i>		gme	0	•	•	21
<i>Physcia tribacioides</i>	KWZ	gme	D	•	•	22
<i>Physciella chloantha</i>		ssg?	kA	•	•	23
<i>Physconia grisea</i>		gme	*	•	•	24
<i>Pleurosticta acetabulum</i>		gme	3	•	•	25
<i>Porina leptalea</i>	KWZ		*	•	•	26
<i>Punctelia borleri</i>	KWZ	ssg	D	•	•	27
<i>Punctelia jeckeri</i>	KWZ		*	•	•	28
<i>Punctelia subrudecta</i>	KWZ	gme	*	•	•	29
<i>Pyrenula nitida</i>	KWZ		2			
<i>Pyrenula nitidella</i>	KWZ		1			
<i>Ropalospora viridis</i>	KWZ		*			
<i>Scoliciosporum gallurae</i>		gme	D			
<i>Strigula affinis</i>		gme	0			
<i>Strigula 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	*	•		30

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

**Tab. 2/2: Häufigkeit und Indikatoreigenschaften epiphytischer Flechten an 121 seit 2008 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den Messstationen Nord, City, Hafen und Süd.**

**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 veröffentlicht wurde. R-Werte  $\leq 3$  violett, N-Werte  $\geq 8$  grün hinterlegt. VDI: Klimawandelzeiger (KWZ) nach VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017); NL-SL: Klimawandelindikator aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2011), warmgemäßigte Arten („gme“) und südliche Arten (ssg, „submediterrane-subatlantisch-gemäßigt“); **Häufigkeit:** Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2019, dabei soll zunehmend dunkleres Grau des Zellhintergrundes optisch die sehr verschiedene Häufigkeit verdeutlichen; die Veränderung dieser Häufigkeit (% pro Jahr) für den Zeitraum 2008 bis 2019 wird hier als Sortierungskriterium verwendet.

**Anmerkungen:** *Buellia griseovirens* (Sm.) Almb., *Caloplaca citrina* (Hoffm.) Th. Fr., *Caloplaca holocarpa* (Ach.) A. E. Wade, *Candelariella aurella* (Hoffm.) Zahlbr., *Coenogonium pineti* (Schr. ex Ach.) Lücking & Lumbsch, *Lecanora allophana* Nyl., *Rinodina oleae* Bagl. und *Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James waren Bestandteil des Artenspektrums der flächendeckenden Untersuchung von Düsseldorf 2003, die an den Messstationen nicht mehr nachgewiesen wurden und daher in der Tabelle nicht aufgeführt sind. **(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 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. **(4)**, die zumeist kleinen Exemplare von *Usnea*-Arten wurden ab 2008 nicht mehr auf Artniveau angesprochen. **(5)**, unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa*" werden weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht zu trennen sind, darunter *C. reflexa* (Nyl.) Lettau (= "*C. reflexa* s.str."), *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* MÜLL.ARG.

Flechte, Artbezeichnung taxonomisch (Anmerkungen)	Indikatoreigenschaft					Häufigkeit	
	Zeigerwert			Klimawandelzeiger		2019	2008 bis 2019
	T	R	N	VDI	NL-SL	(%)	Veränd. (%/a)
<b>Flechtenarten mit &gt; 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2018</b>							
<i>Punctelia borrieri</i> (Sm.) Krog	8	5	6	KWZ	ssg	45,5	3,66
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt	7	6	8		gme	49,6	3,40
<i>Punctelia subrudecta</i> (Nyl.) Krog	7	4	5	KWZ	gme	77,7	3,35
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein (1)	5	6	7			69,4	2,93
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) Mayrhofer & Poelt	9	7	7		gme	43,0	2,68
<i>Punctelia jeckeri</i> (Roum.) Kalb	7	4	6	KWZ		75,2	1,80
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	7	5	4	KWZ	gme	47,9	1,77
<i>Candelaria pacifica</i> M. Westberg & Arup						27,3	1,50
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	7	5	4	KWZ	gme	18,2	1,19
<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) O. Blanco et al.	7	4	5	KWZ		11,6	0,94
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i> (Krog & Swinscow) Krog & Swinscow	7	4	4	KWZ	ssg	13,2	0,90
<i>Melanohalea exasperatula</i> (Nyl.) O. Blanco et al.	5	5	6			19,0	0,81
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.		7	8			70,2	0,81
<i>Hypotrachyna revoluta</i> (Flörke) Hale	7	5	4	KWZ	gme	5,8	0,65
<b>Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2018</b>							
<i>Caloplaca obscurella</i> (J. Lahm ex Körb.) Th. Fr.	6	7	8			5,0	0,45
<i>Flavoparmelia soredians</i> (Nyl.) Hale	9	6	5	KWZ	ssg	24,8	0,41
<i>Physcia adscendens</i> (Th. Fr.) H. Olivier		7	8			60,3	0,40



Flechte, Artbezeichnung taxonomisch (Anmerkungen)	Indikatoreigenschaft					Häufigkeit	
	Zeigerwert			Klimawandelzeiger		2019	2008 bis 2019
	T	R	N	VDI	NL-SL	(%)	Veränd. (%/a)
<i>Lecanora barkmaniana</i> Aptroot & Herk					ssg	5,0	0,40
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	5	3	5			26,4	0,35
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Pers. ex Ach.) Lettau	5	5	5			7,4	0,32
<i>Polycauliona ucrainica</i> (S.Y.Kondr.) Frödén, Arup & Søchting (2)		6	8			3,3	0,31
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.		5	7			42,1	0,25
<i>Bacidia neosquamulosa</i> Aptroot & van Herk	6	5	6	KWZ		1,7	0,25
<i>Lepraria rigidula</i> (B. de Lesd.) Tønberg	5	4	2			1,7	0,23
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	5	6	5			2,5	0,22
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	5	6	5			1,7	0,21
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale	6	5	6			1,7	0,17
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg	4	6	4			2,5	0,16
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf	4	3	2			1,7	0,14
<i>Lecanora compallens</i> Herk & Aptroot						3,3	0,13
<i>Lepraria lobificans</i> Nyl.	5	6	3			0,8	0,12
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	5	4	3			1,7	0,11
<i>Diploicia canescens</i> (Dicks.) A. Massal.	7	8	6	KWZ	gme	1,7	0,10
<i>Physconia enteroxantha</i> (Nyl.) Poelt	4	6	6			1,7	0,10
<i>Halecania viridescens</i> Coppins & P. James				KWZ	gme	2,5	0,10
<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.	5	5	4			0,8	0,10
<i>Candelariella boleana</i> Etayo, Palice & Spribille (3)						0,0	0,09
<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	5	4	5			0,8	0,09
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i> (Harm.) Moberg	5	7	6		gme	0,0	0,08
<i>Physciella chloantha</i> (Ach.) Essl.	9	7	8			0,0	0,07
<i>Physcia clementei</i> (Turner) Lyngé					ssg	0,8	0,06
<i>Melanohalea laciniatula</i> (Flagey ex H. Olivier) O. Blanco et al.	7	5	5	KWZ	gme	1,7	0,05
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) M. Choisy	5	2	2			0,0	0,05
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	6	4	5			22,3	0,04
<i>Candelariella viae-lacteeae</i> G. Thor & V. Wirth	9	7	7			0,0	0,03
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.		4	3			0,0	0,03
<i>Lecania naegelii</i> (Hepp) Diederich & van den Boom	5	7	7			0,0	0,03
<i>Rinodina pityrea</i> Ropin & H. Mayrhofer	7	8	8			0,0	0,02
<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch		1	2			0,0	0,02
<i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach.		4	5			0,0	0,01
<i>Lecidella scabra</i> (Taylor) Hertel & Leuckert	5	5	5			0,0	0,00
<i>Flavopunctelia flaventior</i> (Stirton) Hale	8	4	6		gme	0,8	0,00
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	4	3	3			2,5	-0,01
<i>Physcia</i> sp.						0,0	-0,01
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.	4	3	4			0,0	-0,02

Flechte, Artbezeichnung taxonomisch (Anmerkungen)	Indikatoreigenschaft					Häufigkeit	
	Zeigerwert			Klimawandelzeiger		2019	2008 bis 2019
	T	R	N	VDI	NL-SL	(%)	Veränd. (%/a)
<i>Catillaria nigroclavata</i> (Nyl.) Schuler	5	7	7			0,0	-0,02
<i>Bacidia</i> spec.						0,0	-0,03
<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) Choisy	9	5	2	KWZ	ssg	0,0	-0,03
<i>Melanelixia glabrata</i> (Lamy) Sandler & Arup	6	3	4			9,1	-0,04
<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Fümrr.		8	9			19,8	-0,04
<i>Pleurosticta acetabulum</i> (Neck.) Elix & Lumbsch	6	7	5		gme	0,0	-0,05
<i>Physcia stellaris</i> (L.) Nyl.	4	6	6			0,8	-0,05
<i>Candelariella vitellina</i> (Hoffm.) Müll. Arg.		5	8			2,5	-0,06
<i>Physcia tribacioides</i> Nyl.				KWZ	gme	0,0	-0,06
<i>Tuckermanopsis chlorophylla</i> (Willd.) Hale	4	3	3			0,0	-0,07
<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James		2	5			0,0	-0,08
<i>Physconia distorta</i> (With.) J. R. Laundon	5	7	6			0,0	-0,08
<i>Bacidia adastrata</i> Sparrius & Aptroot						0,0	-0,11
<i>Cladonia</i> spp.		3	3			0,0	-0,12
<i>Lecanora muralis</i> (Schreb.) Rabenh. ssp. muralis		8	9			0,8	-0,12
<i>Lecanora hagenii</i> (Ach.) Ach.		8	7			0,0	-0,12
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg		7	9			68,6	-0,20
<i>Strangospora pinicola</i> (A. Massal.) Körb.	5	3	5			1,7	-0,21
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Cromb.	5	2	5			0,0	-0,25
<i>Usnea</i> sp. (4)						2,5	-0,26
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	5	5	4			18,2	-0,28
<i>Physcia dubia</i> (Hoffm.) Lettau		7	8			4,1	-0,28
<i>Phaeophyscia nigricans</i> (Flörke) Moberg		8	9			18,2	-0,34
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.	5	5	4			8,3	-0,34
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Röhl.		8	8			1,7	-0,36
<i>Physcia aipolia</i> (Humb.) Fümrr.		7	5			0,0	-0,43
<b>Flechtenarten mit &gt; 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2008 bis 2018</b>							
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor		5	7			68,6	-0,77
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	5	3	4			44,6	-0,86
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau (5)	6	5	7			55,4	-0,95
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC. var. <i>tenella</i>		6	8			80,2	-1,10
<i>Melanelixia subaurifera</i> (Nyl.) O. Blanco et al.	5	6	5			40,5	-1,36
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.		3	3			16,5	-2,02
<i>Polycauliona polycarpa</i> (S.Y.Kondr.) Frödén, Arup & Søchting		7	8			3,3	-2,22
<i>Polycauliona candelaria</i> (S.Y.Kondr.) Frödén, Arup & Søchting (3)		6	8			3,3	-3,38

**Tab. 2/3: Häufigkeiten von Flechten oder Indikatorarten an durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen 2003 bis 2019.**

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 ("Vier St."). Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2019 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert fett rot gedruckt ist; Signifikanzen: \*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ . Durch rote Hinterlegung sind Werte gekennzeichnet, die eine signifikante Abnahme über die Zeit wiedergeben. Die Anzahl der Trägerbäume an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd belief sich auf 16, 11, 22 und 19 (zusammen 68 Bäume).

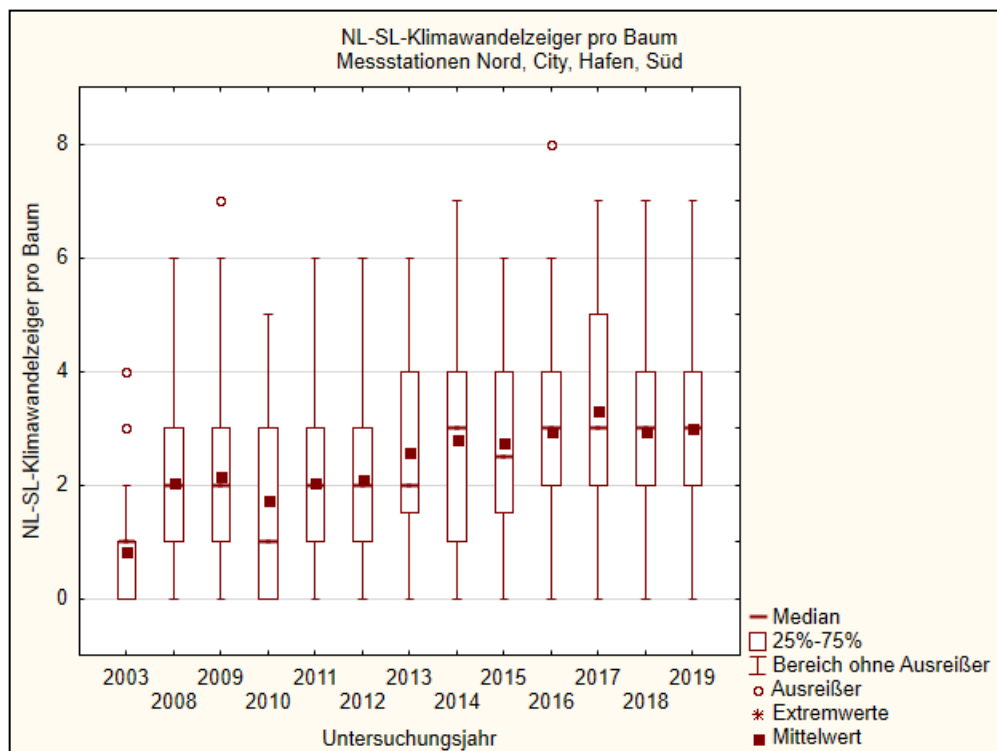
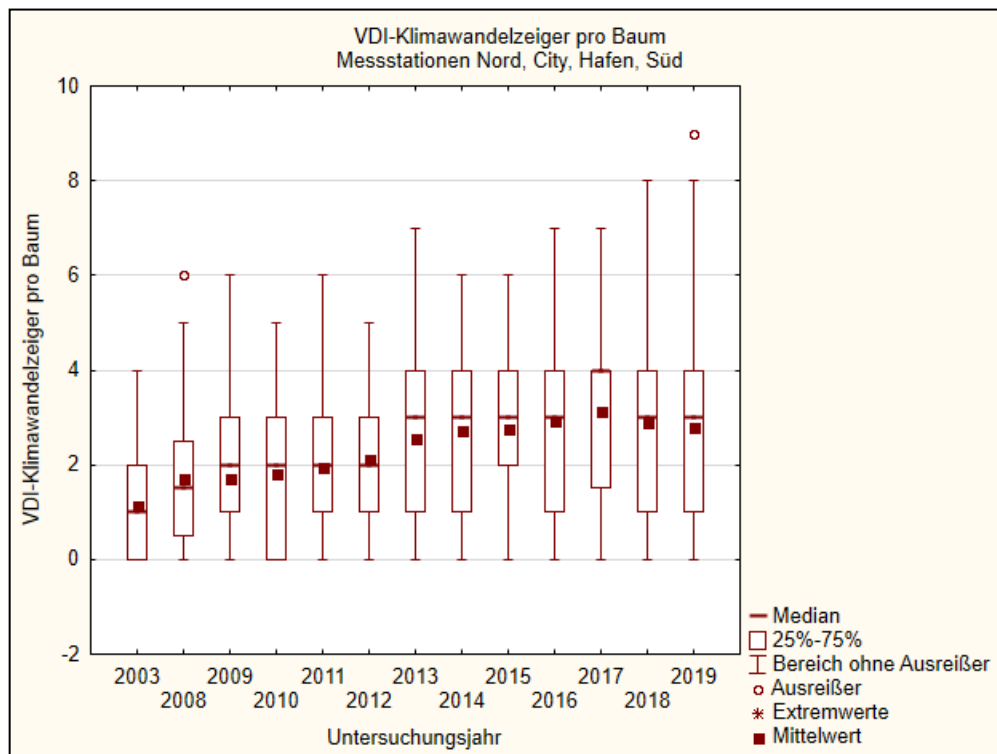
Jahr	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Messstation	Flechten (Arten pro Baum)												
Nord	12,6	11,3*	12,8	13,7	13,6	13,9	14,4	14,8	14,2	14,7	14,1	14,1	14,0
City	9,6	8,3	9,5	8,9	10,0	11,1	11,0	10,4	10,8	10,6	10,9	11,5	10,9
Hafen	6,9	7,8	8,1	8,1	9,0	8,9	9,4	8,6	8,9	8,8	9,0*	7,2	6,5
Sued	12,6*	13,7	13,9	14,0	14,4	14,3	15,5	14,5	14,1	15,0	15,2	14,9	15,2
Vier Stationen	10,3	10,3	11,1	11,2	11,7	11,9	12,5	12,0	11,9	12,2*	12,2	11,7	11,4
	VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)												
Nord	1,4	2,3	2,3	2,6	2,1	2,3*	2,7	3,4	3,4	3,4	3,6	3,3	3,2
City	1,0	0,9	0,9	1,0*	1,5	1,8	2,0	2,4	2,3	2,4	2,5	2,5	2,2
Hafen	0,5	0,7	0,8	0,9	1,3	1,4	1,6	1,5	1,8	1,7	1,9*	1,2	0,9
Sued	1,7	2,8	2,8	2,8	2,9	3,1	3,9	3,7	3,7**	4,4	4,6	4,8	5,0
Vier Stationen	1,1	1,7	1,7	1,8	2,0	2,1**	2,6	2,7	2,8	2,9	3,1	2,9	2,8
	NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)												
Nord	1,0	2,3	2,4	1,6	1,7	1,8	2,2*	2,7	2,6	2,7	3,1	2,8	2,9
City	0,9	1,5	1,5	1,7*	2,1	2,2	2,5	2,5	2,9	2,8	3,3	3,3	3,1
Hafen	0,3	1,0	1,2	1,0	1,5	1,7	1,9	2,2	2,2	2,2	2,6*	1,7	1,6
Sued	1,2	3,4	3,3	2,7	2,9	2,8	3,7	3,7	3,5**	4,2	4,4	4,4	4,7
Vier Stationen	0,8	2,0	2,1	1,7	2,0	2,1	2,6*	2,8	2,8	3,0	3,3	2,9	3,0

**Tab. 2/4: Häufigkeiten von Flechten oder Indikatorarten an seit 2008 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen.**

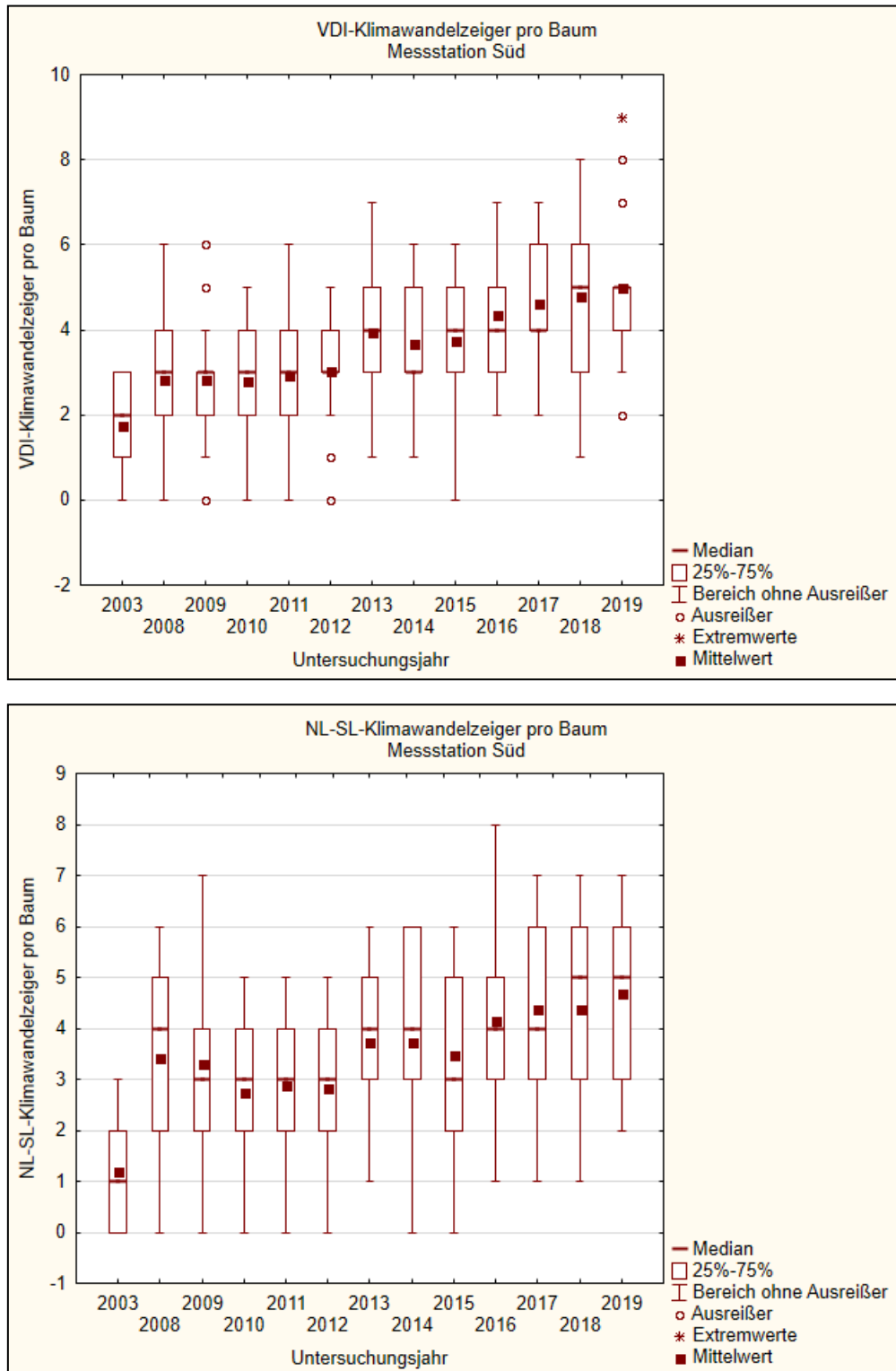
Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation Nord, City, Hafen, Süd und Volm. In der Zeile "Vier Stationen" bzw. "Fünf Stationen" sind die Werte für die vier erstgenannten Stationen bzw. aller fünf Stationen zusammengefasst. Durch rote Hinterlegung sind Werte gekennzeichnet, die eine signifikante Abnahme über die Zeit wiedergeben. Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2019 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert fett rot gedruckt ist; Signifikanzen: \*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ;. Die Anzahl der Trägerbäume an den Stationen Nord, City, Hafen, Süd und Volmerswerth belief sich auf 41, 21, 26, 33 und 20 Stück.

Untersuchungsjahr	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Messstation	Flechten (Arten pro Baum)											
Nord	12,1	12,9*	14,0	13,7	14,2	15,2	14,9	14,5	14,7	14,4	15,0	14,7
City	8,7	8,7*	9,2	10,3	11,0	11,1	11,1	11,5	11,1	11,6	11,8	10,6
Hafen	8,0	8,5	8,6	9,2	9,2	9,8	9,3	9,6	9,5	9,6	8,1**	7,3
Süd	13,9	13,8	14,5	14,5	13,9	15,2	14,5	14,2**	15,2	15,7	15,5	15,8
Vier Stationen	11,1	11,5**	12,1	12,3	12,5	13,3	12,9	12,8	13,1	13,2	13,1	12,7
Volmerswerth									13,4	13,9	14,7	14,8
Fünf Stationen									13,1	13,3	13,3	13,0
	VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)											
Nord	2,4	2,5	2,7	2,4	2,6	3,1**	3,5	3,7	3,7	3,8	3,8	3,8
City	1,2	1,0	1,2	1,8	2,0	2,2	2,4	2,6	2,7	3,0*	3,0	2,4
Hafen	0,7	0,8	0,8	1,2	1,4	1,6	1,5	1,8	1,7	2,0*	1,4	1,2
Süd	3,0	3,0	3,0	3,2	3,1	3,9	3,6	3,8	4,2*	4,5	4,8	4,9
Vier Stationen	2,0	2,0	2,1	2,3	2,4	2,8	2,9*	3,1	3,3	3,5	3,4	3,3
Volmerswerth									2,8	3,1	3,1	3,2
Fünf Stationen									3,2	3,4	3,4	3,3
	NL-SL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)											
Nord	2,6	2,7	1,9	1,8	2,0	2,5	2,7	2,9*	3,0	3,3	3,3	3,4
City	1,5	1,4	1,6	2,0	2,2	2,6**	2,7	3,0	3,1	3,6	3,6	3,2
Hafen	0,9	1,2	0,9*	1,3	1,6	1,8	2,1	2,1	2,1	2,5	1,8	1,8
Süd	3,4	3,4	2,8	3,1	2,9	3,6	3,7	3,6	4,1*	4,3	4,7	4,6
Vier Stationen	2,3	2,4	1,9	2,1	2,2	2,7	2,8	2,9	3,1**	3,4	3,4	3,4
Volmerswerth									2,8*	3,3	3,6	3,6
Fünf Stationen									3,1**	3,4	3,4	3,4

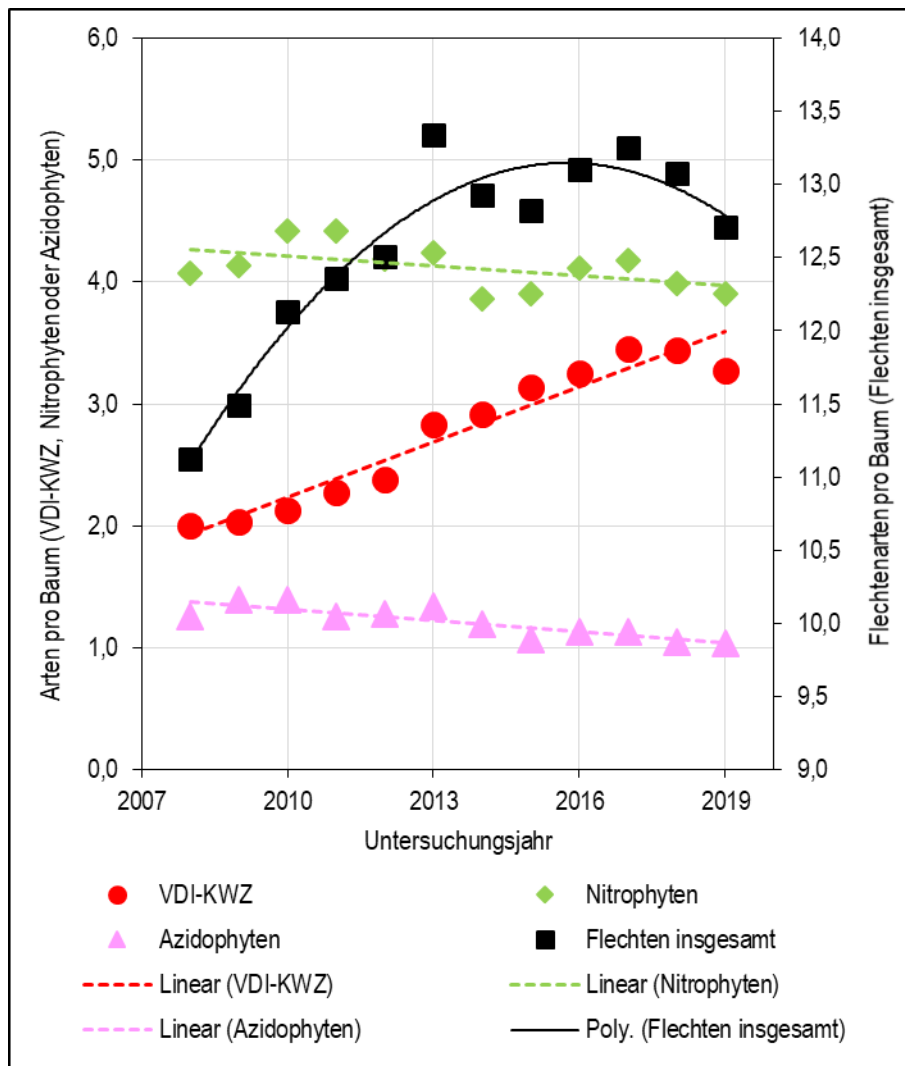




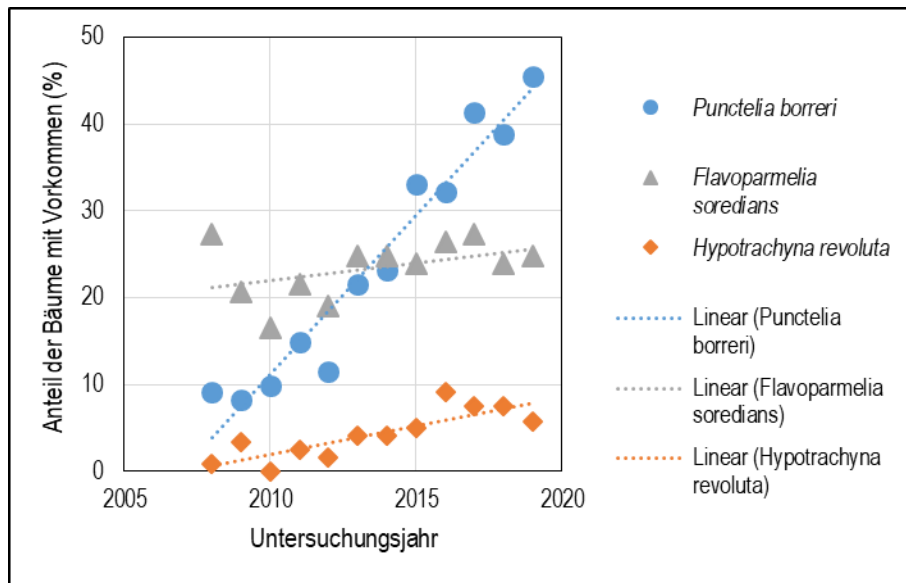
**Abb. 2/8: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren im Projekt im Zeitraum zwischen 2003 und 2019.** Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NLSL; BLWG 2011) an 68 Bäumen an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd, die seit 2003 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile), die schwarzen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/3 in den Zeilen "Vier Stationen" für alle vier Messstationen aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe Tabelle 2/3.



**Abb. 2/9: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an der Messstation Süd zwischen 2003 und 2019.** Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NLSL; BLWG 2011) an 19 Bäumen an der Station Süd, die seit 2003 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile); die dunkelbraunen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/3 in den jeweiligen Zeilen für die beiden Stationen aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.

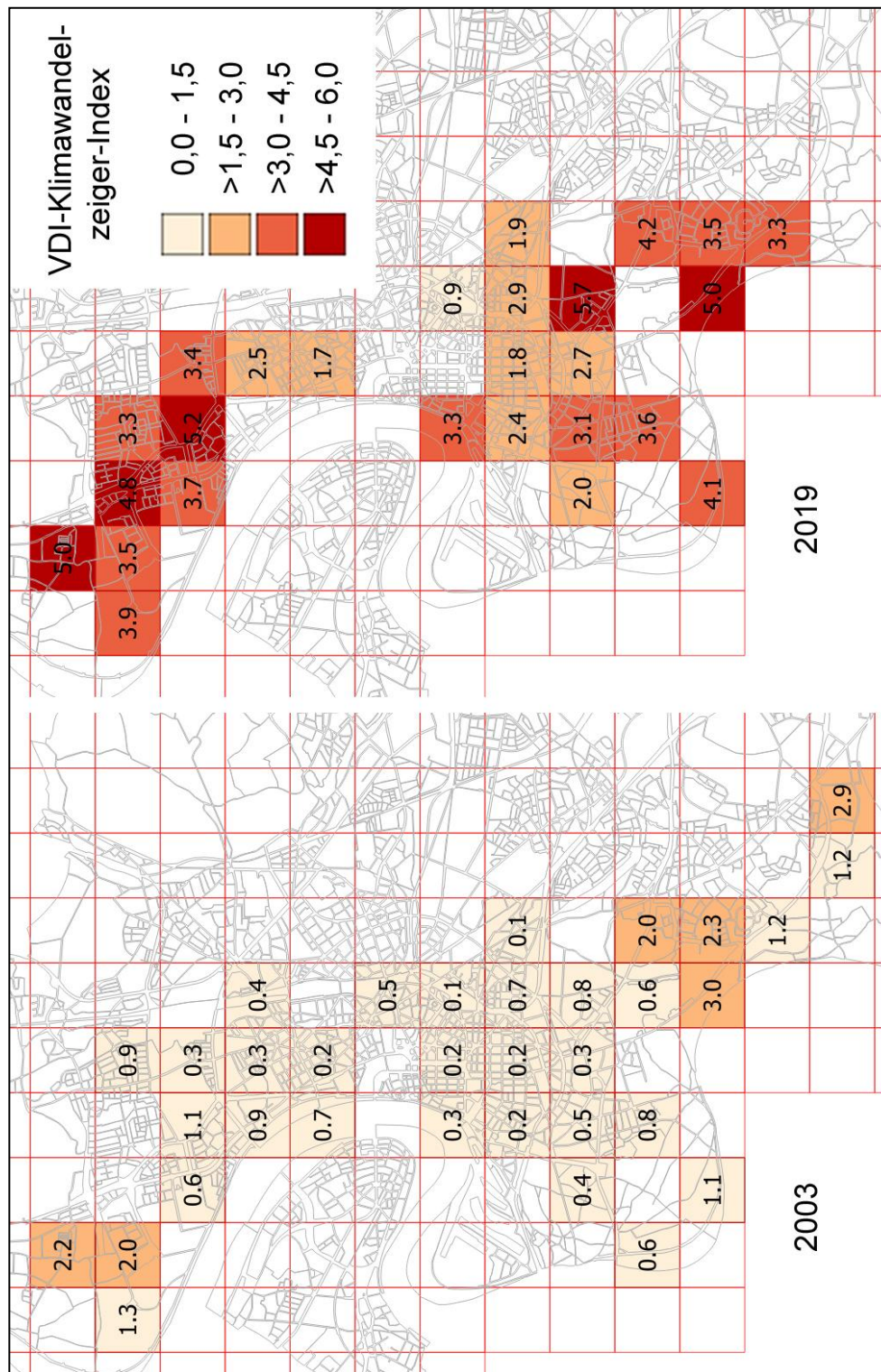


**Abb. 2/10: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein bzw. von bestimmten Indikatorarten im Projekt 2008 bis 2019.** Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 121 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den vier Stationen Nord, City, Hafen und Süd (vergleiche Tab. 2/4). Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung. Der Anstieg der Häufigkeit der Klimawandelzeiger im Zeitraum 2008 bis 2019 ist statistisch hochsignifikant ( $p < 0,0001$  Friedmans ANOVA; Einzeldaten siehe Tab. 2/4), während die Veränderungen der Häufigkeiten der Azidophyten (Flechten mit Reaktionszahl  $< 4$ ) oder der Nitrophyten (Flechten mit N-Zahl  $> 7$ ) nicht signifikant sind. Unter Verwendung der gepaarten Daten von 68 Bäumen für den Zeitraum 2003 bis 2019 erhält man ein weitgehend übereinstimmendes Ergebnis (nicht gezeigt).



**Abb. 2/11: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit verschiedener Klimawandelindikatoren im Projekt 2008 bis 2019.** Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 121 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen.





**Abb. 2/12: Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigern in Düsseldorf 2003 und 2019.** Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) an 332 bzw. 240 Bäumen 2003 bzw. 2019 im Stadtgebiet von Düsseldorf. (aus STAPPER 2019).

## 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, Feuchte und Reaktionszahl des Bodens ziehen zu können. Insbesondere die Auswertung der Temperaturzahlen 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) haben für eine Auswahl nordrhein-westfälischer Farn- und Blütenpflanzen Empfindlichkeitsprognosen erstellt, 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 untersucht, in denen Wärme liebende bzw. kälteempfindliche 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.

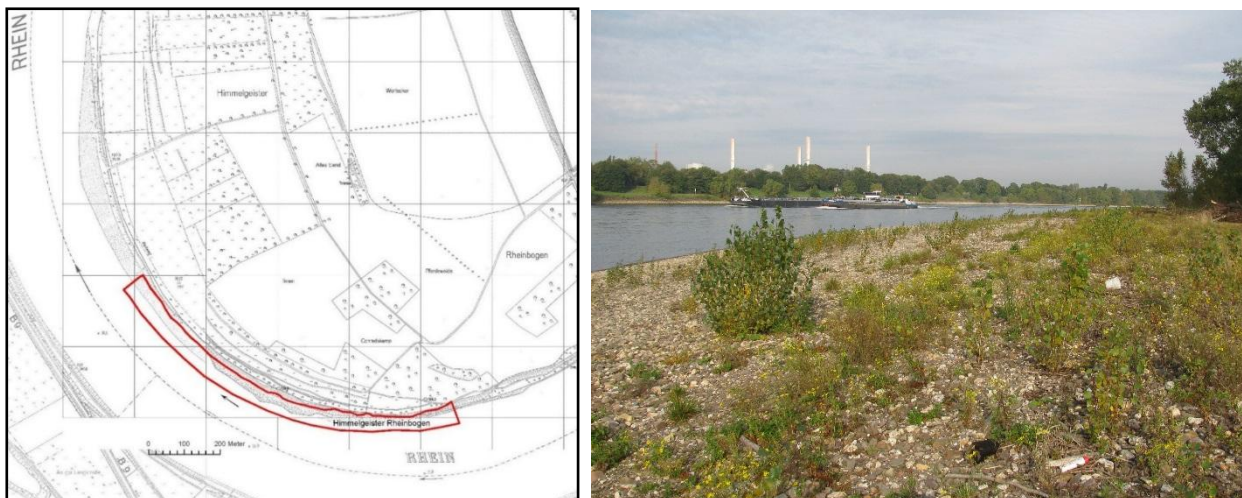
Die Flächen werden in jährlichem Abstand untersucht. Dabei wird das komplette Artenspektrum der in den Untersuchungsflächen vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen erfasst und die Abundanzen klassifiziert. Die Aufnahmen werden nach den Temperaturzeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) und den STI-Werten (SPARRIUS et al. 2018) sowie im Hinblick auf die Anteile von Neophytenarten und C<sub>4</sub>-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. 1996) 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 angelegt. 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:

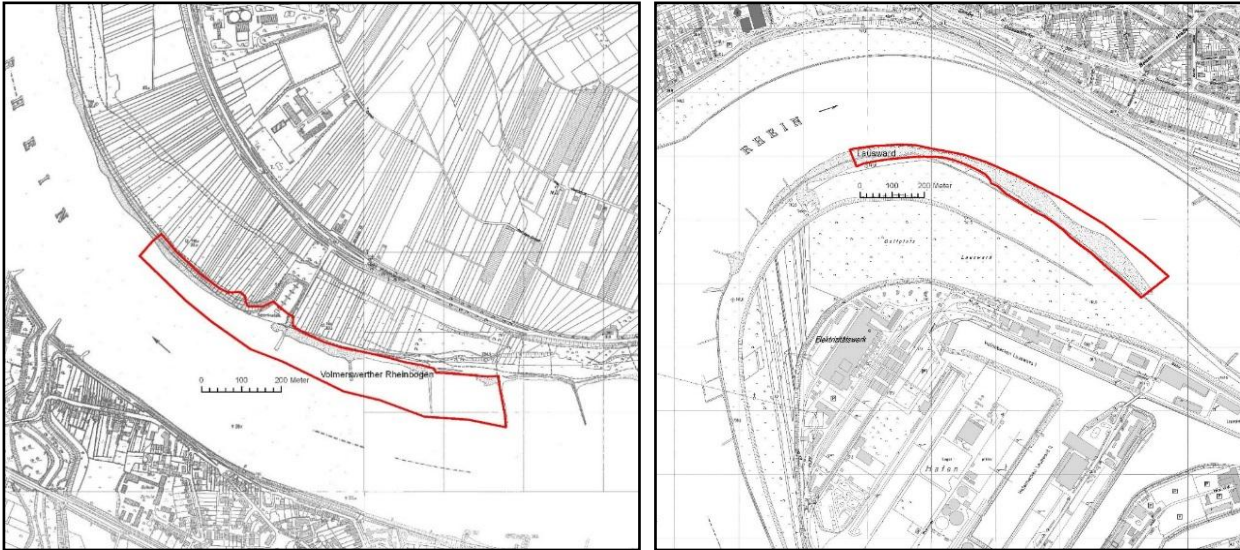
Häufigkeitsskala	Individuenzahl
1	1-10
2	11-100
3	> 100

Auf Grundlage der Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) 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 insbesondere auch der Anteil an Neophyten berücksichtigt, die vielfach aus Regionen mit warmem Klima stammen und dadurch oft gute Indikatorarten sind, sowie die C<sub>4</sub>-Pflanzenarten, die aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an warme und sonnige Standorte angepasst sind.

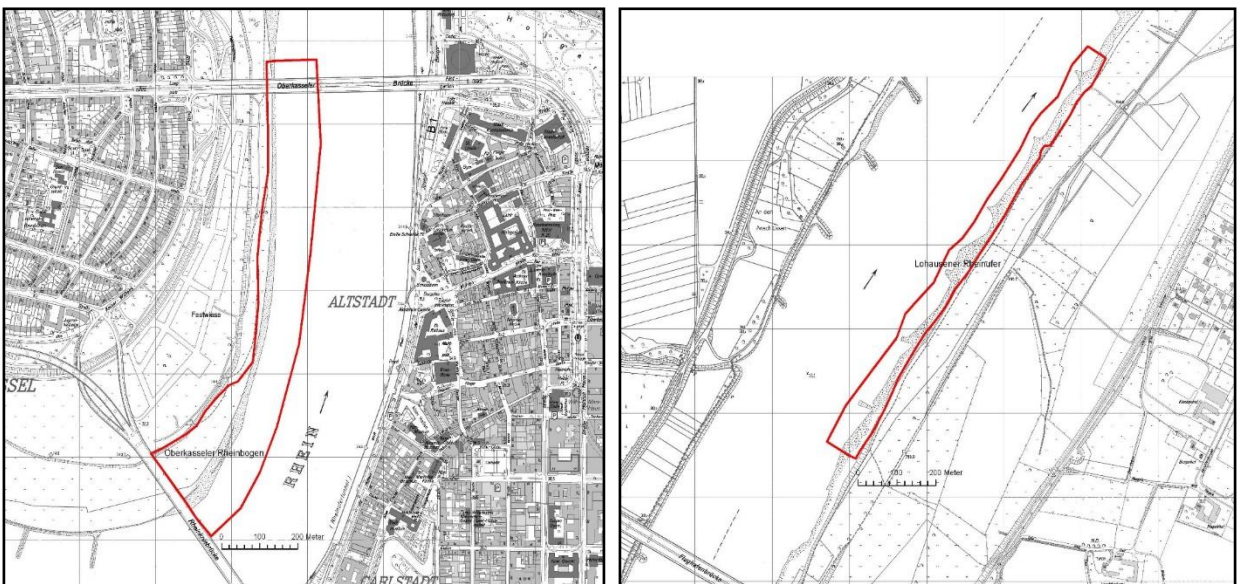


**Abb. 3/1: Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist.** Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 19.09.2014, U. Schmitz.





**Abb. 3/2: Rheinufer bei Düsseldorf-Volmerswerth und Abb. 3/3: Rheinufer an der Lausward (rechts).** Grenzen der Untersuchungsgebiete rot. Foto 15.10.2003, U. Schmitz.

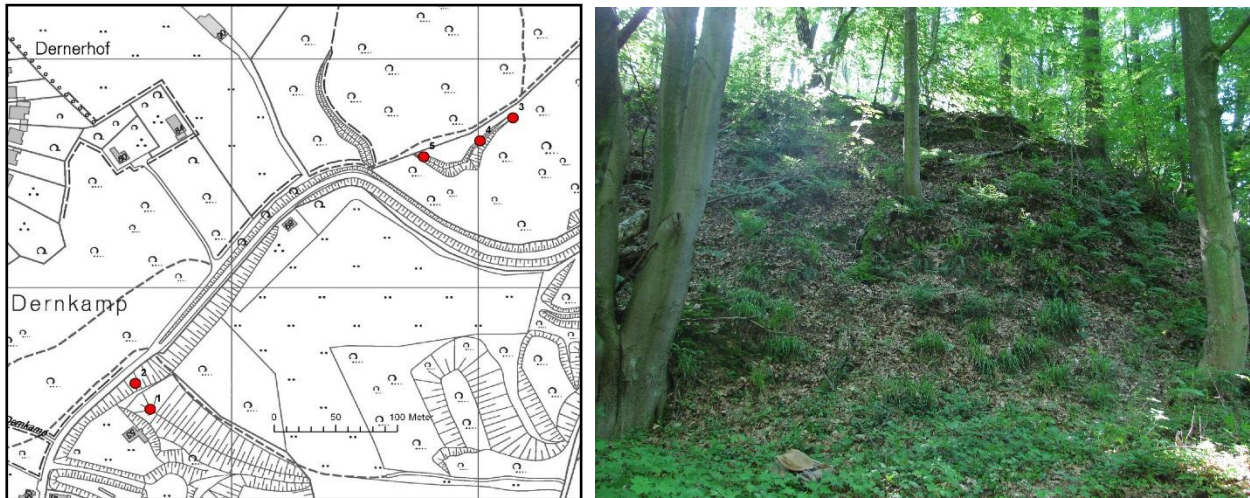


**Abb. 3/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel (links) und Abb. 3/5: Rheinufer bei Düsseldorf-Lohausen (rechts).** Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

### 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 (SPARRIUS et al. 2018) ausgewertet.

## Ergebnisse

### Rheinufer

In den fünf Untersuchungsflächen am Rheinufer konnten im Jahr 2019 insgesamt 174 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1), ein Wert, der leicht unter dem Durchschnitt der Vorjahre lag (Tab. 3/2). Durch niedrige Wasserstände im Sommer 2019 konnte sich die Vegetation der Sand- und Kiesbänke zwar grundsätzlich gut entwickeln, allerdings waren die Pflanzen an etlichen Stellen (Volmerswerth, Lausward, Oberkassel) wieder von Schafen abgefressen worden. Unter den festgestellten Arten befanden sich 25 Archäophytenarten (= 14,4 %) und 51 Neophytenarten (= 29,3 %). Damit lag die absolute Zahl der Archäophyten und der Neophyten etwa im Mittelwert der Vorjahre (Tab. 3/2). Der relative Anteil der Neophyten in den Aufnahmeflächen lässt insgesamt einen deutlichen Aufwärtstrend erkennen (Abb. 3/10). Der Anteil der aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels besonders Licht und Wärme liebenden C<sub>4</sub>-Pflanzen in den Aufnahmeflächen lag im Jahr 2019 bei einem Mittelwert von 7,1 %, was etwas über dem Durchschnitt (6,9 %) seit Beginn der Messungen liegt. (Tab. 3/2). Von den insgesamt festgestellten Pflanzenarten stehen fünf auf der Roten Liste (METZING et al. 1996, RAABE et al. 2010), was etwa im Schnitt der bisherigen Untersuchungsjahre (4,8 Arten) liegt.

Die Vegetation der Untersuchungsflächen zeigte sich deutlich wärmegetönt: Die Temperaturzeigerwerte der Pflanzenarten in den Untersuchungsflächen lag zwischen 5 (Mäßigwärmezeiger) und 9 (extreme Wärmezeiger). Bei etlichen der thermophilen Arten, die regelmäßig am Rheinufer gefunden werden können, handelt es sich um unbeständige Neophyten aus Regionen mit warmem Klima, die noch nicht fest eingebürgert sind, wie die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana*, der Saracha-Nachtschatten



**Abb. 3/7:** Der aus dem Mittelmeerraum und Asien stammende Klebrige Alant *Dittrichia graveolens* ist gelegentlich am Rheinufer zu finden. Im Ruhrgebiet ist die Art bereits fest eingebürgert. Der Klebrige Alant wird in seiner Ausbreitung durch den Klimawandel begünstigt. Düsseldorf-Lausward, 26.09.2018, 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 öfter am Rheinufer zu finden ist. Im Jahr 2015 kam sie erstmals in allen fünf Untersuchungsflächen vor, ebenso in sämtlichen Folgejahren. Düsseldorf-Lohausen, 02.10.2015, Foto: U. Schmitz.

*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* (Abb. 3/7), der aus dem Mittelmeerraum und Asien stammt, und der in Mitteleuropa zum Beispiel bereits im Ruhrgebiet eingebürgert ist, 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 Blaskirsche *Physalis peruviana* 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* (Abb. 3/23) 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 konn-





**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.

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 6,08 (Lohausen) und 6,27 (Volmerswerth). Der Mittelwert über alle Flächen lag bei 6,21. Diese Werte liegen sehr nahe an den Ergebnissen der quantitativen (gewichteten) Zeigerwertberechnung, die zwischen 6,15 (Lohausen) und 6,29 (Lausward) lagen, bei einem Mittelwert von 6,24. 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 5,16 (*Potentilla norvegica*) und 14,64 (*Helichrysum italicum*, Abb. 3/23) und ergab Mittelwerte für die Flächen zwischen 8,15 (Lohausen) und 8,50 (Oberkassel). Der Mittelwert über alle fünf Flächen lag mit 8,30 oberhalb des Durchschnittswertes von 8,13 seit dem Beginn der Untersuchungen (Tab. 3/2).

**Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2019 mit Zeigerwerten.**

N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C<sub>4</sub>=C<sub>4</sub>-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, x=indifferentes Verhalten, kursiv=ergänzte Werte), STI=Species Temperature Index. 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 <sub>4</sub>	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Acer negundo</i> juv.	N	E				6	9,62	2		2	2	1
<i>Acer platanoides</i>						6	7,56			1		
<i>Achillea millefolium</i>						x	6,50	2	1	1	2	2

ten, wie Bouchons Fuchsschwanz *Amaranthus bouchonii*, der Argentinische Nachtschatten *Solanum physalifolium* oder der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (Abb. 3/13), sind regelmäßiger Bestandteil der Flora der Untersuchungsgebiete. Der Australische Gänsefuß zeigte im Vergleich zu den letzten Jahren eine weitere Zunahme und war 2019 in allen fünf Untersuchungsflächen eine der häufigsten Pflanzenarten.

