

Diversität von Geometriden
(Lepidoptera) und Gefäßpflanzen entlang
von Habitatgradienten am Südwest-
Kilimanjaro

Dissertation zur Erlangung
des Doktorgrades (Dr. rer. nat.) an der Fakultät
Biologie / Chemie / Geowissenschaften
der Universität Bayreuth

vorgelegt von
Jan Axmacher
aus Aachen

Bayreuth, April 2003

Die vorliegende Arbeit wurde am Lehrstuhl Biogeographie der Universität Bayreuth in der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Klaus Müller-Hohenstein erstellt und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert (Projekt Mu 364 / 14-1 - 14-3)

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Biologie/Chemie/Geowissenschaften der Universität Bayreuth genehmigten Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.).

Tag der Einreichung: 14.04.2003

Tag des Wissenschaftlichen Kolloquiums: 25.06.2003

1. Gutachter: Prof. Dr. K. Müller-Hohenstein

2. Gutachter: Prof. Dr. K. Fiedler

Prüfungsausschuss: Prof. Dr. C. Engels (Vorsitzender)

Prof. Dr. C. Beierkuhnlein

PD. Dr. G. Aas

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	4
1 Einleitung	7
1.1 Allgemeine Einführung	7
1.2 Biodiversität	8
1.3 Waldregeneration	9
1.4 Höhengradienten	11
1.5 Geometriden	12
1.6 Lichtfang	14
1.7 Zentrale Fragestellungen	15
2 Der Kilimanjaro	17
2.1 Geographische Lage	17
2.2 Entstehungsgeschichte des Kilimanjaro	18
2.3 Klimatische Verhältnisse	20
2.4 Gesteine und Böden	22
2.5 Vegetation	23
2.5.1 Hangfußbereich des Kilimanjaro	23
2.5.2 Kulturlandstufe	24
2.5.3 Bergwaldstufe	25
2.5.4 Ericaceen-Stufe	26
2.5.5 Afroalpine Stufe	27
3 Material und Methoden	28
3.1 Untersuchungsgebiet	28
3.1.1 Einführung	28
3.1.2 Untersuchungsflächen	28
3.2 Datenerhebung auf den Untersuchungsflächen	35
3.2.1 Grunddaten zu den einzelnen Untersuchungsflächen	35
3.2.2 Erfassung der Vegetation	35
3.2.3 Erfassung der Lepidopteren-gemeinschaften	40
3.3 Datenauswertung	45
3.3.1 Vegetationsstrukturdaten	45
3.3.2 Floristische Daten	45
3.3.3 Nachfalterdaten	47
3.3.4 Ordinationsverfahren	54
4 Ergebnisse	60
4.1 Lepidopteren- und Phytodiversität im zentralen Untersuchungsgebiet	60
4.1.1 Die Aufnahme- <i>flächen</i>	60
4.1.2 Charakterisierung der Lepidopteren-gemeinschaften	61
4.1.3 Fallenfänge und Turmfänge	77
4.1.4 Floristische Charakterisierung der Vegetation	81
4.1.5 Physiognomische Charakterisierung der Vegetation	88
4.1.6 Zusammenhang zwischen floristischen und physiognomischen Vegetationsparametern und den Geometridengemeinschaften	89

4.2 Unterschiedliche Höhen- und Nutzungsstufen im Höhen transekt.....	95
4.2.1 Charakterisierung der Lepidoptergemeinschaften	95
4.2.2 Floristische Charakterisierung des Höhen transektes	126
4.2.3 Physiognomische Charakterisierung der Vegetation	137
4.2.4 Zusammenhang zwischen floristischen und physiognomischen Vegetationsparametern und den Geometridengemeinschaften	139
5 Diskussion	152
5.1 Kritische Bewertung der Methoden	152
5.1.1 Fangmethoden	152
5.1.2 Einflüsse von Saisonalität und Witterung auf die Lepidopterenzönosen.....	155
5.1.3 Vertikale Stratifikation der Geometridenzönosen im Wald.....	158
5.1.4 Analyse der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Geometridenzönosen.....	160
5.2 Regeneration des Bergregenwaldes am Kilimanjaro	162
5.2.1 Geschichte des Bergregenwaldes am Kilimanjaro.....	162
5.2.2 Regenerationsschema	165
5.2.3 Änderungen der floristischen Artenzusammensetzung und der Falterzönosen mit fortschreitender Regeneration	168
5.3 Änderung der Phyto- und Geometridenzönosen im Höhen transekt	185
5.3.1 Änderung der Phytodiversität im Höhen transekt	185
5.3.2 Änderung der Geometridenzönosen im Höhen transekt.....	187
5.4 Mount Kilimanjaro – Kein Hotspot der Diversität ?.....	194
5.4.1 Phytodiversität.....	195
5.4.2 Faunistische Diversität.....	197
5.4.3 Gründe für die Diversitätsmuster am Kilimanjaro.....	200
5.5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	203
6 Danksagung.....	207
7 Literatur	211
Anhang	229

Abbildungsverzeichnis

2 Der Kilimanjaro

Abb. 2.1: Lage des Mt. Kilimanjaro und weiterer Gebirge in Ostafrika	17
Abb. 2.2: Satellitenbild des Kilimanjaro	18
Abb. 2.3: Klimadiagramme nach Walter & Lieth	21
Abb. 2.4: Schematische Profilskizzen der Vegetationsstufen einiger ostafrikanischer Gebirge	23
Abb. 2.5: Schematische Profilskizze der Vegetationsstufen am Kilimanjaro	26

3 Material und Methoden

Abb. 3.1 A.: Skizze der verwendeten Lichtfallen der Firma Weber	41
Abb. 3.1 B.: Skizze der verwendeten Leuchttürme der Firma Weber	41

4 Ergebnisse

Abb. 4.1: Prozentuale Verteilung der Morphospezies (A.) und Individuen (B.) auf die fünf Unterfamilien in den Leuchtturmfängen im zentralen Untersuchungsgebiet	63
Abb. 4.2 : Arten-Abundanzverteilung der Geometridae im zentralen Untersuchungsgebiet	65
Abb. 4.3: Berger-Parker-Dominanzindex der Einzelflächen	66
Abb. 4.4: Hurlbert-Rarefaction-Kurven der Geometriden	68
Abb. 4.5: Hurlbert-Rarefaction-Werte für 100 gefangene Geometridae	69
Abb. 4.6: Fishers Alpha der Geometriden im zentralen Untersuchungsgebiet	73
Abb. 4.8: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Geometridenzöosen anhand des NESS-Index für $m=1$ (A.) und $m=37$ (B.)	74
Abb. 4.9: Verteilung des Vorkommens der mittelhäufigen Arten auf die drei Flächengruppen	75
Abb. 4.10: Anzahl an Arten, die sowohl mit Turm- wie auch mit Fallenfang bzw. ausschließlich mit einer der beiden Methoden gefangen wurden	78
Abb. 4.11: Prozentuale Verteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet gefangenen Individuen (A) und Arten (B) auf die Unterfamilien der Geometridae	78
Abb. 4.12: Arten-Abundanzverteilung (logarithmische Auftragung) der mit automatischen Lichtfallen gefangenen Geometridae im zentralen Untersuchungsgebiet	80
Abb. 4.13: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Geometridenzöosen anhand des NESS-Index für $m=37$, getrennt nach den beiden Fangmethoden	81
Abb. 4.14: Vergleich der Phytodiversität im zentralen Untersuchungsgebiet	83
Abb. 4.15: Vergleich der Phytodiversität unterschiedlicher Schichten	84
Abb. 4.16: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Distanzmatrix auf Grundlage des Sørensen-Indexes der Vegetationsaufnahmen (A. alle Pflanzenarten, B. Arten der Krautschicht)	85
Abb. 4.17: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) des Sørensen-Indexes ausgewählter Artengruppen der Vegetationsaufnahmen (A. Rubiaceae, B. Pteridophyten)	87
Abb. 4.18: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der euklidischen Distanzen der Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet auf Grundlage der Vegetationsstrukturparameter	89
Abb. 4.19: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzöosen auf Basis des floristischen Artenreichtums	91
Abb. 4.20: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzöosen auf Basis der Vegetationsstruktur	92
Abb. 4.21: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzöosen auf Basis von floristischem Artenreichtum und Vegetationsstrukturparametern	93
Abb. 4.22: Prozentuale Verteilung der Morphospezies (A.) und Individuen (B.) auf die fünf Unterfamilien	97
Abb. 4.23: Arten-Abundanzverteilung der Geometridae des gesamten Untersuchungsgebietes	100
Abb. 4.24: Berger-Parker-Dominanzindex der Wald-, Agroforst- und Offenlandflächen.	101
Abb. 4.25: Anteile der Singletons und Doubletons an den gefangenen Individuen	101
Abb. 4.26: Fishers Alpha der Untersuchungsflächen im Höhen transekt	103
Abb. 4.27: Alpha-Diversität (Fishers Alpha) der Agroforstflächen (A.) und aller Flächen (B) im Höhen transekt	105
Abb. 4.28: Mit Chao1 geschätzter prozentualer Erfassungsgrad der Fänge	106
Abb. 4.29: Korrespondenzanalyse der Geometridenzöosen des gesamten Untersuchungsgebietes	108
Abb. 4.30: Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung der Geometridenzöosen basierend auf dem Sørensen-Index.	109
Abb. 4.31: Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung der Geometridenzöosen des Untersuchungsgebietes anhand des NESS-Index ($m=7$)	110
Abb. 4.32: Änderung der Diversität von 200 m-Höhenabschnitten oberhalb 1860 m im Vergleich zur mittleren Alpha-Diversität der Einzelflächen	113

Abb. 4.33: Vergleich der mittleren Distanzen der Flächen innerhalb eines 200 m-Höhenbereichs und zu den Flächen des sich darüber anschließenden 200 m-Höhenbereiches.....	117
Abb. 4.34: Verbreitungsmuster der häufigsten Falterarten im Höhen transekt	123
Abb. 4.35: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität aller Gefäßpflanzenarten, B.: Diversität der vaskulären Epiphyten, C.: Diversität der Krautschicht.....	127
Abb. 4.36: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Strauchschicht, B.: Diversität der Baumschicht.	130
Abb. 4.37: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Aspleniaceae, B.: Diversität der Rubiaceae, C.: Diversität der Leguminosae.	132
Abb. 4.38: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Poaceae, B.: Diversität der Asteraceae.	134
Abb. 4.39: Korrespondenzanalyse der floristischen Daten des gesamten Untersuchungsgebietes	136
Abb. 4.40: Zweidimensionale Skalierung der euklidischen Distanzmatrix der Vegetationsstrukturparameter	138
Abb. 4.41 Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis der Pflanzenarten der im Gebiet am häufigsten vertretenen taxonomischen Gruppen	140
Abb. 4.42: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis der Vegetationsstruktur.....	141
Abb. 4.43: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis einer Kombination von Vegetationsstruktur- und floristischen Parametern sowie der Meereshöhe	143
Abb. 4.44: Vergleich der prozentualen Anteile von Arten und Individuen einzelner Geometridengattungen mit Raupenfutterpflanzenpräferenzen für ausgewählte Gefäßpflanzentaxa am Gesamtfang und der Artenzahl der Gefäßpflanzentaxa.....	149
Abb. 4.45: Vergleich der prozentualen Anteile von Arten und Individuen einzelner Geometridengattungen mit Raupenfutterpflanzenpräferenzen für Gymnosperme am Gesamtfang und dem Vorkommen von <i>Podocarpus latifolius</i>	150

5 Diskussion

Abb. 5.1: Regenerationsschema für den Bergregenwald des zentralen Untersuchungsgebietes	168
---	-----

Anhang

Abb. A1: Farbtafeln einiger in der Arbeit mit Namen erwähnten Geometridenarten vom Kilimanjaro	231
Abb. A2: Übersicht der Anordnung der Untersuchungsflächen im Höhenprofil.	233
Abb. A3: Satellitenbild des gesamten Untersuchungsgebietes	234
Abb. A4: Bilder der Kifufu-Estate.....	235
Abb. A5: Bilder der Makoa-Uduru-Estate	236
Abb. A6: Bilder von Machame	237
Abb. A7: Photos aus dem Wald oberhalb Machames	238
Abb. A8: Nichtmetrische zweidimensionale Skalierung der Distanzmatrix auf Basis des Sørensen-Index der Vegetation. ...	239

Tabellenverzeichnis

3 Material und Methoden

Tabelle 3.1: Aufnahmeflächen des zentralen Untersuchungsgebietes mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen	29
Tabelle 3.2: Aufnahmeflächen im Bereich der Makoa- Estate mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen	30
Tabelle 3.3: Aufnahmeflächen im Bereich der Kifufu-Estate mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen	31
Tabelle 3.4: Aufnahmeflächen in Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen.....	32
Tabelle 3.5: Aufnahmeflächen am Waldrand von Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen	32
Tabelle 3.6: Aufnahmeflächen des Höhentransektes im Wald oberhalb von Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen	34
Tabelle 3.7: Übersicht der auf den Untersuchungsflächen aufgenommenen Vegetationsstrukturparameter.....	37
Tabelle 3.8: Merkmale der Vegetationsstruktur, die nur im zentralen Untersuchungsgebiet aufgenommen wurden.....	38

4 Ergebnisse

Tabelle 4.1: Aufteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet am Leuchtturm gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien	62
Tabelle 4.2: Aufteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet in den Fallen gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien	62
Tabelle 4.3: Aufsummierte Individuenzahlen der sieben häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet auf den Lichtungen sowie den Flächen des unteren und oberen Waldbereiches.....	66
Tabelle 4.4: Vergleich der mittleren erwarteten Artenzahlen der drei Gruppen Lichtungen, unterer Wald und oberer Wald bei einer Individuenzahl von N=100 und Ergebnis des Scheffé-Tests des Mittelwertvergleiches der drei Gruppen.....	70
Tabelle 4.5: Vergleich der mittleren Werte für Fishers Alpha der drei Gruppen und Ergebnis des Scheffé-Tests des Mittelwertvergleiches	71
Tabelle 4.6: Geschätzte Artenzahlen der Untersuchungsflächen und prozentualer Erfassungsgrad.....	72
Tabelle 4.7: Aufteilung der im gesamten Untersuchungsgebiet mit dem Turm gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien.....	96
Tabelle 4.6 A.: Die drei dominanten Arten auf jeder Waldfläche	118
Tabelle 4.6 B.: Tabelle der drei dominanten Arten auf den Offenlandflächen	120
Tabelle 4.7.: Vergleich der mittleren Distanzen aller Flächen verschiedener Höhenabschnitte auf Basis des NESS-Index (m=7).....	121
Tabelle 4.8: Ergebnisse der Multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Habitatparametern auf die Alpha-Diversität (Fishers Alpha) der Geometridae	146
Tabelle 4.9: Ergebnisse der Multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Habitatparametern auf die Alpha-Diversität (Rarefaction, N=50) der Geometridae	146
Tabelle 4.10: Mantel-Korrelationen der Distanzmatrizen der Geometriden- und Pflanzengemeinschaften mit verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren	147

5 Diskussion

Tabelle 5.1: Überblick über Untersuchungen zur Änderung der Lepidopteren-Alpha Diversität im Verlauf der Waldregeneration in tropischen und subtropischen Gebieten	178
Tabelle 5.2: Anteile der Unterfamilien der Geometridae an der Geometridenfauna ausgesuchter Regione.....	198

Anhang

Tabelle A1: Liste der Koordinaten, Höhenlage, Neigung und Exposition der einzelnen Untersuchungsflächen	240
Tabelle A2: Liste der am Leuchtturm auf den Flächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und am Machame-Gate gefangenen Geometridentaxa.....	242
Tabelle A3: Liste der am Leuchtturm auf den Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes gefangenen Geometridentaxa	246
Tabelle A4: Liste der am Leuchtturm auf den Flächen im Höhentransektes oberhalb des Machame-Gates gefangenen Geometridentaxa.....	249
Tabelle A5: Liste der mit den automatischen Lichtfallen gefangenen Geometridenarten	252
Tabelle A6: Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa	254
Tabelle A7: Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten	262
Tabelle A8: Übersicht über die Raupenfutterpflanzenfamilien der Geometriden am Kilimanjaro	269
Tabelle A9: Übersicht über die bekannten Raupenfutterpflanzenfamilien der am Kilimanjaro vorkommenden Geometridengattungen	271
Tabelle A10: Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und beim Machame-Gate.....	275
Tabelle A11: Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes ..	284
Tabelle A12: Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen im Höhentransekt oberhalb des Ortes Machame	289
Tabelle A13: Liste der Strukturmerkmale der Untersuchungsflächen auf den Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und am Machame-Gate	295
Tabelle A14: Liste der Strukturmerkmale der Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes.....	296
Tabelle A15: Liste der Strukturmerkmale der Untersuchungsflächen im Höhentransekt oberhalb des Machame-Gate	297
Tabelle A16: Liste des reduzierten Strukturmerkmalsdatensatzes	298
Tabelle A17: Korrelationen, kanonische Koeffizienten und –Eigenwerte der einzelnen kanonischen Achsen der kanonischen Korrespondenzanalysen.	299

Zusammenfassung

Auf 63 Untersuchungsflächen am Südwesthang des Kilimanjaro wurden Zusammenhänge zwischen der Diversität von Geometriden und der floristischen Diversität, der Vegetationsstruktur und abiotischer Faktoren untersucht.

Besonderes Interesse galt der Bergwaldregeneration, die auf 16 Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet zwischen 2000 und 2350 m Höhe untersucht wurde. Entlang eines Höhentransektes, das sich vom unteren Kulturland bei 1200 m durch die Bergregenwaldstufe bis in die Ericaceenstufe in Höhen von 3700 m erstreckte, wurde die Änderung der Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von Höhenlage und Nutzungsintensität erfasst.

Der Fang der Geometriden erfolgte mittels Handaufsammlungen an drei Leuchttürmen zwischen 19 und 22 Uhr, im zentralen Untersuchungsgebiet auch mit sieben automatischen, die ganze Nacht betriebenen Lichtfallen. Zum Anlocken der Falter wurden 15 W-Schwarzlichtröhren verwendet.

Um die Leuchttürme herum wurden 400 m² große Untersuchungsflächen ausgewiesen, auf denen alle Gefäßpflanzen nach Schichten getrennt erfasst und die Vegetationsstruktur aufgenommen wurde. Auch Höhe, Exposition und Neigung der Flächen wurden gemessen.

Im zentralen Untersuchungsgebiet wurden an Leuchttürmen in 59 Fängen 118 Morphospezies und 2603 Falter aus der Familie Geometridae gefangen, mit den weniger effektiven Lichtfallen in 203 Fängen 63 Morphospezies und 662 Individuen. Die Morphospezies der Fallenfänge bildeten eine Teilmenge der mit dem Turmfang erfassten Arten. Am Turm wurden mehr Falter der Unterfamilie Larentiinae gefangen, in den Fallen war der Anteil der Ennominae größer, was auf unterschiedliche Aktivitätszeiten der Unterfamilien hindeutet.

Die auf den zentralen Untersuchungsflächen aufgenommenen höheren Pflanzen verteilen sich auf 44 Familien mit 62 Gattungen und insgesamt 98 Morphospezies.

Die Artenzusammensetzung der Geometridenzönosen wie auch der Gefäßpflanzen änderte sich im Regenerationsverlauf. Die Artenzahl der Gefäßpflanzen nahm auf den Flächen insgesamt, in der Baum-, Strauch- und Krautschicht, der Gruppe der Epiphyten und in den artenreichsten Pflanzenfamilien im Regenerationsverlauf von großen Lichtungen über junge und alte Sekundärwälder zu naturnahen Wäldern zu. Die Diversität der Geometridenzönosen, gemessen mit Fishers Alpha und Hurlbert Rarefaction, sowie die mit Chao 1 extrapolierete Gesamtartenzahl nahm dagegen ab. Die Werte von Fishers Alpha lagen bei sehr niedrigen Werten zwischen 3,4 und 17,8.

Die Vegetationsstruktur korrelierte nur schwach mit der Zusammensetzung der Geometridenzönosen. Die Deckung der Mooschicht, ein Indikator für feuchte Verhältnisse, zeigte dabei die stärkste Korrelation.

Im Höhen transekt wurden auf den in Offenland-, Agroforst- und Waldflächen eingeteilten Untersuchungsflächen mit 212 Leuchtturmfängen insgesamt 304 Morphospezies und 8468 Einzeltiere aus der Familie der Geometridae gefangen. Wie schon im zentralen Untersuchungsgebiet war *Mimoclystia corticearia* (Larentiinae) die häufigste Art, gefolgt von *Darisodes oritropha* (Ennominae). Sehr häufig waren auch *Chiasmia fuscataria* (Ennominae) aufgrund eines Massenvorkommens am Waldrand beim Machame-Gate sowie *Chloroclystis derasata* (Larentiinae). Bei den auf 51 der Untersuchungsflächen durchgeführten Vegetationsaufnahmen wurden 451 Gefäßpflanzenarten aus 309 Gattungen und 116 Familien erfasst.

Die Gesamtartenzahlen der Gefäßpflanzen auf den Untersuchungsflächen schwankte zwischen 5 und 53 Arten. Sie zeigte auf den Wald- und Offenlandflächen keine Korrelation mit der Höhe, während sie auf den Agroforstflächen mit steigender Höhe signifikant zunahm, was auf die intensivere Nutzung höher gelegener Standorte zurückzuführen ist.

Die Artenzahlen vaskulärer Epiphyten, der Aspleniaceen und der Rubiaceen waren in mittleren Höhen zwischen 2200 und 2400 m am höchsten, während die Diversität der Baum- und Strauchschicht und der Leguminosen maximale Werte auf den unteren Flächen erreichte.

Auch die Diversität der Geometriden war auf den unteren Flächen mit Fishers Alpha-Werten von maximal 40,2 am höchsten. Sie fiel im Transekt auf den Offenlandflächen gleichmäßig ab, während auf den Waldflächen im Bereich zwischen 1800 und 3100 m – abgesehen von dem sehr heterogenen Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes – die Diversität bei Werten zwischen 8,3 und 12,5 annähernd konstant blieb. Die Analyse der Beta-Diversität und der Gesamtdiversität einzelner Höhenbereiche zeigte, dass die Geometridenzönosen zwischen 2000 und 3000 m sehr homogen sind.

Die Höhenlage erwies sich als „Master“-Variable, die einen starken Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung wie auch die Zusammensetzung und Diversität der Geometridenzönosen hatte. Daneben erklärte auch die Diversität der Farngewächse, der Euphorbiaceen und der verholzenden Arten wie die Deckung der Baumschicht einen geringen Teil der Geometridendiversität.

In Bezug auf Geometriden sind insbesondere die feuchten Bergregenwälder am Kilimanjaro wenig divers. Dies kann auf die Insellage des Vulkans inmitten trockener Savannen, sein geringes Alter und die insgesamt arme afrikanische Lepidopterenfauna zurückgeführt werden.

Neben dem Schutz der Bergregenwälder, der für die Aufrechterhaltung der Phytodiversität des Kilimanjaro wie auch für die Sicherung der Wasserversorgung Nordtansanias unerlässlich erscheint, sollte auch die traditionelle Agroforstwirtschaft erhalten bleiben, da sie eine hohe Diversität sowohl an Geometriden als auch an Pflanzenarten gewährleistet.

Summary

The relationship between the diversity of geometer moths and floristic diversity, vegetation structure and abiotic site factors was studied at 63 plots on the southwestern slopes of Mt. Kilimanjaro. Forest regeneration was investigated on 16 plots in the central study area between 2000 and 2350 m a.s.l.. Furthermore, an altitudinal transect was established starting at 1200 m in agricultural land and extending through the montane forest belt into the ericaceous belt at 3700 m. Along this transect, changes in composition and diversity of moth and plant communities were studied in relation to altitude and human influence.

Geometer moths were caught manually between 7 and 10 p.m. using three light towers. In the central study area, seven automatic light traps catching throughout the night were additionally deployed. Moths were attracted by 15W-blacklight lamps. Around the light towers and traps, plots of 400 m² were established. On these plots, elevation, exposition and slope were assessed, and vascular plants were recorded according to vegetation layers and the physiognomy of the vegetation.

In the central study area, a total of 118 morphospecies and 2603 individual geometer moths were caught during 59 catches at the light towers. The less effective light traps yielded 63 morphospecies and 662 individuals during 203 catches. Nearly all morphospecies caught with the traps were also recorded at the light towers. The traps caught a higher proportion of Ennominae, while the light tower attracted a higher proportion of Larentiinae, suggesting different periods of activity in these subfamilies during the night. In the central study area, 44 families, 62 genera and 98 morphospecies of vascular plants were recorded on the plots.

Species composition of the geometer moth and vascular plant communities reflected different forest regeneration stages. In the course of forest regeneration, the number of vascular plant species increased in the tree-, shrub- and herb layers. There was also an increase in the number of species of epiphytes, pteridophytes and Rubiaceae in the course of forest regeneration, while the diversity of geometer

moth communities decreased when using Fisher's Alpha, Hurlbert Rarefaction, or Chao 1 as species estimator. Values for Fisher's Alpha varied between 3.4 and 17.8.

Vegetation structure was only weakly related to species composition of geometer moths, with the moss layer – indicating humid site conditions – showing the strongest correlations.

The plots along the altitudinal transect were divided into open habitat, agroforestry and forest plots, where 212 catches with light towers yielded 304 morphospecies and 8468 individual Geometridae. Overall, the most abundant moth was *Mimoclystia corticearia* (Larentiinae). It was followed by *Darisodes oritropha* (Ennominae), *Chiasmia fuscataria* (Ennominae), a species very common on the lower forest boundary at Machame gate, and *Chloroclystis derasata* (Larentiinae).

A total of 51 vegetation surveys identified 51 taxa, 309 genera and 116 families of vascular plants. Between five and 53 species of vascular plant species were recorded per plot. The phytodiversity of forest and open habitat showed no correlation with altitude, whereas the agroforestry plots were correlated positively with elevation, as cultivation was less intensive at higher altitudes. The diversity of epiphytes, Aspleniaceae and Rubiaceae peaked at mid-elevation between 2200 and 2400 m, whereas the diversity of the tree- and shrublayer and the Leguminosae decreased with altitude.

The diversity of geometer moth communities was also highest at low altitudes, where Fisher's Alpha reached a maximum of 40.2. Fisher's Alpha decreased steadily in open habitats with elevation, whereas its value remained stable in the forest between 1800 m and 3100 m, except for the very heterogeneous central study area between 2100 and 2300 m. Further analyses of beta-diversity and diversity within different altitudinal belts confirmed a very homogeneous composition of moth communities between 2000 and 3000 m.

Elevation proved to be a key parameter strongly influencing both the composition of vegetation and moth communities. Additionally, changes in the diversity of

Euphorbiaceae, Pteridophyta and woody plants as well as the tree cover explained a small proportion of Geometer moth diversity.

The diversity of geometer moths on Mt. Kilimanjaro, and particularly of its wet montane rain forests, is extremely low. This can be explained with the isolation of the forests in the middle of dry savannas, the young age of the volcano as well as the low diversity of African Lepidoptera in general.

In addition to the protection of the montane rain forests in order to preserve phytodiversity and a steady water supply in northern Tanzania, emphasis should be given to the conservation of traditional agroforestry practice, as this practice preserves a high diversity of both plant and geometer moth species.

1 Einleitung

1.1 Allgemeine Einführung

Tropische Regenwälder stellen die artenreichsten terrestrischen Ökosysteme der Erde dar (Gentry & Dodson 1987; Erwin 1992; Myers 1992; Raven 1992; Wilson 1992a; Kerr & Burkey 2002). Dabei gelten die Regenwälder tropischer Gebirgsregionen als besonders artenreiche Habitate (Barthlott *et al.* 1996; Klötzli 1997; Körner 2002), da sich hier auf engem Raum physiognomisch (Beard 1955; Paulsch 2002) und floristisch (für Ostafrika z. B. Hedberg 1951; Lind & Morrison 1974; Hamilton & Perrott 1981; Friis 1992; Hemp 2001; Hemp 2002) unterschiedliche Waldtypen bzw. Waldgürtel mit steigender Höhe ablösen. In Afrika hebt sich die afromontane Region nicht nur aufgrund des insgesamt großen Artenreichtums, sondern auch wegen des hohen Anteils endemischer Samenpflanzen-, Vogel- und Säugetierarten (Huntley 1992) vom übrigen Kontinent ab.

In Tansania bedecken Regenwälder weniger als 2% der Landesfläche. Sie sind weitgehend auf die Bergregionen der Eastern-Arc-Berge (etwa die Usambara-, Pare-, Uluguru- und Uzungwa-Berge) und isolierte Vulkane wie den Mt. Meru, den Ngorongoro-Krater oder den Kilimanjaro beschränkt (Bjørndalen 1991). Der Bergregenwald des Kilimanjaro ist nicht nur ein wichtiger Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten, sondern auch von herausragender Bedeutung für die Versorgung der Bevölkerung Nordosttansanias mit Wasser, Lebensmitteln sowie Brenn- und Baumaterial (Newmark 1991). So stellt der untere Berghang des Kilimanjaro einen der landwirtschaftlich produktivsten Bereiche Tansanias dar (Misana 1991). Darüber hinaus bildet der Bergregenwald dieses Vulkans das Haupteinzugsgebiet des Pangani-Flusssystem, eines der Hauptflusssysteme Tansanias (Sarmett & Faraji 1991).

Bedeutend ist der Mt. Kilimanjaro weiterhin als Touristenattraktion. Jedes Jahr steigen Tausende von Touristen mit ihren Führern und Trägern in Richtung Kibo-Gipfel durch den Bergregenwald, wobei dieser insbesondere in der direkten

Umgebung der Aufstiegsrouten durch Auswaschung der Wege und das Sammeln von Feuerholz stark beeinflusst wird (Newmark & Nguye 1991).

Während zur Vegetation des Mt. Kilimanjaro umfangreiche Arbeiten vorliegen (Hedberg 1951; Klötzli 1958; Bigger 1968; Knapp 1973; Greenway 1974; Beck et al. 1983; Beck et al. 1986; Mwasaga 1991; Pócs 1991; Hemp 1999a; Hemp 2001; Hemp & Beck 2001; Hemp 2002), so sind Daten zu faunistischen Gruppen, abgesehen von Säugetieren und Vögeln (Newmark et al. 1991; Shore & Garbett 1991; Grimshaw et al. 1995; Hemp et al. 1999; Herman & Mwakalinga 2001), lückenhaft und meist sehr alt (etwa Fromholz 1890; Artenlisten in Sjöstedt 1909; Salt 1954; Hemp & Winter 1999).

Ökosystemstudien, die Zönosen von floristischen und faunistischen Gruppen im Bergregenwald des Mt. Kilimanjaro in Zusammenhang mit Klima-, Nährstoff- und Bodendaten stellen, fehlen bisher völlig. Gleichzeitig ist dieses Wissen vordringlich für den Schutz und Erhalt des Gesamtökosystems des Kilimanjaro (Bjørndalen 1991). Vor diesem Hintergrund wurde 1999 ein DFG-gefördertes interdisziplinäres Forschungsprojekt am Südwesthang des Kilimanjaro begonnen, bei dem auf identischen Flächen im Bergwaldgürtel des Mt. Kilimanjaro Untersuchungen zu Bodengenese, Wasser- und Nährstoffkreisläufen sowie zur Diversität und Zusammensetzung der Gefäßpflanzen- und Geometridenzönosen und zur Bodensamenbank durchgeführt wurden. Beteiligte Institutionen an diesem Forschungsprojekt sind die Lehrstühle für Bodenkunde und Bodengeographie und für Biogeographie an der Universität Bayreuth sowie das Botany Department der Universität Dar es Salaam. Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen dieses Gemeinschaftsprojektes.

1.2 Biodiversität

Die biologische Vielfalt unseres Planeten ist bisher nur sehr lückenhaft erfasst. Aktuell sind etwa 1,5 Mio. Tier- und Pflanzenarten beschrieben (Hawksworth & Kalin-Arroyo 1995). Schätzungen der Anzahl an Arten, die tatsächlich auf der Erde leben, schwanken weit zwischen 1,5 Mio. und 100 Mio. Arten (Sabrosky 1952; Erwin 1982; May 1986; Erwin 1992; Raven & Wilson 1992; Erwin 1997; Stork

1997). Aktuelle Schätzungen für die Arthropoden als artenreichste Gruppe bewegen sich eher im Bereich zwischen 3 und 15 Mio. Arten (Ødegaard 2000; Ødegaard *et al.* 2000).

Die biologische Diversität spielt eine wichtige Rolle in Bezug auf Funktion, Stabilität und Produktivität von Ökosystemen. Untersuchungen ergaben in den meisten Studien eine positive Korrelation zwischen der Diversität und der Produktivität und funktionalen Komplexizität von Ökosystemen, die in artenarmen Systemen sehr deutlich wird, während in artenreichen Systemen eine Sättigung zu beobachten ist (z. B. Hector *et al.* 1999; Tilman 1999; Schwartz *et al.* 2000; Loreau *et al.* 2001; Hooper *et al.* 2002; Loreau *et al.* 2002a; Loreau *et al.* 2002b; Mooney 2002; Naeem *et al.* 2002; Tilman *et al.* 2002; Vandermeer *et al.* 2002).

Biologische Vielfalt stellt weiterhin eine wichtige Quelle für neue Werkstoffe, krankheitsresistente Kulturpflanzen und nicht zuletzt auch neue Wirkstoffe zur Heilung bisher unheilbarer Krankheiten dar (z. B. Perrings 1995; Wilson 1995; Kunin & Lawton 1996; Swanson 1997), wobei sich der monetäre Wert der Biodiversität nur schwer fassen lässt (Nunes & van der Bergh 2001).

1.3 Waldregeneration

Wälder zeigen nach anthropogenen Störungen, etwa nach Einschlag oder Brand eine Regeneration, die beim Ausbleiben weiterer Störungen meist in einer Wiederbewaldung der Fläche resultiert (z. B. Knapp 1974; Pickett & White 1985; Böhmer & Richter 1996).

Auf Clements (1936) geht dabei die Theorie zurück, dass die Entwicklung hin zu einem Klimaxstadium verläuft, das unabhängig von der Art der Störung das stabile Endstadium der Regenerationsprozesse darstellt. Demgegenüber postulierte Aubréville (1938) wie später auch Swaine & Hall (1988), Remmert (1991), Alvarez-Buylla & Garcia-Barrios (1993) oder Wu & Louks (1995), dass die Waldentwicklung keinem stabilen, dauerhaften End- oder Klimaxstadium zustrebt, sondern sich in Wäldern mosaikartige Strukturen von Flächen unterschiedlicher Regenerationsstadien bilden. Beim Sturz überalterter Bäume oder großer Äste wie

auch durch Windwurf (Lawton & Putz 1988) entstehen natürlicherweise kleine Lichtungen, auch gaps genannt (z. B. Brokaw 1985a; Brokaw 1985b; Denslow 1987; Brokaw & Scheiner 1989). In tropischen Wäldern können diese Initialstadien der Regeneration zwischen 3 und 10% der Waldfläche einnehmen (Jacobs 1988).

Auf den Lichtungsflächen kommt es zu einem schnellen Wachstum vieler junger Gehölze, die bald einem starken Konkurrenzkampf ausgesetzt sind (Jacobs 1988; Schupp *et al.* 1989; Lüttge 1997). In einigen Fällen gelangen in diesem frühen Stadium Lianen zur Dominanz, die in den Gaps über lange Zeit das Wachstum von Bäumen unterdrücken können (Schnitzer *et al.* 2000; Schnitzer & Bongers 2002).

Auf größeren Flächen folgt nun zunächst eine Phase, in der Pionierbäume dominieren, bevor Bäume langsamer wachsender, schattentoleranter Arten in den Kronenraum aufwachsen und die Pioniergehölze verdrängen (Swaine & Whitmore 1988; Denslow *et al.* 1990; Whitmore 1993; Nepstad *et al.* 1996; Okuda *et al.* 1997). Durch das Stürzen dieser Bäume wird der Regenerationszyklus erneut gestartet. Auf kleineren Lichtungen gelangen oftmals schattentolerante Arten sofort wieder zur Dominanz.

Prinzipiell ähneln Regenerationsprozesse nach anthropogenen Störungen denen auf natürlichen Lichtungen, wobei die gestörte Fläche oft größer ist, wodurch Lianen und Pioniergehölze teilweise stark gefördert werden.

Einen guten allgemeinen Überblick über die Regeneration tropischer Wälder geben zum Beispiel Guariguata & Ostertag (2001) und Whitmore (1993).

Aus Kenia (Agnew 1985; Kigomo *et al.* 1990; Schmitt 1992; Busmann & Beck 1995b; Lange *et al.* 1997) und Uganda (Wesche 2002; Duncan & Chapman 2003), aber auch aus den Usambara-Bergen (Binggeli 1989) liegen schon detailliertere Untersuchungen zur Regeneration der Wälder vor, während für die montanen Bergwälder am Kilimanjaro noch keine Arbeiten publiziert wurden (siehe aber Hemp & Beck 2001 zur Walddegradation an der oberen Waldgrenze).

1.4 Höhengradienten

Höhengradienten in tropischen Gebirgen ähneln in vielerlei Hinsicht latitudinalen Gradienten (Stevens 1992; Kessler *et al.* 2001a; Lomolino 2001); in Transektstudien lässt sich so auf begrenztem Raum die Änderung von Lebensgemeinschaften auf einem steilen Gradient verschiedener Umweltparameter (z. B. Richter 1996) studieren, wie sie sonst nur in geographisch weit voneinander entfernten Regionen anzutreffen sind.

Allerdings gibt es auch eine Reihe von Unterschieden zwischen latitudinalen und altitudinalen Gradienten. So nimmt die Saisonalität vom Äquator zu den Polen zu, während dies mit steigender Höhe nicht der Fall ist. Auch gibt es an tropischen Bergen ein Niederschlagsmaximum in mittleren Höhenlagen, dass in Latitudinalgradienten keine Entsprechung hat, und die Strahlungsintensität nimmt mit steigender Höhe zu, aber zu den Polen hin ab (siehe auch Rahbeck 1995).

Bei Untersuchungen von Höhengradienten wird kein genereller Trend einer Abnahme der Diversität mit steigender Höhe gefunden, wie dies – mit Ausnahme der Wüstengebiete – für die Mehrzahl von Taxa entlang latitudinaler Gradienten von den inneren Tropen zu den Polen gilt (Stevens 1989; Rohde 1992; Heywood & Watson 1995; Iwasa *et al.* 1995; Barthlott *et al.* 1996; Rohde 1998; Willig & Lyons 1998; Gaston 2000; Cardillo 2002).

In tropischen Gebirgen werden mit steigender Höhe drei verschiedene Muster der Verteilung von Arten festgestellt. So lässt sich bei einer Reihe von taxonomischen Gruppen eine generelle Abnahme der Diversität vom Tiefland über mittlere Höhen zu den Hochlagen feststellen (Beispiele finden sich u. a. in Hamilton & Perrott 1981; Wolda 1987; Rahbeck 1995; Brühl *et al.* 1999; Gaston 2000; Kessler 2000b; Kessler 2001a; Kessler *et al.* 2001a; Kessler 2002). Für die meisten Gruppen kann dagegen ein Diversitätsmaximum in mittleren Höhenlagen festgestellt werden (Beispiele etwa in Holloway 1987; Hammond 1990; Holloway *et al.* 1990; McCoy 1990; Holloway & Stork 1991; Pócs 1991; Olson 1994; Rahbeck 1995; Rosenzweig 1995; Rahbeck 1997; Richter 1998; Holloway & Nielsen 1999; Kessler 2000b; Kessler 2000a; Heaney 2001; Kessler 2001b; Kessler *et al.* 2001a;

Kessler et al. 2001b; Nor 2001; Hemp 2002; Kessler 2002; Pycrz & Wojtusiak 2002). Ein drittes, seltener auftretendes Muster sind Diversitätsplateaus, die sich über weite Höhenbereiche erstrecken (Kessler 2000a; Brehm 2002; Brehm & Fiedler 2003).

1.5 Geometriden

Insekten stellen unter den derzeit beschriebenen Organismen mit etwa 750.000 Arten die größte Gruppe dar (Erwin 1982; Ehrlich & Wilson 1991; Hammond 1992; Wilson 1992b; Chavan & Lal 2000). Innerhalb der Insekten bilden die Lepidopteren nach den Coleopteren die zweitgrößte Ordnung, wobei es im Vergleich etwa zu den Dipteren, Coleopteren oder Hymenopteren wenig rezente Neubeschreibungen von Lepidopteren gibt (Stork 1997).

Falter stellen nicht nur eine sehr diverse Gruppe dar, sondern es ist im Vergleich zu anderen großen Ordnungen auch schon ein größerer Anteil der Arten beschrieben. Insbesondere bei den Tagfaltern sind nach derzeitiger Erkenntnis rund 90% aller Arten bekannt (Robbins & Opler 1997). Allerdings sind die Tagfalter-Familien deutlich artenärmer als die drei größten Lepidopteren-Familien, Noctuidae (Eulenfalter), Pyralidae (Zünsler) und Geometridae (Spanner).

Unter den drei großen Familien der Lepidopteren liegt nur für die Geometriden ein aktueller Katalog der derzeit bekannten Arten vor (Scoble 1999). Demnach sind rezent rund 21.000 Geometridenarten beschrieben (siehe auch Scoble *et al.* 1995), die in 6 bis 8 Unterfamilien unterteilt werden. Dabei ist nicht zu erwarten, dass die Gesamtartenzahl der Geometriden 30.000 Arten übersteigt (Gaston *et al.* 1995). Somit sind zumindest zwei Drittel der Geometridenarten heute schon bekannt.

Morphologisches Kennzeichen für die Geometridae ist das Tympanalorgan an der Abdomenbasis der Falter (Cook & Scoble 1992). Darüber hinaus sind bei den meisten Geometriden-Raupen die abdominalen Beinpaare auf zwei reduziert, was sie zu der eigentümlichen „spannerartigen“ Fortbewegungsweise befähigt. Weitere detaillierte Angaben zur Morphologie der Geometridae und der einzelnen

Unterfamilien finden sich in Minet & Scoble (1999), Scoble (1992) und Holloway et al. (2001). Dabei ist derzeit umstritten, inwieweit es sich bei den einzelnen Unterfamilien tatsächlich um monophyletische Gruppen handelt (Abraham *et al.* 2001).

Mit sehr wenigen Ausnahmen (räuberisch lebende Larentiinen-Raupen aus der Gattung *Eupithecia* auf Hawaii, Montgomery 1982; Scoble 1992) sind Geometridenraupen herbivor, wobei viele Arten auf verholzende Pflanzen spezialisiert sind, krautige Arten spielen als Futterpflanzen keine so bedeutende Rolle (Scoble 1992; Minet & Scoble 1999; Schulze 2000). Auf Forstplantagen, insbesondere in Monokulturen, stellen Geometriden daher eine wichtige Schädlingsgruppe dar (Swank et al. 1981; Zanuncio et al. 1998; Guedes et al. 2000; Holloway et al. 2001).

Geometriden haben sich in einer Vielzahl von Diversitätsuntersuchungen sowie in Untersuchungen von Störungseinflüssen auf Waldökosysteme als Modell- und Indikatororganismen, die sehr sensibel auf veränderte Habitatbedingungen reagieren, bewährt. Sie zeichnen sich durch eine hohe Habitatreue aus und sind überwiegend keine starken Flieger (Holloway 1985; Usher & Keiller 1998; Intachat & Holloway 2000; Thomas 2002). Die meisten Studien über tropische Geometriden wurden in Südostasien durchgeführt (Holloway 1985; Chey et al. 1997; Intachat et al. 1997; Beck 1998a; Intachat et al. 1999a; Intachat et al. 1999b; Intachat & Woiwod 1999; Willott 1999; Beck et al. 2002), aber auch aus Australien (Kitching *et al.* 2000) und den Anden liegen Arbeiten vor (Brehm 2002; Brehm & Fiedler 2003; Brehm et al. im Druck).

Aufgrund ihres hohen Artenreichtums, der guten Bearbeitung, ihrer guten Eignung als Modell- und Indikatororganismen und weil sie auf allen Flächen am Kilimanjaro bis in Höhen weit über 3000 m noch zahlreich vertreten sind, wurden die Geometridae für die vorliegenden Untersuchungen ausgewählt.

In Afrika stellt dies die erste Arbeit dar, welche Änderungen von Geometridenzönosen im Verlauf der Waldregeneration und entlang eines Höhentransektes untersucht.

1.6 Lichtfang

Für die Erfassung von Lepidopteren stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Tagfalter werden häufig entlang von Transekten oder in der direkten Umgebung von festgelegten Punkten erfasst und gegebenenfalls mit dem Kescher gefangen (Pollard & Yates 1993; Harding et al. 1995; Dennis 2001). Bei der Erfassung nachtaktiver Arten haben sich demgegenüber Fangmethoden durchgesetzt, bei denen die Falter aktiv angelockt werden. Während mit Hilfe von Köderfallen gezielt für den Köder spezifische Gilden gefangen werden (DeVries 1988; Meinecke 1995; Wood & Gillman 1998; Süßenbach & Fiedler 1999; Shahabuddin et al. 2000; Pyrcz & Wojtusiak 2002), ermöglichen Lichtfallen, bei denen die natürliche Orientierung der Nachtfalter durch künstliches Licht gestört wird (Bowden 1982; Muirhead-Thomson 1991), den Fang eines sehr weiten Spektrums an nachtaktiven Lepidopteren (Cook & Graham 1996; Leinonen et al. 1998; Usher & Keiller 1998; Zaniccio et al. 1998; Willott 1999; Kitching et al. 2000; Schulze 2000; Intachat et al. 2001; Ricketts et al. 2001; Schulze et al. 2001; Brehm 2002; Chey 2002; Schulze & Fiedler 2003), auch wenn die Zönosen nicht komplett erfasst werden können, sondern Aktivitätsspektren ermittelt werden. Dieses Problem gilt jedoch ebenso für Transekt- und Punkterfassung von Tagfaltern, für Köderfallen wie auch für jegliche andere Art von Fallen, wie sie bei tierökologischen Studien verwendet werden (Southwood & Henderson 2000).

Lepidopteren können Licht aus weiter Distanz wahrnehmen, werden aber meist nur über kurze Abstände effektiv angezogen (Baker & Sadovy 1978). Untersuchungen ergaben einen Radius zwischen 3 und 250 m, in dem Falter auf Lichtfallen reagieren (Baker & Sadovy 1978; Bowden 1982; Muirhead-Thomson 1991). Dabei sind einzelne Lepidopterenart in Abhängigkeit vom verwendeten Fallen- und Lampentypus unterschiedlich stark in den Fängen repräsentiert (Taylor & French 1974; Bowden 1982; Leinonen et al. 1998; Intachat & Woiwod 1999; Southwood & Henderson 2000).

Die Lichtfallentypen, die – mit verschiedenen Modifikationen – am weitesten verbreitet sind (Rothamsted-Falle und Robinson-Lichtfalle, Williams 1936; Taylor & Brown 1972; Muirhead-Thomson 1991), werden meist stationär betrieben,

zeichnen sich durch ein hohes Gewicht aus und sind schlecht zu transportieren. Somit sind sie für Studien in unzugänglichen Gebieten kaum geeignet. Hier bietet sich die Verwendung leichter Fangvorrichtungen an, etwa von kleinen, robusten Fallen oder zusammenfaltbaren Leuchttürmen, die mit batteriebetriebenen Lampen bestückt sind. So ist eine hohe Flexibilität bei der Bewegung im Gelände und bei der Flächenauswahl gewährleistet. Zwei solcher Fangvorrichtungen, die jeweils mit identischen Lampen bestückt waren, kamen in dieser Arbeit zum Einsatz, so dass die Effektivität der verwendeten Vorrichtungen direkt verglichen werden kann.

1.7 Zentrale Fragestellungen

Fünf zentrale Fragestellungen liegen den Untersuchungen dieser Arbeit zugrunde:

1. Treten im Bergwaldgürtel des Mt. Kilimanjaro in Abhängigkeit von Regenerationsstadien Geometriden- sowie Pflanzengemeinschaften auf, die sich in bezug auf ihre Alpha-Diversität und Artenzusammensetzung unterscheiden?

Auf Flächen dreier unterschiedlicher Vegetationstypen im Bereich zwischen 2000 und 2350 m wurde sowohl die Zusammensetzung der Geometridenzönosen als auch die der vaskulären Pflanzen erfasst.

2. Welche Zusammenhänge bestehen zwischen Änderungen der Vegetationsstruktur, der floristischen Diversität und der Artenzusammensetzung der Geometriden im Verlauf der Bergwaldregeneration?

Multivariate statistische Analysemethoden, etwa kanonische Korrespondenzanalysen und der Manteltest, ermöglichten die Untersuchung von Korrelationen zwischen der Artenzusammensetzung der Geometriden und der untersuchten Vegetationsparameter.

3. Wie ändert sich die Artenzusammensetzung von Geometridengemeinschaften mit Änderung der Umweltparameter und dem Grad der menschlichen

Beeinflussung entlang eines Höhentransektes vom Hangfuß des Berges bis oberhalb der rezenten Waldgrenze?

Die Untersuchung von Flächen entlang eines Höhentransektes, das sich vom Kulturland über den Bergwald bis in die Ericaceenstufe von 1200 bis 3700 m erstreckte, ermöglichte es, auch auf einer größeren Landschaftsebene die Zusammenhänge zwischen Geometridengemeinschaften und Umweltparametern zu untersuchen.

4. Wie unterscheiden sich unterschiedliche Lichtfangmethoden in Bezug auf das Arten- und Abundanzspektrum der Geometriden?

Am Kilimanjaro wurden die Geometridenzönosen mit zwei unterschiedlichen Methoden, mittels Handaufsammlungen an Leuchttürmen und in automatischen Lichtfallen, gefangen. Bei beiden Fangmethoden wurden dabei identische Lichtquellen verwendet.

5. Welche Rückschlüsse lassen sich aus den Ergebnissen für den Schutz und eine Nutzung des Mount Kilimanjaro ziehen, die die Erhaltung einer hohen Diversität gewährleisten?

Die Untersuchungen wurden mit Ergebnissen aus anderen tropischen Gebirgsregionen in Bezug gesetzt. Auch im Hinblick auf die besondere Lage und Geschichte des höchsten afrikanischen Berges werden einige wichtige Rückschlüsse für seinen Schutz gezogen.

2 Der Kilimanjaro

2.1 Geographische Lage

Der Vulkankomplex des Kilimanjaro liegt etwa 300 km südlich des Äquators in Tansania an der Grenze zu Kenia (Abb. 2.1). Er erreicht in NW-SO-Richtung eine Länge von 90 km und erstreckt sich über eine Fläche von knapp 5000 km². Im Zentrum des Bergmassivs erhebt sich der Hauptgipfel des Kibo (Koordinaten: 3°5' S, 37°20' O), mit 5892 m die höchste Erhebung des afrikanischen Kontinents. Östlich des Kibo liegt der 5151 m hohe Mawensi und westlich das Shira-Plateau, eine heute stark erodierte Caldera mit einer maximalen Höhe von 3943 m. Der gesamte Vulkankomplex erhebt sich dabei isoliert aus einer rund 700 m über dem Meeresspiegel gelegenen Savannenebene (Abb. 2.2).

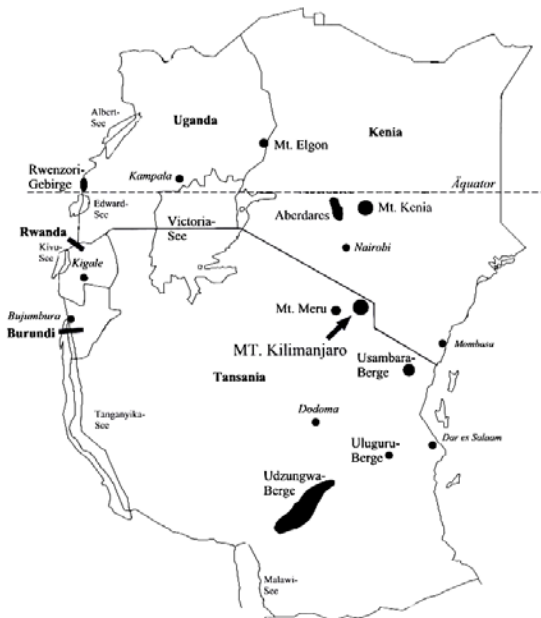


Abb. 2.1: Lage des Mt. Kilimanjaro und weiterer Gebirge in Ostafrika (verändert nach Spawls et al. 2002).

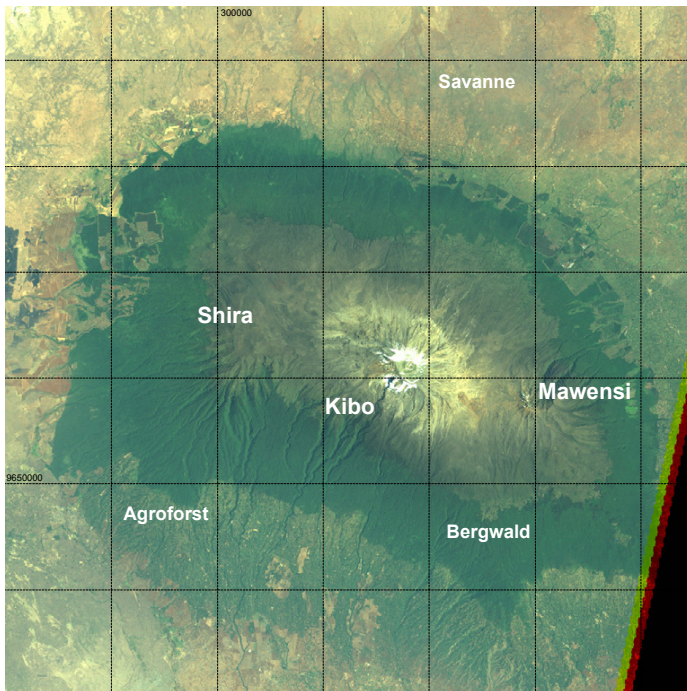


Abb. 2.2: Satellitenbild des Kilimanjaro (Landsat 7 TM+, Kanäle 1, 2 & 3, 21.02.2000), das Gitternetz markiert die 10x10 km² UTM-Koordinaten.

2.2 Entstehungsgeschichte des Kilimanjaro

Der ostafrikanische Grabenbruch oder Gregory Rift zieht sich als Teil des Afro-arabischen Grabenbruchsystems vom äthiopischen Afar-Dreieck bis zum Zambesi in Mosambique (Schlüter 1997). Östlich dieser Störungszone bildete sich zu Beginn des unteren Pleistozäns am Schnittpunkt eines Querspaltensystems des Grabenbruches mit einem nord-nordwestlich ziehenden Graben eine Senke. Die Entstehung dieser Kilimanjaro-Depression markierte den Beginn vulkanischer Aktivität im Bereich des Mt. Kilimanjaro. Etwa eine Millionen Jahre alte, dünnflüssige basaltische Laven am Hangfuß des Berges zeugen von dieser frühesten Phase (Downie & Wilkinson 1972).

Die Ausbrüche konzentrierten sich immer stärker auf drei Zentren, und die Gipfel von Shira, Mawensi und Kibo begannen sich zu formen. Sie erreichten schließlich Höhen von rund 4875 m. Gegen Ende des unteren Pleistozäns begannen sich die drei Zentren unterschiedlich zu entwickeln. Auf Shira hörte die Förderung von Laven auf. Tektonische, erosive und vulkanische Prozesse führten schließlich zum Absturz des nördlichen Kraterteils und zum Absinken des Shira-Gipfels (Lange 1982).

Der Mawensi, der ca. 16 km östlich des Shira-Gipfels liegt, förderte zu dieser Zeit immer saurere dickflüssigere Lava, der Kegel wuchs so schnell bis in Höhen von rund 5500 m. Dann ließ auch am Mawensi die Förderung nach, der Krater verstopfte und es setzten auch hier Erosionsprozesse ein (Downie & Wilkinson 1972).

Die Förderung konzentrierte sich nun zunehmend auf den Bereich zwischen Mawensi und Shira, den Kibo. Er überdeckte große Teile der Flanken von Shira und Mawensi und überschüttete schließlich auch Teile der Shira-Caldera. Aus dieser Zeit stammen auch die frühesten Zeichen von Vereisungen am Kibo. Parallel zu den Eruptionen am Kibo kam es aber auch zu vielen kleinen parasitären Ausbrüchen, bei denen im Bereich des westlichen Shira-Hanges zahlreiche Parasitärkrater gebildet wurden.

Im weiteren Verlauf des Pleistozäns wechselten Phasen der Vereisung und Ausbrüche, wobei die vulkanischen Aktivitäten auch am Kibo immer stärker nachließen. Die letzten Ausbrüche des Kibo erfolgten wahrscheinlich kurz nach Ende der Würm-Eiszeit, wobei die heute noch erhaltene Caldera und der Aschekegel in ihrem Inneren erzeugt wurden (Downie & Wilkinson 1972).

Im Holozän war der Kilimanjaro schließlich ein „ruhender“ Vulkan, seine Aktivität beschränkte sich auf Fumarolen. Die Fumarolenaktivität gewann in letzter Zeit an Stärke und könnte ein Indiz für den Beginn einer neuen Phase aktiven Vulkanismus darstellen (Cilek 1976).

In neuerer Zeit setzte am Kilimanjaro ein dramatischer Rückgang der großen Gletscher ein, die im Pleistozän zusammen mit dem Vulkanismus den Berges stellenweise mitgeformt und bis zum Beginn des letzten Jahrhunderts den Gipfel des Kibo weitgehend bedeckt hatten. Nach aktuellen Schätzungen ist davon auszugehen, dass die letzten Eisfelder bis zum Jahr 2020 abgeschmolzen sein werden, wenn die momentane Entwicklung des Klimas anhält (Irion 2001; Gasse 2002; Thompson *et al.* 2002).

2.3 Klimatische Verhältnisse

Der Kilimanjaro liegt in den inneren Tropen. Es herrscht demnach ein Tageszeitenklima vor, was bedeutet, dass die Temperaturschwankungen innerhalb eines Tages größer sind als die Schwankungen im Jahresverlauf. Die Temperatur nimmt mit steigender Höhe ab, wobei starke Schwankungen im Tagesverlauf insbesondere in Bodennähe zu beobachten sind (Richter 1980). Der Temperaturgradient beträgt um 19.30 Uhr nach eigenen Messungen im Untersuchungsgebiet $0,67 \text{ K} / 100 \text{ m}$ Höhendifferenz.

Eine Saisonalität am Berg drückt sich demnach weniger in Temperaturänderungen, sondern hauptsächlich durch Änderungen im Niederschlagsregime aus mit einer großen Regenzeit von März bis Mai, einer kleinen Regenzeit von Mitte Oktober bis Mitte Dezember und den dazwischen liegenden Trockenzeiten (Klimadiagramme Abb. 2.3). Auch die Niederschläge variieren stark mit der Höhe, wobei die Niederschlagsmenge im Höhenverlauf zunächst ansteigt, nach Erreichen eines Maximums aber wieder stark abfällt (Hedberg 1964; Sarmett & Faraji 1991). Auf welcher Höhe dieser Maximalwert erreicht wird ist allerdings umstritten. Angaben schwanken stark zwischen Höhen von 1800 m und 2600 m (Salt 1954; Coetzee 1967; Coultis 1969; Hastenrath 1973; Hastenrath 1978; Walter & Breckle 1984; Richter 1996), wobei die bisher wohl umfangreichsten Messungen im südlichen Bergwald von Hemp (2001) ein Maximum bei etwa 2100 m ergaben, was sich auch mit den Messungen im Projektgebiet deckt (Schrumpf pers. Mitt.).

In einer Reihe von Arbeiten wird der Kilimanjaro als – auch im Vergleich mit anderen ostafrikanischen Bergen (Hedberg 1951; Hastenrath 1973) – klimatisch trockener Berg mit maximalen Niederschlagswerten von unter 2000 mm (Richter 1996), 2000 mm (Hastenrath 1978), 2400 mm (Coetzee 1967) bzw. 2500 mm (Klötzli 1958; Lauer 1976) beschrieben. Demgegenüber muss man nach den Angaben von 3000 mm Niederschlag (Coultis 1969; Walter & Breckle 1984), die sich mit den aktuellen Messungen von Hemp (2001) im südlichen Hangbereich decken, davon ausgehen, dass zumindest an der Südflanke des Kilimanjaro die klimatischen Verhältnisse feuchter sind als an anderen ostafrikanischen Bergen.

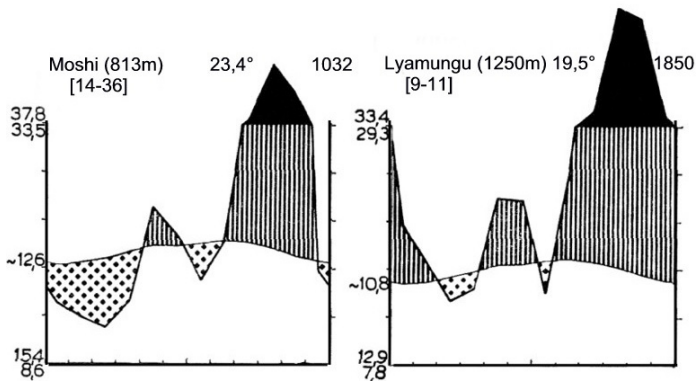


Abb. 2.3: Klimadiagramme nach Walter & Lieth (1960-67). Dargestellt sind die beiden Stationen Moshi und Lyamungu auf der Südseite des Kilimanjaro.

Gleichzeitig treten starke Schwankungen der Jahresniederschlagsmengen auf. Messungen des East African Meteorological Departments auf 2100 m Höhe in den Jahren 1945 – 1958 etwa ergaben einen durchschnittlichen Niederschlag von 1841 mm, wobei der Jahresniederschlag zwischen 1200 mm im Jahr 1955 und 3815 mm im Jahr 1950 schwankte (Hedberg 1964).

Mit steigender Höhe nehmen im Bereich des oberen Bergwaldes die Jahresniederschlagswerte schnell ab, nach Hemp (2001) werden auf 2400 m noch 90%, auf 2700 m 70% und auf 3000 m nur 50% des Maximalwertes erreicht. Für das Shira-Plateau, welches sich auf einer Höhenlage zwischen rund 3500 m und

3800 m (Beck *et al.* 1983) direkt oberhalb an das Projektgebiet anschließt, gibt Salt (1954) Jahresniederschläge von rund 750 mm für die feuchtere Südseite und rund 250 mm auf der trockeneren Nordseite an. Nach den Messungen des East African Meteorological Departments in den Jahren 1947 – 1953 ergab sich auf einer Messstation auf 4000 m auf der S-Seite des Berges ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 932 mm, wobei Schwankungen zwischen 270 mm im Jahr 1953 und 1320 mm im Jahr 1950 auftraten (Hedberg 1964). Am Krater des Kibo wurden Jahresniederschläge von 10 mm gemessen (Klötzli 1958).

2.4 Gesteine und Böden

Bei den Gesteinen am Kilimanjaro handelt es sich um basaltische bis intermediäre Ergussgesteine mit unterschiedlichen Mineralzusammensetzungen (Downie & Wilkinson 1972). Im Untersuchungsgebiet sind diese von sehr mächtigen Böden überdeckt und treten nur an wenigen exponierten Stellen zu Tage.

Im Hangfußbereich des Berges und den untersten Hängen treten Cambisols, Nitosols und Vertisols auf, die meistens sehr fruchtbar sind, eine hohe Kationenaustauschkapazität (KAK) besitzen und intensiv landwirtschaftlich genutzt werden (Engelhard 1994). Im Bereich des Bergwaldes dominieren Andosols und Nitosols, darüber in der Ericaceenzone flachgründigere Litosols und Regosols (FAO-UNESCO 1973).

Nach den Untersuchungen von Schrupf (pers. Mitt.) sind die Böden oftmals geprägt durch hohe Anteile an Allophanen bei den Tonmineralen, die eine hohe Phosphorfixierungskapazität und niedrige Phosphorverfügbarkeit bedingen. Die Oberbodenhorizonte sind relativ sauer und haben hohe Gehalte an C und N. In tieferen Horizonten tritt oft eine Eisenkruste auf, die als Wasserstauer fungiert. Insgesamt haben die Böden im Bereich des Bergwaldes eine hohe potentielle, aber nur eine geringe effektive KAK und eine hohe AAK (Anionenaustauschkapazität).

2.5 Vegetation

Die Vegetation tropischer Hochgebirge gliedert sich infolge von Änderungen einer Vielzahl klimatischer Parameter mit steigender Höhe in Höhenstufen. Hedberg (1951) teilte die Vegetation in Vegetationsgürtel, die sich auf den meisten ostafrikanischen Bergen wiederholen (Abb. 2.4). Auffällig ist dabei, dass die Bambuszone, die in fast allen ostafrikanischen Gebirgen im Bereich mit Niederschlägen über 2000 mm auftritt und von *Arundinaria alpina* dominiert wird (Walter & Breckle 1984), am Kilimanjaro fehlt.

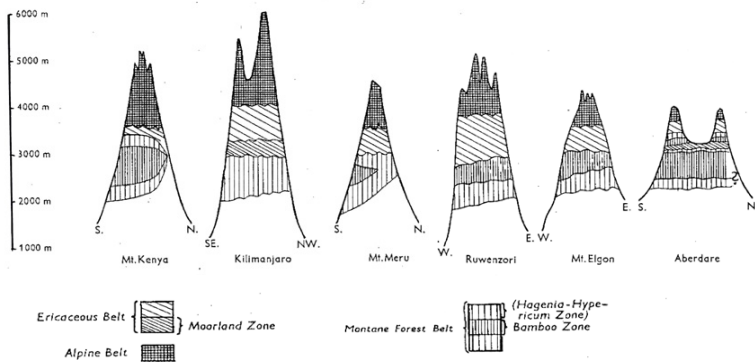


Abb. 2.4: Schematische Profilskizzen der Vegetationsstufen einiger ostafrikanischer Gebirge (die feuchteste Seite der Gebirge liegt jeweils links, verändert nach Hedberg (1951)).

Die Ausbildung von Höhenstufen hängt stark von der Exposition des Hanges und den damit verbundenen andersartigen klimatischen Bedingungen ab. Die Nordseite des Kilimanjaro liegt im Regenschatten des Gipfels und erhält wesentlich weniger Niederschlag als die Südseite, was eine deutliche Verschmälerung des Bergwaldgürtels auf der Nordseite zur Folge hat (Walter & Breckle 1984).

2.5.1 Hangfußbereich des Kilimanjaro

Die Savanne im untersten Hangbereich des Kilimanjaro wird auch als „Obstgartensteppe“ (Sjöstedt 1909; Walter & Breckle 1984) bezeichnet, da die

Akazien sehr einheitlich über die Grasflächen der Ebene verteilt sind und eine einheitliche Höhe besitzen. Die Savannen zogen sich früher am Südwesthang des Berges bis in Höhen von über 1000 m hinauf, wurden aber im Rahmen der menschlichen Besiedlung weitgehend durch Mais- und Sonnenblumenfelder sowie Sisal- und Kaffeeplantagen ersetzt (vgl. u. a. Hemp 2001).

2.5.2 Kulturlandstufe

Am Südhang des Kilimanjaro im Bereich von 1000 bis 1800 m liegt seit Jahrhunderten das Hauptsiedlungsgebiet der Chagga (O'Kting'ati & Kessy 1991), eines Bantu-Stammes, der ein Agroforstsystem mit komplexer Bewässerung angelegt hat (Knapp 1973).

Unter dem Schatten spendenden Kronendach großer Bäume (aktuell meist schnell wachsende Exoten, insbesondere *Grevillea robusta*, deren Holz auch als Bau- und Brennholz benutzt wird, oder *Citrus*-Arten) werden im Agroforst in mehreren Schichten eine Vielzahl unterschiedlicher Kulturarten angebaut. Dominant sind dabei Kaffee als „Cash Crop“, Bananen und Mais. Unter und neben diesen wird eine Mischung aus Bohnen, Yams, Hirse, Kartoffeln, Süßkartoffeln, verschiedenen Kohlarten, Futtergräsern für das Vieh und Zitronengras angebaut (Geßler 2002).

Der von der Bevölkerung auch als „Kihamba“ bezeichneten Bewirtschaftungsform der kleinflächigen Agroforstwirtschaft in direkter Nachbarschaft zu den Wohnhäusern der Chagga stehen die „shamba“-Flächen in tieferen Hanglagen gegenüber. Auf diesen Flächen werden gemeinschaftlich perenne Kulturen, besonders aber auch Mais, angebaut (Brewin 1974). Das Maisstroh wird zusätzlich als Viehfutter genutzt, wobei der Kuhmist wiederum zur Düngung der Hausgärten verwendet wird.

Auf gleicher Höhe wie die shamba-Flächen liegen auch meist aus der Kolonialzeit stammende Großfarmen, die nach der Unabhängigkeit in Gemeinschaftsbesitz übergingen. Sie wurden einzelnen Gemeinden zugeteilt, die sie entweder selbst bewirtschafteten oder verpachteten. Diese Farmen werden heute zum Teil intensiv

bewirtschaftet, wobei ein Schwerpunkt auf dem Kaffeeanbau liegt. Kaffee wird dabei in Agroforstkultur im Schatten hoher Bäume gezogen.

Reste der ehemaligen Wälder auf dieser Höhenstufe sind insbesondere in den tiefen, unzugänglichen Kerbtälern erhalten geblieben. Diese stellen wichtige Refugien für Pflanzenarten dar, die im umgebenden Kulturland schon verschwunden sind (Hemp 2001).

Direkt unterhalb der sich im Höhenverlauf oberhalb anschließenden Bergregenwälder, wo die meisten Feldfrüchte nicht optimal gedeihen, wird hauptsächlich Viehhaltung praktiziert.

2.5.3 Bergwaldstufe

Die Grenze zwischen der Kulturlandzone und dem sich darüber anschließenden Bergwald liegt im Süden und Südosten des Berges zwischen 1600 und 1900 m, während im Westen der Waldgürtel bis auf Höhen von rund 1300 m herunter reicht. Der Bergwald erreicht rezent eine Verbreitung bis in Höhen von maximal 3100 m. Wie schon angeführt, ist die Nordseite des Berges wesentlich trockener. Hier ist aufgrund der klimatischen Bedingungen keine ausgedehnte Kulturlandzone entwickelt. Auch der Bergwaldgürtel ist nur sehr schmal, der Übergang der Savanne zum Wald liegt zum Teil bei 2200 m, die Obergrenze des Waldes bei 2800 m (Abb. 2.5).

Während im westlichen eher trockenen Wald unterhalb 1600 m *Olea europaea*, *Croton megalocarpus*, *Diospyros abyssinica* und *Cassipourea malosana* die dominanten Baumarten sind, dominiert oberhalb 1600 m hier wie auch auf der gesamten Südseite der afrikanische Kampferbaum, *Ocotea usambarensis*. Im unteren Bereich ist der Kampferbaum vergesellschaftet mit *Agauria salicifolia* und *Macaranga kilimanjarica*, im oberen Bergwald nimmt *Podocarpus latifolius* immer mehr zu, bis diese Art dominiert (Hemp 2002).

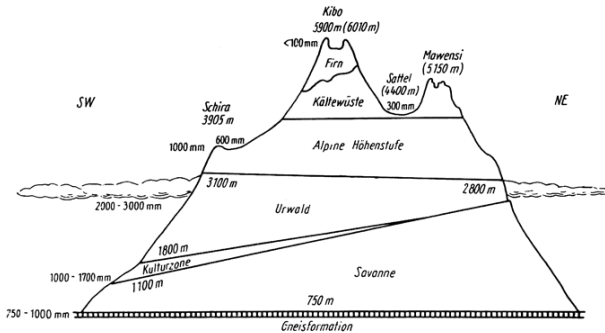


Abb. 2.5: Schematische Profilskizze der Vegetationsstufen am Kilimanjaro mit Niederschlagsmengen im Vergleich der feuchten SW- und der trockenen NE-Seite (nach Walter & Breckle (1984).

In den Wäldern auf der Nordseite spielt insbesondere *Juniperus procera* eine wichtige Rolle. Dazu kommen *Podocarpus gracilior*, *Cassipourea malosana* und *Fagaropsis angolensis* (Greenway 1974). Oberhalb von 2700 m tritt *Erica excelsa* immer dominanter in Erscheinung und leitet so über zur darüber liegenden Stufe.

2.5.4 Ericaceen-Stufe

Oberhalb des eigentlichen Bergwaldes schließt sich eine Stufe an, in der *Erica excelsa* niedrige monodominante Waldformationen bildet. Zwischen 3100 und 3500 m werden diese Wälder und Gebüsche von *Erica excelsa* immer weiter durch Gebüsche anderer *Erica*-Arten sowie insbesondere am Süd- und Osthang auch durch *Protea caffra* und *Euryops dacrydioides* ersetzt. Diese *Erica*-dominierten Bestände werden oberhalb 3700 m langsam von Polstern aus *Helichrysum*-Arten abgelöst, die einen typischen Aspekt der afroalpinen Stufe darstellen.

Die rezente Ausdehnung der Ericaceen-Stufe wird stark gefördert durch häufige, zum Teil großflächige Feuer (Meyer 1890; Klötzli 1958; Hedberg 1964; Beck *et al.* 1986; Salehe 1997), bei denen der ehemalige Wald zerstört und seine Regeneration behindert wird (Hemp & Beck 2001).

Inselartig liegen Fragmente des ursprünglichen Waldes an geschützten Stellen in den *Erica*-Wäldern. Auf der Südwestseite des Berges sind diese Wälder geprägt von *Rapanea melanophloeos*, *Prunus africana*, *Hypericum revolutum*, *Hagenia abyssinica* und *Erica excelsa*.

2.5.5 Afroalpine Stufe

Die afroalpine Stufe beginnt bei etwa 4100 m und reicht bis in Höhen von 4900 m. Es dominieren Gräser und Asteraceen; insbesondere Polster von *Helichrysum*-Arten spielen eine wichtige Rolle (Klötzli 1958). Oberhalb von 4900 m beginnt eine Stufe, in der nur noch Flechten an den Felsen wachsen, während Blütenpflanzen hier nicht mehr auftreten. Eine Ausnahme stellen dabei Pflanzen dar, die im Krater des Kilimanjaro weit oberhalb der eigentlichen afroalpinen Stufe, aus der sie wahrscheinlich stammen, in der Nähe aktiver Fumarolen gedeihen (Beck 1988).

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

3.1.1 Einführung

Das Untersuchungsgebiet liegt am südwestlichen Hang des Kilimanjaro unterhalb des Shira-Plateaus. Es lässt sich in mehrere getrennte Bereiche gliedern (Anhang, Abb. A3).

Das zentrale Untersuchungsgebiet im Kilimanjaro Forest Reserve liegt zwischen den beiden Flüssen Semira und Kikafu auf einer Höhenlage zwischen 2000 und 2350 m.

Neben diesem Gebiet wurden innerhalb der Kulturzone des Berges am Hangfuß die beiden Großfarmen Makoa- und Kifufu-Estate sowie ein kleiner Bereich im Zentrum des Agroforst-Gürtels im Ort Machame und ein weiterer im Übergangsbereich zum darüber folgenden Wald untersucht.

Die Untersuchungen wurden außerdem im Forest Reserve und dem sich darüber anschließenden Kilimanjaro National Park auf einem Höhen transekt von ca. 1900 m bis an den Rand des Shira-Plateaus auf 3700 m fortgeführt.

3.1.2 Untersuchungsflächen

Im Folgenden werden die einzelnen Flächen und ihre Lage im Untersuchungsgebiet kurz skizziert (Die Koordinaten stehen im Anhang, Tabelle A1).

3.1.2.1 Zentrales Untersuchungsgebiet

Im zentralen Untersuchungsgebiet fanden auf insgesamt 16 Flächen parallel zu faunistischen und floristischen Aufnahmen umfangreiche Untersuchungen zu Nährstoffkreisläufen und zur Bodengenese statt.

Bei den 16 Flächen handelt es sich um vier Flächen auf großen Lichtungen (Flächen 1, 2, 3 und 102), 11 Waldflächen und eine kleine Baumsturzlichtung (Fläche 13), im Folgenden als Gap bezeichnet. Die Waldflächen lassen sich weiter in insgesamt 5 tiefer gelegene (Flächen 4, 5, 6, 104 und 105) und 6 höher gelegene Waldflächen (Flächen 7, 8, 9, 10, 11 und 12) unterteilen (siehe auch Kapitel 4.1.1). Eine Übersicht über die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes gibt Tabelle 3.1.

Tabelle 3.1: Aufnahme­flächen des zentralen Untersuchungsgebietes mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
			Turm	Falle	Arten	Struktur
1	Lichtung	2090	X	X	X	X
2	Lichtung	2135	X	X	X	X
3	Lichtung	2140	X	X	X	X
102	Lichtung	2075	X	-	X	X
4	unterer Wald	2155	X	X	X	X
5	unterer Wald	2090	X	X	X	X
6	unterer Wald	2165	X	X	X	X
104	unterer Wald	2120	X	-	X	X
105	unterer Wald	2120	X	-	X	X
7	oberer Wald	2260	X	X	X	X
8	oberer Wald	2265	X	X	X	X
9	oberer Wald	2265	X	X	X	X
10	oberer Wald	2250	X	X	X	X
11	oberer Wald	2250	X	X	X	X
12	oberer Wald	2320	X	X	X	X
13	Gap	2220	X	X	X	X

3.1.2.2 Farmen

Makoa-Estate

Bei der Makoa-Estate, auch Makoa-Uduru-Estate genannt, handelt es sich um eine intensiv bewirtschaftete Kaffee-Plantage, auf der neben Kaffee auch Mais und andere Feldfrüchte sowie Blumen für die Gewinnung von Samen gezogen werden. Auf dem Farmgelände selbst wurden eine frisch gepflanzte, noch wenig beschattete (401) und eine ältere (403) Kaffeeanbaufläche untersucht

(Tabelle 3.2). Bei der ebenfalls auf der Farm gelegenen Fläche 402 handelt es sich um eine Brache, auf der Blumensamen aufgegangen sind. Die Kaffeeanbauflächen 404 und die Fläche 405 im Übergangsbereich von Kaffee- und Maisanbau liegen nicht direkt auf dem Gelände der Makoa-Estate, sondern auf einer Nachbarfarm. Auf diesen Flächen wurden nur Falter gefangen, die Vegetation wurde nicht untersucht.

Tabelle 3.2: Aufnahmeflächen im Bereich der Makoa- Estate mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	angebaute	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
		Arten		Turm	Falle	Arten	Struktur
401	Agroforst	Kaffee	1220	X	-	X	X
402	Brache	(Blumen)	1220	X	-	X	X
403	Agroforst	Kaffee	1220	X	-	X	X
404	Agroforst	Kaffee	1200	X	-	-	-
405	Agroforst	Kaffee & Mais	1200	X	-	-	-

Kifufu-Estate

Die Kifufu-Estate ist eine seit kurzer Zeit fast ohne Pestizideinsatz bewirtschaftete Farm auf der südlichen Westseite des Kilimanjaro nahe dem Ort Sanya Juu. Hier wird hauptsächlich Kaffee angebaut. Allerdings pflanzen die auf dem Farmgelände ansässigen Landarbeiter auch Mais und Bananen an. Ein großer Teil des Farmgeländes wird von stark aufgelichteten Sekundärwäldern eingenommen. Zu beiden Seiten des Kifufu-Flusses, der durch das Farmgelände fließt, wachsen stellenweise naturnahe Galeriewaldreste. Die Farm grenzt an das Kilimanjaro Forest Reserve und hat direkten Anschluss an den Bergwaldgürtel des Kilimanjaro. Gleichzeitig bilden diese Wälder die tiefstgelegenen größeren – deutlich gestörten – Restvorkommen des Bergwaldes am Kilimanjaro.

Im Bereich der Kifufu-Farm und des direkt angrenzenden Forest Reserves wurden insgesamt 13 Flächen untersucht (Tabelle 3.3). Dabei handelt es sich um fünf Sekundärwaldflächen (Flächen 502, 503, 504, 505 und 509), zwei Lichtungen (Fläche 506 und 510) und ein Gap (Fläche 501) im Bereich der Sekundärwälder, drei Galeriewaldflächen (Flächen 507, 508 und 512) sowie eine Agroforstfläche

(511) mit Kaffee und einer unbeschatteten Kaffeeanbaufläche (513), die zum Zeitpunkt der Untersuchungen brach gefallen war.

Tabelle 3.3: Aufnahmeflächen im Bereich der Kifufu-Estate mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	Angebaute	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
		Arten		Turm	Falle	Arten	Struktur
501	Gap	-	1450	X	-	X	X
502	Wald	-	1450	X	-	X	X
503	Wald	-	1450	X	-	-	X
504	Wald	-	1420	X	-	X	X
505	Wald	-	1420	X	-	X	X
506	Lichtung	-	1420	X	-	X	X
507	Galeriewald	-	1350	X	-	-	X
508	Galeriewald	-	1350	X	-	-	X
509	Wald	-	1415	X	-	-	X
510	Lichtung	-	1410	X	-	-	X
511	Agroforst	Kaffee	1430	X	-	X	X
512	Galeriewald	-	1360	X	-	X	X
513	Brache	(Kaffee)	1360	X	-	X	X

3.1.2.3 Machame

Zwischen 1600 und 1660 m wurden im Bereich der traditionellen Agroforstwirtschaft vier weitere Flächen untersucht. Diese lagen in einem kleinräumigen Mosaik aus Feldern, auf denen in unterschiedlichen Schichten eine Vielzahl an Feldfrüchten angebaut wird, stark beweideten Wiesen und kleinen Gehöften (siehe auch Geßler 2002; Holtmann 2003). Drei dieser Flächen (Flächen 301, 302 und 304) waren klassisch bewirtschaftete Agroforstflächen, eine vierte Fläche diente als Weide (Tabelle 3.4).

Tabelle 3.4: Aufnahmeflächen in Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	Angebaute	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
		Arten		Turm	Falle	Arten	Struktur
301	Agroforst	Banane, Kaffee u. a.	1650	X	-	X	X
302	Agroforst	Kaffee u. a.	1650	X	-	X	X
303	Wiese	-	1660	X	-	X	X
304	Agroforst	Banane, Kaffee u.a.	1600	X	X	-	-

3.1.2.4 Waldrand oberhalb des Ortes Machame

Auf etwa 1850 m Höhe grenzt der landwirtschaftlich genutzte Bereich an den unteren Rand des Kilimanjaro Forest Reserves, der hier vom so genannten „half mile forest strip“ (Kivumbi & Newmark 1991), einer Zone unter starker anthropogener Beeinflussung, gebildet wird. In dieser Höhe ist für viele angebaute Arten im Gegensatz zum mittleren Agroforstbereich nur noch eine Ernte im Jahr möglich (O’Kting’ati & Kessy 1991), weshalb Weidewirtschaft und die Aufforstung mit Eukalyptus-Arten eine wichtige Rolle spielen.

Am Waldrand wurden vier Flächen untersucht (Tabelle 3.5): eine stark beweidete Wiese (Fläche 201), eine Agroforstfläche (Fläche 202), eine junge Aufforstung mit *Eucalyptus spec.* sowie eine Sekundärwaldfläche, in der *Eucalyptus* und *Pinus* mit heimischen Gehölzen gemischt wachsen.

Tabelle 3.5: Aufnahmeflächen am Waldrand von Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	Angebaute	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
		Arten		Turm	Falle	Arten	Struktur
201	Wiese		1810	X	-	X	X
202	Agroforst	Banane & Mais	1820	X	-	X	X
203	Forst	Eukalyptus	1850	X	-	X	X
204	Wald		1860	X	-	X	X

Am Waldrand oberhalb von Machame liegt das Machame Gate des Kilimanjaro Nationalparks, der Startpunkt des Machame Trails, auf dem viele Touristen den Aufstieg zum Gipfel versuchen. Entlang dieser Aufstiegsroute liegen die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes und die Flächen des Höhentransektes.

