

David Eichenberg, Markus Bernhardt-Römermann, Diana Bowler, Helge Bruelheide, Klaus-Jürgen Conze, Jens Dauber, Jürgen Dengler, Diana Engels, Thomas Fartmann, Dieter Frank, Christian Geske, Volker Grescho, David Harter, Klaus Henle, Sylvia Hofmann, Ute Jandt, Florian Jansen, Johannes Kamp, Antje Kautzner, Birgitta König-Ries, Roland Krämer, Andreas Krüß, Hjalmar Kühl, Martin Ludwig, Holger Lueg, Rudolf May, Martin Musche, Andreas Opitz, Katrin Ronnenberg, Annemarie Schacherer, Livia Schäffler, Katja Schiffers, Ulrich Schulte, Johannes Schwarz, Thomas Sperle, Sabine Stab, Matthias Stöck, Florian Theves, Bernd Trockur, Karsten Wesche, Magnus Wessel, Marten Winter, Christian Wirth, Aletta Bonn

Langfristige Biodiversitätsveränderungen in Deutschland erkennen - mit Hilfe der Vergangenheit in die Zukunft schauen

Recognising long-term changes in biodiversity in Germany - Exploring the future with the help of the past

Im vorliegenden Beitrag identifizieren wir Möglichkeiten und Grenzen einer Aufarbeitung bisher noch ungenutzter Datenquellen für raum-zeitliche Biodiversitätsanalysen in Deutschland. Im Rahmen des Syntheseprojekts sMon (<https://www.idiv.de/smon>) des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig erprobt eine Arbeitsgemeinschaft aus Bundes- und Landesbehörden gemeinsam mit Fachgesellschaften, Verbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen Methoden, wie heterogene Daten der letzten Jahrzehnte für retrospektive Trendanalysen genutzt werden können. Darauf aufbauend schlagen wir gangbare Wege zur Zukunft des deutschen Biodiversitätsmonitorings vor und illustrieren, wie Daten aus der Vergangenheit helfen können, Monitoring künftig zu gestalten.

In this article, we identify possibilities and limits of processing as yet unused data sources for spatio-temporal biodiversity trend analyses in Germany. The sMon synthesis project (<https://www.idiv.de/smon>) of the German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig is a joint working group of federal and state authorities cooperating with natural history societies, nature protection organisations and scientific institutions. In this group, we develop and evaluate methods for using heterogeneous data for retrospective trend analyses over the last decades. Building on this, we propose viable approaches for the future of German biodiversity monitoring and illustrate how data from the past can help to shape monitoring in the future.

Langfristige Biodiversitätsveränderungen in Deutschland erkennen – mit Hilfe der Vergangenheit in die Zukunft schauen

Recognising long-term changes in biodiversity in Germany –
Exploring the future with the help of the past

David Eichenberg, Markus Bernhardt-Römermann, Diana Bowler, Helge Bruelheide, Klaus-Jürgen Conze, Jens Dauber, Jürgen Dengler, Diana Engels, Thomas Fartmann, Dieter Frank, Christian Geske, Volker Grescho, David Harter, Klaus Henle, Sylvia Hofmann, Ute Jandt, Florian Jansen, Johannes Kamp, Antje Kautzner, Birgitta König-Ries, Roland Krämer, Andreas Krüß, Hjalmar Kühl, Martin Ludwig, Holger Lueg, Rudolf May, Martin Musche, Andreas Opitz, Katrin Ronnenberg, Annemarie Schacherer, Livia Schäffler, Katja Schiffers, Ulrich Schulte, Johannes Schwarz, Thomas Sperle, Sabine Stab, Matthias Stöck, Florian Theves, Bernd Trockur, Karsten Wesche, Magnus Wessel, Marten Winter, Christian Wirth und Aletta Bonn

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag identifizieren wir Möglichkeiten und Grenzen einer Aufarbeitung bisher noch ungenutzter Datenquellen für raum-zeitliche Biodiversitätsanalysen in Deutschland. Im Rahmen des Syntheseprojekts sMon (<https://www.idiv.de/smon>) des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig erprobt eine Arbeitsgemeinschaft aus Bundes- und Landesbehörden gemeinsam mit Fachgesellschaften, Verbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen Methoden, wie heterogene Daten der letzten Jahrzehnte für retrospektive Trendanalysen genutzt werden können. Darauf aufbauend schlagen wir gangbare Wege zur Zukunft des deutschen Biodiversitätsmonitorings vor und illustrieren, wie Daten aus der Vergangenheit helfen können, Monitoring künftig zu gestalten.

Artdaten – Biodiversität – Fachgesellschaften – Landesbehörden – Monitoring – naturkundliche Beobachtungsdaten – Naturschutzverbände – retrospektive Trendanalyse

Abstract

In this article, we identify possibilities and limits of processing as yet unused data sources for spatio-temporal biodiversity trend analyses in Germany. The sMon synthesis project (<https://www.idiv.de/smon>) of the German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig is a joint working group of federal and state authorities cooperating with natural history societies, nature protection organisations and scientific institutions. In this group, we develop and evaluate methods for using heterogeneous data for retrospective trend analyses over the last decades. Building on this, we propose viable approaches for the future of German biodiversity monitoring and illustrate how data from the past can help to shape monitoring in the future.

Species data – Biodiversity – Natural history societies – State authorities – Monitoring – Observational data from natural history – Nature conservation associations – Retrospective trend analysis

Manuskripteinreichung: 23.7.2019, Annahme: 17.8.2020

DOI: 10.17433/11.2020.50153851.479-491

1 Einleitung

Der globale Rückgang der Biodiversität (Galetti et al. 2014; Eisenhauer et al. 2019) ist spätestens mit der Veröffentlichung des Berichts des Weltbiodiversitätsrates (IPBES) im Mai 2019 in den Mittelpunkt des öffentlichen Interesses gerückt (Diaz et al. 2019). Auch in Deutschland erleben wir einen dramatischen Rückgang in der Häufigkeit und Diversität verschiedener Artengruppen wie Insekten (Schuch et al. 2012; Hallmann et al. 2017; Fartmann et al. 2019), Amphibien (Dalbeck et al. 2018), Vögel der Agrarlandschaft (Sudfeldt et al. 2010) oder Pflanzen (Wesche et al. 2012).

Der Rückgang von Arten wird in Deutschland in erster Linie anhand Roter Listen dokumentiert (z. B. Metzger et al. 2018). Durch die Einschätzung der aktuellen Bestandssituation, des kurz- und langfristigen Bestandstrends und unter Berücksichtigung zusätzlicher Risikofaktoren kann eine Gefährdungskategorie abgeleitet werden. Jüngere Studien konnten jedoch zeigen, dass mittelhäufige bis häufige Pflanzenarten (Frank, Schnitter 2016; Litza, Diekmann 2017; Jansen et al. 2020) und Vogelarten (Inger et al. 2015) in Deutschland in ihren Bestandsgrößen abnehmen, bevor dies in einer Gefährdungskategorie der Roten Listen sichtbar wird.

Die bisher in Deutschland existierenden Monitoringprogramme bilden diese Rückgänge nur unzureichend ab (Jansen et al. 2020; Bruelheide et al. 2020). Zudem beruht der Großteil der für Deutschland vorliegenden Daten nicht auf einem systematischen, deutschlandweit vergleichbaren Monitoring (vgl. Glossar in Kasten 1), wodurch quantitative Aussagen grundsätzlich erschwert werden. Viele der für Deutschland derzeit vorliegenden Einschätzungen beruhen auf Datenreihen, deren Ursprung z. T. mehrere Jahrzehnte zurückliegt. Die Datenreihen wurden beispielsweise durch Ämter, Fachgesellschaften, Verbände oder als Studien zu lokalen und regionalen Floren und Faunen erfasst oder von naturkundlichen Museen zusammengetragen. Sie liegen häufig auf unterschiedlichen räumlichen Skalen mit variablem zeitlichem Bezug vor und wurden auf verschiedene Weise und für unterschiedliche Zwecke erhoben.



Für einige Taxa liegen in Deutschland bereits Wiederholungsstudien zu Verbreitungs- oder Häufigkeitstrends auf lokaler bis regionaler, in wenigen Fällen auch auf nationaler Ebene vor (eine Übersicht findet sich in Supplement D im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg). Solche Studien erlauben für die jeweils untersuchten Regionen gute Aussagen. Sie sind aber selten repräsentativ für die Handlungsräume, in denen politische Entscheidungen getroffen werden. Wie das Beispiel der Krefeld-Studie zum „Insektensterben“ (Hallmann et al. 2017) belegt, entsteht ein Handlungsdruck nur, wenn überregionale Trends in Biomasse, Abundanz, Arthäufigkeiten und -verbreitungen detektiert werden (siehe auch Seibold et al. 2019; Staude et al. 2020). Die umfassende Langzeiterhebung von Daten auf dieser Skala ist jedoch ohne die koordinierte Zusammenarbeit des Ehrenamts sowie von Forschungseinrichtungen und Behörden nicht denkbar.

Im **Projekt sMon** (<https://www.idiv.de/smon>) des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig arbeiten Bundes- und Landesbehörden, Fachgesellschaften, Verbände und wissenschaftliche Einrichtungen zusammen. Hierbei werden bisher für Trendanalysen noch ungenutzte Datenquellen identifiziert und die Möglichkeiten und Grenzen einer Aufarbeitung der Gesamtheit der vorhandenen Datensätze bestimmt. Im Laufe der vergangenen drei Jahre zeigte sich, dass der Umfang und Wert der vorliegenden Daten sowohl von den Praktikerinnen und Praktikern als auch von Seiten der Akademikerinnen und Akademiker oft drastisch unterschätzt wird. Bereits die Mobilisierung der im Ehrenamt sowie auch aus staatlichen Erhebungen gewonnenen Daten stellt jedoch hohe methodische Anforderungen an alle Beteiligten. Die vorhandenen Daten bieten allerdings ein großes Potenzial, um Trends in der Verbreitung oder Abundanz von Arten über die Zeit auch auf bundesweit relevanten Skalen zu erkennen und zu quantifizieren (z. B. Litza, Diekmann 2017; Fumy et al. 2020; Löffler et al. 2019). Um solche Analysen zu ermöglichen, gilt es, eine Reihe von Herausforderungen zu meistern. Eine der wichtigsten ist es, weitere Datensätze zur Biodiversität in Deutschland zu finden und für Auswertungen verfügbar zu machen.

Auswertungen über die verfügbaren Datensätze hinweg sind zwar mit großen methodischen Herausforderungen verbunden, die erst in der jüngeren Vergangenheit handhabbar wurden (vgl. Isaac et al. 2014), lassen aber Aussagen über Veränderungen auch auf überregionaler Ebene zu. Anhand ausgewählter Beispiele soll verdeutlicht werden, welchen hohen Wert die in Deutschland verstreut vorliegenden Daten besitzen, auf welche Weise sie Entscheidungsträgerinnen und -träger über Stand und Entwicklung der Biodiversität in der Vergangenheit informieren können und wie aus der Aufarbeitung solcher Altdaten Erkenntnisse für künftige Monitoringvorhaben abgeleitet werden können.

Wir möchten mit diesem Artikel auch deutlich machen, dass der nicht unerhebliche Aufwand einer Mobilisierung bisher nicht in digitaler Form verfügbarer Datensätze eine lohnenswerte Investition in die Kenntnisse über die Biodiversität in Deutschland ist. Dies kann eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung von

Kasten 1: Glossar.

Box 1: Glossary.

Monitoring: Systematische und zeitlich wiederholte Erfassung der Biodiversität und/oder ihrer einzelnen Bestandteile (Gene, Markergene, Taxa, Funktionen, Artengemeinschaften, Biotope, Ökosysteme) und der Faktoren, die diese beeinflussen. Ziel ist die Bewertung der Beobachtungen in Bezug auf gesetzte Ziele z. B. mit Hilfe von Indikatoren (Smeets, Weterings 1999; Marquard et al. 2013).

Co-Occurrence*: Gemeinsames Auftreten zweier (oder mehrerer) Arten z. B. aufgrund bestimmter Eigenschaften des Ökosystems oder der Koevolution von Arten (Cole 1949).

Artenzahl-Areal-Beziehung*: Beziehung zwischen der Ausdehnung eines Gebiets bzw. einer Probestfläche und der dort gefundenen Artenzahl (engl. species-area relationship; vgl. Rosenzweig 1995). Größere Gebiete enthalten tendenziell mehr Arten. Vgl. auch Arten-Akkumulations- und Rarefaction-Kurven (Heck et al. 1975), die neben der Fläche die Anzahl der gefundenen Individuen oder den Untersuchungsaufwand betrachten.

Beals Smoothing*: Pflanzensoziologischer Index der Präferenz zur Transformation heterogener Biodiversitätsdaten. Bei diesem Index werden Präsenz-Absenz-Daten in einer Matrix – auf Grundlage der Co-Occurrence aller vorkommenden Arten – durch kontinuierliche Vorkommenswahrscheinlichkeiten ersetzt (De Cáceres, Legendre 2008).

Frescalo-Algorithmus*: Berechnung der Wahrscheinlichkeit, dass eine Art, die in einer Meldeliste fehlt, de facto vorhanden ist. Die Berechnung erfolgt auf Basis von Nachbarschaftsbeziehungen (z. B. Fundmeldungen) und der ökologischen Ähnlichkeit (z. B. Fundmeldungen benachbarter Rasterfelder; Hill 2012).

Occupancy-Detection-Modelle*: Klasse statistischer Analysemethoden, die davon ausgehen, dass die Abwesenheit einer Art entweder durch tatsächliches Nichtvorkommen oder durch fehlende Detektion bedingt sein kann, und die die Wahrscheinlichkeiten hierfür getrennt schätzen (Kéry, Royle 2016).

Papierrevier: Kartenbereiche, die die Lokalisierung von Brutpaaren bei Vogelbeobachtungen anzeigen. Der Begriff wird auch bei digitalen Karten verwendet.

* Für eine ausführlichere Methodenbeschreibung siehe Supplement A im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.

Handlungsoptionen und konkreten Maßnahmen zur Erhaltung von Arten und Ökosystemen sein. Um diesen Aufwand handhabbar zu machen, geben wir auch einen Überblick über moderne Methoden zur Digitalisierung von Altdaten (siehe Abschnitt 5, S. 487; siehe auch Richter 2019).

2 Nutzung heterogener Datenquellen zur Trendanalyse am Beispiel des Projektes sMon

In bisher vier Workshops des Projektes sMon wurden gemeinsam mit mehr als 50 Vertreterinnen und Vertretern der beteiligten Institutionen (vgl. Autorenkasten, S. 489 ff.) Beispiele erarbeitet, wie heterogene Daten für retrospektive Trendanalysen genutzt werden können (vgl. Kasten 2, S. 482 f.). Dabei wurden auch die Grundvoraussetzungen erarbeitet, die nötig sind, um eine Zusammenführung verschiedener Datensätze bzw. Auswertungen über Einzeldatensätze hinweg zu ermöglichen. Für belastbare Aussagen ist ein Mindestmaß an Dokumentation der existierenden Daten notwendig (vgl. Tab. 1).

Beispielsweise verglichen Jansen et al. (2020) Biotop- und Rasterkartierungsdaten in Mecklenburg-Vorpommern, um Veränderungen der Verbreitung von 355 Pflanzenarten zwischen den Zeiträumen 1977–1988 und 1996–2006 zu untersuchen (Kasten 2, S. 482 f., Beispiel A). Um Aussagen auf Artebene treffen zu können, wurden ggf. fehlende Informationen in den Artenlisten durch Co-Occurrence-Wahrscheinlichkeiten und Artenzahl-Areal-Beziehungen (vgl. Glossar in Kasten 1) interpoliert, die aus der floristischen Datenbank von Mecklenburg-Vorpommern sowie aus Daten der Rasterkartierung des Bundeslandes zusammengetragen wurden. Mit den floristischen Daten aus einer wiederholten Biotoptypenkartierung konnten Bruelheide et al. (2020) in ähnlicher Weise Veränderungen der Artenzusammensetzung der Flora Schleswig-Holsteins zwischen 1978–1992 und 2014–2018 nachweisen (Kasten 2, S. 482 f., Beispiel B). Zur Glättung der Daten wurde hierbei auf das sog. Beals Smoothing (vgl. Glossar in Kasten 1) zurückgegriffen, dem sowohl lokale als auch regionale Co-Occurrence-Wahrscheinlichkeiten zugrunde gelegt wurden.

Durch das Zusammentragen von Daten zu einzelnen Arten der Gefäßpflanzen aus verschiedenen Quellen (Atlasdaten, Digitalisierung von Zeitschriften, Florenwerke und Vegetationsaufnahmen) konnten Eichenberg et al. (2020) deutschlandweit Langzeitveränderungen der Verbreitung von ca. 2 200 Pflanzenarten über drei Zeitschritte der letzten 60 Jahre zeigen (Kasten 2, S. 482 f., Beispiel C). Zur Glättung möglicher Datenlücken wurden, unter Einbeziehung externer klimatischer, edaphischer (bodenbedingter) und ökologischer Informationen, lokale Vorkommenswahrscheinlichkeiten für die Arten über alle Datensätze hinweg abgeschätzt. Auch Citizen-Science-Projekte und Erhebungen durch Fachgesellschaften liefern wertvolle Daten, die z. B. von Bowler et al. (2020) zur Verbreitungsanalyse einheimischer Insektenpopulationen genutzt wurden. In enger Zusammenarbeit mit der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) wurden jährliche Veränderungen der Libellenfauna Deutschlands von 1980 bis 2015 anhand von Occupancy-Detection-Modellen (vgl. Glossar in Kasten 1) berechnet (Kasten 2, S. 482 f., Beispiel D).

Es existieren mittlerweile verschiedene statistische Methoden, um heterogene Datensätze zu analysieren. Eine Zusammenstellung ausgewählter Methoden sowie Referenzen zu wissenschaftlichen Veröffentlichungen zu deren Anwendung beinhaltet Supplement A im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg. Dort findet sich auch ein

Entscheidungsbaum, der zeigt, welche Methoden sich für welche Datentypen eignen.

