

**Der Beitrag von Fernerkundungsverfahren zur Analyse  
von räumlichen und zeitlichen  
Phytodiversitätsmustern in Savannengebieten  
Westafrikas**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Naturwissenschaften

vorgelegt beim  
Fachbereich Geowissenschaften/Geographie  
der Johann Wolfgang Goethe–Universität  
Frankfurt am Main

von  
Konstantin König  
aus Schweinfurt

Frankfurt am Main, 2006

vom Fachbereich Geowissenschaften/Geographie der  
Johann Wolfgang Goethe – Universität als Dissertation angenommen.

Dekan: Prof. Dr. Heinrich Thiemeyer

Gutachter: Prof. Dr. Jürgen Runge  
Prof. Dr. Rüdiger Wittig

Datum der Disputation: 17.07.2007

## **Vorwort**

Die vorliegende Untersuchung entstand im Rahmen des interdisziplinären Forschungsverbunds „*BIOTA West Afrika*“ zwischen den Jahren 2001 und 2006 innerhalb des Teilprojekts „*Phytodiversität in der Sahel- und Sudanzone Westafrikas – Entwicklung und Bewertung*“ (2001-2004) und dem sich zeitlich anschließenden Teilprojekt „*Phytodiversity dynamics as an indicator for sustainable use in the West African Sahel and Sudan Zone*“ zwischen den Jahren 2004 und 2007 ([www.biota-africa.org](http://www.biota-africa.org)).

Unter Beteiligung zahlreicher Institutionen und Disziplinen (Pedomorphologie, Klimatologie, Fernerkundung, Botanik, Zoologie, Ethnologie und Wirtschaftswissenschaften) erfasst der Projektverbund „*BIOTA West Afrika*“ die Vielfalt von Tieren und Pflanzen in Benin, Burkina Faso und der Elfenbeinküste und analysiert die Ursachen, welche zum Verlust der Artenvielfalt in den Untersuchungsgebieten führen.

Die vorliegende Untersuchung ist in ihrer Konzeption und ihren Inhalten eng mit den Zielen des BIOTA Forschungsprojekts verbunden. Aus diesem Grund ist die Aufgabenstellung und Zielsetzung dieser Untersuchung stark interdisziplinär ausgerichtet. Zu Bearbeitung der Aufgabenstellungen werden eine Reihe von Verfahren (Fernerkundungsverfahren, räumliche Modellierung) und Thematiken (Biodiversitäts- und Degradationsforschung) aufgegriffen und in einem praxisorientierten Forschungsansatz zusammengefasst. Die Weitergabe praxisrelevanter Ergebnisse an die Entscheidungsträger vor Ort, zum Beispiel Schutzgebietsmanagement, Universitäten, NGOs, Entwicklungsorganisationen und Ministerien wird durch die enge Kooperation mit den Partneruniversitäten in Westafrika sichergestellt.

## **Dank**

Diese Arbeit wäre ohne die Hilfe und Anregungen von vielen Kollegen und Freunden nicht möglich gewesen. Ihnen gilt an dieser Stelle mein besonderer Dank.

Betreuer zu Beginn der Arbeit war Prof. Dr. Wolfgang Andres, der im Frühjahr 2002 unerwartet starb. Herrn Andres gilt mein Dank für die Vergabe des Themas, die vielfältigen Anregungen zu Beginn der Arbeit und das in mich gesetzte Vertrauen.

Die weitere Betreuung der Arbeit erfolgte durch Prof. Dr. Jürgen Runge, bei dem ich mich besonders für seine volle und rückhaltlose Unterstützung bedanken möchte. Besonders wertvoll war ebenso die inhaltliche Freiheit, die er mir stets zusicherte und ohne die sich diese Arbeit nicht hätte entwickeln können.

Mein besonderer Dank gilt auch Prof. Dr. Wittig am Institut für Ökologie und Geobotanik für die Begutachtung dieser Arbeit und die Möglichkeit in Zukunft an seinem Institut arbeiten zu können.

Die von Dr. Karen Hahn-Hadjali eingebrachte Erfahrung zur Biodiversitätsforschung in Westafrika und ihre Bereitschaft zu ungezählten inhaltlichen Diskussionen bereicherte diese Arbeit sehr. Ihr gebührt besonderer Dank für ihr unermüdliches Engagement und ihr Koordinationstalent, wodurch sie mich sehr unterstützte und wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beitrug. Mit ihr und meinem Kollegen Dr. Marco Schmidt verbinden mich viele Erlebnisse und Erfahrungen von den gemeinsamen Forschungsreisen in Westafrika. Dr. Marco Schmidt möchte ich für die vielen wertvolle Anregungen, seine Offenheit und Kooperationsbereitschaft danken, wodurch bereits gemeinsame Veröffentlichungen entstehen konnten.

Stellvertretend für die westafrikanischen Kollegen möchte ich mich bei Prof. Dr. Adjima Thiombiano und bei Prof. Dr. Brice Sinsin bedanken. Neben vielen wertvollen fachlichen Diskussionen habe ich durch ihr offenes und freundschaftliches Verhalten Westafrika und insbesondere die Länder Burkina Faso und Benin sehr zu schätzen gelernt.

Danken möchte ich auch den Kolleginnen und Kollegen des BIOTA Westafrika Projektverbunds, insbesondere Pierre Agbani, Didier Agonyissa, Amadé Ouédraogo und Annika Wiekhorst für die Überlassung von botanischen Daten.

Die vielen Diskussionen im BIOTA Westafrika Projektverbund, die gemeinsamen Projektanträge und Geländeaufenthalte haben meinen fachlichen und menschlichen Horizont stark erweitert.

Auch bei allen Kolleginnen und Kollegen am Institut für Physische Geographie, insbesondere jenen in der Feldbergstraße möchte ich mich für das stets angenehme und freundliche Arbeitsumfeld, die zahlreichen Anregungen und das kollegiale Miteinander bedanken.

Für die kritische Durchsicht des Manuskripts danke ich Dr. Karen Hahn-Hadjali, Dr. Marco Schmidt, meinem Vater Gunther König, meiner Partnerin Claudia Rüger und ihrer Mutter Siglinde Rüger.

Besonders herzlich möchte ich meinen Eltern und Geschwistern und Claudia Rüger für ihre fortwährende Unterstützung danken.

Frankfurt am Main, März 2007

Konstantin König

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
	1.1 Umweltveränderungen in Westafrika	1
	1.2 Zielsetzung	3
<b>2</b>	<b>DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET</b>	<b>6</b>
	<b>2.1 Rahmenbedingungen</b>	<b>6</b>
	2.1.1 Ökoklimatische Zonierung	6
	2.1.2 Vegetation	8
	2.1.3 Landwirtschaft	11
	2.1.4 Savannenfeuer	13
	<b>2.2 Die Bevölkerungsverteilung in Burkina Faso und Benin</b>	<b>14</b>
	<b>2.3 Die Teiluntersuchungsgebiete</b>	<b>16</b>
	2.3.1 Geographische Lage	16
	2.3.2 Naturräumliche Ausstattung	20
<b>3</b>	<b>KLASSIFIKATION DER LANDBEDECKUNG</b>	<b>28</b>
	<b>3.1 Einführung</b>	<b>28</b>
	<b>3.2 Fragestellung und Zielsetzung</b>	<b>30</b>
	<b>3.3 Material und Methoden</b>	<b>33</b>
	3.3.1 Datengrundlage	33
	3.3.2 Methodische Ansätze	48
	<b>3.4 Ergebnisse</b>	<b>55</b>
	3.4.1 Räumliche Extrapolation der Gehölzdeckung	55
	3.4.2 Klassifikation der Landbedeckung	58
	3.4.3 Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels	76
	<b>3.5 Diskussion</b>	<b>79</b>
	3.5.1 Klassifikation der Landbedeckung	79
	3.5.2 Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels	82
<b>4</b>	<b>MODELLIERUNG DER VERBREITUNG VON PFLANZENARTEN</b>	<b>85</b>
	<b>4.1 Einführung</b>	<b>85</b>
	4.1.1 Kartierung der Artenvielfalt mit Fernerkundungsdaten	85
	4.1.2 Modellierung der ökologischen Nische	87
	<b>4.2 Fragestellung und Zielsetzung</b>	<b>91</b>

<b>4.3</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>93</b>
4.3.1	Datengrundlage	93
4.3.2	Methodische Ansätze	97
<b>4.4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>111</b>
4.4.1	Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes	111
4.4.2	Pflanzenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes	126
4.4.3	Pflanzenvielfalt des südsudanischen Untersuchungsgebietes	133
<b>4.5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>139</b>
4.5.1	Ansätze der Biodiversitätskartierung	139
4.5.2	Modellierung der ökologischen Nische	141
4.5.3	Inhaltliche Diskussion der Phytodiversitätsmuster	153
<b>5</b>	<b>AUSBLICK</b>	<b>158</b>
<b>6</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>160</b>
<b>7</b>	<b>VERZEICHNISSE</b>	<b>162</b>
7.1	Abbildungsverzeichnis	162
7.2	Tabellenverzeichnis	164
7.3	Abkürzungsverzeichnis	165
7.4	Quellenverzeichnis	166
7.4.1	Schriftenverzeichnis	166
7.4.2	Kartenverzeichnis	183
7.4.3	Verzeichnis der Internetadressen	183

## **ANHANG**

### **LEBENS LAUF**

# 1 Einleitung

## 1.1 Umweltveränderungen in Westafrika

Die Degradation der Umwelt und der natürlichen Ressourcen ist aktuell eines der größten globalen Probleme. In vielen Gebieten der Erde, besonders jedoch in Entwicklungsländern, stellt die Veränderung und Zerstörung der Umwelt die Menschen vor neue und kaum zu bewältigende Herausforderungen.

In Westafrika liegt die durchschnittliche jährliche Wachstumsrate der Bevölkerung bei 2.8%, was zu einer Verdoppelung der Bevölkerung in 25 Jahren führt. Aufgrund dieser Entwicklung steigt der Nutzungsdruck auf die natürlichen Ressourcen stark an. Im Zuge der veränderten sozialen und demographischen Rahmenbedingungen versagen zunehmend die traditionellen Strategien zum Management natürlicher Ressourcen. Der Versuch, die landwirtschaftlichen Erträge durch Intensivierung und Flächenexpansion zu steigern, führt auf den häufig marginalen, landwirtschaftlichen Standorten zu einer Übernutzung der Produktionsgrundlage, wodurch eine Entwicklung in Gang gesetzt wird, in der sich die Degradation der natürlichen Ressourcen und die Verarmung der Menschen wechselseitig verstärken (KRINGS 1980, LINDQVIST und TENGBERG 1993, (BRABANT 1997, REENBERG 1999).

Diese Entwicklung wird noch zusätzlich durch massive klimatische Veränderungen verstärkt. Im Sahel Westafrikas kam es in den vergangenen Jahrzehnten wiederholt zu Dürrekatastrophen, wodurch weite Bevölkerungsteile ihre Lebensgrundlage verloren haben. Heute verlassen mehr Menschen in West Afrika ihre Heimat in Folge von Umweltveränderungen, als aufgrund von politischen Krisen oder Kriegen (UNHCR 2007). Die Neuansiedlung der Umweltflüchtlinge kann zu großen sozialen Problemen führen. So wird die Zuwanderung von Umweltflüchtlingen aus Burkina Faso und Mali als eine der Ursachen des aktuellen Bürgerkriegs in der Elfenbeinküste diskutiert.

Gerade in den ländlichen Gebieten Afrikas wird die biologische, insbesondere die pflanzliche Vielfalt von der lokalen Bevölkerung in vielfältiger Weise genutzt. Wildpflanzen werden als Nahrungsgrundlage und als Arzneien verwendet und garantieren darüber hinaus den Erhalt von ökosystemaren Leistungen, welche unmittelbar die Lebensgrundlage der Bevölkerung sicherstellen. Es ist deshalb von entscheidender Bedeutung für diese Länder, angepasste Managementstrategien zu entwickeln, die einen nachhaltigen Umgang mit der Biodiversität garantieren.



Besonders im medizinischen Bereich zeigt sich der Stellenwert, den Biodiversität im täglichen Leben der Menschen und für die Ökonomie und Gesundheitsversorgung der afrikanischen Staaten haben kann. Laut Weltgesundheitsorganisation sind circa 80% der afrikanischen Bevölkerung auf traditionelle Medizin und damit auch auf die biologische Vielfalt in ihrer unmittelbaren Umgebung als ihre vorrangige Quelle der Gesundheitsversorgung angewiesen (WHO 2006). Darüber hinaus ist das Wissen der therapeutischen Nutzung dieser Pflanzen in den Fokus von Forschung, Entwicklungspolitik und pharmazeutischer Industrie gerückt. Auch in Westafrika werden immer mehr Pflanzen zur kosmetischen und gesundheitstherapeutischen Nutzung von Forschung und Pharmazie neu „entdeckt“ und weltweit vermarktet. Besonders prominente Beispiele westafrikanischer Nutzpflanzen sind der Shea Butterbaum (*Vitellaria paradoxa*) und der Leberwurstbaum (*Kigelia africana*), deren Fruchtfette in vielen kosmetischen Produkten verwendet werden.

Effektive Managementstrategien zur Nutzung und zum Schutz dieser Ressourcen sind daher von entscheidender Bedeutung sowohl aus ökologischer, als auch aus sozialer und ökonomischer Sicht. Sie spielen eine zentrale Rolle für die lokale Bevölkerung und auch für die afrikanischen Staaten und die internationale Gemeinschaft.

Im Zuge der Konvention über die biologische Vielfalt, die in Folge der Konferenz zu Umwelt und Entwicklung in Rio 1993 verabschiedet wurde, verpflichten sich die Vertragsstaaten, die biologische Vielfalt auf nationaler und internationaler Ebene zu erfassen und ihren Schutz und nachhaltige Nutzung zu gewährleisten (UNCED 1992). Die Vertragsziele wurden auf der Konferenz zur nachhaltigen Entwicklung in Johannesburg deutlich konkretisiert, wo vereinbart wurde, „bis 2010 eine wesentliche Reduktion der aktuellen Rate des Biodiversitätsverlusts zu erreichen“ („*achieve by 2010 a significant reduction of the current rate of biodiversity loss*“ (UN 2002).

Zu den Aufgaben, welche die unterzeichnenden Staaten erfüllen müssen, gehören sowohl die Aufnahme der räumlichen Ausdehnung von Ökosystemen und Habitaten, als auch die Aufnahme und Überwachung von Veränderungen der Abundanz und der räumlichen Verbreitung von Artenvielfalt und einzelnen Arten. Darüber hinaus müssen profunde Informationen zur Funktion von Ökosystemen erhoben werden und die Faktoren, welche zum Verlust der Artenvielfalt führen, verstanden werden. Diese Aufgaben können gerade in den ökonomisch armen, aber biologisch reichen Ländern des tropischen Afrikas häufig nicht aus eigener Kraft bewältigt werden.

Um einen Beitrag zur Umsetzung der UN Konvention zur biologischen Vielfalt (CBD 1992) und der Konvention zur Desertifikationsbekämpfung (UNCCD 1994) zu leisten,

initiierte 1999 das deutsche Bundesministerium für Forschung und Bildung das Verbundprojekt BIOTA (*BIOdiversity Monitoring Transect Analysis*), welches zur Aufgabe hat, auf dem afrikanischen Kontinent die Muster der biologischen Vielfalt zu erfassen und die Ursachen und Prozesse zu analysieren, die zum Verlust der Artenvielfalt führen (BIOTA 2007).

## 1.2 Zielsetzung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des Projektverbundes BIOTA Westafrika durchgeführt und konzentriert sich regional auf drei Untersuchungsgebiete im Norden und Osten Burkina Fasos und im Norden Benins in Westafrika (Abb. 1). Die Arbeit hat zum Ziel, die Verbreitung von einzelnen Arten und Muster der Pflanzenvielfalt in den Untersuchungsgebieten auf einer Skalenebene von 1:50.000 – 1:200.000 aufzunehmen und vor dem Hintergrund der Landnutzungsveränderungen in den Untersuchungsgebieten zu analysieren. Die gewonnenen Informationen und Erkenntnisse werden an die Entscheidungsträger im Umweltbereich der nationalen Verwaltungen und internationalen Organisationen weitergegeben.

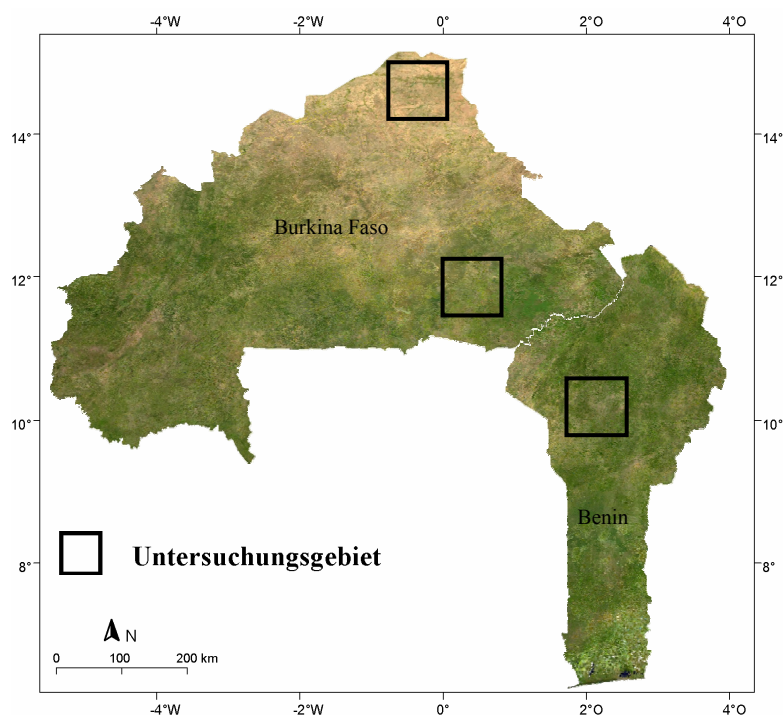


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete in Burkina Faso und Benin

Zu den wichtigsten Aufgaben dieser Studie gehören

- die Kartierung von Ökosystemen und Habitaten,
- die Kartierung der räumlichen Muster der Pflanzenvielfalt,
- Analysen zur Veränderungen der biologischen Vielfalt in Antwort auf Landnutzungsveränderungen und
- die Entwicklung von analytischen und praxisorientierten Werkzeugen für das Umweltmanagement.

Nachdem in Kapitel 2 das Untersuchungsgebiet vorgestellt wird, werden im 3. Kapitel für die drei Teiluntersuchungsgebiete mit Hilfe von *LANDSAT* - Satellitendaten und umfangreichen Geländedaten thematisch differenzierte Landbedeckungskarten erstellt. Diese Karten werden als Grundlage für weiterführende Analysen im Rahmen dieser Arbeit verwendet. Ein besonderer Schwerpunkt liegt auf der Erarbeitung methodischer und konzeptioneller Ansätze, um die Landbedeckung der Untersuchungsgebiete vollständig und repräsentativ zu erfassen. Zur Analyse von Landnutzungsveränderungen wird in die zeitliche Entwicklung der agrarisch genutzten Flächen über knapp 15 Jahre verfolgt.

Im Kapitel 4 „Modellierung der Verbreitung von Pflanzenarten“ werden für die drei Untersuchungsgebiete detaillierte Karten der Verbreitung einzelner Pflanzenarten und der Pflanzenvielfalt erstellt. Grundlage für diese Aufgabenstellung sind umfangreiche botanische Daten, welche im Rahmen mehrerer vorangegangener Doktorarbeiten erhoben wurden und heute innerhalb einer relationalen Vegetationsdatenbank mit aktuell über 100000 Datensätzen für weiterführende Analysen zur Verfügung stehen (SCHMIDT 2006). Es werden zunächst aktuell verfügbare Arbeitsansätze der Biodiversitätskartierung vergleichend gegenübergestellt und deren methodischen und inhaltlichen Limitierungen anhand eigener Auswertungen herausgearbeitet.

Kernstück der Arbeit ist die Entwicklung eines verbesserten methodischen Ansatzes der räumlichen Modellierung von Biodiversitätsmustern mit Hilfe von Satellitendaten, welcher flexibel an unterschiedliche Aufgabenstellungen des Umweltmanagements angepasst werden kann. Bei dem Ansatz werden bereits bestehende Modellierungsansätze, welche die Verbreitung von Arten mit Hilfe von Klimadaten abbilden, aufgegriffen und durch die Einbindung von hochauflösenden Satellitendaten konzeptionell und inhaltlich erweitert. Zunächst werden die Verbreitungsgebiete von einigen Hundert Einzelarten auf der Basis der botanischen Aufnahmen und unter Einsatz von Satellitendaten räumlich abgebildet. Anschließend werden die

Verbreitungskarten der einzelnen Arten zu Karten der Pflanzenvielfalt zusammengefasst. Die Güte der einzelnen Verbreitungskarten wird mit der momentan besten Evaluierungsmethode auf der Basis von unabhängigen Geländedaten überprüft. Alle Bearbeitungsschritte werden mit Hilfe von halbautomatischen Auswertungsroutinen durchgeführt, wodurch der Modellierungsansatz operationell an verschiedenen Aufgabenstellungen angepasst werden kann. Im Ergebnis liegen für alle Untersuchungsgebiete hochauflösende und genaue Karten der Pflanzenvielfalt vor.

Im Rahmen einer Fallstudie wird die zeitliche Veränderung der Verbreitungsgebiete von Nutzbaumarten über einen Zeitraum von 13 Jahren untersucht. Mit Hilfe des räumlichen Modellierungsansatzes werden die aktuellen und historischen Verbreitungsgebiete der Nutzbaumarten abgebildet und ihre Veränderungen vor dem Hintergrund des Landnutzungswandels im Untersuchungsgebiet analysiert.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der westafrikanischen Savannenzzone, einem ca. 1500km breiten Gebiet, welches den semiariden, wechselfeuchten Randtropen zugeordnet wird. Im Rahmen dieser Arbeit werden drei Teiluntersuchungsgebiete entlang eines von Norden nach Süden verlaufenden, 800km langen Transekts vom Norden Burkina Fasos bis in den Norden Benins bearbeitet. Im folgenden Abschnitt sollen die soziokulturellen Rahmenbedingungen und die naturräumliche Ausstattung der beiden Länder kurz vorgestellt werden.

### 2.1 Rahmenbedingungen

#### 2.1.1 Ökoklimatische Zonierung

Ausschlaggebend für das Klima des Untersuchungsgebietes ist die innertropische Konvergenzzone, durch welche der jahreszeitliche Verlauf der Niederschlagsereignisse bestimmt wird. Aufgrund der jährlichen Oszillation der innertropischen Konvergenzzone und dem periodischen Wechsel von humiden und ariden Phasen kommt es zu der Ausprägung einer abgrenzbaren Regen- und Trockenzeit mit einem monomodalen Niederschlagsmuster. Dabei nimmt in Richtung der Wendekreise die Menge der Niederschläge kontinuierlich ab, was mit einer Verlängerung der Trockenzeit und einer im Jahresverlauf steigenden Temperaturamplitude einhergeht (KÖPPEN 1931, WALTER 1990).

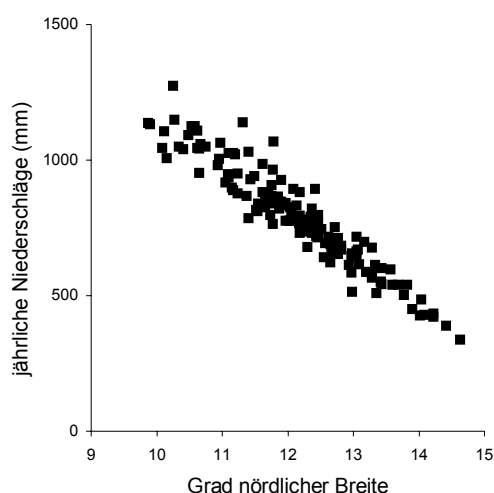


Abb. 2: Verteilung der Niederschlagssummen in Abhängigkeit von der geographischen Breite. Aufgetragen ist das 30-jährige Mittel der jährlichen Niederschläge aller Klimastationen in Burkina Faso gegenüber ihrer geographischen Breite. Datengrundlage: ADDS (2007); (Eigene Auswertung)

Der in Westafrika von Norden nach Süden verlaufende Niederschlagsgradient bestimmt die großräumige Ausbildung der Vegetation und wurde deshalb für die ökoklimatische Gliederung der westafrikanischen Savannezone herangezogen (AUBREVILLE 1949).

Eine detaillierte Übersicht und einen historischen Abriss über die ökoklimatische Klassifikation der westafrikanischen Savannen geben (ANHUF & FRANKENBERG 1991) und (SALZMANN 1999). Demnach wird die westafrikanische Savanne entlang des Niederschlagsgradienten von Norden nach Süden durch die Abfolge von Sahel-, Nord- und Südsudanzone und Guineazone aufgebaut.

Einen sehr guten Eindruck der Landbedeckung Westafrikas erhält man durch die Vegetationskarte, welche im Rahmen des Programms Global Land Cover 2000 (JRC 2000) auf Initiative der Europäischen Union (BARTHOLOMÉ ET AL. 2002, MAYAUX ET AL. 2004) erstellt wurde. Die zum aktuellen Zeitpunkt wohl detailreichste und thematisch differenzierteste Darstellung der Vegetationsbedeckung und Landnutzung des gesamten afrikanischen Kontinents wurde im wesentlichen aus einer Zeitreihe der Daten des „*VEGETATION*“ Sensors des SPOT 4 Satelliten zwischen den Jahren 1999 und 2000 gewonnen und unter der Einbindung von Experten aus über 30 Ländern klassifiziert und evaluiert (Abb. 3).

