



UNIVERSITÄT
BAYREUTH

Lehrstuhl für Klimatologie

Masterarbeit im Studiengang Geoökologie

**Vegetationsanalysen in Savannenökosystemen
Namibias mittels bildspektrometrischer Verfahren
auf unterschiedlichen Skalen
– ein Methodenvergleich**

Angestrebter akademischer Grad
Master of Science

Vorgelegt von: Sophia Malß
Matrikelnummer 1241583

Vorgelegt bei: Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften
1. Gutachter: Univ.-Prof. Dr. Cyrus Samimi
2. Gutachter: Prof. Dr. Carl Beierkuhnlein

Bayreuth, im Januar 2017

Danksagung

Ich möchte allen danken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützten, fachliche Ratschläge gaben, kritisch nachfragten, mir Mut zusprachen, mich anspornten oder für Abwechslung sorgten.

Dies gilt besonders für Herrn Univ.-Prof. Dr. Cyrus Samimi, unter dessen Leitung diese Arbeit angefertigt wurde. Bei der Exkursion nach Namibia und Botswana lernte ich die Savannen aus wissenschaftlicher Sicht kennen. Für die Themenstellung, Betreuung und stetige Unterstützung bin ich sehr dankbar.

Vielen Dank auch an folgende Personen:

- Elisabeth Ofner und Manuel Mayr, die mir bei den Feldaufnahmen mit Rat und Tat zur Seite standen, Daten und Fotos zur Verfügung stellten und während der gesamten Zeit, in der ich meine Masterarbeit anfertigte, bei Fragen immer ein offenes Ohr hatten.
- den Familien Gressmann, Van der Merwe und Vermaag sowie den Mitarbeitern des *Kanoolei State Forest*, die uns die Feldarbeiten erst ermöglichten und uns währenddessen unterstützten.
- Katja Reinhardt und Isabell Haag von der Arbeitsgruppe Klimatologie für den seelischen und moralischen Beistand.
- Meinen Freunden und allen Geckos, die mich während des Studiums in Bayreuth begleitet haben. Ihr habt diese Zeit unvergesslich gemacht!
- Meiner Familie, insbesondere meinen Eltern, die mich nicht nur finanziell unterstützt haben, sondern mir auch immer den Rücken stärkten und freihielten.

Eine große Unterstützung erfuhr ich von den Mitgliedern meiner treuen Fangemeinschaft, die neue Ausgaben der noch nicht fertigen Masterarbeit verschlungen haben und mir so viele nützliche Hinweise gaben, was ich bei folgenden Versionen besser machen könnte. Vielen Dank an Daniel-Sebastian Moser, Isabell Haag, Michael Schönung, Pia Eibes und Steffen Luderer fürs Korrekturlesen!

Zusammenfassung

Savannen sind zeitlich und räumlich heterogene Ökosysteme, die dem Einfluss eines komplexen Störungsregimes insbesondere aus Feuer und Herbivorie unterliegen. Da sich ihre Vegetationsstruktur durch die Koexistenz von Bäumen und Gräsern auszeichnet, sind deren Biomassen essentielle Kenngrößen. Zur Quantifizierung der Abundanz der Gehölzpflanzen wird häufig der Pflanzenflächenindex (*PAI*) verwendet. Um auch in abgelegenen und schwer zugänglichen Gebieten Aussagen über die Vegetation treffen zu können, bietet sich die satellitengestützte Fernerkundung an. Mit multispektralen Erdbeobachtungsdaten der ESA-Sentinel-2-Mission stehen räumlich und seitlich hochauflösende Daten zur Verfügung, die sich aufgrund der bereitgestellten Kanäle besonders für Vegetationsanalysen eignen. Bodennah agierende, unbemannte Fluggeräten (Drohnen) können auf kleinerer Skala flexibel ausgestattet und eingesetzt werden. Beide Methoden benötigen eine zusätzliche bodengestützte Validierung, wofür sich hemisphärische Fotografie eignet. Bisher wurde diese indirekte Methode zur Erfassung des *PAI* in lückenhaften Savannenbeständen nur selten angewendet. Mit dem Ziel die aufgedeckte Forschungslücke zu füllen, wurden die Feldarbeiten am Ende der Trockenzeit im Nordosten Namibias durchgeführt. Für jeden Plot wurden aus hemisphärischen Fotos und Drohnenaufnahmen im sichtbaren (380 - 780 nm) und nah-infraroten (780 - 1400 nm) Spektralbereich der *PAI* und 14 verschiedenen Vegetationsindizes aus Sentinel-Daten berechnet. Die Zusammenhänge zwischen den verschiedenen *PAI*, deren Verhältnis zu den Vegetationsindizes sowie der Einfluss der Umweltparameter auf den *PAI* aus hemisphärischen Fotos wurden mit einfachen und multiplen linearen Regressionen untersucht. Es konnten weder zwischen den verschiedenen *PAI* noch zwischen den Vegetationsindizes und den *PAI* statistisch aussagekräftige Beziehungen nachgewiesen werden. Bei multiplen Regressionen zwischen einer Version des *PAI* und Kombinationen aus zwei Vegetationsindizes zeigte sich, dass bei dem *PAI* aus Drohnenaufnahmen ein auf dem kurzwelligen Infrarot (1400 - 3000 nm) basierender Vegetationsindex dominierte, bei dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos dagegen ein Vegetationsindex aus dem Randbereich zwischen dem roten und nah-infraroten Spektralbereich. Bezüglich der Umweltparameter zeigten Feuerfrequenz und Landnutzung die höchste Relevanz. Im Zuge der Verarbeitung der Aufnahmen offenbarten sich methodische Schwierigkeiten bei der Einteilung der Pixel in Vegetation und Nicht-Vegetation. Dabei spiegelt sich der experimentelle Charakter insbesondere der Drohnenaufnahmen wider. Werden diese Erfahrungen in zukünftigen Arbeiten berücksichtigt, haben die verwendeten Methoden das Potenzial in Vegetationsanalysen zum Einsatz zu kommen.

Abstract

Savannas are spatially and temporarily very heterogeneous ecosystems, which are influenced by complex disturbance regimes, like fire and herbivory. As the vegetation structure of savannas is distinguished by the coexistence of trees and grasses, the biomass of those parameters is essential. In order to quantify the abundance of woody vegetation, the Plant Area index (PAI) is generally used. To analyze the vegetation, particularly in remote and hard accessible areas, satellite based remote sensing has been used. The multi spectral earth observation Mission Sentinel-2 from ESA, provides spatially and temporally high resolution data, which are very suitable for vegetation analyses, through its broad range of channels. Ground-near working, unmanned aerial vehicle (UAV) are very favorable for micro scale analyses, due to flexibility and individual equipment. As both of the methods need an additional ground truthing, to verify their results, hemispherical photography is one possible option. However, this indirect method has been rarely used in savanna ecosystems, in order to measure the PAI. This gap in vegetation research is being addressed in this study. Therefore, field work has been done in the northeast of Namibia at the end of dry season. The PAI and fourteen different vegetation indices have been calculated for every plot using hemispherical and UAV pictures (RGB and NIR), and the Sentinel-2 data, respectively. The correlation between the different PAIs, the ratios between PAIs and vegetation indices, as well as the influence of environmental parameters on the PAI from hemispherical pictures, have been calculated using simple and multiple linear regressions. Neither the correlation of the different PAIs nor the correlation between PAIs and vegetation indices could be marked as significant. However, after using multiple regressions between one single PAI and a combination of two vegetation indices, a pattern could be detected. Using the PAI from UAV pictures, a vegetation index between 1400 and 3000 nm (shortwave infrared) dominates, whereas using hemispherical pictures, a red edge vegetation index shows the best results. In regard of the environmental parameters, fire frequency and land use are mostly relevant. Looking at the processing and analyzing of the different pictures, one difficulty needs to be mentioned. The automatic division of the pixel in 'vegetation' and 'non-vegetation' was harder than expected, due to illumination and contrast. At this point, the experimental stage of the methods, particularly the UAV pictures, needs to be underlined. However, the results of this study can be beneficial for future research, to improve the applied methods and to establish them in vegetation analyses.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Zusammenfassung	III
Abstract	V
Inhaltsverzeichnis	VII
Abbildungsverzeichnis	IX
Tabellenverzeichnis	XI
Abkürzungsverzeichnis	XIII
1 Einleitung	1
2 Untersuchungsgebiet	7
2.1 Geologie, Geomorphologie und Pedologie	9
2.2 Klima	10
2.3 Die Ökologie der Savannen	13
2.3.1 Definition und Merkmale der Savannen	13
2.3.2 Steuernde Faktoren in Savannenökosystemen	15
2.3.3 Savannen im Untersuchungsgebiet	23
2.4 Landnutzung: Feuer- und Beweidungsmanagement	25
3 Material und Methoden	29
3.1 Hemisphärische Photographie	29
3.1.1 Theoretische Grundlagen	29
3.1.2 Aufnahmedesign	32
3.1.3 Verarbeitung in <i>Lightroom</i> und <i>Hemisfer</i>	33
3.2 Drohnenflüge	35
3.2.1 Befliegung der Plots	37
3.2.2 Verarbeitung in <i>Hemisfer</i>	38
3.3 Satellitendaten: Sentinel-2	39
3.3.1 Datengrundlage	39

3.3.2	Verarbeitung der Sentinel-Daten	39
3.3.3	Vegetationsindizes	42
3.4	Umwelt- und Vegetationsparameter	43
3.5	Statistische Auswertung	46
4	Ergebnisse	49
4.1	Bestands-PAI aus Fisheye- und Drohnen-Aufnahmen	49
4.2	Korrelation der verschiedenen Bestands-PAI	49
4.3	Korrelation der Bestands-PAI mit den Vegetationsindizes	49
4.4	Beziehung zwischen Bestands-PAI und Umweltparametern	54
4.4.1	Einfluss der Umweltparameter	54
4.4.2	Variablenauswahl	54
5	Diskussion	59
5.1	Methoden zur Erfassung des Bestands-PAI	59
5.1.1	Hemisphärische Fotografie	59
5.1.2	Drohnen-PAI	61
5.1.3	Beziehungen der verschiedenen Bestands-PAI	63
5.2	Beziehung des PAI zu den Vegetationsindizes	64
5.2.1	Eigenschaften der Vegetationsindizes	64
5.2.2	Einfluss der Vegetationsparameter	66
5.3	Einfluss der Umweltfaktoren auf den PAI	67
6	Fazit und Ausblick	71
	Anhang A: Kalibrierung der Linse in Hemisfer	73
	Anhang B: Inhalt der beiliegenden CD	75
	Literaturverzeichnis	77

Abbildungsverzeichnis

1.1 Reflexionsspektren von trockener Vegetation und Boden im Vergleich	4
2.1 Topographie und Lage der Untersuchungsgebiete in Namibia	8
2.2 Höhenprofil durch das südliche Afrika entlang 19 Grad südlicher Breite	10
2.3 Niederschlagsverteilung in Namibia	13
2.4 Herbivorie durch Elefanten (<i>browser</i>) und deren Folgen	20
2.5 Veränderung der Baumbedeckung mit dem mittleren Jahresniederschlag	21
2.6 Wechselbeziehungen zwischen dem Klima, der Vegetation und den Störfaktoren Feuer und Herbivorie in Savannen	22
2.7 Savanntentypen im Untersuchungsgebiet	24
3.1 Aufnahmedesign am Beispiel von Plot KS09	33
3.2 Benutzeroberfläche in <i>Hemisfer</i> mit einem geladenen hemisphärischen Foto zur Berechnung des <i>PAI</i>	36
3.3 SoLeon-Multikopter coanda x12 während der Feldaufnahmen in Namibia	38
3.4 Vergleich der verschiedenen Level der Sentinel-Produkte im Echtfarbenbild	42
4.1 Lineare Regressionen zwischen den unterschiedlichen Versionen des Bestands- <i>PAI</i> aus hemisphärischen Fotos und Drohnenaufnahmen	50
4.2 Einfluss der Umweltparameter auf den Bestands- <i>PAI</i> aus hemisphärischen Fotos	55
5.1 Vergleich eines originalen mit dem klassifizierten Bild vor und nach der Belich- tungskorrektur	61
5.2 Fehler bei der Klassifikation der NIR-Drohnenaufnahmen	63

Tabellenverzeichnis

2.1	Anzahl der Flächen und Drohnenflüge pro Untersuchungsregion	7
3.1	Eigenschaften der Spektralkanäle von Sentinel-2	40
3.2	Verwendete Vegetationsindizes	44
3.3	Aufgenommene Umweltparameter mit deren Klassifizierung und Quellen . . .	45
4.1	Deskriptive Kenngrößen der verschiedenen Bestands-PAI	49
4.2	Multiple lineare Regressionen zwischen dem PAI aus Drohnen-Aufnahmen (RGB bzw. NIR) und verschiedenen Kombinationen der Vegetationsindizes bzw. Sentinel-Bänder	52
4.3	Multiple lineare Regressionen zwischen einem Vegetationsindex und verschiedenen Kombinationen der Vegetationsparameter mit dem PAI aus hemisphärischen Fotos	53
4.4	Ergebnisse der nicht-parametrischen Tests zum Einfluss der Umweltparameter auf den PAI aus hemisphärischen Fotos	56
4.5	Modelle nach verschiedenen Wegen der Variablenselektion	57
4.6	Kenngrößen der Modelle nach verschiedenen Wegen der Variablenselektion . .	57
A.1	Messungen zur Kalibrierung der Linse	73
A.2	Unbekannte Variablen für die Lösung des Gleichungssystems zur Kalibrierung der Linse	73

Abkürzungsverzeichnis

AIC	Akaike-Informationskriterium (engl. <i>Akaike information criterion</i>)
AR-eu	nährstoffreiche Sandböden bzw. Arenosole (engl. <i>eutric arenosols</i>)
AR-fl-ru	verwitterte Sandböden (engl. <i>rubic-ferralic arenosols</i>)
ATCOR	<i>Atmospheric/Topographic Correction for Satellite Imagery</i>
BOA	unterer Rand der Atmosphäre (engl. <i>bottom-of-atmosphere</i>)
CAI	<i>Cellulose absorption index</i>
CEOS	Komitee für Erdbeobachtungs-Satelliten (engl. <i>Committee on Earth Observation Satellites</i>)
CM-cr-eu	Untergruppe der Braunerden bzw. Cambisole (engl. <i>chromic-eutric cambisols</i>)
CV	Niederschlagsvariabilität
D_{Baum}	Deckung der Baumschicht pro Plot
D_{Grund}	Deckung der grünen Gras-/Strauchschicht pro Plot
DVI	<i>Difference Vegetation Index</i>
ESA	Europäische Weltraumorganisation (engl. <i>European Space Agency</i>)
EVI	<i>Enhanced Vegetation Index</i>
EVI2	<i>Two-band Enhanced Vegetation Index</i>
FF	Feuerfrequenz
FIRMS	<i>Fire Information for Resource Management System</i>
FS	Feuersaisonalität
G	Skalierungsfaktor
GI	Beweidungsintensität (engl. <i>grazing intensity</i>)
GK	Farm Gaikos
GMES	<i>Global Monitoring for Environment and Security</i>
HP	hemisphärische Fotografie
h_{plot}	mittlere Bestandshöhe in einem Plot
KC	kommunale Flächen um Kanovlei
KR	Kanovlei, Farm Rooidag
KS	<i>Kanovlei State Forest</i>
LAI	Blattflächenindex (engl. <i>leaf area index</i>)
LD	Viehichte (engl. <i>livestock density</i>)

LP-rz	Rendzina (engl. <i>rendzic leptosols</i>)
LU	Landnutzung (engl. <i>land use</i>)
MAP	mittlerer Jahresniederschlag (engl. <i>mean annual precepitation</i>)
MH	<i>Mahango Game Reserve, Mahango</i>
MSAVI	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>
MSAVI2	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2</i>
MSI	multispektrales Aufnahmegerät
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDI _{br}	<i>Brown LAI Index</i>
NDI _{gr}	<i>Green LAI Index</i>
NDVI	<i>Normalised Difference Vegetation Index</i>
NDWI	<i>Normalised Difference Water Index</i>
NIR	Spektralbereich des nahen Infrarots
PAI	Pflanzenflächenindex (engl. <i>plant area index</i>)
QA4EO	Qualitätssicherung für die Erdbeobachtung (engl. <i>Quality Assurance for Earth Observation</i>)
R ²	Bestimmtheitsmaß
RGB	Rot/Grün/Blau
RSE	Standardfehler der Residuen (engl. <i>residual standard error</i>)
S	Bodentyp (engl. <i>soil</i>)
SAVI	<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>
SLAVI	<i>Specific Leaf Area Vegetation Index</i>
SNAP	<i>Sentinel Application Platform</i>
SOTERSAF	Bodendaten für das südliche Afrika, <i>Soil and Terrain Information for the Southern African Region</i>
SR	<i>Simple Ratio Vegetation Index</i>
SWIR	Spektralbereich des kurzwelligen Infrarots
TOA	oberer Rand der Atmosphäre (engl. <i>top-of-atmosphere</i>)
TRMM	<i>Tropical Rainfall Measuring Mission</i>
TVI	<i>Transformed Vegetation Index</i>
UAV	Unbemanntes Fluggerät, Drohne (engl. <i>unmanned aerial vehicle</i>)
VIS	Spektralbereich des sichtbaren Lichts
WDI	<i>Weighted Difference Vegetation Index</i>

Mathematische Symbole

ϑ	Azimuthwinkel
Δ_i	Differenz des jeweiligen AIC zum minimalen AIC
γ_E	<i>needle-to-shoot-area ratio</i>
Ω	<i>clumping index</i>
Ω_E	<i>element clumping index</i>
θ_i	mittlerer Zenithwinkel eines Rings
θ_{max}	maximaler Öffnungswinkel des Objektivs
a	Dicke der absorbierenden Schicht
a_i	Unbekannte zur Kalibrierung der Linse
$G(\theta, \vartheta)$	mittlere Projektionsrate der Vegetationselemente auf einer Ebene senkrecht zum einfallenden Lichtstrahl
$T(\theta, \vartheta)$	Lückenanteil im Bereich zwischen θ und ϑ (engl. <i>gap fraction</i>)
I	Strahlungsintensität unter dem Kronendach
I_0	Strahlungsintensität über dem Kronendach
k	Extinktionskoeffizient
$K(\theta)$	Kontaktfrequenz, Anzahl der Kontakte zwischen Vegetation und Lichtstrahl
L	Bodenhelligkeitsfaktor
N	Anzahl der horizontalen, statistisch unabhängigen Schichten
$P(\theta, \vartheta)$	Wahrscheinlichkeit für keinen Kontakt im Kronenraum
P_{nv}	Bildanteil des Himmels
P_v	Bildanteil der Vegetation
R	relativer Radius
$r_{s,Nir}$	Reflexionsgrad des Bodens im nah-infraroten Spektralbereich
$r_{s,Red}$	Reflexionsgrad des Bodens im roten Spektralbereich
\bar{T}_i	mittlerer Lückenanteil eines Ringes aus den Einzelbildern
T_i	Lückenanteil eines Rings
$w_{i,AIC}$	Akakike-Gewichtung
w_i	Gewichtungsfaktor eines Rings
θ	Zenithwinkel

1 Einleitung

Savannen als tropische bzw. subtropische Vegetationsformen bedecken ungefähr ein Sechstel der globalen Landoberfläche (HOUSE et al. 2003, SCHOLES et al. 2004) und nehmen allein in Namibia rund 60 % der Fläche ein (MENDELSON et al. 2009, SCHOLES 2004). Sie sind für 30 % der terrestrischen Netto-Primärproduktion verantwortlich, stellen die Lebensgrundlage für ein Fünftel der Menschheit dar und beheimaten einen hohen Anteil der Großsäuger (FIELD et al. 1998, LEHMANN et al. 2014, SCHOLES & ARCHER 1997). Das charakteristische Merkmal der Savannen ist die Koexistenz von Gräsern und Bäumen, oftmals charakterisiert als ein mehr oder weniger unterbrochenes Kronendach über einer kontinuierlichen Grasschicht (BODINI & CLERICI 2016, HOUSE et al. 2003, RATNAM et al. 2011, SCHOLES & ARCHER 1997). Diese beiden Lebensformen zeigen unterschiedliche Reaktionen auf vielfältige Umwelteinflüsse, sodass die Vegetationszusammensetzung in Abhängigkeit des jeweiligen Störungsregimes zeitlich und räumlich stark differieren kann (SANKARAN et al. 2005).

Inwieweit die Umweltfaktoren interagieren, die Vegetationsdynamik bestimmen und die Dominanz einer Lebensform limitieren, ist Gegenstand aktueller Forschungen (BODINI & CLERICI 2016, DOHN et al. 2017, LEHMANN et al. 2014, u.a.). Wissenschaftliche Ansätze zur Erklärung der Resilienz der Baum-Gras-Gesellschaften fokussieren sich zum einen auf den Ressourcenwettbewerb (HANAN & LEHMANN 2011, SCHOLES & ARCHER 1997, SCHOLES & WALKER 1993, WALKER & NOY-MEIR 1982) und zum anderen auf Störungsregime, wie beispielsweise Feuer oder Herbivorie (DOHN et al. 2017, HOUSE et al. 2003, LEHMANN et al. 2014, SANKARAN et al. 2004, SCHOLES & ARCHER 1997). In Modellen, die sowohl das Zusammenspiel als auch die Wirkung der Umweltfaktoren beschreiben, sind die Biomassen der Bäume und Gräser essentielle Kenngrößen (BODINI & CLERICI 2016, SCHOLES & ARCHER 1997). Um die Abundanz der Gehölzpflanzen zu quantifizieren, wird häufig der Blattflächenindex (engl. *leaf area index*, *LAI*) herangezogen (HOUSE et al. 2003, RYU et al. 2010a, SCHOLES et al. 2004). Er ist einer der wichtigsten biophysikalischen Parameter der Vegetation und liefert wertvolle Informationen für entscheidende Prozesse wie die Produktivität der Vegetation oder deren Fähigkeit zur Kohlenstoff-Absorption (JONCKHEERE et al. 2004, KOKALY et al. 2009).

Der *LAI* ist definiert als die Hälfte der Gesamtblattfläche pro Einheit Bodenoberfläche (CHEN & BLACK 1991). Sind die Blätter nicht nadelförmig, wie dies in Savannen der Fall ist, entspricht das der einseitigen Blattfläche pro Einheit Bodenoberfläche (JONCKHEERE et al. 2004, THIMONIER et al. 2010). Zur Bestimmung des *LAI* existieren direkte und indirekte

Verfahren. Während direkte Messmethoden wie das Abernten der Bäume destruktiv, arbeitsintensiv und zeitaufwendig sind, erlauben indirekte Techniken die Abschätzung des *LAI* anhand einer simpler zu erfassenden Größe wie der Strahlungsintensität (JONCKHEERE et al. 2004, MACFARLANE et al. 2007, THIMONIER et al. 2010). Methoden, die den *LAI* aus der Lichttransmission durch das Kronendach ableiten, ermöglichen wegen ihrer deutlich schnelleren und einfacheren Umsetzbarkeit die räumlich umfangreichere Erfassung des *LAI* (JONCKHEERE et al. 2004). Dabei wird in einem Bereich von Zenithwinkeln der Lückenanteil zwischen den Vegetationselementen gemessen. Besonders häufig wird der *LAI-2000 plant canopy analyzer* sowie dessen Nachfolgemodelle und hemisphärische Fotografie eingesetzt, wobei letztere erst durch die Verwendung hochauflösender Digitalkameras und die dadurch mögliche automatisierte Verarbeitung nach der Aufnahme Geltung erlangen konnte (LEBLANC et al. 2005, MACFARLANE et al. 2007, MACFARLANE et al. 2014, NOBIS & HUNZIKER 2005, RYU et al. 2010a, THIMONIER et al. 2010).

Indirekte Methoden, die auf der Messung des Lückenanteils basieren, können nicht zwischen dem photosynthetisch aktiven Blattwerk und anderen Vegetationselementen wie Ästen oder dem Stamm unterscheiden. Die daraus abgeschätzte Größe sollte daher nicht als Blatt-, sondern vielmehr als Pflanzenflächenindex (engl. *plant area index, PAI*) bezeichnet werden (JONCKHEERE et al. 2004). Dieser setzt sich aus dem Blatt- und Stammflächenindex (engl. *stem area index*) zusammen (PRIVETTE et al. 2002).

Zur Aufnahme hemisphärischer Fotos werden Fischaugenobjektive (engl. *fisheye*) verwendet, die mittels eines großen Öffnungswinkels eine Hemisphäre mit Verzerrungen auf einer Bildebene abbilden. Zirkuläre Fischaugenobjektive produzieren eine kreisrunde Projektion innerhalb des rechteckigen Bildes. Somit kann zwar eine vollständige Hemisphäre erfasst, die Sensorauflösung jedoch nicht vollständig ausgenutzt werden. Da bei geringerer Auflösung mehr gemischte Pixel entstehen, die sowohl Vegetation als auch Himmel repräsentieren, gestaltet sich die notwendige Klassifizierung schwierig und ist fehlerbehaftet (MACFARLANE et al. 2007). Im Rahmen dieser Arbeit wurden hemisphärische Fotos im Vollformat aufgenommen. Dabei wird der maximale Öffnungswinkel nur in der Bilddiagonalen abgebildet, wodurch zwar das Bildfeld reduziert, jedoch die gesamte Bildfläche ausgenutzt wird. Dadurch kann die Auflösung und die Genauigkeit der Abschätzung des *PAI* deutlich verbessert werden (MACFARLANE et al. 2007).

Um auch in abgelegenen und schwer zugänglichen Gebieten flächendeckend Aussagen über die Vegetationszusammensetzung treffen zu können, werden Alternativen zu bodengestützten Feldaufnahmen benötigt. Aus Satellitendaten generierte Vegetationsindizes ermöglichen über lineare Regressionen die Übertragung von *in-Situ*-Messungen auf die

umliegende Gebiete bzw. Gegenden mit ähnlicher Vegetationsausprägung (DELEGIDO et al. 2013). Der Vorteil dieser Methode liegt in ihrer Einfachheit und hohen Rechengeschwindigkeit (LI & WANG 2013). Die Anwendung klassischer Vegetationsindizes basiert darauf, dass bei photosynthetisch aktiver Vegetation ein sprunghafter Anstieg des Reflektionsvermögens vom roten (630 - 690 nm) zum nah-infrarotem Wellenlängenbereich (750 - 900 nm) zu verzeichnen ist (ASNER & HEIDEBRECHT 2002, DELEGIDO et al. 2013, KOKALY et al. 2009). Da die betreffenden Bereiche des elektromagnetischen Spektrums von sehr vielen optischen Sensoren abgedeckt sind, existieren zahlreiche unterschiedliche Vegetationsindizes, die auf grüne Vegetation abzielen (DELEGIDO et al. 2015). In Savannen dagegen dominieren insbesondere in der Trockenzeit alte, abgestorbene und vertrocknete Pflanzen. Viele Bäume werfen ihr Laub ab und sind kahl (HOUSE et al. 2003, SANKARAN et al. 2005, SHOLES & ARCHER 1997, VEENENDAAL et al. 2015). Hier kommen Vegetationsindizes zum Einsatz, die auf das kurzwellige Infrarot zwischen 1000 und 2400 nm fokussiert sind (DELEGIDO et al. 2015, KOKALY et al. 2009). Durch die veränderte biochemische Zusammensetzung von trockenem Pflanzenmaterial entstehen Absorptionsmaxima bei 2100 und 2300 nm (Abb. 1.1). Dafür verantwortlich sind insbesondere die variierenden Gehalte von Wasser, Cellulose, Lignin und Stickstoff zwischen vitaler und trockener Vegetation, was deren Unterscheidung ermöglicht (ASNER & HEIDEBRECHT 2002, KOKALY et al. 2009).

Durch die Sentinel-2-Mission, deren erster Satellit im Juni 2015 startete, sollen multispektrale Fernerkundungsdaten in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung zur Verfügung stehen. 13 Bänder zwischen dem sichtbaren Bereich und dem kurzwelligen Infrarot ermöglichen das detaillierte Monitoring der unterschiedlichen Vegetationsstadien (DRUSCH et al. 2012). Somit können sowohl Veränderungen der Savannenvegetation innerhalb eines Jahres im Wechsel zwischen Regen- und Trockenzeit als auch interannuelle Entwicklungsschritte beobachtet werden.