3 Verfügbare Datensätze

Ein nicht unerheblicher Teil der für Deutschland vorliegenden Daten wird durch ehrenamtlich tätige Laien und Spezialistinnen bzw. Spezialisten erhoben (Schmeller et al. 2009; Bonn et al. 2016). Ein weiterer großer Datenbestand ergibt sich aus Erfassungen durch Fachbehörden, die Daten aufgrund rechtlicher Verpflichtungen erheben: z. B. § 6 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), Vogelschutzrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie. Die Erfassungen werden hierbei in der Regel durch hauptamtliche Kartiererinnen und Kartierer wie im FFH-Monitoring (Sachteleben, Behrens 2010), im Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (HNV-Farmland-Monitoring; Hünig, Benzler 2017) und in der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV 2010; LÖBE, LaFAO 1996) durchgeführt.

Im Monitoring häufiger Brutvögel (Sudfeldt et al. 2010) hat sich gezeigt, dass eine Kooperation zwischen Behörden und zahlreichen ehrenamtlichen, regionalen Fachverbänden (koordiniert durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten – DDA) hervorragend funktioniert. Darüber hinaus existieren auch von anderen Forschungseinrichtungen (z. B. Museen und Forschungszentren) sowie Naturschutzverbänden (Naturschutzbund Deutschland – NABU, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland – BUND) koordinierte Erhebungen unter breiter Beteiligung engagierter Ehrenamtlicher wie z. B. das Tagfalter-Monitoring Deutschland (Kühn et al. 2015). Citizen-Science-Online-Plattformen wie „Deutschlandflora“ (<https://deutschlandflora.de>), „Flora Incognita“ (<https://floraincognita.com>) oder „Ornitho.de“ (<https://www.ornitho.de>), aber auch z. B. „Naturgucker“ (<https://www.naturgucker.info>) oder „Artenfinder“ (<https://artenfinder.rlp.de>) generieren ebenso wie Universitäten, naturhistorische Museen und andere Forschungseinrichtungen große Mengen an Biodiversitätsdaten unterschiedlicher Qualität. Eine Übersicht über die Verfügbarkeit solcher Datensätze ist in Tab. 2, S. 484 f., zusammengestellt. Den Autoren dieser Studie ist bewusst, dass diese Liste nicht vollständig ist. Daher ergeht ein Aufruf an alle Leserinnen und Leser, diese Liste weiter zu vervollständigen. Hierfür wurde eine Onlinetabelle eingerichtet, die gerne erweitert werden darf (http://bit.ly/Datenquellen_sMon).

Tab. 1: Essenzielle und weiterführende Metadaten zur Beschreibung von Biodiversitätsdatensätzen (siehe Kelling et al. 2019). Die Kategorien wurden möglichst generisch gehalten. Die Spalte „Minimum“ beschreibt die minimalen Anforderungen an die entsprechende Kategorie, die Spalten „Wünschenswert“ und „Optimum“ beschreiben wertvolle Zusatzinformationen. Während Daten ohne die unter „Minimum“ beschriebenen Angaben für Trendanalysen weitgehend wertlos sind, erhöhen Angaben im Bereich „Wünschenswert“ bzw. „Optimum“ den Wert solcher Datensätze z. T. drastisch. Eine detaillierte Aufschlüsselung der aufgeführten Kategorien findet sich in Supplement C im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.

Table 1: Essential and additional metadata for the characterisation of biodiversity data (see Kelling et al. 2019). The categories were kept as generic as possible. The “Minimum” column shows the minimum requirements for the corresponding category; the “Wünschenswert (Desirable)” and “Optimum” columns serve to illustrate valuable extensions. While data that lacks the “Minimum” information are mostly of no use for trend analyses, information in the “Wünschenswert (Desirable)” and “Optimum” columns may drastically increase the value of such data sets. A more detailed description of the categories is given in Supplement C in the online additional material at https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.

Kategorie	Minimum	Wünschenswert	Optimum
Was?	Taxonbezeichnung	Taxonomische Tiefe des Projekts (z. B. Bestimmung bis auf Gattungsniveau, Artniveau oder darunter, wissenschaftliche Taxonangaben)	Verwendeter Bestimmungsschlüssel, taxonomische Referenzliste, Indikation über die Vollständigkeit der erfassten Artengruppen
Wann?	Jahr	Datum	Uhrzeit, Dauer der Beobachtung
Wo?	Koordinaten oder Messtischblatt(quadant) oder Ortsname bzw. Beschreibung, wo die Örtlichkeit zu finden ist	Exaktheit der Ortsbestimmung	Methode der Ortsbestimmung (GPS, Karten, nachträgliche Bestimmung am Computer)
		Flächengröße	Habitatgröße, Nachbarbiotope
		Habitattyp	Nutzung, Struktur, Zustand des Beobachtungshabitats
Wer?	Name/Quellenzitat	Kontaktdaten	Qualifikation
Wie viel?	Häufigkeitskategorie	Anzahl, Deckung	Demographische Parameter (z. B. Larve, Imago, Altersklasse, Geschlecht)
Wie?	Beschreibung des Vorgehens: z. B. „Spaziergang“, „Transektbegehung“	Referenz zur Methodenbeschreibung	Genauere Methodenbeschreibung (z. B. Protokoll), Angabe zum Erfassungsaufwand (Fläche, Zeit)

Kasten 2: Beispiele der Analyse von Daten, die im Gemeinschaftsprojekt sMon durch die Kooperation vieler Bundesländer, Fachgesellschaften, Forschungsinstitute und Privatpersonen zusammengetragen wurden. Aufgezeigt sind die grundlegenden Charakteristika der verwendeten Datensätze sowie die Besonderheiten der Analyse, notwendige Kuratierungsschritte und ein Überblick zu ausgewählten gewonnenen Erkenntnissen. Für eine ausführliche Definition der Charakteristika von Artdatensätzen siehe Supplement B im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.

Box 2: Examples of the analysis of different datasets collected in the sMon joint project with the collaboration of many federal states, natural history societies, research institutes and private individuals. The basic characteristics of the data sets are shown as well as the special features of the analysis, necessary steps for data curation and an overview of selected findings. For a more detailed description of the characteristics of species data see Supplement B in the online additional material at https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.

Beispiel A: Veränderungen in der Vegetation Mecklenburg-Vorpommerns

Biotop-Ebene

- Biotopkartierung Mecklenburg-Vorpommern (1996–2006)
- Mit Biotoptypen verbundene Informationen zu charakteristischen Arten
- Deren Flächenanteil pro Mess-tischblattquadrant

Artenlisten-Ebene

- Rasterkartierung Mecklenburg-Vorpommern (1977–1988)
- Floristische Datenbank Mecklenburg-Vorpommern

Besonderheiten bei der Analyse

- Verschneidung zweier Datentypen: Artenlisten und Biotop-typen

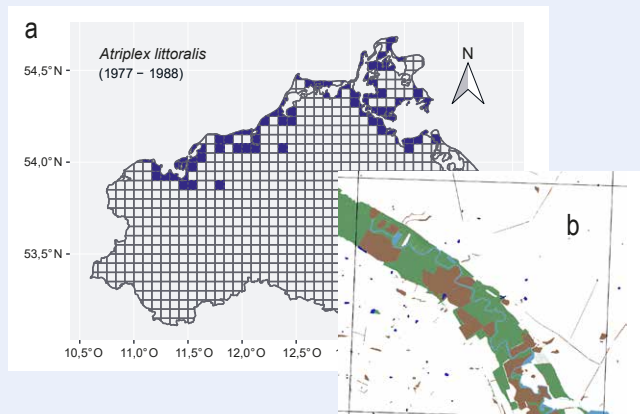


Abb. K2.1: a) Vorkommensverteilung von *Atriplex littoralis* (Strand-Melde) in Mecklenburg-Vorpommern (1977–1988). b) Beispielhafter Flächenausschnitt (5 km x 5 km) mit verschiedenen Biotoptypen (Polygone). (Quelle: Jansen et al. 2020)

Fig. K2.1: a) Occurrence distribution of *Atriplex littoralis* in Mecklenburg-Western Pomerania (1977–1988). b) Exemplary area section (5 km x 5 km) with different biotope types (polygons). (Source: Jansen et al. 2020)

Kuratierung

- Verschneiden von Artenlisten der Biotopkartierung, charakteristischen Arten und floristischer Datenbank
- Korrektur von unvollständigen Artenlisten durch Häufigkeitsskalierung (lokal, landesweit)

Erkenntnisse

- Deutlicher Rückgang mittelhäufiger Pflanzenarten
- Kein signifikanter Zusammenhang zum Rote-Liste-Status der Arten
- Relative Abnahme von Pflanzenarten mit hochspezialisierten Bestäubern
→ Potenzielle Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen.

Referenz: Jansen et al. (2020)

Beispiel B: Veränderungen in der Vegetation Schleswig-Holsteins

Biotop-Ebene

- Räumlich explizite Angaben zu Biotoptypen in Schleswig-Holstein
- Kartierungen Durchgang 1 und 2 (DG1 und DG2)
- Verschneiden überlappender Habitate

Besonderheiten bei der Analyse

- Durch Änderungen der Kartieranleitung zwischen den Wiederholungen gibt es Diskrepanzen in der Definition der Biotoptypen.

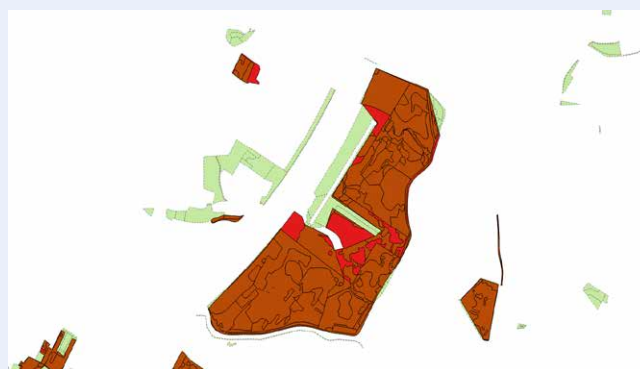


Abb. K2.2: Erfasste Biotoptypen in den Kartierungen von Schleswig-Holstein. Rot: erfasste Biotope DG1 (1978–1992); Grün: erfasste Biotope DG2 (2014–heute); Braun: in beiden Durchgängen erfasste Biotope. (Quelle: Bruelheide et al. 2020)

Fig. K2.2: Biotope types recorded in the mapping of Schleswig-Holstein. Red: biotopes recorded in DG1 (1978–1992); green: biotopes recorded in DG2 (2014–today); brown: biotopes recorded in both runs. (Source: Bruelheide et al. 2020)

Kuratierung

- Abgleich der Artenlisten entlang der Durchgänge
- Harmonisierung der Taxonomie
- Unvollständige Artenlisten werden durch Beals Smoothing aufgefüllt.

Erkenntnisse

- Deutlicher Rückgang mittelhäufiger Arten
- Relative Zunahme stickstoffliebender Arten
- Relative Zunahme feuchteliebender Arten
- Relative Abnahme nektarproduzierender Arten
- Verschiebung der Blütenfarben hin zu grün-gelb dominierten Pflanzengemeinschaften
→ Potenzielle Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen

Referenz: Bruelheide et al. (2020)

Kasten 2: Fortsetzung.

Box 2: Continued.

Beispiel C: Veränderungen in der Vegetation Deutschlands**Biotopt-Ebene**

- Bundesweite Datensätze zu Biotoptkartierungen (Polygone)

Artenlisten-Ebene

- Vegetationsplots (punktgenau) in ganz Deutschland (1960–2017)
- Private Vorkommensmeldungen
- Floristische Kartierungen
- Exkursionstagebücher

Besonderheiten bei der Analyse

- Verschneiden zweier Datentypen: Artenlisten und Biotope

Kuratierung

- Harmonisierung der Taxonomie
- Harmonisierung der Georeferenzierung

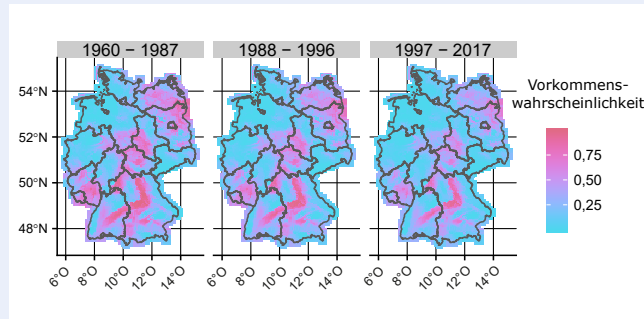


Abb. K2.3: Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit am Beispiel von *Acinos arvensis* (Feld-Steinquendel).

Fig. K2.3: Change in the probability of occurrence, exemplified by *Acinos arvensis* (spring savory).

- Umwandeln der Vegetationsaufnahmen in Artenlisten
- Unterteilung in geeignete Zeitschnitte
- Unvollständige Artenlisten werden durch den Frescalo-Algorithmus aufgefüllt (vgl. Hill 2012)

Erkenntnisse

- Rückgang von ca. $\frac{2}{3}$ aller rund 2 200 untersuchten Pflanzenarten
- Archäophyten zeigen stärkste Rückgänge
- Neophyten zeigen im Mittel stärkste Zunahmen
- Signifikante Abnahme der mittleren Diversität pro Messtischblattquadrant

Referenz: Eichenberg et al. (2020)

Beispiel D: Veränderungen in der Libellenfauna Deutschlands**Artlisten-Ebene**

- Atlasdaten aus 14 Bundesländern
- Private Vorkommensmeldungen
- Faunistische Kartierungen

Besonderheiten bei der Analyse

- Vorkommenswahrscheinlichkeit der Arten modelliert als Funktion der Entdeckungswahrscheinlichkeit (z. B. Erfahrung der Beobachterin bzw. des Beobachters, Aktivitätsphasen der Tiere und Beobachterinnen bzw. Beobachter)

→ „Occupancy-Detection-Modells“

Kuratierung

- Harmonisierung der Taxonomie
- Harmonisierung der Georeferenzierung

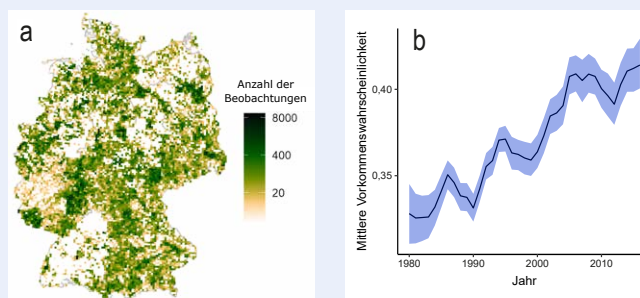


Abb. K2.4: a) Anzahl der Beobachtungen von Libellenarten pro Messtischblattquadrant zwischen 1980 und 2015. b) Änderung der mittleren Vorkommenswahrscheinlichkeit über alle Libellenarten hinweg (am Beispiel Bayerns).

Fig. K2.4: a) Number of observations of dragonfly species per raster quadrant between 1980 and 2015. b) Change in the mean occurrence probability across all dragonfly species (exemplified by Bavaria).

- Füllen der Artenlisten mit Modellabschätzungen direkt aus den Daten

Erkenntnisse

- Viele Libellenarten zeigen eine stabile Verbreitung
- Arten der Fließgewässer erholen sich
- Wärmeliebende Arten breiten sich aus
- Spezialisten an Moorstandorten gehen zurück
- Mittlerer Artenreichtum der Libellengesellschaften steigt deutschlandweit
- Diversifizierung der Libellengesellschaften

Referenz: Bowler et al. (2020)

4 Notwendigkeit von Metadaten

Metadaten, also strukturierte Informationen über die erhobenen Daten, sind notwendig, um den Kartierungsaufwand und die Qualität der Daten abschätzen zu können. Diese Informationen erleichtern die nachfolgenden Analysen (Kelling et al. 2019). Beispielsweise kann man davon ausgehen, dass es bei Daten aus methodisch eindeutig strukturierten Erhebungen – z. B. bei Transektbegehungen mit Checklisten aller zu erwartenden Arten – wahrscheinlicher ist, dass die Nichterfassung einer Art ein tatsächliches Fehlen belegt. Dies ist bei unstrukturierten Vorkommensmeldungen, die

häufig zufällig erfolgen, meist nicht der Fall. Die Vollständigkeit und Aussageunsicherheit der Daten variieren je nach Intention der Erhebung, aber auch in Abhängigkeit externer Faktoren wie Wetter, Jahreszeit und lokaler Bedingungen. Letztere beeinflussen den Beobachtungsprozess und somit die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Arterfassung. Eine Kenntnis über diese Bedingungen kann helfen, die Belastbarkeit der Vollständigkeit der Artenliste in den vorhandenen Daten abzuschätzen.

Eine Beschreibung der relevanten Informationen ist in Abb. 1, S. 486, graphisch dargestellt. Sollten solche Informationen z. B. auch für Altdaten (auch in Papierform) vorliegen, ist es wichtig,

Tab. 2: Programme zur Erfassung von Biodiversitätsdaten in Deutschland und ausgewählte Eigenschaften dieser Programme. Für eine ausführliche Definition der Spaltenüberschriften siehe Supplement B im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg. Diese Liste enthält einige ausgewählte Beispiele und spiegelt nur einen Teil des Wissensstandes wider, der in mehreren Workshops des Projektes sMon zusammengetragen wurde. Sie erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Eine ausführlichere (nicht erschöpfende) Liste weiterer Datenquellen steht online unter http://bit.ly/Datenquellen_sMon zur Verfügung und kann ergänzt werden.
 Table 2: Programmes for the collection of biodiversity data in Germany and selected characteristics of these programmes. For a detailed definition of the column headings see Supplement B in the online additional material at https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg. This list contains a few selected examples and reflects only a part of the knowledge gathered in several workshops of the sMon project. It makes no claim to completeness. A more detailed (non-exhaustive) list of further data sources is available online at http://bit.ly/Datenquellen_sMon and can be supplemented.