3.1.2.5 Höhentransekt im Machame-Wald

Oberhalb des Machame-Gates wurde ein Höhentransekt bearbeitet, auf dem – beginnend bei ca. 1900 m – etwa alle 200 Höhenmeter jeweils zwei Wald- und eine Lichtungsfläche untersucht wurden (Tabelle 3.6). Kriterium für die Auswahl der Flächen waren dabei der Kronenschluss der auf der jeweiligen Waldfläche stehenden Bäume und das Fehlen großer Lichtungen und Gaps in unmittelbarer Nähe der Waldflächen sowie ein Abstand von mindestens 50 m zwischen den Flächenzentren. Die Lichtungsflächen sollten möglichst in der näheren Umgebung der Waldflächen liegen. Gleichzeitig sollten alle Flächen ein möglichst niedriges Gefälle aufweisen.

Die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes bilden im Bereich zwischen 1880 und 2580 m einen Bestandteil des Höhentransektes, wobei zusätzlich noch Falter auf einer Baumsturz-Lichtung (Fläche 14) auf 2150 m Höhe gefangen und vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen auf einer Waldfläche (Fläche 16) sowie einer weiteren Baumsturzlichtung (Fläche 15) auf 2320 m Höhe gemacht wurden.

Bei etwa 3000 m Meereshöhe liegt auf der Machame-Route die aktuelle Waldgrenze, die jedoch in dieser Höhe durch anthropogene Feuer bedingt ist (Hemp & Beck 2001). Oberhalb des geschlossenen Waldgürtels treten in geschützten Tälern noch Fragmente des ursprünglichen Waldes auf. In einem solchen Waldfragment auf ca. 3080 m wurden zwei Flächen (Flächen 71 und 72) ausgewählt. Darüber hinaus wurden im Ericaceengebüsch, das den ursprünglichen Wald nach Brand großflächig ersetzt hat, auf 3085 m (Fläche 73) und ca. 3330 m (Flächen 81 und 82) drei Flächen untersucht.

Abschließend wurden im Übergang der rezenten Ericastufe zur afroalpinen Vegetation auf 3700 m auf dem Shira-Plateau auf einer weiteren Fläche (Fläche 91) Falter gefangen.

Tabelle 3.6: Aufnahmeflächen des Höhentransektes im Wald oberhalb von Machame mit Angaben zum Fang von Faltern und zu Vegetationsaufnahmen (X = ja, - = nein).

Nummer	Typ	Höhe (m)	Falterfang		Vegetationsaufnahmen	
			Turm	Falle	Arten	Struktur
31	Wald	1875	X	-	X	X
32	Wald	1880	X	-	X	X
33	Lichtung	1870	X	-	X	X
14	Gap	2150	X	X	-	-
15	Gap	2320	X	-	X	X
16	Wald	2320	X	-	X	X
41	Wald	2580	X	-	X	X
42	Wald	2575	X	-	X	X
43	Lichtung	2580	X	-	X	X
51	Wald	2710	X	-	X	X
52	Wald	2710	X	-	X	X
53	Lichtung	2700	X	-	X	X
61	Wald	2900	X	-	X	X
62	Wald	2895	X	-	X	X
63	Gap	2900	X	-	X	X
71	Waldfragment	3080	X	-	X	X
72	Waldfragment	3090	X	-	X	X
73	Ericaceengebüsch	3085	X	-	X	X
81	Ericaceengebüsch	3330	X	-	-	X
82	Ericaceengebüsch	3320	X	-	-	X
91	afroalpine Vegetation	3700	X	-	-	-

Abbildung A2 (Anhang) zeigt die Lage der Flächen und Gebiete im Bezug auf die Meereshöhe. Die Verteilung der Flächen auf den Farmen und am Machame Gate verdeutlichen die Abbildungen A4, A5 und A6 (Anhang).

3.2 Datenerhebung auf den Untersuchungsflächen

3.2.1 Grunddaten zu den einzelnen Untersuchungsflächen

Auf jeder der untersuchten Flächen wurden, soweit möglich, die UTM-Koordinaten mittels eines GPS-Gerätes (Garmin GPS II) bestimmt, auf jeder Höhenstufe aber mindestens die Koordinaten einer Untersuchungsfläche.

Neben den UTM-Koordinaten wurden auch die Meereshöhe (Höhenmesser Thommen Classic) sowie Gefälle und Exposition (Kompass Recta Turbo 2 DP 65) aller Flächen erfasst (Anhang Tabelle A1).

Auf jeder Höhenstufe wurde darüber hinaus an mindestens einem Abend im halbstündlichen Rhythmus von 19 bis 22 Uhr der Temperaturverlauf ermittelt.

3.2.2 Erfassung der Vegetation

3.2.2.1 Untersuchungen der Vegetationsstruktur

Vegetationstypen lassen sich auf unterschiedliche Weise klassifizieren und charakterisieren. In Mitteleuropa, wo als Folge der starken anthropogenen Überprägung der Landschaft ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Habitats mit relativ scharfen Grenzen entstand, wurde von der Zürich-Montpellier-Schule das System der Pflanzensoziologie entwickelt, bei dem Einheiten aufgrund regelmäßiger Vergesellschaftungen der Pflanzenarten unterschieden werden (einen Überblick geben z. B. Braun-Blanquet 1964; Dierschke 1994; Ellenberg 1996; Wilmanns 1998).

In den Tropen ist aufgrund der sehr großen Phytodiversität und meist gradueller Übergänge zwischen einzelnen naturnahen Standorten ein solches System nur mit Einschränkungen anwendbar. Hier erfolgte in der Vergangenheit eine Klassifikation der Vegetation meist aufgrund einzelner dominanter Arten (in Afrika z. B. Engler 1925) oder auf Basis der Physiognomie der Vegetation, also der Anordnung des Bestandes, einzelner Pflanzen sowie von Pflanzenbestandteilen im Raum. Die ältesten bekannten Systeme zur Vegetationsgliederung (von

Humboldt 1807; Warming 1884; Theophrastos, in Du Rietz 1931) basierten ebenso auf diesem Ansatz wie eine Vielzahl moderner Vegetationsklassifikationsansätze.

Ein strukturbasiertes System, das sehr weite Verbreitung gefunden hat, ist das System der Lebensformen nach Raunkiaer (1937), welches auf der Idee gründet, dass die Zusammensetzung der Lebensformen einen exakten Klimaindikator darstellt. Das System beruht auf der Unterteilung der Pflanzenarten nach Lage und Morphologie der Überdauerungsknospen. In den immerfeuchten Tropen, in denen die Überdauerung von Ungunstzeiten für die Vegetation keine Rolle spielt, ist dieses System allerdings als untauglich anzusehen.

Für die Beschreibung der Struktur ganzer Pflanzenbestände konnte sich bisher kein standardisiertes Vegetationsstrukturaufnahmesystem durchsetzen. Stattdessen entwickelten sich eine Vielzahl von Systemen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen und in unterschiedlichen geographischen Räumen (z. B. du Rietz 1931; Richards et al. 1940; Dansereau 1951; Ellenberg & Müller-Dombois 1967ab.; Ellenberg & Müller-Dombois 1967ab.; Beard 1973; Parsons 1976; Barkman 1979; Werger & Spranger 1982; Orshan 1986; Lux et al. 1994).

Ein System speziell zur strukturellen Klassifikation tropischer Bergregenwälder und Agrarflächen wurde von Paulsch (2002) in einem andinen ecuadorianischen Regenwald entwickelt. Dieses System sowie einige bereits von Axmacher (1998) in Ecuador untersuchte Klassifikationssysteme bildeten die Grundlage für die am Kilimanjaro durchgeführten Aufnahmen. Dabei wurden die bestehenden Systeme getestet und weiterentwickelt (Happich 2001; Geßler 2002; Holtmann 2003).

Eine Übersicht der auf den Untersuchungsflächen aufgenommenen Vegetationsstrukturparameter gibt Tabelle 3.7.

Tabelle 3.7: Übersicht der auf den Untersuchungsflächen aufgenommenen Vegetationsstrukturparameter.

1. gesamter Bestand:

Merkmalsgruppe	Merkmal	Ausprägungen
Größe der größten Pflanzen	maximale Höhe	x m
	maximaler Brusthöhen-durchmesser (BHD)	x m
Bedeckung der Vegetation in Schichten	0-0,5 m, 5-10 m,	0,5-2 m, > 10 m, 2-5 m, % (in 5%-Schritten)
	bzw. im zentralen Untersuchungsgebiet (feinere Einteilung):	
	0-0,1 m, 0,5-1 m, 5-10 m, > 30 m	0,1-0,25 m, 1-2 m, 10-20 m, 20-0,5 m, 2-5 m, 20-30 m, % (in 5%-Schritten)

2. oberste Schicht bildende Pflanzen (meist oberste Baumschicht):

Merkmalsgruppe	Merkmal	Ausprägung
Verzweigung (obere 20 cm)	nicht / sehr schwach verzweigt, mittel stark verzweigt (2-4 Verzweigungen pro Ast), stark verzweigt	} % (in 5%-Schritten)
Grad der Blattfiederung	einfach, gefiedert, anders mehrteilig	
Blattumriss	nadelförmig, laminat, lanzettlich oder grasartig	
Sklerophylliegrad	malakophyll, semisklerophyll, sklerophyll	
Kronendurchmesser	-0,5 m, 2-5 m, 0,5-1 m, 5-10 m, 1-2 m, >10 m	
Blattgröße (Phyllie)	<0,1 cm ² (sub-lepto), -2,25 cm ² (nano), -180,25 cm ² (meso), >1640,25 cm ² (mega), -0,25 cm ² (lepto), -20,25 cm ² (mikro), -1640,25 cm ² (makro)	
Epiphytenbewuchs	Deckung der Stammfüße bis 1 m Höhe	
Anteil vaskulärer Epiphyten	an Gesamtepiphytendeckung bis 1 m Höhe	

Tabelle 3.7 (Fortsetzung) Übersicht der auf den Untersuchungsflächen aufgenommenen Vegetationsstrukturparameter.

3. untere Baumschicht, soweit vorhanden:

Merkmalgruppe	Merkmal	Ausprägung
Lianen	Anteil der Deckung rankender Lianen an der Gesamtdeckung der Lianen	} % (in 5%-Schritten)
Kronenform	deformiert	
Blattgröße	mesophyll	

4. oberste Krautschicht

(definiert als Schicht in der die höchsten krautigen Arten (mit Ausnahme von Bananenstauden) vorkamen, wo sie sich meist mit holzigen Arten mischten)

Merkmalgruppe	Merkmal	Ausprägungen
Wuchsform	verzweigt	} % (in 5%-Schritten)
Dornen	an den Ästen	
Blattgröße	mesophyll, makrophyll, megaphyll	

Die Ausprägungen der Parameter der unteren Baumschicht und der Schicht mit den hochwüchsigen krautigen Arten wurden ausgewählt, da sich ihre Werte im Lauf der Regeneration im zentralen Untersuchungsgebiet stark ändern und sie somit besonders häufig auf frühen bzw. späteren Regenerationsstadien zu beobachten sind (Happich 2001).

Im zentralen Untersuchungsgebiet, das den Schwerpunkt der Waldregenerationsuntersuchungen bildete, wurden noch zwei weitere Kronenparameter der obersten Baumschicht aufgenommen (Tabelle 3.8).

Tabelle 3.8: Merkmale der Vegetationsstruktur, die nur im zentralen Untersuchungsgebiet aufgenommen wurden.

Merkmalgruppe	Merkmal	Ausprägung
Kronenform	rund, unregelmäßig	schirmförmig, trichterförmig, zylindrisch, konisch
Kronenausdehnung	ganz oben, über 1/2,	oberes 1/3, bis zur Basis, obere 1/2,

} % (in 5%-Schritten)

In die Berechnungen ging dabei der in 5%-Schritten geschätzte prozentuale Anteil (Blattmerkmale und Deckung: Deckungsanteile, sonst Anteil an Individuen) der einzelnen Ausprägungen im Bestand für die einzelnen Flächen ein.

Bei Höhe und Brusthöhendurchmesser (BHD) wurde die auf allen Flächen des Untersuchungsgebietes maximal erreichte Höhe (bzw. der maximal erreichte BHD) als 100% gesetzt. Der Wert aller übrigen Flächen ergab sich aus dem prozentualen Anteil der maximalen Höhe (des maximalen BHD) des Bestandes auf dieser Fläche in Relation zur maximalen Höhe (des maximalen BHD) der Vegetation aller Flächen (siehe Box 3.1).

Box 3.1: Berechnung der Werte für die maximale Höhe (den maximalen BHD) der einzelnen Flächen:

$$W_i(\%) = \frac{w_i}{w_{\max}} * 100$$

$W_i(\%)$ = Wert der maximalen Höhe (oder des maximalen BHD) für die Fläche i in Prozent

w_i = maximale Höhe (maximaler BHD) der Vegetation auf Fläche i

w_{\max} = auf allen Flächen maximal gemessene Höhe (maximal gemessener BHD).

3.2.2.2 Floristische Datenerhebung

Im Untersuchungsgebiet wurden auf 51 der insgesamt 63 Flächen Arteninventare der Gefäßpflanzen aufgenommen.

Auf jeweils 400 m² großen Flächen wurden dazu alle vorkommenden Gefäßpflanzenarten erfasst. Dabei stellten die Flächen 5, 13 und 16 Ausnahmen dar, da bei diesen die effektive aufgenommene Flächengröße mit 300 m², 360 m² und 380 m² etwas geringer war. Dies lag an der geringen Größe des

entsprechenden homogenen Standortes. Bei einer größeren Aufnahmefläche wären innerhalb der Aufnahmen verschiedene Vegetationstypen gemischt worden.

Diese für die Fragestellungen der Arbeit sehr wichtigen Aufnahmen wurden dabei nicht selbst, sondern im zentralen Untersuchungsgebiet im Rahmen einer Diplomarbeit (Tünfte 2002), und auf den übrigen Flächen von A. Hemp (pers. Mitt.) vorgenommen. Die Vegetation wurde nach Kraut-, Strauch- und Baumschicht sowie nach Lianen und Epiphyten bis 2 m Höhe getrennt erfasst und die Artmächtigkeiten der einzelnen Schichten in Anlehnung an die Arbeiten von Braun-Blanquet (1964) und Barkman et al. (1964) halbquantitativ geschätzt. Im zentralen Untersuchungsgebiet wurde von allen im Gelände gefundenen Arten ein Arbeitsherbar angelegt, welches anschließend an die Universität Bayreuth gebracht wurde.

3.2.2.3 Bestimmung der Pflanzenarten

Die einzelnen Arten aus dem Arbeitsherbar wurden in Deutschland anhand des hier zur Verfügung gestellten privaten Herbars von A. Hemp bestimmt, der in Zweifelsfällen auch selbst bei der Bestimmung half. Die übrigen Arten wurden entweder direkt im Feld oder anhand des in Kidia, Tansania befindlichen Herbars von A. Hemp bestimmt. Für alle Flächen wurden die jeweiligen Artenlisten schließlich in Tabellen zusammengefasst (Anhang Tabelle A10, A11 und A12).

3.2.3 Erfassung der Lepidopterengemeinschaften

3.2.3.1 Lichtfang

In der vorliegenden Arbeit wurden die Falter mittels Lichtfang gesammelt, wobei einerseits automatisch betriebene Lichtfallen (Lichtfalle der Firma Weber, leicht modifiziert, siehe Abb. 3.1 A.) zum Einsatz kamen, andererseits wurden an einen Leuchtturm (Firma Weber, Abb. 3.1 B.) anfliegende Nachtfalter manuell gesammelt.

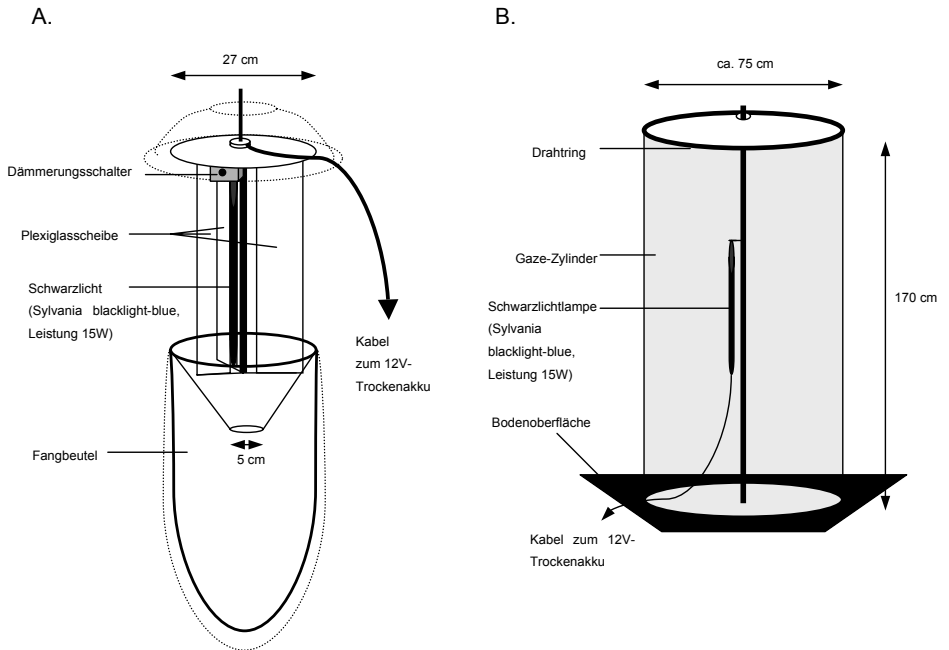


Abb. 3.1 A.: Skizze der verwendeten Lichtfallen der Firma Weber. Die Falter kreisen um die Lichtquelle, bis sie gegen eine Plexiglasscheibe stoßen und durch den Trichter in den darunter befindlichen Sammelbeutel fallen. Mit gestrichelten Linien sind Regenschutz-Modifikationen der Falle dargestellt, die aus einer Plastikschüssel über der Falle und einem Plastikbeutel um den Stofffangbeutel herum bestanden. Damit sollte verhindert werden, dass der Fangbeutel feucht wird, da die Falter beim Transport im nassen Fangbeutel stark beschädigt werden. Der Beutel wurde mit trockenem Laub und Ästen vom jeweiligen Standort bestückt, in denen die Falter sich beruhigten.

Abb. 3.1 B.: Skizze der verwendeten Leuchttürme der Firma Weber. Die Falter setzen sich auf den reflektierenden Gaze-Stoff und können dort einfach und selektiv abgesammelt werden.

Die Leuchttürme wurden so aufgestellt, dass der untere Rand des Gazezylinders auf dem Boden auflag. Gefangen wurde im Zeitraum von 19 Uhr bis 22 Uhr an jeweils 3 Standorten parallel, wobei in halbstündlichem Rhythmus die Probenahmegefäße gewechselt wurden, um eine Kontrolle über die zeitliche Dynamik des Anflugs zu erhalten.

Die insgesamt 7 automatischen Leuchtfallen wurden so aufgehängt, dass der Fangbeutel knapp über dem Boden oder der Bodenvegetation hing, um ein Eindringen von Wanderameisen (*Dorylus* spp.) zu erschweren. Die Fallen waren mit einem Dämmerungsschalter versehen und leuchteten jeweils von der Abend- bis zur Morgendämmerung. Parallel wurden mehrere Fallen auf unterschiedlichen Standorten betrieben, um die Fänge direkt vergleichen zu können. Türme und Fallen wurden jeweils in der Mitte der Untersuchungsplots aufgestellt, um die Spektren der Falter mit den Vegetationsdaten dieser Flächen korrelieren zu können. Der Zeitraum 5 Tagen vor bis 4 Tagen nach Vollmond wurde nicht zu Fängen genutzt, da in diesem Zeitraum die Attraktivität der künstlichen Lichtquelle deutlich abnimmt (McGeachie 1989; Yela & Holyoak 1997; Schulze 2000; Brehm 2002).

Sowohl die Fallen als auch der Leuchtturm waren mit einer 15 W Schwarzlichtröhre (Fabrikat: Sylvania Blacklight-Blue, F 15 W / BLB-TB) ausgestattet, die mit einem 12 V-Trockenakku betrieben wurde. Das schwache Licht sollte gewährleisten, dass nur Tiere aus der unmittelbaren Umgebung der Lichtquelle angelockt werden.

Generell treten bei Lichtfängen eine Reihe unerwünschter Effekte auf, etwa eine selektive Anlockung nur der aktiven Tiere und von Tieren aus einem weiteren Umkreis mit eventuell anderen Habitatbedingungen sowie eine Abhängigkeit des effektiven Fangradius der Lampe von einer Beschattung durch die umliegende Vegetation (Schulze & Fiedler 2003), wodurch nicht sichergestellt werden kann, dass die Fänge tatsächlich die Diversitätsverhältnisse am Standort genau widerspiegeln (Brehm 2002). Diese Effekte wurden hier in Kauf genommen, da sie bei allen Fängen als systematischer Fehler auftraten. Durch die Wahl der sehr schwachen Lichtquelle sowie geeigneter statistischer Auswertungsmethoden wurde versucht, diese Effekte zu minimieren. Darüber hinaus treten ähnliche Probleme auch bei allen anderen Fangmethoden auf, die zur Erfassung hochmobiler Organismen (wie flugfähiger Insekten) zum Einsatz kommen.

Die Fangmethode der Handaufsammlungen am Leuchtturm wurde in der Vergangenheit auch bei einer Reihe von vergleichbaren Studien in tropischen

Bergregenwäldern angewendet (Beck 1998a; Schulze 2000; Brehm 2002), so dass die Lepidopterenzönosen vom Kilimanjaro mit denen anderer Regionen verglichen werden können.

Bei Fängen von Pyraliden und Geometriden in unterschiedlichen Straten und unter verschiedenen Störungseinflüssen im Regenwald von Borneo unter Verwendung von Leuchttürmen, die mit batteriebetriebenen Lampen bestückt waren, zeigte sich eine hohe Habitatspezifität dieser Fangmethode, da auch an sehr dicht beieinander liegenden Standorten deutlich unterschiedliche Nachtfalterzönosen gefangen wurden (Schulze et al. 2001; Beck et al. 2002; Schulze & Fiedler 2003).

Die am Leuchtturm anfliegenden Lepidopteren der Familien Geometridae, Sphingidae, Saturniidae und Arctiidae wurden quantitativ mit PE-Fanggläsern abgesammelt, die mit Diethyläther beträufelten Schaumstoffwürfeln bestückt waren. Die betäubten Tiere wurden anschließend gefroren. Die Beutel der Leuchtfallen wurden am Morgen nach dem nächtlichen Fang eingesammelt, zugebunden und ebenfalls in die Tiefkühltruhe gebracht.

Die gefrorenen Tiere wurden nach ein bis drei Tagen wieder aufgetaut und für den Transport in Pergamintüten gesteckt. Die Tüten mit den Faltern trockneten schließlich mehrere Tage in einem Trockenschrank bei ca. 30 °C und lagerten anschließend kühl und trocken in einer Plastikbox bis zum Transport nach Deutschland.

3.2.3.2 Präparation und Bestimmung der Tiere

Zum Präparieren wurden die Tiere in einer dicht schließenden Plastikbox auf Nadeln über eine mit Thymol versetztem Wasser getränkte Schaumstoffunterlage gelegt, wo sie zwischen drei und vier Tage aufweichten. Danach wurden sie gespannt (zur Methodik siehe Koch 1988; Brehm 2002).

Es erfolgte, u. a. mit Hilfe vorhandener Literatur über den ostafrikanischen Raum (Aurivillius 1910; Prout 1932b; Prout 1932a; Fletcher 1956; Fletcher 1958a; Fletcher 1958b; Fletcher 1962; Fletcher 1967; Fletcher 1968; Pinhey 1975;

Fletcher 1978; Scoble & Krüger 2002), eine Vorsortierung der Tiere nach Morphospezies und es wurde – soweit möglich – anhand der Sammlungen und der Literatur der Zoologischen Staatssammlung in München auch eine Bestimmung auf Artniveau durchgeführt. Dabei half A. Hausmann (Abteilung Lepidoptera, Zoologische Staatssammlung München). Nomenklatorisch richtet sich die vorliegende Arbeit für die Geometridae nach Scoble (1999).

Jedes Tier wurde mit einem Etikett mit Daten zum Fundort, genauen UTM-Koordinaten, der Höhe, Datum und Zeit des Fanges sowie der Fangmethode und dem Sammler versehen. Diese Daten wurden schließlich in eine Microsoft Access 2000-Datenbank und in Microsoft Excel 2000 eingegeben. Bei ca. 350 Tieren (ca. 4% der Gesamtproben) konnte keine Determination geleistet werden, da sie zu stark zerstört oder abgeflogen waren. Diese Tiere gingen nicht in die weitere Auswertung ein.

3.3 Datenauswertung

3.3.1 Vegetationsstrukturdaten

Der Datensatz der Vegetationsstrukturdaten wurde zunächst um alle Merkmale, die so selten waren, dass sie nur maximal auf zwei Flächen vorkamen und dort jeweils weniger als 25% des Anteils stellten, reduziert. Desweiteren wurden alle Merkmale, die auf allen Flächen mit Werten über 75% vorkamen, als nicht differenzierend aus der Analyse ausgeschlossen.

Bei der überwiegenden Anzahl der Merkmalsgruppen addierten sich die Anteile aller Merkmale auf 100%, das heißt, dass bei der statistischen Analyse jeweils pro Gruppe eines der Merkmale aus der Analyse ausgeschlossen werden musste, um Autokorrelationen zu minimieren. Die Liste der bei der endgültigen Analyse verwendeten Merkmale steht in Tabelle A16 (Anhang).

Zur Bestimmung der Ähnlichkeit der Vegetationsstruktur zwischen den einzelnen Flächen wurde auf Grundlage des reduzierten Datensatzes anschließend auf Basis der Euklidischen Distanz eine Distanzmatrix erstellt, die die Grundlage für eine nicht-metrische zweidimensionale Skalierung bildete.

3.3.2 Floristische Daten

3.3.2.1 Alpha-Diversität

Die Alpha-Diversität, die ein Maß der Artenvielfalt und Abundanzen ausgewählter Taxozöosen, Gilden, Synusien oder größerer Artengemeinschaften an einer Lokalität darstellt, kann für die Vegetation direkt als Artenzahl / Fläche zu einem bestimmten Zeitpunkt angegeben werden. Die Werte der Artenzahlen unterschiedlicher Flächen können darüber hinaus direkt miteinander verglichen werden, wenn die Aufnahmen in einem engen Zeitfenster durchgeführt werden und die Flächengröße konstant gehalten wird, was mit geringen Einschränkungen bei der vorliegenden Untersuchung der Fall war.

Die Artenlisten der einzelnen Flächen wurden dabei nach unterschiedlichen Kriterien sortiert. Zunächst wurde eine presence-absence-Tabelle der einzelnen Pflanzenarten auf den Flächen erstellt. Danach wurde für die einzelnen Schichten getrennt ermittelt, wie viele Arten jeweils auf den Flächen präsent waren. Die so erhaltenen Werte der Artenzahlen / Fläche wurden für die einzelnen Schichten wie auch für das Gesamtinventar der Flächen verglichen. Darüber hinaus wurde im zentralen Untersuchungsgebiet für zwei sehr häufige Gruppen, die Pteridophyten mit einem sehr hohen Anteil an epiphytischen Arten sowie die Rubiaceen mit sehr vielen strauchförmigen Arten, die Artenzahl pro Fläche gesondert ermittelt. Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden die Vorkommen der Taxa mit den durchschnittlich meisten Arten pro Fläche unter gleicher Gewichtung der drei Flächentypen Wald, Lichtung / Brache und Agroforst gesondert analysiert.

Die Deckungswerte als relatives Maß der Abundanz einzelner Arten blieben bei der Ermittlung der Alpha-Diversität unberücksichtigt, da es nicht sinnvoll erschien, etwa den Deckungswert eines sehr großen einzelnen Baumes von 60% der Fläche mit der Deckung von ebenfalls 60%, die ein großes Cyperaceen-Vorkommen oder Hunderte von verstreut auf der Fläche wachsenden Farnen erreichen, in Beziehung zu setzen. Es wurde ausschließlich mit Vorhandensein oder Fehlen der Arten und somit einem binären Datensatz gearbeitet.

3.3.2.2 Beta-Diversität

Die Beta-Diversität ist ein Maß für die Ähnlichkeit von Artengemeinschaften unterschiedlicher Flächen. Sie gibt an, wie viele Arten zwei Flächen in Relation zu der Gesamtanzahl an Arten auf den beiden Flächen gemeinsam haben. Es gibt zwei Gruppen der Beta-Diversitätsindizes. Während der ersten Gruppe binäre Daten zugrunde liegen und somit ausschließlich das Vorkommen oder Fehlen von Arten berücksichtigt wird, gehen bei der Berechnung der zweiten Gruppe von Indizes auch die Ähnlichkeiten der Abundanzen der einzelnen Arten auf den unterschiedlichen Standorten in die Berechnung ein (Southwood 1978; Wolda 1981). Bei der Auswertung der Vegetationsdaten wurde mit einem binären Datensatz gearbeitet, daher kam hier nur die erste Gruppe der Diversitätsmaße in

Frage. Innerhalb dieser Gruppe eignet sich nach Wolda (1981) der Sørensen-Index am besten zur Beschreibung der Beta-Diversität.

Sørensen-Index

Der Sørensen-Index (Sørensen 1948) ist ein binärer Index, der auf dem Verhältnis der Arten, die auf zwei Flächen gemeinsam vorkommen, und der addierten Artenzahlen der beiden Flächen beruht (Box 3.2).

Box 3.2: Sørensen-Index

$$QS = \frac{2A_{12}}{S_1 + S_2}$$

QS = Sørensen-Index

A_{12} = Anzahl gemeinsamer Arten aus beiden Proben

S_1 = Anzahl der Arten in Probe 1

S_2 = Anzahl der Arten in Probe 2

Theoretisch kann der Sørensen-Index Werte zwischen 0 (keine Übereinstimmung der Arteninventare der beiden Flächen) und 1 (komplette Übereinstimmung der Arteninventare) annehmen. Der Sørensen-Index wurde mit dem Biodiv97-Makro von MEßNER (1996) berechnet.

3.3.3 Nachtfalterdaten

Die komplette Erfassung von Nachtfalterzönosen ist im Gegensatz zur Erfassung der Vegetation unterschiedlicher Freilandhabitats in der Realität unmöglich. Zum einen sind Nachtfalter mobile und hoch diverse Organismen; eine Sättigung von Artenakkumulationskurven von Faltern ist daher erst nach Erfassung vieler tausender Individuen zu erwarten. Zum anderen zeigen die Lebenszyklen von Lepidopteren eine hohe Dynamik. Die Lebensdauer der geschlüpften Falter, die ja zur Erfassung der Zönose herangezogen werden, beträgt bei einigen Arten (insbesondere in Gruppen, die als Adulte keine Nahrung mehr aufnehmen können, etwa den Saturniiden) nur wenige Tage. Praktisch alle Techniken zur Aufnahme von Lepidoptergemeinschaften zeigen daher Muster der Aktivität der

verschiedenen Arten. Es kann nur spekuliert werden, inwieweit diese Muster mit tatsächlichen Verbreitungsmustern der Arten auf den Flächen übereinstimmen. Allerdings spricht die hohe Habitatbindung der Imagines, die sich in der deutlichen Differenzierung der mit Licht gefangenen Faunen verschiedener Habitate zeigt, für eine gute Wiedergabe der tatsächlichen Verbreitungsmuster. Auch tritt das Problem der Aktivitätserfassung bei allen Fängen gleichermaßen auf, so dass man standardisierte Stichproben aus dem Arteninventar der jeweiligen Flächen bekommt, die sich wiederum mit geeigneten statistischen Verfahren vergleichen lassen. Im Folgenden werden diese in der vorliegenden Arbeit verwendeten Verfahren der Datenauswertung der Nachtfalterzönosendaten vorgestellt.

3.3.3.1 Alpha-Diversität

Die im Feld gemessenen Artenzahlen und Abundanzen von Lepidopteren sind – im Gegensatz zu Vegetationsdaten – sehr stark abhängig vom Erfassungsaufwand, aber auch von Zufallsereignissen wie etwa der Witterung während und auch vor dem Fang, die starken Einfluss auf die Fangzahlen der Tiere haben kann (Schulze 2000; Intachat *et al.* 2001, eigene Beobachtungen).

Aufgrund der methodisch bedingten unvollständigen Erfassung der Geometridenzönosen (Brehm *et al.* im Druck) lassen sich die reinen Abundanz- und Artenzahlen einzelner Flächen nicht direkt mit der Alpha-Diversität gleichsetzen.

Es wurde aber ein großes Spektrum an Verfahren entwickelt (z. B. Fisher *et al.* 1943; Hurlbert 1971), mit denen sich die Alpha-Diversität von Zoozönosen quantifizieren und somit auch Unterschiede der Alpha-Diversität zwischen verschiedenen Habitaten oder Untersuchungsflächen sinnvoll interpretieren lassen (Southwood 1978; Mühlenberg 1993; Hayek & Buzas 1997).

Welches Verfahren im Einzelnen zu wählen ist, hängt dabei von der Zielsetzung der Untersuchung und den Rahmenbedingungen der Probenahme ab (Purvis & Hector 2000). Bei dieser Untersuchung wurden zwei Maße verwendet, die sich schon bei vielen Studien zur Diversität tropischer Lepidopterenengemeinschaften

bewährt haben (z. B. Beck 1998a; Schulze 2000; Brehm 2002) und die im Folgenden vorgestellt werden sollen.

Fishers Alpha (Williams Alpha)

Fishers Alpha ist ein parametrischer Diversitätsindex. Er beruht auf der logarithmischen Reihe als theoretischer Artenabundanzverteilungsfunktion (Fisher *et al.* 1943) (Box 3.3), von der die gemessenen Abundanzverteilungen der Arten der einzelnen Untersuchungsflächen nicht abweichen sollten. Allerdings besitzt der Index eine große Toleranz gegenüber Abweichungen der Abundanzen insbesondere sehr seltener und sehr häufiger Arten von der theoretischen Verteilungsfunktion (Schulze 2000).

Box 3.3: Fishers Alpha

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

α = Diversitätsparameter

S = Artenzahl

N = Individuenzahl

Dieser Index zeigt bei mäßig artenreichen Zönosen ab einem Stichprobenumfang von mehr als etwa 100 Individuen / Fläche keine starke Abhängigkeit vom Stichprobenumfang (Hayek & Buzas 1997), während α in hochdiversen Gemeinschaften (etwa Pyraloidea auf Borneo: Schulze & Fiedler 2003) selbst bei weitaus höheren Individuenzahlen noch keinen asymptotischen Wert erreicht.

Der Kilimanjaro erwies sich im Rahmen dieser Arbeit – insbesondere im Vergleich zu anderen tropischen Bergregionen – in bezug auf die Lepidopteren-diversität als ein sehr artenarmes Gebiet (Kapitel 5.4), in dem folglich auch bei geringer Stichprobengröße ein großer Teil des typischen Artenabundanzspektrums erfasst werden kann. Die Berechnungen des Alpha-Wertes wurden daher auch bei Flächen durchgeführt, bei denen der Stichprobenumfang unter 100 Individuen lag.

Hierbei handelt es sich insbesondere um einzelne Gaps und große Lichtungen sowie Galeriewaldstandorte.

Für empirische Schätzwerte des Parameters α lässt sich ein 95%-Konfidenzintervall der Alpha-Werte berechnen (Box 3.4), so dass Unterschiede der Alpha-Diversität zwischen einzelnen Flächen auf statistische Signifikanz geprüft werden können.

Box 3.4: Berechnung des 95%- Konfidenzintervall von Fishers Alpha (nach Fisher *et al.* 1943; Simberloff 1978)

$$VB\alpha = \alpha \pm 1,96 \sqrt{\alpha^3 \frac{(N + \alpha)^2 \log e \left(\frac{2N + \alpha}{N + \alpha} \right) - N\alpha}{(SN + S\alpha - N\alpha)^2}}$$

$VB\alpha$ = 95%-Konfidenzintervall von Fishers Alpha

S = Artenzahl

N = Individuenzahl

Der Faktor 1,96 ergibt sich aus der t-Verteilung für eine sehr große Anzahl von Freiheitsgraden (Sachs 1992).

Die Güte der Anpassung der aus den Fangdaten ermittelten Alpha-Werte an die Log-Serie wurde mittels eines Chi²-Tests unter Verwendung des Programms „Species Diversity and Richness“ von Henderson & Seaby (1998) getestet. Die Berechnung der Fishers Alpha-Werte und der Konfidenzintervalle erfolgte mit dem Programm EstimateS 6.0 b1 (Colwell 2000).

Um zu überprüfen, wie zuverlässig die so ermittelten Diversitätswerte sind, insbesondere vor dem Hintergrund der teilweise etwas geringen Stichprobenumfänge, wurde als zweites Verfahren die Rarefaction angewandt.

Rarefaction

Die Rarefaction-Methode bietet eine weitere Möglichkeit, Datensätze, die auf unterschiedlich großen Stichprobenumfängen oder unterschiedlichem Erfassungsaufwand beruhen, vergleichbar zu machen.

Dabei werden die verschiedenen Probenumfänge der einzelnen Standorte auf den Wert des kleinsten gemeinsamen Probenumfanges (Hurlbert 1971; Coleman 1982) oder des größten gemeinsamen Erfassungsaufwandes (Shinozaki 1963) aller Flächen reduziert.

Beim Verfahren zur Reduzierung auf den größten gemeinsamen Erfassungsaufwand, auch Shinozaki-Rarefaction genannt, liegt der Berechnung ein qualitativer Datensatz zu Grunde, es werden also ausschließlich Fehlen oder Vorhandensein von Arten berücksichtigt. Dies führt zu einer niedrigeren Trennschärfe gegenüber der Hurlbert-Rarefaction. Da Abundanzwerte der Geometridae für die Flächen vorlagen, wurde die Hurlbert-Rarefaction verwendet (Formel: Box 3.5).

Insgesamt wurde dabei für alle Flächen eine erwartete Artenzahl für eine gemeinsame reduzierte Stichprobengröße geschätzt. Somit können die berechneten Artenzahlen für eine bestimmte Stichprobengröße der verschiedenen Flächen als Maß ihrer habitatspezifischen Diversität direkt verglichen werden. Auch hier erlaubt die Berechnung von 95%-Konfidenzintervallen eine Prüfung, ob die gefundenen Diversitätsunterschiede signifikant sind.

Zur Veranschaulichung des Verlaufs der „geglätteten“ Artenakkumulation mit steigendem Stichprobenumfang lassen sich darüber hinaus über die Berechnung verschiedener Stichprobenumfänge für die Flächen Artenakkumulationskurven erstellen. Diese Kurven lassen sich schließlich in einer Grafik zusammen darstellen, wobei es idealerweise nicht zu Überschneidungen der Kurven kommen sollte, da dies bedeutet, dass sich die „Diversität“ einer Fläche im Verhältnis zu anderen Flächen in Abhängigkeit zur Stichprobengröße ändert, was die Interpretation der Ergebnisse erheblich erschwert (Achtziger *et al.* 1992).

Box 3.5: Hurlbert-Rarefaction (Ermittlung der zu erwartenden Artenzahl bei einer vorgegebenen Stichprobengröße, Hurlbert 1971)

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\left(\frac{N - N_i}{n} \right)}{\frac{N}{n}} \right]$$

$$VB_{E(S_n)} = E(S_n) \pm 1,96 \sqrt{\left[\sum_{i=1}^S \left(\frac{N - N_i}{n} \right) \left(1 - \frac{\left(\frac{N - N_i}{n} \right)}{\frac{N}{n}} \right) + 2 \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S \left(\frac{N - N_i - N_j}{n} \right) - \frac{\left(\frac{N - N_i}{n} \right) \left(\frac{N - N_j}{n} \right)}{\frac{N}{n}} \right]}$$

$E(S_n)$ = erwartete Artenzahl bei Individuenzahl n

n = Individuenzahl

N = Gesamtindividuenzahl

N_i = tatsächlich festgestellte Individuenzahl von Art i

N_j = tatsächlich festgestellte Individuenzahl von Art j

$VB_{E(S_n)}$ = 95%-Konfidenzintervall (nach Simberloff 1978)

Der Faktor 1,96 ergibt sich aus der t-Verteilung für eine sehr große Anzahl von Freiheitsgraden (Sachs 1992).

Die erwarteten Artenzahlen der reduzierten Stichprobenumfänge wurden mit Hilfe des Programms „Species Richness – Rarefaction Method“ (Krebs 1989) berechnet.

3.3.3.2 Verfahren für die Abschätzung der tatsächlichen Artenzahlen und des Erfassungsgrades

Während die bisher vorgestellten Verfahren zur Ermittlung der Alpha-Diversität mathematisch exakte und für die unterschiedlichen Flächen direkt vergleichbare Werte liefern, so sind diese Werte dennoch eher abstrakt und begründen keine Aussage über den tatsächlichen Artenreichtum, der auf einer Fläche zu erwarten ist. Um dies zu ermöglichen, wurden eine Reihe von Extrapolationsverfahren entwickelt (Colwell & Coddington 1994), die bei Studien im relativ gut untersuchten

europäischen Raum gute Übereinstimmung mit den bekannten zu erwartenden Artenzahlen zeigten (Mühlenberg 1999; Süßenbach & Fiedler 1999). Eines dieser Schätzverfahren, Chao 1, wurde in dieser Studie angewandt. Dieses Verfahren beruht auf der Abschätzung des noch nicht gefangenen Artenanteils aus der Anzahl von Singletons und Doubletons, also der Arten, die in den Fängen nur mit einem oder zwei Individuen auftraten.

Neben der Extrapolation der Gesamtartenzahl erlaubt dieses Verfahren auch, den Erfassungsgrad der Geometridengemeinschaften auf den einzelnen Flächen abzuschätzen. Dieser ergibt sich aus dem Verhältnis der bisher gefangenen Arten zu der geschätzten Gesamtartenzahl.

Die Berechnung der Chao-1 Schätzwerte und ihrer Konfidenzintervalle erfolgte mit dem Programm EstimateS 6.0 b1 (Colwell 2000).

3.3.3.3 Dominanzstrukturen

Neben einem direkten Vergleich der Fangzahlen der häufigsten Arten wird zur Darstellung der Dominanzstruktur der einzelnen Falterzönosen der Berger-Parker-Index berechnet, der sich aus dem Anteil der häufigsten Art an der Stichprobe einer Untersuchungsfläche berechnet (Box 3.6).

Box 3.6: Berger-Parker-Index

$$I_{BP} = \frac{N_m}{N_{ges}}$$

I_{BP} = Berger-Parker-Index

N_m = Individuen der häufigsten Art einer Stichprobe

N_{ges} = Gesamtindividuenzahl der Stichprobe

3.3.3.4 Beta-Diversität

Zur Analyse der Beta-Diversität von Nachfalterzönosen bietet sich neben dem schon im Kapitel 2.2.2.2 vorgestellten Sørensen-Index, der in der ursprünglichen Form ausschließlich auf dem Vorkommen und Fehlen von Arten auf verschiedenen Flächen basiert, auch die Berechnung von abundanzbasierten Beta-Diversitäts-Indizes an.

Ein Index, der bei einer Reihe ähnlicher Studien von Falterzönosen verwendet wurde und sich dabei vielfach bewährt hat (Beck et al. 2002; Brehm 2002; Schulze & Fiedler 2003), ist der NESS-Index (NESS: Normalized Expected Species Shared, Formel siehe Grassle & Smith 1976). Dieser Index beruht auf der Erkenntnis, dass zwei Stichproben, die aus einer identischen Grundgesamtheit gezogen werden, sich aus rein stochastischen Gründen in bezug auf Abundanz und Auftreten einzelner Arten unterscheiden sollten, da etwa seltene Arten mit großer Wahrscheinlichkeit nicht in beiden Stichproben gleichermaßen erfasst werden. Dabei kann der Index über den Faktor m , der als Maß der standardisierten Stichprobengröße in die Gleichung eingeht, unterschiedlich gewichtet werden.

Bei kleinem m werden Vorkommen und Abundanz dominanter Arten sehr stark gewichtet, während das Auftreten seltener Arten sich kaum auf den Index auswirkt; bei großen m -Werten dagegen werden besonders seltene Arten stark gewichtet. Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher m -Werte zeigten bei Brehm (2002) sehr gut interpretierbare Ergebnisse für den größtmöglichen m -Wert der Stichproben.

Der NESS-Index wurde wie der Sørensen-Index mit Hilfe des Biodiv97-Makros von MEISNER (1996) berechnet.

3.3.4 Ordinationsverfahren

Mit der Hilfe von Ordinationen werden vieldimensionale Daten – etwa Arten-Abundanz-Verteilungen unterschiedlicher Untersuchungsflächen – entlang

mehrerer abstrakter Achsen angeordnet. Diese Achsen können, wenn sie stark mit Umweltparametern korrelieren, als Gradienten dieser Parameter interpretiert werden.

Gegenüber Klassifikationsverfahren wie etwa hierarchischen Clusteranalysen haben Ordinationsverfahren eine Reihe von Vorzügen. So werden bei diesen Verfahren keine scharfen Grenzen oder Trennungen vorgegeben, die zur Klassifikation zwar hilfreich sind, aber insbesondere in natürlichen Systemen mit ihren oft kontinuierlichen Übergängen kein realistisches Bild der Verhältnisse liefern. Treten dagegen in einem Lebensraum Gruppenbildungen auf, so lassen sich diese auch mit Hilfe von Ordinationsverfahren, in denen die entsprechenden Flächen oder Arten nahe beieinander angeordnet werden, erkennen. Ein weiterer Vorteil der Ordination ist die Möglichkeit, die Ähnlichkeiten oder Distanzen aller Punkte zueinander zu erkennen. Bei der hierarchischen Clusteranalyse dagegen lässt sich die Ähnlichkeit etwa von einzelnen Untersuchungsflächen, die in unterschiedlichen Clustern liegen, nicht direkt nachvollziehen.

In der vorliegenden Arbeit wurden drei verschiedene Ordinationsverfahren angewandt: die nicht-metrische multidimensionale – in diesem Fall zweidimensionale – Skalierung (NMDS), die Korrespondenzanalyse (CA, RA) und die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA).

Die beiden ersten Verfahren sind Eigenvektoranalysen, bei denen anhand einer Flächen-Arten-Abundanz-Verteilung die vieldimensionale Distanzstruktur der Einzelflächen mit wenigen, voneinander unabhängigen Achsen bzw. Dimensionen dargestellt wird. Dabei werden die jeweiligen Achsen so angeordnet, das sie möglichst ein Maximum der Gesamtvarianz des multidimensionalen Raumes erklären (Glavac 1996). Es sind indirekte Ordinationen bzw. „unconstrained ordinations“, da die Achsen nur auf Grundlage der Struktur der untersuchten Zönosen gebildet werden. Es wurden zwei Verfahren ausgewählt, um zu überprüfen, ob mit den jeweils spezifischen mathematischen Verfahren ähnliche Ergebnisse erreicht werden.

Im Gegensatz zu den beiden „unconstrained ordinations“ stellt die kanonische Korrespondenzanalyse eine „constrained ordination“ dar. Hier fließen in die Berechnung des reduzierten Koordinatensystems – zusätzlich zu den Arten-Abundanz-Daten – Umweltparameter als „erklärende Variablen“ mit ein. Dies erlaubt direkte Rückschlüsse über Stärke und Richtung der Korrelation zwischen den Arten-Abundanz-Daten und einzelnen Umweltparametern.

3.3.4.1 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS)

Grundlage der NMDS waren in dieser Arbeit verschiedene Distanzmatrizen, etwa auf Basis der Sørensen- und NESS-Indizes der Vegetation und der Lepidopteren-gemeinschaften oder Distanzmatrizen auf Grundlage von Umweltparametern und Vegetationsstrukturparametern, die unter Verwendung der Euklidischen Distanz als Distanzmaß berechnet wurden.

In einem iterativen Verfahren werden bei der NMDS Stichproben auf ihre Ähnlichkeit verglichen und in eine Rangfolge gebracht (Clarke 1993). Die Skalierung basiert dabei nicht auf speziellen Annahmen zu den Formen der Häufigkeitsverteilungen einzelner Merkmale, etwa der Arten. Sie ist somit ein universell verwendbares Ordinationsverfahren. Voraussetzung der NMDS ist eine vorherige Festlegung auf die Dimensionalität des Raumes, da bei diesem iterativen Verfahren die Lösung von der Anzahl der zu extrahierenden Dimensionen abhängt. Alle Distanzmatrizen wurden in dieser Arbeit auf zwei Achsen ordiniert.

Als Gütemaß der Anpassung der iterativ erzielten Endkonfiguration an die ursprünglich zugrunde liegende Distanzmatrix dient der Stresswert Φ . Dabei ergeben Ordinationen mit Stresswerten kleiner 0,05 eine sehr gute, bis 0,1 eine gute und bis 0,2 eine ausreichend gute Darstellung der zugrunde liegenden Distanzmatrix (Clarke 1993). Die Berechnung der multidimensionalen Skalierungen erfolgte mit dem Programm SPSS für Windows 11.0.1 (2001).

3.3.4.2 Korrespondenzanalyse (CA, RA)

Die auch als "reciprocal averaging" (Hill 1973) bezeichnete Korrespondenzanalyse beruht auf einem iterativen Prozess, bei dem ausgehend von willkürlich gesetzten Gewichtungen der Arten und Standorte eine möglichst große Spreizung der gewichteten Mittelwerte von Arten und Aufnahmeflächen auf der Achse erreicht wird (Glavac 1996). Arten und Aufnahmen werden gleichzeitig ordiniert, Artenwerte sind dabei gewichtete Mittel der Aufnahmewerte und umgekehrt.

Arten und Aufnahmeflächen werden in einem Koordinatensystem dargestellt, wobei die Lage der Punkte der einzelnen Arten als Punkte der höchsten Abundanz oder Auftretenswahrscheinlichkeit dieser Arten anzusehen sind.

Optimal geeignet ist die Korrespondenzanalyse zur Darstellung des Artwechsels entlang eines ökologischen Gradienten (Fründ 1995). Sie setzt allerdings eine unimodale Verteilung der Arten voraus. Dabei bildet die erste Achse den größten Teil der Varianz des Datensatzes ab, die zweite Achse den größtmöglichen Teil der verbleibenden Restvarianz und so weiter. Daher nimmt der Beitrag der einzelnen Achsen zur Erklärung der Gesamtvarianz des Ausgangsdatsatzes immer stärker ab. Die Eigenwerte der Achsen geben dabei den Anteil an, den die jeweilige Achse zur Erklärung der Gesamtvarianz leistet.

Ein Problem der Korrespondenzanalyse wie auch der multidimensionalen Skalierung ist die Bildung eines Hufeisens bei der Anordnung der Datenpunkte. Dies tritt dann auf, wenn die Änderung der Artengemeinschaft maßgeblich von einem einzelnen Faktor gesteuert wird und so entlang eines einzelnen Gradienten verläuft. Dabei wird eine Ähnlichkeit von Flächen oder Arten an den jeweiligen Achsen-Enden suggeriert. Gleichzeitig kommt es bei der CA auch zu Verzerrungen, da sich die Punkte an den Achsen-Enden einander annähern. Diese Effekte sind aber den jeweiligen Methoden inhärent, Versuche, sie etwa mittels detrending „herauszurechnen“, führen zu zweifelhaften Ergebnissen (Brehm 2002). Aus diesem Grund sollte sich die Interpretation der Ergebnisse der CA beim Auftreten deutlicher Hufeisen auf die erste Hauptachse der Ordination konzentrieren.

Die Korrespondenzanalyse wurde mit dem Programm PC-ORD for Windows (McCune & Mefford 1999) berechnet.

3.3.4.3 Kanonische Korrespondenzanalyse

Die kanonische Korrespondenzanalyse wurde von ter Braak (1986; 1987) entwickelt. Sie kombiniert eine Korrespondenzanalyse mit einer multiplen Regressionsanalyse zwischen den Variablen und Umweltparametern. Ziel ist dabei eine Analyse der Variation, die sich durch die Umweltfaktoren erklären lässt. Dabei stellen die Achsenwerte der Aufnahmeflächen einerseits Linearkombinationen gemessener Umweltparameter und andererseits gewichtete Mittel der Artenwerte dar. Je weniger Umweltvariablen in die Analyse eingehen, um so stärker ist die Korrespondenzanalyse durch die Umweltparameter eingeschränkt (Glavac 1996).

Bei der Darstellung werden die Umweltparameter als vom Zentrum ausgehende Pfeile oder Vektoren der Richtung ihres Wirkens, Arten als Punkte ihres zentralen Vorkommens und Flächen als Punkte im Zentrum der auf ihnen vorkommenden Arten und in Bezug zu den Umweltparametern dargestellt. Die kanonische Korrespondenzanalyse wurde mit dem Programm ECOM 1.37 (Henderson & Seaby 2000) durchgeführt.

3.3.4.4 Multiple Regression

Die Multiple Regression ist ein Verfahren, mit dem der Einfluss von ausgewählten, (unabhängigen) Umweltparametern auf (abhängige) Kenngrößen von Artengemeinschaften, etwa die Alpha-Diversität von Falterzönosen (oder, wie im Falle der CCA, auch auf die Verteilung der Arten im Raum) untersucht werden kann. In dieser Arbeit erfolgte die Berechnung des Regressionsmodells „schrittweise vorwärts“, bei der Prädiktorvariablen nacheinander ins Modell aufgenommen werden, bis ein optimales Regressionsmodell entsteht. Dabei wurde versucht, mit Hilfe der Ridge Regression ($\lambda=0,1$) Autokorrelationen zwischen den Prädiktorvariablen des Modells zu minimieren. Als Grenzwertkriterium für die Aufnahme einer Prädiktorvariablen in das Modell wurde ein Wert von $F=3$ festgelegt, da für kleinere Werte bei der gegebenen Anzahl an

Standorten kein signifikanter Beitrag zum Regressionsmodell erwartet werden kann.

Die Multiple Regression wurde mit dem Programm Statistica 6 (2001) durchgeführt.

3.3.4.5 Mantel-Test

Mit Hilfe des Manteltests können unterschiedliche Distanzmatrizen auf signifikante Korrelationen getestet werden. Dabei werden Reihen und Spalten einer der beiden Matrizen einer Reihe von Zufallspermutationen unterzogen, um zu belegen, inwieweit die festgestellten Korrelationen der beiden Matrizen von zufälligen Strukturen abweichen. Nach jedem Permutationsschritt wird dazu die Mantelstatistik Z berechnet und mit dem ursprünglichen Z der beiden Ausgangsmatrizen verglichen.

Der Mantel-Test hat den großen Vorteil, dass mit seiner Hilfe signifikante Zusammenhänge auf nicht-parametrische Weise analysiert werden können. Er ist also sehr universell anwendbar. Die wichtigste Grundvoraussetzung für den Mantel-Test ist eine zufallsverteilte Probenahme. Die Mantel-Tests erfolgten mit dem Programm Mantel for Windows 1.14 (Cavalcanti 1988).

4 Ergebnisse

Die Vorstellung der Ergebnisse erfolgt getrennt für die Untersuchungen auf zwei verschiedenen Maßstabebenen. Zunächst werden nur die Ergebnisse aus dem zentralen Untersuchungsgebiet dargestellt. Diese bilden die Grundlage für die Diskussion der Bergwaldregeneration (Kapitel 5.2). Auf einer weit kleineren Maßstabebene schließt sich dann die Vorstellung der Resultate aus der Untersuchung des gesamten Höhentransektes unter Betonung der drei Einheiten Agroforst-, Wald- und Offenlandstandorte am Südwesthang des Kilimanjaro an.

4.1 Lepidopteren- und Phytodiversität im zentralen Untersuchungsgebiet

4.1.1 Die Aufnahmeflächen

Die 16 Aufnahmeflächen des zentralen Untersuchungsgebietes wurden in drei Gruppen eingeteilt (Kapitel 3.1.2.1), die sich wie folgt näher charakterisieren lassen: Auf den großen Lichtungsflächen ($>> 1000 \text{ m}^2$), die die erste Gruppe bilden, setzt sich die Vegetation hauptsächlich aus krautigen und niederwüchsigen verholzenden Arten zusammen, Bäume fehlen dagegen völlig. Dominierend treten insbesondere *Rubus steudneri* (Rosaceae) und der Adlerfarn *Pteridium aquilinum* (Dennstaedtiaceae) auf. Dieser Gruppe wurden die Flächen 1, 2, 3 und 102 auf Höhen zwischen 2075 und 2140 m zugeordnet.

Neben den Lichtungsflächen wurden in zwei Höhenbereichen 11 Waldflächen untersucht. Im unteren Wald zwischen 2090 und 2165 m Meereshöhe (auf etwa gleicher Höhe wie die Lichtungsflächen) bilden *Macaranga kilimanjarica* (Euphorbiaceae) und der afrikanische Kampferbaum *Ocotea usambarensis* (Lauraceae) die oberste Waldschicht. Hymenophyllaceen, die auf sehr feuchte mikroklimatische Bedingungen angewiesen sind, kommen nur an einzelnen Stämmen vor. Die oberste Baumschicht erreicht Deckungsgrade zwischen 50 und 80%, und es fehlen mit Ausnahme eines Individuums auf Fläche 105 sehr große, mächtige Kampferbäume. Die Gruppe der Waldflächen im unteren Bereich umfasst die Flächen 4, 5, 6, 104 und 105.

In Höhenlagen zwischen 2250 und 2320 m wurde eine weitere Gruppe von 7 Flächen (Fläche 7, 8, 9, 10, 11, 12 und 112) untersucht. Hier ist *Ocotea usambarensis* die klar dominierende Baumart. In der obersten Baumschicht wächst vereinzelt die Steineibe *Podocarpus latifolius* (Podocarpaceae); *Macaranga kilimanjarica* fehlt völlig. Die Kronendeckung der obersten Baumschicht liegt zwischen 30 und 60%; der Wald ist somit etwas lichter. Auf der Unterseite schräg wachsender Stämme der zum Teil über 40 m hohen und über 2 m dicken Kampferbäume befinden sich dichte Teppiche aus Hymenophyllaceen. Der obere Wald wirkt feuchter als der auf den tiefer gelegenen Standorten.

Neben diesen Untersuchungsflächen wurde als Sonderstandort eine Baumsturzlichtung (Gap, Fläche 13) auf 2220 m Höhe untersucht.

4.1.2 Charakterisierung der Lepidopterengemeinschaften

Im Folgenden wird nach einer kurzen Übersicht über die Fangergebnisse zunächst der Frage nachgegangen, ob es im zentralen Untersuchungsgebiet zur Ausprägung von Lepidopterengemeinschaften kommt, die sich in Bezug auf ihre Arten-Abundanzstrukturen sowie ihre Alpha- und Beta-Diversität unterscheiden.

4.1.2.1 Fangergebnisse

Im zentralen Untersuchungsgebiet wurden in automatischen Lichtfallen und an Leuchttürmen insgesamt 3265 determinierbare Geometridae gefangen. 2603 Individuen entfielen davon auf die Leuchtturmfänge. Diese Falter wurden insgesamt 118 Morphospezies zugeordnet (Tabelle A3, Anhang), von denen 62 (53%) auf Artniveau bestimmt werden konnten. Die Aufteilung der Individuen und Morphospezies auf die einzelnen Unterfamilien ergibt sich aus Tabelle 4.1.

Tabelle 4.1: Aufteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet am Leuchtturm gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien (59 Fänge, maximal drei Fänge parallel).

	Larentiinae	Ennominae	Geometrinae	Sterrhinae	Desmobathinae
Individuen	1776	777	28	19	3
Morphospezies	62	35	13	7	1
auf Artniveau bestimmt	28 (45%)	23 (66%)	6 (46%)	4 (57%)	1 (100%)
keiner Gattung zugeordnet	4 (6%)	1 (3%)	-	-	-

Die 662 mit automatischen Lichtfallen gefangenen Individuen wurden 63 Morphospezies zugeordnet (Tabelle A5, Anhang), von denen wiederum 38 (60%) auf Artniveau bestimmt wurden. Tabelle 4.2 zeigt die Verteilung dieser Individuen und Morphospezies auf die Unterfamilien.

Tabelle 4.2: Aufteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet in den Fallen gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien (203 Fänge, maximal sieben Fänge parallel).

	Larentiinae	Ennominae	Geometrinae	Sterrhinae	Desmobathinae
Individuen	339	295	20	8	-
Morphospezies	32	22	5	4	-
auf Artniveau bestimmt	20 (63%)	15 (68%)	2 (40%)	1 (25%)	-

Etwa 100 der im zentralen Untersuchungsgebiet gefangenen Geometridae (ca. 3%) konnten nicht bestimmt werden, da sie zu stark abgeflogen oder während des Fanges beschädigt worden waren, etwa bei starkem Anflug von SpHINGIDEN auf die Fallen.

Die nun folgenden Ergebnisse beziehen sich zunächst ausschließlich auf die mit dem Leuchtturm durchgeführten Fänge, da sich herausstellte, dass sich die Fänge mit den automatischen Lichtfallen deutlich von den Turmfängen unterschieden, so dass eine Zusammenfassung der Fangdaten nicht möglich war. Gleichzeitig waren die automatischen Fallenfänge sehr unergiebig, so dass die Möglichkeit zu Aussagen über die Falterdiversität auf Basis dieser Fänge sehr stark eingeschränkt ist. Die Ergebnisse beider Fangmethoden werden später in Kapitel 4.1.3 miteinander verglichen.

Die Abbildungen 4.1 A. und B. zeigen die prozentualen Anteile der Unterfamilien am Arten- und Individuenspektrum. Auf allen Flächen waren die Larentiinae die dominante Unterfamilie, da sie überall über 50% der Individuen und Arten stellten. An zweiter Stelle standen auf allen Flächen die Ennominae.

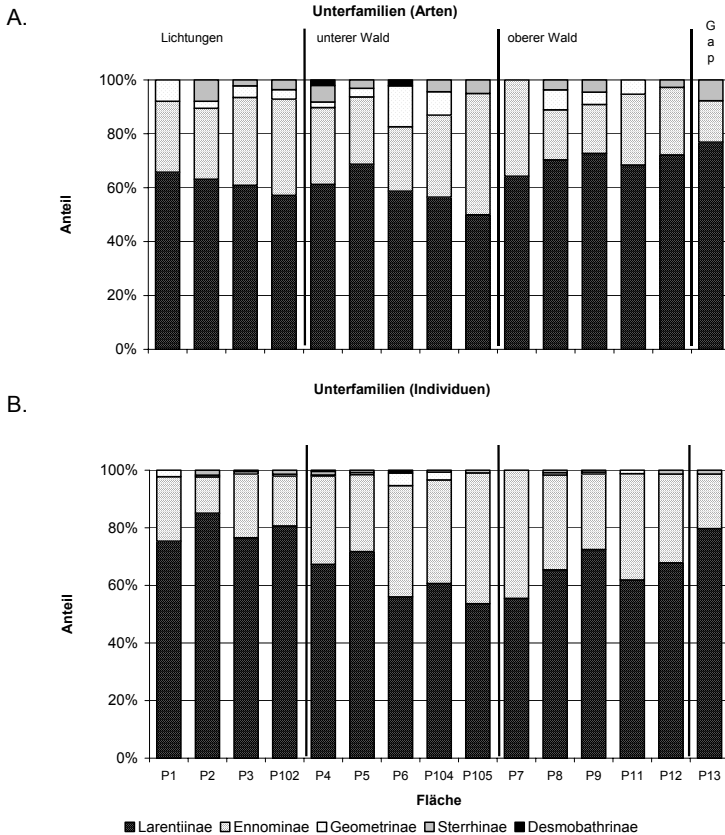


Abb. 4.1: Prozentuale Verteilung der Morphospezies (A.) und Individuen (B.) auf die fünf Unterfamilien in den Leuchtturmfängen im zentralen Untersuchungsgebiet. Die Flächen wurden in der Reihenfolge Lichtungsflächen, unteren und oberen Waldflächen sowie Gap-Fläche aufgetragen.

Zwischen den Spektren der Lichtungen und der unteren und oberen Waldflächen ließen sich kaum Unterschiede erkennen. Lediglich bei der Verteilung der Arten auf die Unterfamilien zeigten die oberen Wälder einen höheren Anteil an Larentiinae als die übrigen Standorte, während bei den Individuenspektren die Lichtungsflächen und die Gap-Fläche 13 den höchsten Anteil an Larentiinae zeigten.

4.1.2.2 Abundanzmuster, häufige und seltene Arten

Mit 681 gefangenen Individuen stellte die Art *Mimoclystia corticearia* (Larentiinae) über ein Viertel (26%) aller im zentralen Untersuchungsgebiet gefangenen Individuen. Es folgte *Darisodes oritropha* (Ennominae), der 533 Individuen (20%) zugeordnet wurden. Somit gehörte knapp die Hälfte aller gefangenen Individuen zu einer der beiden häufigsten Arten. Weitere häufige Arten waren die Larentiinen *Chloroclystis derasata* (242 Individuen, 9%), *Ecpetala obtusa* (202 Individuen, 8%), *Hypomecis* aff. *acculeata* (149 Individuen, 6%) und *Asthenotricha unipecten* (78 Individuen, 3%) sowie die Ennomine *Psilocerea icterias* (64 Individuen, 2%).

Insgesamt gehörten rund 75% aller gefangenen Individuen diesen sieben häufigsten Arten an, während folglich auf die verbleibenden 111 Morphospezies nur ein Viertel der gefangenen Individuen entfallen. Dies wird auch durch Abb. 4.2 verdeutlicht, die die logarithmisch skalierte Rangfolge der Artenabundanzen im zentralen Untersuchungsgebiet darstellt. Im Verhältnis zu den folgenden Arten zeigt die Artenabundanzverteilung nach der siebthäufigsten Art einen Knick, an dem die Steilheit der Verteilungskurve deutlich abnimmt.

Sechs der sieben häufigsten Arten waren auf allen Flächen stark dominant. Dabei unterschied sich zwischen den einzelnen Flächen die Rangfolge der Arten, der Rang-Konkordanz-Koeffizient (Kendalls W) beträgt daher für diese Arten nur 0,6. Die Art *Hypomecis* aff. *acculeata* trat im Gegensatz zu den übrigen sechs Arten nur auf den oberen Waldflächen häufig auf.

Arten-Abundanzverteilung der Geometridae

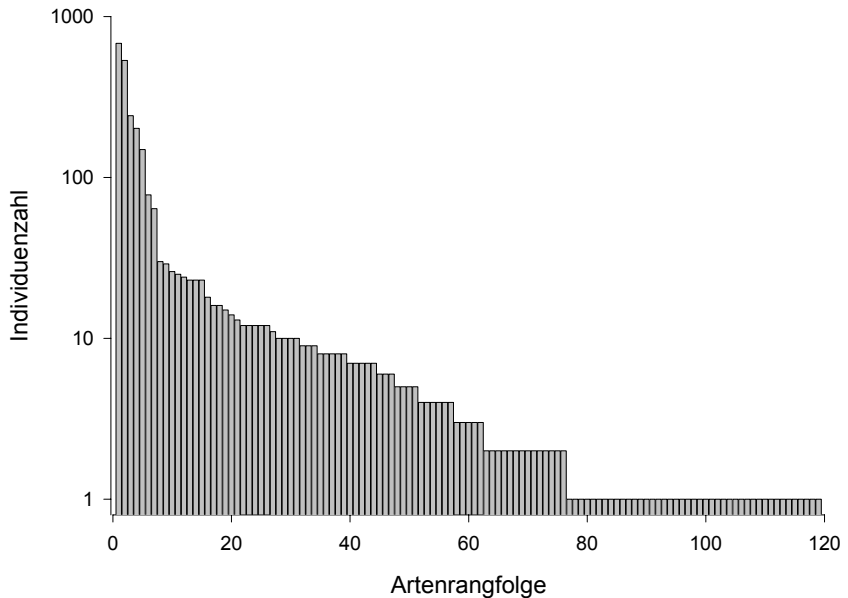


Abb. 4.2 : Arten-Abundanzverteilung der Geometridae im zentralen Untersuchungsgebiet. Die 7 häufigsten Arten sind *Mimoclystia corticearia*, *Darisodes oritropha*, *Chloroclystis derasata*, *Ecpetala obtusa*, *Hypomecis* aff. *acculeata*, *Asthenotricha unipecten* und *Psilocerea icterias*.

Ein Vergleich der Anteile der beiden häufigsten Arten *Mimoclystia corticearia* und *Darisodes oritropha* zeigt, dass *M. corticearia* auf allen Lichtungsflächen mehr als doppelt so häufig gefangen wurde wie *D. oritropha*. Im unteren Waldbereich waren *M. corticearia* und *D. oritropha* gleich häufig. Dagegen war auf den oberen Waldflächen der Anteil von *D. oritropha* an den Fängen deutlich größer als der von *M. corticearia* (Tabelle 4.3; Tabelle A3, Anhang).

Tabelle 4.3: Aufsummierte Individuenzahlen der sieben häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet auf den Lichtungen sowie den Flächen des unteren und oberen Waldbereiches.

Art	Lichtungen	unterer Waldbereich	oberer Waldbereich
<i>Mimoclystia corticearia</i>	217	195	249
<i>Darisodes oritropha</i>	54	185	282
<i>Chloroclystis derasata</i>	105	99	32
<i>Ecpetala obtusa</i>	35	29	115
<i>Hypomecis aff. acculeata</i>	2	12	132
<i>Asthenotricha unipecten</i>	18	27	22
<i>Psilocerea icterias</i>	16	21	25
Individuen insgesamt	679	840	1012

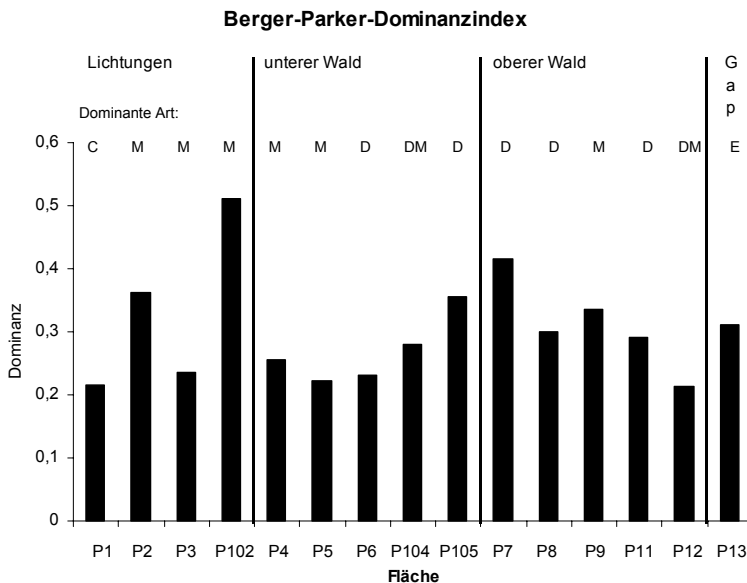


Abb. 4.3: Berger-Parker-Dominanzindex der Einzelflächen. Bei den Kürzeln der dominanten Arten entsprechen C = *Chloroclystis derasata*, M = *Mimoclystia corticearia*, D = *Darisodes oritropha*, DM = *Darisodes oritropha* und *Mimoclystia corticearia* gleich häufig, E = *Ecpetala obtusa*.

Bei einem Vergleich der Werte des Berger-Parker-Indexes, der sich aus dem Anteil der häufigsten Art an den Gesamtfängen einer Fläche ergibt, zeigten sich bei der einfaktorischen Anova keine signifikanten Unterschiede ($F_{3,11}=0,58$, $p=0,58$) zwischen den unterschiedlichen Flächentypen. In allen Bereichen schwankte der Wert des Indexes sehr stark (Abb. 4.3). Der durchschnittliche Anteil der häufigsten Art am Gesamtfangergebnis pro Standort lag bei $30 \pm 16\%$.

Ein weiterer Kennwert der Abundanzstruktur der Nachfalterzönose einer Fläche ist der Anteil der Arten, die nur mit einem Individuum (engl. Singletons) bzw. zwei Individuen (engl. Doubletons) in den Fängen vertreten sind. Singletons können dabei in tropischen Wäldern mehr als 50% der Arten eines Fanges ausmachen (Basset & Kitching 1991; Beck 1998a; Novotný & Basset 2000).

Der Anteil der Singletons am Gesamtartenpool einer Fläche variierte im zentralen Untersuchungsgebiet stark zwischen 16 und 60% (Mittelwert: $45 \pm 24\%$). Der Anteil an Doubletons lag mit Ausnahme der Fläche 11 (oberer Wald) bei Werten zwischen 11 und 32% (Mittelwert: $20 \pm 11\%$) und immer deutlich unter dem der Singletons.

4.1.2.3 Alpha-Diversität

Hurlbert-Rarefaction

Mit Hilfe der Rarefaction-Methode wurden die einzelnen auf den unterschiedlichen Flächen festgestellten Arten-Abundanzspektren auf standardisierte gemeinsame Stichprobengrößen herunterverdünnt.

In Abbildung 4.4 sind die Rarefaction-Kurven der Standorte im zentralen Untersuchungsgebiet dargestellt. Dabei wurde, wie auch bei den folgenden Untersuchungen der Alpha-Diversität und der geschätzten Artenzahlen, die Fläche 10 (oberer Wald) wegen eines zu geringen Stichprobenumfangs nicht in die Berechnungen einbezogen.

Ein Vergleich der Kurvenverläufe zeigt, dass es mehrfach zu Überschneidungen der Kurven kommt. So kreuzen sich die Artenakkumulationskurven zweier oberer

Waldflächen, Fläche 11 und Fläche 8, bei etwa 100 Individuen. Somit ist ein Vergleich der Kurvenverläufe der unterschiedlichen Untersuchungsflächen wie auch der interpolierten Artenzahlen für eine vorgegebene Individuenzahl zwar möglich, aber mit Vorsicht zu interpretieren.

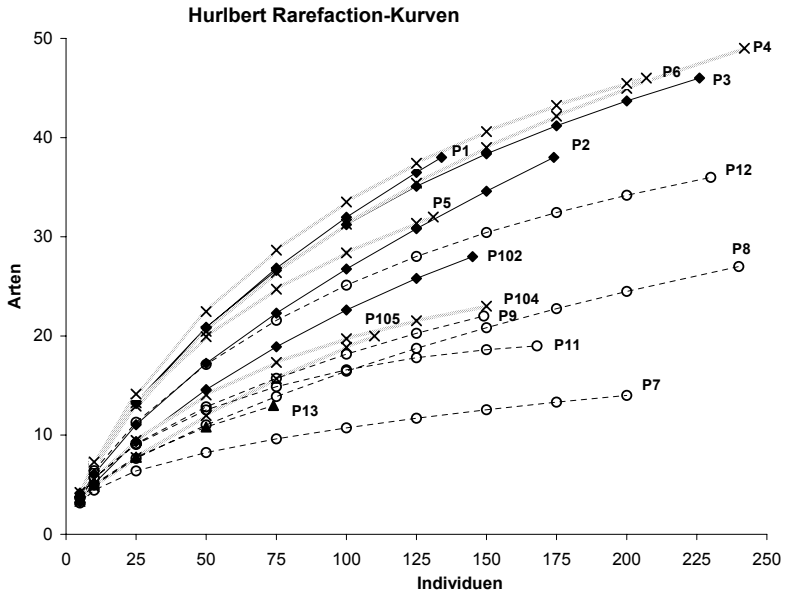


Abb. 4.4: Hurlbert-Rarefaction-Kurven der Geometriden. Durchgezogene Striche und geschlossene Karos entsprechen Lichtungsflächen, breite schraffierte Linien mit x-Markierungen den unteren Waldflächen, feine gepunktete Linien und offene Kreise den oberen Waldflächen und eine feine gepunktete Linien mit geschlossenen Dreiecken der Gap-Fläche 13.

Die Kurven der Lichtungsflächen und der unteren Waldflächen weisen durchweg einen steileren Anstieg auf als – mit Ausnahme der Fläche 12 – die Kurven der Flächen im höher gelegenen Wald. Die Baumsturzlichtung Fläche 13 weist einen ähnlichen Kurvenverlauf auf wie die oberen Waldflächen.

Die Artenakkumulationskurve der Fläche 6, einer der unteren Waldflächen, zeigt den steilsten Anstieg. Sie hebt sich damit zusammen mit der unteren Waldfläche 4 und den Lichtungsflächen 1 und 3 sehr deutlich von den übrigen Waldflächen ab.

Zum direkten Vergleich der Alpha-Diversität der einzelnen untersuchten Flächen wurden die Artenzahlen auf den erwarteten Wert für 100 gefangene Individuen verdünnt. Dieser kann für alle Standorte außer den Flächen 10 und 13 berechnet werden (Abb. 4.5). Die erwartete Artenzahl schwankt dabei zwischen 10,7 (Waldfläche 7, oberer Wald) und 33,5 (Waldfläche 6, unterer Wald)

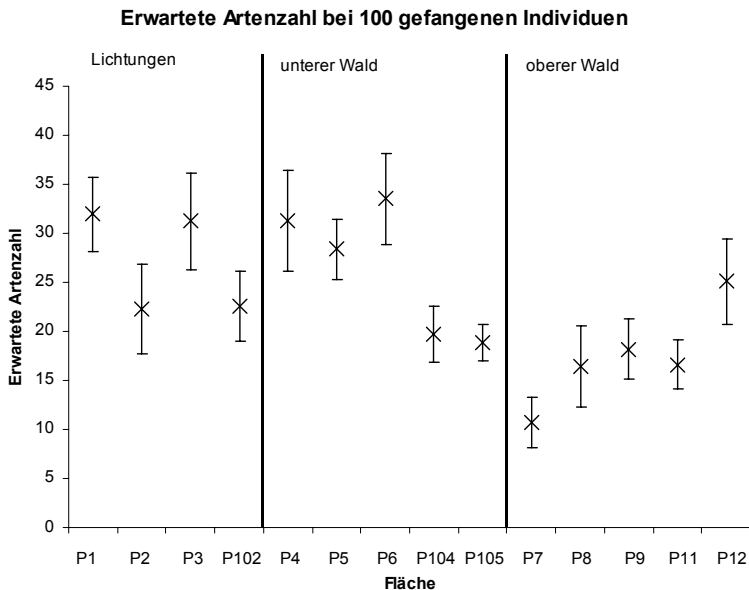


Abb. 4.5: Hurlbert-Rarefaction-Werte für 100 gefangene Geometridae. Die Balken entsprechen den 95%-Konfidenzintervallen der erwarteten Artenzahlen. Die Flächen wurden, wie auf den nachfolgenden Graphiken auch, auf der x-Achse in der Reihenfolge Lichtungsflächen – untere Waldflächen – obere Waldflächen (und gegebenenfalls Baumsturzlichtung (Gap)) angeordnet.

Die verdünnten erwarteten Artenzahlen innerhalb der einzelnen Bereiche sind sehr heterogen. Es treten innerhalb aller drei Gruppen signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Flächen auf. Die einfaktoriellen ANOVA zeigt aber auch signifikante Unterschiede der Mittelwerte der Gruppen ($F=5,01$, $p=0,03$), wobei signifikante Unterschiede ($p=0,05$) der mittleren erwarteten Artenzahl dem

Scheffé-Test zufolge nur zwischen den Lichtungen und den oberen Waldflächen auftreten (Tabelle 4.4).

Tabelle 4.4: Vergleich der mittleren erwarteten Artenzahlen der drei Gruppen Lichtungen, unterer Wald und oberer Wald bei einer Individuenzahl von N=100 und Ergebnis des Scheffé-Tests des Mittelwertvergleiches der drei Gruppen (signifikante Unterschiede: *).

Rarefaction (N = 100)	Lichtungen	unterer Wald	oberer Wald
Mittelwert der interpolierten Artenzahl	28,1	26,3	17,4
Mittlere Differenz (p) der erwarteten Artenzahl Lichtungen -		1,8 (0,89)	10,7 (0,05*)
Mittlere Differenz (p) der erwarteten Artenzahl unterer Wald -			8,9 (0,08)

Fishers Alpha

Dieser Index beruht auf einer Logserienverteilung der Individuen auf die einzelnen Arten. Ein χ^2 -Test auf Abweichung der Verteilungsmuster der Geometridae von der Logserie ergab in insgesamt 4 Fällen ein signifikantes Ergebnis. Dies waren die beiden Lichtungsflächen 2 und 102 sowie die Waldflächen 105 und 8. Eine sequentielle Bonferroni-Korrektur des Ergebnisses ergab eine signifikante Abweichung bei den drei Flächen 102, 105 und 8, bei denen der berechnete Wert für Fishers Alpha somit nur bedingt aussagekräftig ist.

Nach Wolda (1983) stellt Fishers Alpha allerdings auch bei signifikanter Abweichung der Artenverteilung von der Logserie ein aussagekräftiges Diversitätsmaß dar. Die Alpha-Werte wurden daher auch für die signifikant nicht logserien-verteilten Flächen berechnet.

Die Ergebnisse der Berechnung für Fishers Alpha unter Einbeziehung aller Flächen korrelieren mit denen der Hurlbert-Rarefaction hochsignifikant (Pearson-Korrelationskoeffizient: $r=0,96$, $p<0,001$).

Insgesamt entsprechen die Relationen der Diversitäten der Einzelflächen beurteilt nach Fishers Alpha weitgehend denen aus der Rarefaction. Auch hier treten signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Flächen innerhalb aller drei Gruppen auf (Abb. 4.6).

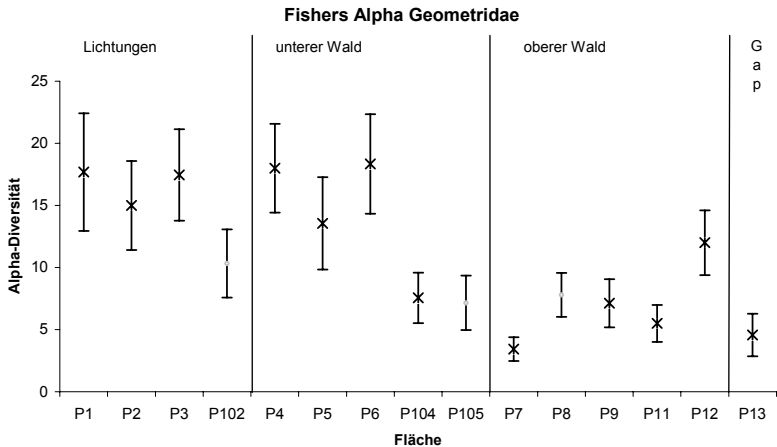


Abb. 4.6: Fishers Alpha der Geometriden im zentralen Untersuchungsgebiet. Die Balken entsprechen den 95%-Konfidenzintervallen der Fishers-Alpha-Werte. Die Werte für Flächen, deren Arten-Abundanz-Verteilung nicht der Logserie entsprechen, sind durch kleine graue Kreise markiert.

Eine ANOVA der Mittelwerte für Fishers Alpha der drei Flächengruppen (Tabelle 4.5) ergibt signifikante Unterschiede ($F_{3,11}=4,3$; $p=0,04$), wobei mittels Scheffé-Test keine signifikanten Unterschiede zwischen den mittleren Alpha-Werte der drei einzelnen Gruppen nachzuweisen sind. Die Auftrennung ist somit bei Verwendung der Rarefaction schärfer.

Tabelle 4.5: Vergleich der mittleren Werte für Fishers Alpha der drei Gruppen und Ergebnis des Scheffé-Tests des Mittelwertvergleiches (0,05 wurde abgerundet, daher liegt kein signifikanter Unterschied vor).

Rarefaction (N = 100)	Lichtungen	unterer Wald	oberer Wald
Mittelwert von Alpha	15,1	12,8	7,3
Mittlere Differenz (p) Lichtungen -		2,3 (0,71)	7,8 (0,05)
Mittlere Differenz (p) unterer Wald -			5,5 (0,16)

Extrapolation der Artenzahl

Mit Hilfe von Extrapolationsverfahren lässt sich die Anzahl der tatsächlich an einem Standort vorhandenen Arten abschätzen. Die geschätzte Artenzahl (Chao 1) im Untersuchungsgebiet schwankte zwischen 17 und 84 Arten, der Erfassungsgrad für die einzelnen Flächen lag zwischen 45 und 100% (Tabelle 4.6). Die geschätzten Artenzahlen korrelierten mit den beiden Alpha-Diversitätsmaßen hochsignifikant (Rarefaction N=100: $r=0,74$ ($p=0,003$), Fishers Alpha: $r=0,88$ ($p<0,001$)).

