

Der Einfluss von Landnutzung und Klimavariabilität auf die Gefäßpflanzenvielfalt in einem tropischen Hotspot der Biodiversität in Süd-Ecuador

Seit einigen Jahren ist bekannt, dass der globale Wandel die Biodiversität bedroht. Während in der Vergangenheit der anthropogene Landnutzungswandel den größten Einfluss auf die Biodiversität der unterschiedlichen Biome hatte, wird es in Zukunft der Klimawandel sein, der die Artenvielfalt verstärkt bedroht. Dies gilt auch für den Süden Ecuadors, wo die Auswirkungen der Landwirtschaft bereits heute deutlich sichtbar sind. So wurden während der letzten Jahrzehnte weite Teile der Andinen Täler in Weideökosysteme umgewandelt, welche eine deutlich geringere Artenvielfalt aufweisen als die vor Ort natürlich vorkommenden Waldökosysteme. Im Bezug zum Klimawandel lassen sich bereits heute steigende Temperaturen und unterschiedliche Entwicklungen bei den Niederschlägen entlang des Andenhauptkammes nachweisen. Die ökologischen Folgen dieses Wandels sind ebenfalls beträchtlich. Viele der Andinen Arten sind an enge Temperatur- und Niederschlagsamplituden gebunden, was zu einem hohen Grad an Endemismus und generell hohen Artenzahlen innerhalb der Region führt. Um die Auswirkungen des globalen Wandels auf die lokalen Ökosysteme besser abschätzen zu können, sind deshalb sowohl biogeographische Studien der Vegetation als auch regionale Studien zum globalen Wandel vor Ort nötig.

Schlagnote: **Globaler Wandel, Klimawandel, Landnutzungswandel, Tropen, Südamerika**

1 Einleitung und Zielsetzung

Bis heute wurden mehr als 1,7 Millionen Arten und Organismen wissenschaftlich beschrieben, wohingegen Schätzungen der Gesamtartenzahl von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen zwischen 5

und 30 Millionen variieren (*Millenium Ecosystem Assessment* 2005, MUTKE/BARTHLOTT 2008). Die Anzahl von Gefäßpflanzen wird auf ca. 391.000 Arten geschätzt (*RBG Kew* 2016). Auf globaler Ebene hängt die natürliche Verteilung des Gefäßpflanzenreichtums eng mit den klimatischen Bedingungen

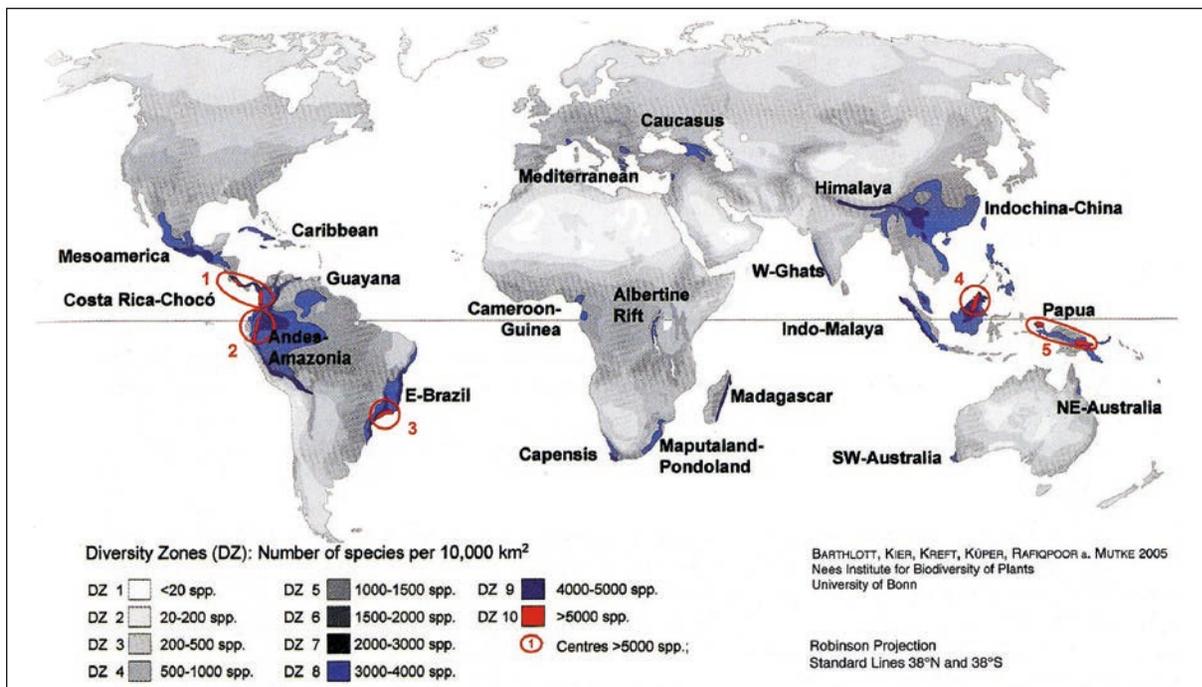


Abb. 1: Globale Karte der vaskulären Pflanzenvielfalt

(Quelle: BARTHLOTT et al. 2007)

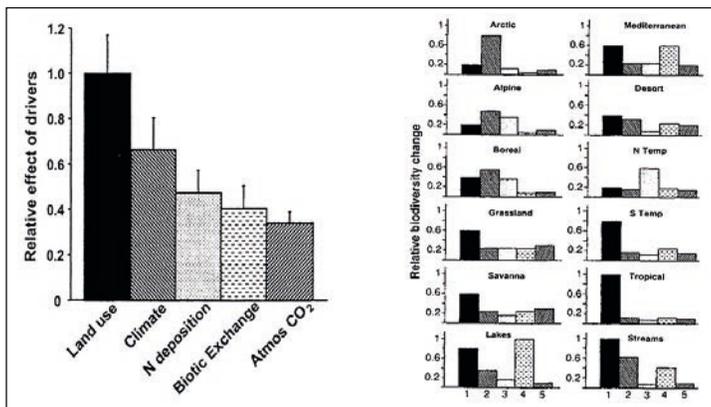


Abb. 2: Linke Seite: Auswirkungen unterschiedlicher Faktoren auf die globale terrestrische Biodiversität bis zum Jahr 2100. Rechte Seite: Auswirkungen unterschiedlicher Faktoren auf die terrestrische Biodiversität unterschiedlicher Biome bis zum Jahr 2100.

(Quelle: SALA et al. 2000)

zusammen und der Gefäßpflanzenreichtum nimmt von den beiden Polen hin zum Äquator zu (Abbildung 1). Während in den gemäßigten Breiten klimatologische Faktoren wie die Jahresmitteltemperatur, die Länge der Vegetationsperiode und die Anzahl der Frosttage einen deutlichen Einfluss auf die Pflanzenvielfalt haben, sind es in den Tropen und den Subtropen eher die Wasserverfügbarkeit und das Auftreten von Trockenphasen, welche an Bedeutung gewinnen (BARTHLOTT et al. 2005, PETERS 2016a). Neben den genannten Faktoren spielen zudem die Geodiversität sowie das Ausmaß des menschlichen Einflusses eine entscheidende Rolle. Wie Abbildung 1 zeigt, existieren weltweit fünf Zentren, die sogenannten „Hotspots“, der vaskulären Pflanzenvielfalt. Diese sind das Costa Rica-Chocó-Gebiet, die Anden-Amazonien-Region, Südost-Brasilien, das nördliche Borneo und die Gebirgsregionen Neu Guineas (BARTHLOTT et al. 2007).

Alle diese Hotspots befinden sich in tropischen Gebieten, welche sich sowohl durch eine Vielzahl an klimatischen als auch topographischen Gradienten auszeichnen. Spätestens seit dem Erscheinen des „Millenium Ecosystem Reports“ (MEA 2005) ist bekannt, dass der globale Wandel diese Biodiversität bedroht. Auf globaler Ebene wird der Landnutzungswandel bis zum Jahr 2100 den größten negativen Einfluss auf die terrestrische Biodiversität haben, gefolgt vom Klimawandel, der Stickstoffdeposition und einem zunehmenden biotischen Austausch (durch die absichtliche oder auch unabsichtliche Einführung von Pflanzen und Tieren in andere Ökosysteme; Abbildung 2, linke Seite). Auf regionaler Ebene verändert sich dieses Muster allerdings sehr stark. Für den Klimawandel wird erwartet, dass er verstärkt zu einem Verlust an terrestrischen Arten in den arktischen, borealen und alpinen Ökosystemen führen wird, wohingegen die Artenvielfalt der tropischen und subtropischen Regionen in erster Linie durch menschliche Landnutzung bedroht wird (Abbildung 2, rechte Seite; SALA et al. 2000).

Bereits heute kann der Verlust von Biodiversität in allen bewohnten Teilen der Welt nachgewiesen werden und die menschliche Landnutzung sowie deren Folgen haben die Artenvielfalt im globalen Mittel um 13,6% seit dem Jahr 1500 vermindert (Abbildung 3, NEWBOLD et al. 2015).