Bezeichnung	Erfassungsprogramm			Räumliche Merkmale			Zeitliche Merkmale			Zusätzliche Angaben zu Vorkommensmeldungen		Bezugsquellen
	Betreiber/Koordination	Fokus der Erhebung	Standardisiert	Fokus	Auflösung	Ausdehnung	Fokus	Auflösung	Abdeckung	Absenzen	Abundanz/Aktivitätsdichte/Deckungsgrad	
Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit höherem Naturwert (HNW-Familienland-Monitoring)	Behörden	Biotopliste/Artenliste	Ja	Landschaftselemente	Biotop: 1 km ² , Arten: 30 m x 2 m	Bundesweite Stichproben	Zustandsbericht alle 2 Jahre	Alle 4 Jahre	Seit 2009	Ja (M1)	Nein	a), b)
Monitoring seltener/häufiger Brutvogelarten	Fachverband	Artenliste	Ja	Habitat/Landschaftselemente	Je nach Modul verschieden	Bundesweite Stichproben	Populations-trends	Jährlich	Artspezifisch	Ja (M1/2)	Ja	a), b), h)
Monitoring rastender Wasservögel	Fachverband, Behörden, Forschungseinrichtungen	Artenliste	Ja	Habitat	Je nach Modul verschieden	Bundesweite Stichproben	Populations-trends	Z. T. mehrmals jährlich	Seit ca. 1960	Ja (M1/2)	Ja	a), b), h)
Ökosystem-monitoring	Behörden	Biotopliste/Artenliste	Ja	Landschaftselemente	Biotop: 1 km ² , Arten: Transekte	Bundesweite Stichproben	Noch unklar	Noch unklar	In Erprobung	Voraussichtlich ja, Methode noch unklar	Voraussichtlich ja	a), b)
FFH-Monitoring	Behörden	Biotopliste/Artenliste	Ja	Landschaftselemente/Plots	Variabel (i. d. R. eine Stichprobefläche pro Vorkommen)	Bundesweite Stichproben	Zustandsbericht alle 6 Jahre, 12-Jahres-Trends	Mind. einmal in 6 Jahren	Seit 2007	Nein	Je nach Modul	a), b)
Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS-NRW)	Behörden	Biotopliste/Artenliste	Ja	Landschaftselemente/Plots	Stichprobenfläche 100 ha	Hauptsächlich Nordrhein-Westfalen	Jährlich 1/6 aller Untersuchungsflächen	Alle 6 Jahre	Seit 1997	Ja (M1/2)	Je nach Modul	a)
Bundeswaldinventur	Behörden	Artenliste	Ja	Plots	Kreis um Plotmittelpunkt (1 m bis max. 50 m Radius sowie Winkelzählproben mit variablen Abständen zum Plotmittelpunkt)	Bundesweite Stichproben	Zustandsbericht alle 10 Jahre	Ca. alle 10 Jahre	Seit 1986	Ja	Ja	a), b), c)
Intensives Forstliches Umweltmonitoring (Bodenzustandserhebung)	Behörden	Artenliste	Ja	Landschaftselemente	Stichprobe in 8 km x 8 km Raster	Bundesweite Stichproben	Jährlicher Zustandsbericht	Ca. alle 10 Jahre	Seit 1990	Ja (M1)	Ja	a), b), c)
Wasserrahmenrichtlinie mit Gewässergüte/Makrozoobenthos	Behörden	Artenliste	Ja	Landschaftselemente	Je nach Modul verschieden	Bundesweite Stichproben	Bewertungszyklen bis 2027	Jährlich	Seit 2004	Ja (M1)	Ja	a), b), c), d)

Erfassungsprogramm			Räumliche Merkmale			Zeitliche Merkmale			Zusätzliche Angaben zu Vorkommensmeldungen			
Bezeichnung	Betreiber/Koordination	Fokus der Erhebung	Standardisiert	Fokus	Auflösung	Ausdehnung	Fokus	Auflösung	Abdeckung	Absenzen	Abundanz/Aktivitätsdichte/Deckungsgrad	Bezugsquellen
Bodendauerbeobachtung	Behörden	Artenliste	ja	Plots	Mind. 5 Proben à 100 cm ³ pro Stichprobenfläche	Bundesweite Stichproben	Zustandsberichte alle 10 bis 15 Jahre	Variabel	Seit 1986	Ja (M1)	Nein	a), b), c)
Bundesweites Insektenmonitoring	Behörden	Artenliste	Ja	Habitat/Landschaftselemente	Je nach Modul verschieden	Bundesweite Stichproben	Noch unklar	Noch unklar	In Erprobung	Voraussichtlich ja (M1/2)	Ja	a), b)
Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD)	Forschungseinrichtung	Artenliste	Ja	Keiner	200 – 1000 m- Transekte	Bundesweite Stichproben	Populations-trends	Mehrfach pro Jahr	Seit 2005	Ja (M1)	Ja	c), h), i)
Schmetterlingswiesen	Behörden, Forschungseinrichtungen	Artenliste	Nein	Landschaftselemente	Verschieden große Wiesen	Regional	Variabel	Variabel, Echtzeit	Seit 2015	Nein	Nein	a), c), f), g), i)
Diverse Datensammlungen von Plots z. B. Vegetationsplots, Habitatplots	Behörden, Fachverbände, Kartiervereine, Büros	Artenliste	Ja	Keiner	Plotflächen 1 m ² – 1 ha	Regionale bis bundesweite Stichproben	Zeitpunkte, Vergleich von Zeitpunkten	Variabel	Seit ca. 1930	Ja (M1)	Ja	a), b), c), d), f), g), h)
Rasterkartierungen (z. B. Pflanzen, Pilze, Koleopteren, Orthopteren, Lepidopteren)	Behörden, Fachverbände, Kartiervereine	Artenliste	Ja	Keiner	Rasterfelder 1 ha – 140 km ² (MTB)	Regional bis bundesweit flächendeckend	Zeitraum	Variabel	Seit ca. 1960	Ja (M2)	Nein	a), b), c), d), f), g), h), i)
Diverse Fundmeldungen durch Apps und Portale	Behörden, Fachverbände	Artenliste	Nein	Keiner	Punkt	Regional bis bundesweit	Sammlung von Zeitpunkten	Variabel, Echtzeit	Seit ca. 2005	Nein	Nein	c), d), f), g), h), i)
Amphibienzählungen	Fachverbände	Artenliste	Ja	Wanderkorridore/Straßenränder	Ausgewählte Gebiete	Lokal, regional	Sammlung von Zeitpunkten	Jährlich	Seit ca. 1960	Ja (M2)	Ja	a), b), g), i)
Datensammlungen von Artnachweisen (z. B. naturhistorische Sammlungen, Tagebücher, Kartellen)	Fachverbände, Museen, Privatpersonen	Artenliste	Nein	Keiner	Variabel	Lokal, regional	I. d. R. Zeitpunkte	Variabel	Variabel	Variabel	Variabel	a), b), c), d), f), g), h), i)
Bestimmungskurse an Hochschulen	Hochschulen	Artenliste	Nein	Keiner	Plots	Lokal	Einmalig/Wiederholung	Variabel	Variabel	Nein	Nein	d)
Behördliche Genehmigungsverfahren	Büros	Artenliste	Nein	Keiner	Keiner	Lokal	Zeitpunkt	Variabel	Variabel	Nein	Z. T. ja	a), f), g)

Hinweise in der Spalte „Absenzen“:
M1 = Methode 1: anhand von Vollerfassung einer definierten Fläche und zu einem Taxon oder einer definierten Artenliste als Referenz
M2 = Methode 2: keine Vollerfassung (z. B. zeitlich begrenzter Erfassungsaufwand) und/oder keine definierte Fläche, aber Informationen aus standardisierter Erfassung, die Rückschlüsse auf Präsenz/Absenz zulässt
M1/2 = je nach Modul (Teil des Erfassungsprogramms) Methode 1 oder Methode 2

Kürzel in der Spalte „Bezugsquellen“:
a) Landesämter, b) Bundesbehörden, c) Forschungsinstitute, d) Universitäten, e) Stiftungen, f) Privatpersonen, g) Naturschutzverbände, h) Fachgesellschaften, i) sonstige Online-Datenbanken
MTB = Messtischblatt

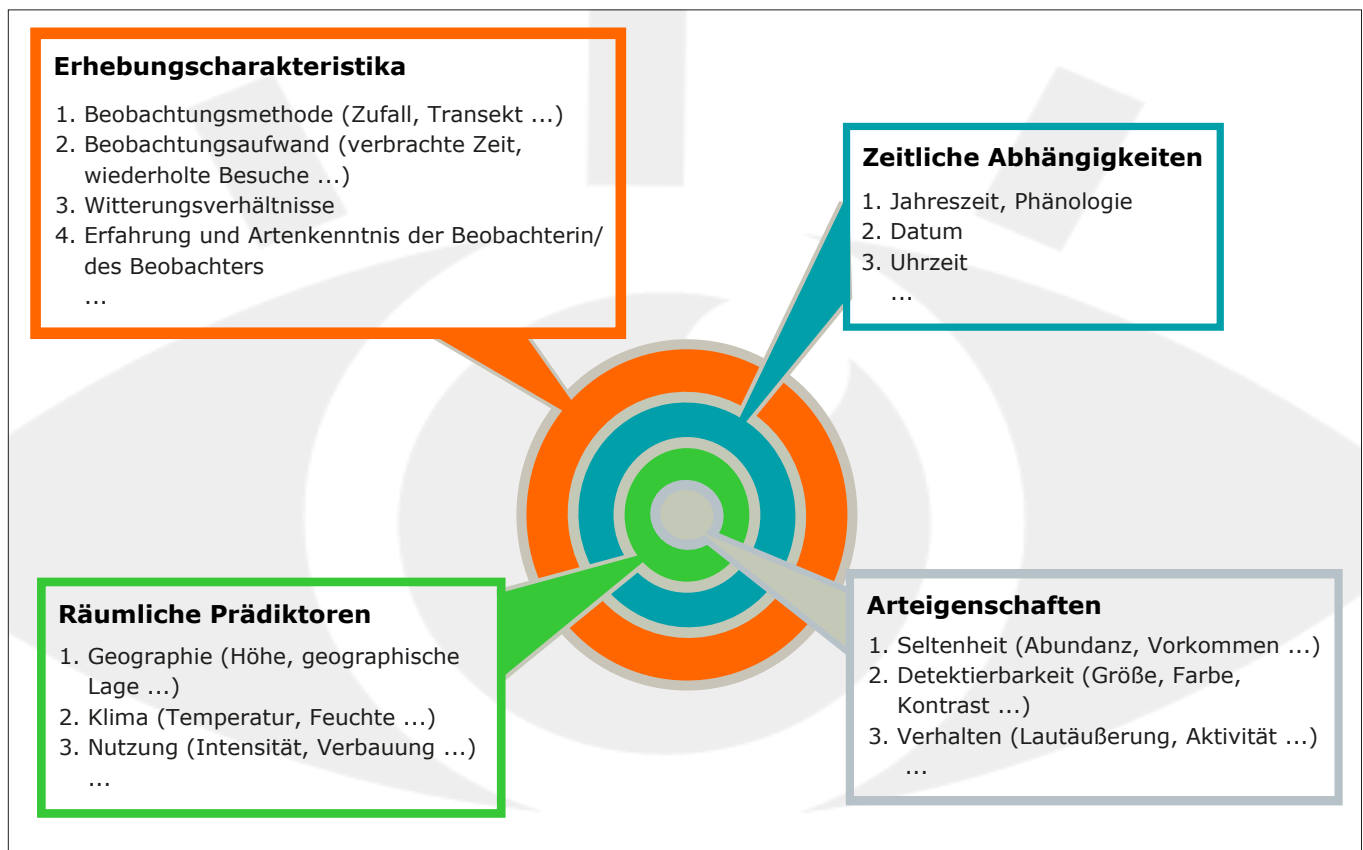


Abb. 1: Schematische Darstellung von Faktoren, die die Arterfassung im Feld beeinflussen können. Neben den Eigenschaften der Art an sich (Seltenheit, Detektierbarkeit etc.) spielen auch Faktoren im Zusammenhang mit der Effektivität des Beobachtungsprozesses (Anzahl der Begehungen, Erfahrung der Beobachterin/des Beobachters), aber auch räumliche und zeitliche Eigenschaften eine Rolle (Graphik in Anlehnung an Guillera-Arroita 2017).

Fig. 1: Schematic overview of factors that can influence species observation in the field. In addition to the characteristics of the species itself (detectability, rarity, etc.), factors related to the effectiveness of the observation process (number of visits, experience of the observer) as well as spatial and temporal characteristics may also play a role (figure with reference to Guillera-Arroita 2017).

diese im Datensatz aufzunehmen. Dies kann durch ein zusätzliches Datenblatt (Kopfdaten) oder durch schriftliche Beschreibung geschehen. Der hierdurch entstehende Aufwand bei der Mobilisierung von Datensätzen ist vergleichsweise gering, die Steigerung des Werts von Altdaten, aber auch von neu erhobenen Daten hingegen enorm.

In Abhängigkeit von der ursprünglichen Zielsetzung der Erhebung sind reine Artenlisten meist für eine direkte Analyse zeitlicher Veränderungen ungeeignet. Sie lassen keine Rückschlüsse darauf zu, ob eine in der Liste fehlende Art am entsprechenden Ort tatsächlich nicht auftrat, weil der Nachweis einer tatsächlichen Abwesenheit für viele Arten nur mit erheblichem Aufwand geleistet werden kann und/oder oft unklar ist, ob eine Vollerfassung überhaupt beabsichtigt war.

Auch andere Informationen sind hilfreich, um die Möglichkeiten der Analyse eines oder mehrerer Datensätze abzuschätzen. Bei einigen Erfassungen stehen die Arten selbst im Fokus (meist in Form von Artenlisten), bei anderen dagegen die gesamten Artengemeinschaften in den dazugehörigen Biotopen. Eine ausführliche Beschreibung der Charakteristika von Art- bzw. Biodiversitätsdaten findet sich in Supplement B im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg. Neben der Erfassung in Form reiner Fundmeldungen enthalten manche Datensätze auch Angaben zu Abundanz und Aktivitätsdichten der beobachteten Arten. Im Falle strukturierter Erhebungen enthalten Datensätze z. T. auch die wertvolle Information über die tatsächliche Abwesenheit von Arten (im Rahmen der Detektionswahrscheinlichkeit).

Liegen solche Informationen für die entsprechenden Datensätze vor, so erlauben es moderne Methoden der statistischen Analyse, die Stärken verschiedener Datensätze miteinander zu vereinen, um auch lückenhafte Datensätze in Modellen zur Trendanalyse robust auszuwerten. So können z. B. bei der Analyse mit Occupancy-Detection-Modellen (vgl. Kasten 2, Beispiel D, S. 483) zusätzliche Informationen herangezogen werden, um abzuschätzen, wie hoch die Beobachtungswahrscheinlichkeit einer Art bei der jeweiligen Erhebung war – z. B. die vor Ort verbrachte Zeit, die Erfahrung einer Beobachterin bzw. eines Beobachters oder die Wetterbedingungen während eines Beobachtungsereignisses. Dies erlaubt es, Unsicherheiten in der Vollständigkeit der Erfassung in die Abschätzung von Trends einzubeziehen (vgl. Kéry, Royle 2016).

Andere Methoden zur Trendanalyse lückenhafter Daten nutzen wiederum externe Informationen wie Klimadaten, Daten aus geographischen Informationssystemen (z. B. Höhenlage, Höhenprofil) oder greifen auf edaphische Parameter (z. B. Deutsche Bodenübersichtskarte, BGR 2018) zurück, um mögliche Lücken in den Artenlisten zu füllen (vgl. Hill 2012). Ferner kann das gemeinsame Vorkommen von Arten in Erhebungen dazu genutzt werden, die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens fehlender Arten zu schätzen (Bruehlheide et al. 2020). Mithilfe dieser Informationen lässt sich ermitteln, wie wahrscheinlich fehlende Artmeldungen an einem Ort sind, d. h. ob es sich um echte Absenzen handelt oder um eine unvollständige Erhebung.

Für eine robuste Analyse der Daten ist es wichtig, möglichst detaillierte Informationen zu Methodik, Rahmenbedingungen und Umständen der Datenerhebung zu haben (vgl. auch Supplement A

im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-land.schaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg). Die Grenzen der Auswertbarkeit bzw. Belastbarkeit eines Datensatzes (auch über verschiedene Datensätze hinweg) hängen also nicht nur von der Datenaufnahme selbst ab, sondern auch maßgeblich davon, ob ein Mindestmaß an Informationen in den Metadaten vorhanden ist.

5 Aufruf zur Identifizierung und Nutzbarmachung weiterer Datensätze

In Deutschland existieren sicher weitere umfangreiche Datensätze, die derzeit noch nicht für tiefergehende Analysen nutzbar sind. Vielen haupt- und ehrenamtlichen Naturschutzpraktikerinnen und -praktikern ist die Existenz solcher Daten bewusst und oftmals befinden sich solche Daten auch in deren eigenem Besitz. Viele solcher Datensätze sind aber nicht digitalisiert, liegen unter Verschluss oder sind in privater Hand und somit einem weiteren Kreis unzugänglich. Durch eine Aufarbeitung der noch ungenutzten Datensätze können Fachgesellschaften, Behörden, Universitäten und außeruniversitäre Forschungseinrichtungen (z. B. naturhistorische Forschungsmuseen), aber auch Privatpersonen einen wertvollen Beitrag zum Kenntnisstand zur Biodiversität in Deutschland leisten. Der hierzu nötige Aufwand ist beträchtlich. Jedoch erleichtern moderne Digitalisierungsmethoden diese Arbeit zunehmend.

Eine Abschätzung des Informationswerts im Vergleich zum Aufwand für die Datenaufbereitung kann den Akteurinnen und Akteuren zur Priorisierung bei der Aufarbeitung dienen. Moderne, computergestützte Methoden sind in der Lage, bereits digital (z. B. als PDF-Datei) vorliegende Texte (halb)automatisch auf Informationen zur Biodiversität zu durchsuchen (z. B. Abschlussarbeiten an Universitäten, Fachgutachten im Artenschutz). Dies ist beispielsweise mit Methoden des Text-Minings, wie sie zur Zeit vom „Fachinformationsdienst Biodiversitätsforschung“ der Bibliothek der Goethe-Universität Frankfurt am Main entwickelt werden (<https://www.biofid.de/de/>), oder mit dem Open-Source-Werkzeug „GoldenGate Imagine“ (GGI, <http://www.plazi.org>) umsetzbar.

