

INAUGURAL - DISSERTATION

zur
Erlangung der Doktorwürde
der
Naturwissenschaftlich-Mathematischen
Gesamtfakultät
der
Ruprecht-Karls-Universität
Heidelberg

Vorgelegt von
Diplom-Geographin Signe Mikulane
aus Saldus, Lettland

Tag der mündlichen Prüfung: 19. Juni 2019

**Degradationsrisiken tropischer Waldökosysteme –
Multifaktorielle Fernerkundungs- und
GIS-basierte Modellierung
der Landschaftsvulnerabilität**

Umgesetzt am Fallbeispiel von São Tomé

Gutachter: Prof. Dr. Alexander Siegmund

Prof. Dr. Volker Hochschild

Vorwort

Hiermit möchte ich mich recht herzlich bei allen Personen bedanken, die mich bei der Anfertigung meiner Dissertation unterstützt haben.

Ein ganz besonderer Dank geht an meinen Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Alexander Siegmund, der mich fachkundlich bestens betreut und auf dem Weg zur fertigen Dissertation jederzeit begleitet hat. Ich danke auch den Herrn Prof. Dr. Volker Hochschild für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Ebenso bedanke ich mich bei Frau Dr. Simone Naumann, bei Frau Dr. Anne Schneibel und bei Herrn Dr. Nils Wolf für fachliche Diskussionen und anregende Kritik.

Vielen Dank auch an Herrn Prof. Dr. Olaf Bubbenzer, an Herrn Dr. Gerhard Seibert und an Herrn Engeneiro Arlindo de Ceita Carvalho für die Empfehlungsschreiben an die Rufford Small Grants Foundation in London, mit deren Hilfe meine Bewerbung für ein Forschungsstipendium erfolgreich eingereicht wurde. Demzufolge bedanke ich mich auch bei der Rufford Small Grants Foundation für die Förderung des Forschungsaufenthaltes auf São Tomé.

Des Weiteren danke ich Herrn Dr. Gerhard Seibert für die Hilfe bei der Erwerbung nicht leicht erhältlicher Literatur und Karten von São Tomé.

Für sehr nützliche informative Unterstützung bedanke ich mich bei dem Geographen Herrn Xavier Muñoz und der Autorin von São Tomé-Reiseführern, Frau Kathleen Becker.

Für eine vielfältige, sowohl wissenschaftliche als auch logistische Unterstützung geht mein besonderer Dank an Herrn Dr. Ricardo Lima.

Für die Unterstützung vor Ort geht auch ein großer Dank an das Umweltkabinett von São Tomé (Direcção Geral do Ambiente), das unter der Leitung des Ministeriums für öffentliche Arbeiten, Infrastruktur, natürliche Ressourcen und Umwelt agiert, insbesondere an den Direktor des Kabinetts, Herrn Engeneiro Arlindo de Ceita Carvalho, und Frau Engeneira Sulisa Quaresma.

Für die Erleichterung vieler organisatorischer Angelegenheiten auf São Tomé danke ich auch Herrn Honorar-Konsul Reto Scheraus-Fenkart des Schweizerischen Konsulats von São Tomé und Príncipe.

Letztendlich geht mein ganz persönlicher Dank an meine Familie und Freunde, die immer an meiner Seite gestanden haben.

Zusammenfassung

Die tropischen Ökosysteme sind zunehmend steigenden Risiken durch Landnutzungsdruck ausgesetzt. Für die Quantifizierung und Bewertung der ökologischen Vulnerabilität dieser Ökosysteme fehlen allgemeingültige Konzepte und praktisch anwendbare Modelle. Zudem sind die tropischen Waldökosysteme Afrikas wenig erforscht.

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt eine konzeptionelle Entwicklung eines räumlich hochauflösenden, multifaktoriellen Landschaftsvulnerabilitätsmodells als Ausdruck für die ökologische Vulnerabilität tropischer Ökosysteme. Das Modell der Landschaftsvulnerabilität (LV = Anfälligkeit der Landschaft für anthropogene Gefährdungen) wird am Fallbeispiel des tropischen Inselökosystems von São Tomé umgesetzt.

Die international kaum bekannte Insel São Tomé (859 km²) liegt im Atlantik vor der Westküste des tropischen Zentralafrikas. Aufgrund des Status als Hotspot der Biodiversität mit vielen endemischen Arten sowie großer Landschaftsästhetik besitzt São Tomé einen hohen ökologischen Wert. Die Gesamtfläche des Primär- bzw. Altwaldes und des Sekundärwaldes beläuft sich auf ca. 50 %. Hinsichtlich einer schnell ansteigenden Einwohnerzahl auf São Tomé erhöht sich kontinuierlich der Landnutzungsdruck in Form von Walddegradation und Biodiversitätsgefährdung.

Die methodischen Grundlagen der Forschungsarbeit basieren auf einem integrierten GIS- (Analyse bzw. Modellierung der LV) und Fernerkundungs-Konzept (LULC-Klassifikation). Das LV-Modell, gekennzeichnet durch eine linear-hierarchische Struktur, stützt sich auf bodenkundliche, topographische, fernerkundungsbasierte, statistische und infrastrukturelle Ausgangsdaten. Die Bewertungsanalyse erfolgt multifaktoriell mit einer anschließenden räumlichen Überlagerungsanalyse und gewichteter Summe. Die Ergebnisse sind nach der Intensitätsklassifizierung der LV räumlich-differenziert und geben Auskunft über die Intensität der Vulnerabilität in verschiedenen Landschaftsbereichen. Dadurch können Landschaftsabschnitte identifiziert werden, die für potentielle anthropogen verursachte Gefährdungen anfällig sind. Die gewonnene Information kann das Landmanagement optimieren und zum Biodiversitätsschutz auf São Tomé beitragen. Dank des exemplarischen Ansatzes ist dieses Konzept auch auf andere regional und klimatisch ähnliche tropische Systeme übertragbar. Darüber hinaus können die aus dem Modellansatz gewonnenen Erkenntnisse für die Bewertung der Vulnerabilität tropischer Ökosysteme auch zur Disaster Risk Reduction (DRR) beitragen.

Abstract

Tropical ecosystems are increasingly exposed to risks from land-use pressures. Yet, general concepts and practically applicable models are missing for the quantification and assessment of ecological vulnerability of these ecosystems. In addition, it is especially the tropical forest ecosystems of Africa which are generally poorly studied.

Against this background, a spatially high-resolution, multifactorial landscape vulnerability model is developed, expressed as the ecological vulnerability of these tropical ecosystems. The model of landscape vulnerability (LV = susceptibility of the landscape to anthropogenic hazards) is applied to the tropical island ecosystem of São Tomé.

The island of São Tomé, which is internationally relatively unknown, is located in front of the west coast of tropical Central Africa. Due to its status as a hotspot of biodiversity with a high number of endemic species and great landscape aesthetics, São Tomé has a high ecological value. This holds especially true for primary and old-growth forests, which together with the secondary forest add up to approx. 50 % of the island's area. Nonetheless, with regard to a rapidly growing population in São Tomé, land use pressure in form of forest degradation and the potential loss of biodiversity continuously increases.

The methodological basis of this research is an integrated GIS (analysis or modeling of the LV) and remote sensing concept (LULC-classification). The LV-model, characterized by a linear-hierarchical structure, is based on pedological, topographic, remote sensing, statistical and infrastructural baseline data. The evaluation is multifactorial with a subsequent spatial overlay analysis and the calculation of the weighted sum. The results are spatially explicit and provide information on the intensity of vulnerability in the different landscape areas of the island. As a result, landscape sections that are susceptible to potential anthropogenic hazards can be identified. This information can optimize land management and contribute to biodiversity conservation in São Tomé. Thanks to the exemplary approach, this concept can also be transferred to regionally and climatically similar tropical systems. In addition, the insights gained from the modeling approach for assessing the vulnerability of tropical ecosystems can also contribute to the field of disaster risk reduction (DRR).

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IX
Tabellenverzeichnis	XVIII
Abkürzungsverzeichnis	XXII
1 Einleitung.....	1
1.1 Problemstellung.....	2
1.2 Zielsetzung und Konzeption der Arbeit	4
2 Untersuchungsraum Insel São Tomé	9
2.1 Physisch-geographische Gegebenheiten	11
2.1.1 Abriss der Geologie und Geomorphologie	12
2.1.2 Böden	20
2.1.3 Klima und Hydrologie.....	26
2.1.4 Vegetation	34
2.2 Abriss der anthropogenen Aspekte.....	46
2.2.1 Besiedlungsgeschichte und Bevölkerungsverteilung.....	46
2.2.2 Landnutzung.....	53
2.2.2.1 Zuckerrohr.....	56
2.2.2.2 Kaffee.....	56
2.2.2.3 Kakao	57
2.2.2.4 Ölpalmen.....	59
2.2.2.5 Kleinbäuerliche Landwirtschaft.....	63
3 Fernerkundungsbasierte Analyse der Landnutzung und Landbedeckung.....	67
3.1 Fernerkundung als Instrument der Landschaftsüberwachung	69
3.2 Wahl der Klassifikationsmethode.....	70
3.3 Datengrundlage und -aufbereitung.....	71
3.3.1 Topographische Basisdaten.....	71
3.3.2 Multispektrale Satellitendaten.....	76

3.3.3	Radardaten.....	82
3.3.4	Vorprozessierung der Fernerkundungsdaten.....	92
3.3.4.1	Geometrische Korrektur.....	93
3.3.4.2	Radiometrische Korrektur und panchromatische Schärfung ...	96
3.3.4.3	Speckle-Filterung und Texturanalysen	104
3.3.5	NDVI und unüberwachte Klassifikation.....	107
3.3.6	Ground-Truth-Daten	110
3.3.7	Wolkenmaskierung und Mosaikierung	113
3.4	Überwachte LULC-Klassifikation	116
3.4.1	Klassifikation des multispektralen Mosaiks.....	116
3.4.2	Klassifikationsgüte.....	128
3.5	Hotspot-LULC-Veränderungsanalyse.....	133
4	Modellierung der Landschaftsvulnerabilität	139
4.1	Vulnerabilitätsansatz – theoretischer Hintergrund	139
4.2	Aufbau und Struktur des Modells	149
4.2.1	Konzeptmodell der Landschaftsvulnerabilität	152
4.2.2	Systemmodell der Landschaftsvulnerabilität	153
4.2.3	Mathematisches Modell der Landschaftsvulnerabilität	155
4.3	Erstellung und Interpretation der Modellkomponente	162
4.3.1	Einflussparameter der vierten hierarchischen Ebene des LV-Modells ..	162
4.3.1.1	Erodierbarkeit – Einflussparameter der Neigung zur Degradation.....	162
4.3.1.2	Hangneigung – Einflussparameter der Neigung zur Degradation	189
4.3.1.3	Landbedeckungsgrad – Einflussparameter der Neigung zur Degradation.....	193
4.3.1.4	Bevölkerungsdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks	195

4.3.1.5	Wegenetzdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks	199
4.3.2	Einflussparameter der dritten hierarchischen Ebene des LV-Modells...	205
4.3.2.1	Neigung zur Degradation – Einflussparameter der Sensitivität	205
4.3.2.2	Fragmentierung – Einflussparameter der Sensitivität.....	213
4.3.2.3	Habitatrelevanz – Einflussparameter der Sensitivität.....	216
4.3.2.4	Hemerobie – Einflussparameter der Exponierung.....	218
4.3.2.5	Landnutzungsintensität – Einflussparameter der Exponierung	226
4.3.2.6	Anthropogener Druck – Einflussparameter der Exponierung.	227
4.3.3	Einflussparameter der zweiten hierarchischen Ebene des LV-Modells.	236
4.3.3.1	Exponierung – Komponente der Vulnerabilität.....	236
4.3.3.2	Sensitivität – Komponente der Vulnerabilität.....	247
4.3.3.3	Anpassungskapazität – Komponente der Vulnerabilität.....	257
4.3.4	Erste hierarchische Ebene – Landschaftsvulnerabilität.....	258
5	Interpretation der Ergebnisse für den Schutz von Naturraum und Biodiversität von São Tomé	269
5.1	Veränderungen der Waldflächen.....	269
5.2	Spannungsfeld zwischen Nutzung und Erhalt der Wälder und der biologischen Vielfalt.....	277
6	Fazit und Ausblick.....	290
	Literaturverzeichnis.....	297
	Anhang.....	325

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Struktureller Überblick der Vorgehensweisen zur Modellierung und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität	7
Abb. 2: Lage und administrative Einteilung von São Tomé	10
Abb. 3: Flächenanteil der Distrikte von São Tomé in %	11
Abb. 4: Unverwitterte vulkanische Materialien auf São Tomé	12
Abb. 5: Ausdehnung der Kamerunlinie	13
Abb. 6: Geologische Übersicht von São Tomé	14
Abb. 7: Phonolith im Süden von São Tomé	16
Abb. 8: Höhenstufenkarte (in 100 Meter-Schritten).....	17
Abb. 9: Profildiagramm der breitesten West-Ost Ausdehnung	18
Abb. 10: Profildiagramm der längsten Süd-Nord Ausdehnung	18
Abb. 11: Darstellung der Hangausrichtung von São Tomé mit prozentualen Anteilen im Kreisdiagramm	19
Abb. 12: Vereinfachte Bodentypenkarte von São Tomé.....	21
Abb. 13: Bodenart der Bodentypen und -gruppen auf São Tomé	22
Abb. 14: pH-Werte der Böden.....	23
Abb. 15: pH-Werte (links), nach Säuregraden klassifiziert (Säuregrade der Abb. 14 zu entnehmen) und potentielle Kationenaustauschkapazität	24
Abb. 16: Durchschnittliche Bodentiefe in cm (links) und organischer Kohlenstoff in % (rechts).....	25
Abb. 17: Windsysteme über São Tomé	26
Abb. 18: Temperaturverteilung auf São Tomé	28
Abb. 19: Klimazonierungskarte mit Niederschlagsmengen und Abflussrinnen	29
Abb. 20: Semiarider Bereich im Norden von São Tomé.....	30
Abb. 21: Durchschnittliche monatliche Niederschlagsmengen.....	31
Abb. 22: Super-humider Bereich im Süden	32

Abb. 23: Klimazonen von São Tomé in %	32
Abb. 24: Die größten und bedeutsamsten Flüsse von São Tomé	34
Abb. 25: Altwaldvegetation.....	38
Abb. 26: Sekundärwald	39
Abb. 27: Schattenwald.....	41
Abb. 28: Savannenlandschaft	41
Abb. 29: Mangroven.....	42
Abb. 30: Endemische Arten auf São Tomé	44
Abb. 31: Zonierung des Nationalparks Obô.....	45
Abb. 32: Einwohnerzahl von São Tomé.....	47
Abb. 33: Einwohnerzahl pro Siedlungsort	48
Abb. 34: Einwohnerzahl pro Distrikt	49
Abb. 35: Genaue Einwohnerzahl pro Subdistrikt auf São Tomé nach Zensus 2012	50
Abb. 36: Subdistrikte von São Tomé mit der jeweiligen Einwohnerzahl (Zensus 2012) ...	51
Abb. 37: Bevölkerungsdichte (Einwohner / km ²) nach Distrikten	52
Abb. 38: Bevölkerungspyramide von São Tomé und Príncipe (Zensus 2012)	53
Abb. 39: Roça (Landgut) Agostinho Neto im Norden São Tomé.....	54
Abb. 40: Schattenwald-Kaffeeplantage und Kaffeebohnenaufnahme.....	57
Abb. 41: Schattenwald-Kakaopflanzung	58
Abb. 42: Ölpalmenpflanzungsflächen	60
Abb. 43: Junge Ölpalmen (<i>Elaeis guineensis</i>) der Agripalma	61
Abb. 44: Massive Rodungen für neue Pflanzungsflächen der Agripalma im Süden von São Tomé.....	62
Abb. 45: Rodungen für den Ackerbau.....	63
Abb. 46: Anbau der Hortikulturen.....	64
Abb. 47: Tierhaltung auf São Tomé	65
Abb. 48: Verwendete Daten, Ablauf und Strukturierung der fernerkundungsbasierten Analysen und der LULC-Klassifikation	68

Abb. 49: ASTER DEM, 30 x 30 m Auflösung aus dem Jahr 2011.....	73
Abb. 50: SRTM DEM aus X-Band SAR (Synthetic Aperture Radar), 30 x 30 m Auflösung, Februar 2000	74
Abb. 51: Isohypsen aus der TK25 mit 20 Meter Abstand.....	75
Abb. 52: TK25 DEM als Raster, 10 x 10 m Auflösung	76
Abb. 53: Das Spektrum der elektromagnetischen Wellen.....	77
Abb. 54: Landsat-Missionen und Sensoren von 1972 bis heute.....	77
Abb. 55: Multispektrale Satellitenbilder des Satelliten Landsat 7 als Falschfarbenkomposition	79
Abb. 56: Multispektrale Satellitenbilder des Satelliten EO-1 ALI als Falschfarbenkomposition	80
Abb. 57: Das von Radarsensoren genutzte Spektrum der Mikrowellen und Frequenzen mit den korrespondierenden Bändern.....	82
Abb. 58: Das Grundprinzip der Funktionsweise des Seitensichtradars (side-looking).....	83
Abb. 59: Transmissionsraten der Mikrowellen bei Wolken und Regen.....	84
Abb. 60: Rückstreuung der von Radarsatelliten ausgestrahlten Wellen	85
Abb. 61: Eindringtiefen der Radarwellen.....	86
Abb. 62: Geometrische Störungen durch Radaraufnahmen in gebirgigem Gelände	88
Abb. 63: Radar-Rohdaten	89
Abb. 64: Envisat ASAR von 3. April 2004	94
Abb. 65: ALOS PALSAR von 16. Februar 2011	95
Abb. 66: Rückstreuungswerte σ^0 in Dezibel (dB) von Envisat ASAR.....	97
Abb. 67: Rückstreuungswerte σ^0 in Dezibel (dB) von ALOS PALSAR.....	98
Abb. 68: Orthorektifizierte σ^0 Envisat ASAR-Daten	99
Abb. 69: Orthorektifizierte σ^0 Szenen von ALOS PALSAR	100
Abb. 70: Landsat 7 ETM+ Februar 2002 Datei.....	103
Abb. 71: EO-1 ALI Februar 2011 Datei.....	103
Abb. 72: Ausschnitt der ALOS PALSAR-Datei von 16. Februar 2011.....	105

Abb. 73: Ausschnitt der ALOS PALSAR-Datei von 16. Februar 2011.....	106
Abb. 74: NDVI und ISODATA-Klassifikation des Landsat 7-Satellitenbildes vom Jahr 2002.....	108
Abb. 75: Häufig anzutreffende Erdrutsche an Straßenrändern.....	112
Abb. 76: Wolkenbedecktes, geometrisch und radiometrisch korrigiertes Satellitenbild des EO-1 ALI (Februar 2011)	113
Abb. 77: Wolkenbedecktes, geometrisch und radiometrisch korrigiertes Subset des Satellitenbildes EO-1 ALI (Januar 2013).....	114
Abb. 78: Satellitendaten des EO-1 ALI.....	115
Abb. 79: Grafische Darstellung der Trennbarkeit der Signaturen je Band (Signature Mean Plots) des Mosaikteils 2011.....	121
Abb. 80: Grafische Darstellung der Trennbarkeit der Signaturen je Band (Signature Mean Plots) des Mosaikteils 2013.....	122
Abb. 81: Das Ergebnis der LULC-Klassifikation mit dem Maximum-Likelihood-Algorithmus, mit Datenlücken	124
Abb. 82: Das Ergebnis der Maximum-Likelihood-LULC-Klassifikation nach Auffüllung der Datenlücken.....	125
Abb. 83: LULC-Klassenverteilung in Prozent	126
Abb. 84: LULC-Klassen in 3D Perspektive	127
Abb. 85: Falschfarbenkomposite von Landsat	134
Abb. 86: Hotspot-LULC-Analyse, Hauptstadt São Tomé.....	135
Abb. 87: Hotspot-LULC-Analyse, Ölpalmenplantage im Süden der Insel.....	135
Abb. 88: Verwundbarkeitskonzepte und Ansätze der Geographischen Entwicklungsforschung.....	140
Abb. 89: Durch Erweiterung des Vulnerabilitätskonzeptes entstandene Schlüssel-Sphären der Vulnerabilität.....	141
Abb. 90: Verbildlichung des Vulnerabilitätskonzeptes.....	143
Abb. 91: Überblick über Nutzung verschiedener umweltbezogener Vulnerabilitätsbegriffe in Publikationen.....	146

Abb. 92: Die wichtigsten Schritte bei der Modellierung der Landschaftsvulnerabilität...	150
Abb. 93: Beispiel eines Konzeptmodelles für Umweltvulnerabilität.....	152
Abb. 94: Komponenten, Faktoren und Subfaktoren des hierarchisch organisierten Systemmodells der Landschaftsvulnerabilität.....	154
Abb. 95: Im Modell verwendete Skalen.....	156
Abb. 96: Graphische Darstellung der Modellstruktur der Landschaftsvulnerabilität	161
Abb. 97: Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und Stickstoff	166
Abb. 98: Zusammenhang zwischen pedogenem Eisen und Stickstoff.....	167
Abb. 99: Ergebnisse nach der Anwendung der hierarchischen Clustermethode (Verlinkung zwischen Gruppen).....	169
Abb. 100: Korngrößenzusammensetzung der Feinfraktionen.....	170
Abb. 101: Summe der Feinsand- und Schlufffraktionen in Oberböden	171
Abb. 102: Klassifizierung der Summe von Feinsand und Schluff in fünf Klassen.....	172
Abb. 103: Erodierbarkeit der Böden in Relation zu Bodenart	173
Abb. 104: Anteile an Grus bzw. Feinskelett (Korngrößen 2 – 63 mm) in Oberböden.....	174
Abb. 105: Klassifizierung der Grusfraktion in fünf Klassen.....	175
Abb. 106: Klassifizierung von organischer Bodensubstanz in fünf Klassen	175
Abb. 107: Prozentualer Anteil der organischen Bodensubstanz in Böden von São Tomé	176
Abb. 108: Prozentualer Anteil des pedogenen Eisens in Böden von São Tomé.....	177
Abb. 109: Klassifizierung des pedogenen Eisens in fünf Klassen	178
Abb. 110: Prozentuale Anteile der einzelnen Komponenten des Erodierbarkeitsfaktors .	178
Abb. 111: Erodierbarkeits-Modellierung	186
Abb. 112: Erodierbarkeit der Böden auf São Tomé.....	187
Abb. 113: Klassifizierung von Erodierbarkeit in fünf Klassen	188
Abb. 114: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Erodierbarkeit je Klasse.....	189
Abb. 115: Hangneigungsgrade	190
Abb. 116: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Hangneigung je Gradeinheitsklasse.....	191

Abb. 117: Dreidimensionale Darstellung der Hangneigung von vier Blickrichtungen	192
Abb. 118: Landbedeckungsgrad in fünf Intensitätsstufen	193
Abb. 119: LULC-Klassen in hochaufgelösten Satellitenbildern mit dem jeweiligen korrespondierenden Landbedeckungsgrad	194
Abb. 120: Anthropogener Druck durch Bevölkerungsdichte	196
Abb. 121: Klassifizierung von Bevölkerungsdichte	197
Abb. 122: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Bevölkerungsdichte ..	198
Abb. 123: Prozentuale Angaben der Wegenetzlängen auf São Tomé	199
Abb. 124: Nationalstraßen von São Tomé	200
Abb. 125: Zweitrangige Straßen von São Tomé	200
Abb. 126: Drittrangige Straßen von São Tomé	201
Abb. 127: Graphische Darstellung des Prinzips der Berechnung von Liniendichte	202
Abb. 128: Anthropogener Druck durch Wegenetzdichte	203
Abb. 129: Klassifizierung von Wegenetzdichte	204
Abb. 130: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Wegenetzdichte	204
Abb. 131: Drei Subfaktoren (Erodierbarkeit, Landbedeckungsgrad und Hangneigung) des Faktors Neigung zu Degradation	206
Abb. 132: Modellierung des Faktors Neigung zur Degradation	209
Abb. 133: Neigung zur Degradation	210
Abb. 134: Klassifizierung von Neigung zur Degradation	211
Abb. 135: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Neigung zur Degradation	212
Abb. 136: Räumliche Darstellung der Fragmentierung einzelner Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen	215
Abb. 137: Habitatrelevanz	217
Abb. 138: Tropische Waldökosysteme auf São Tomé	218
Abb. 139: β -euhemerobe Landschaften	220
Abb. 140: α -euhemerobe Landschaftseinheiten	220

Abb. 141: Meta-hemerober Grad	221
Abb. 142: Poly-hemerobe Landschaft	221
Abb. 143: Straßentypen (National-, zweit- und drittrangige Straßen sowie Innerortsstraßen) von São Tomé.....	222
Abb. 144: Prozentualer Anteil aller auf São Tomé vorzufindenden Hemerobiegrade.....	224
Abb. 145: Räumliche Darstellung der Hemerobiegrade	225
Abb. 146: Landnutzungsintensität	226
Abb. 147: Anthropogener Druck	229
Abb. 148: Linear standardisierte Subfaktoren (Wegenetz- und Bevölkerungsdichte) des Faktors anthropogener Druck.....	230
Abb. 149: Modellierung des Faktors anthropogener Druck	233
Abb. 150: Klassifizierung von anthropogenem Druck	233
Abb. 151: Anthropogener Druck	234
Abb. 152: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors anthropogener Druck	235
Abb. 153: Drei Faktoren (anthropogener Druck, Landnutzungsintensität und Hemerobie) der Komponente Exponierung	236
Abb. 154: Modellierung der Exponierung.....	239
Abb. 155: Klassifizierung von Exponierung in fünf Klassen.....	240
Abb. 156: Exponierung	241
Abb. 157: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Exponierung.....	242
Abb. 158: Exponierung auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts)	243
Abb. 159: Exponierung auf LULC-Klassen-Ebene.....	246
Abb. 160: Drei Bestandteile (Neigung zur Degradation, Habitatrelevanz und Fragmentierung) der Komponente Sensitivität	247
Abb. 161: Modellierung der Sensitivität	250
Abb. 162: Klassifizierung von Sensitivität.....	251
Abb. 163: Sensitivität	252
Abb. 164: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Sensitivität	253

Abb. 165: Sensitivität auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts).....	254
Abb. 166: Sensitivität auf LULC-Klassen-Ebene	256
Abb. 167: Anpassungskapazität	257
Abb. 168: Lineare Standardisierung der Vulnerabilitätskomponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität	258
Abb. 169: Modellierung der Landschaftsvulnerabilität auf der Ebene der generellen Vulnerabilitätskomponenten	259
Abb. 170: Klassifizierung von Vulnerabilität.....	260
Abb. 171: Landschaftsvulnerabilität auf São Tomé	261
Abb. 172: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Landschaftsvulnerabilität.....	262
Abb. 173: Vulnerabilität auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts).....	263
Abb. 174: Vulnerabilität auf LULC-Klassen-Ebene	266
Abb. 175: Vollständiges Modell der Landschaftsvulnerabilität (Darstellung aller fünf Ebenen) mit Gesamtgewichtsangaben einzelner Modellparameter	268
Abb. 176: Waldflächenveränderungen von Ende des 16. Jhd. und 1891	270
Abb. 177: Waldflächenveränderungen von 1910 und 1947	271
Abb. 178: Waldflächenveränderungen von 1974 und 1982	272
Abb. 179: Waldflächenveränderungen von 2001 und 2011/13	273
Abb. 180: Prozentuale Angaben der Primär- bzw. Altwaldflächen	274
Abb. 181: Die natürliche Regenerationskraft des Waldes.....	275
Abb. 182: Exponierung, Sensitivität und Vulnerabilität der Landschaft von São Tomé..	276
Abb. 183: Rezente Biodiversitätsgefahren auf São Tomé.....	278
Abb. 184: Großflächig gerodete Hügel bei Ribeira Palma Praia im Norden (links) und illegale Sandexaration in Praia das Conchas im Norden (rechts)	280
Abb. 185: Unkontrollierte Müllverbrennung bei Guadalupe im Norden (links) und Strandverschmutzung in der Hauptstadt São Tomé (rechts)	280
Abb. 186: Vermüllte Wasserläufe bei Almas und Praia Melão im Osten (links) und Müllablage in der Savannenlandschaft im Norden der Insel (rechts)	281

Abb. 187: Vergleich von Einwohnerzahlen pro Siedlung zwischen den Jahren 1950 (blau), 2001 (grün) und 2012 (rot), links und Lokalisation der beobachteten Erdrutsche, Erosion und Baumschläge (Abholzung) im Gelände	282
Abb. 188: Überlagerung der Exponierung (links) und der Schutzzonen (rechts) mit Flächen des anthropogenen Fußabdrucks	284
Abb. 189: Abholzung von Sekundärwald für die Anlegung neuer Plantagenflächen für Ölpalmen von Agripalma 2010 (links) und 2013 (rechts)	286
Abb. 190: Veränderungen im Bereich der Ölpalmenplantage im Süden von São Tomé..	287
Abb. 191: Ökosystemdienstleistungen in Ölpalmenplantagen im Vergleich zum Naturwald	288
Abb. 192: Blick auf Berghänge mit Sekundärwald im Jahr 1974 (links) und 2013 (rechts)	293
Abb. 193: Prozentanteil der Exponierung (Ex), Sensitivität (S), Anpassungskapazität (AK) sowie der Vulnerabilität (V) des Gesamtwertes aller Komponenten in den jeweiligen Intensitätsstufen	293

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Auflistung der Distrikte und Subdistrikte von São Tomé.....	9
Tab. 2: Arten und Endemismus auf São Tomé (Stand 2014).....	44
Tab. 3: Bänder, deren Wellenlänge und Auflösung von EO-1 ALI Instrument.....	81
Tab. 4: Für die Vorprozessierung geeignete Radardaten von ENVISAT ASAR aus dem Jahr 2004	90
Tab. 5: Radardaten von ALOS PALSAR (2006 – 2011)	91
Tab. 6: Kontingenzmatrix des Mosaikteils von 2011.....	119
Tab. 7: Kontingenzmatrix des Mosaikteils von 2013.....	120
Tab. 8: Klassifikationsgüte der überwachten LULC-Klassifikation	130
Tab. 9: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse	131
Tab. 10: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse des Großraumes Hauptstadt São Tomé.....	136
Tab. 11: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse der Ölpalmenplantage	137
Tab. 12: Klassifikationsgüte der Klassifikationsergebnisse der Hotspot- Veränderungsanalyse des Großraumes Hauptstadt São Tomé.....	137
Tab. 13: Klassifikationsgüte der Klassifikationsergebnisse der Hotspot- Veränderungsanalyse der Ölpalmenplantage	138
Tab. 14: Theoretische Ansicht der Matrix des paarweisen Vergleichs	157
Tab. 15: Von Saaty entwickelte Skala für den paarweisen Vergleich.....	158
Tab. 16: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)	159
Tab. 17: Ergebnisse der Bravais-Pearson Korrelation der Bodeneigenschaften mit fehlenden Werten	165
Tab. 18: Ersetzte fehlende Werte von pedogenem Eisen (Fe_{ped}), Grus (G) und organischer Bodensubstanz (OBS)	166
Tab. 19: Vergleich von Clusterergebnissen (5 Cluster) der K-Means Klassifikationsmethode	168

Tab. 20: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit.....	180
Tab. 21: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren der Erodierbarkeit.....	180
Tab. 22: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren der Erodierbarkeit.....	181
Tab. 23: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit	181
Tab. 24: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit	182
Tab. 25: Gesamtgewichte der Subfaktoren der Erodierbarkeit als Multiplikationsfaktoren	182
Tab. 26: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Erodierbarkeit.....	183
Tab. 27: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren der Erodierbarkeit	183
Tab. 28: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Erodierbarkeit für die Ermittlung des Konsistenzindex.....	184
Tab. 29: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI).....	184
Tab. 30: Landbedeckungsgrad der jeweiligen LULC-Klasse	194
Tab. 31: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation.....	206
Tab. 32: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation.....	207
Tab. 33: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Neigung zur Degradation für die Ermittlung des Konsistenzindex.....	208
Tab. 34: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI).....	208
Tab. 35: Flächenumfang und Flächengröße sowie berechneter Fragmentierungsgrad aller Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen.....	214
Tab. 36: Anthropogener Einfluss auf die Ökosysteme.....	219
Tab. 37: Anteil der Landschaftskategorien zur Gesamtfläche in km ² und %.....	223
Tab. 38: Straßenanteile pro Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse.....	228

Tab. 39: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten beider Subfaktoren des anthropogenen Drucks.....	230
Tab. 40: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte beider Subfaktoren des anthropogenen Drucks.....	231
Tab. 41: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) des anthropogenen Drucks für die Ermittlung des Konsistenzindex.....	231
Tab. 42: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)	231
Tab. 43: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Faktoren der Exponierung	237
Tab. 44: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Faktoren der Exponierung	237
Tab. 45: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Exponierung für die Ermittlung des Konsistenzindex	238
Tab. 46: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)	238
Tab. 47: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung zum Distrikt Água Grande	244
Tab. 48: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung zum Subdistrikt São João dos Angolares.....	245
Tab. 49: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Faktoren der Sensitivität	247
Tab. 50: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Faktoren der Sensitivität	248
Tab. 51: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Sensitivität für die Ermittlung des Konsistenzindex	249
Tab. 52: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)	249
Tab. 53: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität zum Subdistrikt Bombom	254
Tab. 54: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität zum Distrikt Cauê	255

Tab. 55: Zuweisungsbeispiel von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu dem Subdistrikt Conde	264
Tab. 56: Zuweisungsbeispiel von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu dem Distrikt Cantagalo.....	265

Abkürzungsverzeichnis

AC	Adaptive Capacity
AD	Anthropogener Druck
AHP	Analytischer Hierarchyprozess
AK	Anpassungskapazität
ALI	Advanced Land Imager
ALOS	Advanced Land Observing Satellite
AOI	Areas of Interest
APP	Alternating Polarisation Precision Image
APS	Alternating Polarisation Single Look Complex Image
ASAR	Advanced Synthetic Aperture Radar
ASI	Agencia Spaziale Italiana
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
ATCOR	Atmospheric and Topographic Correction Algorithm
BD	Bevölkerungsdichte
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BIP	Bruttoinlandsprodukt
CBD	Convention on Biological Diversity
CECAFEB	Cooperativa de Exportação de Café Biológica
CECAQ-11	Cooperativa de Exportação de Cacao de Qualidade
CFS	Closest Spectral Fit
CFV	Closest Feature Vector
CI	Consistency Index
CIA	Central Intelligence Agency
CMAP	CPC Merged Analysis of Precipitation
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
CPC	Climate Prediction Center
CR	Consistency Ratio
D	Neigung zur Degradation
DEM	Digital Elevation Model
DGA	Dirrecção Geral Do Ambiente
DHM	Digitales Höhenmodell
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt

DN	Digital Number
DRR	Disaster Risk Reduction
ECOFAC	Ecosystèmes Forestiers en Afrique Centrale
EMOLVE	Empresa de Óleos Vegetais
EN	Endangered (stark gefährdet)
Envisat	Environmental Satellite
EO-1	Earth Observing-1
ER	Erodierbarkeit
ESA	European Space Agency
ESRI	Environmental Systems Research Institute
EVI	Environmental Vulnerability Index
E	Exposure
Ex	Exponierung
FAO	Food and Agriculture Organization
FE	Fernerkundung
Fe _{ped}	Pedogenes Eisen
Fr	Fragmentierung
fS	Feinsand
fS + U	Summe von Feinsand und Schluff
G	Grus
GDA MRNEA	Gabinete do Ambiente, Ministério dos Recursos Naturais, Energia e Ambiente
GDEM	Global Digital Elevation Model
GIS	Geographische Informationssysteme
GNSS	Global Navigation Satellite System
GPS	Global Positioning System
gS	Grobsand
GTZ	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
GÖKIS	Geoökologische Informationssysteme
H	Hangneigung
Hab	Habitatrelevanz
HDI	Human Development Index
Hem	Hemerobie
HPF	Hochpassfilter

IBA	Important Bird Areas
JAXA	Japan Aerospace Exploration Agency
ICBP	International Council for Bird Preservation
ICP	Instituto da Cooperação Portuguesa
IFAD	International Fund for Agricultural Development
IHS	Intensity Hue Saturation
IICT	Instituto de Investigação Científica Tropical
IMF	International Monetary Fund
IMP	Image Mode Precision Image
IMS	Image Mode Single Look Complex Image
INAE	Instituto Nacional de Estradas
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISODATA	Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique Algorithm
ITCZ	Innertropische Konvergenzzone
IUCN	International Union for Conservation of Nature (Weltnaturschutzunion)
Jhd	Jahrhundert
KAK _{pot}	Potentielle Kationaustauschkapazität
KG	Konsistenzgüte
KML	Keyhole Markup Language
L	Lehm
LC°	Landbedeckungsgrad
LU _{intens}	Landnutzungsintensität
LULC	Land Use / Land Cover (Landnutzung / Landbedeckung)
LV	Landschaftsvulnerabilität
METI	Ministry of Economy, Trade and Industry (Japan)
MINRE	Ministry of Infrastructure, Natural Resources and Environment
MNREE DGE	Ministry of Natural Resources, Energy and Environment Directorate General of Environment
MODTRAN	MODerate resolution atmospheric TRANsmission
MRNMA	Ministério dos Recursos Naturais e Meio Ambiente
mS	Mittelsand
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NIR	Nahes Infrarotlicht

NMP	New Millenium Program
NP	Nationalpark
NT	Near Threatened (potenziell gefährdet)
OBS	Organische Bodensubstanz
OIUC	Optimal Iterative Unsupervised Classification
PALSAR	Phased Array L-Band Synthetic Aperture Radar
PAPAFPA	Programma Apoio Participativo Agricultura Familiar e Pesca Artisanal
RCS	Radar Cross Section (effektive Rückstrahlfläche)
ReVa	Regional Vulnerability Assessment
RI	Random-like Matrix
RF	Random Forest
S	Sensitivität
SAR	Synthetic Aperture Radar
SDGs	Sustainable Development Goals
SIR	Spaceborne Imaging Radar
SLC	Scan Line Corrector
SOPAC	South Pacific Applied Geoscience Commision
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
ST	São Tomé
STP	São Tomé und Príncipe
T	Ton
TIN	Triangulated Irregular Network
TK	Topographische Karte
TM	Thematic Mapper
U	Schluff
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNGA	United Nations General Assembly
UNDP	United Nations Development Programme
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
UNISDR	United Nations Office for Disaster Risk Reduction
USA	United States of America
USGS	United States Geological Survey

UTM	Universal Transverse Mercator
V	Vulnerabilität
VL	Vulnerability of Landscapes
VU	Vulnerable (gefährdet)
WD	Wegenetzdicke
WGS	World Geodetic System
σ^0	Sigma Nought
β^0	Beta Nought

1 Einleitung

"A degraded landscape is less productive, less resilient, less diverse and less beautiful, although usually it is the reduction in economic benefit that is implied" (GROVES 1998, S. 55).

Den tropischen Regenwäldern kommt eine zentrale Bedeutung für das System Erde zu: sie sind eine wichtige Senke für CO₂ und gleichzeitig die Quelle für lebensnotwendigen Sauerstoff, ein Hotspot der Biodiversität und eine wichtige Grundlage für die menschliche Existenz (z. B. Nahrungsmittel, Rohstoffe, Pharmazie). Dennoch sind die tropischen Ökosysteme oft steigenden Risiken durch Landnutzungsdruck ausgesetzt. Insbesondere unkontrollierte und illegale Abholzung führen zur Degradation tropischer Waldökosysteme und bedrohen die Biodiversität. Die Entwaldungsraten am Beginn dieses Jahrhunderts betragen ca. 5,4 Millionen Hektar pro Jahr, wodurch ein Betrag von ca. $1,30 \pm 0,24$ Pg Kohlenstoff in die Atmosphäre gelang, was einem Anteil von ca. 15 ± 3 % der anthropogen verursachten globalen CO₂ Emissionen entspricht (vgl. MALHI ET AL. 2013).

Trotz der schon lange anhaltenden Diskussionen über die Vulnerabilität von tropischen Ökosystemen fehlen Konzepte und praktisch anwendbare Modelle für die Quantifizierung und Bewertung der ökologischen Vulnerabilität. Solche Modellansätze können unter anderem zur Disaster Risk Reduction (DRR) beitragen, um zum Beispiel im Sinne der Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen (UN) mit Fokus insbesondere auf SDG 15 eine nachhaltige Landwirtschaft, Schutz und nachhaltige Nutzung von Landökosystemen und den Stopp des Biodiversitätsverlustes zu fördern (vgl. UN 2018). Das Konzept der DRR beinhaltet für diese Arbeit relevante Aspekte wie die Minderung von Exposition für Gefährdungen, die Verringerung der Vulnerabilität sowie ein nachhaltiges Land- und Umweltmanagement (vgl. UN; UNISDR).

Im Rahmen des hier vorgestellten Promotionsprojektes erfolgt eine konzeptionelle Entwicklung und Umsetzung eines Landschaftsvulnerabilitätsmodells als Ausdruck für die ökologische Vulnerabilität tropischer Ökosysteme am Fallbeispiel São Tomé.

1.1 Problemstellung

Die Insel São Tomé wurde als Fallbeispiel ausgewählt, weil sie diverse Umweltprobleme aufweist, durch eine hohe Biodiversität und Endemismus gekennzeichnet ist, klimatisch in den Tropen liegt und deshalb insgesamt für eine Studie über die Landschaftsvulnerabilität als sehr vorteilhaft eingeschätzt wird.

Der Inselstaat São Tomé und Príncipe ist auf der internationalen Ebene kaum bekannt. Als zweitkleinstes Land Afrikas liegt es im Atlantik vor der Westküste des tropischen Zentralafrikas. Dabei erlangte die Insel São Tomé einst eine wichtige Bedeutung als Kakaoproduzent. Von diesem Status als eine Insel mit der höchsten Kakaoproduktion Anfang des 20. Jahrhunderts während der Kolonialzeiten, durch das komplette Scheitern des nach der Unabhängigkeit im Jahre 1975 gegründeten sozialistischen Staates aus beiden Inseln bis in das Zeitalter der demokratischen Republik São Tomé und Príncipe, ist die Wirtschaft des Inselstaates fortwährend schwächer geworden (vgl. SEIBERT 2006; SEIBERT 1992). Trotz einer relativ stabilen Wachstumsrate über die letzten zehn Jahre mit einem Bruttoinlandsprodukt von São Tomé und Príncipe von ca. 5,2 % (Länder des subsaharischen Afrikas ca. 4,8 %), verbessert sich die generelle wirtschaftliche Situation der Bürger kaum (vgl. MINRE 2016). Etwa 54 % der Bevölkerung lebt unter der Armutsgrenze (vgl. MRNMA 2006), laut Central Intelligence Agency sind es sogar 66,2 % der Bevölkerung (Stand 2009; vgl. CIA 2016b). Von 189 Ländern liegt São Tomé und Príncipe mit einem Index der menschlichen Entwicklung (Human Development Index – HDI) von 0,589 auf Rang 143 (Stand: 2017) (vgl. UNDP 2017). Im Jahr 2016 wurden 33,3 Geburten auf 1000 Einwohner und 4,4 Kinder pro Frau gezählt. Zum Vergleich, in Deutschland sind das 8,5 Geburten auf 1000 Einwohner und 1,44 Kinder pro Frau (vgl. CIA 2016a; CIA 2016b). Die schlechte ökonomische Situation und der wachsende Bevölkerungsdruck führen insbesondere auf der größeren Insel São Tomé, wo auch die Hauptstadt situiert ist, zu unkontrollierten und nicht nachhaltigen Eingriffen in die Umwelt (u.a. Abholzung wegen der nötigen Nahrungsmittelproduktion sowie Umweltverschmutzung durch Müll) und erhöhen somit kontinuierlich den Landnutzungsdruck. Ein rasantes Bevölkerungswachstum gehört zu den am meisten erwähnten Landdegradationsgefahren, seit Malthus Ende des 18. Jhd. die Aufmerksamkeit darauf richtete (vgl. BARROW 1991). Solche Umweltprobleme betreffen die kleinere Insel Príncipe nicht. Zudem wurde sie 2012 als UNESCO-Biosphärenreservat anerkannt. Demzufolge fokussiert sich diese Arbeit auf São Tomé.

Obwohl die Insel São Tomé vulkanischen Ursprungs und somit durch potentielle mineralreiche und fruchtbare vulkanische Böden gekennzeichnet ist, die als Nährstoffquelle einer dichten, scheinbar kräftigen Vegetationsdecke dient, ist die Insel mangels nachhaltigen Umgangs mit der Umwelt einer permanenten Degradationsgefahr ausgesetzt. Der Inselstaat ist außerdem topographisch sehr differenziert und durch eine hohe Reliefenergie gekennzeichnet. Durch Abholzung und Umfunktionierung steiler Hänge für landwirtschaftliche Nutzflächen wird die Erosions- und Erdrutschgefahr erheblich erhöht oder erst überhaupt ermöglicht (vgl. IMF 2005).

Abgesehen von anthropogen verursachten Degradationsgefahren bzw. -risiken ist die Insel São Tomé von der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) und Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) aufgrund der geringen Größe, Lage und Isolation sowie Anfälligkeit für Naturkatastrophen auch als besonders vulnerabel gegenüber klimatischer Variabilität und Veränderungen eingestuft worden (vgl. MNREE DGE 2009a). Ein Vergleich von Klimadaten São Tomés zwischen 1979 und 2008 der Climate Systems Analysis Group der University of Cape Town ergab einen generellen Trend der Zunahme und Verstärkung klimatischer Gegensätze. Innerhalb dieser Periode, insbesondere in den zwei letzten Dekaden des untersuchten Zeitraums, sind die Trockenperioden zunehmend trockener und die Feuchtperioden zunehmend feuchter geworden. Daraus resultiert eine höhere Gefahr stärkerer Überflutungen und Erdrutsche, die durch intensivere Regenfälle nach längeren Trockenperioden ausgelöst werden können (vgl. TADROSS & TUMMON 2009). Die Gefahr der Erdrutsche erhöht sich mit der steigenden Intensität und Menge der Niederschlagsereignisse, da die Erosivität dadurch verstärkt wird (vgl. BGR 2017). Aus diesem Grund sind landwirtschaftliche Anbauflächen, die in steilen und fragileren Lagen situiert sind, einer höheren Erosionsgefahr und folglich einer Bodendegradation ausgesetzt.

Zu den größten rezenten geoökologischen Problemen auf São Tomé werden vor allem Entwaldung und Walddegradation, Bodenerosion, Bodensubstrat- und Nährstoffverlust sowie Minderung der landwirtschaftlichen Produktivität auf Grund der rückläufigen Bodenfruchtbarkeit gezählt (vgl. MINRE 2016; MNREE DGE 2009b; COUNTRY WATCH 2008; IMF 2005). Für die Verluste in der landwirtschaftlichen Produktion ist meistens die Über- und/oder Fehlnutzung von Äckern verantwortlich. Auch durch langjährigen Monokulturanbau wurden die fruchtbaren vulkanischen Böden einem allmählichen Verlust von Nährstoffen ausgesetzt (vgl. ILLY 2002; SCHÜMER 1993). Zu den Ursachen der Walddegradation zählen insbesondere Rodungen (u. a. für Monokulturen wie

Ölpalmenplantagen), illegale Holzentnahme für die Nutzung als Baumaterial, Brennholz und für die Kohleherstellung, selektive Entnahme besonderer Baumarten mit hohem kommerziellem Wert sowie das Anlegen von Äckern (vgl. MRNMA 2006). Das Problem der Ausdünnung der Wälder hat sich insbesondere nach der Landreform Mitte der 1990er Jahre verstärkt, wodurch eine Zerteilung der Großparzellen zugunsten ehemaliger Plantagenarbeiter durchgeführt wurde (vgl. SEIBERT 2006). Dadurch bekamen viele Einwohner São Tomés zum ersten Mal eigenes Land. Das wiederum führte zu Abholzung vieler dieser Waldflächen, da die neuen Eigentümer begannen, ihr Land intensiv landwirtschaftlich zu nutzen. Der Druck auf die Ressourcen des Waldes besteht auch in den Randbereichen des Nationalparks Obô, der seit 2006 als Schutzzone ausgewiesen ist (vgl. IMF 2005). Die im Süden von São Tomé vorkommenden Mangroven werden ebenfalls zunehmend gefällt (vgl. COLLINS ET AL. 1992).

1.2 Zielsetzung und Konzeption der Arbeit

Die Kenntnis über die Biomasse und die Biodiversität in den tropischen Regenwäldern von Afrika sowie die Datengrundlage über die genauen Entwaldungsraten und -muster ist unzureichend im Vergleich zu besser erforschten Gebieten wie z.B. dem Amazonas-Regenwald und den Regenwäldern Südostasiens (vgl. LEWIS ET AL. 2013; MALHI ET AL. 2013). Rezente physisch-geographische oder geoökologische Untersuchungen sowie satellitenbildbasierte Klassifikationen der Landnutzung und Landbedeckung (LULC) auf der Insel São Tomé fehlen weitestgehend. Erkenntnisse über die Verletzlichkeit der Ökosysteme sind ebenfalls nicht vorhanden. Dabei ist die Quantifizierung von Umwelteigenschaften (sog. „Environmental Properties“) wichtig für umweltbezogene und politische Entscheidungen (vgl. VILLA & MCLEOD 2002). Die Kenntnis der Vulnerabilität sowie das Verständnis der lokalen Mensch-Umwelt-Beziehungen, welche immer ortsbezogen betrachtet werden müssen da sie aus den lokalen kultur- und naturspezifischen Gegebenheiten resultieren, können zu dem Schutz und Erhalt der Wälder, der Biodiversität und somit zu natürlichem Reichtum beitragen.

Ausgehend von den verfügbaren Quellen über wachsenden Landnutzungsdruck, unangepasste Landwirtschaft, illegale Abholzung sowie Degradation der Wälder und der Landschaft auf São Tomé (siehe Kapitel 1.1 „Problemstellung“) und vor dem Hintergrund des festgestellten Mangels an wissenschaftlichen Studien wird angenommen, dass die

Umwelt und die Biodiversität auf der größten Insel der Republik gefährdet sind. Bewertet wurde der Zustand der Ökosysteme auf São Tomé bisher jedoch nicht.

Angesichts der fehlenden Datengrundlage für São Tomé sowie mangels allgemeingültiger Werkzeuge für eine Analyse und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität in (tropischen) Ökosystemen wird die fernerkundungsbasierte Klassifikation der LULC für São Tomé und die Konzeption und Umsetzung des Landschaftsvulnerabilitätsmodells im Rahmen dieser Arbeit als hoch relevant erachtet.

Die übergeordnete Zielsetzung dieser Arbeit ist daher die Entwicklung eines räumlich hoch auflösenden, multifaktoriellen Modells zur Analyse und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität als Ausdruck für die ökologische Vulnerabilität des tropischen Inselökosystems für São Tomé. Die Entwicklung des Modells der Landschaftsvulnerabilität wird am Beispiel von São Tomé umgesetzt, ist aber von genereller Bedeutung, um die Vulnerabilität von (tropischen) Landschaften, unter anderem im Sinne der DRR, systematisch zu analysieren. Dank des exemplarischen Ansatzes ist das entwickelte Konzept auch auf andere regional und klimatisch ähnliche tropische Systeme übertragbar.

Resultierend aus der übergeordneten Fragestellung der Arbeit werden zwei Hauptziele definiert:

1. Entwicklung eines Konzepts der Landschaftsvulnerabilität und Umsetzung eines Modells zur Bewertung der Landschaftsvulnerabilität sowie
2. Übertragung und Anwendung des Modellansatzes und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität auf die Insel São Tomé als Fallbeispiel.

Die untergeordneten Ziele der Arbeit beziehen sich auf die Umsetzung des Landschaftsvulnerabilitätsmodells:

- Räumlich differenzierte fernerkundungsbasierte Klassifikation von LULC für São Tomé;
- Einsatz von Radardaten und das Testen von deren Eignung für eine LULC-Klassifikation von São Tomé;
- Erstellung von Hotspot-Veränderungsanalysen mittels multitemporärer LULC-Klassifikationen;

- Ableitung und Generierung verschiedener Parameter (potentieller Einflussfaktoren) der Landschaftsvulnerabilität, z. T. aus den Ergebnissen der LULC-Klassifikation sowie Berechnung der im Modell anzuwendenden Indikatoren;
- Identifikation von Exponierung, Sensitivität und Vulnerabilität, sowie deren Klassifizierung in unterschiedliche Intensitäten.

Die Konzeption der Arbeit mit den methodischen Vorgehensweisen ist schematisch in der Abb. 1 dargestellt.

Einleitend beginnt diese Arbeit mit einem physisch-geographischen und einem anthropogenen Abriss über den Untersuchungsraum der Insel São Tomé (Kapitel 2).

Die methodischen Grundlagen stützen sich auf ein integriertes GIS- und fernerkundungsbasiertes Konzept (siehe Abb. 1), das durch zwei große Säulen gekennzeichnet ist – die LULC-Klassifikation von São Tomé und die Analyse bzw. Modellierung der Landschaftsvulnerabilität.

Zunächst erfolgt die theoretische Abhandlung der eingesetzten Methoden in der Bearbeitung und Analyse der Satellitendaten. Die Durchführung der fernerkundungsbasierten Klassifikation der LULC wird mit anschließender Darstellung der Bewertung der Klassifikationsgüte detailliert präsentiert (Kapitel 3). Die Ergebnisse der LULC-Klassifikation werden für die Ableitung der für die Modellierung der Landschaftsvulnerabilität benötigter Parameter und Indikatoren eingesetzt.

Daran schließt der theoretische Vulnerabilitätsansatz an. Ferner wird die konzeptionelle, systemische und mathematische Entwicklung des Landschaftsvulnerabilitätsmodells beschrieben. Anschließend werden die im Modell eingesetzten Faktoren und Indikatoren vorgestellt. Die Modellierung der Landschaftsvulnerabilität auf der Insel São Tomé und die Interpretation der erzielten Ergebnisse werden darauffolgend präsentiert (Kapitel 4).

Mit einer Betrachtung der Ergebnisse im Kontext des Naturraumschutzes und der Biodiversität wird die Arbeit abgeschlossen. Ferner werden hier die Veränderungen der Waldflächen im Laufe der Jahrhunderte dargestellt und die Spannung zwischen Erhalt und Nutzung der Wälder und der biologischen Vielfalt angesprochen (Kapitel 5).

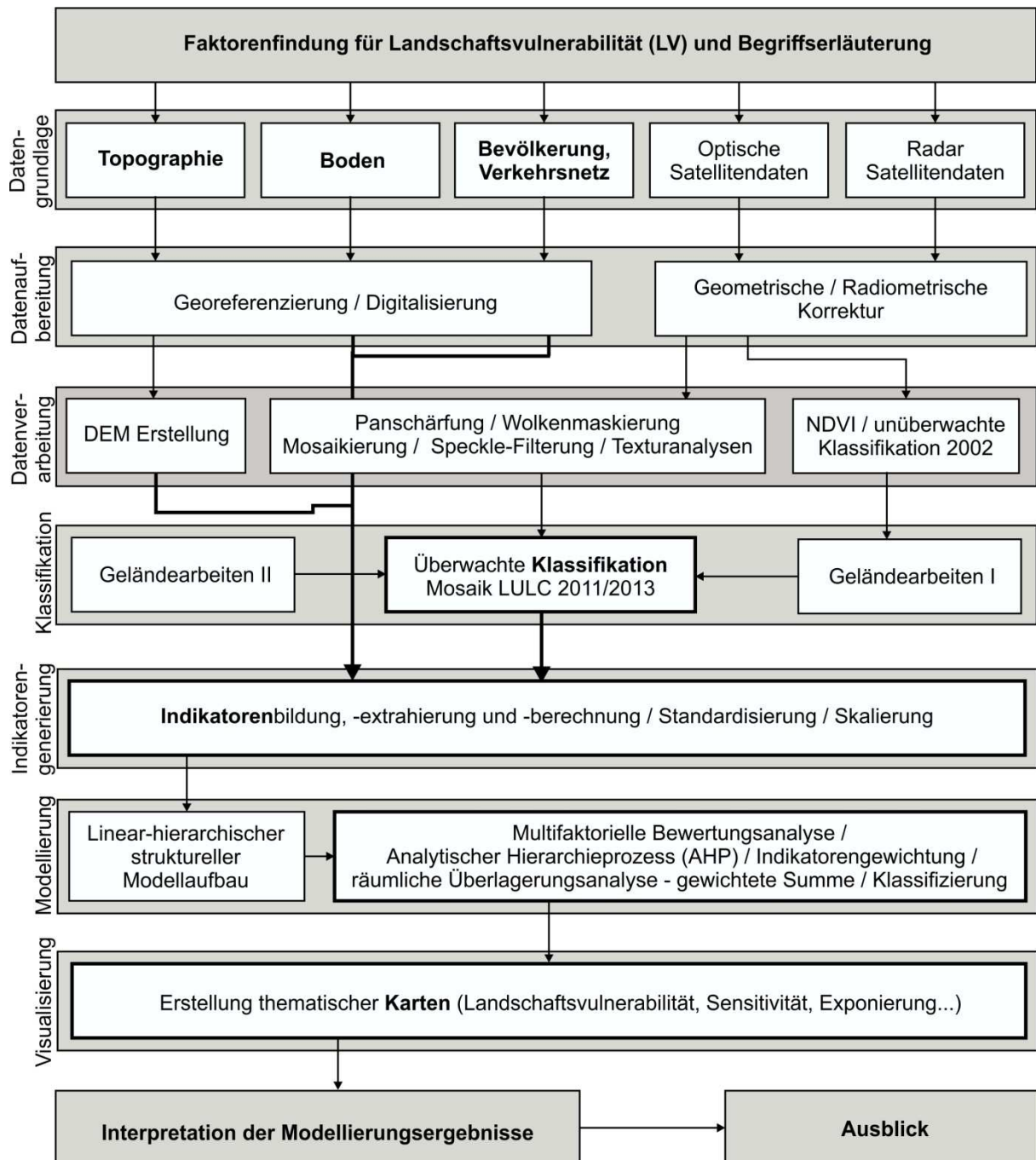


Abb. 1: Struktureller Überblick der Vorgehensweisen zur Modellierung und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität; die einzelnen Schritte werden in den kommenden Kapiteln näher erläutert (die Faktoren Topographie, Boden und Bevölkerung/Verkehrsnetz sind fett gedruckt dargestellt, da sie zusammen mit der LULC-Klassifikation die Grundlage für die Indikatorenbildung des Landschaftsvulnerabilitätsmodells darstellen)

Quelle: Eigene Darstellung

Die räumlich-differenzierte Darstellung der Ergebnisse der Landschaftsvulnerabilitätsanalyse gibt eine Auskunft über die Intensität der Vulnerabilität in verschiedenen Landschaftsbereichen auf der Insel. Dadurch können Landschaftsabschnitte identifiziert werden, die für potentielle anthropogen verursachte Gefährdungen anfällig sind. Die Ergebnisse können für eine nachhaltige Landnutzung und Bewahrung insbesondere bedrohter artenreicher Waldökosysteme sowie für das Risikomanagement der Landschaftsdegradation auf São Tomé genutzt werden. Sowohl für landwirtschaftliche als auch bauliche Standortplanungen kann die Vulnerabilitätskarte als Basis für eine umweltgerechtere Landnutzung bzw. für eine nachhaltige Flächennutzung und somit einer angepassten Strategien-Anwendung des Ressourcen- und Infrastrukturmanagements dienen. Darüber hinaus können die aus dem Modellansatz gewonnenen Erkenntnisse für die Bewertung der Vulnerabilität tropischer Ökosysteme auch im Sinne einer DRR eingesetzt werden.

2 Untersuchungsraum Insel São Tomé

Die Insel São Tomé (geographische Koordinaten: 0°24'30"N 6°28'19"E; 0°0'0,2"S 6°45'0,1"E) gehört zu dem Inselstaat São Tomé und Príncipe (seit 12. Juli 1975), der aus zwei Hauptinseln und wenigen kleineren Inseln besteht. Mit einer Gesamtfläche von 1.001 km² ist die Republik nach den Seychellen der zweitkleinste Staat Afrikas. Die größte Insel – São Tomé (859 km²) liegt im Golf von Guinea, etwa 250 km westlich von Gabun und etwa 500 km südlich von Nigeria (siehe Abb. 2). Die Entfernung zu Príncipe beträgt etwa 150 km. Die südlich von São Tomé vorgelagerte Insel – Ilhéu das Rólas liegt direkt am Äquator.

São Tomé wird administrativ in sechs Distrikte eingeteilt, welche jeweils in kleinere Subdistrikte unterteilt sind (siehe. Tab. 1, Abb. 2 und Abb. 3).

Tab. 1: Auflistung der Distrikte und Subdistrikte von São Tomé

Distrikt	Nr.	Subdistrikt	Distrikt	Nr.	Subdistrikt	
Água Grande	1	São Tomé	Lobata	1	Guadalupe	
	2	Pantufo		2	Micoló	
Cantagalo	1	Ribeira Afonso		3	Conde	
	2	Santana		4	Santo Amaro	
Cauê	1	Malanza		Mé Zochi	1	Trindade
	2	São João dos Angolares			2	Madalena
Lembá	1	Santa Catarina	3		Caixão Gande	
	2	Neves	4		Bombom	
			5		Almas	

Quelle: Eigene Darstellung

Die Hauptstadt des Inselstaates, die den Namen der größten Insel – São Tomé – trägt, liegt an der Bucht der Ana Chaves in Nordosten der Insel, in dem mit nur 21,9 km² (2,60 %) flächenmäßig kleinsten Distrikt Água Grande, der aus den Subdistrikten São Tomé und Pantufo gebildet wird.

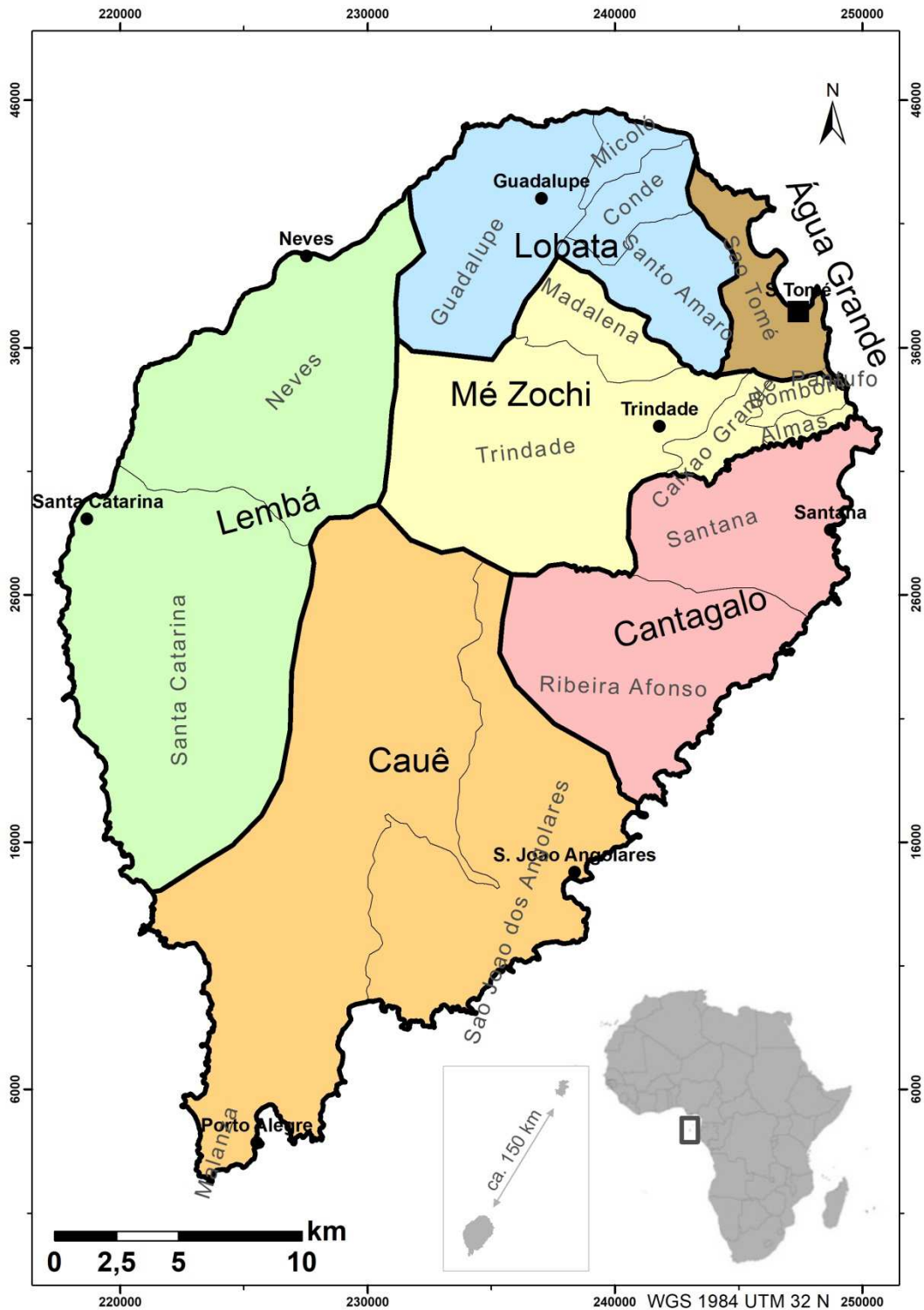


Abb. 2: Lage und administrative Einteilung von São Tomé. Die Insel São Tomé, mit der gleichnamigen Hauptstadt, liegt im Golf von Guinea vor der Küste Afrikas; die Entfernung von der Insel Príncipe, mit der sie die Republik São Tomé und Príncipe bildet, beträgt ca. 150 km (Luftlinie); administrativ wird São Tomé in sechs Distrikten und in siebzehn Subdistrikten eingeteilt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012c

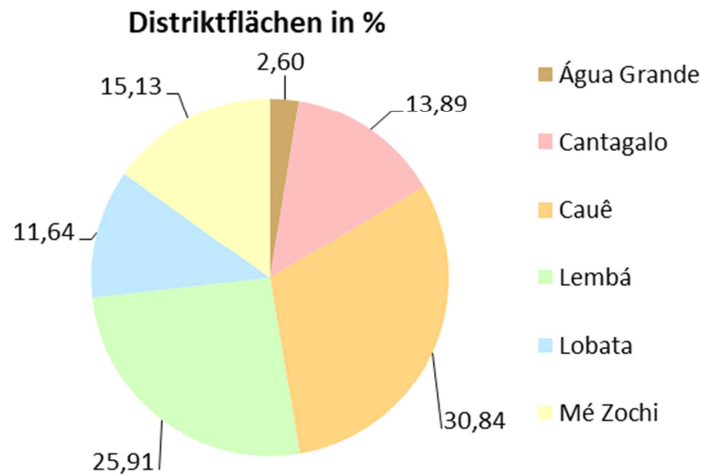


Abb. 3: Flächenanteil der Distrikte von São Tomé in %

Quelle: Eigene Darstellung

Außer der Hauptstadt gibt es noch fünf weitere Städte auf der Insel São Tomé – Trindade, Santana, Guadalupe, Neves und São João dos Angolares, die die Hauptorte der jeweiligen Distrikte Mé Zochi (bestehend aus den Subdistrikten Trindade, Madalena, Caixão Grande, Bombom und Almas), Cantagalo (bestehend aus den Subdistrikten Ribeira Afonso und Santana), Lobata (bestehend aus den Subdistrikten Guadalupe, Micoló, Conde und Santo Amaro), Lembá (bestehend aus den Subdistrikten Santa Catarina und Neves) und Cauê (bestehend aus den Subdistrikten Malanza und São João dos Angolares) stellen. Cauê und Lembá sind mit jeweils 260,2 km² (30,84 %) und 218,6 km² (25,91 %) die größten Distrikte, die sich über wenig bis gar nicht bewohnten südlichen, südwestlichen und westlichen Gebieten der Insel erstrecken. Die Distrikte Mé Zochi mit 15,13 % (127,7 km²), Cantagalo mit 13,89 % (117,2 km²) und Lobata mit 11,64 % (98,2 km²) erstrecken sich auf ungefähr gleich große Areale und sind aufgrund der sanfteren Landschaftsformen durch höhere Einwohnerzahl und intensivere anthropogene Aktivitäten gekennzeichnet als die beiden größeren Distrikte Cauê und Lembá.

2.1 Physisch-geographische Gegebenheiten

São Tomé, insbesondere der zentrale Bereich der Insel, ist durch eine sehr hohe Reliefenergie gekennzeichnet. Durch geomorphologische und geologische Besonderheiten besitzt der Inselstaat eine sehr große Landschaftsästhetik. Der geökologische Wert von

São Tomé ist durch die hohe Biodiversität, insbesondere wegen der Zahl der endemischen Arten besonders hoch.

2.1.1 Abriss der Geologie und Geomorphologie

Die Insel São Tomé ist ein stark reliefierter und komplexer Stratovulkan, dessen Mächtigkeit vom Meeresgrund bis zu dem höchsten Punkt über dem Meer – Pico de São Tomé (2.024 m) etwa 5.000 m beträgt (vgl. SCHLÜTER 2008). Obwohl der Vulkan schon lange inaktiv ist, können vulkanische Materialien, die durch feucht-heißes tropisches Klima noch nicht verwittert sind, häufig vorgefunden werden. In nördlichen Savannengebieten der Insel, insbesondere bei Lagoa Azul (Blaue Lagune), sind Vulkanische Bomben gut erhalten (siehe Abb. 4, links). Im Westen der Insel an der Boca de Inferno (Höllenschlund) sind Basaltsäulen, die sich nach Erstarrung der Lava ausgebildet haben, auf einem größeren Areal vorhanden (siehe Abb. 4, rechts).



Abb. 4: Unverwitterte vulkanische Materialien auf São Tomé; vulkanische Bomben und Basalt in der Savanne im Norden (links) sowie Basaltsäulen der Boca de Inferno im Westen von São Tomé (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Geologisch gehört São Tomé zu der, durch vulkanische Aktivitäten entstandenen, fast 2.000 km langen Kamerunlinie (vgl. SILVA 1958), die sich von der Insel Annobón in Golf von Guinea im Südwesten bis zum Tschadsee im Nordosten erstreckt (Siehe Abb. 5).

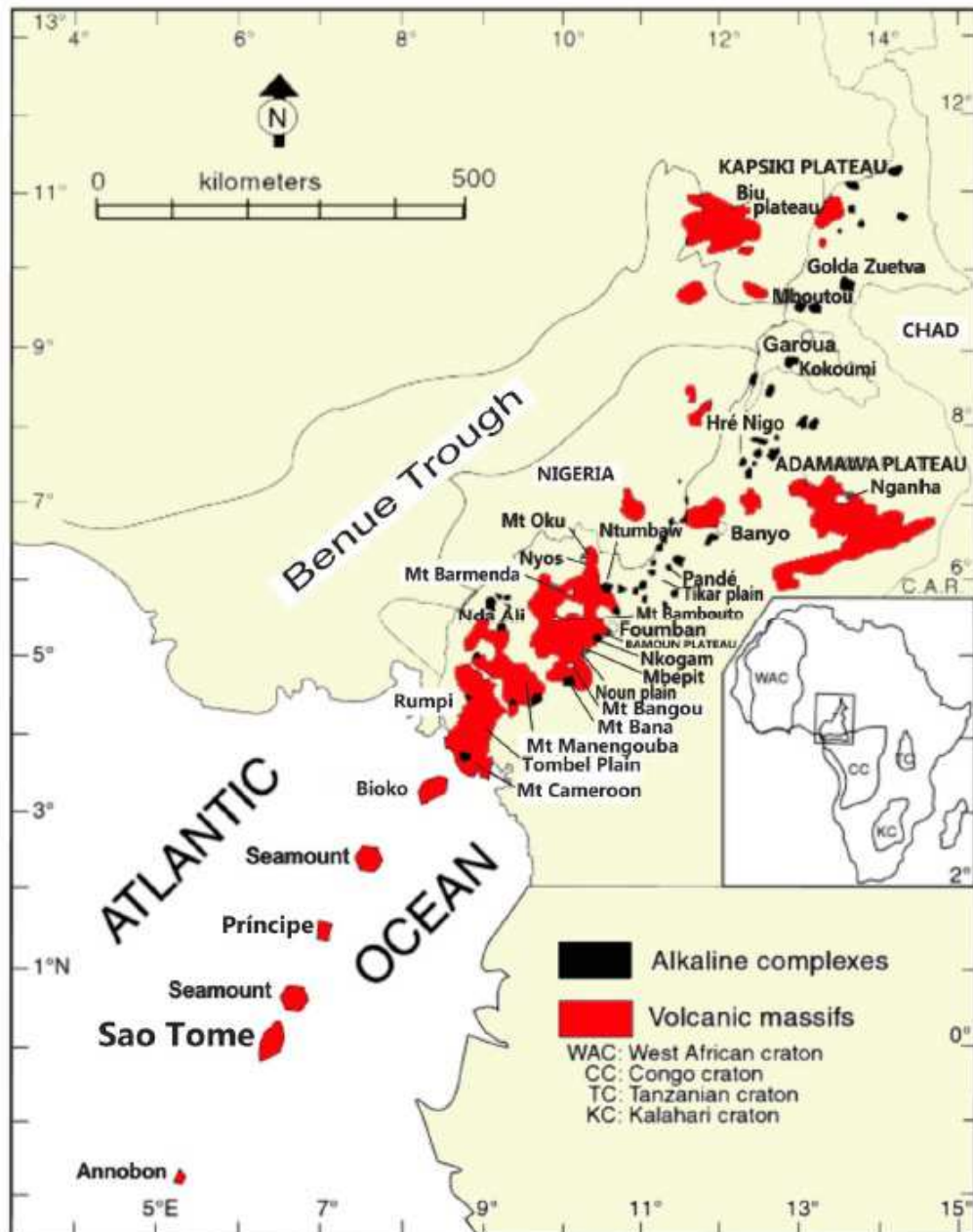


Abb. 5: Ausdehnung der Kamerunlinie (von der Insel Annobón im Südwesten, über São Tomé, Príncipe, Bioko und Mount Cameroon bis nach Tschadsee im Nordosten)

Quelle: HENRIQUES & NETO 2015

Das Entstehungsalter der Insel São Tomé wird mit Tertiär, zwischen etwa 30 und fünf Millionen Jahren, angegeben. Die gesamte Insel besteht fast ausschließlich aus Basalt (siehe Abb. 6).

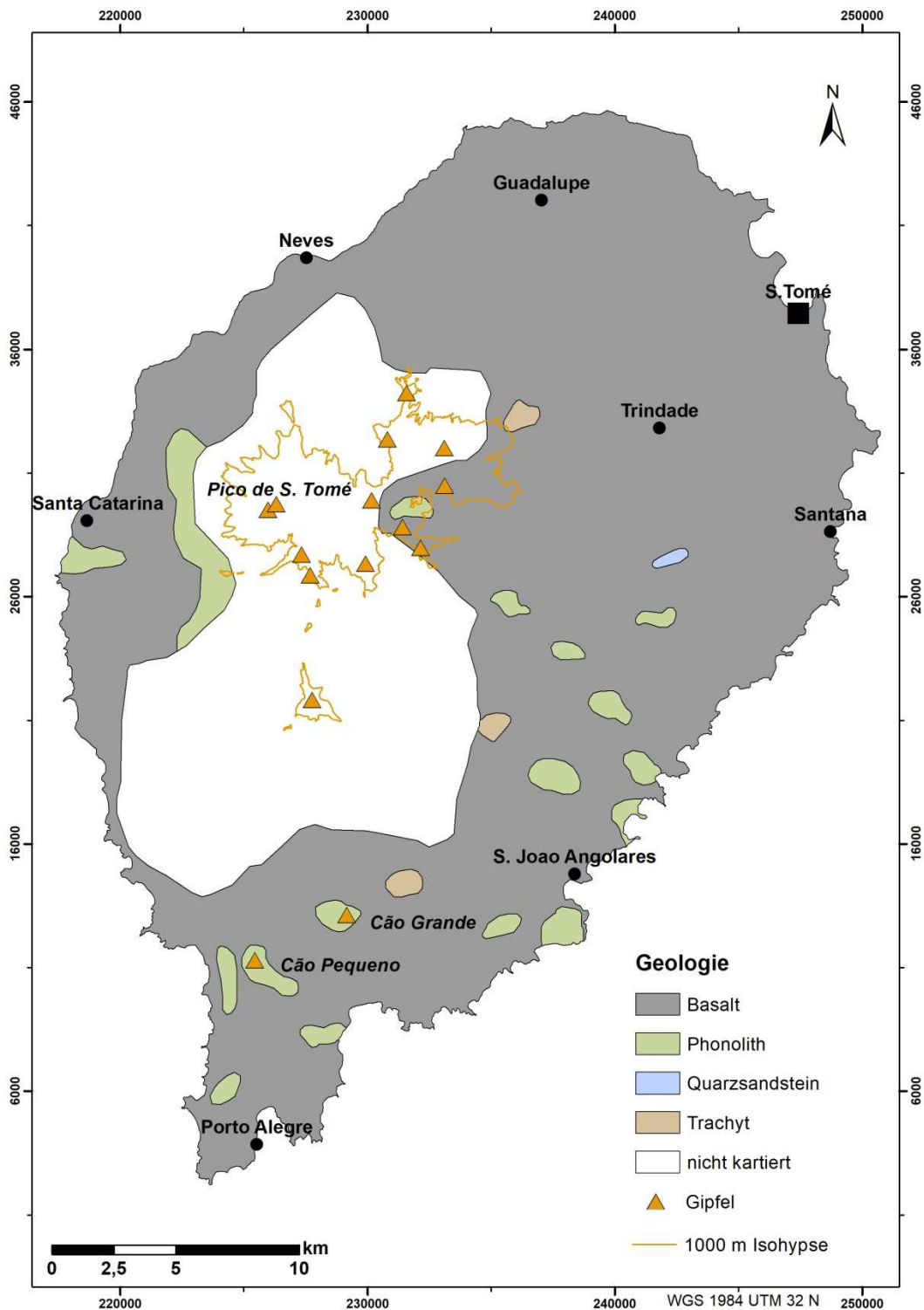


Abb. 6: Geologische Übersicht von São Tomé

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: SCHLÜTER 2008

Das Basaltgestein von São Tomé enthält wenig Silicium, Aluminium und Magnesium, dagegen ist es reich an Eisen, Mangan, Calcium, Natrium, Titan und Phosphor (vgl. SILVA 1958). Der Basalt wird mit der ersten Eruptionsphase des Intraplattenvulkanismus im Golf

von Guinea in Verbindung gebracht. In der zweiten eruptiven Phase drang phonolithisches Material als Intrusionen in die bereits existierenden basaltischen Ablagerungen der Insel ein (vgl. SILVA 1958). Phonolith ist auf der südlichen Hälfte in einzelnen Bereichen von São Tomé auffindbar und kann Hämatit, Titan, Zirkon, Quarz, Chlor und Schwefel enthalten (vgl. SILVA 1958). Viel seltener findet sich auf der Insel Trachyt und Quarzsandstein, der letztere wird nur in einem kleinen Gebiet, ca. fünf Kilometer südlich von Trindade, verzeichnet.

Heute sind die südlichen und südwestlichen Areale durch gebirgige Landschaften mit steilen Hängen und tiefen Klüften gekennzeichnet, die durch chemische und physikalische Verwitterung sowie Erosion geformt worden sind. Im zentralen Bereich befindet sich mit 2.024 Metern die höchste Erhebung des Inselstaates – der Pico de São Tomé. Etwa sechs Kilometer nordöstlich (Luftlinie) von Pico befindet sich Lagoa Amélia, ein gut erhaltener Krater, der einen Durchmesser von ca. 200 Metern aufweist. Der nordöstliche Bereich der Insel ist flacher, weswegen dieser zuerst in die landwirtschaftliche Nutzung einbezogen wurde und weiterhin viel dafür genutzt wird.

Gipfel und Erhebungen auf São Tomé, die eine Höhe über 1.000 m ü. NN aufweisen, gibt es zahlreiche. Viele sind auf der TK 25 ohne Namensangabe nur mit Höhenangaben verzeichnet. Zusammen mit Pico de São Tomé gehören Pico de Ana Chaves (1.630 m), Calvário (1.593 m), Piramide (1.470 m), Cabumbé (1.403 m), Charuto (1.349 m) und Chamiço (1.102 m) zu einigen der höchsten und imposantesten Gipfeln der Insel. Durch die 1.000 m Isohypse auf der geologischen Karte (siehe Abb. 6) ist die Verortung der höheren Gipfel dargestellt. Durch ihr ausgefallenes Erscheinungsbild und ihren geologischen Wert sind auch zwei deutlich niedrigere Erhebungen auf São Tomé von Bedeutung. Aufgrund des härteren Materials im Vergleich zu der unmittelbaren Umgebung beider Phonolithe sind diese von der Erosion verschont geblieben. Sie sind aus dem angrenzenden Gestein herauspräpariert worden, erheben sich wie steile Nadeln in die Höhe mit 663 m und 390 m als Cão Grande (großer Hund) und Cão Pequeno (kleiner Hund) im Süden von São Tomé und heben sich von der direkten landschaftlichen Nachbarschaft aufsehenerregend ab (siehe Abb. 7). Der Phonolith von Cão Grande besteht aus 51 % Sanidin, 19 % Nephelin, 8 % Analcim, 7 % Ägirin-Augit, 6 % Sodalith, 3 % Hornblende, 3 % Quarz, 1 % Titan, 1 % Hämatit und 1 % Zirkon (vgl. SILVA 1958).



Abb. 7: Phonolith im Süden von São Tomé – Cão Grande oder großer Hund auf Deutsch, mit einer Höhe von 663 Metern

Quelle: Eigene Aufnahmen

Das Relief von São Tomé ist besonders zerklüftet und komplex im zentralen Bereich der Insel (siehe Abb. 8). Eine typische Form eines großen Kraters oder Krateränder kann bei diesem Vulkan nicht ausgemacht werden.

Die seit Ende der aktiven Phase des Vulkanismus (vor ca. 5 Mio. Jahren) andauernden Erosionen und die Verwitterung des Materials im tropischen Klima haben viele tiefe Täler und Schluchten in den Vulkan eingekerbt und die Formengestalt der Insel verändert und neu gestaltet. Lediglich die flacher abfallenden Flanken im Norden und Nordosten des Vulkans zeigen einige kleinere Parasitärkrater, die in der Höhenstufenkarte gut auszumachen sind (siehe Abb. 8). Die Visualisierung der Höhenstufen und die Darstellung von Profildiagrammen erfolgten durch den Einsatz eines dreidimensionalen Modells, dessen Erstellung im Kapitel 3.3.1 „Topographische Basisdaten“ erläutert wird. Die Profildiagramme veranschaulichen das vertikale Erscheinungsbild von São Tomé auf vereinfachte Weise. Für eine bessere Wahrnehmung des Reliefs wurden beide Profildiagramme mit fünffacher Überhöhung erstellt. Die Diagramme wurden entlang der breitesten West-Ost und der längsten Süd-Nord Ausdehnungen gezogen.

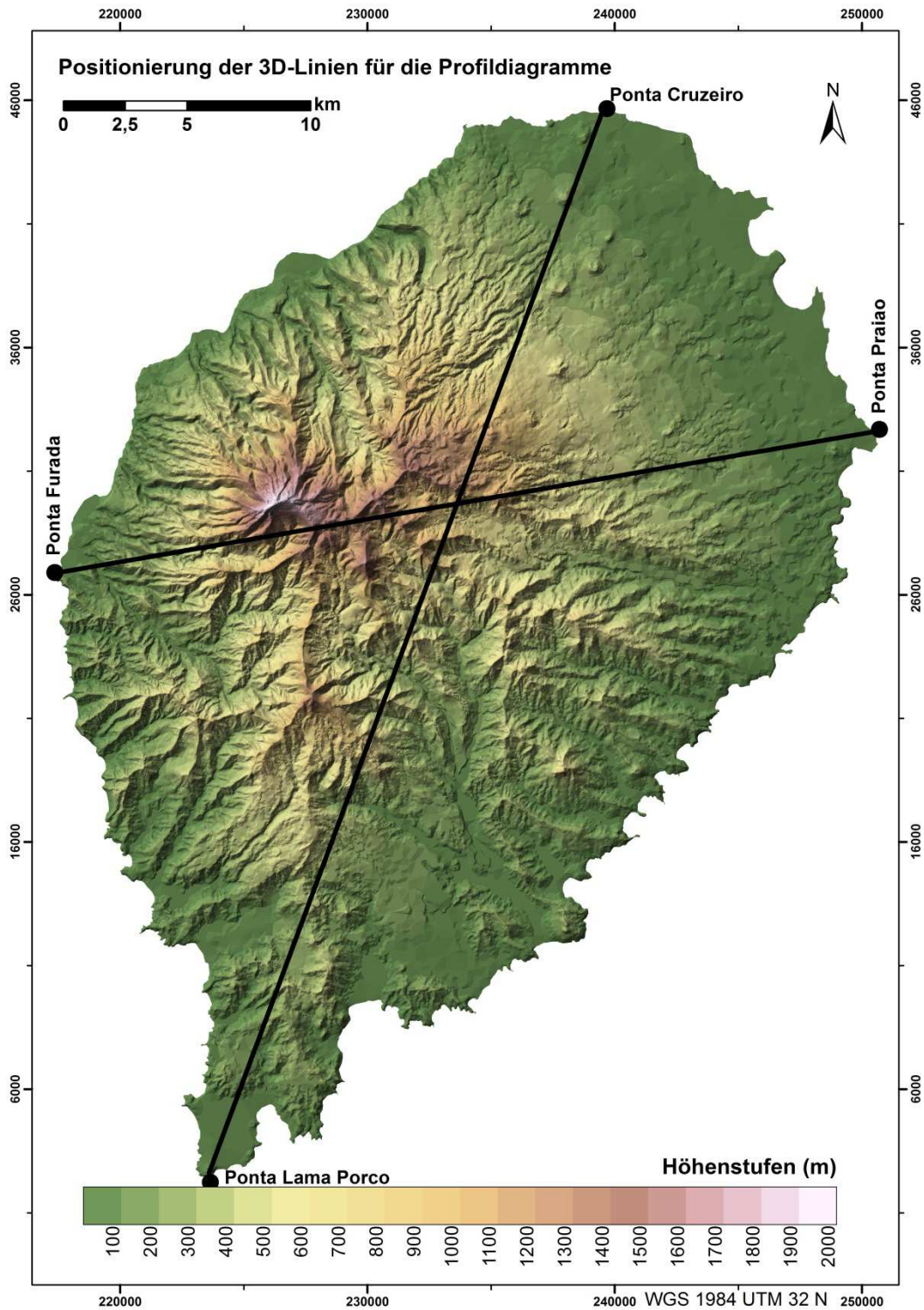


Abb. 8: Höhenstufenkarte (in 100 Meter-Schritten) mit Darstellung der dreidimensionalen Linien für Profildiagramme (schwarze Linien: breiteste W-E und längste S-N Ausdehnungen von São Tomé)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

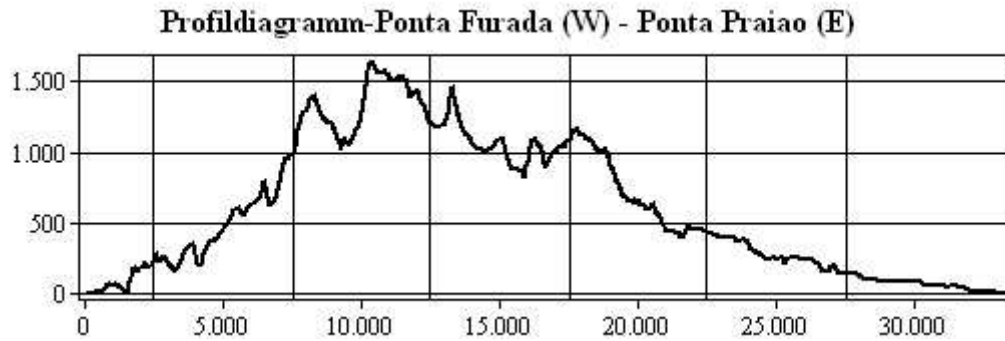


Abb. 9: Profildiagramm der breitesten West-Ost Ausdehnung von Ponta Furada nach Ponta Praião, fünffache Überhöhung

Quelle: Eigene Darstellung

Die breiteste Ausdehnung von Ponta Furada in Westen nach Ponta Praião in Osten beträgt ca. 33,5 km (siehe Abb. 9). Im Diagramm ist ein leichter Unterschied zwischen der westlichen und der östlichen Seite der Insel erkennbar. Beide Hauptflanken fallen ähnlich steil Richtung Atlantik ab, die östliche Seite ist durch einen etwas längeren und daher sanfter abfallenden Auslauf gekennzeichnet. Der zentrale Bereich des Profildiagramms ist durch steile Gipfel geprägt, die auf der Insel etwas südlich und südöstlich von der höchsten Inselerhebung zu finden sind. Die höchste Erhebung erreicht hier etwas über 1.600 m.

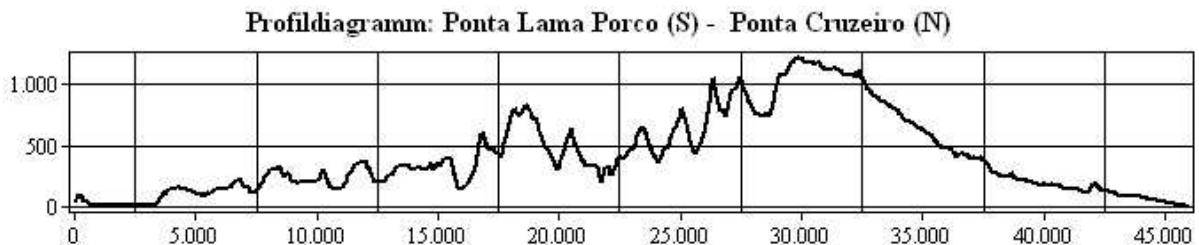


Abb. 10: Profildiagramm der längsten Süd-Nord Ausdehnung von Ponta Lama Porco nach Ponta Cruzeiro, fünffache Überhöhung

Quelle: Eigene Darstellung

Zwischen Ponta Lama Porco im Süden und Ponta Cruzeiro in Norden der Insel liegen ca. 45,5 km (siehe Abb. 10). Das Diagramm zeigt deutliche Unterschiede zwischen der südlichen und der nördlichen Hälfte von São Tomé. Die Nordflanke weist viel ruhigere Formen auf als der Süden. Da ist das Gelände äußerst zerklüftet und durch eine sehr hohe Reliefenergie gekennzeichnet. Der höchste Punkt dieses Profildiagramms erreicht ca. 1.200 m, dieser befindet sich ca. 7 – 8 km Luftlinie östlich von Pico.

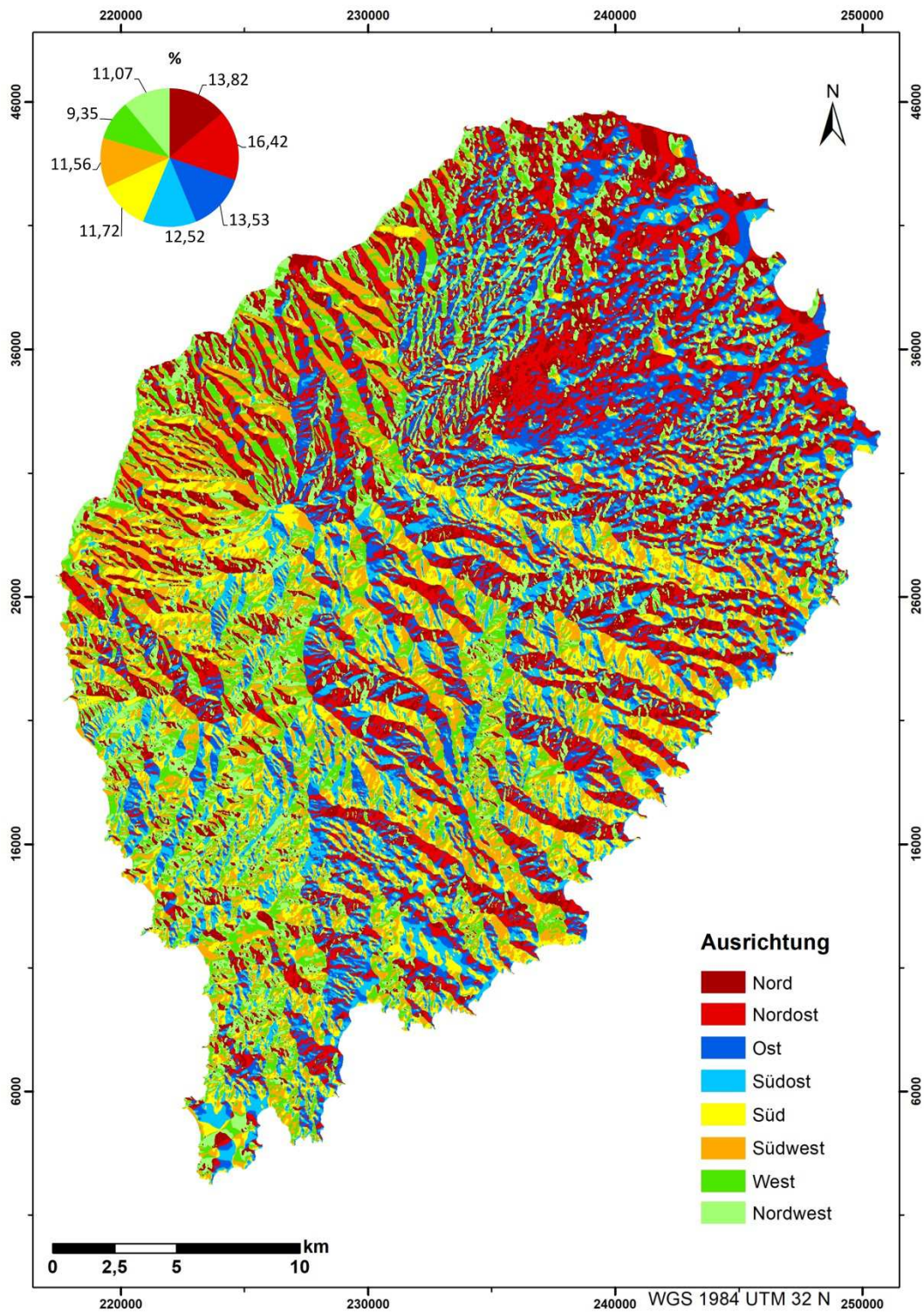


Abb. 11: Darstellung der Hangausrichtung von São Tomé mit prozentualen Anteilen im Kreisdiagramm; abgeleitet vom erstellten Raster-DEM der TK25 (N: Norden; NE: Nordosten; E: Osten; SE: Südosten; S: Süden; SW: Südwesten; W: Westen und NW: Nordwesten)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Die Hangausrichtung, deren Berechnung und Visualisierung auf dem eigens erstellten 3D-Modell basiert (siehe Kapitel 3.3.1), zeigt die Komplexität der Oberflächenformenneigung von São Tomé (siehe Abb. 11). Während der flachere nordöstliche Bereich der Insel hauptsächlich klassische Hangausrichtungen bei einem weniger zerfurchtem Gelände gegen Norden, Nordosten, Osten und Südosten aufweist, zeigt das durch steile Bergkämme und tiefe Schluchten gekennzeichnete restliche Areal größere Abwechslung bei den Ausrichtungsangaben. Mit 16,42 % (138,55 km²) der Gesamtfläche neigen die meisten Flächen auf São Tomé gegen Nordosten. Mit jeweils 13,82 % (116,65 km²) und 13,53 % (114,16 km²) sind die Flächen gegen Norden und Osten geneigt. Mit einer Gesamtfläche von 105,64 km² bzw. 12,52 % neigen die Flächen nach Südosten. Mit sehr ähnlichen Flächengrößen von 98,92 km², 97,58 km² und 93,43 km² sind Areale mit einer Exposition gegen Süden, Südwesten und Nordwesten gekennzeichnet. Mit dem geringsten Anteil an der Gesamtfläche (9,35 % bzw. 78,93 km²) sind gegen Westen geneigte Flächen gekennzeichnet. Diese befinden sich hauptsächlich im Südwesten der Insel.

2.1.2 Böden

Die Böden auf São Tomé haben sich fast ausschließlich aus basaltischem Ausgangsgestein entwickelt. Da phonolithisches Material nur in kleinen Mengen in wenigen Gebieten vorkommt, hat es für die Bodenbildung kaum bis keine Rolle gespielt (vgl. SILVA 1958).

Eine rezente pedologische Studie gibt es für São Tomé nicht. Die einzigen pedologischen Feld- und Laborarbeiten wurden in den 1950er Jahren in drei Abschnitten durchgeführt. 88 oberflächige Bodenproben wurden bei der ersten Mission im Jahr 1956 von dem portugiesischen Agro-Ingenieur H. Lains e Silva entnommen und untersucht. Ein Jahr später erfolgte ein weiterer Feldaufenthalt unter Aufsicht von H. Lains e Silva, nun wurden Beprobungen ganzer Profile unternommen. Der letzte Teil der Feldstudie mit Fertigstellung der Bodenkarte erfolgte im Jahr 1958. Die „Carta dos Solos de São Tomé e Príncipe“ wurde von CARDOSO & GARCIA 1960 veröffentlicht. Die Untersuchungen sowie Ergebnisse der chemischen und physikalischen Laboranalysen sind im Buch „Carta dos Solos de São Tomé e Príncipe“ dargestellt (vgl. CARDOSO & GARCIA 1962).

Die Böden von São Tomé wurden im Rahmen der genannten Studie in acht Bodenhaupttypen eingeteilt (siehe Abb. 12). Diese wurden in weitere Untertypen klassifiziert (siehe A 1, Anhang).

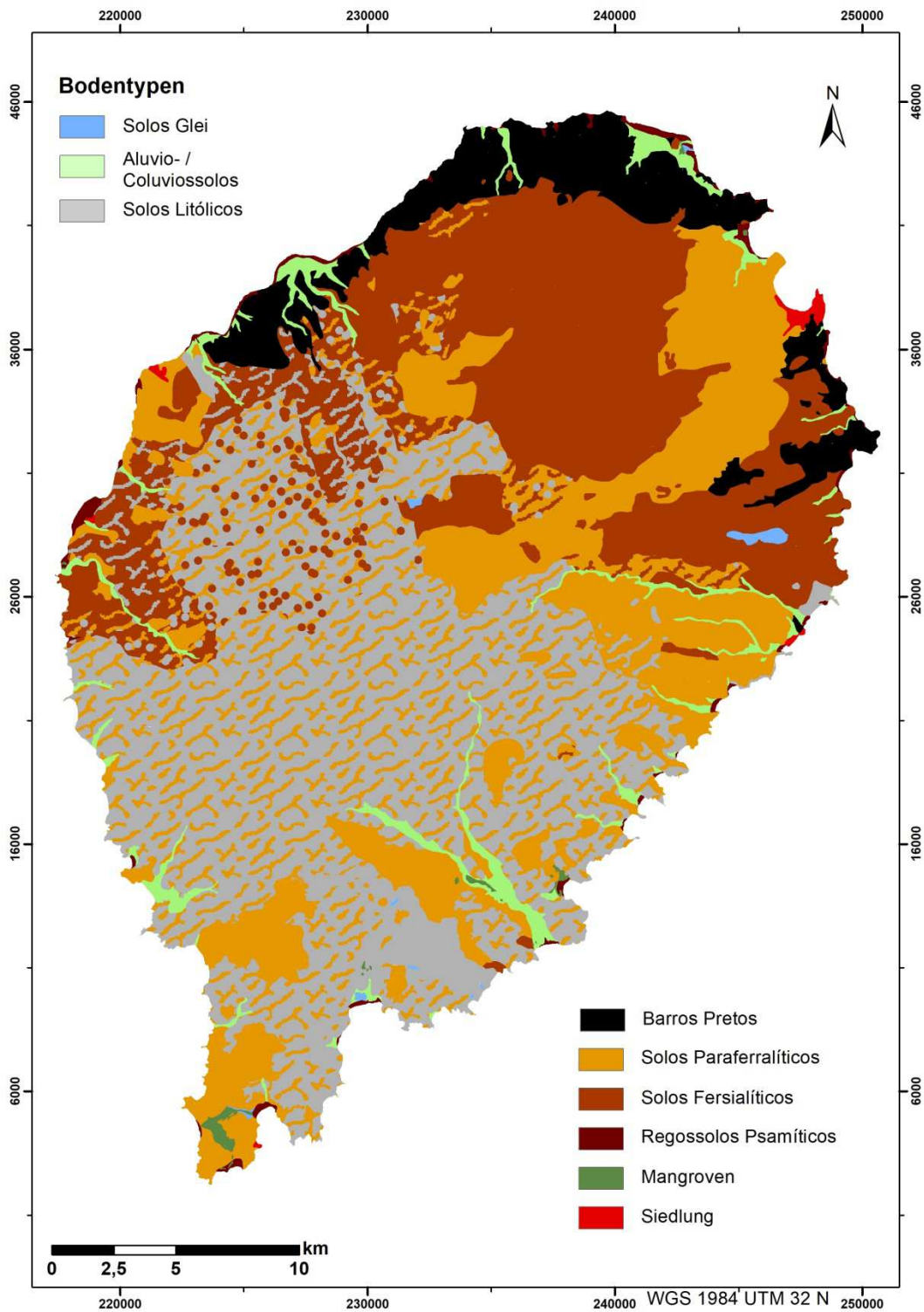


Abb. 12: Vereinfachte Bodentypenkarte von São Tomé

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1960; CARDOSO & GARCIA 1962

So gibt es zehn Untertypen der paraferalitischen Böden (Solos Paraferalíticos), neun Untertypen der tropischen fersialitischen Böden (Solos Fersialíticos Tropicais), zwei Untertypen der schwarzen Böden (Barros Pretos), vier Untertypen der Litosole (Solos

Litólicos) und zwei Untertypen der psamitischen Regosole (Regossolos Psamíticos). Nur die Gleysole, Alluviosole (Aluviosolos) und Kolluviosole (Solos de Baixas) wurden in keine Untertypen eingeteilt. Die Bodenuntertypen wurden aufgrund der Anteile von Kalk (kalkhaltig und nicht kalkhaltig), verschiedenen Farben (gelb, rot und braun) und der Mineralienhaushalte unterschieden. Auch das Ausgangsmaterial wie effusive oder eruptive Lava spielt bei der Typisierung eine Rolle.

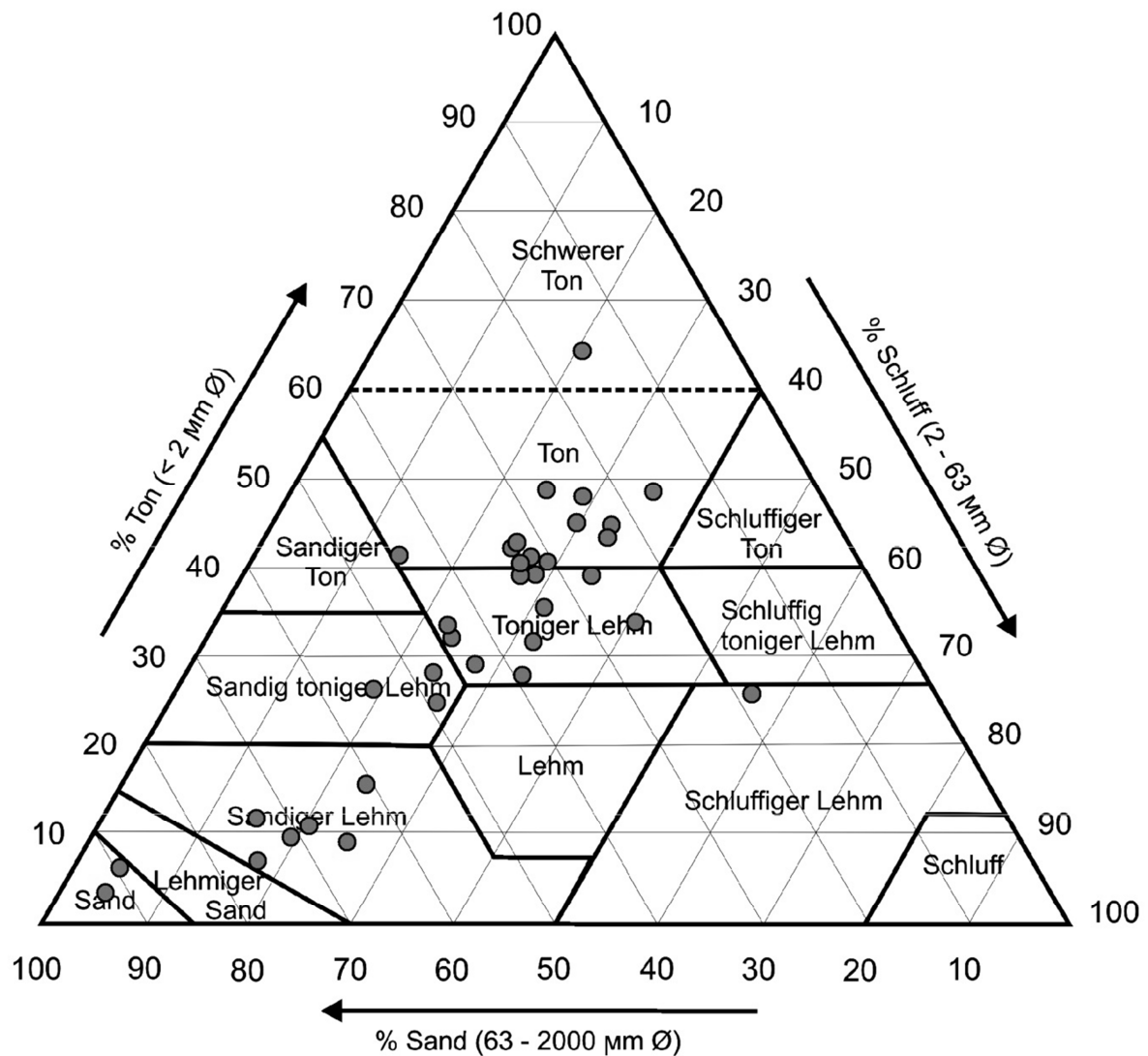


Abb. 13: Bodenart der Bodentypen und -gruppen auf São Tomé

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962; JONES ET AL. 2013

Ein großer Teil der Insel, insbesondere der stark reliefierte Zentralbereich und der Süden, ist durch mehrere gleichorts vorkommende Bodentypen gekennzeichnet. Diese Gebiete weisen keine klaren Abgrenzungen der einzelnen Bodentypen auf, da sie Eigenschaften

von zwei oder mehreren Bodentypen nebeneinander aufzeigen. Aus diesem Grund wurden in Gebieten mit Konfliktpotential Mittelwerte pedologischer Eigenschaften ermittelt und für die Bewertung und Visualisierung angewendet. Insgesamt wurden 35 verschiedene Bodentypen bzw. -gruppen ausgemacht.

Aufgrund des tropischen Klimas mit ausreichend Niederschlag und Sonneneinstrahlung durchlaufen die Böden auf São Tomé eine intensive chemische und physikalische Verwitterung. Daraus haben sich meistens tiefgründige Böden mit einem gut sortierten Spektrum der Korngrößenfraktionen entwickelt. Durch die Einordnung einzelner Böden in das Dreieck der Bodenart, ist ersichtlich, dass die meisten Böden von São Tomé ein ausgeglichenes Spektrum an Fraktionen aufweisen, sie beinhalten ähnliche Anteile sowohl an Sand und Schluff als auch an Ton. Die wenigsten Böden sind durch einen erhöhten Sandhaushalt gekennzeichnet (siehe Abb. 13).

Die pH-Werte der meisten Böden von São Tomé liegen überwiegend zwischen einem mäßig sauren bis neutralen Bereich und bieten der Vegetationsdecke ein optimales Milieu (siehe Abb. 14).

pH	Säuregrad	Puffer	dominante Kationen
2	extrem		H^+
3	sehr stark	Oxid	Al^{3+}, Fe^{3+}
4	stark	Austauscher	Al^{3+}, Ca^{2+}, K^+
5	mäßig	Silikate	Ca^{2+}, K^+, NH_4^+
6	schwach		Ca^{2+}, Mg^{2+}
7	neutral	Kalk	Ca^{2+}
8	schwach		Ca^{2+}
9	mäßig		Na^+, Ca^{2+}
10	stark	Na-Salze	Na^+
	extrem		

Die vertikale Achse zeigt die Häufigkeit der Böden mit einem Pfeil nach oben, beschriftet mit 'häufig'. Ein vertikales Balkendiagramm zeigt die Säuregradskala: 'sauer' (dunkelgrau) für pH 2 bis 7 und 'alkalisch' (hellgrau) für pH 8 bis 10.

Abb. 14: pH-Werte der Böden mit korrespondierenden Säuregraden, Puffern und dominanten Kationen

Quelle: STAHR ET AL. 2008

Einige kleinere Gebiete weisen Böden mit stark sauren pH-Werten auf. Diese Böden sind im stark besiedelten Großraum um die Hauptstadt zu finden, im Westen, Südwesten und Süden der Insel. Alle diese Gebiete erstrecken sich bis zur Küste. Ein kleineres, dennoch auffälliges Gebiet, das stark saure Böden aufweist, liegt isoliert im zentralen nördlichen

Bereich von São Tomé. Zwei kleine schwach-alkalische Bodenbereiche befinden sich im Norden der Insel. Mäßig bis stark alkalische Böden befinden sich in der Ufernähe von Flüssen, speziell in weniger steilem Gelände, häufig reichen sie bis zur Küste zum Atlantik (siehe Abb. 15, links).

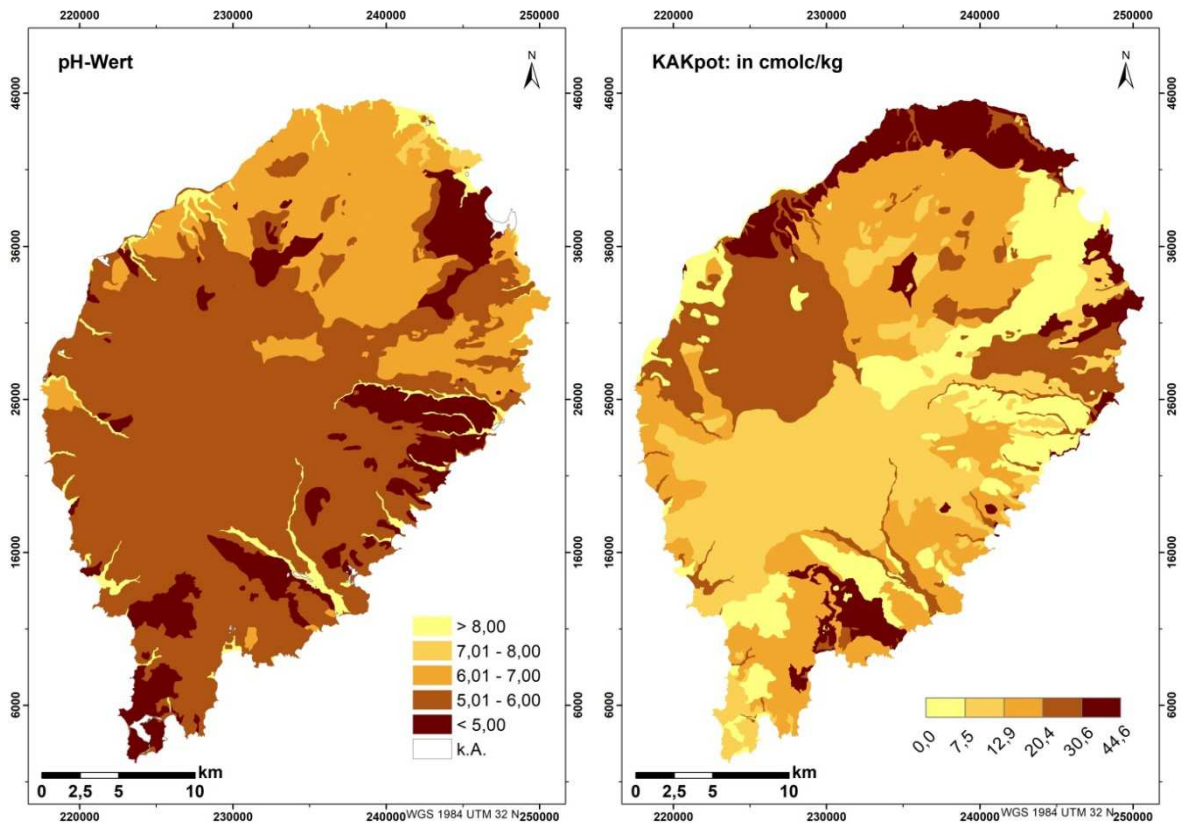


Abb. 15: pH-Werte (links), nach Säuregraden klassifiziert (Säuregrade der Abb. 14 zu entnehmen) und potentielle Kationenaustauschkapazität (in cmol_c/kg), nach geometrischem Intervall klassifiziert (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) der Böden von São Tomé (siehe Abb. 15, rechts) ist zum großen Teil durch mittlere bis hohe Werten gekennzeichnet, eine besonders gute Austauschkapazität weisen die Schwarzböden im Norden der Insel auf. Die meisten paraferalitären Böden sind dagegen durch die geringste KAK_{pot} gekennzeichnet. Die Kationenaustauschkapazität kann als Hinweis zur Bodenfruchtbarkeit genutzt werden, was auch mit der hohen potentiellen Bodenfruchtbarkeit von Schwarzerden (Barros Pretos) übereinstimmt. Bezüglich der chemischen und physikalischen Beschaffenheit, gelten die Barros Pretos als die besten Böden von São Tomé. An zweiter Stelle kommen Solos Fersialíticos, an dritter – Solos Paraferalíticos.

Dennoch haben gerade die Schwarzerden auf São Tomé eine geringere Pedogenese durchlaufen und sind nicht so tiefgründig wie die anderen Böden, da sie sich in klimatisch trockeneren Bereichen befinden und die Verwitterung einen geringeren Einfluss auf diese Böden ausübt. Ähnliche Werte (zwischen 1 und 41 cmol_c/kg) der KAK_{pot} sind bei den vulkanischen Böden der Insel Fogo (Kap Verde) ebenfalls anzutreffen (vgl. MIKULANE 2013). Da beide Inseln vulkanisches Material als bodenbildendes Ausgangsmaterial aufweisen, bewegen sich die ähnlich hohen Werte von KAK_{pot} dadurch im ähnlichen Wertespektrum. Der Unterschied zwischen beiden Inseln besteht wiederum stark in den klimatischen Gegebenheiten. Im Gegensatz zu den hohen innertropischen Niederschlägen auf der Insel São Tomé, die mit Ausnahme nördlicher Savannengebiete fast im gesamten Inselgebiet ganzjährig eintreten, werden auf der Kapverdischen Insel Fogo im Mittel nur zwei bis drei Regentage pro Jahr gezählt. Mit Ausnahme der Schwarzerden auf der nördlichen Hälfte von São Tomé, sind die Böden durch eine größere Tiefe (fast bis zu 2 m) gekennzeichnet (siehe Abb. 16, links).

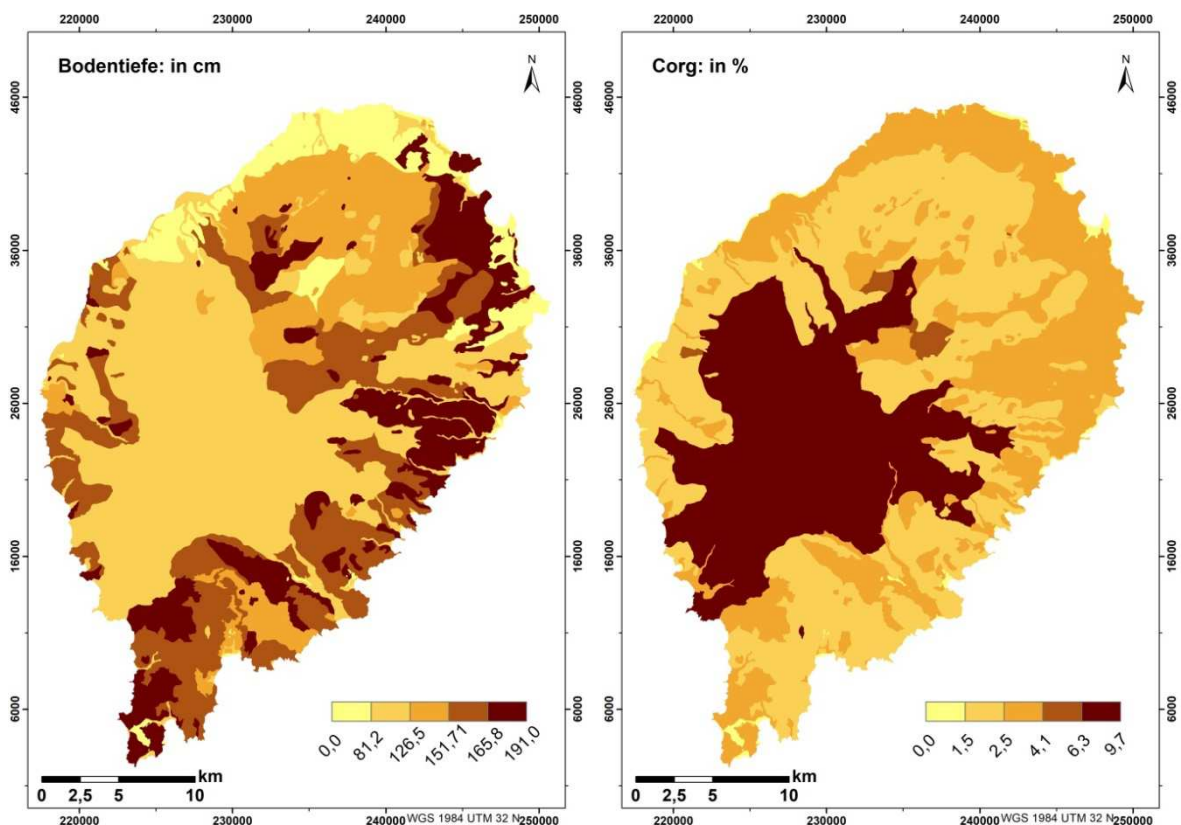


Abb. 16: Durchschnittliche Bodentiefe in cm (links) und organischer Kohlenstoff in % (rechts), beide Merkmale nach geometrischem Intervall klassifiziert

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1960; CARDOSO & GARCIA 1962

Sogar der zentrale Bereich der Insel, der eine hohe Reliefenergie besitzt, weist Bodentiefen zwischen ca. 81 und ca. 126 cm auf. Diese tiefgründige Bodenentwicklung ist wiederum auf die intensiven Verwitterungsvorgänge des innertropischen Klimas mit ausreichend Feuchtigkeit und Temperatur zurück zu führen.

Laut der pedologischen Studie von CARDOSO & GARCIA 1962 befinden sich die Böden mit dem höchsten Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im zentralen Bereich der Insel (siehe Abb. 16, rechts). Dieser Bereich von São Tomé ist durch einen naturnahen Natürlichkeitsgrad gekennzeichnet (siehe Tab. 36, Kapitel 4.3.2.4 „Hemerobie – Einflussparameter der Exponierung“).

2.1.3 Klima und Hydrologie

Klimatisch befindet sich die Insel São Tomé im äquatorialen Einflussbereich und kann als feucht-tropisch bezeichnet werden. Zu den Faktoren, die das lokale Klima prägen, gehören die Auswirkungen der Äquatorialen Tiefdruckrinne bzw. der Innertropischen Konvergenzzone (ITCZ), der Einfluss der Monsunwinde und des warmen Meeresstroms im Golf von Guinea sowie das Relief von São Tomé (vgl. SILVA 1958).

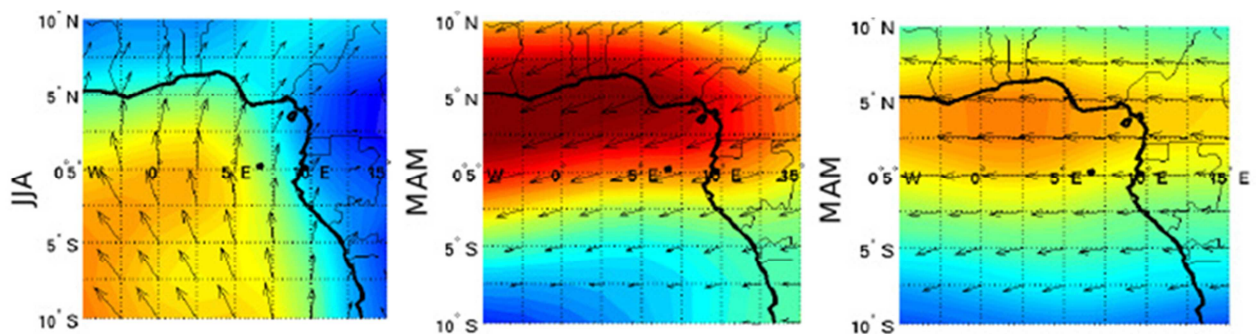


Abb. 17: Windsysteme über São Tomé: SE-Passat (1.000 hPa, 0 m, am stärksten Juni, Juli, August) – Westafrikanisches Monsunsystem (links); Afrikanischer Oststrahlstrom (700 hPa, 3.000 m, am stärksten März, April, Mai) – Afrikanischer Easterly Jet (Mitte) und Obertroposphärischer Ostjet (500 hPa, 5.000 m, am stärksten März, April, Mai) – Tropical Easterly Jet (rechts)

Quelle: TADROSS & TUMMON 2009

Laut TADROSS & TUMMON 2009 gehören die ganzjährigen bodennahen Südostpassate zu den dominierenden Winden im Golf von Guinea und damit auch auf São Tomé. Ihre höchsten Geschwindigkeiten erreichen sie in den Monaten Juni, Juli und August, wenn die

ITCZ ihre höchste nördliche Position erreicht. Aufgrund der Nähe des Afrikanischen Kontinents wehen die Südostpassate über São Tomé mehr von südlicher Richtung. Diese Winde gehören zum Westafrikanischen Monsunsystem (siehe Abb. 17, links). In einer Höhe von ca. 3.000 m ist der troposphärische Afrikanische Oststrahlstrom (Easterly Jet) dominant. Diese Winde resultieren aus dem Temperaturgradienten, der zwischen dem Golf von Guinea und der Sahara entsteht. In den Monaten März, April und Mai ist der Gradient am größten, da dann die Meeresoberflächentemperaturen im Golf von Guinea am niedrigsten sind und die Sahara die höchsten Temperaturen aufweist. In diesen Monaten erreichen die Winde ihre Höchstgeschwindigkeiten. Auch der Afrikanische Oststrahlstrom bewegt sich mit der ITCZ (siehe Abb. 17, Mitte). In einer Höhe von ca. 5.000 m wehen ganzjährige Obertroposphärische Ostjets, am stärksten sind diese während der Monate März, April und Mai, ähnlich wie die darunter dominierenden troposphärischen Oststrahlwinde (siehe Abb. 17, rechts).

Die Jahresdurchschnittstemperatur auf São Tomé beträgt ca. 25,5° C (Meeresniveau). Die heißesten Monate mit durchschnittlichen Temperaturen von 26,7° C bzw. 26,6° C sind März und April. Mit 23,9° C im Durchschnitt ist der Juli der kälteste Monat auf São Tomé (vgl. SILVA 1958). Pro 100 Höhenmeter beträgt die Reduktion der Temperatur 0,76° C (vgl. CARDOSO & GARCIA 1962). Basierend darauf wurde eine isothermische Temperaturverteilung für die gesamte Insel berechnet (siehe Abb. 18). Anhand der Temperaturen wird zwischen mega-, meso- und mikrothermischen Höhenstufen unterschieden (vgl. SILVA 1958). Die megathermische Stufe erstreckt sich zwischen Temperaturbereichen von ca. 25,5° C (0 m) und 23,3° C (300 m). Die mesothermische Stufe wird durch Temperaturen zwischen 23,3° C und 14,2° C gekennzeichnet und liegt zwischen 300 m und 1.500 m. Die thermische Stufe ab einer Höhe von 1.500 m wird mikrotherm genannt und weist Temperaturen unter 14,2° C auf. Durchschnittlich fallen Temperaturen auf São Tomé in dieser Stufe nicht unter 10,4° C.

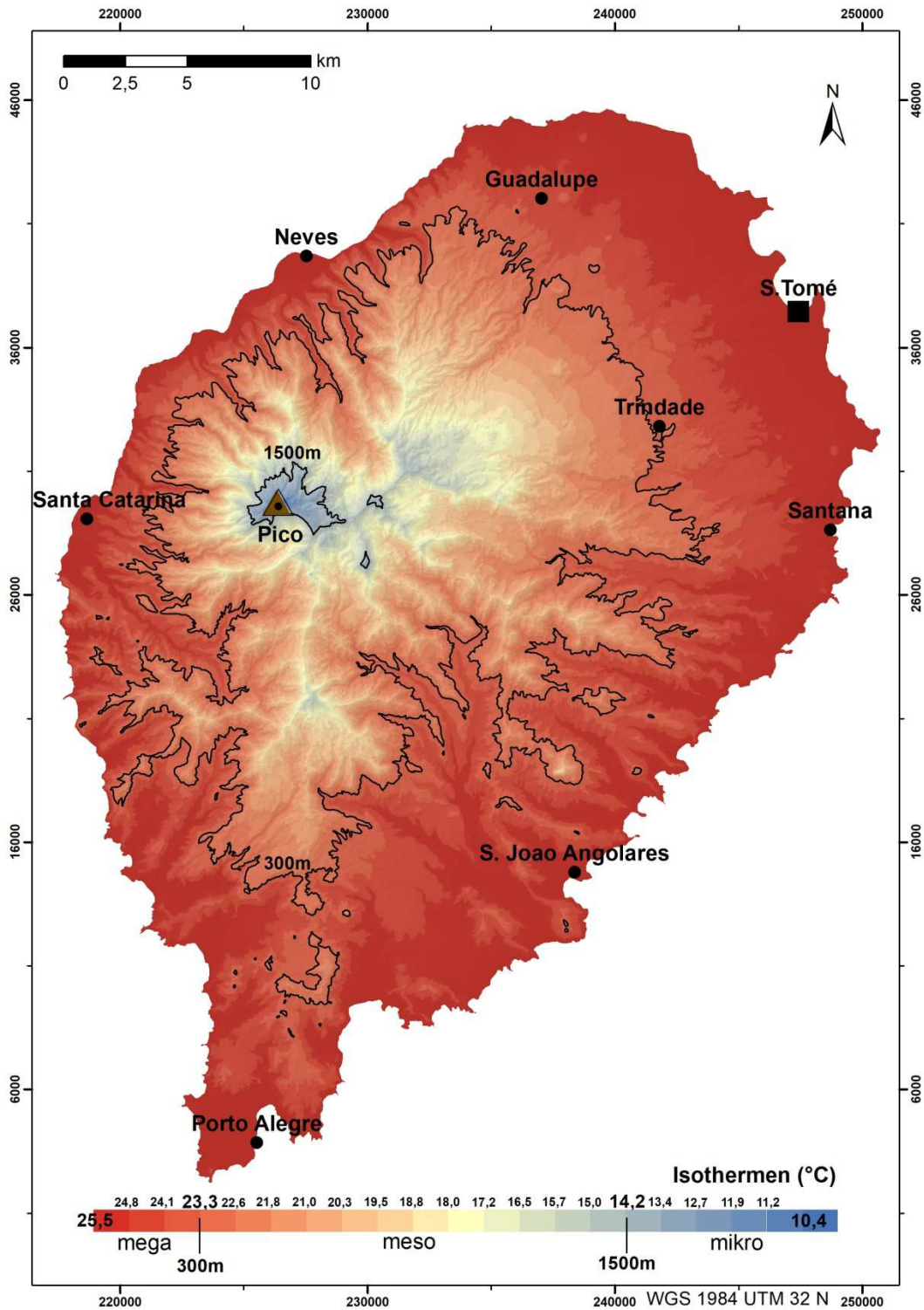


Abb. 18: Temperaturverteilung auf São Tomé (ca. 0,7 Grad °C Temperaturanstieg bzw. Abstieg pro 100 Höhenmeter)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, *MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958*; *CARDOSO & GARCIA 1962*

Vier verschiedene Klimabereiche bzw. -zonen (semiaride, subhumide, humide und superhumide Klimazonen) können nach MATOS & CASTANHEIRA 2002 auf São Tomé ausgemacht werden (siehe Abb. 19).

Das semiaride Gebiet nördlich der Stadt Guadalupe ist durch eine Savannenvegetation gekennzeichnet. Dieses ist das trockenste Gebiet der Insel und weist einen jährlichen Niederschlag zwischen 750 und 1.000 mm auf (siehe Abb. 20).



Abb. 20: Semiarider Bereich im Norden von São Tomé – Laguna Azul (Blaue Lagune) (links) und verbrannte Savannenvegetation während der trockenen Witterungsperiode (Gravana) (rechts) im Oktober 2010

Quelle: Eigene Aufnahmen

Südlich des semiariden Savannengebietes erstreckt sich im dünnen Streifen wenige Kilometer nördlich von Santa Catarina im Westen bis zu Santana im Osten die subhumide Klimazone, die durch einen jährlichen Niederschlag zwischen 1.000 und 1.500 mm gekennzeichnet ist. Die Hauptstadt der Insel befindet sich ebenfalls im subhumiden Klimabereich. Die nördlichen und nordöstlichen Gebiete von São Tomé weisen eine dominante Trockenperiode von vier bis fünf Monaten auf, diese wird lokal als Gravana bezeichnet und tritt in der Regel zwischen Mai und Oktober ein. Eine kleinere Trockenperiode (Gravanita) sorgt für trockene Tage zwischen Januar und Februar. Basierend auf Daten von CPC (Climate Prediction Center) Merged Analysis of Precipitation (CMAP) haben TADROSS & TUMMON 2009 durchschnittliche tägliche Niederschlagsmengen pro Monat von drei Dekaden (1979 – 1988, 1989 – 1998 und 1999 – 2008) eines 2,5° x 2,5° Längen- und Breitengraden großen Gebietes um São Tomé herum ausgewertet und zusammengefasst (siehe Abb. 21). Auch wenn diese Daten nicht explizit

die Insel alleine repräsentieren und nicht von lokalen Klimastationen von São Tomé stammen, ist aus der Grafik der Trend der Gravana und Gravanita ersichtlich.

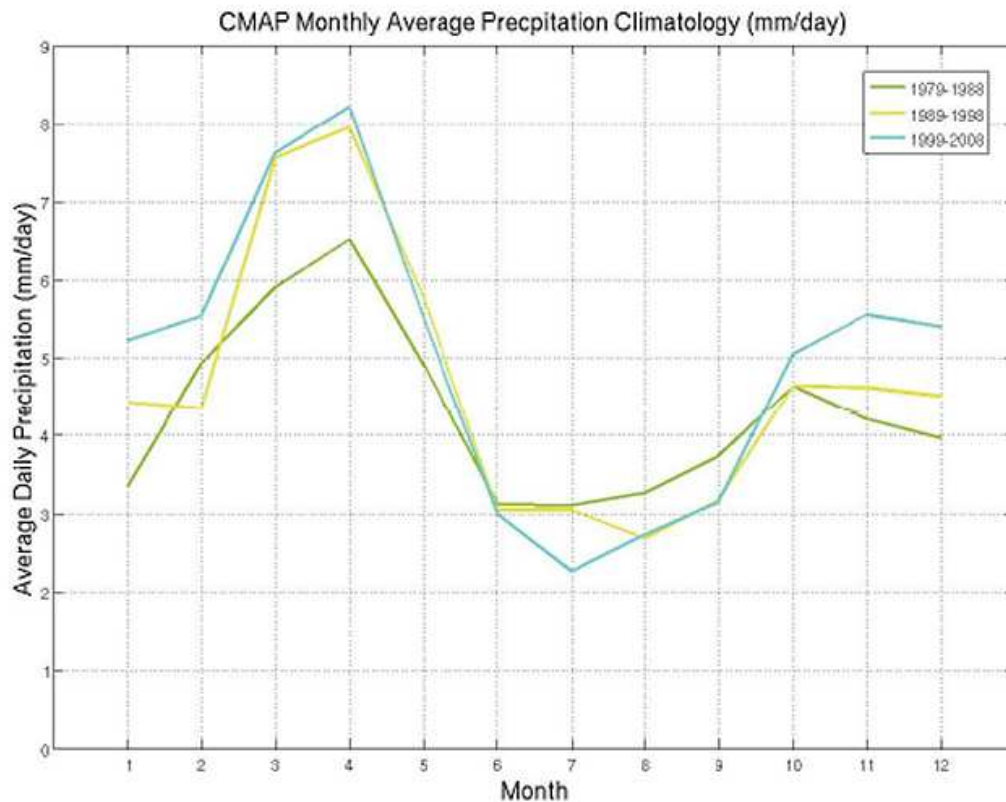


Abb. 21: Durchschnittliche monatliche Niederschlagsmengen in mm/Tag für eine Region von 2,5° Länge- und 2,5° Breitengraden um São Tomé in drei Dekaden (1979 – 1988; 1989 – 1998; 1999 – 2008)

Quelle: TADROSS & TUMMON 2009

Zwischen den Monaten bestehen deutliche Unterschiede bei Niederschlagsmengen. Ferner ist es erkennbar, dass das Niederschlagsmuster sich mit den Dekaden kontinuierlich verändert. Der Unterschied zwischen der ersten und der letzten Dekade ist eindeutig und verweist auf eine Verstärkung der klimatischen Gegensätze – die regenreichen Monate werden noch niederschlagsreicher und die trockenen Monate noch trockener.

Im Anschluss an den subhumiden Streifen schließt sich die humide Klimazone an, diese erstreckt sich über ein breiteres Gebiet, mit Ausnahme nördlich von Santa Catarina. Der humide Klimabereich ist durch jährliche Niederschläge zwischen 1.500 und 3.000 mm gekennzeichnet.

Fast die gesamte Südhälfte von São Tomé wird als super-humid bezeichnet und weist eine jährliche Niederschlagsrate zwischen 3.000 und 6.000 mm auf (siehe Abb. 22).



Abb. 22: Super-humider Bereich im Süden der Insel – Rio Caué, aufgrund der häufigen und starken Niederschläge ändert sich der Wasserpegel schnell und macht bei hohem Wasserstand die Überquerung des Flusses zu einem abenteuerlichen Unterfangen (Beide Fotos sind mit sechs Stunden Abstand am 23.11.2010 aufgenommen worden)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Die südlichen und südwestlichen Gebiete von São Tomé weisen keine Trockenperiode auf, auch während der Gravana regnet es gelegentlich bis häufig, je nach Standort – je weiter Richtung Süden oder auf größeren Höhen, desto mehr Niederschlag. Hierfür ist das Relief als lokaler Klimamacher verantwortlich (vgl. SILVA 1958), denn die Gipfel im zentralen Bereich lassen die trockenheitbringenden Winde von Norden während der Gravana-Monate nicht auf die Südseite der Insel. Andererseits stauen sich die von Süden kommenden feuchtigkeitbringenden Winde an den Bergen, wodurch die Südhälfte von São Tomé durch eine hohe Niederschlagsrate gekennzeichnet ist.

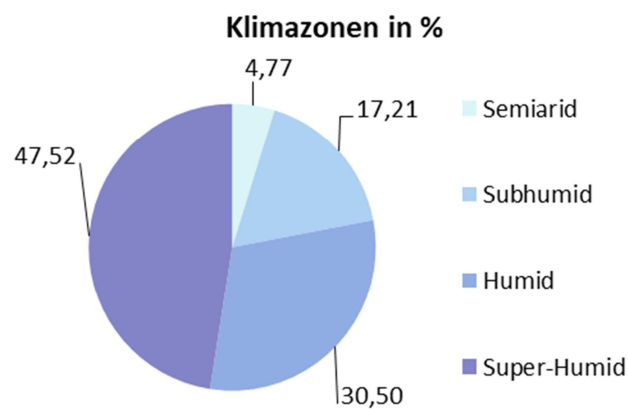


Abb. 23: Klimazonen von São Tomé in %

Quelle: Eigene Darstellung

Die flächenmäßig größten Klimazonen stellen die super-humiden mit 47,52 % und die humiden Bereiche mit 30,50 % von der Gesamtfläche dar (siehe Abb. 23). Der semiaride Bereich im Norden nimmt lediglich 4,77 % der Inselfläche ein. Der optimale klimatische Bereich für das Wohlbefinden der Menschen – die subhumide Zone, erstreckt sich auf einer Fläche von 17,21 %. In dieser Klimazone befinden sich neben der Hauptstadt, und dadurch dem größten und am dichtesten besiedelten Bevölkerungscluster, auch andere bedeutende Städte von São Tomé wie Santana, Guadalupe und Neves und unweit der Grenze zwischen subhumiden und humiden Zone – Trindade.