Während des letzten Jahrhunderts hat die Geschwindigkeit des Biodiversitätsverlustes deutlich zugenommen und zwischen 1950 und 1990 wurden mindestens 25% der Gesamtfläche aller biogeographischen Regionen einer anderen Landnutzungsform zugeführt. Basierend auf den Entwicklungen der letzten Jahrzehnte wird erwartet, dass die globale Landnutzungsfläche bis zum Jahr 2050 um weitere 18% größer sein wird als heute (TILMAN et al. 2014). Derzeit sind weite Teile der nördlichen gemäßigten

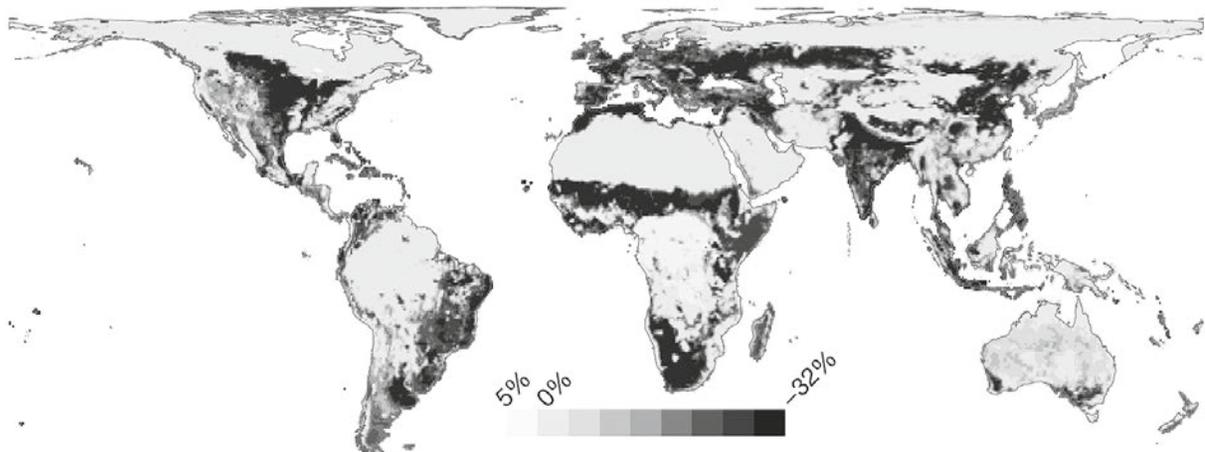


Abb. 3: Durch Landnutzung verursachte Netto-Veränderung lokaler Vielfalt seit dem Jahr 1500 bis heute.

(Quelle: NEWBOLD et al. 2015 – verändert)

Breiten landwirtschaftlich kultiviert, wohingegen der Landverbrauch in der nearktischen Zone stagniert und in der Paläarktis nur langsam voranschreitet. In den Tropen und Subtropen hingegen ist der anthropogene Landverbrauch sehr hoch (MEA 2005). Folglich gehören tropische Wälder mit zu den am gefährdetsten Ökosystemen der Welt. Derzeit existieren noch ca. 1,7 Milliarden ha natürliche Tropenwälder, von welchen 41% Regenwälder, 33% laubwerfende Feuchtwälder, 10% laubwerfende Trockenwälder, 12% Bergregenwälder und 4% andere tropische Waldtypen sind. Die stärkste Entwaldung findet in Südamerika statt, gefolgt von Afrika und Asien (Abbildung 4, POKER/MACDICKEN 2016).

Innerhalb der Tropen selbst zählen die Bergregenwälder zu den gefährdetsten Ökosystemen. Dieser Waldtyp wurde zwischen 1981 und 1990 mit einer höheren Rate abgeholzt als tropische Tieflandwälder (1,1% Jahr⁻¹ im Vergleich zu 0,8% Jahr⁻¹, SCATENA et al. 2010). Diese Entwicklung erscheint umso problematischer, als dass tropische Bergregenwaldökosysteme eine sehr hohe Anzahl an Pflanzen und Tieren beheimaten, welche oft als endemisch für diesen Waldtyp angesehen werden (MULLIGAN 2010). Dies gilt auch für den tropischen Anden-Hotspot im Süden Ecuadors, welcher in etwa ein Sechstel aller weltweit bekannten Pflanzenarten auf einem Gebiet kleiner als 1% der globalen Landoberfläche beheimatet. Auch hier sind die Folgen einer immer weiter zunehmenden Landnutzung bereits deutlich sichtbar und die Auswirkungen des globalen Klimawandels lassen sich schon heute anhand lokaler Klimamessreihen eindeutig belegen. Hieraus ergeben sich folgende Untersuchungsfragen:

- Wie hat sich das regionale Klima in Südecuador während der letzten Jahrzehnte verändert?
- In welchem Maße hat sich in diesem Gebiet die Landnutzung verändert?
- Welche möglichen Folgen haben sowohl die Landnutzung als auch der Klimawandel auf die lokalen Ökosysteme und deren Pflanzendiversität?

2 Arbeitsgebiet und naturräumliche Voraussetzungen

Das Hauptuntersuchungsgebiet liegt im Zentrum des Anden-Amazonien - Hotspots auf der Andenostabdachung Südecuadors. Es befindet sich in einem geschützten tropischen Bergregenwald von ca. 100km² Größe (Parque Podocarpus) und umfasst ein Kerngebiet von ca. 11 km² innerhalb des Rio San Francisco Tales (Reserva Biológica San Francisco, RBSF, Forschungsstation Estación Científica San Francisco, ECSF, Abbildung 5).

Das Gebiet ist ein wichtiger floristischer Übergangsbereich zwischen den Nordanden und den südlich gelegenen Zentralanden (Abbildung 5). Die direkte räumliche Nähe anthropogen beeinflusster Weidökosysteme und Aufforstungen auf der einen Seite des Rio San Francisco Tales und natürlicher, ungestörter Waldökosysteme auf der anderen Seite des Tales ist ein besonderer Forschungsvorteil des Untersuchungsgebietes (BENDIX et al. 2013, Abbildung 6). Während die Artenzahlen im geschützten Naturwald des Tales seit Jahrzehnten weitgehend stabil bleiben, wurden zahlreiche zusätzliche Pflanzenarten auf den anthropogenen Weidestandorten und Aufforstungen künstlich eingeführt und natürliche Arten gleichzeitig verdrängt (PETERS et al. 2010). Hieraus ergibt sich die günstige Gelegenheit, vergleichende Studien in den unterschiedlichen lokalen Ökosystemen zu betreiben und unter den Gesichtspunkten des globalen Wandels, vornehmlich im Hinblick auf die Einflüsse anthropogener Landnutzung und des Klimawandels, durchzuführen. An dieser Stelle soll auch betont werden, dass die Ergebnisse der eigenen Forschungsarbeiten nicht nur wichtige Erkenntnisse für die unterschiedlichen Ökosysteme des Rio San Francisco Tals liefern. Vielmehr sind die Ergebnisse auch auf andere tropische Bergregenwaldsysteme gleicher Höhe übertragbar, in welchen ähnliche Klimaverhältnisse vorherrschen sowie verstärkt anthropogene Eingriffe erfolgen.

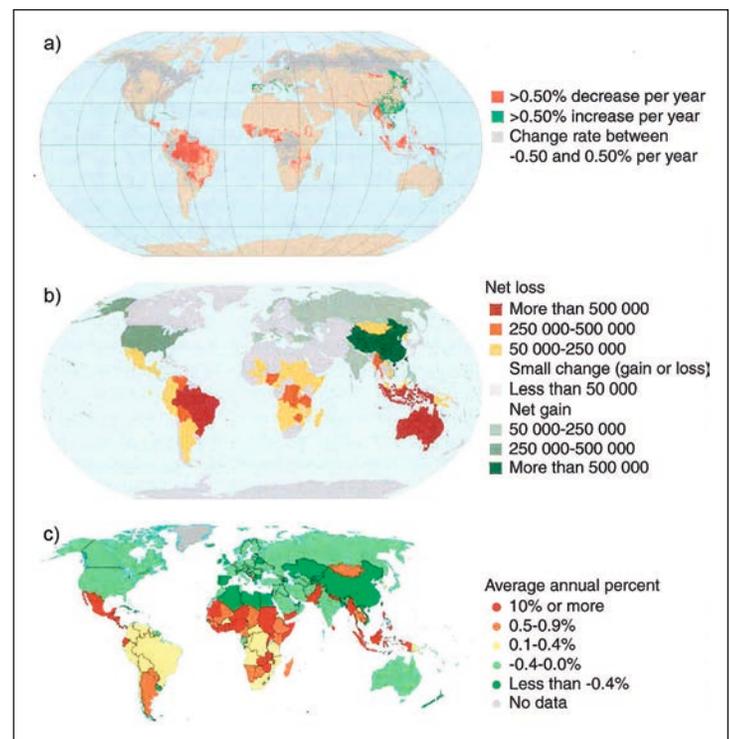


Abb. 4: Veränderung der Waldflächen: a) Länder mit hohen Nettoflächenveränderungen von 2000-2005, b) Nettoflächenveränderung nach Ländern, 2005-2010 (ha/Jahr), c) Abholzung von 1990-2000.