Mittlerweile steht auch Software zur Schrifterkennung zur Verfügung, um Drucksachen, aber auch Handschriften in digitale Formate zu überführen (z. B. „Tesseract“, <https://github.com/tesseract-ocr/tesseract>). Auch Software-Pakete für die frei verfügbare statistische Analysesoftware R – z. B. die Zusatzbibliotheken „tabulizer“ (<https://github.com/ropensci/tabulizer>) und „pdftools“ (<https://github.com/ropensci/pdftools>) – können Tabellen aus PDF-Dateien in vielen Fällen in direkt analysierbarer Form extrahieren. Es ist aber wichtig, die Ergebnisse zu prüfen, da Inkonsistenzen in den Daten zwischen Text- und Tabellenformaten nicht ausgeschlossen sind. Darüber hinaus gibt es auch ausgereifte Sprache-in-Text-Programme (oft direkt im Betriebssystem integriert), die das Digitalisieren von Texten durch Diktieren ermöglichen. Bei der Annotierung von Museumsbelegen (z. B. Herbarien) haben sich Crowdsourcing-Projekte wie z. B. das Projekt „Herbonauten“ (<https://www.herbonauten.de/>) als sehr effektiv erwiesen. Der Ansatz des Crowdsourcings ist auch zunehmend international verbreitet.

Neben diesen „Papier- und Digitalarchiven“ bietet auch die DNA-Analyse neue Chancen, um Biodiversitätsveränderungen retrospektiv zu analysieren. Die rasante Entwicklung der Sequenzier-Technologien, die immer kleinere Mengen minimalinvasiv entnommener DNA erfordert, erlaubt es, populationsgenetische und -genomische Studien u. a. anhand von naturhistorischen Sammlungen und deren Sammlungskatalogen durchzuführen (z. B. Bruford et al. 2017). So stellt die Initiative „German Barcode of Life“ (GBOL) einen Ausgangspunkt für retrospektive Biodiversitätsanalysen mittels genetischer Marker dar (Bolton et al. 2018; Jensen et al. 2018). Hier arbeiten die naturhistorischen Sammlungen daran, ihre „DNA-Schätze“ auch retrospektiv auszuwerten (Bi et al. 2013; Kahoruba et al. 2018; Gauthier et al. 2020).

Eine reine Digitalisierung analoger Daten bedeutet jedoch noch nicht, dass diese für Analysen unmittelbar verwertbar sind. Daher sollte die Nutzbarkeit für eine computerbasierte statistische Analyse gewährleistet werden. Essenziell ist es, bereits während der Digitalisierung die notwendigen Metadaten zu erfassen (vgl. auch Tab. 1, S. 481, und Supplement C im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg).

6 Der Wert gezielter Wiederholungsaufnahmen

Es gibt deutschlandweit nur wenige systematisch angelegte Monitoringprogramme, die regelmäßige Wiederholungsaufnahmen beinhalten und damit geeignet sind, Biodiversitätsveränderungen zu erfassen. Dazu gehören u. a. das bundesweite FFH-Stichprobenmonitoring (Sachteleben, Behrens 2010), die Bodenzustandserhebungen und Boden-Dauerbeobachtungsprogramme mehrerer Bundesländer, in denen z. T. auch Vegetationsuntersuchungen durchgeführt werden (z. B. Schacherer et al. 2012), das Level-II-Monitoring der Bundeswaldinventur und die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) in Nordrhein-Westfalen (vgl. Tab. 2, S. 484 f., sowie ggf. aktuelle Ergänzungen in der Online-Tabelle unter http://bit.ly/Datenquellen_sMon).

Zusätzlich zu diesen bestehenden Programmen können räumlich lokalisierbare Aufnahmen, die bereits ein- bis mehrfach wiederholt wurden, künftig in langfristigen Zeitreihen fortgeführt werden. Es bestehen innerhalb von Schutzgebieten z. T. bereits langjährige Zeitreihen (z. B. Dauerbeobachtungen des Naturschutzzentrums Erzgebirge, <https://www.naturschutzzentrum-erzgebirge.de/>). Auch einmalige, strukturierte Erhebungen aus Transektbegehungen oder Vegetationsaufnahmen können Anfänge für solche Zeitreihen bilden.

Für viele bekannte historische und detaillierte Biodiversitätserhebungen haben bisher noch keine Wiederholungsuntersuchungen stattgefunden. Die zugehörigen Flächen sollten – z. B. im Rahmen von Qualifikationsarbeiten an Forschungseinrichtungen und Hochschulen – erneut aufgesucht und mit identischer oder vergleichbarer Methodik beprobt werden. Hier wäre es sinnvoll, auf diesen Flächen zusätzlich relevante Umweltparameter (z. B. Klimadaten, Phänologie, Landnutzungsdaten etc.) zu erheben, um in Zukunft auch Ursachenanalysen zu ermöglichen.

Allgemein sollten solche Flächen Priorität erhalten, deren ursprüngliche Bearbeiterinnen bzw. Bearbeiter noch zur Verfügung stehen. Durch personelle Kontinuität wird nicht nur der methodische Fehler minimiert, sondern auch das extrem wichtige Mentoring der nächsten Generation von Biodiversitäts- und Taxon-Spezialistinnen und -Spezialisten ermöglicht. Diese Datenquellen sollten nun gezielt zusammengetragen und analysiert werden. Hierzu bedarf es der gemeinsamen Anstrengung unter Beteiligung aller, die Kenntnis von solchen Quellen haben.

7 Von der Vergangenheit lernen

Die retrospektive Analyse historischer Biodiversitätsveränderungen ist eine wichtige Grundlage für die Entwicklung künftiger Monitoringkonzepte sowie von Strategien zur Vermeidung weiterer Biodiversitätsverluste (Bonn et al. 2018). Vor dem Hintergrund derzeit geplanter Monitoringprogramme (z. B. für Insekten), deren Ergebnisse erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung vorliegen werden, erlaubt es eine retrospektive Datenauswertung, zeitnah wichtige Informationen zu Veränderungen der Biodiversität und auch zu deren Ursachen zu gewinnen. Nur wenn man mit Hilfe retrospektiver Daten die historischen Ausgangszustände (baselines) und die bereits eingetretenen Veränderungen robust abschätzen kann, werden Ursachenanalysen und sinnvolles Management möglich. Mindestens ebenso wichtig ist es aber auch, Monitoringprogramme weiterzuentwickeln, um die Möglichkeiten künftiger statistischer Auswertungen zu erweitern. Dafür ist

eine kritische Auseinandersetzung mit den bisher gesammelten Daten notwendig sowie ein offener und methodisch fundierter Austausch zwischen allen Beteiligten, wie er z. B. im Projekt sMon stattfindet.

Die Aufarbeitung retrospektiver Daten kann auch helfen, bereits in der Vergangenheit intensiv und flächenscharf kartierte Räume zu identifizieren. Solche Flächen könnten – bei ausreichender Ausdehnung – nachträglich standardisierten Landschaftsausschnitten zugeordnet werden (z. B. dem europaweit verwendeten 1-km²-LAEA-Raster, BKG 2017). Der Vergleich mehrerer Zeitscheiben miteinander würde dann einen präzisen Einblick in lokale Situationen ermöglichen, aber auch die Integration in künftige, länderübergreifende Erfassungsinstrumente erlauben. Zudem können in solchen Fällen aktuelle Nachkartierungen durchgeführt werden, bestenfalls unter Einbindung ortskundiger Artenkennerinnen und Artenkenner. Der Flächenbezug bietet Voraussetzungen, Rückgangursachen frühzeitig zu erkennen. So können konkrete Schutzmaßnahmen auf solider Datengrundlage erarbeitet und erprobt werden. Diese Methode ist einerseits bei Arten mit leicht abgrenzbaren, quantifizierbaren Habitaten (z. B. Felskuppen oder Moore) oder auf Reproduktionsgebiete und Laichgewässer von Amphibienarten anwendbar (Saathoff 2016). Andererseits können z. B. auch Papierreviere (vgl. Glossar in Kasten 1, S. 480), wie sie bei Vogelbeobachtungen üblich sind, in einem Landschaftsausschnitt gezählt und mit vorhergehenden Aufnahmen verglichen werden.

In einigen wenigen europäischen Ländern existieren bereits national koordinierte Monitoringsysteme. So wird beispielsweise in der Schweiz im Rahmen des nationalen Programms „Biodiversitätsmonitoring Schweiz“ seit 2001 auf räumlich repräsentativen Probestellen eine Vielzahl an Daten zu Artenvielfalt und Habitatstrukturen erhoben (BAFU 2014). Bereits 1996 wurde hierzu ein Set von 31 Indikatoren entwickelt, die seitdem zur Beurteilung von Zustand, Beeinträchtigungen und Entwicklungen der Biodiversität in der Schweiz genutzt werden. Ein solcher Ansatz erlaubt es auch, neben der reinen Information über Veränderungen in der Artenvielfalt, mögliche Auslöser des beobachteten Wandels zu identifizieren. Auch dies zeigt den Nutzen der Aufarbeitung und Verfügbarmachung von Altdaten bei der Entwicklung neuer Monitoringvorhaben: Die Kenntnis um die Existenz historischer Daten kann eine wertvolle Informationsquelle, aber auch ein Prüfstein für die Aussagekraft von Indikatoren sein, die für ein künftiges Monitoring zu entwickeln sind.

8 Fazit

Die Herausforderungen bei der Erschließung historischer Daten sind nicht zu unterschätzen. Dass sich dieser Aufwand lohnt, wurde durch das Projekt sMon demonstriert. Für die Mobilisierung dieser Daten sind jedoch sowohl Personal als auch technisches Wissen und Datenmanagement-Infrastrukturen notwendig, um die Dateneigentümerinnen und -eigentümer bei dieser schwierigen Aufgabe zu unterstützen (Bonn et al. 2018). Hierfür ist eine finanzielle Hilfe durch öffentliche Förderinstitutionen unerlässlich. Das Zusammenwirken von Erfahrung, Wissen von Artenkennerinnen und Artenkennern, behördlichen Einrichtungen, Fachverbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen muss zentraler Bestandteil bei Überlegungen zu künftigen Erfassungs- und Auswertungsprogrammen zu Veränderungen der Biodiversität in Deutschland sein.

9 Literatur

- BAFU/Bundesamt für Umwelt (2014): Swiss Biodiversity Monitoring BDM – Description of Methods and Indicators. BAFU. Bern: 103 S.
- BGR/Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2018): Bodenübersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1 : 5 000 000. Hannover.
- Bi K., Linderoth T. et al. (2013): Unlocking the vault: Next-generation museum population genomics. *Molecular Ecology* 22(24): 6 018 – 6 032. DOI: 10.1111/mec.12516
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017): Geographische Gitter für Deutschland GeoGitter. GeoBasis-De. BKG. Frankfurt am Main: 8 S.
- Bolton P.E., Rollins L.A. et al. (2018): Genetic diversity through time and space: Diversity and demographic history from natural history specimens and serially sampled contemporary populations of the threatened Gouldian finch (*Erythrura gouldiae*). *Conservation Genetics* 19(3): 737 – 754. DOI: 10.1007/s10592-018-1051-1
- Bonn A., Bruelheide H. et al. (2018): Nationales Monitoring-Zentrum für Biodiversität. Notwendigkeit, Aufgaben, Organisation. Internes iDiv Positionspapier. iDiv. Leipzig: 24 S.
- Bonn A., Settele J. et al. (2016): Lebendiger Atlas – Natur Deutschland: Machbarkeitsstudie. Hemholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig. Leipzig: 104 S. DOI: 10.13140/RG.2.2.15048.11529
- Bowler D.E., Eichenberg D. et al. (2020): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. *bioRxiv*. DOI: 10.1101/2020.08.03.234104
- Bruelheide H., Jansen F. et al. (2020): Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions* 26: 782 – 794. DOI: 10.1111/ddi.13058
- Bruford M.W., Davies N. et al. (2017): Monitoring changes in genetic diversity. In: Walters M., Scholes R.J. (Hrsg.): *The GEO handbook on biodiversity observation networks*. Springer. Cham: 107 – 128.
- Cole L.C. (1949): The measurement of interspecific association. *Ecology* 30(4): 411 – 424.
- Dalbeck L., Düssel-Siebert H. et al. (2018): Die Salamanderpest und ihr Erreger *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal): aktueller Stand in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25: 1 – 22.
- De Cáceres M., Legendre P. (2008): Beals smoothing revisited. *Oecologia* 156: 657 – 669. DOI: 10.1007/s00442-008-1017-y
- Diaz S., Settele J., Brondizio E. (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*. Bonn: 56 S.
- Eichenberg D., Bowler D. et al. (2020): Widespread decline in plant diversity across six decades. *bioRxiv*. DOI: 10.1101/2020.08.31.275461
- Eisenhauer N., Bonn A., Guerra C.A. (2019): Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications* 10: 1 – 3. DOI: 10.1038/s41467-018-07916-1
- Fartmann T., Poniatowski D. et al. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. *Natur und Landschaft* 94(6/7): 261 – 270.
- Frank D., Schnitter P. (Hrsg.) (2016): *Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt*. Natur + Text. Rangsdorf: 1 132 S.
- Fumy F., Löffler F. et al. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland types. *Journal of Environmental Management* 256: 109 919. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109919
- Galetti M., Young H.S. et al. (2014): Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6 195): 401 – 406. DOI: 10.1126/science.1251817
- Gauthier J., Pajkovic M. et al. (2020): Museum specimens identifies genetic erosion in two butterfly species across the 20th century in Finland. *Molecular Ecology Resources* (2020): 1 – 15. DOI: 10.1111/1755-0998.13167
- Guillera-Arroita G. (2017): Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: Advances, challenges and opportunities. *Ecography* 40(2): 281 – 295. DOI: 10.1111/ecog.02445
- Hallmann C.A., Sorg M. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Heck K.L., van Belle G., Simberloff D. (1975): Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56(6): 1 459 – 1 461. DOI: 10.2307/1934716
- Hill M.O. (2012): Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods in Ecology and Evolution* 3(1): 195 – 205. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2011.00146.x

- Hünig C., Benzler A. (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. BfN-Skripten 476: 40 S.
- Inger R., Gregory R. et al. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18(1): 28–36. DOI: 10.1111/ele.12387
- Isaac N.J., van Strien A.J. et al. (2014): Statistics for citizen science: Extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution* 5(10): 1052–1060. DOI: 10.1111/2041-210X.12254
- Jansen F., Bonn A. et al. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13: e12674. DOI: 10.1111/conl.12674
- Jensen E.L., Edwards D.L. et al. (2018): Population genomics through time provides insights into the consequences of decline and rapid demographic recovery through head-starting in a Galapagos giant tortoise. *Evolutionary Applications* 11(10): 1811–1821. DOI: 10.1111/eva.12682
- Kahoruba H.M., Lewthwaite J.M. et al. (2018): Using insect natural history collections to study global change impacts: Challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 374(1763): 20170405. DOI: 10.1098/rstb.2017.0405
- Kelling S., Johnston A. et al. (2019): Using semi-structured surveys to improve citizen science data for monitoring biodiversity. *BioScience* 69(3): 170–179. DOI: 10.1093/biosci/biz010
- Kéry M., Royle J.A. (2016): Applied hierarchical modelling in ecology – Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol. 1. Academic Press. Amsterdam: 811 S.
- Kühn E., Wiemers M. et al. (2015): Tagfalter Monitoring Deutschland (TMD) und europäische Indikatoren – erste Langzeitergebnisse und ihre Verwendung im Naturschutz. DNT-Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 60: 98–103.
- LANUV /Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Biodiversitätsmonitoring NRW. Biotopmonitoring (BM)/ Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS). LANUV. Recklinghausen: 114 S.
- Litz K., Diekmann M. (2017): Resurveying hedgerows in Northern Germany: Plant community shifts over the past 50 years. *Biological Conservation* 206: 226–235. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.12.003
- LÖBE, LAFAO/Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Landesamt für Agrarordnung NRW (Hrsg.) (1996): Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen. Loseblattsammlung. LÖBE, LAFAO. Recklinghausen.
- Löffler F., Poniatowski D., Fartmann T. (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: 10.1016/j.biocon.2019.05.058
- Marquard E., Dauber J. et al. (2013): Biodiversitätsmonitoring in Deutschland: Herausforderungen für Politik, Forschung und Umsetzung. *Natur und Landschaft* 88(8): 337–341.
- Metzing D., Hofbauer N. et al. (Red.) (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bd. 7: Pflanzen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(7): 784 S.
- Mitschke A., Sudfeldt C. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126: 127–140.
- Richter A. (2019): Digitale Medien und Technologien im ehrenamtlichen Naturschutz. *Natur und Landschaft* 94(3): 103–111.
- Rosenzweig M.L. (1995): *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. New York: 436 S.
- Saathoff U. (2016): Zentrale Artdatenbank Sachsen: Verbesserung der Nutzbarkeit sowie Auswertung des herpetologischen Datenbestandes. *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik Sachsen* 17: 3–31.
- Sachteleben J., Behrens M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278: 180 S.
- Schacherer A., Most A. et al. (2012): Vegetationsmonitoring. In: Höper H., Meesenburg H. (Hrsg.): *GeoBerichte*. 23. Tagungsband. 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hannover: 201–233.
- Schmeller D.S., Henry P.Y. et al. (2009): Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology* 23(2): 307–316. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01125.x
- Schuch S., Wesche K., Schaefer M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149: 75–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.006
- Seibold S., Gossner M.M. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with drivers at landscape level. *Nature* 574: 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Smeets E., Weterings R. (1999): *Environmental indicators: Typology and overview*. Technical report No. 25. European Environment Agency. Copenhagen: 19 S.
- Staude I., Waller D. et al. (2020): Replacements of small- by large-ranged species scale up to diversity loss in Europe's temperate forest biome. *Nature Ecology & Evolution* 4: 802–808. DOI: 10.1038/s41559-020-1176-8
- Sudfeldt C., Dröschmeister R. et al. (Hrsg.) (2010): *Vögel in Deutschland*. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster: 56 S.
- Wesche K., Krause B. et al. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150(1): 76–85.

Dank

Wir möchten uns bei allen Kolleginnen und Kollegen aus Fachgesellschaften, Fachämtern, Verbänden, Museen, Landesakademien, Naturhistorischen Museen und anderen Forschungseinrichtungen für die fruchtbaren Diskussionen und den Austausch im Rahmen des Projekts sMon bedanken. Wir danken auch dem Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz und vielen weiteren Landesämtern für die wertvollen Beiträge. Das Projekt sMon wird durch das Deutsche Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig (DFG FZT 118) finanziert.

