©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)
Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 14, 93-101. Hannover 2002

Indikatorgruppen für vegetationskundliche Untersuchungen in Tropenwäldern: Möglichkeiten und Begrenzungen

- Michael Kessler, Göttingen -

Einleitung

Für Botaniker ist der Artenreichtum tropischer Wälder einer der größten Anreize zur Erforschung dieser Ökosysteme. Gleichzeitig stellt diese Vielfalt jedoch ein enormes Problem bei vegetationskundlichen Untersuchungen dar. So sind z.B. auf einem Hektar amazonischen Tieflandsregenwaldes in Ecuador knapp 1000 Gefäßpflanzenarten gefunden worden (BALSLEV et al. 1998), während IBISCH (1996) auf nur 0,08 ha Bergwald in 2200 m Höhe in Bolivien 347 Arten fand. Die Erfassung einer solchen Artenfülle ist extrem arbeitsaufwendig und schwierig. WHITMORE (1993) gibt z.B. für die vollständige botanische Erfassung von lediglich 100 m^2 Regenwald in Costa Rica einen Zeitaufwand von 192 Arbeitsstunden an. Hinzu kommt, dass viele tropische Pflanzengruppen nur schwer zu bestimmen sind, sei es, weil sie oft nur steril vorgefunden werden oder weil keine aktuellen taxonomischen Berabeitungen vorliegen. Aus diesem Grund bleiben bei tropischen Pflanzeninventaren typischerweise ca. 30% der Arten unbestimmt (RUOKOLAINEN 1995), wodurch die Auswertungsmöglichkeiten naturgemäß einschränkt werden. Ein weiteres Problem besteht darin, dass insbesondere Bäume in solch geringer Dichte vorkommen, dass in vielen Waldtypen repräsentative Vegetationsaufnahmen eine Mindestfläche von 2-10 ha haben (GENTRY 1988, HENDERSON et al. 1991, SEIDEL 1995, HE et al. 1996, PITMAN et al. 1999). Bei solch großen Flächen treten oft interne abiotische Gradienten auf, so dass die Flächen dann ökologisch und floristisch nicht homogen sind (VAN DER WERFF 1992, TUOMISTO 1994).

All diese Probleme haben die Anzahl vegetationskundlicher Arbeiten in Tropenwälder stark eingeschränkt. Vollständige Pflanzeninventare liegen nur von wenigen ausgewählten Gebieten vor (in den Neotropen z.B.: GENTRY 1990, DUIVENVOORDEN 1994, WILSON & SANDOVAL 1996, VÁSQUEZ 1997, BALSLEV et al. 1998, RATTER & MILLIKEN 1998, DA RIBEIRO et al. 1999). Die meisten Untersuchungen bleiben auf ausgewählte Teilgruppen der Flora beschränkt. Die Standardmethode ist die Erfassung aller Gehölze mit ≥10 cm Durchmesser auf Brusthöhe (dbh) auf 1-ha-Flächen (z.B. CAMPBELL 1989, VALENCIA et al. 1994). Diese Methode ist jedoch recht zeitaufwendig (ca. 25-50 Personen-Arbeitstage für einen Hektar) und weist alle eingangs erwähnten Probleme auf. GENTRY (1988, 1995) entwickelte eine Methode, nach der auf 10 Teiltransekten zu je 2x50 m alle Gehölze mit ≥2,5 cm dbh erfasst werden. Dies ist weniger arbeitsaufwendig (4-8 Personen-Arbeitstage), führt aber zu einerseits heterogenen Aufnahmen (da die Transekte lang sind und über größere Flächen verteilt liegen), die anderseits nicht repräsentativ sind (da die Gesamtfläche von 0,1 ha für Gehölze weit unter der Minimumfläche liegt). Beiden Methoden ist gemein, dass die Gesamtanzahl von Flächen, die untersucht werden können, stark begrenzt ist.

Andere Botaniker haben sich deshalb bei ihrer Arbeit auf ausgewählte taxonomische Gruppen beschränkt, z.B. Farne, Bromelien, Melastomataceen oder Palmen (Tuomisto 1994, TUOMISTO & RUOKOLAINEN 1994, TUOMISTO et al. 1995, RUOKOLAINEN 1995, KESSLER 1999, 2000 a, b, c, 2001 a, b, im Druck 2002, KESSLER et al. 2001 a, b, SVENNING 1999). Dieser Ansatz

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

ist insofern günstig, da bei ausreichender Einarbeitung eine gute Artenkenntnis und dementsprechend eine hohe Bestimmungsquote erreicht werden. Bei der Untersuchung kleinwüchsiger Taxa beträgt zudem die Minimumfläche für repräsentative Aufnahmen nur 0,04-0,25 ha (KESSLER & BACH 1999, M. Kessler unveröff. Daten). Solch übersichtliche Flächen können von einer Person an einem Tag bearbeitet werden und ermöglichen so eine viel höhere Gesamtanzahl von Untersuchungsflächen. Unklar ist bei der Bearbeitung ausgewählter Familien jedoch, inwieweit die Ergebnisse auf andere Gruppen bzw. die Gesamtflora übertragbar sind.