(Quelle: SCHNEIDER/NEUPANE 2016 – verändert)

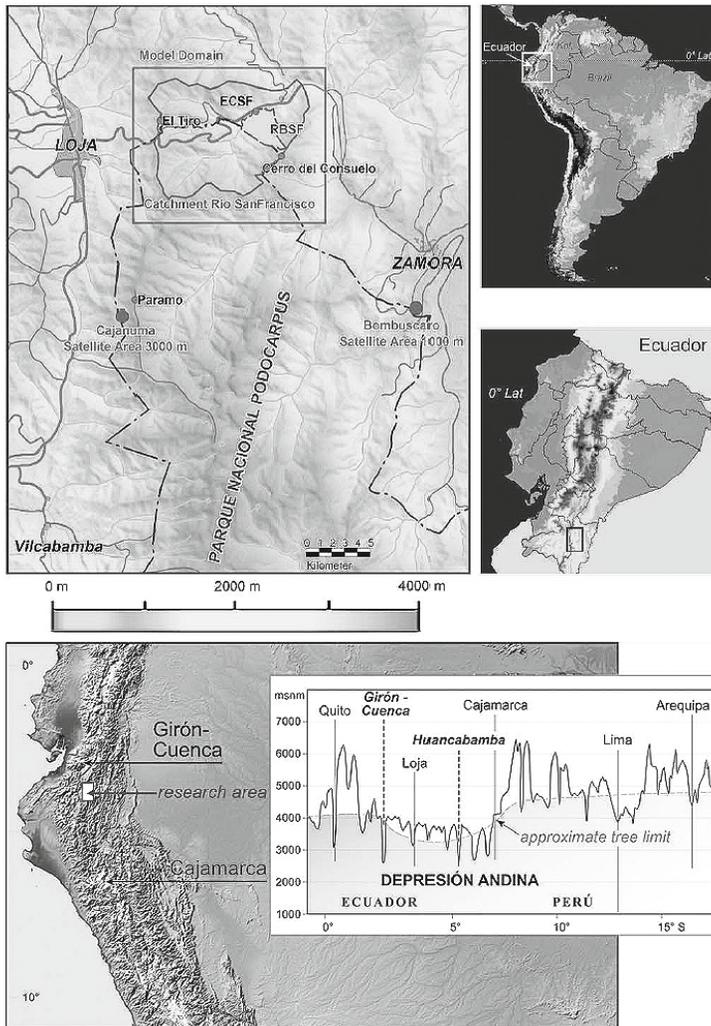


Abb. 5: Karte des Hauptuntersuchungsgebietes RBSF und Verortung des Gebietes in der Andinen Depression

(Quelle: RICHTER et al. 2013)



Abb. 6: Natürliches und anthropogen bedingtes Ökosystem innerhalb des Rio San Francisco Tales nahe der Forschungsstation ECSF

(Quelle: PETERS et al. 2010)

3 Methodik

3.1 Klimamessungen

Zwischen 1998 und 2017 wurde von der Arbeitsgruppe um Prof. Dr. Michael Richter und dessen Mitarbeitern/innen ein Klimastationsnetz von zeitweise 19 vollautomatischen Klimastationen (Thies Klima Göttingen) in Südecuador errichtet (Abbildung 7 und Tabelle 1). Außer an den beiden Stationen „ECSF“ und „ECSF-Gegenhang“ wurden alle Klimamessstationen so programmiert, die Daten alle 10 Minuten zu messen und im stündlichen Mittel abzuspeichern. An den beiden zuerst genannten Standorten wurden die Daten hingegen jede Minute gemessen und im 10-Minuten-Intervall gespeichert. An allen Standorten wurden die Windrichtung, die Windgeschwindigkeit, die Lufttemperatur, die relative Luftfeuchtigkeit, die Globalstrahlung, der Niederschlag und die Bodentemperaturen aufgenommen bzw. werden zum Teil immer noch aufgezeichnet. Die Auswertung der Klimadatenreihen erfolgte mit der open-source Software R (R Development Core Team 2014). Alle erhobenen Klimadaten wurden bzw. werden in die FOR 816 - Datenbank (DFG Forschergruppe 816, www.tropicalmountainforest.org) gespeichert und vorab einer automatischen Qualitätsprüfung unterzogen. Weitere Informationen hierzu finden sich in den Metadatenätzen unter der genannten Internetadresse.

3.2 Vegetationsstudien

Die Vegetationsstudien wurden sowohl im Naturwald als auch auf den anthropogen beeinflussten Flächen innerhalb des Rio San Francisco Tales durchgeführt. In Anlehnung an Gentrys Aufnahmeform für die Tropen wurde eine Plotgröße von 50 m * 2 m ausgewählt (GENTRY 1982, GENTRY 1988). Das natürliche Bergregenwaldökosystem wurde in gleichmäßigen 100 m-Höhenschritten zwischen 2.000 m und 3.100 m ü.M. mit jeweils 4 Transekten pro Höhenlage untersucht. Innerhalb der anthropogen beeinflussten Flächen erfolgte die Transektauswahl in Abhängigkeit von unterschiedlichen Pflanzenformationen wie Weiden, Adlerfarnflächen und Aufforstungen ebenfalls in regulären 100 m-Schritten zwischen 1.800 m und 2.500 m ü.M. Entlang eines Transektes wurden alle Gefäßpflanzen bestimmt und deren prozentualer Deckungsgrad geschätzt. Epiphyten, Flechten und Moose wurden nicht berücksichtigt, da hierbei der Bearbeitungsaufwand zu groß gewesen wäre. Alle eingesammelten Pflanzenbelege wurden in den Herbarien der Universitäten von Loja, Cuenca und Quito bestimmt (PETERS et al. 2010). Die statistische

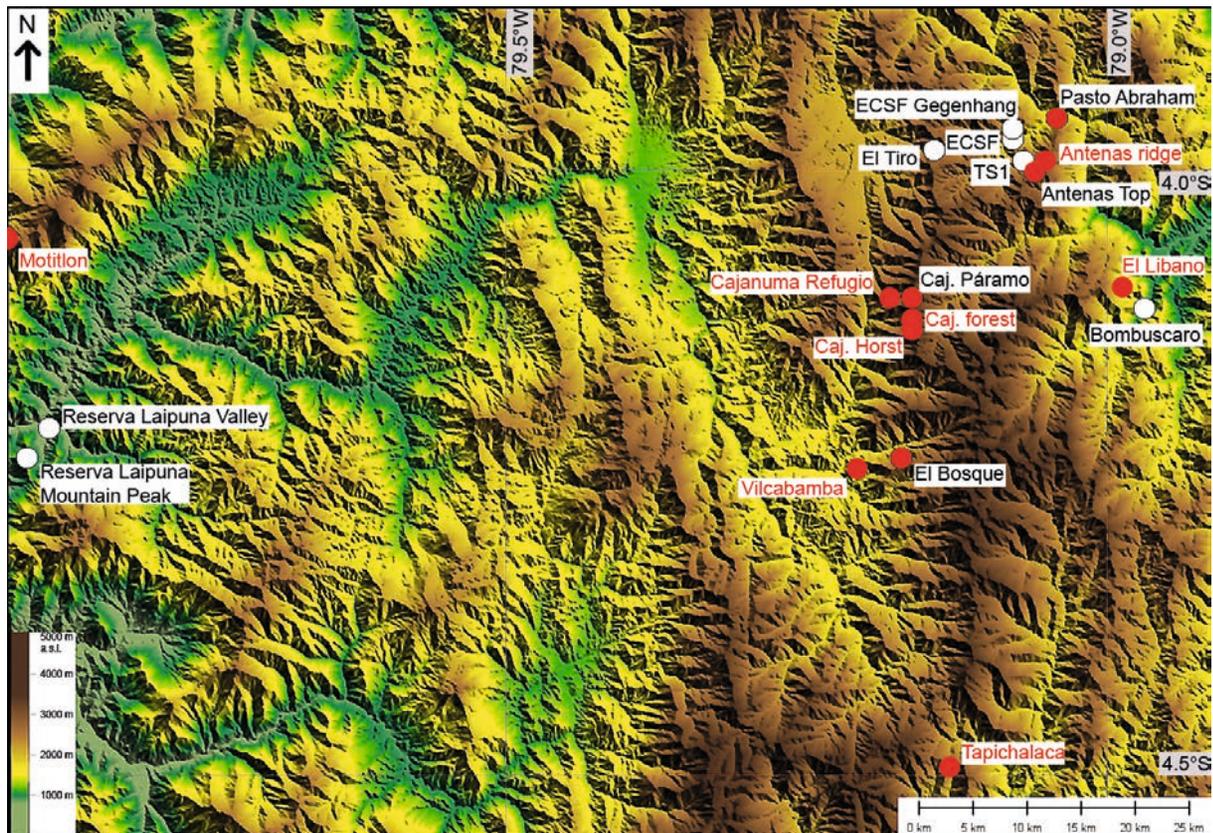


Abb. 7: Lage der Klimastationen in Südecuador. Rot markierte Standorte wurden bereits wieder abgebaut, weiß markierte Standorte sind noch in Betrieb. (Quelle DGM: United States Geological Survey (SRTM), Datensatz 2008)