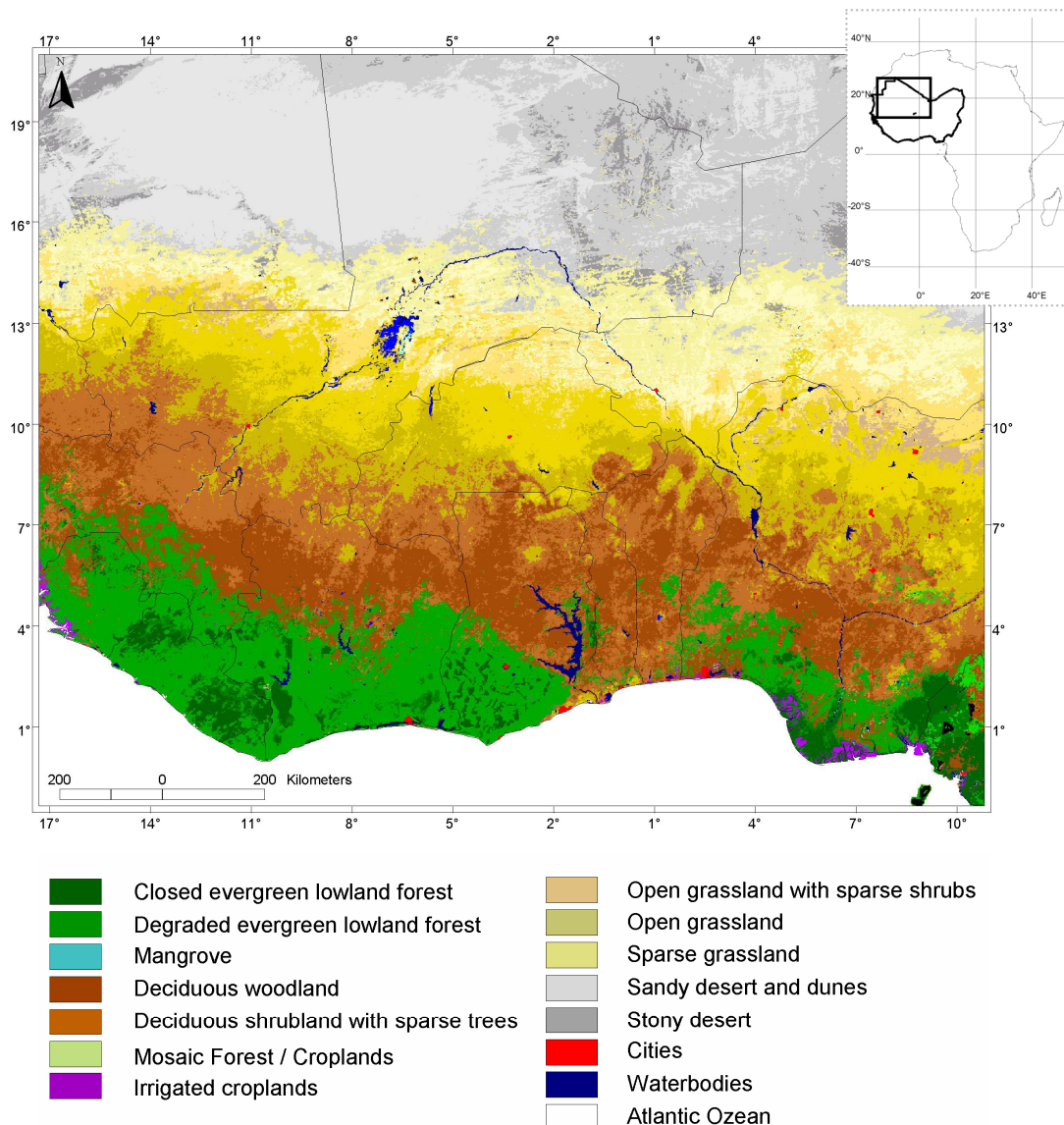


Abb. 3: Landbedeckungskarte von West Afrika. Quelle: JRC (2000); (Eigener Entwurf)

### 2.1.2 Vegetation

Die vorherrschenden Vegetationsformationen des Untersuchungsgebietes sind Savannen. Savannen sind mit einem Anteil von 50% der Gesamtfläche das dominierende Biom Afrikas (SCHOLES & ARCHER 1997). Über die vegetationskundliche Charakterisierung der Savannen liegen eine Vielzahl von Studien und Übersichtsarbeiten vor (LE HOUÉROU 1980, VARESCHI 1980, BOURLIÈRE 1983, WHITE 1983, COLE 1986, LAWSON 1986, MONOD 1986, LE HOUÉROU 1989, SOLBRIG ET AL. 1996, MISTRY 2000). Ein besonders charakteristisches Merkmal von Savannen ist die dauerhafte Koexistenz von Bäumen und Gräsern, welche sich innerhalb einer großen Bandbreite von Umweltfaktoren entwickeln kann (SOLBRIG ET AL. 1996, MISTRY 2000).

Das Wirkungsgefüge der Umweltfaktoren, welches zum Entstehen von Savannenformationen führt, wird aufgrund ihrer Komplexität bis heute sehr kontrovers diskutiert. Neben klimatischen, wie der Höhe und der Verteilung von Niederschlägen und edaphischen Faktoren, wie dem Nährstoffgehalt und der Feuchte des Bodens (WALTER & BRECKLE 1991), können ebenso biotische Interaktionen (z.B. Aktivität von Termiten) und anthropogene Einwirkungen, wie Beweidung und Feuer, eine große Rolle bei der Ausbildung von Savannen spielen (FURLEY 1994, ABBADIE ET AL. 1996, FURLEY 1997, SHOLES & ARCHER 1997, VAN LANGEVELDE ET AL. 2003, SANKARAN ET AL. 2004). Einige Autoren vertreten eine anthropogen verursachte Entstehung von Savannen. Demnach sollen sich Savannen erst sekundär, nach der Besiedlung durch den Menschen, aus den ursprünglich großflächig vorhandenen Trockenwäldern entwickelt haben. Die ursprünglich vorhandenen Trockenwälder existieren demnach nur noch in Form von Restbeständen (KEAY 1959, WHITE 1983, GUINKO 1984, FOURNIER 1994).

Demgegenüber stehen Hypothesen, welche besagen, dass der Mensch nur modifizierend auf das bereits vorhandene Wald- Savannenmosaik eingewirkt hat. (BASSET & CRUMMEY 2003, FAIRHEAD & LEACH 1996, TIFFEN ET AL. 1994). Weitere Unterstützung erhalten diese Hypothesen durch neue Erkenntnisse aus der vegetationsgeschichtlichen Analyse von Pollenprofilen und Holzkohleuntersuchungen, welche Einblicke in die historische Verbreitung von Pflanzenarten und der Artenzusammensetzung von Vegetationseinheiten geben können (NEUMANN ET AL. 2004). Unbestritten ist jedoch, dass das heutige Mosaik der verschiedenen Savannenformationen stark anthropogen überprägt ist (HAHN 1996).

Die verschiedenen Savannenformationen werden aufgrund ihrer strukturellen Eigenschaften klassifiziert. Die Grundlagen des Klassifikationssystems der Westafrikanischen Savannen wurden im Jahr 1956 auf der Yangambi Konferenz (CSA 1956, TROCHAIN 1957, MONOD & TOUPET 1961) festgelegt und sind in seinen Grundzügen noch bis heute gültig. Als Klassifikationskriterien werden bei diesem Ansatz vor allem strukturelle Eigenschaften der Vegetation herangezogen. Die wichtigsten Strukturparameter beziehen sich dabei auf die Deckung von Gehölzen und krautigen Arten. Die Deckung der Gehölze wird nach ihrer Höhe in eine Baum- (>5m) und Strauchschicht (<5m) unterteilt. Wichtigstes Merkmal in der Unterscheidung von Wald und Savanne ist das Vorhandensein bzw. Fehlen einer geschlossenen Krautschicht. Bei gehölzarmen Formationen gewinnt die Höhe und Mächtigkeit der Krautschicht als Differenzierungskriterium an Bedeutung. Aufgrund dieser Kriterien können verschiedene Vegetationsformationen ausgewiesen werden (Tab. 1). Das



Yangambi Klassifikationssystem ist aufgrund der Nutzung einfacher struktureller Parameter für weite Teile Westafrikas anwendbar (LAWESSON 1994). Aus diesem Grund wird der Ansatz bei vielen Untersuchungen und auch häufig beim Management von natürlichen Ressourcen als Grundlage für die Klassifikation der Vegetation herangezogen. Ein weiterer Grund für die weite Verbreitung des Klassifikationssystems ist seine leichte Übertragbarkeit auf fernerkundungsgestützte Klassifikationsansätze, da Fernerkundungsdaten strukturelle (Deckung, Aufbau) und quantitative (Biomasse) Parameter der Vegetation besonders gut abbilden können (JENSEN 1996, 2000). Allerdings sind die Interpretationsmöglichkeiten einer rein strukturellen Beschreibung der Vegetation für Managementfragen sehr begrenzt.

Eine Möglichkeit tiefergehende Informationen über die Vegetation und ihr Nutzungspotential zu erhalten, bieten Ansätze, bei denen die floristische Zusammensetzung, also das Vorkommen und die Häufigkeit von Pflanzenarten, als Klassifikationskriterien genutzt werden (HAHN 1996, REIFF 1998, KROHMER 2004). Aufgrund ihrer Komplexität bleiben sie jedoch im Untersuchungsraum zumeist auf lokale Gebiete beschränkt (JENIK & HALL 1976, SINSIN 1993, HAHN 1996, KÉRÉ 1996, SOKPON & AKPO 1999, DEVINEAU 2001, SIEGLSTETTER 2002, MÜLLER 2003, KROHMER 2004, ORTHMANN 2005).

Formation de./frz.	Beschreibung
Galeriewald Forêt galerie	Geschlossene Waldformation entlang von Wasserläufen
Dichter Trockenwald Forêt dense sèche	Halbimmergrün, Bäume der oberen Baumschicht laubabwerfend, Unterholz mit immergrünen oder regengrünen Arten, keine Krautschicht
Lichter Trockenwald Forêt claire	Offener halbimmergrüner Wald, lichter Kronenschluß, lockere Krautschicht
Waldsavanne Savane boisée	Gehölze bilden einen lockeren Bestand mit sehr lichtdurchlässigem Kronendach
Baumsavanne Savane arborée	Gehölzschicht wird durch locker verteilte Bäume und Sträucher aufgebaut
Strauchsavanne Savane arbustive	Gehölzschicht mit vereinzelt Bäumen und Sträuchern
Grassavanne Savane herbeuse	Kaum Gehölze, Gräser dominieren die Krautschicht
Brachen , Jachères	junge Brachen (<5a): Krautschicht mit annualen Arten, alte Brachen (>5a): wechselnde Deckungsanteile abhängig von Alter und Standort
Felder Champs	verschiedenartige Anbaukulturen, häufig mit vereinzelt stehenden Frucht- und Nutzbäumen

Tab. 1: Definition der im Untersuchungsraum vorhandenen Vegetationsformationen nach dem Klassifikationssystem der Yangambi Konferenz (CSA 1956)

### 2.1.3 Landwirtschaft

Burkina Faso und Benin sind Agrarstaaten. 1998 wurden in Burkina Faso 37% der gesamten Landesfläche landwirtschaftlich genutzt, in Benin 29% (FAO 2004). In beiden westafrikanischen Ländern arbeitet der überwiegende Teil der erwerbstätigen Bevölkerung in der Landwirtschaft. Der Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt (BIP) betrug im Jahr 2000 für Benin 38%, für Burkina Faso 34.5% (im Vergleich dazu: subsaharisches Afrika 16.7%, weltweit 5%), was die große Bedeutung des Agrarsektors für die Wirtschaft des Landes zeigt. (THE WORLD BANK 2003).

Im Untersuchungsgebiet sind zwei Landnutzungsstrategien vorherrschend. Der Feldbau und die extensive Weidehaltung. Der Feldbau wird als Subsistenzwirtschaft von der sesshaften, ländlichen Bevölkerungsmehrheit betrieben. Aufgrund der extensiven Weidehaltung von Vieh (Rindern, Schafen und Ziegen) werden, um die lokalen Weidegebiete nicht zu überlasten, weite Wanderungen mit dem Vieh durchgeführt. Das Vieh wird traditionell in die Obhut der nomadisch bzw. teilnomadisch lebenden, viehhaltenden Bevölkerungsgruppe, den Fulbe, gegeben. Die Wirtschaftsweise und Nutzungsstrategien der beiden traditionellen Landwirtschaftsformen haben sich über Jahrhunderte hinweg in ständiger Interaktion mit den vorhandenen Umweltressourcen entwickelt und prägen den Untersuchungsraum grundlegend.

#### 2.1.3.1 Ackerbau

Die traditionelle Form der Landnutzung in Westafrika wird durch den Begriff der Land- bzw. Brachewechselwirtschaft (engl. shifting cultivation) beschrieben. Wesentliches Merkmal dieser Wirtschaftsform ist das regelmäßige Alternieren der Anbauflächen, um eine Regeneration der Bodenfruchtbarkeit während der Brachezeiten zu gewährleisten. Die Zeitspanne der feldbaulichen Nutzung repräsentiert nur ein einzelnes Stadium des gesamten Nutzungszyklus und ist wesentlich kürzer als die Zeitspanne der Bracheregenerationsstadien. Aus diesem Grund wird zu einem spezifischen Zeitpunkt nur ein geringer Anteil der zur Verfügung stehenden landwirtschaftlichen Fläche tatsächlich feldbaulich genutzt. Der größere Flächenanteil wird von Brachen in verschiedenen Stadien der Vegetationsregeneration eingenommen.

Im Untersuchungsgebiet werden die Feldflächen über mehrere Jahre mit einer Fruchtfolge aus Mais (*Zea mays*), Hirsen (*Sorghum bicolor*, *Pennisetum americanum*)

und Erdnüssen (*Arachis hypogaea*) bestellt, wobei häufig Mischkulturen angebaut werden, was das Risiko von Ernteausfällen minimiert. Weitere wichtige Kulturpflanzen sind Augenbohnen (*Vigna unguiculata*) und Erderbsen (*Voandzeia subterranea*), in südlicheren Regionen zudem Yams (*Dioscorea spec.*) und Maniok (*Manihot esculenta*). Die Feldflächen sind durchschnittlich nur 1-5 ha groß und sehr unregelmäßig geformt (vgl. Kapitel 3.3.2). Durch diese Form der Nutzung entsteht das für die westafrikanischen Savannen typische Mosaik aus Feldern, Brachen verschiedenen Alters und edaphischen Savannen mit entweder sehr nassen oder sehr flachgründigen Böden. Da in der traditionellen Landwirtschaft Baumarten mit hohem Nutzwert bei der Inkulturnahme der Felder nur teilweise gerodet werden, entstehen in weiten Teilen der Savannen Nutzbaumparks, die der Landschaft einen parkähnlichen Aspekt verleihen. Zu den wichtigsten Nutzbäumen gehören *Butyrospermum paradoxum*, *Parkia biglobosa*, *Lannea microcarpa*, *Faidherbia albida* und *Adansonia digitata* (HAHN 1996, KÉRÉ 1998, SIEGELSTETTER 2002, KROHMER 2004).

Ein kritischer Parameter für die Stabilität der Landwechselwirtschaft ist das Verhältnis von Nutzungs- zu Brachezeit. Das optimale Verhältnis zwischen der Länge der Anbauperiode bzw. der Brachezeiten ist von den jeweiligen Standortfaktoren abhängig. Wird die Nutzungsdauer über eine kritische Zeitspanne ausgedehnt und die Brachezeit verkürzt, ist das regenerative Potential der Brachen gefährdet und die Zeit einer vollständigen Boden- und Vegetationsregeneration nicht mehr ausreichend. Die Umweltveränderungen, welche sich aus der Verlängerung der Anbauzeiten, bzw. der Verkürzung der Brachzeiten ergeben, führen oft zu einer Verringerung des landwirtschaftlichen Ertrags.

#### 2.1.3.2 Weidewirtschaft

Die zweite wichtige Landnutzungsform im Untersuchungsgebiet ist die extensive Weidewirtschaft, wobei Gebiete mit geringer feldbaulicher Produktivität der Nutzung durch den Menschen großflächig erschlossen werden können (BARFIELD 1993). Über 90% des gesamten Rinderbestandes in Burkina Faso und Benin befindet sich im Besitz der *Fulbe*. Aufgrund der klimatischen Bedingungen müssen die Weidegebiete immer wieder verlagert werden, was der Hauptgrund für die traditionell nomadische Lebensweise der viehhaltenden *Fulbe* ist. Aus diesem Grund gehören zu der Rinderhaltung saisonale Wanderungsbewegungen der Herden (Transhumanz), welche heute allerdings nur noch von einigen Fulbegruppen regelmäßig länderübergreifend praktiziert wird (KROHMER 2004). Die Wanderungsbewegungen werden zumeist nur

noch in klimatisch besonders ungünstigen Jahren durchgeführt, wenn südlichere Naturräume aufgesucht werden müssen, um das Überleben zumindest eines Teils der Herden zu gewährleisten.

Die größte Bedeutung besitzt die Weidewirtschaft in landwirtschaftlich marginalen Gebieten mit einem Jahresniederschlag unter 250mm, bei dem der Anbau der trockenresistenten Hirseart *Pennisetum americanum* (Perlhirse) nicht mehr rentabel ist.

Diese traditionellen Weidegebiete wurden allerdings in jüngerer Zeit aufgrund der auftretenden Dürreperioden in den siebziger und achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts zum Teil aufgegeben. Als Umweltflüchtlinge verließen zu dieser Zeit viele Hirtenfamilien ihre angestammten Siedlungsräume im Sahel und siedeln heute dauerhaft in südlicheren Gebieten (BOUTRAIS 1994, BIRSCHENK 1997). Die sahelischen, nordsudanischen und südsudanischen Savannen sind jedoch die wichtigsten Zonen der Rinderhaltung geblieben. Südlich des neunten Breitengrades, bei ca. 1200mm Jahresniederschlag, wird die Weidehaltung aufgrund der Trypanosomiasis (Rinderschlafkrankheit), welche durch die Tse-Tse Fliege übertragen wird, stark eingeschränkt (DE LEEUW & TOTTHILL 1990, SMITH 1992). Die Krankheit ist auch heute noch, trotz vieler Fortschritte in der tierärztlichen Versorgung der Rinder, ein entscheidender Faktor.

Ein wichtiges Merkmal der traditionellen Viehwirtschaft ist das Ziel der Herdenmaximierung, was zu Ressourcenzerstörung und Nutzungskonflikten mit dem sesshaften Teil der Bevölkerung und führen kann. Die Rinder sind das Hauptkapital und über die Milch die wichtigste Ernährungsgrundlage der *Fulbe*. Es werden allerdings keine Tiere für die eigene Ernährung geschlachtet. Für den Einkommenserwerb werden zumeist männliche Tiere verkauft. Die weiblichen Tiere verbleiben in der Herde, wodurch ein schnelles Wachstum der Herde nach Umweltkatastrophen oder Seuchen sichergestellt wird.

#### **2.1.4 Savannenfeuer**

Alljährlich auftretende Savannenfeuer sind seit Jahrtausenden ein integraler Bestandteil der Westafrikanischen Savannen (CAHOON ET AL. 1992, SCHMITZ ET AL. 1996, BIRD & CALI 1998, DWYER ET AL. 2000). Nach neuesten, auf Fernerkundungsdaten basierenden Schätzungen, werden alljährlich 25-80% der Savannengebiete der Sudan- und Guineazone von Buschfeuern heimgesucht (MENAULT ET AL. 1991, EVA & LAMBIN 1998, 2000, BARBOSA ET AL. 1999). Die Feuersaison

beginnt mit dem Ende der Regenzeit ca. zwei Wochen nach den letzten Regenfällen und erstreckt sich über die gesamte Trockenzeit.

Buschfeuer wirken sich sehr unterschiedlich auf die Savannenökosysteme aus und können je nach Ausprägung die Vegetationsmuster einer ganzen Region nachhaltig verändern (SCHOLES & WALKER 1993). Die Wirkung eines Feuers hängt im Wesentlichen von drei Variablen ab: dem Zeitpunkt, der Häufigkeit des Auftretens und seiner räumlichen Ausdehnung. Zu Beginn der Trockenzeit auftretende Feuer entwickeln aufgrund der noch in den Gräsern vorhandenen Restfeuchte, nur relativ niedrige Temperaturen. Deshalb wird die Gehölzschicht nur in geringem Maße geschädigt (MENAULT ET AL. 1995). Dagegen treten zum Ende der Trockenzeit sehr heiße Feuer auf, welche die Gehölzschicht der Savannen stark beeinträchtigen können.

Der Einsatz von Feuer gehört in den Savannenregionen Westafrikas zu den üblichen Werkzeugen des Landnutzungsmanagements. Feuer wird u.a. bei der Inkulturnahme von Feldflächen, der Verbesserung der Qualität von Weideflächen, der Verbesserung der Jagd und der Anlage von Feuerschutzstreifen und Wegen eingesetzt (LARIS 2002, WARDELL ET AL. 2004). Buschfeuer zu Beginn der Trockenzeit führen zu einem kurzfristigen Anstieg pflanzenverfügbarer Nährstoffe und somit einer Steigerung der Produktivität von mehrjährigen Grasarten, welche aufgrund der zu diesem Zeitpunkt noch vorhandenen Bodenfeuchte erneut austreiben können. Wird die Krautschicht dagegen von annualen Gräsern dominiert, haben die Feuer eine gegenteilige Wirkung und brauchbare Weiden werden zerstört (MBOW ET AL. 2000). Der Einsatz von späten Feuern kann sinnvoll sein, wenn Weideflächen offen gehalten und das Aufkommen von Gehölzarten verhindert werden soll (MENAULT ET AL. 1991).

Die Savannenfeuer Westafrikas emittieren sehr große Mengen an Treibhausgasen und Aerosolen (ANDREAE & MERLET 2001). Aus diesen Gründen ist die Kartierung und Überwachung der von Feuer beeinflussten Flächen eine prioritäre Aufgabe von internationalen Programmen (ROY ET AL. 2005), bei denen vor allem grobskalige Satellitendaten (Auflösung  $\geq 1\text{km}^2$ ) eingesetzt werden.

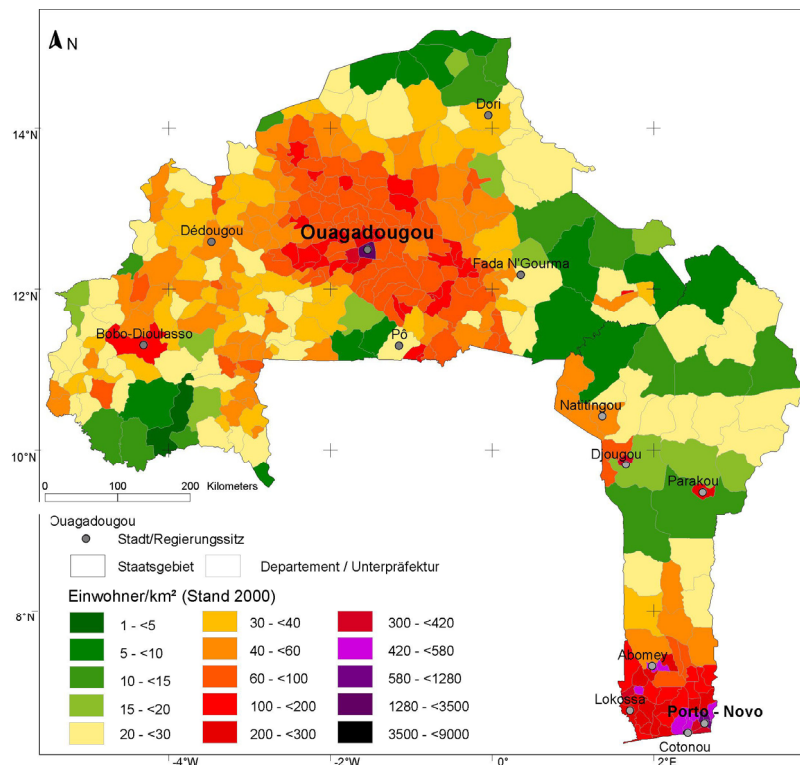
## **2.2 Die Bevölkerungsverteilung in Burkina Faso und Benin**

Das Staatsgebiet der Republik Burkina Faso erstreckt sich von Westen nach Osten über 1100km von 5° westlicher bis 2° östlicher Länge und von Norden nach Süden über 800km von 15° bis 2° nördlicher Breite. Die Gesamtbevölkerung des Landes beträgt im Jahr 2006 knapp 14 Mio. Einwohner (CIA 2006). Auf die Hauptstadt Ouagadougou und

die größte Handelsstadt Bobo-Dioulasso konzentrieren sich ca. 1.5 Mio. Einwohner (U.S. DEPARTMENT 2006), was einem Gesamtbevölkerungsanteil von ca. 11% entspricht. Demgegenüber stehen Landesteile im Norden und Osten des Landes, welche mit unter zehn Einwohnern/km<sup>2</sup> nur sehr gering besiedelt sind (Abb. 4). Die ethnische Vielfalt in Burkina Faso ist mit ca. 160 verschiedenen Bevölkerungsgruppen sehr groß. Den größten Bevölkerungsanteil stellt mit über 40% die Ethnie der Mossi (CIA 2006). Das jährliche Bevölkerungswachstum zwischen 1975 und 2003 betrug 2,6% (CIA 2006).

Burkina Faso gehört zu den ärmsten Staaten der Erde; im Human Development Index (UNDP 2005) liegt das Land auf Rang 175 von 177 Staaten. Im Jahr 2005 mussten 44,9% der Bevölkerung mit weniger als einem US-\$ pro Tag leben (UNDP 2005). 49% der Bevölkerung haben keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser und nur 12,8% der Erwachsenen können lesen und schreiben (UNDP 2005).

Das Staatsgebiet der westafrikanischen Republik Benin (Republique du Benin) erstreckt sich von Süden nach Norden über 700km zwischen 6°20' und 12°30' nördlicher Breite und von Osten nach Westen über 325km von 1° bis 3°40' östlicher Länge. Die Republik Benin belegt im Human Development Index den Rang 162 und gehört damit, wie Burkina Faso, zu den „least developed countries“ (UNDP 2005). Die Alphabetisierungsrate beträgt in Benin 33,6%. 32 % der Bevölkerung haben keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser. Die Gesamtbevölkerung der Republik Benin beläuft sich auf 7,863 Mio. Einwohner (CIA 2006). Bezogen auf das gesamte Staatsgebiet leben in Benin 70 Einwohner/km<sup>2</sup>. Die Bevölkerung ist innerhalb des Landes sehr ungleich verteilt, die südlichen Landesteile sind sehr viel dichter besiedelt (Abb. 4). Im südlichsten Département betrug die Bevölkerungsdichte im Jahr 2002, 284 Einwohner/km<sup>2</sup> wohingegen die Bevölkerungsdichte im Département *Atacora* aktuell bei unter 20 Einwohnern/km<sup>2</sup> liegt (INSAE 2003). Das prognostizierte durchschnittliche jährliche Bevölkerungswachstum in den nächsten zehn Jahren (2003-2015) liegt bei 2.9%, was zu einer Verdoppelung der Bevölkerung in 20-25 Jahren führen wird (UNDP 2005).