Dr. David Eichenberg
Korrespondierender Autor
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
und
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
E-Mail: david.eichenberg@idiv.de



Der Autor studierte von 2003 bis 2010 Diplom-Biologie an der Universität Bayreuth. Seit Juni 2017 ist er Koordinator des deutschlandweiten Kooperationsprojekts sMon. Von 2010 bis 2014 arbeitete er als Doktorand im Projekt BEF-China an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und promovierte im Forschungsbereich der Biodiversitäts-Ökosystem-Funktions-Forschung. Von 2015 bis 2017 war er im Projekt BEF-China als Datenmanager sowie statistischer Berater tätig. Seine Kompetenzen liegen in der Bewertung biodiversitätsbezogener Daten sowie deren Aufbereitung zum Schutz der Biodiversität. Mit einem fundierten statistischen Hintergrund ist es ihm ein persönliches Anliegen, die in Deutschland existierenden, aber weit zerstreut vorliegenden Daten zur Biodiversität zusammenzutragen. Eine dauerhafte und enge Kooperation über die Grenzen der Bundesländer hinweg sowie der fachliche Austausch mit ehrenamtlichen Naturschützerinnen und Naturschützern ist ihm dabei besonders wichtig.

Dr. Markus Bernhardt-Römermann*
E-Mail: markus.bernhardt@uni-jena.de

Dr. Diana Bowler
E-Mail: diana.bowler@idiv.de

Prof. Dr. Helge Bruelheide
E-Mail: helge.bruehlheide@botanik.uni-leipzig.de

Klaus-Jürgen Conze
E-Mail: kjc@loekplan.de

Prof. Dr. Jens Dauber
E-Mail: jens.dauber@thuenen.de

Prof. Dr. Jürgen Dengler
E-Mail: juergen.dengler@uni-bayreuth.de

Diana Engels
E-Mail: diana.engels@stiftung-naturschutz.de

apl. Prof. Dr. Thomas Fartmann
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Dr. Dieter Frank
E-Mail: dieter.frank@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Christian Geske
E-Mail: christian.geske@hlnug.hessen.de

Volker Grescho
E-Mail: volker.grescho@idiv.de

Dr. David Harter
E-Mail: david.harter@bfm.de

Prof. Dr. Klaus Henle
E-Mail: klaus.henle@ufz.de

Dr. Sylvia Hofmann
E-Mail: sylvia.hofmann@ufz.de

Dr. Ute Jandt
E-Mail: ute.jandt@botanik.uni-halle.de

Prof. Dr. Florian Jansen
E-Mail: florian.jansen@uni-rostock.de

Dr. Johannes Kamp
E-Mail: johannes.kamp@uni-muenster.de

Antje Kautzner
E-Mail: antje.kautzner@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Prof. Dr. Birgitta König-Ries
E-Mail: birgitta.koenig-ries@uni-jena.de

Roland Krämer
E-Mail: roland.kraemer@hu-berlin.de

Dr. Andreas Krüß
E-Mail: andreas.kruess@bfm.de

Dr. Hjalmar Kühl
E-Mail: kuehl@eva.mpg.de

Dr. Martin Ludwig
E-Mail: martin.ludwig@bfm.de

Holger Lueg
E-Mail: holger-lueg@smul.sachsen.de

Rudolf May
E-Mail: rudolf.may@bfm.de

Dr. Martin Musche
E-Mail: martin.musche@ufz.de

Dr. Andreas Opitz
E-Mail: andreas.opitz@hlnug.hessen.de

Dr. Katrin Ronnenberg
E-Mail: katrin.ronnenberg@thuenen.de

Dr. Annemarie Schacherer
E-Mail: annemarie.schacherer@nlwkn-h.niedersachsen.de

Dr. Livia Schäffler
E-Mail: l.schaeffler@leibniz-zfmk.de

Dr. Katja Schiffers
E-Mail: katja.schiffers@gmail.com

Dr. Ulrich Schulte
E-Mail: ulr.schulte@web.de

Dr. Johannes Schwarz
E-Mail: schwarz@dda-web.de

Dr. Thomas Sperle
E-Mail: t.sperle@freenet.de

Dr. Sabine Stab
E-Mail: sabine.stab@gmx.net

Dr. Matthias Stöck
E-Mail: matthias.stoeck@igb-berlin.de

Anzeigen

Dr. Florian Theves
E-Mail: florian.theves@lubw.bwl.de

Dr. Bernd Trockur
E-Mail: b.trockur@umwelt.saarland.de

Prof. Dr. Karsten Wesche
E-Mail: karsten.wesche@senckenberg.de

Magnus Wessel
E-Mail: magnus.wessel@bund.net

Dr. Marten Winter
E-Mail: marten.winter@idiv.de

Prof. Dr. Christian Wirth
E-Mail: christian.wirth@idiv.de

Prof. Dr. Aletta Bonn
E-Mail: aletta.bonn@idiv.de

* Die vollständigen Adressen aller Autorinnen und Autoren finden sich im Supplement E im Online-Zusatzmaterial unter https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/11_2020_A_Eichenberg.



Die Stiftung für Natur- und Umweltschutz

Die Stiftung des Landesnaturschutzverbandes Baden-Württemberg hat sich den Natur- und Umweltschutz zum Ziel gesetzt. Unterstützen auch Sie unsere Arbeit durch Ihre Spende, Zustiftung oder in anderer Weise. Rufen Sie uns an oder besuchen Sie uns im Internet unter www.lnv-bw.de

LNVS Stiftung
 Landesnaturschutzverband Baden-Württemberg e.V.

Olgastraße 19
 70182 Stuttgart

Telefon 0711/24 89 55-20
 Telefax 0711/24 89 55-30
 E-Mail info@lnv-bw.de
 Web www.lnv-bw.de



nhbs
 wildlife | ecology | conservation

Bücher, Equipment und Zubehör für Ökologen und Biologen

Riesige Auswahl
 Mehr als 140.000 Bücher und Produkte

Schneller Versand
 Europa und Weltweit

Professioneller Kundenservice
 Fachgerechte Hilfe und Beratung

Fledermauserfassung

Entomologie

Säugetierfeldforschung

Biologische Wassermessung

Feldbotanik

Ornithologie & Vogelberingung

Mikroskope & Handlupen

Ausrüstung für Feldmessungen jeder Art

www.nhbs.com | seit 1985 | +49 (0) 228 5048 8063

© 2020 W. Kohlhammer, Stuttgart

Zusatzmaterial A, B, C, D, E zu:

Langfristige Biodiversitätsveränderungen in Deutschland erkennen – mit Hilfe der Vergangenheit in die Zukunft schauen

Supplement A, B, C, D, E to:
Recognising long-term changes in biodiversity in Germany –
Exploring the future with the help of the past

David Eichenberg, Markus Bernhardt-Römermann, Diana Bowler, Helge Bruelheide, Klaus-Jürgen Conze, Jens Dauber, Jürgen Dengler, Diana Engels, Thomas Fartmann, Dieter Frank, Christian Geske, Volker Grescho, David Harter, Klaus Henle, Sylvia Hofmann, Ute Jandt, Florian Jansen, Johannes Kamp, Antje Kautzner, Birgitta König-Ries, Roland Krämer, Andreas Krüß, Hjalmar Kühl, Martin Ludwig, Holger Lueg, Rudolf May, Martin Musche, Andreas Opitz, Katrin Ronnenberg, Annemarie Schacherer, Livia Schäffler, Katja Schiffers, Ulrich Schulte, Johannes Schwarz, Thomas Sperle, Sabine Stab, Matthias Stöck, Florian Theves, Bernd Trockur, Karsten Wesche, Magnus Wessel, Marten Winter, Christian Wirth und Aletta Bonn

Natur und Landschaft – 95. Jahrgang (2020) – Ausgabe 11: 479–491

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag identifizieren wir Möglichkeiten und Grenzen einer Aufarbeitung bisher noch ungenutzter Datenquellen für raum-zeitliche Biodiversitätsanalysen in Deutschland. Im Rahmen des Syntheseprojekts sMon (<https://www.idiv.de/smon>) des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig erprobt eine Arbeitsgemeinschaft aus Bundes- und Landesbehörden gemeinsam mit Fachgesellschaften, Verbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen Methoden, wie heterogene Daten der letzten Jahrzehnte für retrospektive Trendanalysen genutzt werden können. Darauf aufbauend schlagen wir gangbare Wege zur Zukunft des deutschen Biodiversitätsmonitorings vor und illustrieren, wie Daten aus der Vergangenheit helfen können, Monitoring künftig zu gestalten.

Artdaten – Biodiversität – Fachgesellschaften – Landesbehörden – Monitoring – naturkundliche Beobachtungsdaten – Naturschutzverbände – retrospektive Trendanalyse

Abstract

In this article, we identify possibilities and limits of processing as yet unused data sources for spatio-temporal biodiversity trend analyses in Germany. The sMon synthesis project (<https://www.idiv.de/smon>) of the German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig is a joint working group of federal and state authorities cooperating with natural history societies, nature protection organisations and scientific institutions. In this group, we develop and evaluate methods for using heterogeneous data for retrospective trend analyses over the last decades. Building on this, we propose viable approaches for the future of German biodiversity monitoring and illustrate how data from the past can help to shape monitoring in the future.

Species data – Biodiversity – Natural history societies – State authorities – Monitoring – Observational data from natural history – Nature conservation associations – Retrospective trend analysis

Manuskripteinreichung: 23.7.2019, Annahme: 17.8.2020

DOI: 10.17433/11.2020.50153851.479-491

Inhalt		
Zusatzmaterial A.....	S.2	Zusatzmaterial C..... S.6
Zusatzmaterial B.....	S.4	Zusatzmaterial D..... S.7
		Zusatzmaterial E..... S.11

Zusatzmaterial A:

Details zu den Glossar-Begriffen in Kasten 1, S. 480,
in der gedruckten Ausgabe

Supplement A:

Details on the glossary terms in Box 1, p. 480, in the print edition

Artenzahl-Areal-Beziehungen (Species-Area-Relationships) beschreiben die Beziehung zwischen der Fläche eines Gebiets und der dort gefundenen Artenzahl. Größere Gebiete enthalten tendenziell mehr Arten; empirisch folgen die Zahlen mathematischen Beziehungen. Artenzahl-Areal-Beziehungen werden normalerweise für einzelne Arten, eine taxonomische Gruppe oder einen Organismenotypus erstellt (z. B. alle Gefäßpflanzen eines Bezugsraums). Für einzelne Arten können Inzidenzkurven den Zusammenhang der Vorkommenswahrscheinlichkeit mit der Flächengröße abbilden. Dies ist möglich, wenn genügend Fundangaben innerhalb eines gegebenen Habitattyps mit unterschiedlichen Flächengrößen vorhanden sind. Dies ist z. B. häufig der Fall, wenn Daten aus Biotopkartierungen vorliegen.

Ein Beispiel: Eine Art wird innerhalb eines Habitattyps auf Flächen mit kleiner Ausdehnung nicht oder nur selten angetroffen, auf Flächen desselben Habitattyps mit großer Ausdehnung ist sie jedoch öfter zu finden. Wenn nun in einer Fläche mit bekannter Größe dieses Habitattyps diese Art in der Meldeliste fehlt, so kann aus der statistisch modellierten Kurve (sog. Inzidenzkurve) abgeschätzt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit diese Art auf dieser Fläche vorkommt, aber übersehen wurde.* Eine genaue Methodenbeschreibung hierzu findet sich in Gaston, He (2008); für eine kritische Betrachtung der Methoden siehe Wintle et al. (2012).

Beals Smoothing ist eine multivariate Datentransformation für Präsenz/Absenz-Daten (d. h. 1/0) in Artengemeinschaften, die eine Vielzahl an Nullen (Abwesenheit) sowie einen hohen Grad an Unsicherheit (bezüglich der Unvollständigkeit von Artenlisten) enthalten. Diese Transformation ersetzt die Beobachtungen in der Artenliste einer Erhebung durch vorhergesagte Wahrscheinlichkeiten des Vorkommens einer Art aufgrund der empirischen Co-Occurrence (siehe unten) mit anderen Arten der vollständigen Artenliste über alle Erhebungen hinweg.

Ein Beispiel: Es liegen viele empirische Informationen (z. B. aus detaillierten Vegetationsaufnahmen) zu einer typischen Artengemeinschaft vor. Aus diesen wird deutlich, dass, wenn in dieser Artengemeinschaft die Arten A, B und C vorkommen, auch Art D mit der Wahrscheinlichkeit X vorkommt. Wird nun eine Artenliste aus einer unvollständigen Erhebung herangezogen, in der die Vorkommen der Arten A, B und C gelistet sind, so kann aus den empirischen Werten der Gesamtheit aller vorliegenden Daten abgeschätzt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit Art D in der entsprechenden Artengemeinschaft vorhanden ist.* Da sich somit Vorkommenswahrscheinlichkeiten ergeben, können Ergebnisse aus dem Beals Smoothing auch Eingang in quantitative Modelle finden. Eine ausführliche Beschreibung und Diskussion dieser Methode findet sich in De Cáceres, Legendre (2008) und Bruehlheide et al. (2020).

Co-Occurrence ist das gemeinsame Auftreten zweier (oder mehrerer) Arten z. B. aufgrund gleichartiger ökologischer Ansprüche an ihren Lebensraum. So treten zwei feuchteliebende Pflanzenarten in einem feuchten Lebensraum mit höherer Wahrscheinlichkeit gemeinsam auf als eine feuchte- und eine trockenheitliebende Art. Co-Occurrence kann auch in der Koevolution miteinander interagierender Arten bedingt

sein, wodurch sich manche Arten gegenseitig fördern (z. B. Ameisen und Blattläuse) oder (kleinräumig) hindern bzw. ausschließen. Auf Basis empirischer Co-Occurrence-Daten können so Lücken in Artenlisten aufgrund der (z. T. auch aus anderen Studien zusammengetragenen) Erfahrungswerte geschlossen werden.* Co-Occurrence ist z. B. die Grundlage des Beals Smoothing. Einführende Gedanken zum Konzept der Co-Occurrence finden sich in Cole (1949), für Anwendungsbeispiele siehe De Cáceres, Legendre (2008), Jansen et al. (2020) und Bruehlheide et al. (2020).

Der **Frescalo-Algorithmus** (Hill 2012) ermöglicht es, die Wahrscheinlichkeit zu berechnen, mit der eine Art, die in der Meldeliste eines entsprechenden Ortes fehlt, dennoch vorhanden ist; dabei wird die räumliche Ähnlichkeit von z. B. Messtischblattquadranten und Fundmeldungen in der Umgebung dieser Orte einbezogen. Ein Zielquadrant und seine Umgebung (z. B. die umgebenden 100 Zellen) werden aufgrund ihrer biotischen und/oder abiotischen Ähnlichkeit sowie ihrer räumlichen Distanz charakterisiert. Solche biotischen/abiotischen Eigenschaften können z. B. Klima, Bodenbeschaffenheit und Topographie sein oder auch z. B. der Anteil bewaldeter Fläche.

Tritt eine im Zielquadranten nicht gemeldete Art in einer Vielzahl ökologisch ähnlicher Nachbarquadranten auf, so ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass sie im entsprechenden Zielquadranten vorkommt, jedoch nicht entdeckt wurde. Dies kann z. B. passieren, wenn der Quadrant nicht ausreichend untersucht wurde. Um die Untersuchungstiefe abzuschätzen, wird eine Liste der häufigsten Arten der umgebenden ökologisch ähnlichen Nachbarquadranten erstellt. Wurde ein Großteil dieser Arten für den Zielquadranten gelistet, so kann davon ausgegangen werden, dass dieser gut untersucht wurde. Somit ist eine tatsächliche Abwesenheit einer nicht gemeldeten Art an diesem Ort auch dann wahrscheinlich, wenn diese Art in den ökologisch ähnlichen Nachbarquadranten gemeldet wurde.*

Generalisierte (gemischte) lineare Modelle decken eine breite Palette verschiedener statistischer Modelle ab. Sie reichen von einfachen linearen Regressionen bis hin zu komplexen Mehrebenen-Modellen für nicht normalverteilte, zeitlich wiederholte Daten. Sie werden auch als Erweiterung der verallgemeinerten linearen Modelle (engl. Generalized Linear Model, GLM) gesehen, die zufällige, nicht explizit gemessene Effekte oder räumlich-zeitliche Abhängigkeiten beinhalten.