Tabelle 1: Übersicht der installierten Klimastationen

Name	Start der Aufzeichnungen	Ende der Aufzeichnungen	Koordinaten		Höhe [m ü.M.]	Datensatz ID
			Lat	Lon [°] (WGS84)		
Antenas Ridge	02.04.1998	10.02.2007	-3.996	-79.054	2930	329
Antenas Top	29.05.2010	18.08.2013	-4.004	-79.058	3150	969
Bombuscaro	10.04.2007	ongoing	-4.114	-78.965	1051	501
Cajanuma Forest	29.03.2003	24.04.2007	-4.118	-79.162	3211	330
Cajanuma Horst	28.03.2003	24.04.2007	-4.119	-79.163	3234	503
Cajanuma Páramo	01.01.1998	15.03.2012	-4.104	-79.161	3400	334
Cajanuma Refugio	09.12.1997	24.11.2000	-4.108	-79.179	2960	914
ECSF	19.03.1998	ongoing	-3.973	-79.076	1957	497
ECSF Gegenhang	30.09.2005	ongoing	-3.969	-79.007	1950	502
El Bosque	01.08.2002	20.08.2013	-4.238	-79.167	2117	355
El Libano	01.01.1998	30.03.2003	-4.096	-78.988	1956	332
El Tiro	12.02.1998	ongoing	-3.979	-79.145	2825	338
Motitlon	14.08.2001	20.03.2003	-4.082	-79.939	2695	333
Pasto Abraham	24.10.2007	16.08.2013	-3.957	-79.093	1927	970
Reserva Laipuna Mountain Peak	16.04.2007	ongoing	-4.238	-79.899	1450	963
Reserva Laipuna Valley	07.05.2007	ongoing	-4.215	-79.885	590	964
Tapichalaca	19.08.2003	18.06.2007	-4.496	-79.132	2488	335
TS1	16.05.1999	ongoing	-3.994	-79.068	2669	339
Vilcabamba	19.02.1998	25.03.2003	-4.248	-79.209	1980	340

Die Datensätze sind in der Datenbank der DFG Forschergruppe 816 unter www.tropicalmountainforest.org abrufbar.

Auswertung der Vegetationsdatensätze erfolgte mit der Software PC-Ord 5 (MCCUNE and MEFFORD 1999) und EstimateS 8.2 (COLWELL 2004).

4 Ergebnisse

Sowohl die menschliche Landnutzung als auch der Klimawandel werden als eine mögliche Ursache für einen zukünftigen Artenverlust in den Tropen intensiv diskutiert (DE KONING et al. 1998, PIMM/RAVEN 2000, SALA et al. 2000, WILLIAMS et al. 2007, COLWELL et al. 2008, KÖSTER et al. 2009).

4.1 Der Einfluss von anthropogener Landnutzung auf die Gefäßpflanzenvielfalt

Etwa die Hälfte der geschätzten 20.000 ecuadorianischen Gefäßpflanzen treten innerhalb der Anden in natürlichen Ökosystemen zwischen 900 und 3.000 m

Höhe über dem Meeresspiegel auf (BALSLEV 1988; JØRGENSEN/LEÓN-YÁNEZ 1999). Dies kann am besten durch eigene syntaxonomische Studien belegt werden, welche innerhalb des natürlichen Ökosystems des RBSF Bergregenwaldes zwischen 1.950 und 3.150 m ü.M. durchgeführt wurden. Innerhalb der 48 beprobten Flächen des Naturwaldes (was einer Gesamtfläche von lediglich 4.800 m² entspricht!) konnten mehr als 1.000 terrestrische Gefäßpflanzenarten (inklusive 152 Morpho-Arten) aus 111 Pflanzenfamilien bestimmt werden. Der höchste Artenreichtum wurde hierbei für die Familien der Asteraceae (71 Arten) und Melastomataceae (66 Arten) bestimmt, welche weit gestreut über den gesamten Höhengradienten vorkommen. Während Vertreter der Araceae, Lauraceae, Rubiaceae und Piperaceae vorwiegend innerhalb von Gebieten unterhalb von 2.600 m ü.M. auftreten, kommen Exemplare der Familien der Symplocaceae, Ericaceae und Aquifoliaceae eher in höheren Lagen vor. Die Anzahl der Pflanzenfamilien nimmt von 88 Familien in einer Höhe von 2.000 m ü.M. auf 42 Familien innerhalb des höchsten Untersuchungsniveaus (3.100 m ü.M.) ab. Dieser Trend trifft im Wesentlichen auch auf die Artenzahlen zu, wobei bei diesen deutlichere Schwankungen auftreten (Abbildung 8a) und vornehmlich in Übergangsbereichen (z.B. im Bereich des oberen Waldgrenzökotons zwischen 2.800 und 3.000 m ü.M.) zum Teil höhere Artenzahlen erreicht werden als in tiefer gelegenen Transekten. Bezüglich der Pflanzenwuchsformen treten Bäume, Sträucher und Krautartige mit ähnlichen Artenzahlen lediglich in den tiefer gelegenen Höhengniveaus gleichermaßen auf, wohingegen in den höheren Lagen die Sträucher und krautigen Arten dominieren. Wie mit der Jackknife 2-Formel berechnet, konnten mit der angewandten Untersuchungsmethode in etwa 50% der vor Ort vorkommenden Gesamtartenzahl erfasst werden (Abbildung 8b, PETERS et al. 2010).

Während weite Teile der nord-exponierten Hänge des Rio San Francisco Tales weiterhin von einem geschützten Naturwald bedeckt sind, wurden große Bereiche der süd-exponierten Hänge in Weideökosysteme bzw. in Aufforstungen umgewandelt. Seit 1998 kommt es zu einem Rückgang der Weideflächen, welche zunehmend von Adlerfarn (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon; Roos et al. 2010) überwuchert werden (Abbildung 6 & 9). Mehr als zehn Jahre nach ihrer Aufgabe sind diese ehemaligen Weidegebiete jedoch immer noch durch eine niedere Strauchvegetation und dazwischenliegende kleinere Sekundärwälder gekennzeichnet, die sich auf schmale Schluchten innerhalb des steilen Reliefs beschränken.

Auf den anthropogen beeinflussten Flächen wurden auf den Weiden 50, auf den Adlerfarnflächen 54 und auf den aufgeforsteten Waldflächen 61 Pflanzenfamilien nachgewiesen. Die wichtigsten

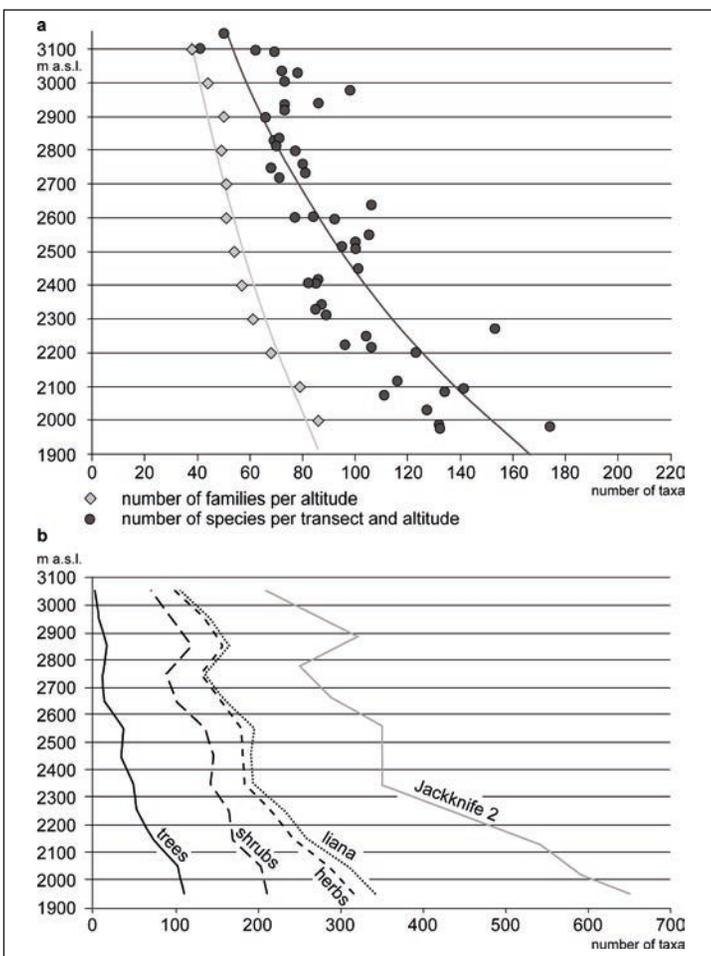


Abb. 8a: Arten und Familienzahlen entlang eines Höhengradienten innerhalb des Rio San Francisco Tales. 8b: Kumulierte Artenzahlen und Wuchsformen. (Quelle: PETERS et al. 2010)