**Kartengrundlage:**

Grundlage der Bevölkerungsdaten: African Population Database (UNEP 2004),

Kartengrundlage: Digital Chart of the World (DCW 2003)

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 4: Bevölkerungsverteilung in Burkina Faso und Benin (eigene Auswertung und Entwurf)

## 2.3 Die Teiluntersuchungsgebiete

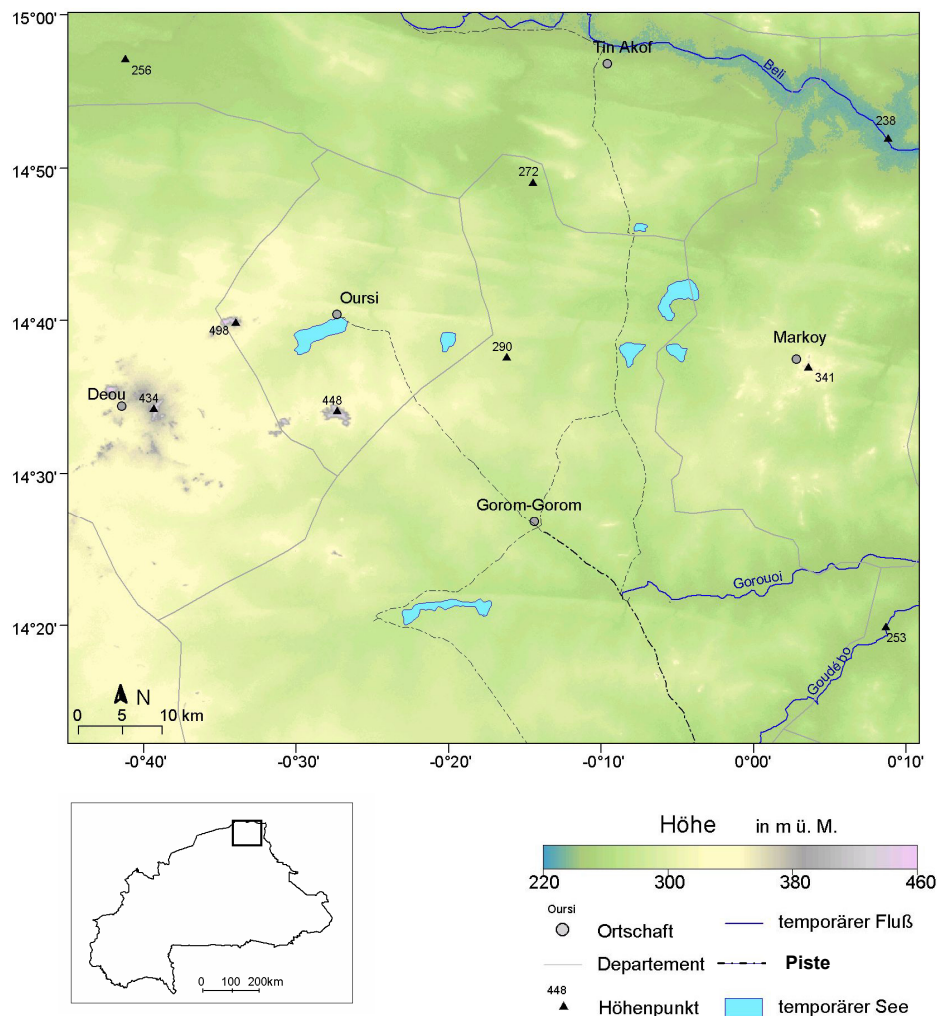
### 2.3.1 Geographische Lage

#### 2.3.1.1 Das sahelische Untersuchungsgebiet

Die Sahelzone bezeichnet die Übergangszone zwischen dem südlichen Rand der Sahara und dem Nordrand der Nordsudanzone mit Jahresniederschlägen zwischen 150mm bis 500mm. Das Teiluntersuchungsgebiet erstreckt sich im Norden Burkina Fasos zwischen dem 14-ten und 15-ten nördlichen Breitengrad und zwischen dem Nullmeridian und dem ersten westlichen Längengrad (Abb. 5). Nach der Klassifikation von WHITE (1983) liegt das Teiluntersuchungsgebiet in der Zone des „*semi-desert grassland*“ mit mittleren Jahresniederschlägen von 250-500mm.

Mit einer Ausdehnung von 100x90km<sup>2</sup> umfasst das Gebiet die Départements Grom-Grom, Oursi und Teile der Départements Deou, Tin-Akoff und Markoy. Knapp drei Viertel der Bevölkerung leben überwiegend nomadisch oder teilnomadisch. Tuareg und

Bella stellen mit über 50% den Hauptanteil der Bevölkerung, gefolgt von Fulbegruppen (ca. 25%), Songahi (ca. 15%) und Rimaibe (ca. 5%) (CLAUDE ET AL. 1991). Mit einer Bevölkerungsdichte von unter zehn Einwohnern/km<sup>2</sup> für das Oudalan bzw. 17 Einwohnern/km<sup>2</sup> für die Provinz Seno (CLAUDE et al. 1991, INSD 1989) gehört das Untersuchungsgebiet zu den am dünnsten besiedelten Gebieten des Landes (durchschnittlich 4.2 Einwohner/km<sup>2</sup>). Auf den Dünenzügen liegt die Besiedlungsdichte mit 25 Einwohner/km<sup>2</sup> (KRINGS 1980) jedoch deutlich höher.



**Kartengrundlage:**

Rasterdaten: SRTM Höhendaten,

Vektordaten : Albert (2001), IGN (1960a,b), DCW (2003),

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie: K. König

Abb. 5: Das sahelische Untersuchungsgebiet



### 2.3.1.2 Das nordsudanische Untersuchungsgebiet

Das zweite Untersuchungsgebiet liegt in der nördlichen Sudanzone, für die mittlere Jahresniederschläge von 750mm bis 1000mm erreicht werden (GUINKO 1984). Mit einer Ausdehnung von 60x80km<sup>2</sup> umfasst das Gebiet Teile der Provinz Gourma im Südosten Burkina Fasos (

Abb. 6).

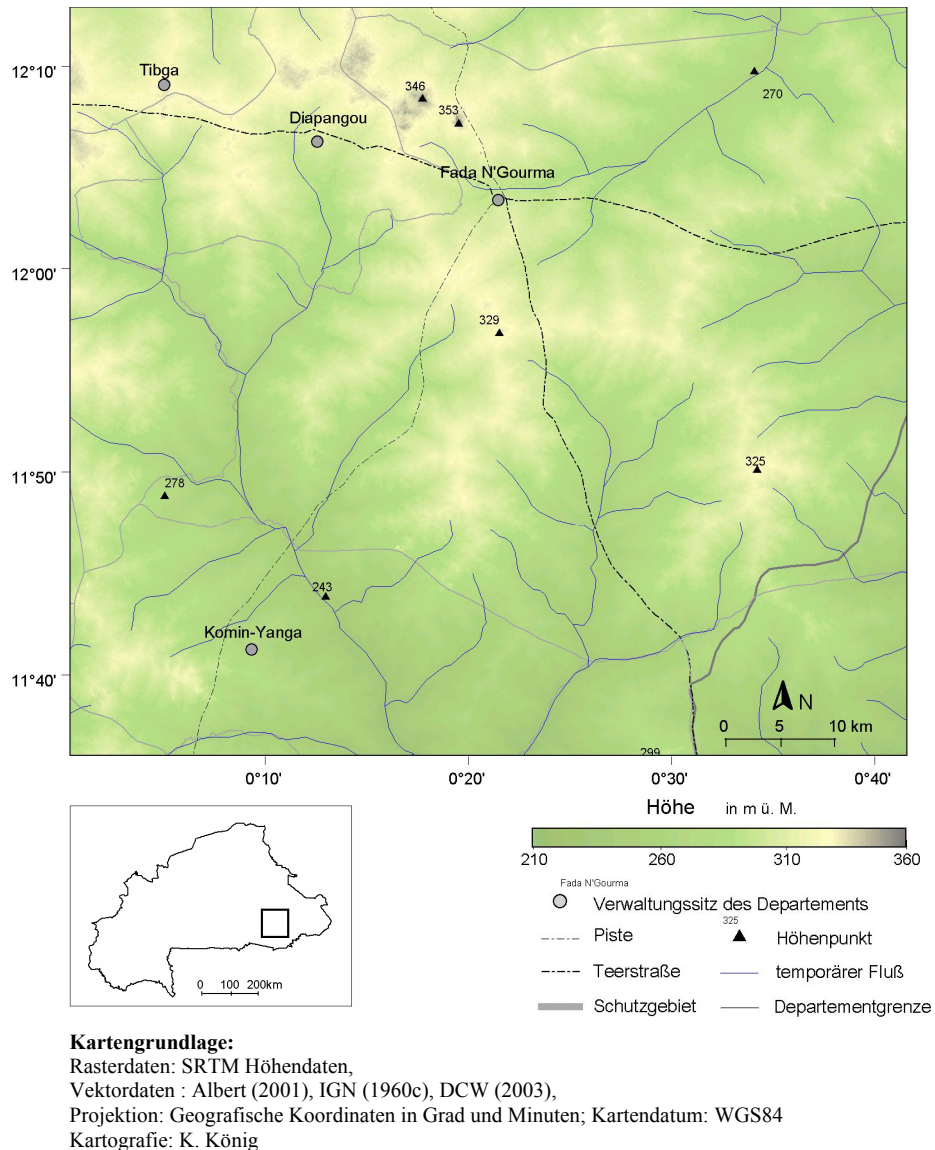


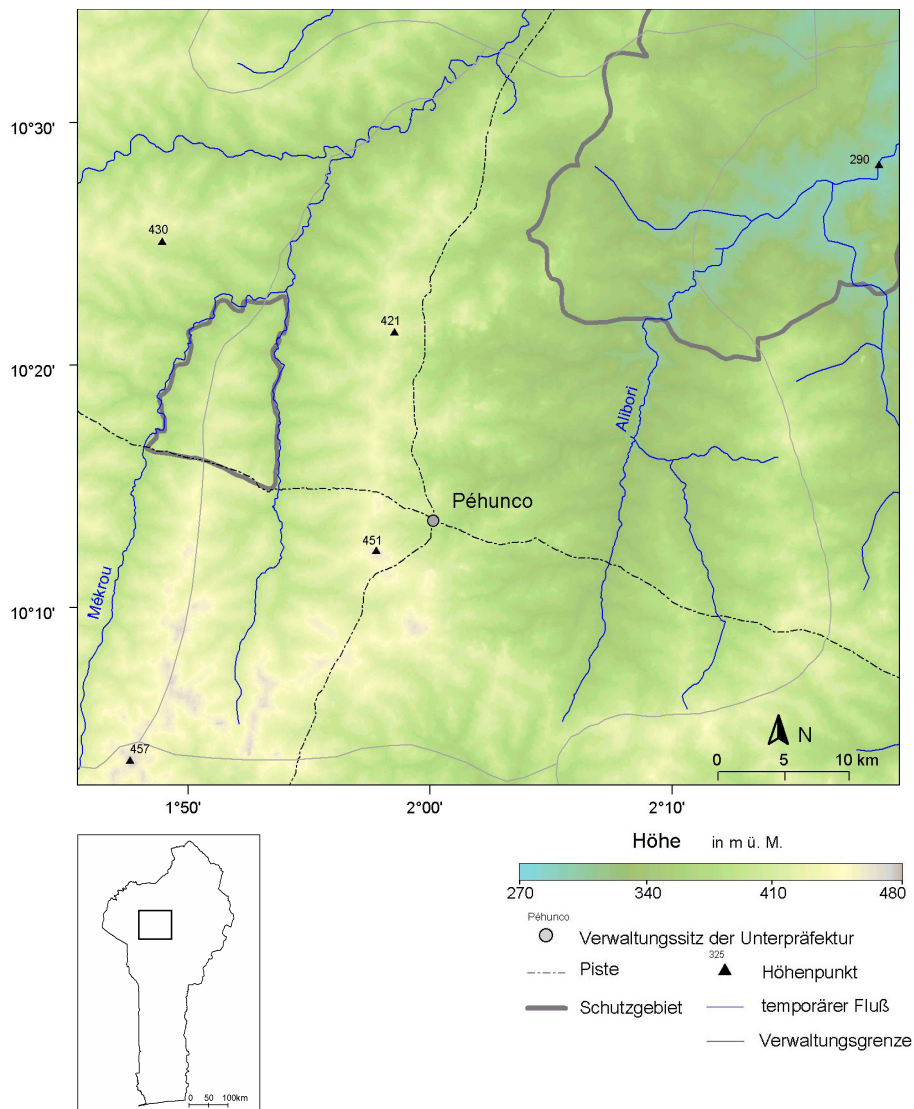
Abb. 6: Das nordsudanische Untersuchungsgebiet

Die Provinzhauptstadt Fada N'Gourma besitzt ca. 31000 Einwohner und liegt an der Hauptverkehrsachse von Ouagadougou nach Niger und Benin. Die Provinz Gourma gehört mit durchschnittlich 11 Einwohnern/km<sup>2</sup> (HAHN 1996) ebenfalls zu den sehr dünn besiedelten Regionen des Landes. Die Gulimanceba (frz. *Gourmantché*) stellt mit

80-95% die größte Bevölkerungsgruppe. Der Anteil der Fulbegruppen liegt bei 10%, ist aber in jüngerer Zeit aufgrund von Migration stetig zunehmend.

### 2.3.1.3 Das südsudanische Untersuchungsgebiet

Das südsudanische Untersuchungsgebiet liegt ebenfalls im Nordwesten Benins ca. 60km östlich der Provinzhauptstadt Natitingou zwischen  $10^{\circ}$  und  $10^{\circ}40'$  nördlicher Breite und zwischen  $1^{\circ}30'$  und  $2^{\circ}30'$  östlicher Länge in der Provinz Atacora und umfasst die Unterpräfektur Péhunco und Teile der angrenzenden Unterpräfekturen Kouandé, Kérou, Djougou und Sinendé (Abb. 7).



#### Kartengrundlage:

Rasterdaten: SRTM Höhendaten,

Vektordaten : DCW (2003)

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie: K. König

Abb. 7: Das südsudanische Untersuchungsgebiet

Bioklimatisch und vegetationsgeografisch wird das Untersuchungsgebiet mit langjährigen mittleren Jahresniederschlägen von 1100 bis 1300mm der südlichen Sudanzone zugeordnet (JENKINS ET AL. 2002). Die Unterpräfektur Péhunco besitzt eine mittlere Bevölkerungsdichte von 16 Einwohnern/km<sup>2</sup> (INSAE 1988, 1995, 2003). Die Bevölkerung des Untersuchungsgebietes wird von zwei Gruppen dominiert. Die Bevölkerungsmehrheit stellen mit 60% die traditionell in der Region ansässigen, vorwiegend Feldbau betreibenden, Baatonom (frz. *Baribas*), die tierhaltenden Fulbe sind mit 30% die zweitgrößte Bevölkerungsgruppe (INSAE 2003).

## 2.3.2 Naturräumliche Ausstattung

### 2.3.2.1 Klima

#### 2.3.2.1.1 *Das sahelische Untersuchungsgebiet*

Das sahelische Untersuchungsgebiet liegt nach der Klassifikation nach WHITE (1983) in der semiariden, zentralen bis südlichen Sahelzone. Der Jahresverlauf wird durch den für die Randtropen typischen Wechsel von Trockenzeit und Regenzeit bestimmt. Der kurzen sommerlichen Regenzeit, welche zwischen zwei bis vier Monate andauert, folgt mit acht bis zehn Monaten Länge eine winterliche Trockenzeit. Diese beginnt mit einer relativ kühlen Anfangsphase von drei bis sechs Monaten in denen die Monatsmittel 20 bis 25°C betragen. Anschließend folgt die sehr heiße Trockenzeit mit monatlichen Durchschnittswerten von 30 bis 35°C und Tagesmaximalwerten von 45°C. Die durchschnittlichen Jahresniederschläge betragen je nach Breitengrad zwischen 350 und 500mm und fallen innerhalb der kurzen Regenzeit von Anfang Juni bis Mitte September (CLAUDE ET AL. 1991).

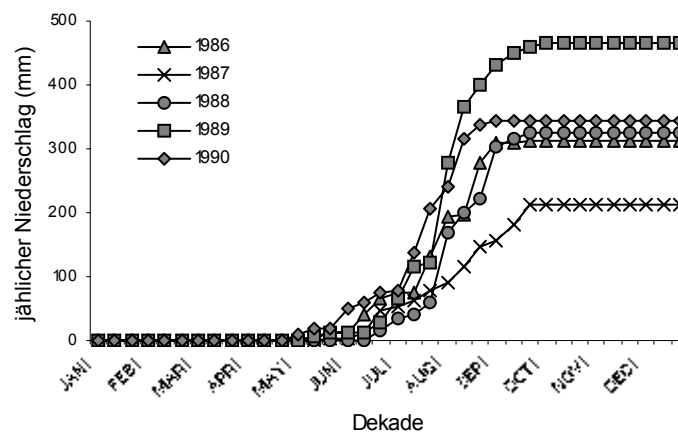


Abb. 8: Kumulierte Darstellung der Niederschläge im Jahresverlauf der Klimastation Gorom-Gorom im Sahel Burkina Fasos. Datengrundlage: ADDS (2007), (Eigene Auswertung)

Ein wichtiges Merkmal des Niederschlagsregimes ist die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschläge. In Abb. 8 sind für fünf Jahre exemplarisch die kumulierten Niederschläge der Klimastation in Gorom-Gorom über den Jahresverlauf aufgetragen. In der kumulierten Darstellung der Niederschläge lässt sich die interannuelle Variabilität der Niederschläge besonders gut verfolgen. Wie aus der Messreihe der Klimastation hervorgeht, können die Niederschlagssummen innerhalb weniger Jahre um bis zu 250mm variieren (1987: 213mm/Jahr, 1989: 464mm/Jahr).

Die große intraannuelle Variabilität wird deutlich, wenn man die Niederschlagssummen des ersten Drittels der Regenzeit betrachtet. In den Jahren 1986, 1987 und 1990 fielen bis Ende Juni bereits über 20% der jährlichen Niederschläge, während für die Jahre 1988 und 1989 bis zu diesem Zeitpunkt nur vier bzw. 6% der jährlichen Niederschlagssummen erreicht wurden.

Die räumliche Variabilität der Niederschlagsmuster ist ebenfalls sehr hoch, wie dies exemplarisch in Abb. 9 für die Niederschlagssummen der fünf Klimastationen im sahelischen Untersuchungsgebiet für das Jahr 1990 dargestellt ist. Die Niederschläge nahmen im gesamten Sahel im letzten Drittel des vorherigen Jahrhunderts stetig ab (CLAUDE ET AL. 1991, LINDQUIST & TENGBERG 1993). In diesen Zeitraum fallen ebenfalls zwei Dürreperioden zu Beginn der 1970er und 80er Jahren (AIGUO ET AL. 2004). Ab Mitte der 1990er Jahre ist dagegen wieder ein leichtes Ansteigen der Niederschläge zu beobachten (RASSMUSSEN ET AL. 2001, AIGUO ET AL. 2004).

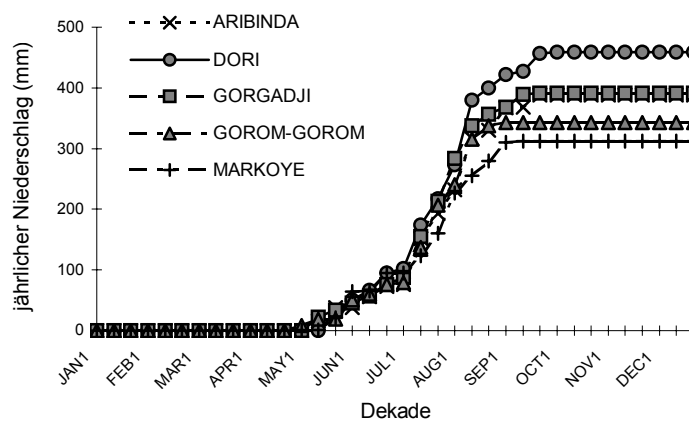


Abb. 9: Kumulierte Niederschläge des Jahres 1990 der fünf Klimastationen im sahelischen Untersuchungsgebiet. Alle Stationen befinden sich im Umkreis von 60km um die Klimastation Gorom-Gorom. Datengrundlage: ADDS (2007), (Eigene Auswertung)

### 2.3.2.1.2 *Das nordsudanische Untersuchungsgebiet*

Das Untersuchungsgebiet im Südosten Burkina Fasons liegt nach der Klassifikation von Guinko (1984) in der nördlichen Sudanzone mit einem mittleren Jahresniederschlag von 750mm bis 1000mm. Der Regenzeit von Mai bis Oktober folgt eine sechs bis sieben Monate andauernde Trockenzeit von November bis Mai. Wie im Sahel ist die räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschläge sehr ausgeprägt (MÜLLER-HAUDE 1993).

### 2.3.2.1.3 *Das südsudanische Untersuchungsgebiet*

Das Untersuchungsgebiet in der Unterpräfektur Péhunco im Norden Benins gehört mit einem mittlerem Jahresniederschlag von 1100 mm und einer vier bis fünf Monate andauernden Trockenzeit nach der Klassifikation von Guinko (1984) zu der südlichen Sudanzone. Das Niederschlagsmittel über 15 Jahre beträgt für die Stadt Péhunco 995mm, für das 40km westlichere Kouandé 1263mm. Somit ist auch in diesem Teiluntersuchungsgebiet die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschläge ein wesentliches Merkmal des Niederschlagsregimes (JENKINS ET AL. 2002).

## 2.3.2.2 Geologie

### 2.3.2.2.1 *Das sahelische Untersuchungsgebiet*

Der Sahel wird von weitläufigen Rumpfflächen (*Glacis*) des präkambrischen afrikanischen Sockels aus Graniten und Schiefen und Quarziten aufgebaut (CLAUDE et al. 1991, PETERS 1991, LACLAVÈRE 1998). Die granitische Rumpfflächenlandschaft wird von zeitweise wasserführenden Auenbereichen (*Bas-Fonds*) mit flachen Wasserscheiden unterteilt. Unterbrochen wird die sehr homogen erscheinende Landschaft durch Inselberge aus Quarz oder Dolerit, welche sich bis zu 200m über das aktuelle Flächenniveau erheben. Ein weiteres prägendes Landschaftselement sind mächtige Auflagen quartärer äolischer Sande mit einem Alter von 20000 bis 40000 Jahren, welche die gesamte Region bandförmig mit bis zu 100km Länge in Ost-West Richtung durchziehen (ALBERT und KÜPPERS 2001, ALBERT 2002). Die Dünenzüge besitzen eine Breite von einem bis zehn Kilometern und nehmen im Norden des Untersuchungsgebietes in Anzahl und Ausdehnung deutlich zu. Einige der ehemaligen Zuflüsse des Nigers, welche während der Dünengenesse von den Sandmassen aufgestaut wurden, bilden heute am Rand der Dünenzüge temporäre Seen (frz. *Mares*), welche für die Viehherden die wichtigste Wasserquelle der Region darstellen.

#### 2.3.2.2.2 *Das nordsudanische Untersuchungsgebiet*

Das nordsudanische Untersuchungsgebiet wird der Schwellenlandschaft des westafrikanischen Schildes und dem Volta-Becken zugeordnet. Der geologische Untergrund wird vor allem aus sauren Graniten und Migmatiten des präkambrischen Sockels gebildet. (JÖNS 1978). Die weitläufigen Abtragungsebenen werden von Flachmuldentälern durchschnitten und stellenweise von granitischen Inselbergen überragt. Die hier vorkommenden Lateritkrusten sind häufig großflächig ausgebildet und von feinkörnigen Lehmen (SEMMELE 1992) bedeckt oder überragen aufgrund ihrer Witterungsbeständigkeit als Krustenberge das heutige Flächenniveau um bis zu 30 m.

#### 2.3.2.2.3 *Das südsudanische Untersuchungsgebiet*

Das südsudanische Untersuchungsgebiet liegt innerhalb der „*Plaine de Bénin*“, einer weitläufigen Ebene, welche als weitläufige Verebnungsfläche nur vereinzelt von granitischen Inselbergen überragt wird. Gneise verschiedenster Ausprägung, Granit und Phyllit haben den größten Anteil am Gebietsaufbau. Im Westen schließen sich die Formationen der Atacorabergkette an.

Geomorphologisch lässt sich das Gebiet in die präkambrische Rumpffläche mit Krustenbergen, Reste des alten Pediments, das tiefer gelegene junge Pediment, welches im Untersuchungsgebiet den größten Flächenanteil besitzt und die weiten Niederungen von 200-600m Breite (*bas-fonds*) gliedern.

#### 2.3.2.3 Böden

Die Böden der Savannenregionen Westafrikas sind klimabedingt durch eine intensive chemische Verwitterung während der Pedogenese geprägt und aufgrund der starken Auslaugung relativ arm an Nährstoffen. (ADAM & BOKO 1983). Die dominierenden Bodentypen in Westafrika sind Fersiallite, welche in Benin ca. 75% der Landesfläche einnehmen (ADAM & BOKO 1983). Hydromorphe Böden und Rohböden kommen nur in geringen Flächenanteilen vor. Ein typischer Prozess ist die Anreicherung von Aluminium- und Eisenoxiden, welcher zur Bildung von Pisolithen (Lateritstreu) oder sogar zu festen Krusten aus Laterit führen kann.

##### 2.3.2.3.1 *Das sahelische Untersuchungsgebiet*

Im sahelischen Untersuchungsgebiet finden sich auf den Rumpfflächen (*Glacis*) in Abhängigkeit vom heterogenen geologischen Untergrund verschiedene Rohböden, tiefgründig verwitterte Sesquioxidböden mit Sandauflagen oder Schlämmkrusten, deren

Abfolgen kleinräumige Muster bilden (CLAUDE ET AL. 1991). Entlang der Tiefenlinien sind vertisolartige Braunerden anzutreffen. In den Auenbereichen und temporären Seen treten hydromorphe Böden mit hoher Vertisoldynamik auf, welche häufig mit abgetragenen Sanden der Dünen vermischt sind. Auf den aus quarzitischen Sanden aufgebauten Altdünenzügen finden sich vor allem sesquioxidhaltige Böden, mit häufig rubefizierten und verfestigten B-Horizonten. Im sahelischen Untersuchungsgebiet werden ausschließlich diese Flächen feldbaulich genutzt. Die günstigen Nährstoffverhältnisse und vor allem die hohe Wasserspeicherkapazität der Altdünen erlauben einen rentablen Anbau von Feldfrüchten (CLAUDE ET AL. 1991, KROGH 1999). Allerdings werden durch die Landwirtschaft die feldbaulich wichtigen Bodenfraktionen des Oberbodens wie Schluff und Ton durch Wasser- und Winderosion stark reduziert (ALBERT & KÜPPERS 2001).