Ein Beispiel: In einer Studie soll der Zusammenhang zwischen mehreren Umwelteinflüssen X und der Anzahl der beobachteten Libellenindividuen Y über einen Zeitraum t hinweg modelliert werden. Hier wäre eine Modellierung von Y mittels Poisson-Verteilung nur in ganzzahligen Ergebnissen vorliegen kann. Weiter kann man annehmen, dass die Anzahl der beobachteten Individuen zwischen verschiedenen geographischen Gebieten unterschiedlich ist, was nicht auf die direkt gemessenen Umwelteinflüsse zurückzuführen ist, sondern auf „zufällige“ lokale Besonderheiten. Diese werden adäquat durch die zufälligen Effekte modelliert. Ein

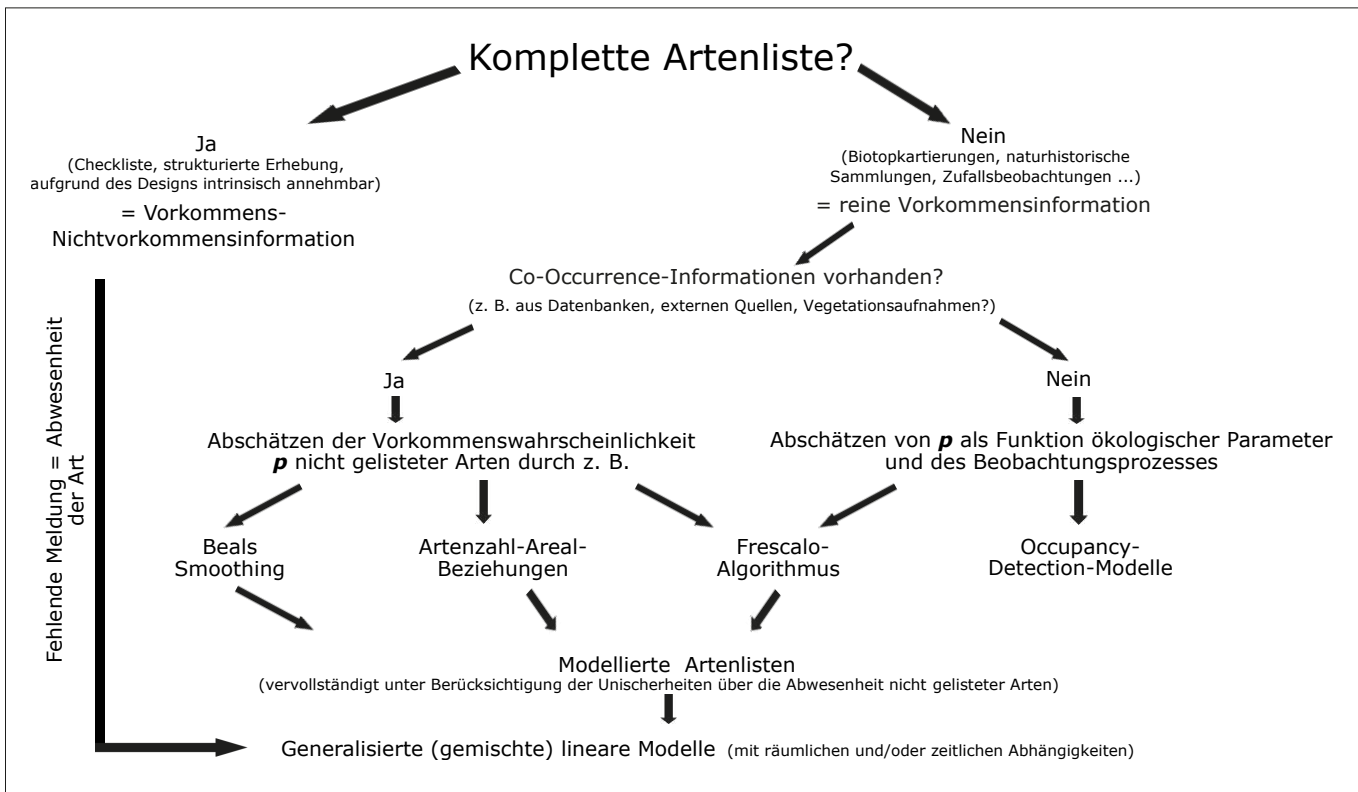


Abb. A: Entscheidungsbaum für die Anwendung geeigneter statistischer Methoden und deren Nutzung in verschiedenen Auswertungsszenarien. Ziel der Analysen ist die Abschätzung eines Trends der Vorkommenswahrscheinlichkeit p (oder ggf. der Abundanz) einer Art über die Zeit hinweg; p bezieht sich auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art X am Ort Y zum Zeitpunkt t. Neben Occupancy-Detection-Modellen stehen nach der Vervollständigung der Artenliste (ggf. durch Modellierungen) eine Vielzahl anderer Modelle zur Verfügung.

Fig. A: Decision tree for the use of suitable statistical methods and their application in various scenarios of data evaluation. The aim of such analyses is the estimation of a temporal trend in the occupancy p (or abundance) of a certain species; here, p reflects the probability of an occurrence of species X in location Y at time t. In addition to occupancy-detection models, a large number of models are available after gaps are filled (possibly by modelling) in the potentially incomplete species list.

weiterer Effekt, der bei einer solchen Untersuchung eine Rolle spielt, ist die zeitliche Abhängigkeit der Beobachtungen an Ort 1 zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 . Auch solche komplexen Abhängigkeiten lassen sich in generalisierten (gemischten) Modellen berücksichtigen. Gute Einführungen zum Thema gemischte lineare Modelle finden sich in Zuur et al. (2009, 2017).

Occupancy-Detection-Modelle beschreiben eine Klasse moderner Analysemethoden, die es ermöglichen, die Wahrscheinlichkeit des räumlich-zeitlichen Vorkommens einer Art in Abhängigkeit vom Beobachtungsprozess zu modellieren (Kéry, Royle 2016). Es handelt sich um zwei (oder mehrere), hierarchisch an die Daten angepasste generalisierte, gemischte Modelle. Diese berücksichtigen, dass eine Art an einem Ort zwar anwesend sein kann, beim Beobachtungsprozess möglicherweise aber übersehen wurde.

In einem Teil des Modells wird aus den vorhandenen Daten die empirische Beobachtungswahrscheinlichkeit (engl. detection) einer Art abgeschätzt. Hier können Informationen zum Erfassungsaufwand in die Abschätzung der Detektionswahrscheinlichkeit einbezogen werden (z. B. die bei der Beobachtung verbrachte Zeit). Auch die Erfahrung einer Beobachterin bzw. eines Beobachters kann in diesem Teil des Modells berücksichtigt werden (z. B. angenähert durch die Gesamtanzahl der Fundmeldungen dieser Person oder die Anzahl der Jahre, seit denen diese aktiv ist). Es wird hierbei davon ausgegangen, dass eine erfahrene Person, die das Verhalten der zu beobachtenden Arten kennt, diese mit höherer Wahrscheinlichkeit entdeckt, als jemand Unerfahrenes.

In einem anderen Teil des Modells können Daten zu ökologischen Gegebenheiten vor Ort genutzt werden, um die Wahr-

rscheinlichkeit des Vorkommens (engl. occupancy) einer Art an einem Ort zu berechnen. Dies können klimatische Variablen zur Zeit der Beobachtung sein, aber auch das Datum der Erhebung. Des Weiteren können Daten, die bei bekannter Örtlichkeit auch im Nachhinein z. B. aus Geographischen Informationssystemen zur Verfügung stehen, einbezogen werden. Hier können z. B. Faktoren wie der Abstand zum nächsten Gewässer oder der „Isolationsgrad“ einer Beobachtungsfläche vom nächsten bekannten Vorkommen der Art eine wichtige Rolle spielen.

Mit Hilfe einer Verknüpfung dieser beiden Modellteile sind Occupancy-Detection-Modelle in der Lage, das Vorkommen einer Art an einem Ort abzuschätzen, auch wenn diese Art an diesem Ort nicht in der Meldeliste auftaucht. Hierzu werden die geschätzten Detektions- und Vorkommenswahrscheinlichkeiten eines Ortes miteinander multipliziert (Kéry, Royle 2016). Occupancy-Methoden erfordern allerdings, dass mindestens zwei Erfassungen am selben Ort vorgenommen wurden.

Literatur

- Bruehlheide H., Jansen F. et al. (2020): Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions* 26: 782–794. DOI: 10.1111/ddi.13058
- Cole L.C. (1949): The measurement of interspecific association. *Ecology* 30(4): 411–424.
- De Cáceres M., Legendre P. (2008): Beals smoothing revisited. *Oecologia* 156: 657–669. DOI: 10.1007/s00442-008-1017-y

Gaston K.J., He F. (2011): Species occurrence and occupancy. In: Magurran A.E., McGill B.J. (Hrsg.): Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press. Oxford: 141 – 151.

Hill M.O. (2012): Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods in Ecology and Evolution* 3(1): 195 – 205. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2011.00146.x

Jansen F., Bonn A. et al. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13: e12674. DOI: 10.1111/conl.12674

Kéry M., Royle J.A. (2016): Applied hierarchical modelling in ecology – Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol. 1. Academic Press. Amsterdam: 811 S.

Wintle B.A., Walshe T.V. et al. (2012): Designing occupancy surveys and interpreting non-detection when observations are imperfect. *Diversity and Distributions* 18(4): 417 – 424. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00874.x

Zuur A., Ieno E. et al. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer. New York: 574 S.

Zuur A., Ieno E., Saveliev A.A. (2017): Beginner's guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. I: Using GLM and GLMM. Highland Statistics Ltd. Newburgh: 12 S.

Endnote

* Einige der hier genannten statistischen Methoden können helfen, Datenlücken zu schließen. Sie führen aber ggf. zu Extrapolationen; d. h. eine Art, die nicht in einer Meldeliste auftaucht, ist tatsächlich abwesend, wird durch die Methodik jedoch fälschlicherweise mit in die Liste aufgenommen. Dies scheint zunächst als nicht wünschenswert, erhöht jedoch die Robustheit der Trendschätzungen: Bei einer Art, die sich sogar nach der eher konservativen Glättung der ggf. lückenhaften Daten z. B. im Rückgang befindet, ist der Rückgang trotz aller Unsicherheiten in den Daten sehr wahrscheinlich zutreffend. Eine solche Robustheit liefert gute Argumente in Diskussionen um Analysen aufgrund einer heterogenen Datenlage.

Zusatzmaterial B: Charakteristika von Biodiversitätsdatensätzen

Supplement B: Characteristics of biodiversity records

1 Arten-/Biotop-Ebene

Erfassungen von Biodiversitätsdaten lassen sich grundsätzlich danach differenzieren, ob der „Fokus der Erhebung“ auf der Erfassung von **Arten** oder von **Biotopten** liegt. Bei einer Erfassung mit dem Fokus auf der **Arten-Ebene** können die zugrundeliegenden Artenlisten eine taxonomische (Groß)gruppe (z. B. Moose, Libellen, Amphibien oder Reptilien) oder Arten einer bestimmten Lebensgemeinschaft (z. B. Makrozoobenthos, rastende Wasservögel etc.) umfassen. Solche Artenlisten schließen oft auch Taxa auf der Ebene von Unterarten, Varietäten, Artengruppen (Aggregate, Sektionen) oder Gattungen ein.

Beispiele für Erfassungen auf Basis vorgegebener Referenzlisten sind Transektbegehungen oder Vegetationsaufnahmen von Plotflächen. Artenlisten können bei speziellen Erfassungsprogrammen wenige bis nur eine einzige Art umfassen, wie z. B. beim Wolfs-Monitoring oder bei den Erfassungsprogrammen der Wildkatze. Dann handelt es sich typischerweise um Erfassungsprogramme, die z. B. auf besonders schützenswerte, charismatische oder aber auch ggf. problematische Arten (z. B. *Ambrosia* als Allergien auslösende Blütenpflanze) ausgerichtet sind. Je nach Erfassungsprotokoll (z. B. stark strukturiert vs. Zufallsbeobachtungen) können Artenlisten mehr oder weniger vollständig erfasst werden (vgl. „Vorkommen vs. Absenzen“ unten).

Erfolgt eine Erfassung mit dem Fokus auf der **Biotopt-Ebene**, so wird der konkrete Lebensraum einer Lebensgemeinschaft (Biozönose im Sinne einer regelmäßig wiederkehrenden Artengemeinschaft) aus Pflanzen und/oder Tieren erfasst und dabei räumlich abgegrenzt. Dabei umfasst die Abgrenzung je nach Erfassungsprogramm eine bestimmte Mindestgröße und kann bei kleinräumiger Verzahnung auch Biotopkomplexe beinhalten.

Bestimmte Biotop- oder Lebensraumtypen können durch charakteristische bzw. sehr stetige Arten definiert sein. So ist z. B. der Biotoptyp B5610 in Thüringen (Zwergstrauch-/Ginsterheide; vgl. Lauser, Korsch 2018) durch ein Set charakteristischer Arten gekennzeichnet, von deren Anwesenheit ausgegangen werden kann, sobald dieser Biotoptyp vorliegt (ggf. werden solche Biotoptypen in Unterkategorien feiner aufgegliedert, sodass noch spezifischere Informationen zur dortigen Vegetation vorliegen). Daraus lassen sich indirekt Artenlisten für die vorliegende Fläche ableiten.

Zusätzlich zur Erfassung und räumlichen Abgrenzung von Biotoptypen kann bei Biotopkartierungen auch das Vorhandensein charakteristischer Arten innerhalb einer Biotopfläche erfasst werden. Diese dienen der Dokumentation der Bestimmung des Biotop-typs und sind häufig sehr lückenhaft, da lediglich Arten in dieser Artenliste auftauchen, die den vorliegenden Typ charakterisieren.

Ein ähnliches Prinzip gilt für Erfassungen aus phytosoziologischen Studien. Wird eine Fläche aufgrund ihrer Phytozönose einer pflanzensoziologischen Einheit zugeordnet, so lassen sich lediglich Rückschlüsse auf die charakteristischen Arten ziehen, nicht aber auf den Gesamtartenbestand an Pflanzen. Bei Datensätzen, die auf **Biotopt-Ebene** erfasst wurden, gilt es daher zu bedenken, dass das aus dem Biotoptyp abgeleitete oder zusätzlich erfasste Arteninventar meist nur die charakteristischen Arten umfasst und daher nicht vollständig ist. Für eine robuste Auswertung solcher Daten hinsichtlich der Trendentwicklung von Arten sind daher zahlreiche externe Zusatzinformationen, wie z. B. Erhebungen auf Artenlisten-Ebene in der näheren Umgebung oder von vergleichbaren Ökosystemen, notwendig, um die Lücken in solchen Artenlisten zu glätten. Dies ist z. B. durch Artenzahl-Areal-Beziehungen oder Co-Occurrence-Methoden möglich, wie sie im Zusatzmaterial A, S. 2 ff., näher beschrieben sind.

Weiterhin können Daten mehr oder weniger standardisiert erfasst werden. Bei einer standardisierten Erfassung wird mit einer festgelegten Erfassungsmethodik und definiertem Erfassungsaufwand pro Raumeinheit diese Einheit auf das Vorkommen aller Arten einer Artenliste untersucht. Bei nicht-standardisierten Erfassungen werden Artvorkommen unsystematisch ohne Bezug zu vorgegebenen Raumeinheiten und ohne Vorgabe einer Methode sowie einer vollständig zu erhebenden Artenliste gesammelt.

2 Raum

Oft werden Daten nach einer bestimmten Stratifizierung (**räumlicher Fokus**) aufgenommen und in **vorgegebene Raumeinheiten** aufgeteilt (das können Habitate, Landschaftselemente, Plotflächen, Transekte, Rasterfelder etc. sein). Ein Beispiel ist die Stratifizierung einer Großlandschaft anhand ihrer Biotoptypen. Weiterhin können Daten eine unterschiedliche **räumliche Auflösung** haben. Diese kann von Aufnahmeflächen von wenigen Quadratmetern (Plots) über Messtischblätter bis hin zu ganzen Bundesländern oder großen Landschaftselementen (z. B. EU-Vogelschutzgebiete) reichen. Darüber hinaus haben verschiedene Datensätze eine unterschiedliche **räumliche Ausdehnung**, die von einer kleinräumigen Örtlichkeit über ein Bundesland bis ganz Deutschland reichen kann, wie dies z. B. bei den bundesweiten Verbreitungsatlanen oder flächendeckenden Rasterkartierungen der Fall ist.

3 Zeit

Auch die zeitliche Abdeckung der Datensätze kann variieren. Während Erhebungen wie z. B. zur Erstellung von Verbreitungsatlanen teilweise Dekaden oder gar Hunderte von Jahren zurückreichen, blicken andere – speziell die aus den neueren Monitoringprogrammen – nur wenige Jahre oder Jahrzehnte zurück (Mihoub et al. 2017). Der zeitliche Fokus beschreibt die zeitliche Dimension, über die ein Datensatz Aussagen machen soll.

Bei Atlas- oder Biotopkartierungen liegt der zeitliche Fokus i. d. R. auf der Zustandsbeschreibung in einem bestimmten Zeitfenster. Monitoringprogramme sind entweder darauf ausgelegt, eine zeitliche Entwicklung zu erfassen und/oder Zustände in wiederholten Zeitfenstern miteinander vergleichbar zu bestimmen (z. B. ist das Monitoring häufiger Brutvögel darauf ausgelegt, Populationstrends über mehrere Jahre zu erfassen, während das Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Monitoring hauptsächlich darauf ausgelegt ist, den Erhaltungszustand im sechsjährigen Berichtszeitraum zu bestimmen). Weiterhin gibt es Datensätze, die bei ihrer Entstehung keinen zeitlichen Fokus haben, sondern erst einmal nur eine Sammlung von Informationen zu Zeitpunkten sind (z. B. Datensammlungen von Zufallsfunden durch Apps).

Die **zeitliche Auflösung** entspricht der Häufigkeit, mit der Daten zu einer Erfassungseinheit aufgenommen werden. Der zeitliche Fokus einer Fragestellung, die Auffinde-Wahrscheinlichkeit und die Dynamik im Auftreten der untersuchten Arten bestimmen, mit welcher zeitlichen Auflösung Daten erhoben werden müssen. Beispielsweise werden im FFH-Monitoring innerhalb des sechsjährigen Berichtszeitraums Daten zu Arten mit hoher Auffinde-Wahrscheinlichkeit und geringer Dynamik jeweils nur in einem Jahr mit nur einer Erhebung aufgenommen. Bei Arten mit geringer Auffinde-Wahrscheinlichkeit und hoher Dynamik werden Daten jeweils in mehreren Jahren und/oder mit mehreren Erhebungen pro Jahr aufgenommen. Daten ohne zeitlichen Fokus werden oft in variabler zeitlicher Auflösung erhoben, z. T. sogar in Echtzeit wie beispielsweise bei Zufallsfundmeldungen durch Apps.

4 Vorkommen versus Absenzen

Bei Erfassungen auf der Biotop-Ebene werden meist nur selektive oder für bestimmte Biotoptypen charakteristische Artvorkommen

zusätzlich erfasst. Aber auch bei Erfassungen mittels Artenlisten werden – trotz der Zielvorgabe einer möglichst vollständigen Erfassung – methodisch bedingt meist nicht alle Arten erfasst. Hierbei wird häufig auch nur die reine Artpräsenz (**Vorkommens-Information**) erhoben. Aus fehlenden Einträgen in solchen Artenlisten kann daher nicht ohne Weiteres auf das tatsächliche Fehlen einer Art geschlossen werden (sog. „**Falsche Absenzen**“). Im Gegensatz dazu existieren aber auch Daten in Form von Vorkommens-Abwesenheits-Informationen, sog. „**Echte Absenzen**“. Vorkommens-Abwesenheits-Informationen unterscheiden sich je nach Ziel der Erhebung und methodischer Herangehensweise.

In Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe, werden Vorkommens-Abwesenheits-Informationen in zwei grobe, methodische Kategorien unterteilt:

1. Anhand einer angestrebten Vollerfassung des Arteninventars auf einer definierten Fläche und zu einer definierten Artenliste (z. B. einer taxonomischen Gruppe) als Referenz erfasste Daten. Hierzu zählen in der Regel Plot-Daten (z. B. von Vegetationsplots).
2. Daten, die nicht anhand einer Vollerfassung (z. B. zeitlich begrenzter Erfassungsaufwand) und/oder nicht auf einer definierten Fläche erhoben wurden, aber z. B. Informationen zum Erfassungsaufwand (verbrachte Zeit, taxonomischer Fokus) enthalten und somit Rückschlüsse auf Vorkommen oder Abwesenheit zulassen.

Aufnahmen auf der Biotop-Ebene, die auf Basis charakteristischer Arten erhoben wurden, können stets auf die Art-Ebene heruntergebrochen werden. Aus (vielen) Einzelfunden lassen sich häufig auch Daten auf Artengemeinschafts-Ebene erstellen. Allerdings sind dann nur Anwesenheitsinformationen vorhanden. Eine sichere Information über die tatsächliche Abwesenheit einer Art in Raum und Zeit ist nicht gegeben. Während Daten mit echten Absenzen häufig mit geringerer vorausgehender Aufarbeitung für die Berechnung zeitlicher Trends herangezogen werden können, werden für reine Anwesenheitsdaten weitere Schritte benötigt, um die Artenlisten über Raum und Zeit miteinander vergleichbar zu machen (vgl. Abb. A, S. 3 im Zusatzmaterial A).

Da verschiedene Daten zu jeweils unterschiedlichen Zwecken erhoben werden, unterscheiden sich diese in ihrer räumlichen Abdeckung und/oder zeitlichen Auflösung. Dies resultiert häufig aus einer Minimierung des Erhebungsaufwands wie bei Erhebungen von Vorkommen in Raster-Feldern, die außer bei seltenen Arten keine Erhebung aller im Untersuchungsraum vorhandenen Vorkommen im Fokus haben.

5 Abundanz/Aktivitätsdichte/Deckungsgrad

Manche Datensätze enthalten auch Angaben über die Abundanz bzw. die Deckung oder die Aktivitätsdichten der untersuchten Pflanzen oder Tiere. Diese Informationen kommen von strukturierten Erhebungen, d. h. Erhebungen mit einem mehr oder weniger fest definierten Aufnahmeprotokoll. Solche Daten ermöglichen es, auch Veränderungen der Demographie (d. h. Phänologie, Populationsdynamiken, Migrationsverhalten u. Ä.) zu quantifizieren. Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe, ist der Versuch einer Einordnung dieser Daten entlang der genannten Kategorien.

6 Literatur

- Lauser P., Korsch H. (Bearb.) (2018): Anleitung zur Kartierung der gesetzlich geschützten Biotope im Offenland Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG). Weimar: 99 S.
- Mihoub J.B., Henle K. et al. (2017): Setting temporal baselines for biodiversity: The limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Scientific Reports* 7: 41 591. DOI: 10.1038/srep41591

Zusatzmaterial C:

Strukturen zur Datenaufnahme und -haltung

Supplement C: Structures for data recording and storage

Datenbanken, die in vielen Ämtern, Behörden, Fachgesellschaften, Planungsbüros und Forschungseinrichtungen seit Langem vorhanden sind, stellen eine strukturierte Sammlung von Informationen in Form von mehr oder weniger direkt auswertbaren Formaten dar. Im Gegensatz zu reinen Datentabellen können in Datenbanken verschiedene Facetten von Informationen zu einem Thema logisch voneinander getrennt aufbewahrt und nach konzeptionellen oder semantischen Gesichtspunkten miteinander verknüpft werden.

Auch viele andere Projekte verfügen mittlerweile ebenfalls über gut strukturierte Online-Datenbanken (z. B. Citizen-Science-Datenbanken wie <https://www.ornitho.de>, <http://www.ebird.org>, <https://www.ufz.de/tagfalter-monitoring.de>). Eine mangelnde Standardisierung über die Projekte hinweg erschwert jedoch häufig komplexere Auswertungen, da aufgrund fehlender Informationen (z. B. zum Erhebungsaufwand) nicht klar ist, ob gefundene Änderungen in den Vorkommensmeldungen von Arten echte Trends oder eine Veränderung im Beobachtungsaufwand widerspiegeln.

Die Vernetzung interoperabler Datenbanken bietet auch die Möglichkeit, Daten dezentral für eine Vielzahl von Personen zugänglich zu machen, sei es als komplett öffentliche Plattform (z. B. im Internet) oder hinter einer passwortgeschützten Struktur im Intranet von Behörden, Fachgesellschaften oder Forschungseinrichtungen. Somit können neue Verknüpfungen und neue Auswertungen ermöglicht werden und dadurch kann das gemeinsame Wissen über Biodiversität gestärkt werden.

Eine sinnvolle Aufarbeitung und Analyse solcher Datensätze setzt eine hinreichend genaue Dokumentation der verfügbaren Daten voraus (Fegraus et al. 2005). Solche Kerninformationen oder Metadaten lassen sich schon mit wenigen Pflichtfeldern (wie etwa zur Aufnahmemethode, zum Datum, Ort, Taxon und ggf. zur Häufigkeit der gesichteten Individuen) generieren. Je detaillierter die Dokumentation eines Datensatzes, desto besser lässt sich abschätzen, ob Analysen möglich sind und welche Analysemethoden herangezogen werden können. Bei neu erhobenen Daten, neu entstehenden Datenbanksystemen oder bei der retrospektiven Digitalisierung und Mobilisierung von Daten sollten standardisierte Informationen zu zugrundeliegenden Aspekten erhoben werden (vgl. auch Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe):

1 Was?

Die Zuordnung einer Beobachtung zu einer taxonomischen Grundeinheit, idealerweise einer bestimmten Art (bzw. auch Unterart – falls relevant), sollte bekannt sein. Bei Erhebungen von Artengruppen (z. B. Vegetationsaufnahme von Gefäßpflanzen, Amphibien-Zählung) ist die Angabe der erfassten Gruppe notwendig. Gegebenenfalls kann eine Meldung auf Gattungs- oder Familienbene ebenfalls hilfreich sein.

2 Wann?

Vor allem bei faunistischen Arterfassungen ist diese Angabe wichtig, da die Aktivitätsphasen vieler Arten von deren allgemeiner Phäno-

logie oder gar Tageszeit abhängig sind. Tagesgenaue Zuordnungen lassen u. a. Rückschlüsse auf die Verschiebung der Phänologie zu (z. B. Aktivitätszeitraum, Brutphasen, Blütephasen). Beobachtungen mit genaueren Zeitangaben (z. B. Tageszeit) lassen auch Rückschlüsse auf die Verschiebung täglicher Rhythmen zu.

3 Wo?

Für die räumliche Einordnung ist die Angabe des Fundortes zentral. Automatisierte GPS-Angaben erlauben es oftmals, punktgenaue Positionsangaben zu machen. Diese sind wichtig und können im Nachhinein standardisierten Landschaftsausschnitten zugeordnet werden. Es sollte mindestens die Genauigkeit auf dem Niveau von Messtischblattquadranten angegeben werden. Bei punktgenauen Daten ist die Nennung des Koordinaten-Referenzsystems essenziell.

4 Wer?

Eine Nennung der Beobachterin bzw. des Beobachters ist eine sehr hilfreiche Information. Auch bei anonymisierten Angaben zur erfassenden Person ist unter Verwendung moderner Analysemethoden z. B. der Grad der Erfahrung dieser Person bei der Abschätzung eines Trends mit zu berücksichtigen. Dies erhöht nachweislich die Zuverlässigkeit einiger statistischer Analyseverfahren (vgl. Kelling et al. 2015, 2019). Nicht anonymisierte Angaben erlauben es, die Beobachterin bzw. den Beobachter bei Folgeerhebungen hinzuzuziehen, z. B. um methodische Fehler zu reduzieren.

5 Wie viel?

Die Angabe der Methodik ist wichtig für die spätere Auswertung – unabhängig davon, ob die Daten aus einem strukturierten Monitoring stammen oder ob es sich um eine zufällige Beobachtung handelt. Wichtige Informationen sind: Wurden alle Arten erfasst (komplette Checkliste)? Weiterhin: Wurden Individuen gezählt? Wurden Häufigkeitsklassen geschätzt? Wenn ja, welche? Wurde die Abundanz einer Art (z. B. Deckung, Populationsdichte) geschätzt und in welcher Skala (%-Deckung, nach Londo, nach Braun-Blanquet, Individuenzahl pro Flächeneinheit)? Aus Sicht des Monitorings und der Trendanalysen sind Datensätze mit kompletten Artenlisten sowie Häufigkeits- oder Abundanzangaben extrem wertvoll. Neben Aussagen über die Veränderung der Verbreitung von Arten lassen sich u. a. auch Aussagen über die Dynamik innerhalb der beobachteten Populationen ableiten.

6 Wie?

Die ausreichende Dokumentation des „Wie“ stellt zwar die größte Hürde bei der Mobilisierung von Daten dar, potenziert jedoch den Wert einer Fundmeldung aus Sicht des Naturschutzes und des Monitorings. Es ist wichtig, dass klar abgegrenzt werden kann, welcher

Datensatz mit welcher Methode und welchem Erfassungsaufwand erhoben wurde. So können ggf. Datensätze mit derselben Methode verschnitten, aber auch heterogene Datensätze harmonisiert oder in einem übergreifenden Modell analysiert werden (z. B. Zuur et al. 2017). Mittels moderner statistischer Verfahren können z. B. Einzeldatensätze mit Häufigkeitsangaben nicht nur zur beobachteten Population, sondern auch zur Gesamtpopulation wichtige Informationen liefern (z. B. Bowler et al. 2019). Für Hilfestellungen zur Dokumentation des „Wie“ siehe z. B. Fegraus et al. (2005) und Wilkinson (2016).

7 Literatur

Bowler D.E., Erlend B.N. et al. (2019): Integrating data from different survey types for population monitoring of an endangered species: The case of the Eld's deer. *Scientific Reports* 9(1): 7766. DOI: 10.1038/s41598-019-44075-9

Fegraus E., Andelmann S. et al. (2005): Maximizing the value of ecological data with structured metadata: An introduction to ecological metadata language (EML) and principles for metadata creation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 86(3): 158 – 168.

Kelling S., Johnston A. et al. (2015): Can observation skills of citizen scientists be estimated using species accumulation curves? *PLOS ONE* 10(10): 1 – 20. DOI: 10.1371/journal.pone.0139600

Kelling S., Johnston A. et al. (2019): Using semi-structured surveys to improve citizen science data for monitoring biodiversity. *BioScience* 69(3): 170 – 179. DOI: 10.1093/biosci/biz010

Wilkinson M.D., Dumontier M. et al. (2016): The FAIR guiding principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data* 3: 160018. DOI: 10.1038/sdata.2016.18

Zuur A., Ieno E., Saveliev A.A. (2017): *Beginner's guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. I: Using GLM and GLMM.* Highland Statistics Ltd. Newburgh: 12 S.

Zusatzmaterial D:

Zusammenstellung von Wiederholungsstudien zu verschiedenen Artengruppen in Deutschland

Supplement D:

Compilation of repeated studies on different species groups in Germany

Tab. A siehe S.9 f.

Literatur

Becker T., Spanka J. et al. (2017): Forty years of vegetation change in former coppice-with-standards woodlands as a result of management change and N deposition. *Applied Vegetation Science* 20(2): 304 – 313. DOI: 10.1111/avsc.12282

Dalbeck L., Düssel-Siebert H. et al. (2018): Die Salamanderpest und ihr Erreger *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal): aktueller Stand in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25(1): 1 – 22.

Diekmann M., Jandt U. et al. (2014): Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biological Conservation* 172: 170 – 179. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.02.038

Dittmann T., Heinken T., Schmidt M. (2018): Die Wälder von Magdeburgerforst (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten. *Tuexenia* 38: 11 – 42. DOI: 10.14471/2018.38.009

Fanigliulo M., Seitz B., Heinken T. (2014): Veränderungen der Grünlandvegetation im Streeseebecken bei Biesenthal seit 1992. *Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin-Brandenburg* 147: 13 – 49.

Flottmann H.-J., Bernd C. et al. (2008): Rote Liste der Amphibien und Reptilien des Saarlandes (Amphibia, Reptilia). In: Ministerium für Umwelt und Delattinia (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes. Bd. 4. Saarbrücken: 307 – 328.

Fumy F., Löffler F. et al. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland

types. *Journal of Environmental Management* 256: 109 919. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109919

Grosse W.-R. (2015): Grasfrosch – *Rana temporaria* (LINNAEUS, 1758). *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz in Sachsen-Anhalt* 4: 357 – 370.

Habel J.C., Segerer A. et al. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30(4): 754 – 762. DOI: 10.1111/cobi.12656

Hachtel M., Weddelling K. et al. (2006): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 30: 362 – 368.

Hallmann C.A., Sorg M. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809

Heckes U., Gruber H.-J. (2003): Verbreitung und Bestandssituation der Wechselkröte (*Bufo viridis*, LAURENTI, 1768) in Bayern. *Mertensiella* 14: 28 – 37.

Hoffmann J., Kiesel J. (2007): Vogelindikator für die Agrarlandschaft auf der Grundlage der Abundanzen der Brutvogelarten im Kontext zur räumlichen Landschaftsstruktur. *Landbauforschung Völknerode* 57(4): 333 – 347.

Jandt U., Wehrden H. von, Bruelheide H. (2011): Exploring large vegetation databases to detect temporal trends in species occurrences. *Journal of Vegetation Science* 22(6): 957 – 972. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01318.x

Jensen K., Lenzewski N., Dengler J. (2013): Vegetationsentwicklung im Rückdeichungsgebiet Lenzen: Veränderungen zwischen 2009 und 2011. In: Struck A., Garbe H., Felinks B. (Hrsg.): *Auenreport Spezial. Die Deichrückverlegung bei Lenzen: erste Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung.* Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Potsdam: 58 – 64.

- Kordges T., Weddelling K. (2015): Immer früher? Langzeitmonitoring (1979–2013) zum Laichbeginn des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Felderbachtal in Hattingen (NRW). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 22: 211–222.
- Krause B., Culmsee H. et al. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation* 20(11): 2347–2364. DOI: 10.1007/s10531-011-9988-0
- Krause B., Culmsee H. et al. (2015): Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species? *Folia Geobotanica* 50(3): 253–266. DOI: 10.1007/s12224-015-9220-1
- Kürbis K., Ernst R. (2017): Use it or lose it: Herpetologische Beifänge als wertvolle Datenquelle für ökologisch-naturschutzfachliche Fragestellungen im Amphibienschutz? *Terraria/elaphe* 66: 96–97.
- Lemoine N., Bauer H.G. et al. (2007): Effects of climate and land-use change on species abundance in a Central European bird community. *Conservation Biology* 21(2): 495–503. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00633.x
- Leuschner C., Wesche K. et al. (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. *Berichte der Reinhessischen Tüxen Gesellschaft* 25: 166–182.
- Litzka K., Diekmann M. (2017): Resurveying hedgerows in Northern Germany: Plant community shifts over the past 50 years. *Biological Conservation* 206: 226–235. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.12.003
- Löffler F., Poniatowski D., Fartmann T. (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: 10.1016/j.biocon.2019.05.058
- Lütt S., Dethmann K. et al. (2018): Ergebnisse der Wertgrünlandkartierung. Phase 1 der landesweiten Biotopkartierung in Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft* 93(1): 21–28. DOI: 10.17433/1.2018.50153537.21-28
- Malkmus R., Weddelling K. (2017): Langzeituntersuchung (1987–2016) zum Laichgeschehen einer Metapopulation des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Spessart (Nordwestbayern) und die Auswirkungen nach Einwanderung des Bibers (*Castor fiber*). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 24(2): 187–208.
- Meyer S., Bergmeier E. et al. (2015a): Detecting long-term losses at the plant community level – Arable fields in Germany revisited. *Applied Vegetation Science* 18(3): 432–442. DOI: 10.1111/avsc.12168
- Meyer S., Wesche K. et al. (2015b): Landscape complexity has limited effects on the genetic structure of two arable plant species, *Adonis aestivalis* and *Consolida regalis*. *Weed Research* 55(4): 406–415. DOI: 10.1111/wre.12150
- Nöllert A., Naumann E., Scheidt U. (2003): Verbreitung, Lebensraum und Bestandssituation der Wechselkröte, *Bufo v. viridis* LAURENTI, 1768, in Thüringen. *Mertensiella* 14: 53–71.
- Peppler-Lisbach C., Könitz N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228. DOI: 10.14471/2017.37.001
- Rada S., Schweiger O. et al. (2019): Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Diversity and Distributions* 25(2): 217–224. DOI: 10.1111/ddi.12854
- Reinecke J., Klemm G., Heinken T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science* 25(1): 113–121. DOI: 10.1111/jvs.12069
- Saathoff U. (2016): Zentrale Artdatenbank Sachsen: Verbesserung der Nutzbarkeit sowie Auswertung des herpetologischen Datenbestandes. *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen* 17: 28.
- Schuch S., Bock J. et al. (2011a): Long-term population trends in three grassland insect groups: A comparative analysis of 1951 and 2009. *Journal of Applied Entomology* 136(5): 321–331. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2011.01645.x
- Schuch S., Bock J. et al. (2011b): Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation* 15(6): 811–822. DOI: 10.1007/s10841-011-9379-6
- Schuch S., Wesche K., Schaefer M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149(1): 75–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.006
- Seidling W. (2005): Ground floor vegetation assessment within the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany: Chances and challenges. *European Journal of Forest Research* 124(4): 301–312. DOI: 10.1007/s10342-005-0087-1
- Steffen K., Becker T. et al. (2013): Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia* 713(1): 1–17. DOI: 10.1007/s10750-013-1472-2
- Strubelt I., Diekmann M., Zacharias D. (2017): Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 yrs. *Journal of Vegetation Science* 28(2): 401–412. DOI: 10.1111/jvs.12483
- Strubelt I., Diekmann M. et al. (2019): Vegetation changes in the Hasbruch forest nature reserve (NW Germany) depend on management and habitat type. *Forest Ecology and Management* 444: 78–88. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.04.030
- Sudfeldt C., Dröschmeister R. et al. (Hrsg.) (2010): Vögel in Deutschland. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderearbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster: 56 S.
- Trockur B. (2013): Bemerkenswertes und aktuelle Ergänzungen zur Libellenfauna des Saarlandes aus den Jahren 2002 bis 2011 (Insecta: Odonata). *Delattinia* 39: 79–154.
- Trockur B., Lingenfelder U. (2014): Die FFH-Libellenarten im Saarland (Insecta: Odonata). *Delattinia* 40: 77–136.
- Wagner N. (2013): Bestandstrends der Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) im Saarland (Anura: Bufonidae). *Delattinia* 39: 195–206.
- Weddelling K., Geiger A. (2011): Erdkröte – *Bufo bufo*. In: Hachtel M., Schlupmann M. et al. (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*. Laurenti. Bielefeld: 583–622.
- Wesche K., Krause B. et al. (2009): Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 21: 196–210.
- Wesche K., Krause B. et al. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150(1): 76–85.