Tabelle 4.6: Geschätzte Artenzahlen der Untersuchungsflächen und prozentualer Erfassungsgrad.

Fläche	gefangene Individuen	gefangene Arten	Schätzwert Chao 1	95%-Konfidenzintervall	Erfassungsgrad (%)
1	134	38	67	± 21	57
2	174	38	84	± 36	45
3	226	46	63	± 12	73
102	145	28	41	± 11	68
4	242	49	61	± 9	80
5	131	32	50	± 19	63
6	207	46	53	± 7	85
104	150	23	29	± 7	80
105	110	20	31	± 11	64
7	200	14	17	± 5	84
8	240	27	40	± 12	67
9	149	22	30	± 8	74
11	168	19	19	± 1	100
12	230	36	50	± 12	72
13	74	13	18	± 10	71

4.1.2.4 Beta-Diversität

Die Beta-Diversität wurde mit drei unterschiedlichen Verfahren ermittelt: zum einen wurde auf Grundlage des Sørensen-Index eine Distanzmatrix erstellt, zum anderen wurden NESS-Distanzmatrizen für die Werte der standardisierten Stichprobengröße $m=1$ und m_{\max} berechnet.

Sørensen-Index

Die multidimensionale Skalierung der Lepidopteren-Distanzmatrix auf Basis des Sørensen-Index zeigt eine Trennung von Lichtungszönosen und Zönosen des oberen Waldbereichs entlang der ersten Dimension (Abb. 4.7). Die

Gemeinschaften des unteren Waldes dagegen trennen sich nur im Falle der Flächen 104 und 105 scharf von den Lichtungsflächen. Die Zönosen der übrigen Waldflächen (Flächen 4, 5 und 6) erscheinen denen der Lichtungen sehr ähnlich. Insgesamt liegt der Stress-Wert der NMDS mit 0,16 relativ hoch.

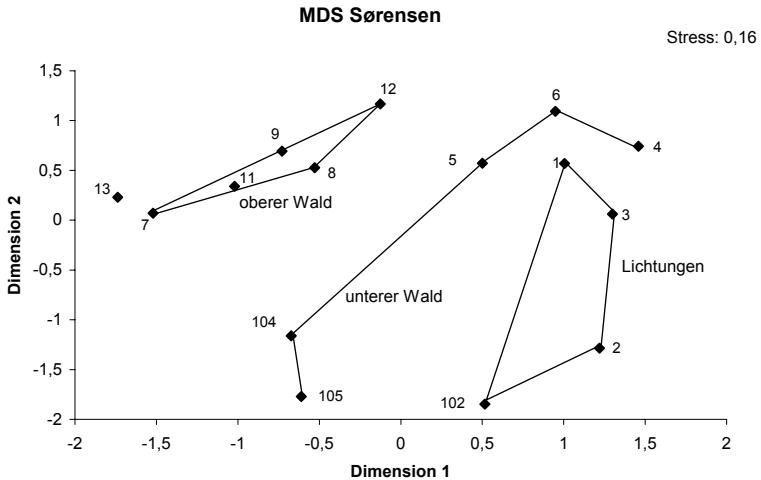


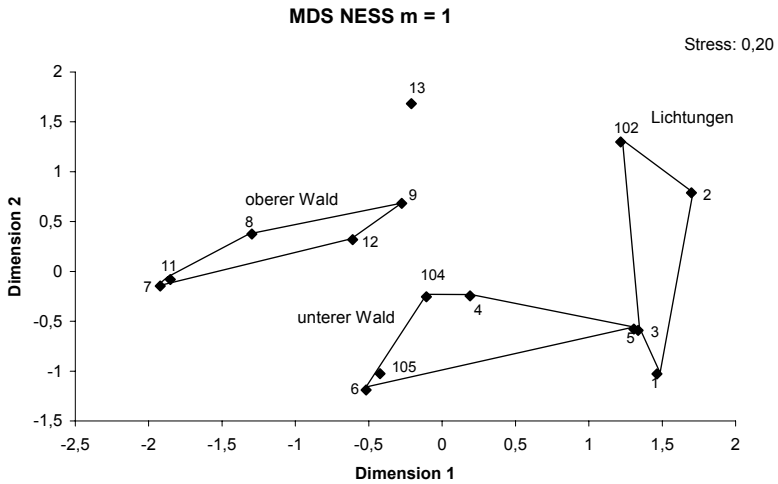
Abb. 4.7: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Geometridenzönosen anhand des Sørensen-Index.

NESS-Index

Auch mit dem NESS-Index (Abb. 4.8 A. und B.) erfolgt eine klare Trennung der Gemeinschaften der Lichtungs- und oberen Waldflächen entlang der ersten Dimension. Für den m -Wert von 1, also bei Betonung der häufigen Arten, trennen sich – mit Ausnahme der Fläche 5 – die Zönosen der unteren Waldflächen deutlich von denen der Lichtungen, sie nehmen gewissermaßen eine Zwischenposition zwischen Lichtungsgemeinschaften und Gemeinschaften des oberen Waldes ein. Für den m -Wert von 37, bei dem das Auftreten seltener Arten deutlicher ins Gewicht fällt, erscheinen die Faltergemeinschaften aller unterer Waldflächen dagegen denen der Lichtungsflächen sehr ähnlich zu sein, sie trennen sich dagegen deutlich von denen des oberen Waldbereichs. Für die

NMDS mit $m=1$ ist der Stresswert von 0,20 sehr hoch, für $m=37$ liegt er mit 0,12 deutlich niedriger.

A.



B.

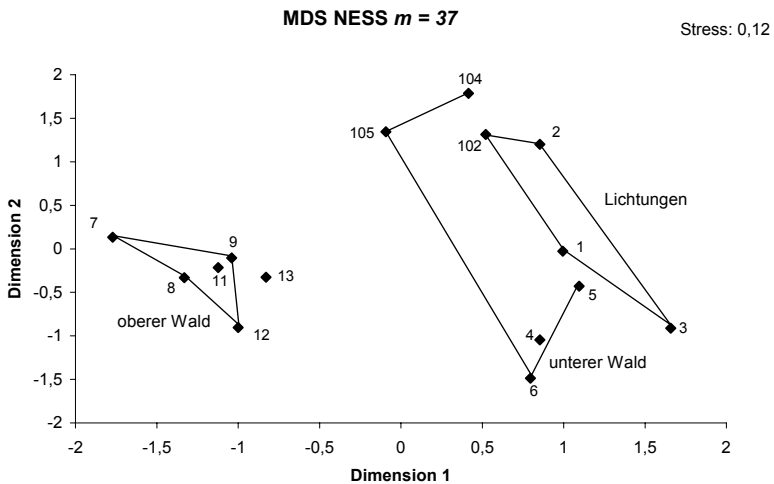


Abb. 4.8: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Geometridenzönosen anhand des NESS-Index für $m=1$ (A.) und $m=37$ (B.).

Eine Analyse der Verteilung der einzelnen gefangenen Geometridentaxa auf die Flächen der drei Gruppen Lichtungs-, untere Wald- und obere Waldflächen spiegelte die in den Ordinationen gefundenen Strukturen wieder. Einbezogen wurden alle 62 Morphospezies, die mit mindestens drei Individuen in den Fängen im Hauptuntersuchungsgebiet vertreten waren. Es zeigt sich (siehe auch Tabelle A3, Anhang), dass die häufigsten 18 Morphospezies – mit mehr als 15 Individuen – auf den Flächen aller Gruppen gefangen wurden. Eine wesentlich stärkere Habitatspezialisierung dagegen zeigte sich bei den 44 mittelhäufigen Morphospezies, die mit 3 bis 15 Individuen in den Fängen des Hauptuntersuchungsgebietes vertreten waren (Abb. 4.9).

Verteilung des Vorkommens der mittelhäufigen Arten auf die Flächengruppen

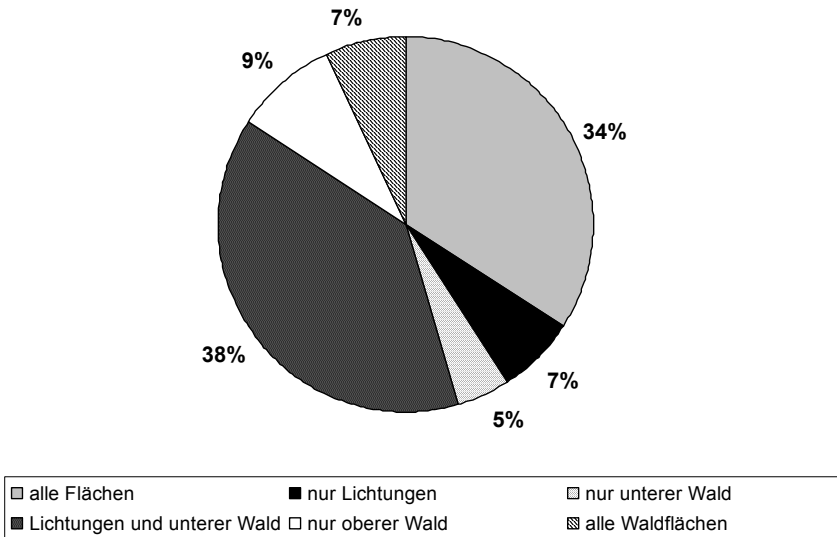


Abb. 4.9: Verteilung des Vorkommens der mittelhäufigen Arten, die mit 3 bis 15 Individuen in den Fängen des Hauptuntersuchungsgebietes vertreten waren, auf die drei Flächengruppen.

Den größten Anteil stellten die 17 Arten, die nur im unteren Bereich der Hauptuntersuchungsgebietes, hier aber sowohl auf Lichtungen als auch im Wald gefangen wurden. Die häufigsten Vertreter waren *Asthenotricha strangulata*, *Eupithecia* aff. *montavoni* (beide Larentiinae, 14 bzw. 15 Individuen), *Rhodophthitus arichannaria*, *Chiasmia fuscataria* und *C. contaminata* (alle Ennominae, jeweils 12 Individuen). Erst an zweiter Stelle folgen die 15 Arten, die auf den Flächen aller drei Typen gefangen wurden.

Vier Arten, nämlich *Collix* sp., *Eupithecia* aff. *dohertyi* (beide Larentiinae, 12 und 3 Individuen) sowie *Darisodes* aff. *oritropha* und *Xylopteryx* aff. *galla* (beide Ennominae, jeweils 3 Individuen) kamen ausschließlich in den Fängen der Flächen des oberen Waldtyps vor. Zwei Arten, *Prasinocyma* sp. 1 (Geometrinae, 5 Individuen) und *Derambila sjostedti* (Desmobathrinae, 3 Individuen) waren auf die Fänge der unteren Waldflächen beschränkt, während drei weitere Arten, *Darisodes* sp. (Ennominae, 13 Individuen), *Eois* sp. 3 und *Eupithecia dohertyi* (beide Larentiinae, 4 Individuen) in den Fängen der unteren wie auch der oberen Waldflächen zu finden waren.

Auf die Fänge der Lichtungsflächen waren drei weitere Arten beschränkt. Dies waren die Ennominen *Chiasmia subcurvaria* (6 Individuen) und *Cleora carcassoni* (5 Individuen) und die Larentiine *Eupithecia* aff. *mendosaria* (4 Individuen).

Insgesamt stellten Vertreter der Larentiinae und Ennominae jeweils 13 mittelhäufige Arten mit Beschränkungen auf einzelne Bereiche bzw. Flächengruppen im Hauptuntersuchungsgebiet, bei den übrigen Unterfamilien, Desmobathrinae, Sterrhinae und Geometrinae, war es jeweils nur eine einzige Art.

4.1.3 Fallenfänge und Turmfänge

Im Folgenden werden die Fangergebnisse am Leuchtturm mit den Fängen in automatischen Lichtfallen verglichen.

Insgesamt wurden im zentralen Untersuchungsgebiet 59 Leuchtturmfänge durchgeführt. Demgegenüber stehen 203 Fallenfänge, bei denen mindestens ein Individuum gefangen wurde. Somit liegt das Verhältnis von Turm- zu Fallenfängen bei etwa 1:3,5.

Unter Berücksichtigung der mit beiden Methoden gefangenen Individuen (siehe Kapitel 4.1.2.1) bedeutet dies, dass im Durchschnitt mit den Fallen nur etwa 3 Falter pro Nacht gefangen wurden. Demgegenüber stehen beim Turmfang ca. 44 Individuen / Nacht. Allerdings wurden die Turmfänge im Gegensatz zu den Fallenfängen im zentralen Untersuchungsgebiet nicht über das ganze Jahr verteilt durchgeführt, sondern sie beschränkten sich auf die Monate Januar, März-Mai und November. Bei den in diesen Monaten durchgeführten 115 Fallenfängen wurden 459 Geometridae gefangen, es ergibt sich im Durchschnitt ein Fangenerfolg von knapp 4 Individuen / Nacht für die Lichtfallen.

Somit lässt sich feststellen, dass die Fänge mit dem Leuchtturm etwa zehnfach höhere Fangquoten ergeben als Fallenfänge mit dem hier verwendeten Fallentyp, obwohl die Turmfänge nur jeweils 3 Stunden dauerten, wohingegen die Lichtfallen die ganze Nacht hindurch leuchteten.

Ein Vergleich der gefangenen Arten (Abb. 4.10) zeigt, dass von den 168 im zentralen Untersuchungsgebiet gefangenen Arten etwa ein Drittel (64 Arten, 38%) mit beiden Methoden gefangen wurden. Dagegen traten über die Hälfte (91 Arten, 54%) aller Arten nur in den Turmfängen des zentralen Untersuchungsgebietes auf. 13 Arten (8%) wurden ausschließlich in den Fallenfängen nachgewiesen, wobei von diesen 13 Arten 10 außerhalb des zentralen Untersuchungsgebietes (siehe Kapitel 4.2) auch am Turm gesammelt wurden.

Vergleich der mit den beiden Fangmethoden gefangenen Arten im Hauptuntersuchungsgebiet (HUG)

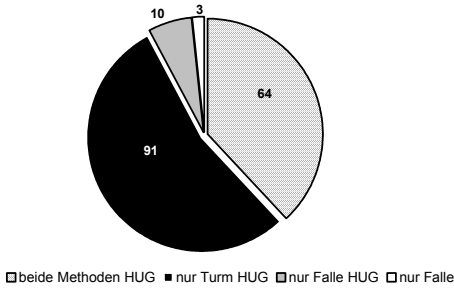


Abb. 4.10: Anzahl an Arten, die sowohl mit Turm- wie auch mit Fallenfang bzw. ausschließlich mit einer der beiden Methoden gefangen wurden. Die ausschließlich mit der Falle gefangenen Geometridae sind nochmals unterteilt in Arten, die außerhalb des zentralen Untersuchungsgebietes auch am Turm gefangen wurden und solche, die im insgesamt untersuchten Gebiet nur in den Fallen gefangen wurden.

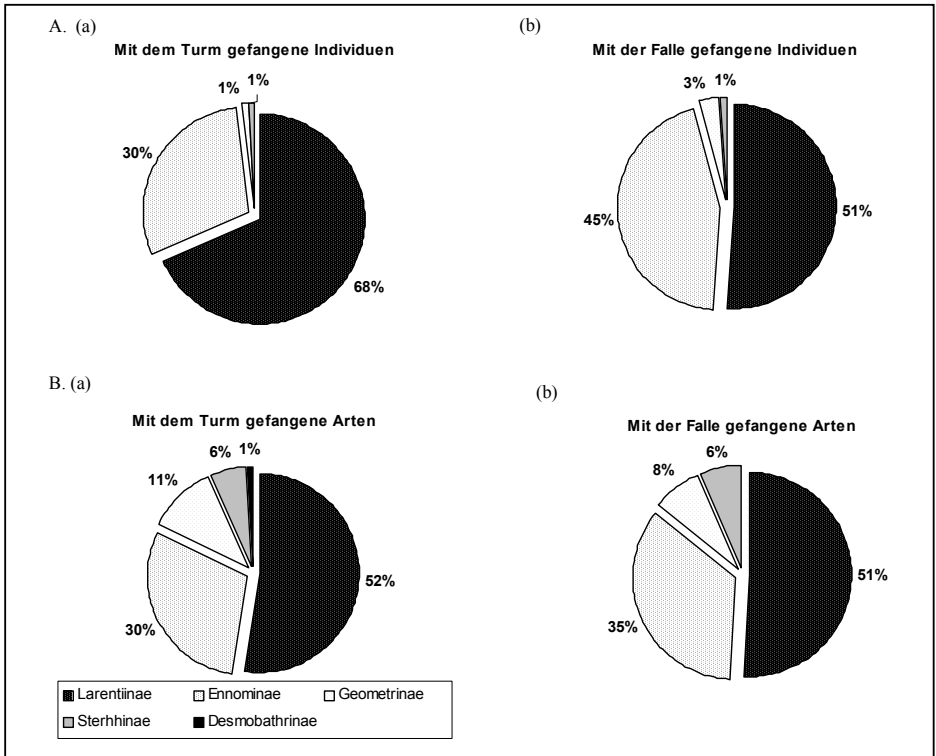


Abb. 4.11: Prozentuale Verteilung der im zentralen Untersuchungsgebiet gefangenen Individuen (A) und Arten (B) auf die Unterfamilien der Geometridae. (a): Turmfänge, (b): Fallenfänge.

Die 3 Arten, die im gesamten Untersuchungsgebiet nur in den automatischen Fallen gefangen wurden, traten auch dort jeweils nur mit einem einzigen Individuum auf. Es handelt sich hierbei entweder um insgesamt sehr seltene oder mit den beiden verwendeten Lichtfangmethoden nur schlecht zu fangende Arten.

Unterfamilien und Abundanzmuster

Die Anteile der verschiedenen Unterfamilien an Arten und Individuen der Fänge unterscheiden sich deutlich zwischen den beiden Methoden.

Die Larentiinae, die am Turm 68% der Individuen stellen (Abb. 4.11 A. (a)), sind auch in den Fallen die individuenreichste Gruppe, allerdings ist der Unterschied zwischen Larentiinen und Ennominen mit 51 zu 45% wesentlich geringer (Abb. 4.11 A. (b)). Geometrinen stellen höhere Anteile in den Fallenfängen (3%) als in den Turmfängen (1%). Die Anteile der Sterrhinae unterscheiden sich kaum, Desmobathrinae wurden in den Fallen nie beobachtet.

Bei den Anteilen der Unterfamilien an den gefangenen Arten stellen die Larentiinen bei beiden Methoden rund die Hälfte der Arten (Abb. 4.11 B.), Ennominen sind in den Fallenfängen etwas stärker vertreten, während die Geometrinen in den Turmfängen etwas größere Anteile stellen.

Die drei dominanten Arten in den Fallenfängen sind wie bei den Turmfängen die Larentiinen *Mimoclystia corticearia* und *Chloroclystis derasata* sowie die Ennomine *Darisodes oritropha*. Allerdings sind die Anteile dieser Arten an den Fallenfängen mit 17%, 14% und 11% (113, 90 und 75 Individuen) deutlich geringer als in den Turmfängen (Siehe Kapitel 4.1.4.2). *C. derasata* ist in den Fallenfängen häufiger als *D. oritropha*. Die vierthäufigste Art in den Fallenfängen ist mit der Ennomine *Rhodophthitus arichannaria* (10% bzw. 63 Individuen) eine Art, die am Turm nur selten gefangen wurde (32. Rang, 0,35% bzw. 9 Individuen).

Insgesamt verläuft die logarithmierte Arten-Abundanzkurve der Fallenfänge (Abb. 4.12) gleichmäßiger als die der Turmfänge, es gibt nur eine sehr leichte Verflachung nach der vierthäufigsten Art.

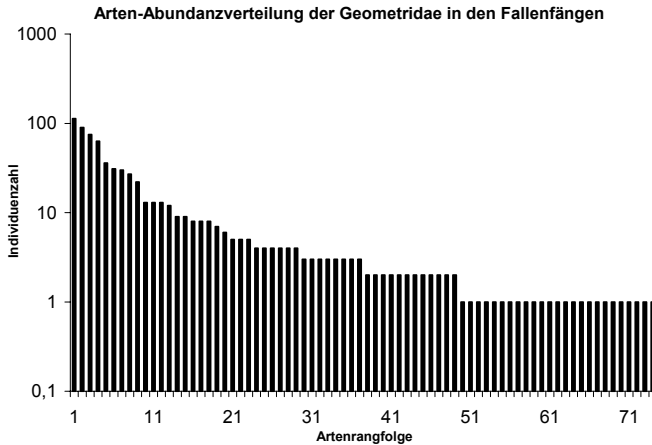


Abb. 4.12: Arten-Abundanzverteilung (logarithmische Auftragung) der mit automatischen Lichtfallen gefangenen Geometridae im zentralen Untersuchungsgebiet. Die 4 häufigsten Arten sind *Mimoclystia corticearia*, *Darisodes oritropha*, *Chloroclystis derasata* und *Rhodophthitus arichannaria*.

Beta-Diversität

Um die Ähnlichkeit der Geometriden-Gemeinschaften zu untersuchen, die mit den beiden Methoden gefangen wurden, wurde mit dem NESS-Index ($m=37$) die Ähnlichkeiten der Fänge der zusammengefassten Lichtungsflächen (Flächen 1, 2, 3), der unteren (Flächen 4 und 5) und der oberen Waldstandorte (Flächen 7-12) sowie dem Gap (Fläche 13) berechnet. Die Fänge mehrerer Flächen wurden hier addiert, um die Stichprobengröße der Fallenfänge zu erhöhen, damit die Ergebnisse besser statistisch abgesichert sind.

Eine zweidimensionale NMDS (Abb. 4.13) erreicht mit einem Stresswert von 0,02 eine sehr gute Aufteilung der Distanzmatrix auf die beiden Dimensionen. Die Fallenfanggemeinschaften werden auf der zweiten Dimension klar von den Turmfanggemeinschaften getrennt, und auch auf der ersten Dimension werden mit Ausnahme der Fangergebnisse auf Fläche 13 die Fallenfänge von den Turmfangflächen getrennt. Die Geometridengemeinschaften der großen Lichtungsflächen und der oberen Waldstandorte, die an den Türmen gefangen

wurden, sind nach dieser NMDS einander ähnlicher als die jeweils mit Turm und Falle gefangenen Gemeinschaften der Lichtungen oder der oberen Waldflächen.

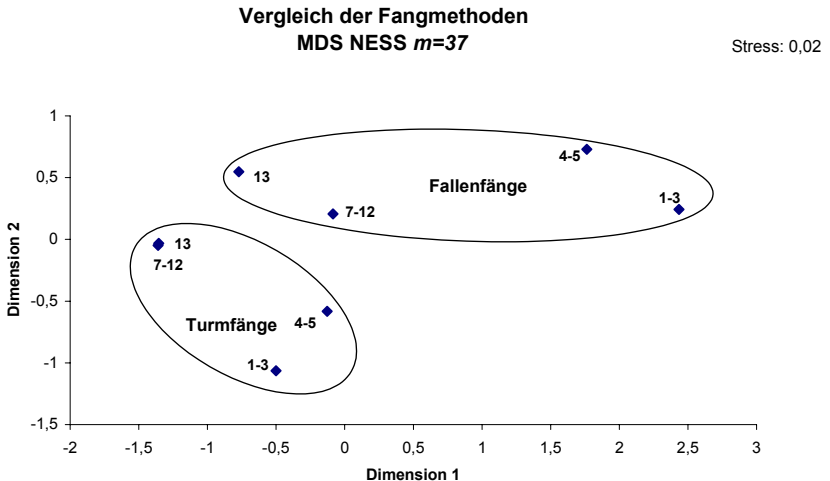


Abb. 4.13: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Geometridenzönosen anhand des NESS-Index für $m=37$, getrennt nach den beiden Fangmethoden.

4.1.4 Floristische Charakterisierung der Vegetation

Nachdem bisher die Lepidopterenzönosen im zentralen Untersuchungsgebiet vergleichend vorgestellt wurden, folgt nun eine Analyse der floristischen und strukturellen Vegetationsaufnahmen. Anschließend werden Korrelationen zwischen den Lebensgemeinschaften der Falter und der Vegetation untersucht.

Im Rahmen der floristischen Aufnahmen wurden insgesamt 98 Taxa von Gefäßpflanzen erfasst (Tabelle A11, Anhang). Da viele Arten nur steril im Gelände gefunden wurden, konnte nicht das gesamte Material sicher auf Artniveau bestimmt werden. Deshalb wurden 14 Arten (14%) als Morphospezies gelistet. Des weiteren konnten *Plectranthus sylvestris* und *Solenostemon sylvaticus* im Gelände nicht immer sicher getrennt werden, weshalb diese beiden Arten für die Datenauswertung zusammengefasst wurden. Die übrigen 83 Taxa (85%) ließen sich bis auf Artniveau bestimmen.

Die Arten verteilen sich insgesamt auf 44 Familien und 62 Gattungen. Fast die Hälfte aller aufgenommenen Taxa (46 Arten aus 14 Familien und 21 Gattungen) gehörten dabei zu den Pteridophyta. Die Familie der Rubiaceae stellte mit insgesamt 10 Arten die artenreichste Familie auf den untersuchten Flächen. Unberücksichtigt bleiben mussten die am Kilimanjaro mit knapp 600 Arten (Pócs 1991) sehr artenreichen Moose, die insbesondere auf den Flächen des oberen Waldes auf allen Stämmen wie auch am Boden dicke Polster bildeten, sowie die Flechten.

4.1.4.1 Alpha-Diversität

Aufgrund der einheitlichen Größe der Aufnahmeflächen können zum Vergleich der Diversität der Flächen direkt die Artenzahlen herangezogen werden (siehe Kapitel 3.3.2.1, Material und Methoden).

Sowohl die Gesamtartenzahlen als auch die Artenzahlen der Pteridophyten und der Rubiaceen (Abb. 4.14) zeigten eine Erhöhung von den großen Lichtungsflächen über die Flächen des unteren Waldes zu den Flächen des höher gelegenen Waldes. Dabei trat bei den Analysen ein paralleler Verlauf dieses Anstiegs für die genannten Gruppen auf.

Innerhalb des unteren Waldes kamen auf den Flächen 4 und 5 deutlich weniger Arten vor als auf den übrigen Flächen dieses Bereichs, die ähnlich hohe Artenzahlen wie Flächen des oberen Waldbereichs zeigten. Innerhalb dieses wiederum war Fläche 7 deutlich artenärmer als die übrigen Flächen.

Die Gesamtartenzahl und die Anzahl an Farngewächsen und Rubiaceen-Arten des Gaps lagen deutlich über denen der großen Lichtungen etwa auf dem Niveau der artenärmeren Waldflächen.

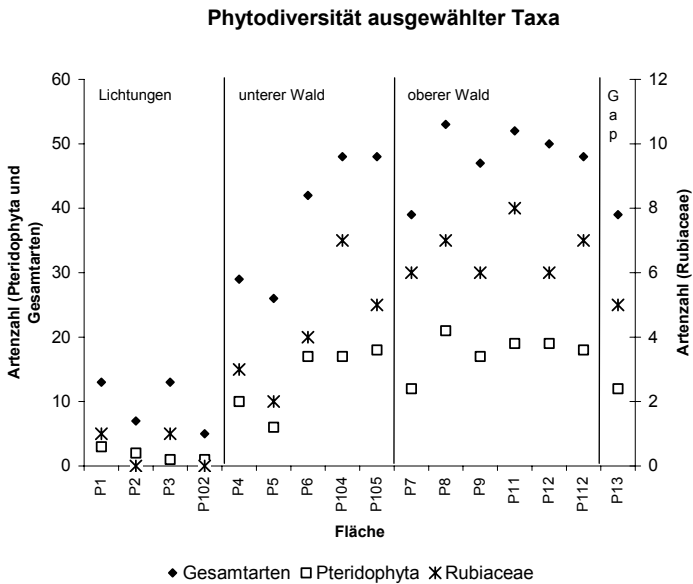


Abb. 4.14: Vergleich der Phytodiversität (Artenzahl höherer Pflanzen auf den Untersuchungsflächen) im zentralen Untersuchungsgebiet. Es sind Werte für unterschiedliche taxonomische Gruppen dargestellt: die Gesamtartenzahl und die Anzahl an Pteridophyten sind auf der linken, die der Rubiaceen auf der rechten Achse aufgetragen. Die Flächen wurden in der Reihenfolge Lichtungsflächen - untere Waldflächen - obere Waldflächen - Baumsturzlichtung (Gap) angeordnet.

Die Diversität einzelner Vegetationsschichten (Abb. 4.15) zeigte für alle untersuchten Schichten einen deutlichen Anstieg von den Lichtungen über die unteren Waldflächen zu den oberen Waldflächen. Allerdings waren auf den Lichtungen ähnlich hohe Artenzahlen in der Strauchschicht zu beobachten wie auf den unteren Waldflächen.

Insgesamt war die Anzahl an Arten in der Baumschicht, die sich aus Bäumen und Lianen zusammensetzte, sehr gering. Auf keiner Fläche wurden mehr als 9 Arten angetroffen. Das Maximum der Diversität lag in der Krautschicht und bei den Epiphyten im Bereich der untersten zwei Meter der Baumstämme, die strenggenommen eine Synusie und keine Schicht bilden.

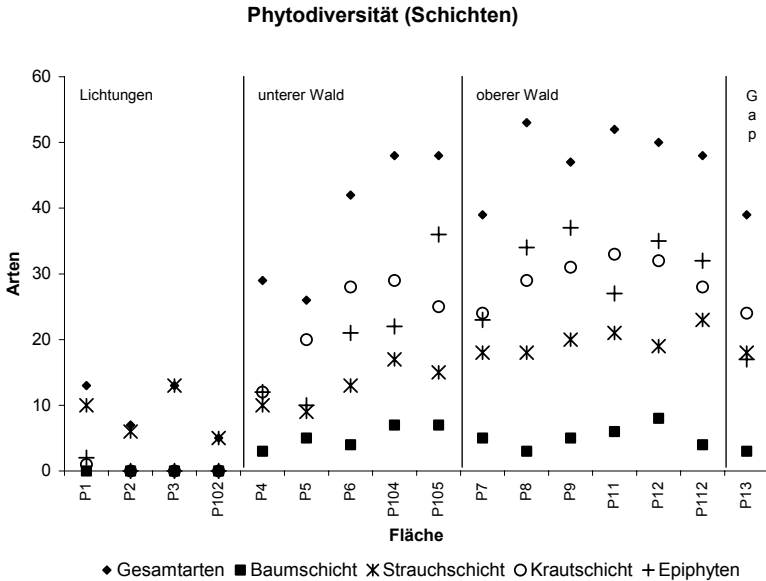
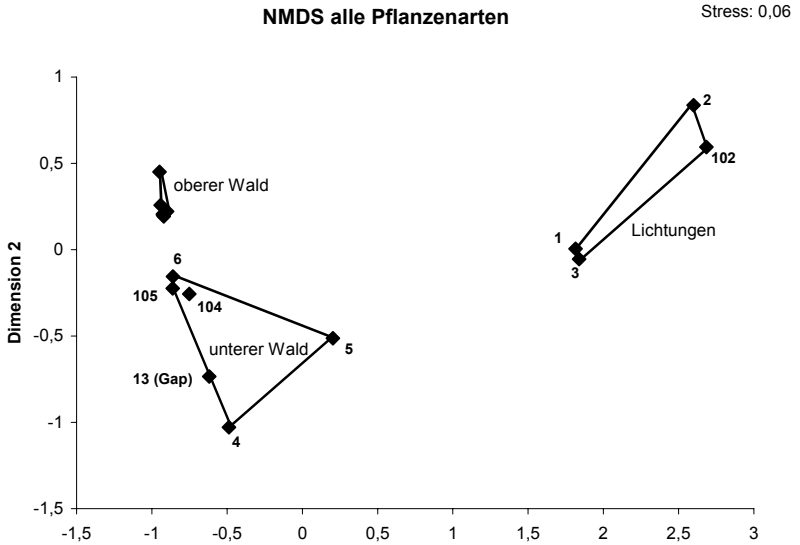


Abb. 4.15: Vergleich der Phytodiversität (Anzahl an Arten höherer Pflanzen, die auf den Flächen gefunden wurden) unterschiedlicher Schichten. Zu Vergleichszwecken wurde auch die Gesamtartenzahl der Flächen (geschlossene Rauten) aufgetragen.

4.1.4.2 Beta-Diversität

Die Beta-Diversität der Vegetation wurde mit dem Sørensen-Index (Sørensen 1948) quantifiziert und die Ergebnisse mit Hilfe einer nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) ordiniert. Insbesondere bei Berechnung der Ähnlichkeit der Flächen mit dem Gesamtartenpool trennte die NMDS die Lichtungen und die einzelnen Waldbereiche sehr gut (Abb. 4.16 A.). Dabei wurde ein Stresswert von 0,06 erzielt, die zweidimensionale Ordination ergab somit eine gute Darstellung der originären Distanzmatrix (Clarke 1993). Die Lichtungsflächen wurden hier auf der ersten Dimension deutlich von den Waldstandorten getrennt.

A.



B.

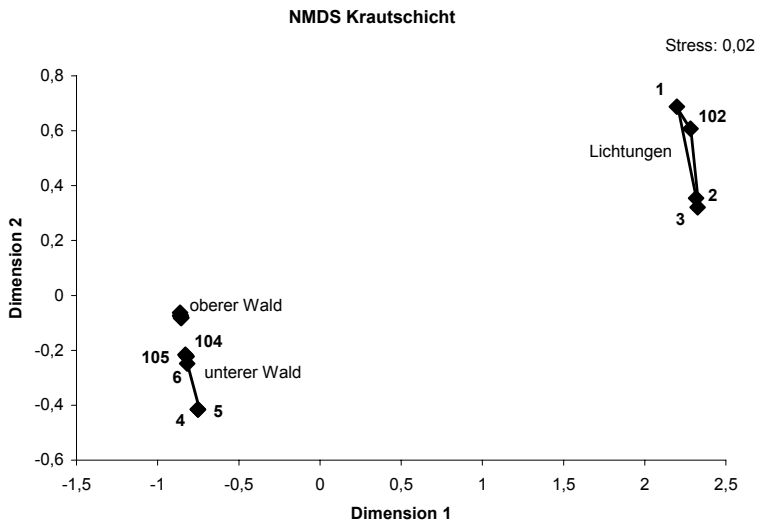


Abb. 4.16: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der Distanzmatrix auf Grundlage des Sørensen-Indexes der Vegetationsaufnahmen (A. alle Pflanzenarten, B. Arten der Krautschicht).

Die Waldstandorte, die im Gelände nah beieinander lagen, trennten sich entlang der zweiten Dimension in artenarme (Flächen 4 und 5) und artenreichere (Flächen 6, 104 und 105) untere Waldflächen und obere Waldflächen. Die Gapfläche wurde zwischen die beiden unteren Waldflächengruppen gestellt. Bei den folgenden Analysen der Krautschicht, der Pteridophyten und der Rubiaceen führte diese Fläche als Ausreißer zu deutlich erhöhten Stresswerten und einer Verzerrung der Ordinationen. Sie wurde deshalb bei den weiteren Analysen ausgeschlossen.

Ähnliche Ergebnisse wie aus der Analyse der vollständigen Artinventare ergaben sich auch aus der Analyse der Krautschicht (4.16 B.). In der NMDS lagen die oberen Waldflächen sehr dicht zusammen. Gleiches galt jeweils für die beiden artenärmeren und die drei artenreicheren unteren Waldstandorte. Die Lichtungsflächen wurden stärker getrennt; die Krautschichten dieser Flächen unterschieden sich somit deutlicher voneinander. Auch der Stresswert dieser Ordination war mit 0,02 sehr niedrig, die zugrunde liegende Distanzmatrix konnte also sehr gut mit den beiden Achsen dargestellt werden.

Die Trennung der Lichtungsflächen von den Waldflächen auf der ersten Dimension war hier noch deutlicher als bei der Berücksichtigung des gesamten Artenspektrums, während sich die Waldflächen deutlich schwächer entlang der zweiten Dimension trennten.

Bei ausschließlicher Berücksichtigung einzelner taxonomischer Einheiten, den Pteridophyten und Rubiaceen (Abb. 4.17 A. und B.), ließen sich die Waldflächen dagegen nicht deutlich in die zuvor beschriebenen Gruppen einteilen. In beiden Fällen mischten sich insbesondere artenreiche tiefer gelegene Waldflächen und Waldflächen des oberen Bereiches. Die Trennung der Lichtungs- von den Waldflächen dagegen war auch bei diesen Ordinationen sehr deutlich. Ein zusätzliches Problem stellte das völlige Fehlen von Rubiaceen auf zwei der vier Lichtungsflächen dar, weshalb diese bei den entsprechenden Berechnungen ausgeschlossen werden mussten.

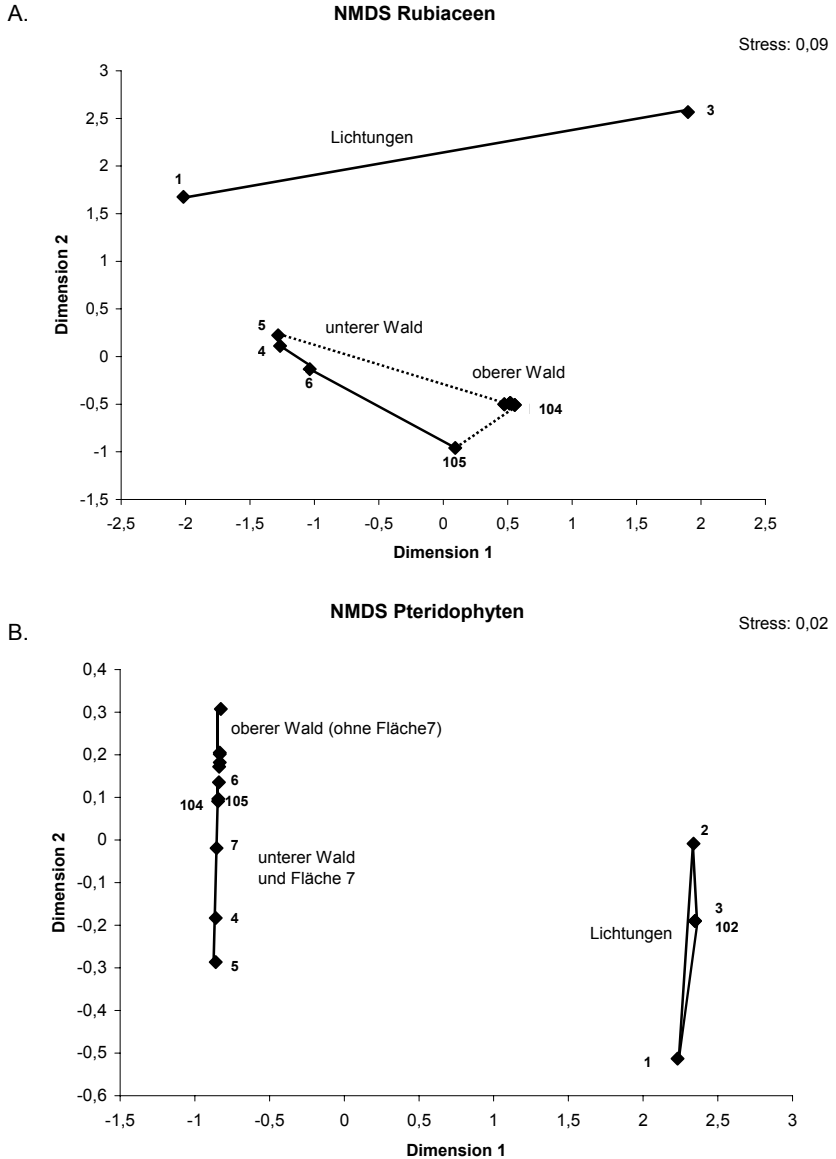


Abb. 4.17: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) des Sørensen-Indexes ausgewählter Artengruppen der Vegetationsaufnahmen (A. Rubiaceen (ohne Fläche 2 und 102), B. Pteridophyten).

Pflanzenarten, die im zentralen Untersuchungsgebiet jeweils ausschließlich auf nur einem Flächentyp gefunden wurden und somit für diese charakteristisch sind, waren auf den Lichtungen der Adlerfarn *Pteridium aquilinum* und *Gouania longispicata* (Rhamnaceae). *Aphloia theiformis* (Flacourtiaceae), *Combretum paniculatum* (Combretaceae), *Peperomia retusa* (Piperaceae), *Pilea usambarensis* (Urticaceae) und *Psychotria fractinervata* (Rubiaceae) waren neben *Macaranga kilimanjarica* typische Pflanzen der unteren Waldflächen. Auf die oberen Waldflächen beschränkt waren zum Beispiel *Asplenium normale* (Aspleniaceae) und *Isoglossa strigulosa* (Acanthaceae).

4.1.5 Physiognomische Charakterisierung der Vegetation

Von den insgesamt 65 untersuchten physiognomischen Merkmalen der Vegetation im zentralen Untersuchungsgebiet waren vier so häufig, dass sie als typische Charakteristika der Vegetation im zentralen Untersuchungsgebiet angesehen werden können. Diese Merkmale waren „Blattform einfach“ und „Blattform laminat“, „Dornen und Stacheln am Stamm nicht vorhanden“ sowie „Blattinklination horizontal“. Diese Merkmale wurden ebenso wie 21 sehr seltene Merkmale aus der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen. Dazu kamen noch 6 Merkmale, die nicht berücksichtigt wurden, um Autokorrelationen im Datensatz zu minimieren, da sie sich mit den übrigen Merkmalen der Merkmalsgruppe immer zu 100% ergänzten. Die insgesamt in die Analyse eingegangenen 34 Merkmale sowie eine Liste der ausgeschlossenen Merkmale stehen im Anhang (Tabelle A16).

Eine NMDS der Distanzmatrix (euklidische Distanz), die sich unter Einbeziehung der 34 ausgewählten Strukturmerkmale ergab (Abb. 4.18), zeigte eine klare Trennung der Lichtungs- von den Waldflächen entlang der ersten Dimension. Dabei lagen die Lichtungsflächen weit voneinander entfernt, sie bildeten somit eine eher heterogene Gruppe in bezug auf die Vegetationsstruktur. Alle Waldflächen lagen dicht beieinander, während die Gapfläche zwischen den Lichtungs- und den Waldflächen lag.

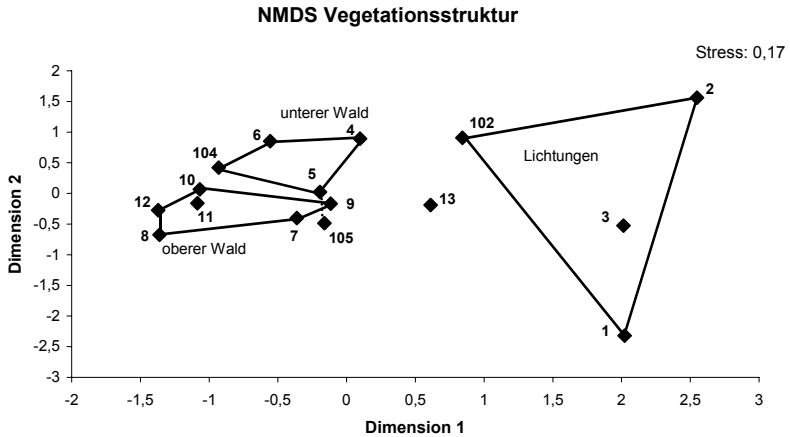


Abb. 4.18: Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung (NMDS) der euklidischen Distanzen der Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet auf Grundlage der Vegetationsstrukturparameter.

4.1.6 Zusammenhang zwischen floristischen und physiognomischen Vegetationsparametern und den Geometridengemeinschaften

Im folgenden wird nun untersucht, wie strukturelle und floristische Parameter der Vegetation mit der Zusammensetzung der Falterzönosen verschiedener Untersuchungsflächen korrelieren. Eine Möglichkeit der direkten Darstellung der Zusammenhänge zwischen Vegetationsparametern und den Lepidopteren-gemeinschaften bietet dabei die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA).

Zur Analyse dieser Zusammenhänge wurden im ersten Schritt in einer CCA alle Variablen (jeweils floristische Variablen bzw. Vegetationsstrukturdaten) zur Berechnung herangezogen. Für das endgültige Resultat wurde in einem zweiten Schritt die Analyse auf die Variablen beschränkt, die die stärksten – positiven wie negativen – Korrelationen mit den ersten zwei Achsen der ersten CCA aufwiesen. Bei Variablen, die untereinander auf den beiden kanonischen Achsen interkorreliert waren, wurde dabei die Variable mit der stärksten Korrelation gewählt. Diese Beschränkung war notwendig, da bei Einbeziehung vieler

unabhängiger Variablen die Aussagekraft der CCA stark zurückgeht, eine Interpretation wird dabei immer spekulativer. Daneben stellen auch stark interkorrelierte Variablen ein Problem dar, da sie die Achsen verzerren können (Glavac 1996).

Abschließend wurde eine CCA mit den Strukturparametern, die sich als besonders stark mit dem Geometriden-Artenturnover korreliert erwiesen hatten, und der Diversität der Gefäßpflanzen als unabhängige Variablen sowie der Verteilung der Geometriden auf den einzelnen Flächen als abhängige Variablen berechnet.

4.1.6.1 Kanonische Korrespondenzanalyse mit floristischen Parametern

Bei der Korrespondenzanalyse mit den floristischen Parametern als unabhängige Variablen (Abb. 4.19) ergab sich im zentralen Untersuchungsgebiet das Problem, dass mit Ausnahme der Variablen „Artenzahl der Lianen“ alle übrigen Parameter stark interkorreliert waren ($p \leq 0,001$; Ausnahme: Korrelation zwischen der „Artenzahl Strauchschicht“ und der „Artenzahl Baumschicht“ ($p = 0,004$)). Die „Artenzahl Rubiaceae“ erschien dabei als besonders geeignete Variable, da sie am deutlichsten mit der ersten Dimension der CCA korrelierte. Daher wurden nur Korrelationen der Diversität der Rubiaceen und der Lianen mit der Zusammensetzung der Geometridenzönosen untersucht.

Entlang der ersten Dimension ordneten sich die Geometridenzönosen der Untersuchungsflächen von rechts nach links in der Reihenfolge Lichtungsflächen, artenarme und artenreichere untere Waldflächen und obere Waldflächen an. Die Veränderungen der Artengemeinschaft der Geometridae korrelierten im zentralen Untersuchungsgebiet mit der Diversitätsänderung der Rubiaceae wie auch aller übrigen, damit interkorrelierten taxonomischen Gruppen und Lebensformgruppen mit Ausnahme der Lianen.

Die erste Achse der CCA erklärte dabei 19% der Varianz der Geometridengemeinschaften (Eigenwert 1. Achse: 0,22, $p < 0,001$). Die zweite Achse hatte einen Eigenwert von nur 0,07, dieser war nicht signifikant höher als der Eigenwert bei einer zufälligen Verteilung der Arten auf die Flächen ($p = 0,20$),

daher konnte die zweite Achse zur Interpretation der Ergebnisse nicht herangezogen werden.

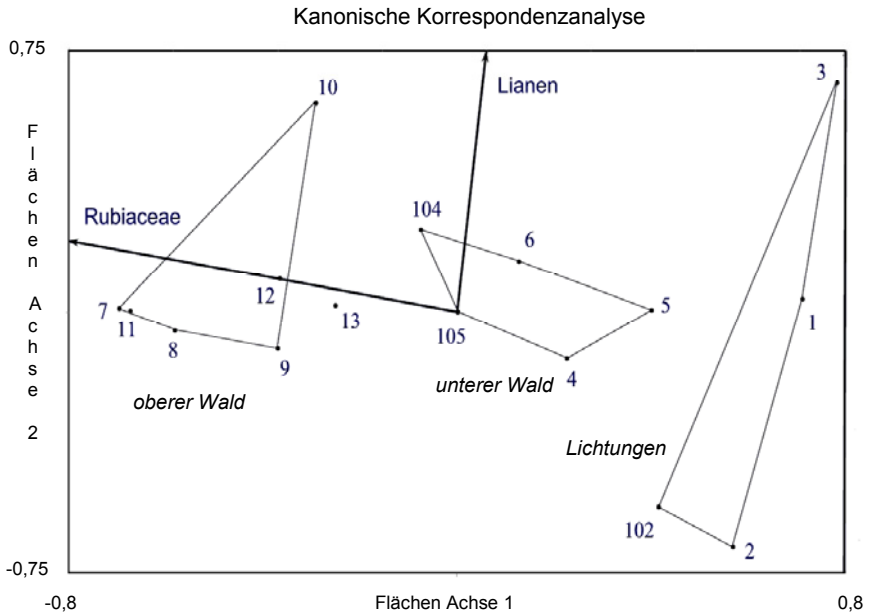


Abb. 4.19: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis des floristischen Artenreichtums (unabhängige Variablen: Artenzahlen / Fläche der Familie Rubiaceae und der Lianen, abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 16 Flächen, 119 Lepidopteren-Arten, Gesamtvarianz im Artenpool: 1,17, siehe auch Tabelle A17, Anhang).

4.1.6.2 Kanonische Korrespondenzanalyse mit Parametern der Vegetationsstruktur

Bei der Analyse der Gesamtvegetationsstruktur (Abb. 4.20) zeigte sich, dass die Variablen der obersten Baumschicht „Kronenform rund“ (2. Achse), „Malakophyllie“ (1. und 2. Achse) und „% maximaler DBH“ (1. Achse) sowie die Variable „deformierte Krone“ (1. und 2. Achse) der Bäume unterhalb des eigentlichen Kronendaches am stärksten mit den kanonischen Achsen korrelierten.

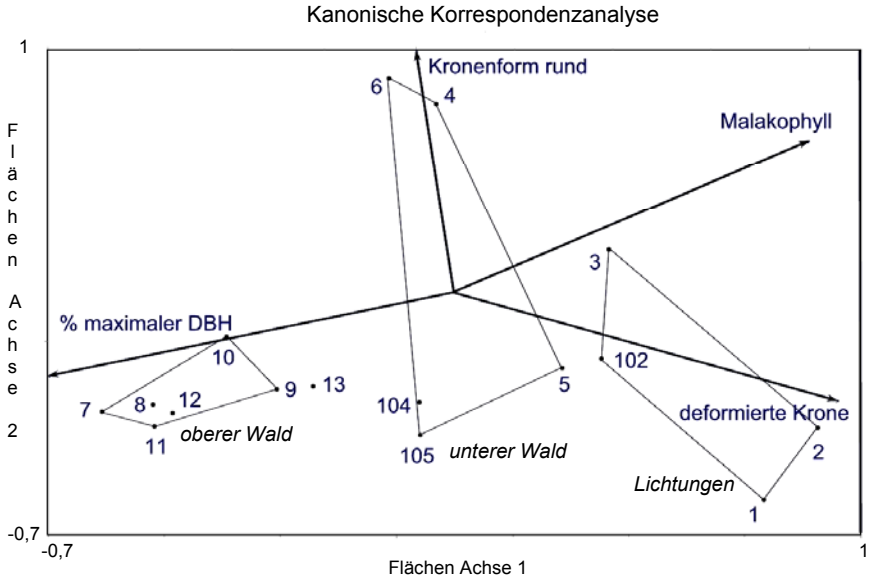


Abb. 4.20: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis der Vegetationsstruktur (unabhängige Variablen: Parameter der Vegetationsstruktur, abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 16 Flächen, 119 Lepidopteren-Arten, Gesamtvarianz im Artenpool: 1,17, siehe auch Tabelle A17, Anhang).

Bei der kanonischen Korrespondenzanalyse auf Grundlage dieser vier Variablen gruppierten sich auf der ersten Achse, die 16% der Varianz erklärte (Eigenwert 0,19, $p=0,03$), die Flächen in die Gruppen Lichtungsflächen, untere Waldflächen und obere Waldflächen. Die zweite Achse erklärte 11% der Varianz (Eigenwert 0,14, $p=0,007$) und trennte insbesondere die Flächen 6 und 4 von den übrigen unteren Waldflächen und die verbuschte Fläche 3 von den übrigen Lichtungen.

4.1.6.3 Kanonische Korrespondenzanalyse mit einer Kombination von floristischen und Vegetationsstruktur-Parametern

Für diese abschließende Analyse wurden einerseits die Gesamtdiversität der Gefäßpflanzen und zum anderen die vier Vegetationsstrukturparameter aus Abb. 4.20 als unabhängige Variablen in die Analyse einbezogen.

Es wurden wieder zwei kanonische Korrespondenzanalysen berechnet; in der ersten wurden bei eng korrelierte Variablen die am deutlichsten mit den Hauptachsen korrelierenden Variablen ermittelt, in der zweiten Analyse (Abb. 4.21) dann nur diese als unabhängige Variablen weiter berücksichtigt.

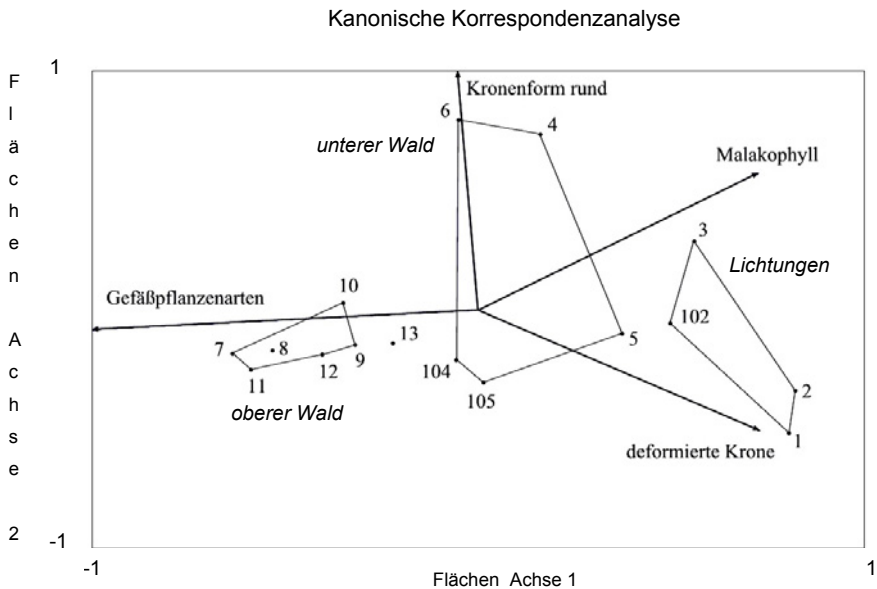


Abb. 4.21: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis von floristischem Artenreichtum und Vegetationsstrukturparametern (unabhängige Variablen: Gefäßpflanzenarten und Parameter der Vegetationsstruktur, abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 16 Flächen, 119 Lepidopteren-Arten, Gesamtvarianz im Artenpool: 1,17, siehe auch Tabelle A 17, Anhang).

Das resultierende Ergebnis ähnelt sehr stark der Anordnung der Flächen unter ausschließlicher Berücksichtigung der Strukturparameter, wobei das Strukturmerkmal „% maximaler DBH“ durch die Gefäßpflanzendiversität ersetzt wird. Dabei erklärt die CCA auf den ersten beiden Achsen 28% (1. Achse: 17%, Eigenwert: 0,20, $p < 0,001$; 2. Achse: 11%, Eigenwert: 0,13, $p = 0,002$) der Gesamtvarianz.

Insgesamt korrelieren die jeweils ersten Achsen der drei hier vorgestellten kanonischen Korrespondenzanalysen, entlang derer sich die Flächen in der Reihenfolge von den oberen und unteren Waldflächen zu den Lichtungsflächen anordnen, untereinander sehr stark ($r > 0,95$, $p < 0,001$). Die ersten Achsen der multidimensionalen Skalierungen der Geometridenzönosen mit Hilfe des NESS-Index für $m=1$ bzw. $m=37$ (Abb. 4.8) zeigten ebenfalls starke Korrelationen ($r > 0,86$, $p < 0,001$) mit den drei ersten kanonischen Hauptachsen, und auch die erste Dimension der Skalierung auf Basis des Sørensen-Index korrelierte hoch signifikant mit den kanonischen Achsen der drei kanonischen Korrespondenzanalysen ($r > 0,74$, $p \leq 0,002$).

4.2 Unterschiedliche Höhen- und Nutzungsstufen im Höhentransekt

Im folgenden Unterkapitel werden die Geometridenzönosen und ihre Beziehungen zur Vegetation auf einer kleineren Maßstabsebene am Südwesthang des Kilimanjaro entlang eines Höhentransektes von 1200 bis 3300 m Meereshöhe auf Flächen unterschiedlich starker menschlicher Nutzung und Beeinflussung dargestellt (siehe Kapitel 3.1). Auf dieser Maßstabsebene liegen die Schwerpunkte auf der Änderung der Artengemeinschaften und Vegetationsstrukturen mit der Höhe und auf ihrer Abhängigkeit vom Grad der menschlichen Beeinflussung.

Das Unterkapitel beginnt mit der Darstellung der Lepidopterengemeinschaften, gefolgt von den Daten zur Vegetation, bevor abschließend die Zusammenhänge zwischen biotischen und abiotischen Umweltparametern und Falterzönosen untersucht werden.

Für die Analysen wurde im wesentlichen zwischen drei Flächentypen unterschieden: die Waldflächen (bei den Korrespondenzanalysen wurde zwischen Wald- und Waldfragmentfläche und kleinen Gaps weiter differenziert) werden den Agroforstflächen einerseits und der Gruppe der Offenlandhabitats andererseits gegenübergestellt. Offenlandflächen sind gekennzeichnet durch eine dichte Bodenvegetation und das Fehlen von Bäumen und setzen sich aus Lichtungs-, Wiesen-, Brache- und Ericaceengebüschflächen zusammen.

4.2.1 Charakterisierung der Lepidopterengemeinschaften

Die hier vorgestellte Charakterisierung der Nachtfaltergemeinschaften beruht auf Analysen aller Turmfänge im Untersuchungsgebiet.

4.2.1.1 Fangergebnisse

Insgesamt wurden mit Hilfe der Leuchttürme 8468 auswertbare Geometridae gefangen. Die gefangenen Falter wurden insgesamt 301 Morphospezies

zugeordnet (Tabelle A2, A3, A4 und A6, Anhang). Die Aufteilung der Individuen und Morphospezies auf die Unterfamilien zeigt Tabelle 4.7. Ein Individuum konnte keiner Unterfamilie zugeordnet werden.

Tabelle 4.7: Aufteilung der im gesamten Untersuchungsgebiet mit dem Turm gefangenen Geometridae auf die Unterfamilien (212 Fänge, maximal drei Fänge parallel).

	Larentiinae	Ennominae	Geometrinae	Sterrhinae	Desmobathrinae
Individuen	4703	2538	495	722	9
Morphospezies	119	112	39	32	2
auf Artniveau bestimmt	43 (36%)	54 (48%)	15 (38%)	15 (47%)	1 (50%)
in die Nähe einer Art gestellt	19 (16%)	9 (8%)	5 (13%)	6 (19%)	-
keiner Gattung zugeordnet	12 (10%)	10 (9%)	3 (8%)	-	-

Die Abbildungen 4.22 A. und B. zeigen die prozentualen Anteile der Unterfamilien am Arten- und Individuenspektrum im Höhentransekt.

Das Spektrum der Morphospezies aller Flächen zeigt, dass der Anteil der Larentiinae mit steigender Höhe stark zunimmt. Die Korrelation ist für Wald- ($r=0,87$, $p<0,001$) und Offenlandflächen ($r=0,92$, $p<0,001$) hochsignifikant, aber auch auf den Agroforstflächen ist die Zunahme der Larentiinae mit der Höhe signifikant ($r=0,90$, $p=0,002$). Larentiinae sind auf allen Standorten oberhalb 2000 m, auf den Agroforststandorten schon oberhalb 1500 m in den Artenspektren auf allen Flächen dominant.

Der Anteil der Ennominae nimmt dagegen über weite Höhenbereiche bei starken Schwankungen insgesamt nur leicht ab. Auf den Lichtungs- bzw. Offenlandflächen ist diese Abnahme deutlich ausgeprägt ($r=-0,87$, $p<0,001$), aber auch auf den Waldflächen statistisch signifikant ($r=-0,70$, $p<0,001$).

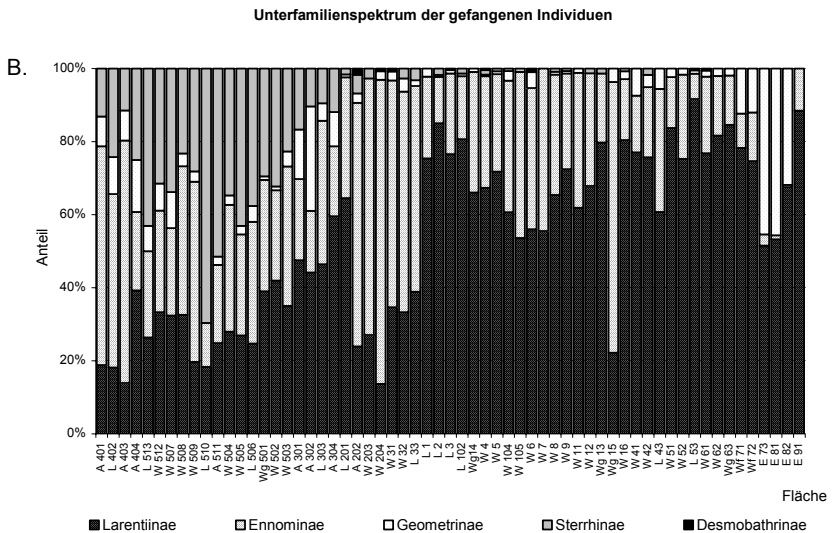
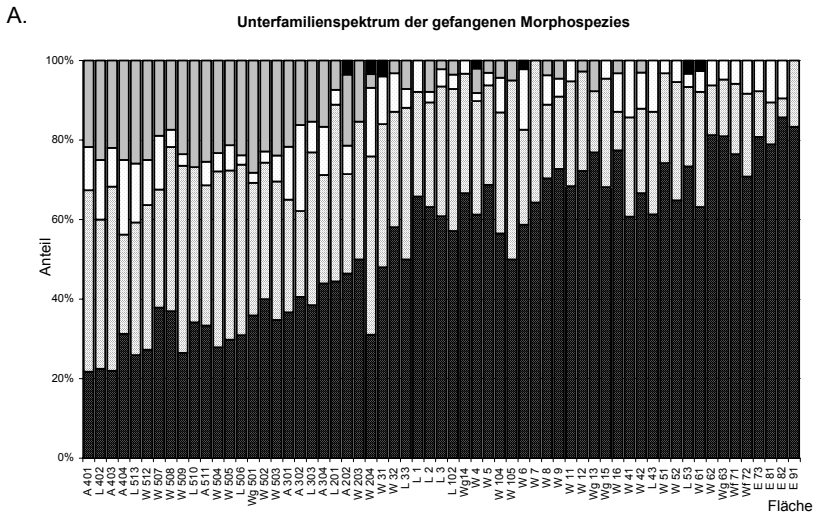


Abb. 4.22: Prozentuale Verteilung der Morphospezies (A.) und Individuen (B.) auf die fünf Unterfamilien. Die Flächen wurden in der Reihenfolge ihrer Höhenlage aufgetragen. Die Kürzel vor den Flächennummern bedeuten A: Agroforst-, L: Offenland-, W: Wald-, WG: Gap, Wf: Waldfragment und E: Ericaceengebüschfläche.

Sterrhinae stellen unterhalb 1500 m einen hohen Anteil von etwa 20% am Artenspektrum, im untersten Bereich sind sie sogar nach den Ennominae die zweit-artenreichste Unterfamilie. Allerdings nimmt ihr Anteil oberhalb 1500 m insbesondere auf den Wald- und Lichtungsflächen stark ab. Sterrhinae zeigen insgesamt auf den Waldflächen ($r=-0,80$, $p<0,001$) und den Lichtungsflächen ($r=-0,85$, $p<0,001$) eine statistisch signifikante Abnahme mit der Höhe.

Der Anteil der Arten der Unterfamilie Geometrinae liegt im gesamten untersuchten Höhenbereich zwischen 0 und 20% und zeigt keine signifikante Korrelation mit der Höhe.

Desmobathrinae treten nur sporadisch in den Fängen auf mittleren Höhen zwischen 1850 und 2900 m auf, ihr maximaler Anteil am Artenspektrum liegt bei 4%.

Die Spektren der Unterfamilien nach Anzahl gefangener Individuen weichen zum Teil erheblich von den Unterfamilienspektren der Artenverteilung ab. Zwar korrelieren hier auch die Anteile der Larentiinae und Sterrhinae auf den Waldflächen (Larentiinae: $r=0,87$, $p<0,001$, Sterrhinae: $r=-0,78$, $p<0,001$) und auf den Lichtungsflächen (Larentiinae: $r=0,59$, $p=0,004$, Sterrhinae: $r=-0,64$, $p=0,001$) signifikant mit der Höhe, bei den Ennominae ist dagegen die Korrelation auf den Lichtungsflächen nicht signifikant ($r=-0,52$, $p=0,13$) und auf den Waldflächen schwächer ausgeprägt ($r=-0,48$, $p=0,006$).

Larentiinae sind die klar dominante Unterfamilie auf den Flächen oberhalb 2000 m, während zwischen 1850 und 1900 m Ennominae die Fänge mit Anteilen von 56 bis 83%, stark dominieren, ebenso ist diese Unterfamilie auf einer der untersuchten Gap-Flächen auf 2320 m mit 74% der gefangenen Individuen dominant.

Sterrhinae haben den stärksten Anteil am Fang auf einer Agrarfläche auf 1450 m mit 51% der gefangenen Individuen. Auf insgesamt sechs Flächen stellen sie die individuenreichste Unterfamilie, wobei auf diesen Flächen mit *Scopula* aff. *cassiaris*, *S. argentidisca* und *S. natalica* jeweils Vertreter der Gattung *Scopula*

die individuenreichste Art stellen. Die Individuenzahlen nehmen mit der Höhe schnell ab, so dass oberhalb von 1650 m die Anteile auf allen Flächen unter 10% liegen. Oberhalb 2600 m im Wald und oberhalb 2300 m auf den Lichtungen wurden keine Sterrhinae gefangen.

Geometrinae zeigen einen sehr geringen Anteil zwischen 0 und 15% der gefangenen Individuen auf allen untersuchten Flächen mit Ausnahme einer Agroforstfläche auf 1650 m (29%) und den Ericaceen-Gebüschräumen, wo zwischen 32 und 46% der gefangenen Individuen Geometrinen sind, wobei hier mit *Comostolopsis simplex* eine einzige Art die Fänge stark dominiert.

Der Anteil der Desmobaethrinae an den gefangenen Individuen liegt für alle Flächen unterhalb 2%.

4.2.1.2 Abundanzmuster, häufige und seltene Arten

Mit 1182 Individuen stellte die Art *Mimoclystia corticearia* (Larentiinae) wie schon im zentralen Untersuchungsgebiet auch insgesamt die mit großem Abstand meisten Individuen. 14% aller am Turm gefangenen Geometridae gehörten zu dieser Art. Die zweithäufigste Art war *Darisodes oritropha* (Ennominae) mit 683 Individuen (8%), es folgten *Chiasmia fuscataria* (Ennominae) mit 509 (6%) sowie *Chloroclystis derasata* (Larentiinae) mit 501 (6%) gefangenen Tieren. Die häufigsten 4 Arten stellten mit 2875 Individuen etwa ein Drittel der gefangenen Individuen.

Abb. 4.23 stellt die logarithmisch skalierte Rangfolge der Arten-Abundanzverteilung im Untersuchungsgebiet dar. Die Arten-Abundanzkurve zeigt anfangs einen sehr steilen Verlauf, nach etwa 10 Arten einen Knick und anschließend einen weniger steilen Abfall. 6 der 10 häufigsten Arten gehören zu den Larentiinae, zwei zu den Ennominae und je eine zu den Geometrinae und den Sterrhinae.

Arten-Abundanzverteilung der Geometridae

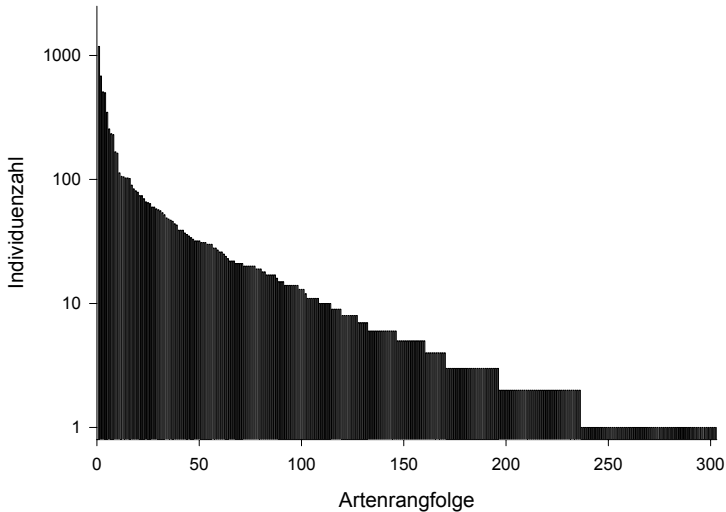


Abb. 4.23: Arten-Abundanzverteilung der Geometridae des gesamten Untersuchungsgebietes.

Die 10 häufigsten Arten sind *Mimoclystia corticearia*, *Darisodes oritropha*, *Chiasmia fuscataria*, *Chloroclystis derasata*, *Ecpetala obtusa*, *Comostolopsis simplex*, *Piercia detracta*, *Xanthorhoe argenteolineata*, *Scopula* aff. *cassiaris* und *Hypomecis* aff. *acculeata*.

Der Berger-Parker-Dominanzindex (Abb. 4.24), der den Anteil der jeweils häufigsten Art am Fang einer Fläche wiedergibt, erreichte die höchsten Werte im Bereich des unteren Waldrandes oberhalb des Ortes Machame. Hier stellte die dominante Art *Chiasmia fuscataria* bis zu 75% der gefangenen Individuen. Die insgesamt geringsten Werte zwischen 6 und 16% wurden auf den Waldflächen der Kifufu-Farm erreicht, niedrige Werte hatten auch die Agrarflächen in Machame und Flächen im Bereich zwischen 2300 und 2600 m Meereshöhe.

Seltene Arten (Singletons und Doubletons) (Abb. 4.25) zeigten eine signifikante Abnahme mit der Höhe sowohl für die Offenlandhabitate (Spearman Rangkorrelationskoeffizient, im folgenden als r_s bezeichnet: $r_s = -0,63$, $p = 0,002$, und

Doubletons: $r_s = -0,44$, $p = 0,04$) als auch auf den Waldflächen (Singletons: $r_s = -0,67$, $p < 0,001$ und Doubletons: $r_s = -0,44$, $p = 0,01$)).

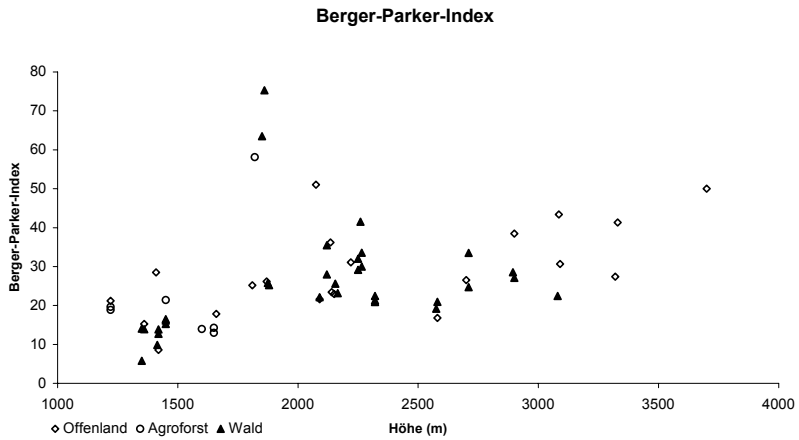


Abb. 4.24: Berger-Parker-Dominanzindex der Wald-, Agroforst- und Offenlandflächen.

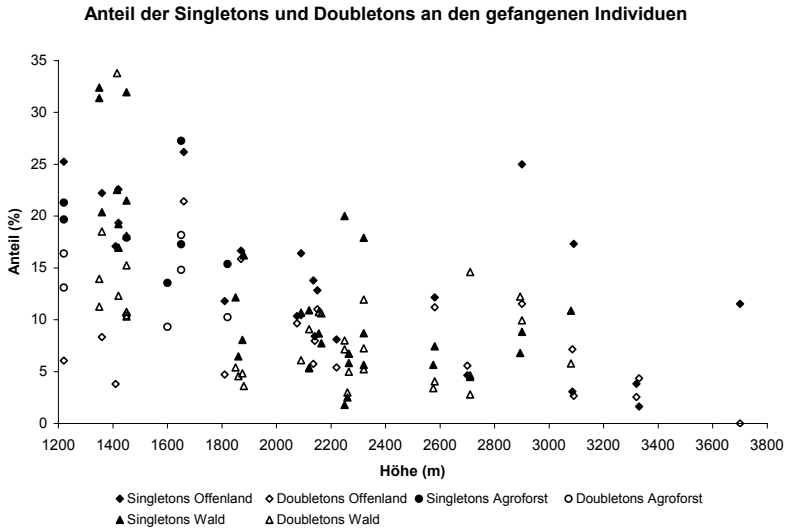


Abb. 4.25: Anteile der Singletons und Doubletons an den gefangenen Individuen, getrennt nach Waldflächen, Agroforstflächen und Offenlandflächen.

Die Anteile sanken von maximal 32% (Singletons) auf Galeriewaldflächen bzw. 34% auf einer Waldfläche der Kifufu-Estate auf Werte unter 5% in den Ericaceen-Gebüschflächen bei 3300 m. Allerdings zeichneten sich einzelne Lichtungsflächen im Bereich der oberen Waldgrenze ebenso wie die oberste untersuchte Fläche durch einen hohen Anteil an Singletons aus. Insgesamt war dabei der Anteil der Singletons hochsignifikant mit der Stichprobengröße der Einzelflächen korreliert ($r_s = -0,74$, $p < 0,001$), die ebenfalls leicht mit der Höhe korreliert war ($r_s = -0,31$, $p = 0,013$).

4.2.1.3 Alpha-Diversität

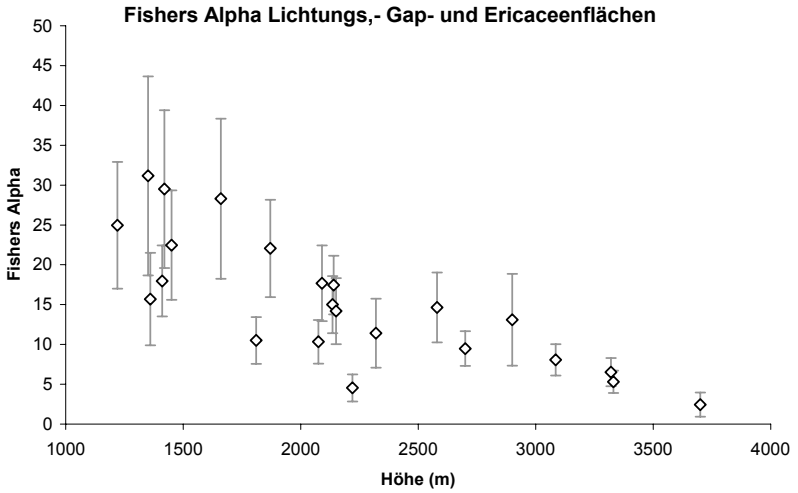
Fishers Alpha

Die Alpha-Diversität der Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet wurde mit Rarefaction-Methoden, Fishers Alpha und dem Extrapolationsverfahren Chao 1 untersucht. Dabei waren die Ergebnisse der drei verwendeten Verfahren untereinander sehr stark korreliert ($p < 0,001$). Aus diesem Grund wird im Folgenden auf die Darstellung der Rarefaction-Ergebnisse verzichtet und nur Fishers Alpha-Werte und die aus den Schätzwerten nach Chao 1 errechneten Erfassungsgrade der Zönosen der Flächen vorgestellt.

In Abb. 4.26 A. sind die Werte für Fishers Alpha von Lichtungs-, Gap- und Ericaceen-Flächen im Höhenverlauf dargestellt. Die Werte für Fishers Alpha korrelierten stark negativ mit der Höhe ($r_s = -0,83$, $p < 0,001$). Die niedrigsten Alpha-Werte wurden auf der höchsten Fläche mit 2,5 erreicht. Für Fläche 13 (Gap) auf 2220 m wurde ein Alpha-Wert von 4,5 errechnet, der damit signifikant unter den Werten der im Transekt benachbarten Lichtungsflächen lag.

Ebenfalls signifikant niedriger als die umgebenden Flächen war die Diversität auf einer kleinen Wiese direkt unterhalb des Waldrandes bei Machame auf 1810 m, der dort bei 10,5 lag. Der höchste gemessene Wert gehörte zu einer Brachefläche der Kifufu-Estate auf 1350 m und lag bei 31,2.

A.



B.

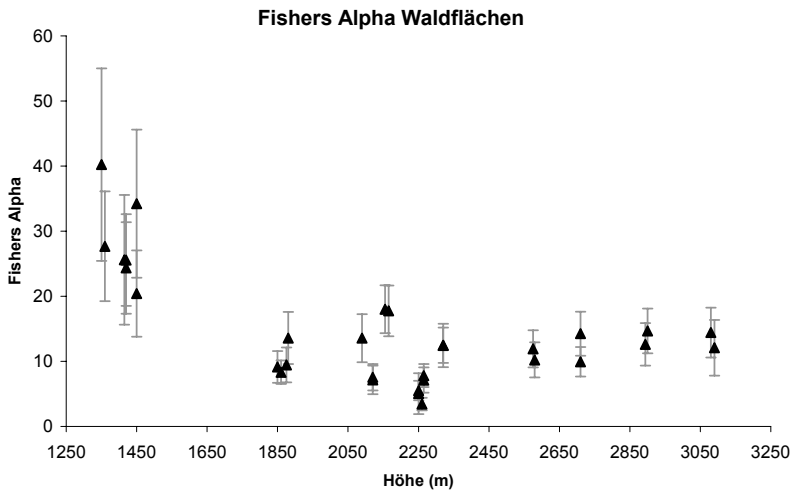


Abb. 4.26: Fishers Alpha der Untersuchungsflächen im Höhentransekt. Die Balken zeigen die 95%-Konfidenzintervalle (A.: Lichtungsflächen, B.: Waldflächen).

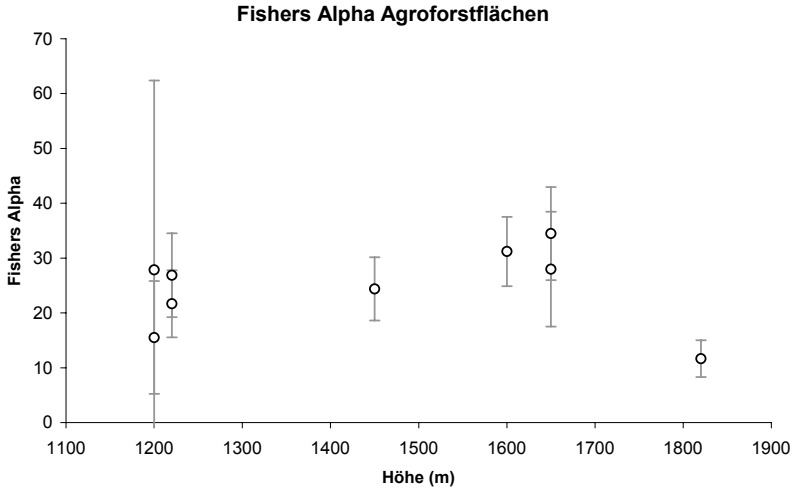
Anders stellte sich der Verlauf der Alpha-Diversität auf den Waldflächen dar (Abb. 4.26 B.). Hier traten die höchsten Werte der gesamten Untersuchung auf den Galeriewaldflächen der Kifufu-Estate auf, wobei maximal ein Wert von 40,2 erreicht wurde. Auf den Flächen der Kifufu-Farm lagen alle gemessenen Werte oberhalb von 20. Im Gegensatz dazu lag die Diversität aller Waldflächen oberhalb der Kifufu-Farm für Fishers Alpha unter 20. Insbesondere durch die starke Diversitätsabnahme vom unteren Waldbereich der Kifufu-Estate zum Bereich der höher gelegenen Waldflächen korrelierte die Diversität insgesamt signifikant mit der Höhe ($r_s=-0,72$, $p<0,001$). Innerhalb der Bereiche war die Korrelation mit der Höhe nicht signifikant.

Im oberen Waldbereich lag sowohl der Minimalwert von 3,4 wie auch der höchste Alpha-Wert von 17,8 auf Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet (siehe Kapitel 4.1.1.3). Dort wurden im naturnahen Wald auf vier der fünf zwischen 2250 und 2265 m Höhe gelegenen Flächen mit Werten zwischen 3,4 und 7,1 die niedrigsten Fishers-Alpha-Werte für Geometridae aller Waldflächen des Untersuchungsgebietes festgestellt. Sie lagen signifikant unter den Werten der sich direkt darunter und darüber anschließenden Flächen. Ansonsten lagen die Werte für Fishers Alpha der Wald- und Waldfragmentflächen im gesamten Bereich oberhalb der Kifufu-Farm sehr konstant zwischen 8,3 und 12,5.

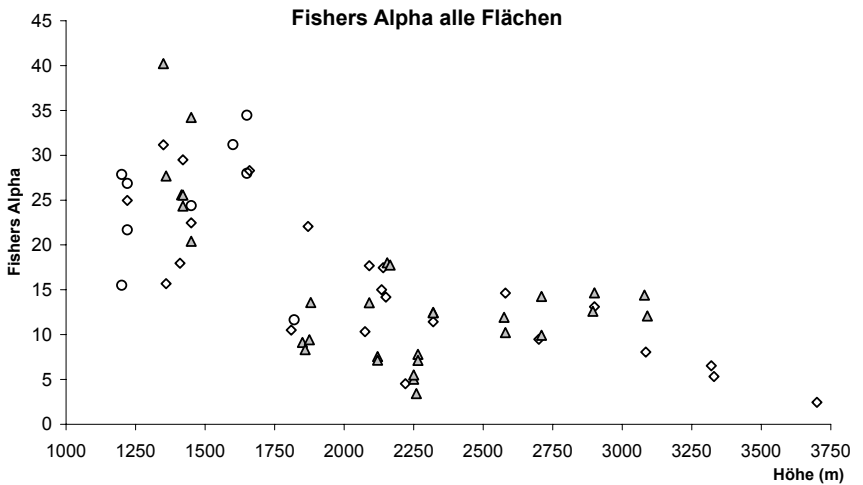
Auf den Agroforstflächen lag die Alpha-Diversität bei Werten zwischen 11,7 und 34,5, wobei hier die höchsten Werte nicht auf der Kifufu-Farm, sondern im Bereich von Machame festgestellt wurden (Abb. 4.27). Der niedrigste Wert wurde am Machame Gate im Übergangsbereich zum Wald gemessen.

Ein Vergleich aller Flächen (Abb. 4.27 B.) zeigte eine signifikante, annähernd lineare negative Korrelation der Flächen mit der Höhe ($r=-0,69$, $p<0,001$).

A.



B.



◇ Fishers Alpha Lichtung ○ Fishers Alpha Agroforst ▲ Fishers Alpha Wald

Abb. 4.27: Alpha-Diversität (Fishers Alpha) der Agroforstflächen (A.) und aller Flächen (B) im Höhen transekt. Die Balken in Abb. 4.27 A. zeigen die 95%-Konfidenzintervalle.

Erfassungsgrad

Ein Vergleich der mittels der Chao 1-Extrapolation berechneten Artenzahl und der Anzahl tatsächlich gefangener Arten auf einer Fläche ermöglicht eine Abschätzung des Erfassungsgrades der untersuchten Geometridengemeinschaften.