Die mittleren Temperaturzeigerwerte T nach Ellenberg et al. (1992) der Aufnahmeflächen lagen im Jahr 2019 leicht über dem Wert der meisten Vorjahre (Tab. 3/2). Insgesamt

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Achillea ptarmica</i>						6	6,64	1	1	1	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>						x	7,26	2	2		3	2
<i>Ailanthus altissima</i>	N	E				8	12,07	1		1		
<i>Allium schoenoprasum</i>						x	6,41		3			3
<i>Amaranthus albus</i>	N	E		x		8	11,94	2	1	1		
<i>Amaranthus blitum ssp. emarg.</i>	N	E		x		7	11,73	3	3	2	3	2
<i>Amaranthus bouchonii</i>	N	E		x		8	10,28	3	3	3	3	3
<i>Amaranthus powellii</i>	N	E		x		7	10,00		1		1	1
<i>Amaranthus retroflexus</i>	N	E		x		7	10,01	1	1			
<i>Anagallis arvensis</i>						6	10,84	1	1			
<i>Arctium spec.</i>								1	1	1	1	1
<i>Arenaria leptoclados</i>						x	11,22	3			2	
<i>Artemisia vulgaris</i>						6	7,66	2	1	2	1	2
<i>Asparagus officinalis</i>				A		6	9,19			1		
<i>Aster lanceolatus agg.</i>	N	E				7	9,34	1		1	2	2
<i>Aster x salignus</i>	N	E				6	7,79	1				
<i>Atriplex prostrata</i>						6	8,39	3			2	2
<i>Barbarea vulgaris</i>						6	7,45					1
<i>Berteroa incana</i>				A		6	7,65		3	3		
<i>Bidens frondosa</i>	N	E				6	10,16	1				1
<i>Calamagrostis epigejos</i>						5	7,07	2				
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				A		x	8,07		1	1	1	1
<i>Carduus acanthoides</i>				A		5	8,32				1	
<i>Carduus nutans</i>						6	9,57				1	
<i>Carex acuta</i>						5	7,36				2	
<i>Carex hirta</i>						6	8,45				3	
<i>Centaurea jacea</i>						6	7,82			1		
<i>Chaenorhinum minus</i>	N	E				6	8,33	3	1	2	2	1
<i>Chenopodium album agg.</i>						x	8,29	3	2	2	2	2
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	N	U				8	12,88	3	3	3	3	2
<i>Chenopodium glaucum</i>						6	8,71	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium polyspermum</i>						6	8,63	3	2	2	2	2
<i>Chenopodium pumilio</i>	N	E				7	11,97	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium rubrum</i>						x	8,94	3	2		3	2
<i>Cichorium intybus</i>				A		6	9,53		2	2	2	2
<i>Cirsium arvense</i>						5	7,97	2	2	2	2	2
<i>Cirsium vulgare</i>						5	8,14				2	1
<i>Citrullus lanatus</i>	N	U				9	8,11		1	2	1	
<i>Convolvulus arvensis</i>						6	9,55	1	2	3	2	2
<i>Conyza canadensis</i>	N	E				6	8,99	3	3	3	3	3
<i>Corrigiola litoralis</i>					3/3/3/3	6	12,22			1		



Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Cucumis melo</i>	N	U				9	11,21	1				
<i>Cucurbita pepo</i>	N	U				8	8,95			1		
<i>Cuscuta campestris</i>	N	U				7	12,27					3
<i>Cynodon dactylon</i>	N	E		x		7	13,57			3	3	
<i>Datura stramonium</i>	N	E				6	9,76	3	2	3	3	3
<i>Daucus carota</i>						6	9,60	2				2
<i>Digitaria sanguinalis</i>			A	x		7	10,69	3		2		2
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	N	E				7	9,29	2	2		2	
<i>Echinochloa crus-galli</i>			A	x		7	9,46		1			
<i>Echium vulgare</i>						6	8,76	3	2	3	2	
<i>Elymus repens</i>						6	7,33					1
<i>Eragrostis minor</i>	N	E		x		7	9,75			2		
<i>Erigeron annuus</i>	N	E				6	9,01	3	2	2	2	2
<i>Erodium cicutarium</i>						6	9,40			3	3	2
<i>Eryngium campestre</i>						7	12,08			3	3	
<i>Eupatorium cannabinum</i>						5	9,10	1		1		
<i>Euphorbia esula</i>						6	8,43	2		2		
<i>Euphorbia peplus</i>			A			6	9,73			2		
<i>Fallopia dumetorum</i>						6	7,96	3				1
<i>Fallopia japonica</i>	N	E				6	8,06					1
<i>Festuca arundinacea</i>						5	9,11	3	3	3	3	2
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	N	E				x					1	
<i>Galinsoga ciliata</i>	N	E				6	8,46		1	1		
<i>Galinsoga parviflora</i>	N	E				6	8,91	2	1	3	3	2
<i>Galium album</i>						x	6,37		1	2		
<i>Geranium molle</i>			A			6	9,79				1	
<i>Geranium pusillum</i>			A			6	8,35			2		
<i>Gnaphalium uliginosum</i>						6	7,63			2	3	
<i>Helianthus annuus</i>	N	U				7	7,63	1				
<i>Helichrysum italicum</i>	N	U				9	14,64		1			
<i>Herniaria glabra</i>			A			6	8,06	1	3	2		2
<i>Humulus lupulus</i>						6	8,23				1	
<i>Hypericum perforatum</i>						6	8,60	3	2	2		1
<i>Inula britannica</i>						6	8,55		1		3	2
<i>Iris pseudacorus</i>						6	8,34	1		1		1
<i>Juncus compressus</i>						5	7,64			1	2	
<i>Leontodon autumnalis</i>						x	5,91		2	2	2	2
<i>Lepidium graminifolium</i>						8	13,11				3	
<i>Lepidium virginicum</i>	N	E				7	9,53				3	
<i>Limosella aquatica</i>						6	6,78				2	
<i>Linaria vulgaris</i>						6	7,51	2	2	2	2	2

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Lolium perenne</i>						6	8,47		2		2	1
<i>Lycopersicon esculentum</i>	N	E				8	9,43	1			2	
<i>Lycopus europaeus</i>						6	8,68	1				1
<i>Lysimachia vulgaris</i>						x	8,07	1			2	2
<i>Lythrum salicaria</i>						5	8,74	2	2	2	2	2
<i>Malva neglecta</i>			A			6	9,36		1		2	1
<i>Malva sylvestris</i>			A			6	9,94		1			
<i>Medicago arabica</i>	N	U				7	11,32				3	
<i>Medicago falcata</i>						6	8,51		2		1	2
<i>Medicago lupulina</i>						5	8,76	1				2
<i>Medicago x varia</i>	N	E				6	8,26				2	2
<i>Melilotus albus</i>			A			6	8,31	3		1		1
<i>Melilotus altissimus</i>						6	8,93			1		
<i>Mentha arvensis</i>						x	7,56				2	
<i>Mentha x villosa</i>	N	E					10,19			2		
<i>Mercurialis annua</i>			A			7	12,03	2			1	
<i>Oenothera glazioviana</i>	N	E				7	8,67	1				
<i>Oenothera spec.</i>	N	E						3				2
<i>Oenothera x fallax</i>	N	E				7	8,45	2				2
<i>Ononis spinosa</i>						6	9,55			1	2	2
<i>Oxalis stricta</i>	N	E				6	8,65					2
<i>Persicaria amphibia</i>						6	8,21			2	2	
<i>Persicaria hydropiper</i>						6	8,26	3		2		
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.						6	8,05	3	3	3	3	3
<i>Persicaria maculosa</i>						6	8,51	3	3	3	3	1
<i>Persicaria pensylvanica</i>	N	E				x		2				
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	N	U				8	8,11				3	
<i>Phalaris arundinacea</i>						5	7,49		2	2	3	2
<i>Physalis peruviana</i>	N	U				9	7,40			2		
<i>Picris hieracioides</i>						x	9,68			1	1	
<i>Plantago lanceolata</i>			A			x	8,51	2	3	3	3	3
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>						6	8,75	1	2	2	2	
<i>Poa annua</i>						x	7,08				3	
<i>Poa palustris</i>						5	6,65				1	
<i>Polygonum aviculare</i> agg.						6	7,78	3	3	3	3	2
<i>Populus alba</i> juv.						7	10,06	2			2	
<i>Populus nigra</i> juv.					2/2/2/3	6	10,37	2	3	3	3	2
<i>Populus x canadensis</i> juv.	N	E				6	9,98	3	2		2	3
<i>Portulaca oleracea</i>			A	x		8	11,16	3	3	3	3	2
<i>Potentilla anserina</i>						6	7,33		3	2	3	3
<i>Potentilla norvegica</i>	N	E				6	5,16					1

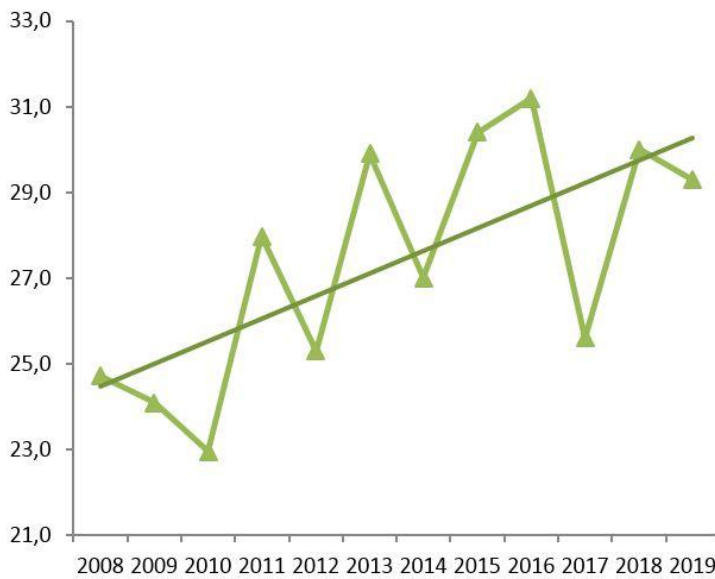
Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Potentilla reptans</i>						6	9,15		3	2	3	3
<i>Potentilla supina</i>						7	9,41			1	3	
<i>Pulicaria vulgaris</i>					3/3/3/3	6	10,38		3	3	3	2
<i>Reseda lutea</i>			A			6	10,04		2	1		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	N	E				6	10,07	2				1
<i>Rorippa austriaca</i>	N	E				7	8,67	3	3	3	2	3
<i>Rorippa sylvestris</i>						6	8,35	3	3	2	3	2
<i>Rubus caesius</i>						5	8,85	2	2		2	3
<i>Rubus fruticosus</i> agg.											1	
<i>Rumex crispus</i>						5	8,33	2	2	2	2	2
<i>Rumex maritimus</i>						7	8,73	1				
<i>Rumex obtusifolius</i>						5	8,30	2		1	1	
<i>Rumex palustris</i>						7	9,52				1	
<i>Salix alba</i> juv.						6	9,24	1		2	2	2
<i>Salix caprea</i> juv.						x	6,28				1	
<i>Salix cinerea</i> juv.						x	7,85				1	
<i>Salix purpurea</i> juv.						5	8,77			1		
<i>Salix triandra</i> juv.						5	8,31	1		2	2	1
<i>Saponaria officinalis</i>						6	8,26	3		1		1
<i>Scrophularia nodosa</i>						5	7,64			1		
<i>Sedum acre</i>						6	7,27	2				
<i>Senecio inaequidens</i>	N	E				7	9,29	3	3	3	3	3
<i>Senecio vulgaris</i>						x	8,62	1	2	2	3	1
<i>Setaria viridis</i>			A	x		6	9,24	3				2
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>						6	8,80					1
<i>Silene vulgaris</i>						x	7,88			1		1
<i>Sisymbrium officinale</i>			A			6	9,25				2	
<i>Solanum dulcamara</i>						5	8,48					1
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>			A			6		3	2	2	2	
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>			A			7	10,12	2	2	2	3	2
<i>Solanum physalifolium</i>	N	E				7	8,22	2	1	2	2	2
<i>Solanum sarachoides</i>	N	U				6		1				
<i>Solidago gigantea</i>	N	E				6	8,23	2	1	2		2
<i>Sonchus asper</i>			A			5	9,14	2	3		1	1
<i>Stachys palustris</i>						5	7,88				2	
<i>Stellaria aquatica</i>						5	8,89					1
<i>Symphytum officinale</i>						6	8,79	1				
<i>Tanacetum vulgare</i>						6	6,96	1		2	2	2
<i>Taraxacum officinale</i> agg.						x	7,30					2
<i>Thalictrum flavum</i>					3/3/3/V	6	7,42			1		
<i>Trifolium repens</i>						x	7,14					1

Artnamen	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	STI	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh	
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			A			6	7,48	1					
<i>Urtica dioica</i>						x	7,27	1		2	3	1	
<i>Verbascum blattaria</i>					n/n/n/3	7	10,48				1		
<i>Verbascum nigrum</i>						5	7,34	2	1				
<i>Verbena officinalis</i>			A			6	11,06	2	2	3	3	1	
<i>Xanthium albinum</i>	N	E				6	12,72	1					
<i>Xanthium saccharatum</i>	N	E				7	12,72	3	3	3	3	2	
<b>174</b>	<b>51</b>		<b>25</b>	<b>11</b>	<b>5</b>			<b>94</b>	<b>73</b>	<b>94</b>	<b>104</b>	<b>94</b>	<b>Artenzahl 174</b>
	<b>E</b>	<b>40</b>						<b>6,24</b>	<b>6,27</b>	<b>6,24</b>	<b>6,22</b>	<b>6,08</b>	<b>T-Zeigerw. qual., Mw 6,21</b>
	<b>U</b>	<b>11</b>						<b>6,25</b>	<b>6,25</b>	<b>6,29</b>	<b>6,28</b>	<b>6,15</b>	<b>T-Zeigerw. quant., Mw 6,24</b>
	<b>K</b>	<b>0</b>						<b>8,27</b>	<b>8,21</b>	<b>8,35</b>	<b>8,50</b>	<b>8,15</b>	<b>STI-Zeigerwert, MW 8,30</b>
	<b>Z</b>	<b>0</b>						<b>33</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>Anzahl Neoph., MW 26,6</b>
								<b>35,1</b>	<b>30,1</b>	<b>26,6</b>	<b>25,0</b>	<b>28,7</b>	<b>Anteil Neoph. [%], Mw 29,1 %</b>
								<b>10</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>Anzahl C<sub>4</sub>-Arten, Mw 8,6</b>
								<b>7,4</b>	<b>9,6</b>	<b>7,4</b>	<b>4,8</b>	<b>6,4</b>	<b>Anteil C<sub>4</sub>-Arten [%], Mw 7,1 %</b>

Tab. 3/2: Vergleich der Daten vom Rheinufer 2008 bis 2019 (MW = Mittelwert).

2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	MW	Jahr / Parameter
178	191	183	218	170	167	174	214	157	219	170	174	184,6	Artenzahl
145	151	150	181	135	146	144	173	136	178	146	147	152,7	Arten mit Zeigerwert
6,20	6,15	6,09	6,24	6,20	6,20	6,18	6,25	6,29	6,22	6,29	6,24	6,2	Mittl. Zeigerwert T 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	6,17	Mittl. Zeigerwert T 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	6,20	Mittl. Zeigerwert T 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	8,84	Mitt. 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	8,13	Mitt. STI Zeigerwert der Flächen ungewichtet
8,78	8,69	8,69	8,80	8,82	9,01	8,68	9,03	9,06	8,91	9,15	9,08	8,89	Mitt. STI Zeigerwert der Flächen gewichtet
28	27	31	31	26	25	23	36	26	38	27	25	28,6	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	15,5	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
44	46	42	61	43	50	47	65	49	56	51	51	50,4	Neophytenarten
34	37	34	46	35	39	40	46	37	43	38	40	39,1	Eingebürgerte Neophyten
10	9	8	15	8	11	7	19	12	13	13	11	11,3	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	27,4	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	25,3	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	27,1	Mittl. Neophytenanteil in den Aufnahmefl. [%]
11	10	9	14	10	14	10	17	12	13	13	11	12,0	Anzahl C <sub>4</sub> -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	6,5	C <sub>4</sub> -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	6,4	Mittl. C <sub>4</sub> -Artenzahl in den Aufnahmeflächen
6,0	5,6	4,6	5,6	5,7	10,5	4,2	8,2	9,1	6,1	10,4	7,1	6,9	Mittl. C <sub>4</sub> -Anteil in den Flächen [%]
4	4	4	5	5	6	4	4	5	7	3	5	4,7	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	2,6	Anteil RL-Arten [%]

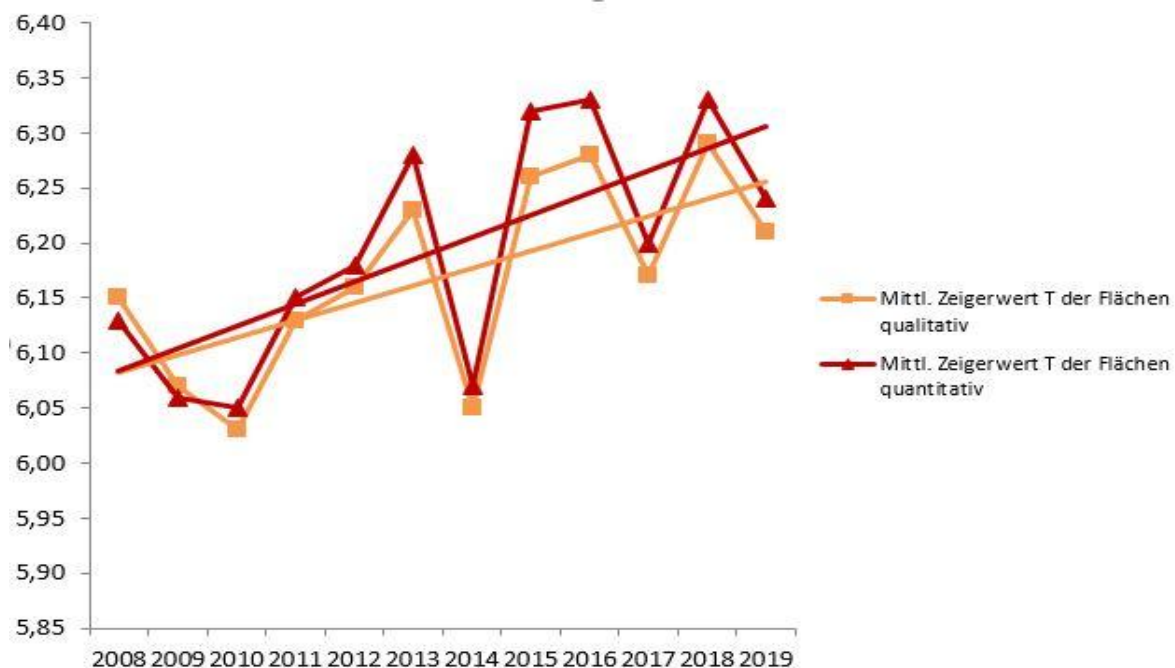




**Abb. 3/10: Mittlerer Anteil der Neophytenarten an der Gesamtartenzahl [%] in den Jahren 2008 bis 2019 mit linearer Trendlinie. Der Anstieg ist statistisch signifikant ( $p < 0,05$  %).**

Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre (SCHMITZ et al. 2009-2018) (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 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 (ELLENBERG et al. 1992) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2019 mit linearen Trendlinien. Es ist eine deutliche Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg ist statistisch signifikant ( $p < 0,05$  %).**

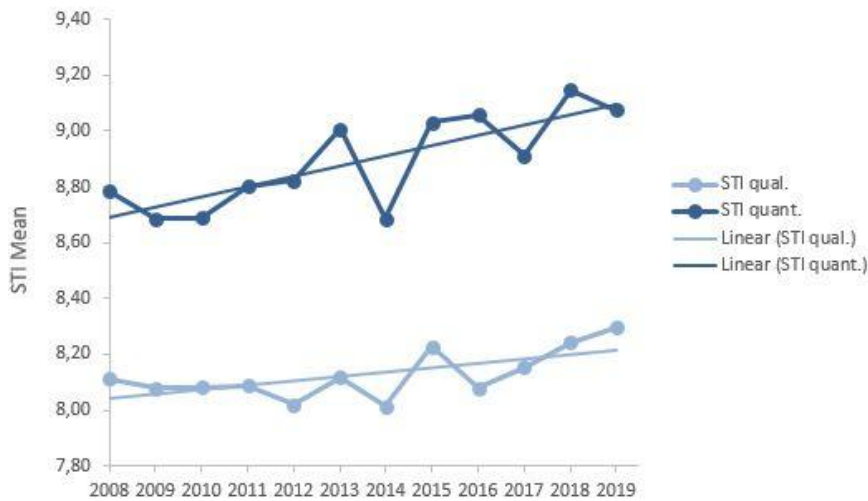


Abb. 3/12: Mittlere STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIAUS et al. 2018) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2019 mit linearer Trendlinie. Es ist eine Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg der gewichteten Werte (STI quant) ist statistisch signifikant ( $p < 0,05$  %).



Abb. 3/13: Die Mexikanische Chia *Salvia hispanica* (links) ist eine Wärme liebende verwilderte Kulturpflanze, die 2016, 2017 und 2018 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurde, 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 bis 3/8 dargestellt. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) der einzelnen Flächen ergab bei ungewichteter Berechnung für 2019 Werte zwischen 4,75 und 5,65 (Durchschnitt 5,26). Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der Dominanz der Kühle liebenden Wald-Hainsimse niedrigere Werte zwischen 4,04 und 4,99 (Durchschnitt 4,44). 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), drei (2009-2013, 2017, 2019) und vier (2014-2016). Die Pflanzen werden gelegentlich durch Wildverbiss geschädigt. Beim qualitativen Temperaturzeigerwert ist von 2009 bis 2019 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 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim.** 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 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.**

Dauerflächennr.:	1												
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019		
Fläche [m <sup>2</sup> ]:	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25		
Neigung [ °]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30		
Exposition:	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W		
Gesellschaft:	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA	L-FA/ P-FA		
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	75	75	75	85	85	85	80	80	85	80	80		
h Baumsch. 1 [m]:	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22		
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	40	40	45	45	45	40	35	35	35	30	25		
h Baumsch. 2 [m]:	12	12	12	12	12	10	10	10	9	9	8		
Dckg. Strauchsch. [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Strauchsch [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Krautsch. [%]:	27	25	20	16	15	15	20	11	15	11	10		
Dckg. Moosch. [%]:	6	5	8	6	7	8	8	6	8	5	2		
Artenzahl Gefäßpfl.:	11	10	11	12	10	10	11	11	11	10	9		
<b>Baumschicht 1:</b>													
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	20A	20A	35A	40A	40A	40A	35A	35A		
<i>Quercus robur</i>	80	75	75	65	55	45	35	35	40	40	40		
<i>Quercus rubra</i>	.	.	.	.	10A	5A	10A	5A	5A	5A	5A		
<b>Baumschicht 2:</b>													
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	40	45	45	45	40	40	35	35	30	20		
<b>Krautschicht:</b>													
	<b>T</b>	<b>STI</b>											
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klq.	x	8,3	0,1	3	0,1	0,25	0,04	0,25	0,1	0,05	4	0,1	3
<i>Carpinus betulus</i> juv.	6	9,0	0,25	.	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Castanea sativa</i> juv.	<b>8</b>	<b>10,1</b>	<b>0,25</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,25</b>	<b>0,1</b>	<b>0,15</b>	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,4	0,25	0,25	0,25	0,25	0,5	0,1	0,5	0,5	0,5	1	0,25
<i>Hedera helix</i>	5	9,3	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,0	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula sylvatica</i>	<b>4</b>	<b>7,5</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>8</b>
<i>Poa nemoralis</i>	x	6,5	0,25	0,1	0,1	0,1	0,04	0,01	0,04	0,1	0,05	0,01	.
<i>Quercus rubra</i> Klq.	.	8,8	0,25	0,5	1	0,25	0,1	0,04	0,04	0,01	0,05	0,25	0,05
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x		0,25	0,25	0,5	0,25	0,1	0,25	0,1	0,04	0,1	0,25	0,05
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	5,9	0,25	0,25	0,5	0,25	0,1	0,1	0,5	0,1	0,25	0,25	0,25
<i>Taxus baccata</i>	5	8,4	.	.	.	0,04	.	.	0,01	0,01	0,0025	0,01	0,01
<b>T<sub>qual</sub></b>		<b>5,60</b>	<b>5,50</b>	<b>5,60</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>4,75</b>	<b>4,75</b>	
<b>T<sub>quant</sub></b>		<b>4,07</b>	<b>4,03</b>	<b>4,05</b>	<b>4,17</b>	<b>4,08</b>	<b>4,05</b>	<b>4,14</b>	<b>4,09</b>	<b>4,11</b>	<b>4,01</b>	<b>4,07</b>	
<b>STI<sub>qual</sub></b>		<b>8,17</b>	<b>8,11</b>	<b>8,20</b>	<b>8,23</b>	<b>8,11</b>	<b>8,11</b>	<b>8,14</b>	<b>8,14</b>	<b>8,14</b>	<b>7,90</b>	<b>8,09</b>	
<b>STI<sub>quant</sub></b>		<b>7,53</b>	<b>7,61</b>	<b>7,56</b>	<b>7,61</b>	<b>7,56</b>	<b>7,53</b>	<b>7,53</b>	<b>7,54</b>	<b>7,74</b>	<b>7,58</b>	<b>7,70</b>	



**Tab. 3/4: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 2 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim.** Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018), L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	<b>2</b>												
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019		
Fläche [m²]:	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35		
Neigung [ °]:	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50		
Exposition:	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW		
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA		
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85		
h Baumsch. 1 [m]:	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25		
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Baumsch. 2 [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Strauchsch. [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Strauchsch [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Krautsch. [%]:	25	23	25	25	25	20	20	25	20	15	15		
Dckg. Moosch. [%]:	15	15	15	15	12	12	12	12	8	5	5		
Artenzahl Gefäßpfl.:	9	9	11	12	10	11	11	10	10	10	10		
<b>Baumschicht 1:</b>													
<i>Acer pseudoplatanus</i>	55	55	55	55	55	55	60	60	60	60	60		
<i>Fagus sylvatica</i>	40	40	40	35	30	20	20	20	25	25	25		
<i>Quercus rubra</i>	.	.	.	5A	10A	20A	15A	15A	15A	15A	15A		
<b>Krautschicht:</b>													
	<b>T</b>	<b>STI</b>											
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	8,3	0,25	7	2	3	3	5	2	0,1	8	0,1	2
<i>Blechnum spicant</i>	x	7,0	10	5	4	3	3	4	4	3	2	2	0,05
<i>Castanea sativa</i> juv.	8	10,1	.	.	.	.	.	0,01	0,03	0,05	.	.	0,05
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x	7,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	7,5	5	5	10	12	12	10	12	16	8	7	1
<i>Dryopteris filix-mas</i>	x	7,1	0,25	0,25	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8	0,5	0,3	0,3
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	8,1	0,1	0,1	0,25	0,25	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,05	.
<i>Galium aparine</i>	6	8,8	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hedera helix</i>	5	9,3	0,1	0,25	0,1	0,1	0,05	0,001	0,01	0,1	0,05	0,2	0,1
<i>Juglans regia</i> juv.	8	9,8	.	.	0,25	0,1	0,05	0,025	0,03	.	.	.	.
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,5	10	6	6	5	5	4	4	4	4	4	4
<i>Quercus rubra</i> Klg.		8,8	.	.	1	0,5	.	.	.	.	.	0,5	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x		0,1	0,25	1	0,25	0,1	0,2	0,5	2	0,5	1	1
<b>T<sub>qual</sub></b>		<b>4,67</b>	<b>4,67</b>	<b>5,50</b>	<b>5,60</b>	<b>5,50</b>	<b>6,00</b>	<b>6,00</b>	<b>5,50</b>	<b>4,67</b>	<b>4,67</b>	<b>5,67</b>	
<b>T<sub>quant</sub></b>		<b>4,02</b>	<b>4,06</b>	<b>4,20</b>	<b>4,17</b>	<b>4,07</b>	<b>4,05</b>	<b>4,08</b>	<b>4,09</b>	<b>4,04</b>	<b>4,06</b>	<b>4,07</b>	
<b>STI<sub>qual</sub></b>		<b>7,84</b>	<b>7,84</b>	<b>8,16</b>	<b>8,22</b>	<b>8,08</b>	<b>8,31</b>	<b>8,31</b>	<b>8,13</b>	<b>7,84</b>	<b>7,96</b>	<b>8,01</b>	
<b>STI<sub>quant</sub></b>		<b>7,33</b>	<b>7,66</b>	<b>7,58</b>	<b>7,60</b>	<b>7,56</b>	<b>7,60</b>	<b>7,51</b>	<b>7,47</b>	<b>7,75</b>	<b>7,52</b>	<b>7,72</b>	

**Tab. 3/5: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 3 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim.** Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018), L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	3											
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	
Fläche [m <sup>2</sup> ]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Neigung [°]:	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	
h Baumsch. 1 [m]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
h Baumsch. 2 [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Dckg. Strauchsch. [%]:	.	3	1	2	1	2	3	4	4	4	10	
h Strauchsch [m]:	.	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	
Dckg. Krautsch. [%]:	15	15	18	18	16	15	20	20	18	16	8	
Dckg. Moosch. [%]:	5	3	5	1	2	2	3	4	4	1	1	
Artenzahl Gefäßpfl.:	8	8	7	9	8	9	9	9	7	7	7	
<b>Baumschicht 1:</b>												
<i>Fagus sylvatica</i>	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	
<b>Strauchschicht</b>												
<i>Ilex aquifolium</i>	.	3A	1A	2A	1A	2A	3A	4A	4A	4A	5	
<b>Krautschicht:</b>	<b>T</b>	<b>STI</b>										
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x 8,3	0,1	0,1	.	0,1	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,1
<i>Cardamine flexuosa</i>	5 7,9	.	.	.	0,01	.	.	.	.	.	.	.
<i>Castanea sativa</i> juv.	<b>8</b> 10,1	<b>0,1</b>	<b>0,25</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>
<i>Corylus avellana</i>	5 8,0	.	.	.	.	.	.	0,005	0,01	.	.	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x 7,1	.	.	0,25	0,25	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	x 7,5	0,25	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5 8,4	4	4	7	8	8	8	10	10	11	8	3
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5 8,1	.	.	.	.	0,005	0,005	0,05	.	.	.	.
<i>Hedera helix</i>	5 9,3	.	.	.	.	.	0,005	.	.	.	.	.
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5 9,0	3	4	5	5	7	7	8	9	9	10	4
<i>Luzula luzuloides</i>	x 7,4	5	5	5	4	0,5	0,5	0,1	0,25	0,3	0,2	0,1
<i>Luzula sylvatica</i>	<b>4</b> 7,5	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1,5</b>	<b>1,3</b>	<b>1</b>	<b>0,7</b>
<i>Quercus rubra</i> Klg.	.	8,8	.	0,1	.	.	.	.	0,01	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x	0,25	0,5	0,5	1	4	4	0,5	1,5	1,5	1	0,5
<b>T<sub>qual</sub></b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,33</b>	<b>5,33</b>	<b>5,40</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>	<b>5,50</b>
<b>T<sub>quant</sub></b>	<b>4,56</b>	<b>4,73</b>	<b>4,94</b>	<b>5,00</b>	<b>4,92</b>	<b>4,87</b>	<b>4,95</b>	<b>5,00</b>	<b>5,01</b>	<b>5,03</b>	<b>5,03</b>	<b>4,99</b>
<b>STI<sub>qual</sub></b>	<b>8,31</b>	<b>8,49</b>	<b>8,25</b>	<b>8,21</b>	<b>8,39</b>	<b>8,51</b>	<b>8,34</b>	<b>8,43</b>	<b>8,44</b>	<b>8,44</b>	<b>8,44</b>	<b>8,44</b>
<b>STI<sub>quant</sub></b>	<b>7,91</b>	<b>8,05</b>	<b>8,20</b>	<b>8,28</b>	<b>8,49</b>	<b>8,47</b>	<b>8,56</b>	<b>8,62</b>	<b>8,61</b>	<b>8,69</b>	<b>8,69</b>	<b>8,65</b>

**Tab. 3/6: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 4 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim.** Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018), L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	4												
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019		
Fläche [m <sup>2</sup> ]:	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35		
Neigung [ °]:	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50		
Exposition:	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO		
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA		
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85		
h Baumsch. 1 [m]:	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28		
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Baumsch. 2 [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Strauchs. [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Strauchs. [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Krautsch. [%]:	40	40	38	30	30	35	30	27	30	30	30		
Dckg. Moossch. [%]:	6	5	4	4	<1	1	<1	<1	3	5	7		
Artenzahl Gefäßpfl.:	10	10	10	9	9	9	9	9	9	8	6		
<b>Baumschicht 1:</b>													
<i>Fagus sylvatica</i>	75	75	85	80	80	80	80	82	82	82	82		
<i>Quercus robur</i>	15	15	15	10	10	10	8	5	5	5	5		
<b>Krautschicht:</b>													
	<b>T</b>	<b>STI</b>											
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klq.	x	8,3	0,1	0,25	0,1	0,05	.	0,01	0,01	0,01	0,5	.	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x	7,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	7,5	0,1	0,25	0,5	0,25	0,5	0,5	0,25	1	0,5	0,8	0,7
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,4	8	8	8	8	8	12	15	14	12	8	10
<i>Fraxinus excelsior</i> Klq.	5	8,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hedera helix</i>	5	9,3	0,1	0,25	1	0,25	0,1	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05	.
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,0	6	6	6	6	6	10	6	6	9	8	9
<i>Luzula luzuloides</i>	x	7,4	8	6	6	4	4	2	0,5	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,5	20	18	16	12	12	10	8	7	7	7	7
<i>Prunus avium</i> Klq.	5	8,3	.	.	0,1	.	0,005	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus robur</i> Klq.	6	8,3	.	.	.	0,03	0,01	.	.	.	0,5	.	5
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	5,9	0,25	0,1	0,25	0,25	0,1	0,01	0,05	0,01	0,1	0,1	.
<b>T<sub>qual</sub></b>		<b>4,75</b>	<b>4,80</b>	<b>4,83</b>	<b>5,00</b>	<b>5,00</b>	<b>4,75</b>	<b>4,75</b>	<b>4,75</b>	<b>5,00</b>	<b>4,75</b>	<b>5,00</b>	
<b>T<sub>quant</sub></b>		<b>4,41</b>	<b>4,44</b>	<b>4,49</b>	<b>4,54</b>	<b>4,54</b>	<b>4,69</b>	<b>4,72</b>	<b>4,74</b>	<b>4,77</b>	<b>4,70</b>	<b>4,94</b>	
<b>STI<sub>qual</sub></b>		<b>7,82</b>	<b>7,93</b>	<b>7,97</b>	<b>7,95</b>	<b>7,96</b>	<b>7,91</b>	<b>7,91</b>	<b>7,91</b>	<b>7,95</b>	<b>7,85</b>	<b>8,02</b>	
<b>STI<sub>quant</sub></b>		<b>7,84</b>	<b>7,90</b>	<b>7,94</b>	<b>8,01</b>	<b>8,00</b>	<b>8,24</b>	<b>8,25</b>	<b>8,26</b>	<b>8,33</b>	<b>8,29</b>	<b>8,33</b>	

**Tab. 3/7: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 5 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim.** Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018), L-FA = Luzulo-Fagetum. \* = starke Spuren von Wildverbiss. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	5												
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019		
Fläche [m <sup>2</sup> ]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30		
Neigung [°]:	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45		
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW		
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA		
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	90	85	85	85	85	85	85	85		
h Baumsch. 1 [m]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30		
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
h Baumsch. 2 [m]:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dckg. Strauchsch. [%]:	.	.	.	.	4	5	6	8	9	9	10		
h Strauchsch [m]:	.	.	.	.	2	2,5	2	2	2	2	2,5		
Dckg. Krautsch. [%]:	65	50	50	50	50	50	45	37	36	36	35		
Dckg. Moosch. [%]:	3	2	2	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
Artenzahl Gefäßpfl.:	9	8	8	9	9	8	7	8	9	9	8		
<b>Baumschicht 1:</b>													
<i>Fagus sylvatica</i>	85	85	85	90	85	85	85	85	85	85	85		
<b>Strauchschicht</b>													
<i>Ilex aquifolium</i>	.	.	.	.	4	5	6	8	9	9	10		
<b>Krautschicht:</b>													
	<b>T</b>	<b>STI</b>											
<i>Acer platanoides</i> Klg.	6	7,6	.	.	.	.	.	.	.	.	0,01		
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	8,3	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	.	.	0,05	0,01	0,005	
<i>Avenella flexuosa</i>	x	5,4	.	.	.	0,1	0,05	0,05	.	0,04	0,05	.	
<i>Castanea sativa</i> juv.	<b>8</b>	<b>10,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1*</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,07</b>	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,4	0,25	0,5	0,25	1	0,75	0,5	1	0,5	0,5	2	3
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	8,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hedera helix</i>	5	9,3	0,25	0,25	0,25	0,25	0,1	0,1	0,05	0,05	0,1	0,05	0,1
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,0	5	6	5	7	10	11	6	4	5	3	2
<i>Luzula luzuloides</i>	x	7,4	8	7	7	9	4	4	4	3	4	7	4
<i>Luzula sylvatica</i>	<b>4</b>	<b>7,5</b>	<b>55</b>	<b>45</b>	<b>40</b>	<b>35</b>	<b>35</b>	<b>35</b>	<b>33</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>25</b>
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	5,9	0,25	0,1	0,1	0,1	0,1	0,04	0,1	0,05	0,05	0,1	0,1
<b>T<sub>qual</sub></b>		<b>5,33</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,40</b>	<b>5,50</b>	<b>5,40</b>
<b>T<sub>quant</sub></b>		<b>4,10</b>	<b>4,14</b>	<b>4,13</b>	<b>4,20</b>	<b>4,24</b>	<b>4,26</b>	<b>4,18</b>	<b>4,14</b>	<b>4,16</b>	<b>4,16</b>	<b>4,16</b>	<b>4,18</b>
<b>STI<sub>qual</sub></b>		<b>8,21</b>	<b>8,23</b>	<b>8,23</b>	<b>7,92</b>	<b>7,92</b>	<b>7,87</b>	<b>8,22</b>	<b>7,87</b>	<b>7,92</b>	<b>8,16</b>	<b>8,23</b>	
<b>STI<sub>quant</sub></b>		<b>7,59</b>	<b>7,65</b>	<b>7,63</b>	<b>7,69</b>	<b>7,80</b>	<b>7,82</b>	<b>7,71</b>	<b>7,66</b>	<b>7,68</b>	<b>7,62</b>	<b>7,65</b>	



Tab. 3/8: Vergleich der Daten vom Gallberg 2009 bis 2018.

2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	MW	Parameter
18	16	20	23	24	18	19	19	18	18	16	19,0	Gesamtartenzahl
17	15	19	23	20	17	18	18	18	17	16	18,0	Artenzahl Krautschicht
7	6	9	12	10	7	9	8	8	8	7	8,3	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	5,3	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	4,4	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	5,5	Mittl. T-Zeigerwert der Gesamtartenliste Krautschicht
8,07	8,12	8,16	8,11	8,09	8,14	8,18	8,09	8,06	8,06	8,16	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	7,9	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	7,9	Mittl. STI-Zeigerwert der Gesamtartenliste Krautschicht
1	1	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1,5	Archäophytenarten
5,6	6,3	10,0	8,7	8,3	11,1	10,5	5,3	5,6	5,6	6,3	7,6	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
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	Eingebürgerte Neophyten
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	5,4	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	0,3	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	2,3	Mittl. Neophytenanteil in den Aufnahmeflächen [%]
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	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
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	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
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	Anteil RL-Arten [%]

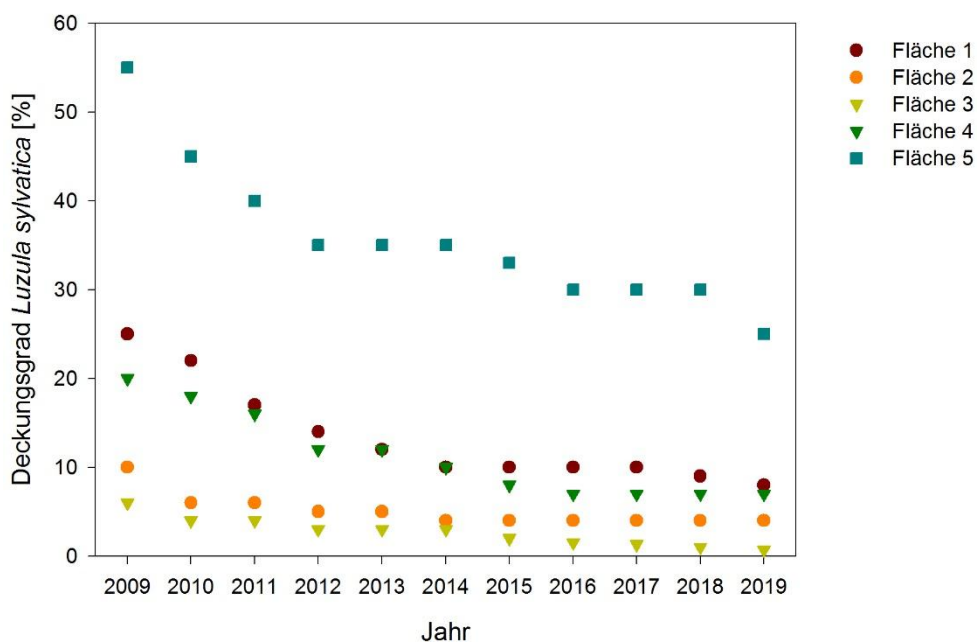


Abb. 3/16: Abnahme des Kühleizers *Luzula sylvatica* in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2019.

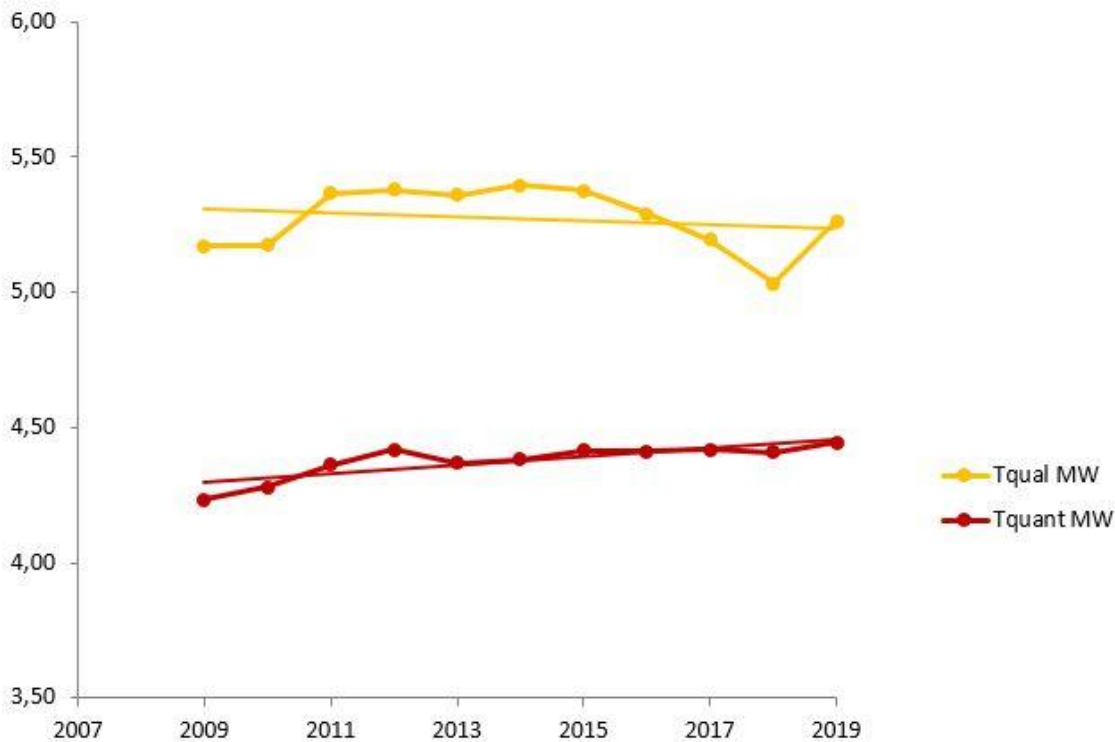


Abb. 3/17: Mittlere ungewichtete ( $T_{qual}$ ) und gewichtete ( $T_{quant}$ ) Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2019. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall-Test).

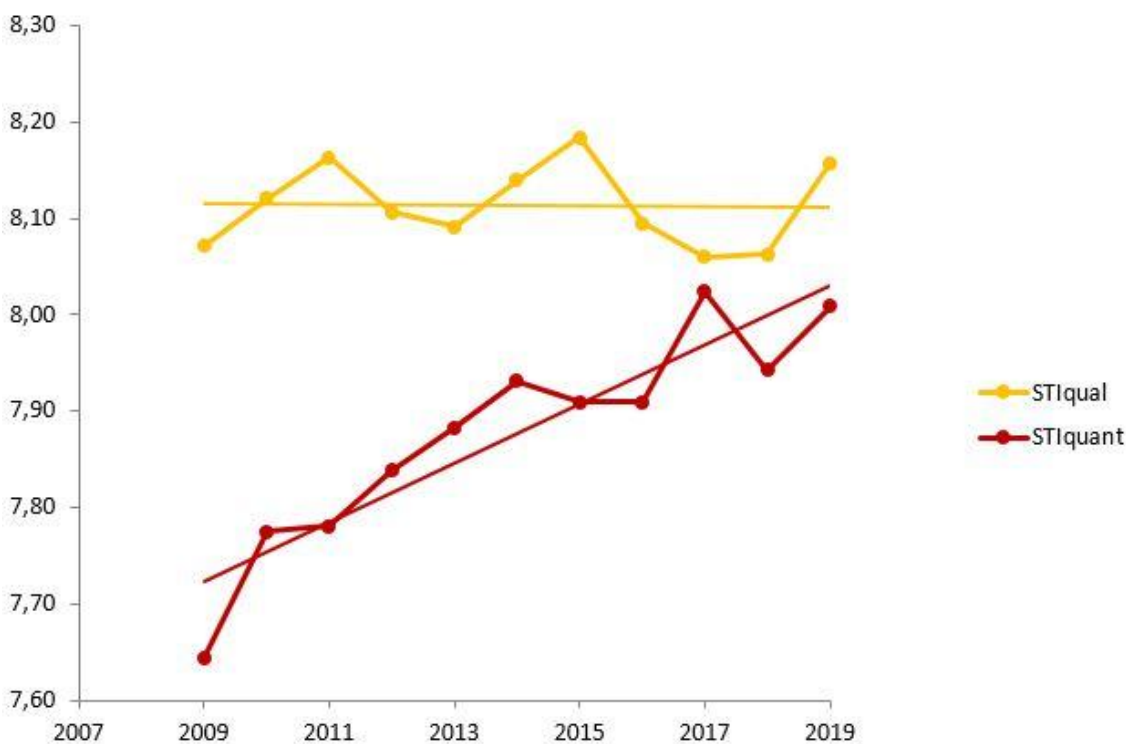


Abb. 3/18: Mittlere ungewichtete ( $STI_{qual}$ ) und gewichtete ( $STI_{quant}$ ) STI-Temperaturzeigerwerte (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) mit linearen Trendlinien in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2019. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall-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 2019 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) 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). Die Werte der Jahre 2008-2019 für den Raum Düsseldorf lagen zum Teil zwar etwas unterhalb der Werte für den gesamten Niederrhein aus den vorangegangenen Jahren, der langfristige Trend zeigt jedoch deutlich aufwärts, insbesondere die Jahre 2013, 2015, 2016, 2018 und 2019 zeigten hohe Anteile an Neophyten (Abb. 3/19).

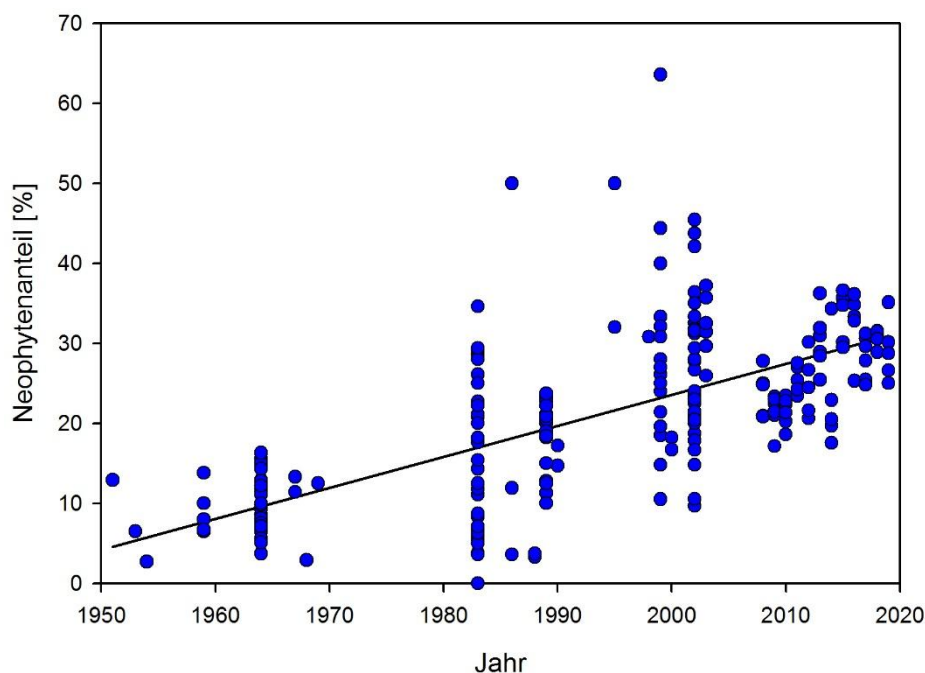


Abb. 3/19: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2019 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

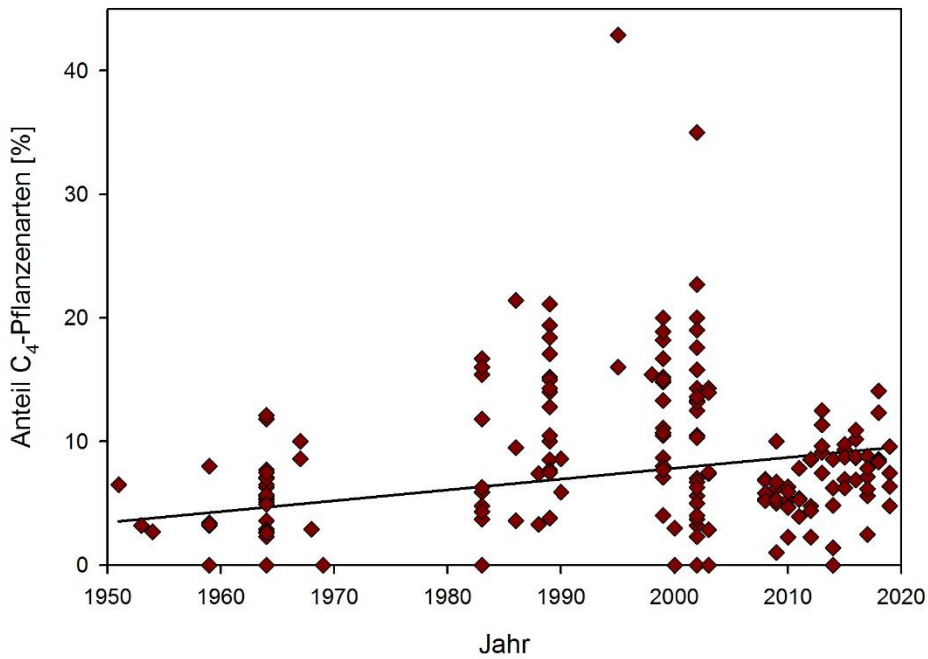


Abb. 3/20: Anstieg des Anteils an C<sub>4</sub>-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2019 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

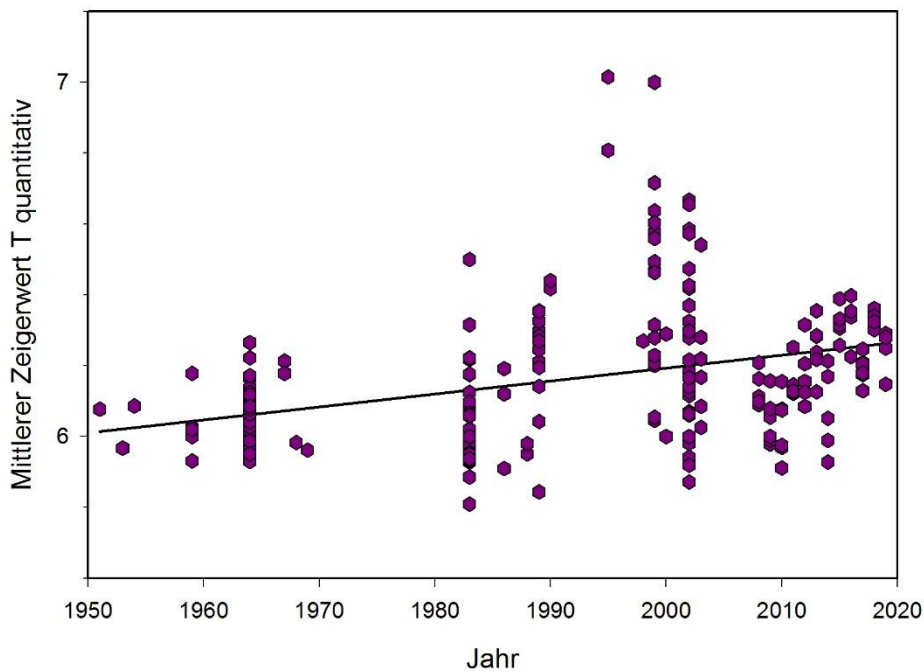


Abb. 3/21: Anstieg des mittleren gewichteten Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer des Niederrheins zwischen 1951 und 2019 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).



Das gleiche gilt für die Entwicklung der Anteile von C<sub>4</sub>-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 C<sub>4</sub>-Pflanzen gefunden wurden.

Ein großer Teil der Neophyten- und C<sub>4</sub>-Arten der fünf Daueruntersuchungsflächen ist regelmäßig in allen Untersuchungsjahren zu finden und war bereits von SCHMITZ & LÖSCH (2005) für den Bereich des Niederrheins nachgewiesen worden. Manche Arten sind neu hinzugekommen und andere verschwinden auch wieder. So war zum Beispiel der nordamerikanische Carolina-Nachtschatten *Solanum carolinense*, der als Neophyt nach Asien und Europa eingeschleppt wurde (EBERWEIN & LITSCHER 2007), am Rheinufer an der Lausward von 2006 bis 2011 durchgehend zu beobachten. In den Folgejahren war die Art nur noch in geringerer Anzahl oder gar nicht vertreten. Die Feige *Ficus carica* konnte nach mehreren Jahren der kontinuierlichen Beobachtung an der Lausward ab 2012 nicht mehr gefunden werden. Für den Rückgang spielt jedoch in beiden Fällen nicht das Klima, sondern die starke Schafsbeweidung die entscheidende Rolle, die sich in Volmerswerth, auf der Lausward, in Oberkassel und in Lohausen bis auf die Sand- und Kiesbänke des Rheinufers erstreckt.

Im Untersuchungsjahr 2019 wurden 51 Neophytenarten nachgewiesen, was einen durchschnittlichen Wert darstellt. Allerdings lag der Anteil von Neophyten an der Gesamtartenzahl mit 29,3 % über dem Durchschnitt, erreichte aber nicht den bisherigen Rekord von 31,2 % aus dem Jahr 2016. Von den Neophyten waren 40 Arten eingebürgert und 11 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, 2017 und 2018 vereinzelt mit reifen Früchten zu beobachten (Abb. 3/22), in den Jahren 2012, 2013 und 2019 zwar ebenfalls an mehreren Stellen wachsend, jedoch nur mit Blüten und unreifen Früchten. Keimungsversu-



**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:** Die Italienische Strohblume („Currykraut“) *Helichrysum italicum* stammt aus dem Mittelmeerraum und wird in Mitteleuropa als Zierpflanze kultiviert. Im Jahr 2018 wurde sie zum ersten Mal in den Untersuchungsflächen gefunden und konnte dort auch im Folgejahr nachgewiesen werden. Düsseldorf-Volmerswerth, 27.09.2019, Foto: U. Schmitz.

che 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. Desweiteren 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 Jahren 2009, 2010, 2013 und 2017 dagegen noch keine Wärmezeiger aufgewiesen (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b). Ein Vergleich der mittleren Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) zeigte keinen Anstieg bei qualitativer und 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





**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.

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 dortigen Flächen für ein Monitoring gut geeignet. Der am Fundort mit *Luzula sylvatica* vergesellschaftete Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant* ist nach jüngeren Untersuchungen ebenfalls ein Verlierer des Klimawandels in Mitteleuropa (KÜHN mündl. Mittlg. 2008). Als Folge der Klimaerwärmung wäre somit auch ein zukünftiger Rückgang dieser Art in den Dauerflächen zu erwarten. Beim Vergleich der Untersuchungen von 2009 bis 2019 war bereits ein sehr deutlicher Rückgang der Deckung dieser Art in Untersuchungsfläche 2 von 10 auf 0,05 Prozent zu verzeichnen.

Der Rückgang der Deckung dieser Art in Untersuchungsfläche 2 von 10 auf 0,05 Prozent zu verzeichnen.

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

(HETZEL 2009, 2012). Der von LOACKER (2008) für den Ostalpenraum gezeigte Zusammenhang der Arealexension des Walnussbaumes mit dem Klimawandel, lässt sich somit auch für Nordrhein-Westfalen nachvollziehen.

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

## Literatur

- EBERWEIN, R. K. & LITSCHER, T. (2007): *Solanum carolinense* L. (Solanaceae), ein gefährlicher Neubürger in Österreich. In: Rudolfinum. Jahrbuch des Landesmuseums Kärnten 2005. Klagenfurt 2007: 325-330.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. verb. u. erw. Aufl., 258 S., Scripta Geobotanica 18, Goltze, Göttingen.
- HETZEL, I. (2009): Zur spontanen Ausbreitung von Walnuss (*Juglans regia*) und Esskastanie (*Castanea sativa*) in Wäldern und Forsten im mittleren Ruhrgebiet. Floristische Rundbriefe 43: 24-43.
- HETZEL, I. (2011): Echte Walnuss *Juglans regia*. Pflanzenportraits. Bochumer Botanischer Verein. [http://www.botanik-bochum.de/pflanzenbilder/pdf/Juglans\\_regia.pdf](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](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](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 C<sub>4</sub> plants in annual river bank vegetation of the River Rhine. Phytocoenologia 36 (3): 393-402.
- SCHMITZ, U. & LÖSCH, R. (2005): Neophyten und C<sub>4</sub>-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.
- 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/SpeciesSTIv2.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, HOCHKIRCH & DAMERAU 2009, BEHRENS et al. 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, PONIATOWSKI et al. 2018, KETTERMANN & FARTMANN 2018, FELDMEIER et al. 2018, LÖFFLER et al. 2019). Generell handelt es sich bei den Heuschrecken um eine relativ artenarme Gruppe; in der Bundesrepublik Deutschland konnten insgesamt 85 Arten nachgewiesen werden (MAAS et al. 2011). Sechs Arten sind erst in jüngerer Zeit entdeckt worden und ihr Status in Deutschland kann nicht abschließend beurteilt werden. 79 Arten gelten als etabliert. Es handelt sich um 35 Arten Langfühler- und 44 Kurzfühlerschrecken (MAAS et al. 2011). In NRW wurden bislang 52 Arten nachgewiesen: 23 Arten Langfühler- und 29 Kurzfühlerschrecken (VOLPERS & AK HEUSCHRECKEN NRW 1999). In der Stadt Düsseldorf und im Kreis Mettmann wurden bislang 32 Heuschreckenarten nachgewiesen (13 Arten Langfühler- und 18 Kurzfühlerschrecken), wovon vier Arten (*Oedipoda caerulescens*, *Platycleis albopunctata*, *Sphingonotus caerulans* und *Stethophyma grossum*) noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt sind (vergl. Tab. 4/2).