Im vorliegenden Beitrag werden die Möglichkeiten und Begrenzungen der Verwendung ausgewählter Pflanzenfamilien für vegetationskundliche Untersuchungen tropischer Wälder dargestellt. Hierbei werden drei verschiedene Auswertungsaspekte unterschieden: Vegetationskundliche Klassifizierung, Endemismus und Diversität.

Vegetationskundliche Klassifizierung

KESSLER & BACH (1999) haben anhand einer Literaturanalyse untersucht, wie gut einzelne Pflanzenfamilien die floristische Ähnlichkeit der Gesamtflora widerspiegeln, d.h., inwieweit sich vegetationskundliche Klassifizierungen anhand von Indikatorfamilien erstellen lassen. Hierzu wurde bei sieben Studien mit vollständiger Florenerfassung auf mehreren Untersuchungsflächen (PEDROTTI et al. 1988, CABIDO et al. 1991, HENSEN 1993, DUIVENVOORDEN 1994, KAPPELLE 1995, IBISCH 1996, K. Bach und S.G. Beck unveröff. Daten) zunächst jeweils die floristische Ähnlichkeit der einzelnen Flächen jeder Studie untereinander mittels des Sörensen-Indices berechnet. Anschließend wurde dieselbe Berechnung unter Berücksichtigung nur eines Teiles der Flora durchgeführt, entweder eines zufällig ausgewählten Prozentteiles, oder einer bestimmten Pflanzengruppe oder Kombination von Gruppen. Abschließend wurde die Korrelation der Sörensen-Indices der vollständigen Flora mit jenen der Teilfloren berechnet. Ein hoher Korrelationswert weist somit darauf hin, dass die Teilflora die floristischen Relationen der Gesamtflora gut widergeben.

Bereits 10% der Gesamtflora wiesen hierbei Korrelationswerte bis zu >0.8 auf (Abb. 1). Die Korrelation war hierbei um so besser, je höher die Artenzahl der Gesamtflora ist, da vermutlich bei kleinen Gesamtfloren die Teilmengen stark von stochastischen Schwankungen betroffen sind (Abb. 2). Somit sind Indikatorgruppen für vegetationskundliche Untersuchungen genau dort am besten einzusetzen, wo sie am meisten gebraucht werden: In artenreichen, floristisch ungenügend bekannten Lebensräumen.

In den meisten Fällen wiesen einzelne Pflanzenfamilien bei gleicher Artenzahl höhere Korrelationswerte auf als zufällig ausgewählte Teilmengen der Gesamtflora (Abb. 1). Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass innerhalb einer taxonomischen Einheit die Arten in direkter ökologischer Interaktion stehen und z.B. Arten einer Gattung klarer voneinander abgegrenzte Nischen besetzen. Zudem war eine deutliche Variabilität der Aussagekraft unterschiedlicher Familien zu beobachten, welche vermutlich die Qualität der Bestimmungen bzw. den taxonomischen Kenntnisstand der jeweiligen Gruppen widerspiegelt.

Zusätzlich zu der Frage nach dem Informationsgehalt, den jede Pflanzenfamilie über die vegetationskundlichen Verhältnisse der Gesamtflora beinhaltet, wurden in einer zweiten Analyse weitere Kriterien zur Auswahl von Indikatorgruppen untersucht. In Anlehnung an PEARSON (1995) wurden hierbei die folgenden sieben Faktoren berücksichtigt: a) Habitatspezifität einzelner Arten; b) Lebensformdiversität der Familie; c) Unterscheidbarkeit der Morphospezies im Feld; d) Minimumarealgröße zur repräsentativen Erfassung; e) Weite ökologische und geographische Amplitude der Familie; f) Physiognomische Erkennbarkeit der Familie im Feld; g) Gut bearbeitete und stabile Taxonomie. Die nach diesem Kriterium in den Neotropen am besten geeigneten zwölf Indikatorgruppen sind: Gesneriaceae, Arecaceae (Palmae), Pipe-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