Um den Skalenabstand zwischen satellitengestützten Fernerkundungsdaten und Feldaufnahmen zu schließen, eignen sich unbemannte Fluggeräte bzw. Drohnen (engl. *unmanned aerial vehicle*, UAV) als bodennah agierende Systeme. Sie können individuell mit verschiedenen bildspektrometrischen Geräten wie Thermalkameras oder (mit Filtern ausgestatteten) Digitalkameras bestückt werden und sind flexibel einsetzbar. Aufgrund der sehr hohen Auflösungen im Bereich von wenigen Zentimetern (MAYR et al. eingereicht) können sogar Einzelbaumanalysen durchgeführt werden (KATTENBORN et al. 2014). Methoden zur indirekten Messung des *PAI*, die auf der Erfassung des Lückenanteils basieren, können nicht nur bei aufwärts, sondern ebenfalls bei abwärts gerichteten Fotos eingesetzt werden (DEMAREZ et al. 2008, JONCKHEERE et al. 2004). Die Pixelklassifikation muss nun zwischen

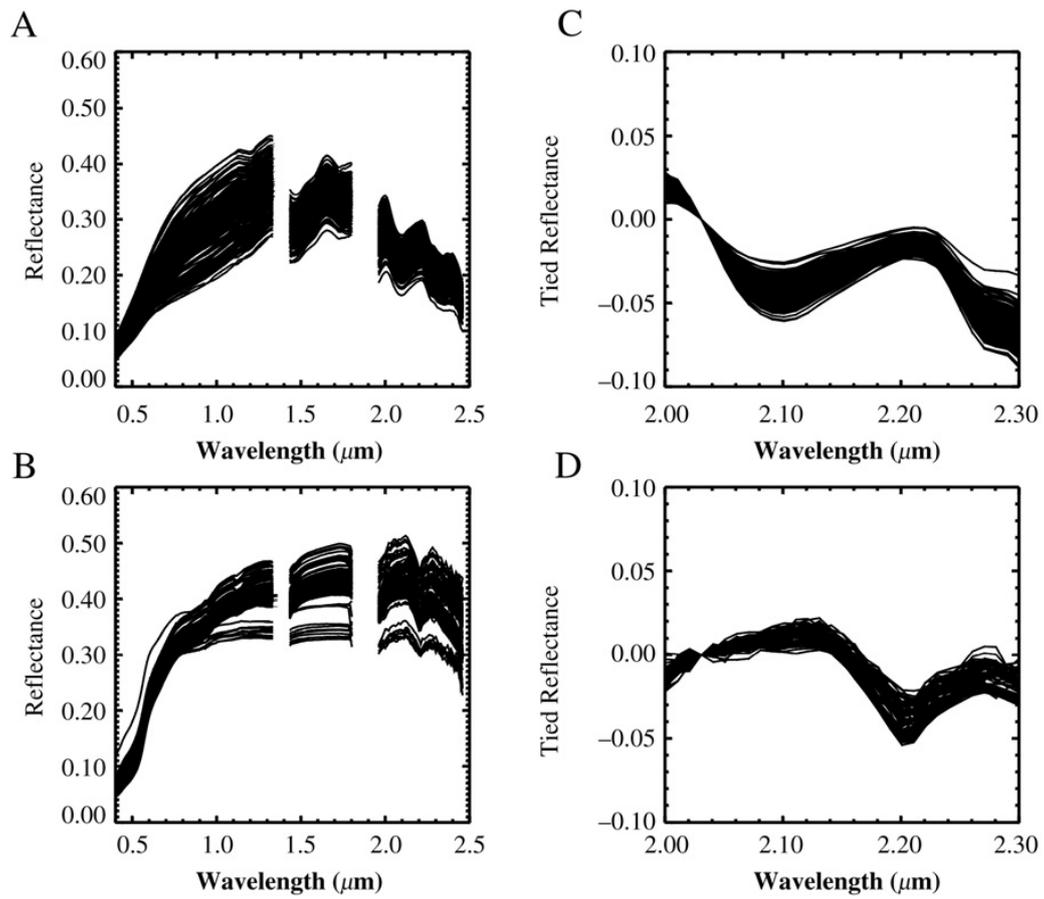


Abbildung 1.1: Reflexionsspektren von trockener Vegetation (A) und Boden (B) im Vergleich. Um die Unterschiede im Bereich des kurzwelligen Infrarots zu verdeutlichen, wurden die einzelnen Kurven für trockene Vegetation (C) und Boden (D) bei $2,03 \mu\text{m}$ auf ein Niveau gebracht (nach ASNER & HEIDEBRECHT 2002).

Vegetation und Boden differenzieren. Zwar ist der Öffnungswinkel der konventionellen Objektive deutlich geringer als der der Fischaugenobjektive, aufgrund der größeren Entfernung kann jedoch trotzdem eine große Fläche abgebildet werden. Somit kann aus Aufnahmen von Drohnen ebenso wie aus hemisphärischen Fotos der *PAI* ermittelt werden. Da der Ansatz zur Abschätzung des *PAI* mittels einer Drohne bisher nicht untersucht wurde, hat das Verfahren einen stark experimentellen Charakter.

Die Zielsetzung dieser Arbeit ist die Validierung der aus Sentinel-Daten abgeleiteten Vegetationsindizes und des Drohnen-*PAI* mittels *in-Situ*-Messungen des *PAI*. In diesem Rahmen wurden Feldaufnahmen während der Trockenzeit im Nordosten Namibias durchgeführt. Der *PAI* wurde anhand hemisphärischer Fotos bestimmt, die mit einem *Fullframe-Fisheye*-Objektiv aufgenommen wurden. Daneben sollen ökosystemare Beziehungen zwischen dem *PAI* und verschiedenen Umweltfaktoren untersucht werden, um die im Untersuchungsgebiet dominierenden Einflüsse zu identifizieren und Aussagen über die zugrunde liegenden Interaktionsmechanismen treffen zu können.

Es werden folgende Hypothesen untersucht:

- (1) Es besteht eine Beziehung zwischen dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos und aus Drohnen-Aufnahmen.
- (2) Insbesondere Vegetationsindizes, die den Bereich des kurzwelligen Infrarots nutzen, stehen in Beziehung zum *PAI* aus hemisphärischen Fotos und Drohnenaufnahmen.
- (3) Der *PAI* wird durch verschiedene Umweltfaktoren wie Niederschlag und Boden sowie Feuer, Herbivorie und Landnutzung als Störungsregime beeinflusst.

2 Untersuchungsgebiet

Namibia als Teil des südlichen Afrikas liegt in den Randtropen und grenzt an Südafrika im Süden, Botswana im Westen und an den Südatlantik im Osten. In dieser Arbeit wird eine Region im Nordosten Namibias analysiert, in der die Savanne als typische Vegetationsform vorherrscht.

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 35 Aufnahme­flächen in drei Gebieten in Namibia ausgewählt, die auf einem Südwest-Nordost-Transekt durch die administrativen Regionen Otjozondjupa und Kavango liegen (Abb. 2.1, Tab. 2.1). Dabei handelt es sich um die folgenden Gebiete:

- Farm Gaikos („Gaikos“ im Folgenden) nordöstlich von Grootfontein.
- Kanovlei State Forest (Staatswald, „Kanovlei“ im Folgenden) und Umgebung. Da die Flächen teilweise sehr weit voneinander entfernt liegen und unterschiedlich genutzt werden, sind die Flächen in folgende Untereinheiten aufgeteilt:
 - Staatswaldflächen („Kanovlei State Forest“)
 - Gelände der nahegelegenen Farm Rooidag („Kanovlei Rooidag“)
 - kommunale Flächen im Umkreis von Kanovlei („Kanovlei Communal“)
- *Mahango Game Reserve* (Wildreservat, „Mahango“ im Folgenden) am Okavango zur Grenze nach Botswana. Eine Fläche liegt außerhalb des Schutzgebietes, jedoch direkt an dessen Grenze.

Auf die unterschiedlichen Nutzungsarten und deren Folgen wird in Kapitel 2.4 (S. 25) näher eingegangen.

Tabelle 2.1: Anzahl der Flächen und Drohnenflüge pro Untersuchungsregion.

Gebiet	Abkürzung	Flächen	Drohnenflüge
Gaikos	GK	10	5
Mahango	MH	6	0
Kanovlei	State Forest	11	9
	Rooidag	3	2
	Communal	5	5

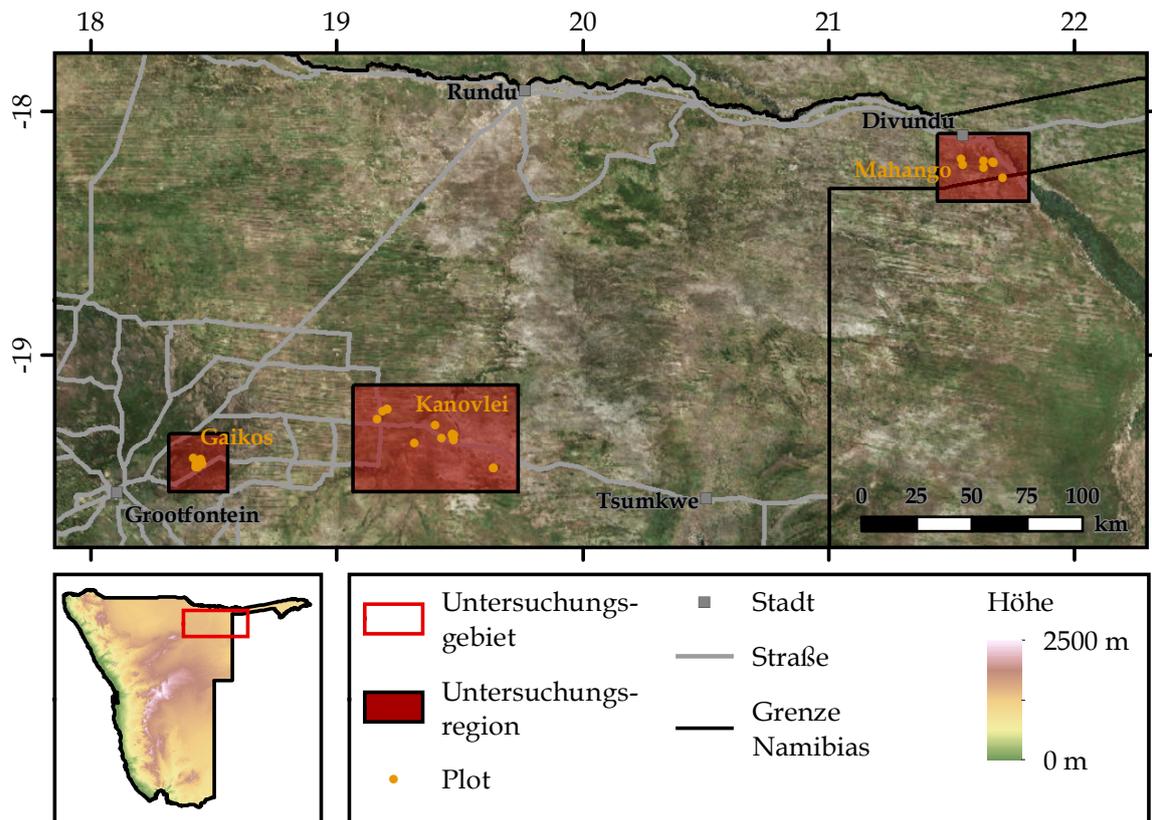


Abbildung 2.1: Topographie (Höhe über dem Meeresspiegel) und Lage der Untersuchungsgebiete in Namibia. Die Lage der Grenzen, Ortschaften und Straßen basiert auf Open-StreetMap, die Geländehöhe entstammt dem digitalen Höhenmodell GTOPO30 des U.S. Geological Survey's Center for Earth Resources Observation and Science. Als Hintergrund in der oberen Karte werden die von ESRI zur Verfügung gestellten World Imagery-Daten verwendet.

2.1 Geologie, Geomorphologie und Pedologie

Die Untersuchungsgebiete liegen im westlichen Teil der Kalahari, deren Entstehungsgeschichte vor allem von verhältnismäßig jungen tektonischen, erosiven und sedimentären Prozessen geprägt ist (MENDELSON et al. 2009, MILLER 2008). In den zentralen Gebieten des südlichen Afrikas erstreckt sich die Kalahari von der Region um den Fluss Kongo durch Teile Angolas, Zambias, Botwanas, Südafrikas und den Nordosten Namibias (HADDON & MCCARTHY 2005, MENDELSON et al. 2009). Beim Auseinanderbrechen des Großkontinents Gondwana vor etwa 132 Millionen Jahren, ausgelöst durch einen Manteldiapir, lag das heutige Namibia direkt an der Riftzone zwischen Südamerika und -afrika (BAUER et al. 2000, GOUDIE 2016, PLANERT et al. 2016). In Folge dieser Kontinentalverschiebung bildete sich die große Randstufe als Kante des Riftsystems, die sich bis zum Ende der Kreidezeit stetig weiter an hob (HADDON & MCCARTHY 2005). Ähnliche Prozesse fanden auch an der Ostküste des heutigen Afrikas statt (Abb. 2.2). Mit den kreidezeitlichen Hebungsprozessen der Kontinentalränder begann die Sedimentation des Gebietes der heutigen Kalahari mit Material aus den jungen Gebirgen durch ostwärts entwässernde Flüsse. Als sich in der späten Kreide bzw. dem frühen Quartär die innerkontinentalen Flächen senkten, vergrößerte sich die Höhendifferenz zwischen den Gebirgen und dem Kalahari Becken, was zu einer Verstärkung der Fließgeschwindigkeit führte. Es ist davon auszugehen, dass sich abflusslose Becken bildeten und diese insbesondere mit großkörnigem Schutt verfüllt wurden, da die Flüsse die östliche Randstufe nicht durchschneiden konnten (HADDON & MCCARTHY 2005, MOORE & DINGLE 1998). Erst die jüngeren Hebungen des späten Pliozäns und frühen Pleistozäns bewirkten die Deposition der unverfestigten Sande, die die heutige Kalahari prägen. Durch die verminderte Höhendifferenz hatten die Flüsse ein geringeres Gefälle, sodass sich auch feinkörnigere Fraktionen absetzen konnten (HADDON & MCCARTHY 2005). Neben der hauptsächlich fluvialen Verfrachtung der Sedimente spielte in rezenten ariden Perioden auch der äolische Transport eine Rolle, der meist jedoch sekundär erfolgte (MOORE & DINGLE 1998). Es entstanden die für das Untersuchungsgebiet typischen Dünenfelder aus parallelen Längsdünen, die sich bei wechselnden Windrichtungen ausbilden (GOUDIE 2016, MOORE & DINGLE 1998). Im Wechsel zwischen feuchten und ariden Zeiträumen erlebten die Dünen Phasen wechselnder Aktivität. Bei höherer Wasserverfügbarkeit wurden sie durch Vegetation stabilisiert, was deren Wanderbewegung einschränkte oder behinderte (LANCASTER 1988, MOORE & DINGLE 1998). Durch die derzeitigen, verhältnismäßig feuchten Klimabedingungen ist die Vegetationsbedeckung so hoch, dass die Dünen stabil sind (GOUDIE 2016, HADDON & MCCARTHY 2005, MENDELSON et al. 2009).

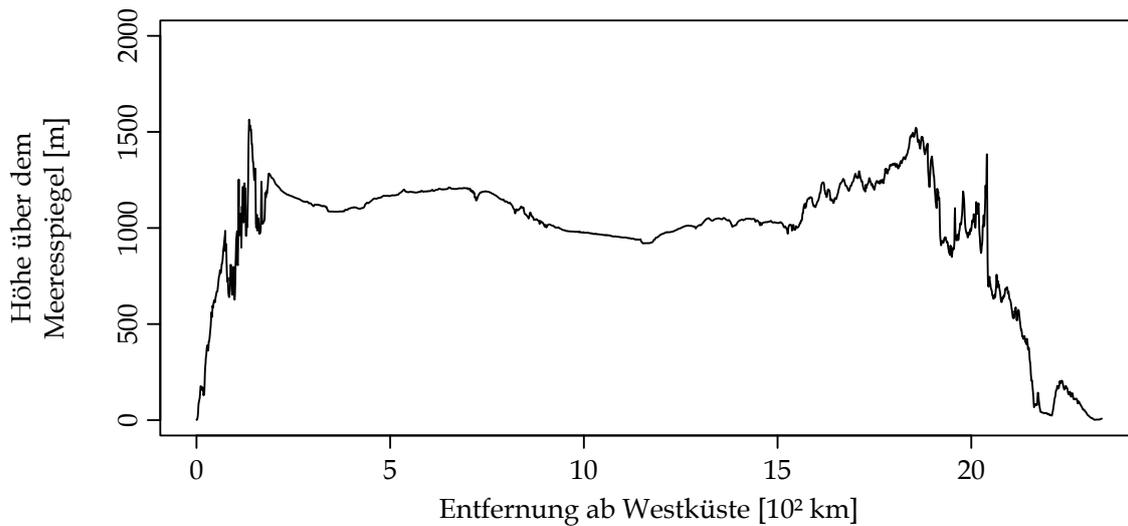


Abbildung 2.2: Höhenprofil durch das südliche Afrika entlang 19 Grad südlicher Breite. Es entsteht das typische Muster einer „umgedrehten Suppenschüssel“. Auf der x-Achse ist die Entfernung zum Schnittpunkt jenes Breitengrades mit der Westküste angegeben. Dem Höhenprofil liegt das digitale Höhenmodell GTOPO30 des *U.S. Geological Survey's Center for Earth Resources Observation and Science* zugrunde.

Das den Prozessen der Bodenbildung zugrunde liegende Ausgangsmaterial beeinflusst die Pedogenese maßgeblich. In den lockeren Kalahari-Sanden, die in Kanovlei und Mahango dominieren, haben sich tiefgründige Arenosole entwickelt, die aufgrund ihrer sandigen Struktur zwar eine hohe Wasserleitfähigkeit und Durchwurzelbarkeit aufweisen, jedoch wegen der geringen Wasserspeicherkapazität nur wenig pflanzenverfügbares Wasser halten können (SOTERSAF: *Soil and Terrain Information for the Southern African Region*, DIJKSHOORN 2003, ZECH et al. 2014). Dagegen kommen in Gaikos am Rand der Kalahari Leptosole und Cambisole vor (SOTERSAF, MENDELSON et al. 2009). Diese beiden nur schwach entwickelten Bodentypen sind durch die Nähe des anstehenden Gesteins zur Oberfläche eher flachgründig mit hohem Skelettanteil und weisen eine geringe Nährstoffverfügbarkeit auf (ZECH et al. 2014).

2.2 Klima

Verschiedene Faktoren wirken auf die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet ein: Zum einen die geographische und topographische Lage und zum anderen die Interaktion der Wasser- und Luftströmungen und deren jahreszeitliche Veränderungen (BLAMEY & REASON 2013, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Das Klima Namibias wird ins-

besondere durch dessen Lage zwischen der Innertropischen Konvergenzzone und der außertropisch-zyklonalen Westwinddrift bestimmt. Als Teil des dazwischen liegenden subtropisch-randtropischen Hochdruckgürtels üben das Südatlantik- und Südindikhoch mit den daraus entspringenden Passaten entscheidenden Einfluss aus (BLAMEY & REASON 2013, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Neben der atmosphärischen Zirkulation spielen auch die Meeresströmungen an den Küsten des südlichen Afrikas eine Rolle. Der an der Westküste Südafrikas nordwärts strömende Benguelastrom bringt kaltes Auftriebswasser in das Gebiet des lagestabilen Südatlantikhochs, während der Agulhasstrom an der Ostküste tropische Wassermassen aus Äquatornähe in den Südindik bringt (WEISCHET & ENDLICHER 2000).

Namibia ist im Allgemeinen von einer Wintertrockenheit geprägt (BLAMEY & REASON 2013). So sind im Südwinter die sich äquatorwärts verschiebenden Hochdruckzellen häufig durch die Botswana-Antizyklone verbunden und es bildet sich aufgrund geringerer Sonneneinstrahlung eine kontinentübergreifende Hochdruckbrücke. Die innerkontinentalen Hochlandflächen sind in dieser Zeit von autochtonem Strahlungswetter mit Trockenheit und viel Sonnenschein gekennzeichnet (BUCKLE 1996, MENDELSON et al. 2009, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Lediglich im äußersten Süden Namibias können die Tiefdruckgebiete der außertropisch-zyklonale Westwinddrift Niederschläge mit sich bringen (MENDELSON et al. 2009, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Davon ist das Untersuchungsgebiet jedoch nicht betroffen. Im Norden der Hochdruckbrücke dominiert auch im Winter der Südostpassat, eine innertropischen Konvergenzzone ist jedoch wegen des fehlenden Nordostpassat nicht ausgebildet (WEISCHET & ENDLICHER 2000). Der Einfluss des tropischen Monsuntiefs, das sich in den Wintermonaten in Nordangola befindet, verliert sich bis nach Namibia (WEISCHET & ENDLICHER 2000).

Die Sommermonate im südlichen Afrika (Dezember bis Februar) sind vor allem durch die Verlagerung der Hochdruckzellen nach Süden und den verstärkten Einfluss der Südost-Passate geprägt (WEISCHET & ENDLICHER 2000). Deren Wirkung unterscheidet sich allerdings in Abhängigkeit ihres Herkunftsgebietes. Die Westküste Namibias wird auch im Sommer von den kühlen, relativ trocknen Luftmassen des Südatlantikhochs dominiert. Im Gegensatz dazu nimmt in östlicher Richtung die Bedeutung der Südost-Passate aus dem Südindikhoch zu: Warme, feuchte Luftmassen bewirken aufgrund von Reibungskonvergenz, Staueffekten an der Randstufe und einer Labilisierung über dem aufgeheizten Kontinent konvektive Prozesse (WAGENSEIL 2008, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Ein thermisches Tiefdruckgebiet über dem zentralen Binnenhochland verstärkt diesen Luftmassenaufstieg (WAGENSEIL 2008). Des Weiteren bildet sich auch über Angola

strahlungsbedingt ein tropisches Monsuntief aus, das die Umlenkung des atlantischen Südostpassates zum Südwestmonsun bewirkt. Dabei werden die Luftmassen durch den aus Norden kommenden Angolastrom erwärmt und mit Feuchtigkeit angereichert. Der Einfluss dieser Kongoluftmassen und deren Konvergenz mit den Südost-Passaten an der sogenannten Kongoluftmassengrenze führt zu konvektiven Vorgängen und intensiven Niederschlägen, die auch das Klima im Norden Namibias prägen (BLAMEY & REASON 2013, WAGENSEIL 2008, WEISCHET & ENDLICHER 2000).

Das Zusammenspiel dieser Druckkonstellationen bewirkt insbesondere im Sommer eine differenzierte Verteilung der Niederschläge in Namibia: Während der Süden und Südwesten lediglich von den Flächenniederschlägen aus der Konvergenz der verschiedenen temperierten Passate profitieren kann, sind im Norden und Nordosten aufgrund der Kongoluftmassengrenze deutlich ergiebigere Niederschläge zu erwarten (MENDELSON et al. 2009, WAGENSEIL 2008, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Es ergibt sich ein Feuchtegradient von weniger als 50 mm Jahresniederschlag im Südwesten und an der Westküste Namibias zu rund 600 mm in den nordöstlichen Grenzgebieten zu Angola und Botswana (Abb. 2.3). Neben den mittleren Niederschlagssummen ist in Namibia die große inter- und intraannuelle Variabilität der Niederschläge charakteristisch, welche mit steigender Aridität zunimmt (BLAMEY & REASON 2013, MENDELSON et al. 2009, WAGENSEIL 2008). Bedingt durch die äquatornahe Lage Namibias ist der Sonnenstand ganzjährig hoch mit geringen Tageslängenunterschieden. Die mittleren Jahrestemperaturen im Hochland liegen zwischen 19 und mehr als 22 °C (MENDELSON et al. 2009). Vor allem während der Strahlungswetterlagen im Südwinter schwanken die Temperaturen im Tagesverlauf aufgrund der hohen solaren Einstrahlung am Tag und der nächtlichen Ausstrahlung stark, wobei in dieser Zeit vereinzelt sogar Nachtfrost auftreten kann (MENDELSON et al. 2009, WEISCHET & ENDLICHER 2000).

Die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet entsprechen somit dem semiariden Tropenklima (BLAMEY & REASON 2013). Während die Region um Gaikos und Kanovlei mit einem mittleren Jahresniederschlag zwischen 500 und 550 mm etwas trockener ist, wird es bis nach Mahango mit rund 600 mm feuchter (Tropical Rainfall Measuring Mission: TRMM 3B43 2000-2015, Abb. 2.3). Am Tag werden im Mittel Höchsttemperaturen von 35 bis 39 °C im Sommer und 26 bis 32 °C im Winter erreicht, wobei die Temperaturen in Mahango am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes am höchsten sind (MENDELSON et al. 2009, WEISCHET & ENDLICHER 2000). Für die vorkommende Vegetation ist die Wasserknappheit in der Trockenzeit der limitierende klimatische Faktor. Aufgrund der hohen Niederschlagsvariabilität kann die Länge und Intensität der Trockenzeit stark

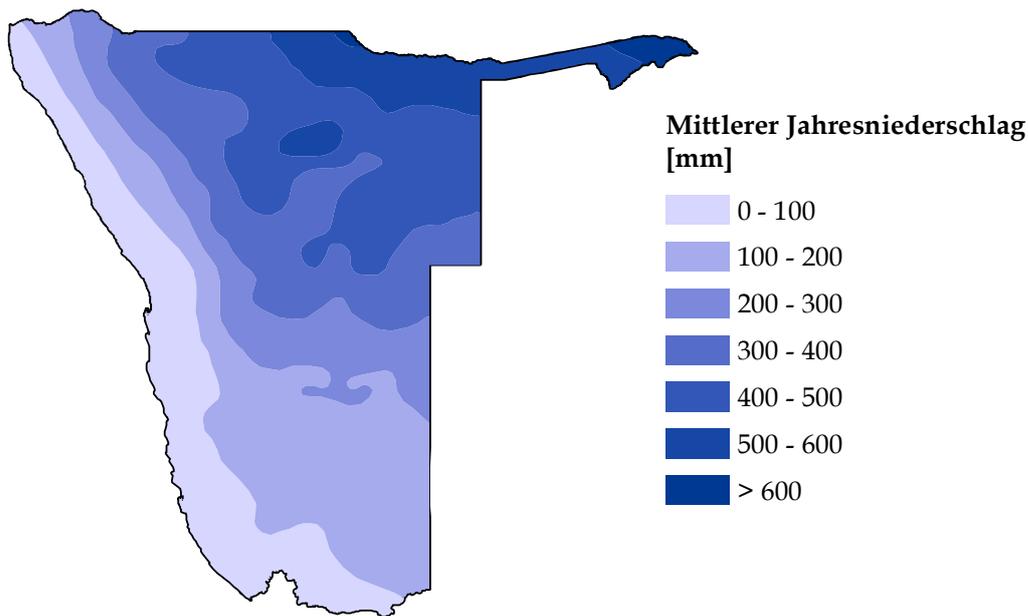


Abbildung 2.3: Niederschlagsverteilung in Namibia (nach MENDELSON et al. 2009).

variieren. Da kalte Temperaturen mit der trockenen Jahreszeit zusammenfallen, ist die Vegetation nur einer ungünstigen Jahreszeit ausgesetzt.

2.3 Die Ökologie der Savannen

2.3.1 Definition und Merkmale der Savannen

Obwohl die drei Untersuchungsstandorte in dem landläufig als Kalahari-Wüste bezeichnetem Gebiet im Becken zwischen den großen Randstufen liegen (HADDON & MCCARTHY 2005, MENDELSON et al. 2009), sind die vorkommenden Vegetationstypen nicht den Wüsten, sondern den Savannenökosystemen in unterschiedlichen Ausprägungen zuzuordnen. Für diese tropischen bzw. subtropischen Vegetationsformen existieren verschiedene Vegetationsansätze: Während in der deutschen Literatur vor allem hygriische Merkmale wie spezifische Niederschlagsmengen und -verteilungen zur ökozonalen Gliederung herangezogen werden (FREY & LÖSCH 2010, SCHULTZ 2002, WALTER 2004), hat sich das im englischsprachigen Raum verbreitete Kriterium der Vegetationszusammensetzung und -struktur als Abgrenzungsmerkmal der Savannen durchgesetzt (BODINI & CLERICI 2016, HOUSE et al. 2003, LEHMANN et al. 2014, LLOYD et al. 2008, SANKARAN et al. 2005, SCHOLES & ARCHER 1997, TORELLO-RAVENTOS et al. 2013, VEENENDAAL et al. 2015, u.a.). Zentraler Aspekt ist dabei die Kodominanz von Bäumen und Gräsern (HOUSE et al. 2003,

RATNAM et al. 2011, SHOLES 2004, SHOLES & ARCHER 1997). Als ‚Bäume‘ gelten in diesem Zusammenhang verschiedene Formen ausdauernder, holziger Pflanzen. Diese reichen von kleinwüchsigen Büschen und Sträuchern mit einer Höhe von weniger als 2 m bis hin zu ausladenden, über 20 m hohen Bäumen. Um das Ausdörren während der Trockenmonate zu verhindern, haben immergrüne, hartlaubige Gehölze Schutzmaßnahmen zur Transpirationsverminderung entwickelt. Demgegenüber werfen sommergrüne Arten in dieser Zeit ihr Laub ab. Eine strikte Trennung ist hier jedoch nicht möglich, sodass sich neben den konsequent immer- und sommergrünen Arten zahlreiche Zwischenstadien etabliert haben (HOUSE et al. 2003, RATNAM et al. 2011, SHOLES & ARCHER 1997). Unter den ‚Gräsern‘ werden Süß- (*Poaceae*) und Sauergräser (*Cyperaceae*) zusammengefasst (SHOLES & ARCHER 1997). Als Wuchsform dominieren insbesondere die Horstgräser, die die Trockenzeit mit vital bleibenden Meristemen in Bodennähe überdauern und austrocknungsempfindliche Organe nur bei ausreichender Wasserverfügbarkeit ausbilden (FREY & LÖSCH 2010, SHOLES & ARCHER 1997). Um bei der hohen Einstrahlung und Temperatur Verdunstungsverluste zu vermeiden und trotzdem hohe Photosyntheseraten zu erreichen, kommen in Savannen nahezu ausschließlich Gräser vor, die den C₄-Stoffwechselweg nutzen (SHOLES & ARCHER 1997). Ihr Metabolismus ist an höhere Sonneneinstrahlung und Temperaturen angepasst. Mechanismen zur aktiven Anreicherung von Kohlenstoffdioxid und eine ausgeprägt CO₂-Affinität ermöglichen ihnen eine hohe Photosyntheseleistung auch bei kaum geöffneten Stomata, wodurch Transpirationsverluste minimiert werden (TAIZ 2010). In geringen Anteilen treten auch krautige Pflanzen auf (HOUSE et al. 2003, SHOLES 2004). Die beiden Termini ‚Gräser‘ und ‚Bäume‘ beschreiben also nicht explizit Gattungen und Arten, sondern vielmehr die typischen Lebensformen.