Abb. 28 zeigt die Erfassungsgrade der Wald-, Agroforst- sowie der Offenland- und Gap-Flächen. Auf den Agroforstflächen schwankte die geschätzte Erfassung zwischen 33,6 und 77,0% (Mittelwert: 57,8%). Die Werte für die Waldflächen schwankten zwischen 34,5 und 97,6% (67,4%). Auf den Offenland- und Gap-Flächen lagen die Werte zwischen 31,6 und 96,6% (62,3%).

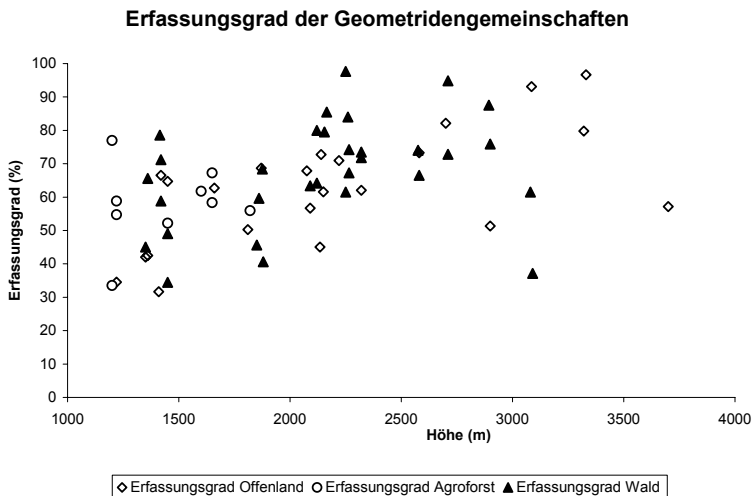


Abb. 4.28: Mit Chao1 geschätzter prozentualer Erfassungsgrad der Fänge auf den untersuchten Flächen.

Der Erfassungsgrad zeigte für die Gesamtheit aller Flächen ($r_s=0,50$, $p<0,001$) sowie für die Lichtungsflächen ($r_s=0,63$, $p=0,001$) eine stark signifikante positive Korrelation mit der Höhe. Auch auf den Waldflächen nahm der Erfassungsgrad mit der Höhe signifikant zu ($r_s=0,36$, $p=0,044$), wobei die höchsten Erfassungsgrade im Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes lagen. Bei den Agroforstflächen

wurde der maximale Erfassungsgrad im Bereich der Makoa-Estate auf den tiefstgelegenen Flächen des Untersuchungsgebietes gemessen.

Insgesamt wurde auf den einzelnen Flächen schätzungsweise die Hälfte bis zwei Drittel der Artengemeinschaft registriert, wobei zwischen den drei Flächengruppen keine signifikanten Unterschiede (ANOVA: $F_{2,60}=1,54$, $p=0,22$) des mittleren Erfassungsgrades festgestellt wurden. Dagegen korrelierte der Erfassungsgrad signifikant positiv mit der Stichprobengröße ($r=0,45$, $p<0,001$), Artengemeinschaften mit hohem Fishers Alpha Wert wurden generell signifikant schlechter erfasst ($r=-0,41$, $p=0,001$).

4.2.1.4 Beta-Diversität

Die Ordination der Nachtfalterzönosen des gesamten Untersuchungsgebietes erfolgte mit drei Verfahren: einer nicht-metrischen zweidimensionalen Skalierung (NMDS) der Distanzmatrix des Sørensen-Index sowie des NESS-Index für $m=7$ und durch eine Korrespondenzanalyse (CA).

Korrespondenzanalyse

Bei der Analyse der Geometridenzönosen mit der Korrespondenzanalyse (Abb. 4.29) ergibt sich eine typische hufeisenförmige Anordnung der Flächen auf den beiden Achsen, wobei die erste Achse, die 12% der Varianz erklärt, hochsignifikant mit der Höhe korreliert ($r=0,94$, $p<0,001$). Die zweite Achse erklärt 10% der Varianz. Insgesamt ordnen sich die Flächen im Hufeisen gruppiert in die einzelnen Untersuchungsbereiche, lediglich bei den Flächen oberhalb der Waldgrenze erfolgt eine deutliche Trennung nach Habitaten in Waldfragment- und Ericaceen-Gebüschflächen. Dabei werden die Flächen der unteren Untersuchungsgebiete sehr nah zusammen gruppiert, während die Flächen, die oberhalb des geschlossenen Waldes liegen, mit Ausnahme der beiden Waldfragmentflächen jeweils einen sehr weiten Abstand zueinander haben. Fläche 201, die einzige Offenlandfläche im Bereich des Machame Gate, wird näher zu den Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes als zu den übrigen Flächen des Machame Gates gestellt.

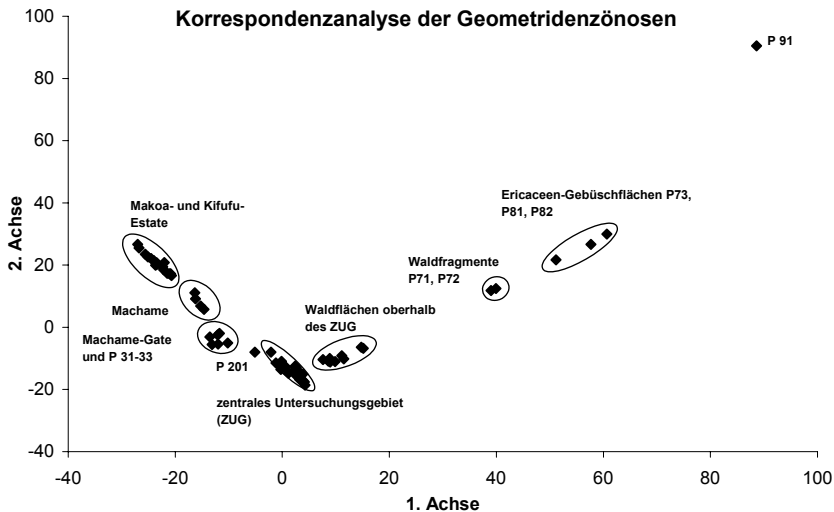


Abb. 4.29: Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen des gesamten Untersuchungsgebietes (Erklärte Varianz: 1. Achse: 12%, 2. Achse: 10%).

Sørensen-Index

Ähnlich der Korrespondenzanalyse werden auch bei der Skalierung der Distanzmatrix auf Grundlage des Sørensen-Index die Flächen weitgehend in der Reihenfolge ihrer Höhenlage hufeisenförmig angeordnet (Abb. 4.30), wobei beide Dimensionen zusammen das Hufeisen „aufspannen“. Hierbei ist nur die erste Dimension signifikant mit der Höhe korreliert ($r=-0,89$, $p<0,001$). Innerhalb des Hufeisens werden Flächen, die dem gleichen Flächentyp angehören (Offenland bzw. Lichtung/Brache/Wiese, Agroforst, Wald, Gap, Waldfragment, Ericaceen-Gebüsch), bei ihrer Lage auf einer ähnlichen Höhenlage im Gelände meist näher zusammen platziert als mit Flächen der anderen Flächentypen. Dies gilt etwa für die Lichtungsflächen 1, 2, 201, 33, 102 und 3, die in der Ordination zwischen den Waldflächen des Waldrandes von Machame (203, 204) und den Waldflächen darüber liegen. Auch die Waldflächen der Kifufu-Estate werden sehr eng zusammen gruppiert, wobei einzelne Lichtungs- (501, 510) und eine Agroforstfläche (511) ebenfalls in dieser Gruppe liegen.

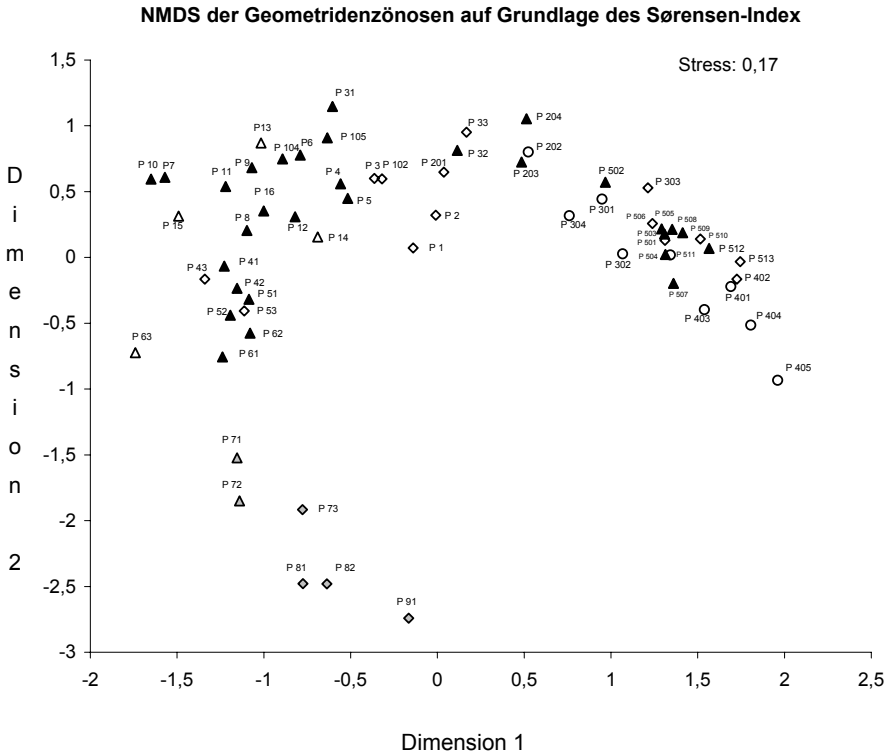


Abb. 4.30: Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung der Geometridenzönosen basierend auf dem Sørensen-Index (geschlossene Dreiecke: Waldflächen; offene Dreiecke: kleinere Baumsturzlichtungen bzw. Gaps; grau hinterlegte Dreiecke: Waldfragmentflächen; offene Karos: Lichtungen, Brachen und Wiesen; grau hinterlegte Karos: Ericaceen-Gebüsch und afroalpine Flächen; offene Kreise: Agroforstflächen).

NESS-Index

Auch bei Skalierung der Distanzmatrix auf Basis des NESS-Index für $m=7$ ordnen sich die Flächen in einem Hufeisen an, das von beiden Dimensionen, die eng mit der Höhe korreliert sind (Dimension 1: $r=-0,59$, $p<0,001$, Dimension 2: $r=-0,84$, $p<0,001$), aufgespannt wird und so weitgehend die Reihenfolge der Höhenlage der Flächen im Transekt widerspiegelt (Abb. 4.31).

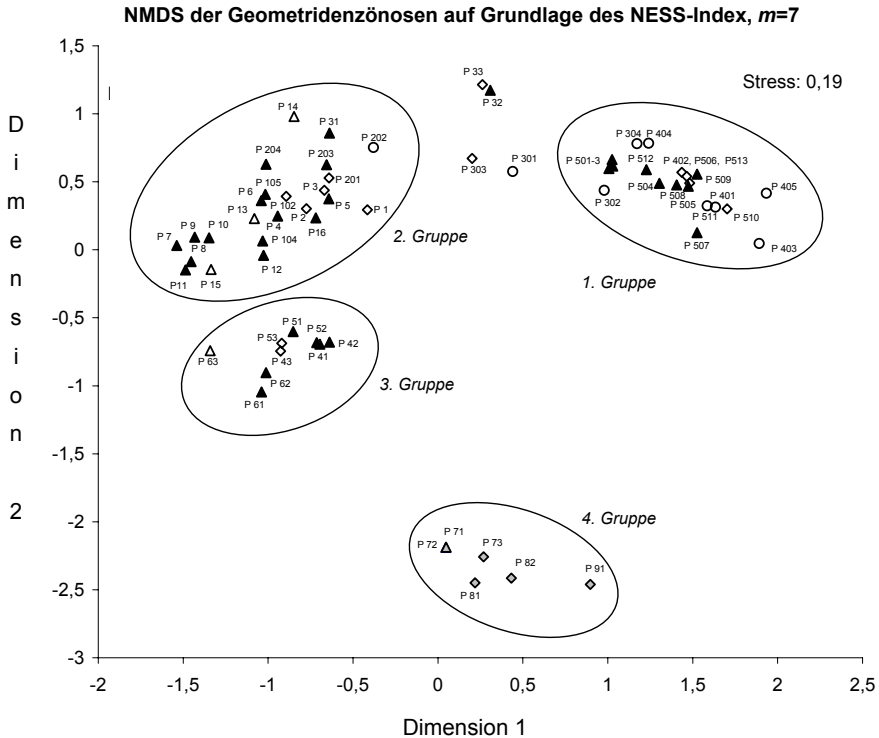


Abb. 4.31: Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung der Geometridenzösonen des Untersuchungsgebietes anhand des NESS-Index ($m=7$) (geschlossene Dreiecke: Waldflächen, offene Dreiecke: kleinere Baumsturzlichtungen bzw. Gaps, grau hinterlegte Dreiecke: Waldfragmentflächen, offene Karos: Lichtungen, Brachen und Wiesen, grau hinterlegte Karos: Ericaceengebüsch und afroalpine Flächen, offene Kreise: Agroforstflächen).

Anders als bei Verwendung des Sørensen-Index werden die Flächen hierbei stärker gruppiert. Dabei umfasst eine erste Gruppe die Flächen der Kifufu- und Makoa-Estates sowie einige Flächen in Machame, die alle in einem Bereich zwischen 1200 und 1650 m Meereshöhe liegen. Eine zweite Gruppe schließt die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes sowie Flächen des unteren Waldrandes oberhalb Machames ein (1800 - 2350 m Höhe).

Eine dritte Gruppe besteht aus den höher gelegenen Wald-, Lichtungs- und Gap-Flächen (2550 – 2900 m Höhe), und die vierte aus Flächen oberhalb der eigentlichen Waldgrenze (> 3000 m Höhe). Diese Gruppe umfasst dabei neben Ericaceen-Gebüschern und der Fläche 91 im afroalpinen Bereich auch die Waldfragmentflächen. Zwischen der ersten und der zweiten Gruppe liegen je zwei Flächen aus Machame (P 301 und 303) und dem Bereich oberhalb 1850 m (P32, P33). Dabei handelt es sich um zwei Offenland-Flächen (P303, P33), eine Waldfläche (P33) und eine Agroforstfläche (P301).

Auch innerhalb aller vier Gruppen liegt eine Korrelation zwischen der Anordnung der Flächen auf der ersten Dimension und ihrer Höhenlage vor (Gruppe 1: $r=-0,63$, $p=0,003$; Gruppe 2: $r=-0,65$, $p=0,001$; Gruppe 3: $r=-0,78$, $p=0,013$, Gruppe 4: $r=0,93$, $p=0,008$).

4.2.1.5 Diversität von Landschaftsausschnitten

Im folgenden Abschnitt wird die Diversität auf höherer Maßstabsebene beschrieben. Die Berechnung der Diversität von Gebieten, auch als Gamma-Diversität bezeichnet, ist dabei der Berechnung der Alpha-Diversität einzelner Untersuchungsflächen ähnlich, wobei hier das gesamte aufgenommene Arteninventar des untersuchten Bereichs in die Berechnung eingeht. Als Maß wurde in dieser Arbeit wie schon bei der Berechnung der Alpha-Diversität der Einzelflächen die Log-Serie und somit Fishers Alpha verwendet. Ist der Wert für Fishers Alpha mehrerer zusammengefasster Flächen deutlich größer als die Alpha-Diversität der Einzelflächen, so deutet dies auf eine hohe Habitatheterogenität mit einer entsprechend hohen Beta-Diversität hin. Ähneln sich dagegen die Werte stark, so ist der Artenpool auf den untersuchten Skalenebenen konstant. Es wird im Folgenden in den unterschiedlichen untersuchten Gebieten am Kilimanjaro schrittweise der Landschaftsausschnitt, der in die Berechnung eingeht, vergrößert.

Makoa-Estate

In diesem Bereich wurden insgesamt 5 Flächen (4 Agroforstflächen und 1 Brachefläche) untersucht. Datengrundlage waren hierbei insgesamt 386

Individuen, die sich auf 87 Morphospezies verteilen. Die Diversität (Fishers Alpha) dieses Bereiches lag mit $35,0 \pm 5,6$ deutlich über der Alpha-Diversität der einzelnen Teilflächen der Makoa-Estate (Mittelwert für Fishers Alpha \pm 95%-Konfidenzintervall: $23,4 \pm 9,8$, Maximalwert: 27,9).

Kifufu-Estate

Die Kifufu-Estate wurde zunächst in drei Bereiche unterteilt: die Galeriewälder und Flächen direkt im Flusstal bei 1350 m (insgesamt 4 Standorte, 337 Individuen, 84 Morphospezies), die 6 Flächen im Hangbereich bei 1420 m (729 Individuen, 87 Arten) und die 3 Flächen auf der Hangkuppe bei etwa 1450 m (295 Individuen, 68 Morphospezies). Die höchste Diversität wurde mit Werten von $35,9 \pm 6,1$ für den Talbereich ermittelt. Für die Kuppenflächen lag der Wert bei $27,7 \pm 5,1$ und für den mittleren Bereich bei $25,8 \pm 3,3$. Die Diversität der gesamten Kifufu-Farm (1375 Individuen, 136 Morphospezies) lag bei $37,5 \pm 3,6$ und war damit kaum höher als im Talbereich alleine. Es ergaben sich auch keine deutlichen Unterschiede zwischen der Alpha-Diversität der einzelnen Flächen (Mittelwert \pm 95%-Konfidenzintervall: $26,1 \pm 13,0$, $n=13$, Maximalwert: 40,2) und der Diversität der zusammengefassten Flächen auf unterschiedlicher Maßstabsebene für die Kifufu-Farm. Auch ein Vergleich der Gesamtdiversität beider untersuchter Farmen unterhalb 1500 m zeigte, dass sich die Werte sehr ähnlich sind.

Machame

Etwas niedriger war die Diversität im Bereich der kleinbäuerlichen Anbausysteme auf 1650 m in Machame (527 Individuen, 87 Arten). Hier lag der Wert bei $29,7 \pm 4,2$ und war somit fast identisch mit der mittleren Alpha-Diversität ($30,5 \pm 5,9$, $n=4$, Maximalwert: 34,5) der einzelnen Machame-Flächen.

Waldrandbereich oberhalb Machames

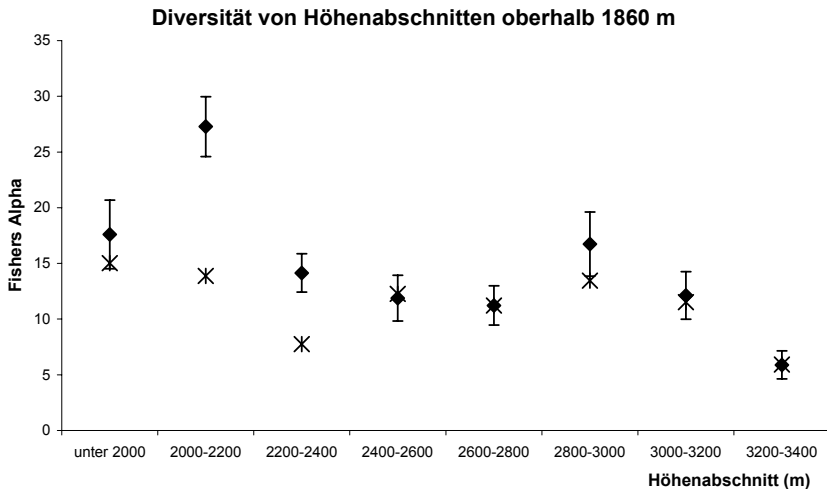
Die Berechnung der Diversität aller Fänge von insgesamt 655 Individuen und 63 Morphospezies auf den vier Flächen im Waldrandbereich (1810 – 1860 m) ergab einerseits mit $17,2 \pm 2,4$ einen deutlich höheren Wert als die Alpha-Diversitäten der Einzelflächen in diesem Bereich (Mittelwert $9,9 \pm 2,9$, Maximum

11,7), andererseits lag sie insgesamt signifikant niedriger als in den bisher vorgestellten, tiefer liegenden Gebieten.

Wald- und Ericaceengebüschflächen oberhalb Machames

Zunächst wurde die Diversität des Gebietes oberhalb Machames in Abschnitten von jeweils 200 Höhenmetern untersucht, wobei alle Falterstichproben aus dem jeweiligen Höhenabschnitt zusammengeführt wurden.

Es zeigte sich (Abb. 4.32), dass die Diversität im unteren Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes zwischen 2000 und 2200 m Höhe mit einem Wert von $27,3 \pm 2,7$ signifikant höher lag als in den übrigen Bereichen.



◆ Gesamtdiversität des Höhenbereichs ✱ Mittelwert der Alpha-Diversität der Einzelflächen

Abb. 4.32: Änderung der Diversität von 200 m-Höhenabschnitten oberhalb 1860 m im Vergleich zur mittleren Alpha-Diversität der Einzelflächen in den selben Höhenabschnitten.

Ein etwas höherer Diversitätswert ($16,7 \pm 2,9$) im Vergleich zu den umgebenden Höhenabschnitten wurde auch zwischen 2800 und 3000 m am oberen Rand des Waldgürtels ermittelt. Für den Bereich oberhalb 3200 m und somit oberhalb der

rezenten Waldgrenze lag der Wert für Fishers Alpha mit $5,9 \pm 1,3$ signifikant niedriger als in allen tiefer liegenden Höhenbereichen.

Insgesamt bestätigen diese Befunde das Ergebnis, das sich bereits aus der Analyse der einzelnen Flächen ergibt (Abb. 4.27). Demnach ist die Geometridendiversität über den gesamten Bergwaldbereich oberhalb 2200 m weitgehend gleich groß. Demgegenüber liegt oberhalb der oberen Waldgrenze ein deutlicher Rückgang und unterhalb des rezenten Bergwaldgürtels bei Machame ein deutlicher Anstieg der Diversität vor.

Im allgemeinen lag der Mittelwert von Fishers Alpha der Einzelflächen innerhalb der 200 m-Höhenbereiche sehr nahe bei dem aus den kumulativen Stichproben berechneten Gesamt-Alpha. Lediglich in 3 Höhenbereichen ergaben sich signifikante Abweichungen, die auf eine hohe Heterogenität der Teilflächen hindeuten. Im Bereich 2200 - 2400 m entsprach das Gesamt-Alpha weitgehend den Werten der darüber liegenden Höhenbereiche, so dass sich für die Flächen von 2200 bis 3000 m ein gleich großer Artenpool ergibt.

Im darunter folgenden Höhenbereich von 2000 bis 2200 m, wo die Diversität des gesamten Bereiches ebenfalls signifikant höher ist als die Alpha-Diversität der Teilflächen, liegen sowohl die großen Lichtungen (Flächen 1, 2, 3 und 102) als auch die unteren Waldflächen (Flächen 4, 5, 6, 104 und 105) des zentralen Untersuchungsgebietes, es ist also eine hohe Habitatheterogenität vorhanden. Im Bereich direkt unterhalb der oberen Waldgrenze zwischen 2800 und 3000 m ist die Habitatheterogenität ebenfalls groß, da sich hier sowohl gebrannte als auch nicht gebrannte Ericaceen-Gebüschräume und Waldflächen mit Baumsturzlichtungen mischen. Auch hier ist die Gesamtdiversität signifikant größer als die mittlere Alpha-Diversität der Teilflächen. Auf allen übrigen Abschnitten zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen der Gesamtdiversität und der mittleren Alpha-Diversität der Einzelflächen.

Für das gesamte Gebiet zwischen 1870 und 3400 m oberhalb Machames ergab sich ein Fishers Alpha-Wert von $34,3 \pm 2,3$. Dieser lag in einer ähnlichen

Größenordnung wie die Diversität im Bereich der Kifufu- und der Makoa-Estate, die beide wesentlich engere Höhenbereiche einschlossen.

Gesamtes Untersuchungsgebiet

Der Wert für Fishers Alpha, der sich beim Addieren aller Turmfänge auf allen untersuchten Flächen (das heißt über einen Höhengradienten von 2500 m) ergab, lag bei $61,5 \pm 3,2$.

Diversität der Zönosen der Habitattypen

Abschließend wurde verglichen, wie sich die Werte für Fishers Alpha aller Waldflächen vom Wert für die Offenlandflächen sowie vom Wert der Agroforstflächen unterscheiden.

Die kumulierten Werte der Waldflächen ($47,9 \pm 3,1$), der großen Offenlandflächen ($51,3 \pm 4,0$) und der Agroforstflächen ($52,9 \pm 5,3$) unterschieden sich nicht signifikant voneinander.

4.2.1.6 Höhenstufen

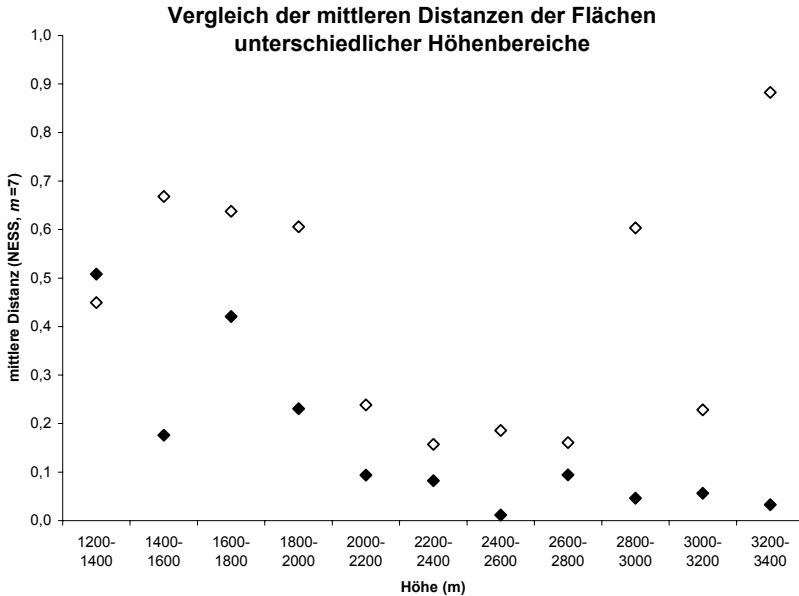
Unter einer Höhenstufe im Verbreitungsmuster der Geometriden wird hier ein Bereich verstanden, innerhalb dessen die Falterzönosen der einzelnen Flächen sich sehr ähnlich sind. Dies äußert sich zum einen direkt über eine geringe mittlere Distanz zwischen den Zönosen der Flächen innerhalb der Höhenstufe, zum anderen sollten innerhalb einer Höhenstufe auch dieselben Arten die Zönose dominieren.

Um zu überprüfen, ob es im Untersuchungsgebiet in diesem Sinne Höhenstufen gibt, wurde die mittlere Distanz (verwendet wurde die Distanzmatrix auf Basis des NESS-Index für $m=7$) jeweils paarweise für alle Flächen innerhalb einzelner 200 m-Höhenbereiche des Höhentransektes berechnet. Darüber hinaus wurde die mittlere paarweise Distanz zwischen allen Zönosen der Flächen eines 200 m-Höhenbereiches und denen des sich darüber anschließenden 200 m-Höhenbereiches berechnet.

Treten Höhenstufen auf, so lassen sich Bereiche festlegen, in denen sowohl die Distanz der Zönosen innerhalb des Höhenbereichs wie auch zum darüber liegenden Höhenbereich sehr niedrig sind.

Es zeigte sich (Abb. 4.33), dass insbesondere im Bereich zwischen 1600 und 1800 m sowie im untersten Bereich des Höhentransektes die mittleren Distanzen innerhalb eines Höhenbereiches sehr hohe Werte zwischen 0,34 und 0,51 annahmen. Dies bedeutet, dass sich die Lepidopterengemeinschaften einzelner Flächen bereits innerhalb dieser Bereiche stark unterschieden. Diese Bereiche hatten gleichzeitig den höchsten Anteil an Agroforstflächen. Innerhalb der übrigen Höhenbereiche waren die mittleren Distanzen der Flächen mit Werten zwischen 0,01 und 0,23 signifikant geringer (t-Wert: 6,86, $p < 0,001$). Es zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der mittleren Distanz der Flächen und dem Anteil an Agroforstflächen innerhalb eines Höhentransektes ($r_s = 0,85$, $p < 0,001$).

Die mittleren Distanzen zwischen den Zönosen zweier übereinander liegender Höhenbereiche waren zwischen 2000 und 3000 m signifikant niedriger (t-Wert: 3,80, $p = 0,004$) als im übrigen Transekt. Hier lagen die mittleren Distanzen sowohl innerhalb der einzelnen Höhenbereiche (Mittelwert \pm 95%-Konfidenzintervall: $0,09 \pm 0,11$) wie auch zu den Flächen des darüber liegenden Bereichs ($0,21 \pm 0,30$) auf sehr niedrigem Niveau, was bedeutet, dass die Lepidopteren-Gemeinschaften der Einzelflächen innerhalb dieser beiden Bereiche sehr ähnlich waren. Dies ist ein erstes starkes Indiz für eine Höhenstufe, in der die Falterzönosen sehr homogene Zusammensetzungen aufweisen und sich zudem klar von den Zönosen tieferer bzw. höherer Lagen absetzen.



mittlere Distanz

- ◆ aller Standorte innerhalb eines Höhenbereichs
- ◇ aller Standorte eines Höhenbereichs von allen Standorten des nächsten Höhenbereiches

Abb. 4.33: Vergleich der mittleren Distanzen der Flächen innerhalb eines 200 m-Höhenbereichs und zu den Flächen des sich darüber anschließenden 200 m-Höhenbereiches.

Ein weiterer Hinweis auf eine homogene Höhenstufe im Bereich zwischen 2000 und 3000 m ergab sich aus der Verteilung der drei Arten mit den höchsten Anteilen an den Fängen auf den Flächen. Es wurden nur die drei häufigsten Arten berücksichtigt, da diese auch bei kleinen Fangzahlen meist klar zu identifizieren waren. Im gesamten Bereich zwischen 2000 und 3000 m war *Mimoclystia corticearia* auf allen Wald- (Kasten in Tabelle 4.6 A.) und Lichtungsflächen (Kasten in Tabelle 4.6 B.) eine der drei dominanten Arten. Insgesamt teilten sich auf den 27 Flächen in diesem Höhenabschnitt nur 9 Arten den Rang der drei häufigsten Arten auf den einzelnen Flächen. Zwischen 1200 und 1900 m waren es dagegen alleine auf 8 Offenlandstandorten 16 Arten.

Tabelle 4.6 A.: Die drei dominanten Arten (bei gleicher Anzahl gefangener Individuen wurden mehrere „dritthäufigste“ Arten aufgenommen, die Flächen sind nach steigender Höhe sortiert, W: Wald, GW: Galeriewald, Wf: Waldfragment) auf jeder Waldfläche.

Die Taxon-Nummern stehen für folgende Arten:

- | | |
|--|--|
| 1: <i>Scopula</i> sp.1 (Sterrhiinae), | 2: <i>Disclisoprocta natalata</i> (Larentiinae), |
| 3: <i>Scopula</i> aff. <i>cassaria</i> (Sterrhiinae), | 4: <i>Omphalucha</i> sp. 7 (Ennominae) |
| 5: <i>Piercia detracta</i> (Larentiinae), | 6: <i>Chiasmia subcurvaria</i> (Ennominae), |
| 7: <i>Scopula argentidisca</i> (Sterrhiinae), | 8: <i>Scopula minuta</i> (Sterrhiinae), |
| 9: <i>Erastria madecassaria</i> (Ennominae), | 10: <i>Idaea</i> sp. 4 (Sterrhiinae) |
| 11: <i>Cleora thyris</i> (Ennominae), | 12: <i>Chiasmia contaminata</i> (Ennominae), |
| 13: <i>Chiasmia fuscataria</i> (Ennominae), | 14: <i>Chloroclystis derasata</i> (Larentiinae), |
| 15: <i>Mimoclystia corticearia</i> (Larentiinae) | 16: <i>Darisodes oritropha</i> (Ennominae), |
| 17: <i>Hypomecis</i> aff. <i>acculeata</i> (Larentiinae) | 18: <i>Ecpetala obtusa</i> (Larentiinae), |
| 19: <i>Xanthorhoe argenteolineata</i> (Larentiinae), | 20: <i>Oreometra vittata</i> (Ennominae), |
| 21: <i>Comostolopsis simplex</i> (Geometrinae), | 22: <i>Eupithecia</i> aff.2 <i>nigrbasis</i> (Larentiinae) |
- (Fortsetzung auf der folgenden Seite)

Somit lässt sich sagen, dass es einen Bereich zwischen 2000 und 3000 m im Höhen transekt gibt, der sich durch eine sehr homogene Geometridenzönose auszeichnet. Das allerdings trotzdem ein langsamer höhenabhängiger Artenwechsel in diesem Bereich stattfand, belegte ein Vergleich der Ähnlichkeiten zwischen verschieden weit auseinander liegenden 200 m-Höhenabschnitten. Es zeigte sich, im Folgenden exemplarisch für die Bereiche von 2000 - 2200 m und von 2200 - 2400 m aufgetragen, dass die mittlere Distanz zu höher gelegenen 200m - Bereichen mit der Höhe zunahm (Tab. 4.7). Dabei entsprach die mittlere Distanz zwischen Flächen im Bereich 2000 - 2200 m und denen im Bereich 2800 - 3000 m etwa der mittleren Distanz der Flächen innerhalb des Höhenbereichs 1200 - 1400 m und 1600 m - 1800 m.

Tabelle 4.7.: Vergleich der mittleren Distanzen (\pm 95% Konfidenzintervall) aller Flächen verschiedener Höhenabschnitte auf Basis des NESS-Index ($m=7$).

Höhenabschnitt	2000-2200	2200-2400	2400-2600	2600-2800	2800-3000
2000-2200	0,09 \pm 0,10	0,24 \pm 0,34	0,30 \pm 0,46	0,33 \pm 0,47	0,47 \pm 0,22
2200-2400	0,24 \pm 0,34	0,08 \pm 0,13	0,15 \pm 0,14	0,31 \pm 0,15	0,46 \pm 0,18

Die vier Gruppen, die sich bei der multidimensionalen Skalierung des NESS-Index für $m=7$ klar gliedern ließen (Abb. 4.31), bildeten sich entlang des Höhengradienten nicht deutlich ab. Die Geometridenzönosen auf Flächen der ersten, unter 1800 m Höhe liegenden Gruppe sind insgesamt sehr heterogen. Die Zönosen aus der zweiten Gruppe von Flächen zwischen 1600 und 2400 m und der dritten Gruppe zwischen 2400 und 3000 m dagegen sind sehr homogen, eine Trennung in zwei Gruppen ist anhand der Ähnlichkeiten der Höhenstufen nicht nachzuvollziehen. Die Zönosen der Flächen der vierten Gruppe oberhalb 3000 m dagegen setzen sich deutlich von denen tiefer liegender Flächen ab, allerdings zeigt insbesondere die Faltergemeinschaft der auf 3700 m gelegenen Fläche 91 eine sehr hohe Distanz zu den Flächen zwischen 3200 und 3400 m.

4.2.1.7 Verbreitungsmuster der häufigsten Arten

Bisher bezogen sich die Analysen weitgehend auf den Vergleich ganzer Zönosen und die Identifikation der dominanten Arten. Hier werden nun die Habitatbindungen der 10 häufigsten Arten anhand ihrer Verbreitungsmuster untersucht. In den folgenden Grafiken (Abb. 4.34) sind die logarithmisch aufgetragenen prozentualen Anteile der einzelnen Arten an den jeweiligen Fängen gegen die Höhe aufgetragen.

Bei zwei Arten, *Scopula aff. cassiaria* (167 Individuen) und *Piercia detracta* (234 Individuen), lag der Verbreitungsschwerpunkt auf den unteren Flächen der Makoa- und Kifufu-Farmen. *S. aff. cassiaria* war dabei besonders häufig in Offenlandhabitaten und den Galeriewäldern der Kifufu-Farm und fiel außerhalb dieser Farm in den Fängen fast völlig aus. *P. detracta* hatte große Anteile an den Fängen auf der Makoa-Estate und die größten Anteile an Fängen in den oberen Wäldern auf der Kifufu-Estate. Diese Art trat insgesamt über einen sehr weiten Höhenbereich verteilt auf – im Wald vereinzelt bis auf 2900 m – und zeigte keine klaren Präferenzen für einen der drei Habitattypen.

Chloroclystis derasata (501 Individuen) trat ebenfalls über einen weiten Höhenbereich auf, wobei der Schwerpunkt im Bereich vom Ort Machame bis zum unteren Waldbereich des zentralen Untersuchungsgebiet zwischen 1600 und 2200 m lag. Die Fänge dieser Art verteilen sich wiederum weitgehend gleichmäßig auf alle drei Habitattypen.

Das Vorkommen von *Chiasmia fuscataria* (509 Individuen) dagegen zeigte einen klaren Schwerpunkt im Bereich des unteren Waldrandes oberhalb von Machame, wo diese Art im direkten Übergangsbereich Wald-Offenland ihre maximale Dominanz erreichte. Oberhalb und unterhalb dieses engen Maximums trat sie dagegen nur vereinzelt auf.

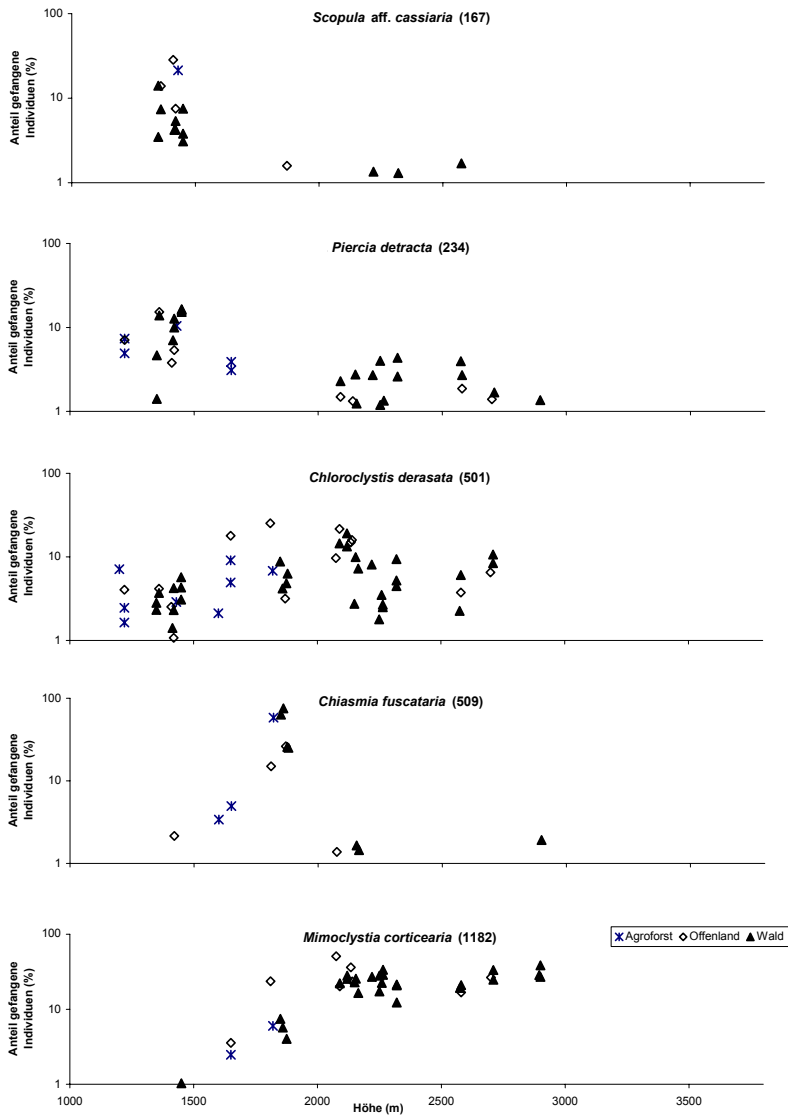


Abb. 4.34: Verbreitungsmuster der häufigsten Falterarten (logarithmisch aufgetragen) im Höhenraster. Die Zahl in Klammern entspricht der Anzahl gefangener Individuen. Reihenfolge der Arten wie im Text.

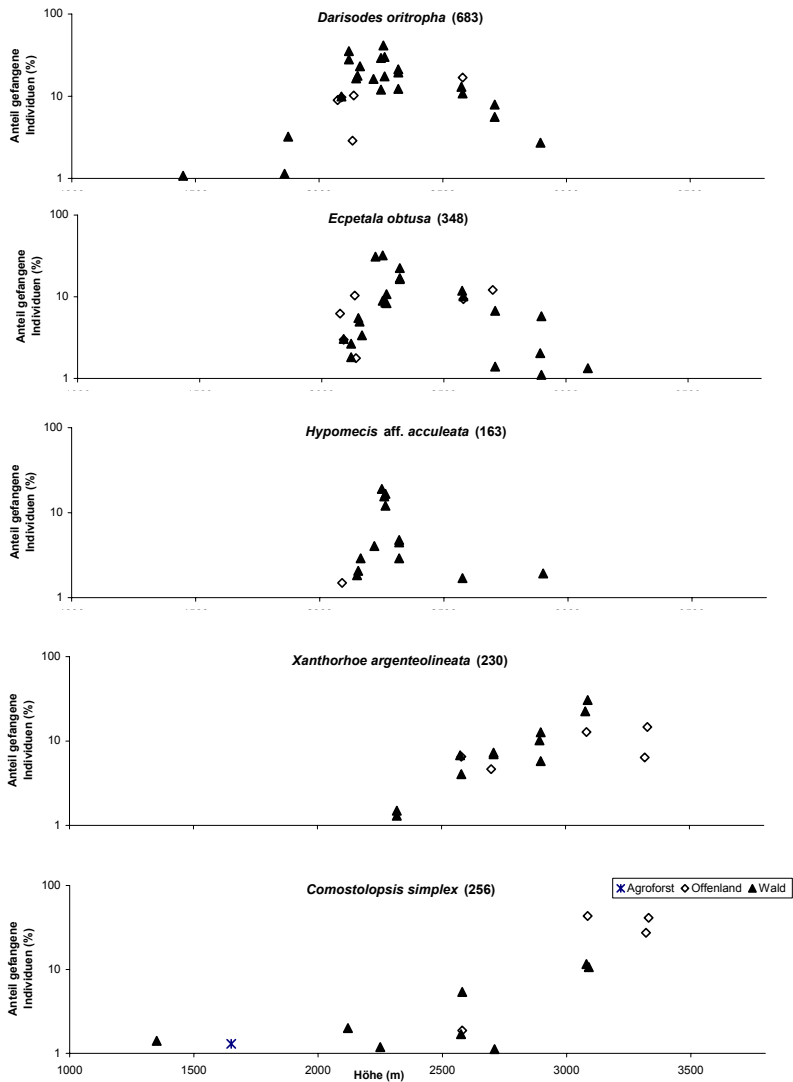


Abb. 4.34 (Fortsetzung): Verbreitungsmuster der häufigsten Falterarten (logarithmisch aufgetragen) im Höhen transekt. Die Zahl in Klammern entspricht der Anzahl gefangener Individuen. Reihenfolge der Arten wie im Text.

Der Verbreitungsschwerpunkt der absolut häufigsten Art, *Mimoclystia corticearia* (1182 Individuen), erstreckte sich dagegen relativ gleichmäßig über den Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes und Wald- und Lichtungsflächen bis 2900 m Höhe, wo die Art aber oberhalb des Waldrandes überhaupt nicht mehr auftrat. Nach unten hin nahm ihre Häufigkeit dagegen gleichmäßiger ab. Sie trat auch auf Agroforstflächen auf, war hier aber nicht dominant.

Darisodes oritropha (683 Individuen) und *Ecpetala obtusa* (348 Individuen) waren in ihrer Verbreitung beide an den Bereich des Bergwaldes gebunden, auch wenn sie innerhalb des Waldes auch auf großen Lichtungen zahlreich auftraten. Dabei lag der Verbreitungsschwerpunkt beider Arten im zentralen Untersuchungsgebiet, der von *D. oritropha* dabei etwas unterhalb des Schwerpunkts von *E. obtusa*. Auffällig war das abrupte Aussetzen von *E. obtusa* unterhalb von 2000 m, die Art fehlte auf den Waldflächen bei 1900 m.

Hypomecis aff. *acculeata* (163 Individuen) stellte die einzige der häufigen Arten dar, die eine klare Präferenz für geschlossene Waldbereiche zeigte und auch innerhalb des Waldgürtels nur vereinzelt auf einer Lichtung gefangen wurde. Die größten Anteile an den Fängen lagen ebenfalls im zentralen Untersuchungsgebiet, und zwar auf den oberen Waldflächen. Auch diese Art wurde unterhalb von 2000 m nicht gefangen, oberhalb von 2320 m war sie sehr selten.

Xanthorhoe argenteolineata (230 Individuen) und *Comostolopsis simplex* (256 Individuen) sind zwei Arten, deren Anteile mit steigender Höhe deutlich zunahmten. Das Vorkommen von *X. argenteolineata* beschränkte sich im Untersuchungsgebiet auf Höhen oberhalb 2000 m, und die höchsten Anteile in den Fängen erreichte diese Art in den Waldfragmentflächen oberhalb 3000 m Höhe. Sie kam aber auch im Ericaceen-Gebüsch zahlreich vor. *C. simplex* dagegen war insgesamt über einen sehr weiten Höhenbereich vertreten, der sich von 1350 m bis auf 3300 m erstreckte. Dabei wurde *C. simplex* häufig auf Waldflächen gefangen, erreichte aber den Schwerpunkt ihrer Verbreitung auf den Ericaceen-Gebüschflächen oberhalb 3000 m. Dabei war diese Art auch tagsüber sehr aktiv, so dass die nachts gefangenen Individuenzahlen den Anteil dieser Art an der Geometridenfauna des Standortes eher noch unterschätzen dürften.

4.2.2 Floristische Charakterisierung des Höhentransektes

Die floristische Zusammensetzung des Höhentransektes soll nun kurz vorgestellt werden, um anschließend Zusammenhänge zwischen der Vegetation und den Lepidopteren zu analysieren sowie zu untersuchen, ob die Phytozönosen und die Lepidopterenzönosen ähnliche Verteilungsmuster zeigen.

Im Untersuchungsgebiet wurden auf 51 Flächen insgesamt 451 Gefäßpflanzentaxa aus 309 Gattungen und 116 Familien erfasst. 7 Taxa (2%) konnten dabei keiner Familie zugeordnet werden, 21 weitere Taxa (5%) wurden keiner Art zugeordnet. Die taxonomischen Gruppen mit mehr als 10 Arten waren Asteraceae (39 Arten, 9%), Poaceae (33 Arten, 7%), Rubiaceae (24 Arten, 5%), Euphorbiaceae (22 Arten, 5%) Leguminosae (20 Arten, 4%), Aspleniaceae (16 Arten, 4%), Cyperaceae (15 Arten, 3%), Lamiaceae (14 Arten, 3%) sowie Acanthaceae (12 Arten, 3%).

Es wurde hier die Ordnung Leguminosae bzw. Fabales verwendet, da bei vielen floristischen Arbeiten aus den Tropen wie auch bei vielen Falter-Futterpflanzenangaben nicht zwischen Mimosaceae, Caesalpinaceae und Fabaceae unterschieden wird und somit eine zusammenfassende Betrachtung der drei Familien eine bessere Vergleichbarkeit und Interpretation der Ergebnisse erlaubt.

4.2.2.1 Alpha-Diversität

Gesamtphytodiversität

Insgesamt wurden auf den untersuchten Flächen zwischen 5 und 53 Gefäßpflanzenarten aufgenommen (Mittelwert: 34 ± 24 Arten). Die insgesamt niedrigsten Werte wurden auf Agroforst- und Offenlandflächen festgestellt, die höchsten auf Waldflächen (Abb. 4.35 A.). Dabei lag auch die mittlere Artenzahl der Lichtungsflächen signifikant unter der der Waldflächen ($t=-5,3$, $p<0,001$). Insgesamt zeigte sich weder für die Phytodiversität aller Flächen ($r=-0,31$, $p=0,13$), noch bei einzelner Betrachtung der Waldflächen ($r=-0,07$, $p=0,68$) oder der Offenlandflächen ($r=-0,32$, $p=0,29$) ein Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum der Flächen und ihrer Meereshöhe.

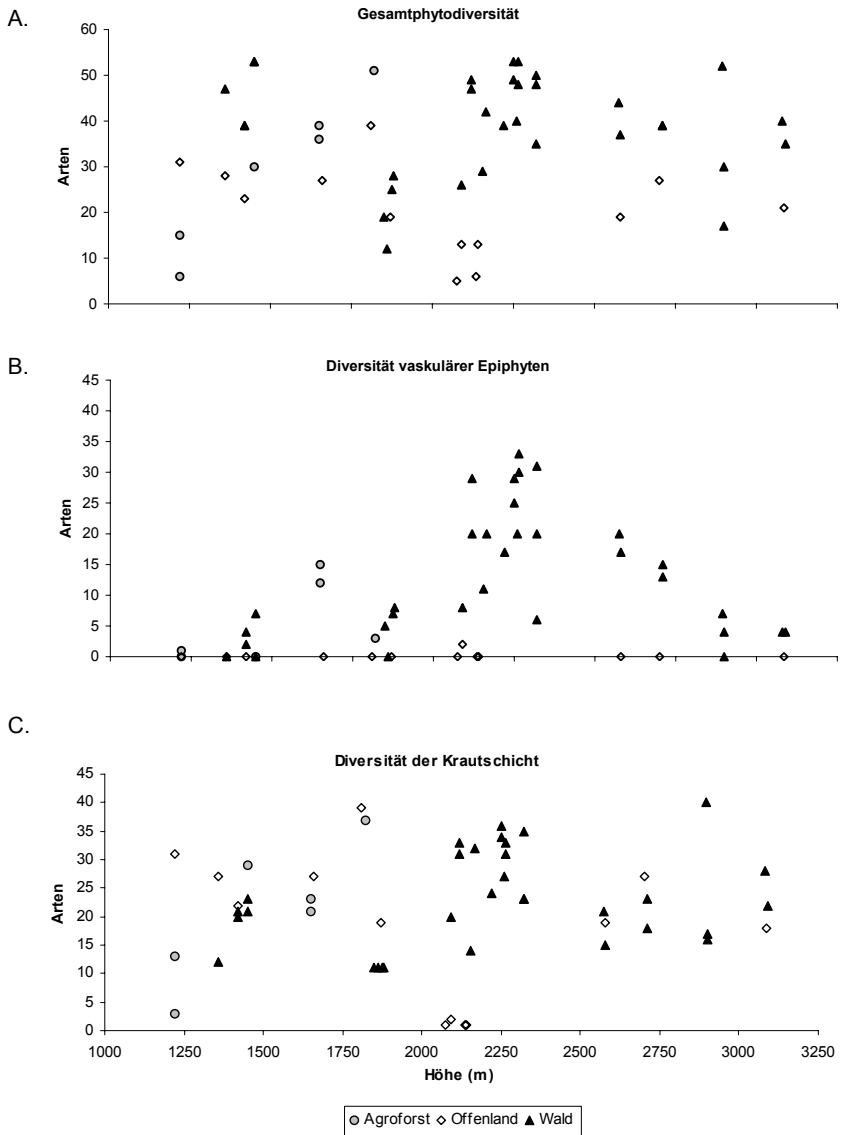


Abb. 4.35: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität aller Gefäßpflanzenarten, B.: Diversität der vaskulären Epiphyten, C.: Diversität der Krautschicht.

Auf den sechs untersuchten Agroforstflächen stieg die Artenzahl pro Fläche mit steigender Meereshöhe signifikant an ($r=0,98$, $p=0,001$). Im folgenden wird nun die Alpha-Diversität ausgewählter – taxonomischer und physiognomischer – Gruppen einzeln betrachtet.

Epiphytendiversität

Die Diversität der vaskulären Epiphyten (Abb. 4.35 B.) zeigte im untersuchten Transekt ein deutliches Diversitätsmaximum auf den Waldflächen des zentralen Untersuchungsgebietes in Höhenlagen zwischen 2120 und 2320 m mit Werten von bis zu 33 Arten / Fläche. Der niedrigste Wert von 6 Arten / Fläche in dieser Höhenlage trat auf einer kleinen Baumsturzlichtung auf. Auf den Waldflächen im unteren Hangbereich zwischen 1360 und 1450 m Meereshöhe und kurz oberhalb der Waldgrenze im Forest Reserve bei 1850 bis 1900 m Höhe lagen die Artenzahlen mit Werten zwischen 0 und 11 deutlich niedriger als auf den sich darüber anschließenden Flächen. Ab einer Höhe von 2320 m fiel die Epiphytendiversität wieder stark ab.

Auf den Lichtungs- und Bracheflächen und den intensiv genutzten Agroforstflächen im unteren Hangbereich traten meistens keine Epiphyten auf; im Gegensatz dazu waren die kleinbäuerlichen Agroforstflächen im Höhenbereich von 1650 m mit 12 bzw. 15 Arten pro Fläche recht artenreich.

Insgesamt ließ sich die Verteilung der Epiphyten auf den Standorten mit geeigneten Trägerbäumen, den Wald- und Agroforstflächen, gut mit einer quadratischen Gleichung beschreiben ($y=-2 \cdot 10^{-5} x^2 + 0,1007x - 95,365$, Bestimmtheitsmaß: $R^2=0,5$).

Mit Werten zwischen 1 und 39 Arten pro Fläche schwankte die Diversität der Krautschicht insbesondere auf den Lichtungs- und Bracheflächen sehr stark (Abb. 4.35 C.). Der höchste Wert wurde dabei auf einer Wiese in Machame auf 1600 m gemessen, die niedrigsten auf den großen Lichtungen im zentralen Untersuchungsgebiet bei 2150 m. Die Werte des Artenreichtums auf den

Waldflächen schwankten zwischen 11 und 40 Arten pro Fläche und auf den Agroforstflächen zwischen 3 und 37 Arten pro Fläche. Zwischen den drei Flächengruppen ließ sich dabei kein signifikanter Unterschied bezüglich der mittleren Artenzahl / Fläche feststellen (ANOVA: $F_{2,48}=1,16$; $p=0,32$).

Die Artenzahl pro Fläche korrelierte nur auf den Agroforstflächen signifikant mit der Höhe ($r=0,83$, $p=0,04$). Für die übrigen beiden Nutzungseinheiten und die Gesamtheit der Flächen zeigte sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Diversität der Krautschicht und der Höhe.

Diversität der Strauchschicht und der Baumschicht

Die Diversität der Strauch- (StS) und Baumschicht (BS) zeigte ein ähnliches Muster, auch wenn die Strauchschicht jeweils etwa doppelt so viele Arten beinhaltete wie die Baumschicht. Die Artenzahl der Sträucher schwankte auf den Waldflächen zwischen Werten von 5 und 41 Arten / Fläche (Abb. 4.36 A.). Die Artenzahlen waren auf den Waldflächen insgesamt signifikant höher als auf den Offenlandflächen (ANOVA: $F_{2,48}= 18,27$, $p<0,001$, Scheffé-Test: $p<0,001$).

Bei den Baumschichten schwankte die Artenzahl auf den Waldflächen zwischen 3 und 19 Arten / Fläche (Abb. 4.36 B.), auf den Agroforstflächen dagegen wuchsen nur zwischen 0 (nur junge Bäume in der Strauchschicht) und 3 Arten / Fläche. Auf Gapflächen wuchsen im Randbereich bis zu 3 kleinere Bäume.

Auf den Waldflächen nahm die Diversität der Baumarten mit steigender Höhe ab. Dies ließ sich annähernd mit einer logarithmischen Gleichung beschreiben ($y = -8,8664\ln(x) + 74,453$, Bestimmtheitsmaß: $R^2 = 0,35$).

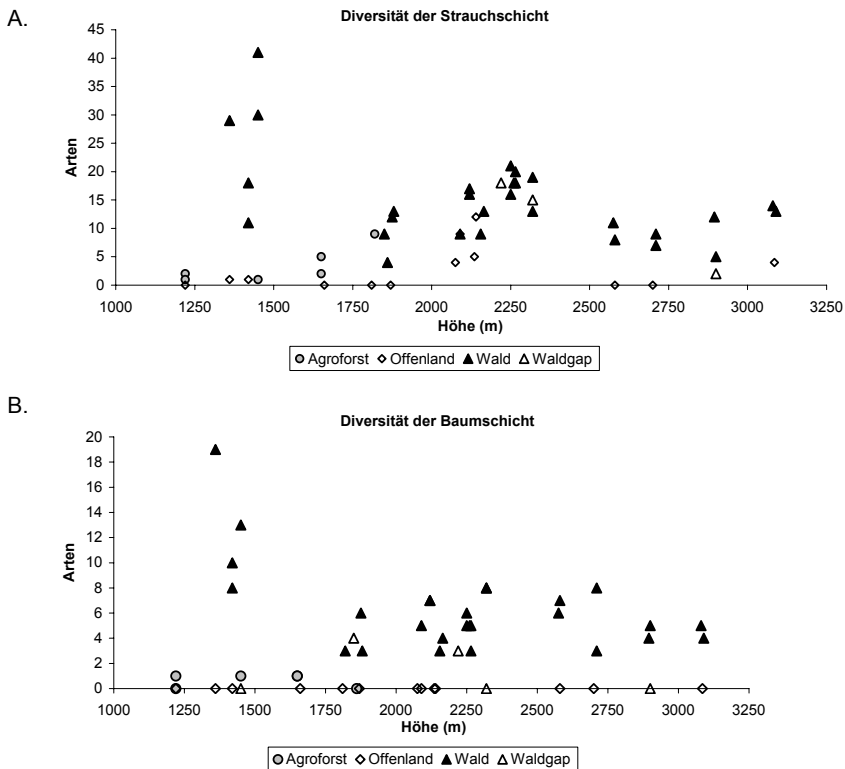


Abb. 4.36: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Strauchschicht, B.: Diversität der Baumschicht.

Nach der Analyse von Schichten und Synusien wurden nun die Diversitätsmuster einiger taxonomischer Gruppen im Untersuchungsgebiet analysiert.

Dabei wurden fünf taxonomische Gruppen ausgewählt, bei denen die Addition der Mittelwerte der Arten / Fläche der drei Typen Agroforst, Offenland und Wald maximale Werte ergab. Dadurch wurde das Ungleichgewicht, das sich aus der großen Zahl an aufgenommenen Waldflächen gegenüber den übrigen Flächen ergibt, ausgeglichen. Es wurden Aspleniaceae ($2,8 \pm 2,7$ Arten / Fläche), Rubiaceae ($2,7 \pm 2,3$ Arten / Fläche), Asteraceae ($1,9 \pm 2,0$ Arten / Fläche), Poaceae ($1,6 \pm 1,9$ Arten / Fläche) und Leguminosae ($0,8 \pm 1,3$ Arten / Fläche)

ausgewählt. Die vier ersten Familien traten dabei auch insgesamt mit den meisten Arten / Fläche auf.

Diversität der Aspleniaceae

Die Artzahl / Fläche der Farne der Familie Aspleniaceae (Abb. 4.37 A.) lag im Untersuchungsgebiet zwischen 0 und 9. Mit steigender Höhe stieg die Anzahl der Arten / Waldfläche zunächst relativ steil an – wobei Aspleniaceae auf einigen Waldflächen der Kifufu-Estate völlig fehlten – und erreichte bei ca. 2300 m einen Maximalwert. Danach sank die Diversität wieder ab.

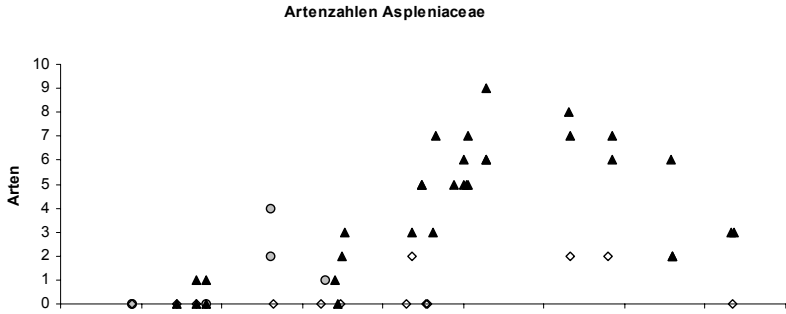
Insgesamt war die Artenzahl der Aspleniaceae dabei abhängig vom Flächentyp (ANOVA: $F_{2,48}=13,96$, $p<0,001$). Auf den Lichtungs- und Bracheflächen war die Diversität der Aspleniaceae mit Werten zwischen 0 und 2 Arten / Fläche signifikant niedriger als auf den Waldflächen (Scheffé-Test: $p<0,001$), während die Werte auf den Agroforstflächen zwischen 0 Arten / Fläche auf den intensiv genutzten Standorten am Hangfuß und 2-4 Arten / Fläche im Ort Machame schwankten, im Mittel aber auch signifikant unter dem Wert der Waldflächen lagen (Scheffé-Test: $p=0,02$).

Diversität der Rubiaceae

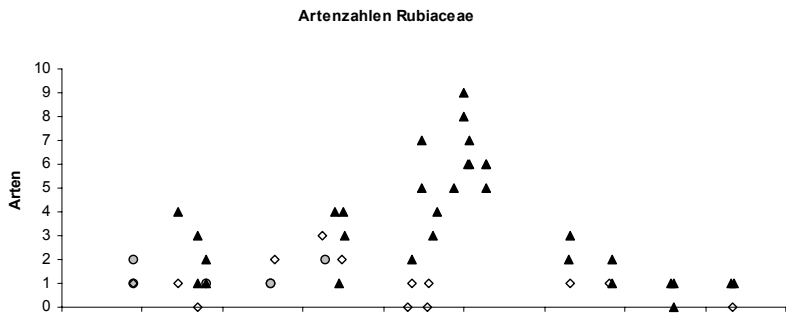
Die Rötengewächse hatten ihr Diversitätsmaximum mit 9 Arten / Fläche im Naturwald des zentralen Untersuchungsgebietes bei 2250 m (Abb. 4.37 B.). Unterhalb von 2120 und oberhalb von 2320 m lag die Anzahl an Rubiaceen unter 5 Arten / Fläche. Insgesamt waren dabei auf allen Waldflächen mit Ausnahme einer Baumsturzlichtung bei 2900 m Rubiaceen vertreten. Auch auf allen Agroforstflächen wurde zumindest *Coffea arabica* angebaut, auf zwei Flächen kam noch eine zweite Rubiaceenart dazu.

Auf vier Lichtungsflächen fehlten Rubiaceen völlig, auf den übrigen schwankte ihre Anzahl zwischen 1 und 3 Arten / Fläche.

A.



B.



C.

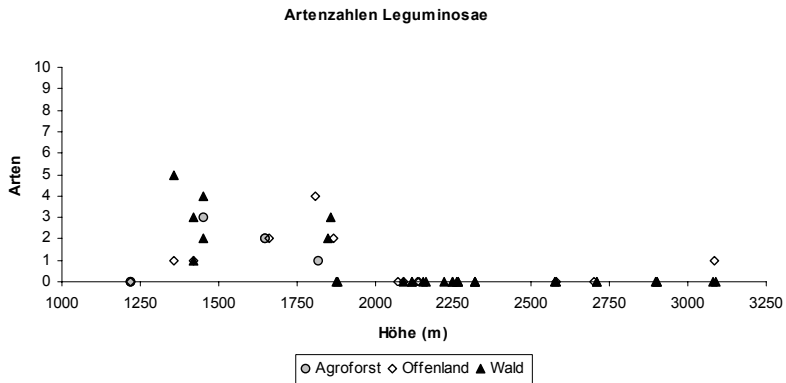


Abb. 4.37: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Aspleniaceae, B.: Diversität der Rubiaceae, C.: Diversität der Leguminosae.

Insgesamt ergaben sich auch für die Rubiaceen Diversitätsunterschiede in Abhängigkeit vom Flächentyp (ANOVA: $F=9,09$, $p<0,001$), wobei sich signifikante Unterschiede auf die Gruppen Wald- und Offenlandflächen beschränkten (Scheffé-Test: $p=0,001$).

Die beiden Taxa der Rubiaceae und der Aspleniaceae zeigten im Untersuchungsgebiet somit einen ähnlichen Diversitätsverlauf mit einem Maximum jeweils im Naturwald des zentralen Untersuchungsgebietes und deutlich geringeren Werten auf den Agroforst- und Lichtungsflächen. Ein wesentlicher Unterschied war der extreme Abfall der Artenzahl der Rubiaceen oberhalb von 2300 m.

Diversität der Leguminosae

Eine andere Verteilung der Diversität im Höhen transekt als Rubiaceae und Aspleniaceae zeigten die Leguminosen. Unter dieser Ordnung, auch als Fabales bezeichnet, werden die Familien der Fabaceae, Mimosaceae und Caesalpinaceae zusammengefasst. Das Vorkommen dieser drei Familien beschränkte sich im Untersuchungsgebiet – mit Ausnahme des Strauches *Adenocarpus mannii*, der im Ericaceen-Gebüsch auf 3085 m wuchs – auf Flächen unterhalb 1900 m (Abb. 4.37 C.). Dabei wurden maximal 5 Arten im Galeriewald auf 1360 m Höhe aufgenommen. Insgesamt zeigte eine ANOVA keine signifikanten Unterschiede bezüglich des Vorkommens der Leguminosen zwischen den unterschiedlichen Flächentypen im Untersuchungsgebiet.

Diversität der Poaceae

Die Familie der Süßgräser hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt nicht im Wald, wo die maximale Artenzahl bei 4 Arten lag, sondern auf den Brache-, Wiesen- und Lichtungsflächen im unteren Hangbereich (Abb. 4.38 A.). Maximal wurden 8 Arten auf einer Wiese in Machame gefunden. Eine ANOVA ergab signifikante Unterschiede zwischen den Flächentypen ($F=4,00$, $p=0,02$). Auf den Lichtungs- und Bracheflächen lag die mittlere Artenzahl signifikant höher als im Wald (Scheffé-Test: $p=0,04$), während sie sich nicht signifikant von der mittleren Artenzahl auf den Agroforststandorten unterschied (Scheffé-Test: $p=0,97$).

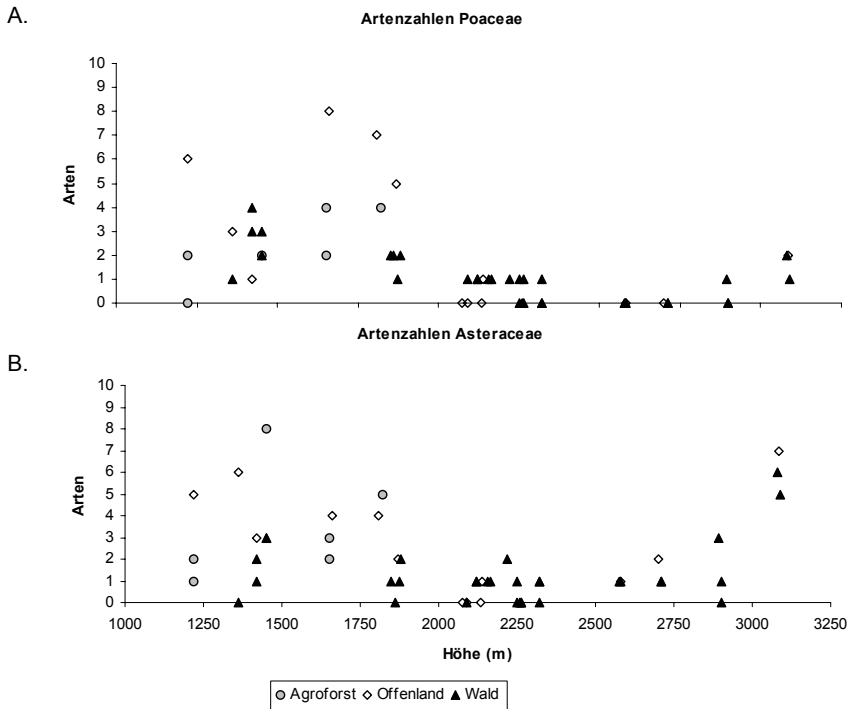


Abb. 4.38: Phytodiversität im Höhen transekt, getrennt nach Flächentypen. A.: Diversität der Poaceae, B.: Diversität der Asteraceae.

Insgesamt lag der Verbreitungsschwerpunkt der Süßgräser im unteren Hangbereich bis 1900 m, im zentralen Untersuchungsgebiet – sowohl im geschlossenen Wald, auf Baumsturzflächen wie auch auf den großen Lichtungen – trat nur maximal 1 Art / Fläche auf. Im darüber liegenden Bergwald wurden im Bereich oberhalb 2320 m bis 2700 m überhaupt keine Poaceen gefunden. Darüber stieg die Diversität wieder leicht an, auf den drei Flächen um 3080 m Höhe wuchsen ein bis zwei Süßgrasarten / Fläche.

Auf den Agroforstflächen wurden insbesondere auf den eher extensiv bewirtschafteten Flächen in Machame Poaceen als Viehfutter kultiviert, so erklärt sich die relativ hohe Artenzahl von 2 bis 4 Süßgrasarten / Fläche gegenüber nur 1 bis 2 Arten auf den unteren, intensiver genutzten Flächen.

Diversität der Asteraceae

Die Asteraceen zeigten im Höhen transekt ein zweigipfeliges Verteilungsmuster (Abb. 4.38 B.). Hohe Diversitäten wurden zum einen auf den Lichtungs- und Bracheflächen wie auch auf den Agroforstflächen im unteren Hangbereich unterhalb 1800 m mit maximal 9 Arten / Fläche erreicht, zum anderen wiesen auch die vom eigentlichen Waldgürtel getrennten Waldfragmente oberhalb 3000 m und die Ericaceen-Gebüschfläche mit 6 bis 8 Arten / Fläche hohe Artenzahlen auf. Auf den Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet und darüber bis 2700 m lag das Maximum nur bei 2 Arten / Fläche, auf einigen Wald- und Lichtungsflächen traten gar keine Asteraceen auf.

4.2.2.2 Beta-Diversität

Die Beta-Diversität im gesamten Untersuchungsgebiet wurde mit zwei verschiedenen Verfahren, der Korrespondenzanalyse (CA) und der nicht-metrischen zweidimensionalen Skalierung des Sørensen-Index, analysiert.

Zur Korrespondenzanalyse der floristischen Daten wurde die Datenmatrix zunächst zur Vermeidung einer sehr starken Gewichtung der sehr seltenen Arten, die nur auf 1 oder 2 Flächen im Untersuchungsgebiet gefunden wurden, um diese Arten reduziert. Mit den verbleibenden Daten wurde anschließend eine Korrespondenzanalyse durchgeführt.

Zur graphischen Darstellung (Abb. 4.39) wurden die ersten beiden Achsen aufgetragen, die 13% bzw. 10% der Gesamtvarianz des Datensatzes erklärten.

Achse 1 korrelierte hoch signifikant mit der Höhe ($r=0,84$, $p<0,001$). Dabei gruppierten sich die Flächen des Höhenbereichs unterhalb 1900 m weit auseinander, während die Flächen oberhalb dieser Höhe dicht zusammen platziert waren. Das bedeutet, dass Flächen dieses Bereichs floristisch deutlich homogener waren als die Standorte der unteren Höhenbereiche. Bei den Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes trug die erste Achse auch zur Trennung der Lichtungsflächen 1, 3, 2 und 102 von den Waldflächen bei.

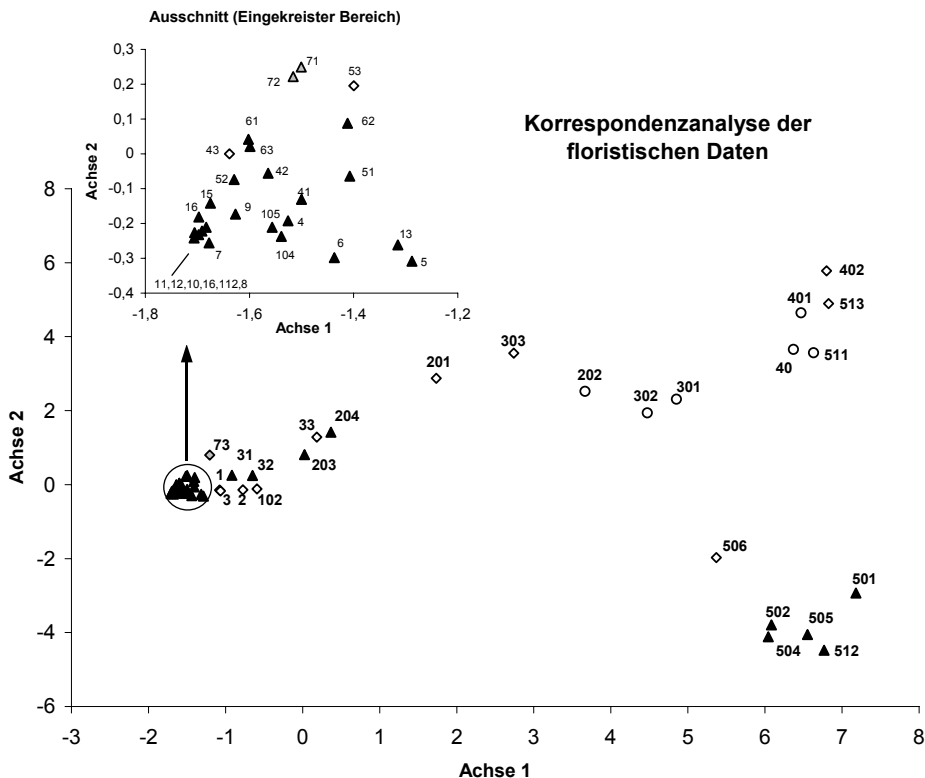


Abb. 4.39: Korrespondenzanalyse der floristischen Daten des gesamten Untersuchungsgebietes.

Die gefüllten Dreiecke markieren die Waldflächen, offene Kreise die Agroforstflächen, offene Karos die Lichtungs- und Bracheflächen und grau gefüllte Dreiecke und Karos die Waldfragmentflächen und die Ericaceengebüschflächen oberhalb des geschlossenen Waldgürtels. Die sehr eng zusammen liegenden Flächen des oberen Hangbereiches werden in einem Ausschnitt noch einmal gesondert dargestellt (die erste Achse erklärt 13%, die zweite Achse 10% der Varianz).

Entlang der zweiten Achse trennten sich die Flächen unterschiedlicher Nutzung im unteren Hangbereich. Die Lichtungsflächen wiesen dabei die höchsten und die Waldflächen die niedrigsten Werte auf, während die Agroforstflächen dazwischen platziert wurden. Besonders auffällig war die sehr starke Trennung der

Waldflächen der Kifufu-Estate (Flächen 501, 502, 504, 505, 512) von den übrigen Waldflächen; die floristische Ähnlichkeit dieser Waldbereiche war somit gering.

Zweidimensionale Skalierung der Werte des Sørensen-Index

Insgesamt ähnelten die Ergebnisse der multidimensionalen Skalierung (Abb. A8, Anhang) den Ergebnissen der Korrespondenzanalyse. So korrelierte bei der NMDS die erste Dimension stark mit der Höhe ($r=0,81$, $p<0,001$), während auf der zweiten Dimension die Waldflächen von den übrigen Flächen getrennt wurden. Insgesamt zeigte die NMDS eine hufeisenförmige Struktur, wobei wie zuvor bei der CA die Waldflächen der Kifufu-Estate am einen Ende und die Wald- und Lichtungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes am anderen Ende lokalisiert waren. Der Stress-Wert der NMDS war dabei mit 0,23 sehr groß.

4.2.3 Physiognomische Charakterisierung der Vegetation

Von den insgesamt 46 aufgenommenen physiognomischen Merkmalen der Vegetation im Untersuchungsgebiet wurden zur Vermeidung von Autokorrelationen von den Merkmalen, deren Ausprägungen sich zu 100 Prozent addieren, jeweils wie zuvor bei den Strukturuntersuchungen im zentralen Untersuchungsgebiet die häufigste Ausprägung aus der Analyse ausgeschlossen. Mit allen übrigen Merkmalen wurde eine Distanzmatrix auf Basis der euklidischen Distanz berechnet und mit einer NMDS ordiniert.

4.2.3.1 Strukturelle Ähnlichkeit der Einzelflächen

Die zweidimensionale Skalierung der Distanzmatrix auf Grundlage der Vegetationsstruktur (Abb. 4.40) zeigte einen hohen Stresswert von 0,24; damit ergab die Ordination keine gute Darstellung der Distanzen der Matrix.

Entlang der ersten Dimension trennte die NMDS die Waldflächen von der Mehrzahl der Lichtungsflächen und den Ericaceen-Gebüschflächen. Entlang der zweiten Dimension ließen sich innerhalb der Waldflächen die Flächen auf der Kifufu-Estate und dem unteren Waldrand bei Machame von den übrigen Waldflächen trennen, darüber hinaus ordneten sich auch die Agroforstflächen mit

Ausnahme von Fläche 401 auf der zweiten Dimension getrennt von den Waldflächen an. Die Ericaceen-Gebüschflächen (73, 81 und 82) wurden nahe an den Lichtungen unterhalb des Waldrandes bei Machame (201, 303) platziert, was auf ähnliche Strukturen dieser Flächen hindeutet. Die Waldfragmente (71 und 72) lagen nahe bei den übrigen Waldflächen, ihre Vegetationsstruktur unterschied sich nicht sehr stark von der innerhalb des geschlossenen Waldgürtels.

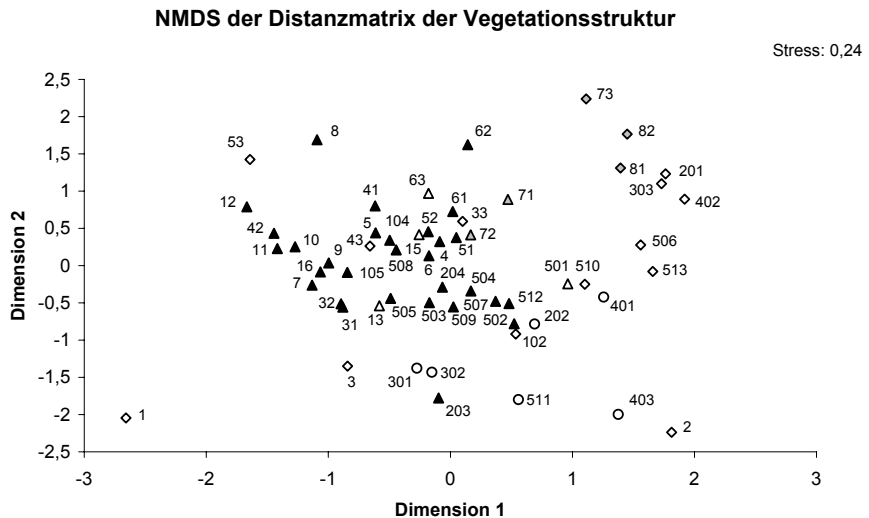


Abb. 4.40: Zweidimensionale Skalierung der euklidischen Distanzmatrix der Vegetationsstrukturparameter. Die gefüllten Dreiecke markieren die Waldflächen, offene Dreiecke die Baumsturzlichtungen, offene Kreise die Agroforstflächen, offene Karos die Lichtungs- und Bracheflächen und grau gefüllte Dreiecke und Karos die Waldfragmentflächen und die Ericaceengebüschflächen oberhalb des geschlossenen Waldgürtels.

In der NMDS wurden einzelne Agroforstflächen in die Nähe der Waldflächen gestellt, was zeigt, dass in diesem anthropogenen System die Struktur des Waldes zumindest bezüglich der untersuchten Strukturparameter teilweise gut nachgebildet wurde.

4.2.4 Zusammenhang zwischen floristischen und physiognomischen Vegetationsparametern und den Geometridengemeinschaften

Wie auch mit den Daten des zentralen Untersuchungsgebietes, wird nun anhand der Daten des gesamten Untersuchungsgebietes geprüft, welche floristischen Parameter, Parameter der Vegetationsstruktur und Umweltparameter Korrelationen mit den Nachtfaltergemeinschaften im Untersuchungsgebiet zeigen.

Neben kanonischen Korrespondenzanalysen zur Untersuchung des Einflusses von Vegetationseigenschaften auf die Artenzusammensetzung der Geometridenzönosen werden multiple Regressionsmodelle berechnet, um herauszufinden, wie stark der Einfluss einzelner Umweltparameter auf die Alpha-Diversität der Falter im Untersuchungsgebiet ist.

Mit Hilfe von Manteltests wird untersucht, inwieweit die Strukturen der Distanzmatrizen der Faltergemeinschaften mit Matrizen auf Grundlage einzelner Vegetations- und Umweltparameter und auf Basis von Gruppen dieser Parameter korrelieren.

4.2.4.1 Kanonische Korrespondenzanalyse mit floristischen Parametern

Untersucht wurde die Korrelation der Verteilung der Geometridae mit dem Vorkommen der artenreichsten Pflanzenfamilien. In einer ersten kanonischen Korrespondenzanalyse erwiesen sich die Familien der Rubiaceae, Rosaceae, Asteraceae und die Leguminosen als am stärksten mit den kanonischen Achsen korrelierend. Die Korrespondenzanalyse (Abb. 4.41) auf Basis der Artenzahlen dieser Taxa ergab, dass die beiden ersten kanonischen Achsen jeweils 9,6 und 7,4% der Varianz erklärten. Zusammen wurde also nur 17,0% der Varianz von diesen kanonischen Achsen erklärt.

Kanonische Korrespondenzanalyse

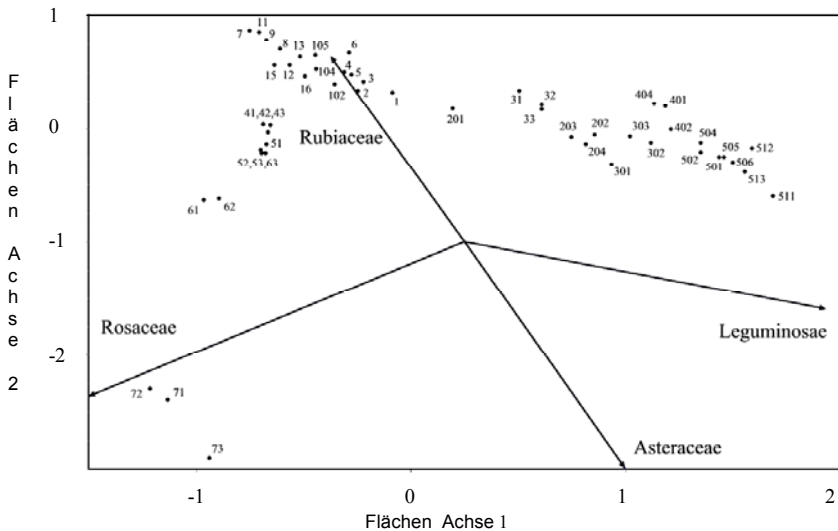


Abb. 4.41 Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis der Pflanzenarten der im Gebiet am häufigsten vertretenen taxonomischen Gruppen (Unabhängige Variablen: Artenzahlen / Fläche der floristischen Gruppen, abhängige Variable: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 51 Flächen, 280 Geometridenarten, Gesamtvarianz des Artenpools: 5,97, siehe auch Tabelle A17, Anhang).

Mit der ersten Achse korrelierten dabei hauptsächlich Leguminosen und Rosaceen, mit der zweiten kanonischen Achse Asteraceen und Rubiaceen. Entlang der ersten Hauptachse ordneten sich insbesondere die Flächen unterhalb 2500 m Höhe nach ihrer Höhenlage an, die höher gelegenen hingegen auf der zweiten Hauptachse. Es ergab sich somit eine hufeisenförmige Anordnung der Flächen entlang des Höhengradienten.

Dabei trennten sich die Flächen unterhalb 2000 m auf der ersten Achse von den darüber liegenden Flächen. Ebenfalls auf der ersten Achse ordneten sich die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes in der Reihenfolge Lichtungsfläche, untere Waldflächen und obere Waldflächen an.