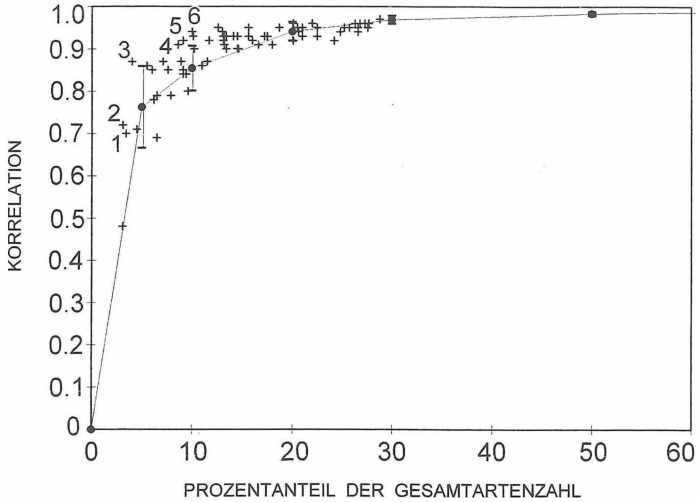

Abb. 1: Korrelation der Ähnlichkeiten von zehn Untersuchungsflächen zu je 0,1 ha in einem kolumbianischen Tieflandsregenwald (Daten nach DUIVENVOORDEN 1994): wenn die Gesamtflora und ein prozentualer Anteil der Gesamtflora untersucht werden. Die durchgezogene Linie verbindet Punkte (mit Standardabweichung): zufällig herausgegriffener Artenkombinationen. Die Kreuze und Zahlen zeigen die Position ausgewählter Familien bzw. Familienkombinationen: 1 = Araceae, 2 = Pteridophyta, 3 = Annonaceae, 4 = Pteridophyta + Sapotaceae, 5 = Pteridophyta + Rubiaceae, 6 = Annonaceae + Rubiaceae. Es ist deutlich zu sehen, dass einzelne Familien in der Regel bessere Korrelationswerte erzielen als ein vergleichbarer Prozentsatz zufällig herausgegriffener Arten. Die Ursache hierfür ist die klarere Nischendiffernzierung verschiedener Arten innerhalb von Familien, so dass verschiedene Arten einer Gattung oder Familie verschiedene Vegetationstypen charakterisieren. Verändert nach KESSLER & BACH (1999).

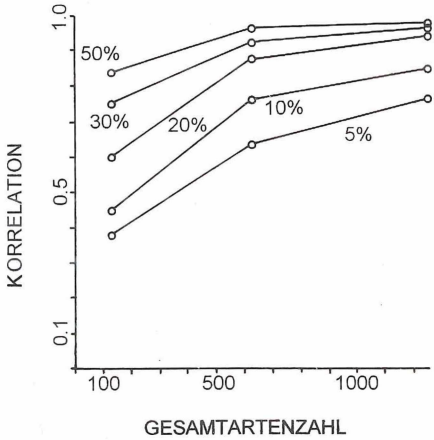

Abb. 2: Zunahme der Korrelationswerte (entsprechend Abb. 1): bei zunehmender Gesamtartenzahl, wenn unterschiedliche Prozentanteile der Gesamtflora (5%, 10%...50%): berücksichtigt werden. Man beachte, dass in artenreichen Gebieten mit >1000 Arten bereits 5% der Gesamtflora ähnlich gute Korrelationswerte erzielen wie ca. 25% in artenarmen Gebieten mit 100 Arten. Je artenreicher die Flora ist, desto geringer ist folglich der Anteil der Gesamtflora, der untersucht werden muss um aussagekräftige vegetationskundliche Analysen durchführen zu können. Verändert nach KESSLER & BACH (1999).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

raceae, Pteridophyta, Begoniaceae, Poaceae (Gramineae), Bromeliaceae, Fabaceae (Leguminosae), Cyclanthaceae, Passifloraceae, Polygonaceae und Verbenaceae. In anderen Tropenregionen sind naturgemäß andere Familien zu verwenden. Weltweit verbreitet und dementsprechend vermutlich in allen Tropenregionen einsetzbar sind Arecaceae (Palmae), Pteridophyta, Poaceae (Gramineae) und Fabaceae (Leguminosae).

Die Verwendung von Acanthaceae, Araceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Palmae und Pteridophyta als Indikatorgruppen für vegetationskundliche Untersuchungen wurde erfolgreich an 189 Vegetationsaufnahmen aus 13 Trockenwaldlokalitäten erprobt (BACH et al. 1999).