Savannen sind im Bereich zwischen Grasländern bzw. Wüsten und dem Regenwald zu finden (HOUSE et al. 2003). Innerhalb der Grenzen der obigen Definition kann die Baumbedeckung stark variieren, sodass sowohl Grasländer mit sehr verstreut stehenden Bäumen (engl. *sparsely treed grasslands*) als auch Parklandschaften mit einer Grasschicht im Unterwuchs (engl. *heavily treed woodlands*) als Savannen zu bezeichnen sind (RATNAM et al. 2011, TORELLO-RAVENTOS et al. 2013). Da die Übergänge zu den benachbarten Vegetationszonen im Gelände fließend verlaufen, ist eine räumliche Abgrenzung meist schwierig bis unmöglich und letztendlich abhängig von den ausgewählten Definitionskriterien (HOUSE et al. 2003, TORELLO-RAVENTOS et al. 2013, VEENENDAAL et al. 2015). Ebenso existieren verschiedene Ansätze zur Differenzierung der Savannentypen: SCHULTZ (2002) unterscheidet anhand hygrischer Faktoren zwischen Dornsavanne (< 500 mm Niederschlag pro Jahr, < 5 humide Monate), Trockensavanne (500 bis 1000 mm Niederschlag pro Jahr, 5 bis 7 humide

Monate) und Feuchtsavanne (1000 bis 1500 mm Niederschlag, 7 bis 9 humide Monate). Dagegen werden bei der Kategorisierung nach strukturellen Eigenschaften die Deckungsgrade der Baum- und Strauchschicht sowie Wuchsformen und -höhen herangezogen (z.B. TORELLO-RAVENTOS et al. 2013). Wie auch bei der grundsätzlichen Savannendefinition existiert jedoch keine einheitliche Systematik, sodass die Vergleichbarkeit nicht gewährleistet ist.

2.3.2 Steuernde Faktoren in Savannenökosystemen

Neben einer Vielzahl an biotischen und abiotischen Einflussgrößen sowie deren zeitlicher und räumlicher Variation wird das Erscheinungsbild der Savannen ebenso von positiven und negativen Interaktionen der Gräser und Bäume bestimmt (SCHOLES & ARCHER 1997). Nach wie vor ist das Zusammenwirken der einzelnen ökosystemaren Faktoren Gegenstand der Forschung und wird kontrovers diskutiert (BODINI & CLERICI 2016, DOHN et al. 2017, LEHMANN et al. 2014, u.a.). Zur Erklärung der Koexistenz wurden verschiedene Theorien und Modelle entwickelt. Im Folgenden werden einige prominente Konzepte vorgestellt und in den aktuellen Forschungsstand eingeordnet.

Ressourcenlimitierung

Ansätze basierend auf der limitierten Verfügbarkeit von Ressourcen betrachten in erster Linie die für das Pflanzenwachstum notwendigen abiotischen Faktoren, deren Beeinflussung durch Bäume und Gräser sowie die jeweilige Konkurrenzsituation. Physiologische Unterschiede der beiden Lebensformen ermöglichen die Differenzierung der ökologischen Nischen, sodass beide Lebensformen in verschiedenen Umweltsituationen mehr oder weniger wettbewerbsfähig sind. Demnach bestimmt die Verfügbarkeit von Licht, Wasser und Nährstoffen die Vegetationszusammensetzung, wodurch die Dominanz einer Lebensform ausschließlich durch die Limitierung einer Ressource verhindert wird. Nach der Walter-Hypothese (auch Baum-Gras-Antagonismus, engl. *two-layer soil hypothesis*, WALKER & NOY-MEIR 1982, WALTER 2004) sind Bäume und Gräser grundsätzlich als Antagonisten zu betrachten, deren unterschiedliche Wasserhaushalts- und Wurzelraumnutzungsstrategien die Koexistenz der Vegetationstypen erklären. Demnach stellt sich im Wettbewerb um die begrenzten Wasservorräte ein Gleichgewichtszustand ein, in dem die jeweiligen physiologischen Eigenschaften einer Lebensform Vorteile verschaffen und deren Dominanz ermöglichen. Mit ihrem intensiven, flachgründigen Wurzelsystem sind Gräser in der Lage oberflächlich perkolierendes Niederschlagswasser mit darin gelösten

Nährstoffen optimal zu nutzen. Aufgrund der Überdauerungsstrategien (Rhizome, Samen) benötigen sie in der Trockenzeit nahezu kein Wasser. In der Wachstumsphase sind sie jedoch auf eine kontinuierliche Wasserversorgung angewiesen. Da Savannen in Sommerregenzonen vorkommen, haben Gräser vor allem bei geringen Jahresniederschlägen einen Wettbewerbsvorteil gegenüber den Bäumen (HANAN & LEHMANN 2011, WALKER & NOY-MEIR 1982). Letztere können mit ihrem extensiven, tiefgründigen Wurzelsystem weit unter der Oberfläche liegendes Grundwasser erreichen und einsickernde Niederschläge nutzen. In Regionen mit feuchterem Klima ist die ganzjährige Wasserversorgung der Gehölzpflanzen gewährleistet, während sie sich in trockenen Savannengebieten aufgrund der Wasserknappheit gegenüber den Gräsern nicht behaupten können. Je höher also die Jahresniederschläge sind, desto größer ist der kompetitive Vorteil der Bäume und es kann sich eine zunehmend geschlossene Baumbedeckung ausbilden (HANAN & LEHMANN 2011, SCHOLES & ARCHER 1997, WALKER & NOY-MEIR 1982). In dem für Savannen typischen, ariden Klima mit Sommerregen und Wintertrockenheit kann sich so eine stabile Pflanzengemeinschaft etablieren, deren Lebensformen durch die gegenseitige Begrenzung der Vitalität koexistieren (WALKER & NOY-MEIR 1982).

Die erwähnten physiologischen Unterschiede in Bezug auf die Wassernutzung zwischen Bäumen und Gräsern bedingen auch einen zeitlichen Versatz der Vegetationszyklen, was als Ansatz zur Erklärung der Koexistenz ebenso diskutiert wird (SCHOLES 2004, SCHOLES & ARCHER 1997, SCHOLES & WALKER 1993). Demnach beginnen Gehölze mit dem Blüten- oder Laubaustrieb schon vor dem Einsetzen der neuen Regenzeit, indem sie auf gespeicherte Nährstoffe aus der vorherigen Wachstumsperiode zurückgreifen und das für sie noch erreichbare Wasser aus tiefer gelegenen Grundwasserschichten nutzen. Gräsern steht diese Möglichkeit nur sehr eingeschränkt offen, sodass ihr Wachstum erst mit dem Einsetzen des Niederschlages beginnen kann und stärker von den in der aktuellen Vegetationsperiode vorhandenen Ressourcen abhängig ist (SCHOLES & ARCHER 1997). Die Bäume erlangen daher ihren vollen Belaubungszustand relativ schnell mit einem synchronen Laubaustrieb, wohingegen das Blattwachstum der Gräser in der gesamten Vegetationsphase in Abhängigkeit von der Wasser- und Nährstoffversorgung erfolgt (SCHOLES & ARCHER 1997) Dieser Theorie zufolge bleibt den Gräsern nach dem Laubabwurf der Bäume noch eine Zeitnische, in der sie uneingeschränkt von den verfügbaren Ressourcen profitieren können. So haben beide Lebensformen im Vegetationszyklus eine Zeitspanne, in der sie einen Wettbewerbsvorteil gegenüber der jeweils anderen haben. In Abhängigkeit von den begrenzten Ressourcen kann sich ein Gleichgewichtszustand einstellen, da weder

Gräser noch Bäume zur Dominanz gelangen (SCHOLES 2004, SCHOLES & ARCHER 1997, SCHOLES & WALKER 1993).

Die beiden vorgestellten Konzepte zur zeitlichen und räumlichen Partitionierung der Ressourcennutzung berufen sich ausschließlich auf die Wirkmechanismen um die Nischenbesetzung und den Wettbewerb um die Ressourcen; mögliche Störungen werden außer Acht gelassen. Bei der starken Generalisierung der Annahmen, die oftmals auf gebietsspezifischen und kleinräumigen Studien basieren (HANAN & LEHMANN 2011), sind anderweitige Interaktionen zwischen den Lebensformen ausgeschlossen. In den meisten Fällen können daher die Theorien die Beobachtungen im Gelände zur Koexistenz von Bäumen und Gräsern nur unzureichend erklären (HANAN & LEHMANN 2011, SANKARAN et al. 2004). So wird die Walter-Hypothese sehr kontrovers diskutiert, da zum einen die Böden in Savannen in vielen Gebieten zu flachgründig sind, um die notwendige Partitionierung des Wurzelraums zu ermöglichen (HANAN & LEHMANN 2011, HIPONDOKA et al. 2003). Zum anderen werden die jungen Entwicklungszyklen der Bäume als Samen und Setzlinge ignoriert, in denen sie im direkten Wettbewerb zu den Gräsern stehen, da sie die gleichen Ressourcen nutzen. Als Keimlinge müssten die Bäume daher sehr konkurrenzstark sein, um sich etablieren zu können, wohingegen sie als adulte Lebensform bei geringer Wasserverfügbarkeit den Gräsern nachstehen. Dieser Gegensatz ist kontraintuitiv und wird als Schwachstelle angesehen (HANAN & LEHMANN 2011).

Störungsgesteuert

Seit dem Ende der 1990er-Jahre haben sich Konzepte etabliert, die die Savannenstruktur als ein dynamisches Ungleichgewicht betrachten, in dem Störungen die Dominanz einer Vegetationsform verhindern. Störfaktoren in Savannenökosystemen sind die saisonal variierenden Niederschläge, die Temperatur, die Bodeneigenschaften sowie insbesondere Feuer und Herbivorie. In den Studien werden zwar Abwandlungen bezüglich der genauen Mechanismen verwendet, die grundsätzlichen Kriterien sind jedoch allgemein anerkannt (BODINI & CLERICI 2016, DOHN et al. 2017, HOUSE et al. 2003, LEHMANN et al. 2014, SANKARAN et al. 2004, SANKARAN et al. 2005, SCHOLES 2004, SCHOLES & ARCHER 1997, u.a.). Primäre Determinanten sind auf die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit bezogen und umfassen Boden und Klima. Teilweise anthropogen induzierte Störungsregime wie Feuer und Herbivorie werden als sekundäre Determinanten bezeichnet (TEAGUE & SMIT 1992).

Die im Untersuchungsgebiet herrschenden pedologischen und klimatischen Verhältnisse wurden in den vorherigen Kapitel (Kap. 2.1, S. 9 und Kap. 2.2, S. 10) beschrieben und repräsentieren damit die prägenden Eigenschaften der Savannen. Maßgeblich wird die

Wasserverfügbarkeit über den mittleren Jahresniederschlag charakterisiert. Sommerregen und Wintertrockenheit sind dabei die typischen klimatischen Faktoren, die Savannenökosysteme weltweit prägen (HOUSE et al. 2003, SANKARAN et al. 2005, SCHOLES & ARCHER 1997). Bei erhöhtem Wasserangebot werden insbesondere die Gehölzpflanzen in ihrem Wachstum gefördert, was sich durch gesteigerte Biomasse, Dichte und Deckungsgrad der Bäume äußert (HANAN & LEHMANN 2011, SANKARAN et al. 2005, VAN LANGEVELDE et al. 2003). In Bezug auf Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit spielen zwar auch die Böden eine Rolle, allerdings bleiben sie in vielen neueren Studien unbeachtet (BODINI & CLERICI 2016, HANAN & LEHMANN 2011) bzw. zeigen nur geringe Relevanz (LEHMANN et al. 2014).

Feuer und Herbivorie als sekundäre Determinanten sind weniger klar zu erfassen. Sie können vom Menschen, von der Pflanzengemeinschaft selbst und indirekt durch Interaktionen zwischen den Störfaktoren modifiziert werden. Daneben existieren im Gelände Zwischenstadien, die eine einfache Kategorisierung nicht ermöglichen. In den folgenden Absätzen werden Feuer und Herbivorie in ihren grundsätzlichen Zügen beschrieben, wobei gerade in neueren Forschungsarbeiten komplexere Mechanismen eingearbeitet werden (BODINI & CLERICI 2016, DOHN et al. 2017, HANAN & LEHMANN 2011, LEHMANN et al. 2014, SANKARAN et al. 2005).

Feuer Brände zählen zu den fundamentalen regulierenden Elementen in der Vegetationsstruktur von Savannen. In Afrika stehen die Ökosysteme mindestens seit dem Quartär unter dem Einfluss von Feuern (KERSHAW et al. 1997), die heutzutage nur selten durch Blitzeinschlag ausgelöst werden, sondern hauptsächlich anthropogenen Ursprungs sind (BODINI & CLERICI 2016, SCHOLES & ARCHER 1997). Die Feueraktivität in einem Gebiet kann durch verschiedene Parameter wie die Feuerfrequenz und -intensität sowie die Saisonalität der Brände beschrieben werden. Als wichtigster Faktor gilt dabei die Feuerintensität, die durch die vorhandene Grasbiomasse als Hauptbrennstoff, den Feuchtegehalt des Grases, die Windgeschwindigkeit und die Lufttemperatur kontrolliert wird (BODINI & CLERICI 2016, LEHMANN et al. 2014, LIEDLOFF et al. 2001). Feuer jeder Intensität zerstören die oberflächlichen Organe der Gräser, die im Anschluss neu austreiben (BODINI & CLERICI 2016, HANAN & LEHMANN 2011, SCHOLES & ARCHER 1997). Treten die Feuer zu Beginn der Trockenzeit auf (engl. *early season*), sind sie weniger intensiv, da durch die vorangegangenen Niederschläge die Vegetation verhältnismäßig frisch mit einem hohen Feuchtegehalt ist. Diese ‚kalten‘ Feuer, die sich bodennah ausbreiten, haben keinen oder nur einen geringen negativen Effekt auf die Gehölzpflanzen (LIEDLOFF et al. 2001). Gegen Ende der Trockenzeit (engl. *late season*) steht mehr trockenes Brennmaterial zur Verfügung,

sodass intensivere, ‚heiße‘ Feuer, deren Flammen unter Umständen bis in die Baumkronen schlagen, die Gehölze schädigen und deren Mortalität erhöhen können (BODINI & CLERICI 2016, LIEDLOFF et al. 2001, SCHOLES 2004).

Pflanzen haben verschiedene Strategien zur Feuerresistenz entwickelt. Verschiedene Grasarten können nach einem Feuer sehr schnell wieder austreiben, Horstgräser bilden mit ihrem dichten Blattwerk einen Schutz um das empfindliche Meristem. Feuertolerante Bäume haben eine dicke und teilweise luftgefüllte Borke (FREY & LÖSCH 2010, SCHOLES 2004, SCHOLES & ARCHER 1997).

Herbivorie Direkte und indirekt Effekte der Herbivorie haben ebenso maßgeblichen Einfluss auf die zeitliche und räumliche Variabilität der Baum- und Grasverteilung (BODINI & CLERICI 2016, HANAN & LEHMANN 2011, HOUSE et al. 2003, ROQUES et al. 2001, SANKARAN et al. 2004). Bei den herbivoren Großsäugern müssen zwei unterschiedliche Herbivoriestrategien in Abhängigkeit von den Fressgewohnheiten und -habitaten unterschieden werden: Grasfresser (engl. *grazer*, z.B. Zebras) ernähren sich von der Grasschicht, während die *browser* (keine adäquate deutsche Übersetzung, z.B. Elefanten, Giraffen, Abb. 2.4 a) Blätter und Zweige von Bäumen und Sträuchern fressen (BODINI & CLERICI 2016, SCHOLES & ARCHER 1997). Daneben können Megaherbivore wie Elefanten Äste abknicken oder ganze Bäume entwurzeln und haben so Einfluss auf die Umgestaltung der Savannen (SCHOLES 2004, Abb. 2.4 b).

Um dem Herbivorendruck auszuweichen, haben einige Pflanzen Abwehrmechanismen entwickelt, die ihnen einen Selektionsvorteil verschaffen (SCHOLES & ARCHER 1997). Nahezu alle Gehölze der Gattung *Acacia* haben schon in juvenilen Stadien dornenbesetzte Sprosse, die sie für viele Pflanzenfresser unattraktiv machen. Die drei im Untersuchungsgebiet typischen Anzeiger für sehr hohen Herbivorendruck sind *Acacia mellifera*, *Dichrostachys cinerea* und *Terminalia prunioides* (SCHOLES & ARCHER 1997, WARD 2005).

Dominieren in einem Gebiet die *grazer*, wird die Entwicklung der Gräser unterdrückt, sodass weniger brennbare Biomasse zur Verfügung steht. Feuerfrequenz und -intensität nehmen ab. Die Folge ist ein positiver Effekt auf die Bäume, deren Wachstum (und Regeneration bei an Herbivorie angepassten Arten) gesteigert werden kann. Bei hohem Herbivorendruck durch *grazer* besteht daher die Tendenz zur Waldbildung und Verbuschung. Umgekehrt ist mit einer Reduktion der Gehölze bis hin zur Ausbildung von Grasland zu rechnen, wenn in einem Gebiet die *browser* überwiegen. Dadurch akkumuliert sich die Biomasse der Gräser, was wiederum die Feuerfrequenz und -intensität steigert. So

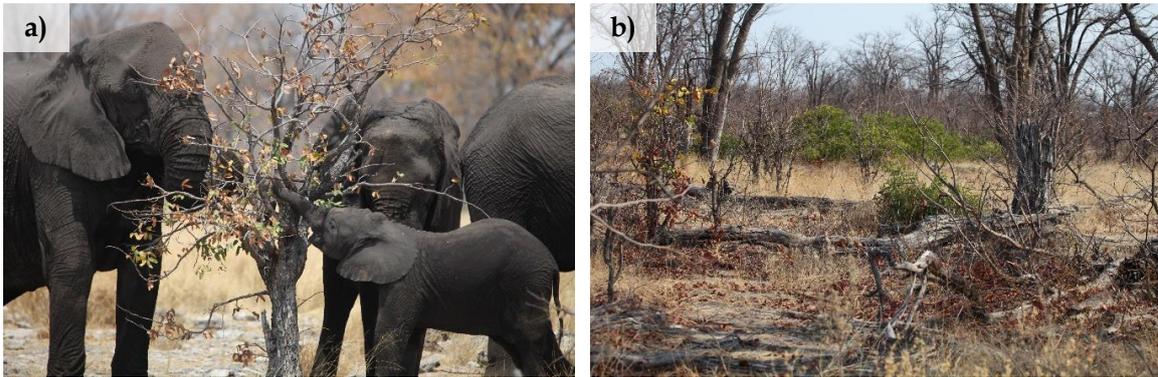


Abbildung 2.4: Herbivorie durch Elefanten (*browser*) und deren Folgen. a) Elefanten bei der Nahrungsaufnahme b) vermutlich durch Elefanten umgestürzte Bäume. (Fotos: Florian Lang).

wird die Verjüngung der Gehölze unterdrückt (HANAN & LEHMANN 2011, ROQUES et al. 2001, SCHOLES 2004, VAN LANGEVELDE et al. 2003).

Neben den Konzepten, die auf der Steuerung der Koexistenz entweder durch Ressourcen oder Störungen beruhen, haben sich in der aktuellen Savannenforschung Modelle etabliert, die beide Denkansätze vereinen (BODINI & CLERICI 2016, HOUSE et al. 2003, LEHMANN et al. 2014, SANKARAN et al. 2005). Obwohl die Vegetationsstruktur der Savannen maßgeblich von Störungen bestimmt wird, muss davon ausgegangen werden, dass auch die Verfügbarkeit von Ressourcen die maximale Baumbedeckung kontrolliert. Laut SANKARAN et al. (2005) steigt zwischen 100 und 650 mm Jahresniederschlag die obere Begrenzung der Baumbedeckung linear an, zeigt aber keine Beziehungen zu Feuerfrequenz, Herbivorie und Bodeneigenschaften (Abb. 2.5). Die Variabilität unterhalb der maximal möglichen Baumbedeckung ist jedoch das Ergebnis der einwirkenden Störfaktoren (Abb. 2.5: alle Punkte unterhalb der Kurve). Jahresniederschläge bis 650 mm limitieren das Baumwachstum so stark, dass sich auch bei fehlenden Störungen das Kronendach nicht schließen kann. In trockeneren Savannen gebieten bilden klimatisch determinierte Savannen daher ein stabiles Vegetationssystem (SANKARAN et al. 2005). Steigen die Jahresniederschläge in humideren Klimaten auf mehr als 650 mm an, reicht die Wasserverfügbarkeit aus, sodass sich ein geschlossenes Kronendach ausbilden kann. Nur Störungen durch Feuer und Herbivorie können die Baumschicht offen halten und die Entwicklung der typischen Vegetationsstruktur ermöglichen. Diese instabilen, störungsdeterminierten Savannen können sich bei ausbleibenden Störungen in Bestände mit geschlossenem Kronendach umwandeln (SANKARAN et al. 2005).

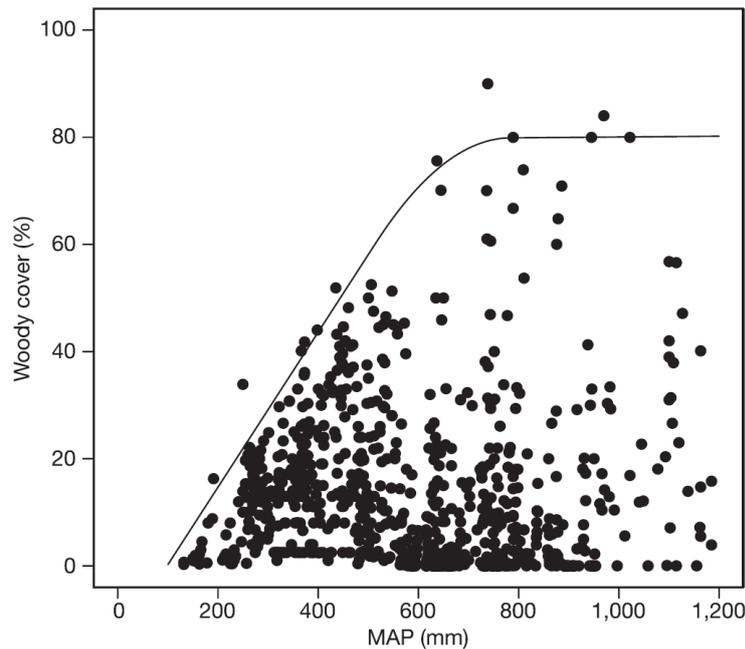


Abbildung 2.5: Veränderung der Baumbedeckung mit dem mittleren Jahresniederschlag (MAP). Die Daten stammen aus einer Studie mit 854 Savannenstandorten in Afrika und weisen auf eine Begrenzung der maximalen Baumbedeckung zwischen 100 und 650 mm hin (SANKARAN et al. 2005).

HANAN & LEHMANN (2011) haben zusammenfassend ein Modell entwickelt, das die wichtigsten Interaktionen und Mechanismen beschreibt (Abb. 2.6). Sie unterscheiden zwischen Effekten auf juvenile und adulte Bäume. Dadurch finden sowohl Auswirkungen, die die Setzlinge wie auch Gräser betreffen, als auch der Wettbewerb zwischen diesen beiden Vegetationseinheiten Berücksichtigung. Ebenso werden *grazer* und *browser* als Herbivoriekomponenten separat betrachtet, da deren Wirkung auf Gräser und Bäume differiert.

Während negative Effekte zwischen den Lebensformen gemeinhin etabliert und anerkannt sind (BODINI & CLERICI 2016, HOUSE et al. 2003, LEHMANN et al. 2014, SANKARAN et al. 2005, SCHOLES 2004, SCHOLES & ARCHER 1997, TORELLO-RAVENTOS et al. 2013, VEENENDAAL et al. 2015), bleiben positive Effekte vor allem der Bäume auf die Gräser oft unbeachtet. Lokal können Bäume durch Mikroklimata und -habitate den physiologischen und kompetitiven Stress der Gräser reduzieren (MOUSTAKAS et al. 2013, RIGINOS et al. 2009). So ist im Schatten der Krone durch die hohe solare Einstrahlung und häufige Fiederblättrigkeit der Bäume genügend Licht für die Photosynthese der Gräser vorhanden bzw. verhindert die Abschwächung der Strahlung sogar Strahlungsschäden. Da Bäume

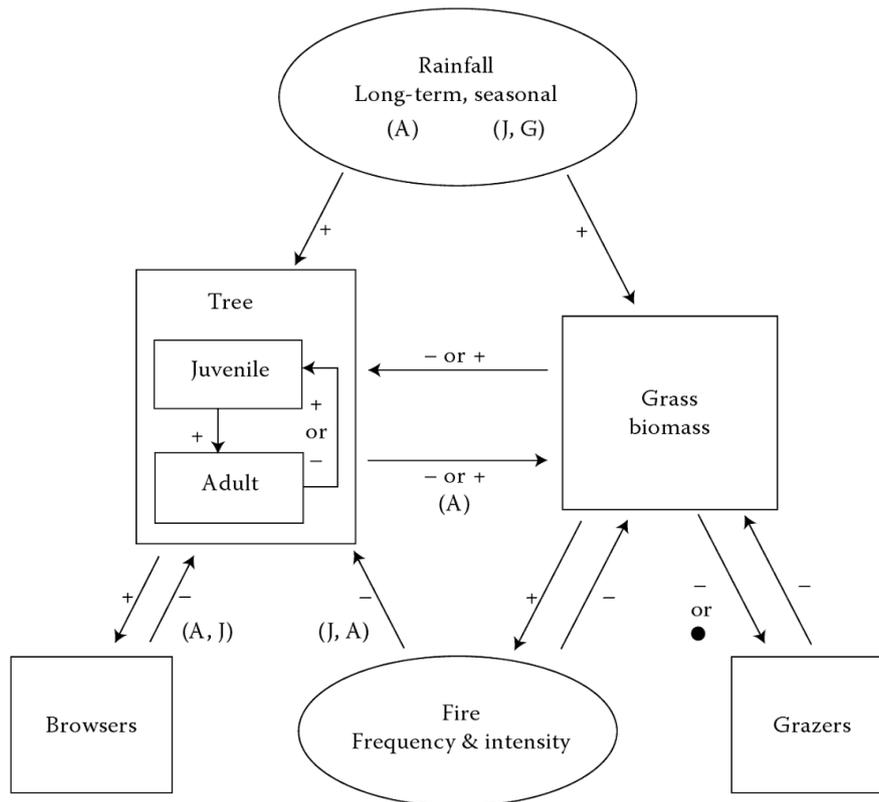


Abbildung 2.6: Wechselbeziehungen zwischen dem Klima, der Vegetation und den Störfaktoren Feuer und Herbivorie in Savannen. Die Pfeile zeigen die zu erwartenden Interaktionen mit positiven (+), neutralen (•) und negativen (-) Effekten an (verändert nach HANAN & LEHMANN 2011).

die oberirdische Niederschlagsverteilung durch Interzeptionsverlust und Stammabfluss verändern, profitieren Gräser in Baumnähe auch von einer erhöhten Wasserverfügbarkeit. Unter bewehrten Sträuchern sind Gräser außerdem effektiv vor Fraßfeinden geschützt. Letztendlich können in der Umgebung der Bäume mehr Nährstoffe verfügbar sein, da durch den zweistöckigen Bewuchs eine höhere Biomasseakkumulation und -mineralisation ermöglicht wird und die Savannenbäume oftmals mit Hilfe von Wurzelknöllchenbakterien Luftstickstoff fixieren (MOUSTAKAS et al. 2013, RIGINOS et al. 2009). Quantitativ ist es jedoch nur schwer zu erfassen, ob die positiven oder negativen Interaktionen überwiegen. Diese Varianten der Förderung sollten jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Betont werden muss, dass ein einzelnes Modell nicht die Vielfalt der möglichen Szenarien in allen Savannengebieten berücksichtigen kann, zumal zusätzliche Variationen durch die Jahreszeiten und verschiedene Sukzessionsstadien hinzukommen (BODINI & CLERICI 2016, SCHOLES & ARCHER 1997). In generalisierten Modellen bleiben daher detaillierte Vorgänge unbeachtet, um die grundlegenden Mechanismen qualitativ darzustellen (BODINI & CLERICI 2016, LEHMANN et al. 2014).

Neben den ausgeführten Faktoren spielen bei der Vegetationsentwicklung auch vorgeschichtliche, historische und rezente menschliche Aktivitäten eine Rolle. So ist die Savannenstruktur und -zusammensetzung das Ergebnis der Interaktion einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Determinanten, was die Identifikation und Quantifizierung der jeweils bestimmenden Einflussgrößen erschwert (SCHOLES & ARCHER 1997).

2.3.3 Savannen im Untersuchungsgebiet

Auf den Untersuchungsflächen sind Savanntypen zu finden, die von Buschland ohne größere Bäume über Baum-/Strauchsavannen bis hin zu offen, waldähnlichen Vegetationsformen reichen (Abb. 2.7). In nahezu allen Gebieten ist die für Namibia typische Savannenbaumart *Acacia erioloba* vertreten. Daneben kommen in Gaikos *Combretum spp.* und *Spirostachys africana* in der Baumschicht häufig vor, die mit steigendem Niederschlag in östlicher Richtung in Kanovlei von *Burkea africana*, *Baphia massaiensis* und *Pterocarpus angolensis* abgelöst werden. In Mahango dominiert schließlich *Baikiaea plurijuga* neben *Philenoptera nelsii* und *Baphia massaiensis* (eigene Aufnahmen, gestützt durch MENDELSONN et al. 2009, WHITE 1983). Insbesondere auf Farmland und teilweise auf kommunalen Flächen (in Gaikos, Kanovlei Communal und Kanovlei Rooidag) ist ein erhöhtes Vorkommen der Beweidungs- und Verbuschungsanzeiger *Acacia mellifera*, *Dichrostachys cinerea* and *Terminalia sericea* zu beobachten (s. folgendes Kapitel).