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

- Veränderungen des 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

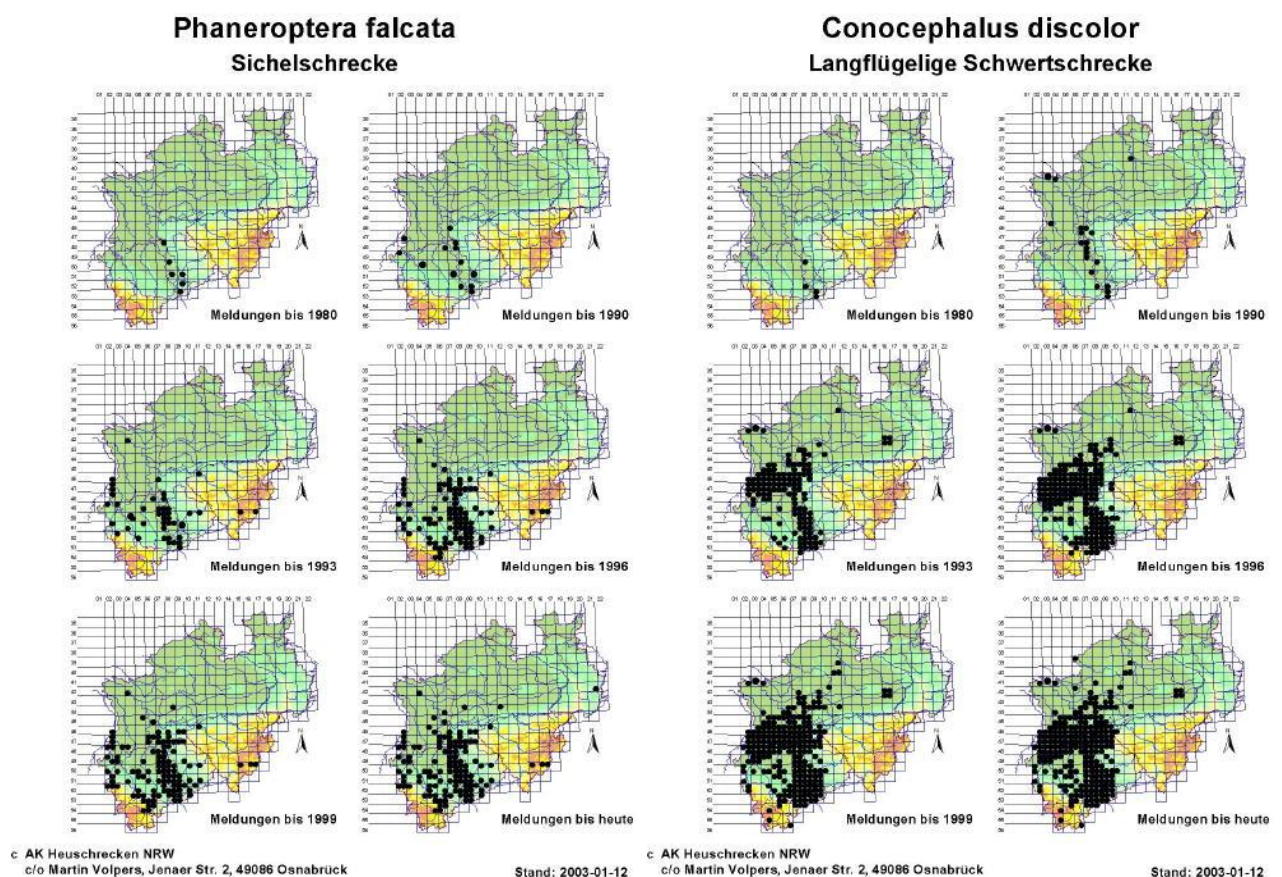


Besonders gut untersucht ist die Arealerweiterung bei den folgenden Heuschreckenarten:

- 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

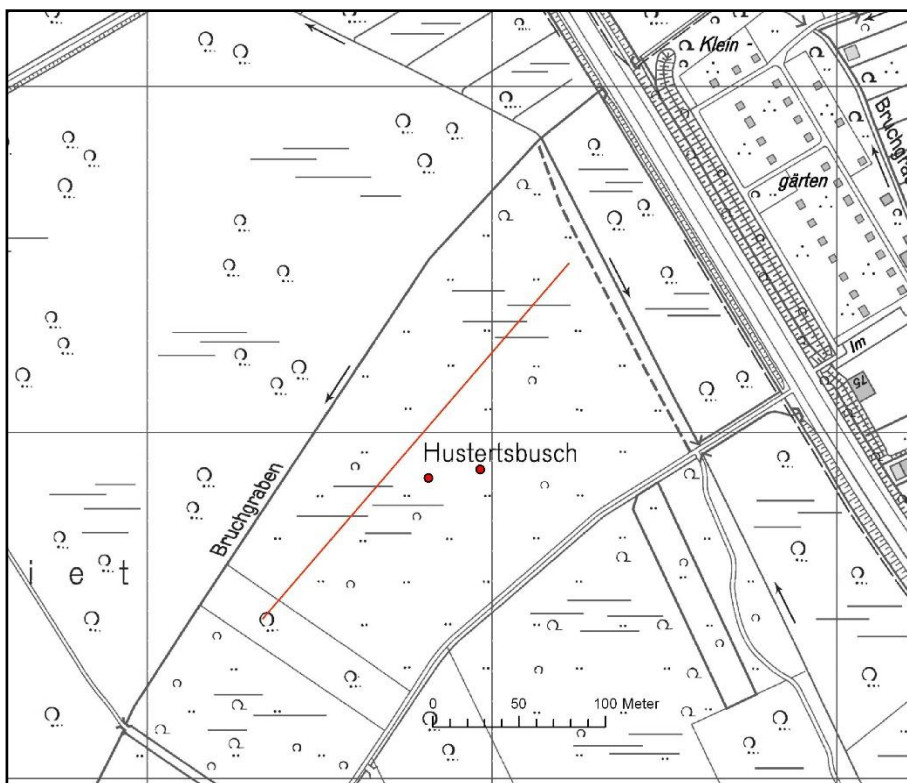
Bei den Monitoringgebieten wurden nur solche ausgewählt, die in ihrer Struktur über die Jahre erhalten und vergleichbar bleiben. Also kamen für die Untersuchungen nur Gebiete in Frage, in denen keine Änderungen wie z. B. durch Sukzession oder Nutzungsänderungen zu erwarten waren. So sind Brachen als 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.** Heuschreckentranspekt 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 Gebüsche (Weiden-Faulbaum-Gebüsch) sowie von Bruchwiesen als Lebensstätten bedrohter Tier- und Pflanzenarten (z. B. Baumfalke, Wespenbussard, Habicht, Schwarzspecht, Sumpffarn, Steife Segge) bzw. deren Lebensgemeinschaften aus wissenschaftlichen und landeskundlichen Gründen und wegen der Seltenheit und des besonderen Landschaftscharakters der Bruchwälder und -wiesen (BK-4707-910).

Das Gebiet ist naturräumlich zur Köln-Bonner Rheinebene zu zählen. Das eigentliche Untersuchungsgebiet ist eine seggenreiche Nass- und Feuchtwiese mit dem typischen Arteninventar aus Binsen, Süß- und Sauergräsern. Die Feuchtwiese ist rund 280 m lang: Es wurden 6 x 25 m lange Abschnitte untersucht, was einer Gesamtstrecke des Transektes von 150 m entspricht (Abb. 4/2). Darüber hinaus wurden zwei Fangquadrate an je drei Terminen untersucht, was insgesamt sechs Datensätze ergibt.

## Gebiet 2: Rheinufer bei Lörick (lange Transekte)

Die Untersuchungsgebiete sind Teil des Deichvorlands der Rheinaue zwischen der Stadtgrenze zur Stadt Meerbusch und der Theodor-Heuss-Brücke. In diesem Bereich wurden zwei Transekte untersucht (Lö-

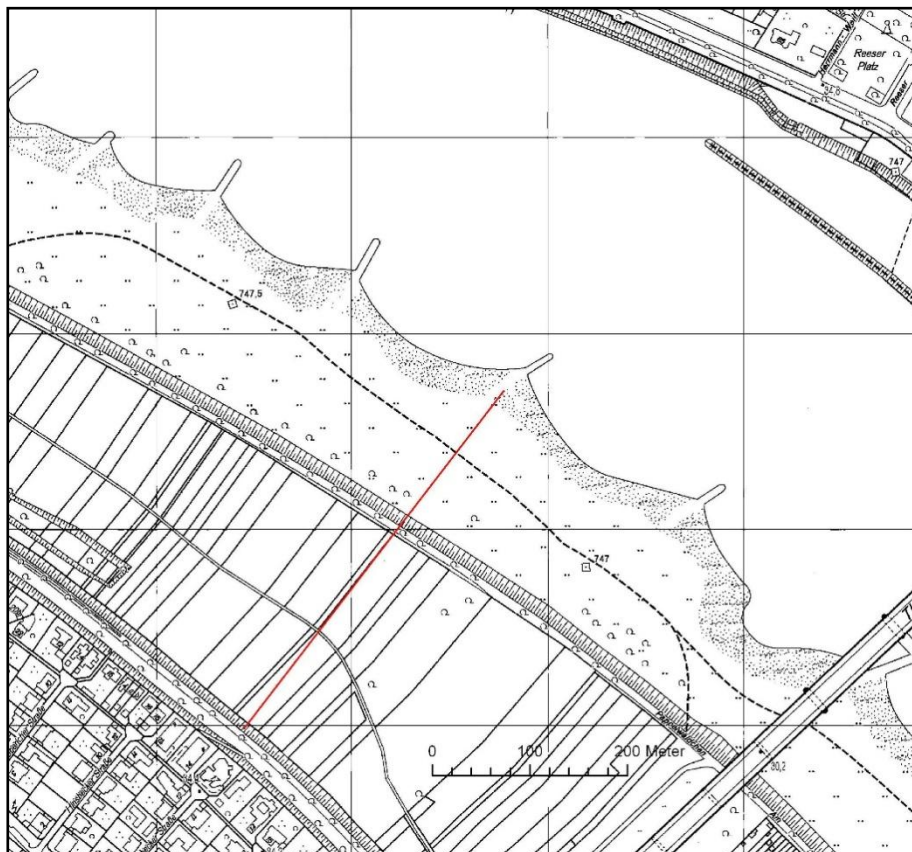


Abb. 4/3: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-Ost. Heuschreckentransekt rot.

rick-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 genutzt-



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

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

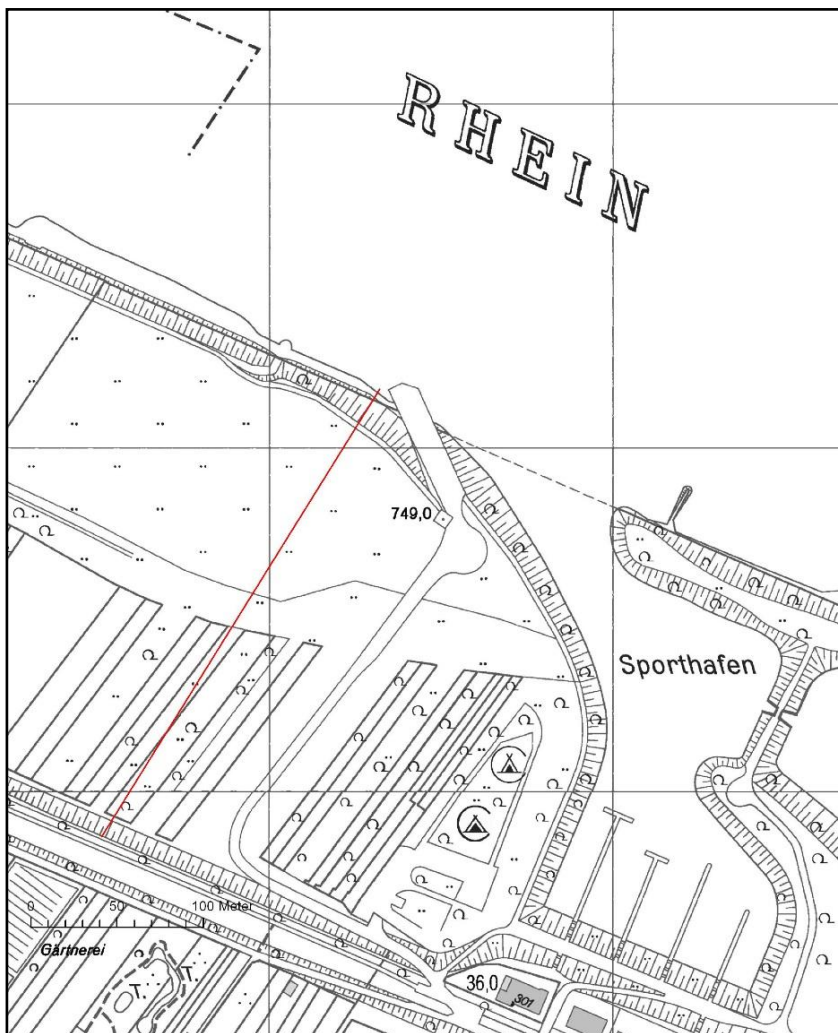


Abb. 4/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-West. Heuschreckentransekt rot.



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

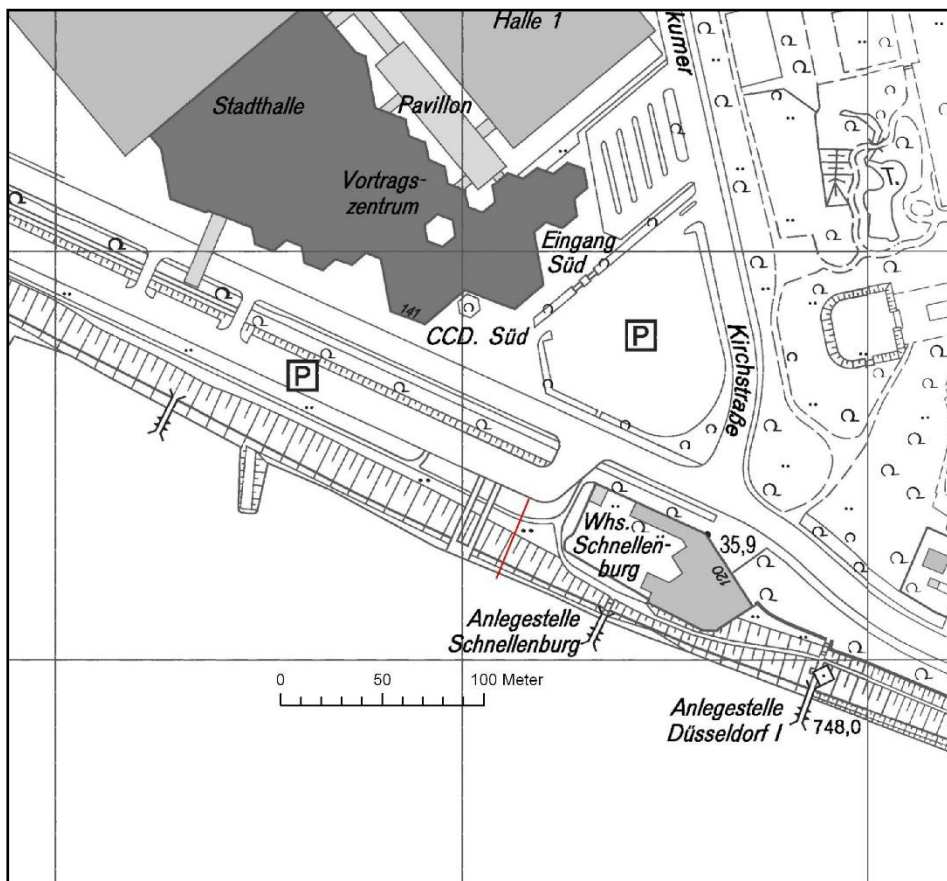


Abb. 4/5: Rheinufer an der Schnellenburg. Heuschreckentransekt rot.

gehört nach HOCHKIRCH (2001) zu den „Verlierern“ des Klimawandels. Der Bestand des Wiesengrashüpfers (Abb. 4/8 links) ist in diesem Gebiet relativ groß. Daher sollte mit diesem Standort ein Vorkommen der Art beim Monitoring berücksichtigt werden. Die Länge des Transekts beträgt ca. 25 m. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer (Abb. 4/5).

## 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 Dornschröcken zu erfassen. Diese haben ein Populationsmaximum im August-September (DETZEL 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). 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. Nachtextkursion 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 Ergebnissenauigkeit bei geringem Zeiteinsatz erzielt werden. Besonders geeignet ist die Methode für Untersuchungen an optisch auffälligen Arten wie z. B. Ödlandschröcken, Sumpfschröcke und Sichel-schröcke 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 Artzusammensetzung 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 Käschterfang (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 m<sup>2</sup> Methode“ für zahlreiche naturschutzfachliche Erhebungen etabliert. Hierbei wird durch vier Stäbe (z. B. aus Metall) und mit einem Maßband ein Quadrat mit 5x5 m Seitenlängen abgesteckt. Diese Eckpfosten und das Band dienen nur zur Flächenmarkierung, die Heuschrecken können frei über die Abgrenzung wechseln. Die anfängliche Beunruhigung in der Artengemeinschaft ebbt meist sofort ab und dürfte die natürlichen Abundanzen in der Aufnahmefläche kaum beeinflussen. Beginnend bei einer Ecke wird dann

langsam von außen nach innen das Quadrat in einer eckigen Spirale (insgesamt ca. vier Umgänge) abgeschritten. Die 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 Kunststofftüte mit etwas Grasbeigabe, damit sich die gefangenen Tiere festhalten können. Alle Heuschrecken, die in die Mitte des Quadrats springen, werden zunächst ignoriert und bei einer späteren Begegnung aufgenommen. Alle nach außen springenden Tiere werden registriert. Ein geübter Bearbeiter kann auf das Einsammeln der Tiere verzichten, die Registrierung erfolgt unmittelbar bei Sicht oder Fang, anschließend wird das Tier aus dem Quadrat gescheucht bzw. geworfen.

Der Vorteil der offenen Quadratfang-Methode liegt in dem geringen Materialaufwand und der schnellen Bearbeitung einer vergleichsweise großen Aufnahme­fläche. Selbstverständlich sind auch hier mehrere Erfassungsflächen pro untersuchtem Lebensraum notwendig. Als Einschränkung muss bei dieser Methode in Kauf genommen werden, dass in der Regel einzelne Tiere durch die offene Abgrenzung der Fläche unregistriert entkommen bzw. während der Bearbeitung eindringen. Dieser Fehler dürfte aber zu vernachlässigen sein (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Ein Überblick über die methodischen Vorgehensweisen ist in Tab. 4/1 zusammengestellt.

Tab. 4/1: Zusammenfassung der methodischen Vorgehensweisen.

	Juli	August	September	Uhrzeit
<b>Eller Forst große Wiese</b>				
Transekt	5 x 25 m	5 x 25 m	5 x 25 m	11-17
Fangquadrat	2 x 25 m <sup>2</sup>	2 x 25 m <sup>2</sup>	2 x 25 m <sup>2</sup>	tagsüber
nächtliches Verhör	nein	nein	nein	-
<b>Rheinufer langes Transekt</b>				
Transekt (Gesamtlänge)	300 m	300 m	300 m	11-17
Fangquadrat	nein	nein	nein	-
nächtliches Verhör	nein	vom Weg	nein	nach Dämmerung
<b>Rheinufer kurzes Transekt</b>				
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 Fauna in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann (29 Arten bei PIEREN et al. 1997).



**Tab. 4/2: Artenliste der im Jahr 2019 beobachteten Heuschrecken.** Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann vorkommen (PIEREN et al. 1997 ergänzt um nachträgliche Funde\*). 1 = Feuchtwiese im Eller Forst, 2 = Rheinufer bei Lörick, lange Transekte, 3 = Rheinufer an der Schnellenburg, kurzes Transekt. RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010). x = vorkommend. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Deutscher Artname	Wissensch. Artname	RL D/NRW	Gebiet		
			1	2	3
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>		x	-	-
Punktierte Zartschrecke	<i>Leptophyes punctatissima</i>		x	x	-
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>		x	-	-
Südliche Eichenschrecke	<i>Meconema meridionale</i>		-	-	-
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	-
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>		x	-	-
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	-
Westliche Beißschrecke*	<i>Platycleis albopunctata</i>	3/*	-	-	-
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	-
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	*/3S	-	-	-
Gemeine Strauchschrecke	<i>Pholidoptera griseoaptera</i>		x	x	-
Heimchen	<i>Acheta domesticus</i>		-	-	-
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>		-	-	-
Weinhähnchen	<i>Oecanthus pellucens</i>		-	x	x
Westliche Dornschrecke	<i>Tetrix ceperoi</i>		-	-	-
Säbeldornschrecke	<i>Tetrix subulata</i>		x	-	-
Gemeine Dornschrecke	<i>Tetrix undulata</i>		-	-	-
Langfühler-Dornschrecke	<i>Tetrix tenuicornis</i>		-	-	-
Blaufügelige Ödlandschrecke*	<i>Oedipoda caerulescens</i>	V/2	-	x	-
Blaufügelige Sandschrecke*	<i>Sphingonotus caerulans</i>	2/2	-	-	-
Sumpfschrecke*	<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	x	-	-
Große Goldschrecke	<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	-
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	2/2	-	-	-
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	*/V	-	-	-
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	*/3	-	-	-
Gefleckte Keulenschrecke	<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	-	-
<b>Summe: 31</b>		<b>2/8</b>	<b>14</b>	<b>9</b>	<b>4</b>

### Gebiet 1: Feuchtwiese im Eller Forst

Diese Untersuchungsstelle ist ein Feuchtwiesenkomplex, der unter anderen aus einem Seggenried und eine Feuchtwiese besteht. Hinzukommen noch Gebüsch und Randstrukturen, die qualitativ untersucht wurden.

Insgesamt konnten hier 14 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 caerulescens* (rechts).** Langflügelige Schwertschrecke: Weibchen, Felderbachtal, 12.09.2009. Diese Heuschrecke befindet sich seit einigen Jahren in der nordwärts gerichteten Ausbreitung entlang des Rheintales. Blauflügelige Ödlandschrecke: Weibchen, Rheinufer Lörick Ost, 25.08.2011. Diese Heuschreckenart bevorzugt Rohböden und ist seit Jahren in der Ausbreitung. Fotos: M. Stevens.

Die dominierenden Heuschrecken sind Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Ebenfalls häufig sind die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, sowie die Wespenspinne *Argiope bruennichi*. Charakteristische, d. h. feuchte liebende Arten sind Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* 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.



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

Im Rahmen der Transektuntersuchungen konnten 2019 fünf Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* nachgewiesen werden (Tab. 4/3).

Die dominierenden Arten waren Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Die letztgenannte Art weist eine besondere Präferenz für feuchte Lebensräume auf. Es war auch auffällig, dass im Jahr 2019 die meisten Heuschrecken beim ersten Untersuchungstermin (Ende Juni) gefunden wurden. Im September wurden dagegen nur noch einzelne Tiere gefunden.



**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.

Eine Besonderheit ist das Auftreten der **Sumpfschrecke *Stethophyma grossum***, die 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf beobachtet werden konnte. Im Jahr 2019 wurden bei den Transekt-Erfassungen vier Männchen und bei den Untersuchungen mittels Fangquadraten zwei weitere Männchen 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. Im Jahr 2018 wurde die Art in vier Transekten und drei Fangquadraten registriert.

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.

Tab. 4/3: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Transektuntersuchungen 2009 bis 2019. 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)	2009							2010						
	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
<i>Conocephalus dorsalis</i>	7	11	12	0	0	3	33	3	2	4	0	0	1	10
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	2	1	7	12	9	31	1	4	0	4	8	6	23
<i>Tetrix spec.</i>	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
<i>Chrysochraon dispar</i>	7	7	4	5	6	5	34	9	6	6	0	5	4	30
<i>Chorthippus biguttulus</i>	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
<i>Chorthippus montanus</i>	3	5	2	7	11	9	37	1	2	0	7	6	7	23
<i>Argiope bruennichi</i>	6	4	5	8	7	9	39	0	3	2	3	3	3	14

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 2019 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 2019 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



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

Jahren tritt sie nicht in allen Jahren und nur in geringer Anzahl auf. Im Jahr 2019 konnten weder in den Transekten noch in den Fangquadraten Sichelschrecken beobachtet werden.

Die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** konnte erstmalig 2010 beobachtet werden. Im Jahr 2011 konnte sie in den Transekten 2, 4, 5 und 6 mit insgesamt 9 Männchen nachgewiesen werden. In den Jahren 2012 - 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. Die Artenzahl und vor allem die Anzahl der Heuschrecken-Individuen ist 2019 wieder deutlich angestiegen.

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.

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 2019 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*** 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 2019.** 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	FW	FW			SR	SR	SR			
<b>Tag</b>		26.	15.	02.			26.	15.	02.			
<b>Monat</b>		07.	08.	09.			07.	08.	09.			
<b>Jahr</b>		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	FW	FW			SR	SR	SR			
<b>Tag</b>		24.	21.	03.			24.	21.	03.			
<b>Monat</b>		07.	08.	09.			07.	08.	09.			
<b>Jahr</b>		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	

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



		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		21.	04.	08.			21.	04.	08.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		20	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

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

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

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

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		29.	23.	16.			29.	23.	16.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		17	17	17	MW	ST	17	17	17	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	1	2	1	1,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	3	3	2	2,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	4	5	3	4,0	1,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	3	2	3,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	3	1	2,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	6	6	3	5,0	1,7	0	1	0	0,3	0,6
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6

<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	2	0	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	3	6	2	3,7	2,1	0	2	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	5	2	2,7	2,1	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	11	4	6,3	4,0	0	3	2	1,7	1,5
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	2	2	2	2,0	0,0	2	2	1	1,7	0,6

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		08.	19.	02.			08.	19.	02.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		18	18	18	MW	ST	18	18	18	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<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

Durch die Untersuchungen mit offenen Fangquadraten konnten 2019 nur fünf Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* dokumentiert werden (Tab. 4/4). In den Vorjahren 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 2019 insgesamt neun 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 Fangquadrate 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 2019 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 2019 nur randlich in der Feuchtwiese im Eller Forst beobachtet. Am 04.08.2012 wurde von der Langflügeligen Schwertschrecke ein Weibchen der so genannten extra-makropteren Form, der Ausbreitungsform, beobachtet (Abb. 4/7). Im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). In den Jahren 2014 bis 2019 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. sieben 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 Strauschschrecke *Pholidoptera griseoaptera* 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 2019 konnten bei den Transekt-Untersuchungen nur zwei Heuschreckenarten gefunden werden: der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* und der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*. Bei der nächtlichen Exkursion am 09.07.2019 konnten bei geeigneter Witterung nur einzelne Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* im Bereich Hochstauden an den Bühnen verhört werden. Zu diesem Zeitpunkt war der Brachestreifen vor dem Kiesufer bereits beweidet (bereits vor dem 29.06.2019). In dieser Struktur halten sich die Tiere auf und die Eiablage findet hier oberirdisch statt.

Zum ersten Termin (29.06.2019) war das Gras in den Teilstrecken 1 und 2 ca. 30 cm hoch. Möglicherweise hatte bereits im Mai eine Mahd stattgefunden. Der Gemeine Grashüpfer konnte in relativ hoher Abundanz erfasst werden. Am zweiten und dritten Termin (08.07 und 07.08.2019) war die Wiese sehr trocken und kaum nachgewachsen. Daher wurden nur vereinzelt Heuschrecken festgestellt. Insbesondere bei der dritten Begehung wurden nur 18 Gemeine und nur ein Nachtigall-Grashüpfer registriert. Die meisten Tiere wurden im Bereich des Baumes oder an der Böschung beobachtet. Diese Bereiche waren von der Mahd ausgespart worden.

Von der Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* konnten am 07.08.2019 zwei Tiere im Bereich des Rheinufers gefunden werden. Da aber nur wenige Exemplar bei einem Termin gefunden wurde, ist nicht davon auszugehen, dass sich die Art hier am Rheinufer etabliert hat. In den Jahren 2011 und 2018 wurden hier ebenfalls Blauflügelige Ödlandschrecken gefunden.

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

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

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	<b>390</b>	120	120	150	<b>390</b>	120	120	150	<b>390</b>	120	120	150	<b>390</b>
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	2	0	<b>4</b>	0	1	0	<b>1</b>	0	1	0	<b>1</b>	1	0	0	<b>1</b>
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	<b>0</b>	1	4	0	<b>5</b>	1	0	1	<b>2</b>	0	1	1	<b>2</b>
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	2	<b>2</b>
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	1	0	0	<b>1</b>	1	0	0	<b>1</b>
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>	0	0	0	<b>0</b>
<i>Chorthippus biguttulus</i>	4	1	4	<b>9</b>	0	3	4	<b>7</b>	0	4	3	<b>7</b>	1	0	5	<b>6</b>
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	43	29	<b>113</b>	73	84	11	<b>168</b>	79	116	33	<b>228</b>	66	31	27	<b>124</b>
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	<b>0</b>	2	0	0	<b>2</b>	4	4	0	<b>8</b>	0	0	0	<b>0</b>

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

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 griseoptera</i>					22	0	4	26	16	0	3	19	15	0	3	18
<i>Chrysochraon dispar</i>					0	11	0	11	0	7	0	7	0	10	0	10
<i>Chorthippus biguttulus</i>					0	6	15	21	0	5	14	19	6	9	13	28
<i>Chorthippus parallelus</i>					17	48	8	73	14	15	4	33	19	41	8	68
<i>Argiope bruennichi</i>					0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	3

Lörick-West (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	180	100	16	296	180	100	16	296	180	100	16	296
<i>Conocephalus fuscus</i>	3	0	6	9	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	0	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	2	4	0	6	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	5	0	4	9	0	0	0	0	2	1	0	3	8	0	0	8
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	7	0	2	9	5	0	0	5	4	0	0	4	2	0	0	2
<i>Chrysochraon dispar</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	1	0	1	3	2	0	5
<i>Chorthippus biguttulus</i>	3	4	0	7	0	0	2	2	0	0	4	4	2	1	7	10
<i>Chorthippus parallelus</i>	11	16	4	31	15	5	4	24	49	13	5	67	24	22	3	49
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	11	3	1	0	4

Lörick-West (neu) Teilstrecke	20 17				20 18				20 19			
	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>	2	0	0	2	0	0	0	0	2	1	0	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	0	1	3	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	3	0	0	3	4	5	0	9
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	4	0	0	4	5	0	0	5	1	0	0	1
<i>Chrysochraon dispar</i>	5	0	0	5	2	4	0	6	1	3	0	4
<i>Chorthippus biguttulus</i>	6	0	5	11	3	0	6	9	1	3	4	8
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	20	0	61	23	19	2	44	11	8	3	22
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	2	2



### Langes Transekt Lörick-West (neues Transekt)

Im Jahr 2019 konnten hier sieben 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 ist der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus*, der 22 Individuen die häufigste Art war. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* wurde nur in acht Exemplaren registriert. Arten, die typisch für langhalmige Wiesen sind, konnten im Gegensatz zu den Vorjahren nur in wenigen Exemplaren festgestellt werden. Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* wurde 2019 mit neun Exemplaren beobachtet.

Der erste Teilabschnitt liegt zwischen Hybrid-Pappeln und wird sporadisch durch Mahd genutzt. 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 2019 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. Auch im Jahr 2019 wurde die Art im Bereich der Böschung beobachtet, wo keine Mahd stattfand.

Bei der nächtlichen Exkursion am 09.07.2019 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)

Das Transekt hat nur eine Länge von 25 m. Im Jahr 2017 fanden in dem obersten Bereich Sanierungsarbeiten statt. Der Deich wurde anscheinend nur im obersten Bereich gemäht. Beim ersten Termin am Juli 2017 war noch das strohige Gras des Vorjahres zu erkennen. Auch im Jahr 2019 war zu allen Terminen das Altgras des Vorjahres zu erkennen.

Eine besondere und von 2009 und 2010 mit bis zu 40 rufenden Männchen auch dominante Heuschreckenart ist der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* (Abb. 4/10 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 2019 wurden je fünf Tiere verhört. Die Art gehört zu den spät schlüpfenden Heuschreckenarten (INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Der Nachtigall-Grashüpfer ist seit 2009 in vergleichbarer Abundanz im Gebiet vorhanden, während der Gemeine Grashüpfer in der Abundanz tendenziell zunimmt.

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. Im Jahr 2019 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 2019 konnte die Art nicht beobachtet werden.

Bei der nächtlichen Exkursion am 09.07.2019 konnten in Bereich des Transekts zahlreiche Weinhähnchen verhört werden. Dar Vorkommen dieser Art wird daher in erster Linie von der Nutzung beziehungsweise der Raumstruktur bestimmt. Klimatische Faktoren spielen daher nur eine untergeordnete Rolle.

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



Abb. 4/10: 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.

## 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 2019 beobachtet (Tab. 4/7). Im Jahr 2010 sind die Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* neu aufgetreten. Im Jahr 2017 wurde erstmalig die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* festgestellt. Diese Art kann bereits im Jahr 2017 als etabliert gelten.

Diese Arten konnten sich etablieren und weiter ausbreiten, so dass die Große Goldschrecke und in manchen Jahren auch die Gemeine Sichelschrecke in den Transekten und Fangquadraten auftraten. Eine Besonderheit ist das Auftreten der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* im Jahr 2017. Es handelt sich um den Erstdnachweis 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, die Gewöhnliche Strauchschrecke oder in manchen Jahren auch die Säbeldornschrecke konnten nur randlich beobachtet werden. Im Rahmen der Licht- und Köderfänge (vergl. Kapitel Schmetterlinge) konnten am Fallenstandort Eller Forst im Bruch von Armin Dahl 2009 folgende Heuschreckenarten nachgewiesen werden: Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima*, Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum*, Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale* und Säbel-Dornschrecke *Tetrix subulata*.

**Tab. 4/7: Vergleich der Artenliste von 1997 und 2009-2019 in der Feuchtwiese im NSG Eller Forst.** 1997 = Angaben nach PIEREN et al. (1997), 2009-2013 = diese Studie, x = vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), **thermophile Arten** und **potenzielle Klimagewinner** rot, **hygrophile Arten** blau, \* = Neufund.

Wissensch. Artname	RL D/ NRW	97	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<i>Phaneroptera falcata</i>		-	-	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
<i>Conocephalus dorsalis</i>		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
<i>Metrioptera roeselii</i>		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
<i>Tetrix subulata</i>		x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x
<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x	x
<i>Chrysochraon dispar</i>		-	-	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
<i>Chorthippus parallelus</i>		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

Die spezialisierten, Feuchte liebenden Arten wie Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* oder Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, könnten möglicherweise durch die verwandten, anspruchslosen Arten Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* und Gemeiner Grashüpfer

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

Das Auftreten und die Etablierung der Gemeinen Sichelschrecke und der Großen Goldschrecke im NSG Eller Forst kann als klimabedingte Veränderung aufgefasst werden. Beide Arten befinden sich seit Jahren in Ausbreitung nach Norden, hauptsächlich entlang des Rheins. Die Ursache ist vermutlich im veränderten Klima zu suchen. Allerdings sind beide Arten keine spezialisierten Feuchtgebietsbewohner. Zu den beiden Transekten am Rhein liegen keine Vergleichsdaten vor. Daher können bislang keine Angaben zu Faunenveränderungen gemacht werden. SCHMITZ (1991) legte mittlerweile ältere Daten zur Urdenbacher 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
<i>Phaneroptera falcata</i>		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
<i>Oecanthus pellucens</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oedipoda caerulea</i>			x							x	x
<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Summe</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>

## 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. 4/10), 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 Monitoringsuntersuchungen im Jahr 2009 konnten in den Untersuchungsflächen bereits zwei Arten festgestellt werden, die vom Klimawandel profitieren (Tab. 4/9), 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 und 2019 konnte weiterhin die **Blaublügelige 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. 4/7) am 04.08.2012 auf der Feuchtwiese im Eller Forst ist bemerkenswert, da diese Tiere besonders wanderaktiv sind und die Ausbreitungsform darstellen (ANDO & HARTLEY 1982). Auch im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen 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.

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.

Der erste Nachweis der thermophilen **Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/11) 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) festgestellt (Abb. 4/11). Bei der Gemeinen Sichelschrecke handelt es sich um eine thermophile Art, die bevorzugt in hochgrasigen, verbuschten Flächen lebt. Die Art wird daher als Sukzessionsfolger bezeichnet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Auch die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** bevorzugt höher- und dichterwüchsige Vegetationsbestände (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Art präferiert frische bis feuchte Standorte in klimatisch begünstigten Gebieten (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Ausbreitung erfolgt in der Regel durch die in Pflanzenstängel abgelegten Eier, die in Flusstälern stromabwärts transportiert werden. Dieser Besiedlungsweg ist im Eller Forst ausgeschlossen. Hier wurden 2010 zwei erwachsene, kurzflügelige und daher flugunfähige Weibchen beobachtet. Im Jahr 2011 wurden in den Transekten insgesamt neun Männchen verhöhrt. Im Jahr 2012 erreichte sie ein Abundanz-Maximum von 59 Tieren. Zwischen 2013 und 2016 sank die Anzahl der gefundenen Männchen. In den Jahren 20017 bis 2019 hat sich der Bestand auf einen mittleren Bereich eingependelt. 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.



Abb. 4/11: 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.

Die **Blaflügelige Ödlandschrecke** *Oedipoda caerulescens* befindet sich zurzeit ebenfalls in Ausbreitung (u. a. HOCHKIRCH 2001). Die Art bewohnt Rohbodenstandorte und Magerrasen. Sie wurde bis 1997 in der Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann noch nicht gefunden (PIEREN et al. 1997), wird in jüngerer Zeit aber öfters an den Kiesufern des Rheins beobachtet (KRÜGER, KRAUSE, PIEREN, SCHMITZ mündl. Mittlg.). Diese Art konnte erstmalig mit einem Weibchen am 25.08.2011 am Standort Lörick-West nachgewiesen werden (Abb. 4/6). Die Art konnte 2012 bis 2017 dagegen nicht in den Untersuchungsgebieten beobachtet werden. Von der Blaflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* konnte am 18.08.2018 ein Weibchen im Bereich des Rheinufers gefunden werden. Von der Blaflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* konnten am 07.08.2019 zwei Tiere im Bereich des Rheinufers gefunden werden. Da aber nur wenige Exemplar bei einem Termin gefunden wurde, ist nicht davon auszugehen, dass sich die Art hier am Rheinufer etabliert hat.

Zu den thermophilen Arten, die sich außerhalb der Untersuchungsgebiete in Düsseldorf ausbreiten konnten, zählt die **Blaflügelige Sandschrecke** *Sphingonotus caeruleans*. Die Art ist die ist bei PIEREN et al. (1997) noch nicht für Düsseldorf und den Kreis Mettmann verzeichnet. Sie wurde bislang vor allem auf Brachflächen entlang von Bahnlagen gefunden (KRÜGER und SONNENBURG 2009, T. KRAUSE mündl. Mitteilung), besiedelt also keine Lebensräume, die durch das vorliegende Monitoring erfasst werden.

Im Jahr 2016 wurde die **Westliche Beißschrecke** *Platycleis albopunctata* erstmalig im Reisholzer Hafen nachgewiesen (T. KRAUSE in litt.) gegeben. 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. Im Jahr 2019 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.

Die hohe Abundanz der **Wespenspinne** *Argiope bruennichi* (Abb. 4/10) 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 bezüg-

lich der Abundanzen zwischen den genannten Zeiträumen liegt. Im Jahr 2019 konnten nur 14 Wespen-  
spinnen beobachtet werden. Das ist der niedrigste Wert seit Beginn der Untersuchungen.

Eine Besonderheit ist der Erstdnachweis 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 wurde in vier Transekten 22 Tiere verhöhrt. In den Seggenried-  
Fangquadraten wurden ebenfalls vier Sumpfschrecken festgestellt. Die Sumpfschrecke ist ein stenöker  
Feuchtgebietsbewohner und das Seggenried im Eller Forst entspricht dem Habitatschema der Art.  
Die Sumpfschrecke wird in jüngerer Zeit verstärkt beobachtet; z. B. in der Ilvericher Altrheinschlinge  
(STEVENS pers. Obs.) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG mdl. Mittlg.), daher könnte sich auch diese Art in  
Nordrhein-Westfalen in der Ausbreitung befinden. Möglicherweise hängt die Etablierung der Sumpfschre-  
cke mit dem gestiegenen Grundwasser zusammen. Im Jahr 2014 wurde anstehendes Wasser im zentra-  
len Bereich der Wiese beobachtet, was einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasser-  
stand anzeigte. In den Folgejahren konnte kein anstehendes Wasser mehr beobachtet werden.

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

Das Frühjahr und der Sommer 2018 waren eines der wärmsten und sonnigsten seit Beginn der Wetter-  
aufzeichnungen. 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 verringert sein  
können. Im Jahr 2019 konnten aber keine verringerten Abundanzen der Heuschrecken festgestellt wer-  
den.

## 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](http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Conocephalus_fuscus_Ausbr.php) und [http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Phaneroptera\\_falcata\\_Ausbr.php](http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Phaneroptera_falcata_Ausbr.php) (aufgerufen am 24.01.2009)
- BAUR, B., BAUR, H., ROESTI, C. & ROESTI, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. Bern, Stuttgart, Wien  
(Haupt), 352 S.



- BECKMANN, B.C., PURSE, B.V., ROY, D.B., ROY, H.E., SUTTON, P.G. & THOMAS, C.D. (2015): Two Species with an Unusual Combination of Traits Dominate Responses of British Grasshoppers and Crickets to Environmental Change. PLoS ONE 10(6): e0130488. doi:10.1371/journal.pone.0130488
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. unveröff. Gutachten im Auftrag des MUNLV, 858 S.
- BELLMANN, H. (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.
- 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., ZEHEM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTMER, 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.
- 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.
- 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](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](https://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](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 Kämme 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 Kämme e.V.*, 145 S.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2008): Massenvorkommen makropterer Roesels Beißschrecken (*Metrioptera roeselii*) im Sommer 2007. *Articulata* 23 (2): 53–56.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* 14: 637–645.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011a): Dispersal capability in a habitat specialist bush-cricket: the role of population density and habitat moisture. *Ecological Entomology* 36: 717-723.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011b): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigonidae)? *European Journal of Entomology* 108: 409-415.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011c): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 5–9.  
doi:10.1016/j.agee.2010.10.006
- PONIATOWSKI, D., HEINZE, S. & FARTMANN, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. *Evolutionary Ecology* 26: 759–770. DOI: 10.1007/s10682-011-9534-2
- PONIATOWSKI, D., MÜNSCH, T., HELBING, F. & FARTMANN, T. (2018): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. *Natur und Landschaft* 93 (12): 553–561.
- POSCHMANN, C., UNTERBERG, U., PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2009): Ökologie der Kurzflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* (Latreille, 1804) im Feuchtgrünland des Münsterlandes (Nordwestdeutschland). *Articulata* 24 (1/2): 49–67.
- 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&file-name=klimawandel\\_und\\_insekten.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/36089/klimawandel_und_insekten.pdf?command=downloadContent&file-name=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.
- 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](http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-Heuschrecken.pdf) (aufgerufen am 16.02.2011).
- VON HELVERSEN, O. (1969): *Meconema meridionale* (Costa 1860) in der südlichen Oberrhein-Ebene (Orth. Ensifera). *Mitteilungen der deutschen Entomologischen Gesellschaft* 28 (2): 19-22.
- VUBD (Vereinigung Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e. V.) (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen – Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Nürnberg (VUBD Selbstverlag), 259 S.



- WALTERS R. J., HASSALL M., TELFER M.G., HEWITT G.M. & PALUTIKOF, J. P. (2006): Modelling dispersal of a temperate insect in a changing climate. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 273: 2017–2023.
- WILLOTT, S.J. & HASSALL, M. (1998): Life-history responses of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. *Functional Ecology* 12: 232–241.
- WEYER, J., WEINBERGER, J. & HOCHKIRCH, A. (2012): Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal of Insect Conservation* 16: 379-390.
- WEISS, N., ZUCCHI, H. & HOCHKIRCH, A. (2013): The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation* 22: 2167-2178.
- WISSMANN, J., SCHIELZETH, H. & FARTMANN, T. (2009): Landscape-scale Expansion of Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeselii* at the North-western Range limit in Central Europe (Orthoptera: Tettigoniidae). *Entomologica Generalis* 31(4): 317-326.

## 5 Libellen

Ulf Schmitz

### Einleitung

Für das Monitoring der Folgen des Klimawandels sind Libellen eine gut geeignete Tiergruppe. Als hoch mobile Tiere sind Libellen in der Lage, auf Umweltveränderungen schnell zu reagieren. Die Erwärmung des Klimas und Änderungen der Niederschlagsverhältnisse wirken sich auf die Areale und Wanderbewegungen der Libellenarten aus und damit auf lokale Artenspektren (HASSAL & THOMPSON 2008, HICKLING et al. 2006, OTT 2010, SCHANOWSKI 2013). 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 (LÖBF 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,

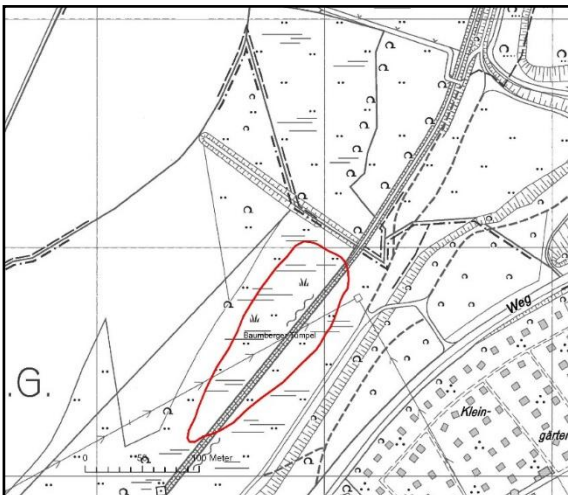


Abb. 5/1: Baumberger Tümpel. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 26.06.2015, U. Schmitz.

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 (Oenantho-Rorippetum) mit Blutweiderich *Lythrum salicaria* und Wasser-Sumpfkresse *Rorippa amphibia* in seichterem Wasser und um Zweizahngesellschaften mit Rotgelbem Fuchsschwanz (*Alopecuretum aequalis*) auf trocken gefallenem Schlamm bei niedrigen Wasserständen. Das Gewässer ist von einem ausgedehnten Wasserschwadenröhricht (*Glycerietum maximae*) und von Weidengebüsch (*Salix* div. spec.) umgeben.

Frühere Untersuchungen der Libellenfauna am Baumberger Tümpel liegen vor aus Kartierungen zum Biotopmanagementplan (HINZ 1988), aus Kartierungen im Rahmen einer Diplomarbeit (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 des Urdenbacher Altrheins (LINKE 2009, SCHMITZ 2015a) 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 (LÖBF 1999). Die beiden zu untersuchenden Gewässer befinden sich im Westteil des Golfplatzes auf einer Höhe von ca. 140 m über NN. Es handelt sich um die zwei höchstgelegenen einer Kette von Stillgewässern, die mit den tiefergelegenen Nachbarteichen jeweils durch einen schmalen Überlauf und einen Mönch miteinander verbunden sind. Der höchstgelegene Teich wird durch Hangdruckwasser gespeist. Die Gewässerflächen sind zum großen Teil unbeschattet. An den

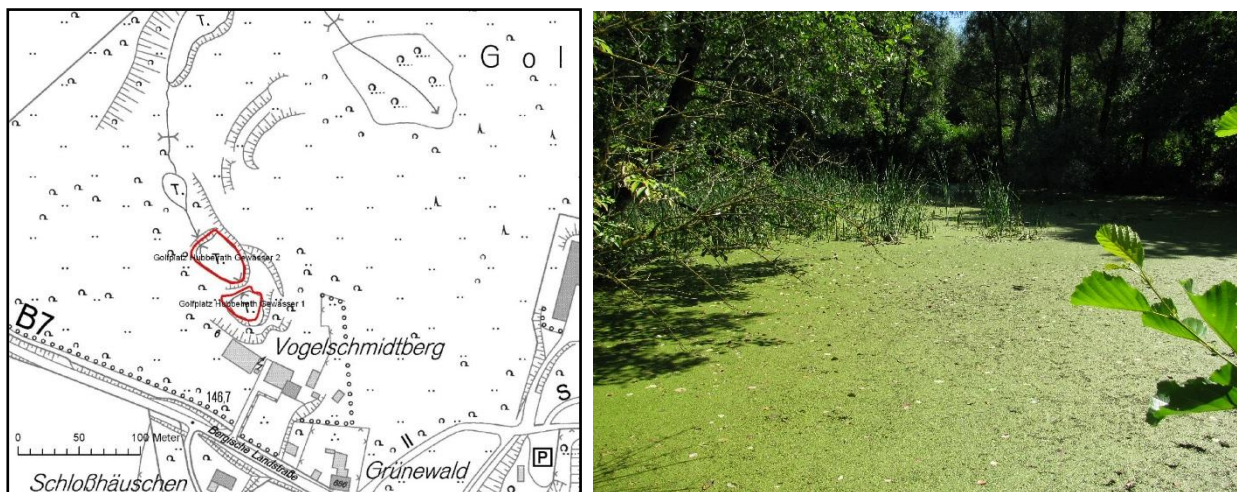


Abb. 5/2: Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto Gewässer 2, 23.07.2012, U. Schmitz

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.

## Methode

Beide Gebiete werden im Rahmen des Klimafolgenmonitorings seit 2009 in jährlichem Turnus untersucht. Es sind grundsätzlich mindestens fünf 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. 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 (2014). 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 = Jungfernflug)
sb	sehr wahrscheinlich bodenständig (Ei = Eiablage, T = Tandem, K = Kopula)
wb	wahrscheinlich bodenständig (>3 Ind. bei Großlibellen, >5 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten, jedoch revieranzeigendes Verhalten der Männchen)
mb	möglicherweise bodenständig ((1-)2 Ind. bei Großlibellen, 2-4 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten und revieranzeigendes Verhalten der Männchen, jedoch geeignete Habitatstrukturen)
E	Einzelfunde (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden sind)
G	Gast (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, Habitatstrukturen zur Fortpflanzung eher ungeeignet)

**Begehungstermine 2019**

Im Untersuchungsjahr 2019 wurden die Geländebegehungen am Baumberger Tümpel durchgeführt am 24.05., 14.06., 27.06., 17.07., 29.07., 07.08., 26.08. und 22.09. (acht Tage zuzüglich einer Fundmeldung von M. Schulze vom 27.08.), an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath am 14.05., 04.06., 18.06., 10.07., 23.07., 30.07., 26.08. und 18.09. (acht Tage). 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 war der Wasserstand ganzjährig hoch).

**Ergebnisse****Baumberger Tümpel**

Am Baumberger Tümpel konnten im Untersuchungsjahr 2019 insgesamt 16 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/3) werden, ein Wert der etwa im Durchschnitt des bisherigen Klimafolgenmonitorings liegt. Von den im Jahr 2019 nachgewiesenen Arten waren sieben Arten sicher oder sehr wahrscheinlich bodenständig. Die im Jahr 2019 individuenreichsten Arten waren das besonders Wärme liebende Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* sowie die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella* und die Blutrote HeideLibelle *Sympetrum sanguineum*. Die in früheren Jahren recht häufige Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, konnte bemerkenswerterweise im Jahr 2014 kaum noch beobachtet werden, in den Jahren 2015 bis 2019 überhaupt nicht mehr. Auch etliche weitere, in den Jahren zuvor nachgewiesene Libellenarten, wie die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* oder die Gemeine Winterlibelle *Sympecma fusca*, konnten in den Jahren 2014 bis 2019 nicht mehr gefunden werden.

Als **besonders Wärme liebende Libellenart** kam 2019 das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) vor, das an drei Begehungsterminen mit bis zu 30 Exemplaren nachgewiesen werden konnte. Aufgrund ihres zahlreichen Erscheinens und der Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten (Tandembildung), war eine Bodenständigkeit der Art sehr wahrscheinlich gegeben. Das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* zeigte in den vergangenen Jahren stark schwankende Bestände: Nachdem die Art im Jahr 2009 noch eine individuenreiche Population mit Paarungs- und Eiablageverhalten zeigte, war sie in den Jahren 2010 und 2011 wahrscheinlich aufgrund der niedrigen Wasserstände des Baumberger Tümpels nicht mehr nachzuweisen. Nach zweijähriger Pause konnte das Kleine Granatauge im Jahr 2012

**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 Kämme 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	
			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
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/**	x											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
<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		
<i>Anax parthenope</i>	*/D/D/D																						1!	sb
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2	(x)				1	sb	2a	sb	1	sb	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
<i>Cordulia aenea</i>	*/*/**	°					1	E	3a	wb						1	E							
<i>Crocothemis erythraea</i>	*/*/**																				1!	E		
<i>Enallagma cyathigerum</i>	*/*/**	x	3a	sb	1	E	2b	B			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
<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
<i>Lestes barbarus</i>	*/S/*/N				1!	E	2a	B																
<i>Lestes sponsa</i>	*/N/V/V	°	1	B	2b	wb	3a	B	3b	B	4a	B	1	B										
<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
<i>Lestes virens vestalis</i>	*/NS/*/N											1!	E											
<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/V/V	x	3a	sb			1	sb							1	mb	1	mb					1	mb
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/**	(x)	3b	sb	3a	sb	3b	sb	3a	sb	2b	wb	2a	mb	1	mb	1	E			2a	B		
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/**	x	3b	sb	1	E									2a	sb	2b	sb	2b	sb	3a	sb	3a	sb
<i>Platychemis pennipes</i>	*/*/**	°	1	B									1	E										
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/**	x				1	E	2a	sb	1	mb					1	mb				1	E		
<i>Sympetma fusca</i>	*/S/*/N	°									1!	B												
<i>Sympetrum danae</i>	*/N/V/*				1!	G					1	G												
<i>Sympetrum flaveolum</i>	3/N/V/3	(x)?	1	E																				
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	*/D/*/*																1!	E						
<i>Sympetrum meridionale</i>	*/D/D/-	(x)																					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
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/**	x			3a	sb	2b	sb					1	E	3a	sb	3b	sb	2a	wb	2a	B	2a	B
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/**	x	2a	B					1	E	1	B	1	E					1	E			1	B
<b>Artenzahl</b>			<b>17</b>		<b>15</b>		<b>15</b>		<b>16</b>		<b>17</b>		<b>13</b>		<b>11</b>		<b>16</b>		<b>11</b>		<b>19</b>		<b>16</b>	
Offene Wasserfläche			bis Anf. Sept.		ganzjährig flach, stark verkrautet		bis Mitte Juni		bis Anf. Sept.		ganzj. >70 cm		ganzj. >50 cm		ganzj. >1 m		ganzj. >1 m		ganzj. >40 cm		ganzj. >40 cm		bis Mitte August	



**Abb. 5/3:** Nachdem die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* erstmals im Jahr 2009 am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde, konnte sie in den besonders heißen Sommern 2018 und 2019 dort erneut beobachtet werden. 2019 wurde die Art auch erstmals auf dem Golfplatz Hubbelrath entdeckt. Foto Golfplatz Hubbelrath, 11.07.2019, U. Schmitz.

wieder nachgewiesen werden, allerdings nur in wenigen Exemplaren und nur an einem einzigen Beobachtungstermin. Im Jahr 2013 konnte die Art trotz ausreichend hoher Wasserstände nicht gefunden werden, im Jahr 2014 dann wieder in geringer und 2015 bis 2019 in höherer Anzahl.