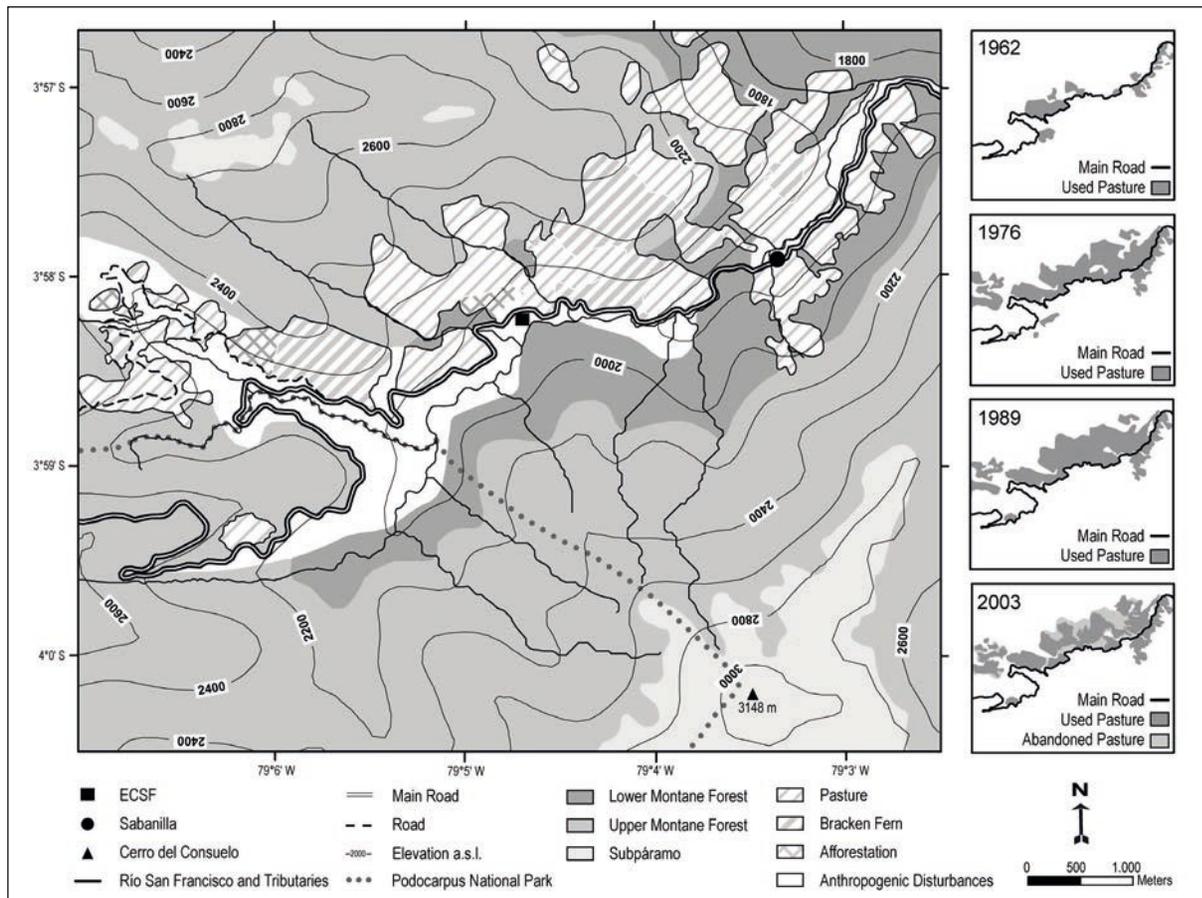


Abb. 9: Pflanzenformationen innerhalb des Rio San Francisco Tales. Die große Karte zeigt die Situation im Juli 2009. Die vier kleineren Karten zeigen die Landnutzungsveränderung zwischen 1962 und 2003.

(Quelle: PETERS et al. 2013)

Familien sind hierbei jeweils die Asteraceae, Poaceae und Melastomataceae, auch wenn letztere teilweise als Einwanderer aus den benachbarten natürlichen Ökosystemen angesehen werden müssen. Bemerkenswert hierbei ist, dass zwischen den unterschiedlichen Vegetationsformationen kaum floristische Gemeinsamkeiten bestehen (Abbildung 10). Speziell die Weideökosysteme unterscheiden sich bezüglich ihrer Artenzusammensetzung deutlich vom Naturwald und den bereits aufgelassenen Weiden, wohingegen letztere wiederum eine höhere Ähnlichkeit zum Naturwald und den Aufforstungen aufweisen. Dies liegt im Wesentlichen am Vorkommen der Weidegräser *Setaria sphacelata*, *Melinis minutiflora*, *Axonopus compressus* und am Auftreten der Baumart *Pinus patula*, welche auf den anthropogen beeinflussten Flächen künstlich eingeführt wurden und sich nicht in den Naturwald hinein ausbreiten.

Wie Abbildung 11 zeigt, unterscheiden sich die Arten- und Familienzahlen zwischen den anthropogenen Ökosystemen und dem Naturwald deutlich. Die hohen Arten- und Familienzahlen (491 und 95 zwischen 2.000 und 2.100 m ü.M. und 296 bzw. 68 zwischen 2.400 und 2.500 m ü.M.) belegen die hohe

Artenvielfalt innerhalb des Naturwaldes des RBSF-Gebietes. Auf den anthropogen beeinflussten Flächen sind diese Zahlen hingegen deutlich niedriger (186 bzw. 64 zwischen 2.000 und 2.100 m ü.M. und 144 bzw. 54 zwischen 2.400 und 2.500 m ü.M., PETERS et al. 2010).

Die Artenzahlen innerhalb der anthropogenen Flächen sind demnach deutlich niedriger als die vergleichbaren Artenzahlen aus den gleichen Höhengniveaus im ungestörten Naturwald. Sie weisen folglich auch eine geringere Gefäßpflanzenvielfalt auf. Dies erscheint umso problematischer, als dass in den letzten 50 Jahren die anthropogene Landnutzung in den höheren Lagen der ecuadorianischen Andentäler massiv zugenommen hat (ELLENBERG 1979, LUTEYN 1992) und zwischen 1960 und 1980 jährlich 0,25% der südecuadorianischen Wälder durch Brandrodung zerstört wurden (KEATING 1997, MARQUETTE 2006). ECHAVARRIA (1998) konnte in diesem Zusammenhang sogar noch höhere Entwaldungsraten (0,25 – 0,46% jährlich) für die zwei nahegelegenen Täler des Rio Bombuscaro und des Rio Jambue nachweisen, was die Bedrohung der lokalen Biodiversität durch anthropogene Landnutzungsformen zusätzlich belegt.

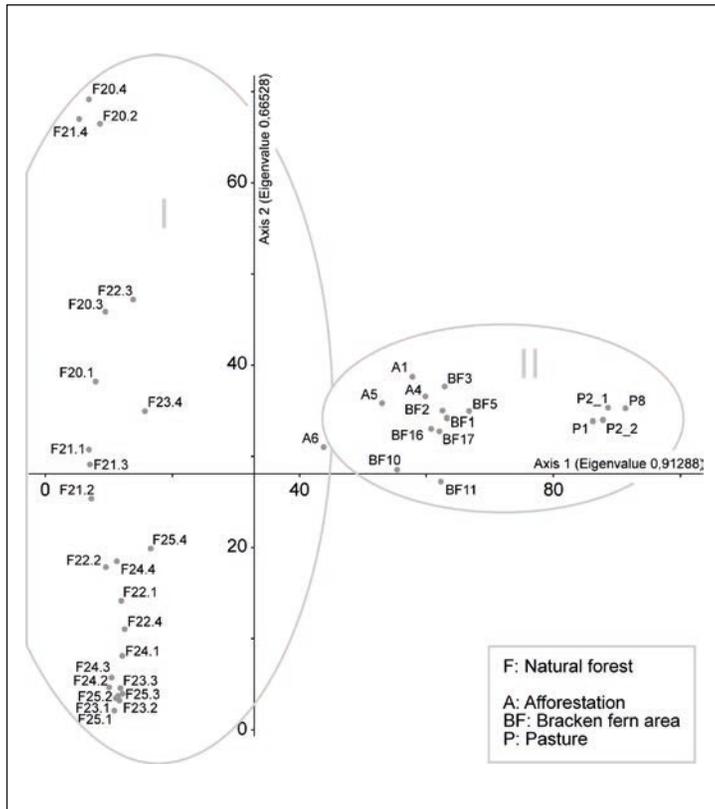


Abb. 10: Anordnung der Vegetationsplots entlang der zwei Hauptachsen einer DCA (Detrended Correspondence Analysis). Die Gruppen der Vegetationstypen (I & II) wurden mithilfe einer TWINSPLAN Analyse berechnet.

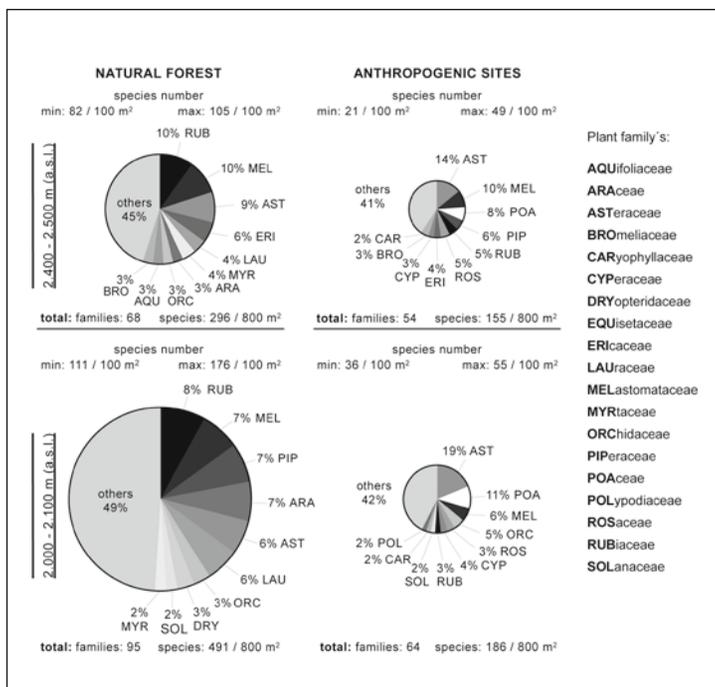


Abb. 11: Familienzusammensetzung im Naturwald und auf anthropogen beeinflussten Flächen auf zwei unterschiedlichen Höhengniveaus innerhalb des RBSF-Tales. (Quelle: PETERS et al. 2010)