Die durchschnittliche relative Luftfeuchtigkeit, gemessen in der Hauptstadt São Tomé (8 m NN) variiert zwischen 92,9 % (April) und 94,8 % (Oktober). Die meisten Sonnenstunden werden in den Monaten Juni, Juli und August (Beobachtungspunkt Hauptstadt São Tomé) beobachtet (vgl. SILVA 1958).

Aufgrund des ausgeprägten Reliefs, der großen Höhendifferenzen und der klimatischen Gegebenheiten haben sich auf São Tomé sehr viele Abflussrinnen ausgebildet. In der Regel entspringen die Flüsse im bergigen Zentralbereich der Insel und fließen radial angeordnet zum Atlantik (siehe Abb. 19). Die meisten Flüsse weisen einen perennierenden Charakter auf und tragen das ganze Jahr über Wasser. Nur wenige kleinere Rinnen, die im semiariden Norden der Insel aufzufinden sind, können als periodisch und episodisch bezeichnet werden und sind gelegentlich durch trockenes Flussbett gekennzeichnet. Der längste Fluss von São Tomé – der Rio Io Grande, entspringt südlich des höchsten Gipfels (Pico de São Tomé) im Zentrum der Insel, fließt Richtung Südosten und mündet in den Atlantischen Ozean bei Praia Io bzw. Ilheu Grande. Zusammen mit allen Nebenflüssen erreicht Io Grande eine Gesamtlänge von 277,72 km. Eine Länge von über 100 km inklusive Nebenflüsse weisen weitere drei Flüsse von São Tomé auf – Rio Abade (126,26 km), Rio Lemba (114,35 km) und Rio do Ouro (111,35 km). Rio Abade, als zweitlängster Fluss, entspringt in der Nähe der Lagoa Amélia im Nordosten der Insel, fließt in östlicher Richtung und mündet bei Praia Amador im Atlantik. Rio Lemba entspringt unweit des 1.349 m hohen Gipfels Charuto im zentralen Bereich der Insel, entwässert in westlicher Richtung und mündet bei Lembá, unweit von Punta Furada im Ozean. Rio do Ouro, als viertlängster Fluss São Tomés, entspringt ähnlich wie Rio Abade in der Nähe von Lagoa Amelia, entwässert nördlich-nordöstlich und mündet im Atlantik bei Fernão Dias, zwischen Ponta Fernão Dias und Praia do Micoló. Das höchste Gefälle weisen Flüsse auf, die von Zentrum der Insel Richtung Nordwesten, Westen, Südwesten, Süden und Südosten entwässern. Das Gefälle Richtung Norden, Nordosten und Osten ist erheblich geringer,

daher zeichnen sich Flüsse, die in diese Richtungen entwässern, durch eine ruhigere Fließgeschwindigkeit und mehr Mäander aus.

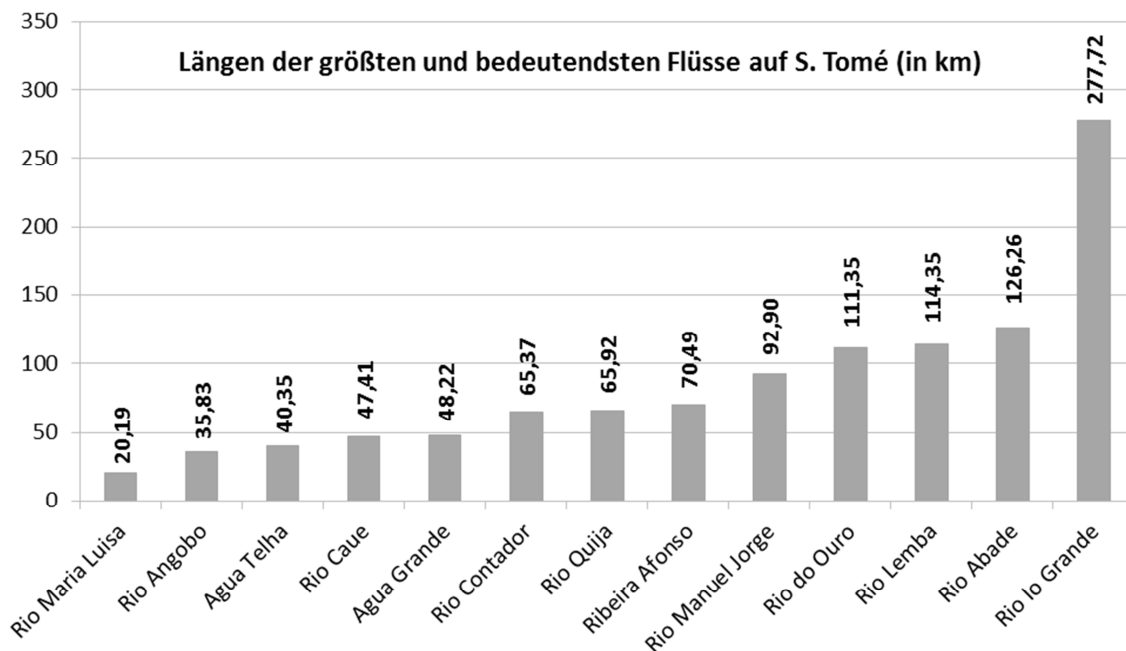


Abb. 24: Die größten und bedeutsamsten Flüsse von São Tomé mit Längenangaben in Kilometer

Quelle: Eigene Darstellung

Im Diagramm der Abb. 24 sind weitere wichtige Flüsse von São Tomé mit Längenangaben in Kilometer angegeben. Eine räumliche Übersicht aller Abflussrinnen von São Tomé, mit Betonung auf die längsten und bedeutendsten Flüsse ist zusammen mit der klimatischen Zonierung in der Abb. 19 dargestellt.

2.1.4 Vegetation

Aufgrund der geographischen Lage am Äquator und des tropischen Klimas befindet sich auch auf São Tomé ein Teil des afrikanischen Regenwaldes. Dieser wird in Tieflandregenwald, der sich von Meeresniveau bis ca. 800 m Höhe erstreckt, in Bergregenwald (800 m – 1.400 m) und in Nebelwald, der über 1.400 m bis zum Pico de São Tomé reicht, eingeteilt.

Bei einer Bewertung 75 gefährdeter tropischer Wälder Afrikas bezüglich deren Schutzwichtigkeit durch The International Council for Bird Preservation (ICBP) wurden

die Wälder São Tomés auf Rang zwei platziert und dadurch als besonders bedeutend aus biologischer Sicht erklärt (vgl. MINRE 2016; PYRCZ 1992).

Zu den charakteristischen autochthonen Gewächsen des Tieflandregenwaldes (0 – 800 m) auf São Tomé gehören Pflanzen der Wolfsmilchgewächse (*Euphorbiaceae*) wie mangue d'obô (*Protomegabaria macrophylla*). Des Weiteren gehören folgende Pflanzen zu der Vegetation dieses Waldtypus (vgl. ECOFAC 2009):

- Pau cabolé (*Anisophyllea cabole*) (endemisch), der aktuell in der Roten Liste der Weltnaturschutzunion IUCN als vulnerabel (VU) eingetragen ist;
- *Anthocleista macrocalyx* (endemisch), der zu der Familie der Brechnussgewächse gehört;
- Pau fede (*Celtis prantlii*);
- são-toméischer Pfirsichbaum (*Chytranthus manni*) (endemisch), der in der Roten Liste als gering gefährdet (Near Threatened – NT) klassifiziert ist;
- *Drypetes glabra* (endemisch), der zur Familie Putranjivaceae gehört (VU);
- *Polycias quintasii* (endemisch), aus der Familie der Araliengewächse, der als stark gefährdet in der Roten Liste (Endangered – EN) Eintrag gefunden hat;
- *Rinorea chevalieri* (endemisch), aus der Familie der Veilchengewächse;
- *Xanthoxylum thomense* (endemisch), der zur Familie der Rautengewächse gehört und die
- Zuckerpflaume (*Uapaca guineensis*).

Unter den Lianen, Sträuchern und Gräsern finden sich folgende Pflanzen in dem Tieflandregenwald:

- *Cissus curvipoda* (endemisch), Weinrebengewächse;
- *Cyperus sylvicola*, Familie der Sauergrasgewächse;
- *Dichapetalum bocageanum* (endemisch), Familie der Dichapetalaceae (VU);
- *Leea tinctoria* (endemisch), Familie der Weinrebengewächse (NT);
- *Mussaenda tenuiflora*, Familie der Rötengewächse und
- *Rhabdophyllum arnoldianum* var. *quintasii*, Familie der Grätenblattgewächse bzw. Nagelbeergewächse.

Die Bergregenwälder (800 – 1.400 m) sind durch hohe Bäume und dichte Baumkronen gekennzeichnet. In höheren Lagen kommen Lianen, Moose, Epiphyten, Farnpflanzen,

Begonien und Orchideen dazu. Zu der typischen autochthonen Vegetation der Bergregenwälder gehören (vgl. ECOFAC 2009):

- Macambrará (*Craterispermum montanum*) (endemisch), zur Familie der Rötegewächse gehörend und als vulnerabel klassifiziert;
- *Discoclaoxylon occidentale* (endemisch), Familie der Wolfsmilchgewächse (VU);
- Coedanum (*Erythrococca molleri*) (endemisch), gehört ebenso zur Familie der Wolfsmilchgewächse (NT);
- *Pauridiantha insularis* (endemisch), Familie der Rötegewächse (VU);
- *Paveta monticola*, Familie der Rötegewächse;
- Cata-d'obô (*Tabernaemontana stenosphon*) (endemisch), Familie der Hundsgiftgewächse (NT);
- *Thecacoris manniana*, Familie der Phyllanthaceae;
- *Thecacoris stenopetala*, Familie der Moringaceae;
- Cacau d'obô (*Trichilia grandifolia*) (endemisch), Familie der Mahagonigewächse (NT);
- *Angraecum doratophyllum* (endemisch), eine Orchideenart (EN);
- Begonia (*Begonia baccata*) (endemisch);
- *Calvoa crassinoda*, Familie der Schwarzmundgewächse;
- *Cyperus sylvicola*, Familie der Sauergrasgewächse;
- *Impatiens buccinalis*, gehören den Heidekrautartigen an;
- *Impatiens thomensis* (endemisch), Familie der Balsaminengewächse;
- *Mapania ferruginea*, Familie der Sauergrasgewächse (VU);
- *Palisota pedicellata*, Familie der Commelinengewächse;
- *Sabicea ingrata* (endemisch), Familie der Rötegewächse;
- *Sabicea exellii*, Familie der Rötegewächse;
- Wasserbirne (*Syzygium guineense*), Familie der Myrtengewächse;
- *Polystachya parviflora* (endemisch), Familie der Orchideen und
- *Polystachya ridleyi*, ebenso zu der Familie der Orchideen angehörend.

Zu den typischen Pflanzen um den Krater Lagoa Amélia (1.430 m) gehören verschiedene Gräser:

- *Panicum brevifolium*, Familie der Süßgräser;
- *Panicum hochstetteri*, ebenso Pflanzen der Familie der Süßgräser;
- Zyperngras, *Cyperus articulatus*;
- *Poligonum salicifolium*, Familie der Knöterichgewächse;

- *Tristemma mauritianum*, Familie der Schwarzmundgewächse;
- Farne aus Familien der Tüpfelfarngewächse und *Hymenofoliácea*;
- *Bulbophyllum cocleatum* var. *tenuicaule*, Familie der Orchideen;
- *Dinklagella liberica*, gehört ebenso der Familie Orchideen an;
- *Solenangis clavata*, Familie der Orchideen;
- *Heteradelphía paulowilhelmia* (endemisch), Strauchpflanze, die zu der Familie der Akanthusgewächse gehört;
- *Rapanea melonophoeos*, ebenso ein Strauchgewächs und
- *Schefflera mannii*, gehört zu Familie der Araliengewächse (VU).

Die Typischen ursprünglichen Pflanzen der Nebelwälder (1.400 – 2.024 m) von São Tomé sind kleinere Bäume oder Sträucher, verschiedene Farne, Flechten und Epiphyten. Aufgrund der Höhe, sind die Temperaturen niedrig und, schon dem Waldnamen nach herrscht in diesen Wäldern häufig Nebel. Folgende charakteristische Pflanzen kommen in diesem Ökosystem vor (vgl. ECOFAC 2009):

- *Balthasaria mannii* (endemisch), eine Pflanze der Heidekrautartigen (VU);
- *Podocarpus mannii* (endemisch), são-toméische Kiefer, die als vulnerabel klassifiziert ist;
- *Erica thomensis* (endemisch), Familie der Heidekrautgewächse;
- *Lobelia barnsii* (endemisch), eine Riesenlobelie
- *Psychotria guerkeana* (endemisch), zu den Brechsträuchern gehörend, auch als vulnerabel auf der Roten Liste
- *Psychotria nubicola* (endemisch), zu den Rötengewächsen gehörend;
- *Cinchona ledgeriana*, Familie der Rötengewächse;
- *Cinchona pubescens*, Familie der Nachtschattengewächse;
- *Quebra machado* (*Homalium henriquensii*);
- *Pau formiga* (*Pauridiantha floribunda*);
- *Cacau de obô* (*Pseudogrostis achys africana*);
- *Teiateia* (*Rothmannia urcelliformis*);
- *cata-obô* (*Tabernaemontana stenosphon*) (endemisch) (NT);
- *Calvoa crassinoda* (endemisch), Familie der Schwarzmundgewächse;
- *Croton stelluliferus* (endemisch), Familie der Wolfsmilchgewächse;
- *Tchapo-tchapo d'obô* (*Peddiea thomensis*) (endemisch), Familie der Seidelbastgewächse;

- *Pilea manniana*, Familie der Brennnesselgewächse;
- *Polyscias quintasii* (endemisch), Familie der Araliengewächse;
- Liane Cola de Macaco (*Trichilia grandifolia Oliv.*) (endemisch) und
- *Allophylus africanus*, aus der Familie der Seifenbaumgewächse.

Die rezente Vegetation auf São Tomé besteht aus vielen ursprünglichen und endemischen Arten sowie aus zahlreichen eingeführten Arten (Neophyten), die seit der Entdeckung der Insel zur Erweiterung der floralen Bestände kontinuierlich beigetragen haben. Zu den ursprünglichen Arten auf São Tomé zählt beispielsweise auch die im Golf von Guinea endemische Ölpalme (*Elaeis guineensis*), die heute die Monokultur der Ölpalmenplantagen im Süden der Insel bildet. Zu den eingeführten Arten zählen z.B. das Zuckerrohr (*Saccharum officinarum*), der Kaffee (*Coffea arabica*), der Kakao (*Theobroma cacao*), die Banane (*Musa spp.*), der Ingwer (*Zingiber officinale*) die Dattelpalme (*Phoenix dactylifera*), der Feigenbaum, (*figus carica*), die Weinrebe (*Vitis vinifera*), die Quitte (*Cydonia oblonga*), verschiedene Zitruspflanzen (*citrus spp.*), der Olivenbaum (*Olea europaea*), der Pfirsich (*Amygdalus persicus*), der Mandelbaum (*Prunus amygdalus*) und die Kokospalme (*Cocos nucifera*) (vgl. SILVA 1958).

Je nach Pflanzenformationen wird zwischen: Primär-, bzw. Altwald, Sekundärwald, Schattenwald, Savanne und Mangroven unterschieden.



Abb. 25: Altwaldvegetation in einer Höhe von ca. 1.500 Metern (tropischer Nebelwald) (links) sowie Blick auf den höchsten Punkt der Insel – den Pico de São Tomé, der häufig durch Nebel und Wolken verhangen ist (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Der Primär- bzw. Altwald befindet sich heute auf São Tomé nur noch in den steileren und höheren Lagen um Pico de São Tomé sowie in den südwestlichen Bereichen der Insel und erstreckt sich vom Tieflandregenwald über den Bergregenwald bis zum Nebelwald (siehe Abb. 25). Circa 85 % des Altwaldes liegt innerhalb des insgesamt 244 km² großen Nationalparks Obô (LIMA ET AL. 2014a).

Nach dem Ende der kolonialen Ära auf São Tomé ab 1975 wurden große Flächen der Kakaoplantagen verlassen. Der nicht mehr aktiv genutzte Schattenwald hat mit der Zeit einen natürlichen Prozess der Renaturierung durchlaufen und ist heute durch Reste der Plantagenvegetation wie ehemals kultivierten schattenspendenden Bäumen sowie dichten Büschen und Lianen der zurückkehrenden Altwaldvegetation, gekennzeichnet (siehe Abb. 26).

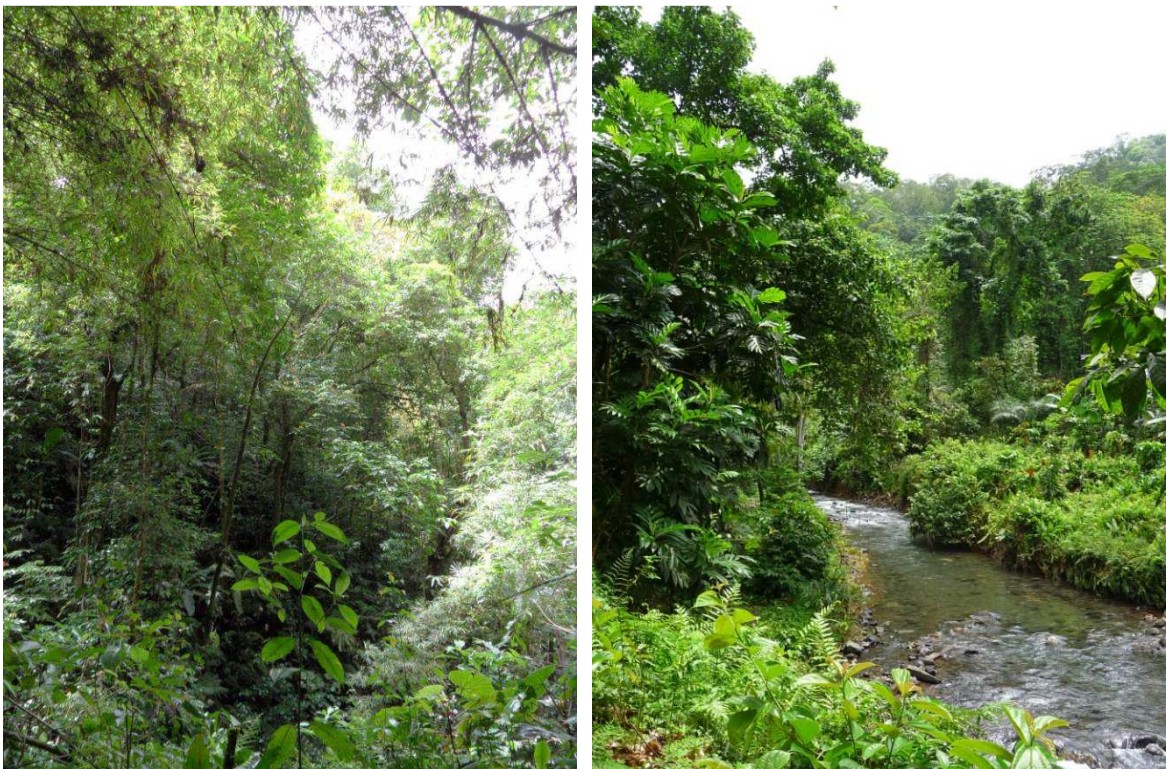


Abb. 26: Sekundärwald, mit typischen Pflanzen wie *Bambusa vulgaris* (links), was aufgrund des schnellen Wachstums zu Hangstabilisierung nach der Entwaldung angepflanzt wurde, und Brotfruchtbaum (*Artocarpus altilis*) (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Einige Jahre nach dem Verlassen der Plantagen überdauern auch Bananenstauden, Kakao- und Kaffeesträucher, die mit der Zeit in immer geringerer Zahl in den Sekundärwäldern anzutreffen sind. Diese ehemals kultivierten und heute der Natur überlassenen Plantagen

haben sich zu einem ganz speziellen Ökosystem entwickelt – einer Mischung aus Kultur- und Naturland. Solche ehemaligen Kulturlandschaften, die heute in der Dichte und dem Artenreichtum sogar dem Primärwald gleichen, werden auf São Tomé Capoeiras genannt (vgl. CARVALHO 1974b). Durch die Renaturierung erhöht sich der Pflanzenreichtum der ehemaligen Plantagen, was wiederum die Böden stabilisiert und mit Nährstoffen anreichert. Dadurch stieg die Widerstandsfähigkeit gegenüber erosiven Niederschlägen und Degradation. Durch die erhöhte Pflanzenvariabilität und dem Charakter eines ungestörten Habitats wird auch das Spektrum der faunistischen Biodiversität vergrößert und erweitert. Insbesondere endemische Tierarten werden immer häufiger in dem Ökosystem angetroffen. Eine Fläche von ca. 14,35 % kann auf São Tomé zu einer rezenten Sekundärwaldlandschaft gezählt werden. In Capoeira können unter anderem folgende eingeführte Pflanzenarten angetroffen werden: gemeiner Bambus (*Bambusa vulgaris*), Trompetenbaum (*Cecropia peltata*), Dama da Noite (*Cestrum laevigatum*), Drachenbaum (*Dracaena arborea*), falsche Assegai (*Maesa lanceolata*), Upasbaum (*Antiaris welwitschii*), Brotfruchtbaum (*Artocarpus altilis*), Jackfruchtbaum (*Artocarpus heterophyllus*), Sandpapierbaum (*Ficus exasperata*), Figo-de-Porco (*Ficus mucoso*), Seidengummibaum (*Funtumia Africana*), Schwefelbaum (*Morinda lucida*), Peitschenstockbaum (*Oxyanthus speciosus*), Afrikanische Ölbohne (*Pentaclethra macrophylla*), Afrikanische Muskatnuss (*Pycnanthus angolensis*) und Okwabaum bzw. Afrikanischer Brotfruchtbaum (*Treculia africana*). Auch einige ursprüngliche Arten des natürlichen Waldes wie Kapokbaum (*Ceiba pentandra*), Afrikanischer Teakbaum (*Chlorophora excelsa*) und Kamerunbaum (*Scytopelatum camerunianum*) können in den Sekundärwäldern angetroffen werden (vgl. ECOFAC 2009).

Mit 35,99 % der Gesamtfläche ist Schattenwald heute der flächenmäßig dominierende Landbedeckungstyp auf São Tomé (siehe Abb. 27). Unter Schattenwald wird eine Form von Landwirtschaft verstanden bei der Bäume mit breiter Krone angepflanzt werden, hauptsächlich Eritrinas (*Erythrina spp.*), um Kakao (*Theobroma cacao*), Kaffee (*Coffea spp.*) und teils auch Bananen (*Musa spp.*) Schatten zu spenden, da diese keine direkte Sonneneinstrahlung vertragen. Brotfruchtbaum (*Artocarpus comunis*), Afrikanisches Krabbenholz (*Carapa procera*), Westindische Zedrele (*Cederela odorata*), Pau-figo (*Ficus sidiifolia*), Afrikanischer Teakbaum (*Milicia excelsa*) und Afrikanische Ölbohne (*Pentaclethra macrophylla*) sind weitere Bäume mit einen kommerziellen Wert, die in Schattenwäldern zu finden sind. Die Krautschicht wird durch Wolfsmilchgewächs (*Acalypha ciliata*), Spreu-Blume (*Chytranthus aspera*), Tagblume (*Commelina difusa*),

Langer Koriander (*Eryguim foetidum*), Panikgras (*Panicum spp.*) und breitblättriges Borstengras (*Setaria chevalieri*) vertreten (vgl. ECOFAC 2009).



Abb. 27: Schattenwald mit charakteristischen Korallenbäumen (*Erythrina poeppigiana/variegata*) in Rot-Orange, angepflanzt als Schattenspender für Kakao- sowie Kaffeekulturen, Kakaopflanzen im Vordergrund (links) sowie Blick von der Straße aus auf die Pflanzenstockwerke (Kakao, Bananen, Brotfruchtbäume) eines intensiv bewirtschafteten Schattenwaldes (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Die Savannenlandschaften befinden sich im Norden von São Tomé und sind durch große offene Grasländer sowie geringen Anteil an Bäumen und Sträuchern gekennzeichnet (siehe Abb. 28).



Abb. 28: Savannenlandschaft mit afrikanischen Affenbrotbäumen bzw. Baobabs (*Adansonia digitata*) während der Regenzeit (März 2013) im Norden von São Tomé mit Blickrichtung zum Atlantik (links) sowie sanfte Hügellandschaft der Savanne mit Blickrichtung in das Landesinnere (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Während der Gravana-Monate im Nordsummer, sind die Gräser im trockenen Zustand und unterliegen Brandgefahr. Die Savannenlandschaft ist nicht natürlich auf São Tomé, sie ist als Folge intensiver anthropogener Eingriffe in die Umwelt während der Phase der Zuckerrohrplantagen durch Zerstörung der ursprünglichen Biozönose, entstanden (vgl. ECOFAC 2009). Die Savanne ist durch eine hohe Zahl an eingeführten Pflanzen gekennzeichnet. Folgende Pflanzen sind charakteristisch für die Savannenvegetation auf São Tomé (vgl. ECOFAC 2009):

- Afrikanischer Affenbrotbaum (*Adansonia digitata*)
- Äthiopische Palmyrapalme (*Borassus aethiopum*)
- Afrikanischer Kokabaum (*Erythroxylum emarginatum*)
- Echte Guave (*Psidium guajava*)
- Tamarindenbaum (*Tamarindus indica*)
- Bittere Blattpflanze (*Vernonia amygdalina*)
- Talgholz oder gelbe Pflaume (*Ximenia americana*)
- Große Jujube (*Ziziphus abyssinica*)
- Tussockgras (*Heteropogon contortus*)
- Guinea Gras (*Panicum maximum*)
- Perlhuhngras (*Rottboellia exaltata*)
- Palisanderholz (*Dalbergia ecastaphyllum*)
- Lindenblättriger Eibisch (*Hibiscus tiliaceus*)



Abb. 29: Mangroven im Nordosten von São Tomé (2010); das Müllproblem auf der Insel ist mittlerweile überall bemerkbar, auch in den Wurzeln von Mangroven werden Plastikmüllfragmente aufgefangen

Quelle: Eigene Aufnahmen

An den Küsten der Savannen, an Flussmündungen, haben sich auch Halophyten wie Schwarze Mangroven (*Avicennia germinans*) und Weiße Mangroven (*Rhizophora racemosa*) entwickelt (siehe Abb. 29). Diese zwei Arten befinden sich auch in anderen Orten auf São Tomé abseits der Savanne, wo Mangroven vorkommen (z.B. Porto Alegre und Lagoa Malanza).

Zwischen der Savanne und den feuchten Wäldern hat sich der Trockenwald ausgebildet. Ähnlich wie in der Savanne, besteht auch für den Trockenwald Brandgefahr. Dieser kommt nur auf der Nordseite der Insel vor und erstreckt sich über kleine Gebiete. Für diesen Vegetationstyp sind folgende Laubbäume charakteristisch (vgl. ECOFAC 2009):

- Figo Porco (*Ficus mucoso*), der auch im Sekundärwald vorkommt,
- Afrikanischer Teakbaum (*Milicia excelsa*), der auch in den Schattenwäldern vorkommt und
- *Spondias microcarpa*, ein Baum, gehörend zur Familie der Sumachgewächse.

Zu den typischen Sträuchern gehören:

- Schnupftabakbaum oder Spiegelei (*Oncoba spinosa*) und
- *Ophiobotrys zenkeri*, ein Baum, gehörend zu der Familie der Weidengewächse.

Eine besondere Stellung auf São Tomé haben viele Medizinpflanzen mit heilender Wirkung. Diese wachsen zum größten Teil im Primärwald, aber auch im Sekundärwald (vgl. MINRE 2016):

- Chinarindenbaum (*Cinchona spp.*); bei Malaria und Blutergüssen;
- Iobo (*Monodora myristica*);
- Voacangastrauch (*Voacanga Africana*);
- Teufelspeitsche (*Achyranthes aspera*), um Blutungen zu stoppen;
- Indisches Blumenrohr (*Canna indica*), bei Krätze;
- Schlangenzwurz (*Rauvolfia dichotoma*), bei Malaria und Diabetes;
- Dama da Noite (*Cestrum laevigatum*), bei Krätze;
- Macambrará (*Craterispermum montanum*), aphrodisierend;
- Pau três (*Allophylus africanus*, *Allophylus grandifolius*), aphrodisierend und bei Malaria;
- Drüsengänsefuß (*Chenopodium ambrosioides*), zur Entwurmung, bei Diarrhöe und Prellungen sowie
- Kalanchoe pinnata (*Bryophyllum pinnatum*), bei Prellungen.

Aufgrund der Isolation vom afrikanischen Festland, der Insellage, der Orographie und der geographischen Situation, entwickelte sich São Tomé zu einem Biodiversitäts-Hotspot mit vielen endemischen (nur auf São Tomé vorkommenden) Arten der Flora und Fauna (siehe Abb. 30) insbesondere Vögel, Amphibien und Pflanzen (vgl. MINRE 2016).



Abb. 30: Endemische Arten auf São Tomé; Cobra Bôbô oder Blindwühle bzw. Schleichenlurch (*Schistometopum thomensis*) im Nationalpark Obô (links); Kitoli oder São Tomé Zwergeule (*Otus hartlaubi*) am Rande des Nationalparks (2. von links), die Frucht der Liane Cola de Macaco (*Trichilia grandifolia* Oliv.) am Rande des Nationalparks (3. von links) und *Begonia Gigante* (*Begonia crateris*) im Nationalpark Obô (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen; Kitoli von Ross Wanless

Der Anteil an endemischen Arten im Vergleich zu Fläche auf São Tomé ist sehr hoch. Über 60 endemische Wirbeltierspezies und über 100 endemische Pflanzenarten sind bis jetzt auf São Tomé dokumentiert worden (vgl. LIMA 2016). Die Tab. 2 vereint bisherige Kenntnisse über Artenzahl und Endemismus auf São Tomé.

Tab. 2: Arten und Endemismus auf São Tomé (Stand 2014); die Anzahl an Reptilien und Gefäßpflanzen beinhalten auch Individuen aus Príncipe, alle anderen Zahlen beziehen sich nur auf São Tomé

Phylogenetische Gruppen	Anzahl der Arten	Endemismus in %
Säugetiere (excl. Fledermäuse)	10	30
Säugetiere (nur Fledermäuse)	9	55
Vögel	49	57
Reptilien (inkl. Príncipe)	16	44
Amphibien	6	100
Insekten (nur Schmetterlinge)	47	38
Mollusken	39	77
Gefäßpflanzen (inkl. Príncipe)	895	15

Quelle: MINRE 2016

Unter den Vögeln findet sich eine besonders hohe Anzahl an Endemiten. Seit kurzem wurde São Tomé und Príncipe, als wichtiges Vogelgebiet (Important Bird Areas (IBA)) von Afrika ausgezeichnet (vgl. MINRE 2016).

Im Juni 1992, im Rahmen der Umweltkonferenz der Vereinten Nationen (UNCED) in Rio de Janeiro, unterzeichnete São Tomé die Konvention der biologischen Diversität (Convention on Biological Diversity (CBD)). Dadurch sicherte São Tomé zu, den Biodiversitätsschutz im Lande hervorzuheben.

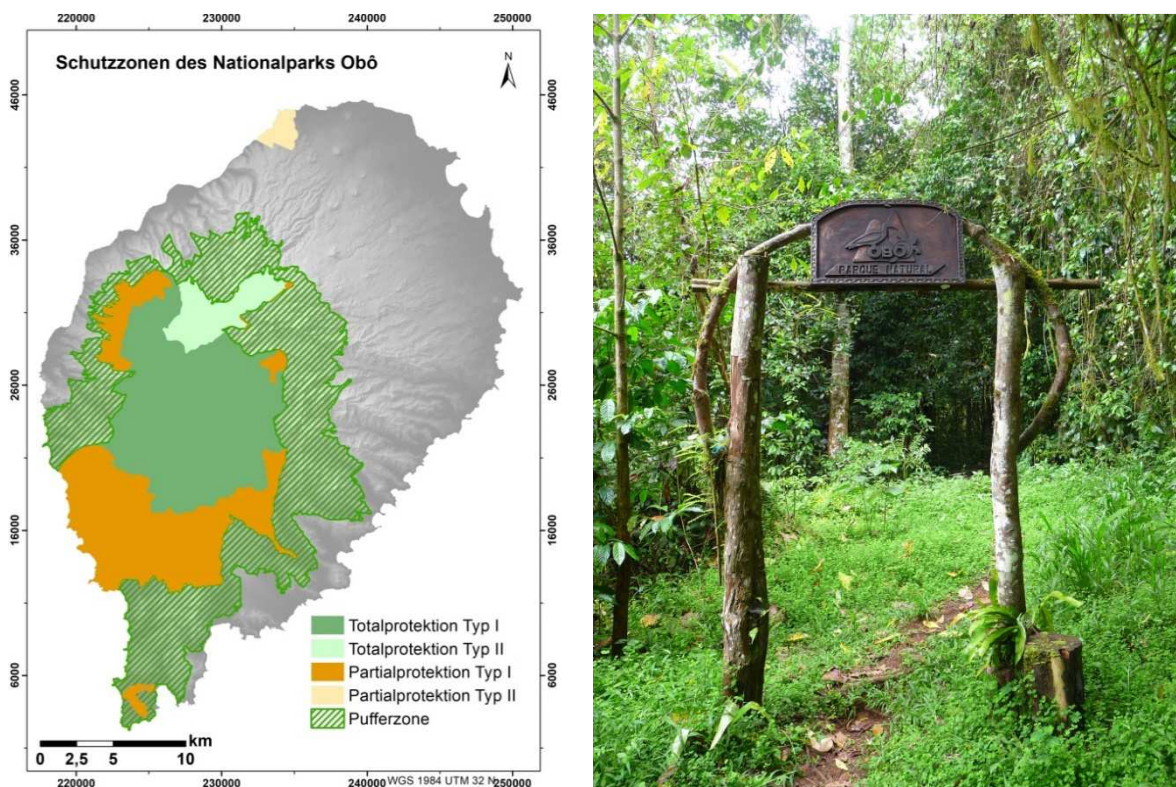


Abb. 31: Zonierung des Nationalparks Obô in Totalschutz- und Teilschutzgebieten (links) sowie das Eingangstor des Parks (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ALBUQUERQUE & CESARINI 2008b; Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958 (links); eigene Aufnahme (rechts)

Im Anschluss an die Umweltkonferenz der Vereinten Nationen (United Nations Conference on Environment and Development (UNCED)) von Rio im Jahr 1992 wurde das von der Europäischen Union geförderte Programme de Conservation et Utilisation des Ecosystèmes Forestiers en Afrique Centrale (ECOFAC) ins Leben gerufen, das der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Waldökosysteme und der Biodiversität von acht

zentralafrikanischen Ländern, darunter São Tomé und Príncipe, dient. Im Rahmen dieses Programms wurde 1996 auf São Tomé und Príncipe der Nationalpark Obô, der diverse Biotope wie Tiefland- und Bergwälder, Mangroven und Savannen umfasst, als Naturschutzgebiet ausgewiesen (vgl. WWW.OBOPARK.COM). Um die einzigartige Natur und Biodiversität von São Tomé und Príncipe zu schützen, wurde im Jahr 2006 die Gründung des Obô Nationalparks gesetzlich (Gesetze 6 und 7/2006) verankert (vgl. STP 2006). Der Nationalpark wird in vier Zonen eingeteilt (siehe Abb. 31, links). Zwei davon unterliegen einer Totalprotektion (T1 und T2), innerhalb derer nur Monitoring und wissenschaftliches Arbeiten erlaubt ist und zwei sind mit einer Partialprotektion (P1 und P2) ausgezeichnet, die Tourismus, intensiveres Forschen und gewisse wenig in die Umwelt eingreifende Aktivitäten (sanfte Aktivitäten) erlauben. Die Pufferzone soll dem Schutz der Schutzzonen dienen. (vgl. LIMA ET AL. 2014a; ALBUQUERQUE & CESARINI 2008b).

Die tropischen Wälder sind im Allgemeinen auffällig artenreich. Insbesondere die montanen tropischen Wälder gelten als sogenannte Hotspots der Biodiversität (vgl. GRADSTEIN ET AL. 2008). Die tropischen Wälder von Inseln, z.B. auch die tropischen Bergwälder des Nationalparks Armando Bermudez in der Dominikanischen Republik (Karibik), weisen aufgrund der hohen Pflanzendiversität eine noch höhere Biodiversität, insbesondere endemischer Arten, als die Regenwälder des Festlandes auf (vgl. KAPPAS & BACHMANN 2016). Im Vergleich mit anderen Ökosystemen und Landschaftseinheiten auf São Tomé (z.B. Sekundärwälder, Schattenwälder), weisen die Primärwälder die höchste Anzahl an endemischen Arten auf (vgl. LIMA 2012). Die tropischen Wälder mit Endemiten sowie das Artenreichtum insgesamt verbessern die Dienstleistungen der Ökosysteme. Sie sorgen für hohe Luftqualität, Erosionsschutz sowie für Trinkwasser und Wassernutzung zur Energiegewinnung (vgl. GRADSTEIN ET AL. 2008; HÖLSCHER 2008).

2.2 Abriss der anthropogenen Aspekte

Im Vergleich mit Europa hat São Tomé eine kurze und schnelle Besiedlungsgeschichte sowie eine sehr intensive Landnutzungschronik vorzuweisen.

2.2.1 Besiedlungsgeschichte und Bevölkerungsverteilung

Am 21. Dezember 1470 soll die Insel São Tomé von den portugiesischen Seefahrern João de Santarém, Pedro Escobar, Martim Fernandes und Álvaro Esteves entdeckt worden sein.

Die Insel wurde nach dem heiligen Thomas benannt, dessen Namenstag mit dem Tag der Entdeckung zusammenfiel. Vor seiner Entdeckung war São Tomé unbewohnt. Die portugiesischen Seefahrer berichteten von einer grünen Insel, die mit einem dichten Regenwald, der sich bis zur Küste erstreckte, bedeckt war (vgl. FIGUEIREDO ET AL. 2011; SILVA 1958).

Zwischen 1486 und 1975 war São Tomé Kolonie von Portugal. Am 12. Juli 1975 erlangte sie zusammen mit der kleineren Schwesterinsel Príncipe die Unabhängigkeit.

Am Anfang des 16. Jahrhunderts wurden Sklaven aus Kongo, Benin, Gabun und Angola nach São Tomé gebracht, die sowohl für den Weiterverkauf nach Brasilien als auch für die lokalen Plantagenarbeiten eingesetzt wurden (vgl. SEIBERT 2006).

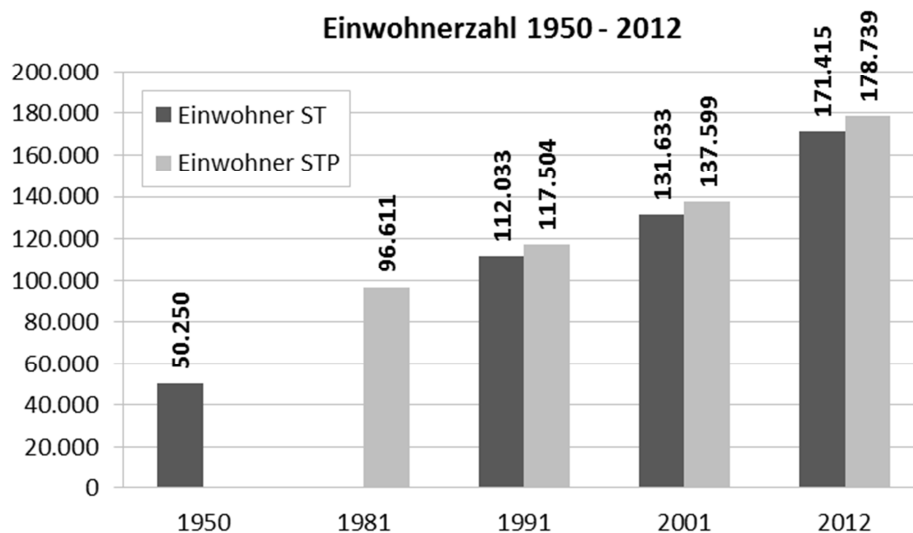


Abb. 32: Einwohnerzahl von São Tomé (ST) 1950, 1991, 2001 und 2012 sowie Gesamteinwohnerzahl von São Tomé und Príncipe (STP) 1981, 1991, 2001 und 2012 (Zensusdaten)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: EYZAGUIRRE 1986; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2010; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012a; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b

Der erste Zensus nach der Kolonialära wurde im Jahr 1981 durchgeführt. Es wurden 96.611 Einwohner auf São Tomé und Príncipe gezählt (siehe Abb. 32). Eine Einwohneranzahl früheren Datums sowie deren Verortung in Siedlungen erwähnt EYZAGUIRRE 1986 in seinem Buch „Small Farmers and Estates in Sao Tomé, West Africa“. Insgesamt soll es im Jahr 1950 auf der Insel São Tomé 50.250 Einwohner gegeben haben. Die kleinere Insel Príncipe erwähnt er nicht. Ähnlich präsentieren sich die Daten des ersten Zensus des Jahres 1981. Detailliertere Daten einzelner Inseln sind nicht verfügbar. Nur die Gesamt-

einwohnerzahl beider Insel ist vorhanden. Erst seit dem zweiten Zensus im Jahr 1991 sind die Zahlen der Bevölkerung einzelner Inseln separat dokumentiert. Nach der letzten Volkszählung im Jahr 2012 (Zensus 4) betrug die Gesamteinwohnerzahl für beide Inseln 178.739 Menschen (vgl. INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012a). Auf der Insel São Tomé wurden 171.415 Einwohner gezählt (vgl. INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b).

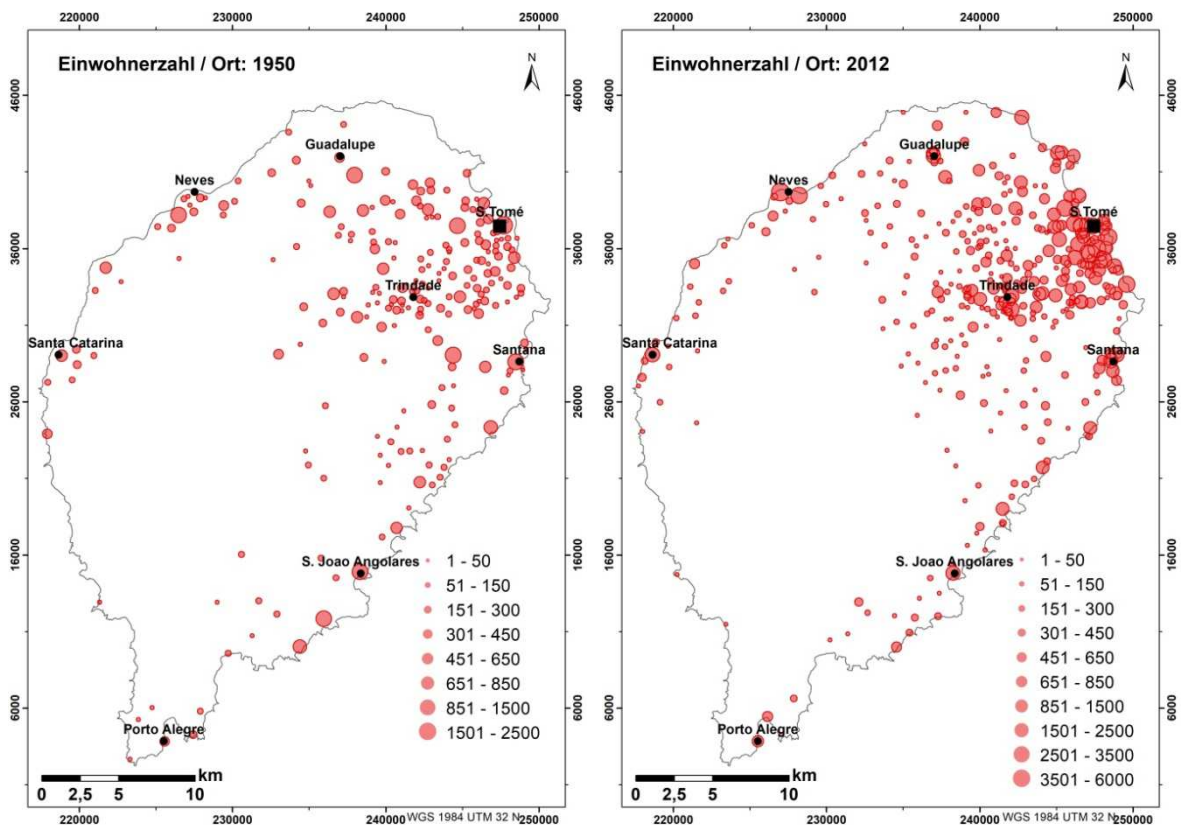


Abb. 33: Einwohnerzahl pro Siedlungsort im Jahr 1950 (links) und 2012 (rechts), Klasseneinteilung nach optimierten natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: EYZAGUIRRE 1986; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2016

Für eine visuelle Vergleichbarkeit der Einwohnerzahlen aus den Jahren 1950 und 2012 wurde eine gemeinsame Skala mit zehn Klassen und gleichen Klassengrenzen erstellt (siehe Abb. 33). Das Maximum bzw. die Obergrenze stellte die Siedlung des Zensus von 2012 mit der höchsten Einwohnerzahl dar. Die Klassenbildung erfolgte mittels natürlichen Unterbrechungen (Jenks), die einer leicht angepassten Modifizierung unterzogen wurden. Da die höchste Einwohnerzahl im Jahr 1950 nur 2.000 (São Tomé Stadt) beträgt, sind die beiden letzten Klassen (2.501 – 3.500 und 3.501 – 6.000) der Skala für das Jahr 1950

überflüssig und wurden aus der Legende entfernt. Die Kreissymbole jeweiliger Klassen beider Legenden sind identisch und erlauben somit einen Vergleich zwischen 1950 und 2012. Im Jahr 1950 gab es auf São Tomé nur sechs Siedlungen, inklusive der Hauptstadt, die eine Einwohnerzahl über 1.000 aufweisen konnten. Nach der letzten Volkszählung im Jahr 2012 überschritten 47 Siedlungen die 1.000 Bewohner-Marke.

Das Bevölkerungswachstum sowohl in der Gesamtrepublik als auch nur auf der Insel São Tomé ist sehr hoch und mit einer linearen Tendenz gekennzeichnet. Seit dem ersten Zensus im Jahr 1981 bis zu dem neuesten Zensus im Jahr 2012 ist ein Wachstum von 47,63 % zu verzeichnen (siehe Abb. 32). Auf der Insel São Tomé erhöhte sich seit 1950 die Einwohnerzahl um 70,69 % (Zensus 2012).

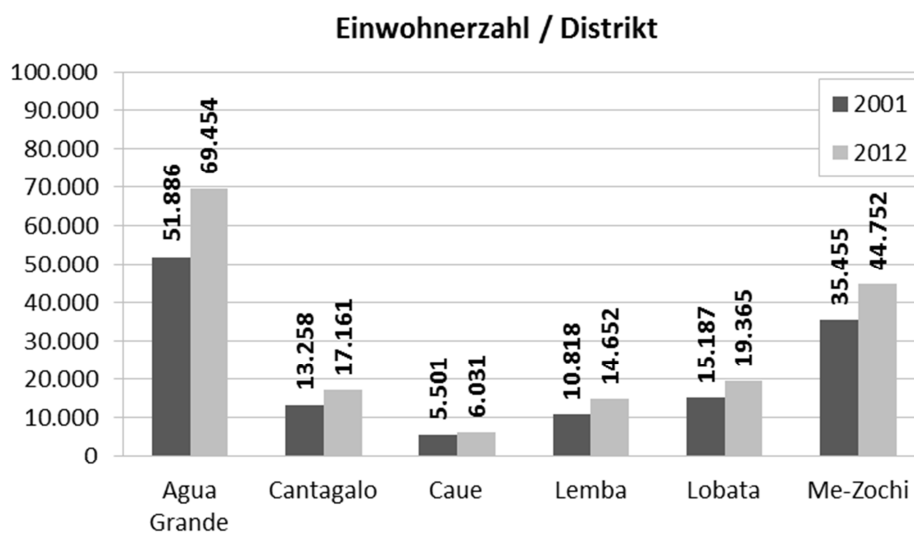


Abb. 34: Einwohnerzahl pro Distrikt, Vergleich zwischen den Jahren 2001 und 2012 (Zensusdaten)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2008; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b

Die Bevölkerungsverteilung korreliert stark mit der Geomorphologie São Tomés. Die meisten Einwohner konzentrieren sich im Nordosten des Landes, der durch ein flacheres Relief gekennzeichnet ist. Hier liegt die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge bei 1.000 bis 1.500 mm und weist das angenehmste Klima der Insel auf. Die Mehrheit der Bevölkerung (69.454, Zensus 2012) lebt in dem nordöstlich gelegenen, flächenmäßig (16,5 km²) kleinsten Distrikt Água Grande (siehe Abb. 34; Abb. 35; Abb. 36). Der größte Teil der Bevölkerung von Água Grande konzentriert sich in dem urbanen Zentrum des Subdistrikts São Tomé, um die gleichnamige Hauptstadt herum, ein geringer Anteil der

Einwohner leben im südöstlich angrenzenden Subdistrikt Pantufo. Água Grande besitzt die beste Infrastruktur, was die Wasser- und Energie- sowie medizinische Versorgung betrifft.

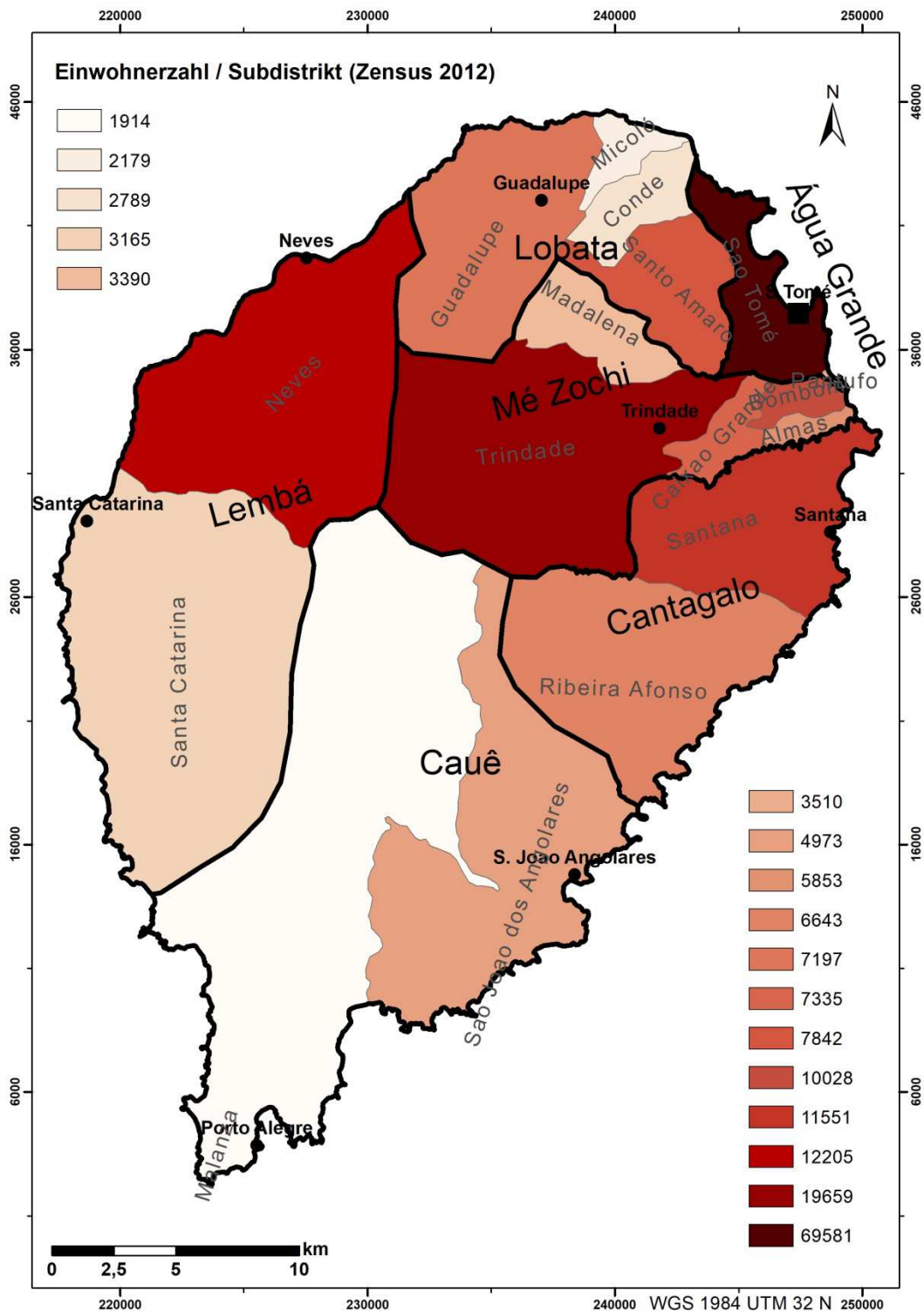


Abb. 35: Genaue Einwohnerzahl pro Subdistrikt auf São Tomé nach Zensus 2012, jeweilige Distrikte sind mit dicken Grenzlinien aufgezeigt und mit größeren Überschriften gekennzeichnet

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012c

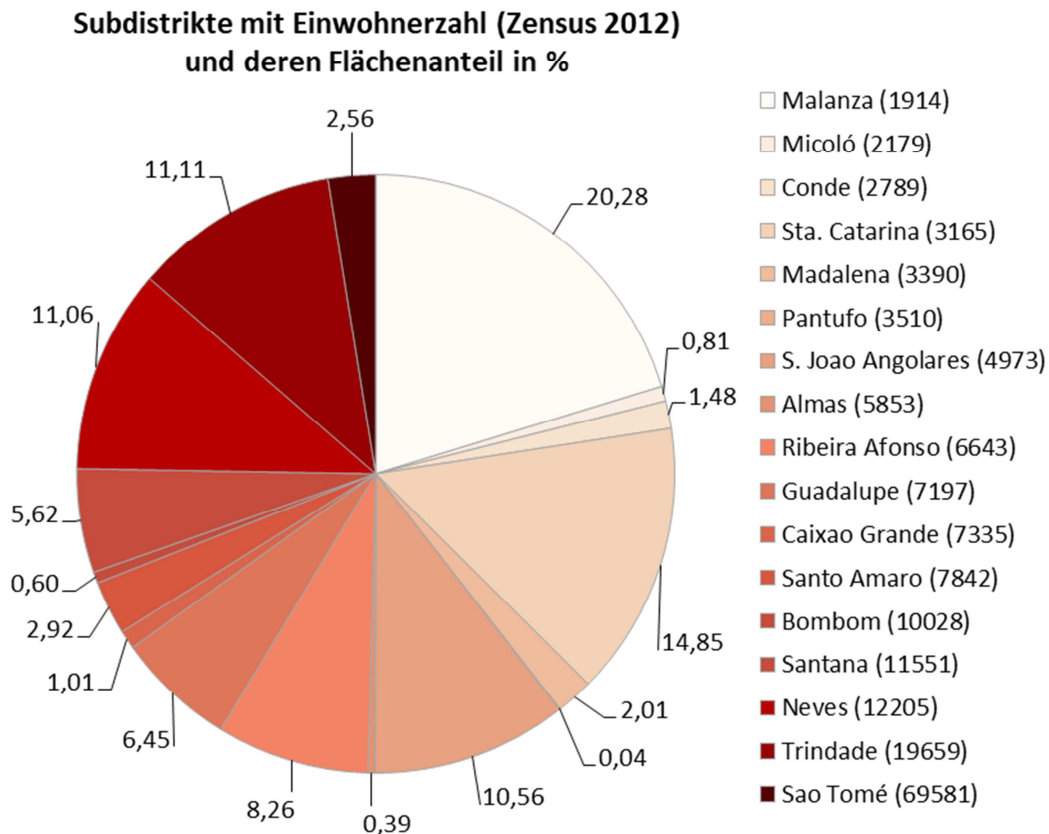


Abb. 36: Subdistrikte von São Tomé mit der jeweiligen Einwohnerzahl (Zensus 2012) sowie deren Flächenanteil in %

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012c

Mit 44.752 und 19.365 Einwohnern belegen die Distrikte Mé Zochi (122,0 km²) und Lobata (105,0 km²) den zweiten und dritten Platz bezüglich der Bevölkerungszahl. Trotz ihrer größeren Ausdehnung sind Lembá (229,5 km²), Cantagalo (119,0 km²) und Cauê (267,0 km²) die bevölkerungsärmsten Distrikte von São Tomé. Die geringste Einwohnerzahl (6.031, Zensus 2012) weist der flächenmäßig größte Distrikt Cauê mit Subdistrikten Malanza und São João dos Angolares auf. Cauê erstreckt sich über den zentralen Bereich bis in den Süden der Insel. Aufgrund des starken Reliefs gehört dieser Distrikt zu den weniger bevorzugten Lebensbereichen und weist die geringste Anzahl an Siedlungen auf.

Von 135,5 Einwohnern pro Quadratkilometer im Jahr 2001 ist die Bevölkerungsdichte auf São Tomé und Príncipe im Jahr 2012 um 24,13 % auf 178,6 Einwohnern pro Quadratkilometer gestiegen (vgl. INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b). Zum Vergleich – die Bevölkerungsdichte in Deutschland betrug im Jahr 2011 (Zensusdaten)

225 Einwohner pro Quadratkilometer (vgl. Statistisches Jahrbuch Deutschland 2016). Die einzelnen Distrikte weisen sehr große Unterschiede der Bevölkerungsdichte auf. So liegt zum Beispiel Água Grande mit einer Dichte von 4.209,3 (Zensus 2012) Einwohnern pro Quadratkilometer deutlich vor allen anderen Distrikten (siehe Abb. 37).

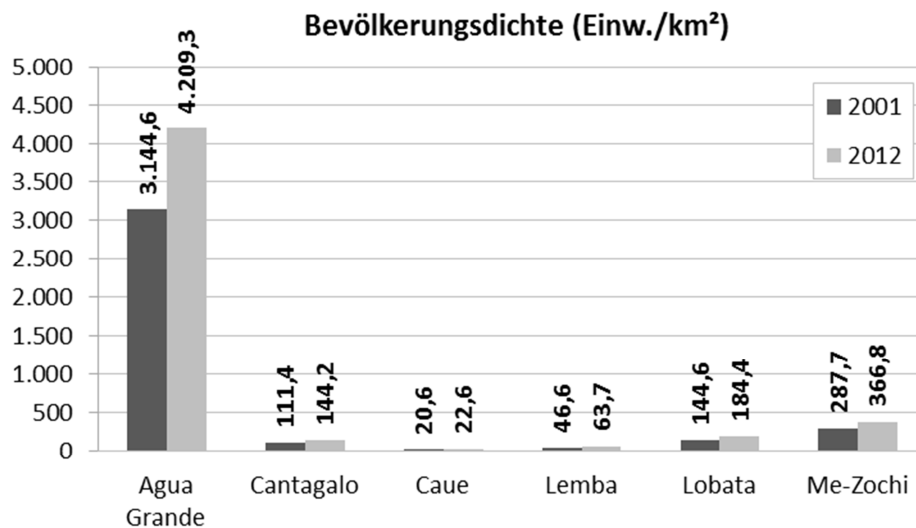


Abb. 37: Bevölkerungsdichte (Einwohner / km²) nach Distrikten, Vergleich zwischen den Jahren 2001 und 2012 (Zensusdaten)

Quelle: Eigener Entwurf; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2006; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b

Zum Vergleich – weist das Bundesland Berlin in Deutschland mit 3.891 Einwohnern pro Quadratkilometer (Zensus 2011) die höchste Bevölkerungsdichte auf (vgl. Statistisches Jahrbuch Deutschland 2016). Der flächenmäßig größte Distrikt Cauê ist durch die geringste Bevölkerungsdichte gekennzeichnet (22,6 Einw. / km²). Deutschlands Bundesland mit der geringsten Bevölkerungsdichte – Mecklenburg-Vorpommern, weist eine Bevölkerungsdichte von 69 Einwohnern pro Quadratkilometer auf (vgl. Statistisches Jahrbuch Deutschland 2016).

Die Bevölkerungspyramide (siehe Abb. 38), die aus Daten des letzten Zensus von 2012 erstellt wurde, gibt die Bevölkerungsstruktur wieder. Die Verteilung der Geschlechter ist demnach sehr ausgeglichen. Die Gesellschaft von São Tomé wird durch einen hohen Anteil an sehr junger Bevölkerung gebildet. Der Median liegt bei 18,9 Jahren (vgl. INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b). Zum Vergleich, beträgt der Median der Bevölkerung in Deutschland 46,8 Jahre (vgl. CIA 2016a). 52,1 % aller Einwohner von São

Tomé sind jünger als 20 Jahre und nur 3,8 % der Bevölkerung sind über 65 Jahre alt (vgl. INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b). Im Vergleich, in Deutschland leben 21,76 % über 65 Jährige (vgl. CIA 2016a).

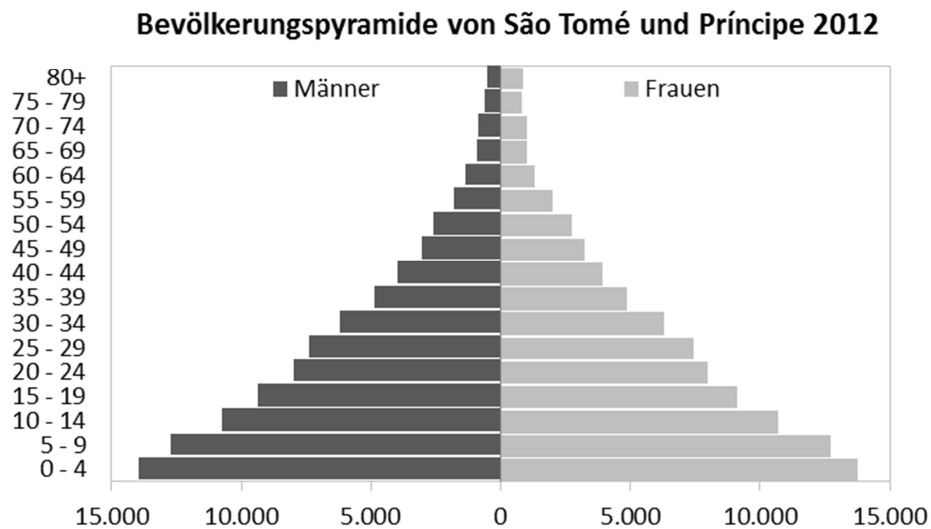


Abb. 38: Bevölkerungspyramide von São Tomé und Príncipe (Zensus 2012)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012b

Die Struktur der Bevölkerungspyramide verweist auch auf die geringe Lebenserwartung der Menschen auf der Insel. Diese liegt laut INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2012d für Frauen bei 68,7 Jahren und für Männer bei 62,1 Jahren. Die durchschnittliche Lebenserwartung bei der Geburt der são-toméischen Bevölkerung beträgt 65,3 Jahre. Die Lebenserwartung der deutschen Frauen bei der Geburt liegt bei 83,1 Jahren, für Männer bei 78,4 und im Durchschnitt bei 80,7 Jahren (vgl. Statistisches Jahrbuch Deutschland 2016). Die Bevölkerungsstruktur von São Tomé gleicht vielen anderen Situationen in Ländern des Subsaharischen Afrikas.

2.2.2 Landnutzung

Aufgrund des ganzjährigen tropischen Klimas mit ausreichend Sonnenlicht und Niederschlag sowie der mineralienreichen vulkanischen Böden eignet sich São Tomé bestens für landwirtschaftliche Zwecke. Die vertikale Ausdehnung der Insel ermöglicht den Anbau diverser Kulturpflanzen. Aufgrund der Isothermie können auf kleinster Fläche

sowohl tropisches Obst und Gemüse wie Ananas und Maniok als auch Karotten und Tomaten, typisch für etwas kühleres Klima, angebaut und geerntet werden.

Seit der Kolonialisierung São Tomés ab dem 16. Jahrhundert durch die Portugiesen wurde die Landnutzung stark durch Plantagenwirtschaft, die aus Monokulturen wie Zuckerrohr, Kaffee und Kakao bestanden, dominiert (vgl. SCHÜMER 1993; COLLINS ET AL. 1992). An diese Zeit erinnern heute die großen Roças (Landgüter) der damaligen Plantagenbesitzer, die zum Teil durch beeindruckende Kolonialarchitektur hervorstechen (siehe Abb. 39).



Abb. 39: Roça (Landgut) Agostinho Neto im Norden São Tomé – ein Überbleibsel aus der kolonialen Epoche der Portugiesen

Quelle: Eigene Aufnahme

Viele von diesen Bauten sind heute in sehr schlechtem Zustand. Einige Roças mit besserer Bausubstanz dienen als Wohnorte der são-toméischen Landbevölkerung. Wenige Gebäude wurden restauriert und werden als Herbergen für Touristen angeboten.

Nach der Unabhängigkeit wurde versucht, mit den Investitionen ausländischer Akteure eine landwirtschaftliche Diversität auf der Insel einzuführen. Projekte wie Kakaopflanzungen ohne Schattenbäume (Bulgarien), mechanische Maisproduktion (USA), Rinderhaltung (Niederlande), Reisanbau (China) und Geflügelfarm (Kuba) scheiterten allerdings komplett (vgl. SEIBERT 2006). Durch anschließende Misswirtschaft nach Vorbild der

kommunistischen Staaten im Osten brachen Handel und Dienstleistungsbereiche und somit die schon abgeschwächte wirtschaftliche Lage zusammen.

Erst in den 1990er Jahren, besonders seit 1993 wurden die großen Plantagen an die Bewohner der Insel in kleineren Parzellen aufgeteilt (vgl. SEIBERT 2006). Etwa 8.000 Personen haben ein eigenes Stück Land von den Kakaoanbaugebieten bekommen (vgl. BECK & FUCHS 2011). So kamen auch die ehemaligen Plantagenarbeiter an eigenes Land. Die meisten Inselbewohner jedoch haben ihre neugewonnenen Landflächen nie im Gebrauch genommen, teilweise fehlte das Wissen der landwirtschaftlichen Arbeit, teilweise fehlte die Eigeninitiative (vgl. GARCIA 2013). Rund um die Jahrtausendwende fielen die Kakaopreise, was für die Kakaobauern ein finanzielles Debakel bedeutete und sie teilweise zum Scheitern brachte (vgl. BECK & FUCHS 2011). Nach fast 40 Jahren staatlicher Unabhängigkeit hat sich die wirtschaftliche Situation auf São Tomé nicht entscheidend verbessert.

Heute werden Kakao (*Theobroma cacao*), Kokosnuss- (*Cocos nucifera*) und Ölpalmen (*Elaeis guineensis*), Kaffee (*Cofea Arabica*), Vanille (*Vanilla spp.*), Ilang-Ilang (*Cananga odorata*) und Pfeffer (*Piper nigrum*) zur industriellen Nutzung angebaut (vgl. MINRE 2016).

Für den lokalen Markt und den Eigenverbrauch wird zahlreiches Obst (verschiedene Bananenarten, Mango (*Mangifera indica*), Papaya (*Carica papaya*), Guave (*Psidium guajava*), Ananas (*Ananas comosus*), Avocado (*Persea americana*), Jackfrucht (*Artocarpus heterophyllus*), Safú (*Dacryode edulis*) und Goldpflaume oder Cajamanga (*Spondias cytherea*), etc.), Gemüse (Tomaten, grüner Salat, Gurken, Kohl, Zwiebeln, Knoblauch, Rüben, Rettich, Kartoffeln, Süßkartoffeln (*Ipomoea batatas*), Maniok (*Manihot esculenta*), Bohnen, Matabala (*Xanthosoma sagittifolium*), etc.), Getreide, Mais (*Zea mays*) und Reis (*Oryza sativa*) kultiviert (vgl. MINRE 2016), wobei der Reisanbau keine besonderen Erfolge erzielt.

Trotz genug Alternativen wie Süßkartoffeln und Maniok, die auf der Insel ohne Probleme in ausreichenden Mengen kultiviert werden könnten und zu den Ursprungsnahrungsmitteln der Insulaner gehören, zählt der Reis, der meistens aus Japan und Taiwan importiert werden muss, zu den wichtigsten Grundnahrungsmitteln auf São Tomé.

Nachdem die diplomatischen Beziehungen zwischen São Tomé und China nach 19 Jahren wiederhergestellt wurden, investieren nun auch Chinesen ihr Know-how sowie Finanzen in diverse Projekte auf der Insel. Zum ersten Mal im Frühjahr 2017 wurde auf Initiative chinesischer Agrartechniker genmodifizierter Mais auf eine Fläche von sechs

Hektar ausgesät. Dieser soll für die Fütterung der Masttiere dienen. Da die Schweine von São Tomé nur etwa 40 – 50 kg erreichen, starteten Chinesen ein Experiment, um höhere Fleischerträge zu erzielen, indem sie die Hausschweine von São Tomé mit englischen Schweinen kreuzten (vgl. JORNAL TROPICAL 2017).

2.2.2.1 Zuckerrohr

Die Entdecker von São Tomé bemerkten, dass der Boden fruchtbar und das Klima sehr gut für den Anbau von Zuckerrohr geeignet war. Somit begann die erste Abholzung des Primärwaldes.

Die Zuckerproduktion begann in den 20er Jahren des 16. Jhd., seine Hochzeiten erreichte sie besonders Ende der 1570er, Anfang der 1580er Jahre und verringerte sich drastisch Ende des 16. und Anfang des 17. Jhd. (vgl. SEIBERT 2006).

Heute wird Zuckerrohr in geringen Mengen für den Eigenbedarf in den Distrikten Lembá (Santa Catarina) und Lobata (Agostinho Neto, Caldeiras, Fernão Dias, Morro Peixe, Canavial und Diego Nunes) angebaut (vgl. MINRE 2016).

2.2.2.2 Kaffee

Nach der Phase des Zuckerrohrs wurde Kaffee (*Coffea arabica*) aus Brasilien im Jahr 1787 auf der Insel eingeführt. (vgl. SEIBERT 2006).

Heute befinden sich kleinere Kaffeeplantagen zum größten Teil unter Schattenbäumen in einer Höhe über 600 m überall verteilt auf der Insel (siehe Abb. 40). Das größte Kaffeeanbaugebiet befindet sich im zentralen nordöstlichen Gebiet, in Monte Café, teilweise ohne Schattenbäume. In geringeren Höhen wird auch *Coffea Robusta* kultiviert (vgl. MINRE 2016).



Abb. 40: Schattenwald-Kaffeepflanzung und Kaffeebohnenaufnahme bei Novo Destino im zentralöstlichen Bereich

Quelle: Eigene Aufnahmen

2.2.2.3 Kakao

Kakaopflanzen werden auf São Tomé bis etwa 700 m Höhe angebaut (siehe Abb. 41). Aus klimatischer und pedologischer Sicht bietet die Insel hervorragende Bedingungen für qualitativen Kakaoanbau.

Im Jahr 1822 wurden die ersten Kakaopflanzen aus Brasilien nach Príncipe (vgl. SEIBERT 2006) und 1855 nach São Tomé gebracht (vgl. MINRE 2016).

Anschließend fand eine enorme Ausbreitung der Kakaopflanzungen statt. Im Gegensatz zu Zuckerrohr wurde Kakao fast auf der gesamten Insel unter Schattenbäumen angebaut (vgl. MINRE 2016; SEIBERT 2006). São Tomé erreichte in der ersten Hälfte des 20. Jhd. Spitzenwerte bei Kakaoproduktion und -export. Mit 30.300 Tonnen wurde 1909 der höchste Kakaoproduktionsertrag auf der Insel erzielt (vgl. SEIBERT 2006). 1975 betrug die Kakaoproduktion dagegen nur noch 5.000 Tonnen. Bis in die späten 1980er Jahre erstreckten sich die Kakaopflanzungen noch auf ca. 24.000 ha (vgl. MINRE 2016). Nach der Kolonialzeit verfielen viele der großen Kakaopflanzungen schnell und wurden Jahre lange nicht mehr kultiviert. Viele dieser alten Plantagen wurden von der Natur zurückerobert und

wandelten sich zu Sekundärwäldern um. Die Zahl der Gesamtfläche aktuell bewirtschafteter Kakaoplantagen fehlt und bedarf eines dringenden landwirtschaftlichen Zensus bzw. einer Bestandsaufnahme der landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. MINRE 2016).



Abb. 41: Schattenwald-Kakaoplantage zwischen Queluz und Bom Retiro im Norden (links) und Kakaostrauch mit Früchten in einer Plantage in der Nähe von Agua Ize im Osten (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Seit 2010 wird das Erbe der Kakaoplantagen mit dem französisch-schweizerischen Unternehmen Satocao fortgeführt. Von der Regierung São Tomés bekam Satocao 3.500 ha Land für Kakaoanbau zugesprochen (vgl. LIMA ET AL. 2014a). Laut VEIGA 2016 sind das 2.500 ha Land auf das Satocao eine Kakaopflanzenerneuerung durchführen darf. Zum größten Teil sind das die alten Plantagenareale, aber auch neue Flächen, wo bisher noch kein Kakao kultiviert wurde. Die Konsequenzen und Gefahren für die Wildtiere, die sich in diesen Arealen wieder angesiedelt haben, sind noch nicht ausgewertet worden (vgl. MINRE 2016). Die alten verfallenen Kakaobäume werden vielerorts durch junge Kakaosetzlinge ersetzt. Laut Frédéric Pédrón (Leitung Satocao, Jahr 2013), befinden sich die ersten von der Regierung zugesprochenen Flächen für Kakaoanbau um Morro Peixe im

Norden, um Dona Amelia, Ponta Furada und Rio Ave im Westen, um Olivares Marim im Osten und um Dona Augusta und Granja im Süden (Stand 2013). Mit einer neun Millionen Euro großen Förderung wurde eine Produktionsmaximierung von derzeit 4.000 Tonnen auf 6.500 Tonnen im Jahr 2020 angesetzt (vgl. VEIGA 2016). Laut VEIGA 2016 kriselt es seit Ende des Jahres 2016 bei Satocao. Die zugesprochenen Flächen für den Kakaoanbau werden als nicht rentabel bewertet und Arbeitnehmer werden entlassen. Für die Wirtschaft São Tomés bedeutet das wieder eine Niederlage und Stagnation. Für die Biodiversität dagegen ist das womöglich eine Entlastung.

Kakao war und ist die wichtigste Einnahmequelle des Landes. Außer Satocao haben sich etwa 17 Kakaokooperativen mit jeweils zwischen 30 und 70 kleineren einheimischen Kakaoproduzenten unter einem gemeinsamen Dachverband CECAQ-11 (Cooperativa de Exportação de Cacao de Qualidade), der von dem staatlichen Programm PAPAFA unterstützt wird, für den Anbau und Kultivierung von Kakao zusammengeschlossen. CECAQ exportiert die Kakaobohnen über Fairen Handel und diese sind mit dem FAIRTRADE Zertifikat ausgezeichnet. Die jährliche Produktionsrate soll in Zukunft zwischen 180 und 200 Tonnen Kakaobohnen erreichen (vgl. BECK & FUCHS 2011).

2.2.2.4 Ölpalmen

Durch Unterstützung der Europäischen Gemeinde wurde ab der Unabhängigkeit des Landes der Anbau der Ölpalmen initiiert. Die erste Plantage befand sich in Ribeira Peixe und besaß eine Fläche von 650 Hektar Land. Der Bau einer Fabrik für die Ölproduktion wurde ebenso durch Investitionen der Europa Bank ermöglicht. EMOLVE (Empresa de Óleos Vegetais), wie dieses Unternehmen hieß, produzierte bis zum Jahr 1990 etwa 2.000 Tonnen Öl im Jahr und war damit imstande, das gesamte Land zu versorgen (vgl. GARRÈRE 2013). EMOLVE wurde als wenig umweltzerstörend angesehen, da deren Palmölproduktion geringe Ausmaße erreichte. Nach dem Regierungsende von Premierminister Pinto da Costa im Jahr 1990 verringerte sich die Ölproduktion der EMOLVE erheblich. Von relativ guter Produktionsrate von 80.000 Litern Palmöl pro Monat im Jahr 1992 stagnierte und sank sogar die Produktion aufgrund falschen Wirtschaftens in den nächsten Jahren, bis im Jahre 2001 EMOLVE zur Privatisierung freigegeben wurde (vgl. SEIBERT 2006). Letztendlich aufgrund veralteten Palmenbestandes sowie Technik kam es zum Stillstand im Jahr 2007 (vgl. GARRÈRE 2013).

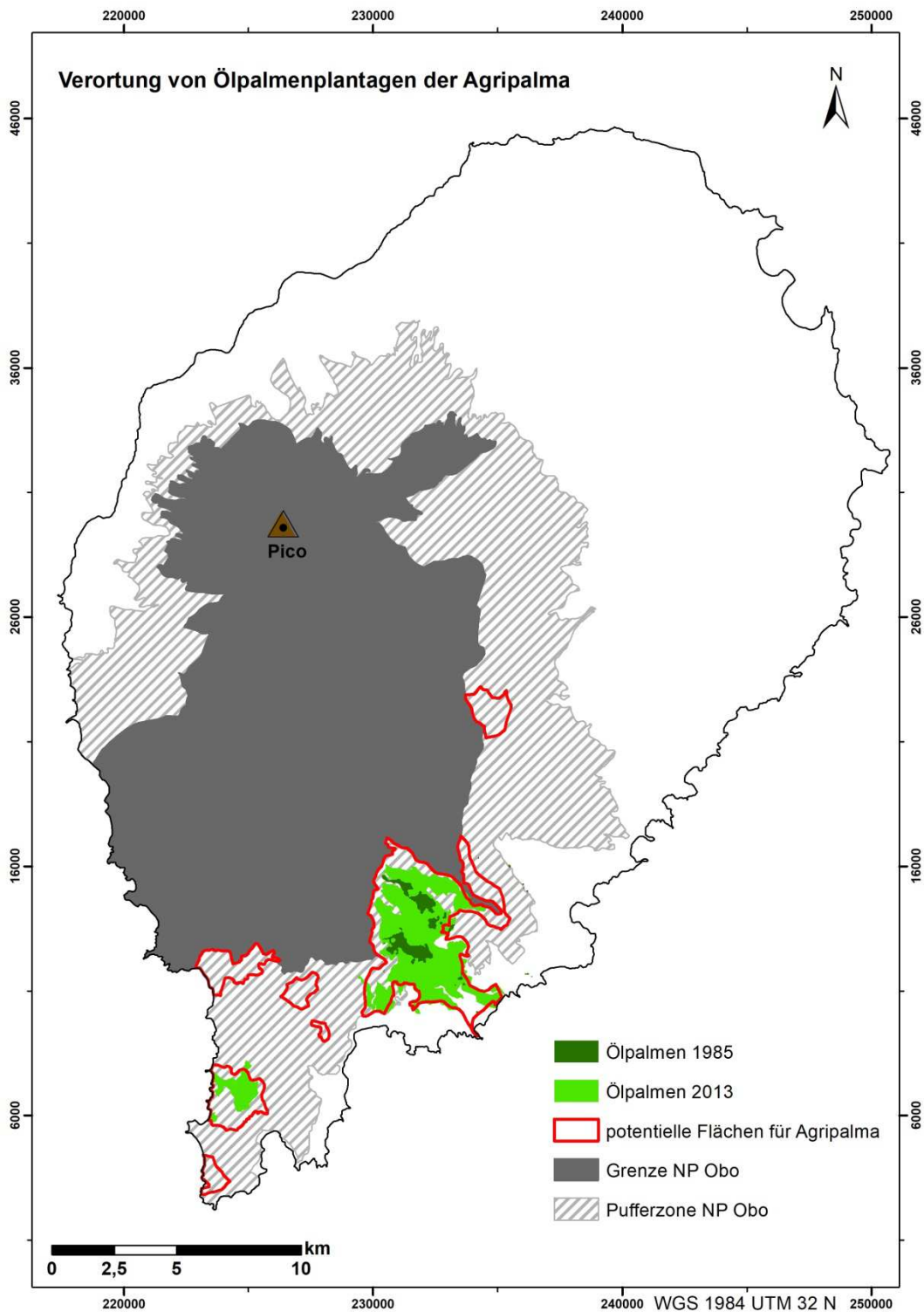


Abb. 42: Ölpalmenplantagenflächen im Jahr 1985 (EMOLVE) und 2013 (Agripalma), sowie von der Regierung Agripalma zugesprochene Flächen

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: DIRRECCÃO GERAL DO AMBIENTE (DGA); Satellitendaten von Landsat 7 und EO-1 ALI (USGS); AGRIPALMA

Seit 2009 wurden die alten Plantagenflächen der EMOLVE von der belgisch-französischen Firma Socfinco (Teil der französischen Bolloré Gruppe) übernommen, die ihr neues Unternehmen in São Tomé als Agripalma registriert hat (vgl. GARRÈRE 2013). Die Regierung São Tomés, mit einer Selbstbeteiligung von 12 % (vgl. GARCIA 2013), hat Agripalma 5.000 ha Land auf São Tomé und auf Príncipe zusammen für Ölpalmenplantagenanbau zugesprochen (siehe Abb. 42). Der Pachtvertrag beläuft sich erstmals auf 25 Jahre mit einem Verlängerungspotenzial. Die angesetzte Produktionsmenge beträgt 20.000 Tonnen Öl pro Jahr. Das Öl ist sowohl für den lokalen Gebrauch (vgl. GARCIA 2013) als auch für die Produktion des Biokraftstoffes in Belgien vorgesehen (vgl. GARRÈRE 2013).

Da Príncipe sehr stark an Naturschutz und Ökotourismus orientiert ist und seit 2012 von der UNESCO zum Biosphärenreservat ernannt wurde, wurde gegen Agripalmas Vorhaben Ölpalmenplantagen auch auf der kleineren Insel der Republik einzurichten, stark protestiert und erreicht, dass auf Príncipe kein Land an Agripalma vergeben wird.



Abb. 43: Junge Ölpalmen (*Elaeis guineensis*) der Agripalma (Pflanzungsjahr: 2011) mit Cão Grande im Hintergrund (links) sowie noch nicht eingepflanzte Setzlinge der Ölpalmen (rechts), beides im Süden von São Tomé

Quelle: Eigene Aufnahmen

In Bereichen der Ölpalmenplantagen der Agripalma unterliegen die Böden heute aufgrund der Einseitigkeit weiterhin der Auslaugung und der allmählich fortschreitenden Degradation. Außerdem wird der Artenreichtum der tropischen Regenwälder durch eine einzige Ölpalmenart – *Elaeis guineensis* (vgl. GARCIA 2013) – ersetzt (siehe Abb. 43). Eine Fläche von insgesamt 3.500 ha bzw. 1,61 % Regenwald musste bis jetzt den

Ölpalmenplantagen von *Agripalma* weichen (siehe Abb. 42 und Abb. 44). Etwa 600 ha davon waren mit alten Ölpalmenbeständen aus den Zeiten der EMOLVE besetzt.



Abb. 44: Massive Rodungen für neue Plantagenflächen der *Agripalma* im Süden von São Tomé

Quelle: Eigene Aufnahmen

Die Naturschutzvorgaben, einen 40 Meter breiten Saum an den Seiten der Flüsse der natürlichen Vegetation zu belassen, wurden seitens *Agripalma* nicht eingehalten, was die Vulnerabilität der Flussufer erheblich erhöht hat. Dadurch sind die exponierten Ufer einer verstärkten Erosion ausgesetzt (vgl. GARCIA 2013).

Durch die Transformation des tropischen Regenwaldes zur Ölpalmenplantage wird die Biodiversität in diesen Bereichen auf São Tomé ernsthaft bedroht. Zum Beispiel befindet sich dort das Habitat endemischer Vogelarten wie Waldschnepfe (*Bostrychia bocagei*), Newton-Würger (*Lanius newtoni*) und São Tomé Einfarbgimpel (*Crithagra concolor*) die von IUCN als stark gefährdet (EN) in die Rote Liste aufgenommen worden sind (vgl. MINRE 2016).

Dass sowohl der Artenreichtum als auch die Artendichte beim Landnutzungswechsel vom Regenwald zur Ölpalmenplantage deutlich zurückgeht, haben Wissenschaftler der Universität Göttingen und der Bogor Agricultural University in Indonesien in einem gemeinsamen Projekt wissenschaftlich belegt. Mindestens 45 % Rückgang des Artenreichtums, der Artendichte und der Biomasse wurde in den Indonesischen Ölpalmenplantagen festgestellt, was eine enorme Verarmung des ganzen Ökosystems darstellt (vgl. BARNES ET AL. 2014).

2.2.2.5 Kleinbäuerliche Landwirtschaft

In den Jahrhunderten nach der Entdeckung von São Tomé bis in die späten 1990er Jahre herrschte auf São Tomé sowohl eine kulturelle (Epoche der Sklaverei) als auch eine landwirtschaftliche (Plantagenwirtschaft) Monotonie. Daher entwickelte sich auf der Insel keine Bauernschaft oder Gemeindeeigentümerschaft von Land im Gegensatz zu den Völkern auf dem Kontinent Afrika (vgl. SEIBERT 2006).

Nach der Unabhängigkeit von São Tomé und Príncipe am 12. Juli 1975 verließen die ehemaligen Plantagenbesitzer die Inseln und ließen eine angegriffene Landschaft sowie eine Bevölkerung ohne Erfahrungen in der Landwirtschaft zurück. Viele Plantagen wurden nicht mehr bewirtschaftet. Es folgten willkürliche Rodungen für den Ackerbau, auch an steilen, zu Erosion neigenden Hängen (siehe Abb. 45).



Abb. 45: Rodungen für den Ackerbau; gerodetes Feld für Ackerbau zwischen Quinta de Santo Antonio und Almeirim im Nordosten (links) und Hangrodung für neue Ackerflächen zwischen Agua Coimbra und Poiso Alto im Sekundärwald auf einer Höhe von ca. 650 m im Nordwesten (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Für die Subsistenzwirtschaft betreiben die Bewohner der Insel seit Zerfall der kolonialen Plantagenära auch Brandrodungsackerbau.

Laut einer Studie von Pablo B. Eyzaguirre, die zwischen 1981 und 1982 auf São Tomé durchgeführt wurde, leben nur die wenigsten Brandrodungsackerbauer – etwa 10 %, in direkter Nähe ihrer Felder. Um die 45 % der Kleinbauer wohnen 6 – 12 km entfernt und etwa gleich viele haben ihren Wohnsitz sogar in der Hauptstadt São Tomé mit einer mittleren Entfernung zu ihren Feldern von 17 km (vgl. EYZAGUIRRE 1986). Diese Angaben zeigen, dass für den Ort des Ackerbaues nicht die Entfernung vom Wohnort aussagekräftig

ist; es werden weite Strecken zurückgelegt, um Landwirtschaft zu betreiben. Viel wichtiger ist das Vorhandensein eines begehbaren bzw. befahrbaren Wegenetzes in der Nähe der Felder.

Aufgrund der schnell wachsenden Bevölkerung steigt auch die Nachfrage für mehr landwirtschaftliche Produkte. Die Erreichbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Flächen wird durch die verbesserte Transportinfrastruktur erleichtert, und immer mehr natürliche Vegetation muss der Landwirtschaft weichen, auch die Privatisierung von Land führt zur Entstehung neuer Landsitze mit intensiverer Landnutzung (vgl. LIMA ET AL. 2014a). Die neuen Gärten und Felder werden insbesondere in den nordöstlichen Grenzgebieten zum Obô Nationalpark angelegt (siehe Abb. 46).



Abb. 46: Anbau der Hortikulturen; Äcker auf einem Hang bei Monte Café in einer Höhe von ca. 700 m im zentralen Nordostbereich (links) und Gemüsefelder (Kohl, Karotten, Bohnen) grenzend an Sekundär-, teils Altwald beim Eingang im Nationalpark Obô (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Die Höhe spielt bei der Wahl der Felder keine Rolle, es gibt eigentlich keine landwirtschaftlichen Höhengrenzen. Im Gegenteil, aufgrund der etwas niedrigeren Temperaturen in den höheren Bereichen können Kulturpflanzen wie Tomaten, Karotten und Kohl angebaut werden, für die die heißen Küstenabschnitte ungeeignet sind. Etwa 5,77 % der Gesamtfläche São Tomés sind durch Äcker und Gärten gekennzeichnet.

Tierhaltung spielt auf São Tomé nur eine geringe Rolle (siehe Abb. 47). Die meisten Viehbesitzer üben eine extensive Tierhaltung aus – die Tiere, meistens Schweine, Schafe, Ziegen und Hühner, seltener Rinder, laufen frei in der Landschaft herum (vgl. MINRE 2016).

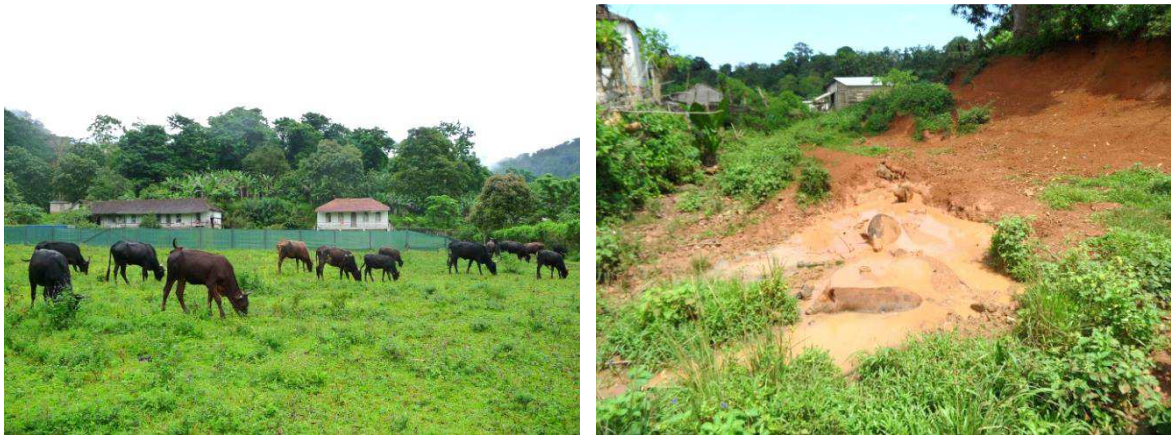


Abb. 47: Tierhaltung auf São Tomé; Rinderhaltung in Bombaim im östlichen Zentralbereich (links) und Hausschweine in Mato Cana im Osten (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Trotz der schnell wachsenden Gesamtfläche für die Landwirtschaft sind die Kleinbauern auf dem Land immer noch von Armut betroffen, sogar stärker als die Menschen, die in der Stadt angesiedelt sind und anderen Tätigkeiten wie beispielsweise Dienstleistungen und Verkauf nachgehen. Laut IFAD 2014 (The International Fund for Agricultural Development), der im Jahr 1974 von den Vereinten Nationen ins Leben gerufen wurde, ist Armut in São Tomé in den ländlichen Bereichen sowie in den Randbereichen von urbanen Zentren weit verbreitet. Über die Hälfte der ländlichen Bevölkerung auf São Tomé wird als arm bezeichnet, sie leben sogar unter der Armutsgrenze. Die wirtschaftliche Situation vieler weiterer Landbewohner sieht nur minimal besser aus. Genaue Zahlen und Daten, was die Armut auf der Insel betrifft, sind kaum vorhanden (vgl. IFAD 2014).

Um die Armut der Kleinbauern aber auch der Fischer auf São Tomé mit gezielten Maßnahmen zu mindern, werden seit 1984 zahlreiche Projekte von IFAD initiiert.

Fischerei ist ebenso ein wichtiger Zweig der Selbstversorgung sowie Einnahmequelle, und Fischer ähnlich wie Kleinbauern zählen zu der vulnerabelsten Gruppe der Bevölkerung was die Armut anbelangt.

Bisher wurden fünf Projekte mit verschiedenen Schwerpunkten durchgeführt, das aktuell laufende Projekt „Smallholder Commercial Agriculture Project“ ist bis 2020 geplant. Die Gesamtkosten aller sechs Projekte belaufen sich auf 53,3 Millionen US\$. 28.520 Haushalte haben direkt von diesen Projekten profitiert. Durch das Programm PPAFPA (Programma Apoio Participativo Agricultura Familiar e Pesca Artisanal) wurde zum Beispiel im Jahr 2009 CECAQ11– eine Kooperation von Kakaobauern ins

Leben gerufen. Dadurch haben viele Kleinbauern die Bewirtschaftung ihrer verfallenen Kakaoplantagen wieder aufgenommen und produzieren qualitativ hochwertige Kakaobohnen für den Export, auch nach Europa. Ähnlich wie die Kooperation von Kakaobauern, wurde 2010 CECAFEB gegründet – eine Kooperation von Kaffeebauern, die qualitativ hochwertige Biokaffeebohnen für den Export produzieren (vgl. JORNAL TROPICAL 2012).

3 Fernerkundungsbasierte Analyse der Landnutzung und Landbedeckung

Eine erste Kartierung von Landnutzung und Landbedeckung auf São Tomé basierend auf Auswertungen von Luftbildern und geländebasierten kartographischen Aufnahmen erfolgte im Jahr 1969 für das Blatt Süden und 1971 für das Blatt Norden und wurde von Serviços Geográficos e Cadastrais de S. Tomé e Príncipe unter Aufsicht von F.M. Carvalho Rodrigues durchgeführt. Die Karte Ilha de S. Tomé – Carta Agrícola wurde aus zwei Blättern im Maßstab 1:50.000 im Jahr 1974 fertiggestellt und veröffentlicht (vgl. CARVALHO 1974b). Insgesamt wurden 13 verschiedene Nutzungs- und Bedeckungsklassen ausgewiesen: Kakao, Kokos, Kaffee Arabica, Kaffee Liberica, gemischter Baumbestand der kleinen Landgüter, Ackerkulturen, Obô (Primär-, bzw. Altwald), Capoeira (Sekundärwald), Palmen, Weideland, Sümpfe, gemischte Kategorien und unproduktives Land (z.B. Basalt an den Küsten u.ä.).

Inspiziert von einem Kartierprojekt für Kapverden des Instituto de Investigação Científica Tropical (IICT) in Lissabon, in dessen Rahmen die Carta de Zonagem Agro-Ecológica e da Vegetação de Cabo Verde erstellt wurde, entstand eine Kooperation zwischen IICT und Instituto da Cooperação Portuguesa (ICP), um eine Aufnahme des aktuellen Zustands der Landnutzung und Landbedeckung von São Tomé und Príncipe durchzuführen. Die ersten Feldarbeiten erfolgten im November und Dezember des Jahres 1995. Die zweite und letzte Feldarbeitsphase erfolgte im Juni und Juli 1996. Gedruckt und publiziert wurde die neue Carta de Zonagem Agro-Ecológica e da Vegetação de S. Tomé e Príncipe, die auf die Karte von CARVALHO 1974a basiert, Ende 2001 (vgl. MATOS & CASTANHEIRA 2002).

Um den Aktualitätsgrad der LULC-Information zu erhöhen, wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Landnutzungs- und Landbedeckungsklassifikation (LULC) sowie eine Hotspot-Veränderungsanalyse ausgewählter Gebiete durch satellitenbildgestützte Analysen durchgeführt (siehe Abb. 48).

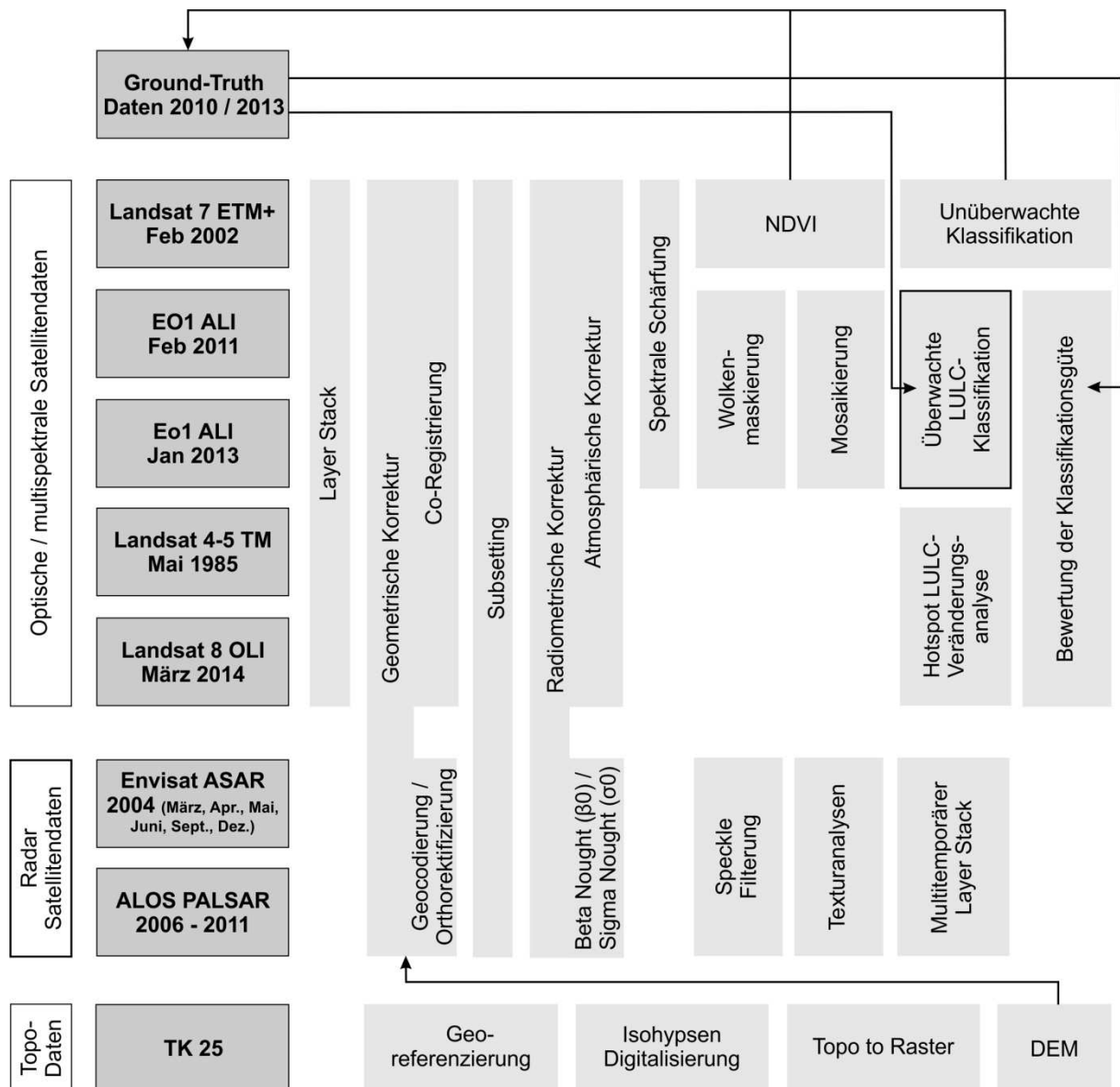


Abb. 48: Verwendete Daten, Ablauf und Strukturierung der fernerkundungsbasierten Analysen und der LULC-Klassifikation

Quelle: Eigene Darstellung

Dabei wurden frei verfügbare oder zu wissenschaftlichen Zwecken kostenfrei erwerbbar Satellitendaten eingesetzt. Es wurden sowohl passive Multispektraldaten als auch aktive Radardaten verwendet. Bei den passiven Satellitendaten handelt es sich um Landsat und Earth Observing-1 (EO-1). Von den Radarsatelliten wurden Daten von Envisat ASAR (C-Band) und ALOS PALSAR (L-Band) verwendet.

3.1 Fernerkundung als Instrument der Landschaftsüberwachung

Seit über 40 Jahren wird Fernerkundung als Methode oder Instrument für die Beobachtung und Erfassung der Landbedeckung und Landnutzung sowie für deren Veränderungserkennung eingesetzt. Hauptsächlich wurden, und immer noch werden, durch optische Sensoren aufgenommene multispektrale Satellitenbilder für die Analysen eingesetzt (vgl. YOUNG ET AL. 2017). Während die Nutzung passiver multispektraler Daten in der LULC-Klassifikation häufig erfolgt und relativ gut evaluiert ist, werden Radardaten im Bereich der geoökologischen Landschaftsuntersuchungen noch relativ selten angewendet (vgl. LAUSCH ET AL. 2016; LEHMANN ET AL. 2015). Dabei bieten Radardaten, zumindest theoretisch, einen wetter- und witterungsunabhängigen Zugang zur räumlichen Information.

Die FAO (Food and Agriculture Organization) definiert die Landbedeckung als physikalische Bedeckung der Erdoberfläche, wodurch hauptsächlich unterschiedliche Vegetationstypen und anthropogen errichtete Objekte zu verstehen sind. In der Praxis werden auch vegetationslose Landflächen und Wasserflächen der Landbedeckung bei einer fernerkundungsbasierten LULC-Klassifizierung zugeordnet. Als Landnutzung werden wiederum verschiedene anthropogene Vorkehrungen und Aktivitäten definiert, die in einem bestimmten Landbedeckungstyp durchgeführt werden (vgl. DI GREGORIO & JANSEN 2001).

Mittlerweile wird die Fernerkundung als unverzichtbares Werkzeug der Erdbeobachtung in den Umweltwissenschaften gesehen (vgl. ERASMI & WALTER 2004). Die Erstellung von thematischen Karten der Landbedeckung, die aus Satellitendaten extrahiert worden sind, gehören zu den häufigsten Anwendungen der Fernerkundung (vgl. FOODY 2002). Angesichts der steigenden Entwaldungsraten, ist eine detaillierte Kartierung und regelmäßige Überwachung tropischer Regenwälder für den Erhalt der Ökosysteme und den Schutz der Biodiversität wichtig (vgl. ERINJERY ET AL. 2018; AISYAH ET AL. 2015; ENGLHART ET AL. 2011).

Informationen aus der Landnutzungs- und Landbedeckungsanalyse können verschiedenartig angewendet werden. Die Klassifikation kann sowohl als unabhängige Bestandsaufnahme bzw. als Ist-Zustand des analysierten Zeitrahmens betrachtet werden als auch für zeitliche Veränderungsanalysen zusammen mit anderen klassifizierten Daten eingesetzt werden. Überdies können die Ergebnisse einer Klassifikation auch als

Grundlage für die Extrahierung weiterer Information und Erstellung von diversen Geodaten dienen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Ergebnisse der LULC-Klassifikation als Basis wichtiger Einflussparameter für die Modellierung der Landschaftsvulnerabilität eingesetzt. Bestimmte Faktoren wie beispielsweise Fragmentierung oder Hemerobie wurden daraus abgeleitet und extrahiert. Zusätzlich wurden die Erkenntnisse über LULC für einen Vergleich mit historischen Daten über die Ausbreitung (Rückgang und Vorstoß) des Primär-/Alt-, des Sekundär- sowie des Schattenwaldes herangezogen. Der Vergleich dieser Daten lässt eine Einschätzung der Regenerationsfähigkeit bzw. -geschwindigkeit der Wälder zu.

3.2 Wahl der Klassifikationsmethode

Für die Analyse der Landnutzung und Landbedeckung auf São Tomé wurde eine pixelbasierte Klassifikation multispektraler Satellitenbilder angewendet. Zur dieser Entscheidung führte, dass die Landschaft auf São Tomé aus den Satellitendaten mittlerer Auflösung (Landsat und EO-1), die für diese Arbeit zur Verfügung standen, keine strukturelle Diversität besitzt (Mischkulturen und Mischlandschaften sind strukturell nicht zu unterscheiden) und kaum von einander abzugrenzende Objekte aufweist (Waldtypen können nicht als unterschiedliche Objekte ausgemacht werden). Eine objektorientierte Klassifikation kann in Landschaften mit Objekten, die abgrenzbar sind und die verschiedene Strukturen aufweisen, von Vorteil sein (vgl. GÜNTHERT 2014; NAUMANN 2008). Allerdings sind Satellitendaten mittlerer Auflösung für eine objektbasierte Klassifikation in Gebieten, die nur geringe strukturelle Unterschiede aufweisen, nicht geeignet (vgl. ARVOR ET AL. 2018; THENKABAIL 2016). Erste Analysen mittels unüberwachter Klassifikation und Berechnung des normalisierten differenzierten Vegetationsindex (NDVI), (siehe Kapitel 3.3.5 „NDVI und unüberwachte Klassifikation“), bekräftigten die Wahl der pixelbasierten Klassifikation.

Allerdings waren wolkenfreie Satellitenszenen optischer Sensoren für die Insel nicht verfügbar, was eine Landnutzungs- und Landbedeckungsklassifikation vor besondere Herausforderungen stellte. Aufgrund der geographischen Lage, des Reliefs und der klimatischen Besonderheiten am Äquator, unterliegt São Tomé ganzjährig einem permanenten Wolkeneinfluss. Somit lässt die lokale Witterung mit den atmosphärischen Spezifikationen keinen wolkenfreien Blick auf die Insel zu. Die Anwendung von

Radarbildern, die größtenteils unabhängig von der Wetterlage und den naturgegebenen Strahlungsverhältnissen nutzbar sind (vgl. ALBERTZ 2009), verspricht die atmosphärischen Hindernisse – die Wolken, zu überwinden sowie erweiterte und eventuell sonst unzugängliche Informationen über die Insel zu erbringen. Der Nachteil von Radardaten ist die komplexere Unterscheidung verschiedener Landnutzungs- und Landbedeckungsarten, da Radarsensoren keine Spektralinformationen der Objekte aufnehmen, sondern unter anderem deren Reflektion bzw. Rückstreuung, Textur und dielektrische Eigenschaften unterscheiden. Insbesondere natürliche Vegetation mit ähnlicher Struktur lässt sich nicht direkt unterscheiden wie es bei der Auswertung spektraler Information von optischen Satellitendaten möglich ist. Pixelbasierte LULC-Klassifikationen von Radarbildern weisen aufgrund der fehlenden Spektralinformation und Speckle-Störungen schlechte Ergebnisse auf (vgl. QI ET AL. 2010). Gleichwohl wurde sich für den zusätzlichen Einsatz von Radarbilddaten für São Tomé entschieden, um den zusätzlichen Mehrwert der aktiven Sensorsysteme an der Insel zu erproben.

3.3 Datengrundlage und -aufbereitung

Als Grundlage der pixelbasierten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassifikation dienten kostenfrei verfügbare Fernerkundungsdaten – optische Satellitendaten (Landsat und Earth Observing-1 (EO-1)) und für wissenschaftliche Zwecke von der European Space Agency (ESA) unentgeltlich zur Verfügung gestellte Radardaten (Envisat ASAR (C-Band) und ALOS PALSAR (L-Band)), Testflächen (Ground-Truth-Daten) im Gelände sowie topographische Basisdaten (digitales Geländemodell).

3.3.1 Topographische Basisdaten

Ein DEM wird für das geometrische Korrigieren (Geokodierung und Orthorektifizierung) und der topographischen Normalisierung von Satellitenbildern benötigt. Des Weiteren erleichtert ein 3D-Geländemodell die Interpretation und Veranschaulichung diverser Geoprozesse. Zusätzlich dient ein DEM als Grundlage zur Erstellung von Hangneigungs- sowie Ausrichtungskarten. Im Rahmen dieser Arbeit wurden alle erwähnten Vorzüge eines 3D-Modells genutzt. Ferner wurden die Hangneigungsdaten für die Modellierung der Landschaftsvulnerabilität eingesetzt.

Zu den am häufigsten in wissenschaftlichen Studien eingesetzten Geländemodellen gehören SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) und ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer), zwei von unterschiedlichen Ausgangsdaten prozessierte DEMs (vgl. BOULTON & STOKES 2018; GAMACHE 2003). Für die meisten Anwendungen reicht die Qualität dieser Geländemodelle aus, vor allem, wenn das abzubildende Gelände keine komplexen Formen aufzeigt (vgl. GAMACHE 2003).

Am meisten eingesetzt und verbreitet ist das digitale Geländemodell resultierend aus SRTM, die im Februar 2000 in einer Kooperation zwischen NASA (National Aeronautics and Space Administration, USA), DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) und ASI (Agenzia Spaziale Italiana) durchgeführt wurde (vgl. ZHAO ET AL. 2018; DLR & ASI 2011; GAMACHE 2003). Während dieser Mission wurden für interferometrische Auswertungen vorgesehene Radaraufnahmen der Bänder C (SIR-C; USA) und X (X-SAR; Deutschland und Italien) zwischen Breitengraden von etwa 60° Nord und 60° Süd aufgenommen (vgl. DLR & ASI 2011). Das gesamte Geländemodell beträgt mittlerweile eine räumliche Auflösung von etwa 25 x 25 m (Polnähe) bis 30 x 30 m (Äquatornähe) bzw. 1 Bogensekunde.

Das zweite globale, digitale Höhenmodell, das für wissenschaftliche Zwecke kostenfrei zur Verfügung steht, wurde in Kooperation zwischen der NASA und METI (Ministry of Economy, Trade and Industry; Japan) aus den Daten der ASTER als ASTER GDEM (Global Digital Elevation Model) im Jahr 2009 generiert. Seit Oktober 2011 ist ein verbessertes Höhenmodell GDEM 2 verfügbar. Die Auflösung beider Höhenmodelle beträgt ähnlich wie SRTM DEM, eine Bogensekunde, was eine geometrische Auflösung von etwa 30 x 30 m auf der Höhe des Äquators bedeutet. Der Vorteil dieses Höhenmodelles ist die größere räumliche Abdeckung (83° Nord und 83° Süd), zu den Nachteilen zählt fehlerhafte Information von Pixeln, die wegen Wolkenkontamination verursacht worden ist (vgl. METI & NASA 2011). Insbesondere gebirgige Landschaften, sind von vielen Datenfehlern und -lücken betroffen (vgl. YANG ET AL. 2018; BALTHAZAR ET AL. 2012; ZHAO ET AL. 2010; GAMACHE 2003).

Beide Datensätze wurden für São Tomé akquiriert. Nach der Mosaikierung der SRTM-Daten, Subset-Erstellung und Visualisierung, stellte sich die nicht ausreichende Qualität sowohl der SRTM als auch der ASTER DEMs heraus. Da ASTER ihre DEMs aus Multispektraldaten generiert und São Tomé nicht wolkenfrei ist, wurden bei ASTER DEM im Bereich der hohen Gipfel auffällige Datenlücken detektiert (siehe Abb. 49).

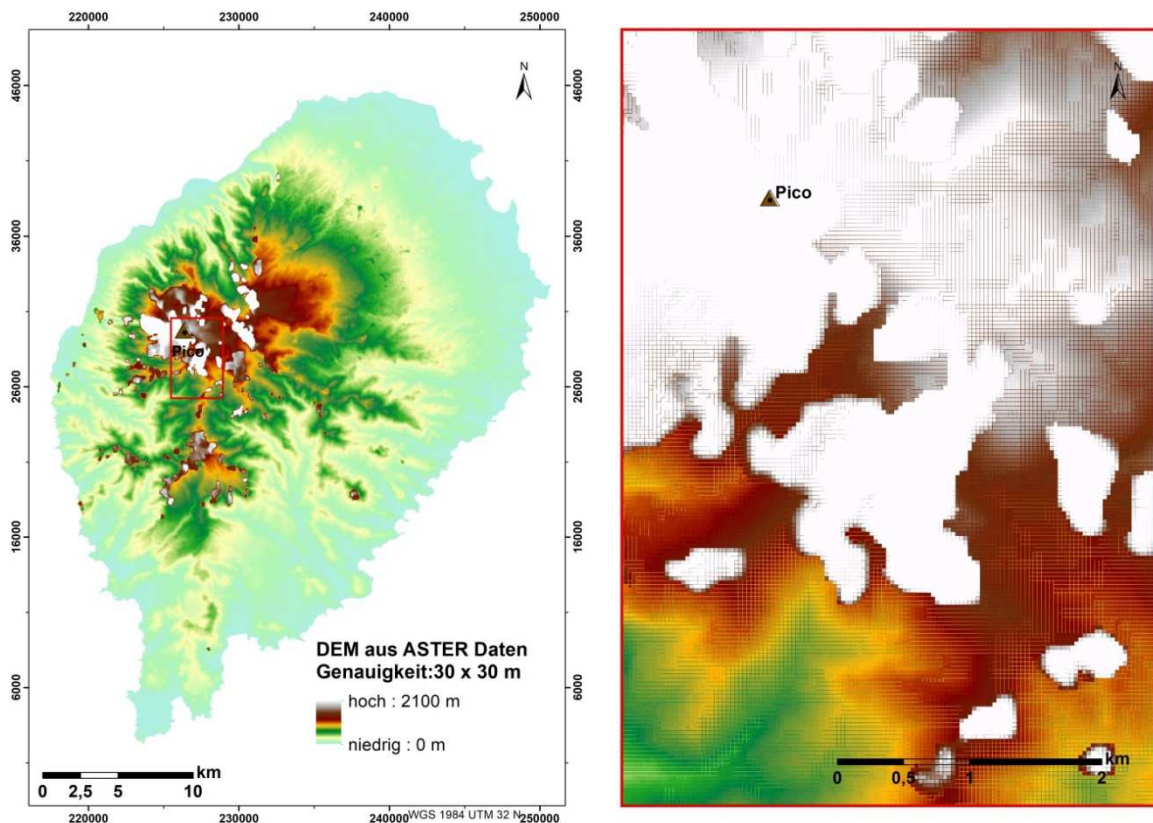


Abb. 49: ASTER DEM, 30 x 30 m Auflösung aus dem Jahr 2011, Gesamtübersicht und Vergrößerungsausschnitt mit deutlich erkennbaren Fehlerpixeln (weiße Pixel) in den bergigen zentralen Gebieten um Pico de São Tomé

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Kleinere No-Data-Bereiche können mittels einer Schätzung der fehlenden Z-Werte basierend auf den bekannten Z-Werten der umgebenden Punkte mit potentieller Information, z. B. mittels minimalem Krümmungsalgorithmus (minimum curvature algorithm) aufgefüllt, bzw. interpoliert werden (vgl. GAMACHE 2003). Die Datenlücken des ASTER DEMs für São Tomé waren für eine Interpolation zu groß (ca. 300 Pixel Durchmesser). No-Data-Bereiche bis zu einer Größe von 16 zusammenhängenden Pixeln können im SRTM DEM interpoliert werden (vgl. GAMACHE 2003).

Das SRTM DEM für São Tomé weist im Gegensatz zum ASTER DEM zwar keine Datenlücken auf (siehe Abb. 50), jedoch beim Vergleich des DEMs mit topographischen Faktoren wie trigonometrischen Punkten und anderen bekannten Positionen von Gipfeln (Ground-Truth-Daten) auf São Tomé, stimmen nicht alle Punkte im zentralen Bereich überein. Da durch SRTM DEM Formen und Objekte in der Landschaft ab einer Größe von 90 m abgebildet werden (oversampling von 90 x 90 m auf 30 x 30 m basiert auf geomorphologischen Annahmen), eignet sich das DEM für lokalskalige Anwendungen nur

bedingt (vgl. POLIDORI ET AL. 2014). Laut ZHAO ET AL. 2018 ist das SRTM DEM mit größeren Ungenauigkeiten insbesondere von mit Vegetation bedeckten Landflächen im Vergleich zu vegetationsfreien Flächen behaftet. Der vertikale Versatz des SRTM DEMs liegt bei allen Vegetationstypen etwa sechs Meter über der tatsächlichen Landoberfläche im globalen Durchschnitt.

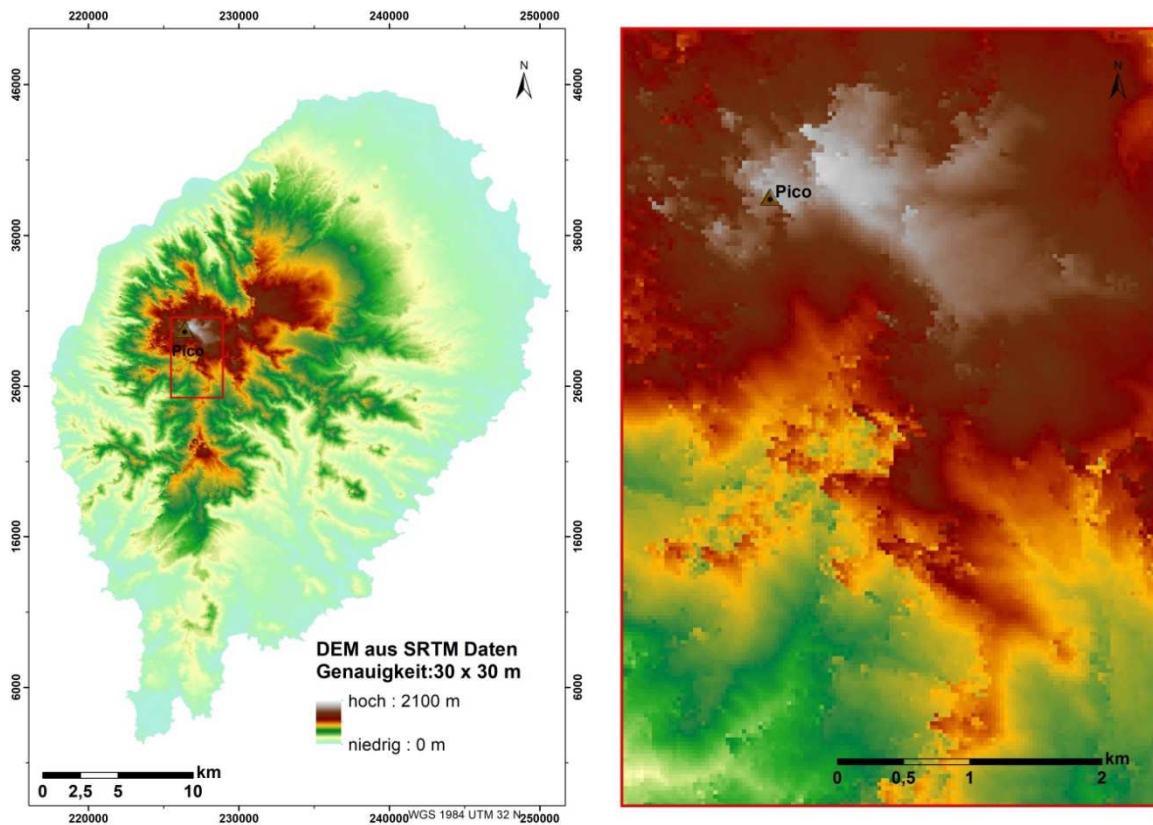


Abb. 50: SRTM DEM aus X-Band SAR (Synthetic Aperture Radar), 30 x 30 m Auflösung, Februar 2000, Gesamtübersicht und Vergrößerungsausschnitt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: DLR & ASI

Eine weitere Möglichkeit für die Erstellung eines digitalen Höhenmodells ergibt sich durch die Modellierung eines 3D-Modells aus digitalisierten Isohypsen einer topographischen Karte (vgl. AISYAH ET AL. 2015). Die einzige Topographische Karte 1: 25.000 (TK25) von São Tomé (vgl. MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958) beinhaltet Isohypsen mit 20 Meter Abstand. Sie stellte die Grundlage für ein genaueres digitales Geländemodell als das vorhandene der SRTM Mission dar. Insgesamt wurden 1.326 Höhenlinien mit einer entsprechenden Gesamtlänge von 17.037,93 km digitalisiert (siehe Abb. 51).

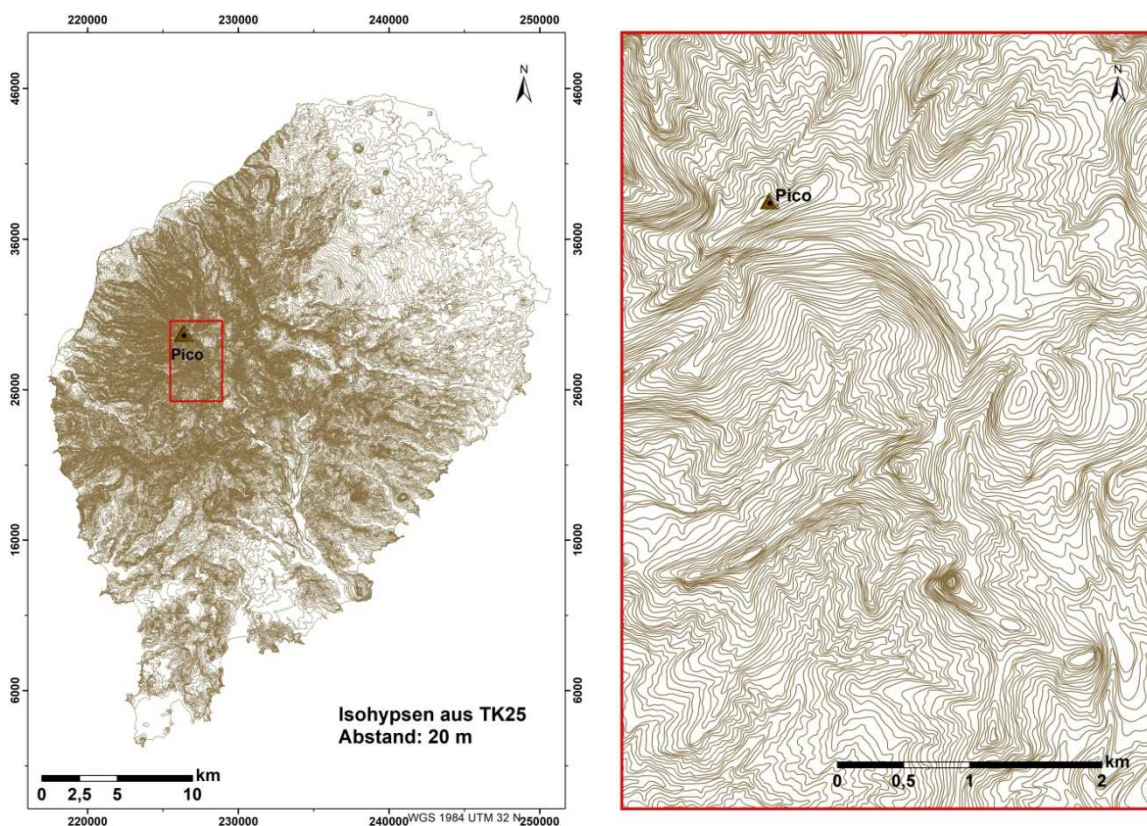


Abb. 51: Isohypsen aus der TK25 mit 20 Meter Abstand, Gesamtübersicht und Vergrößerungsausschnitt im steilen Bereich von Pico de São Tomé (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: TK 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Aus den digitalisierten Isohypsen wurde sowohl ein vektorbasiertes unregelmäßiges Dreiecksnetz (Triangulated Irregular Network (TIN)) durch Triangulierung als auch ein rasterbasiertes DEM mit einer geometrischen Auflösung von 10 x 10 m erstellt. Das rasterbasierte DEM wurde mittels Raster-Interpolation, basierend auf dem von Michael Hutchinson entwickeltem ANUDEM-Programm (vgl. M.F. HUTCHINSON 2011), berechnet (siehe Abb. 52). Das Werkzeug durchführt eine intelligente Interpolation von Isohypsen, wodurch eine genaue Erstellung von Bergrücken und Abflussrinnen gesichert wird (vgl. ESRI 1995 - 2014). Durch die Berechnung des schattierten Reliefs wurde eine visuelle Überprüfung des DEMs auf lokale Anomalien, die sich als helle oder dunkle Punkte zeigen, ermöglicht (vgl. M.F. HUTCHINSON 2011). Die topographische Übereinstimmung der Oberfläche des erstellten DEMs mit vorhandenen Daten der bekannten Gipfel und Flüsse (Ground-Truth-Daten) von São Tomé wurde durch die Überlagerung dieser Daten geprüft.

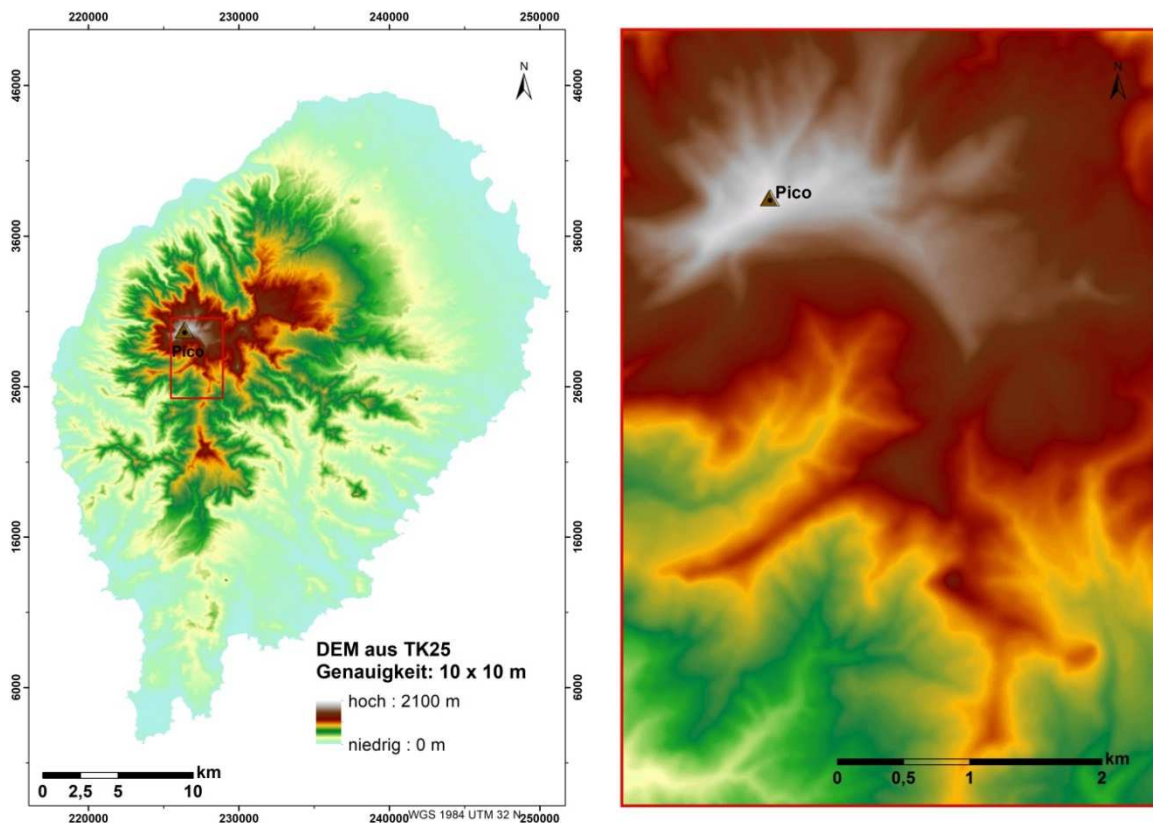


Abb. 52: TK25 DEM als Raster, 10 x 10 m Auflösung, Gesamtübersicht und Vergrößerungsausschnitt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: TK 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

3.3.2 Multispektrale Satellitendaten

Die multispektralen Satellitensensoren können ein Spektrum der elektromagnetischen Wellen zwischen 0,4 und 50 Mikrometer (μm) detektieren (siehe Abb. 53). Die Satelliten operieren somit im Bereich des sichtbaren und des nahen sowie des mittleren Infrarotlichts. Dabei benötigen die Satelliten eine Lichtquelle wie die Sonne, um die Erdoberfläche abbilden zu können. Sie empfangen elektromagnetische Wellen ohne diese aktiv auszusenden, daher werden diese optischen Satelliten auch als „passive Systeme“ bezeichnet.

Die größte Datenbank an multispektralen Satellitendaten wird von The National Aeronautics and Space Administration (NASA) und United States Geological Survey (USGS) mittels Landsat-Missionen für wissenschaftliche Zwecke kostenfrei zur Verfügung gestellt.

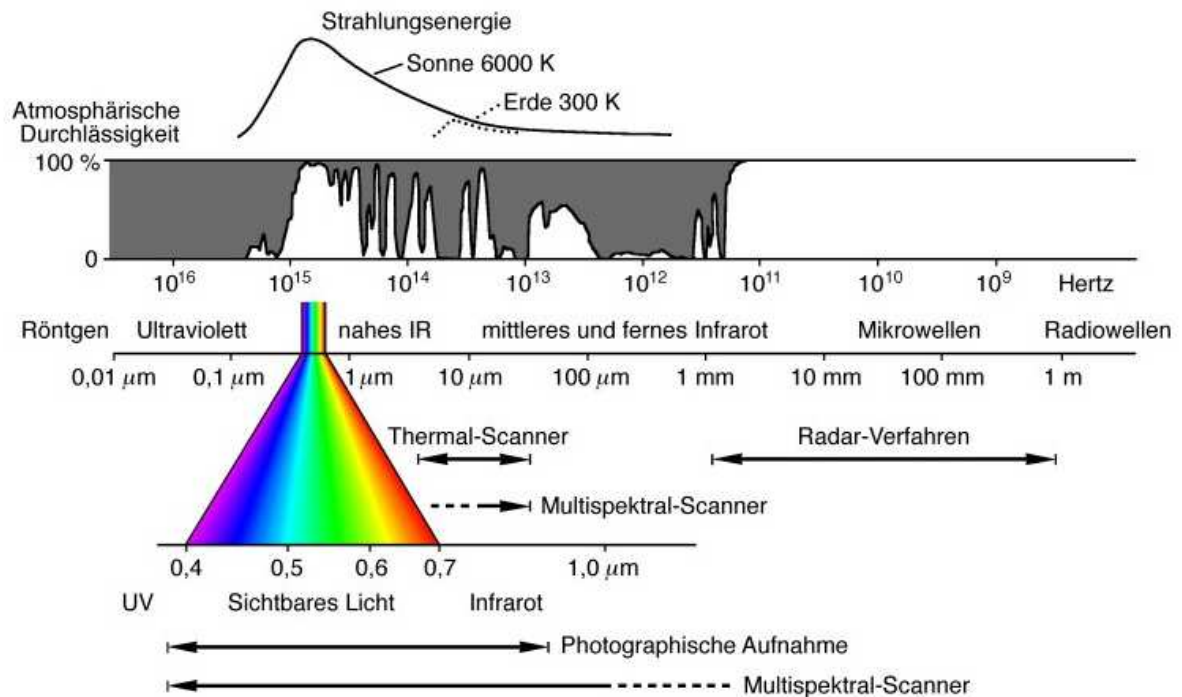


Abb. 53: Das Spektrum der elektromagnetischen Wellen; die Sensoren multispektraler Satelliten können die Wellenlängen des sichtbaren Lichts ($0,4 - 0,7 \mu\text{m}$), des nahen Infrarotlichts ($0,7 - 3 \mu\text{m}$) und des mittleren Infrarotlichts ($3 - 50 \mu\text{m}$) detektieren

Quelle: ALBERTZ 2009

Seit 1972 umkreisen die Landsat-Satelliten die Erde (der neueste Satellit seit 2013: Landsat 8 OLI) und stellen daher sowohl die größte Anzahl als auch das größte temporäre Spektrum der Satellitendaten dar (siehe Abb. 54).

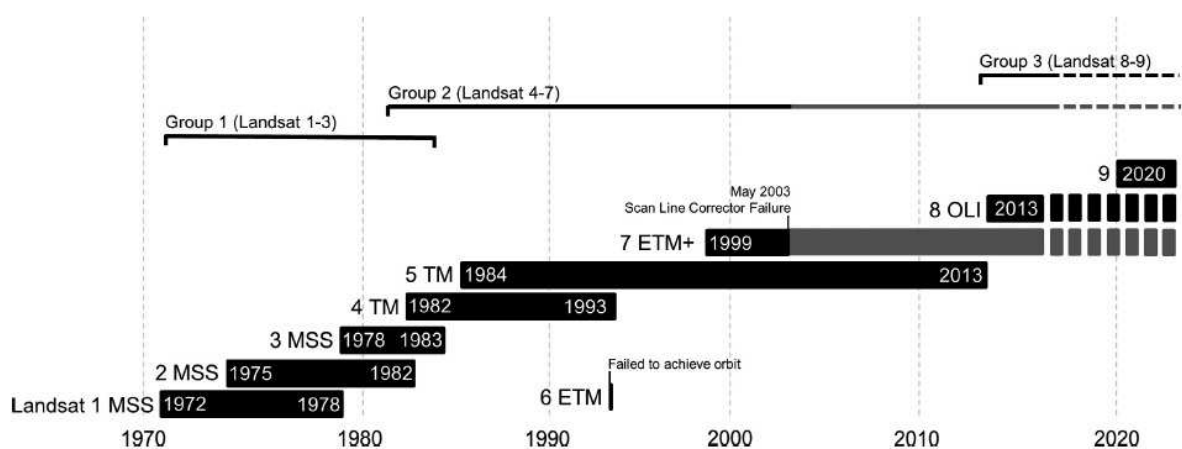


Abb. 54: Landsat-Missionen und Sensoren von 1972 bis heute; der Start vom Landsat 9 ist 2020 geplant

Quelle: YOUNG ET AL. 2017

Dadurch bieten sich die Daten der Landsat-Satelliten besonders gut für vergleichende Studien verschiedener Zeitpunkte, der Langzeitveränderungsbeobachtungen sowie der Zeitreihenanalysen an und sind die am meisten eingesetzten Satellitenbilder für räumliche Auswertungen und Analysen (vgl. ARVOR ET AL. 2018; WILSON ET AL. 2018; SCHNEIBEL ET AL. 2017; ZHU 2017; VOGELMANN ET AL. 2016).

Trotz der großen Datenmenge an Landsat-Satellitenbildern sind keine rezenten wolkenfreien Aufnahmen von São Tomé vorhanden (letzte Prüfung der Landsat-Datensätze bei USGS Earthexplorer am 02.12.2018). Die Aufnahme qualitativer multispektraler Daten wird in den inneren Tropen durch häufige Wolkenbedeckung oft behindert (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Außerdem sind Aufnahmen von Landsat 7 ab dem 31. Mai 2003 aufgrund des Ausfalls des Scan Line Corrector (SLC) mit Datenlücken behaftet, die zu zusätzlichen Datenverlusten in den Bilddaten führen (vgl. USGS). Seit Februar 2013 mit der neuesten Mission – Landsat 8 OLI, werden wieder lückenlose Satellitendaten zur Verfügung gestellt. Allerdings sind auch diese Aufnahmen durch einen überdurchschnittlich hohen Wolkenbedeckungsgrad (> 30 %) über der Insel São Tomé gekennzeichnet.

Seit 1978 nimmt Landsat Satellitenbilder von São Tomé auf. Dennoch wiesen nur zwei Landsat-Satellitenbilder (Februar 2002 und Februar 2010) aus der USGS-Datenbank Ende 2010 (Feldaufenthalt Nr. 1 für Aufnahme von Ground-Truth-Daten) eine Wolkenbedeckung unter 20 % über Land mit jeweils ca. 10 % und 15 % auf (siehe Abb. 55), wobei die Hälfte der Szene vom Februar 2010 durch SLC-Datenlücken betroffen ist (siehe Abb. 55, rechts).

Durch die Kombination der Spektralkanäle 4:3:2 wurde ein Falschfarbenbild beider Satellitenbilder erstellt, das insbesondere die Vegetationsvorkommnisse und -intensität betont. Die fast durchgehend rote Oberfläche von São Tomé deutet auf eine hohe Konzentration und Vitalität von Vegetation hin. Strukturelle Auffälligkeiten, die objektbasiert erfasst werden könnten, sind aus diesen Szenen kaum erkennbar, was zu dem Entschluss geführt hat, die LULC-Klassifikation pixelbasiert durchzuführen.

Weil alle vorhandenen Satellitenbilder von Landsat von 1978 bis Ende 2010, mit Ausnahme vom Februar 2002, einen Wolkenbedeckungsgrad über 30 % (über Land) aufwiesen, wurden zwei Satellitenbilder für eine Veränderungsanalyse bestimmter Hotspot-Bereiche auf São Tomé (Bereiche, die besonders starken LULC-Veränderungen unterliegen) mit einem fast 30jährigen zeitlichen Abstand ausgewählt. Als Ausgangsszene

konnte das Satellitenbild vom Mai 1985 (Landsat 4 – 5 TM) und als Endszene das Satellitenbild vom März 2014 (Landsat 8 OLI) verwendet werden.

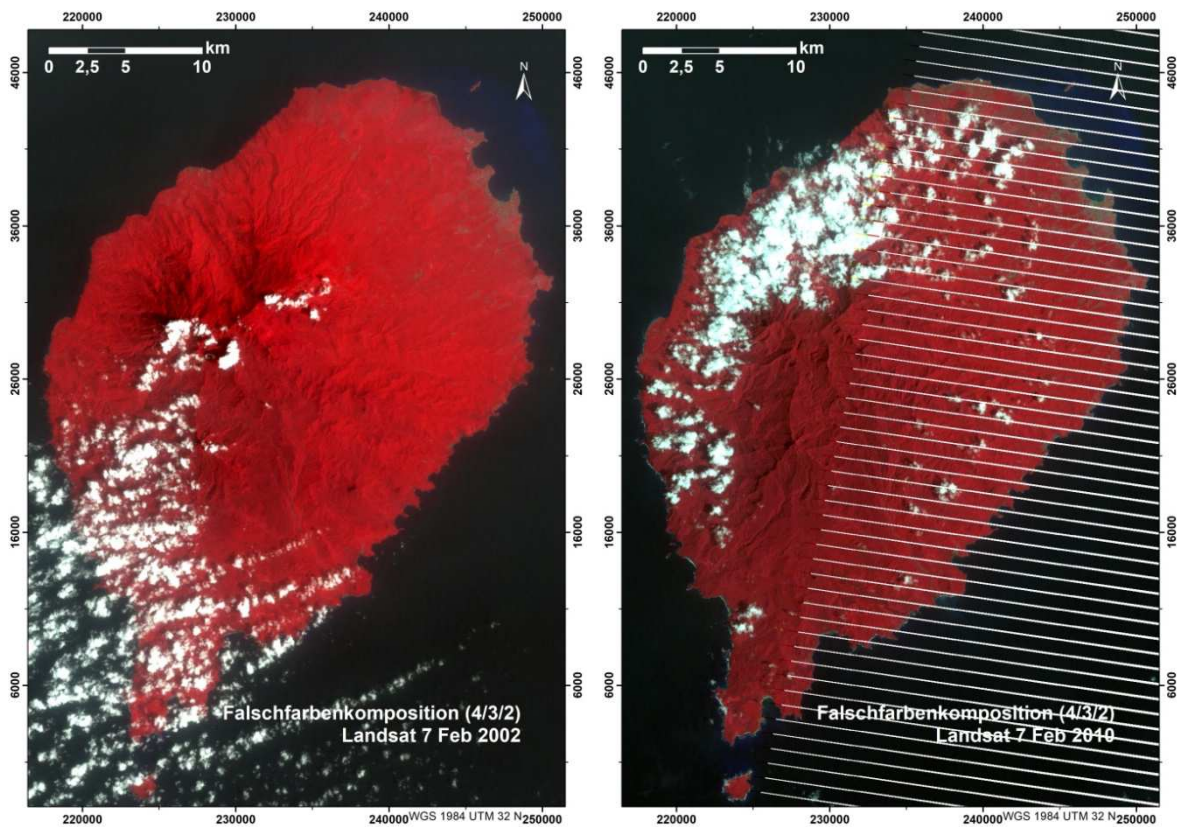


Abb. 55: Multispektrale Satellitenbilder des Satelliten Landsat 7 als Falschfarbenkomposition (Bänder: 4/3/2) der Jahre 2002 und 2010; durch das Ausfallen des SLC sind Datenlücken im Bild von Februar 2010 deutlich erkennbar

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Diese Daten wiesen fast wolkenfreie Bereiche der Ölpalmenplantage und der Hauptstadt auf, die den größten Veränderungen auf der Insel in den letzten Jahrzehnten ausgesetzt sind (siehe Abb. 85, Kapitel 3.5 „Hotspot-LULC-Veränderungsanalyse“). Zwischen diesen beiden Jahren wurden keine Satellitenbilder, die diese beiden Bereiche wolkenfrei oder zumindest mit geringer Bewölkung zeigen, aufgenommen. Das Satellitenbild von Landsat 7 (Februar 2002) mit der geringsten Gesamtwolkenbedeckung weist zu viele Wolken über der Ölpalmenplantage im Süden von São Tomé auf und eignet sich daher nicht für die Klassifikation dieses Hotspot-Bereiches.

Die Szene vom Februar 2002 (Landsat 7 ETM+) diente der Berechnung des NDVI und der Durchführung der unüberwachten Klassifikation per ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique Algorithm) Algorithmus. Die Ergebnisse der

unüberwachten Klassifikation wurden für die Auswahl der Standorte für die Trainingsflächen der überwachten Klassifikation eingesetzt.

Ein weiterer Satellit, dessen Daten für wissenschaftliche Auswertungen kostenfrei zur Verfügung stehen, ist der Earth Observing 1 (EO-1). Die EO-1 Mission wurde am 21. November 2000 im Rahmen des New Millennium Programs (NMP) von der NASA gestartet. Angedacht war die Mission zur Technologievalidierung und zu -demonstrationszwecken weiterer Landsat-Missionen für insgesamt ein Jahr. Als sich herausstellte, dass das Interesse seitens der Wissenschaft und Forschung an den Satellitendaten groß ist, wurde die Erdbeobachtung mittels EO-1 weiter fortgesetzt (vgl. USGS). Nach über 16 Jahren Erdbeobachtung endete die EO-1 Mission am 6. Januar 2017.

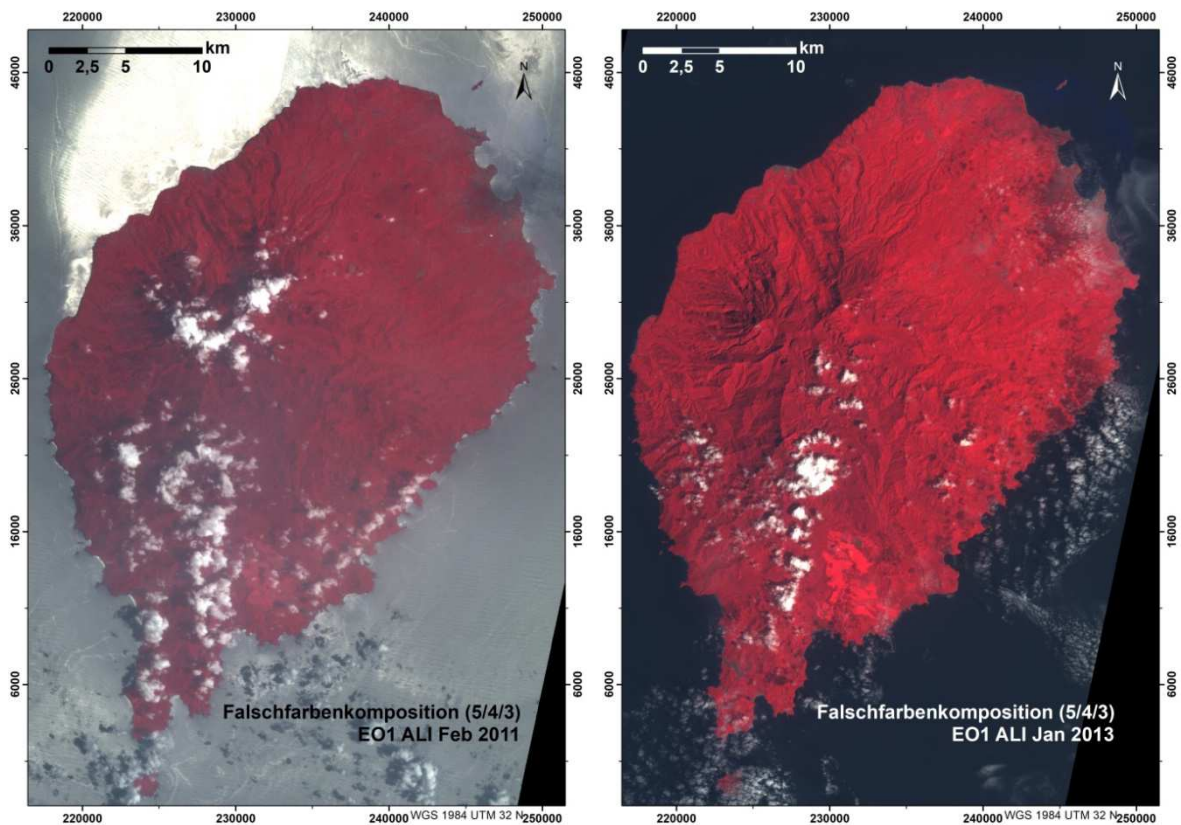


Abb. 56: Multispektrale Satellitenbilder des Satelliten EO-1 ALI als Falschfarbenkomposition (Bänder: 5/4/3) der Jahre 2011 und 2013

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Der Unterschied zu Landsat und als großer Vorteil war die Möglichkeit ab 2009 Aufträge für eigene Interessenbereiche (Areas of Interest: AOI) kostenfrei für Bildaufnahmen zu erteilen. Da von EO-1 für São Tomé nur wenige Satellitenszenen und diese mit einem zu

hohem Bewölkungsgrad (> 30 %) vorhanden waren, wurde ein individueller Auftrag für die Aufnahmen mit dem Advanced Land Imager (ALI) Sensor des EO-1 Satelliten erteilt. Daraus resultierten zwei Aufnahmen mit geringerer Wolkenbedeckung (Februar 2011 und Januar 2013 – Wolkenbedeckung von ca. 10 % und ca. 8 %), die für eine überwachte LULC-Klassifikation geeignet waren (siehe Abb. 56).

Ein weiterer Vorteil von EO-1 Satellitenbildern gegenüber Bildern von Landsat ist die höhere Auflösung des panchromatischen Kanals, der für eine panchromatische Schärfung der multispektralen Kanäle verwendet werden kann und somit die Auflösung der ganzen Szene deutlich verbessert wird. Die Auflösung des Pan-Kanals von EO-1 beträgt 10 x 10 m, der von Landsat – 15 x 15 m. Das ALI-Instrument ermöglicht somit die Erfassung kleinerer Details der Erdoberfläche und kann z. B. für Monitoring der Felder für eine Präzisionslandwirtschaft eingesetzt werden (vgl. LOBELL & ASNER 2013). Ferner beinhaltet das ALI Instrument neun Multispektralbänder mit einer Auflösung von 30 x 30 m (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Bänder, deren Wellenlänge und Auflösung von EO-1 ALI Instrument, die entsprechenden Landsat-Bänder sind in Klammern aufgelistet

EO-1 ALI (Landsat) Bänder	Wellenlänge (µm)	Auflösung (m)
Pan	0,48 – 0,69	10 (15)
1 (1')	0,433 – 0,453	30
2 (1)	0,45 – 0,515	30
3 (2)	0,525 – 0,605	30
4 (3)	0,63 – 0,69	30
5 (4)	0,775 – 0,805	30
6 (4')	0,845 – 0,89	30
7 (5')	1,2 – 1,3	30
8 (5)	1,55 – 1,75	30
9 (7)	2,08 – 2,35	30

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Die Bänder des ALI Instruments operieren in den gleichen Wellenlängen wie Landsat, was einen Vergleich beider Satellitendaten möglich macht. Durch die Anzahl und Variationen an Bändern, ist das ALI Instrument Landsat sogar überlegen, da es mehr Nuancen besitzt (Bänder 1 (1'), 6 (4') sowie 7 (5')). Dies ermöglicht eine besserer Trennung und höhere

Klassifikationsgenauigkeit von Vegetationstypen (vgl. PU & BELL 2013). Der Kanal 7 von EO-1, der zwischen der Wellenlänge von 1,2 und 1,3 μm operiert, soll insbesondere bei der Identifikation von Wald und landwirtschaftlichen Anbaukulturen helfen (vgl. LOBELL & ASNER 2013).

Nach einer Studie von THENKABAIL ET AL. 2004 wurden aus Multispektralbildern, die vom EO-1 ALI Sensor aufgenommenen waren, bessere Ergebnisse der Klassifikation komplexer Regenwaldvegetation im Süden Kameruns erzielt als aus Satellitenbildern von IKONOS und Landsat 7 (ETM+) Sensoren.

3.3.3 Radardaten

Im Gegensatz zu Multispektraldaten und deren Sensitivität gegenüber Wolken, operieren Radarsensoren zwischen 0,3 und 120 cm elektromagnetischer Wellenlänge im Mikrowellenbereich (siehe Abb. 57) und durchdringen fast vollständig die Wolken sowie Regentropfen, und auch nachts können Radarbilder aufgenommen werden (vgl. ENGLHART ET AL. 2011).

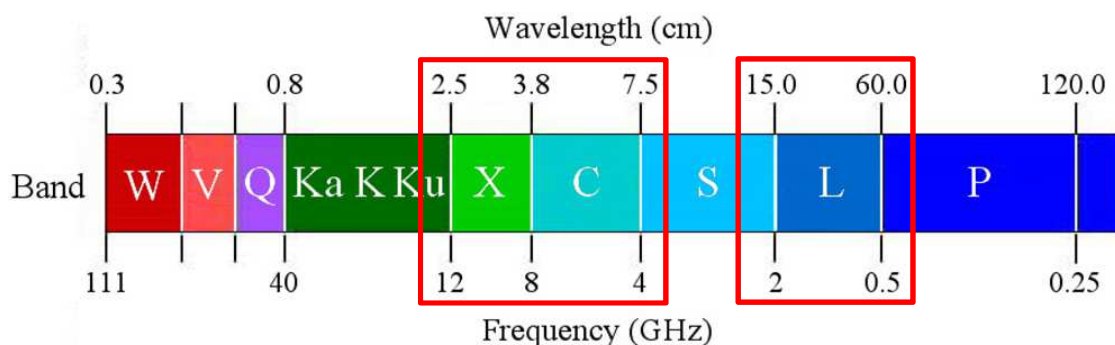


Abb. 57: Das von Radarsensoren genutzte Spektrum der Mikrowellen und Frequenzen mit den korrespondierenden Bändern; die meistverbreiteten Bänder der Radarsatelliten sind X, C und L (durch rote Rechtecke markiert)

Quelle: OUCHI 2013

Radarsatelliten operieren nicht im Nadir, wie optische Multispektraldaten, sondern mit einer Seitensicht (side looking), d. h. sie nehmen die Erdoberfläche seitlich zur Bewegungsrichtung in Schrägentfernung (slant range) auf (siehe Abb. 58). Die Flugrichtung wird Azimuth genannt.

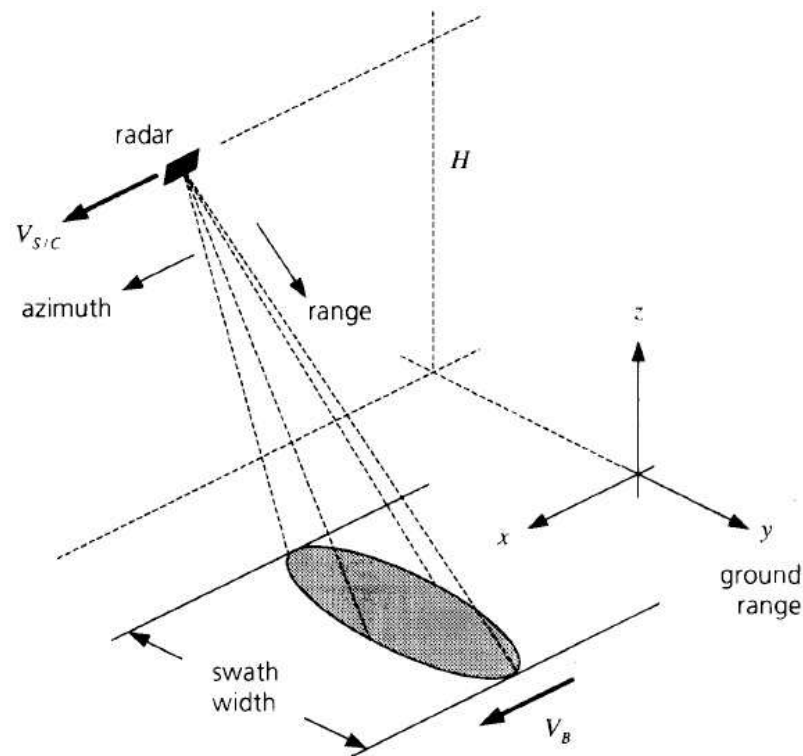


Abb. 58: Das Grundprinzip der Funktionsweise des Seitensichtradars (side-looking)

Quelle: BAMLER 2000

Radarsensoren senden aktiv eigene Impulse in Form von elektromagnetischen Wellen Richtung Erde aus und empfangen deren Echosignale als Reflektionswerte. Dabei wird die Distanz von Sensor zu Objekt durch die Messung von zeitlicher Verzögerung zwischen dem Senden und dem Empfangen bestimmt (vgl. VAN DER SANDEN & SHORT 2017; BAMLER 2000). Die Rückstreuung beinhaltet Intensität und Phase. Die Intensität zeigt die strukturellen und dielektrischen Eigenschaften des bestrahlten Objektes; die Phase ergänzt die gemessene Zeitverzögerung und liefert genauere Information über die Range-Entfernung (vgl. VAN DER SANDEN & SHORT 2017).

Die Vorteile der aktiven Radardaten werden besonders in den tropischen, bewölkten und regenreichen Gebieten sichtbar, wo häufig die Grenzen der fernerkundungsbasierten Analysen durch optische Satelliten erreicht werden (vgl. VIET NGUYEN ET AL. 2016; LEHMANN ET AL. 2015; REICHE ET AL. 2015; MI ET AL. 2014; ENGLHART ET AL. 2011). Eine Ausnahme bilden besonders starke Regenfälle und dichte Wolken, diese können von kürzeren Radarwellen (K und X-Band) nicht immer durchdrungen werden (vgl. OUCHI 2013; siehe Abb. 59).

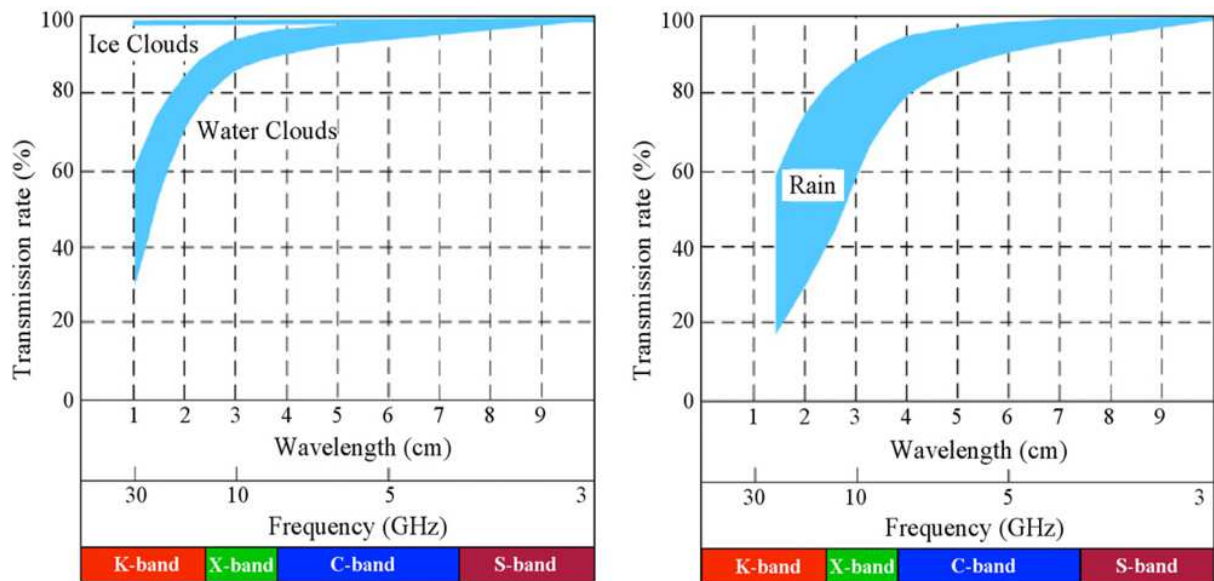


Abb. 59: Transmissionsraten der Mikrowellen bei Wolken und Regen ; während die langwelligeren Radarbänder (S und L, hier nicht dargestellt) eine Durchdringungsrate von fast 100 % aufweisen, können kurzwellige Bänder (K und X) nicht immer dichte Wolken und Regentropfen bei schweren Niederschlägen durchdringen

Quelle: OUCHI 2013

Anders als bei optischen Daten, wird mit Radarinstrumenten keine spektrale Strahldichte aufgenommen, die Information über die angestrahlte Oberfläche wird durch die Rückstreuung als effektive Rückstrahlfläche (RCS; auch $\text{Sigma}0 = \sigma^0$, das Verhältnis der Energie der empfangenen Rückstreuung zu der Energie des isotropischen Streuers) in Dezibel (dB) gemessen (vgl. FREEMAN 2002). Die Information der Rückstreuung wird aus Radar- (Wellenlänge, Polarisation und Einfallswinkel) und Oberflächenparametern (Rauigkeit, geometrische Form, Größe, Rückstrahldichte (z. B. Vegetation), Orientierung (z. B. liegendes oder stehendes Getreide) und dielektrische Eigenschaften) gebildet (siehe Abb. 60). Der Rückstreumechanismus der Wälder ist aufgrund der mehrstufigen Interaktion der Streuungen mit mehreren horizontalen und vertikalen Komponenten von Bäumen (direkte Rückstreuung von der Baumkrone, Volumenstreuung innerhalb der Baumkrone), der diffusen Streuung des Waldbodens und der double bounce Wechselwirkung zwischen Vegetation und Boden sehr komplex (vgl. VIET NGUYEN ET AL. 2016).

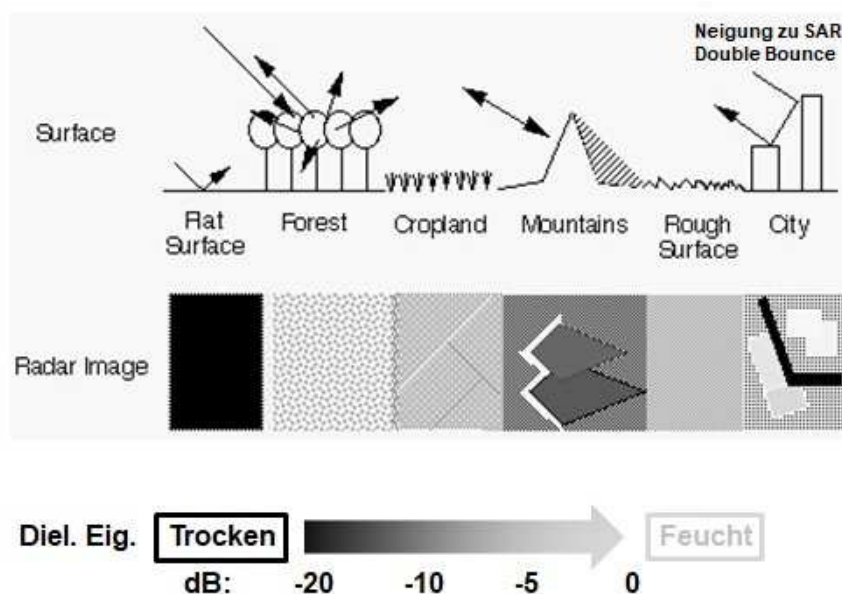


Abb. 60: Rückstreuung der von Radarsatelliten ausgestrahlten Wellen; je nach Oberflächenbeschaffenheit zeigt sich dementsprechend die Rückstreuung der Oberfläche (z. B. flache Oberflächen erscheinen dunkel); die Feuchtigkeit spielt ebenfalls eine große Rolle bei dem Erscheinungsbild der Oberflächen – auch trockene Flächen erscheinen dunkel; das Spektrum der dB reicht im Durchschnitt von ca. -40 (sehr dunkel) bis +5 (sehr hell)

Quelle: FREEMAN 2002

Die Wellenlänge des Radarsensors beeinflusst die Eindringtiefe in die abzubildenden Objekte (vgl. BAMLER 2000). Im Allgemeinen dringen die längeren Wellen tiefer in die Objekte (z. B. Wald) ein (siehe Abb. 61), so stammt die Hauptstreuung des L-Bandes von primären und sekundären Zweigen sowie Stämmen; die kurzwelligen Rückstreusignale des X-Bandes interagieren hauptsächlich mit Blättern, kleinen Zweigen und Ästen (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Daher eignen sich X-Band Radarbilder für die Detektion landwirtschaftlicher Kulturpflanzen wie verschiedene Getreidesorten, Mais, Raps sowie Obstgärten und Gräser (vgl. MAHMOUD ET AL. 2011). Beim Abbilden der Vegetation durchdringen die Wellen des C-Bandes die oberen Blätter der Bäume und bilden Äste und Zweige ab. Die dominierenden Streuer im Wald der Bänder X und C sind somit die Elemente der Baumkronen, die der L-Band – die Stämme und Äste unterhalb der Baumkrone (vgl. OUCHI 2013). Bei trockenem Boden dringen die kürzesten Radarwellen (X) nicht in dem Boden ein und senden nur die Oberflächenrückstreuungswerte zu der Radarempfangsantenne zurück. Die C-Band Impulse dringen wiederum bei trockenem Boden mehrere Zentimeter ein. Die Eindringtiefe der L-Band Radarwellen kann bei trockenem Boden sogar mehrere Meter erreichen (vgl. MARTIN ET AL. 2000).

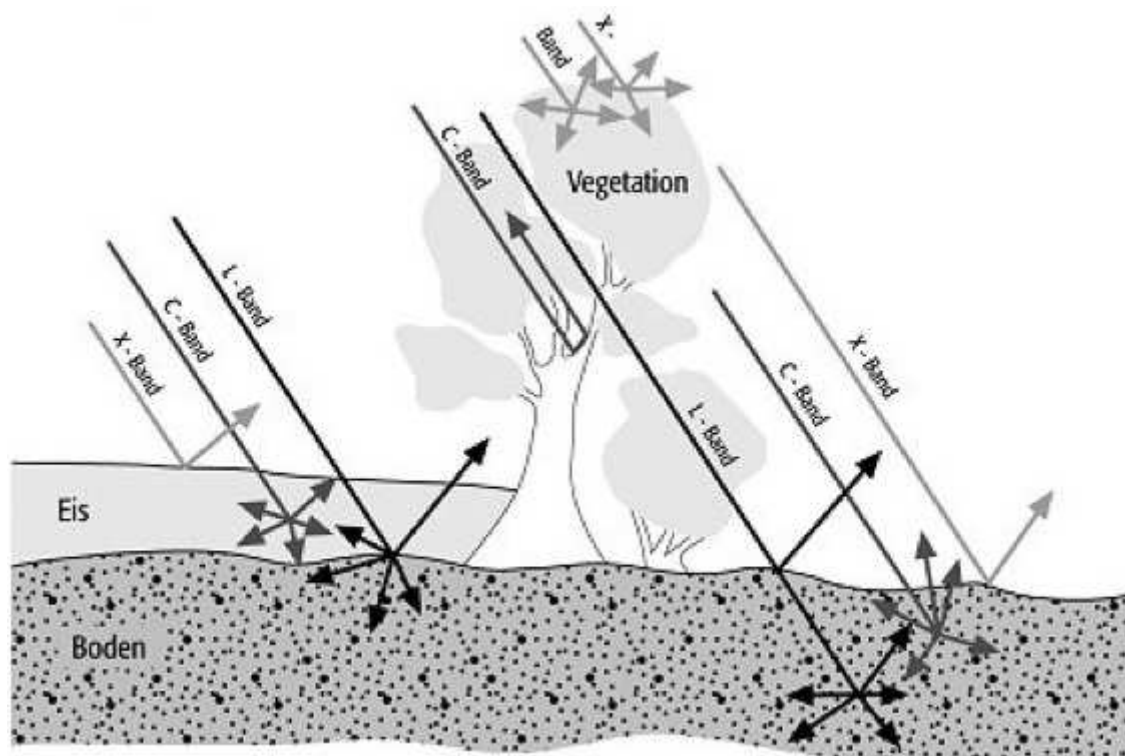


Abb. 61: Eindringtiefen der Radarwellen der Bänder X (Wellenlänge: 2,5 – 3,8 cm), C (Wellenlänge: 3,8 – 7,5 cm) und L (Wellenlänge: 15,0 – 60,0 cm); die größte Eindringtiefe weisen die L-Band (ALOS PALSAR) Radarwellen auf. C-Band (Envisat ASAR) Radarwellen durchdringen meistens die obere Schicht des Materials, Radarsatelliten mit X-Band (TerraSAR-X) haben die geringste Eindringtiefe und können am besten für das Abbilden von Vegetation eingesetzt werden; Voraussetzung der maximaler Eindringtiefen ist jedoch, dass das Material trocken ist, nasses Material verringert die Eindringtiefe erheblich

Quelle: MARTIN ET AL. 2000

Durch Einsatz unterschiedlich polarisierter Radarwellen kann je nach Orientierung der abzubildenden Oberfläche oder der Objekte unterschiedliche Rückstreuinformation erhalten werden. Der Radarsensor kann die Wellen sowohl als gleich polarisiert (VV und HH) als auch als kreuzpolarisiert (HV und VH) aussenden und empfangen:

VV: vertikal polarisierte Signale senden und empfangen,

HH: horizontal polarisierte Signale senden und empfangen,

HV: horizontal polarisierte Signale senden, vertikal polarisierte empfangen und

VH: vertikal polarisierte Signale senden, horizontal polarisierte empfangen.

Außerdem kann der Radarsensor in single- (z. B. VV), dual- (z. B. HH und HV) oder Quad- bzw. Voll-Polarisation (HH, HV, VH und VV) operieren (vgl. OUCHI 2013) und so noch komplexere Rückstreuinformation gleichzeitig aufnehmen. Gleich polarisierte Wellen durchdringen Vegetation stärker als kreuzpolarisierte Wellen. Aufgrund der stärkeren

Korrelation der kreuzpolarisierten Wellen mit der Biomasse sind kreuzpolarisierte Szenen für die Untersuchungen in Landwirtschaft, Landbedeckung und Forstwirtschaft besser geeignet (vgl. OUCHI 2013). Eine hohe Sensitivität der HV-Polarisation des L-Bandes vom ALOS PALSAR und ALOS-2 Radarsensoren gegenüber dem Wassergehalt der Vegetation und der Wald-Biomasse wurde von GHARECHELOU ET AL. 2015a; THAPA ET AL. 2015 und VIET NGUYEN ET AL. 2016 ermittelt. HH-Polarisation zeigte eine sehr geringe Sensitivität gegenüber der Biomasse. Für die Detektion von Reispflanzen zeigt wiederum die Anwendung von HV-polarisiertem C-Band gute Ergebnisse (vgl. OUCHI 2013).

Die Feuchtigkeit beeinflusst physikalische und dielektrische Eigenschaften des Oberflächenbodens und der Vegetation, wodurch die Rückstreuung beeinträchtigt und verändert werden kann, daher sollen bei der Analyse von Radardaten die klimatischen Bedingungen während der Bildaufnahme berücksichtigt werden (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Aufgrund der höheren Dielektrizitätskonstante des Wassers, ist die Eindringtiefe der Radarwellen in den Boden nicht nur von den Wellenlängen allein, sondern auch von der Feuchtigkeit abhängig (vgl. GHARECHELOU ET AL. 2015a; ESA 2007). Die Voraussetzung für die maximale Eindringtiefe ist ein trockener Boden. Für die Untersuchung der Bodeneigenschaften, insbesondere des Bodenwassergehalts, ist die Dielektrizitätskonstante der wichtigste Parameter (vgl. GHARECHELOU ET AL. 2015b).

Die Seitensicht des Radars führt zu besserer Erkennung linearer Formen in der Landschaft (vgl. ESA 2007). Allerdings können Radarbilder je nach Einfallswinkel und Reliefausprägung ein sehr verzerrtes Geländeabbild liefern. Der Einfallswinkel ist besonders in stark reliefierten Gebieten wichtig. Hohe Einfallswinkel können zuviel Schatten verursachen und sind sensitiver bezüglich der Oberflächenrauigkeit. Zur Problematik bei der Abbildung der Erdoberfläche durch Radarsensoren zählen daher geometrische Störungen (Foreshortening, Layover und Radarschatten) in komplexem gebirgigem Gelände, wodurch für viele Gebiete keine Rückstreuinformation empfangen werden kann (vgl. OUCHI 2013; BAMLER 2000; siehe Abb. 62). Der Effekt von Foreshortening (Verkürzung) entsteht, wenn der Abstand zwischen unterem und oberem Punkt des Hanges verkürzt dargestellt wird. Wenn der obere Punkt des steilen zugewandten Hanges zuerst abgebildet wird, dann entsteht Layover (Überlappung), und wenn die steile abgewandte Seite des Berges gar nicht abgebildet wird, dann weist die dem Sensor abgewandte Seite einen Radarschatten auf. Eine flache Topographie ist für eine SAR-Analyse von großem Vorteil, da diese Störungen erst gar nicht entstehen (vgl. ENGLHART ET AL. 2011).

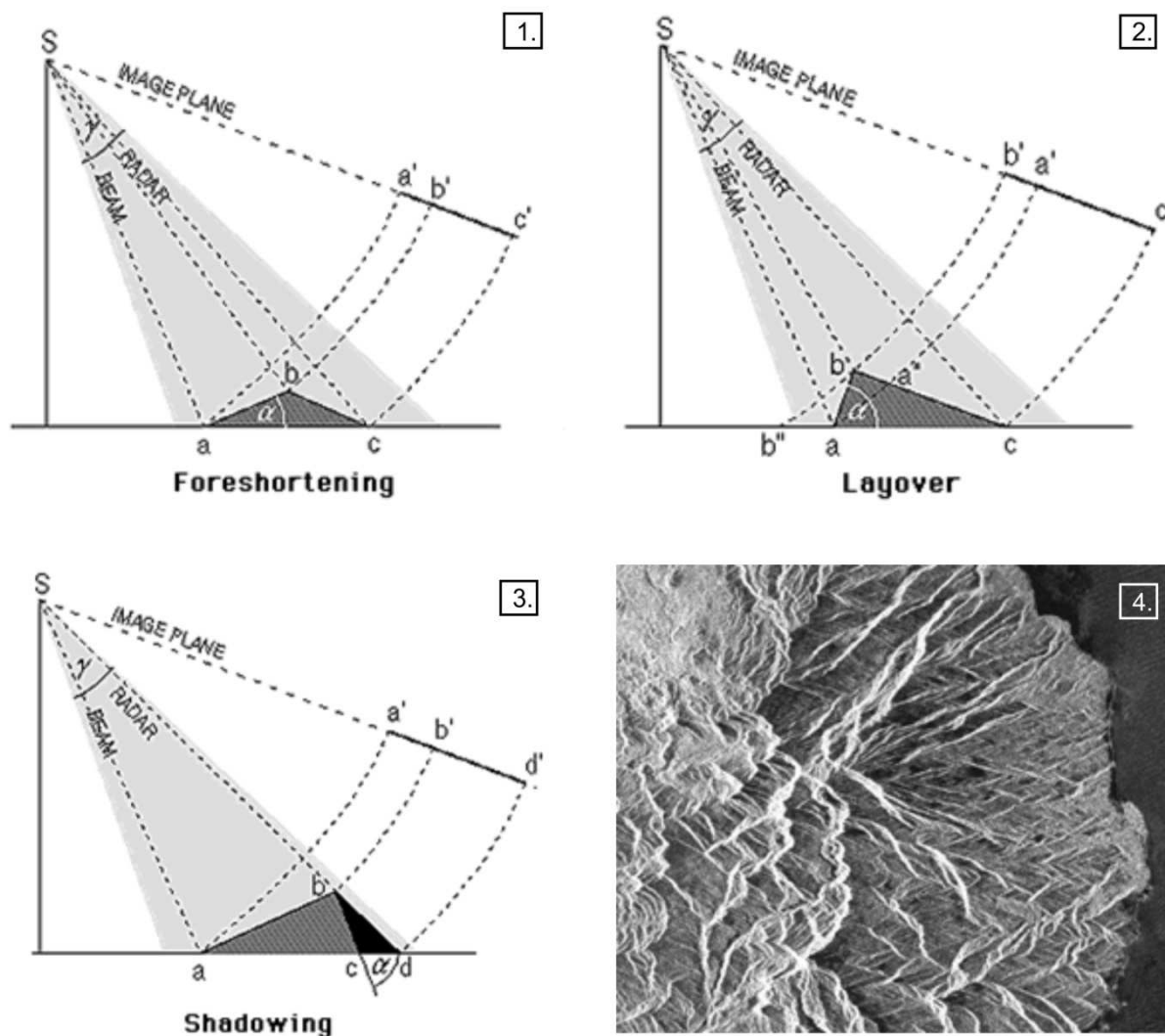


Abb. 62: Geometrische Störungen durch Radaraufnahmen in gebirgigem Gelände; Foreshortening [1], Layover [2] und Radarschatten [3]; ein Ausschnitt von São Tomé [4] (Envisat ASAR vom Dezember 2004, Einfallswinkel: $28,1^\circ$, HH Pol) mit allen drei Störungseffekten im stark reliefierten Gelände – Foreshortening und Layover erscheinen weiß, Radarschatten wird schwarz dargestellt

Quelle: ESA 2007 (für geometrische Störungen) und ESA (Quelle für Envisat ASAR Ausschnitt)

Zu den wenigen Radarsatelliten, die von São Tomé aktive Aufnahmen gemacht haben und die auch von den Betreibern (z. B. ESA) kostenfrei für wissenschaftliche Zwecke zur Verfügung gestellt werden, gehören Envisat (Environmental Satellite) und ALOS (Advanced Land Observation Satellites) mit den Instrumenten ASAR (Advanced Synthetic Aperture Radar), operierend in C-Band und PALSAR (Phased Array type L-Band Synthetic Aperture Radar Sensor) (siehe Abb. 63).

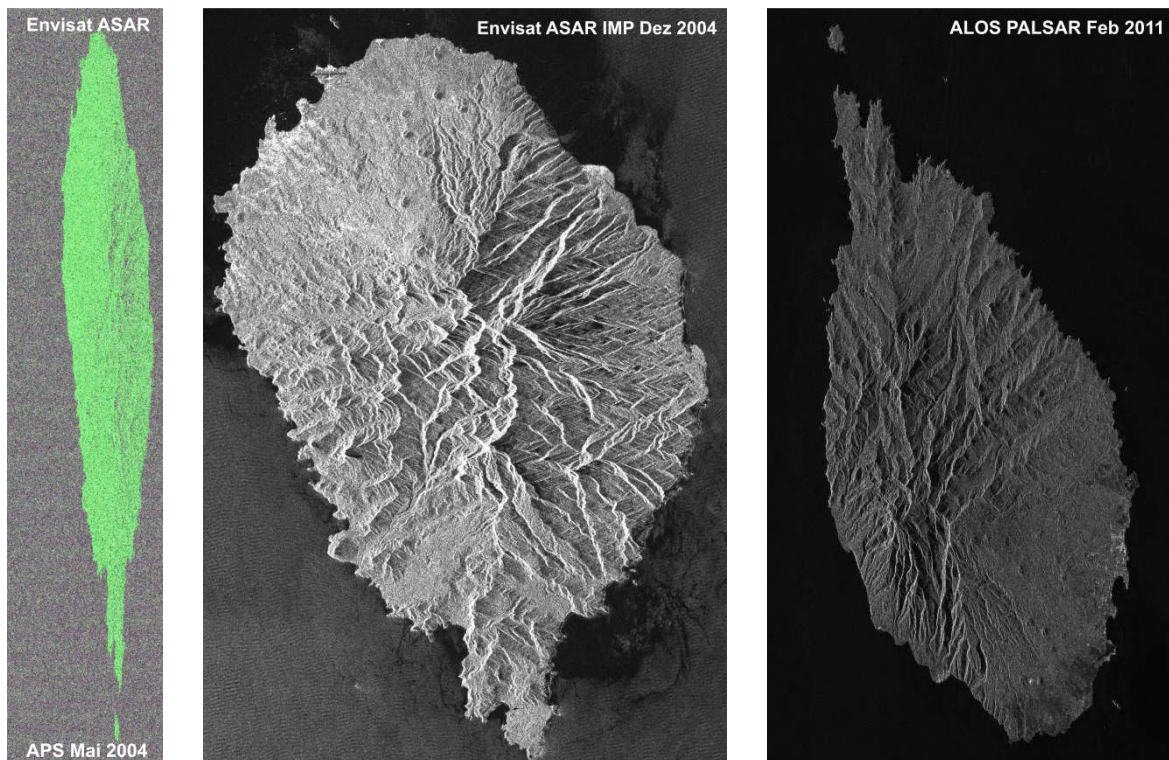


Abb. 63: Radar-Rohdaten (unverarbeitet, zeigen falsche Proportionen, sind spiegelverkehrt und räumlich nicht orientiert): Level 1B des Envisat ASAR, Alternating Polarisation Mode Single Look Complex Image (APS), VV und VH Polarisation, Mai 2004 (links); Level 1B des Envisat ASAR, Image Mode Precision Image (IMP), HH Polarisation, Dezember 2004 (Mitte) und Level-1.0 des ALOS PALSAR, HH Polarisation, Februar 2011 (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Der Envisat-Satellit operierte zehn Jahre (2002 – 2012) über eine polare Umlaufbahn in einer Höhe von ca. 800 km. Mit dem ASAR-Instrument wurden Daten im mittelwelligen C-Band (3,8 – 7,5 cm) mit einer Auflösung von ca. 30 x 30 m (ground range) aufgenommen.

Die Ziele der Envisat ASAR-Mission beinhalteten globale Messungen der Meereszustände, das Kartieren von Eigenschaften, Verteilung und Dynamiken der Eisschilder, des Meereseises und des Schnees, Detektion großskaliger Vegetationsveränderungen, Monitoring von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Wäldern sowie Bodenfeuchte, topographische Kartierung, geologische Erkundung und Überwachung des Schiffsverkehrs (vgl. ZINK ET AL. 2001).

Alle 16 verfügbaren Radarszenen von São Tomé (alle nur aus dem Jahr 2004) wurden aus dem Envisat ASAR-Archiv von ESA mit verschiedener Polarisierung (VV, HH sowie VV/VH) und Modi (Alternating Polarisation Mode und Image Mode) bestellt. Zehn der

Datensätze erwiesen sich als geeignet für die anschließende Vorprozessierung (siehe Tab. 4).

Tab. 4: Für die Vorprozessierung geeignete Radardaten von ENVISAT ASAR aus dem Jahr 2004 (APP: Alternating Polarisation Precision Image Mode; IMP: Image Mode Precision Image; IMS: Image Mode Single Look Complex (SLC) Image; APS: Alternating Polarisation SLC Image)

Dateiname	Modus Eignung	Einfallswinkel	Polarisierung	Nominal Pixel Spacing (m) azimuth x range
ASAR_AP_2004-03-05_APP	Landwirtschaft, LC, Forstwirtschaft, Bodenfeuchte	31,5°	VV und VH	12,5 x 12,5
ASAR_IM_2004-03-08_IMP_PRI	Wasser	25,7°	VV	12,5 x 12,5
ASAR_IM_2004-03-18_IMP_PRI	Wasser	44,5°	VV	12,5 x 12,5
ASAR_IM_2004-03-24_IMP_PRI	Wasser	44,5°	VV	12,5 x 12,5
ASAR_IM_2004-04-03_IMS_SLC	Wasser	18,8°	VV	3,93 x 24,27
ASAR_AP_2004-05-14_APS	Landwirtschaft, LC, Forstwirtschaft, Bodenfeuchte	28,7°	VV und VH	3,18 x 16,25
ASAR_AP_2004-06-18_APS	Landwirtschaft, LC, Forstwirtschaft, Bodenfeuchte	28,7°	VV und VH	3,18 x 16,25
ASAR_IM_2004-09-15_IMS_SLC	Wasser	22,8°	VV	4,07 x 20,13
ASAR_IM_2004-10-20_IMP_PRI	Geologie	28,1°	HH	12,5 x 12,5
ASAR_IM_2004-12-29_IMP_PRI	Geologie	28,1°	HH	12,5 x 12,5

Quelle: Eigene Darstellung; Radarszenen von ESA

Alle vorhandenen ASAR-Daten von São Tomé wurden mit einer Wellenlänge von 5,62 cm (C-Band) aufgenommen. Die meisten vorhandenen ASAR-Daten wurden mit einem niedrigen Einfallswinkel aufgenommen, was zu negativen Effekten wie Layover, Foreshortening und geringerer Range-Auflösung führen kann (siehe Abb. 62).

Der ALOS-Satellit der Japan Aerospace Exploration Agency (JAXA) operierte zwischen 2006 und 2011. Mit dem PALSAR-Radarinstrument wurden Aufnahmen in langwelligen L-Band (15,0 – 60,0 cm) Bereich aufgenommen.

Anders als der C-Band von Envisat ASAR, dringen die aktiven Impulse des L-Bandes aufgrund der größeren Wellenlängen tiefer in die Erde ein, die Eindringtiefe kann bei trockenem Boden mehrere Meter erreichen (vgl. ENGLHART ET AL. 2011; siehe Abb. 61). Damit können fossile Geländeformen und archäologische Strukturen in tieferen Bodenschichten erkannt werden (vgl. JIANG ET AL. 2017; STEWART ET AL. 2016; STEWART ET AL. 2013).

Auch von den ALOS PALSAR wurden alle verfügbaren Radarszenen (insgesamt 18) von São Tomé als Level-1.0, 1.1 und 1.5 (Single Look Complex – SLC) Daten von ESA akquiriert (siehe Tab. 5).

Tab. 5: Radardaten von ALOS PALSAR (2006 – 2011) der fine mode single polarization (FBS)

Produktname	Produktname
ap2006-11-05	ap2008-09-25
ap2006-12-21	ap2008-11-11
ap2007-05-08	ap2009-03-28
ap2007-06-23	ap2009-05-13
ap2007-08-08	ap2009-09-28
ap2007-09-23	ap2009-11-13
ap2007-11-08	ap2010-11-16
ap2008-05-11	ap2011-01-01
ap2008-08-10	ap2011-02-16

Quelle: Eigene Darstellung

Im Unterschied zu ASAR-Daten, wurden alle Szenen von ALOS PALSAR mit gleichem Einfallswinkel von 47,4°, HH Polarisation und mit einer Azimut x Range Auflösung von 3,56 x 6,36 m aufgenommen. Die Wellenlänge aller Szenen beträgt 23,62 cm.

3.3.4 Vorprozessierung der Fernerkundungsdaten

Von Satelliten aufgenommene Bilder können durch sensorische, solare, atmosphärische und topographische Effekte verzerrt sein (vgl. YOUNG ET AL. 2017). Daher sollen die Satellitendaten vor der eigentlichen Analyse und Klassifizierung einer Vorprozessierung unterzogen werden.

Die Bilder der Landsat und EO-1 Satelliten wurden als Level 1 Daten in der Projektion WGS 84, UTM 32 N akquiriert und waren daher schon einer radiometrischen Kalibrierung und einer geometrischen Korrektur unterzogen. Die Bilder der Envisat ASAR und ALOS PALSAR wurden ebenfalls als Level 1 Daten akquiriert, diese waren jedoch nicht geometrisch und radiometrisch korrigiert worden.

Zu der Vorprozessierung in dieser Arbeit angewendeter Satellitendaten gehörten die Erstellung einer Gesamtszene aus allen einzelnen zugehörigen Bändern multispektraler Satellitenbilder (Layer Stack), geometrische (Co-Registrierung multispektraler Daten; Geokodierung und Orthorektifizierung von Radardaten) und radiometrische Korrektur (atmosphärische Korrektur multispektraler Daten; Berechnung von Beta und Sigma Nought für Radardaten), panchromatische Schärfung multispektraler Satellitenbilder (Erhöhung der geometrischen Auflösung) sowie Filter- (Despeckle) und Texturanalysen von Radardaten. Des Weiteren wurden Subsets aus der gesamten Satellitenszene durch Einsatz vorher digitalisierten Inselumrisses (= Polygon) erstellt. Der Vorteil besteht darin, dass weitere Analysen nur auf die Insel konzentriert sind und eine Ergebnisverunreinigung durch Fremdpixel nicht erfolgen kann. Die Algorithmen können sich auf die tatsächlich zu untersuchenden Pixeln konzentrieren. Wie in der Abb. 55 und der Abb. 56 im Kapitel 3.3.2 „Multispektrale Satellitendaten“ zu sehen ist, ist die Umgebung der Insel São Tomé durch Wasser und Wolken gekennzeichnet. Diese Pixelinformation wird bei der LULC-Klassifikation nicht benötigt, daher wurde aus der Gesamtszene nach der geometrischen Korrektur Subsets nur mit dem Festland der Insel erstellt und für die weitere Verarbeitung verwendet. Auch aus der Gesamtszene der Radardaten wurden Subsets, nur mit der Information über die Insel, erstellt. Zusätzlich wurden weitere radiometrische, räumliche und spektrale Prozesse und Filteroptionen an den multispektralen Daten durchgeführt. Diese sollten das Gesamterscheinungsbild z.B. durch Verbesserung der Farbwiedergabe (IHS-Transformation – Kontrastverstärkung der Sättigungskomponente) oder Kontrastverbesserung (Veränderung der Grauwertskala / Histogrammstretching) optimieren sowie eine Detailerkennbarkeit (z. B. durch Convolution Filter wie Hochpaß, Laplace, Summary,

Kantenverbesserung (Edge Enhance) – schärfende Wirkung und Tiefpaß – glättende Wirkung oder durch die Verhältnis- bzw. Ratiobildung) ermöglichen. Der Wallis Adaptive Filter (bei multispektralen Satellitendaten), der einen räumlich variierenden Kontrast der Szene berechnet, hat eine visuelle Verstärkung vegetationsloser sowie -schwacher Areale, ebenso trockener Räume (wie z. B. Savanne) auf São Tomé bewirkt.

3.3.4.1 Geometrische Korrektur

Der geometrischen Korrektur wurden sowohl die Multispektraldaten von Landsat für die Hotspot-Analysen und EO-1 für die LULC-Klassifikation als auch die Radardaten von Envisat ASAR und ALOS PALSAR unterzogen.

Die schon geometrisch korrigierten multispektralen Daten wurden einer Co-Registrierung unterzogen. Damit erhielten die Pixel aller Szenen die exakt gleiche räumliche Position und könnten genauestens übereinander ohne Verschiebungen gelegt werden. Eine Co-Registrierung von Satellitendaten wird für qualitative Veränderungsanalysen und Mosaikierung mehrerer Datensätze benötigt (vgl. YOUNG ET AL. 2017).

Wie die Abb. 63 im Kapitel 3.3.3 „Radardaten“ zeigt, benötigen besonders die in dieser Arbeit verwendeten Radardaten von Envisat ASAR und ALOS PALSAR aufwendige geometrische Entzerrungen, um diese für die Weiterverarbeitung nutzen zu können. Die geometrische Korrektur der Radardaten ist auch erforderlich um die Qualität der Daten beurteilen zu können, da die verzerrten und verzogenen Bilder, die ohne Korrekturen zu sehen sind, eine Qualitäts- und Eignungsbeurteilung nicht zulassen.

Die nichtrektifizierten Radardaten, die einem eigenen Sensorkoordinatengitter zugewiesen sind, wurden durch Geokodierung basierend auf der Grundlage der Sensormodelle (vgl. ZHANG ET AL. 2012) von Envisat ASAR und ALOS PALSAR, die aus der Headerinformation erstellt worden waren, und eines glatten Erdsphäroids einer Kartenprojektion zugeordnet. Alle Geodaten dieser Arbeit wurden in das UTM Koordinatensystem (WGS 1984) positioniert, São Tomé befindet sich in der Zone 32 Nord (N). Durch die Korrektur von Position und Ausrichtung wurden die Radarbilder genodet. Die Geokodierung kann als die Rekonstruktion der korrekten Abbildungsgeometrie der Radarbilder bezeichnet werden, indem jedes Bildpixel seiner Position an ihren tatsächlichen geographischen Orten auf der Erde so genau wie möglich zugeordnet wird (vgl. JAUD ET AL. 2014; ZHANG ET AL. 2012). Bei der Geokodierung wurde Nearest Neighbor als Resampling-Methode ausgewählt, da hiermit die Originaldateninformation

am wenigsten verändert wird und die Satellitenbilder für weitere Analysen am geeignetsten sind. Dieser Prozess muss vor der Co-Registrierung mit anderen Satellitenbildern und Geodaten erfolgen.

Allerdings reichte die alleinige Geokodierung der Radardaten von São Tomé nicht aus. Die Ergebnisse wiesen aufgrund des gebirgigen Geländes im Zentralbereich der Insel Höhenverzerrungen auf (siehe Abb. 64, links; Abb. 65, links), einzelne Envisat ASAR-Bilder wiesen sogar sehr starke Verzerrungen auf (siehe Abb. 64, links).

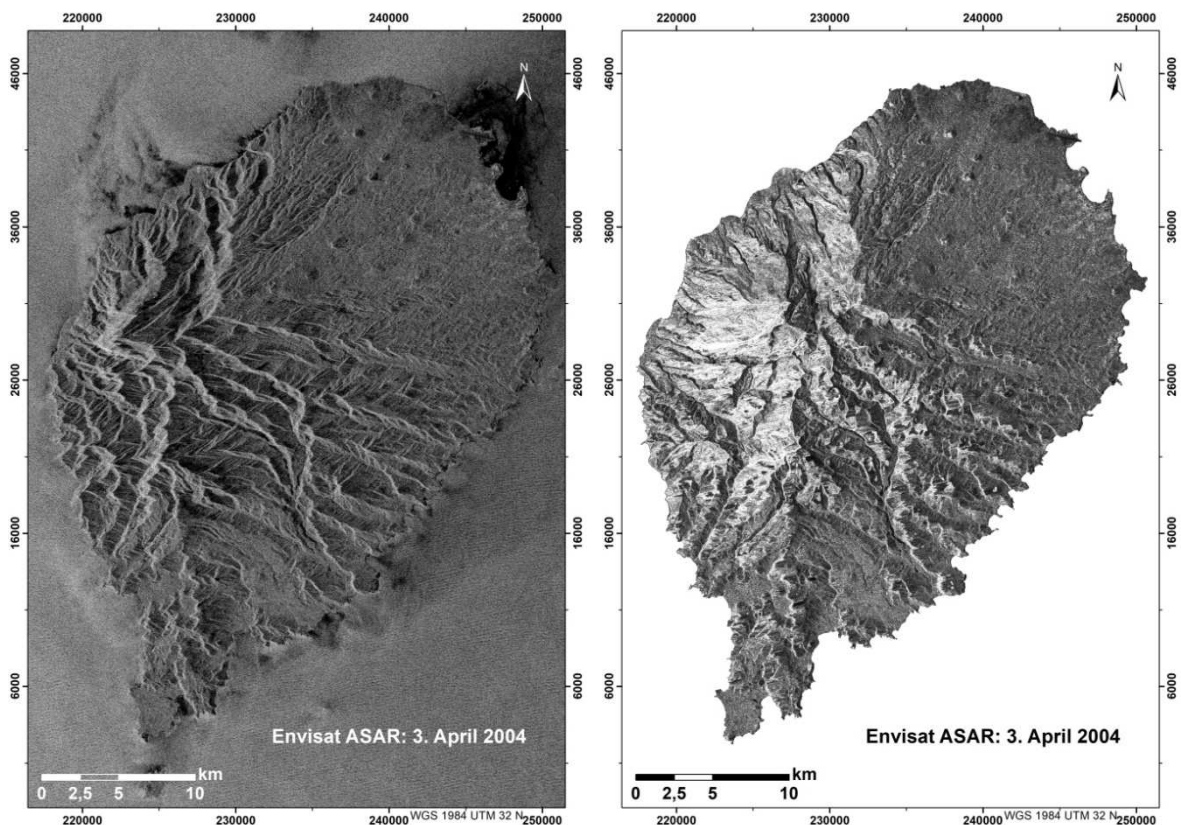


Abb. 64: Envisat ASAR von 3. April 2004 geokodiert (links) und orthorektifiziert (rechts); dieses Bild wurde mit einem Einfallswinkel von $18,8^\circ$ aufgenommen, dadurch ist der starke Relief sehr verzerrt aufgenommen worden, d. h. die Berge „klappen“ nach links – erhebliche Foreshortening und Layover Effekte sind vorhanden; nach der Orthorektifizierung entstehen dadurch große Bereiche mit Informationslücken (No-Data), da der Sensor keine Rückstreuwerte von diesen Bereichen empfangen hat. Diese Bereiche sind auf dem rechten Bild als helle Bereiche sichtbar

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Das Vorhandensein geometrischer Verzerrungen in Satellitenbildern verhindert die Co-Registrierung mit anderen Geodaten (vgl. JAUD ET AL. 2014). Daher wurde eine Orthorektifizierung mit nicht geokodierten Daten durchgeführt, indem die ursprünglichen

Sensorkoordinaten, basierend auf den Sensormodellen und einem DEM, in das UTM Koordinatensystem neu projiziert wurden. Als Orthorektifizierung wird ein Verfahren bezeichnet, bei dem durch das Gelände verursachte geometrische Höhenverzerrungen aus dem Radarbild mit Einsatz von DEM entfernt werden (vgl. JAUD ET AL. 2014; ZHANG ET AL. 2012; REINARTZ ET AL. 2011). Auch bei dieser Entzerrungsmethode wurde Nearest Neighbor für die Neuberechnung des Bildes (Resampling-Methode) eingesetzt. Für die Orthorektifizierung wurde das aus Isohypsen generierte Höhenmodell angewendet. Mit diesem Prozess konnten die Höhenverzerrungen in der Form von Foreshortening und Layover geometrisch korrigiert werden (siehe Abb. 64, rechts; Abb. 65, rechts).

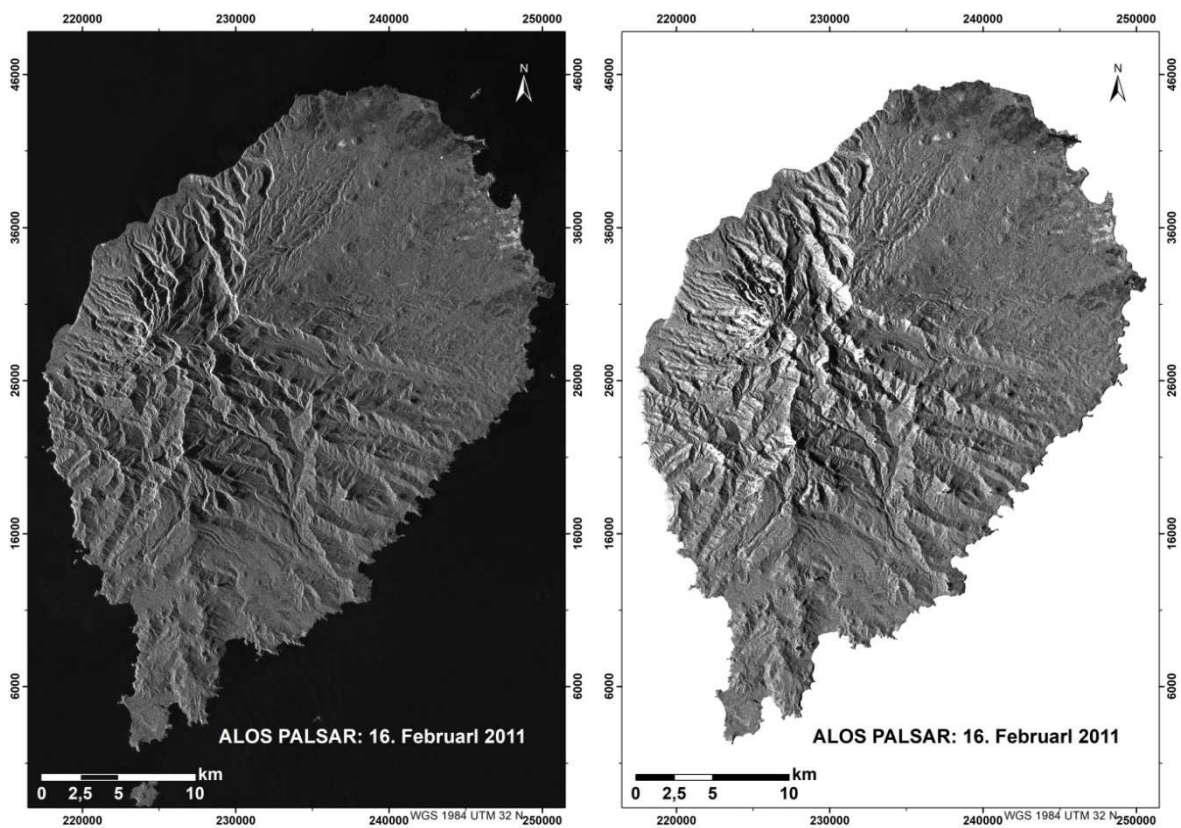


Abb. 65: ALOS PALSAR von 16. Februar 2011 geokodiert (links) und orthorektifiziert (rechts); der Einfallswinkel des PALSAR-Instruments ($47,4^\circ$) sorgt für weniger Layover und Foreshortening Effekte, wie das bei vielen ASAR-Radarszenen der Fall ist, die im Rahmen dieser Arbeit zur Verfügung standen, dafür sind mehr Radarschatten sichtbar

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Nach Geokodierung und Orthorektifizierung von Envisat ASAR und ALOS PALSAR-Radardaten, wurde festgestellt, dass der zentrale, durch starken Relief gekennzeichnete Gebiet von São Tomé zahlreiche No-Data-Bereiche zwischen ca. 5 und 30 % der

Gesamtfläche aufweist. Die Datenlücken, je nach Radarbild, wurden durch Layover, Foreshortening und Radarschatten verursacht (siehe Abb. 62; Kapitel 3.3.3 „Radardaten“). Diese Problematik tritt bei Radardaten häufig bei Aufnahmen im komplexen gebirgigen Gelände auf (vgl. ARNOLD ET AL. 2018; ECKERSTORFER ET AL. 2017; GAMACHE 2003). Besonders die Envisat ASAR Datei von 3. April 2004 ist aufgrund des kleinen Einfallswinkels von $18,8^\circ$ und des Reliefs von ausgeprägten Layover- und Foreshorteningeffekten gekennzeichnet (siehe Abb. 64).

Da das zentrale Areal von São Tomé bisher auch mit Multispektralsensoren, aufgrund der dichten und fast immer vorhandenen Wolkendecke über den höchsten Gipfeln, nicht optimal und störungsfrei aufgezeichnet werden konnte, kann geschlussfolgert werden, dass der zentrale Bereich der Insel nicht ohne weiteres durch Einsatz von Fernerkundungsdaten, die im Rahmen dieser Arbeit zur Verfügung standen, erfassbar und analysierbar ist. Feldbasierte Studien und Aufnahmen von Testflächen vor Ort sind daher von großer Bedeutung bezüglich der Verifizierung und Zuordnung der Flächen mit Datenlücken zu bestimmter Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse.

3.3.4.2 Radiometrische Korrektur und panchromatische Schärfung

Radiometrische Korrektur von Radardaten

Durch die radiometrische Korrektur wurden die digitalen Werte der Radarrohdaten in Rückstreuwerte in Dezibel (dB) der Beta Nought (β^0) und Sigma Nought (σ^0) konvertiert sowie die atmosphärische Korrektur der multispektralen Satellitenbilder durchgeführt.

Radiometrische Kalibrierung von Radardaten ist wichtig, wenn eine Interpretation von multitemporalen Aufnahmen erfolgen soll. Nach der Kalibrierung stellen die Pixelwerte die wirkliche Radarrückstreuung der reflektierenden Oberflächen dar.

Zuerst erfolgte die Konvertierung der digitalen Werte (DN) der Radarrohdaten in der slant range Geometrie zu Rückstreuwerten β^0 in Dezibel (dB). 95 % des β^0 -Rückstreuwerte-Spektrums aller ASAR-Daten liegt für São Tomé zwischen -37,1 und +11,62 dB (siehe A 4, Anhang). Das Spektrum der β^0 -Rückstreuwerte von ALOS PALSAR-Daten liegt zwischen -37,42 und -2,59 dB (siehe A 5, Anhang). Das Spektrum der β^0 -Werte gibt sowohl die Rückstreuwerte der Insel als auch die des Wassers wieder, da hierbei die Gesamtszene des Radarsensors in die Berechnungen einbezogen wird. Die β^0 -

Werte erlauben eine Interpretation und einen Vergleich von Rückstreuwerten und Bodenflächen-Eigenschaften verschiedener Radarbilder.

Der Nachteil von β^0 ist der geometrische Einfluss auf die Rückstreuwerte, der z. B. durch Fehlinterpretation von Werten der Überlappung (Layover), Verkürzung (Foreshortening) und Radarschatten, die eigentlich Datenlücken darstellen, und die je nach Geländebeschaffenheit, größer oder kleiner ausfallen können. Mit Zusatzinformationen durch ein digitales Höhenmodell werden die β^0 -Werte nach der Orthorektifizierung in σ^0 -Rückstreuwerte, ebenfalls in dB, umgerechnet. Die Fehlinterpretationen, die durch geometrische Einflüsse bei β^0 entstehen, sind bei σ^0 verringert. Das Spektrum der σ^0 -Werte exkludiert das Wasser, nur die Rückstreuwerte der Insel werden berechnet. Dies wird durch das eingesetzte DEM, das nur die Umrisslinie der Insel beinhaltet, ermöglicht (siehe Abb. 66 und Abb. 67).

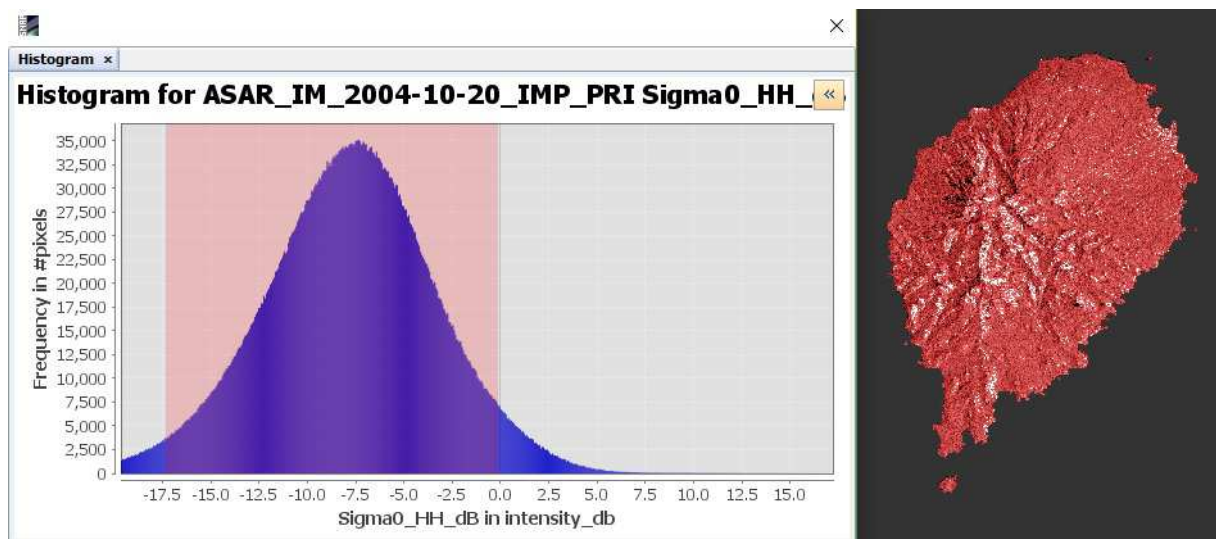


Abb. 66: Rückstreuungswerte σ^0 in Dezibel (dB) von Envisat ASAR vom Oktober 2004 (HH Polarisierung; Einfallswinkel: $28,1^\circ$); Mittelwert: -7,8281; Median: -7,7229; Standardabweichung: 4,5000; 95 % der σ^0 -Werte liegen zwischen ca. -17,17 und +0,45 dB (im roten Kasten); dieses Wertespektrum ist durch rote Farbgebung auf der Insel (rechts) gekennzeichnet

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Die Rückstreuwerte von σ^0 werden am häufigsten in wissenschaftlichen Abhandlungen für Interpretationen der Erdoberfläche eingesetzt (vgl. VIET NGUYEN ET AL. 2016; GHARECHELOU ET AL. 2015a; GHARECHELOU ET AL. 2015b; MI ET AL. 2014; ENGLHART ET AL. 2011; LUCKMAN ET AL. 2000).

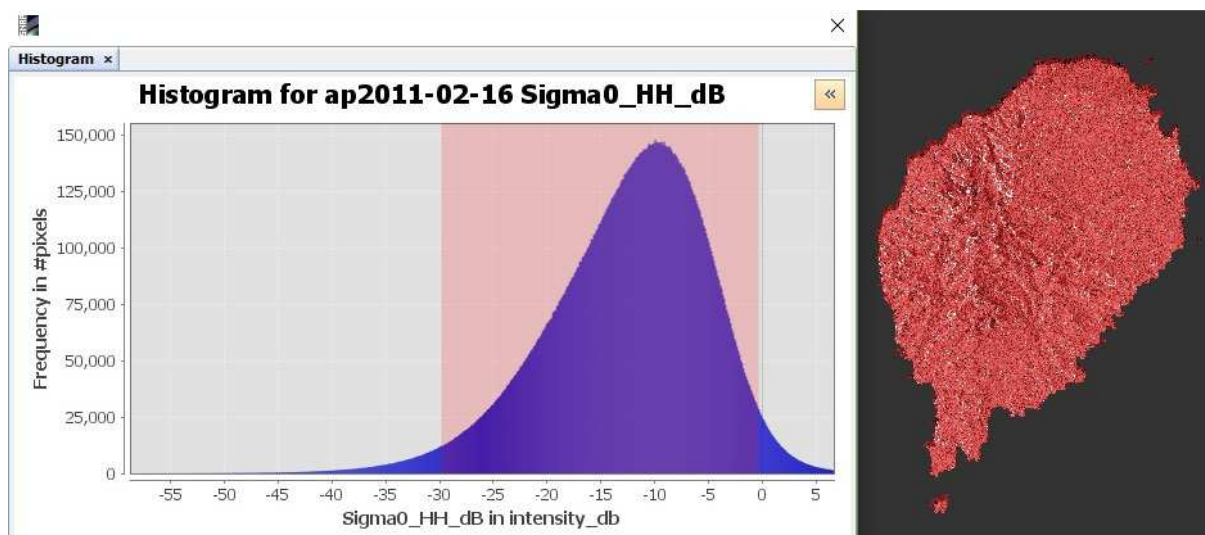


Abb. 67: Rückstreuungswerte σ^0 in Dezibel (dB) von ALOS PALSAR vom Februar 2011 (HH Polarisierung, Einfallswinkel: $47,4^\circ$); Mittelwert: -12,5072; Median: -11,6374; Standardabweichung: 7,4721; 95 % der σ^0 -Werte liegen zwischen ca. -29,19 und -0,15 dB (im roten Kasten); dieses Wertespektrum ist durch rote Farbgebung auf der Insel (rechts) gekennzeichnet

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Die σ^0 -Rückstreuungswerte im Falle der ASAR-Daten liegen zwischen -31,83 und +4,25 dB (95 % des Gesamtwertespektrums) (siehe A 4, Anhang). Die σ^0 -Rückstreuungswerte der PALSAR-Radarbilder liegen zwischen -29,92 und +1,33 dB (siehe A 5, Anhang). Die Mittelwerte der σ^0 -Rückstreuung der ASAR-Daten liegen zwischen -15,9001 und -5,6413 dB, die der PALSAR-Daten zwischen -12,7365 und 11,0535 dB. Das Medianspektrum der ASAR-Daten erstreckt sich von -15,2126 bis -5,5127 dB, von PALSAR-Daten von -11,9156 bis -10,3420 dB. Die Standardabweichung der ASAR-Daten beträgt 4,3700 – 7,0447, die der PALSAR-Daten zwischen 7,1721 und 7,6116.

Die orthorektifizierten ASAR-Daten lassen im zentralen Gebirgsmassivbereich der Insel zahlreiche Datenlücken erkennen, die durch Foreshortening und Layover (helle Hangbereiche) entstanden sind (siehe Abb. 68). Schwarze Bereiche stellen Radarschatten dar. Im geringer reliefierten nördlichen und nordöstlichen Areal werden Siedlungsstrukturen (helle Farbgebung – hohe dB-Werte, besonders gut im Dezember zu sehen) und Savannengebiete (insbesondere im September) gut abgebildet. Die verschiedenen Farbgebungen der Savanne in den drei dargestellten Monaten, ist durch die Feuchtigkeit zu erklären – dunklere Farben (niedrigere dB-Werte) deuten auf größere Trockenheit hin, hellere (höhere dB-Werte) auf mehr Feuchtigkeit. Im März regnet es in der Regel auf São Tomé, daher ist auf der gesamten Insel ausreichend Feuchtigkeit vorhanden, während des

Septembers ist die semiaride Zone einer Trockenheit ausgesetzt (Gravana) und im Dezember ist der Boden wieder gut durchfeuchtet, da es die Zeit der Niederschläge ist. Normalerweise hat es im Oktober und spätestens im November ausreichend geregnet und die Savannenvegetation färbt sich wieder grün.

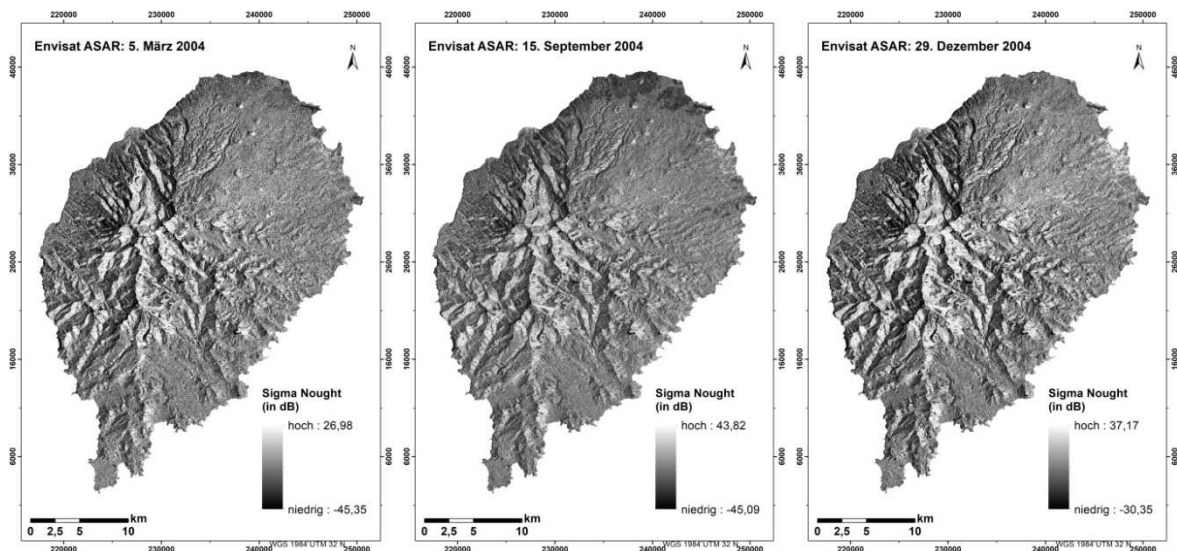


Abb. 68: Orthorektifizierte σ^0 Envisat ASAR-Daten von 5. März (ASAR_AP_2004-03-05_APP; Moduseignung: Landwirtschaft, LC, Forstwirtschaft, Bodenfeuchte; Einfallswinkel: 31,5; Pol: VV u. VH, VV i. d. Abb.) (links), 15. September (ASAR_IM_2004-09-15_IMS_SLC; Moduseignung: Wasser; Einfallswinkel: 22,8; Pol: VV) (Mitte) und 29. Dezember 2004 (ASAR_IM_2004-12-29_IMP_PRI; Moduseignung: Geologie; Einfallswinkel: 28,1; Pol: HH) (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Im Vergleich mit Envisat ASAR-Daten, liefern die ALOS PALSAR-Szenen (siehe Abb. 69) nach der geometrischen und radiometrischen Korrektur visuell bessere Ergebnisse der komplexen Landschaft von São Tomé, was durch die höhere Sensitivität der Rückstreuwerte der L-Band Radarwellen gegenüber der Biomasse zu erklären ist und deren geringerem Beeinflussungsvermögen durch die Feuchtigkeit (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Die Rückstreuwerte des PALSAR-Sensors der drei Mai-Szenen aus drei verschiedenen Jahren weisen leichte sichtbare Unterschiede im Savannenbereich auf – im Jahr 2009 zeichnet sich dieses Gebiet durch eine höhere Feuchtigkeit aus als in beiden vorherigen Jahren, worauf die hellere Farbgebung bzw. höhere σ^0 -Rückstreuwerte hinweisen.

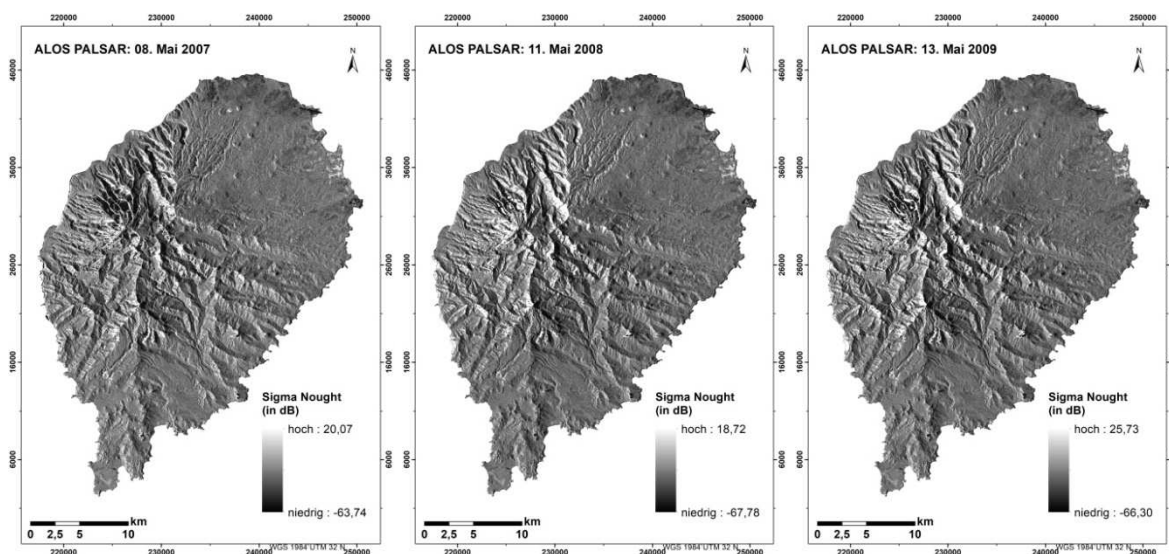


Abb. 69: Orthorektifizierte σ^0 Szenen von ALOS PALSAR 8. Mai 2007, 11. Mai 2008 und 13. Mai 2009 (gleiche Werte für alle PALSAR-Bilder: HH-Polarisierung und Einfallswinkel von $47,4^\circ$);

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Dennoch eignen sich die Rückstreuungswerte von Envisat ASAR und ALOS PALSAR (nur HH polarisierte L-Band Bilder für São Tomé verfügbar) nicht für eine differenzielle Unterscheidung der Landbedeckung und Vegetationstypen von São Tomé. Lediglich Gebäude, die aus anderem Material wie Holz gebaut sind (ca. +2 bis +14 dB) und die Flugbahn (ca. -26 bis -16 dB) können durch relativ gleichmäßige Werte von anderer Umgebung unterschieden werden. Siedlungen werden generell mittels Radardaten gut detektiert (vgl. HAACK ET AL. 2000). Die Savanne, wenn auch in der Gesamtübersicht während trockener Jahresabschnitte visuell gut auszumachen, weist ein sehr breites Spektrum an Rückstreuwerten auf, was durch das vorhandene Speckle-Rauschen (siehe Kapitel 3.3.4.3 „Speckle-Filterung und Texturanalysen“) zu erklären ist. Die Waldtypen von São Tomé (Primär- bzw. Alt, Sekundär- und Schattenwald) sind nicht voneinander zu unterscheiden, das Rückstreusignal weist gleiche Werte auf. Die Unterscheidung ähnlicher Landbedeckungskategorien, wie zwischen verschiedenen Waldtypen oder zwischen Feuchtgebieten und Mangrovenwäldern, ist mit Radardaten aufgrund ähnlicher Rückstreukoeffizienten schwierig (vgl. THAPA ET AL. 2015; ENGLHART ET AL. 2011; KAYA ET AL. 2002). Daher eignen sich die C- und L-Band Satellitenbilder für eine Differenzierung von generalisierten Landbedeckungsklassen am besten, wie z. B. zwischen Wald und Nicht-Wald (vgl. LEHMANN ET AL. 2015) oder zwischen der Gesamtheit

natürlicher Vegetation, landwirtschaftlich genutzten Flächen, Siedlungen und Wasser (vgl. HAACK & BECHDOL 2000).

Bessere Ergebnisse bei der Unterscheidung von Landbedeckungsklassen können durch Kombination von Rückstreukoeffizienten und Texturen multitemporärer HH- und HV-Wellen des L-Bandes (ALOS PALSAR) erzielt werden (vgl. THAPA ET AL. 2015). Auch abgeholzte und regenerierende Waldgebiete werden laut LUCKMAN ET AL. 2000 durch die Rückstreuungswerte der C-Band Radarbilder gar nicht erkennbar, durch L-Band Sensoren wird eine geringe Erkennbarkeit ermöglicht. Als mögliche Ursache weisen LUCKMAN ET AL. 2000 auf die Aufnahme der Radarszenen von Studiengebiet Amazonas während der feuchten Saison. Auch ENGLHART ET AL. 2011 nennen Feuchtigkeit als einen Faktor, der die Rückstreuwerte bedeutend beeinträchtigen kann, wobei die Werte der kürzeren und mittleren Radarwellen (wie X und C) stärker durch Feuchtigkeitseinfluss beeinflusst werden als die Radarwellen des L-Bandes. Für die Schätzung der Biomasse sind die Daten, die während der Trockenzeit aufgenommen worden sind, wichtiger als die Daten der Regenzeit, da die letzteren zu geringe Sensitivität für die Biomasse aufweisen (vgl. VIET NGUYEN ET AL. 2016).

Auf São Tomé, abgesehen von der semiariden Zone im Norden der Insel, fällt fast täglich Niederschlag, insbesondere über dem zentralen Bereich, der durch Alt- und Sekundärwald gekennzeichnet ist. Demzufolge besteht ein hoher Feuchtigkeitsgehalt in der Vegetation und im Boden, wodurch die Rückstreuinformation der Radarwellen beeinflusst und generalisiert bzw. angeglichen wird und somit keine differenziellen Werte der Oberfläche aufgenommen werden können.

Radiometrische Korrektur von Multispektraldaten

Die multispektralen Satellitenbilder von Landsat und EO-1 weisen dichte Wolken und leichte atmosphärische Trübungen auf, insbesondere die Bilder von EO-1 ALI, daher wurden sie durch die Anwendung von Atmospheric and Topographic CORrection Algorithm (ATCOR) einer atmosphärischen Korrektur unterzogen. Das etablierte ATCOR-Verfahren basiert auf MODTRAN (MODERate resolution atmospheric TRANsmission) Code und ist für die radiometrische Korrektur von atmosphärischen Störungen aller optischen Satellitenbilder geeignet (vgl. BRAZILE ET AL. 2008; RICHTER & SCHLÄPFER 2002). Das von Rudolf Richter (DLR) entwickelte ATCOR-Verfahren besteht aus einem interaktiven und einem automatischen Teil (vgl. BALTHAZAR ET AL. 2012). Im interaktiven

Teil werden der Sensortyp und die Informationen bezüglich der Szenenerfassung (Datum, Sonnenzenitwinkel, mittlere Höhe und Kalibrierungsinformationen) definiert sowie die Bänder RED, NIR und SWIR für die Ermittlung der dunklen Referenzpixel für die Sichtbarkeitsschätzung angegeben. Im automatischen Teil erfolgt die Verknüpfung der benutzerdefinierten atmosphärischen Eigenschaften mit den Ergebnissen, die mit dem atmosphärischen Strahlungsübertragungscode von MODTRAN erzielt werden (vgl. MANNSCHATZ ET AL. 2014; BALTHAZAR ET AL. 2012). Für die atmosphärische Korrektur können drei ATCOR-Modelle (ATCOR2 für flaches Gelände, ATCOR3 für raues Gelände und seit 2016 auch ATCOR4 für alle Art von Gelände) verwendet werden. Im Unterschied zu ATCOR2, wird für ATCOR3 ein Höhenmodell benötigt, das eine Hangneigungsdatei (Slope File), eine Expositionsdatei (Aspect File), eine Himmelsblickdatei (Skyview File) und eine Schattendatei (Shadow File) konfiguriert, die anschließend für die atmosphärische Korrektur eingesetzt werden. Die radiometrische Genauigkeit des ATCOR-Verfahrens hängt von vielfältigen Faktoren ab wie der Genauigkeit der Sensorenkalibrierung, der Orthorektifizierung, der GPS-Hilfpunkte, der Strahlungsübertragungscode von MODTRAN, den atmosphärischen Eingangsparametern, des Geländetyps (flach oder robust) und der Landbedeckung (vgl. RICHTER & SCHLÄPFER 2002). Für die in dieser Arbeit verwendeten optischen Satellitenbilder wurde sowohl ATCOR2 als auch ATCOR3 angewendet. Fast alle atmosphärischen Störungen, außer geringanteiligen leichten Trübungen, sind auch nach den ATCOR-Anwendungen in den Satellitenbildern wiederzufinden; am besten geeignet hierfür war das ATCOR2-Verfahren. Die dichten Wolken wurden durch eine Wolkenmaskierung ausmaskiert (siehe Kapitel 3.3.7 „Wolkenmaskierung und Mosaikierung“), damit die pixelbasierte LULC-Klassifikation durch die spektralen Eigenschaften der Wolken nicht beeinflusst wird.

Panchromatische Schärfung von Multispektraldaten

Bei der panchromatischen Schärfung (Panschärfung) handelt es sich um die räumliche Erhöhung der Pixelauflösung der multispektralen Satellitenbilder. Voraussetzung ist ein panchromatischer Kanal mit einer höheren Auflösung als die der anderen Bänder. Der panchromatische Kanal des EO-1 ALI Sensoren hat eine Auflösung von 10 m, die Satelliten Landsat 7 mit dem ETM+ Sensor und Landsat 8 mit dem OLI Sensor sind jeweils mit einem panchromatischen Kanal der Auflösung von 15 m ausgestattet.

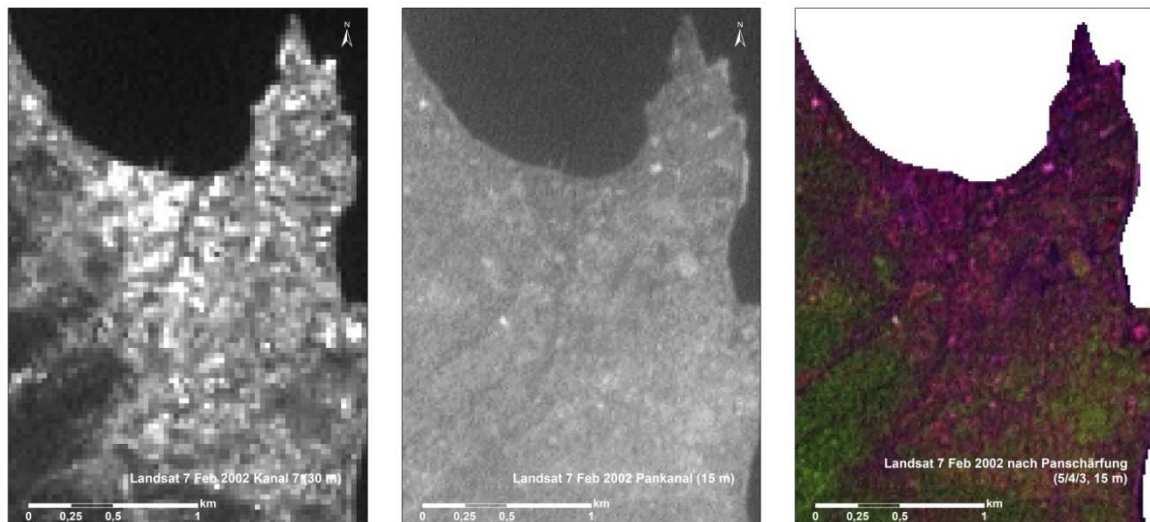


Abb. 70: Landsat 7 ETM+ Februar 2002 Datei; Auflösung multispektraler Kanäle von 30 m (Kanal 7, links); panchromatischer Kanal mit einer Auflösung von 15 m (Mitte) und pangeschärftes Subset-Bild mit 15 m Auflösung (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

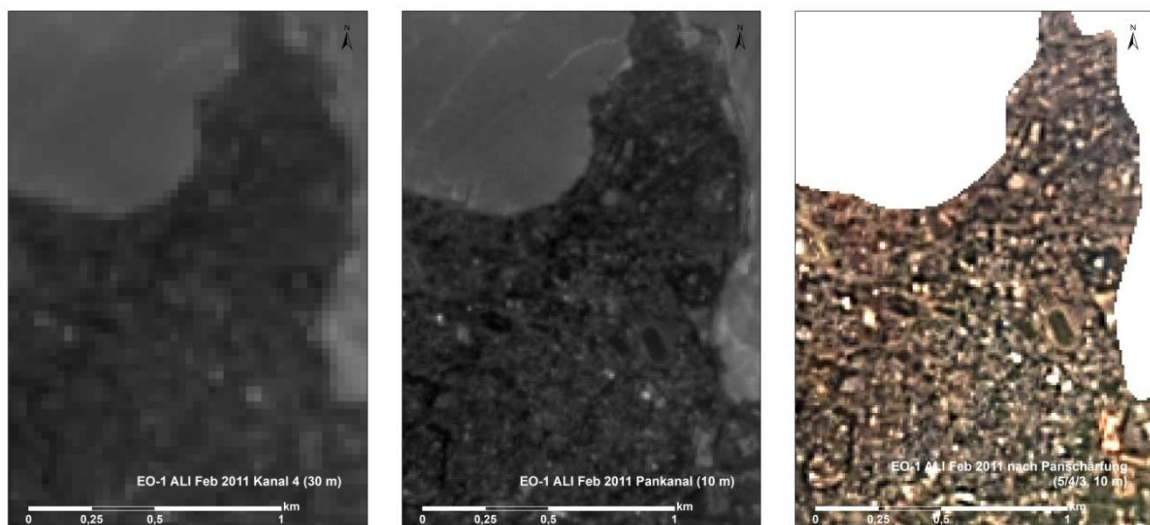


Abb. 71: EO-1 ALI Februar 2011 Datei; Auflösung multispektraler Kanäle von 30 m (Kanal 4, links); panchromatischer Kanal mit einer Auflösung von 10 m (Mitte) und pangeschärftes Subset-Bild mit 10 m Auflösung (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Zu den meistangewendeten bzw. bekanntesten Methoden der Panschärfung gehören modifizierte IHS (Intensität (intensity), Farbton (hue), Sättigung (saturation)) Transformation, Verschmelzung der Hauptkomponenten (Principal Components Merge),

Brovey-Transformation, Wavelet-Transformation, Ehlers Fusionstechnik und Hochpassfilter (HPF) Resolution Merge (vgl. HURD & CIVCO 2009). Die Methode der HPF Resolution Merge weist in der Literatur gute Ergebnisse auf. Sowohl visuell als auch statistisch zeigen Daten, die mit Hochpassfilter geschärft worden sind, die beste Qualität (vgl. ATTA 2012). Für die Panschärfung im Rahmen dieser Arbeit wurde daher die Technik der HPF Resolution Merge angewendet. Die Ergebnisse weisen deutlich schärfere Bilder als vor der Panschärfung auf (siehe Abb. 70 und Abb. 71). Insbesondere in den EO-1 Szenen können nach der Panschärfung mit einer Auflösung von 10 m viel mehr Details erkannt werden.

Bei folgenden Satellitenbildern wurde die Auflösung durch die HPF Panschärfung erhöht:

- st_feb_2002 (mit Band 8 auf 15 m), Landsat,
- st_feb_2011 (mit Band 1 auf 10 m), EO-1 ALI und
- st_jan_2013 (mit Band 1 auf 10 m), EO-1 ALI

3.3.4.3 Speckle-Filterung und Texturanalysen

Zusätzlich zu den σ^0 -Rückstreuwerten können durch Speckle-Filter und Texturanalysen komplementäre Informationen über Zielobjekte und Gebiete aus den Radarbildern gewonnen werden.

Speckle-Filterung von Radardaten

Das Speckle-Rauschen, auch Salz und Pfeffer Effekt genannt, das durch das von Radarsensoren verwendete kohärente monochromatische Licht bzw. Energie verursacht wird, erzeugt körnige, hoch strukturierte Radarbilder. Die einzelnen Oberflächen und Objekte sind durch ein überdurchschnittlich hohes Spektrum an Grauwerten gekennzeichnet (vgl. ESA 2000; HAACK & BECHDOL 2000). Mit Speckle-Filtern wird das Rauschen unterdrückt und die räumliche Homogenität des Radarbildes erhöht (vgl. LEHMANN ET AL. 2015). Zu den am häufigsten verwendeten Speckle-Filtern gehören Lee-Sigma, Frost und Gamma MAP (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Diese wurden für das Unterdrücken des Rauschens bei den Radarbildern von Envisat ASAR und ALOS PALSAR eingesetzt. Im Vergleich mit Frost und Gamma MAP zeigte der Lee-Sigma-Filter die besten Ergebnisse. Für die Radardaten von ASAR erwies sich ein bewegliches

Fenster von 5 x 5 am geeignetsten, für die ALOS PALSAR-Daten wurden die besten Ergebnisse mit einem 7 x 7 großen beweglichem Fenster generiert (siehe Abb. 72). Welches Fenster für welche Daten am besten geeignet war, wurde nach mehreren Durchläufen anhand von Testflächen entschieden. Für den Lee-Sigma-Filter werden häufig bewegliche Fenster von 3 x 3, 5 x 5, 7 x 7 und 9 x 9 verwendet (vgl. MERMOZ ET AL. 2014; ENGLHART ET AL. 2011; HAACK & BECHDOL 2000).

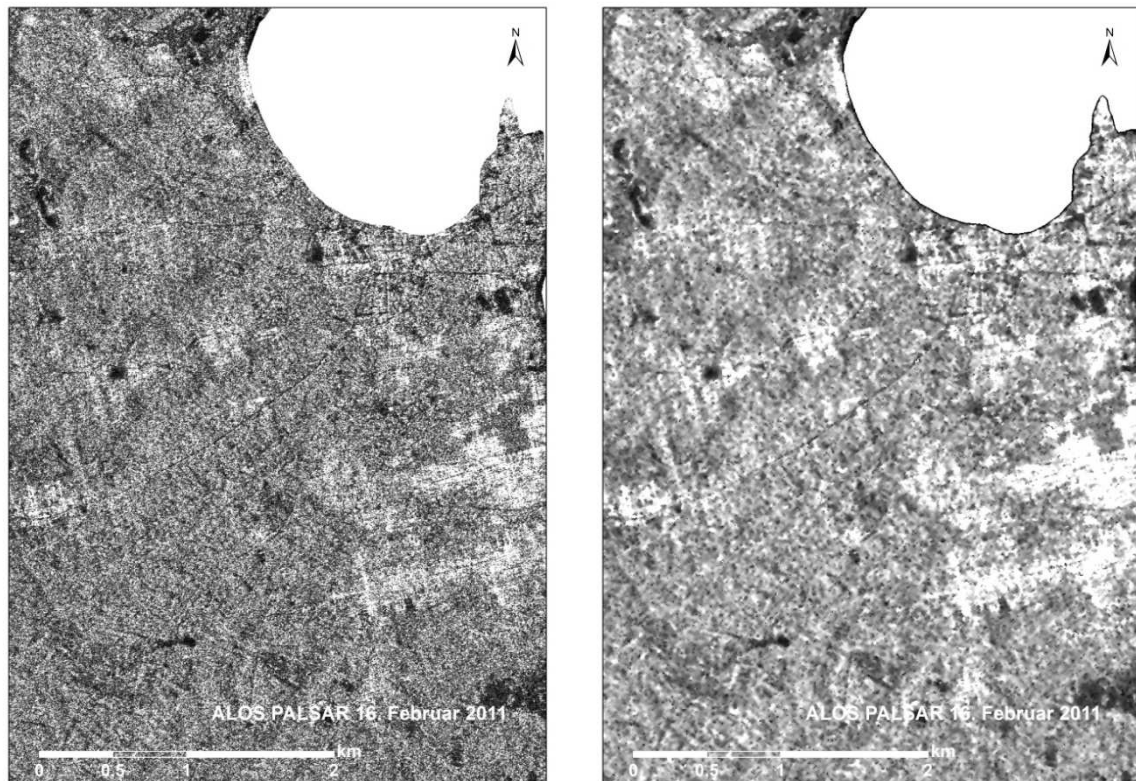


Abb. 72: Ausschnitt der ALOS PALSAR-Datei von 16. Februar 2011, vor (links) und nach (rechts) der Speckle-Filterung mit Lee-Sigma Filter und 7 x 7 großen beweglichem Fenster

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Texturanalysen von Radardaten

Mit Textur werden die Eigenschaften eines Objekts oder einer Oberfläche wie Glätte, Regelmäßigkeit und tonale Variation in einem SAR-Bild beschrieben (vgl. THAPA ET AL. 2015). Da durch Speckle-Filterung die Textur in Radardaten reduziert oder gar entfernt wird, sollen für Texturanalysen nur radiometrisch korrigierte (σ^0) und nicht gefilterte Radardaten verwendet werden (vgl. LEHMANN ET AL. 2015; THAPA ET AL. 2015; ESA 2000; HAACK ET AL. 2000). Zu den am häufigsten eingesetzten Textur-Operatoren zählen

Abweichung (Variance), Schiefe (Skewness), Kurtosis und Mittlere Euklidische Entfernung (vgl. HAACK ET AL. 2000). Im Vergleich zu den anderen Operatoren erwies sich die Mittlere Euklidische Entfernung mit einem beweglichen Fenster von 7×7 für die in dieser Arbeit angewendeten Radardaten am geeignetsten. Durch die Texturanalysen konnte eine Unterscheidung zwischen urbanen Strukturen, der Flugbahn, dem Savannenbereich im Norden der Insel, den größeren Ackerflächen und der restlichen natürlichen Umgebung in den Bildern von ASAR und PALSAR ausgemacht werden (siehe Abb. 73).

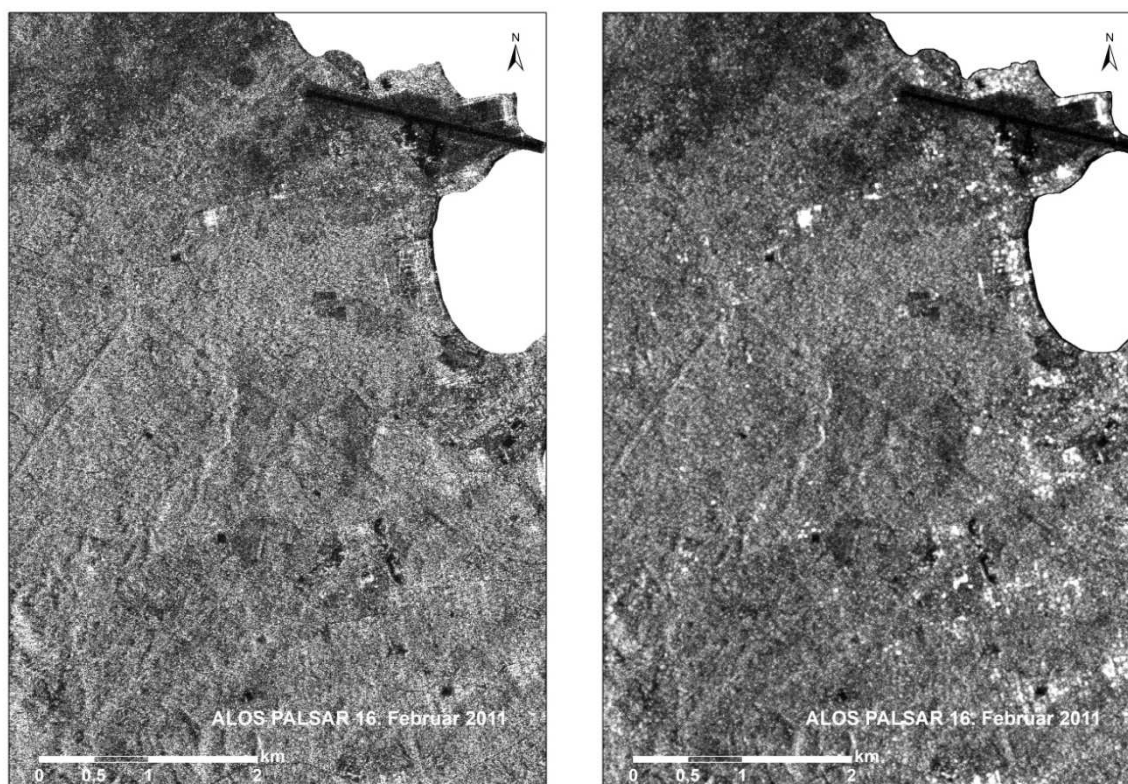


Abb. 73: Ausschnitt der ALOS PALSAR-Datei von 16. Februar 2011, vor (links) und nach (rechts) der Texturanalyse mit Mittlerer Euklidischer Entfernung und 7×7 großen beweglichem Fenster

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Siedlungen können mittels Texturanalysen in Radarbildern sehr gut detektiert werden (vgl. HAACK ET AL. 2000). Die unterschiedlichen Vegetationstypen, insbesondere die verschiedenen Waldtypen auf São Tomé, aber auch die Ölpalmenplantagen konnten mittels Texturanalysen in einzelnen Datensätzen nicht differenziert werden. Abschließend ist zu folgern, dass die Information über die Rückstreuwerte und die Textur, die aus in dieser Arbeit zur Verfügung stehenden Radardaten gewonnen werden konnte, sich für eine

einfache Unterscheidung zwischen anthropogenen Strukturen (Siedlung und Acker) und Vegetation (Wald und Savanne) eignet; für eine detailliertere Landnutzungs- und Landbedeckungsklassifikation auf São Tomé reichen diese Radarbilder jedoch nicht aus, sie sind den optischen Daten von Landsat und EO-1 weit unterlegen.

3.3.5 NDVI und unüberwachte Klassifikation

Die Erkenntnisse aus der unüberwachten Klassifikation und des NDVI dienen als Vorinformation für die Planung der Testflächenaufnahme für die überwachte Klassifikation im Gelände auf São Tomé während des ersten Forschungsaufenthaltes im Jahr 2010 (siehe Kapitel 3.3.6 „Ground-Truth-Daten“). Für die Berechnung des NDVI und die Durchführung der unüberwachten Klassifikation kamen zwei Satellitenbilder mit der geringsten Bewölkung von Landsat 7 (Februar 2002 und Februar 2010) in Frage (siehe Abb. 55, Kapitel 3.3.2 „Multispektrale Satellitendaten“). Aufgrund der Datenlücken durch den Ausfall des Scanline-Korrektors im Bild von Februar 2010 wurde nur die Szene vom Februar 2002 für die weiteren Analysen benutzt, auch wenn das Aufnahmedatum des Satellitenbildes mehrere Jahre zurück liegt.

NDVI

Am häufigsten wird der NDVI verwendet, um die strukturellen Eigenschaften und die photosynthetischen Aktivitäten der Vegetation zu verbinden (vgl. MICHISHITA ET AL. 2014). Der Index ermöglicht somit die Darstellung der Vegetationsverteilung, -dichte und -vitalität (vgl. PIEDALLU ET AL. 2018). Dabei werden NDVI-Werte häufig aus Zeitreihen verschiedener Satelliten (z. B. MODIS und Landsat) extrahiert und für die Veränderungsdetektion in der Vegetation eingesetzt (vgl. DI VITTORIO & GEORGAKAKOS 2018; PIEDALLU ET AL. 2018; MICHISHITA ET AL. 2014). Berechnet wird der Index nach der Formel:

$$NDVI = \left(\frac{NIR - Red}{NIR + Red} \right) [-1; 1]$$

NIR = Band des nahen Infrarotlichts

RED = Band des roten sichtbaren Lichts

Das Ergebnis der Berechnung des NDVI für Februar 2002 ist in Abb. 74, links dargestellt.

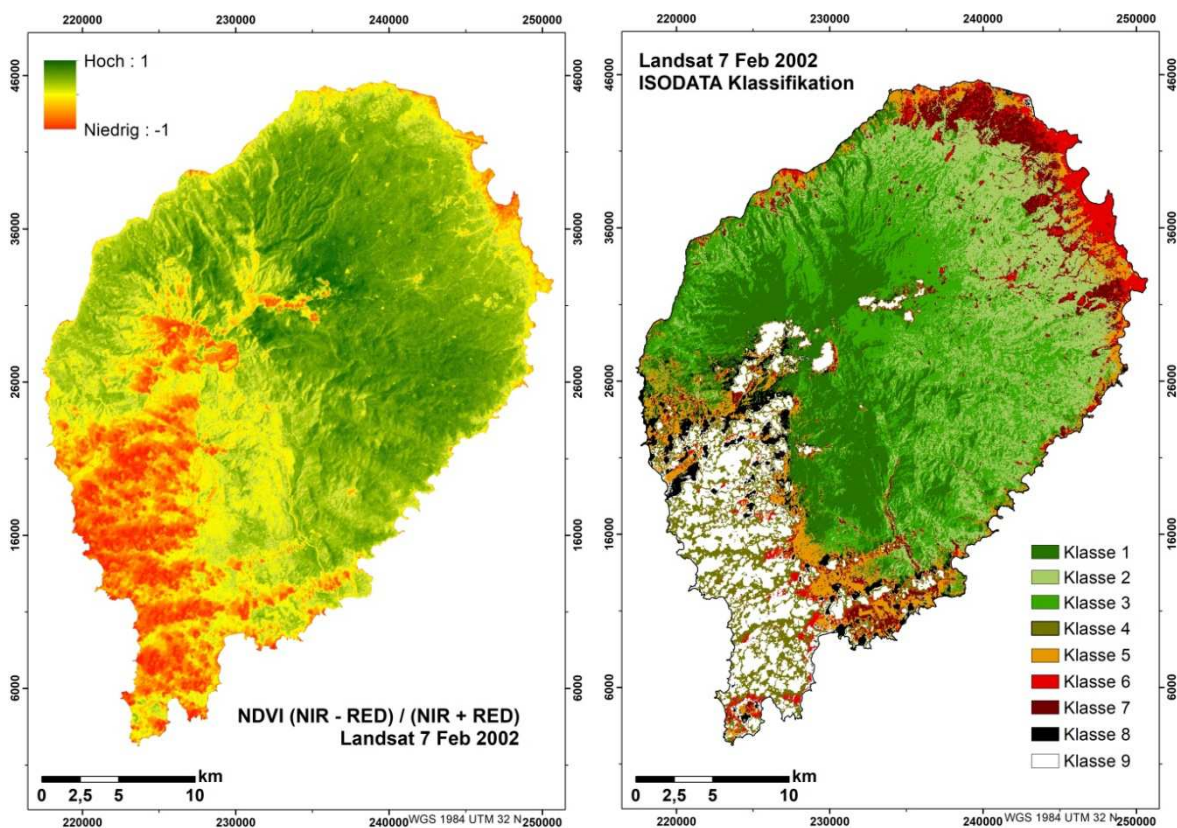


Abb. 74: NDVI und ISODATA-Klassifikation des Landsat 7-Satellitenbildes vom Jahr 2002

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Die Farben geben die Vegetationsvitalität und -dichte wieder. Je höher der Wert des NDVI, desto dichter und vitaler ist dementsprechend die Vegetation. Je niedriger der Wert, desto weniger oder ungesündere Vegetation auf den jeweiligen Flächen vorhanden ist. Durch besonders geringe Indexwerte ist der Süden und Südwesten der Insel gekennzeichnet, was durch dichte Wolkenbedeckung zu erklären ist. Die Wolken verursachen für dieses Gebiet São Tomés große Datenlücken. Für den übrigen Teil der Insel zeigt das Ergebnis eine hohe Vegetationsdichte und -vitalität an. Im Nordosten (Hauptstadt São Tomé) heben sich die Bereiche der Bebauungen in roten Farbtönen deutlich von der Vegetation ab. Durch die gelben Farben sind anschließende kleinere Siedlungsbereiche, Wege, Felder und Küsten sowie der trockenere Savannenbereich im Norden gekennzeichnet.

Unüberwachte Klassifikation

Die unüberwachte Klassifikation wird ohne Kenntnisse der LULC durchgeführt. Sie liefert umfassende Information über die spektralen Eigenschaften des zu klassifizierenden Gebietes und erzeugt reine Spektral-Cluster, die nach Ähnlichkeit vom Analytiker gruppiert werden können (vgl. JIANG ET AL. 2004). Dabei werden die Klassen durch einen Algorithmus erzeugt, der die Trennung unter Verwendung eines statistischen Abstandsmaßes zwischen einzelnen Klassen maximiert (vgl. DI VITTORIO & GEORGAKAKOS 2018). Einfache Clusteranalysen sowie verschiedene Algorithmen wie beispielsweise ISODATA, auf ISODATA aufbauendes Verfahren: Optimal Iterative Unsupervised Classification (OIUC), Random Forest (RF) proximity matrix, K-means oder K-medoid werden für eine unüberwachte Klassifikation angewendet (vgl. GU ET AL. 2018; VIZZARI ET AL. 2018; ZHANG ET AL. 2018; PEERBHAY ET AL. 2016; MATHER & KOCH 2011; BARTHOLOMÉ & BELWARD 2005; JIANG ET AL. 2004).

Aufgrund der Effektivität bei der Identifizierung von Spektralclustern (vgl. MATHER & KOCH 2011; MEMARSADEGHI ET AL. 2007) wurde für die unüberwachte Klassifikation der Landschaftseinheiten auf São Tomé der ISODATA Algorithmus verwendet. Hierbei wurden die Spektralwerte der Pixel nach euklidischer Distanz im Multispektralraum gruppiert und somit ein Ergebnis unbekannter Klassen produziert. Die Schwellenwerte für die Clusterbildungsoptionen wurden aus den Statistiken des Satellitenbildes berechnet:

- minimale euklidische Distanz: 4,00
- minimale Größe: 0,05 % Pixel in einem Cluster relativ zur Gesamtzahl der Pixel im Bild
- maximale Standardabweichung: 5,00
- maximale Anzahl an Klassen: 50

Die Konvergenzschwelle wurde mit 0,950 festgelegt, diese wurde nach acht Iterationen erreicht.

Die 50 automatisch erstellten Cluster wurden in neun voneinander trennbare Landschaftseinheiten gruppiert. Auch bei diesem Ergebnis wurde die im Süden und Südwesten der Insel vorhandene Wolkendecke als eine dominante Einheit zusammengefasst (siehe Abb. 74, rechts).

Die Ergebnisse der unüberwachten Klassifikation bilden nicht die tatsächlichen Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen auf São Tomé ab, sie dienen nur zur Orientierung bezüglich der potentiellen Landschaftseinheiten.

3.3.6 Ground-Truth-Daten

Für die überwachte LULC-Klassifikation und für die Beurteilung der Güte dieser Klassifikation wurden auf São Tomé im Rahmen von zwei Feldaufenthalten von Oktober bis Dezember 2010 und von Februar bis April 2013 passend zu den zu klassifizierenden Satellitenbildern von Februar 2011 und Januar 2013 Trainingsdaten gesammelt und Validierungspunkte aufgenommen.

Für die Auswahl der Standorte für die Trainingsflächen wurden die Cluster der unüberwachten ISODATA-Klassifikation von 2002, die Information aus der TK 25 und der Karte der Agro-Ökologie und Vegetation (1: 50.000) von CASTANHEIRA & MATOS 2001 verwendet. Daraus wurden acht Informationsklassen (Primärwald bzw. Altwald, Sekundärwald, Schattenwald, Savanne, Ölpalmenplantage, Kulturbaum (Vorgärten, Mischkulturen), Siedlung und Acker) definiert und mittels stratifizierter Zufallsauswahl (stratified random sampling) potentielle repräsentative Trainingsflächen innerhalb dieser Klassen ausgewählt und in der georeferenzierten digitalen TK 25 eingetragen sowie im GNSS (Global Navigation Satellite System) gespeichert. Somit konnten die Aufnahmen der Trainingsflächen im Gelände systematisch durchgeführt werden, indem die ausgewählten Lokalitäten direkt angesteuert wurden. Während der Feldbegehungen wurden für jede Referenzfläche Koordinaten (x,y) mit einem GNSS-Gerät aufgenommen, eine Umgebungsbeschreibung mit Details über Vegetation, Boden und Geologie in einem Erhebungsbogen erfasst sowie dazu gehörige Fotografien angefertigt. Zu den vorher ausgewiesenen Klassen wurden während der Referenzflächenaufnahme zusätzlich Trainingsdaten für die Klassen Kaffee und Gras aufgenommen, die sich im Gelände, insbesondere die Klasse Kaffee, von anderen Klassen abhoben.

Idealerweise sind die im Bodenreferenzdatensatz enthaltenen Klassenbezeichnungen durch eine 100%ige Genauigkeit gekennzeichnet, häufig ist dieser „Goldstandard“ jedoch mit Fehlern wie Fehlpositionierung von Testflächenstandorten, Präsenz von Übergangsklassen, Grenzen, Tippfehlern, eingeschränktem Zugriff auf bestimmte Gebiete, Unsicherheiten bei der Klassendefinition sowie zeitliche Diskrepanzen zwischen der Bild- und Felddatenerfassung behaftet (vgl. FOODY 2010).

Damit eine unproblematische Zuweisung der Spektralbereiche bei der Klassifikation erfolgen kann, ist die Auswahl reiner Klassen für die Aufnahme von Ground-Truth-Daten im Gelände wichtig. Um möglichst fehlerfreie Information der Referenzflächen auf São Tomé aufnehmen zu können, wurde darauf geachtet, dass um die Referenzflächen

ausreichend Puffer gleicher Information vorhanden war; das eingesetzte GNSS-Empfangsgerät ermöglichte eine Genauigkeit von 3 – 6 m. Die Aufnahmezeiten der Satellitenbilder (Februar 2011 und Januar 2013) und der Referenzflächen für Trainingsdaten sowie Validierungspunkten (Ende 2010 und Anfang 2013) stimmten fast überein.

Die verschiedenen Typen der Landnutzung und Landbedeckung auf São Tomé sind zum großen Teil durch gemischte komplexe Formen, wie vielerorts in subsaharischen Afrika, gekennzeichnet, was eine Klassifikation sichtlich erschwert (vgl. CUI ET AL. 2013; THENKABAIL ET AL. 2004; HAACK ET AL. 2000). Klare Grenzen von Feldern und Äckern wie sie in Europa und anderen industriell geprägten Ländern vorzufinden sind, konnten auf der Insel, mit Ausnahme der Ölpalmenplantagen, nicht beobachtet werden. Die kleinbäuerliche Landwirtschaft auf São Tomé ist während der Feldaufenthalte den Beobachtungen nach durch Felder mit ganz verschiedenen Anbauprodukten neben- und miteinander, meistens durch irreguläre geometrische Formen gekennzeichnet. Grenzen zwischen verschiedenen Waldtypen sind ebenfalls schwer auszumachen, sie sind fließend und eine genaue Klassifikation wird auch hier erschwert. Ausgiebige Geländebegehungen mit ausreichender Flächenaufnahme sind daher notwendig um möglich gute Resultate einer fernerkundungsbasierten Landnutzungs- und Landbedeckungsanalyse zu erzielen.

Während des ersten Feldaufenthaltes von Oktober bis Dezember 2010 wurden insgesamt 579 Ground-Truth-Areale (Acker [80], Altwald [130], Gras [23], Kaffee [8], Kulturbaum [32], Ölpalmenplantage [58], Savanne [28], Schattenwald [96], Sekundärwald [92] und Siedlung [32]) verschiedener Größen (bis zu ca. 70.000 m², im Durchschnitt jedoch zwischen ca. 900 m² und 10.000 m², je nach Klasse) für zehn Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen aufgenommen und beschrieben. Diese Aufnahmen flossen in die überwachte LULC-Klassifikation sowie in die Bewertung der Klassifikationsgüte ein. Die stark variierenden Größen der Referenzflächen resultierten aus der beobachteten Homogenität bzw. Heterogenität der jeweiligen Klasse im Feld (vgl. THENKABAIL ET AL. 2004).

Während der zweiten Feldarbeitsphase im Zeitraum von Februar bis April 2013 wurden 290 Referenzflächen aufgenommen: (Acker [28], Altwald [31], Gras [17], Kaffee [20], Kulturbaum [28], Ölpalmenplantage [20], Savanne [28], Schattenwald [42], Sekundärwald [42] und Siedlung [34]).

Neben der Aufnahme von Ground-Truth-Daten für die Klassifikation, wurden auch beobachtete Degradierungsformen wie Erosionsrinnen und -flächen, Erd- und Hangrutsche

sowie unerlaubte Abholzungsareale mit einem GNSS-Gerät mit Koordinaten versehen und digital dokumentiert. Besonders viele Erdrutsche kleineren und größeren Ausmaßes wurden an steilen Hängen im zentralen Bereich der Insel neben Straßen und Wegen angetroffen (siehe Abb. 75). Diese Daten dienten, unter anderem, für einen Vergleich mit den in Abb. 183 (siehe Kapitel 5.2 „Spannungsfeld zwischen Nutzung und Erhalt der Wälder und der biologischen Vielfalt“) aufgelisteten Biodiversitätsgefahren sowie als Ergänzung dieser Information.



Abb. 75: Häufig anzutreffende Erdrutsche an Straßenrändern (November 2010), links an einer drittrangigen Straße im zentralen Bereich zwischen Roça Nova und Santa Adelaide (Böden hoher Erodierbarkeitsintensität), rechts an der Nationalstraße im Süden zwischen Monte Mario und Vila Conceição (Böden mittlerer Erodierbarkeitsintensität)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, insbesondere mit höherem Neigungswinkel, waren Erosionsformen, meistens als Rinnen, zu verzeichnen. Hierbei spielen die stärker geneigten Hänge eine wesentliche Rolle. Durch die erosiven Niederschläge, welche häufig im Zentralbereich der Insel stattfinden, kommt es immer wieder zur bedeutenden Verlagerungen der Erdmassen. Nicht selten stellt sogar die Vegetation keinen Schutz gegen Erosion und Erdrutsche dar. Nach länger anhaltenden Regenfällen ist der Boden stark aufgeweicht und selbst die Wurzeln der darauf befindlichen Pflanzen können die Erde nicht fixieren.

3.3.7 Wolkenmaskierung und Mosaikierung

Häufig sind Satellitenbilder von Wolkenpixeln bedeckt. Insbesondere tropische Gebiete sind durch eine überdurchschnittliche Wolkenbedeckung gekennzeichnet, wodurch nur wenige aller aufgenommenen Satellitenbilder solcher Gebiete für eine LULC-Klassifizierung geeignet sind (vgl. ARVOR ET AL. 2018). Damit sie Analysen der Landbedeckung nicht beeinflussen, werden Wolkenpixel ausmaskiert (MARTINUZZI ET AL. 2007).

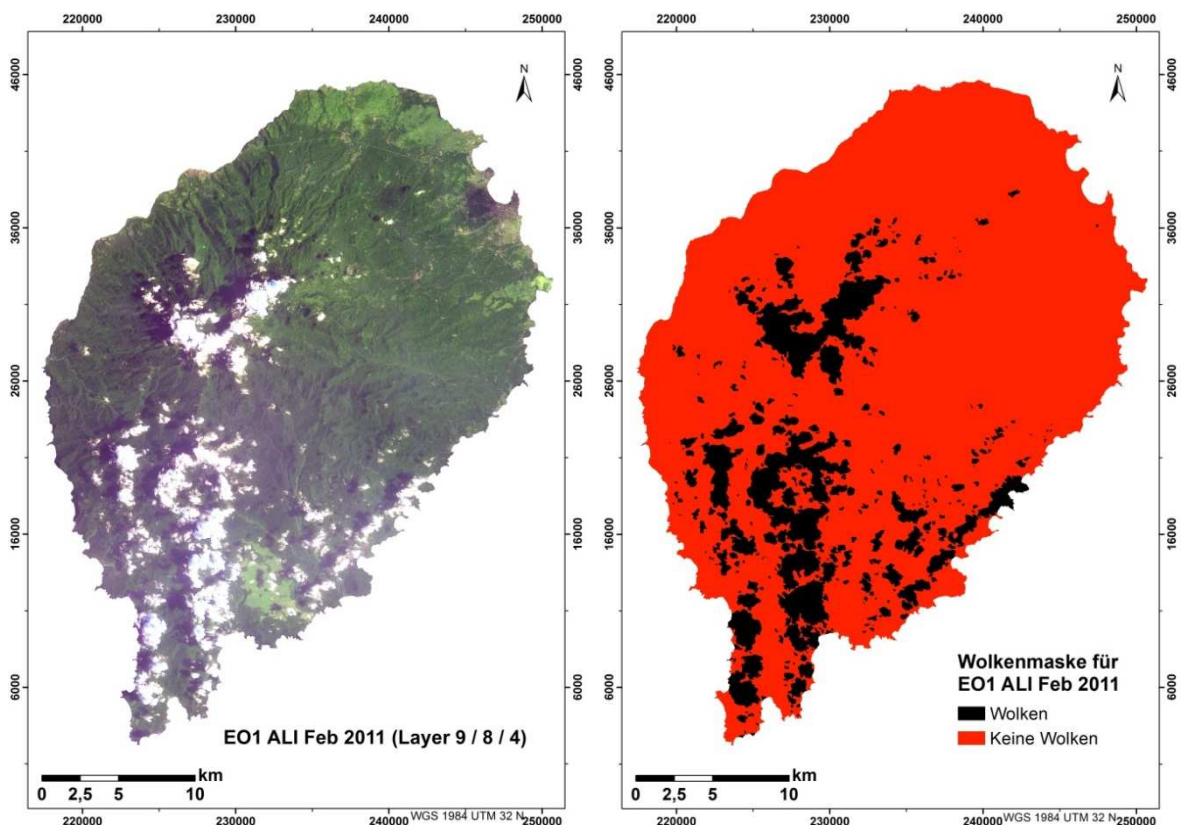


Abb. 76: Wolkenbedecktes, geometrisch und radiometrisch korrigiertes Satellitenbild des EO-1 ALI (Februar 2011) mit der daraus resultierenden binären Wolkenmaske

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Als gängiger Ansatz, der gute Ergebnisse für die Wolken- und Wolken-schattenmaskierung bei geringer Anzahl an Satellitenbildern liefert, zählt die manuelle Detektion und Ausmaskierung der Wolken anhand von handgezeichneten Polygonen (vgl. ZHU & WOODCOCK 2014). Häufig werden auch Algorithmen eingesetzt, die durch Schwellenwertanwendungen die Wolkenpixel erkennen und eine Wolkenmaske erstellen (vgl. SANNIER ET AL. 2014). Zu einem weit verbreiteten Algorithmus zählt die von Neil

Flood von DSITI (Department of Science, Information Technology and Innovation) entwickelte Fmask (Function of mask) für Landsat-Satellitenbilder (vgl. ZHU ET AL. 2015; ZHU & WOODCOCK 2012). Für eine bessere Erkennung von Wolken und Wolkenshatten wurden auf multitemporalen Bildern basierende Algorithmen, wie z. B. auf Fmask stützender Tmask (multiTemporal mask) für Landsat-Bilder entwickelt, der im Vergleich zur single-date Fmask signifikante Verbesserungen bei der Erkennung der Wolken, Wolkenshatten und Schnee aufweist (vgl. ZHU & WOODCOCK 2014).

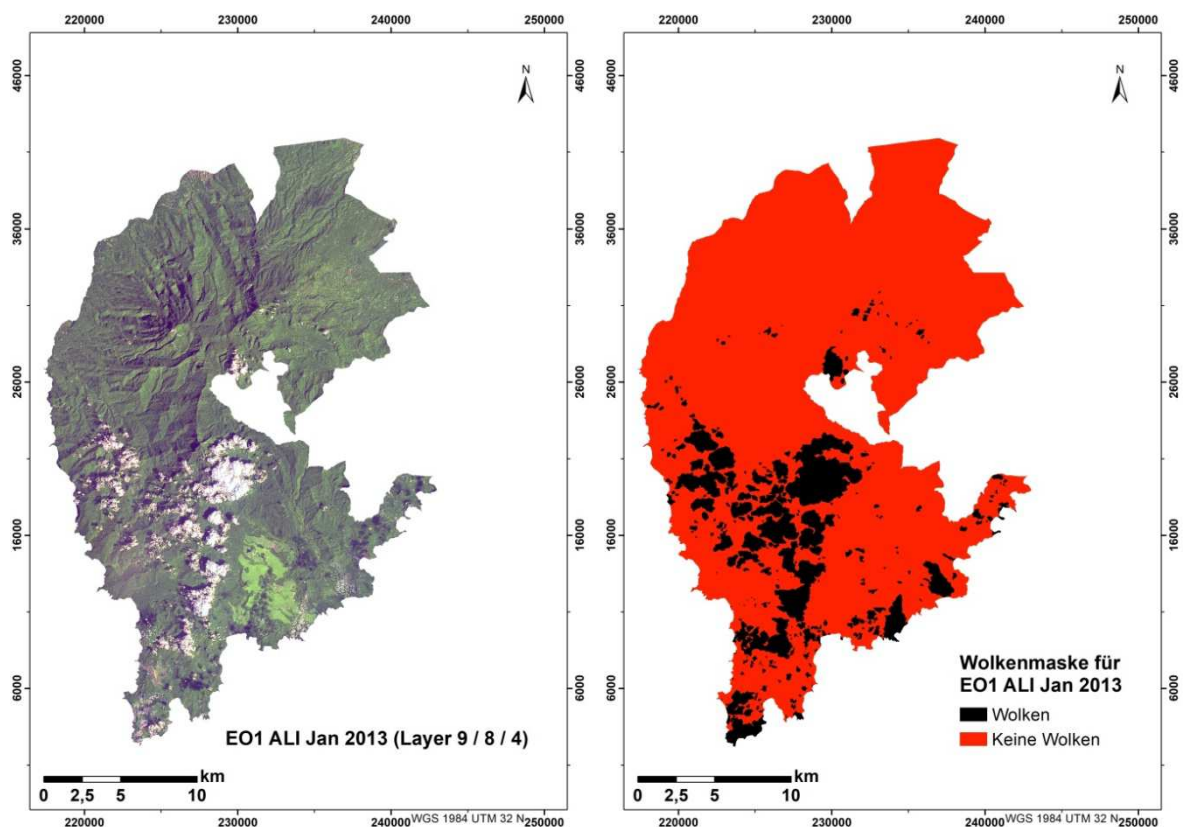


Abb. 77: Wolkenbedecktes, geometrisch und radiometrisch korrigiertes Subset des Satellitenbildes EO-1 ALI (Januar 2013) (für die Anwendung bei der Mosaikierung) mit der daraus resultierenden binären Wolkenmaske

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Da nur zwei Satellitenbilder von EO-1 ALI (Februar 2011 und Januar 2013) für die Wolkenmaskierung vorgesehen waren, wurde ein einfacher, aber robuster interaktiver Erkennungsalgorithmus von Wolken und Schatten nach SANNIER ET AL. 2014 gewählt. Weil das Bild vom Januar 2013 im Nordosten und Osten von São Tomé im Vergleich mit dem Bild vom Februar 2011 größere Bereiche, die durch Wolken- und Wolkenshatten gekennzeichnet sind, aufweist, wurde ein Subset von Januar 2013 ohne diese Bereiche für

die Wolkenmaskierung erstellt (siehe Abb. 77). Die Vorgehensweise der Wolkenmaskierung basiert auf der Kombination eines unüberwachten Klassifizierungsansatzes (ISODATA) und eines visuellen Vergleichs der Ergebnisse mit dem zu ausmaskierenden Bild, um die Schwelle zwischen Wolken, Wolkenschatten und Nicht-Wolken zu bestimmen (vgl. SANNIER ET AL. 2014). Durch das Festlegen von Schwellenwerten für die Wolken und Wolkenschatten wurden die Pixel zum größten Teil erkannt und für eine Wolkenmaskenbildung zusammengefasst. Jedoch blieben an den Wolkenrändern unklare Pixel, welche durch den Algorithmus nicht als Wolken und Wolkenschatten erkannt werden könnten. Deshalb wurden die zu ausmaskierenden Bereiche anschließend in einem manuellen Verfahren optimiert. Durch Digitalisierung der restlichen Wolkenbereiche als Polygone wurden die vorhandenen binären Bilder (0 = Wolken-/Schattenpixel; 1 = unbetroffene Pixel) verbessert (siehe Abb. 76 und Abb. 77). Anschließend wurden die Wolken aus den Satellitenbildern des EO-1 ALI Sensors von Februar 2011 und Januar 2013 mit den so erstellten Wolkenmasken ausmaskiert.

Beide wolkenmaskierten Satellitendaten wurden ohne Angleichung von Histogrammen oder weiterer szenenangleichender Maßnahmen wie z. B. Dodging mosaikiert (siehe Abb. 78).

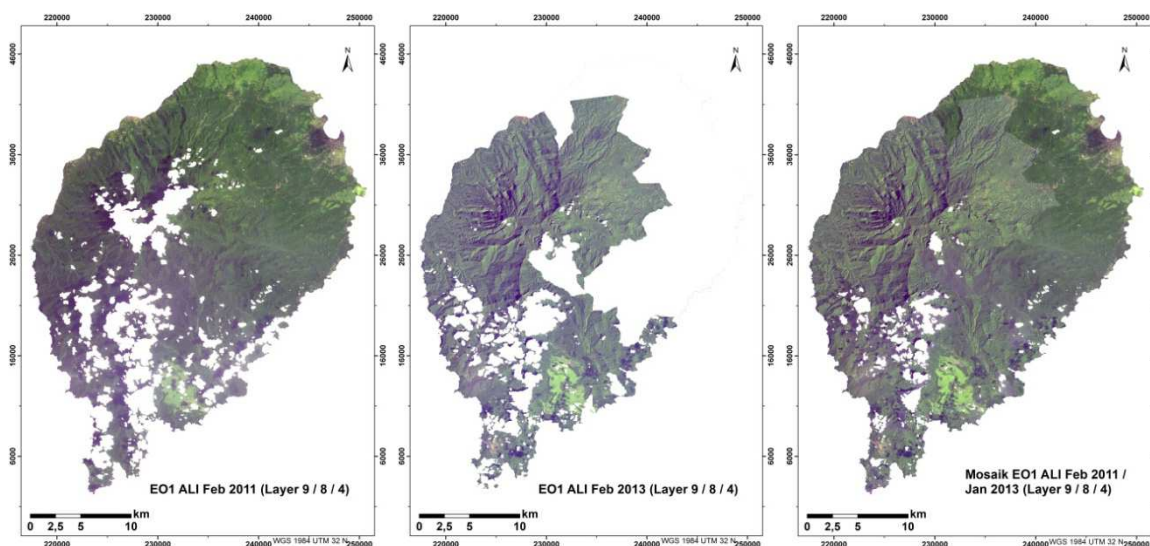


Abb. 78: Satellitendaten des EO-1 ALI von Februar 2011 (links) und Januar 2013 (Mitte) mit ausmaskierten Wolkenbereichen und das Mosaik aus beiden Dateien; Darstellung als falsche Echtfarben (Layer: 9 / 8 / 4)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Dadurch wurde die spektrale Information der einzelnen Dateien nicht verändert. Aufgrund der zeitlichen Aktualität wurde beim Mosaikieren das Teilbild von Januar 2013 als

Ausgangsszene gewählt, während das Bild von Februar 2011 die vorhandenen No-Data-Bereiche auffüllte. Da es in beiden Satellitenbildern zum Teil gleiche Gebiete bewölkt waren, weist das Mosaik weiterhin No-Data-Bereiche in einer Größe zwischen 100 m² und 5,96 km² von insgesamt 4,54 % der Gesamtfläche auf. Dennoch ist die neu erstellte mosaikierte Szene mit einem deutlich geringeren Datenlückenprozent (4,54 %) gekennzeichnet als die jeweiligen Ausgangssatellitenbilder (Feb 2011: 14,89 %; Jan 2013 als Gesamtbild: 15,61 %) in getrennter Variante.

3.4 Überwachte LULC-Klassifikation

Das Mosaik, das aus beiden multispektralen Satellitenbildern von Februar 2011 und Januar 2013 des EO-1 ALI Satelliten erstellt wurde sowie die aufgenommenen Ground-Truth-Daten im Gelände für das Trainieren des Klassifikationsalgorithmus, stellen die Grundlagen der überwachten pixelbasierten Klassifikation der Landnutzung und Landbedeckung von São Tomé dar. Für die Bewertung der Klassifikationsgüte wurden im Gelände aufgenommene Validierungspunkte angewendet.

3.4.1 Klassifikation des multispektralen Mosaiks

Das Klassifikationsschema der überwachten LULC-Klassifikation beinhaltet zehn Zielklassen für die Insel São Tomé:

- | | |
|---------------|---------------------|
| 1) Acker | 6) Ölpalmenplantage |
| 2) Altwald | 7) Savanne |
| 3) Gras | 8) Schattenwald |
| 4) Kaffee | 9) Sekundärwald |
| 5) Kulturbaum | 10) Siedlung |

Diese Anzahl und Kategorien der Klassen wurden nach den Erkenntnissen, die nach der Aufnahme von Trainingsflächen auf São Tomé gewonnen wurden, festgelegt.

Die Auswahl der Trainingsflächen basierte wiederum auf den Ergebnissen der unüberwachten Klassifikation (neun Spektral-Cluster), der Information aus der TK 25 und der Karte der Agro-Ökologie und Vegetation (1: 50.000) von CASTANHEIRA & MATOS 2001 (acht Informationsklassen: Primär-, Sekundär, Schattenwald, Savanne, Palmen (Öl + Kokos), diverse Kulturen (Mischkulturen), Weideland und Vegetation der Flussufer und -

deltas), die sich wiederum auf die Carta Agrícola (1:50.000) von CARVALHO 1974a stützt, die insgesamt 13 Kategorien erfasste: Kakao, Kokos, Kaffee Arabica, Kaffee Liberica, gemischter Baumbestand der kleinen Landgüter, Ackerkulturen, Obô (Primär-, bzw. Altwald), Capoeira (Sekundärwald), Palmen, Weideland, Sümpfe, gemischte Kategorien und unproduktives Land (z.B. Basalt an den Küsten u.ä.).

Die Klasse „Acker“ umfasst alle landwirtschaftlich genutzten Flächen, außer Plantagen.

Der „Altwald“ vereint den Primärwald, der nur noch in den höheren Lagen um den Pico de São Tomé vorkommt sowie den alten Sekundärwald, der sich aus dem Schattenwald, der sich nach dem langsamen Verfall der Kakaoplantagen seit der zweiten Hälfte des 19. Jhd. entwickelt hat.

Die Klasse „Gras“ repräsentiert das Weideland, das außerhalb der Savanne in Gegenden mit höherer Feuchtigkeit vorzufinden ist. Die Grasländer der Savanne werden nicht als Weideland genutzt. Die Gras- bzw. Weideflächen sind im Allgemeinen sehr klein, mit Ausnahme der Fläche im Osten der Insel.

Die Klasse „Kaffee“ wurde extra ausgewiesen, weil im zentralen Bereich von São Tomé größere Flächen von Kaffeesträuchern kultiviert werden, die nicht unter Schattenbäumen angepflanzt sind und nicht unter der Kategorie „Schattenwald“ fallen. Daher können die Pixel von Kaffeesträuchern separiert und detektiert werden. Sonstige Kaffepflanzungen, die unter Schattenbäumen anderswo auf der Insel anzutreffen waren, wurden der Klasse „Schattenwald“ zugeordnet.

Die Klasse „Kulturbaum“ kann mit den Kategorien „diverse Kulturen (Mischkulturen)“ von CASTANHEIRA & MATOS 2001 und „gemischter Baumbestand der kleinen Landgüter“ von CARVALHO 1974a verglichen werden. Sie kann als ein Landbedeckungs- und Landnutzungstyp verstanden werden, der eine Mischung aus kleinen Äckern und Vorgärten mit Ackerkulturen sowie einzelnen Kulturbäumen und -sträuchern wie z.B. Matabala, Kakao, Safu, Bananen, Kolabaum, Ölpalmen, Kokospalmen, Brotfruchtbaum, Jaca, Mangobaum, etc. darstellt. Dieser Typ kann nicht zu Äckern oder zu Schattenwald gerechnet werden und wurde daher als eigene LULC-Klasse ausgewiesen.

Die Klasse „Ölpalmenplantage“ ist nur im Süden von São Tomé zu finden und repräsentiert die Monokulturen der Agripalma.

Die Klasse „Savanne“ vereint sowohl das Savannengras- und Gebüschland als auch den Savannenwald, wobei unter Savannenwald auf São Tomé sehr kleine Bereiche nicht sehr dicht zusammenhängender Bäume zu verstehen sind. Der anfängliche Versuch, das Grasland und den Savannenwald als zwei separate Signaturen zu behandeln, zeigte eine

sehr schlechte Trennbarkeit beider Klassen. Daraufhin vertritt die Klasse Savanne ein Kontinuum zwischen Wald und Grasland (Gräser + Bäume + Sträucher).

Die Klasse „Schattenwald“ vertritt den weit verbreiteten Waldtypus auf São Tomé, der seinen Namen den Bäumen breiter Baumkronen verdankt, vor allem Eritrinas (*Erythrina* spp.), auch Korallenbäume genannt, die für die Beschattung von Kakao- und Kaffeeplantagen angepflanzt worden sind.

Der „Sekundärwald“ bezeichnet renaturierte Schattenwälder, die nicht mehr wirtschaftlich genutzt werden, haben allerdings noch nicht den Status des Altwaldes erreicht, was durch die dort vorkommende Vegetation feststellbar ist.

Die Klasse „Siedlung“ umfasst sowohl die Hauptstadt São Tomé, die anderen Städte auf der Insel (Guadalupe, Neves, Porto Alegre, Santana, Santa Catarina, São João dos Angolares und Trindade) als auch kleinere Ansiedlungen und Orte.

Eine Beschreibung der verschiedenen Waldtypen (Altwald, Schattenwald und Sekundärwald), der Savanne und der Ölpalmen sowie eine ausführlichere Auflistung deren floraler Bestände sind im Kapitel 2.1.4 „Vegetation“ sowie im Kapitel 2.2.2 „Landnutzung“ beschrieben.

Die Erstellung der Signaturen für die zehn festgelegten Klassen erfolgte durch Trainingsklassen im jeweiligen Zeitpunkt des Mosaiks (Februar 2011 und Januar 2013) separat und nur innerhalb der eigenen Bildstatistik. Demzufolge wurden die Klassen doppelt (z. B. Schattenwald 2011 und Schattenwald 2013) geführt. Die Signaturen der Klassen Savanne und Kaffee wurden einmal erstellt, da sie nur innerhalb eines Teils des Mosaiks vorkommen. Die Klasse Savanne ist nur auf den nördlichen Bereich von São Tomé begrenzt, der im Mosaik durch das Teilsatellitenbild vom Februar 2011 vertreten wird; die Klasse Kaffee kommt nur im zentralöstlichen Hochgebiet vor, das durch das Teilsatellitenbild vom Januar 2013 repräsentiert wird. Andere Kaffeeplantagen auf der Insel fallen unter die Klasse „Schattenwald“, da sie unter den Schattenbäumen gepflanzt werden wie auch die Kakaopflanzen.

Bei der Visualisierung wurden beide Teilklassen durch eine gemeinsame Farbgebung dargestellt, und auch bei der prozentualen Flächenberechnung der LULC-Klassen wurden beide Teilklassen summiert.

Die Trainingsflächen für die Erstellung der Klassensignaturen wurden durch Digitalisierung von Areas of Interest (AOI) im multispektralen Mosaik, basierend auf die aufgenommenen Ground-Truth-Daten, definiert.

Die Anzahl der für die LULC-Klassifikation eingesetzten Trainingspixel der jeweiligen Klassen ist in den Kontingenztmatrizen in der Tab. 6 (Februar 2011) und Tab. 7 (Januar 2013) angegeben (siehe letzte Zeile der Tabellen).

Tab. 6: Kontingenztmatrix des Mosaikteils von 2011 mit Anzahl der Trainingspixel für die Bewertung der Reinheit der Trainingsgebiete und der erstellten Signaturen

		Referenzdaten (AOI-Pixel) 2011 in %								
Klassifizierte Daten (Signaturen) 2011 in %	Code	Acker (A) 11	Altwald (Aw) 11	Gras (G) 11	Kulturbaum (Kb) 11	Ölpalmenplantage (Öp) 11	Savanne (S) 11	Schattenwald (Scw) 11	Sekundärwald (Sw) 11	Siedlung (Sd) 11
	A 11	86,34	0,28	1,73	1,73	0,18	1,48	0,15	0,30	0,56
	Aw 11	0,00	96,53	0,00	0,00	0,73	0,00	0,08	0,15	0,00
	G 11	0,00	0,00	98,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Kb 11	5,11	0,00	0,00	95,31	0,00	2,96	0,31	0,00	3,64
	Öp 11	1,32	0,19	0,00	0,00	99,09	0,00	0,00	0,15	0,00
	S 11	3,61	0,00	0,00	0,00	0,00	95,56	0,00	0,00	0,00
	Scw 11	0,00	0,28	0,00	1,73	0,00	0,00	99,16	0,15	0,14
	Sw 11	0,44	2,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	99,24	0,00
	Sd 11	3,17	0,00	0,00	1,23	0,00	0,00	0,00	0,00	95,66
Σ Pixel	1135	2162	436	405	549	743	1303	662	714	

Quelle: Eigene Berechnung

Die Kontingenztmatrizen, auch Fehlermatrizen bezeichnet, ermöglichen durch den Vergleich aller Pixel der AOIs mit den Pixeln der Signaturen die Bewertung der Reinheit der Trainingsgebiete und der erstellten Signaturen (vgl. COMBER ET AL. 2012; CONGALTON & GREEN 2009). Die korrekt zugeordneten Pixel werden in Prozent angegeben und sind auf den grau hinterlegten Hauptdiagonalen der Matrizen dargestellt. Die durchschnittliche Zuordnungsgenauigkeit der Trainingspixel im Mosaikteil von 2011 beträgt 96,13 %. Eine etwas geringere Durchschnittsgenauigkeit von 92,91 % weist das Mosaikteil von 2013 auf. Somit beträgt der prozentuelle Anteil von Pixeln, die den Klassensignaturen falsch zugeordnet wurden jeweils 3,87 (2011) bzw. 7,09 (2013). Die Pixel der Trainingsflächen sind häufig inhomogen, wodurch sie nicht vollständig den korrespondierenden Klassensignaturen zugewiesen werden können (vgl. THOMSEN & KAPPAS 2005). Die geringste Zuordnungsgenauigkeit der Trainingspixel mit 75,73 % weist die Signatur Sekundärwald 2013 auf. Die prozentual höchste Falschzuordnung der Trainingspixel mit

11,46 % der Sekundärwaldsignatur trat bei der Signatur des Schattenwaldes auf. Da die Waldtypen auf São Tomé keine klaren Grenzen aufweisen und durch Übergangsbereiche gekennzeichnet sind, ist die Trennung der Wälder schwierig.

Tab. 7: Kontingenzmatrix des Mosaikteils von 2013 mit Anzahl der Trainingspixel für die Bewertung der Reinheit der Trainingsgebiete und der erstellten Signaturen

		Referenzdaten (AOI-Pixel) 2013 in %								
		Code	Acker (A) 13	Altwald (Aw) 13	Gras (G) 13	Kaffee (K) 13	Kulturbaum (Kb) 13	Ölpalmenplantage (Öp) 13	Schattenwald (Scw) 13	Sekundärwald (Sw) 13
Klassifizierte Daten (Signaturen) 2013 in %	A 13	92,56	2,67	0,87	0,00	0,00	0,09	0,00	0,06	0,00
	Aw 13	3,55	89,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,57	1,52	0,00
	G 13	0,04	0,00	99,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	K 13	0,00	0,00	0,00	98,91	0,00	0,00	0,32	1,24	0,00
	Kb 13	0,00	0,08	0,00	0,00	93,60	0,00	2,60	1,69	0,00
	Öp 13	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	99,05	0,08	5,45	0,00
	Scw 13	0,00	0,00	0,00	1,09	1,99	0,00	84,90	11,46	0,76
	Sw 13	2,74	7,64	0,00	0,00	1,99	0,85	10,96	75,73	0,00
	Sd 13	1,01	0,15	0,00	0,00	2,43	0,00	0,57	2,87	99,24
		Σ Pixel	987	1309	218	92	453	1053	1232	1780

Quelle: Eigene Berechnung

Mit dem Distanzmaß transformierte Divergenz (transformed divergence) wurde die Signaturen-Trennbarkeit, bei Bewertung aller neun Bänder, berechnet. Die Berechnung der transformierten Divergenz erfolgte nach folgenden Formeln (vgl. SWAIN & DAVIS 1978):

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \text{tr} \left((C_i - C_j)(C_i^{-1} - C_j^{-1}) \right) + \frac{1}{2} \text{tr} \left((C_i^{-1} - C_j^{-1})(\mu_i - \mu_j)(\mu_i - \mu_j)^T \right)$$

$$TD_{ij} = 2000 \left(1 - \exp \left(\frac{-D_{ij}}{8} \right) \right)$$

D = Divergenz

TD = transformierte Divergenz

i, j = zwei zu vergleichende Signaturen

C_i = Kovarianzmatrix der Signatur i, j

μ_i = mittlerer Vektor der Signatur i,j

tr = Trace-Funktion (matrix algebra)

T = Transpositionsfunktion

Die möglichen Werte der transformierten Divergenz erstrecken sich von 0 bis 2.000 (Maximalwert). Die Stärke der Trennbarkeit wird in drei Stufen unterschieden (vgl. QUINN & BURNS 2015):

> 1.900: sehr gut

1.700 – 1.900: gut

< 1.700: schlecht

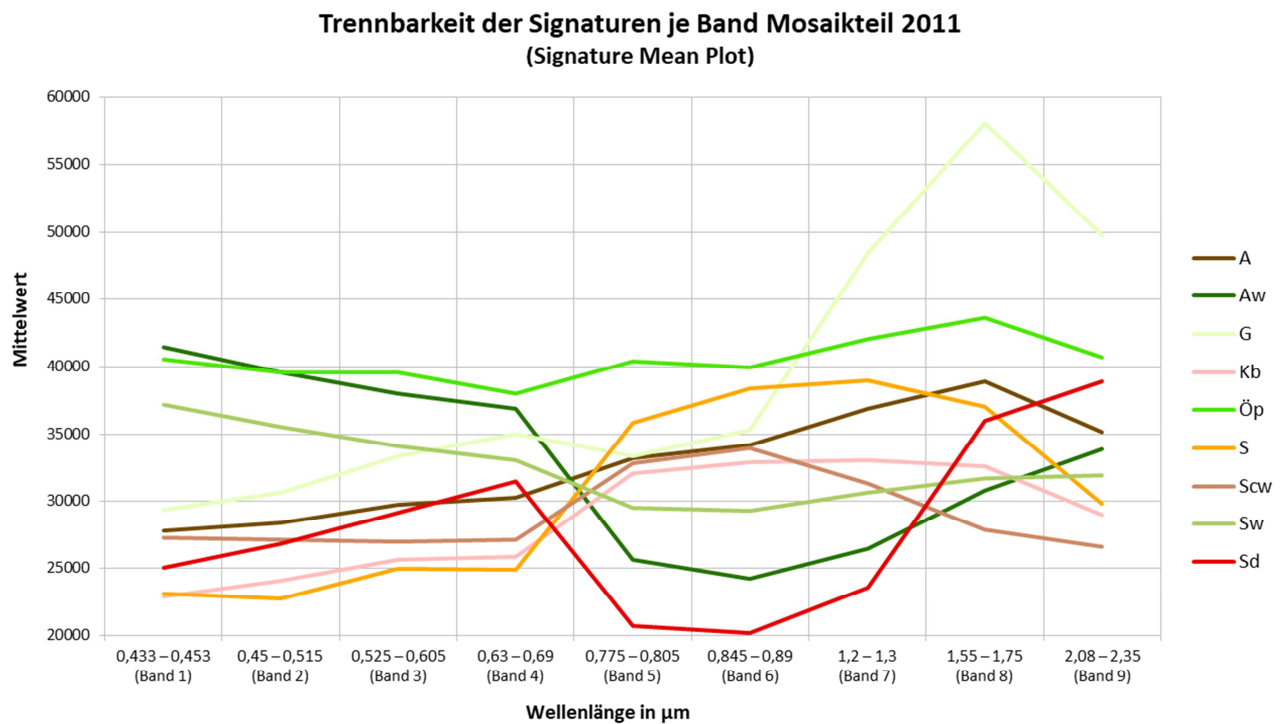


Abb. 79: Grafische Darstellung der Trennbarkeit der Signaturen je Band (Signature Mean Plots) des Mosaikteils 2011 (A = Acker; Aw = Altwald; G = Gras; Kb = Kulturbaum; Öp = Ölpalmenplantage; S = Savanne; Scw = Schattenwald; Sw = Sekundärwald; Sd = Siedlung)

Quelle: Eigene Darstellung

Insgesamt wurden bei dem Trennbarkeitsvergleich 36 Signaturenpaare aus 9 Klassen des Mosaikteils des Jahres 2011 und 36 Signaturenpaare aus 9 Klassen des Mosaiksteils des Jahres 2013 gebildet.

Zwei der Signaturenpaare des Jahres 2011 weisen Werte unter 2.000 auf (Schattenwald: Ackerwald = 1.999 und Sekundärwald : Altwald = 1.994), die restlichen 34 Paare sind mit der besten Trennbarkeit von 2.000 gekennzeichnet.

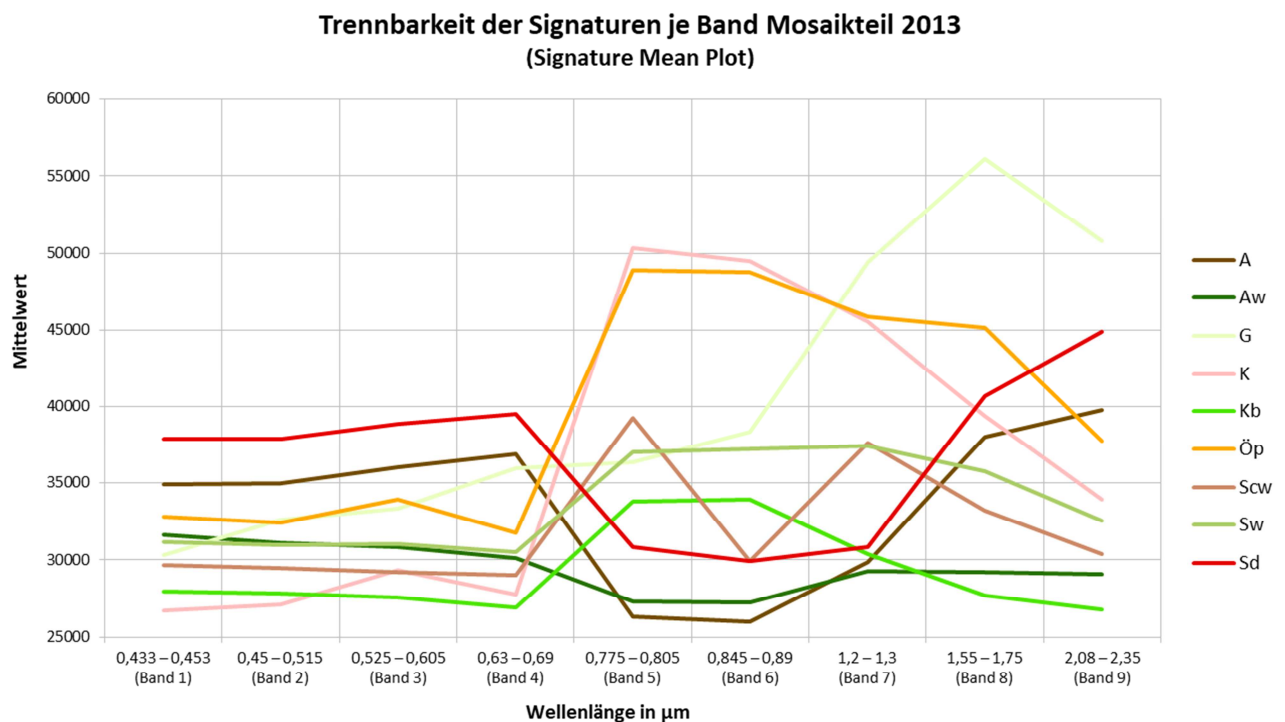


Abb. 80: Grafische Darstellung der Trennbarkeit der Signaturen je Band (Signature Mean Plots) des Mosaikteils 2013 (A = Acker; Aw = Altwald; G = Gras; K = Kaffee; Kb = Kulturbaum; Öp = Ölpalmenplantage; Scw = Schattenwald; Sw = Sekundärwald; Sd = Siedlung)

Quelle: Eigene Darstellung

Unten den Signaturenpaaren des Jahres 2013 weisen zehn Paare Werte unter 2.000 auf. Der durchschnittliche Wert aller Paare beträgt 1.975. Die geringste Trennbarkeit von 1.651 wurde zwischen Schattenwald und Sekundärwald berechnet. Weitere drei Paare sind mit Trennbarkeitswerten zwischen 1.700 und 1.990 ausgewiesen:

- | | | | |
|-----------------|---|------------|---------|
| 1) Schattenwald | : | Altwald | (1.972) |
| 2) Schattenwald | : | Kulturbaum | (1.987) |
| 3) Sekundärwald | : | Altwald | (1.722) |

Da laut Trennbarkeitsanalyse alle Paare mit einer Genauigkeit von >1.700 gut bis sehr gut getrennt werden können, ist die Trennbarkeit der Signaturen, abgesehen des Paares Schattenwald und Sekundärwald des Mosaikteils von 2013, als aussagekräftig zu bewerten.

Eine detaillierte Übersicht der Signaturentrennbarkeit in den einzelnen Bändern wird in den Signature Mean Plots in der Abb. 79 (Mosaikteil 2011) und Abb. 80 (Mosaikteil 2013) dargestellt.

Die erstellten Signaturen wurden für eine pixelbasierte überwachte Klassifikation mit der parametrischen Entscheidungsregel maximale Wahrscheinlichkeit eingesetzt. Der Maximum-Likelihood-Algorithmus ist einer der am häufigsten eingesetzten und genauesten standardisierten Klassifikatoren (vgl. CABRAL ET AL. 2018b; DI VITTORIO & GEORGAKAKOS 2018; LYONS ET AL. 2018; QUINN & BURNS 2015; LOBELL & ASNER 2013; COMBER ET AL. 2012; WASKE ET AL. 2009). Die Entscheidungsregel von Maximum-Likelihood basiert auf der Wahrscheinlichkeit, dass jeder Pixel zu einer bestimmten Klasse gehört. Die Grundgleichung besteht aus der Annahme, dass diese Wahrscheinlichkeiten für alle Klassen gleich sind und dass die zu klassifizierenden Bänder eine Normalverteilung aufweisen (vgl. WASKE ET AL. 2009).

Das Ergebnis der Klassifikation des EO-1 ALI Mosaiks von Februar 2011 und Januar 2013 ist als thematische Karte der Landnutzung und Landbedeckung in der Abb. 81 dargestellt. Trotz der Information aus beiden Satellitenbildern, die eine Verringerung der mit Wolken bedeckten Bereichen ermöglichten, sind auf dem klassifiziertem Mosaik immer noch viele große Datenlücken von insgesamt 4,54 % der Gesamtfläche vorhanden.

Damit die Ergebnisse der LULC-Klassifikation für die Vulnerabilitätsmodellierung eingesetzt werden können, wurden die Wolkenlücken mit einer externen Zusatzinformation aufgefüllt. Für die hier angewendeten optischen Satellitendaten aus den Jahren 2011 und 2013 waren keine korrespondierenden wolkenfreien Szenen vorhanden, daher konnten die ausmaskierten Wolkenbereiche mit Pixeln aus wolkenfreien Multispektralsatellitenbildern nicht aufgefüllt werden. Die Information für die Auffüllung der No-Data-Bereiche in der klassifizierten LULC-Datei wurde daher über eine visuelle Interpretation der Referenzdaten aus hochauflösenden Satellitenbildern aus Google Earth und der Karte der Agro-Ökologie und Vegetation (1: 50.000) von CASTANHEIRA & MATOS 2001 sowie durch den Einsatz der Ground-Truth-Information extrahiert. Durch diesen Prozess wurde eine neue LULC-Karte erstellt, die keine Datenlücken mehr aufweist (siehe Abb. 82).

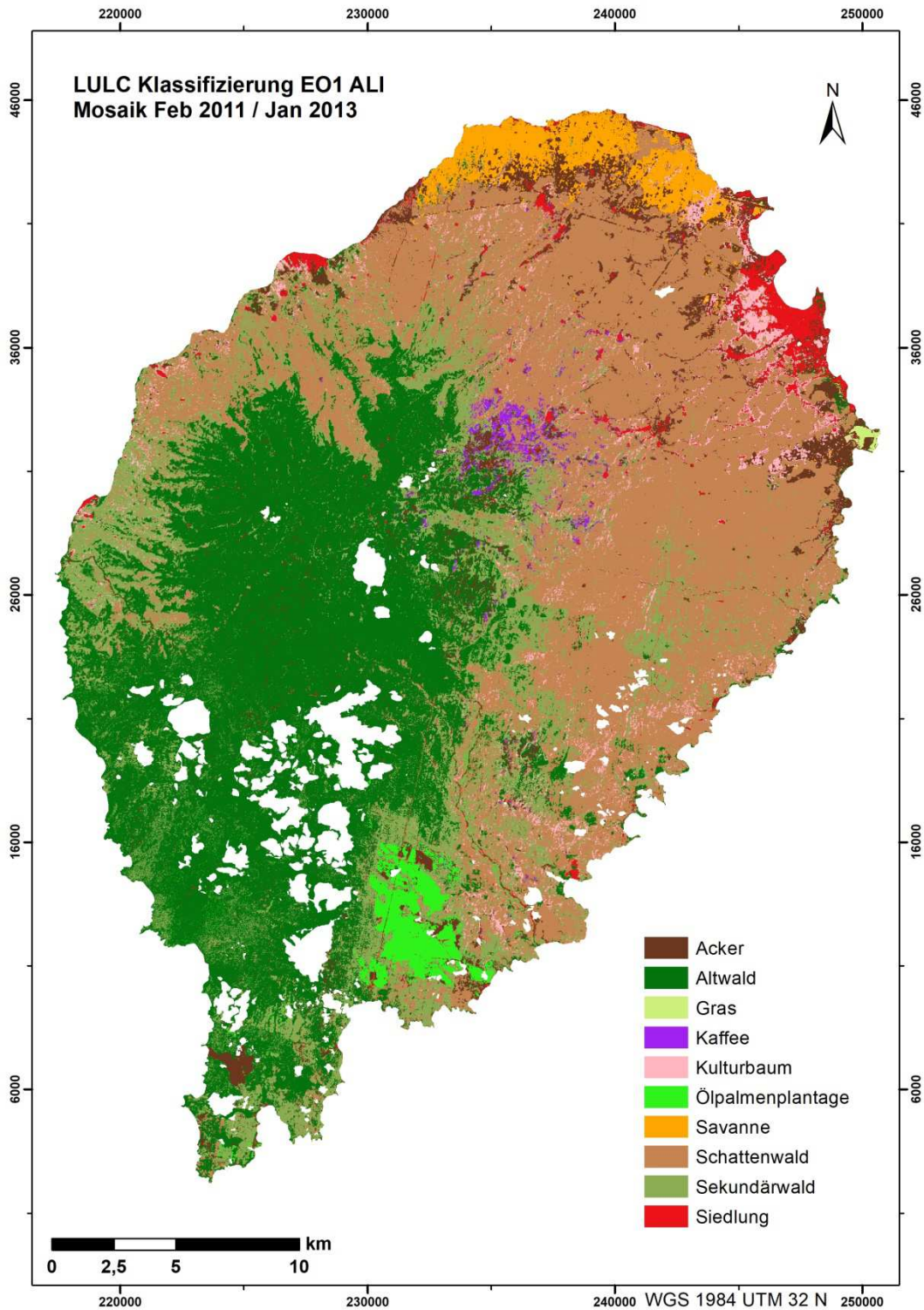


Abb. 81: Das Ergebnis der LULC-Klassifikation mit dem Maximum-Likelihood-Algorithmus, mit Datenlücken (ausmaskierte Wolkenbereiche), die auf beiden Satellitenbildern von EO-1 ALI (Februar 2011 und Januar 2013) vorhanden sind

Quelle: Eigene Darstellung

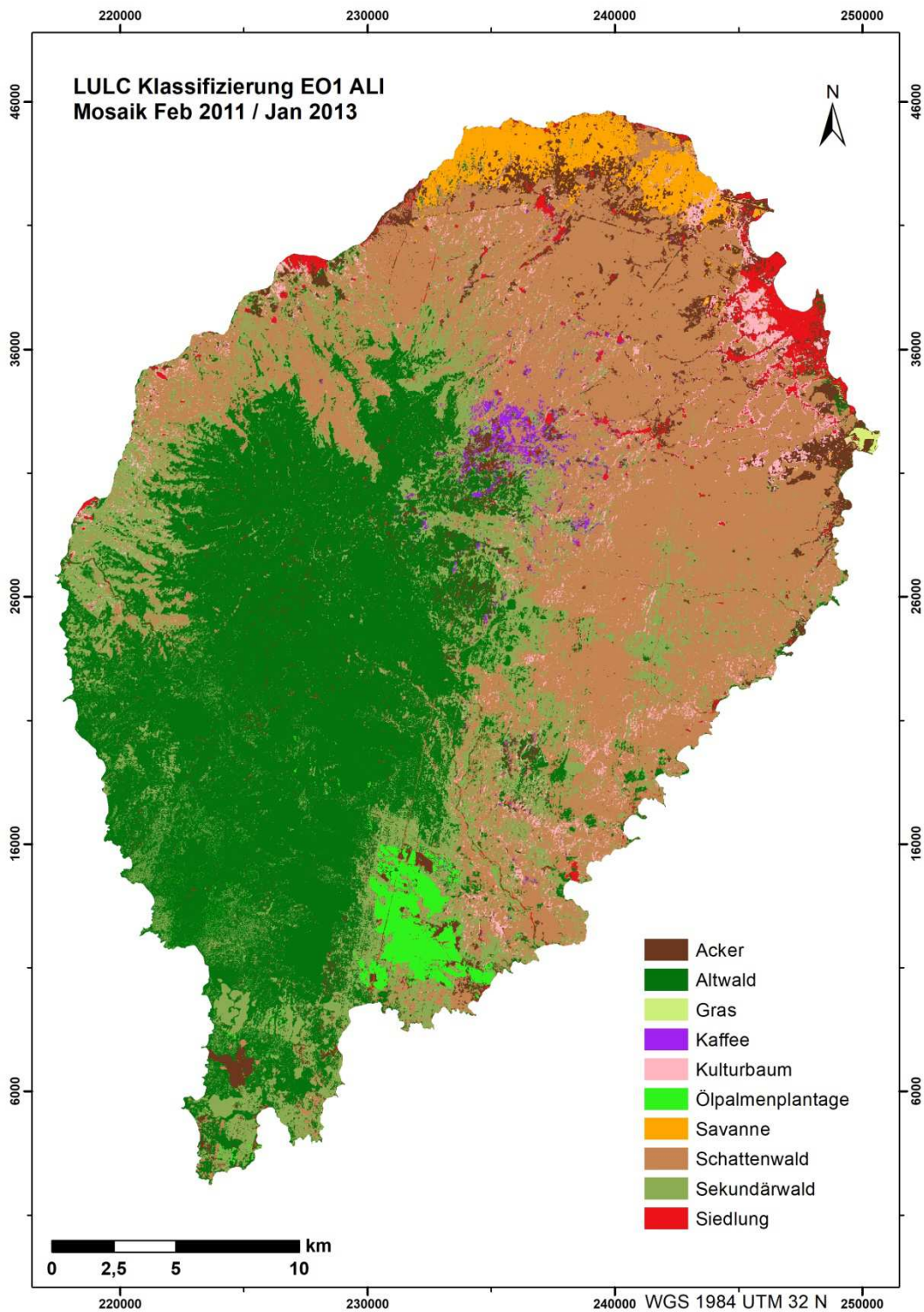


Abb. 82: Das Ergebnis der Maximum-Likelihood-LULC-Klassifikation nach Auffüllung der Datenlücken (siehe Abb. 81) über eine visuelle Interpretation der Referenzdaten aus Ground-Truth-Information, der Karte der Agro-Ökologie und Vegetation (1: 50.000) von CASTANHEIRA & MATOS 2001 sowie aus hochauflösenden Satellitenbildern von Google Earth

Quelle: Eigene Darstellung

Die prozentuale Aufteilung der LULC-Klassen nach Auffüllung der Datenlücken auf São Tomé zeigt folgendes Diagramm (siehe Abb. 83).

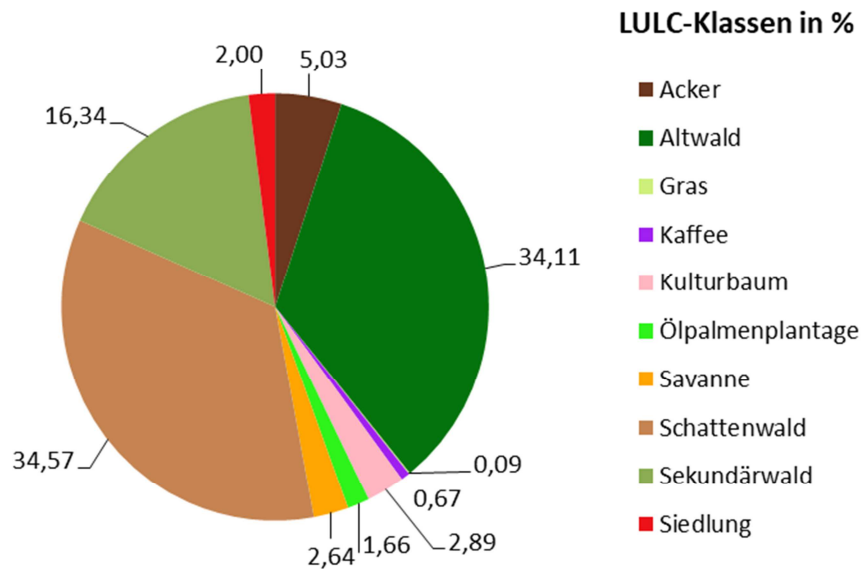


Abb. 83: LULC-Klassenverteilung in Prozent

Quelle: Eigene Darstellung

Die Klassen Schattenwald und Altwald heben sich mit 34,57 % (292,42 km²) und 34,11 % (288,48 km²) von anderen Klassen deutlich ab und stellen die flächenmäßig größten Klassen auf São Tomé dar. Die räumliche Ausdehnung des Schattenwaldes ist insbesondere im flacheren Gelände im Nordosten von São Tomé ausgeprägt und reicht bis in eine Höhe von ca. 700 m, da bis zu dieser Höhe die Kakaopflanzen, die hauptsächlich im Schattenwald angebaut werden, klimatisch besonders begünstigt sind (siehe Abb. 84). Der Altwald bedeckt die höchsten Gipfel sowie die steilen Hänge im Zentrum der Insel und erstreckt sich im Südwesten bis zur Küste herunter, wie es die dreidimensionale Darstellung in der Abb. 84 veranschaulicht. Diese Gegend von São Tomé weist kaum Infrastruktur auf und ist aufgrund der dichten Vegetation und schwierigem Gelände sehr schwer bis gar nicht zugänglich. An dritter Stelle mit 16,34 % oder 138,19 km² befindet sich die Klasse Sekundärwald. Da dieser Wald sich hauptsächlich aus verlassenen Kakaopflanzungen im Schattenwald, meistens in höheren und schwieriger zugänglichen Lagen, entwickelt hat, ist er regional zwischen Altwald und Schattenwald verortet. Dieser Wald enthält Vegetationsrepräsentanten sowohl vom Schattenwald als auch vom Altwald, je nach Alter des Waldes. Daher ist Sekundärwald sowohl spektral mit fernerkundungs-

basierten Methoden als auch bei der Kartierung im Gelände nicht einfach von Altwald und Schattenwald auf São Tomé zu trennen.

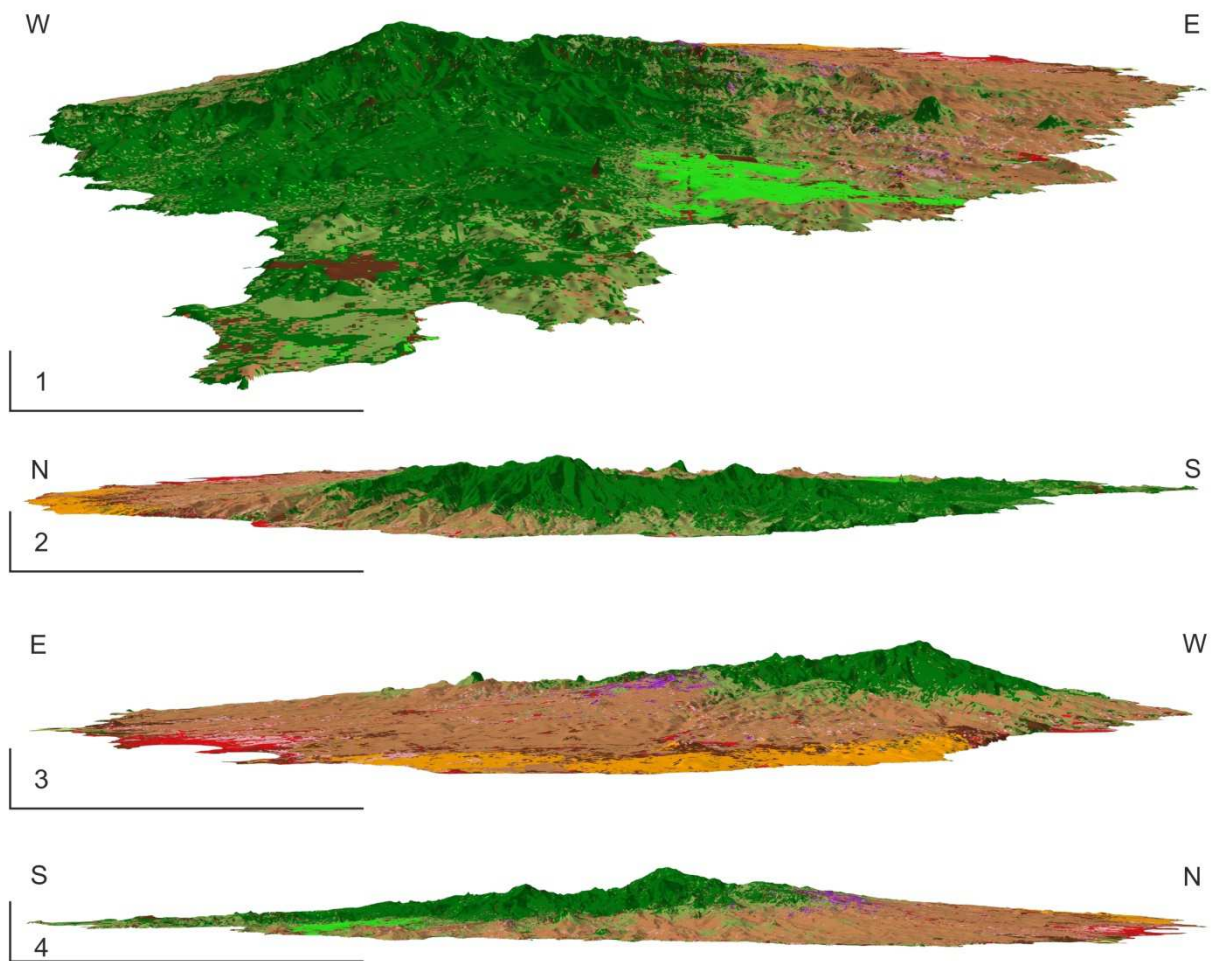


Abb. 84: LULC-Klassen in 3D Perspektive; Blickrichtung S-N (1), W-E (2), N-S (3) und E-W (4)

Quelle: Eigene Darstellung

Die viertgrößte Klasse, der Acker, erstreckt sich auf einer Gesamtfläche von 42,52 km² (5,03 %). Die landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden sich überall auf der Insel, wo auch das Wegenetz vorhanden ist. Die höchste Konzentration an Äckern ist jedoch auf der nordöstlichen Hälfte vorhanden. Viele kleinere Felder sind am nordöstlichen Rande des Nationalparks Obô im Bereich des Sekundärwaldes angelegt und einige erstrecken sich sogar in das Territorium des Parks hinein. Die große klassifizierte Ackerfläche im Süden (siehe Abb. 84 – 1) ist Anfang 2013 während des Feldaufenthaltes gerodet gewesen und auch auf dem korrespondierenden Satellitenbild von Januar 2013 konnte diese Fläche als Acker identifiziert werden. Die Gesamtflächen der Klassen Savanne und Kulturbaum

betragen jeweils 22,36 km² (2,64 %) und 24,47 km² (2,89 %). Die Savanne ist gut abgrenzbar von anderen Landschaftseinheiten und kommt nur auf dem breiteren nördlichen Bereich entlang der Küste vor. Die Mischung aus diversen Kulturbäumen oder Vorgärten ist weit verbreitet und vor allem auf kleine Flächen in niedrigeren Lagen der Insel anzutreffen. Einige dieser Flächen sind Überbleibsel aus Kolonialzeiten als Vorgärten der Plantagen Großgrundbesitzer. Die höchste Dichte dieser Landschaftseinheit ist um die Hauptstadt São Tomé anzutreffen. Zwischen den Häusern werden in der Regel verschiedene Kulturbäume, die keine intensive Pflege brauchen, gepflanzt. Die Klassen Siedlung und Ölpalmenplantage betragen jeweils 2,00 % (16,89 km²) und 1,66 % (14,04 km²) der Gesamtfläche von São Tomé. Die Siedlungen sind hauptsächlich an den Küsten und über die nordöstliche Hälfte der Insel verortet. Die Hauptstadt São Tomé ist durch eine überdurchschnittlich große Siedlungsfläche gekennzeichnet. Der Trend zur Urbanisation ist auch auf São Tomé gegenwärtig. Die Ölpalmen werden bisher alleinig im Süden in den Plantagen durch Agripalma angebaut und konnten sehr gut in den Satellitenbildern von der angrenzenden Landschaft separiert werden. Die Klassen Kaffee und Gras sind durch die kleinsten Flächen von jeweils 5,68 km² (0,67 %) und 0,73 km² (0,09 %) gekennzeichnet. Die einzigen Kaffeepflanzungen, die nicht unter Schattenbäumen angelegt worden sind befinden sich im nordöstlichen Zentralbereich bei Monte Café. Gras- und Weideflächen sind auf São Tomé rar und sehr kleinflächig. Der einzige größere Grasbereich auf der Insel, der detektiert worden konnte, befindet sich im Osten auf dem Gelände des Radiosenders Voice of America.

3.4.2 Klassifikationsgüte

Mit Klassifikationsgüte oder -genauigkeit wird in der fernerkundungsbasierten thematischen Kartenerstellung der Grad der Richtigkeit der Klassifizierung ausgedrückt (vgl. FOODY 2002). Die klassifizierten Daten werden mit den Referenzdaten aus dem Gelände verglichen. Unsicherheiten, die mit Fernerkundungs- und Visualisierungstechniken verbunden sind, sollen anschließend geschätzt oder berechnet werden (vgl. WILLIAMS & KAPUSTKA 2000). Quantitative Genauigkeitsangaben der generierten LULC-Information sind wichtig und für die wissenschaftliche Glaubwürdigkeit in den produzierten Daten erforderlich (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; COMBER ET AL. 2012). Schon vor über zwei Jahrzehnten unterstrich Russel G. Congalton mit der Aussage

„a classification is not complete until it has been assessed“ (CONGALTON 1991, S. 45) die Bedeutung der Genauigkeitsbewertung klassifizierter Fernerkundungsdaten.

Bevor eine genaue quantitative Bewertung der Klassifikationsgüte durchgeführt wird, sollte eine einfache visuelle Bewertung der klassifizierten Datei erfolgen (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; NAUMANN 2008). Bei offensichtlichen Fehlern erfolgt eine Korrektur und anschließende quantitative Bewertung der Genauigkeit, bei visuell zufriedenstellenden Resultaten kann die quantitative Bewertung unmittelbar erfolgen. Die Klassifikationsgüte kann sowohl im Vergleich von vorher im Gelände aufgenommenen Referenzflächen als auch von zufällig generierten Punkten (simple random selection) mit den klassifizierten Daten bewertet werden. OLOFSSON ET AL. 2014 empfehlen die Anwendung zufällig ausgewählter Punkte, um objektive Ergebnisse erzielen zu können. Als räumliche Einheit können Pixel, Polygone oder Blöcke mit fester Größe definiert werden (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; STEHMAN & WICKHAM 2011). Für die Bewertung der Klassifikationsgüte mittels zufällig ausgewählter Punkte müssen Referenzdaten, zumeist in Form von hochauflösenden Satellitenbildern und Luftbildaufnahmen oder in Form von anderen räumlichen Daten, z.B. Waldinventardaten, Grundstücken, etc., eingesetzt werden (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; COMBER ET AL. 2012). Häufig werden Satellitendaten aus Google Earth als Referenzdaten zur Bewertung der Klassifikationsgüte verwendet (vgl. TILAHUN 2015; MI ET AL. 2014).

Für São Tomé standen keine weiteren Satellitenbilder oder Luftbilder als Referenzdaten zur Verfügung und die hochauflösten Satellitenbilder von Google Earth können für die Erkennung verschiedener Waldtypen nur bedingt eingesetzt werden. Beispielsweise können in Google Earth aufgrund der orange-rot leuchtenden Farbe die für Schattenwald typischen Eritrinas (*Erythrina spp.*), auch Korallenbäume genannt, gut erkannt werden, was die Verifizierung dieses Waldtyps erleichtert; die Erkennung von Sekundärwald und Altwald ist dagegen in Google Earth nicht möglich. Daher wurde die Klassifikationsgüte der Ergebnisse der LULC-Klassifikation durch Einsatz von Ground Truth Daten als Referenzpixel, die im Rahmen von Geländearbeiten aufgenommen worden sind, durchgeführt.

Zu den für die Bewertung der Klassifikationsgüte am häufigsten eingesetzten Genauigkeitsmaßen zählen die Gesamtklassifikationsgenauigkeit (overall classification accuracy), der Ausschlussfehler (error of omission), der Einschlussfehler (error of commission), die Herstellergenauigkeit (producer's accuracy), die Benutzergenauigkeit (user's accuracy) sowie von COHEN 1960 entwickelter Index der Kappa-Statistik

(vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; FOODY 2002; COMBER ET AL. 2012). Der Kappa-Index ist mittlerweile umstritten (vgl. PONTIUS & MILLONES 2011), er wird trotzdem immer noch für die Bewertung von klassifizierten Daten eingesetzt (vgl. ARVOR ET AL. 2018; TILAHUN 2015).

Als Grundlage für die Berechnung von Kenngrößen der Klassifikationsgüte (siehe Tab. 8) wurde aus der Gegenüberstellung von klassifizierten Daten zu Referenzdaten eine Fehlermatrix (error matrix) erstellt (siehe Tab. 9). Die Fehlermatrix wird am häufigsten für die Bewertung der Klassifikationsgenauigkeit eingesetzt (vgl. COMBER ET AL. 2012).

Tab. 8: Klassifikationsgüte der überwachten LULC-Klassifikation

Nr.	LULC-Klasse	Ausschlussfehler (Error of Omission) in %	Einschlussfehler (Error of Commission) in %	Hersteller-genauigkeit (Producer's Accuracy) in %	Benutzer-genauigkeit (User's Accuracy) in %
1	Kulturbaum (Kb)	11,00	8,25	89,00	91,75
2	Ölpalmenplantage (Öp)	4,29	2,90	95,71	97,10
3	Acker (A)	11,00	23,93	89,00	76,07
4	Sekundärwald (Sw)	10,00	19,16	90,00	80,84
5	Schattenwald (Scw)	19,33	12,32	80,67	87,68
6	Altwald (Aw)	14,55	8,74	85,45	91,26
7	Savanne (S)	9,00	3,19	91,00	96,81
8	Gras (G)	8,33	3,51	91,67	96,49
9	Kaffee (K)	5,71	4,35	94,29	95,65
10	Siedlung (Sd)	9,17	8,40	90,83	91,60

Quelle: Eigene Berechnung

Die korrekt klassifizierten Pixel je Klasse sind auf der grau hinterlegten Diagonale dargestellt. Die Zeilen der Fehlermatrix repräsentieren die klassifizierten Daten und die Spalten die Referenzdaten. Die aus den Klassen falsch ausgeschlossenen Pixel sind in den Spalten, die falsch eingeschlossenen Pixel in den Zeilen der Fehlermatrix gezeigt.

Tab. 9: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse

	Klasse	Referenzdaten										Σ
		Kb	Öp	A	Sw	Scw	Aw	S	G	K	Sd	
Klassifizierte Daten	Kulturbaum (Kb)	89	1	0	0	4	0	0	0	0	3	97
	Ölpalmenplantage (Öp)	1	67	1	0	0	0	0	0	0	0	69
	Acker (A)	1	2	89	1	3	1	7	3	2	8	117
	Sekundärwald (Sw)	0	0	3	135	17	11	0	0	1	0	167
	Schattenwald (Scw)	3	0	1	7	121	4	1	0	1	0	138
	Altwald (Aw)	0	0	1	6	2	94	0	0	0	0	103
	Savanne (S)	0	0	2	0	0	0	91	1	0	0	94
	Gras (G)	0	0	0	1	0	0	1	55	0	0	57
	Kaffee (K)	1	0	0	0	2	0	0	0	66	0	69
	Siedlung (Sd)	5	0	3	0	1	0	0	1	0	109	119
	Σ	100	70	100	150	150	110	100	60	70	120	1030

Quelle: Eigene Berechnung

Die Gesamtklassifikationsgenauigkeit (overall accuracy = OAA) von 88,93 % der pixelbasierten überwachten Klassifikation von São Tomé ergibt sich aus der Division von Summe korrekt klassifizierter Pixel (n_{kk}) aller Klassen (q) durch Summe aller Pixel (n) (vgl. CONGALTON & GREEN 2009; FOODY 2002):

$$OAA = \frac{\sum_{k=1}^q n_{kk}}{n} \times 100$$

Die falsch ausgeschlossenen Pixel pro Klasse werden für die Berechnung von Ausschlussfehler und der Herstellergenauigkeit angewendet. Für die Berechnung des Einschlussfehlers und der Benutzergenauigkeit werden die falsch eingeschlossenen Pixel als Grundlage genutzt. Der Ausschlussfehler und die Herstellergenauigkeit sowie der Einschlussfehler und die Benutzergenauigkeit bilden zusammen jeweils 100 %. Der Ausschlussfehler wird mittels Division der Summe aller falsch ausgeschlossenen Pixel durch die Gesamtanzahl der Pixel der Referenzdaten in der Fehlermatrix gebildet. die Berechnung des Einschlussfehlers erfolgte mittels Division aller falsch eingeschlossenen Pixel durch die Gesamtanzahl der Pixel der klassifizierten Daten in der Fehlermatrix (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; FOODY 2010). Die meisten falsch ausgeschlossenen Pixel mit 19,33 % weist die Klasse Schattenwald auf. Die Klassen Ölpalmenplantage und Kaffee

weisen den geringsten Ausschlussfehler von jeweils 4,29 % und 5,71 % auf. Die meisten falsch eingeschlossenen Pixel mit 23,93 % weist die Klasse Acker auf. Die wenigsten falsch eingeschlossenen Pixel von 2,90 %, 3,19 %, 3,51 % und 4,35 % weisen die Klassen Ölpalmenplantage, Savanne, Gras und Kaffee auf.

Die Herstellergenauigkeit ($pa = \text{producer's accuracy}$) wird berechnet, indem die korrekt klassifizierte Pixel (n_{ii}) durch die Summe der Referenzdatenpixel (n_{+i}) in der Fehlermatrix dividiert werden (vgl. FOODY 2002):

$$pa = \frac{n_{ii}}{n_{+i}}$$

Die Klassen Ölpalmenplantage und Kaffee weisen mit jeweils 95,71 % und 94,29 % die höchste, die Klasse Schattenwald mit 80,67 % die geringste Herstellergenauigkeit auf.

Die Benutzergenauigkeit ($ua = \text{user's accuracy}$) wird wiederum aus der Division der korrekt klassifizierte Pixel (n_{ii}) durch die Summe der Pixel der klassifizierte Daten (n_{i+}) in der Fehlermatrix berechnet (vgl. FOODY 2002):

$$ua = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

Die höchste Benutzergenauigkeit mit 97,10 % wurde für die Klasse Ölpalmenplantage ausgerechnet, die geringste Benutzergenauigkeit weist die Klasse Acker mit 76,07 % auf.

Der Kappa-Koeffizient beträgt 0,87. Die Berechnung von Kappa erfolgte nach folgender Gleichung (vgl. BISHOP ET AL. 2007):

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}$$

- K = Kappa-Koeffizient
- N = Gesamtzahl der Referenzpixel in der Matrix
- r = Anzahl der Reihen in der Matrix
- x_{ii} = Anzahl der Beobachtungen im Matrixelement ($i;i$), Diagonale
- x_{i+} = Gesamtpixel der Spalte i (klassifiziert)
- x_{+i} = Gesamtpixel der Reihe i (referenz)

Es kann angenommen werden, dass jedes Ergebnis einer fernerkundungsbasierten LULC-Klassifikation mit einem gewissen Prozentsatz von Fehlern behaftet ist, die Ergebnisse sind selten perfekt (vgl. OLOFSSON ET AL. 2014; FOODY 2002). Laut FOODY 2002 sind thematische Karten ein unvollkommenes Modell der Realität. Insbesondere sind tropische Regionen aufgrund der hohen landschaftlichen Heterogenität und der topographischen Variabilität sowie einer fast immer vorhandenen Wolkenbedeckung sehr schwierig zu klassifizieren (vgl. ERINJERY ET AL. 2018). Angesichts der schwierigen Bedingungen für eine LULC-Klassifikation von Satellitendaten auf São Tomé, was durch die vorherrschende tropische Mischvegetation und durch gering voneinander sich abgrenzende anthropogen kreierte Strukturen beeinflusst wird, kann die Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 88,93 % als sehr gut angesehen werden. Ein Ergebnis der Gesamtklassifikation von über 85 % wird angestrebt (vgl. FOODY 2002).

3.5 Hotspot-LULC-Veränderungsanalyse

Die Dimension Zeit ist wichtig für das Verständnis der Entwicklung der verschiedenen Ökosysteme (vgl. CHRISTMANN ET AL. 2011). Seit der Entdeckung São Tomés durch die Portugiesen Ende des 15. Jhd. erlebte die Insel starke Landschaftsveränderungen. Für das Verständnis der Landschaftsvulnerabilität auf São Tomé ist die Kenntnis der Veränderungen in der Landschaft bedeutend. Beispielsweise spiegelt die Ausbreitung der Plantagen oder der Rückgang des Primärwaldes die anthropogenen Eingriffe und Aktivitäten deutlich wider.

Aufgrund des spärlichen qualitativ nutzbaren Satellitenbildbestandes für São Tomé, ist eine Landnutzungs- und Landbedeckungs-Veränderungsanalyse für die gesamte Fläche der Insel bisher nicht durchführbar. Der Wolkenbedeckungsgrad bei den optischen Daten ist zu hoch (die geringste Wolkenbedeckung über Land beträgt im Durchschnitt ca. 30 %), und es gibt immer nur partiell wolkenfreie Flächen, die für eine Analyse geeignet sind. Daher wurde für eine Hotspot-Analyse zweier hochdynamischer Bereiche in Form von multitemporaler Klassifizierung aus den Jahren 1985 und 2014 entschieden, um einen Eindruck der Veränderungsdynamik auf der Insel zu vermitteln (siehe Abb. 85). Zwischen diesen Zeitpunkten gab es keine geeigneten Satellitenbilder, die einen wolkenfreien oder geringbewölkten Blick auf beide ausgewählte Hotspot-Bereiche ermöglichen. Gleich wie bei der Klassifikation des Mosaiks, wurde für die Ausschnittsklassifikation die

parametrische Entscheidungsregel maximale Wahrscheinlichkeit (Maximum-Likelihood-Algorithmus) angewendet.

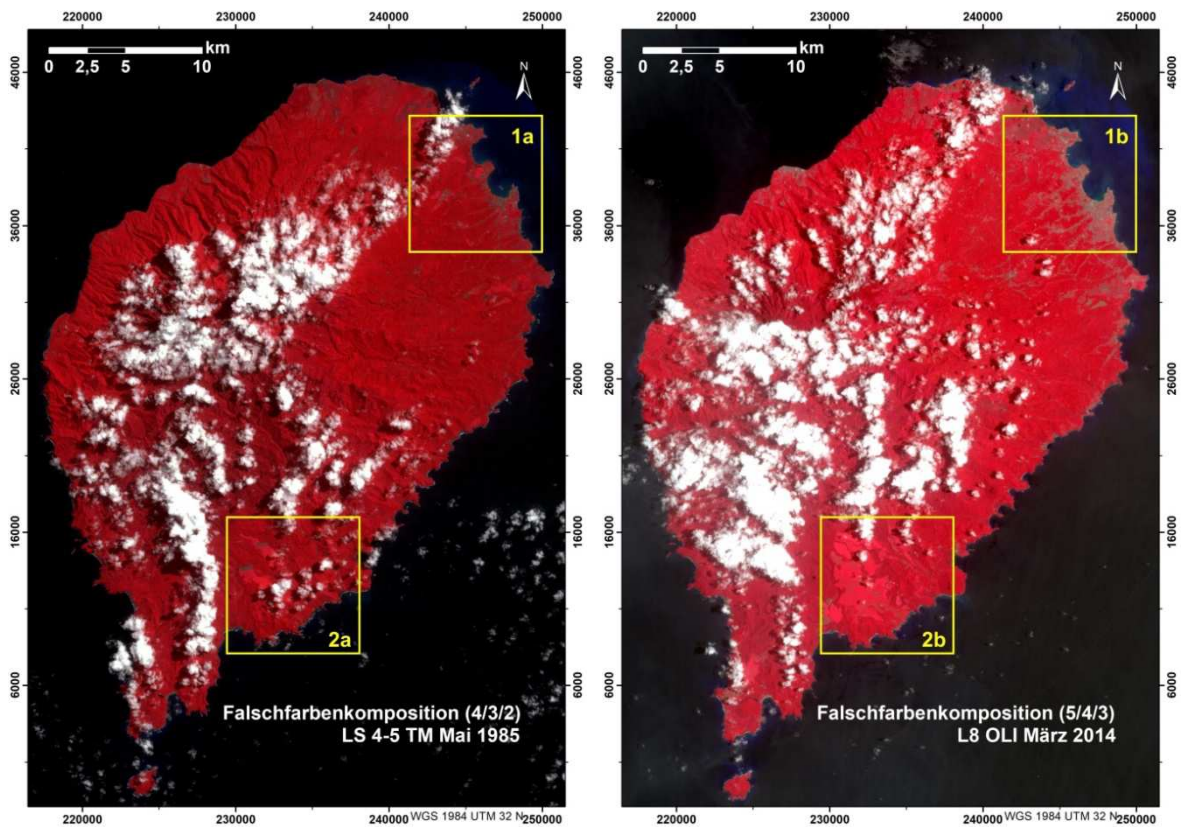


Abb. 85: Falschfarbenkomposite von Landsat 4-5 TM (Bänder 4/3/2, links) und Landsat 8 OLI (Bänder 5/4/3, rechts) der Jahre 1985 und 2014 als Ausgangsszenen für die Hotspot-LULC-Klassifikation; ausgewählte Gebiete mit gelben Rahmenkästen gekennzeichnet (1a und 1b = Großraum Hauptstadt São Tomé; 2a und 2b = Ölpalmenplantagen)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: USGS

Die Information der Landnutzung und Landbedeckung beider Gebiete wurde jeweils in fünf Klassen eingeteilt:

- Wald: diese Klasse repräsentiert die gesamte Vegetation (außer der Ölpalmen im Gebiet 2),
- Wolken,
- Schatten (Wolkenschatten),
- Acker und
- Siedlung (Gebiet 1) bzw. Ölpalmen (Gebiet 2).

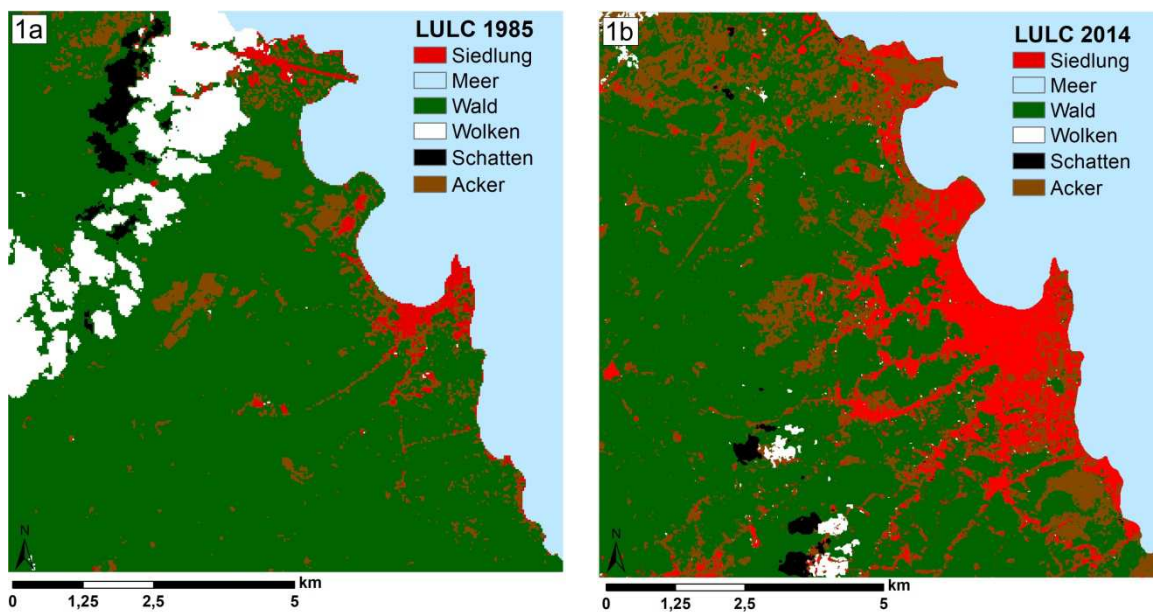


Abb. 86: Hotspot-LULC-Analyse, Hauptstadt São Tomé im Jahr 1985 und 2014

Quelle: Eigene Darstellung

Da jedes Gebiet sich auf die Veränderungsdynamik einer bestimmten LULC-Klasse konzentriert (Gebiet 1: Siedlung; Gebiet 2: Ölpalmen), unterscheidet sich bei beiden Hotspots nur diese eine LULC-Klasse (siehe Abb. 86 und Abb. 87).

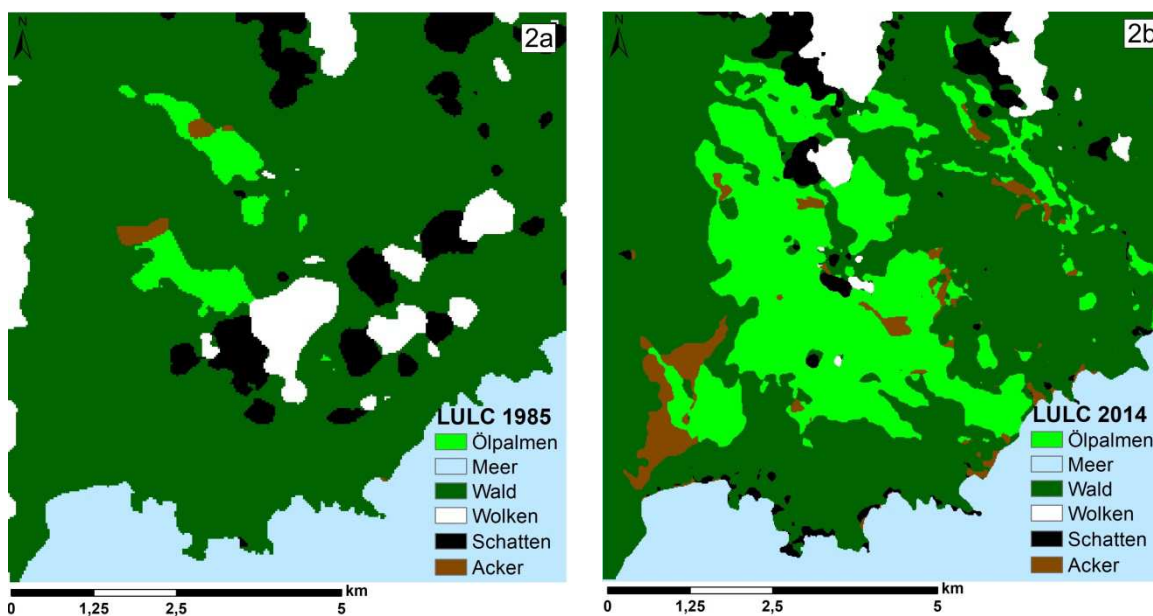


Abb. 87: Hotspot-LULC-Analyse, Ölpalmenplantage im Süden der Insel im Jahr 1985 und im Jahr 2014

Quelle: Eigene Darstellung

Die Hotspot-Veränderungsanalyse bestätigt die Annahme, dass sich an bestimmten Orten wie optimal gelegenen Siedlungen oder landwirtschaftlich stark genutzten Flächen die anthropogenen Eingriffe immer weiter ausbreiten und verstärken. Diese Orte sind somit auch am meisten gegenüber anthropogenen Angriffen exponiert und sind höchstwahrscheinlich vulnerabler als Bereiche, die weniger exponiert sind.

Die Hauptstadt der Insel São Tomé hat eine große Expansion seit 1985 erlebt. Nach 29 Jahren hat sich die Siedlungsfläche von ca. 180 ha (1,80 km²) im Jahr 1985 auf ca. 910 ha (9,10 km²) im Jahr 2014 vergrößert (siehe Abb. 86).

Ähnlich wie der Großraum des Hauptstadtgebietes São Tomé, wuchs auch die Ölpalmenplantage im Süden der Insel von ca. 215 ha bzw. 2,15 km² (1985) auf ca. 1.500 ha bzw. 15 km² (2014), was eine enorme Dynamik der Landschaftsveränderungen bedeutet (siehe Abb. 87). Diese Ölpalmenplantage ist auf São Tomé aufgrund des Charakters als Monokultur und des Standortes sehr umstritten. Sie befindet sich im Pufferbereich des Nationalparks – ein Bereich, der dem Schutz des absoluten Schutzbereiches dienen soll. Jedoch ist im Bereich der Ölpalmenplantage ein Niedrigstand von Biodiversität anzutreffen. Das Habitat vieler Pflanzen und Tiere, insbesondere endemischer Vogelarten wie Waldschnepfe (*Bostrychia bocagei*), Newton-Würger (*Lanius newtoni*) und Einfarbgimpel (*Crithagra concolor*), die im Kapitel 2.2.2.4 „Ölpalmen“ erwähnt worden sind, befand sich im Bereich der Ölpalmenplantage.

Tab. 10: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse des Großraumes Hauptstadt São Tomé vom 1985 (Gebiet 1a, links) und vom 2014 (Gebiet 1b, rechts)

1a	Referenzdaten (1985)					
Klasse	Wo	Ws	S	Wa	A	Σ
Wolken (Wo)	50	0	2	0	0	52
Wolkenschatten (Ws)	0	47	0	0	0	47
Siedlung (S)	0	0	40	0	0	40
Wald (Wa)	0	3	1	60	3	67
Acker (A)	0	0	7	0	47	54
Σ	50	50	50	60	50	260

1b	Referenzdaten (2014)					
Klasse	Wo	Ws	S	Wa	A	Σ
Wolken (Wo)	50	0	0	0	0	50
Wolkenschatten (Ws)	0	50	0	0	0	50
Siedlung (S)	0	0	50	0	2	52
Wald (Wa)	0	0	0	60	1	61
Acker (A)	0	0	0	0	47	47
Σ	50	50	50	60	50	260

Quelle: Eigene Berechnung

Um die Klassifikationsgüte der Hotspot-Analysen bewerten zu können, wurde für jedes Gebiet eine Fehlermatrix erstellt (siehe Tab. 10 und Tab. 11) und daraus die folgenden

Genauigkeitsmaße berechnet: Ausschluß- und Einschlußfehler, Hersteller- und Benutzer-genauigkeit sowie Gesamtklassifikationsgenauigkeit und Kappa-Koeffizient (siehe Tab. 12 und Tab. 13).

Tab. 11: Fehlermatrix (Error Matrix) für die Bewertung der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse der Ölpalmenplantage vom 1985 (Gebiet 2a, links) und vom 2014 (Gebiet 2b, rechts)

2a		Referenzdaten 1985					
Klassifizierte Daten	Klasse	Wo	Ws	Öp	Wa	A	Σ
	Wolken (Wo)	60	0	0	0	0	60
	Wolkenschatten (Ws)	0	58	0	0	0	58
	Ölpalmen (Öp)	0	0	48	0	3	51
	Wald (Wa)	0	2	2	60	3	67
	Acker (A)	0	0	0	0	24	24
	Σ	60	60	50	60	30	260

2b		Referenzdaten 2014					
Klassifizierte Daten	Klasse	Wo	Ws	Öp	Wa	A	Σ
	Wolken (Wo)	60	0	0	0	0	60
	Wolkenschatten (Ws)	0	60	0	0	0	60
	Ölpalmen (Öp)	0	0	50	1	0	51
	Wald (Wa)	0	0	0	59	0	59
	Acker (A)	0	0	0	0	30	30
	Σ	60	60	50	60	30	260

Quelle: Eigene Berechnung

Tab. 12: Klassifikationsgüte der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse des Großraumes Hauptstadt São Tomé vom 1985 (Gebiet 1a) und vom 2014 (Gebiet 1b)

Nr.	LULC-Klasse	Ausschlussfehler (Error of Omission) in %		Einschlussfehler (Error of Commission) in %		Hersteller-genauigkeit (Producer's Accuracy) in %		Benutzer-genauigkeit (User's Accuracy) in %	
		1985	2014	1985	2014	1985	2014	1985	2014
		1	Wolken (Wo)	0,00	0,00	3,85	0,00	100,00	100,00
2	Wolkenschatten (Ws)	6,00	0,00	0,00	0,00	94,00	100,00	100,00	100,00
3	Siedlung (S)	20,00	0,00	0,00	3,85	80,00	100,00	100,00	96,15
4	Wald (Wa)	0,00	0,00	10,45	1,64	100,00	100,00	89,55	98,36
5	Acker (A)	6,00	6,00	12,96	0,00	94,00	94,00	87,04	100,00

Quelle: Eigene Berechnung

Die Gesamtklassifikationsgenauigkeit der Gebiete 1a und 1b beträgt jeweils 93,85 % bzw. 98,85 %. Der Kappa-Koeffizient von Gebiet 1a ergibt 0,92, vom Gebiet 1b – 0,98. Die Gesamtklassifikationsgenauigkeit des Gebietes 2a und 2b beträgt jeweils 96,15 % und 99,62 %. Der Kappa-Koeffizient von Gebiet 2a ergibt 0,95, vom Gebiet 2b 0,99.

Tab. 13: Klassifikationsgüte der Klassifikationsergebnisse der Hotspot-Veränderungsanalyse der Ölpalmenplantage vom 1985 (Gebiet 2a) und vom 2014 (Gebiet 2b)

Nr.	LULC-Klasse	Ausschlussfehler (Error of Omission) in %		Einschlussfehler (Error of Commission) in %		Hersteller-genauigkeit (Producer's Accuracy) in %		Benutzer-genauigkeit (User's Accuracy) in %	
		1985	2014	1985	2014	1985	2014	1985	2014
1	Wolken (Wo)	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	100,00	100,00	100,00
2	Wolkenschatten (Ws)	3,33	0,00	0,00	0,00	96,67	100,00	100,00	100,00
3	Ölpalmen (Öp)	4,00	0,00	5,88	1,96	96,00	100,00	94,12	98,04
4	Wald (Wa)	0,00	1,67	10,45	0,00	100,00	98,33	89,55	100,00
5	Acker (A)	20,00	0,00	0,00	0,00	80,00	100,00	100,00	100,00

Quelle: Eigene Berechnung

4 Modellierung der Landschaftsvulnerabilität

Kenntnisse über Vulnerabilität als Umwelteigenschaft und deren Quantifizierung sind für umweltbezogene Entscheidungsprozesse wie angemessenes Ökosystemmanagement und Politikgestaltung wichtig (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018; VILLA & MCLEOD 2002). Modellansätze einer möglichst objektiven, transparenten und damit vergleichbaren Bewertung der ökologischen Vulnerabilität von Landschaften können zudem zur Unterstützung der SDGs der UN (z. B. der Schutz und nachhaltige Nutzung von Landökosystemen sowie der Verringerung des Biodiversitätsverlustes, SDG 15, vgl. UN 2018) und zu den Zielen der DRR (z. B. Verringerung der Vulnerabilität sowie ein nachhaltiges Land- und Umweltmanagement, vgl. UN; UNISDR) beitragen. Das Wissen über die Vulnerabilität bestimmter Elemente, Räume, Landschaften oder Gesellschaftsgruppen ermöglicht ein besseres Management des jeweiligen Systems. Für gefährdete Gesellschaftsgruppen können Schutzmaßnahmen ausgearbeitet werden, auf bedrohte Arten und/oder Landschaften kann Aufmerksamkeit gelenkt werden. Präventive Entscheidungen bezüglich Vermeidung oder Eindämmung potentieller Gefährdungen sowie verbesserte Aufbauprozesse nach dem Eintreffen bestimmter negativer Geschehnisse, werden aufgrund der Kenntnisse von Vulnerabilität sowie deren Einflussfaktoren positiv beeinflusst (vgl. BIRKMANN 2007). Basierend auf die aktuelle Konstellation der verwendeten Faktoren in den Vulnerabilitätsanalysen natürlicher Systeme wird das Schadenspotenzial des Systems offenbart, was als Frühwarnsystem fungieren kann (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018). Durch zielgerichtete Maßnahmen, die ein Gleichgewicht zwischen Natur und Kultur anstreben, kann die Lebensqualität deutlich verbessert werden. Das Wissen über die ökologische Vulnerabilität stellt auch ein sehr wertvolles Werkzeug im Biodiversitätsrisikomanagement dar (vgl. LANGE ET AL. 2010).

4.1 Vulnerabilitätsansatz – theoretischer Hintergrund

Vulnerabilität, auch Verwundbarkeit oder Verletzlichkeit (aus dem Latein = *vulnus*) wurde in den 1970er und frühen 1980er Jahren aus der Naturgefahrenforschung mit der physikalischen Zerbrechlichkeit, z.B. der Wahrscheinlichkeit eines Zusammenbruchs von Gebäuden nach Ereignis von Erdbeben, in Verbindung gebracht (vgl. BIRKMANN 2007). Zusammen mit Exponierung zu Gefahren sowie Häufigkeit und Schwere von Gefahren, gehört Vulnerabilität zu den drei Unterkomponenten des Risikos und fließt, unter anderem,

in die Abschätzungen von z.B. Katastrophenrisiken ein (vgl. BIRKMANN 2007). Ab den 1980er Jahren wurde der Ansatz der Verwundbarkeit kontinuierlich erweitert und für komplexere Fragestellungen eingesetzt. Seitdem beschäftigen sich sowohl die Sozial- als auch die Umweltwissenschaftler mit der Verwundbarkeits- bzw. Vulnerabilitätsforschung (siehe Abb. 88).

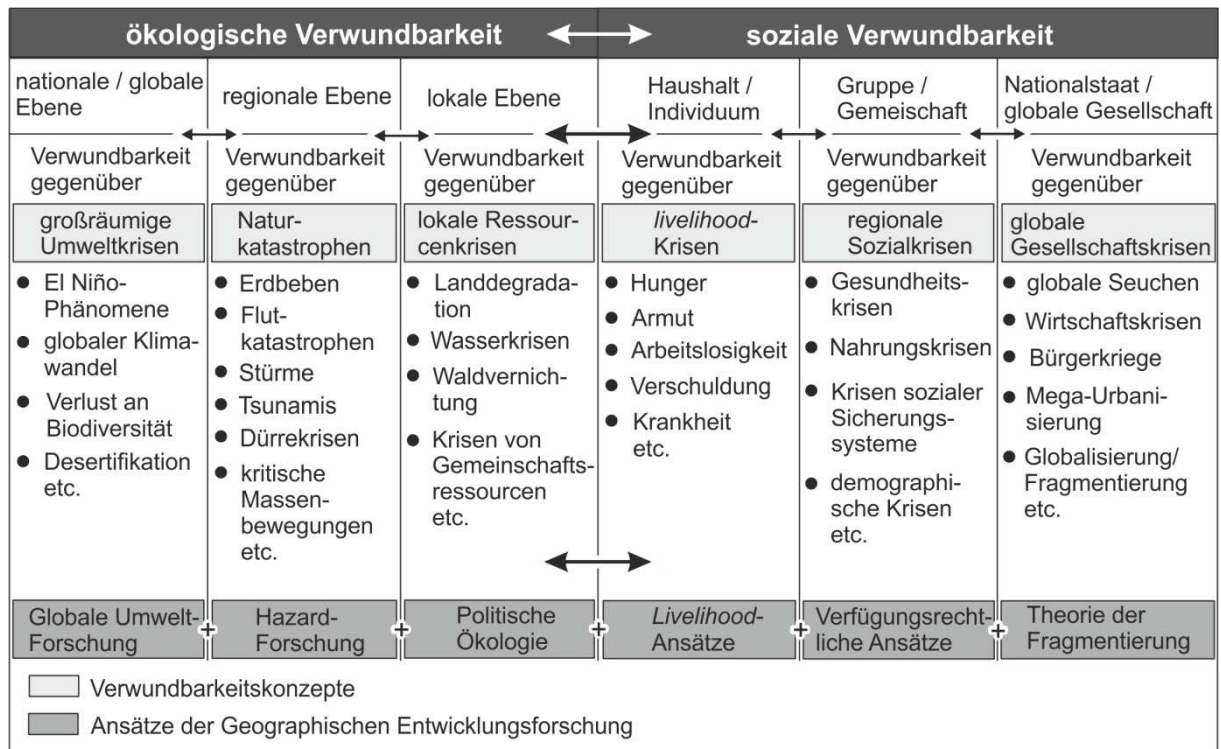


Abb. 88: Verwundbarkeitskonzepte und Ansätze der Geographischen Entwicklungsforschung

Quelle: BOHLE 2006, S. 808

Nach der Adaption des Vulnerabilitätsrahmenbegriffes von Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Anfang der 2000er Jahre (vgl. MCCARTHY 2001), um die Auswirkungen von Klimaänderungen, Naturkatastrophen und globalen Veränderungen beurteilen zu können, wird zunehmend die Anfälligkeit ganzer sozioökologischer bzw. Mensch-Umwelt-Systeme in Frage gestellt und Bewertungen sowie Analysen unterzogen (vgl. MUMBY ET AL. 2014; LANGE ET AL. 2010; TURNER ET AL. 2003).

Das Konzept der Vulnerabilität ist komplex und die Komplexität nimmt kontinuierlich zu. Einen Überblick über die Entwicklung und beständige Erweiterung des Vulnerabilitätsansatzes bietet die von BIRKMANN 2005 aufgezeigte Grafik der Sphären der Vulnerabilität (siehe Abb. 89).

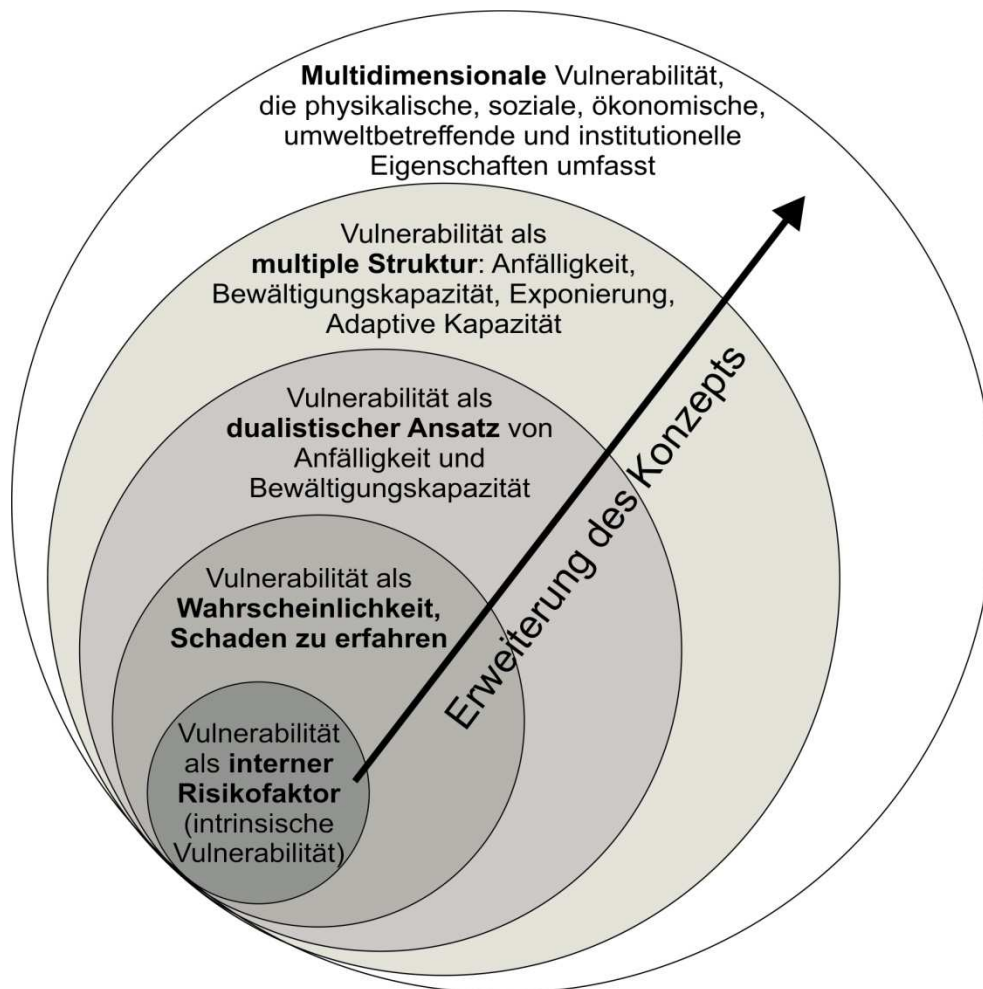


Abb. 89: Durch Erweiterung des Vulnerabilitätskonzeptes entstandene Schlüssel-Sphären der Vulnerabilität

Quelle: Eigene Darstellung (ins Deutsche übersetzt); Darengrundlage: BIRKMANN 2005

Daraus sind die wichtigsten Konzeptschwerpunkte verschiedener Vulnerabilitätsansätze sowie die Erweiterung des Konzeptespektrums ersichtlich. Die Auffassungen reichen von Vulnerabilität als interner Risikofaktor eines Systems über einen dualistischen Sichtpunkt und multipler Struktur bis zu einer Vulnerabilität, die als multidimensional gesehen wird. Mittlerweile ist die Vulnerabilität zu einem umfassenden Ansatz entwickelt worden und findet in verschiedenen thematischen Bereichen (z.B. physischen, sozialen, ökonomischen, umweltbetreffenden und institutionellen) Anwendung (vgl. BIRKMANN 2007). Auch CHRISTMANN ET AL. 2011 betont, dass für das Verständnis der Vulnerabilität sowohl soziale und ökonomische als auch physische und umweltbezogene Faktoren eine Rolle spielen.

Da alle Elemente und Räume der komplexen Mensch-Umwelt und natürlicher Systeme nicht gleich vulnerabel oder belastbar gegenüber bestimmten Störfaktoren sind, wird auch

von einer Differenzialvulnerabilität oder räumlichen Variabilität der Vulnerabilität gesprochen (vgl. FRAZIER ET AL. 2014; PAVAGEAU ET AL. 2013; TURNER ET AL. 2003). Als Beispiel nennt PAVAGEAU ET AL. 2013 klimatisch verursachte Störungen, die jeweils eine andere Auswirkung auf verschiedenen Personengruppen, Naturressourcen und Aktivitäten aufweisen. Ferner kann ein und der gleiche Indikator in verschiedenen Kontexten und als Bestandteil unterschiedlicher Komponenten andere Bedeutung bzw. Gewicht für die Vulnerabilität haben. BIRKMANN 2007 erwähnt als Beispiel größere Ausgaben für Rente, Bildung und Gesundheit in Lateinamerika als Indikator steigender Widerstandsfähigkeit und dementsprechend sinkender Vulnerabilität. Für die Situation in Deutschland mit überalterter Bevölkerung und dementsprechend sinkender Zahl von Menschen in erwerbsfähigem Alter, ist so ein Indikator dagegen nicht anwendbar. Daher müssen Indikatoren kontextbezogen an jeweilige Länder, Regionen, Systeme und Situationen angepasst werden. Sogar bei ländlicher und städtischer Bevölkerung muss der Einsatz gleicher Indikatoren gut überlegt sein (vgl. BIRKMANN 2007).

Die Vereinten Nationen definieren Vulnerabilität als einen Zustand des einzelnen Individuums, einer Gemeinschaft oder ganzer Systeme, der durch physikalische, soziale, ökonomische Faktoren und Prozesse sowie Umweltfaktoren und -prozesse beeinflusst wird, welche die Anfälligkeit des Individuums, der Gemeinschaft oder ganzer Systeme gegenüber potentiellen Gefahren erhöht (vgl. UNISDR & UNGA 2016; siehe Abb. 90). Somit ist Vulnerabilität ein Verlustpotential (vgl. FRAZIER ET AL. 2014; TURNER ET AL. 2003).

Der Unterschied zwischen der Anwendung des Vulnerabilitätsbegriffes in den Sozialwissenschaften und in den Naturwissenschaften besteht hauptsächlich im Objekt, im System oder im Akteur, welcher der Gefährdung ausgesetzt ist und dessen Vulnerabilität zu bewerten ist. Während bei den Sozialwissenschaften die Vulnerabilität von Gesellschaften bzw. Gesellschaftsgruppen gegenüber bestimmten Gefährdungen im Zentrum der Untersuchung steht, wird mit der Vulnerabilität in den Naturwissenschaften die Anfälligkeit vorher festgelegter Risikoelemente oder Systeme gegenüber bestimmten Störungen und Stressoren untersucht (BOHLE & GLADE 2008).

Nach der aktuellen Auffassung in der Umwelt- und Nachhaltigkeitsforschung wird Vulnerabilität als eine Funktion aus Exponierung (\approx Gefährdung), Sensitivität (\approx Empfindlichkeit) und Anpassungskapazität (\approx Belastbarkeit) gesehen (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018; FRAZIER ET AL. 2014; MUMBY ET AL. 2014; LANGE ET AL. 2010; BOHLE & GLADE 2008; TURNER ET AL. 2003; siehe Abb. 90).

Nach dieser Ansicht erhöht sich die Vulnerabilität, wenn die Exponierung und die Sensitivität sich erhöhen und die Anpassungskapazität geringer wird (vgl. MUMBY ET AL. 2014). Das Gegenteil verringert wiederum die Vulnerabilität.

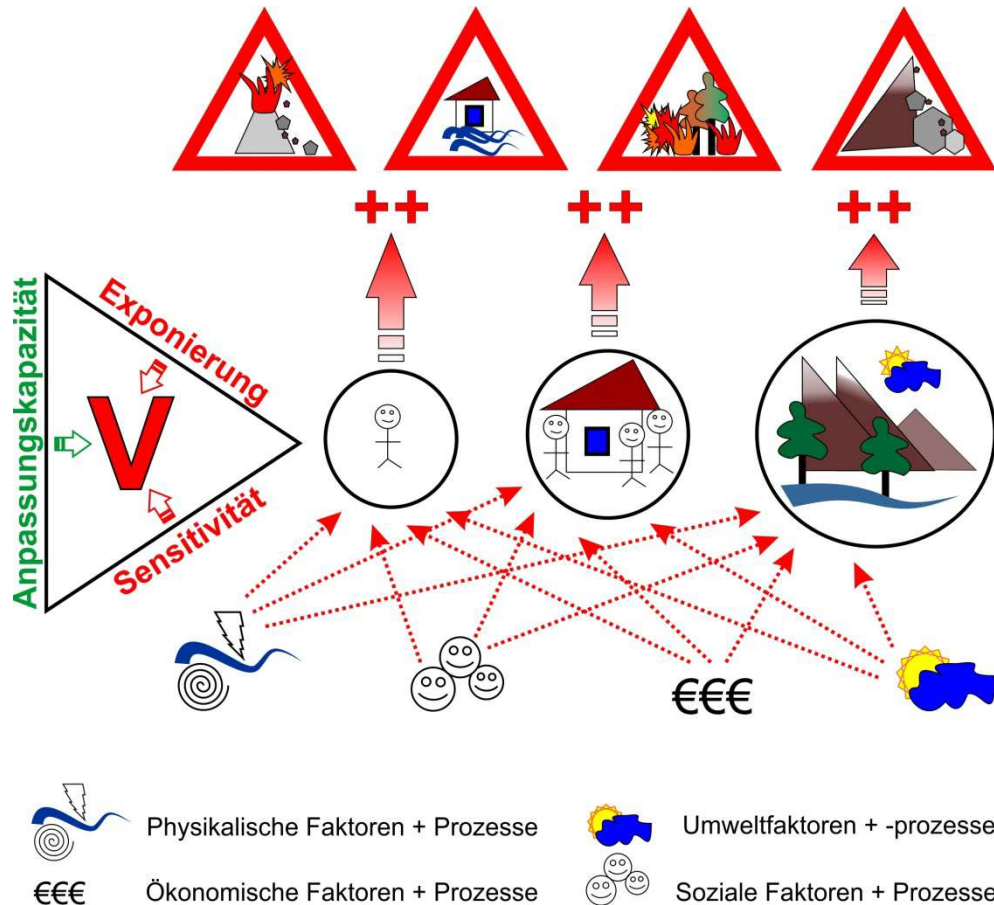


Abb. 90: Veranschaulichung des Vulnerabilitätskonzeptes ($V = \text{Vulnerabilität}$)

Quelle: Eigene Darstellung; angelehnt an Definitionen von UNISDR & UNGA 2016 und MUMBY ET AL. 2014

Durch die Exponierung wird das Maß der Veränderungen (Störungen als abrupte Veränderungen; Stress als kontinuierliche Veränderungen) ausgedrückt, die das System zu erleben hat. Mit der Sensitivität wird die Anfälligkeit des Systems bei gegebenen Störungen oder Stress charakterisiert. Damit wird ausgedrückt, in welchem Maße das System durch Veränderungen betroffen oder gegenüber diesen empfänglich ist, wodurch auf die erwartete Schwere der Auswirkungen zu schließen ist. Als die Fähigkeit eines Systems, die Auswirkungen einer Störung zu bewältigen, wird wiederum die Anpassungskapazität beschrieben (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018; ZOLKOS ET AL. 2015).

Trotz der schon lange anhaltenden Diskussionen und Debatten über die Umweltvulnerabilität und über die Vulnerabilität der Ökosysteme und deren endogenen und exogenen Stressfaktoren, fehlen bisher präzise und übereinstimmende Definitionen, Charakterisierung der Begriffe und allgemeine und praktisch anwendbare konzeptuelle Modelle für die Quantifizierung korrespondierender Vulnerabilitätsindikatoren sowie Bewertung der Vulnerabilität (vgl. VILLA & MCLEOD 2002; WILLIAMS & KAPUSTKA 2000). VILLA & MCLEOD 2002 vermuten sogar, dass aufgrund der typischen Eigenschaften natürlicher Systeme wie Komplexität, Nichtlinearität und Vielzahl an temporären und räumlichen Skalen, es unter Umständen niemals möglich sein wird, ein generalisiertes, allgemein anwendbares konzeptuelles Modell der Umweltvulnerabilität zu entwickeln. Das Vulnerabilitätskonzept ist daher in Bezug auf Ökosysteme immer noch unvollständig und im Vergleich mit der allgemeinen Vulnerabilitätsforschung als Pionierarbeit zu betrachten (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018).

Die natürlichen Systeme sind komplexe Netzwerke. Die meisten Versuche deren Vulnerabilität zu quantifizieren, begrenzen sich auf spezifische Systeme, Bereiche und Stressoren (vgl. VILLA & MCLEOD 2002), wie beispielsweise folgende Studien aufweisen: Regional Vulnerability Assessment, ReVa (vgl. JACKSON ET AL. 2004), Vulnerability of ecological conditions in Seribu islands (Indonesia) and their Coastal Vulnerability Index (vgl. FARHAN & LIM 2012), Vulnerability of Landscapes (VL) und Regional Eco-Environment Vulnerability (vgl. PENGHUA ET AL. 2007), Environmental Vulnerability Index, EVI (vgl. SOPAC & UNEP 2005), Oil Vulnerability Index, Environmental Sensitivity Index, Vulnerability of Marine Ecosystems, Ecological Vulnerability Analysis, Arctic Water Resource Vulnerability Index, Vulnerability of Socio-Ecological Systems, etc. (vgl. LANGE ET AL. 2010, VILLA & MCLEOD 2002). Jedes dieser Modelle ist anders konzipiert und basiert auf unterschiedlichen Eingangsparametern und -indikatoren. Während VL sich auf die Vulnerabilität sieben ausgewählter Landtypen gegenüber Desertifikation und Erosion auf regionaler Ebene konzentriert (vgl. PENGHUA ET AL. 2007), wird EVI aus 50 Kennzeichen aus den Themenbereichen Bevölkerung, Ökosystemressourcen, Klima, Geologie, Geographie, Gefahren, Resistenz und Schäden für die Interpretation der Vulnerabilität auf der nationalen Ebene gebildet (vgl. SOPAC & UNEP 2005). EVI ist somit für einen Überblick über einzelne Länder auf nationaler Ebene geeignet und bietet einen ersten Eindruck über deren gesamte Vulnerabilität im Vergleich mit anderen untersuchten Ländern mit gleichen Eingangsparametern und kann die Planung nachhaltiger Entwicklung jeweiliger Länder unterstützen.

Ein Appell für eine übereinstimmende Definition der Vulnerabilität wurde an die anwesenden Forscher des Symposiums *Modeling and Measuring the Vulnerability of Ecosystems at Regional Scales for Use in Ecological Risk Assessment and Risk Management* (Seattle, USA 1998) gerichtet (vgl. WILLIAMS & KAPUSTKA 2000). Aus dem Symposium resultierten zwei Definitionen der Vulnerabilität. Die Vulnerabilität der Ökosysteme wurde charakterisiert als eine Schätzung der Unfähigkeit des Ökosystems Stressoren über Zeit und Raum zu tolerieren. Die Systemvulnerabilität wurde definiert als die Eigenschaft einer Einheit oder eines Systems über Zeit und Raum auf Stressoren zu reagieren. Die Bewertung erfolgt durch Analyse von Merkmalen, die die Exponierung und Sensitivität beeinflussen (vgl. WILLIAMS & KAPUSTKA 2000).

Nach einer Literaturrecherche wissenschaftlicher Publikationen über Vulnerabilität natürlicher Systeme zwischen 1991 und 2015, folgern WEIBHUHN ET AL. 2018, dass Analysen der Ökosystemvulnerabilität am häufigsten in der Naturschutzbiologie, in der Forschung über Klimaänderungen und in der ökologischen Risikobewertung durchgeführt worden sind, während in den Umweltwissenschaften (vorrangig über Frischwasser- und Marine Ökosysteme) nur eine geringe Anzahl an Vulnerabilitätsbewertungen zu finden sind. Die grafische Darstellung (siehe Abb. 91) veranschaulicht die zeitlichen Vorkommnisse sowie Häufigkeit der fünf Hauptbegriffe der Vulnerabilitätsforschung in den Umweltwissenschaften zwischen den Jahren 1991 und 2015. Die Habitatvulnerabilität wurde hiernach am frühesten verwendet, WEIBHUHN ET AL. 2018 fanden jedoch nur drei Artikel mit diesem Begriff, was auf eine geringe Bedeutung dieses Terminus hinweist. Ab den 1990er Jahren kamen Vulnerabilitäten der Umwelt und der Ökosysteme als Begriffe hinzu, was mit der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro im Jahr 1992 gut korreliert. Im Anschluss an diese Konferenz ist die ökologische und umweltbezogene Vulnerabilitätsforschung intensiver geworden. Die Grafik zeigt, dass sowohl die Umwelt- als auch die Ökosystemvulnerabilität in den rezenten Forschungen immer noch untersucht werden, wobei die Forschungen über die Umweltvulnerabilität den Untersuchungen der Ökosystemvulnerabilität zahlenmäßig deutlich überlegen sind. Der Begriff der ökologischen Vulnerabilität (Empfindlichkeiten der Organismen, ganzer Gesellschaften, Ökosysteme und gar Landschaften gegenüber bestimmten bedrohenden Ereignissen (vgl. LANGE ET AL. 2010)) wurde nach Recherchen von WEIBHUHN ET AL. 2018 erst ab dem zweiten Drittel der 2000er Jahre eingeführt und ist seitdem ein häufiger Bestandteil der umweltbezogenen Vulnerabilitätsuntersuchungen.

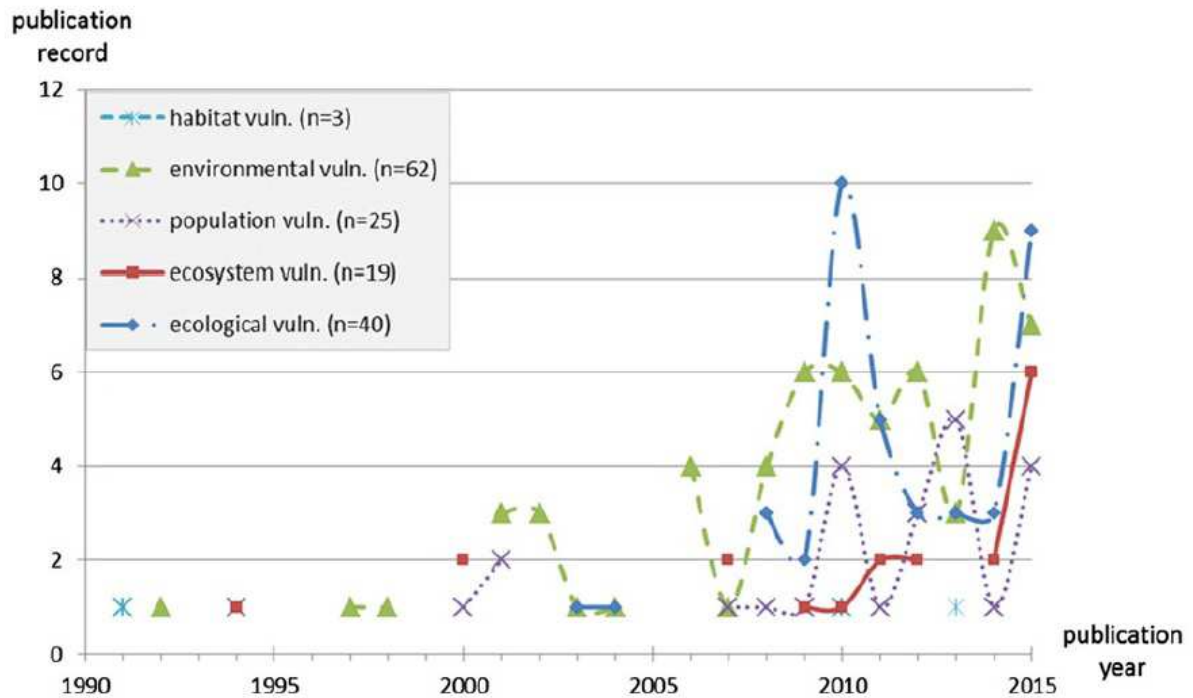


Abb. 91: Überblick über Nutzung verschiedener umweltbezogener Vulnerabilitätsbegriffe in Publikationen ($n = 149$) zwischen 1991 und 2015, alle Begriffe konzeptualisieren natürliche Systeme als mehr oder weniger vulnerabel

Quelle: WEIßHUHN ET AL. 2018

Um eine größere Einheitlichkeit bei der Begriffsanwendung zu erreichen, empfehlen WEIßHUHN ET AL. 2018 für die Begriffe Umweltvulnerabilität, ökologische Vulnerabilität und Ökosystemvulnerabilität nur den einen Terminus – Ökosystemvulnerabilität für alle zu benutzen. Ökologische Vulnerabilität wird häufig in Analysen der sozioökologischen Mensch-Umwelt Systeme angewendet und führt daher zu Verwirrungen mit den natürlichen Systemen. Entsprechend sollten die drei Vulnerabilitätskomponenten als Ökosystem-Exponierung, Ökosystem-Sensitivität und Anpassungskapazität der Ökosysteme genannt werden.

Um die Entwicklungstendenzen und Veränderungen der Vulnerabilität unter der Dimension Zeit bewerten zu können, sollten sowohl die vergangenen als auch die gegenwärtigen Konditionen der natürlichen Systeme in Betracht gezogen werden (vgl. PAVAGEAU ET AL. 2013; BIRKMANN 2007). Häufig fehlen jedoch gute und qualitative historische Daten, die für die Vulnerabilitätsbewertung verwendet werden können (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

Vulnerabilitätsanalysen sind allerdings nicht auf bestimmte räumliche und/oder zeitliche Skalen und Dimensionen begrenzt (vgl. MUMBY ET AL. 2014; TURNER ET AL. 2003), was eine gewisse Flexibilität bei der Konzeption der Vulnerabilitätsmodellierung erlaubt. Das Ergebnis des Vulnerabilitätsindex wird von Quellen und Auswahl der Indikatoren, deren Gewichtung und Aggregationsmethode sowie angewendeten Skalen beeinflusst (vgl. FRAZIER ET AL. 2014), daher sind alle diese Schritte bei der Konzeption des Modells nicht zu vernachlässigen. Um schnelle Lösungen für Entscheidungsprozesse zu entwickeln, werden nicht selten weniger qualitative Vulnerabilitätsbewertungen auf Basis sofort vorhandener, leicht messbarer, allerdings weniger aussagekräftiger Indikatoren durchgeführt. Diese Problematik besteht häufig in wirtschaftsschwachen Ländern, z.B. in kleinen Inselstaaten, von denen einige zu den bedeutendsten Ökosystemen der Erde gehören. Unklarheiten, wie eine Quantifizierung der Vulnerabilität erfolgen sollte, kommen allerdings auch in Projekten wirtschaftlich stärkerer Länder oder Länderunionen vor wie beispielsweise im Rahmen des EU Projektes Nature 2000 (vgl. VILLA & MCLEOD 2002). Manche Studien dienen durch ihre theoretischen Abhandlungen nur als Leitfaden, empfehlen aber keine spezifischen methodischen Vorgehensweisen für die Vulnerabilitätsbewertung (vgl. FRAZIER ET AL. 2014). TURNER ET AL. 2003 rät aufgrund der vielschichtigen Komponenten, die zum Konzept der Vulnerabilität gehören, von einer stark vereinfachten Vulnerabilitätsanalyse ab. FRAZIER ET AL. 2014 moniert, dass eine unvollständige Vulnerabilitätsbewertung, indem nicht alle Komponenten der Vulnerabilität im Modell integriert werden, eine nicht-holistische Sichtweise über die Vulnerabilität verursacht und zu einseitigen Ergebnissen führen kann. Ein besseres Verständnis über die Vulnerabilität wird durch Kombination diverser Parameter erzielt. Laut SOPAC & UNEP 2005 erhöht ein Einsatz mehrerer Indikatoren aus beispielsweise inhärenten Merkmalen, Naturkräften, anthropogenem Wirken sowie Klimaänderungen die Bewertungsgüte der Vulnerabilität. Dennoch, aufgrund der Komplexität, beschäftigen sich verschiedene Disziplinen nicht mit allen Aspekten der Vulnerabilität gleichermaßen, sondern richten ihre Aufmerksamkeit auf ausgewählte Komponenten, die für den jeweiligen Fachbereich von größerem Interesse sind (BOHLE & GLADE 2008; vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018) oder für die Bewertung dieser Komponenten entsprechende Indikatoren schon vorhanden sind oder eine Möglichkeit besteht, diese vergleichsweise einfach zu erzeugen. Beispielsweise ist die Anpassungskapazität eines natürlichen Systems (z.B. eines Ökosystems) aufgrund der immer noch bestehenden Unklarheiten und der Problematik, wie sie gemessen werden kann und soll, die bisher am wenigsten quantifizierte und bewertete Vulnerabilitäts-

komponente (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018). Am häufigsten, allerdings immer noch selten, wird die Anpassungskapazität in Studien über die Klimaveränderungen sowie in soziale und ökonomische Vulnerabilitätsstudien integriert (vgl. FRAZIER ET AL. 2014).

Die Beschreibung und Bewertung der Vulnerabilität umfasst sowohl qualitative als auch quantitative Herangehensweisen (vgl. MUMBY ET AL. 2014; BIRKMANN 2007). Ob eine quantitative oder eine qualitative Methode für die Vulnerabilitätsbewertung in Frage kommt, hängt häufig von vielen Faktoren wie den gegebenen Informationsquellen, Daten, finanziellen und personellen Möglichkeiten ab. Der Vorteil quantitativer Methoden liegt in der Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Systemen, Regionen oder Ländern, wenn für diese gleiche Indikatoren und Vorgehensweisen verwendet worden sind. Jedoch basiert die Klassifizierung der Indikatoren in hoch, mittel und niedrig auf Unterschieden zwischen den Regionen und Ländern, die in die Bewertungen einbezogen worden sind, und nicht auf einem allgemein festgelegten Ausgangs- bzw. Richtwert der Vulnerabilität (vgl. BIRKMANN 2007). Solche vergleichende Studien gibt es vor allem auf dem globalen Niveau und dem Niveau der Nationalstaaten, wie beispielsweise bei der Entwicklung des Environmental Vulnerability Index (EVI) im Rahmen des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) in Kooperation mit South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC) (vgl. SOPAC & UNEP 2005). Untersuchungen von Vulnerabilitäten auf kleineren Maßstäben sind in der Regel zu spezifisch und situationsbezogen, was dazu führt, dass eine Generalisierung der eingesetzten Parameter auf verschiedene Regionen oder Landschaften schwer durchzuführen oder kaum möglich ist. Außerdem sind Bewertungen und gerade Quantifizierungen von Vulnerabilität immer noch mit hoher Subjektivität und Verwendung von Annäherungswerten, den sogenannten Proxys, behaftet.

Der gemeinsame Nenner der meisten Vulnerabilitätsdefinitionen ist jedoch die Bezeichnung der Vulnerabilität als ein Zustand eines Systems oder einer Gemeinschaft, der je nach Ansicht durch bestimmte Einflussfaktoren oder -kräfte bestimmt und verändert wird. Dabei wird die Vulnerabilität mit steigender Intensität und Häufigkeit der negativen Einwirkungen bzw. Ereignisse erhöht (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

In Anlehnung an die Vulnerabilitätsdefinition der Vereinten Nationen (vgl. UNISDR & UNGA 2016) sowie an das weitverbreitete und allgemeingültige Konzept der Vulnerabilität – $f(\text{Exponierung, Sensitivität \& Anpassungskapazität})$ (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018; MUMBY ET AL. 2014; LANGE ET AL. 2010; BOHLE & GLADE 2008; TURNER ET AL. 2003), wird die Landschaftsvulnerabilität als ein Zustand der Landschaft verstanden, der

durch die Vulnerabilitätskomponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität beeinflusst wird, welche die Anfälligkeit der Landschaft gegenüber potentiellen Störungsereignissen (z.B. anthropogene Eingriffe wie Abholzung, unsachgemäße Landnutzung, Landschaftsdegradation, Biodiversitätsgefährdung, etc.) erhöhen oder verringern können. Demzufolge handelt es sich bei der Landschaftsvulnerabilität um die Verwundbarkeit der Landschaft gegenüber anthropogenen Störungen als Stressoren. Mit dem Mensch als Stressor und dementsprechenden anthropogenen Aktivitäten werden die größten und schwerwiegendsten Gefahren für Umwelt, Landschaft und Ökosysteme assoziiert. Insbesondere aufgrund vielerorts steigender Bevölkerungsdichte werden Naturressourcen schnell und zum Teil unwiderruflich ausgebeutet und die Habitate vieler Arten degradiert oder ganz zerstört (vgl. WILLIAMS & KAPUSTKA 2000).

Landschaftsvulnerabilität wird somit auch als ein Charakteristikum von Landschaftselementen verstanden (vgl. BIRKMANN 2007). Dabei wird der potentielle Einfluss der Ereignisse bzw. Störungen auf die Landschaftselemente räumlich erfasst und der aktuelle Zustand und Kondition dieser ausgedrückt. Unter Landschaftselementen können Risikoelemente wie beispielsweise Waldtypen (Primärwald, Sekundärwald, Schattenwald auf São Tomé) verstanden und ausgemacht werden. Je nach Ausgangslage der natürlichen Gegebenheiten reagieren die Elemente anders auf diverse Störungen und deren Intensität. Durch das Analysieren der Wirkungsweisen verschiedener Einflussfaktoren wird ein differenzielles Abbild der Landschaftsvulnerabilität ermöglicht.

4.2 Aufbau und Struktur des Modells

Durch die Modellierung, die auf einer multifaktoriellen Analyse basiert, wird eine räumlich differenzielle Darstellung und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität ermöglicht. In der Abb. 92 sind die wichtigsten Schritte und Vorgehensweisen bei der Modellierung der Landschaftsvulnerabilität dargestellt.

Für die Bewertung der Landschaftsvulnerabilität auf São Tomé wurde ein regional angepasstes, auf lokale Eigenschaften und Besonderheiten Bezug nehmendes Vulnerabilitätsmodell konzipiert. Das Modell der Landschaftsvulnerabilität wurde in Anlehnung an das theoretische Grundkonzept der Vulnerabilität ($Vulnerabilität = f(\text{Exponierung, Sensitivität, Anpassungskapazität})$) und an das theoretische Rahmenkonzept über die Vorgehensweisen bei der Entwicklung allgemeiner Vulnerabilitäts-

Indikatoren nach VILLA & MCLEOD 2002 und den theoretischen Ansätzen von BIRKMANN 2007 entworfen.

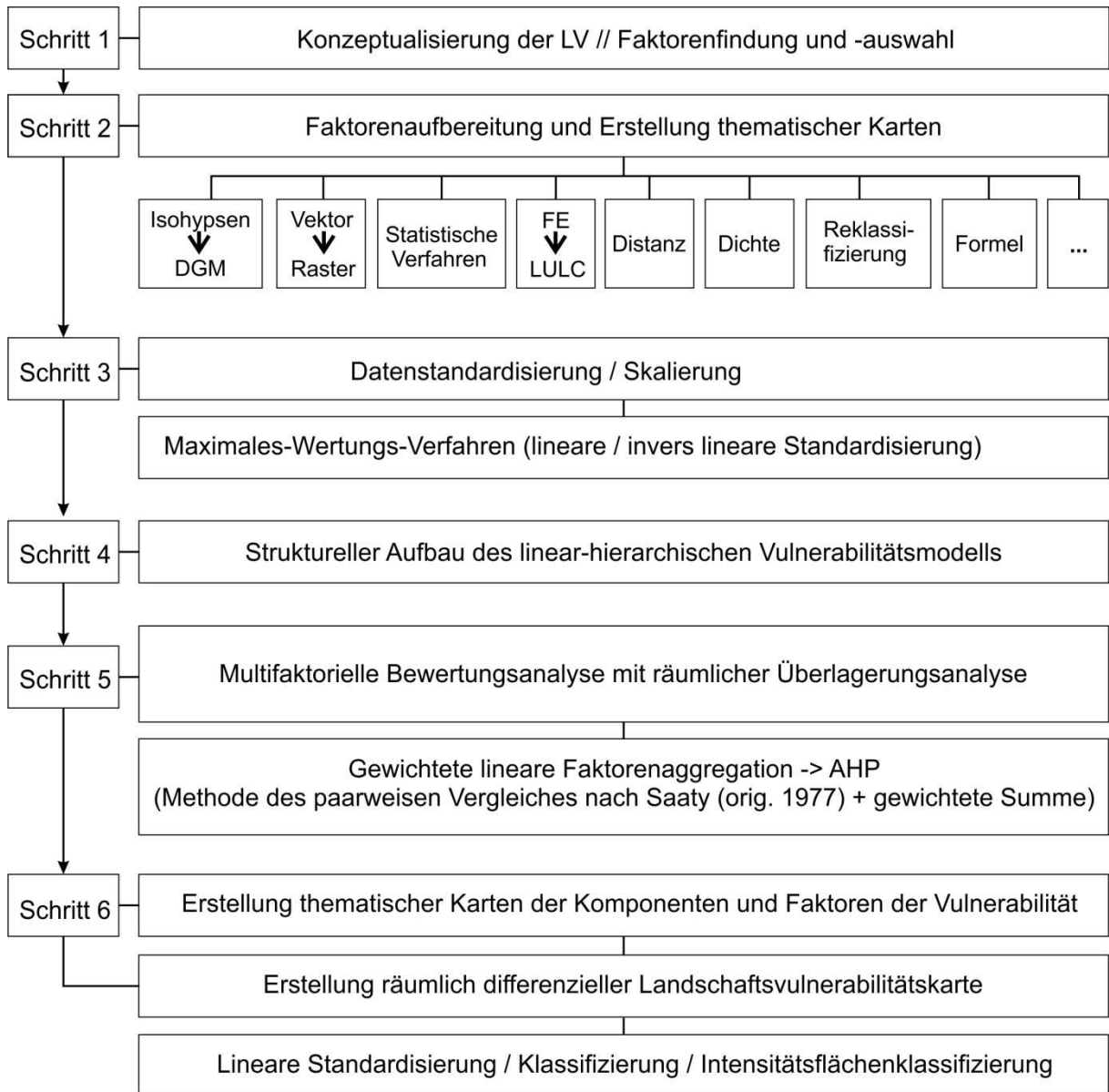


Abb. 92: Die wichtigsten Schritte bei der Modellierung der Landschaftsvulnerabilität

Quelle: Eigene Darstellung; angelehnt an die Darstellung von ELDRANDALY 2013

Die grundlegende Struktur des Gesamtmodells der Vulnerabilität, der nach VILLA & MCLEOD 2002 durch minimale Subjektivität und maximale Generalität gekennzeichnet werden soll, basiert auf folgenden drei Säulen:

- 1) das Vulnerabilitätsmodell bzw. das Konzeptmodell,
- 2) das Systemmodell und

3) das mathematische Modell

Nach der Konzeptualisierung des Vulnerabilitätsmodells erfolgte ein Prozess der Findung und Auswahl der Faktoren bzw. Indikatoren für die Vulnerabilitätsanalyse. Dieser erfolgte in drei Schritten:

- 1) Literaturrecherche diverser Studien, die sich mit der Vulnerabilität beschäftigt haben,
- 2) Zusammenstellung von Parametern, wodurch Vulnerabilität bewertet werden kann und
- 3) Auswahl und Bestimmung von Faktoren, welche für die lokalen Gegebenheiten und spezifischen Bedingungen auf São Tomé geeignet sind.

Der Schritt der Auswahl von Faktoren und Anpassung der Indikatoren an die Spezifik des Untersuchungsraumes ist wichtig, da die bloße Übernahme schon vorhandener Indikatoren aus der Literatur für die geplante Vulnerabilitätsbewertung eventuell die besonderen Gegebenheiten des Untersuchungsraumes oder -systems nicht aufgreifen kann, was zu einer geminderten oder falschen Aussagekraft der Indikatoren führen kann (vgl. FRAZIER ET AL. 2014). Der Brückenbau zwischen Theorie und Praxis bei der Instrumentenentwicklung für die Bewertung und Quantifizierung der Vulnerabilität ist daher einer der wichtigsten Ziele (vgl. BIRKMANN 2007).

Mit einem hierarchischen top-to-bottom (Ziel-Komponenten-Faktoren-Subfaktoren) Ansatz (vgl. CHATTERJEE ET AL. 2015) wurden aussagekräftige Einflussfaktoren und Subfaktoren der vulnerabilitätsbildenden Komponenten ermittelt und durch eine linear-hierarchische Aggregation in ein Systemmodell integriert.

Im Rahmen der multifaktoriellen Analyse auf Rasterbasis erfolgten die Bewertung, Gewichtung und Aggregation der Komponenten, Faktoren und Subfaktoren des Modells.

Sowohl die Landschaftsvulnerabilität als Endergebnis, als auch die einzelnen Komponenten und Einflussfaktoren der Landschaftsvulnerabilität wurden visualisiert und als thematische Karten dargestellt. Die Ergebnisse der Vulnerabilitätsmodellierung heben Gebiete mit höherer Vulnerabilität im Untersuchungsbereich hervor (vgl. FRAZIER ET AL. 2014) und ermöglichen sogenannte Vulnerabilitäts-Hotspots (vgl. ARETANO ET AL. 2015) als vorrangige Landschaftsbereiche zu identifizieren, für die eine politische oder anderweitige institutionelle Intervention oder Unterstützung bezüglich nachhaltigen Landmanagements und Umweltschutz nötig ist.

4.2.1 Konzeptmodell der Landschaftsvulnerabilität

Im Rahmen des Konzeptmodells werden Komponenten der Vulnerabilität ausgewählt und festgelegt, sowie deren gegenseitige Abhängigkeiten und Einflüsse in Bezug auf Eigenschaften, die mit Indikatoren assoziiert werden können, identifiziert. Das konzeptuelle Modell dient als Übersicht und Basis für die Entwicklung von Indikatoren. Eine Vergleichbarkeit zwischen Indikatoren für verschiedene Umgebungen ist durch Standardisierungsprozesse anstrebenswert (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

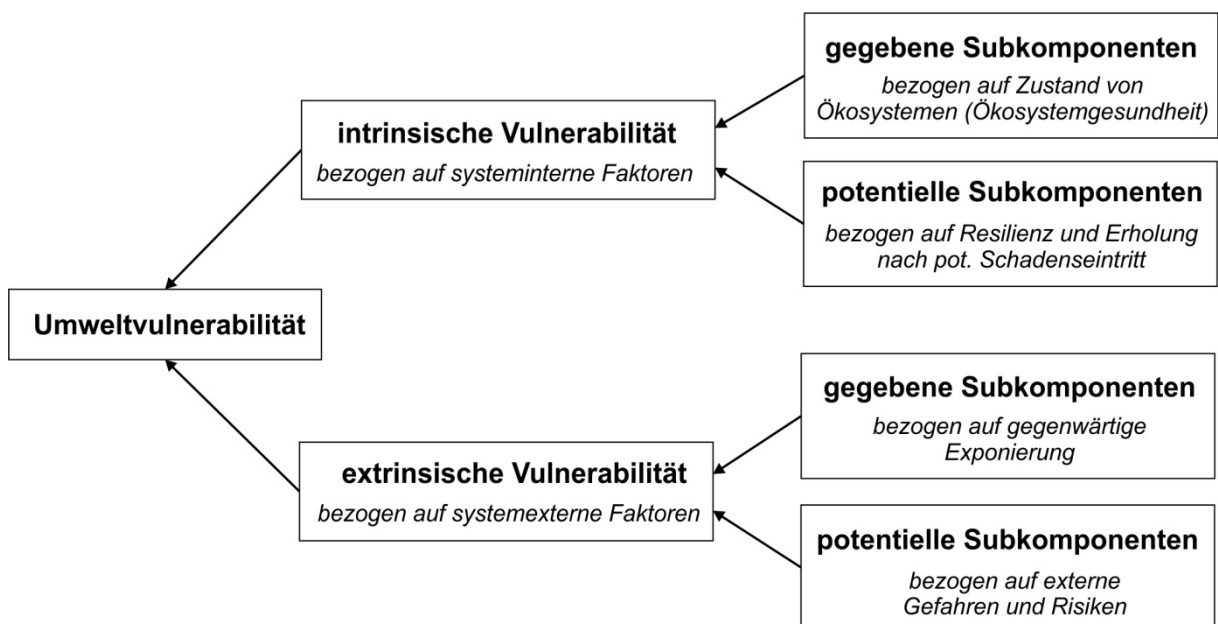


Abb. 93: Beispiel eines Konzeptmodelles für Umweltvulnerabilität

Quelle: Eigene Darstellung (ins Deutsche übersetzt); Datengrundlage: VILLA & MCLEOD 2002

VILLA & MCLEOD 2002 schlagen ein konzeptuelles Vulnerabilitätsmodell vor, indem die Vulnerabilität in intrinsische (auf systeminterne Faktoren bezogen) und in extrinsische (auf systemexterne Faktoren bezogen) Vulnerabilität unterteilt wird (siehe Abb. 93). Diese werden wiederum jeweils in gegebene und potentielle Subkomponenten unterschieden.

Unter den gegebenen Subkomponenten der intrinsischen Vulnerabilität werden Komponenten vereint, die auf Ökosystemgesundheit und ökologische Integrität bezogen sind. Zu intrinsischen potentiellen Subkomponenten werden Komponenten gezählt, die Resilienz und Erholung nach potentielltem Schadenseintritt abbilden.

Unter den gegebenen Subkomponenten der extrinsischen Vulnerabilität können auf gegenwärtige Exponierung bezogene Komponenten verstanden werden. Auf externe

Risiken und Gefahren bezogene Komponenten gehören zu potentiellen Subkomponenten der extrinsischen Vulnerabilität (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

Aufgrund der allgemeinen Auffassung über die Komplexität bei der Vulnerabilitätsbewertung (vgl. BOHLE & GLADE 2008), folgern auch VILLA & MCLEOD 2002, dass nicht alle dargestellten Komponenten des Konzeptmodells notwendigerweise für eine Vulnerabilitätsbewertung eingebunden werden müssen. Es kann eine selektive Auswahl der Komponenten (z.B. nur gegebene oder nur potentielle Subkomponenten) vorgenommen werden.

Das konzeptuelle Modell der Landschaftsvulnerabilität für São Tomé wird aus gegebenen und potentiellen Subkomponenten der intrinsischen und aus gegebenen Subkomponenten der extrinsischen Vulnerabilität gebildet und beinhaltet alle drei Grundkomponenten der Vulnerabilitätsfunktion – Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität.

Zu den Merkmalen der exogenen Störungsfaktoren der Exponierung können einerseits Ausdehnung und räumliche Verbreitung und andererseits Dauer und Häufigkeit von Störungen gezählt werden (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018). Die Bewertung kann beispielsweise mittels Distanz- bzw. Entfernungsanalysen zur Störungsquelle erfolgen (vgl. FRAZIER ET AL. 2014). Zu den häufig und gerne angewendeten Indikatoren der intrinsischen gegebenen Subkomponenten der Vulnerabilität, die für die Bewertung der Sensitivität eingesetzt werden, zählt die Fragmentierung (vgl. ARETANO ET AL. 2015; PENGHUA ET AL. 2007). Indikatoren der Anpassungskapazität sind dagegen problematischer. Für die natürlichen Systeme können Naturschutzgebiete in die Bewertungen aufgenommen werden. Für Analysen sozioökonomischer oder Mensch-Umwelt betreffender Vulnerabilitätsbewertungen sind mehr Alternativen schon angewendeter und erprobter Indikatoren wie Infrastruktur, Bildungsniveau oder Arbeitsverhältnisse der Bevölkerung im untersuchten Raum vorhanden (vgl. FRAZIER ET AL. 2014).

4.2.2 Systemmodell der Landschaftsvulnerabilität

Das Systemmodell definiert eine Möglichkeit, das Zielsystem in einer hierarchisch organisierten Struktur zu dekomponieren, indem willkürliche Systemmerkmale als spezifische Indikatoren mit den identifizierten generalisierten Komponenten der Vulnerabilität und deren Definition in Beziehung gesetzt werden. Das Systemmodell

erlaubt und ermöglicht konsistente Berechnungen und eine Aggregation von Indikatoren der Vulnerabilität. Durch Kohärenz und Kompatibilität der Skalen und dem allgemeingültigen Stellenwert der Komponenten gewährleistet das Systemmodell auf der Komponentenebene eine Vergleichbarkeit und Interpretierbarkeit verschiedener Systeme (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

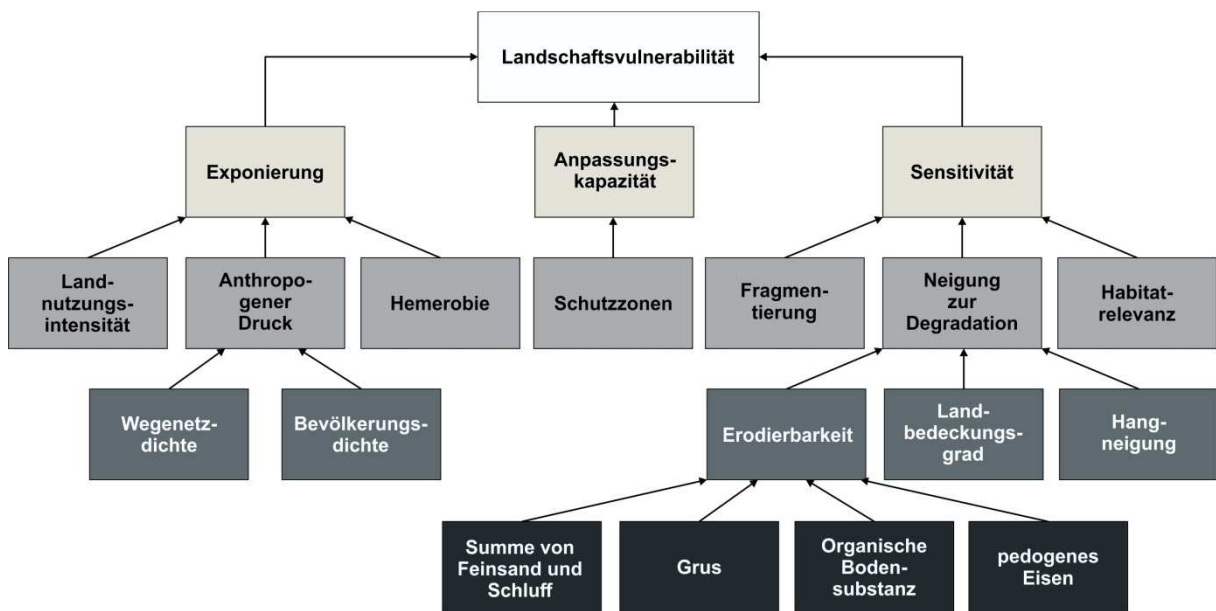


Abb. 94: Komponenten, Faktoren und Subfaktoren des hierarchisch organisierten Systemmodells der Landschaftsvulnerabilität

Quelle: Eigene Darstellung

Das Systemmodell der Landschaftsvulnerabilität besteht aus hierarchisch organisierten Bausteinen, die für das Fallbeispiel São Tomé in fünf Ebenen (oberste Ebene = Ebene 1; unterste Ebene = Ebene 5) organisiert sind (siehe Abb. 94). Die Ebene 1 stellt das Ziel des Modells dar – die Landschaftsvulnerabilität. Die Ebene 2 besteht aus den generellen Komponenten Exponierung, Anpassungskapazität und Sensitivität, die aufgrund der Ansprüche an Ganzheit für ein breites Spektrum an Systemen anwendbar sind. Die Sensitivität bildenden Faktoren Fragmentierung, Neigung zur Degradation und Habitatrelevanz und die Exponierung bildenden Faktoren Landnutzungsintensität, anthropogener Druck und Hemerobie befinden sich auf der Ebene 3. Auf dieser Ebene ist auch der Anpassungskapazität bildende Faktor Schutz-zonen eingeordnet. Die Ebene 4 besteht aus den Subfaktoren Erodierbarkeit, Landbedeckungsgrad und Hangneigung, welche den Faktor Neigung zur Degradation bilden und aus den Subfaktoren

Wegenetzdicke und Bevölkerungsdichte, aus denen der Faktor anthropogener Druck berechnet wird. Die unterste Ebene 5 besteht aus Subfaktoren der Erodierbarkeit – Summe von Feinsand und Schluff, Grus, organische Bodensubstanz und pedogenes Eisen.

Das Systemmodell entspricht hier den Empfehlungen von VILLA & MCLEOD 2002, indem die Komponenten der höheren Ebenen (Exponierung, Anpassungskapazität und Sensitivität) durch eine Vergleichbarkeit verschiedener Systeme gekennzeichnet sind, während die Faktoren der niedrigeren Ebenen Anwendungen spezifischer standortbezogener Gegebenheiten erlauben. Daher ist es wichtig, dass ein Modell aus zumindest zwei Ebenen besteht – indem die spezifischen Eigenschaften und Gegebenheiten des Systems durch Indikatoren vertreten sind, die sich auf bestimmte Störungen und Stressoren beziehen und die auf der niedrigeren Ebene implementiert sind und die oberste Ebene einen generellen Charakter für die Systemvergleichbarkeit aufweist.

4.2.3 Mathematisches Modell der Landschaftsvulnerabilität

Im mathematischen Modell werden die vorher im Systemmodell definierten und hierarchisch organisierten Parameter nach ausgewählten mathematischen Operationen skaliert, gewichtet und aggregiert, wobei die höchste Ebene der Aggregation den Vulnerabilitätsindex darstellt (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

Die allgemeine Formel von Vulnerabilität beinhaltet die Komponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität und wird nach FRAZIER ET AL. 2014 folgendermaßen ausgeschrieben:

$$V = [E + S] - AC$$

V = Vulnerability (Vulnerabilität)

E = Exposure (Exponierung)

S = Sensitivity (Sensitivität)

AC = Adaptive Capacity (Anpassungskapazität)

In dieser Arbeit wurden die Abkürzungen für Exponierung und Anpassungskapazität entsprechend von E und AC zu Ex und AK verändert.

Jedes Element der Landschaftsvulnerabilität, ob Hangneigung (Grad) oder Summe von Feinsand und Schluff (Prozent), weist eigene Werte und Dimensionen auf, die so miteinander nicht verglichen werden können. Für die Implementierung aller Bestandteile

in ein gemeinsames multifaktorielles Modell müssen alle Faktoren auf eine dimensionslose Skala normiert und standardisiert werden.

Durch eine lineare Transformationsfunktion mittels Maximal-Wertungs-Verfahren wurden alle Modellparameter in Rasterformat dimensionslos von 0 – 1 skaliert.

Folgende Formel wurde bei dem Maximal-Wertungs-Verfahren eingesetzt (vgl. ELDRANDALY 2013):

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j^{max}}$$

x'_{ij} = dimensionsloser standardisierter Wert i des Faktors j

x_{ij} = Rohdatenwert i des Faktors j

x_j^{max} = höchster Rohdatenwert des Faktors j

Durch die lineare Standardisierung wurde jedem Pixel ein neuer Wert zwischen 0 und 1 zugewiesen und somit eine Vergleichbarkeit bzw. Anwendung aller Parameter in eine gemeinsame multifaktorielle Analyse ermöglicht. Die Skala jedes Parameters bezieht sich auf den jeweiligen Faktor (z.B. Erodierbarkeit oder Neigung zur Degradation) und deutet mit steigenden Werten (max = 1) auf stärkere Eigenschaften des Faktors hin (z.B. eine höhere Erodierbarkeit oder eine höhere Neigung zur Degradation).

Für die Intensitätsvisualisierung der klassifizierten Werte der Modellparameter wurde eine fünfstufige, mit einer verbalen Beschreibung gekennzeichnete (sehr niedrig – niedrig – mittel – hoch – sehr hoch), Skala erstellt (siehe Abb. 95).

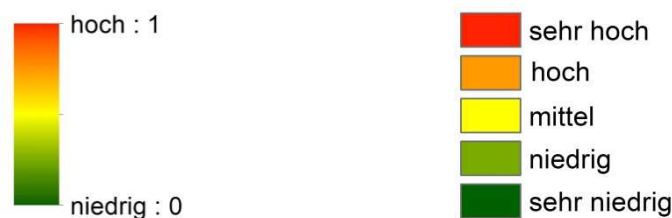


Abb. 95: Im Modell verwendete Skalen. Durch Maximal-Wertungs-Verfahren erstellte dimensionslose Skala von 0: niedrig bis 1: hoch (links) sowie fünfstufige Intensitätsskala mit verbalen Beschreibungen (rechts)

Quelle: Eigene Darstellungen

Eine Wertungsskala sollte aus einem guten Mittelmaß an Stufen oder Klassen bestehen, damit eine ausreichende Unterscheidung der zu bewertenden Situation ermöglicht wird und eine verbale Beschreibung noch möglich ist (vgl. VILLA & MCLEOD 2002). Eine Skala von 1 (geringe Vulnerabilität) bis 7 (hohe Vulnerabilität) wurde beispielsweise für den Environmental Vulnerability Index (EVI), der im Rahmen vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen in Kooperation mit South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC) entwickelt wurde, angewendet (vgl. SOPAC & UNEP 2005). Im Rahmen der Studie der Resilienz-Vulnerabilitätsbewertung um die Küstengefährdung in Florida (auf die Ebene der Subbezirke) zu bewerten, haben FRAZIER ET AL. 2014 eine dreistufige Skala um die Komponente Exponierung (gering – mittel – hoch) und eine fünfstufige Skala um die Komponenten Sensitivität und Anpassungskapazität (gering – mittelgering – mittel – mittelhoch – hoch) eingesetzt. Am häufigsten werden Skalen zwischen drei und zehn Wertungsstufen angewendet. Eine Skala aus fünf Stufen ermöglicht eine allgemeinverständliche verbale Bewertungsbeschreibung und bietet zudem eine gute Unterscheidbarkeit der jeweiligen Intensitäten auf einer Karte, was eine schnelle Vergleichbarkeit einzelner Faktoren zulässt.

Da von einer unterschiedlichen Einflusstärke bzw. Prioritäten der einzelnen Faktoren auf deren übergeordnete Faktoren auszugehen ist, wurden für alle Faktoren zunächst Gewichte nach deren Wichtigkeit in Bezug auf das übergeordnete Ziel berechnet.

Tab. 14: Theoretische Ansicht der Matrix des paarweisen Vergleichs nach SAATY 1977

	A_1	A_2	...	A_n
A_1	W_1/W_1	W_1/W_2	...	W_1/W_n
A_2	W_2/W_1	W_2/W_2	...	W_2/W_n
...
A_n	W_n/W_1	W_n/W_2	...	W_n/W_n

Quelle: SAATY 1977

Für die Ermittlung von Gewichten wurde der Analytische Hierarchieprozess (AHP) mit der Matrix des paarweisen Vergleichs eingesetzt (siehe Tab. 14). A_1 bis A_n symbolisieren die jeweiligen Faktoren der übergeordneten Ziele, die miteinander nach der Bedeutung in Bezug auf das Ziel durch Bewertung mit von SAATY 1977 entwickelten Skalenwerten 1 – 9 (siehe Tab. 15) paarweise verglichen werden. Aus resultierenden Eigenvektoren aller Vergleiche (W_1/W_2 , etc.) werden die Gewichte der einzelnen Faktoren berechnet.

Tab. 15: Von Saaty entwickelte Skala für den paarweisen Vergleich

Skalenwert	Bedeutung	Erklärung
1	gleich wichtig	beide zu vergleichenden Faktoren haben gleiche Wichtigkeit in Bezug auf das Ziel
2	leicht wichtiger	eines der Faktoren wird leicht favorisiert über den anderen
3		
4	stark wichtiger	eines der Faktoren wird stärker favorisiert über den anderen
5		
6	sehr stark	eines der Faktoren wird viel stärker favorisiert über den anderen
7	wichtiger	
8	extrem viel	eines der Faktoren wird extrem viel stärker favorisiert über den anderen
9	wichtiger	

Quelle: MU & PEREYRA-ROJAS 2017; SAATY 1977

Die Gewichtsberechnung mittels Anwendung von Matrix des paarweisen Vergleichs erleichtert den Vergleich von mehreren Einheiten gleichzeitig. Die Methode erlaubt eine genaue relative Gewichtung und ermöglicht die Messung von Kohärenz (vgl. VILLA & MCLEOD 2002). Sie wurde von Thomas L. Saaty im Jahr 1977 im Kontext eines Entscheidungsunterstützungssystems – des AHP entwickelt. Der AHP mit der Methode des paarweisen Vergleichs gilt heute, zusammen mit dem Ansatz der direkten Attribution der Gewichte, als eine der am häufigsten angewendeten und zuverlässigeren Methoden für die Generierung von Gewichten einzelner Faktoren (vgl. MU & PEREYRA-ROJAS 2017; SAATY 2012; VILLA & MCLEOD 2002; EASTMAN ET AL. 1995; SAATY 1977).

Mittlerweile wird der Prozess des paarweisen Vergleiches innerhalb vom AHP-Gesamtkonzept computergestützt durchgeführt. Wenn allerdings kein AHP-Werkzeug zur Verfügung steht, kann eine manuelle Berechnung der Gewichte durchgeführt werden (vgl. MU & PEREYRA-ROJAS 2017). Detaillierte Abläufe des manuellen Prozesses des paarweisen Vergleiches und daraus folgernde Gewichtsberechnungen sind im Kapitel 4.3.1.1 „Erodierbarkeit – Einflussparameter der Neigung zur Degradation“ beschrieben.

Nachdem die gesamten Gewichte einzelner Faktoren ermittelt worden sind, erfolgt die Überprüfung von Konsistenz der relativen Prioritäten zwischen den einzelnen Faktoren. Genauso wie bei der Gewichtsermittlung einzelner Faktoren, wird die Konsistenzprüfung in der Regel computergestützt durchgeführt. Dennoch kann auch dieser Prozess manuell

durchgeführt werden, was im Folgenden in Anlehnung an Vorgehensweisen von MU & PEREYRA-ROJAS 2017, basierend auf SAATY 2012 aufgezeigt wird. Das Konsistenzverhältnis wird nach folgender Formel berechnet (vgl. MU & PEREYRA-ROJAS 2017):

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

CR = Consistency Ratio (Konsistenzverhältnis)

CI = Consistency Index (Konsistenzindex)

RI = Random-like Matrix (Zufallsmatrix)

Um das Konsistenzverhältnis (CR) zu berechnen, muss zuerst der Konsistenzindex (CI) der eigens erstellten Matrix ausgerechnet werden.

Der Konsistenzindex der Zufallsmatrix (RI) wird aus der von Thomas L. Saaty entwickelten Zufallsmatrix (siehe Tab. 16) abgelesen. Die RI-Werte stellen Mittelwerte von 500 zufällig ausgefüllten Matrizen dar, die sich auf die Skala des paarweisen Vergleiches von eins bis neun beziehen.

Tab. 16: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Der CI wird mittels nachfolgender Formel berechnet (vgl. MU & PEREYRA-ROJAS 2017):

$$CI = (\lambda_{max} - n) / (n - 1)$$

λ_{max} = größter Eigenwert (Lambda_{max})

n = Vergleichsfälle in der Matrix

Die Berechnung von λ_{max} ist ab Kapitel 4.3.1.1 „Erodierbarkeit – Einflussparameter der Neigung zur Degradation“ ausführlich aufgezeigt.

Für die Bewertung der Konsistenzgüte (KG) kann ein zusätzlicher qualitativer statistischer Test angewendet werden (vgl. SAATY 1977).

$$KG = (\mu/2)^{1/2} \equiv (CI/2)^{1/2}$$

μ = Messwert der Konsistenz bzw. Zuverlässigkeit $\equiv CI$

Die Konsistenz kann als gut bewertet werden, wenn der ausgerechnete Wert unter eins liegt (< 1).

Als Methoden der Aggregation von Indikatoren im mathematischen Modell werden im Allgemeinen entweder lineare, für Indikatoren, die keine Wechselwirkung miteinander aufweisen, oder multiplikative Aggregationen für miteinander interagierende Indikatoren angewendet (vgl. VILLA & MCLEOD 2002).

Da die Indikatoren der Landschaftsvulnerabilität von São Tomé als nichtinteragierende Einheiten charakterisiert worden sind, erfolgte die Aggregation der Faktoren linear. Die Aggregation der Vulnerabilitätsfaktoren erfolgte bis zur der Ebene der drei Hauptkomponenten der Vulnerabilität (Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität) als gewichtete Summe. Der letzte Schritt der Aggregation verlangte sowohl Addition als auch Subtraktion der Vulnerabilitätskomponenten (siehe Abb. 96). Die Visualisierung der jeweiligen Aggregationen erfolgte durch Überlagerung (Overlay) einzelner Indikatoren als Rasterlayer. Die Überschneidung räumlicher Merkmale, die mit bestimmten Störungen in Verbindung gebracht werden, und deren Aggregation zu einem Vulnerabilitätsindex führt, ist ein verbreiteter und erprobter Ansatz zur Bewertung der Vulnerabilität eines Systems (vgl. FRAZIER ET AL. 2014).



Abb. 96: Graphische Darstellung der Modellstruktur der Landschaftsvulnerabilität ($fS+U$ = Summe von Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_ped = pedologisches Eisen; ER = Erodierbarkeit; LC° = Landbedeckungsgrad; H = Hangneigung; WD = Wegenetzdichte; BD = Bevölkerungsdichte; AD = Anthropogener Druck; D = Neigung zur Degradation; LU_intens = Landnutzungsintensität; Hem = Hemerobie; Fr = Fragmentierung; Hab = Habitatrelevanz; Ex = Exponierung; AK = Anpassungskapazität; SZ = Schutzzone; S = Sensitivität; LV = Landschaftsvulnerabilität; $w1 - w4$ = Gewichte einzelner Faktoren)

Quelle: Eigene Darstellung

4.3 Erstellung und Interpretation der Modellkomponente

Einige der vulnerabilitätsbildenden Faktoren wurden aus eigenen Faktoren (Subfaktoren) gebildet und berechnet. So zum Beispiel flossen vier Parameter (Summe von Feinsand und Schluff, Grus bzw. Feinskelett, organische Bodensubstanz und pedogenes Eisen) in die Berechnung von Erodierbarkeit ein. Die Vorgehensweisen und Prozesse bei der Erstellung oder Berechnung einzelner Faktoren der Modellkomponenten werden in den folgenden Unterkapiteln erläutert.

Für die multifaktorielle Analyse bezüglich der Landschaftsvulnerabilität werden Rasterdaten benötigt, die meisten vorhandenen Geodaten lagen allerdings als Vektordaten vor. Daher wurden alle vektoriellen Indikatoren der Landschaftsvulnerabilität zu Rasterdaten mit einer Zellauflösung von 10 x 10 m (Auflösung der pangeschärften Satellitenbilder) umgewandelt. Bei der Zuordnung der Zelleninformation von Polygon zu Raster wurde die Methode maximum-combined-area eingesetzt. Damit wird der neu generierten Rasterzelle der Wert der größten Fläche des Polygons innerhalb der Zelle zugewiesen.

Die Ergebnisse wurden als pixelbasierte thematische Landschaftskarten visualisiert. Die Komponenten der Landschaftsvulnerabilität Exponierung und Sensitivität sowie Landschaftsvulnerabilität selbst wurden zusätzlich auf der Ebene der Distrikte, Subdistrikte und LULC-Klassen dargestellt. Dass die Vulnerabilität sich auf der Unterbezirksebene verändert, erkennen auch FRAZIER ET AL. 2014.

4.3.1 Einflussparameter der vierten hierarchischen Ebene des LV-Modells

Auf der untersten Ebene des hierarchisch-linearen Modells der Landschaftsvulnerabilität befinden sich die Einflussparameter Erodierbarkeit, Landbedeckung, Hangneigung, Bevölkerungsdichte sowie die Wegenetzdichte.

4.3.1.1 Erodierbarkeit – Einflussparameter der Neigung zur Degradation

Erodierbarkeit ist ein wesentliches Merkmal für die Bestimmung des Vulnerabilitätsfaktors Neigung zur Degradation. Mit Erodierbarkeit wird die „Anfälligkeit der Böden gegenüber Wassererosion bei Betrachtung der rein bodenkundlichen Eigenschaften“ verstanden (BGR

2017). Um Erodierbarkeit der Böden abschätzen zu können ist die Kenntnis über die Korngrößenzusammensetzung bzw. Bodenart notwendig.

Böden mit hohem Anteil an Grob- und Mittelsandfraktionen sowie tonreiche Böden werden als weniger gefährdet eingestuft. Aufgrund der Leichtigkeit und geringem Zusammenhalt des Gefüges zählen Böden mit hohem Anteil an Schluff- und Feinsandfraktionen zu den am meisten gefährdeten Böden gegenüber Wassererosion (vgl. BGR 2017). Außer der Kenntnis über Bodenart können auch Angaben über organische Substanz und Gehalt an pedogenem Eisen für die Bestimmung der Erodierbarkeit herangezogen werden. Geringe Gehalte an pedogenem Eisen und organischer Substanz gelten als Indizien einer schwachen Bodenbildung und begünstigen die Erosionsanfälligkeit (vgl. MIKULANE 2013). Ein höherer Anteil an Bodenskelett im Oberboden (Grus, Steine und Blöcke; Korngrößen ab 2 mm) wirkt stabilisierend und verringert die Erodierbarkeit. Insbesondere das gleichzeitige Vorkommen von Bodenskelett und Humus wirkt sich sehr positiv auf die Stabilität der Böden aus (vgl. BGR 2017).

Aufgrund anderer Schwerpunkte sowie begrenzter zeitlicher Möglichkeiten wurden im Rahmen dieser Arbeit keine Bodenproben auf der Insel eigenständig entnommen und Untersuchungen im Labor durchgeführt. Da es keine rezente bodenkundliche Studie über die Böden von São Tomé gibt, wurden die Daten der einzigen, aber sehr ausführlichen pedologischen Untersuchung (sowohl chemisch als auch physikalisch) von CARDOSO & GARCIA 1962 für die Bewertung der Erodierbarkeit aufgearbeitet, analysiert und eingesetzt. Aufgrund der gleichmäßigen klimatischen Bedingungen auf São Tomé, wird angenommen, dass keine großen Veränderungen in den Böden abgelaufen sind und die Daten für die Analyse der Erodierbarkeit geeignet sind. Für die Beurteilung der Erodierbarkeit wurde die Insel pedologisch in 35 unterschiedliche Bereiche von Bodentypen bzw. -gruppen eingeteilt. Bei mehreren gleichzeitig vorkommenden Bodentypen im selben Gebiet wurden Mittelwerte gebildet.

Bei einigen Bodeneinheiten wurden im Rahmen der bodenkundlichen Untersuchungen von CARDOSO & GARCIA 1962 nicht alle Laboranalysen durchgeführt. So zum Beispiel fehlen bei der Gruppe der kalkhaltigen Regosole (R1, Bodentyp-Nr. 23) Daten über den Gehalt von organischer Bodensubstanz (OBS) und pedogenem Eisen (Fe_{ped}). Angaben über Gehalt des Fe_{ped} fehlen auch für die Bodentypen der Alluviosole (A, Bodentyp-Nr. 1), der paraferalritischen Böden der Untergruppe F3 (Bodentyp-Nr. 7), der Lithosole der Untergruppe L4 (Bodentyp-Nr. 22) und der kalklosen Regosole (R2, Bodentyp-Nr. 24).

Bei den paraferalitären Böden der Untergruppe F3 (Bodentyp-Nr. 7) fehlt auch der Grusgehalt (G). Die fehlenden Werte können durch Algorithmen der Schätzmethoden ersetzt werden, wodurch eine Annäherung an die potentiellen Echtwerte erfolgt. Die Software SPSS Statistics bietet beispielsweise fünf Schätzmethoden zum Ersetzen fehlender Werte an (vgl. IBM):

- Zeitreihenmittelwert, SMEAN RMV Algorithmus (fehlende Werte werden durch Mittelwert der gesamten Zeitreihe ersetzt);
- Mittel der Nachbarpunkte, MEAN RMV Algorithmus (der Mittelwert der Werte, die über und unter dem fehlenden Wert positioniert sind, ersetzt den fehlenden Wert);
- Median der Nachbarpunkte, MEDIAN RMV Algorithmus (der Median der Werte, die über und unter dem fehlenden Wert positioniert sind, ersetzt den fehlenden Wert);
- Lineare Interpolation, LINT RMV Algorithmus (interpoliert werden die fehlenden Werte durch die Verwendung von dem letzten gültigen Wert vor dem fehlenden Wert und dem ersten gültigen Wert nach dem fehlenden Wert) und
- Linearer Trend am Punkt, TREND RMV Algorithmus (fehlende Werte werden durch vorhergesagte Werte einer Regression auf eine von 1 bis n skalierte Indexvariable ersetzt).

Um plausible Ergebnisse durch die Schätzmethoden erzielen zu können, muss die richtige Reihenfolge der Variablenfälle ermittelt werden. Denn je nach Fallsortierung ändern sich auch die Schätzwerte. Daher kann eine aufsteigende Sortierung nach Bodentypenfallnummern nicht in die Berechnungen übernommen werden. Um die optimale Sortierung der Fälle herauszufinden, müssen Abhängigkeiten zwischen Variablen ermittelt werden. Diese wurden durch die Korrelationen der Merkmalsvariablen nach Bravais-Pearson-Korrelationskoeffizient (p) und dem Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression bestimmt. Durch die Schätzmethoden sind fehlende Werte dreier Merkmale (Grus, pedogenes Eisen und organische Bodensubstanz) zu ersetzen. Somit sind die Abhängigkeiten dieser Merkmale von Bedeutung.

Wie aus der Tab. 17 der Korrelationsergebnisse zu erkennen ist, korreliert organische Bodensubstanz sehr stark mit organischem Kohlenstoff ($p = 0,99806$) und Stickstoff ($p = 0,94308$). Auch das Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression zeigt eine starke Abhängigkeit zwischen organischer Bodensubstanz und organischem Kohlenstoff ($R^2 = 0,99613$) sowie Stickstoff ($R^2 = 0,88940$). Da allerdings bei den kalkhaltigen Regosolen (R1, Bodentyp-Nr. 23) der Wert der organischen Bodensubstanz fehlt (daher auch der fehlende Wert des organischen Kohlenstoffs), bietet sich Stickstoff als geeigneter

Bezugspunkt für die Fallsortierung an. Auch für die Schätzung fehlender Werte des pedogenen Eisens werden die Fälle nach Stickstoff sortiert, da die Korrelation mit $p = 0,51943$ zwischen Stickstoff und pedogenem Eisen am stärksten ist. Weil Grus am stärksten mit organischem Bodensubstrat korreliert ($p = 0,51543$), werden die Variablenfälle für die Schätzung des fehlenden Grus-Wertes der paraferalitären Böden der Untergruppe F3 (Bodentyp-Nr. 7) nach der Schätzung von fehlenden Werten des organischen Materials und des pedogenen Eisens nach organischem Bodensubstrat sortiert. Das Bestimmtheitsmaß R^2 weist zwischen pedogenem Eisen und Stickstoff sowie zwischen organischem Bodensubstrat und Grus mit jeweils 0,26981 und 0,26567 einen geringeren Abhängigkeitswert auf.

Tab. 17: Ergebnisse der Bravais-Pearson Korrelation der Bodeneigenschaften mit fehlenden Werten; Farbskala von grün nach dunkelrot markiert linearen Zusammenhang von vollständig bis schwach; nicht farblich markierte Werte stellen gegensinnige lineare Zusammenhänge dar (G = Grus; U = Schluff; T = Ton; OBS = organische Bodensubstanz; Corg = organischer Kohlenstoff; N = Stickstoff; C_N = Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff; Fe_{ped} = pedogenes Eisen; pH = pH Wert; KAK_{pot} = potentielle Kationenaustauschkapazität; S = Sand)

	Tiefe	G	U	T	OBS	Corg	N	C_N	Fe _{ped}	pH	KAK _{pot}	S
Tiefe		-0,16956	-0,49807	-0,42809	-0,18992	-0,17024	-0,05987	-0,41084	-0,01560	0,05742	-0,09974	0,55552
G			-0,09859	-0,20835	0,51543	0,50909	0,40060	0,41654	0,34069	-0,05429	0,16088	0,13596
U				0,44346	-0,11997	-0,12276	-0,15010	0,24354	0,07263	-0,27404	0,12728	-0,76759
T					-0,17026	-0,18144	-0,31142	0,41432	0,10688	-0,22082	0,21125	-0,90453
OBS						0,99806	0,94308	0,51295	0,45060	-0,13409	0,23265	0,16385
Corg							0,94880	0,50656	0,45334	-0,12751	0,25023	0,17438
N								0,27241	0,51943	-0,06462	0,24490	0,28830
C_N									0,25998	-0,34129	0,20379	-0,43989
Fe _{ped}										-0,42553	0,03480	-0,10585
pH		Korrelation nach Bravais-Pearson: p									0,31264	0,28843
KAK _{pot}		gering					hoch					-0,22311
S												

Quelle: Eigene Berechnung

Nach der Sortierung wurden alle Schätzmethode durchgeführt um einen Vergleich der Ergebnisse zu ermöglichen. Aufgrund der fehlenden Fallwerte (erster oder letzter) bei einigen Variablen, wurden die fehlenden Werte durch MEAN, MEDIAN und LINT RMV Algorithmen nicht berechnet. Somit blieben zwei Schätzmethode – Zeitreihenmittelwert mit SMEAN RMV Algorithmus und Linearer Trend am Punkt mit TREND RMV Algorithmus, durch die vollständige Ergebnisse aller fehlender Werte berechnet werden könnten.

Tab. 18: Ersetzte fehlende Werte von pedogenem Eisen (Fe_{ped}), Grus (G) und organischer Bodensubstanz (OBS) bei fünf Bodentypen durch Schätzmethode der SPSS Statistics

	B.-Typ. 1; A	B.-Typ. 7; F3		B.-Typ. 22; L4	B.-Typ. 23; R1		B.-Typ. 24; R2
Schätzmethode	Fe_{ped}	Fe_{ped}	G	Fe_{ped}	OBS	Fe_{ped}	Fe_{ped}
Zeitreihenmittelwert SMEAN RMV	1,68	1,68	16,91	1,68	7,12	1,68	1,68
Linearer Trend am Punkt TREND RMV	1,80	1,69	18,05	1,24	0,29	0,85	0,90

Quelle: Eigene Berechnung

Wie aus Tab. 18 ersichtlich ist, werden durch die Schätzmethode des Zeitreihenmittelwertes keine fallspezifischen Werte berechnet, da mit dem SMEAN Algorithmus der Mittelwert der gesamten Fallwertereihe berechnet wird. Daher haben zum Beispiel alle fehlenden Werte des pedogenen Eisens den gleichen Wert (1,68). Plausiblere Ergebnisse werden durch die Anwendung des TREND Algorithmus erzeugt (siehe A 2, Anhang), da hier die fehlenden Werte durch eine Regressionsanwendung vorhergesagt werden. Und da die Sortierung der Fälle nach der stärksten Korrelation der Variablen erfolgte, ist die Fallreihenfolge begründet und nicht zufällig ausgewählt.

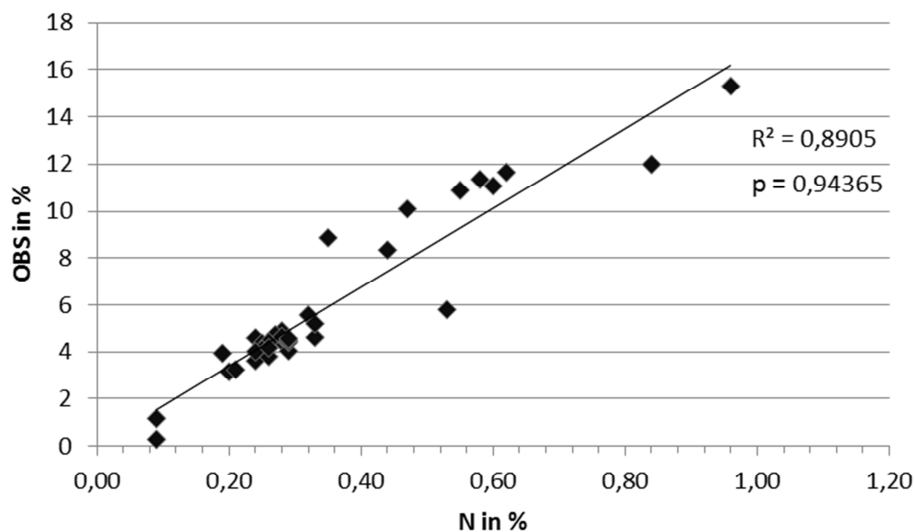


Abb. 97: Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und Stickstoff mit Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression und Bravais-Pearson Koeffizient (p) ohne fehlende Werte

Quelle: Eigene Darstellung

Durch die erneute Korrelation der Bodenmerkmale, die nun keine fehlenden Werte aufweisen, wurde zwischen organischer Bodensubstanz und Stickstoff ein Korrelationskoeffizient nach Bravais-Pearson von $p = 0,94365$ berechnet (siehe Abb. 97). Zwischen der ersten und der zweiten Korrelation ergibt sich damit eine Differenz von 0,00057. Auch mit der linearen Regression wird eine höhere Abhängigkeit von $R^2 = 0,89047$ zwischen Variablen der organischen Bodensubstanz und Stickstoff ohne fehlende Werte berechnet. Die Differenz zwischen dem ersten und dem zweiten Bestimmtheitsmaß beträgt 0,00107. Der starke Zusammenhang zwischen organischer Bodensubstanz und Stickstoff ist mit der Bindung des Stickstoffs an die organische Substanz zu erklären.

Noch größere Differenz von 0,07398 besteht zwischen Korrelationskoeffizienten von Eisen und Stickstoff, die vor ($p = 0,51943$) und nach ($p = 0,59341$) der Berechnung von Schätzwerten mit TREND ermittelt wurden, wodurch ein noch stärkerer Zusammenhang zwischen Eisen und Stickstoff bestätigt wird (siehe Abb. 98).

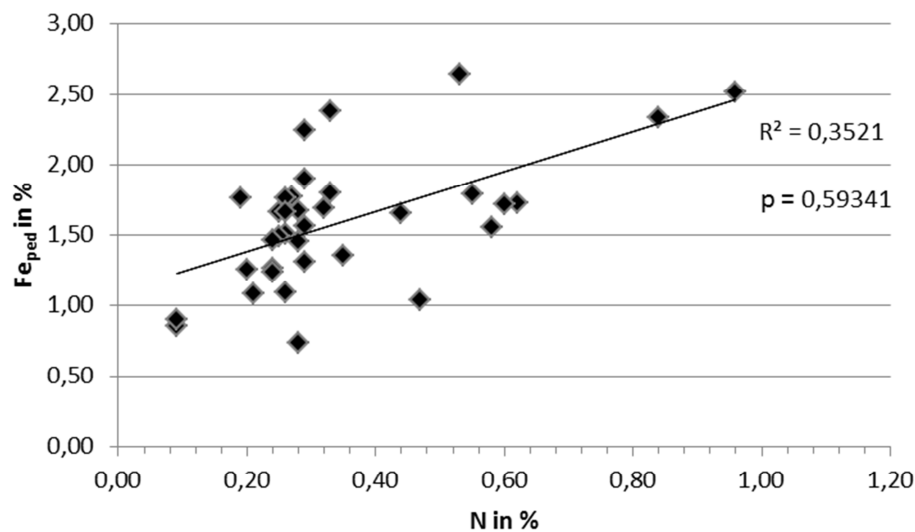


Abb. 98: Zusammenhang zwischen pedogenem Eisen und Stickstoff mit Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression und Bravais-Pearson Koeffizient (p) ohne fehlende Werte

Quelle: Eigene Darstellung

Auch der Unterschied der Bestimmtheitsmaße ohne ($R^2 = 0,26981$) und mit ($R^2 = 0,35214$) ermittelten Schätzwerten durch TREND zwischen Eisen und Stickstoff ist mit 0,08233 relativ groß, was die Wahl der Schätzmethode Linearer Trend am Punkt validiert und bekräftigt.

Durch das Clustern von Bodentypen und Bodentypengruppen wird die Zugehörigkeit und Ähnlichkeit zueinander aufgezeigt.

Tab. 19: Vergleich von Clusterergebnissen (5 Cluster) der K-Means Klassifikationsmethode mit Variablen ohne fehlende Werte: Sand, Schluff, Ton, pH-Wert, Stickstoff und Tiefe (links) und mit zusätzlichen Variablen: Grus, organische Bodensubstanz und pedogenes Eisen, deren fehlende Werte durch Schätzmethode Linearer Trend am Punkt (TREND) ersetzt wurden

Cluster	Bodentypen bzw. -gruppen (Variablen: S; U; T; pH; N; Tiefe)	Bodentypen bzw. -gruppen (Variablen: + G; OBS; Fe _{ped} (TREND))
1	24	24
2	1; 7; 20; 23; 27; 34; 35	1; 7; 20; 23; 27; 34; 35
3	6; 11; 12; 15; 17; 19; 21; 29; 33	6; 11; 12; 15; 17; 19; 21; 29; 33
4	9; 22	9; 22; 28
5	2; 3; 4; 5; 8; 10; 13; 14; 16; 18; 25; 26; 28 ; 30; 31; 32	2; 3; 4; 5; 8; 10; 13; 14; 16; 18; 25; 26; 30; 31; 32

Quelle: Eigene Darstellung

Um einen Vergleich zwischen Merkmalsclustern ohne fehlende Werte und Merkmalsclustern mit gemischten Variablen (ohne fehlende Werte und durch Schätzwerte ersetzte fehlende Werte) durchzuführen wurden die K-Means und die Hierarchische Clusteranalyse angewendet (siehe Tab. 19 und Abb. 99).

Zuerst wurden nur Variablen wie Sand, Schluff, Ton, pH-Wert, Stickstoff und Tiefe in die Klassifikationen eingebunden, um die Bodentypen bzw. Bodentypengruppen nach der Ähnlichkeit zu gruppieren. Anschließend wurden die Clusteranalysen mit den vorher klassifizierten Variablen und zusätzlich mit den Variablen Grus, organische Bodensubstanz und pedogenes Eisen, deren fehlende Werte durch die Schätzwerte des TREND Algorithmus ersetzt wurden, durchgeführt.

Die Ergebnisse der K-Means Klassifikationen beider Variablenbündel stimmen fast überein. Der einzige Unterschied wird durch die Verlagerung des Bodentyps Nr. 28 (Solos Fersialíticos Tropicais Amarelos de rochas eruptivas afaníticas) von Cluster 5 zu Cluster 4 erzeugt.

Für die hierarchische Clusteranalyse wurde die Clustermethode Verlinkung zwischen den Gruppen mit dem quadrierten euklidischen Distanzmaß eingesetzt (siehe Abb. 99). Ähnlich wie bei der K-Means Clustermethode, ändert sich die Clusterzugehörigkeit nach

der Anwendung der hierarchischen Clusterung zwischen Variablen ohne fehlende Werte und Variablen mit zusätzlichen Schätzwerten nur gering. Hier ändert der Bodentyp Nr. 12 (Solos Paraferralíticos Castanhos de rochas eruptivas afaníticas) seine Zugehörigkeit, alle anderen Bodentypen und -gruppen zeigen gleiche Zugehörigkeit.

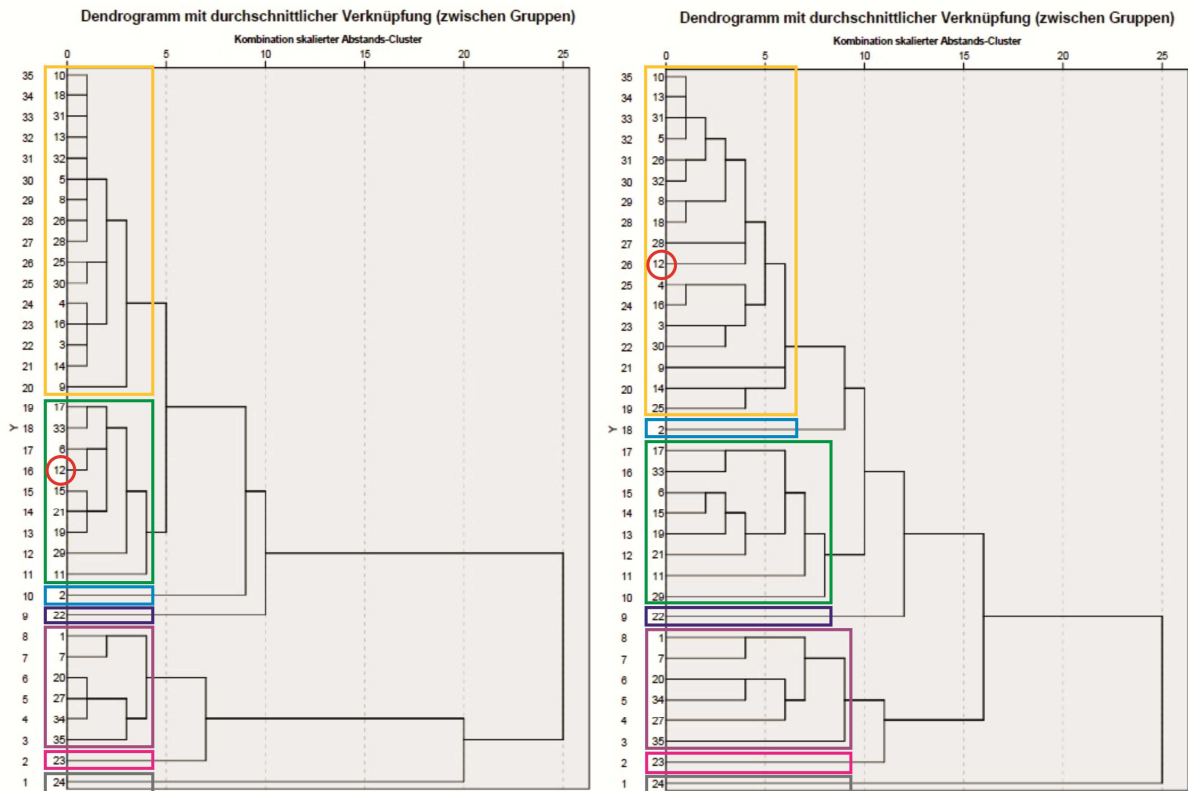


Abb. 99: Ergebnisse nach der Anwendung der hierarchischen Clustermethode (Verlinkung zwischen Gruppen), dargestellt als Dendrogramme; linke Darstellung zeigt Cluster der Variablen: S; U; T; pH; N; Tiefe; rechte Darstellung zeigt Cluster der Variablen: S; U; T; pH; N; Tiefe und Schätzwerte von G; OBS; Feped nach TREND

Quelle: Eigene Darstellung

Im Allgemeinen weisen die Böden von São Tomé einen mittleren bis hohen Anteil an Feinsand und Schluff auf (siehe Abb. 100). Die durchschnittliche Zahl der feinen Bodenfraktionen (Feinsand + Schluff) beträgt 50,27 % (siehe Abb. 100; Abb. 102). Die Grafik der Korngrößenzusammensetzung (siehe Abb. 100) zeigt auch, dass die Böden einen sehr geringen Anteil an Grob- und Mittelsand aufweisen, dagegen einen höheren Anteil an Ton. Die insgesamt hohen prozentualen Mengen an Feinfraktionen (Ton, Schluff, Feinsand) in den Böden ist das Ergebnis intensiver Bodenbildungsprozesse, die aufgrund

der klimatischen Verhältnisse sehr begünstigt sind. Tiefgreifende chemische und physikalische Verwitterung findet ganzjährig auf São Tomé statt, wodurch eine intensive Zerkleinerung und Zersetzung der Partikel zu einem hohen Gesamtanteil an Feinfraktion in den Böden führt.

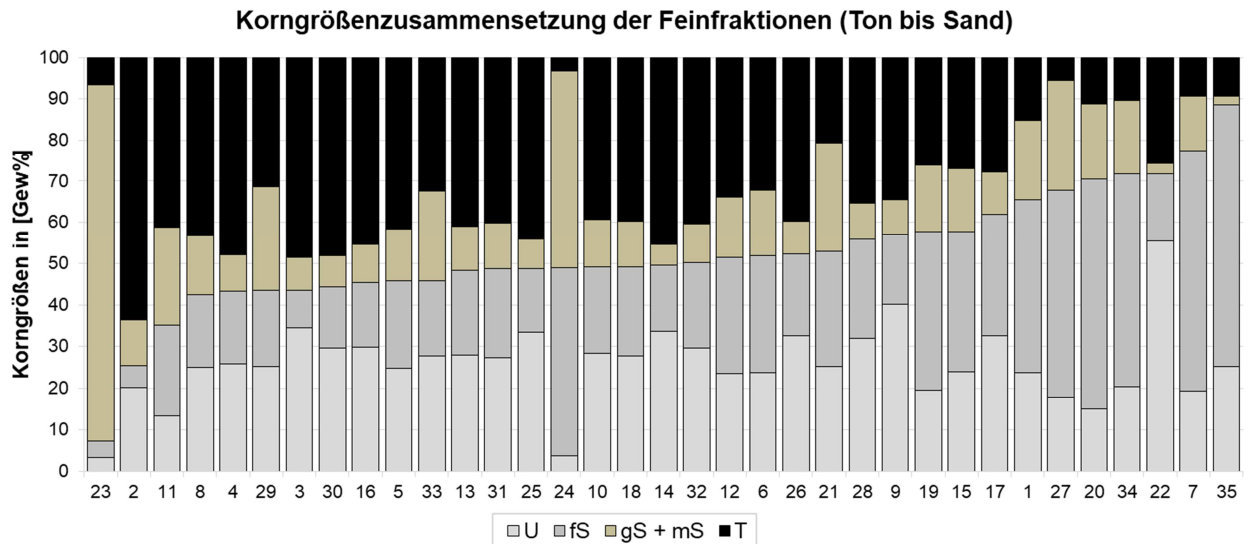


Abb. 100: Korngrößenzusammensetzung der Feinfraktionen (Ton bis Sand) verschiedener Bodentypenvergesellschaftungen (1 – 35) auf São Tomé, in Gew% (T = Ton; gS = Grobsand; mS = Mittelsand; fS = Feinsand; U = Schluff), sortiert aufsteigend nach Anteil der Summe von Feinsand und Schluff

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Zur Abschätzung der Erodierbarkeit wurden vier aussagekräftige Indikatoren (Summe von Feinsand und Schluff, Grus, organische Bodensubstanz und pedogenes Eisen) herangezogen, die in folgenden Grafiken in jeweils fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks) sowie nach linearer (Summe von Feinsand und Schluff) bzw. inverser linearer (Grus, organische Bodensubstanz, pedogenes Eisen) Standardisierung eingeteilt und räumlich dargestellt sind (siehe Abb. 101; Abb. 104; Abb. 107 und Abb. 108). Bei allen Indikatoren außer der Summe von Feinsand und Schluff bedeuten geringere Fallwerte höhere Skalenwerte, was auf eine stärkere Erodierbarkeit hindeutet.

Der höchste prozentuale Anteil an Summe von Feinsand und Schluff beträgt 88,5 %. Diese Böden befinden sich auf kleineren zusammenhängenden Flächen auf der Nord- und Südhälfte von São Tomé und säumen die Flussläufe (siehe Abb. 101, links).

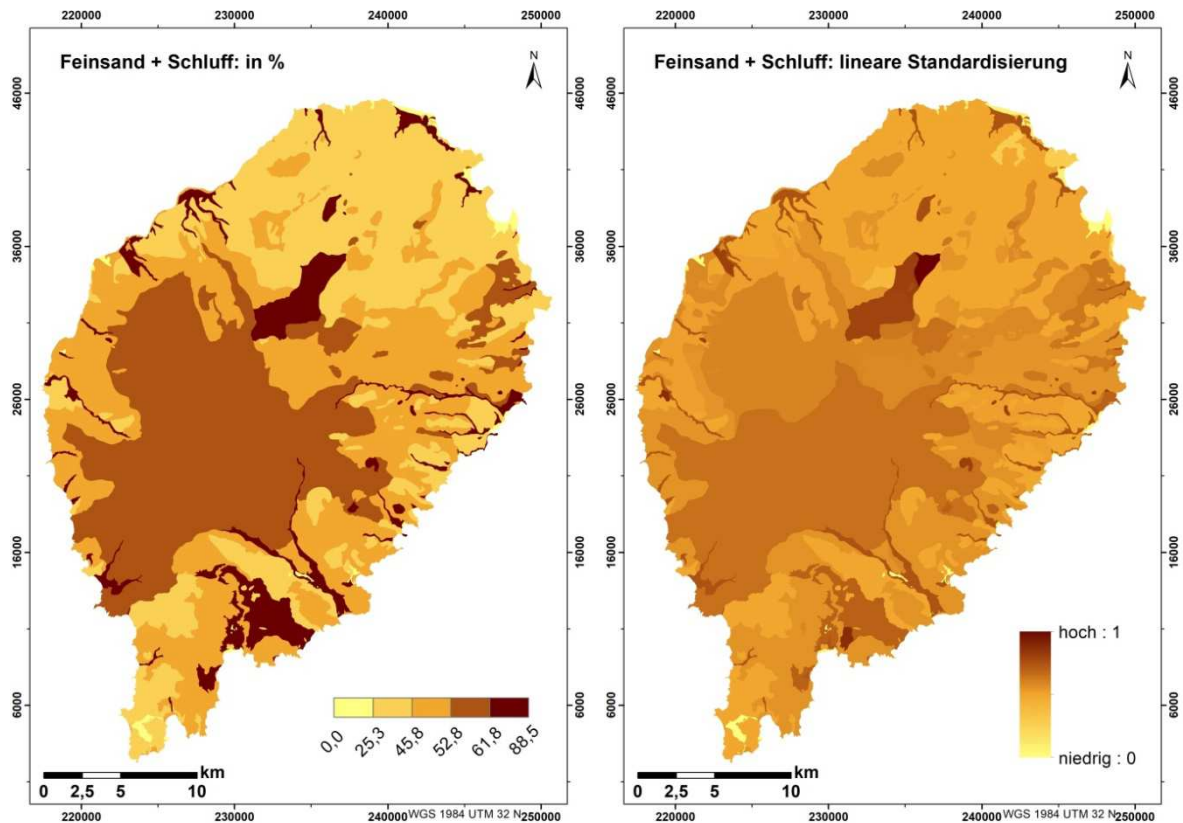


Abb. 101: Summe der Feinsand- und Schlufffraktionen in Oberböden in Prozent, klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen, Jenks (siehe Abb. 102) in fünf Klassen (links) und dimensionslose Werte nach linearer Standardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum: 1 = höchste Erodierbarkeit; 0 = niedrigste Erodierbarkeit (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Die Werte der Summe von Feinsand und Schluff wurden durch eine lineare Funktion auf eine Skala von 0 bis 1 standardisiert (siehe Abb. 101, rechts). Da Böden mit einem höheren Anteil an Feinsand und Schluff zu einer höheren Erodierbarkeit neigen, deuten Werte, die näher an 1 auf der Skala liegen, auf eine höhere Erodierbarkeit hin. Die meisten Böden von São Tomé bezüglich der Summe von Feinsand und Schluff deuten auf eine mittlere Erodierbarkeit hin. Ganz kleine Flächen neigen auch zur stärkeren Erodierbarkeit, das zentral-südliche Areal der Insel findet sich in etwas höhere Bereiche auf der linearen Skala, was auf eine höhere Erodierbarkeit als der Durchschnitt hinweist.

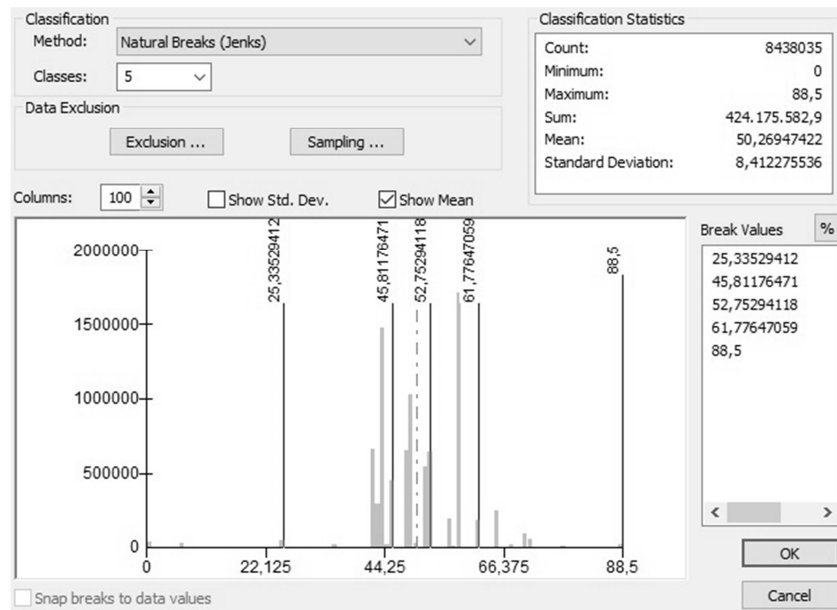


Abb. 102: Klassifizierung der Summe von Feinsand und Schluff in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 101, links dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Wenn die Erodierbarkeit nur in Abhängigkeit von der Bodenart bewertet wird (vgl. BGR 2017), werden die meisten Böden von São Tomé mit einer geringen bis mittleren Erodierbarkeit gekennzeichnet, nur wenige Böden zeichnen sich durch eine sehr geringe oder hohe Erodierbarkeit aus (siehe Abb. 103). Die Deutung der Erodierbarkeit mittels Dreieck der Bodenart ähnelt den Erkenntnissen, die nach der Standardisierung der Werte der Summe von Feinsand und Schluff festzustellen sind. Aus beiden Vorgehens- bzw. Sichtweisen werden die meisten Böden auf São Tomé aus der Betrachtung der Summe von Feinsand und Schluff mit einer mittleren Erodierbarkeit bezeichnet.

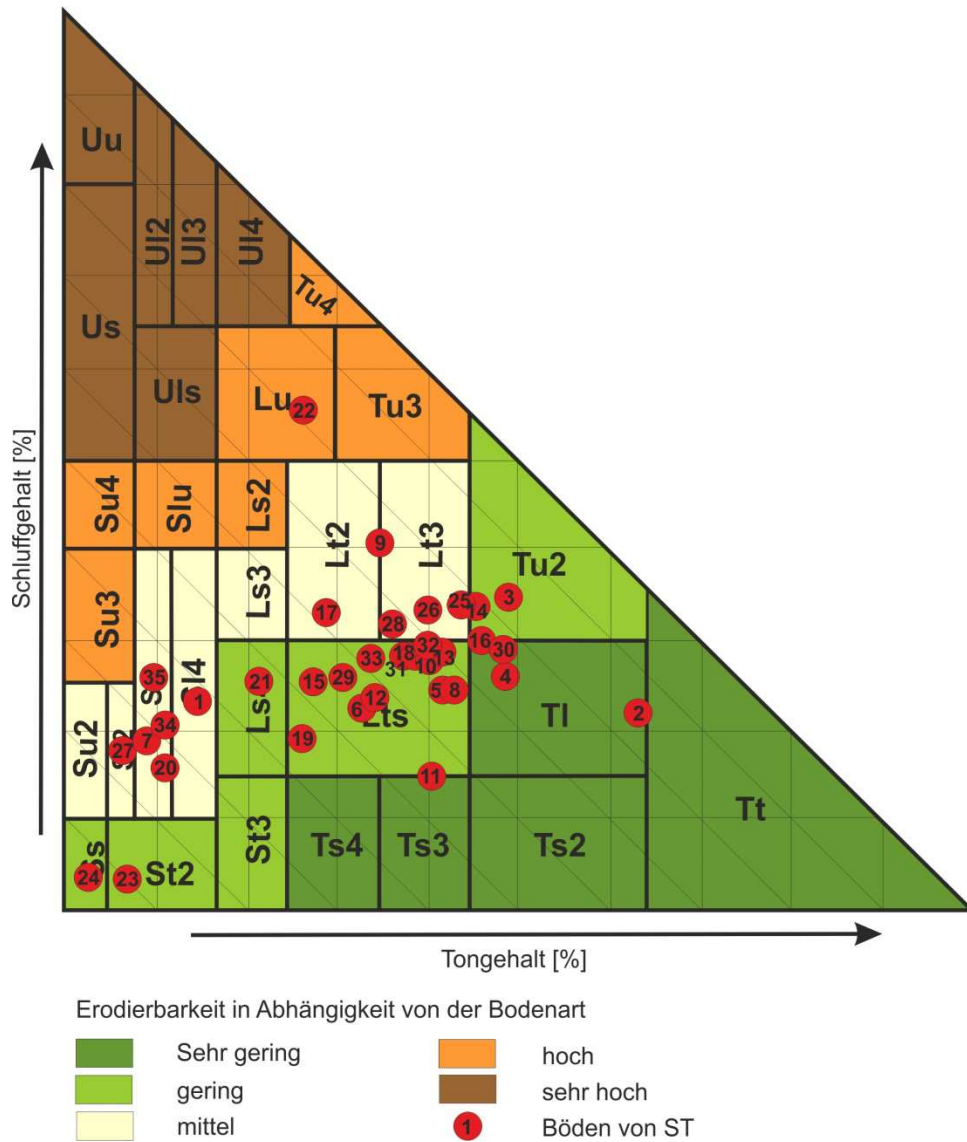


Abb. 103: Erodierbarkeit der Böden in Relation zu Bodenart, Bodentypenvergesellschaftungen (1 – 35) von São Tomé sind mit roten Kreisen innerhalb des Korngrößendreiecks dargestellt (L = Lehm; S = Sand; T = Ton; U = Schluff)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage Bodenartsdreieck: BGR 2017; Datengrundlage Böden von São Tomé: CARDOSO & GARCIA 1962

Anders als beim Faktor Summe von Feinsand und Schluff, wo die höchsten Werte auf höhere Erodierbarkeit hinweisen, üben höhere Grusanteile in Böden hemmenden Einfluss auf die Erodierbarkeit aus. Daher wurde der Faktor Grus mit einer inversen linearen Funktion standardisiert (siehe Abb. 104, rechts). Damit werden die Böden mit den geringsten Gehalten an Feinskelettanteilen mit den höchsten Werten (1 = höchste

Erodierbarkeit; 0 = niedrigste Erodierbarkeit) auf der standardisierten dimensionslosen Skala ausgezeichnet und umgekehrt.

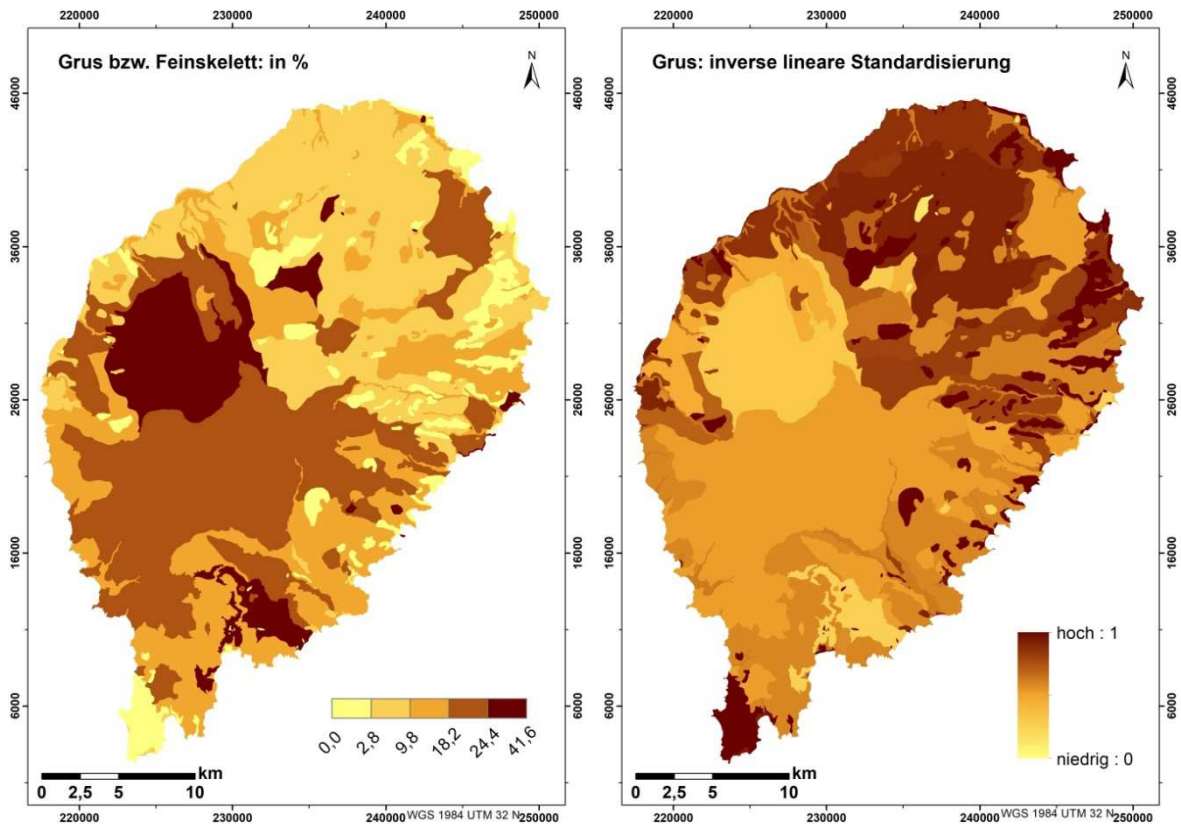


Abb. 104: Anteile an Grus bzw. Feinskelett (Korngrößen 2 – 63 mm) in Oberböden; klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen, Jenks (siehe Abb. 105) in fünf Klassen (links) und dimensionslose Werte nach inverser linearer Standardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum: 1 = höchste Erodierbarkeit; 0 = niedrigste Erodierbarkeit (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Die räumlich differenzielle Darstellung des Feinskelettes (siehe Abb. 104, links) zeigt, dass die ackerbaulich intensiver genutzten nördlichen und nordöstlichen Bereiche der Insel einen geringeren Gehalte an Grus aufweisen und somit eine höhere Neigung zur Degradation vermuten lassen. Der Mittelwert der Grusfraktion aller Böden beträgt 14,84 % (siehe Abb. 105). Den höchsten Gehalt an Grus mit 41,6 % weisen die Böden mit der größten zusammenhängenden Fläche im zentral-westlichen Bereich um den Pico de São Tomé und um andere hohe Gipfel in diesem Areal auf.

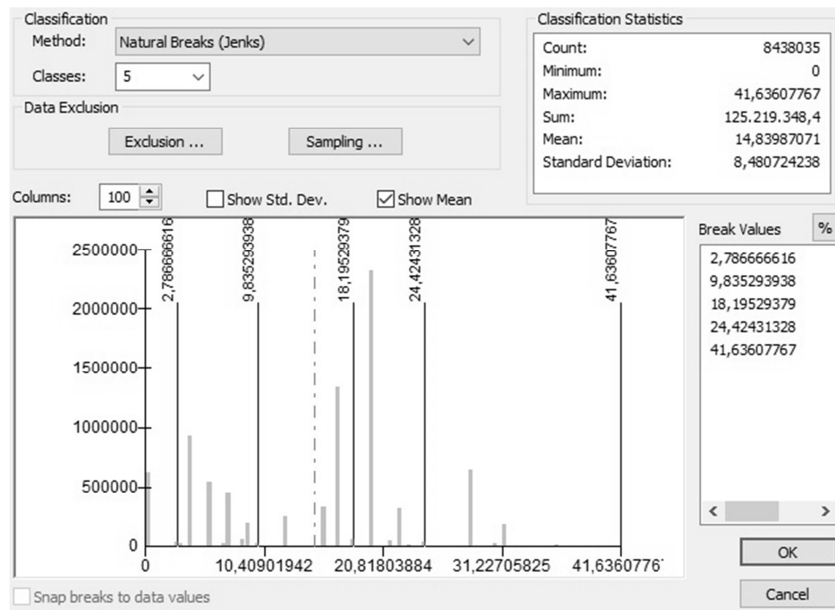


Abb. 105: Klassifizierung der Grusfraktion in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 104, links dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Auch die organische Bodensubstanz wurde mittels natürlicher Unterbrechungen für die visuelle Darstellung klassifiziert (siehe Abb. 106 und Abb. 107, links) und mit inverser linearer Funktion standardisiert (siehe Abb. 107, rechts).

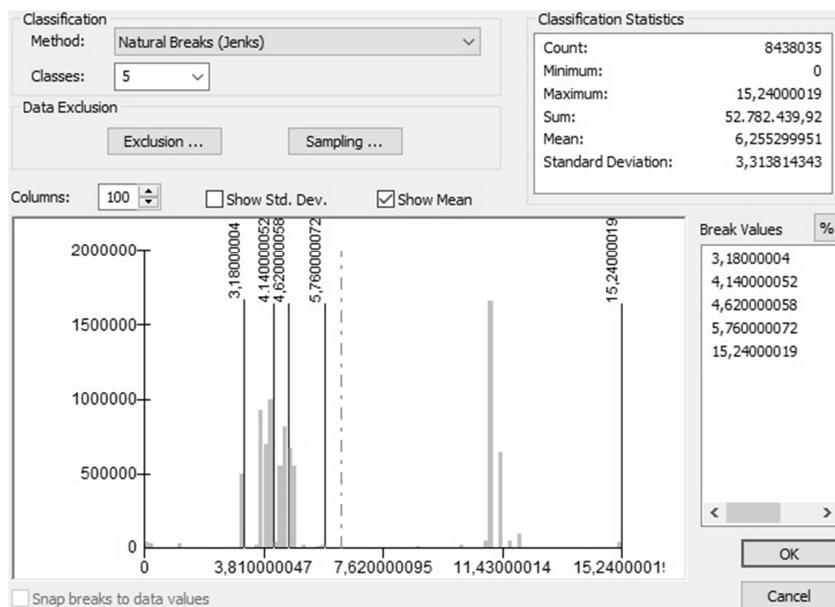


Abb. 106: Klassifizierung von organischer Bodensubstanz in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 107 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

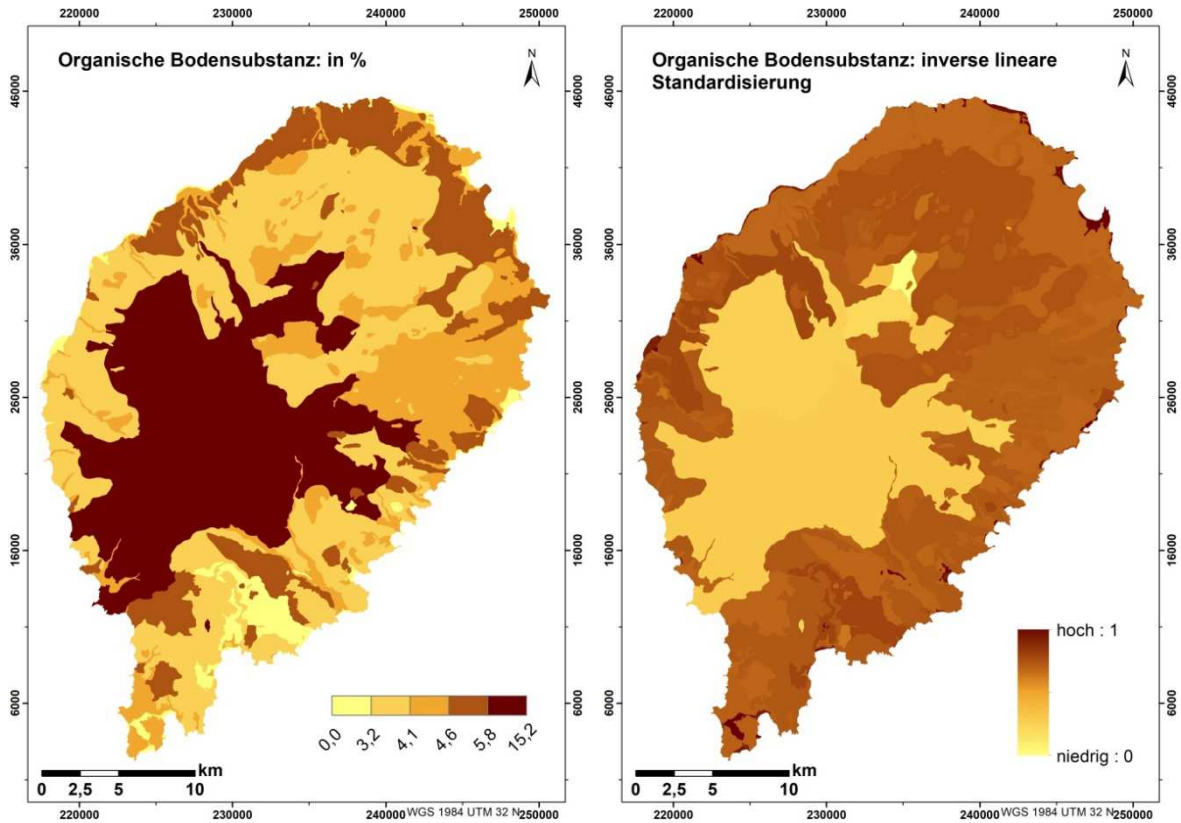


Abb. 107: Prozentualer Anteil der organischen Bodensubstanz in Böden von São Tomé; klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen, Jenks (siehe Abb. 106) in fünf Klassen (links) und dimensionslose Werte nach inverser linearer Standardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum: 1 = höchste Erodierbarkeit; 0 = niedrigste Erodierbarkeit (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Ähnlich wie bei Feinskelett üben höhere Anteile an organischem Material eine dämpfende Wirkung auf die Erodierbarkeit der Böden aus. Die höchsten Anteile von 15,2 % an organischer Bodensubstanz weisen die Böden im zentralen Bereich von São Tomé auf (siehe Abb. 107, links). Größtenteils befinden sich auf diesen Böden die ältesten Wälder der Insel (inklusive Primärwald), die weitestgehend nur geringen anthropogenen Einflüssen unterliegen. Durch die dichte Vegetationsdecke ist eine reichliche Zufuhr der organischen Substanz in den Böden permanent vorhanden und aufgrund der seltenen anthropogenen Interventionen verbleibt das organische Material auch in den Böden. Die geringsten Anteile an organischer Substanz weisen Böden einer kleineren zusammenhängenden Fläche im Süden auf. Geringer Gehalt organischen Materials ist auch in Böden großer Flächen auf der nördlichen Inselhälfte, im Westen sowie vom Süden bis Südwesten gemessen worden.

Die Werte des vierten Parameters der Erodierbarkeit – des pedogenen Eisens, werden ebenfalls mit inverser linearer Funktion standardisiert (siehe Abb. 108, rechts), da auch der höhere Anteil dieses Elements in Böden zur Stabilisierung führt, was wiederum die Erodierbarkeit schwächt. Die niedrigsten Anteile an pedogenem Eisen weisen Böden im Bereich der Savanne im nördlichen Teil der Insel sowie die direkt angrenzenden Böden südlich davon auf (siehe Abb. 108, links). Der Mangel an pedogenem Eisen steht hier in Zusammenhang mit der geringeren Bodenbildung, was aufgrund der klimatischen Gegebenheiten in diesem Bereich von São Tomé kennzeichnend ist. Die höchsten Gehalte an pedogenem Eisen von 1,9 bis 2,6 % wurden in Böden auf der nördlichen Inselhälfte in zwei mittleren zusammenhängenden Arealen gemessen. Der durchschnittliche Gehalt an Fe_{ped} beträgt 1,51 % (siehe Abb. 109).

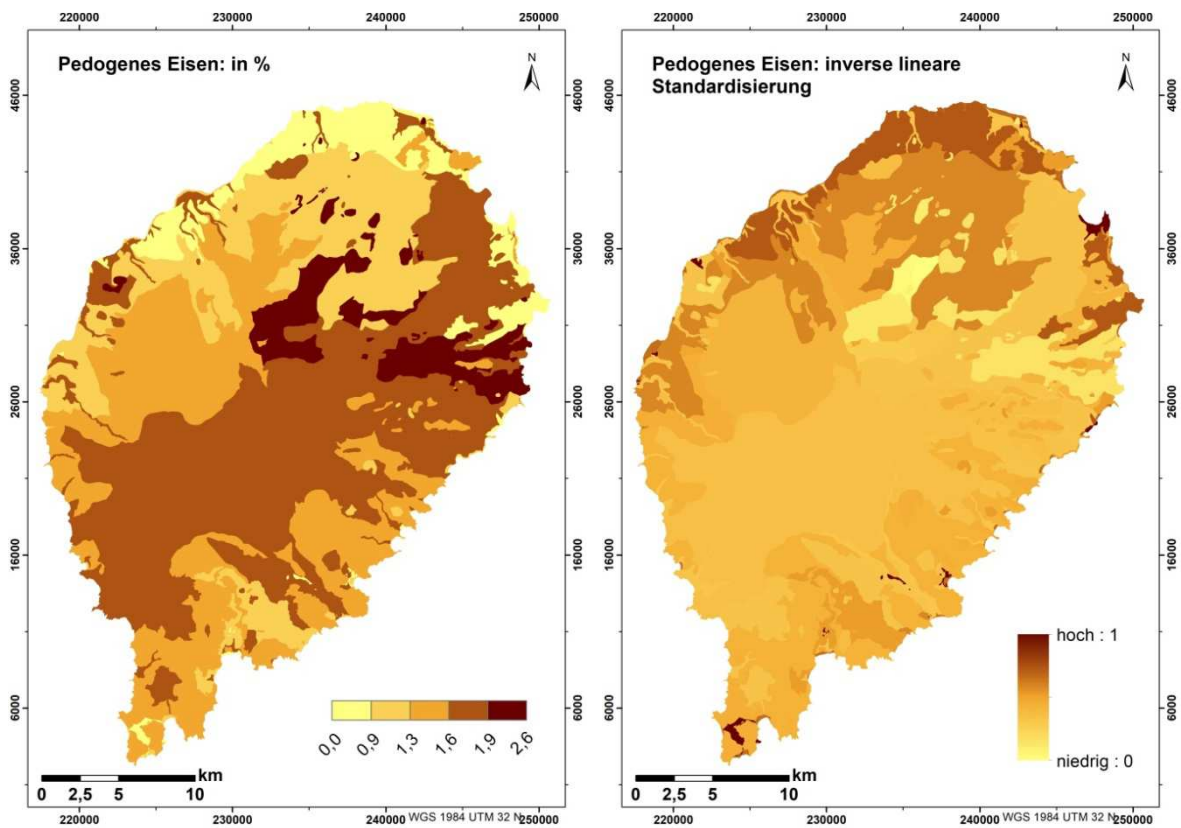


Abb. 108: Prozentualer Anteil des pedogenen Eisens in Böden von São Tomé; klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen, Jenks (siehe Abb. 109) in fünf Klassen (links) und dimensionslose Werte nach inverser linearer Standardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum: 1 = höchste Erodierbarkeit; 0 = niedrigste Erodierbarkeit (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

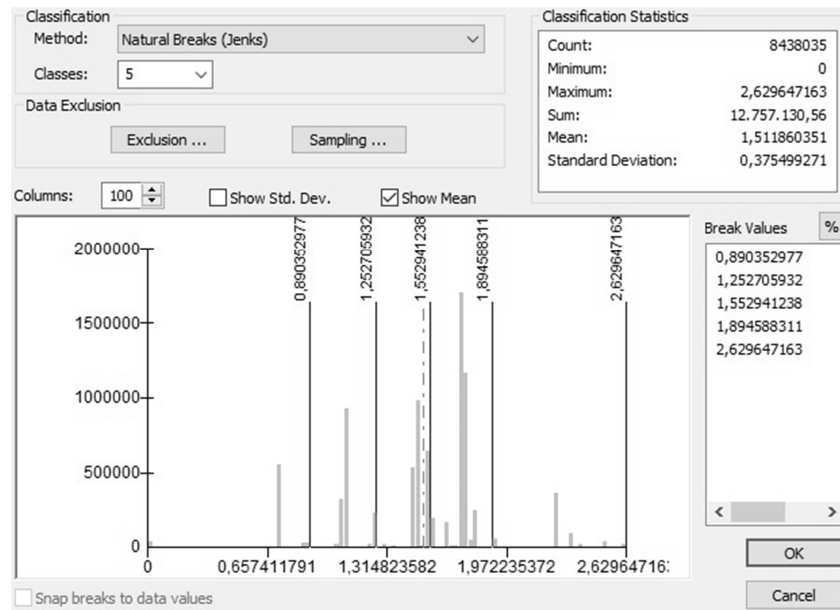


Abb. 109: Klassifizierung des pedogenen Eisens in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 108, links dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Wenn alle vier Komponenten nach ihren prozentualen Anteilen innerhalb des Faktors Erodierbarkeit dargestellt werden (siehe Abb. 110), ist die Dominanz der Summe von Feinsand und Schluff bei den meisten Böden eindeutig.

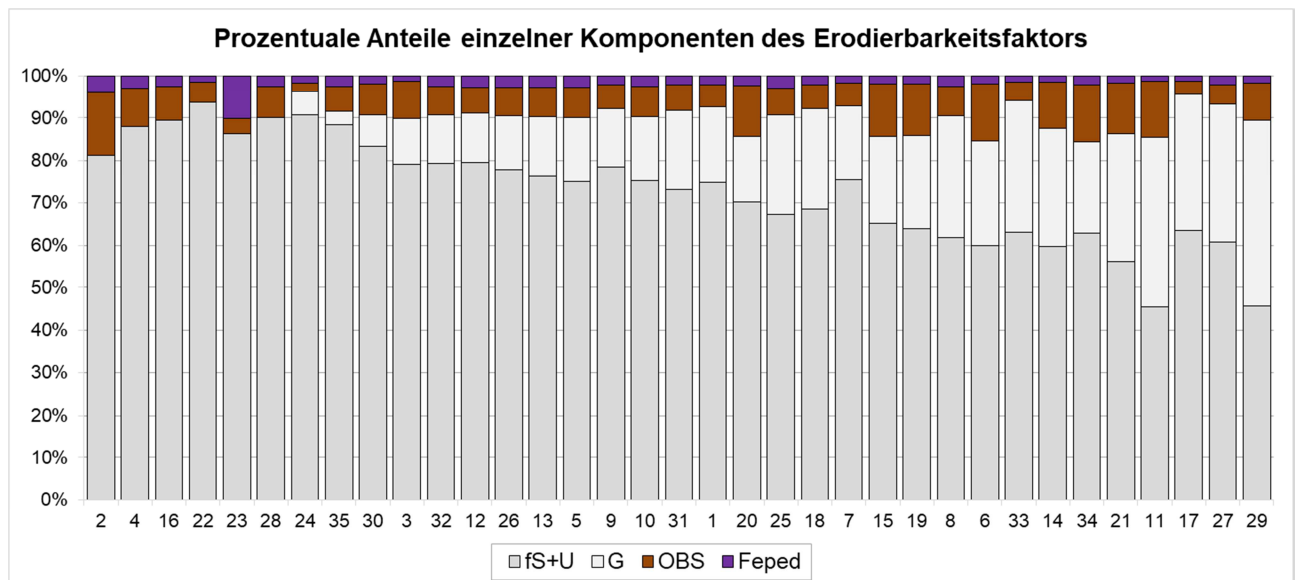


Abb. 110: Prozentuale Anteile der einzelnen Komponenten des Erodierbarkeitsfaktors (Summe von Feinsand und Schluff (fS+U), Grus (G), organische Bodensubstanz (OBS) sowie pedogenes Eisen (Fe_{ped})) je Bodentyp bzw. -gruppen (1 – 35), sortiert nach Anteil an Grus

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Ein Sechstel der Böden weisen einen sehr feinkörnigen Charakter auf, diese sind dennoch mit organischer Bodensubstanz und pedogenem Eisen gekennzeichnet. Aufgrund der fehlenden Großfraktion bzw. Grus, ist hier von einer höheren Erodierbarkeit auszugehen. Ein gutes Drittel zeigt sehr stabile Verhältnisse, da diese Böden durch größere Anteile an Grobboden ausgezeichnet sind. Einem weiteren Drittel können mittlere Verhältnisse bezüglich Substraktstabilität zugewiesen werden. Diese Beobachtungen harmonisieren wiederum mit den Erkenntnissen aus der Bewertung der Erodierbarkeit mittels Dreieck der Bodenart.

Aufgrund der unterschiedlichen Einflussstärken auf die Erodierbarkeit, wurden allen vier Subfaktoren nach der linearen Skalierung die relativen Prioritäten und Gesamtgewichte bezüglich der Wichtigkeit für die Erodierbarkeit durch das paarweise Vergleichen nach SAATY 1977 ermittelt. Der Prozess des paarweisen Vergleichs wurde sowohl computergestützt mittels der Erweiterung extAHP 2.0 (entwickelt von Oswald Marinoni) für ArcGIS von ESRI als auch manuell durchgeführt.

Nachfolgend wird in Anlehnung an MU & PEREYRA-ROJAS 2017 der manuelle Prozess des paarweisen Vergleichs und die Entwicklung der einzelnen Gewichte für die Faktoren der Erodierbarkeit sowie die Prüfung der Validität der relativen Prioritäten bzw. Gewichte durch die Berechnung von größtem Eigenwert (λ_{\max}) und des Konsistenzverhältnisses (CR = Consistency Ratio) dargestellt. Zum Vergleich mit manuell berechneten Gewichten und Prüfwerten werden computergestützte Ergebnisse des AHP-Prozesses dargestellt, da in der Regel kleine Abweichungen zwischen beiden Vorgehensweisen immer vorhanden sind.

Im ersten Schritt bei der Bewertung einzelner Subfaktoren in Bezug auf den Faktor Erodierbarkeit wird die von Saaty entwickelte Skala von eins bis neun eingesetzt (siehe Tab. 15, Kapitel 4.2.3 „Mathematisches Modell der Landschaftsvulnerabilität“) und relative Gewichte bzw. Prioritäten festgelegt. Aus allen Faktoren werden Paare gebildet und diese miteinander angesichts der Priorität bzw. der Wichtigkeit auf das übergeordnete Ziel bewertet. Mit eins wird beispielsweise ein Paar bewertet, das gleiche Wichtigkeit gegenüber dem übergeordneten Ziel aufweist. Daher wird fS+U im Vergleich mit fS+U, G mit G usw. immer mit eins bewertet. Es handelt sich hier um einen und denselben Faktor. Mit eins können aber auch verschiedene Faktoren bewertet werden, wenn diese tatsächlich keinen unterschiedlichen Einfluss auf das übergeordnete Ziel aufweisen.

Im Fall der Erodierbarkeit haben alle vier Subfaktoren im paarweisen Vergleich verschiedene Skalenwerte zugewiesen bekommen (siehe Tab. 20). Beispielsweise zeigt der Faktor fS+U eine absolute Priorität im Vergleich mit Fe_{ped} in Bezug auf die Erodierbarkeit,

daher wird dieser paarweise Vergleich mit der höchsten Zahl (neun) der Skala bewertet. Grus dagegen zeigt sich im Vergleich mit organischer Bodensubstanz nur leicht wichtiger und wird mit der Zahl zwei bewertet. Das Vergleichen von Faktoren erfolgt immer nur von einem zum anderen Faktor, wie z. B. fS+U mit G, das umgekehrte Vergleichen erfolgt automatisch – das Paar bekommt den reziproken Wert. Wenn beim paarweisen Vergleich zwischen fS+U mit G ein Skalenwert von fünf vergeben worden ist, dann wird bei dem Vergleich von G mit fS+U automatisch der Wert von 1/5 eingetragen.

Tab. 20: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit nach SAATY 1977 (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe _{ped}
fS+U	1	5	6	9
G	1/5	1	2	5
OBS	1/6	1/2	1	5
Fe _{ped}	1/9	1/5	1/5	1

Quelle: Eigene Berechnung

Somit ist es notwendig, in der Matrix nur die Hälfte der paarweisen Vergleiche durchzuführen, die umgekehrten Vergleiche bekommen automatisch die reziproken Werte.

Nachdem die relativen Prioritäten für die einzelnen Faktoren durch das paarweise Vergleichen festgelegt worden sind, erfolgt die Berechnung von deren Gesamtprioritäten bzw. -gewichten. Dafür werden zuerst die relativen Prioritäten in Dezimalzahlen umgewandelt und je Spalte aufsummiert (siehe Tab. 21).

Tab. 21: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren der Erodierbarkeit (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe _{ped}
fS+U	1,000	5,000	6,000	9,000
G	0,200	1,000	2,000	5,000
OBS	0,167	0,500	1,000	5,000
Fe _{ped}	0,111	0,200	0,200	1,000
Summe	1,478	6,700	9,200	20,000

Quelle: Eigene Berechnung

Ferner werden die einzelnen Bewertungsintensitäten durch deren korrespondierenden Summenwert dividiert, um eine Normalisierung der Matrix zu erzielen (siehe Tab. 22).

Tab. 22: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren der Erodierbarkeit (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}
fS+U	0,677	0,746	0,652	0,450
G	0,135	0,149	0,217	0,250
OBS	0,113	0,075	0,109	0,250
Fe_{ped}	0,075	0,030	0,022	0,050

Quelle: Eigene Berechnung

Anschließend wird die Berechnung der Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Faktoren durchgeführt. Dafür werden die normalisierten Werte jedes Faktors nach horizontaler Zugehörigkeit aufsummiert und nachfolgend durch die Zahl der Gesamtfaktoren dividiert, z. B. die Gewichtsbildung für den Faktor fS+U erfolgt folgendermaßen: $(0,677 + 0,746 + 0,652 + 0,450)/4 = 0,631$ (siehe Tab. 23).

Tab. 23: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}	Gewicht
fS+U	0,677	0,746	0,652	0,450	0,631
G	0,135	0,149	0,217	0,250	0,188
OBS	0,113	0,075	0,109	0,250	0,137
Fe_{ped}	0,075	0,030	0,022	0,050	0,044

Quelle: Eigene Berechnung

Zur Präsentation von Ergebnissen bietet sich nach Empfehlung von MU & PEREYRA-ROJAS 2017 an, eine Tabelle der einzelnen Bewertungsintensitäten bzw. der relativen Gewichte zusammen mit berechneten Gesamtgewichten darzustellen (siehe Tab. 24).

Tab. 24: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}	Gewicht
fS+U	1,000	5,000	6,000	9,000	0,631
G	0,200	1,000	2,000	5,000	0,188
OBS	0,167	0,500	1,000	5,000	0,137
Fe_{ped}	0,111	0,200	0,200	1,000	0,044

Quelle: Eigene Berechnung

Für den stärksten und aussagekräftigsten Indikator – der Summe aus Feinsand und Schluff, wurde mittels manueller Prioritätenberechnung ein Gesamtgewicht von 0,631 ausgerechnet. Das Ergebnis der computergestützten Rechenprozesse ergab für fS+U ein Gesamtgewicht von 0,645. Ein sehr geringer Unterschied von 0,003 zwischen beiden Vorgehensweisen der Gewichtsermittlung entstand für den zweitwichtigsten Faktor Grus – ein manuell errechnetes Gesamtgewicht für G beträgt 0,188, das computergestützt berechnete Gesamtgewicht beläuft sich auf 0,185. Die ermittelten Gesamtgewichte für die organische Bodensubstanz weisen eine etwas höhere Differenz von 0,009 auf. Das manuell berechnete Gesamtgewicht beträgt 0,137, das computergestützte dagegen 0,128. Das geringste Gesamtgewicht auf den Faktor Erodierbarkeit übt der Subfaktor pedogenes Eisen aus. Auch der Unterschied zwischen beiden Gewichtsermittlungsverfahren von 0,002 erweist sich als der geringste – das manuell berechnete Gesamtgewicht beträgt 0,044 und die computergestützte Priorität liegt bei einer Zahl von 0,042.

Tab. 25: Gesamtgewichte der Subfaktoren der Erodierbarkeit als Multiplikationsfaktoren (fS+U = Summe aus Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_{ped} = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}
Faktorengewichte	0,631	0,188	0,137	0,044
fS+U	1,000	5,000	6,000	9,000
G	0,200	1,000	2,000	5,000
OBS	0,167	0,500	1,000	5,000
Fe_{ped}	0,111	0,200	0,200	1,000

Quelle: Eigene Berechnung

Der Ausgangspunkt für die Ermittlung des Konsistenzindex ist die Tab. 25 mit den Bewertungsintensitäten und den berechneten Gesamtgewichten einzelner Faktoren. Die ermittelten Gewichte zusammen mit den Bewertungsintensitäten werden für das Errechnen von λ_{\max} eingesetzt. Als erstes werden die berechneten Gesamtgewichte als Multiplikationsfaktoren für Faktorenpalten eingesetzt.

Durch Multiplikation der Bewertungsintensitäten jeweiliger Faktoren erfolgte die Generierung gewichteter Spalten (siehe Tab. 26).

Tab. 26: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Erodierbarkeit – gewichtete Spalten (*fS+U* = Summe aus Feinsand und Schluff; *G* = Grus; *OBS* = organische Bodensubstanz; *Fe_{ped}* = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}
fS+U	0,631	0,940	0,822	0,396
G	0,126	0,188	0,274	0,220
OBS	0,105	0,094	0,137	0,220
Fe_{ped}	0,070	0,038	0,027	0,044

Quelle: Eigene Berechnung

Nachdem die einzelnen Faktoren in Spalten mit den Gesamtgewichten multipliziert wurden, erfolgte die Bildung gewichteter Summen durch Zeilenaufsummierung (siehe Tab. 27).

Tab. 27: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren der Erodierbarkeit für die Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert); (*fS+U* = Summe aus Feinsand und Schluff; *G* = Grus; *OBS* = organische Bodensubstanz; *Fe_{ped}* = pedogenes Eisen)

Erodierbarkeit	fS+U	G	OBS	Fe_{ped}	gewichtete Summe
fS+U	0,631	0,940	0,822	0,396	2,789
G	0,126	0,188	0,274	0,220	0,808
OBS	0,105	0,094	0,137	0,220	0,556
Fe_{ped}	0,070	0,038	0,027	0,044	0,179

Quelle: Eigene Berechnung

Anschließend erfolgte die Division gewichteter Summen einzelner Subfaktoren der Erodierbarkeit durch deren Gesamtgewichte (Faktorengewichte). Die einzelnen Ergebnisse

wurden darauffolgend aufsummiert und letztendlich durch die Anzahl der Fälle dividiert (siehe Tab. 28).

Tab. 28: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Erodierbarkeit für die Ermittlung des Konsistenzindex

Faktoren	Gewichtete Summe	Faktorengewichte	
fS+U	2,789/	0,631 =	4,420
G	0,808/	0,188 =	4,298
OBS	0,556/	0,137 =	4,058
F _e _{ped}	0,179/	0,044 =	4,068
		Summe	16,844
		$\lambda_{\max} = \text{Summe} / \text{Fälle}$	4,211

Quelle: Eigene Berechnung

Der manuell ausgerechnete Wert von λ_{\max} (4,211) weist einen sehr geringen Unterschied von λ_{\max} auf, was computergestützt ermittelt wurde (4,207).

Nachdem der Wert von λ_{\max} ermittelt wurde, erfolgte die Berechnung von CI:

$$CI = (4,211 - 4)/(4 - 1) = 0,211/3 = 0,07$$

Je nach Faktorenanzahl in der Matrix wurde der entsprechende RI-Wert aus der Tab. 29 von Saaty für die CR Berechnung entnommen. Im Fall der Erodierbarkeit wurde der RI-Wert für vier Fälle (0,900) für die Berechnung von CR eingesetzt.

Tab. 29: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Letztendlich wurde der CR-Wert ausgerechnet:

$$CR = \frac{0,070}{0,900} = 0,077$$

Der manuell berechnete CR-Wert von 0,077 stimmt mit dem computergestützt ausgerechneten Wert (0,077) vollständig überein. Der Wert des Konsistenzverhältnisses ist nach SAATY 1977 anzunehmen und dementsprechend weist er auf Eignung der Gewichte hin, wenn dieser unter 0,10 liegt. Überschreitet der CR-Wert die Schwelle von 0,10, soll die Matrix des paarweisen Vergleichs überarbeitet werden. Im Fall der Erodierbarkeit mit CR-Wert von 0,077 sind die Matrix und die daraus resultierenden Faktorengewichte valid.

Die Berechnung der Konsistenzgüte (KG) für die Subfaktoren der Erodierbarkeit durch qualitativen statistischen Test nach SAATY 1977 ergab einen Wert von 0,187. Dieser liegt deutlich unter dem Grenzwert von 1,00 und weist auf eine gute Konsistenz der Faktorengewichte hin.

$$KG = (0,07/2)^{1/2} = (0,035)^{0,5} = 0,187$$

Nachdem die Gesamtgewichte aller Erodierbarkeit beeinflussenden Komponenten ermittelt worden sind, wurde der Faktor Erodierbarkeit anschließend aus den vier Subfaktoren nach folgender Formel mittels gewichteter Summe gebildet (siehe Abb. 111):

$$ER = ((fS + U) \times w_1) + (G \times w_2) + (OBS \times w_3) + (Fe_{ped} \times w_4)$$

<i>ER</i>	= Erodierbarkeit
<i>fS+U</i>	= Summe von Feinsand und Schluff
<i>G</i>	= Grus bzw. Feinskelett
<i>OBS</i>	= Organische Bodensubstanz
<i>Fe_{ped}</i>	= Pedogenes Eisen
<i>w</i>	= Faktorengewicht

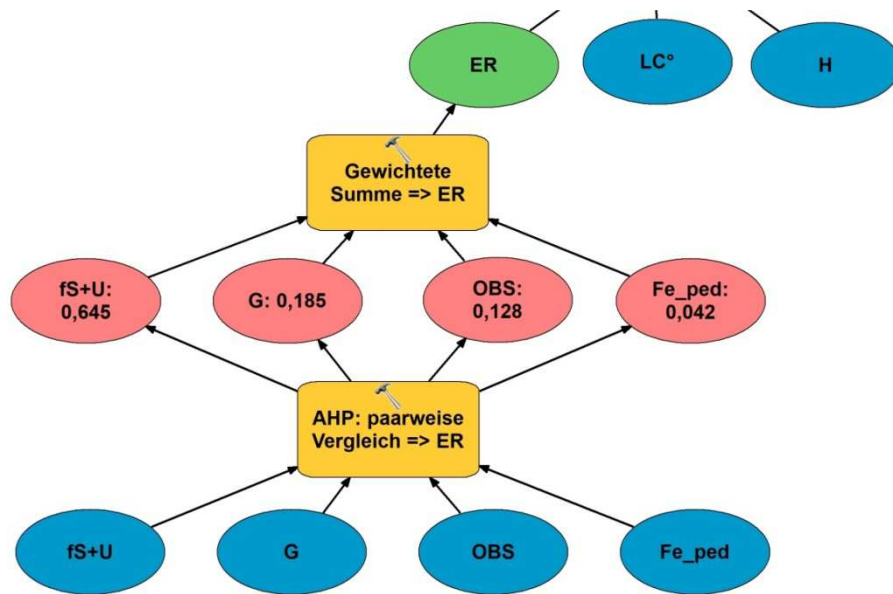


Abb. 111: Erodierbarkeits-Modellierung; Eingangsdaten (Summe von Feinsand und Schluff, Grus, organische Bodensubstanz sowie pedogenes Eisen) sind vorher linear standardisiert worden

Quelle: Eigene Darstellung

Die Visualisierung der Erodierbarkeit erfolgte durch Überlagerung einzelner Rasterlayer der Subfaktoren (Abb. 112). Höhere Werte des Erodierbarkeitsindex weisen auf eine höhere Erodierbarkeit hin. Die jeweiligen Böden sind durch einen höheren Anteil an Feinsand und Schluff und geringeren Anteilen an Bodenskelett, organischer Bodensubstanz und pedogenem Eisen gekennzeichnet. Für solche Böden ist ein schlechter Zusammenhalt der Bodenpartikel charakteristisch, und sie lassen sich leichter durch die Kraft des Wassers erodieren.

Um einen quantitativen Flächengrößenvergleich zwischen Böden mit unterschiedlich starker Erodierbarkeit vornehmen zu können, wurden die linearen Werte der Erodierbarkeit in fünf Klassen mittels natürlicher Unterbrechungen (Jenks) klassifiziert (siehe Abb. 112 und Abb. 113) und die Flächen jeweiliger Klassen in km² berechnet (siehe Abb. 114).

Die Böden mit der größten Gesamtfläche von 361,81 km² bzw. 42,88 % auf São Tomé werden der mittleren Erodierbarkeitsintensität zugeordnet. Die größten Bodenflächen dieser Intensitätsstufe sind auf der südlichen Hälfte der Insel zu finden. Zum großen Teil werden diese von der Vegetation des Alt- und Sekundärwaldes bedeckt, die innerhalb des Nationalparks Obô eingfasst sind. Im Norden von São Tomé versorgen diese Böden die Vegetation der Savanne.

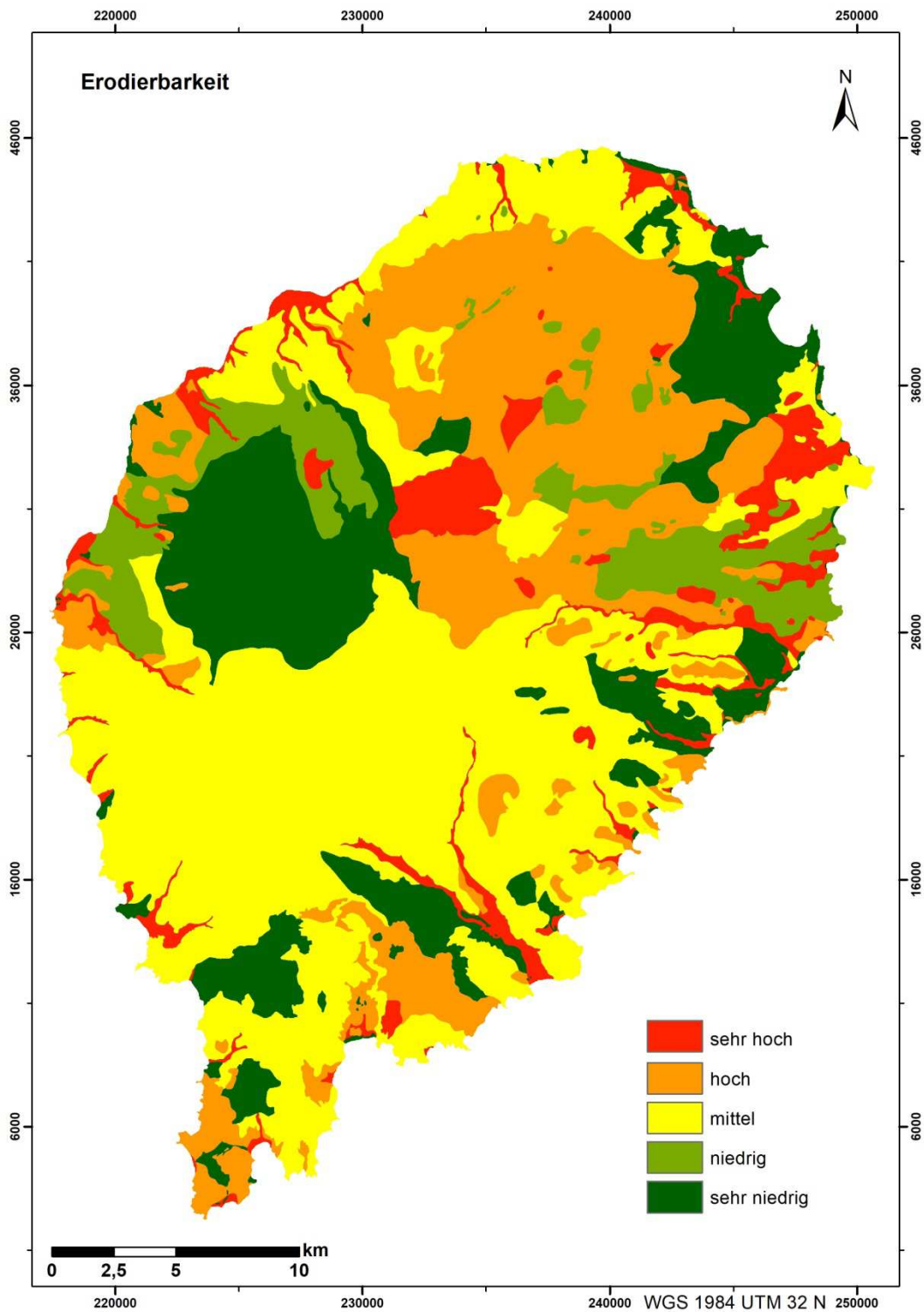


Abb. 112: Erodierbarkeit der Böden auf São Tomé, Parameter mit Gesamtgewichtsangaben in Klammern: Feinsand + Schluff (0,645), Grus bzw. Feinskelett (0,185), organische Bodensubstanz (0,128) und pedogenes Eisen (0,042); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks) in fünf Klassen (sehr niedrig, niedrig, mittel, hoch und sehr hoch)

Quelle: Eigene Darstellung

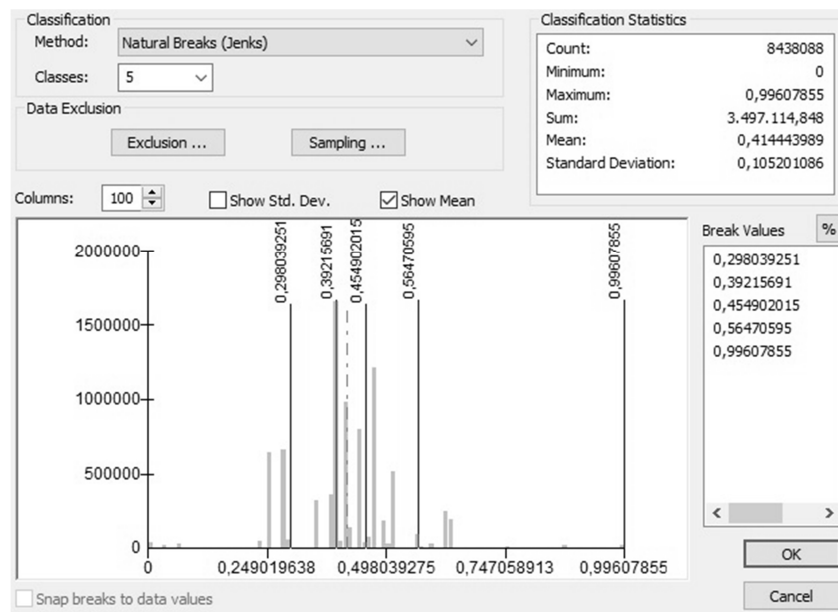


Abb. 113: Klassifizierung von Erodierbarkeit in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 112 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

Die zweitgrößte Gesamtfläche von 203,67 km² bzw. 24,14 % repräsentieren Böden mit einer hohen Intensität der Erodierbarkeit. Die größten Flächen dieser Böden befinden sich auf der nördlichen Hälfte von São Tomé. Größtenteils wächst darauf der Schattenwald. Vereinzelt kleinere Flächen der Böden mit hoher Intensität finden sich auch im Süden und im Westen von São Tomé. Böden mit einer sehr niedrigen Erodierbarkeitsintensität stellen die drittgrößte Gesamtfläche von 148,71 km² (17,62 %) auf der Insel dar. Das größte zusammenhängende Areal dieser Böden befindet sich im zentralen Bereich der Insel. Diese Gegend ist durch hohe Gipfel, inklusive Pico de São Tomé, gekennzeichnet. Ein etwas kleineres Areal, das durch Böden sehr niedriger Erodierbarkeit gekennzeichnet ist, liegt im Nordosten der Insel und wird von dichten Bebauungen (Hauptstadt São Tomé und Vororte) überlagert. Kleinere Flächen von Böden dieser Intensität befinden sich auch nahe der Küstenlinie von Süden bis Osten von São Tomé. Böden, die durch Intensitätsstufen niedrig und sehr hoch gekennzeichnet sind, verteilen sich auf etwa gleich große Gesamtareale mit jeweils 68,22 km² (8,08 %) und 61,40 km² (7,28 %). Böden der niedrigen Intensitätsstufe sind hauptsächlich im Westen und Osten von São Tomé zu finden. Die größte zusammenhängende Bodenfläche mit einer sehr hohen Erodierbarkeit befindet sich im zentralen Bereich der Insel, des Weiteren sind mehrere kleinere Areale entlang der Küsten

überall zu finden. Häufig sind das akkumulierte Böden mit hohem Gehalt an Schluff, die im Bereich der Flussufer anzutreffen sind.

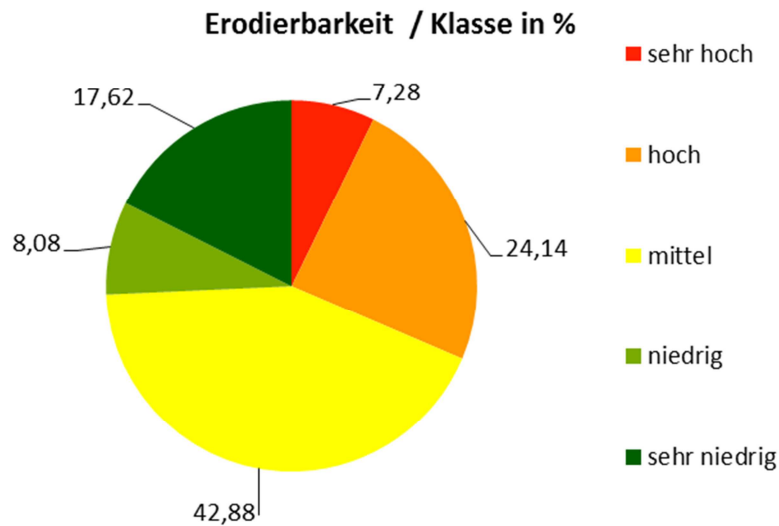


Abb. 114: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Erodierbarkeit je Klasse (sehr niedrig bis sehr hoch), Klassifizierung nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.1.2 Hangneigung – Einflussparameter der Neigung zur Degradation

Hangneigung stellt ein wichtiges und sehr aussagekräftiges Indikator für den Einflussparameter der dritten hierarchischen Ebene – der Neigung zur Degradation, dar. Für die Berechnung der Hangneigungswinkel wurde das vormals aus Isohypsen der topographischen Karte von São Tomé (TK25) erstellte dreidimensionale Höhenmodell (siehe Kapitel 3.3.1 „Topographische Basisdaten“) als Eingangsrasterdatei eingesetzt.

Nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (vgl. SPONAGEL 2005) wird die Hangneigung in drei Gruppen nach deren Steilheit unterteilt (siehe Abb. 115, links):

- 1) $<10^\circ$ schwach bis mittel geneigt
- 2) $10^\circ - 20^\circ$ stark bis sehr stark geneigt
- 3) $>20^\circ$ steil bis sehr steil geneigt

Die Landschaft São Tomés ist durch eine große Reliefenergie gekennzeichnet (siehe Abb. 117). Nach der Einteilung der Hangneigungsgrade in drei Gruppen dominieren auf São Tomé eindeutig die steil bis sehr steil geneigten Hänge mit einer Gesamtfläche von 350,39 km² oder 41,52 %. Mit einer Differenz von 38,55 km² stellen die schwach bis mittel

geneigten Hänge die flächenmäßig zweitgrößte Gruppe dar (311,84 km² bzw. 36,95 %). Die stark bis sehr stark geneigten Hänge auf São Tomé bilden mit einer Gesamtflächengröße von 181,63 km² (21,52 %) die kleinste Gruppe. Fast zwei Drittel der gesamten Fläche (63,04 %) der Insel São Tomé ist durch eine starke bis sehr steile Hangneigung (über 10°) gekennzeichnet. Die maximale Hangneigung auf São Tomé beträgt 73,8 Grad. Folglich kann angenommen werden, dass die Bereiche der steilen Hänge eine höhere Neigung zur Degradation aufweisen als weniger steil geneigte Hanglagen.

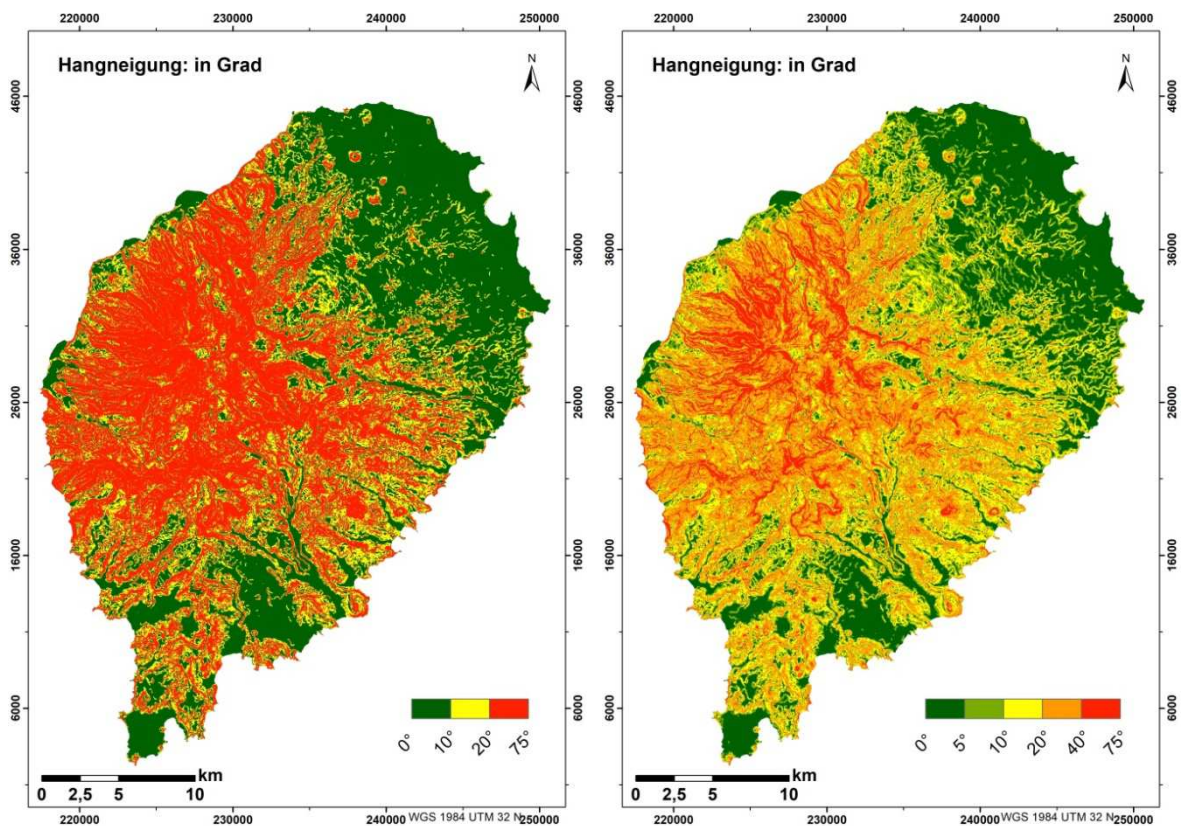


Abb. 115: Hangneigungsgrade in drei Klassen nach der bodenkundlichen Kartieranleitung dargestellt: $<10^\circ$, $10^\circ - 20^\circ$ und $>20^\circ$ (links) sowie Darstellung in fünf Klassen, als erweiterte Klassifizierung nach geometrischem Intervall (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Aufgrund des sehr breiten Spektrums der Hangneigungsgrade auf São Tomé (von 0° bis $73,8^\circ$), erfolgt eine weitere, etwas detailliertere Einteilung der Hangneigung in fünf Klassen (siehe Abb. 115, rechts):

- 1) $<5^\circ$ schwach geneigt

- | | | |
|----|--------------|------------------------------|
| 2) | 5,01° - 10° | mittel geneigt |
| 3) | 10,01° - 20° | stark bis sehr stark geneigt |
| 4) | 20,01° - 40° | steil geneigt |
| 5) | > 40,01° | sehr steil geneigt |

Diese Aufteilung entspricht der geometrischen Klassifizierung, kann aber als erweiterte bzw. detailliertere Klassifizierung nach der bodenkundlichen Kartieranleitung gesehen werden, da jeweils die erste ($< 10^\circ$) und die dritte ($> 20^\circ$) Klasse in zwei separate Klassen geteilt worden sind. Mit fünf Klassen wird eine gut lesbare Karte der Hangneigung dargeboten, die das steile und komplexe Gelände der Insel verdeutlicht.

Die Darstellung der prozentualen Flächengröße der Hangneigungsstufen zeigt, dass insbesondere die sehr steil geneigten Hänge über 40 Grad mit einer Gesamtfläche von insgesamt 269,27 km² (31,91 %) am häufigsten auf der Insel verbreitet sind (siehe Abb. 116). Demzufolge sind die meisten Hänge auch nach der Klassifizierung in fünf Klassen als sehr steil geneigt zu bezeichnen.

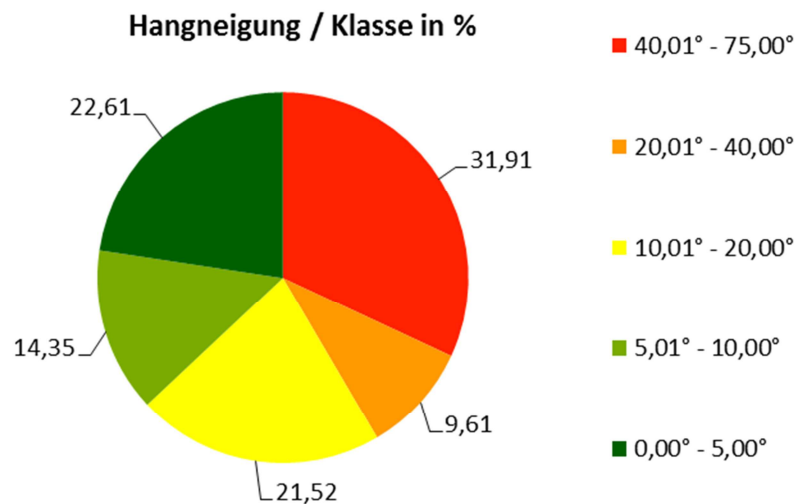


Abb. 116: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Hangneigung je Gradeinheitsklasse (fünf Klassen); für räumliche Darstellung siehe Abb. 115, rechts

Quelle: Eigene Darstellung

Zumeist sind die sehr steilen Hanglagen in dem zentralen, stark zeklüfteten und durch zahlreiche Gipfel gekennzeichneten Bereich der Insel verortet (siehe Abb. 117). Mit einer Gesamtfläche von 190,77 km² (22,61 %) und 181,63 km² (21,52 %) teilen sich die Hänge mit schwacher ($> 5^\circ$) und starker bis sehr starker ($10^\circ - 20^\circ$) Neigung den zweiten Platz.

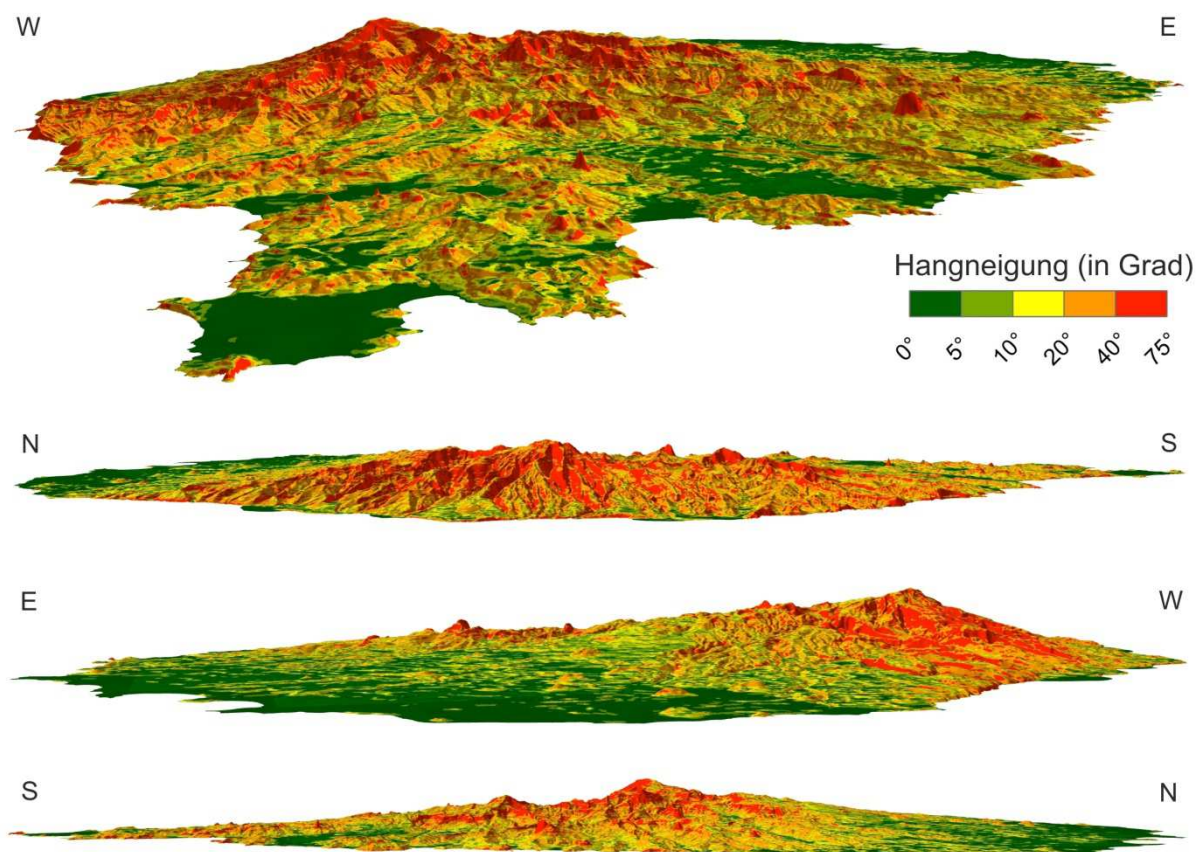


Abb. 117: Dreidimensionale Darstellung der Hangneigung von vier Blickrichtungen: S-N, W-E, N-S und E-W, berechnet aus Isohypsen-Raster-DEM; Hangneigung nach angepasstem geometrischem Intervall klassifiziert

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Das schwach geneigte Gelände kommt hauptsächlich im Nordosten von São Tomé vor. Dieser Bereich ist auch der am dichtesten besiedelte Teil der Insel. Hier befinden sich der Flughafen, der Hafen und die Hauptstadt. Kleinere Flächen mit einem leicht geneigtem Gelände sind auch im Süden und Südosten zu finden, ganz kleine flach geneigte Bereiche sind außerdem im Westen der Insel vorhanden. Das sanft abfallende Gelände mit tiefgründigen Böden wird vielerorts bevorzugt für die Landwirtschaft genutzt. Auf das flach geneigte zusammenhängende Gelände im Südosten von São Tomé werden Ölpalmen in Form von Monokulturplantagen kultiviert.

4.3.1.3 Landbedeckungsgrad – Einflussparameter der Neigung zur Degradation

Der Landbedeckungsgrad ist ein wesentlicher Subfaktor für die Berechnung des Faktors Neigung zur Degradation. Denn je nach Bedeckung der Landoberfläche wird dieser Faktor gemindert oder verstärkt. Ein mit dichter Vegetation gekennzeichneter Landschaftsabschnitt macht die Landschaft degradationsresillienter. Vegetationsarme Regionen sind dagegen anfälliger für Degradation, insbesondere durch erosive Prozesse.

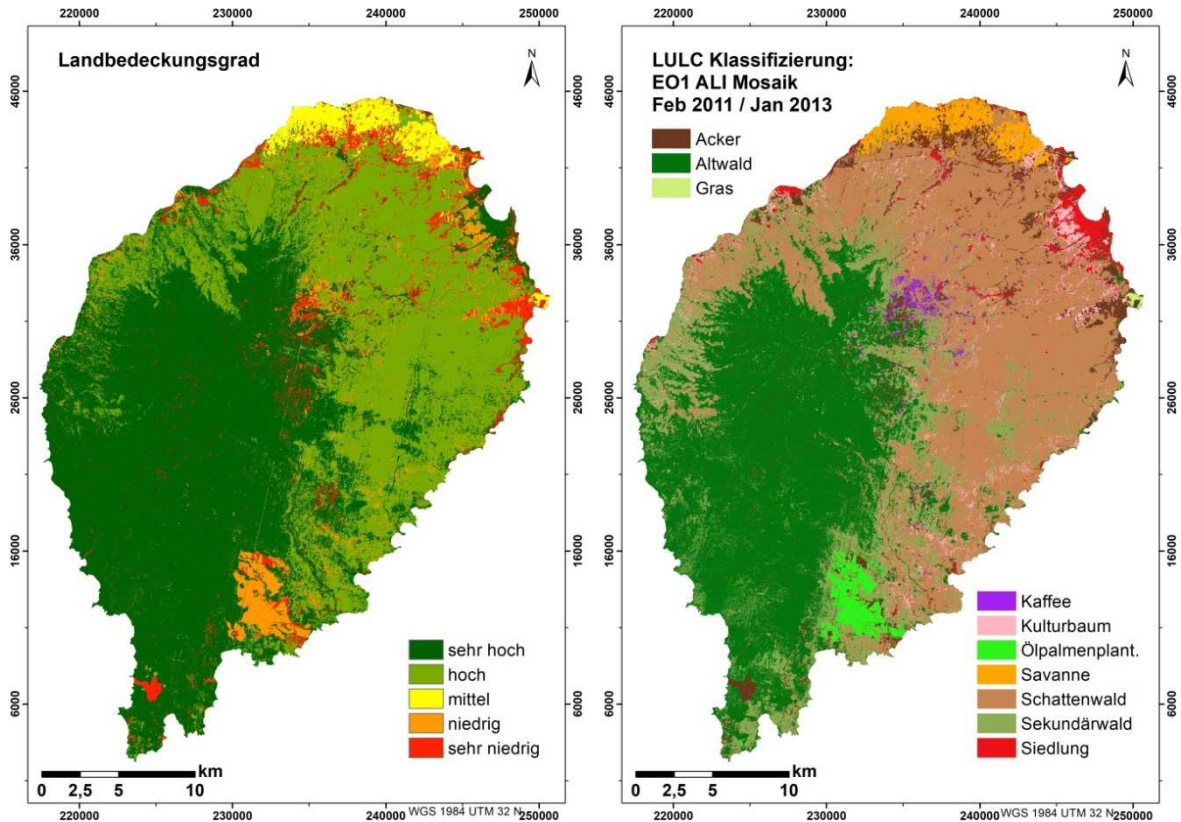


Abb. 118: Landbedeckungsgrad in fünf Intensitätsstufen, abgeleitet von Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen

Quelle: Eigene Darstellung

Der Landbedeckungsgrad für São Tomé wird aus den vorher fernerkundungsbasiert erstellten LULC-Klassen abgeleitet (siehe Abb. 118). Jede Klasse wird durch eine repräsentative Landbedeckung gekennzeichnet. Entsprechend der Merkmale wie Bedeckungsdichte und -art kann der jeweiligen Klasse ein Landbedeckungsgrad von eins (niedrigster Bedeckungsgrad) bis zehn (höchster Bedeckungsgrad) zugeteilt werden (siehe Tab. 30).

Tab. 30: Landbedeckungsgrad der jeweiligen LULC-Klasse (1 = geringster; 10 = höchster Bedeckungsgrad)

Landbedeckungsgrad	LULC-Klasse	Landbedeckungsgrad	LULC-Klasse
1	Acker	6	Savanne
2	Ölpalmenplantage	7	Schattenwald
3	Kaffee	8	Sekundärwald
4	Kulturbaum	9	Primär-/Altwald
5	Gras	10	Siedlung

Quelle: Eigene Darstellung

Da São Tomé sehr vegetationsreich ist und der größte Teil der Insel aus natürlichen und naturnahen Primär-, Alt und Sekundärwäldern sowie Schattenwäldern besteht, ist der Landbedeckungsgrad insgesamt hoch bis sehr hoch (siehe Abb. 119). Die Klasse Siedlung, die keine Form der Vegetation repräsentiert, wurde aufgrund der prozentual kleinen Gesamtfläche dennoch in die Bewertung einbezogen und angesichts der hohen Flächenversiegelung einen sehr hohen Landbedeckungsgrad zugewiesen.



Abb. 119: LULC-Klassen in hochauflösten Satellitenbildern mit dem jeweiligen korrespondierenden Landbedeckungsgrad (1 = geringster; 10 = höchster Bedeckungsgrad); die entsprechenden LULC-Klassen der jeweiligen Landbedeckungsgrade (1 – 10) sind in der Tab. 30 ausgeschrieben

Quelle: Google Earth (Digital Globe; CNES/Airbus)

Nur ein geringer Teil der Gesamtfläche, der aus Äckern, Ölpalmenplantagen, Kulturbaumpflanzungen und Kaffee besteht, wird durch einen sehr geringen oder geringen Landbedeckungsgrad gekennzeichnet. Die Klassen Gras und Savanne werden mit einem mittleren Bedeckungsgrad ausgewiesen.

4.3.1.4 Bevölkerungsdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks

Die räumliche Verteilung der Siedlungen und die Bevölkerungsdichte in diesen Siedlungen beeinflussen und steuern die Stärke des anthropogenen Druckes auf die Landschaft. Die Nähe an Siedlungszentren bedeutet auch höheren anthropogenen Druck auf die Umwelt. Dieser Druck äußert sich als diverse anthropogene Aktivitäten – von Kleingartenbewirtschaftung bis Tierhaltung sowie soziale Aktivitäten und Gestaltung des sozialen Raumes. Wobei Tierhaltung auf São Tomé eher eine geringere Rolle spielt. Die Fischerei und der Fisch als Nahrungsbestandteil spielen eine größere Rolle. Am häufigsten werden Schweine und Hühner gehalten, diese bedürfen dabei keiner besonderen Pflege und werden in der Regel immer im Freien gehalten. Frei laufende Schweine und Hühner zwischen den Häusern und Vorgärten gehören daher zum alltäglichen Bild auf der Insel, auch in der Hauptstadt São Tomé bereichern diese Nutztiere das Straßenbild.

Zwischen Siedlungszentren und landwirtschaftlich genutzten Flächen auf São Tomé besteht allerdings kein direkter linearer Zusammenhang, wie das beispielsweise im Rahmen einer nicht veröffentlichten Diplomarbeit von 2008 auf der Insel Fogo (Kapverden) festgestellt wurde. Laut WAGNER 2008 nimmt der landwirtschaftliche Einfluss auf Fogo mit zunehmender Entfernung von Siedlungszentren ab. Auf São Tomé werden allerdings größere Entfernungen für landwirtschaftlich genutzte Flächen zurückgelegt und statt eines linearen Zusammenhanges ergäbe sich eine nach oben geöffnete Parabel als geometrische Darstellung der Beziehung zwischen Siedlungszentren und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Eine viel wichtigere Rolle für die Standorte der Felder spielt das Wegenetz (siehe Kapitel 4.3.1.5 „Wegenetzdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks“). Daher besteht eine lineare Korrelation zwischen Wegen und landwirtschaftlich genutzten Flächen, denn je größer die Entfernung von den Wegen, desto weniger landwirtschaftliche Flächen sind vorhanden. Ebenso ist der Zusammenhang zwischen Wegenetz und Holzschlag stark. Insbesondere die Felder der Einwohner der Hauptstadt São Tomé befinden sich häufig in größerer Entfernung und für die Bestellung der Felder werden häufig über zehn Kilometer zurückgelegt. Daher sollen sowohl die Siedlungen mit der Bevölkerungsdichte als auch das Wegenetz in Betracht gezogen werden, um das Ausmaß des anthropogenen Druckes zu erfassen. Die Bevölkerungsdichte und -verteilung stellt immer nur eine Momentaufnahme dar, da diese fortlaufenden Veränderungen unterliegen. Je nach Bevölkerungswachstum oder Stagnierung ändert sich dementsprechend auch die Einflussstärke der Komponente anthropogener Druck auf die

Landschaftsvulnerabilität. Mit steigender Bevölkerungszahl erhöht sich der Druck auf die Naturressourcen und dementsprechend erhöht sich auch der Faktor anthropogener Druck; bei fallender Bevölkerungszahl sinkt wiederum die Intensität des anthropogenen Drucks.

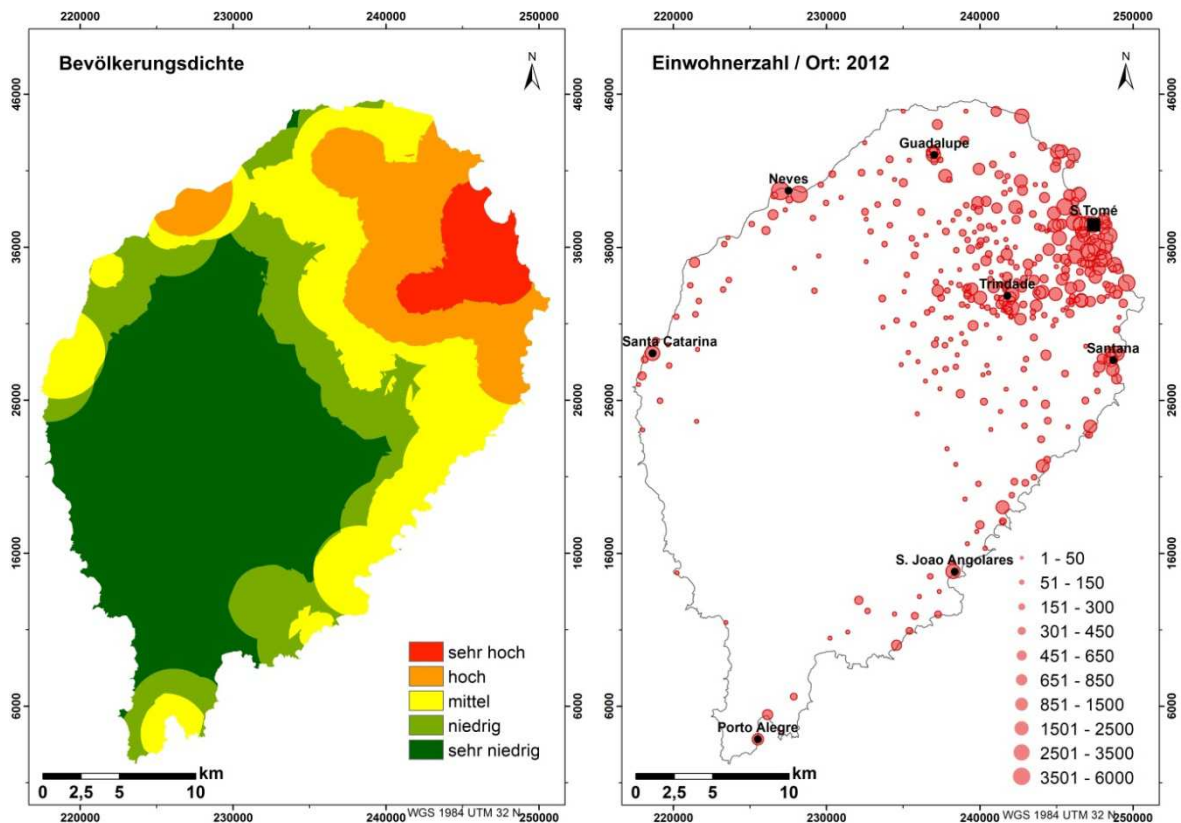


Abb. 120: Anthropogener Druck durch Bevölkerungsdichte, gewichtete Summe aus Ergebnissen der Punkte- und Kerndichtemethoden (gewichtet: 0,5 / 0,5), basierend auf Einwohnerzahl pro Siedlung von 2012; klassifiziert nach geometrischem Intervall

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2016

Die Bevölkerungsdichte wurde aus einer Fusion der Punktedichte (Punkteinheit pro Flächeneinheit) und der Kerndichte (vgl. O'BRIEN ET AL. 2016; SILVERMAN 1998) berechnet (siehe Abb. 120). Bei der Berechnung der Punktedichte werden Punkte, in diesem Fall Siedlungen, innerhalb des Suchradius, der auf 3.000 m festgelegt wurde, summiert und durch die Kreisfläche des Suchradius dividiert. Ähnlich funktioniert die Berechnung der Liniendichte (siehe Kapitel 4.3.1.5 „Wegenetzdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks“). Die Schätzung der Kerndichte ist eine nichtparametrische statistische Methode, mit der die Wahrscheinlichkeitsdichte von Punkten einer unbekanntem Verteilung kontinuierlich geschätzt werden kann (vgl. SHEIKHPOUR ET AL. 2017). Dabei wird mit der Kernel-Funktion die Dichte der Punkt- bzw. der Linieneinheit

berechnet. Der Dichtewert ist an dem zentralen Punkt bzw. Linienposition am höchsten und wird mit zunehmender Entfernung geringer bis der Nullwert des Suchradius erreicht wird. Der Suchradius bei der Berechnung von Kerndichte wurde ebenfalls auf 3.000 m festgelegt.

Das Ergebnis wurde nach geometrischem Intervall klassifiziert, was eine Mischung aus Klassifizierung nach gleichem Intervall, natürlichen Unterbrechungen (Jenks) und Quantilen erzeugt. Diese Methode ist insbesondere für Datenreihen geeignet, die durch Extremwerte gekennzeichnet sind. Im Fall der Bevölkerungsdichte ist im Bereich der Hauptstadt São Tomé ein besonders hoher Wert der Dichte zu verzeichnen, wodurch bei einer Klassifizierung nach natürlichen Unterbrechungen alle anderen Werteklassen unter den Einfluss der Extremwerte untergeordnet werden und eine Visualisierung dadurch täuschende Ergebnisse aufzeigt, was die flächenhafte Bevölkerungsdichte auf der Insel betrifft. Die Pixelverteilung bei der geometrischen Klassifizierung ist in der Abb. 121 dargestellt.

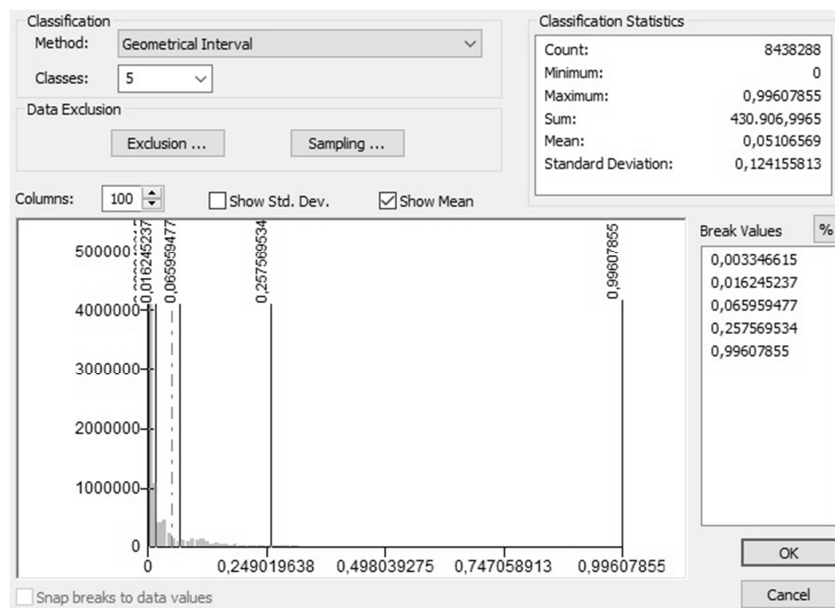


Abb. 121: Klassifizierung von Bevölkerungsdichte in fünf Klassen nach geometrischem Intervall; Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 120, links dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Die Konzentration der höchsten Pixelanzahl pro Fall erfolgt am Anfang der Skala, wo auch die sehr hohe Dichte der Einwohner der Hauptstadt verortet ist. Der Mittelwert liegt bei 0,05.

Bei der Darstellung der Bevölkerungsdichte in fünf Klassen als Kreisdiagramm, wird verdeutlicht, dass nur ein kleines Areal der Insel mit einer sehr hohen (41,45 km² bzw. 4,91 %) und hohen (120,08 km² bzw. 14,23 %) Bevölkerungsdichte gekennzeichnet ist (siehe Abb. 122).

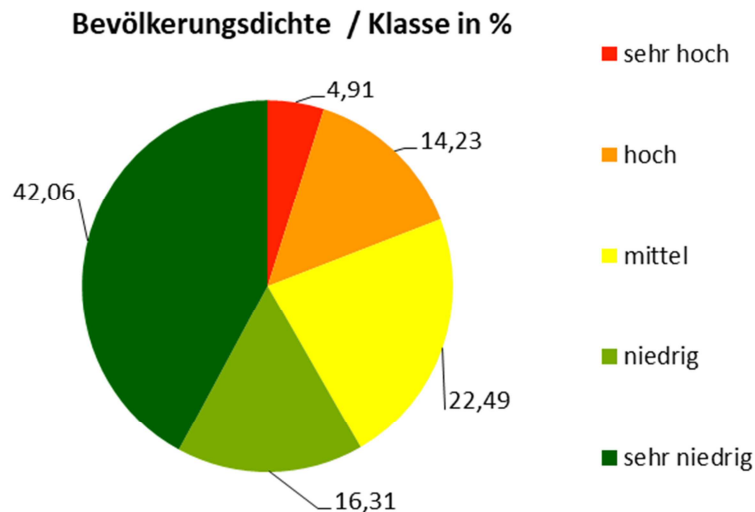


Abb. 122: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Bevölkerungsdichte in fünf Klassen (von sehr niedrig bis sehr hoch); Klassifizierung nach geometrischem Intervall

Quelle: Eigene Darstellung

Areale mit einer sehr hohen Bevölkerungsdichte befinden sich in einem Umkreis um die Hauptstadt São Tomé und um die Stadt Trindade. Städte Guadalupe, Santana und Neves fungieren als zentrale Punkte, um die eine hohe Bevölkerungsdichte zu verzeichnen ist. Die Areale mit der höchsten Bevölkerungsdichte korrelieren stark mit der Geomorphologie der Insel, denn überall, wo die Flächen durch flache oder eine nur leichte Hangneigung gekennzeichnet sind, befinden sich auch die am dichtesten besiedelten Städte und Ortschaften. Mit einer sehr geringen Bevölkerungsdichte ist eine Gesamtfläche von 354,94 km² (42,06 %) bewertet. Dieses Areal ist im Süden und im Zentrum von São Tomé verortet. Dort befindet sich teilweise unzugängliches Gelände, wächst der Altwald São Tomés und sind keine Siedlungen vorhanden.

4.3.1.5 Wegenetzdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks

Zusammen mit der Bevölkerungsdichte dient die Wegenetzdichte der Berechnung und der Beurteilung des anthropogenen Druckes auf die Landschaft.

Wenn es um Umweltzerstörung und Entwaldung geht, spielt auf São Tomé das Wegenetz eine sehr große Rolle. Die Nähe zu Straßen, insbesondere gut ausgebauter Asphaltstraßen, sind für die Wahl der landwirtschaftlich zu nutzenden Flächen mit daraus folgenden Rodungen oder Baumschlägen aus wirtschaftlichen Gründen von größerer Bedeutung als die Standorte der Siedlungen. Durch die Wege werden neue Flächen erschlossen, Bäume gefällt und abtransportiert. Die Nähe zu Straßen sowie weniger steil geneigte Hänge haben das größte anthropogene Gefährdungspotential. Mit zunehmender Distanz vom Straßennetz finden immer kleinere Eingriffe in die Landschaft statt.

Das Straßennetz von São Tomé wird in vier Kategorien unterteilt: Nationalstraßen, zweit- und drittrangige Straßen sowie Innerortsstraßen (siehe Abb. 123). Alle Kategorien zusammen zählen eine Länge von 1019,58 km.

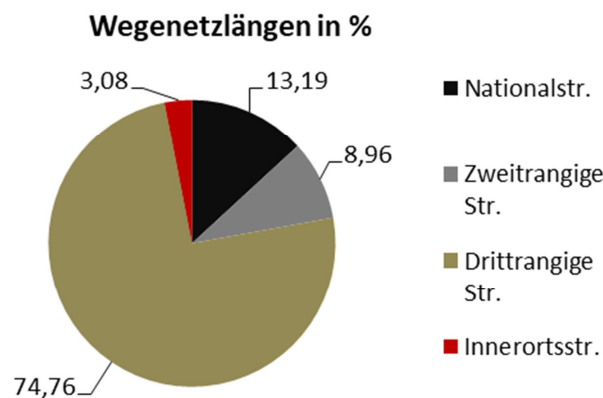


Abb. 123: Prozentuale Angaben der Wegenetzlängen auf São Tomé

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INSTITUTO NACIONAL DE ESTRADAS (INAE)

Die Gesamtlänge der Nationalstraßen beträgt 134,53 km und sie stellen 13,19 % des Wegenetzes auf São Tomé dar. Diese verlaufen zum größten Teil entlang der Küste von Ponta Furada im Westen bis Porto Alegre im Süden und von der Hauptstadt São Tomé aus in das Innere der Insel bis nach Saudade und Nova Moca. Die durchschnittliche Breite der Nationalstraßen auf São Tomé beträgt zehn Meter (siehe Abb. 124).



Abb. 124: Nationalstraßen von São Tomé – im Süden bei Porto Alegre (links) und im Norden bei Santa Catarina (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Die zweitrangigen Straßen haben eine Gesamtlänge von 91,37 km (8,96 %) und sind hauptsächlich im Nordosten zu finden. Deren Qualität weicht nur gering von der Qualität der Nationalstraßen ab, und sie können somit mit einem PKW in der Regel befahren werden (siehe Abb. 125). Die Breite ist allerdings geringer als die der Nationalstraßen und beträgt durchschnittlich etwa sechs Meter.



Abb. 125: Zweitrangige Straßen von São Tomé – bei Morro Peixe im Norden (links) und bei Praia Melão im Osten (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Das Netz der drittrangigen Straßen ist das dichteste und längste auf der Insel. Die Gesamtlänge beträgt 762,27 km bzw. 74,76 % des Wegenetzes von São Tomé. Die durchschnittliche Breite dieser Straßen beträgt etwa vier Meter.

Die meisten drittrangigen Straßen und Wege sind im Norden und im Osten angelegt, jedoch sind sie überall auf der Insel zu finden, wo als Ausgang Nationalstraßen oder zweitrangige Straßen vorhanden sind. Diese Wege sind von ganz verschiedener Qualität (siehe Abb. 126).



Abb. 126: Drittrangige Straßen von São Tomé – durch Sekundärwald bei Binda im Westen der Insel (links) und zwischen jüngsten Ölpalmenplantagen von Agripalma in der Nähe von Alto Douro und Santa Josefina im Süden (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Es gibt gute drittrangige Straßen, die von Kleinwagen befahrbar sind, es gibt aber auch sehr schlechte Wege, die sogar mit Allrad-Geländewägen schwer zu meistern sind. Dennoch dienen gerade diese Straßen und Wege als Korridore, die eine Transformation potentieller anthropogener Gefahren in die abgelegenen und weniger zerstörten Orte ermöglichen.

Zu dem Netz der Innerortsstraßen zählen die Straßen innerhalb der Hauptstadt São Tomé. Dieses hat eine Gesamtlänge von 31,41 km (3,08 %). Die durchschnittliche Straßenbreite beträgt zehn Meter. Die Stadtstraßen bergen keine Gefahren für die Ökosysteme, da die Hauptstadt keine Naturlandschaft mehr darstellt.

Die Wegenetzdichte wurde zum einen mittels Liniendichte (Längeneinheit pro Flächeneinheit) und zum anderen mittels Kerndichte berechnet. Die Liniendichte wird nach folgender Formel ermittelt (vgl. SILVERMAN 1998):

$$Dichte = \frac{((L1 \times V1) + (L2 \times V2))}{(Fläche \text{ des Suchradius})}$$

$L1, L2...Ln$ = Linienlänge

$V1, V2...Vn$ = Liniengewichtung

Das Prinzip der Berechnung von Liniendichte wird in der Abb. 127 dargestellt. Danach werden Linien, die sich innerhalb des festgelegten Suchradius befinden, summiert und durch die Kreisfläche des Suchradius dividiert. Dabei können einzelne Linienkategorien gewichtet werden. Die Berechnung der Kerndichte ist im Kapitel 4.3.1.4 „Bevölkerungsdichte – Einflussparameter des anthropogenen Drucks“ erläutert.

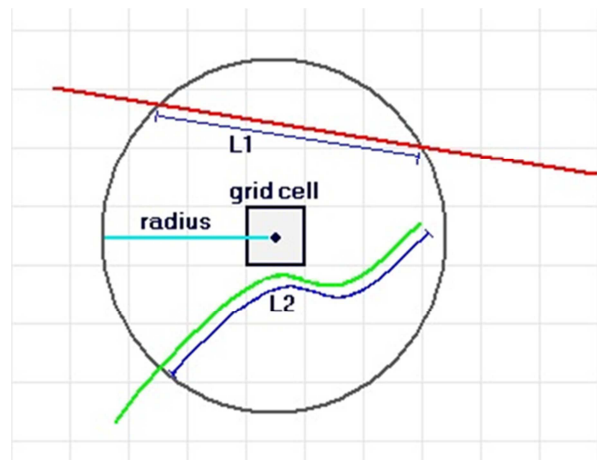


Abb. 127: Graphische Darstellung des Prinzips der Berechnung von Liniendichte

Quelle. ESRI 1995 - 2014

Aufgrund des unterschiedlich gewichteten Einflusses der vorhandenen Straßentypen auf die Landschaft (z. B. werden Nationalstraßen bezüglich ihrer höheren Qualität und somit besserer Befahrbarkeit als ein leichter Korridor der Erreichbarkeit und Fortbewegung als schlecht befahrbare drittrangige Straßen angesehen), wurden die Straßentypen entsprechend ihrer Auswirkungstärke auf die Landschaft einer Gewichtung unterzogen. Nationalstraßen und zweitrangige Straßen wurden aufgrund der besten Straßen-

beschaffenheit bei der Dichteberechnung dreifach gezählt, drittrangige Straßen zweifach, und aufgrund der geringsten Gefahr für die Landschaft werden die Innerortsstraßen nur einfach gezählt. Der Suchradius oder die Bandbreite bei der Berechnung sowohl der Liniendichte als auch der Kerndichte wurde auf 3.000 m festgelegt, wodurch ein ausreichend detailliertes räumliches Abbild dargestellt wird. Durch Kombination der Ergebnisse von Linien- und Kerndichte mittels gewichteter Summe wurde ein Gesamtergebnis der Wegenetzdichte kreiert.

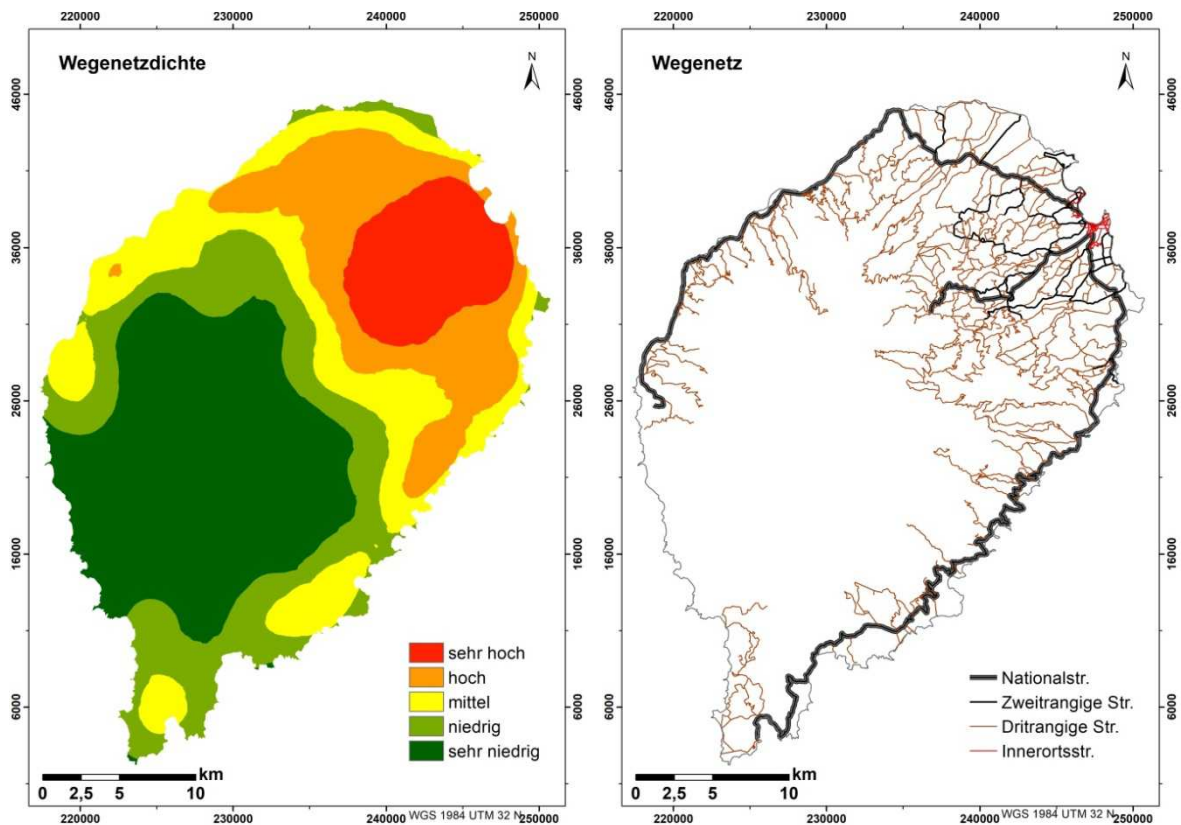


Abb. 128: Anthropogener Druck durch Wegenetzdichte, gewichtete Summe aus Ergebnissen der Linien- und Kerndichtemethoden (gewichtet: 0,5 / 0,5), basierend auf Wegenetzdaten; klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INAE

Die berechneten Werte wurden auf eine Skala von 0 bis 1 durch lineare Transformation standardisiert. Für die Visualisierung wurden die Werte anschließend mit der Methode nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks) in fünf Klassen (von sehr niedrig bis sehr hoch) klassifiziert (siehe Abb. 128, links).

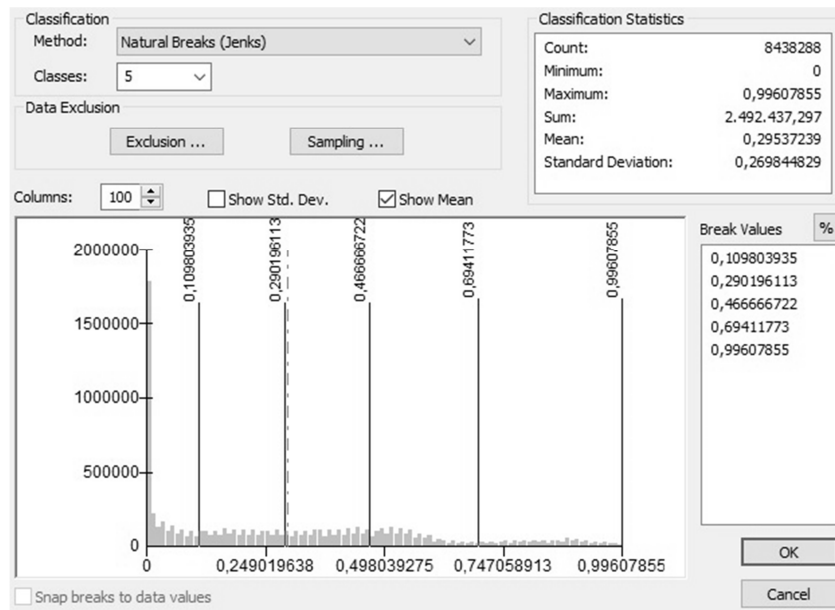


Abb. 129: Klassifizierung von Wegenetzdichte in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 128, links dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Der Mittelwert liegt bei 0,3 (siehe Abb. 129), was auf die sehr große Fläche (292,17 km² bzw. 34,62 %) von sehr niedriger Wegenetzdichte zurückzuführen ist (siehe Abb. 130).

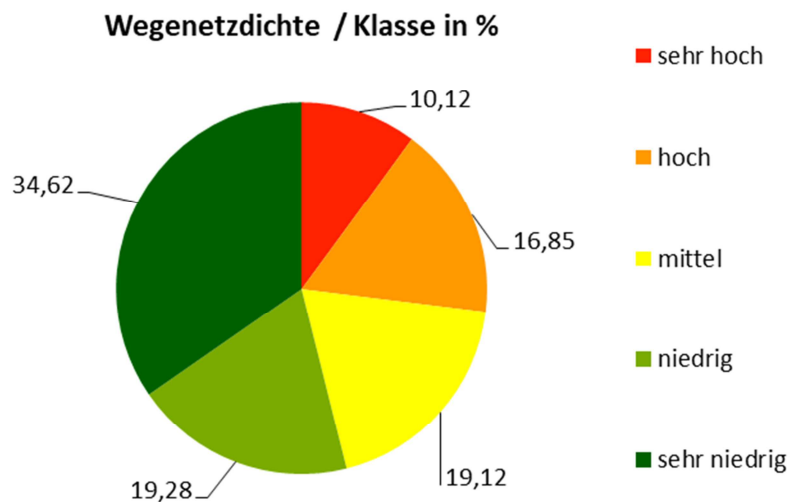


Abb. 130: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Wegenetzdichte in Klassen 1 – 5; Klassifizierung nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Je höher die Wegenetzdichte, desto größer die potentielle anthropogene Gefahr für die Landschaft – entsprechend der Entfernungen zu sogenannten Epizentren bzw. Standorten in unmittelbarer Nähe der jeweiligen Straßen. Mit einer sehr hohen Wegenetzdichte sind 10,12 % bzw. 85,42 km² der Gesamtfläche bewertet worden. Eine hohe Dichte weisen 16,85 % bzw. 142,22 km² Fläche auf. Ähnlich große Areale von 19,28 % bzw. 162,69 km² und 19,12 % bzw. 161,33 km² sind mit den Intensitätsstufen der Wegenetzdichte niedrig und mittel gekennzeichnet.

4.3.2 Einflussparameter der dritten hierarchischen Ebene des LV-Modells

Zu den Einflussparametern der dritten hierarchischen Ebene des Landschaftsvulnerabilitätsmodells gehören Neigung zur Degradation, Fragmentierung, Habitatrelevanz, Hemerobie, Landnutzungsintensität und anthropogener Druck.

4.3.2.1 Neigung zur Degradation – Einflussparameter der Sensitivität

Als Umweltdegradation wird die Verschlechterung der Qualität von einem oder mehreren der Komponenten Luft, Boden oder Wasser verstanden, die durch erhöhte Schadstoffkonzentration und andere der Umwelt gegenüber negative Aktivitäten und Prozesse initiiert wird (vgl. WORLD ECONOMIC FORUM 2016). Da viele verschiedene potentielle Auslöser der Landschaftsdegradation vorhanden sind und als solche gehandhabt werden können, ist die Messung von Degradation relativ schwierig (vgl. JOHNSON & LEWIS 1995; BARROW 1991). Auch der Degradationszustand betroffener Länder muss mit einem lokalen Bezug bewertet werden, weil unterschiedliche Wahrnehmungsmuster der Degradationsauswirkungen und -folgen auf die jeweiligen Räume und Bevölkerungsgruppen existieren.

Durch das Zusammenspiel der Subfaktoren Erodierbarkeit der Böden, Landbedeckungsgrad und Hangneigung wurde der Vulnerabilitätsfaktor Neigung zur Degradation ermittelt (siehe Abb. 131).

Nach einer Entfernung der Vegetationsdecke verliert der Boden an Stabilität und ist den exogenen physikalischen Kräften ausgeliefert, was zur Erosion und Nährstoffauswaschung führt. An steilen Hängen besteht die Gefahr noch höherer Bodenverluste in Form von Erdrutschen. Ein übermäßiger Verlust an Bodensubstrat und Bodennährstoffen vermindert die Regenerationsfähigkeit der betroffenen Ökosysteme und kann zu irreversiblen Schäden führen (vgl. ROST ET AL. 2007).

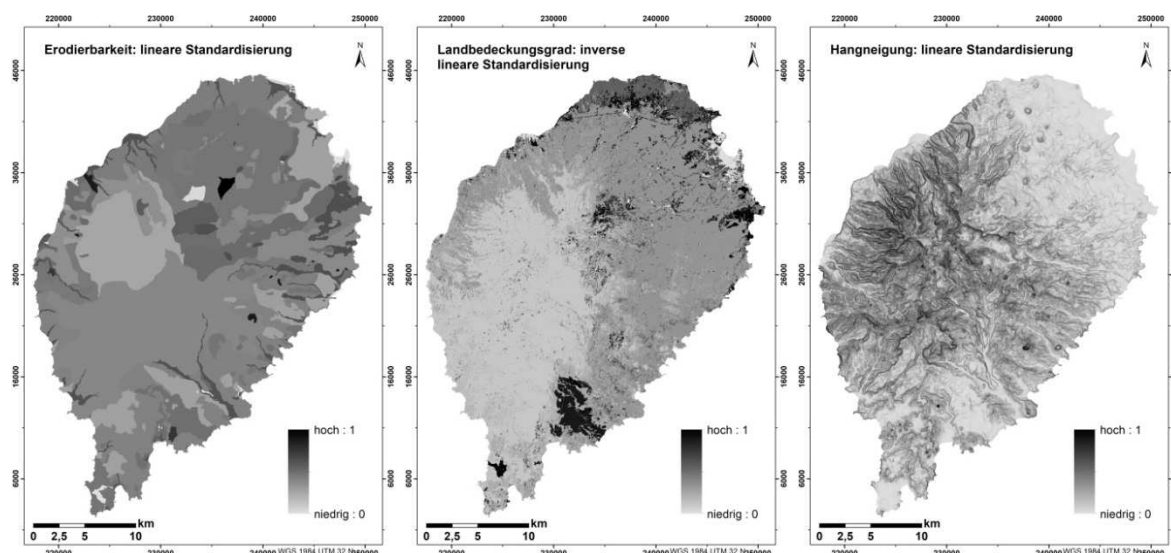


Abb. 131: Drei Subfaktoren (Erodierbarkeit, Landbedeckungsgrad und Hangneigung) des Faktors Neigung zu Degradation; lineare Standardisierung der Erodierbarkeit und der Hangneigung, inverse lineare Standardisierung des Landbedeckungsgrades; Streckungstyp Minimum-Maximum

Quelle: Eigene Darstellung

Eine Landfläche mit einer höheren Erodierbarkeit und stärkerer Hangneigung kann durch einen höheren Grad der Landbedeckung eine niedrigere Neigung zur Degradation aufweisen als eine relativ flache Fläche mit geringerer Erodierbarkeit, dafür aber einem sehr geringen Landbedeckungsgrad.

Die jeweiligen relativen Prioritäten und Gesamtgewichte der drei Parameter wurden mittels paarweisen Vergleiches berechnet (siehe Tab. 31 sowie Tabellen A 6; A 7 und A 8 im Anhang).

Tab. 31: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation nach SAATY 1977

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit
Hangneigung	1	1/2	2
Landbedeckungsgrad	2	1	2
Erodierbarkeit	1/2	1/2	1

Quelle: Eigene Berechnung

Keiner der zu vergleichenden Subfaktoren wurde mit einer wesentlich stärkeren Bedeutung für die Neigung zur Degradation bewertet (siehe Tab. 31).

Die Hangneigung wurde mit leicht wichtiger (2) als die Erodierbarkeit bezüglich der Neigung zur Degradation bewertet. Der Landbedeckungsgrad wurde als leicht wichtiger (2) als Hangneigung und Erodierbarkeit eingeschätzt. Die umgekehrten Vergleichspaare erhielten die reziproken Skalenwerte. Mit gleich wichtig (1) wurden die Paare der gleichen Faktoren (z.B. Hangneigung mit Hangneigung) bewertet.

Die berechneten Gewichte der Faktoren sind in der Tabelle A 8 im Anhang dargestellt, Tab. 32 vereint die Bewertungsintensitäten (als Dezimalzahlen dargestellt) mit den berechneten Gesamtgewichten.

Tab. 32: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit	Gewicht
Hangneigung	1,000	0,500	2,000	0,312
Landbedeckungsgrad	2,000	1,000	2,000	0,490
Erodierbarkeit	0,500	0,500	1,000	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

Die Unterschiede zwischen manuell und computergestützt berechneten Gesamtgewichten der Subfaktoren sind im Fall des Faktors Neigung zur Degradation sehr gering. Dem Faktor Landbedeckungsgrad wurde mit 0,490 (manuell) bzw. 0,493 (computergestützt) die größte Gesamtpriorität zugewiesen, da Vegetation als der größte Stabilisator in der Landschaft gegen Degradation fungiert. An zweiter Stelle kommt die Hangneigung mit einem Gesamtgewicht von 0,312 (manuell) bzw. 0,311 (computergestützt), denn je nach Hangneigungsgrad wird die Landschaft einer höheren oder niedrigeren Degradationsgefahr ausgesetzt. Mit dem geringsten Gesamtgewicht von 0,198 (manuell) bzw. 0,196 (computergestützt) wurde die Erodierbarkeit gekennzeichnet.

Für die Berechnung des Konsistenzindex (CI) wurde zunächst der λ_{\max} ermittelt (siehe Tabellen A 9; A 10 und A 11 im Anhang). Sowohl der manuell ausgerechnete als auch der computergestützte Wert ergeben die gleiche Zahl von 3,054 und stimmen überein (siehe Tab. 33).

Tab. 33: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Neigung zur Degradation für die Ermittlung des Konsistenzindex

Faktoren	Gewichtete Summe	Faktorengewichte	
Hangneigung	0,953 /	0,312 =	3,054
Landbedeckungsgrad	1,510 /	0,490 =	3,082
Erodierbarkeit	0,599 /	0,198 =	3,025
		Summe	9,161
		$\lambda_{\max} = \text{Summe} / \text{Fälle}$	3,054

Quelle: Eigene Berechnung

Die Berechnung von CI ergab einen Wert von:

$$CI = (3,054 - 3)/(3 - 1) = 0,054/2 = 0,027$$

Der RI-Wert für die Berechnung von CR beträgt laut Tabelle von Saaty 0,580 (siehe Tab. 34), da der Faktor Neigung zur Degradation aus drei Subfaktoren (Fälle in der Matrix) gebildet wird.

Tab. 34: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Mittels Division des ausgerechneten Konsistenzindex durch Konsistenzindex der Zufallsmatrix wurde das Konsistenzverhältnis (CR) ausgerechnet:

$$CR = \frac{0,027}{0,580} = 0,047$$

Zwischen dem manuell berechneten CR-Wert von 0,047 und dem computergestützt ausgerechneten Wert von 0,052 ergibt sich eine Differenz von 0,005. Beide Werte des Konsistenzverhältnisses liegen unter 0,10 und die Matrix muss daher nicht überarbeitet werden.

Die Konsistenzgüte (KG) des qualitativen statistischen Tests nach SAATY 1977 beträgt 0,118. Damit wird bestätigt, dass die Subfaktorengewichte des Faktors Neigung zur Degradation eine gute Konsistenz besitzen.

$$KG = (0,027/2)^{1/2} = (0,014)^{0,5} = 0,118$$

Der Faktor Neigung zur Degradation wurde anschließend aus den drei Subfaktoren Hangneigung, Landbedeckungsgrad und Erodierbarkeit und den errechneten jeweiligen Gesamtgewichten mittels gewichteter Summe berechnet (siehe Abb. 132):

$$D = (H \times w_1) + (LC^\circ \times w_2) + (ER \times w_3)$$

- D** = Neigung zur Degradation
H = Hangneigung
LC[°] = Landbedeckungsgrad
ER = Erodierbarkeit
w = Faktorengewicht

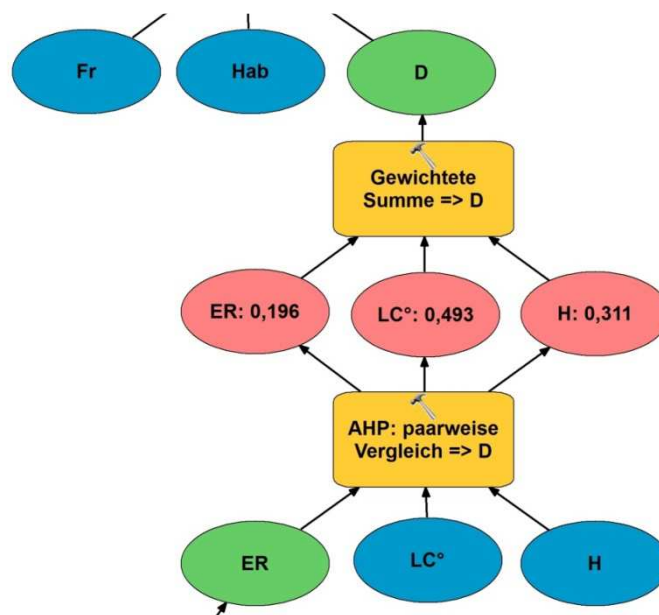


Abb. 132: Modellierung des Faktors Neigung zur Degradation; Eingangsdaten (Erodierbarkeit, Landbedeckung und Hangneigung) sind vorher separat skaliert worden

Quelle: Eigene Darstellung

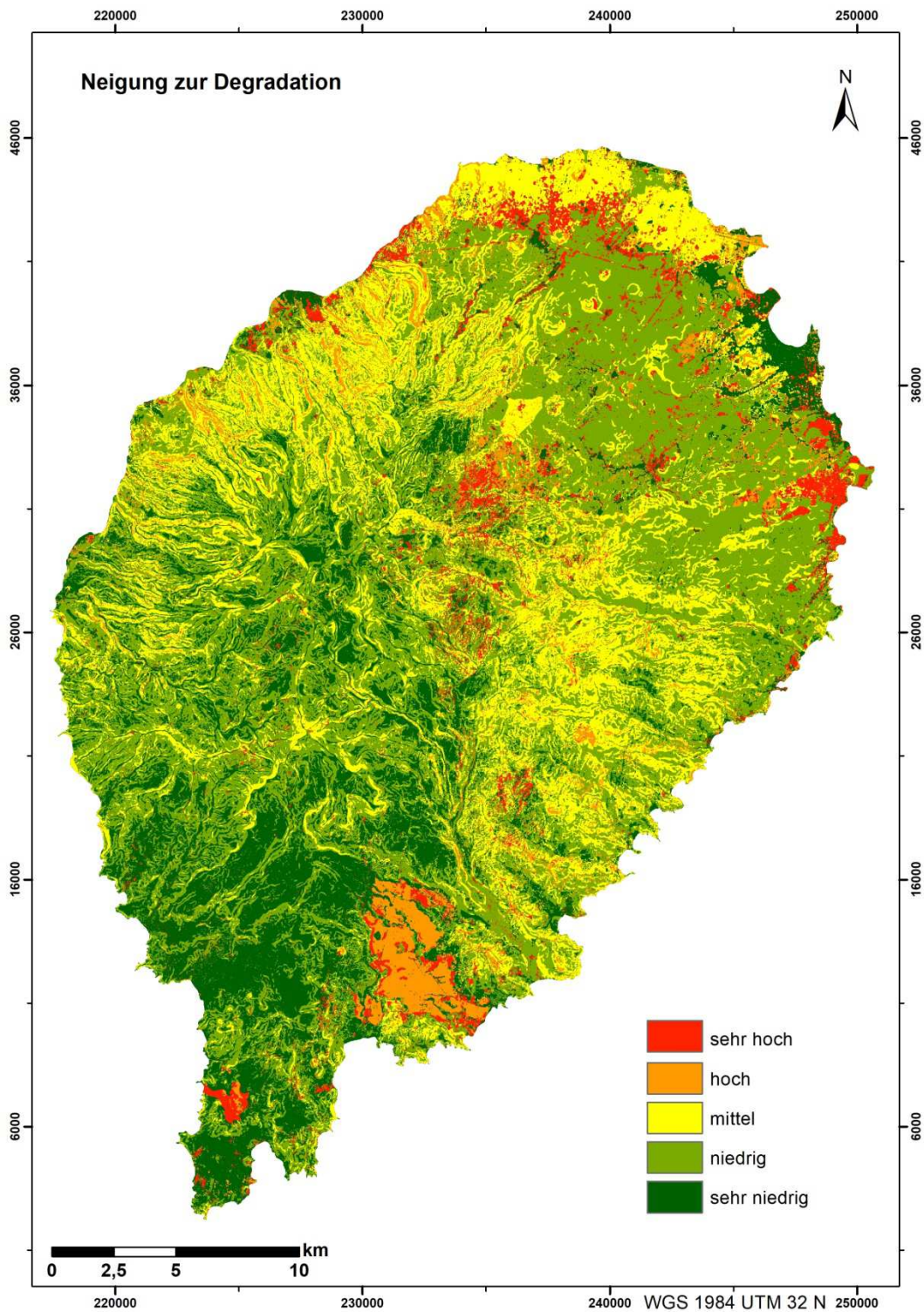


Abb. 133: Neigung zur Degradation, berechnet mittels gewichteter Summe aus Subfaktoren Erodierbarkeit (0,196), Landbedeckungsgrad (0,493) und Hangneigung (0,311); Gesamtgewichtsangaben in Klammern; klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks) in fünf Klassen (sehr niedrig, niedrig, mittel, hoch und sehr hoch)

Quelle: Eigene Darstellung

Die Ergebnisse wurden nach der Methode der natürlichen Unterbrechungen in fünf Klassen gruppiert (siehe Abb. 134) und anschließend visualisiert (siehe Abb. 133). Die meisten Pixel-Werte auf der Skala befinden sich im Bereich des ersten Drittels. Der Mittelwert von 0,34 verdeutlicht dies.

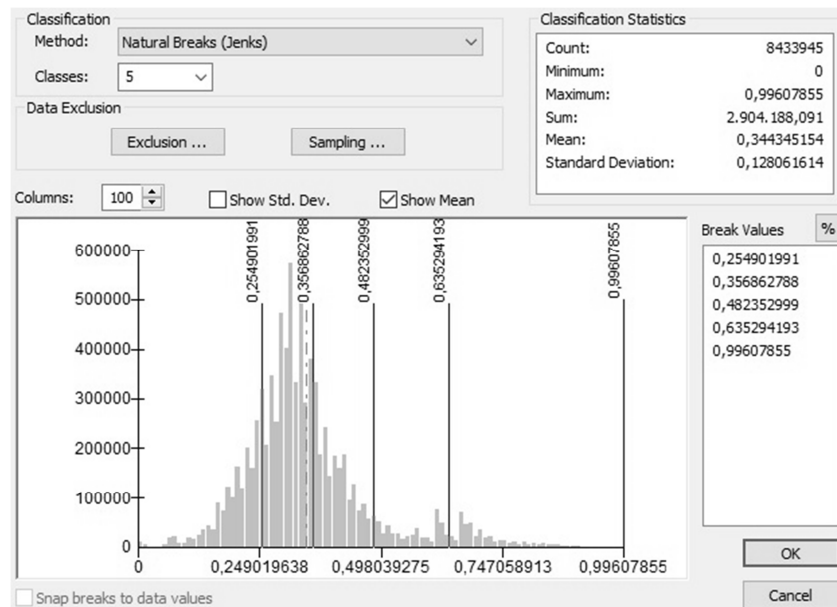


Abb. 134: Klassifizierung von Neigung zur Degradation in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 133 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Indem die Landbedeckung keine stabile Größe darstellt, da sie sich entweder kontinuierlich (stetig) oder drastisch ändern (z.B. Kahlschlag) kann, sind die Ergebnisse einer Modellierung von Neigung zur Degradation mit dem Parameter Landbedeckungsgrad immer nur auf die jeweilige Zeitspanne bezogen zu betrachten. Hangneigung und Erodierbarkeit sind wiederum feste (statische) Faktoren, hier erfolgen Veränderungen zumeist gar nicht oder nur sehr langsam.

Die prozentualen Angaben der jeweiligen Klassen werden mittels Kreisdiagramm (siehe Abb. 135) dargestellt. Eindeutig ist hier die Überlegenheit der unteren Intensitätsstufen der Neigung zur Degradation zu erkennen. Mit einer Gesamtfläche von 45,63 % (384,80 km²) dominiert demnach die Klasse der niedrigen Neigung zur Degradation die Insel. Auch durch das Betrachten der Karte (siehe Abb. 133) ist die überwiegende Präsenz der niedrigen Intensitätsstufe der Neigung zur Degradation eindeutig zu erkennen. Die

größten zusammenhängenden Flächen dieser Stufe befinden sich im Nordosten und im zentralen Bereich der Insel.

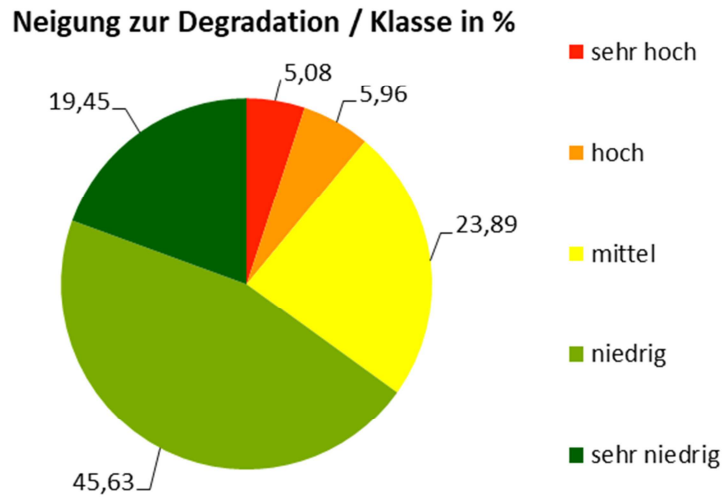


Abb. 135: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors Neigung zur Degradation in Klassen 1 – 5; Klassifizierung nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Mit einer Gesamtfläche von 201,47 km² oder 23,89 %, stellt die mittlere Intensitätsstufe flächenmäßig die zweitgrößte Klasse der Neigung zur Degradation auf São Tomé dar. Mit einer mittleren Neigung zur Degradation sind größtenteils Bereiche im Nordwesten und Südosten der Insel bewertet. Diese sind unter anderem durch steil bis sehr steil geneigte Hänge gekennzeichnet. Ein weiteres räumlich zusammenhängendes Gebiet, das durch die mittlere Neigung zur Degradation gekennzeichnet ist, wird durch die im Norden von São Tomé vorkommende Savanne repräsentiert.

Mit einer sehr niedrigen Neigung zur Degradation werden Flächen im Süden und im zentralen Bereich bewertet. Mit einer Gesamtfläche von 164,06 km² (19,45 %) stellt die sehr niedrige Intensitätsstufe die drittgrößte Fläche der Neigung zur Degradation dar.

Ausgenommen sehr steiler Hanglagen weist der Bereich des Nationalparks Obô und somit die größten Flächen von Primär- und Alt- sowie Sekundärwald im Allgemeinen eine niedrige und eine sehr niedrige Neigung zur Degradation auf. Dies ist mit einer geringen Erodierbarkeit und hohem Landbedeckungsgrad zu erklären.

4.3.2.2 Fragmentierung – Einflussparameter der Sensitivität

Die Fragmentierung wird als Indikator bei der Sensitivitätsbewertung der Landschaft eingesetzt (vgl. BATA & MEZŐSI 2013). Je höher die Fragmentierung verschiedener Landschaftselemente, desto fragiler und sensitiver gegenüber Degradierung ist die Landschaft. Ein großes und zusammenhängendes Gebiet weist eine höhere Stabilität auf als kleine durch Straßen und Bebauungen getrennte Flächen. In einem großen Wald findet ein besserer und gesünderer Austausch der Pflanzen und Tiere statt. Auf kleinen Flächen kann mit der Zeit eine Artenverarmung stattfinden, nicht selten sogar eine Extinktion (vgl. ARETANO ET AL. 2015; PENGHUA ET AL. 2007).

Mittels folgender Formel kann der Fragmentierungsindex eines gesamten Gebietes (z. B. Insel oder Land) berechnet werden (vgl. PENGHUA ET AL. 2007):

$$FN = MPS \times (N_f - 1) \div N_c$$

FN = Landschaftsfragmentierung

MPS = durchschnittliche Flächengröße

N_f = Gesamtanzahl der Flächen

N_c = Verhältnis des Gesamtareals zur kleinsten Fläche

Das Ergebnis soll auf einer Skala zwischen 0 und 1 liegen, wobei die 0 keine Fragmentierung bedeutet und die 1 auf eine vollständige Fragmentierung bzw. Zerstörung der Landschaft hindeutet.

Als Grundlage für die Fragmentierungsberechnung wurden durch die LULC-Klassifikation entstandene Flächen der einzelnen Klassen angewendet. Der berechnete Fragmentierungsindex von der gesamten Insel São Tomé liegt bei **0,66**. Das Resultat zeigt, dass die Landschaft etwas mehr als durchschnittlich fragmentiert ist, wodurch auf leicht erhöhte anthropogene Eingriffe zu schließen ist.

Die Fragmentierung einer speziellen Landschaftskategorie bzw. LULC-Klasse kann mittels der Kennzahl aus dem Verhältnis von Flächenumfang zur Fläche gedeutet werden (vgl. ARETANO ET AL. 2015):

$$FN_s = \frac{P}{A}$$

FN_s = Fragmentierung einzelner Flächen

P = Flächenumfang

A = Fläche

Tab. 35: Flächenumfang und Flächengröße sowie berechneter Fragmentierungsgrad aller Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen

LULC-Klasse	Flächenumfang in km	Fläche in km ²	FN _s
Acker	4.532,08	42,53	106,56
Altwald	8.209,17	288,48	28,46
Gras	36,78	0,73	50,38
Kaffee	721,6	5,68	127,04
Kulturbaum	3.256,78	24,47	133,09
Ölpalmenplantage	554,039	14,04	39,46
Savanne	605,84	22,36	27,09
Schattenwald	10.125,7	292,42	34,63
Sekundärwald	12.617,9	138,19	91,31
Siedlung	1.638,8	16,88	97,09

Quelle: Eigene Berechnung

Die errechneten Ergebnisse, die zwischen 27,09 für Savanne und 133,09 für Kulturbaum liegen (siehe Tab. 35), wurden anschließend auf eine Skala von 0 bis 1 mittels Maximalwertungs-Verfahren einer linearen Transformationsfunktion unterzogen. Durch die Linearisierung wurden die Daten für die Berechnung der Sensitivität angepasst.

Hohe P/A Kennzahl deutet auf gestreckte oder komplexe Flächenform hin, niedrige Kennzahl dagegen steht für einfachere und kompakte Formen. Eine zu hohe Kennzahl weist auf zu kleine oder zu schmale bzw. gestreckte Landstücke hin, was zu ungünstigen Bedingungen für Binnenhabitats führt.

Solche Landbereiche können zu Verlusten von Spezies führen, die sich an solche Binnenhabitats angepasst haben und darauf angewiesen sind. Zudem können dominierende Randspezies, die nicht an bestimmte Habitats gebunden sind, die Binnenspezies verdrängen (vgl. ARETANO ET AL. 2015).

Die berechneten Werte der Fragmentierung wurden in fünf Klassen mittels natürlicher Unterbrechungen klassifiziert und in einer thematischen Karte für eine visuelle Interpretation dargestellt (siehe Abb. 136, links).

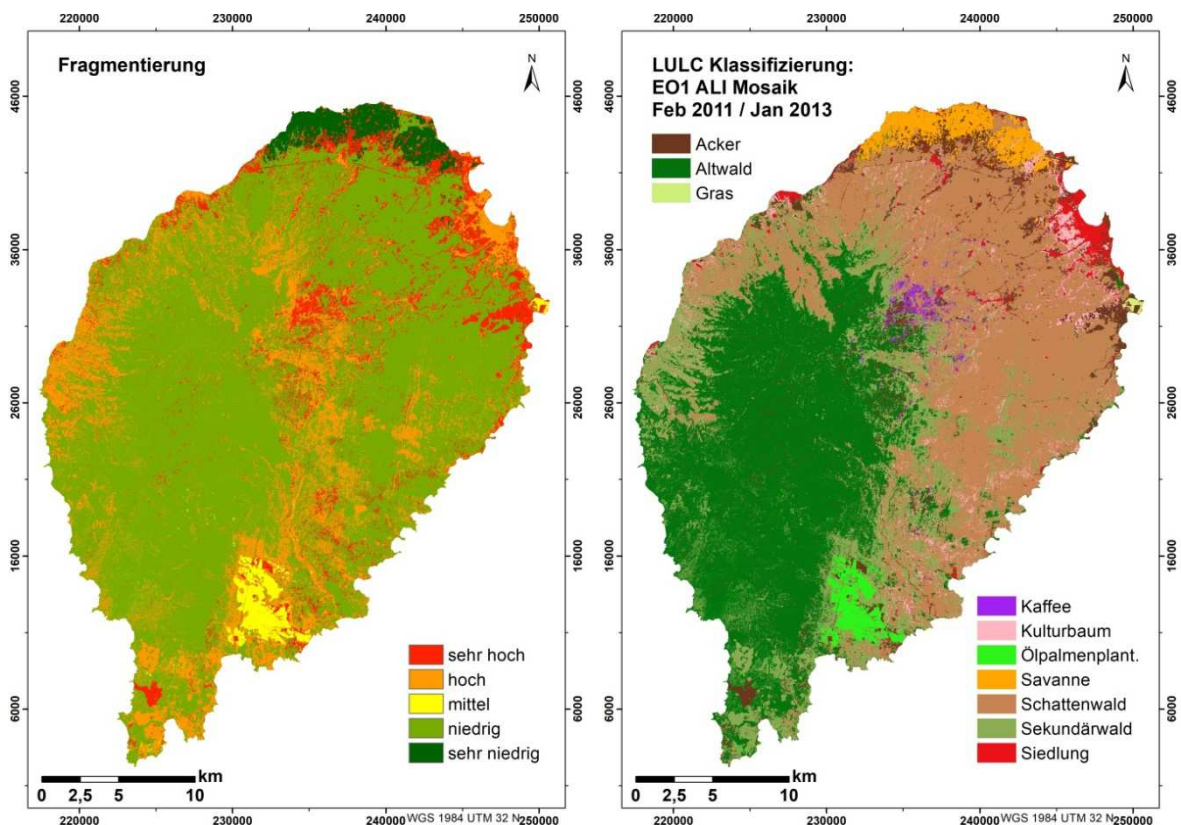


Abb. 136: Räumliche Darstellung der Fragmentierung einzelner Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen, klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen, Jenks (links) sowie Ergebnisse der LULC-Klassifikation (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Der Sekundärwald, der auf São Tomé in der Regel zwischen Alt- und Schattenwald zu finden ist, weist eine hohe Fragmentierung auf, was damit zu erklären ist, dass dieser Wald sich auf verlassenen Schattenwaldplantagen entwickelt hat und am Stück nur kleinere zusammenhängende Gebiete umfasst. Die hohe Fragmentierung des Sekundärwaldes kann dennoch aufgrund der Lokalisierung dieses Waldes zwischen zwei stark zusammenhängenden Habitats nicht als genauso negativ betrachtet werden, als wenn der Wald an

Siedlungen oder landwirtschaftlich genutzte Flächen grenzen würde. In diesem Fall würden naturfremde Kulturräume an den Sekundärwald angrenzen und die Ausbreitung bzw. Bewegungsfreiheit der speziell im Habitat Sekundärwald lebenden Arten beeinflussen und begrenzen. Da dies jedoch nicht der Fall ist, kann die Fragmentierung auf São Tomé in den wichtigsten Habitaten (Alt-, Sekundär- und Schattenwald) für endemische oder bedrohte Arten als insgesamt niedrig betrachtet werden. Sogar die höhere Fragmentierung der Äcker, die am häufigsten innerhalb des Schattenwaldes zu finden sind, kann in diesem Fall nicht besonders negativ bewertet werden. Denn aus der Sichtweise des Biodiversitätsschutzes sind mehrere kleinere Äcker, die verschiedene Mischkulturen produzieren, positiver zu betrachten als große zusammenhängende Felder bzw. Monokulturplantagen (vgl. PARDINI ET AL. 2010; RICKETTS ET AL. 2001). Große Monokulturfelder unterbrechen teilweise die Verbindung zwischen Habitaten, und ein Artenaustausch sowie -ausbreitung kann nicht stattfinden, dagegen stören kleine Äcker die Artenbewegung nicht, Wege dazwischen dienen als Korridore für die Fauna, die auf bestimmte Habitate angewiesen bzw. spezialisiert ist. Mit hoher Fragmentierungsintensität wurden die Städte bzw. Siedlungen bewertet, was allerdings nicht als negativ bezüglich der Biodiversität bewertet wird, da diese Bereiche keine natürlichen Habitate darstellen und dort keine endemischen Vertreter der Flora und Fauna zu finden sind. Mit einer sehr hohen Fragmentierung wurden LULC-Klassen wie Kulturbaum, Acker und Kaffee bewertet, da diese Landnutzungstypen nur als relativ kleine, in der Landschaft verstreute, inhomogene Flächen zu finden sind. Eine sehr niedrige Fragmentierung weist wiederum die stark zusammenhängende Savannenlandschaft im Norden der Insel auf.

4.3.2.3 Habitatrelevanz – Einflussparameter der Sensitivität

Die Bewertung der Habitatrelevanz erfolgte auf der Ebene der Landnutzungs-/Landbedeckungstypen. Diese wurden je nach Umwelt-Wert von sehr niedrig bis sehr hoch bewertet. Der Wert der Umwelt kann durch verschiedene Aspekte und Gegebenheiten wie hohe Zahl an endemischen Arten, eine generell hohe Biodiversität, geologische Besonderheiten oder auch ästhetischer Wert der Landschaft, gedeutet werden (vgl. VILLA & MCLEOD 2002). VILLA & MCLEOD 2002 erwähnen, dass durch eine einzige bedrohte Art die gesamte Umwelt als wertvoll ausgemacht werden kann. Für die Bewertung der Habitate wurden Erkenntnisse unter anderem aus einer biologisch basierten Studie über

Biodiversität und endemischen Vögeln auf São Tomé von LIMA ET AL. 2013a herangezogen.

Die höchste Habitatrelevanz wurde dem Primärwald zugeteilt (siehe Abb. 137). In diesem Habitat leben die meisten endemischen Arten der Flora und Fauna auf São Tomé, und somit besitzt der Primärwald die höchste biologische Wertstellung. Der Sekundärwald besitzt fast ebenso viele endemische Arten wie der Primärwald und dementsprechend wurde dieses Habitat mit einer sehr hohen Relevanz bewertet. Mit einer hohen Habitatrelevanz wurde der Schattenwald gekennzeichnet, da dieser durchaus ein breites Spektrum an Flora und Fauna aufweist. Mit einer mittleren Relevanz sind die Klassen Savanne und Kulturbaum gekennzeichnet, da diese Habitate eine deutlich geringere Biodiversität aufweisen. Mit einer niedrigen Habitatrelevanz wurden die Klassen Kaffee und Acker bewertet. Zu den Habitaten mit der geringsten Relevanz (sehr niedrig) wurden die Ölpalmenplantagen und die Siedlungen gezählt.

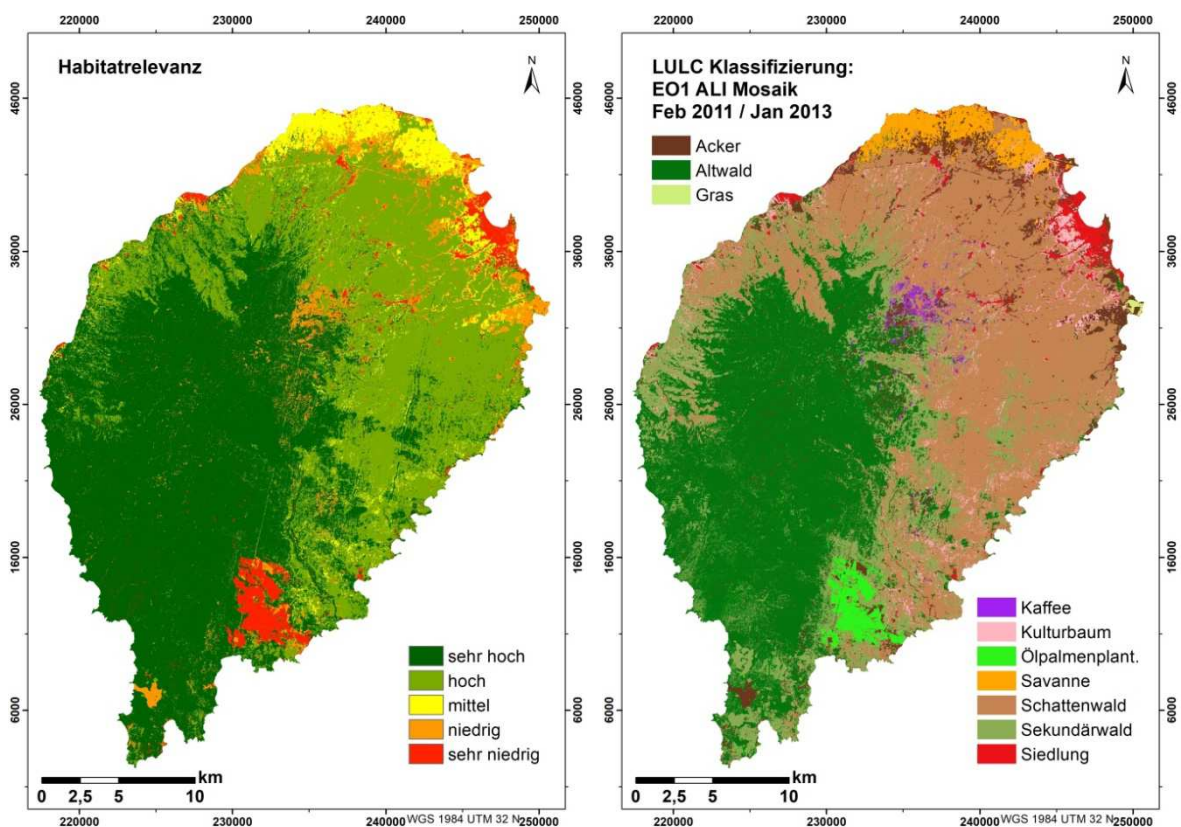


Abb. 137: Habitatrelevanz in fünf Intensitätsstufen (links), basierend auf Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen (rechts); bewertet unter anderem nach Untersuchungsergebnissen einer biologisch basierten Studie über Biodiversität und endemische Vögel auf São Tomé von LIMA ET AL. 2013a

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.2.4 Hemerobie – Einflussparameter der Exponierung

Mit Hemerobie („Kultureinfluss“ (SUKOPP 2008)) werden der anthropogene Einfluss auf die Landschaft und der Natürlichkeitsgrad der Landschaft ausgedrückt (LAUSCH ET AL. 2016; KIEDRZYNSKI ET AL. 2014; STEINHARDT ET AL. 1999). Insgesamt gibt es sieben Hemerobiegrade (siehe Tab. 36), allerdings kommen a-hemerobe Landschaften mit einem natürlichen Natürlichkeitsgrad und keinem anthropogenen Einfluss in besiedelten Erdregionen so gut wie nicht vor, denn überall, wo der Mensch vorgedrungen ist, gibt es keinen natürlichen Naturzustand mehr. Daher werden diesem Grad in der Regel keine Landschaftskategorien zugewiesen (STEINHARDT ET AL. 1999). Auch der Altwald auf São Tomé kann nicht als eine Landschaftskategorie ohne jeglichen anthropogenen Einfluss bewertet werden und kann dem a-hemeroben Grad nicht zugeordnet werden.

Für die Berechnung des Hemerobieindex und der Bewertung der Hemerobie der Landschaftskategorien von São Tomé werden die Ergebnisse von LULC-Klassifikation eingesetzt. LULC-Daten eignen sich gut als Ausgangsdaten für die Bewertung von Hemerobie (vgl. WALZ & STEIN 2014; STEINHARDT ET AL. 1999). Jeder Landschaftskategorie wird somit nach der Bewertung des anthropogenen Einflusses ein entsprechender Hemerobie- bzw. Natürlichkeitsgrad zugeordnet.



Abb. 138: Tropische Waldökosysteme auf São Tomé; Oligo-hemerober Altwald innerhalb des Nationalparks Obô, Zentralbereich São Tomé, Blickrichtung Nordwesten (links) und meso-hemerober Sekundärwald mit gut erkennbaren abgeholzten baumlosen Bereichen – hellgrüne Flächen zwischen dunkleren Bäumen (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Tab. 36: Anthropogener Einfluss auf die Ökosysteme mit dazugehörigem Grad der Hemerobie und Natürlichkeit sowie korrespondierende Landschaftskategorien auf São Tomé

Hemerobie-grad	Natürlichkeits-grad	Anthropogener Einfluss	Landschaftskategorie auf São Tomé
a-hemerob	natürlich	Kein	-
oligo-hemerob	naturnah	geringe Holzentnahme, Pastoralismus, Immissionen durch Luft und Wasser	Primär-, Altwald (siehe Abb. 138, links)
meso-hemerob	semi-natürlich	Rodung und gelegentliche Feldbestellung, Kahlschlag, seltene und geringe Dosis von Düngemittel	Sekundärwald Savanne (siehe Abb. 138, rechts)
β-euhemerob	relativ weit von natürlich	Anwendung von Düngemittel und Pestiziden, Grabendrainage	Gras Kaffee Kulturbaum Schattenwald (siehe Abb. 139)
α-euhemerob	weit von natürlich	tiefes Pflügen, Bepflanzung, große Änderungen im Stoffkreislauf, Drainage, starke Nutzung von Düngemittel und Pestiziden	Acker Ölpalmenplantage (siehe Abb. 140)
poly-hemerob	naturfremd	starke Veränderungen der Biozönosen, Bedeckung der Biotope mit externem Material	Siedlung Drittrangige Straße (siehe Abb. 142)
meta-hemerob	künstlich	versiegelte Oberflächen, Biozönosen zerstört	Hauptstadt São Tomé Innerortsstraße (in der Hauptstadt) Flughafen Nationalstraße Zweitrangige Straße (siehe Abb. 141)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: STEINHARDT ET AL. 1999



Abb. 139: β -euhemerobe Landschaften – Kaffeepflanzung (links) und Bananenfeld (rechts), deren Zustand als relativ weit vom natürlichen System bewertet wird

Quelle: Eigene Aufnahmen



Abb. 140: α -euhemerobe Landschaftseinheiten – Ölpalmenplantagen als biodiversitätsarme Monokulturen (links) und Äcker (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Da Straßennetz vorwiegend einem sehr hohen Hemerobiegrad zuzurechnen ist, wurde auch dieses je nach Straßentyp in einzelne Kategorien unterteilt. National-, Innerorts- und zweitrangige Straßen sowie der Flughafen wurden mit meta-hemerobem Grad gekennzeichnet. Drittrangige Straßen wurden dem poly-hemeroben Grad zugewiesen. Daten des Straßennetzes stammen aus der Datenbank des INAE. Aus den Satellitendaten mit einer Auflösung von 30 x 30 m (10 x 10 m nach Pansharpening) ist die Extrahierung und Klassifikation von Wegen, insbesondere des überwiegend großen Netzes der drittrangigen Straßen, technisch nicht möglich.



Abb. 141: Meta-hemerober Grad – das Zentrum der Hauptstadt São Tomé, gekennzeichnet durch versiegelte Oberflächen und zerstörten Biozönosen, hier ist keine Natürlichkeit vorhanden

Quelle: Eigene Aufnahmen



Abb. 142: Poly-hemerobe Landschaft (Siedlung und drittrangige Straßen) mit starken Veränderungen der Biozönosen sowie Bedeckung der natürlichen Biotope mit externem Material

Quelle: Eigene Aufnahmen

Da die Straßen als Linien nur Längenmaße aufweisen, für die Berechnung des Hemerobieindex aber Flächenmaße benötigt werden, wurden die Straßen zu Polygonen aus Zusatzinformation umgewandelt (siehe Abb. 143). Die Straßenbreiten wurden aus Mittelwerten der Messungen vor Ort festgelegt (Nationalstraßen: 10 m; zweitrangige Straßen: 6 m; drittrangige Straßen: 4 m und Innerortsstraßen: 10 m). Durch Hinzurechnung der Breitenwerte zu den Linien wurden um alle Straßen Puffer Polygone erzeugt. Da die direkten Straßenränder stark von dem Natürlichkeitsgrad der umliegenden Landschaftskategorien abweichen, wurde zu jedem Straßentyp eine beidseitige Pufferzone von jeweils zwei Metern ausgewiesen und zu der Straßenbreite aufsummiert. Durch den Volumen-

zuwachs des Wegenetzes verringerte sich das Flächenvolumen der LULC-Klassen. Die Ermittlung der Straßenzugehörigkeit und des Flächenanteils zu jeder LULC-Klasse erfolgte durch das Überschneiden der LULC-Klassen mit Wegenetzpolygonen. Der ermittelte Flächenanteil der Straßen wurde von der jeweiligen LULC-Klasse abgezogen – so verkleinerte sich der Flächenanteil der LULC-Klassen, und die Straßen bekamen ein Flächenmaß.

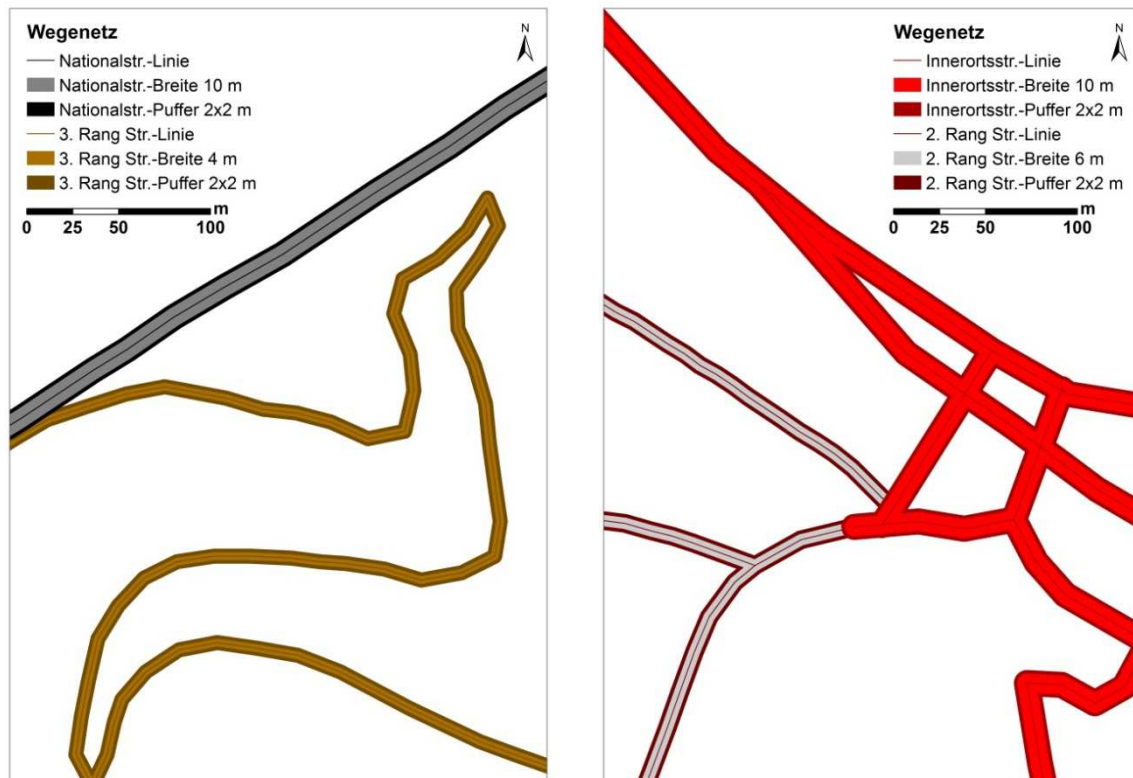


Abb. 143: Straßentypen (National-, zweit- und drittrangige Straßen sowie Innerortsstraßen) von São Tomé, dargestellt als Linienshape, als Polygonshape mit unterschiedlicher Breitenangabe je nach Straßentyp und mit 2x2 m Pufferzone für alle Straßentypen

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: INAE

Da Sao Tomé Stadt und andere Siedlungen jeweils unterschiedliche Hemerobiegrade aufweisen, wurde speziell für die Stadtfläche von Sao Tomé eine Überschneidung mit Straßen durchgeführt, damit für den Stadtbereich explizit der Straßenanteil berechnet und dieser von der Fläche der Stadt abgezogen werden kann. Anschließend wurde aus der Fläche der Klasse Siedlung die Fläche der Stadt São Tomé abgezogen, damit für diese beiden Klassen der Hemerobieindex berechnet werden kann.

Ähnlich wie Straßennetz und Stadt São Tomé wurde auch der Flughafen als separate Kategorie der Hemerobie behandelt und mit den LULC-Klassen verschnitten um die Flächenanteile zu ermitteln. Somit kamen zu den zehn LULC-Klassen (Acker, Gras, Kaffee, Kulturbaum, Ölpalmenplantage, Altwald, Savanne, Schattenwald, Sekundärwald und Siedlung) weitere sechs Kategorien (São Tomé Stadt, Nationalstraße, zweitrangige Straße, drittrangige Straße, Innerortsstraße und Flughafen) hinzu.

Für die Visualisierung von prozentualen Anteilen aller Hemerobiegrade zur Gesamtfläche sowie für die Berechnung des Hemerobieindex wurden die Flächenmaße aller Landschaftskategorien in Quadratkilometern und in Prozent berechnet (siehe Tab. 37).

Tab. 37: Anteil der Landschaftskategorien zur Gesamtfläche in km² und %

Landschaftskategorie	km ²	%	Landschaftskategorie	km ²	%
Acker	41,44	4,90	Sekundärwald	137,00	16,20
Altwald	287,99	34,05	São Tomé Stadt	1,29	0,15
Gras	0,63	0,07	Siedlung	14,43	1,71
Kaffee	5,58	0,66	Nationalstraße	1,88	0,22
Kulturbaum	24,10	2,85	Zweitrangige Str.	0,91	0,11
Ölpalmenplantage	13,92	1,65	Drittrangige Str.	6,10	0,72
Savanne	22,09	2,61	Innerortsstr. (ST-Stadt)	0,44	0,05
Schattenwald	287,71	34,02	Flughafen	0,15	0,02

Quelle: Eigene Berechnung

Dem Diagramm der Hemerobiegrade nach, gehören zu den β -euhemeroben (37,61 %) und oligo-hemeroben (34,05 %) Graden die größten Areale auf São Tomé (siehe Abb. 144). Dem oligo-hemeroben Grad ist die Landschaftskategorie Primär- bzw. Altwald zugeordnet (siehe Abb. 145). Mit dem β -euhemeroben Grad sind mehrere Landschaftskategorien (Gras, Kaffee, Kulturbaum und Schattenwald) ausgewiesen. Savanne und Sekundärwald als Landschaftskategorien mit einem meso-hemeroben Grad sind auf einer Fläche von 18,81 % verbreitet. Die restlichen Kategorien, durch α -eu- (6,55 %), poly- (2,43 %) und meta-hemeroben (0,55) Graden gekennzeichnet, sind auf vergleichsweise kleinen Gesamtflächen verortet. Die durch einen poly-hemeroben Grad ausgewiesene Kategorie drittrangiger Straßen hat eine sehr geringe Fläche von 6,10 km² bzw. 0,72 %, zerschneidet aber die gesamte Landschaft von São Tomé mit Ausnahme des Primär- bzw. Altwaldes.

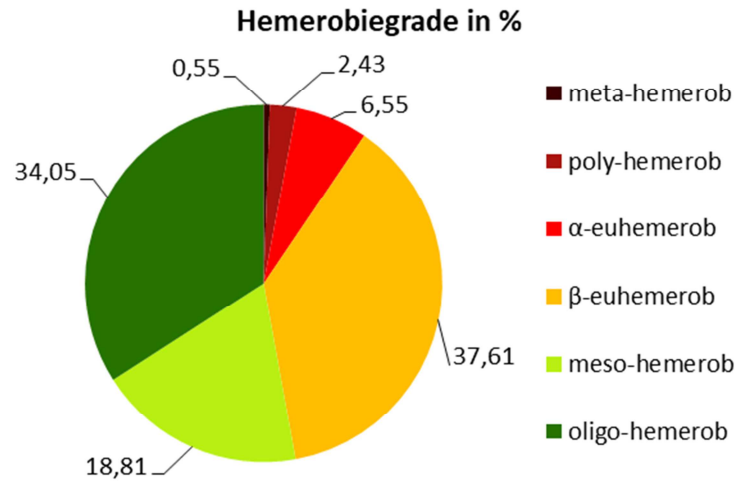


Abb. 144: Prozentualer Anteil aller auf São Tomé vorzufindenden Hemerobiegrade

Quelle: Eigene Darstellung

Der Hemerobieindex wurde mittels folgender Formel berechnet (vgl. STEINHARDT ET AL. 1999):

$$M = 100 \sum_{h=1}^m \frac{f_m}{m} h$$

M = Hemerobieindex

m = Anzahl der Hemerobie- bzw. Landschaftskategorien

f_m = Proportion: Landschaftskategorie zur Gesamtfläche

h = Hemerobie-Faktor / Grad (linear, von h=1 für Minimum bis h=m für Maximum)

Für São Tomé wurde ein Hemerobieindex von 20,38 ausgerechnet. Je näher der Index an 100 liegt, desto höher ist der anthropogene Einfluss auf die gesamte Landschaft. São Tomé weist relativ große Flächen mit geringerem Hemerobiegrad auf. Nur kleinere Areale in Relation zu den mit höherer Natürlichkeit gekennzeichneten Bereichen sind mit intensivem anthropogenem Einfluss behaftet, wodurch der relativ geringe Hemerobieindex erklärt wird.

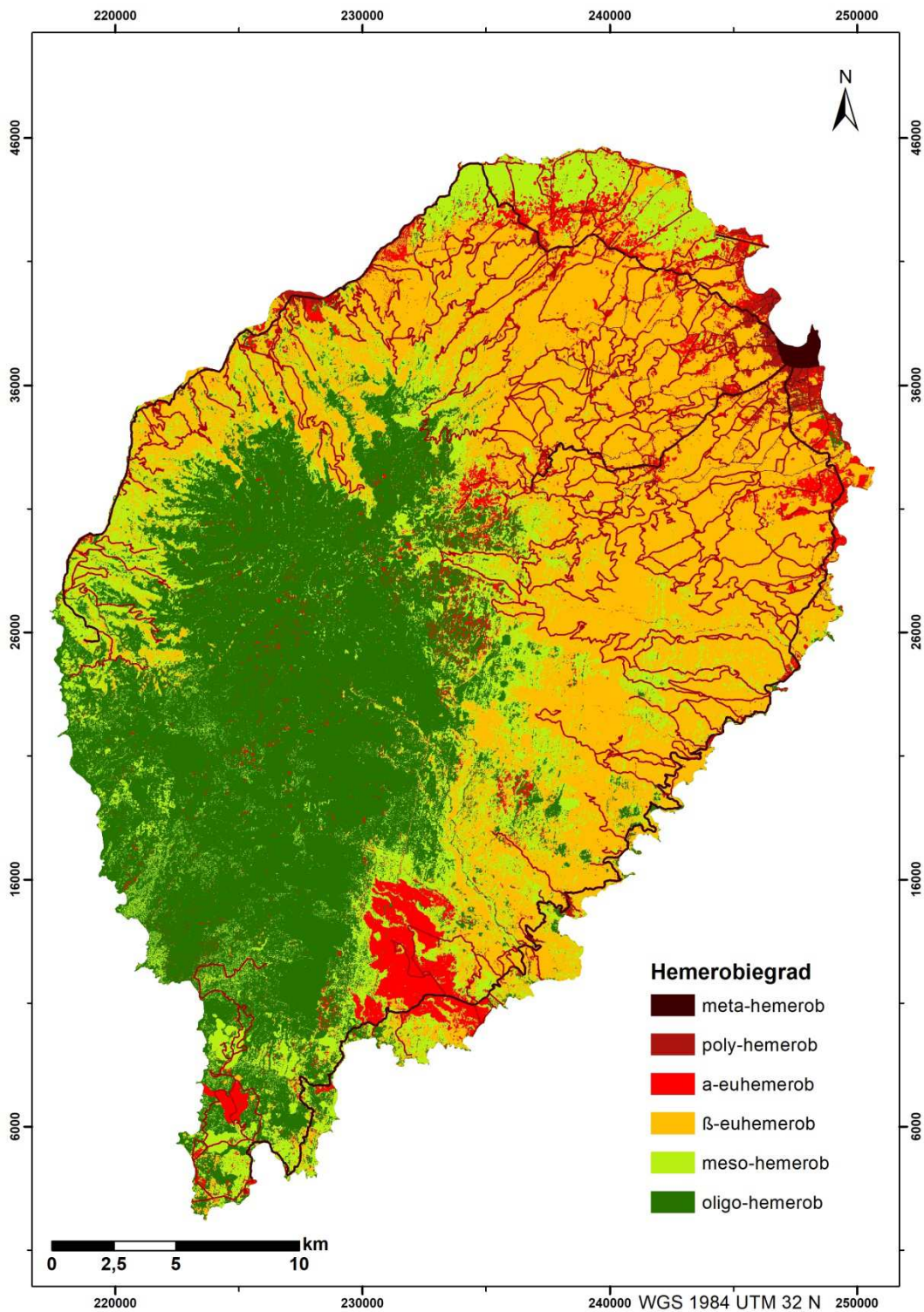


Abb. 145: Räumliche Darstellung der Hemerobiegrade der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen sowie der Verkehrsinfrastruktur

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.2.5 Landnutzungsintensität – Einflussparameter der Exponierung

Die Landnutzung und Landbedeckung, ähnlich wie für die kapverdische Insel Fogo (vgl. MIKULANE 2013), wurde in drei Intensitätsbereiche unterteilt – intensiv und extensiv genutzte Flächen sowie Flächen mit sehr geringer Nutzung (siehe Abb. 146).

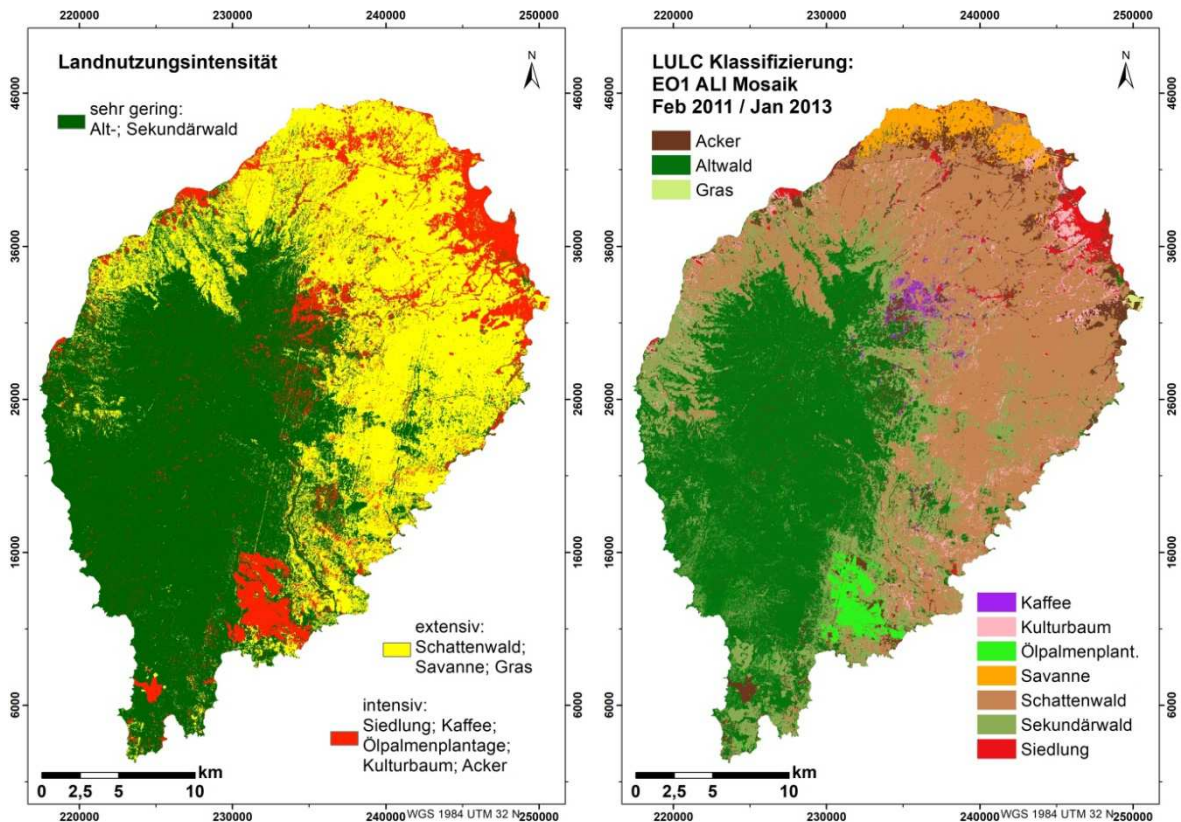


Abb. 146: Landnutzungsintensität in drei Klassen (intensive, extensive und sehr geringe Landnutzung) der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen (links), basierend auf Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Zu den intensiv genutzten Bereichen wurden Siedlungsstrukturen, Kaffeeanbauflächen, Kulturbäume, Ackerflächen und Ölpalmenplantagen gezählt. Diese Landflächen werden als schon mehr oder weniger degradierte Areale angesehen und weisen geringe bis kaum vorhandene Biodiversität auf. Daher besteht für diese Flächen für die Biodiversitätsprävention sehr geringes bzw. kein Interesse. In den intensiv genutzten Landarealen ist eine Produktivitätsmaximierung durch verbesserte landwirtschaftliche Vorgehensweisen wünschenswert. Dadurch kann eine Ausbreitung der intensiv genutzten Flächen in angrenzende Gebiete verhindert oder zumindest verringert werden.

Zu den extensiv genutzten Arealen gehören Schattenwald, Savanne und Grasflächen. Diese Flächen bilden mit insgesamt 38,6 % eine große Einheit und sind für die Biodiversität von größerer Bedeutung. Aufgrund anthropogener Interventionen in Form von Rodungen, die teilweise zu neuen Ackerflächen konvertiert werden, was zur Fragmentierung und dadurch zu Unterbrechungen der Ökosysteme führt, werden diese Landnutzungsbereiche als gefährdet und gegenüber der Degradation als anfälliger angesehen. Hier müssen nachhaltigere Wege gefunden werden, um den Druck auf die Ökosysteme zu verringern, damit der Wert dieser Flächen für den Artenreichtum nicht verloren geht.

Die gut erhaltenen und besser geschützten Primär- und Sekundärwälder (sehr geringe Landnutzungsintensität) sind mit einem hohen Artenreichtum gekennzeichnet und somit für den Biodiversitätsschutz von höchster Bedeutung. Durch die Gründung des Nationalparks Obô im Jahr 2006 liegen diese Wälder größtenteils innerhalb der Parkgrenzen und können so als zusammenhängende Biodiversitäts- und Endemismus-Schutzbereiche dem Artenerhalt auf São Tomé dienen. Dennoch werden die Grenzen für Holzschlag immer wieder überschritten und die Regeln des Schutzgebietes ignoriert. Um die Gefahr für die Biodiversität gering zu halten, müssen für diese Wälder bessere Rahmenbedingungen für Schutzmaßnahmen ausgearbeitet werden.

4.3.2.6 Anthropogener Druck – Einflussparameter der Exponierung

Je nach geomorphologischer Beschaffenheit der Landschaftselemente bzw. politischen Strukturen und gesetzlicher Lage, wird die Wirkung des anthropogenen Drucks abgeschwächt oder verstärkt. Beispielsweise verschlechtern zu große Entfernungen von Wegen und Straßen die Erreichbarkeit der potentiellen Feldern und Gärten, gleichzeitig verringern größere Entfernungen den anthropogenen Druck. Das größte anthropogene Gefährdungspotential für die Umwelt befindet sich in der Regel in der Nähe von Siedlungen und Wegen (vgl. THIES ET AL. 2012). Schon bestehende Äcker, Plantagen und Rodungsflächen können auch als eine Ausgangslage oder Startpunkt für weitere potentielle Angriffsflächen angesehen werden. Die Exponierung zu anthropogenem Druck wird häufig durch das Verhältnis der Straßenlänge zur Fläche gemessen (vgl. ARETANO ET AL. 2015). Basierend darauf wurden die LULC-Klassen als Grundlageflächen für diese Analyse verwendet (siehe Tab. 38).

Tab. 38: Straßenanteile pro Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse (z.B. AD von Ackerflächen: $((20,01 \times 0,4) + (19,67 \times 0,4) + (53,16 \times 0,2)) / 42,52 = 0,62$); AD = Anthropogener Druck

LULC-Klasse	Fläche in km ²	Nationalstr. in km	2rangige Str. in km	3rangige Str. in km	AD
Acker	42,52	20,01	19,67	53,16	0,62
Altwald	288,48	11,48	0,36	39,49	0,04
Kaffee	5,68	0,67	0,09	11,04	0,44
Kulturbaum	24,47	4,27	10,44	24,97	0,44
Ölpalmenplantage	14,04	3,53	0,00	8,76	0,23
Savanne	22,36	5,58	2,92	19,34	0,33
Schattenwald	292,42	39,31	30,01	482,38	0,42
Sekundärwald	138,19	29,09	1,36	96,52	0,23
Siedlung	16,88	20,59	26,51	26,58	1,43

Quelle: Eigene Berechnung

Die Straßenlängenanteile pro LULC-Klasse wurden durch die Anwendung der Überschneidungsanalyse ermittelt. Bei der Berechnung wurden drei Straßentypen berücksichtigt: Nationale sowie zweitrangige und drittrangige Straßen. Für jeden Straßentyp wurde eine Gewichtung durchgeführt – die National- und zweitrangigen Straßen wurden jeweils mit 0,4 gewichtet, die drittrangigen Straßen mit 0,2. Die jeweilige Gewichtung wurde aufgrund der Frequentierungs- bzw. Straßennutzungsstärke und der lokalen Bedeutung zugeteilt. Die errechneten Ergebnisse wurden auf eine lineare Skala zwischen 0 und 1 normiert. Da keine der Straßen die wenigen kleinen detektierten Grasflächen durchqueren, konnte die Exponierung für diese LULC-Klasse nicht berechnet werden. Daher wurde die Klasse Gras dem gleichen Grad, dem die Savanne zugeordnet ist, zugewiesen, weil auf diesen Flächen keine intensive Weidewirtschaft betrieben wird. Die Klasse Siedlung stellte aufgrund des sehr hohen Anteils an Straßen auf relativ kleinen Flächen einen Extremwert da.

Allerdings wird mit LULC-Klassen als Grundflächen für die Berechnung des anthropogenen Drucks ein zu generalisiertes Abbild für die gesamte Insel produziert, welches insbesondere im Bereich der Klasse Schattenwald kein zufriedenstellendes Ergebnis liefert (siehe Abb. 147).

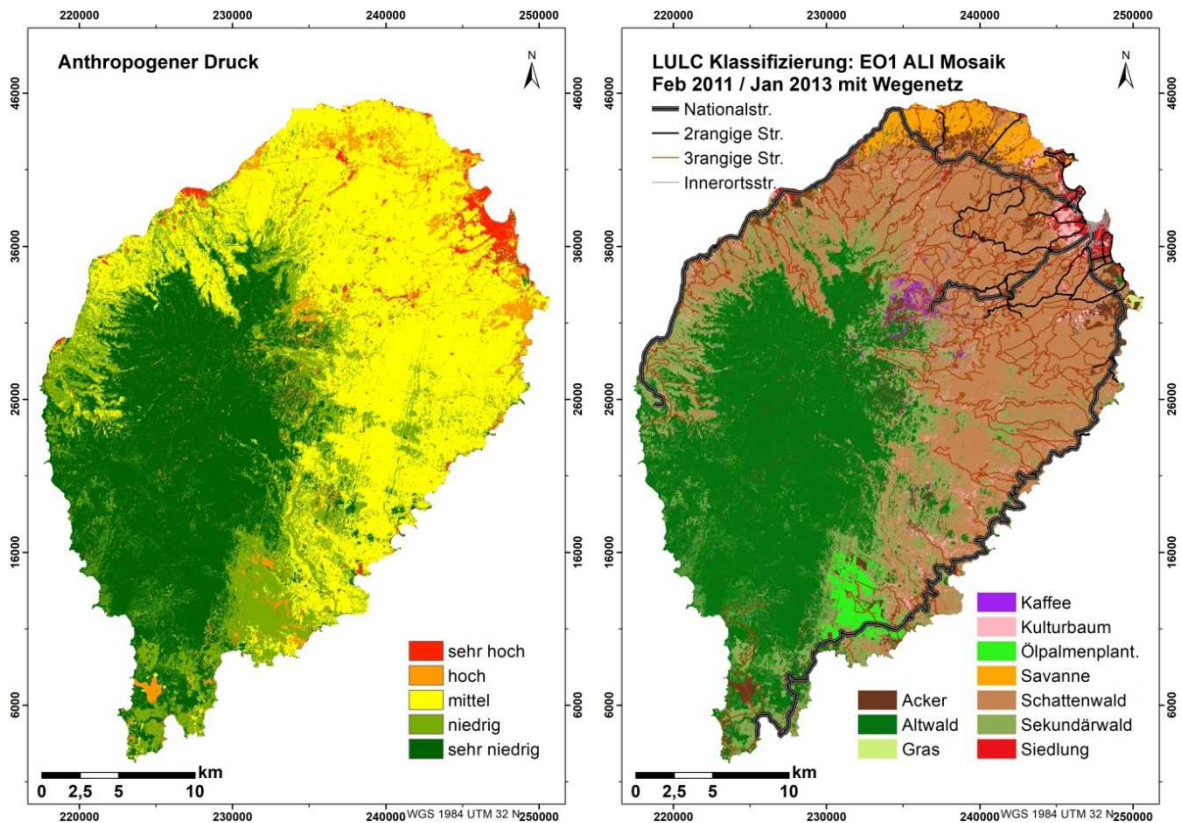


Abb. 147: Anthropogener Druck (links), resultierend aus dem Verhältnis der Straßenlänge zur Fläche, Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen als Ausgangsflächen (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Aufgrund des dichteren Wegenetzes im Schattenwald im Nordosten der Insel ist anzunehmen, dass in diesem Bereich ein differenzierter anthropogener Druck vorherrschen muss und darum wurde eine andere Herangehensweise für die Berechnung des anthropogenen Drucks vorgenommen. Zusätzlich zu den Daten des Wegenetzes wurden Bevölkerungs- und Siedlungsdaten eingesetzt. Im Unterschied zur Verhältnisberechnung von Straßenlängen zu Flächen, die auf LULC-Klassenflächen basierte, wurden zwei Faktoren – Bevölkerungsdichte (siehe Kapitel 4.3.1.4) und Wegenetzdichte (siehe Kapitel 4.3.1.5) für die Bewertung des Faktors anthropogener Druck einbezogen. Beide Parameter wurden vor der Vereinigung einer linearen Standardisierung unterzogen (siehe Abb. 148).

Da die Distanz zwischen Wohnort und Ackerflächen eine geringere Rolle als die Entfernung von Wegen und Straßen zu Äckern auf São Tomé spielt, wurde der Subfaktor Wegenetzdichte bei dem paarweisen Vergleich als leicht wichtiger (Skalenwert 3) in Bezug auf den Faktor anthropogener Druck als der Subfaktor Bevölkerungsdichte bewertet. Der Subfaktor Bevölkerungsdichte erhielt im Vergleich mit dem Subfaktor

Wegenetzdichte bezüglich der Wichtigkeit für den Faktor anthropogener Druck entsprechend den reziproken Wert von $1/3$ (siehe Tab. 39).

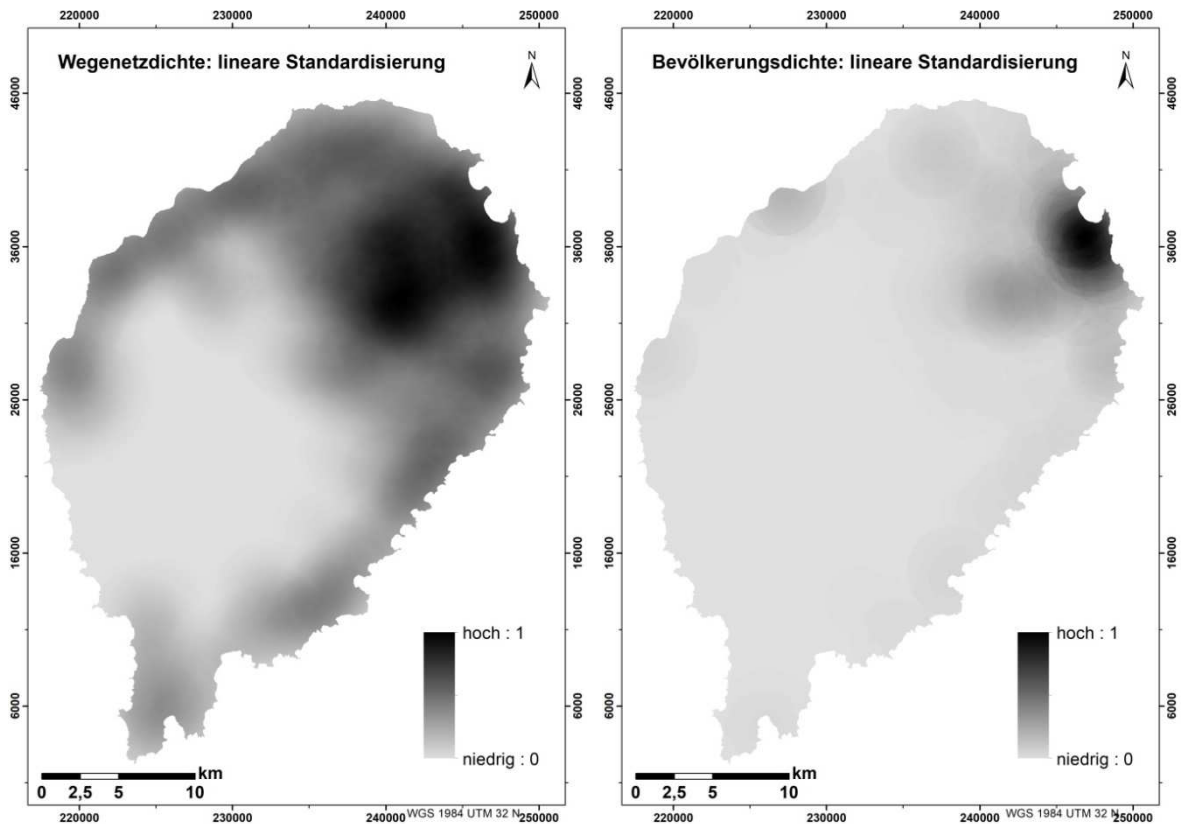


Abb. 148: Linear standardisierte Subfaktoren (Wegenetz- und Bevölkerungsdichte) des Faktors anthropogener Druck; Streckungstyp Minimum-Maximum

Quelle: Eigene Darstellung

Die einzelnen Schritte der Ermittlung von Prioritäten und Gesamtgewichten der beiden Faktoren – Wegenetz- und Bevölkerungsdichte mittels paarweisen Vergleichs sind in den Tabellen A 12; A 13 und A 14 im Anhang dargestellt.

Tab. 39: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten beider Subfaktoren des anthropogenen Drucks nach SAATY 1977

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte
Bevölkerungsdichte	1	$1/3$
Wegenetzdichte	3	1

Quelle: Eigene Berechnung

Zwischen manuell und computergestützt berechneten Gesamtgewichten für den Faktor anthropogener Druck bestehen keine Unterschiede. Beide Rechenwege ergeben identische Zahlen von 0,25 für Bevölkerungsdichte und 0,75 für Wegenetzdichte (siehe Tab. 40).

Tab. 40: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte beider Subfaktoren des anthropogenen Drucks

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte	Gewicht
Bevölkerungsdichte	1,000	0,333	0,250
Wegenetzdichte	3,000	1,000	0,750

Quelle: Eigene Berechnung

Nach der Ermittlung der Gesamtgewichte erfolgte die manuelle Berechnung von λ_{\max} (siehe Tabellen A 15; A 16 und A 17 im Anhang). Der manuell berechnete λ_{\max} -Wert von 2,000 entspricht dem Ergebnis der computergestützten Berechnung (siehe Tab. 41).

Tab. 41: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) des anthropogenen Drucks für die Ermittlung des Konsistenzindex

Faktoren	Gewichtete Summe	Faktorengewichte	
Bevölkerungsdichte	0,500 /	0,250 =	2,000
Wegenetzdichte	1,500 /	0,750 =	2,000
		Summe	4,000
		$\lambda_{\max} = \text{Summe} / \text{Fälle}$	2,000

Quelle: Eigene Berechnung

Die Berechnung von CI ergab einen Wert von:

$$CI = (2,000 - 2)/(2 - 1) = 0/1 = 0,000$$

Tab. 42: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Der RI-Wert für die Berechnung von CR beträgt laut der Tabelle von Saaty ebenso 0,000 (siehe Tab. 42), da im Fall des Faktors anthropogener Druck zwei Faktoren in der Matrix verglichen wurden.

Zumal die Werte beider Konsistenzindices 0,000 betragen, ist auch der Konsistenzverhältnis (CR) durch 0,000 gekennzeichnet:

$$CR = \frac{0,000}{0,000} = 0,000$$

Auch die computergestützte Berechnung vom CR weist das gleiche Ergebnis von 0,000 auf. Dieser Wert deutet auf den besten Konsistenzindex hin.

Daraufhin beträgt auch die Konsistenzgüte (KG) des qualitativen statistischen Tests nach SAATY 1977 den Wert von 0,000.

$$KG = (0,000/2)^{1/2} = (0,000)^{0,5} = 0,000$$

Die Berechnung des Faktors anthropogener Druck erfolgte nach der Gewichtsermittlung beider Subfaktoren mittels gewichteter Summe (siehe Abb. 149):

$$AD = (BD \times w_1) + (WD \times w_2)$$

AD = Anthropogener Druck

BD = Bevölkerungsdichte

WD = Wegenetzdichte

w = Faktorengewicht

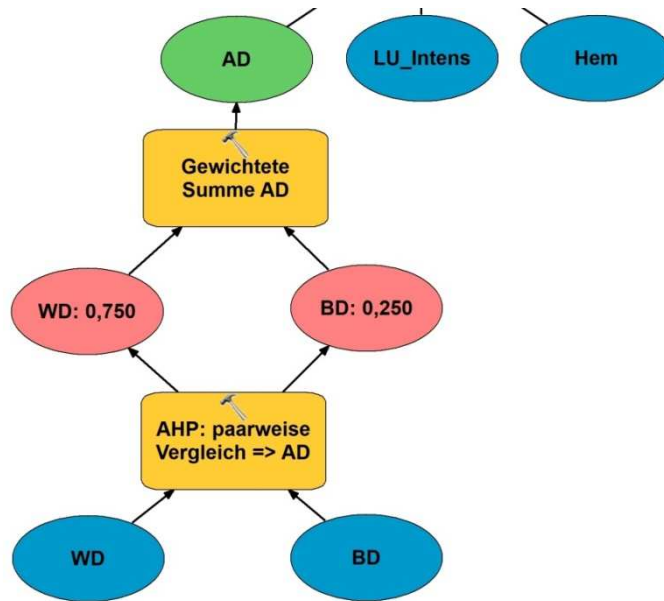


Abb. 149: Modellierung des Faktors anthropogener Druck; Eingangsdaten (Bevölkerung und Wegenetz) sind vorher separat skaliert worden

Quelle: Eigene Darstellung

Mittels natürlicher Unterbrechungen wurden die Ergebnisse in fünf Klassen eingeteilt (siehe Abb. 150).

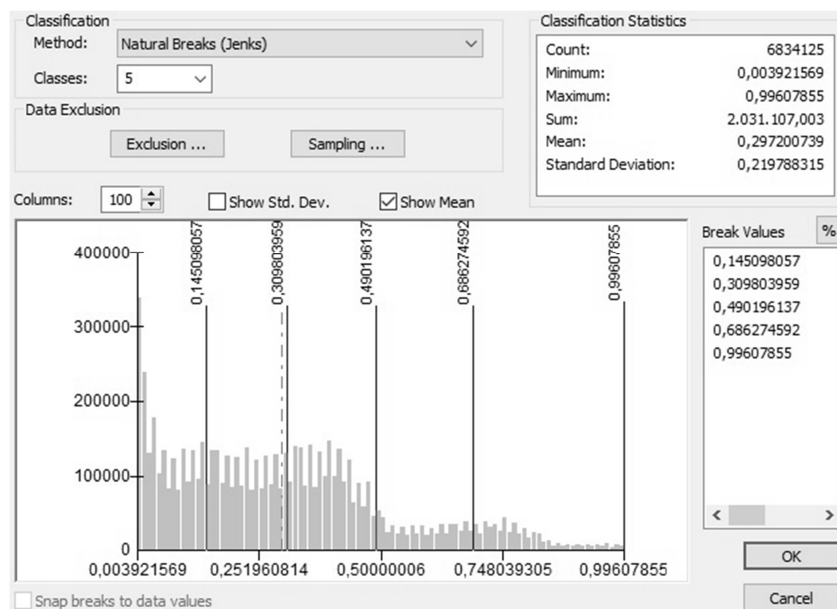


Abb. 150: Klassifizierung von anthropogenem Druck in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 151 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

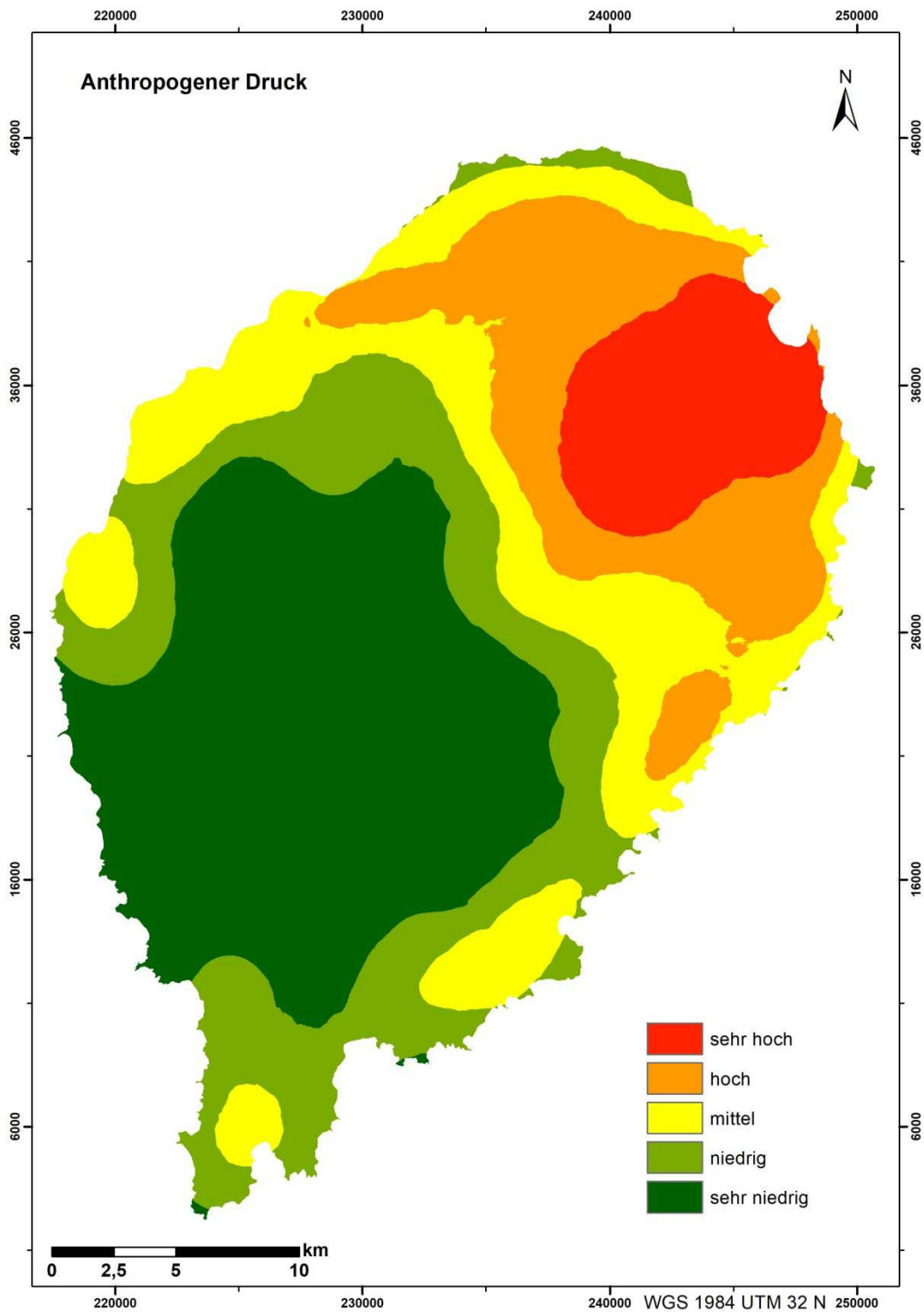


Abb. 151: Anthropogener Druck, resultierend aus gewichteter Summe der Wegenetz- und der Bevölkerungsdichte (Gesamtgewichte: 0,75 /0, 25); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Durch das Vereinen von Bevölkerungs- und Wegenetzdicke wurde ein detaillierteres und plausibleres Ergebnis des anthropogenen Drucks ermöglicht als das Resultat aus dem Verhältnis der Straßenlänge zur Fläche. Die räumliche Visualisierung des potentiellen anthropogenen Drucks zeigt ein mit sehr hohem anthropogenem Druck bewertetes Ballungsgebiet an, das sich mit 9,32 % (78,65 km²) der Gesamtfläche von São Tomé im Nordosten der Insel konzentriert (siehe Abb. 151 und Abb. 152). Von dort aus dehnt sich der Bereich des hohen anthropogenen Einflusses, das 15,66 % bzw. 132,17 km² große Fläche bildet, Richtung Nordwesten und Südwesten aus. Mit Ausnahme der westlichen küstennahen Bereiche wird ein mittlerer anthropogener Druck (19,74 % bzw. 166,59 km²) auf fast alle restlichen Areale an den Küsten ausgeübt. Dort verlaufen die Wegenetze, und auch Siedlungen sind vorhanden. Da der durch starkes Relief gekennzeichnete zentrale Bereich von São Tomé von Straßen- und Siedlungsbau verschont worden ist, wird hier nur ein sehr niedriger anthropogener Druck auf die Landschaft ausgeübt (35,25 % bzw. 297,43 km² der Gesamtfläche). Dieser Bereich wird von einer Zone niedrigen anthropogenen Druckes mit einem Anteil von 20,03 % (168,99 km²) der Gesamtfläche umsäumt.

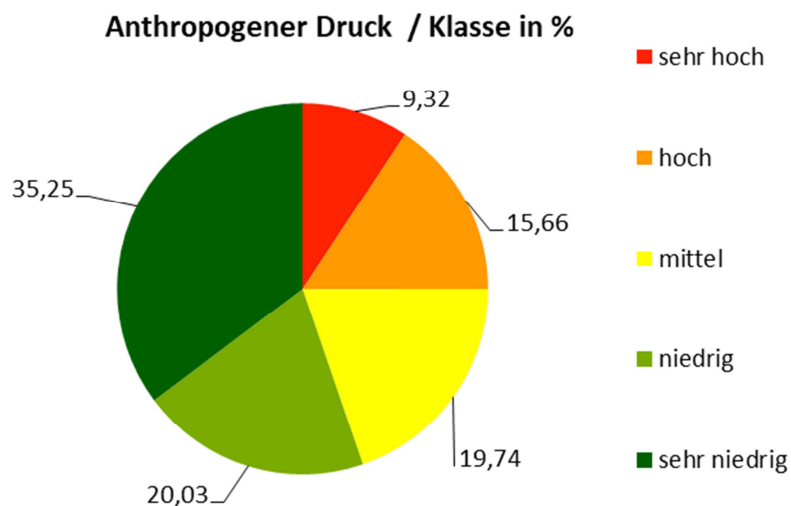


Abb. 152: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen des Faktors anthropogener Druck je Klasse (sehr niedrig bis sehr hoch), Klassifizierung nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.3 Einflussparameter der zweiten hierarchischen Ebene des LV-Modells

Zu den generellen Komponenten der Landschaftsvulnerabilität zählen Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität. Diese wurden, wie in vorherigen Kapiteln beschrieben, aus deren beeinflussenden Faktoren generiert und berechnet.

4.3.3.1 Exponierung – Komponente der Vulnerabilität

Landwirtschaftliche Aktivitäten, die zu kontinuierlichen Veränderungen bzw. Stress gezählt werden können, oder großflächige Abholzungen sowie selektive Baumschläge, die wiederum als abrupte Veränderungen oder Störungen bezeichnet werden können, verändern oder gar zerstören die Landschaftselemente und die Umwelt. Das Ausmaß dieser Veränderungen, die die Landschaft zu erleben hat bzw. die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von Störungen und Stress wird mittels Exponierung ausgedrückt (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018). Durch die Intensitätsbewertung und anschließende Klassifizierung der Exponierung wird eine räumlich differenzielle Visualisierung der Intensitätsstufen ermöglicht. Für die Bewertung der Exponierung wird häufig der Parameter Bevölkerungsdichte herangezogen (vgl. CARDONA 2005).

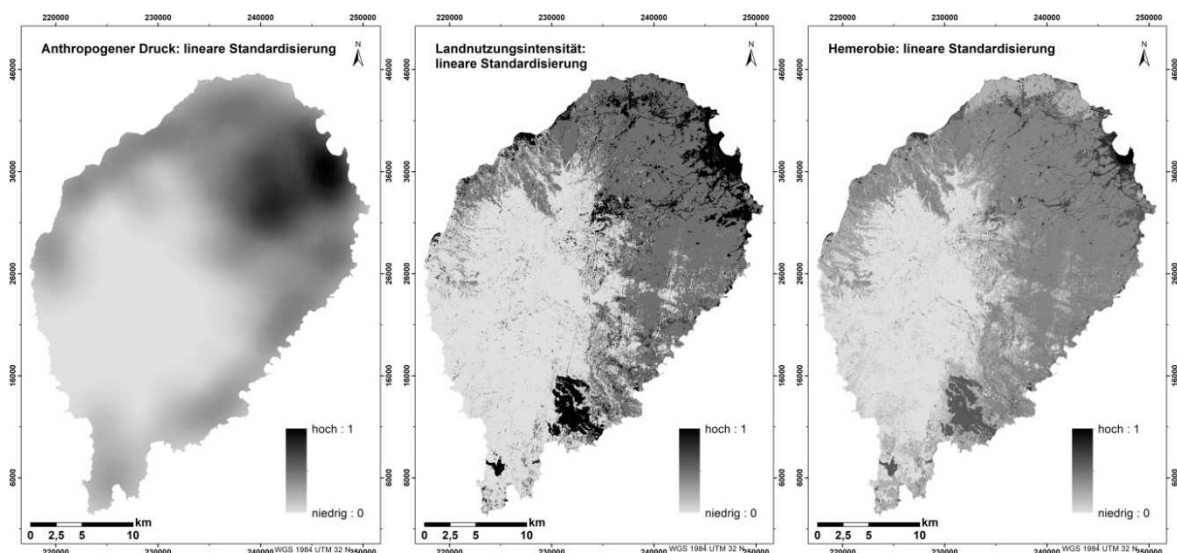


Abb. 153: Drei Faktoren (anthropogener Druck, Landnutzungsintensität und Hemerobie) der Komponente Exponierung; lineare Datenstandardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum

Quelle: Eigene Darstellung

Als aussagekräftige Parameter für die Generierung der Komponente Exponierung für São Tomé wurden anthropogener Druck (beinhaltet Parameter Bevölkerungs- und Wegenetz-dichte), Landnutzungsintensität und Hemerobie ausgewählt (siehe Abb. 153).

Durch die Methode des paarweisen Vergleichs erfolgte die Ermittlung der relativen Prioritäten und der Gesamtgewichte auch von den drei Parametern der Komponente Exponierung (siehe Tabellen Tab. 43 sowie Tabellen A 18; A 19 und A 20 im Anhang).

Tab. 43: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Faktoren der Exponierung nach SAATY 1977

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie
Anthropogener Druck	1	2	3
Landnutzungsintensität	1/2	1	2
Hemerobie	1/3	1/2	1

Quelle: Eigene Berechnung

Der Faktor anthropogener Druck wurde mit leicht wichtiger (Skalenwerte 2 und 3) als Landnutzungsintensität und Hemerobie in Bezug auf Exponierung bewertet (siehe Tab. 43).

Tab. 44: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Faktoren der Exponierung

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie	Gewicht
Anthropogener Druck	1,000	2,000	3,000	0,539
Landnutzungsintensität	0,500	1,000	2,000	0,297
Hemerobie	0,333	0,500	1,000	0,164

Quelle: Eigene Berechnung

Demzufolge wurde für den Faktor anthropogener Druck das größte Gesamtgewicht mit 0,539 berechnet (siehe Tab. 44). Die Unterschiede zwischen manuell und computergestützt berechneten Gesamtgewichten der Faktoren sind im Fall der Komponente Exponierung kaum vorhanden. Für die Faktoren anthropogener Druck und Landnutzungsintensität

wurden bei beiden Rechenverfahren gleiche Gewichte berechnet. Einzig eine Differenz von 0,001 gibt es bei den Gewichtsrechnungen für den Faktor Hemerobie.

Nach der Ermittlung von Gesamtgewichten erfolgte die Konsistenzüberprüfung mit der dafür benötigten Berechnung von λ_{\max} (siehe Tabellen A 21; A 22; A 23 und Tab. 45).

Tab. 45: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Exponierung für die Ermittlung des Konsistenzindex

Faktoren	Gewichtete Summe	Faktorengewichte	
Anthropogener Druck	1,625 /	0,539 =	3,015
Landnutzungsintensität	0,895 /	0,297 =	3,013
Hemerobie	0,492 /	0,164 =	3,000
		Summe	9,028
		$\lambda_{\max} = \text{Summe} / \text{Fälle}$	3,009

Quelle: Eigene Berechnung

Sowohl der manuell errechnete als auch der computergestützt ermittelte Wert von λ_{\max} ergeben die gleiche Zahl von 3,009 und stimmen überein.

Die Berechnung von CI ergab einen Wert von:

$$CI = (3,009 - 3) / (3 - 1) = 0,009 / 2 = 0,005$$

Der RI-Wert für die Berechnung von CR beträgt laut Tabelle von Saaty 0,580 (siehe Tab. 46), da die Komponente Exponierung aus drei Faktoren (Fälle in der Matrix) gebildet wird.

Tab. 46: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Zuletzt wurde der CR-Wert ausgerechnet:

$$CR = \frac{0,005}{0,580} = 0,009$$

Sowohl der manuell als auch der computergestützt berechnete CR-Wert beträgt 0,009 und liegt damit unter 0,10, was ein Zeichen für ein sehr gutes Konsistenzverhältnis ist.

Die Konsistenzgüte (KG) des qualitativen statistischen Tests nach SAATY 1977 beträgt 0,055, was auf eine gute Konsistenz der Faktorengewichte der Komponente Exponierung hinweist.

$$KG = (0,005/2)^{1/2} = (0,003)^{0,5} = 0,055$$

Die Komponente Exponierung wurde durch die Anwendung von gewichteter Summe aus anthropogenem Druck, Landnutzungsintensität und Hemerobie berechnet (siehe Abb. 154):

$$Ex = (AD \times w_1) + (LU_{intens} \times w_2) + (Hem \times w_3)$$

- Ex** = Exponierung
AD = Anthropogener Druck
LU_{intens} = Landnutzungsintensität
Hem = Hemerobie
w = Faktorengewicht

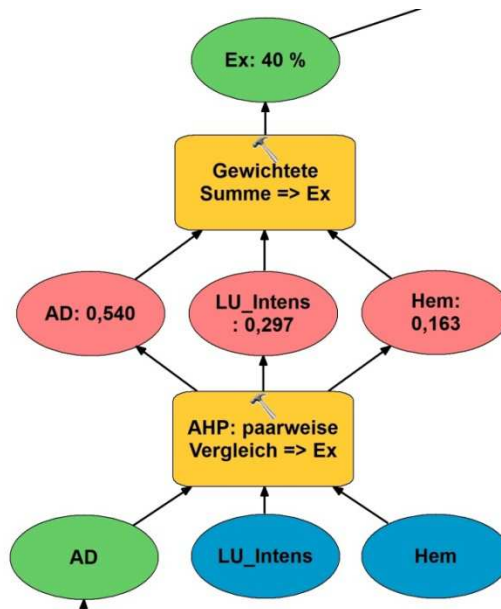


Abb. 154: Modellierung der Exponierung; Eingangsdaten: (anthropogener Druck, Hemerobie und Landnutzungsintensität) sind vorher separat skaliert worden

Quelle: Eigene Darstellung

Für die Intensitätsklassifizierung der Exponierung in fünf Klassen wurde die Methode der natürlichen Unterbrechungen eingesetzt (siehe Abb. 155).

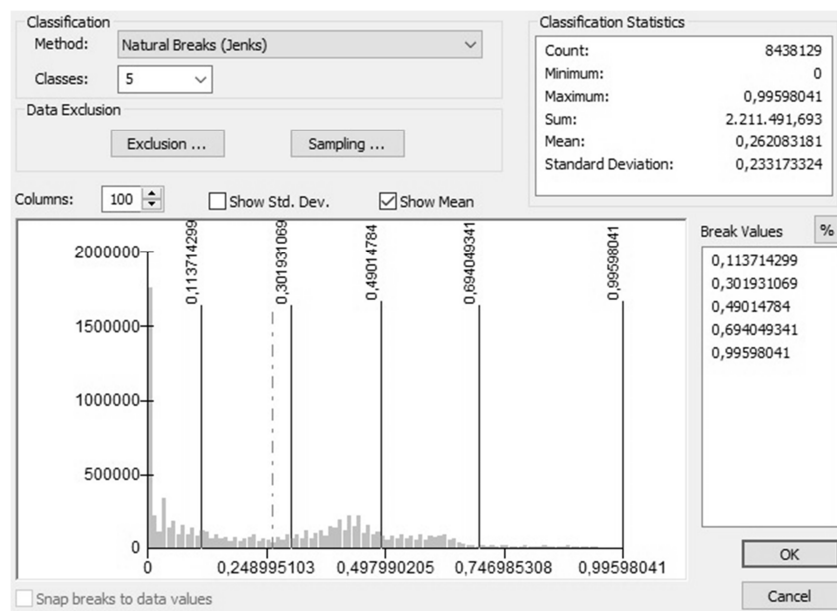


Abb. 155: Klassifizierung von Exponierung in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 156 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Die Verortung der Intensitätsstufen der Exponierung kann der Abb. 156 entnommen werden.

Ausschlaggebend für die potentiellen Gefahrenbereiche ist der Faktor anthropogener Druck (Gewicht 0,540), der aus Subfaktoren Wegenetz- und Bevölkerungsdichte gebildet wurde, denn insbesondere Wege dienen als Korridore für diverse Gefahren anthropogenen Ursprungs.

Die größte Gesamfläche von 39,46 % wurde mit einer sehr niedrigen Exponierung bewertet (siehe Abb. 157). 15,07 % beträgt die Fläche, die durch eine niedrige Exponierung gekennzeichnet wurde. Auch wenn die höheren Gebiete der Insel eine sehr niedrige Exponierung gegenüber anthropogenen Eingriffen aufweisen, besteht zwischen der Höhe und der Exponierung kein Zusammenhang. Für diese Tatsache sind die Reichweite der Wegenetze und der Siedlungsstandorte, eine geringe Landnutzungsintensität sowie ein naturnaher Natürlichkeitsgrad verantwortlich. Aufgrund des tropischen Klimas ist auf São Tomé praktisch kein landwirtschaftlich ungeeigneter Bereich anzutreffen.

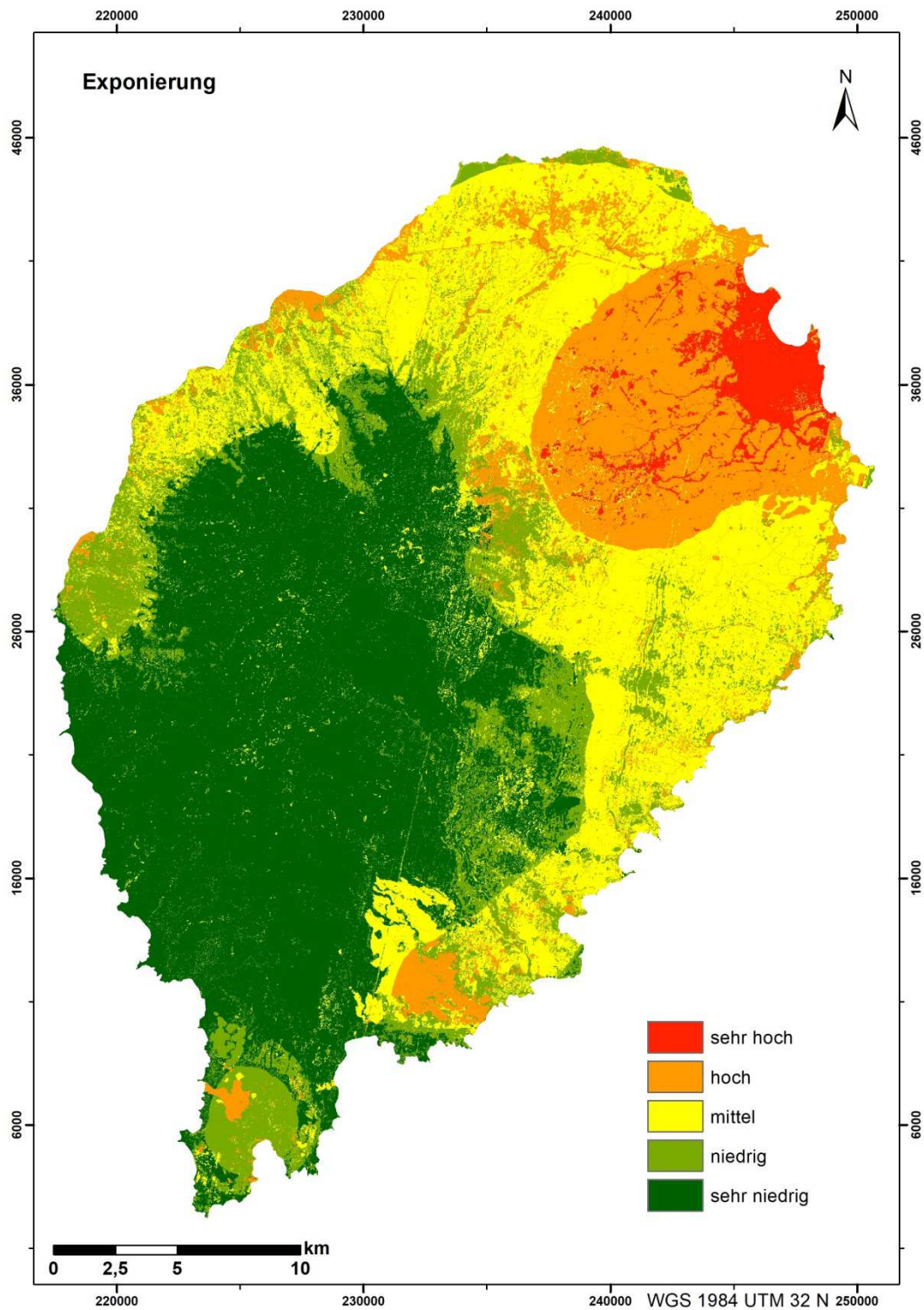


Abb. 156: Exponierung, berechnet aus anthropogenem Druck (0,540), Landnutzungsintensität (0,297) und Hemerobie (0,163); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Die Verbreitung der Straßen und Wege sowie Siedlungen werden durch das Relief der Insel bestimmt und eingegrenzt. Demnach können die Areale der potenziellen anthropogen initiierten Gefahren (Störungen und Stress) je nach Intensität ausgemacht werden.

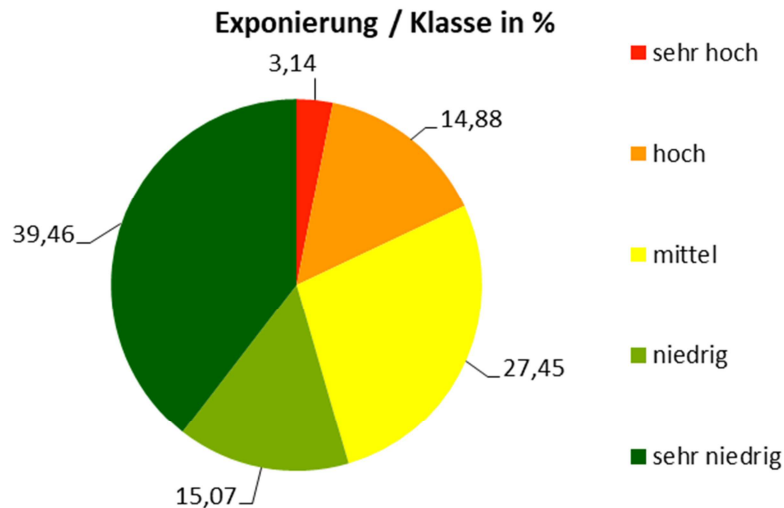


Abb. 157: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Exponierung je Skaleneinheit (1 – 10), klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Die Bereiche der steilen Hänge sind nicht an die Infrastruktur angeschlossen und werden dadurch von einer intensiveren Landnutzung verschont. Dank des intensiven Reliefs im zentralen Bereich sowie im Westen und Südwesten der Insel, ist bis heute noch ein großer zusammenhängender Primär- bzw. Altwald erhalten, der größtenteils von Sekundärwald eingesäumt wird.

Durch sehr hohe (3,14 %) und hohe Intensität (14,88 %) der Exponierung ist der sehr dicht besiedelte nordöstliche Bereich von São Tomé gekennzeichnet. Eine hohe Exponierung weisen auch die Flächen der Ölpalmenplantagen im Süden der Insel auf. Weitere kleinere Areale mit hoher Exponierung wurden insbesondere auf der Nordhälfte von São Tomé ausgemacht (z. B. um die Stadt Neves oder um die Kaffeepflanzungen bei Monte Café). Mit einer mittleren Intensität der Exponierung wurde ein großer Teil der Insel, nämlich 27,45 %, bewertet, der sich von Nordwesten bis Südosten erstreckt. Hauptsächlich handelt es sich hiermit um den Schattenwald, aber auch große Areale der Savanne sind mit einer mittleren Exponierung ausgewiesen.

Zusätzlich erfolgte die Bewertung der Exponierung auf administrative Einheiten von São Tomé. Für die Berechnung der Exponierung auf die Ebenen der Subdistrikte und Distrikte (siehe Abb. 158) wurde eine Überschneidungsanalyse von Exponierung mit Distrikten und Subdistrikten durchgeführt.

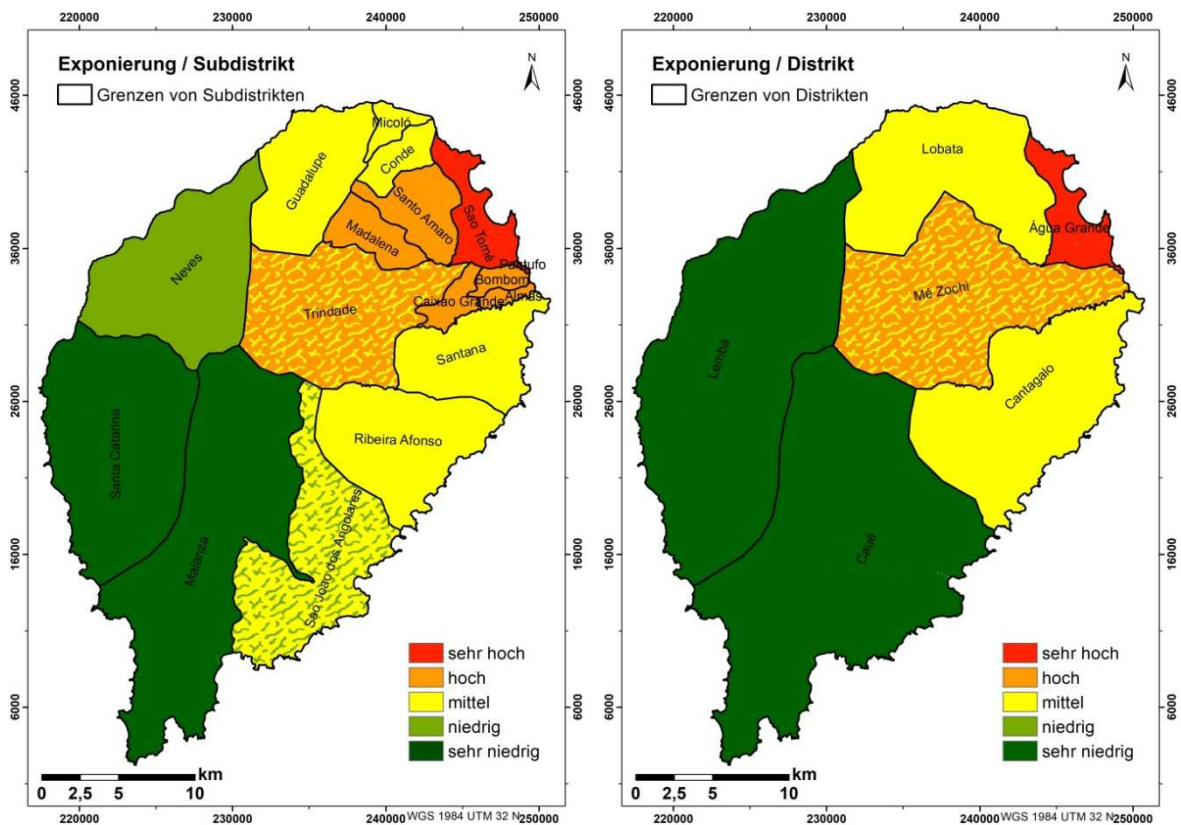


Abb. 158: Exponierung auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Hierfür wurde die rasterbasierte Datei der Exponierung in Vektordatei umgewandelt. Diese Analyse ermöglicht eine Zuordnung der Polygone verschiedener Intensitätsstufen der Exponierung zu den dazu korrespondierenden administrativen Einheiten. Anschließend erfolgt eine Flächenberechnung in Quadratkilometern aller Intensitätspolygone und es wird eine Summierung der Gesamtfläche gleicher Intensitätsstufen in jeweiligen Distrikten und Subdistrikten durchgeführt.

Dabei wird die Anwendung der Wenn-Funktion bzw. Wenn/Dann-Funktion ($\text{WENN}(\text{Bedingung}; \text{Dann}; \text{Sonst}) = (\text{WENN}(\% \geq "50"; "X"; "X+Y/2"))$) eingesetzt, wodurch die Intensitätsstufe der Exponierung jeder administrativen Einheit festgelegt wird (siehe A 30 und A 31, Anhang). Als Kriterium für die Zuordnung bestimmter Intensitätsstufen zum

jeweiligen Subdistrikt und Distrikt ist eine Gesamtflächengröße von mindestens 50 % notwendig. Bei fast allen administrativen Einheiten von São Tomé gab es eindeutige prozentuale Mehrheiten einzelner Intensitätsstufen, in seltenen Fällen unterlag die Stufe mit der höchsten prozentualen Summe unter dem Schwellenwert von 50 %. In diesen Fällen wurde der Abschnitt Sonst der Wenn Dann Funktion angewendet und daraufhin erfolgte eine Addition und Division von zwei Intensitätsstufen mit den höchsten prozentualen Werten $(X+Y/2)$. Wenn das Ergebnis eine Ganzzahl darstellte, dann wurde diese Zahl direkt als Intensitätsstufe der jeweiligen administrativen Einheit übernommen (siehe Tab. 47).

Tab. 47: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung zum Distrikt Água Grande (WENN($\% \geq 50\%$;"Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon $\geq 50\%$ ";"Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2"))

Distrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Distrikt
Água Grande	3	0,03	0,14	5
Água Grande	3	2,27	10,37	5
Água Grande	2	0,00	0,02	5
Água Grande	2	0,02	0,11	5
Água Grande	4	0,09	0,40	5
Água Grande	4	4,86	22,23	5
Água Grande	5	0,20	0,90	5
Água Grande	5	14,39	65,83	5
	Summe:	21,86	100,00	

Quelle: Eigene Berechnung

Wenn durch die Funktion eine Dezimalzahl errechnet wurde, was immer eine halbe Zahl nach dem Komma aufgrund der Division mit zwei ergab, dann wurde dem Distrikt oder dem Subdistrikt eine Zwischenstufe zweier Intensitätsstufen zugeordnet. Beispielsweise ergibt sich aus der Addition und Division der Intensitätsstufen niedrig und mittel eine Zahl von 2,5, dadurch wird die entsprechende administrative Einheit (z. B. São João dos Angolares, siehe Tab. 48) sowohl durch die Farbe der Intensitätsstufe zwei (niedrig) als auch der Intensitätsstufe drei (mittel) visualisiert (siehe Abb. 158). Bei der Visualisierung wird dabei beachtet, welche Intensitätsstufe durch die höhere Prozentzahl gekennzeichnet

ist; diese wird als Grundfarbe der dualen Signatur visualisiert. Die Intensitätsstufe mit der geringeren Prozentzahl wird durch die Einschlussfarbe der dualen Signatur dargestellt.

Tab. 48: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung zum Subdistrikt São João dos Angolares (WENN(%≥“50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon≥50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
São João dos Angolares	3	30,85	34,64	2,5
São João dos Angolares	2	24,83	27,88	2,5
São João dos Angolares	4	8,66	9,72	2,5
São João dos Angolares	1	24,72	27,76	2,5
	Summe:	89,06	100	

Quelle: Eigene Berechnung

Bei der Übertragung der Exponierung auf die Ebene der LULC-Klassen zeichnen sich zwei flächenmäßig deutlich überlegene Bereiche ab (siehe Abb. 159): zum einen der mit einer sehr niedrigen Exponierung gekennzeichnete Altwald und zum anderen die mit einer mittleren Exponierungsintensität dominierende Gruppe aus den Klassen Gras, Ölpalmenplantage, Savanne und Schattenwald. Durch eine sehr hohe Exponierung sind die Klassen Siedlung und zum Teil die Klasse Kulturbaum gekennzeichnet. Hohe Intensität der Exponierung wird den Klassen Acker, Kaffee und teilweise der Klasse Kulturbaum zugerechnet. Sekundärwald zeigt eine Mischung aus den Intensitäten niedrig bis sehr niedrig, mit deutlicher Betonung der niedrigen Intensität der Exponierung. Die ausführliche Darstellung der Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung zu den jeweiligen LULC-Klassen kann im Anhang der Tabelle A 36 entnommen werden.

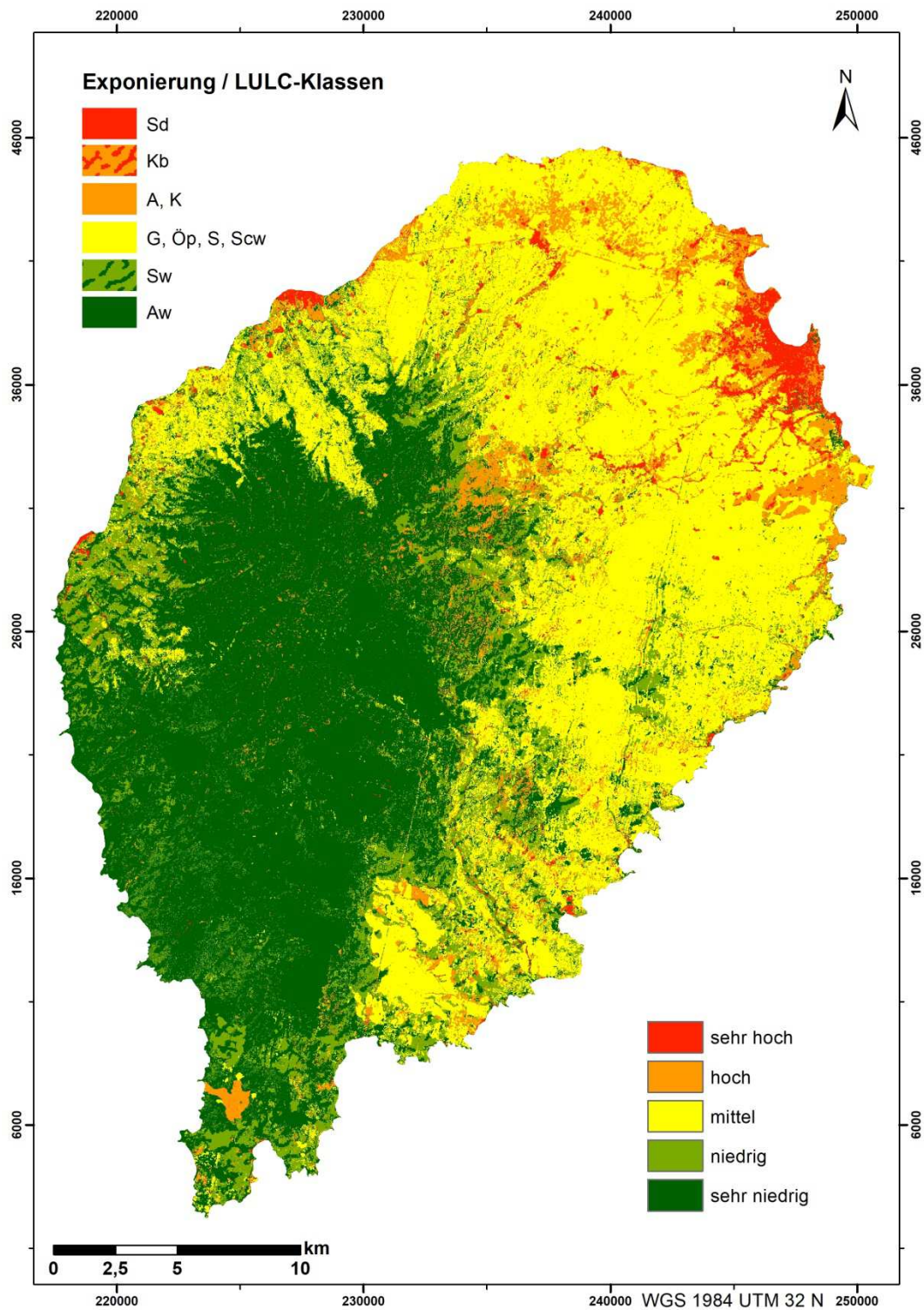


Abb. 159: Exponierung auf LULC-Klassen-Ebene; (Abkürzungsausschreibung für LULC-Klassen (obere linke Karten-Ecke): Sd = Siedlung; Kb = Kulturbaum; A = Acker; K = Kaffee; G = Gras; Öp = Ölpalmenplantage; S = Savanne; Scw = Schattenwald; Sw = Sekundärwald; Aw = Altwald)

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.3.2 Sensitivität – Komponente der Vulnerabilität

Für die Modellierung und Bewertung der Sensitivität, wodurch die Anfälligkeit der Landschaft für anthropogen verursachte Störungen und Stress gemessen wird (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018), wurden drei Faktoren – Neigung zur Degradation, Fragmentierung und Habitatrelevanz, angewendet (siehe Abb. 160).

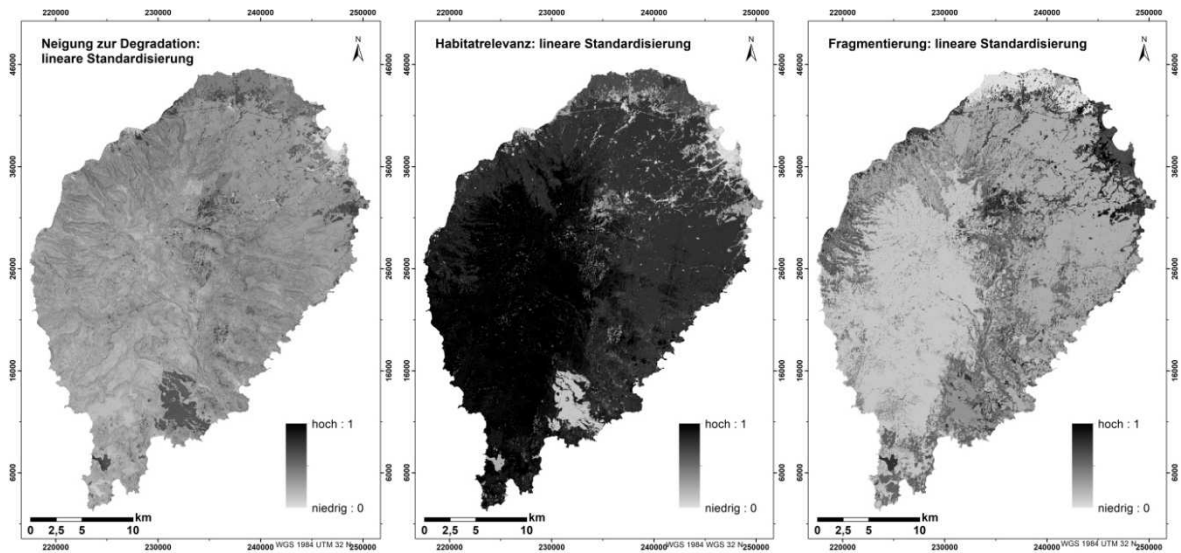


Abb. 160: Drei Bestandteile (Neigung zur Degradation, Habitatrelevanz und Fragmentierung) der Komponente Sensitivität; lineare Datenstandardisierung; Streckungstyp Minimum-Maximum

Quelle: Eigene Darstellung

Auch die Ermittlung der relativen Prioritäten und der Gesamtgewichte der drei Parameter für die Komponente Sensitivität erfolgte durch die Methode des paarweisen Vergleichs (siehe Tab. 49 sowie Tabellen A 24; A 25 und A 26).

Tab. 49: Matrix des paarweisen Vergleichs mit Bewertungsintensitäten bzw. relativen Prioritäten einzelner Faktoren der Sensitivität nach SAATY 1977

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung
Neigung zur Degradation	1	2	2
Habitatrelevanz	1/2	1	2
Fragmentierung	1/2	1/2	1

Quelle: Eigene Berechnung

Alle Faktoren im paarweisen Vergleich wurden mit einer fast gleich großen Wichtigkeit in Bezug auf die Sensitivität bewertet. Mit leicht wichtiger (Skalenwert 2) als Habitatrelevanz und Fragmentierung wurde der Faktor Neigung zur Degradation beurteilt. Habitatrelevanz wiederum wurde als leicht wichtiger (Skalenwert 2) als Fragmentierung bewertet. Das größte Gesamtgewicht von allen drei Faktoren der Sensitivität wurde für die Neigung zur Degradation ausgerechnet (siehe Tab. 50). Für den Faktor Habitatrelevanz wurde mit 0,312 das zweitgrößte Gewicht ermittelt. Die Fragmentierung ist durch das geringste Gesamtgewicht gekennzeichnet.

Tab. 50: Ergebnisse: einzelne Bewertungsintensitäten und berechnete Gesamtgewichte einzelner Faktoren der Sensitivität

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung	Gewicht
Neigung zur Degradation	1,000	2,000	2,000	0,490
Habitatrelevanz	0,500	1,000	2,000	0,312
Fragmentierung	0,500	0,500	1,000	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

Zwischen manuell und computergestützt berechneten Gesamtgewichten der Faktoren der Landschaftsvulnerabilitätskomponente Sensitivität können sehr geringe Unterschiede verzeichnet werden. Ein gering höheres Gewicht von 0,493 (manuell berechnet: 0,490) resultierte aus der computergestützten Berechnung des Faktors Neigung zur Degradation. Bei dem Faktor Habitatrelevanz kann eine sehr geringe Differenz von 0,001 zwischen beiden Rechnungsarten verzeichnet werden, wobei hier das nur sehr gering höhere Gewicht bei der manuellen Berechnung erzielt worden ist. Mit einem Gesamtgewicht von 0,198 ist das manuelle Ergebnis des Faktors Fragmentierung ebenso minimal höher als der computergestützt ausgerechnete Wert von 0,196.

Für die Berechnung und Bewertung des Konsistenzverhältnisses der Sensitivität erfolgte ebenso die Berechnung des größten Eigenwerts bzw. λ_{\max} (siehe Tab. 51 sowie Tabellen A 27; A 28 und A 29 im Anhang). Sowohl durch manuelles als auch durch computergestütztes Rechenverfahren wurde der gleiche Wert für λ_{\max} von 3,054 ermittelt.

Tab. 51: Berechnung von λ_{\max} (größter Eigenwert) der Sensitivität für die Ermittlung des Konsistenzindex

Faktoren	Gewichtete Summe	Faktorengewichte	
Anthropogener Druck	1,510 /	0,490 =	3,082
Landnutzungsintensität	0,953 /	0,312 =	3,054
Hemerobie	0,599 /	0,198 =	3,025
		Summe	9,161
		$\lambda_{\max} = \text{Summe} / \text{Fälle}$	3,054

Quelle: Eigene Berechnung

Die Berechnung von CI ergab einen Wert von:

$$CI = (3,054 - 3)/(3 - 1) = 0,054/2 = 0,027$$

Der RI-Wert für die Berechnung von CR beträgt laut Tabelle von Saaty 0,580 (siehe Tab. 52), da die Komponente Sensitivität aus drei Faktoren (Fälle in der Matrix) gebildet wurde.

Tab. 52: Konsistenzindices der Zufallsmatrix (RI)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
RI	0,000	0,580	0,900	1,120	1,240	1,320	1,410	1,450	1,490	1,510

Quelle: SAATY 2012

Im Anschluss wurde der CR-Wert ausgerechnet:

$$CR = \frac{0,027}{0,580} = 0,047$$

Der computergestützt ausgerechnete Wert des Konsistenzverhältnisses beträgt 0,052, dadurch ergibt sich eine Differenz zum manuell berechneten CR-Wert von 0,005. Beide Werte liegen deutlich unter 0,10, was auf ein sehr gutes mathematisches Konsistenzverhältnis hindeutet.

Mit einem Betrag von 0,118 wird die Konsistenzgüte (KG) des qualitativen statistischen Tests nach SAATY 1977 ebenfalls sehr gut bewertet.

$$KG = (0,027/2)^{1/2} = (0,014)^{0,5} = 0,118$$

Die Berechnung der Komponente Sensitivität wurde aus den Faktoren Neigung zur Degradation, Habitatrelevanz und Fragmentierung ebenso mittels gewichteter Summe durchgeführt (siehe Abb. 161):

$$S = (D \times w_1) + (Hab \times w_2) + (Fr \times w_3)$$

S	= Sensitivität
D	= Neigung zur Degradation
Hab	= Habitatrelevanz
Fr	= Fragmentierung
w	= Faktorengewicht

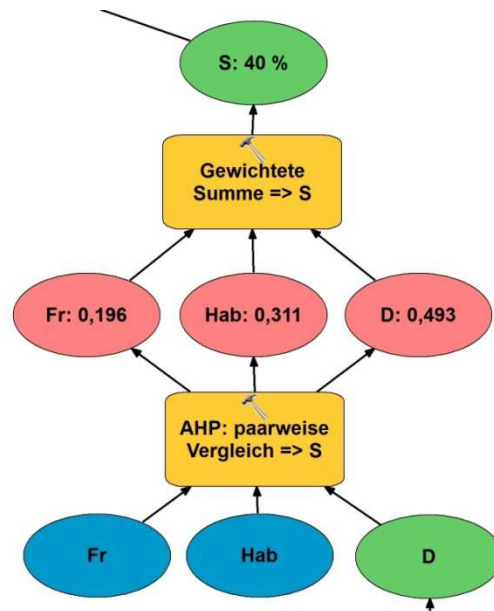


Abb. 161: Modellierung der Sensitivität; Projekteingangsdaten: Neigung zur Degradation, Fragmentierung und Habitatrelevanz sind vorher separat skaliert worden

Quelle: Eigene Darstellung

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse wurde durch Klassifikation mittels natürlicher Unterbrechungen in fünf Klassen eingeteilt (siehe Abb. 162).

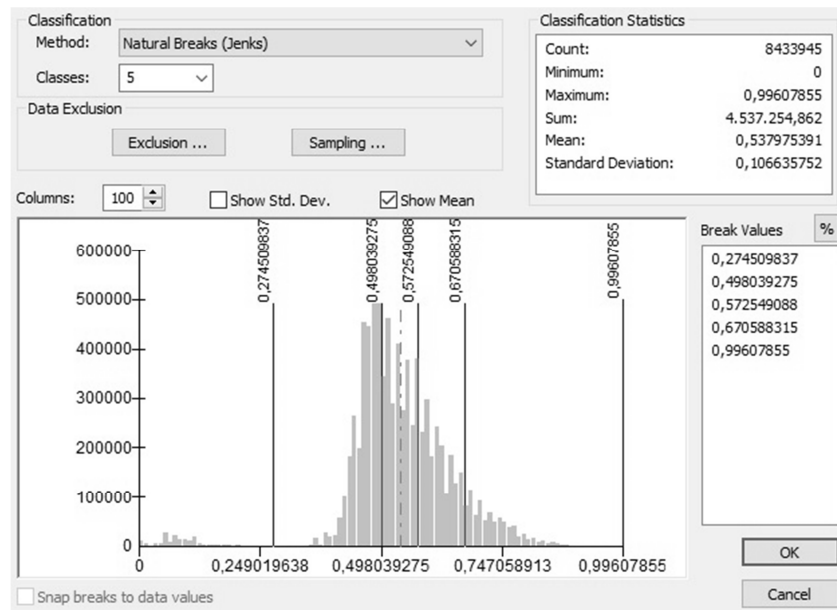


Abb. 162: Klassifizierung von Sensitivität in fünf Klassen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 163 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Die Visualisierung (siehe Abb. 163) zeigt, dass São Tomé im Durchschnitt eine erhöhte Sensitivität aufweist (der Mittelwert der Sensitivitätsintensität beträgt 0,54 auf einer Skala von 0 bis 1), insbesondere im Bereich des Alt- und Sekundärwaldes, wo die Habitatrelevanz am höchsten ist. Innerhalb dieser Ökosysteme werden die steileren Hangbereiche als sehr hoch und hoch sensitiv gekennzeichnet. Durch eine sehr hohe Sensitivität sind hierbei hauptsächlich die Bereiche des Sekundärwaldes ausgezeichnet, da Sekundärwald durch eine hohe Fragmentierung gekennzeichnet ist. Auf den Steilhängen befindet sich vielerorts die Primärwaldvegetation. Der Primär- bzw. Altwald, zusammen mit endemischen Arten der Flora und Fauna, stellt daher eine im Durchschnitt mittelhohe sensitive ökologische Ressource von São Tomé dar. Mit einer sehr hohen Sensitivität ist eine Fläche von 9,72 % gekennzeichnet (siehe Abb. 164). Eine hohe Sensitivität weist eine Gesamtfläche von 23,35 % auf São Tomé auf. Die größten Gesamtflächen von 32,87 % und 32,13 % wurden mit jeweils einer niedrigen und einer mittleren Sensitivitätsintensität bewertet. Die mittelsensitiven Bereiche sind vor allem im zentralen Gebiet und im Osten von São Tomé verortet. Das Areal der Ölpalmenplantage ist durch eine niedrige Sensitivität gekennzeichnet, was durch die geringen Werte aller drei Eingangsparameter zu erklären ist. Die Ölpalmenplantage weist eine mittlere Fragmentierung auf, das Gelände ist relativ eben und nicht zuletzt – einer Ölpalmenplantage wird bei der Bewertung der

Habitatrelevanz die geringste Stufe zugewiesen, da dieses Habitat durch eine Artenverarmung gekennzeichnet ist.

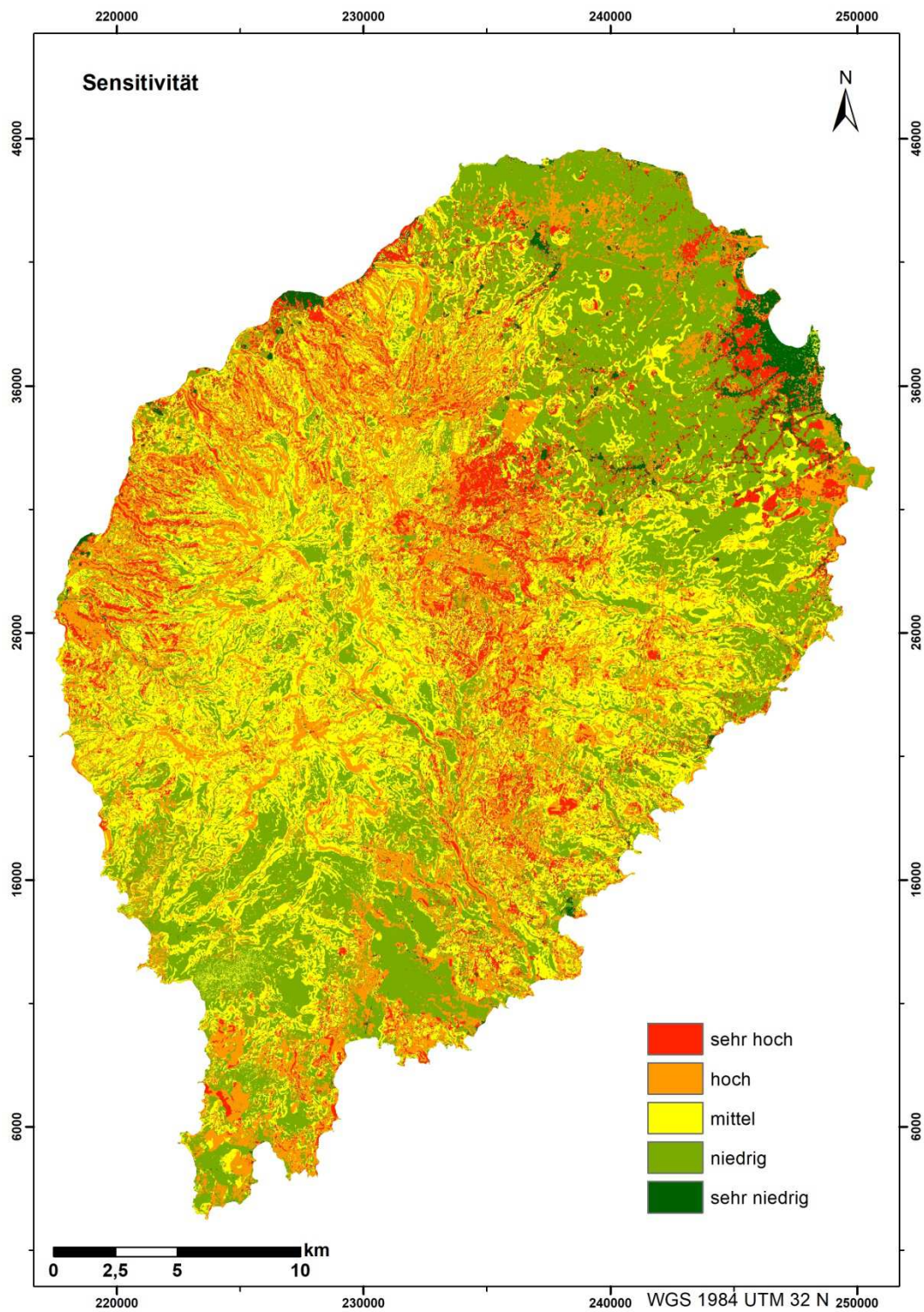


Abb. 163: Sensitivität, berechnet aus Habitatrelevanz (0,311), Fragmentierung (0,196) und Neigung zur Degradation (0,493)

Quelle: Eigene Darstellung

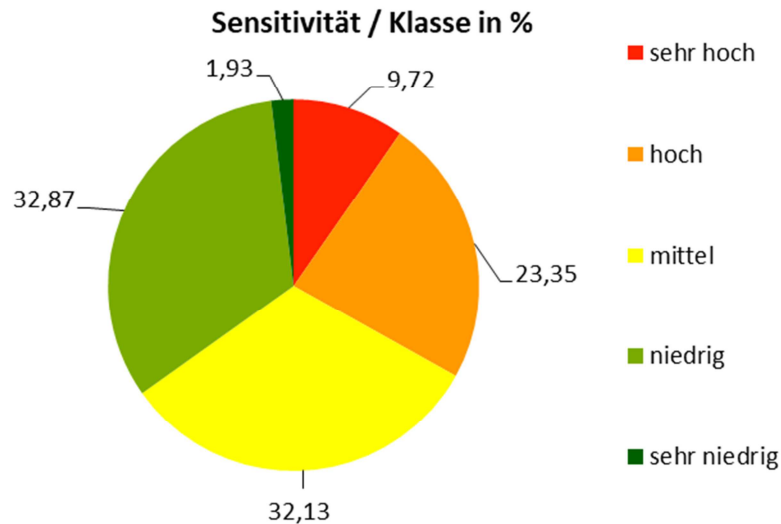


Abb. 164: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Sensitivität je Skaleneinheit (sehr niedrig bis sehr hoch); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Abgesehen von dem Areal der Ölpalmenplantage und weiteren Gebieten im Süden der Insel, befinden sich größere Flächen der niedrigen Intensitätsstufe im Nordosten von São Tomé. Die kleinste Gesamtfläche von nur 1,93 % wurde mit einer sehr niedrigen Sensitivität bewertet. Zu dem größten Areal dieser Intensitätsstufe zählt die Hauptstadt im Nordosten von São Tomé.

Bisher sind die sensitivsten Bereiche der Insel von intensiven anthropogenen Eingriffen weitestgehend verschont geblieben, das allerdings nur wegen des erschwerten Zugangs aufgrund des steilen Reliefs. Eine großflächige Modifizierung der Landschaft in den sensitiven Bereichen lässt schwerwiegende Folgen vermuten, da eine Wiederaufforstung und Renaturierung steiler Hänge durch kein einfach durchführbares Unterfangen möglich ist.

Wenn die Sensitivität auf administrative Einheiten umgerechnet wird, dann zeigen die Karten (siehe Abb. 165), dass auf diese Ebenen die dominierenden Intensitätsstufen die mittlere und die niedrige sind. Auf der Ebene der Subdistrikte überwiegt die mittlere, auf der Ebene der Distrikte die niedrige Sensitivitätsintensität. Auffällig ist auch die Mischform der Intensitäten in den meisten Subdistrikten und Distrikten. Eine hohe Intensität von Sensitivität ist auf beiden Ebenen nur im Westen der Insel anzutreffen, jedoch in dominanter Form nur im Subdistrikt Neves, auf der Ebene der Distrikte verliert

die hohe Intensitätsstufe der Sensitivität an prozentualen Flächenanteil und kommt nur als Mischintensitätsstufe vor.

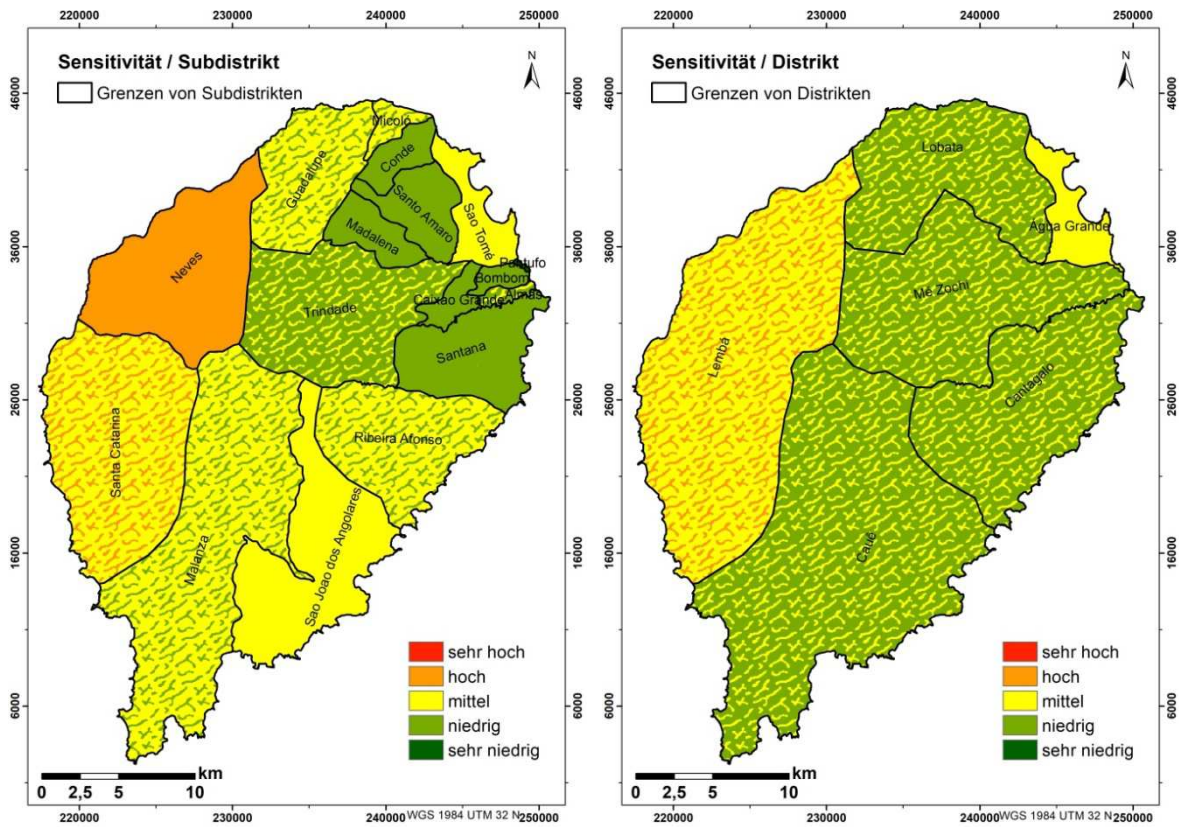


Abb. 165: Sensitivität auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Tab. 53: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität zum Subdistrikt Bombom (WENN(%≥“50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon≥50%“;„Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
Bombom	4	0,57	11,16	2
Bombom	1	0,33	6,38	2
Bombom	2	2,91	56,59	2
Bombom	3	0,36	7,01	2
Bombom	5	0,97	18,86	2
	Summe:	5,14	100	

Quelle: Eigene Berechnung

Tab. 53 und Tab. 54 stellen jeweils den Subdistrikt Bombom und den Distrikt Cauê als Zuweisungsbeispiele von Intensitätsstufen der Sensitivität dar. Die gesamten Zuweisungsdatentabellen der Sensitivitätsstufen zu allen Subdistrikten und Distrikten befinden sich im Anhang (siehe A 32 und A 33).

Tab. 54: Beispiel der Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität zum Distrikt Cauê (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2“)

Distrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Distrikt
Cauê	4	25,16	9,68	2,5
Cauê	4	35,37	13,60	2,5
Cauê	1	0,75	0,29	2,5
Cauê	1	0,12	0,05	2,5
Cauê	2	28,63	11,01	2,5
Cauê	2	63,84	24,55	2,5
Cauê	3	24,20	9,31	2,5
Cauê	3	65,18	25,07	2,5
Cauê	5	10,29	3,96	2,5
Cauê	5	6,45	2,48	2,5
	Summe:	259,99	100	

Quelle: Eigene Berechnung

Die Zuweisung der Intensitätsstufen der Sensitivität der LULC-Klassen ist in der Tabelle A 37 im Anhang aufgelistet. Die räumliche Differenzierung der Intensitätsstufen auf der Ebene der LULC-Klassen ist in der Abb. 166 dargestellt. Diese Darstellung der Sensitivität zeigt einen zu generalisierten Charakter. Der gesamte Schattenwald wird hier beispielsweise mit einer rein niedrigen Intensitätsstufe der Sensitivität bewertet.

Die Ergebnisse der Analyse der Sensitivität in verschiedenen Maßstäben (von Landschaftsebene, über Subdistrikt- und Distriktebenen bis zur Ebene der LULC-Klassen) verdeutlicht die Elastizität der Komponente innerhalb verschiedener Maßstabsebenen. Je nach Wahl der Bewertungsebene bzw. des Maßstabs verändern sich die Ergebnisse. Im Fall der Sensitivität entsteht eine deutliche Differenz insbesondere zwischen den Maßstäben von Landschaft und LULC-Klassen (siehe Abb. 163 und Abb. 166).

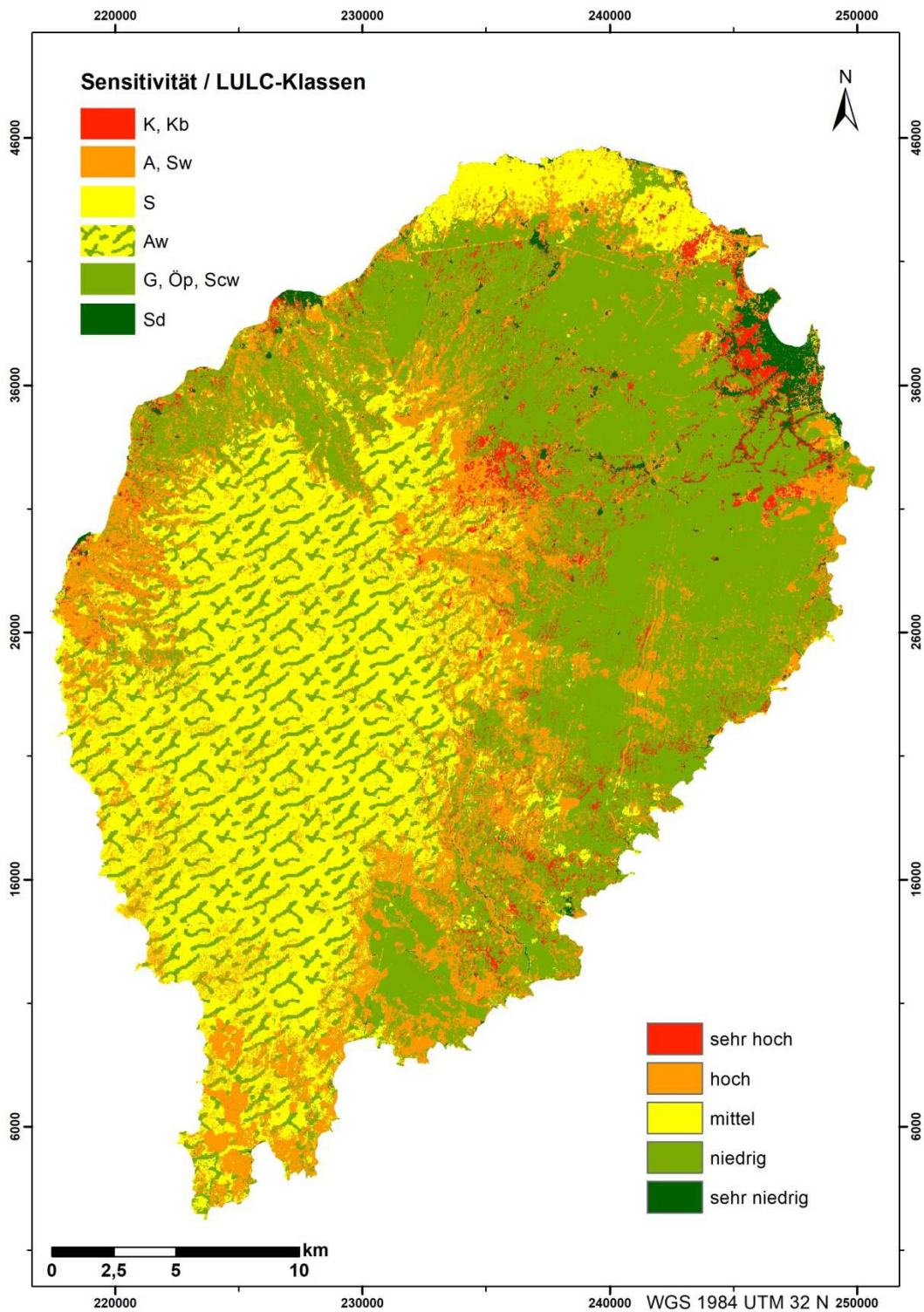


Abb. 166: Sensitivität auf LULC-Klassen-Ebene; (Abkürzungsausschreibung für LULC-Klassen (obere linke Karten-Ecke): K = Kaffee; Kb = Kulturbaum; A = Acker; Sw = Sekundärwald; S = Savanne; Aw = Altwald; G = Gras; Öp = Ölpalmenplantage; Scw = Schattenwald; Sd = Siedlung)

Quelle: Eigene Darstellung

4.3.3.3 Anpassungskapazität – Komponente der Vulnerabilität

Mit der Anpassungskapazität wird die Fähigkeit der Landschaft, mit den anthropogen verursachten negativen abrupten und kontinuierlichen Veränderungen, sowie den daraus resultierenden Folgeereignissen zurechtzukommen, gemessen (vgl. WEIBHUHN ET AL. 2018). Der Status als Naturschutzgebiet und auch das Vorhandensein von endemischen Arten in einem Gebiet gelten als wichtige Merkmale der naturalistischen Werte (vgl. LANGE ET AL. 2010).

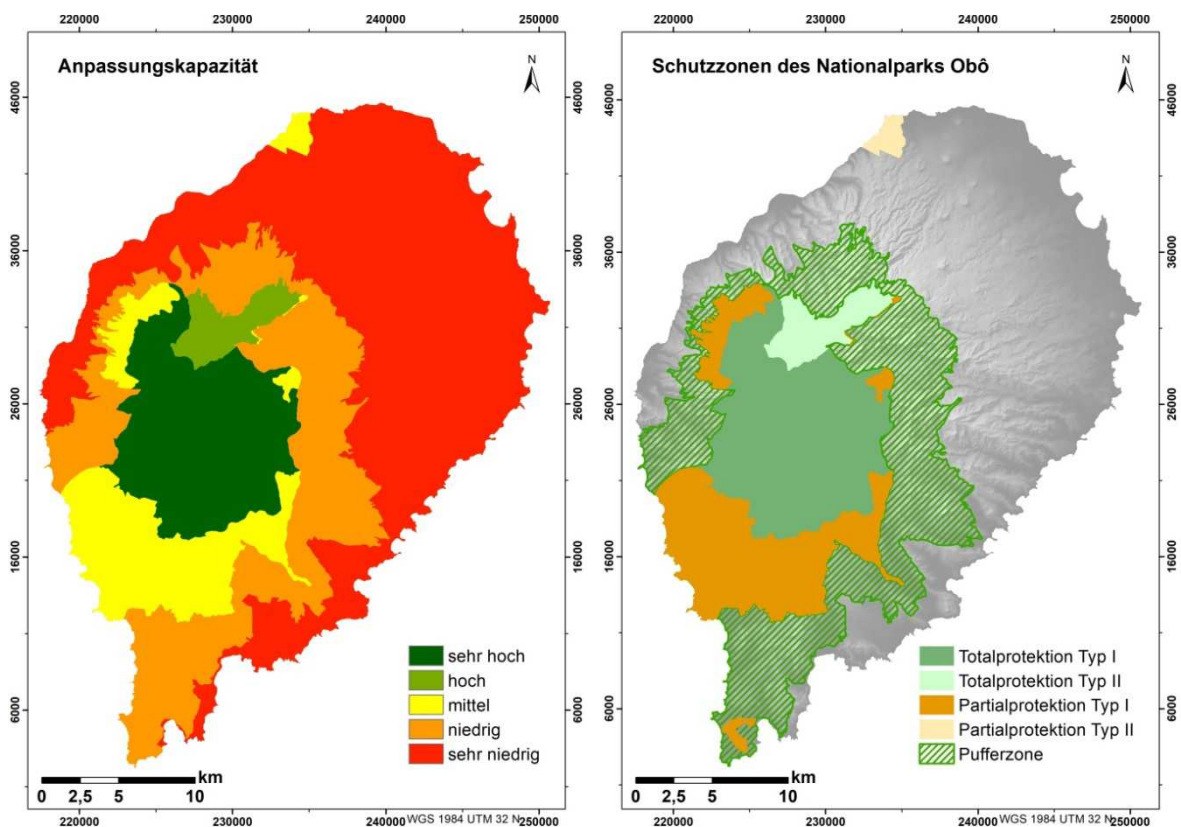


Abb. 167: Anpassungskapazität (links), die aus der Bewertung der Schutzzonen (rechts) resultiert

Quelle: Eigene Darstellung

Solche Merkmale können die Anpassungskapazität stärken. Der Naturschutz bzw. die Naturschutzzonen auf São Tomé fungieren daher als Indikator der Vulnerabilitätskomponente Anpassungskapazität (siehe Abb. 167). Die erlaubten Tätigkeiten innerhalb der jeweiligen Schutzzonen sind im Kapitel 2.1.4 „Vegetation“ beschrieben.

Allerdings werden aufgrund der schwachen Politik das Gesetz und die Zone des Totalschutzes im Nationalpark Obô trotz des Status als Schutzgebiet ignoriert. Subsistenzfeldbau und illegale Holzentnahme sowie Rodungen im Bereich des National-

parcs finden statt, daher wird der Indikator der Anpassungskapazität als schwach bewertet. Ähnliche Vorgehensweisen durch Ignorieren des Naturschutzes sind auch in vielen anderen Ländern, z. B. in der Karibik, zu beobachten (vgl. KAPPAS & BACHMANN 2016).

4.3.4 Erste hierarchische Ebene – Landschaftsvulnerabilität

Die Landschaftsvulnerabilität wurde aus den generellen Komponenten der Vulnerabilität – Sensitivität, Exponierung und Anpassungskapazität berechnet (siehe Abb. 168).

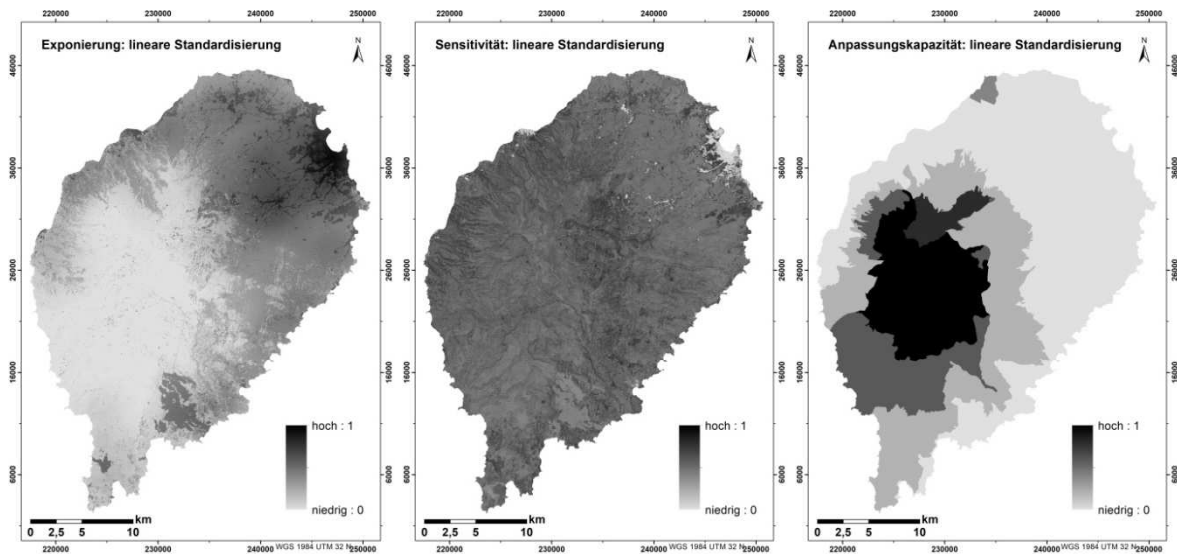


Abb. 168: Lineare Standardisierung der Vulnerabilitätskomponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität; Streckungstyp Minimum-Maximum

Quelle: Eigene Darstellung

Nach VILLA & MCLEOD 2002 sollen Komponenten der letzten Phase bei der Vulnerabilitätsmodellierung mit gleichen Gewichten gekennzeichnet sein, außer wenn wichtige Argumente dagegen sprechen. Obwohl Anpassungskapazität ebenso als Hauptkomponente der Vulnerabilität gehandelt wird, bekommt sie bei der Aggregation mit beiden anderen Komponenten eine Gewichtung von nur 1/5, Exponierung und Sensitivität werden mit jeweils 2/5 Gewicht multipliziert. Als Argument für die Differenz wird die Schwäche des Indikators der Anpassungskapazität dargelegt. Diese resultiert aus der weitverbreiteten Missachtung der Verhaltensregel und der Gesetze bezüglich der Naturschutzgebiete und des Biodiversitätsschutzes auf São Tomé (vgl. MINRE 2016), sowie aus der Tatsache, dass die Einflussstärke der Schutzzonen auf die Landschaftsvulnerabilität als alleiniger Indikator generell geringer zu bewerten ist. Daher kann diese

Komponente nicht mit gleicher Stärke gewichtet und bewertet werden wie die beiden anderen Komponenten. Folglich wurden die Komponenten Exponierung und Sensitivität mit einem Gewicht von jeweils 0,400 multipliziert und anschließend miteinander addiert (siehe Abb. 169). Sie üben gleichen Einfluss auf den Vulnerabilitätsindikator aus.

$$LV = [(Ex \times w_1) + (S \times w_2)] - (AK \times w_3)$$

LV = Landschaftsvulnerabilität

Ex = Exponierung

S = Sensitivität

AK = Anpassungskapazität

w = Komponentengewicht

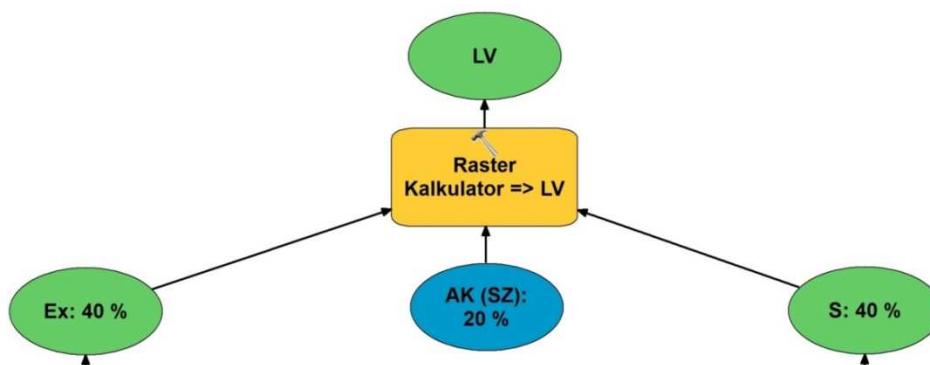


Abb. 169: Modellierung der Landschaftsvulnerabilität auf der Ebene der generellen Vulnerabilitätskomponenten; Eingangsdaten (Sensitivität, Exponierung und Anpassungskapazität) sind vorher separat skaliert worden

Quelle: Eigene Darstellung

Die Komponente Anpassungskapazität wurde mit einem Gewicht von 0,200 multipliziert und von der gewichteten Summe der Exponierung und Sensitivität subtrahiert. Die Anpassungskapazität unterscheidet sich somit von den beiden anderen Vulnerabilitätskomponenten in der Bedeutung für die Vulnerabilität.

Die Ergebnisse der Vulnerabilitätsberechnung wurden ebenfalls mittels natürlicher Unterbrechungen in fünf Intensitätsstufen klassifiziert (siehe Abb. 170).

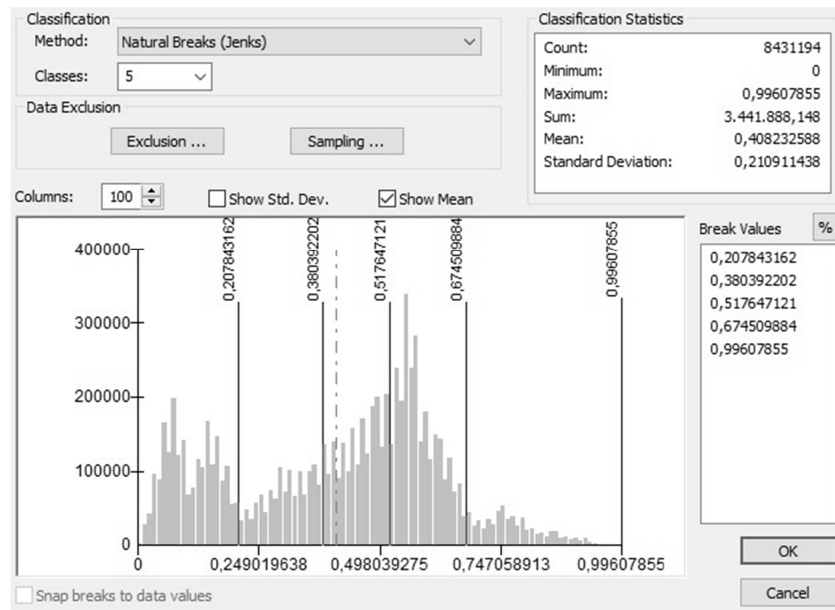


Abb. 170: Klassifizierung von Vulnerabilität in fünf Intensitätsstufen nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks); Visualisierung der Klassifizierung in der Abb. 171 dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung

Aufgrund der sehr niedrigen Exponierung und der sehr hohen Anpassungskapazität in sensitiven, aber wenig berührten Bereichen wie dem Altwald im Zentrum, Westen und Südwesten von São Tomé, ist dieses Areal durch eine sehr niedrige und niedrige Landschaftsvulnerabilität gekennzeichnet (siehe Abb. 171). Mit einer mittleren Vulnerabilität wurden zum großen Teil die Sekundärwälder, aber auch Übergangsbereiche zu den Schattenwäldern bewertet. Auch die Savanne im Norden der Insel ist durch eine mittlere Vulnerabilität gekennzeichnet. Der Schattenwald wurde fast durchgehend mit einer hohen Vulnerabilität gegenüber potentiellen anthropogenen Störungsereignissen bewertet. Auch ein großer Anteil der Ölpalmenplantagen ist durch eine hohe Vulnerabilität gekennzeichnet, was auf eine sehr hohe Exponierung in diesem Gebiet zurückgeht. Mit der höchsten Vulnerabilität sind die sehr fragmentierten Gärten von Kulturbäumen oder Kaffeepflanzungen sowie Äcker bewertet.

Areale, die mit einer sehr hohen Vulnerabilität bewertet wurden, weisen die kleinste Gesamtfläche von 7,22 % bzw 60,85 km² auf (siehe Abb. 172). Diese Intensitätsstufe der Vulnerabilität befindet sich auf fragmentierteren Flächen im Nordosten, Osten und im zentralen Bereich von São Tomé. Gebiete, die durch eine hohe Vulnerabilität gekennzeichnet sind, weisen die größte Gesamtfläche von 30,86 % bzw. 260,22 km² auf und sind weitestgehend von Schattenwald bedeckt. Vor allem der nordöstliche Teil der Insel ist

durch einen hoch vulnerablen Zustand der Landschaft und daher hohe potentielle Gefahren für die Landschaft und die Biodiversität durch anthropogene Eingriffe gekennzeichnet.

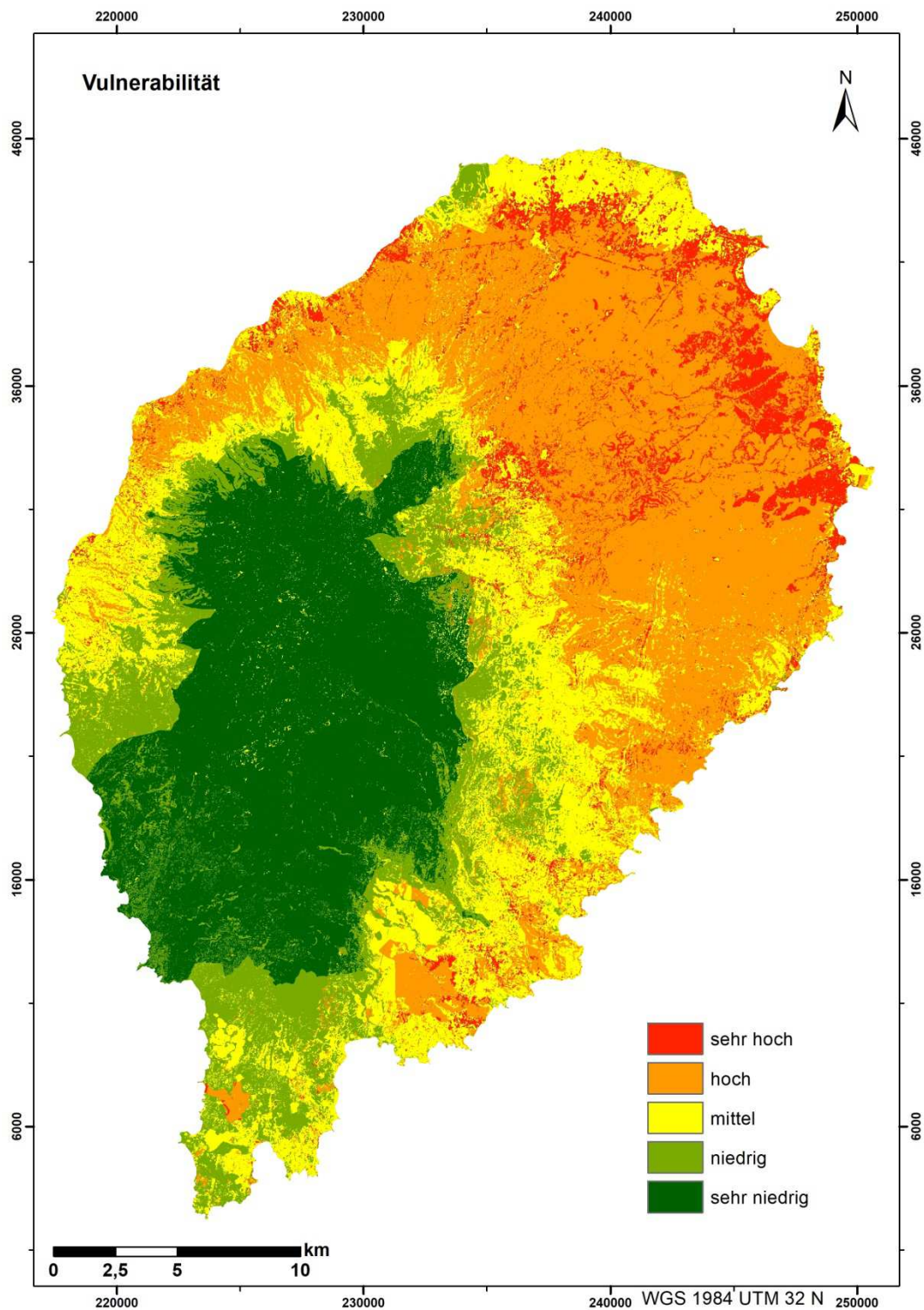


Abb. 171: Landschaftsvulnerabilität auf São Tomé; Aggregation der Sensitivität (0,400), Exponierung (0,400) und Anpassungskapazität (0,200); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Klassen sehr niedriger und mittlerer Vulnerabilität sind auf ähnlich große Flächen von 24,65 % (207,81 km²) und 22,66 % (191,04 km²) verteilt. Kennzeichnend hierfür sind die Altwald- und Sekundärwaldformationen. Mit einer niedrigen Vulnerabilität wurden 14,61 % bzw. 123,19 km² der Gesamtfläche der Insel bewertet, die durch Primär- bzw. Altwaldvegetation bedeckt ist.

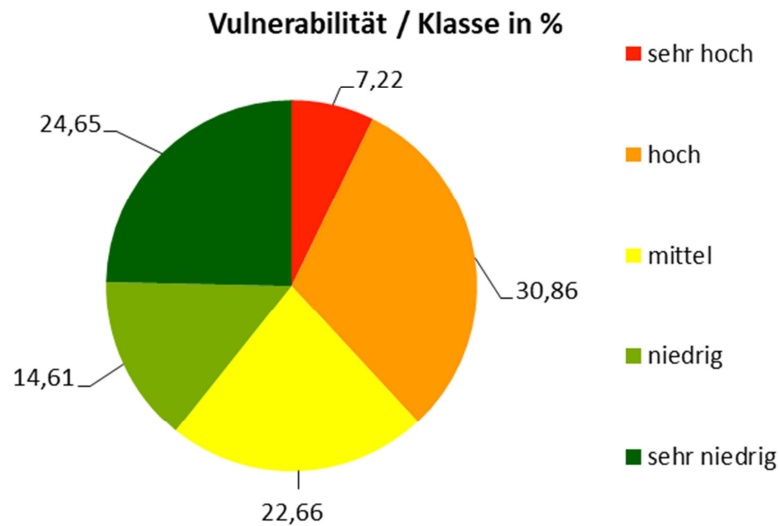


Abb. 172: Kreisdiagramm mit prozentualen Anteilen der Landschaftsvulnerabilitätsklassen (sehr niedrig bis sehr hoch); klassifiziert nach natürlichen Unterbrechungen (Jenks)

Quelle: Eigene Darstellung

Das Relief zeichnet sich dabei als deutliche Restriktion bei der räumlichen Verortung der Vulnerabilität ab. Einzig die höheren und isolierteren Gebiete von São Tomé im zentralen Bereich sowie im Süden und Südwesten sind aufgrund der geringen Exponierung zu dem anthropogen verursachten Stress und den Störungen, ebenfalls aufgrund der hohen Anpassungsfähigkeit, durch eine sehr niedrige und niedrige Vulnerabilität gekennzeichnet. Solange diese Gebiete von der sonst so dichten Infrastruktur auf São Tomé durch Isolation verschont bleiben werden, kann von ziemlich stabilen geoökologischen Verhältnissen und einer gleichbleibenden Vulnerabilitätsintensität ausgegangen werden. Die sehr seltenen, nur sporadisch stattfindenden Störungen im Bereich der Primär- bzw. Altwälder üben noch einen zu geringen Druck auf die Landschaft und die Biodiversität aus, um größeren Schaden zu verursachen. Dennoch, insbesondere für die endemischen Vögel, sind auch kleinere Eingriffe in die Habitate mit potentiellen negativen Folgen verbunden (LIMA ET AL. 2016), was auf die Notwendigkeit des stetigen Monitorings dieser Gebiete hinweist.

Die Vulnerabilität auf der Ebene der Subdistrikte (siehe Abb. 173, links), ähnlich wie die Exponierung auf derselben Ebene (siehe Abb. 158, links), ist durch größere Unterschiede der vorkommenden Intensitätsstufen gekennzeichnet.

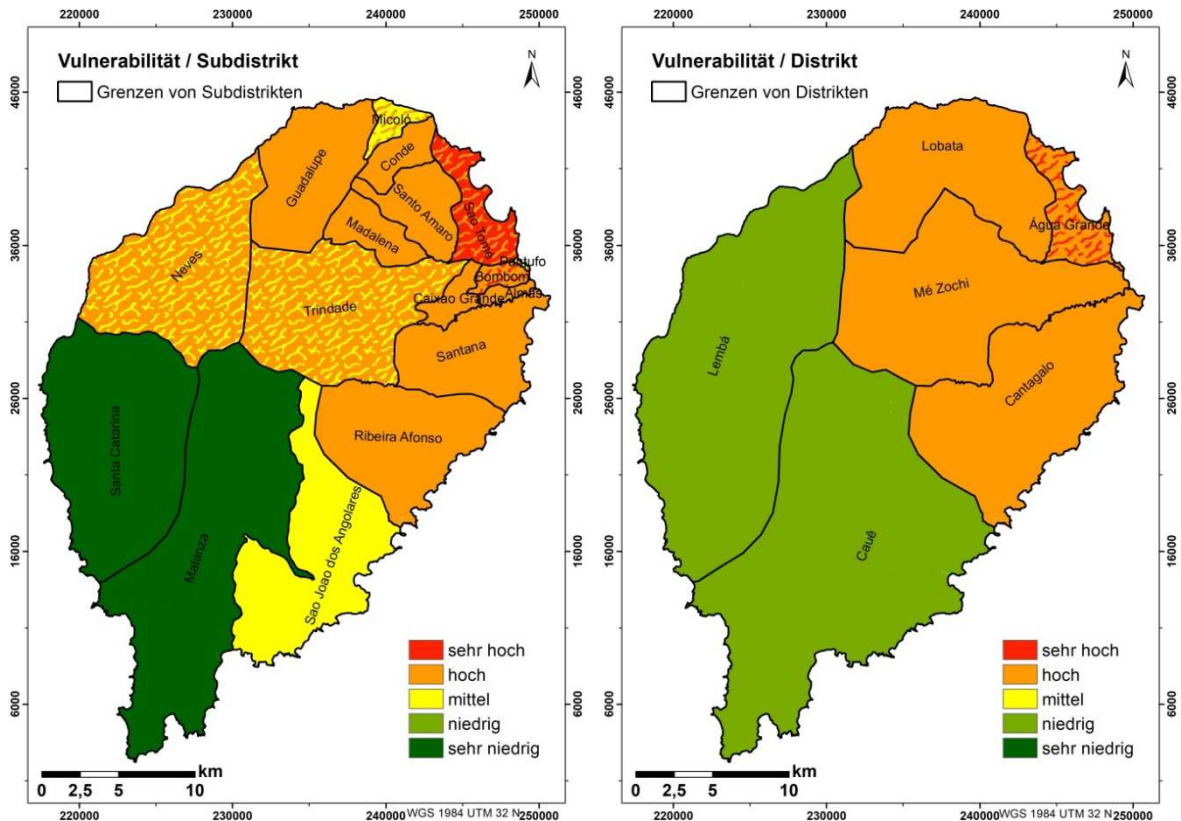


Abb. 173: Vulnerabilität auf Subdistrikt- (links) und Distrikt-Level (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung

Deutlich unterscheiden sich die unbewohnten oder sehr dünn besiedelten Subdistrikte auf der Süd-Südostseite der Insel von dem dicht besiedelten nordwestlichen Teil. Alle Stufen der Vulnerabilitätsintensität, mit Ausnahme der niedrigen Vulnerabilitätsstufe, sind hier vertreten. Mit der höchsten Vulnerabilität ist der Subdistrikt São Tomé bewertet worden, dicht gefolgt von umliegenden Subdistrikten – Bombom, Almas, Caixão Grande, Santana, Ribeira Afonso, Santo Amaro, Madalena, Conde und Guadalupe, die alle durch eine hohe Vulnerabilität gekennzeichnet sind. Die Subdistrikte Trindade, Neves und Micoló sind mit einer mittelhohen Vulnerabilität bewertet worden und weisen daher etwas geringere Vulnerabilität auf als die nordöstlichen und östlichen Subdistrikte. Mit einer sehr niedrigen Vulnerabilität sind die beiden Subdistrikte Malanza und Santa Catarina ausgewiesen. São João dos Angolares wurde mit einer mittleren Vulnerabilität bewertet.

Auf der Ebene der Distrikte zeigt sich eine deutliche Generalisierung (siehe Abb. 173, rechts). Mit Ausnahme des Distrikts Água Grande, der durch eine sehr hohe bis hohe Vulnerabilität gekennzeichnet ist, teilt sich São Tomé in eine mit einer niedrigen Vulnerabilität gekennzeichneten Hälfte, die durch die Distrikte Cauê und Lembá repräsentiert wird und in eine Hälfte mit hoher Vulnerabilität, die aus den Distrikten Lobata, Mé Zochi und Cantagalo besteht.

Im Allgemeinen ist hier zu sagen, dass mit jeder Generalisierung, bzw. mit jedem maßstäblichen Auszoomen, sich die räumliche Differenzierung verringert und das Gesamtbild gleichmäßiger wird.

Tab. 55: Zuweisungsbeispiel von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu dem Subdistrikt Conde (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
Conde	4	7,98	63,85	4
Conde	3	2,62	20,93	4
Conde	5	1,90	15,17	4
Conde	2	0,01	0,04	4
	Summe:	12,51	100	

Quelle: Eigene Berechnung

Ebenso wie bei den Komponenten Exponierung und Sensitivität sind die gesamten Daten der Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu den Subdistrikten, Distrikten und LULC-Klassen im Anhang zu finden (siehe A 34; A 35 und A 38). Tab. 55 und Tab. 56 zeigen Zuweisungsbeispiele von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu dem Subdistrikt Conde und dem Distrikt Cantagalo.

Tab. 56: Zuweisungsbeispiel von Intensitätsstufen der Vulnerabilität zu dem Distrikt Cantagalo (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2“)

Distrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Distrikt
Cantagalo	4	39,50	33,75	4
Cantagalo	4	39,54	33,79	4
Cantagalo	3	2,13	1,82	4
Cantagalo	3	26,16	22,35	4
Cantagalo	5	5,71	4,88	4
Cantagalo	5	1,23	1,05	4
Cantagalo	2	0,04	0,03	4
Cantagalo	2	2,71	2,32	4
Cantagalo	4	0,00	0,00	4
Cantagalo	4	0,00	0,00	4
	Summe:	117,02	100,00	

Quelle: Eigene Berechnung

Bei der Umrechnung der Vulnerabilitätsintensität auf die Ebene der LULC-Klassen, wird die niedrige Intensitätsstufe der Vulnerabilität erst gar nicht erfasst (siehe Abb. 174). Dafür sind auch in dieser Darstellung der Schattenwald durch eine hohe Vulnerabilität und der Primär- bzw. Altwald durch eine sehr niedrige Vulnerabilität gekennzeichnet. Im Unterschied zu der sehr großen räumlichen Differenz der Verortung von Intensitätsstufen der Sensitivität innerhalb beider Maßstäbe (Landschaftsebene und LULC-Klassen-Ebene), zeigt sich die zugewiesene Vulnerabilität auf beiden Ebenen mit einem deutlich geringfügigen Unterschied (siehe Abb. 171 und Abb. 174). Resultierend kann eine einheitliche Schlussfolgerung für alle generellen Komponenten der Vulnerabilität und der Landschaftsvulnerabilität im Blick auf die Intensitätsbewertung in verschiedenen Maßstäben nicht erfolgen. Ähnlich wie für die Komponente Sensitivität, wurde auch für die Komponente Exponierung eine eindeutige Abweichung zwischen der Landschaftsebene und der Ebene der LULC-Klassen festgestellt. Für die Berechnung und Darstellung der Ergebnisse ist daher der Zusammenhang zwischen der Fragestellung und der Wahl des Maßstabs wichtig. Auch in Bezug auf handlungsorientierte Vorgehensweisen ist der Maßstab ausschlaggebend (z. B. nachhaltiger Landmanagement auf Distriktebene oder Schutzmaßnahmenausarbeitung für endemische Arten innerhalb eines Nationalparks).

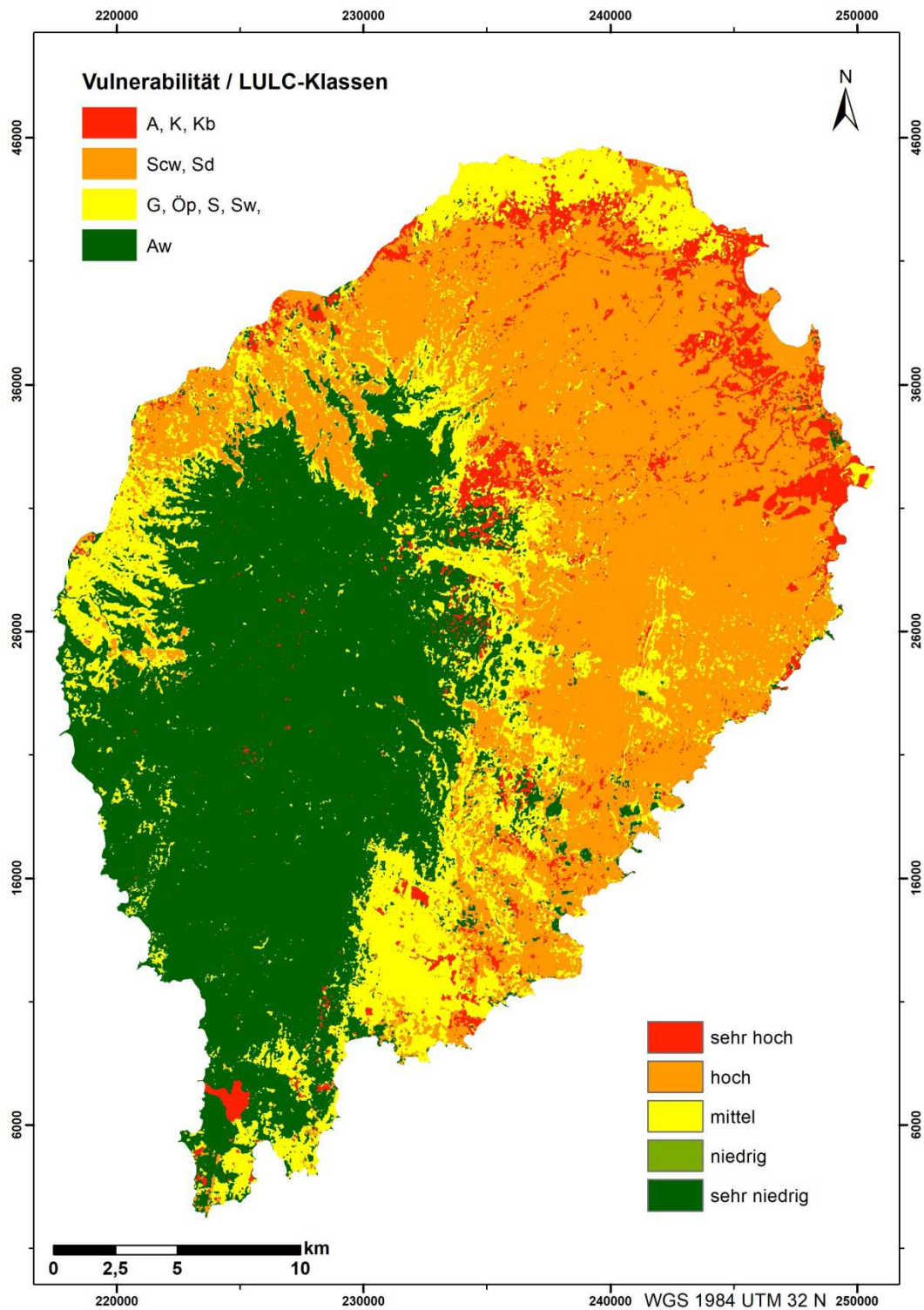


Abb. 174: Vulnerabilität auf LULC-Klassen-Ebene; (Abkürzungsausschreibung für LULC-Klassen (obere linke Karten-Ecke): A = Acker; K = Kaffee; Kb = Kulturbaum; Scw = Schattenwald; Sd = Siedlung; G = Gras; Öp = Ölpalmenplantage; S = Savanne; Sw = Sekundärwald; Aw = Altwald)

Quelle: Eigene Darstellung

Auch wenn die Resultate der Analyse und Bewertung von Landschaftsvulnerabilität plausibel und zufriedenstellend vorliegen, birgt das Modell und die damit erzielten Ergebnisse gewisse potentielle Unsicherheiten in sich. Es ist wichtig, diese und deren Quellen zu verstehen sowie darauf hinzuweisen, da sie nicht zu vermeiden sind; denn je nach Datengrundlage, Budget oder Verarbeitungszeit kann das Vorkommen der Unsicherheiten bei einer Vulnerabilitätsanalyse bedeutsam sein (vgl. BOHLE & GLADE 2008; WILLIAMS & KAPUSTKA 2000). Fast alle Daten und Kartenmaterial von São Tomé zur Landschaftsinformation (z. B. Geologie, Boden) und Infrastruktur (z. B. Wegenetz, teilweise Siedlungen) stammen aus dem Zeitalter des Kolonialismus. Daher fehlt es überall an Aktualitätsgrad. Die von dem INAE zur Verfügung gestellten digitalen Daten der Straßeninfrastruktur resultieren aus der topographischen Karte (TK 25) von MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958. Viele dieser Wege sind heute kaum oder gar nicht mehr befahrbar. Auch durch die fernerkundungsbasierte LULC-Klassifikation, die als Basisinformation zur Extrahierung mehrerer Modellparameter angewendet wurde, sind Ungenauigkeiten vorhanden. Diese wurden durch die Bewertung der Klassifikationsgüte quantifiziert und ausführlich thematisiert (siehe Kapitel 3.4.2 „Klassifikationsgüte“).

Dennoch ermöglicht der Modell-Ansatz durch die Einbeziehung multipler Faktoren für die Analyse der Landschaftsvulnerabilität einen ganzheitlichen Erkenntnisgewinn des Zustandes der Landschaft bezüglich deren Vulnerabilität. In Anbetracht der Verfügbarkeit der einzelnen Einflussparameter der Landschaftsvulnerabilität läßt sich das Modell gut, wenn auch zeitaufwendig, umsetzen.

Dank des hierarchischen Aufbaus des Vulnerabilitätsmodells ist eine klare Differenzierung der Ebenen gegeben (siehe Abb. 175). Die Mehrfachebenen-Struktur erlaubt eine gezielte Zuordnung der jeweiligen Parameter zu der Zielebene. Eine Vergleichbarkeit verschiedener Systeme ist auf der Ebene der generellen Komponenten der Vulnerabilität (Exponierung, Anpassungskapazität und Sensitivität) nach den Empfehlungen von VILLA & MCLEOD 2002 gegeben. Gleichzeitig können spezifische, aus standortbezogene Gegebenheiten resultierende Faktoren in die unteren Ebenen eingebettet werden und für die Modellierung von generellen Komponenten der Vulnerabilität eingesetzt werden. Die Modellstruktur erlaubt durch Berücksichtigung lokaler Herausforderungen der zu bewertenden Regionen oder Systemen eine gewisse interne Flexibilität, wodurch eine Übertragung des Modells auf andere Regionen ermöglicht wird.

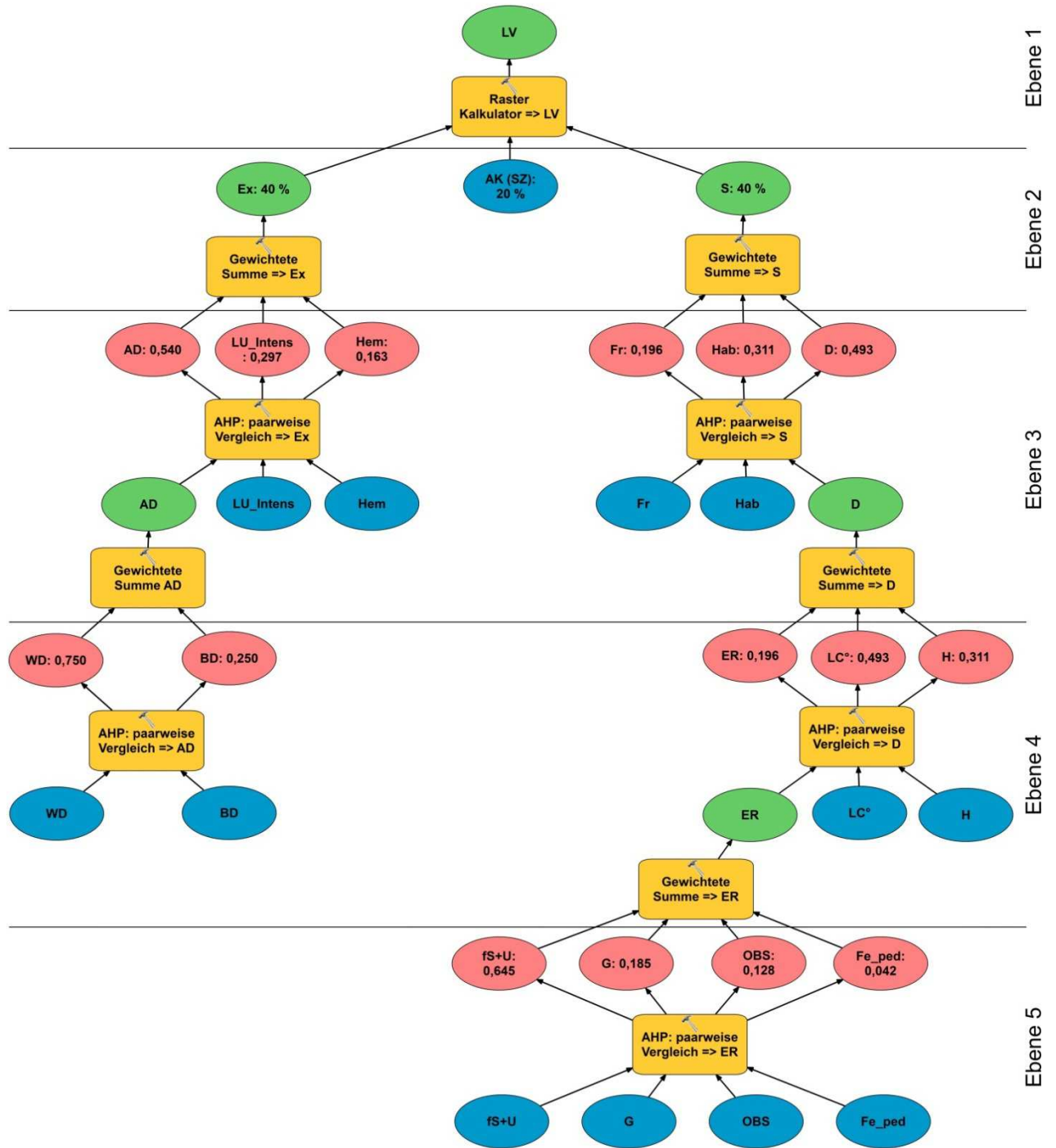


Abb. 175: Vollständiges Modell der Landschaftsvulnerabilität (Darstellung aller fünf Ebenen) mit Gesamtgewichtsangaben einzelner Modellparameter (fS+U = Summe von Feinsand und Schluff; G = Grus; OBS = organische Bodensubstanz; Fe_ped = pedologisches Eisen; ER = Erodierbarkeit; LC° = Landbedeckungsgrad; H = Hangneigung; WD = Wegenetzdichte; BD = Bevölkerungsdichte; AD = Anthropogener Druck; D = Neigung zur Degradation; LU_intens = Landnutzungsintensität; Hem = Hemerobie; Fr = Fragmentierung; Hab = Habitatrelevanz; Ex = Exponierung; AK = Anpassungskapazität; SZ = Schutzzonen; S = Sensitivität; LV = Landschaftsvulnerabilität; w1 – w4 = Gewichte einzelner Faktoren)

Quelle: Eigene Darstellung

5 Interpretation der Ergebnisse für den Schutz von Naturraum und Biodiversität von São Tomé

Die Ergebnisse aus der LULC-Klassifikation, wenn auch mit Unsicherheiten und Ungenauigkeiten behaftet (siehe Kapitel 3.4.2 „Klassifikationsgüte“), die während der Prozesse der Testflächenaufnahmen sowie der Klassifikation selbst entstanden sind, geben einen Überblick über die rezenten Gegebenheiten der Landnutzung und Landbedeckung auf São Tomé wieder. Insbesondere die ermittelte Verortung und die Ausdehnung der Wälder können mit den früheren Waldbeständen verschiedener Quellen verglichen werden. Die gewonnenen Erkenntnisse über die Landschaftsvulnerabilität auf São Tomé bieten sich an, um die Schutzbedürftigkeit der Naturräume und der Biodiversität auf der Insel zu thematisieren. Zusätzlich können diese Kenntnisse als Hilfsmittel für ein nachhaltiges Landnutzungsmanagement eingesetzt werden.

5.1 Veränderungen der Waldflächen

Neben dem Sklavenhandel wurden auf São Tomé auch Plantagen mit Zuckerrohr, Kakao und Kaffee in größerem Stil betrieben. Wegen der wechselnden Nachfrage nach den jeweiligen Anbauprodukten unterlag der Wald jahrhundertlang einem ständigen Wechsel aus Rückgang und Vorstoß. Für die ersten Monokulturplantagen, die aus Zuckerrohrpflanzen bestanden, wurden die Küstenwälder bis zu einer Höhe von ca. 200 m abgeholzt (siehe Abb. 176, links). Dem Zuckerrohr folgte der Kaffee was einige weitere, dennoch insgesamt wenige bzw. kleinere, vor allem in höheren Lagen gelegene, Anbauflächen forderte (zum Teil Abb. 176, rechts).

Am meisten musste der Wald den Kakaoplantagen weichen (siehe Abb. 176, rechts und Abb. 177, links) – mit 30.300 Tonnen Kakaoproduktion im Jahr 1909 war São Tomé sogar Kakaoexportweltmeister (vgl. SEIBERT 2006). Für die Kakaoplantagen wurden große Flächen des ursprünglichen Tropenwaldes abgeholzt und intensiv bewirtschaftet, so wurde in Hochzeiten der Kakaoplantagen der Primärwald so stark dezimiert, dass er nur noch in den höheren Lagen (ab ca. 1.500 m Höhe) um den höchsten Punkt – Pico de São Tomé, vorhanden war (vgl. FIGUEIREDO ET AL. 2011; EYZAGUIRRE 1986). In dieser Zeit beherrschte der Schattenwald die Insel.

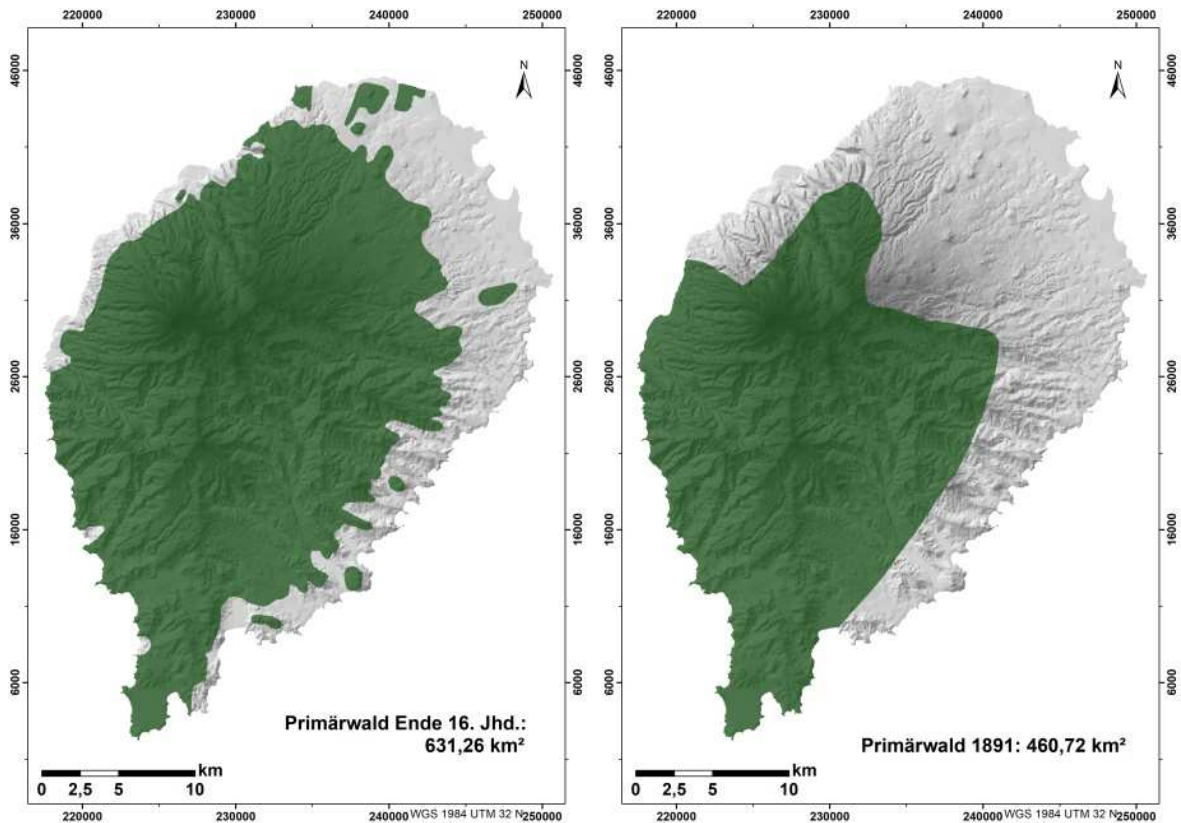


Abb. 176: Waldflächenveränderungen von Ende des 16. Jhd. und 1891

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: TENREIRO 1961; COMISSAO DE CARTOGRAPHIA 1891; Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Nach dem Verfall der Kakaopreise und der Entdeckung von Ländern mit sanfteren Oberflächenformen, die besser für Kakaoanbau geeignet waren, verfielen langsam die Kakaoplantagen auf São Tomé. Dadurch wurde die Transformation von bewirtschaftetem Schattenwald zu einem artenreicheren und dichteren Sekundärwald initiiert (siehe Abb. 177, rechts und Abb. 178). Die Natur holte die ehemaligen Plantagen wieder ein, eine Renaturierung dieser Flächen begann.

Entsprechend den Ergebnissen der LULC-Klassifikation des optischen Satellitenbildmosaiks von 2011/13 beträgt die Ausdehnung des Primär- bzw. Altwaldes auf São Tomé 288,48 km², und der Sekundärwald erstreckt sich auf eine Gesamtfläche über 138,19 km². Im Vergleich mit den Flächenangaben der Wälder von 2001 (vgl. CASTANHEIRA & MATOS 2001) hat der Altwald bis 2011/13 an Fläche zugenommen und der Sekundärwald an Fläche verloren (siehe Abb. 179). Dies ist jedoch kritisch zu sehen, denn ein alter Sekundärwald ist nicht nur spektral kaum von einem Altwald auf São Tomé zu unterscheiden, auch im Gelände ist eine Unterscheidung nicht immer leicht. In der Natur

gibt es außerdem keine klaren Grenzen zwischen den einzelnen Waldtypen, es ist immer mit Übergangsbereichen zu rechnen, daher ist es richtiger, von unscharfen Grenzen zu sprechen.

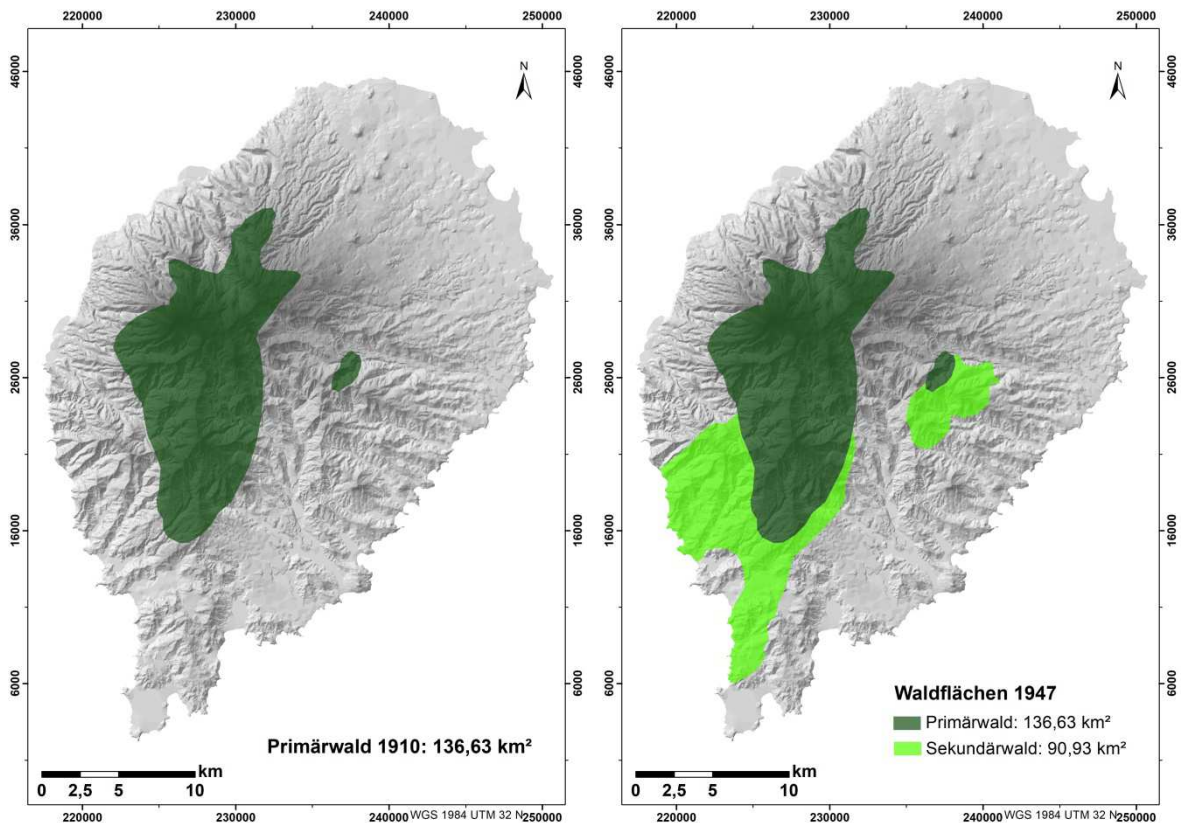


Abb. 177: Waldflächenveränderungen von 1910 und 1947

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: EYZAGUIRRE 1986; Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Die meisten in diesem Kapitel dargestellten Grafiken mit Information über Waldflächen auf São Tomé, außer dem eigens ausgewerteten Satellitenbildmosaik, zeigen Waldbestände, die mit Methoden vor der Zeit der satellitengestützten Fernerkundung ermittelt wurden und sind zum Teil das Ergebnis von reinen Feldbegehungen und/oder Schätzungen. Fundierte Darstellung der Wälder stellt dagegen die Agrarkarte von CARVALHO 1974a dar, da diese Daten sich auf Auswertungen von Luftbildern und geländebasierten kartographischen Aufnahmen stützen. Die Darstellung der Wälder von CASTANHEIRA & MATOS 2001 basiert auf der Kartographie von CARVALHO 1974a. Die Genauigkeit der Verortung und Ausdehnung der Wälder sowie deren Flächenbedeckungsangaben seit dem Ende des 16. Jhd. bis heute sollen aufgrund der

unterschiedlichen Vorgehensweisen bei der Detektion der Primär- bzw. Altwaldflächen einem qualitativen Vergleich dienen. Die weitere Entwicklung der Waldbestände auf São Tomé sollten zukünftig durch fernerkundungsgestützte Auswertungen geeigneter Satellitenbilder überwacht und dokumentiert werden.

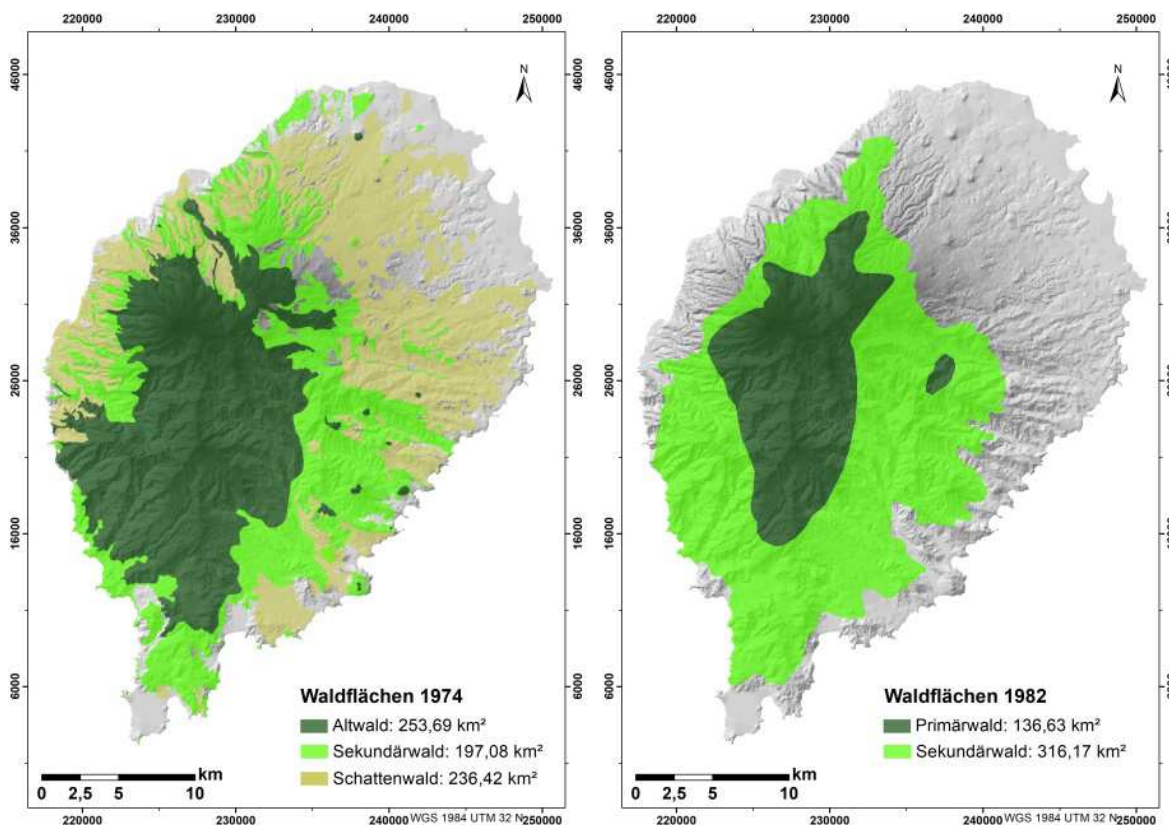


Abb. 178: Waldflächenveränderungen von 1974 und 1982

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Agrarkarte 1: 50.000, Blätter Nord und Süd, CARVALHO 1974a; EYZAGUIRRE 1986; Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Die weltweit höchste Abholzungsrate mit 1,3 % pro Jahr weist Südostasien auf (vgl. ENGLHART ET AL. 2011). Die Abholzungsraten in Südostasien und im Amazonas-Regenwald sind ziemlich gut definiert (vgl. MALHI ET AL. 2013). Zwischen 1999 und 2010 hat sich die globale Waldfläche um etwa 5,4 Millionen Hektar pro Jahr verringert (vgl. VIET NGUYEN ET AL. 2016). Für die meisten afrikanischen Länder mit tropischen Wäldern fehlen jedoch genaue Daten über die Entwaldungs- und Degradationsraten (vgl. WEHKAMP ET AL. 2015; MALHI ET AL. 2013; Streck 2008). Laut SHVIDENKO 2008 hat die Erde bis heute ca. 40 % der ursprünglichen Waldfläche verloren, besonders tropische Wälder verzeichnen alarmierende Zahlen. Eine erhebliche Beschleunigung der Entwaldung und

Walddegradation erfolgte hauptsächlich in den letzten zwei Jahrhunderten, insbesondere seit den 1950er Jahren (vgl. SHVIDENKO 2008).

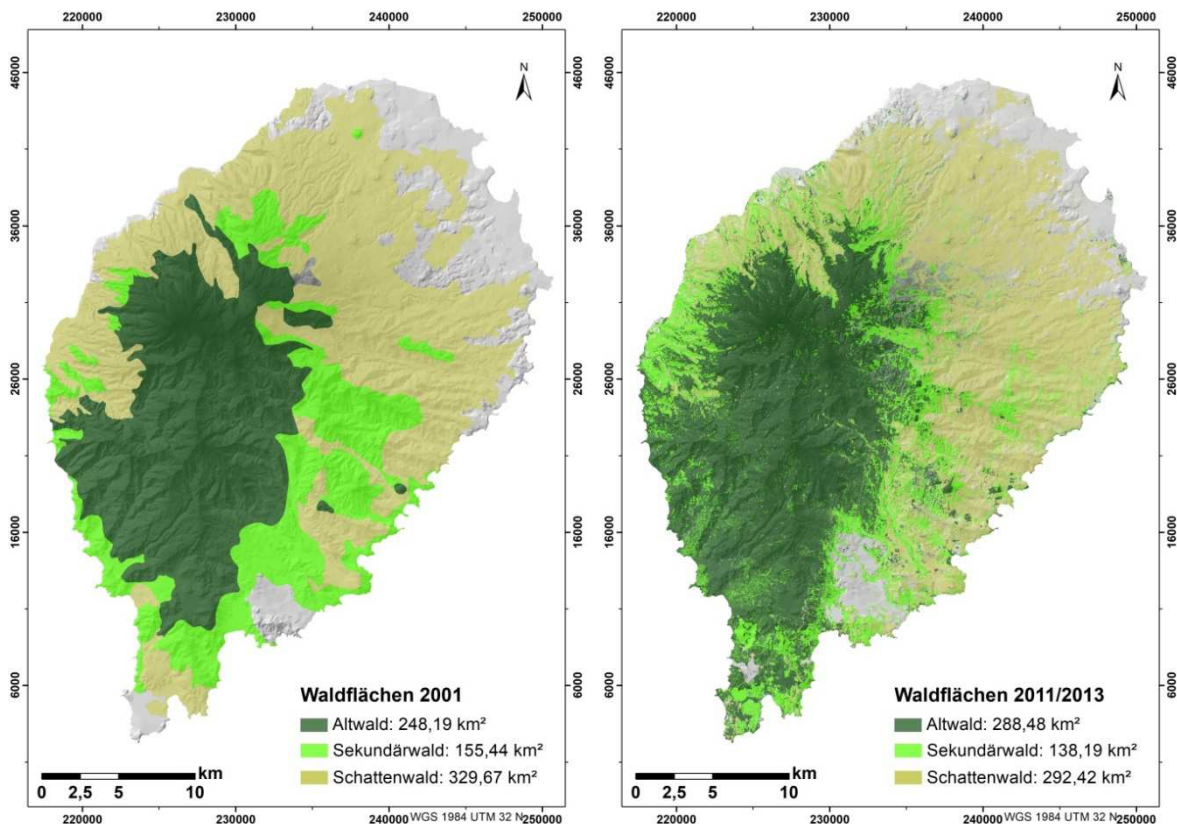


Abb. 179: Waldflächenveränderungen von 2001 und 2011/13

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: Karte der Agro-Ökologie und Vegetation 1:50.000, CASTANHEIRA & MATOS 2001; Ergebnisse der LULC Analyse der EO-1 ALI Satellitendaten; Topographische Karte 1:25.000, Blätter 1, 2, 3, 4 und 5, MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ 1958

Durch Landnutzungsdruck sind nicht nur die Primär- bzw. Altwälder auf São Tomé gefährdet, wo die Konzentration endemischer Arten sehr hoch ist, sondern auch die Sekundärwälder, die einen sehr naturnahen Zustand wiedererlangt haben und ebenso eine sehr hohe Artenvielfalt aufweisen. Aufgrund der diversen Vegetation, die stockwerkartig angeordnet ist, wodurch unterschiedliche Habitats für viele Arten vorhanden sind, zählen auch die Schattenwälder zu Trägern eines breiteren Artenspektrums, auch diese Wälder sind einer Degradationsgefahr ausgesetzt.

Die prozentualen Flächenangaben der Primär- bzw. Altwälder vom Ende des 16. Jhd. bis 2011/13 zeigen den drastischen Rückgang dieser Wälder während der Phase der intensiven Landnutzung für die Kakaokultivierung (siehe Abb. 180). Demnach wurde der Primärwald in nur 19 Jahren (von 1891 bis 1910) um 30 % diminuiert. Ersichtlich ist aber

auch, dass nach dem Rückgang der intensiv kultivierten Plantagenflächen die Gebiete der Wälder, die zu den Altwäldern gezählt werden, schnell zugenommen haben – seit 1910 bis 2011/13 haben sich die Primär- bzw. Altwaldflächen durch natürliche Renaturierung mehr als verdoppelt, was auf eine stabile und rasche Regenerationsfähigkeit der Wälder auf São Tomé hinweist.

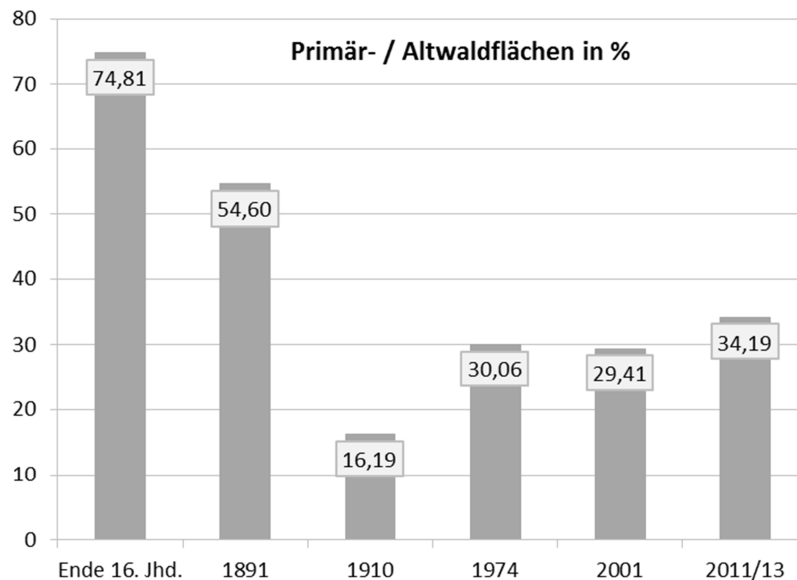


Abb. 180: Prozentuale Angaben der Primär- bzw. Altwaldflächen Ende des 16. Jhd. und in den Jahren 1891, 1910, 1974, 2001 sowie 2011/2013

Quelle: Eigene Darstellung

Im Gegensatz zu anderen tropischen Regenwäldern der Erde, insbesondere auf dem südamerikanischen Kontinent, kann die Regenerationskraft des Regenwaldes auf São Tomé höher eingeschätzt werden. Das ist zum großen Teil auf die nährstoffreichen vulkanischen Böden und einer hohen KAK zurückzuführen. Viele Böden von Amazonien zeichnen sich dagegen durch Prozesse wie Versauerung und Desilifizierung als sehr nährstoffarm mit einer geringen KAK aus (vgl. ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002). Bei einer längeren Landnutzungspause werden die entwaldeten Gebiete São Tomés wieder mit neuer Vegetation besiedelt (siehe Abb. 181). Nach einigen Jahrzehnten ist der Sekundärwald, der auf solchen Flächen entstanden ist, kaum von dem Primärwald zu unterscheiden und kann als Altwald bezeichnet werden. Eine Grenze zwischen Primär- und Altwald ist heute fast unmöglich aufzuzeigen, daher werden die älteren Bereiche des Waldes auf São Tomé einheitlich als Altwald bezeichnet.



Abb. 181: Die natürliche Regenerationskraft des Waldes – nicht nur inaktive Plantagenareale, auch verlassene Gebäude werden von der Natur zurückerobert; Sekundärwald unweit von Dona Augusta im Süden von São Tomé (links) sowie im Nordwesten der Insel beim Abstieg vom Pico de São Tomé bei Moro Vilela (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Eine hohe Regenerationsfähigkeit weisen auch die tropischen Wälder der Zentralafrikanischen Republik auf. Im Rahmen eines Langzeitexperiments über die Auswirkungen des Holzeinschlags (Logging) auf die Waldstrukturen konnten GOURLET-FLEURY ET AL. 2013 einen fast ursprünglichen Zustand der Wälder 24 Jahre nach dem Holzeinschlag feststellen.

Zu den Vorteilen bezüglich der Regeneration der Wälder auf São Tomé gehört teilweise auch das Relief. Die schwer zugänglichen Bereiche der Insel werden weniger häufig beansprucht und können so als Rückzugsinseln für viele Arten dienen.

Im Rahmen einer Studie über die Ursachen der spätholozänen Regenwaldkrise (late Holocene rainforest crisis (LHRC)), die sich zwischen 3.000 und 2.000 Jahren v. Chr. in den Regenwäldern des westlichen Zentralafrikas ereignet hat, konnte ebenso eine rasche Regeneration der Regenwälder, nachdem der anthropogene Druck nachgelassen hat, festgestellt werden (vgl. GARCIN ET AL. 2018). Außerdem haben GARCIN ET AL. 2018 durch die Analyse der Zusammensetzung von Kohlenstoff- und Wasserstoffisotopen in einem 12 m langen Sedimentbohrkern (Zeitspanne: 10.500 Jahre) aus dem Borombi See im Südwesten Kameruns die Annahme, dass klimatische Veränderungen den Rückgang des Regenwaldes verursacht haben (vgl. MALHI ET AL. 2013), widerlegt. Der plötzliche Wechsel vom Regenwald zur Savannenlandschaft vor 2.600 Jahren ist demnach hauptsächlich durch anthropogenen Druck auf die Ökosysteme ausgelöst worden. Ähnlich wie auf São Tomé, hat der Regenwald des westlichen Zentralafrikas nach der Regeneration

nie den ursprünglichen Zustand wiedererlangt. Demnach verursachen anthropogene Störungen irreversible Veränderungen in den betroffenen Ökosystemen.

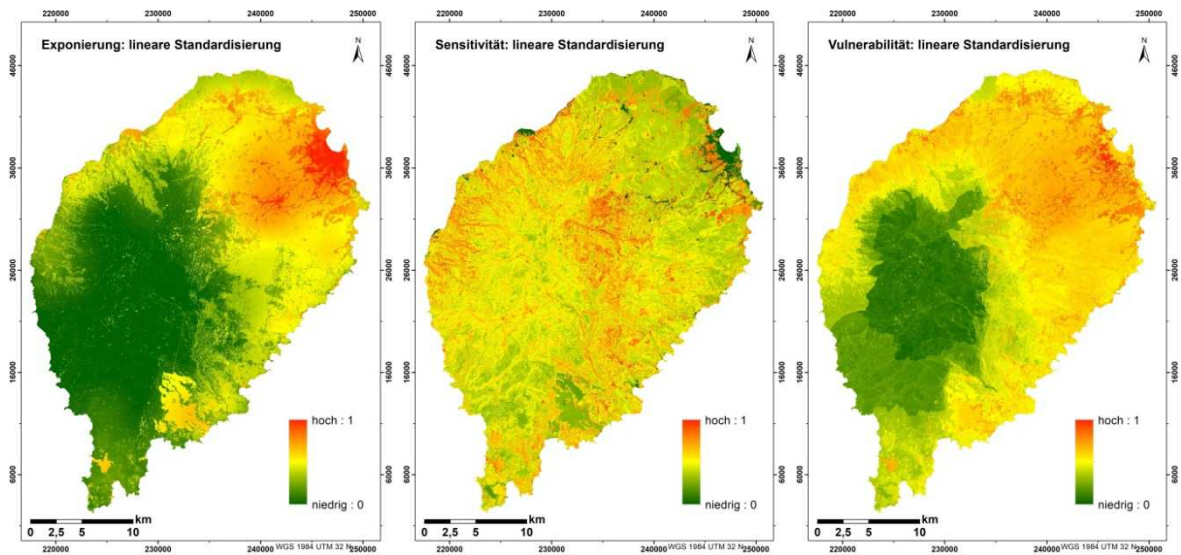


Abb. 182: Exponierung, Sensitivität und Vulnerabilität der Landschaft von São Tomé, linear standardisiert; Streckungstyp: Standardabweichung

Quelle: Eigene Darstellung

Auf den, durch steile Hänge gekennzeichneten und wenig bis gar nicht erschlossenen zentralen, südlichen und südwestlichen Gebieten von São Tomé, ist auch der Primär- bzw. Altwald verortet. Diese Bereiche sind bisher durch mehr Vorzüge für die Landschaft und Biodiversität als Nachteile gekennzeichnet (siehe Abb. 182). Das Areal des Primär- bzw. Altwaldes ist zwar größtenteils durch mittlere und teils höhere Sensitivität gekennzeichnet, jedoch aufgrund der niedrigen Exponierung und einer höheren Anpassungskapazität durch die Schutzzonen des Nationalparks Obô wurde es mit einer niedrigeren Vulnerabilität bewertet. Dennoch, auch wenn der große Bereich des Primär- bzw. Altwaldes eine niedrige Vulnerabilität aufweist, kann z. B. eine Anlegung neuer Straßenkorridore die Exponierung erhöhen, wodurch auch die Landschaftsvulnerabilität bei gleichbleibender Sensitivität erhöht werden kann.

5.2 Spannungsfeld zwischen Nutzung und Erhalt der Wälder und der biologischen Vielfalt

Biodiversitätsverlust und Ökosysteme-Kollaps, zum großen Teil durch Umweltdegradation (z. B. Abholzung) und Klimaänderungen ausgelöst, werden zu den bedeutendsten globalen Umweltrisiken mit teilweise irreversiblen Folgen gezählt (vgl. WORLD ECONOMIC FORUM 2016; SHVIDENKO 2008). Als wesentlicher Faktor für den Verlust oder Minderung von Biodiversität zählt zudem die Umwandlung der Natur- in Kulturlandschaften (vgl. OPOKU 2019).

Das Umweltkabinett der Republik São Tomé und Príncipe und der Internationale Währungsfond machen im Fourth National Report on the Biodiversity und im National Poverty Reduction Strategy Paper für den Inselstaat darauf aufmerksam, dass auf das Ökosystem Wald auf der Insel São Tomé ein besonders erhöhter Druck besteht. Beiden Institutionen zufolge ist die Biodiversität bereits gefährdet, und die Ausdünnung der Wälder hat eine Verarmung dieses Ökosystems schon eingeleitet (vgl. MNREE DGE 2009b). Der Druck auf die Waldökosysteme und die Gefährdung der Biodiversität gehören zu den zwei größten rezenten geökologischen Problemen auf der Insel São Tomé. Die größten Gefahren für die Wälder und die Biodiversität auf São Tomé resultieren aus anthropogenen Aktivitäten; die zukünftigen Aussichten werden als sehr beunruhigend angesehen (vgl. MINRE 2016). Als Kernfaktoren für Biodiversitätsverlust auf São Tomé sind Habitatverlust, insbesondere für endemische Arten, Flächenübernutzung bzw. nicht angepasste Bewirtschaftung der Felder sowie Ansiedlung und Ausbreitung von invasiven Arten identifiziert worden (vgl. LIMA 2016). Diese Faktoren bilden eine große Gefahr für die beachtliche Biodiversität von São Tomé. In Anbetracht der Gefahren und aufgrund der hohen Anzahl an endemischen sowie bedrohten Arten zählt Biodiversität zu den Schlüsselbegriffen bezüglich der Konservierungspriorität auf der Insel (vgl. LIMA 2016). Durch Zerstörung des natürlichen Habitats werden immer mehr endemische Arten verdrängt und bedroht (vgl. LIMA ET AL. 2014b; LIMA ET AL. 2013a; LIMA ET AL. 2013b; SOLÉ ET AL. 2012). Mit dem International Action Plan for conservation of critically endangered birds on São Tomé 2014-2018 sind Richtlinien für Schutz und Erhalt der besonders bedrohten endemischen Vogelarten – Zwerggolivenibis (*Bostrychia bocagei*), Newton-Würger (*Lanius newtoni*) und São Tomé Einfarbgimpel (*Crithagra concolor*) ausgearbeitet worden. Als Hauptbedrohungen für diese Vogelarten werden Habitatverlust durch Abholzung (sowohl für großflächige Plantagen als auch für Holzgewinnung),

verschiedene Störungen durch Jäger, Sammler, Touristen und Palmsaft-Ernter sowie invasive Arten genannt (vgl. LIMA ET AL. 2014a).

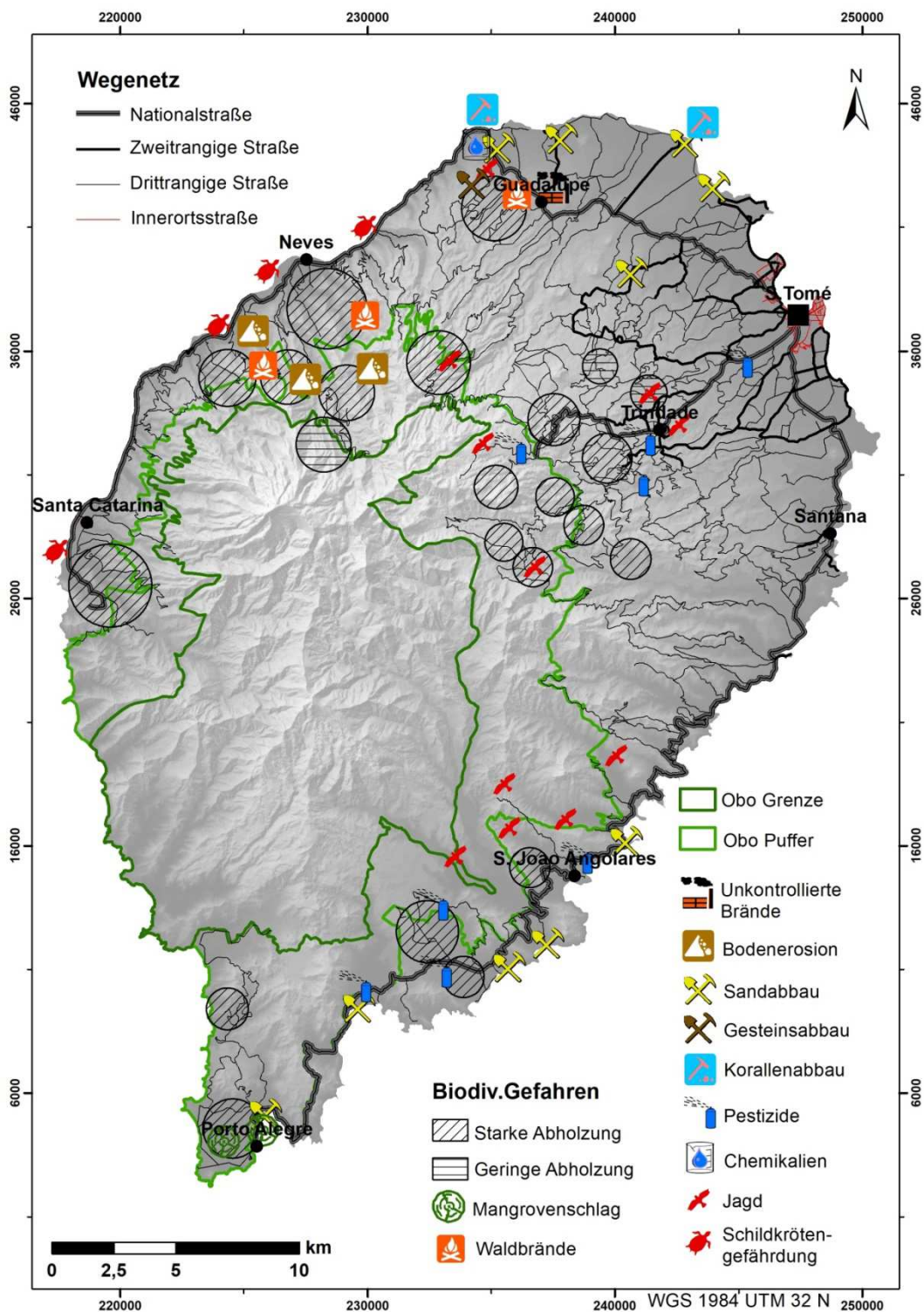


Abb. 183: Rezente Biodiversitätsgefahren auf São Tomé; zusätzlich sind die Grenzen des Nationalparks Obô und die Grenzen der Pufferzone von Obô sowie das Wegenetz dargestellt

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ALBUQUERQUE & CESARINI 2008a; INAE

Welche potentiellen Gefahren für die Biodiversität auf São Tomé vorhanden sind, haben ALBUQUERQUE & CESARINI 2008a zusammengetragen und diese im räumlichen Kontext dargestellt (siehe Abb. 183). Aus der Karte ist ersichtlich, dass starke Abholzung als Biodiversitätsgefahr an vielen Stellen der Insel, häufig im Pufferbereich des Nationalparks Obô aber auch innerhalb des Nationalparks selbst, anzutreffen ist. Des Weiteren gefährden Brände und Erosion die Biodiversität von São Tomé. Vielerorts werden Küstenökosysteme durch Sandabbau, häufig illegal, angegriffen und gar zerstört, insbesondere im Norden und Südosten der Insel. Auch die Anwendung von Pestiziden und Chemikalien in der Landwirtschaft stellt ein Problem für die Umwelt dar. Nicht zuletzt wird die Fauna São Tomés wie Meeresschildkröten, Vögel, Affen und Fledermäuse, darunter endemische Arten, durch gezielte illegale Jagd gefährdet. Folgende Ereignisse werden laut MINRE 2016 als rezente Hauptgefahren für die Biodiversität und Umwelt auf der Insel wahrgenommen:

- der Verlust und die Degradation von Habitaten, insbesondere der Tiefland- und Sekundärwälder durch Nutzungsaktivierung längst verlassener Plantagen für neue Kulturpflanzen (z.B. Plantagenerweiterung im Süden von São Tomé durch Agripalma), darunter die Erweiterung und Vergrößerung des Wegenetzes, was die Reichweite der anthropogenen Degradation vergrößert;

- das Vorhaben der Bau des hydro-elektrischen Dammes auf dem Fluß Io Grande im Süden von São Tomé, wodurch die Gefährdung vom Aussterben bedrohter endemischer Arten (Critically Endangered – CR), die den dortigen Habitat bewohnen, erhöht wird: Waldschnepfe (*Bostrychia Bocagei*), Newton-Würger (*Lanius newtoni*) und São Tomé Einfarbgimpel (*Crithagra concolor*);

- die Subsistenzwirtschaft mit daraus resultierender unkontrollierter Abholzung (z. B. die Ausbeutung von Holz und die übermäßige Anzapfung von Palmen für Saftgewinnung);

- die Störungen der Fauna durch Holzfällen, Jagd, Schneckensammeln (auch innerhalb geschützter Gebiete des Nationalparks Obô);

- die negativen Einflüsse invasiver Arten;

- eine erhöhte Anwendung diverser Chemikalien (Düngemittel, Herbizide, Fungizide, Pestizide und andere sekundäre Pflanzenstoffe) und

- die Küstendegradation / -erosion.

Angesichts komplexer Interaktionen zwischen geomorphologischen, klimatischen und vegetativen Merkmalen eines Ökosystems werden die Folgen der Landschaftsdegradation in nichtumkehrbare bzw. irreversible (long-term) und in umkehrbare bzw. reversible

(short-term) Folgen unterteilt (vgl. JOHNSON & LEWIS 1995). Sowohl großflächige Abholzungen als auch Küstensandexaration auf São Tomé können als irreversible Landschaftsdegradation angesehen werden (siehe Abb. 184). Beispielsweise ist die natürliche Küstenvegetation im Norden von São Tomé nach der Abholzung im Laufe des 16. Jhd. für die Zuckerrohrplantagen irreversibel zerstört und durch eine Savannenlandschaft ersetzt worden (vgl. ECOFAC 2009).



Abb. 184: Großflächig gerodete Hügel bei Ribeira Palma Praia im Norden (links) und illegale Sandexaration in Praia das Conchas im Norden (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen



Abb. 185: Unkontrollierte Müllverbrennung bei Guadalupe im Norden (links) und Strandverschmutzung in der Hauptstadt São Tomé (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Zu den Folgen einer reversiblen Landschaftsdegradation auf São Tomé kann dagegen die häufig anzutreffende Vermüllung der Landschaft (Littering) bezeichnet werden (siehe Abb.

185 und Abb. 186), wodurch teils sehr starke negative Auswirkungen auf die Umwelt ausgelöst werden können, da eine Kontamination der Böden und des Grundwassers erfolgen kann, meistens jedoch eine Umkehr zum gesundem Anfangsstadium möglich ist.



Abb. 186: Vermüllte Wasserläufe bei Almas und Praia Melão im Osten (links) und Müllablage in der Savannenlandschaft im Norden der Insel (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Durch die Zerstörung der Wälder und Übernutzung der Lebensräume schreiten in São Tomé sowie in vielen anderen Orten, z. B. in der Dominikanischen Republik oder Indonesien, der Artenschwund und der Biodiversitätsverlust voran (vgl. FAUST 2017; KAPPAS & BACHMANN 2016; SHVIDENKO 2008). Insbesondere Sumatra ist durch massive Abholzung gekennzeichnet. Dort wurden riesige Flächen für die Ölpalmenplantagen umfunktioniert. Nur noch ca. 16.000 ha Wald gibt es auf dieser Insel. Ähnlich wie auf São Tomé werden die Grenzen des 86.000 ha großen Nationalparks auf Sumatra auch zugunsten der Ölpalmenplantagen oder kleinbäuerlicher Landwirtschaft überschritten (vgl. FAUST 2017; BRECHIN ET AL. 1993). Die Ölpalmpflanzungen sind nicht nur durch eine sehr niedrige Biodiversität gekennzeichnet, auch der Kohlenstoffvorrat dieser Monokultur ist sehr gering wie THAPA ET AL. 2015 auf Sumatra festgestellt haben.

Neben der wachsenden Gefährdung für die Biodiversität verschwinden mit jedem Hektar Wald auf São Tomé auch die natürlichen Kohlenstoffsinken. Das wiederum verstärkt den Treibhauseffekt, indem mehr Kohlenstoff in die Atmosphäre gelangt.

Angesichts der schnell wachsenden Bevölkerungszahl auf São Tomé (siehe Abb. 187, links), ist von einem immer größeren anthropogenen Druck auf die Umwelt in der Zukunft

auszugehen. Es wird ein permanentes Spannungsfeld zwischen der Nutzung und Erhalt der Wälder und der biologischen Vielfalt aufrechterhalten.

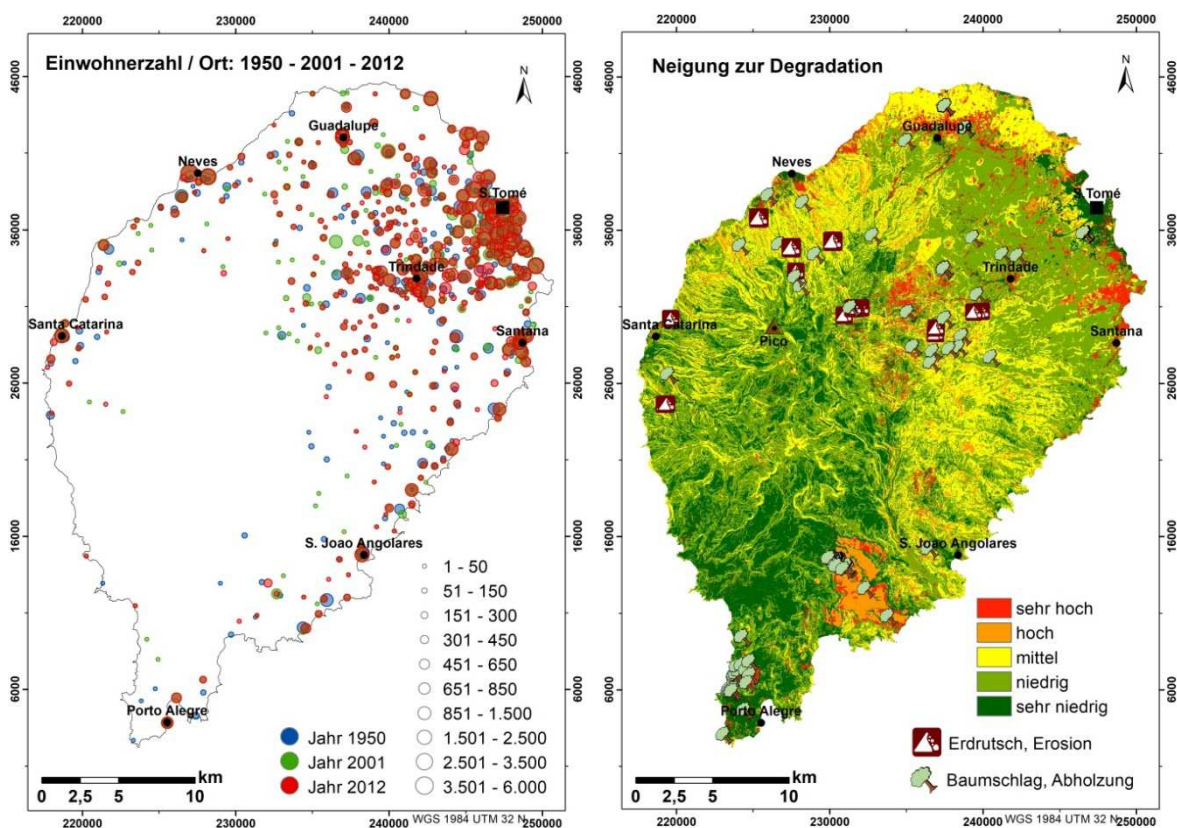


Abb. 187: Vergleich von Einwohnerzahlen pro Siedlung zwischen den Jahren 1950 (blau), 2001 (grün) und 2012 (rot), links und Lokalisation der beobachteten Erdbeben, Erosion und Baumschläge (Abholzung) im Gelände, auf der Karte der Neigung zur Degradation (rechts)

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: EYZAGUIRRE 1986; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2008; INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA 2016 (links) und Beobachtungen im Gelände: teils eigene, teils ALBUQUERQUE & CESARINI 2008a (rechts)

Der globale Trend zur Urbanisierung kann auch auf São Tomé beobachtet werden. Kleinere und abgelegene Ortschaften werden immer häufiger verlassen und die Bevölkerung sammelt sich in Ballungsgebieten um größere Zentren herum.

Der Vergleich zwischen den Jahren 1950, 2001 und 2012 in der Abb. 187 (links) zeigt einen Trend zur Entstehung von urbanen Hotspots auf der Insel. Die kleinen Siedlungen in den Farben blau (1950) und grün (2001) gibt es heute trotz der schnell wachsenden Zahl der Gesamtbevölkerung nicht mehr. Das größte Ballungszentrum befindet sich gegenwärtig um die Hauptstadt São Tomé herum. Auch die größeren Städte Trindade, Santana und Neves verzeichnen höhere Einwohnerzahlen. Guadalupe im Norden, Santa

Catarina in Westen und São João dos Angolares in Südosten bilden die drittgrößten Siedlungszentren. Porto Alegre, das als weiteres regionales Siedlungszentrum bezeichnet werden kann, liegt ganz im Süden und ist von allen größeren Ortschaften am weitesten von der Hauptstadt entfernt. Trotz der Konzentration auf urbane Zentren, ist von einer Entlastung für die Umwelt nicht auszugehen, da die Bevölkerung auf die Ökosystemdienstleistungen (insbesondere Lebensmittel und Rohmaterial) und die Landwirtschaft angewiesen ist und, wie im Kapitel 2.2.2.5 „Kleinbäuerliche Landwirtschaft“ beschrieben, nur ca. 10 % der Bevölkerung laut EYZAGUIRRE 1986 in direkter Nähe ihrer Felder leben, wodurch die größere Distanz zu Feldern nicht als Hindernis fungiert. Neueste Untersuchungen bezüglich der Distanz von Wohnorten zu den Äckern sind bisher noch nicht durchgeführt worden.

Die Verortung von beobachteten Erdrutschen, Erosionsstellen und Baumschlägen sowie größeren Abholzungsbereichen auf der Karte der Neigung zur Degradation zeigt, dass diese Gebiete sich überwiegend in Bereichen befinden, wo eine mittlere und höhere Neigung zur Degradation vorliegt (siehe Abb. 187, rechts).

Durch die Überlagerung der Exponierung mit den Verbreitungsflächen des anthropogenen Fußabdrucks wird die überaus hohe Übereinstimmung der am intensivsten von der Bevölkerung beanspruchten Landschaftsabschnitte deutlich (siehe Abb. 188, links). Die aktuelle Situation der anthropogen veränderten bzw. beeinflussten Flächen (Stand 2016) stimmt gut mit den Bereichen der höheren Intensität der Exponierung überein. Das zeigt, dass der Mensch die Siedlungen und Straßennetze, sowie landwirtschaftliche Brennpunkte zur weiteren Expansion als Ausgangspunkt nutzt. Die Gesamtfläche des anthropogenen Fußabdrucks ist durch eine Größe von 166,69 km² gekennzeichnet, innerhalb dieser Bereiche wird auf die Landschaft der größte Landnutzungsdruck ausgeübt.

Der anthropogene Fußabdruck resultiert aus hochauflösenden Satellitenbildern von CNES/Astrium in Google Earth. Die Flächen des anthropogenen Fußabdrucks – alle Bereiche, die sichtbaren anthropogenen Veränderungen unterzogen worden sind (z.B. Monokulturen, Äcker, gerodete Flächen und Siedlungen) wurden 2016 in Google Earth Pro als KMZ-Dateien digitalisiert und in ArcGIS zu Shapefiles umgewandelt. Diese dienen der Verifikation und zum Vergleich mit den errechneten Ergebnissen der Exponierung. Zum anthropogenen Fußabdruck zählt nicht nur das direkte Eingreifen in die Umwelt, dessen Folgen unmittelbar nachvollziehbar sind. Häufig erfolgen anthropogene Aktivitäten erstmals ohne direkte negative Folgen für die Umwelt, die dann mit zeitlicher Verzögerung

physikalische und biologische Ereignisse beeinflussen und verändern können, z. B. durch Abholzung am Hang ausgelöste Hangrutschung nach erosiven Niederschlägen (vgl. WISNER 2004).

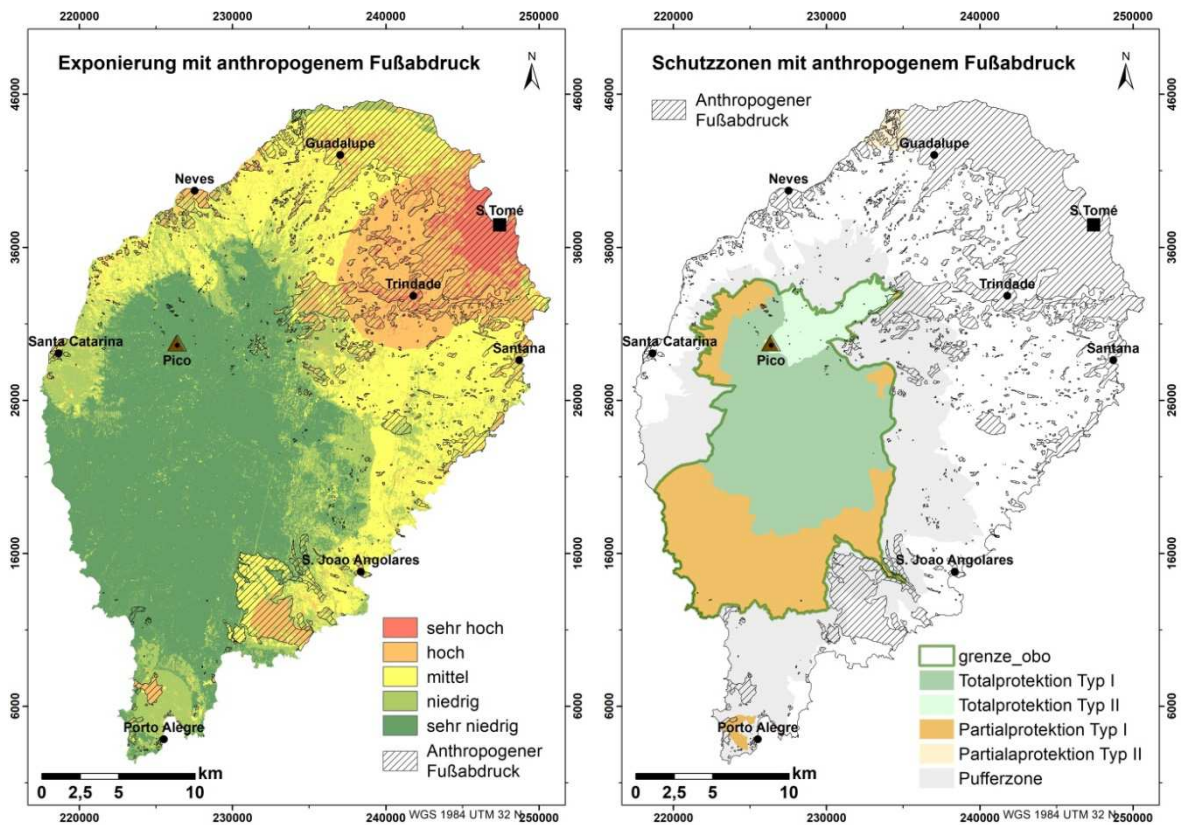


Abb. 188: Überlagerung der Exponierung (links) und der Schutzzonen (rechts) mit Flächen des anthropogenen Fußabdrucks

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage für anthropogenen Fußabdruck: GOOGLE EARTH 2016; für Schutzzonen: ALBUQUERQUE & CESARINI 2008b

Die Überlagerung der Schutzzonen wiederum zeigt, dass die Pufferzone, die den Nationalpark schützen soll, durch einen relativ großen anthropogenen Fußabdruck gekennzeichnet ist (siehe Abb. 188, rechts).

SOLÉ ET AL. 2012 haben beobachtet, dass der endemische Vogel Einfarbgimpel (*Crithagra concolor*; ehem. *Neospiza concolor*), der als vom Aussterben bedroht klassifiziert ist und nur in einem Gebiet von 16 km² auftritt, nicht nur in süd- und südwestlichen Arealen der Insel anzutreffen ist, die zum größten Teil innerhalb des Nationalparks Obô liegen und durch Ausbreitung der Ölpalmenplantagen bedroht werden, sondern auch im zentralen Gebiet von São Tomé zu finden ist – teils innerhalb des Sekundärwaldes, teils an der nördlichen und nordöstlichen Grenze des Nationalparks Obô

und sogar im Bereich der Pufferzone des Parks. Durch die multifaktorielle Bewertung der Sensitivität wurde dieses Gebiet mit einer höheren Intensität der Sensitivität bewertet (siehe Abb. 182, Mitte; Kapitel 5.1 „Veränderungen der Waldflächen“). Bezüglich der allgegenwärtigen negativen Effekte der anthropogenen Aktivitäten auf die waldabhängigen endemischen Vögel von São Tomé, unterstreicht die Anwesenheit dieser endemischen Art außerhalb des Nationalparks die Notwendigkeit eines rechtlich anerkannten Schutzstatus für den Pufferbereich (vgl. SOLÉ ET AL. 2012).

Während die Kenntnisse über gefährdete und empfindliche Arten auf São Tomé stetig wachsen, werden unempfindliche Arten gegenüber Veränderungen des Lebensraums kaum untersucht. Dabei gibt die Erkenntnis über unempfindliche Arten gegenüber Walddegradation und -fragmentierung einen Einblick in die Zukunft der Biodiversität, denn genau diese Arten werden diejenigen sein, die in der komplexen, von Mensch gestalteten und veränderten Landschaft überleben werden (vgl. HIRSCHFELD & RÖDEL 2017).

Kleinere Vorkommnisse des anthropogenen Fußabdrucks, meistens kleine Rodungsflächen, konnten auch innerhalb des Nationalparks Obô selbst detektiert werden. Die meisten anthropogen verursachten Veränderungen der Landschaft bestehen jedoch außerhalb der Schutzzonen, der größte anthropogene Fußabdruck auf São Tomé ist im Norden und Nordosten zu beobachten.

Schwache Gesetzte und Regularien, Nichteinhaltung der Gesetzte, Missachtung der Gesetze seitens der Bevölkerung, nicht ausreichende menschliche Kapazitäten für die Implementierung der Gesetze, institutionelle Missverständnisse bezüglich der Koordinierung und der Mangel an Wissen über Naturressourcen und Biodiversität sowie fehlende monetäre Kapazitäten stellen auf São Tomé nur einige von Gründen dar, warum die Biodiversität und Naturschutz immer noch einer größeren Gefahr ausgesetzt sind (vgl. MINRE 2016) und können zu den Ursachen der Vulnerabilität (vgl. BOHLE & GLADE 2008) gezählt werden, welche für einen wachsenden Druck auf die Landschaft und auf die Umwelt auf São Tomé verantwortlich sind. Schlechte politische Strukturen, hohe Korruption sowie stagnierende Wirtschaft oder gar Rezession sind die häufigsten Grundursachen, die zu Umweltproblemen und Landdegradation in den meisten Entwicklungsländern führen (vgl. FARHAN & LIM 2012).

Mit einem Korruptionswahrnehmungsindex (Corruption Perceptios Index = CPI) von 46 (0 = sehr korrupt; 100 = sehr sauber) befindet sich São Tomé und Príncipe auf Rang 62 von 176 Ländern. Diesen Platz teilt der Inselstaat mit Saudi Arabien. Nur wenige

afrikanische Länder wie Namibia (Rang 53), Ruanda (Rang 50), Kapverden (Rang 38) und Botswana (Rang 35) befinden sich auf höheren Rängen als São Tomé und Príncipe und weisen ein geringeres Korruptionsniveau auf. Den höchsten Rang der Korruptionswahrnehmung von 176 nimmt Somalia ein, kurz davor befinden sich Süd-Sudan (Rang 175) und Nordkorea (Rang 174). Zu den Ländern, die mit der geringsten Korruption gekennzeichnet sind, gehören Dänemark und Neuseeland (beide auf Rang 1). Deutschland befindet sich mit einem Korruptionswahrnehmungsindex von 81 auf dem Rang 10 (vgl. TRANSPARENCY INTERNATIONAL 2017). Abgesehen von dem relativ mittigen Rang von São Tomé und Príncipe bezüglich der Korruptionswahrnehmung, ist die Korruption auf der Insel doch allgegenwärtig und ermöglicht einem Teil der Bevölkerung sowie einigen externen Akteuren, Profit auf Kosten der Umwelt zu erzielen.



Abb. 189: Abholzung von Sekundärwald für die Anlegung neuer Plantagenflächen für Ölpalmen von *Agripalma* 2010 (links) und 2013 (rechts)

Quelle: Eigene Aufnahmen

Seitdem die alten Plantagenflächen der EMOLVE von der belgisch-französischen Firma Socfinco im Jahr 2009 übernommen worden sind und auf São Tomé wieder eine intensive Ölpalmenplantagenwirtschaft betrieben wird, hat sich ein Konflikt diesbezüglich herausgebildet (siehe Abb. 189).

Seit November 2010 können deutliche Unterschiede in Strukturänderungen im Plantagenbereich beobachtet werden, wie die Radardaten von ALOS PALSAR in multitemporalen Konstellationen zeigen (siehe Abb. 190). Bis zu diesem Datum sind auf den Radardaten keine Auffälligkeiten bemerkbar, wie das linke Bild der Jahre 2006, 2007 und 2008 zeigt. Ebenso kann im Jahr 2009 (roter Farbkanal) im rechten Bild keine

bedeutsame Änderung erkannt werden. Dagegen ist im November 2010 (grüner Farbkanal) der gesamte Plantagenbereich verändert worden, was mit der extrahierten Information aus Landsat 7 vom Februar 2010 (grünes Polygon) übereinstimmt. Dazu sind im November 2010 die frisch abgeholzten Waldflächen und Areale alter Ölpalmenbestände gekommen, die vor Ort mit GNSS im November aufgenommen wurden (grüne Punkte).

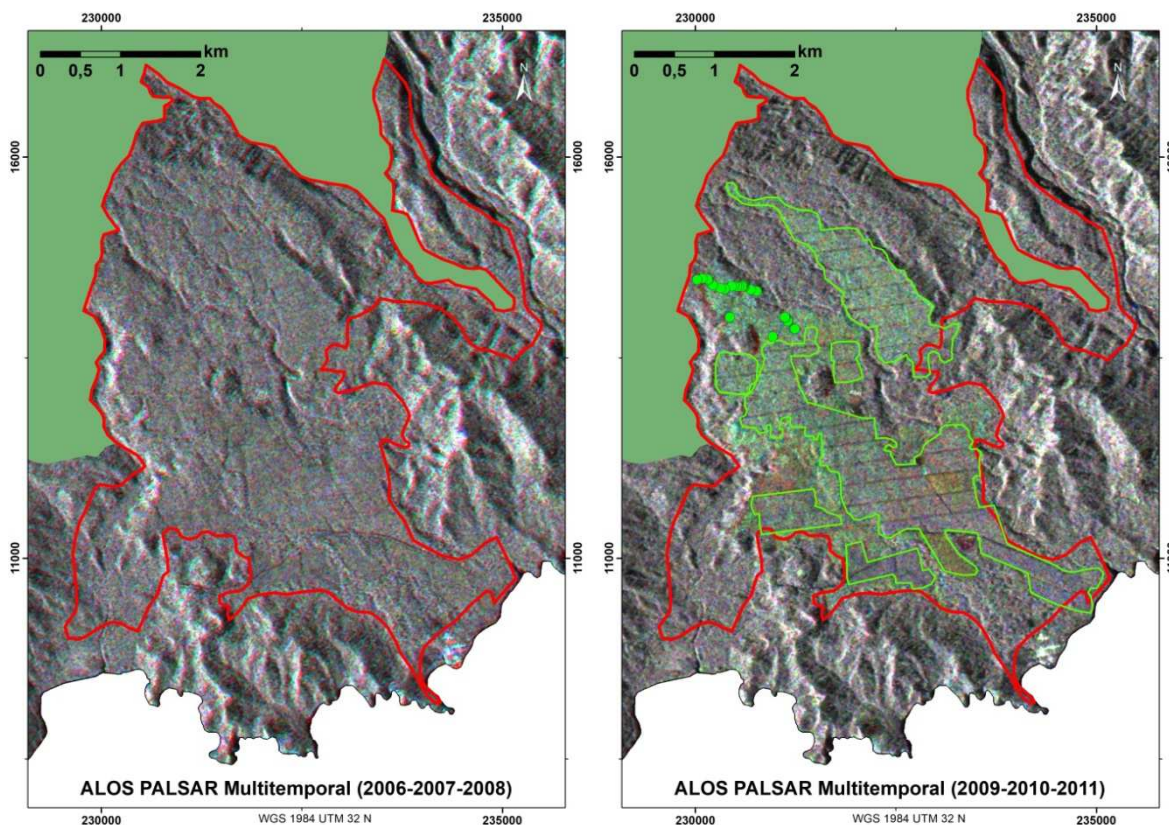


Abb. 190: Veränderungen im Bereich der Ölpalmenplantage im Süden von São Tomé, detektiert mittels Layer Stacks multitemporaler ALOS PALSAR-Szenen; RGB links: 2006-11-05 // 2007-11-08 // 2008-11-11; RGB rechts: 2009-11-13 // 2010-11-16 // 2011-02-16; deckend grüne Farbe markiert den Bereich des Obô Nationalparks; rote Linie rahmt der Agripalma zugesprochenen Ölpalmenplantagenbereich ein; grünes Polygon im rechten Bild markiert im Februar 2010 mit Landsat 7 detektiertes Areal der Ölpalmenplantagen; grüne Punkte zeigen im November 2010 vor Ort mit GNSS aufgenommene frisch abgeholzte Flächen alter Palmplantagenbestände sowie des Sekundärwaldes

Quelle: Eigene Darstellung; Datengrundlage: ESA

Untersuchungen zeigten, dass die Ölpalmen-Monokultur einen äußerst negativen Einfluss auf die endemischen Vogelarten auf São Tomé ausübt (vgl. LIMA ET AL. 2014a). Trotz zahlreicher Proteste seitens der Bevölkerung konnte die Plantage, die zum großen Teil im

Bereich der Pufferzone liegt, erweitert werden und ragt fast in die Schutzzone des Nationalparks hinein (siehe Abb. 190, rechts).

Durch die Gefährdung der biologischen Vielfalt werden auch die Ökosystemdienstleistungen geschwächt und vermehrten Bedrohungen ausgesetzt (vgl. FAUST 2017; KAPPAS & BACHMANN 2016).

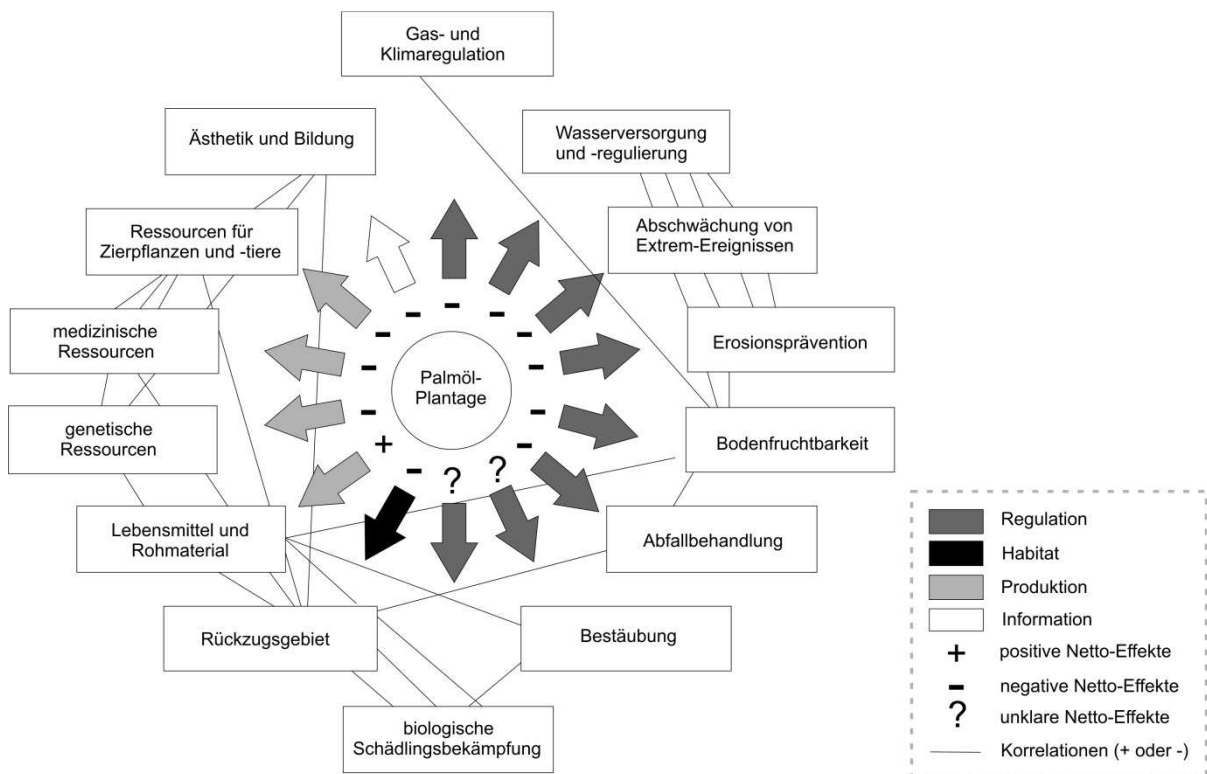


Abb. 191: Ökosystemdienstleistungen in Ölpalmenplantagen im Vergleich zum Naturwald

Quelle: FAUST 2017

Auch wenn auf São Tomé vergleichsweise kleine Flächen einer Transformation von Regenwald zur Ölpalmenplantage unterzogen worden sind, erleben gerade diese Bereiche starke negative Veränderungen. Wie aus der Abb. 191 ersichtlich ist, zeigen alle Ökosystemdienstleistungen in einer Ölpalmenplantage (ausgenommen Lebensmittel- und Rohmaterialangebot) im Vergleich zum natürlichen Wald nur negative Netto-Effekte. Daher können auch kleine Bereiche solcher Monokulturen große Schäden für die Ökosysteme und die Biodiversität anrichten.

Der Mehrwert der biologischen Vielfalt der Waldökosysteme auf São Tomé wird durch ein breites Wahrnehmungsspektrum gekennzeichnet und unterstreicht die große Bedeutung der Biodiversität. Im „National Biodiversity Strategy and Action Plan“ vom Ministerium

der Infrastruktur, Naturressourcen und Umwelt von São Tomé werden die wichtigsten Ankerpunkte sowohl der ökonomischen als auch der kulturellen Bedeutung der Biodiversität für die Insel aufgelistet (vgl. MINRE 2016). Von dem Gesichtspunkt der Wirtschaftlichkeit besitzt die Biodiversität einen ökonomischen Wert, der sowohl durch Holzprodukte (z. B. Energiegewinnung, Möbelherstellung, Kunsthandwerk) als auch durch anderweitige Waldprodukte wie Pflanzen (z. B. ca. 300 bekannte Medizinpflanzen, Zierpflanzen), Früchte und Tiere (Affen, Wildschweine, Fledermäuse, Schnecken, etc.) ausgemacht wird. Holz wird zudem als Rohprodukt oder als Kohle für die Energiegewinnung eingesetzt. Der Strom wird zu etwa 70 % durch Wärmekraftwerke erzeugt, dafür wird neben Öl auch Biomasse verwertet. Laut MINRE 2016 ist die Holznutzung für Energiegenerierung die größte Ursache der Walddegradation auf São Tomé. Die Biodiversität São Tomés kann auch als besonders attraktiv für sanften Tourismus bzw. Ökotourismus gesehen werden, diese Sparte ist auf der Insel jedoch noch schwach entwickelt und hat Potential nach oben. Der kulturelle Wert der Biodiversität zeigt sich z. B. in der Verwendung verschiedener Ausgangsprodukte für die Herstellung von Musikinstrumenten. Künstler (Sänger, Maler) nutzen die Natur als Inspiration. Bestimmte Orte (z.B. die Wasserfälle von São Nicolau, Bombaim, Budo Bachana, Budo Mocego, Muquiqui und Saccli) besitzen für die Bevölkerung besondere Bedeutung, dort werden religiöse oder mythische Zeremonien abgehalten. Heiler und Schamanen nutzen verschiedene Tiere (Schlangen, Katzen, Fledermäuse, Eulen, etc.) für ihre Rituale. Der Schwarzmilan (*Milvus migrans*) stellt das Symbol von São Tomé dar, der Graupapagei (*Psittacus erithacus*) symbolisiert Príncipe.

6 Fazit und Ausblick

Heute bevölkern etwa siebeneinhalb Milliarden Menschen die Erde, im Jahr 1950 waren es noch zweieinhalb Milliarden (vgl. UNITED NATIONS 2017). Dieses rasante Bevölkerungswachstum führt unausweichlich zu immer größer werdendem Landnutzungsdruck. São Tomé stellt keine Ausnahme dar (1950: 50.250 und 2012: 171.415 Einwohner; siehe Kapitel 2.2.1 „Besiedlungsgeschichte und Bevölkerungsverteilung“). Seit der Entdeckung von São Tomé wurde der Regenwald sehr beansprucht und verändert (siehe Kapitel 5.1 „Veränderungen der Waldflächen“). Die bewirtschafteten Äcker und die potentiell landwirtschaftlich nutzbaren Flächen (zum großen Teil Wälder) werden heute aufgrund der schnell ansteigenden Zahl der Inseinwohner einem immer größer werdenden Druck ausgesetzt (siehe Kapitel 1.1 „Problemstellung“). Es besteht ein permanenter Konflikt zwischen Nutzungsanspruch und Schutz des Regenwaldes, der als Hotspot der Biodiversität viele endemische Arten aufweist. Die Kapazitäten von São Tomé sind begrenzt, vor allem aufgrund des Reliefs und des Inselstatus.

Zu den Hauptgefahren für die Umwelt auf São Tomé zählen Landschaftsdegradation (insbesondere Degradation des Waldes) und daraus folgender Biodiversitätsverlust. Diese Gefahren werden fast ausschließlich durch anthropogene Aktivitäten ausgelöst.

Weil räumlich differenzierte Kenntnisse über die Anfälligkeit der Landschaft von São Tomé gegenüber anthropogenen Eingriffen bisher fehlten und kein vorhandenes Konzept sich für die Quantifizierung und Bewertung der Landschaftsvulnerabilität eignete, wurde die Entwicklung des Konzeptes der Landschaftsvulnerabilität als Ausdruck für die ökologische Vulnerabilität mit einer darauf aufbauenden multifaktoriellen Modellierung der Landschaftsvulnerabilität und die daraus resultierenden Analysen der Vulnerabilitätskomponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität zu den übergeordneten Zielen dieser Arbeit definiert. Regionalforschung, Physiogeographie, Geographische Informationssysteme sowie Fernerkundung wurden dazu im Rahmen dieser Arbeit vereint.

Bezüglich der fernerkundungsbasierten Analysen kann zusammenfassend gesagt werden, dass sich aus den in dieser Arbeit zur Verfügung stehenden Daten (sowohl optischen Multispektral- als auch Radarbildern) die Extrahierung von Landnutzungs- und Landbedeckungsinformation für São Tomé schwierig gestalten lies. Das Hauptproblem der optischen Satellitendaten stellte die überdurchschnittlich starke Wolkenbedeckung dar.

Die Radardaten eigneten sich letztendlich nur für die Unterscheidung von Wald und Nicht-Wald, wobei unter Nicht-Wald die Klasse Siedlung sowohl bei Envisat ASAR als auch bei ALOS PALSAR besonders gut zu differenzieren war. Während der Gravana konnte auch Savanne und Acker identifiziert werden. Durch Layer Stacks multitemporaler ALOS PALSAR-Szenen konnte die Ölpalmenplantage im Süden von São Tomé detektiert werden. Der zentrale Bereich der Insel konnte mit beiden Satellitendatentypen nicht ohne Datenlücken abgebildet werden. Die Wolken verursachten Datenlücken in den optischen Satellitenbildern; Radardaten waren gekennzeichnet durch geometrische Störungen (Foreshortening, Layover und Radarschatten).

Somit zeigt diese Arbeit auch die Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung und Bearbeitung frei verfügbarer Satellitendaten für São Tomé auf.

Für zukünftige Analysen der Landnutzung und Landbedeckung auf São Tomé könnten die Satelliten Sentinel-1 (Radar) und Sentinel-2 (optisch) von der ESA, die im Rahmen des Copernicus-Programms seit 2014 mit Sentinel 1-A sukzessive weiter mit Sentinel 2-A (2015), Sentinel 1-B (2016) und Sentinel 2-B (2017) hochaufgelöste Szenen der Erde aufnehmen (vgl. POTIN ET AL. 2016), einen wertvollen Beitrag leisten. Während des Zeitraumes der LULC-Klassifikation waren noch keine Sentinel-Szenen für São Tomé vorhanden. Die höhere temporäre Auflösung von Sentinel-2 lässt auf mehr Daten geringerer Bewölkung hoffen und durch die bessere räumliche Auflösung ist die Durchführung einer objektbasierten Klassifikation vorstellbar (vgl. ARVOR ET AL. 2018). Die multispektralen Daten von Sentinel-2 haben eine räumliche Auflösung von 10 x 10 m und eine temporale Auflösung von fünf Tagen. Der Radarsensor Sentinel-1 bietet mit Stripmap-Modus eine räumliche Auflösung von 5 x 5 m. Aufgrund der hohen spektralen und räumlichen Auflösung, der Kontinuität der Datenaufnahme sowie der kostenfreien Akquirierung stellt Sentinel-2 laut ERINJERY ET AL. 2018 eines der besten Instrumente für eine kontinuierliche Überwachung von tropischen Regenwäldern dar.

Durch eine Vereinigung der schon vorhandenen digitalen Information der Infrastruktur (z.B. das Wegenetz von INAE) mit neu generierter Information aus der LULC-Klassifikation und aus der Modellierung der Landschaftsvulnerabilität in einem Geographischen Informationssystem (GIS) entstand eine Datenbank aller verfügbaren Grundinformationen, was für diverse zukünftige Analysen und Handlungsentscheidungen für São Tomé als hilfreiche Plattform genutzt werden kann. Mit einer regelmäßigen Aktualisierung vorhandener Informationen und Erweiterung durch neue Daten kann eine

zentrale digitale Datenbank in vielen Bereichen das Verwalten und Planen erleichtern sowie schnelle und kompetente Handlungen in Krisensituationen ermöglichen.

Die gewonnenen Erkenntnisse über die Landschaftsvulnerabilität, aber auch über die generellen Komponenten der Vulnerabilität – Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität ermöglichen nun eine räumlich differenzielle Übersicht des aktuellen Zustands und des anthropogenen Gefährdungspotenzials der Landschaftselemente auf São Tomé.

In Bezug auf die Landschaftsvulnerabilität von São Tomé können die Landschaftselemente in drei Gruppen nach Bedeutung (hohe (1), mittlere (2) und geringe (3)) für die Biodiversität eingeteilt werden:

1) hierzu gehören gut erhaltene Gebiete wie Primär- bzw. Alt- und Sekundärwälder mit einer beachtlichen Biodiversität und einer hohen Anzahl endemischer Arten. Die Primär- bzw. Altwälder sind weitgehend innerhalb des geschützten Nationalparks Obô verortet und weisen eine sehr niedrige Vulnerabilität auf. Die Sekundärwälder liegen überwiegend außerhalb des Nationalparks im Bereich der Pufferzone und sind durch niedrige und mittlere Vulnerabilität gekennzeichnet. Einzelne Eingriffe finden dennoch in die Ökosysteme dieser Wälder statt, vor allem der Sekundärwälder (z. B. illegale Holzentnahme und Jagd), wodurch die Biodiversität gefährdet wird. Aufgrund der sehr hohen naturalistischen Werte (Biodiversität und Endemismus) sind sowohl die Primär- bzw. Alt- als auch die Sekundärwälder als besonders schützenswert anzusehen;

2) hierfür werden gefährdete Gebiete wie Schattenwälder gezählt, die weitgehend durch eine hohe Vulnerabilität gekennzeichnet sind und ein breites Spektrum an Flora und Fauna aufweisen. Die Schattenwälder liegen außerhalb des Nationalparks. Kleine Bereiche des Waldes sind im Pufferbereich, der dem Schutz des Parks dienen soll, eingeschlossen, diese Zone selbst steht allerdings nicht unter einem Schutz.

Im Schattenwald finden intensivere anthropogene Eingriffe statt (z. B. illegale Rodungen, Brennholzentnahme und Kohleherstellung) und bedrohen die dortige Artenvielfalt;

3) mit geringer Bedeutung für die Biodiversität werden schon stark degradierte Gebiete wie Ölpalmenplantagen sowie intensiv bewirtschaftete Äcker gezählt, die kaum bzw. keine Biodiversität aufgrund der angebauten Monokulturen mehr aufweisen.

Abgesehen von der drastischen Modifikation der Landschaft ab Ende des 16. bis Anfang des 20. Jhd. während der Zeit des Kolonialismus und der großflächigen Plantagen (vor allem Kakao), sind die rezenten Eingriffe in die Ökosysteme São Tomés von einem deutlich kleineren Ausmaß. Insbesondere Wälder im zentralen Gebiet der Insel, die eine hohe Biodiversität und viele endemische Arten aufweisen, profitieren von der

weitgehenden Isolation. So weist der abgelegene und auf steilen Berghängen vorkommende Sekundärwald im Nationalpark Obô auch nach 39 Jahren kaum Veränderungen auf (siehe Abb. 192).



Abb. 192: Blick auf Berghänge mit Sekundärwald im Jahr 1974 (links) und 2013 (rechts), Standpunkt in NP Obô, Luftlinienentfernungen: bis Bom Sucesso ca. 2,6km Richtung NE; bis Nova Ceilão ca. 840m Richtung SE; Höhe: etwa 1.400m

Quelle: CARVALHO 1974b (links) und eigene Aufnahme (rechts)

Mit dem Vergleich der Prozentanteile der Exponierung, Sensitivität, Anpassungskapazität und Landschaftsvulnerabilität zu dem Gesamtwert aller Komponenten wird das Verhältnis in jeder Intensitätsstufe akzentuiert (siehe Abb. 193).

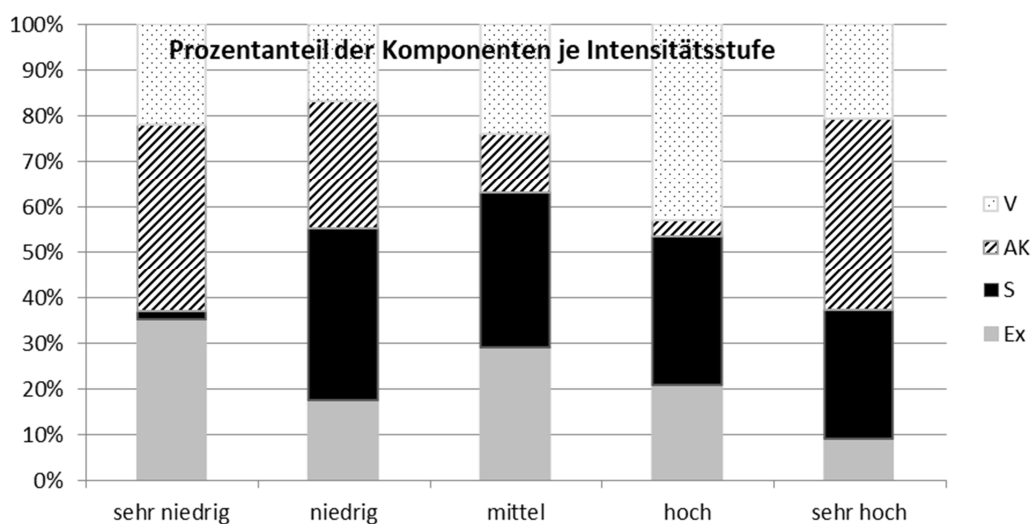


Abb. 193: Prozentanteil der Exponierung (Ex), Sensitivität (S), Anpassungskapazität (AK) sowie der Vulnerabilität (V) des Gesamtwertes aller Komponenten in den jeweiligen Intensitätsstufen (sehr niedrig, niedrig, mittel, hoch und sehr hoch)

Quelle: Eigene Darstellung

Durch auffallend geringen Anteil der Sensitivität ist die sehr niedrige Intensitätsstufe gekennzeichnet, dafür sind die Intensitätsstufen niedrig, mittel, hoch und sehr hoch durch höhere Sensitivitätsanteile charakterisiert. Die durchschnittlich mittelhohe Sensitivität sowie der prozentual überlegene Anteil der Vulnerabilität in der hohen Intensitätsstufe und die geringeren Vulnerabilitätsanteile in den sehr niedrigen und niedrigen Intensitätsstufen deuten auf eine fragilere Landschaft hin und weisen trotz nicht vorhandener rezenter großflächiger Eingriffe in die Umwelt auf die Notwendigkeit eines achtsameren Umgangs mit den Umweltressourcen auf São Tomé hin; denn die Umweltprobleme auf São Tomé können hauptsächlich als Folgen eines schlechten Landnutzungsmanagements angesehen werden und dieses sollte verbessert werden.

Die Kenntnisse der Umwelteigenschaften Exponierung, Sensitivität, Anpassungskapazität und Vulnerabilität können für gezielte Handlungen bezüglich der Schutzmaßnahmen von endemischen Arten oder Biodiversität allgemein sowie für die Schätzung des Landnutzungspotenzials eingesetzt werden. Diese Information bietet sich daher an als Grundlage für eine nachhaltige Landschafts- und Infrastrukturplanung sowie für eine Flächennutzungsoptimierung und kann für die Verbesserung des regionalen Landmanagements sowie als Basis für die Bewertung des räumlich differenziellen Risikos eines potentiellen Verlustes an Biodiversität herangezogen werden. Die errungenen Ergebnisse über die Umwelteigenschaften von São Tomé können ferner als Grundlage- bzw. Basisdaten für ein fortlaufendes Monitoring der Vulnerabilität der Landschaftselemente eingesetzt werden.

Angesichts der hierarchisch organisierten Modellstruktur mit Differenzierung der Einflussfaktoren-Ebenen (siehe Abb. 175, Kapitel 4.3.4 „Erste hierarchische Ebene – Landschaftsvulnerabilität“) zum einen in mehrere flexible untere Ebenen bezüglich der Faktorenwahl, wodurch lokale Besonderheiten des zu untersuchenden Gebietes in die Vulnerabilitätsbewertung einbezogen werden können und zum anderen in eine oberste Ebene der generellen Komponenten der Vulnerabilität, die eine Vergleichbarkeit verschiedener Systeme ermöglicht (vgl. VILLA & MCLEOD 2002), weist das Modell der Landschaftsvulnerabilität eine gute Übertragbarkeit auf andere Regionen auf. Die im Landschaftsvulnerabilitätsmodell für die Berechnung und Bewertung der generellen Vulnerabilitätskomponenten Exponierung, Sensitivität und Anpassungskapazität für São Tomé eingesetzten Indikatoren

- Erodierbarkeit,
- Hangneigung,

- Landbedeckungsgrad,
- Bevölkerungsdichte,
- Wegenetzdichte,
- Neigung zur Degradation,
- Fragmentierung,
- Habitatrelevanz,
- Hemerobie,
- Landnutzungsintensität,
- anthropogener Druck und
- Schutzzonen

stützen sich auf bodenkundliche, topographische, fernerkundungsbasierte, statistische und infrastrukturelle Ausgangsdaten und können weitgehend auch für andere Länder und Regionen akquiriert werden.

Die verwendeten Indikatoren spiegeln sich im Ergebnis der Modellierung wider. Daher kann das Ergebnis nicht als vollständig unvoreingenommen gesehen werden. Durch den Einsatz anderer oder zusätzlicher Parameter (z. B. meteorologischer Parameter wie Angaben zu Niederschlagshäufigkeit oder -mengen) wäre das Ergebnis möglicherweise regional etwas anders ausgefallen. Da es keine allgemeingültige und festgelegte Regeln für Indikatorenauswahl für eine Vulnerabilitätsmodellierung gibt, ist es wichtig, die verwendeten Indikatoren bei eventuellen Vergleichen mit anderen Studien zu kommunizieren.

Im Vergleich mit Ländern wie Brasilien (vgl. ARVOR ET AL. 2018; CABRAL ET AL. 2018a; GRIFFITHS ET AL. 2018; MURAD & PEARSE 2018), Indonesien (vgl. AUSTIN ET AL. 2017; FAUST 2017; ENGLHART ET AL. 2011), Malaysia (vgl. AISYAH ET AL. 2015) oder dem afrikanischen Festland (vgl. JAGGER & KITTNER 2017) hat São Tomé zwar flächenmäßig keine sehr großen Flächen zu verzeichnen, die einer akuten Degradation (z. B. Abholzung) unterliegen (außer der Ölpalmenplantage im Süden), die Insel besitzt jedoch eine große Anzahl an endemischen Arten und insgesamt eine beachtliche Biodiversität, die auch auf kleinere Eingriffe sensitiv reagieren. Zusammen mit der hohen Landschaftsästhetik ist São Tomé durch einen besonders hohen geoökologischen Wert gekennzeichnet.

Um den Zustand der Landschaftselemente zu optimieren oder zumindest zu festigen, sollten die gut erhaltenen Gebiete besonderen Schutzmaßnahmen unterliegen. Der Nationalpark muss durch konsequente Umsetzung der Gesetze und Regularien geschützt werden. Der illegalen Abholzung und Jagd muss nachgegangen werden. Es muss ein Weg

gefunden werden, der dem Gleichgewicht zwischen Naturschutz und den Bedürfnissen der Bevölkerung Rechnung trägt. Die schon degradierten Flächen der Monokulturen sowie die vorhandenen landwirtschaftlich genutzten Felder sollten mit höchster Effizienz gemanagt werden, damit nicht unnötigerweise noch mehr Biodiversität verloren geht, weil neue Flächen für die Plantagen und Äcker erschlossen werden müssen. Eine gezielte optimierte Ressourcenverwaltung kann daher zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit bestehender Anbauflächen führen und einen nachhaltigen Umgang mit der Natur ermöglichen.

Damit der Artenreichtum und die Ästhetik der Landschaft auf São Tomé auch für zukünftige Generationen erhalten bleiben, muss die Besonderheit der Insel als Hotspot der Biodiversität der lokalen Bevölkerung immer wieder nahegebracht werden. Die Bedeutung des Naturschutzes sowie nachhaltige Landnutzung dürfen nicht vernachlässigt werden. Denn nur ein ausgeklügeltes und intelligentes Landnutzungsmanagement kann sowohl die Umwelt gesund und vielfältig erhalten als auch ein menschenwürdiges Leben der Bevölkerung ermöglichen.

Literaturverzeichnis

- AISYAH, A., SHAHRUL, A. B., ZULFAHMIE, M. Z. M., SHARIFAH MASTURA, S. A. & MOKHTAR, J. (2015): Deforestation Analysis In Selangor, Malaysia between 1989 and 2011. In: *Journal of Tropical Forest Science* 27 (1), S. 3–12.
- ALBERTZ, J. (2009): Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Eine Einführung in die Fernerkundung. 4. Aufl. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- ALBUQUERQUE, C. & CESARINI, D. (2008a): Ameaças à Biodiversidade. São Tomé: Direcção Geral do Ambiente.
- ALBUQUERQUE, C. & CESARINI, D. (2008b): Plano de Manejo do Parque Natural Obô de S. Tomé. Planta Síntese. São Tomé: Direcção Geral do Ambiente.
- ARETANO, R., SEMERARO, T., PETROSILLO, I., MARCO, A. de, PASIMENI, M. R. & ZURLINI, G. (2015): Mapping ecological vulnerability to fire for effective conservation management of natural protected areas. In: *Ecological Modelling* 295, S. 163–175. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.09.017.
- ARNOLD, D.W.D., BIGGS, J., WADGE, G. & MOTHEs, P. (2018): Using satellite radar amplitude imaging for monitoring syn-eruptive changes in surface morphology at an ice-capped stratovolcano. In: *Remote Sensing of Environment* 209, S. 480–488. DOI: 10.1016/j.rse.2018.02.040.
- ARVOR, D., DAHER, F. R.G., BRIAND, D., DUFOUR, S., ROLLET, A.-J., SIMÕES, M. & FERRAZ, R. P.D. (2018): Monitoring thirty years of small water reservoirs proliferation in the southern Brazilian Amazon with Landsat time series. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 145, S. 225–237. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2018.03.015.
- ATTA, H. (2012): Different Resolution Merging Methods For Environmental Areas Extraction. In: *Journal of Engineering* 18 (12).
- AUSTIN, K. G., MOSNIER, A., PIRKER, J., MCCALLUM, I., FRITZ, S. & KASIBHATLA, P. S. (2017): Shifting patterns of oil palm driven deforestation in Indonesia and implications for zero-deforestation commitments. In: *Land Use Policy* 69, S. 41–48. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.08.036.

- BALTHAZAR, V., VANACKER, V. & LAMBIN, E. F. (2012): Evaluation and parameterization of ATCOR3 topographic correction method for forest cover mapping in mountain areas. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18, S. 436–450. DOI: 10.1016/j.jag.2012.03.010.
- BAMLER, R. (2000): Principles Of Synthetic Aperture Radar. In: *Surveys in Geophysics* 21 (2/3), S. 147–157. DOI: 10.1023/A:1006790026612.
- BARNES, A. D., JOCHUM, M., MUMME, S., HANEDA, N. F., FARAJALLAH, A., WIDARTO, T. H. & BROSE, U. (2014): Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. In: *Nature communications* 5, S. 5351. DOI: 10.1038/ncomms6351.
- BARROW, C. J. (1991): Land degradation. Development and breakdown of terrestrial environments. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- BARTHOLOMÉ, E. & BELWARD, A. S. (2005): GLC2000. A new approach to global land cover mapping from Earth observation data. In: *International Journal of Remote Sensing* 26 (9), S. 1959–1977. DOI: 10.1080/01431160412331291297.
- BATA, T. & MEZŐSI, G. (2013): Assessing Landscape Sensitivity Based on Fragmentation Caused by the Artificial Barriers in Hungary. In: *Journal of Environmental Geography* 6 (1-2). DOI: 10.2478/v10326-012-0005-1.
- BECK, S. & FUCHS, H. (2011): CEQAC-11. Kakaobohnen aus Sao Tomé & Príncipe. EZA Fairer Handel. Online verfügbar unter http://www.eza.cc/WLP/pro_info/313552_Cecaq-11.pdf, zuletzt geprüft am 12.08.2014.
- BGR (2017): Erodierbarkeit der Ackerböden durch Wasser (K-Faktor). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Bodenerosion/Wasser/K_Faktor_inhalt.html, zuletzt geprüft am 20.12.2017.
- BIRKMANN, J. (2005): Danger Need Not Spell Disaster But How Vulnerable are We? Research Brief. Number I. United Nations University Press. Bonn.
- BIRKMANN, J. (2007): Risk and vulnerability indicators at different scales. Applicability, usefulness and policy implications. In: *Environmental Hazards* 7 (1), S. 20–31. DOI: 10.1016/j.envhaz.2007.04.002.

- BISHOP, Y. M. M., FIENBERG, S. E. & HOLLAND, P. W. (2007): Discrete Multivariate Analysis Theory and Practice. New York, NY: Springer Science+Business Media LLC. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-72806-3>.
- BOHLE, H.-G. (2006): Geographische Entwicklungsforschung. In: Gebhardt et al. (Hg.): Geographie. Physische Geographie und Humangeographie. 1. Aufl. München: Spektrum Akademischer Verlag, S. 797–815.
- BOHLE, H.-G. & GLADE, T. (2008): Vulnerabilitätskonzepte in Sozial- und Naturwissenschaften. In: Felgentreff & Glade (Hg.): Naturrisiken und Sozialkatastrophen. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 99–120.
- BOULTON, S. J. & STOKES, M. (2018): Which DEM is best for analyzing fluvial landscape development in mountainous terrains? In: *Geomorphology* 310, S. 168–187. DOI: 10.1016/j.geomorph.2018.03.002.
- BRAZILE, J., RICHTER, R., SCHLÄPFER, D., SCHAEPMAN, M. E. & ITTEN, K. I. (2008): Cluster versus grid for operational generation of ATCOR's modtran-based look up tables. In: *Parallel Computing* 34 (1), S. 32–46. DOI: 10.1016/j.parco.2007.11.002.
- BRECHIN, S. R., SURAPATY, S. C., HEYDIR, L. & ROFLIN, E. (1993): Protected Area Deforestation in South Sumatra, Indonesia. In: Ness (Hg.): Population-environment dynamics. Ideas and observations. Ann Arbor, MI: Univ. of Michigan Press, S. 225–252.
- CABRAL, A. I.R., SAITO, C., PEREIRA, H. & LAQUES, A. E. (2018a): Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. In: *Applied Geography* 100, S. 101–115. DOI: 10.1016/j.apgeog.2018.10.003.
- CABRAL, A. I.R., SILVA, S., SILVA, P. C., VANNESCHI, L. & VASCONCELOS, M. J. (2018b): Burned area estimations derived from Landsat ETM+ and OLI data. Comparing Genetic Programming with Maximum Likelihood and Classification and Regression Trees. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 142, S. 94–105. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2018.05.007.
- CARDONA, O. D. (2005): Indicators of disaster risk and risk management. Main technical report. Hg. v. Instituto de Estudios Ambientales - IDEA & Inter-American Development Bank - IDB. National University of Colombia. Manizales. Online verfügbar unter <http://idea.unalmz.edu.co/documentos/Main%20technical%20report%20IDEA.pdf>, zuletzt geprüft am 18.08.2018.

- CARDOSO, J. C. & GARCIA, J. S. (1960): Carta dos solos de São Tomé e Príncipe. Lisboa: Missão de Estudos Agronómicos do Ultramar / Ministério do Ultramar.
- CARDOSO, J. C. & GARCIA, J. S. (1962): Carta dos solos de São Tomé e Príncipe. Lisboa (Memórias da Junta de Investigações do Ultramar. 2. série, 39).
- CARVALHO, R. F. M. de (1974a): Ilha de S. Tomé. Carta Agrícola. Lisboa: Serviços Geográficos e Cadastrais de S. Tomé e Príncipe.
- CARVALHO, R. F. M. de (1974b): S. Tomé e Príncipe, sob o ponto de vista agrícola. Texto e Cartas Agrícolas. Lisboa: Junta de Investigações Científicas do Ultramar (Estudos, ensaios e documentos - Junta de Investigações Científicas do Ultramar).
- CASTANHEIRA, D. A. & MATOS, C. G. de (2001): Carta de Zonagem Agro-Ecológica e da Vegetação. Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical / Ministério da Ciência Tropical.
- CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (CIA) (2016a): The World Factbook. Germany. Online verfügbar unter <https://www.cia.gov/library/publications/resources/the-world-factbook/geos/gm.html>, zuletzt geprüft am 28.11.2016.
- CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (CIA) (2016b): The World Factbook. Sao Tome and Principe. Online verfügbar unter <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/tp.html>, zuletzt geprüft am 28.11.2016.
- CHATTERJEE, K., BANDYOPADHYAY, A., GHOSH, A. & KAR, S. (2015): Assessment of environmental factors causing wetland degradation, using Fuzzy Analytic Network Process. A case study on Keoladeo National Park, India. In: *Ecological Modelling* 316, S. 1–13. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.07.029.
- CHRISTMANN, G., IBERT, O., KILPER, H. & MOSS, T. (2011): Vulnerabilität und Resilienz in sozio-räumlicher Perspektive. IRS: Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung. Erkner. Online verfügbar unter http://www.irs-net.de/download/wp_vulnerabilitaet.pdf, zuletzt geprüft am 16.01.2014.
- COHEN, J. (1960): A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. In: *Educational and Psychological Measurement* 20 (1), S. 37–46. DOI: 10.1177/001316446002000104.
- COLLINS, N. M., SAYER, J. A. & HARCOURT, C. S. (1992): The conservation atlas of tropical forests. Africa. London [etc.], Gland, Cambridge: McMillan [etc.]; IUCN; World Conservation Monitoring Centre.

- COMBER, A., FISHER, P., BRUNSDON, C. & KHMAG, A. (2012): Spatial analysis of remote sensing image classification accuracy. In: *Remote Sensing of Environment* 127, S. 237–246. DOI: 10.1016/j.rse.2012.09.005.
- COMMISSAO DE CARTOGRAPHIA (1891): Carta da Ilha de S. Thomé. Lisboa: Lith da Impresa Nacional.
- CONGALTON, R. G. (1991): A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. In: *Remote Sensing of Environment* 37 (1), S. 35–46. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90048-B.
- CONGALTON, R. G. & GREEN, K. (2009): Assessing the accuracy of remotely sensed data. Principles and practices. 2. ed. Boca Raton, Fla.: CRC Press.
- COUNTRY WATCH (2008): Sao Tome & Principe. Country Review. Online verfügbar unter http://www.countrywatch.com/country_profile.aspx?vcountry=149, zuletzt geprüft am 29.01.2014.
- CUI, X., GIBBES, C., SOUTHWORTH, J. & WAYLEN, P. (2013): Using Remote Sensing to Quantify Vegetation Change and Ecological Resilience in a Semi-Arid System. In: *Land* 2 (2), S. 108–130. DOI: 10.3390/land2020108.
- DI GREGORIO, A. & JANSEN, L. J. M. (2001): Land cover classification system (LCCS). Classification concepts and user manual ; for software version 1.0. Repr. Rome: FAO.
- DI VITTORIO, C. A. & GEORGAKAKOS, A. P. (2018): Land cover classification and wetland inundation mapping using MODIS. In: *Remote Sensing of Environment* 204, S. 1–17. DOI: 10.1016/j.rse.2017.11.001.
- DLR & ASI (2011): DLR SRTM Digital Elevation Models. Deutscher Zentrum für Luft- und Raumfahrt / Agenzia Spaziale Italiana ('Readme' file).
- EASTMAN, J. R., JIN, W., KYEM, P. A. K. & TOLEDANO, J. (1995): Raster Procedures for Multi-Criteria/Multi-Objective Decisions. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 61 (5), S. 539–547. Online verfügbar unter <http://nrac.wvu.edu/classes/resm575/readings/Eastman.pdf>, zuletzt geprüft am 04.02.2014.
- ECKERSTORFER, M., MALNES, E. & MÜLLER, K. (2017): A complete snow avalanche activity record from a Norwegian forecasting region using Sentinel-1 satellite-radar data. In: *Cold Regions Science and Technology* 144, S. 39–51. DOI: 10.1016/j.coldregions.2017.08.004.

- ECOFAC (2009): Plano de Manejo Parque Nacional Ôbo de S. Tomé. 2009 / 2014. Online verfügbar unter http://www.stp-parks.org/documentos_pdf/Plano_Manejo_Sao_Tome.pdf, zuletzt geprüft am 30.01.2014.
- ELDRANDALY, K. (2013): Developing a GIS-based MCE site selection tool in arcGIS using COM technology. In: *International Arab Journal of Information Technology* 10 (3), S. 268–274, zuletzt geprüft am 07.12.2017.
- ENGLHART, S., KEUCK, V. & SIEGERT, F. (2011): Aboveground biomass retrieval in tropical forests — The potential of combined X- and L-band SAR data use. In: *Remote Sensing of Environment* 115 (5), S. 1260–1271. DOI: 10.1016/j.rse.2011.01.008.
- ERASMI, S. & WALTER, K. (2004): Standardisierung von Bild- und Metaformaten in der Satelliten-Fernerkundung. In: *Zeitschrift für Agrarinformatik* 4 (04), S. 82–88.
- ERINJERY, J. J., SINGH, M. & KENT, R. (2018): Mapping and assessment of vegetation types in the tropical rainforests of the Western Ghats using multispectral Sentinel-2 and SAR Sentinel-1 satellite imagery. In: *Remote Sensing of Environment* 216, S. 345–354. DOI: 10.1016/j.rse.2018.07.006.
- ESA (2000): ERS Radar Courses. Radar Course III. Chapter 43 Texture and image analysis. Online verfügbar unter <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/ers/instruments/sar/applications/radar-courses>, zuletzt geprüft am 05.10.2018.
- ESRI (1995 - 2014): ArcGIS 10.2.2 Help.
- EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA) (2007): EnviSat ASAR Product Handbook. Online verfügbar unter https://earth.esa.int/pub/ESA_DOC/ENVISAT/ASAR/asar.ProductHandbook.2_2.pdf, zuletzt geprüft am 02.02.2014.
- EYZAGUIRRE, P. B. (1986): Small Farmers and Estates in Sao Tomé, West Africa. Yale University.
- FARHAN, A. R. & LIM, S. (2012): Vulnerability assessment of ecological conditions in Seribu Islands, Indonesia. In: *Ocean & Coastal Management* 65, S. 1–14. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2012.04.015.
- FAUST, H. (2017): Die Vernichtung des tropischen Regenwaldes. Trends, Triebkräfte und Schutzstrategien. In: *Praxis Geographie* 47 (5), S. 4–11.

- FIGUEIREDO, E., PAIVA, J., STEVART, T., OLIVEIRA, F. & SMITH, G. F. (2011): Annotated catalogue of the flowering plants of São Tomé and Príncipe. In: *Bothalia* 41 (1), S. 41–82.
- FOODY, G. M. (2002): Status of land cover classification accuracy assessment. In: *Remote Sensing of Environment* 80 (1), S. 185–201. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00295-4.
- FOODY, G. M. (2010): Assessing the accuracy of land cover change with imperfect ground reference data. In: *Remote Sensing of Environment* 114 (10), S. 2271–2285. DOI: 10.1016/j.rse.2010.05.003.
- FRAZIER, T. G., THOMPSON, C. M. & DEZZANI, R. J. (2014): A framework for the development of the SERV model. A Spatially Explicit Resilience-Vulnerability model. In: *Applied Geography* 51, S. 158–172. DOI: 10.1016/j.apgeog.2014.04.004.
- FREEMAN, T. (2002): What is Imaging Radar ? NASA. Jet Propulsion Laboratory, Radar Data Center. Online verfügbar unter <https://airsar.jpl.nasa.gov/documents/genairsar/radar.html>, zuletzt geprüft am 01.10.2018.
- GAMACHE, M. (2003): Free and Low Cost Datasets for International Mountain Cartography. Alpine Mapping Guild. Online verfügbar unter http://www.parkdatabase.org/files/documents/0000_Free-and-low-cost-datasets-for-mountain-cartography_Earthlink_M-Gamache.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2015.
- GARCIA, R. (2013): Óleo de palma, floresta e conflito em São Tomé. Público. Online verfügbar unter <http://www.publico.pt/africa/jornal/oleo-de-palma-floresta-e-conflito-26892012#/0>, zuletzt geprüft am 08.08.2014.
- GARCIN, Y., DESCHAMPS, P., MÉNOT, G., SAULIEU, G. de, SCHEFUß, E., SEBAG, D., DUPONT, L. M., OSLISLY, R., BRADEMANN, B., MBUSNUM, K. G., ONANA, J.-M., AKO, A. A., EPP, L. S., TJALLINGII, R., STRECKER, M. R., BRAUER, A. & SACHSE, D. (2018): Early anthropogenic impact on Western Central African rainforests 2,600 y ago. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115 (13), S. 3261–3266. DOI: 10.1073/pnas.1715336115.
- GARRÈRE, R. (2013): La palmier à huile en Afrique. Le passé, le présent et le futur. WMR. Online verfügbar unter http://wrm.org.uy/wp-content/uploads/2013/08/Palmier_a_huile_en_Afrique_2013.pdf, zuletzt geprüft am 02.08.2014.

- GHARECHELOU, S., TATEISHI, R. & SUMANTYO, J. T. S. (2015a): Comparison of Simulated Backscattering Signal and ALOS PALSAR Backscattering over Arid Environment Using Experimental Measurement. In: *ARS 04* (03), S. 224–233. DOI: 10.4236/ars.2015.43018.
- GHARECHELOU, S., TATEISHI, R. & SUMANTYO, J. T. S. (2015b): Interrelationship Analysis of L-Band Backscattering Intensity and Soil Dielectric Constant for Soil Moisture Retrieval Using PALSAR Data. In: *ARS 04* (01), S. 15–24. DOI: 10.4236/ars.2015.41002.
- GOURLET-FLEURY, S., MORTIER, F., FAYOLLE, A., BAYA, F., OUÉDRAOGO, D., BÉNÉDET, F. & PICARD, N. (2013): Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1625), S. 20120302. DOI: 10.1098/rstb.2012.0302.
- GRADSTEIN, S. R., HOMEIER, J. & GANSERT, D. (Hg.) (2008): The tropical mountain forest. Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen (Biodiversity and ecology series, v. 2).
- GRIFFITHS, P., JAKIMOW, B. & HOSTERT, P. (2018): Reconstructing long term annual deforestation dynamics in Pará and Mato Grosso using the Landsat archive. In: *Remote Sensing of Environment* 216, S. 497–513. DOI: 10.1016/j.rse.2018.07.010.
- GROVES, R. H. (1998): Ecological Indicators of Landscape Degradation. In: Rundel et al. (Hg.): *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*. Berlin, Heidelberg: Springer (Ecological Studies, Analysis and Synthesis, 136), S. 55–62.
- GU, Z., CAO, S. & SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. (2018): Using LiDAR waveform metrics to describe and identify successional stages of tropical dry forests. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 73, S. 482–492. DOI: 10.1016/j.jag.2018.07.010.
- GÜNTHERT, S. (2014): Landnutzungsdynamiken und deren ökologische Auswirkungen auf Teneriffa (Kanarische Inseln). Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Entwicklungsprozesse mit Methoden der Fernerkundung und Landnutzungsmodellierung. Dissertation. Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg. Geographisches Institut. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.11588/heidok.00016921>, zuletzt geprüft am 17.08.2018.

- HAACK, B. & BECHDOL, M. (2000): Integrating multisensor data and RADAR texture measures for land cover mapping. In: *Computers & Geosciences* 26 (4), S. 411–421. DOI: 10.1016/S0098-3004(99)00121-1.
- HAACK, B. N., HEROLD, N. D. & BECHDOL, M. A. (2000): Radar and Optical Data Integration for Land-Use/Land-Cover Mapping. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 66 (6), S. 709–716.
- HENRIQUES, M. H. & NETO, K. (2015): Geoheritage at the Equator: Selected Geosites of São Tomé Island (Cameron Line, Central Africa). In: *Sustainability* 7 (1), S. 648–667. DOI: 10.3390/su7010648.
- HIRSCHFELD, M. & RÖDEL, M.-O. (2017): What makes a successful species? Traits facilitating survival in altered tropical forests. In: *BMC ecology* 17 (1), S. 25. DOI: 10.1186/s12898-017-0135-y.
- HÖLSCHER, D. (2008): Hydrology of natural and anthropogenically altered tropical montane rainforests with special reference to rainfall interception. In: Gradstein et al. (Hg.): *The tropical mountain forest. Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen (Biodiversity and ecology series, v. 2), S. 129–136.
- HURD, J. D. & CIVCO, D. L. (2009): Creating an Image Dataset to meet Your Classification Needs. A Proof-Of-Concept Study. In: *Reflection of the past, vision for the future. ASPRS 2009 Annual Conference*. Bethesda, Md.: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- IBM : SPSS Statistics. Schätzmethode zum Ersetzen fehlender Werte. Online verfügbar unter https://www.ibm.com/support/knowledgecenter/de/SSLVMB_22.0.0/com.ibm.spss.statistics.help/spss/base/replace_missing_values_estimation_methods.htm, zuletzt geprüft am 07.07.2017.
- ILLY, H. F. (2002): Ilha do Príncipe (Sao Tomé e Príncipe). In: *Geographische Rundschau* 54 (7-8), S. 56–58.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2006): São Tomé e Príncipe em Números. Hg. v. Instituto Nacional de Estatística (INE). INE. São Tomé e Príncipe. Online verfügbar unter http://www.ine.st/STPN_PUBLICACAO.pdf, zuletzt geprüft am 09.01.2010.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2008): Avaliação da População São-Tomense por Localidades, 2001/2007-08. INE. São Tomé. Online verfügbar unter <http://www.ine.st/Documentacao/InformacoesEstatisticas/Demograficas/23.pdf>, zuletzt geprüft am 06.03.2017.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2010): Distribuição Espacial da População São-Tomense, 1991/2001-2010. INE. Online verfügbar unter <http://www.ine.st/Documentacao/InformacoesEstatisticas/Demograficas/21.pdf>, zuletzt geprüft am 13.03.2017.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2012a): Evolução da população de STP 1970 á 2012. (Censos e Projecções). INE. São Tomé. Online verfügbar unter <http://www.ine.st/Documentacao/InformacoesEstatisticas/Demograficas/22.pdf>, zuletzt geprüft am 17.01.2014.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2012b): IV Recenseamento Geral da População e Habitação - 2012. Estado e Estrutura da População. Hg. v. Instituto Nacional de Estatística (INE). INE. São Tomé. Online verfügbar unter http://www.ine.st/Documentacao/Recenseamentos/2012/TemasRGPH2012/2_ESTRUTUR A%20DA%20POPULACAO%20Recenseamento%202012.pdf, zuletzt geprüft am 06.03.2017.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2012c): Recenseamento Geral da População e da Habitação. INE. São Tomé. Online verfügbar unter http://www.ine.st/Documentacao/Recenseamentos/2012/STP_aplicativo_online/index.html, zuletzt geprüft am 13.03.2017.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2012d): Seminário de divulgação dos dados. IV Recenseamento Geral da População e Habitação de 2012 (RGPH-2012). São Tomé e Príncipe. Online verfügbar unter http://www.ine.st/Documentacao/Recenseamentos/2012/Final_do_RGPH_2012.pdf, zuletzt geprüft am 17.01.2014.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA (2016): IV Recenseamento Geral da População e da Habitação - 2012 (IV RGPH 2012). Resultados Gerais sobre Localidades. Hg. v. Instituto Nacional de Estatística (INE). INE. São Tomé.

- INTERNATIONAL MONETARY FUND (IMF) (2005): Democratic Republic of São Tomé e Príncipe. Poverty Reduction Strategy Paper. Online verfügbar unter <http://www.imf.org/external/pubs/ft/scr/2005/cr05332.pdf>, zuletzt geprüft am 30.01.2014.
- JACKSON, L. E., BIRD, S. L., MATHENY, R. W., O'NEILL, R. V., WHITE, D., BOESCH, K. C. & KOVIACH, J. L. (2004): A Regional Approach to Projecting Land-Use Change and Resulting Ecological Vulnerability. In: *Environ Monit Assess* 94 (1-3), S. 231–248. DOI: 10.1023/B:EMAS.0000016891.24052.bf.
- JAGGER, P. & KITTNER, N. (2017): Deforestation and biomass fuel dynamics in Uganda. In: *Biomass and Bioenergy* 105, S. 1–9. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.06.005.
- JAUD, M., ROUVEURE, R., FAURE, P., MOIROUX-ARVIS, L. & MONOD, M.-O. (2014): Method for orthorectification of terrestrial radar maps. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 97, S. 185–194. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2014.09.001.
- JIANG, A. H., CHEN, F. L., TANG, P. P., LIU, G. L., LIU, W. K., WANG, H. C., LU, X. & ZHAO, X. L. (2017): Radar remote sensing for archaeology in Hangu Frontier Pass in Xin'an, China. In: *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 57 (1), S. 12031. DOI: 10.1088/1755-1315/57/1/012031.
- JIANG, H., STRITTHOLT, J. R., FROST, P. A. & SLOSSER, N. C. (2004): The classification of late seral forests in the Pacific Northwest, USA using Landsat ETM+ imagery. In: *Remote Sensing of Environment* 91 (3-4), S. 320–331. DOI: 10.1016/j.rse.2004.03.016.
- JOHNSON, D. L. & LEWIS, L. A. (1995): Land degradation. Creation and destruction. Oxford, UK, Cambridge, USA: Blackwell (The natural environment).
- JONES, A., BREUNING-MADSEN, H., BROSSARD, M., DAMPHA, A., DECKERS, J., DEWITTE, O., GALLALI, T., HALLETT, S., JONES, R., KILASARA, M., LE ROUX, P., MICHELI, E., MONTANARELLA, L., SPAARGAREN, O., THIOMBIANO, L., VAN RANST, E., YEMEFACK, M. & ZOUGMORÉ, R. (Hg.) (2013): Soil Atlas of Africa. European Commission. Luxembourg: Publications Office of the European Union (JRC soil atlas series).
- JORNAL TROPICAL (2012): CECAQ 11: Os Desafios para a constituição de uma Cooperativa de exportação de cacau de qualidade autónoma e viável em S. Tomé e Príncipe. Online verfügbar unter <http://www.jornaltropical.st/prologs.htm>, zuletzt geprüft am 26.10.2017.

JORNAL TROPICAL (2017): Chineses introduzem em São Tomé cultivo de milho modificado para ração animal. Online verfügbar unter <http://www.jornaltropical.st/tropica%205026.htm>, zuletzt geprüft am 26.10.2017.

KAPPAS, M. & BACHMANN, Y. (2016): Biodiversitäts-Hotspots in der Karibik. Artenreichtum und Endemismus der Gehölze im Nationalpark Armando Bemudez/Dominikanische Republik. In: *Geographische Rundschau* (10), S. 38–43.

KAYA, S., PULTZ, T. J., MBOGO, C. M., BEIER, J. C. & MUSHINZIMANA, E. (2002): The Use of Radar Remote Sensing for Identifying Environmental Factors Associated with Malaria Risk in Coastal Kenya. IGARSS. Toronto. Online verfügbar unter http://www.ecognition.com/sites/default/files/376_kayaigarrs2002.pdf, zuletzt geprüft am 30.01.2014.

KIEDRZYNSKI, M., KIEDRZYNSKA, E., WITOSLAWSKI, P., URBANIAK, M. & KUROWSKI, J. K. (2014): Historical land use, actual vegetation, and the hemeroby levels in ecological evaluation of an urban river valley in perspective of its rehabilitation plan. In: *Polish Journal of Environmental Studies* 23, S. 109–117. Online verfügbar unter <http://www.pjoes.com/pdf/23.1/Pol.J. Environ. Stud. Vol. 23. No. 1. 109-117.pdf>, zuletzt geprüft am 19.05.2016.

LANGE, H. J. de, SALA, S., VIGHI, M. & FABER, J. H. (2010): Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives. In: *Science of The Total Environment* 408 (18), S. 3871–3879. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009.

LAUSCH, A., BANNEHR, L., BECKMANN, M., BOEHM, C., FEILHAUER, H., HACKER, J. M., HEURICH, M., JUNG, A., KLENKE, R., NEUMANN, C., PAUSE, M., ROCCHINI, D., SCHAEPMAN, M. E., SCHMIDTLEIN, S., SCHULZ, K., SELSAM, P., SETTELE, J., SKIDMORE, A. K. & CORD, A. F. (2016): Linking Earth Observation and taxonomic, structural and functional biodiversity. Local to ecosystem perspectives. In: *Ecological Indicators* 70, S. 317–339. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.06.022.

LEHMANN, E. A., CACCETTA, P., LOWELL, K., MITCHELL, A., ZHOU, Z.-S., HELD, A., MILNE, T. & TAPLEY, I. (2015): SAR and optical remote sensing: Assessment of complementarity and interoperability in the context of a large-scale operational forest monitoring system. In: *Remote Sensing of Environment* 156, S. 335–348. DOI: 10.1016/j.rse.2014.09.034.

LEWIS, S. L., SONKÉ, B., SUNDERLAND, T., BEGNE, S. K., LOPEZ-GONZALEZ, G., VAN DER HEIJDEN, G. M. F., PHILLIPS, O. L., AFFUM-BAFFOE, K., BAKER, T. R., BANIN, L., BASTIN, J.-F., BEECKMAN, H., BOECKX, P., BOGAERT, J., CANNIÈRE, C. de, CHEZEAUX, E., CLARK, C. J., COLLINS, M., DJAGBLETEY, G., DJUIKOUO, M. N. K., DROISSART, V., DOUCET, J.-L., EWANGO, C. E. N., FAUSET, S., FELDPAUSCH, T. R., FOLI, E. G., GILLET, J.-F., HAMILTON, A. C., HARRIS, D. J., HART, T. B., HAULLEVILLE, T. de, HLADIK, A., HUFKENS, K., HUYGENS, D., JEANMART, P., JEFFERY, K. J., KEARSLEY, E., LEAL, M. E., LLOYD, J., LOVETT, J. C., MAKANA, J.-R., MALHI, Y., MARSHALL, A. R., OJO, L., PEH, K. S.-H., PICKAVANCE, G., POULSEN, J. R., REITSMA, J. M., SHEIL, D., SIMO, M., STEPPE, K., TAEDOUMG, H. E., TALBOT, J., TAPLIN, J. R. D., TAYLOR, D., THOMAS, S. C., TOIRAMBE, B., VERBEECK, H., VLEMINCKX, J., WHITE, L. J. T., WILLCOCK, S., WOELL, H. & ZEMAGHO, L. (2013): Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1625), S. 20120295. DOI: 10.1098/rstb.2012.0295.

LIMA, R. F. de (2012): Land use management and the conservation.

LIMA, R. F. de (2016): Biodiversity conservation in Sao Tomé and Príncipe. An overview. In: Gabriel et al. (Hg.): *Island Biology 2016. Conference program and abstracts. International Conference on Island Evolution, Ecology and Conservation. Angra do Heroísmo, Azores, Portugal, 18-22 July. University of the Azores: Arquipelago - Life and Marine Sciences (Supplement 9)*, S. 136.

LIMA, R. F. de, DALLIMER, M., ATKINSON, P. W., BARLOW, J. & CUMMING, G. (2013a): Biodiversity and land-use change: understanding the complex responses of an endemic-rich bird assemblage. In: *Diversity Distrib.* 19 (4), S. 411–422. DOI: 10.1111/ddi.12015.

LIMA, R. F. de, NDANG'ANG'A, K. P., WARD-FRANCIS, A., COSTA, L., PALMEIRIM, J., TAVARES, J., BUCHANAN, G., CARVALHO, M., MELO, M., DALLIMER, M. & VALLE, S. (2014a): International Action Plan. For conservation of Critically Endangered birds on São Tomé. 2014-2018. Cambridge: BirdLife International.

LIMA, R. F. de, OLMOS, F., DALLIMER, M., ATKINSON, P. W., BARLOW, J. & TRAVESET, A. (2013b): Can REDD+ Help the Conservation of Restricted-Range Island Species? Insights from the Endemism Hotspot of São Tomé. In: *PLoS ONE* 8 (9), S. e74148. DOI: 10.1371/journal.pone.0074148.

- LIMA, R. F. de, SAMPAIO, H., DUNN, J. C., CABINDA, G., FONSECA, R., OQUIONGO, G., OQUIONGO, J., SAMBA, S., SANTANA, A., SOARES, E., VIEGAS, L., WARD-FRANCIS, A., COSTA, L. T., PALMEIRIM, J. M. & BUCHANAN, G. M. (2016): Distribution and habitat associations of the critically endangered bird species of São Tomé Island (Gulf of Guinea). In: *Bird Conservation International*, S. 1–15. DOI: 10.1017/S0959270916000241.
- LIMA, R. F. de, VIEGAS, L., SOLÉ, N., SOARES, E., DALLIMER, M., ATKINSON, P. W. & BARLOW, J. (2014b): Can Management Improve the Value of Shade Plantations for the Endemic Species of São Tomé Island? In: *Biotropica* 46 (2), S. 238–247. DOI: 10.1111/btp.12092.
- LOBELL, D. & ASNER, G. (2013): Comparison of EO-1 Advanced Land Imager and Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper for Crop Identification and Yield Prediction in Mexico.
- LUCKMAN, A., BAKER, J. & WEGMÜLLER, U. (2000): Repeat-Pass Interferometric Coherence Measurements of Disturbed Tropical Forest from JERS and ERS Satellites. In: *Remote Sensing of Environment* 73 (3), S. 350–360. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00110-3.
- LYONS, M. B., KEITH, D. A., PHINN, S. R., MASON, T. J. & ELITH, J. (2018): A comparison of resampling methods for remote sensing classification and accuracy assessment. In: *Remote Sensing of Environment* 208, S. 145–153. DOI: 10.1016/j.rse.2018.02.026.
- M.F. HUTCHINSON (2011): ANUDEM VERSION 5.3. USER GUIDE. ANU Fenner School of Environment and Society Canberra. Online verfügbar unter http://fennerschool.anu.edu.au/files/usedem53_pdf_16552.pdf.
- MAHMOUD, A., ELBIALY, S., PRADHAN, B. & BUCHROITHNER, M. (2011): Field-based landcover classification using TerraSAR-X texture analysis. In: *Advances in Space Research* 48 (5), S. 799–805. DOI: 10.1016/j.asr.2011.04.005.
- MALHI, Y., ADU-BREDU, S., ASARE, R. A., LEWIS, S. L. & MAYAUX, P. (2013): African rainforests: past, present and future. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1625), S. 20120312. DOI: 10.1098/rstb.2012.0312.
- MANNSCHATZ, T., PFLUG, B., BORG, E., FEGER, K.-H. & DIETRICH, P. (2014): Uncertainties of LAI estimation from satellite imaging due to atmospheric correction. In: *Remote Sensing of Environment* 153, S. 24–39. DOI: 10.1016/j.rse.2014.07.020.

- MARTIN, C., BISCHOF, N. & EIBLMAIER, M. (Hg.) (2000): Lexikon der Geowissenschaften. Online verfügbar unter <https://www.spektrum.de/lexikon/geowissenschaften/>.
- MARTINUZZI, S., GOULD, W. A. & RAMOS GONZÁLEZ, O. M. (2007): Creating cloud-free Landsat ETM+ data sets in tropical landscapes. Cloud and cloud-shadow removal. Rio Piedras, PR (General technical report IITF). Online verfügbar unter <http://www.fs.fed.us/global/iitf/pubs/iitf-gtr32.pdf>.
- MATHER, P. M. & KOCH, M. (2011): Computer processing of remotely-sensed images. An introduction. 4th ed. Chichester West Sussex UK, Hoboken NJ: Wiley-Blackwell.
- MATOS, C. G. de & CASTANHEIRA, D. A. (2002): Carta de Zonagem Agro-Ecológica e da Vegetação de S. Tomé e Príncipe. I - Ilha de S. Tomé. In: Diniz et al. (Hg.): Garcia de Orta. Série de Botânica, 15 (2), S. 1–22.
- MCCARTHY, J. J. (2001): Climate change 2001. Impacts, adaptation, and vulnerability contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge UK, New York: Cambridge University Press.
- MEMARSADEGHI, N., NETANYAHU, N., MOUNT, D. M. & LE MOIGNE, J. (2007): A fast Implementation of the ISODATA Clustering Algorithm. In: *Int. J. Comput. Geom. Appl.* 17 (01), S. 71–103. DOI: 10.1142/S0218195907002252.
- MERMOZ, S., LE TOAN, T., VILLARD, L., RÉJOU-MÉCHAIN, M. & SEIFERT-GRANZIN, J. (2014): Biomass assessment in the Cameroon savanna using ALOS PALSAR data. In: *Remote Sensing of Environment* 155, S. 109–119. DOI: 10.1016/j.rse.2014.01.029.
- METI & NASA (2011): ASTER GDEM 2. Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) Earth Remote Sensing Data Analysis Center (ERSDAC) in Japan / National Aeronautics and Space Administration (NASA) Earth Observing System (EOS) Data Information System (EOSDIS) Land Processes (LP) Distributed Active Archive Center (DAAC) in the United States ('Readme' file).
- MI, L., HOAN, N. T., TATEISHI, R., IIZUKA, K., ALSAAIDEH, B. & KOBAYASHI, T. (2014): A Study on Tropical Land Cover Classification Using ALOS PALSAR 50 m Ortho-Rectified Mosaic Data. In: *ARS* 03 (03), S. 208–218. DOI: 10.4236/ars.2014.33014.
- MICHISHITA, R., JIN, Z., CHEN, J. & XU, B. (2014): Empirical comparison of noise reduction techniques for NDVI time-series based on a new measure. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 91, S. 17–28. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2014.01.003.

- MIKULANE, S. (2013): Bodenuntersuchungen auf Fogo. Im Hinblick auf deren pedologische Vulnerabilität. Saarbrücken: Av Akademikerverlag.
- MINISTÉRIO DOS RECURSOS NATURAIS E MEIO AMBIENTE (MRNMA) (2006): Primeiro Relatório Nacional da Biodiversidade. São Tomé and Príncipe. Online verfügbar unter <http://www.gabinete-ambiente-stp.org/pages/admin/rapport/60.pdf>, zuletzt geprüft am 31.01.2014.
- MINISTRY OF NATURAL RESOURCES, ENERGY AND ENVIRONMENT, DIRECTORATE GENERAL OF ENVIRONMENT (MNREE DGE) (2009a): São Tomé and Príncipe. Adaptation to Climate Change. São Tomé and Príncipe. Online verfügbar unter <http://www.thegef.org/gef/node/4343>, zuletzt geprüft am 30.01.2014.
- MINRE (2016): National Biodiversity Strategy and Action Plan. 2015 / 2020. Ministry of Infrastructure, Natural Resources and Environment. Online verfügbar unter <https://www.cbd.int/doc/world/st/st-nbsap-v2-en.pdf>, zuletzt geprüft am 27.09.2018.
- MISSÃO HIDROGRÁFICA DE ANGOLA E S. TOMÉ (1958): Carta de S. Tomé. Levantamento Aerofotogramétrico. Lisboa: Instituto Geográfico e Cadastral / Junta de Investigações do Ultramar / Ministério do Ultramar.
- MNREE DGE (2009b): Fourth National Report on the Biodiversity. 1st Draft. MNREE DGE. São Tomé and Príncipe. Online verfügbar unter <http://www.cbd.int/doc/world/st/st-nr-04-en.pdf>, zuletzt geprüft am 29.01.2014.
- MU, E. & PEREYRA-ROJAS, M. (2017): Practical Decision Making. An Introduction to the Analytic Hierarchy Process (AHP) Using Super Decisions V2. Cham, s.l.: Springer International Publishing (SpringerBriefs in Operations Research). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-33861-3>.
- MUMBY, P. J., CHOLLETT, I., BOZEC, Y.-M. & WOLFF, N. H. (2014): Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7, S. 22–27. DOI: 10.1016/j.cosust.2013.11.021.
- MURAD, C. A. & PEARSE, J. (2018): Landsat study of deforestation in the Amazon region of Colombia. Departments of Caquetá and Putumayo. In: *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 11, S. 161–171. DOI: 10.1016/j.rsase.2018.07.003.

- NAUMANN, S. (2008): Modellierung der Siedlungsentwicklung auf Tenerife (Kanarische Inseln). Eine fernerkundungsgestützte Analyse zur Bewertung des touristisch induzierten Landnutzungswandels ; mit 12 Tabellen ; (mit engl. summary). Heidelberg: Selbstverl. d. Geographischen Inst. d. Univ. (Heidelberger geographische Arbeiten, 125).
- O'BRIEN, T. A., KASHINATH, K., CAVANAUGH, N. R., COLLINS, W. D. & O'BRIEN, J. P. (2016): A fast and objective multidimensional kernel density estimation method. *FastKDE*. In: *Computational Statistics & Data Analysis* 101, S. 148–160. DOI: 10.1016/j.csda.2016.02.014.
- OLOFSSON, P., FOODY, G. M., HEROLD, M., STEHMAN, S. V., WOODCOCK, C. E. & WULDER, M. A. (2014): Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. In: *Remote Sensing of Environment* 148, S. 42–57. DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.015.
- OPOKU, A. (2019): Biodiversity and the built environment: Implications for the Sustainable Development Goals (SDGs). In: *Resources, Conservation and Recycling* 141, S. 1–7. DOI: 10.1016/j.resconrec.2018.10.011.
- OUCHI, K. (2013): Recent Trend and Advance of Synthetic Aperture Radar with Selected Topics. In: *Remote Sensing* 5 (2), S. 716–807. DOI: 10.3390/rs5020716.
- PARDINI, R., BUENO, A. D. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I. & METZGER, J. P. (2010): Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. In: *PLoS ONE* 5 (10), e13666. DOI: 10.1371/journal.pone.0013666.
- PAVAGEAU, C., BUTTERFIELD, R. & TIANI, A. M. (2013): Current vulnerability in the Virunga landscape, Rwanda. COBAM. Online verfügbar unter http://www.cifor.org/publications/pdf_files/infobrief/4090-cobambrief.pdf, zuletzt geprüft am 06.02.2014.
- PEERBHAY, K., MUTANGA, O., LOTTERING, R. & ISMAIL, R. (2016): Mapping *Solanum mauritianum* plant invasions using WorldView-2 imagery and unsupervised random forests. In: *Remote Sensing of Environment* 182, S. 39–48. DOI: 10.1016/j.rse.2016.04.025.

- PENGHUA, Q., SONGJUN, X., GENZONG, X., BENAN, T., HUA, B. & LONGSHI, Y. (2007): Analysis of the ecological vulnerability of the western Hainan Island based on its landscape pattern and ecosystem sensitivity. In: *Acta Ecologica Sinica* 27 (4), S. 1257–1264. DOI: 10.1016/S1872-2032(07)60026-2.
- PIEDALLU, C., CHÉRET, V., DENUX, J. P., PEREZ, V., AZCONA, J. S., SEYNAVE, I. & GÉGOUT, J. C. (2018): Soil and climate differently impact NDVI patterns according to the season and the stand type. In: *The Science of the total environment* 651 (Pt 2), S. 2874–2885. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.052.
- POLIDORI, L., EL HAGE, M. & VALERIANO, M. D. M. (2014): Digital elevation model validation with no ground control. Application to the topodata dem in Brazil. In: *Bol. Ciênc. Geod.* 20 (2), S. 467–479. DOI: 10.1590/S1982-21702014000200027.
- PONTIUS, R. G. & MILLONES, M. (2011): Death to Kappa. Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. In: *International Journal of Remote Sensing* 32 (15), S. 4407–4429. DOI: 10.1080/01431161.2011.552923.
- POTIN, P., ROSICH, B., MIRANDA, N. & GRIMONT, P. (2016): Sentinel-1 Mission Status. In: *Procedia Computer Science* 100, S. 1297–1304. DOI: 10.1016/j.procs.2016.09.245.
- PU, R. & BELL, S. (2013): A protocol for improving mapping and assessing of seagrass abundance along the West Central Coast of Florida using Landsat TM and EO-1 ALI/Hyperion images. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 83, S. 116–129. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2013.06.008.
- PYRCZ, T. (1992): Rain Forests of Sao Tomé and Príncipe. Butterflies and Conservation. In: *Tropical Lepidoptera* 3 (2), S. 95–100.
- QI, Z., YEH, A. G., LI, X. & LIN, Z. (2010): Land Use and Land Cover Classification using RADARSAT-2 Polarimetric SAR Image. In: *ISPRS TC VII Symposium - 100 Years ISPRS, Vienna (XXXVIII)*, S. 198–203.
- QUINN, N. W. T. & BURNS, J. R. (2015): Use of a hybrid optical remote sensing classification technique for seasonal wetland habitat degradation assessment resulting from adoption of real-time salinity management practices. In: *J. Appl. Remote Sens* 9 (1), S. 96071. DOI: 10.1117/1.JRS.9.096071.

- REICHE, J., VERBESSELT, J., HOEKMAN, D. & HEROLD, M. (2015): Fusing Landsat and SAR time series to detect deforestation in the tropics. In: *Remote Sensing of Environment* 156, S. 276–293. DOI: 10.1016/j.rse.2014.10.001.
- REINARTZ, P., MÜLLER, R., SCHWIND, P., SURI, S. & BAMLER, R. (2011): Orthorectification of VHR optical satellite data exploiting the geometric accuracy of TerraSAR-X data. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66 (1), S. 124–132. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2010.10.003.
- RICHTER, R. & SCHLÄPFER, D. (2002): Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data. Part 2. Atmospheric/topographic correction. In: *International Journal of Remote Sensing* 23 (13), S. 2631–2649. DOI: 10.1080/01431160110115834.
- 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. In: *Conservation Biology* 15 (2), S. 378–388. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2001.015002378.x.
- ROST, K. T., BÖHNER, J. & PÖRTGE, K.-H. (2007): Landschaftsdegradation und Desertifikation. Die Innere Mongolei als geoökologische Übergangsregion. In: Glaser & Kremb (Hg.): *Asien*. Darmstadt: Wiss. Buchges. [Abt. Verl.] (Planet Erde), S. 123–135.
- SAATY, T. L. (1977): A scaling method for priorities in hierarchical structures. In: *Journal of Mathematical Psychology* 15 (3), S. 234–281. DOI: 10.1016/0022-2496(77)90033-5.
- SAATY, T. L. (2012): *Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world*. 3. ed., 5 print. Pittsburgh, Pa.: RWS Publ.
- SANNIER, C., MCROBERTS, R. E., FICHET, L.-V. & MAKAGA, ETIENNE MASSARD K. (2014): Using the regression estimator with Landsat data to estimate proportion forest cover and net proportion deforestation in Gabon. In: *Remote Sensing of Environment* 151, S. 138–148. DOI: 10.1016/j.rse.2013.09.015.
- SÃO TOMÉ E PRÍNCIPE (STP) (2006): Leis 6 e 7 2006. In: *Diário da República* (29).
- SCHLÜTER, T. (2008): *Geological atlas of Africa*. 2nd ed. Berlin, Heidelberg: Springer.
- SCHNEIBEL, A., FRANTZ, D., RÖDER, A., STELLMES, M., FISCHER, K. & HILL, J. (2017): Using Annual Landsat Time Series for the Detection of Dry Forest Degradation Processes in South-Central Angola. In: *Remote Sensing* 9 (9), S. 905. DOI: 10.3390/rs9090905.

- SCHÜMER, M. (1993): São Tomé und Príncipe. In: Nohlen & Nuscheler (Hg.): Handbuch der Dritten Welt. Westafrika und Zentralafrika. 3. Aufl. Bonn: Dietz, S. 473–487.
- SEIBERT, G. (1992): Strukturanpassung in São Tomé und Príncipe. Programme und Probleme. In: Meyns (Hg.): Demokratie und Strukturreformen im portugiesieschsprachigen Afrika. Die Suche nach einem Neuanfang. Freiburg i. Br: Arnold Bergstraesser Institut (Freiburger Beiträge zu Entwicklung und Politik, 9), S. 189–207.
- SEIBERT, G. (2006): Comrades, clients and cousins. Colonialism, socialism and democratization in Sao Tome and Principe. 2nd ed., completely rev. and updated ed. Leiden: Brill (African social studies series, v. 13).
- SHEIKHPOUR, R., SARRAM, M. A., CHAHOOKI, M. A. Z. & SHEIKHPOUR, R. (2017): A kernelized non-parametric classifier based on feature ranking in anisotropic Gaussian kernel. In: *Neurocomputing* 267, S. 545–555. DOI: 10.1016/j.neucom.2017.06.035.
- SHVIDENKO, A. (2008): Deforestation. In: Fath & Jørgensen (Hg.): Encyclopedia of ecology. Second edition. Amsterdam: Elsevier, S. 29–34.
- SILVA, H. L. E. (1958): São Tomé e Príncipe e a cultura do café. Lisboa (Ministério do Ultramar. Memórias da Junta de Investigações do Ultramar. 2. série, 1).
- SILVERMAN, B. W. (1998): Density estimation for statistics and data analysis. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC (Monographs on statistics and applied probability, 26).
- SOLÉ, N., ALBERTO, A., SAMBA, S., SANTANA, A. & DE LIMA, RICARDO FAUSTINO (2012): New hope for the critically endangered São Tomé Grosbeak *Neospiza concolor* and an alert to protect Obô Natural Park surroundings. In: *Ostrich* 83 (3), S. 161–163. DOI: 10.2989/00306525.2012.724033.
- SOUTH PACIFIC APPLIED GEOSCIENCE COMMISSION (SOPAC) & UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP) (2005): Building Resilience in SIDS. The Environmental Vulnerability Index. Online verfügbar unter <http://islands.unep.ch/EVI%20Final%20Report%202005.pdf>, zuletzt geprüft am 30.01.2014.
- SPONAGEL, H. (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen. 5., verb. und erw. Aufl. Stuttgart: Schweizerbart.

- STAHR, K.,KANDELER, E.,HERRMANN, L. & STRECK, T. (2008): Bodenkunde und Standortlehre. Grundwissen Bachelor. Stuttgart: Eugen Ulmer (UTB, 2967 : Agrarwissenschaften, Geographie).
- Statistisches Jahrbuch Deutschland (2016). 1. Auflage. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/StatistischesJahrbuch/Bevoelkerung.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 27.04.2017.
- STEHMAN, S. V. & WICKHAM, J. D. (2011): Pixels, blocks of pixels, and polygons. Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. In: *Remote Sensing of Environment* 115 (12), S. 3044–3055. DOI: 10.1016/j.rse.2011.06.007.
- STEINHARDT, U., HERZOG, F., LAUSCH, A., MÜLLER, E. & LEHMANN, S. (1999): Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. In: Hyatt et al. (Hg.): Environmental indices systems analysis approach. Oxford: EOLSS (Advances in sustainable development), S. 237–254. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/237201744_Hemeroby_index_for_landscape_monitoring_and_evaluation, zuletzt geprüft am 19.05.2016.
- STEWART, C., LASAPONARA, R. & SCHIAVON, G. (2013): ALOS PALSAR Analysis of the Archaeological Site of Pelusium. In: *Archaeol. Prospect.* 20 (2), S. 109–116. DOI: 10.1002/arp.1447.
- STEWART, C., MONTANARO, R., SALA, M. & RICCARDI, P. (2016): Feature Extraction in the North Sinai Desert Using Spaceborne Synthetic Aperture Radar. Potential Archaeological Applications. In: *Remote Sensing* 8 (10), S. 825. DOI: 10.3390/rs8100825.
- SUKOPP, H. (2008): Dynamik und Konstanz in der Kulturlandschaftsentwicklung. In: Wissenschaften (Hg.): Jahrbuch 2007. Berlin: Akademie Verlag.
- SWAIN, P. H. & DAVIS, S. M. (1978): Remote sensing. The quantitative approach. London, New York: McGraw-Hill International Book Co.

TADROSS, M. & TUMMON, F. (2009): São Tomé and Príncipe. Adaptation to Climate Change Program. Technical support for climate modelling, Historical decadal changes in regional climate and aerosols. Climate Systems Analysis Group, University of Cape Town. Cape Town. Online verfügbar unter <http://www.csag.uct.ac.za/~mtadross/Sao%20Tome%20technical.pdf>, zuletzt geprüft am 31.01.2014.

TENREIRO, F. J. (1961): A ilha de São Tomé. Lisboa: Junta de Investigações Científicas do Ultramar (Memórias da Junta de Investigação do Ultramar, 24).

THAPA, R. B., WATANABE, M., MOTOHKA, T. & SHIMADA, M. (2015): Potential of high-resolution ALOS-PALSAR mosaic texture for aboveground forest carbon tracking in tropical region. In: *Remote Sensing of Environment* 160, S. 122–133. DOI: 10.1016/j.rse.2015.01.007.

THE INTERNATIONAL FUND FOR AGRICULTURAL DEVELOPMENT (IFAD) (2014): Rural poverty in Sao Tome and Principe. Online verfügbar unter https://operations.ifad.org/web/rural-poverty-portal/country/home/tags/sao_tome_and_principe, zuletzt geprüft am 26.10.2017.

THENKABAIL, P. S. (Hg.) (2016): Remotely sensed data characterization, classification, and accuracies. Boca Raton Fl: Taylor & Francis (Remote Sensing Handbook, VOLUME I).

THENKABAIL, P. S., ENCLONA, E. A., ASHTON, M. S., LEGG, C. & DIEU, M. J. de (2004): Hyperion, IKONOS, ALI, and ETM+ sensors in the study of African rainforests. In: *Remote Sensing of Environment* 90 (1), S. 23–43. DOI: 10.1016/j.rse.2003.11.018.

THIES, B., MEYER, H., NAUSS, T. & BENDIX, J. (2012): Projecting land-use and land-cover changes in a tropical mountain forest of Southern Ecuador. In: *Journal of Land Use Science* 9 (1), S. 1–33. DOI: 10.1080/1747423X.2012.718378.

THOMSEN, R. & KAPPAS, M. (2005): Change Detection – fernerkundungsgestützte Methoden zur Ableitung des Landnutzungswandels in den Tropen. Fallbeispiel Dominikanische Republik: ibidem. Online verfügbar unter <https://books.google.de/books?id=nYg0DwAAQBAJ>.

TILAHUN, A. (2015): Accuracy Assessment of Land Use Land Cover Classification using Google Earth. In: *AJEP* 4 (4), S. 193. DOI: 10.11648/j.ajep.20150404.14.

TRANSPARENCY INTERNATIONAL (2017): Corruption Perceptions Index 2016, zuletzt geprüft am 23.08.2017.

TURNER, B. L., KASPERSON, R. E., MATSON, P. A., MCCARTHY, J. J., CORELL, R. W., CHRISTENSEN, L., ECKLEY, N., KASPERSON, J. X., LUERS, A., MARTELLO, M. L., POLSKY, C., PULSIPHER, A. & SCHILLER, A. (2003): A framework for vulnerability analysis in sustainability science. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100 (14), S. 8074–8079. DOI: 10.1073/pnas.1231335100.

UN : Sustainable Development Goals. Knowledge Platform. United Nations. Online verfügbar unter <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>, zuletzt geprüft am 21.02.2019.

UN (Hg.) (2018): Transforming our World. The 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution Adopted by the General Assembly, Seventieth Session. United Nations (A/RES/70/1).

UNISDR : What is Disaster Risk Reduction? Hg. v. United Nations International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR). Online verfügbar unter <https://www.unisdr.org/who-we-are/what-is-drr>, zuletzt geprüft am 21.02.2019.

UNITED NATIONS (2017): World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance. Working Paper No. ESA/P/WP/248. Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP) (2017): Human Development Reports. Human Development Index (HDI). Online verfügbar unter <http://www.hdr.undp.org/en/indicators/137506>, zuletzt geprüft am 28.09.2018.

UNITED NATIONS INTERNATIONAL STRATEGY FOR DISASTER REDUCTION (UNISDR) & UNITED NATIONS GENERAL ASSEMBLY (UNGA) (2016): Sustainable development: disaster risk reduction. Report of the open-ended intergovernmental expert working group on indicators and terminology relating to disaster risk reduction. 71 session. UN (Agenda item 19 (c)). Online verfügbar unter <https://www.unisdr.org/we/inform/publications/51748>, zuletzt geprüft am 07.08.2018.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS): EO-1. Online verfügbar unter <https://eo1.usgs.gov/>, zuletzt geprüft am 28.02.2017.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS): Landsat Missions. Online verfügbar unter <https://landsat.usgs.gov/what-landsat-7-etm-slc-data>, zuletzt geprüft am 20.06.2017.

VAN DER SANDEN, J. J. & SHORT, N. H. (2017): Radar satellites measure ice cover displacements induced by moving vehicles. In: *Cold Regions Science and Technology* 133, S. 56–62. DOI: 10.1016/j.coldregions.2016.10.001.

VEIGA, A. (2016): CRISE: SATOCAO avanca com o despedimento de 300 trabalhadores. telanon. Online verfügbar unter <http://www.telanon.info/economia/2016/11/12/23183/crise-satocao-avanca-com-o-despedimento-de-300-trabalhadores-e-devolve-terras-ao-estado/>, zuletzt geprüft am 23.11.2016.

VIET NGUYEN, L., TATEISHI, R., THANH NGUYEN, H., C. SHARMA, R., TRONG TO, T. & MAI LE, S. (2016): Estimation of Tropical Forest Structural Characteristics Using ALOS-2 SAR Data. In: *ARS 05 (02)*, S. 131–144. DOI: 10.4236/ars.2016.52011.

VILLA, F. & MCLEOD, H. (2002): Environmental Vulnerability Indicators for Environmental Planning and Decision-Making. Guidelines and Applications. In: *Environmental Management* 29 (3), S. 335–348. DOI: 10.1007/s00267-001-0030-2.

VIZZARI, M., HILAL, M., SIGURA, M., ANTOGNELLI, S. & JOLY, D. (2018): Urban-rural-natural gradient analysis with CORINE data. An application to the metropolitan France. In: *Landscape and Urban Planning* 171, S. 18–29. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2017.11.005.

VOGELMANN, J. E., GALLANT, A. L., SHI, H. & ZHU, Z. (2016): Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. In: *Remote Sensing of Environment* 185, S. 258–270. DOI: 10.1016/j.rse.2016.02.060.

WAGNER, C. (2008): Multikriterielles Bewertungsverfahren potenziell anthropogener Einflüsse auf das Ökosystem von Fogo / Kapverden. Diplomarbeit. Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Heidelberg. Geographie.

WALZ, U. & STEIN, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. In: *Journal for Nature Conservation* 22 (3), S. 279–289. DOI: 10.1016/j.jnc.2014.01.007.

WASKE, B., FAUVEL, M., BENEDIKTSSON, J. A. & CHANUSSOT, J. (2009): Machine Learning Techniques in Remote Sensing Data Analysis. In: Camps-Valls & Bruzzone (Hg.): Kernel methods for remote sensing data analysis. Chichester U.K.: John Wiley & Sons Inc.

- WEHKAMP, J., AQUINO, A., FUSS, S. & REED, E. W. (2015): Analyzing the perception of deforestation drivers by African policy makers in light of possible REDD+ policy responses. In: *Forest Policy and Economics* 59, S. 7–18. DOI: 10.1016/j.forpol.2015.05.005.
- WEIBHUHN, P., MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (2018): Ecosystem Vulnerability Review. Proposal of an Interdisciplinary Ecosystem Assessment Approach. In: *Environmental Management* 61 (6), S. 904–915. DOI: 10.1007/s00267-018-1023-8.
- WILLIAMS, L. R. R. & KAPUSTKA, L. A. (2000): ECOSYSTEM VULNERABILITY. A COMPLEX INTERFACE WITH TECHNICAL COMPONENTS—Editorial. In: *Environ Toxicol Chem* 19 (4), S. 1055. DOI: 10.1897/1551-5028(2000)019<1055:EVACIW>2.3.CO;2.
- WILSON, B. T., KNIGHT, J. F. & MCROBERTS, R. E. (2018): Harmonic regression of Landsat time series for modeling attributes from national forest inventory data. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 137, S. 29–46. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2018.01.006.
- WISNER, B. (2004): At risk. Natural hazards, people's vulnerability, and disasters. 2nd ed. London, New York: Routledge.
- WORLD ECONOMIC FORUM (Hg.) (2016): The Global Risks Report. 11. Aufl. Geneva, Switzerland. Online verfügbar unter <http://www3.weforum.org/docs/Media/TheGlobalRisksReport2016.pdf>, zuletzt geprüft am 19.10.2016.
- WWW.OBOPARK.COM. Online verfügbar unter <http://www.obopark.com/>, zuletzt geprüft am 23.07.2014.
- YANG, X., LI, L., CHEN, L., CHEN, L. & SHEN, Z. (2018): Improving ASTER GDEM Accuracy Using Land Use-Based Linear Regression Methods. A Case Study of Lianyungang, East China. In: *IJGI* 7 (4), S. 145. DOI: 10.3390/ijgi7040145.
- YOUNG, N. E., ANDERSON, R. S., CHIGNELL, S. M., VORSTER, A. G., LAWRENCE, R. & EVANGELISTA, P. H. (2017): A survival guide to Landsat preprocessing. In: *Ecology* 98 (4), S. 920–932. DOI: 10.1002/ecy.1730.
- ZECH, W. & HINTERMAIER-ERHARD, G. (2002): Böden der Welt. Ein Bildatlas. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.

- ZHANG, L., BALZ, T. & LIAO, M. (2012): Satellite SAR geocoding with refined RPC model. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 69, S. 37–49. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2012.02.004.
- ZHANG, P., LI, J., YANG, X. & ZHU, H. (2018): Semi-automatic extraction of rock discontinuities from point clouds using the ISODATA clustering algorithm and deviation from mean elevation. In: *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 110, S. 76–87. DOI: 10.1016/j.ijrmms.2018.07.009.
- ZHAO, G., XUE, H. & LING, F. (2010): Assessment of ASTER GDEM performance by comparing with SRTM and ICESat/GLAS data in Central China. In: Staff (Hg.): 2010 18th International Conference on Geoinformatics. 2010 18th International Conference on Geoinformatics. Beijing, China. IEEE Staff. [Place of publication not identified]: I E E E, S. 1–5.
- ZHAO, X., SU, Y., HU, T., CHEN, L., GAO, S., WANG, R., JIN, S. & GUO, Q. (2018): A global corrected SRTM DEM product for vegetated areas. In: *Remote Sensing Letters* 9 (4), S. 393–402. DOI: 10.1080/2150704X.2018.1425560.
- ZHU, Z. (2017): Change detection using landsat time series. A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. In: *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 130, S. 370–384. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013.
- ZHU, Z., WANG, S. & WOODCOCK, C. E. (2015): Improvement and expansion of the Fmask algorithm. Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. In: *Remote Sensing of Environment* 159, S. 269–277. DOI: 10.1016/j.rse.2014.12.014.
- ZHU, Z. & WOODCOCK, C. E. (2012): Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. In: *Remote Sensing of Environment* 118, S. 83–94. DOI: 10.1016/j.rse.2011.10.028.
- ZHU, Z. & WOODCOCK, C. E. (2014): Automated cloud, cloud shadow, and snow detection in multitemporal Landsat data: An algorithm designed specifically for monitoring land cover change. In: *Remote Sensing of Environment* 152, S. 217–234. DOI: 10.1016/j.rse.2014.06.012.

ZINK, M., BUCK, C., SUCHAIL, J.-L., TORRES, R., BELLINI, A., CLOSA, J., DESNOS, Y.-L. & ROSICH, B. (2001): The Radar Imaging Instrument and Its Applications: ASAR. In: *esa bulletin* 106. Online verfügbar unter http://www.esa.int/esapub/bulletin/bullet106/bul106_3.pdf, zuletzt geprüft am 16.01.2014.

ZOLKOS, S. G., JANTZ, P., CORMIER, T., IVERSON, L. R., MCKENNEY, D. W. & GOETZ, S. J. (2015): Projected Tree Species Redistribution Under Climate Change. Implications for Ecosystem Vulnerability Across Protected Areas in the Eastern United States. In: *Ecosystems* 18 (2), S. 202–220. DOI: 10.1007/s10021-014-9822-0.

Anhang

A 1: Liste der Bodentypen und Unterbodentypen von São Tomé.....	326
A 2: Physikalische und chemische Werte aller 35 Bodenprofile bzw. -profilgruppen	328
A 3: LULC-Kartierbogen für São Tomé	331
A 4: Rückstreuungswerte von Beta (β^0) und Sigma (σ^0) der ASAR-Satellitendaten	333
A 5: Rückstreuungswerte von Beta (β^0) und Sigma (σ^0) der PALSAR-Satellitendaten....	335
A 6: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren der Neigung zur Degradation	337
A 7: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren der Neigung zur Degradation	337
A 8: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation	337
A 9: Gesamtgewichte der Subfaktoren der Neigung zur Degradation als Multiplikationsfaktoren.....	337
A 10: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Neigung zur Degradation – gewichtete Spalten.....	338
A 11: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren der Neigung zur Degradation	338
A 12: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren des anthropogenen Drucks.....	338
A 13: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren des anthropogenen Drucks	338
A 14: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren des anthropogenen Drucks	338
A 15: Gesamtgewichte der Subfaktoren des anthropogenen Drucks als Multiplikationsfaktoren.....	339
A 16: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation des anthropogenen Drucks – gewichtete Spalten.....	339
A 17: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren des anthropogenen Drucks	339

A 18: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Faktoren der Exponierung	339
A 19: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Faktoren der Exponierung...	340
A 20: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Faktoren der Exponierung	340
A 21: Gesamtgewichte der Faktoren der Exponierung als Multiplikationsfaktoren	340
A 22: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Exponierung – gewichtete Spalten	340
A 23: Bildung der gewichteten Summen der Faktoren der Exponierung.....	341
A 24: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Faktoren der Sensitivität.	341
A 25: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Faktoren der Sensitivität	341
A 26: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Faktoren der Sensitivität	342
A 27: Gesamtgewichte der Faktoren der Sensitivität als Multiplikationsfaktoren.....	342
A 28: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Sensitivität – gewichtete Spalten	342
A 29: Bildung der gewichteten Summen der Faktoren der Sensitivität	342
A 30: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen Subdistrikten	343
A 31: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen Distrikten.....	347
A 32: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen Subdistrikten	350
A 33: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen Distrikten	354
A 34: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen Subdistrikten.....	358
A 35: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen Distrikten	362
A 36: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen LULC-Klassen	365
A 37: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen LULC-Klassen.....	369
A 38: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen LULC-Klassen...	373

*A 1: Liste der Bodentypen und Unterbodentypen von São Tomé*Solos Paraferalíticos / Paraferalitic Soils:

- F1: Vermelhos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F2: Vermelhos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F3: Vermelhos Humíferos de textura ligeira (de rochas lávicas)
- F4: Amarelos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F5: Amarelos de textura ligeira (de rochas eruptivas afaníticas)
- F6: Amarelos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F7: Amarelos Humíferos de textura ligeira (de rochas eruptivas afaníticas)
- F8: Castanhos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F9: Castanhos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- F10: Castanhos Humíferos de textura ligeira (de rochas lávicas)

Solos Fersialíticos Tropicais / Tropical Fersiallitic Soils

- S1: Vermelhos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S2: Vermelhos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S3: Vermelhos Humíferos de textura ligeira (de rochas lávicas)
- S4: Amarelos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S5: Amarelos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S6: Castanhos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S7: Castanhos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas)
- S8: Castanhos Humíferos de textura ligeira (de rochas eruptivas afaníticas)
- S9: Castanhos Humíferos de textura ligeira (de rochas lávicas)

Barros Pretos / Black "Barros"

- B1: Calcários (de rochas eruptivas afaníticas)
- B2: Não calcários (de rochas eruptivas afaníticas)

Solos Litólicos / Litholic Soils

- L1: Castanhos (de rochas eruptivas afaníticas melanocratas)
- L2: Castanhos de textura ligeira (de rochas eruptivas afaníticas melanocratas)
- L3: Castanhos Humíferos (de rochas eruptivas afaníticas melanocratas)
- L4: Pardo-amarelados (de rochas eruptivas afaníticas leucocratas)

G: Solos Gleis / Gley Soils

Regossolos Psamíticos / Psammitic Regosols

R1: Calcários

R2: Não calcários

A: Aluviosolos / Alluvial SoilsSb: Solos de Baixas / Colluvial Soils*Quelle: CARDOSO & GARCIA 1962*

A 2: Physikalische und chemische Werte aller 35 Bodenprofile bzw. -profilgruppen, die für die Bewertung der Erodierbarkeit ausgemacht worden sind (Spalten mit TREND-Zusatz weisen durch den TREND RMV Algorithmus berechnete Werte auf, rot markierte Zahlen = Schätzung fehlender Werte sowie Abweichungen vorhandener Werte)

B_Typ	Tiefe	Grus	Grus_TREND	Grobsand	Feinsand	Schluff	Ton	Organic	Organic_TREND
1	12,50	15,60	15,60	19,30	41,75	23,75	15,20	4,62	4,62
2	22,50	0,00	0,00	10,85	5,20	20,20	63,75	4,60	4,60
3	13,50	5,83	5,83	7,78	9,30	34,35	48,58	4,89	4,89
4	10,00	0,00	0,00	8,45	17,62	25,73	47,87	4,45	4,45
5	14,67	9,16	9,16	12,35	21,08	24,75	41,71	4,37	4,37
6	12,17	21,43	21,43	15,98	28,19	23,67	32,17	11,66	11,66
7	7,00	n.v.	18,05	13,30	58,00	19,30	9,40	5,57	5,57
8	17,00	19,98	19,98	14,08	17,63	24,93	43,38	4,73	4,73
9	8,50	9,99	9,99	8,29	16,97	40,22	34,54	4,18	4,18
10	16,25	9,99	9,99	11,42	20,87	28,38	39,36	4,65	4,65
11	9,50	30,60	30,60	23,90	21,55	13,40	41,15	10,10	10,10
12	17,00	7,50	7,50	14,53	28,00	23,60	33,87	3,94	3,94
13	16,55	8,90	8,90	10,59	20,57	27,89	40,90	4,42	4,42
14	11,50	23,25	23,25	5,10	16,10	33,45	45,35	8,87	8,87
15	17,70	18,23	18,23	13,04	33,87	23,99	27,02	10,89	10,89
16	11,50	0,00	0,00	9,30	15,60	29,75	45,35	4,04	4,04
17	23,50	31,35	31,35	10,30	29,40	32,50	27,80	3,15	3,15
18	16,83	17,11	17,11	10,94	21,55	27,72	39,68	4,11	4,11
19	20,38	19,85	19,85	16,08	38,15	19,60	26,18	11,08	11,08
20	22,50	14,78	15,60	18,16	55,50	14,96	11,39	12,00	12,00
21	16,17	28,63	28,63	21,32	27,71	25,18	20,80	11,36	11,36
22	10,00	0,00	0,00	2,50	16,30	55,50	25,70	3,62	3,62
23	29,00	0,00	0,00	86,00	3,85	3,35	6,80	n.v.	0,29
24	69,00	2,90	2,90	47,80	45,35	3,65	3,20	1,17	1,17
25	23,25	17,01	17,01	7,13	15,51	33,33	44,04	4,42	4,42
26	19,38	8,51	8,51	7,94	19,81	32,58	39,69	4,50	4,50
27	23,00	36,20	36,20	26,55	49,90	17,85	5,70	5,20	5,20
28	15,50	0,00	0,00	8,75	24,10	31,83	35,33	4,57	4,57
29	4,00	41,80	41,80	25,15	18,20	25,30	20,90	8,35	8,35
30	21,50	3,95	3,95	7,53	14,78	29,54	48,15	3,80	3,80
31	17,80	12,56	12,56	10,98	21,49	27,26	40,21	4,01	4,01
32	19,31	7,12	7,12	9,49	20,60	29,58	40,35	4,18	4,18
33	20,00	22,50	22,50	15,61	18,33	27,61	28,45	3,24	3,24
34	30,00	24,43	24,43	18,35	51,35	20,40	10,58	15,30	15,30
35	40,00	3,15	3,15	3,30	63,40	25,10	9,55	5,80	5,80

Corg	Corg_TREND	N	C_N	C_N_TREND	Eisen	Eisen_TREND	pH	Ca	Mg	K	Na
2,68	2,68	0,33	8,12	8,12	n.v.	1,80	12,50	18,70	5,27	1,82	0,63
2,67	2,67	0,24	11,13	11,13	1,26	1,26	7,15	36,00	7,42	0,44	0,78
2,83	2,83	0,28	10,11	10,11	0,74	0,74	6,23	28,26	5,63	0,65	0,55
2,58	2,58	0,28	9,21	9,21	1,45	1,45	4,95	5,86	2,85	0,70	0,44
2,53	2,53	0,25	10,12	10,12	1,66	1,66	4,99	4,33	1,93	0,45	0,37
6,76	6,76	0,62	10,90	10,90	1,56	1,73	5,69	12,98	1,95	0,61	0,52
3,23	3,23	0,32	10,09	10,09	n.v.	1,69	6,20	16,50	3,30	1,38	0,28
2,74	2,74	0,27	10,15	10,15	1,77	1,77	4,95	3,68	1,99	0,32	0,40
2,42	2,42	0,26	9,31	9,31	1,77	1,51	4,83	3,60	2,15	0,82	0,37
2,70	2,70	0,28	9,64	9,64	1,67	1,67	5,29	6,03	2,05	0,56	0,42
5,86	5,86	0,47	12,47	12,47	1,04	1,04	5,85	11,46	2,29	0,36	0,29
2,28	2,28	0,19	12,00	12,00	1,76	1,76	5,07	3,45	0,95	0,33	0,26
2,56	2,56	0,26	9,85	9,85	1,76	1,76	5,46	7,93	2,43	0,66	0,38
5,15	5,15	0,35	14,71	14,71	1,35	1,35	5,10	5,56	2,39	0,34	0,44
6,32	6,32	0,55	11,49	11,49	1,79	1,79	5,26	8,24	2,07	0,62	0,76
2,34	2,34	0,29	8,07	8,07	1,31	1,31	5,50	16,86	3,14	1,30	0,41
1,83	1,83	0,20	9,15	9,15	1,25	1,25	5,50	25,09	8,12	0,82	0,76
2,38	2,38	0,25	9,52	9,52	1,49	1,49	5,13	11,54	4,32	0,61	0,53
6,43	6,43	0,60	10,72	10,72	1,60	1,72	5,65	9,86	1,76	0,55	0,56
6,96	6,96	0,84	8,29	8,29	2,55	2,33	5,43	10,11	2,31	0,90	0,56
6,60	6,60	0,58	11,38	11,38	1,55	1,55	5,66	20,87	5,41	1,66	0,69
2,10	2,10	0,24	8,75	8,75	n.v.	1,24	4,70	3,51	2,30	1,32	0,33
n.v.	0,17	0,09	n.v.	1,89	n.v.	0,85	8,05	0,00	0,00	0,00	0,00
0,68	0,68	0,09	7,56	7,56	n.v.	0,90	5,80	0,31	0,26	0,07	0,16
2,57	2,57	0,29	8,86	8,86	2,24	2,24	6,38	18,26	4,24	1,14	0,39
2,61	2,61	0,29	9,00	9,00	1,90	1,90	6,01	13,32	3,18	0,97	0,41
3,02	3,02	0,33	9,15	9,15	2,38	2,38	5,90	8,09	2,26	0,65	0,82
2,65	2,65	0,29	9,14	9,14	1,56	1,56	5,63	8,38	2,11	0,80	0,43
4,85	4,85	0,44	11,02	11,02	1,65	1,65	5,45	7,35	2,46	0,83	1,02
2,21	2,21	0,26	8,50	8,50	1,09	1,09	6,34	14,52	3,77	0,98	0,49
2,33	2,33	0,24	9,71	9,71	1,46	1,46	5,36	10,52	3,54	0,63	0,47
2,43	2,43	0,26	9,35	9,35	1,66	1,66	5,86	11,15	2,77	0,81	0,39
1,88	1,88	0,21	8,95	8,95	1,08	1,08	5,88	19,57	6,30	1,25	0,82
9,74	9,74	0,96	10,15	10,15	2,52	2,52	6,03	28,84	6,77	2,45	0,47
3,37	3,37	0,53	6,36	6,36	2,64	2,64	5,55	6,88	2,73	0,29	0,38

KAKpot	KAKpot_TREND	H	KAKpot2	Porosität	Permiabilität_Anfang	Permiabilität_Konstant	Sand
26,42	26,42	5,41	31,83	0,00	0,00	0,00	61,05
44,64	44,64	1,89	46,53	57,50	15,25	12,95	16,05
35,09	35,09	4,56	39,65	53,87	8,93	8,13	17,08
9,85	9,85	11,34	21,19	49,25	19,75	23,80	26,07
7,08	7,08	8,92	16,00	54,04	26,67	22,78	33,43
16,05	16,05	9,48	25,53	56,02	36,34	21,23	44,17
21,46	21,46	5,10	26,56	0,00	0,00	0,00	71,30
6,39	6,39	8,21	14,60	55,78	45,98	21,88	31,71
6,93	6,93	8,11	15,03	56,54	29,14	14,69	25,26
9,06	9,06	7,08	16,13	55,51	36,28	21,33	32,29
14,40	14,40	8,23	22,63	56,10	37,00	21,95	45,45
4,99	4,99	7,21	12,20	57,10	14,27	22,67	42,53
11,40	11,40	7,61	19,01	54,80	28,62	22,00	31,16
8,73	8,73	10,35	19,08	52,45	59,35	26,25	21,20
11,69	11,69	10,46	22,16	54,20	47,50	27,49	46,91
21,71	21,71	7,31	29,02	51,90	29,85	27,50	24,90
34,79	34,79	8,15	42,94	55,80	10,55	13,50	39,70
17,01	17,01	9,23	26,24	53,61	12,09	15,73	32,49
12,73	12,73	9,73	22,46	56,31	39,59	21,72	54,23
13,87	13,87	15,84	29,71	58,81	38,62	19,03	73,66
28,63	28,63	9,90	38,53	56,10	53,81	26,96	49,03
7,46	7,46	8,00	15,46	57,30	12,30	7,50	18,80
n.v.	31,17	0,00	0,00	38,20	88,35	47,70	89,85
0,80	0,80	3,05	3,85	42,20	39,45	35,85	93,15
24,03	24,03	5,36	29,39	56,66	36,53	20,87	22,64
17,88	17,88	5,65	23,53	55,95	31,56	20,83	27,75
11,82	11,82	11,05	22,87	61,45	23,60	20,65	76,45
11,72	11,72	5,94	17,66	55,23	26,58	20,78	32,85
11,66	11,66	9,87	21,53	55,00	47,40	31,00	43,35
19,76	19,76	5,20	24,96	55,56	22,29	14,20	22,31
15,16	15,16	8,02	23,18	54,70	22,57	19,21	32,47
15,13	15,13	5,93	21,05	56,14	24,92	19,63	30,09
27,93	27,93	7,18	35,12	56,99	15,55	11,23	33,94
38,52	38,52	12,65	51,17	59,25	48,83	32,25	69,70
10,28	10,28	12,70	22,98	61,70	17,45	14,05	66,70

Quelle: Eigene Berechnung; Datengrundlage: CARDOSO & GARCIA 1962

A 3: LULC-Kartierbogen für São Tomé

Dipl.-Geogr. Signe Mikulane - Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg - São Tomé - 2013

1. Standortangaben

- Standortbezeichnung _____
- Datum und Uhrzeit _____
- Höhe ü. NN _____
- Foto-Nr. _____
- Exposition _____
- Testflächengröße _____
- Standortbeschreibung _____
- _____
- _____

2. Pedologie

- Bodenart / Korngröße
 - Sand
 - Schluff
 - Ton
 - Sonstiges

3. LULC

- Bebauung
 - dicht
 - aufgelockert
- Natürliche Vegetation

- Gras-/Krautschicht: _____%	- Wuchshöhen: _____
- Strauchschicht: _____%	- Wuchshöhen: _____
- Baumschichten: _____%	- Wuchshöhen: _____

 - ohne Bäume
 - einzeln stehende Bäume
 - offener Bestand
 - geschlossener Bestand
 - Kronenschluss
 - Gesamtbedeckungsgrad: _____%
 - Arten: _____
 - _____
 - _____
 - _____



Dipl.-Geogr. Signe Mikulane - Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg - São Tomé - 2013

• Küste

- Gras Sand vulkanische Ablagerungen Kies / Gestein Sonstiges

• Landwirtschaftliche Nutzfläche:

- Weideland: ext. int. - Wuchshöhe: _____

- Ackerland: ext. int. - Wuchshöhe: _____

- Trockenfeldbau - Wuchshöhe: _____

- Bewässerung

- ohne Baumbestand

- mit Baumbestand - Wuchshöhe: _____

- Plantage - Wuchshöhe: _____

- Brache: - Wuchshöhe: _____

- Anbauprodukt erkennbar nicht erkennbar ohne Strauch- / Baumbestand

- mit Baumbestand mit Strauchbestand:

- sonstige _____

- Anbauprodukte: _____

4. Klassenzuordnung:

• vor Geländeaufenthalt:

- Siedlung / Bebauung / Infrastruktur Kaffee Kakao Ackerland

- Savanne Bananen Mischwald (Bananen/Palmen) Kokospalmen

- Ölpalmenplantage Sekundärwald Primärwald Andere

• nach Überprüfung: _____

5. Notizen: _____



Quelle: Eigene Erstellung

A 4: Rückstreuungswerte von Beta (β^0) und Sigma (σ^0) der ASAR-Satellitendaten; bei dual-polarisierten Daten werden Werte beider Polarisationen aufgelistet (z.B. VV und VH); fett markierte Zahlen kennzeichnen die geringsten und höchsten Werte der Rückstreuung von β^0 und σ^0

Dateiname	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Spektrum (95 %)
ASAR_AP_2004-03-05_APP VV	-9,6255	-9,7683	4,1463	-17,0 – -0,54
	-6,8808	-6,7520	4,7458	-17,03 – 2,58
VH	-20,3925	-21,0024	4,6751	-27,9 – -8,08
	-14,2682	-14,1447	4,3694	-23,75 – -5,41
ASAR_IM_2004-03-08_IMP_PRI VV	-4,4717	-3,7061	5,4475	-18,9 – 3,81
	-5,6413	-5,5127	4,4603	-15,03 – 2,72
ASAR_IM_2004-03-18_IMP_PRI VV	-18,5962	-19,6827	5,4145	-26,17 – -3,45
	-8,8401	-8,4387	4,7481	-20,21 – -0,33
ASAR_IM_2004-03-24_IMP_PRI VV	-18,8940	-20,0546	5,6141	-26,72 – -3,31
	-8,6570	-8,4442	4,8086	-19,4 – 0,79
ASAR_IM_2004-04-03_IMS_SLC VV	0,0094	0,4683	6,9170	-15,56 – 11,62
	-7,6882	-7,1302	6,9450	-23,24 – 4,25
ASAR_AP_2004-05-14_APS VV	-11,3846	-10,7675	6,6339	-26,68 – -0,15
	-8,4976	-7,8114	6,6610	-23,52 – 3,01
VH	-21,7672	-21,4105	6,9067	-37 – -7,67
	-15,9001	-15,2126	6,4687	-31,83 – -5,12
ASAR_AP_2004-06-18_APS VV	-11,5814	-10,8734	6,5791	-26,76 – -0,28
	-8,5037	-7,8295	6,6684	-23,54 – 3,05
VH	-21,6836	-21,2561	6,8966	-37,1 – -7,57
	-15,8425	-15,1069	6,4783	-29,54 – -5,14

ASAR_IM_2004-09-15_IMS_SLC VV	-5,4688	-4,7245	6,5491	-20,62 – 5,0
	-8,9015	-8,3003	7,0447	-25,09 – 3,2
ASAR_IM_2004-10-20_IMP_PRI HH	-4,8954	-4,6802	4,3739	-13,73 – 2,73
	-7,8281	-7,7229	4,5000	-17,17 – 0,45
ASAR_IM_2004-12-29_IMP_PRI HH	-7,4201	-7,1997	4,5809	-17,93 – 0,49
	-7,6323	-7,4839	4,5247	-17,3 – 0,69

Quelle: Eigene Berechnung

A 5: Rückstreuungswerte von Beta (β^0) und Sigma (σ^0) der PALSAR-Satellitendaten

Dateiname	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Spektrum (95 %)
ap2006-11-05	-21,8794	-22,3664	8,0552	-37,42 – -3,31
	-12,7365	-11,9156	7,6086	-29,92 - -0,23
ap2006-12-21	-20,8265	-21,1422	7,7564	-36,13 – -2,94
	-11,5991	-10,8296	7,3132	-27,93 – 0,65
ap2007-05-08	-20,8853	-21,3771	7,7123	-35,98 – -2,93
	-12,3873	-11,5682	7,5751	-28,57 – 0,11
ap2007-06-23	-20,2405	-20,5349	7,5686	-35,34 – -2,91
	-12,1016	-11,2145	7,4741	-28,08 – 0,23
ap2007-08-08	-20,3160	-20,6309	7,6337	-35,36 – -2,79
	-11,9503	-11,1291	7,4784	-28,58 – 0,62
ap2007-09-23	-20,7418	-21,1196	7,7912	-35,96 – -2,72
	-11,8776	-11,0905	7,4868	-28,74 – 0,63
ap2007-11-08	-20,8896	-21,2491	7,7712	-36,03 – -2,97
	-12,0636	-11,1809	7,4881	-29,49 – 0,27
ap2008-05-11	-21,0426	-21,3767	7,7955	-36,22 – -3,06
	-12,4727	-11,5550	7,6116	-29,83 – 0,49
ap2008-08-10	-20,7599	-21,0986	7,6913	-35,9 – -3,02
	-11,3866	-10,6272	7,2391	-27,12 – 1,01
ap2008-09-25	-21,0187	-21,3612	7,7474	-36,16 – -3,12
	-11,9541	-11,1256	7,3702	-28,42 – 0,24
ap2008-11-11	-20,9423	-21,4234	7,9030	-36,24 – -2,59
	-11,4773	-10,6458	7,3598	-27,83 – 0,99
ap2009-03-28	-20,3383	-20,5973	7,6298	-35,49 – -2,75
	-11,6376	-10,8596	7,3165	-27,5 – 0,22
ap2009-05-13	-20,9546	-21,3431	7,7542	-36,16 – -3,11
	-12,1383	-11,3611	7,4655	-28,18 – 0,23
ap2009-09-28	-20,6581	-21,0395	7,7627	-35,85 – -2,81
	-11,0923	-10,3976	7,1721	-27,1 – 1,16
ap2009-11-13	-20,8356	-21,1806	7,7908	-36,03 – -2,79
	-11,0535	-10,3420	7,2263	-26,92 – 1,33
ap2010-11-16	-21,3376	-21,7347	7,9039	-36,66 – -3,12
	-12,1785	-11,2822	7,4682	-29,22 – 0,97

ap2011-01-01	-20,8638	-21,1341	7,7108	-36,03 – -3,15
	-12,1532	-11,2971	7,4464	-28,83 – 0,62
ap2011-02-16	-21,2176	-21,5128	7,7240	-36,45 – -3,46
	-12,5072	-11,6374	7,4721	-29,19 – -0,15

Quelle: Eigene Berechnung

A 6: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren der Neigung zur Degradation

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit
Hangneigung	1,000	0,500	2,000
Landbedeckungsgrad	2,000	1,000	2,000
Erodierbarkeit	0,500	0,500	1,000
Summe	3,500	2,000	5,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 7: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren der Neigung zur Degradation

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit
Hangneigung	0,286	0,250	0,400
Landbedeckungsgrad	0,571	0,500	0,400
Erodierbarkeit	0,143	0,250	0,200

Quelle: Eigene Berechnung

A 8: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren der Neigung zur Degradation

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit	Gewicht
Hangneigung	0,286	0,250	0,400	0,312
Landbedeckungsgrad	0,571	0,500	0,400	0,490
Erodierbarkeit	0,143	0,250	0,200	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

A 9: Gesamtgewichte der Subfaktoren der Neigung zur Degradation als Multiplikationsfaktoren

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit
Faktorengewichte	0,312	0,490	0,198
Hangneigung	1,000	0,500	2,000
Landbedeckungsgrad	2,000	1,000	2,000
Erodierbarkeit	0,500	0,500	1,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 10: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Neigung zur Degradation – gewichtete Spalten

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit
Hangneigung	0,312	0,245	0,396
Landbedeckungsgrad	0,624	0,490	0,396
Erodierbarkeit	0,156	0,245	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

A 11: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren der Neigung zur Degradation

Neigung zur Degradation	Hangneigung	Landbedeckungsgrad	Erodierbarkeit	gewichtete Summe
Hangneigung	0,312	0,245	0,396	0,953
Landbedeckungsgrad	0,624	0,490	0,396	1,510
Erodierbarkeit	0,156	0,245	0,198	0,599

Quelle: Eigene Berechnung

A 12: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Subfaktoren des anthropogenen Drucks

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte
Bevölkerungsdichte	1,000	0,333
Wegenetzdichte	3,000	1,000
Summe	4,000	1,333

Quelle: Eigene Berechnung

A 13: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Subfaktoren des anthropogenen Drucks

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte
Bevölkerungsdichte	0,250	0,250
Wegenetzdichte	0,750	0,750

Quelle: Eigene Berechnung

A 14: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Subfaktoren des anthropogenen Drucks

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte	Gewicht
Bevölkerungsdichte	0,250	0,250	0,250
Wegenetzdichte	0,750	0,750	0,750

Quelle: Eigene Berechnung

A 15: Gesamtgewichte der Subfaktoren des anthropogenen Drucks als Multiplikationsfaktoren

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte
<i>Faktorengewichte</i>	0,250	0,750
Bevölkerungsdichte	1,000	0,333
Wegenetzdichte	3,000	1,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 16: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation des anthropogenen Drucks – gewichtete Spalten

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte
Bevölkerungsdichte	0,250	0,250
Wegenetzdichte	0,750	0,750

Quelle: Eigene Berechnung

A 17: Bildung der gewichteten Summen der Subfaktoren des anthropogenen Drucks

Anthropogener Druck	Bevölkerungsdichte	Wegenetzdichte	gewichtete Summe
Bevölkerungsdichte	0,250	0,250	0,500
Wegenetzdichte	0,750	0,750	1,500

Quelle: Eigene Berechnung

A 18: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Faktoren der Exponierung

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie
Anthropogener Druck	1,000	2,000	3,000
Landnutzungsintensität	0,500	1,000	2,000
Hemerobie	0,333	0,500	1,000
Summe	1,833	3,500	6,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 19: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Faktoren der Exponierung

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie
Anthropogener Druck	0,546	0,571	0,500
Landnutzungsintensität	0,273	0,286	0,333
Hemerobie	0,182	0,143	0,167

Quelle: Eigene Berechnung

A 20: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Faktoren der Exponierung

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie	Gewicht
Anthropogener Druck	0,546	0,571	0,500	0,539
Landnutzungsintensität	0,273	0,286	0,333	0,297
Hemerobie	0,182	0,143	0,167	0,164

Quelle: Eigene Berechnung

A 21: Gesamtgewichte der Faktoren der Exponierung als Multiplikationsfaktoren

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie
Faktorengewichte	0,539	0,297	0,164
Anthropogener Druck	1,000	2,000	3,000
Landnutzungsintensität	0,500	1,000	2,000
Hemerobie	0,333	0,500	1,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 22: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Exponierung – gewichtete Spalten

Exponierung	Anthropogener Druck	Landnutzungsintensität	Hemerobie
Anthropogener Druck	0,539	0,594	0,492
Landnutzungsintensität	0,270	0,297	0,328
Hemerobie	0,179	0,149	0,164

Quelle: Eigene Berechnung

A 23: Bildung der gewichteten Summen der Faktoren der Exponierung

Exponierung	Anthropo- gener Druck	Landnutzungs- intensität	Hemerobie	gewichtete Summe
Anthropogener Druck	0,539	0,594	0,492	1,625
Landnutzungsintensität	0,270	0,297	0,328	0,895
Hemerobie	0,179	0,149	0,164	0,492

Quelle: Eigene Berechnung

A 24: Summierung der einzelnen Bewertungsintensitäten der Faktoren der Sensitivität

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung
Neigung zur Degradation	1,000	2,000	2,000
Habitatrelevanz	0,500	1,000	2,000
Fragmentierung	0,500	0,500	1,000
Summe	2,000	3,500	5,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 25: Normalisierte Matrix des paarweisen Vergleichs der Faktoren der Sensitivität

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung
Neigung zur Degradation	0,500	0,571	0,400
Habitatrelevanz	0,250	0,286	0,400
Fragmentierung	0,250	0,143	0,200

Quelle: Eigene Berechnung

A 26: Gesamtprioritäten bzw. -gewichte einzelner Faktoren der Sensitivität

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung	Gewicht
Neigung zur Degradation	0,500	0,571	0,400	0,490
Habitatrelevanz	0,250	0,286	0,400	0,312
Fragmentierung	0,250	0,143	0,200	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

A 27: Gesamtgewichte der Faktoren der Sensitivität als Multiplikationsfaktoren

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung
<i>Faktorengewichte</i>	<i>0,490</i>	<i>0,312</i>	<i>0,198</i>
Neigung zur Degradation	1,000	2,000	2,000
Habitatrelevanz	0,500	1,000	2,000
Fragmentierung	0,500	0,500	1,000

Quelle: Eigene Berechnung

A 28: Ergebnisse der Faktorenmultiplikation der Sensitivität – gewichtete Spalten

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung
Neigung zur Degradation	0,490	0,624	0,396
Habitatrelevanz	0,245	0,312	0,396
Fragmentierung	0,245	0,156	0,198

Quelle: Eigene Berechnung

A 29: Bildung der gewichteten Summen der Faktoren der Sensitivität

Sensitivität	Neigung zur Degradation	Habitatrelevanz	Fragmentierung	gewichtete Summe
Neigung zur Degradation	0,490	0,624	0,396	1,510
Habitatrelevanz	0,245	0,312	0,396	0,953
Fragmentierung	0,245	0,156	0,198	0,599

Quelle: Eigene Berechnung

A 30: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen Subdistrikten (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“))

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
Almas	3	0,48	14,40	4
Almas	2	0,11	3,23	4
Almas	4	2,63	79,43	4
Almas	5	0,10	2,92	4
Almas	4	0,00	0,02	4
	Summe:	3,31	100	
Bombom	3	0,09	1,75	4
Bombom	2	0,17	3,33	4
Bombom	4	3,12	60,79	4
Bombom	5	1,75	34,13	4
	Summe:	5,14	100	
Caixao Grande	3	0,01	0,08	4
Caixao Grande	4	7,47	87,70	4
Caixao Grande	5	1,04	12,22	4
Caixao Grande	4	0,00	0,00	4
	Summe:	8,51	100	
Conde	3	9,95	79,57	3
Conde	2	0,47	3,73	3
Conde	4	2,05	16,41	3
Conde	1	0,01	0,04	3
Conde	5	0,03	0,24	3
	Summe:	12,51	100	
Guadalupe	3	41,42	76,19	3
Guadalupe	2	6,17	11,34	3
Guadalupe	4	6,70	12,32	3
Guadalupe	1	0,03	0,06	3

Guadalupe	5	0,05	0,09	3
	Summe:	54,36	100	
Madalena	3	5,80	34,08	4
Madalena	2	0,05	0,32	4
Madalena	4	10,53	61,93	4
Madalena	5	0,62	3,66	4
	Summe:	17,01	100	
Malanza	3	2,54	1,49	1
Malanza	2	17,79	10,40	1
Malanza	4	1,85	1,08	1
Malanza	1	148,81	87,03	1
	Summe:	170,99	100	
Micoló	3	4,34	64,06	3
Micoló	2	1,02	15,06	3
Micoló	4	1,42	20,88	3
	Summe:	6,78	100,00	
Neves	3	32,35	34,70	2
Neves	2	20,51	22,00	2
Neves	4	4,82	5,17	2
Neves	1	35,56	38,14	2
Neves	1	0,00	0,00	2
	Summe:	93,24	100	
Pantufo	3	0,03	9,81	5
Pantufo	2	0,00	1,41	5
Pantufo	4	0,09	27,48	5
Pantufo	5	0,20	61,30	5
	Summe:	0,32	100	
Ribeira Afonso	3	45,62	65,46	3

Ribeira Afonso	2	16,05	23,04	3
Ribeira Afonso	4	1,65	2,36	3
Ribeira Afonso	1	6,37	9,14	3
	Summe:	69,69	100	
Santa Catarina	3	1,31	1,05	1
Santa Catarina	2	16,51	13,18	1
Santa Catarina	4	0,46	0,37	1
Santa Catarina	1	107,01	85,41	1
	Summe:	125,30	100	
Santana	3	34,13	71,98	3
Santana	2	1,75	3,69	3
Santana	4	11,45	24,16	3
Santana	1	0,02	0,03	3
Santana	5	0,06	0,14	3
Santana	4	0,00	0,00	3
Santana	4	0,00	0,00	3
	Summe:	47,42	100	
Santo Amaro	3	2,78	11,33	4
Santo Amaro	4	19,29	78,56	4
Santo Amaro	5	2,48	10,11	4
	Summe:	24,55	100,00	
Sao Joao dos Angolares	3	30,85	34,64	2,5
Sao Joao dos Angolares	2	24,83	27,88	2,5
Sao Joao dos Angolares	4	8,66	9,72	2,5
Sao Joao dos Angolares	1	24,72	27,76	2,5
	Summe:	89,06	100	
Sao Tomé	3	2,27	10,52	5
Sao Tomé	2	0,02	0,11	5
Sao Tomé	4	4,86	22,56	5

Sao Tomé	5	14,39	66,80	5
	Summe:	21,54	100	
Trindade	3	20,91	22,30	3,5
Trindade	2	15,99	17,06	3,5
Trindade	4	33,23	35,45	3,5
Trindade	1	20,81	22,20	3,5
Trindade	5	2,80	2,99	3,5
Trindade	1	0,00	0,00	3,5
	Summe:	93,74	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 31: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen Distrikten (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2“)

Distrikt	Gridcode_Polygon	km²	%	Gridcode_Distrikt
Água Grande	3	0,03	0,14	5
Água Grande	3	2,27	10,37	5
Água Grande	2	0,00	0,02	5
Água Grande	2	0,02	0,11	5
Água Grande	4	0,09	0,40	5
Água Grande	4	4,86	22,23	5
Água Grande	5	0,20	0,90	5
Água Grande	5	14,39	65,83	5
	Summe:	21,86	100,00	
Cantagalo	3	34,13	29,14	3
Cantagalo	3	45,62	38,96	3
Cantagalo	2	1,75	1,49	3
Cantagalo	2	16,05	13,71	3
Cantagalo	4	11,45	9,78	3
Cantagalo	4	1,65	1,41	3
Cantagalo	1	0,02	0,01	3
Cantagalo	1	6,37	5,44	3
Cantagalo	5	0,06	0,06	3
Cantagalo	4	0,00	0,00	3
Cantagalo	4	0,00	0,00	3
	Summe:	117,11	100	
Cauê	3	30,85	11,86	1
Cauê	3	2,54	0,98	1
Cauê	2	24,83	9,55	1
Cauê	2	17,79	6,84	1
Cauê	4	8,66	3,33	1
Cauê	4	1,85	0,71	1
Cauê	1	24,72	9,51	1

Cauê	1	148,81	57,23	1
	Summe:	260,05	100	
Lembá	3	32,35	14,80	1
Lembá	3	1,31	0,60	1
Lembá	2	20,51	9,38	1
Lembá	2	16,51	7,56	1
Lembá	4	4,82	2,21	1
Lembá	4	0,46	0,21	1
Lembá	1	35,56	16,27	1
Lembá	1	107,01	48,97	1
Lembá	1	0,00	0,00	1
	Summe:	218,54	100	
Lobata	3	41,42	42,18	3
Lobata	3	4,34	4,42	3
Lobata	3	9,95	10,14	3
Lobata	3	2,78	2,83	3
Lobata	2	6,17	6,28	3
Lobata	2	1,02	1,04	3
Lobata	2	0,47	0,48	3
Lobata	4	6,70	6,82	3
Lobata	4	1,42	1,44	3
Lobata	4	2,05	2,09	3
Lobata	4	19,29	19,64	3
Lobata	1	0,03	0,03	3
Lobata	1	0,01	0,01	3
Lobata	5	0,05	0,05	3
Lobata	5	0,03	0,03	3
Lobata	5	2,48	2,53	3
	Summe:	98,20	100	
Mé Zochi	3	0,48	0,37	3,5
Mé Zochi	3	0,09	0,07	3,5

Mé Zochi	3	0,01	0,01	3,5
Mé Zochi	3	5,80	4,54	3,5
Mé Zochi	3	20,91	16,37	3,5
Mé Zochi	2	0,11	0,08	3,5
Mé Zochi	2	0,17	0,13	3,5
Mé Zochi	2	0,05	0,04	3,5
Mé Zochi	2	15,99	12,52	3,5
Mé Zochi	4	2,63	2,06	3,5
Mé Zochi	4	3,12	2,45	3,5
Mé Zochi	4	7,47	5,85	3,5
Mé Zochi	4	10,53	8,25	3,5
Mé Zochi	4	33,23	26,02	3,5
Mé Zochi	1	20,81	16,30	3,5
Mé Zochi	5	0,10	0,08	3,5
Mé Zochi	5	1,75	1,37	3,5
Mé Zochi	5	1,04	0,81	3,5
Mé Zochi	5	0,62	0,49	3,5
Mé Zochi	5	2,80	2,19	3,5
Mé Zochi	4	0,00	0,00	3,5
Mé Zochi	4	0,00	0,00	3,5
Mé Zochi	1	0,00	0,00	3,5
	Summe:	127,71	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 32: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen Subdistrikten (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
Almas	4	0,10	3,05	2,5
Almas	1	0,11	3,37	2,5
Almas	2	1,50	45,52	2,5
Almas	3	1,18	35,60	2,5
Almas	5	0,41	12,44	2,5
Almas	2	0,00	0,02	2,5
	Summe:	3,30	100	
Bombom	4	0,57	11,16	2
Bombom	1	0,33	6,38	2
Bombom	2	2,91	56,59	2
Bombom	3	0,36	7,01	2
Bombom	5	0,97	18,86	2
	Summe:	5,14	100	
Caixao Grande	4	0,28	3,28	2
Caixao Grande	1	0,15	1,73	2
Caixao Grande	2	5,87	68,96	2
Caixao Grande	3	1,62	19,07	2
Caixao Grande	5	0,59	6,95	2
Caixao Grande	2	0,00	0,00	2
	Summe:	8,51	100	
Conde	4	1,71	13,65	2
Conde	1	0,04	0,29	2
Conde	2	7,04	56,33	2
Conde	3	3,46	27,66	2
Conde	5	0,26	2,06	2
	Summe:	12,50	100	

Guadalupe	4	11,40	20,98	2,5
Guadalupe	1	1,09	2,01	2,5
Guadalupe	2	13,93	25,64	2,5
Guadalupe	3	24,13	44,40	2,5
Guadalupe	5	3,79	6,98	2,5
	Summe:	54,35	100	
Madalena	4	0,75	4,42	2
Madalena	1	0,24	1,43	2
Madalena	2	12,23	71,90	2
Madalena	3	3,48	20,45	2
Madalena	5	0,30	1,79	2
	Summe:	17,01	100	
Malanza	4	35,37	20,69	2,5
Malanza	1	0,12	0,07	2,5
Malanza	2	63,84	37,34	2,5
Malanza	3	65,18	38,13	2,5
Malanza	5	6,45	3,77	2,5
	Summe:	170,96	100	
Micoló	4	1,27	18,80	2,5
Micoló	1	0,19	2,76	2,5
Micoló	2	2,14	31,67	2,5
Micoló	3	3,12	46,05	2,5
Micoló	5	0,05	0,72	2,5
	Summe:	6,77	100,00	
Neves	4	32,49	55,32	4
Neves	1	1,40	2,39	4
Neves	2	11,58	19,71	4
Neves	3	13,26	22,58	4
Neves	5	0,00	0,00	4
Neves	4	0,00	0,00	4

Neves	2	0,00	0,00	4
Neves	3	0,00	0,00	4
	Summe:	58,72	100	
Pantufo	4	0,08	24,21	1
Pantufo	1	0,21	65,88	1
Pantufo	2	0,03	8,44	1
Pantufo	3	0,00	0,35	1
Pantufo	5	0,00	1,13	1
	Summe:	0,32	100	
Ribeira Afonso	4	14,12	20,27	2,5
Ribeira Afonso	1	0,20	0,28	2,5
Ribeira Afonso	2	18,95	27,20	2,5
Ribeira Afonso	3	30,45	43,71	2,5
Ribeira Afonso	5	5,95	8,54	2,5
	Summe:	69,67	100	
Santa Catarina	4	32,86	26,23	3,5
Santa Catarina	1	0,26	0,21	3,5
Santa Catarina	2	25,26	20,16	3,5
Santa Catarina	3	58,64	46,80	3,5
Santa Catarina	5	8,27	6,60	3,5
	Summe:	125,29	100	
Santana	4	5,69	12,01	2
Santana	1	0,18	0,38	2
Santana	2	25,70	54,23	2
Santana	3	13,27	28,00	2
Santana	5	2,55	5,37	2
Santana	2	0,00	0,00	2
Santana	2	0,00	0,00	2
	Summe:	47,39	100	

Santo Amaro	4	2,73	11,12	2
Santo Amaro	1	0,18	0,74	2
Santo Amaro	2	18,57	75,65	2
Santo Amaro	3	2,40	9,76	2
Santo Amaro	5	0,67	2,73	2
	Summe:	24,55	100,00	
Sao Joao dos Angolares	4	25,16	28,26	3
Sao Joao dos Angolares	1	0,75	0,84	3
Sao Joao dos Angolares	2	28,63	32,16	3
Sao Joao dos Angolares	3	24,20	27,18	3
Sao Joao dos Angolares	5	10,29	11,56	3
	Summe:	89,03	100	
Sao Tomé	4	3,40	15,80	3
Sao Tomé	1	7,22	33,56	3
Sao Tomé	2	4,57	21,23	3
Sao Tomé	3	1,71	7,96	3
Sao Tomé	5	4,62	21,45	3
	Summe:	21,52	100	
Trindade	4	22,96	24,49	3
Trindade	1	1,19	1,27	3
Trindade	2	28,94	30,87	3
Trindade	3	25,20	26,88	3
Trindade	5	15,45	16,48	3
Trindade	4	0,00	0,00	3
Trindade	2	0,00	0,00	3
Trindade	3	0,00	0,00	3
	Summe:	93,74	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 33: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen Distrikten (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2“)

Distrikt	Gridcode_Polygon	km²	%	Gridcode_Distrikt
Água Grande	4	0,08	0,35	3
Água Grande	4	3,40	15,57	3
Água Grande	1	0,21	0,95	3
Água Grande	1	7,22	33,08	3
Água Grande	2	0,03	0,12	3
Água Grande	2	4,57	20,92	3
Água Grande	3	0,00	0,01	3
Água Grande	3	1,71	7,85	3
Água Grande	5	0,00	0,02	3
Água Grande	5	4,62	21,14	3
	Summe:	21,83	100,00	
Cantagalo	4	5,69	4,86	2,5
Cantagalo	4	14,12	12,07	2,5
Cantagalo	1	0,18	0,15	2,5
Cantagalo	1	0,20	0,17	2,5
Cantagalo	2	25,70	21,96	2,5
Cantagalo	2	18,95	16,19	2,5
Cantagalo	3	13,27	11,34	2,5
Cantagalo	3	30,45	26,01	2,5
Cantagalo	5	2,55	2,18	2,5
Cantagalo	5	5,95	5,08	2,5
Cantagalo	2	0,00	0,00	2,5
Cantagalo	2	0,00	0,00	2,5
	Summe:	117,05	100	
Cauê	4	25,16	9,68	2,5
Cauê	4	35,37	13,60	2,5
Cauê	1	0,75	0,29	2,5
Cauê	1	0,12	0,05	2,5

Cauê	2	28,63	11,01	2,5
Cauê	2	63,84	24,55	2,5
Cauê	3	24,20	9,31	2,5
Cauê	3	65,18	25,07	2,5
Cauê	5	10,29	3,96	2,5
Cauê	5	6,45	2,48	2,5
	Summe:	259,99	100	
Lembá	4	32,49	14,87	3,5
Lembá	4	32,86	15,04	3,5
Lembá	1	1,40	0,64	3,5
Lembá	1	0,26	0,12	3,5
Lembá	2	11,58	5,30	3,5
Lembá	2	25,26	11,56	3,5
Lembá	3	34,50	15,79	3,5
Lembá	3	58,64	26,83	3,5
Lembá	5	13,26	6,07	3,5
Lembá	5	8,27	3,79	3,5
Lembá	4	0,00	0,00	3,5
Lembá	2	0,00	0,00	3,5
Lembá	3	0,00	0,00	3,5
	Summe:	218,52	100	
Lobata	4	11,40	11,61	2,5
Lobata	4	1,27	1,30	2,5
Lobata	4	1,71	1,74	2,5
Lobata	4	2,73	2,78	2,5
Lobata	1	1,09	1,11	2,5
Lobata	1	0,19	0,19	2,5
Lobata	1	0,04	0,04	2,5
Lobata	1	0,18	0,19	2,5
Lobata	2	13,93	14,19	2,5
Lobata	2	2,14	2,18	2,5
Lobata	2	7,04	7,18	2,5

Lobata	2	18,57	18,92	2,5
Lobata	3	24,13	24,58	2,5
Lobata	3	3,12	3,18	2,5
Lobata	3	3,46	3,52	2,5
Lobata	3	2,40	2,44	2,5
Lobata	5	3,79	3,86	2,5
Lobata	5	0,05	0,05	2,5
Lobata	5	0,26	0,26	2,5
Lobata	5	0,67	0,68	2,5
	Summe:	98,17	100	
Mé Zochi	4	0,10	0,08	3
Mé Zochi	4	0,57	0,45	3
Mé Zochi	4	0,28	0,22	3
Mé Zochi	4	0,75	0,59	3
Mé Zochi	4	22,96	17,98	3
Mé Zochi	1	0,11	0,09	3
Mé Zochi	1	0,33	0,26	3
Mé Zochi	1	0,15	0,12	3
Mé Zochi	1	0,24	0,19	3
Mé Zochi	1	1,19	0,93	3
Mé Zochi	2	1,50	1,18	3
Mé Zochi	2	2,91	2,28	3
Mé Zochi	2	5,87	4,60	3
Mé Zochi	2	12,23	9,58	3
Mé Zochi	2	28,94	22,66	3
Mé Zochi	3	1,18	0,92	3
Mé Zochi	3	0,36	0,28	3
Mé Zochi	3	1,62	1,27	3
Mé Zochi	3	3,48	2,72	3
Mé Zochi	3	25,20	19,73	3
Mé Zochi	5	0,41	0,32	3
Mé Zochi	5	0,97	0,76	3
Mé Zochi	5	0,59	0,46	3

Mé Zochi	5	0,30	0,24	3
Mé Zochi	5	15,45	12,10	3
Mé Zochi	4	0,00	0,00	3
Mé Zochi	2	0,00	0,00	3
Mé Zochi	2	0,00	0,00	3
Mé Zochi	2	0,00	0,00	3
Mé Zochi	3	0,00	0,00	3
	Summe:	127,70	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 34: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen Subdistrikten (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_Subdistrikt=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

Subdistrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Subdistrikt
Almas	4	2,68	81,18	4
Almas	3	0,15	4,65	4
Almas	5	0,47	14,15	4
Almas	4	0,00	0,02	4
	Summe:	3,30	100	
Bombom	4	2,52	49,00	4,5
Bombom	3	0,27	5,16	4,5
Bombom	5	2,36	45,84	4,5
	Summe:	5,14	100	
Caixao Grande	4	7,37	86,56	4
Caixao Grande	5	1,14	13,44	4
Caixao Grande	4	0,00	0,00	4
	Summe:	8,51	100	
Conde	4	7,98	63,85	4
Conde	3	2,62	20,93	4
Conde	5	1,90	15,17	4
Conde	2	0,01	0,04	4
	Summe:	12,51	100	
Guadalupe	4	36,80	67,73	4
Guadalupe	3	11,93	21,95	4
Guadalupe	5	5,05	9,29	4
Guadalupe	2	0,56	1,03	4
	Summe:	54,33	100	
Madalena	4	16,24	95,45	4
Madalena	3	0,05	0,31	4

Madalena	5	0,72	4,23	4
	Summe:	17,01	100	
Malanza	4	2,54	1,49	1
Malanza	3	13,04	7,63	1
Malanza	5	0,21	0,12	1
Malanza	2	45,00	26,35	1
Malanza	1	110,02	64,41	1
	Summe:	170,81	100	
Micoló	4	2,30	33,96	3,5
Micoló	3	3,27	48,23	3,5
Micoló	5	1,07	15,80	3,5
Micoló	2	0,14	2,01	3,5
	Summe:	6,77	100,00	
Neves	4	31,16	33,43	3,5
Neves	3	22,57	24,21	3,5
Neves	5	3,34	3,58	3,5
Neves	2	14,07	15,09	3,5
Neves	1	22,08	23,69	3,5
Neves	1	0,00	0,00	3,5
	Summe:	93,22	100	
Pantufo	4	0,07	23,40	3
Pantufo	3	0,18	56,53	3
Pantufo	5	0,06	20,07	3
	Summe:	0,32	100	
Ribeira Afonso	4	39,54	56,78	4
Ribeira Afonso	3	26,16	37,56	4
Ribeira Afonso	5	1,23	1,77	4
Ribeira Afonso	2	2,71	3,89	4
	Summe:	69,65	100	

Santa Catarina	4	2,39	1,91	1
Santa Catarina	3	18,84	15,05	1
Santa Catarina	5	0,25	0,20	1
Santa Catarina	2	24,48	19,55	1
Santa Catarina	1	79,25	63,30	1
	Summe:	125,20	100	
Santana	4	39,50	83,37	4
Santana	3	2,13	4,49	4
Santana	5	5,71	12,05	4
Santana	2	0,04	0,08	4
Santana	4	0,00	0,00	4
Santana	4	0,00	0,00	4
	Summe:	47,38	100	
Santo Amaro	4	21,06	85,79	4
Santo Amaro	3	0,07	0,26	4
Santo Amaro	5	3,42	13,94	4
	Summe:	24,55	100,00	
Sao Joao dos Angolares	4	16,01	18,00	3
Sao Joao dos Angolares	3	51,05	57,37	3
Sao Joao dos Angolares	5	3,30	3,71	3
Sao Joao dos Angolares	2	18,57	20,87	3
Sao Joao dos Angolares	1	0,05	0,06	3
	Summe:	89,00	100	
Sao Tomé	4	9,99	46,44	4,5
Sao Tomé	3	1,70	7,91	4,5
Sao Tomé	5	9,81	45,62	4,5
Sao Tomé	2	0,01	0,04	4,5
	Summe:	21,51	100	

Trindade	4	44,29	47,25	3,5
Trindade	3	19,86	21,19	3,5
Trindade	5	8,85	9,44	3,5
Trindade	2	13,90	14,83	3,5
Trindade	1	6,83	7,29	3,5
Trindade	1	0,00	0,00	3,5
	Summe:	93,73	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 35: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen Distrikten (WENN(%≥“50“;“Gridcode_Distrikt=Gridcode_Polygon≥50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_Polygon Y/2“)

Distrikt	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_Distrikt
Água Grande	4	0,07	0,34	4,5
Água Grande	4	9,99	45,77	4,5
Água Grande	3	0,18	0,82	4,5
Água Grande	3	1,70	7,79	4,5
Água Grande	5	0,06	0,29	4,5
Água Grande	5	9,81	44,96	4,5
Água Grande	2	0,01	0,04	4,5
	Summe:	21,82	100,00	
Cantagalo	4	39,50	33,75	4
Cantagalo	4	39,54	33,79	4
Cantagalo	3	2,13	1,82	4
Cantagalo	3	26,16	22,35	4
Cantagalo	5	5,71	4,88	4
Cantagalo	5	1,23	1,05	4
Cantagalo	2	0,04	0,03	4
Cantagalo	2	2,71	2,32	4
Cantagalo	4	0,00	0,00	4
Cantagalo	4	0,00	0,00	4
	Summe:	117,02	100	
Cauê	4	16,01	6,16	2
Cauê	4	2,54	0,98	2
Cauê	3	51,05	19,65	2
Cauê	3	13,04	5,02	2
Cauê	5	3,30	1,27	2
Cauê	5	0,21	0,08	2
Cauê	2	18,57	7,15	2
Cauê	2	45,00	17,32	2
Cauê	1	0,05	0,02	2

Cauê	1	110,02	42,35	2
	Summe:	259,80	100	
Lembá	4	31,16	14,27	2
Lembá	4	2,39	1,09	2
Lembá	3	22,57	10,33	2
Lembá	3	18,84	8,63	2
Lembá	5	3,34	1,53	2
Lembá	5	0,25	0,11	2
Lembá	2	14,07	6,44	2
Lembá	2	24,48	11,21	2
Lembá	1	22,08	10,11	2
Lembá	1	79,25	36,28	2
Lembá	1	0,00	0,00	2
	Summe:	218,42	100	
Lobata	4	36,80	37,49	4
Lobata	4	2,30	2,34	4
Lobata	4	7,98	8,13	4
Lobata	4	21,06	21,46	4
Lobata	3	11,93	12,15	4
Lobata	3	3,27	3,33	4
Lobata	3	2,62	2,67	4
Lobata	3	0,07	0,07	4
Lobata	5	5,05	5,14	4
Lobata	5	1,07	1,09	4
Lobata	5	1,90	1,93	4
Lobata	5	3,42	3,49	4
Lobata	2	0,56	0,57	4
Lobata	2	0,14	0,14	4
Lobata	1	0,01	0,01	4
	Summe:	98,16	100	
Mé Zochi	4	2,68	2,10	4

Mé Zochi	4	2,52	1,97	4
Mé Zochi	4	7,37	5,77	4
Mé Zochi	4	16,24	12,71	4
Mé Zochi	4	44,29	34,68	4
Mé Zochi	3	0,15	0,12	4
Mé Zochi	3	0,27	0,21	4
Mé Zochi	3	0,05	0,04	4
Mé Zochi	3	19,86	15,55	4
Mé Zochi	5	0,47	0,37	4
Mé Zochi	5	2,36	1,84	4
Mé Zochi	5	1,14	0,90	4
Mé Zochi	5	0,72	0,56	4
Mé Zochi	5	8,85	6,93	4
Mé Zochi	2	13,90	10,88	4
Mé Zochi	1	6,83	5,35	4
Mé Zochi	4	0,00	0,00	4
Mé Zochi	4	0,00	0,00	4
Mé Zochi	1	0,00	0,00	4
	Summe:	127,70	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 36: Zuweisung von Intensitätsstufen der Exponierung jeweiligen LULC-Klassen (WENN(%≥“50“;“Gridcode_LULC=Gridcode_Polygon≥50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

LULC-Klasse	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_LULC
Acker	3	5,03	14,67	4
Acker	2	0,09	0,25	4
Acker	4	22,99	66,97	4
Acker	1	0,11	0,32	4
Acker	5	6,10	17,78	4
Acker	2	0,00	0,01	4
Acker	1	0,00	0,00	4
	Summe:	34,33	100	
Altwald	3	0,41	0,13	1
Altwald	2	19,27	6,13	1
Altwald	4	0,06	0,02	1
Altwald	1	294,40	93,70	1
Altwald	5	0,01	0,00	1
Altwald	3	0,00	0,00	1
Altwald	2	0,02	0,01	1
Altwald	4	0,00	0,00	1
Altwald	1	0,00	0,00	1
Altwald	2	0,00	0,00	1
Altwald	1	0,02	0,01	1
	Summe:	314,18	100	
Gras	3	0,53	84,23	3
Gras	2	0,09	14,42	3
Gras	4	0,01	1,35	3
Gras	5	0,00	0,00	3
	Summe:	0,63	100	
Kaffee	3	0,81	17,80	4
Kaffee	2	0,02	0,50	4

Kaffee	4	3,45	76,10	4
Kaffee	1	0,01	0,15	4
Kaffee	5	0,25	5,45	4
	Summe:	4,53	100	
Kulturbaum	3	2,01	14,08	4,5
Kulturbaum	2	0,05	0,38	4,5
Kulturbaum	4	6,35	44,47	4,5
Kulturbaum	1	0,01	0,07	4,5
Kulturbaum	5	5,86	41,00	4,5
Kulturbaum	3	0,00	0,01	4,5
Kulturbaum	4	0,00	0,00	4,5
	Summe:	14,29	100	
Ölpalmenplantage	3	7,84	57,55	3
Ölpalmenplantage	2	0,02	0,14	3
Ölpalmenplantage	4	5,73	42,12	3
Ölpalmenplantage	1	0,02	0,18	3
Ölpalmenplantage	5	0,00	0,00	3
Ölpalmenplantage	2	0,00	0,00	3
Ölpalmenplantage	4	0,00	0,00	3
	Summe:	13,62	100	
Savanne	3	20,05	86,07	3
Savanne	2	2,97	12,76	3
Savanne	4	0,27	1,15	3
Savanne	1	0,00	0,00	3
Savanne	5	0,00	0,01	3
	Summe:	23,30	100	
Schattenwald	3	195,46	64,32	3
Schattenwald	2	29,19	9,61	3
Schattenwald	4	76,56	25,19	3
Schattenwald	1	0,29	0,09	3

Schattenwald	5	2,34	0,77	3
Schattenwald	3	0,00	0,00	3
Schattenwald	4	0,00	0,00	3
Schattenwald	3	0,00	0,00	3
Schattenwald	2	0,00	0,00	3
Schattenwald	4	0,01	0,00	3
Schattenwald	3	0,00	0,00	3
Schattenwald	2	0,02	0,01	3
Schattenwald	4	0,00	0,00	3
Schattenwald	3	0,00	0,00	3
Schattenwald	2	0,02	0,01	3
Schattenwald	4	0,00	0,00	3
	Summe:	303,88	100,00	
Sekundärwald	3	2,52	1,48	1,5
Sekundärwald	2	69,73	41,12	1,5
Sekundärwald	4	0,20	0,12	1,5
Sekundärwald	1	48,54	28,62	1,5
Sekundärwald	5	48,54	28,62	1,5
Sekundärwald	3	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	2	0,02	0,01	1,5
Sekundärwald	4	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	2	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	4	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	4	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	1	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	2	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	1	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	2	0,00	0,00	1,5
Sekundärwald	1	0,02	0,01	1,5
	Summe:	169,57	100	
Siedlung	3	0,25	1,77	5
Siedlung	2	0,02	0,17	5

Siedlung	4	4,68	33,57	5
Siedlung	1	0,01	0,08	5
Siedlung	5	8,98	64,36	5
Siedlung	3	0,00	0,00	5
Siedlung	2	0,00	0,00	5
Siedlung	4	0,01	0,04	5
Siedlung	4	0,00	0,00	5
Siedlung	1	0,00	0,00	5
Siedlung	1	0,00	0,00	5
	Summe:	13,95	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 37: Zuweisung von Intensitätsstufen der Sensitivität jeweiligen LULC-Klassen (WENN(%≥“50“;“Gridcode_LULC=Gridcode_Polygon≥50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

LULC-Klasse	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_LULC
Acker	4	22,87	66,76	4
Acker	1	0,06	0,17	4
Acker	2	0,20	0,58	4
Acker	3	0,37	1,09	4
Acker	5	10,75	31,38	4
Acker	4	0,00	0,01	4
Acker	2	0,00	0,00	4
Acker	5	0,00	0,00	4
	Summe:	34,27	100	
Altwald	4	61,76	19,66	2,5
Altwald	1	0,01	0,00	2,5
Altwald	2	99,36	31,63	2,5
Altwald	3	152,20	48,45	2,5
Altwald	5	0,75	0,24	2,5
Altwald	4	0,00	0,00	2,5
Altwald	4	0,01	0,00	2,5
Altwald	2	0,02	0,00	2,5
Altwald	2	0,00	0,00	2,5
Altwald	2	0,00	0,00	2,5
Altwald	3	0,01	0,00	2,5
Altwald	3	0,00	0,00	2,5
Altwald	5	0,00	0,00	2,5
	Summe:	314,13	100	
Gras	4	0,00	0,73	2
Gras	1	0,00	0,03	2
Gras	2	0,62	99,19	2
Gras	5	0,00	0,06	2
	Summe:	0,63	100	

Kaffee	4	0,04	0,82	5
Kaffee	1	0,00	0,09	5
Kaffee	2	0,02	0,49	5
Kaffee	3	0,02	0,44	5
Kaffee	5	4,45	98,17	5
	Summe:	4,53	100	
Kulturbaum	4	0,08	0,53	5
Kulturbaum	1	0,04	0,25	5
Kulturbaum	2	0,13	0,91	5
Kulturbaum	3	0,09	0,64	5
Kulturbaum	5	13,94	97,66	5
Kulturbaum	4	0,00	0,00	5
Kulturbaum	3	0,00	0,00	5
Kulturbaum	5	0,00	0,00	5
	Summe:	14,28	100	
Ölpalmenplantage	4	0,04	0,31	2
Ölpalmenplantage	1	0,00	0,01	2
Ölpalmenplantage	2	13,52	99,32	2
Ölpalmenplantage	3	0,04	0,31	2
Ölpalmenplantage	5	0,01	0,04	2
Ölpalmenplantage	4	0,00	0,00	2
Ölpalmenplantage	2	0,00	0,00	2
Ölpalmenplantage	3	0,00	0,00	2
	Summe:	13,61	100	
Savanne	4	1,12	4,82	3
Savanne	1	0,00	0,01	3
Savanne	2	3,03	13,01	3
Savanne	3	19,08	82,01	3
Savanne	5	0,04	0,15	3
	Summe:	23,27	100	

Schattenwald	4	30,78	10,13	2
Schattenwald	1	0,04	0,01	2
Schattenwald	2	154,23	50,76	2
Schattenwald	3	117,85	38,79	2
Schattenwald	5	0,87	0,29	2
Schattenwald	4	0,00	0,00	2
Schattenwald	4	0,00	0,00	2
Schattenwald	4	0,00	0,00	2
Schattenwald	4	0,00	0,00	2
Schattenwald	1	0,00	0,00	2
Schattenwald	2	0,01	0,00	2
Schattenwald	2	0,01	0,00	2
Schattenwald	2	0,02	0,01	2
Schattenwald	3	0,00	0,00	2
Schattenwald	3	0,00	0,00	2
Schattenwald	3	0,01	0,00	2
Schattenwald	3	0,01	0,00	2
Schattenwald	5	0,00	0,00	2
Schattenwald	5	0,00	0,00	2
	Summe:	303,82	100,00	
Sekundärwald	4	74,16	61,29	4
Sekundärwald	1	0,02	0,02	4
Sekundärwald	2	0,52	0,43	4
Sekundärwald	3	3,24	2,68	4
Sekundärwald	5	43,02	35,55	4
Sekundärwald	4	0,00	0,00	4
Sekundärwald	4	0,00	0,00	4
Sekundärwald	4	0,00	0,00	4
Sekundärwald	4	0,01	0,01	4
Sekundärwald	2	0,01	0,01	4
Sekundärwald	2	0,00	0,00	4
Sekundärwald	2	0,00	0,00	4

Sekundärwald	2	0,00	0,00	4
Sekundärwald	3	0,01	0,01	4
Sekundärwald	3	0,00	0,00	4
Sekundärwald	3	0,00	0,00	4
Sekundärwald	5	0,00	0,00	4
Sekundärwald	5	0,00	0,00	4
Sekundärwald	5	0,00	0,00	4
	Summe:	121,00	100	
Siedlung	4	0,07	0,53	1
Siedlung	1	13,68	98,44	1
Siedlung	2	0,06	0,42	1
Siedlung	3	0,02	0,13	1
Siedlung	5	0,06	0,44	1
Siedlung	4	0,00	0,00	1
Siedlung	1	0,00	0,00	1
Siedlung	2	0,01	0,04	1
Siedlung	2	0,00	0,00	1
Siedlung	3	0,00	0,00	1
	Summe:	13,90	100	

Quelle: Eigene Berechnung

A 38: Zuweisung von Intensitätsstufen der Vulnerabilität jeweiligen LULC-Klassen (WENN(% \geq “50“;“Gridcode_LULC=Gridcode_Polygon \geq 50%“;“Gridcode_PolygonX+Gridcode_PolygonY/2“)

LULC-Klasse	Gridcode_Polygon	km ²	%	Gridcode_LULC
Acker	4	7,86	22,96	5
Acker	3	1,15	3,36	5
Acker	5	24,86	72,58	5
Acker	2	0,29	0,84	5
Acker	1	0,09	0,25	5
Acker	4	0,00	0,00	5
Acker	3	0,00	0,01	5
Acker	2	0,00	0,00	5
	Summe:	34,25	100	
Altwald	4	0,42	0,13	1
Altwald	3	10,85	3,46	1
Altwald	5	0,06	0,02	1
Altwald	2	87,83	27,98	1
Altwald	1	214,66	68,39	1
Altwald	4	0,00	0,00	1
Altwald	3	0,01	0,00	1
Altwald	3	0,01	0,00	1
Altwald	2	0,01	0,00	1
Altwald	2	0,00	0,00	1
Altwald	2	0,00	0,00	1
	Summe:	313,87	100	
Gras	4	0,01	1,12	3
Gras	3	0,61	97,65	3
Gras	5	0,01	1,22	3
Gras	2	0,00	0,02	3
	Summe:	0,63	100	
Kaffee	4	0,77	17,09	5

Kaffee	3	0,17	3,68	5
Kaffee	5	3,57	78,89	5
Kaffee	2	0,01	0,32	5
Kaffee	1	0,00	0,02	5
	Summe:	4,53	100	
Kulturbaum	4	0,97	6,81	5
Kulturbaum	3	0,24	1,69	5
Kulturbaum	5	13,04	91,35	5
Kulturbaum	2	0,02	0,13	5
Kulturbaum	1	0,00	0,01	5
Kulturbaum	4	0,00	0,00	5
Kulturbaum	3	0,00	0,00	5
Kulturbaum	5	0,00	0,00	5
	Summe:	14,28	100	
Ölpalmenplantage	4	5,93	43,53	3
Ölpalmenplantage	3	7,57	55,59	3
Ölpalmenplantage	5	0,02	0,15	3
Ölpalmenplantage	2	0,10	0,70	3
Ölpalmenplantage	1	0,00	0,03	3
Ölpalmenplantage	4	0,00	0,00	3
Ölpalmenplantage	3	0,00	0,00	3
Ölpalmenplantage	2	0,00	0,00	3
	Summe:	13,61	100	
Savanne	4	10,84	46,60	3
Savanne	3	11,92	51,28	3
Savanne	5	0,17	0,74	3
Savanne	2	0,32	1,38	3
Savanne	1	0,00	0,00	3
	Summe:	23,25	100	
Schattenwald	4	230,50	75,88	4

Schattenwald	3	62,84	20,69	4
Schattenwald	5	6,64	2,18	4
Schattenwald	2	3,53	1,16	4
Schattenwald	1	0,24	0,08	4
Schattenwald	4	0,00	0,00	4
Schattenwald	4	0,01	0,00	4
Schattenwald	4	0,00	0,00	4
Schattenwald	4	0,00	0,00	4
Schattenwald	3	0,00	0,00	4
Schattenwald	3	0,00	0,00	4
Schattenwald	3	0,01	0,00	4
Schattenwald	3	0,01	0,00	4
Schattenwald	5	0,00	0,00	4
Schattenwald	5	0,00	0,00	4
Schattenwald	5	0,00	0,00	4
Schattenwald	2	0,00	0,00	4
Schattenwald	2	0,00	0,00	4
Schattenwald	2	0,01	0,00	4
	Summe:	303,79	100,00	
Sekundärwald	4	17,41	14,39	3
Sekundärwald	3	73,10	60,43	3
Sekundärwald	5	0,27	0,23	3
Sekundärwald	2	26,95	22,28	3
Sekundärwald	1	3,19	2,64	3
Sekundärwald	4	0,00	0,00	3
Sekundärwald	4	0,00	0,00	3
Sekundärwald	4	0,00	0,00	3
Sekundärwald	3	0,01	0,01	3
Sekundärwald	3	0,00	0,00	3
Sekundärwald	3	0,00	0,00	3
Sekundärwald	3	0,01	0,01	3
Sekundärwald	5	0,00	0,00	3
Sekundärwald	2	0,00	0,00	3

Sekundärwald	2	0,00	0,00	3
Sekundärwald	2	0,00	0,00	3
Sekundärwald	2	0,00	0,00	3
	Summe:	120,96	100	
Siedlung	4	7,73	55,71	4
Siedlung	3	5,41	38,95	4
Siedlung	5	0,25	1,83	4
Siedlung	2	0,42	3,04	4
Siedlung	1	0,06	0,42	4
Siedlung	4	0,01	0,04	4
Siedlung	3	0,00	0,00	4
Siedlung	5	0,00	0,00	4
Siedlung	2	0,00	0,00	4
Siedlung	2	0,00	0,00	4
	Summe:	13,88	100	

Quelle: Eigene Berechnung



**Eidesstattliche Versicherung gemäß § 8 der Promotionsordnung für die
Naturwissenschaftlich-Mathematische Gesamtfakultät der Universität Heidelberg / Sworn
Affidavit according to § 8 of the doctoral degree regulations of the Combined Faculty of
Natural Sciences and Mathematics**

1. Bei der eingereichten Dissertation zu dem Thema / *The thesis I have submitted entitled*

*Degradationsrisiken tropischer Waldökosysteme – Multifaktorielle Fernerkundungs- und GIS-basierte
Modellierung der Landschaftsvulnerabilität. Umgesetzt am Fallbeispiel von São Tomé*

handelt es sich um meine eigenständig erbrachte Leistung / *is my own work.*

2. Ich habe nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und mich keiner unzulässigen Hilfe
Dritter bedient. Insbesondere habe ich wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken übernommene
Inhalte als solche kenntlich gemacht. / *I have only used the sources indicated and have not made
unauthorised use of services of a third party. Where the work of others has been quoted or
reproduced, the source is always given.*

3. Die Arbeit oder Teile davon habe ich wie folgt/bislang nicht¹⁾ an einer Hochschule des In- oder
Auslands als Bestandteil einer Prüfungs- oder Qualifikationsleistung vorgelegt. / *I have not yet/have
already¹⁾ presented this thesis or parts thereof to a university as part of an examination or degree.*

Titel der Arbeit / *Title of the thesis:*.....

Hochschule und Jahr / *University and year:*.....

Art der Prüfungs- oder Qualifikationsleistung / *Type of examination or degree:*.....

4. Die Richtigkeit der vorstehenden Erklärungen bestätige ich. / *I confirm that the declarations made
above are correct.*

5. Die Bedeutung der eidesstattlichen Versicherung und die strafrechtlichen Folgen einer unrichtigen
oder unvollständigen eidesstattlichen Versicherung sind mir bekannt. / *I am aware of the importance of
a sworn affidavit and the criminal prosecution in case of a false or incomplete affidavit*

Ich versichere an Eides statt, dass ich nach bestem Wissen die reine Wahrheit erklärt und nichts
verschwiegen habe. / *I affirm that the above is the absolute truth to the best of my knowledge and that
I have not concealed anything.*

.....
Ort und Datum / *Place and date*

.....
Unterschrift / *Signature*

¹⁾ Nicht Zutreffendes streichen. Bei Bejahung sind anzugeben: der Titel der andernorts vorgelegten Arbeit, die
Hochschule, das Jahr der Vorlage und die Art der Prüfungs- oder Qualifikationsleistung. / *Please cross out what is
not applicable. If applicable, please provide: the title of the thesis that was presented elsewhere, the name of the
university, the year of presentation and the type of examination or degree.*