Die **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis***, die 2009 als thermophile Besonderheit nachgewiesen werden konnte, und die sich über einen längeren Zeitraum von mehreren Wochen im Untersuchungsgebiet aufgehalten hatte (Nachweis vom 29. Juli bis zum 27. August 2009), konnte in den Jahren 2010 bis 2017 nicht mehr am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. In den sehr heißen und trockenen Sommern 2018 und 2019 gelangen jedoch wieder Nachweise dieser Art: Ein Männchen der Südlichen 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 Männchen (Abb. 5/3).

Mit dem Erstnachweis der **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** für den Baumberger Tümpel konnte im heißen Sommer 2018 ein weiterer Neufund einer besonders Wärme liebenden Art gemacht werden. Es handelte sich um ein männliches Einzeltier, das am 06.06.2018 beobachtet wurde.

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*** 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 Jahre vor Beginn des Klimafolgenmonitorings ein Einzelexemplar am Baumberger Tümpel gefunden worden war (BAIERL mündl. Mittlg. 2009), konnte in den Folgejahren dort lange nicht wieder gefunden werden. Im besonders heißen Sommer 2019 gelang jedoch Ende August der Nachweis von mindestens zwei Männchen dieser stark Wärme liebenden Art. (Abb. 5/4).

Im Jahr 2019 konnten zwei Libellenarten mit einem Gefährdungsstatus der **Roten Liste** festgestellt werden. Der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense* wurde nach mehrjähriger Pause 2018 und 2019 wieder



**Abb. 5/4:** Die besonders Wärme liebende Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* wurde im heißen Sommer 2019 mit mindestens zwei Exemplaren am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Foto: Männchen, Baumberger Tümpel, 26.08.2019, U. Schmitz.

im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Hinzu kam ein Einzelfund einer Keilfleck-Mosaikjungfer *Aeshna isoceles* (Schulze, schriftl. Mittlg. 2019). Im Jahr 2018 konnte das Große Granatauge im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Es handelte sich um den Einzelfund eines männlichen Tieres. 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.

Beim Fund der Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* im Jahr 2013 handelte es sich um einen Einzelfund, bei dem es keine Hinweise auf Bodenständigkeit gab, diese war aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren.

Der Wasserstand des Baumberger Tümpels ist für das Vorkommen von Libellen ein maßgeblicher Faktor. Während das Gewässer im Jahr 2009 frühsummerliche Wasserstände von über einem Meter mit einer großen und offenen Wasserfläche aufwies und dann später im Jahr austrocknete, waren im Jahr 2010 ganzjährig nur sehr niedrige Wasserstände zwischen 5 und 35 cm an der tiefsten Stelle zu verzeichnen. Dadurch war der Baumberger Tümpel 2010 so gut wie vollständig mit Vegetation zugewachsen (vor allem mit Wasserfenchel *Oenanthe aquatica* und Wasser-Sumpfkresse *Rorippa amphibia*) und kaum offene Wasserfläche vorhanden. Der Mangel an offener Wasserfläche im Jahr 2010 dürfte der Hauptgrund für den starken Rückgang oder die Abwesenheit einiger Libellenarten sein, die 2009 noch regelmäßig zu beobachten waren, wie Großer Blaupfeil *Orthetrum cancellatum* und Kleines Granatauge *Erythromma viridulum*. Im Jahr 2011 war aufgrund des trockenen Frühjahres bereits ab Mitte Juni keine offene Wasserfläche mehr vorhanden, so dass nur wenig spät fliegende Libellenarten nachgewiesen wurden. Zu den nachgewiesenen früh fliegenden Arten zählten der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense* und die Falkenlibelle *Cordulia aenea*, die bis zum Jahr 2011 noch nicht am Baumberger Tümpel, sondern nur an anderen Stellen der Urdenbacher Kämpfe nachgewiesen worden war. Im Jahr 2012 war der Baumberger Tümpel längere Zeit mit Wasser bespannt und trocknete nur Anfang September für kurze Zeit aus. In den Jahren 2013 bis 2018 war der Baumberger Tümpel das ganze Jahr über mit Wasser bespannt, während er im Jahr 2019 ab Mitte August wieder vollständig trocken fiel (Tab. 5/3).

### Golfplatz Hubbelrath

An den Gewässern 1 und 2 des Golfplatzes Hubbelrath wurden im Untersuchungsjahr 2019 acht Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Die häufigste Art im Jahr 2019 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*. Der Frühe Schilf-



jäger (= Frühe Mosaikjungfer) *Brachytron pratense*, der 2013 als Libellenart mit einer Gefährdungskategorie der Roten Liste im Untersuchungsgebiet nachgewiesen worden war, konnte in den Folgejahren nicht wiedergefunden werden. Die ebenfalls auf der Roten Liste stehende Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die 2016 beobachtet werden konnte, besitzt als Art der Fließgewässer nur einen Gaststatus im Untersuchungsgebiet, vermehrt sich aber am Hasselbach, der in einer Entfernung von ca. 600 m Luftlinie durch das Golfplatzgelände fließt.

**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	
			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
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/*/*	x	1	mb	1	mb	1	sb	1	mb	2a	mb	1	E	1	E	1	mb						
<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						
<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
<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
<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
<i>Libellula depressa</i>	*/N/N/N	x			1	E	1	sb	1	E									1	E				
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/*/*	x	2b	B			1	E	2a	B	1	E												
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/*/*																				1!	E		
<i>Pyrrosoma nymphula</i>	*/*/*/*	x	3a	B	3a	sb	3a	sb	3a	sb	1	E	3a	sb	3a	sb			1	E	2b	sb	1	E
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/*/*	x	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		
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/*/*														1!	B								
<b>Artenzahl</b>			<b>10</b>		<b>9</b>		<b>10</b>		<b>10</b>		<b>11</b>		<b>8</b>		<b>9</b>		<b>8</b>		<b>7</b>		<b>8</b>		<b>8</b>	

Nachdem das **Kleine Granatauge** *Erythromma viridulum* (Abb. 5/6) als **besonders Wärme liebende Art** im Untersuchungsjahr 2009 erstmals im Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnte, 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.

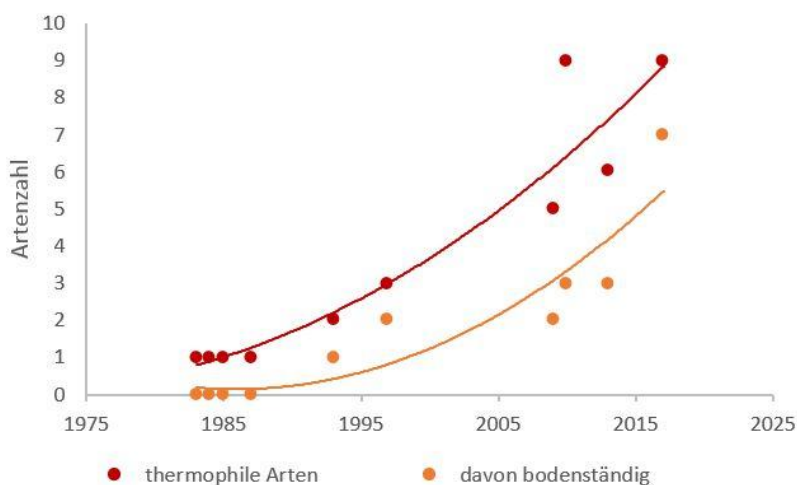
Ein deutlicher Rückgang über den Beobachtungszeitraum war beim Bestand der Vierflecklibelle *Libellula quadrimaculata* zu verzeichnen. Auch insgesamt waren in den Jahren 2012-2019 an mehreren Beobachtungstagen trotz günstiger Witterung erstaunlicherweise keine oder fast keine Libellen anzutreffen. Als

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 2019 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.

Etliche der an Gewässer 1 und 2 nachgewiesenen Arten waren bereits in früheren Jahren vor Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 auf dem Gesamtgelände des Golfplatzes gefunden worden (KRAUSE 2003). Neu hinzu kamen im Laufe des Monitorings von 2009-2019 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 Untersuchung bereits mehrere 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



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

Witterungsbedingungen zu den Schlupfzeiten einzelner Arten eine Rolle. Bei den Libellenuntersuchungen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann zeigten sich im jeweils selben Jahr allerdings recht hohe Artenzahlen (SCHMITZ et al. 2018). Nimmt man die bisherigen Ergebnisse des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann zusammen, und nimmt auch ältere Libellenuntersuchungen hinzu, ergibt 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). 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. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt.

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

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, 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



Abb. 5/6: Beim Kleinen Granatauge *Erythromma viridulum* ist seit einigen Jahrzehnten eine nordwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten. Die Art flog 2018 auch am Baumberger Tümpel. Sie zeigt dort sehr schwankende Populationsgrößen und ist nicht in jedem Jahr zu beobachten. Die Wärme liebende Art konnte im Jahr 2009 erstmals für den Golfplatz Hubbelrath nachgewiesen werden, wo sie auch in etlichen Folgejahren wiedergefunden wurde. Foto: Tandem bei der Eiablage, Baumberger Tümpel, 17.09.2014, U. Schmitz.

Art präferierten Habitatstrukturen mit Wasserlinsen- und Schwimmblattvegetation nicht vorhanden waren. Möglicherweise machte sich der Klimawandel am Baumberger Tümpel neben einer Temperaturerhöhung zusätzlich in Form von verringerten Sommerniederschlägen besonders deutlich bemerkbar, indem das Flachwasserbiotop im Sommer zunehmend austrocknete. Allerdings konnte die Art trotz ganzjährig hoher Wasserstände im Jahr 2013 dort ebenfalls nicht nachgewiesen werden. An den Gewässern des Golfplatzes Hubbelrath konnte das Kleine Granatauge nach dem Erstnachweis 2009 dort auch in den meisten 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 Folgejahren konnte die Art dennoch nicht nachgewiesen werden. Die rezente Einwanderung in das Gebiet des relativ hoch gelegenen und damit vergleichsweise kühlen Golfplatzes Hubbelrath ist im Hinblick auf klimabedingte Veränderungen besonders bemerkenswert.

Die **Frühe Heidelibelle** *Sympetrum fonscolombii* 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 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

den darauffolgenden Jahrzehnten für Nordrhein-Westfalen als ungefährdet eingestuft (SCHMIDT & WOIKE 1999, CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Das Vorkommen des Kleinen Granatauges am Baumberger Tümpel, das dort im Jahr 2009 einen recht großen Bestand mit Reproduktionsverhalten bildete (SCHMITZ et al. 2010) und dort im Jahr 2012 und in den Jahren von 2014 bis 2019 in schwankender Populationsgröße wiedergefunden werden konnte, ist bereits seit den 1980er Jahren bekannt (HINZ 1988). Die Ursache für das völlige Verschwinden der Art am Baumberger Tümpel in den Jahren 2010 und 2011 ist in den niedrigen Wasserständen in diesen Untersuchungsjahren zu suchen, die ein dichtes Zuwachsen mit Sumpfpflanzen zur Folge hatten, so dass die von dieser



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, 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 **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*** 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 2017 wiederholt werden (SCHMITZ et al. 2018). 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). Nachdem *Lestes virens* nach dem Nachweis 2013 am Baumberger Tümpel wieder verschwunden war, bleibt abzuwarten ob die Art dort in den nächsten Jahren wiederkehren wird.

Bei der **Südlichen Binsenjungfer *Lestes barbarus***, die 2010 erstmals im Untersuchungsgebiet des Baumberger Tümpels nachgewiesen wurde, und für die 2011 der Reproduktionsnachweis erbracht wurde, handelt es sich um eine thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt. Diese wanderfreudige Art hat ihr Areal in den letzten Jahrzehnten deutlich nach Norden ausgeweitet, insbesondere seit den 1990er Jahren (OTT 2006, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015). *Lestes barbarus* gilt daher für den Bereich Mitteleuropas als Gewinner des Klimawandels (OTT 2008, MENKE & CONZE 2009). Die Art profitierte aber auch von der Anlage flacher, sich schnell erwärmender Artenschutzgewässer (MENKE et al. 2016). Bei der Neuauflage der Roten Listen wurde die Südliche Binsenjungfer sowohl in

Deutschland als auch in NRW jeweils von stark gefährdet (OTT & PIPER 1998, SCHMIDT & WOIKE 1999) auf ungefährdet (OTT et al. 2015, 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). Nachdem die Art 2012 bis 2019 am Baumberger Tümpel nicht mehr gefunden werden konnte, bleibt abzuwarten, ob in den nächsten Jahren wieder erneute Nachweise erfolgen werden.

Die **Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/3) 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. In der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebietes wurde die Südliche Mosaikjungfer 2010 erstmals am Klingenbergsee 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. Auf eine künftige Einwanderung und Ausbreitung 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. Die Art konnte 2018 erstmals am Baumberger Tümpel beobachtet werden, sie kommt bereits seit etlichen Jahren an mehreren Stellen im Düsseldorfer Stadtgebiet vor, wo sie sich zum Teil auch vermehrt (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010). Auch 2010 bis 2019 wurde diese Art 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 im am Klingenbergsee und im Further Moor (SCHMITZ et al. 2014, 2018). Die Ausbreitung dieser Art 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 **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*** (Abb. 5/7) ist eine weitere thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, bei der seit einigen Jahren eine nord- und ostwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten ist, die auf Klimaänderungen zurückgeführt wird (z. B. DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, OTT 2008, 2010, CONZE et al. 2010, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). 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



**Abb. 5/7:** 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 Düsseldorfer Gebiet und 2017 mit Bodenständigkeitsnachweis im Further Moor bei Langenfeld (Kreis Mettmann) gefunden. Foto: Frisch geschlüpftes Männchen, Further Moor 08.06.2017, U. Schmitz.

Stadtgebiet Düsseldorf nachgewiesen werden. Es handelte sich um einen Fund an Kleingewässern auf dem Gelände des Klärwerkes in Düsseldorf-Hamm ohne Reproduktionsnachweis (BÖHM mündl. Mittlg. 2011). Im Jahr 2017 wurde *Coenagrion scitulum* im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann erstmals im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen. Der Fund war gleichzeitig der Erstnachweis dieser Art für den Kreis Mettmann. Es handelte sich um ein frisch geschlüpftes Einzeltier, wodurch der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde (SCHMITZ et al. 2018).

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, WILDERMUTH & MARTENS 2014, BOUDOT & KALKMAN 2015). 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 Kleine Königslibelle wurde im besonders warmen Sommer 2019 erstmals am Baumberger Tümpel mit einem fliegenden Tandem nachgewiesen. Die Art schafft es bereits seit einigen 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 2019 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg. 2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2019). Nach eigenen Beobachtungen war *Anax parthenope* in den Sommern 2013 bis 2019 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 auch schon im Rahmen des Libellenmonitorings am Urdenbacher Altrhein Düsseldorf in der Nähe des Baumberger Tümpels nachgewiesen (SCHMITZ 2015a).

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*** (Abb. 5/4) wurde im besonders heißen und trockenen Sommer 2019 zum ersten Mal im Rahmen des Klimafolgenmonitorings am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Es handelte sich dabei um den gleichzeitigen Nachweis von mindestens zwei Männchen, die sich am trocken gefallenen Gewässer aufhielten. BAIERL (mündl. Mittlg. 2009) berichtet von einem

Einzelfund der Art am Baumberger Tümpel „vor vielen Jahren“. Die Südliche Heidelibelle wurde zum Teil auch schon an anderer Stelle für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen, es handelte sich dabei bislang aber nur um wenige Einzelfunde. In einem Einzelfall konnte im Jahr 2003 ein frisch geschlüpftes Exemplar der Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* im Bereich der Grube 7 (Kreis Mettmann) nachgewiesen werden (KORDGES schriftl. Mittlg. 2010), im Jahr 2009 wurde vom Autor ein einzelnes Männchen auf dem Golfplatz Hubbelrath in Düsseldorf gefunden, allerdings außerhalb des Untersuchungsgebietes des vorliegenden Klimafolgenmonitorings.

Weitere Arten mit Ausbreitungstendenz, die im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann bodenständige Vorkommen etabliert haben, sind die **Pokal-Azurjungfer *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, WILDERMUTH & MARTENS 2014, LEHMANN & NÜSS 2015, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). 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) 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 Klingenberger See bei Langenfeld (SCHMITZ et al. 2018). *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).

Im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann konnte im Jahr 2017 im Further Moor bei Langenfeld eine größere Population der **Scharlachlibelle (=Späte Adonislibelle) *Ceragrion tenellum*** nachgewiesen werden. Die Art wurde dort an fünf Begehungsterminen mit jeweils bis zu zehn Individuen beobachtet, ein frisch geschlüpftes Exemplar erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit (SCHMITZ et al. 2018). 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 Scharlachlibelle 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, WILDERMUTH & MARTENS 2014, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015). 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 Klimawandel bedingte Einwanderung und Zunahme verzeichnet werden (CONZE et al. 2010, MENKE et al. 2016). Die Art wurde in einzelnen Jahren auch schon für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen. Beim Südlichen Blaupfeil handelt es sich bislang um seltene Einzelbeobachtungen bei sehr heißer Witterung, so am Brücker Bach in Düsseldorf-Wersten (BÖHM mündl. Mittlg).

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

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 und 2017 wurde die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* im Further Moor gefunden, die Art zeigte dort im Jahr 2016 sogar Kopula und Eiablage.

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

<sup>1</sup> 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=](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).

Moor- und Gebirgsarten zählen, kommen in den Untersuchungsgebieten des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings normalerweise nicht vor. Allerdings sind bisher noch unbekannt positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Libellenarten vorstellbar, die sich erst in Zukunft zeigen werden. So ist beispielsweise bei den landesweiten Bestandsrückgängen der Gefleckten Heidelibelle *Sympetrum flaveolum* die Ursache möglicherweise nicht nur in lokalen, sondern auch in 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](http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf)
- BELLMANN, H. (2007): Der Kosmos Libellenführer. Franckh-Kosmos (Stuttgart) 279 S.
- 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.
- 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.
- 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.
- HÜBNER, T. (1985): Das Naturschutzgebiet Further Moor: Flora, Vegetation, Schutzwürdigkeit und Pflege. Diplomarbeit an der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Düsseldorf.
- HÜBNER, T. (1988): Zur Besiedlung neugeschaffener, kleiner Artenschutzgewässer durch Libellen. *Libellula* 7: 129-145.
- HÜBNER, T. & WOIKE, M. (1996): Libellen (Odonata). In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): *Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen*.
- HUNGER, H. (2011): Wiederfund von *Coenagrion scitulum* in Baden-Württemberg nach fast 90 Jahren (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 30: 43-50.

- IVÖR (1995): Dokumentation der Libellenfauna im Kreis Mettmann. Gutachten im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, 96 S. und Anhang.
- JAESCHKE, A., BITTNER, T., REINEKING, B., BEIERKUHNLEIN, C. (2013): Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modeling. *Insect Conservation and Diversity* 6: 93-103.
- JAESCHKE, A., REINEKING, B. & BEIERKUHNLEIN, C. (2014): Potenzielle Verbreitungsänderungen von Tierarten der FFH-Richtlinie im Klimawandel. In: BEIERKUHNLEIN, C., JENTSCH, A., REINEKING, B., SCHLUMPRECHT, H. & ELLWANGER, G.: Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens, Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 137: 71-211.
- 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.
- LÖBF (1999): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung. LÖBF Schriftenreihe Band 17, 641 Seiten, Karte.
- 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](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](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., 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.
- 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.
- VERBÜCHELN, G. & WITTIG, R. (1987): Biotopmanagementplan Urdenbacher Kämme. 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.

## 6 Schmetterlinge

Ludger Wirooms

### Einleitung

Schmetterlinge als mobile Tiergruppe reagieren auf Umweltveränderungen mit Arealveränderungen und Biotopwechsel und eignen sich deshalb in besonderer Weise für das Monitoring des Klimawandels. Die hohe Artenzahl, ein erheblicher Anteil von empfindlichen Biotopspezialisten und der vergleichsweise gute Bekanntheitsgrad der Tag- und Nachtfalter sind weitere Kennzeichen einer guten Zeigerorganismengruppe. Die Schmetterlingsfauna wird im Rahmen des vorliegenden Programms in verschiedenen Landschaftsräumen und klimatischen Einheiten bzw. Höhenstufen untersucht. Dabei wird einerseits ein wärmegetöntes Gebiet in der Rheinebene (Eller Forst), zum anderen ein niederschlagsreicheres, kühleres Gebiet am Rande des Bergischen Landes (Golfplatz Hubbelrath) untersucht.

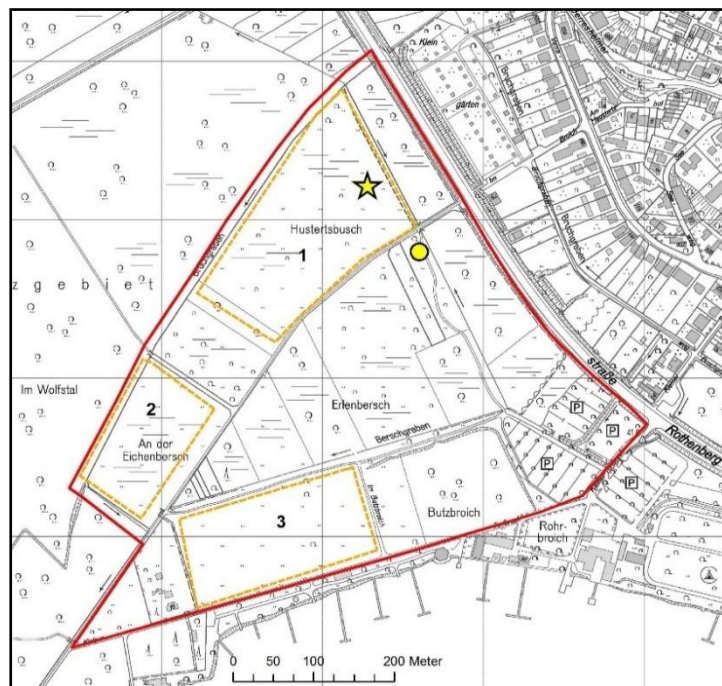
Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Ausgesucht wurden die Gebiete neben der klimatischen Einstufung vor allem anhand ihrer – soweit absehbar – in überschaubarem Zeitrahmen stabilen Nutzung. Drittes Kriterium waren bereits vorhandene Daten über die Faunenzusammensetzung. Näheres zur Konzeption und Auswahl der Probeflächen siehe bei SCHMITZ et al. (2009). Alle ausgewählten Gebiete sollen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings in jährlichem Turnus untersucht werden. Vergleichbare Untersuchungen zum Klimafolgenmonitoring in Düsseldorf werden auch im Kreis Mettmann durchgeführt (SCHMITZ et al. 2010, 2011, 2014).

### Untersuchungsgebiete

#### Eller Forst

Das NSG Eller Forst ist mit seinen etwa 95 Hektar Fläche das älteste Naturschutzgebiet Düsseldorfs. Besonders interessant ist das Gebiet durch die Vielseitigkeit alter Waldbestände und freier Feuchtwiesenflächen, Hecken, Erlenbruchwald und die klimatisch milde Lage in der Nähe der Wasserflächen des Unterbacher Sees. Naturräumlich zählt das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht (Naturraum II, vgl. DUDLER et al. 1999).

Das Kernuntersuchungsgebiet umfasst nur Teile des NSG Eller Forstes sowie einige nicht zum NSG gehörende Randbereiche mit insgesamt ca. 30 ha. Fläche (Abb. 6/1). Neben zwei weitgehend mesophilen Extensivwiesen und einer



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

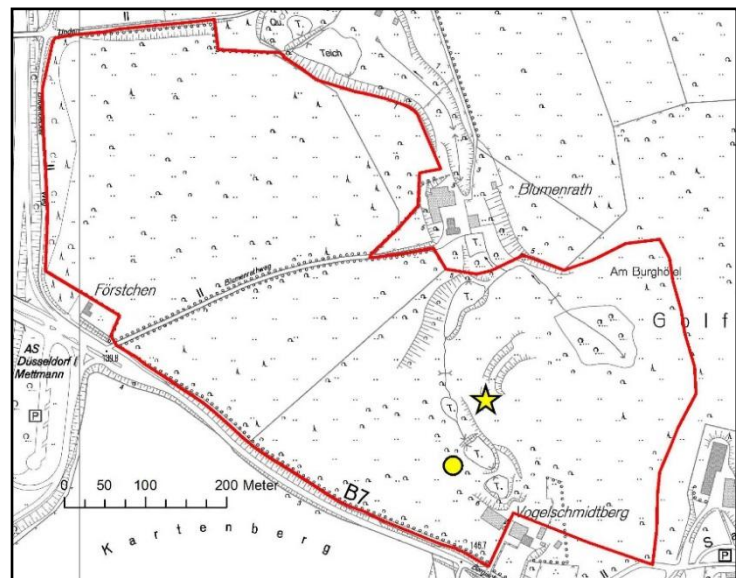


Feuchtwiesenbrache gehören vor allem Feuchtwälder zum Untersuchungsgebiet. Der Baumbestand wird dominiert von Pyramidenpappeln, diversen Weidenarten sowie Eschen und Erlen, beinhaltet aber in den trockeneren Bereichen auch Eichen, Hainbuchen, Ahornarten, Linden, Espen sowie allerlei Laubsträucher wie Schlehe, Weißdorn, Faulbaum, Holunder, Pfaffenhütchen, Kreuzdorn und Hartriegel. Bezüglich der aktuellen Nutzung/Pflege ist anzumerken, dass Wiese 1 brachlag und Wiese 2 mindestens einmal im Sommer gemäht worden ist. Die westliche Hälfte von Wiese 3 wurde 2019 ebenfalls mindestens einmal gemäht; die meist brachliegende östliche Hälfte wurde diesen Sommer auch einmal gemäht, allerdings erst eine Weile nach der westlichen Hälfte.

### 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 Biotop 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 2019 wurden zusätzlich zur sonst üblichen Pflege sowohl diese Trockenmauer als auch einige Gehölzsäume gemäht sowie auch die kleine Wiesenbrache unterhalb des Abschlags von Bahn 2. Näheres zur Flora des Gebietes findet sich bei SCHMITZ (2015).



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

### Methoden

Die Nomenklatur folgt KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), die Rote-Liste entspricht SCHUMACHER et al. (2011).

### Tagfalterkartierung

Die Kartierung der **Tagfalter** (und zeitgleich auch der tagaktiven Nachtfalter) erfolgte durch systematisches Ablaufen geeignet erscheinender Teilbereiche der Kernuntersuchungsgebiete, insbesondere blütenreicher Wiesen, Brachen sowie sonniger Waldsäume, und Zählung aller dabei gesichteten Falterindi-

viduen. 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 Linientaxierung, wie sie z. B. beim Projekt Tagfaltermonitoring durchgeführt wird, wäre unter den gegebenen Umständen, also Wald- bzw. Parkbiotope mit starker, tageszeitabhängiger Beschattung der Säume und Offenflächen und insgesamt nur geringem Blütenpflanzenangebot, wenig erfolgreich gewesen. Für die Kartierung wurden nach Möglichkeit Tage ausgewählt, an denen die Witterungsbedingungen eine hohe Tagfalteraktivität erwarten ließen – also warme Temperaturen  $>17\text{ °C}$ , 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, und zwar jeweils an dem Standort, an dem auch in den Vorjahren hauptsächlich mit einem Leuchtturm gefangen worden war (Abb. 6/1 und 6/2). Beim 3. Lichtfangtermin am 26.8. wurde der Leuchtturm in Hubbelrath allerdings etwa 10 m vom ursprünglichen Standort entfernt auf Bahn 1 aufgebaut.

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 biotoptrue 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 2018; der entsprechende Standort in Hubbelrath lag wieder dort, wo er bei den letzten Lichtfängen seit 2015 immer gelegen hatte (Abb. 6/1 und 6/2).

### **Köderfang**

Manche Nachtfalterarten, wie z. B. die Ordensbänder (=Gattung *Catocala*), fliegen zwar durchaus bestimmte Lichtquellen an, werden aber mittels der üblichen Lichtfangmethoden kaum nachgewiesen, weil sie zu scheu sind oder sich bereits in weiterer Entfernung vom Licht niederlassen. Viele dieser Arten lassen sich aber gut an Nahrungsködern nachweisen, wobei man sich zunutze macht, dass sie zur Nahrungsaufnahme stark riechende, gärende süße Substanzen anfliegen. Ein solcher Köder ist für einige Arten sogar die einzige adäquate Nachweismethode und dient darüber hinaus auch zur Ergänzung des Artenspektrums, da manche Arten damit effektiver nachgewiesen werden können als mittels Lichtfang. Der Köderfang wurde stets parallel zum Lichtfang betrieben, aber nur zu solchen Jahreszeiten, in denen die Falter häufiger den Köder anfliegen. Hierzu wurde eine halbe Stunde vor Sonnenuntergang eine gärende Dunkelbier-Honigmischung auf Baumstämme aufgetragen sowie einige Köderschnüre mit Rotweinzucker-Köder an Büsche gehängt. Die Köderstellen wurden ab Beginn der Dämmerung ca. halbstündlich bis zum Ende des Leuchtturmfangs kontrolliert und die daran saugenden Nachtfalter gefangen und protokolliert. Sie befanden sich im Umfeld des jeweiligen Leuchtturmstandortes.

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

Viele Tag- und Nachtfalter lassen sich über die Suche ihrer Entwicklungsstadien: (= Ei, Raupe und Puppe) gut und zum Teil sogar besser nachweisen als durch die üblichen Methoden zur Kartierung ihrer Imagines. Aus diesem Grunde wurde im Rahmen dieser Untersuchungen auch sehr intensiv gezielt nach Entwicklungsstadien gesucht. Die wichtigsten Methoden dabei waren das so genannte "Raupenklopfen" und die gezielte optische Suche.

### **Klopfen**

Viele an Bäumen und Sträuchern sowie an Hochstauden lebende Raupenarten lassen sich gut durch Klopfen nachweisen. Das Klopfen erfolgt derart, dass an einer definierten Stelle mit einem Knüppel harte Schläge auf die zu beklopfende Pflanze durchgeführt werden, wodurch die daran sitzenden Raupen in einen darunter gehaltenen Klopfschirm (45 x 60 cm großer, mit Baumwollstoff bespannter Rahmen) fallen. Die Methode wurde im Untersuchungsgebiet hauptsächlich an Bäumen und Sträuchern, aber auch an ausgewählten Hochstauden und höherwüchsigen Pflanzen angewandt. Teilweise wurde das Klopfsubstrat, also der Inhalt des Klopfschirms wie Blütenblätter, Blätter, Kätzchen etc., mit nachhause genommen und aufbewahrt, um auch zum Klopfzeitpunkt noch winzige, in der aktuellen Größe kaum zu entdeckende Raupen später noch nachweisen zu können.

Um die Untersuchungsintensität grob zu dokumentieren, wurde die Zahl der einzelnen Klopfschläge jeweils notiert: im Untersuchungsgebiet Eller Forst waren es insgesamt 3351, in Hubbelrath 3793, also jeweils etwas mehr als in den Vorjahren.

### **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 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 ansprechbarem 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 Erfassungstermine. Ferner gab es pro Gebiet wieder insgesamt 4 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 gegenüber dem Lichtfangnachweis ist dabei der Bodenständigkeitsnachweis, also der Nachweis, dass es sich bei dem Artnachweis nicht nur um einen zufällig durchs Gebiet durchfliegenden Falter gehandelt hat, sondern um eine Art, die sich dort auch entwickeln kann.

Ein Teil der bei der Raupensuche erhobenen Daten wurde nebst vielen weiteren in Aachen und anderswo gesammelten Daten auch im Rahmen der Bachelorarbeit von Frau SARAH GÜRTTLER ausgewertet, welche an den beiden ersten Erfassungsterminen in Düsseldorf bei der Datenerhebung auch selbst mitgewirkt hat. Die Arbeit trägt den Titel: Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Phänologie



und Futterpflanzenspezifität von ausgewählten, sich im Frühjahr an Laubgehölzen entwickelnden Makrolepidopteren-Raupen (GÜRTLER, 2019).

**Tab. 6/1: Kartiertermine Schmetterlingserfassungen 2019**

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
16.04.2019	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung
01.05.2019	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung
02.06.2019	Hubbelrath	zweistündiges Raupenklopfen; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
18.06.2019	Eller Forst	zweistündiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
29.06.2018	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
24.07.2018	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang
26.08.2019	Hubbelrath	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang
11.09.2019	Eller Forst	halbtägiges Raupenklopfen mit optischer Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung; anschließend Leuchtturm-, Köder- und Lichtfallenfang

## Ergebnisse

### Eller Forst

In der Saison 2019 wurden im Eller Forst 177 Großschmetterlingsarten sowie vier Artaggregate erfasst, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 177 bis maximal 181 liegen würde (Tab. 6/2). Damit liegt die Artenzahl höher als jemals zuvor in den Vorjahren (2009: 156 Großschmetterlingsarten, 2010: 166, 2011: 156, 2012: 157, 2013: 166, 2014: 164, 2015: 159, 2016: 131, 2017: 158, 2018: 157). Die Gruppe der Tagfalter war mit 13 Arten vertreten (Vorjahre: 19/14/17/8/16/16/11/13/18/14) (vgl. DAHL 2009-2014 und WIROOKS 2015-2019).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 649 Falterindividuen und 657 einzelne Raupen, ein Raupennest, zwei Raupennester mit Raupenhäuten, ein einzelnes Ei, zwei Eigelege sowie ein Eigelege mit Eihüllen.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 500 Faltern aus 111 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 71 Falter aus 37 Arten und der Köderfang 23 Falter aus 10 Arten. Durch optische Beobachtung bei Tag (und bei Nacht) sowie Klopfen konnten weitere 55 Falter aus 20 Arten nachgewiesen werden. Die Suche nach Entwicklungsstadien ergab eine Ausbeute von 79 Arten und vier Artaggregaten. Immerhin konnten durch diese Methode 46 Arten und vier Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2019 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch sechs für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 344 zuzüglich 14 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 345 bis 350 liegen würde.<sup>2</sup>

Tab. 6/2: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen im Eller Forst 2019

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien: Eh = Eihülle; Rh = Raupenhaut, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher optischer Beobachtungen), Rote Liste nach SCHUMACHER et al. (2011); NRW = Nordrhein-Westfalen, NRBU = Niederrheinische Bucht, \* = ungefährdet; 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; -- keine RL-Einstufung da zu der Zeit noch nicht in NRW vorhanden, V = Vorwarnliste

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9093	Abrostola triplasia (Hufnagel, 1766)		1				*	*
8681	Acasis viretata (Hübner, [1799])		2				V	V
8779	Acronicta leporina (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8777	Acronicta psi (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8787	Acronicta rumicis (Linnaeus, 1758)		2				V	*
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, [1799])	4					*	*
7693	Agriopis leucophaearia ([Denis & Schiffmüller], 1775)	5					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	16					*	*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	6					*	*
9571	Agrochola macilenta (Hübner, 1809)	1					*	*
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		4				*	*
10351	Agrotis segetum ([Denis & Schiffmüller])		1				*	*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	6					*	*
7953	Alsophila aescularia ([Denis & Schiffmüller], 1775)	20					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949	3			2		*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	6	1		7		*	*
9767	Apamea unanimitis (Hübner, 1813)	1					3	V
7344	Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7672	Apocheima pilosaria ([Denis & Schiffmüller], 1775)	3					*	*
3907	Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)		16	2			*	*
8656	Asthenes albulata (Hufnagel, 1767)		1				*	*
9552	Atethmia centrargo (Haworth, 1809)		1				3	3
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10082	Axylija putris (Linnaeus, 1761)		2				*	*

<sup>2</sup> 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
10449	Bena bicolorana (Fuessly, 1775)	3					3	3
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)	1	4				*	*
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)	1	5	5			*	*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)	1	4				*	*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		7	2		5	*	*
8874	Catocala nupta (Linnaeus, 1767)				6		*	*
8871	Catocala sponsa (Linnaeus, 1767)			1			3	2
9857	Celaena leucostigma (Hübner, 1808)		3				3	3
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)					3	*	*
7547	Chiasmia clathrata (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)		2				*	*
9876	Chortodes pygmina (Haworth, 1809)		8	1			3	3
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		4				*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	8					*	*
9603	Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	1					*	*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	23					*	*
9549	Cosmia pyralina ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1					*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	6	36	5	2		*	*
8319	Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8789	Craniophora ligustri ([Denis & Schiffmüller], 1775)		4				*	*
8801	Cryphia algae (Fabricius, 1775)		5				V	V
8024	Cyclophora linearia (Hübner, [1799])	1					*	*
8022	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)	1	6	1			*	*
9118	Deltote bankiana (Fabricius, 1775)	2	2				*	*
9045	Diachrysia chrysis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	3	2				*	*
10092	Diarsia brunnea ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				*	*
7508	Drepana falcataria (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8723	Drymonia oblitterata (Esper, 1785)		2				*	*
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	5	3	2			*	*
8339	Ecliptopera capitata (Herrich-Schäffer, 1839)		6	1			*	*
8338	Ecliptopera silaceata ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				*	*
7796	Ectopis crepuscularia ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				*	*
10493	Eilema caniola (Hübner, 1808)		1					-
10490	Eilema complana (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		1	4			3	3
9396	Elaphria venustula (Hübner, 1790)		1				*	*
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)	2	24	2			*	*
8442	Epirrita dilutata ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1					*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	25					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		3	2			*	*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)	1	1				V	3
8335	Eulithis pyraliata ([Denis & Schiffmüller], 1775)		3			2	*	*
8578	Eupithecia abbreviata Stephens, 1831	1					*	*
8531	Eupithecia assimilata Doubleday, 1856	2					*	*
8509	Eupithecia centaureata ([Denis & Schiffmüller], 1775)	2					*	*
8477	Eupithecia haworthiata Doubleday, 1856		1				*	*
8476	Eupithecia inturbata (Hübner, [1817])	1	8				V	3
8526	Eupithecia satyrata (Hübner, [1813])		2				*	*
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)	4					*	*
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, [1813])		2				*	*
8535	Eupithecia tripunctaria Herrich-Schüffer, 1852	4					*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday, 1861	6					*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	24					*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	2				2	*	*
9841	Gortyna flavago ([Denis & Schiffermüller], 1775)		12				V	V
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)		7				*	*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9933	Hadena bicurris (Hufnagel, 1766)	3*Ei					*	*
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)	1	5				*	*
8846	Herminia grisealis ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*	*
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch, 1782)		5	1		1	*	*
8660	Hydrelia flammeolaria (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8391	Hydriomena furcata (Thunberg, 1784)	1		1			*	*
8392	Hydriomena impluviata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*	*
6834	Hyloicus pinastri (Linnaeus 1758)		1				*	*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
8995	Hypena rostralis (Linnaeus, 1758)	4				1	*	*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)	1	1				*	*
7783	Hypomecis roboraria ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		18	4			*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		61	4		1	*	*
8161	Idaea dimidiata (Hufnagel, 1767)	1		1		1	*	*
8104	Idaea muricata (Hufnagel, 1767)		1				3	*
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)	1*Raupennest					*	*
9527	Ipimorpha retusa (Linnaeus, 1761)		3	1			3	3
9528	Ipimorpha subtusa ([Denis & Schiffermüller], 1775)		9	1			*	*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	2	4				*	*
6824	Laothoe populi (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8975	Laspeyria flexula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				V	V
7530	Ligdia adustata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1		1			*	*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		4				*	*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
7540	Macaria alternata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		10	1			*	*
7542	Macaria liturata (Clerck, 1759)		1				*	*
7543	Macaria wauaria (Linnaeus, 1758)	2					*	*
8843	Macrochilo cribrumalis (Hübner, 1793)		6			2	1	1
6843	Macroglossum stellatarum (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					18	*	*
9790	Mesapamea didyma (Esper, 1788)		1				*	*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)		2			1	*	*
10006	Mythimna impura (Hübner, 1808)		18				*	*
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10005	Mythimna straminea (Treitschke, 1825)	2	1				3	2
7049	Neozephyrus quercus (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10099	Noctua comes (Hübner, 1813)		1				*	*
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)		3	1			*	*
10105	Noctua interjecta (Hübner, 1803)		7	2			V	V
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		4	1			*	*
10102	Noctua janthina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		12	6	1		*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)	2*Eigelege	10	1	1		*	*
8719	Notodonta ziczac (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10441	Nycteola revayana (Scopoli, 1772)		2				*	*
10086	Ochroleuca plecta (Linnaeus, 1761)		12				*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		1	1			*	*
9782	Oligia latruncula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	292					*	*



Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
7613	<i>Opisthocraptis luteolata</i> (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
10044	<i>Orthosia cerasi</i> (Fabricius, 1775)	4					*	*
10039	<i>Orthosia cruda</i> ([Denis & Schiffmüller])	9					*	*
10038	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	8					*	*
10037	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	7					*	*
10050	<i>Orthosia munda</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	3					*	*
7307	<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9537	<i>Parastichtis ypsilon</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	2					V	*
10479	<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)			1			3	3
7754	<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([denis & Schiffmüller], 1775)		2	1			*	*
8754	<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	1					*	*
8456	<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1775)		6	5			*	*
8750	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	1*Gelege Eh					*	*
8432	<i>Philereme vetulata</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	5	3			4	3	3
9505	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10550	<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)		9	2			*	*
7000	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)					3	*	*
8352	<i>Plemyria rubiginata</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1	1				V	V
7252	<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	2				3	*	*
9114	<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)		4				*	*
10451	<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
8739	<i>Ptilodon cucullina</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)		2				V	3
8603	<i>Rhinoprora rectangulata</i> (Linnaeus, 1758)	6	1				*	*
7063	<i>Satyrion pruni</i> (Linnaeus, 1758)	1					2	2
8984	<i>Scoliopteryx libatrix</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8064	<i>Scopula immutata</i> (Linnaeus, 1758)		1				V	3
6822	<i>Smerinthus ocellata</i> (Linnaeus, 1758)		1				V	*
10567	<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
10566	<i>Spilosoma lutea</i> (Hufnagel, 1766)		2				*	*
8758	<i>Staupopus fagi</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
7533	<i>Stegania trimaculata</i> (De Villiers, 1789)		3	1			V	V
8689	<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	2*Nest mit Rh	5				V	V
10466	<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)		2	2			V	V
7481	<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		1		*	*
6923	<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)					3	*	*
7243	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7245	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7503	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)		8	1			*	*
9559	<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	1				1	*	*
9556	<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	34					*	*
8248	<i>Xanthorhoe biriviata</i> (Borkhausen, 1794)	2	10	1			*	*
10199	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10211	<i>Xestia sexstrigata</i> (Haworth, 1809)		1				*	*
10201	<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10212	<i>Xestia xanthographa</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)		2			1	*	*
-	<i>Agriopis marginaria/aurantiaria</i> agg.	35						
-	<i>Amphipyra pyramidea/berbera</i> agg.	3						
-	<i>Epirrhoe alternata/rivata</i> agg.	2						
-	<i>Epirrita autumnata/dilutata/christyi</i> agg.	10						

## Golfplatz Hubbelrath

Auf dem Golfplatz Hubbelrath wurden in der Saison 2019 insgesamt 174 Großschmetterlingsarten erfasst sowie vier Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 174 bis maximal 177 liegen würde (Tab. 6/3). Dies ist die zweithöchste in diesem Gebiet bisher ermittelte Artenzahl (2009: 151 Großschmetterlingsarten, 2010: 104, 2011: 118, 2012: 108, 2013: 132, 2014: 163, 2015: 141, 2016: 162, 2017: 182, 2018: 151). Die Gruppe der Tagfalter war mit 13 Arten vertreten (14/10/12/7/10/11/8/15/14/14 Arten) (vgl. DAHL 2010-2014 und WIROOKS 2015-2019).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 727 Imagines sowie 506 einzelne Raupen, zwanzig parasitierte Eier und zwei Puppen.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 570 Faltern aus 105 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 105 Falter aus 51 Arten, der Köderfang 12 Falter aus 10 Arten. Bei Tagesbegehungen wurden einschließlich einiger nachts zufällig gesichteter oder geklopfter Tiere 40 Falterindividuen aus 19 Arten gezählt. Die Suche nach Entwicklungsstadien erbrachte 58 Arten und vier Artaggregate. Immerhin konnten durch diese Methode 41 Arten erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2019 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch einmal drei für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 329 zuzüglich 18 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 329 bis 339 liegen würde.

**Tab. 6/3: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen in Hubbelrath 2019**

Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher optischer Beobachtungen), Rote Liste nach SCHUMACHER et al (2011); NRW = Nordrhein-Westfalen, BGL = Bergisches Land, \* = ungefährdet; 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste, R= durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes.

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
9091	Abrostola tripartita (Hufnagel, 1766)	1					*	*
9928	Aetheria bicolorata (Hufnagel, 1766)	2					V	3
7695	Agriopis aurantiaria (Hübner, [1799])	4					*	*
7693	Agriopis leucophaearia ([Denis & Schiffmüller], 1775)	2					*	*
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	6					*	*
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)	2					*	V
10350	Agrotis clavis (Hufnagel, 1766)		2				V	V
10348	Agrotis exclamationis (Linnaeus, 1758)		7	2			*	*
10346	Agrotis ipsilon (Hufnagel, 1766)		1				*	*
10351	Agrotis segetum ([Denis & Schiffmüller], 1775)		3	5			*	*
7777	Alcis repandata (Linnaeus, 1758)		4	1			*	*
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	3					*	*
7953	Alsophila aescularia ([Denis & Schiffmüller], 1775)	13					*	*
9308	Amphipyra berbera Rungs, 1949	8			1		*	*
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	12	2				*	*
6973	Anthocharis cardamines (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9748	Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)		2	2			*	*
9775	Apamea ophiogramma (Esper, 1794)		1				V	3
7344	Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)					9	*	*
7671	Apocheima hispidaria ([Denis & Schiffmüller], 1775)	3					V	3

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
7672	Apocheima pilosaria ([Denis & Schiffermüller], 1775)	9					*	*
9867	Archanara sparganii (Esper, 1790)	2+3*Puppe					3	R
9320	Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	1					*	*
10483	Atolmis rubicollis (Linnaeus, 1758)		3				*	*
9056	Autographa gamma (Linnaeus, 1758)		2			1	*	*
10082	Axylia putris (Linnaeus, 1761)		14	1			*	*
10449	Bena bicolorana (Fuessly, 1775)		1				3	3
7686	Biston betularia (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7685	Biston strataria (Hufnagel, 1767)	3					*	*
7826	Cabera exanthemata (Scopoli, 1763)			3			*	*
7824	Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
10387	Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
7836	Campaea margaritata (Linnaeus, 1767)		17	2		1	*	*
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)		3			6	*	*
8874	Catocala nupta (Linnaeus, 1767)				1		*	*
8871	Catocala sponsa (Linnaeus, 1767)	1					3	3
9456	Charanyca trigrammica (Hufnagel, 1766)		4				*	*
8348	Chloroclysta truncata (Hufnagel, 1767)			1			*	*
8601	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)		1	5			*	*
8350	Cidaria fulvata (Forster, 1771)		1				*	V
8385	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)		5	3			*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	7					*	*
9601	Conistra ligula (Esper, 1791)	2					3	2
9603	Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	3					*	*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	10					*	*
9549	Cosmia pyralina ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	21				*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	9	4		1		*	*
8319	Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)	2					*	*
4151	Cossus cossus (Linnaeus, 1758)	1	1				V	2
8789	Craniophora ligustri ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
8022	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)			1			*	*
6862	Deilephila elpenor (Linnaeus, 1758)		2				*	*
9045	Diachrysia chrysitis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	4		1			*	*
10092	Diarsia brunnea ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2	1			*	*
7508	Drepana falcataria (Linnaeus, 1758)			1			*	*
9699	Dryobotodes eremita (Fabricius, 1775)	1					3	1
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	5	2	1			*	R
7796	Ectropis crepuscularia ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2	1			*	*
10487	Eilema depressa (Esper, 1787)		3				*	*
10499	Eilema sororcula (Hufnagel, 1766)		25				*	*
7633	Ennomos quercinaria (Hufnagel, 1767)		1			1	3	2
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)			1			*	*
8442	Epirrita dilutata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	26					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		2	5			*	*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)		1	1			V	3
8335	Eulithis pyraliata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		5				*	*
8578	Eupithecia abbreviata Stephens, 1831	1					*	*
8509	Eupithecia centaureata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*	*
8477	Eupithecia haworthiata Doubleday, 1856		1				*	*
8476	Eupithecia inturbata (Hübner, [1817])	1					V	3
8516	Eupithecia selinata Herrich-Schäffer, 1861			1			2	2
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)	2	1	1			*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday, 1861			2			*	*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		9				*	*

Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	31					*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)					2	*	*
9933	Hadena bicurris (Hufnagel, 1766)	2					*	V
9957	Hadena perplexa ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1+20*Ei					3	2
9955	Hadena rivularis (Fabricius, 1775)	1					V	3
8000	Hemistola chrysoprasaria (Esper, 1794)			1			3	3
7980	Hemitea aestivaria (Hübner, 1789)	1	1	2			*	*
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch, 1782)		2				*	*
9454	Hoplodrina ambigua ([Denis & Schiffmüller], 1775)		3	1	1		*	*
9449	Hoplodrina octogenaria (Goeze, 17781)		4	3			*	*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)		12	4	1		*	*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)		2				*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		15	3			*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		27	3			*	*
8161	Idaea dimidiata (Hufnagel, 1767)			1			*	*
8137	Idaea fuscovenosa (Goeze, 1781)		2	2			*	R
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)					1	*	*
9527	Ipimorpha retusa (Linnaeus, 1761)	1					3	3
9528	Ipimorpha subtusa ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				*	*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	2	2		1		*	*
8975	Laspeyria flexula ([Denis & Schiffmüller], 1775)		3	1			V	3
7530	Ligdia adustata ([Denis & Schiffmüller], 1775)			1			*	*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		6	8			*	*
7828	Lomographa bimaculata (Fabricius, 1775)		1				*	*
7829	Lomographa temerata ([Denis & Schiffmüller], 1775)		4	2			*	*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	11	1				*	3
7540	Macaria alternata ([Denis & Schiffmüller], 1775)		5				*	*
6843	Macroglossum stellatarum (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					4	*	*
9984	Melanchra persicariae (Linnaeus, 1761)		1				*	*
9790	Mesapamea didyma (Esper, 1788)		1				*	*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)		2		1		*	*
6819	Mimas tiliae (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10002	Mythimna albipuncta ([Denis & Schiffmüller], 1775)		5				*	*
10001	Mythimna ferrago (Fabricius, 1787)		1			1	*	*
10006	Mythimna impura (Hübner, 1808)		1				*	*
10022	Mythimna l-album (Linnaeus, 1767)		1				V	V
10007	Mythimna pallens (Linnaeus, 1758)		7				*	*
10099	Noctua comes (Hübner, 1813)		4				*	*
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)		6	1			*	*
10105	Noctua interjecta (Hübner, 1803)		1				V	3
10103	Noctua janthe (Borkhausen, 1792)		8	1			*	*
10102	Noctua janthina ([Denis & Schiffmüller], 1775)		26	4			*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)		85	2	3		*	*
8716	Notodonta dromedarius (Linnaeus, 1758)		2				*	*
10086	Ochroleura plecta (Linnaeus, 1761)		7				*	*
9784	Oligia fasciuncula (Howarth, 1809)		7				*	*
9782	Oligia latruncula ([Denis & Schiffmüller], 1775)		15	1			*	*
9780	Oligia strigilis (Linnaeus, 1758)		13	1			*	*
9781	Oligia versicolor (Borkhausen, 1792)		8				*	V
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	214					*	*
7613	Opisthograptis luteolata (Linnaeus, 1758)		6				*	*
10397	Orgyia antiqua (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabricius, 1775)	15					*	*
10039	Orthosia cruda ([Denis & Schiffmüller], 1775)	4					*	*



Nr. n. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
10038	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	4					*	*
10037	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	9					*	*
10050	<i>Orthosia munda</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1					*	*
7659	<i>Ourapteryx sambucaria</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
6960	<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758					1	V	V
9537	<i>Parastichtis ypsilon</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1	3				V	V
7800	<i>Parectropis similaria</i> (Hufnagel, 1767)		1				*	*
7754	<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([denis & Schiffmüller], 1775)		3	1			*	*
8456	<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1775)	1					*	*
8433	<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)		1				3	G
8432	<i>Philereme vetulata</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	2					3	V
9505	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6995	<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)					3	*	*
7000	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
6998	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
8352	<i>Plemyria rubiginata</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1	1	1			V	V
9993	<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)		1				*	*
7252	<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
7163	<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)					1	*	*
9114	<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)		8				*	*
10451	<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
8739	<i>Ptilodon cucullina</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				V	*
8603	<i>Rhinoprora rectangulata</i> (Linnaeus, 1758)	21	15	4			*	*
9008	<i>Rivula sericealis</i> (Scopoli, 1763)		5	1			*	*
6822	<i>Smerinthus ocellata</i> (Linnaeus, 1758)		2				V	3
10567	<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)		3	1			*	*
7485	<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1767)		1				V	3
8356	<i>Thera obeliscata</i> (Hübner, 1787)		1				*	*
10466	<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)		1				V	*
7481	<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
8028	<i>Timandra comae</i> A. Schmidt, 1931					1	*	*
63	<i>Triodia sylvina</i> (Linnaeus, 1761)		1				*	*
8428	<i>Triphosa dubitata</i> (Linnaeus, 1758)	1					V	3
9169	<i>Trisateles emortualis</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)			1			*	*
7243	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7245	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7503	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)		9				*	*
7505	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)		10	1			*	*
9559	<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	*
8249	<i>Xanthorhoe designata</i> (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8255	<i>Xanthorhoe montanata</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)		4				*	*
10199	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	1	27	9	1		*	*
10201	<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)		3				*	*
10212	<i>Xestia xanthographa</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)				1		*	*
-	<i>Agriopis marginaria/aurantiaria</i> agg.	22						
-	<i>Amphipyra pyramidea/berbera</i> agg.	4						
-	<i>Epirrita autumnata/dilutata/christyi</i> agg.	2						
-	<i>Noctua janthina/janthe/(tertia)</i> agg.		1					

Ergänzend sei noch erwähnt, dass Ulf Schmitz auf dem Golfplatz *Celastrina argiolus* als Falter nachweisen konnte.

## Faunistische und naturschutzfachliche Auswertung der Ergebnisse

### Neunachweise

Obwohl die Erfassungen nun schon seit 2008 bzw. 2009 laufen gab es auch 2019 in beiden Gebieten wieder erstaunlich viele Erstnachweise, die im Folgenden kurz vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz analysiert werden sollen.

### Eller Forst

Im Eller Forst konnten im Jahr 2019 sechs Nachfalterarten neu nachgewiesen werden, von denen zwei nach der Roten Liste NRW (SCHUMACHER et al. 2011) für NRW und die Niederrheinische Bucht als gefährdet eingestuft sind.