#### *2.3.2.3.2 Das nordsudanische Untersuchungsgebiet*

Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet treten vor allem die für Burkina Faso typischen sesquioxidhaltigen Böden auf (HAHN 1996). Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes in der Umgebung von Fada N’Gourma sind über Lateritkrusten oder geringmächtigen, sandigen und tonigen Saprolith schwach entwickelte Böden mit hohem Pisolithanteil flächenhaft anzutreffen. Die Nährstoffverfügbarkeit dieser Böden ist gering und sie besitzen einen vergleichsweise ungünstigen Wasserhaushalt (LACLAVERÈ 1998). Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes dominieren eutrophe Braunerden auf basischem Gestein, welche sich durch ihren hohen Gehalt an quellfähigen Tonen auszeichnen. Diese Böden sind nährstoffreich und besitzen eine hohe Feldkapazität. Im gesamten nordsudanischen Untersuchungsgebiet sind darüber hinaus entlang der zeitweilig überfluteten Niederungen hydromorphe Böden, zumeist Pseudogleye anzutreffen.

#### *2.3.2.3.3 Das südsudanische Untersuchungsgebiet*

Im südsudanischen Untersuchungsgebiet dominieren Braunerden über Gneis, Granit und Quarzit, welche nach Substrat, Wasserhaushalt und Steingehalt untergliedert werden können. Daneben finden sich Felsgesteine und Krustenberge des alten höherliegenden Pediments, die z.T. von geringmächtigen Böden überdeckt werden. Im gesamten Gebiet sind entlang der Tiefenlinien hydromorphe Böden über mineralischen Alluvialen und schluffig-tonigen Materialien anzutreffen. Für eine detaillierte Ausweisung und Kartierung der Bodeneinheiten sei auf die Arbeit von (SWOBODA 1998) verwiesen.

### 2.3.2.4 Vegetation

#### 2.3.2.4.1 *Das sahelische Untersuchungsgebiet*

Die Vegetation des sahelischen Untersuchungsgebietes wird nach der phytogeographischen Klassifizierung von WHITE (1983) der „Sahel regional transition zone“ zugesprochen. Die Vegetationsformationen mit dem größten Flächenanteil sind weite Grasfluren mit einer diskontinuierlichen Grasschicht (Höhe < 0.8 m). Daneben bestimmen Baum- und Strauchsavannen mit geringer Gehölzdeckung das Erscheinungsbild der weitläufigen Rumpfflächen. Entlang der temporär wasserführenden Flüsse treten artenreiche Galeriewälder mit hoher Gehölzdeckung auf.

Durch die in der gesamten Region betriebene Weidewirtschaft werden einige Pflanzenarten selektiert, welche den hohen Beweidungsdruck tolerieren oder sogar von ihm, aufgrund angepasster Ausbreitungsstrategien (Zoochorie) profitieren können. Auf dem *Glacis* dominieren trockenheitsliebende Gehölze der Dornstrauchsavanne (z.B. *Acacia spec.*, *Balanites aegyptiaca*, *Combretum glutinosum*). In der Krautschicht finden sich überwiegend annuelle Arten (z.B. *Aristida spec.*, *Eragrostis spec.*, *Schoenfeldia gracilis*, *Panicum laetum*, *Cassia tora*). Auf den feldbaulich genutzten Bereichen der Dünenzüge sind Kulturbaumparks mit *Faidherbia albida* weit verbreitet. Aufgrund der starken Weidenutzung sind weite Teile des Dünentops und des *Glacis* als degradiert zu bezeichnen (ALBERT & KÜPPERS 2001), was sich in der Dominanz von annuellen, weitgehend beweidungstoleranten Gräsern und krautigen Arten mit kurzem Vegetationszyklus wie *Cenchrus biflorus*, *Alysicarpus ovalifolius*, *Aristida mutabilis* und *Zornia glochidata* widerspiegelt. Perenne Arten der Krautschicht wie *Aristida sieberiana* und *Andropogon gayanus* finden sich nur noch in weniger stark beweideten Gebieten oder auf den durch Felder weitgehend vor der Beweidung geschützten Bracheflächen auf Dünenzügen. Im Norden des Untersuchungsgebietes finden sich Reste einer sehr artenreichen Vegetationsformation, welche aufgrund des besonders im Luftbild charakteristischen regelmäßigen Musters von vegetationsfreien Flächen und streifenförmigen Ansammlung von Gehölzen als „Tigerbusch“ (*brousse tigrée*) bezeichnet wird (LEPRUN 1999, VALENTIN & D'HERBÈS 1999).

#### 2.3.2.4.2 *Das nordsudanische Untersuchungsgebiet*

Im nordsudanischen Arbeitsgebiet nehmen Baum- und Strauchsavannen den größten Flächenanteil des Landschaftsraums ein (WHITE 1983). Nur an trockenen Standorten mit anstehender Lateritkruste und auf hydromorphen Böden in den Niederungen finden sich edaphisch bedingte Grassavannen. Vor allem in den vom Menschen wenig



beeinflussten Gebieten finden sich entlang der Wasserläufe Galeriewälder mit sehr diversen Gehölzgesellschaften. Auf tonigen und stark wechselfeuchten Böden kommt es zur Ausprägung von Savannenformationen mit *Acacia* - Gesellschaften, welche vor allem 50km südlich von Fada N’Gourma anzutreffen sind.

Das gesamte Untersuchungsgebiet ist stark von der landwirtschaftlichen Nutzungsform der Landwechselwirtschaft geprägt. Außerhalb der Schutzgebiete im Südosten des Untersuchungsgebietes findet sich außer auf absoluten Ungunststandorten kaum ein Gebiet, welches nicht innerhalb der letzten Jahrzehnte feldbaulich genutzt wurde. In Abhängigkeit vom Alter der Brachfläche und den Standorteigenschaften bilden diese Formationen sehr artenreiche Bestände mit einer Vielzahl von Gehölzen und krautigen Arten. Typische Vertreter der Gehölze sind Arten der Gattung *Combretum*, *Terminalia*, *Lannea* und *Acacia*. Da einige Nutzbbaumarten bei der Inkulturnahme einer Feldfläche nicht, oder nur zum Teil gerodet werden, entstehen die für die Agrarlandschaft Westafrikas typischen Parksavannen mit *Butyrospermum paradoxum*, *Parkia biglobosa*, *Ficus spec.* und *Lannea microcarpa* (STURM 1993). Aufgrund der intensiven Beweidung im gesamten Untersuchungsgebiet wird die Krautschicht auch in der Nordsudanzone von beweidungstoleranten Arten dominiert.

Die eigentlich für die Region typischen perennen Grasarten der Gattung *Andropogon* werden in den ungeschützten Gebieten aufgrund des hohen Beweidungsdrucks stark zurückgedrängt. Nur in den durch die Beweidung unbeeinflussten Schutzgebieten und Jagdzonen, bilden perenne Gräser flächendeckende Bestände, die zum Ende der Regenzeit eine Höhe von bis zu drei Metern erreichen können.

#### 2.3.2.4.3 Das südsudanische Untersuchungsgebiet

Das südsudanische Untersuchungsgebiet wird von (WHITE 1983) der Zone des „regional centre of sudanian endemism“ zugesprochen. Im Untersuchungsgebiet finden sich verschiedenen Formationen der Busch-Baum- und Strauchsavannen, welche aufgrund der traditionellen feldbaulichen und weidwirtschaftlichen Nutzung entstanden sind. Im Vergleich zur Nordsudanzone sind die Flächenanteile der einzelnen Vegetationsformationen allerdings deutlich zu Gunsten der dichten Formationen mit hohen Deckungswerten der Baum-, bzw. Strauch- und Grasschicht verschoben. Darüber hinaus sind die Formationen deutlich artenreicher.

Geschlossene Galeriewälder, von denen zwei Untertypen unterschieden werden können, folgen den Flussläufen als mehr oder weniger breites Vegetationsband. Typisch sind hier hydrophile Waldarten wie *Cola laurifolia* oder *Parinari congoensis* und auf

weniger feuchten Standorten *Anogeissus leiocarpus*, welche von vereinzelt Überhältern wie *Bombax costatum* überragt werden (REIFF 1998).

Im Untersuchungsgebiet finden sich mit geringen Flächenanteilen dichte Trockenwälder, welche floristisch den Galeriewäldern des Anogeissus-Typs ähneln. Im Unterschied zu diesen beherbergen die Trockenwälder ebenfalls Savannenarten wie *Pterocarpus erinaceus*. Mit höheren Flächenanteilen sind lichte Trockenwälder, welche sich aus Gehölzen mittlerer Höhe (<20m) aufbauen, anzutreffen. Im Unterwuchs dominieren vor allem Gräser. Eine Charakterart der Wälder dieser Vegetationszone ist das Vorkommen der Baumarten *Isoberlinia doka*, deren Vorkommen neben der Niederschlagsverteilung als Entscheidungskriterium für die ökoklimatische Zuordnung des Gebiets zur Südsudanzone herangezogen wird. In der Gehölzschicht der vorherrschenden Savannen dominieren die Gattungen *Combretum*, *Isoberlinia* und *Terminalia*. In der Krautschicht sind hochwüchsige Grasarten der Gattungen *Andropogon*, *Hyparrhenia* und *Schizachyrium* (Höhe > 1.2 m) weit verbreitet.

## 3 Klassifikation der Landbedeckung

### 3.1 Einführung

Bei einer Überprüfung der Agenda 21 beschreiben die Vereinten Nationen den Status der vorhandenen räumlichen Daten der meisten afrikanischen Staaten, darunter auch Benin, als nicht ausreichend (UN 1997). Obwohl im Kapitel 40 der Agenda 21 „Informationen für Entscheidungsträger“ räumliche Daten zum Status und Entwicklung der Ökosysteme als wesentliche Grundlage für die Entscheidungsfindung im Umweltmanagement identifiziert wurden, sind in den meisten westafrikanischen Staaten kaum räumliche Daten, z.B. in Form von hochauflösenden thematischen Karten, verfügbar. Landnutzungs-, Landbedeckungs- und Bodenkarten (POSS 1996) sind landesweit zumeist nur in Maßstäben zwischen 1:500.000 und 1:1.000.000 vorhanden und deshalb kaum geeignet, lokale Maßnahmen zum Schutz und Management von natürlichen Ressourcen sinnvoll zu unterstützen. In vielen afrikanischen Staaten werden staatlich koordinierte Programme zur Kartierung nicht oder nur in geringem Umfang durchgeführt (ECA 2002). Aus diesem Grund bilden topografische Karten im Maßstab von 1:200.000 aus den 1960er bis 70er Jahren (IGN 1960a-c) auch heute noch häufig die einzige flächendeckend verfügbare Kartengrundlage, welche für die Planung und Umsetzung von Ressourcenschutzmaßnahmen genutzt werden kann. Mit diesen Datengrundlagen ist es unmöglich, aktuelle Entwicklungen zu berücksichtigen.

Da Luftbildbefliegungen aus Kostengründen nur in sehr großen zeitlichen Abständen und auf wenige Gebiete beschränkt durchgeführt werden, sind in den ländlichen Gebieten Westafrikas Satellitendaten häufig die einzige verfügbare Datengrundlage, für eine detaillierte und skalenübergreifende Erfassung von Veränderungen der Landbedeckung und Landnutzung (LUPO ET AL. 2001).

Die große Bedeutung von Satellitendaten in Afrika wird auch durch ihren breiten Einsatz innerhalb internationaler Programme zum Ressourcenschutz unterstrichen. In Westafrika werden heutzutage Satellitenbildzeitreihen routinemäßig genutzt, um biophysikalische Parameter der Vegetation und Bodeneigenschaften aufzunehmen und mit klimatischen Veränderungen und Veränderungen der Landnutzung in Beziehung zu setzen (LAMBIN & EHRLICH 1997, LAMBIN ET AL. 1999, TAPPAN ET AL. 2000). Verbesserte spektrale Indizes erlauben es heute, auch in ariden Gebieten Unterschiede in der Vegetationsdeckung zuverlässig zu erkennen (ESCADAFAL & ALBINET 2005) und verlässliche Karten biophysikalischer Parameter wie dem „Blattflächenindex“ (AASE ET

AL. 1986, MYNENI ET AL. 1997) oder dem „Anteil der absorbierten Photosynthetischen Strahlung“ (ASRAR ET AL. 1984) zu erstellen.

Die internationale Gemeinschaft engagiert sich in Westafrika mit einer Reihe von Initiativen in unterschiedlichen Themenfeldern, bei denen Satellitendaten als zentraler Bestandteil der Datenaufnahme eingesetzt werden. Dazu gehören Programme zur Verbesserung der Trinkwasserversorgung und des Wassermanagements (ESA 2006), der Abschätzung der Ernährungssicherheit (FESW NET 2006, GMFS 2007) oder der Bereitstellung von Informationen zum Zustand der Vegetation sowie der Landbedeckung und Landnutzung (BARTHOLOMÉ ET AL. 2002). Ein Beispiel hierfür ist das „Forest Resource Assessment“ der FAO (FAO 1996, 2005), das zur Aufgabe hat, verlässliche Karten der aktuellen Ausdehnung und der Veränderung der Waldflächen Westafrikas für das Umweltmanagement zur Verfügung zu stellen. Die Produkte und Karten der genannten Programme liegen zumeist jedoch nur mit einem Maßstab von maximal 1:500.000 bis 1:1.000.000 vor und können deshalb nur im Rahmen von regionalen Aufgabenstellungen sinnvoll eingesetzt werden. Bisher gibt es auf dem gesamten afrikanischen Kontinent nur ein einziges Programm, - das Africover Programms der FAO (FAO 2007) -, welches auf nationaler Ebene hochauflösende Landbedeckungskarten (Maßstab 1:100.000) erarbeitet. In der ersten Phase des Africover Programms wurden für die Länder Ostafrikas auf der Basis von *LANDSAT* - Daten, unter Einbeziehung vieler afrikanischer Institutionen, Karten der Landbedeckung mit Hilfe eines einheitlichen Klassifizierungssystems erstellt.

In Westafrika werden hochauflösende thematische Karten (Maßstab von 1:50.000 bis 1:100.000) zumeist im Rahmen von Projekten und Fallstudien erstellt. Im sahelischen Untersuchungsgebiet wurden eine Anzahl von satellitenbildgestützten Analysen von Vegetationsveränderungen (KRINGS 1980, REENBERG & RASMUSSEN 1990, KUSSEROW 1995) und der Zunahme von ackerbaulich genutzten Flächen (LINDQVIST und TENGBERG 1993) durchgeführt. Im Rahmen des internationalen SEREIN Projekts (SEREIN 1998) wurde der Landnutzungswandel in der Sahelzone vor dem Hintergrund der sozioökonomischen Rahmenbedingungen untersucht (MARCUSSEN & REENBERG 1999, LYKKE ET AL. 1999, REENBERG 1999). Die Kartierungsansätze, bei denen auch Luftbildzeitreihen und Satellitendaten eingesetzt werden, beschränken sich jedoch auf Arbeitsgebiete von wenigen Quadratkilometern Größe (KRINGS 1980, REENBERG & RASMUSSEN 1990, LINDQVIST und TENGBERG 1993, MARCUSSEN & REENBERG 1999, LYKKE ET AL. 1999). Auch in der Sudanzone in Burkina Faso, Benin und der Elfenbeinküste werden seit vielen Jahren Fernerkundungsdaten im Rahmen von lokalen

Ressourcenschutzprojekten (LE HOUÉROU 1989, RIBOT 1991, CSAPLOVICS 1992, DEFURNY 1990 1991, 1994, FONTES & GUINKO 1995, BRAUN ET AL. 1996, ANHUF 1997, HAHN-HADJALI & SCHMID 1999, SCHMID 1999, WILL 1996, MEURER 1998) und zur Analyse des Landnutzungswandels eingesetzt (JUDEX 2003, THAMM 2005).

Für die drei Arbeitsgebiete liegen jedoch bisher keine aktuellen und flächendeckenden Landbedeckungs- bzw. Vegetationskarten vor. Darüber hinaus gibt es kaum fernerkundliche Untersuchungen, welche die gravierenden Veränderungen der Landnutzung auf lokaler Ebene (im Maßstab 1:100.000) quantifizieren (EVA ET AL. 2006). Bisherige Kartierungsansätze beschränken sich entweder auf relativ kleinräumige Gebiete mit einer Ausdehnung von wenigen Quadratkilometern, oder sind veraltet und können deshalb nicht für eine aktuelle Analyse der Landbedeckung herangezogen werden.

### **3.2 Fragestellung und Zielsetzung**

Zu den zentralen Forschungsschwerpunkten dieser Arbeit gehören die Dokumentation und Analyse der Landbedeckung und Landnutzung und deren raum/zeitlichen Veränderungen im sahelischen und den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten. Es werden folgenden Fragestellungen untersucht:

- Wie ist die Landschaft der drei Untersuchungsgebiete gegliedert?
- Welche Landbedeckungsklassen liegen vor?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen werden für die drei Untersuchungsgebiete in Burkina Faso und Benin fernerkundliche Karten der Landbedeckung mit hoher räumlicher und thematischer Auflösung erstellt. Die Landbedeckungskarte umfasst im sahelischen Untersuchungsgebiet eine Fläche von 9000km<sup>2</sup> (Ost-West Ausdehnung 100km, Nord-Süd Ausdehnung 90km), im nordsudanischen Untersuchungsgebiet eine Fläche von ca. 4200km<sup>2</sup> (Ost-West Ausdehnung 60km, Nord-Süd Ausdehnung 70km) und im südsudanischen Untersuchungsgebiet eine Fläche von 3600km<sup>2</sup> (Ost-West Ausdehnung 60km, Nord-Süd Ausdehnung 60km).

Des Weiteren werden in den Untersuchungsgebieten Landnutzungsveränderungen über einen Zeitraum von knapp 15 Jahren analysiert. Dazu werden in den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten Veränderungen in der Ausdehnung und Verteilung von Feldflächen und jungen Brachen dokumentiert. Es werden folgenden Fragestellungen untersucht:

- Welche Landnutzungsveränderungen können beobachtet werden?
- Welche Gebiete sind besonders stark von Landnutzungsveränderungen betroffen?

Es werden eine Reihe von methodischen Verfahren entwickelt und folgende Zwischenergebnisse erstellt:

- Erstellung von multitemporalen *LANDSAT* - Satellitenbildmosaiken.
- Ausweisung von aussagekräftigen Landbedeckungsklassen.
- Erarbeitung eines Auswahlverfahrens von Trainings- und Testgebieten zur vollständigen und repräsentativen Aufnahme der Landbedeckungsklassen.
- Erarbeitung von Verfahren zur Aufnahme von aussagekräftigen Parametern der Vegetationsstruktur.
- Erarbeitung eines hierarchischen Klassifikationsschlüssels.
- Aufbau eines Geographischen Informationssystems.

Die vorliegende Untersuchung soll zum einen zusätzliche regionale Kenntnisse über die sahelischen und sudanischen Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Struktur und Nutzung liefern und zum anderen zur Weiterentwicklung von Fernerkundungsverfahren in semiariden Räumen beitragen. Die Landbedeckungskarten sind darüber hinaus eine unverzichtbare Grundlage für weiterführende Analysen im Rahmen dieser Arbeit.



Abb. 10: Ablaufschema des Fernerkundungsansatzes

### 3.3 Material und Methoden

#### 3.3.1 Datengrundlage

##### 3.3.1.1 Satellitendaten

Für die fernerkundlichen Untersuchungen wurden Daten des *LANDSAT* - Satellitensystems eingesetzt. Das Satellitensystem wurde im Jahr 1972 für die Beobachtung der Landoberfläche entwickelt und bis in die jüngste Vergangenheit fortgeführt (NASA 2007). Die Daten des *LANDSAT* - Satelliten sind für Untersuchungen der Landoberfläche westafrikanischer Savannen besonders gut geeignet, da sie eine relativ hohe spektrale Auflösung mit einer relativ guten räumlichen Auflösung verbinden. Eine sehr gute Beschreibung des Systems, der wichtigsten Aufnahmecharakteristika und Orbitalparameter findet sich im *LANDSAT* - Nutzerhandbuch (IRISH 2000). *LANDSAT* - Daten werden für alle Regionen der Welt archiviert und können über im Internet zugängliche Metadatenbanken recherchiert werden.

##### 3.3.1.1.1 *Datenabdeckung*

Die im Untersuchungsgebiet verfügbaren Szenen wurden neben anderen Satellitenmetadatenbanken vor allem im „*EOS Data Gateway*“ (EOS 2007) recherchiert und über das Fernerkundungsdatenzentrum des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR DFD-AN) erworben. In Abb. 11 ist die Datenabdeckung mit *LANDSAT* - Satellitenbildern für den bearbeiteten Transekt dargestellt. Insgesamt wurden im Rahmen dieser Untersuchung 15 aktuelle und drei historische, system- und radiometrisch korrigierte Satellitenszenen (Level 1G *LANDSAT* - Daten) bearbeitet (Tab. 2.). Für jedes Untersuchungsgebiet wurden mindestens zwei bzw. vier wolkenfreie Satellitenszenen zum Ende der Regenzeit und Mitte der Trockenzeit erworben. Besonders gut geeignet sind die Aufnahmen zum Ende der Regenzeit, da zu diesem Zeitpunkt die verschiedenen Savannenformationen optimal differenziert werden können.



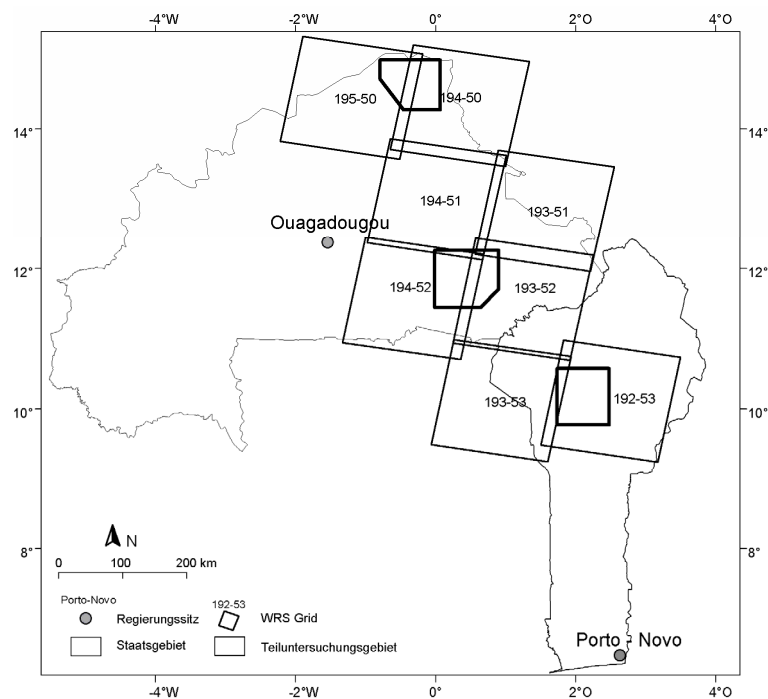


Abb. 11: Abdeckung des Untersuchungstransekts mit *LANDSAT* - Satellitenszenen. Die Lage jeder Szene wird durch das „World Referenz System (WRS) definiert.

<i>WRS</i> <i>Path-Row</i>	<i>Aufnahmezeitpunkt</i>	<i>Wolken</i> <i>in %</i>	<i>Brandflächen</i> <i>in %</i>
195-50	<u>12.08.2000</u>	0	0
	29.10.1999	<1	-
194-50	<u>05.08.2000</u>	0	0
	22.10.1999	0	-
194-52	<u>07.11.1999</u>	0	<1
	15.04.2000	0	-
193-52	<u>20.10.2001</u>	0	3.2
	04.02.2000	0	-
	<u>31.10.1999</u>	0	4
193-53	<u>04.11.1989</u>	0	12
	<u>20.11.2001</u>	0	2
	<u>17.10.2000</u>	0	<1
	04.02.2000	0	-
192-53	<u>26.10.2000</u>	2	<1
	13.02.2000	0	-
	<u>09.11.1999</u>	0	<1
	<u>13.11.1986</u>	0	<1
	17.02.1989	0	-

Tab. 2: Aufnahmezeitpunkte der bearbeiteten *LANDSAT* - Satellitenszenen (Aufnahmezeitpunkte zum Ende der Regenzeit sind unterstrichen). Prozentangaben: Flächenanteil von Wolken und Brandflächen an der Gesamtfläche des jeweiligen Teiluntersuchungsgebiets

### 3.3.1.1.2 Vorverarbeitung

#### *Geometrische Rektifizierung*

Bei der absoluten Geokorrektur von Satellitendaten werden Passpunkte eines bekannten geodätischen Referenzsystems genutzt, auf welches die Satellitendaten rektifiziert werden. Dabei wird zwischen Punkten mit bekannten Koordinaten, so genannten Passpunkten und den entsprechenden Bildpunkten eine mathematische Beziehung hergestellt. Für eine detaillierte Erläuterung der Grundlagen der geometrischen Korrektur sei auf LILLESAND & KIEFER (2000) und RICHARDS & JIA (1999) verwiesen. Die Passpunkte müssen sich im Satellitenbild eindeutig identifizieren lassen. Üblicherweise werden die Passpunkte aus großskaligen topografischen Karten abgetragen oder in jüngerer Zeit mit Hilfe des Globalen Positionierung Systems (GPS) gewonnen. Wird ein GPS genutzt, werden die Passpunkte auch als Bodenkontrollpunkte (engl. „*Ground Control Points*“) bezeichnet. Im Untersuchungsgebiet sind zumeist nur veraltete topografische Karten im Maßstab 1:200.000 verfügbar (IGN 1960). Sollen thematische Karten mit größeren Maßstäben erstellt werden, ist die geodätische Genauigkeit von Passpunkten, welche aus topografischen Karten gewonnen wurden, nicht ausreichend. Die geodätische Genauigkeit einer Karte wird nach folgender Beziehung errechnet (WILL 1996).

$$LF = 3.4 \times 10^{-4} \times m_K$$

Gleichung 1

LF = erlaubter Lagefehler in Metern

$m_K$  = Maßstabszahl der Karte

Demnach ist für eine Karte im Maßstab von 1:100000 ein Lagefehler von höchstens 34m erlaubt. Während des ersten Geländeaufenthalts wurden entlang von Straßen und Pisten mehrere tausend GPS-Koordinaten aufgenommen. Besonders eindeutig im Satellitenbild identifizierbare Punkte wie Brücken, Straßenkreuzungen, Staumauern von Wasserrückhaltebecken und kleine Stauseen wurden bei der Erhebung der Koordinaten als potentielle GCPs gekennzeichnet. Der Lagefehler der mit einem Garmin GPS (12) Empfänger erhobenen Koordinaten, liegt in Abhängigkeit von der Anzahl, der Verteilung und der Signalstärke der verfügbaren Satelliten bei vier bis zehn Metern (GARMIN 2007). Die geodätische Genauigkeit der Koordinaten wurde für 20 Bodenkontrollkoordinaten durch Mehrfachmessungen überprüft. Für jedes Untersuchungsgebiet konnten mehr als 40 geeignete Bodenkontrollpunkte gewonnen

werden. Die im GPS gespeicherten Koordinaten (Dezimalgrad, Kartendatum WGS84) wurden ausgelesen, in das GIS des jeweiligen Teiluntersuchungsgebiets integriert und vor dem Hintergrund der im GIS vorhandenen Informationen (Satellitendaten, topografische Karten) interpretiert.