4.2.4.2 Kanonische Korrespondenzanalyse mit Parametern der Vegetationsstruktur

Bei der Analyse der Vegetationsstrukturparameter zeigten die Merkmale „Malakophyll“, „mittelstarke Verzweigung“ sowie die Blattgrößen „ $< 0,1 \text{ cm}^2$ “ (subleptophyll) und „ $20,25 - 180,25 \text{ cm}^2$ “ (mesophyll) die stärksten Korrelationen mit den Geometridenzönosen. Die kanonische Korrespondenzanalyse (Abb. 4.42) mit diesen Merkmalen ergab allerdings insgesamt nur sehr geringe erklärte Varianzen. Die erste (9,0%) und zweite (6,6%) Hauptachse erklärten zusammen nur 15,6%.

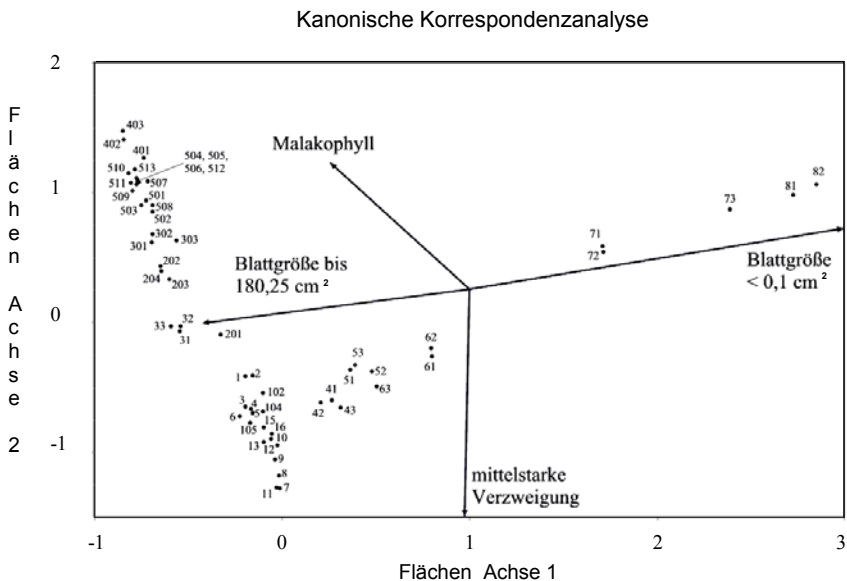


Abb. 4.42: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzönosen auf Basis der Vegetationsstruktur (Unabhängige Variablen: Vegetationsstrukturparameter, abhängige Variable: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 58 Flächen, 290 Geometridenarten, Gesamtvarianz des Artenpools: 6,43, siehe auch Tabelle A17, Anhang).

Die erste Hauptachse, die sehr stark mit den Anteilen der Blattgrößen korreliert war, trennte die Flächen wieder weitgehend nach ihrer Höhenlage. Dabei lagen alle Flächen unterhalb 2500 m sehr dicht zusammen, während sich die Flächen

oberhalb 3000 m und damit auch oberhalb des geschlossenen Waldes stark von den übrigen Flächen trennten.

Entlang der zweiten Hauptachse, die mit dem Anteil an Bäumen des mittleren Verzweigungstypus, aber auch mit dem Anteil malakophyller Blätter korrelierte, verteilten sich die Flächen unterhalb 2500 m in der Abfolge ihrer Höhenlage, wobei sich insbesondere das zentrale Untersuchungsgebiet klar von den übrigen Flächen trennte.

4.2.4.3 Kanonische Korrespondenzanalyse mit einer Parameterkombination von Vegetationsstrukturmerkmalen, floristischen Parametern und der Meereshöhe

Als dritte Variante wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse durchgeführt, bei der als unabhängige Variablen eine Kombination von Parametern der beiden obigen kanonischen Korrespondenzanalysen, der Meereshöhe und Parametern, die hypothetisch die Diversität der Geometriden gut erklären sollten, verwendet wurden. Dies war zum einen die Anzahl an verholzenden Arten. Da eine Vielzahl von Geometridenraupen an verholzenden Arten fressen (siehe Kapitel 1.5), sind Korrelationen mit der Diversität verholzender Arten zu erwarten. Als weiterer Parameter wurde die Anzahl aller dikotyler Pflanzenarten in die Berechnungen einbezogen, da Geometridenraupen weitgehend auf diese Gruppe als Futterpflanzen beschränkt sind. Es wurden wiederum zunächst alle unabhängigen Parameter zusammen als Grundlage der Analyse verwendet, anschließend die Analyse mit den Merkmalen wiederholt, die die stärksten Korrelationen mit den Geometridenzönosen aufwiesen.

Es zeigte sich (Abb. 4.43), dass die Meereshöhe ein entscheidender Parameter für die Zusammensetzung der Geometridenzönosen war. Sie korrelierte stark mit der ersten kanonischen Achse, die insgesamt 12% der Varianz erklärte. Mit der zweiten Hauptachse, die rund 6% der Varianz erklärte, korrelierte die Rubiaceendiversität sehr deutlich. Die Parameter Blattgröße $< 0,1 \text{ cm}^2$ und Leguminosendiversität korrelierten mit beiden kanonischen Hauptachsen.

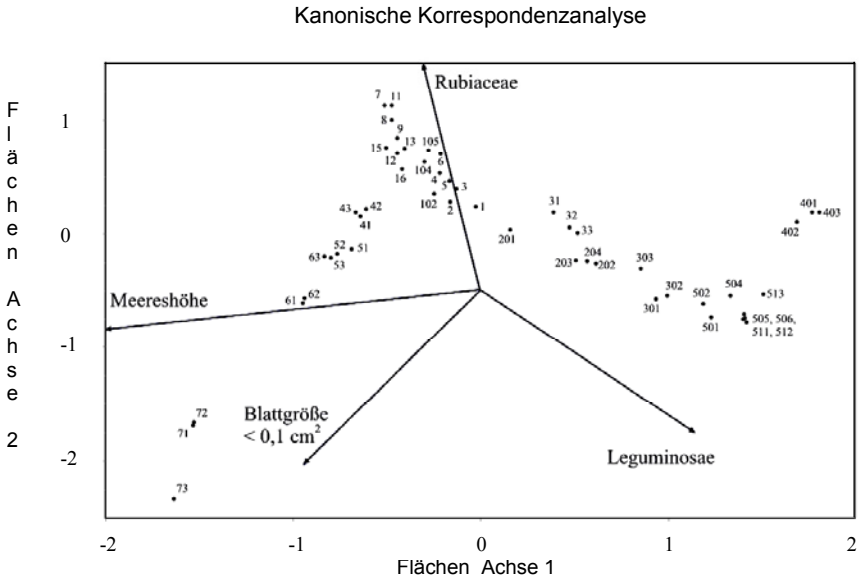


Abb. 4.43: Kanonische Korrespondenzanalyse der Geometridenzöosen auf Basis einer Kombination von Vegetationsstruktur- und floristischen Parametern sowie der Meereshöhe (Unabhängige Variablen: Vegetationsstrukturparameter, floristische Parameter und die Meereshöhe, abhängige Variable: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae, 50 Flächen, 280 Geometriden-Arten, Gesamtvarianz des Artenpools: 5,96, siehe auch Tabelle A17, Anhang).

Die Anordnung der Flächen folgte wieder hufeisenförmig dem Höhengradienten. Ausnahmen von dieser Anordnung bilden die drei Flächen auf der Makoa-Estate, Fläche 401, 402 und 403, die sich damit deutlich von den Flächen der Kifufu-Estate absetzten. Innerhalb des zentralen Untersuchungsgebietes ordneten sich die Flächen entlang beider Hauptachsen wieder in der Reihenfolge Lichtungsflächen, untere Waldflächen und obere Waldflächen an. Die Anzahl aller dikotylen Pflanzenarten und die Anzahl an verholzenden Arten trugen wesentlich weniger zur Erklärung der Varianz des Geometriden-Datensatzes bei als die in der endgültigen kanonischen Korrespondenzanalyse verwendeten Parameter.

4.2.4.4 Multiple Regression zur Untersuchung des Einflusses von Umweltparametern auf die Alpha-Diversität der Falter

Mit Hilfe von Multiplen Regressionsmodellen wurde nun untersucht, ob die Verteilung potentieller Futterpflanzen, der Waldcharakter der Standorte oder abiotische Faktoren einen stärkeren Einfluss auf die Muster der Alpha-Diversität der Falter im Untersuchungsgebiet hatten. Dazu wurden aus den folgenden Gruppen Parameter ausgewählt:

1. Potentielle Raupenfutterpflanzen

Auf Grundlage der bekannten Raupenfutterpflanzen der am Kilimanjaro vorkommenden Geometriden (siehe Tabelle A8, Anhang) wurden alle Pflanzenfamilien, die von den Raupen von mehr als 5 Falterarten gefressen werden (Asteraceen, Euphorbiaceen, Leguminosen und Rubiaceen) und die Parameter „Artenzahl dikotyler Pflanzen“, „Artenzahl der verholzenden Pflanzen“ sowie „Artenzahl krautiger vaskulärer Pflanzen“ in die Analyse aufgenommen.

2. Vegetationsstrukturparameter

Zwei Vegetationsstrukturmerkmale, die besonders den Waldcharakter von Flächen charakterisieren, nämlich die Höhe des Gesamtbestandes einer Fläche (prozentual in Relation zu der maximalen Bestandeshöhe) und die Deckung der Baumschicht, bildeten die zweite Gruppe von Parametern.

3. Weitere Parameter

Dauerhafte mikroklimatische Messungen auf den einzelnen Untersuchungsflächen fehlen. Allerdings ist es trotzdem möglich, indirekt Informationen über die Temperatur und die Feuchtigkeit der Standorte zu erlangen. So ergaben Messungen der Temperatur auf einzelnen Flächen parallel zu den Falterfängen, dass dieser Faktor, um 19 Uhr gemessen, hoch signifikant linear mit der Höhe des Standortes korreliert (Scheuermann 2002; Holtmann 2003). Damit ergibt sich die Möglichkeit, über die Höhenlage der Flächen indirekt auch Informationen über den Einfluss der Temperatur auf die Alpha-Diversität zu bekommen.

Von Farngewächsen ist bekannt, dass ihre Diversität sehr stark von der Niederschlagsmenge gesteuert wird (Hall & Swaine 1976; Dzwonko & Kornas 1994), wobei das Maximum der Diversität am Kilimanjaro etwa mit dem Bereich des maximalen Niederschlags zusammenfällt (Hemp 2001, siehe auch Abb. 4,37). Somit kann aus der Artenzahl der Pteridopsida auf den einzelnen Flächen indirekt auch auf die Feuchte des Standortes geschlossen werden. Da die Artenzahl der Farngewächse sehr stark mit der Artenzahl der Rubiaceen korreliert ist ($r=0,58$, $p<0,001$), wurden diese aus der weiteren Analyse ausgeschlossen.

So gingen die 10 Parameter „Höhenlage“, „Artenzahl verholzender Pflanzen“, „Artenzahl dikotyler Pflanzen“, „Artenzahl krautiger vaskulärer Pflanzen“, „Asteraceen-Diversität“, „Leguminosen-Diversität“, „Euphorbiaceen-Diversität“, „Pteridopsida-Diversität“, „Bestandeshöhe“ sowie „Deckung der Baumschicht“ in die Berechnung der Multiplen Regressionsmodelle ein.

Als Maß der Alpha-Diversität wurde in einem ersten Modell (Tabelle 4.8) Fishers Alpha als Zielvariable festgelegt, in einem zweiten Modell (Tabelle 4.9) dagegen dienten die Werte der Hurlbert-Rarefaction für $N=50$ als Zielvariable.

In beiden Analysen erklärte die Höhenlage jeweils über die Hälfte des mit dem Modell insgesamt erklärten Varianzanteils der Zielvariablen. Sie kann somit als eine Art Mastervariable für die Alpha-Diversität der Geometridenzönosen am Kilimanjaro gesehen werden. Allerdings unterscheidet sich ihr Anteil in den beiden Modellen deutlich. Während im ersten Modell ein Drittel der gesamten Varianz der Geometridendiversität und über 90% der im Modell erklärten Varianz auf die Höhenlage entfällt, so erklärt sie im zweiten Modell nur 20% der Gesamtvarianz und rund 60% der mit diesem Modell erklärten Varianz.

Tabelle 4.8: Ergebnisse der Multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Habitatparametern auf die Alpha-Diversität (Fishers Alpha) der Geometridae. Angegeben sind die Koeffizienten für die Regression (schrittweise vorwärts, Ridge Regression, $\lambda=0,1$: multiples und partielles r mit Signifikanzniveau) und der standardisierte Regressionskoeffizient Beta. Hervorgehoben: signifikante Zusammenhänge. (10 unabhängige Prädiktor-variablen: „Höhenlage“, „Artenzahl verholzender Pflanzen“, „Artenzahl dikotyler Pflanzen“, „Artenzahl krautiger vaskulärer Pflanzen“, „Asteraceen-Diversität“, „Leguminosen-Diversität“, „Euphorbiaceen-Diversität“, „Pteridopsida-Diversität“, „Bestandeshöhe“, „Deckung der Baumschicht“; 50 Standorte)

Prädiktorvariable	Kumulatives multiples R	kumulatives R^2 (korr.)	$F_{3,46}$	p Gesamt-Modell	Beta	erklärte Varianz	partielles r	p-Niveau (part. r)
Höhenlage	0,59	0,34	25,70	<0,001	-0,40	34%	-0,43	<0,01
Pteridopsida-Diversität	0,63	0,37	15,52	<0,001	-0,39	3%	-0,37	0,01
Deckung Baumschicht	0,66	0,40	11,93	<0,001	0,23	3%	0,26	0,08

Tabelle 4.9: Ergebnisse der Multiplen Regressionsanalyse zum Einfluss von Habitatparametern auf die Alpha-Diversität (Rarefaction, $N=50$) der Geometridae. Angegeben sind die Koeffizienten für die Regression (schrittweise vorwärts, Ridge Regression, $\lambda=0,1$: multiples und partielles r mit Signifikanzniveau) und der standardisierte Regressionskoeffizient Beta. Hervorgehoben: signifikante Zusammenhänge. (10 unabhängige Prädiktor-variablen: „Höhenlage“, „Artenzahl verholzender Pflanzen“, „Artenzahl dikotyler Pflanzen“, „Artenzahl krautiger vaskulärer Pflanzen“, „Asteraceen-Diversität“, „Leguminosen-Diversität“, „Euphorbiaceen-Diversität“, „Pteridopsida-Diversität“, „Bestandeshöhe“, „Deckung der Baumschicht“; 48 Standorte)

Prädiktorvariable	kumulatives multiples R	kumulatives R^2 (korr.)	$F_{5,42}$	p Gesamt-Modell	Beta	erklärte Varianz	partielles r	p-Niveau (part. r)
Höhenlage	0,43	0,20	12,58	<0,001	-0,28	20%	-0,32	0,04
Euphorbiaceae-Diversität	0,53	0,25	8,96	<0,001	0,44	5%	0,43	<0,01
Artenzahl verholzende Arten	0,58	0,29	7,54	<0,001	-0,33	4%	-0,34	0,02
Deckung der Baumschicht	0,62	0,33	6,74	<0,001	0,41	4%	0,38	0,01
Bestandeshöhe	0,66	0,37	6,49	<0,001	-0,30	4%	-0,29	0,06

Neben der Höhenlage tritt im ersten Modell nur die Diversität der Farngewächse als unabhängige Variable auf, die signifikant zur Erklärung der Varianz der Geometridendiversität beiträgt. Allerdings ist der Wert der erklärten Varianz mit 3% extrem niedrig. Im zweiten Modell dagegen spielen die Diversität der Euphorbiaceen sowie die der verholzenden Arten, aber auch die Deckung der Baumschicht neben der Höhenlage eine signifikante Rolle bei der Erklärung der Diversität. Aber auch diese unabhängigen Variablen erklären nur zwischen 4 und 5% der Gesamtvariabilität.

4.2.4.5 Vergleich der Distanzmatrizen der Vegetation und der Geometriden mittels Mantel-Tests

Mit Hilfe von Mantel-Tests wurden die Stärke der Korrelationen der NESS-Distanzmatrix ($m=7$) der Geometridae mit den Distanzmatrizen der Vegetation (floristische Daten: Sørensen-Distanzmatrix, Struktur und Schichtung: Euklidische Distanzmatrizen), der Matrix der Höhendifferenzen sowie der räumlichen Distanzen zwischen den Untersuchungsflächen untersucht (Tabelle 4.10). Hierbei zeigte sich, dass alle untersuchten Distanzmatrizen hoch signifikant korreliert sind ($p < 0,001$).

Tabelle 4.10: Mantel-Korrelationen der Distanzmatrizen der Geometriden- und Pflanzengemeinschaften mit verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren. Alle Ergebnisse sind statistisch hoch signifikant ($p < 0,001$).

	Geometridae					vaskuläre Pflanzen	
	Höhen- differenz	räumliche Distanz	Artenzusammen- setzung	Vegetations- struktur	Schichtung	Höhen- differenz	räumliche Distanz
Flächen	51	51	51	58	58	51	51
R	0,73	0,70	0,72	0,30	0,21	0,57	0,60

Die Matrix-Korrelationen zeigten aber klare Unterschiede bezüglich der Stärke der Zusammenhänge. Die Unterschiede zwischen den Geometridengemeinschaften der Untersuchungsflächen korrelierten am stärksten mit den Höhenabständen und der Änderung der Artenzusammensetzung der Vegetation, die Korrelation mit der

räumlichen Distanz der Flächen war nur wenig schwächer. In allen Fällen lag das Bestimmtheitsmaß bei rund 0,5.

Sehr viel schwächer war die Korrelation dagegen mit der Änderung der Vegetationsstruktur (Bestimmtheitsmaß $R^2=0,09$) und insbesondere der Schichtung der Vegetation ($R^2=0,04$). Die Änderung der Pflanzenartenzusammensetzung korrelierte ebenfalls stark mit der Änderung der Höhe ($R^2=0,33$), jedoch noch etwas stärker mit der räumlichen Distanz der Untersuchungsflächen ($R^2=0,36$), wobei die festgestellten Korrelationen insgesamt schwächer waren als die der Geometridengemeinschaften.

4.2.4.5 Untersuchung von Falter-Gilden mit unterschiedlichen Raupenfutterpflanzen-Präferenzen

Die mit den kanonischen Korrespondenzanalysen und den multiplen Regressionsmodellen festgestellten Zusammenhänge zwischen den Gefäßpflanzen- und den Geometridenzönosen waren nicht sehr stark. Im folgenden wird nun abschließend der Zusammenhang zwischen Gattungen von Geometriden untersucht, deren Raupen in anderen geographischen Regionen deutliche Präferenzen für ausgewählte Gefäßpflanzentaxa als Futterpflanzen gezeigt haben, und der Diversität eben dieser Gefäßpflanzentaxa auf den Untersuchungsflächen.

Es kann nach derzeitigem Stand des Wissens angenommen werden (Angaben finden sich z. B. in Pinhey 1975; Skou 1984; Swain & Prinsloo 1986; Holloway 1993; Holloway 1996; Holloway 1997; Hausmann 2001; Holloway et al. 2001; Brehm 2002; Scoble & Krüger 2002; Robinson et al. 2003), dass die Gattungen *Chiasmia*, *Isturgia*, *Zamarada* (alle Ennominae), *Chlorissa*, *Prasinocyma* (beide Geometrinae) und *Traminda* (Sterrhinae) eine Präferenz für Leguminosen als Raupenfutterpflanzen zeigen. Die Gattungen *Comostolopsis* (Geometrinae), *Eupithecia* und *Xanthorhoe* (beide Larentiinae) andererseits ernähren sich als Raupen sehr häufig von Asteraceen, und die Raupen der Gattungen *Xanthisthisa* (Ennominae) und *Episteira* (Larentiinae) fressen meist an Gymnospermen. Die Anteile der Arten und Individuen dieser Gattungen an den Gesamtfängen der einzelnen Flächen wurden im Folgenden (Abb. 4.44 und 4.45) der Artenzahl der jeweiligen Gruppe von Raupenfutterpflanzen gegenübergestellt.

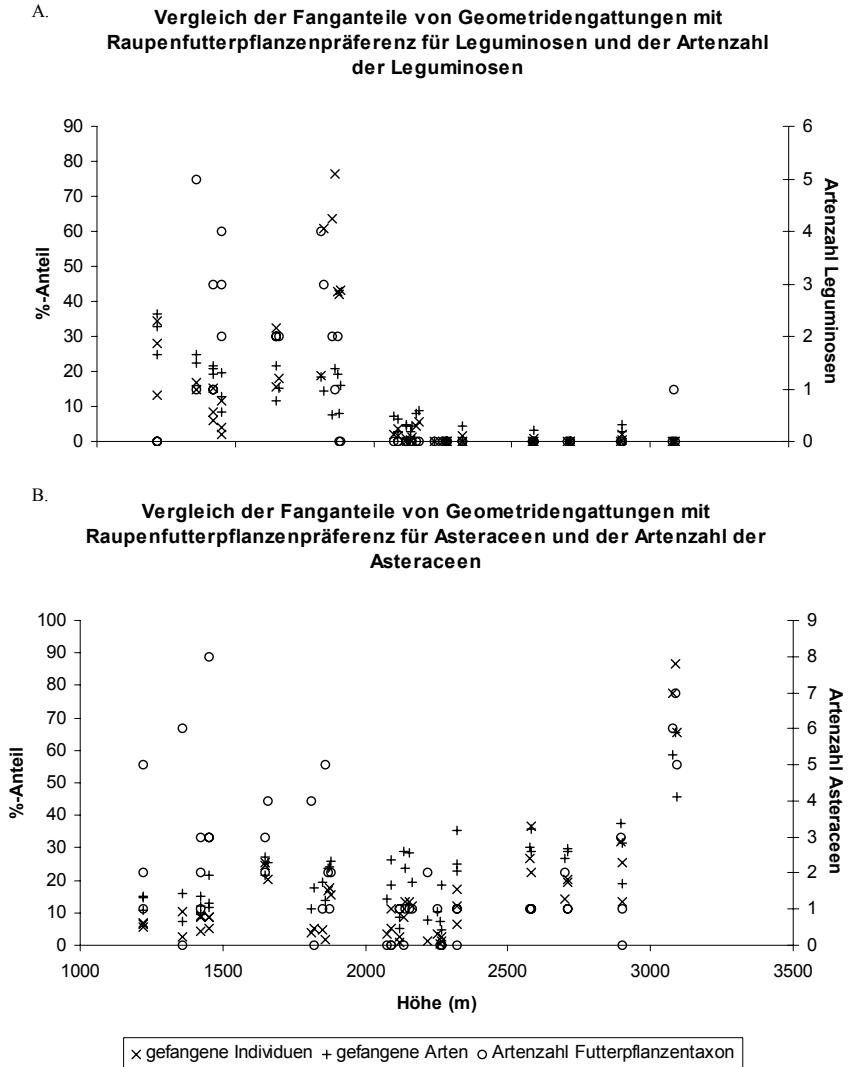


Abb. 4.44: Vergleich der prozentualen Anteile von Arten und Individuen einzelner Geometridengattungen mit Raupenfutterpflanzenpräferenzen für ausgewählte Gefäßpflanzentaxa am Gesamtfang und der Artenzahl der Gefäßpflanzentaxa auf den einzelnen Untersuchungsflächen, aufgetragen auf der sekundären Y-Achse (A.: Leguminosenfresser und Leguminosen, B.: Asteraceenfresser und Asteraceen).

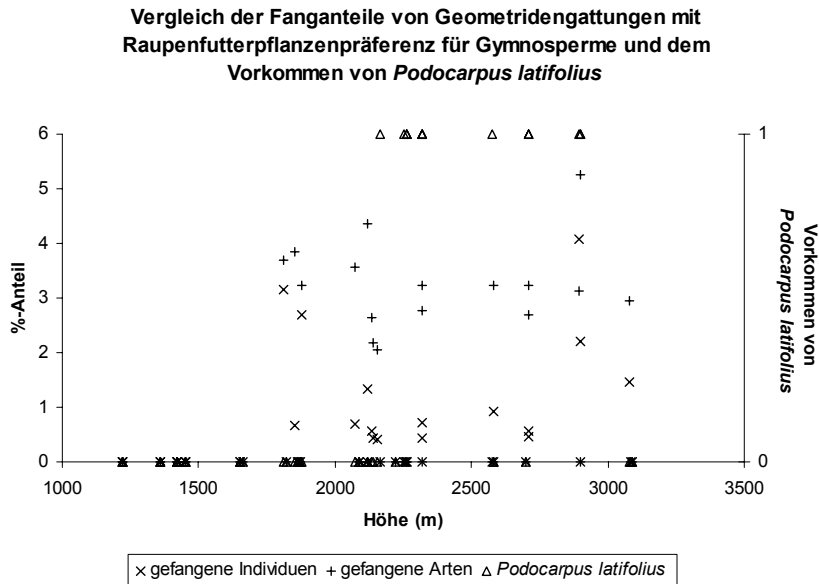


Abb. 4.45: Vergleich der prozentualen Anteile von Arten und Individuen einzelner Geometridengattungen mit Raupenfutterpflanzenpräferenzen für Gymnosperme am Gesamtfang und dem Vorkommen von *Podocarpus latifolius*, der einzigen auf den Untersuchungsflächen wachsenden Gymnospermenart, aufgetragen auf der sekundären Y-Achse.

Die Artendiversität der von den Raupen bevorzugt gefressenen Gefäßpflanzentaxa und die prozentualen Anteile der Individuen und Arten der entsprechenden Gilden der Leguminosen- wie auch der Asteraceenfresser zeigten im Höhenverlauf jeweils sehr ähnliche Muster. Insgesamt korrelierten die Diversität der Gefäßpflanzentaxa also stark mit den Anteilen der jeweiligen Gilden an den Gesamtfängen (Leguminosendiversität mit Individuenanteilen: $r=0,34$, $p=0,016$; mit Artanteilen: $r=0,49$, $p<0,001$; Asteraceendiversität mit Individuenanteilen: $r=0,45$, $p=0,001$; mit Artanteilen: $r=0,29$, $p=0,04$). Auffällig war, dass sich die hohe Artzahl der Asteraceen im unteren Bereich des Höhentransektes, wo die Falterdiversität auf den Einzelflächen am größten ist, nicht deutlich in den Anteilen der sie fressenden Geometridenarten widerspiegelte.

Auch das Verbreitungsmuster von Arten aus den Gattungen *Xanthisthisa* und *Episteira* zeigte die enge Bindung der am Kilimanjaro vorkommenden Arten an das dortige Vorkommen von *Podocarpus latifolius*. So fehlten die Gattungen unterhalb der Untergrenze des Bergwaldes bei Machame, da diese Waldgrenze auch die Untergrenze des Vorkommens vereinzelter Jungbäume von *Podocarpus latifolius* bildet.

5 Diskussion

In diesem Kapitel wird nach einer kritischen Bewertung der verwendeten Fang- und Auswertungsmethoden (5.1) zunächst die Änderung der Diversität während des Regenerationsverlaufes (5.2) untersucht. Daran schließt sich eine Analyse des untersuchten Höhen- und Nutzungstransektes (5.3) insbesondere im Hinblick auf Diversität fördernde Faktoren an. Es folgt eine Betrachtung der Diversitätsmuster am Kilimanjaro (5.4), während abschließend (5.5) die wichtigsten Schlussfolgerungen aus dieser Arbeit vor dem Hintergrund der Schutzwürdigkeit und den Möglichkeiten der schonenden Nutzung dargestellt werden.

5.1 Kritische Bewertung der Methoden

5.1.1 Fangmethoden

Der Vergleich der beiden in dieser Studie verwendeten Fangmethoden macht die große Problematik der unterschiedlichen Zusammensetzung von Falterzönosen deutlich, die mit unterschiedlichen Methoden, in diesem Fall Fallenfang und Handaufsammlung am Leuchtturm, gefangen wurden.

Beide Verfahren haben ihre Vorteile. So erlaubt der Turmfang eine sehr selektive Auswahl der zu fangenden Tiere; der Großteil der Insekten, die neben den gewünschten Gruppen an den Turm kommen, kann geschont werden. Neben dem ethischen Aspekt ist dies wünschenswert, da etwa die großen kräftigen SpHINGIDEN oder auch große Käfer, die in den Fallen durch ihre Flugaktivitäten zum Teil die Flügel kleinerer Falter zerstören, entweder separat gesammelt oder am Turm sitzen gelassen werden können.

Andererseits ermöglichen automatische Lichtfallen die Erfassung von Artengemeinschaften über die Länge einer ganzen Nacht, ohne dass es nötig ist, die ganze Zeit die Falle zu beaufsichtigen. Es ist damit einer einzelnen Person möglich, viele Fallen parallel zu betreiben, was die geringere Fangeffektivität aber nicht ausgleichen kann. Auch ist der Fang am Leuchtturm von der Erfahrung der den Turm beaufsichtigenden Personen beim Fang der Tiere abhängig. Die

Ergebnisse des Fallenfangs sind in dieser Hinsicht objektiver. Insgesamt ist der Arbeitsaufwand im Feld bei Fallenfängen sehr gering, aber das Sortieren und Bearbeiten sehr umfangreicher Fänge sehr groß.

Die deutlich geringere Effektivität der Fallen trotz identischer Leuchtstoffröhren und der geringeren Fangdauer der Handaufsammlungen am Turm spricht ebenso wie die gute Erhaltung der am Turm gefangenen Tiere für die bessere Eignung des Turmfanges zur Erfassung der Geometridenzönosen.

Eine Auswertung einzelner Turmfänge in halbstündigen Zeitintervallen ergab, dass nach 21 Uhr die Anzahl der anfliegenden Falter stark zurückging (Scheuermann 2002). Es erscheint somit naheliegend, dass der Zeitabschnitt, in dem an den Türmen gefangen wurde, mit der Hauptaktivitätszeit der meisten Arten zusammenfällt. Die Tatsache, dass der überwiegende Teil der Arten, der mit der Falle im Verlauf der gesamten Nacht gefangen wurde, auch in den Turmfängen zu finden ist, zeigt, dass zumindest qualitativ das Arteninventar des Untersuchungsgebietes im Zeitabschnitt zwischen 19 und 22 Uhr schon weitestgehend komplett zu erfassen ist.

Allerdings scheinen einzelne Arten, etwa *Rhodophthitus arichannaria*, ihre Aktivitätsmaxima nicht im Zeitfenster zwischen 19 und 22 Uhr zu haben. Dies ist für jene Arten anzunehmen, die in den Fallenfängen wesentlich stärker repräsentiert sind als in den Turmfängen. Die weitgehende Übereinstimmung im Muster der dominanten Arten in den Turm- und Fallenfängen unterstreicht wiederum, dass dies nur wenige Arten sind.

Das deutlich größere Artenspektrum in den Turmfängen belegt andererseits, dass die Fallen nur selektiv einen geringen Anteil von weniger als 50% der Geometridenarten, die mit dem verwendeten Lampentyp angelockt werden können, überhaupt erfassen. Dabei waren die Anteile der Unterfamilien der Ennominen und Larentiinen in der Artenzusammensetzung bei beiden Fangmethoden weitgehend identisch. Allerdings zeigte die Falle, was die Verteilung der Individuen angeht, eine relativ höhere Fangeffektivität für Ennominen, während am Turm mehr Larentiinen gefangen wurden. Dies könnte

ein Indiz dafür sein, dass Ennominen (wie etwa *Rhodophthitus arichannaria*) auch nach 22 Uhr noch stärkere Flugaktivität zeigen oder ein zweites Aktivitätsmaximum am Morgen haben könnten.

Allerdings kann der Befund auch ein Artefakt sein, da nicht auszuschließen ist, dass Ennominen leichter in den Fangmechanismus der Fallen geraten, da sie im Durchschnitt größer und schwerer sind als Larentiinen (Brehm 2002) oder unterschiedliche Verhaltensmuster zeigen. Zur endgültigen Klärung dieser Frage wäre es bei zukünftigen Fängen sehr hilfreich, einzelne Turmfänge auf ganze Nächte auszudehnen.

Wichtig ist die unterschiedliche Fangeffektivität auch bei einem Vergleich von Daten verschiedener Arbeiten, denen unterschiedliche Fangmethoden zugrunde liegen. So stellte sich bei verschiedenen Studien heraus, dass die Arten-Abundanzspektren stark von dem verwendeten Fallentyp und vom verwendeten Lampentyp abhängen (z. B. Taylor & Brown 1972; Taylor & French 1974; Muirhead-Thomson 1991; Leinonen et al. 1998; Intachat & Woiwod 1999). Deshalb ist ein direkter Vergleich der ermittelten Diversitätswerte zwischen unterschiedlichen Studien nur dann aussagekräftig, wenn weitgehend identische Fangmethoden und Lichtquellen zum Einsatz kommen. Dies ist zum Beispiel der Fall bei den Turmfängen von Brehm (2002) in Ecuador, von Beck et al. (2002) und Schulze (2000) aus Borneo und bei den hier präsentierten Fängen am Kilimanjaro. Allerdings lassen sich Trends wie die Zu- oder Abnahme der Alpha-Diversität und die Änderung der Zönosen entlang von Höhentransekten oder in Abhängigkeit von Störungseinflüssen bzw. Änderungen von Verteilungsmustern etc. auch bei unterschiedlichen Fangmethoden vergleichen.

Es wäre in Zukunft wünschenswert, wenn sich standardisierte Fangmethoden für die Untersuchung von Zönosen abgelegener Standorte etablieren würden. Dabei ist zu beachten, dass die aktuell am häufigsten verwendeten Fallen-Lampenkombinationen (einen guten Überblick gibt Muirhead-Thomson 1991) wegen ihrer Abhängigkeit von Generatoren oder ähnlichen Stromquellen und ihrer Größe, Empfindlichkeit und ihres Gewichtes wenig geeignet für Untersuchungen an weit abgelegenen Standorten erscheinen. Für solche Arbeiten ist aus

abschließender Sicht der Turmfang gerade auch mit schwachen Lichtquellen, wie es die 15 W-Schwarzlichtröhren darstellen, als sehr effektive, robuste und flexible Erfassungsmethode besonders gut geeignet. So lassen sich Fänge mit einer hohen räumlichen Auflösung durchführen, während bei der Verwendung sehr heller Lampen habitatfremde Arten aus weiterer Entfernung angelockt werden und sich die habitatspezifischen Verbreitungsmuster nicht so deutlich herausbilden können.

5.1.2 Einflüsse von Saisonalität und Witterung auf die Lepidopterenzönosen

Saisonalität

Saisonale Effekte sind in temperaten Regionen, wo das Auftreten der unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Falter jeweils an bestimmte Jahreszeiten gebunden ist, stark ausgeprägt (z. B. Gutiérrez & Menéndez 1998 und darin zitierte Arbeiten; Thomas 2002). Auch in den Tropen treten Schwankungen in Anzahl und Häufigkeit von Insektenarten im Jahresverlauf wie auch von Jahr zu Jahr auf, insbesondere in Gebieten mit einem starken saisonalen Wechsel von Regen- und Trockenzeiten (z. B. Wolda 1978; Spitzer et al. 1993; Guedes et al. 2000; DeVries & Walla 2001; Wagner 2001). Dass saisonale Effekte bei Nachtfaltern unter ausgeglichenen immerfeuchten tropischen Bedingungen nicht sehr stark ausgeprägt sind, belegen Hebert (1980; siehe auch Brehm 2002) für das Bergland Papua Neuguineas und Orr & Häuser (1997) in einem tropischen Tieflandregenwald auf Borneo.

Um den Einfluss saisonaler Effekte auf die Fangergebnisse zu minimieren, wurde der Turmfang am Kilimanjaro auf die Zeiträume kurz vor Beginn bis zum Ende der beiden jährlichen Regenzeiten und somit auf die Zeit von Mitte Oktober bis Ende Januar und von Anfang März bis Mitte Mai beschränkt. Während der langen Trockenzeit im Zeitraum zwischen dem 16. Mai und dem 13. Oktober wurden im Untersuchungszeitraum keine Turmfänge durchgeführt. Allerdings zeigten die Fallenfänge aus dieser Zeit, dass sich zumindest das Artenspektrum nicht wesentlich ändert, wobei die ohnehin sehr geringe Zahl der pro Nacht gefangenen Individuen in den Trockenzeiten noch niedriger ist. Aufgrund der sehr geringen

Individuenzahlen war es nicht möglich, Änderungen im Abundanzspektrum der Arten in diesem Zeitraum näher zu untersuchen.

Im zentralen Untersuchungsgebiet trat während der gesamten Untersuchung kein Zeitraum von mehr als zwei Wochen ohne Niederschlag auf. Die saisonalen Unterschiede zwischen Regen- und Trockenzeit wirkten sich hier hauptsächlich auf die Menge des Niederschlags aus (Schrumpf, pers. Mitt.). Es ist daher zu erwarten, dass in diesem Gebiet saisonale Effekte weiter abgeschwächt werden.

Witterung

Verschiedene Faktoren der Witterung wirken sich auf die Abundanzmuster von Faltern und die Fangeffektivität des Lichtfanges aus. Der Einfluss der Mondphase auf die Lichtfänge wurde schon an anderer Stelle erläutert (Kapitel 3.2.3). Daneben beeinflusst aber auch die Temperatur die Diversitätsmuster der Fänge (McGeachie 1989; Guedes *et al.* 2000). Die Windgeschwindigkeit hat ebenfalls einen deutlichen Einfluss auf die Anzahl gefangener Arten und Individuen, die bei stärkerem Wind signifikant zurückgeht (Persson 1976; Yela & Holyoak 1997).

Dass insbesondere der Niederschlag, der in den inneren Tropen – gegenüber der Temperatur in den gemäßigten Breiten – auch der wichtigste Saison-bestimmende Faktor ist, die Diversität der Insekten steuert, wurde in diesem Kapitel schon erwähnt. Dabei hat der Niederschlag nicht nur direkten Einfluss auf die Aktivitätsmuster von Faltern, sondern beeinflusst auch die Diversität in folgenden Monaten (Intachat *et al.* 2001) und sogar Jahren (Roy *et al.* 2001).

Die Fänge der Nachtfalter am Kilimanjaro wurden bei jeder Witterung durchgeführt, sie erfolgten dabei parallel an drei Standorten gleichzeitig. Alle Standorte wurden in möglichst regelmäßigen, großen Zeitabständen aufgesucht, um so z. B. zu Beginn und gegen Ende der Regenzeiten in engem zeitlichen Rahmen die Geometridenzönosen aller Untersuchungsflächen zu erfassen.

Insgesamt fiel bei den Turmfängen auf, dass die Falter bei einsetzendem Regen weiter aktiv waren, wobei direkt im Anschluss an heftige, kurze Schauer, die

besonders zu Beginn der großen Regenzeit häufig waren, nach subjektivem Eindruck der stärkste Anflug zu beobachten war. Da Regenereignisse nicht regelmäßig auftraten, sind Einflüsse der Witterungsbedingungen auf die vorgestellten Ergebnisse nicht auszuschließen. Daher wurde versucht, durch die Auswahl geeigneter statistischer Verfahren den Einfluss der Witterung auf die Ergebnisse zu minimieren.

Wanderverhalten

Wandernde Falter (z. B. Reinhard & Harz 1989; Scoble 1992) stellen ein weiteres Problem bei der Erfassung von Artenspektren dar, da sie während der Wanderungen lokal nur für kurze Zeit auftreten. Die am Kilimanjaro in höheren Lagen auftretenden Sphingiden scheinen – wie eine Reihe von in Deutschland auftretenden Sphingiden auch – ein Migrationsverhalten zu zeigen. Dies legen zumindest die stark schwankenden Abundanzen von Sphingiden in den Fallenfängen nahe.

So wurden in nur 7 einzelnen Nächten jeweils zwischen März und Mai in den Jahren 2000 und 2001 (bei 37 Fangnächten in diesem Zeitraum und 68 Fangnächten insgesamt) 94% (210) aller Individuen (223) aus der Familie der Sphingiden gefangen. Die größten Individuenzahlen wurden dabei am Anfang der großen Regenzeit am 29.04.2000 (6 Arten mit 72 Individuen (entspricht 32% aller gefangenen Individuen)) erreicht, während am Tag davor auf den selben Flächen kein einziges Individuum gefangen wurde. Auch nach dem 06.05.2000 wurde im gesamten Mai nur noch eine einzige Sphingidae gefangen. Das plötzliche Auftreten und Verschwinden legt nahe, dass es sich hierbei um wandernde Tiere handelt, zumal für einen Teil der Arten (etwa *Agrius convolvuli* und *Acherontia atropos*) ein saisonales Wanderverhalten gut bekannt ist. Bemerkenswert ist das Auftreten von gemischten Artengruppen der Schwärmer während der Fangmaxima. Es scheint sich hierbei also um synchronisierte Migrationen mehrerer Arten zu handeln.

Ähnliche Schwankungen in den Fangzahlen traten bei den Geometriden nicht auf. Es wird von Geometriden auch allgemein angenommen, dass es sich bei ihnen

um eher stationäre, nicht sehr flugstarke Arten handelt, die starke Bindungen an ihr jeweiliges Habitat zeigen, was ihre gute Eignung als Indikatoren etwa für Störungseinflüsse begründet (Schulze 2000; Brehm 2002; Thomas 2002). Allerdings gibt es auch in der Familie der Geometriden einige wenige Arten, für die ein Wanderverhalten beschrieben ist, am Kilimanjaro kamen aus dieser Gruppe die Arten *Rhodometra saccharia* (Sterrhinae) und die vom Kilimanjaro beschriebene, aber in den Fängen dieser Arbeit nicht aufgetretene *Orthonama obstipata* (Larentiinae) vor.

5.1.3 Vertikale Stratifikation der Geometridenzöosen im Wald

Dass im Kronenraum tropischer Wälder distinkte Artengemeinschaften von Arthropoden auftreten können, ist bekannt (z. B. Holloway & Stork 1991; Erwin 1992; Basset 2001). Es stellt sich nun die Frage, inwieweit auch bei Faltern als mobiler Tiergruppe eine Stratifikation der Artengemeinschaften in Wäldern auftritt.

Tatsächlich wurden bei Untersuchungen im Kronenraum geschlossener Wälder distinkte Kronenraumgesellschaften tagaktiver Lepidopteren (Burd 1994; DeVries et al. 1997; Orr & Häuser 1997; DeVries et al. 1999; Schulze et al. 2001) wie auch von nachtaktiven Faltern aus verschiedenen Familien (Sphingidae: Corbet 1961; Makrolepidoptera: Willott 1999; Pyraloidea und Sphingidae: Schulze 2000) belegt, wobei Kronenraumarten in offenen Landschaften oft auch am Boden anzutreffen sind (Schulze et al. 2001; Schulze & Fiedler 2003).

Über die Gründe der Stratifikation von Falterzöosen im Wald herrscht noch Unklarheit. Basset et al. (1998) argumentieren, dass Tagfalter in der Mehrzahl heliophile Tiere sind und daher innerhalb von dichten, geschlossenen Wäldern nicht mit einer sehr hohen Diversität der Falter zu rechnen ist. Die Tiere fliegen verstärkt im Kronenraum der Wälder, so dass es zu einer Trennung in eine kleine Gruppe schattentoleranter Arten in den unteren Straten im Wald und eine größere Gruppe der heliophilen Arten im Kronenbereich kommt. Gegen diese Theorie spricht aber, dass das Maximum der Tagfalterartendiversität in vielen Untersuchungen nicht im Kronenraum lag (z. B. DeVries et al. 1999; Schulze et al. 2001).

Als Grund, der gegen ein Diversitätsmaximum im obersten Kronenraum spricht, geben Schulze et al. (2001) an, dass Vögel, die sich von fliegenden Insekten ernähren, verstärkt im Kronenraum fliegen und somit die Falter hier einem erhöhten Prädatorendruck ausgesetzt sind. Trotz dieses Druckes beobachteten die Autoren im Kronenraum eine hohe Diversität von blütenbesuchenden Tagfaltern und von Sphingiden, die hier das im Vergleich zum schattigen Waldinneren größere Blütenangebot nutzten, während fruchtsaugende Nymphaliden eher nahe am Waldboden flogen, wo faulende Früchte zu erwarten waren. Hier wird das Nahrungsangebot für adulte Falter als ein Grund für die Stratifikation angegeben.

Beccaloni (1997) fand darüber hinaus auch eine starke Beziehung zwischen der Höhe des Futterpflanzenangebotes für die Raupen und der Flughöhe einzelner Tagfalterarten sowohl bei Ithomiinae (Nymphalidae) als auch bei waldbewohnenden Tagfaltern in Großbritannien.

Bei Untersuchungen von Geometriden traten auf Borneo (Beck 1998a; Beck *et al.* 2002) kaum Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Fänge in Bodennähe und im Kronenraum auf, wohl aber unterschieden sich die Abundanzmuster einzelner Arten. Intachat und Holloway (2000) zeigten in einem Tieflandregenwald in Malaysia, dass die Diversität von Geometriden im Kronenraum unter der im Unterwuchs lag. Auch hier äußerten sich Unterschiede eher in den Abundanz als in den Artenspektren der Falter.

Am Kilimanjaro erscheint es aufgrund der besonderen Zusammensetzung des Waldes mit einer geringen Abundanz an großblütigen Pflanzen innerhalb der Epiphyten und einem dichten Unterwuchs an Sträuchern und Baumjungwuchs im Vergleich zu Wäldern Südamerikas und Südostasiens unwahrscheinlich, dass eine ausgeprägte vertikale Stratifikation innerhalb der Geometridenzönosen auftritt. Innerhalb der Epiphyten stellen am Kilimanjaro Farngewächse und Moose – beide keine typischen Raupenfutterpflanzengruppen – bezüglich Artenzahl und Abundanz die wichtigsten Gruppen dar. Eine Stratifikation wäre so weder mit einem großen Nahrungsangebot für Falter noch für Raupen zu begründen.

Bei einzelnen parallel im mittleren Kronenraum und in Bodennähe durchgeführten Fallenfängen wurden darüber hinaus keine auf den Kronenraum beschränkten Geometridenarten gefunden, und die Anzahl der pro Nacht gefangenen Individuen lag in den Kronenraum-Fallen jeweils unter der Anzahl von Individuen in den bodennahen Fallen.

Es erscheint daher unwahrscheinlich, dass innerhalb der Geometridenzönosen im Bergwald des Kilimanjaro eine starke Aufteilung in Kronenraum- und Unterwuchsgemeinschaften stattfindet und es ist zu rechtfertigen, die Beprobung auf die bodennahen Straten zu begrenzen.

5.1.4 Analyse der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Geometridenzönosen

Bei der Analyse sowohl der Waldregeneration als auch des Höhentransektes wurden mit Hilfe von kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) Zusammenhänge zwischen der Vegetationsstruktur und –zusammensetzung und den Geometridenzönosen untersucht.

Die Regenerationsstadien im zentralen Untersuchungsgebiet trennten sich bei den kanonischen Korrespondenzanalysen (Abb. 4.19, 4.20 und 4.21) jeweils deutlicher voneinander als bei der multidimensionalen Skalierung der Distanzmatrizen der Falterzönosen auf Basis des Sørensen- (Abb. 4.7) und des NESS-Index ($m=1$: Abb. 4.8, $m=37$: Abb. 4.9). Die Änderung der unabhängigen Parameter im Regenerationsverlauf war somit deutlicher als die der Geometridenzönosen. Die Eigenwerte und damit auch die erklärten Varianzen der kanonischen Achsen waren insgesamt sehr gering. So lag die mit den ersten beiden Achsen erklärte Varianz insgesamt immer unter 30%, der überwiegende Anteil der die Verteilung der Falter auf die Untersuchungsflächen bestimmenden Faktoren blieb also unbekannt.

Bei der Analyse des Höhentransektes gingen die Eigenwerte der CCA noch weiter zurück. Hier wurden anhand der floristischen wie auch der Vegetationsstrukturparameter nur zwischen 16 und 18% der Gesamtvarianz erklärt.

Gleichzeitig führten die drei Analysen auf Grundlage von floristischen Gruppen (Abb. 4.41), der Vegetationsstruktur (Abb. 4.42), und von einer Mischung dieser Parameter mit weiteren abiotischen und biotischen Faktoren (Abb. 4.43) zu sehr ähnlichen Ergebnissen. In allen Fällen erfolgte eine Anordnung der Flächen weitgehend in der Reihenfolge ihrer Höhenlage in einer Hufeisenform. Damit entsprach das Ergebnis auch dem der Korrespondenzanalyse (Abb. 4.29) und der MDS der Geometridenzönosen auf Basis des Sørensen-Index (Abb. 4.30). Diese Anordnung erscheint somit im Datensatz der Geometridenzönosen inhärent und kein Artefakt zu sein (Palmer 1993). Die CCA erlaubte eine gute Analyse der Weise, wie und wie stark einzelne Faktoren auf die Falterzönosen wirken und welche Faktoren die stärksten Einflüsse haben.

Die Kombination von floristischen und strukturellen Parametern in einer gemeinsamen CCA ergab keine deutliche Erhöhung der erklärten Varianz des Geometridendatensatzes. Es muss also angenommen werden, dass die unterschiedlichen Merkmalsgruppen jeweils in eine ähnliche Richtung wirken. Gleichzeitig erklärte die CCA auf Grundlage von den vier floristischen Merkmalen, entlang denen die Geometridenzönosen am stärksten variieren, wie auch die der vier entsprechenden strukturellen Merkmale auf den ersten beiden Hauptachsen ähnlich große Anteile der Gesamtvarianz. Eine Festlegung, welches der beiden Systeme, floristische oder strukturelle Analyse, in diesem Fall die Zusammensetzung der Geometridenzönosen besser erklärt, lässt sich aufgrund dieser Analysen nicht treffen.

Ein generelles Problem der CCA ist dabei, dass sie nur lineare Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und den abhängigen Variablen, in diesem Fall der Verteilung der Geometriden auf die Fänge der Untersuchungsflächen, berücksichtigt (Glavac 1996). Allerdings erbrachten auch versuchsweise durchgeführte logarithmische Transformationen einzelner Parameter, etwa der Alpha-Diversität verschiedener Pflanzentaxa und Lebensformgruppen, keine deutliche Erhöhung der erklärten Varianz.

Ein weiteres Problem der CCA stellt die völlige Überdeckung der Variation der Geometridenverbreitung dar, die autonom von den zur Ordination verwendeten

unabhängigen Variablen im Datensatz vorhanden ist (Økland 1996). Um diesen Effekt zu minimieren, wurden jeweils zwei Ordinationen durchgeführt, um aus einer Vielzahl an unabhängigen Variablen diejenigen auswählen zu können, entlang denen die Geometridenzönosen die größte Variation zeigen.

Beim Manteltest schließlich zeigte sich, dass die Distanzmatrix der floristischen Aufnahmedaten wesentlich stärker mit den Geometridenzönosen korreliert als die strukturbasierte Distanzmatrix. In diesem Fall verändern sich die Falterzönosen im Untersuchungsgebiet linear zu den Gefäßpflanzenzönosen, während dies für die Vegetationsstruktur in ihrer Gesamtheit nicht gilt. Zu beachten ist dabei, dass der Mantel-Test nur lineare Zusammenhänge erfaßt. Nicht-lineare Korrelationen zwischen der Vegetationsstruktur und der Zusammensetzung der Geometridenzönosen sind also nicht auszuschließen.

5.2 Regeneration des Bergregenwaldes am Kilimanjaro

Die Kenntnis einzelner Parameter, die von den Untersuchungsflächen im zentralen Untersuchungsgebiet vorliegen, ermöglicht es, die Flächen in ein hypothetisches Regenerationsmodell einzugliedern, das wiederum Grundlage bietet für die weitere Interpretation der Arten-Abundanz-Spektren der Lepidopteren, der Phytodiversität und der Vegetationsstruktur.

Eine kritische Frage bei der Einordnung der Waldflächen im zentralen Untersuchungsgebiet ist, ob der obere und der untere Wald unterschiedliche Waldregenerationsstadien oder Walddegradationsstadien darstellen – oder ob alleine auf Grund der Unterschiede in der Höhenlage hier zwei verschiedene Waldtypen zu erwarten sind. Zur Beantwortung dieser Frage ist es sinnvoll, zunächst die Geschichte des Bergwaldes unter dem Einfluss des Menschen näher zu betrachten.

5.2.1 Geschichte des Bergregenwaldes am Kilimanjaro

Der Bergwald des Kilimanjaro erstreckte sich klimatischen Daten zufolge ursprünglich auf der Südseite des Berges bis hinunter auf etwa 1000 m (z. B.

Schmidt 1989; Mwasaga 1991; Hemp 2002) und bedeckte damit weitgehend den Bereich der rezenten Agroforstwirtschaft. Der Bergwald wurde infolge der menschlichen Besiedlung aber besonders auf der feuchten und fruchtbaren Südseite stark zurückgedrängt.

Die Besiedlung des Berges begann vor etwa 2000 Jahren (Schmidt 1989). In der frühen Eisenzeit und den folgenden Epochen im Zeitraum zwischen 500 a.C. und 500 p.C. begannen Menschen in ganz Ostafrika, in die Wälder vorzudringen – mit gravierenden Folgen für Vegetation und Tiere. Am Kilimanjaro wurden in der frühen Eisenzeit die Hänge bis etwa 1700 m intensiv besiedelt. Diese Besiedelung des Kilimanjaro von einer Landwirtschaft betreibenden Bevölkerung setzte sich im gesamten anschließenden Zeitraum bis auf den heutigen Tag fort (Odner 1971).

Dabei wuchs die Bevölkerung zunächst sehr langsam oder blieb sogar stabil (Rodgers 2001). Spätestens im 17. Jahrhundert wurde das komplexe Bewässerungssystem der Chagga entwickelt (Hemp 1999a), das die Basis für das nachhaltige System der Agroforstwirtschaft bildete und als Ausdruck einer angepassten Landnutzung gesehen werden kann, bei der der obere Bergwald weitgehend erhalten blieb (Rodgers 2001).

In den letzten 70 bis 100 Jahren setzte am Kilimanjaro ein dramatisches Bevölkerungswachstum ein – die Bevölkerung an den Hängen des Kilimanjaro verdreifachte sich innerhalb der vierzig Jahre zwischen 1948 und 1988 (Gamassa 1991). Gegenüber den Bevölkerungsschätzungen von 1899 (Widenmann 1899) ist die Bevölkerung bis 1988 sogar um das Sechzehnfache gestiegen.

Das Bevölkerungswachstum und die damit einhergehende Landknappheit führte in der Folge zum Ausweichen eines Teils der Bevölkerung am Südhang in höhere Lagen bis direkt an die rezente untere Waldgrenze des Bergwaldes heran (O'Kting'ati & Kessy 1991). Trotz des steigenden Drucks durch die Bevölkerung verschob sich dabei diese Grenze im Zeitraum zwischen 1958 und 1987 kaum – abgesehen von den Bereichen, in denen das Tanzania Forestry Department den natürlichen Bergwald durch Forstplantagen ersetzte (Lamprey *et al.* 1991).

Es kam aber schon in der ersten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts zu massiven Veränderungen innerhalb des Bergwaldes. Nachdem sich unter deutscher Kolonialherrschaft das Interesse weitgehend auf die Usambara-Berge konzentriert hatte (Schabel 1990), wurde unter britischer Verantwortung zwischen 1924 und 1927 vom Forest Department eine Studie über die Holzressourcen des Bergwaldes am Kilimanjaro erstellt. Trotzdem war die Forstwirtschaft hier vor Beginn des zweiten Weltkriegs erst langsam im Aufbau, und es wurde im Wald nur wenig Holz (überwiegend Kampferholz, *Ocotea usambarensis*) eingeschlagen.

Dies änderte sich aber schlagartig mit der stark gestiegenen Nachfrage im Zweiten Weltkrieg. So stieg die Menge eingeschlagenen Holzes zwischen 1941 und 1942 am Kilimanjaro um mehr als das Hundertfache (Wood 1964b), wobei das Holz von verschiedenen Sägewerken direkt an den Hängen des Berges bearbeitet wurde.

Ein Sägewerk befand sich auch im Bereich des unteren Bergwaldes oberhalb von Machame auf etwa 2000 m Höhe (DOS 1968). Es muss davon ausgegangen werden, dass in diesem Sägewerk insbesondere *Ocotea usambarensis* aus den unteren, besser zugänglichen Teilen des zentralen Untersuchungsgebietes verarbeitet wurde.

Schon 1941 wurde von der Kolonialregierung eine Pufferzone zwischen dem Kulturland der Chagga und dem Bergwald, der sogenannte Half Mile Forest Strip, ausgewiesen. Der Wald dieses Gebietes war damals in einem sehr schlechten Zustand, weite Teile dieser Zone wurden aber schnell mit verschiedenen exotischen Hölzern aufgeforstet.

Durch diese Pufferzone wurde nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges zunächst viel Druck vom oberhalb wachsenden Naturwald genommen. Allerdings änderte sich dies mit dem Wechsel der Verwaltung von den Dörfern zum Distrikt und schließlich zur Zentralregierung, der verbunden war mit einer starken Einschränkung der Nutzungsrechte der Bevölkerung (Kivumbi & Newmark 1991). Als Reaktion auf diese Einschränkungen begann verstärkter illegaler Holzeinschlag in der Pufferzone, aber auch auf darüber liegenden Flächen im

übrigen Forest Reserve, wo vorwiegend *Ocotea usambarensis* geschlagen wurde. Dieser illegale Holzeinschlag dauert bis heute an. Dabei nimmt die Intensität des illegalen Einschlags mit der Nähe zu den Siedlungen zu, nach Hemp (1999b) werden aktuell Kampferbäume bis in Höhen von 2500 m gefällt.

5.2.2 Regenerationsschema

Die oben geschilderte Entwicklung bietet eine Erklärung für das fast vollständige Fehlen von großen *Ocotea-usambarensis*-Bäumen auf den Waldflächen im unteren Waldbereich, der in der Nähe des ehemaligen Sägewerkes liegt. Dass das Fehlen nicht auf spezifische klimatische oder geologische Bedingungen zurückzuführen ist, zeigen einerseits die sehr geringen Unterschiede der Niederschlagsmessungen in den beiden Bereichen. Andererseits verdeutlicht das Vorkommen einzelner, sehr großer Kampferbäume, etwa auf der Fläche 105 und in der Nähe weiterer Untersuchungsflächen im unteren Waldbereich wie auch die Präsenz mächtiger alter Baumstümpfe, aus denen vereinzelt junge *O.-usambarensis*-Bäume wachsen, dass *O. usambarensis* in früherer Zeit den Wald auch in tieferen Lagen wesentlich stärker geprägt hat, als dies aktuell der Fall ist.

Gleichzeitig wachsen derzeit auf allen Flächen im unteren Waldbereich junge Kampferbäume. Somit kann sich dieser Bereich potentiell wieder in einen *Ocotea*-dominierten Wald entwickeln, wie ihn der Wald des oberen Bereiches heute noch darstellt. Schließlich deutet auch das starke Auftreten von *Macaranga kilimanjarica* auf den Waldflächen des unteren Bereiches an, dass es sich hier um einen gestörten Waldbereich handelt, da *Macaranga*-Arten in Afrika zu den Pionierbaumarten zählen (Swaine & Whitmore 1988; Whitmore 1993). *M. kilimanjarica* wächst auch in den Wäldern des Mt. Kenya hauptsächlich auf stark gestörten Standorten (Bussmann & Beck 1995a).

Somit muss – nicht zuletzt auch aufgrund der während der Feldarbeiten beobachteten illegalen Holzeinschläge – davon ausgegangen werden, dass die Waldflächen des unteren Waldbereiches stark gestört sind, sich aber potentiell zu Wäldern entwickeln könnten, die denen des oberen Waldbereiches stark ähneln

(Regenerationsschema Abb. 5.1). Dabei lassen sich einige Flächen des unteren Waldbereichs (Flächen 104 und 105) – aufgrund der Ähnlichkeit des floristischen Arteninventars zu den Waldflächen des oberen Bereiches (siehe Abb. 4.16 und 4.17) wie auch des großen maximalen BHD der Bäume auf diesen Flächen – von den übrigen Waldflächen des unteren Bereiches trennen und im Regenerationsschema zwischen diese und die oberen Waldflächen stellen.

Die Fläche 6 wiederum ähnelt in Bezug auf die Artenzusammensetzung ebenfalls den oberen Waldflächen, aber auf dieser Fläche erreichen die Bäume deutlich geringere maximale Stammdurchmesser. Fläche 6 steht somit zwischen den Flächen 4 und 5, die die jüngsten untersuchten Sekundärwälder repräsentieren, und den Flächen 104 und 105, die insgesamt den nur wenig beeinflussten, sehr naturnahen Flächen des oberen Waldes stark ähneln.

Das Initialstadium der Regeneration bilden im zentralen Untersuchungsgebiet die großen Lichtungsflächen. Auch diese Standorte sind potentielle Waldstandorte, was an einzelnen noch nicht vermoderten Baumstämmen und -stümpfen auf den Flächen zu erkennen ist. Allerdings ist rezent auf diesen Flächen keine erfolgreiche Regeneration von Baumarten festzustellen, und alle größeren Sträucher, die eventuell noch von der Rodung des Waldes übrig geblieben sind, sind unter einer dicken Schicht aus *Rubus steudneri* und anderen Lianen begraben. Hier ist daher mit einer langsamen Etablierung des Waldes, ausgehend vom Rand der Lichtungen und einzelnen verbliebenen Gehölzinseln, zu rechnen, wie sie auch in gemäßigten Breiten bei der Verbuschung von Rasen- und Brachegesellschaften häufig zu beobachten ist (z. B. Kollmann 1992a; Kollmann 1992b; Schreiber 1993).

An den Westhängen des Kilimanjaro sind ähnliche Lichtungsflächen häufig. Diese Lichtungen existieren dabei schon mehrere Dekaden als waldfreie Bereiche (Wood 1964a). Die Flächen dort unterliegen aber deutlich trockeneren klimatischen Bedingungen als die Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet. Sie wurden vor der Einrichtung des Forest Reserve Anfang des letzten Jahrhunderts von den Maasai als Weide genutzt und oft gebrannt, was zu einer weiteren Vergrößerung der Lichtungsflächen führte. Gründe, die auch aktuell ein

Offenhalten dieser Flächen bedingen, sind einerseits Brände, die oftmals von Honigsammlern gelegt werden und insbesondere in trockenen Jahren zu gravierenden Schäden führen können. Andererseits spielt auch die Beweidung durch Wildtiere eine Rolle (Wood 1964a).

All diese Faktoren unterscheiden die großen langfristig stabilen Lichtungen im Westen des Berges von den Lichtungen im zentralen Untersuchungsgebiet. Allerdings weisen auch auf den Lichtungsflächen im zentralen Untersuchungsgebiet verkohlte Pflanzenteile darauf hin, dass hier Brände in trockenen Jahren (etwa 1996/97, siehe Salehe 1997) möglich sind. Diese können bei zu hoher Störungsfrequenz eine Wiederbewaldung und damit eine Regeneration des Bergwaldes dauerhaft verhindern.

Eine Sonderstellung nimmt die kleine Baumsturzlichtung Fläche 13 ein. Dieses Gap ist auf anthropogenen Einfluss zurückzuführen, wie abgesägte Baumstämme zeigen. Es ist mit nur etwa 500 m² wesentlich kleiner als die mehrere 1000 m² messenden großen Lichtungen und wird auch durch Bäume stark beschattet. Darüber hinaus ist die Fläche stark verbuscht, während *Rubus steudneri* nur vereinzelt vorkommt und die Wiederbewaldung nicht maßgeblich zu beeinflussen scheint.

Insgesamt ergibt sich für die Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes das folgende Regenerations- bzw. Degenerationsschema:

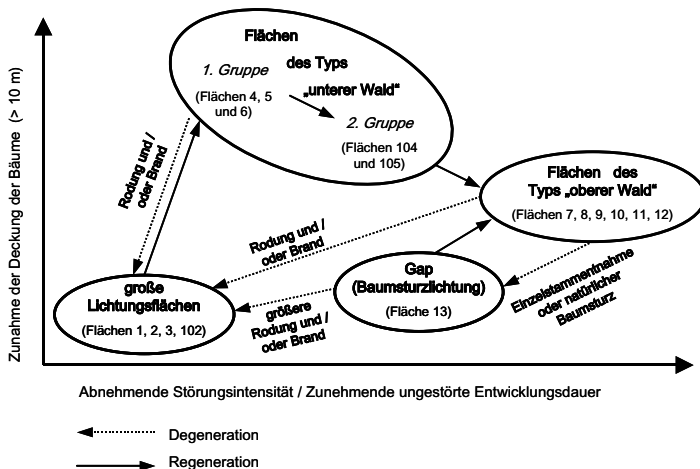


Abb. 5.1: Regenerationsschema für den Bergregenwald des zentralen Untersuchungsgebietes (2000 – 2350 m ü. NN).

5.2.3 Änderungen der floristischen Artenzusammensetzung und der Falterzöosen mit fortschreitender Regeneration

5.2.3.1 Hypothesen zum Einfluss von Störungen auf die Diversität

Bevor die Veränderungen der Geometriden- und Phytodiversität im Laufe der Bergwaldregeneration des Kilimanjaro diskutiert werden, werden einige der wichtigsten Hypothesen zur Beeinflussung der Diversität von Organismen vor dem Hintergrund von Störung und Regeneration erläutert.

Grundthese aller Modelle zur Veränderung und Erhaltung von Diversität bildet das auf Volterra (1928) zurückgehenden Konkurrenzausschlussprinzip (Hardin 1960).

Danach können Arten, die identische Ressourcen in identischer Weise nutzen, in einem System langfristig nicht koexistieren.

Diversität wird in den folgenden Modellen primär als Artenzahl pro Fläche definiert, Häufigkeitsverteilungen spielen nur eine untergeordnete Rolle. Generell stehen sich nun zwei Grundannahmen zu Änderung und Erhaltung der Diversität gegenüber. Die ältesten Modelle gehen von der Annahme eines Gleichgewichtszustandes aus, in dem sich natürliche Systeme befinden bzw. zu dem sie sich immer wieder entwickeln, wenn sie gestört werden (Clements 1936). In diesen Systemen wird im Gleichgewichtszustand eine hohe Diversität ohne einen Wechsel des Artenspektrums aufrechterhalten. Als Begründung für die Erhaltung der Diversität werden dabei mehrere Hypothesen angeführt:

Zum einen könnte eine extreme Einnischung und Spezialisierung aller Arten entlang von Gradienten der unterschiedlichen Umweltparameter (Nischenhypothese) dafür sorgen, dass sehr viele Arten entlang der sich so ergebenden Nischenachsen koexistieren, ohne sich durch Konkurrenz zu verdrängen. Als Gegenargument gegen diese Hypothese lässt sich zumindest für artenreiche Tieflandregenwälder anführen, dass es unwahrscheinlich ist, dass sich hunderte von Baumarten, die zum Teil auf wenigen Hektar großen Flächen Tieflandregenwaldes nebeneinander existieren und alle um dieselben Nährstoffe, Licht und Wasser konkurrieren, dort so fein einnischen konnten (Connell 1978; Whitmore 1993).

Eine weitere Hypothese beruht auf der Annahme, dass immer die häufigsten Arten auch dem größten Druck durch Prädatoren oder Krankheiten ausgesetzt sind, so dass sie niemals so dominant werden, dass sie andere Arten im System völlig unterdrücken. Diese Annahme wird von Connell (1978) als kompensatorische Mortalitätshypothese bezeichnet.

Bei der zweiten Grundannahme wird davon ausgegangen, dass sich Ökosysteme nur selten in einem Gleichgewichtszustand befinden, sondern vielmehr ein ständiger Wechsel von Arten stattfindet. Dieser Wechsel erhält in den Systemen

die Diversität, weil die Systeme durch Störungen immer wieder daran gehindert werden, doch einen Gleichgewichtszustand zu erreichen.

Die erste und wichtigste der auf dieser Annahme beruhenden Hypothesen ist die auf den Ergebnissen von Grime (1973) und Horn (1975) basierende Intermediate Disturbance Hypothesis (Connell 1978). Viele Hinweise, die diese Hypothese belegen, kommen dabei aus der Sukzessions- und Regenerationstheorie. Die Hypothese besagt, dass der Zustand höchster Diversität an Arten bei einer mittleren Störungsgröße, Störungsfrequenz wie auch einem mittleren vergangenen Zeitraum seit der letzten Störung erreicht wird.

Die dieser Hypothese zugrunde liegende Vorstellung besteht darin, dass direkt nach einer Störung zunächst nur wenige Samen bzw. Besiedler von nur wenigen Arten auf der offenen Fläche ankommen oder noch vorhanden sind. Werden die Zeiträume nach der Störung größer, so wandern immer mehr Arten ein und entwickeln sich auf der Fläche, die Diversität steigt. Zwei Prozesse führen nach einiger Zeit aber wieder zu einer Reduktion der Artenzahl. Zum einen werden sich die Arten, die die gegebenen Ressourcen am Besten nutzen können, auf Dauer gegen konkurrenzschwächere Arten durchsetzen, zum anderen wird selbst bei gleicher Konkurrenzstärke von Arten die langlebigere bzw. krankheitstolerantere Art auf Dauer immer mehr Flächenanteile besetzen und sich so durchsetzen.

Die gleiche Chancen-Hypothese (Sale 1977; Hubbell 1979) geht von der Annahme aus, dass Arten im Raum alle gleichartige Eigenschaften zur Kolonisierung und Verteidigung des kolonialisierten Raumes gegen andere Arten haben sowie gleich stark auf Störungen sowie Prädatoren reagieren. Darüber hinaus treten Störungen so oft auf, dass Arten nur durch sie Mortalität erleiden. Unter solchen Umständen entscheidet der Zufall sowie die vor der Störung vorherrschende Häufigkeit der einzelnen Arten über den Kolonisationserfolg und damit letztendlich über die Diversität. Diese Hypothese gründet jedoch auf Voraussetzungen, die nur in sehr oft gestörten Systemen auftreten können, sie lässt sich somit nicht auf Wälder mit ihren langen Entwicklungszeiten übertragen.

Bei der Hypothese der graduellen Änderung wird davon ausgegangen, dass das Erreichen eines Gleichgewichtszustandes durch dauernde Wechsel der äußeren Umstände verhindert wird, wobei Arten nicht lange genug für sie optimale Zustände vorfinden, um andere Arten durch Konkurrenzausschluss endgültig zu unterdrücken. Hier verhindern also graduelle Wechsel und nicht wiederkehrende Störungen das Erreichen eines Gleichgewichtszustandes mit niedriger Diversität, ansonsten ist diese Hypothese nur eine Abwandlung der Intermediate Disturbance Hypothesis.

Modellrechnungen zeigen, dass der Trend der höchsten Diversität bei mittlerem Störungslevel ein generelles Prinzip darstellt unter der Annahme, dass Arten nicht gleichzeitig resistent gegen Störungen und konkurrenzstark gegenüber anderen Arten sind (Pertraitis *et al.* 1989).

Bei einem Ansatz, der unabhängig von Störungsereignissen die Diversität eines Raumes zu erklären versucht, stehen gegenüber den bisher betrachteten lokalen Interaktionen regionale Prozesse, insbesondere das Zu- und Abwandern von Arten, im Vordergrund (Hanski 1982; Ricklefs 1987; Cornell & Lawton 1992). Taylor *et al.* (1990) formulierten vor diesem Hintergrund die Artenpool-Hypothese, nach der die lokale Artenzusammensetzung und Diversität von den Faktoren regionaler Artenpool und geologisches Alter wesentlich mitbestimmt werden. Ein großer regionaler Artenpool ist nach dieser Hypothese ebenso eine wesentliche Voraussetzung für eine hohe lokale Diversität wie ein hohes geologisches Alter, das wiederum erst die Entwicklung eines großen regionalen Artenpools ermöglicht.

5.2.3.2 Phytodiversität im Verlauf der Waldregeneration

Insgesamt ist die Phytodiversität im untersuchten Gebiet mit maximal nur 60 Arten pro 400m²-Fläche sehr gering. Nach der Intermediate Disturbance Hypothesis sollte dabei die höchste Anzahl an Pflanzenarten auf den Flächen mit einem mittleren zeitlichen Abstand zu der vorangegangenen Störung erwartet werden. Dies stellen in der vorliegenden Arbeit die Flächen des unteren Waldes dar. Tatsächlich konnte ein signifikanter Anstieg der mittleren Artenzahl bei einem

Vergleich der Lichtungen mit den unteren Waldflächen festgestellt werden, wobei nicht nur die Gesamtartenzahl, sondern auch die Artenzahlen aller untersuchter Schichten und Gruppen mit Ausnahme der Strauchschicht signifikant zunahm (Kapitel 4.1.4.1). Ein Vergleich des unteren Waldes mit dem oberen, nur leicht gestörten naturnahen Wald zeigte aber keinerlei Abnahme der Artenzahl, sondern tendenziell eher eine weitere Zunahme, die für die Strauchschicht und die mittlere Artenzahl der Rubiaceen sogar signifikant war.

Wieso also steht die Entwicklung der Pflanzenartenzahl im Widerspruch zur Intermediate Disturbance Hypothesis und damit auch zu Ergebnissen aus zahlreichen anderen tropischen Wäldern (z. B. Burslem & Whitmore 1999; Molino & Sabatier 2001)?

Epiphyten

Ein erster Erklärungsansatz für den Anstieg der Phytodiversität vom Sekundärwald zu sehr naturnahen Waldflächen ist der insgesamt sehr große Anteil epiphytischer Arten am Artenspektrum der Waldflächen. So wachsen auf den unteren Waldflächen zwischen 31 und 60%, auf den oberen Waldflächen sogar zwischen 47 und 69% aller Arten zumindest fakultativ epiphytisch. Der mittlere Anteil dieser Lebensform steigt dabei von den unteren zu den oberen Waldflächen signifikant an. Gleichzeitig steigt die mittlere Gesamtphytodiversität ebenfalls von den unteren zu den oberen Waldflächen an, insgesamt ist somit eine überproportionale Zunahme der Epiphytenarten gegenüber der Artenzahl der übrigen höheren Pflanzen beim Vergleich der beiden Waldtypen festzustellen.

Epiphyten stellen aber eine Synusie mit sehr spezialisierten Habitatanforderungen dar. Sie haben keinen direkten Kontakt mit dem Boden, sondern sind auf geeignete Wuchshabitate auf Phorophyten angewiesen. Dies erklärt das fast vollständige Fehlen der Epiphyten auf den großen Lichtungsflächen, da hier nur vereinzelt kleinere Büsche als Träger zur Verfügung stehen. Wegen des fehlenden Kontaktes zum Boden müssen Epiphyten auch alle Nährstoffe und vor allem Wasser aus der direkten Umgebung oder über den Niederschlag bzw.

Stammabfluß aufnehmen, sie sind also auf eine feuchte Umgebung und gelegentliche Niederschläge angewiesen.

Am Kilimanjaro treten im Vergleich zu anderen tropischen Bergregenwäldern dabei epiphytisch wachsende höhere Pflanzen gegenüber Bryophyten deutlich zurück. Moose treten hier in einer sehr großen Artenfülle auf (siehe auch Kapitel 5.4.1) und bilden dabei an den Stämmen insbesondere der großen Kampferbäume mehrere Dezimeter dicke Polster (Happich 2001). Diese dicken Moospolster wiederum speichern bei Niederschlagsereignissen das vier- bis fünffache ihres Trockengewichtes an Wasser (Pócs 1991; Lüttge *et al.* 1997).

Auch Flechten sind insbesondere in lichterem Bereichen der Kronen hoher Bäume sehr zahlreich vertreten. Sie spielen ebenfalls eine Rolle im Wasserhaushalt des Bergwaldes, die allerdings noch nicht genau quantifiziert wurde.

Moospolster treten zwar auch im unteren Waldbereich am Stammfuß großer Bäume auf, aber sehr dicke, regelrechte Moosmäntel sind nur an den großen Kampferbäumen zu finden, die wiederum weitgehend auf die oberen Waldflächen beschränkt bleiben (an *Podocarpus* sp. konnten ebenfalls Moosmäntel beobachtet werden, wobei Steineiben mit einer einzigen Ausnahme auf die Flächen des oberen Waldes begrenzt waren). Das bedeutet, dass der obere Waldbereich durch die große Wasserspeicherleistung der Moose, die das Wasser als poikilohydre Organismen wegen der fehlenden Kutikula bei trockeneren Bedingungen auch leicht wieder an die Umwelt abgeben (Schulze *et al.* 2002), ein ausgeglichenes feuchtes Mikroklima hat. Dies ermöglicht insbesondere das Vorkommen von sehr empfindlichen poikilohydran Farnen, etwa aus der Familie der Hymenophyllaceae (Hautfarne), die auf den oberen Waldflächen weit verbreitet auftreten, auf den unteren Waldflächen dagegen auf einzelne Stämme begrenzt sind.

Neben der Änderung des Mikroklimas bilden die Moospolster aber auch dank der schnellen Humifizierung absterbender Teile (Pócs 1991) ein sehr gutes Wachstumsmedium, welches vielen vaskulären Epiphyten erst die Besiedlung der Stämme ermöglicht (Lüttge 1997).

Somit bedingt das weitgehend auf den oberen Wald als späteres Regenerationsstadium beschränkte Vorkommen der großen Kampferbäume mit dicken Moosmänteln die sehr hohe Diversität der Epiphyten auf diesen Standorten, die dort wiederum einen wichtigen Bestandteil der Vegetation darstellen.

Baumschicht

Ein weiterer wichtiger Erklärungsansatz für die Zunahme der Diversität von mittleren zu späten Sukzessionsstadien liegt in der niedrigen Diversität der Baumschicht, insbesondere der Baumarten. In tropischen Tieflandregenwäldern Borneos wurden auf 10 Ein-Hektar-Flächen 700 Baumarten gefunden (Wilson 1992a), ebenfalls auf Borneo auf 6,6 Hektar Fläche sogar 711 Arten (Whitmore 1993) und in Südamerika im oberen Amazonastiefland auf einem einzigen Hektar knapp 300 Baumarten (Gentry 1988). Auch einzelne Bergwälder können sehr baumartenreich sein. So wurden im Wolkenwald von Rancho Grande in Venezuela, der in einer Höhenlage zwischen 800 und 1500 m wächst, insgesamt 190 Baumarten auf 1,5 ha Fläche registriert (Vareschi 1980).

Dem stehen auf den Flächen am Kilimanjaro im unteren Wald auf insgesamt 0,2 ha Fläche 7 Baumarten sowie 4 Lianen und im oberen Wald auf insgesamt 0,24 ha Fläche 5 Baumarten und 6 Lianen in der Baumschicht gegenüber (siehe auch Tünte 2002). Somit zeigt zwar die Baumartenanzahl ein schwach ausgeprägtes Maximum im unteren Wald und damit im Sekundärwald, jedoch treten die Bäume insgesamt wegen der geringen Artenzahl (siehe auch Kapitel 4.1.4.1) im Gesamtartenspektrum sehr stark zurück.

Bemerkenswert ist neben der geringen Artenzahl auch die geringe Überschneidung der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Waldbereichen. So treten nur 2 Arten, nämlich *Ocotea usambarensis* und *Ilex mitis* (Aquifoliaceae), in beiden Waldbereichen in der Baumschicht auf. Allerdings wachsen alle Arten, die in der Baumschicht auf den oberen Waldbereich beschränkt sind, als Jungbäume auch auf einzelnen Flächen im unteren Wald. Dies ist ein weiteres starkes Indiz dafür, dass sich die unteren Waldflächen in

Richtung der oberen Waldflächen entwickeln und ein mittleres Stadium der Waldregeneration einnehmen.

Eine Zunahme der Phytodiversität im Laufe der Regeneration des Waldes vom ursprünglichen Störungsereignis bis zu sehr späten Stadien der Regeneration stellt insgesamt ein weit verbreitetes Phänomen dar. So fanden Aide et al. (2000) eine Zunahme der Diversität im gesamten untersuchten Regenerationsverlauf. Gleiches gilt für Farngewächse in einer Studie von Kessler (2000c) und für Bäume in einer Studie von Nepstad et al. (1996). Aber auch für eine Zunahme der Phytodiversität nur kurz nach der Störung und eine später stagnierende oder sogar abnehmende Diversität gibt es viele Belege (Clebsch & Busing 1989; Kok et al. 1995; Kessler 1999).

Beta-Diversität

Bei der multidimensionalen Skalierung der Distanzmatrix der Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes auf Grundlage der Pflanzenartenzusammensetzung (Kapitel 4.1.4.2) ordnen sich bei Einbeziehung aller Arten die Flächen in der Reihenfolge oberer Wald, unterer später Sekundärwald, unterer früher Sekundärwald und Lichtungen in einer Hufeisenform an. Dabei stehen die Waldflächen des oberen Waldes sehr eng zusammen; sie unterscheiden sich also kaum bezüglich ihres Arteninventares voneinander. Auch die unteren Sekundärwaldflächen, die in der Regeneration schon stark fortgeschritten sind, stehen einander und den oberen Waldflächen sehr nah. Anders sieht es dagegen bei der Gruppe der frühen Sekundärwald- und der Lichtungsflächen aus, die jeweils weit auseinander liegen. Insgesamt werden die Lichtungsflächen noch einmal deutlich von den Waldflächen getrennt.

Dieses Muster zeigt, dass zu Beginn der Regeneration wie auch bei frühen Sekundärwaldstadien die Artenspektren der einzelnen Flächen stark divergieren, während die späten Regenerationsstadien einen sehr homogenen Bestand an Arten zeigen. Die weitaus stärkste Änderung des gesamten Artenbestandes findet dabei beim Übergang von Lichtungs- zu Waldstandorten statt.

Die Untersuchung der Beta-Diversität der Krautschicht ergibt eine ähnliche Anordnung der Flächen, wobei hier Lichtungs- und Waldflächen noch weiter voneinander getrennt werden, während die Waldflächen insgesamt sehr eng zusammen liegen. Folglich ändert sich auch die Zusammensetzung der Krautschicht sehr stark beim Übergang von Lichtungen zu Sekundärwäldern, während schon junge Sekundärwälder bezüglich der Arten in der Krautschicht sich nicht mehr deutlich von naturnahen Wäldern unterscheiden.

Eine deutliche Trennung der Lichtungs- und der Waldflächen erlauben auch Unterschiede in den Artenzusammensetzungen der Rötengewächse (Rubiaceen) und Farngewächse der einzelnen Flächen. Allerdings lässt sich innerhalb der Waldflächen die Trennung in frühe und späte Sekundärwaldstadien und naturnahe Wälder anhand dieser Taxa nicht nachvollziehen.

Die Änderung der Zusammensetzung der Krautschicht eignet sich wie auch die Gesamphytodiversität gut zur Beschreibung des Regenerationsverlaufs, während Rubiaceen und Farne hier keine so deutliche Einteilung erlauben. Die Flächen des oberen Waldes liegen – mit Ausnahme der Fläche 7 bezüglich der Farnartenzusammensetzung – wesentlich enger zusammen als die Flächen des unteren Waldes, was für eine sehr ähnliche floristische Artenzusammensetzung bezüglich aller untersuchten Gruppen spricht.

5.2.3.3 Änderung der Vegetationsstruktur im Verlauf der Waldregeneration

Auch anhand der Ähnlichkeit der Zusammensetzung ausgewählter Vegetationsstrukturparameter (siehe Kapitel 4.1.5) lassen sich die Lichtungsflächen und die Waldflächen gut trennen, während innerhalb der Waldflächen eine weitere Untergliederung anhand des skizzierten Regenerationsschemas nicht gut nachzuvollziehen ist. Auffällig ist auch bei der NMDS der Vegetationsstruktur der weite Abstand zwischen den einzelnen Lichtungsflächen. Sie haben demnach nicht nur eine unterschiedliche Pflanzenartenzusammensetzung, sondern unterscheiden sich auch deutlich bezüglich ihrer Struktur. Dagegen ordnen sich die Waldflächen alle in einer größeren Gruppe zusammen an, wobei die Abstände und damit die strukturellen

Unterschiede innerhalb der unteren Waldflächen und der oberen Waldflächen jeweils etwa gleich groß sind.

Die Analyse zeigt somit, dass sich die Flächen des oberen Waldes bezüglich ihrer Struktur voneinander unterscheiden, obwohl sie ein sehr ähnliches Arteninventar haben. Die unteren und die oberen Wälder dagegen lassen sich aufgrund der hier zugrunde liegenden Strukturparameter nicht scharf trennen.