2 Untersuchungsgebiet

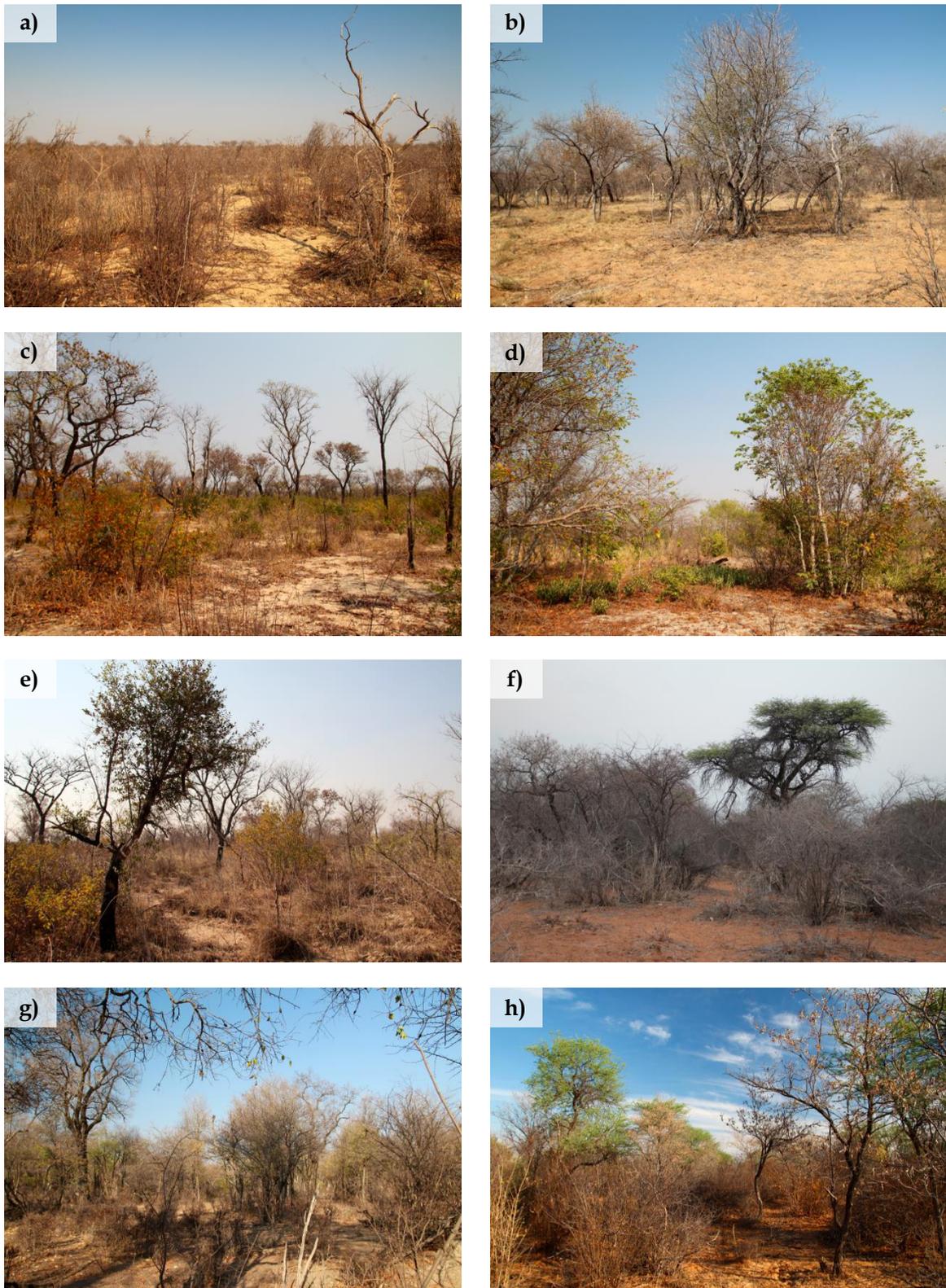


Abbildung 2.7: Savannentypen im Untersuchungsgebiet (Fotos: Elisabeth Ofner).

2.4 Landnutzung: Feuer- und Beweidungsmanagement

Da ein Großteil der menschlichen Evolution in Savannenökosystemen stattgefunden hat (HARRIS 1980), steht die Entwicklung von Savannenökosystemen unter ständigem anthropogenen Einfluss, sodass Savannen als Kulturlandschaften angesehen werden (MENDELSON et al. 2009, SCHOLLES & ARCHER 1997). Die heutige Landnutzung ist eng mit der ethnischen Bevölkerungszusammensetzung und -verteilung verbunden, die das Ergebnis historischer Wanderungsbewegungen verschiedener Volksstämme und administrativen Neuorganisationen während der Kolonial- und Protektoratszeit sind (MENDELSON et al. 2009, WALLACE 2011).

Während in Namibia schon viele Jahrtausende lang Jäger- und Sammlerkulturen existierten, sind erste Nachweise für den Ackerbau im Norden Namibias an den Flussläufen rund 1100 Jahre alt. In den trockeneren zentralen und südlichen Gebieten hat sich vor ca. 1000 Jahren die extensive, pastorale Viehhaltung etabliert. Die teilweise zu findenden, mehr oder weniger stark ausgeprägten Formen des Nomadentums ermöglichten selbst die landwirtschaftliche Nutzung der ariden und unproduktiven Gegenden wie beispielsweise der zentralen Namib (MENDELSON et al. 2009). Bis ins 19. Jahrhundert siedelten sich in mehreren Einwanderungswellen verschiedene Bevölkerungsstämme an (WALLACE 2011).

Als Namibia 1884 zum deutschen Protektorat und 1890 schließlich zur deutschen Kolonie wurde, kam es zur landesweiten Umstrukturierung der Besitzverhältnisse: Zur Gründung kommerzieller Farmen wurden große Landesteile konfisziert und die einheimische Bevölkerung in von der Regierung festgelegte Gebiete zurückgedrängt (MENDELSON et al. 2009). Diese kommunalen Flächen verkleinerten sich nach dem Aufstand der Herero und Nama von 1904 bis 1907 zugunsten des privaten Farmlandes nochmals deutlich (WALLACE 2011). Nach dem ersten Weltkrieg erhielt Südafrika das Mandat zur Verwaltung Namibias und übertrug die Apartheidspolitik: Die indigene Bevölkerung wurde nach ethnischen Gruppen getrennt sogenannten *homelands* zugewiesen, während hauptsächlich die ‚Weißen‘ die kommerziellen Farmen führten (MENDELSON et al. 2009). Zwar wurden im Zuge der Unabhängigkeit die Rechte aller Bevölkerungsgruppen gleichgestellt, die Unterteilung des Landes blieb jedoch erhalten. Der Norden wird von kleinbäuerlicher, subsistenzorientierter Landwirtschaft auf kommunalen Flächen dominiert (ca. 30 % der Fläche Namibias), während sich Großfarmen in privatem Besitz zur kommerziellen Nutzung hauptsächlich in den zentralen und südlichen Gebieten befinden (ca. 43 % der Fläche Namibias). Rund 14 % der Landesfläche sind staatlich geschützte Gebiete wie Nationalparks oder Wildreservate (MENDELSON et al. 2009). Zusätzlich wurden sogenannte *Conservancies* auf Farmland oder

kommunalen Flächen ausgewiesen, die den Schutz und das nachhaltige Management der natürlichen Ressourcen anstreben. Dabei steht jedoch deren Mitgliedern das Recht zur Nutzung für Tourismus oder Jagd zu (MENDELSON et al. 2009).

Durch die unterschiedliche Nutzung haben sich auf den Flächen unterschiedliche Managementmethoden für die beiden in Kapitel 2.3.2 vorgestellten Störungsregime durchgesetzt. Die Bedingungen auf ackerbaulich genutzten Flächen werden im Folgenden außer Acht gelassen, da sie im Untersuchungsgebiet keine Rolle spielen.

Seit jeher brennen die Viehhirten der indigenen Bevölkerung ihre Weideflächen regelmäßig ab, um die Strauchschicht zurückzudrängen und durch die anfallende Asche die Nährstoffversorgung der nachwachsenden Gräser zu verbessern. Außerdem vernichten die Feuer die alte und trockene Grasbiomasse, wodurch mehr Platz für frischen Weidegrund zur Verfügung steht (SHEUYANGE et al. 2005). Mit dem Report der *Drought Investigation Commission* 1926 wurde der Grundstein für die politische Ablehnung der anthropogen induzierten Savannenfeuer geschaffen (WILGEN 2009). Erst 1980 wurden die Gesetze zum Verbot der kontrollierten Feuer gelockert, wobei davon auszugehen ist, dass sowohl auf Farmland als auch auf kommunalen Flächen trotz der Vorschriften Feuer gelegt wurden (DU PLESSIS 1997, WILGEN 2009). Auf Staatsflächen wurden zur Feuervermeidung in dieser Zeit offene Schneisen angelegt, die die unkontrollierte Ausbreitung von Buschbränden vermeiden sollten (DU PLESSIS 1997). Mit dem zunehmenden Verständnis für die Relevanz der Feuer als steuernde Faktoren in Savannenökosystemen setzte sich auch auf politischer Ebene die Erkenntnis durch, dass ein durchdachtes Management der strikten Feuerunterdrückung vorzuziehen ist (DU PLESSIS 1997, SCHOLES & WALKER 1993, SHEUYANGE et al. 2005, WILGEN 2009). Durch regelmäßige Feuerintervalle kann Biomasse entfernt werden, sodass heiße, intensive Brände, die Wildtiere und Viehherden gefährden, vermieden werden (SCHOLES & ARCHER 1997). Auf den Versuchsflächen des Kanovlei State Forest werden beispielsweise die Auswirkungen unterschiedlicher Feuerzyklen in staatlich geförderten Programmen untersucht. Es ist davon auszugehen, dass auf kommunalen Flächen und Farmländern die Brände unter Umständen zwar weniger genau dokumentiert werden, jedoch trotzdem in teils unregelmäßigen Abständen abhängig von der jeweiligen Vegetationsstruktur gebrannt wird.

Die Beeinflussung der Savannen durch Herbivorie hängt zum einen von den vorkommenden Herbivoren (*grazer*, *browser* oder gemischt) und zum anderen von deren räumlicher Anzahl ab (BODINI & CLERICI 2016, SCHOLES & ARCHER 1997). Während sich in den Schutzgebieten einheimische Tierarten mit gemischtem Fressverhalten befinden, dominieren auf Flächen zur Viehhaltung domestizierte Arten wie Ziegen und Rinder. Auf Farmen werden

teilweise auch verschiedene Antilopen gehalten (MENDELSON et al. 2009). Durch sehr großräumige Weiden, den regelmäßigen Weideumtrieb oder den Wechsel der Futtergründe können die Flächen nachhaltig bewirtschaftet werden (WARD 2005). Eine Übernutzung ist deutlich an Wasserstellen, im Umkreis der Dörfer auf kommunalem Gebiet sowie bei mangelnder Futtermittelversorgung in der Trockenzeit zu beobachten.

Werden die Flächen durch Beweidung zu sehr strapaziert und die Grasschicht stark dezimiert, steht für Feuer eine kleinere Menge an leicht brennbarem Material zur Verfügung. Falls sich die Feuer überhaupt ausbreiten, ist die Feuerintensität zu gering, um die aufstrebende Strauchschicht zu vernichten (WARD 2005). Diese besteht häufig aus den an Herbivorie angepassten, mit Dornen bewehrten Arten wie *Acacia mellifera*, *Dichrostachys cinerea* und *Terminalia sericea*, die dann nach wenigen Jahren für Mensch und Tier undurchdringliche Dickichte bilden (MENDELSON et al. 2009, WARD 2005). Durch diese sogenannte Verbuschung gehen wertvolle Weideflächen verloren, was in Namibia ein ernstzunehmendes Umweltproblem darstellt (MENDELSON et al. 2009).

Dieses Kapitel verdeutlicht, dass Savannen in einem komplexen Zusammenspiel von teils anthropogen modifizierten Umweltbedingungen entstehen und sich ständig im Wandel befinden. Obwohl in dieser Arbeit ein Fokus auf der Identifikation der wichtigsten Umweltparameter liegt, ist eine Generalisierung für alle Savannenökosysteme schwer zu erlangen, da unterschiedliche Kombinationen der biotischen und abiotischen Faktoren das gleiche Erscheinungsbild einer Savanne hervorrufen können.

3 Material und Methoden

Die Feldarbeiten für diese Arbeit wurden im September 2015 am Ende der Trockenzeit durchgeführt. Ein Großteil der Blattbiomasse der Gehölzpflanzen und Gräser war vertrocknet; sommergrüne Bäume hatten ihr Laub fast komplett abgeworfen. Nur an wenigen Standorten waren immergrüne Arten anzutreffen, dann jedoch insbesondere *Acacia erioloba*.

3.1 Hemisphärische Photographie

3.1.1 Theoretische Grundlagen

Indirekte, optische Messungen zur Bestimmung des *LAI* bzw. *PAI* basieren auf der Messung des Verhältnisses der Strahlungsintensität über und unter dem Kronendach (JONCKHEERE et al. 2004, MACFARLANE et al. 2007). Bei der hemisphärischen Photographie wird dazu der Anteil des Himmels in Relation zu einer Fläche berechnet, die ein mittels *Fisheye*-Objektiv aufgenommenes Foto abdeckt. Dieser sogenannte Lückenanteil $T(\theta, \vartheta)$ (engl. *gap fraction*) im Bereich des Zenithwinkels θ und Azimuthwinkels ϑ setzt sich wie folgt zusammen (JONCKHEERE et al. 2004):

$$T(\theta, \vartheta) = \frac{P_{nv}}{P_{nv} + P_v} \quad (3.1)$$

P_{nv} ist der Bildanteil des Himmels und P_v der der Vegetation in diesem Bereich. Den Modellen zur Lichtextinktion, die den Lückenanteil mit Vegetationsparametern in Verbindung setzen, liegt das Lambert-Beersche Extinktionsgesetz zugrunde (MILLER 1967, NILSON 1971). Demnach hängt der Anteil der solaren Einstrahlung, der das Kronendach durchdringen kann, von der Strahlungsintensität, der Vegetationsstruktur und deren optischen Eigenschaften ab (JONCKHEERE et al. 2004):

$$I = I_0 \cdot e^{-k \cdot a} \quad (3.2)$$

Dabei ist I die Strahlungsintensität unter dem Kronendach, I_0 die Strahlungsintensität über dem Kronendach, k der Extinktionskoeffizient und a die Dicke der absorbierenden Schicht. Als teilweise lichtdurchlässiges Medium schwächt die Vegetation die eintreffende Strahlung durch Absorption und Extinktion ab.

Um ein solches Modell zur Auswertung hemisphärischer Fotos zu verwenden, müssen folgende Annahmen getroffen werden (JONCKHEERE et al. 2004, MACFARLANE et al. 2014, NILSON 1971, THIMONIER et al. 2010, WELLES & NORMAN 1991):

1. Die Vegetationselemente sind zufällig verteilt.

2. Die Vegetationselemente verhalten sich wie ein optischer schwarzer Körper; sie transmittieren kein Licht.
3. Die Größe eines einzelnen Vegetationselementes ist klein im Vergleich zur Größe des Bestandes.

Unter diesen Voraussetzungen kann das Kronendach in N horizontale, statistisch unabhängige Schichten unterteilt werden. Diese sind so dünn ($\Delta PAI = PAI/N$), dass die Wahrscheinlichkeit des mehrmaligen Kontaktes eines Lichtstrahls mit der Vegetation innerhalb der Schicht gering ist im Vergleich zum einmaligen Kontakt (MILLER 1967, WELLES & NORMAN 1991). Die Wahrscheinlichkeit für einen Kontakt in der Schicht ΔPAI ist

$$G(\theta, \vartheta) \frac{\Delta PAI}{\cos \theta} \quad (3.3)$$

wobei $G(\theta, \vartheta)$ die mittlere Projektionsrate der Vegetationselemente auf einer Ebene senkrecht zum einfallenden Lichtstrahl ist. Sie beschreibt damit das Verhältnis der projizierten zur wirklichen Vegetationsfläche. Die Wahrscheinlichkeit für keinen Kontakt ist demzufolge (JONCKHEERE et al. 2004)

$$1 - G(\theta, \vartheta) \frac{\Delta PAI}{\cos \theta} \quad (3.4)$$

Da die Anzahl der Schichten unendlich hoch sein kann und diese entsprechend unendlich dünn sind, wird die Wahrscheinlichkeit für keinen Kontakt im Kronenraum $P(\theta, \vartheta)$ durch eine Poisson-Verteilung beschrieben (JONCKHEERE et al. 2004, MILLER 1967, NILSON 1971):

$$P(\theta, \vartheta) = T(\theta, \vartheta) = e^{-G(\theta, \vartheta) \frac{PAI}{\cos \theta}} \quad (3.5)$$

Durch die Logarithmierung von Gleichung 3.5 ergibt sich die Kontaktfrequenz $K(\theta)$ (Anzahl der Kontakte zwischen Vegetation und Lichtstrahl, RYU et al. 2010a):

$$K(\theta) = -\ln[P(\theta, \vartheta)] \cos \theta = G(\theta, \vartheta) PAI \quad (3.6)$$

Zur Berechnung des PAI nach dieser Gleichung werden Kenntnisse über die Verteilung der Winkel der Vegetationselemente benötigt, was meist nicht gegeben ist. Unter anderem LANG & XIANG (1986), MILLER (1967) und THIMONIER et al. (2010) entwickelten verschiedene Lösungsansätze. Die Methode nach MILLER (1967) erfordert die Vegetationswinkel nicht, zeigt jedoch Schwächen vor allem bei der Berechnung des PAI bis an den Horizont bei großen Zenithwinkeln. Da die *Fullframe*-Aufnahmen einen deutlich geringeren Öffnungswinkel haben und das Problem damit umgangen werden kann, wurde in dieser Arbeit

das Verfahren nach MILLER (1967) gewählt. Demnach entfällt der Effekt des Blattwinkels, wenn über alle Zenithwinkel integriert wird:

$$PAI = 2 \int_0^{\frac{\pi}{2}} K(\theta) \sin \theta \, d\theta = 2 \int_0^{\frac{\pi}{2}} -\ln[P(\theta, \vartheta)] \cos \theta \sin \theta \, d\theta \quad (3.7)$$

Als Näherung des Integrals wird in der Praxis die Summe aus den Lückenanteilen T_i verschiedener Ringe n , gewichtet nach deren repräsentierten Anteilen, verwendet (KORHONEN et al. 2011, MILLER 1967, RYU et al. 2010a, WELLES & NORMAN 1991):

$$PAI = 2 \sum_{i=1}^n T_i \cos \theta_i w_i \quad (3.8)$$

Die Gewichtungsfaktoren der einzelnen Ringe w_i mit deren mittleren Zenithwinkeln θ_i ergeben sich aus folgender Gleichung (KORHONEN et al. 2011):

$$w_i = \frac{\sin \theta_i}{\sum_{j=1}^n \sin \theta_j} \quad (3.9)$$

In der verwendeten Software *Hemisfer* (Kap. 3.1.3, S. 33) ist auch die Analyse der Bilder nach der im *Plant Canopy Analyzer LAI-2000* implementierten Methode möglich, was eine bessere Vergleichbarkeit mit anderen Studien gewährleisten würde (SCHOLES et al. 2004, KORHONEN et al. 2011, PRIVETTE et al. 2004, u.a.). Dabei wird jedoch der Lückenanteil des äußersten gemessenen Ringes bis zum Horizont extrapoliert (KORHONEN et al. 2011). Bei den *Fullframe*-Aufnahmen dieser Arbeit würde damit ein verhältnismäßig großer Anteil der nur teilweise abgebildeten Hemisphäre mittels Extrapolation abgeschätzt werden (vgl. Gl. 3.9). Aufgrund der Heterogenität der Savannen stellt das eine sehr große Unsicherheit dar, weswegen diese Methode abgelehnt wurde.

Andere Lösungsansätze von Gleichung 3.6 benötigen eine Angabe des durchschnittlichen Blatt- bzw. Vegetationswinkels, der zum einen nicht aufgenommen wurde und zum anderen in Savannen auch kaum abschätzbar ist. Mögliche Methoden nach LANG (1987) und THIMONIER et al. (2010) wurden daher nicht verwendet.

Die Annahme der gleichmäßigen Verteilung der Vegetation trifft in der Realität nicht zu, da Blätter an Zweigen aggregiert sind, die wiederum an Ästen und dem Stamm wachsen. Prominente Verfahren zur Korrektur dieser Verklumpung (engl. *clumping*) haben CHEN & CIHLAR (1995) und LANG & XIANG (1986) entwickelt, wobei der Ansatz von letzteren besonders häufig verwendet wird, da er auch im *Plant Canopy Analyzer LAI-2000* und den Nachfolgemodellen implementiert ist (RYU et al. 2010b). Der korrigierte *PAI* setzt sich demnach wie folgt zusammen:

$$PAI_{corr} = PAI \cdot \Omega \quad (3.10)$$

mit Ω als *clumping index*, der sich wiederum aus dem *element clumping index* Ω_E und dem *needle-to-shoot-area ratio* γ_E ergibt:

$$\Omega = \frac{\Omega_E}{\gamma_E} \quad (3.11)$$

Dabei wird zwischen zwei verschiedenen Skalen der Verklumpung unterschieden: γ_E bezieht sich auf die Verklumpung innerhalb der Vegetationselemente eines Individuum und die entstehenden Zwischenräume, während Ω_E die Lücken zwischen verschiedenen Bäumen beachtet (CHEN & CIHLAR 1995). Sind die Blätter der vorkommenden Arten nicht nadelförmig, wird γ_E in der Regel auf eins gesetzt (RYU et al. 2010a). *Hemisfer* schätzt Ω_E aus der Lückenverteilung für die einzelnen Ringe interaktiv ab. Der so ermittelte korrigierte *PAI* nimmt kleinere Werte an, da der *clumping index* im Bereich zwischen 0 und 1 liegt (CHEN & CIHLAR 1995).

3.1.2 Aufnahmedesign

Hemisphärische Fotos wurden mit einer Olympus E620 Spiegelreflexkamera (Olympus Corporation, Tokio, Japan) und dem *Fisheye*-Objektiv CS 8mm 1:2,5 der Firma Samyang (SAMYANG Optics, Seoul, Südkorea; Öffnungswinkel: 139 Grad), montiert auf einem Stativ in einer Höhe von 1,03 m, aufgenommen. Ein im Blitzschuh angebrachter Wasserwaagen-Aufsatz mit zwei Libellen ermöglichte die korrekte Positionierung der Kamera in horizontaler und vertikaler Richtung. Zusätzlich wurde die Kamera und damit die Bilder mit Hilfe eines Kompasses eingeordnet.

Die Aufnahmen wurden in einem 30 x 30 m Raster durchgeführt, das in Nord-Süd- und Ost-West-Richtung ausgerichtet war. Um Randeffekte zu vermeiden, wurden dicht an den Flächengrenzen liegende Punkte nicht bearbeitet. Auf einbezogenen Flächen aus vorherigen Arbeiten wurden außerdem Fotos auf drei, nach einem Zufallsverfahren bestimmten, 25 m langen Transekten aufgenommen (jeweils bei 7,5 m, 15 m and 22,5 m des Transekts, Abb. 3.1).

Um die Fotos zu vereinheitlichen, wurde eine Sensorempfindlichkeit von ISO 200 und eine Blendenzahl von 3,5 voreingestellt, lediglich die Belichtungszeit wurde im Kamera-automatikmodus von der Kamera kontrolliert. Zwar wird in aller Regel zur Unterbelichtung der hemisphärischen Bilder geraten, um das Blooming zu vermeiden (Überzeichnen in hellen Bildbereichen, BECKSCHÄFER et al. 2013, LEBLANC et al. 2005, ZHANG et al. 2005), wenn jedoch ein *PAI* kleiner 2 zu erwarten ist, wird diese lokale Überbelichtung auch im Automatikmodus verhindert (THIMONIER et al. 2010). Der Fokus wurde auf unendlich gestellt. Gespeichert wurden die Bilder als JPG- und ORF-Datei (RAW-Format der Firma

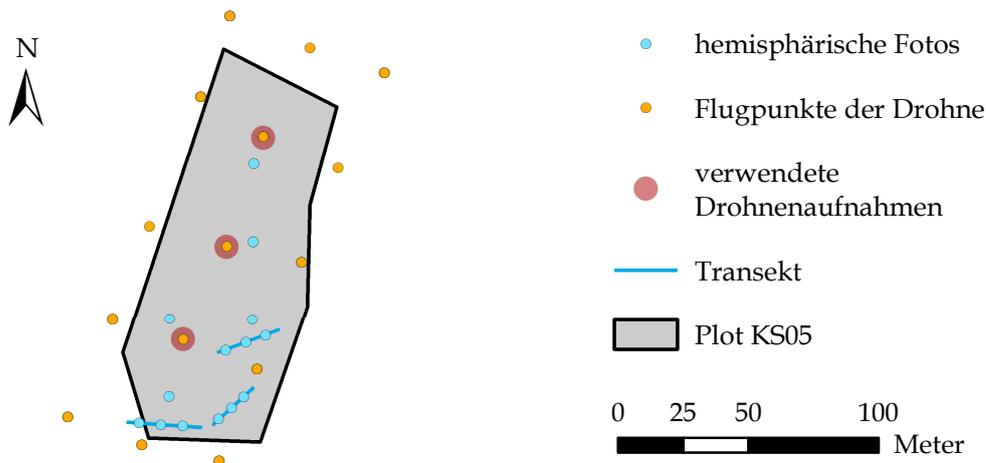


Abbildung 3.1: Aufnahme-Design am Beispiel von Plot KS09. Bei diesem verhältnismäßig kleinen Plot wurde das übliche Muster bei der Auswahl der Flugpunkte, deren Fotos weiterverarbeitet wurden, nicht eingehalten. Es wären sonst Bilder genutzt worden, auf denen Wege abgebildet waren.

Olympus) in einer Auflösung von 3024×1032 Pixel. Pro Plot wurden zwischen 9 und 15 Fotos aufgenommen, sodass insgesamt 530 Bilder zur Weiterverarbeitung zur Verfügung standen.

3.1.3 Verarbeitung in *Lightroom* und *Hemisfer*

Zur Berechnung des *PAI* wurde das Programm *Hemisfer* (Version 2.16, *Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL*) verwendet, welches die Verarbeitung hemisphärischer Fotos mit verschiedenen Methoden ermöglicht. Voraussetzung der Berechnung des *PAI* in *Hemisfer* ist die Einteilung aller Pixel in Vegetation und Nicht-Vegetation basierend auf einem Algorithmus zur Schwellenwertberechnung, der in *Hemisfer* implementiert ist. Dazu wurde jedes aufgenommene Farbfoto in ein Grauwertbild umgewandelt, wofür ausschließlich der blaue Kanal verwendet wurde. So kann ein hoher Kontrast erreicht werden: Der Himmel erscheint heller, die Vegetation dagegen dunkler (LEBLANC et al. 2005, MACFARLANE 2011, THIMONIER et al. 2010).

Bei dem verwendeten Verfahren nach NOBIS & HUNZIKER (2005) wird jedes Grauwertbild in 255 Schwarz/Weiß-Einzelbilder entsprechend der möglichen Helligkeitswerte transformiert. Mit einem gleitendem Fenster (2×2 Pixel) werden absolute Helligkeitsunterschiede zwischen den jeweiligen Randpixeln ermittelt. Abschließend wird jener Schwellenwert mit dem maximalen mittleren Helligkeitsunterschied ausgewählt. Das Verfahren überprüft

also lokal, sodass Helligkeitsgrenzen identifiziert werden können, verwendet aber einen globalen Wert zur Klassifikation. Mit der verwendeten Methode nach NOBIS & HUNZIKER (2005) wurde für jedes Bild ein individueller Schwellenwert berechnet. Daneben stand das Verfahren nach RIDLER & CALVARD (1978) zur Auswahl, das weniger Rechenzeit benötigt. Bei den verwendeten Bildern konnte es jedoch keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefern, da ein großer Anteil der Pixel falsch klassifiziert wurde.

Da anfängliche Versuche der Pixelklassifikation in *Hemisfer* aufgrund der inhomogenen Belichtung eine korrekte Klassifikation auch bei Verwendung der Methode nach NOBIS & HUNZIKER (2005) nicht ermöglichen, mussten die Bilder im ersten Arbeitsschritt einer Bildbearbeitung unterzogen werden. In den oft spärlichen, lückenhaften Beständen der Savannen durchdringt ein hoher Anteil des Sonnenlichts das Kronendach, sodass bei der Aufnahme zu Tageszeiten mit tiefstehender Sonne diese zwar nicht im Bild war, aber ein deutlicher Helligkeitsgradient im Bild von Nord nach Süd bzw. umgekehrt entstand: Auf der einen Bildseite erschien der Himmel relativ dunkel, wohingegen die Vegetation vom Sonnenlicht angestrahlt wurde und dementsprechend hell war. Dagegen wirkte auf der gegenüberliegenden Bildseite der Himmel sehr hell und die Vegetation dunkel, da deren fotografierte Unterseite im Schatten lag (Abb. 3.2, S. 36). Bei Aufnahmen mit hohem Sonnenstand stellte sich zwar beim Himmel ein Helligkeitsgradient zwischen der im Bild befindlichen Sonne und den Randbereichen ein, die Vegetation erschien jedoch einheitlich dunkel. Hier konnte es aber lokal durch eine Überbelichtung zu Informationsverlust kommen, falls sich Vegetation vor der Sonne befand. Zur Korrektur der unterschiedlichen Belichtungsverhältnisse wurde in *Adobe Photoshop Lightroom CC 2015.2.1* mit Verlaufsfiltren bei Fotos mit der Sonne außerhalb des Bildes und Radialfiltren bei Fotos mit der Sonne im Bild gearbeitet. Nach dieser Vorverarbeitung führte die Klassifikation in Vegetation und Nicht-Vegetation nach NOBIS & HUNZIKER (2005) zu zufriedenstellenden Ergebnissen.