4.2 Klimavariabilität und deren Einfluss auf die Gefäßpflanzenvielfalt in Südecuador

Seit Beginn der Messkampagne im Jahr 1998 wird immer mehr deutlich, dass es in Südecuador zu einer Zunahme der Temperaturen kommt, wohingegen sich bei den Niederschlägen unterschiedliche Entwicklungen andeuten. Dies wird durch unabhängige Modellberechnungen bestätigt. Basierend auf den IPCC-Szenarien (*Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC 2007*) A2 und B2 zeigen Berechnungen von URRUTIA/VUILLE (2009) für die Lufttemperaturen einen deutlichen Anstieg von bis zu 7 K für die höchsten Gebiete der Anden bis zum Jahr 2100, wohingegen die Szenarien beim Niederschlag von einer Niederschlagsabnahme von bis zu 40% in den nördlich gelegenen Kordilleren und bis zu 50% Niederschlagszunahme in den Vorkordilleren im Osten der Andinen Depression variieren. Dies kann durch regionale Messreihen ebenfalls belegt werden. Beide Gebiete, das Andine Becken um Loja sowie die Andenostabdachung nahe Zamora zeigen einen deutlichen Erwärmungstrend. Während die Klimastation der Stadt Loja eine Erwärmung von ca. 0,6 K über die letzten 45 Jahre aufzeigt, zeigt die Station in Zamora eine sogar noch deutlichere Zunahme der Temperaturen bis 1990 (Abbildung 12, BENDIX et al. 2010, PETERS et al. 2013).

Da diese beiden Klimadatenreihen ein Gebiet beschreiben, welches klimatisch sowohl räumlich als auch zeitlich extrem heterogen ist, sind weitere Studien des regionalen Klimas nötig. Eigene Messungen am Standort Cajanuma Páramo (siehe auch Abbildung 7, Tabelle 1) zeigen ebenfalls eine leicht positive Temperaturentwicklung zwischen 1998 und 2013 auf (Abbildung 13).

Es bleibt jedoch zu bedenken, dass die vorliegende Datenreihe aufgrund ihrer zeitlichen Länge für eine Klimatrendanalyse noch zu kurz ist und deren Interpretation wie geschehen unter der Berücksichtigung längerer Datenreihen erfolgen sollte. Flächendeckende Aussagen über die Niederschläge zu treffen, erweist sich ebenfalls als schwierig. Während die Messstation in Loja eine Zunahme der Niederschläge von 1964 bis 2008 zeigt, verhält es sich auf der Andenostabdachung genau gegenläufig. Dort zeigt die Wetterstation in Zamora eine Abnahme der Niederschläge bis 1993 (Abbildung 12). Alles in allem scheinen sich die Niederschlagsverhältnisse entlang der Andenkette räumlich sehr heterogen zu verändern: Während auf der Westabdachung die Niederschläge zunehmen, scheint es auf der Ostabdachung zu einem Rückgang von diesen zu kommen. Ähnlich wie die Zamora-Station zeigt die eigene Messreihe an der Cajanuma-Páramo-Station ebenfalls eine Abnahme der Niederschläge (Abbildung 14). Dies kann in erster Linie auf eine Zunahme

der Trockentage an diesem Standort zurückgeführt werden, welche in Abbildung 15 dargestellt sind.

Betrachtet man Abbildung 14 und Abbildung 15 genauer, so fällt auf, dass gerade die Entwicklung der Niederschläge und Trockentage einem mehrjährigen Schwankungsmuster zu unterliegen scheinen. Während bis 2002 höhere Niederschläge und eine niedrigere Anzahl an Trockentagen zu verzeichnen waren, kam es zwischen 2003 und 2012 zu einem Rückgang der Niederschläge und zu einer Zunahme der Trockentage. Dieser Trend scheint sich seit 2013 wieder zu wenden und es stellt sich wieder eine ähnliche Situation wie in den ersten Jahren der Messphase ein. Im Hinblick auf den Artenreichtum innerhalb tropischer Wälder zeigen verschiedene Studien, dass die meisten dieser Ökosysteme unter einem Artenrückgang aufgrund sich verändernder Klimabedingungen leiden werden (SALA et al. 2000, COLWELL et al. 2008). Die ökologischen Folgen einer Temperaturzunahme sind naheliegend. Gerade die in den höheren Lagen weniger verbreiteten, an kühlere Temperaturen angepassten Arten (z.B. aus den Familien der Symplocaceae und Ericaceae) könnten vom Klimawandel vertrieben und/oder ausgerottet werden (COLWELL et al. 2008). Gewinner wären hingegen vor allem wärmeliebende Arten, welche neue Gebiete in höher gelegenen und damit ehemals kühleren Gebieten besiedeln könnten. Im Allgemeinen sind hierbei die stärksten Veränderungen in denjenigen Bereichen zu erwarten, in welchen Organismen an ihre klimatische Ausbreitungsgrenze stoßen. Dies ist z.B. im oberen Waldgrenzökoton und in den sich anschließenden Páramogebieten des Untersuchungsgebietes der Fall, in welchen harsche Klimabedingungen eine Höherverlegung der Waldgrenze bis heute verhindern. Obwohl die Lage der oberen Waldgrenze vor Ort derzeit nicht von zu niedrigen Temperaturen bestimmt wird (PETERS 2009), können andere Klimaveränderungen (z.B. eine Veränderung der Windgeschwindigkeiten bzw. der Richtung der anströmenden Luftmassen oder eine Veränderung der Niederschläge) zu einer Höherverlegung der Waldbestände und folglich zu einem Verlust von sich anschließenden Páramogebieten führen (WERNER et al. 2013, PETERS et al. 2014, WAGEMANN et al. 2015). Viele der andinen Arten sind an enge Temperatur- und Feuchtigkeitsbereiche gebunden, was zu einem hohen Anteil an Endemismus und hohen „species turnover“-Raten innerhalb eines Gebietes führt (KESSLER 2002; BREHM et al. 2003, PETERS et al. 2010, HOMEIER et al. 2013, WERNER et al. 2013, PETERS et al. 2014, PETERS 2016b). Es ist deshalb davon auszugehen, dass bei einer andauernden Klimaveränderung genügend Ausweichräume für eine Abpufferung der neuen Klimabedingungen gegeben sein müssen (COLWELL et al. 2008). Dies ist jedoch für die steilen Täler, Bergflanken und Gipfelregionen der Andinen Ostabdachung nicht

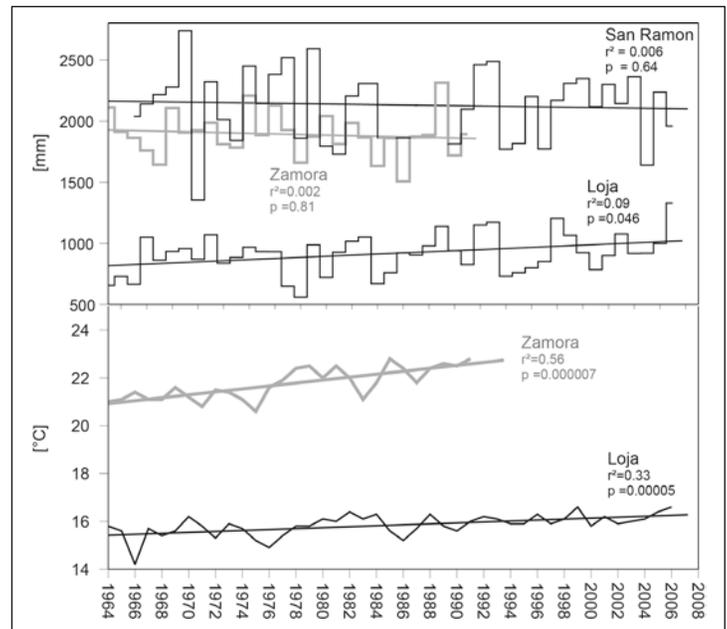


Abb. 12: Klimaentwicklung in Süd-Ecuador

(Quelle: BENDIX et al. 2010, PETERS et al. 2013)

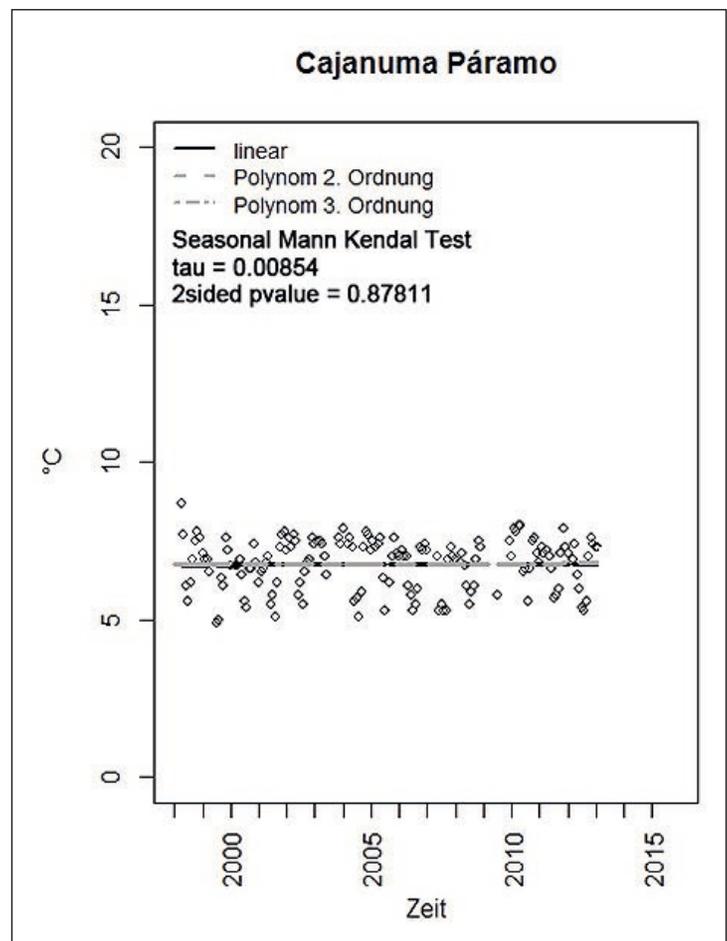


Abb. 13: Verlauf der monatlichen Mittelwerte der Temperaturen am Standort Cajanuma Páramo