Die Originalgrauwerte der Ausgangsbildmatrix wurden der geometrisch korrigierten Bildmatrix über eine Transformationsgleichung 2. Ordnung zugeordnet. In dem in dieser Arbeit bevorzugten Verfahren („*Nearest Neighbour*“ Verfahren) wird der jeweils nächstliegende Bildpunkt der Ausgangsbildmatrix in die geometrisch korrigierte Bildmatrix übernommen. Bei diesem Verfahren bleiben die Originalwerte der Bildpunkte erhalten, da keine Mittelwerte zwischen benachbarten Bildpunkten gebildet werden. Andere Verfahren interpolieren die Grauwerte mehrerer Nachbarpixel, was zu einer deutlichen Veränderung der Extremwerteverteilung und somit zur Verfälschung der Originaldaten führt.

Zur Überprüfung der geodätischen Genauigkeit wurde die mittlere quadratische Abweichung der Passpunkte vom Referenzsystem („*Root-Mean-Square-Error*“,  $RMS_{error}$ ) nach folgender Formel berechnet (RICHARDS & JIA 1999):

$$RMS_{error} = \sqrt{(X - x)^2 + (Y - y)^2} \quad \text{Gleichung 2}$$

X/Y = Koordinate des Referenzsystems

x/y = Koordinate des entsprechenden Bildpunktes

Durch die absolute Entzerrung mit Hilfe der GPS - Koordinaten wurde der Lagefehler der Satellitendaten auf unter 40m reduziert. Die übrigen Szenen wurden anschließend auf die absolut rektifizierten Satellitenszenen mit einer Abweichung ( $RMS_{error}$ ) von unter 20m entzerrt.

### *Radiometrische Korrektur*

Bei der radiometrischen Korrektur von Satellitendaten sollen Störungen der Abbildungsgüte minimiert werden. Die von den Sensoren aufgezeichnete Strahlungsdichte wird neben den Eigenschaften der Erdoberfläche durch eine Vielzahl von anderen Faktoren beeinflusst. Dazu gehören in erster Linie die Atmosphäre, der Sonnenstand und aufnahmegeometrische Parameter. Art und Wirkungsweise dieser Faktoren auf die vom Sensor aufgenommene Strahlungsdichte, der so genannten Radianz, ist in verschiedenen Lehrbüchern anschaulich dargestellt (z.B. RICHARDS & JIA 1999). Strahlungsdichten, welche ausschließlich Eigenschaften der Erdoberfläche wiedergeben, werden als Reflektanz bezeichnet. Sollen, wie in der vorliegenden

Untersuchung, benachbarte Satellitenszenen gemeinsam bearbeitet werden, müssen die Radianzwerte in Reflektanzwerte umgewandelt werden (HEO & FITZHUGH 2000).

Eine absolute Korrektur der atmosphärischen Einflüsse auf die vom Satellitensensor aufgenommenen Strahlungsdichte ist nur in Verbindung mit umfangreichen Messungen von Atmosphäreneigenschaften (z.B. Aerosolgehalt, Sichtweite) zum Zeitpunkt der Aufnahme möglich und ist aus diesen Gründen kaum durchführbar.

Auf der Grundlage von vereinfachenden Annahmen können die Einflüsse der Atmosphäre mit Hilfe von radiometrischen Korrekturverfahren mit sehr gutem Erfolg verringert werden (LIANG ET AL. 1997). Das in dieser Arbeit verwendete Modell von CHAVEZ (1989, 1996) nutzt zur Korrektur der Strahlungsdichten die Rückstrahlung von annähernden Nullstrahlern (z.B. Seen), für welche die Reflektanzen ohne den Einfluss der Atmosphäre gegen Null gehen würden. Durch die aufhellenden und somit kontrastmindernden Eigenschaften der Atmosphäre verschieben sich die Reflektanzen dieser Objekte um einen bestimmten positiven Betrag, dem so genannten *Offset*. Sind die atmosphärischen Eigenschaften über die gesamte Szene annähernd konstant, kann durch die Größe des *Offset*-Wertes der Einfluss der Atmosphäre quantifiziert werden. Alle für dieses Korrekturverfahren benötigten Parameter können aus den Metadaten der Satellitenszene (Aufnahmezeitpunkt, Aufnahmemodus), den Kalibrierungsdaten des Sensors und der Satellitenszene gewonnen werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde das Modell von CHAVEZ (1989, 1996) in mehreren Schritten umgesetzt. Zunächst wurden die Rohdatenwerte der Satellitenszene in Radianzen transformiert und anschließend in absolute Reflektanzwerte umgewandelt. Die Transformation der Rohdatenwerte (*digital numbers, DN*) in Radianzwerte ( $L_{\lambda sat}$ ) kann über folgenden linearen Zusammenhang durchgeführt werden (IRISH 2000):

$$L_{\lambda sat} = Gain \times DN + Offset \quad \text{Gleichung 3}$$

Die beiden Parameter „*Gain*“ und „*Offset*“ sind sensorspezifisch und verändern sich mit zunehmendem Alter des Sensors. Sie werden für den *LANDSAT - ETM+* - Sensor ständig aktualisiert und zur Verfügung gestellt. Anschließend wurden die Radianzen in das Atmosphärenkorrekturmodell eingesetzt.

Die Reflektanz wird nach folgender Gleichung berechnet (CHAVEZ 1996).

$$\rho_p = \frac{\Pi \times d^2 \times (L_{\lambda_{sat}} - L_{\lambda_{haze}})}{TAU_v \times (E_{\lambda_{sun}} \times \cos \theta_z \times TAU_z + E_{down})} \times DN + L_{\lambda_{min}} \quad \text{Gleichung 4}$$

$\rho_p$  Reflektanz der Erdoberfläche

d Abstand Erde – Sonne

$L_{\lambda_{sat}}$  Radianz

$L_{\lambda_{haze}}$  atmosphärische Hintergrundstrahlung Richtung Sensor

$TAU_v$  atmosphärische Durchlässigkeit Richtung Sensor

$E_{\lambda_{sun}}$  solare Strahlung (außerhalb der Atmosphäre)

$\theta_z$  Winkel des Sonnenstandes vom Zenit

$TAU_z$  atmosphärische Durchlässigkeit Richtung Erde

$E_{down}$  atmosphärische Hintergrundstrahlung Richtung Erdoberfläche

Das Modell berücksichtigt den Sonnenstand, den Abstand von Erde zur Sonne zum Zeitpunkt der Aufnahme und verschiedene Atmosphärenparameter.  $L_{\lambda_{haze}}$  entspricht der Minimalradianz von annähernden Nullstrahlern (z.B. tiefe Seen) im Bild. Dieser Wert wird um ein Prozent der Radianz reduziert, da es sich bei einem natürlichen Objekt niemals um einen absoluten Nullstrahler handeln kann.

$$L_{haze} = L_{min} - L_{1\%} \quad \text{Gleichung 5}$$

$$L_{1\%} = 0.01 \times \frac{E_{\lambda_{sun}} \times (\cos \theta)^2}{\Pi \times d^2} \quad \text{Gleichung 6}$$

Die solare Strahlung  $E_{\lambda_{sun}}$ , der Abstand von Sonne zu Erde  $d$  und der Winkel des Sonnenstandes  $\theta_z$  können in Abhängigkeit vom Aufnahmezeitpunkt der Satellitenszene bestimmt werden (IRISH 2000).

Das Datum der Aufnahme und der Winkel des Sonnenstandes sind standardmäßig in den Bildmetadaten enthalten. Nicht bestimmbarer Parameter wie  $TAU_v$ ,  $TAU_z$  und  $E_{down}$  werden nach dem Verfahren von CHAVEZ (1996) durch empirische Korrelationen ersetzt oder vernachlässigt. Beispielsweise korreliert die Durchlässigkeit der Atmosphäre  $TAU_z$  eng mit dem Kosinus des Sonnenstandes. Demnach kann  $TAU_z$  mit dem Kosinus von  $\theta_z$  gleichgesetzt werden.

Die Reflektanz lässt sich somit in vereinfachter Form durch folgende Formel ausdrücken.

$$\rho_p = \frac{\Pi \times d^2 \times (L_{\lambda_{sat}} - L_{\lambda_{haze}})}{E_{\lambda_{sun}} \times (\cos \theta_z)^2} \quad \text{Gleichung 7}$$

$\rho_p$  Reflektanz der Erdoberfläche

d Abstand Erde – Sonne

$L_{\lambda_{sat}}$  Radianz

$L_{\lambda_{haze}}$  atmosphärische Hintergrundstrahlung Richtung Sensor

$E_{\lambda_{sun}}$  solare Strahlung (außerhalb der Atmosphäre)

Sämtliche Parameter wurden zunächst gesondert berechnet und über das grafikbasierte Modellierungswerkzeug der Software ERDAS Imagine 8.7 in die Gleichung 7 integriert (ERDAS INC. 1999).

### 3.3.1.1.3 Vegetationsindizes

Vegetationsindizes werden berechnet, um Pflanzenparameter wie Biomasse oder Blattfläche mit hoher Güte abbilden zu können und um gleichzeitig die Reflexionsanteile anderer Oberflächenparameter, wie Bodenfarbe, -feuchte und -textur zu minimieren. In der vorliegenden Untersuchung wurden folgende Vegetationsindices berechnet.

#### NDVI

Der „Normalized Difference Vegetation Index“ (NDVI) (ROUSE ET AL. 1974) wird vor allem im Rahmen von globalen Analysen zur Vegetationsveränderung eingesetzt und ist der am besten untersuchte Vegetationsindex.

$$NDVI_{TM} = \frac{ETM_4 - ETM_3}{ETM_4 + ETM_3} \quad \text{Gleichung 8}$$

Die Werte des dimensionslosen Index liegen zwischen –1 und +1, wobei hohe NDVI-Werte vor allem eine hohe photosynthetische Aktivität, hohe Dichte und Masse der Vegetation bedeuten. Aufgrund der Skalierung des NDVIs auf 8-bit werden allerdings nur Werte bis 0.7 erreicht. Eine geschlossene Vegetationsdecke kann je nach Vegetationstyp nahe einem Wert von 0.4 angenommen werden (LAMBIN & EHRlich

1996). Besonders nachteilig wirkt sich der starke Einfluss der Reflexionsanteile des Untergrundes auf die Werte des *NDVI* aus. (HUETE ET AL. 1994, PRICE 1994, PRICE ET AL. 2002).

#### *MSAVI*

Der „*Modified Soil Adjusted Vegetation Index*“ (*MSAVI*) (QI ET AL. 1994) wurde entwickelt, um den Einfluss des Bodens auf das Vegetationssignal zu reduzieren. Der *MSAVI* ist besonders gut für aride und semiaride Räume geeignet und besitzt einen großen dynamischen Wertebereich (RUNNING ET AL. 1994). Er berechnet sich wie folgt:

$$MSAVI = \frac{2\rho_{ETM4} + 1 - \sqrt{(2\rho_{ETM4} + 1)^2 - 8(\rho_{ETM4} - \rho_{ETM3})}}{2} \quad \text{Gleichung 9}$$

$\rho_{ETM}$  Reflektanz des Kanals

Aufgrund der linearen Beziehung zu Vegetationsstrukturparametern wie dem Blattflächenindex, ist der *MSAVI* ideal für die Charakterisierung von Vegetationsformationen geeignet (QI ET AL. 1994).

#### *Tasseled- CAP - Komponententransformation*

Die „*Tasseled- Cap*“- Transformation (TC) wurde ursprünglich von KAUTH & THOMAS (1976) für den *LANDSAT* - MSS Sensor entwickelt und später auch auf die *LANDSAT* - TM und *ETM+* - Kanäle übertragen (HUANG 2002).

Mit Hilfe von bandspezifischen Koeffizienten wird der Merkmalsraum der *LANDSAT* - Satellitenszene wie bei einer Hauptkomponentenanalyse so transformiert, dass die zweite Komponente, der so genannte „*Green Vegetation Index*“ (*GVI*), vor allem Vegetationseigenschaften abbildet. Zusammen mit der ersten und dritten Hauptkomponente, dem „*Brightness Index*“ (*BI*) und „*Wetness Index*“ (*WI*), können Informationen über den Alterungsprozess der Vegetation zum Feuchtegehalt der Vegetation und des Bodens gewonnen werden (TODD ET AL. 1998). Ein Vorteil des *GVI* ist seine geringe Anfälligkeit gegenüber der Bodenfeuchte (PRICE ET AL. 2002). Für die Reflektanzen des *ETM+* Sensors werden folgende Koeffizienten eingesetzt:

$$\begin{aligned}
 BI &= 0.3561(\rho_{ETM1}) + 0.3972(\rho_{ETM2}) + 0.3904(\rho_{ETM3}) + 0.6966(\rho_{ETM4}) + 0.2286(\rho_{ETM5}) + \\
 & 0.1596(\rho_{ETM7}) \\
 GI &= -0.3344(\rho_{ETM1}) - 0.3544(\rho_{ETM2}) - 0.4556(\rho_{ETM3}) + 0.6966(\rho_{ETM4}) - 0.0242(\rho_{ETM5}) - \\
 & 0.263(\rho_{ETM7}) \\
 WI &= 0.2626(\rho_{ETM1}) + 0.2141(\rho_{ETM2}) + 0.0926(\rho_{ETM3}) + 0.0656(\rho_{ETM4}) - 0.7629(\rho_{ETM5}) - \\
 & 0.5388(\rho_{ETM7})
 \end{aligned}$$

Gleichung 10

#### 3.3.1.1.4 Bodenindices

Für die Interpretation der Reflexionsspektren des Bodens werden radiometrische Indices berechnet mit dem Ziel, mineralogische und granulometrischen Eigenschaften der Böden vergleichen und differenzieren zu können. Zu den aussagekräftigsten Bodenindizes gehören der „Redness Index“ (*RI*), der „Colour Index“ (*CI*) und der „Texture Index“ (*TI*) (MADEIRA ET AL. 1997), welche im Rahmen dieser Arbeit nach folgenden Formeln errechnet wurden:

$$RI_{TM} = \frac{(TM_3)^2}{TM_1 \cdot x(TM_2)^3} \quad \text{Gleichung 11}$$

*TM* LANDSAT - Kanal

Der *RI* ist vor allem mit dem Hämatitgehalt des Bodens positiv korreliert. Allerdings können hohe Konzentrationen organischen Materials oder stark absorbierende Materialien wie Magnetit diesen Zusammenhang abschwächen. Der *CI* wird aus dem normalisierten Verhältnis des grünen und roten LANDSAT - Kanals berechnet:

$$CI_{TM} = \frac{TM_3 - TM_2}{TM_3 + TM_2} \quad \text{Gleichung 12}$$

*TM* LANDSAT - Kanal

Der *CI* zeigt eine positive Korrelation mit dem Eisenoxidgehalt. Auch bei diesem Index können bei Anwesenheit organischen Materials und Tonmineralien Fehlinterpretationen getroffen werden. Der *TI* spricht auf Böden mit einer Lehmtextrur an und wird nach folgender Formel berechnet:

$$TI_{TM} = \frac{TM_5 - TM_7}{TM_5 + TM_7} \quad \text{Gleichung 13}$$

*TM* LANDSAT - Kanal

Die Berechnung der Vegetations- und Bodenindizes erfolgte mit Hilfe der Bildverarbeitungssoftware ERDAS Imagine 8.7 (ERDAS INC. 1999).



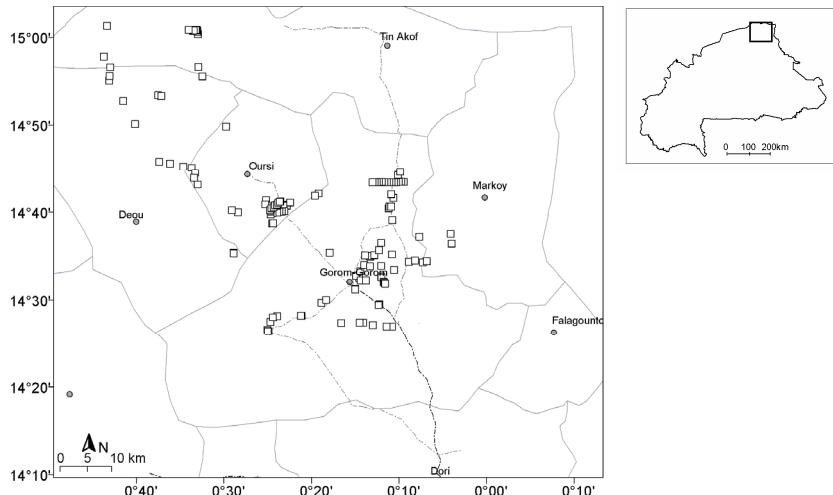
### 3.3.1.2 Geländedaten

Zur Erhebung von Geländedaten wurden fünf, zum Teil mehrmonatige Geländekampagnen durchgeführt. Vier Reisen wurden zum Ende der Regenzeit und somit saisongleich zum Aufnahmezeitpunkt der meisten Satellitenszenen, eine Reise zur Mitte der Regenzeit unternommen. Während des ersten Geländeaufenthalts (August – November 2001) wurden die Klasseninhalte der Landbedeckungs- und Landnutzungsklassen definiert und erste Voruntersuchungen zur Erhebung von fernerkundungsrelevanten Parametern durchgeführt. Daneben wurden GPS-Koordinaten für die geometrische Referenzierung der Satellitendatenbilder aufgenommen (vgl. Kapitel 0). Die folgenden Kampagnen zur Mitte (Juni – Juli 2002) und zum Ende der Regenzeit (August – Oktober 2002, Oktober 2004) dienten der Aufnahme von Referenzdaten auf Trainings- und Testgebieten. Dabei wurden sowohl quantitative Parameter der Vegetationsstruktur, als auch Angaben zur Vegetationsformation, Bodeneigenschaften und Beweidungsgrad standardisiert erhoben und in eine relationale Datenbank integriert. Die zweite, sehr umfassende Datengrundlage dieser Untersuchung beinhaltet botanische Datensätze von mehreren tausend pflanzensoziologischen Aufnahmen, welche im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 268 und ab 2001 im Rahmen des „*BIOTA West Afrika*“ Projekts erhoben wurden (vgl. Kapitel 4.3.1.1).

#### 3.3.1.2.1 *Datenabdeckung*

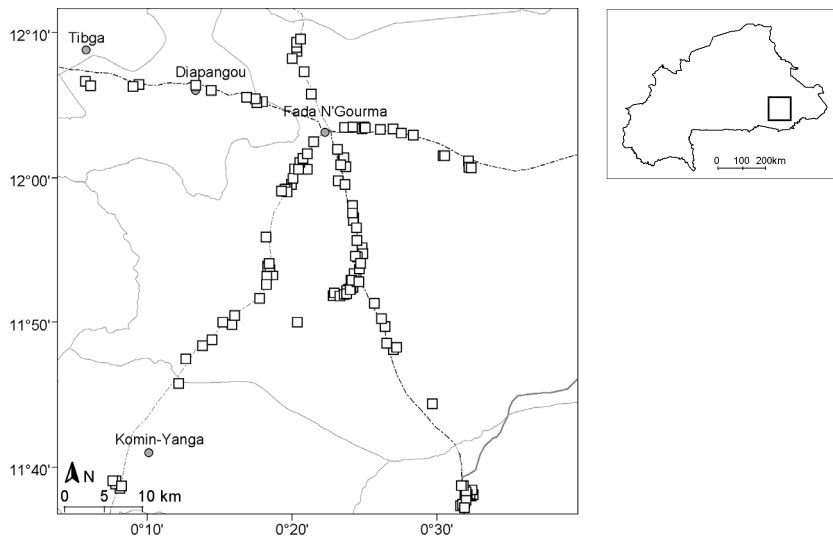
Insgesamt wurden auf 449 Aufnahmeflächen (Trainings- bzw. Testgebiete) fernerkundlich relevante Geländedaten erhoben. Die Vegetationsformationen des sahelischen Untersuchungsgebietes sind durch 137 Aufnahmen, des nordsudanischen Untersuchungsgebietes durch 136 Aufnahmen und des südsudanische Untersuchungsgebietes durch 176 Aufnahmen repräsentiert. (Tab. 3, Abb. 12).

a)



c)

b)



c)

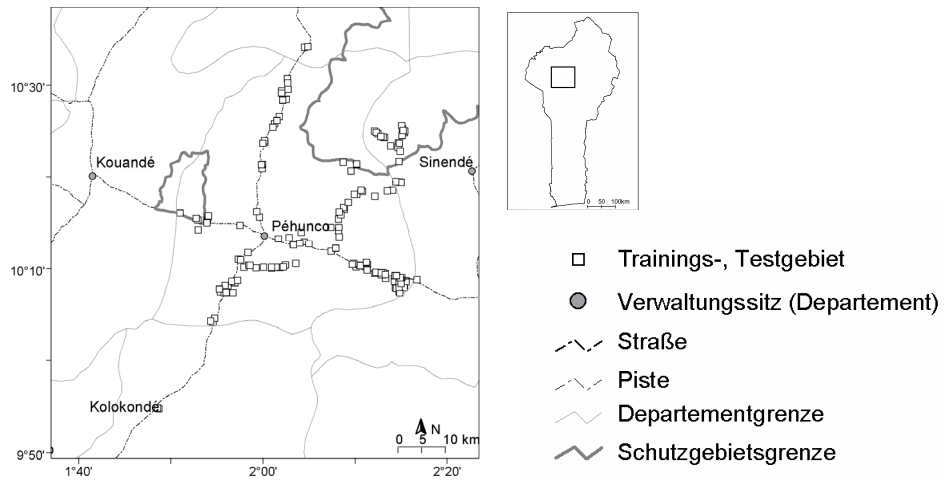


Abb. 12: Lage der Trainings- und Testgebiete. a) sahelisches Untersuchungsgebiet, b) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, c) südsudanisches Untersuchungsgebiet

Art der Aufnahme	Sahel-Zone	Nordsudan-Zone	Südsudan-Zone
Bestimmung der Vegetationsformation	137	136	176
Beschreibung der Vegetationsstruktur	122	103	135
Quantitative Erfassung der Vegetationsstruktur	27	63	34
Beschreibung von Bodenparametern	85	48	82
Landwirtschaftliche Nutzungsparameter	131	136	160
Einzelartnachweis	1330	6490	7670

Tab. 3: Übersicht der erhobenen Geländeparameter und Anzahl der Aufnahmen pro Teiluntersuchungsgebiet

### 3.3.1.2.2 Auswahl von Trainings- und Testgebieten

Die Ausweisung von Trainings- und Testgebieten, welche für die überwachte Klassifikation herangezogen werden, hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Qualität der Klassifikation. Sie sollten folgende Anforderungen erfüllen, um die Erfassung der Landbedeckungsklassen zu gewährleisten (SCHUMACHER 1991):

- Die Gebiete sollen die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Landbedeckungsklassen repräsentativ abbilden. Übergangsbereiche zwischen verschiedenen Vegetationsformationen sollten zur Vermeidung von Mischklassifikationen nicht ausgewiesen werden.
- Die Gebiete sollten sowohl im Gelände, als auch im Satellitenbild als eindeutig abgrenzbare und homogene Einheiten angesprochen werden können.
- Aus statistischen Gründen sollte die Größe eines Gebiets mindestens  $10 \cdot (n+1)$  ( $n$  = Anzahl der Spektralkanäle) Bildpunkte betragen (JENSEN 2000). Für eine *LANDSAT* - Satellitenszene resultiert daraus eine Mindestgröße der Trainings- und Testgebiete von fünf bis zehn Hektar.

Die Auswahl der Trainings-, und Testgebiete orientiert sich an dem von SCHMID (1999) entwickelten Verfahren einer stratifizierten Zufallsauswahl, wurde aber in wesentlichen Punkten erweitert und teilautomatisiert. Das mehrstufige Auswahlverfahren erlaubt eine vollständige und statistisch unabhängige Erfassung aller Landbedeckungsklassen des jeweiligen Untersuchungsgebietes. Als potentielle Trainings-, bzw. Testflächen werden nur spektral homogene und für die jeweilige Landbedeckungsklasse repräsentative Pixelgruppen mit einer Mindestgröße von zehn Hektar ausgewählt. Im Einzelnen wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- Segmentierung der Satellitenszenen in spektral homogene Gebiete / Gruppen von Bildpunkten (vgl. Kapitel 3.3.2.1.1)
- Vektorisierung der Bildpunktgruppen
- Berechnung der Flächengröße und spektrale Statistiken der Bildpunktgruppen
- Auswahl repräsentativer Bildpunktgruppen (Abb. 13a)
- Auswahl spektral homogener Bildpunktgruppen (Abb. 13b)

Von den verbleibenden Bildpunktgruppen wurden anschließend für jede Spektralklasse 50 im Gelände erreichbare (Maximaldistanz zur nächsten Piste 2km) Trainings-, bzw. Testgebiete zufällig ausgewählt.

