

Mindestanforderungen an ein Monitoring von Gefäßpflanzenarten auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen

Minimum requirements for vascular plant species monitoring on Germany's nationally representative sample plots

Helge Bruelheide, Florian Jansen, Ute Jandt, Reinhard Klenke, Thomas Sperle, Volker Grescho, Aletta Bonn und Marten Winter

Zusammenfassung

Der vorliegende Beitrag stellt grundsätzliche Anforderungen an ein künftiges Monitoringprogramm für Gefäßpflanzenarten in Deutschland auf den existierenden 1 km² großen bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (BRS-Flächen) zusammen. Konsequenzen der ursprünglich angewendeten Stratifizierung für das Erhebungsdesign werden evaluiert und Optionen für eine Beprobung mit permanenten oder nicht-permanenten Teilflächen oder Transekten dargestellt. Darauf aufbauend ergeben sich als Kernempfehlungen, die Beprobung auf Teilflächen durchzuführen und auf eine erneute Stratifizierung innerhalb der Stichprobenflächen zu verzichten. Die Teilflächen sollten permanent angelegt und nicht zu jedem Monitoringtermin erneut zufällig gewählt werden. Wir empfehlen, die Teilflächen als Quadrate und nicht als Transekte anzulegen. Zusätzlich sollten Vegetationsdauerflächen beprobt und Fernerkundungsdaten miteinbezogen werden. Mit einem so angelegten Monitoring wird es möglich sein, für ganz Deutschland repräsentative Aussagen zur Häufigkeit von Gefäßpflanzenarten und zur Veränderung dieser Häufigkeiten über die Zeit zu machen und daraus faktenbasierte Entscheidungsvorschläge für politisches Handeln und für die Naturschutzpraxis abzuleiten.

Monitoring – Gefäßpflanzenarten – Probeflächendesign – floristische Kartierung – Skalenintegration – Stratifizierung

Abstract

The article summarises basic requirements for a future monitoring programme for vascular plant species in Germany using the existing nationwide representative network of 1 km² sample areas (BRS areas). We evaluate the consequences of the originally applied stratification for the survey design and present options for subsampling with permanent or non-permanent subplots or transects. Based on this, the core recommendations are to carry out sampling on subplots and to dispense with renewed stratification within the sample areas. The subplots should be established permanently and should not be newly selected at random at each monitoring date. We recommend using squares and not transects for subsampling. In addition, permanent vegetation plots should be established and remote sensing data should be included. With a monitoring set up in this way, it will be possible to perform a representative assessment of the frequency of vascular plant species and of changes in these frequencies over time for the whole of Germany and to provide evidence-based decision support for political action and nature conservation management.

Monitoring – Vascular plant species – Sampling design – Floristic mapping – Scale integration – Stratification

Manuskripteinreichung: 18.6.2021, Annahme: 21.3.2022

DOI: 10.19217/NuL2022-06-03

1 Einleitung

Im BfN-Skript „Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring“, das als Ergebnis einer Fachtagung an der Internationalen Naturschutzakademie in Vilm erschienen ist, wird als eines der Ziele der Naturschutz-Offensive 2020 die Verbesserung der Datenlage zur Biodiversität in Deutschland genannt. Dazu soll das naturschutzfachliche Monitoring weiterentwickelt und ausgebaut werden (Züghart, Stenzel 2020). Im Rahmen eines umfassenden Biodiversitätsmonitorings ist dazu auch ein bundesweites Monitoring der Gefäßpflanzen notwendig, das geeignet ist, noch bestehende Lücken in anderen Monitoringvorhaben zu schließen (Stenzel et al. 2021). Dabei wird in Betracht gezogen, die Kulisse der bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen auch für das Monitoring von Gefäßpflanzenarten zu verwenden. Aus unserer Sicht sollte das Design eines solchen Monitorings einige Grundsätze beachten, die wir im Folgenden ausführen.

2 Warum ist ein Monitoring von Gefäßpflanzen in Deutschland überhaupt notwendig?

Weltweit und auch in Deutschland schreitet der Verlust von Artenvielfalt mit besorgniserregender Geschwindigkeit voran (Díaz et al. 2019). Von diesem Rückgang sind in Deutschland auch Gefäßpflanzenarten betroffen, wie es auf der Arzebene die Rote Liste (Metzing et al. 2018) und auf der Ebene von Messtischblatt-Quadranten die floristische Kartierung (Eichenberg et al. 2021) zeigen. Die Rückgänge sind dabei habitatübergreifend zu beobachten (z. B. Bruelheide et al. 2020). Deutliche Rückgänge sind vor allem bei Arten der Agrarlandschaft (Wesche et al. 2012; Meyer et al. 2013) und auch bei den mittelhäufigen Arten zu verzeichnen (Jansen et al. 2020). Zwar werden Gefäßpflanzenarten in einigen der vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) koordinierten Monitoringprogramme der Bundesländer miterfasst, jedoch handelt es sich jeweils nur um bestimmte Teile der Gefäßpflanzenflora (Stenzel et al. 2021).

So werden im Rahmen der Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Richtlinie lebensraumtypische Pflanzen der FFH-Lebensraumtypen erfasst. Ferner werden die Populationen der Gefäßpflanzenarten der FFH-Anhänge II und IV detailliert untersucht. Allerdings handelt es sich zurzeit in Deutschland nur um 25 Arten, von denen die meisten einem Totalzensus unterliegen (Stenzel et al. 2021).

Außerdem werden einige Dutzend Arten des Grünlands sowie der Äcker und Weinberge im Rahmen des Monitorings der Agrarflächen mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland, HNV-Farmland) erfasst. Somit gibt es bislang kein umfassendes Monitoring von Gefäßpflanzen in der „Gesamtlandschaft“, das die Ableitung flächenrepräsentativer Trends für Deutschland erlauben würde (Stenzel et al. 2021). Auch wenn es mittlerweile weitere Datenquellen gibt, z. B. aus Citizen-Science-Anwendungen wie der Flora Incognita (Mäder et al. 2021), die für Trendanalysen eingesetzt werden könnten, brauchen Letztere eine verlässliche, unverzerrte Referenz als Grundlage, d. h. systematisch erfasste Trends, gegen die ein Vergleich vorgenommen werden kann. Opportunistische Citizen-Science-Daten könnten mit einer solchen, auf einem systematischen Monitoring beruhenden Referenz kombiniert werden (für Vögel siehe Hertzog et al. 2021). Aus diesen Gründen ist ein in regelmäßigen Abständen mit standardisierter Methodik durchgeführtes, flächenrepräsentatives Monitoring der Gefäßpflanzenarten unerlässlich, wenn darauf aufbauend verschiedene Datenquellen für Trend- und Treiberanalysen kombiniert werden sollen (Kühl et al. 2020).

Kenntnisse zu Biodiversitätsveränderungen sind essenziell, um Kausalanalysen zu den Ursachen dieser Änderungen durchführen zu können. Dies kann durch die Verschneidung mit Informationen zu möglichen Treibern erfolgen (für Arthropoden siehe Seibold et al. 2019). Ferner können diese Monitoringdaten als Referenzdaten (ground truthing) für Monitoring durch Fernerkundung eingesetzt werden (für ein Beispiel aus der Schweiz siehe Oehri et al. 2017). Ein breit aufgestelltes Biodiversitätsmonitoring ist eine wichtige Säule für die Implementierung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Perino et al. 2021).

Grundsätzlich ist es das naturschutzpolitische Ziel aller Monitoringprogramme, der Öffentlichkeit und politischen Entscheidungsträgern verlässliche Informationen über den jeweiligen Zustand der Biodiversität bereitzustellen. Dies ist insbesondere für Deutschland von Bedeutung, das durch großräumige Land- und Forstwirtschaft und einen steigenden Anteil an Siedlungs- und Verkehrsflächen geprägt ist und das dem Klimawandel, der Intensivierung der Landnutzungen und anderen schädlichen Umwelteinflüssen unterliegt (Weber et al. 2004). Normative naturschutzpolitische Zielsetzungen, wie sie in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) festgelegt wurden (BMU 2007), müssen sich auf konkrete, möglichst quantitative und überprüfbare Qualitätsziele für den Zustand der Biodiversität beziehen (Ackermann et al. 2013). Um solche Zustandsvariablen oder „Status“-Indikatoren zu erhalten, haben die Parteien der derzeitigen Bundesregierung in ihrem Koalitionsvertrag beschlossen, entsprechende Monitoringprogramme auszubauen bzw. zu etablieren.¹ Flächenrepräsentative Monitoringdaten stellen die Basis für die Erstellung dieser Indikatoren dar. Ebenfalls erlauben sie darauf aufbauend Modellierungen von Szenarien (d. h. Wenn-Dann-Analysen) mit Erstellung von Prognosen, die Grundlagen für informierte politische Entscheidungen bieten können (z. B. Pe'er et al. 2019).

3 Was sind die bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen?

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat im Jahr 2004 ein bundesweites Netz aus 2.637 Stichprobenflächen mit einer Kantenlänge von 1 km × 1 km eingerichtet, die repräsentativ für die Standorttypen in Deutschland sein sollen. Auf diesen bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (im Folgenden BRS-Flächen) sollen

u. a. in regelmäßigen Abständen Daten über die Ökosysteme und ihre Artenausstattung erhoben werden.² Auf den BRS-Flächen wird seit 2004 das Monitoring häufiger Brutvogelarten durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) durchgeführt (Mitschke et al. 2005).³ Insgesamt stehen hierfür 2.637 Flächen zur Verfügung. Ferner erfolgt auf ca. 1.800 dieser Flächen (Stand 2018) das Monitoring der Agrarflächen mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland, HNV-Farmland; Hüning, Benzler 2017). Darüber hinaus ist ein Ökosystemmonitoring auf den BRS-Flächen geplant, das auch eine Biotopkartierung einschließt (Ackermann et al. 2020). Diese Monitoringaktivitäten sollen dazu beitragen, die rechtlichen Verpflichtungen von Bund und Ländern zu erfüllen, die durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG⁴), die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL⁵), die Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL⁶), die Verordnung zum Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELERVO⁷), das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD⁸) sowie die EU- und die nationale Biodiversitätsstrategie^{9, 10} festgelegt sind. Hierzu soll auch ein Monitoring von Gefäßpflanzenarten auf den BRS-Flächen einen Beitrag leisten.