Tab. A: Zusammenstellung von Wiederholungsstudien zu verschiedenen Artengruppen in Deutschland. Beschrieben werden die jeweilige Bezugsregion, die Bezugszeiträume sowie eine grobe Klassifizierung der angewandten Methoden bei der Datenerfassung. In einigen Fällen beinhalten die erwähnten Studien auch Informationen zu den untersuchten Treibern.

Table A: Compilation of repeated studies on different species groups in Germany. The respective reference region, the reference periods and a rough classification of the methods used for data collection are described. In some cases, the studies mentioned also include information on the drivers studied.

Artengruppe	Region	Zeitraum	Datenquelle Artdaten	Untersuchte Treiber	Veröffentlichung
Amphibien	Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Thüringen	2014 – 2017	Hand- und Kescherfänge, Toifunde	Krankheitserreger (Salamanderpest)	Dalbeck et al. (2018)
Amphibien und Reptilien	Saarland	1995 – 2004	Atlasdaten	–	Flottmann et al. (2008)
Amphibien	Wechselkröten in Thüringen	1800 – 1997	Atlasdaten	–	Nöllert et al. (2003)
Amphibien	Wechselkröten in Bayern	1980 – 1998	Atlasdaten	–	Heckes, Gruber (2003)
Amphibien	Amphibienpopulationen im Drachenfelder Ländchen (Nordrhein-Westfalen)	1988 – 1995 vs. 2000 – 2003	Fang-/Wiederfangdaten	–	Hachtel et al. (2006)
Amphibien	Stadtgebiet Freiberg, Mittelsachsen	1989 – 2001 vs. 2002 – 2014	Beobachtungsdaten aus Datenbank, FFH-Monitoring	–	Saathoff (2016)
Amphibien	Grasfrosch im Feiderbachtal, Hattingen (Nordrhein-Westfalen)	1979 – 2013	Laichmonitoring	Witterung	Kordges, Weddeling (2015)
Amphibien	Grasfrosch im Kaltengrund, Spessart (Bayern)	1987 – 2016	Laichmonitoring	Witterung und Biber (<i>Castor fiber</i>)	Malkmus, Weddeling (2017)
Amphibien	Grasfrosch in Sachsen-Anhalt	Vor 2000 vs. 2001 – 2014	Beobachtungsdaten aus Datenbank	–	Grosse (2015)
Amphibien	Erdkröte im Saarland	2009 – 2013	Amphibienzuzählungen	–	Wagner (2013)
Amphibien	Erdkröte in Nordrhein-Westfalen	1986 – 2007	Schutzzaundaten	–	Weddeling, Geiger (2011)
Amphibien	Thüringen (Erfurt)	1997 – 2008	Beifänge in Barberfallen	–	Kürbis, Ernst (2017)
Insekten	Biomasse von Fluginsekten und Gemeinschaftszusammensetzung in Nordrhein-Westfalen und Brandenburg	1989 – 2016	Malaisefallen	–	Hallmann et al. (2017)
Insekten (Libellen)	Saarland	2012 – 2014	Sichtungen, Makrozoobenthos nach Wasserrahmentichtlinie (WRRL), FFH-Monitoring	Landnutzung/Landmanagement	Trockur, Lingenfelder (2014)
Insekten (Libellen)	Saarland	2002 – 2011 vs. Vorjahre	Datenbank der Libellen im Saarland der Sektion Libellen der DELATTINA	–	Trockur (2013)
Insekten (Auchenorrhyncha)	Trockenrasen in Ostdeutschland	1963 – 1967 vs. 2008 – 2010	Transekthebungen	Klimawandel	Schuch et al. (2012)
Insekten (Auchenorrhyncha, Heteroptera, Orthoptera)	Wiesengesellschaften in Norddeutschland	1951 vs. 2009	Transekthebungen	–	Schuch et al. (2011a)
Insekten (Lepidoptera)	Diversität von Tagfaltern in der Umgebung von Regensburg	1840 – 2013	Verschiedene Methoden	Indirekt: Arteigenschaften	Habel et al. (2016)
Insekten (Lepidoptera)	Diversität von Tagfaltern in Deutschland	2005 – 2015	Transekthebungen	Wirksamkeit von Natura-2000-Schutzgebieten	Rada et al. (2019)
Insekten (Orthoptera)	Trockenrasen in Ostdeutschland	1963 – 1967 vs. 2008 – 2009	Transekthebungen	Landchaftsstruktur, Landschaftsmanagement	Schuch et al. (2011b)
Insekten (Orthoptera)	Graslandhabitate in Nordrhein-Westfalen	1994 – 2015	Akustisch, visuell	Klimawandel, Landnutzungswandel	Löffler et al. (2019)
Insekten (Orthoptera)	Graslandhabitate in Südwestdeutschland (Schwarzwald)	1996 vs. 2017	Akustisch, visuell	Klimawandel, Landnutzungswandel	Fumy et al. (2020)
Pflanzen	Feuchtgrünland in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigerwerte	Wesche et al. (2009) Wesche et al. (2012)
Pflanzen	Auenwiesen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 1950/1960 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landchaftsfragmentierung, Landnutzungswandel	Krause et al. (2011) Krause et al. (2015)
Pflanzen	Ackerflächen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	–	Meyer et al. (2015a, b)
Pflanzen	Ackerland, Grünland, Ufer- und Wasserpflanzen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel, Eilenberg-Zeigerwerte	Leuschner et al. (2013)
Pflanzen	Ufer- und Wasserpflanzen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel, Eilenberg-Zeigerwerte	Steffen et al. (2013)
Pflanzen	Wertgrünland in Schleswig-Holstein	1980 vs. 2011	Kartierungen	–	Lütt et al. (2018)

Tab. A: Fortsetzung. Table A: Continued.						
Artengruppe	Region	Zeitraum	Datenquelle Artdaten	Untersuchte Treiber	Veröffentlichung	
Pflanzen	Nährstoffarme Kiefernwälder im Unterspreewald (Brandenburg)	1964/1966 vs. 2010	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte	Reinecke et al. (2014)	
Pflanzen	Rückdeichungsgebiete in der Region Lenzen (Brandenburg)	2009 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel	Jensen et al. (2013)	
Pflanzen	Heckenvegetation in Norddeutschland	1967 vs. 2015	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungsintensivierung	Litza, Djekmann (2017)	
Pflanzen	Grünland (Brandenburg)	1992/1994 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel	Fanigliulo et al. (2014)	
Pflanzen	Kalkmagerrasen in Nordwestdeutschland	1936 vs. 1996 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Djekmann et al. (2014)	
Pflanzen	Hartholzauenvegetation in Norddeutschland	1960 vs. 2012	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Strubelt et al. (2017)	
Pflanzen	Naturschutzgebiet Hasbruch, Niedersachsen	1996 vs. 2016	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen; Forstmanagement	Strubelt et al. (2019)	
Pflanzen	Bodenvegetation im Waldmonitoring Deutschlands	1987 – 2000	Vegetationsaufnahmen	–	Seidling (2005)	
Pflanzen	Ehemalige Niederwaldvegetation in Borsigrasrasen in Hessen und Mitteldeutschland	1970 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Blatteigenschaften	Becker et al. (2017)	
Pflanzen	Niedersachsen	1986/1987 vs. 2012	Vegetationsaufnahmen	Landnutzung, Bodenparameter	Pepler-Lisbach, Könitz (2017)	
Pflanzen	Zusammensetzung von Wald-gemeinschaften in Sachsen-Anhalt	1948/1950 vs. 2014	Vegetationsaufnahmen	Klimawandel, Stickstoffeintrag	Dittmann et al. (2018)	
Pflanzen	Deutschland	1908 – 2003	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Jandt et al. (2011)	
Vögel	Bodenseeregion	1980 – 1981 vs. 2000 – 2002	Brutvogelatlas	Landnutzungswandel, Klimawandel	Lemoine et al. (2007)	
Vögel	Deutschlandweit	1990 – 2013	Revierkartierung	Landnutzungswandel, Klimawandel	Sudfeldt et al. (2010)	
Vögel	Brandenburg	2005 und 2006	Revierkartierung	Landnutzungswandel	Hoffmann et al. (2007)	

Zusatzmaterial E: Kontaktdaten der Autorinnen und Autoren

Supplement E: Contact details of the authors

Dr. David Eichenberg
Korrespondierender Autor
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: david.eichenberg@idiv.de



Der Autor studierte von 2003 bis 2010 Diplom-Biologie an der Universität Bayreuth. Seit Juni 2017 ist er Koordinator des deutschlandweiten Kooperationsprojekts sMon. Von 2010 bis 2014 arbeitete er als Doktorand im Projekt BEF-China an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und promovierte im Forschungsbereich der Biodiversitäts-Ökosystem-Funktions-Forschung. Von 2015 bis 2017 war er im Projekt BEF-China als Datenmanager sowie statistischer Berater tätig. Seine Kompetenzen

liegen in der Bewertung biodiversitätsbezogener Daten sowie deren Aufbereitung zum Schutz der Biodiversität. Mit einem fundierten statistischen Hintergrund ist es ihm ein persönliches Anliegen, die in Deutschland existierenden, aber weit zerstreut vorliegenden Daten zur Biodiversität zusammenzutragen. Eine dauerhafte und enge Kooperation über die Grenzen der Bundesländer hinweg sowie der fachliche Austausch mit ehrenamtlichen Naturschützerinnen und Naturschützern ist ihm dabei besonders wichtig.

Dr. Markus Bernhardt-Römermann
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Institut für Ökologie und Evolution
 Professur für Ökologie
 Dornburger Straße 159
 07743 Jena
E-Mail: markus.bernhardt@uni-jena.de

Dr. Diana Bowler
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Institut für Biodiversität
 Dornburger Straße 159
 07743 Jena
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: diana.bowler@idiv.de

Prof. Dr. Helge Bruehlheide
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischer Garten
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: helge.bruehlheide@botanik.uni-leipzig.de

Klaus-Jürgen Conze
 Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e. V. (GdO)
 Organisatorischer Vorstand der GdO
 Hamburger Straße 92
 45145 Essen
E-Mail: kjc@loekplan.de

Prof. Dr. Jens Dauber
 Thünen-Institut für Biodiversität
 Bundesallee 65
 38116 Braunschweig
E-Mail: jens.dauber@thuenen.de

Prof. Dr. Jürgen Dengler
 Züricher Hochschule
 für Angewandte Wissenschaften (ZHAW)
 Forschungsgruppe Vegetationsökologie
 Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen (IUNR)
 Grüentalstrasse 14
 8820 Wädenswil
 SCHWEIZ
 und
 Universität Bayreuth
 Bayreuther Zentrum für Ökologie
 und Umweltforschung (BayCEER)
 Pflanzenökologie
 Universitätsstraße 30
 95447 Bayreuth
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: juergen.dengler@uni-bayreuth.de

Diana Engels
 Stiftung Naturschutz Berlin
 Koordinierungsstelle Fauna
 Potsdamer Straße 68
 10785 Berlin
E-Mail: diana.engels@stiftung-naturschutz.de

apl. Prof. Dr. Thomas Fartmann
 Universität Osnabrück
 Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
 Barbarastraße 11
 49076 Osnabrück
 und
 Institut für Biodiversität und Landschaftsökologie (IBL)
 An der Kleimannbrücke 98
 48157 Münster
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Dr. Dieter Frank
 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
 Fachgebiet 43 „Arten- und Biotopschutz“
 Staatliche Vogelschutzwarte
 Reideburger Straße 47
 06116 Halle (Saale)
E-Mail: dieter.frank@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Christian Geske
 Hessisches Landesamt für Naturschutz,
 Umwelt und Geologie (HLNUG)
 Abteilung N
 Dezernat N2
 Europastraße 10
 35394 Gießen
E-Mail: christian.geske@hlnug.hessen.de

Volker Grescho
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: volker.grescho@idiv.de

Dr. David Harter
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: david.harter@bfn.de

Prof. Dr. Klaus Henle
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: klaus.henle@ufz.de

Dr. Sylvia Hofmann
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: sylvia.hofmann@ufz.de

Dr. Ute Jandt
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischer Garten
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle (Saale)
E-Mail: ute.jandt@botanik.uni-halle.de

Prof. Dr. Florian Jansen
 Universität Rostock
 Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
 Justus-von-Liebig-Weg 6
 18059 Rostock
E-Mail: florian.jansen@uni-rostock.de

Dr. Johannes Kamp
 Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: johannes.kamp@uni-muenster.de

Antje Kautzner
 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
 Fachgebiet 43 „Arten- und Biotopschutz“
 Staatliche Vogelschutzwarte
 Reideburger Straße 47
 06116 Halle (Saale)
E-Mail: antje.kautzner@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Prof. Dr. Birgitta König-Ries
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Fakultät für Mathematik und Informatik
 Ernst-Abbe-Platz 1–2
 07743 Jena
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: birgitta.koenig-ries@uni-jena.de

Roland Krämer
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Humboldt-Universität zu Berlin
 Geographisches Institut
 Unter den Linden 6
 10099 Berlin
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: roland.kraemer@hu-berlin.de

Dr. Andreas Krüß
 Bundesamt für Naturschutz
 Abteilung II 1 „Ökologie und Schutz von Fauna und Flora“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: andreas.kruess@bfn.de

Dr. Hjalmar Kühl
 Max-Planck-Institut für Evolutionäre Anthropologie
 Deutscher Platz 6
 04103 Leipzig
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: kuehl@eva.mpg.de

Dr. Martin Ludwig
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.3 „Terrestrisches Monitoring“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: martin.ludwig@bfn.de

Holger Lueg
 Sächsisches Landesamt für Umwelt,
 Landwirtschaft und Geologie
 Referat 62 „Artenschutz“
 Pillnitzer Platz 3
 01326 Dresden
E-Mail: holger-lueg@smul.sachsen.de

Rudolf May
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: rudolf.may@bfn.de

Dr. Martin Musche
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Theodor-Lieser-Straße 4
 06120 Halle (Saale)
E-Mail: martin.musche@ufz.de

Dr. Andreas Opitz
 Hessisches Landesamt für Naturschutz,
 Umwelt und Geologie (HLNUG)
 Abteilung N
 Dezernat N2
 Europastraße 10
 35394 Gießen
E-Mail: andreas.opitz@hlnug.hessen.de

Dr. Katrin Ronnenberg
 Thünen-Institut für Biodiversität
 Bundesallee 65
 38116 Braunschweig
E-Mail: katrin.ronnenberg@thuenen.de

Dr. Annemarie Schacherer
 Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
 Küsten- und Naturschutz
 Tier- und Pflanzenartenschutz
 Göttinger Chaussee 76A
 30453 Hannover
E-Mail: annemarie.schacherer@nlwkn-h.niedersachsen.de

Dr. Livia Schäffler
 Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig
 Leibniz-Institut für Biodiversität der Tiere
 Adenauerallee 160
 53113 Bonn
E-Mail: l.schaeffler@leibniz-zfmk.de

Dr. Katja Schiffers
 Universität Bonn
 INRES – Gartenbauwissenschaften
 Auf dem Hügel 6
 53121 Bonn
E-Mail: katja.schiffers@gmail.com

Dr. Ulrich Schulte
 Büro für Faunistische Gutachten – Dr. Ulrich Schulte
 Artenschutz Amphibien/Reptilien
 Kaiserstraße 2
 33829 Borgholzhausen
E-Mail: ulr.schulte@web.de

Dr. Johannes Schwarz
 Berliner Ornithologische Arbeitsgemeinschaft
 Zehntwerderweg 125a
 13469 Berlin
E-Mail: schwarz@dda-web.de

Dr. Thomas Sperle
 Vogtsstraße 3
 79183 Waldkirch
E-Mail: t.sperle@freenet.de

Dr. Sabine Stab
 Nationalparkzentrum Sächsische Schweiz
 Dresdner Straße 2B
 01814 Bad Schandau
E-Mail: sabine.stab@gmx.net

Dr. Matthias Stöck
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie
 und Binnenfischerei (IGB)
 Müggelseedamm 301
 12587 Berlin
E-Mail: matthias.stoeck@igb-berlin.de

Dr. Florian Theves
 Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
 Griesbachstraße 1
 76185 Karlsruhe
E-Mail: florian.theves@lubw.bwl.de

Dr. Bernd Trockur
 Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland
 Referat D/2 „Arten und Biotopschutz“
 Zentrum für Biodokumentation
 Am Bergwerk Reden 11
 66578 Schiffweil
E-Mail: b.trockur@umwelt.saarland.de

Prof. Dr. Karsten Wesche
Senckenberg Museum für Naturkunde
Postfach 30 01 54
02806 Görlitz
und
Technische Universität Dresden
Abteilung Botanik
Am Grünen Graben 23
02826 Görlitz
E-Mail: karsten.wesche@senckenberg.de

Magnus Wessel
Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND)
Friends of the Earth Germany
Kaiserin-Augusta-Allee 5
10553 Berlin
E-Mail: magnus.wessel@bund.net

Dr. Marten Winter
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
E-Mail: marten.winter@idiv.de

Prof. Dr. Christian Wirth
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
und
Universität Leipzig
Institut für Spezielle Botanik und Funktionelle Biodiversität
Johannisallee 21 – 23
04103 Leipzig
E-Mail: christian.wirth@idiv.de

Prof. Dr. Aletta Bonn
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
und
Friedrich-Schiller-Universität Jena
Institut für Biodiversität
Dornburger Straße 159f
07743 Jena
und
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
E-Mail: aletta.bonn@idiv.de