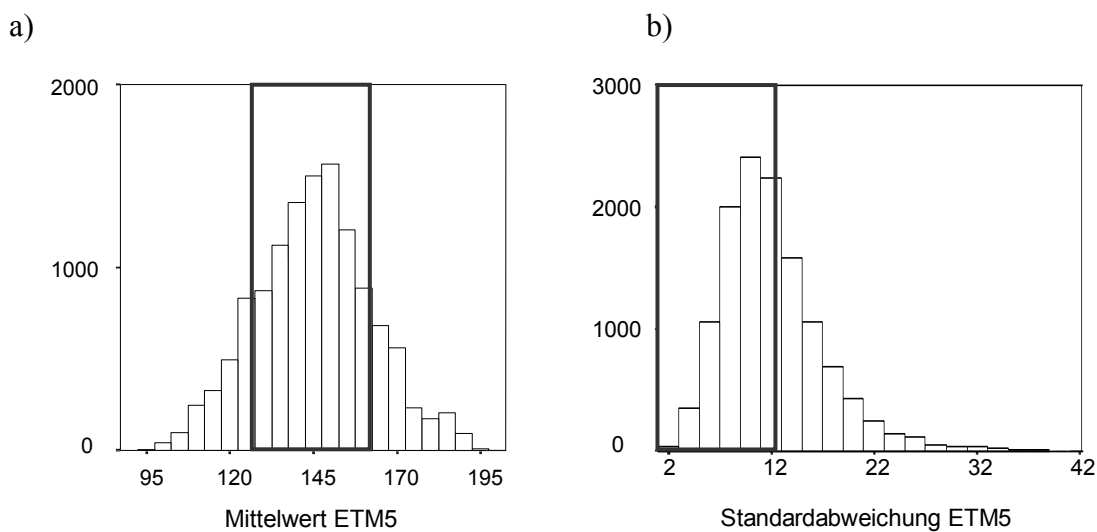


Abb. 13: a) Häufigkeitsverteilung der Werte des *LANDSAT* - Kanals fünf für Pixelgruppen einer *ISODATA* - Spektralklasse. b) Häufigkeitsverteilung der Standardabweichungen des *LANDSAT* - Kanals 5 für Pixelgruppen einer *ISODATA* - Spektralklasse. Der umrandete Bereich umgrenzt den Wertebereich der spektralen Parameter von potentiell geeigneten Trainings- und Testgebieten.

### 3.3.1.2.3 Aufnahme der Vegetationsstruktur

Die Struktur der Vegetation ist ein wichtiger Schlüsselparameter, welcher sich mit biophysikalischen Eigenschaften der Vegetation direkt in Beziehung setzen lässt und im Zentrum vieler ökologischer Prozesse, wie der Ausprägung des Strahlungsregimes, der Photosyntheseaktivität und den Interaktionen zwischen verschiedenen Arten steht.

Ein besonders aussagekräftiger Parameter für die Vegetationsformationen der Untersuchungsgebiete ist die Deckung der Gehölzschicht. Dieser Parameter kann mit optischen Aufnahmeverfahren, wie dem Aufnahme- und Analysesystem „*HemiView*“ (DELTA-T DEVICES 2007) erhoben werden. Ein methodischer Nachteil dieser Systeme ist ihre hohe Anfälligkeit gegenüber Beleuchtungsunterschieden zum Zeitpunkt der Aufnahme und die starke Abhängigkeit von technischer Funktionalität. Ein verwandtes,

vereinfachtes Aufnahmeverfahren zur Bestimmung der Deckung von Gehölzen ist die Nutzung von hemisphärischen Fotografien, welche bisher vor allem bei großräumigen Erhebungen der Vegetationsstruktur in tropischen Regenwäldern eingesetzt wurde (TRICHON ET AL 1998).

In Anlehnung an diese Methodik wurden in dieser Arbeit senkrecht nach oben ausgerichtete Weitwinkelfotografien aufgenommen, um die Deckung der Baum- und Strauchschicht in den verschiedenen Savannenformationen quantitativ erfassen zu können. Ein wesentlicher Punkt ist dabei die Konzeption eines adäquaten räumlichen Aufnahmedesigns, um die Vegetationsstruktur einer Untersuchungsfläche repräsentativ erfassen zu können. Dabei muss vor allem die Skalengkongruenz zwischen den Geländedaten und den *LANDSAT* - Daten (räumliche Auflösung eines *LANDSAT* - Bildpunkts = 30 x 30m) berücksichtigt werden.

Ausgehend von der Koordinate des Testflächenmittelpunkts wurden in einem Umkreis von 100m sieben bis zehn Zufallspunkte aufgesucht und digitale Senkrechtaufnahmen der Gehölzschicht aufgenommen (Abb. 14a). Die Vergleichbarkeit der Aufnahmen wurde unter Verwendung eines Stativs durch die konstante Höhe der Kamera (1.5m Höhe über dem Boden) und deren senkrechte Ausrichtung zum Boden (Überprüfung mit einer an der Kamera befestigten Libelle) sichergestellt. Insgesamt wurden über 900 Digitalfotografien auf insgesamt 124 Trainings- und Testgebieten aufgenommen. Zusätzlich wurde die Gesamtdeckung der Gehölze und die Deckung der Strauch- (Höhe < 5m) und Baumschicht (Höhe > 5m) in 5% Schritten geschätzt.

Im Unterschied zur Analyse von analogen Fotografien können digitale Fotografien automatisiert bearbeitet werden, was die Auswertung einer großen Anzahl von Aufnahmen ermöglicht. Die Auswertung der Senkrechtfotografien erfolgte mit Hilfe von teilautomatisierten Bildverarbeitungsroutinen innerhalb der Software ERDAS Imagine 8.7 (ERDAS INC. 1999). Die einzelnen Fotografien wurden zunächst überwacht klassifiziert (vgl. Kapitel 3.3.2.1.2), wodurch ein binäres Bild der Vegetationsdeckung (1 = Vegetation, 0 = Nicht Vegetation) erzeugt wurde (Abb. 14b). Anschließend wurde die Vegetationsdeckung für jede Digitalaufnahme errechnet und zu einem mittleren Deckungswert einer Testfläche zusammengefasst.

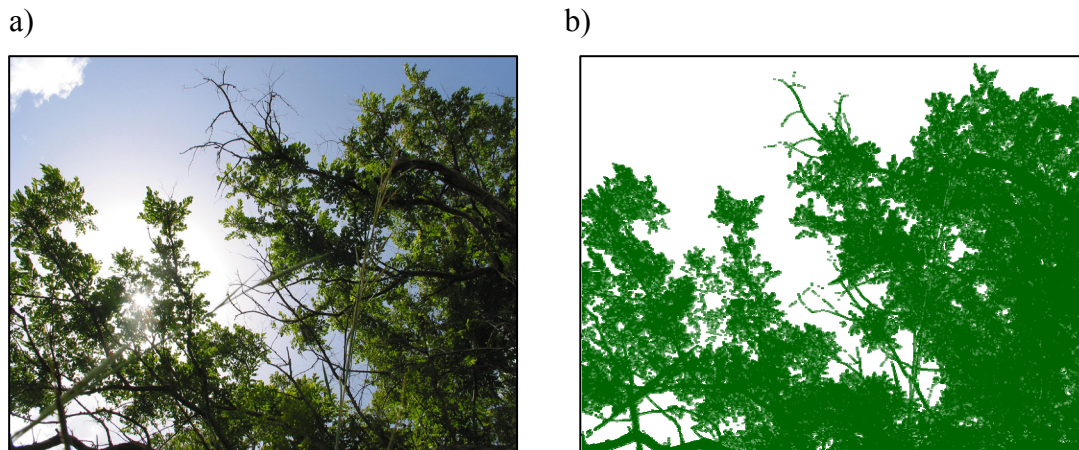


Abb. 14: Bestimmung des Deckungsgrades der Vegetation mit Hilfe von Senkrechtfotografien.  
a) Senkrechtaufnahme der Gehölzdeckung, b) binäre Abbildung der Gehölzdeckung

Neben der Deckung der Gehölze wurde die Dichte der Gehölze mit Hilfe des „*T-Square Sampling*“ Verfahrens (BESAG & GLEAVES 1973) bestimmt. Bei dem „*T-Square Sampling*“ Verfahren wird zunächst die Distanz zwischen einem Zufallspunkt (O) und dem nächstgelegenen Individuum (P) und anschließend die Distanz zwischen diesem und seinem nächsten Nachbarn (Q) ausgemessen, wobei der Winkel zwischen OPQ 90° übersteigen muss. Die Dichte der Gehölze berechnet sich nach folgender Formel:

$$D = \frac{n^2}{2\sum(x_i)[\sqrt{2}\sum(z_i)]} \quad \text{Gleichung 14}$$

D	Dichte der Organismen (in m <sup>2</sup> )
x	Distanz zwischen Zufallspunkt und Individuum P (in m)
z	Distanz zwischen Individuum P und Q (in m)
n	Probenzahl

Bei der Aufnahme wurden zwei Größenklassen der Gehölze unterschieden (Durchmesser in Brusthöhe (DBH) ≤ 5 cm, bzw. DBH > 5 cm). Für jeden vermessenen Baum bzw. Strauch wurde außerdem die Höhe und Breite der Kronen abgeschätzt.

Bodenparameter, wie die Eigenschaften der Bodenoberfläche und Bodenfeuchte wurden in beschreibender Form aufgenommen und in qualitative Kategorien unterteilt. Auf eine Klassifizierung von Böden nach ihrer Farbe wurde verzichtet. Die gängige Methode bedient sich des visuellen Abgleichs zwischen einer Bodenprobe und Standardfarbtabelle und benötigt aufgrund der subjektiven Zuordnung des Bodenfarbwertes einen erfahrenen Interpreten, um verlässliche Ergebnisse zu erzielen.

### 3.3.2 Methodische Ansätze

#### 3.3.2.1 Klassifikation der Landbedeckung

Ziel der Klassifikation ist die thematische Interpretation einer Landschaft (JENSEN 1996, 2000). Dabei müssen aus dem Kontinuum der spektralen Daten diskrete Informationsklassen ausdifferenziert werden. Detaillierte Ausführungen zu diesem Thema finden sich in RICHARDS & JIA (1999) und HILDEBRANDT & KIEFER (2000). Eine grundsätzliche Darstellung der Arbeitsvorgänge, welche in dieser Arbeit angewendet wurden, liefert das Nutzerhandbuch der Bildverarbeitungssoftware ERDAS Imagine 8.7 (ERDAS INC. 1999).

Im deutschen Sprachgebrauch wird meist keine Differenzierung zwischen den Begriffen Landnutzung bzw. Landbedeckung vorgenommen. Die englische Literatur unterscheidet hingegen zwischen „*land cover*“ und „*land use*“ (SABINS 1987: 357). Mit dem Begriff „*land use*“ wird dabei vor allem die funktionale, anthropogene Komponente einer Klasse betont. Im westafrikanischen Untersuchungsraum können Landnutzungsklassen wie unterschiedliche feldbauliche Nutzung (Baumwolle, Hirse) oder Bebauungsklassen nur sehr schwierig mit Hilfe von Fernerkundungsdaten differenziert werden. Darüber hinaus bilden Fernerkundungsdaten per se die physikalisch bedingte Beschaffenheit der Landoberfläche, wie Boden, Vegetation oder Bebauung ab. Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit dem Begriff der Landbedeckung der Vorzug gegeben.

Prinzipiell können zwei Klassifikationsverfahren unterschieden werden: Bei **nicht überwachten Klassifikationsverfahren** werden autonome Pixelgruppen, welche sich im Merkmalsraum einer Satellitenszene in relativer Nähe zueinander befinden zu Gruppen zusammengefasst. Diese Form der Klassifikation kommt also einer Segmentierung des Datenraumes gleich, bei der zunächst keine Kenntnisse über das Untersuchungsgebiet von Seiten des Bearbeiters benötigt werden. Das Verfahren kommt vor allem dann zur Anwendung, wenn wenige Informationen über das jeweilige Untersuchungsgebiet vorhanden sind und deshalb eine Festlegung auf definierte Landbedeckungsklassen nicht möglich ist. Die resultierenden Klassen werden erst nach der Klassifikation interpretiert und Landschaftsinhalten zugeordnet.

**Überwachte Klassifikationsverfahren** benötigen Vorinformationen über die zu unterscheidenden Ergebnisklassen in Form von Daten aus dem Untersuchungsgebiet. Ohne Referenzdaten aus den Untersuchungsgebieten ist eine überwachte Klassifikation

nicht durchführbar und ohne unabhängige Testdaten kann die Qualität einer Klassifikation nicht beurteilt werden. Vor der eigentlichen Datenerhebung im Gelände müssen mögliche Landbedeckungsklassen auf der Basis von Geländekampagnen oder Literaturstudien identifiziert und zu einem aussagekräftigen Klassifikationsschlüssel zusammengefasst werden. Anschließend werden im Gelände auf definierten Untersuchungsflächen (Trainingsgebieten) fernerkundungsrelevante Daten (z.B. Vegetations- oder Bodenparameter) erhoben. Diese Daten werden zu Informationen verdichtet und mit den spektralen Merkmalen (Signaturen) der einzelnen Untersuchungsfläche verknüpft. Anschließend erfolgt auf der Grundlage der Signaturen und mit Hilfe von statistischen Verfahren die Zuweisung der einzelnen Bildpunkte zu den jeweiligen Landbedeckungsklassen. Im eigentlichen Klassifikationsprozess wird der spektrale Merkmalsraum einer Landbedeckungsklasse mit Hilfe von Klassifikationsalgorithmen auf das gesamte Untersuchungsgebiet übertragen.

Die Qualität der Klassifikation ist nicht nur von der verwendeten Methode und den Kenntnissen des Satellitenbildinterpreten abhängig, sondern vor allem von der guten Kenntnis des Terrains, seiner räumlichen Gliederung und der Einflüsse von strukturierenden Landschaftsfaktoren. Aus diesen Kenntnissen leiten sich die inhaltlichen Vorgaben ab, welche in einer Klassifikation berücksichtigt werden können. Im Folgenden sollen die in dieser Arbeit verwendeten Klassifikationsverfahren vorgestellt werden.

#### 3.3.2.1.1 Nicht überwachte Klassifikation

Von den unüberwachten Klassifikationsverfahren wurde das *ISODATA* - Verfahren (*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*) angewandt. Bei diesem iterativen Verfahren werden die Bildpunkte den jeweiligen Klassenmittelpunkten zugewiesen und zu spektral ähnlichen Gruppen zusammengefasst. Zu Beginn des Verfahrens werden entlang der Ursprungsdiagonale des multispektralen Merkmalsraums in einer Satellitenszene in regelmäßigen Abständen Gruppierungsmittelpunkte platziert. Jeder Bildpunkt wird anschließend der Klasse mit dem euklidisch nächsten Mittelpunkt zugeordnet. Die Gruppierungsmittelpunkte werden neu berechnet und verschieben sich dabei in Richtung der tatsächlichen Gruppenzentren im Merkmalsraum. Dieser Prozess erfolgt iterativ, bis der Anteil der neu gruppierten Bildpunkte, welche zwischen zwei Iterationsschritten in eine neue Klasse verschoben werden, einen vorgegebenen Schwellenwert, den so genannten Konvergenzwert, unterschreitet. Vom Bearbeiter werden die Zahl der gewünschten Ergebnisklassen, die maximale Iterationszahl (hier



1000x) sowie der Konvergenzschwellwert (hier 99%) angegeben. Für eine ausführliche Vorstellung und Diskussion der verschiedenen Verfahren sei auf LILLESAND & KIEFER (2000) sowie RICHARDS & JIA (1999) verwiesen.

Auf der Basis von Literaturangaben (WILL 1996, SCHMID 1999, JUDEX 2003 ) wurden für das sahelische Untersuchungsgebiet 15 und für das nord- und südsudanische Untersuchungsgebiet 20 potentiell unterscheidbare Klassen prognostiziert und dem *ISODATA* - Klassifikationsverfahren vorgegeben. Im anschließenden Evaluierungsprozess wurden redundante Klassen nach visueller Interpretation der Bildinhalte und mit Hilfe von hierarchischen Clusteranalysen über Dendrogramme identifiziert und zusammengefasst.

### 3.3.2.1.2 Überwachte Klassifikation

Zu den verlässlichsten Klassifikationsverfahren gehört der parametrische „*Maximum Likelihood*“ Klassifikationsalgorithmus (MLK), welcher in dieser Arbeit verwendet wurde. Bei dem Verfahren wird zunächst über eine Kovarianzmatrix die Wahrscheinlichkeit eines Bildpunktes, einer bestimmten Landbedeckungsklasse anzugehören, berechnet und dann der entsprechenden Landbedeckungsklasse zugeordnet. Dabei wird von einer Normalverteilung der Spektralwerte innerhalb einer Landbedeckungsklasse ausgegangen (LILLESAND & KIEFER 2000). Da die Verlässlichkeit der Klassifizierung mit der Anzahl der im Testgebiet enthaltenen Bildpunkte ansteigt, sollten pro Landbedeckungsklasse  $10 \cdot n - 100 \cdot n$  Bildpunkte durch die Trainingsgebiete definiert werden ( $n$  = Anzahl der genutzten Kanäle). Darüber hinaus führt eine homogene Verteilung der Testgebiete über das gesamte Untersuchungsgebiet, sowie eine repräsentative Abbildung aller Landbedeckungsklassen zu einer höheren Qualität der Klassifikation. Durch das statistische Auswahlverfahren (vgl. Kapitel 3.3.1.2) und die Festlegung der Mindestgröße der Trainingsgebiete auf zehn Hektar wurde sichergestellt, dass alle Voraussetzungen für das *Maximum Likelihood* - Verfahren erfüllt wurden. Die Normalverteilung der Pixelwerte wurde für jede Landbedeckungsklasse anhand ihrer Häufigkeitsverteilung überprüft.

Um die Heterogenität von Landbedeckungsklassen zu verringern und deren räumliche Kohärenz zu verbessern, können mit Hilfe von räumlichen Operatoren und statistischen Filtern einzelne Bildpunkte oder kleine Gruppen von Bildpunkten eliminiert und räumlich eng benachbarte Bildpunkte der gleichen Landbedeckungsklasse aggregiert werden. Da allerdings bei diesen Verfahren auch die Grenzen von großen

zusammenhängenden Bildpunktgruppen einer Klasse verändert und Bildpunktgruppen nicht vollständig eliminiert, sondern nur verkleinert werden, wurde auf eine Nachbearbeitung der Klassifikationsergebnisse verzichtet.

### 3.3.2.1.3 *Klassifikationssystem*

Jegliche Klassifikation eines Untersuchungsgebietes basiert auf einem Klassifikationssystem, das sowohl auf die Fragestellungen, als auch auf die zur Verfügung stehenden Daten zugeschnitten sein sollte. Neben einer möglichst hohen und gleichmäßigen Genauigkeit der erfassten Klassen sollte das System eine möglichst große räumliche und zeitliche Übertragbarkeit der Klasseninhalte gewährleisten und unabhängig von Datengrundlage und Bearbeiter sein. Diese Anforderungen können mit Hilfe eines hierarchischen Klassifizierungssystems ideal erfüllt werden. Bei diesem System sind die Klassen in Hierarchieebenen angeordnet, wobei thematisch grob aufgelöste, übergeordnete Klassen, untergeordnete, thematisch fein aufgelöste Klassen umschließen und sich somit bei Bedarf weiter differenzieren lassen.

Bisher existiert für Westafrika kein flächenübergreifendes standardisiertes Klassifikationssystem, welches erlauben würde, die Ergebnisse von lokalen Studien miteinander zu vergleichen. Die Klassifikationssysteme der für das Untersuchungsgebiet vorliegenden fernerkundlichen Arbeiten (z.B. LE HOUÉROU 1989, WILL 1996, SCHMID 1999) basieren im wesentlichen auf dem Klassifikationssystem der Konferenz von Yangambi (CSA 1956) und werden je nach Frage- und Aufgabenstellung unterschiedlich angepasst, so dass keine vergleichende räumliche oder zeitliche Interpretation der Klassifikationsergebnisse verschiedener Untersuchungen vorgenommen werden kann.

Aus diesem Grund wurde im Rahmen dieser Arbeit ein hierarchisches Klassifikationssystem entwickelt, welches die Vergleichbarkeit der Landbedeckungsklassen über das jeweilige Untersuchungsgebiet hinaus gewährleisten soll. Die drei generellen Hierarchieebenen des übergreifenden Klassifikationssystems werden auf der Ebene der drei Untersuchungsgebiete um eine Hierarchieebene erweitert. Mit diesem Vorgehen können die Landbedeckungsklassen an die Eigenschaften des jeweiligen Untersuchungsgebietes angepasst werden. In Tab. 4 sind die Inhalte der ersten drei Klassifikationsebenen zusammenfassend dargestellt. Es werden nur Klassen aufgeführt, welche im Rahmen dieser Arbeit mit Hilfe der Fernerkundungsdaten differenziert werden konnten. Die Klassifikation der Landbedeckungsklassen erfolgte mit der Software ERDAS Imagine 8.7.

Ebene I	Ebene II	Ebene III	Code
Vegetation	Wald (Gehölze dominieren)	Galeriewald	1110
		Dichter Trockenwald	1120
		Tigerbusch	1130
	Trockensavanne (Durchgängige Krautschicht, -1.5m)	Lichter Trockenwald	1210
		Waldsavanne	1220
		Baumsavanne	1230
		Strauchsavanne	1240
	Dornsavanne (Krautschicht -30cm)	Grassavanne	1250
		Auf der Düne	1310
	Landwirtschaft	Ackerfläche>50%	Auf dem <i>Glacis</i>
Regenfeldbau			2110
Nassanbau		2120	
Gewässer	Ackerfläche>50%	Feld/Brachemosaik	2210
	Stehend		3100
Fließend	3200		
Sonderstandort	Inselberg / Fels		4100

Tab. 4: Klassifikationssystem der drei Teiluntersuchungsgebiete

### 3.3.2.1.4 Validierung

#### *Optimierung der spektralen Signaturen*

Vor der eigentlichen Klassifikation müssen für jede Landbedeckungsklasse statistisch abgrenzbare und normalverteilte spektrale Signaturen generiert werden. In einem iterativen Prozess werden die spektralen Signaturen der Landbedeckungsklassen durch die Eliminierung oder die Vereinigung von Signaturen einzelner Trainingsgebiete so lange verbessert, bis optimale Klassifizierungsergebnisse erreicht werden. Für die Herleitung der zugrunde liegenden Prinzipien sei auf RICHARDS & JIA (1999) verwiesen.

#### *Bildung einer Fehlermatrix*

Die zugrunde liegenden Prinzipien für die Überprüfung der Klassifikationsgenauigkeit sollen zunächst in einem hypothetischen Beispiel verdeutlicht werden (Abb. 15)

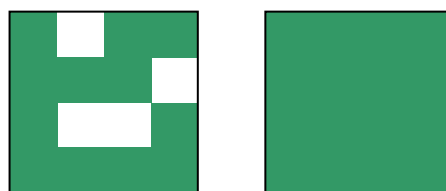


Abb. 15: Links: Schematisierte Darstellung einer hypothetischen Landschaft. Die grüne Farbe repräsentiert die Landbedeckungsklasse Wald, die weiße Farbe die Landbedeckungsklasse Nicht-Wald. Rechts: Klassifizierte Landbedeckungskarte der gleichen Landschaft

Die schematisierte Landbedeckungskarte (Abb. 15b) klassifiziert die gesamte Fläche des hypothetischen Untersuchungsgebietes als Wald, wobei 25% der Landschaft fehlerhaft klassifiziert werden. Die Gesamtgüte der Klassifikation beträgt demnach 75%. Die Klassifikationsgüte der Klasse Wald beträgt jedoch 100%, da jede Waldfläche korrekt erkannt wurde. Demnach können zwei verschiedene Qualitätsmaße definiert werden.

- Die so genannte *Hersteller Genauigkeit (Producer Accuracy)* gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein bekannter Referenzpunkt im Gelände korrekt vorhergesagt wird.
- Die so genannte *Nutzer Genauigkeit (User Accuracy)* gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Landbedeckungsklasse eines klassifizierten Bildpunkts tatsächlich der Landbedeckungsklasse im Gelände entspricht.

In einer Kontingenztabelle kann die Genauigkeit einer Landbedeckungsklassifikation anhand der korrekten bzw. fehlerhaften Zuweisungsrate von Bildpunkten zu einer bestimmten Landbedeckungsklasse objektiv überprüft werden (FOODY 2002) (Tab. 5).

Tatsächliche Landbedeckungsklasse (Referenzfläche)	Erwartete Landbedeckungsklasse (Klassifikation)			Spaltensumme	Hersteller Genauigkeit in %
	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3		
Klasse 1	200	10	5	215	93
Klasse 2	20	150	10	180	83
Klasse 3	0	0	100	100	100
Zeilensumme	220	160	115	495	
Nutzer Genauigkeit in %	91	94	87		

Tab. 5: Beispiel einer Kontingenztabelle zur Veranschaulichung der Berechnung von Maßen der Klassifikationsgüte

Im Einzelnen können folgende Qualitätsmaße aus der Kontingenztabelle abgeleitet werden:

**Gesamtgüte:**  $(\text{Anzahl der korrekt klassifizierten Bildpunkte}) / (\text{Gesamtzahl der Bildpunkte})$

**Producer Accuracy:**  $(\text{Anzahl der korrekt klassifizierten Bildpunkte einer Klasse A}) / (\text{Referenzpunkte der Klasse A})$

**User Accuracy:**  $(\text{Anzahl der korrekt klassifizierten Bildpunkte einer Klasse A}) / (\text{Gesamtzahl der Bildpunkte, welche als Klasse A klassifiziert wurden})$

Für die Berechnungen der verschiedenen Maße wurden in dieser Arbeit nur Bildpunkte von unabhängigen Testgebieten, welche nicht für die Klassifikation genutzt wurden, herangezogen.

### 3.3.2.2 Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels

Um zeitliche Veränderungen des landwirtschaftlichen Nutzungsdrucks auf die Savannenökosysteme zu analysieren, werden für die sudanischen Untersuchungsgebiete Analysen des Landnutzungswandels durchgeführt.

Für die Analyse der zeitlichen Veränderungen der ackerbaulich genutzten Flächen stehen für das nordsudanische Untersuchungsgebiet *LANDSAT* - Satellitenszenen vom November 1989 und 2001 und für das südsudanische Untersuchungsgebiet Szenen vom November 1986 und 1999 zur Verfügung (Tab. 2). Zu diesem Zeitpunkt können ackerbaulich genutzte Flächen besonders zuverlässig klassifiziert werden, da sich die bereits abgeernteten Feldflächen und die abgetrockneten jungen Brachen gut von den gehölzreichen und grünen Baumsavannen unterscheiden lassen. Zudem werden phänologische Einflüsse auf das Spektralsignal weitgehend minimiert.