Das Ziel eines Monitorings von Gefäßpflanzenarten auf den BRS-Flächen ist es, flächenrepräsentative Veränderungen im Artenbestand der Gefäßpflanzen in Deutschland festzustellen. In diesem Zusammenhang sollen auch Daten zu den Treibern des Biodiversitätswandels, wie zum Landnutzungswandel, zu zunehmendem Siedlungsdruck, zur Intensivierung der Landwirtschaft, zu Schadstoffeinträgen, zur Landschaftsfragmentierung oder zum Klimawandel erhoben und in die sich anschließenden Analysen einbezogen werden.¹¹ Die Daten zu den Gefäßpflanzenarten sollen auch mit Daten aus den bereits auf denselben Flächen etablierten Monitoringprogrammen, wie aus dem Monitoring häufiger Brutvogelarten, dem HNV-Monitoring und dem Monitoring häufiger Insekten, verschnitten werden.¹¹

Aus ökologischer Sicht handelt es sich bei dem Design des Monitorings auf den BRS-Flächen um eine „deskriptive Beprobung“, bei der nicht, wie bei anderen Formen des Monitorings, die Folgen einer gezielten Manipulation oder eines anderen bestimmten Ereignisses in der Umwelt verfolgt werden, sondern die Veränderungen der Grundgesamtheit gegenüber einem durch die Ersterfassung festgelegten Referenzwert beschrieben werden sollen (Eberhard, Thomas 1991). Dementsprechend muss die gezogene Stichprobe repräsentativ für die Grundgesamtheit zum Zeitpunkt der Ersterfassung sein.

Die Stichprobenauswahl der BRS-Flächen erfolgte durch das Statistische Bundesamt in Form einer doppelt geschichteten Zufallsstichprobe, die vor ca. zwei Jahrzehnten repräsentativ für Deutschlands Gesamtlandschaft (auch „Normallandschaft“ genannt, weil nicht nur Schutzgebiete einbezogen werden) und für sechs Hauptnutzungstypen war (Heidrich-Riske 2004). Die Stichprobe wurde einerseits nach der Landnutzung geschichtet, mit den sechs Nutzungstypen des DLM 25¹²: Ackerland (inklusive Gartenland), Sonderkulturen, Grünland, Sonderbiotope (die Heide, Moor, Sumpf, Brachland und vegetationslose Flächen umfassen), Wald (inklusive Gehölz) sowie Siedlung. Weiterhin wurde die Stichprobe stratifiziert nach 21 Standorttypen (standortökologischen Raumeinheiten, die auf Grundlage bestimmter abiotischer Faktoren wie des Bodentyps, der Höhenlage, der Evapotranspiration und der Globalstrahlung voneinander unterschieden wurden; Schröder et al. 2001; Mitschke et al. 2005). Die grundlegende Idee dabei war, dass die Nutzungstypen im Wesentlichen die aktuellen und zeitlich variablen Nutzungen der Flächen beschreiben, während die Standorttypen auf vorwiegend unveränderlichen (bzw. wenig veränderlichen) Variablen beruhen.

Innerhalb jeder Schicht wurden quadratische, 1 km² große, nach Norden ausgerichtete, untereinander überlappungsfreie Probenflächen mit flächenproportionaler Wahrscheinlichkeit zufällig ausgewählt. Das bedeutet, dass die Zahl der BRS-Flächen pro Stratum proportional zur Fläche des Stratums in Deutschland zum

Erstellungsdatum war. Damit war (bis auf wenige Ausnahmen von sehr schwach besetzten Straten, bei denen die Zahl der Stichprobenflächen manuell erhöht wurde, siehe Tab. 4 in [Heidrich-Riske 2004](#)) die Auswahl dieser Flächen **zum Zeitpunkt der Ziehung der Stichprobe** für ganz Deutschland weitgehend repräsentativ. Die auf den Stichprobenflächen gewonnenen Ergebnisse müssen also nicht nochmals nach dem Flächenanteil der Straten gewichtet werden. Diese, über die anteilige Zahl und zufällige Verteilung der Flächen hergestellte Repräsentativität kann sich jedoch durch Änderungen der Landnutzungen im Laufe der Zeit verändern. Es empfiehlt sich deshalb, die Flächenrepräsentativität der BRS-Flächen in Bezug auf die aktuellen Anteile der Straten an der Gesamtfläche von Deutschland von Zeit zu Zeit zu überprüfen. Dabei ist besonders zu beachten, dass die bundesweite Repräsentativität nur für die 1.000 BRS-Flächen zutrifft, die für die Grundstichprobe des Bundes gezogen wurden. In gleicher Weise sind von den insgesamt 2.637 Flächen (1.000 Flächen der Grundstichprobe plus 1.637 Flächen der Erweiterungsstichprobe der Bundesländer) jeweils andere Teilmengen für einzelne Bundesländer repräsentativ. Die Gesamtheit der 2.637 Flächen ist nur dann auch für die Bundesebene repräsentativ, wenn die Ergebnisse nach den Flächenanteilen der Straten in den jeweiligen Ländern in Bezug auf die Anteile der Straten im Bundesgebiet gewichtet werden. Für robuste Analysen und darauf basierende Aussagen und Handlungsempfehlungen ist diese jeweils anders geartete Flächenrepräsentativität zu beachten.

Ein wichtiger Aspekt der Flächenauswahl war weiterhin, dass das Auswahlverfahren nur Punkte und deren Zugehörigkeit zu den Straten bestimmt hat und dass diese dann als Mittelpunkte der quadratischen Probeflächen definiert wurden. In aller Regel enthalten die 1 km² großen Flächen auch andere Straten als die, auf die der Flächenmittelpunkt fällt. Ferner werden in der aktuellen Stichprobe auch alle Punkte ausgespart, die in das Stratum Gewässer fallen, das aus der Beprobung ausgeschlossen worden war.

4 Welche Implikationen ergeben sich aus dem vorgegebenen Design der BRS-Flächen?

Das Ziel des Biodiversitätsmonitorings auf den BRS-Flächen sollte eine Erfassung der Veränderung bestimmter Teile der Biodiversität sein, die **repräsentativ für die zugrundeliegenden Nutzungs- und Standorttypen Deutschlands** ist. Aus dem bestehenden Design ergeben sich folgende Implikationen:

- Bei unveränderter Landnutzung sind die Erhebungen auf 1.000 BRS-Flächen repräsentativ für Deutschland und bestimmte Teilmengen repräsentativ für die jeweiligen Bundesländer. Da manche Bundesländer aber in der gesamten Stichprobe von 2.637 BRS-Flächen mit mehr Probeflächen vertreten sind, als es ihrem Flächenanteil an der Fläche Deutschlands entspricht, ist eine Flächenrepräsentativität aller Probeflächen im Sinne einer gleichmäßigen räumlichen Verteilung über das Bundesgebiet für die gesamte Stichprobe nicht gegeben. Eine ungewichtete Gesamtanalyse könnte z. B. dazu führen, dass ein besonders positiver Trend in einem Bundesland mit überproportional vielen Flächen auch überproportional in das gesamtdeutsche Bild eingeht. Wenn eine gemeinsame Auswertung über alle BRS-Flächen vorgenommen werden soll, wäre es daher notwendig, dabei die Trends nach den Flächenanteilen der Bundesländer zu gewichten.
- Eine nachträgliche Änderung der ursprünglich herangezogenen Stratendefinitionen kann nur dann erfolgen, wenn eine klare Zuweisung zwischen alter und neuer Definition vorliegt (crosswalks). Dies wäre relevant, wenn innerhalb der BRS-Flächen andere Definitionen der Straten zur Anwendung kommen sollen als diejenigen, die ursprünglich verwendet wurden. Grundsätzlich sind neue Stratendefinitionen zwar möglich, bedürfen aber sorgfältiger Überlegung und Abstimmung zwischen allen am Monitoring auf den BRS-Flächen Beteiligten. Aus statistischer Sicht müsste

dann in jedem Fall überprüft werden, ob die flächenbezogene Repräsentativität neuer Straten ebenso gegeben ist, wie die der ursprünglichen Straten.

Die Flächenrepräsentativität für eine begrenzte Anzahl von Nutzungstypen, die begrenzte Anzahl an Wiederholungen und die gewählte Größe der BRS-Flächen führen dazu, dass seltene, für den Naturschutz relevante Biotope von geringer räumlicher Ausdehnung mit Hilfe der Stichprobe nicht oder nur unzulänglich erfasst werden. Deswegen ist es sinnvoll, eine flächenrepräsentative Erfassung von Gefäßpflanzenarten durch Monitoring-Module für seltene Arten zu ergänzen wie bspw. beim FFH-Monitoring ([Bürger, Dröschmeister 2001](#)). Dies trifft für die meisten Arten der Roten Liste zu, zu denen ca. 30 % aller Gefäßpflanzenarten in Deutschland gehören¹³, für die ergänzende Monitoring-Aktivitäten auf der Populationsebene sehr sinnvoll wären.

5 Wie kann eine Beprobung erfolgen?

Verschiedene Möglichkeiten eines Beprobungsdesigns von Gefäßpflanzen werden in [Abb. 1](#), S. 292, illustriert, in der anhand eines zufällig gewählten 1 km² großen Landschaftsausschnitts die Optionen der folgenden [Abschnitte 5.1, 5.3 und 5.4](#), S. 294, illustriert werden. Die [Abb. 2 und 3](#), S. 293, zeigen zwei Beispiele von BRS-Flächen aus Bayern und Niedersachsen.

5.1 Totalzensus

In der Anfangsphase des Monitoringprogramms wäre aus unserer Sicht eine Totalerhebung aller Gefäßpflanzenarten auf jeder der 1-km²-BRS-Flächen (gesamter Ausschnitt in [Abb. 1](#), S. 292) aus den folgenden Gründen sehr sinnvoll:

- Die Gesamtartenliste würde neben dem Vergleich mit allen in Deutschland vorkommenden Arten eine Schätzung erlauben, welcher Anteil der Arten mit einem möglichen Subsampling erfasst wird (siehe [Abschnitt 5.2](#), S. 292). Damit würden Schätzungen der Vollständigkeit der Erfassung mit Teilflächen möglich sein. Auch würde dies eine Evaluierung der Effektivität der Erfassung des kompletten Artenbestands einer BRS-Fläche und ihrer Teilflächen mittels Analysen der statistischen Teststärke (Power-Analysen) erlauben.
- Eine anfängliche Totalerhebung auf den BRS-Flächen wäre ebenfalls sinnvoll, um den Skalensprung zu überwinden, wodurch die Verbindung zur floristischen Kartierung möglich würde, die bisher überwiegend auf Messtischblatt-Quadranten (MTBQ, je nach geographischer Breite zwischen ca. 30 und 35 km²) erfolgte (vgl. [Metzing et al. 2021](#)). Damit wäre auch bekannt, welcher Anteil an Arten in dem Messtischblatt, in dem die BRS-Fläche liegt durch die Stichprobe abgedeckt wird.
- Eine Totalerhebung auf den BRS-Flächen sollte durch eine mehrfache Begehung zu verschiedenen Zeitpunkten in demselben Jahr oder in aufeinander folgenden Jahren stattfinden, um die Gefäßpflanzen möglichst vollständig zu erfassen. Eine Gesamterhebung ist allerdings besonders anspruchsvoll und erfordert deswegen weitere grundsätzliche Überlegungen zu Reproduzierbarkeit und Erfassungsaufwand (siehe [Tab. 1](#), S. 293).

Generell sollten im Rahmen eines Monitorings repräsentativer Stichprobenflächen immer die Möglichkeiten ausgeschöpft werden, die eine Verknüpfung der Ergebnisse auf verschiedenen Skalenebenen bieten. Die Kombination der floristischen Kartierungen der MTBQ, einer Totalerhebung der BRS-Flächen, wiederholt beprobter Teilflächen innerhalb der BRS-Flächen sowie der Anlage von Dauerflächen für Vegetationsaufnahmen innerhalb der Teilflächen (siehe [Abschnitt 7](#), S. 296 f.) würde es ermöglichen, die

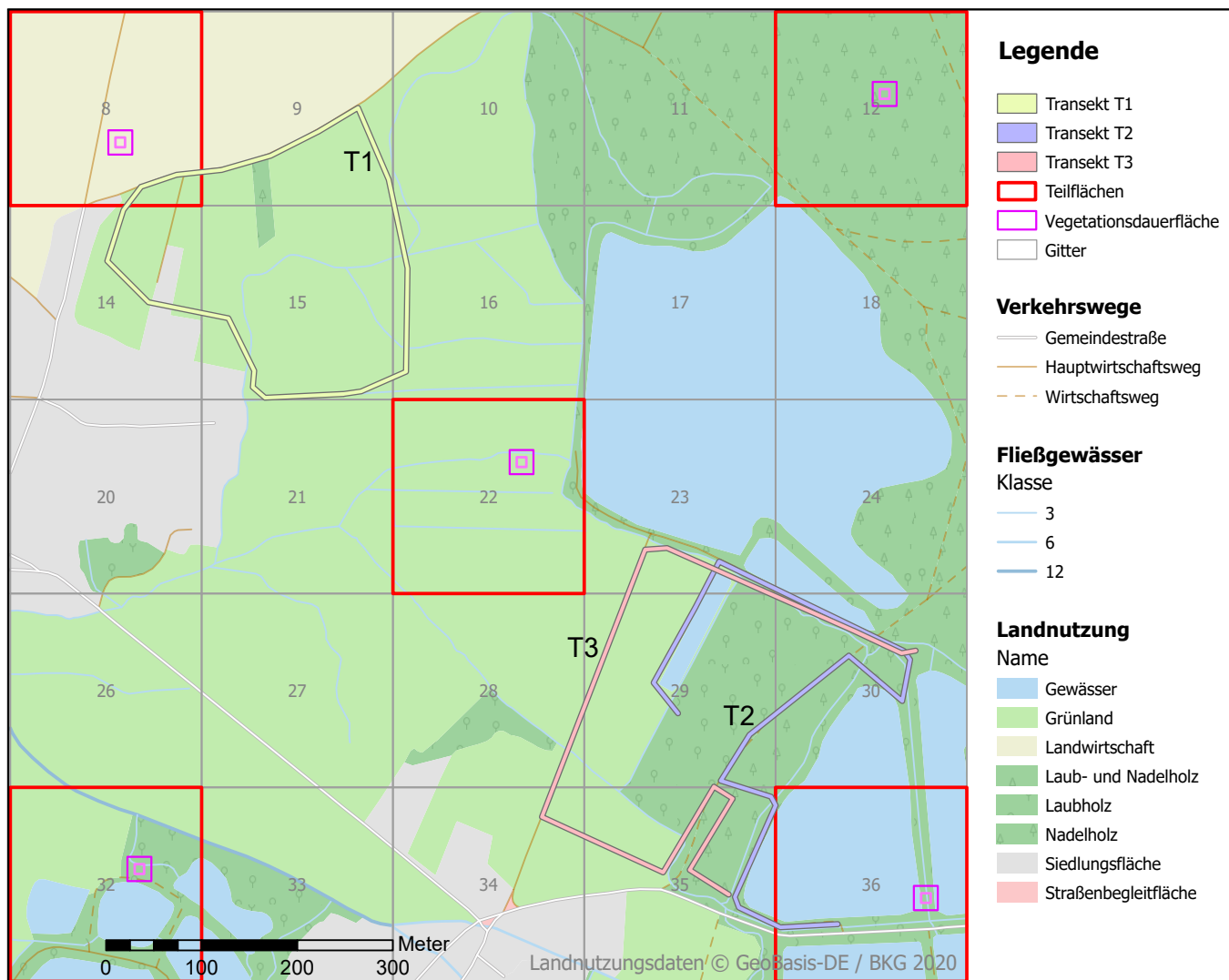


Abb. 1: Vorschläge zur Einrichtung eines Monitorings der Gefäßpflanzen auf einer 1 km² großen bundesweit repräsentativen Stichprobenfläche (BRS-Fläche), illustriert an einem beliebigen Landschaftsausschnitt (hier am Beispiel von Kauppa in Sachsen). Die Beprobung kann auf der gesamten Fläche erfolgen (Totalzensus, siehe Abschnitt 5.1, S. 291 f.), mit Transekten (hier beispielhaft gezeigt mit drei Transekten von je 1 km Länge, siehe Abschnitt 5.3, S. 294) oder mit festgelegten Teilflächen, die hier beispielhaft mit einer Größe von je 4 ha in die vier Ecken und ins Zentrum der BRS-Fläche gelegt wurden (siehe Abschnitt 5.4, S. 294). Ferner ist jeder Teilfläche je eine Vegetationsdauerfläche zugeordnet, deren Gesamtheit verschiedene Landnutzungstypen abdeckt (siehe Abschnitt 7, S. 296).

Fig. 1: Suggestions for a monitoring set-up of a 1 km² nationally representative sample area (BRS area), illustrated for an arbitrary landscape section (here using the example of Kauppa in Saxony). Sampling can take place across the entire area (total census, see Section 5.1, p. 291 f.), with transects (shown here with three example transects, each 1 km in length, see Section 5.3, p. 294) or with defined subplots, which were placed here as an example with a size of 4 ha each in the four corners and in the centre of the BRS area (see Section 5.4, p. 294). Furthermore, one permanent vegetation plot representing different land use types is assigned to each subplot (see Section 7, p. 296).

Befunde zu Veränderungen der Gefäßpflanzeninventare räumlich zu skalieren (Chase et al. 2019). Ein solcher Ansatz wird auch mit dem Biodiversitätsmonitoring (BDM) in der Schweiz verfolgt (Weber et al. 2004).

5.2 Subsampling – regelmäßige vollständige Kartierung auf ausgewählten Teilflächen der BRS-Flächen

Eine vollständige Beprobung aller BRS-Flächen jeweils auf ihrer gesamten Fläche in regelmäßigem Turnus durch Kartiererinnen und Kartierer ist aufgrund des Aufwands für eine gründliche Erfassung nicht realistisch. Auf keinen Fall sollte der Erfassungsaufwand für einen Totalzensus reduziert werden, da dies zu einer höheren Zahl an übersehenen Arten führen würde (siehe Abschnitt 6, S. 295 f.). Deswegen empfiehlt sich zur Reduktion des Aufwands bei den Wie-

derholungsuntersuchungen ein Monitoring nur auf einer Auswahl von Teilflächen innerhalb jeder BRS-Fläche. Aus den Vorgaben der BRS ergibt sich zwangsläufig, dass das Monitoring von Biodiversität auf diesen Stichprobenflächen ebenfalls flächenrepräsentativ sein muss. Im einfachsten Fall eines statistischen Beprobungsdesigns würde dies durch eine wiederholte vollständige Inventur auf diesen Teilflächen erfolgen.

Ein Subsampling, also die Beprobung von BRS-Teilflächen, muss folgende Kriterien erfüllen, um den jeweiligen Bestand an Gefäßpflanzenarten auf die Gesamtfläche extrapolieren zu können:

- Auch wenn die Teilstichproben in einer gegebenen BRS-Fläche die dort vorkommende Vegetation nicht komplett repräsentieren können, muss die Gesamtheit aller Teilstichproben flächenrepräsentativ für die gesamte Bezugsfläche sein (also z. B. für Deutschland). Das bedeutet u. a., dass kein Habitattyp, der



Abb. 2: Beispiel einer bundesweit repräsentativen Stichprobenfläche (BRS-Fläche) bei Hammelburg in Bayern. (Foto: Armin Benzler)

Fig. 2: Example of a nationally representative sample area (BRS area) near Hammelburg in Bavaria.



Abb. 3: Beispiel einer bundesweit repräsentativen Stichprobenfläche (BRS-Fläche) bei Bleckede in Niedersachsen. (Foto: Armin Benzler)

Fig. 3: Example of a nationally representative sample area (BRS area) near Bleckede in Lower Saxony.

bei der Stratenbildung der Flächenauswahl mit herangezogen wurde, gänzlich ausgeschlossen werden darf. Außerdem dürfen nicht nur solche Habitats (bzw. Polygone) einbezogen werden, die man als interessant erachtet, sondern jeder Bestandteil der Gesamtlandschaft einschließlich der Siedlungsflächen muss gemäß der seinem Flächenanteil entsprechenden Wahrscheinlichkeit berücksichtigt zu werden. Würde man die Beobachtungen auf bestimmte Habitattypen beschränken, wären Schlussfolgerungen dann auch nur für diese Habitattypen gültig. Dies hätte auch zur Folge, dass alle Aussagen zu Trends von Arten stark davon abhängig wären, wie eng ihre Habitatbindung ist. Dies erfüllt aber nicht das Ziel, flächenrepräsentative Veränderungen im Artenbestand der Gefäßpflanzen in Deutschland zu detektieren.

- Grundsätzlich sollten unseres Erachtens nach alle Habitattypen in Teilstichproben berücksichtigt werden, die in der BRS vorkommen, also auch solche, die nicht Teil der Straten bei der ursprünglichen Ziehung waren. Das heißt z. B., dass auch Gewässer wie in **Abb. 1** oder nicht in die Stratifizierung einbezogene Sonderkulturen berücksichtigt werden sollten, wenn sie in eine Teilstichprobe fallen. Zwar wären dann Arten, die stark an solche Habitattypen gebunden sind, die nicht Bestandteil der ursprünglichen Auswahl von Straten für die BRS waren, möglicherweise im Gesamtdaten-

satz unterrepräsentiert. Ihr Ausschluss aus Teilstichproben hätte aber zur Folge, dass diese statistische Verzerrung noch verstärkt werden würde. Zudem tritt bei einem möglichen Ausschluss bestimmter Habitattypen das Problem auf, dass dazu sehr konkrete Kartierungsanleitungen erarbeitet werden müssten.

- Eine Erfassung der Gefäßpflanzenarten stratifiziert nach Habitattypen vorzunehmen, die nicht Teil der Straten-Bildung der ursprünglichen Flächenauswahl waren (z. B. Trockenrasen, Quellen etc.), wie es in Nordrhein-Westfalen praktiziert wird (**König 2020**) oder auch im Rahmen des Ökosystemmonitorings für die BRS-Flächen vorgeschlagen wurde (**Ackermann et al. 2020**), birgt aus unserer Sicht die Gefahr, Arten mit einer Bindung an diese Habitattypen, überproportional zu beproben. Würde z. B. im Extremfall in jeder BRS-Fläche eine Magerrasenfläche beprobt, würde der Eindruck entstehen, dass die deutsche Vegetation von Magerrasen dominiert wird. Wenn dann Magerrasen einen anderen Trend als andere Habitattypen aufweisen (z. B. weil sie stärker auf Eutrophierung reagieren), würde dieser Trend auch die deutschlandweite Trendanalyse dominieren. Um eine solche statistische Verzerrung zu korrigieren, müssten die Anteile der entsprechenden Habitattypen in der BRS bekannt sein, um sie als Gewichte bei den Auswertungen verwenden zu können.

Tab. 1: Empfehlungen für die Ausgestaltung des Monitorings von Gefäßpflanzenarten auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (BRS-Flächen).

Table 1: Recommendations for the set-up of vascular plant species monitoring on the nationwide representative sample areas (BRS areas).

Aufgabe des Monitorings	Pro	Contra	Empfehlung
Einmaliger Totalzensus der gesamten BRS-Fläche am Anfang der Zeitreihe	Ermöglicht Bezug zur übergeordneten räumlichen Skalenebene	Mehraufwand, benötigt klare Kartieranweisungen bzgl. Zeitaufwand und einzubeziehender Habitats	Ja
Subsampling (Beprobung von Teilflächen innerhalb der BRS-Fläche)	Reduzierung des Aufwands, weitgehend vollständige Erfassung möglich	Keine vollständige Erfassung der gesamten BRS-Fläche	Ja
Stratifizierung innerhalb der BRS-Fläche	Konsistenz mit der Gesamtstratifizierung aller BRS-Flächen	Zusatzaufwand, kein vorhandener Kartierschlüssel auf der benötigten Skala verfügbar	Nein
Subsampling nur von bestimmten Habitattypen	Reduzierung des Aufwands, Ermittlung habitatspezifischer Trends	Keine Flächenrepräsentativität mehr gegeben	Nein
Subsampling mit systematisch ausgewählten Teilflächen	Relokalisierung im Gelände einfacher als bei zufällig platzierten Teilflächen	Anlage zufällig platzierter Teilflächen zu Beginn einfacher	Ja
Permanent angelegte Teilflächen oder Transekte	Höhere Teststärke	Größerer Aufwand der Relokalisierung	Ja
Transekte	Leichtere Begehbarkeit	Schwerere Relokalisierbarkeit als Quadrate oder Kreise, unscharfer Flächenbezug	Nein
Vegetationskundliche Dauerflächen (10 – 25 m ²)	Quantitative Erfassung der Arten (z. B. Feststellung der Bedeckung), Absenzen sehr sicher feststellbar	Mehraufwand	Ja
Fernerkundung	Kostengünstig, Übertragung in die Flächen möglich	Zeitgleiche Erhebung von Fernerkundungsdaten notwendig	Ja

Dies würde eine komplette Kartierung der BRS-Flächen nach Habitattypen voraussetzen.

- Zumindest ein Stratum der ursprünglichen Auswahl an Straten für die BRS sollte in einer Teilstichprobe enthalten sein, um die Überprüfung der korrekten Zuordnung dieser Fläche zu ermöglichen. Am einfachsten kann dies erreicht werden, wenn der Mittelpunkt der BRS-Fläche, der ja die Straten-Zugehörigkeit der 1-km²-Fläche bestimmt, in die Teilflächen-Beprobung einbezogen wird (siehe zentrale Teilfläche in [Abb. 1](#), S. 292).

Bei einer Beprobung mit Teilflächen können diese Teilstichproben innerhalb einer BRS-Fläche zufällig oder systematisch (z. B. in einem Raster) verteilt werden. Beide Vorgehensweisen sind statistisch gleichwertig, weil im Prinzip jeder Punkt innerhalb einer BRS-Fläche die gleiche Chance hat, beprobt zu werden. Beide Methoden haben aber jeweils Vor- und Nachteile. Während Zufallsstichproben anfänglich leichter zu ziehen sind, ist ihre spätere Relokalisierung im Gelände aufwändiger als die von systematisch verteilten Probeflächen. Bei einem systematischen Probeflächen-Design wird dagegen eine zufällige Klumpung und damit eine räumliche Autokorrelation der Teilflächen ausgeschlossen. Aus diesen Gründen ist eine einheitliche, systematische Festlegung der Teilflächen innerhalb der BRS-Flächen ohne eine Stratifizierung innerhalb der BRS-Flächen zu priorisieren, wie sie beispielhaft in [Abb. 1](#), S. 292, illustriert wird. Dabei sollte aufgrund der vorgenannten Problemstellung eine Teilfläche den Mittelpunkt der Stichprobenfläche beinhalten.

5.3 Transekte

Grundsätzlich ist nicht nur für Tiere, wie beim Monitoring häufiger Brutvogelarten, sondern auch für Gefäßpflanzen eine Erfassung in Form von Transekten möglich, wie sie beim BDM in der Schweiz im Modul „Artenvielfalt der Landschaften“ vorgenommen wird.¹⁴ Hierunter fällt auch die von der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland vorgeschlagene Erfassung von Gefäßpflanzen entlang zufällig gewählter Routen.¹⁵ Die methodischen Ansätze für Tiere und Pflanzen unterscheiden sich allerdings substantiell. Abgesehen von den Fällen, bei denen Transekte als einfache Probeflächen rechteckiger Form angesehen werden (wie z. B. beim Tagfalder-Monitoring Deutschland, TMD¹⁶), wird bei Transekterfassungen von Tieren auch der Abstand von der begangenen Linie (z. B. Weg) erfasst (neben der Artzugehörigkeit, Anzahl und evtl. auch Alter und Geschlecht von Individuen). Es existieren vielfältige statistische Modelle, um die resultierende Individuendichte mit konkretem Flächenbezug zu schätzen ([Buckland et al. 2015](#)).

Transekte für Pflanzen oder Habitate, auch entlang von definiert zu laufenden Wegen, sind dagegen streifenförmige Flächen, deren Abgrenzung umso schwieriger ist, je länger und breiter das Transekt ist. So ist bei einem Transekt einer vorgegebenen Länge und Breite (z. B. im Fall des BDM in der Schweiz ein 2.500 m langes Transekt mit einem Streifen von 2,5 m Breite auf jeder der beiden Seiten der begangenen Transektstrecke) nicht klar, welchen exakten Flächenbezug dieses Transekt hat, wenn nicht die Gesamtbreite von 5 m über die gesamte Länge genau abgemessen wird, was in der Praxis unterbleibt. Für die meisten Biodiversitätsauswertungen ist die Kenntnis der erfassten Fläche aber entscheidend. Da in der Praxis die Transekte häufig entlang von Wegen angelegt werden, wie es auch das Beispiel der drei Transekte in [Abb. 1](#), S. 292, zeigt, besteht die Gefahr, dass mehr Sonder- und Übergangstandorte erfasst werden, als es ihrem Vorkommen in der gesamten BRS-Fläche entspricht. So würde beispielsweise Transekt 1 in [Abb. 1](#), S. 292, nur Acker- und Grünlandflächen einschließen, während Transekt 2 von Vegetation der Gewässerränder dominiert wird. Zu beachten ist auch, dass die Beprobung mit nur einem einzigen Transekt gegenüber mehreren Teilflächen den Nachteil birgt, dass keine Aussagen zur Heterogenität innerhalb der BRS-Fläche gemacht werden können, was mit mehreren Teilflächen hingegen möglich wäre.

Aus den genannten Gründen empfehlen wir eine Beprobung mit geometrischen Teilflächen (Quadraten) und nicht mit Transekten oder zufällig gewählten Routen.

5.4 Wiederholte Beprobung mit Teilflächen

Die wiederholte Beprobung kann entweder auf neuen, innerhalb einer BRS-Fläche zu jedem Zeitpunkt erneut zufällig ausgewählten Teilflächen oder auf denselben zu Beginn der Monitoring-Zeitreihe festgelegten Teilflächen stattfinden. Der erste Ansatz nicht-permanenter Stichprobenflächen wurde in der Vergangenheit in einigen Monitoringvorhaben diskutiert, aber aufgrund deutlich höherer Fehlervarianzen verworfen ([Plattner et al. 2004](#)). Aus dem Vergleich von Erhebungen auf Schmetterlingstransekten ist bekannt, dass z. B. 224 unabhängig platzierte Transekte notwendig sind, um einen Frequenzrückgang von 10 % an Arten feststellen zu können, während dazu nur 150 relokalisierte Transekte notwendig sind ([Lang et al. 2016](#)). Nicht-permanente Flächen bieten sich vor allem in hochdynamischen Ökosystemen an, wie z. B. beim Monitoring von Ufervegetation entlang von Flüssen mit starker Verlagerung der Vegetationstypen in relativ kurzer Zeit (z. B. [Laine et al. 2013](#)). Dem logistischen Vorteil des verminderten Aufwands, die Flächen bzw. Transekte nicht relokalisieren zu müssen, steht der Nachteil gegenüber, Zufallsflächen immer wieder neu auszuwählen. Grundsätzlich besteht das Problem, dass die statistische Teststärke, Änderungen festzustellen, bei nicht-dauerhaft angelegten Teilflächen von der Heterogenität der Landschaft bestimmt wird ([Plattner et al. 2004](#)). Dies bedeutet, dass zeitliche Biodiversitätsänderungen nur festgestellt werden können, wenn sie größer sind als die räumlichen Unterschiede in der Biodiversität zum Zeitpunkt der Erfassungen. Im Fall einer sehr großen räumlichen Heterogenität – wie in [Abb. 1](#), S. 292, gezeigt – wären Biodiversitätstrends mit drei oder fünf nicht-permanenten Transekten oder Teilflächen nicht festzustellen. Dies hat in der Regel zur Folge, dass die Zahl der nicht-permanenten Teilflächen innerhalb einer zu beprobenden BRS-Fläche sehr viel höher sein muss als bei permanent festgelegten Teilflächen, um die gleiche statistische Teststärke zu erreichen ([Lang et al. 2016](#)).

Aus den hier genannten Gründen führen die meisten Monitoringprogramme Wiederholungsuntersuchungen auf denselben permanenten Teilflächen durch, wie es z. B. bei der exakten Relokalisierung von zu Beginn angelegten Transekten im Modul „Artenvielfalt der Landschaften“¹⁴ und von 10-m²-Dauerflächen im Modul „Artenvielfalt in Lebensräumen“¹⁷ des BDM in der Schweiz oder beim Grünlandmonitoring der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft¹⁸ der Fall ist. Auch die allermeisten Monitoringprogramme in Wäldern erfolgen auf echten Dauerflächen (siehe u. a. [Höhle et al. 2018](#)). Wir schließen uns aus den vorgenannten Gründen dem an und empfehlen ebenfalls permanent angelegte Teilflächen.

5.5 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Der Aufwand zur Relokalisierung verschiedener Teilflächen-Designs (also der Transekte bzw. der Teilflächen in [Abb. 1](#), S. 292) sollte hinsichtlich der Effektivität überprüft werden. Dies kann beispielsweise mit verschiedenen Teams erfolgen, die die Flächen unabhängig voneinander aufsuchen. Ferner sollten die Zahl und die Größe der Teilflächen mit einer Power-Analyse geprüft und später im Gelände getestet werden, wie es im National Plant Monitoring Scheme (NPMS) in Großbritannien erfolgte ([Pescott et al. 2019](#)).

Denkbar wären Teilflächen, die 10 – 20 % der Gesamtfläche von 1 km² abdecken, also beispielsweise fünf Teilflächen à 4 ha. Die Wahl der Flächengröße für die Teilflächen sollte dabei Erfahrungen aus anderen Programmen berücksichtigen, wie auch der jeweilige Aufwand einer Überprüfung mit Testerhebungen bedarf. Auch hier sollten verschiedene Teams eingesetzt werden, um die

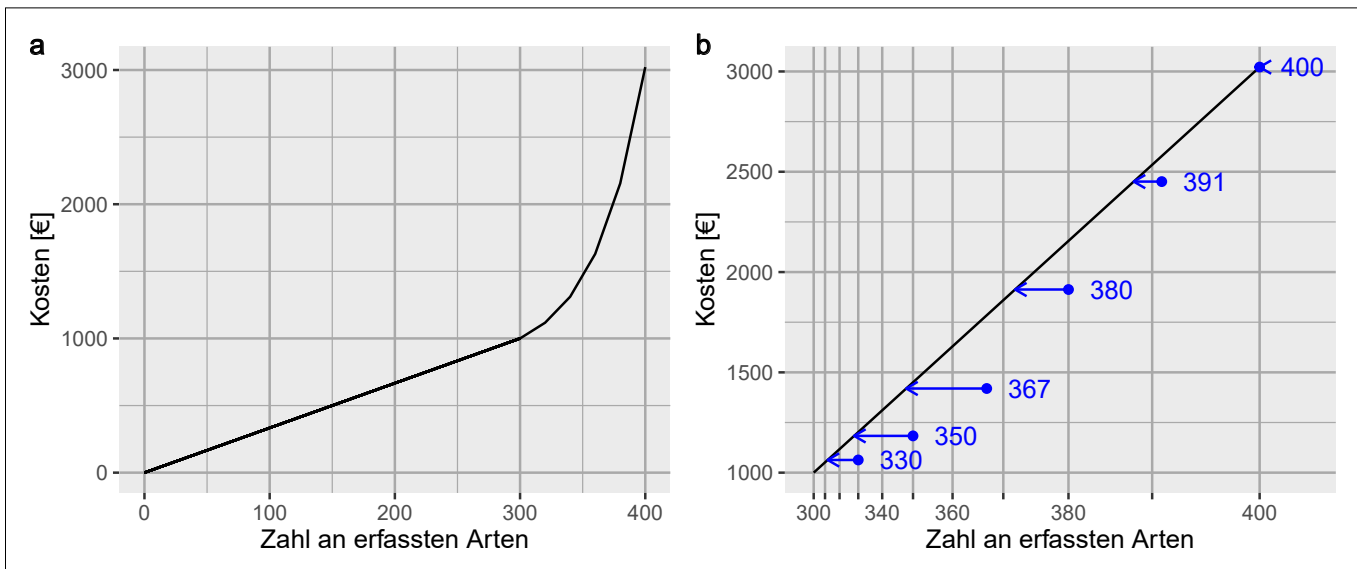


Abb. 4: Beispiel einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse mit fiktiven Kosten für das Auffinden einer bestimmten Zahl von Arten in einer fiktiven Teilfläche mit einem fiktiven Gesamtarteninventar von 400 Arten. a) Der Aufwand, eine bestimmte Zahl von Arten zu finden, steigt zunächst linear mit der Artenzahl detektierter Arten (d. h. die Kosten pro Art sind konstant), wächst dann aber exponentiell. Der Übergang zum exponentiellen Bereich der Kurve kommt dadurch zustande, dass Artnamen nicht mehr nur aufgeschrieben, sondern nach den Arten mit zunehmendem Zeitaufwand aktiv gesucht werden muss oder unbekannte Arten bestimmt werden müssen. b) Der exponentielle Ausschnitt der Kurve in a), aber mit exponentieller Skala für die Zahl der erfassten Arten (zu höheren Werten gedehnte Auftragung), so dass sich eine lineare Beziehung für den Zusammenhang zwischen Artenzahl und Kosten ergibt. Die blauen Punkte stellen fiktive Testerhebungen mit unterschiedlichen Teams und unterschiedlichem Zeitaufwand in derselben Testlandschaft dar. Angegeben sind jeweils die Zahl der vom Testteam erfassten Arten und die damit verbundenen Kosten. Die Testerhebung mit dem größten Abstand zur Referenzlinie ist eine Möglichkeit, die effektivste Option zu bestimmen. Im Beispiel wäre dies die Erfassung von 367 aller 400 in der Fläche vorhandenen Arten (d. h. von 91,7 % aller Arten).

Fig. 4: Example of a cost-effectiveness analysis with fictitious costs of finding a certain number of species in a fictitious subplot with a fictitious total species inventory of 400 species. a) The effort to find a certain number of species initially increases linearly with the number of species detected (i. e. the cost per species is constant), but then increases exponentially. The transition to the exponential area of the curve comes about when species names not only have to be written down, but with increasing expenditure of time, species have to be actively sought for or unknown species have to be identified. b) The exponential section of the curve in a), but with an exponential scale for the number of species recorded (axis increasingly stretched at higher values), resulting in a linear relationship between species number and costs. The blue dots represent fictitious test surveys with different teams and different amounts of time spent in the same test landscape. The number of species recorded by the test team and the associated costs are given in each case. The test survey with the largest distance from the reference line is one way to determine the most effective option. In the example, this would be the recording of 367 of all 400 species present (i. e. 91.7 % of all species).

durch unterschiedliche Bearbeiterinnen und Bearbeiter bedingte Variabilität zu erfassen.

Um das optimale Verfahren auszuwählen, ist eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse¹⁹ notwendig. Als Wirksamkeit ist hier die Vollständigkeit des erfassten Arteninventars zu verstehen. Bei einer solchen Analyse kann allerdings nicht einfach die Zahl der erfassten Arten ins Verhältnis zur aufgewendeten Zeit (d. h. zu den monetären Kosten) gesetzt werden, weil die Kosten pro Art nur anfangs für die Arterfassung linear sind und dadurch bestimmt werden, wieviel Zeit benötigt wird, sich durch die Fläche zu bewegen und dabei Arten aufzuschreiben (ohne Berücksichtigung der logistischen Kosten, um die Fläche überhaupt zu erreichen, die einen konstanten Sockelbetrag darstellen). Ab einer bestimmten Zahl erfasster Arten steigt aber der Aufwand für das Auffinden jeder weiteren Art mit der Zahl der schon gefundenen Arten. Dies spiegelt sich in einer exponentiellen Kostenkurve für die Zahl der erfassten Arten wider (Abb. 4a). Allerdings steigt auch die Wirksamkeit, d. h. der Nutzen, den eine zunehmend vollständige Erfassung der Arten mit sich bringt, exponentiell an, weil sich Aussagen zu Trends umso eher sichern lassen, je vollständiger das Arteninventar erfasst wurde. Dies führt zu einer linearen Beziehung zwischen exponentiell aufgetragenem Wirksamkeit und Kosten (Abb. 4b). Verschiedene Verfahren sind möglich, um die Kosten-Effizienz von Testerhebungen zu bestimmen. Eine graphische Möglichkeit, um die effizienteste Form der Erhebung festzustellen, ist die Bestimmung des horizontalen

Abstands zur Referenzlinie (Black 1990). Alternativ wäre es auch möglich, als geeignete Option diejenige zu wählen, die ein vorgegebenes Maß an Vollständigkeit erreicht (z. B. 90 % oder 95 %).

6 Was sollte auf den Teilflächen der bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen beprobt werden?

Grundsätzlich erscheint es sinnvoll, eine Taxongruppe wie die der Gefäßpflanzen (Samenpflanzen, Farne und Bärlappe) auf den Teilflächen vollständig zu erfassen. Eine Einschränkung auf bestimmte Arten (Indikatorarten, „mittelhäufige“ Arten oder ähnliche Konzepte) ist aus den folgenden Gründen nicht sinnvoll:

- Der Nutzen steigt relativ zum Aufwand, wenn einmal aufgesuchte Flächen so intensiv wie möglich erfasst werden.
- Vorgegebene Artenlisten der zu erfassenden Arten schränken das Monitoring künftiger Änderungen ein (z. B. das Auftreten bislang als nicht-einheimisch geltender Arten).
- Je mehr Arten erfasst werden, desto eher lassen sich aus der Gesamt-Artenkombination Schlüsse auf den Zustand der Fläche und auf möglicherweise übersehene Arten ziehen.
- Die Analyse von Biodiversitätstrends ausschließlich auf mittelhäufig bis häufig erfasste Arten beschränken zu wollen, ist nicht

sinnvoll, da sich die Grenze der statistischen Belastbarkeit bei der Feststellung von Veränderungen der Vorkommen seltener Arten letztlich aus der Frequenz ergibt, mit der diese in den BRS-Flächen auftreten. Die Frequenz aller Arten über alle BRS-Flächen ist aber vor Beginn der Erfassungen noch nicht bekannt, sodass bei vielen Arten nicht vorab entschieden werden kann, ob sie für die Erstellung verlässlicher Trendergebnisse zu selten sind und daher von der Erfassung von vornherein ausgeschlossen werden müssten.

- Die Erfassung seltener Arten, sofern ihre Populationen zufällig auf den beprobten Flächen vorkommen, ist nötig, um auch deutschlandweite Veränderungen der Frequenzverteilung von Arten feststellen zu können (Avolio et al. 2015). So kann unabhängig von der Artidentität analysiert werden, ob ein Trend des Verlusts seltener oder mittelhäufiger Arten mit einem Trend der Ausbreitung häufiger Arten einhergeht (z. B. Jansen et al. 2020; Staude et al. 2020).
- Aussagen zu den Auswirkungen von Biodiversitätsänderungen auf Ökosystemfunktionen – wie z. B. auf die Biomasseproduktion oder Resilienz nach Dürreperioden – und auf Ökosystemleistungen – wie z. B. auf das potenzielle Pollen- und Nektarangebot – lassen sich nur bei einer möglichst vollständigen Erfassung aller Gefäßpflanzenarten machen. Insbesondere muss auch die Absenz aller nicht vorgefundenen Pflanzenarten und nicht nur der in der Kartieranleitung stehenden Arten abgesichert sein.

Die Erfassung von Taxa sollte auf dem bestmöglichen taxonomischen Niveau erfolgen. Es sollte aber möglich sein, Pflanzen in nicht-blühendem Zustand auch auf der Ebene von Art-Aggregaten oder notfalls Gattungen zu erfassen. Dies bedeutet in der Durchführung aber trotzdem, dass auch Zeit für eine (Nach)bestimmung mittels Bestimmungsschlüsseln eingeplant werden sollte. Wenn dies nicht erfolgt, wird sowohl der Umfang als auch die Aussagekraft der Ergebnisse des Monitorings stark eingeschränkt bzw. beeinträchtigt.

Zusätzlich zur Arterfassung bietet es sich an, dass zum Zeitpunkt der Erhebung im Gelände weitere Informationen auf den Teilflächen der BRS-Flächen gesammelt werden. Hier sollte allerdings auch zuvor der jeweilige Mehraufwand mittels einer Kosten-Wirkungsanalyse geprüft werden (siehe Abschnitt 5.5, S. 294 f.):

- Schätzung der Anteile der verschiedenen Bodennutzungs- und Standorttypen;
- Anfertigen eines oder mehrerer Übersichtsfotos nach standardisierten Vorgaben;
- sofern Erfassung und Datenverarbeitung entsprechend ausgelegt sind, sind Belegfotos jeder Ersterfassung einer Art mit geringem Mehraufwand möglich und würden neben der taxonomischen Qualitätskontrolle ggf. künftig mit Hilfe von Verfahren der Künstlichen Intelligenz (Pärtel et al. 2021) auch weitere Auswertungen gestatten, etwa zur Phänologie und Biomasse (Silva et al. 2018).

Alle Erhebungen auf den Teilflächen können durch technische Hilfsmittel deutlich erleichtert und die Fehlerquoten bei der Erfassung und Übertragung der Daten minimiert werden:

- Auffinden der Probestellen mittels GPS und Luftbildern; bei nach Süden beschattetem Gelände sowie im Wald sind eventuell zusätzlich permanente Markierungen im Gelände bzw. Skizzen zur Lage der Probestellen sinnvoll;
- voreingespeicherte Metadaten zur Probenahme und für Übersichtsfotos;
- Gesamtartenlisten zum Abhaken, d. h. auch Bestätigung des Fehlens von Arten, ggf. auch Vorschläge zum Suchen nach übersehenen Arten (siehe dazu aber die Anweisungen des BDM in der Schweiz¹⁴);
- Möglichkeit der digitalen Dateneingabe direkt im Feld, um Übertragungsfehler zu verhindern.

7 Einbeziehung von Vegetationsdauerflächen

Die Verlässlichkeit von Trendanalysen steigt nicht nur mit der Vollständigkeit der erfassten Artinventare, sondern auch mit der Sicherheit, bei Wiederholungsuntersuchungen lokale Aussterbeereignisse festzustellen. Das Feststellen der Absenz seltener Arten in Flächen stellt ein ähnliches Problem dar wie das der Vollständigkeit der Arterfassung: Der Aufwand steigt mit der Seltenheit der Art in der Fläche. So bergen Untersuchungen zum Aussterben von Arten auf mehreren Hektar großen Flächen immer das Risiko, dass Arten übersehen werden (Beck et al. 2018; Sperle, Bruelheide 2020).

Da das Feststellen von Arten auf einer mehrere Tausend Quadratmeter großen Teilfläche mit Unsicherheiten behaftet ist, wird vorgeschlagen, das Monitoring auf den Teilflächen durch **Vegetationsdauerflächen** zu ergänzen, die sich innerhalb der Teilflächen der BRS-Flächen befinden (Abb. 1, S. 292). Vegetationsdauerflächen stellen einen festen Bestandteil im Naturschutzmonitoring dar (Bakker et al. 1996) und waren in der ursprünglichen Fassung der ökologischen Flächenstichprobe auch für die floristische Erfassung vorgesehen (StaBa, BfN 2000). Eine typische Flächengröße von Vegetationsdauerflächen beträgt 10 m², wie sie auch im Modul „Artenvielfalt in Lebensräumen“ des BDM in der Schweiz angelegt wurden¹⁵, oder 25 m², wie sie bei den Vegetationsplots im National Plant Monitoring Scheme in Großbritannien verwendet werden (Pescott et al. 2019). Beim Monitoring von Habitaten wie senkrechten Felswänden oder Quellen sind jedoch in vielen Fällen deutlich kleinere Flächengrößen von 1–4 m² sinnvoll. Umgekehrt sind bei Habitaten wie Blockmeeren oder Nadelwäldern auch deutlich größere Flächengrößen von 100–200 m² sinnvoll. Für die Platzierung von Vegetationsdauerflächen gibt es verschiedene Möglichkeiten. Es gelten prinzipiell die gleichen Überlegungen wie oben zu den Teilflächen. Sinnvoll wäre unseres Erachtens, sie so zu legen, dass sie die Vegetation der Teilfläche zu Beginn des Monitorings repräsentieren. Bei stark heterogenen Teilflächen könnten die Vegetationsdauerflächen so in die verschiedenen Teilflächen gelegt werden, dass sie die häufigsten Vegetationstypen der gesamten BRS-Fläche repräsentieren (Abb. 1, S. 292).

Vegetationsdauerflächen ermöglichen neben dem Monitoring von Aussterbeereignissen die Beantwortung folgender weiterer Fragestellungen, die durch die größeren Teilflächen innerhalb der BRS-Flächen nicht beantwortet werden können:

- In Vegetationsaufnahmen werden Mengen der einzelnen Arten geschätzt, in der Regel durch Deckungsschätzungen. Damit können bereits Biodiversitätsänderungen erfasst werden, bevor es zum lokalen Aussterben einer Art kommt. Dies erlaubt es auch, Änderungen als Konsequenzen fluktuierender Umwelteinflüsse z. B. infolge von Witterungsextremen zu interpretieren (de Bello et al. 2020).
- Die erfolgreiche Beobachtung von Aussterbeereignissen hängt von der Flächengröße ab. Das lokale Vorkommen einer Art ist erst dann erloschen, wenn das letzte Vorkommen der Art dieser Fläche dauerhaft verloren geht. Mit kleineren Flächengrößen kann also ein Verschwinden von Arten eher beobachtet werden. Auch dies stellt ein Frühwarnsystem dar.
- Vegetationsaufnahmen können auch dazu herangezogen werden, die Qualität der jeweiligen Erhebung sowie den Kenntnisstand der jeweiligen Kartiererin/des jeweiligen Kartierers abzuschätzen. Werden z. B. bestimmte Arten in der Vegetationsaufnahme übersehen, ist es auch wahrscheinlich, dass diese nicht in den größeren Teilflächen erfasst werden.
- Auf den homogeneren Kleinflächen lassen sich bundesweite Veränderungen der Qualität individueller Habitate aufgrund der Veränderungen der Artengemeinschaften erkennen und mit weiteren Vegetationsdaten vergleichen.

Damit Vegetationsdauerflächen diesen Anforderungen entsprechen, sollten sie dauerhaft markiert werden. Dies sollte durch Magnete

an den Ecken eines quadratischen Plots oder durch einen Magneten im Mittelpunkt kreisförmiger Flächen erfolgen, wie es im Modul „Artenvielfalt in Lebensräumen“ des BDM in der Schweiz¹⁵ oder beim Grünlandmonitoring der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft¹⁸ durchgeführt wird. Eine Relokalisierung nur mittels eines normalen GPS reicht nicht aus, weil schon eine Verschiebung von 10–20 m zu einem deutlichen negativen Einfluss auf die Präzision führt, mit der die zeitliche Veränderung gemessen wird.²⁰

8 Einbeziehung von Treiberdaten

Um Aussagen über die Treiber von Biodiversitätsveränderungen machen zu können, wäre es wichtig, auf den 1-km²-BRS-Flächen auch Messungen zu Klima, Hydrologie und zur Landnutzungsintensität durchzuführen. Der Einbezug solcher räumlichen Informationen ist essenziell, um mit den Daten eine Ursachenanalyse durchführen zu können. Da diese möglichen Ursachen auch selbst zeitlichen Trends unterliegen, ist es notwendig, diese zeitgleich zu den Biodiversitätserfassungen zu erheben. Hier bieten sich u.a. Methoden der **Fernerkundung** an für die Erfassung

- von Treibern, z. B. von Dürreereignissen, der Verteilung und Abfolge von Fruchtfolgen, der Landschaftszerschneidung, der Breite von Hecken und Ackerrandstreifen,
- ausgewählter Treiberdaten zu Nutzungsintensität, Pflege- oder Renaturierungsmaßnahmen etc.,
- von Ökosystemfunktionen wie der Produktivität (für die Schweiz siehe z. B. [Oehri et al. 2017](#)).

Die BRS-Flächen könnten auch zur Kalibrierung von Biodiversitätserhebungen auf der Basis von Fernerkundungsdaten dienen (ground truthing) und würden damit eine Übertragung der Ergebnisse auf größere Flächen erlauben.

9 Schlussfolgerungen

Aus den Ausführungen ergeben sich die in [Tab. 1](#), S. 293, zusammengestellten Schlussfolgerungen für die Etablierung eines Pflanzenmonitorings auf den BRS-Flächen, mit denen wir einen konstruktiven Beitrag für die Implementierung des Monitorings von Gefäßpflanzen in Deutschland leisten möchten:

- Die Flächenrepräsentativität der BRS-Flächen in Bezug auf die jeweils aktuellen Anteile der Straten sollte von Zeit zu Zeit überprüft werden (siehe [Abschnitt 3](#), S. 290 f.).
- Es sollte eine anfängliche Gesamterhebung aller Arten der Gefäßpflanzen auf den gesamten BRS-Flächen erfolgen (siehe [Abschnitt 5.1](#), S. 291 f.).
- Das folgende dauerhafte Monitoring der BRS-Flächen sollte auf Teilflächen erfolgen. Von einer Stratifizierung innerhalb der BRS-Flächen wird abgeraten (siehe [Abschnitt 5.2](#), S. 292 ff.).
- Von der Verwendung einer zufällig gewählten Route auf den BRS-Flächen wird abgeraten. Eine genaue Relokalisierbarkeit der Teilflächen bzw. Transekte ist essenziell (siehe [Abschnitt 5.4](#), S. 294).
- Die Bestimmung der Beziehung von Aufwand für die Relokalisierung und Vollständigkeit der Arterfassungen sollte an einer statistisch belastbaren Stichprobe der BRS-Flächen erfolgen, wie es auch in Großbritannien umgesetzt wurde ([Pescott et al. 2019](#)). Anhand dieser Testerhebungen sollte eine Kosten-Wirkungsanalyse durchgeführt werden (siehe [Abschnitt 5.5](#), S. 294 f.).
- Vegetationsdauerflächen sollten die Erhebung auf Teilflächen ergänzen (siehe [Abschnitt 7](#)).
- Vor Beginn und nach dem ersten vollständigen Erhebungszyklus sollte eine Power-Analyse mit den bis dahin gewonnenen Daten durchgeführt werden ([Plattner et al. 2004](#)).

10 Literatur

- [Ackermann W., Fuchs D., Tschiche J. \(2020\)](#): Ökosystem-Monitoring auf bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (ÖSM-I). BfN-Skripten 586: 95 S. DOI: 10.19217/skr586
- [Ackermann W., Schweiger M. et al. \(2013\)](#): Indikatoren zur biologischen Vielfalt. Entwicklung und Bilanzierung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 132: 229 S.
- [Avolio M.L., Pierre K.J. et al. \(2015\)](#): A framework for quantifying the magnitude and variability of community responses to global change drivers. *Ecosphere* 6(12): art280. DOI: 10.1890/ES15-00317.1
- [Bakker J.P., Olff H. et al. \(1996\)](#): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7(1): 147–156.
- [Beck J.J., Larget B., Waller D.M. \(2018\)](#): Phantom species: adjusting estimates of colonization and extinction for pseudo-turnover. *Oikos* 127(11): 1.605–1.618. DOI: 10.1111/oik.05114
- [Black W.C. \(1990\)](#): The CE plane: A graphic representation of cost-effectiveness. *Medical Decision Making* 10(3): 212–214. DOI: 10.1177/0272989X9001000308
- [Bruelheide H., Jansen F. et al. \(2020\)](#): Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions* 26(7): 782–794. DOI: 10.1111/ddi.13058
- [Buckland S.T., Rexstad E.A. et al. \(2015\)](#): Distance sampling: Methods and applications. Springer International Publishing, Cham: 277 S.
- [BMU/Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit \(2007\)](#): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin: 178 S.
- [Bürger K., Dröschmeister R. \(2001\)](#): Naturschutzorientierte Umweltbeobachtungen in Deutschland: ein Überblick. *Natur Landschaft* 76(2): 49–57.
- [Chase J.M., McGill B.J. et al. \(2019\)](#): Species richness change across spatial scales. *Oikos* 128(8): 1.079–1.091. DOI: 10.1111/oik.05968
- [De Bello F., Valencia E. et al. \(2020\)](#): Why we still need permanent plots for vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 31(5): 679–685. DOI: 10.1111/jvs.12928
- [Díaz S., Settele J. et al. \(2019\)](#): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366(6.471): eaax3100. DOI: 10.1126/science.aax3100
- [Eberhard L.L., Thomas J.M. \(1991\)](#): Designing ecological field studies. *Ecological Monographs* 61(1): 53–73.
- [Eichenberg D., Bowler D.E. et al. \(2021\)](#): Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27: 1.097–1.110. DOI: 10.1111/gcb.15447
- [Heidrich-Riske H. \(2004\)](#): Bericht zur Durchführung der Ziehung einer räumlichen Stichprobe für das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Monitoring von Vogelarten in Deutschland“ des Bundesamtes für Naturschutz. Modul I: Zustand der Normallandschaft. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden: 22 S.
- [Hertzog L.R., Frank C. et al. \(2021\)](#): Model-based integration of citizen science data from disparate sources increases the precision of bird population trends. *Diversity and Distributions*: ddi.13259. DOI: 10.1111/ddi.13259
- [Höhle J., Bielefeldt J. et al. \(2018\)](#): Bodenzustandserhebung im Wald – Dokumentation und Harmonisierung der Methoden. Thünen Working Paper 97. Thünen Institut, Braunschweig: 570 S. DOI: 10.3220/WP152698979500
- [Hünig C., Benzler A. \(2017\)](#): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. BfN-Skripten 476: 45 S.
- [Jansen F., Bonn A. et al. \(2020\)](#): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13(1): e12674. DOI: 10.1111/conl.12674
- [König H. \(2020\)](#): Standards und Indikatorartengruppen – Erfahrungen aus der ÖFS in Nordrhein-Westfalen. In: Züghart W., Stenzel S., Fritsche B. (Hrsg.): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring, Ergebnisse einer Vilmer Fachtagung. BfN-Skripten 585: 17–32. DOI: 10.19217/skr585

- Kühl H.S., Bowler D.E. et al. (2020): Effective biodiversity monitoring needs a culture of integration. *One Earth* 3(4): 462–474. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.09.010
- Laine C.M., Kettenring K.M., Roper B.B. (2013): An assessment of permanent and nonpermanent plots in riparian vegetation monitoring. *Western North American Naturalist* 73(3): 337–346. DOI: 10.3398/064.073.0307
- Lang A., Bühler C. et al. (2016): Estimating sampling efficiency of diurnal Lepidoptera in farmland. *Journal of Insect Conservation* 20(1): 35–48. DOI: 10.1007/s10841-015-9837-7
- Mäder P., Boho D. et al. (2021): The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution*. 2041–210X.13611. DOI: 10.1111/2041-210X.13611
- Metzing D., Garve E. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(7): 13–358.
- Metzing D., May R., Wolf D. (2021): Die floristische Kartierung in Deutschland – Methoden, Ergebnisse, Herausforderungen und Chancen. *Natur und Landschaft* 96(9/10): 426–433. DOI: 10.17433/9.2021.50153941.426-433
- Meyer S., Wesche K. et al. (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions* 19(9): 1.175–1.187. DOI: 10.1111/ddi.12102
- Mitschke A., Sudfeldt C. et al. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126: 127–140.
- Oehri J., Schmid B. et al. (2017): Biodiversity promotes primary productivity and growing season lengthening at the landscape scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(38): 10.160–10.165. DOI: 10.1073/pnas.1703928114
- Pärtel J., Pärtel M., Wäldchen J. (2021): Plant image identification application demonstrates high accuracy in Northern Europe. *AoB PLANTS* 13(4): plab050. DOI: 10.1093/aobpla/plab050
- Pe'er G., Zinngrebe Y. et al. (2019): A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365(6.452): 449–451. DOI: 10.1126/science.aax3146
- Perino A., Pereira H.M. et al. (2021): Biodiversity post-2020: Closing the gap between global targets and national-level implementation. *Conservation Letters* 2021: e12848. DOI: 10.1111/conl.12848
- Pescott O.L., Walker K.J. et al. (2019): The design, launch and assessment of a new volunteer-based plant monitoring scheme for the United Kingdom. *PLOS ONE* 14(4): e0215891. DOI: 10.1371/journal.pone.0215891
- Plattner M., Birrer S., Weber D. (2004): Data quality in monitoring plant species richness in Switzerland. *Community Ecology* 5(1): 135–143. DOI: 10.1556/ComEc.5.2004.1.13
- Schröder W., Schmidt G. et al. (2001): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogrammes im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 3. Umweltbundesamt. Dessau: 182 S. + Anhänge. DOI: 10.23689/fidgeo-678
- Seibold S., Gossner M.M. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574(7.780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Silva S.J., Barbieri L.K., Thomer A.K. (2018): Observing vegetation phenology through social media. *PLOS ONE* 13(5): e0197325. DOI: 10.1371/journal.pone.0197325
- Sperle T., Bruelheide H. (2020): Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions* 27(2): 282–295. DOI: 10.1111/ddi.13184
- StaBa, BfN/Statistisches Bundesamt, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. *Angewandte Landschaftsökologie* 33: 262 S.
- Stade I.R., Navarro L.M., Pereira H.M. (2020): Range size predicts the risk of local extinction from habitat loss. *Global Ecology and Biogeography* 29(1): 16–25. DOI: 10.1111/geb.13003
- Stenzel S., Benzler A. et al. (2021): Gefäßpflanzen im bundesweiten Naturschutz-Monitoring. *Natur und Landschaft* 96(9/10): 434–443. DOI: 10.17433/9.2021.50153943.434-443
- Weber D., Hintermann U., Zangger A. (2004): Scale and trends in species richness: Considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2): 97–104. DOI: 10.1111/j.1466-882X.2004.00078.x
- 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. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.015
- Züghart W., Stenzel S. (2020): Bundesweite Monitoringprogramme des Naturschutzes zur Erfassung der Biodiversität. In: Züghart W., Stenzel S., Fritsche B. (Hrsg.): *Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. Ergebnisse einer Vilmer Fachtagung.* BfN-Skripten 585: 7–16. DOI: 10.19217/skr585

11 Endnoten

- <https://www.wiwo.de/downloads/27830022/8/koalitionsvertrag-2021-2025.pdf>
- <https://www.bfn.de/themen/monitoring/oekosystem-monitoring.html>
- <https://www.dda-web.de/index.php?cat=monitoring&subcat=mhb&subsubcat=programm>
- https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/
- <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF>
- <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32009L0147>
- <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32013R1305>
- <https://www.bfn.de/themen/internationaler-naturschutz/abkommen-und-programme/steckbriefe-biodiv/cbd.html>
- https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en
- <https://www.bmu.de/themen/naturschutz-artenvielfalt/naturschutz-biologische-vielfalt/allgemeines-/strategien/nationale-strategie-zur-biologischen-vielfalt>
- <https://www.bfn.de/themen/monitoring/oekosystem-monitoring.html>
- Digitales Landschaftsmodell im Erfassungsmaßstab 1 : 25.000
- <https://www.bfn.de/themen/rote-liste/rl-pflanzen.html>
- <https://biodiversitymonitoring.ch/index.php/de/service/methoden/beschriebe>
- https://www.botanik-sw.de/BAS/module/wordpress/wp-content/uploads/2021/04/Kartieranleitung_2021_03_28_BAS_OEFS_Erhebungen.pdf
- <http://www.tagfalter-monitoring.de/>
- <https://biodiversitymonitoring.ch/images/dokumente/daten/anleitungen/1750%20Anleitung%20Z9-Pflanzen%20v15.pdf>
- <https://www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/082759/index.php>
- Im Gegensatz zu einer Kosten-Nutzen-Analyse, die nicht nur die Kosten, sondern auch den Nutzen in monetären Größen ausdrückt, wird bei einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse der Nutzen in physischen Größen dargestellt, die die Erreichung operationalisierbarer Subziele anzeigen (siehe <https://de.wikipedia.org/wiki/Kosten-Wirksamkeits-Analyse>).
- Interner Bericht „800 4.25 EinflussLFIVerschieb v3.pdf“ des Schweizer BDM von 2009.

Dank

Wir danken den Kolleginnen und Kollegen aus Fachbehörden, Gutachterbüros, Fachgesellschaften, Museen und Forschungsorganisationen, die im Rahmen des sMon-Projekts über Biodiversitätsmonitoring diskutiert haben. Das sMon-Projekt hat das Ziel, Biodiversitätstrends für Deutschland zu erstellen und wird durch das Deutsche Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig (DFG FZT 118, 202548816) finanziert. Wir danken Armin Benzler für die Überlassung der beiden Fotos der Abb. 2 und 3 sowie zwei anonymen Gutachterinnen/Gutachtern und Dr. Ulrich Sukopp, deren Anregungen und Kritik dieses Manuskript erheblich verbessert haben.

Prof. Dr. Helge Bruelheide
Korrespondierender Autor
 Institut für Biologie, Geobotanik und Botanischer Garten
 Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle (Saale)
 und
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 E-Mail: helge.bruehlheide@botanik.uni-halle.de



Der Autor ist Professor für Geobotanik an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und einer der Gründungsdirektoren des Deutschen Zentrums für Integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig. Er war an der floristischen Kartierung in Deutschland beteiligt und verfügt über eine 30-jährige Erfahrung mit statistischen Probenflächen-Designs sowie mit der Aufnahme und Analyse vegetationskundlicher Dauerflächen. Seine Forschungsgebiete sind Biodiversitäts-Ökosystem-Funktionsbeziehungen in Wäldern und im Grünland sowie Analysen von Biodiversitätsänderungen. Alle Autoren sind Mitglieder von sMon, einem strategischen Projekt des iDiv zu Trendanalysen von Biodiversität in Deutschland.

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

Dr. Ute Jandt
 Institut für Biologie, Geobotanik und Botanischer Garten
 Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle (Saale)
 und
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 E-Mail: ute.jandt@botanik.uni-halle.de

Dr. Reinhard Klenke
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 und
 Institut für Biologie, Geobotanik und Botanischer Garten
 Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle (Saale)
 E-Mail: reinhard.klenke@idiv.de

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

Volker Grescho
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 und
 Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
 Department Ökosystemleistungen
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
 E-Mail: volker.grescho@idiv.de

Prof. Dr. Aletta Bonn
 Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
 Department Ökosystemleistungen
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
 und
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 und
 Institut für Biodiversität
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Dornburger Straße 159
 07743 Jena
 E-Mail: aletta.bonn@ufz.de

Dr. Marten Winter
 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Puschstraße 4
 04103 Leipzig
 und
 Universität Leipzig
 Ritterstraße 26
 04109 Leipzig
 E-Mail: marten.winter@idiv.de

Anzeige



Foto: I. Arndt

Er kriegt die Backen nicht mehr voll.

DER FELDHAMSTER (*CRICETUS CRICETUS*)
 STEHT GANZ OBEN AUF DER ROTEN LISTE.

WIR SCHÜTZEN Deutschlands wilde Tiere!
 SIE HELFEN uns mit Ihrer SPENDE.
www.DeutscheWildtierStiftung.de



DEUTSCHE
 WILDTIER
 STIFTUNG