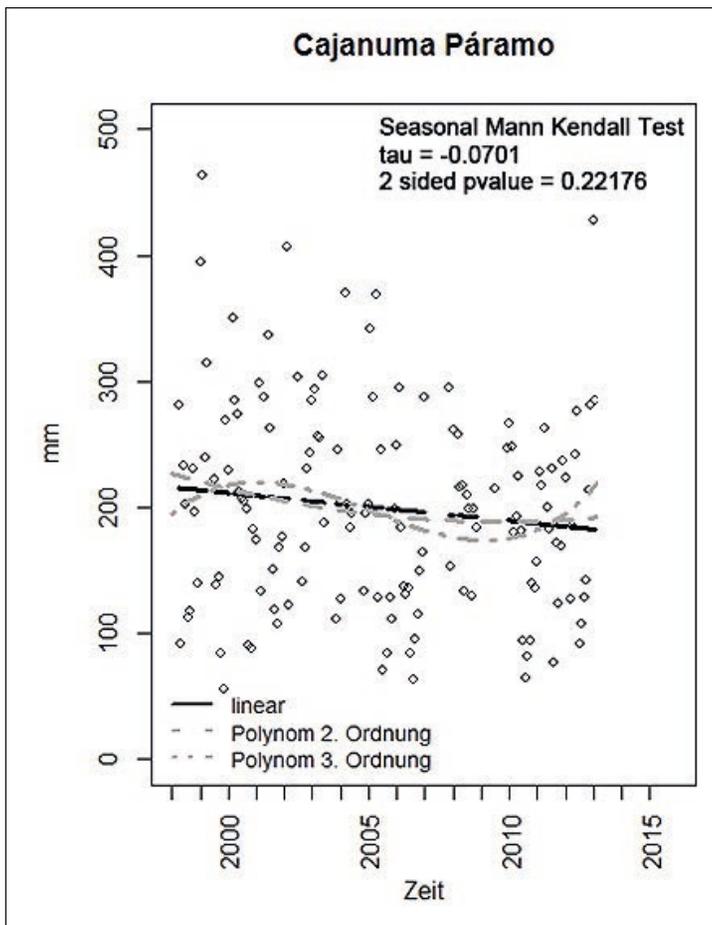


Abb. 14: Entwicklung der monatlichen Niederschlagssummen an der Wetterstation Cajanuma Páramo

immer der Fall, da mit zunehmender Höhe der Lebensraum für die verschiedenen Pflanzenarten aufgrund des Reliefs generell abnimmt und es zwangsläufig zu einer verstärkten Konkurrenz um die verbliebenen Lebensräume kommen muss. Zudem gehen viele der bisher durchgeführten Klimastudien von einer linearen Veränderung der Klimaverhältnisse und der damit einhergehenden Verminderung des Artenreichtums aus. Nicht-lineare Prozesse hingegen, wie z.B. die Schädigung von Pflanzen durch die Zunahme von Trockentagen oder das häufigere Auftreten von Trockenphasen sollten stärker bedacht werden. So argumentieren bereits heute Autoren wie z.B. WILLIAMS et al. (2007), dass Klimabedingungen, welche die Entwicklung des lokalen Biodiversitätshotspots in Südecuador im 20. Jahrhundert begünstigten, im 21. Jahrhundert verschwinden könnten.

Schlussfolgerung und Ausblick

Der globale Wandel bedroht die Biodiversität auf der Andenostabdachung Südecuadors. So wird auf

globaler Ebene erwartet, dass die anthropogene Landnutzung den größten Einfluss auf die tropische terrestrische Biodiversität haben wird, während der Klimawandel als Bedrohungsfaktor an zweiter Stelle folgt (SALA et al. 2000). Dies trifft auch auf das Untersuchungsgebiet in Südecuador zu, wo ein erleichterter Zugang durch einen fortschreitenden Straßenbau einen zerstörerischen Einfluss auf das natürliche Bergregenwaldökosystem des Rio San Francisco Tales hat. Während die meisten der nord-exponierten Hänge der untersuchten Bereiche des San Francisco Tales weiterhin von einem natürlichen Primärwald bewachsen sind, wurden große Flächen auf den süd-exponierten Hängen in artenärmere Weide- bzw. Aufforstungsökosysteme umgewandelt (PETERS et al. 2013). Im Hinblick auf den Klimawandel wird die Andenostabdachung von steigenden Temperaturen und unterschiedlichen Entwicklungen bei den Niederschlägen betroffen sein (PETERS 2016b). Während eine Zunahme der Temperaturen vor allem in den höher gelegenen Páramoregionen einen deutlichen Einfluss auf die derzeitige Artzusammensetzung und Biodiversität haben wird, ist es bei den Niederschlägen deutlich schwieriger, deren zukünftige Veränderungen und die damit einhergehenden Auswirkungen auf die lokalen Ökosysteme zu diskutieren. So zeichnet sich im Bereich der Andenostabdachung Südecuadors eine Abnahme der Niederschläge ab. Hierbei bleibt jedoch deren Auswirkung auf die Pflanzendiversität unklar, da die durchschnittlichen Jahresniederschlagssummen innerhalb des Gebietes zwischen 6000mm in den Gipfelregionen bis zu 2500mm in den angrenzenden Tälern variieren und folglich außerordentlich hoch sind. Eine Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen würde demnach nicht zwangsläufig zu einer Limitierung der Wasserversorgung für die hiesigen Ökosysteme führen. Deutlicher dürfte sich hingegen die Zunahme von Trockenphasen bzw. eine saisonale Umverteilung der jährlichen Niederschläge auswirken. Da die aktuellen Messreihen für eine Trendanalyse jedoch noch zu kurz sind, bleiben diesbezügliche Fragen weitgehend offen und müssen in Zukunft genauer untersucht werden.

Danksagung

Die Autoren danken Prof. Dr. Michael Richter für die Initiierung der Projekte und seine stete Unterstützung bei der Entwicklung und Diskussion der angesprochenen Forschungsfragen. Ein besonderer Dank ergeht zudem an Dr. Paul Emck, der von 1998 bis 2002 selbst in Ecuador forschte und die Klimadaten aus diesem Zeitraum zu dieser Arbeit beitrug. Wir bedanken uns zudem bei der DFG, die diese Studien im Rahmen der DFG Forschergruppe 816 finanziert hat.

Literatur

- BALSLEV, H. 1988. Distribution patterns of Ecuadorean plant species. In: *Taxon* 37/3: 567–577.
- BARTHLOTT, W. et al. 2005. Global centres of vascular plant diversity. In: *Nova Acta Leopoldina* NF 92, 61–83.
- BARTHLOTT, W. et al. 2007. Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. In: *Erdkunde* 61, 305–315.
- BENDIX, J. et al. (Hg.) 2013: Ecosystem services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador. In: *Ecological Studies* 221, Springer, Berlin, 3–18.
- BENDIX, J. et al. 2010: Functional biodiversity and climate change along an altitudinal gradient in a tropical mountain rainforest. In: TSCHARNTKE, T. et al. (Hg.): *Tropical rainforests and agroforests under global change. Environmental Science and Engineering / Environmental Science*, Springer, Berlin, 239–268.
- BREHM G.; HOMEIER, J.; FIEDLER, K. 2003: Beta diversity of geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) in an Andean montane rainforest. In: *Divers Distrib* 9: 351–366.
- COLWELL, R.K. et al. 2008: Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. In: *Science* 322: 258–261.
- COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. 2004: Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. In: *Ecology*, 85, 2717–2727.
- DE KONING, G.H.J.; VELDKAMP A.; FRESCO, L.O. 1998: Land use in Ecuador: a statistical analysis at different aggregation levels. In: *Agric Ecosyst Environ* 70: 231–247.
- ECHAVARRIA, F.R. 1998: Monitoring forests in the Andes using remote sensing. An example from Ecuador. In: *Nature's Geography: New lessons for conservation in developing countries*. The University of Wisconsin Press, Madison: 100–120.
- ELLENBERG, H. 1979: Man's influence on tropical mountain ecosystems in South America. In: *Journal of Ecology* 67/2: 401–416.
- GENTRY, A.H. 1982: Patterns of Neotropical plant species diversity. In: *Evolutionary Biology* 15, 1–85.
- GENTRY, A.H. 1988: Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. In: *Annals of the Missouri Botanical Garden* 5/1: 1–34.
- HOMEIER, J. et al. 2013: Plant Diversity and its Relevance for the Provision of Ecosystem Services. In: BECK, E. et al. (Hg.): *Ecosystem services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador*. *Ecological Studies* 221, Springer, Berlin: 93–107.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- JORGENSEN, P.M.; LEÓN-YÁNEZ, S. (Hg.) 1999: *Catálogo de las plantas vasculares del Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press.
- KEATING, P.L. 1997: Mapping vegetation and anthropogenic disturbances in southern Ecuador with remote sensing techniques: implications for park management. *Yearb Conf Latin Am Geogr* 23: 77–90.
- KESSLER, M. 2002: The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and