Kalibrierung der Linse

Die Projektion eines Ausschnitts einer Hemisphäre auf die Fläche mit einem *Fullframe-Fisheye*-Objektiv ist mit Verzerrungen verbunden, die bei quantitativen Ableitungen aus diesen Aufnahmen berücksichtigt werden müssen. Vor den Berechnungen musste daher eine Funktion im Programm hinterlegt werden, die den Zenithwinkel θ als Funktion des relativen Radius R beschreibt. *Hemisfer* verwendet dazu eine Polynomgleichung fünften Grades:

$$R = a_1\theta + a_2\theta^2 + a_3\theta^3 + a_4\theta^4 + a_5\theta^5 \quad (3.12)$$

Da in *Hemisfer* die zwei Fixpunkte $(0,0)$ und $(\theta_{max}, 1)$ festgelegt sind, ergibt sich die Unbekannte a_5 aus den vorherigen, sodass ein Gleichungssystem mit vier Unbekannten gelöst werden muss. θ_{max} ist der halbe Öffnungswinkel des verwendeten Objektivs. Die Ecken der Bilder liegen also auf einem Kreis, der dem maximalen Zenithwinkel von 69,5 Grad entspricht.

Um die relativen Radien zu ermitteln, wurde die Kamera mit montiertem Objektiv senkrecht zu einer Wand in festgelegtem Abstand ausgerichtet. Auf dieser wurden Punkte auf der Diagonalen in Intervallen von 10 Grad ausgehend vom Mittelpunkt markiert, die verschiedenen Zenithwinkeln entsprachen. Deren metrischer Abstand zum Bildmittelpunkt wurde mittels trigonometrischer Funktionen berechnet. Um den relativen Radius R bei den verschiedenen Zenithwinkeln zu ermitteln, wurde das Verhältnis zwischen den Abständen der einzelnen Markierungen zum Mittelpunkt und der halben Bilddiagonale gebildet, indem in *Adobe Photoshop CC 16.0.1* die Entfernungen in Pixel gemessen wurden (siehe Anhang A, S. 73).

Mittels der Zenithwinkel von 30 bis 60 Grad und den entsprechenden relativen Radien konnte das beschriebene Gleichungssystem gelöst werden. Bei den folgenden Berechnungen des *PAI* griff das Programm auf die Parameter a_1 bis a_5 zurück (siehe Anhang A, S. 73).

Nach diesen Vorbereitungen wurde die tatsächliche Berechnung des *PAI* durchgeführt. Dazu wurden die Bilder in sechs Ringe mit einer Breite von jeweils 10° geteilt. Der *PAI* wurde nach der Methode von MILLER (1967) und der Korrektur zur Verklumpung der Vegetation von CHEN & CIHLAR (1995) berechnet. Die äußeren, unvollständigen Ringe fließen dabei nur mit ihrem tatsächlich aufgenommenen Anteil in die Kalkulation mit ein.

Da die weiteren Analysen nicht den *PAI* aus den Einzelbildern, sondern ein Bestands-*PAI* benötigten, wurde dieser direkt in *Hemisfer* berechnet. Dazu wurde nicht der Mittelwert des *PAI* aus allen Bildern eines Plots gezogen, sondern für jeden Ring ein mittlerer Lückenanteil aus den Einzelbildern \bar{T}_i in Gleichung 3.8 eingesetzt (RYU et al. 2010a).

3.2 Drohnenflüge

Parallel zur Aufnahme der hemisphärischen Bilder wurde ein Teil der Flächen mit einem SoLeon-Multikopter coanda x12 (SoLeon GmbH, Vahrn, Italien, Abb. 3.3) befliegen (Tab. 2.1, S. 7). Im *Mahango Game Reserve* erlaubten die Schutzbestimmungen die Flüge nicht und teilweise traten Fehler beim Speichern der Bilder auf, sodass insgesamt auf 21 der 36 Flächen Drohnenaufnahmen entstanden sind.

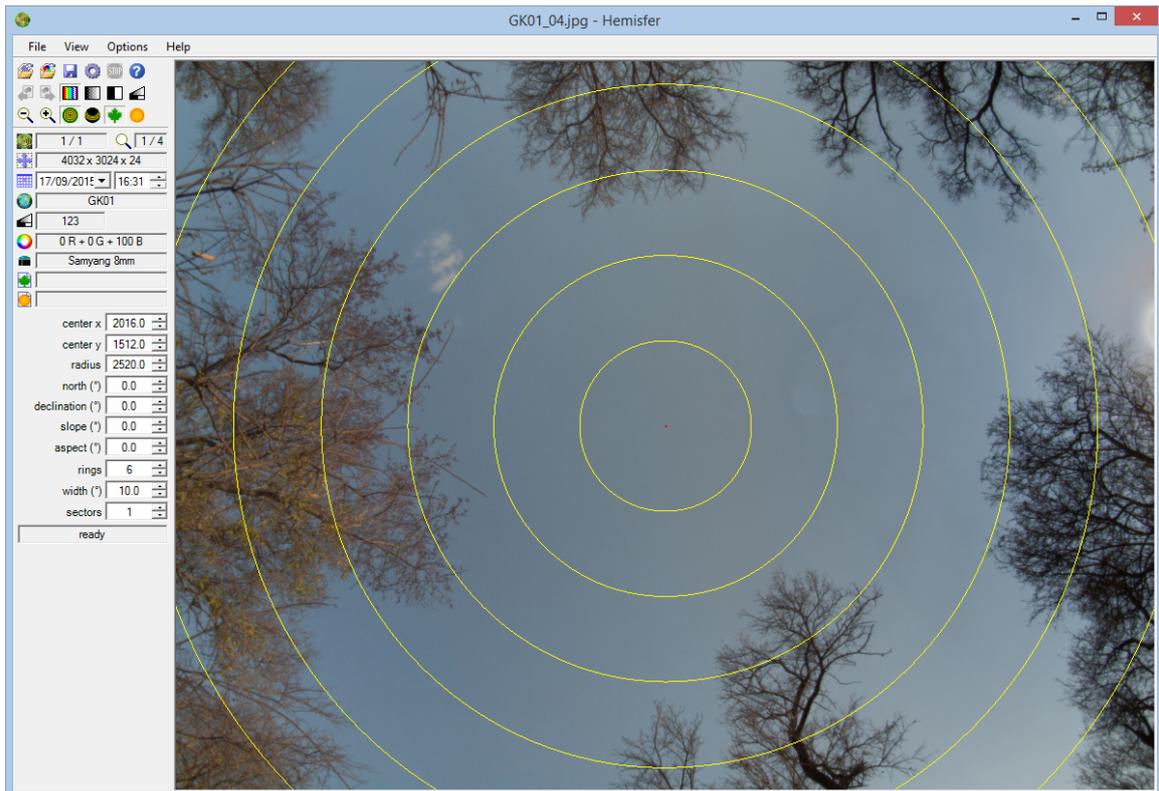


Abbildung 3.2: Benutzeroberfläche in *Hemisfer* mit einem geladenen hemisphärischen Foto zur Berechnung des *PAI* mit Ringen. Es ist gut zu sehen, dass die Vegetation auf der linken Bildseite von der Sonne angestrahlt wird und relativ hell ist, wohingegen rechts die Sonne hinter der Vegetation steht, wodurch sie wesentlich dunkler erscheint.

3.2.1 Befliegung der Plots

Die Drohne wird durch 12 unabhängige Einheiten aus je einem elektrischen Motor und dazugehörigem Rotor angetrieben, die koaxial angeordnet sind. Die Navigation erfolgt mit Hilfe eines inertialen Navigationssystems (engl. *Inertial Navigation System*) und des einfrequenzbasierten globalen Positionsbestimmungssystems (engl. *Global Positioning System*), welche über verschiedene Hard- und Softwarekomponenten gesteuert werden (*FlightCtrl* v2.5, *NaviCtrl* v2.0 der Firma MikroKopter, HiSystems GmbH, Moormerland, Deutschland). An einem in zwei Achsen selbstjustierenden Gimbal, das durch ein komplexes Ausgleichssystem zur Bildstabilisierung die Aufnahme waagerechter Bilder unabhängig von der Drohnenausrichtung ermöglicht, waren zwei Nikon 1 V3 Kameras mit Nikkor VR 10-30 mm Objektiven (Nikon Corp., Tokyo, Japan) montiert. Bei einer der beiden Kameras wurde der eingebaute Infrarotfilter entfernt und stattdessen ein optischer Filter eingebaut, sodass nur Strahlung mit einer Wellenlänge von mehr als 830 nm (nahes Infrarot, NIR) den Sensor der Kamera erreichen konnte. Die zweite Kamera nahm bei 11 der 21 Flüge im sichtbaren Spektralbereich auf, wohingegen sie bei den verbleibenden 10 Flügen mittels eines optischen Filters (Optic Makario GmbH, Mönchengladbach, Deutschland), der auf der Linse angebracht wurde, nur den gelben und roten Bereich des Spektrums erfasste (für alle Flüge im sichtbaren Bereich: RGB). Während der Flüge wurde die Brennweite auf 10 mm und der manuelle Fokus auf unendlich eingestellt. Weitere Parameter wie Belichtungszeit, Blendenöffnung und Sensorempfindlichkeit blieben im Automatikmodus von der Kamera regulierbar (MAYR et al. eingereicht).

Während die Drohne in den Start- und Landephase über eine Fernbedienung manuell gesteuert wurde, erfolgte die weitere Navigation vollautomatisch über vorher festgelegte Wegpunkte. Diese wurden so angelegt, dass sich die Bilder um jeweils 50 % überlappen (Abb. 3.1, S. 33). Laut Flugplan wurden mit Hilfe von Infrarot-Auslösern an jedem Wegpunkt zwei Bilder pro Kamera mit geringem Versatz gemacht. Die Fläche der meisten Plots wurde damit komplett abgedeckt, nur bei den Größeren wurde ein Ausschnitt beflogen. Da bei der Plotauswahl auf eine homogene Zusammensetzung geachtet wurde, ist jedoch davon auszugehen, dass die Aufnahmen die Flächenstruktur in ausreichendem Maße repräsentieren.

Die Drohne flog in einer Höhe von 70 m, lediglich ein Flug wurde in 60 m durchgeführt. Dadurch konnte bei allen Plots eine Bodenauflösung von weniger als 2 cm erreicht werden.

Um möglichst wenig Schatten auf den Bildern zu haben, wurden die Flüge bevorzugt zwischen dem späten Vormittag und frühen Nachmittag bei hohem Sonnenstand durchgeführt. Das Datenmaterial von zwei Flügen, die erst am späten Nachmittag erfolgten, wurde



Abbildung 3.3: SoLeon-Multikopter coanda x12 während der Feldaufnahmen in Namibia. Am Gimbal sind drei Kameras montiert: Die zwei Nikon 1 V3 und eine zusätzliche Wärmebildkamera, wobei die Daten der Letzteren in dieser Arbeit nicht verwendet wurden (Foto: Cyrus Samimi).

bereits bei der ersten Sichtung der Aufnahmen von weiteren Analysen ausgeschlossen, da es hauptsächlich langgezogene Schatten zeigte. Die Bilder wurden in einer Auflösung von 5232 x 3488 Pixel im JPG- und TIFF-Format gespeichert, wobei bei einigen Flügen aufgrund ungeklärter technischer Probleme die Erzeugung der TIFF-Bilder nicht funktionierte.

3.2.2 Verarbeitung in *Hemisfer*

Zur Analyse in *Hemisfer* wurden nicht alle aufgenommenen Bilder herangezogen, da durch die Überlappung Teile des Plots mehrfach in die Auswertung einfließen würden. Die Aufnahmen jedes zweiten Wegpunktes sowie jeder zweiten Reihe und das jeweils zweite Bild an den verbleibenden Wegpunkten wurde ausgeschlossen (Abb. 3.1). Außerdem wurde darauf geachtet, dass auf den ausgewählten Fotos keine Wege waren, die das Ergebnis manipulieren könnten. So blieben pro Fläche zwischen drei und sechs Bilder übrig. Wie auch bei den hemisphärischen Bildern wurde der *PAI* aus den Aufnahmen der Drohne in *Hemisfer* mit dem Verfahren nach MILLER (1967) und der Korrektur nach CHEN & CIHLAR (1995) ermittelt, nachdem die Klassifikation in Vegetation und Nicht-Vegetation nach NOBIS & HUNZIKER (2005) gemacht worden war. Dabei stellte sich durch wiederholtes Ausprobieren heraus, dass sowohl bei NIR- als auch bei RGB-Bildern das Einbeziehen aller Kanäle zu gleichen Anteilen in die Umwandlung in ein Schwarz/Weiß-Bild die besten Ergebnisse lieferte. Eine Kalibrierung der Linse musste nicht durchgeführt werden, da in den verwendeten Objektiven konventionelle, verkrümmungsfreie Linsen verbaut sind.

Aufgrund des geringen Öffnungswinkels von 76,8 Grad (Zenithwinkel $\theta_{max} = 38,4$ Grad) konnten nur drei Ringe mit jeweils 10 Grad Breite verwendet werden.

3.3 Satellitendaten: Sentinel-2

3.3.1 Datengrundlage

Im Rahmen des Erdbeobachtungsprogramms *Copernicus* der Europäischen Union (ehemals *Global Monitoring for Environment and Security*, GMES) koordiniert die Europäische Welt- raumorganisation (engl. *European Space Agency*, ESA) verschiedene Sentinel-Missionen, die das satellitengestützte, operationelle Monitoring der Erde ermöglichen (DRUSCH et al. 2012, PFLUG et al. 2016). Die beiden Sentinel-2-Satelliten (Sentinel-2A und Sentinel-2B) sollen multispektrale Fernerkundungsdaten in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung zur Verfügung stellen und damit die Landsat-Missionen der *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) komplettieren (DRUSCH et al. 2012). Sentinel-2A startete im Juni 2015, wohingegen Sentinel-2B erst Anfang 2017 folgen soll (GASCON et al. 2016). Sind beide Satelliten aktiv, kann jeder Punkt auf der Erde zwischen -56 und 84 Grad geographischer Breite alle fünf Tage überflogen werden; die derzeitige Wiederholungsrate mit nur einem Satellit beträgt demnach zehn Tage (DRUSCH et al. 2012). Aufgrund der sonnensynchronen Umlaufbahn passieren die Satelliten einen Ort immer zur gleichen Tageszeit. Die Aufnahmen werden um 10:30 Uhr Lokalzeit gemacht, was als guter Kompromiss zwischen einer möglichst minimalen Wolkenbedeckung und ausreichend Beleuchtung durch die Sonne gilt (DRUSCH et al. 2012). In einem Aufnahmestreifen mit einer Breite von 290 km werden mit einem multispektralen Aufnahmegesetz (MSI) 13 Spektralkanäle im sichtbaren (engl. *visible*, VIS), nah-infraroten (engl. *near infrared*, NIR) und kurzinfraroten (engl. *shortwave infrared*, SWIR) Bereich des elektromagnetischen Spektrums mit einer Auflösung zwischen 10 und 60 m erfasst (Tab. 3.1; DRUSCH et al. 2012, PFLUG et al. 2016). Die Bänder in 60 m-Auflösung mit nur geringer Bandbreite dienen hauptsächlich zur Atmosphärenkorrektur und Wolkenmaskengenerierung (DRUSCH et al. 2012).

3.3.2 Verarbeitung der Sentinel-Daten

Um höherwertige Datenprodukte zu generieren, durchlaufen die Satellitendaten der Sentinel-2-Mission mehrere Bearbeitungsstufen, die als unterschiedliche Level kategorisiert sind. Die komprimierten (Level-0) und dekomprimierten (Level-1A) Ausgangsdaten werden telemetrischen Analysen unterzogen und mit Metadaten versehen (DRUSCH et al. 2012). Mit Hilfe der atmosphärischen Bänder (1, 9, 10) wird eine Wolkenmaske erstellt.

Tabelle 3.1: Eigenschaften der Spektralkanäle von Sentinel-2.

Band	Wellenlänge [m]	Bandbreite [nm]	Räumliche Auflösung [m]
1	443	20	60
2	490	65	10
3	560	35	10
4	665	30	10
5	705	15	20
6	740	15	20
7	783	20	20
8	842	115	10
8a	865	20	20
9	940	20	60
10	1375	20	60
11	1610	90	20
12	2190	180	20

Nach radiometrischen Korrekturen, die während der Aufnahme entstandene Bildfehler bereinigen, entstehen Level-1B-Produkte mit Flächenhelligkeiten, sogenannten Radianzen (DRUSCH et al. 2012). Im nächsten Schritt erfolgt die Geokodierung, sodass bei Level-1C-Produkten radiometrisch und geometrisch korrigierte Radianzen am oberen Rand der Atmosphäre (engl. *top-of-atmosphere*, TOA) vorliegen (DRUSCH et al. 2012, PFLUG et al. 2016). Um den Reflexionsgrad an der Erdoberfläche (engl. *bottom-of-atmosphere*, BOA) und somit Level-2A-Produkte zu erhalten, muss die Atmosphärenkorrektur durchgeführt werden, die die Einflüsse von Streuung und Absorption der Strahlung in der Atmosphäre auf dem Weg von der Erdoberfläche zum Sensor beseitigt (DRUSCH et al. 2012, RICHTER & SCHLAEPFER 2011). Die unterschiedlichen Bearbeitungsstufen folgen dabei den Standards zur Qualitätssicherung für die Erdbeobachtung (engl. *Quality Assurance for Earth Observation*, QA4EO), die vom Komitee für Erdbeobachtungs-Satelliten (engl. *Committee on Earth Observation Satellites*, CEOS) erstellt wurden (DRUSCH et al. 2012).

Im *Sentinels Scientific Data Hub* der ESA (<https://scihub.copernicus.eu/>) sind die Daten der laufenden Sentinel-Missionen für die Nutzer frei zugänglich. Bereitgestellt werden Produkte der Level 1C und 2A. Da Sentinel-2B noch nicht gestartet ist und sich Sentinel-2A

während des Untersuchungszeitraums im September 2015 noch im Testbetrieb befand, standen die Daten nicht in der endgültigen räumlichen und zeitlichen Auflösung zur Verfügung. Ausgewählt wurde ein Ausschnitt vom 02.09.2015 um 08:55 Uhr aus Orbit Nummer 21 in Level-1C, der die Regionen Kanovlei und Mahango abdeckt, Gaikos aber nicht enthält. Es war weder ein Bild erhältlich, das alle drei Untersuchungsgebiete umfasst (zu große Entfernung), noch individuelle Aufnahmen der Regionen, die nur wenige Tage auseinander lagen. Daher wurde die Entscheidung getroffen, eher eine Region aus den Analysen mit den Sentinel-Daten auszuschließen, als Aufnahmen mit unterschiedlichen Vegetationsstadien zu verwenden. Aus diesem Grund wäre die Vergleichbarkeit sowohl zwischen den Feldaufnahmen und den Satellitendaten als auch zwischen den Satellitendaten der verschiedenen Regionen nicht mehr gewährleistet gewesen.

Zur weiteren Verarbeitung der heruntergeladenen Sentinel-Daten stellt die ESA die sogenannte *Sentinel Application Platform* (SNAP, Array Systems Computing Inc., Toronto, Kanada in Kooperation mit Brockmann Consult, Hamburg, Deutschland) zur Verfügung. Mit dem Programm SNAP können die Fernerkundungsdaten weiter aufbereitet und mit verschiedenen Werkzeugen analysiert werden. Durch die Installation zusätzlicher Toolboxes bietet sich dem Nutzer die Möglichkeit, missionspezifische Verarbeitungsschritte durchzuführen und höherwertige Datenprodukte zu generieren.

Da das ausgewählte Sentinel-Bild eine sehr große Fläche abdeckt, konnte es nur geteilt in zwei Einzeldateien heruntergeladen werden. Der *Sentinels Scientific Data Hub* stellt die Daten in einer XML-Dateistruktur zur Verfügung. In SNAP (Version 4.0) wurden die Dateien geöffnet. Im ersten Schritt wurde das Produkt mit dem in der Sentinel-2 Toolbox (S-2TBX) integrierten Modul zur Atmosphärenkorrektur in Level-2A-Produkte umgewandelt. Dem zugrunde liegt der Algorithmus von *Atmospheric/Topographic Correction for Satellite Imagery* (ATCOR, RICHTER & SCHLAEPFER 2011), das auf dem *libRadtran radiative transfer*-Modell nach MAYER & KYLLING (2005) basiert. Als vereinfachtes Modell werden dabei Lookup-Tabellen verwendet, in denen viele verschiedene Szenarien für die Bedingungen in der Atmosphäre, solare Konstellationen und die Geländehöhe hinterlegt sind. Mit Hilfe der aerosoloptischen Dicke und dem Wasserdampfgehalt, die aus den Satellitenaufnahmen abgeleitet werden, können daraus die BOA-Reflexionsgrade ermittelt werden (DRUSCH et al. 2012, MAYER & KYLLING 2005, RICHTER & SCHLAEPFER 2011). Der Algorithmus generiert parallel eine verbesserte Wolkenmaske aus den atmosphärischen Bänder (1, 9, 10). Da die weiteren Analysen diese Bänder nicht erforderten, wurden sie im Zuge dieses Schrittes entfernt. Nach dem Anwenden der Atmosphärenkorrektur erscheinen

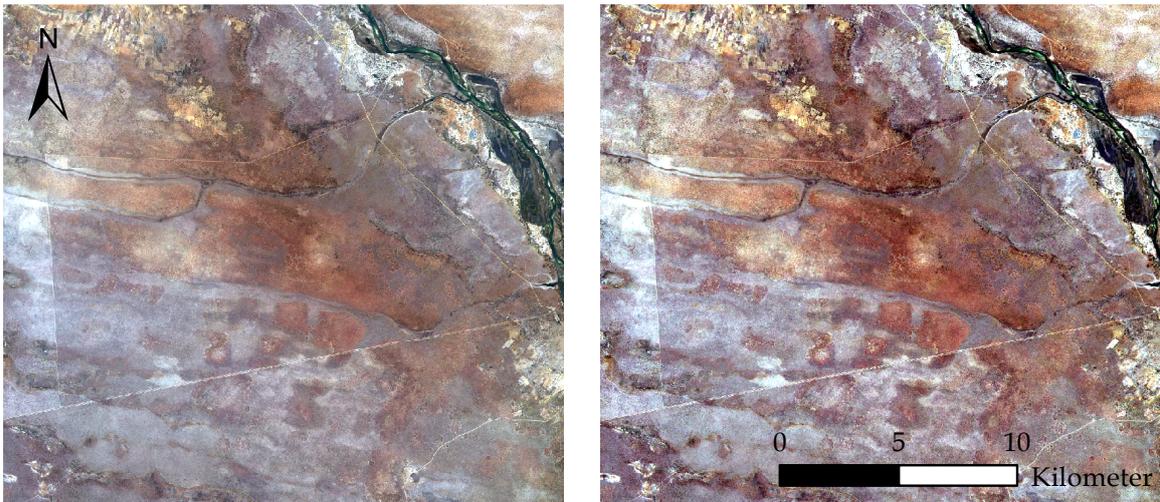


Abbildung 3.4: Vergleich der verschiedenen Level der Sentinel-Produkte im Echtfarbenbild: R/G/B = Bänder 4/3/2 anhand eines Ausschnittes, der das *Mahango Game Reserve* zeigt. Die Grenzen des Parkes sind gut zu erkennen. Links: Level-1C-Produkt. Rechts: Level-2A-Produkt mit Atmosphärenkorrektur. Bei beiden Bildern wurden keine Kontrastverbesserungen oder eine andere Bearbeitung durchgeführt.

die Level-2A-Produkte im Vergleich zu Level-1C-Produkten deutlich klarer und kräftiger (Abb. 3.4).

Um aus dem gesamten Bild jeweils einen Ausschnitt für Kanovlei und Mahango zu extrahieren, musste vorher ein *Resampling* durchgeführt werden, das alle Bänder auf die gleiche Auflösung bringt. Zwar hatten die Bänder aus dem sichtbaren Bereich (2, 3, 4) eine Auflösung von 10 m, alle anderen, die für die Berechnung der Vegetationsindizes benötigt werden, jedoch nur 20 m. Um die Genauigkeit nicht zu schönen, wurden die höherauflösenden Bänder auf 20 m-Auflösung herunterskaliert, indem für jedes neue Pixel der Mittelwert der vier Ausgangspixel gebildet wurde. Anschließend wurden die beiden Ausschnitte für Kanovlei und Mahango extrahiert und im GeoTIFF-Format abgespeichert.

3.3.3 Vegetationsindizes

Die weitere Verarbeitung der Sentinel-Daten erfolgte im Programm R (R CORE TEAM 2015, Version 3.2.3) in Verbindung mit den Paketen *RStoolbox* (Version 0.1.4) und *raster* (Version 2.5-2) zur Rasterverarbeitung sowie *rgdal* (Version 1.1-3), um die benötigten Vektordaten in Verbindung mit den Rasterdaten zu organisieren. Für beide Ausschnitte wurden verschiedene Vegetationsindizes berechnet (Tab. 3.2): Auf der einen Seite die Klassischen, die sich hauptsächlich aus den Bändern des sichtbaren und nah-infraroten

Spektrums ableiten und sensitiv auf grüne Vegetation reagieren, und auf der anderen Seite ein Vegetationsindex, der mit Bändern aus dem kurzwelligem Infrarot besonders auf bereits abgestorbene Vegetation abzielt (KOKALY et al. 2009). Typische Vertreter der letzten Gruppe wie beispielsweise der *Cellulose absorption index* (CAI) konnten aufgrund der von Sentinel bereitgestellten Bänder nicht berechnet werden. DELEGIDO et al. (2015) führt als eine Version des allgemeinen *Normalized Difference Index* den *Brown LAI Index* ein, der sich aus zwei verfügbaren Sentinel-Bänder aus dem kurzwelligen Infrarot zusammensetzt (Tab. 3.2). Der ebenfalls von DELEGIDO et al. (2015) verwendete *Green LAI Index* nutzt neben dem roten Band eines aus dem Randbereich zum angrenzenden nahen Infrarot (engl. *red edge*).

Nach der Berechnung der Vegetationsindizes wurde pro Plot aus den Pixeln, die die jeweilige Untersuchungsfläche abdecken, der Mittelwert gebildet. Die Werte der Pixel, die nicht komplett im Plot lagen, wurden in gewichteten Anteilen in die Mittelwertbildung einbezogen.

3.4 Umwelt- und Vegetationsparameter

Für die Aufnahmeflächen wurden unterschiedliche Umweltparameter aus Beobachtungen vor Ort, Gesprächen mit lokalem Fachpersonal, Satellitendaten und daraus entwickelten Modellen abgeleitet (Tab. 3.3). Dabei entspricht die Niederschlagsvariabilität dem Verhältnis der Standardabweichung der Jahresniederschläge zwischen 2000 und 2015 zum mittleren Jahresniederschlag in diesem Zeitraum. An den Punkten des Aufnahmerasters der hemisphärischen Fotos wurden die Höhen und Entfernungen der Bäume und Sträucher gemessen, die im jeweiligen Bild erfasst waren. Daraus wurde die mittlere Bestandshöhe h_{plot} ermittelt. Um eine Überrepräsentation der großen Bäume zu vermeiden, die auch bei größerer Entfernung im Bild auftauchten, wurden nur Gehölzpflanzen im Umkreis von 5 m um den Stativstandort in die Mittelwertbildung einbezogen. Außerdem wurde die Deckung der Baumschicht und der grünen Strauch-/Grasschicht (bis ca. 80 cm Höhe) an jedem Punkt abgeschätzt und pro Plot gemittelt (D_{Baum} und D_{Grund}).