5.2.3.4 Geometridenzönosen im Verlauf der Waldregeneration

Im Vergleich zur Änderung der Artenzahl der Vegetation auf den einzelnen Untersuchungsflächen zeigt sich bezüglich der Werte für Fishers Alpha der Geometridengemeinschaften ein gegenläufiger Trend. Hier treten die höchsten Diversitätswerte auf den Flächen des frühen Sekundärwaldstadiums und auf den großen Lichtungsflächen auf, während die unteren Waldflächen des späteren Sekundärwaldstadiums und die oberen Waldflächen signifikant niedrigere Alphadiversitätswerte aufweisen. Insgesamt geht also die Diversität der Geometridengemeinschaften im Regenerationsverlauf zurück. Auffällig ist die im Vergleich mit den übrigen oberen Waldflächen deutlich höhere Diversität auf der Fläche 12, die etwa 50 Höhenmeter über den übrigen Flächen liegt. Dies ist bedingt durch das im Höhen transekt festgestellte lokale Diversitätsminimum auf den Flächen im Höhenbereich zwischen 2250 und 2270 m.

Die vorliegende Untersuchung stellt die erste Studie zur Änderung der Alpha-Diversität von Nachfaltern in Abhängigkeit der Waldregeneration in Afrika dar.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen von Studien zur Änderung der Alpha-Diversität von anderen tropischen und subtropischen Lepidopteren-Gemeinschaften (Tabelle 5.1) im Verlauf der Waldregeneration ergibt zunächst ein sehr uneinheitliches Bild. Insgesamt wurde in 28 Fällen eine Zunahme der Diversität im Regenerationsverlauf bzw. eine Abnahme mit steigendem Störungseinfluss festgestellt, in 10 Fällen war der Trend genau gegenläufig, und in 5 Fällen konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Tabelle 5.1: Überblick über Untersuchungen zur Änderung der Lepidopteren-Alpha Diversität im Verlauf der Waldregeneration in tropischen und subtropischen Gebieten (sortiert nach Zu- und Abnahme der Diversität und nach taxonomischen Gruppen).

Kontinent	Höhenlage		Fang			Taxon						Diversitätsänderung			allgemeiner Trend	Autor			
	1	2	1	2	3	1	2	3	4	5	6	1	2	3					
x		x			x	x							x	≤	x	≤	x	<	diese Arbeit
	x	x			x	x							x	≈	x			≈	(Intachat <i>et al.</i> 1999b)
	x	x			x								x	≈	x			≈	(Schulze & Fiedler im Druck)
	x	x			x	x							x	≈	x	>	x	>	(Schulze 2000; Beck <i>et al.</i> 2002)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Holloway <i>et al.</i> 1992)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Kitching <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Holloway <i>et al.</i> 1992)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Chey 2000)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Chey 2002)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Willott 1999)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Kitching <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Kitching <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	≈	x	>	x	>	(Schulze 2000)
	x	x			x	x							x	≈	x	>	x	>	(Schulze 2000)
	x	x			x	x							x	>	x	>	x	>	(Holloway <i>et al.</i> 1992)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Intachat <i>et al.</i> 1997)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Ricketts <i>et al.</i> 2001)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Kitching <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Kitching <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	≈	x			≈	(Lewis 2001)
	x	x			x	x							x	≈	x			≈	(Lewis <i>et al.</i> 1998)
	x	x			x	x							x	≈	x			≈	(Hamer <i>et al.</i> 2003)
	x	x			x	x							x	≥	x			≥	(Hamer & Hill 2000)
	x	x			x	x							x	≥	x			≥	(Ghazoul 2002)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Wood & Gillman 1998)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Daily & Ehrlich 1995)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Stork <i>et al.</i> 2003)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Raguso & Liorente-Bousquets 1990)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Rogo & Odulaja 2001)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Bowman <i>et al.</i> 1990)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Hill <i>et al.</i> 1995)
	x	x			x	x							x	≥	x	≥	x	>	(Beck & Schulze 2000)
	x	x			x	x							x	≥	x	≥	x	>	(Schulze 2000)
	x	x			x	x							x	≥	x	>	x	>	(Schulze & Fiedler 1998)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Pinheiro & Ortiz 1992)
	x	x			x	x							x	>	x			>	(Tumuhimise <i>et al.</i> 2001)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(DeVries <i>et al.</i> 1999)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Feron <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Lawton <i>et al.</i> 1998)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Wood & Gillman 1998)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Hamer <i>et al.</i> 1997)
	x	x			x	x							x	<	x			<	(Willott <i>et al.</i> 2000)
	x	x			x	x							x	<	x	<	x	<	(Kremen 1992)

Region: 1 Afrika, 2 Süd- und Zentralamerika, 3 Südostasien, 4 Australien

Höhe: 1 < 1000 m, 2 > 1000m

Fang: 1 aktiver Fang entlang eines Transektes oder an Aufnahme Punkten, 2 Fruchtfälle, 3 Lichtfalle bzw. Leuchtturm

Taxon: 1 Geometridae, 2 Arctiinae, 3 (einzelne Unterfamilien der) Noctuidae, 4 Nachtfalter allgemein, 5 Nymphalidae, 6 Tagfalter allgemein

Diversitätsänderung: 1: Primärwald (alter Sekundärwald), 2 (junger) Sekundärwald, 3 Weide / Brache / Initialstadium der Vegetationsentwicklung

Diversitätsänderung und allgemeiner Trend: = keine signifikanten Unterschiede erkennbar, ≥ nur teilweise signifikante Abnahme, > signifikante Abnahme, < signifikante Zunahme der Diversität

Hamer & Hill (2000) nennen als möglichen Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse unterschiedliche räumliche Skalenniveaus der Untersuchungen. Sie belegen an einer Reihe von Arbeiten, dass oftmals bei sehr kleinräumigen Untersuchungen in Sekundärwäldern die Diversität von Lepidopteren größer ist als in naturnahen Wäldern, während bei der Betrachtung größerer Räume die naturnahen Wälder die höhere Diversität erreichen.

Die Autoren argumentieren dabei, dass nach Chey et al. (1997) isoliert aufgestellte Lichtfallen Falter auf einer Fläche von mehr als 3 ha anlocken. Somit fallen Lichtfänge grundsätzlich in die Kategorie der großräumigen Analysen. Dabei stehen sie teilweise im Konflikt mit den Ergebnissen etwa von Baker & Sadovy (1978), Bowden (1982) und Muirhead-Thomson (1991). Ihre Annahme muss zumindest für Fallen mit schwachen Lampen, wie sie im vorliegenden Fall, aber auch bei den Fängen von Schulze (2000) bzw. Beck et al. (2002) auf Borneo verwendet wurden, zumindest kritisch hinterfragt werden.

Somit ließe sich die höhere Diversität auf den Sekundärwaldflächen am Kilimanjaro mit der kleinräumigen Auflösung der Fallenfänge scheinbar in Einklang mit den Ergebnissen von Hamer & Hill (2000) bringen. Allerdings sollte in diesem Falle auch von Schulze (2000) und Beck et al. (2002) auf Borneo eine höhere Diversität auf den Sekundärwaldflächen als im Naturwald festgestellt worden sein, das Gegenteil war jedoch der Fall.

Andererseits ergab auch die Analyse von gepoolten Fängen mehrerer Flächen am Kilimanjaro bei der Untersuchung der Höhenzonierung (Kapitel 4.2.1.5, insbesondere auch Abb. 4.32) eine deutlich höhere Alpha-Diversität im gestörten Höhenbereich zwischen 2000 und 2200 m als in den darüber liegenden, naturnahen Waldbereichen. Dabei dürfte die bei der Zusammenlegung resultierende untersuchte Gesamtfläche der Höhenbereiche zumindest in den Bereichen zwischen 2000 und 2200 und zwischen 2200 und 2400 m Höhe, in denen jeweils die Fänge von sechs Flächen zusammengefaßt wurden, auch nach der Definition von Hamer & Hill (2000) einer großräumigen Skalierung entsprechen. Die Größe des jeweils untersuchten Raumes scheidet also als

alleiniger Erklärungsansatz für die Unterschiede in den Diversitätsmustern der verschiedenen Arbeiten aus.

Betrachtet man die Fälle im einzelnen, so lassen sich einige generelle Tendenzen erkennen. So wurde eine Zunahme der Diversität mit steigendem Störungseinfluss fast ausschließlich bei Untersuchungen von Tagfalterzönosen beobachtet. In dieser Gruppe wurde in über der Hälfte aller Fälle (14 Fälle, 58%) eine Zunahme der Diversität im Regenerationsverlauf bzw. eine Abnahme mit steigender Störung der Habitates festgestellt, während in 7 Fällen (29%) der Trend genau gegenläufig war und in 3 Fällen (13%) kein eindeutiger Trend gefunden wurde. Dabei finden sich sowohl beim Fang mit Fruchtfallen als auch beim aktiven Kescherfang sowohl Zu- als auch Abnahmen der Diversität im Regenerationsverlauf, gleiches gilt für die unterschiedlichen Kontinente und für die Höhe des Standortes.

Wie in Kapitel 5.1.3 bereits dargelegt, kommt es insbesondere bei Tagfaltern zu einem vertikalen Stratifikationsmuster der Tiere im Wald. Dies bedeutet, dass bei der Erfassung dieser Tiere entlang von Transekten mit vertretbarem Aufwand nur die Teile der Zönosen im unteren Bereich des Waldes erfasst werden können. Handelt es sich bei diesen Wäldern um dichte Primärwälder, die mit selektiv eingeschlagenen Sekundärwäldern verglichen werden, so ist zu erwarten, dass durch den selektiven Einschlag die Sekundärwälder insgesamt lichter sind und so am Waldboden auch Pflanzenarten auftreten und verstärkt zur Blüte kommen, die keine reinen Schattenpflanzen sind. Damit ist aber auch mit einer höheren Anzahl von blütenbesuchenden Faltern im Unterwuchs der Wälder zu rechnen. Gleiches gilt für Falterarten, deren Raupen an den hier nun wachsenden Pflanzenarten fressen (Beccaloni 1997). Dank der nachgewiesenen starken Stratifikation sind insgesamt die Ergebnisse der Untersuchungen von Tagfaltern, bei denen nicht immer unterschiedliche Straten bei der Aufnahme berücksichtigt wurden, mit Vorsicht zu interpretieren.

Bei Nachtfaltern wurde überwiegend, nämlich in 14 Fällen (78%), eine Zunahme der Diversität im Regenerationsverlauf bzw. eine Abnahme mit steigendem Störungseinfluss festgestellt, während in 2 Fällen (11%) keine signifikanten

Unterschiede festgestellt wurden. Nur in zwei weiteren Fällen (11%), nämlich für einzelne Unterfamilien der Noctuidae (Eulenfalter) und der Arctiidae (Bärenfalter), wurde bisher, und auch dies nur in einer einzelnen Studie, eine signifikante Zunahme mit steigendem Störungseinfluss ermittelt.

Die Untersuchungen an Geometridae ergaben bisher in 3 Fällen eine Diversitätszunahme im Regenerationsverlauf bzw. mit nachlassendem Störungseinfluss, in einem Fall wurden keine signifikanten Veränderungen beobachtet. Somit stellt sich die Frage, weshalb die Diversitätsmuster am Kilimanjaro den bisherigen Ergebnissen zur Reaktion von Geometridengemeinschaften widersprechen.

Zunächst kann die Möglichkeit, dass auch bei den Geometriden am Kilimanjaro eine Stratifikation in geringem Umfang vorliegt und diese die Ergebnisse beeinflusst, nicht völlig ausgeschlossen werden, auch wenn diese sicherlich nicht sehr groß ist (siehe Kapitel 5.1.4.).

Ein anderer Erklärungsansatz besteht in der engen räumlichen Nähe der großen Lichtungs- und Sekundärwaldstandorte. Somit wäre es möglich, dass sich ein gemeinsamer Artenpool der unteren Flächen ausgebildet hat bzw. sich Gemeinschaften der Lichtungsflächen und der Sekundärwälder teilweise mischen. Dass ein solcher Effekt tatsächlich eine Rolle spielen kann, legen die Ordinationen der Distanzmatrizen der Geometriden nahe. Hier werden die Lichtungsflächen mit den höchsten Alphawerten (Flächen 1 und 3) nahe zu den ebenfalls sehr diversen jungen Sekundärwaldstandorten gestellt. Somit ähneln sich die Lichtungs- und Sekundärwaldflächen bezüglich der häufigen Arten und der seltenen Arten wie auch in Bezug auf das Gesamtartenspektrum sehr stark.

Dabei nehmen die beiden Flächen des späteren Sekundärwaldstadiums (Flächen 104 und 105), die in gleicher Höhenlage wie die übrigen Sekundärwaldflächen liegen und auch nur eine geringe räumliche Entfernung zu der insgesamt diversesten Fläche 6 aufweisen, sowohl in Bezug auf ihre sehr geringen Alphadiversitätswerte als auch auf ihre von den übrigen Sekundärwaldflächen getrennte Anordnung in der Ordinierung auf Basis des Sørensen-Indexes eine

Sonderstellung ein. Dies verdeutlicht, dass die Mischung von Sekundärwald- und Lichtungszönosen kein zufälliger Prozess ist, sondern im Wesentlichen auf einen Austausch der Arten zwischen den jungen Sekundärwäldern und den Lichtungen beschränkt bleibt. Spätere Waldregenerationsstadien werden dabei von einzelnen Falterarten ebenso gemieden wie die naturnahen Standorte, die in etwas größerer Höhe liegen.

Dies wird auch deutlich anhand der Verteilung der Arten, von denen im zentralen Untersuchungsgebiet zwischen 3 und 15 Individuen gefangen wurden (Kapitel 4.1.2.4, Abb. 4.9). Knapp die Hälfte dieser mittelhäufigen Arten (21 der 44 Arten bzw. 48%) waren im zentralen Untersuchungsgebiet auf die Lichtungs- und Sekundärwaldflächen beschränkt und fehlten auf den naturnahen oberen Waldflächen völlig. Von diesen Arten wiederum fehlten 14 (66%) auch auf den späten Sekundärwaldflächen. Die häufigsten der auf die Lichtungs- und frühen Sekundärwaldflächen beschränkten Arten waren *Eupithecia* aff. *montavoni* (15 Individuen), *Asthenotricha strangulata* (14 Individuen), *Rhodophthitus arichannaria*, *Chiasmia fuscataria* und *C. contaminata* (je 12 Individuen).

Andererseits wurde keine einzige der 58 Arten, von denen mindestens 3 Individuen im zentralen Untersuchungsgebiet gefangen wurden, ausschließlich auf den Flächen im älteren Sekundärwald oder nur im naturnahen Wald und im älteren Sekundärwald gefangen, und nur 4 der Arten waren ausschließlich auf die Fänge aus dem oberen naturnahen Wald beschränkt. Insgesamt rekrutierten sich die Zönosen auf den unteren Flächen also aus einem großen, gemeinsamen Artenpool, wobei sich Unterschiede zwischen Lichtungen und jungen Sekundärwäldern weitgehend auf die Abundanzen der Arten beschränken. Die Zönosen der älteren Sekundärwälder entstammten ebenfalls diesem Artenpool, aber sie waren insgesamt stark an Arten verarmt. Die Zönosen der oberen, naturnahen Wälder waren noch stärker verarmt, wobei hier auch Arten auftraten, die im unteren Bereich fehlten, es kam also gewissermaßen zu einer Verschiebung des Gesamtarteninventares.

Weiteren Aufschluss über die Gründe der Änderung der Artengemeinschaft geben die kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) (Kapitel 4.1.6). Hier wird deutlich,

dass die Zusammensetzung der Falterzönosen insgesamt nur zu einem geringen Teil durch die Phytodiversität erklärt wird. Die kanonische Korrespondenzanalyse belegt noch einmal den gegenläufigen Trend der Alphadiversität zwischen der Vegetation und den Falter, da sich hier die Flächen mit zunehmender Rubiaceen- und damit auch Gesamtphytodiversität deutlich in der Reihenfolge Lichtungsflächen, junge und alte untere Sekundärwaldflächen und obere naturnahe Waldflächen gruppieren. Insgesamt erklärt dabei aber die erste Achse der Ordination, die mit der Phytodiversität korreliert, nur 19% der Varianz innerhalb der untersuchten Zoozönosen.

Auch die erste Achse der CCA auf Basis der Schichtung der Vegetation erklärt mit 17% nur einen geringen Teil der Varianz im Auftreten der Falter auf den Untersuchungsflächen. Hierbei spielt insbesondere die Deckung der bodennahen Vegetation die zentrale Rolle. Diese Schicht besteht im zentralen Untersuchungsgebiet zum größten Teil aus Bryophyten (Moosen). Eine Zunahme der Moosdeckung zeigt dabei wiederum eine negative Korrelation mit der Diversität der Falter. Eine Kombination von strukturellen und floristischen Parametern als unabhängige Parameter erbrachte insgesamt keine Erhöhung der erklärten Varianz. Auch hier erklärte die erste Achse der CCA nur 17% der Gesamtvarianz.

Ein Erklärungsansatz für die geringere Diversität der Falter mit Zunahme der Phytodiversität könnte darin liegen, dass sich die Zunahme auf Pflanzenarten beschränkt, die von den Raupen der Falter nicht oder nur selten gefressen werden. Da über die Futteransprüche ostafrikanischer Nachtfalter nur wenig bekannt ist, kann diese Hypothese nicht direkt widerlegt werden. Die starke Zunahme der Farne im Verlauf der Regeneration, die als Futterpflanzen für Geometridenraupen kaum in Frage kommen, scheint aber als Hinweis in diese Richtung gewertet werden zu können. Allerdings ist das Verhältnis zwischen der Artensumme aus Farngewächsen und monokotylen Pflanzenarten, die wie die Farne als Futterpflanzen für Geometriden weitgehend ausscheiden, und der Gesamtartenzahl höherer Pflanzen für die Gruppe der jungen Sekundärwaldflächen, die der alten Sekundärwaldflächen und die der naturnahen Waldflächen mit Schwankungen zwischen 38,4 und 38,6% weitgehend gleich.

Somit erklärt auch die Diversität ausschließlich der dikotylen Pflanzen die Varianz der Verteilung der Geometridenarten nicht besser als die Gesamtphytodiversität.

Auch eine getrennte Betrachtung von Pflanzentaxa, die nach bisherigem Kenntnisstand wichtige Futterpflanzen für afrikanische Geometriden darstellen, etwa der Asteraceen, Euphorbiaceen und Rubiaceen, erbrachten ebenso wie die Betrachtung der Diversität aller dikotylen Arten entweder keine Unterschiede in den Artenzahlen im jungen Sekundärwald und auf Lichtungen gegenüber dem naturnahen Wald und den älteren Lichtungen oder sogar höhere Diversitäten auf den letztgenannten Habitaten. Somit erscheint es unwahrscheinlich, dass sich das Angebot an möglichen Raupenfutterpflanzen im Verlauf der Regeneration deutlich verschlechtert. Auch das Angebot an Nektar dürfte in den späten Regenerationsstadien nicht schlechter sein als in den jungen Sekundärwäldern, da in den jungen Wäldern blühende Pflanzen in der Krautschicht, vermutlich aufgrund der besonders in den Trockenzeiten starken Austrocknung des mit einer dichten Laubschicht bedeckten Bodens (Schrumpf, pers. Mitt.), nur vereinzelt auftreten, während im naturnahen Wald insbesondere an lichtereren Stellen viele blühende Pflanzen den Faltern als Nektarquelle zur Verfügung stehen.

Es ist daher zu vermuten, dass andere Faktoren das Vorkommen vieler Falterarten auf den naturnahen Waldstandorten einschränken. Dabei wurde schon angesprochen, dass die Gesamtartendiversität der Vegetation wie auch insbesondere die Moose in ihrem Vorkommen stark von den hygrischen Verhältnissen am jeweiligen Standort abhängen (Kapitel 5.2.3.2). Es zeigt sich nun, dass die Zunahme der Feuchtigkeit der Standorte nicht nur eine Zunahme der Moose und der Gesamtphytodiversität nach sich zieht, sondern die Diversität der Geometridenzönosen auf den feuchtesten naturnahen oberen Wald- und den weit entwickelten unteren Sekundärwaldstandorten besonders gering ist. Ein direkter Einfluss der Feuchtigkeit auf die adulten Tiere erscheint dabei eher unwahrscheinlich, da die Tiere bei leichtem bis mittelstarkem Regen nach eigenen Beobachtungen starke Flugaktivität zeigten und sich so der Feuchtigkeit direkt selbst exponieren. Allerdings erscheint es denkbar, dass die gleichmäßigen extrem feuchten Bedingungen in den naturnahen Waldbereichen die Eier, Raupen oder Puppen einzelner Falterarten, insbesondere wenn diese eher aus

umgebenden tiefer gelegenen und deutlich trockeneren Offenlandhabitaten stammen, negativ beeinflussen. Dies würde das Verarmen der Artengemeinschaften von Standorten mit fortschreitender Regeneration zumindest teilweise erklären.

Eine andere Möglichkeit wäre auch, dass einige Arten auf große Lichtungen als Nektarquelle angewiesen sind, auf denen sie ganzjährig ein großes Angebot an Blüten von *Rubus* und anderen Lianen finden. Mit dem Fehlen der großen Lichtungen im naturnahen Wald fällt diese Ressource für die Tiere aus. Das Gesamthabitat des naturnahen Waldes ist auch insgesamt homogener als das Mosaik aus den unterschiedlich alten Sekundärwäldern und Lichtungen und bietet damit weniger Möglichkeiten der Einnischung für die Falter.

5.3 Änderung der Phyto- und Geometridenzöosen im Höhentransekt

5.3.1 Änderung der Phytodiversität im Höhentransekt

Die Gesamtdiversität höherer Pflanzen schwankt im Höhentransekt sehr stark, ohne dass eine Korrelation mit der Höhe zu erkennen wäre. Dabei zeigt laut Richter (1998) die Diversität vaskulärer Pflanzen insgesamt in den Tropen ein ausgeprägtes Mid-Elevation-Maximum zwischen einem und zwei Kilometern Höhe. Allerdings treten im Untersuchungsgebiet am Kilimanjaro eine Vielzahl von Faktoren auf, die die natürlich auftretenden Diversitätsmuster stören oder überlagern.

So zeigt die Diversität auf den Agroforststandorten, die gegenüber den Offenlandhabitaten und den Waldflächen der stärksten menschlichen Nutzung unterliegen, einen signifikanten Anstieg mit der Höhe. Dieser lässt sich erklären mit einer gleichzeitigen Abnahme der Intensität des menschlichen Einflusses auf die Agrarflächen. Während die untersten Agroforstflächen im Bereich der Großfarmen insgesamt einer intensiven, exportorientierten landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen oder zumindest bis vor wenigen Jahren unterlagen, so handelt es sich bei den höher gelegenen, deutlich diverseren Flächen um Felder,

auf denen neben Kaffee als Cash-Crop auch viele Gemüse- und Obstsorten für den Eigenbedarf angebaut werden (Geßler 2002). So ist alleine die Anzahl der angebauten Pflanzenarten pro Fläche auf den Feldern in Machame deutlich höher als auf der Makoa- und Kifufu-Estate. Die höchstgelegene Agroforstfläche in Machame liegt im Übergangsbereich zum Wald, so dass hier einwandernde Waldarten die Diversität weiter erhöhen.

Die Waldflächen, die die höchsten Diversitätswerte erreichen, lassen sich in zwei Gruppen teilen. Zum einen handelt es sich dabei um die Wälder der tieferen Lagen auf der Kifufu-Farm, zum anderen um die sehr naturnahen Wälder im zentralen Untersuchungsgebiet. Die Analyse der Diversitätsmuster der einzelnen Pflanzenarten verdeutlicht dabei, dass in diesen beiden Gruppen sehr unterschiedliche Lebensformen und Taxa für die hohe Diversität verantwortlich sind. Auf den Waldflächen der Kifufu-Estate sind zum einen die Baumschicht und die Strauchschicht und somit die Gruppe der verholzenden Arten sehr divers, zum anderen sind diese Wälder reich an Leguminosen und an Süßgräsern, wobei das Arteninventar auf den drei Kifufu-Estate-Waldflächen mit insgesamt 110 Arten aus 47 Familien sehr heterogen ist. Nur drei Arten aus zwei Familien gehören davon zu den Farngewächsen.

Die Diversität im zentralen Untersuchungsgebiet dagegen ist sehr hoch, weil hier die Epiphyten besonders artenreich in Erscheinung treten. Hier tragen Farngewächse mit 27 Arten aus 9 Familien und insbesondere die Aspleniaceen mit 7 Arten sowie die Rötengewächse (10 Arten) zur hohen Diversität auf den Flächen in diesem Bereich bei. Insgesamt ist das Familien- und Arteninventar dabei wesentlich homogener, auf den 6 oberen Waldflächen sowie den Flächen 104 und 105, die die artenreichsten Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes sind, treten zusammen nur 83 Arten aus 38 Familien auf.

Schließlich zeichnet sich auch eine der Flächen im oberen Waldrandbereich durch eine sehr hohe Artenzahl (52 Arten aus 30 Familien) aus. Hier kommt es zum einen zu einer Durchmischung von Waldarten und Arten, die in den umgebenden Ericaceen-Gebüschflächen ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, zum anderen

tragen Farngewächse mit 20 Arten aus 9 Familien wie schon im zentralen Untersuchungsgebiet wesentlich zur hohen Diversität bei.

Somit führt einerseits eine Durchmischung von Arten unterschiedlicher Formationen im Bereich der oberen und unteren Waldgrenze zu einer hohen Phytodiversität, andererseits tragen Farne in den feuchten Bereichen des Waldes mit hohen Artenzahlen wesentlich zu großen Diversitätswerten bei.

Insgesamt werden in Untersuchungen aus anderen Gebirgsregionen der Erde sehr unterschiedliche Muster für unterschiedliche Pflanzentaxa gefunden (Kessler 2000b; Kessler 2001a; Kessler 2002). Dabei zeigen insbesondere Farne und Moose bei allen Untersuchungen ein Mid-Elevation-Maximum, dass meistens mit dem Bereich des maximalen Niederschlages zusammenfällt (Pócs 1991; Rosenzweig 1995; Kessler 2000a; Kessler 2001b; Kessler et al. 2001b; Nor 2001; Hemp 2002). Leguminosen dagegen haben auch in den Anden den Verbreitungsschwerpunkt in tieferen Lagen und nehmen mit steigender Höhe stark ab (Kessler 2002).

Hamilton und Perrott (1981) fanden am Mt. Elgon, der im kenianisch-ugandischen Grenzbereich liegt, eine sehr heterogene Verteilung der Diversität von Sträuchern und Kräutern mit steigender Höhe, während die Baumdiversität insgesamt mit der Höhe abnahm. Dies stimmt weitgehend mit den Ergebnissen vom Kilimanjaro überein und wurde für Bäume auch von Homeier et al. (2002) in den ecuadorianischen Anden beobachtet.

5.3.2 Änderung der Geometridenzönosen im Höhentransekt

Im Gegensatz zur Gesamtphytodiversität zeigt die Alpha-Diversität der Geometriden des Untersuchungsgebietes ein deutliches Maximum in tieferen Lagen. Wie in Kapitel 4.2.1.3 beschrieben, erfolgt der Abfall der Diversität jedoch nur auf den Lichtungsflächen relativ gleichmäßig. Im Wald bleibt die Diversität in mittleren Höhenlagen bei einem Wechsel auf Unterfamilienniveau (die Anteile von Sterrhinen und Ennominen nehmen mit steigender Höhe ab, Larentiinen zu) über

weite Höhenbereiche relativ konstant und auf den Agroforstflächen ist eher ein Anstieg mit steigender Höhe zu verzeichnen.

Auch Brehm et al. (im Druck) fanden bei ihren Untersuchungen in einem südecuadorianischen Bergregenwald, dass sich die Alpha-Diversität der Geometriden über einen weiten Höhenbereich im geschlossenen Wald nicht ändert. Allerdings lag in Ecuador die Diversität dieses Plateaubereiches auf einem viel höheren Niveau als am Kilimanjaro (siehe auch Kapitel 5.4). Die Zusammensetzung der Geometridenzönosen im ecuadorianischen Bergregenwald änderte sich in Abhängigkeit von der Meereshöhe gleichmäßig. Gleiches gilt auch für den Bergwald am Kilimanjaro, wobei die Änderungen im Bereich des Plateaus, wie die Analyse der Ähnlichkeit der Zönosen von Flächen unterschiedlich weit entfernter Höhenbereiche nahe legt, insgesamt nur gering sind.

Die Analyse der Geometridendiversität der unterschiedlichen Höhenbereiche verdeutlicht andererseits, dass in den Höhenbereichen, in denen Agroforstflächen einen hohen Anteil stellen, auch die Gesamtdiversität besonders hoch ist.

Auf den Agroforstflächen können keine eigenständigen „Agroforst-Geometridenzönosen“ festgestellt werden (siehe Kapitel 4.2.1.4). Zwar setzen sich die Zönosen der Agroforstflächen auf der Makoa-Estate auf Grundlage des Sørensen-Index deutlich von den Waldflächen der Kifufu-Estate auf ähnlicher Höhe ab, jedoch zeigen sie zu den Agroforstflächen auf der Kifufu-Estate eine ähnlich große Distanz. Andererseits ordnen sich bei den Ordinationen die Brachefläche auf der Makoa-Estate und die Agroforstflächen nah zusammen an. Somit liegt die Anordnung der Flächen eher in der unterschiedlichen Höhenlage und nicht in der Bewirtschaftung begründet. Dies wird auch dadurch untermauert, dass die Ordination der NESS-Distanzmatrix die Agroforst-Standorte der Makoa-Estate nicht von den Waldstandorten der Kifufu-Estate trennt.

Auch die Geometridenzönosen der höher gelegenen Agroforstflächen werden bei der Ordination nicht deutlich von den Waldflächen getrennt angeordnet, sondern nach ihrer Lage im Höhentransekt und in der Nähe von Waldflächen. Eine mögliche Ursache dafür ist die große Ähnlichkeit der Vegetationsstruktur der

Agroforstflächen und einiger Waldflächen (Kapitel 4.2.3.1, Abb. 4.40). Demgegenüber unterscheidet sich die floristische Zusammensetzung der Agroforstflächen insbesondere am Hangfuß des Kilimanjaro deutlich von den Waldflächen in diesem Bereich (Kapitel 4.2.2.2, Abb. 4.39).

Die deutlichen floristischen Unterschiede zwischen Wald- und Agroforstflächen führen demnach nicht zu einer Ausprägung von distinkten Geometridenzönosen, sondern die Agroforst-Standorte fungieren zumindest für einen großen Teil der Geometriden als Waldersatzstandorte. Dies gilt insbesondere für die im Bereich von Machame gelegenen, wenig intensiv genutzten struktur- und artenreicheren Flächen (Geßler 2002), deren Alpha-Diversität in der selben Größenordnung wie die Alpha-Diversität der Wälder auf der Kifufu-Estate liegen.

Das Höhen transekt war auf Höhen oberhalb 1200 m beschränkt, da dies die Höhe des Hangfußbereichs im Südwesten des Mt. Kilimanjaro darstellt. In Südostasien ist die Höhe zwischen 600 und 1000 m der Bereich der höchsten Diversität verschiedener Nachfaltertaxa, unter anderem auch für Geometroidea (Holloway 1987; Holloway et al. 1990; Holloway & Stork 1991; Holloway & Nielsen 1999; Chey 2000; Schulze 2000). Dabei erreichen die Geometridenzönosen einzelner Standorte Werte für Fishers Alpha von 127 (Schulze 2000). In Ecuador (Brehm 2002) dagegen steigt die Alpha-Diversität der Geometridengemeinschaften von 1000 m und 1400 m bis auf Höhen von 1800 m an, hier beginnt ein Diversitätsplateau mit extrem hohen Fishers Alpha-Werten von teilweise über 130. Dies stellen gleichzeitig die höchsten je festgestellten Werte von Fishers Alpha für Geometridenzönosen dar. Dabei basieren alle hier zitierten Werte für Fishers Alpha auf Fängen an Leuchttürmen, wie sie auch am Kilimanjaro zum Einsatz kamen. Mit maximalen Fishers-Alpha-Werten von 40,2 sind die Geometridengemeinschaften am Kilimanjaro etwa dreimal weniger divers als die Gemeinschaften anderer tropischer Gebirgsregionen. Mögliche Gründe für dieses Phänomen werden an späterer Stelle (Kapitel 5.4.3) eingehend diskutiert.

Am Kilimanjaro zeigt sich im untersuchten Höhenabschnitt dabei kein Mid-Elevation-Maximum, wie es neben den oben genannten Arbeiten über asiatische Nachfalter für viele tropische Tiergruppen, meist im Bereich zwischen 500 und

1800 m Höhe, belegt wurde (Arthropoden: Janzen et al. 1976; McCoy 1990; Olson 1994; Käfer: Hammond 1990; Vögel: Kessler et al. 2001a; Kleinsäuger: Nor 2001; Heaney 2001).

Allerdings gibt es auch zahlreiche Belege für eine maximale Diversität in tiefen Lagen (diverse Insekten: Wolda 1987; Käfer: Hanski & Niemelä 1990; Ameisen: Brühl et al. 1999; Fledermäuse: Gaston 2000). Auch der Überblick von Rahbeck (1995) zu dieser Thematik zeigt, dass sich Studien, in denen ein Mid-Elevation-Maximum festgestellt wird, und solche, die einen generellen Trend zur Abnahme der Diversität mit der Höhe belegen, in etwa die Waage halten.

Eine mögliche Begründung für das Fehlen eines Midelevation-Maximums am Kilimanjaro wäre, dass das Höhen transekt erst oberhalb des Bereichs startet, in dem nach Ergebnissen aus Südostasien die maximale Diversität liegt. Dort jedoch wird das Maximum in Höhen knapp unterhalb 1000 m Höhe mit einer Durchmischung von Tieflandarten und Gebirgsarten begründet (Holloway *et al.* 1990; Schulze 2000). Genau dies lässt sich aber für den Kilimanjaro ausschließen, da es aufgrund der Höhenlage der umgebenden Savannenebenen, von denen sich der Kilimanjaro erhebt, keine echten Tieflandhabitate in der Umgebung des Berges gibt, aus denen sich Arten rekrutieren könnten. Die Habitate zwischen 1200 und 1400 m sind also aus anderen Gründen deutlich diverser als die darüber liegenden Flächen.

Hier lässt sich anführen, dass die Savannen, die in dieser Höhenlage ursprünglich in den Bergwald übergegangen sein dürften, sich über riesige Flächen erstrecken und schon aufgrund von Arten-Flächen-Beziehungen sich hier ein größerer Artenpool ausbilden konnte als im kleinen Raum des eigentlichen Bergregenwaldes. Andere Gründe, die insbesondere für die allgemein geringe Diversität des Bergregenwaldes ausschlaggebend sein könnten, werden im nächsten Kapitel noch ausführlicher diskutiert.

Es stellt sich die Frage, welche Faktoren aktuell die Alpha-Diversität und den Artenwechsel zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen, also die Beta-Diversität, im Untersuchungsgebiet steuern.

Die multiple Regression (Kapitel 4.2.4.4) ergibt wichtige Erkenntnisse zu Faktoren, die mit der Alpha-Diversität der Nachtfalterzönosen korreliert sind. So stellt die Höhenlage im Untersuchungsgebiet einen zentralen Parameter bei der Erklärung der Alpha-Diversitätsmuster dar. Sie erklärt zwischen 20 und 34% der Varianz der Alpha-Diversität. Es ist dabei für die Falter wesentlich entscheidender, auf welcher Höhe sie leben, als die Tatsache, ob sie in dieser Höhe Wald- oder Offenlandhabitate antreffen. Der Parameter Höhenlage korreliert zum einen mit einer Reihe abiotischer Parameter, etwa dem Luftdruck, der Einstrahlungsintensität, der Niederschlagsmenge und der Temperatur, andererseits aber auch mit einer Reihe von biotischen Parametern, insbesondere mit der Änderung der Artenzusammensetzung der Vegetation. Die Temperatur ist dabei aber der einzige Faktor, der einen sehr engen linearen Zusammenhang mit der Höhe aufweist.

Neben der Höhenlage tritt auch eine kleine Gruppe weiterer Parameter mit signifikanten Zusammenhängen zur Alpha-Diversität zum Vorschein. Dabei ist die jeweils mit diesen Parametern erklärte Varianz der Falterdiversität mit Werten zwischen 3 und 5% sehr gering. Diese Parameter sind zum einen die Diversität von Euphorbiaceen, einem potentiellen Raupenfutterpflanzentaxon, und zum anderen die Deckung der Baumschicht und somit der Waldcharakter der Fläche. Beide haben einen positiven Einfluss auf die Diversität der Geometridengemeinschaften berechnet mit Hilfe der Hurlbert-Rarefaction. Im Gegensatz dazu sinkt die Diversität der Falterzönosen mit zunehmender Diversität der verholzenden Gewächse, hier tritt eine schwache negative Korrelation auf.

Die Varianz der Fishers-Alpha-Diversität dagegen wird signifikant, wenn auch mit 3% erklärter Varianz nur zu einem sehr geringen Teil, von der Diversität der Farngewächse beeinflusst. Auch hier ist die Korrelation der Parameter negativ, mit steigender Diversität der Farngewächse sinkt also der Diversitätswert der Geometridengemeinschaften. Dies kann als weiterer Hinweis auf den schon in Kapitel 5.2.3.4 angesprochenen negativen Einfluss von extrem feuchten Bedingungen auf das Vorkommen einzelner Geometridenarten gesehen werden.

Mit dem Vorkommen einer nicht heimischen Leguminose, *Acacia mearnsii*, lässt sich ein Phänomen gut erklären, dass am unteren Waldrand bei Machame auftritt. *A. mearnsii* stellt direkt an der Grenze vom Kulturland zum darüber angrenzenden Forest Reserve im Wald eine sehr häufig angepflanzte Baumart dar, die teilweise in Monokultur, teilweise in Kombination mit *Eucalyptus*-Arten und natürlich vorkommenden Pioniergehölzen wächst. Auf einigen Flächen direkt am Waldrand erreicht gleichzeitig die Ennomine *Chiasmia fuscataria* die insgesamt höchsten Dominanzwerte, die überhaupt im gesamten Untersuchungsgebiet gemessen wurden (Kapitel 4.2.1.2 und 4.2.1.7).

Dabei ist das Vorkommen dieser Art weitestgehend auf den sehr engen Höhenbereich der Flächen direkt am Machame Gate und die nur geringfügig höher gelegenen Flächen im Bereich des Half Mile Forest Strip begrenzt. Gleichzeitig ist von *C. fuscataria* bekannt, dass sich ihre Raupen von Leguminosen ernähren. Es erscheint somit sehr wahrscheinlich, dass diese Art die exotische *A. mearnsii* als Futterpflanze erschlossen hat. Da diese sehr zahlreich angepflanzt wurde und sich spontan stark verjüngt, könnte sich so das Massenvorkommen von *C. fuscataria* erklären. Die große Dominanz dieser Ennomine bedingt andererseits die extrem niedrigen Werte für Fishers Alpha am unteren Rand des Forest Reserves oberhalb des Ortes Machame.

Dass die Phytodiversität wie auch die Diversität der wichtigsten Futterpflanzenfamilien nur einen geringen Einfluss auf die Verteilungsmuster bzw. die Beta-Diversität der Geometridenarten haben, zeigt sich bei der kanonischen Korrespondenzanalyse. Drei Gruppen, nämlich die Leguminosen, die Rosaceen und die Farne aus der Familie der Aspleniaceen korrelieren stark mit der ersten Hauptachse. Diese erklärt aber nur knapp 10% der Gesamtvarianz. Gleichzeitig ordnen sich die Flächen entlang dieser Achse auch in der Folge ihrer Höhenlage an, sie repräsentiert also weitgehend das untersuchte Höhen transekt. Die zweite Hauptachse, die weitere 7% der Varianz im Verteilungsmuster der Geometriden erklären kann, korreliert dagegen mit den Rubiaceen und den Asteraceen, entlang dieser Achse trennen sich die Flächen oberhalb des eigentlichen oberen Waldrandes, die Waldfragmente und die Ericaceen-Gebüschfläche, von den übrigen Flächen.

Die Geometridengemeinschaften dieser Flächen unterscheiden sich dabei insgesamt sehr deutlich von denen der tiefer gelegenen Flächen, wie schon die Ordinationen der Geometridenzönosen (Kapitel 4.2.1.4) zeigen. Zur Bestätigung der sich aus der kanonischen Korrespondenzanalyse ergebenden Vermutung, dass insbesondere die höhere Asteraceendiversität entscheidend zum Artenwechsel oberhalb des geschlossenen Bergwaldes führt, fehlen die Futterpflanzenangaben für die hier vorkommenden Arten. Allerdings zeigt sich bei der Analyse der Falter-Gilde, die Asteraceen als potentiell wichtiges Raupenfutter nutzt (Kapitel 4.2.4.5), dass gerade Arten aus den betreffenden Gattungen einen hohen Anteil in den Fängen oberhalb 3000 m stellen. Insgesamt liegt hier aber noch ein deutliches Wissensdefizit vor. Weiterführende Untersuchungen in diesem Bereich könnten in Zukunft wesentliche tiefere Einblicke in das Wirkungsgefüge zwischen der Vegetation und herbivoren Insekten führen.

Die beiden ersten Hauptachsen der kanonischen Korrespondenzanalyse auf Basis der Vegetationsstruktur erklären mit 9% und 6,6% einen noch geringeren Anteil an der Gesamtvarianz der Geometridenverteilung als die CCA mit floristischen Parametern.

Mit der ersten kanonischen Achse korreliert der Anteil der Bäume mit sehr kleinen Blättern von weniger als $0,1 \text{ cm}^2$. Dies zeigt die Zunahme an Bäumen der Art *Erica excelsa* ab einer Höhe von 2300 m. Gleichzeitig nimmt der prozentuale Anteil von Bäumen mit Blättern mittlerer Größe, die in Bergregenwäldern sehr häufig sind (Happich 2001; Paulsch 2002), mit steigender Höhe ab.

Mit der zweiten kanonischen Achse korrelieren der Anteil malakophyller Blätter und der Anteil mittelstark verzweigter Bäume. Während das letztgenannte Merkmal wie die Blattgröße ein Merkmal ist, für das keine direkte Beziehung zur Verteilung der Geometriden im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich erscheint, welches aber eine hohe Korrelation mit der Höhe zeigt, lässt sich zwischen dem Anteil malakophyller Blätter und den Faltergemeinschaften ein direkter Zusammenhang vermuten, da weichere Blätter von den Raupen einfacher gefressen werden können als hartlaubige Blätter. Allerdings gibt es auch eine Reihe von Geometriden, die sich auf skleromorphe Arten, etwa unter den Gymnospermen,

als Raupennahrung spezialisiert haben. Am Kilimanjaro fallen insbesondere die Gattungen *Xanthithisa* (Ennominae) und *Episteira* (Larentiinae) in diese Gruppe (siehe auch Kapitel 4.2.4.5).

Insgesamt ist die Höhenlage der einzelnen Flächen und damit auch die mit der Höhe linear korrelierte Temperatur am Kilimanjaro der beste Prädiktor für die Diversität der Geometridenzönosen wie auch für die Änderung ihrer Zusammensetzung zwischen unterschiedlichen Untersuchungsflächen. Letzteres entspricht den Ergebnissen von Brehm (2002) aus den ecuadorianischen Anden. Die Zusammensetzung und Diversität der Vegetation dagegen erklärt am Kilimanjaro die Zusammensetzung der Geometridenzönosen deutlich schlechter. Nur für einzelne Gilden von Gattungen mit starken Präferenzen für einzelne Pflanzenfamilien als Raupenfutterpflanzen zeigen sich hier starke Zusammenhänge. Da aber eine Vielzahl von Geometridenarten und -gattungen eher polyphag sind (z. B. Pinhey 1975; Skou 1984; Swain & Prinsloo 1986; Holloway 1993; Holloway 1996; Holloway 1997; Hausmann 2001; Holloway et al. 2001; Brehm 2002) und verschiedene potentielle Raupenfutterpflanzenfamilien sowie auch unterschiedliche Lebensformen sehr unterschiedliche Verbreitungsmuster im Höhen transekt zeigen (siehe Kapitel 4.2.2.1), erscheint es auch vor diesem Hintergrund unwahrscheinlich, dass einzelne Pflanzenfamilien oder Lebensformen einen sehr starken Einfluss auf die Gesamtheit der Geometridenzönosen haben könnten.

5.4 Mount Kilimanjaro – Kein Hotspot der Diversität ?

Es stellt sich nun die Frage, wie die biologische Diversität, die am Kilimanjaro festgestellt wurde, bewertet werden kann. Um diese Frage beantworten zu können, wird im Folgenden anhand exemplarisch ausgewählter taxonomischer Gruppen untersucht, wie sich die Diversität am Kilimanjaro im Vergleich zu anderen tropischen und außertropischen Gebieten verhält.

5.4.1 Phytodiversität

Insgesamt waren 1995 weltweit etwa 270.000 Pflanzentaxa beschrieben, darunter etwa 16.000 Moose und Lebermoose, 10.000 Farne und 240.000 Samenpflanzen (Hawksworth & Kalin-Arroyo 1995).

Dabei ist die Diversität nicht gleichmäßig verteilt. Von den 240.000 bekannten Samenpflanzen kommen 170.000 in den Tropen vor, davon alleine etwa 80.000 in der Neotropis und 40.000 im tropischen Asien. Auf das kontinentale tropische Afrika entfallen nur etwa 35.000 Samenpflanzen (Whitmore 1993). Dabei liegen nach Barthlott et al. (1996) die Zentren der maximalen Phytodiversität in Afrika zum einen an der Südspitze des Kontinentes, zum anderen zieht sich ein Phytodiversitätszentrum entlang des afrikanischen Grabenbruches, ein weiteres liegt im westlichen Kongobecken und schließlich bilden auch die tansanischen Eastern-Arc-Berge mit den vorgelagerten Küstenwäldern einen Hotspot der Phytodiversität.

Insgesamt beherbergt Tansania über 10.000 Gefäßpflanzentaxa, nach Zaire die zweithöchste Artenzahl aller afrikanischen Länder (Groombridge 1992). 1120 dieser Arten sind in Tansania endemisch (IUCN 1986). Vom gesamten Kilimanjaro sind bisher 1800 Samenpflanzen (Mwasaga 1991) und alleine vom Südhang des Berges 140 Farngewächse (Hemp 2002) beschrieben. Somit wurden rund 20% der in Tansania vorkommenden Gefäßpflanzen am Kilimanjaro nachgewiesen, wobei die hier vorkommenden Samenpflanzen nur 0,75% der weltweit beschriebenen Arten ausmachen, die Farne stellen immerhin 1,4% der weltweit beschriebenen Arten. Nach Barthlott et al. (1996) fällt der Berg mit 2000 – 3000 Arten per 10.000 km² in die Diversitätszone 7 und hebt sich somit von den umgebenden Savannenebenen ab, auf denen 1000 – 1500 Arten per 10.000 km² vorkommen (Diversitätszone 5).

Eine weitere Einordnung der Zahlen der Samenpflanzen fällt schwer, da vergleichbare Untersuchungen aus anderen ostafrikanischen Bergregionen aufgrund der meist deutlich schlechteren Bearbeitung dieser Gebiete kaum zur Verfügung stehen. Vom Mt. Kenia sind laut Groombridge (1992) nur rund

800 Arten bekannt, wobei der Kilimanjaro deutlich besser bearbeitet sein dürfte. Aus den Usambara-Bergen (Eastern Arc) waren 1992 1921 Gefäßpflanzentaxa beschrieben. Der globalen Phytodiversitätskarte von Barthlott et al. (1996) zufolge liegen Mt. Kenia und Mt. Elgon in derselben Diversitätszone wie der Kilimanjaro, während die Berge des Eastern Arc in die Diversitätszone 8 mit 3000 – 4000 Arten per 10.000 km² fallen.

Zur Diversität von Farnen und Moosen gibt es weitere Zahlenangaben. Von den 10.000 weltweit beschriebenen Pteridophyten entfällt etwa ein Drittel auf Südamerika, 2.000 Arten sind alleine aus den Anden bekannt (Moran 1995). Durch sehr hohe Artenzahlen zeichnen sich Andenländer wie Ecuador (1345 Arten, Jørgensen & León-Yanes 1999) und Bolivien (ca. 1.500 Arten, Beck 1998b) aus. Auch die Philippinen und die Insel Borneo sind mit jeweils knapp 1.000 Arten sehr reich an Pteridophyten.

Die Pteridophytenflora Afrikas dagegen ist deutlich artenärmer. So sind aus Ostafrika nur 510 Arten bekannt (Johns 1991). In Tansania liegt derzeit die Anzahl bekannter Farne bei 399 (Hemp 2002). Am gesamten Südhang des Kilimanjaro wiederum wurden 140 Arten entdeckt (Hemp 2002), die auf unseren Untersuchungsflächen gefundenen 54 Arten stellen also nur einen kleineren Ausschnitt der Pteridophytenflora des Kilimanjaro dar. Gegenüber etwa den bolivianischen Bergwäldern, die mit schätzungsweise 1.000 Arten (Kessler 2001b) doppelt so viele Arten beinhalten wie ganz Ostafrika, oder dem Mt. Kinabalu auf Borneo, ähnlich dem Kilimanjaro ein einzeln stehender Berg, mit 613 bekannten Farnarten (Kessler *et al.* 2001b), ist der Kilimanjaro ein sehr farnartenarmer Berg. Betrachtet man ihn allerdings im Vergleich alleine mit ostafrikanischen Gebirgen, so ändert sich dieses Bild. So sind der Mt. Kenia mit 92 bekannten Arten (Bussmann 1994) und die Aberdares mit 48 Arten (Schmitt 1991) wahrscheinlich deutlich farnartenärmere Berge und Gebirge als der Kilimanjaro, auch wenn diese Gebirgsregionen floristisch bisher weniger intensiv bearbeitet wurden als der Kilimanjaro. Andererseits sind aus den Uluguru Mountains, die zum Eastern Arc gehören, 213 Farnarten bekannt.

Auch bezüglich der Artenzahl von Moosen (inklusive Lebermoosen) ist der Kilimanjaro mit knapp 600 Arten (Pócs 1991) artenreicher als z. B. das Ruwenzori-Gebirge (338 Arten, Schmitt 1996), hier wachsen somit knapp 1/3 der aus Ostafrika bekannten Moosarten (Groombridge 1992).

5.4.2 Faunistische Diversität

Es wurde schon im letzten Unterkapitel kurz dargestellt, dass die Alpha-Diversität der Geometriden am Kilimanjaro im Vergleich mit anderen tropischen Gebirgsregionen um etwa den Faktor vier geringer ist. Die Werte insbesondere auf Flächen im und oberhalb des zentralen Untersuchungsgebietes liegen in der Größenordnung, die für Wälder temperater Regionen typisch ist. So bewegen sich nach Mörtter (1988), Barlow & Woiwod (1989), Hausmann (1990), Butler & Kondo (1991), Thomas & Thomas (1994), Thomas (1996), Usher & Keiller (1998) sowie Mühlenberg (1999) und Thomas (Thomas 2002) die Werte in Habitaten gemäßiger Breiten für Fishers Alpha zwischen 10 und 35. Dabei ist zu beachten, dass in einigen dieser Studien unterschiedliche Fangmethoden verwendet wurden, so dass die Werte nur bedingt verglichen werden können. Allerdings ist nicht zu erwarten, dass die Fangmethode die Fishers-Alpha-Werte um Größenordnungen beeinflusst. Die Diversität der Geometridenzönosen am Kilimanjaro, insbesondere oberhalb 1600 m, entspricht somit eher der von Geometridenzönosen gemäßiger Breiten als der von Wäldern gleicher Höhenlage am Mt. Kinabalu oder in den Gebirgsregenwäldern der Anden.

Noch in einer weiteren Beziehung zeigen die Zönosen große Ähnlichkeit zu Zönosen der gemäßigten Zone. So zeigt sich, dass die Anteile der beiden sowohl am Kilimanjaro wie auch weltweit gesehen artenreichsten Unterfamilien Ennominae und Larentiinae am Artenspektrum des Kilimanjaro wie auch in der Paläarktis etwa gleiche Anteile haben. Sie betragen jeweils knapp 40%. Der Höhengradient des Kilimanjaro scheint somit das Unterfamilienspektrum der riesigen Paläarktis auf sehr kleinem Raum gewissermaßen nachzuzeichnen. Sowohl in der bekannten afrotropischen Geometridenfauna wie auch in den Unterfamilienspektren von Bergregenwaldgebieten in Südecuador und auf Borneo (Tabelle 5.2) sind Ennominen, wie auch global gesehen, die mit Abstand

artenreichste Unterfamilie. Allerdings kommen in den höchsten Lagen auch der ecuadorianischen Bergregenwäldern die Larentiinen zur Dominanz (Brehm & Fiedler 2003).

Insgesamt wurden am Kilimanjaro bisher rund 336 Geometridenarten gefunden, was etwa 1,6% der weltweit bekannten Arten entspricht, während die Artenzahl des deutlich kürzeren und auf den Bergregenwald beschränkten Transektes in Ecuador (Brehm 2002) etwa 4,8% der derzeit bekannten globalen Geometridenfauna ausmacht, wobei etwa ein Drittel der Arten aus der Transektstudie im ecuadorianischen Bergregenwald bisher noch nicht beschrieben sind (Brehm, pers. Mitt.).

Tabelle 5.2: Anteile der Unterfamilien der Geometridae an der Geometridenfauna ausgesuchter Regionen, Prozentwerte (Anzahl an Arten).

Unterfamilie	Welt	Afro-tropis	Kilimanjaro*	Kilimanjaro	ECSF*	Mt. Kinabalu*	Paläarktis
% Anteile (Artenzahlen)	Autor Scoble (1995)	Scoble (1995)	Tansania diese Arbeit	Tansania Gesamtartenliste	S-Ecuador Brehm (2002)	Borneo Schulze (2000)	Scoble (1995)
Ennominae	46 (9710)	50 (1556)	37 (112)	34 (114)	49 (500)	42 (212)	38 (1361)
Larentiinae	27 (5749)	15 (464)	39 (119)	37 (125)	39 (391)	14 (70)	39 (1398)
Geometrinae	11 (2296)	18 (561)	13 (39)	15 (50)	6 (57)	24 (120)	6 (326)
Sterrhinae	13 (2763)	16 (480)	11 (32)	13 (44)	6 (58)	14 (72)	15 (526)
Desmobathrinae	?	?	0,7 (2)	0,6 (2)	0,3 (3)	4 (22)	?
Oenochrominae	3 (610)	1 (45)	- (-)	0,3 (1)	0,1 (1)	- (-)	1 (34)
Archiearinae	0,1 (16)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	0,2 (6)
Gesamtarten	21144	3106	305	336	1010	500	3545

*Am Kilimanjaro erstreckte sich das untersuchte Höhen transekt von 1200 – 3700 m, auf der ECSF von 1040 – 2677 m und am Mt. Kinabalu von 150 – 650 m Meereshöhe.

Neben den Geometriden liegen auch zu Tagfaltern Daten zur Diversität am Kilimanjaro vor. De Jong & Congdon (1993) verglichen die Artenzahlen von Tagfaltern in den unterschiedlichen montanen Regionen Ostafrikas. Bezüglich der Arten, die in montanen Grasländern vorkommen, liegt dabei der Kilimanjaro mit 7 Arten im Mittelfeld der Untersuchungsgebiete und deutlich vor den Eastern-Arc-Bergen. Montane Grasländer nehmen am Kilimanjaro allerdings auch größere Flächen ein als etwa in den Bergen des Eastern Arcs. Bezüglich der Bergwaldarten dagegen ist der Kilimanjaro sehr arm an Tagfalterarten, hier

kommen nur 23 Arten vor gegenüber 37 Arten in den Usambara-Bergen, ebenso vielen in den Uluguru-Bergen und sogar 45 Arten in den Uzungwa-Bergen. Aber nicht nur die Bergwälder der Eastern-Arc-Berge zeichnen sich durch artenreichere Tagfalterzönosen aus. Auch der Mt. Kenia (29 Arten), der Mt. Elgon (38 Arten) oder das Ruwenzori-Gebirge (46 Arten) sind deutlich artenreicher als der Kilimanjaro.

Es bleibt die Frage, ob der Kilimanjaro auch für andere taxonomische Gruppen ein artenarmes Ökosystem darstellt.

Bezüglich Säugetieren ist der afrikanische Kontinent mit über 1150 Arten der artenreichste Kontinent (Clausnitzer 2003). Am Kilimanjaro ist rezent das Vorkommen von 107 Säugetierarten bestätigt oder als sehr wahrscheinlich anzunehmen, zwei weitere Arten, der Berg-Reedbock *Redunca fulvorufula* und der Klippspringer *Oreotragus oreotragus*, sind seit 1965 bzw. 1944 weder im Nationalpark noch im Forest Reserve gesehen worden. *O. oreotragus* gilt am Kilimanjaro derzeit als ausgestorben, während *R. fulvorufula* noch 1990 nur 6 km außerhalb des Forest Reserves im unteren Hangbereich des Berges gesehen wurde (Newmark et al. 1991; Herman & Mwakalinga 2001). Somit kommen knapp 15% aller afrikanischen und 2,3% aller weltweit bekannten Säugetierarten am Kilimanjaro vor. Auch im Vergleich mit südamerikanischen Faunen, etwa der von Bolivien, wo 319 Säugetierarten bekannt sind (Hutterer 1998), oder der von Ecuador mit 369 Arten (Tirira 1999) ist dies eine sehr hohe Zahl.

Auch ein Vergleich mit anderen Gebirgsregionen Ostafrikas zeigt, dass der Kilimanjaro in Bezug auf Säuger ein sehr artenreiches Ökosystem darstellt. So sind aus dem Ruwenzori-Gebirge derzeit nur 40 Säugetierarten bekannt, vom Mt. Elgon gar nur 29 (Howard 1996), wobei sich diese Zahlen mit einer besseren Bearbeitung dieser Regionen wahrscheinlich noch erhöhen werden.

Anders sieht es wiederum bei Reptilien aus. Mit wenigen Ausnahmen, etwa dem Chamäleon *Chamaeleo rudis* oder dem Skink *Mabuya bayoni*, die beide bis weit oberhalb des oberen Waldrandes vorkommen, sind Reptilien am Kilimanjaro weitgehend auf den untersten Hangbereich des Berges und die umgebende

Savannenebene beschränkt. Von 420 ostafrikanischen bzw. 308 tansanischen Arten kommen rund 87 Arten in der Umgebung und auf dem Kilimanjaro vor, dies entspricht etwa 1,8% aller weltweit bekannten Arten (Spawls *et al.* 2002).

Ein generelles Problem bei der Einordnung der Artenzahlen vom Kilimanjaro liegt in der großen Unsicherheit vieler Angaben von ostafrikanischen Gebirgen. So erscheinen die Angaben zur Säugetierdiversität und zur Artenzahl der Pteridophyten zum Teil auffällig niedrig. Es ist zu erwarten, dass weitere Untersuchungen das Vorkommen vieler bisher dort unbekannter Arten bestätigen könnten, womit sich die hohe Diversität des Kilimanjaro in Bezug auf diese Gruppen wieder relativieren würde.

5.4.3 Gründe für die Diversitätsmuster am Kilimanjaro

Wieso kommt es nun zu der sehr geringen Diversität von Samenpflanzen und im Vergleich zu anderen Bergwaldgebieten auch von Geometriden am Kilimanjaro?

Zunächst einmal ist die Diversität des afrikanischen Kontinentes für viele taxonomische Gruppen deutlich niedriger als die Südostasiens und insbesondere des neotropischen Bereichs (Sedlag 1995).

Ein weiterer Grund für eine geringe Diversität des Kilimanjaro liegt in der isolierten Lage dieses Berges weit entfernt von größeren feuchten Gebirgen und Waldarealen, aus denen Arten einwandern könnten. Die nördlichen Pare-Berge, ein niedriger Gebirgszug, der zu den Eastern Arc-Bergen zählt und in der Nähe des Kilimanjaro liegt, unterscheidet sich durch ein deutlich trockeneres Klima erheblich vom Kilimanjaro und scheidet somit als Quelle für die Einwanderung von Bergwaldarten weitgehend aus.

Dabei ist der Bergwald des Kilimanjaro nicht nur von anderen Bergwäldern isoliert, sondern hat auch keinerlei Anschluss an submontane Regenwälder oder Tieflandregenwälder, wie dies etwa beim Mt. Kinabalu oder den Anden der Fall ist. Dies unterscheidet den Kilimanjaro auch von anderen ostafrikanischen Bergen, etwa dem Mt. Elgon oder dem Mt. Kenia, die in der Nähe von großen rezenten

oder erst in den letzten Jahrhunderten zerstörten Regenwaldgebieten liegen (Collins 1990). Das trockene Klima am Hangfuß des Kilimanjaro hat dagegen zur Ausbildung weitläufiger Savannen geführt, die den Berg in alle Richtungen umgeben.

Die isolierte Lage des sehr feuchten Bergwaldes am Kilimanjaro in der deutlich trockeneren Savannenlandschaft macht es sehr schwer für Arten, die auf feuchte Bedingungen angewiesen sind, den Bergwald überhaupt zu erreichen. Diese Tatsache könnte erklären, warum insbesondere im feuchtesten Bereich des Bergwaldes, der hier noch weitgehend ungestört von menschlichen Aktivitäten ist, die Diversität der Geometriden einen so geringen Wert erreicht. Ob die Bergwälder des Kilimanjaro in feuchteren Klimaperioden in direkter Verbindung zu größeren montanen Regenwäldern gestanden haben, kann allerdings nicht ausgeschlossen werden. Für die Existenz solcher niederschlagsreicher Perioden gibt es für den Zeitraum zwischen 10.000 und 8000 Jahre b.P. einige Hinweise (Zech 2002).

Die vor gut 2500 Jahren einsetzende weiträumige Rodung des Bergwaldes in tieferen Lagen mit folgender landwirtschaftlicher Nutzung der Flächen und der intensiven Besiedlung des unteren Berghanges (siehe Kapitel 5.2.1) ist wohl ebenfalls auf die hier herrschenden feuchten Bedingungen und den großen Vorrat an Holz als Bau- und Brennmaterial zurückzuführen. Diese Rodungen hatten laut Hemp (2002) vermutlich zum Aussterben von Farnarten am Berg und somit zu der geringeren Diversität dieser Pflanzen im Vergleich zu den Eastern-Arc-Bergen geführt. Es ist nun anzunehmen, dass neben den Farnen auch andere, insbesondere sehr stenöke Pflanzen- und Tierarten durch das fast völlige Verschwinden des Bergwaldes in unteren und mittleren Lagen über die letzten 2500 Jahre ausstarben.

Wahrscheinlich spielt schließlich das geringe Alter des Berges, insbesondere im Vergleich zu den Bergen des Eastern Arc (Hamilton 1989), aber auch gegenüber den Vulkanen Mt. Kenia (Bhatt 1998) und Mt. Elgon (Wesche 2002), eine Rolle für die geringe Diversität – wie auch für den vergleichsweise geringen Anteil an endemischen Arten. So gibt es am Kilimanjaro kein einziges endemisches Reptil,

während alleine aus der Familie der Chamaeleonidae (Chamäleons) (Ostafrika: 40 Arten, Tansania: 25 Arten) vier Arten ausschließlich in den nördlichen und vier weitere nur in den südlichen tansanischen Eastern-Arc-Bergen vorkommen. Zwei weitere Chamäleon-Arten sind auf den Mt. Kenia beschränkt.

Am Kilimanjaro reichte die Zeit offenkundig noch nicht für die Entwicklung einer umfangreichen endemischen Fauna und Flora aus. Endemisch am Kilimanjaro sind nach bisherigem Kenntnisstand nur sechs vaskuläre Pflanzenarten (z.B. *Impatiens kilimanjari*), 13 Bryophyten, eine Säugetierart (*Crocidura gracilipes*) und zwei Tagfalterarten (*Uranothauma kilimensis* und *Cymothoe collinsi*, beide sind aber von jeweils nur einem einzigen Individuum bekannt; eventuell ist auch eine dritte Art, *Lepidochrysops kilimanjarensis*, in ihrem Vorkommen auf den Kilimanjaro beschränkt). Bisher liegen auch für einzelne Nachtfalter, etwa die Arctiidae *Amerila makadara*, Funde ausschließlich vom Kilimanjaro vor, allerdings sind die ostafrikanischen Nachtfalter bisher so lückenhaft untersucht, dass es sich dabei auch um Sammlungsartefakte handeln kann. Deshalb lassen sich auch bisher keine gesicherten Aussagen über am Kilimanjaro endemische Geometridenarten machen; wenn es solche gibt, sind es mit hoher Wahrscheinlichkeit aber ebenfalls nur einzelne Arten.

Insgesamt liegt aus Ostafrika ein umfangreiches Wissen zu Wirbeltieren, z. B. den Vögeln (Williams & Arlott 1980; van Perlo 1995; Zimmermann et al. 1999; Stevenson 2002), Säugetieren (Meester & Setzer 1971; Kingdon 1997) und Reptilien (Spawls et al. 2002) vor, und auch einige wenig diverse Insektengruppen, wie die Tagfalter (Kielland 1990; Larsen 1991; Congdon & Collins 1996), Ohrwürmer (Haas & Klass 2003) und Libellen (Clausnitzer 1999; Clausnitzer 2001; Clausnitzer 2002) sind gut bearbeitet. Für alle anderen Tiergruppen ist der Stand des Wissens jedoch noch lückenhaft, hier sind in den nächsten Jahren große Anstrengungen erforderlich, um einen ersten Überblick über die Muster der Diversität, etwa innerhalb der ostafrikanischen Insekten, zu erhalten.

5.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Abschließend wird nun noch einmal auf die zentralen Fragestellungen der Arbeit Bezug genommen.

Es konnte zunächst gezeigt werden, dass der Fang mit Leuchttürmen wesentlich effektiver ist als der Fang mit den verwendeten Lichtfallen. Dies bezieht sich sowohl auf die Anzahl der gefangenen Tiere als auch auf die insgesamt mit beiden Methoden erfassten Arten. Dabei zeigten die Individuenspektren beider Methoden Unterschiede in den Relationen von Ennominen zu Larentiinen, Fallen fingen häufiger Ennominen, am Turm wurden mehr Larentiinen gefangen.

Mit Hilfe der Ordinationsverfahren konnte gezeigt werden, dass sich die Artenzusammensetzung sowohl der höheren Pflanzen wie auch der Geometriden in Abhängigkeit vom Regenerationsstadium ändert. Die Diversitätsänderungen der Vegetation und der Geometriden im Zuge der Waldregeneration sind dabei gegenläufig; eine Zunahme der Artenzahlen innerhalb aller Wuchsformengruppen mit Ausnahme der Lianen wie auch aller taxonomischen Gruppen ging einher mit einer Abnahme der Geometridendiversität. Bei den strukturellen Parametern zeigte die Deckung der untersten Vegetationsschicht, die hauptsächlich von Moosen gebildet wurde, eine negative Korrelation mit der Geometridendiversität, während ein hoher Anteil runder Kronen in der obersten Baumschicht positiv mit der Diversität der Geometriden korreliert war. Moose sind gleichzeitig ein Zeiger für feuchte Verhältnisse, während runde Kronen auf lichten und damit zeitweilig trockeneren Flächen auftreten. Es scheint weniger Geometridenarten zu geben, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den sehr feuchten naturnahen Wäldern im zentralen Untersuchungsgebiet haben, als Arten, die in einem Mosaik aus großen Lichtungen und trockeneren Sekundärwäldern leben, was wiederum mit dem Fehlen von Habitaten mit sehr feuchten mikroklimatischen Bedingungen in der Umgebung des Kilimanjaro, mit denen ein Austausch von Arten stattfinden könnte, erklärt werden kann.

Die Höhenlage ist eine Art Mastervariable, die sowohl die Änderung der Vegetationszusammensetzung als auch die Zusammensetzung und Diversität der

Geometridenzöosen steuert. Dabei ändern sich in Abhängigkeit von der Höhenlage am Kilimanjaro nicht nur fast alle abiotischen Faktoren, etwa die Niederschlagsmenge, Temperatur, Luftdruck und Einstrahlungsintensität, sondern auch der menschliche Einfluss bzw. die Nutzungsintensität und in Abhängigkeit davon auch viele biotischen Umweltfaktoren.

Neben der Höhenlage hatte die Diversität einzelner Gefäßpflanzenfamilien einen wesentlichen Einfluss auf die Diversität von Geometridengattungen, von deren Raupen Futterpflanzenpräferenzen für die jeweilige Pflanzenfamilie bekannt sind. Dagegen zeigte weder die Gesamphytodiversität noch die Diversität einzelner Lebensformen oder Gefäßpflanzenfamilien einen starken Einfluss auf die Zusammensetzung und die Diversität der Geometridenzöosen.

Innerhalb der Agroforstflächen zeigte sich entgegen dem allgemeinen Trend eine Zunahme der Diversität mit der Höhe. Dies war korreliert mit der extensiveren, strukturreicheren und auf Subsistenzwirtschaft ausgerichteten Agroforstkultur in höheren Lagen.

Es stellt sich nun die Frage, welche Schlüsse aus diesen Ergebnissen für die nachhaltige Nutzung und den Schutz des Südwesthanges des Kilimanjaro gezogen werden können.

Aus Sicht der Erhaltung der Phytodiversität des Bergwaldes spielt die Erhaltung von möglichst naturnahen, intakten Bergwaldflächen eine entscheidende Rolle. Dies ist nicht nur aus Gründen des Naturschutzes wie auch der Ressourcenschonung wichtig, sondern auch für die Erhaltung und Sicherung des Wasserhaushaltes des gesamten Berges und darüber hinaus der hier entspringenden Flüsse wie des Pangani-Systems (Sarmett & Faraji 1991) und die Wasserversorgung der Großstädte Moshi, Arusha und Tanga (Misana 1996). Alle Indikatoren der Vegetation, die auf sehr feuchte Verhältnissen hindeuten, etwa die Diversität an Farngewächsen und besonders die Dicke und Größe der epiphytischen Moosschichten, die eine ganz wesentliche Rolle bei der Regulation eines gleichmäßigen Wasserhaushaltes spielen (Pócs 1991), treten in Sekundärwäldern im Vergleich zu naturnahen Flächen extrem zurück.

Auch sollte die Einrichtung von Forstplantagen mit exotischen Arten, besonders von Monokulturen, stark eingeschränkt werden. Ein deutliches Warnsignal ist hier zum einen das großflächige Sterben von Zypressen in den Forstplantagen auf der Westseite des Berges, zum anderen auch die extrem niedrige Diversität der Geometridenzönosen im Bereich des Half Mile Forest Strips, die bedingt wird durch das Massenvorkommen von *Chiasmia fuscataria*. Es besteht die Gefahr, dass sich *C. fuscataria* aufgrund von Massenvorkommen zu einer ernsthaften Bedrohung für die *Acacia-mearnsii*-Aufforstungen entwickelt. Dem kann mit einer Mischung von Baumarten, insbesondere mit einem starken Anteil einheimischer Arten, im untersten Waldbereich entgegengewirkt werden.

Neben dem Bergwald muss aber auch dem Agroforst größere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Agroforststandorte tragen als wichtige Waldersatzstandorte wesentlich zur hohen Diversität der Geometriden im mittleren Hangbereich bei. Dabei ist nicht nur die Alpha-Diversität insbesondere im Bereich von Machame sehr hoch, sondern auch die Beta-Diversität, was bedeutet, dass sich die einzelnen Flächen deutlich bezüglich ihres Arteninventares an Geometriden unterscheiden, womit die auch kleinmaßstäblich sehr abwechslungsreiche Strukturierung dieses Raumes (Geßler 2002) nachgezeichnet wird. Gleichzeitig zeigt die deutlich niedrigere Diversität auf den intensiv genutzten Agroforstflächen im unteren Hangbereich, die bezüglich der Artenzusammensetzung wie auch der Vegetationsstruktur deutlich homogener und damit ärmer sind als die Flächen im Bereich von Machame (Geßler 2002; Holtmann 2003), dass eine weitere Intensivierung der Nutzung in Machame Folgen für die Falterdiversität, aber auch auf andere faunistische Gruppen haben wird. Ähnliche Entwicklungen sind auch bei der Intensivierung der Landwirtschaft in Europa in den letzten hundert Jahren zu beobachten gewesen (für Lepidoptera z. B. Warren 1997; einen guten Überblick geben auch Robinson & Sutherland 2002). Die rezenten Lebensgemeinschaften am Kilimanjaro haben sich in nunmehr gut zweitausend Jahren auf die eher extensive Landwirtschaft in diesem Raum einstellen können.

Beim derzeitigen rasanten Bevölkerungswachstum im Kilimanjaro-Distrikt (Gamassa 1991) besteht ein immenser Druck zur Intensivierung der Landwirtschaft wie auch zur Nutzung der Ressourcen des verbliebenen

Bergwaldes. Es erscheint daher notwendig, die lokale Bevölkerung sofort in starkem Maße an dem Profit zu beteiligen, den der Tourismus am Kilimanjaro erbringt, um diese zweite Einnahmequelle neben der Landwirtschaft zu stärken und gleichzeitig den Menschen vor Ort deutlich zu machen, dass sich der Schutz der Natur- und Kulturlandschaft am Kilimanjaro lohnt.

6 Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Mitarbeitern und Freunden bedanken, ohne deren tatkräftige Unterstützung diese Arbeit nicht zu realisieren gewesen wäre!

Mein erster und ganz besonderer Dank gilt Prof. Dr. Klaus Müller-Hohenstein. Er machte diese Arbeit am Kilimanjaro erst möglich, bot Rückhalt in allen kritischen Situationen und übernahm die wissenschaftliche Betreuung der Arbeit.

Prof. Dr. Konrad Fiedler gab sehr viele wertvolle Anregungen, insbesondere bezüglich der statistischen Auswertung. Ohne seine schnelle und umfangreiche Unterstützung wäre die Arbeit in der jetzigen Form nicht zustande gekommen.

Meine Freundin und Kollegin Marion Schrupf stand mir immer tatkräftig zur Seite. Sie trug mit ihrer Unterstützung, kritischen Anmerkungen, aber auch der nötigen Geduld und Besonnenheit ganz entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit bei. Es hat sehr viel Freude gemacht, mit ihr zusammen das Gesamtprojekt bearbeiten zu können.

Ich möchte des weiteren der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung (Mu 364/14-1 bis 14-3) danken.

Unsere Counterparts am Botany Department der Universität in Dar es Salaam, Dr. Herbert Lyaruu, Henry Kamwela und Frank Mbago, halfen uns bei der Etablierung des Projektes, insbesondere bei der Beschaffung der nötigen Genehmigungen. Darüber hinaus zeigten sie großen Enthusiasmus für unser Projekt und gaben wertvolle Anregungen zur Feldarbeit.

Gunnar Brehm war immer wieder mit Anregungen zur Feldarbeit, Präparation und der statistischen Auswertung der Daten eine große Hilfe.

Dr. Andreas Hemp half bei der Bestimmung der Herbarbelege und stellte auch sein umfangreiches Kilimanjaro-Herbar zur Verfügung. Ohne diese Unterstützung wäre eine so weitreichende Determination des Materials aus dem zentralen Untersuchungsgebiet kaum möglich gewesen. Darüber hinaus übernahm er die floristischen Aufnahmen auf den übrigen Untersuchungsflächen im Höhentransekt.

Dr. Axel Hausmann von der zoologischen Staatssammlung in München unterstütze uns sehr bei der Determination der Falter.

Dr. Johannes Lehmann half bei der Suche nach Auto, Bleibe und bei der Auswahl des Untersuchungsgebietes.

Die Diplomanden Claudia Geßler, Martina Happich, Gabriele Holtmann, Luis Scheuermann und Henry Tünte leisteten unverzichtbare Hilfe bei der Arbeit im Gelände. Sie übernahmen einen Teil der Datenaufnahme.

Unsere wissenschaftlichen Hilfskräfte im Projekt, Jago Birk, Lena Blömertz, Julia Busche, Christian Dannecker, Johannes Dietz, Sibylle Hassler, Gesa Herold, Kirsten Kienzle, Stefanie Markwardt, Andrea Meyn, Sonja Paul, Lucia Reithmaier, Jochen Schmidt, Klaus Streicher und Kai Thomas, halfen uns auch unter widrigsten Witterungsverhältnissen bei der Feldarbeit und in Deutschland bei der Präparation der Falter. Für die schöne Atmosphäre auf unserer Station möchte ich ihnen allen herzlich danken.

Anna Sway, die gute Seele der Station, leistete uns unschätzbare Dienste bei der Versorgung so vieler hungriger Mäuler und unseres Hauses am Kilimanjaro. Sie war eine riesige Hilfe bei der Organisation des gesamten Alltags.

Unsere tanzanischen Assistenten, Ephata Sayo und Sayande Mushi sowie Bashiru Ally Nahay, Shecki Ngoma, Frederik Worndumi Issaack und Mahamudu Hassan Msagati, halfen tatkräftig beim nächtlichen Falterfang. Ephata und Sayande sorgten darüber hinaus in unserer Abwesenheit zusammen mit Mzee Wera für Schutz und weitgehend reibungslose Weiterführung der notwendigen Arbeiten im Projekt.

Mzee Justin Shangali ermöglichte mit seinen guten Kontakten und Fähigkeiten als Übersetzer ein problemloses Arbeiten in Foo / Machame. Den Bewohnern von Foo / Machame danke ich für ihre Geduld, Offenheit und Toleranz uns „Wazungu“ (Europäern) gegenüber.

Bei Elisabeth und Laszlo Paisz (Makoa-Estate) sowie Elizabeth und Neil Baker (Kifufu-Estate) möchte ich mich sehr bedanken für die Möglichkeit, auf ihren Farmen zu arbeiten, aber besonders auch für die herzliche Aufnahme, die wir immer bei ihnen gefunden haben, und für Ruhe und „Zuflucht“, die wir in hektischen Zeiten insbesondere auf der Makoa-Estate genießen konnten.

Dr. Rösch und seiner Familie danke ich für die Unterstützung insbesondere in medizinischen Fragen, aber auch im täglichen Leben in Machame, und für die große Hilfe, die sie unseren tansanischen Mitarbeitern in kritischen Situationen in unserer Abwesenheit gaben.

Gunnar Brehm, Johannes Refisch, Ulrich Sukopp, Marion Schrupf, Axel Paulsch, Johannes Dietz, Dirk Süßenbach und Andreas Heßberg danke ich für die kritische Durchsicht und Kommentare der Arbeit, Ulrich darüber hinaus auch für die Mithilfe bei der Konzeption des Gesamtprojektes.

Folgende tanzanische Behörden halfen uns immer wieder mit Genehmigungen, die wir zum Teil in kurzer Zeit bekamen und denen ich dafür danken möchte:

- Tanzania Commission for Science and Technology COSTECH,
- Tanzania National Parks TANAPA, hier besonders dem Director General und dem Chief Ecologist Mr. Gereta,
- Kilimanjaro National Park KINAPA, insbesondere dem ehemaligen Chief Park Warden Mr. L. M. Ole Moirana und der Nationalpark-Ökologin Atwitye Markwetta,
- den Rangern vom Machame Gate, vor allem Allan und Pascal für ihre Unterstützung in Machame und auf der Machame Hut,

- der Forestry and Beekeeping Division in Dar es Salaam,

- Mr. Patrick Akitanda und seinen Mitarbeitern vom South Kilimanjaro Catchment Project,

- dem Director of Wildlife, Dar es Salaam und

- der CITES-Behörde in Arusha.

Auch der Universitätsverwaltung der Universität Bayreuth gilt mein Dank, insbesondere Frau Spahn und Herrn Merscher, Herrn Schilling, Frau Porst und Frau Gebhard. Dank ihrer unbürokratische Hilfe meisterten wir alle Hürden, die die Organisation und Durchführung des Gesamtprojektes für uns bereithielten.

Besonderer Dank gilt abschließend meiner Familie, ohne deren Unterstützung und Rückhalt, den sie mir – trotz ihrer anfänglichen Skepsis und einiger sorgenvoller Momente, die sie in den letzten Jahren durchlebten – immer gewährten, die Arbeit niemals zustande gekommen wäre.

7 Literatur

- Abraham, D., Ryrholm, N., Wittzell, H., Holloway, J. D., Scoble, M. J. & Löfstedt, C. (2001): *Molecular Phylogeny of the Subfamilies in Geometridae (Geometroidea: Lepidoptera)*. Molecular Phylogenetics and Evolution **20**: 65-77.
- Achtziger, R., Nigmann, U. & Zwölfer, H. (1992): *Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zoökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen*. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **1**: 89-105.
- Agnew, A. D. Q. (1985): *Cyclic sequences of vegetation in the plant communities of the Aberdare Mountains, Kenya*. Journal of the East Africa Natural History Society and National Museum **75**: 1-12.
- Aide, T. M., Zimmermann, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L. & Marcano-Vega, H. (2000): *Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology*. Restoration Ecology **8**: 328-338.
- Alvarez-Buylla, E. R. & Garcia-Barrios, R. (1993): *Models of patch dynamics in tropical forests*. Trends in Ecology and Evolution **8**: 201-204.
- Aubréville, A. (1938): *La forêt coloniale: Les forêts de l'Afrique occidentale française*. Annales, Academie des Sciences Coloniales **9**: 1-245.
- Aurivillius, C. (1910): *9. Lepidoptera*. In: Sjöstedt, Y. *Zoologische Kilimandjaro-Meru Expedition 1905-1906*. P. Palmquists Aktiebolag, Stockholm: 1-56.
- Axmacher, J. (1998): *Vergleich verschiedener Ansätze zur physiognomischen Klassifikation eines tropischen Bergregenwaldes*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Baker, R. R. & Sadovy, Y. (1978): *The distance and nature of the light-trap response of moths*. Nature **276**: 818-820.
- Barkman, J. J. (1979): *The investigation of vegetation texture and structure*. In: Werger, M. J. A. *The study of Vegetation*. Junk, Den Haag: 125-160.
- Barkman, J. J., Doing, H. & Segal, S. (1964): *Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse*. Acta Botanica Neerlandica **13**: 394-419.
- Barlow, H. S. & Woiwod, I. P. (1989): *Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia*. Journal of Tropical Ecology **5**: 37-50.
- Barthlott, W., Lauer, W. & Placke, A. (1996): *Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity*. Erdkunde **50**: 317-327.
- Basset, Y. (2001): *Invertebrates in the canopy of tropical rain forests – How much do we know?* Plant Ecology **153**: 87-107.
- Basset, Y. & Kitching, R. L. (1991): *Species number, species abundance and body length of arboreal arthropods associated with an Australian rainforest tree*. Ecological Entomology **16**: 391-402.
- Basset, Y., Novotny, V., Miller, S. E. & Springate, N. D. (1998): *Assessing the impact of forest disturbance on tropical invertebrates: some comments*. Journal of Applied Ecology **35**: 461-466.
- Beard, J. S. (1955): *The classification of tropical american vegetation-types*. Ecology **36**: 89-100.
- Beard, J. S. (1973): *The physiognomic approach*. In: Whittaker, R. H. *Handbook of Vegetation Science*. Junk, Den Haag: 335-386.
- Beccaloni, G. W. (1997): *Vertical stratification of ithomiine butterfly (Nymphalidae: Ithomiinae) mimicry complexes: the relationship between adult flight height and larval host-plant height*. Biological Journal of the Linnean Society **62**: 313-341.
- Beck, E. (1988): *Plant Life on Top of Mt. Kilimanjaro (Tanzania)*. Flora **181**: 379-381.
- Beck, E., Scheibe, R. & Schulze, E.-D. (1986): *Recovery from fire: Observations in the alpine vegetation of western Mt. Kilimanjaro (Tanzania)*. Phytocoenologia **14**(1): 55-77.
- Beck, E., Scheibe, R. & Senser, M. (1983): *The vegetation of the Shira Plateau and the western slopes of Kibo (Mt. Kilimanjaro, Tanzania)*. Phytocoenologia **11**: 1-30.