Endemismus

Der Anteil endemischer Arten, d.h. von Arten mit begrenzter geographischer Verbreitung, stellt eine wichtige Größe bei der Analyse tropischer Wälder dar. So weisen bestimmte geographische Regionen Anhäufungen von Endemiten auf während andere, vordergründig ähnliche Gebiete vor allem von weit verbreiteten Arten besiedelt werden. Diese Endemitenzentren sind in doppeltem Sinne von Interesse. Einerseits stellt die Kenntnis der Ursachen ihrer Entstehung einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der Evolution der tropischen Artenvielfalt dar (WHITMORE & PRANCE 1987, FJELDSÅ et al. 1999). Anderseits haben Endemiten eine hohe Priorität in Naturschutzstrategien, da sie aufgrund ihrer kleinräumigen Verbreitung und häufig speziellen Habitatansprüchen als besonders empfindlich für menschliche Störungen gelten (MOOLMAN & COWLING 1994, DAVIS et al. 1996, MYERS et al. 2000).

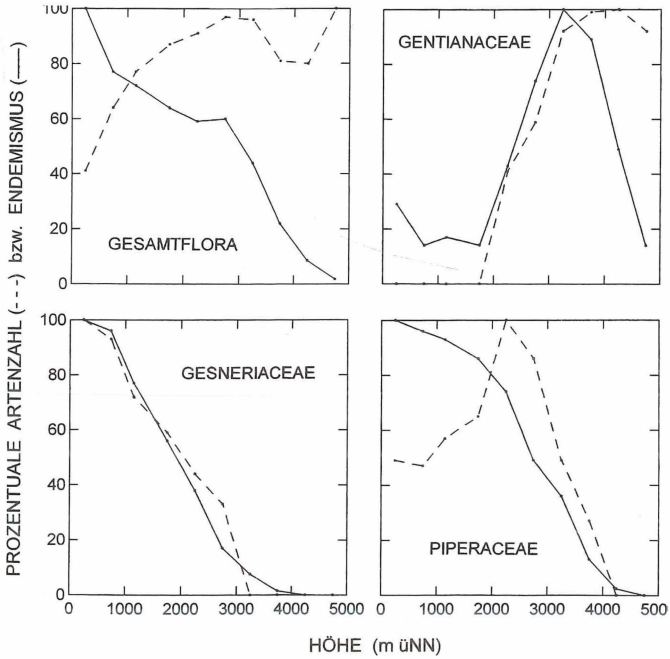

Abb. 3: Höhenverteilung von Artenreichtum und des Anteiles endemischer Arten in Ecuador für die Gesamtflora und ausgewählte Pflanzenfamilien. Um die Muster und nicht die absoluten Zahlen zu vergleichen, sind die Werte so dargestellt, dass für jede Gruppe der Maximalwert der Artenzahl bzw. des Endemismus 100% gleichgesetzt wurde. Es ist deutlich zu sehen, dass weder die Muster von Artenzahl und Endemismus noch die Muster der einzelnen Familien übereinstimmen. Rohdaten aus JØRGENSEN und LEÓN-YAÑEZ (1999).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Für die Abschätzung der Indikatoreigenschaften einzelner Pflanzenfamilien wurde der Katalog der Gefäßpflanzen von Ecuador (JØRGENSEN & LEÓN-YÁNEZ 1999) verwendet. Dieser Katalog enthält für die ca. 13000 aus Ecuador bekannten Pflanzenarten Angaben zu Verbreitung (endemisch für das Land oder nicht) und Vorkommen in zehn Höhenstufen bzw. 20 Provinzen. Es wurde der Anteil endemischer Arten pro Höhenstufe und Provinz für die Gesamtflora sowie für jene 27 Pflanzenfamilien mit mindestens 20 endemischen Arten berechnet und die Korrelation ermittelt.

Hierbei zeigte sich, dass (mit einer Ausnahme) die Endemismenmuster aller Pflanzenfamilien signifikant von den Mustern der Gesamtflora abweichen (Abb. 3). Zudem weisen Pflanzenfamilien, deren Muster der Höhenverbreitung des Endemismus relativ gut mit dem Gesamtmuster übereinstimmen, stärker abweichende Muster bei der Verbreitung nach Provinzen auf, und umgekehrt. Detaillierte Analysen der Muster deuten darauf hin, dass diese einerseits durch für alle Taxa gültige Mechanismen, andererseits aber auch durch familienspezifische Eigenschaften bestimmt werden. In die erste dieser Kategorien fällt z.B. die Anhäufung endemischer Arten in räumlich isolierten Habitaten, seien es Bergketten, Vulkane oder Talsysteme (s. auch MAJOR 1988). Allerdings wird dieses Muster bei vielen Gruppen durch andere Mechanismen überprägt. So weisen z.B. epiphytische Pflanzenarten geringere Endemismenraten auf als terrestrische Taxa (KESSLER 2002). Dies ist vermutlich dadurch bedingt, dass Epiphyten auf eine effektive Ausbreitung von Baum zu Baum angewiesen sind und somit auch eine gute Fernausbreitung aufweisen, was wiederum zu großen Arealen, sprich niedrigem Endemismus, führt. Bei Pflanzengruppen mit epiphytischen und terrestrischen Vertretern, z.B. Farnen oder Bromelien, weisen epiphytenreiche Lebensräume folglich, auch wenn sie geographisch isoliert sind, oft niedrigere Endemismenraten als von terrestrischen Arten dominierte Habitate auf. Weitere taxonspezifische Eigenschaften, die die Arealgröße der Arten beeinflussen, sind z.B. Bestäubungs- und Ausbreitungsmechanismen und Populationsstruktur.

Diversität

Für die Verwendung von Pflanzenfamilien als Indikatorgruppen für Diversitätsmuster gilt das gleiche Problem wie beim Endemismus: Auch hier weicht praktisch jede Gruppe systematisch vom Gesamtmuster ab. Dies ist auch nicht erstaunlich, wenn man die unterschiedlichen Anpassungen von z.B. Kakteen und Farnen berücksichtigt (Abb. 3).

Zusätzlich stellt sich bei der Untersuchung der Diversität jedoch noch ein anderes Problem: Die Artendichte, d.h. die Anzahl von Arten pro Fläche, weist gruppenspezifische Abweichungen auf. So können insbesondere kleinwüchsige Kräuter auf kleinen Flächen hohe Artenzahlen erreichen, während Bäume bedingt durch ihre Größe eine naturgegebene Obergrenze der Artenzahl auf begrenzten Flächen aufweisen. Hinzu kommt, dass Epiphyten eine höhere Artendichte aufweisen als terrestrische Vertreter der gleichen Familie. Als Ergebnis weisen unterschiedliche Pflanzengruppen und Lebensformen abweichende Art-Areal-Kurven auf (Abb. 4) (IBISCH et al. 1996). Auf 400 m^2 können bis zu 40% der in einem Gebiet vorkommenden Epiphyten gefunden werden. Um einen vergleichbaren Prozentsatz von Bäumen zu erfassen, muss u.U. bis zu einem Hektar aufgenommen werden.

Diese unterschiedlichen Art-Areal-Kurven erschweren die Verwendung einzelner Pflanzengruppen für Abschätzungen der Gesamtdiversität. Da sich z.B. das Verhältnis von Epiphyten zur Gesamtartenzahl mit variierenden Fläche verändert, kann nicht ohne weiteres von der Anzahl der Epiphyten auf die Gesamtflora hochgerechnet werden. Dies wird zudem dadurch erschwert, daß die Art-Areal-Kurven jeder Pflanzengruppe in verschiedenen Habita-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

ten und geographischen Regionen, u.a. aufgrund unterschiedlicher Individuengröße und Habitatheterogenität, voneinander abweichend verlaufen.

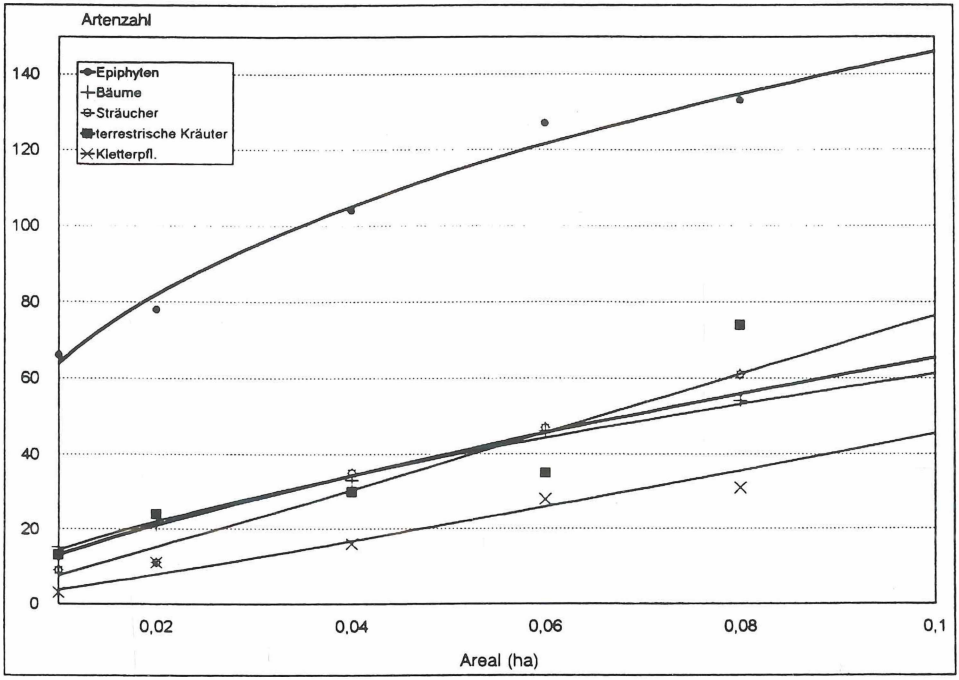

Abb. 4: Art-Areal-Kurven für unterschiedliche, nach Lebensformen sortierte, Pflanzengruppen in einem montanen Regenwald in Bolivien (nach IBISCH 1996). Man beachte, dass die Steigungen der Kurven sich unterscheiden. So nimmt der Anteil von Epiphyten an der Gesamtartenzahl von 61% auf ca. 37% ab. Für die Extrapolation von Artenzahlen auf der Basis einzelner Gruppen bedeutet dies, dass nicht ohne weiteres von der Artenzahl einer Gruppe auf die Gesamtartenzahl hochgerechnet werden kann.

Fazit

Die Verwendung von Indikatorgruppen für vegetationskundliche Arbeiten in den Tropen ist aufgrund des guten Verhältnisses von Aufwand zu Ergebnissen grundsätzlich erstrebenswert. Allerdings hängt die Aussagekraft stark von dem Ziel der Untersuchung ab. Für vegetationskundliche Klassifizierungen ist es in der Regel ausreichend, 2-4 Pflanzenfamilien mit 200-400 Arten im Untersuchungsgebiet auszuwählen. Die hierbei erhaltene Klassifikation wird nicht 100%ig mit den Verhältnissen der Gesamtflora übereinstimmen. Dies wird aber durch die bis zu 10- oder 20mal höhere Anzahl von Vegetationsaufnahmen und die höhere Bestimmungsquote mehr als ausgeglichen.

Für Analysen der Diversität und des Endemismus hingegen muss beim gegenwärtigen Kenntnisstand davon abgesehen werden, von einzelnen Pflanzenfamilien auf die Gesamtflora zu schließen. In den meisten Fällen weist jede Pflanzenfamilie ein gruppenspezifisches, durch ihre aut- und synökologischen Eigenschaften bestimmtes Muster auf. Ähnliches ist bereits in anderen Untersuchungen bei Pflanzen und Tieren festgestellt worden (PRENDERGAST et al. 1993, LAWTON et al. 1998, PATTERSON et al. 1998; s. jedoch auch DOBSON et al. 1997, HOWARD et al. 1998). Zwar weisen einzelne Gruppen, insbesondere wenn mehrere Familien kombiniert

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

werden, eine gute Korrelation mit den Mustern der Gesamtflora auf, aber um welche Gruppen es sich hierbei handelt, weicht von Studie zu Studie ab. Es ist somit noch nicht abzuschätzen, ob unter bestimmten Bedingungen gewisse Familien immer gut mit der Gesamtflora korrelieren oder ob die beobachteten Übereinstimmungen nur fallspezifisch sind. Um diese Problematik zu lösen, sind weitere vollständige Pflanzeninventare in Tropenwäldern unentbehrlich. Nur so lassen sich eine zuverlässige "Eichung" der Muster einzelner Pflanzenfamilien und letztlich eine sinnvolle Verwendung von Indikatorgruppen erreichen.

Literatur

BACH, K., KESSLER, M. & J. GONZALES (1999): Caracterización preliminar de los bosques deciduos andinos de Bolivia en base a grupos indicadores botánicos. - Ecología en Bolivia **32**: 7-22.

BALSLEV, H., VALENCIA, R., PAZ Y MIÑO, G., CHRISTENSEN, H. & I. NIELSEN (1998): Species count of vascular plants in ine hectare of humid lowland forest in Amazonian Ecuador. - in: F. DALLMEIER & J.A. COMISKEY (Hrsg.): Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean. Man and The Biosphere Series, Vol. **21**: 585-594. UNESCO, Paris und Parthenon Publishing Group, New York.

CABIDO, M., CARRANZA, M.L., ACOSTA, A. & S. PAEZ (1991): Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. - Phytocoenol. **19**: 547-566.

CAMPBELL, D.G. (1989): Quantitative inventory of tropical forests. - in: D.G. CAMPBELL & H.D. HAMMOND (Hrsg.) Floristic Inventory of Tropical Countries: 524-533, The New York Botanical Garden, Bronx.

DA RIBERIRO, S.J.E., HOPKINS, M.J., VICENTINI, A., SOTHERS, C.A., DA COSTA, S.M., DE BRITO, J.M., DE SOUZA, M.A., MARTINS, L.H., LOHMANN, L.G., ASSUNÇÃO, P.A., DA PEREIRA, C. E., DA SILVA, C.F., MESQUITO, M.R. & L.C. PROCÓPIO (1999): Flora da Reserva Ducke. INPA, DFID, Manaus.

DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H., HERRERA-MACBRYDE, O., VILLA-LOBOS, J. & A.C. HAMILTON (1997): Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation. Vol. 3. The Americas. - WWF/IUCN, Washington, D.C.

DOBSON, A.P., RODRIGUEZ, J.P., ROBERTS, W.M. & D.S. WILCOVE (1997): Geographic distribution of endangered species in the United States. - Science **24**: 550-553.

DUIVENVOORDEN, J.F. (1994): Vascular plant species counts in the rain forests of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. - Biodiv. and Conserv. **3**: 685-715.

FJELDSÅ, J., LAMBIN, E. & B. MERTENS (1999): Correlation between endemism and local ecoclimatic stability documented by comparing Andean bird distributions and remotely sensed land surface data. - Ecography **22**: 63-78.

GENTRY, A.H. (1988): Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. - Ann. Missouri Bot. Gard. **75**: 1-34.

GENTRY, A.H. (1990): Four Neotropical Rainforests. - Yale Univ. Press, New Haven.

GENTRY, A.H. (1995): Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. - in: S.P. CHURCHILL, H. BALSLEV, E. FORERO & J.L. LUTEYN (Hrsg.): Biodiversity and conservation of neotropical montane forests: 103-126, The New York Botanical Garden, New York.

HE, F., LEGENDRE, P. & J.V. LAFRANKIE (1996): Spatial pattern of diversity in a tropical rain forest in Malaysia. - J. Biogeogr. **23**: 57-74.

HENDERSON, A., S.P. CHURCHILL & J.L. LUTEYN (1991): Neotropical plant diversity. - Nature **351**: 21-22.

HENSEN, I. (1993): Vegetationsökologische Untersuchungen in Polylepis-Wäldern der Ostkordillere Boliviens. - Dissertation, Universität Göttingen.

HOWARD, P.C., VISKANIC, P., DAVENPORT, T.R.B., KIGENYI, F.W., BALTZER, M.C., DICKINSON, C.J., LWANGA, J.S., MATTHEWS, R.A. & A. BALMFORD (1998): Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. - Nature **394**: 472-475.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

IBISCH, P.L. (1996): Neotropische Epiphytendiversität - das Beispiel Bolivien. - Martina Galunder-Verlag, Wiehl, Germany.

IBISCH, P.L., BOEGNER, A., NIEDER, J. & W. BARTHLOTT (1996): How diverse are neotropical epiphytes? An analysis based on the "Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Peru". - Ecotropica **1**: 13-28.

JØRGENSEN, P.M. & S. LEÓN-YAÑEZ (1999): Catalogue of the vascular plants of Ecuador. - Missouri Botanical Garden, St. Louis.

KAPPELLE, M. (1995): Ecology of Mature and Recovering Talamancan Montane Quercus Forests, Costa Rica. - PhD dissertation, University of Amsterdam, Holland.

KESSLER, M. (1999): Plant species richness and endemism during natural landslide succession in a perhumid montane forest in the Bolivian Andes. - Ecotropica **5**: 123-136.

KESSLER, M. (2000 a): Altitudinal zonation of Andean cryptogam communities.- J. Biogeogr. **27**: 275-282.

KESSLER, M. (2000 b): Upslope-directed mass effect in palms along an Andean elevational gradient: a cause for high diversity at mid-elevations? - Biotropica **32**: 756-759.

KESSLER, M. (2000 c): Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. - Plant Ecology **149**: 181-193.

KESSLER, M., BACH, K., HELME, N., BECK, S.G. & J. GONZALES (2000): Floristic diversity of Andean dry forests in Bolivia - an overview.- in: S.-W. BRECKLE, B. SCHWEIZER & U. ARNDT (Hrsg.): Ergebnisse weltweiter ökologischer Forschung. Beiträge des 1. Symposiums der A.F.W. Schimper-Stiftung von H. und E. Walter, Hohenheim, Oktober 1998: 219-234, Günter Heimbach Verlag, Stuttgart.

KESSLER, M. (2001 a): Maximum plant community endemism at intermediate intensities of anthropogenic disturbance in Bolivian montane forests. - Conserv. Biol. **15**: 634-641.

KESSLER, M. (2001 b): Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. - Biodiv. and Conserv. **10**: 1897-1920.

KESSLER, M., HERZOG, S.K., FJELDSÅ, J. & K. BACH (2001): Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity, and land use in the Bolivian Andes. - Divers. Distrib. **7**: 61-77.

KESSLER, M. (2002): Environmental patterns and ecological correlates of range-size among bromeliad communities of Andean forests in Bolivia. - The Botanical Review **68**: 100-127

KESSLER, M. (Im Druck): Plant species richness and endemism of upper montane forests and timberline habitats in the Bolivian Andes and their relationship to natural and human disturbances. - in: C. KÖRNER & E. SPEHN (Hrsg.): Global Mountain Biodiversity Assessment, Partenon Press, London.

KESSLER, M. & K. BACH (1999): Using indicator families for vegetation classification in species-rich Neotropical forests. - Phytocoenologia **29**: 485-502.

LAWTON, J.H., BIGNELL, D.E., BOLTON, B., BLOEMERS, G.F., EGGLETON, P., HAMMOND, P.M., HODDA, M., HOLTS R.D., LARSEN, T.B., MAWDSLEY, N.A., STORK, N.E., SRIVASTAVA, D.S. & A.D. WATT (1998): Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forests. - Nature **391**: 72-76.

MAJOR, J. (1988): Endemism: a botanical perspective. - in: A.A. MYERS & P.S. GILLER (Hrsg.): Analytical Biogeography: 117-146, Chapman and Hall, New York.

MOOLMAN, H.J. & R.M. COWLING (1994): The impact of elephant and goat grazing on the endemic flora of South African succulent thicket. - Biol. Conserv. **68**: 53-61.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & J. KENT (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - Nature **403**: 853-858.

PATTERSON, B.D., STOTZ, D.F., SOLARI, S., FITZPATRICK, J.W. & V. PACHECO (1998): Contrasting patterns of elevational zonation für birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. - J. Biogeogr. **25**: 593-607.

PEARSON, D.L. (1995): Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. - in: D.L. HAWKSWORTH (Hrsg.): Biodiversity - Measurement and estimation: 75-80, The Royal Society, London.

PEDROTTI, F., VENANZONI, R. & T.E. SUAREZ (1988): Comunidades Vegetales del Valle de Capinota (Cochabamba-Bolivia). - Ecología en Bolivia **11**: 25-45.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

PITMAN, N.C.A., TERBORGH,J., SILMAN, M.R. & V.P. NUÑEZ (1999): Tree species richness in an upper Amazonian forest. - Ecology **80**: 2651-2661.

PRENDERGAST, J.R., QUINN, R.M., LAWTON, J.H., EVERSHAM, B.C. & D.W. GIBBONS (1993): Rare species: the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. - Nature **365**: 335-337.

RATTER, J. & W. MILLIKEN (1998): The Maraca: The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest. - John Wiley & Sons, New York.

RUOKOLAINEN, K. (1995): Floristic and environmental variation in the rain forests of Peruvian Amazonia. - Reports from the Department of Biology **50**, University of Turku, Finland.

SEIDEL, R. (1995): Inventario de los árboles en tres parcelas de bosque primario en la Serranía de Marimonos, Alto Beni. - Ecología en Bolivia **25**: 1-35.

SVENNING, J.-C. (1999): Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. - J. Ecol. **87**: 55-65.

TUOMISTO, H. (1994): Ecological variation in the rain forests of Peruvian Amazonia: Integrating fern distribution patterns with satellite imagery. - Reports from the Department of Biology **45**, University of Turku, Finland.

TUOMISTO, H. & K. RUOKOLAINEN (1994): Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. - J. Veget. Sc. **5**: 25-34.

TUOMISTO, H., RUOKOLAINEN, K., KALLIOLA, R., LINNA, A., DANJOY, W. & Z. RODRIGUEZ (1995): Dissecting Amazonian biodiversity. - Science **269**: 63-66.

VALENCIA, R., BALSLEV, H. & G. PAZ Y MIÑO (1994): High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. - Biodiv. Conserv. **3**: 21-28.

VASQUEZ, M.R. (1997): Flórula de las Reservas Biológicas de Iquitos, Peru. - Missouri Botanical Garden, St. Louis.

VAN DER WERFF, H. (1992): Substrate preference of Lauraceae and ferns in the Iquitos area, Peru. - Candollea **47**: 11-20.

WHITMORE, T.C. (1993): Tropische Regenwälder: Eine Einführung. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

WHITMORE, T.C. & G.T. PRANCE (Hrsg.): Biogeography and Quaternary History in Tropical America. Oxford Monographs on Biogeography No. 3: 212 S., Oxford Science Publications.

WILSON, D.E. & A. SANDOVAL (Hrsg.): (1996): Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru. - Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Anschrift des Verfassers:
PD Dr. Michael Kessler, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abt. Systematische Botanik, Untere Karspüle 2, D-37073 Göttingen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: 14

Autor(en)/Author(s): Kessler Michael

Artikel/Article: Indikatorgruppen für vegetationskundliche Untersuchungen in Tropenwäldern: Möglichkeiten und Begrenzungen 93-101