Tabelle 3.2: Verwendete Vegetationsindizes. Deren Berechnung erfolgte mit folgenden Bändern: Blue = B2, Green = B3, Red = B4, RE = B5, Nir = B8, Swir1 = B11, Swir2 = B12 (Tab. 3.1). Weitere Koeffizienten sind: C1 und C2 als empirische Variablen, Bodenhelligkeitsfaktor L (hier 0,5), Skalierungsfaktor G (hier 2,5), $C = r_{s,Nir}/r_{s,Red}$ mit dem Reflexionsgrad des Bodens im nah-infraroten ($r_{s,Nir}$) und roten ($r_{s,Red}$) Bereich. I.: Index

Index	Beschreibung	Formel
DVI	Difference Vegetation I.	$Nir - Red$
EVI	Enhanced Vegetation I.	$G \cdot \frac{Nir + Red}{Nir + C1 \cdot Red - C2 \cdot Blue + L}$
EVI2	Two-band Enhanced Vegetation I.	$G \cdot \frac{Nir + Red}{Nir + 2,4 \cdot Red + 1}$
MSAVI	Modified SAVI	$Nir + \frac{1}{2} - \sqrt{(2Nir + 1)^2 - 8(Nir - 2Red)}$
MSAVI2	Modified SAVI 2	$2Nir + 1 - \frac{1}{2} \sqrt{(2Nir + 1)^2 - 8(Nir - 2Red)}$
NDI _{br}	Brown LAI I.	$\frac{Swir1 - Swir2}{Swir1 + Swir2}$
NDI _{gr}	Green LAI I.	$\frac{RE - Red}{RE + Red}$
NDVI	Normalised Difference Vegetation I.	$\frac{Nir - Red}{Nir + Red}$
NDWI	Normalised Difference Water I.	$\frac{Green - Nir}{Green + Nir}$
SAVI	Soil Adjusted Vegetation I.	$\frac{Nir - Red}{Nir + Red + L} \cdot (1 + L)$
SLAVI	Specific Leaf Area Vegetation I.	$\frac{Nir}{Red + Swir1}$
SR	Simple Ratio Vegetation I.	$\frac{Nir}{Red}$
TVI	Transformed Vegetation I.	$\sqrt{\frac{Nir - Red}{Nir + Red} + 0.5}$
WDVI	Weighted Difference Vegetation I.	$Nir - s \cdot Red$

Tabelle 3.3: Aufgenommene Umweltparameter mit deren Klassifizierung und Quellen. Daten zum Feuer ließen sich nicht zuverlässig um mehr als 15 Jahre zurückverfolgen. FIRMS: *Fire Information for Resource Management System* (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms>). TRMM: *Tropical Rainfall Measuring Mission* (<http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/precipitation/tovas>).

Variable	Symbol	Kategorien/Einheit	Quellen
Beweidungsintensität	GI	1: niedrig 2: niedrig/mittel 3: mittel 4: mittel/hoch	Feldaufnahmen Fachpersonen vor Ort
Bodentyp	S	AR-eu: eutric arenosols AR-fl-ru: rubic-ferralic arenosols CM-cr-eu: chromic-eutric cambisols LP-rz: rendzic leptosols	SOTERSAF (vgl. DIJKSHOORN 2003)
Feuerfrequenz	FF	0: keine Feuer in 15 Jahren 1: ein Feuer 2: 2–4 3: ≥ 5	Feldaufnahmen Fachpersonen vor Ort Satellitenaufnahmen (FIRMS)
Feuersaisonalität	FS	1: April bis Juli 2: August bis Oktober 3: gemischt	Feldaufnahmen Fachpersonen vor Ort Satellitenaufnahmen (FIRMS)
Landnutzung	LU	kommerziell kommunal Schutzgebiet	MENDELSONH et al. (2009)
Mittlerer Jahresniederschlag	MAP	[mm]	TRMM 3B42 2000–2015
Niederschlagsvariabilität	CV	[%]	abgeleitet aus TRMM 3B42 2000–2015
Viehichte	LD	0: 0 kg/ha 1: 0–19 kg/ha 2: 20–39 kg/ha	MENDELSONH et al. (2009)

3.5 Statistische Auswertung

Um lineare Zusammenhänge zwischen unterschiedlichen Variablen aufzudecken, wurden einfache und multiple lineare Regressionen verwendet. Dabei sollen eine bzw. mehrere unabhängige Variablen (erklärende Variablen) eine abhängige Variable (Zielvariable) bestmöglich erklären (WOLLSCHLÄGER 2015). Zur Abschätzung der Güte der linearen Regression existieren verschiedene Parameter und Tests:

- Das Bestimmtheitsmaß R^2 ist das Quadrat der Korrelationskoeffizienten zwischen den beobachteten und geschätzten Werten der Zielvariable. Es gibt den Anteil der durch das Modell erklärten Varianz des Datensatzes an (WOLLSCHLÄGER 2015).
- Der Standardfehler der Residuen (engl. *residual standard error*, RSE) entspricht der Wurzel aus der mittleren Quadratsumme der Residuen und schätzt somit die Fehlervarianz ab (WOLLSCHLÄGER 2015).
- Beim F-Test wird für das gesamte Modell die Nullhypothese getestet, dass alle theoretischen Steigungsparameter gleich 0 sind. Unterschreitet der zugehörige p-Wert das festgelegte Signifikanzniveau, wird die Nullhypothese abgelehnt und der Erklärungsgehalt des Modells bestätigt (WOLLSCHLÄGER 2015).
- Das Akaike-Informationskriterium (engl. *Akaike information criterion*, AIC) basiert auf der Beurteilung der Modellgüte anhand einer Maximum-Likelihood-Schätzung (BURNHAM & ANDERSON 2004, LINK & BARKER 2006). Mit einem Strafterm wird die Anzahl der unabhängigen Variablen, also die Komplexität des Modells, berücksichtigt. Die Akaike-Gewichtung $w_{i,AIC}$ ermöglicht den Vergleich K verschiedener Modelle und ergibt sich aus der Differenz des jeweiligen Akaike-Informationskriteriums zum minimalen Akaike-Informationskriterium Δ_i (BURNHAM & ANDERSON 2004):

$$w_{i,AIC} = \frac{e^{-\Delta_i/2}}{\sum_{k=1}^K e^{-\Delta_k/2}} \quad (3.13)$$

Zur Auswahl der Modelle mit relevanten Umweltparametern wurden zwei verschiedene Selektionsverfahren angewendet. Auf der einen Seite wurden durch schrittweises Hinzufügen und Modellauswahl anhand des p-Wertes ein Modell gebildet. Auf der anderen Seite wurde einzelne Variablen vom vollständigen Modell mit allen Prädiktoren entfernt, wobei in jedem Schritt die Auswirkungen der Modellveränderung mit dem AIC geprüft und das Modell mit dem niedrigsten AIC ausgewählt wurde. Da nicht auf allen Flächen

Drohnenflüge durchgeführt werden konnten und Sentinel-Daten nur in Kanovlei und Mahango zur Verfügung standen, basieren die Modelle auf Daten mit verschiedenen großen Stichprobenumfängen.

Ob ein Umweltparameter die Untersuchungsgröße beeinflusst, kann mit verschiedenen Tests auf Übereinstimmung von Verteilungen geprüft werden. Für ordinal oder kategorial skalierte Variablen mit mehr als zwei Ausprägungen wurde der Kruskal-Wallis-*H*-Test herangezogen (Tab. 3.3). Der mittlere Jahresniederschlag und die Niederschlagsvariabilität als nominal skalierte Variablen wurden anhand eines Grenzwertes in zwei Kategorien unterteilt, die mittels des Wilcoxon-Tests verglichen wurden. Im Gegensatz zu der analogen Varianzanalyse bzw. dem *t*-Test muss bei diesen Tests die Bedingung der Normalverteilung der Variablen innerhalb der Gruppen nicht erfüllt sein (WOLLSCHLÄGER 2015). Bei beiden verwendeten Tests besagt die Nullhypothese, dass die Verteilungen der Variablen in den verschiedenen Gruppen gleich sind. Unterschreitet der p-Wert ein festgelegtes Signifikanzniveau, wird die Nullhypothese abgelehnt und die Alternativhypothese erlangt Gültigkeit. Demnach besteht zwischen den untersuchten Gruppen ein Unterschied (hier ungerichtet, also beidseitig, WOLLSCHLÄGER 2015).

4 Ergebnisse

4.1 Bestands-PAI aus Fisheye- und Drohnen-Aufnahmen

Der Bestands-PAI aus den hemisphärischen Fotos ist erwartungsgemäß sehr niedrig und nimmt Werte zwischen 0 und kleiner 1 an (Tab. 4.1). Zwar ist der Drohnen-PAI aus den NIR-Aufnahmen nur geringfügig höher, demgegenüber übersteigt der Drohnen-PAI aus RGB-Bildern den PAI aus den hemisphärischen Fotos um das bis zu Doppelte. Flüge mit Aufnahmezeiten am späten Nachmittag und dementsprechend hohem Schattenwurf sind von diesen Statistiken ausgeschlossen (Kap. 3.2, S. 35).

Tabelle 4.1: Deskriptive Kenngrößen der verschiedenen Bestands-PAI.

	PAI HP	PAI UAV	
	(<i>n</i> = 35)	RGB (<i>n</i> = 19)	NIR (<i>n</i> = 19)
Mittelwert	0,28	1,55	0,52
Median	0,21	1,52	0,55
Minimum	0,00	0,93	0,04
Maximum	0,85	2,58	0,94
SD	0,22	0,25	0,45

4.2 Korrelation der verschiedenen Bestands-PAI

Die durch die paarweisen linearen Regressionen zwischen den unterschiedlich erhobenen Bestands-PAI aufgedeckten Beziehungen sind nur sehr schwach ausgeprägt (Abb. 4.1). Es zeigen sich lediglich undeutliche Trends mit großer Streuung. Das größte R^2 von 0,23 wird zwischen dem PAI aus hemisphärischen Fotos und dem aus den NIR-Aufnahmen der Drohne erreicht (Abb. 4.1 b). Mit 0,13 und 0,08 sind die Bestimmtheitsmaße zwischen dem NIR- und RGB-Drohnen-PAI bzw. dem PAI aus hemisphärischen Fotos und dem aus RGB-Drohnen-Aufnahmen nochmals deutlich kleiner (Abb. 4.1 a und c).

4.3 Korrelation der Bestands-PAI mit den Vegetationsindizes

Generell sind auch die Beziehungen zwischen den Vegetationsindizes oder den zugrunde liegenden Sentinel-Bändern und den unterschiedlich aufgenommenen Bestands-PAI nur

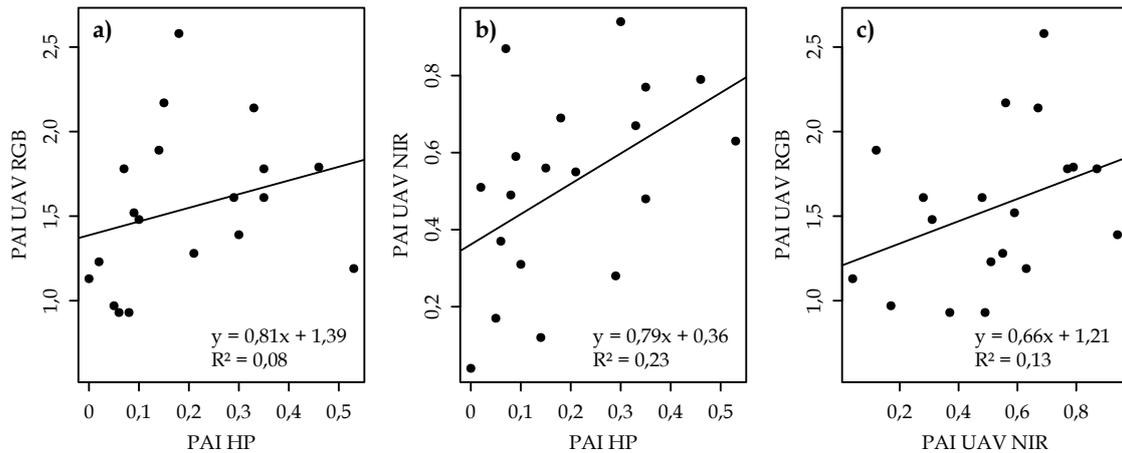


Abbildung 4.1: Lineare Regressionen zwischen den unterschiedlichen Versionen des Bestands-*PAI* aus hemisphärischen Fotos und Drohnenaufnahmen ($n = 19$.)

relativ schwach ausgeprägt. Die linearen Regressionen zwischen dem *PAI* aus den hemisphärischen Fotos mit den einzelnen Sentinel-Bändern ergeben ein maximales R^2 von 0,11 (B12, $n = 34$). Der *Brown LAI Index* erzielt bei den Vegetationsindizes das höchste R^2 mit 0,07 ($n = 24$). Auch beim Drohnen-*PAI* zeigen sowohl die RGB- als auch NIR-Bilder ein maximales R^2 in Kombination mit dem *Brown LAI Index*. Mit 0,39 (RGB, $n = 13$) bzw. 0,28 (NIR, $n = 13$) ist es allerdings deutlich höher. Das zweithöchste Bestimmtheitsmaß tritt jeweils mit dem TVI auf (RGB: 0,24, NIR: 0,11). Alle weiteren R^2 sind nochmals deutlich kleiner. Da der Plot KS09 bei sehr vielen Vegetationsindizes Werte aufweist, die aus der Reihe fallen, wird er von diesen und allen weiteren Berechnungen ausgeschlossen. Wenige Tage vor den Feldaufnahmen brannte es auf dieser Fläche, worauf einige Vegetationsindizes scheinbar sehr sensitiv reagieren, was wiederum die Ergebnisse verfälscht haben könnte.

Bei den multiplen linearen Regressionen zwischen den verschiedenen Bestands-*PAI* mit den möglichen Kombinationen aus jeweils zwei Vegetationsindizes oder Bändern ergibt sich ein auffälliges Muster: Unter den fünf Modellen mit dem höchsten R^2 finden sich bei dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos ausschließlich Kombinationen mit dem *Green LAI Index*. Dagegen sind es beim Drohnen-*PAI* sowohl aus RGB- als auch NIR-Aufnahmen ausschließlich Kombinationen mit dem *Brown LAI Index* (Tab. 4.3). Bei beiden Versionen des *PAI* aus Drohnen-Aufnahmen sind in den ausgewählten Modellen neben dem *Brown LAI Index* der MSAVI2, DVI und EVI als zweite unabhängige Variable vertreten

In multiplen linearen Regressionen zwischen einem Vegetationsindex und Kombinationen des hemisphärischen *PAI* mit den weiteren Vegetationsparametern erreichen jene

Modelle verhältnismäßig hohe Bestimmtheitsmaße, welche den EVI als abhängige Variable enthalten, gefolgt von Modellen mit dem MSAVI2 (Tab. 4.3). Im Vergleich zu den einfachen linearen Regressionen zwischen EVI bzw. MSAVI2 und dem PAI aus den hemisphärischen Fotos sind die R^2 bei den multiplen linearen Regressionen deutlich höher. Bei den Modellen mit dem EVI bewirkt das Hinzufügen der Deckung der grünen Gras-/Strauchschicht zu den unabhängigen Variablen einen sprunghaften Anstieg des Bestimmtheitsmaßes, beim MSAVI ist dafür die mittlere Bestandshöhe verantwortlich. Werden weitere Vegetationsparameter in die multiplen linearen Modelle eingebunden, ist die Folge nur eine geringe Zunahme des R^2 . Bei fast allen Modellen mit mehr als zwei unabhängigen Variablen ist der p-Wert kleiner als 0,05. Demnach kann zu mindestens 99 % davon ausgegangen werden, dass die betreffenden Modelle den unterstellten Erklärungsgehalt besitzt.

Bei allen hier aufgeführten Modelle werden die Modellvoraussetzungen eingehalten. Die Residuen sind unter Einhaltung eines Signifikanzniveaus von 0,05 normalverteilt (Shapiro-Wilk-Test), unkorreliert und zeigen keine Heteroskedastizität.

Tabelle 4.2: Multiple lineare Regressionen zwischen dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos ($n = 23$) oder Drohnen-Aufnahmen (RGB bzw. NIR, $n = 13$) und verschiedenen Kombinationen der Vegetationsindizes bzw. Sentinel-Bänder. Hier sind jene Kombinationen aufgeführt, die bei den unterschiedlichen Versionen des *PAI* die jeweils fünf höchsten R^2 aufweisen.
* Signifikanzniveau 0,05.

PAI	Modell	R^2	p-Wert
PAI HP	$\sim \text{NDI}_{\text{gr}} + \text{B12}$	0,28	0,030*
	$\sim \text{NDI}_{\text{gr}} + \text{MSAVI}$	0,23	0,066
	$\sim \text{NDI}_{\text{gr}} + \text{TVI}$	0,22	0,075
	$\sim \text{NDI}_{\text{gr}} + \text{SR}$	0,21	0,089
	$\sim \text{NDI}_{\text{gr}} + \text{NDVI}$	0,19	0,104
PAI UAV RGB	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{MSAVI2}$	0,47	0,042*
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{SAVI}$	0,42	0,065
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{DVI}$	0,41	0,074
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{EVI}$	0,41	0,072
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{MSAVI}$	0,41	0,071
PAI UAV NIR	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{MSAVI2}$	0,49	0,024*
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{EVI}$	0,43	0,061
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{SLAVI}$	0,40	0,076
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{DVI}$	0,36	0,106
	$\sim \text{NDI}_{\text{br}} + \text{WDVI}$	0,36	0,106

Tabelle 4.3: Multiple lineare Regressionen zwischen einem Vegetationsindex und verschiedenen Kombinationen der Vegetationsparameter mit dem PAI aus hemisphärischen Fotos ($n = 23$). Es sind nur die Modelle mit den höchsten R^2 aufgeführt. Zum Vergleich ist auch das einfache lineare Modell zwischen dem EVI bzw. MSAVI2 und dem PAI aus hemisphärischen Fotos enthalten. * Signifikanzniveau 0,05. ** Signifikanzniveau 0,01.

Modell	R^2	p-Wert
$EVI \sim PAI$	0,01	0,524
$EVI \sim PAI + D_{Grund}$	0,44	0,002**
$EVI \sim PAI + D_{Grund} + h_{Plot}$	0,50	0,003**
$EVI \sim PAI + D_{Grund} + D_{Baum} + h_{Plot}$	0,50	0,008**
$MSAVI2 \sim PAI$	0,01	0,623
$MSAVI2 \sim PAI + h_{Plot}$	0,30	0,024*
$MSAVI2 \sim PAI + D_{Grund} + h_{Plot}$	0,34	0,037*
$MSAVI2 \sim PAI + D_{Grund} + D_{Baum} + h_{Plot}$	0,35	0,069

4.4 Beziehung zwischen Bestands-PAI und Umweltparametern

4.4.1 Einfluss der Umweltparameter

Abgesehen von der Beweidungsintensität und dem mittleren Jahresniederschlag haben alle Umweltparameter einen signifikanten Einfluss auf den PAI des Kronenraums (Tab. 4.4, Abb. 4.2). Auf Arenosolen ist der PAI durchschnittlich geringer als auf Leptosolen und Cambisolen, jedoch ist insbesondere bei Letzteren der Stichprobenumfang sehr gering ($n = 3$, Abb. 4.2 b). Haben die Plots in den letzten 15 Jahren nicht gebrannt, ist der PAI wesentlich höher als bei wiederkehrenden Störungen durch Feuer. Zwischen den unterschiedlichen Kategorien der Feuerfrequenz und -saisonalität auf den regelmäßig brennenden Plots sind nur schwache und undeutliche Unterschiede im PAI auszumachen (Abb. 4.2 c und d). Während der PAI auf kommunalen Flächen die kleinsten Werte annimmt, ist er in Schutzgebieten schon etwas größer und zeigt die höchsten Werte auf Farmland (Abb. 4.2 e). Mit zunehmender Viehdichte steigt der PAI an, wobei sich zwischen den ersten beiden Klassen kaum ein Unterschied erkennen lässt. Es kann jedoch ein deutlicher Sprung in die höchste Klasse verzeichnet werden (Abb. 4.2 f).

Sowohl bei höherem mittleren Jahresniederschlag als auch bei höherer Niederschlagsvariabilität nimmt der PAI des Kronenraums größere Werte ein (Abb. 4.2 g und h). Dabei steigt zwar der Median und die obere Grenze der jeweiligen Gruppe an, die untere Grenze bleibt jedoch auf dem Niveau der unteren Gruppe.

4.4.2 Variablenauswahl

Durch die Auswahl der entscheidenden Umweltparameter mittels verschiedener Selektionsmethoden wurden vier unterschiedliche Modelle produziert. Sie differieren in ihrer Parameteranzahl und -zusammensetzung, jedoch sind die Feuerfrequenz und die Landnutzung in allen Modellen enthalten (Tab. 4.5).

Die Kennwerte des vollständigen und der neuen linearen Modelle weichen nur geringfügig voneinander ab (Tab. 4.6). Im Vergleich zum vollen Modell M0 ist das Bestimmtheitsmaß R^2 bei allen vier neuen Modellen etwas geringer. Die p-Werte der F-Tests befinden sich ebenso wie die Akaike-Informationskriterien zwischen den Modellen auf dem gleichen Niveau und unterscheiden sich nur in geringem Umfang. M2 weist das niedrigste Akaike-Informationskriterium auf, wodurch hier die Akaike-Gewichtung maximal ist. Bei allen Modellen ist der p-Wert unterhalb des 0,01-Signifikanzniveaus.

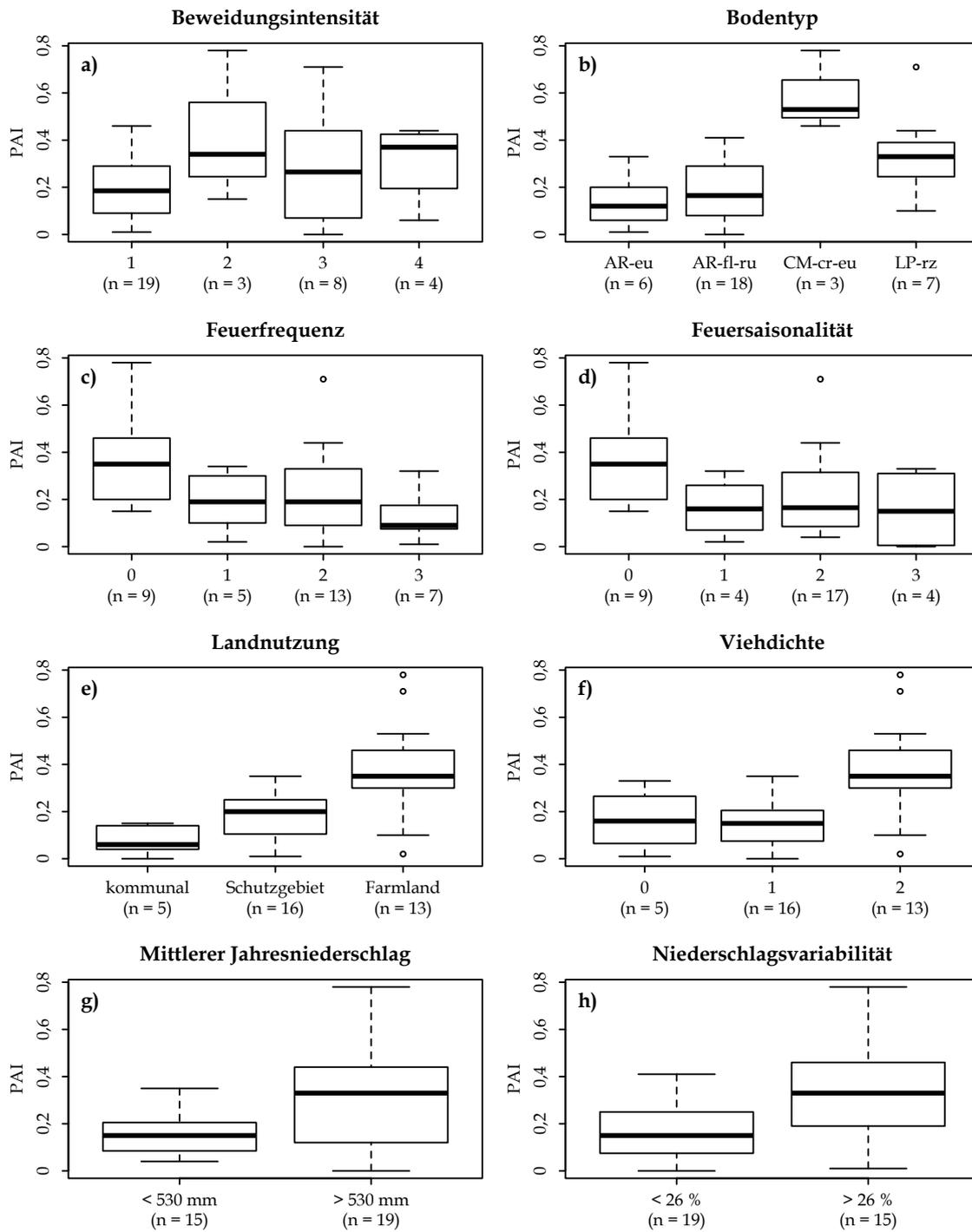


Abbildung 4.2: Einfluss der Umweltparameter auf den Bestands-PAI aus hemisphärischen Fotos ($n = 34$). Die Kategorien der Umweltfaktoren sind in Tabelle 3.3 aufgeführt (S. 45).

Tabelle 4.4: Ergebnisse der nicht-parametrischen Tests zum Einfluss der Umweltparameter auf den PAI aus hemisphärischen Fotos ($n = 34$). Für Parameter mit mehr als zwei Kategorien wurden Kruskal-Wallis-H-Tests durchgeführt (oberer Teil der Tabelle, Kategorien s. Tab. 3.3, S. 45). Die metrischen Variablen (Mittlerer Jahresniederschlag und Niederschlagsvariabilität) wurden in Kategorien eingeteilt (MAP: < 560 mm und > 560 mm, CV: $< 26\%$ und $> 26\%$) und mit Wilcoxon-Tests auf ihren Einfluss geprüft. * Signifikanzniveau 0,05 (beidseitig), ** Signifikanzniveau 0,01 (beidseitig).

Parameter	χ^2	df	p-Wert
Beweidungsintensität	3,467	3	0,325
Bodentyp	11,694	3	0,009*
Feuerfrequenz	8,992	3	0,029*
Feuersaisonalität	8,148	3	0,043*
Landnutzung	12,432	2	0,002**
Viehichte	9,827	2	0,007**
	W	p-Wert	
Mittlerer Jahresniederschlag	81,5	0,055	
Niederschlagsvariabilität	70	0,023*	

Bei den hier vorgestellten Modellen können alle Modellvoraussetzungen eingehalten werden, indem ein Ausreißer aus den Analysen ausgeschlossen wird. Dieser ist auf falsche Kameraeinstellungen beim ersten aufgenommen Plot zurückzuführen.

Tabelle 4.5: Modelle nach verschiedenen Wegen der Variablenselektion. Bei M3 (abgeleitet aus M2) wurden die Variablen MAP und CV aufgrund der nur sehr geringen Verbesserung des Akaike-Informationskriteriums ausgeschlossen und ein in der Variablenanzahl reduziertes Modell gebildet. Die Modellparameter von M4 wurden manuell anhand der Modelle M1 bis M3 ausgewählt.

Modell	Methode	Symbol
$PAI \sim CV + FF + FS + GI + LD + LU + MAP + S$	volles Modell	M0
$PAI \sim FF + LU + S$	p-Wert	M1
$PAI \sim CV + FF + GI + LU + MAP$	AIC	M2
$PAI \sim FF + GI + LU$	AIC erweitert	M3
$PAI \sim FF + + LU$	manuell	M4

Tabelle 4.6: Kenngrößen der Modelle nach verschiedenen Wegen der Variablenselektion ($n = 34$). RSE: Standardfehler der Residuen. ** Signifikanzniveau 0,01.

Modell	R^2	p-Wert	RSE	AIC_i	Δ_i (AIC)	w_i (AIC)
M0	0,818	$2,3 \cdot 10^{-3**}$	0,114	-37,24	8,32	0,01
M1	0,729	$3,0 \cdot 10^{-5**}$	0,114	-40,04	5,52	0,04
M2	0,797	$1,5 \cdot 10^{-5**}$	0,103	-45,56	0	0,68
M3	0,757	$9,1 \cdot 10^{-6**}$	0,108	-43,64	1,92	0,26
M4	0,650	$7,7 \cdot 10^{-5**}$	0,127	-37,50	8,06	0,01

5 Diskussion

5.1 Methoden zur Erfassung des Bestands-PAI

Bereits während der Analysen der unterschiedlich aufgenommen Bestands-PAI zeigten sich methodische Schwachstellen. Durch den Einfluss der Kameraeinstellungen, des Sonnenstandes und der vorhandenen Vegetation, aber auch der Klassifikations- und Kalkulationsverfahren ist die Fehleranfälligkeit sehr hoch (JONCKHEERE et al. 2004, MACFARLANE et al. 2014, ZHANG et al. 2005). Diese Schwierigkeiten sollen im weiteren Verlauf genauer erläutert werden.

5.1.1 Hemisphärische Fotografie

Im Vergleich zu anderen Vegetationsformen existieren für Savannen nur sehr wenig Arbeiten, die den PAI mittels indirekter Methoden bestimmen (MAYR & SAMIMI 2015, RYU et al. 2010b). Meist wird dabei der *Li-Cor LAI-2200 Plant Canopy Analyzer* verwendet (MAYR & SAMIMI 2015, PRIVETTE et al. 2004, RYU et al. 2010b, SCHOLES et al. 2004). Hemisphärische Fotografie wird hingegen kaum eingesetzt (RYAN et al. 2014, RYU et al. 2010a). Dies resultiert aus verschiedenen Problematiken, die bei der Verwendung indirekter Methoden zur Erfassung des PAI in heterogenen Vegetationsformen mit stark differierender Baumbedeckung entstehen.

Zur Aufnahme hemisphärischer Fotos wird im Allgemeinen empfohlen, dass sich die Sonne bei den Messungen nicht im Bild befindet (MACFARLANE et al. 2014, ZHANG et al. 2005). Dies kann durch diffuse Bewölkung oder Aufnahmen bei niedrigem Sonnenstand erreicht werden. Im Untersuchungszeitraum war nahezu keine Bewölkung im Untersuchungsgebiet vorhanden. Außerdem ist die Dämmerung in den tropischen Gebieten sehr kurz, sodass es nicht möglich war, die Fotos bei diffuser, gleichmäßiger Beleuchtung aufzunehmen. Aus logistischen Gründen war es ebenfalls nicht realisierbar, die Feldaufnahmen zu einheitlichen Tageszeiten durchzuführen. Der PAI wurde daher aus Bildern berechnet, die einen sehr variablen Sonnenstand aufweisen. Das wiederum führte zu unterschiedlichen Szenarien bei der Pixelklassifikation (Kap. 3.1.3, S. 33), sodass eine Vorerarbeitung nötig war. Damit wird eine weitere Fehlerquelle geschaffen, die durch optimale Belichtung bei den Aufnahmen vermieden werden könnte.