- Beck, J. (1998a): *Zur Diversität von Spannern (Lepidoptera: Geometridae) in verschiedenen gestörten Habitattypen auf Borneo*. Diplomarbeit, Universität Würzburg, Würzburg.
- Beck, J. & Schulze, C. H. (2000): *Diversity of fruit-feeding butterflies (Nymphalidae) along a gradient of tropical rainforest succession in Borneo with some remarks on the problem of "pseudoreplicates"*. *Transactions of the Lepidopterological Society of Japan* **51**: 89-98.
- Beck, J., Schulze, C. H., Linsenmair, K. E. & Fiedler, K. (2002): *From forest to farmland: Diversity of geometrid moths along two habitat gradients on Borneo*. *Journal of Tropical Ecology* **17**: 33-51.
- Beck, S. G. (1998b): *Floristic inventory of Bolivia – An indispensable contribution to sustainable development*. In: Barthlott, W. & Winiger, M. *Biodiversity: A challenge for development research and policy*. Springer, Berlin: 243-265.
- Bhatt, N. (1998): *The Geology of Mt. Kenya*. In: Allan, I. *Guide to Mount Kenya and Kilimanjaro*. The Mountain Club of Kenya, Nairobi: 51-63.
- Bigger, M. (1968): *A check list of the flora of Kilimanjaro*. College of Wildlife, Mweka.
- Binggeli, P. (1989): *The ecology of Maesopsis invasion and dynamics of the evergreen forest of the East Usambaras, and their implications for forest conservation and forestry practices*. In: Hamilton, A. C. & Bensted-Smith, R. *Forest conservation in the East Usambara Mountains – Tanzania*. IUCN, Gland: 269-300.
- Bjørndalen, J. E. (1991): *An ecological approach to the inventory and monitoring of rainforest catchments in Tanzania*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: 97-102.
- Böhmer, H. J. & Richter, M. (1996): *Regeneration – Versuch einer Typisierung und zonalen Ordnung*. *Geographische Rundschau* **48**: 626-632.
- Bowden, J. (1982): *An analysis of factors affecting catches of insects in light traps*. *Bulletin of Entomological Research* **72**: 535-556.
- Bowman, D. M. J. S., Woinarski, J. C. Z., Sands, D. P. A., Wells, A. & McShane, V. J. (1990): *Slash and burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua New Guinea: response of birds, butterflies and reptiles*. *Journal of Biogeography* **17**: 227-239.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer, Berlin, Wien, New York.
- Brehm, G. (2002): *Diversity of geometrid moths in a montane rainforest in Ecuador*. Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Brehm, G. & Fiedler, K. (2003): *Faunal composition of geometrid moths changes with altitude in an Andean montane rainforest*. *Journal of Biogeography* **30**: 431-440.
- Brehm, G., Süßenbach, D. & Fiedler, K. (im Druck): *Unique elevational patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest*. *Ecography*.
- Brewin, D. R. (1974): *Kilimanjaro agriculture*. *Tanganyika notes and records* **64**: 115-117.
- Brokaw, N. V. L. (1985a): *Gap-phase regeneration in a tropical forest*. *Ecology* **66**: 682-687.
- Brokaw, N. V. L. (1985b): *Treefalls, Regrowth, and Community Structure in Tropical Forests*. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando: 53-69.
- Brokaw, N. V. L. & Scheiner, S. M. (1989): *Species composition in gaps and structure of a tropical forest*. *Ecology* **70**: 538-541.
- Brühl, C. A., Mohamed, M. & Linsenmair, K. E. (1999): *Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia*. *Journal of Tropical Ecology* **15**: 265-277.
- Burd, M. (1994): *Butterfly wing colour patterns and flying heights in the seasonal wet forest of Barro Colorado Island, Panama*. *Journal of Tropical Ecology* **10**: 601-610.
- Burslem, D. F. R. P. & Whitmore, T. C. (1999): *Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forest*. *Journal of Vegetation Science* **10**: 767-776.
- Bussmann, R. W. (1994): *The forests of Mount Kenya (Kenya)*. Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.

- Bussmann, R. W. & Beck, E. (1995a): *The forests of Mount Kenya – A phytosociological synopsis*. Phytocoenologia **25**: 467-560.
- Bussmann, R. W. & Beck, E. (1995b): *Regeneration and succession processes in the Ocotea-forests (Ocotea usambarensis) of Mount Kenya*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **24**: 35-39.
- Butler, L. & Kondo, V. (1991): *Macrolepidopterous moths collected by blacklight trap at Cooper's Rock State Forest, West Virginia: A baseline study*. West Virg University Bulletin **705**: 1-25.
- Cardillo, M. (2002): *Body size and latitudinal gradients in regional diversity of New World birds*. Global Ecology & Biogeography **11**: 59-65.
- Cavalcanti, M. J. (1988): *MANTEL for Windows*. Rio de Janeiro.
- Chavan, S. A. & Lal, B. (2000): *Biodiversity status of important ecosystems of Gujarat*. In: Kotwal, P. C. & Banerjee, S. *Biodiversity conservation in managed forests and protected areas*. Agrobios (India), Bopal: 66-107.
- Chey, V. K. (2000): *Moth diversity in the tropical rain forest of Lanjak-Entimau, Sarawak, Malaysia*. Malayan Nature Journal **54**: 305-318.
- Chey, V. K. (2002): *Comparison of moth diversity between lightly and heavily logged sites in a tropical rain forest*. Malayan Nature Journal **56**: 23-41.
- Chey, V. K., Holloway, J. D. & Speigh, M. R. (1997): *Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah*. Bulletin of Entomological Research **87**: 371-385.
- Cilek, V. (1976): *Recent volcanological observations on Mt. Kilimanjaro*. Sbornik Ceskoslovenske Spolecnosti Zemepisne **81**: 266-277.
- Clarke, K. R. (1993): *Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure*. Australian Journal of Ecology **18**: 117-143.
- Clausnitzer, V. (1999): *A checklist of the dragonflies (Odonata) of Kenya*. African Journal of Ecology **37**(4): 400-418.
- Clausnitzer, V. (2001): *Notes on the species diversity of East African Odonata, with a checklist of species*. Odonatologica **30**(1): 49-66.
- Clausnitzer, V. (2002): *Afrotropical Region: Eastern Africa*. IUCN Odonata Specialists Group: Regional Report. Gland, Switzerland.
- Clausnitzer, V. (2003): *Rodents of Mt. Elgon, Uganda. Ecology, biogeography and the significance of fire*. Society for Tropical Ecology, Bonn. Ecotropical Monographs.
- Clebsch, E. E. C. & Busing, R. T. (1989): *Secondary succession, gap dynamics, and community structure in a southern Appalachian cove forest*. Ecology **70**: 728-735.
- Clements, F. E. (1936): *Nature and structure of the climax*. Journal of Ecology **24**: 252-284.
- Coetzee, J. A. (1967): *Pollen analytical studies in East and South Africa*. Cape Town, Amsterdam.
- Coleman, B. D. (1982): *On random placement and species-area-relationship*. Mathematical Biosciences **54**: 191-215.
- Collins, M. (1990): *Die letzten Regenwälder*. Bertelsmann, Gütersloh.
- Colwell, R. K. (2000): *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Altura Software, San Jose.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. (1994): *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*. Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B **345**: 101-118.
- Congdon, C. & Collins, S. (1996): *Kielland's butterflies of Tanzania supplement*. African Butterfly Research Institute, Nairobi.
- Connell, J. H. (1978): *Diversity in tropical rain forests and coral reefs*. Science **199**: 1302-1310.
- Cook, L. M. & Graham, C. S. (1996): *Evenness and species number in some moth populations*. Biological Journal of the Linnean Society **58**: 75-84.
- Cook, M. A. & Scoble, M. J. (1992): *Tympanal organs of geometrid moths: a review of their morphology, function and systematic importance*. Systematic Entomology **17**: 219-232.
- Corbet, P. S. (1961): *Entomological studies from a high tower in Mpanga Forest, Uganda. X. Observations on Sphingidae (Lepidoptera)*. Transactions of the Royal Entomological Society of London **113**: 351-352.

- Cornell, H. V. & Lawton, J. H. (1992): *Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective*. Journal of Animal Ecology **61**: 1-12.
- Coults, H. H. (1969): *Rainfall of the Kilimanjaro area*. Weather **24**: 66-69.
- Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. (1995): *Preservation of biodiversity in small rainforest patches: Rapid evaluations using butterfly trapping*. Biodiversity and Conservation **4**: 35-55.
- Dansereau, P. (1951): *Description and recording of vegetation upon a structural basis*. Ecology **32**: 172-229.
- deJong, R. & Congdon, T. C. E. (1993): *The montane butterflies of the eastern Afrotropics*. In: Lovett, J.C. & Wasser, S.K. *Biogeography and Ecology of the Rain Forests of Eastern Africa*. Cambridge University Press, Cambridge: 133-172.
- Dennis, R. L. H. (2001): *Progressive bias in species status is symptomatic of fine-grained mapping units subject to repeated sampling*. Biodiversity and Conservation **10**: 483-494.
- Denslow, J. S. (1987): *Tropical rainforest gaps and tree species diversity*. Annual Review of Ecology and Systematics **18**: 433-451.
- Denslow, J. S., Shultz, J. C., Vitousek, P. M. & Strain, B. R. (1990): *Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments*. Ecology **71**: 165-179.
- DeVries, P. J. (1988): *Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest*. Journal of Research on the Lepidoptera **26**: 98-108.
- DeVries, P. J., Murray, D. & Lande, R. (1997): *Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest*. Biological Journal of the Linnean Society **62**: 343-364.
- DeVries, P. J. & Walla, T. R. (2001): *Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies*. Biological Journal of the Linnean Society **74**: 1-15.
- DeVries, P. J., Walla, T. R. & Greeney, H. F. (1999): *Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests*. Biological Journal of the Linnean Society **68**: 333-353.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Ulmer, Stuttgart.
- DOS (1968): *Y 742 Series, Sheet number 42/3, /4, 56/1, /2, /4, 57/1*. Directorate of Overseas Surveys.
- Downie, C. & Wilkinson, P. (1972): *The Geology of Kilimanjaro*. The Department of Geology, University of Sheffield, Sheffield.
- du Rietz, E. (1931): *Life forms of terrestrial flowering plants*. Acta Phytogeographica Suecica **3**: 1-95.
- Duncan, R. S. & Chapman, C. A. (2003): *Consequences of plantation harvest during tropical forest restoration in Uganda*. Forest Ecology and Management **173**: 235-250.
- Dzwonko, Z. & Kornas, J. (1994): *Patterns of species richness and distribution of pteridophytes in Rwanda (Central Africa): A numerical approach*. Journal of Biogeography **21**: 491-501.
- Ehrlich, P. R. & Wilson, E. O. (1991): *Biodiversity studies: Science and policy*. Science **251**: 758-762.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H. & Müller-Dombois, D. (1967a): *A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions*. Berichte des Geobotanischen Institutes, Stiftung Rübél **37**: 56-73.
- Ellenberg, H. & Müller-Dombois, D. (1967b): *Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth*. Berichte des Geobotanischen Institutes, Stiftung Rübél **37**: 21-55.
- Engelhard, K. (1994): *Tansania*. Justus Perthes Verlag, Gotha.
- Engler, A. (1925): *Die Pflanzenwelt Afrikas*. Wilhelm Engelmann, Leipzig.
- Erwin, T. L. (1982): *Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other Arthropod species*. Coleopterists Bulletin **36**: 74-75.
- Erwin, T. L. (1992): *Das Kronendach des Regenwaldes*. In: Wilson, E. O. *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum, Heidelberg: 145-151.

- Erwin, T. L. (1997): *Biodiversity at its utmost: Tropical forest beetles*. In: Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. & Wilson, E. O. *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, Washington: 27-40.
- FAO-UNESCO (1973): *Afrika Kartenblatt 4-6*.
- Fermon, H., Waltert, M., Larsen, T. B., U., D. A. & Mühlenberg, M. (2000): *Effects of forest management on diversity and abundance of fruit-feeding nymphalid butterflies in south-eastern Cote d'Ivoire*. Journal of Insect Conservation **4**: 173-189.
- Fisher, R. A., Corbet, A. & Williams, C. B. (1943): *The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population*. Journal of Animal Ecology **12**: 42-58.
- Fletcher, D. S. (1956): *New species of African Geometridae*. Proceedings of the Royal Entomological Society of London, Series B **25**: 29-42.
- Fletcher, D. S. (1958a): *Geometridae from Tanganyika (Lep.)*. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde **14**: 1-4.
- Fletcher, D. S. (1958b): *Geometridae from Tanganyika collected by Dr. Christa Lindemann and Nina Pavlitzki*. Veröffentlichung der Zoologischen Staatssammlung, München **5**: 117-144.
- Fletcher, D. S. (1962): *Nolinae from Tanganyika collected by Dr. Christa Lindemann und Nina Pavlitzki*. Veröffentlichung der Zoologischen Staatssammlung, München **7**: 1-8.
- Fletcher, D. S. (1967): *A revision of the Ethiopian species and a check list of the world species of Cleora (Lepidoptera: Geometridae)*.
- Fletcher, D. S. (1968): *6. Geometridae*. In: History, Trustees of the British Museum (Natural Ruwenzori Expedition 1952. The British Museum (Natural History), London: 77-173.
- Fletcher, D. S. (1978): *Lepidoptera Geometridae from Mt. Kenya*. Revue de Zoologie et de Botanique Africaines **92**: 501-512.
- Friis, I. (1992): *Forests and Forest Trees of Northeast Tropical Africa*. Her Majesty's Stationery Office, London. Kew Bulletin.
- Fromholz, T. (1890): *Die Schmetterlinge des Kilimanjaro-Gebietes*. In: Meyer, H. *Ostafrikanische Gletscherfahrten*. Duncker & Humblot, Leipzig.
- Fründ, H. C. (1995): *Statistische Verfahren bei der Auswertung bioökologischer Daten für Planungsvorhaben*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **43**: 357-358.
- Gamassa, D. M. (1991): *Historical change in the human population on Mount Kilimanjaro and its implications*. In: Newmark, W. D. *The Conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi.
- Gasse, F. (2002): *Kilimanjaro's Secrets Revealed*. Science **298**: 548-549.
- Gaston, K. J. (2000): *Global patterns in biodiversity*. Nature **405**: 220-227.
- Gaston, K. J., Scoble, M. J. & Crook, A. (1995): *Patterns in species description: a case study using the Geometridae (Lepidoptera)*. Biological Journal of the Linnean Society **55**: 225-237.
- Gentry, A. H. (1988): *Tree species richness of Upper Amazonian forests*. Proceedings of the National Academy of Sciences USA **85**: 156-159.
- Gentry, A. H. & Dodson, C. (1987): *Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest*. Biotropica **19**: 149-156.
- Gefßler, C. (2002): *Vegetationsstrukturen in der Agroforstzone am Kilimanjaro, Tanzania*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Ghazoul, J. (2002): *Impact of logging on the richness and diversity of forest butterflies in a tropical dry forest in Thailand*. Biodiversity and Conservation **11**: 521-541.
- Glavac, V. (1996): *Vegetationsökologie – Grundfragen, Aufgaben, Methoden*. Fischer, Jena.
- Grassle, J. F. & Smith, W. (1976): *A similarity measure sensitive to the contribution of rare species and its use in investigation of variation in marine benthic communities*. Oecologia **25**: 13-22.
- Greenway, P. J. (1974): *The vegetation and flora of Mt. Kilimanjaro*. Tanganyika notes and records **64**: 97-107.
- Grime, J. P. (1973): *Competitive exclusion in herbaceous vegetation*. Nature **242**: 344-347.
- Grimshaw, J. M., Cordeiro, N. J. & Foley, C. A. H. (1995): *The mammals of Kilimanjaro*. Journal of East African Natural History **84**: 105-139.

- Groombridge, B. (1992): *Global Biodiversity*. Chapman and Halls, London.
- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. (2001): *Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics*. *Forest Ecology and Management* **148**: 185-206.
- Guedes, R. N. C., Zanoncio, T. V., Zanoncio, J. C. & Medeiros, A. G. B. (2000): *Species richness and fluctuation of defoliator Lepidoptera populations in Brazilian plantations of Eucalyptus grandis as affected by plant age and weather factors*. *Forest Ecology and Management* **137**: 179-184.
- Gutiérrez, D. & Menéndez, R. (1998): *Phenology of butterflies along an altitudinal gradient in northern Spain*. *Journal of Zoology*, London **244**: 249-264.
- Haas, F. & Klass, K.-D. (2003): *The Dermaptera of Tanzania: Checklist, faunal aspects, and fogging canopies (Insecta: Dermaptera)*. *Entomologische Abhandlungen* **60**: 45-67.
- Hall, J. B. & Swaine, M. D. (1976): *Classification and ecology of closed-canopy forest in Ghana*. *Journal of Ecology* **64**: 913-951.
- Hamer, K. C. & Hill, J. K. (2000): *Scale-dependent effects of habitat disturbance on species richness in tropical forests*. *Conservation Biology* **14**: 1435-1440.
- Hamer, K. C., Hill, J. K., Benedick, S., Mustafa, N., Sherratt, T. N., Maryati, M. & Chey, V. K. (2003): *Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: The importance of habitat heterogeneity*. *Journal of Applied Ecology* **40**: 150-162.
- Hamer, K. C., Hill, J. K., Lace, L. A. & Langan, A. M. (1997): *Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia*. *Journal of Biogeography* **24**: 67-75.
- Hamilton, A. C. (1989): *The place and the problem*. In: Hamilton, A. C. & Bensted-Smith, R. *Forest conservation in the East Usambara Mountains, Tanzania*. IUCN, Nairobi.
- Hamilton, A. C. & Perrott, R. A. (1981): *A study of the altitudinal zonation in the montane forest belt of Mt. Elgon, Kenya/Uganda*. *Vegetatio* **45**: 107-125.
- Hammond, P. M. (1990): *Insect abundance and diversity in the Dumoga-Bone National Park, North Sulawesi, with special reference to the beetle fauna of lowland rainforest in the Torau region*. In: Knight, W. J. & Holloway, J. D. *Insects and the rain forests of South East Asia (Wallacea)*. The Royal Entomological Society, London: 197-254.
- Hammond, P. M. (1992): *Species inventory*. In: Groombridge, B. *Global Biodiversity*. Chapman and Hall, London: 17-39.
- Hanski, I. (1982): *Dynamics of regional distribution: The core and satellite species hypothesis*. *Oikos* **38**: 281-298.
- Hanski, I. & Niemelä, J. (1990): *Elevational distribution of dung and carrion beetles in northern Sulawesi*. In: Knight, W. J. & Holloway, J. D. *Insects and the rain forests of South East Asia (Wallacea)*. The Royal Entomological Society, London: 145-152.
- Happich, M. (2001): *Physiognomische Klassifikation der Regenerationsstadien von Wäldern einer Höhenstufe am Kilimanjaro*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Hardin, G. (1960): *The competitive exclusion principle*. *Science* **131**: 1292-1297.
- Harding, P. T., Asher, J. & Yates, T. J. (1995): *Butterfly monitoring I – recording the changes*. In: Pullin, A.S. *Ecology and Conservation of Butterflies*. Chapman and Hall, London: 3-22.
- Hastenrath, S. (1973): *Observations on the periglacial morphology of Mts Kenya and Kilimanjaro, East Africa*. *Zeitschrift für Geomorphologie*, Supplementbände **16**: 161-179.
- Hastenrath, S. (1978): *On the three-dimensional distribution of subnival soil patterns in the high mountains of East Africa*. *Erdwissenschaftliche Forschung* **11**: 458-481.
- Hausmann, A. (1990): *Zur Dynamik von Nachtfalter-Artenspektren*. *Spixiana* **16**: 1-222.
- Hausmann, A. (2001): *The geometrid moths of Europe*. Apollo Books, Stensrup.
- Hawksworth, D. L. & Kalin-Arroyo, M. T. (1995): *Magnitude and Distribution of Biodiversity*. In: Heywood, V. H. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge: 107-192.
- Hayek, L.-A. & Buzas, M. A. (1997): *Surveying natural populations*. Columbia University Press, New York.

- Heaney, L. R. (2001): *Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: An assessment of patterns and hypotheses*. Global Ecology & Biogeography **10**: 15-39.
- Hebert, P. D. N. (1980): *Moth communities in montane Papua New Guinea*. Journal of Animal Ecology **49**: 593-602.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E. D., Siamantziouras, A.-S. D., Spehn, E. M., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S. & Lawton, J. H. (1999): *Plant diversity and productivity experiments in European grasslands*. Science **286**: 1123-1127.
- Hedberg, O. (1951): *Vegetation belts of the East -African mountains*. Svensk Botanisk Tidskrift **45**(1): 141-196.
- Hedberg, O. (1964): *Features of afroalpine plant ecology*. Uppsala. Acta Phytogeographica Suecica 49.
- Hemp, A. (1999a): *Ergebnisse der ethnobotanischen Forschung am Kilimanjaro im SFB 214*. In: Gollan, T. & Gerstberger, P. *Vegetationsökologische, ethnobotanische und -faunistische Beiträge über Äquatorial-Afrika*. BITÖK, Bayreuth: 117-147.
- Hemp, A. (1999b): *An ethnobotanical study on Mt. Kilimanjaro*. Ecotropica **5**: 147-165.
- Hemp, A. (2001): *Ecology of the pteridophytes on the southern slopes of Mt. Kilimanjaro. Part II: Habitat selection*. Plant Biology **3**: 493-523.
- Hemp, A. (2002): *Ecology of the pteridophytes on the southern slopes of Mt. Kilimanjaro. – I Altitudinal distribution*. Plant Ecology **159**: 211-239.
- Hemp, A. & Beck, E. (2001): *Erica excelsa as a fire-tolerating component of Mt. Kilimanjaro's forests*. Phytocoenologia **31**: 449-475.
- Hemp, C. & Winter, J. C. (1999): *Ethnozooologische Feldforschung am Kilimanjaro – Arthropoda*. In: Gollan, T. & Gerstberger, P. *Vegetationsökologische, ethnobotanische und faunistische Beiträge über Äquatorial-Afrika*. BITÖK, Bayreuth.
- Hemp, C., Winter, J. C. & Scheuerlein, A. (1999): *Ethnozooologische Feldforschung am Kilimanjaro: Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien*. In: Gollan, T. & Gerstberger, P. *Vegetationsökologische, ethnobotanische und faunistische Beiträge aus Äquatorial-Afrika*. BITÖK, Bayreuth.
- Henderson, P. A. & Seaby, R. M. H. (1998): *Species diversity and richness*. Pisces Conservation Ltd., Pennington.
- Henderson, P. A. & Seaby, R. M. H. (2000): *ECOM – Environmental community analysis*. Pisces Conservation Ltd., Pennington.
- Herman, B. K. L. & Mwakalinga, A. (2001): *Mt. Kilimanjaro National Park – Flora and Fauna Check Lists*. University of Dar es Salaam, Dar es Salaam.
- Heywood, V. H. & Watson, R. T. (1995): *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hill, J. K., Hamer, K. C., Lace, L. A. & Banham, W. M. T. (1995): *Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia*. Journal of Applied Ecology **32**: 754-760.
- Hill, M. O. (1973): *Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination*. Journal of Ecology **61**: 237-249.
- Holloway, J. D. (1985): *Moths as indicator organisms for categorizing rain-forest and monitoring changes and regeneration processes*. In: Chadwick, A. C. & Sutton, S. L. *Tropical Rain-Forests: The Leeds Symposium*. Leeds Philosophical and Literary Society, Leeds: 235-242.
- Holloway, J. D. (1987): *Macrolepidoptera diversity in the Indo-Australian tropics: geographic, biotopic and taxonomic variations*. Biological Journal of the Linnean Society **30**: 325-341.
- Holloway, J. D. (1993): *The moths of Borneo: Family Geometridae, subfamily Ennominae*. The Malayan Nature Journal **47**: 1-309.
- Holloway, J. D. (1996): *The moths of Borneo: Family Geometridae, subfamilies Oenochrominae, Desmobaethrinae and Geometrinae*. The Malayan Nature Journal **49**: 147-326.

- Holloway, J. D. (1997): *The moths of Borneo: Family Geometridae, subfamilies Sterrhinae and Larentiinae*. The Malayan Nature Journal **51**: 1-242.
- Holloway, J. D., Kibby, G. & Peggie, D. (2001): *The families of Malesian moths and butterflies*. Brill, Leiden. Fauna Malesiana Handbooks.
- Holloway, J. D., Kirk-Spriggs, A. H. & Chey, V. K. (1992): *The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation*. Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B **335**: 425-436.
- Holloway, J. D. & Nielsen, E. S. (1999): *Biogeography of the Lepidoptera*. In: Kristensen, N. P. *Lepidoptera, moths and butterflies*. De Gruyter, Berlin: 423-462.
- Holloway, J. D., Robinson, G. S. & Tuck, K. R. (1990): *Zonation of the Lepidoptera of northern Sulawesi*. In: Knight, W. J. & Holloway, J. D. *Insects and rain-forests of South East Asia (Wallacea)*. The Royal Entomological Society, London: 153-166.
- Holloway, J. D. & Stork, N. E. (1991): *The dimensions of biodiversity: The use of invertebrates as indicators of human impact*. In: Hawksworth, D. L. *The biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture*. CAB International, Wallingford: 137-162.
- Holtmann, G. (2003): *Geometridendiversität und Vegetationsstrukturen in der Agroforstzone am Kilimanjaro*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Homeier, J., Dalitz, H. & Breckle, S.-W. (2002): *Waldstruktur und Baumartendiversität im montanen Regenwald der Estación Científica San Francisco in Südecuador*. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft **14**: 109-118.
- Hooper, D. U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M. O., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., Mermillod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E. & van Peer, L. (2002): *Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 195-208.
- Horn, H. S. (1975): *Markovian properties of forest succession*. In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Cambridge: 196-211.
- Howard, P. C. (1996): *Biological importance of the Rwenzori montane forest*. In: Osmaston, H., Tukahirwa, J., Basalirwa, C. & Nyakaana, J. *The Rwenzori mountains national park, Uganda*. Makerere University, Kampala: 103-111.
- Hubbell, S. P. (1979): *Tree dispersion, abundance and diversity in tropical dry forests*. Science **203**: 1299-1309.
- Huntley, B. J. (1992): *Erhaltung und Überwachung biologischer Vielfalt – Einige Beispiele aus Afrika*. In: Wilson, E. O. *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum, Heidelberg: 272-284.
- Hurlbert, S. H. (1971): *The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters*. Ecology **52**: 577-586.
- Hutterer, R. (1998): *Diversity of mammals in Bolivia*. In: Barthlott, W. & Winiger, M. *Biodiversity – A challenge for development research and policy*. Springer, Berlin: 279-288.
- Intachat, J., Chey, V. K., Holloway, J. D. & Speigh, M. R. (1999a): *The impact of forest plantation development on the population and diversity of geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) in Malaysia*. Journal of Tropical Forest Science **2**: 329-336.
- Intachat, J. & Holloway, J. D. (2000): *Is there stratification in diversity or preferred flight height of geometroid moths in Malaysian lowland tropical forest?* Biodiversity and Conservation **9**: 1417-1439.
- Intachat, J., Holloway, J. D. & Speigh, M. R. (1997): *The effects of different forest management practices on geometroid moth populations and their diversity in Peninsular Malaysia*. Journal of Tropical Forest Science **9**: 411-430.
- Intachat, J., Holloway, J. D. & Speigh, M. R. (1999b): *The impact of logging on geometroid moth populations and their diversity in lowland forests of Peninsular Malaysia*. Journal of Tropical Forest Science **11**: 61-78.
- Intachat, J., Holloway, J. D. & Staines, H. (2001): *Effects of weather and phenology on the abundance and diversity of geometroid moths in a natural Malaysian tropical rain forest*. Journal of Tropical Ecology **17**: 411-429.

- Intachat, J. & Woiwod, I. P. (1999): *Trap design for monitoring moth biodiversity in tropical rainforests*. Bulletin of Entomological Research **89**: 153-163.
- Irion, R. (2001): *The melting snows of Kilimanjaro*. Science **291**: 1690-1691.
- IUCN (1986): *Review of the protected areas system in the Afrotropical Realm*. IUCN, Gland.
- Iwasa, Y., Kubo, T. & Sato, K. (1995): *Maintenance of forest species diversity and latitudinal gradient*. Vegetatio **121**: 127-134.
- Jacobs, M. (1988): *The tropical rain forest*. Springer, Berlin.
- Janzen, D. H., Ataroff, M., Fariñas, M., Reyes, S., Rincon, N., Soler, A., Soriano, P. & Vera, M. (1976): *Changes in arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes*. Biotropica **8**: 193-203.
- Johns, R. J. (1991): *Pteridophytes of tropical East Africa. A preliminary check-list of the species*. Royal Botanical Gardens, Kew.
- Jørgensen, P. M. & León-Yanes (1999): *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden, St. Luis.
- Kerr, J. T. & Burkey, T. V. (2002): *Endemism, diversity, and the threat of tropical moist forest extinctions*. Biodiversity and Conservation **11**: 695-704.
- 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. (2000a): *Altitudinal zonation of Andean cryptogam communities*. Journal of Biogeography **27**: 275-282.
- Kessler, M. (2000b): *Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes*. Plant Ecology **149**: 181-193.
- Kessler, M. (2000c): *Maximum plant-community endemism at intermediate intensities of anthropogenic disturbance in Bolivian montane forests*. Conservation Biology **15**: 634-641.
- Kessler, M. (2001a): *Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes*. Biodiversity and Conservation **10**: 1897-1921.
- Kessler, M. (2001b): *Pteridophyte species richness in Andean forests in Bolivia*. Biodiversity and Conservation **10**: 1473-1495.
- Kessler, M. (2002): *The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels*. Journal of Biogeography **29**: 1159-1165.
- Kessler, M., Herzog, S. K. & Fjeldsa, J. (2001a): *Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes*. Diversity and Distribution **7**: 61-77.
- Kessler, M., Parris, B. S. & Kessler, E. (2001b): *A comparison of the tropical montane pteridophyte floras of Mount Kinabalu, Borneo, and Parque Nacional Carrasco, Bolivia*. Journal of Biogeography **28**: 611-622.
- Kielland, J. (1990): *Butterflies of Tanzania*. Melbourne.
- Kigomo, B. N., Savill, P. S. & Woodell, S. R. (1990): *Forest composition and its regeneration dynamics: a case study of semi-deciduous tropical forests in Kenya*. African Journal of Ecology **28**: 174-188.
- Kingdon, J. (1997): *African Mammals*. Academic Press, London.
- Kitching, R. L., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S. & Graham, A. W. (2000): *Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest*. Journal of Applied Ecology **37**: 284-297.
- Kivumbi, C. O. & Newmark, W. D. (1991): *The history of the half-mile forestry strip on Mount Kilimanjaro*. In: Newmark, W. D. *The Conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Gland.
- Klötzli, F. (1958): *Zur Pflanzensoziologie des Südhanges der alpinen Stufe des Kilimanjaro*. Berichte des Geobotanischen Institutes, Stiftung Rübél: 33-59.
- Klötzli, F. (1997): *Biodiversity and vegetation belts in tropical and subtropical mountains*. In: Messerli, B. & Ives, J.D. *Mountains of the world: A global priority*. Parthenon, New York: 232.

- Knapp, R. (1973): *Die Vegetation von Afrika unter Berücksichtigung von Umwelt, Entwicklung, Wirtschaft, Agrar- und Forstgeographie*. G. Fischer, Jena. Vegetationsmonographien der einzelnen Großräume Bd. III.
- Knapp, R. (1974): *Vegetation dynamics – Handbook of vegetation science*. Junk, The Hague.
- Koch, M. (1988): *Wir bestimmen Schmetterlinge*. Neumann- Neudamm, Melsungen.
- Kok, K., Verweij, P. A. & Beukema, H. (1995): *Effects of cutting and grazing on Andean treeline vegetation*. In: Churchill, S. P., Balslev, H., Forero, E. & Luteyn, J. L. *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden, New York.
- Kollmann, J. (1992a): *Das Eindringen von Gehölzen in Brachflächen – Grundlagen und eine Fallstudie in Trespenrasen des Kaiserstuhls*. Laufener Seminarbeiträge **92**: 58-70.
- Kollmann, J. (1992b): *Gebüschantwicklung in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls*. Natur und Landschaft **67**: 20-26.
- Körner, C. (2002): *Mountain biodiversity, its causes and function: An overview*. In: Körner, C. & Spehn, E. *Mountain Biodiversity*. Panthenon, New York: 3-20.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- Kremen, C. (1992): *Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring*. Ecological Applications **2**: 203-217.
- Kunin, W. E. & Lawton, J. H. (1996): *Does biodiversity matter? Evaluating the case for conserving species*. In: Gaston, K. J. *Biodiversity – A biology of numbers and difference*. Blackwell, Oxford.
- Lamprey, R. H., Michelmore, F. & Lamprey, H. F. (1991): *Changes in the boundary of the montane rainforest on Mount Kilimanjaro between 1958 and 1987*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi.
- Lange, H. (1982): *Kilimandscharo*. Herder, Freiburg.
- Lange, S., Bussmann, R. W. & Beck, E. (1997): *Stand structure and regeneration of the subalpine *Hagenia abyssinica* forests of Mt. Kenya*. Botanica Acta **110**: 473-480.
- Larsen, T. B. (1991): *The Butterflies of Kenya and their natural history*. Oxford University Press, Oxford.
- Lauer, W. (1976): *Zur hygrischen Höhenstufung tropischer Gebirge*. In: Schmithüsen, J. *Neotropische Ökosysteme*. Junk, The Hague: 169-182.
- Lawton, J. H., Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., Hodda, M., Holt, R. D., Larsen, T. B., Mawdsley, N. A., Stork, N. E., Srivastava, D. S. & Watt, A. D. (1998): *Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forests*. Nature **391**: 72-76.
- Lawton, R. O. & Putz, F. E. (1988): *Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud-forest*. Ecology **69**: 764-777.
- Leinonen, R., Söderman, G., Itämiies, J., Rytönen, S. & Rutanen, I. (1998): *Intercalibration of different light-traps and bulbs used in moth monitoring in northern Europe*. Entomologica Fennica **9**: 37-51.
- Lewis, O. T. (2001): *Effects of experimental selective logging on tropical butterflies*. Conservation Biology **15**: 389-400.
- Lewis, O. T., Wilson, R. J. & Harper, M. C. (1998): *Endemic butterflies on Grande Comore: Habitat preferences and conservation priorities*. Biological Conservation **85**: 113-121.
- Lind, E. M. & Morrison, M. E. S. (1974): *East African vegetation*. Longman, London.
- Lomolino, M. V. (2001): *Elevation gradients of species-density: historical and prospective views*. Global Ecology & Biogeography **10**: 3-13.
- Loreau, M., Downing, A., Emmerson, M., Gonzalez, A., Hughes, J., Inchausti, P., Joshi, J., Norberg, J. & Sala, O. (2002a): *A new look at the relationship between diversity and stability*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 79-91.
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (2002b): *Perspectives and challenges*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 237-242.

- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D. A. (2001): *Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges*. Science **294**: 804-808.
- Lüttge, U. (1997): *Physiological ecology of tropical plants*. Springer, Berlin.
- Lüttge, U., Kluge, M. & Bauer, G. (1997): *Botanik*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Lux, A., Frisch, J. & Bemmerlein-Lux, F. A. (1994): *Wuchsformen und Struktureinheiten als Mittel zur Vegetationsanalyse an zwei Beispielen aus dem Mittelmeerraum und aus Mittelfranken*. Hoppea **55**: 613-635.
- May, R. M. (1986): *How many species are there?* Nature **324**: 514-515.
- McCoy, E. D. (1990): *The distribution of insects along elevational gradients*. Oikos **58**: 313-322.
- McGeachie, W. J. (1989): *The effects of moonlight illuminance, temperature and wind speed on light-trap catches of moths*. Bulletin of Entomological Research **79**: 185-192.
- Meester, J. & Setzer, H. W. (1971): *The mammals of Africa: An identification manual*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Meinecke, T. (1995): *Nachtfalter in der naturschutzrelevanten Raumplanung: Grundlagen, Methoden, Auswertung*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **43**: 79-106.
- Meyer, H. (1890): *Ostafrikanische Gletscherfahrten*. Duncker & Humblot, Leipzig.
- Minet, J. & Scoble, M. J. (1999): *The drepanoid / geometroid assemblage*. In: Kristensen, N. P. *Lepidoptera: moths and butterflies*. de Gruyter, Berlin: 301-320.
- Misana, S. B. (1991): *The importance of Mount Kilimanjaro and the need for its integrated management and conservation*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: 103-110.
- Misana, S. B. (1996): *Towards sustainable management of Mount Kilimanjaro*. In: Osmaston, H., Basalirwa, C. & Nyakaana, J. *The Rwenzori Mountains National Park, Uganda*. Makerere University, Kampala: 241-253.
- Molino, J.-F. & Sabatier, D. (2001): *Tree diversity in tropical rain forest: A validation of the intermediate disturbance hypothesis*. Science **294**: 1702-1704.
- Montgomery, S. L. (1982): *Biogeography of the moth genus Eupithecia in Oceania and the evolution of ambush predation in Hawaiian caterpillars (Lepidoptera: Geometridae)*. Entomologia Generalis **8**: 27-34.
- Mooney, H. A. (2002): *The debate on the role of biodiversity in ecosystem functioning*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 12-17.
- Moran, R. C. (1995): *The importance of mountains to pteridophytes, with emphasis on Neotropical montane forests*. In: Churchill, S. P., Balslev, H., Forero, E. & Lutey, J. L. *Biodiversity and Conservation of Neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden, New York: 359-363.
- Mörtter, R. (1988): *Vergleichende Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie der Lepidopteren in unterschiedlich strukturierten Waldflächen im Kottenforst bei Bonn*. Neue entomologische Nachrichten **21**: 1-182.
- Mühlenberg, M. (1993): *Freilandökologie*. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Mühlenberg, R. (1999): *Zur Struktur von Nachtfalter-Artengemeinschaften (Lepidoptera: Geometroidea und Pyraloidea) in unterschiedlich strukturierten Waldhabitaten*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Muirhead-Thomson, R. C. (1991): *Trap responses of flying insects*. Academic Press, London.
- Mwasaga, B. C. (1991): *The natural forest of Mount Kilimanjaro*. In: Newmark, W. D. *The Conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: 17-20.
- Myers, N. (1992): *Tropische Wälder und ihre Arten – dem Ende entgegen?* In: Wilson, E. O. *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum, Heidelberg: 46-53.
- Naeem, S., Loreau, M. & Inchausti, P. (2002): *Biodiversity and ecosystem functioning: The emergence of a synthetic ecological framework*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 3-11.

- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. & da Silva, J. M. C. (1996): *A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest*. Oikos **76**: 25-39.
- Newmark, W. D. (1991): *Preface*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: vii-x.
- Newmark, W. D., Foley, C. A. H., Grimshaw, J. M., Chambegga, O. R. & Rutazaza, A. G. (1991): *Local extinctions of large mammals within Kilimanjaro National Park and Forest Reserve and implications of increasing isolation and forest conversion*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: 35-46.
- Newmark, W. D. & Nguye, P. A. (1991): *Recreational impacts of tourism along the Marangu route in Kilimanjaro National Park*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi.
- Nor, S. M. D. (2001): *Elevational diversity patterns of small mammals on Mt. Kinabalu, Sabah, Malaysia*. Global Ecology & Biogeography **10**: 41-62.
- Novotný, V. & Basset, Y. (2000): *Rare species in communities of tropical insect herbivores: Pondering the mystery of singletons*. Oikos **89**: 564-572.
- Nunes, P. A. L. D. & van der Bergh, J. C. J. M. (2001): *Economic valuation of biodiversity: Sense or nonsense*. Ecological Economics **39**: 203-222.
- Ødegaard, F. (2000): *How many species of arthropods? Erwin's estimate revised*. Biological Journal of the Linnean Society **71**: 583-597.
- Ødegaard, F., Diserud, O. H., Engen, S. & Aagaard, K. (2000): *The magnitude of local host specificity for phytophagous insects and its implications for estimates of global species richness*. Conservation Biology **14**: 1182-1186.
- Odner, K. (1971): *A preliminary report of an archaeological survey on the slopes of Kilimanjaro*. Azania **6**: 131-149.
- Økland, R. H. (1996): *Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies?* Journal of Vegetation Science **7**: 289-292.
- O'Kting'ati, A. & Kessy, J. F. (1991): *The farming systems on Mount Kilimanjaro*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Gland: 71-80.
- Okuda, T., Kachi, N., Yap, S. K. & Manokaran, N. (1997): *Tree distribution pattern and fate of juveniles in a lowland tropical rain forest – implications for regeneration and maintenance of species diversity*. Plant Ecology **131**: 155-171.
- Olson, D. M. (1994): *The distribution of leaf litter invertebrates along a neotropical altitudinal gradient*. Journal of Tropical Ecology **10**: 129-150.
- Orr, A. G. & Häuser, C. L. (1997): *Temporal and spatial patterns of butterfly diversity in a lowland tropical rainforest*. In: Edwards, D. S., Booth, W. E. & Choy, S. C. *Tropical Rainforest Research – Current Issues*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 125-138.
- Orshan, G. (1986): *Plant form as describing vegetation and expressing adaptation to environment*. Annali di Botanica **44**: 7-38.
- Palmer, M. W. (1993): *Putting things in even better order: The advantages of canonical correspondence analysis*. Ecology **74**: 2215-2230.
- Parsons (1976): *Vegetation structure in the mediterranean scrub communities of California and Chile*. Journal of Ecology **64**: 435-447.
- Paulsch, A. (2002): *Development and application of a classification system for undisturbed and disturbed tropical montane forests based on vegetation structure*. Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Perrings, C. (1995): *The economic value of biodiversity*. In: Heywood, V. H. & Watson, R. T. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge: 827-914.
- Persson, B. (1976): *Influence of weather and nocturnal illumination on the activity and abundance of populations of Noctuids (Lepidoptera) in south coastal Queensland*. Bulletin of Entomological Research **66**: 33-63.
- Pertraitis, P. S., Latham, R. E. & Niessenbaum, R. A. (1989): *The maintenance of species diversity by disturbance*. The Quarterly Review of Biology **64**: 393-418.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. (1985): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.

- Pinheiro, C. E. G. & Ortiz, J. V. C. (1992): *Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil*. Journal of Biogeography **19**: 505-511.
- Pinhey, E. C. G. (1975): *Moths of Southern Africa*. Tafelberg, Cape Town.
- Pócs, T. (1991): *The significance of lower plants in the conservation of Mt. Kilimanjaro*. In: Newmark, W. D. *The conservation of Mount Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi.
- Pollard, E. & Yates (1993): *Monitoring butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman and Hall, London.
- Prout, L. B. (1932a): *New exotic Geometridae*. Novitates Zoologicae **38**: 103-126.
- Prout, L. B. (1932b): *Voyage de Ch. Alluad et R. Jeannel en Afrique Orientale (1911-1912) Insectes Lépidoptères – III Geometridae*. Memoires de la Société Zoologique de France Tomé 24: 375-512.
- Purvis, A. & Hector, A. (2000): *Getting the measure of biodiversity*. Nature **405**: 212-219.
- Pyrzcz, T. W. & Wojtusiak, J. (2002): *The vertical distribution of pronophiline butterflies (Nymphalidae, Satyrinae) along an elevational transect in Monte Zerpa (Cordillera de Mérida, Venezuela) with remarks on their diversity and parapatric distribution*. Global Ecology & Biogeography **11**: 211-221.
- Raguso, R. A. & Llorente-Bousquets, J. (1990): *The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Vera Cruz, Mexico, revisited: Species richness and habitat disturbance*. Journal of Research on the Lepidoptera **29**: 105-133.
- Rahbeck, C. (1995): *The elevational gradient of species richness: A uniform pattern?* Ecography **18**(2): 200-205.
- Rahbeck, C. (1997): *The relationship between area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds*. The American Naturalist **149**: 875-902.
- Raunkiaer, C. (1937): *Plant life forms (Englische Übersetzung von Gilbert-Carter, H.; Originaltitel (1907): Planteriget's Livsformer og deres Betydning for Geografien)*. Clarendon, Oxford.
- Raven, P. H. (1992): *Unsere schwindenden Tropenwälder*. In: Wilson, E. O. *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum, Heidelberg: 141-144.
- Raven, P. H. & Wilson, E. O. (1992): *A fifty-year plan for biodiversity surveys*. Science **258**: 1099-1100.
- Reinhard, R. & Harz, K. (1989): *Wandernde Schwärmerarten*. Spektrum, Heidelberg. Die neue Brehm-Bücherei.
- Remmert, H. (1991): *The Mosaic-Cycle Concept of ecosystems*. Springer, Berlin. Ecological Studies.
- Richards, P. W., Tansley, A. G. & Watt, A. S. (1940): *The recording of structure, life form and flora of tropical forest communities as a basis for their classification*. Journal of Ecology **28**: 224-239.
- Richter, M. (1980): *Beobachtungen zum Mikroklima und zur Vegetation am Kilimanjaro*. Die Erde **111**: 247-262.
- Richter, M. (1996): *Klimatologische und pflanzenmorphologische Vertikalgradienten in Hochgebirgen*. Erdkunde **50**: 205-237.
- Richter, M. (1998): *Zonal features of phytodiversity under natural conditions and under human impact – a comparative survey*. In: Barthlott, W. & Winiger, M. *Biodiversity – A challenge for development research and policy*. Springer, Berlin: 83-109.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. & Fay, J. P. (2001): *Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats*. Conservation Biology **15**: 378-388.
- Ricklefs, R. E. (1987): *Community diversity: Relative roles of local and regional processes*. Science **235**: 167-171.
- Robbins, R. K. & Opler, P. A. (1997): *Butterfly diversity and a preliminary comparison with bird and mammal diversity*. In: Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. & Wilson, E. O. *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, Washington: 69-82.

- Robinson, G. S., Ackery, P. R., Beccaloni, G. W., Kitching, I. J. & Hernandez, L. M. (2003): *HOSTS – The Natural History Museum's database of the hostplants of the moth and butterfly caterpillars of the world*. <http://flood.nhm.ac.uk/cgi-bin/perth/hosts>.
- Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. (2002): *Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain*. Journal of Applied Ecology **39**: 157-176.
- Rodgers, W. A. (2001): *Transboundary issues and management of the natural resources of Mount Kilimanjaro – Annex one: A history of people's occupation of forested mountains in Eastern Africa*. In: Ngoile, M., Kohi, Y. & Rodgers, W.A. *Planning for the long term conservation of the Mount Kilimanjaro ecosystem*. Tanzania Commission of Science and Technology, Dar es Salaam.
- Rogo, L. & Odulaja, A. (2001): *Butterfly populations in two forest fragments at the Kenya coast*. African Journal of Ecology **39**: 266-275.
- Rohde, K. (1992): *Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause*. Oikos **65**: 514-527.
- Rohde, K. (1998): *Latitudinal gradients in species diversity. Area matters, but how much?* Oikos **82**: 184-190.
- Rosenzweig, M. L. (1995): *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roy, D. B., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E. & Thomas, J. A. (2001): *Butterfly numbers and weather: Predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change*. Journal of Animal Ecology **70**: 201-217.
- Sabrsky, C. W. (1952): *Insects*. In: *The year of Agriculture 1952*. U. S. Department of Agriculture, Washington.
- Sachs, L. (1992): *Angewandte Statistik*. Springer, Berlin.
- Sale, P. F. (1977): *Maintenance of high diversity in coral reef fish communities*. The American Naturalist **111**: 337-359.
- Salehe, J. (1997): *Preliminary assessment of the Mount Kilimanjaro forest fires of February and March 1997*. IUCN, Nairobi. Consultant's Report.
- Salt, G. (1954): *A contribution to the ecology of upper Kilimanjaro*. Journal of Ecology **42**: 375-323.
- Sarmett, J. D. & Faraji, S. A. (1991): *The hydrology of Mt. Kilimanjaro: an examination of dry season runoff and possible factors leading to its decrease*. In: Newmark, W.D. *The Conservation of Mt. Kilimanjaro*. IUCN, Nairobi: 53-70.
- Schabel, H. G. (1990): *Tanganyika forestry under German colonial administration, 1891-1919*. Forest & Conservation History: 130-141.
- Scheuermann, L. (2002): *Zur Diversität spannerartiger Nachtfalter in einem Höhengradienten im Bergregenwald des Mt. Kilimanjaro, Tanzania*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Schlüter, T. (1997): *Geology of East Africa*. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- Schmidt, P. R. (1989): *Early exploitation and settlements in the Usambara Mountains*. In: Hamilton, A. C. & Bensted-Smith, R. *Forest conservation in the East Usambara Mountains, Tanzania*. IUCN, Nairobi: 75-78.
- Schmitt, K. (1991): *The Vegetation of the Aberdare National Park Kenya*. Wagner, Innsbruck. Hochgebirgsforschung Vol. 8.
- Schmitt, K. (1992): *Anthropo-zoogenic impact on the structure and regeneration of a submontane forest in Kenya*. In: Goldammer, J. G. *Tropical forests in transition*. Birkhäuser, Basel: 105-126.
- Schmitt, K. (1996): *The biodiversity of the Rwenzori mountains*. In: Osmaston, H., Tukahirwa, J., Basalirwa, C. & Nyakaana, J. *The Rwenzori mountains national park, Uganda*. Makerere University, Kampala: 91-102.
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. (2002): *The ecology of lianas and their role in forests*. Trends in Ecology and Evolution **17**: 223-230.
- Schnitzer, S. A., Dalling, J. W. & Carson, W. P. (2000): *The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration*. Journal of Ecology **88**: 655-666.

- Schreiber, K.-F. (1993): *Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland*. Phytocoenologia **23**: 539-560.
- Schulze, C. H. (2000): *Auswirkungen anthropogener Störungen auf die Diversität von Herbivoren – Analyse von Nachtfalterzönosen entlang von Habitatgradienten in Ost-Malaysia*. Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (1998): *Habitat preference and flight activity of morphine butterflies in a Bornean rainforest, with a note on the sound production by adult Zeuxidia (Lepidoptera: Nymphalidae)*. Malayan Nature Journal **52**: 163-176.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (2003): *Vertical and temporal diversity of a species-rich moth taxon in Borneo*. In: Basset, Y., Novotny, V., Miller, S. & Kitching, R. L. *Arthropods of tropical forests: Spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge: 69-85.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (im Druck): *Hawkmoth diversity in Northern Borneo does not reflect the influence of anthropogenic habitat disturbance*. Ecotropica.
- Schulze, C. H., Linsenmair, K. E. & Fiedler, K. (2001): *Understorey versus canopy: Patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest*. Plant Ecology **153**: 133-152.
- Schulze, E. D., Beck, E. & Müller-Hohenstein, K. (2002): *Pflanzenökologie*. Spektrum, Heidelberg.
- Schupp, E. W., Howe, H. F., Augspurger, C. K. & Levey, D. J. (1989): *Arrival and survival in tropical treefall gaps*. Ecology **70**: 562-564.
- Schwartz, M. W., Bringham, C. A., Hoeksema, J. D., Lyons, K. G., Mills, M. H. & Mantgem, P. J. v. (2000): *Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology*. Oecologia **122**: 297-305.
- Scoble, M. J. (1992): *The Lepidoptera – Form, function and diversity*. Oxford University Press, Oxford.
- Scoble, M. J. (1999): *Geometrid moths of the world: a catalogue (Lepidoptera, Geometridae)*. The Natural History Museum, CSIRO, London.
- Scoble, M. J., Gaston, K. J. & Crook, A. (1995): *Using taxonomic data to estimate species richness in Geometridae*. Journal of the Lepidopterists' Society **49**: 136-147.
- Scoble, M. J. & Krüger, M. (2002): *A review of the genera of Macariini with a revised classification of the tribe (Geometridae: Ennominae)*. Zoological Journal of the Linnean Society **134**: 257-315.
- Sedlag, U. (1995): *Tiergeographie*. Urania, Leipzig. Urania-Tierreich.
- Shahabuddin, G., Herzner, G. A., Aponte, C. R. & Gomez, M. d. C. (2000): *Persistence of a frugivorous butterfly species in Venezuelan forest fragments: The role of movement and habitat quality*. Biodiversity and Conservation **9**: 1623-1641.
- Shinozaki, K. (1963): *Note on the species-area curve*. In: *Proceedings of the 10th Annual Meeting of the Ecological Society of Japan*, Tokyo.
- Shore, R. F. & Garbett, S. D. (1991): *Notes on the small mammals of the Shira Plateau, Mt. Kilimanjaro*. Mammalia **55**(4): 601-607.
- Simberloff, D. (1978): *Use of rarefaction and related methods in ecology*. In: Dickson, K. L., Cairns, J. & Livingston, R. J. *Biological data in water pollution assessment: Quantitative and statistical analysis*. American Society for Testing and Materials: 150-165.
- Sjöstedt, Y. (1909): *Wissenschaftliche Ergebnisse der Schwedischen Zoologischen Expedition nach dem Kilimandjaro, dem Meru und den umgebenden Massaiesteppen Deutsch-Ostafrikas 1905-1906*. Herausgegeben mit Unterstützung von der Königl. Schwedischen Akademie der Wissenschaften, Stockholm.
- Skou, P. (1984): *Nordens Målere*. Fauna Bøger & Apollo Bøger, Kopenhagen.
- Sørensen, T. (1948): *A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content*. Biologiske Meddelelser Kongelige Danske Videnskaberne Selskab **5**: 1-34.
- Southwood, T. R. & Henderson, P. A. (2000): *Ecological methods*. Blackwell Science, Oxford.

- Southwood, T. R. E. (1978): *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. Wiley, New York.
- Spawls, S., Howell, K. M., Drewes, R. C. & Ashe, J. (2002): *A field guide to the reptiles of East Africa*. Academic Press, London.
- Spitzer, K., Novotny, V., Tonner, M. & Leps, J. (1993): *Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionidae) in a montane tropical rain forest, Vietnam*. *Journal of Biogeography* **20**: 109-121.
- StatSoft, I. (2001): *Statistika für Windows Version 6*. www.statsoft.com.
- Stevens, G. C. (1989): *The latitudinal gradient in geographical range: How so many species coexist in the tropics*. *The American Naturalist* **128**: 35-46.
- Stevens, G. C. (1992): *The elevational gradient in altitudinal range: An extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude*. *The American Naturalist* **140**: 893-911.
- Stevenson, T. F., J. (2002): *Field Guide to the birds of East Africa*. T & A D Poyser, London.
- Stork, N. E. (1997): *Measuring global biodiversity and its decline*. In: Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. & Wilson, E. O. *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, Washington.
- Stork, N. E., Srivastava, D. S., Watt, A. D. & Larsen, T. B. (2003): *Butterfly diversity and silvicultural practice in lowland rainforests of Cameroun*. *Biodiversity and Conservation* **12**: 387-410.
- Süßenbach, D. & Fiedler, K. (1999): *Noctuid moths attracted to fruit baits: Testing models and methods of estimating species diversity*. *Nota Lepidopterologica* **22**: 115-154.
- Swain, V. M. & Prinsloo, G. L. (1986): *A list of phytophagous insects and mites on forest trees and shrubs in South Africa*. *Entomology Memoir, Department of Agriculture and Water Supply, Republic of South Africa* **66**: 1-91.
- Swaine, M. D. & Hall, J. B. (1988): *The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana*. *Journal of Tropical Ecology* **4**: 131-137.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. (1988): *On the definition of ecological species groups in tropical rain forests*. *Vegetatio* **75**: 81-86.
- Swank, W. T., Waide, J. B., Crossley, D. A. & Todd, R. L. (1981): *Insect defoliation enhances nitrate export from forest ecosystems*. *Oecologia* **51**: 297-299.
- Swanson, T. (1997): *Global action for biodiversity*. IUCN, Cambridge.
- Taylor, D. R., Aarsen, L. W. & Loehle, C. (1990): *On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: A new habitat template for plant life history strategies*. *Oikos* **58**: 239-250.
- Taylor, L. R. & Brown, E. S. (1972): *Effects of light-trap design and illumination on samples of moths in the Kenya Highlands*. *Bulletin of Entomological Research* **62**: 91-112.
- Taylor, L. R. & French, R. A. (1974): *Effects of light-trap design and illumination on samples of moths in an English woodland*. *Bulletin of Entomological Research* **45**: 255-271.
- ter Braak, C. J. F. (1986): *Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis*. *Ecology* **67**: 1167-1179.
- ter Braak, C. J. F. (1987): *The analysis of vegetation-environment relationships by Canonical Correspondence Analysis*. *Vegetatio* **69**: 69-77.
- Theophrastos (1931): *Life form of terrestrial flowering plants*. *Acta Phytogeographica Suecica* **3**: 1-95.
- Thomas, A. W. (2002): *Moth diversity in a northeastern North American, red spruce forest. II. The effect of silvicultural practices on geometrid diversity (Lepidoptera: Geometridae)*. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, New Brunswick. Information Report M-X-213E.
- Thomas, A. W. & Thomas, G. M. (1994): *Sampling strategies for estimating moth species diversity using a light trap in a Northeastern softwood forest*. *Journal of the Lepidopterists Society* **48**: 85-105.
- Thomas, G. M. (1996): *Light-trap catches of moths within and above the canopy of a northeastern forest*. *Journal of the Lepidopterists Society* **48**: 85-105.

- Thompson, L. G., Mosley-Thompson, E., Davis, M., Henderson, K. A., Brecher, H. H., Zagorodnov, V. S., Mashiotta, T. A., Lin, P.-N., Mikhalevko, V. N., Hardy, D. R. & Beer, J. (2002): *Kilimanjaro ice core records: Evidence of holocene climate change in tropical Africa*. Science **298**: 589-593.
- Tilman, D. (1999): *The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles*. Ecology **80**: 1455-1474.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D. & Reich, P., Eds. (2002): *Plant diversity and composition: Effects on productivity and nutrient dynamics of experimental grasslands*. Biodiversity and ecosystem functioning. Oxford, Oxford University Press.
- Tirira, D. S. (1999): *Mamíferos del Ecuador*. Portificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Tumuhimbise, G., Okwakol, M. J. N. & Kangwagye, T. N. (2001): *Species diversity of swallowtail butterflies (Papilionidae: Lepidoptera) in North Maramagambo forest*. African Journal of Ecology **39**: 113-115.
- Tünte, H. (2002): *Floristische Erfassung von Waldgesellschaften zwischen 2000 und 2500 m am Kilimanjaro*. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Usher, M. B. & Keiller, S. W. J. (1998): *The macrolepidoptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure*. Biodiversity and Conservation **7**: 725-748.
- van Perlo, B. (1995): *Birds of Eastern Africa*. Harper Collins, London. Collins illustrated checklist.
- Vandermeer, J., Lawrence, D., Symstad, A. & Hobbie, S. (2002): *Effect of biodiversity on ecosystem functioning in managed ecosystems*. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Oxford: 221-233.
- Vareschi, V. (1980): *Vegetationsökologie der Tropen*. Ulmer, Stuttgart.
- Volterra, V. (1928): *Variations and fluctuations of the number of individuals in animal species living together*. In: Chapman, R. N. *Animal Ecology*. McGraw-Hill, New York: 409-448.
- von Humboldt, A. (1807): *Ideen zu einer Physiognomik der Gewächse*. In: von Humboldt, A. *Ansichten der Natur, mit wissenschaftlichen Erläuterungen*. Cotta'scher Verlag, Tübingen: 19.
- Wagner, T. (2001): *Saisonal changes in the canopy arthropod fauna in Rinorea beniensis in Budongo Forest, Uganda*. Plant Ecology **153**: 169-178.
- Walter, H. & Breckle, S. W. (1984): *Ökologie der Erde. Bd. 2. Spezielle Ökologie der tropischen und subtropischen Zonen*. Fischer, Stuttgart.
- Walter, H. & Lieth, H. (1960-67): *Klimadiagramm-Weltatlas*. Jena.
- Warming, E. (1884): *Ueber perenne Gewächse*. Beihefte zum Botanischen Centralblatt **18**(19).
- Warren, M. S. (1997): *Conserving Lepidoptera in a changing environment: A perspective from western Europe*. Journal of Insect Conservation **1**: i-iv.
- Werger, M. J. A. & Spranger, J. T. C. (1982): *Comparison of floristic and structural classification of vegetation*. Vegetatio **50**: 175-183.
- Wesche, K. (2002): *The high-altitude environment of Mt. Elgon (Uganda, Kenya): Climate, vegetation, and the impact of fire*. Ecotropical Monographs **2**: 1-253.
- Whitmore, T. C. (1993): *Tropische Regenwälder, Eine Einführung*. Spektrum, Heidelberg.
- Widenmann, A. (1899): *Die Kilimandscharo-Bevölkerung*. Petermanns Mitteilungen, Gotha.
- Williams, C. B. (1936): *The influence of moonlight on the activity of certain nocturnal insects, particularly of the family Noctuidae, as indicated by a light trap*. Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B **226**: 357-389.
- Williams, J. G. & Arlott, N. (1980): *Birds of East Africa*. Collins, London. Collins Field Guide.
- Willig, M. R. & Lyons, S. K. (1998): *An analytical model of latitudinal gradients of species richness with an empirical test for marsupials and bats in the New World*. Oikos **81**: 93-98.
- Willott, S. J. (1999): *The effects of selective logging on the distribution of moths in a Bornean rainforest*. Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B **354**: 1783-1790.
- Willott, S. J., Lim, D. C., Compton, S. G. & Sutton, S. L. (2000): *Effects of selective logging on the butterflies of a Bornean rainforest*. Conservation Biology **14**: 1055-1065.

- Wilmanns, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
- Wilson, E. O. (1992a): *Der gegenwärtige Stand der biologischen Vielfalt*. In: Wilson, E. O. *Ende der biologischen Vielfalt?* Spektrum, Heidelberg: 19-36.
- Wilson, E. O. (1992b): *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge.
- Wilson, E. O. (1995): *Der Wert der Vielfalt*. Piper, München.
- Wolda, H. (1978): *Fluctuations in abundance of tropical insects*. The American Naturalist **112**: 1017-1045.
- Wolda, H. (1981): *Similarity indices, sample size and diversity*. Oecologia **50**: 296-302.
- Wolda, H. (1987): *Altitude, habitat and tropical insect diversity*. Biological Journal of the Linnean Society **30**: 313-323.
- Wood, B. & Gillman, M. P. (1998): *The effects of disturbance on forest butterflies using two methods of sampling in Trinidad*. Biodiversity and Conservation **7**: 597-616.
- Wood, P. J. (1964a): *The forest glades of West Kilimanjaro*. Tanganyika notes and records **64**: 108-111.
- Wood, P. J. (1964b): *A note on forestry on Kilimanjaro*. Tanganyika notes and records **64**: 111-114.
- Wu, J. & Louks, O. L. (1995): *From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology*. Quarterly Review of Biology **70**: 439-466.
- Yela, J. L. & Holyoak, M. (1997): *Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae)*. Population Ecology **26**: 1283-1290.
- Zanuncio, T. V., Zanuncio, J. C., Miranda, M. M. M. & Medeiros, A. G. d. B. (1998): *Effects of plantation age on diversity and population fluctuation of Lepidoptera collected in Eucalyptus plantations in Brazil*. Forest Ecology and Management **108**: 91-98.
- Zech, M. (2002): *Rekonstruktion der jungquartären Klimaentwicklung und Landschaftsgeschichte durch geochemische Kennzeichnung von Paläoböden an den SW-Hängen des Kilimandscharo, Tansania*. Zulassungsarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- Zimmermann, D. A., Turner, D. A. & Pearson, D. J. (1999): *Birds of Kenya & Northern Tanzania*. A & C Black, London. Helm Field Guides.

Anhang

Ennominae

Oberseite



Unterseite

Chiasmia fuscataria

Oberseite



Unterseite

Darisodes oritropha

Oberseite



Unterseite

Psilocerea icterias

Oberseite



Unterseite

*Rhodophthitus arichannaria***Sterrhinae**

Oberseite



Unterseite

*Scopula aff. cassiaria***Geometrinae**

Oberseite



Unterseite

Comostolopsis simplex

Abb. A1: Farbtafeln einiger in der Arbeit mit Namen erwähnter Geometridenarten vom Kilimanjaro (der schwarze Maßstabsstrich ist 1 cm lang, die Tiere sind nach Unterfamilien sortiert, alle Geometriden-Photos: G. Brehm).

Larentiinae



Oberseite



Unterseite

Asthenotricha unipecten

Oberseite



Unterseite

„*Chloroclystis*“ *derasata*

Oberseite



Unterseite

Ecpetala obtusa

Oberseite



Unterseite

Hypomecis aff. *acculeata*

Oberseite



Unterseite

Mimoclystia corticearia

Oberseite



Unterseite

Piercia detracta

Desmobathrinae



Oberseite



Unterseite

Xanthorhoe argenteolineata

Oberseite



Unterseite

Derambila sjoestedti

Abb. A1 (Fortsetzung): Farbtafeln einiger in der Arbeit mit Namen erwähnter Geometridenarten vom Kilimanjaro (der schwarze Maßstabsstrich ist 1 cm lang, die Tiere sind nach Unterfamilien sortiert, alle Geometriden-Photos: G. Brehm).

Anordnung der Untersuchungsflächen

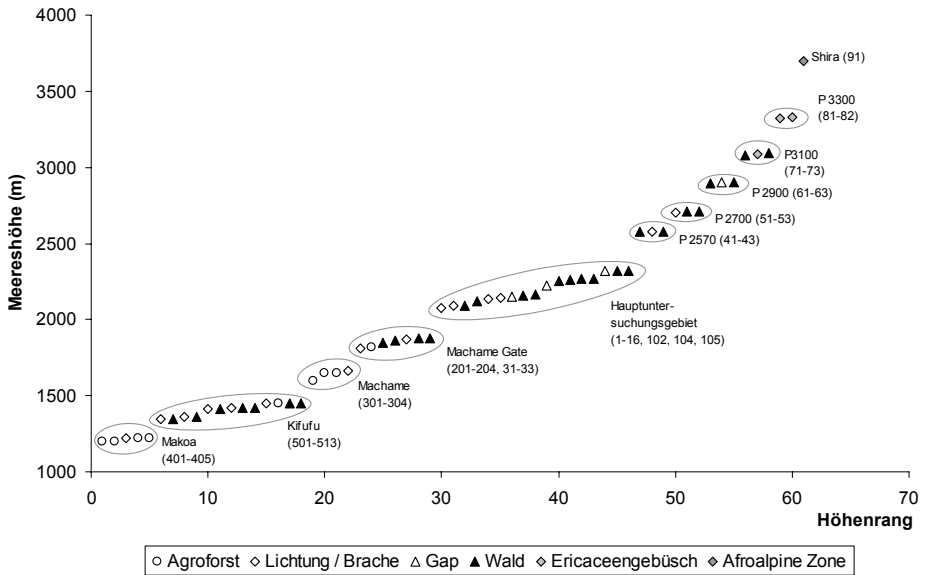


Abb. A2: Übersicht der Anordnung der Untersuchungsflächen im Höhenprofil.

Agroforst

Fläche 401, 403, 404, 405, 511, 301, 302, 304, 202

Lichtung/Brache/Wiese

Fläche 402, 506, 510, 513, 303, 201, 33, 1, 2, 3, 102, 43, 53

Wald

Fläche 502, 503, 504, 505, 509, 203, 204, 31, 32, 4, 5, 6, 104, 105, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 16, 41, 42, 51, 52, 61, 62, 71, 72

Wald (Galeriewald)

Fläche 507, 508, 512

Wald (Baumsturzlichtung / Gap)

Fläche 501, 13, 14, 15, 63

Ericaceen-Gebüsch

Fläche 73, 81, 82

Afroalpine Zone

Fläche 91

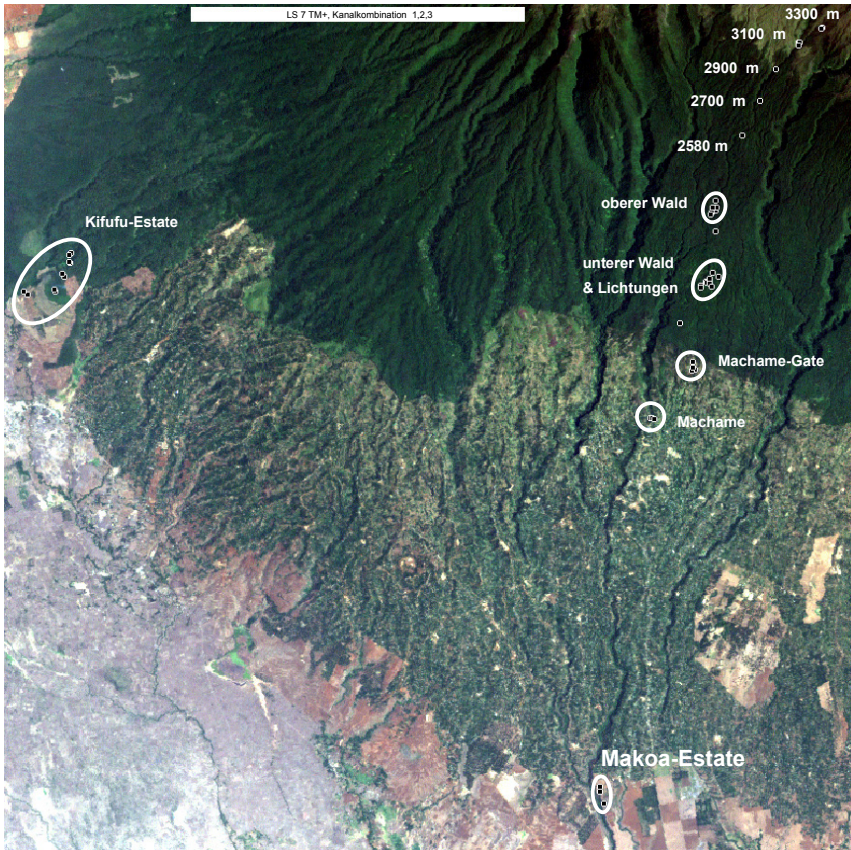


Abb. A3: Satellitenbild des gesamten Untersuchungsgebietes (Landsat 7 TM+, Kanäle 1, 2 & 3, 21.02.2000, UTM-Koordinaten: 37S 285.000-309.000, 9.635.000-9.659.000, Maßstab 1:150.000, die weiß umrandeten schwarzen Punkte markieren die einzelnen Untersuchungsflächen, die weißen Kreise umrahmen die Untersuchungsbereiche).

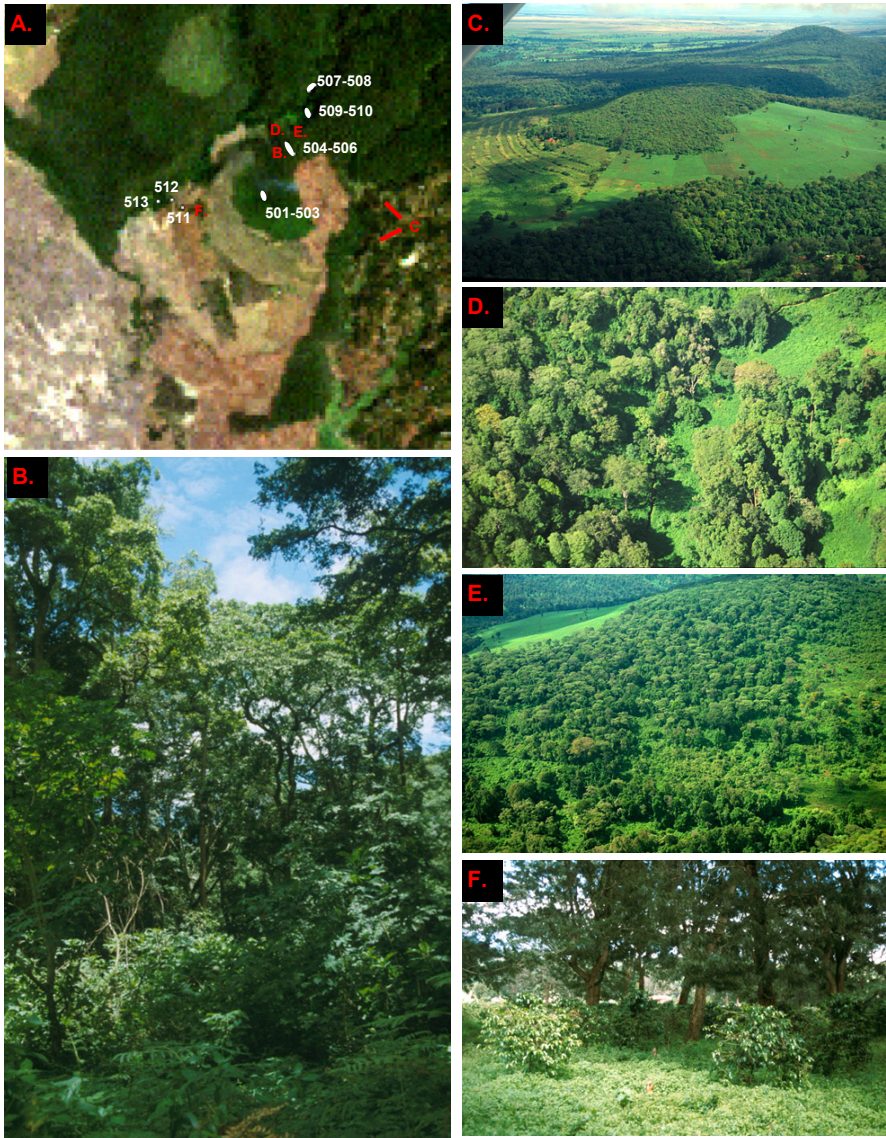


Abb. A4: Bilder der Kifufu-Estate (A.: Satellitenbild [Landsat 7 TM+, Kanäle 1, 2 & 3, 21.02.2000], UTM-Koordinaten: 37S 284.000-288.200, 9.648.500-9.652.700, Maßstab 1:50.000, die weißen Markierungen und Zahlen zeigen die Lage der Flächen, die roten Buchstaben markieren den Bereich der Photographien; B.: Sekundärwald; C.: Luftbild der Farm; D. und E.: Luftbilder vom Sekundärwald; F.: Agroforstfläche 511).

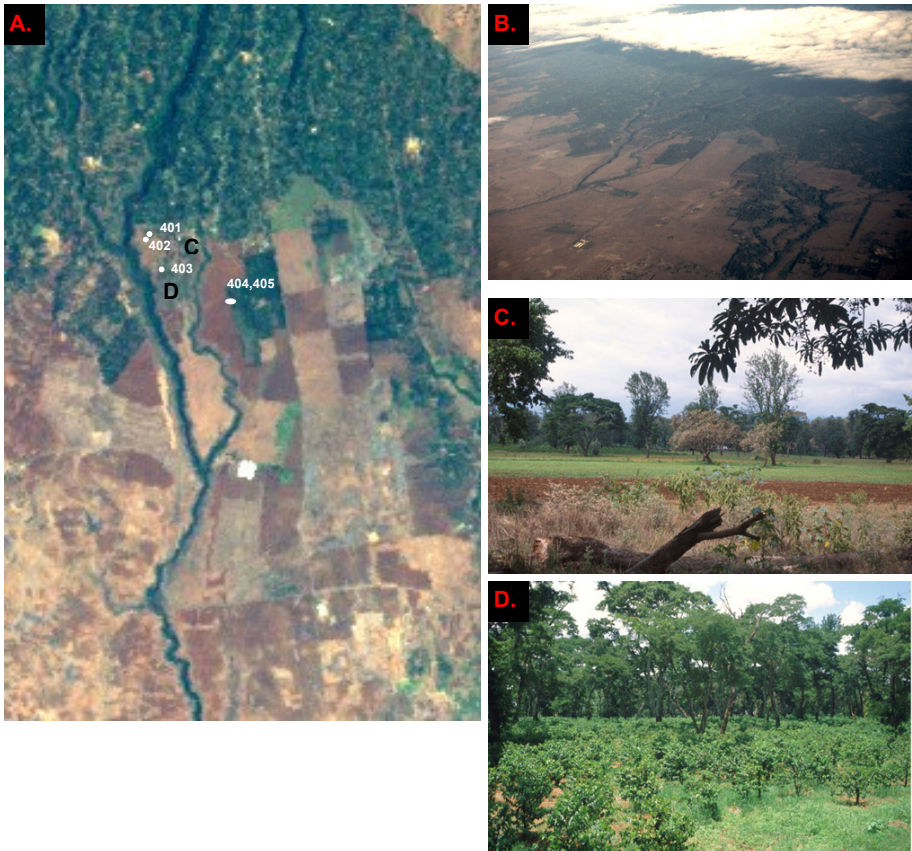


Abb. A5: Bilder der Makoa-Uduru-Estate (A.: Satellitenbild [Landsat 7 TM+, Kanäle 1, 2 & 3, 21.02.2000], UTM-Koordinaten: 37S 300.000-306.000, 9.631.000-9.640.000, Maßstab 3:2.000.000, die weißen Markierungen und Zahlen zeigen die Lage der Flächen, die roten Buchstaben markieren den Bereich der Photographien; B.: Luftbild der Makoa-Uduru-Estate; C.:Blick auf die intensiv bewirtschafteten Felder der Farm; D.: Agroforst in der Nähe von Fläche 403).

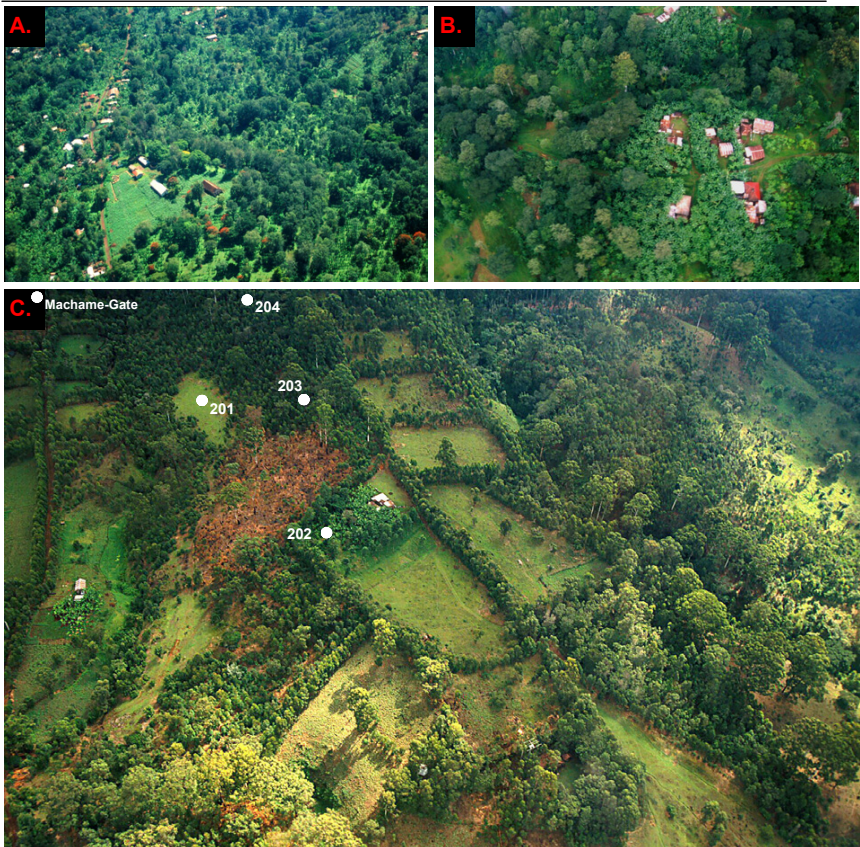


Abb. A6: Bilder von Machame (A. und B.: Luftbilder vom Ort Machame, C.: Luftbild vom unteren Waldrand oberhalb des Ortes Machame, die weißen Markierungen und Zahlen zeigen die Lage der Untersuchungsflächen und des Machame-Gates).

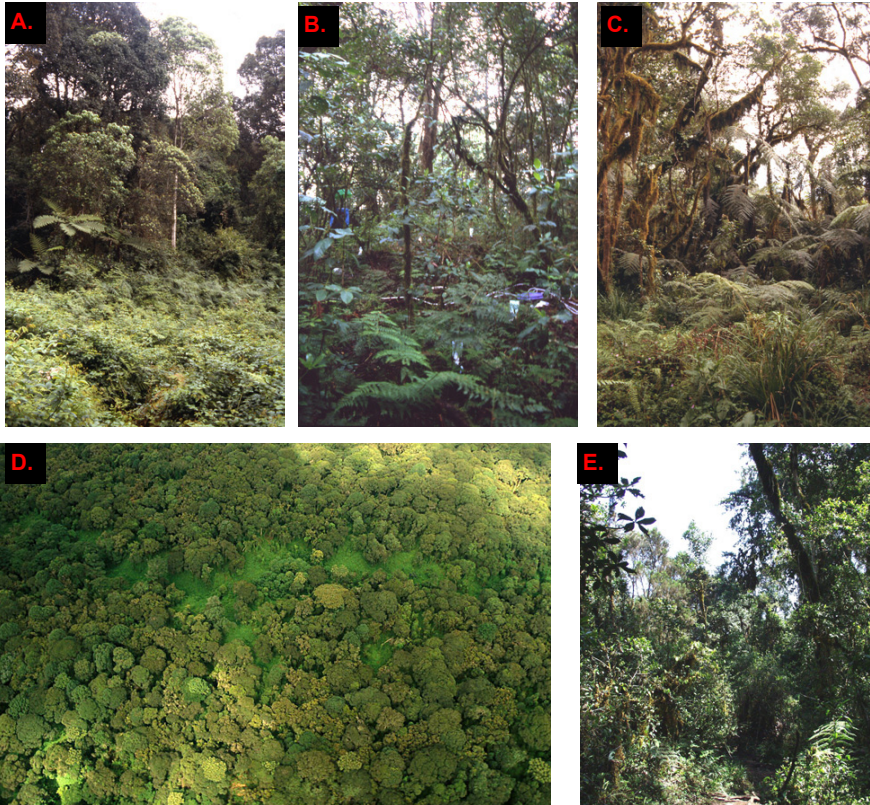


Abb. A7: Photos aus dem Wald oberhalb Machames (A. Lichtungsfläche; B.: unterer Wald; C.: oberer Wald; D.: Luftbild des Mosaikes von großen Lichtungen und unterem Wald kurz oberhalb vom Machame Gate; E.: Wald nahe an der oberen Waldgrenze).

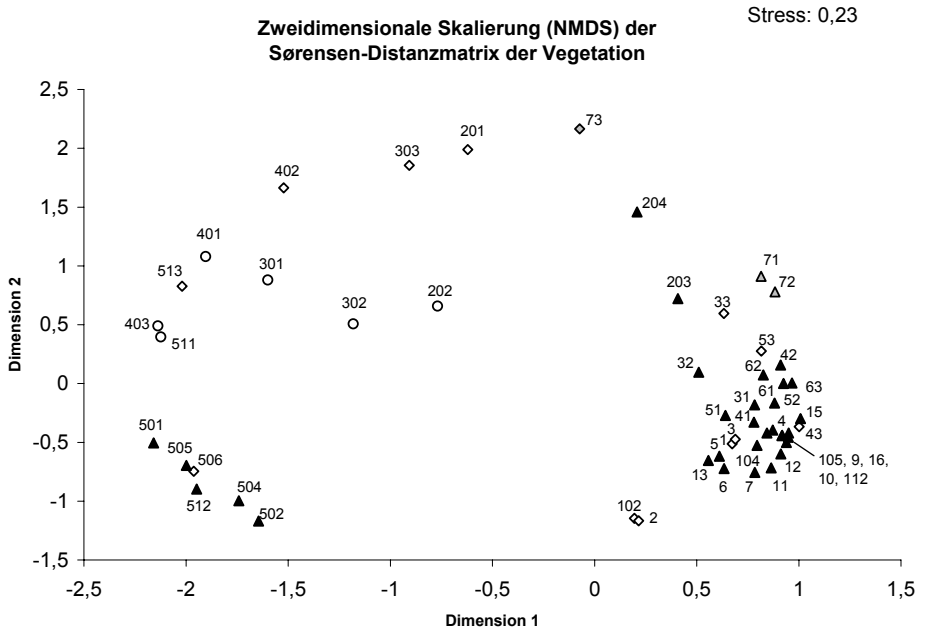


Abb. A8: Nichtmetrische zweidimensionale Skalierung der Distanzmatrix auf Basis des Sørensen-Index der Vegetation. Die gefüllten Dreiecke markieren die Waldflächen, die Kreise die Agroforstflächen, die offenen Karos die Lichtungs- und Bracheflächen und die grau gefüllten Dreiecke und Karos die Waldfragmentflächen und die Ericaceenfläche oberhalb des geschlossenen Waldgürtels.

Tabelle A1 (Fortsetzung): Liste der Koordinaten, Höhenlage, Neigung und Exposition der einzelnen Untersuchungsflächen.

Fläche	10	11	12	13	31	32	33
UTM-Koordinaten	305021	305009	305122	305132	304210		304121
	9653095	9653035	9653420	9652574	9649404		9649973
Höhe	2250	2250	2320	2220	1875	1875	1875
Exposition (°)				200			
Neigung (°)	< 10	< 10	< 10	27	< 10	< 10	< 10
Größe	400m ²	400m ²	400m ²	360m ²	400m ²	400m ²	375m ²
Fläche	15	16	41	42	43	51	52
UTM-Koordinaten					305892		
					9655273		
Höhe	2320	2320	2580	2580	2580	2700	2700
Exposition (°)			169	173	91		
Neigung (°)	< 10	< 10	16	18	11	< 10	< 10
Größe	400m ²	380m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²
Fläche	53	61	62	63	71	72	73
UTM-Koordinaten	306382	306836			307483	307496	307490
	9656263	9657131			9657888	9657887	9657815
Höhe	2700	2900	2900	2900	3080	3090	3085
Exposition (°)	245	238	149	270	236	236	228
Neigung (°)	15	19	21	11	20	22	15
Größe	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²
Fläche	81	82					
UTM-Koordinaten	308140	308125					
	9658325	9658302					
Höhe	3330	3325					
Exposition (°)	174	174					
Neigung (°)	14	14					
Größe	400m ²	400m ²					

Tabelle A2: Liste der am Leuchtturm auf den Flächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und am Machame-Gate gefangenen Geometridentaxa.

Taxon Nummer	Makoa-Estate					Kifufu-Estate													Machame				Machame-Gate			
	401	402	403	404	405	501	502	503	504	505	506	507	508	509	510	511	512	513	301	302	303	304	201	202	203	204
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	3	1	-	-
2	-	-	-	-	-	3	6	-	1	1	3	3	3	1	2	1	3	-	11	2	-	5	1	-	1	-
3	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	4	1	-	1	2	-	-	-
5	1	-	2	-	-	-	-	-	1	2	1	4	3	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	32	-	1	-	-	-
9	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-
10	-	-	1	4	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	3	1	-	5	-	-	-	-
11	9	7	6	-	-	16	15	16	15	13	5	1	4	5	6	18	15	11	5	3	-	-	1	1	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	3	-	30	7	11	15
13	3	4	2	2	-	6	4	3	5	3	1	2	2	1	4	5	4	3	8	7	15	5	32	8	13	11
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1	2	4	6	1	4	-
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1
18	23	21	22	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
20	9	3	3	1	-	-	2	4	2	3	-	-	5	2	10	3	6	-	3	3	3	2	-	-	-	-
21	-	-	1	-	-	1	-	2	-	2	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	3	-	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
25	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1	-	1	3	-	1	-	-	2	3	7	1	1	-	-	-
26	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
30	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	2	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
33	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
37	2	1	3	-	-	-	1	1	1	2	1	3	3	2	1	1	2	3	-	-	1	1	-	-	-	1
38	13	-	24	-	-	1	-	-	2	-	-	1	1	1	-	2	-	1	3	2	2	8	-	1	-	-
39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
40	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
41	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
44	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	-	1	-	1	-	-	8	-	8	19	68	94	198	-
45	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3
46	-	-	-	1	-	4	2	3	3	1	1	1	3	2	-	1	3	-	4	-	1	-	3	2	-	3
47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
48	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	2	-
50	-	-	-	-	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1	-	-	-
52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-	-
53	1	3	1	2	1	11	8	9	10	6	3	3	1	4	1	1	5	2	4	-	2	1	-	-	-	2
54	-	-	-	-	-	1	-	3	4	1	-	-	1	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	1	-	-	-	-	-
56	-	2	1	-	-	5	1	3	6	18	5	3	1	7	4	5	5	11	1	-	1	2	-	-	-	-

Tabelle A2 (Fortsetzung): Liste der am Leuchtturm auf den Flächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und am Machame-Gate gefangenen Geometridentaxa.

Taxon Nummer	Makoa-Estate					Kifufu-Estate											Machame				Machame-Gate					
	401	402	403	404	405	501	502	503	504	505	506	507	508	509	510	511	512	513	301	302	303	304	201	202	203	204
171	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
172	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
173	1	-	-	3	1	2	1	1	1	2	3	-	1	1	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
174	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
175	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
176	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
177	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
178	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
181	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
182	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
184	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
185	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
186	-	-	-	-	-	5	3	1	3	9	6	-	2	2	4	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
187	-	-	-	-	-	1	2	-	2	2	-	2	1	1	6	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
188	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
189	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
190	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
191	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
192	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
193	1	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
194	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	-	-	-	-	-
201	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
202	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
203	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
204	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
205	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
207	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
223	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
224	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
226	-	-	1	-	-	1	-	-	1	3	-	2	-	-	-	1	-	-	1	1	2	-	1	1	2	-
229	-	-	1	-	-	-	-	1	2	1	1	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	2
230	1	-	1	-	-	2	1	1	1	-	-	1	-	1	1	1	2	-	3	2	-	2	3	-	-	-
234	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	5	-	-	-	-
236	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
239	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
246	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
251	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-
254	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
255	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
273	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
276	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
286	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
288	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-
289	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
294	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
298	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
299	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
300	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
301	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
302	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
303	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2	2	1	-	-	2	1	1	-	1	-	1	2	1	-	-	-
304	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
305	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-

Tabelle A5: Liste der mit den automatischen Lichtfallen gefangenen Geometridenarten.

Taxon Nummer	Lichtungen			Unterer Wald			oberer Wald						gaps	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	-	1	1	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	1	-	5	-	1	8	-	7	4	-
8	-	-	-	1	-	1	2	-	1	1	-	-	1	-
11	-	-	-	-	-	1	2	-	-	4	-	1	-	-
12	-	4	3	11	14	1	8	1	6	41	1	8	14	1
13	18	5	-	2	7	1	3	-	1	12	3	9	25	2
14	3	-	-	-	5	-	-	1	-	1	-	1	1	-
15	6	3	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1
16	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-
21	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-
32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
40	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42	-	-	-	1	2	-	-	-	-	3	-	1	1	1
44	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45	4	8	-	1	5	1	8	2	6	17	-	5	17	3
47	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
49	22	16	2	3	14	1	-	-	-	1	-	-	-	4
51	-	2	1	7	2	-	-	2	-	4	-	4	-	-
52	4	2	9	1	2	-	4	-	1	1	1	4	-	1
61	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
79	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
83	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	-
98	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
103	1	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
105	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
116	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
119	8	8	6	-	8	-	-	-	-	3	-	-	-	2
120	-	2	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	3
122	2	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	3	-	1
128	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
138	-	-	-	2	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-
168	-	-	-	7	-	-	-	1	-	2	-	1	2	-
179	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
192	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-
196	1	-	-	1	4	-	1	-	-	3	-	3	-	-
197	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
198	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
200	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
208	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
223	-	1	-	1	1	-	-	-	-	1	-	1	-	-
224	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
226	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	-	1	1	-
229	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-
230	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
232	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
234	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-

Tabelle A6: Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Desmobathrinae

Taxon Nr.	Art	Typ / Autor & Jahr
64	Derambila sjostedti	Aurivillius, 1910
279	Derambila sp.	

Ennominae

Taxon Nr.	Art	Typ / Autor & Jahr
112	Acrostatheusis atomaria	Aeschnopteryx atomaria Warren, 1901
39	Aphilopota calaria	Biston calaria Swinhoe, 1904
111	Aphilopota statuta	Prout, 1954
142	Chiasmia affinis	Acadra affinis Warren, 1904
116	Chiasmia albivia	Macaria albivia Prout, 1915
25	Chiasmia contaminata	Gubaria contaminata Warren, 1902
44	Chiasmia fuscataria	Möschler, 1887
37	Chiasmia geminilinea	Prout, 1932
246	Chiasmia nana	Warren, 1898
133	Chiasmia separata	Azata separata Warren, 1899
38	Chiasmia simplicilinea	Warren, 1905
117	Chiasmia sp. 1	
247	Chiasmia sp. 2	
130	Chiasmia sp. 3	
282	Chiasmia sp. 4	
131	Chiasmia sp. 5	
141	Chiasmia sp. 6	
144	Chiasmia sp. 7	
148	Chiasmia sp. 8	
146	Chiasmia sp. 9	
147	Chiasmia sp. 10	
20	Chiasmia subcurvaria subcurvaria	Mabille, 1898
143	Chiasmia subvaria	Gonodela subvaria Bastelberger, 1907
134	Chiasmia aff. subvaria	
123	Cleora betularia	Warren, 1897
121	Cleora carcassoni	Fletcher, 1967
126	Cleora lophia	Fletcher, 1978
294	Cleora aff. radulata	
122	Cleora sp. 1	
124	Cleora sp. 2	
129	Cleora sp. 3	
151	Cleora sp. 4	
152	Cleora sp. 5	
295	Cleora sp. 6	
174	Cleora sp. 7	
119	Cleora thyris	Fletcher, 1967
35	Colocleora sp.	
43	Conolphia persimilis	Warren, 1905

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Ennominae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
45	Darisodes	oritropha	Fletcher, 1958
198	Darisodes	aff. oritropha	
138	Darisodes	sp.	
120	Ectropis	aff. ocellata	
211	Ennominae	sp. 1	
166	Ennominae	sp. 2	
163	Ennominae	sp. 3	
137	Ennominae	sp. 4	
139	Ennominae	sp. 5	
150	Ennominae	sp. 6	
153	Ennominae	sp. 7	
204	Ennominae	sp. 8	
298	Ennominae	sp. 9	
299	Ennominae	sp. 10	
46	Epigynopterix	africana	Aurivillius, 1910
262	Epigynopterix	ansorgei	Warren, 1901
135	Epigynopterix	fimosa	Eurythecodes fimosa Warren, 1905
40	Epigynopterix	impunctata	Warren, 1898
161	Epigynopterix	maeviararia	Guenée, 1858
176	Epigynopterix	sp.	
269	Epigynopterix	tergorinota	Prout, 1934
114	Epigynopterix	termininota	Prout, 1934
118	Erastria	albosignata	Walker, 1863
53	Erastria	madecassaria	Boisduval, 1833
149	Eupsamma	sp.	
47	Hypochrosis	glaucaria	Hampson, 1909
263	Hypochrosis	glaucaria	Hampson, 1909
140	Isturgia	exospilata	Walker, 1861
132	Isturgia (Theprina)	deerraria	Walker, 1861
48	Melinoessa	tanyglochis	Prout, 1928
33	Menophra	aff. dirisata	
32	Menophra	obtusata	Warren, 1902
21	Mesocoela	obscura	Warren, 1902
22	Milocera	diffusata	Warren, 1902
42	Ochroplitodes	bifurcata	Fletcher, 1958
266	Odontopera	aff. breviata	
287	Odontopera	aff. eupages	
264	Odontopera	sp. 1	
265	Odontopera	sp. 2	
136	Oedicentra	albipennis	Warren, 1902
34	Omphaluca	aff. pachypalpella	
23	Omphaluca	sp. 1	
36	Omphaluca	sp. 2	

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Ennominae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
165	Omphalucha	sp. 3	
177	Omphalucha	sp. 4	
178	Omphalucha	sp. 5	
182	Omphalucha	sp. 6	
181	Omphalucha	sp. 7	
283	Omphalucha	sp. 8	
258	Oreometra	sp.	
215	Oreometra	vittata	Aurivillius, 1910
113	Psilocerea	albivertex	Herbulot, 1992
51	Psilocerea	icterias	Herbulot, 1973
41	Psilocerea	laevigata	Fletcher, 1958
301	Psilocerea	leptosyne	Fletcher, 1978
268	Psilocerea	szunyoghoyi	Fletcher, 1978
50	Rhodotopera	didrauff	Prout
49	Rhodophthitus	arichannaria	Fletcher, 1978
145	Tephрина	sp. 1	
162	Tephрина	sp. 2	
52	Xanthisthisa	fulva	Warren, 1902
115	Xanthisthisa	aff. niveifrons	
267	Xanthisthisa	tarsispina	Warren, 1901
24	Xylopteryx	galla	Herbulot
197	Xylopteryx	aff. galla	
28	Zamarada	ilma	Prout, 1922
26	Zamarada	sp. 1	
27	Zamarada	sp. 2	
29	Zamarada	sp. 3	
30	Zamarada	sp. 4	
31	Zamarada	sp. 5	
260	Zeuctoboarmia	albella	Herbulot, 1981
261	Zeuctoboarmia	sp.	
Geometrinae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
65	Agathia	confuscata	Warren, 1897
78	Chlorissa	aff. approximata	
74	Chlorissa	attenuata	Walker, 1863
289	Chlorissa	sp.	
154	Comibaena	esmeralda	Warren, 1898
68	Comibaena	aff. esmeralda	
155	Comibaena	sp. 1	
156	Comibaena	sp. 2	
157	Comibaena	sp. 3	
159	Comibaena	sp. 4	

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Geometrinae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
219	Comostolopsis	atricosta	Herbulot, 1992
75	Comostolopsis	simplex	Euchloris simplex Warren, 1902
216	Comostolopsis	aff. simplex	
217	Comostolopsis	sp. 1	
218	Comostolopsis	sp. 2	
76	Comostolopsis	stillata	Felder & Rogenhofer, 1875
71	Dithecodes	aff. ornithospila	
274	Geometrinae+C57	sp. 1	
281	Geometrinae	sp. 2	
205	Geometrinae	sp. 3	
73	Mixocera	viridans	Prout, 1912
66	Paragathia	albimarginata	Warren, 1902
77	Phaiogramma	stibolepida	Butler, 1879
201	Phlagiogramma	sp.	
128	Pingasa	abyssinata	Guenée, 1858
196	Pingasa	distensaria	Walker, 1860
127	Pingasa	ruginaria	Guenée, 1858
125	Pingasa	serratalvis	Herbulot
275	Pingasa	sp.	
80	Prasinocyma	aff. ampla	
79	Prasinocyma	sp. 1	
290	Prasinocyma	sp. 2	
273	Prasinocyma	sp. 3	
288	Prasinocyma	sp. 4	
72	Thalassodes	quadraria	Guenée, 1858
158	Thalassodes	sp. 1	
160	Thalassodes	sp. 2	
292	Thalassodes	sp. 3	
69	Victoria	subhyalina	Herbulot, 1982
Larentiinae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
256	"Collix"?	sp.	
190	Aphilopota	nubilata	Prout, 1954
96	Asthenotricha	amblycoma	Prout, 1935
100	Asthenotricha	anisobapta	Prout, 1932
207	Asthenotricha	lophopterata	Acidalia lophopterata Guenée. 1858
2	Asthenotricha	polydora	Debauche, 1938
103	Asthenotricha	serraticornis	Warren, 1902
209	Asthenotricha	aff. serraticornis	
99	Asthenotricha	sp. 1	
102	Asthenotricha	sp. 2	
104	Asthenotricha	sp. 3	

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Larentiinae		
Taxon Nr.	Art	Typ / Autor & Jahr
278	Asthenotricha	sp. 4
210	Asthenotricha	sp. 5
184	Asthenotricha	sp. 6
195	Asthenotricha	sp. 7
95	Asthenotricha	straba Prout, 1921
206	Asthenotricha	strangulata Herbulot, 1953
1	Asthenotricha	unipecten Prout, 1915
13	Chloroclystis	derasata Bastelberger, 1905
15	Chloroclystis	muscosa muscosa Warren, 1902
284	Chloroclystis	sp. 1
191	Chloroclystis	sp. 2
3	Collix	foraminata Guenée, 1858
200	Collix	muscosata Fletcher, 1956
199	Collix	sp.
5	Disclisioprocta	natalata Walker, 1962
183	Ecpetala	camerunica Herbulot, 1988
242	Ecpetala	coaequata Perizoma coaequata Prout, 1935
7	Ecpetala	obtusa Warren, 1902
6	Ecpetala	obtusa meruana Aurivillius, 1910
4	Ecpetala	similata similata Aurivillius, 1910
208	Eois	sp. 1
280	Eois	sp. 2
296	Eois	sp. 3
300	Eois	sp. 4
297	Eois	sp. 5
252	Episteira	sp.
248	Eulithis	sp.
226	Eupithecia	aff. bicurvicera
108	Eupithecia	celastisigna Warren, 1902
109	Eupithecia	dargei Herbulot, 1988
236	Eupithecia	aff. devestita
175	Eupithecia	dilucida Warren, 1899
244	Eupithecia	dohertyi Prout, 1935
243	Eupithecia	aff. dohertyi
235	Eupithecia	aff. edwardsi
232	Eupithecia	aff. griveaudi
227	Eupithecia	aff. incommoda
110	Eupithecia	mendosaria Swinhoe, 1904
229	Eupithecia	aff. mendosaria
230	Eupithecia	aff. montavoni (1)
234	Eupithecia	aff. montavoni (2)
223	Eupithecia	nigribasis Warren, 1902
202	Eupithecia	aff. nigribasis (1)

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Larentiinae			
Taxon Nr.	Art	Typ / Autor & Jahr	
224	Eupithecia	aff. nigribasis (2)	
220	Eupithecia	sp. 1	
293	Eupithecia	sp. 2	
222	Eupithecia	sp. 3	
303	Eupithecia	sp. 4	
304	Eupithecia	sp. 5	
225	Eupithecia	sp. 6	
302	Eupithecia	sp. 7	
193	Eupithecia	sp. 8	
228	Eupithecia	sp. 9	
194	Eupithecia	sp. 10	
189	Eupithecia	sp. 11	
231	Eupithecia	sp. 12	
188	Eupithecia	sp. 13	
233	Eupithecia	sp. 14	
237	Eupithecia	sp. 15	
285	Eupithecia	sp. 16	
270	Eupithecia	sp. 17	
272	Eupithecia	sp. 18	
173	Eupithecia	sp. 19	
101	Eupithecia	sp. 20	
221	Eupithecia	aff. steeleae	
245	Eupithecia	aff. tricuspis	
259	Eupithecia?	aff. petersi	
253	Haplolabida	sp.	
255	Hydrelia	costalis	Aurivillius, 1910
16	Hydrelia	sjostedti sjostedti	Aurivillius, 1910
168	Hypomecis	aff. acculeata	
257	Hypsometra	ericinellae	Aurivillius, 1910
164	Larentiinae	sp. 1	
167	Larentiinae	sp. 2	
169	Larentiinae	sp. 3	
170	Larentiinae	sp. 4	
171	Larentiinae	sp. 5	
172	Larentiinae	sp. 6	
185	Larentiinae	sp. 7	
187	Larentiinae	sp. 8	
17	Lobidiopteryx	stulta	Prout, 1921
251	Mesocolpia	nanula	Mabille, 1900
12	Mimoclystia	corticearia	Aurivillius, 1910
192	Nycerosa	obstiputa	Fletcher
213	Parortholitha	aff. arenaria (1)	
214	Parortholitha	aff. arenaria (2)	

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Larentiinae

Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
212	Scotopteryx	nictitaria	Larentia nictitaria Herrich-Schäffer, 1855
254	Piercia	chlorostola	Hampson, 1953
11	Piercia	detracta	Herbulot, 1988
14	Piercia	serena	Herbulot, 1990
106	Xanthorhoe	aff. ansorgei	
105	Xanthorhoe	argenteolineata	Cidaria argenteolineata Aurivillius, 1910
249	Xanthorhoe	cadra	Debauche, 1937
8	Xanthorhoe	exorista	Prout, 1922
98	Xanthorhoe	procne	Fawcett, 1916
180	Xanthorhoe	sp. 1	
9	Xanthorhoe	sp. 2	
107	Xanthorhoe	sp. 3	
238	Xanthorhoe	sp. 4	
179	Xanthorhoe	sp. 5	
271	Xanthorhoe	sp. 6	
239	Xanthorhoe	sp. 7	
241	Xanthorhoe	sp. 8	
240	Xanthorhoe	sp. 9	
250	Xanthorhoe	sublesta	Larentia sublesta Prout, 1932
10	Xanthorhoe	transcissa transcissa	Anisobole transcissa Warren, 1902
97	Xanthorhoe	transjugata	Prout, 1932

Sterrhinae

Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
90	Idaea	pulveraria	Snellen, 1872
62	Idaea	purpurascens	Prout, 1916
89	Idaea	sp. 1	
93	Idaea	sp. 2	
94	Idaea	sp. 3	
186	Idaea	sp. 4	
203	Idaea	sp. 5	
57	Problepsis	aegretta	Felder & Rogenhofer, 1875
54	Ptomophyle	subcarnea	Warren, 1902
19	Rhodometra	lapdoidea	Herbulot, 1997
18	Rhodometra	sacraria	Linnaeus, 1767
82	Scopula	accentuata	Acidalia accentuata Guenée, 1858
59	Scopula	aff. apicata	
56	Scopula	argentidisca	Warren, 1902
305	Scopula	caducaria	Emmitis caducaria Swinhoe, 1904
63	Scopula	aff. cassiaria	
60	Scopula	erinaria	Swinhoe, 1904
87	Scopula	minorata	Boisduval, 1833
92	Scopula	minuta	Warren, 1900

Tabelle A6 (Fortsetzung): Liste der Taxon-Nummern und der entsprechenden Taxa.

Sterrhinae			
Taxon Nr.	Art		Typ / Autor & Jahr
61	Scopula	natalica	Butler, 1875
88	Scopula	aff. ossicolor	
276	Scopula	ourebi	Herbulot, 1985
291	Scopula	aff. scottii	
58	Scopula	silonaria	Swinhoe, 1904
91	Scopula	aff. sincera	
81	Scopula	sp. 1	
277	Scopula	sp. 2	
83	Scopula	sp. 3	
84	Scopula	sp. 4	
85	Scopula	sp. 5	
86	Scopula	sp. 6	
55	Scopula	aff. subpectinata	
67	Traminda	neptunaria	Guenée, 1858
70	Traminda	observata	Walker, 1861

Unidentifiziert

286	Unidentifiziert	sp. 1	
-----	-----------------	-------	--

Tabelle A7: Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Desmobathrinae

Gattung	Art	Autor, Jahr
Derambila	sjostedti	Aurivillius, 1910

Ennominae

Gattung	Art	(Typ.) Autor, Jahr	Unterart
Acrostatheusis	atomaria	Aeschropteryx atomaria Warren, 1901	
Anacleora	pulverosa	Cusiala pulverosa Warren, 1904	
Aphilopota	calaria	Biston calaria Swinhoe, 1904	
Aphilopota	statuta	Prout, 1954	
Chiasmia	acutiapex	Krüger, 2001	
Chiasmia	affinis	Acadra affinis Warren, 1902	
Chiasmia	albivia	Macaria albivia Prout, 1915	
Chiasmia	assimilis	Tephriopsis assimilis Warren, 1899	
Chiasmia	brongusaria	Epione brongusaria Walker, 1860	brongusaria
Chiasmia	butaria	Semiothisa butaria Swinhoe, 1904	
Chiasmia	contaminata	Gubaria contaminata Warren, 1902	
Chiasmia	costiguttata	Azata costiguttata Warren, 1899	
Chiasmia	deceptrix	Krüger, 2001	
Chiasmia	feraliata	Macaria feraliata Guenée, 1858	
Chiasmia	fuscataria	Semiothisa fuscataria Möschler, 1887	
Chiasmia	geminilinea	Semiothisa geminilinea Prout, 1932	
Chiasmia	inconspicua	Tehrina inconspicua Warren, 1897	pertaesa Prout, 1932
Chiasmia	infabricata	Semiothisa infabricata Prout, 1934	
Chiasmia	inquinata	Krüger, 2001	
Chiasmia	kilimanjarensis	Godonela kilimanjarensis Holland, 1892	
Chiasmia	nana	Evarzia nana Warren, 1898	
Chiasmia	natalensis	Semiothisa natalensis Warren, 1904	
Chiasmia	normata	Tephriopsis normata Walker, 1861	
Chiasmia	observata	Tephriopsis observata Walker, 1861	
Chiasmia	proci data	Osteodes proci data Guenée, 1858	proci data
Chiasmia	rectistriaria	Acadra rectistriaria Herrich-Schäffer, 1854	
Chiasmia	separata	Azata separata Warren, 1899	separata
Chiasmia	simplex	Krüger, 2001	
Chiasmia	simplicilinea	Acadra simplicilinea Warren, 1905	
Chiasmia	sororcula	Azata sororcula Warren, 1897	
Chiasmia	streniata	Macaria streniata Guenée, 1858	streniata
Chiasmia	subcurvaria	Mabille, 1898	subcurvaria
Chiasmia	subvaria	Gonodela subvaria Bastelberger, 1907	
Chiasmia	umbrata	Gubaria umbrata Warren, 1897	umbrata
Chiasmia	umbratilis	Gnophos umbratilis Butler, 1875	
Chiasmia	warreni	Osteodes warreni Prout, 1915	
Chloroctenis	similis	Warren, 1899	
Cleora	acaciaria	Boarmia acaciaria Boisduval, 1833	
Cleora	betularia	Chogada betularia Warren, 1897	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Ennominae

Gattung	Art	(Typ.) Autor, Jahr	Untertart
Cleora	carcassoni	Fletcher, 1967	
Cleora	lophia	Fletcher, 1978	
Cleora	munda	Chogada munda Warren, 1899	
Cleora	nigrisparsalis	Neocleora nigrisparsalis Janse, 1932	
Cleora	pavlitzkiae	Neocleora pavlitzkiae Fletcher, 1958	
Coenina	aurivena	Butler, 1898	
Conolphia	persimilis	Hypophracta persimilis Warren, 1905	
Darisodes	oritropha	Aphilopota oritropha Fletcher, 1958	
Ectopis	inversa	Fletcher, 1958	
Epigynopteryx	africana	Aurivillius, 1910	
Epigynopteryx	ansorgei	Aeschropteryx ansorgei Warren, 1901	
Epigynopteryx	fimosa	Eurythecodes fimosa Warren, 1905	
Epigynopteryx	impunctata	Eurythecodes impunctata Warren, 1898	
Epigynopteryx	maeviaria	Aspilates maevaria Guenée, 1858	triseriata Bastelberger, 1907
Epigynopteryx	termininata	Prout, 1934	
Epigynopteryx	townsendi	Fletcher, 1958	
Erastria	albosignata	Petrodava albosignata Walker, 1863	
Erastria	madecassaria	Geometra madecassaria Boisduval, 1833	madecassaria
Hypochrosis	glaucaria	Hampson, 1909	
Hypomecis	aculeata	Boarmia aculeata Fletcher, 1958	
Isturgia	arizela	Tephрина arizela Fletcher, 1978	
Isturgia	deerraria	Tephрина deerraria Walker, 1861	
Isturgia	exospilata	Panagra exospilata Walker, 1861	
Isturgia	megasaccus	Krüger, 2001	
Isturgia	quadriplaga	Tephрина quadriplaga Rothschild, 1921	
Melinoessa	pauper	Warren, 1901	
Menophra	obtusata	Hemerophila obtusata Warren, 1902	
Mesocoela	obscura	Warren, 1902	
Milocera	diffusata	Azata diffusata Warren, 1902	
Obolcola	lindneri	Fletcher, 1958	
Ochroplutodes	bifurcata	Fletcher, 1958	
Odontopera	breviata	Prout, 1932	
Oedicentra	albipennis	Warren, 1902	
Omphalucha	rufinubes	Warren, 1905	
Oreometra	vittata	Aurivillius, 1910	
Pseudosoloe	thalassina	Pitthea thalassina Walker, 1909	
Psilocerea	albivertex	Herbulot, 1992	
Psilocerea	icterias	Herbulot, 1973	
Psilocerea	laevigata	Fletcher, 1958	
Psilocerea	leptosyne	Fletcher, 1978	
Psilocerea	pulverosa	Eupsamma pulverosa Warren, 1894	
Psilocerea	szynyoghysi	Fletcher, 1978	
Rhodophthitus	arichannaria	Fletcher, 1978	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Ennominae

Gattung	Art	(Typ.) Autor, Jahr	Unterart
Xanthisthisa	fulva	Warren, 1902	
Xanthisthisa	tarsipina	Warren, 1901	
Xylopteryx	galla	Herbulot,	
Zamarada	excavata	Bethune- 1913 Baker,	
Zamarada	hyalinaria	Stegania hyalinaria Guenée, 1858	
Zamarada	ilma	Prout, 1932	
Zamarada	psammites	Fletcher, 1958	
Zamarada	symmetra	Fletcher, 1974	
Zeuctoboarmia	albella	Herbulot, 1981	

Geometrinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Acidaliastis	bicurvifera	Prout, 1916	
Agathia	confuscata	Warren, 1897	
Chlorissa	albistrigulata	Hemithea albistrigulata Warren 1897	
Chlorissa	attenuata	Nemoria? attenuata Walker, 1863	
Chlorissa	dorsicristata	Nemoria dorsicristata Warren, 1905	cremnobates Prout, 1930
Comostolopsis	simplex	Euchloris simplex Warren, 1902	viridicilia Fletcher, 1978
Comostolopsis	stillata	Nemoria stillata Felder & Rogenhofer, 1875	stillata
Comostolopsis	atricosta	Herbulot, 1992	
Hierochthonia	migrata	Prout, 1930	
Hypsometra	ericinellae	Aurivillius, 1910	
Idiochlora	approximans	Hemithea approximans Warren, 1896	
Idiochlora	subrufibasis	Chlorissa subrufibasis Prout, 1930	
Lophorrhachia	rubricorpus	Oenospila rubicorpus Warren, 1898	rubicorpus
Lophostola	atridisca	Hemithea atridisca Warren, 1897	
Micrologia	dolosa	Warren, 1897	oriotes Prout, 1932
Microloxia	herbaria	Geometra herbaria Hübner, 1813	ruficornis ??
Mixocera	albistrigata	Eucrostis albistrigata Pagenstecher, 1893	
Mixocera	parvulata	Nemoria parvulata Walker, 1863	
Mixocera	viridans	Prout, 1912	
Omphax	plantaria	Guenée, 1858	plantaria
Orbamia	octomaculata	Panagra octo-maculata Wallengren, 1872	
Pachypalpella	subalbata	Warren, 1900	
Paragathia	albimarginata	Warren, 1902	
Phaiogramma	stibolepida	Comibaena stibolepida Butler, 1879	
Pingasa	abyssiniata	Hypochroma abyssinaria Guenée, 1858	rufata Fletcher, 1956
Pingasa	distensaria	Hypochroma? distensaria Walker, 1860	respondens Walker, 1860
Pingasa	ruginaria	Hypochroma ruginaria Guenée, 1858	interrupta Warren, 1901
Pingasa	serrativervis	Herbulot,	
Prasinocyma	leucopsis	Prout, 1922	exilior Fletcher 1958
Prasinocyma	lindemannae	Fletcher, 1958	
Prasinocyma	permitis	Prout, 1932	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Geometrinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Prasinocyma	trifilifimbria	Prout, 1915	uniformata Fletcher 1958
Thalassodes	albifimbria	Warren, 1897	
Thalassodes	quadraria	Guenée, 1858	
Thetidia	undulilinea	Eucrostes undulilinea Warren, 1905	
Tropiccollesis	albiceris	Prout, 1930	
Victoria	subhyalina	Herbulot, 1982	

Larentiinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
"Chloroclystis"	cryptolopha	Prout, 1932	
"Chloroclystis"	derasata	Gullaca derasata Bastelberger, 1905	
"Chloroclystis"	ericinellae	Hydrelia ericinellae Aurivillius, 1910	
"Chloroclystis"	mokensis	Prout, 1937	
"Chloroclystis"	muscosa	Gnamptomia muscosa Warren, 1902	muscosa
Aphilopota	nubilata	Prout, 1954	
Asthenotricha	amblycoma	Prout, 1935	
Asthenotricha	anisobapta	Prout, 1932	
Asthenotricha	deficiens	Herbulot, 1954	
Asthenotricha	dentatissima	Warren, 1899	
Asthenotricha	inutilis	Warren, 1901	
Asthenotricha	lophopterata	Acidalia lophopterata Guenée. 1858	
Asthenotricha	polydora	Debauche, 1938	
Asthenotricha	pycnoconia	Janse, 1933	
Asthenotricha	serraticornis	Warren, 1902	
Asthenotricha	straba	Prout, 1921	
Asthenotricha	strangulata	Herbulot, 1953	
Asthenotricha	unipecten	Hydrelia unipecten Prout, 1915	
Collix	foraminata	Guenée, 1858	
Collix	muscosata	Fletcher, 1956	
Disclisioprocta	natalata	Scotosia natalata Walker, 1862	
Ecpetala	camerunica	Herbulot, 1988	transgressa Herbulot, 1988
Ecpetala	obtusa	Gonanticlea obtusa Warren, 1902	meruana Aurivillius, 1910
Ecpetala	obtusa	Gonanticlea obtusa Warren, 1902	obtusa
Ecpetala	similata	Larentia similata Aurivillius, 1910	similata
Ecpetala	unduligera	Cidaria? unduligera Aurivillius, 1910	
Epirrhoe	annulifera	Cosmorhoe annulifera Warren, 1902	
Episteira	africana	Saurus africana Aurivillius, 1910	
Eupithecia	celatissima	Tephroclystia celatissima Warren, 1902	
Eupithecia	dargei	Herbulot, 1988	
Eupithecia	devestita	Tephroclystia devestita Warren, 1899	
Eupithecia	dilucida	Tephroclystia dilucida Warren, 1899	
Eupithecia	doherty	Prout, 1935	
Eupithecia	feliscaudata	Fletcher, 1956	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Larentiinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Eupithecia	mecodaedala	Prout, 1932	
Eupithecia	medilunata	Prout, 1932	crassior Fletcher, 1958
Eupithecia	mendosaria	Tephroclystia mendosaria Swinhoe, 1904	
Eupithecia	montavoni	Herbulot, 1990	
Eupithecia	nigribasis	Tephroclystia nigribasis Warren, 1902	
Eupithecia	proflua	Prout, 1932	Proflua
Eupithecia	psiadiata	Townsend, 1952	
Eupithecia	regulosa	Tephroclystia regulosa Warren, 1902	
Eupithecia	rigida	Swinhoe, 1892	sporadica Prout, 1932
Eupithecia	rubristigma	Prout, 1932	
Eupithecia	tetraglena	Prout, 1932	amplior Fletcher, 1958
Eupithecia	tricuspis	Prout, 1932	
Eupithecia	undiculata	Prout, 1932	
Haplolabida	coaequata	Perizoma coaequata Prout, 1935	
Haplolabida	monticolata	Larentia monticolata Aurivillius, 1910	Monticolata
Haplolabida	monticolata	Larentia monticolata Aurivillius, 1910	var. indivisa Auriv.
Haplolabida	sjöstedti	Larentia sjöstedti Aurivillius 1910	Sjöstedti
Hydrelia	costalis	Aurivillius, 1910	
Hydrelia	sjöstedti	Aurivillius, 1910	Sjöstedti
Hypsometra	ericinellae	Aurivillius, 1910	
Lobidiopteryx	stulta	Prout, 1921	
Lobidiopteryx	stulta	Prout, 1912	
Lobidiopteryx	veninotata	Warren, 1902	
Mesocolpia	lita	Chloroclystis lita Prout, 1916	
Mesocolpia	nanula	Cidaria nanula Mabille, 1900	
Mesocolpia	protrusata	Chloroclystis protrusata Warren, 1902	
Mimoclystia	cancellata	Perizoma cancellata Warren, 1899	
Mimoclystia	corticearia	Triphosa corticearia Aurivillius, 1910	
Mimoclystia	pudivicata	Walker, 1862	multilinearia Swinhoe, 1904
Orthonama	obstipata	Phalaena obstipata Fabricius, 1794	
Piercia	chlorostola	Hampson, 1909	
Piercia	detracta	Herbulot, 1988	
Piercia	prasinaria	Epirrhoe prasinaria Warren, 1901	
Piercia	serena	Herbulot, 1990	
Piercia	subterlimbata	Eupithecia subterlimbata Prout, 1917	
Protosteira	spectabilis	? Holorista spectabilis Warren, 1899	
Pseudolarentia	megalaria	Eubolia megalaria Guenée, 1858	
Pseudolarentia	monosticta	Ortholitha monosticta Butler, 1894	
Scotopteryx	nictitaria	Larentia nictitaria Herrich-schäffer, 1855	cineraria Aurivillius, 1910
Triphosa	tritocelidaria	Aurivillius, 1910	
Xanthorhoe	albodivisaria	Onychia albodivisaria Aurivillius, 1910	
Xanthorhoe	alluaudi	Larentia alluaudi Prout, 1932	Alluaudi
Xanthorhoe	argenteolineata	Cidaria argenteolineata Aurivillius, 1910	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Larentiinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Xanthorhoe	cadra	Ortholitha cadra Debauche, 1937	
Xanthorhoe	exorista	Prout, 1922	
Xanthorhoe	heteromorpha	Larentia heteromorpha Hampson, 1909	
Xanthorhoe	procne	Cidaria procne Fawcett, 1916	
Xanthorhoe	transcissa	Anisobole transcissa Warren, 1902	Transcissa
Xanthorhoe	transjugata	Prout, 1923	
Xanthorhoe	trientata	Ochyria trientata Warren, 1901	

Oenochrominae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Petovia	marginata	Walker, 1854	marginata

Sterrhinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Cartaletis	libyssa	Aletis libyssa Hoppfer, 1858	ethelinda Kirkby, 1896
Casilida	lucidaria	Pseudosterrha lucidaria Swinhoe, 1904	
Dithecodes	ornithospila	Mnesithetis ornithospila Prout, 1911	
Idaea	fyloidaria	Ptychopoda fyloidaria Swinhoe, 1904	
Idaea	lilliputaria	Ptychopoda lilliputaria Warren, 1902	
Idaea	pulveraria	Acidalia pulveraria Snellen, 1872	pulveraria
Idaea	purpurascens	Ptychopoda purpurascens Prout, 1916	
Leucoxena	lactea	Warren, 1900	
Lycaugidia	albatus	Lycauges albatus Swinhoe, 1885	
Problepsis	aegretta	Felder & Rogenhofer 1875	
Problepsis	flavistigma	Swinhoe, 1904	dilatistigma Prout 1917
Pseudosterrha	paulula	Sterrrha paulula Swinhoe, 1887	
Ptomophyle	subcarnea	Traminda subcarnea Warren, 1902	
Rhodometra	labdoides	Herbulot, 1997	
Rhodometra	sacraria	Phalaena (Geometra) sacraria Linnaeus, 1767	
Scopula	accentuata	Acidalia accentuata Guenée, 1858	
Scopula	agrapta	Craspedia agrapta Warren, 1902	
Scopula	argentidisca	Craspedia argentidisca Warren, 1902	
Scopula	argyroleuca	Craspedia argyroleuca Hampson, 1910	
Scopula	caducaria	Emmiltis caducaria Swinhoe, 1904	
Scopula	erinaria	Lycauges erinaria Swinhoe, 1904	erinaria
Scopula	fimbriineata	Craspedia fimbriineata Warren, 1902	fimbriineata
Scopula	internata	Acidalia internata Guenée, 1858	praeruptorum Prout, 1920
Scopula	lactaria	Acidalia lactaria Walker, 1861	
Scopula	latitans	Prout, 1920	
Scopula	mesophaena	Prout, 1923	
Scopula	minoa	Acidalia minoa Prout, 1916	
Scopula	minorata	Geometra minorata Boisduval, 1833	
Scopula	minuta	Haemalea minuta Warren, 1900	

Tabelle A7 (Fortsetzung): Liste der vom Kilimanjaro bekannten Geometridenarten.

Sterrhinae

Gattung	Art	Autor, Jahr	Unterart
Scopula	natalica	Acidalia natalica Butler, 1875	
Scopula	ourebi	Herbulot, 1985	
Scopula	pulchellata	Phalaena pulchellata Fabricius, 1794	rufinubes Walker, 1900
Scopula	rufisalsa	Induna rufisalsa Warren, 1897	pallidisalsa Prout, 1932
Scopula	scotti	Debauche, 1937	turlini Herbulot, 1978
Scopula	silonaria	Phyletis silonaria Guenée, 1858	
Scopula	umbratilinea	Craspedia umbratilinea Warren, 1901	
Somatina	virginalis	Prout, 1917	
Sterrha	umbricosta	Ptychopoda umbricosta Prout, 1913	depleticosta Prout, 1916
Traminda	neptunaria	Timandra neptunaria Guenée, 1858	
Traminda	observata	Acidalia observata Walker, 1861	observata
Zygophyxia	relictata	Acidalia relictata Walker, 1866	

Tabelle A10: Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und beim Machame-Gate (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht, x: Vorkommen).

Familie	Art		Makoa			Kifufu					Machame			Machame-G.						
			P401	P402	P403	501	502	504	505	506	511	512	513	P301	P302	P303	P201	202	P303	204
???	Liana 3411	B	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
???	Liana 3411	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
???	Liana 3422	B	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
???	Liana 3441	S	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
???	Vangueria infausta ssp. rotundata	S	-	-	-	x	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Acanthaceae spec.	K	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Asystasia mysorensis	K	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Dyschoriste radicans	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Hypoestes forskahlii	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Justicia diclipteroides praetervis	K	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Justicia diclipteroides praetervis	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Justicia flava	K	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Justicia striata	K	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Macrorungia pubinervia	K	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Macrorungia pubinervia	S	-	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthaceae	Thunbergia alata	K	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Achyranthes aspera	K	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Alternanthera pungens	K	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Amaranthus caudatus	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Amaranthus graecizans	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Amaranthus hybridus ssp. hybridus	K	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Pupalia lappacea	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Pupalia lappacea	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaranthaceae	Digera muricata	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amaryllidaceae	Scadoxus multiflorus	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Ampelidaceae	Cissus oliveri	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Ampelidaceae	Cissus oliveri	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Ampelidaceae	Cissus oliveri	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Anthericaceae	Chlorophytum spec.	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apiaceae	Cryptotaenia africana	K	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apiaceae	Agrocharis incognita	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-
Apiaceae	Centella asiatica	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-
Apiaceae	Hydrocotyle mannii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-
Apiaceae	Sanicula elata	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Apocynaceae	Landolphia buchananii	K	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Apocynaceae	Landolphia buchananii	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Apocynaceae	Rauwolfia caffra	B	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apocynaceae	Rauwolfia caffra	S	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Araceae	Colocasia esculenta	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-
Araliaceae	Polyscias fulva	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Araliaceae	Cussonia holstii	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Asclepiadaceae	Pentarrhinum abyssinicum	S	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asclepiadaceae	Secamone punctulata	B	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asclepiadaceae	Secamone punctulata	K	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asclepiadaceae	Secamone punctulata	S	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asparagaceae	Asparagus setaceus	S	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspidiaceae	Tectaria gemmifera	K	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-

Tabelle A10 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und beim Machame-Gate (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht, x: kommt auf der Fläche vor).

Familie	Art		Makoa			Kifufu						Machame			Machame-G.					
			P401	P402	P403	501	502	504	505	506	511	512	513	P301	P302	P303	P201	202	P203	204
Leguminosae	<i>Crotalaria axillaris</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Crotalaria distantiflora</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	x
Leguminosae	<i>Dalbergia lactea</i>	B	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Dalbergia lactea</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Dalbergia lactea</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Desmodium repandum</i>	K	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Eriosema montanum</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Leguminosae	<i>Indigofera zenkeri</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Leguminosae	<i>Phaseolus spec.</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Pterolobium stellatum</i>	B	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Pterolobium stellatum</i>	K	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Pterolobium stellatum</i>	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Trifolium rueppellianum</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Vigna parkeri</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
Leguminosae	<i>Vigna spec.</i>	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Vigna spec.</i>	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Albizia gummifera</i>	S	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Albizia schimperiana</i>	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-
Leguminosae	<i>Albizia schimperiana</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Caesalpinia volkensii</i>	B	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Calpurnia aurea ssp. aurea</i>	K	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Calpurnia aurea ssp. aurea</i>	S	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Glycine wightii</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Leguminosae	<i>Glycine wightii</i>	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liliaceae	<i>Smilax anceps</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-
Liliaceae	<i>Smilax anceps</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos mitis</i>	B	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos mitis</i>	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loranthaceae	<i>Erianthemum dregelii</i>	E	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Loranthaceae	<i>Plicosepalus curviflorus</i>	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Malvaceae	<i>Hibiscus calyphyllus</i>	K	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malvaceae	<i>Hibiscus calyphyllus</i>	S	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malvaceae	<i>Malvastrum coromandelianum</i>	K	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Malvaceae	<i>Pavonia patens</i>	K	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malvaceae	<i>Sida acuta</i>	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Ekebergia capensis</i>	B	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia emetica</i>	B	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia emetica</i>	K	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia emetica</i>	S	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Turraea robusta</i>	B	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Turraea robusta</i>	K	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meliaceae	<i>Turraea robusta</i>	S	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i>	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	<i>Tiliacora funifera</i>	B	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	<i>Tiliacora funifera</i>	K	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	<i>Tiliacora funifera</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	<i>Tiliacora funifera</i>	S	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Moraceae	<i>Ficus sur</i>	S	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-

Tabelle A10 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen der Makoa- und Kifufu-Estates, in Machame und beim Machame-Gate (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht, x: kommt auf der Fläche vor).

Familie	Art		Makoa			Kifufu					Machame			Machame-G.					
			P401	P402	P403	501	502	504	505	506	511	512	513	P301	P302	P303	202	P203	204
Moraceae	Ficus thoningii	B	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Moraceae	Ficus thoningii	B	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moraceae	Ficus thoningii	E	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Musaceae	Musa spec.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-
Myricaceae	Myrica salicifolia	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Myricaceae	Myrica salicifolia	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Myrtaceae	Eucalyptus spec.	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Myrtaceae	Eucalyptus spec.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Nyctaginaceae	Boerhavia diffusa	K	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nyctaginaceae	Mirabilis spec.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Ochnaceae	Ochna insculpta	S	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oleaceae	Jasminum abyssinicum	S	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oleaceae	Olea capensis hochstetteri	K	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oleaceae	Olea capensis hochstetteri	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Chamaeangis sarcophylla	E	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Polystachia simplex	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Polystachia vaginata	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Rangaeris amaniensis	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Oxalidaceae	Oxalis corniculata	K	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-
Oxalidaceae	Oxalis latifolia	K	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-
Papaveraceae	Argemone mexicana	K	x	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Passifloraceae	Adenia gummiifera	B	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Passifloraceae	Adenia gummiifera	S	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Piperaceae	Peperomia tetraphylla	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-
Plantaginaceae	Plantago palmata	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Poaceae	Brachiaria leersioides	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Chloris pycnothrix	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Poaceae	Eleusine indica	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Eragrostis atrovirens	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Poaceae	Eragrostis kiwuensis	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Poaceae	Eragrostis schweinfurthii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Poaceae	Eragrostis tenuifolia	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Poaceae	Isachne mauritiana	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Oplismenus compositus	K	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Oplismenus hirtellus	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
Poaceae	Panicum deustum	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Panicum hymenochilum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Panicum monticola	K	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Poaceae	Panicum trichocladium	K	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Paspalum scrobiculatum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-
Poaceae	Pennisetum clandestinum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Poaceae	Pennisetum trachyphyllum	K	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Setaria homonyma	K	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-
Poaceae	Setaria plicatilis	K	-	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Setaria verticillata	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Sorghum arundinaceum	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Sporobolus africanus	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Poaceae	Urochloa panicoides	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-

Tabelle A11: Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht).

Familie	Art	Lichtungen	unterer Wald					oberer Wald					Gap					
			P-1	P-2	P-3	P-102	P-4	P-5	P-6	P-104	P-105	P-7		P-8	P-9	P-10	P-11	P-12
Acanthaceae	Isoglossa lactea	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
Acanthaceae	Isoglossa lactea	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Acanthaceae	Isoglossa lactea	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	-
Acanthaceae	Isoglossa lactea	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Acanthaceae	Isoglossa strigulosa	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-
Acanthaceae	Isoglossa strigulosa	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Acanthaceae	Mimulopsis kilimandscharica	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-
Acanthaceae	Mimulopsis kilimandscharica	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	-	-
Acanthaceae	Mimulopsis kilimandscharica	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-
Apiaceae	Cryptotaenia africana	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aquifoliaceae	Ilex mitis	B	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Aquifoliaceae	Ilex mitis	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Aquifoliaceae	Ilex mitis	K	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-
Aquifoliaceae	Ilex mitis	S	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	-	x
Araliaceae	Schefflera myriantha	B	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Araliaceae	Schefflera myriantha	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
Araliaceae	Schefflera myriantha	K	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	x
Araliaceae	Schefflera myriantha	S	-	-	x	-	-	-	x	x	x	-	x	x	-	-	-	-
Aspleniaceae	Asplenium aethiopicum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Aspleniaceae	Asplenium aethiopicum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Aspleniaceae	Asplenium friesiorum	E	x	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x
Aspleniaceae	Asplenium friesiorum	K	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	x	x	x	-	x
Aspleniaceae	Asplenium hypomelas	E	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-
Aspleniaceae	Asplenium hypomelas	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-
Aspleniaceae	Asplenium linckii	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspleniaceae	Asplenium normale	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	x	x	-	-
Aspleniaceae	Asplenium normale	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-
Aspleniaceae	Asplenium protensum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-	-	x
Aspleniaceae	Asplenium protensum	K	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x
Aspleniaceae	Asplenium sandersonii	E	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	-	x
Aspleniaceae	Asplenium sandersonii	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	x
Aspleniaceae	Asplenium smedsii	E	x	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-	x
Aspleniaceae	Asplenium smedsii	K	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-	x
Aspleniaceae	Asplenium volkensii	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Aspleniaceae	Asplenium volkensii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
Asteraceae	Helichrysum 37	S	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	Senecio maranguensis	S	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	Senecio syringifolius	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Asteraceae	Senecio syringifolius	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	Senecio syringifolius	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	Senecio syringifolius	S	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x
Asteraceae	Spec. 53	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Balsaminaceae	Impatiens kilimanjari	E	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x
Balsaminaceae	Impatiens kilimanjari	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x
Balsaminaceae	Impatiens meruensis	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x
Balsaminaceae	Impatiens meruensis	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x
Balsaminaceae	Impatiens pseudoviola	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-	x

Tabelle A11 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht).

Familie	Art		Lichtungen			unterer Wald			oberer Wald			Gap						
			P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9		P10	P11	P12	P13		
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum kuhnii	E	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	x	x	-	-	x
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum kuhnii	K	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	x	x	-	-
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum splendidum	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	x	-
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum tunbrigense	E	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	x	x	x	x	x	-
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum tunbrigense	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-
Hymenophyllaceae	Trichomanes borbonicum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
Hymenophyllaceae	Trichomanes borbonicum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Hypericaceae	Garcinia volkensii	B	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	Garcinia volkensii	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	Garcinia volkensii	S	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	Spec. 29	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	Spec. 29	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	Spec. 29	S	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
Lamiaceae	Agg 22/41	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lamiaceae	Agg 22/41	K	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-
Lamiaceae	Agg 22/41	S	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Lamiaceae	Plectranthus 21	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lamiaceae	Plectranthus 21	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lamiaceae	Plectranthus 4	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Lamiaceae	Plectranthus 4	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Lauraceae	Ocotea usambarensis	B	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
Lauraceae	Ocotea usambarensis	K	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-	-
Lauraceae	Ocotea usambarensis	S	-	-	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x
Lobeliaceae	Lobelia giberroa	S	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum acrostichoides	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	-	x
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum acrostichoides	K	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum angulatum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum aubertii	E	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum aubertii	K	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum deckenii	E	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum hybridum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum hybridum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum lastii	E	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum lastii	K	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Melastomataceae	Spec 1	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
Moraceae	Dorstenia 2	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-
Myrsinaceae	Embellia schimperi	B	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	x	x	x	x
Myrsinaceae	Embellia schimperi	E	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x
Myrsinaceae	Embellia schimperi	K	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x	x
Myrsinaceae	Embellia schimperi	S	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	x
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	x
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	S	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	-	-	x
Orchidaceae	Spec. 135	E	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	x
Orchidaceae	Spec. 136	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x
Piperaceae	Peperomia abyssinica	E	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
Piperaceae	Peperomia abyssinica	K	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-

Tabelle A11 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht).

Familie	Art		Lichtungen			unterer Wald				oberer Wald				Gap			
			P1	P2	P102	P4	P5	P6	P104	P105	P7	P8	P9		P10	P11	P12
Piperaceae	Peperomia retusa	E	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x
Piperaceae	Peperomia retusa	K	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
Piperaceae	Piper capense	K	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x
Piperaceae	Piper capense	S	-	-	x	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Isachne mauritiana	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Isachne mauritiana	K	-	-	-	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-	x
Poaceae	Isachne mauritiana	S	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Podocarpaceae	Podocarpus latifolius	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-
Podocarpaceae	Podocarpus latifolius	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Podocarpaceae	Podocarpus latifolius	S	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-
Polypodiaceae	Lepisorus excavatus	E	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Polypodiaceae	Lepisorus excavatus	K	-	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-
Polypodiaceae	Loxogramma abyssinica	E	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polypodiaceae	Loxogramma abyssinica	K	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	-	-
Ranunculaceae	Clematis brachiata	B	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Ranunculaceae	Clematis brachiata	S	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhamnaceae	Gouania longispicata	K	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhamnaceae	Gouania longispicata	S	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Rosaceae	Rubus steudneri	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
Rosaceae	Rubus steudneri	K	-	-	-	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x	-
Rosaceae	Rubus steudneri	S	x	x	x	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-
Rubiaceae	Canthium oligocarpum	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Rubiaceae	Canthium oligocarpum	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Rubiaceae	Canthium oligocarpum	K	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	x	x
Rubiaceae	Canthium oligocarpum	S	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x	x	-
Rubiaceae	Chassalia parvifolia	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Chassalia parvifolia	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-
Rubiaceae	Chassalia parvifolia	S	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	-	-
Rubiaceae	Galineria saxifraga	K	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Galineria saxifraga	S	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-
Rubiaceae	Gallium aparinoides	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Gallium aparinoides	K	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	x	-
Rubiaceae	Gallium aparinoides	S	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-
Rubiaceae	Lasianthus kilimanscharicus	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-
Rubiaceae	Lasianthus kilimanscharicus	K	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	-
Rubiaceae	Lasianthus kilimanscharicus	S	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	x	-	-
Rubiaceae	Pauridiantha paucinervis	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Pavetta abyssinica	K	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	-	x
Rubiaceae	Pavetta abyssinica	S	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Psychotria alsophila	E	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Psychotria alsophila	K	x	-	-	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x
Rubiaceae	Psychotria alsophila	S	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	x	x
Rubiaceae	Psychotria cyathicalyx	B	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	Psychotria cyathicalyx	E	-	-	-	-	x	-	x	-	-	x	-	-	x	-	-
Rubiaceae	Psychotria cyathicalyx	K	-	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x
Rubiaceae	Psychotria cyathicalyx	S	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Rubiaceae	Psychotria fractinervata	E	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-
Rubiaceae	Psychotria fractinervata	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	x

Tabelle A11 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen des zentralen Untersuchungsgebietes (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht).

Familie	Art		Lichtungen			unterer Wald				oberer Wald				Gap		
			P1	P2	P3	P4	P5	P6	P104	P105	P7	P8	P9	P10	P11	P12
Rubiaceae	<i>Psychotria fractinervata</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	x	-
undet.	Spec. 5	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
undet.	Spec. 132	E	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
undet.	Spec. 16	B	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
undet.	Spec. 16	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
undet.	Spec. 16	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
undet.	Spec. 74	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Urticaceae	<i>Laportea alatipes</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Urticaceae	<i>Pilea usambarensis</i>	E	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-
Urticaceae	<i>Pilea usambarensis</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-
Urticaceae	<i>Pilea usambarensis</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Verbenaceae	<i>Clerodendrum johnstonii</i>	S	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vitaceae	<i>Cyphostemma masukuense</i>	B	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Vitaceae	<i>Cyphostemma masukuense</i>	K	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-
Vitaceae	<i>Cyphostemma masukuense</i>	S	x	x	x	x	-	x	-	x	x	-	-	-	-	x

Tabelle A12 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen im Höhentransekt oberhalb des Ortes Machame (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht, ZUG: Flächen im Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes bei 2300 m).

Familie	Art		ca. 1850 m			ZUG	ca. 2580 m			ca. 2700 m			ca. 2900 m			ca. 3100 m		
			P31	P32	P33	P15	P16	P41	P42	P43	P51	P52	P53	P61	P62	P63	P71	P72
Liliaceae	Kniphofia thomsonii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-
Liliaceae	Smilax anceps	K	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liliaceae	Smilax anceps	S	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum acrostichoides	E	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum angulatum	E	-	-	-	x	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum angulatum	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum aubertii	E	-	-	-	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum aubertii	K	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum deckenii	E	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	-	x	x	-	x	x
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum deckenii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum hybridum	E	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum lastii	E	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lomariopsidaceae	Elaphoglossum lastii	K	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lycopodiaceae	Lycopodium clavatum	K	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lythraceae	Olinia rochetiana	K	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lythraceae	Olinia rochetiana	S	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	Stephania abyssinica	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Menispermaceae	Stephania abyssinica	S	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Monimiaceae	Xymalos monospora	B	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Monimiaceae	Xymalos monospora	S	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myricaceae	Myrica salicifolia	B	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myricaceae	Myrica salicifolia	S	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myrsinaceae	Embelia schimperi	B	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Myrsinaceae	Embelia schimperi	E	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Myrsinaceae	Embelia schimperi	K	x	x	x	x	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-
Myrsinaceae	Embelia schimperi	S	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	K	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Myrsinaceae	Rapanea melanophloeos	S	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-
Myrtaceae	Syzygium guineense	B	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Cynorkis pleistadenia	E	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orchidaceae	Cynorkis pleistadenia	K	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-
Orchidaceae	Disa stairsii	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Piperaceae	Peperomia fernandopoiانا	E	-	-	-	x	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Piperaceae	Peperomia fernandopoiانا	K	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-
Pittosporaceae	Pittosporum spec.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Poaceae	Deschampsia flexuosa var. afromontana	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Poaceae	Eragrostis kiwuensis	K	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Festuca obturbans	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Isachne mauritiana	K	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Panicum monticola	K	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Pentaschistis chrysurus	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Poaceae	Poa schimperana	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Poaceae	Pseudobromus silvaticus	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
Poaceae	Digitaria pearsonii	K	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poaceae	Pseudechnolaena polystachya	K	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Podocarpaceae	Podocarpus latifolius	B	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-
Podocarpaceae	Podocarpus latifolius	K	-	-	-	x	-	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-

Tabelle A12 (Fortsetzung): Liste der vaskulären Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen im Höhen transekt oberhalb des Ortes Machame (E: Epiphyt, K: Krautschicht, S: Strauchschicht, B: Baumschicht, ZUG: Flächen im Bereich des zentralen Untersuchungsgebietes bei 2300 m).

Familie	Art		ca. 1850 m			ZUG		ca. 2580 m			ca. 2700 m			ca. 2900 m			ca. 3100 m		
			P31	P32	P33	P15	P16	P41	P42	P43	P51	P52	P53	P61	P62	P63	P71	P72	P73
Thymelaeaceae	<i>Peddiea fisheri</i>	S	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Urticaceae	<i>Laportea alatipes</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	
Urticaceae	<i>Pilea usambarensis</i>	E	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Urticaceae	<i>Pilea usambarensis</i>	K	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	
Urticaceae	<i>Pilea johnstonii</i> ssp. <i>johnstonii</i>	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	
Urticaceae	<i>Pilea johnstonii</i> ssp. <i>johnstonii</i>	K	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	
Urticaceae	<i>Pilea rivularis</i>	E	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Violaceae	<i>Viola eminii</i>	K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	
Vitaceae	<i>Cyphostemma masukuense</i>	S	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Vittariaceae	<i>Vittaria volkensii</i>	E	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Woodsiaceae	<i>Athyrium scandicinum</i>	K	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	-	

Tabelle A13: Liste der Strukturmerkmale der Untersuchungsflächen auf den Makoa- und Kifuru-Estates, in Machame und am Machame-Gate.

Fläche	Makoa-Estate			Kifuru-Estate										Machame			Machame-Gate						
	401	402	403	501	502	503	504	505	506	507	508	509	510	511	512	513	301	302	303	201	202	203	204
Verzweigung (obere 20 cm, % der Individuen)																							
nicht/kaum	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mittel	100	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stark	0	0	0	0	100	100	100	100	0	100	100	100	0	100	100	0	100	100	0	0	100	100	0
Blattform (% der Individuen)																							
einfach	100	100	0	100	0	100	100	100	90	100	100	100	95	0	100	95	0	0	100	100	0	0	100
mehrfellig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
gefiedert	0	0	100	0	100	0	0	0	10	0	0	0	5	100	0	5	100	100	0	0	100	100	0
Blatttyp (% der Individuen)																							
Malakophyll	100	100	100	100	30	30	80	10	100	100	10	40	100	0	100	100	0	0	100	100	0	0	20
Sklerophyll	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60
Semi-Sklerophyll	0	0	0	0	70	70	20	90	0	0	0	60	0	100	0	0	100	100	0	0	100	100	20
Blattform (% der Individuen)																							
nadelig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
laminat	100	100	100	100	100	100	100	100	10	100	100	100	100	100	100	99	100	100	34	40	100	100	100
grasartig / lanzettlich	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	1	0	0	66	60	0	0	0	0
Kronendurchmesser (% der Kronen)																							
-50 cm	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0	0
-1m	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
-5m	0	0	100	80	30	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
-10m	0	0	0	10	60	10	20	0	0	10	0	50	0	100	20	0	0	0	0	0	0	0	50
> 10m	100	0	0	0	10	80	80	100	0	90	100	50	0	0	80	0	100	100	0	0	100	100	30
Blattgröße (% der Individuen)																							
<0,1 cm ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
-0,25 cm ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
-2,25 cm ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5	0	0	2	5	0	0	0	0
-20,25 cm ²	0	100	0	0	70	0	0	20	30	0	10	0	27	0	10	50	0	0	90	95	20	0	60
- 180,25 cm ²	100	0	100	80	30	100	100	80	70	70	30	100	83	100	90	45	100	100	8	5	80	100	40
-1640,25 cm ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
> 1640,25 cm ²	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattinklination (% der Individuen)																							
vertikal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	10	30	0	0	0	0
45°	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	5	0	0	80	70	0	100	0	0
horizontal	0	100	0	10	20	50	0	20	80	90	0	0	60	0	80	0	0	10	0	0	0	40	0
gemischt	100	0	100	90	80	50	100	80	20	10	100	100	30	100	100	10	100	100	0	0	100	0	60
obere Baumschicht																							
% vaskuläre Epiphyten	0	0	0	0	5	3	5	2	0	5	30	0	0	0	0	10	2	0	0	0	0	5	0
Epiphytendeckung unterer m	40	0	10	0	40	70	70	85	0	40	40	35	0	60	35	0	90	95	0	0	20	0	60
untere Baumschicht (% der Individuen)																							
rankende Lianen	0	0	0	40	10	15	10	40	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
deformierte Krone	0	0	0	0	20	30	10	20	0	10	10	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	10	60
Blattgröße meso	0	0	100	40	90	80	60	80	0	80	90	95	0	0	100	0	0	0	0	0	90	100	100
oberste Schicht mit krautigen Arten (% der Individuen)																							
verzweigter Wuchs	100	100	100	60	40	40	40	10	10	20	10	20	0	100	20	60	0	100	0	0	0	10	10
Blattgröße meso	0	0	100	40	40	60	100	95	70	65	20	80	80	0	70	45	0	0	10	5	5	100	90
Blattgröße makro	0	0	0	0	1	5	0	5	0	10	80	10	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Blattgröße mega	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
0-25 Dornen/m ² an Ästen	0	0	0	20	5	30	15	10	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Deckung der Pflanzschichten (% Deckung)																							
-50 cm	5	60	5	40	10	40	40	50	80	5	5	20	30	15	10	5	20	40	90	100	60	10	15
-2m	45	10	35	30	20	35	40	40	20	20	30	30	60	55	25	70	40	45	0	0	40	0	5
-5m	5	0	55	10	5	65	5	5	5	20	5	5	0	10	20	0	60	40	0	0	56	20	40
-10m	5	0	0	60	45	10	50	35	0	50	40	40	0	5	10	0	20	5	0	0	5	40	5
> 10m	75	0	0	0	90	85	90	80	0	60	80	90	0	65	95	0	60	40	0	0	35	40	0
Maximale Höhe (m)	2	0,7	5	10	25	25	25	30	2,1	40	40	22	0,9	22	22	2,25	20	22	0,15	0,15	16	28	10
Maximaler DBH (m)	0,04	0,03	0,1	0,2	0,4	0,4	0,8	1	0,05	1,2	1,3	0,7	0,02	0,52	0,65	0,08	0,4	0,3	0,02	0,02	0,24	0,6	0,8

Tabelle A14: Liste der Strukturmerkmale der Flächen des zentralen Untersuchungsgebietes.

Fläche	Lichtungen				unterer Wald				oberer Wald				Gap			
	1	2	3	102	4	5	6	104	105	7	8	9		10	11	12
Verzweigung (obere 20 cm, % der Individuen)																
nicht/kaum	0	100	0	0	20	10	15	0	0	0	0	0	0	0	0	50
mittel	100	0	100	50	65	90	15	35	30	100	100	100	100	100	100	50
stark	0	0	0	50	15	0	70	65	70	0	0	0	0	0	0	0
Blattform (% der Individuen)																
einfach	100	100	100	80	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100
mehrtellig	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
gefedert	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blatttyp (% der Individuen)																
Malakophyll	0	100	50	40	60	10	50	0	0	0	0	0	0	0	0	30
Sklerophyll	0	0	50	20	40	90	50	100	100	100	100	100	100	100	100	70
Semi-Sklerophyll	100	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattform (% der Individuen)																
nadelig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
laminat	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
grasartig / lanzettlich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kronendurchmesser (% der Kronen)																
-50 cm	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-1m	100	0	0	0	0	5	25	0	0	0	0	10	0	5	0	70
-2m	0	100	100	20	50	20	10	0	0	0	10	10	15	0	0	30
-5m	0	0	0	80	50	40	55	0	0	40	30	60	40	75	90	0
-10m	0	0	0	0	0	30	10	100	100	40	30	20	30	10	10	0
> 10m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	30	0	15	10	0	0
Blattgröße (% der Individuen)																
<0,1 cm2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-0,25 cm2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-2,25 cm2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-20,25 cm2	0	0	0	0	15	45	0	0	0	0	100	0	0	0	0	10
-180,25 cm2	100	100	100	80	85	55	100	100	100	100	0	100	100	100	100	90
-1640,25 cm2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
> 1640,25 cm2	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattinkliniation (% der Individuen)																
vertikal	0	0	0	40	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45°	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
horizontal	100	100	100	40	100	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
gemischt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
obere Baumschicht																
% vaskuläre Epiphyten	0	0	5	5	20	5	20	40	30	5	10	10	25	15	20	5
Epiphytendeckung unterer m	50	0	50	20	100	100	100	60	80	100	100	100	100	100	100	100
untere Baumschicht (% der Individuen)																
rankende Lianen	10	0	0	0	0	0	0	30	20	0	0	0	0	0	0	0
deformierte Krone	100	100	0	0	0	50	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
Blattgröße meso	100	20	100	0	20	15	60	0	50	70	50	15	15	50	0	85
oberste Schicht mit krautigen Arten (% der Individuen)																
verzweigter Wuchs	0	0	0	100	0	50	100	80	60	5	5	1	5	1	80	0
Blattgröße meso	0	70	70	40	100	100	35	40	30	70	95	85	70	15	20	75
Blattgröße makro	100	30	30	0	0	0	35	20	40	0	0	0	0	0	0	5
Blattgröße mega	0	0	0	40	0	0	0	20	10	5	5	1	15	1	0	20
0-25 Dornen/m2 an Ästen	60	70	60	60	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	40
Deckung der Pflanzenschichten (% Deckung)																
-50 cm	20	20	10	25	95	95	95	90	90	75	100	90	100	100	95	55
-2m	40	100	45	100	30	25	20	25	45	65	35	40	10	90	30	80
-5m	100	0	60	0	0	35	5	60	40	30	0	45	45	15	35	35
-10m	15	15	15	20	5	5	35	20	40	35	5	15	10	65	15	50
> 10m	0	0	0	0	85	70	95	60	70	55	85	65	45	40	80	15
Maximale Höhe (m)	8	8	10	10	32	29	35	12	20	32	48	29	38	32	49	16
Maximaler DBH (m)	0,09	0,31	0,58	0,35	0,54	1	0,6	0,9	1,3	1,42	1,8	0,45	1,8	1,1	2,2	0,25

Tabelle A15: Liste der Strukturmerkmale der Untersuchungsflächen im Höhen transekt oberhalb des Machame-Gate (ZUG: Flächen im zentralen Untersuchungsgebiet bei 2300 m).

Fläche	ca. 1850 m			ZUG			ca. 2580 m			ca. 2700 m			ca. 2900 m			ca. 3100 m			3300 m	
	31	32	33	15	16		41	42	43	51	52	53	61	62	63	71	72	73	81	82
Verzweigung (obere 20 cm, % der Individuen)																				
nicht/kaum	0	0	-	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
mittel	30	50	50	0	100		50	50	50	0	30	0	60	0	100	15	15	0	0	0
stark	70	50	50	100	0		50	50	50	100	70	100	40	100	0	85	85	100	85	100
Blattform (% der Individuen)																				
einfach	100	100	100	80	100		25	25	50	100	50	0	70	100	60	85	85	100	100	100
mehrfach	0	0	0	20	0		50	75	35	0	50	100	20	0	40	0	0	0	0	0
gefiedert	0	0	0	0	0		25	0	15	0	0	0	10	0	0	15	15	0	0	0
Blatttyp (% der Individuen)																				
Malakophyll	0	0	0	20	0		30	0	15	0	0	20	10	0	0	65	45	0	15	0
Sklerophyll	70	30	100	80	100		20	25	50	100	50	0	70	100	60	35	55	100	85	100
Semi-Sklerophyll	30	70	0	0	0		50	75	35	0	50	80	20	0	40	0	0	0	0	0
Blattform (% der Individuen)																				
nadelig	0	0	0	10	0		25	0	15	50	25	0	50	100	60	0	25	100	85	100
laminat	100	100	100	90	100		75	100	85	50	75	100	30	0	40	35	50	0	15	0
grasartig / lanzettlich	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	20	0	0	65	10	0	0	0
Kronendurchmesser (% der Kronen)																				
-50 cm	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-1m	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	100	85	80
-2m	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	30	60	60	25	0	15	20
-5m	0	0	100	0	0		0	0	0	50	0	50	70	40	40	20	60	0	0	0
-10m	100	40	0	90	0		0	0	70	0	25	50	30	60	0	20	15	0	0	0
> 10m	0	60	0	10	100		100	100	30	50	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattgröße (% der Individuen)																				
<0,1 cm2	0	0	0	0	0		0	0	15	50	25	0	40	100	0	0	25	100	85	100
-0,25 cm2	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-2,25 cm2	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-20,25 cm2	0	0	0	10	0		25	0	0	0	0	0	30	0	60	65	25	0	0	0
-180,25 cm2	100	100	100	90	100		0	25	45	50	25	0	20	0	40	35	50	0	0	0
-1640,25 cm2	0	0	0	0	0		75	75	40	0	50	100	10	0	0	0	0	0	15	0
> 1640,25 cm2	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattinklinatlon (% der Individuen)																				
vertikal	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	30	0	60	0	0	0	0	0
45°	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	40	0	0	15	15	0	85	100
horizontal	100	100	100	100	100		100	100	85	50	75	100	40	100	40	85	85	100	0	0
gemischt	0	0	0	0	0		0	0	15	50	25	0	0	0	0	0	0	0	15	0
obere Baumschicht																				
% vaskuläre Epiphyten	20	20	10	15	10		5	20	20	10	20	15	10	5	5	5	5	0	0	0
Epiphytendeckung unterer m	40	30	50	100	100		100	100	100	80	60	40	75	75	75	75	100	5	0	10
untere Baumschicht (% der Individuen)																				
rankende Lianen	0	0	0	0	0		0	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
deformierte Krone	80	70	0	20	50		70	50	30	0	0	50	5	5	0	5	5	0	0	0
Blattgröße meso	100	100	0	20	50		30	75	80	80	30	100	5	50	0	0	10	0	0	0
oberste Schicht mit krautigen Arten (% der Individuen)																				
verzweigter Wuchs	10	15	5	80	50		40	10	20	20	30	60	25	25	75	10	10	50	25	50
Blattgröße meso	60	60	20	70	60		50	70	70	50	50	80	75	25	25	15	25	25	10	0
Blattgröße makro	10	5	0	3	20		30	5	10	10	10	0	0	15	0	75	15	0	0	0
Blattgröße mega	0	0	0	20	20		0	0	0	0	0	0	0	5	0	5	15	0	0	0
0-25 Dornen/m2 an Ästen	40	70	0	50	10		0	0	10	30	30	80	5	0	5	5	25	5	5	5
Deckung der Pflanzschichten (% Deckung)																				
-50 cm	65	90	95	90	100		95	100	95	80	85	100	90	85	70	100	100	100	55	75
-2m	25	30	0	30	50		35	30	30	20	45	30	20	45	10	5	10	35	10	20
-5m	0	5	15	15	10		20	40	10	10	10	5	15	15	0	20	10	0	0	0
-10m	10	10	0	5	5		40	15	15	5	5	0	5	10	20	5	15	5	10	20
> 10m	60	95	0	75	95		95	85	90	95	100	30	80	75	5	40	50	0	0	0
m	26	30	8	33	30		38	30	35	37	32	18	22	20	16	15	13	7	8	7
m	0,5	0,5	0,2	0,7	1,5		0,7	1	0,6	0,8	0,8	0,4	0,75	0,5	0,4	0,5	0,5	0,1	0,3	0,15

Tabelle A16: Liste des reduzierten Strukturmerkmalsdatensatzes.

1. Zentrales Untersuchungsgebiet:

Merkmalsgruppe	Merkmal				
gesamter Bestand:					
Größe der größten Pflanzen	maximale Höhe	maximaler Brusthöhendurchmesser (BHD)			
Bedeckung in Schichten	0-0,1 m, 2-5 m,	0,1-0,25 m, 5-10 m,	0,25-0,5 m, 10-20 m,	0,5-1 m, 20-30 m,	1-2 m, > 30 m
oberste Schicht bildende Pflanzen (meist oberste Baumschicht):					
Verzweigung (obere 20 cm)	nicht verzweigt,	mittel stark verzweigt (2-4 Verzweigungen pro Ast)			
Sklerophylliegrad	malakophyll,	semisklerophyll			
Kronendurchmesser	0,5-1 m,	1-2 m,	2-5 m,	5-10 m	
Blattgröße	-20,25 cm ² (mikro),	-180,25 cm ² (meso)			
Kronenform	rund,	schirmförmig,	zylindrisch		
Kronenausdehnung	ganz oben,	oberes 1/3,	obere 1/2		
Epiphytenbewuchs	Deckung der Stammfüße bis 1 m Höhe				
Anteil vaskulärer Epiphyten	an Gesamtepiphytendeckung bis 1 m Höhe				
untere Baumschicht, soweit vorhanden:					
Lianen	Anteil der Deckung rankender Lianen an der Gesamtddeckung der Lianen				
Kronenform	deformiert				
Blattgröße	mesophyll				
oberste Krautschicht					
Wuchsform	verzweigt				
Blattgröße	mesophyll,	makrophyll,	megaphyll		

2. Gesamtes Höhentransekt:

Merkmalsgruppe	Merkmal				
gesamter Bestand:					
Größe der größten Pflanzen	maximale Höhe	maximaler Brusthöhendurchmesser (BHD)			
Bedeckung in Schichten	0-0,5 m,	0,5-2 m,	2-5 m,	5-10 m,	> 10 m
oberste Schicht bildende Pflanzen (meist oberste Baumschicht):					
Verzweigung (obere 20 cm)	nicht verzweigt,	stark verzweigt			
Grad der Blattfiederung	gefiedert,	anders mehrteilig			
Blatturriss	nadelförmig,	lanzettlich oder grasartig			
Sklerophylliegrad	malakophyll				
Kronendurchmesser	0,5-1 m,	1-2 m,	2-5 m,	5-10 m,	>10 m
Blattgröße	<0,1 cm ² (sub-lepto),	-20,25 cm ² (mikro),	-180,25 cm ² (meso),	-1640,25 cm ² (makro),	
Epiphytenbewuchs	Deckung der Stammfüße bis 1 m Höhe				
Anteil vaskulärer Epiphyten	an Gesamtepiphytendeckung bis 1 m Höhe				
untere Baumschicht, soweit vorhanden:					
Lianen	Anteil der Deckung rankender Lianen an der Gesamtddeckung der Lianen				
Kronenform	deformiert				
Blattgröße	mesophyll				
oberste Krautschicht					
Wuchsform	verzweigt				
Blattgröße	mesophyll,	makrophyll,	megaphyll		

Tabelle A17: Korrelationen, kanonische Koeffizienten und Eigenwerte der einzelnen kanonischen Achsen der kanonischen Korrespondenzanalysen.

Daten zu Abb. 4.19 : Unabhängige Variablen: Artenzahlen / Fläche der Familie Rubiaceae und der Wuchsform Lianen ;
Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 16, Lepidopteren-Arten: 119, Gesamtvarianz im Artenpool: 1,17

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2
Lianen	0,03	0,27
Rubiaceae	-0,45	0,07
Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)		
Lianen	0,13	0,27
Rubiaceae	-0,48	0,02
Kanonische Eigenwerte:		
% erklärte Varianz:	19,06	6,352
Kumulative % Varianz	19,06	25,42
Wahrscheinlichkeit		
zufälliger Eigenwerte	< 0,001	n.s. (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Daten zu Abb. 4.20: Unabhängige Variablen: Parameter der Vegetationsstruktur
Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 16, Lepidopteren-Arten: 119, Gesamtvarianz im Artenpool: 1,17

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2	Can. Axis 3
Malakophyll	0,31	0,21	0,08
rund	-0,03	0,34	-0,11
% v. max DBH	-0,35	-0,12	0,02
deformierte Krone	0,33	-0,15	-0,11
Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)			
Malakophyll	0,17	0,14	0,28
rund	-0,10	0,23	-0,29
% v. max DBH	-0,21	-0,03	0,02
deformierte Krone	0,17	-0,14	-0,27
Kanonische Eigenwerte:			
% erklärte Varianz:	0,19	0,13	0,09
Kumulative % Varianz	16,11	11,3	7,33
Kumulative % Varianz	16,11	27,42	34,74
Wahrscheinlichkeit			
zufälliger Eigenwerte	0,028	0,007	0,02 (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Tabelle A17 (Fortsetzung): Korrelationen, kanonische Koeffizienten und Eigenwerte der einzelnen kanonischen Achsen der kanonischen Korrespondenzanalysen.

Daten zu Abb. 4.21: Unabhängige Variablen: Strukturparameter und floristische Parameter im zentralen Untersuchungsgebiet

Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 51, Lepidopteren-Arten: 280, Gesamtvarianz im Artenpool: 5,97

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2	Can. Axis 3
Gesamtarten	-0,43	-0,03	-0,05
Malakophyll	0,31	0,19	0,05
rund	-0,02	0,33	-0,12
deformierte Krone	0,32	-0,17	-0,14
Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)			
Gesamtarten	-0,33	-0,05	-0,06
Malakophyll	0,05	0,10	0,21
rund	0,01	0,25	-0,28
deformierte Krone	0,13	-0,16	-0,30
Kanonische Eigenwerte:	0,20	0,13	0,09
% erklärte Varianz:	17,07	11,36	7,37
Kumulative % Varianz	17,07	28,43	35,80
Wahrscheinlichkeit			
zufälliger Eigenwerte	<0,001	0,002	0,017 (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Daten zu Abb. 4.41: Unabhängige Variablen: Artenzahlen / Fläche für verschiedene Pflanzenfamilien

Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 50, Lepidopteren-Arten: 280, Gesamtvarianz im Artenpool: 5,97

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2	Can. Axis 3
Asteraceae	0,26	-0,53	0,08
Leguminosae	0,58	-0,16	-0,21
Rosaceae	-0,60	-0,36	-0,05
Rubiaceae	-0,21	0,43	-0,21
Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)			
Asteraceae	0,11	-0,40	0,00
Leguminosae	0,32	-0,11	-0,35
Rosaceae	-0,52	-0,35	-0,22
Rubiaceae	-0,19	0,21	0,31
Kanonische Eigenwerte:	0,57	0,44	0,15
% erklärte Varianz:	9,58	7,43	2,57
Kumulative % Varianz	9,58	17,01	19,58
Wahrscheinlichkeit			
zufälliger Eigenwerte	< 0,001	< 0,001	0,003 (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Tabelle A17 (Fortsetzung): Korrelationen, kanonische Koeffizienten und Eigenwerte der einzelnen kanonischen Achsen der kanonischen Korrespondenzanalysen.

Daten zu Abb. 4.42: Unabhängige Variablen: Vegetationsstrukturparameter

Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 58, Lepidopteren-Arten: 290, Gesamtvarianz im Artenpool: 6,43

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2	Can. Axis 3
Verzw. mittel	-0,01	-0,63	-0,11
Malakophyll	-0,27	0,35	-0,31
Blatt <0.1 cm ²	0,72	0,17	0,01
Blatt - 180.25 cm ²	-0,51	-0,09	-0,08

Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)

Verzw. mittel	0,21	-0,55	-0,33
Malakophyll	>0,01	0,18	-0,49
Blatt <0.1 cm ²	0,67	0,12	-0,26
Blatt - 180.25 cm ²	-0,20	0,08	-0,11

Kanonische Eigenwerte:	0,58	0,42	0,19
% erklärte Varianz:	8,98	6,61	3,01
Kumulative % Varianz	8,98	15,59	18,59
Wahrscheinlichkeit			
zufälliger Eigenwerte	< 0,001	< 0,001	< 0,001 (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Daten zu Abb. 4.42: Unabhängige Variablen: Vegetationsstrukturparameter, floristische Parameter und die Meereshöhe

Abhängige Variablen: Arten-Abundanz-Matrix der Geometridae

Flächen: 50, Lepidopteren-Arten: 280, Gesamtvarianz im Artenpool: 5,96

Korrelationen	Can. Axis 1	Can. Axis 2	Can. Axis 3
Leguminosae	-0,48	0,31	-0,29
Rubiaceae	0,13	-0,49	-0,16
Meereshöhe	0,85	0,09	0,03
< 0.1 cm ²	0,40	0,38	0,16

Kanonische Koeffizienten (Multiple Regressionskoeffizienten)

Leguminosae	0,01	0,34	-0,50
Rubiaceae	0,11	-0,36	-0,17
Meereshöhe	0,89	0,14	-0,38
< 0.1 cm ²	-0,05	0,22	0,26

Kanonische Eigenwerte:	0,74	0,38	0,20
% erklärte Varianz:	12,33	6,35	3,37
Kumulative % Varianz	12,33	18,68	22,06
Wahrscheinlichkeit			
zufälliger Eigenwerte	< 0,001	< 0,001	< 0,001 (Monte-Carlo-Test: 1000 Wiederholungen)

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Ferner erkläre ich, dass ich weder an der Universität Bayreuth noch anderweitig versucht habe, mit oder ohne Erfolg eine Dissertation einzureichen oder mich der Doktorprüfung zu unterziehen.

Bayreuth, den 27. Juni 2003

(Jan Axmacher)