Die erste dieser gefährdeten Arten ist die als Raupe an Esche lebende Ockergelbe Escheneule *Atethmia centrago*. Sie wurde am 11.9.2019 zum ersten Mal im Eller Forst gefangen, und zwar als Falter am Leuchtturm. Nach Observation.org wurde am 17.9. noch ein weiterer Falter dieser Art im weiteren Umfeld gefangen, und zwar im Tunnel unter der A46. Da die Art eigentlich gut zum Licht und Köder fliegt, einige Male in ihrer Flugzeit Lichtfang im Eller Forst betrieben wurde und die Art insgesamt weitaus häufiger und verbreiteter ist als es ihr Rote-Liste-Status vermuten lässt, ist es schon etwas verwunderlich, dass sie erst im 11. Untersuchungsjahr nachgewiesen wurde. Allerdings sollte man dabei berücksichtigen, dass es zumindest in der unmittelbaren Nähe der Lichtfangstandorte gar keine Eschen gibt. Trotzdem darf man wohl vermuten, dass die Art im eschenreichen Teilbereich des UG Eller Forst, also dem Waldstück gegenüber dem Restaurant, schon lange bodenständig ist, und sich bei gezielterer Suche auch schon früher hätte nachweisen lassen. Langfristige Bestandsänderungen dieser eigentlich nicht wirklich gefährdeten Art im Zusammenhang mit dem Klimawandel sind bisher nicht deutlich erkennbar, doch gibt es immerhin ein paar Indizien, dass sie zuletzt eher häufiger als seltener geworden ist.

Auch der monophag an Eichen lebende Große Kahns spinner *Bena bicolorana* gilt in NRW (noch) als gefährdet. Der Erstnachweis im Eller Forst erfolgte durch Klopfen einer ausgewachsenen Raupe am 1.5.2019 (Abb. 6/3). Trotz jahrelanger Raupensucherfahrung des Autors war dies das erste Mal, dass der Fund einer erwachsenen Raupe nach der Überwinterung geglückt ist! Diesem folgten am 11.9. noch zwei



**Abb. 6/3:** Diese ausgewachsene Raupe des Großen Kahns spinners *Bena bicolorana* wurde am 01.05.2019 im Eller Forst auf der Wiese 3 an einer schmalen Hecke von einer mittelalten Eiche geklopft. Diese Art ist ein offensichtlicher Klimaprofiteur.

Jungraupennachweise im Eller Forst (s. Abb. 6/4) bei vorher insgesamt nur drei dem Autor persönlich gelungenen Raupennachweisen dieser Art überhaupt (je einer in Aachen und Stolberg, einer in Hubbelrath). Allerdings gibt es mehrere dem Autor bekannte Raupennachweise anderer Personen von der Mosel und aus dem deutsch-niederländischen Grenzgebiet am Niederrhein. Der vom Autor sonst nur extrem selten und vereinzelt gefangene Falter (zweimal je ein Exemplar in Hubbelrath, davon eines 2019!) war an einem Standort allerdings besonders häufig mit 15 Tieren an einem einzigen Lichtfangabend: an der



**Abb. 6/4:** Diese Jungraupe des Großen Kahnspinners *Bena bicolorana* wurde am 11.09.2019 im Eller Forst in einem kleinen Waldstück zwischen der Sumpfwiese und der Hauptstraße optisch an einer alten Stieleiche gefunden, eine 2. Raupe direkt daneben an einer an einer jungen Traubeneiche.

warmen Sommern sehr gut entwickeln konnte. So stammen alleine 28 von insgesamt 37 Falternachweisen der Observation-Datenbank in NRW von 2019 (Observation.org). Selbst wenn man berücksichtigt, dass diese Datenbank erst seit ca. 2 Jahren mit vorwiegend aktuellen Beobachtungsdaten gefüttert wird, ist diese Anhäufung von Meldungen in einem einzigen Jahr schon sehr erstaunlich und dürfte eine direkte Folge des Klimawandels sein. Ob es sich bei diesem Erstfund tatsächlich um eine Neubesiedlung/Arealerweiterung handelt, ist allerdings fraglich, da es im Eller Forst genauso wie in Aachen auch gut sein könnte, dass die Art schon länger da war, aber einfach nur so selten war, dass sie wegen ihrer Stratenpräferenz und relativen Seltenheit nicht nachgewiesen wurde.



**Abb. 6/5:** Dieser Falter des Weißgrauen Flechtenbärchens *Eilema caniola* wurde am 18.6.2019 im Eller Forst auf der Sumpfwiese am Leuchtturm gefangen.

im UG Eller Forst als biotopfremd. Der Falter hat sich womöglich eher in der nahegelegenen Siedlung entwickelt als im unmittelbaren Umfeld seines Nachweises. In jedem Fall ist sein Nachweis eine Folge seiner klimabedingten Arealerweiterung.

Oberkante eines südexponierten Steilhangs an der Nahe oberhalb eines Eichenwaldes. Erwähnenswert ist zudem, dass die Art trotz vieler Lichtfänge in Aachen jahrzehntelang nicht nachgewiesen wurde, bis der Autor in einer abgebrochenen Baumkrone 2006 eine Jungraupe fand. Dies bestätigt, dass diese Art eine Stratenpräferenz für Baumkronen aufweist und womöglich vielerorts nur deshalb nicht gefunden wird, weil die Falter und Raupen sich bevorzugt in größeren Höhen aufhalten und nur zufällig – oder bei Massenvermehrungen – einmal bodennah gefunden werden. Auch nach LUSI (1997) ist die Art xerothermophil, so dass man annehmen darf, dass sie sich 2018 und 2019 in den trocken-

Das Weißgraue Flechtenbärchen *Eilema caniola* hat noch keine Rote-Liste-Einstufung, und zwar einfach deshalb, weil es erst 2012, also nach Publikation der letzten Roten Liste, in NRW aufgetaucht ist (Abb. 6/5). Es ist 2016 das erste Mal in Düsseldorf aufgetaucht und wurde nun am 18.6.2019 erstmalig im Eller Forst gefangen. Es handelt sich um eine früher mehr im Süden verbreitete wärmeliebende Art, die wohl von milden Wintern profitiert (EBERT 1997). Die Raupe lebt wohl an Flechten und Algen und zwar bevorzugt im Umfeld menschlicher Siedlungen, vermutlich sogar speziell an Gebäuden. Insofern kann man die Art durchaus als Kulturfolger bezeichnen und

Als sicher biotopfremd muss man den an Waldrebenblüten lebenden Blütenspanner *Eupithecia haworthiata* bezeichnen, da seine Futterpflanzen im UG Eller Forst gar nicht vorkommen. Nun war am 24.7.2019 eine extrem warme tropische Nacht, also eine Wetterlage, bei der man allgemein häufiger Falter biotopfremd antrifft als bei „normalem“ Wetter. So wurde in dieser Nacht z. B. auch ein Weibchen des Kieferschwärmers, *Hyloicus pinastri*, gefangen, einer wegen des Fehlens von Nadelbäumen im UG Eller Forst ebenfalls biotopfremden Spezies. Warme Nächte fördern zwar die Mobilität und damit Ausbreitung mancher Arten, doch Ausbreitungsbewegungen sind bei *E. haworthiata* aktuell nicht zu beobachten, da sie ohnehin schon +/- überall vorkommt, wo ihre Futterpflanzen gedeihen. Die Anhäufung extrem günstigen Lichtfangwetters im Zuge des Klimawandels führt eben auch ohne tatsächliche Arealerweiterungen dazu, dass man mehr Arten fangen kann.

Die allgemein häufige *Epirrita dilutata* hingegen ist sicherlich schon lange im UG Eller Forst bodenständig, doch war es vorher nie gelungen aus den dort gefundenen *Epirrita*-Raupen einen männlichen Falter zu züchten. Weder die Raupen noch die weiblichen Falter dieser Gattung sind bis zur Art bestimmbar. Sehr überraschend erscheint im Nachhinein das bisherige Fehlen der Herbsteule *Xanthia ictertia* im UG Eller Forst, da die Art doch ziemlich flächendeckend verbreitet ist. Sie lebt wie viele Herbsteulen zunächst in Weidenkätzchen, wobei ihre Futterpflanzenpräferenzen leider etwas uneindeutig sind wie die oben erwähnte Bachelorarbeit von Frau Gürtler gezeigt hat (GÜRTLER, 2019). Offenbar erscheinen die Raupen etwas früher als diejenigen der als Raupe recht häufig im UG Eller Forst gefundenen *Xanthia togata*. Einige Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Art eine allgemeine Stratenpräferenz für Baumkronen hat und deshalb Bäume der Salweide den buschförmig wachsenden Grauweiden gegenüber vorzieht. Selbst wenn sie die Salweiden aber aus anderen Gründen präferiert, könnte auch dies ihr jahrelanges Fehlen im Eller Forst erklären, da Grauweiden dort weitaus häufiger sind als Salweiden. Es wäre aber auch denkbar, dass die Art unabhängig von Futterpflanzenpräferenzen Feuchtwälder im Allgemeinen aus mikroklimatischen Gründen meidet und nun infolge der zwei warmtrockenen Sommer 2018 und 2019 im UG Eller Forst häufiger geworden ist. Es dürfte jedenfalls kaum Zufall sein, dass 2019 nicht nur eine Raupe an einem weiblichen Salweidenkätzchen gefunden wurde, sondern am 11.9. auch ein Falter im Raupenklopfschirm landete. Dass sie bisher nur „übersehen“ wurde ist eher unwahrscheinlich, zumal sie in Hubbelrath, wo ja mit ähnlicher Untersuchungsintensität gearbeitet wurde, gelegentlich nachgewiesen wurde. Es bleibt abzuwarten wie sich die Population dieser Spezies im Eller Forst weiter entwickeln wird.

### Hubbelrath

In Hubbelrath konnten im Jahr 2019 drei Arten neu nachgewiesen werden, von denen eine, *Ennomos quercinaria*, nach SCHUMACHER et al. (2011) für NRW als gefährdet und für den Naturraum Bergisches Land als stark gefährdet gilt.

Dieser polyphag an Laubbäumen lebende Spanner konnte am 29.6.2019 sogar gleich zweimal belegt werden, und zwar sowohl tags beim Raupenklopfen als auch nachts am Leuchtturm. Da es kein Einzelfund war, darf man wohl davon ausgehen, dass es sich eher um indigene Tiere als um biotopfremde Zuflyger gehandelt hat. Es sind die jahreszeitlich frühesten je vom Autor gefangenen Tiere dieser Art. Trotz ihres Rote-Liste-Status ist sie auch im Bergischen Land in den letzten Jahren nicht selten gefangen worden und ist auch sonst nicht besonders selten – zumindest ist sie nach den Daten des Autors von allen Arten ihrer Gattung die deutlich häufigste und am weitesten verbreitete und konnte als Raupe sogar in einem innerstädtischen Park in Aachen belegt werden. Es ist nicht ganz ausgeschlossen, dass die Art gegenüber früher häufiger wird und dabei womöglich von der Klimaerwärmung profitiert, aber die Daten-



lage zu dieser Art reicht bei weitem nicht aus um zu sicheren Aussagen über ihre klimatischen Präferenzen zu gelangen. Immerhin ist die Art 2019 in der Observation-Datenbank ausgesprochen häufig gemeldet worden, u. a. auch mit 2 Exemplaren am 25.7. im Eller Forst, wo der Autor dieses Jahr keine nachweisen konnte (Observation.org).

Der Schwalbenschwanz kommt im Raum Düsseldorf ziemlich flächendeckend vor und es ist insofern nicht verwunderlich, dass sich irgendwann einmal ein Exemplar auf den Golfplatz verirrt hat, wo die Art aber allenfalls an der Steintreppe eine Reproduktionsstätte finden könnte.

Der am 29.6. am Leuchtturm getätigte Nachweis von *Thumatha senex* ist insofern überraschend als man die Art eigentlich schon früher erwartet hätte. Nach eigenen Erfahrungen besiedelt die Art vielerlei verschiedene, aber nicht alle Biotoptypen im feuchten bis nassen Bereich, u. a. Feuchtwiesen sowie Röhrichtzonen von Gewässern. Dass diese Art bei einer solchen Untersuchungsintensität jahrelang versteckt an den Teichen auf dem Golfplatz gelebt hat, ist schon sehr unwahrscheinlich, besonders, wenn man bedenkt wie nahe der Leuchtturm- und Lichtfallenstandort an den Teichen gelegen sind. Ob sich diese Spezies dort dauerhaft etabliert, und ob und wie sich der Klimawandel auf die Art auswirkt, bleibt abzuwarten.

### Langfristige Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen der Schmetterlinge in den Düsseldorfer Untersuchungsgebieten

In Anbetracht des viel diskutierten „Insektensterbens“ stellt sich die Frage, wie sich die Arten- und Individuenzahlen von Faltern und Raupen überhaupt insgesamt in den letzten Jahren in den beiden Untersuchungsgebieten entwickelt haben. Wenn man einmal in Hinblick auf eine sinnvolle grafische Darstellung die wenigen Eier und Puppen sowie die Raupennester weglässt und sich bei den Präimaginalstadien auf ausgezählte Einzelraupen beschränkt, zeigt sich über die letzten Jahre eine durchaus große Schwankungsbreite aller betrachteten Werte, besonders der Individuen-, aber auch der Artenzahlen. Eine deutliche Tendenz nach oben oder unten ist seit 2014 nicht zu erkennen. Dabei verhalten sich Raupen- und Falterindividuenzahlen teilweise sogar gegenläufig: Bei den Raupen gab es 2019 im Eller Forst mehr Individuen als in Hubbelrath, bei den Faltern war es umgekehrt. Genau umgekehrt hatte sich die Situation 2018 dargestellt als es im Eller Forst mehr Falter gab als in Hubbelrath und in Hubbelrath mehr Raupen als im Eller Forst (Abb. 6/7). Die Aussagekraft dieser Zahlen ist allerdings sehr begrenzt und das „Insektensterben“ lässt sich mit ihnen weder belegen noch eindeutig wiederlegen. Entsprechende quantitative Vergleiche mit den Jahren vor 2013 sind noch schwieriger, da dort noch keine Raupenerfassungen stattgefunden haben, dafür aber weitaus mehr Lichtfänge, die teilweise noch an zusätzlichen Standorten stattfanden; im Falle des Eller Forstes auch an weit außerhalb des im Methodenteil umrissenen Kernuntersuchungsgebietes in anderen Biotoptypen.

Qualitativ betrachtet sind die Schmetterlingsfaunen beider Gebiete insgesamt betrachtet seit Beginn der Untersuchung relativ stabil und die vielen Schwankungen bzw. Turnover-Ereignisse zwischen den Jahren lassen sich bei genauerer Datenanalyse meist auf die allgemeine Seltenheit von Arten, deren schlechte methodische Erfassbarkeit und die geringe Erfassungsintensität zurückführen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass in kleinräumig strukturierten Lebensräumen wie dem Golfplatz naturgemäß viele Arten nur in geringer Individuenzahl zur Entwicklung kommen können und folglich auch nur sporadisch überhaupt nachgewiesen werden.

Dennoch hat es durchaus ein paar Veränderungen gegeben, die mit hoher Wahrscheinlichkeit dem Klimawandel geschuldet sind. Dabei handelt es sich meist um den Zugang von mehr oder weniger wärme-liebenden Arten, die in den letzten Jahren ihr Areal erweitert haben, wie z. B. der überhaupt erst vor ein paar Jahren in NRW eingewanderte *Eilema caniola*, den schon etwas länger in NRW ansässigen *Idaea rusticata* und *Stegania trimaculata* sowie einiger weiterer Arten mit kleinräumigen Arealerweiterungen.

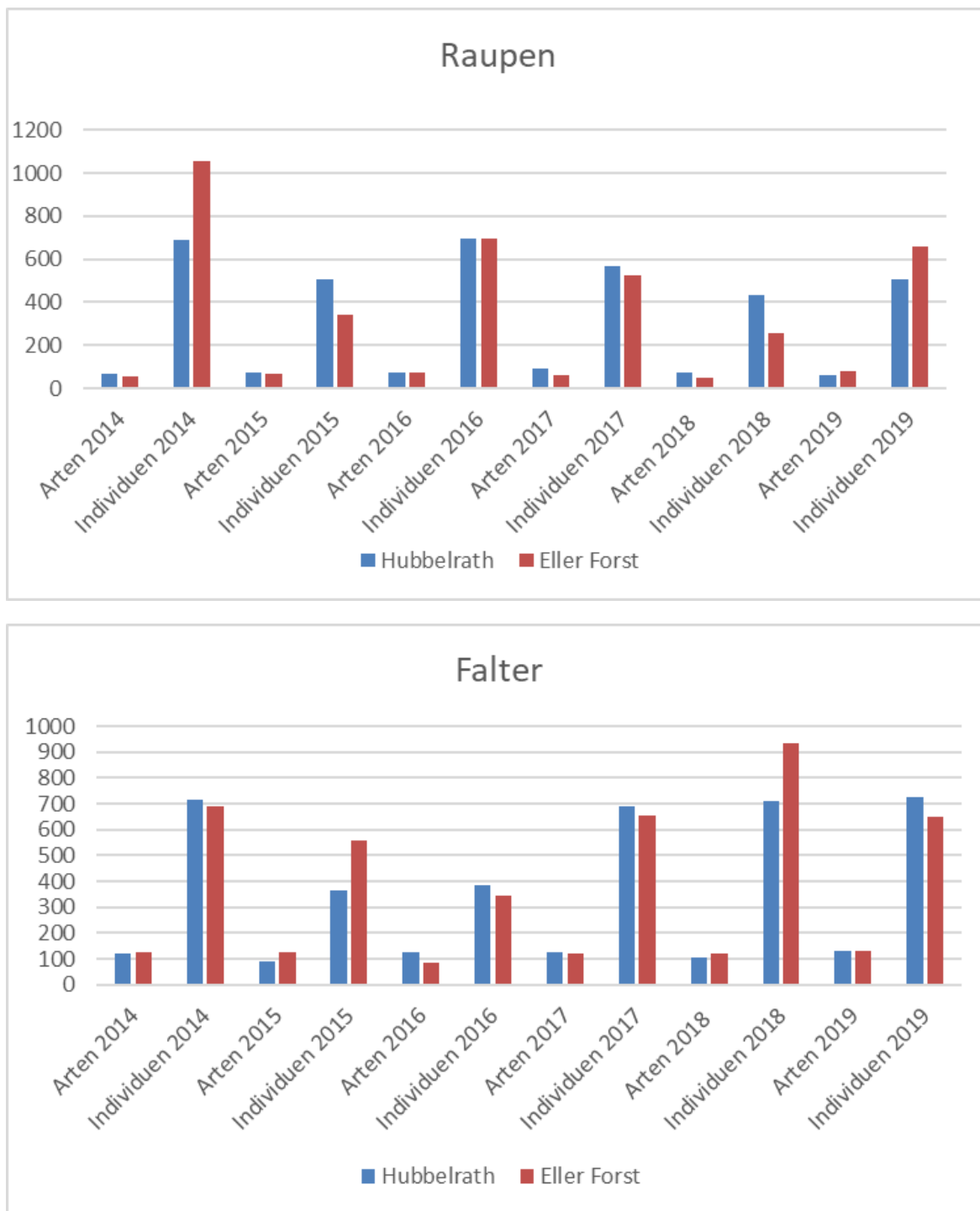


Abb. 6/7: Arten- und Individuenzahlen von Raupen und Faltern in den beiden Düsseldorfer Untersuchungsgebieten von 2014 bis 2019.

Konkrete Aussterbeereignisse ließen sich bisher in den beiden Gebieten noch nicht dokumentieren. Dennoch ist nicht auszuschließen, dass extreme Wetterereignisse wie die beiden Dürren 2018 und 2019 langfristig auch noch zum lokalen Aussterben von einzelnen Arten führen werden.

### Auswirkungen der beiden trockenheißen Sommer 2018 und 2019 auf Schmetterlingspopulationen

Die geringe Erfassungsintensität dieser Untersuchungen erlaubt nur sehr beschränkt Aussagen zu Populationsschwankungen einzelner Arten, doch gibt es dennoch in vielen Fällen genug Indizien, die auf solche hinweisen. So gibt es einige Arten, die in den letzten Jahren nicht nur in den Untersuchungsgebieten, sondern auch allgemein häufiger bzw. seltener geworden sind, bei denen sich eine genauere Betrachtung lohnen könnte.

Würde man die Raupenbeobachtungen in beiden Düsseldorfer UG jahreszeitlich differenzieren so würde man feststellen, dass besonders viele im August und September als Raupe lebende Spezies 2018 und 2019 deutlich seltener waren als sonst. Innerhalb dieser Gruppe zeigten besonders einige an Laubbäumen fressende Arten wie *Pseudoips prasinana* und *Apoda limacodes* einen rapiden Rückgang in diesen beiden Jahren gegenüber den Vorjahren, auf den später bei der Besprechung einzelner Beispielarten noch näher eingegangen wird.

Insgesamt fiel bei der Raupensuche im Eller Forst auf, dass fast alle am 11.9. an Laubbäumen gefundenen Raupen nicht von den sonnigen Waldrändern stammten, sondern aus unmittelbar daran angrenzenden zumindest halbschattigen Waldinnenbereichen. So konnten z. B. gegenüber des Restaurants am See an einigen jungen Buchen je eine Raupe von *Hypomecis punctinalis*, *Cyclophora linearia* und *Calliteara pudibunda* gefunden werden. In dem lichten Waldstück zwischen der Sumpfwiese und der Hauptstraße wurden an verschiedenen Eichenarten immerhin zwei Raupen von *Bena bicolorana* sowie je eine von *Biston betularia* und *Campaea margaritata* gefunden. An einer anderen schattigen Stelle wurde von einer jungen Eiche mit weißlich belegten Blättern genau wie schon im Vorjahr wieder eine *Cyclophora punctaria* geklopft. Auch die Raupen von *Notodonta ziczac*, *Scoliopteryx libatrix* und *Acronicta psi* stammten von schattigen Waldinnensäumen. An den vielen tief hängen Ästen von Eichen und vielen anderen Laubgehölzen im Bereich der sonnigen Waldränder an den drei Wiesen konnte hingegen bis auf eine *Ligdia adustata* an einer allerdings auch etwas schattigeren Stelle keine einzige Raupe gefunden werden! Lediglich ein leeres Eigelege von *Phalera bucephala* wurde an einer Eiche am Rand von Wiese 3 gefunden. Diese Beobachtungen sind ein klares Indiz dafür, dass die zu dieser Zeit an Laubbäumen lebenden Arten offenbar allzu sonnige Bereiche gemieden haben, was durchaus eine Folge des trockenwarmen Sommers gewesen sein dürfte.

Zwar fiel im Gegensatz zu 2018 auch die aus der Krautschicht stammende spätsommerliche Raupenausbeute in Hubbelrath 2019 sehr schlecht aus, doch hat dies dort zu einem großen Teil wohl andere Ursachen als das Klima. Zum einen waren die normalerweise raupenartenreichen Gebüschsäume und Brachwiesenbereiche, z. B. auch die Steintreppe, im Sommer gemäht worden, zum anderen gab es am Lagerplatz weniger bzw. andere Erdbewegungen, so dass es kaum einjährige Ruderalfluren gab. Aufgrund des völligen Fehlens von zur Blüte gekommenen Bärenklau- und Engelwurzpflanzen an den Wegrändern der Gebüsche konnte deshalb eine sonst so gemeine Art wie *Eupithecia tripunctaria* in diesem Jahr wieder nicht nachgewiesen werden, ebenso wenig wie die sonst am Lagerplatz reichlich zu klopfenden *Discestra trifolii*- und *Mamestra brassicae*-Raupen. Lediglich das zweimalige Fehlen der zuvor regelmäßig in jedem Jahr nachgewiesenen *Cucullia absinthii* erscheint etwas ungewöhnlich. Es gab zwar wie in den Vorjahren insgesamt ca. 10 zur Blüte gekommene Beifußpflanzen im Gebiet, doch kann es bei

sonst meist 1 bis maximal 3 gefundenen Raupen auch schlicht Zufall sein, dass nun zweimal hintereinander gar keine Raupe gefunden wurde. Je nach Futterpflanze und Biotop ist es aber natürlich sehr gut denkbar, dass es auch unter den in der Krautschicht lebenden Arten einige gibt, die unter der Hitze und Trockenheit direkt oder indirekt (durch Vertrocknen der Futterpflanzen) gelitten haben, doch werden dies wohl erst die Falterdaten des kommenden Jahres zeigen können.

Sehr ungewöhnlich war in Hubbelrath die Raupenarmut an der Waldrebe. Die Pflanzen dort wirkten genauso frisch wie immer und zeigten keine Anzeichen von Trockenheitsstress. Trotzdem wurde am 26.8.2019 an der Schallschutzmauer bei 170 Klopfschlägen keine einzige Raupe geklopft! Normalerweise wurden im Spätsommer an dieser Stelle nahezu immer einige Raupen von *Hemistola chrysoprasaria*, *Horisme spec. agg.*, *Peribatodes rhomboidaria*, *Herminia tarsicrinalis* sowie von diversen Blütenspannern und noch anderen Arten geklopft.

Im UG Eller Forst wurden im Gegensatz zu Hubbelrath allerdings auch im Sommer und Spätsommer 2019 in der Krautschicht nicht weniger Raupen gefunden als in den Vorjahren. So war zwar der normalerweise brachliegende Teilbereich von Wiese 3 beim Septembertermin relativ frisch gemäht worden, doch hatten an einer Stelle ein paar Goldrutenpflanzen im Gebüsch am Rand der Wiese überlebt, an denen prompt einige der zu erwartenden *Eupithecia virgaureata*-Raupen nebst einer für schattige Gehölze typischen *Xestia triangulum* geklopft werden konnten.

Auch am 24.7., also mitten in der langen Trockenphase, konnten auf der zu diesem Zeitpunkt völlig trocken gefallenen brachen Sumpfwiese überraschenderweise eine ganze Menge Raupen geklopft werden: *Eupithecia centaureata* und *E. subfuscata*, *Epirrhoe alternata*, *Lacanobia oleracea*, *Diachrysis chrysitis* agg., *Chiasmia clathrata*, *Xestia c-nigrum* und *Deltote bankiana*.

Die meisten dieser Arten sind allerdings keine stenöken Feuchtwiesenarten. Der Nachweis von *Xestia c-nigrum* ist dabei insofern bemerkenswert als er womöglich sogar ein Indiz für eine Beeinträchtigung des Lebensraumes Sumpfwiese ist: der Autor hat die Raupen dieser eurytopen mesophilen Offenlandart zwar sehr oft in völlig unterschiedlichen Lebensräumen gefunden, aber bisher niemals auf einer wirklich feuchten Feuchtwiese. In Anlehnung an die Vorgehensweise bei Laufkäfern könnte man die Art vielleicht sogar als „Störzeiger“ hinsichtlich der Bodenfeuchte interpretieren.

Trotzdem konnten an einer zum Fundzeitpunkt knochentrockenen Stelle der Sumpfwiese auch zwei jüngere Raupen der meist als feuchteliebend klassifizierten *Deltote bankiana* gefunden werden. Zuvor hatte es bisher nur einen Raupenfund dieser Art im Eller Forst gegeben, und zwar am 4.8.2017 ebenfalls durch Klopfen auf der damals tatsächlich noch feuchten Sumpfwiese.

Den Falter dieser Art konnte der Autor in den Vorjahren nicht nur immer wieder am Leuchtturm nachweisen, sondern häufig auch tags. Manchmal flog in den feuchten bis nassen Bereichen der Feuchtwiese bei jedem Schritt ein Falter dieser Art auf, in den trockeneren Bereichen jedoch gar keiner! So wurden z. B. am 3.6.2014 insgesamt 14 Falter tags gezählt und fünf in der folgenden Nacht am Leuchtturm, am 5.6.2015 zwei am Leuchtturm und am 11.7.2015 einer tags. In 2016 gab es wohl weder am 10.6. tagsüber noch am 7.7. nachts einen einzigen Nachweis während in 2017 am 2.6. je vier Falter tags und nachts gezählt wurden und am 20.6.2018 immerhin zwei Stück nachts. Die hauptsächlich im Juni und Juli fliegende Art fehlte nun am 18.6.2019 sowohl tags als auch nachts auf der ziemlich trocken gefallenen Feuchtwiese und man hätte meinen können, dass die Art infolge der Dürre seltener geworden sei. Trotzdem wurden dann am 24.7. nebst den zwei erwähnten Raupen auch zwei Falter am Leuchtturm gefan-



gen, bei denen man sich in Anbetracht des zeitgleichen Raupenfundes fragen muss ob sie nicht vielleicht sogar einer von HOFFMANN (1997) diskutierten partiellen 2. Generation angehören könnten.

Viele hygrophile Arten leben allerdings endophag in Halmen und Stängeln und sind entsprechend manchmal grundsätzlich schwierig nachzuweisen. Andere hygrophile Arten, wie die als Raupe überwinternden *Apamea unanimitis* und *Mythimna straminea*, wurden beim Septembertermin 2019 wiedergefunden, allerdings nicht auf der Sumpfwiese. So stammte die von Glanzgras geklopfte *A. unanimitis*-Raupe von einer lichten Stelle am Übergang von Laubwald zu einem feuchten Graben unweit des Leuchtturmstandortes. In den Vorjahren wurden zu ähnlicher Zeit oft noch einige Raupen dieser Art an dem die Wiese 3 teilenden feuchten Graben sowie auf Wiese 2 gefunden. Da dort im September 2019 infolge von Mahd und Dürre aber keine nachgewachsenen Glanzgraspflanzen vorhanden waren, konnte auch nicht an diesen geklopft oder optisch gesucht werden. Die tags geklopfte und die nachts geleuchtete Raupe von *M. straminea* stammten aus dem Umfeld von Schilfbeständen am Weg- bzw. Waldrand unweit des Leuchtturmstandortes, wo auch alle vorher gefundenen Raupen dieser Art herstammten. Auffällig war allerdings, dass beide Raupen von Nematoden parasitiert waren. Erwähnenswert ist des Weiteren auch noch, dass die ebenfalls für Röhrichte typische *Mythimna obsoleta* das erste Mal seit 2011 überhaupt nicht nachgewiesen werden konnte.

Trotz der Dürre wurden am 24.7. auch noch einige andere vorher im Jahr schon vermisste typische Feuchtwiesenarten am Leuchtturm nachgewiesen: u. a. die sonst dort häufig tags aufgescheuchte *Scopula immutata* sowie *Thumatha senex*. Diese Lichtfangnachweise von *D. bankiana* und *S. immutata* zeigen, dass man bei der Interpretation der reinen Tagfunddaten solcher Arten vorsichtig sein muss: es kann schließlich gut sein, dass sich solche Feuchtwiesenarten als Falter bei anhaltender Dürre und Hitze tagsüber in schattigere Bereiche, also die umliegenden Wälder und Gebüsche, zurückziehen und nur deshalb an manchen Terminen tags gar keine Falter von *D. bankiana* und *S. immutata* nachzuweisen waren. Wie sehr die typische Feuchtwiesenfauna der Sumpfwiese tatsächlich unter den zwei Dürresommern gelitten hat und wie sich ihre Populationen dort weiterentwickeln, werden wohl erst die Ergebnisse der kommenden Jahre eindeutiger zeigen können.

### Tagfalterrückgang als Folge von Dürresommer und Mahd

Bezüglich der Tagfalter kann man in beiden Gebieten feststellen, dass es 2019 deutlich weniger Individuen gab als 2018: in Hubbelrath nur 29 statt 82, im Eller Forst 39 statt 144. Zum Teil lag das sicherlich auch daran, dass einige Arten 2018 einfach außergewöhnlich häufig waren, z. B. *Pieris brassicae* und *Inachis io*. Bei den an Gras lebenden häufigen eurytopen Wiesenarten dürfte der drastische Rückgang allerdings mit ziemlicher Sicherheit eine Folge der sommerlichen Dürre sein. Hier seien bezogen auf den Eller Forst in erste Linie *Aphantopus hyperantus* genannt mit einem Rückgang von 41 auf ein einziges notiertes Individuum sowie *Maniola jurtina* mit einem Rückgang von 45 auf 19 Tiere. Wenn man Wiese 2 und Wiese 3 nach der sommerlichen Mahd gesehen hat kann man sich dies leicht erklären: beide Flächen wiesen auch im Spätsommer kaum noch grünes Pflanzenmaterial auf – am 11.9.2019 waren auf dem alljährlich gemähten Teilstück dieser Wiese außer einigen jungen Eichen und anderen Jungbäumen kaum grüne Pflanzen zu entdecken! Dies ist kein Wunder, wenn man bedenkt, dass die Sonne auf solch einer kurz gemähten Fläche bis zum Boden scheinen kann und diesen dadurch umso schneller ausdörren kann. Im Jahr zuvor konnten im Spätsommer immerhin zumindest an dem dort reichlich nachsprießenden Labkraut ein paar Raupen und Eier gefunden werden, u. a. vom Taubenschwänzchen, doch für die an Gräsern fressenden Jungraupen der beiden genannten Arten vor der Überwinterung hat es kaum

grünes Gras als Futter gegeben. Besonders unglücklich war es dann leider, dass 2019 obendrein wieder auch die vor 2018 komplett brachliegende Hälfte von Wiese 3 im späteren Sommer gemäht worden ist und auch einige kleinere und schattigere Wiesen im Sommer gemäht worden waren.

Diese Einbrüche waren in Hubbelrath nicht so deutlich, wo 2019 sogar neun *A. hyperantus* nachgewiesen wurden gegenüber drei in 2018. Das hat allerdings weniger mit der regelmäßigen Bewässerung der als Larvalhabitat ohnehin ungeeigneten Rasenflächen zu tun, als damit, dass die kleine Obstwiese dort überhaupt nicht gemäht wird und bedingt durch die Obstbäume zumindest teilschattig gelegen ist.

Für den Eller Forst, aber auch allgemein, sollte der Naturschutz aus diesen Beobachtungen Lehren ziehen: so sinnvoll eine Mahd auch immer sein mag, in solchen Sommern wie den letzten beiden sollte in jedem Fall auf eine komplette hochsommerliche Mahd von gewissen Wiesenflächen verzichtet werden - oder die Mahd zumindest verschoben werden oder nur ein Teil der Fläche gemäht werden! Wie genau man das Mahdregime an den Klimawandel anpassen muss hängt natürlich von den jeweiligen speziellen Schutzziele ab, aber ein stures Festhalten an einmal für gut befundenen Mahdterminen ohne flexible Anpassung an die jeweils aktuelle Sommerwitterung kann mit Sicherheit leicht katastrophal enden.

#### Nachfalterarten mit positiver Beeinflussung durch die heißtrockenen Sommer

Einen deutlich erkennbaren Populationsanstieg kann man im Gefolge des trockenheißen Rekordsommers 2018 bei mehreren tendenziell wärme- und oder trockenheitsliebenden Arten erkennen. Hierbei seien an erster Stelle die beiden im letzten Bericht schon ausführlich besprochenen Arten *Catocala sponsa* und *Mythimna pallens* genannt (vgl. WIROOKS, 2019).

*Catocala sponsa* wurde 2018 in beiden Gebieten das erste Mal überhaupt nachgewiesen und hat, wie im letzten Bericht schon ausführlich beschrieben, in diesem Jahr vielerorts eine Massenvermehrung durchlaufen. Diese wirkte sich auch auf 2019 aus, denn in Hubbelrath konnte der Autor am 1.5.2019 sogar eine fast ausgewachsene Raupe klopfen, was insofern ungewöhnlich ist, als die Tiere sich wie die meisten *Catocala*-Arten eher tags am Stamm verstecken und entsprechend kaum durch Klopfen nachweisbar sind. Diese Raupe war aber gar nicht der persönliche Raupenerstfund durch den Autor, der zuvor am 11.4.2019 schon eine Eiraupe am Niederrhein zufällig auf dem Kartierbrett gefunden hatte. Diese Beobachtungen belegen sehr deutlich die Häufigkeit der Art im Frühjahr 2019. In Hubbelrath erfolgte dann zwar kein Falternachweis mehr, aber im Eller Forst konnte die Art am 24.7. immerhin einmal am Köder gefangen werden. Dennoch scheint das Jahr 2019 für diese Art nicht mehr so günstig gewesen zu sein wie 2018, denn in der Observation-Datenbank finden sich für 2019 für NRW nur 3 Faltermeldungen gegenüber sensationellen 130 aus 2018, 2 aus 2017 und einer aus 2009.

Im Zusammenhang mit der Massenvermehrung von 1976 ist es aber schon naheliegend den warmtrockenen Sommer 2018 für das massive Auftreten der Art in diesem Jahr verantwortlich zu machen, doch bleibt der NRW-weit scheinbare Rückgang in 2019 rätselhaft und man kann über genauere Zusammenhänge ohne tiefgreifende wissenschaftliche Untersuchungen nur spekulieren. Denkbar wäre z. B., dass sich ein Parasitoid im Gefolge der Massenvermehrung rapide vermehren konnte und die Population in zwischen wieder dezimiert hat.

Auch *Mythimna pallens* hatte 2018 sehr offensichtlich eine absolute Massenvermehrung, die dazu führte, dass die Art erstmalig auch auf dem Golfplatz gefangen wurde, und zwar gleich mit neun Faltern und sogar einer Raupe. Nun wurden in 2019 wieder insgesamt sieben Falter dort gefunden – und das obwohl es dort bis auf winzigste Fragmente ja gar keine Wiesen als Lebensraum gibt! Sicherlich handelt es sich bei den Faltern um aus der Umgebung zugeflogene Exemplare, die sich dort vielleicht an warmtrockenen

Böschungen entwickelt hatten. Sogar im Eller Forst konnte der Autor die Art in diesem Jahr erstmalig persönlich in einem Falterexemplar auf der Sumpfwiese nachweisen, wo die Art als xerothermophiles Tier ebenfalls völlig biotopfremd sein dürfte. Es gab allerdings im Jahre 2011 schon einen Einzelnachweis im Eller Forst durch Armin Dahl. Dass die Art von diesem Einzelfund abgesehen nur 2018 und 2019 gefunden wurde und in den anderen Jahren in keinem der beiden Untersuchungsgebiete, belegt sehr deutlich die Häufigkeitszunahme seit dem trockenwarmen Sommer 2018. Die Interpretation der Datenlage in der Observation-Datenbank ist etwas schwierig, weil zum einen die meisten Daten ohnehin 2018 und 2019 geliefert wurden und zum anderen die Art leider sehr leicht mit der viel häufigeren *Mythimna impura* und der auch nicht so seltenen *Mythimna straminea* verwechselt werden kann. Immerhin zeigt sich, dass bei Beschränkung auf die validierten Beobachtungen in der Datenbank alle 11 gemeldeten Exemplare aus 2019 stammen! Auch in der Datenbank der AGRWL gibt es Indizien für eine Fundhäufung und Ausbreitung in 2019, z. B. allein 5 Meldungen für den Nachbarquadranten der beiden Untersuchungsgebiete, MTB 4707 Q4, in welchem es vorher gar keine Nachweise gegeben hatte (AGRWL 2019).

Eine weitere Art, der die beiden trockenwarmen Sommer offenbar sehr behagt haben, ist die oben schon ausführlich besprochene *Bena bicolorana*. Dass alleine 28 von 37 Falternachweisen der Art und auch der einzige Raupennachweis in der Observation-Datenbank aus dem Jahr 2019 stammen bestätigt diesen Anstieg, da die Zahlen zu deutlich sind um alleine mit dem „Datenbank-Effekt“ erklärt werden zu können. In Hubbelrath gelang 2019 zwar kein Raupennachweis, dafür aber immerhin der zweite Falternachweis dieser Art.

#### **Nachfalterarten mit negativer Beeinflussung durch die heißtrockeren Sommer**

Sehr schwierig zu interpretieren ist die Situation bei *Apoda limacodes*. Normalerweise kann man die Raupen dieser relativ polyphag an verschiedenen Laubbäumen, besonders aber an Eichen, lebenden Art besonders im September sehr zahlreich optisch finden und auch klopfen. Nach eigenen Erfahrungen kann man in guten Jahren innerhalb von fünf Minuten mehrere Raupen an einem einzigen Baum finden. Konkret wurden z. B. am 24.9.2015 an einer einzelnen freistehenden Eiche auf dem Golfplatz in Hubbelrath sieben Raupen gefunden. Insgesamt wurden an diesem Tag dort elf Raupen an Eiche gefunden, am 18.9.2015 im UG Eller Forst immerhin acht Raupen ebenfalls nur an Eiche. In Hubbelrath gab es in 2017 noch je einen Raupennachweis im Juli und August, danach wurde in beiden Gebieten trotz intensiver gezielter Suche (ein reiner Raupensuchtag in beiden Gebieten am 31.8.2018, je ein halber Raupensuchtag in Hubbelrath am 26.8.2019 und im Eller Forst am 11.9.2019) keine Raupen mehr gefunden. Auch in diversen anderen Gebieten (Aachen, Niederrhein) konnte der Autor in beiden Jahren keine einzige Raupe dieser Art mehr finden. Dies deutet zunächst einmal auf einen Populationsrückgang hin, wobei man allerdings bedenken muss, dass die Raupen natürlich nicht nur an für den Kartierer erreichbaren niedrigen Zweigen vorkommen können, sondern auch überall am Baum.

Problematisch sind bei dieser Art nun allerdings die Falterzahlen: So wurden 2019 im Eller Forst so viele Falter dieser Art am Licht gefangen wie nie zuvor: 16 am Leuchtturm (eine am 18.6., 15 am 24.7.) und zwei in der Lichtfalle am 24.7.; in Hubbelrath fehlte die Art 2019 allerdings vollständig. Es stellt sich natürlich die Frage, ob die Häufigkeit der Falter 2019 vielleicht nur eine Folge des idealen, sprich ultraheißen, Fangwetters am 24.7. war, wobei man diese im Juni und Juli fliegende Art dann allerdings am 29.6. in Hubbelrath auch hätte erwarten können bei ebenfalls sehr günstigem Fangwetter. Ein Blick in die Observation-Datenbank zeigt, dass die Art 2019 allgemein in NRW sehr häufig war: immerhin 67 von 98 insgesamt gemeldeten Faltern stammten aus 2019 – deutlich mehr noch als die 23 in 2018. Ähnlich wie in den

Düsseldorfer Gebieten fehlten dort in den beiden Jahren jegliche Raupennachweise, von denen es allerdings insgesamt auch nur einen einzigen gab, und zwar aus 2017. Insgesamt bestätigen diese Daten durchaus die persönlichen Beobachtungen des Autors in Düsseldorf und anderswo: Extrem wenig Raupen in 2018 und 2019, dafür aber nicht unbedingt weniger Falter.

Nun sollte man ja meinen, dass Raupendaten mehr über die tatsächliche Häufigkeit der Art aussagen können als die von so vielerlei Faktoren wie Bewölkung, Mondphase, Temperatur etc. etc. beeinflussten Lichtfangdaten. Dennoch kann es bei einer solchen baumbewohnenden Art aber auch sein, dass sie unter veränderten klimatischen Bedingungen nur in andere Waldzonen oder -straten ausweicht und die Raupenzahl insgesamt womöglich gar nicht gesunken ist. Schließlich müssen sich die 2019 so zahlreichen Falter ja irgendwo entwickelt haben! In jedem Fall ist noch viel Forschungsarbeit zur Ökologie dieser Art nötig, um die im Rahmen des Klimafolgenmonitorings gemachten Beobachtungen richtig einzuordnen.

Neben *Apoda limacodes* gab es noch mehr baumbewohnende Arten, die 2018 und 2019 als Raupe auffallend seltener waren als sonst üblich, an erster Stelle *Pseudoips prasinana*. Die vorzugsweise an Buchen und Eichen lebende Waldart mit ähnlicher Verbreitung und Larvalphänologie wie *A. limacodes* konnte in den beiden Düsseldorfer UG bisher nur 2015 als Raupe nachgewiesen werden, und zwar wurden am 24.9. zwei Raupen in Hubbelrath an der oben schon erwähnten einzeln stehenden Eiche gefunden und am 18.9. eine Raupe im Eller Forst an Buche. Die Falter traten in beiden Gebieten nur unregelmäßig auf. In Hubbelrath wurden 2018 und 2019 je drei Falter am Leuchtturm gefangen, während die Art dort 2016 und 2017 gar nicht gefunden worden war. Dies deckt sich weitgehend mit den Beobachtungen im Eller Forst, wo 2019 zwei und 2018 ein Falter am Leuchtturm gefangen wurden. Wie in Hubbelrath fehlte die Art 2016 und 2017 auch im Eller Forst während 2015 neben der einen Raupe auch noch sechs Falter am Licht registriert wurden.

Der offensichtliche Rückgang der Raupennachweise wird allerdings auch bei *P. prasinana* erst so richtig deutlich, wenn man über die beiden Düsseldorfer UG hinausblickt. So konnte der Autor die Raupen in den Jahren vor 2018 in Aachen und in vielen anderen Gebieten meist sehr zahlreich im September ohne allzu großen Aufwand nachweisen. So wurden auf einer Exkursionsstrecke im Aachener Wald, einem sonnigen Waldweg, am 21.9.2014 neben vielen anderen Raupen auch fünf Raupen von *P. prasinana* entdeckt und am 28.9. an einer anderen Stelle noch zwei Exemplare. Am 6.8.2015 wurden ebenfalls im Aachener Wald an anderer Stelle zwei Jungraupen gefunden. Als am 30.9.2018 eine Exkursion zur selben Stelle wie schon 2014 führte wurden dort jedoch kaum Raupen an den Bäumen gefunden – darunter nur eine einzige *P. prasinana*, was für eine vorzugsweise in Buchen- und Eichenwäldern lebende Waldart ungewöhnlich wenig ist.

Nach LUSSI (1997) bevorzugt die Art feuchte, schattigere und eher geschlossene Waldbereiche, während zivilisationsnahe Lebensräume weniger gern besiedelt werden. Trotzdem wurden die Raupen vom Autor 1992 in Aachen am Lousberg, einem allerdings wirklich eher wald- als parkartigem Waldpark, in hoher Anzahl gefunden. Die Daten lassen insgesamt vermuten, dass beide Düsseldorfer UG womöglich nur in kühleren und feuchteren Jahren als Entwicklungshabitate in Frage kommen. Die im UG Eller Forst dominierenden Auwaldbereiche mit ihren Pappeln, Eschen und Weiden sind grundsätzlich kein typisches Entwicklungshabitat dieser Art während von den angrenzenden Laubmischwäldern mit Eichen, Buchen und Hainbuchen nur die sonnigen Waldränder innerhalb des gewählten Untersuchungsgebietes liegen. Es ist sehr gut möglich, dass sich die Art in warmtrockenen Jahren wie 2018 und 2019 mehr ins Waldesinnere,



also das Kerngebiet des NSG Eller Forst, zurückzieht, wo man aber naturgemäß kaum Raupen finden kann, weil es mitten im Hochwald kaum niedrige Zweige gibt, an denen man sie suchen könnte. Dies könnte erklären warum auch in diesen beiden raupenarmen Jahren nicht weniger Falter als sonst gefunden wurden, denn die Falter sind ja mobiler als ihre Raupen und können leicht einmal von ihren Kernlebensräumen im Waldesinneren in angrenzende Lebensräume wie die Sumpfwiese eindringen. Ob die Gesamtpopulation einer solchen Art in diesen zwei extremen Jahren geringer war als sonst lässt sich leider schwer beurteilen zumal man ja auch noch berücksichtigen muss, dass sich auch die Falter grundsätzlich in höheren Straten aufhalten könnten. Die Datenbank Observation zeigt für 2019 doppelt so viele Falter als für 2018 und davor nur sporadische Daten, aber das dürfte wie oben schon erwähnt ein datenbankspezifisches Artefakt sein. Interessanter ist da schon die Tatsache, dass 2017 zwei Raupen gemeldet wurden, 2018 nur eine und 2019 noch gar keine, was wiederum die eigenen Beobachtungen zum Raupenrückgang bestätigt.

Ähnlich wie bei den Tagfaltern sollte man auch bei Nachtfaltern erwarten, dass an Gras als Raupennahrung gebundene Arten durch die sommerliche Dürre negativ beeinträchtigt worden sein könnten. Ein Beispiel für eine solche mesophile Wiesenart ist *Rivula sericealis*, von der 2019 z. B. tatsächlich kein einziger Falter im Eller Forst nachgewiesen wurde. Im Vorjahr waren noch drei Tiere tags und eines am Leuchtturm gefunden worden und 2017 sogar vier tags, 21 am Leuchtturm und zwei in der Lichtfalle. Allerdings waren auch im Jahr 2016 schon einmal gar keine Falter dieser meist bi- bis trivoltinen Art im Eller Forst gefunden worden, und das trotz Lichtfang am 7.7. und halbtägiger Tageskartierung am 10.6. und 8.8.

## Pflegeempfehlungen

Bezüglich des Mahdregimes im Eller Forst sollte man in Anbetracht des weiter oben schon beschriebenen drastischen Tagfalterrückgangs speziell bei den Wiesenarten dringend umdenken. Gerade in Anbetracht der nach vielen Klimaprognosen häufiger zu erwartenden sommerlichen Hitzewellen und Dürrezeiten sollten keinesfalls alle Wiesen eines Gebietes gleichzeitig und vollständig gemäht werden, da dann im Falle einer langanhaltenden Dürre insbesondere Wiesenarten auf Wochen hin keinerlei geeignete Nektar- und v. a. auch Entwicklungshabitate mehr finden können, wenn die Vegetation infolge der Dürre nicht nachwachsen kann.

Konkret wäre es im Eller Forst sinnvoll, die zwei kleineren Wiesen z. B. ohnehin nur alle 2 Jahre im Wechsel zu mähen, also in einem Jahr die eine, im anderen Jahr die andere. Bei den größeren Wiesen Wiese 2 und Wiese 3 könnte man in Anlehnung an das Pflegekonzept der Urdenbacher Kämpfe bei jeder Mahd einen Teil in der Mitte der Fläche jeweils stehen lassen. Die konkreten Vereinbarungen sehen dort einen stehen zu lassenden Teil von 3 % der Fläche in LSG's und 5 % der Fläche in NSG's vor. Diese Werte sind im Grunde aber noch deutlich zu niedrig um den auf den Wiesen vorhandenen Insekten ein ausreichendes Rückzugshabitat zur Verfügung zu stellen, und man sollte daher eher 20 % anpeilen. Des Weiteren wäre es sinnvoll, wenn der über lange Jahre ganz brach gefallene Teil von Wiese 3 sowieso nicht komplett, sondern immer nur zur Hälfte im Wechsel gemäht würde, da dort einige wichtige Nektar- und Raupennahrungspflanzen gedeihen. Erstrebenswert wäre dort am ehesten eine Streifenmahd. Bei der im Wald gelegenen Wiese 2 könnte man einen kleinen Teil im Zentrum bei der Mahd stehen lassen, aber vor allem auch mindestens einen Teil des Glanzgrasbestandes am Südwestrand ungemäht lassen, um dadurch einigen Feuchtwiesenarten eine bessere Entwicklungschance zu geben.

Beim Golfplatz Hubbelrath handelt es sich zwar nicht um solche großen Wiesenflächen wie im Eller Forst, aber auch manche kleinere Flächen brauchen Pflege, die dann aber möglichst auch für Insekten optimiert durchgeführt werden sollte. Hier ist in erster Linie die 2014 angelegte Trockenmauer/Steintreppe von herausragender Bedeutung als Nektar- und Entwicklungshabitat. Diese wurde 2019 zuerst nur am oberen Rand gemäht, später im Sommer dann aber komplett. Dies ist deshalb ungünstig, weil die sich zu diesem Zeitpunkt dort entwickelnden Raupen so vielfach kaum eine Überlebenschance haben. Wichtig wäre vor allem weniger die Fläche selbst zu mähen als vielmehr die Ränder dieser Fläche, da dort Brennnesseln dominieren und Gehölze eindringen. Eine Teilmahd der Fläche selbst wäre dann vertretbar, wenn z. B. immer nur jede 2 Stufe gemäht würde.

Ein weiteres wichtiges Entwicklungshabitat speziell für viele hygrophile Arten sind die Ufer des kleinen Baches bei Bahn 16 sowie die daran anschließenden Säume am Rand der Kopfweidenreihe. Diese Bereiche sind leider 2019 im Sommer alle gemäht worden. Auch an vielen anderen Stellen des Golfplatzes waren Gehölzsäume an Rändern von Wegen und Rasenflächen gemäht worden, was für die Pflege insofern überflüssig war, als es sich um stabile Staudenfluren gehandelt hat, die aber mit blühendem Bärentau, Engelwurz und anderen Pflanzen wichtige Nektar- und Entwicklungshabitate darstellen. In all diesen genannten Bereichen sollte künftig auf eine Mahd komplett verzichtet werden.

Die inzwischen durch Verbuschung versaumte und eutrophierte Wiese am Hang unterhalb vom Abschlag der Bahn 2 ist 2019 ebenfalls gemäht worden, was nebst einer Entbuschung dort allerdings auch dringend nötig war. Auf dieser Fläche sollte langfristig auf jeden Fall etwas regelmäßiger eine Mahd stattfinden, aber am besten pro Jahr immer nur die Hälfte der Fläche und zwar immer im Wechsel, wodurch nebenbei natürlich auch eine erneute Verbuschung vermieden werden könnte.

Ein ebenfalls wichtiges Kleinbiotop stellt die kleine Böschung bei der jüngst gebauten Tankstelle des Golfplatzes dar. Dort ist in einigen Bereichen, besonders direkt an der Lagerhalle sowie oberhalb der Tankstellenumfriedung, leider eine Eutrophierung festzustellen. Hier wäre zu überlegen ob man zumindest in den besonders eutrophierten Bereichen geeignete Pflegemaßnahmen zur Aushagerung ergreifen könnte um die Böschung wieder in den Zustand zu versetzen, in dem sie vor ein paar Jahren vor dem Bau der Tankstelle war. Mittlerweile existiert nämlich leider nur noch ein kleiner Bereich mit Beständen der für Schmetterlinge so attraktiven Dostpflanzen.

## Aktuelle Ausbreitungs- und Rückzugsbewegungen von Schmetterlingsarten in NRW

Wie schon in den Jahren zuvor konnten auch 2019 in NRW wieder einige mit hoher Wahrscheinlichkeit klimawandelbedingte Arealerweiterungen sowie einzelne Massenvermehrungen bei verschiedenen Schmetterlingsarten beobachtet werden. Verantwortlich für die besonders schnelle Ausbreitung mancher dieser Arten dürfte dabei sicherlich wieder auch der außerordentlich warme Sommer gewesen sein, denn durch Wärme erhöht sich die Dispersionsaktivität vieler Schmetterlinge, wodurch sich die Wahrscheinlichkeit der Neubesiedlung zuvor unbesetzter Habitat-patches erhöht (CORMONT 2011).

Der Brombeer-Perlmuttfalter *Brenthis daphne* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) ist 2019 erstmalig nördlich von Aachen auf deutscher Seite der niederländischen Grenze gesichtet worden, hat ansonsten in der Osteifel aber sein Areal gegenüber 2018 nicht weiter nordwärts verschieben können. Wie schon bei manchen anderen Arten mit aktuellen Arealerweiterungen dringt die Art aber von Belgien und den südlichen

Niederlanden her in Deutschland ein, wie einzelne Beobachtungen im Rurtal bei Monschau, in Stolberg am Schlangenberg und am Rursee zeigen (Observation.org).

Ferner hat 2019 der Eichenprozessionsspinner *Thaumetopoea processionea*, der sich vor gut 20 Jahren von den Niederlanden her aufgemacht hat NRW wieder zu erobern und inzwischen schon länger in Düsseldorf und Umgebung heimisch ist, sogar das kühle Aachen erreicht, wie eigene Falterfänge des Autors belegen. Dies ist insofern bemerkenswert, als die Art dort auch vor 100 Jahren noch gänzlich unbekannt war, während sie am Niederrhein auch früher immer wieder einmal aufgetaucht war (vgl. PÜNGELER, 1937). Auch in Richtung der höheren Lagen der Rureifel breitet sich die Art sogar schon aus, wie einige 2019 getätigte Funde in Stolberg und Simmerath belegen (Observation.org). Parallel dazu breitet sie sich auch rheinaufwärts aus, wo sie südlich von Bonn 2019 gefunden wurde; von Luxemburg kommend wurde 2019 auch schon die mittlere Mosel erreicht. Hier haben wir es also mit einer in NRW im Wesentlichen ostwärts und südwärts gerichteten Ausbreitung einer Art zu tun, die wohl bald dazu führen wird, dass die Art nahezu flächendeckend vertreten ist, da sich die Art auch von Süddeutschland kommend nordwärts ausbreitet.

Eine Nachfalterart mit nordwärts gerichteter Ausbreitungsbewegung ist das Purpur-Prachteulchen *Eublemma purpurina*. Seitdem 2017 erste Funde in NRW bekannt wurden, u. a. auch in Düsseldorf-Stockum, gab es in 2018 immer mehr Beobachtungen an neuen Orten, die es wahrscheinlich machen, dass sich diese früher als Wanderfalter angesehene Art möglicherweise doch in NRW angesiedelt hat (vgl. WIROOKS, 2019). Nun wurde die Art in 2019 noch weiter nördlich bei Bottrop auf einer Halde nachgewiesen (Observation.org).

Einige weitere Arten, die sich in den letzten Jahren teils sehr rasant ausgebreitet hatten, haben sich weitgehend etabliert und wiesen 2019 ähnliche Verbreitungen auf wie in den Vorjahren: z. B. der Kurzschwänzige Bläuling *Cupido argiades*, der Karstweißling *Pieris mannii* und die Zypressen-Holzeule *Lithophane leautieri*. Auch der am 21.6.2017 bei Bonn erstmalig für NRW nachgewiesene Gesprenkelte Pappelspanner *Stegania cararia* hat sich etabliert durch mehrere Funde in 2018 und 2019 und sich sogar noch etwas weiter ausgebreitet wie Funde in den Naturräumen Sauer- und Siegerland bei Waldbröl, Bergisches Land bei Ruppichteroth sowie Siebengebirge belegen (AGRWL 2019, Observation.org und SCHUMACHER, 2019)

Der sich vor allem entlang des Rheins nordwärts ausbreitende und 2018 erstmals im Eller Forst gefundene Südliche Zwergspanner *Idaea rusticata* hat von Westen kommend 2018 Aachen erreicht und sich bis 2019 schon bergauf bis Aachen-Kornelimünster ausgebreitet (WIROOKS & PÄTZOLD, 2019a, b). Bei den wärmeliebenden Arealerweiterern *Caradrina kadenii*, *C. gilva* und *Horisme radicularia* scheint es hingegen aktuell keine seit 2018 neu besiedelten Gebiete zu geben.

Neben diesen meist großflächigen Arealerweiterern, von denen einige überhaupt erst vor wenigen Jahren in NRW aufgetaucht sind, gibt es aber auch eine Reihe von Arten mit kleinflächigeren mehr regionalen Arealveränderungen. So hat sich z. B. das Schachbrett *Melanargia galathea* im Kreis Aachen in den letzten Jahren deutlich ausgebreitet (WIROOKS & PÄTZOLD, 2018). Es konnte dabei ähnlich wie der Schmuckkleinspanner *Scopula ornata* auch einige früher schon einmal besiedelte Gebiete wiederbesiedeln (WIROOKS & PÄTZOLD, 2019a). Daneben gab es 2018 und 2019 noch auffallend viele weitere regionale Neu- und Wiederfunde im Raum Aachen, wie z. B. das Rosen-Flechtenbärchen *Miltochrista miniata* (WIROOKS & PÄTZOLD, 2019b).

Auch manche früher weiter verbreitete und zwischenzeitlich verschollene Arten haben sich im Zuge der Klimaerwärmung wieder weiter ausgebreitet. Hier sei an erster Stelle der an Feldahorn lebende Ahorn-Gürtelpuppenspanner *Cyclophora annularia* genannt, von dem 2019 nicht nur in Aachen, sondern auch in einigen anderen Gebieten NRWs Wieder- oder Erstfunde gelangen, so z. B. in Bergisch-Gladbach (Observation.org). Ferner gibt es auch einige Wanderfalter, die früher sehr vereinzelt und sporadisch in NRW nachgewiesen wurden und in den letzten Jahren häufiger gefunden wurden. Als eines von vielen Beispielen sei hier *Nycteola asiatica* genannt, die 2018 in Duisburg aufgetaucht ist (AGRWL 2019). Sie wird zwar noch als Wanderfalter geführt, doch kann es grundsätzlich im Zuge der Klimaerwärmung auch passieren, dass solche Arten bei uns bodenständig werden könnten, wie es u. a. beim Taubenschwänzchen *Macroglossum stellatarum* geschehen ist.

Im Gegensatz zu Ausbreitungsbewegungen sind Rückzugsbewegungen grundsätzlich schwieriger zu belegen, da ein fehlender Nachweis auch leicht darauf beruhen kann, dass zur falschen Zeit, mit den falschen Methoden oder einfach gar nicht nach einer Art gesucht worden ist. Dennoch kann man bei intensivem Studium vorhandener Daten durchaus auch Hinweise für Arealverluste finden. An dieser Stelle sei als Beispiel die Augur-Bodeneule *Graphiphora augur* genannt, die noch vor ca. 25 Jahren ziemlich flächendeckend in NRW verbreitet war (AGRWL 2019). Im Umfeld beider Düsseldorfer UG, konkret sogar in allen MTB der Umgebung, wurde die Art vor der Jahrtausendwende noch vielerorts gefunden. Auch in Aachen konnte der Autor die Art in den 90er Jahren noch mehrfach als Raupe und Falter nachweisen. Aktuell hat sich die Art aber bis auf einige wenige Einzelfunde in die Rureifel sowie eine Region im Sauerland zurückgezogen. Der aktuellste und den Düsseldorfer UG nächstgelegene aktuelle Fundort ist Wuppertal im Jahr 2013, also auch eine eher nasskalte Region. Die vielen Altdaten und eigene Funde zeugen davon, dass die Art grundsätzlich gut nachweisbar ist mit den üblichen Methoden, so dass man sie gerade in der durch Armin Dahl und andere Kollegen mittlerweile bestens untersuchten Region Hilden/Düsseldorf garantiert nachgewiesen hätte, wenn sie noch da wäre. Da die Raupe, wie diverse eigene Funde des Autors belegen, keine allzu enge Biotopbindung hat und sowohl an normalen Gebüsch- und Wegrändern als auch auf normalen Brachen und Wiesen zu finden war, liegt der Schluss nahe, dass Klimapräferenzen für die Rückzugsbewegungen in kühlfeuchte Regionen verantwortlich sind. Ob dies auch noch auf weitere Arten zutrifft, könnte nur eine entsprechend detaillierte Datenanalyse aller Arten NRW-weit aufzeigen und man wird womöglich nach der Erstellung der neuen Roten Liste NRW diesbezüglich schlauer sein. Alles in allem kann man aber dennoch schon festhalten, dass bisher wesentlich mehr Arten im Zuge der grundsätzlichen Klimaerwärmung ihr Areal ausweiten (=Neu – oder Wiederbesiedlung) als dass es Arten gibt, die Arealverluste erleiden.

## Literatur

AGRWL (= ARBEITSGEMEINSCHAFT RHEINISCH-WESTFÄLISCHER LEPIDOPTEROLOGEN) 2019 (Hrsg.): Datenbank Schmetterlinge AG Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen unter <http://nrw.schmetterlinge-bw.de/> (letzter Zugriff 29.11.2019).

CORMONT, A., MALINOWSKA, A.H., KOSTENKO, O. et al. (2011): Biodivers Conserv 20: 483. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9960-4><https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10531-010-9960-4> (letzter Zugriff 29.11.2019).



- 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
- 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. (1997): *Eilema caniola* (HÜBNER, [1808]) In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5: Nachtfalter III. Stuttgart (Ulmer). S. 553-556.
- FOX, R (2018): <https://butterfly-conservation.org/news-and-blog/drought-and-butterflies> (letzter Zugriff 29.11.2019).
- GÜRTTLER, S. (2019): Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Phänologie und Futterpflanzenspezifität von ausgewählten, sich im Frühjahr an Laubgehölzen entwickelnden Makrolepidopteren-Raupen. Bachelorarbeit an der RWTH Aachen, Institut für Biologie II Zoologie, Abteilung Zoologie und Humanbiologie. [http://www.lepiforum.eu/bh/downloads/Bachelorarbeit\\_Sarah\\_Guertler.pdf](http://www.lepiforum.eu/bh/downloads/Bachelorarbeit_Sarah_Guertler.pdf)
- HERMANN, G. (1992): Tagfalter und Widderchen – Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Pla-

- nung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 219-238. Weikersheim: Margraf 1992.
- HOFFMANN, A. (1997): *Deltote bankiana* (FABRICIUS, 1775). In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5: Nachtfalter III. Stuttgart (Ulmer), S. 553-556.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. 380 S., Stenstrup (Apollo Books).
- LUSSI, H. G. (1997): *Bena bicolorana* (LINNAEUS, 1758). In EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5: Nachtfalter III Stuttgart (Ulmer), S. 518-522.
- MEIER, M. (1992): Nachtfalter – Methoden, Ergebnisse und Problematik des Lichtfanges im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 203-218. Weikersheim: Margraf 1992.
- OBSERVATION.ORG 2019: [https://nrw.observation.org/map\\_lastobs\\_v2.php](https://nrw.observation.org/map_lastobs_v2.php) (letzter Zugriff: 29.11.2019).
- PÜNGELER, R. (1937): Verzeichnis der bisher in der Umgegend Aachens gefundenen Macro-Lepidoptera. Dtsch. Entom. Z. Iris, 51: 50-51, Dresden.
- SCHMITZ, U. (2015): Floren- und Vegetationskartierung der Golfanlage bei Düsseldorf-Hubbelrath. Gutachten im Auftrag des Golfclub Hubbelrath / Land und Golfclubs Düsseldorf e.V. 27 S. u. 4 Karten im Anhang.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & A. LEISTEN (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 134 S., Mettmann.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2003. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 156 S., Mettmann.
- SCHUMACHER, H. (2019): Anmerkungen zu einigen Neu- und Wiederfinden im Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen. Melanargia 31: 91-107.

- 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.
- SETTELE, J., STEINER, R., REINHARD, R. & FELDMANN, R. (2009): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart (Ulmer Verlag).
- WIROOKS, L. (2015): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 118-160.
- WIROOKS, L. (2016): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 126-162.
- WIROOKS, L. (2017): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 129-156.
- WIROOKS, L. (2018): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 133-157.
- WIROOKS, L. (2019): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 135-164.
- WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2018): Über die Wiederbesiedlung und Arealerweiterung des Schachbretts *Melanargia galathea* (LINNAEUS 1758) im Raum Aachen (Lep., Nymphalidae). *Melanargia* 30: 160-172.
- WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2019a): Vier Erst- und drei Wiederfunde von Nachtfaltern für Aachen im Rekordsommer 2018 nebst Überlegungen zu aktuellen Arealerweiterungen und Klimawandel (Lep., Arctiidae, Noctuidae et Geometridae). *Melanargia* 31: 83-90.
- WIROOKS, L. & PÄTZOLD, T. (2019b): Nachtrag zu: Vier Erst- und drei Wiederfunde von Nachtfaltern für Aachen im Rekordsommer 2018 nebst Überlegungen zu aktuellen Arealerweiterungen und Klimawandel (Lep., Arctiidae, Noctuidae et Geometridae). *Melanargia* 31: 132-134.

## 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 lag 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 Warenanlieferung mit LKWs fremde Arten eingeschleppt werden. Der Nordfriedhof entspricht mit seiner Struktur und dem Baumbestand einer Parklandschaft. Einzelbäume und kleinere Baumgruppen wechseln sich mit offenen Bereichen ab.



Abb. 7/1: Grabvase mit altem (links) und frischem Wasser (mitte) auf dem Nordfriedhof sowie Fallenstandort mit BG-GAT Falle (rechts). 01.08.2019, O. Diestelhorst.



### Golfplatz (GSV Golf-Sport-Verein Düsseldorf) am Hafen (Lausward)

Der Fallenstandort befand sich wie 2018 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.

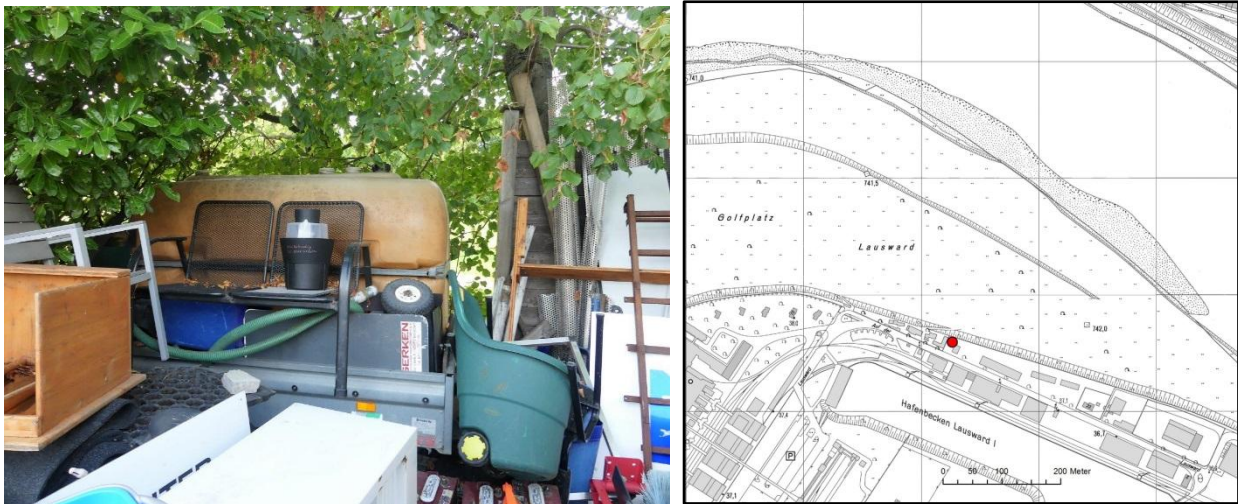


Abb. 7/2: Fallenstandort der BG-GAT Falle am Golfplatz-Lausward in der Nähe des Hafens. 21.08.2018, O. Diestelhorst.

### 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.

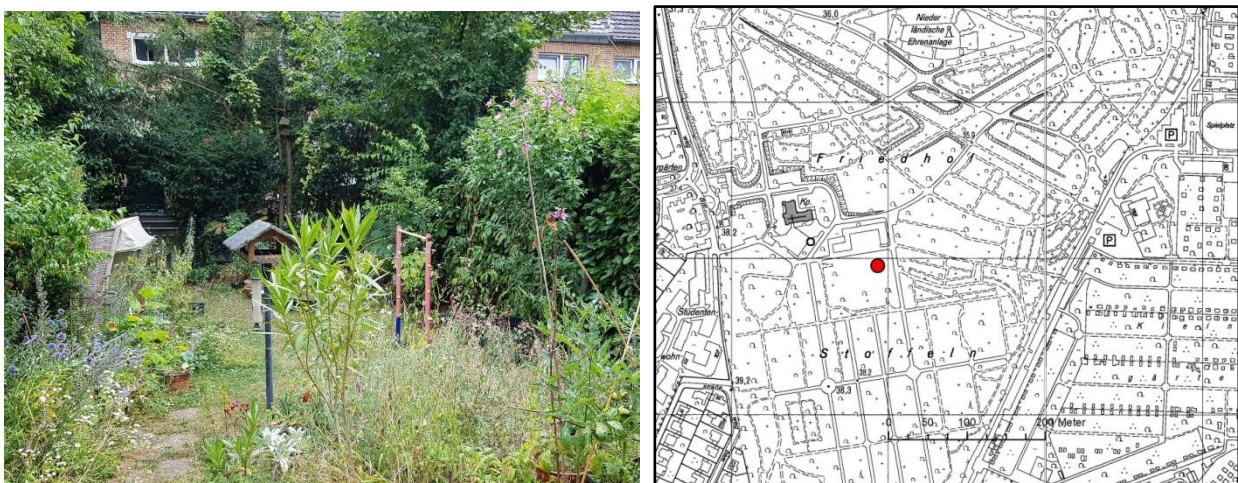


Abb. 7/3: Übersicht Fallenstandort Garten in dem sich die „BG Sentinel“ und eine „Eimerfalle“ befanden. 27.07.2019, O. Diestelhorst.

## Methoden

Die Systematik folgt weitgehend BECKER et al. (2010). Die Bestimmung der Tiere erfolgte mit BECKER (2010), MOHRIG (1969), SNOW (1990), ZITTRA (2012) und einem Online-Schlüssel für *Culex*-Larven<sup>3</sup>. Die Kartierung der Mücken geschah durch das Aufstellen verschiedener Fallen, bzw. künstlicher Brutmöglichkeiten (Eimer) zwischen dem 30.06. und dem 31.10.2019. Besonders für den Nachweis adulter Stechmücken wird in vielen Studien die CO<sub>2</sub>-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.

An den Standorten Golfplatz und Nordfriedhof wurden „BG-GAT“ Fallen (Gravid Aedes Trap, Biogents) eingesetzt (Abb. 7/4). Die 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 Was-

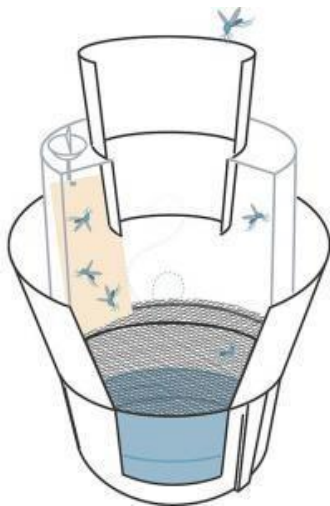


Abb. 7/4: Die BG-GAT Falle der Firma Biogents.  
Website Biogents <https://eu.biogents.com/bg-gat/>.

seroberfläche ist durch Gaze versperrt, und die Mücke wird mit einem im Flugraum befindlichen Klebestreifen gefangen. Zusätzlich wurden am Golfplatz Wasseransammlungen in vor Ort vorhandenen Gefäßen auf Mückenlarven untersucht. Auf dem Nordfriedhof war die „BG-GAT“ Falle bei der Kontrolle am 01. August nicht mehr am Aufstellort. Eine Nachsuche in der Umgebung war erfolglos. Es wurde keine neue Falle aufgestellt. Stattdessen wurden an jedem Untersuchungstermin unterschiedliche Bereiche des Friedhofs aufgesucht und 10-20 mit Wasser gefüllte Friedhofsvasen durch einen Aquariennescher 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 etwa 1800 Larven von *Culex spec.* in unterschiedlichen Larvenstadien nachweisen. Zur Auswertung wurden nur die Larven im vierten (also im letzten) Larvenstadium bestimmt. Die Blumenvasen enthielten eine Vielzahl anderer Dipterenlarven. Hierzu gehörten Rattenschwanzlarven (Syrphidae), Zuckmücken (Chironomidae), Gnitzen (Ceratopogonidae) oder Schmetterlingsmücken (Psychodidae). Die Stechmücken verteilten sich auf mindestens vier verschiedene Arten.

<sup>3</sup> <http://www.eutaxa.com/CKEY%2001a%20D.htm>

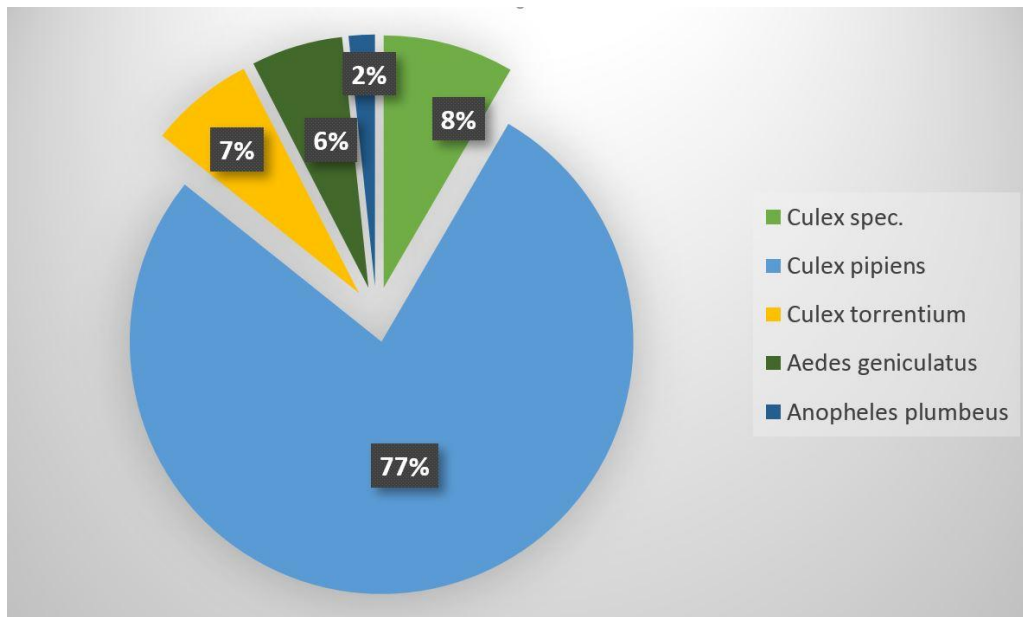


Abb. 7/5: Übersicht über die in den Grabvasen am Nordfriedhof nachgewiesenen Arten.

Am häufigsten wurden Arten aus dem *Culex pipiens*-Komplex (*pipiens/torrentium*) nachgewiesen. 92 Exemplare gehörten zu *C. pipiens* und acht zu *C. torrentium*. Zehn Larven ließen sich nur bis zu Gattung *Culex* bestimmen. Des Weiteren befanden sich zwei Larven von *Aedes (Ochlerotatus) geniculatus* am 01.08. und fünf weitere am 20.08. in den untersuchten Vasen.

Von *Anopheles plumbeus* ließen sich nur zwei eindeutige Larven im vierten Larvenstadium nachweisen. Eine am 01.08. und eine weitere bei der letzten Leerung am 31.10. Bei der Leerung Ende Oktober waren drei weitere *Anopheles*-Larven in einem früheren Larvenstadium, die jedoch ziemlich sicher auch zu *A. plumbeus* gehörten. Dies waren die einzigen Stechmückenlarven, die sich am letzten Untersuchungstermin nachweisen ließen. *Culex*-Larven waren nicht mehr vorhanden. Diese vier Arten wurden bei den Untersuchungen auf dem Stoffeler Friedhof (2018) ebenfalls mehrfach nachgewiesen.



Abb. 7/6: Larven von *Anopheles plumbeus*, Nordfriedhof. 31.10.2019, O. Diestelhorst.



## Golfplatz

Auf dem Golfplatz ließen sich in den Wasserbehältern 22 Larven *C. pipiens* zuordnen. Insgesamt waren es ca. 200 Tiere in unterschiedlichen Larvenstadien von *Culex spec.* Die „BG-GAT“ Falle fing wie 2018 hauptsächlich Schmetterlingsmücken (Psychodidae) und keine Culiciden.

## Hausgarten Wersten

Der Hausgarten Wersten war der einzige Standort mit der „BG-Sentinel“ Falle die durch Duftstoffe und den Einsatz von CO<sub>2</sub> adulte Mücken anlockt. Es konnten 120 adulte Mückenweibchen nachgewiesen werden. Männchen wurden nicht nachgewiesen. Alle gefangenen Mücken gehörten zum *Culex pipiens*-Komplex (*pipiens/torrentium*).

Im Wassereimer konnten im Hausgarten 61 *Culex torrentium*, sieben *Culex pipiens* sowie sechs *Culex spec.*-Larven im vierten Larvenstadium gefangen werden. Zusätzlich etwa 300 *Culex spec.* Larven in früheren Stadien.

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

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

	2017 (BENDT)			2018			2019		
	Düssel- dorf divers	Nord- friedhof	Stoffeler Friedhof	Nord- friedhof	Stoffeler Friedhof	Hafen Golfplatz	Nord- friedhof	Wersten Garten	Hafen Golfplatz
<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 Gr.</i>	●								
<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>	●								



## 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 Asiatischen Buschmücke *Aedes japonicus* (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf, schriftl. Mittlg.). Es soll laut Dr. Werner vom „Mückenatlas“ auch mindestens ein Fund von *A. japonicus* aus Düsseldorf vorliegen (BENDT, Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf, schriftl. Mittlg. 2019). Der Verdacht einer Tigermücke in Düsseldorf-Grafenberg bestätigte sich nicht, es handelte sich um eine Ringelmücke *Culiseta spec.* (KRAUSE, UNB Düsseldorf, schriftl. Mittlg. 2019).

Die bei den Untersuchungen nachgewiesenen Arten gehören alle nicht zu den neu eingewanderten bzw. erstmals nachgewiesenen Arten. An allen Standorten dominieren die *Culex* Arten wie auch bei der Untersuchung 2018 deutlich. Mit der BG-Sentinel wurden am Standort Hausgarten nur Vertreter der Gattung *Culex* gefangen. Dies unterscheidet sich deutlich von den Ergebnissen mit dieser Falle am Standort Stoffeler Friedhof mit acht nachgewiesenen Arten im Jahr 2018. Dort traten die jetzt nicht gefundenen Arten aber auch nur in Einzelexemplaren oder mit wenigen Tieren auf. In dem ebenfalls beprobten schwarzen Wassereimer im Hausgarten fanden sich ebenfalls nur *Culex*-Larven der Arten *C. pipiens* und *C. torrentium*. Vermutlich bietet die Umgebung des Hausgartens mit relativ wenig alten Laubbäumen weniger Arten potentielle Nistmöglichkeiten, wie die von Arten wie *Anopheles plumbeus* oder *Aedes (Ochlerotatus) geniculatus* bevorzugten Baumhöhlen. Durch den insgesamt trockenen Sommer dürfte es in der Umgebung aber auch nur wenige natürliche Brutstätten gegeben haben.

Die vier in den Grabvasen auf dem Nordfriedhof nachgewiesenen Arten entsprechen den häufigeren Arten, die mit der BG-Sentinel als Imagines 2018 auf dem Stoffeler Friedhof gefangen wurden. Es sind genau die vier Arten, die bei einem „Stechmückenlarven-Screening“ des Stadtentwässerungsbetriebes (BENDT 2017) auf dem Nordfriedhof gefunden wurden. Die Larven von *Anopheles plumbeus* sind oft mit *Aedes (Ochlerotatus) geniculatus* vergesellschaftet und finden sich hauptsächlich in mit Wasser gefüllten Baumhöhlen (BECKER et al. 2010). Das Wasser in den Baumhöhlen ist braungefärbt und es herrscht Sauerstoffmangel (MOHRIG, 1969). Die Eier werden am Rand von Baumhöhlen abgelegt und schlüpfen, wenn die Baumhöhle sich bei Regen mit Wasser füllt. Ähnliche Bedingungen herrschten in den Vasen, in denen sich Laub gesammelt und teilweise zersetzt hatte. Für die Art sind daher ältere, lange nicht ausgespülte Vasen mit zersetztem organischem Material am Boden attraktiv. Hier werden die Eier vermutlich in fast trockene Vasen abgelegt und die Larven schlüpfen bei Wasserzufuhr durch Niederschlag oder Bewässerung. Die Art überwintert als Ei oder Larve und ist ein Vektor für Malaria (*Plasmodium vivax*, *P. falciparum*) (BECKER et al. 2010). Die am 31. Oktober nachgewiesenen Larven hätten also wahrscheinlich als Larve überwintert.

Auf den Friedhöfen kann davon ausgegangen werden, dass die Vasen in dem wie bereits 2018 sehr trockenen Sommer als Hauptbrutplatz für diese Arten dienen. Bei den Untersuchungen wurden nur Vasen

entleert, in den keine Blumen waren, oder solche, die hinter den Grabsteinen mit der Öffnung nach oben gelagert wurden. Selbst bei anhaltender Trockenheit waren manchmal Vasen ohne Blumen bis kurz unter den Rand mit Wasser gefüllt. Es konnte beobachtet werden, dass bei der Grabpflege, in diesem Fall der Bewässerung der Gräber, die Gartenbaubetriebe mit einem Schlauch die Grabstätten bewässerten und dabei die aufrecht auf den Gräbern stehenden Vasen zumindest teilweise mit Wasser gefüllt wurden. Hier ließen sich durch Aufklärung der Besucher und Friedhofsgärtner viele potenzielle Mückengewässer verhindern. Zwar könnten Mücken auch in Vasen mit Blumen Eier ablegen, diese waren aber kaum vorhanden, die meisten mit Wasser gefüllten Vasen enthielten keine Blumen. Die einfache Methode, alle Vasen umgedreht zu lagern und leere Vasen nicht auf dem Grab stehen zu lassen, würde die Anzahl der Mücken auf dem Friedhofsgelände deutlich verringern. Diese Maßnahme ist zwar bekannt, man sollte die Besucher jedoch mit Hinweisen an den Eingängen und Wasserstellen, immer wieder auf die Problematik der künstlichen Mückenbrutplätze aufmerksam machen.

Bei der Probennahme am 12.07. auf dem Nordfriedhof konnte bei der Entleerung von Vasen ein bemerkenswerter Fund gemacht werden. Ein totes Weibchen der sehr seltenen parasitischen „Düsterbiene“ *Stelis signata* (Megachilidae), stellt den Erstnachweis für Düsseldorf dar. Die Art parasitiert bei der in Düsseldorf schon häufiger beobachteten Harzbiene *Anthidium strigatum*.

## Literatur

- BECKER, N., PETRIĆ, D., ZGOMBA, M., BOASE, C., MADON, M., DAHL, C. & KAISER, A. (2010): Mosquitoes and their Control. 2nd Ed., Springer, Heidelberg, 577 S.
- BECKER, N., HUBER, K., PLUKOTA, B. & KAISER, A. (2011): *Ochlerotatus japonicus japonicus* – a newly established neozoan in Germany and a revised list of the German mosquito fauna. European Mosquito Bulletin (London) 29: 88–102.
- BECKER, N. (2014): Die Stechmückenfauna Deutschlands im Wandel der Zeit – Stechmücken als Indikatoren für Klimaveränderung. In: LOZÁN, J. L., GRASSL, H., KARBE, L. & G. JENDRITZKY (Hrsg.). Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage. Elektron. Veröffentl. (Kap. 3.2.7) - [www.warnsignale.uni-hamburg.de](http://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.
- MARTINI, E. (1920): Über Stechmücken, besonders deren europäische Arten und ihre Bekämpfung. Beih. Arch. Schiffs- u Tropenhyg. 24(1):1-267.
- MOHRIG, W. (1969): Die Culiciden Deutschlands. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Stechmücken. Parasitol. Schriftenr. (Jena) 18: 1-260.
- PLUSKOTA, B, STORCH, V., BRAUNBECK, T., BECK, M. & BECKER, N. (2008): First record of *Stegomyia albopicta* (Skuse) (Diptera: Culicidae) in Germany. European Mosquito Bulletin 26:1-5.
- SCHUSTER, W. & MOHRIG, W. (1971): Stechmücken und ihre Bekämpfung im DDR-Bezirk Magdeburg. Angew. Parasitol. (Jena) 12: 11-19.

SNOW, K. R. (1990): Mosquitoes. Ecology and Identification. Naturalists' Handbooks 14, 66 S.

ZITTRA, C. (2011): Bestimmungsschlüssel der Culiciden (Insecta: Diptera) im Nationalpark Donau-Auen.  
Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen 27/2012.

## 8 Vögel

Joachim Busch

### Einleitung

Ihre große Mobilität erlaubt es Vögeln in relativ kurzer Zeit größere Strecken zum Teil sogar über Kontinente hinweg zurückzulegen und so rasch auf Änderungen der Umwelt zu reagieren und sich so auf möglichst optimale Lebensbedingungen einzustellen. Diese Fähigkeit wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren ökologischen 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). Wie zum Beispiel die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter Extremereignisse auf die Populationen von Brutvögeln (CADY et al. 2019), wie es die beiden ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 (VOGEL et al. 2019) und 2019 waren. Wobei der Klimawandel in Form sich ändernder klimatischer Faktoren



**Abb. 8/1: Der Rotmilan *Milvus milvus* konnte 2019 erstmals als Brutvogel im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen festgestellt werden.** Foto: Bopfingen, Ostalbkreis, 29.07.2017, J. Busch.

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). 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 heraus selektioniert werden (MØLLER & SZÉP 2005, CHARMANTIER et al. 2008) Wobei die Möglichkeit, 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 daher 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 bzw. -auswertungen 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). 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 (UBAN 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 (DEVICTOR 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).

Der Klimawandel bedingt eine Reihe von Veränderungen für Vögel und ihre Rolle im Ökosystem (WALTHER et al. 2002, WILSON ET AL. 2002, BOTH et al. 2004, 2006, 2010, CRICK 2004, HUGHES 2004, KENDALL et al. 2004, REHFISCH et al. 2004, MØLLER & SZÉP 2005, VISSER & BOTH 2005, HUNTLEY et al. 2006, 2007, MØLLER et al. 2006, 2010b, 2011, WAITE & STRICKLAND 2006, WILSON & PEACH 2006, SCHMIDT & HÜPPOP 2007, BOYD & FOX 2008, HALUPKA et al. 2008, AUDUBON 2009, BEHRENS et al. 2009a, ZWARTS et al. 2009, BROTONS & JIGUET 2010, COX 2010, DUNN & WINKLER 2010, JONES & CRESSWELL 2010, MCKECHNIE & WOLF 2010, PEARCE-HIGGINS 2010, THOMAS 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, COBBEN et al. 2011, JIMÉNEZ-VALVERDE et al. 2011, LINGENHÖHL 2011, MAGGINI et al. 2011, PAUTASSO 2011, SWANSON & PALMER 2011, URFI 2011, VIRKKALA & RAJASÄRKKÄ 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, BURGER et al. 2012, CHAMBERLAIN et al. 2012, DEVICTOR et al. 2012, KUHLMANN CLAUSEN et al. 2012, REICHWALDT & GHADOUANI 2012, STIRNEMANN et al. 2012, SUDFELDT et al. 2012, SUTHERLAND et al. 2012, VISSER et al. 2012, ZAMORA-VILCHIS et al. 2012, DALBY et al. 2013b, HÜPPOP & HÜPPOP 2013, JIGUET & BARBET-MASSIN 2013, OCKENDON et al. 2013, VEDDER et al. 2013, WHITEHOUSE et al. 2013, FREEMAN & CLASS FREEMAN 2014, JUKEMA J. & WIERSMA 2014, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, ROULIN 2014, ELMHAGEN et al. 2015,

GILLINGS et al. 2015, KORTSCH et al. 2015, OŻAROWSKA & ZANIEWICZ 2015, PEARCE-HIGGINS et al. 2015, HOVICK et al. 2016, DUNN et al. 2017, GLUSHENKOV 2017, HALUPKA & HALUPKA 2017, HALUPKA et al. 2017, KLUEN et al. 2017, LOK et al. 2017, LÜHKEN et al. 2017, MARTAY et al. 2017, MAYOR et al. 2017, PECL et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, THOM et al. 2017, TURZAŃSKA & CHACHULSKA 2017, VAN DE POL et al. 2017, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017, ZÚÑIGA et al. 2017, BAY et al. 2018, KUBELKA et al. 2018, MELLER et al. 2018, MILLS et al. 2018, PAKANEN et al. 2018, RENNER & ZOHNER 2018, SANTANGELI et al. 2018, SARACCO et al. 2018, SCRIDEL et al. 2018, TOMOTANI et al. 2018, TRAUTMANN 2018, VIRKKALA et al. 2018, ZURELL et al. 2018a, BANI et al. 2019, BERESFORD et al. 2019, BONAMOUR et al. 2019, BOTH et al. 2019, BRETAGNOLLE & TERRAUBE 2019, BROTONS et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, GALLINAT et al. 2019, HANZELKA et al. 2019, HUNTLEY 2019, IRSCH 2019, KÖNIG et al. 2019, LACZI et al. 2019, MCKECHNIE 2019, MERINO 2019, ORSHOLM 2019, PASQUIER 2019, SAMPLONIUS & BOTH 2019, TEPLITSKY & CHARMANTIER 2019, WEEKS et al. 2019):

- Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
- Arealverschiebungen in nördliche und nordöstliche Richtung bei europäischen Arten
- Arealausdehnung und Zugwegverlagerung nach Westen bei sibirischen Arten
- Höhenverschiebung des Areals bei montanen Arten
- Arealzersplitterung
- Brut- und Überlebensbedingungen durch Zunahme von extremen klimatischen Ereignissen
- Brutbeginn und Länge der Brutsaison
- Vorverlegung der Brutsaison bei einmal brütenden Arten
- Höherer Bruterfolg durch Verlängerung der Brutsaison und häufiger Mehrfachbruten
- 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
- Geringerer Bruterfolg durch häufigere Extremwetterereignisse
- Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
- Konkurrenzverhältnisse
- Räuberbeutebeziehungen und Pathogenwirtbeziehungen, inkl. Neobiota
- Verhältnis von Nicht-, Kurz- und Langstreckenziehern in Avizönosen
- Verschiebungen im Mauserzyklus
- Morphologische Veränderungen
- Hitzestress
- Beeinflussung des Genpools von Populationen und Arten
- Beeinflussung der Evolution von Populationen und Arten

- Veränderungen von Farbpolymorphismen
- Einfluss auf die Gefiederpigmentierung
- Verringerung der genetischen Diversität einer Art
- Ökosystemfunktionen und -nutzen
- Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden

Diese Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die lokale und regionale Avifauna und die genaue Erforschung der Zusammenhänge und Konsequenzen werden auch für aktuelle und zukünftige Naturschutzplanungen auf lokaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene eine immer wichtigere Rolle spielen (HUNTLEY 1995, ROBINSON et al. 2005, SEKERCIOGLU et al. 2008, BEHRENS et al. 2009c, ARAÚJO et al. 2011, FORCEY et al. 2011, PEARCE-HIGGINS et al. 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, ESSL & RABITSCH 2013, FODEN et al. 2013, GUILLEMAIN et al. 2013, JOHNSTON et al. 2013, MAZARIS et al. 2013, MUNLV 2013, VIRKKALA et al. 2013, INGER et al. 2014, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, FORTINI et al. 2015, GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015, LANGHAM et al. 2015, PACIFICI et al. 2015, GAÜZÈRE et al. 2016, CULP et al. 2017, OLIVER et al. 2017, BECKMANN & WÜRFEL 2018, LARSON et al. 2018, LEHIKONEN et al. 2018, LINDÉN 2018, RATHER et al. 2018, TRAUTMANN 2018, VIRKKALA et al. 2018, 2019, WHEATLEY 2018, ZURELL et al. 2018b, AUGUSTYNICZKA et al. 2019, BERESFORD et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, GILL et al. 2019, MARRA et al. 2019).

Bei Zugvögeln müssen auch die Auswirkungen des globalen Wandels und des Klimawandel in den Rast- und Überwinterungsgebieten, die in den äquatornahen Regionen oder dem Mittelmeergebiet oft noch stärker von diesen Veränderungen betroffen sind als die mitteleuropäischen Brutgebiete, beachtet werden (BERTHOLD 2012, TØTTRUP et al. 2012, FANDOS & TELLERÍA 2018, SERGIO et al. 2019). Bei Langstreckenziehern haben die Witterungsbedingungen auf den unterschiedlichen Zugwegen der Arten und Populationen großen Einfluss auf die Ankunftszeiten im Brutgebiet (KÖNIG et al. 2019). Bei Zugvögeln sind besonders die folgenden Konsequenzen des Klimawandels zu berücksichtigen (JENNI & KÉRY 2003, ANTHES 2004, FIEDLER et al. 2006, GILLINGS et al. 2006, SPOTTISWOODE et al. 2006, WWF 2008, BEHRENS et al. 2009a, FOUQUET et al. 2009, VAN VLIET et al. 2009, BOTH 2010, BROTONS & JIGUET 2010, COX 2010, LEHIKONEN & SPARKS 2010, PULIDO & BERTHOLD 2010, GUNNARSSON et al. 2011, LINGENHÖHL 2011, MUSIL et al. 2011, LEHIKONEN & JAATINEN 2012, SUDFELDT et al. 2012, DALBY et al. 2013a, KOLÁŘOVÁ & ADAMÍK 2015, KULLBERG et al. 2015, POTVIN et al. 2016, BARRETT 2017, FIEDLER 2017, MADEC et al. 2017, MILES et al. 2017, NÉMETH 2017, OUWEHAND & BOTH 2017, PAVÓN-JORDÁN 2017, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017, ROTICS et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, POHLMANN et al. 2017, WANG et al. 2017, ASKEYEV et al. 2018, DE LIBERATO et al. 2018, MICHEL et al. 2018, STEPIEŃ-PYŚNIAK et al. 2018, AMBROSINI et al. 2019, BÓKONYI et al. 2019, ČABANOVÁ et al. 2019, CASADEVALL et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, GALLINAT et al. 2019, GRISHCHENKO 2019, LA SORTE et al. 2019, MERINO 2019, MICHEL et al. 2019, PASQUIER 2019, PAZ 2019):

- Veränderungen bei den Zugzeiten
- Allgemeine Vorverlagerung des Frühjahrszuges
- Ausgeprägte Vorverlagerung des Frühjahrszuges bei Arten mit sexueller Selektion
- Verschiebung des Herbstzuges

- Veränderung des Verhältnisses zwischen Ziehern und Nichtziehern in einer Population
- Unterschiedliche Bruterfolge zwischen Kurz- und Langstreckenziehern in einer Population
- Änderungen der Entfernung zwischen Brut- und Überwinterungsgebiet
- Änderungen der Zugrichtung
- Änderungen des zeitlichen Ablaufs des Vogelzuges
- Verlagerungen der Überwinterungsgebiete
- Nutzung von Überwinterungs- und Rastgebieten durch andere Populationen der gleichen Art
- Transport von Pathogenen (z. B. West-Nil u. Usutu-Viren) zu neuen Wirtspopulationen
- Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Antibiotikaresistenzen
- Klimatische Veränderungen in den Überwinterungsgebieten
- Veränderungen der Windregime zu Zugzeit
- Veränderungen von Klima und Nahrungsverfügbarkeit auf dem Zugweg

Zumindest bei einigen Vogelarten ist die Reaktion auf klimatische Veränderungen geschlechtsspezifisch (AMBROSINI et al. 2019). Desweiteren müssen 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). 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 einzelner Arten haben (CRICK 2004). Zugvogelarten und -populationen, die keine oder nur eine unzureichende phänologische Anpassungen an das sich wandelnde Klima oder eine zu geringe klimarelevante genetische Variabilität aufweisen, nehmen bereits in ihren Beständen ab und laufen unter Umständen Gefahr auszusterben (MØLLER et al. 2008, BAY et al. 2018).

Eine Reihe von Untersuchungen, zum Beispiel von SYBERTZ & REICH (2015), LEBRUN et al. (2017), OLIVER et al. (2017), TERRAUBE et al. (2017), BETTS et al. (2018), NADAL et al. (2018) und NORTHROP et al. (2019), zeigen, dass Vögel dann am ehesten mit Veränderungen der klimatischen Gegebenheiten zurechtkommen, wenn ausreichend qualitativ gute Lebensräume für die verschiedenen Arten und Avizönosen vorhanden sind. Insgesamt betrachtet dominieren im Vergleich zum Klimawandel aber noch andere Faktoren, vor allem anthropogene Veränderungen der Umwelt, bei den Gefährdungsursachen der Brut-, Rast- und überwinternden Vogelarten (WAHL et al. 2015, OLIVER et al. 2017, 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 aktuell bedrohten Arten der Klimawandel der jüngeren Vergangenheit bereits mit ursächlich für die Abnahme der Bestände ist.



Der Klimawandel ist auch in Nordrhein-Westfalen bereits nicht nur anhand klimatologischer Parameter feststellbar, sondern auch die Tiere und Pflanzen in Nordrhein-Westfalen zeigen als biologische Indikatoren bereits eindeutige Veränderungen, die mit dem Klimawandel einhergehen (LANUV 2010, MUNLV 2013). Im Untersuchungsgebiet wird sich das Klima in Zukunft ebenfalls 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).

Die vorhandenen 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. 2009-2019) 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). 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

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

### 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). Wie viele Friedhöfe, ist der Gerresheimer Waldfriedhof ein wichtiger Lebensraum für Tiere und Pflanzen im urbanen Umfeld (ČANÁDY & MOŠANSKÝ 2017). Die von LEISTEN (2017) gewählten Grenzen des Untersuchungsgebietes und die Begehungsrouten wurden übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.



**Abb. 8/2: 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).

### NSG Himmelgeister Rheinbogen

Das zweite Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen 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



**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).

Ziel der Ausweisung als Naturschutzgebiet ist die Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen der wildlebenden Pflanzen- und Tierarten in der reich strukturierten Auenlandschaft<sup>4</sup>. 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.

## Methoden

Die angewandte Methodik wurde von A. Leisten (LEISTEN 2017) übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsel zu gewährleisten. Für solche Kartierungen hat der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Methodenstandards entwickelt, die detaillierte Informationen zu Häufigkeit, Verbreitung, Arealveränderung und Bestandsentwicklung zulassen (SÜDBECK et al. 2005). Als Folge des Klimawandels wird es zukünftig erforderlich sein den Kartierungsbeginn im zeitigen Frühjahr etwas nach vorne anzupassen und eventuell auch zu verlängern. Dadurch können ein frühzeitiger Brutbeginn der Standvögel und ein verändertes Zugverhalten der hier durchziehenden Zugvögel und eine Verlängerung der Brutzeit bzw. Zweitbruten (HALUPKA & HALUPKA 2017) dokumentiert werden. Auf den festgelegten Routen werden mit langsamem Tempo (ca. 1 km/h) alle optisch und akustisch erkannten Vögel möglichst punktgenau auf einer mitgeführten Karte, wo möglich inklusive Brutzeitcodes (siehe [www.orntiho.de](http://www.orntiho.de) und [www.ebcc.info](http://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 Kartie-

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





**Abb. 8/4:** Der Grauschnäpper *Muscicapa striata* wurde 2019 erstmals im Rahmen des Monitoringprogramms auf dem Gerresheimer Waldfriedhof gegen Ende des Untersuchungszeitraumes beobachtet. Foto: Monheim, Kreis Mettmann, 14.06.2019, J. Busch.

rungen 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 Satellitenbilder 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 Mitte Januar bis Anfang Juli (Gerresheim) bzw. Mitte Juli (Himmelgeist) in den Untersuchungsgebieten 18 bzw. 21 Begehungen durchgeführt. Die Begehungen zur Erfassung der Eulenarten wurden zwischen Sonnenuntergang und Mitternacht von Januar bis Juni durchgeführt. Der empfohlene Einsatz von Klangattrappen, mit Ausnahmegenehmigung der zuständigen Behörde, wurde in vermuteten Revieren nur genutzt, wenn die Vögel nicht von sich aus sangen bzw. ihr Revier markierten (SÜDBECK et al. 2005, WORTHINGTON-HILL & CONWAY 2017). 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 kommt ein Wechsel der Kartierer der Brut-, Gast- und Zugvogelarten der beiden Untersuchungsgebiete in 2017. Solche Unregelmäßigkeiten der Beobachtungsdaten müssen bei der Auswertung und Interpretation der Daten berücksichtigt werden (MØLLER et al. 2010a, KAYSER 2017).

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 Rand-

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 Rand-



siedler 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.

## Ergebnisse

### Gerresheimer Waldfriedhof

**Tab. 8/1: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2019.** 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. ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant. \* siehe Text.

Deutscher Name	Beobachtung														Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2009-2019	
Amsel	33,8	28	9	9	8	9	13	10	10	10	17	11,5	13,5	↗	
Blaumeise	9,7	4	2	3	2	3	2	2	3	3	6,5	7	7,5	↗	
Buchfink	8,7	11	5	4	4	6	6	8	6	7	15	17	21	↗	
Buntspecht	1,2	1	1	2	2	1	3	1	4	3	4	5,5	8,5	↗	
Eichelhäher	4,7	3	1	1	2	1	Rs	1	1	2	1	1	1	n.s.	
Gartenbaumläufer	0,7	1	1	0	1	2	Rs	1	1	1	3	5	3	↗	
Gartengrasmücke	1,0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	1,5	↗	
Gimpel	1,3	1	G	1	1	Rs	1	1	2	1	1	2	2	↗	
Grauschnäpper	0,3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1*	-	
Grünfink	5,7	5	1	2	1	1	1	1	1	0	1,5	1	2	n.s.	
Grünspecht	G	Rs	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	1	1,5	2,5	↗	
Heckenbraunelle	4,0	5	1	2	3	1	2	1	4	4	4	4	7	↗	
Hohлтаube	0	0	0	0	Rs	Rs	0	0	Rs	2Rs	Rs	Rs	2Rs	↗	
Kernbeißer	3,3	3	0	0	1	0	G	G	G	1	1	2,5	2,5	↗	
Kleiber	2,0	1	4	4	1	3	2	1	3	2	2,5	4,5	4,5	n.s.	
Kohlmeise	9,3	11	5	5	5	4	3	5	5	4	5	8,5	10,5	n.s.	
Kuckuck	0	Rs	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	-	
Mäusebussard	G	1	G	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	Rs	1	1	1	↗	
Mittelspecht	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1Rs	1,5	2,5	3	↗	
Mönchsgrasmücke	5,3	6	4	3	5	4	6	4	4	6	8,5	15	18,5	↗	
Rabenkrähe	G	2	G	G	1	1	Rs	1	Rs	1	1,5	2Rs	2Rs	↗	
Ringeltaube	6,3	6	4	7	5	4	6	7	5	7	7,5	9,5	9	↗	
Rotkehlchen	11,0	12	7	9	8	9	11	9	8	7	13,5	15,5	23	↗	
Schwanzmeise	1,7	2	2	0	0	0	0	Rs	0	1	1	0	1	n.s.	
Schwarzspecht	0	0	0	Rs	Rs	0	0	0	0	0	0	Rs?/G	Rs?/G	n.s.	
Singdrossel	7,0	5	3	4	4	4	2	4	3	4	5	8	5	↗	
Sommergoldhähnchen	3,0	4	G	0	0	G	0	Rs	1	0	2	2	5	↗	
Waldkauz	1,0	1	G	G	0	0	0	0	0	1	1	1,5	2	↗	
Weidenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Rs	↗	
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	↗	
Zaunkönig	5,7	9	6	5	8	8	7	9	5	5	11,5	14,5	14,5	↗	
Zilpzalp	5,3	8	2	3	3	3	4	4	3	5	8	8	10,5	↗	

Bei den im Jahr 2019 durchgeführten Kartierungen konnten 26 Vogelarten als Brutvögel und vier Arten als Randsiedler festgestellt werden. Dazu kamen zwei Arten mit Brutzeitbeobachtungen, die allerdings nicht die Kriterien des DDA erfüllten, um als Brutvögel oder Randsiedler eingestuft zu werden (Tab. 8/1). Als Randsiedler wurden Hohлтаube, Kuckuck, Rabenkrähe und Weidenmeise eingestuft. Vom Schwarzspecht, der in der Vergangenheit als Randsiedler festgestellt wurde, gelangen erneut mehrere Brutzeitbeobachtungen, die allerdings nicht die Kriterien des DDA erfüllten, um die Art sicher als Brutvogel bzw. Randsiedler einzustufen. Der Grauschnäpper (\*, Abb. 8/4) tauchte erst gegen Ende des Erfassungszeitraumes (nach Störung im ursprünglichen Revier?) der Art auf. Etwas zu spät, um die Kriterien des DDA zu erfüllen, wird aber der Vollständigkeit halber mit aufgeführt. Sieben von 32 Brutvögeln zeigten keinen signifikanten Trend in ihrer Entwicklung, bei allen anderen Arten steigen die Bestände signifikant an.

**Tab. 8/2: Anzahl der Reviere der ehemaligen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2019.** 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, Bv=Brutvogel ohne Zählung. ), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant. Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt.

Deutscher Name	Beobachtung													Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2009-2019
Bachstelze	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Dorngrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Feldschwirl	0	Rs	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	-
Fitis	2,7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	Dz	n.s.
Gartenrotschwanz	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	-
Goldammer	0,3	RS	0	G	0	0	0	0	0	0	0	Rs	G	n.s.
Habicht	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	Rs?	G	0	n.s.
Hausperling	11,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Klappergrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Misteldrossel	0	Bv	0	Rs	Rs	Rs	0	2	Rs	0	Rs	Rs	G	n.s.
Nachtigall	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	0	-
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs?	0	0	n.s.
Sperber	0	Rs	G	0	0	Rs	0	0	0	0	G	0	0	n.s.
Star	15,7	6	0	0	1	1	1	0	Rs	Rs	G	G	G	n.s.
Stieglitz	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	G	G	G	n.s.
Sumpfrohrsänger	0	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n.s.
Turmfalke	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	G	n.s.
Waldlaubsänger	1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-

Im aktuellen Kartierungsjahr 2019 konnten 19 Arten, die früher als möglicher Brutvogel 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 51 festgestellten Brutvogelarten 37% nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Fitis, Stieglitz und Star, konnten wie in den letzten Jahren auch in 2019, aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

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

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

### Himmelgeister Rheinbogen

Bei den im Jahr 2019 durchgeführten Kartierungen konnten 40 Vogelarten als Brutvögel und vier Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/4). Als Randsiedler wurden Gelbspötter, Neuntöter, Schwarzmilan und Wiesenschafstelze erfasst. Wobei der Neuntöter (\*) südlich des Untersuchungsgebietes festgestellt wurde und der Vollständigkeit halber mit aufgeführt wird. Der Rotmilan wurde dabei zum ersten Mal während des Untersuchungszeitraumes im Bereich des Untersuchungsgebietes als Brutvogel festgestellt, der Kuckuck konnte nach längerer Zeit wieder als Brutvogel erfasst werden.



Abb. 8/6: Der Zilpzalp *Phylloscopus collybita* (links) gehört, anders als sein Verwandter der Fitis *Phylloscopus trochilus* (rechts), zu den Klimagewinnern unter den Vögeln Mitteleuropas. Foto Zilpzalp: 23.06.2014, Meerbusch, Rhein-Kreis Neuss, J. Busch. Foto Fitis: 01.08.2019, Bopfinger, Ostalbkreis, J. Busch.

Tab. 8/4: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2019. 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), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant.

Deutscher Name	Beobachtung												Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2009-2019
Amsel	Bv	5	3	4	4	5	4	6	5	6	7,5	6,5	↗
Blaumeise	Bv	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	5	n.s.
Bluthänfling	0	2	2	3	3	3	G	1	4	1	3	1	n.s.
Buchfink	Bv	7	5	7	6	6	5	4	5	7,5	12,5	16,5	n.s.
Buntspecht	Bv	G	1	G	G	1	1	1	2	3	3	4	↗
Dohle	Bv	G	2	1	4	3	2	1	1	1	2	4	n.s.
Dorngrasmücke	4	5	5	11	7	9	7	6	9	10,5	8,5	11	n.s.
Eichelhäher	G	0	G	0	0	0	1	G	0	G	2	2	↗
Fasan	Bv	2	4	4	3	3	1	1	4	3	2	3,5	n.s.
Feldlerche	8	5	3	5	6	4	4	5	6	6	9	6,5	↗
Gartenbaumläufer	Bv	G	0	1	1	1	1	0	0	2	4	6	↗
Gartengrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	2	↗
Gelbspötter	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	Rs	n.s.
Grünfink	Bv	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3,5	1	n.s.
Grünspecht	Bv	G	G	0	0	0	1	1	1	1,5	1,5	2,5	↗
Halsbandsittich	Bv	2	3	0	G	Rs	Rs	1	2	Rs	1	2	n.s.
Heckenbraunelle	Bv	1	1	1	1	1	2	3	2	4	4,5	4,5	↗
Hohltaube	Bv	G	1	2	3	3	3	4	3	4	3	2,5	↗
Kleiber	Bv	G	0	0	0	0	0	0	0	G	G	1	n.s.
Kohlmeise	Bv	6	4	5	4	8	3	6	7	8	7,5	7	n.s.
Kuckuck	Bv	0	0	G	G	G	1?	0	0	G	G	1	n.s.
Mäusebussard	2	2	1	1	1	1	1	2	1,5	1,5	1,5	1,5	n.s.
Misteldrossel	Bv	1	1	0	1	Rs	0	Rs	0	Rs	Rs	2	n.s.
Mönchsgrasmücke	Bv	6	5	6	4	5	4	3	6	9	12	12	↗
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	2,5	2,5	5,5	↗
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Rs*	n.s.
Nilgans	Bv	2	2	2	4	4	5	5	4	5	5,5	4	↗
Rabenkrähe	Bv	6	5	3	5	4	3	6	7	6,5	3,5	2	n.s.
Ringeltaube	Bv	7	4	3	3	5	5	4	4	5,5	5	5,5	n.s.
Rostgans	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1,5	n.s.
Rotkehlchen	Bv	2	2	2	1	1	2	1	1	G	2	1	n.s.
Rotmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	G	Dz	G	G	1	n.s.
Schleiereule	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	n.s.
Schwarzmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	↗
Singdrossel	Bv	4	3	3	2	3	2	2	2	2,5	3	3,5	n.s.
Star	Bv	6	5	5	5	6+	5+	7+	4+	4+	6	4,5	n.s.
Steinkauz	3	3	4	2	2	2	4	3	3	5	2,5	3,5	n.s.
Stieglitz	Bv	0	1	4	2	2	Rs	1	1	2,5	2	1	n.s.
Sumpfmiese	Bv	1	1	0	0	0	0	0	0	Rs	G	1	n.s.
Waldkauz	1	0	G	0	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	1,5	2	↗
Waldohreule	1	0	0	0	0	0	0	G	0	0	1	1,5	↗
Wiesenschafstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	Rs	↗
Zaunkönig	Bv	6	2	3	5	3	8	8	7	11	17,5	16	↗
Zilpzalp	Bv	3	2	3	3	3	6	3	4	6,5	5,5	10	↗



**Tab. 8/5: Anzahl der Reviere der ehemalige Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2019.** 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), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant. Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt.

Deutscher Name	Beobachtung												Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2009-2019
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	1	G	G	G	n.s.
Baumfalke	1	0	G	0	G	G	0	0	0	G	G	G	-
Feldsperling	2	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	↘
Gartenrotschwanz	Bv	0	G	0	0	0	G	0	0	Dz	0	0	-
Graureiher	0	0	0	0	0	0	G	G	Rs	Rs	G	G	n.s.
Habicht	1	1	0	1	Rs	G	1	G	0	G	G	G	n.s.
Hausrotschwanz	0	G	G	4	0	0	0	0	0	G	G	0	n.s.
Kiebitz	2	3	5	4	1	1	0	1	1	0	Dz	0	↘
Pirol	1	2	2	G	G	Rs	0	0	0	0	G	G	↘
Rebhuhn	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n.s.
Schwarzkehlchen	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	n.s.
Sperber	G	G	0	0	Rs	Rs	Rs	0	0	G	G	G	n.s.
Sumpfrohsänger	Bv	3	1	2	1	2	2	Rs	2	1	Rs	G	↘
Turmfalke	1	1	1	G	G	G	G	G	G	G	G	G	↘
Wachtel	G	0	G	G	2	0	0	0	2	1	Dz	0	n.s.



**Abb. 8/7: Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla* (links). Abb. 8/8: Gartengrasmücke *Sylvia borin* (rechts).** Beide Grasmückenarten sind vom Klimawandel sehr unterschiedlich betroffen. Während erstere als Kurzstreckenzieher deutlich häufiger wird und Veränderungen beim Zugverhalten zeigt, ist letztere als Langstreckenzieher sowohl positiv als auch negativ vom Klimawandel beeinflusst. Foto Mönchsgrasmücke: 23.06.2014, Meerbusch, Rhein-Kreis Neuss, J. Busch. Foto Gartengrasmücke: 18.06.2019, NSG „Altgrabung Klingenberg, Kreis Mettmann, J. Busch.

Tab. 8/6: Gastvögel und Durchzügler im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2019. 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	Beobachtung											
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Austernfischer	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baumpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Bergfink	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Bergpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Braunkelchen	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	0	0
Elster	G	0	0	0	0	0	G	G	G	G	G	G
Erlenzeisig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Feldschwirl	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Dz	0
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz
Flussregenpfeifer	0	0	0	0	0	G	0	Dz	0	0	0	Dz
Gimpel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G
Goldammer	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0	Dz/G
Grauschnäpper	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heringsmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz/G
Kanadagans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G
Kernbeißer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	Dz/G
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Kormoran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz
Lachmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Mauersegler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G
Mehlschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	0
Mittelmeermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	G
Orpheusspötter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G**
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G
Rohrhammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Rohrweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	0
Rotdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz
Schwanzmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G
Sommergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Steinschmätzer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz
Straßentaube	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Stockente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G
Sturmmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G	Dz
Tannenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Uhu*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G	G
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz
Waldwasserläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz
Wanderfalke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	G
Weißstorch	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0	0
Wespenbussard	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wiesenpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz	Dz

Im aktuellen Kartierungsjahr 2019 konnten 15 Arten, die früher als 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 59 festgestellten möglichen Brutvogelarten 25 % nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Baumfalke, Pirol und Habicht konnten in 2019 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Von den 40 in 2019 festgestellten Brutvogelarten zeigen 18 Arten einen signifikanten positiven Trend in der Bestandsentwicklung innerhalb des Zeitraumes 2009 – 2019 (Tabelle 8/4). Bei allen anderen Arten waren die Änderungen in diesem Zeitraum nicht signifikant.

Unter den ehemaligen Brutvogelarten sind fünf ursprünglich regelmäßig vorkommende Arten mittlerweile verschwunden (Tab. 8/5). Dies ist bei Feldsperling, Kiebitz, Pirol, Sumpfrohrsänger 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 Rheinbogens 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2018.** <sup>P</sup> = in NRW planungsrelevante Art (MKULNV 2015, LANUV 2016b), Angaben zum Rote-listestatus (RL) in Deutschland (GRÜNEBERG et al. 2015) und Nordrhein-Westfalen (GRÜNEBERG et al. 2017), inklusive Angabe der lang- und kurzfristigen Trends (L bzw. K), kurzfristiger Trend und klimabedingte Prognose für Düsseldorf und Umgebung (SCHUMANN & KRAUSE 2017), klimabedingte Prognose für NRW (SUDFELDT et al. 2009a), gerundeter Species Temperature Index, (STI, V. DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019), **Arten mit STI < 11**, Arten mit STI 11 < u. < 13, **Arten mit STI > 13**), voraussichtliche klimabedingte Änderung der Arealgröße (R) und -überlappung (O) in Europa, klimabedingte Prognose zum zukünftigen Bestand in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007), **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	Prognose	Prognose	STI	R	O	Prognose Mitteleuropa
Amsel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,58	1,04	0,87	0
Bachstelze	* / > / ↓↓	V / (<) / ↓↓	=	0	0	11,99	0,91	0,87	0
Baumfalke <sup>P</sup>	<b>3 / (&lt;) / =</b>	<b>3 / (&lt;) / =</b>	=	0	+	12,69	0,89	<b>0,71</b>	0
Blaumeise	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,74	1,05	0,87	0
Bluthänfling <sup>P</sup>	<b>3 / (&lt;) / ↓↓↓</b>	<b>3 / (&lt;) / ↓↓↓</b>	↓	0	0	<b>13,16</b>	1,05	0,84	0
Buchfink	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,30	0,94	0,89	0
Buntspecht	* / > / =	* / > / =	=	0	+	12,12	0,81	<b>0,75</b>	0
Dohle	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,96	0,9	<b>0,7</b>	-1
Dorngrasmücke	* / (<) / =	* / (<) / ↑	↑	0	0	12,65	1	0,86	0
Eichelhäher	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,47	1	0,83	0
Fasan	NZ	NZ	↓		+	12,87	1,01	<b>0,72</b>	0
Feldlerche <sup>P</sup>	<b>3 / (&lt;) / ↓↓</b>	<b>3S / (&lt;) / ↓↓↓</b>	=	0	0	12,20	0,86	0,78	0
Feldschwirl <sup>P</sup>	<b>3 / (&lt;) / ↓↓</b>	<b>3 / (&lt;) / ↓↓</b>	↓	-1	-	11,77	<b>0,66</b>	<b>0,37</b>	-2
Feldsperling <sup>P</sup>	V / (<) / ↓↓	<b>3 / (&lt;) / ↓↓↓</b>	↓	0	0	<b>13,07</b>	0,95	<b>0,74</b>	0
Fitis	* / = / ↓↓	V / (<) / ↓↓	↓↓	-1	-	<b>10,46</b>	<b>0,58</b>	<b>0,56</b>	-2
Gartenbaumläufer	* / = / =	* / = / =	↓	0	+	<b>13,90</b>	1,06	<b>0,57</b>	-1

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa			
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prognose	Prognose	STI	R	O	Prognose Mitteleuropa
Gartengrasmücke	* / = / =	* / = / =	↓	-1	0	11,32	0,69	0,65	0
Gartenrotschwanz <sup>P</sup>	V / (<) / =	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	V / (<) / =	* / (<) / =	↓	0	0	11,55	0,79	0,73	-1
Graureiher <sup>P</sup>	* / = / ↑	* / > / =	=	-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 <sup>P</sup>	* / = / =	3 / (<) / =	=	0	0	11,80	0,65	0,73	-1
Halsbandsittich	NZ	NZ	↑		+	13,71			
Hausrotschwanz	* / > / =	* / > / =	=	0	+	13,24	0,6	0,96	-1
Haussperling	V / (<) / ↓↓	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 <sup>P</sup>	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 <sup>P</sup>	V / (<) / =	2 / (<) / ↓↓	↓↓	0	0	12,14	0,95	0,91	0
Mäusebussard <sup>P</sup>	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,70	0,89	0,75	0
Misteldrossel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	11,91	0,81	0,64	-1
Mittelspecht <sup>P</sup>	* / > / =	* / = / ↑	↑	-1	0	13,24	0,83	0,34	-2
Mönchsgrasmücke	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,62	0,96	0,81	0
Nachtigall <sup>P</sup>	* / = / ↑	3 / (<) / ↓↓	=	0	-	14,49	1,3	0,87	0
Neuntöter <sup>P</sup>	* / (<) / =	V / (<) / =	↑	0	0	12,62	0,99	0,81	0
Nilgans	NZ	NZ	↑↑		+	12,39			
Pirol <sup>P</sup>	V / (<) / =	1 / (<) / ↓↓	=	0	+	13,47	1,04	0,8	0
Rabenkrähe	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,13	0,93	0,88	0
Rebhuhn <sup>P</sup>	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 <sup>P</sup>	V / = / ↓↓	* / > / =	=	-1	0	13,54	0,58	0,14	-2
Schleiereule <sup>P</sup>	* / (<) / ↑	*S / (<) / ↑	=	0	+	13,99	1,09	0,66	-1
Schwanzmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,66	0,91	0,69	0
Schwarzkehlchen <sup>P</sup>	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	?	13,99	1,06	0,69	1
Schwarzmilan <sup>P</sup>	* / = / ↑	* / > / ↑	=	0	+	13,47	0,84	0,49	0



Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa			Prognose Mitteleuropa
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prognose	Prognose	STI	R	O	
Schwarzspecht <sup>P</sup>	* / > / ↑	*S / > / ↑	=	0	-	11,12	0,73	0,62	-2
Singdrossel	* / = / =	* / > / =	↓	0	0	11,40	0,76	0,72	-1
Sommersgoldhähnchen	* / > / =	* / > / =	=	0	-	13,20	0,7	0,63	-2
Sperber <sup>P</sup>	* / = / ↑	* / = / =	↑	0	0	11,92	0,79	0,72	-1
Star <sup>P</sup>	3 / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	0	0	11,80	0,9	0,82	0
Steinkauz <sup>P</sup>	3 / (<) / ↑	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
Turmfalke <sup>P</sup>	* / = / =	VS / (<) / =	=	0	0	12,43	0,96	0,91	0
Wachtel <sup>P</sup>	V / (<) / ↑	2S / (<) / ↓↓	=	0	+	13,60	1,01	0,72	0
Waldkauz <sup>P</sup>	* / = / =	* / = / =	=	0	+	12,87	0,96	0,68	0
Waldlaubsänger <sup>P</sup>	* / = / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓	↑	0	-	11,38	0,73	0,60	-1
Waldohreule <sup>P</sup>	* / = / =	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 74 in den beiden Untersuchungsgebieten in den Jahren 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2019 beobachteten Brutvogelarten stehen aktuell deutschlandweit acht Arten auf der Roten Liste und neun Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche, Feldschwirl, Star und Steinkauz (Abb. 8/19) in der Kategorie 3, d. h. die Arten sind deutschlandweit in ihrem Bestand gefährdet. Rebhuhn und Kiebitz sogar in Kategorie 2, d. h. diese beiden Arten sind deutschlandweit sogar stark gefährdet. Auf der bundesweiten Vorwarnliste stehen Feldsperling, Gartenrotschwanz, Goldammer, Grauschnäpper, Haussperling, Kuckuck, Pirol, Rotmilan und Wachtel. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2019 Bluthänfling, Feldlerche, Grauschnäpper, Kuckuck, Rotmilan, Star und Steinkauz erfasst werden. Baumfalke und Pirol immerhin noch als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler.

Für Nordrhein-Westfalen sieht die Situation wie folgt aus: 17 Arten der in den Untersuchungsgebieten während des Untersuchungszeitraumes 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2019 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 2019 Bluthänfling, Feldlerche, Nachtigall, Star, Steinkauz und

Waldohreule (Abb. 8/10) beobachtet werden. Bachstelze, Baumfalke, Fitis, Habicht, Pirol und Turmfalke wurden immerhin noch als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler erfasst.

Nach HUNTLEY et al. (2007) gehören die folgenden Arten der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof 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, Hohлтаube, Kernbeißer, Kiebitz, Klappergrasmücke, Misteldrossel, Mittelspecht, Rebhuhn, Rotmilan, Schleiereule, Schwarzspecht, Singdrossel, Sommergoldhähnchen, Sperber, Sumpfrohrsänger, Waldlaubsänger, Waldohreule, Weidenmeise, Wintergoldhähnchen.

Für Nordrhein-Westfalen kommen SUDFELDT et al. (2009a) klimawandelbedingt zu positiven Prognosen für die folgenden ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen: Buntspecht, Fasan, Gartenbaumläufer, Grünspecht, Halsbandsittich, 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, Waldlaubsänger, Weidenmeise und Wintergoldhähnchen.



Abb. 8/9: Hohлтаube *Columba oenas* (links). Abb. 8/10: Halsbandsittich *Psittacula krameri* (rechts). Die beiden Arten konkurrieren um Nisthöhlen und zeigen aktuell Bestandszunahmen. Während der Halsbandsittich in NRW vom Klimawandel profitiert, ist die zukünftige Entwicklung der Hohлтаube eher von der Entwicklung geeigneter Lebensräume und Nahrungsgrundlagen abhängig. Fotos: 16.02.2018, Düsseldorf-Himmelgeist, J. Busch.

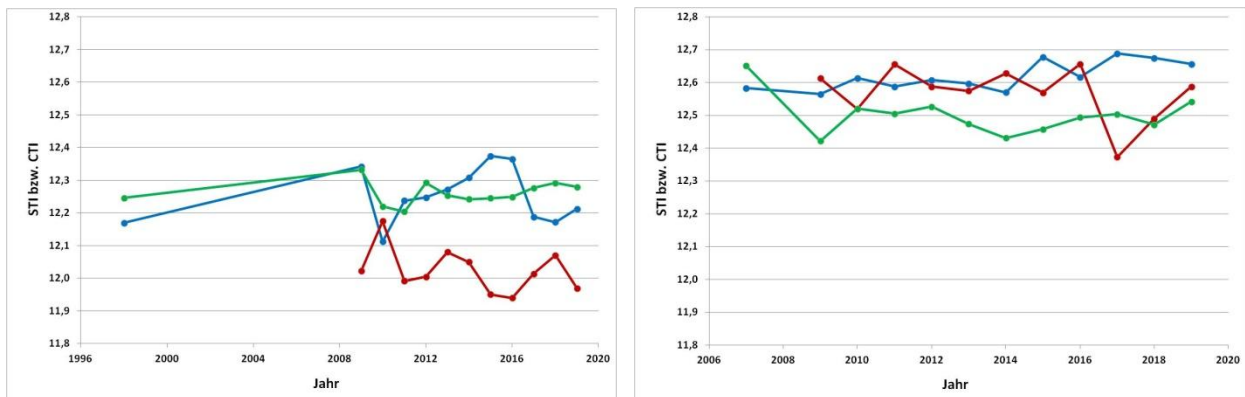


Abb. 8/11: Entwicklung des Species Temperature Index (STI) und Community Temperature Index (CTI) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Blau: mittlerer STI der im jeweiligen Jahr aktuell brütenden Arten, rot: mittlerer STI der Arten die in mindestens einem 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 V. DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019).

Betrachtet man die zukünftige Entwicklung der Vorkommen der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen im Raum Düsseldorf (SCHUMANN & KRAUSE 2017) gehören die folgenden Arten zu den Verlierern (Tab. 8/7): Feldschwirl, Fitis, Haussperling, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Graureiher, Hohltaube, Kiebitz, Rotmilan und Mittelspecht.

## 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 **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 die 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 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 2019 bestätigen diese Entwicklung. Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich 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).

Ähnlich wie in Europa (PECBMS 2019) hat der **Graureiher** in NRW seit den 1970er Jahren deutlich zugenommen. Ursachen dafür liegen in der Einführung einer ganzjährigen Schonzeit im Jahr 1974, milden Wintern und der Erschließung neuer Nahrungsflächen. Die Einstellung der Verfolgung führte zu geringeren Fluchtdistanzen und somit zu einer Erreichbarkeit neuer Nahrungsräume in menschlichen Siedlungen. Vereinzelt kam es sogar zu Brutansiedlungen in Städten. In den letzten Jahren sank der Bestand aufgrund strenger Winter und weiterer unbekannter Faktoren in fast allen Naturräumen wieder ab. Eine der Ursachen hierfür könnte die Prädation durch Waschbären sein. Nur im Ruhrgebiet blieb der Bestand stabil. Insgesamt nahm die Graureiherpopulation in NRW seit 2001 um etwa 25 % ab (GRÜNEBERG et al. 2013, SCHUMANN & KRAUSE 2017). Auch in den Niederlanden entwickelten sich die Graureiherbestände in den verschiedenen Landesteilen unterschiedlich (SOVON 2018). In 2018 und 2019 konnte die Art nicht mehr als Brutvogel (Randsiedler) im Himmelgeister Rheinbogen beobachtet werden, war aber als Nahrungsgast im Gebiet. Die zukünftig wohl eher milderen Winter sollten für die Bestände des Graureihers allerdings eher förderlich sein (SUDFELDT et al. 2009a) solange Brut- und insbesondere geeignete Nahrungshabitate vorhanden sind (IMPERIO et al. 2017).



**Abb. 8/12: Mittelspecht *Dendrocopos medius* (links). Abb. 8/13: Buntspecht *Dendrocopos major* (rechts). Beide Specharten profitieren aktuell vom Klimawandel und Veränderungen in der Forstwirtschaft. Längerfristig wird der Mittelspecht aber eher zu den Verlierern des Klimawandels gehören.** Foto Mittelspecht: 23.06.2014, Meerbusch, Rhein-Kreis Neuss, J. Busch. Foto Buntspecht: 08.06.2014, Neuss-Gnadental, Rhein-Kreis Neuss, J. Busch.



Der **Mäusebussard** war bis in die 1970er Jahre in NRW nicht gerade häufig. Durch die Einführung einer ganzjährigen Schonzeit kam es nach 1970 zum deutlichen Anwachsen des Bestands. In den Niederlanden und weiteren Ländern Europa zeigt sich seit den 1980er Jahren eine deutliche Zunahme der Bestände, wobei diese seit ca. 20 Jahren relativ stabil sind (SOVON 2018, PECBMS 2019). Ein weiterer Zuwachs scheint in NRW vor allem noch in den verstäderten Regionen möglich, wo der Mäusebussard immer häufiger innerhalb der Städte in Parks, auf Friedhöfen oder Industriebrachen anzutreffen ist (GRÜNEBERG et al. 2013). Der Mäusebussard zeigt ausgeprägte Winterfluchten in Jahren mit strengen Wintern, zieht aber bedingt durch den Klimawandel immer seltener (HOLTE et al 2017, HOLTE 2018). Die klimatisch bedingte Verfügbarkeit von Beuteorganismen hat großen Einfluss auf die Entwicklung der Mäusebussardbestände (GRYZ & KRAUZE-GRYZ 2019), auch in NRW (JONKER et al. 2014). Dazu profitiert der Mäusebussard von einer Abnahme der Habichtsbestände, einem der Prädatoren, die dem Mäusebussard nachstellen können (GRYZ & KRAUZE-GRYZ 2019). Der Klimawandel bedingt bei dieser Art eine etwas geringere Wintermortalität und wird für die Bestände des Mäusebussards in NRW eher förderlich sein (SUDFELDT et al. 2009a) und so wohl auch im Raum Düsseldorf.

Bis in die 1990er Jahre war der **Schwarzmilan** 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, 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. 2019). 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. vom Schwarzmilan hat, ist noch unklar (MARQUES et al. 2019). 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.

In 2019 konnte erstmals im Untersuchungszeitraum der **Rotmilan** (Abb. 8/1) als Brutvogel im Untersuchungsgebiet Himmelgeist nachgewiesen werden. Lebensraum und Nahrungsangebot entspricht den

Ansprüchen der Art (KARTHÄUSER et al. 2019a, KATZENBERGER 2019). 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 abnimmt (CARDIEL 2006, KLEIN 2017, KARTHÄUSER et al. 2019b). Deutschlandweit ist die Entwicklung der Brutbestände sehr unterschiedlich und stark von Änderungen in der Landnutzung, vor allem dem Wegfall von Grünland, abhängig (NICOLAI et al. 2017, GRÜNEBERG & KARTHÄUSER 2019). In NRW wurde das Tiefland nach den 1990er Jahren fast vollständig geräumt (GRÜNEBERG et al. 2013). Die zukünftige Entwicklung ist ungewiss, da die Mortalität diesjähriger Vögel stark angestiegen ist (KATZENBERGER et al. 2019). Dies ist teilweise bedingt durch eine erhöhte Nachstellung durch Waschbären (TOLKMITT et al. 2012, MAMMEN et al. 2014). Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis haben großen Einfluss auf den Bruterfolg und damit die Bestandsentwicklung beim Rotmilan (ORTLIEB 2014, KLEIN 2017). Verbesserung der ökologischen Qualität landwirtschaftlich genutzter Flächen erhöht den Bruterfolg, erhöhte Niederschläge und Hitze als Folge des Klimawandels verringern den Bruterfolg, so dass die zukünftige Entwicklung der Rotmilanbestände schwer zu prognostizieren ist (SUDFELDT et al. 2009a, NÄGELI 2019).

Seit den 1990er Jahren ist der Bestand des **Turmfalken** in NRW annähernd konstant geblieben. Vor allem im Westmünsterland hat es Abnahmen gegeben. Desgleichen in den Niederlanden<sup>5</sup>, wo die Art mittlerweile auf der Roten Liste steht (VAN KLEUNEN et al. 2017). Hier werden vor allem eine Abnahme der Hauptbeutetiere und der Nistmöglichkeiten sowie eine verstärkte Nachstellung durch größere Prädatoren als Ursache gesehen (SOVON 2018). Eine vergleichbare Entwicklung zeigt sich europaweit (PECBMS 2019). Kalte Winter und kühle, niederschlagsreiche Brutperioden führen ebenfalls zu Verlusten, die in guten Mäusejahren jedoch schnell wieder ausgeglichen werden. Neben solchen Wintern wirken sich kühle und niederschlagsreiche Brutperioden in mäusearmen Frühsommern bestandsmindernd aus. Auch eine Intensivierung der Landwirtschaft kann sehr schnell zu einem Nahrungsmangel und damit zu deutlich reduzierten Beständen führen (GRÜNEBERG et al. 2013, SUMASGUTNER et al. 2019). Bei dieser Art sind die Auswirkungen des Klimawandels also eher gering (SUDFELDT et al. 2009a). Zwar kann man beim Turmfalken, einem Teilzieher, beobachten, dass seit den 1970er Jahren die beobachteten Zugdistanzen abnehmen (HOLTE 2018), von größerer Bedeutung für die Turmfalkenbestände sind hier im Untersuchungsgebiet allerdings die Änderungen der Landnutzung.

Um 1900 fand ein starker Rückgang der Bestände des **Kiebitzes** (Abb 8/14) 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 rückläufig (GRÜNEBERG et al. 2013, 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), in den Niederlanden (SOVON 2018), deutschlandweit, aber 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 Grünland-

<sup>5</sup> [www.vogelatlas.nl](http://www.vogelatlas.nl) (aufgerufen am 8.12.2018)



**Abb. 8/14:** Der Kiebitz *Vanellus vanellus* gehört in Mitteleuropa und im Raum Düsseldorf zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels. Dazu führen Änderungen in der Landnutzung zu drastischen Bestands-einbußen. Foto: Altmühlsee, Franken, 24.07.2014, J. Busch.

management, 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). Daher 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.

Die **Hohltaube** (Abb. 8/9) zeigt in sowohl in Europa (PECBMS 2019), in den Niederlanden (SOVON 2018), als auch in NRW in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Bestandszunahme und Arealausdehnung. Im Zeitraum 2005-2009 wurde eine Bestandszunahme um fast 60 % gegenüber den 1990er Jahren ermittelt. Entscheidend für die Entwicklung der Hohltaubenbestände dürfte die Nahrungsversorgung sein, die durch eine weitere Intensivierung der Landwirtschaft bedroht ist. Deshalb profitieren Hohltauben von einer Extensivierung mit einem geringeren Einsatz von Pestiziden (MILLOT et al. 2017) und von einem Umbruchverbot von Grünland in besonderem Maße. (GRÜNEBERG et al. 2013). Klimatische Einflüsse auf die Hohltaube sind laut SUDFELDT et al. (2009a) in NRW nicht erkennbar. HUNTLEY et al. (2007) und SCHUMANN & KRAUSE (2017) schätzen die Situation etwas anders ein. Die klimatisch bedingte Entwicklung der Hohltaubenbestände ist daher schwierig einzuschätzen. Wichtiger scheinen die regionalen Entwicklungen in der Landnutzung sein. Insbesondere die Entwicklung des Altbaumbestandes und die Entwicklung naturnaher und natürlicher Wälder spielt hierbei eine wichtige Rolle (HARTHUN 2017).

Der **Kuckuck** konnte in 2019 erstmals seit mehreren Jahren wieder als Brutvogel bzw. Randsiedler in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Die Art hat vor allem in der Agrarlandschaft wegen Wirt- und Futterabnahme stark abgenommen (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 und den benachbarten 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). Die Intensivierung der Landwirtschaft und eine Verringerung des Nahrungsangebotes durch verstärkten Pestizideinsatz sorgen ebenfalls für eine Abnahme der Population in Mitteleuropa (GRÜNEBERG et al. 2013). Dazu kommen höhere Verlust 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.

In Nordrhein-Westfalen hat der **Waldkauz** 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). Wobei eine starke nächtliche Lärmbelastung für den Waldkauz als vor allem auch nach Gehör jagender Art im Siedlungsbereich negative Auswirkungen auf den Bestand hat (FRÖHLICH & CIACH 2018a). Ebenfalls negative Auswirkungen auf den Waldkauzbestand hat die Zunahme von Prädatoren (z. B. Habicht, Baumarder), die in den letzten Jahren beobachtet wurde (SOVON 2018), Allerdings erhöhen höhere Wintertemperaturen bei adulten und bei jungen Waldkäuzen deutlich die Überlebenswahrscheinlichkeit (FRANCIS & SAUROLA 2004, SUDFELDT et al. 2009a, GRYZ et al. 2019), und wärmere, schneearme Frühjahre führen zu einem früheren Brutbeginn (GRANDÄNS 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). 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)

Die **Waldohreule** konnte im Jahr 2018 nach längerer Zeit wieder als Brutvogel im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Auch in 2019 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 von verlassenen Nestern 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, Felldraine, Säume und unversiegelte Feldwege (GRÜNEBERG et al. 2013). Im Siedlungsbereich kann, ähnlich wie beim Waldkauz, eine starke



nächtliche Lärmbelastung für die ebenfalls nach Gehör jagender Art negative Auswirkungen auf den Bestand haben (FRÖHLICH & CIACH 2018b). 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](http://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 Art 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** (Abb. 8/13) ist, wie in Europa (PECBMS 2019), auch in NRW und den angrenzenden Niederlanden (SOVON 2018) seit den 1990er Jahren deutlich häufiger geworden. 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). 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). Es spricht also einiges dafür, dass der Buntspecht auch zukünftig in geeigneten Habitaten im Raum Düsseldorf vorhanden ist.

Der **Mittelspecht** (Abb. 8/12) 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. Vermutlich haben sich auch die milden Winter in den 1990er und 2000er Jahren positiv ausgewirkt (GRÜNEBERG et al. 2013, HARTHUN 2017, KOSIŃSKI et al. 2018, SOVON 2018). 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). 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 Lebensräume 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 Mittelspechtes im Raum Düsseldorf schwer einzuschätzen.

Nach einem massiven Rückgang in den 1960er Jahren stieg der Bestand des **Grünspechtes** nach milden Wintern in den späten 1980er und 1990er Jahren auch in Europa (BLUME 1996, SOVON 2018, PECBMS 2019) 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). 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 in Zukunft 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).

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. In NRW setzt sich seit den 1960er Jahren verstärkt das atlantische Klima mit höheren Sommerniederschlagsraten durch, was zu einem geringeren Reproduktionserfolg führen könnte. 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). Klimatisch betrachtet sollte der Pirol in Zukunft allerdings zu den Gewinnern des Klimawandels gehören. Adäquate Lebensräume im Brutgebiet und in den Winterquartieren vorausgesetzt (HUNTLEY et al. 2007, DRÖSCHMEISTER & SUDFELDT 2009, SUDFELDT et al. 2009a, PRICE 2017, SOVON 2018).

Seit den 1980er Jahren steigen die Bestände der **Rabenkrähe** in Europa (SOVON 2018, BAUER et al. 2019, PECBMS 2019) und NRW an. Während sie in der offenen Landschaft ihr Maximum erreicht haben dürften, hält der Einzug in die Städte weiter an, und die Rabenkrähe ist mittlerweile in den meisten Städten zu einem vertrauten Bild geworden. Im Zuge der Verstädterung nutzen sie auch Parkanlagen, Friedhöfe und Alleen der Dörfer und Städte (GRÜNEBERG et al. 2013). Vom Klimawandel ist die Rabenkrähe in Mitteleuropa weniger betroffen (SUDFELDT et al. 2009a), außer dass sie früher mit dem Brüten beginnt und sich die Hybridisierungszone mit der Nebelkrähe etwas verschiebt (CRICK et al. 1997, HAAS & BRODIN 2005, HUNTLEY et al. 2007). Daher ist die zukünftige Entwicklung der Rabenkrähenbestände im Raum Düsseldorf eher von lokalen Faktoren abhängig.

Die **Mönchsgrasmücke** (Abb. 8/7) überwintert seit dem Ende der 1950er Jahre vermehrt und erfolgreich auf den Britischen Inseln (BERTHOLD et al. 1990, BERTHOLD 1995) und in den nordwestlichen Niederlanden (SOVON 2018). Die zunehmende Zahl von Überwinterungsversuchen 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, und dass sich diese genetische Veränderung innerhalb der Population mehrfach ereignet haben muss (ROLSHAUSEN et al. 2013). 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). Weitere Untersuchungen deuten darauf hin, dass bei süddeutschen Mönchsgrasmücken genetische bedingt die Zugaktivität abnimmt und innerhalb der Population sogar eine Tendenz dazu besteht, zum Standvogel zu werden (PULIDO & BERTHOLD 2010, FIEDLER 2017). Europaweit (PECBMS 2019), in den Niederlanden (SOVON 2018), 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). 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 in Europa die Bestände der **Gartengrasmücke** (Abb. 8/8) seit den 1980er Jahren deutlich abnehmen (SOVON 2018, BAUER et al. 2019, PECBMS 2019), 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. Im Raum Düsseldorf haben die Bestände der Art in den letzten Jahren leicht abgenommen (SCHUMANN & KRAUSE 2017). Die Abnahme der Bestände hängt neben Sukzessionsvorgängen in den Brutgebieten, die Gartengrasmücke ist eine Pionierart sich neuentwickelnder Baumbestände nicht zu trockener Standorte, vor allem von den ökologischen Veränderungen in den Überwinterungsgebieten der verschiedenen europäischen Populationen in Afrika ab, welche ihrerseits wieder durch den Klimawandel stark beeinflusst werden (SOVON 2018). 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, wenn auch vielleicht etwas weniger häufig als zurzeit (SCHUMANN & KRAUSE 2017).

**Klappergrasmücken**bestände in den verschiedenen europäischen Regionen haben sich in der Vergangenheit unterschiedlich entwickelt, so dass sich europaweit die Bestände seit den 1980er Jahren nur wenig verändert haben (BAUER et al. 2019, PECBMS 2019). In wie weit die klimatischen Veränderungen in der Ost-Sahel damit zu tun haben, ist nicht abschließend geklärt. Wahrscheinlich nehmen die geeigneten Überwinterungsgebiete dieser Art in Afrika aber aus klimatischen Gründen ab. Hier besteht noch weiterer Forschungsbedarf (DOSWALD et al. 2009, ZWARTS et al. 2009). Untersuchungen von ALONI et al. (2017) sprechen dafür, dass das Niederschlagsregime in den Überwinterungsgebieten dieser Art weniger die Qualität als Lebensraum bedingt, sondern vor allem für das Timing des Rückzugs in die Brutgebiete

von Bedeutung ist. Besonders die klimatischen Bedingungen bei der Ankunft in den Überwinterungsgebieten bestimmen die Überlebensraten und die Fitness für den Frühjahrszug in die europäischen Brutgebiete (ALONI et al. 2019). In den Niederlanden haben sich die Bestände dieser Art nach einer deutlichen Abnahme wieder erholt, nehmen aber aufgrund von Änderungen in der land- und forstwirtschaftlichen Praxis lokal ab. Dazu kommt eine nordwärts Verschiebung des Brutareals, die möglicherweise klimatisch bedingt ist (SOVON 2018). So zeigen neuere Studien von ORSHOLM (2019) einen signifikanten Anstieg der Produktivität der Art in Teilen Skandinaviens. Während die Art in Teilen ihres Verbreitungsgebietes länger und häufiger ein zweites Mal brütet (HALUPKA & HALUPKA 2017), sprechen die Prognosen für NRW von einer klimatisch bedingten Abnahme des Areals der Art (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). Daher ist es unwahrscheinlich aber nicht unmöglich, dass die Klappergrasmücke in Zukunft wieder als Brutvogel in den Untersuchungsgebieten in Erscheinung tritt.

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) und NRW (GRÜNEBERG et al. 2013). In den Brutgebieten in NRW spielen die klimatischen Veränderungen nur eine geringe Rolle für die Entwicklung der Art (SUDFELDT et al. 2009a). Die Art 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). Beständeinbrüche 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). Letzterer konnte 2019 in Himmelgeister Rheinbogen südlich des Untersuchungsgebietes beobachtet werden. Dabei spielen klimatische Veränderungen für die Arealverschiebung des Gelbspötters eine große Rolle. Dazu 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).

Der Kurzstreckenzieher **Zilpzalp** (Abb. 8/5) 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), 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), 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** (Abb. 8/6, 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 Süden Großbritanniens (WALKER et al. 2017), 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 wie früher in seine mitteleuropäischen Brutgebiete zurück wie der Zilpzalp (BARRETT 2017, FIEDLER 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017), bzw. verlässt diese nur etwas später (FIEDLER 2017). Die Ankunft in den nordeuropäischen Brutgebieten hat sich aber in den letzten 20 Jahren nach vorne verschoben (BARRETT 2017). 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 abnimmt und nur noch als Durchzügler regelmäßig auftritt.

Der **Sumpfrohrsänger** (Abb.8/16), in den vergangenen Jahren Brutvogel bzw. Randsiedler, konnte in 2019 nur noch als Gast im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen beobachtet 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), 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). Allerdings gehört der Sumpfrohrsänger wohl zu den Vogelarten, die vom zunehmenden Anbau von Chi-

naschilf (*Miscanthus*) profitiert (KACZMAREK et al. 2019). Im Raum Düsseldorf, wird die Art wohl weiter vorkommen können (SCHUMANN & KRAUSE 2017).

Das **Sommergoldhähnchen** 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 Sommergoldhähnchen werden in Westeuropa immer häufiger beobachtet (SOVON 2018). Geht die Entwicklung in den nächsten Jahren so weiter, wird das Sommergoldhähnchen (STI = 13,20) schon bald häufiger als das Wintergoldhähnchen (STI = 10,81) sein (GRÜNEBERG et al. 2013). Langfristig wird es aus klimatischen Gründen wohl zu einem Lebensraumverlust für die Art in NRW kommen (SUDFELDT et al. 2009a). Daher wird die Art im Raum Düsseldorf wohl eher nicht häufiger werden als zurzeit.

Der **Zaunkönig**bestand in NRW hat seit den 1990er Jahren um gut 40 % und seit 2002 um 25 % zugenommen. Die Art ist sehr kälteempfindlich und geht nach jedem kalten Winter in ganz Europa deutlich zurück, erholt sich aber innerhalb weniger Jahre wieder. In Flussauen wirken klimatische Effekte jedoch weniger stark (GRÜNEBERG et al. 2013). Vom Klimawandel ist der Zaunkönig in Mitteleuropa weniger betroffen, außer dass er früher mit dem Brüten beginnt (CRICK et al. 1997, HUNTLEY et al. 2007) und mit seltener werdenden Kältewintern weniger häufig starke Bestandsrückgänge erfährt (SUDFELDT et al. 2009a, SOVON 2018). In den letzten zwei Jahren konnten Zaunkönige in den beiden Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4) wie auch in Deutschland und in Europa überdurchschnittlich häufig beobachtet werden. Die Art konnte wohl von den beiden letzten, milden Wintern profitieren (WALKER et al. 2017, KÖNIG et al. 2018, PECBMS 2019). Daher wird der Zaunkönig im Raum Düsseldorf auch in Zukunft in geeigneten Habitaten häufig vertreten sein.

In NRW ist der Bestand der **Singdrossel** 1994 weitgehend konstant. In den Niederlanden steigt der Bestand seit 1990 jedoch steil an und sinkt nur nach kalten Wintern etwas ab (SUDFELDT et al. 2009a, SOVON 2018). In Teilen ihres Verbreitungsgebietes profitiert die Singdrossel von steigenden Temperaturen zur Brutzeit durch höhere Reproduktionsraten (VENGEROV 2017, REDLISIAK et al. 2018). Die Art brütet länger und häufiger zwei- (HALUPKA & HALUPKA 2017) im Raum Düsseldorf sogar schon drei- bis viermal im Jahr (mündl. Mitteilung T. Krause). In unseren Breiten sorgt die Nutzung von kurzgrasigem Grünland zur Nahrungssuche und eine Reduzierung der Fluchtdistanz dafür, dass die Singdrossel seit ca. 100 Jahren die Städte besiedeln konnte. Optimale Bruthabitate, wie junge Koniferenbestände und dauerhaft kurzrasige Grünlandflächen sind z. B. auf Friedhöfen, in Parks und Gärten zu finden. Der aktuelle Verlust an Dauergrünland im Flachland bzw. die zukünftig durch Klimaerwärmung häufiger auftretenden Trockenperioden sind eher als bestandsmindernd einzustufen (GRÜNEBERG et al. 2013). Die zukünftige Entwicklung des Singdrosselbestandes im Himmelgeister Rheinbogen hängt daher wohl primär von der Entwicklung der lokalen Gegebenheiten ab.

In der Vergangenheit wurde wiederholt der Einfluss extremer Kältewinter auf die Brutpopulation des **Rotkehlchens** beobachtet. Aktuell wird dies nicht mehr festgestellt, was eine mögliche Erklärung der positiven Bestandsentwicklung in Deutschland und z. B. auf den Britischen Inseln, den Niederlanden und europaweit der letzten Jahrzehnte sein könnte (SUDFELDT et al. 2009a, WALKER et al. 2017, SOVON 2018, PECBMS 2019). Eine Verlagerung der Überwinterungsgebiete des Rotkehlchens in nordöstliche Richtung und damit näher an die Brutgebiete dieser Art (MUSITELLI 2017, SOVON 2018) wird sich auch positiv

auf Bestände auswirken. Dazu kommen Eutrophierung mit einer Zunahme der Brombeere und Gehölzzunahme in den Siedlungen, die ebenfalls für eine Zunahme des Rotkehlchens sorgen (GRÜNEBERG et al. 2013). Die im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen dominierenden schmale Hecken und Baumreihen gehören nicht zum typischen Brutbiotop des Rotkehlchens (GRÜNEBERG et al. 2013). Das Rotkehlchen sollte auf dem Gerresheimer Waldfriedhof auch in Zukunft zahlreich vertreten sein. Im Himmelgeister Rheinbogen hängt die Entwicklung von den zukünftigen landschaftlichen Gegebenheiten und der Auslastung angrenzender Rotkehlchenbiotope ab.

Die kontinentaleuropäischen Populationen des **Gartenrotschwanzes** haben seit den 1950er Jahren dramatisch abgenommen. Neben Veränderungen in den Brutgebieten ist dies wohl vor allem auf Habitatverlusten 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.

Das **Schwarzkehlchen** (Abb. 8/15), 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). 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



**Abb. 8/15: Schwarzkehlchen *Saxicola rubicola* (links). Abb. 8/16: Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (rechts). Das Schwarzkehlchen gehört zu den Klimagewinnern in Mitteleuropa, der Sumpfrohrsänger zu den Verlierern. Wohl auf Grund von Pflegemaßnahmen und Änderungen im Management der Brachflächen kommen beide Arten aktuell nicht mehr als Brutvogel im Untersuchungsgebiet vor.** Foto Schwarzkehlchen: 22.05.2019, Elsdorf, Rhein-Erft-Kreis, J. Busch. Foto Sumpfrohrsänger: 05.07.2018, Bedburg, Rhein-Erft-Kreis, J. Busch.

bevorzugten Lebensräume, wenn überhaupt, in unserer intensiv genutzten Landschaft meist nur kleinräumig vorhanden sind (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018). Allerdings gehört das Schwarzkehlchen in Mitteleuropa zu den Klimagewinnern und wird, geeignete Lebensräume vorausgesetzt, d. h. vor allem Brachflächen (MARTINEZ et al. 2017), hier 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).

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). 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). Einige Studien zeigen, dass die Art früher in ihre Brutgebiete zurückkehrt, als das in der Vergangenheit der Fall war (FIEDLER 2017). 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 **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). Dies 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).

Der **Buchfinken**bestand ist in Europa (PECBMS 2019) und NRW stabil. Die Art ist eine der häufigsten Brutvogelarten in NRW. Steigendes Alter des Baumbestandes und zunehmende Verstädterung bedingen einen Anstieg der Buchfinkenpopulation (GRÜNEBERG et al. 2013, SOVON 2018). Vom Klimawandel ist der Buchfink in Mitteleuropa weniger betroffen (SUDFELDT et al. 2009a), außer dass er früher mit dem Brüten beginnt (CRICK et al. 1997, HUNTLEY et al. 2007). Daher ist auch beim Buchfink die zukünftige Entwicklung der Bestände im Raum Düsseldorf eher von lokalen Faktoren abhängig.

**Goldammern** sind 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 Biototypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, REICHOLF 2017, DASKALOVA et al. 2018, KACZMAREK et al. 2019). Bis in die 1960er, gebietsweise auch bis in die 1980er Jahre war die Goldammer in NRW ein weit verbreiteter und häufiger Jahresvogel, dessen Bestand seither aber großräumig infolge der Ausräumung der Landschaft und der Intensivierung der Landwirtschaft stark zurückgegangen ist. Ähnlich sieht die Entwicklung in Europa aus (PECBMS 2019). 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 Acker-Randstreifenprogramm, 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 Biototypen beinhaltet, ist für die Brutvorkommen dieser Art sehr wichtig (TWOREK et al. 2017). Hier können die Bestände deutlich wachsen (MARTINEZ et al. 2017).

### **Erkenntnisse auf europäischer Ebene**

Die Modelle, die HUNTLEY et al. (2007) über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Areale europäischer Brutvögel in einer umfangreichen wissenschaftlichen Studie vorlegten, und Daten aus vielen europäischen Ländern (DEVICTOR et al. 2008, GIENAPP et al. 2013, LAGERHOLM et al. 2017, SANTANGELI & LEHIKOINEN 2017, TRAUTMANN 2018). zeigen, 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 eingestuft Vogelarten im Untersuchungszeitraum 1985-2005 deutlich anstieg, während die Bestandsentwicklung von 92 als Klimaverlierer eingestuft 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 gilt<sup>6</sup>, 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 brüdet vermehrt in den Niederlanden und wird immer häufiger auch in Deutschland beobachtet. So zum Beispiel 2016 in Monheim, weniger als 10 km südlich des Untersuchungsgebietes im Himmelgeister Rheinbogen, ähnliches gilt für die Zwergohreule<sup>7</sup> (GEDEON et al. 2014), die immer wieder auch im Düsseldorfer Raum beobachtet wird (T. Krause, pers. Mitteilung und eigene Beobachtungen).

### Erkenntnisse auf deutscher Ebene

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

Deutschlandweit haben in den letzten 20 Jahren wärmeliebende Vogelarten zugenommen und kälte liebende Arten abgenommen. Dies zeigt sich in einem signifikanten Anstieg des Temperaturindices häufiger Brutvogelarten (UMWELTBUNDESAMT 2015, WAHL et al. 2015) bzw. der Gesamtheit 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).

Deutschlandweit sind, wie auch in anderen europäischen Ländern, besonders Arten der offenen Kulturlandschaft gefährdet (SUDFELDT et al. 2012, REICHOLF 2017, GERLACH et al. 2019, GREGORY et al. 2019). Hier vor allem kleininsektenfressende Arten (WAHL et al. 2015). Neben dem Einsatz von Agrochemikalien spielen in solchen Lebensräumen auch Änderungen im Fruchtanbau und der Bodenbearbeitung eine Rolle (BARRÉ et al. 2018). Dies zeigt sich zum Beispiel auch in einer Untersuchung zu Veränderungen der Avizönose eines Naturschutzgebietes am nördlichen Oberrhein (SCHRAUTH & WINK 2018). Vergleichbares wird in den Niederlanden (FOPPEN et al. 2017) und europaweit (BOWLER et al. 2019) beobachtet.

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).

Mitteuropäische Wälder werden seit ca. 150 Jahren immer älter und dunkler. Mit der Konsequenz, dass das Mikroklima 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

---

<sup>6</sup> [www.falsterbofagelstation.se](http://www.falsterbofagelstation.se), aufgerufen am 14.12.2017.

<sup>7</sup> [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl), [www.dda-web.de](http://www.dda-web.de), [www.vogelmeldung.de](http://www.vogelmeldung.de), [www.ornitho.de](http://www.ornitho.de), aufgerufen am 14.12.2017.

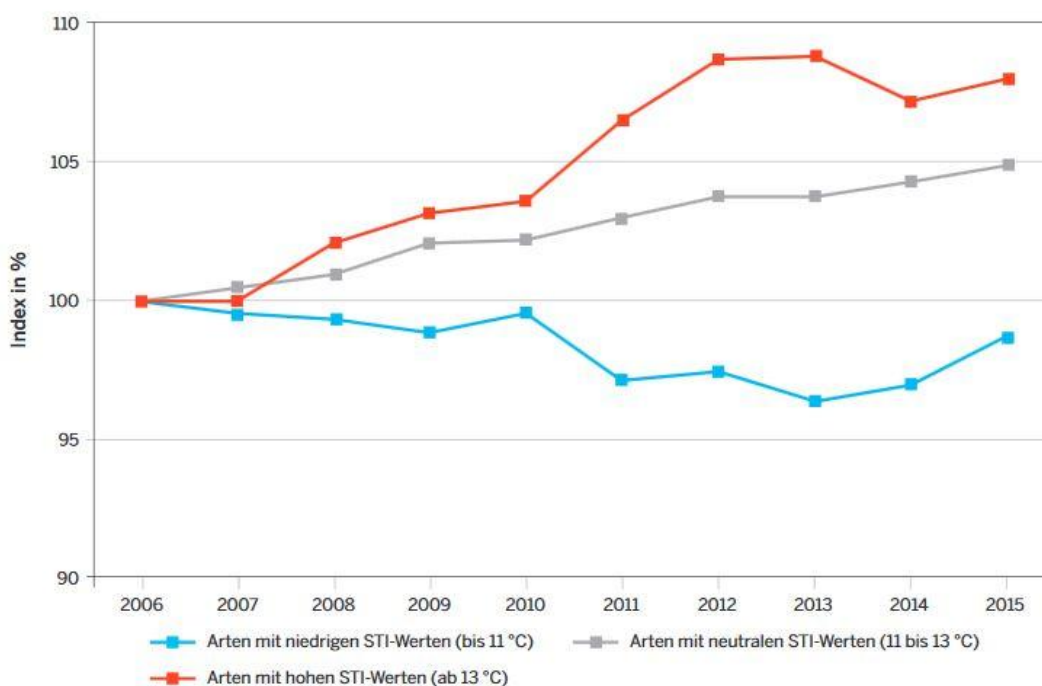
lokal ab. Davon profitieren die entsprechenden Vogelarten (GERLACH et al. 2019, GREGORY et al. 2019). Ebenfalls positiv auf die Bestände vieler Wälder bewohnender Vogelarten wirkt sich eine größere strukturelle und Baumartenvielfalt aus (LINDBLADH et al. 2017).

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

Daten des LANUV (2016a) zeigen, 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 vergleichbare Entwicklung wird in England beobachtet (MASSIMINO et al. 2017, PEARCE-HIGGINS & CRICK 2019).

Die Daten aus den beiden Untersuchungsgebieten (Abb. 8/11) 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 Entwicklung



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

und den Veränderungen der Avifauna hier andere Faktoren, z. B. eine Intensivierung der Landnutzung, eine größere Rolle als die klimatischen Veränderungen.

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. Andere Arten nehmen signifikant zu oder brüten im Verlauf des Monitorings zum ersten Mal innerhalb der Untersuchungsgebiete. 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, NORTHROP 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).

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.). 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

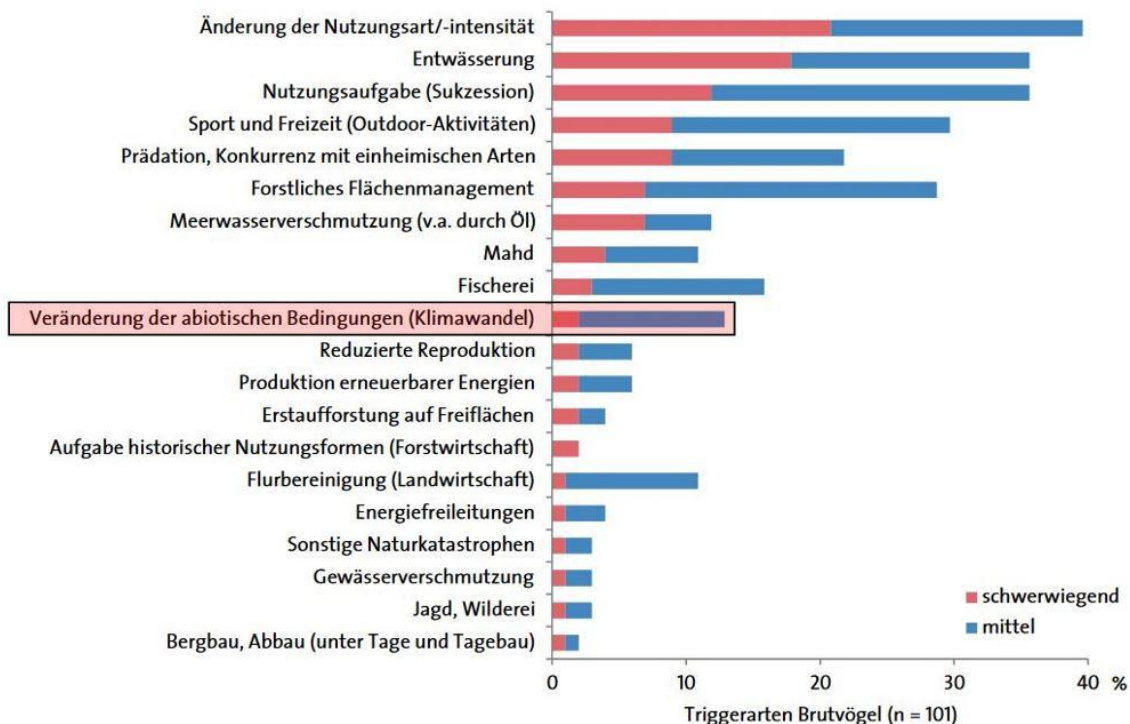


Abb. 8/18: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die sogenannten 101 Triggerarten unter den Brutvögeln (aus WAHL et al. 2015). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung unserer Brutvögel nur eine Rolle unter vielen.



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.

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, CALLADINE et al. 2019) und Unterschutzstellung geeigneter Lebensräume (GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015) nötig. Insbesondere in der Kulturlandschaft, wie zum Beispiel dem Himmelgeister Rheinbogen, zeigen strukturelle Verbesserungen der Lebensräume, zum Beispiel das Anlegen von Blühstreifen oder eine Ausweitung der 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). 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, BAUER et al. 2019, WILSEY et al. o.J.). 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



**Abb. 8/19:** Die Rohrweihe *Circus aeruginosus* ist unregelmäßiger Durchzügler im Untersuchungsgebiet und wird in ihrem Bestand wie alle Vogelarten auf unterschiedliche Art und Weise vom Klimawandel beeinflusst. Foto: Altmühlsee, Franken, 24.07.2014, J. Busch.

(ROSENBERG et al. 2019). Folglich 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.

## Literatur

- ADAMÍK, P. & PIETRUSZKOVÁ, J. (2008): Advances in spring but variable autumnal trends in timing of inland wader migration. *Acta Ornithologica* 43: 119-128.
- ALONI, I., MARKMAN, S. & ZIV, Y. (2017): February precipitation in the wintering grounds of the lesser white-throat, *Sylvia curruca*: is it a cue for migration onset? *R.Soc. open sci.* 4: 160755.  
<http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160755>
- ALONI, I., MARKMAN, S., ZIV, Y. (2019): Autumn temperatures at African wintering grounds affect body condition of two passerine species during spring migration. *PLoS ONE* 14(5): e0217619.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217619>
- AMBROSINI, R., ROMANO, A. & SAINO, N. (2019): Changes in migration, carry-over effects, and migratory connectivity. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 93 – 107.
- ANTHES, N. (2004): Long-distance migration timing of *Tringa* sandpipers adjusted to recent climate change. *Bird Study* 51: 203-211.
- ARAÚJO, M. B., ALAGADOR, D., CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D. & THUILLER, W. (2011): Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14: 484-492.
- 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.
- ASKEYEV, O., ASKEYEV, A. & ASKEYEV, I. (2018): Recent climate change has increased forest winter bird densities in East Europe. *Ecological Research* 33: 445-456.
- AUDUBON (2009): *Birds and Climate Change - Ecological Disruption in Motion, A Briefing for Policymakers and Concerned Citizens on Audubon's Analyses of North American Bird Movements in the Face of Global Warming*. <http://birdsandclimate.audubon.org/> (aufgerufen am 4.12.2013).
- 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.
- 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.
- 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.
- BECKMANN, C. & WÜRFEL, D. (2018): Biotopverbund für gefährdete Tierarten - Vernetzung und Klimaanpassung im Fachbeitrag Detmold. *Natur in NRW* 1/2018: 24-28.
- 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](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](http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.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](http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_3.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.
- 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.
- BÓKONY, V., BARTA, Z. & VÉGVÁRI, Z. (2019): Changing Migratory Behavior and Climatic Responsiveness in Birds. *Front. Ecol. Evol.* 7:89.doi: 10.3389/fevo.2019.00089.
- BONAMOUR, S., CHEVIN, L.-M., CHARMANTIER, A. & TEPLITSKY, C. (2019) Phenotypic plasticity in response to climate change: the importance of cue variation. *Phil. Trans. R. Soc.B* 374: 20180178.  
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0178>.
- BOTH C. (2010): Flexibility of timing of avian migration to climate change masked by environmental constraints en route. *Current Biology* 20: 243-248.



- BOTH, C., ARTEMYEV, A. V., BLAAUW, B. COWIE, R. J., DEKHUIJZEN A. J., EEVA, T., ENEMAR, A., GUSTAFSSON, L., IVANKINA, E. V., JÄRVINEN, A., METCALFE, N. B., NYHOLM, N. E. I., POTTI, J., RAVUSSIN, P.-A., SANZ, J. J., SILVERIN, B., SLATER, F. M., 16, SOKOLOV, L. V., TÖRÖK, J., WINKEL, W., WRIGHT, J., ZANG, H. & VISSER, M. E. (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271: 1657-1662.
- BOTH, C., BOUWHUIS, S., LESSELLS, C. M. & VISSER, M. E. (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441: 81-83.
- 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.
- BOYD, H., & FOX, A. D. (2008): Effects of climate change on the breeding success of White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris* in west Greenland. *Wildfowl* 58: 55-70.
- 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.
- BRETAGNOLLE, V. & TERRAUBE, J. (2019): Predator-prey interactions and climatic change. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 199 – 220.
- BROTONS, L. & JIGUET, F. (2010): Bird communities and climate change. In: MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., EDS., (2010a): *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford, pp. 275-294.
- 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.
- BRÜGGEMANN, T. (2010): Fast 9000 Fenster für die Feldlerche, *Natur in NRW* 1/2010: 29-31.
- BURGER, C., E. BELSKII, T. EEVA, T. LAAKSONEN, M. MÄGI, R. MÄND, A. QVARNSTRÖM, T. SLAGSVOLD, T. VEEN, M.E. VISSER, K.L. WIEBE, C. WILEY, J. WRIGHT & C. BOOTH (2012): Climate change, breeding date and nestling diet: how temperature differentially affects seasonal changes in pied flycatcher diet depending on habitat variation. *Journal of Animal Ecology* 81 (4): 926-936.
- ČABANOVÁ, V., ŠIKUTOVÁ, S., STRAKOVÁ, P., ŠEBESTA, O., VICHOVÁ, B., ZUBRÍKOVÁ, D., MITERPÁKOVÁ, M., MENDEL, J., HURNÍKOVÁ, Z., HUBÁLEK, Z. & RUDOLF, I. (2019): Co-Circulation of West Nile and Usutu Flaviviruses in Mosquitoes in Slovakia, 2018. *Viruses* 11, 639.

- 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 National 2004*. SEO/BirdLife. Madrid
- CASADEVALL, A., KONTOYIANNIS, D. P. & ROBERT, V. (2019): On the emergence of *Candida auris*: Climate Change, Azoles, Swamps, and Birds. *mBio* 10: e01397-19. <https://doi.org/10.1128/mBio.01397-19>.
- CHAMBERLAIN, D., ARLETTAZ, R., CAPRIO, E., MAGGINI, R., PEDRINI, P., ROLANDO, A. & ZBINDEN, N. (2012): The altitudinal frontier in avian climate impact research. *Ibis* 154: 205-209.
- 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.
- COBBEN, M. M. P., VERBOOM, J., OPDAM, P. F. M., HOEKSTRA, R. F., JOCHEM, R., ARENS, P. & SMULDERS, M. J. M. (2011): Projected climate change causes loss and redistribution of genetic diversity in a model metapopulation of a medium-good disperser. *Ecography* 34: 920-932.
- COHEN, J. M., LAJEUNESSE, M. J. & ROHR, J. R. (2018): A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change* 8: 224-228.
- 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.
- CULP, L. A., COHEN, E. B., SCARPIGNATO, A. L., THOGMARTIN, W. E. & MARRA, P. P. (2017): Full annual cycle climate change vulnerability assessment for migratory birds. *Ecosphere* 8: e01565.
- DALBY, L., SÖDERQUIST, P., CHRISTENSEN, T. K., CLAUSEN, P., EINARSSON, Á., ELMBERG, J., FOX, A. D., HOLMQVIST, N., LANGENDOEN, T., LEHIKONEN, A., LINDSTRÖM, Å., LORENTSEN, S.-H., NILSSON, L., PÖYSÄ, H., RINTALA, J., SIGFÚSSON, ARNÓR Þ. & SVENNING, J.-C. (2013a): The status of the Nordic populations of the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in a changing world. *Ornis Fennica* 90: 2-15.

- DALBY, L., FOX, A. D., PETERSEN, I. K., DELANY, S. & SVENNING, J.-C. (2013b): Temperature does not dictate the wintering distributions of European dabbling duck species. *Ibis* 155: 80-88.
- 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>.
- 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](http://www.dda-web.de/downloads/texts/dda_aktuell/dda_aktuell_136_1.pdf) (aufgerufen am 02.01.2016).
- DE LIBERATO, C., FRONTOSO, R., MAGLIANO, A., MONTEMAGGIORI, A., AUTORINO, G. L., SALA, M., BOSWORTH, A. & SCICLUNA, M. T. (2018): Monitoring for the possible introduction of Crimean-Congo haemorrhagic fever virus in Italy based on tick sampling on migratory birds and serological survey of sheep flocks. *Preventive Veterinary Medicine* 149: 47-52.
- 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.
- 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>
- 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](http://www.anl.bayern.de/publikationen).
- 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.
- DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (2019): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK. 277 S.
- DUNN, P. O. & WINKLER, D. W. (2010): Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. In MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. [Eds.], *Birds and Climate Change*, 113-128. Oxford University Press, Oxford, UK.
- 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.
- ELMHAGEN B., KINDBERG, J., HELLSTRÖM, P. & ANGERBJÖRN, A. (2015): A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO* 44(Suppl. 1):39–50.
- 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 Arealexpansion 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.
- 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>.



- 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., 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.
- FODEN, W.B., BUTCHART, S.H.M., STUART, S.N., VIÉ, J.-C., AKCAKAYA, 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.
- FORCEY, G. M., THOGMARTIN, W. E., LINZ, G. M., BLEIER, W. J. & MCKANN, P. C. (2011): Land use and climate influences on waterbirds in the Prairie Potholes. *Journal of Biogeography* 38: 1694-1707.
- FORTINI, L. B., VORSINO, A. E., AMIDON, F. A., PAXTON, E. H. & JACOBI, J. D. (2015): Large-scale range collapse of Hawaiian forest birds under climate change and the need 21st century conservation options. *PLoS ONE* 10(10): e0140389. doi:10.1371/journal.pone.0140389.
- FOUQUET, M., SCHRIKE, V. & FOUQUE, C. (2009): Greylag Geese *Anser anser* depart earlier in spring: an analysis of goose migration from western France over the years 1980–2005. *Wildfowl* 59: 143-151.
- 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.
- 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.
- FREEMAN, B. G. & CLASS FREEMAN, A. M. (2014): Rapid upslope shifts in New Guinean birds illustrate strong distributional responses of tropical montane species to global warming. *PNAS* 111 (12): 4490-4494.
- 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.
- GALLINAT, A. S., PRIMACK, R. B. & LLOYD-EVANS, T. L. (2019): Can invasive species replace native species as a resource for birds under climate change? A case study on bird-fruit interactions. *Biological Conservation*, in press. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108268>.
- 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\\_Gauzeze/publication/280920621\\_Can\\_protected\\_areas\\_mitigate\\_climate\\_change\\_impact\\_on\\_communities/links/55cb297208aeca747d6a0d84.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Pierre_Gauzeze/publication/280920621_Can_protected_areas_mitigate_climate_change_impact_on_communities/links/55cb297208aeca747d6a0d84.pdf). Aufgerufen am 08.12.2019.
- GAÜZÈRE, P., JIGUET, F. & DEVICTOR, V. (2016): Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Divers. Distrib.* 22: 625–637.
- 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.
- GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., HAUSWIRTH, M., HEINICKE, T., KAMP, J., KARTHÄUSER, J., KÖNIG, C., MARKONES, N., PRIOR, N., TRAUTMANN, S., WAHL, J. & SUDFELDT, C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- 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.
- 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>.
- GILL, J. A., ALVES, J.A. & GUNNARSSON, T. G. (2019): Mechanisms driving phenological and range change in migratory species. *Phil. Trans. R. Soc. B* 374: 20180047. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0047>.
- GILLINGS, S., AUSTIN, G. E., FULLER, R. J. & SUTHERLAND, W. J. (2006): Distribution shifts in wintering Golden Plover *Pluvialis apricaria* and Lapwing *Vanellus vanellus* in Britain. *Bird Study* 53: 274-284.
- GILLINGS, S., BALMER, D. E. & FULLER, R. J. (2015): Directionality of recent bird distribution shifts and climate change in Great Britain. *Global Change Biology* 21: 2155-2168. doi:10.1111/gcb.12823.

- 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](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00988.x).
- GLUSHENKOV, O. V. (2017): The extending of ranges of some bird species at the north-eastern border of their distribution due to intra-century climate changes. *Nature Conservation Research. Заповедная наука* 2(3): 23–39.
- 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](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., VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., et al. (2009) An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE* 4(3): e4678. <http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0004678> (aufgerufen am 09.12.2011).
- 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.
- GRISHCHENKO, V. N. (2019). Influence of Global Weather Conditions on Timing of the Spring Migration of Birds in the Kaniv Nature Reserve (Central Ukraine). *Vestnik Zoologii* 53(2): 141 - 148.
- 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. & KRAUZE-GRYZ, D. (2019): The Common Buzzard *Buteo buteo* Population in a Changing Environment, Central Poland as a Case Study. *Diversity* 11, 35. <https://doi.org/10.3390/d11030035>.
- 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>.
- GUILLEMAIN, M., PÖYSÄ, H., FOX, A. D., ARZEL, C., DESSBORN, L., EKROOS, J., GUNNARSSON, G., HOLM, T. E., CHRISTENSEN, T. K., LEHIKONEN, A., MITCHELL, C., RINTALA, J. & MØLLER, A. P. (2013): Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology* 19: 404-419.
- GUNNARSSON, G., ELMBERG, J. & WALDENSTRÖM, J. (2011): Trends in Body Mass of Ducks over Time: The Hypotheses in Guillemain et al. Revisited. *AMBIO* 40: 338-340.
- 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.
- HAAS, F. & BRODIN, A. (2005): The crow *Corvus corone* hybrid zone in southern Denmark and northern Germany. *Ibis* 147(4): 649-656.
- HAGEMEIJER, E.J.M., & BLAIR, M.J. (EDS.) (1997): The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & AD Poyser, London.
- 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>
- HALUPKA, L., DYRCZ, A. & BOROWIEC, M. (2008): Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Journal of Avian Biology* 39: 95-100.
- HALUPKA, L., WIERUCKA, K., SZTIWERTNIA, H. & KLIMCZUK, E. (2017): Conditions at autumn stopover sites affect survival of a migratory passerine. *Journal of Ornithology* 158: 979-988.
- HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distributions* 25 (10): 1527 - 1536
- 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.
- 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>.
- 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.



- HÖTKER, H. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 53: 2015: 93-98.
- HOLTE, D. (2018): Analysis of partial migration strategies of Central European raptors based on ring re-encounter data. Inauguraldissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 103 S.
- HOLTE, D., KÖPPEN, U. & SCHMITZ-ORNÉS, A. (2017): A comparison of migratory strategies of partial migratory raptors from Germany. *Journal of Ornithology* Volume 158: 579-592.
- HOVICK, T.J., ALLRED, B. W., MCGRANAHAN, D. A., PALMER, M. W., ELMORE, R. D. & FUHLENDORF, S. D. (2016): Informing conservation by identifying range shift patterns across breeding habitats and migration strategies. *Biodiversity and Conservation* 25:345-356.
- HÜBNER, T, KÖNIG, H. & MICHELS, C. (2008): Klimawandel und Biodiversität. *Natur in NRW* 2/2008: 57-59.
- HUGHES, R. G. (2004): Climate change and loss of saltmarshes: consequences for birds. *Ibis* 146 (Suppl.1): 21-28.
- HUNTLEY, B. (1995): Plant species' response to climate change: implications for the conservation of European birds. *Ibis* 137 Supplement s1: 127-138.
- HUNTLEY, B. (2019): Consequences of climatic change for distributions. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 165 – 183.
- HUNTLEY, B., COLLINGHAM, Y. C., GREEN, R. E., HILTON, G. H., RAHBEK, C. & WILLIS, S. G. (2006): Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148: 8-28.
- 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.
- 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.
- HÜPPOP, O., HÜPPOP, K. (2013): Zugvögel und Klimawandel: Vom Lang- zum Mittelstreckenzieher? *Der Falke* 60 (Sonderheft): 58-61.
- IMPERIO, S., RANGHETTI, L., HARDENBERG, J. PROVENZALE, A., BONCOMPAGNI, E. & FASOLA, F. (2017): Effects of protection status, climate, and water management of rice fields on long-term population dynamics of herons and egrets in north-western Italy. *Conference Volume - 6<sup>th</sup> Symposium for Research in Protected Areas*, 2 to 3 November 2017 Salzburg: 255-257.
- INGER, R., GREGORY, R., DUFFY, J. P., STOTT, I., VOŘÍŠEK, P. & GASTON, K. J. (2014): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*: doi: 10.1111/ele.12387.
- IRSCH, W. (2019): Gewinner und Verlierer des Klimawandels. *Biologie in unserer Zeit* 49 (5): 316 – 319.

- JENNI, L. & AND KÉRY, M. (2003): Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 1467-1471.
- JIGUET, F. & BARBET-MASSIN, M. (2013): Climate change and rates of vagrancy of Siberian bird species to Europe. *Ibis* 155: 194-198.
- 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.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., BARVE, N., LIRA-NORIEGA, A., MAHER, S. P., NAKAZAWA, Y., PAPES, M., SOBERÓN, J., SUKUMARAN, J. & PETERSON, A. T. (2011): Dominant climate influences on North American bird distributions. *Global Ecology and Biogeography* 20: 114-118.
- JOHNSTON, A. et al. (2013): Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* 3: 1055-1061.
- 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.
- JUKEMA J. & WIERSMA P. (2014): Climate change and advanced primary moult in Eurasian Golden Plovers *Pluvialis apricaria*. *Ardea* 102: 153-159. doi:10.5253/arde.v102i2.a5.
- 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.
- 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.
- 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., GOTTSCHALK, E., BALKENHOL, N. & WALTERT, M. (2019): Long-term decline of juvenile survival in German Red Kites. *J. Ornithology* 160: 337 – 349.
- 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.
- KENDALL, M. A., BURROWS, M. T., SOUTHWARD, A. J. & HAWKINS, S. J. (2004): Predicting the effects of marine climate change on the invertebrate prey of the birds of rocky shores. *Ibis* 146 (Suppl.1): 40-47.
- 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.
- 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.
- KLUEN, E., NOUSIAINEN, R. & LEHIKONEN, A. (2017): Breeding phenological response to weather conditions in common Finnish birds: resident species respond stronger than migratory species. *Journal of Avian Biology* 48: 611–619.
- 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. (2018): Frühjahr 2018: Erst eisig, dann mediterran. *Der Falke* 8, 2018: 32-37.
- KÖNIG, C. STÜBING, S. & WAHL, J. (2019): Frühjahr 2019: Wie verlief die Ankunft der Zugvögel? *Der Falke* 2019, Heft 7: 28 — 33.
- KOLÁŘOVÁ, E. & ADAMÍK, P. (2015): Bird arrival dates in Central Europe based on one of the earliest phenological networks. *Climate Research* 63: 91-98.
- 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.
- 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.

- KUBELKA, V., SALEK, M., TOMKOVICH, P. VÉGVÁRI, Z., FRECKLETON, R. & SZÉKELY, T. (2018): Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. *Science* 362: 680-683.
- KUHLMANN CLAUSEN, K., CLAUSEN, P., FÆLLED, C. C. & NØRGAARD MOURITSEN, K. (2012): Energetic consequences of a major change in habitat use: endangered Brent Geese *Branta bernicla hrota* losing their main food resource. *Ibis* 154: 803-814.
- KULLBERG, C., FRANSSON, T., HEDLUND, J., JONZÉN, N., LANGVALL, O., NILSSON, J. & BOLMGREN, K. (2015): Change in spring arrival of migratory birds under an era of climate change, Swedish data from the last 140 years. *AMBIO* 44(Suppl. 1): S69–S77.
- LACZI, M., HEGYI, G., NAGY, G., PONGRÁCZ, R., & TÖRÖK, J. (2019): Yellow plumage colour of Great Tits *Parus major* correlates with changing temperature and precipitation. *Ibis*.  
<https://doi.org/10.1111/ibi.12761>.
- 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., YOCOZO, 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.
- LAIDLAW, 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>. Aufgerufen am 5.12.2018.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2017): Daten zur Natur in Nordrhein-Westfalen 2016. LANUV-Fachbericht 83. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANGHAM, G. M., SCHUETZ, J. G., DISTLER, T., SOYKAN, C.U. & WILSEY, C. (2015): Conservation Status of North American birds in the face of future climate change. *PLoS ONE* 10(9): e0135350. doi:10.1371/journal.pone.0135350.
- LARSON, E. R., EASTWOOD, J. R., BUCHANAN, K. L., BENNETT, A. T. D. & BERG, M. L. (2018). Nest box design for a changing climate: The value of improved insulation. *Ecological Management & Restoration* 19: 39–48.
- LA SORTE, F. A., HORTON, K. G., NILSSON, C. & DOKTER, A. M. (2019): Projected changes in wind assistance under climate change for nocturnally migrating bird populations. *Global Change Biology* 25 (2): 589 – 601.



- 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, E. & SPARKS, T. H. (2010): Changes in migration. In: MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., EDs., (2010a): *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford, pp. 89-112.
- LEHIKONEN, A. & JAATINEN, K. (2012): Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 152: 563- 570.
- LEHIKONEN, P., SANTANGELI, A., JAATINEN, K., RAJASÄRKKÄ, A. & LEHIKONEN, A. (2018): Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology* <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>.
- 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.
- 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.
- LINDÉN, A. (2018): Adaptive and nonadaptive changes in phenological synchrony. *PNAS* 115: 5057-5059.
- 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.

- LOK, T., VELDHUEN, L., OVERDIJK, O., TINBERGEN, J. M. & PIERSMA, T. (2017): An age-dependent fitness cost of migration? Old trans-Saharan migrating spoonbills breed later than those staying in Europe, and late breeders have lower recruitment. *J. Anim. Ecol.* 86: 998-1009
- LÜHKEN, R., JÖST, H., CADAR, D., THOMAS, S.M., BOSCH, S., TANNICH, E., BECKER, N., ZIEGLER, U., LACHMANN, L. & SCHMIDT-CHANASIT, J. (2017): Distribution of Usutu virus in Germany and its effect on breeding bird populations. *Emerg. Infect. Dis.* 23: 1994-2001.
- MADEC, J.-Y., HAENNI, M., NORDMANN, P. & POIREL, L. (2017): Extended-spectrum b-lactamase/AmpC- and carbapenemase-producing *Enterobacteriaceae* in animals: a threat for humans? *Clinical Microbiology and Infection* 23: 826-833.
- MAGGINI, R., LEHMANN, A., KÉRY, M., SCHMID, H., BENISTON, M., JENNI, L. & ZBINDEN, N. (2011): Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. *Ecological Modelling* 222: 21-32.
- 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.
- 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>.
- MARRA, P. P., ZUCKERBERG, B. & BOTH, C. (2019): Fitting the lens of climate change on bird conservation in the twenty-first century. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 236 – 256.
- MARTAY, B., BREWER, M.J., ELSTON, D.A., BELL, J.R., HARRINGTON, R., BRERETON, T.M., BARLOW, K.E., BOTHAM, M.S., PEARCE-HIGGINS, J.W. (2017): Impacts of climate change on national biodiversity population trends. *Ecography* 40: 1139-1151.
- 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.
- 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.
- MAYOR, S. J., GURALNICK, R. P., TINGLEY, M. W., OTEGUI, J., WITHEY, J. C., ELMENDORF, S. C., ANDREW, M. E., LEYK, S., PEARSE, I. S. & SCHNEIDER, D. C. (2017): Increasing phenological asynchrony between spring green-up and arrival of migratory birds. *Scientific Reports* 7:1902.
- MAZARIS, A. D., PAPANIKOLAOU, A. D., BARBET-MASSIN, M., KALLIMANIS, A. S., JIGUET, F., SCHMELLER, D. S. & PANTIS, J. D. (2013) Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey. *PLoS ONE* 8(3): e59640. doi:10.1371/journal.pone.0059640.

- MC HUGH, 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.
- MC KECHNIE, A. E. (2019): Physiological and morphological effects of climate change. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 120 – 133.
- MC KECHNIE, 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.
- MC LEAN, 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.
- MELLER, K., PIHA, M., VÄHÄTALO, A.V. & LEHIKONEN, A. (2018): A positive relationship between spring temperature and productivity in 20 songbird species in the boreal zone. *Oecologia* 186: 883-893.
- 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.
- MERINO, S. (2019): Host-parasite interactions and climatic change. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 187 – 198.
- 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.
- MICHEL, F., FISCHER, D., EIDEN, M., FAST, C., REUSCHEL, M., MÜLLER, K., RINDER, M., URBANIAK, S., BRANDES, F., SCHWEHN, R., LÜHKEN, R., GROSCHUP, M. H., ... ZIEGLER, U. (2018): West Nile Virus and Usutu Virus Monitoring of Wild Birds in Germany. *International journal of environmental research and public health* 15: 171. doi:10.3390/ijerph15010171.
- MICHEL, F., SIEG, M., FISCHER, D., KELLER, M., EIDEN, M.; REUSCHEL, M., SCHMIDT, V., SCHWEHN, R., RINDER, M., URBANIAK, S., MÜLLER, K., SCHMOOCK, M., LÜHKEN, R., WYSOCKI, P., FAST, C., LIERZ, M., KORBEL, R., VAHLENKAMP, T.W., GROSCHUP, M.H. & ZIEGLER, U. (2019): Evidence for West Nile Virus and Usutu Virus Infections in Wild and Resident Birds in Germany, 2017 and 2018. *Viruses* 11: 674, <https://doi.org/10.3390/v11070674>.
- MILES, W. T. S., BOLTON, M., DAVIS, P., DENNIS, R., BROAD, R., ROBERTSON, I., RIDDIFORD, N. J., HARVEY, P. V., RIDDINGTON, R., SHAW, D. N., PARNABY, D. & REID, J. M. (2017): Quantifying full phenological event distributions reveals simultaneous advances, temporal stability and delays in spring and autumn mi-

- gration timing in long-distance migratory birds. *Global Change Biology* 23: 1400-1414.  
doi:10.1111/gcb.13486.
- MILLOT, F., DECORS, A., MASTAIN, O., QUINTAINE, T., BERNY, P., VEY, D. LASSEUR, R. & BRO, E. (2017): Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 5469-5485.
- MILLS, L. S., BRAGINA, E. V., KUMAR, A. V., ZIMOVA, M., LAFFERTY, D. J. R., FELTNER, J., DAVIS, B. M., HACKLÄNDER, K., ALVES, P. C., GOOD, J. M., MELO-FERREIRA, J., DIETZ, A., ABRAMOV, A. V., LOPATINA, N. & FAY, K. (2018): Winter coat color polymorphisms identify global hotspots for evolutionary rescue from climate change. *Science* 362: eaan8097.
- 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. & 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.
- MØLLER, A. P., FLENSTED-JENSEN, E., KLARBORG, K., MARDAL, W. & NIELSEN, J. T. (2010b): Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology* 79: 777-784.
- MØLLER, A. P., SAINO, N., ADAMÍK, P., AMBROSINI, R., ANTONOV, A., CAMPOBELLO, D., STOKKE, B. G., FOSSØY, F., LEHIKONEN, E., MARTIN-VIVALDI, M., MOKSNES, A., MOSKAT, C., RØSKAFT, E. , RUBOLINI, D., SCHULZE-HAGEN, K., SOLER, M. & SHYKOFF, J. A. (2011): Rapid change in host use of the common cuckoo *Cuculus canorus* linked to climate change. *Proc. R. Soc. B* 278: 733–738.
- 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.



- 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.
- 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](http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Teil1_Klimawandel_Strategie.pdf), 168 S. (aufgerufen am 25.01.2013).
- MUSIL, P., MUSILOVÁ, Z., FUCHS, R. & POLÁKOVÁ, S. (2011): Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966–2008. *Bird Study* 58: 450-460.
- MUSITELLI, F. (2017): Aves remores: responses of migratory birds to climate change and habitat alteration. Tesi di dottorato, Università degli Studi di Milano-Bicocca, 426 S.
- 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.
- NÉMETH, Z. (2017): Partial migration and decreasing migration distance in the Hungarian population of the Common Blackbird (*Turdus merula* Linnaeus, 1758): Analysis of 85 years of ring recovery data. *Ornis Hungarica* 25: 101-108.
- 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.
- 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).
- OCKENDON, N., LEECH, D. & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2013): Climatic effects on breeding grounds are more important drivers of breeding phenology in migrant birds than carry-over effects from wintering grounds. *Biol Lett* 9: 20130669. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0669>.
- 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.

- ORSHOLM, J. (2019): The effect of temperature on productivity of birds in Sweden and Finland. Bachelor thesis, Linköping University, Department of Physics, Chemistry and Biology. 26 S.
- 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.
- Ouwehand, J & Both, C. (2017): African departure rather than migration speed determines variation in spring arrival in pied flycatchers. *Journal of Animal Ecology* 2017 86: 88–97.
- 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.
- Pacifici M., Foden W.B., Visconti P., Watson J.E.M., Butchart S.H.M., Kovacs K.M., et al. (2015): Assessing species vulnerability to climate change. *Nat. Clim. Change* 5: 215-224.
- 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.
- Pakanen, V., M., Ahonen, E., Hohtola, E. & Rytkönen, S. (2018): Northward expanding resident species benefit from warming winters through increased foraging rates and predator vigilance. *Oecologia* 188: 991-999.
- Pasquier, R. F. (2019): *Birds in Winter*. Princeton University Press, Princeton and Oxford, 304 S.
- Pautasso, M. (2011): Observed impacts of climate change on terrestrial birds in Europe: an overview. *Italian Journal of Zoology iFirst*: 1-19.
- Pavón-Jordán, D., (2017): Waterbirds in a changing world: Effects of climate, habitat and conservation policy on European waterbirds. PhD thesis. Faculty of Biological and Environmental Sciences of the University of Helsinki, 148 S.
- Pavón-Jordán, D., Santangeli, A. & Lehtikoinen, 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
- Paž, S. (2019): Effects of climate change on vector-borne diseases: an updated focus on West Nile virus in humans. *Emerg Top Life Sci* 3 (2): 143–152.
- Pearce-Higgins, J. W. (2010): Using diet to assess the sensitivity of northern and upland birds to climate change. *Climate Research* 45: 119-130.
- 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.

- PEARCE-HIGGINS, J. W., BRADBURY, R. B., CHAMBERLAIN, D. E., DREWITT, A., LANGSTON, R. H. W. & WILLIS, S. G. (2011): Targeting research to underpin climate change adaptation for birds. *Ibis* 153: 207-211.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., EGLINGTON, S. M., MARTAY, B. & CHAMBERLAIN, D. E. (2015): Drivers of climate change impacts on bird communities. *Journal of Animal Ecology* 8: 943-954.
- PECL, G. T., ARAUJO, M. B., BELL, J., BLANCHARD, J., BONEBRAKE, T. C., CHEN, I., CLARK, T. D., COLWELL, R. K., DANIELSEN, F., EVENGARD, B., ROBINSON, S. et al (2017): Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science* 355 (6332): 1-9.
- PECBMS (2019) Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. <https://pecbms.info/> aufgerufen am 10.11.2019.
- 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.
- POHLMANN, A., STARICK, E., HARDER, T., GRUND, C., HÖPER, D., GLOBIG, A., STAUBACH, C., DIETZE, K., STREBELOW, G., ULRICH, R. G., SCHINKÖTHE, J., TEIFKE, J. P., CONRATHS, F. J., METTENLEITER, T. C., ... BEER, M. (2017): Outbreaks among Wild Birds and Domestic Poultry Caused by Reassorted Influenza A(H5N8) Clade 2.3.4.4 Viruses, Germany, 2016. *Emerging infectious diseases* 23(4): 633-636.
- POTVIN, D. A., VÄLIMÄKI, K. & LEHIKONEN, A. (2016): Differences in shifts of wintering and breeding ranges lead to changing migration distances in European birds. *Journal of Avian Biology* 47: 619–628. doi:10.1111/jav.0094
- 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.
- 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 Black-cap (*S. atricapilla*) and Two Garden Warbler (*Sylvia borin*) Populations. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1046(1): 228 - 241.
- 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.

- RATHER, R. N., WANI, A. A., KASHTWARI, M. & ZAHOR A BEIGH, Z. A. (2018): Phenological shifts due to climate change and the associated conservation threats. *Climate Change* 4(13): 80-86.
- 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.
- REDLISIAK, M., REMISIEWICZ, M. & NOWAKOWSKI, J. K. (2018): Long-term changes in migration timing of Song Thrush *Turdus philomelos* at the southern Baltic coast in response to temperatures on route and at breeding grounds. *International Journal of Biometeorology* 62: 1595-1605.
- REHFISCH, M. M., FEARE, C. J., JONES, N. V. & SPRAY, C. (2004): Climate change and coastal birds. *Ibis* 146 (Suppl.1): 1.
- 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.
- REICHWALDT, E. S. & GHADOUANI, A. (2012) Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research* 46: 1372-1393.
- RENNER, S. S. & ZOHNER, C. M. (2018): Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49: 165–182.
- ROBINSON, R. A., LEARMONTH, J. A., HUTSON, A. M., MACLEOD, C. D., SPARKS, T. H., LEECH, D. I., PIERCE, G. J., REHFISCH, M. M. & CRICK, H. Q. P. (2005): *Climate Change and Migratory Species - BTO Research Report 414*. British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk, 304 S.
- 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., 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.
- ROTICS, S., TURJEMAN, S., KAATZ, M., RESHEFF, Y. S., ZURELL, D., SAPIR, N., EGGERS, U., FIEDLER, W., FLACK, A., JELTSCH, F. et al. (2017): Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Anim. Behav.* 126: 79-88.
- ROULIN, A. (2014): Melanin-based colour polymorphism responding to climate change. *Global Change Biology* 20: 3344–3350.



- 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.
- SUMASGUTNER, P., TERRAUBE, J., COULON, A., VILLERS, A., CHAKAROV, N., KRUCKENHAUSER, L., & KORPIMÄKI, E. (2019): Landscape homogenization due to agricultural intensification disrupts the relationship between reproductive success and main prey abundance in an avian predator. *Frontiers in Zoology* 16 (1): 31.
- SAMPLONIUS, J. M. & BOTH, C. (2019): Climate Change May Affect Fatal Competition between Two Bird Species. *Current Biology* 29 2): 327-331.e2.
- SANDER, A., BATHKE, M., & FRANZ, K. (2019): NRW-Programm Ländlicher Raum 2014 bis 2020 - 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.
- SANTANGELI, A., LEHIKONEN, A., BOCK, A., PELTONEN-SAINIO, P., JAUHAINEN, L., GIRARDELLO, M. & VALKAMA, J. (2018): Stronger response of farmland birds than farmers to climate change leads to the emergence of an ecological trap. *Biological Conservation* 217: 166-172.
- SARACCO, J. F., FETTIG, S. M., SAN MIGUEL, G. L., MEHLMAN, D. W., THOMPSON, B. E. & ALBERT, S. K. (2018): Avian demographic responses to drought and fire: a community-level perspective. *Ecological Applications* 28: 1773-1781.
- SCHÄFFER N. (2008): Unsere Vogelwelt am Ende dieses Jahrhunderts. *Der Falke* 55: 50-57.
- 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, E. & HÜPPOP, K. (2007): Erstbeobachtung und Sangesbeginn von 97 Vogelarten in den Jahren 1963 – 2006 in einer Gemeinde im Landkreis Parchim (Mecklenburg-Vorpommern). *Vogelwarte* 45: 27-58.
- 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., 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., 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., THIEL-EGENTER, C., WEGGLER, M. & AYÉ, R. (2018): (2018): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 115: 91-106.
- 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.
- SCRIDEL, D., BRAMBILLA, M., MARTIN, K., LEHIKONEN, A., IEMMA, A., MATTEO, A., JÄHNIG, S., CAPRIO, E., BOGLIANI, G., PEDRINI, P., ROLANDO, A., ARLETTAZ, R. & CHAMBERLAIN, D. (2018): A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. *Ibis* 160: 489-515.
- SEKERCIOGLU, C. H., SCHNEIDER, S. H., FAY, J. P. & LOARIE, S. R. (2008): Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation biology* 22(1): 140 - 150.
- 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. (2019): 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.
- SIERING, M. & BURNHAUSER, A. (2018): Brutplatzmanagement bei Kiebitz und Großem Brachvogel – Richtungswechsel im Wiesenbrüterschutz in Schwaben. *ANliegen Natur* 40: 25-36.
- 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.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaarverandering. Tweede druk, Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen.
- 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

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

- SPOTTISWOODE, C. N., TØTTRUP, A. P. & COPPACK, T. (2006): Sexual selection predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1605): 3023 - 3029.
- 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.
- 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.
- STĘPIEŃ-PYŚNIAK, D., HAUSCHILD, T., NOWACZEK, A., MAREK, A. & DEC, M. (2018): Wild birds as a potential source of known and novel multilocus sequence types of antibiotic-resistant *Enterococcus faecalis*. *Journal of Wildlife Diseases* 54: 219-228.
- STEVENS, M. (2015): Bald nur noch Geschichte? – Der Kiebitz in der Stadt Meerbusch. *Meerbuscher Geschichtshefte* 32: 97-108.
- STIRNEMANN, R. L., O'HALLORAN, J., RIDGWAY, M. & DONNELLY, A. (2012): Temperature-related increases in grass growth and greater competition for food drive earlier migrational departure of wintering Whooper Swans. *Ibis* 154: 542-553.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, 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.
- SUTHERLAND, W. J., ALVES, J. A., AMANO, T., CHANG, C. H., DAVIDSON, N. C., FINLAYSON, C. M., GILL, J. A., GILL JR, R. E., GONZÁLEZ, P. M., GUNNARSSON, T. G., KLEIJN, D., SPRAY, C. J., SZÉKELY, T. & THOMPSON, D. B. A. (2012): A horizon scanning assessment of current and potential future threats to migratory shorebirds. *Ibis* 154: 663-679.
- SWANSON, D. & PALMER, J. (2011): Spring migration timing of birds in the northern prairie region is correlated with local climate change. *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* 90: 34.
- SYBERTZ, J. & REICH, M. (2015): Assessing climate change induced turnover in bird communities using climatically analogous regions. *Diversity* 7: 36-59.
- 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.
- TEPLITSKY, C. & CHARMANTIER, A. (2019): Evolutionary consequences of climate change in birds. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 134 – 146.
- 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.
- THOM, D., RAMMER, W., DIRNBÖCK, T., MÜLLER, J., KOBLER, J., KATZENSTEINER, K., HELM, N. & RUPERT SEIDL, R. (2017): The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54: 28-38.
- THOMAS, C. D. (2010): Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions* 16: 488-495.
- 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.
- TOMOTANI, B. M., VAN DER JEUGD, H., GIENAPP, P., DE LA HERA, I., PILZECKER, J., TEICHMANN, C., & VISSER, M. E. (2018): Climate change leads to differential shifts in the timing of annual cycle stages in a migratory bird. *Glob. Change Biol.* 24: 823-835.

- TØTTRUP, A. P., KLAASSEN, R. H. G., STRANDBERG, R., THORUP, K., WILLEMOES KRISTENSEN, M., SØGAARD JØRGENSEN, P., FOX, J., AFANASYEV, V., RAHBEK, 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.
- TURZAŃSKA, K. & CHACHULSKA, J. (2017): Arion slugs as nest predators of small passerine species – a review. *Journal of Avian Biology* 48: 455-458.
- 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, pp 256.
- 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.
- URFI, A. J. (2011): Climate change and its impacts on Indian birds: monsoon phenology and monitoring heronry birds. *Current science* 101: 1140-1142.
- 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 DE POL, M., JENOUVRIER, S., CORNELISSEN, J. H. C. & VISSER, M. E. (2017): Behavioural, ecological and evolutionary responses to extreme climatic events: challenges and directions. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160134. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0134>.
- 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 VLIET, J., MUSTERS, C. J. M. & TER KEURS, W. J. (2009): Changes in migration behaviour of Blackbirds *Turdus merula* from the Netherlands. *Bird Study* 56: 276-281.
- 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.
- VEDDER, O., BOUWHUIS, S. & SHELDON, B. C. (2013): Quantitative Assessment of the Importance of Phenotypic Plasticity in Adaptation to Climate Change in Wild Bird Populations. *PLoS Biol* 11(7): e1001605. doi:10.1371/journal.pbio.1001605.
- VENGEROV, P. D. (2017): Effect of rise in spring air temperature on the arrival dates and reproductive success of the Song Thrush, *Turdus philomelos* (C.L. Brehm, 1831) in the forest–steppe of the Russian Plain. *Russian Journal of Ecology* 2017: 48: 178-184.
- VIRKKALA, R. & RAJASÄRKKÄ, A. (2011): Climate change affects populations of northern birds in boreal protected areas. *Biology Letters* 7: 395-398.
- 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>
- VIRKKALA, R., K. HEIKKINEN, R. K., FRONZEK, S. & LEIKOLA, L. (2013): Climate change, northern birds of conservation concern and matching the hotspots of habitat suitability with the reserve network. *PLoS ONE* 8(5): e63376. doi:10.1371/journal.pone.0063376.
- VIRKKALA, R., RAJASÄRKKÄ, A., HEIKKINEN, R. K., KUUSELA, S., LEIKOLA, N. & PÖYRY, J. (2018): Birds in boreal protected areas shift northwards in the warming climate but show different rates of population decline. *Biological Conservation* 226: 271-279.
- VIRKKALA, R., HEIKKINEN, R. K., KUUSELA, S., LEIKOLA, N. & PÖYRY, J. (2019): Significance of Protected Area Network in Preserving Biodiversity in a Changing Northern European Climate. In: LEAL FILHO, W. et al. (eds.), *Handbook of Climate Change and Biodiversity, Climate Change Management*, [https://doi.org/10.1007/978-3-319-98681-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-3-319-98681-4_23).
- VISSER, M. E. & BOTH, C. (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc. R. Soc. B* 272: 2561–2569.
- VISSER, M. E., TE MARVELDE, L. & LOF, M. E. (2012): Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. *J Ornithol* 153 Suppl 1: 75-84.
- 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.
- WAITE, T. A. & STRICKLAND, D. (2006): Climate change and the demographic demise of a hoarding bird living on the edge. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1603): 2809 - 2813.
- 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.
- WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESANK, C., BEEBEE, T. J. C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERG, O. & BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- WANG, J., MA, Z. B., ZENG, Z. L., YANG, X. W., HUANG, Y., & LIU, J. H. (2017). The role of wildlife (wild birds) in the global transmission of antimicrobial resistance genes. *Zoological Research* 38: 55–80.
- WEEKS, B. C., WILLARD, D. E., ELLIS, A. A., WITYNSKI, M. L., HENNEN, M., & WINGER, B. M. (2019): Shared morphological consequences of global warming in North American migratory birds. *Ecological Letters* <https://doi.org/10.1111/ele.13434>.
- WHEATLEY, C. J. (2018): Biodiversity under climate change: biogeography, prospects and conservation opportunities. PhD thesis, University of York.
- WHITEHOUSE, M.J., HARRISON, N.M., MACKENZIE, J., HINSLEY, S.A. (2013): Preferred Habitat of Breeding Birds May Be Compromised by Climate Change: Unexpected Effects of an Exceptionally Cold, Wet Spring. *PLoS ONE* 8(9): e75536. doi:10.1371/journal.pone.0075536.
- 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>.
- 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.
- WILSON, J. & PEACH, W. (2006): Impact of an exceptional winter flood on the population dynamics of bearded tits (*Panurus biarmicus*). *Animal Conservation* 9(4): 463 - 473.
- WILSON, A. M., HENDERSON, A. C. B. & FULLER, R. J. (2002): Status of the nightingale *Luscinia megarhynchos* in Britain at the end of the 20th century with particular reference to climate change. *Bird Study* 49: 193-204.



- 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.
- 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.
- WWF (2008): Factsheet - Effects of climate change on arctic migratory birds.  
<http://worldwildlife.org/publications/effect-of-climate-changes-on-arctic-migratory-birds-fact-sheet>,  
aufgerufen am 4.12.2013.
- ZAMORA-VILCHIS I., WILLIAMS S.E. & JOHNSON C.N. (2012) Environmental Temperature Affects Prevalence of Blood Parasites of Birds on an Elevation Gradient: Implications for Disease in a Warming Climate. *PLoS ONE* 7(6): e39208. doi:10.1371/journal.pone.0039208.
- ZÚÑIGA, D., GAGER, Y., KOKKO, H., FUDICKAR, A. M., SCHMIDT, A., NAEF-DAENZER, B., WIKELSKI, M., & PARTECKE, J. (2017): Migration confers winter survival benefits in a partially migratory songbird. *eLife* 2017;6:e28123. DOI: <https://doi.org/10.7554/eLife.28123>
- ZURELL, D., GALLIEN, L., GRAHAM, C. H. & ZIMMERMANN, N. E. (2018a) Do long-distance migratory birds track their niche through seasons? *J. Biogeogr.*45: 1459-1468.
- ZURELL, D., GRAHAM, C. H., GALLIEN, L., THUILLER, W. & ZIMMERMANN, N. E. (2018b): Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature Climate Change* 8: 992-996.
- 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 Frau Sarah Gürtler, Aachen, besonders gedankt, die bei den gemeinsamen Raupensuchaktionen mit viel Einsatz dabei war und manchen spannenden Fund getätigt hat, sowie Herrn Sascha Guckes, Landau, der auch wieder einmal dabei war und vor allem mit sehr gutem Auge wichtige Raupennachweise beigesteuert hat. STI-Werte zu den einzelnen Organismengruppen stellten die Herren Laurens Sparrius und Chris van Turnhout, Nijmegen NL (Flechten und Pflanzen), Chris van Swaay und Jurriën van Deijk, Wageningen NL (Schmetterlinge), Vincent Devictor, Montpellier F (Vögel), zur Verfügung, denen dafür unser herzlicher Dank gilt. Die für die Abbildungen verwendeten digitalen Kartengrundlagen sind 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

Das Jahr 2019 war das global zweitwärmste Jahr (nach 2016 auf Platz eins) seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Die letzten fünf Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Und die letzte Dekade war die global wärmste seit Aufzeichnungsbeginn.

Auch in Deutschland lag das Jahr 2019 (zusammen mit dem Jahr 2014) auf Platz zwei der wärmsten Jahre, nachdem das Jahr 2018 das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn 1881 darstellt. Außergewöhnlich war 2019 insbesondere das Überschreiten der 40 °C-Schwelle an drei aufeinanderfolgenden Tagen (24.-26. Juli 2019) an zahlreichen Messstationen in westlichen Teilen Deutschlands. Neun der zehn wärmsten Jahre in Deutschland lagen innerhalb der letzten 20 Jahre. Während der letzten 32 Jahre traten nur zwei unterdurchschnittlich warme Jahre auf. Der Zeitraum 2010-2019 lag deutlich über dem Temperaturmittelwert früherer Dekaden in Deutschland.

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. 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 Gruppen von 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 z. B. 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.

### Flechten

Im Spätherbst 2019 wurden erneut epiphytische Flechten an vier über das Düsseldorfer Stadtgebiet verteilten Messstationen nach einem standardisierten Verfahren aufgenommen, das in enger Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe „Wirkungsfeststellung an Niederen Pflanzen“ der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN entwickelt und 2017 als VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 veröffentlicht worden ist. Messwert ist der VDI-Klimawandelzeiger-Index (KWI), definiert als die mittlere Anzahl von Klimawandelindikatoren pro Baum in einem Untersuchungsgebiet. Diese Klimawandelindikatoren sind epiphytisch

vorkommende Flechtenarten mit gemäßigt-mediterranem und submediterranean-subatlantisch-gemäßigtem Verbreitungsschwerpunkt ("südliche Arten"), die früher auch im Westen von Deutschland entweder erheblich seltener oder noch gar nicht vorkamen. Der gepaarte Vergleich der Daten von inzwischen 13 Erhebungen einschließlich älterer Befunde zeigt über alle Stationen gemittelt einen statistisch hochsignifikanten Anstieg des KWI zwischen 2003 und 2017. Seither verharren die Werte der einzelnen Stationen auf etwa gleichbleibend hohem Niveau, bzw. gehen an der Station Hafen wieder zurück. Dort ist die Diversität aller Flechtenarten an den Bäumen seit 2017 um fast ein Drittel eingebrochen, möglicherweise aufgrund hoher Immissionen und/oder starker urbaner Überwärmung der Trägerbaumstandorte. Als wahrscheinlichste Ursachen für die Verschiebung des Artenspektrums hin zu mehr Klimawandelzeigern werden neben den seit 2000 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 oben genannten Biom- bzw. Klimazonen inzwischen ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil im Raum Düsseldorf heute Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für Südwestfrankreich 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. Einige Arten, die sich aufgrund gesteigerter 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 2009-2019 zeigten die Flächen einen leicht ansteigenden 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 des mittleren quantitativen Temperaturzeigerwertes 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 2019 dort etablieren und weiter ausbreiten. Eine Besonderheit ist der Erstdnachweis einer etablierten Population der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* für die Stadt Düsseldorf im Jahr 2017 auf der Feuchtwiese im Eller Forst. Es handelt sich bei der Art um einen stenöken Feuchtgebietsbewohner, der auch an anderen Stellen Nordrhein-Westfalens in Ausbreitung begriffen ist.

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 Wiesengrashüpfer und Weißrandiger Grashüpfer dort als häufigste Art ablöst. 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.

Das Auftreten der Gemeinen Sichelschrecke, der Blauflügeligen Ödlandschrecke, 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 diente 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*, die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*, die Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* und die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*. Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum und verlagern ihre Arealgrenze, begünstigt vom Klimawandel, in jüngerer Zeit in Richtung Norden. Im Untersuchungsjahr 2019 konnten darüber hinaus die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* und die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* am Baumberger Tümpel beobachtet werden. Im besonders warmen Sommer 2019 konnte die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* sogar auf dem höher gelegenen Golfplatz Hubbelrath beobachtet werden. Weitere thermophile Arten, wie die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* und der Südliche Blaupfeil *Orthetrum brunneum*, wurden zwar noch nicht in den Untersuchungsgebieten gefunden, konnten aber bereits an anderen Stellen in Düsseldorf und Umgebung nachgewiesen werden. Zusammen mit den Erhebungen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann zeigen die Erhebungen eine insgesamt ansteigende Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten.

## Schmetterlinge

Die Tag- und Nachfalterfauna wurde auch im Jahr 2019 wieder in zwei Gebieten in Düsseldorf untersucht: im Eller Forst und auf dem Golfplatz Hubbelrath. Dabei konnten im Eller Forst sechs, in Hubbelrath drei neue Arten nachgewiesen werden. Der interessanteste Neufund im Eller Forst war die an Eiche lebende *Bena bicolorana*, von der gleich drei Raupen gefunden werden konnten. Diese xerothermophile Art ist zwar für die Region nicht neu, wurde aber früher nur spärlich gefunden. Ebenfalls erwähnenswert ist der dortige Erstfund von *Eilema caniola*, einer Art, die sich im Zuge der Klimaerwärmung in den letzten Jahren rasant ausgebreitet hat.

Die extreme sommerliche Hitze und Trockenheit in 2018 und 2019 hatte deutlich erkennbare Auswirkungen auf die Schmetterlingspopulationen beider Düsseldorfer Untersuchungsgebiete, und zwar sowohl positive als auch negative. Unter den Tagfaltern waren vor allem grasfressende Wiesenarten wie *Maniola jurtina* und *Aphantopus hyperantus* von einem Individuenschwund betroffen. Dies war am Eller Forst besonders deutlich, da deren Wiesenlebensraum dort durch eine sommerliche Mahd noch zusätzlichem Hitze- und Trockenheitsstress ausgesetzt war. Auch manche im Spätsommer an Laubbäumen lebende Nachfalterraupenarten waren in beiden Jahren deutlich seltener als sonst. Da jedoch zeitgleich kein deutlicher Falterrückgang dieser Arten feststellbar war, liegt der Schluss nahe, dass sich manche baumbewohnenden Arten bei Trockenheit und Hitze in das kühlere Waldesinnere zurückziehen können, wo sie methodenbedingt als Raupe schlechter nachweisbar sind.

Während unter den grasfressenden Wiesenarten nur wenige, wie z. B. *Mythimna pallens*, von der sommerlichen Dürre profitiert haben, gibt es unter den baumbewohnenden Arten nicht wenige Klimawandelprofiteure. Neben *Bena bicolorana* auch die ebenfalls an Eiche lebende *Catocala sponsa*, welche 2019 sogar auf dem Golfplatz Hubbelrath als Raupe nachgewiesen wurde.

Deutliche qualitative Veränderungen der beiden Schmetterlingsfaunen gibt es bisher kaum, doch gibt es insgesamt in NRW mittlerweile sehr viele neu zugewanderte sowie früher lokal begrenzte Arten, die sich im Zuge der Klimaerwärmung rapide ausbreiten und allgemein häufiger werden. Demgegenüber scheint es bisher nur wenige Arten zu geben, deren Areal sich deutlich verkleinert hat.

## Stechmücken

Im Jahr 2019 wurden zum zweiten Mal Stechmücken beim Klimafolgemonitoring untersucht. Während bei allen anderen untersuchten Organismengruppen eine Vielfalt im Artenspektrum hauptsächlich positiv bewertet wird, zielen die Untersuchungen der Stechmücken darauf ab, beim Nachweis bestimmter Arten Gegenmaßnahmen einzuleiten. Im Fokus lagen die erst seit wenigen Jahren in Deutschland nachgewiesenen Arten Asiatische Buschmücke *Aedes japonicus* und Asiatische Tigermücke *Aedes albopictus*. Dementsprechend wurden auch die Standorte der Mückenfallen gewählt und an aus der Literatur bekannten Einfallswegen oder Brutplätzen platziert. Die Standorte Golfplatz-Lausward und Nordfriedhof befinden sich mit dem Rheinhafen und dem Großmarkt in unmittelbarer Nähe zu Flächen mit Umschlag von Gütern aus dem Fernverkehr. Der Standort in einem Hausgarten wurde 2019 gewählt, um die in der Betreuung intensive CO<sub>2</sub> Falle aufzustellen. Hier konnten jedoch nur die häufigen Arten *Culex pipiens/torrentium* nachgewiesen werden. Insgesamt konnten 2019 nur vier Arten gefunden werden. Die beiden neu nach Europa eingeschleppten *Aedes* Arten befanden sich auch 2019 nicht im Artenspektrum.

## Vögel

Die Vogelwelt verändert sich global und regional erheblich, dies gilt auch für die Avifauna von Düsseldorf. Dies wird an den beobachteten Veränderungen der Brutvogelbestände des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens mit ihren unterschiedlichen Lebensräumen deutlich. Unter den aktuell noch vorhandenen Brutvögeln zeigen viele Arten wie z. B. Buchfink, Buntspecht, Grünspecht, Heckenbraunelle, Hohltaube, Mäusebussard, Mittelspecht, Mönchsgrasmücke, Nilgans, Rabenkrähe, Schwarzmilan, Sommergoldhähnchen, Waldkauz, Zaunkönig und Zilpzalp einen signifikant positiven Trend. Auch einige ehemalige Brutvögel, z. B. Kuckuck und Waldohreule, konnten in 2019 wieder als Brutvögel oder zumindest als Randsiedler festgestellt werden. Der Rotmilan konnte in 2019 sogar erstmals im Untersuchungszeitraum als Brutvogel in Himmelgeist erfasst werden. Andere Arten nahmen signifikant in ihren Beständen ab oder verschwanden als Brutvögel aus den Untersuchungsgebieten. Im Untersuchungszeitraum 1998-2019 verschwanden so in den beiden Untersuchungsgebieten 37 bzw. 25 % 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. Auch wenn letzteres in 2019 als Brutvogel nicht mehr beobachtet werden konnte. Allerdings sind hier lokale Faktoren ursächlich. Zu den Klimaverlierern gehören u. a. Kiebitz, Schwarzspecht, Feldschwirl, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Klappergrasmücke, Fitis, Sommergoldhähnchen und Sumpfrohrsänger. Bei vielen Brutvögeln der Untersuchungsgebiete spielen aber lokale Faktoren wie Änderungen der Landnutzung und die Intensivierung der Landwirtschaft mit der damit einhergehenden Veränderung, Schaffung bzw. Zerstörung von geeigneten Bruthabitaten und Nahrungsgrundlagen die größte Rolle. Hier wären zum Beispiel Feldlerche, Bluthänfling, Dorngrasmücke, Wiesenschafstelze, Feldsperling, Grauschnäpper und Kiebitz zu nennen. Folglich 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.