In Bezug auf die optimale Belichtung, ergibt sich in Savannen eine weitere Problematik: Durch die spärliche Vegetation wird die Sonneneinstrahlung nicht oder kaum abgeschwächt und ist auch bei niedrigem Sonnenstand noch sehr intensiv. Ein einheit-

liches Verfahren zur Messung des *PAI* mit hemisphärischen Fotos in spärlichen und heterogenen Beständen wie den Savannen gibt es nicht. Bei herkömmlichen Verfahren wird bei geschlossenem Kronendach die Sonne aus den Bildern ausgeschlossen. Da dies bei den Feldaufnahmen nicht möglich war, mussten die Aufnahmen mit der Sonne im Bild verwendet werden. Die besten Klassifikationsergebnisse ergaben sich unerwarteterweise, wenn die Sonne zentral im Bild stand. Dabei ist die Belichtung im Bild am gleichmäßigsten. Da pro Foto ein einheitlicher Schwellenwert verwendet wird, werden so deutlich weniger Pixel falsch klassifiziert (Abb. 5.1). Wenn die Sonne hinter Vegetationselementen steht, geht damit ein Informationsverlust durch lokale Überbelichtung einher, der jedoch nur einen kleinen Bildteil betrifft.

Zur korrekten Belichtung hemisphärischer Fotos in lückenhaften Beständen gibt es unterschiedliche Theorien. MACFARLANE et al. (2014) und ZHANG et al. (2005) gehen davon aus, dass durch den hohen Anteil des Himmels das Bild allgemein heller ist als bei Aufnahmen unter einem geschlossenen Kronendach. Spärliche Bestände werden daher weniger stark belichtet, wodurch die Vegetationselemente im Vergleich zu geschlossenen Beständen unterbelichtet sind. Kleine Lücken gehen verloren, was zur Überschätzung des *PAI* führt. Demgegenüber raten THIMONIER et al. (2010) die Belichtung in lückenhaften Beständen im Automatikmodus zu belassen. Sie argumentieren, dass das bei Waldbeständen häufig auftretende Blooming (Überzeichnung heller Bildbereich) aufgrund der helleren Gesamtsituation vermieden wird. Bei der Verarbeitung fiel auf, dass in den Bildern Vegetationslücken sowohl über- als auch unterschätzt werden. Innerhalb eines Bildes ist die Belichtungsdynamik sehr ausgeprägt, sodass sich keine deutlichen Tendenzen erkennen lassen (Abb. 5.1). Die Belichtungskorrektur verringert, aber verhindert diese Problematik nicht. Es könnte argumentiert werden, dass die beiden gegensätzlichen Effekte sich ausgleichen und daraus ein näherungsweise repräsentatives Ergebnis entsteht. Derartige Mutmaßungen lassen sich jedoch nicht belegen.

Mit der Anwendung der hemisphärischen Fotografie zur Abschätzung des *PAI* in den heterogenen Savannen mit teils geringer Baumbedeckung wird die grundlegende Voraussetzung verletzt, dass die Vegetation gleichmäßig verteilt sein soll. Der *clumping index* korrigiert die Aggregation der Vegetation zwar, kann jedoch nicht ausreichend auf die starken Effekte in solch heterogener Vegetation eingehen (LANG & XIANG 1986, RYU et al. 2010a). Durch die Unterschätzung des *clumping index* wird wiederum der *PAI* überschätzt (DEMAREZ et al. 2008, RYU et al. 2010b, VAN GARDINGEN et al. 1999).

Trotz der dargelegten Problematiken entsprechen die erzielten Werte des *PAI* den Erwartungen und sind im Verhältnis zum *PAI* in dichteren Beständen entsprechend klein

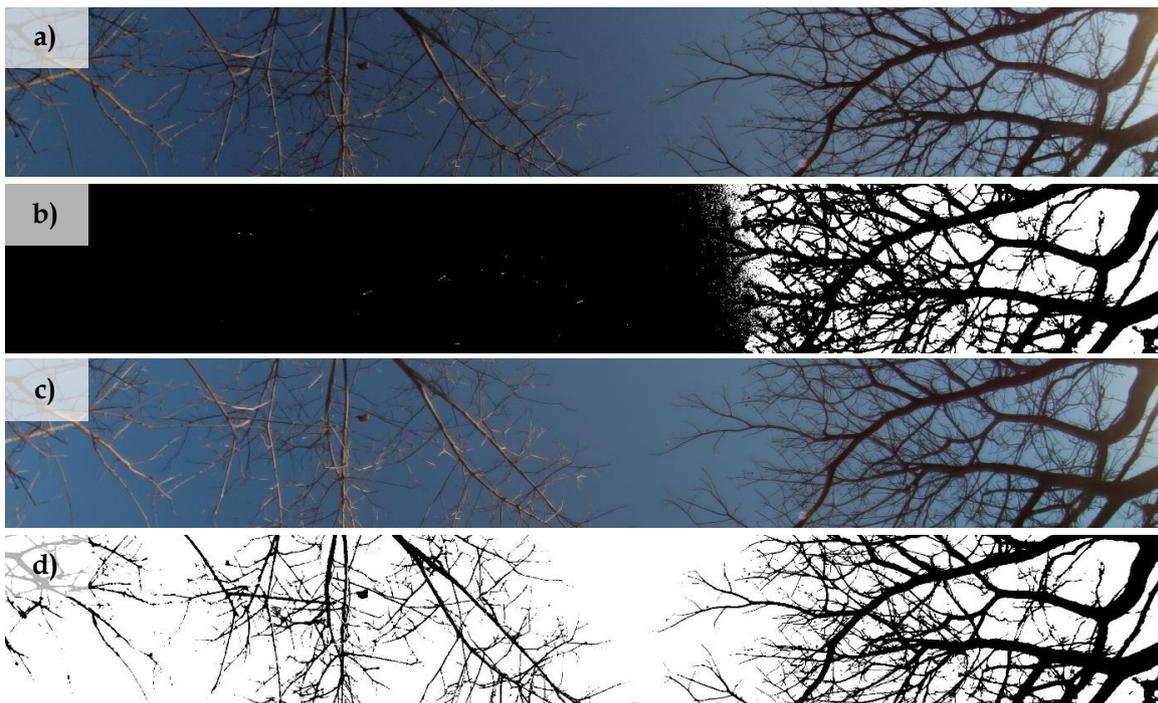


Abbildung 5.1: Vergleich eines originalen (a, c) mit dem klassifizierten Bild (b, d) vor (a, b) und nach (c, d) der Belichtungskorrektur. Bei der bearbeiteten Version ist der Himmel einheitlich hell, sodass die Klassifikation erfolgreich durchgeführt werden kann. Von der Sonne angestrahlte Vegetationselemente werden jedoch oftmals falsch klassifiziert.

(BECKSCHÄFER et al. 2013, MACFARLANE et al. 2007, THIMONIER et al. 2010). Im Vergleich mit den Ergebnissen anderer Studien in ähnlichen Savannentypen im südlichen Afrika befindet sich der *PAI* auf einem ähnlichen Niveau. Bei RYAN et al. (2014) liegt der trockenzeitliche *PAI* aus hemisphärischen Fotos zwischen 0,4 und 0,7. RYU et al. (2010a) erhalten einen durchschnittlichen *PAI* von 0,32. Auch bei der Verwendung anderer indirekter Methoden ähnelt sich der *PAI* stark. MAYR & SAMIMI (2015) geben einen mittleren *PAI* von 0,24 an, der mit dem *Li-Cor LAI-2200 Plant Canopy Analyzer* aufgenommen wurde. Mit dem Vorgängermodell *LAI-2000* messen PRIVETTE et al. (2004) einen *PAI* zwischen 0,32 und 0,81.

5.1.2 Drohnen-PAI

Das Vegetationsmonitoring mit bodennah agierenden Drohnen ist ein noch wenig entwickelter Bereich der Fernerkundung. Für das im Rahmen dieser Arbeit verwendete Verfahren gibt es keinerlei Erfahrungswerte und Literaturnachweise, sodass die Methode stark experimentell geprägt ist. Hinzu kommt, dass das Aufnahmedesign und die generier-

ten Bilder der Drohne in erster Linie für die Studie von MAYR et al. (eingereicht) konzipiert waren. Die Ausgangsbedingungen für die Datenverarbeitung waren daher nicht optimal.

Insbesondere bei der Pixelklassifikation in Vegetation und Nicht-Vegetation treten bei den RGB-Drohnenaufnahmen Probleme auf. Die zum großen Teil nicht photosynthetisch aktive und vertrocknete Vegetation, die in der Trockenzeit die Savannen dominiert, nimmt eine braun bis graue Färbung in unterschiedlichen Helligkeitsstadien an. Damit nähert sie sich der Farbe des sandigen Bodens an. Ist der Boden verhältnismäßig hell, liefert die Klassifikation akzeptable Ergebnisse. Auf dunklen Böden oder in Bereichen mit wechselnder Bodenfärbung kommt es hingegen zu massiven Fehlklassifikationen. Ein Großteil des dunklen Bodens wird der Vegetation zugeordnet, was zur Überschätzung des *PAI* führt. Bei Bildern, die mit dem optischen Filter für den gelben und roten Bereich des Spektrums aufgenommen wurden, verschärft sich diese Problematik. Hier ist der Kontrast zwischen dem Boden und der Vegetation noch geringer.

Eine weitere Komplikation ergibt sich bei der Differenzierung von Vegetation und deren Schatten. Da dunkle Elemente im Klassifizierungsalgorithmus der Vegetation zugeordnet werden und die Schatten noch dunkler als die eigentliche Vegetation sind, ist es praktisch nicht möglich, die Schatten als Nicht-Vegetation zu kennzeichnen. Würde zu diesem Zweck manuell mit Bildbearbeitungsprogrammen eingegriffen werden, wäre die Objektivität der computergesteuerten Klassifizierung nicht mehr gewährleistet. So wird beispielsweise zusätzlich zu einem Vegetationselement auch dessen Schatten als Vegetation eingeteilt. Darüber hinaus werden Lücken innerhalb der Kronen nur schlecht erkannt.

Auch bei der Verarbeitung der NIR-Drohnenaufnahmen sind wiederholt Probleme bei der Pixelklassifikation aufgetreten. Boden und trockene Vegetation weisen im nahen Infrarot ein ähnliches Reflexionsvermögen auf (KOKALY et al. 2009), sodass zwischen den beiden Klassen in den Aufnahmen kaum Helligkeitsunterschiede auszumachen sind. Der Schatten der Vegetation erscheint wiederum sehr dunkel und wird auch als solche eingestuft. Photosynthetisch aktive Vegetation dagegen reflektiert im nahen Infrarot einen höheren Strahlungsanteil und erscheint heller als Boden und trockene Vegetation. Sie wird demzufolge falsch als Nicht-Vegetation klassifiziert (Abb. 5.2). Bei den NIR-Aufnahmen vermischen sich also Effekte, die sowohl zu einer Über- als auch Unterschätzung des *PAI* führen können. Insgesamt ist die so generierte Größe stark fehlerbehaftet und kann die tatsächliche Vegetationsverteilung nicht repräsentieren.

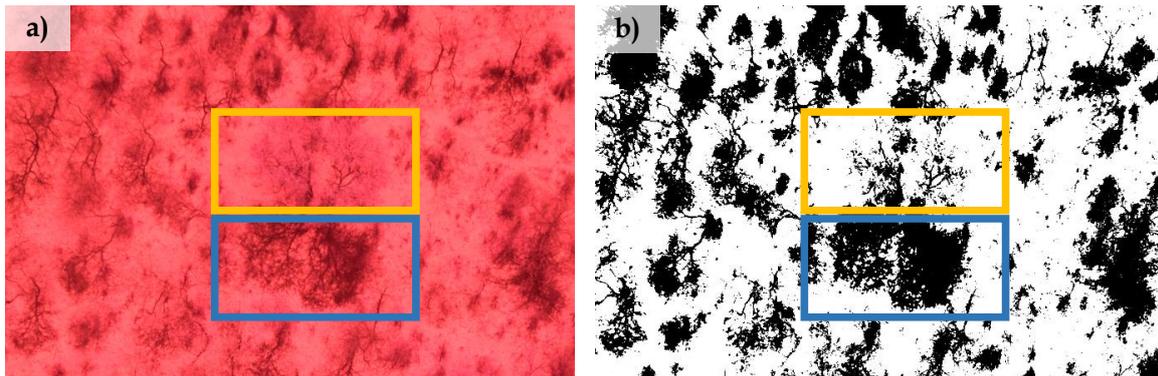


Abbildung 5.2: Fehler bei der Klassifikation der NIR-Drohnenaufnahmen. a) Original-Aufnahme. b) Klassifikation in Vegetation (schwarz) und Nicht-Vegetation(weiß). Der belaubte Baum (oranges Rechteck) wird als Nicht-Vegetation eingestuft, sein Schatten (blaues Rechteck) jedoch als Vegetation.

5.1.3 Beziehungen der verschiedenen Bestands-PAI

Es zeigt sich, dass viele Faktoren zusammenspielen, die die deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen aufgenommen PAI erklären. Wenn der PAI aus Aufnahmen der Drohne mit denen aus der hemisphärischer Fotografie verglichen werden soll, besteht eine grundsätzliche methodische Diskrepanz. Während bei dem PAI aus hemisphärischen Fotos ausschließlich Bäume und höhere Sträucher einbezogen werden, erfassen die Drohnen-Bilder die gesamte Vegetation einschließlich der Gras- und niedrigen Strauchschicht. Aus den hemisphärischen Aufnahmen wird demzufolge der Bestand-PAI der Baumkronen generiert, wohingegen der PAI aus Drohnenaufnahmen die gesamte Vegetation repräsentiert. Dies ist ein erster Faktor, der die höheren PAI-Werte der Drohnenaufnahmen im Vergleich zu jenen aus hemisphärischen Fotos erklärt.

Im Rahmen der Pixelklassifikation gibt es viele Aspekte, die zur Überschätzung des Bestands-PAI der Gesamtvegetation führen, wenn dieser aus den RGB-Bildern der Drohne ermittelt wird. Die aus den NIR-Drohnenaufnahmen generierten Ergebnisse zeigen in der linearen Regression mit dem PAI aus hemisphärischen Fotos ein höheres R^2 und sind näher am PAI aus hemisphärischen Fotos als die RGB-Drohnenaufnahmen. Aufgrund der im vorherigen Kapitel erläuterten Komplikationen muss diese scheinbar stärkere Beziehung jedoch kritisch hinterfragt werden, da ein konsistenter Bezug zu den tatsächlichen Gegebenheiten fehlt. Insbesondere unterschiedliche Sonnenstände haben maßgeblichen Einfluss auf den Schattenwurf und damit die Ergebnisse, da bei den Drohnenaufnahmen die Schatten der Vegetation oftmals stärker berücksichtigt werden als die tatsächliche

Vegetation. Die hier aufgeführten Fehlerquellen bedingen ebenso die hohe Streuung aller Werte des Bestands-PAI.

Es muss festgestellt werden, dass die erste Hypothese nicht belegt werden kann. Die methodischen Schwierigkeiten, die sich in diesem Teil der Arbeit zeigen, sollten jedoch nicht zum Anlass genommen werden, die vorgestellten Methoden zum Monitoring der Savannenvegetation gänzlich zu verwerfen. Vielmehr können sie einen Beitrag dazu leisten, das Verfahren in zukünftigen Arbeiten zu optimieren.

5.2 Beziehung des PAI zu den Vegetationsindizes

Die Ergebnisse zeigen, dass einige Vegetationsindizes einen größeren Einfluss auf die verschiedenen Bestands-PAI haben als andere. In Abhängigkeit des Spektralbereiches ändern sich die Reflexionseigenschaften unterschiedlicher Vegetationsstadien (ASNER & HEIDEBRECHT 2002, KOKALY et al. 2009). Da die untersuchten Vegetationsindizes jeweils andere Kombinationen der Bänder repräsentieren (siehe Tab. 3.2, S. 44), können somit Aussagen über die spektralen Eigenschaften und damit die Zusammensetzung der Vegetation getroffen werden.

5.2.1 Eigenschaften der Vegetationsindizes

In den einfachen linearen Regressionen sind die aufgedeckten Beziehungen zwischen den unterschiedlichen Bestands-PAI eher schwach ausgeprägt. Mit dem *Brown LAI Index* treten bei allen drei PAI-Versionen die höchsten Korrelationen auf, sodass sich dessen Sensitivität gegenüber trockener Vegetation zeigt. Er bezieht ein Absorptionsband bei 2190 nm im Bereich der maximalen Absorption von Zellulose und Lignin sowie ein Referenzband bei 1610 nm ein, in dem die Absorption von Wasser und trockenem Vegetationsmaterial gering ist (DAUGHTRY 2001, DELEGIDO et al. 2015, LEWIS et al. 2001). Über gebietsspezifische Korrelationskoeffizienten könnte bei stärker ausgeprägten Beziehungen zur Bodenreferenzgröße die trockene Vegetation quantifiziert werden (DELEGIDO et al. 2015).

Multiple lineare Regressionen zwischen den Kombinationen der Vegetationsindizes können auch Wellenlängenbereiche berücksichtigen, die von einem einzelnen Vegetationsindex nicht erfasst werden. Insbesondere bei dem Drohnen-PAI dominiert wiederum der *Brown LAI Index*. Demgegenüber treten beim PAI aus hemisphärischen Fotos nur Kombinationen mit dem *Green LAI Index* auf. Dieser bezieht sich auf einem Wellenlängenbereich, in dem sich die Reflexionseigenschaften von photosynthetisch aktiver Vegetation rapide

ändern (DELEGIDO et al. 2013). Während grüne Vegetation einen großen Anteil des roten Lichts absorbiert, wird nahezu die gesamte Strahlung im Randbereich zum angrenzenden Infrarot reflektiert (DOBROWSKI et al. 2005, FILELLA & PENUELAS 1994). Im Gegensatz zu den Modellen mit dem Drohnen-*PAI* sind bei dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos auch die Daten aus Mahango integriert. Dort ist es feuchter als in Kanovlei und die Vegetation war bei den Feldaufnahmen weiter entwickelt. Einige Baum- und Straucharten treiben am Ende der Trockenzeit schon vor dem ersten Regen aus, indem sie auf gespeicherte Reserven zurückgreifen (SCHOLES & WALKER 1993). Für die Absorption der Strahlung im roten Spektralbereich ist das Chlorophyll verantwortlich, das in jungen Vegetationselementen zu einem besonders hohen Anteil enthalten ist (TAIZ 2010). Des Weiteren beeinflusst Wasserstress das Reflexionsverhalten der Vegetation im nahen Infrarot durch strukturelle Modifikationen, die die Streuung an der Vegetationsoberfläche verändern: Bei niedrigem Wassergehalt in der Pflanze zieht sich die Oberfläche zusammen, sodass weniger Strahlung reflektiert werden kann (DOBROWSKI et al. 2005, FILELLA & PENUELAS 1994). Der *Green LAI Index* reagiert daher auf junge Vegetationselemente unter Wasserstress besonders deutlich. Da er bei den ausgewählten Modellen des *PAI* aus hemisphärischen Fotos so häufig vertreten ist, scheint diese Sensitivität sogar den Einfluss der trockeneren Plots zu überdecken.

In den Modellen mit hohen Bestimmtheitsmaßen sind außerdem bei beiden Drohnen-*PAI* der *EVI* und *MSAVI2* beteiligt. Sie beziehen sich auf Bänder aus dem roten und nah-infraroten Bereich (Tab. 3.2, S. 44). Beide Vegetationsindizes versuchen die Schwächen des häufig verwendeten *NDVI* bei unbedecktem Boden zu umgehen. Dieser gibt lediglich das Verhältnis von roter zu infraroter Strahlung an, die von der Oberfläche reflektiert wird (HUETE et al. 2002, SJÖSTRÖM et al. 2011). Aspekte wie die Vegetationsdeckung, der Bodentyp und die atmosphärische Bedingungen bleiben beim *NDVI* unbeachtet (HUETE et al. 2002). Der *MSAVI2* enthält dagegen einen Bodenheiligkeitsfaktor, um die Wirkung des Bodens zu berücksichtigen. Hintergrundeinflüsse werden somit minimiert. Dadurch eignet sich der *MSAVI2* insbesondere für Gebiete mit einem hohen Anteil unbedeckten Bodens, wie es in den untersuchten Savannen in der Trockenzeit häufig der Fall ist. PHILLIPS et al. (2009) und SENSEMAN et al. (1996) decken Zusammenhänge zu Vegetationsparametern wie der Deckung und dem *LAI* auf. Obwohl der *EVI* insbesondere bei dichter Vegetation eine hohe Sensitivität aufweist (HUETE et al. 2002), zeigen GAO et al. (2000) und SJÖSTRÖM et al. (2011), dass der *EVI* auch in wenig bewachsenen Gebieten auf strukturelle Parameter wie den *LAI* gut reagiert. Zusätzlich zu einem Faktor zur Berücksichtigung des Bodens werden in die Berechnung auch Koeffizienten zur Atmosphärenkorrektur integriert (HUETE et al.

2002), die beispielsweise bei Rauchentwicklung im Zuge von Savannenbränden relevant werden können. Atmosphärische Hintergrundeinflüsse werden somit minimiert.

Für den *PAI* aus hemisphärischen Fotos entsteht bei der multiplen linearen Regression das höchste Bestimmtheitsmaß bei der Kombination des *Green LAI Index* mit einem Sentinel-Band aus dem kurzwelligen Infrarot (2190 nm). In diesem Wellenlängenbereich weist der Boden im Vergleich zu trockener Vegetation einen höheren Reflexionsgrad auf (Abb. 1.1, S. 4, ASNER & HEIDEBRECHT 2002, DELEGIDO et al. 2015). Auch hier deutet sich an, dass der Boden einen maßgeblichen Einfluss auf die spektralen Eigenschaften der Oberfläche hat. In Anbetracht des teilweise niedrigen Deckungsgrades der Vegetation (Abb. 2.7, S. 24) ist diese Reaktion gut nachvollziehbar.

5.2.2 Einfluss der Vegetationsparameter

Werden in multiplen linearen Regressionen zwischen dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos und den Vegetationsindizes die aufgenommenen Vegetationsparameter mit einbezogen, sorgen wiederum Modelle mit dem EVI und MSAVI2 für die höchsten Bestimmtheitsmaße. Durch das Hinzufügen eines Vegetationsparameters kommt es zu einer deutlichen Verbesserung des Modells im Vergleich zu dem einfachen linearen Modell des jeweiligen Vegetationsindex mit dem *PAI* aus hemisphärischen Fotos. Dies zeigt, dass dieser *PAI* die Vegetation für die Validierung von Satellitendaten nicht ausreichend repräsentieren kann. Insbesondere die Deckung der grünen Gras- und Strauchschicht hat großen Einfluss, da die Vegetationsindizes mit den Bändern aus dem roten und nah-infraroten Spektralbereich auf grüne Vegetation abzielen (DELEGIDO et al. 2015, KOKALY et al. 2009). Auch das inkludieren der mittleren Bestandshöhe bewirkt eine Verbesserung der Modelle. Plots mit einer größeren Anzahl hoher Bäume sind insbesondere in Mahango vorzufinden. Die Vegetation war zum Zeitpunkt der Feldaufnahmen in Mahango schon weiter entwickelt als in den anderen Untersuchungsgebieten. Das Entwicklungsstadium der Vegetation steht in Verbindung mit dem Anteil an grüner Vegetation, auf den der EVI und MSAVI2 reagieren (Kap. 5.2.1, S. 64). Die Deckung der Baumschicht ist dagegen prinzipiell im *PAI* der hemisphärischen Fotos enthalten und beeinflusst die Güte der Regressionen daher kaum.

Grundsätzlich ist der *PAI* aus Drohnenaufnahmen zur Validierung von Satellitendaten besser geeignet als der *PAI* aus hemisphärischen Fotos, da bei beiden Versionen die gesamte Vegetation erfasst wird. Bei geschlossenen Waldbeständen wird der Einfluss eines eventuell vorhandenen Unterwuchses auf die Reflexionseigenschaften der gesamten Ve-

getation durch das Kronendach minimiert. In den lückenhaften Savannenbeständen ist diese Abschirmung nicht gegeben, sodass die Gras- und Strauchschicht die spektralen Informationen teilweise maßgeblich mitbestimmt. Ein Parameter, der ausschließlich Bäume und höhere Sträucher erfasst, kann die gesamte Vegetation nur unzureichend repräsentieren. Aufgrund der in Kapitel 5.1 (S. 59) aufgezeigten Problematiken der verschiedenen Bestands-*PAI* sind auch in den linearen Regressionen keine eindeutigen Beziehungen nachweisbar. Zwar zeichnen sich Tendenzen ab, die insbesondere auf die Eignung des *Brown LAI Index* zur Vegetationsquantifizierung in Savannen in der Trockenzeit hindeuten, eine Verallgemeinerung erlauben die Ergebnisse jedoch nicht. Die Hypothese, dass eine Beziehung zwischen den verschiedenen Versionen des *PAI* und den Vegetationsindizes besteht, muss nicht verworfen, kann jedoch auch nicht gänzlich belegt werden. Es bedarf daher erneuter Messungen, um fundierte Aussagen treffen zu können und eine exakte Quantifizierung zu ermöglichen.

5.3 Einfluss der Umweltfaktoren auf den *PAI*

Die Modelle und Tests, die den Einfluss der Umweltfaktoren belegen sollen, haben fast ausschließlich signifikante Ergebnisse und weisen die erwarteten Interaktionen nach. Hier zeigt sich, dass die Selektion einzelner Umweltparameter, die die Vegetationszusammensetzung in Savannen steuern, aufgrund der Komplexität des Ökosystems schwierig ist. Das Ziel ist daher vielmehr die Auswahl wichtiger Parameter, wobei ein Anspruch auf Vollständigkeit kaum gestellt werden kann. Die Ergebnisse belegen einen deutlichen Einfluss der Störungsregime Feuer und Herbivorie. Es zeigt sich insbesondere die Sensitivität des *PAI* gegenüber Feuerfrequenz und -saisonalität. Bei ausbleibenden Feuern kommt es zur Akkumulation von Biomasse, wodurch der *PAI* ansteigt. Dabei deuten die Ergebnisse an, dass primär das Vorhandensein oder Nicht-Vorhandensein von Feuern den *PAI* bestimmt. Brennen die Ökosysteme regelmäßig, sinkt der *PAI* unabhängig von der Feuerfrequenz und -saisonalität. Demnach verringern sowohl regelmäßige, schwächere als auch seltene, intensive Feuer den *PAI* in ähnlichem Umfang.

Zur Herbivorie als Störungsregime zählen Beweidungsintensität, Viehdichte und die Landnutzung, wobei letztere aufgrund unterschiedlicher Feuermanagementstrategien nicht ausschließlich der Herbivorie zugeordnet werden kann. Bei der Landnutzung zeigt sich jedoch ein deutlicher Einfluss auf den *PAI*: In kommunalen Gebieten ist der *PAI* am niedrigsten, da die Gehölze durch regelmäßige Feuer und hohe Beweidungsintensität zurückgedrängt werden. In Schutzgebieten sind beide Faktoren weniger stark ausgeprägt,

wodurch der *PAI* etwas ansteigt. Die größten Werte werden auf Farmland erreicht. Zum einen können sich hier vor allem Sträucher im Zuge der Verbuschung durchsetzen und zu einem hohen *PAI* beitragen. Auf der anderen Seite befanden sich einige Plots auf Farmländern in parkähnlichen Savanntentypen mit hohen Bäumen, wo ebenso ein hoher *PAI* gemessen wurde. Demgegenüber existierten auf Farmland auch nahezu kahle Flächen, die frisch gebrannt oder stark beweidet waren. Auch hier ist eine genaue Differenzierung der Landnutzungstypen nicht eindeutig, da innerhalb der Klassen starke Variationen auftreten.

Bei der Reaktion des *PAI* auf die Niederschlagsverteilung entsteht ein nur teilweise nachvollziehbares Muster. Mit höherem Jahresniederschlag steigt auch der *PAI*, wodurch die These unterstützt wird, dass die zur Verfügung stehende Wassermenge das Baumwachstum begrenzt (SANKARAN et al. 2005). Demgegenüber nimmt jedoch auch bei einer hohen Niederschlagsvariabilität der *PAI* größere Werte an. Da davon ausgegangen wird, dass die Niederschlagsvariabilität mit sinkendem mittleren Jahresniederschlag steigt, liegt hier ein unerwarteter Zusammenhang vor. Es muss beachtet werden, dass im Untersuchungsgebiet zwar ein Niederschlagsgradient vorhanden ist, jedoch nur in schwacher Ausprägung. Daher variiert die Niederschlagsvariabilität auch nur in geringem Umfang (Minimum: 22 %, Maximum: 29 %).

Die verschieden erstellten Modelle unterscheiden sich in ihrer Variablenanzahl und -selektion. Es muss kritisch angemerkt werden, dass automatisierte Auswahlmechanismen beispielsweise anhand des Akaike-Informationskriteriums die ökologischen Beziehungen übergehen können. Eine hypothesenbasierte Modellauswahl ist dem vorzuziehen, soweit die verfügbaren Variablen das zulassen (WOLLSCHLÄGER 2015). Aufgrund der Vielzahl der untersuchten Parameter wurde in dieser Arbeit trotzdem auf automatisierte Auswahlmechanismen zurückgegriffen. Die daraus hervorgehenden Modelle wurden anschließend manuell modifiziert. Es ist zu erwarten, dass Modelle mit mehreren Prädiktoren die statistisch besten Ergebnisse liefern. Alle ausgewählten Modelle, die Feuerfrequenz und Landnutzung als Umweltparameter enthalten, zeigen hohe Bestimmtheitsmaße ($R^2 > 0,65$) und haben damit einen hohen Erklärungsgehalt. Aus oben aufgeführten Gründen wurde den Niederschlagsparametern weniger Bedeutsamkeit zugesprochen und daher aus dem mittels AIC produzierten Modell ausgeschlossen. Weitere scheinbar relevante Parameter sind der Bodentyp und die Beweidungsintensität. Die Aussagekraft der Ergebnisse dieser zwei Variablen wird jedoch durch die teilweise niedrige Anzahl an verfügbaren Plots verringert.

Trotz der methodischen Schwierigkeiten bei der Bestimmung des *PAI* aus hemisphärischen Fotos zeigen die Modelle und Tests oftmals hoch signifikante Beziehungen zwischen dem *PAI* und den Umweltparametern an. Die dritte Hypothese, die sich auf eben diese Beziehung beruft, kann somit bestätigt und statistisch gestützt werden. Insbesondere die Feuerfrequenz und Landnutzung sind die bestimmenden Determinanten in den Savannen des Untersuchungsgebietes.

6 Fazit und Ausblick

Obwohl aufgrund methodischer Probleme nicht zu allen Hypothesen eine klare Aussage getroffen werden kann, liefern die Ergebnisse dieser Arbeit einen wertvollen Beitrag, um die vorgestellten Methoden zukünftig zu optimieren. Die verhältnismäßig kostengünstigen und dabei sehr flexiblen Verfahren haben das Potenzial, um beim Vegetationsmonitoring in Savannenökosystemen eingesetzt zu werden. Die Sentinel-Mission stellt außerdem zeitlich und räumlich hochauflösende Daten zur Verfügung, die bei entsprechender Bodenvalidierung räumlich interpoliert werden können. Mit dem hohen Detailgrad werden auch regionale Analysen beispielsweise zum Einsatz im Schutzgebietsmanagement, in der Landwirtschaft oder zur Quantifizierung der verfügbaren brennbaren Biomasse ermöglicht.

Zur Generierung verlässlicher Referenzwerte am Boden sind einige Modifikationen und Verbesserungen erforderlich. Grundsätzlich sollte mit hemisphärischen Fotos nicht nur der *PAI* der höheren Vegetation, sondern auch der Gras- und niedrigen Strauchschicht durch auf- und abwärts gerichtete Bilder an jedem Punkt erfasst werden. Um trotz der hohen Sonneneinstrahlung optimale Belichtungsverhältnisse und damit eine einfachere und verlässlichere Verarbeitung der hemisphärischen Aufnahmen zu erreichen, bieten sich die folgenden zwei Methoden an: Zum einen können automatisiert Belichtungsreihen aufgenommen werden, aus denen das Bild mit der besten Belichtungsstufe ausgewählt und für die weiteren Analysen verwendet wird. Aufgrund des hohen Dynamikumfangs der Savannenbilder muss dabei immer ein Kompromiss eingegangen werden, da nicht alle Bildbereiche gleichzeitig optimal belichtet werden können. Zum anderen bietet sich daher der Einsatz von *High Dynamic Range* Fotografie an (INANICI 2010, JONCKHEERE et al. 2005). Dabei wird automatisiert aus Belichtungsreihen ein Bild erstellt, das in allen Bildbereichen optimal belichtet ist. Über- und Unterbelichtung können somit vermieden werden.

In dieser Arbeit zeigt sich außerdem das Potenzial des Einsatzes von Drohnen für Vegetationsanalysen. Es muss jedoch auf die strikte Einhaltung von festzulegenden Sonnenständen geachtet werden, da insbesondere bei NIR-Aufnahmen die Schatten der Vegetation die Pixelklassifikation stark beeinflussen. Nur durch die Vereinheitlichung des Aufnahmedesigns können Daten produziert werden, die repräsentative Aussagen ermöglichen. Diese bodennahen Fernerkundungsdaten bedürfen ebenso wie die Sentinel-Daten einer bodengestützten Validierung, beispielsweise durch hemisphärische Fotos.

Mit den Sentinel-Daten steht eine sehr umfassende Auswahl von Bändern zur Verfügung, die Analysen verschiedener Vegetationsindizes ermöglicht. Zur trockenzeitlichen Vegetationsanalyse eignen sich insbesondere Vegetationsindizes aus dem kurzwelligen

Infrarot. Zwar zeigt der *Brown LAI Index* vielversprechende Tendenzen, um den Einfluss des offenen Bodens in ausreichendem Maße zu berücksichtigen. Jedoch könnte insbesondere mit einem Vegetationsindex aus dem kurzwelligen Infrarot, der einen zusätzlichen Bodenkorrekturterm enthält, aussagekräftigere Ergebnisse produziert werden.

Anhang A

Kalibrierung der Linse in Hemisfer

Tabelle A.1: Messungen zur Kalibrierung der Linse. Verwendet wurden die Winkel zwischen 30 und 60 Grad, da in diesem Bereich die Verzerrung durch die Linse am größten ist.

Zenithwinkel [Grad]	Zenithwinkel [rad]	Radius [Pixel]	Relativer Radius
10	0,1745	362	0,143
20	0,3491	712	0,282
30	0,5236	1066	0,422
40	0,6981	1423	0,563
50	0,8727	1784	0,705
60	1,472	2151	0,851
69,5	1,2130	2529	1

Tabelle A.2: Unbekannte Variablen für die Lösung des Gleichungssystems zur Kalibrierung der Linse.

Unbekannte	Wert
a_1	0,8050
a_2	0,0002
a_3	-0,0072
a_4	0,0129

Anhang B

Inhalt der beiliegenden CD

Daten

- R-Skripte zur statistischen Auswertung
- Ergebnisse der Berechnung des *PAI* für hemisphärische Fotos und Drohenaufnahmen
- Tabellen zu den aufgenommenen Umweltparametern
- Ausschnitt der Sentinel-Daten für Kanovlei und Mahango (GeoTIFF)
- weitere Ausgangsdaten und erstellte Abbildungen

GIS

- Shapefiles: Plots, Aufnahmepunkte, Transekte
- SOTERSAF: Bodentypen des südlichen Afrikas
- Höhenmodell Namibias

PDF

- Masterarbeit als PDF

Die Ausgangsbilder zur Berechnung der verschiedenen Versionen des *PAI* haben ein Datenvolumen von mehr als 7 GB. Hinzu kommen die originalen Sentinel-Aufnahmen und die generierten Zwischenprodukte, die jeweils mehrere Gigabyte umfassen. Da diese Datenmenge auf einer CD bzw. DVD keinen Platz findet, sind sie auf der beiliegenden CD nicht hinterlegt. Werden die Rohdaten benötigt, bitte unter sophia.malss@posteo.de melden.

Literaturverzeichnis

- ASNER, G. P. & K. B. HEIDEBRECHT (2002). Spectral unmixing of vegetation, soil and dry carbon cover in arid regions: comparing multispectral and hyperspectral observations. In: *International Journal of Remote Sensing* 23.19, S. 3939–3958.
- BAUER, K., S. NEBEN, B. SCHRECKENBERGER, R. EMMERMANN, K. HINZ, N. FECHNER, K. GOHL, A. SCHULZE, R. B. TRUMBULL & K. WEBER (2000). Deep structure of the Namibia continental margin as derived from integrated geophysical studies. In: *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* 105.B11, S. 25829–25853.
- BECKSCHÄFER, P., D. SEIDEL, C. KLEINN & J. XU (2013). On the exposure of hemispherical photographs in forests. In: *iForest - Biogeosciences and Forestry* 4, S. 228–237.
- BLAMEY, R. C. & C. J. C. REASON (2013). The role of mesoscale convective complexes in southern Africa summer rainfall. In: *Journal of climate* 26.5, S. 1654–1668.
- BODINI, A. & N. CLERICI (2016). Vegetation, herbivores and fires in savanna ecosystems: A network perspective. In: *Ecological Complexity* 28, S. 36–46.
- BUCKLE, C. (1996). *Weather and climate in Africa*. Longman. Harlow, Essex.
- BURNHAM, K. P. & D. R. ANDERSON (2004). Multimodel inference understanding AIC and BIC in model selection. In: *Sociological methods & research* 33.2, S. 261–304.
- CHEN, J. M. & T. A. BLACK (1991). Measuring leaf area index of plant canopies with branch architecture. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 57.1-3, S. 1–12.
- CHEN, J. M. & J. CIHLAR (1995). Quantifying the effect of canopy architecture on optical measurements of leaf area index using two gap size analysis methods. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33.3, S. 777–787.
- DAUGHTRY, C. S. T. (2001). Discriminating crop residues from soil by shortwave infrared reflectance. In: *Agronomy Journal* 93.1, S. 125–131.
- DELEGIDO, J., J. VERRELST, C. M. MEZA, J. P. RIVERA, L. ALONSO & J. MORENO (2013). A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green LAI over agroecosystems. In: *European Journal of Agronomy* 46, S. 42–52.

- DELEGIDO, J., J. VERRELST, J. P. RIVERA, A. RUIZ-VERDÚ & J. MORENO (2015). Brown and green LAI mapping through spectral indices. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 35, S. 350–358.
- DEMAREZ, V., S. DUTHOIT, F. BARET, M. WEISS & G. DEDIEU (2008). Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 148.4, S. 644–655.
- DIJKSHOORN, J. A. (2003). SOTER database for Southern Africa. In: *International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, The Netherlands*.
- DOBROWSKI, S. Z., J. C. PUSHNIK, P. J. ZARCO-TEJADA & S. L. USTIN (2005). Simple reflectance indices track heat and water stress-induced changes in steady-state chlorophyll fluorescence at the canopy scale. In: *Remote Sensing of Environment* 97.3, S. 403–414.
- DOHN, J., D. J. AUGUSTINE, N. P. HANAN, J. RATNAM & M. SANKARAN (2017). Spatial vegetation patterns and neighborhood competition among woody plants in an East African savanna. In: *Ecology*.
- DRUSCH, M., U. DEL BELLO, S. CARLIER, O. COLIN, V. FERNANDEZ, F. GASCON, B. HOERSCH, C. ISOLA, P. LABERINTI, P. MARTIMORT et al. (2012). Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. In: *Remote Sensing of Environment* 120, S. 25–36.
- DU PLESSIS, W. P. (1997). Refinements to the burning strategy in the Etosha National Park, Namibia. In: *Koedoe* 40.1, S. 63–76.
- FIELD, C. B., M. J. BEHRENFELD, J. T. RANDERSON & P. FALKOWSKI (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. In: *Science* 281.5374, S. 237–240.
- FILELLA, I & J. PENUELAS (1994). The red edge position and shape as indicators of plant chlorophyll content, biomass and hydric status. In: *International Journal of Remote Sensing* 15.7, S. 1459–1470.
- FREY, W. & R. LÖSCH (2010). *Geobotanik*. 3. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. (Besucht am 06.12.2016).

-
- GAO, X., A. R. HUETE, W. NI & T. MIURA (2000). Optical–biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. In: *Remote Sensing of Environment* 74.3, S. 609–620.
- GASCON, F., O. THÉPAUT, M. JUNG, B. FRANCESCONI, J. LOUIS, V. LONJOU, B. LAFRANCE, S. MASSERA, A. GAUDEL-VACARESSE, F. LANGUILLE et al. (2016). Copernicus Sentinel-2 Calibration and Products Validation Status. In:
- GOUDIE, A. (2016). Landscapes and landforms of Namibia. Softcover reprint of. Berlin, Heidelberg: Springer.
- HADDON, I. G. & T. MCCARTHY (2005). The Mesozoic–Cenozoic interior sag basins of Central Africa: The Late-Cretaceous–Cenozoic Kalahari and Okavango basins. In: *Journal of African Earth Sciences* 43.1–3. Phanerozoic Evolution of Africa, S. 316 –333.
- HANAN, N. P. & C. E. R. LEHMANN (2011). „Ecosystem function in Savannas: measurement and modeling at landscape to global scales“. In: Hrsg. von M. J. HILL & N. P. HANAN. CRC Press. Kap. Tree-grass interactions in savannas: Paradigms, contradictions and conceptual models.
- HARRIS, D. R. et al. (1980). Human ecology in savanna environments. London: Academic Press Inc. Ltd.
- HIPONDOKA, M. H. T., J. N. ARANIBAR, C. CHIRARA, M. LIHAVHA & S. A. MACKO (2003). Vertical distribution of grass and tree roots in arid ecosystems of Southern Africa: niche differentiation or competition? In: *Journal of Arid Environments* 54.2, S. 319–325.
- HOUSE, J. I., S. ARCHER, D. D. BRESHEARS & R. J. SCHOLLES (2003). Conundrums in mixed woody–herbaceous plant systems. In: *Journal of biogeography* 30.11, S. 1763–1777.
- HUETE, A., K. DIDAN, T. MIURA, E. P. RODRIGUEZ, X. GAO & L. G. FERREIRA (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. In: *Remote sensing of environment* 83.1, S. 195–213.
- INANICI, M. (2010). Evaluation of High Dynamic Range Image-Based Sky Models in Lighting Simulation. In: *Leukos* 7.2, S. 69–84.

- JONCKHEERE, I., S. FLECK, K. NACKAERTS, B. MUYS, P. COPPIN, M. WEISS & F. BARET (2004). Review of methods for in situ leaf area index determination: Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. In: *Agricultural and forest meteorology* 121.1, S. 19–35.
- JONCKHEERE, I. G. C., B. MUYS & P. R. COPPIN (2005). Derivative analysis for in situ high dynamic range hemispherical photography and its application in forest stands. In: *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 2.3, S. 296–300.
- KATTENBORN, T., M. SPERLICH, K. BATAUA & B. KOCH (2014). Automatic Single Tree Detection in Plantations using UAV-based Photogrammetric Point clouds. In: *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 40.3, S. 139.
- KERSHAW, A. P., M. B. BUSH, G. S. HOPE, K.-F. WEISS, J. G. GOLDAMMER & R. SANFORD (1997). „The contribution of humans to past biomass burning in the tropics“. In: *Sediment records of biomass burning and global change*. Hrsg. von J. S. CLARK, H. CACHIER, J. G. GOLDAMMER & B. J. STOCKS. Springer, S. 413–442.
- KOKALY, R. F., G. P. ASNER, S. V. OLLINGER, M. E. MARTIN & C. A. WESSMAN (2009). Characterizing canopy biochemistry from imaging spectroscopy and its application to ecosystem studies. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Supplement 1. Imaging Spectroscopy Special Issue, S78 –S91.
- KORHONEN, L., I. KORPELA, J. HEISKANEN & M. MALTAMO (2011). Airborne discrete-return LIDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. In: *Remote Sensing of Environment* 115.4, S. 1065–1080.
- LANCASTER, N. (1988). Development of linear dunes in the southwestern Kalahari, southern Africa. In: *Journal of Arid Environments* 14.3, S. 233–244.
- LANG, A. R. G. (1987). Simplified estimate of leaf area index from transmittance of the sun's beam. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 41.3-4, S. 179–186.
- LANG, A. R. G. & Y. XIANG (1986). Estimation of leaf area index from transmission of direct sunlight in discontinuous canopies. In: *Agricultural and forest Meteorology* 37.3, S. 229–243.

-
- LEBLANC, S. G., J. M. CHEN, R. FERNANDES, D. W. DEERING & A. CONLEY (2005). Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 129.3, S. 187–207.
- LEHMANN, C. E. R., T. M. ANDERSON, M. SANKARAN, S. I. HIGGINS, S. ARCHIBALD, W. A. HOFFMANN, N. P. HANAN, R. J. WILLIAMS, R. J. FENSHAM, J. FELFILI et al. (2014). Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. In: *Science* 343.6170, S. 548–552.
- LEWIS, M., V. JOOSTE & A. A. de GASPARIS (2001). Discrimination of arid vegetation with airborne multispectral scanner hyperspectral imagery. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39.7, S. 1471–1479.
- LI, P. & Q. WANG (2013). Developing and validating novel hyperspectral indices for leaf area index estimation: Effect of canopy vertical heterogeneity. In: *Ecological indicators* 32, S. 123–130.
- LIEDLOFF, A. C., M. B. COUGHENOUR, J. A. LUDWIG & R. DYER (2001). Modelling the trade-off between fire and grazing in a tropical savanna landscape, northern Australia. In: *Environment International* 27.2, S. 173–180.
- LINK, W. A. & R. J. BARKER (2006). Model weights and the foundations of multimodel inference. In: *Ecology* 87.10, S. 2626–2635.
- LLOYD, J., M. I. BIRD, L. VELLEN, A. C. MIRANDA, E. M. VEENENDAAL, G. DJAGBLETEY, H. S. MIRANDA, G. COOK & G. D. FARQUHAR (2008). Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. In: *Tree Physiology* 28.3, S. 451–468.
- MACFARLANE, C. (2011). Classification method of mixed pixels does not affect canopy metrics from digital images of forest overstorey. In: *Agricultural and forest meteorology* 151.7, S. 833–840.
- MACFARLANE, C., A. GRIGG & C. EVANGELISTA (2007). Estimating forest leaf area using cover and fullframe fisheye photography: thinking inside the circle. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 146.1, S. 1–12.

- MACFARLANE, C., Y. RYU, G. N. OGDEN & O. SONNENTAG (2014). Digital canopy photography: exposed and in the raw. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 197, S. 244–253.
- MAYER, B. & A. KYLLING (2005). Technical note: The libRadtran software package for radiative transfer calculations-description and examples of use. In: *Atmospheric Chemistry and Physics* 5.7, S. 1855–1877.
- MAYR, M., S. MALSS, E. OFNER & C. SAMIMI (eingereicht). Disturbance feedbacks on the height of woody vegetation in a savanna: a multi-plot assessment using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). In: *International Journal of Remote Sensing*.
- MAYR, M. J. & C. SAMIMI (2015). Comparing the dry season in-situ Leaf Area Index (LAI) derived from high-resolution rapideye imagery with MODIS LAI in a namibian Savanna. In: *Remote Sensing* 7.4, S. 4834–4857.
- MENDELSON, J. M., A. JARVIS, C. ROBERTS & T. ROBERTSON (2009). Atlas of Namibia. A Portrait of the Land and its People. 3. Auflage. Sunbird Publishers. Kapstadt.
- MILLER, J. B. (1967). A formula for average foliage density. In: *Australian Journal of Botany* 15.1, S. 141–144.
- MILLER, R. M. (2008). The geology of Namibia. Windhoek: Geological Survey.
- MOORE, A. E. & R. V. DINGLE (1998). Evidence for fluvial sediment transport of Kalahari sands in central Botswana. In: *South African Journal of Geology* 101.2, S. 143–153.
- MOUSTAKAS, A., W. E. KUNIN, T. C. CAMERON & M. SANKARAN (2013). Facilitation or competition? Tree effects on grass biomass across a precipitation gradient. In: *PLoS One* 8.2, e57025.
- NILSON, T. (1971). A theoretical analysis of the frequency of gaps in plant stands. In: *Agricultural meteorology* 8, S. 25–38.
- NOBIS, M. & U. HUNZIKER (2005). Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 128.3, S. 243–250.

-
- PFLUG, B., M. MAIN-KNORN, J. BIENIARZ, V. DEBAECKER & J. LOUIS (2016). Early Validation of Sentinel-2 L2A Processor and Products. In: *ESA Special Publication SP-740*.
- PHILLIPS, R., O. BEERI, E. SCHOLLJEGERDES, D. BJERGAARD & J. HENDRICKSON (2009). Integration of geospatial and cattle nutrition information to estimate paddock grazing capacity in Northern US prairie. In: *Agricultural systems* 100.1, S. 72–79.
- PLANERT, L., J. BEHRMANN, W. JOKAT, T. FROMM, T. RYBERG, M. WEBER & C. HABERLAND (2016). The wide-angle seismic image of a complex rifted margin, offshore North Namibia: Implications for the tectonics of continental breakup. In: *Tectonophysics*.
- PRIVETTE, J. L., R. B. MYNENI, Y. KNYAZIKHIN, M. MUKELABAI, G. ROBERTS, Y. TIAN, Y. WANG & S. G. LEBLANC (2002). Early spatial and temporal validation of MODIS LAI product in the Southern Africa Kalahari. In: *Remote Sensing of Environment* 83.1, S. 232–243.
- PRIVETTE, J. L., Y. TIAN, G. ROBERTS, R. J. SHOLES, Y. WANG, K. K. CAYLOR, P. FROST & M. MUKELABAI (2004). Vegetation structure characteristics and relationships of Kalahari woodlands and savannas. In: *Global Change Biology* 10.3, S. 281–291.
- R CORE TEAM (2015). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- RATNAM, J., W. J. BOND, R. J. FENSHAM, W. A. HOFFMANN, S. ARCHIBALD, C. E. R. LEHMANN, M. T. ANDERSON, S. I. HIGGINS & M. SANKARAN (2011). When is a ‘forest’ a savanna, and why does it matter? In: *Global Ecology and Biogeography* 20.5, S. 653–660.
- RICHTER, R. & D. SCHLAEPFER (2011). Atmospheric/topographic correction for satellite imagery: ATCOR-2/3 User Guide Vers. 8.0. 2. In: *DLR—German Aerospace Center, Remote Sensing Data Center*.
- RIDLER, T. W. & S. CALVARD (1978). Picture thresholding using an iterative selection method. In: *IEEE trans syst Man Cybern* 8.8, S. 630–632.
- RIGINOS, C., J. B. GRACE, D. J. AUGUSTINE & T. P. YOUNG (2009). Local versus landscape-scale effects of savanna trees on grasses. In: *Journal of Ecology* 97.6, S. 1337–1345.

- ROQUES, K. G., T. G. O'CONNOR & A. R. WATKINSON (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. In: *Journal of Applied Ecology* 38.2, S. 268–280.
- RYAN, C. M., M. WILLIAMS, T. C. HILL, J. GRACE & I. H. WOODHOUSE (2014). Assessing the phenology of southern tropical Africa: a comparison of hemispherical photography, scatterometry, and optical/NIR remote sensing. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 52.1, S. 519–528.
- RYU, Y., O. SONNENTAG, T. NILSON, R. VARGAS, H. KOBAYASHI, R. WENK & D. D. BALDOCCHI (2010a). How to quantify tree leaf area index in an open savanna ecosystem: a multi-instrument and multi-model approach. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 150.1, S. 63–76.
- RYU, Y., T. NILSON, H. KOBAYASHI, O. SONNENTAG, B. E. LAW & D. D. BALDOCCHI (2010b). On the correct estimation of effective leaf area index: Does it reveal information on clumping effects? In: *Agricultural and Forest Meteorology* 150.3, S. 463–472.
- SANKARAN, M., J. RATNAM & N. P. HANAN (2004). Tree–grass coexistence in savannas revisited—insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. In: *Ecology Letters* 7.6, S. 480–490.
- SANKARAN, M., N. P. HANAN, R. J. SCHOLES, J. RATNAM, D. J. AUGUSTINE, B. S. CADE, J. GIGNOUX, S. I. HIGGINS, X. LE ROUX, F. LUDWIG et al. (2005). Determinants of woody cover in African savannas. In: *Nature* 438.7069, S. 846–849.
- SCHOLES, R. J. (2004). „Vegetation of Southern Africa“. In: Hrsg. von R. M. COWLING, D. M. RICHARDSON & S. M. PIERCE. Cambridge University Press. Kap. Savanna.
- SCHOLES, R. J. & S. R. ARCHER (1997). Tree-grass interactions in savannas. In: *Annual review of Ecology and Systematics*, S. 517–544.
- SCHOLES, R. J. & B. H. WALKER (1993). An African savanna: synthesis of the Nylsvley Study. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- SCHOLES, R. J., P. G. H. FROST & Y. TIAN (2004). Canopy structure in savannas along a moisture gradient on Kalahari sands. In: *Global Change Biology* 10.3, S. 292–302.

-
- SCHULTZ, J. (2002). Die Ökozonen der Erde. 2. Spezielle Ökologie der Tropischen und Subtropischen Zonen. 3., völlig neu bearb. Aufl. UTB. Stuttgart: Ulmer.
- SENSEMAN, G. M., C. F. BAGLEY & S. A. TWEDDALE (1996). Correlation of rangeland cover measures to satellite-imagery-derived vegetation indices. In: *Geocarto International* 11.3, S. 29–38.
- SHEUYANGE, A., G. OBA & R. B. WELADJI (2005). Effects of anthropogenic fire history on savanna vegetation in northeastern Namibia. In: *Journal of Environmental Management* 75.3, S. 189–198.
- SJÖSTRÖM, M., J. ARDÖ, A. ARNETH, N. BOULAIN, B. CAPPELAERE, L. EKLUNDH, A. DE GRANDCOURT, W. L. KUTSCH, L. MERBOLD, Y. NOUVELLON et al. (2011). Exploring the potential of MODIS EVI for modeling gross primary production across African ecosystems. In: *Remote sensing of environment* 115.4, S. 1081–1089.
- TAIZ, L. (2010). Plant physiology. Hrsg. von E. ZEIGER. 5. Auflage. Sunderland, Massachusetts: Sinauer.
- TEAGUE, W. R. & G. N. SMIT (1992). Relations between woody and herbaceous components and the effects of bush-clearing in southern African savannas. In: *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 9.2, S. 60–71.
- THIMONIER, A., I. SEDIVY & P. SCHLEPPI (2010). Estimating leaf area index in different types of mature forest stands in Switzerland: a comparison of methods. In: *European Journal of Forest Research* 129.4, S. 543–562.
- TORELLO-RAVENTOS, M., T. R. FELDPAUSCH, E. VEENENDAAL, F. SCHRODT, G. SAIZ, T. F. DOMINGUES, G. DJAGBLETEY, A. FORD, J. KEMP, B. S. MARIMON, B. H. M. JUNIOR, E. LENZA et al. (2013). On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. In: *Plant Ecology & Diversity* 6.1, S. 101–137.
- VAN GARDINGEN, P. R., G. E. JACKSON, S. HERNANDEZ-DAUMAS, G. RUSSELL & L. SHARP (1999). Leaf area index estimates obtained for clumped canopies using hemispherical photography. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 94.3, S. 243–257.
- VAN LANGEVELDE, F., C. A.D. M. VAN DE VIJVER, L. KUMAR, J. VAN DE KOPPEL, N. DE RIDDER, J. VAN ANDEL, A. K. SKIDMORE, J. W. HEARNE, L. STROOSNIJDER, W. J. BOND

- et al. (2003). Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. In: *Ecology* 84.2, S. 337–350.
- VEENENDAAL, E. M., M. TORELLO-RAVENTOS, T. R. FELDPAUSCH, T. F. DOMINGUES, F. F. O. GERARD, F. SCHRODT, G. SAIZ, C. A. QUESADA, G. DJAGBLETEY, A. FORD, J. KEMP, B. S. MARIMON, B. H. MARIMON-JUNIOR, E. LENZA et al. (2015). Structural, physiognomic and above-ground biomass variation in savanna-forest transition zones on three continents - how different are co-occurring savanna and forest formations? In: *Biogeosciences* 12.10, S. 2927–2951.
- WAGENSEIL, H. (2008). Savannen im Satellitenbild. Ein Ansatz zur Modellierung von Gehölzdichte und Verbuschung in Namibia. Dissertation an der Friedrich-Alexander-Universität. Erlangen-Nürnberg.
- WALKER, B. H. & I. NOY-MEIR (1982). „Ecology of Tropical Savannas“. In: *Ecology of Tropical Savannas*. Hrsg. von B. J. HUNTLEY & B. H. WALKER. Berlin, Heidelberg: Springer. Kap. Aspects of the Stability and Resilience of Savanna Ecosystems, S. 556–590.
- WALLACE, M. (2011). A history of Namibia. from the beginning to 1990. Hrsg. von J. KINAHAN. 1. publ. London: Hurst.
- WALTER, H. (2004). Ökologie der Erde. Geo-Biosphäre. Hrsg. von S.-W. BRECKLE. 3. Aufl. UTB für Wissenschaft : Große Reihe. Stuttgart: Fischer.
- WARD, D. (2005). Do we understand the causes of bush encroachment in African savannas? In: *African Journal of Range and Forage Science* 22.2, S. 101–105.
- WEISCHET, W. & W. ENDLICHER (2000). Regionale Klimatologie. Teubner Studienbücher der Geographie. Stuttgart, Leipzig.
- WELLES, J. M. & J. M. NORMAN (1991). Instrument for indirect measurement of canopy architecture. In: *Agronomy journal* 83.5, S. 818–825.
- WHITE, F. (1983). The vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa (3 Plates, Northwestern Africa, Northeastern Africa, and Southern Africa, 1: 5,000,000).
- WILGEN, B. W. van (2009). The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. In: *South African Journal of Science* 105.9-10, S. 343–349.

WOLLSCHLÄGER, D. (2015). Grundlagen der Datenanalyse mit R: eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

ZECH, W., P. SCHAD & G. HINTERMAIER-ERHARD (2014). Böden der Welt: Ein Bildatlas. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

ZHANG, Y., J. M. CHEN & J. R. MILLER (2005). Determining digital hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 133.1, S. 166–181.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich eidesstattlich, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Thema:

Vegetationsanalysen in Savannenökosystem Namibias mittels bildspektrometrischer Verfahren auf unterschiedlichen Skalen - ein Methodenvergleich

selbständig verfasst und keine anderen Hilfsmittel als die angegebenen benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder nicht veröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich in jedem einzelnen Falle durch Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht.

Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen.

Bayreuth, 14. Januar 2017

Sophia Maß