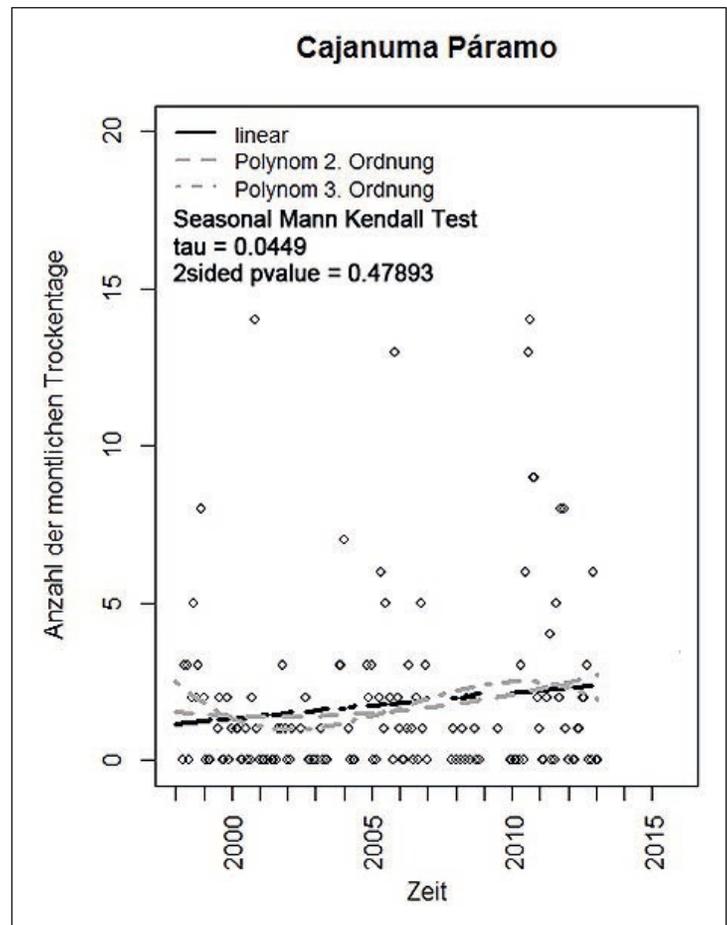


Abb. 15: Entwicklung der monatlichen Trockentage an der Wetterstation Cajanuma Páramo

- topography at different taxonomic levels. In: *Journal of Biogeography* 29: 1159–1165.
- KÖSTER N. et al. 2009: Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human land use. In: *Conserv Biol* 23/4: 911–919.
- LUTEYN, J.L. 1992: Páramos: why study them? In: BALSLEV, H.; LUTEYN, J.L. (Hg.) *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*. Academic, London: 151–170.
- MARQUETTE, C.M. 2006: Settler welfare on tropical forest frontiers in Latin America. In: *Popul Environ* 27/5–6: 397–444.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. 1999: *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. Version 4, MjM Software Design, Oregon, USA.
- Millennium Ecosystem Assessment* 2005: Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- MULLIGAN, M. 2010: Modelling the tropic-wide extent and distribution of cloud forests and cloud forest loss, with implications for conservation priority. In: BRUIJNZEEL, L.A., SCATENA, F.N.; HAMILTON, L.S. (Hg.): *Tropical Montane Cloud Forests*. Cambridge University Press, New York.
- MUTKE, J.; BARTHLOTT, W. 2008: Biodiversität und ihre Veränderungen im Rahmen des Globalen Umweltwandels: Biologische Aspekte. In: LANZERATH, D. et al. (Hg.): *Biodiversität*. Alber Verlag, Freiburg.
- NEWBOLD, T. et al. 2015: Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. In: *Nature* 520: 45–50.

- PETERS, T. 2016a: Water balance in tropical regions. In: KÖHL, M.; PANCEL, L. (Hg.): Tropical Forestry Handbook – Second Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 391–404.
- PETERS, T. 2016b: Climate Change in the Tropics. In: KÖHL, M.; PANCEL, L. (Hg.): Tropical Forestry Handbook – Second Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 429–444.
- PETERS, T. 2009: Struktur und ökologische Merkmale der oberen Waldgrenze in der Andinen Depression. PhD thesis. Erlangen.
- PETERS, T. et al. 2014: An ecological paradox: high species diversity and low position of the upper forest line in the Andean Depression. In: Ecology and Evolution 4/11: 2134–2145.
- PETERS, T. et al. 2013: Environmental Changes Affecting the Andes of Ecuador. In: Bendix, J. et al. (Hg.): Ecosystem services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador. In: Ecological Studies 221, Springer, Berlin, 19–31.
- PETERS, T. et al. 2010: Vascular plant diversity in natural and anthropogenic ecosystems in the Andes of Southern Ecuador – studies from the Rio San Francisco Valley. In: Mountain Research and Development 30, 344–352.
- PIMM, R.; RAVEN, P. 2000: Biodiversity – extinction by numbers. In: Nature 403: 843–845.
- POKER, J.; MACDICKEN, K. 2016: Tropical Forest Resources: Facts and Tables. In: KÖHL, M.; PANCEL, L. (Hg.): Tropical Forestry Handbook – Second Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 429–444.
- R Development Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. Online: <http://www.R-project.org/> last accessed, (21/6/2016).
- RBG Kew 2016: The State of the World's Plants Report – 2016. Royal Botanic Gardens, Kew.
- ROOS, K. et al. 2010: Growth of Tropical Bracken (*Pteridium arachnoideum*): Response to Weather Variations and Burning. In: Invasive Plant Science and Management 3: 402–411.
- RICHTER, M. et al. 2013: The Study Area. In: BENDIX, J. et al. (Hg.): Ecosystem services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador. Ecological Studies 221, Springer, Berlin: 3–18.
- SALA, O.E. et al. 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. In: Science 287, 1770–1774.
- SCATENA, F.N. et al. 2010: Setting the stage. In: BRUINZEEL, L.A.; SCATENA, F.N.; HAMILTON, L.S. (Hg.): Tropical Montane Cloud Forests. Cambridge University Press, New York.
- SCHNEIDER, T.; NEUPANE, P.R. 2016: International Processes: Framework Conditions for Tropical Forestry. In: KÖHL, M.; PANCEL, L. (Hg.): Tropical Forestry Handbook – Second Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 429–444.
- TILMAN, D. et al. 2001: Forecasting agriculturally driven global change. In: Science 292: 281–284.
- URRUTIA, R.; VUILLE, M. 2008: Assessment of 21st century climate change projections in tropical South America and the tropical Andes. 4th Alexander von Humboldt International Conference, Santiago de Chile. The Andes: Challenge for Geosciences. Online: <http://www.cosis.net/abstracts/AVH4/00038/AVH4-A-00038.pdf>.
- WAGEMANN, J. et al. 2015: Regionalization of wind speed data to analyze tree line wind conditions in the eastern Andes of Southern Ecuador. In: Erdkunde 69/1: 3–19.
- WERNER, F. et al. 2013: Climate Change Effects on Biodiversity and Ecosystem Functioning. In: BECK, E. et al. (Hg.): Ecosystem services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador. Ecological Studies 221, Springer, Berlin: 247–265.
- WILLIAMS, J.W.; JACKSON, S.T.; KUTZBACH, J.E. 2007: Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. In: Proc Natl Acad Sci USA 104: 5738–5742.

Abstract: Impact of land use and climate variability on the vascular plant diversity of a tropical biodiversity hotspot in Southern Ecuador

Since a couple of years, it is clear that global environmental change is threatening biodiversity. Historically, habitat and land use change have had the biggest impact on biodiversity across biomes while climate change is projected to increasingly affect all aspects of biodiversity in the future. Land use change has also a ravaging effect on the natural tropical mountain cloud forest ecosystem at the eastern escarpment of the Andes of Southern Ecuador, where large parts of the forests have been converted into pastures during the past decades. During this transformation period species numbers of natural ecosystems decreased clearly due to continuous enlargement of the anthropogenic ecosystems. Regarding climate change positive temperature and different precipitation trends are becoming more and more obvious for Southern Ecuador. The ecological consequences of such trends are evident. Many Andean taxa are limited to narrow ranges of temperature and humidity, leading to high rates of endemism and species turnover rates across altitude and space. Thus, detailed knowledge on land use change, local climate as well as on species composition and distribution are essential for discussing the future of tropical biodiversity and ecosystem functioning.

Tags: **Global change, land use change, climate change, biodiversity hotspot, Ecuador**

Autoren: Dr. habil. Thorsten Peters; Dr. Karl Heinz Diertl; Dr. Julia Adams. Institut für Geographie der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg