©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. **31**: 72-83, Kiel 2003

Erfassung der Artenvielfalt auf Standardflächen am Beispiel der Phytodiversität

- Christian Dolnik, Kiel-

Kurzfassung

Es wird ein Verfahren zur Erfassung der botanischen Artenvielfalt unter Berücksichtigung der Flechten und Moose vorgestellt und diskutiert. Neben den Arten der Bodenvegetation werden auch Epiphyten, Totholzbesiedler und Epilithen berücksichtigt. Eine Flächengröße von 400 m² wird empfohlen, um den Artenreichtum in Wald- und Offenlandgesellschaften zu erfassen.

Abstract: Measurement of plant-species-richness on standard area size

A method for measuring plant-species-diversity in forest and grassland vegetation was tested. Relevés on different scales were made including all vascular plants, bryophytes and lichens of the ground layer vegetation and other vegetation surfaces (decaying wood, litter, rocks). Epiphytes up to 2 m-trunk-height and any higher ones able to be reached without technical help were included. A standard plot size of 400 m² is recommended for the measurement of species richness for all vegetation types.

1 Einleitung

Der Schutz der Artenvielfalt ist in der Bundesrepublik Deutschland und der Europäischen Union gesetzlich verankert. Zur Sicherung der Artenvielfalt soll die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume beitragen (SSYMANK et al. 1998). Aber wie kann die Artenvielfalt als Schutzgut erfasst werden? Im Folgenden soll aus vegetationskundlichen Daten eine sinnvolle Flächengröße zur Erfassung der botanische Artenvielfalt abgeleitet werden.

1.1 Begriffsdefinition Artenvielfalt und Artenreichtum

Bei näherer Betrachtung verbirgt sich hinter dem Begriff der Artenvielfalt eine Vielzahl von Betrachtungsebenen, die es notwendig macht zu definieren, was man unter Artenvielfalt versteht, bevor man sich der Frage nach der Erfassung der Artenvielfalt nähern kann. Eine treffende Definition für die Biodiversität oder biologische Vielfalt stammt von SOLBRIG (1991): „Die Eigenschaft lebender Systeme (Einheiten des Lebens) vielfältig zu sein – sich zu unterscheiden". Diese Vielfältigkeit lässt sich auf alle biologischen Betrachtungsebenen von Molekülen, Genen, Zellen, über Organismen, Populationen und Arten bis hin zu Lebensgemeinschaften, Ökosystemen und Landschaften beziehen. Selbst wenn man sich auf die Artenvielfalt als die derzeit wohl am besten durch Zählen und Messen untersuchbare biologische Einheit beschränkt, lassen sich auch hier in vielfältigster Weise „Unterschiede" feststellen. Ohne auf die Problematik der unterschiedlichen Artdefinitionen (vgl. BISBY & CODDINGTON 1995) einzugehen (eine Art ist das, was ein Taxonom zu einer Art erklärt), ist die Art keine völlig gleichwertige Einheit, und die „Unterschiede" zwischen einzelligen und vielzelligen Arten, zwischen Bakterien und Menschen sind beträchtlich (HARPER & HAWKSWORTH 1995).

Ein zentraler Begriff zur Artenvielfalt ist der **Artenreichtum** (species richness), der nach WHITTAKER (1972) als Artenvielfalt im engeren Sinne betrachtet wird und „geeigneterweise als

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Anzahl der Arten bezogen auf eine standardisierte Probengröße gemessen werden“ kann wie zum Beispiel die Anzahl der gefangenen Insekten in einer Falle von Standardgröße oder die Anzahl der Pflanzen auf einer Fläche standardisierter Größe. Auch wenn der Artenreichtum ein weithin akzeptiertes Maß für die Artenvielfalt ist, gibt es weitere Konzepte, die eine mathematische Gewichtung der Arten vornehmen nach ihrer Häufigkeitsverteilung im Sinne von Artenabundanz (Individuenreichtum) oder Artendominanz (z. B. Dominanz von Individuenzahl, Artendeckung oder Biomasse). Bekannte nonparametrische Indizes, die jeweils eine unterschiedliche dominanzabhängige Gewichtung der Arten vornehmen, sind beispielsweise Shannon-, Simpson- und Evenness-Index, andere, parametrische Diversitätsindizes, die aus der Arten-Areal-Beziehungen abgeleitet werden können, sind beispielsweise der z-Wert (u.a. VAN DER MAAREL 1988, DOLNIK 2003). Gemeinsam ist diesen Indizes, dass sie fallbezogen zu sehr unterschiedlichen oft widersprüchlichen Ergebnissen führen und daher besser als Hilfsparameter zur Beschreibung der Artenvielfalt herangezogen werden können, allein zur Bewertung der Artenvielfalt jedoch ungeeignet sind. Die Artenvielfalt ist also ein Sammelbegriff, der im Sinne der obigen Definition der Biodiversität von SOLBRIG (1991) die biologische Vielfalt mit all ihren unterschiedenen Ebenen auf diejenige der Art eingrenzt (Artenabundanz, Artendominanz, Artenreichtum, Artenverteilung, Artenstrukturmaße wie unterschiedliche Größe und Biomasse der Arten). Als solches ist die Artenvielfalt nicht messbar. Daher beschränken sich die weiteren Ausführungen auf den Artenreichtum im Sinne WHITTAKERS (1972).
Alle Arten vom Bakterium bis zu den Gefäßpflanzen und Tieren auf einer definierten Flächengröße zu erfassen ist in den meisten Fällen ein auswegloses Unterfangen. Besonders die Mikroorganismen gehören zu den nur schwer vollständig erfassbaren Artengruppen – zumal die Artabgrenzung schwierig und die Kenntnis aller Arten als gering eingestuft wird. So sind weitere Einschränkungen auf gut bekannte Artengruppen notwendig wie beispielsweise Untersuchungen zur Artenvielfalt von Säugetieren, Vögeln, einzelner Insektengruppen, Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten.

1.2 Erfassung von Gefäßpflanzen, Flechten und Moosen

Im Folgenden werden die Ergebnisse einer Studie zur Erfassung der botanischen Artenvielfalt verschiedener Wald- und Offenlandgesellschaften im russischen Nationalpark Kurische Nehrung (DOLNIK 2003) vorgestellt. Die Studie ist beschränkt auf die Betrachtung von terrestrischen Makrophyten wie Gefäßpflanzen und Moose einschließlich der Flechten. Einzellige, wenigzellige und fädige Algen sind im Gelände kaum auf Artniveau ansprechbar und wurden daher als pflanzliche Mikroorganismen nicht in den Untersuchungen berücksichtigt. Flechten sind durch ihre Symbiose mit Algen primär photoautotrophe Pilze, die wie Gefäßpflanzen und Moose an Oberflächenstrukturen gebunden sind und den gleichen Lebensraum teilen. Flechten sind wichtiger Bestandteil vieler Planzengesellschaften und werden deshalb in die Untersuchungen zur Phytodiversität mit einbezogen. Als Makroorganismen sind die meisten Gefäßpflanzen, Moose und Flechten bei guter Artenkenntnis im Gelände differenzierbar und gegebenenfalls durch mikroskopische Nachbestimmung sicher ansprechbar.

1.3 Messung des Artenreichtums mit vegetationskundlichen Methoden

Seit langem ist in der Vegetationskunde bekannt, dass die Artenzahl mit zunehmender Flächengröße ansteigt – also flächenabhängig ist (u. a. ARRHENIUS 1921, GLEASON 1922). Die Flächengröße ist ein geeigneter Parameter, um den Artenreichtum zu erfassen. Nach obigen Definition von Whittaker ist die Grundvoraussetzung für einen Vergleich des Artenreichtums verschiedener Pflanzenbestände, eine sinnvolle Standardflächengröße zu finden. Ein Problem ist dabei, dass in vegetationskundlichen Arbeiten in der Regel mit unterschiedlichen Flächengrößen gearbeitet wird. So empfehlen WESTHOFF & VAN DER MAAREL (1973), DIERßEN (1990),

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

DIERSCHKE (1994), CHYTRÝ & OTÝPKOVÁ (2003) und DENGLER (2003), Vegetationsaufnahmen für gehölzfreie Dünen-, Grünland-, Röhricht und Trockenrasen-Gesellschaften Flächengrößen zwischen 1 und 25 m², für Waldgesellschaften dagegen zwischen 100 und 1000 m². Die Daten unterschiedlicher Flächengrößen sind daher für Angaben zum Artenreichtum nicht miteinander vergleichbar.
Ein weiteres Problemfeld ist die Erfassung der Arten selbst. Klassische Vegetationsaufnahmen beschränken sich im Wesentlichen auf die Erfassung von Gefäßpflanzen der Bodenvegetation. Nur wenige Autoren haben darüber hinaus versucht, auch die Flechten und Moose zu berücksichtigen. In Wäldern kommt ein Großteil der Flechten und Moose jedoch nicht in der Bodenschicht vor, sondern epiphytisch auf Bäumen oder auch an Totholz. Erste Ansätze, diese Arten zu berücksichtigen, lieferten BARKMAN (1973), SCHUHWERK (1986) und GILLET (1986) oder HOBOHM (1998). Gemeinsam ist diesen Arbeiten, dass Arten auf unterschiedlich großen Flächen erfasst und epiphytische Arten auf Bäumen nur auf repräsentativen Teilflächen untersucht wurden. Da die Artenzahl jedoch flächenabhängig ist, können die Ergebnisse nicht miteinander verglichen werden.
Deshalb wurde speziell für Untersuchungen des Artenreichtums eine vegetationskundliche Methode ausgearbeitet, die einheitliche Grundflächen für alle Vegetationstypen untersucht (WOLFRAM 2001, DOLNIK 2003). Diese ermöglicht es, die Artenvielfalt unterschiedlich strukturierter Vegetationstypen wie Wälder und Offenlandgesellschaften miteinander zu vergleichen. Die Methode wurde an unterschiedlichen Wald- und Offenlandgesellschaften im Nationalpark Kurische Nehrung/Russland getestet. Basierend auf diesem Verfahren wird eine optimale Flächengröße zur Erfassung der Artenvielfalt aller Vegetationstypen vorgeschlagen und diskutiert.

1.4 Bäume als Trägersubstrat für Epiphyten

In Wäldern kommen die weitaus meisten epiphytischen Flechten und Moose auf Bäumen vor – Sträucher spielen im Untersuchungsgebiet als Substrat nur eine untergeordnete Rolle. Damit hängt der Anteil epiphytischer Flechten und Moose von der Anzahl der Baumstämme ab, die in der Probefläche vorkommen. Die Untersuchungsfläche muss daher mindestens so groß gewählt werden, dass eine ausreichende Anzahl an Bäumen in der Fläche steht, an denen die Epiphyten erfasst werden können. Der Anteil an Epiphyten steigt sprunghaft mit den ersten Bäumen in den unteren Flächengrößen an. Gesucht wird eine Mindestflächengröße, bei der eine ausreichende Anzahl von Bäumen in der Untersuchungsfläche liegt, damit die Epiphyten ähnlich der Bodenvegetation repräsentativ im Aufnahmematerial vertreten sind.

2 Untersuchungsmethode

Die Untersuchungsflächen sollen zufallsverteilt in den zu untersuchenden Vegetationstypen liegen. Sofern eine zufallsverteilte Auswahl anhand von Karten nicht vorab erfolgen kann, werden im Gelände von leicht wiederauffindbaren Geländepunkten Transekte in Nordsüd- oder Ost-Westrichtung verlegt. Im vorliegen Fall wurde der erste Quadratmeter der Untersuchungsfläche entlang eines 100 m-Transektes ausgelost. Ausgehend von dieser 1 m²-Fläche wurden im Einflächenverfahren (nested plot design) die Fläche auf 4, 9, 16, 25, 49, 100, 225, 400, 625 und 900 m² vergrößert. Die 1 m²-Fläche wurde weiter in kleinere Flächen zu 0,25, 0,0625, 0,01, 0,0025 und 0,0001 m² (1 cm²) unterteilt. Dabei sind die kleineren Flächen jeweils Teilmengen der nächst größeren. Es werden jeweils alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten auf Vegetations- und Geländestrukturen erfasst, daher Arten der Bodenschicht einschließlich Sonderstrukturen wie Geländemulden, Gräben, Weiher, Steine, Störstellen durch Wühlaktivitäten von Tieren, Trampelpfaden, Schneisen, Baumstubben und Baumteller, Totholz und epiphytische Arten. Für die epiphytischen Arten ist die vollständige Erfassung in Wäldern in der Regel eingeschränkt, da nur Arten im unteren Stammbereich bis etwa zwei Meter Höhe leicht zugänglich sind, Arten aus dem

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Kronenbereich werden nur an herunterhängenden Ästen oder Bruchästen erfasst. Es sollen nach Möglichkeit aber alle Arten die im Gelände ohne große technischen Hilfsmittel erfasst werden können, berücksichtigt werden. Hier ist gegebenenfalls eine Fehlerabschätzung notwendig. Anders als für pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen ist die Homogenität der Untersuchungsflächen, wodurch in Wäldern beispielsweise Arten an Totholz oder Steinen ausgeschlossen werden, nicht sinnvoll. Die Untersuchungsfläche wird vielmehr als Landschaftsausschnitt verstanden, auf dem der Artenreichtum repräsentativ erfasst werden soll. In der Regel kann die Untersuchungsfläche ohne weiteres einer pflanzensoziologischen Einheit auf Assoziations- oder Verbandsebene zugeordnet werden. Eine ausführlichere Darstellung der Methode ist in DOLNIK (2003) zu finden.

3 Ergebnisse

Für 20 Untersuchungsflächen in Erlenbruchwäldern (Alnion glutinosae) wird beispielhaft das Verhältnis von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten dargestellt (Abb. 1 und 2).

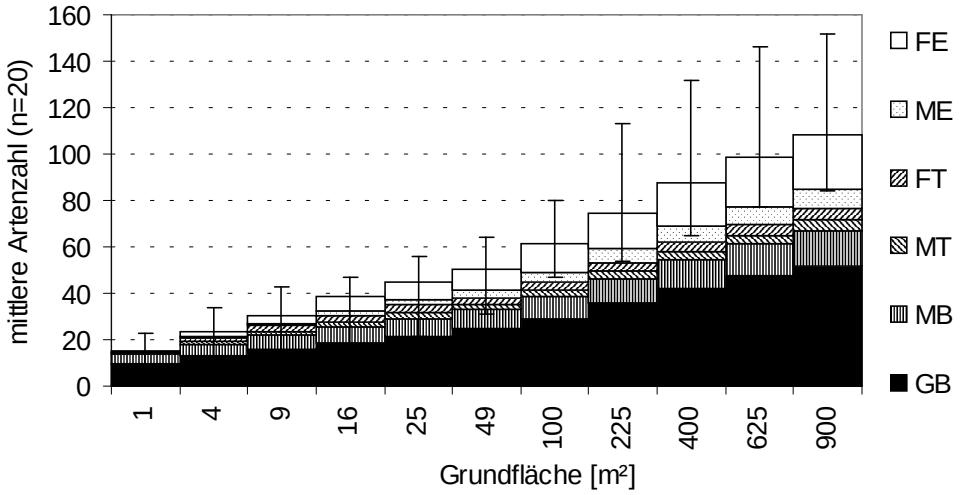


Abb. 1 : Mittlere Artenanzahl von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten auf Flächengrößen von 1 bis 900 m² in Erlenbruchwäldern der Kurischen Nehrung (arithmetisches Mittel, Minimal- und Maximalwert). F = Flechten, M = Moose, G = Gefäßpflanzen, E = Epiphytenschicht, T = Totholzschicht, B = Bodenschicht.

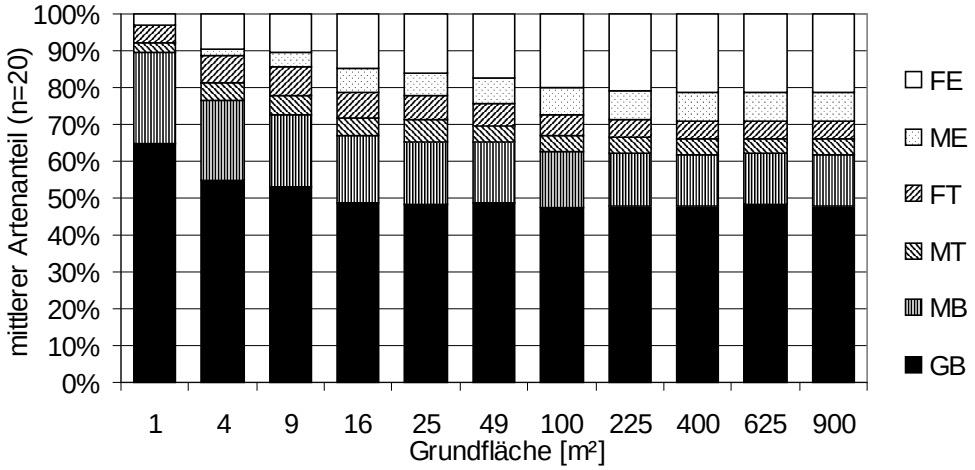


Abb. 2: Mittlere Artenanteil von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten auf Flächengrößen von 1 bis 900 m² in Erlenbruchwäldern der Kurischen Nehrung. F = Flechten, M = Moose, G = Gefäßpflanzen, E = Epiphytenschicht, T = Totholzschicht, B = Bodenschicht.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

In Abb. 1 ist der Artenanstieg bei zunehmender Plotgröße dargestellt. Zufallsbedingt ist der mittlere Anteil der Epiphyten und Totholzbesiedler bei Flechten und Moosen in der 1 m²-Fläche mit etwas mehr als 10 % gering, während er in der 900 m²-Fläche bei 39 % liegt. Dies wird bei einer prozentualen Darstellung dieser Artengruppen auf die drei Vegetationsschichten Boden, Totholz und Epiphyten deutlich (Abb. 2). Der Anteil epiphytischer Moose und Flechten nimmt bis zur 100 m²-Fläche deutlich zu, der Anteil der Gefäßpflanzen und Moose in der Bodenschicht dagegen ab. Die Schwankungen innerhalb dieser Artengruppen zwischen der 225 m² und 900 m² Fläche liegen dagegen bei etwa 1 % und können als „ausgeglichen“ betrachtet werden.

3.1 Anzahl der Bäume bei zunehmender Flächengröße

Für 13 Untersuchungsflächen wurde die Anzahl der Bäume bei zunehmender Flächengröße erfasst, wobei alle Gehölze mit einem Mindeststammumfang in Brusthöhe von 20 cm als Baum gezählt wurden. Erst in der 100 m²-Fläche war in allen Untersuchungflächen mindestens ein Baum vertreten (3 Bäume), in der 400 m²-Fläche mindestens 6 und in der 900 m²-Fläche mindestens 20 Bäume.

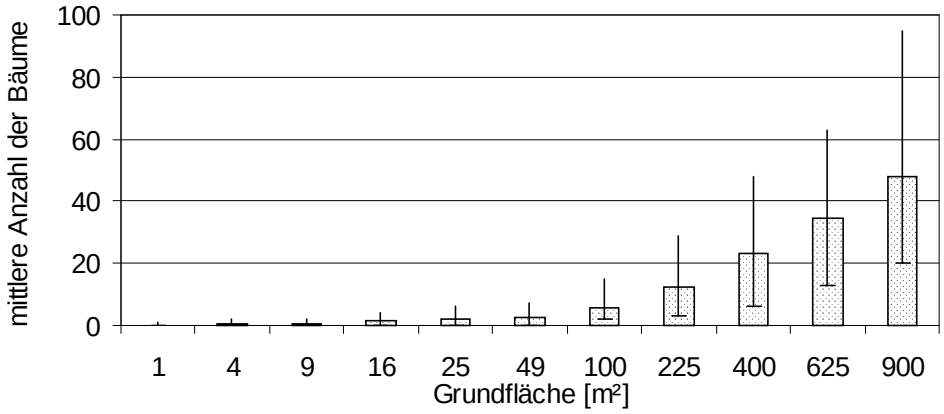


Abb. 3: mittlere Anzahl der Bäume mit zunehmender Flächengröße in Erlenbruchwäldern der Kurischen Nehrung mit Mindest- und Maximalanzahl (n = 13).

3.2 Artenanteil von Flechten und Moosen in Wald- und Offenlandgesellschaften

In Abb. 4 sind die Artenanteile der Flechten, Moose und Gefäßpflanzen dreier Vegetationsschichten bezogen auf die 400 m²-Fläche für verschiede Vegetationstypen dargestellt. Nur in der Grünlandgesellschaft, einer artenreichen Mähweide aus dem Verband Cynosurion cristati, haben Kryptogamen erwartungsgemäß einen geringen Artenanteil mit etwa 15 %, darunter unscheinbare Moose wie *Ephemerum minutissimum, Bryum klinggraeffii, B. rubens, Pleuridium subulatum, Pottia truncata, P. intermedia* und *Phascum cuspidatum*. Die Sandtrockenrasen in den Wanderdünengebieten sind dagegen reich an Kryptogamen – allein die Flechten stellen etwa 50 % des Artenreichtums. Auch bei den Waldgesellschaften erreichen Flechten und Moose bedeutende Artenanteile. Die Gefäßpflanzen stellen in den Erlenbruchwäldern – hier als ein Vertreter der Laubwälder gewählt – noch die Hälfte, in den trockenen Moos-Kiefernwäldern nur noch etwa 40 % und in den torfgründigen Moorwäldern etwa 27 % der Arten. Der Artenanteil der Flechten liegt zwischen etwa 29 und 37 %. Besonders hervorzuheben ist, dass in den untersuchten Waldtypen 38 bis 50 % der Arten epiphytisch vorkommen. Die genaue Artenzusammensetzung für die einzelnen Vegetationstypen ist den Vegetationstabellen in DOLNIK (2003) zu entnehmen.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

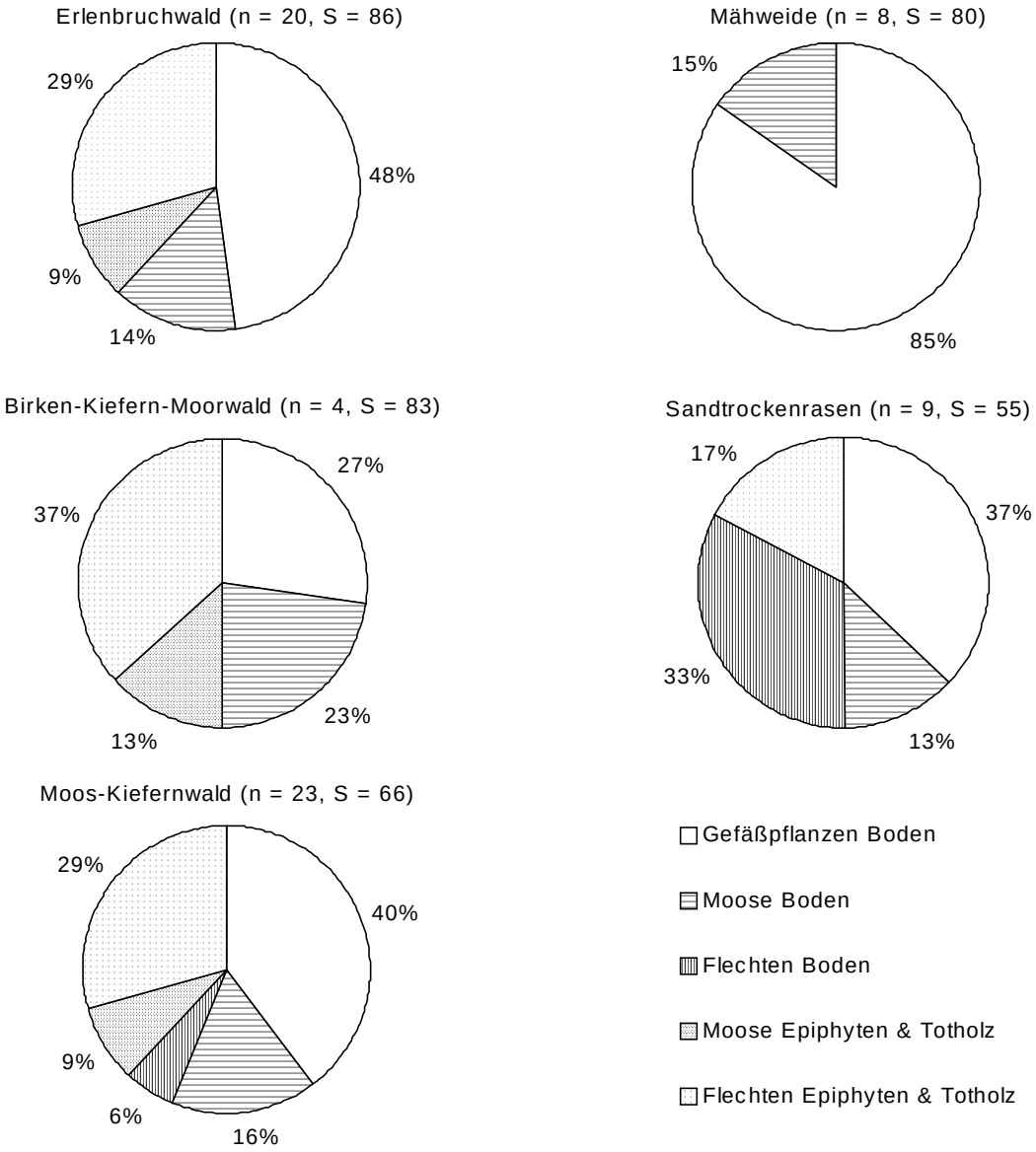


Abb. 4: Artenanteil der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten bezogen auf die Bodenvegetation sowie Epiphyten & Totholzbesiedler für verschiedene Vegetationstypen der Kurischen Nehrung. Erlenbruchwald (Alnion glutinosae), Birken-Kiefern-Moorwald (Betulion pubescentis), Moos-Kiefernwald (Dicrano-Pinion sylvestris), Mähweide (Cynosurion cristati), Sandtrockenrasen (Koelerion glaucae), n = Anzahl der Untersuchungsflächen, S = mittlere Artenzahl pro 400 m².

4 Diskussion

Ein Grundsätzlicher Unterschied zwischen dem hier vorgestellten Verfahren zur Erfassung der Artenvielfalt und klassischen Vegetationsaufnahmen nach den Homogenitätsprinzipien in der Pflanzensoziologie (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964, DIERßEN 1990) liegt in der Auswahl der Untersuchungsflächen und der Wahl der Flächengröße. Während es in pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen zur Beschreibung der ökologischen Standortsbedingungen sinnvoll ist, Sonderstrukturen wie Totholzstubben, Baumschürzen oder feuchte Bodensenken mit abweichenden standörtlichen Eigenschaften auszunehmen, steht für die Erfassung der Artenvielfalt die Artenzahl pro Flächeneinheit im Vordergrund. Es geht primär darum, den landschaftstypischen Artenreichtum zu erfassen. Dies ist nur über eine standardisierte Flächengröße möglich. So werden auch Arten in Mikrohabitaten wie den oben genannten Totholzstubben und epiphytische Arten berücksichtigt, die für den Artenreichtum sehr bedeutsam sein können – wie das Beispiel

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

der Waldgesellschaften zeigt – denen aber bisher für die Vegetationsklassifikation meist keine Bedeutung beigemessen wurde. Jede Art im Gelände kann so einer Fläche zugeordnet werden, während es nicht immer einfach ist, eine Art an einem Standort auch einer Pflanzengesellschaft zuzuordnen.

4.1 Die Grundfläche als Flächenbezug

Da die Artenzahl mit zunehmender Flächengröße ansteigt, ist ein Vergleich der Artenzahlen nur für gleiche Flächengrößen zulässig. Als Fläche wird hier die Bodenoberfläche verstanden und näher als Grundfläche bezeichnet. Diese Grundfläche kann als weitgehend konstant für alle Vegetationstypen betrachtet werden. Nicht alle Arten stehen direkt mit der Grundfläche in Kontakt. Insbesondere die Epiphyten und Totholzbesiedler besiedeln Oberflächen von Vegetationsstrukturen. Daher wird als Untersuchungsfläche der Raum verstanden, der in senkrechter Projektion zur Grundfläche abgegrenzt werden kann (vgl. auch DENGLER 2003: 137).

4.2 Gibt es eine geeignete Standardflächengröße zur Erfassung der Phytodiversität?

Der Artenreichtum von Pflanzengesellschaften ist eng mit der Vegetationsstruktur wie Vegetationshöhe, Pflanzengröße, Artenverteilung und Artendichte verbunden. So werden in Rasengesellschaften wie zum Beispiel einer Heuwiese schon auf vergleichsweise kleinen Flächen hohe Artenzahlen erreicht. Die meisten für die Pflanzengesellschaft bezeichnenden Arten kommen schon auf Flächengrößen von etwa 10 m vor, da der Großteil der Arten gleichmäßig auf der Fläche verteilt ist. Bei zunehmender Flächengröße kommen vergleichsweise wenige und eher seltene Arten hinzu. Dennoch steigt die Artenzahl beständig an. Anders sieht es in Wäldern aus, in denen die Pflanzen unterschiedlich groß sind (Moose versus Bäume) und die Arten zudem ungleich verteilt sind, da die Bäume größenbedingt weiter von einander entfernt stehen. Kommen mehrere Baumarten in einem Wald vor, so ist die Chance gering, dass diese auf kleinen Flächen zufallsbedingt schon repräsent sind. Daher werden in der Vegetationskunde große Aufnahmeflächen von 100 bis 1000 m² empfohlen (u. a. WESTHOFF & VAN DER MAAREL (1973), DIERßEN 1990, DIERSCHKE 1994). Für die Ermittlung der Artenvielfalt in Wäldern ist daher eine größere Mindestfläche erforderlich, um repräsentative Artenzahlen für Waldbestände zu erfassen.
Die Anzahl der Baumstämme pro Untersuchungsfläche ist für die Erfassung der Epiphyten von entscheidender Bedeutung, da die Epiphyten primär an den Bäumstämmen erfasst werden. Aus Abb. 2 ging hervor, dass im Mittel zwischen der 225 m² und der 900 m²-Fläche nur geringe prozentuale Unterschiede im Artenanteil von Epiphyten und Gefäßpflanzen vorliegen. Dies wird so interpretiert, dass auf diesen Flächengrößen die Epiphyten repräsentativ für den Vegetationstyp vertreten sind. Für die Erlenbrücher der Kurischen Nehrung wäre demnach eine Flächengröße von 225 m² zur Erfassung des Artenreichtums ausreichend. Von Bedeutung ist jedoch auch die Anzahl der Bäume als Träger der Epiphyten. Aus Abb. 3 geht hervor, dass auf der 225 m²-Fläche im Mittel 12,5 Bäume angetroffen werden, wobei in diesem Fall der Minimalwert bei nur 3 Bäumen liegt, bei der 400 m²-Fläche sind es immerhin mindestens 6 Bäume und für die 900 m²-Fläche bereits 20. In unseren mitteleuropäischen Buchenhochwäldern ist der Baumabstand in der Regel weiter als in Erlenbrüchern, so dass auch auf einer zufallsverteilten 15×15 m²-Fläche die Chance recht groß ist keinen Buchenstamm in der Fläche anzutreffen. Dies spricht für die Auswahl einer größeren Fläche, beispielsweise 20×20 m².
Mathematisch lässt sich eine bestimmte Mindestflächengröße für Erhebungen zur Artenvielfalt für alle Vegetationstypen nicht ableiten. Deshalb sollen praktische Gründe für die Auswahl einer sinnvollen Flächengröße herangezogen werden. Da die Flächengröße die Artenzahl beeinflusst, ist eine einheitliche Flächengröße Voraussetzung für vergleichende Untersuchungen zur Artenvielfalt. Die zu empfehlende Probeflächengröße für Untersuchungen zur Artenvielfalt von Vegetationstypen orientiert sich daher an günstigen Aufnahmeflächengrößen für Wälder, da in

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

diesen erst auf vergleichsweise großen Flächen ein „repräsentativer Artenbestand“ erfasst werden kann. In forstwissenschaftlichen Untersuchungen zur Waldvegetation werden weltweit oft 400 m²-Plots oder Subplots innerhalb größerer Wald-Dauerbeobachtungsflächen untersucht (u. a. BURSLEM et al. 1998, GARCÍA 1998, MALLIK & ROBERTSON 1998, RAY et al. 1998, SABOGAL & VALERIO1998, SUKUMAR et al. 1998). Für die vorliegende Studie war von Bedeutung, auf welcher Flächengröße die Epiphyten und Totholzbewohner repräsentativ – vergleichbar den Arten der Krautschicht – vertreten sind. Da Epiphyten primär an den Stämmen der Bäume und damit punktuell erfasst werden, soll eine zufallsverteilte Probefläche so groß gewählt werden, dass mehrere Stämme der den Vegetationstyp repräsentierenden Baumarten auf der Fläche vertreten sind. Denkt man dabei an die mitteleuropäischen Hallen-Buchenwälder, so wird deutlich, dass es ohne weiteres möglich ist, auf einer 100 m²-Fläche keinen Baumstamm vorzufinden. Die Epiphyten wären dann gar nicht oder stark unterrepräsentiert.
Für die auf der Kurischen Nehrung vertretenen Waldtypen Kiefernwälder, Fichtenwälder, Birkenwälder, Birken-Kiefern-Moorwälder, Erlenbrücher und Hainbuchen-Eichen-Lindenwälder ließ sich für die 400 m²-Fläche ein repräsentativer Artenbestand an Epiphyten gegenüber der Bodenvegetation ermitteln (DOLNIK 2003). Dies ist auch für andere Waldtypen zu erwarten.
Es ergeben sich mehrere Vorteile, wenn bereits vorhandene 400 m²-Dauerflächen aus forstlichen Monitoring-Projekten auch für Untersuchungen zur Phytodiversität herangezogen werden können. Zum einen liegen zahlreiche Daten zur Waldstruktur wie Alter, Stammdurchmesser, Baumhöhe, Kronendeckung etc. vor, zum anderen sind die Flächen im Gelände bereits markiert; teilweise liegen auch Daten zu den Gefäßpflanzen der Bodenschicht vor. Diese Gründe sprechen dafür eine 400 m²-Fläche als Standardfläche zur Erfassung der Phytodiversität zu etablieren.

4.3 Das Epiphyten- und Geophytenproblem

Ein methodisches Problem ist die Erfassung der Epiphyten in Wäldern. Ohne destruktive Methoden (Baumfällen) oder erheblichen technischen Aufwand (Baumkronen-Kran) sind nicht alle Arten restlos auffindbar. Zur einfachen Erfassung stehen die Baumstämme, herunterhängende Zweige und Bruchäste aus dem Kronenbereich zur Verfügung. Erfasst wird also nur ein Mindestmaß an Epiphyten. Wie lässt sich nun der Anteil der epiphytischen Arten im Kronenraum der Bäume abschätzen, die nicht auch im Stammbereich vorkommen? Hierzu gibt es nur wenige Studien. Nach KOSKINEN (1955, zit. in KUUSINEN 1996) ist die Artenzahl im unteren Stammabschnitt am höchsten (zumindest in borealen Wäldern). Dennoch gibt es Arten, die im Kronenbereich deutlich häufiger sind als im Stammbereich – wenn es auch wohl nur wenige „kronenspezifische“ Arten gibt. In einer Studie in den Kiefernwäldern auf der Kurischen Nehrung nach Windwurf hat sich dies als weitgehend unproblematisch erwiesen, da die junge Rinde nahezu epiphytenfrei ist und die wenigen vorkommenden Arten auch am Unterstamm gefunden werden können. Nur an hochhängendem Totholz unterhalb der Krone fanden sich vereinzelt Arten, die nicht vom Boden aus in der Untersuchungsfläche gefunden werden konnten. Anders ist es bei Zitterpappeln und Eichen. Ältere Zitterpappeln haben im unteren Stammbereich eine rauhe Borke, die meisten Arten finden sich jedoch an glatter Borke – dann im oberen Stammbereich. Nicht immer kommen jüngere noch glattborkige und ältere Bäume gemeinsam in den Untersuchungsplots vor – allerdings sind Bruchäste unter Pappeln vergleichsweise häufig. Ähnliches gilt auch für Eichen.
Ein weiteres Problem kann starker Efeubewuchs oder Beschattung der Stämme durch eine dichte Strauchschicht sein, wodurch viele Epiphyten erst in höheren Stammbereichen präsent sind. Einer Studie von JOHN & SCHRÖCK (2001) an gefällten Kiefern, Eichen und Buchen aus Rheinland-Pfalz ist zu entnehmen, dass in unseren im 20. Jahrhundert durch Luftschadstoffe stark an epiphytischen Flechten verarmten Wäldern die Artenzahl der auf den Kronenraum beschränkten Arten bis zu etwa einem Drittel ausmacht. Bei diesen Arten handelt es sich jedoch nicht um

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

„kronenspezifische“ Arten. Vielmehr nimmt man an, dass die vielerorts zu beobachtende Wiederbesiedlung unserer Wälder mit Flechten zumindest teilweise über den Kronenraum erfolgt. Wenn bei der Datenerhebung der Verdacht besteht, dass im Kronenraum etliche weitere Arten vorkommen, die in der Regel auch im unteren Stammbereich vorkommen könnten, jedoch aufgrund von Efeubewuchs, Beschattung oder starker Veralgung nicht gefunden werden konnten, sollte dies im Sinne einer Fehlerabschätzung für die Untersuchungsfläche vermerkt werden. Eine prozentuale Fehlerabschätzung pro Baumart mit einem Korrekturfaktor für den Datensatz halte ich dagegen nicht für sinnvoll, da der Epiphytenbesatz einzelner Bäume sehr individuell sein kann. Sollte bei der zufallsverteilten Probeflächenwahl eine anscheinend wenig repräsentative Fläche vorliegen, so sollte vielmehr eine weitere Fläche als Ergänzung aufgenommen werden.
Das Problem, dass bei einer Datenerhebung nicht immer alle Arten erfasst werden können, ist nicht nur auf die Epiphyten beschränkt, sondern tritt gleichfalls bei der Erfassung von Geophyten auf, die im Sommer oft nicht mehr in der Krautschicht angetroffen werden können. In geophytenreichen Vegetationstypen empfiehlt sich nach Möglichkeit eine Bearbeitung im Frühjahr oder eine Ergänzung des Datensatzes durch eine Frühjahrsbegehung. Entsprechend bietet sich zur Erfassung der Epiphyten eine Begehung nach Sturm an, wenn auf heruntergefallenen Ästen gegebenenfalls bisher nur im Kronenraum präsente Arten erfasst werden können.

4.4 Bearbeitungszeit im Gelände

Die Erfassung aller Gefäßpflanzen, Moose und Flechten ist zeitaufwändiger als klassische vegetationskundliche Aufnahmen. Zwar kann im Falle eines möglichst geringen Bearbeitungsaufwandes die Deckungsschätzung für die einzelnen Arten unterbleiben, da es nur um das Vorkommen der Art in der Untersuchungsfläche geht, doch ist das genaue Absuchen der Stammbasen zeitaufwändig – vor allem bei artenreicheren Vegetationstypen. Es soll hier daher aus der Bearbeitung der Untersuchungsflächen auf der Kurischen Nehrung eine kurze Zeitabschätzung gegeben werden. Für die Erfassung der Arten einer 400 m²-Fläche in strukturreichen und artenreichen Wäldern kann die Bearbeitung 6 bis 8 Stunden beanspruchen, in artenarmen und durch Luftbelastung auch epiphytenarmen Kiefern-, Fichten- und Buchenforsten wird man schon nach zwei bis drei Stunden kaum noch eine Art entdecken. Ähnliches gilt auch für Rasengesellschaften. So liegt der Arbeitsaufwand bei übersichtlichen artenarmen Grünlandgesellschaften bei etwa einer Stunde, unübersichtliche moos- und flechtenreiche Trockenrasen oder Hochmoorflächen beanspruchen dagegen 3 bis 4 Stunden. Natürlich kann es zu bearbeiterbedingten Zeitunterschieden kommen.

4.5 Bedeutung von Flechten und Moosen für die Diversität

Aus Abbildung 4 geht hervor, dass in verschiedenen Vegetationstypen wie Trockenrasen und Waldgesellschaften Flechten und Moose die Hälfte bis Dreiviertel der Arten stellen und daher für Untersuchungen zur Phytodiversität unerlässlich sind. Eine besondere Rolle kommt in Wäldern den epiphytischen Arten zu. Auch in den heimischen Wäldern können Epiphyten einen hohen Artenanteil von 50 % erreichen. Allerdings darf dies nicht darüber hinwegtäuschen, dass weite Teile der mitteleuropäischen Wälder durch die hohe Fracht an Luftschadstoffen im 20. Jahrhundert – insbesondere Schwefeldioxid – stark verarmt sind und derzeit nicht ihren potenziellen Artenreichtum aufweist. Nach dem Rückgang der Schwefeldioxidbelastung der Luft in den letzen 20 Jahren ist vielerorts wieder eine Zunahme der Epiphyten zu beobachten (u. a. WIRTH et al. 1999, STAPPER et al. 2000, FRANZEN 2001), die jedoch noch weit von den Ausgangsbedingungen vor der Industrialisierung im 19. Jahrhundert zurückliegen, wie etwa die großen Verbreitungslücken der auffälligen Lungenflechte *Lobaria pulmonaria* zeigen. Diese war nach den Angaben von SYDOW (1887) in der Flechtenflora Deutschlands „überall häufig“ und „an Laubgehölzen und auch an Felsen, sowohl in der Ebene wie im Gebirge“ verbreitet; „in großen Wäldern über-

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

kleidet diese Flechte die Buchen- und auch Eichenstämme in oft metergroßen Rasen“. Die derzeit geringen Artenzahlen in einigen Waldgebieten (CRAWLEY & HARRAL 2001) sollten daher nicht zur Annahme führen, dass Wälder artenärmer seien als Rasengesellschaften. Die Zunahme der Artenzahlen bei den Epiphyten in den letzten Jahren soll eher Anlass sein, die Wiederbesiedlung der Wälder durch Monitoring-Projekte zu begleiten.

4.6 Anwendungsmöglichkeiten der Methode

Der Artenreichtum von lokalen Pflanzenbeständen ändert sich gravierend vor allem durch Sukzessionsprozesse und Störungsereignisse. In diesem Zusammenhang kann die vorgestellte Methode einen Beitrag leisten, um zeitliche Veränderungen der Diversität von Gesellschaften zu verfolgen. Daher ist die Einbeziehung dieser Methode in Monitoringkonzepte sinnvoll, in denen Aussagen zur Diversität vorgesehen sind. Sie bietet sich insbesondere für Dauerflächen in Wäldern an, da die derzeitig zu beobachtenden Veränderungen in der epiphytischen Flechtenvegetation besonders gravierend sind. Das Verfahren ergänzt bisherige Verfahren zum Biomonitoring mit Hilfe von Epiphyten an ausgewählten Stammabschnitten von Messbäumen wie im Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg (WIRTH & OBERHOLLENZER 1991, SAUER 1991) oder der VDI-Richtlinie 3799, Blatt 1 (VDI 1995) sinnvoll, da über den Messbaum hinaus die Arten eines Pflanzenbestandes auf einer Standardfläche (Grundfläche) erhoben werden. Epiphytische Arten, die nicht in dem standardisierten Stammabschnitt vorkommen, sondern am Stammfuß oder höher am Stamm, können somit über die standardisierte Grundfläche als im Bestand präsent erfasst werden.
Die Methode gewinnt mit zunehmender Zahl an Aufnahmeflächen an Bedeutung. Sind beispielsweise regionale repräsentative Referenzflächen vorhanden, so können bei Landschaftseingriffen Flächen auch nach ihrer Artenvielfalt vergleichend bewertet werden.
Die Daten können für weitere naturschutzrelevante und ökologische Fragen ausgewertet werden (Indikatorarten, Rote Liste Arten, Neophyten etc.) und erreichen ein höheres Maß an Artenvollständigkeit als klassische Vegetationsaufnahmen. Die Daten können durch Deckungsschätzungen für die einzelnen Arten und Erhebung weiterer Strukturdaten ähnlich wie Vegetationsaufnahmen weiter ausgewertet werden.

5 Fazit

Als Maß für die Artenvielfalt im engeren Sinne ist die Artenzahl bezogen auf eine Standardfläche ein direktes Maß für die Artenvielfalt von Pflanzengesellschaften. Als Standardflächengröße für alle Vegetationstypen wird eine Standardfläche von 400 m² empfohlen.

6 Literatur

ARRHENIUS, O. (1921): Species and area. – J. Ecol. 9: 95-99.

BARKMAN, J.J. (1973): Synusial approach to classification. – In: Whittaker, R.H. (ed.), Ordination and classification of communities. Handb. Veg. Sci. 5: 435-491.

BISBY, F.A. & CODDINGTON, J. (1995): Biodiversity from a taxonomic and evolutionary perspective. – In: HEYWOOD, V.N. (ed.), Global biodiversity assessment, p. 27-57, Cambridge Univ. Pr., Cambridge.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., 865 S., Springer, Wien.

BURSLEM, D.F.R.P., WHITMORE, T.C. & DENMARK, N. (1998): A thirty-year record of forest dynamics from Kolomnangara, Solomon Islands. – Man and the Biosphere Series 20: 633-645, UNESCO, Paris.

CHYTRÝ, M. & OTÝPKOVÁ, Z. (2003): Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. – J. Veg. Sci. 14: 563-570, Uppsala.

CRAWLEY, M.J. & HARRAL, J.E. (2001): Scale dependence in plant biodiversity. – Science 291: 864-868.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

DENGLER, J. (2003): Entwicklung und Bewertung neuer Ansätze in der Pflanzensoziologie unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsklassifikation. – Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen 14, 297 S., Martina Galunder-Verl., Nürmbrecht.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. – 683 S. Ulmer, Stuttgart.

DIERßEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. – 241 S., Akademie Verl., Berlin.

DOLNIK, C. (2003): Artenzahl-Areal-Beziehungen von Wald- und Offenlandgesellschaften – Ein Beitrag zur Erfassung der botanischen Artenvielfalt unter besonderer Berücksichtigung der Flechten und Moose am Beispiel des Nationalparks Kurische Nehrung (Russland). – Mittl. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein Hambg. 62, 183 S., Kiel.

FRANZEN, I. (2001): Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren der Luftqualität am Westrand des Ruhrgebietes. – Limprichtia 16, 85 S. + umfangreicher Anhang, Bonn.

GARCÍA, C.M. (1998): Quantitative analysis of the arboreal structure in a tropical cloud forest: Ramal interior of the Cordillera de la Costa, Loma de Hierro (Estado Aragna), Venezuela. – Man and the Biosphere Series 21: 427-447, UNESCO, Paris.

GILLET, F. (1986): Les phytocoenoses forestières du Jura Nord-occidental – Essai de phytosociologie intérée. – 604 S., Diss. Univ. de Franche-Comté, Besançon.

GLEASON, H.A. (1922): On the relation between species and area. – Ecology 3: 156-162.

HARPER, J.L. & HAWKSWORTH, D.L. (1995): Preface to Biodiversity – Measurement and estimation (HAWKSWORTH, D.L., ed.), p. 5-12, Chapman & Hall, London.

HOBOHM, C. (1998): Pflanzensoziologie und die Erforschung der Artenvielfalt. – Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen Bd. 5, 231 S., Wiehl.

JOHN, V. & SCHRÖCK, H.W. (2001): Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). – Fauna Flora Rheinland-Pfalz 9: 727-250, Landau.

KUUSINEN, M. (1996): Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. – Lichenologist 28: 443-463.

MALLIK, A.U. & ROBERTSON, S. (1998): Floristic composition and diversity of an old-growth White Pine forest in Northwestern Ontario, Canada. – Man and the Biosphere Series 21: 78-92, UNESCO, Paris.

RAY, G.J, DALLMEIER, F. & COMISKEY, J.A. (1998): The structure of two subtropical dry forest communities on the Island of St John, US Virgin Islands. – Man and the Biosphere Series 21: 367-348, UNESCO, Paris.

SABOGAL, C. & VALERIO, L. (1998): Forest composition, structure, and regeneration in a dry forest of the Nicaraguan Pacific coast. – Man and the Biosphere Series 21: 187-212, UNESCO, Paris.

SAUER, M. (1991): Epiphytische Moose. Einsatz als Bioindikatoren im passiven Monitoring. - Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 64: 164-173, Karlsruhe.

SCHUHWERK, F. (1986): Kryptogamengemeinschaften in Waldassoziationen – ein methodischer Vorschlag zur Synthese. – Phytocoenologia 14: 79-108, Stuttgart.

SOLBRIG, O.T. (1991): Biodiversity – Scientific Issues and Collaborative Research Proposals. – MAB Digest 9, 77 p.,UNESCO, Paris.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, CH., SCHRÖDER, E. & MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Schriftenr. f. Landschaftspfl. & Naturschutz 53, 560 S., Bonn-Bad Godesberg.

STAPPER, N.J., FRANZEN, I., GOHRBRANDT, S. & FRAHM, J.-P. (2000): Epiphytische Moose kehren ins Ruhrgebiet zurück. – LÖBF-Mitteilungen 2/2000: 12-21, Recklinghausen.

SUKUMAR, R., SURESH, H.S., DATTARAJA, H.S. & JOSHI, N.V. (1998): Dynamics of a tropical deciduos forest: Population changes (1988 through 1993) in a 50-ha plot at Mudumalai, Southern India. – Man and the Biosphere Series 20: 495-506, UNESCO, Paris.

SYDOW, P. (1887): Die Flechten Deutschlands. – 376 S., Julius Springer, Berlin.

VAN DER MAAREL, E. (1988): Species diversity in plant communities in relation to structure and dynamics. – In: DURING, H. J., WERGER, M.J.A. & WILLEMS, H.J. (eds.), Diversity and pattern in plant communities, pp. 1-14, The Hague.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

VDI (1995): Messen von Immissionswirkungen, Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen von Flechten – Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütewertes (LWG). – VDI-Richtlinie 3799, Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.), Beuth, Düsseldorf.

WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. (1973): The Braun-Blanquet approach. – In: WHITTAKER, R.H. (ed.), Ordination and classification of Communities. – Handbook of Vegetation Science 5: 617-726, W.Junk Publ., The Hague.

WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 21: 213-251, Vienna.

WIRTH, V., CEZANNE, R. & EICHLER, M. (1999): Beitrag zur Kenntnis der Dynamik epiphytischer Flechtenbestände. – Stuttgarter Beitr. Naturkd. Ser. A: 595: 1-17. Stuttgart.

WIRTH, V. & OBERHOLLENZER, H. (1991): Epiphytische Flechten. Einsatz als Reaktionsindikatoren im passiven Monitoring bei der Erstellung des Immissionswirkungskatasters Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 64: 164-173, Karlsruhe.

WOLFRAM, CH. (2001): Plant-species-diversity on different scales in the Courish Spit National Park/Russia. – Verh. Ges. f. Ökologie 31: 371, Parey, Berlin.

Manuskript eingereicht: 24.11.2003

Anschrift: Christian Dolnik
Ökologie-Zentrum
Olshausenstr. 75
24098 Kiel
cdolnik@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 31

Autor(en)/Author(s): Dolnik Christian

Artikel/Article: Erfassung der Artenvielfalt auf Standardflächen am Beispiel der Phytodiversität 72-83