Die *LANDSAT* - Satellitenszenen wurden zunächst nach dem oben beschriebenen Verfahren radiometrisch aufbereitet und mit einer absoluten Genauigkeit von 35m und einer relativen Genauigkeit von 30m zueinander referenziert (vgl. Kapitel 3.3.1.1.2). Anschließend wurde die ackerbaulichen Flächen (Feldflächen und junge Brachen mit einem Alter < 5a) auf der Basis des *LANDSAT* - Datensatzes von 2001, bzw. 1999 überwacht klassifiziert und mit unabhängigen Testpunkten validiert. Die so gewonnenen spektralen Signaturen der ackerbaulich genutzten Flächen wurden über eine nicht überwachte *ISODATA* - Klassifikation (15 Klassen) auf die historische *LANDSAT* - Satellitenszene übertragen. Die 15 Klassen der nicht überwachten Klassifikation wurden im nordsudanischen Untersuchungsgebiet mit Luftbildern des Jahres 1988 und im südsudanischen Untersuchungsgebiet mit Luftbildern aus dem Jahr 1986 interpretiert. Spektralklassen, welche ackerbaulich genutzte Flächen wiedergeben, konnten mit Hilfe der Luftbilder eindeutig zugeordnet werden. Die Evaluierung der Landnutzungsklasse wurde in beiden Untersuchungsgebieten für 400 zufällig ausgewählte Testpunkte über einen visuellen Vergleich von Luftbild und klassifizierter Landnutzung durchgeführt. Alle methodischen Verfahren und Analysen wurden mit Hilfe der Software ERDAS Imagine 8.7 (ERDAS INC. 1999) und ArcView 3.2 durchgeführt.

## 3.4 Ergebnisse

### 3.4.1 Räumliche Extrapolation der Gehölzdeckung

Abb. 16 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen der mit Hilfe der hemisphärischen Fotos bestimmten und der geschätzten Deckung der Gehölzschicht auf 96 Testgebieten des nord- und des südsudanischen Untersuchungsgebietes. Es ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen den Wertepaaren. Beide Methoden kommen zu ähnlichen Werten der Gehölzdeckung, wobei aus dem Schätzverfahren im Mittel 10% höhere Deckungswerte resultieren.

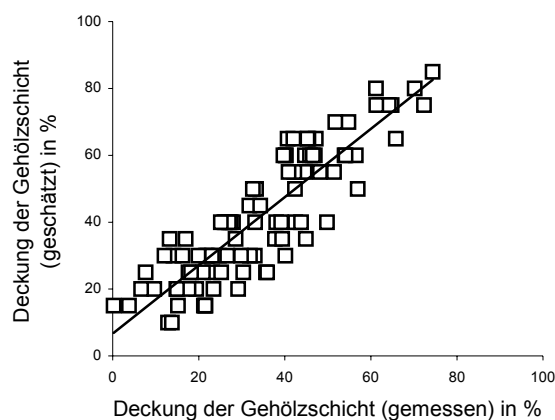


Abb. 16: Regression zwischen der geschätzten und der quantitativ bestimmten/gemessenen Deckung der Gehölzschicht. ( $n=96$ ,  $R^2=0.78$ ) in der Nord- und Südsudanzone

Die Residuen sind über den gesamten Wertebereich von 0-75% Deckung (gemessen) bzw. 14-85% Deckung (geschätzt) gleich bleibend. Somit erscheinen beide Methoden (Mittelung der Deckungswerte von 7-10 Senkrechtfotos bzw. Schätzung) in gleicher Weise geeignet, die Deckung der Gehölzschicht über den gesamten Wertebereich verlässlich zu bestimmen.

Für die räumliche Extrapolation der Gehölzdeckung standen für das sahelische Untersuchungsgebiet Daten von 137 Untersuchungsflächen, für die Untersuchungsgebiete der Nord- bzw. Südsudanzone Daten von 94 bzw. 87 Flächen zur Verfügung. Der beste Erklärungswert zwischen der geschätzten Gehölzdeckung ( $GD_{\text{gesch}}$ ) auf den Trainingsgebieten und den korrespondierenden *MSAVI* Werten wird mit einer logarithmischen Anpassungsfunktion erreicht (Abb. 17, Tab. 6).

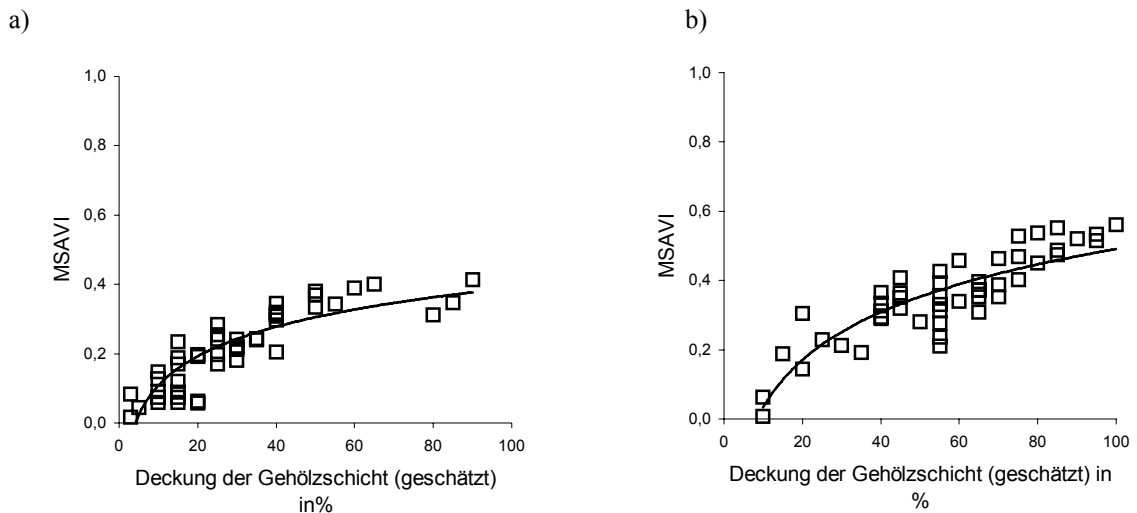


Abb. 17: Regression zwischen der geschätzten Deckung der Gehölzschicht und den Werten des *MSAVI*.  
 a) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, b) südsudanisches Untersuchungsgebiet

Vegetationszone	$N_{gesamt}/N_{Train}$	Funktion	$R^2$
Sahelzone	137/76	$S_{MSAVI} = 0.0594 \ln(GD_{gesch}) + 0.3337$	0.45
Nordsudanzone	106/46	$NSudan_{MSAVI} = 0.1266 \ln(GD_{gesch}) - 0.1743$	0.74
Südsudanzone	87/48	$SSudan_{MSAVI} = 0.199 \ln(GD_{gesch}) - 0.4254$	0.75

Tab. 6: Anpassungsfunktionen zwischen der Deckung der Gehölzschicht und dem *MSAVI*

Demnach können die Gehölzdeckungswerte der Trainingsgebiete für die Sudanzone mit folgenden Gleichungen auf das jeweilige Teiluntersuchungsgebiet extrapoliert werden.

$$GD_{NS} = 6.4973e^{6.0663 * MSAVI} \quad \text{Gleichung 15}$$

$$GD_{SS} = 13.339e^{3.7501 * MSAVI} \quad \text{Gleichung 16}$$

Aufgrund des relativ geringen Erklärungswertes der Anpassungsfunktion im Sahel, wurde für das sahelische Untersuchungsgebiet auf eine Extrapolation der Deckungswerte verzichtet.

Der überwiegende Teil des nordsudanischen Untersuchungsgebietes wird von Savannenformationen mit einer Gehölzdeckung von 10-30% bedeckt. In den intensiv feldbaulich genutzten Regionen, z.B. im Nordwesten des Untersuchungsgebietes und 80km süd-südöstlich von Fada N’Gourma, liegt die Gehölzdeckung im Mittel unter 10%. Hohe Deckungswerte (>50%) der Gehölzschicht finden sich nur entlang von Flussläufen und auf sehr alten Bracheflächen (>40a) im Zentrum und im Nordosten des Untersuchungsgebietes (vgl. Kapitel 3.4.2). Aber auch innerhalb der von Beweidung und Feldbau geschützten Gebiete im Südosten des Untersuchungsgebietes werden, im

Vergleich zu den nicht geschützten Gebieten, nur geringfügig höhere Deckungswerte der Gehölzschicht erreicht (Abb. 18a).

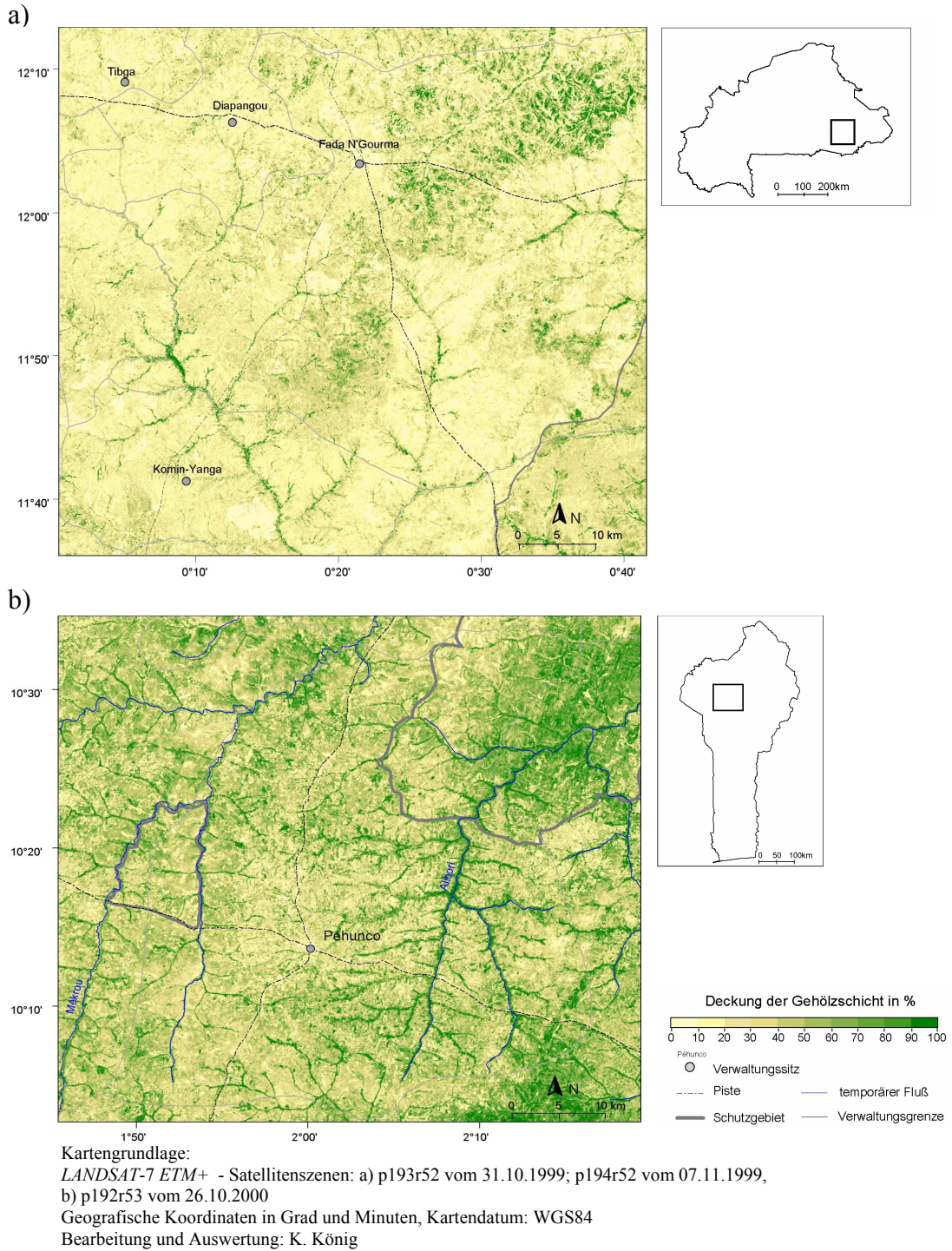


Abb. 18: Extrapolierte Deckung der Gehölzschicht in der Sudanzone.  
 a) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, b) südsudanisches Untersuchungsgebiet



Im südsudanischen Untersuchungsgebiet liegt die mittlere Deckung der Gehölzschicht bei über 35% und somit deutlich über den Werten des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. Im feldbaulich intensiv genutzten Gebiet in der unmittelbaren Umgebung von Péhunco werden allerdings nur Deckungswerte von bis zu 25% erreicht. Auffallend sind die hohen prognostizierten Deckungswerte der Gehölzschicht von über 70% für die nur wenig feldbaulich, oder weidewirtschaftlich genutzten Flächen im Nord- und Südosten des Untersuchungsgebietes (Abb. 18b).

### 3.4.2 Klassifikation der Landbedeckung

#### 3.4.2.1 Sahelisches Untersuchungsgebiet

##### 3.4.2.1.1 Klassifikationsschlüssel

Das generelle, in drei hierarchische Ebenen untergliederte Klassifikationssystem wurde für das sahelische Untersuchungsgebiet um eine vierte Ebene erweitert. Durch die Einführung einer vierten Klassifikationsebene können die spezifischen Merkmale der Landbedeckungsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes differenziert beschrieben werden (Tab. 7). Als Ergebnis der überwachten Klassifikation erhält man für das sahelische Untersuchungsgebiet eine thematische Karte (Tab. 7) mit 15 Landbedeckungsklassen (Abb. 19). Diese werden im Folgenden vorgestellt:

Ebene I	Ebene II	Ebene III	Ebene IV	Code
Vegetation	Wald (Gehölze dominieren)	Galeriewald		1110
		Tigerbusch		1130
	Trockensavanne (Durchgängige Krautschicht, Höhe -1.5m)	Baumsavanne	Auf dem <i>Glacis</i>	1231
			Entlang der <i>Bas fonds</i>	1232
		Strauchsavanne	Auf dem <i>Glacis</i>	1241
	Dornsavanne (Krautschicht -30cm)	Grassavanne	Aquatisch	1251
			Auf der Düne	Geringe Beweidung
		Auf dem <i>Glacis</i>	Hohe Beweidung	1312
			Sandige Böden	1321
			Tonige Böden	1322
Schotterflächen	1323			
Landwirtschaft	Ackerfläche > 50%	Regenfeldbau		2110
Gewässer	Stehend			3100
	Fließend			3200
Sonderstandort	Inselberg / Fels			4100

Tab. 7: Klassifikationssystem des sahelischen Untersuchungsgebietes

#### Galeriewald (1110)

Die Galeriewälder des sahelischen Untersuchungsgebietes treten in den Auenbereichen der temporären Flussläufe auf sandig-lehmigen bis tonigen Böden (MÜLLER 2003) als bandförmige Vegetationsformationen im Süden des

Untersuchungsgebietes in ihrer größten Ausdehnung auf. Die Vegetationsformation mit Deckungswerten der Gehölzschicht von bis zu 95% kann sehr gut im Satellitenbild differenziert werden (Tab. 8). Bestandsbildend ist die Art *Anogeissus leiocarpus*, welche im Sahel eine Höhe von bis zu 17 Metern erreichen kann.

#### Tigerbusch (1130)

Die Gehölzformation des Tigerbuschs tritt nur noch in den entlegenen Regionen im Norden des Untersuchungsgebietes flächendeckend auf. Der Übergang von den Dünenzügen zu den Gehölzstreifen des Tigerbuschs ist zum Teil fließend. Die Landbedeckungsklasse kann aufgrund der hohen Deckungswerte der Gehölzschicht von bis zu 100% klar differenziert werden. Die einzelnen Streifen besitzen eine Breite von unter 50 Metern und eine Höhe von acht bis zehn Metern und können deshalb vom *LANDSAT*-Sensor nicht mehr räumlich aufgelöst werden. Dominante Gehölzarten sind *Pterocarpus lucens* und *Combretum micranthum*.

#### Baum und Strauchsavanne (1200)

Im Satellitenbild differenzierbare Baum- bzw. Strauchsavannen treten im sahelischen Untersuchungsgebiet in zwei Varianten auf. Die beiden Savannenformationen (1231 / 1241) finden sich auf den Rumpfflächen (*Glacis*) des gesamten Untersuchungsgebietes und werden zum größten Teil von der floristisch definierten *Acacia raddiana*-Zentralgesellschaft (MÜLLER 2003) gebildet. Namensgebend ist die Akazienart *Acacia raddiana*, welche zumeist gemeinsam mit der hochsteten Art *Balanites aegyptiaca* auftritt. Die Gehölze erreichen eine maximale Höhe von zehn Metern. Die mittlere Deckung der Gehölzschicht liegt für die Baumsavanne bei 30%, für die Strauchsavanne bei 10%.

Die zweite Variante der Baumsavannen (1232) findet sich vor allem entlang der Tiefenlinien und in den Akkumulationsbereichen des *Glacis*, sowie auf den Vertisolen im Uferbereich der *Mares*. Sie wird floristisch überwiegend durch die *Acacia seyal*-Gesellschaft (MÜLLER 2003) definiert. Die mittlere Bestandshöhe liegt bei fünf Metern. Die mittleren Deckungswerte der Gehölze bei 25%. Neben der namensgebenden Akazienart *Acacia seyal* wird die Gehölzschicht dieser Vegetationsformation durch *Bauhinia rufescens* und *Acacia raddiana* charakterisiert.

#### Aquatische Vegetation (1251)

Das eindeutig differenzierbare Spektralsignal aquatischer Vegetation innerhalb der *Mares* führte zu der Ausweisung dieser Vegetationsklasse. Kennzeichnend für die Ausprägung dieses Vegetationstyps sind vor allem die Höhe des Wasserstandes und die

Überflutungsdauer. Zu den aquatischen Vegetationsformationen gehören Seerosengesellschaften mit *Nymphaea maculata* ebenso wie die, an Schilfröhricht erinnernde *Eleocharis acutangula* - *Oryza barthii* - und die *Oryza longistaminata* - Gesellschaft (MÜLLER 2003).

#### Dornsavannen (1300)

Diese Vegetationsformationen können im Untersuchungsgebiet mit relativ hoher thematischer Auflösung differenziert werden. Charakteristisch für diese Einheiten ist die geringe Deckung der Gehölze und die geringe Höhe der Krautschicht (-30cm). Durch die intensive weidewirtschaftliche Nutzung in der Region können diese Vegetationsformationen stark degradieren und sind dann in manchen Jahren vollkommen vegetationsfrei.

Im Untersuchungsgebiet können auf dem *Glacis* drei verschiedene Varianten der Dornsavannen spektral abgegrenzt werden. Die Dornsavannenformation über Böden mit Sandauflage (1321) wird häufig von der *Schoenefeldia gracilis* - Gesellschaft gebildet. Sie ist im Untersuchungsgebiet weit verbreitet und tritt vor allem im Übergang zwischen den Dünenzügen und dem *Glacis*, sowie an den Sandrampen der Inselberge auf. Die Dornsavannenformation über tonigen Böden (1322) korrespondiert häufig mit der floristisch definierten *Panicum laetum*-Zentralgesellschaft (MÜLLER 2003). Die Gräser können eine durchschnittliche Höhe von 50 cm und eine Deckung von 80% erreichen. Die dritte spektral abgrenzbare Dornsavannenvariante (1323) wird spektral vor allem durch ihre hohen Anteile an Schotter und Blockschutt in unterschiedlichen Größenklassen charakterisiert. Besonders dominant tritt diese Klasse im Westen des Untersuchungsgebietes im Rumpfbereich der dort vorkommenden Inselberge auf.

Auf den Dünenzügen können zwei weitere, spektral eindeutig differenzierbare Varianten der Dornsavannenformation (1310) klassifiziert werden. Floristisch korrespondiert die erste Dornsavannenvariante (1311) mit Gesellschaften der Gehölz- und Krautschicht, welche auf siedlungsfernen, vom Menschen wenig beeinflussten Dünenregionen auftreten und durch das Vorkommen der Gehölze *Guiera senegalensis*, *Pterocarpus lucens* und *Commiphora africana* gekennzeichnet sind (Müller 2003). Dünenregionen im Zentrum und im Süden des Untersuchungsgebietes unterliegen aufgrund ihrer Nähe zu Siedlungen und dem Uferbereich der *Mares* einem sehr hohen Nutzungs- / Beweidungsdruck. Diese Regionen werden durch die zweite Variante (1312) der Dornsavannen auf Dünen abgebildet, welche mit relativ artenarmen Gehölz- und Krautgesellschaften korrespondiert. Typisch für die stark genutzten Dünenzüge ist das Vorkommen der Gehölze *Combretum glutinosum*, *Balanites aegyptiaca*, *Acacia*

*raddiana* und der Degradationszeiger *Leptadenia pyrotechnica* und *Calotropis procera* (MÜLLER 2003).

#### Regenfeldbau (2110)

Feldbauliche Nutzung findet im Untersuchungsgebiet ausschließlich auf den Dünenzügen und verflachten Altdünenbereichen statt. Zum Zeitpunkt der Aufnahme sind die Hirsefelder vor allem aufgrund der hohen Rückstrahlungswerte des sandigen Untergrunds differenzierbar. Mit dem Hirseanbau eng verbunden ist das Vorkommen der Akazienart *Faidherbia albida*, welche die Bodenfruchtbarkeit der Hirsekulturen über längere Zeit gewährleisten kann.

#### Gewässer (3000)

Die temporären Seen (3100) (*Mares*, frz. für Teich) sind die wichtigste Wasserressource im Untersuchungsgebiet. Der größte und wasserreichste temporäre See, das *Mares d'Oursi*, besitzt eine mittlere Ausdehnung von 13.1-17.6km<sup>2</sup> und eine Maximaltiefe von 2-2.5m (POYAUD 1986). Im Untersuchungsgebiet gibt es acht größere und zahlreiche kleinere *Mares*, die nur kurzfristig Wasser führen. Je nach Verlauf der Regenzeit füllen sich die *Mares* ab Mitte Juni-Juli mit Wasser und können dann gut differenziert werden. Aufgrund der hohen Verdunstungsrate und der Infiltration in die benachbarten Dünenzüge trocknen die *Mares* während der Trockenzeit meist vollständig aus. Eine sehr gute Charakterisierung der *Mares* findet sich in ALBERT (2002). Flusssysteme (3200) treten im Untersuchungsgebiet vor allem in Form von periodisch wasserführenden Flüssen auf.

#### Inselberg (4100)

Die Inselberge des Untersuchungsgebietes besitzen nur sehr geringe Rückstrahlungswerte und sind in allen Kanalkombinationen als dunkelgraue bis schwarze Landschaftselemente eindeutig differenzierbar. Sie können eine Höhe von 500 Metern erreichen (Inselberg Tin Edja 498m ü. M., Kolèl 448m ü. M.) und erheben sich somit bis zu 250m über das Flächenniveau der *Glacis*. Typisch ist die Ausprägung von äolisch gebildeten Sandrampen am Fuß der Inselberge, welche eine Länge von mehreren hundert Metern erreichen können.

##### 3.4.2.1.2 Klassifikationsgüte

Für zwölf der insgesamt 15 Landbedeckungsklassen liegen Testgebiete vor. Nicht evaluiert werden aquatische Grassavannen und die beiden Gewässerklassen. Aquatische Grassavannen finden sich nur innerhalb der *Mares*, wodurch ihre Klassifikation sehr

erleichtert wird. Für die beiden Gewässerklassen kann, aufgrund ihrer eindeutigen spektralen Signatur, von einer sehr hohen Klassifikationsgüte ausgegangen werden.

Klasse	1110	1130	1231	1232	1241	1311	1312	1321	1322	1323	2110	4100	P.Acc.
1110	6	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	75%
1130	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
1231	0	0	6	0	1	0	0	1	0	0	0	0	75%
1232	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
1241	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	80%
1311	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	88%
1312	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	0	0	88%
1321	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	1	0	67%
1322	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0	89%
1323	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	100%
2110	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	60%
4100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	100%
<b>U.Acc.</b>	100%	100%	86%	83%	67%	100%	70%	67%	100%	67%	75%	100%	

Tab. 8: Kontingenzmatrix der Vegetationsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung der Klassifikation genutzt wurden.

63 der insgesamt 72 Testflächen, die zur Evaluierung der Klassifikation herangezogen wurden, wurden korrekt klassifiziert (Tab. 8). Damit beträgt die Klassifizierungsgüte des sahelischen Untersuchungsgebietes 87%. Fehlklassifikationen betreffen zumeist spektral sehr ähnliche Klassen und sind gut nachvollziehbar. Beispielsweise werden Feldflächen (Klasse 2110) der intensiv beweideten Variante der Dornsavannenklasse (1312) oder anderen der Dornsavannenvariante auf sandigem Untergrund (1321) fehlerhaft zugeordnet. Die spektrale Ähnlichkeit der drei Klassen erklärt sich durch ihr Vorkommen auf sandigem Untergrund und ihrer geringen Vegetationsdeckung. Die Klassifikationsgüte der beiden im Sahel vorkommenden Waldformationen (1110: Galeriewald, 1130 Tigerbusch) ist sehr hoch. Fehlklassifikationen treten ausschließlich mit den beiden anderen gehölzreichen Vegetationsformationen, den Savannenklassen 1231 und 1232 auf. Eine relativ hohe Klassifikationsgüte wird ebenfalls für die thematisch sehr differenzierte Klassifikation der beiden Dornsavannenvarianten (1311 und 1312) auf Dünenzügen erreicht.

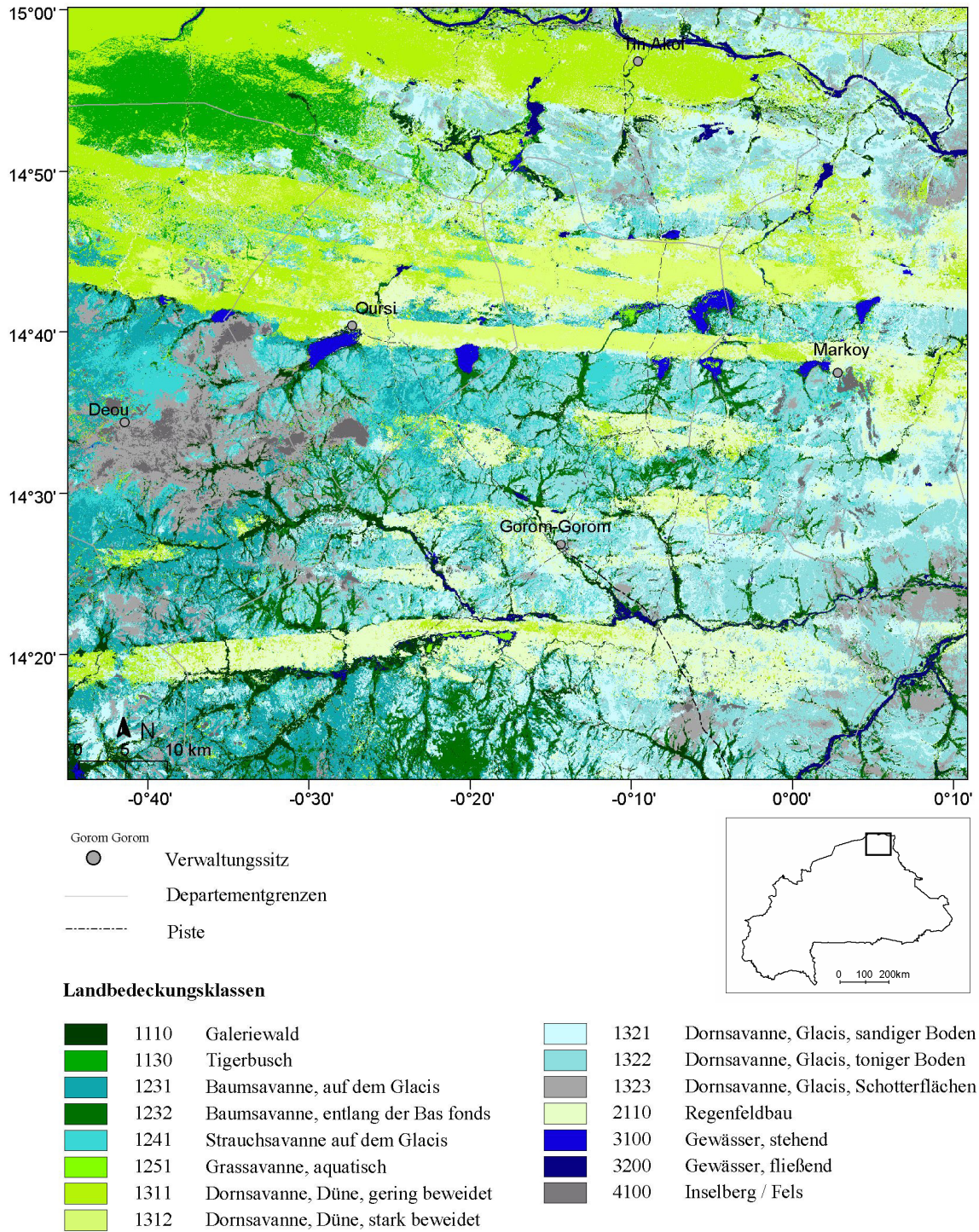


Abb. 19: Landbedeckungskarte des sahelischen Untersuchungsgebietes

### 3.4.2.1.3 Räumliche Verteilung der Landbedeckungsklassen

Im sahelischen Untersuchungsgebiet folgt die räumliche Verteilung der Landbedeckungsklassen großräumig abgrenzbaren geomorphologischen Einheiten (Abb. 19). 28.3% des gesamten sahelischen Untersuchungsgebietes werden von Dünenzügen eingenommen. Rechnet man Sandrampen am Fuß von Inselbergen und Flächen mit zum Teil mächtiger Sandauflage hinzu, sind sogar 45.1% des Untersuchungsgebietes von äolischen Sanden bedeckt (Abb. 20).

Die Landbedeckungsklassen des *Glacis* nehmen 55.3% des Untersuchungsgebietes ein. 20.6% der Untersuchungsfläche entfallen auf Strauch- und Baumsavanne des *Glacis*. Gehölzarme Trocken- und Dornsavannenformationen bedecken mit 56.7% den größten Flächenanteil des Untersuchungsgebietes. Davon entfallen 18.3% auf die Dorngrassavannen der Dünenzüge und 38.4% auf die sehr weitläufigen, zum Teil fast vegetationslosen Dornsavannen des *Glacis*.

Feldbauliche Nutzung findet auf 10% der Gesamtfläche bzw. 35.4% des Flächenanteils der Dünen statt. Insgesamt unterliegen knapp die Hälfte (48.2%) der Dünengebiete einer so intensiven landwirtschaftlichen (feldbaulichen und weidewirtschaftlichen) Nutzung, dass sie im Rahmen der Satellitenbildklassifikation differenziert werden können (Abb. 20).

9.4% der Fläche im Untersuchungsgebiet werden von gehölzdominierten Landbedeckungsklassen (Galeriewald und Tigerbusch) bedeckt. Die größten zusammenhängenden Tigerbuschbestände finden sich Norden des Untersuchungsgebietes auf einer Fläche von 42000 Hektar.

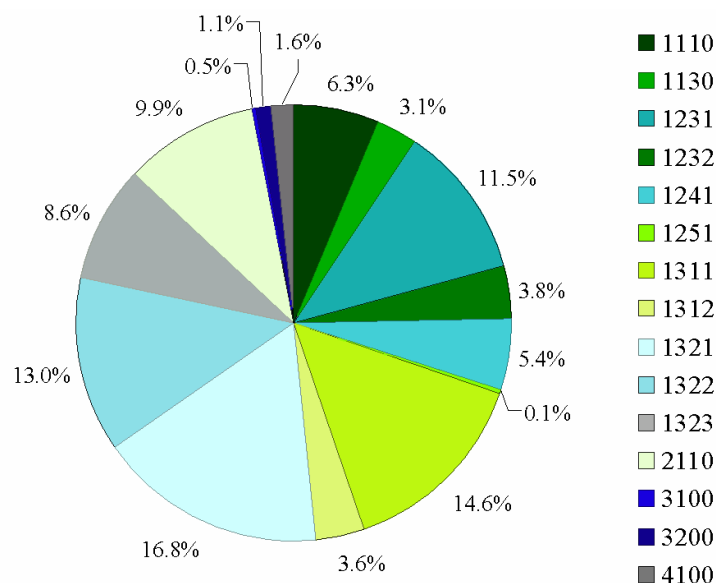


Abb. 20: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes

### 3.4.2.2 Nordsudanisches Untersuchungsgebiet

Das nordsudanische Untersuchungsgebiet wird durch die feldbauliche Nutzungsform der Brachewechselwirtschaft (*shifting cultivation*) charakterisiert (vgl. Kapitel 2.1.3.1). Ein Großteil der zur Verfügung stehenden landwirtschaftlichen Nutzfläche befindet sich in verschiedenen Stadien der Vegetationsregeneration. Die Folge dieser Wirtschaftsform ist ein kleinräumiges Mosaik aus Feldflächen, Brachen unterschiedlichen Alters und edaphischen Savannen, auf denen aufgrund ungünstiger Standortfaktoren keine Landwirtschaft betrieben werden kann (Abb. 22).

Die zweite aspektbestimmende Landnutzungsform des Untersuchungsgebietes ist die pastorale Weidewirtschaft. Eine Folge dieser Bewirtschaftungsform auf die Savannenvegetation ist die Ausbildung einer gering mächtigen Krautschicht, welche von beweidungstoleranten und niedrigwüchsigen Arten dominiert wird. Nur innerhalb der Schutzgebiete im Südosten des Untersuchungsgebietes, in denen eine feld-, bzw. weidewirtschaftliche Nutzung strikt untersagt ist, bilden hochwüchsige Gräser flächendeckende Bestände, die zum Ende der Regenzeit eine Höhe von bis zu drei Metern erreichen können.

#### 3.4.2.2.1 Klassifikationsschlüssel

Den spezifischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes wird mit der Einführung der vierten Klassifikationsebene in das Klassifikationssystem Rechnung getragen (Tab. 9). Als Ergebnis der überwachten Klassifikation erhält man für das nordsudanische Untersuchungsgebiet eine thematische Karte mit zehn Landbedeckungsklassen (Abb. 22). Diese werden im Folgenden vorgestellt:

Ebene I	Ebene II	Ebene III	Ebene IV	Code
Vegetation	Wald	Galeriewald		1110
	Trockensavanne	Waldsavanne	Deckung der Baumschicht 65%	1221
			Deckung der Baumschicht 30%	1222
		Baumsavanne	Geringe Beweidung	1231
			Hohe Beweidung	1232
	Strauchsavanne	Geringe Beweidung	1241	
Hohe Beweidung		1242		
Landwirtschaft	Ackerfläche > 50%	Regenfeldbau		2110
		Naßfeldbau		2120
	Ackerfläche < 50%	Feld/Brachemosaik		2210
Gewässer	Stehend			3100

Tab. 9: Klassifikationssystem des nordsudanischen Untersuchungsgebiets



### Galeriewald (1110)

Galeriewälder stocken im nordsudanischen Untersuchungsgebiet entlang der größeren, periodisch wasserführenden Flüsse auf zum Teil periodisch überfluteten, nährstoffreichen Standorten. Bestandsbildend ist, wie im sahelischen Untersuchungsgebiet, das Gehölz *Anogeissus leiocarpus*. Galeriewälder finden sich in den genutzten Gebieten des Untersuchungsgebietes nur noch in Restvorkommen, da potentiell geeignete Standorte zumeist für den Reisanbau genutzt werden. Die mittleren Deckungswerte der Baumschicht erreichen 80%.

### Waldsavanne (1220)

Die erste Variante (1221) der Waldsavannen ist im nordsudanischen Untersuchungsgebiete nur vereinzelt und sehr kleinräumig vertreten. Der waldartige Charakter der Formation wird durch die hohen Deckungswerte der Baumschicht von 65% bei einer mittleren Höhe von 15 Metern bestimmt. Die mittleren Deckungswerte der Strauchschicht liegen bei 25%. Dominante Gehölze sind *Anogeissus leiocarpus* und *Pterocarpus erinaceus*. Bei der zweiten Variante (1222) der als Waldsavanne definierten Vegetationsformation sind die mittleren Deckungswerte der Baumschicht mit 30% deutlich niedriger, als bei der vorhergehenden Variante. Die Strauchschicht ist sehr artenreich und erreicht mittlere Deckungswerte von 53%.

### Baumsavanne (1230)

Diese Vegetationsformation umfasst eine Reihe von floristisch definierten Gehölzgesellschaften mit einer mittleren Gehölzdeckung von 30-40%. Die Ausprägung der Gesellschaften wird vor allem durch edaphische Standortfaktoren bestimmt. So finden sich die *Combretum micranthum* - Gesellschaft und die *Combretum nigricans* - Gesellschaft auf trockenen und skelettreichen Böden, wohingegen die im Untersuchungsgebiet sehr weit verbreitete *Acacia hockii* - Gesellschaft Standorte mit stark wechselfeuchten, lehmigen bis tonigen Böden anzeigt (KROHMER 2004, HAHN 1996).

In Abhängigkeit von der Beweidungsintensität können im Untersuchungsgebiet zwei spektral eindeutig voneinander abgrenzbare Varianten der Baumsavanne unterschieden werden, was vor allem auf die sehr unterschiedliche Ausprägung der Krautschicht zurückzuführen ist. Die erste Variante (1231) ist vor allem in den nicht durch Beweidung und Feldbau beeinflussten Schutzgebieten im Südosten des Untersuchungsgebietes zu finden. Aufgrund des Beweidungsausschlusses bilden in diesen Savannenformationen hochwüchsige Gräser eine mächtige Krautschicht mit

Deckungswerten von bis zu 100% und einer mittleren Höhe von 1.8m aus. Dominierende Arten sind hier Gräser der Gattung *Andropogon* und *Hyparrhenia*. Die zweite Variante (1232) klassifiziert die Baumsavannen der stark beweideten Gebiete, welche durch eine sehr lückige und niedrige (<0.8 m) Krautschicht charakterisiert werden können. Mit zunehmender Beweidung reduziert sich die Artenzahl und Deckung hochwüchsiger Gräser, wohingegen sich niedrigwüchsige Arten der Krautschicht, wie *Tephrosia pedicellata*, stark ausbreiten (HAHN 1996). Bei sehr starker Tritt- und Verbissbelastung verschiebt sich das Artenspektrum der Krautschicht noch weiter zu Gunsten von typischen Pionier- und Ruderalarten, wie *Microchloa indica* und *Sporobolus pectinellus* (HAHN 1996).

#### Strauchsavanne (1240)

Diese Vegetationsformation lässt sich spektral ebenfalls in eine gering beweidete (1241) und stark beweidete Variante (1242) differenzieren. Die mittleren Deckungswerte der Strauchschicht erreichen nur noch 20%, eine Baumschicht ist nicht vorhanden. Die Krautschicht der Strauchsavannen wird in den landwirtschaftlich genutzten Gebieten vor allem von dem annuellen und niedrigwüchsigen Gras *Schoenefeldia gracilis* bestimmt. Die Formation der Strauchsavannen korrespondiert im Untersuchungsgebiet sehr häufig mit der *Acacia hockii* - Gesellschaft, welche vorwiegend auf kaum feldbaulich nutzbaren Flächen über quellfähigen Tonmineralen und deshalb stark wechselfeuchten Standorten (LEBRUN ET AL. 1991, ARBONNIER 2002) vorkommt. Innerhalb der Schutzgebiete bildet sich eine hochwüchsige und dichte Krautschicht mit *Andropogon pseudapricus*. Eine andere Variante der Strauchsavannen bildet sich über skelettreichen Böden mit hervortretender Lateritkruste aus. Für diese Standorte ist das Vorkommen von trockenheitsliebenden Gehölzen wie *Combretum glutinosum* und annuellen Gräsern wie *Loudetia togoensis* typisch.

#### Regenfeldbau (2110)

Zum Zeitpunkt der Aufnahmen sind die Anbaukulturen (Hirse, Mais, Baumwolle) der Feldflächen des Untersuchungsgebietes bereits abgeerntet. Die abgeernteten Felder können von den Savannen mit zu diesem Zeitpunkt noch grüner Baum- und Strauchschicht, gut unterschieden werden. Die Baumschicht mit Deckungswerten von unter 10% wird durch Baumarten, welche nicht bei der Inkulturnahme einer Feldfläche gerodet werden, aufgebaut. Die wichtigsten Baumarten sind *Vitellaria paradoxa*, *Parkia biglobosa* und *Adansonia digitata*.

### Naßfeldbau (2120)

Zum Zeitpunkt der Satellitenbilddaufnahmen können Reisfelder aufgrund ihrer hohen Rückstrahlungswerte im nahen und mittleren Infrarotbereich des Lichts (*LANDSAT* - Kanal vier und fünf) spektral sehr gut von den übrigen Landbedeckungsklassen unterschieden werden. Ihr Vorkommen ist auf Niederungen und feuchte Senken beschränkt. Zum Zeitpunkt der Satellitenaufnahmen können die Reispflanzen eine Deckung von 100% und eine Höhe von 1.5m erreichen.

### Mosaik von Feldern und jungen Brachen (2210)

Eine weitere Landbedeckungsklasse wird durch das Mosaik aus jungen Brachen (<5a) und Feldflächen charakterisiert. Eine typische Pflanzengesellschaft der jungen und alten Brachen ist die *Piliostigma thonningii* - Gesellschaft. Die namensgebende Art ist als typisches Pioniergehölz einzustufen und besiedelt als eine der ersten Gehölzarten die frisch aufgelassenen Feldflächen. Die Deckungswerte der Strauchschicht sind auf den jungen Brachen sehr niedrig (3-5%). In der Baumschicht dominieren die beiden Nutzbaumarten *Vitellaria paradoxa* und *Parkia biglobosa* mit einer mittleren Deckung von 8.5%.

### Gewässer (3100)

Im *LANDSAT* - Satellitenbild differenzierbare Wasserflächen finden sich im Untersuchungsgebiet ausschließlich in Form von Stauseen, welche zur Sicherstellung der lokalen Wasserversorgung im gesamten Untersuchungsgebiet angelegt wurden. Im Rahmen der Klassifikation können die vegetationsfreien Wasserflächen der Stauseen ab einer Fläche von ca. 5000 m<sup>2</sup> eindeutig erkannt werden.

#### 3.4.2.2 *Klassifikationsgüte*

Zur Evaluierung der zehn Landbedeckungsklassen standen 75 Testflächen zur Verfügung, von denen 56 Testflächen korrekt klassifiziert wurden. Nicht evaluiert wurden Stauseen. Die Gesamtklassifizierungsgüte der Landbedeckungsklassen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes beträgt somit 74.7%. Für die Landbedeckungsklasse der Galeriewälder (1110) und Reisfelder (2120) standen aufgrund des geringen Vorkommens im Untersuchungsgebiet nur relativ wenige Testflächen zur Verfügung. Fehlerhafte Zuweisungen treten vor allem für Landbedeckungsklassen mit geringer Gehölzdeckung auf (1241, 1242). Ebenso kommt es vor allem für die Klassen innerhalb der Schutzgebiete (1231, 1241) zu Fehlklassifikationen. Eine relativ gute Differenzierung ist für Landbedeckungsklassen

mit einem vergleichsweise hohen Gehölzanteil, wie Waldsavannen (1221, 1222) und Baumsavannen (1231, 1232) möglich.

Klasse	1110	1221	1222	1231	1232	1241	1242	2110	2120	2210	P. Acc.
1110	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	75%
1221	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	83%
1222	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	86%
1231	0	0	0	5	0	1	0	0	0	1	71%
1232	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	71%
1241	0	0	1	0	0	9	0	1	0	1	75%
1242	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	83%
2110	0	0	0	1	0	1	0	10	1	1	71%
2120	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	75%
2210	0	0	0	0	0	2	0	1	0	5	63%
U. Acc.	100%	83%	75%	83%	83%	69%	63%	77%	75%	63%	

Tab. 10: Kontingenztabelle der Vegetationsklassen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung der Klassifikation genutzt wurden.

### 3.4.2.2.3 Räumliche Verteilung der Landbedeckungsklassen

Nach der räumlichen Analyse der Landbedeckung bedecken Waldsavannen 8% des Untersuchungsgebietes, wobei die eigentlich typische Ausprägung dieser Formation mit einer stark ausgeprägten Baumschicht (Klasse 1221) nur auf 1,2% der Untersuchungsfläche anzutreffen ist (Abb. 21). Die ebenfalls relativ gehölzreichen Baumsavannen sind in den genutzten Gebieten auf Bracheflächen von insgesamt 23,2% der Fläche des Untersuchungsgebietes zu finden. Mit 67% nehmen Landbedeckungsklassen mit relativ geringen Deckungswerten der Gehölzschicht (<30%) den Großteil der Fläche des Untersuchungsgebietes ein. Dazu gehören Strauchsavannen (34,8%), junge Brachen (10,6%) und sich aktuell in Kultur befindende Feldflächen (21,5%).

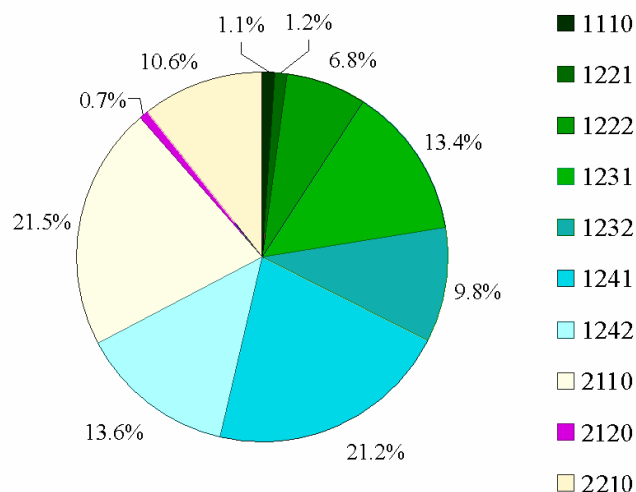
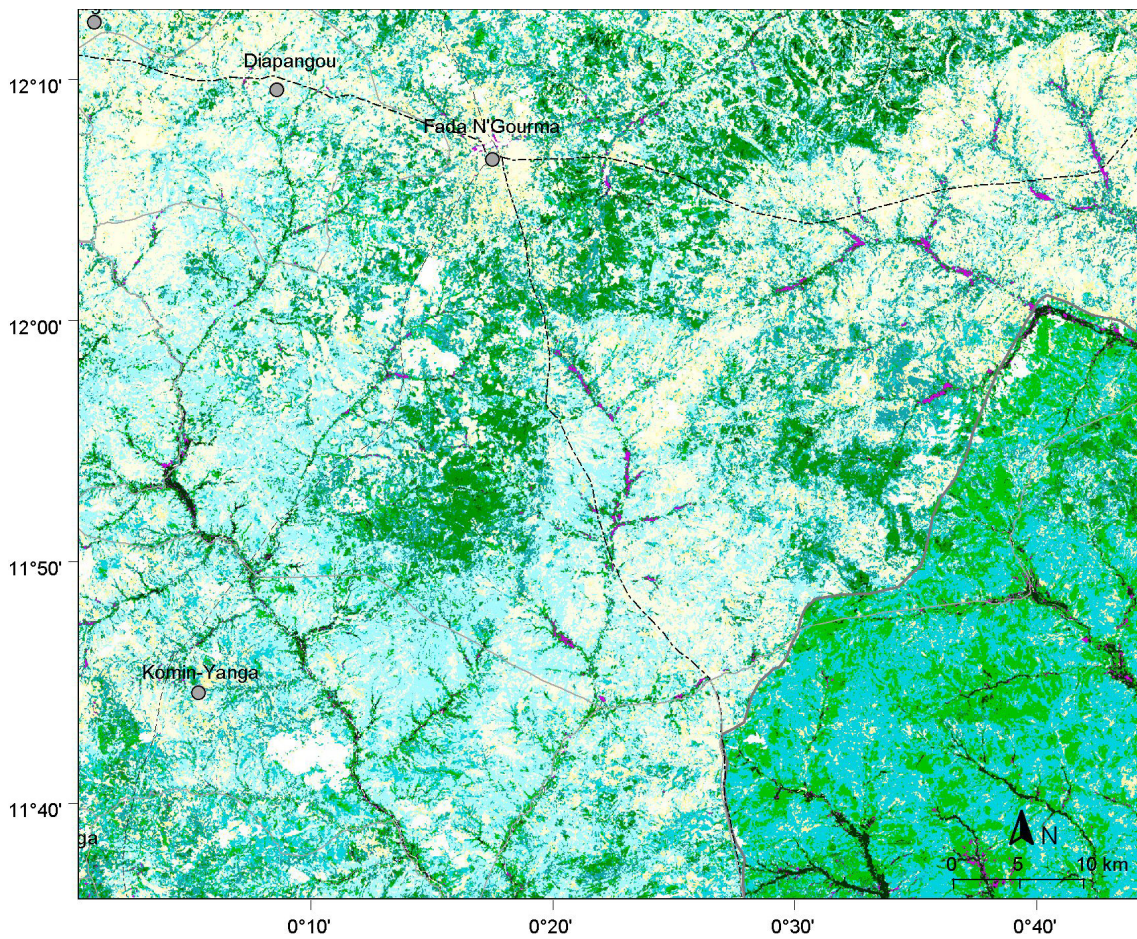
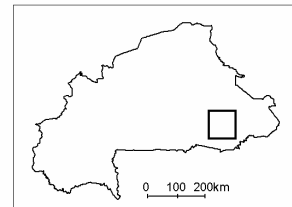


Abb. 21: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes



- Fada N'Gourma
- Verwaltungssitz
- Departementgrenzen
- Schutzgebiet
- - - - - Piste



**Landbedeckungsklassen**

<ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #003366; margin-right: 5px;"></span> 1110 Galeriewald</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #006633; margin-right: 5px;"></span> 1221 Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #009933; margin-right: 5px;"></span> 1222 Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #00CC00; margin-right: 5px;"></span> 1231 Baumsavanne, gering beweidet</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #009966; margin-right: 5px;"></span> 1232 Baumsavanne, stark beweidet</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #00CCCC; margin-right: 5px;"></span> 1241 Strauchsavanne, gering beweidet</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #99CCCC; margin-right: 5px;"></span> 1242 Strauchsavanne, stark beweidet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #FFFF99; margin-right: 5px;"></span> 2110 Regenfeldbau</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #FF00FF; margin-right: 5px;"></span> 2120 Naßfeldbau</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #FFCC00; margin-right: 5px;"></span> 2210 Feld/Brachemosaik</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #0000FF; margin-right: 5px;"></span> 3100 Gewässer, stehend</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: #FFFFFF; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> keine Daten</li> </ul>
--	--

**Kartengrundlage:**  
 LANDSAT-7 ETM+ - Satellitenszenen: p193r52 vom 31.10.1999 und 04.02.2000; p194r52 vom 07.11.1999 und 15.04.2000  
 Digitale Kartengrundlage: DCW (1993), Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84  
 Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 22: Vegetationskarte des nordsudanischen Untersuchungsgebietes

### 3.4.2.3 Südsudanisches Untersuchungsgebiet

Ähnlich wie im nordsudanischen Untersuchungsgebiet ist auch das südsudanische Untersuchungsgebiet zu weiten Teilen von der feldbaulichen und weidewirtschaftlichen Nutzung geprägt. Im Unterschied zum nordsudanischen Untersuchungsgebiet gibt es im südsudanischen Untersuchungsgebiet jedoch große Gebiete, die bisher nur zu einem geringen Anteil landwirtschaftlich genutzt werden (Abb. 23). Aufgrund der höheren Niederschläge sind Savannenformationen mit relativ hohen Deckungswerten (>30%) der Gehölze relativ weit verbreitet.

#### 3.4.2.3.1 Klassifikationsschlüssel

Im südsudanischen Untersuchungsgebiet können zehn Landbedeckungsklassen differenziert werden. Diese werden im Folgenden vorgestellt:

Ebene I	Ebene II	Ebene III	Ebene IV	Code	
Vegetation	Wald	Galeriewald		1110	
		Dichter Trockenwald		1120	
	Trockensavanne	Lichter Trockenwald		1210	
		Waldsavanne		1220	
		Baumsavanne		Geringe Beweidung	1231
				Hohe Beweidung	1232
	Auf staunassem Boden	1233			
Strauchsavanne	1240				
Landwirtschaft	Ackerfläche>50%	Regenfeldbau	2110		
		Naßfeldbau	2120		
	Ackerfläche>50%	Feld/Brachemosaik	2210		

Tab. 11: Klassifikationssystem des südsudanischen Untersuchungsgebietes

#### Galeriewald / Dichter Trockenwald (1110 / 1120)

Aufgrund der klimatischen Gegebenheiten sind in dem südsudanischen Untersuchungsgebiet zwei dichte Waldformationen anzutreffen. Mit den eingesetzten Satellitendaten können die beiden Waldtypen spektral nicht unterschieden werden. Entlang der Flüsse treten dichte Galeriewälder der *Anogeissus leiocarpus* - Gesellschaft auf, welche allerdings zusätzlich durch sudano-guineische Arten wie *Cola laurifolia* geprägt werden (REIFF 1998). Die mittlere Deckung der Baumschicht beträgt 95%. In der Krautschicht sind keine Gräser vertreten. Die zweite Waldformation, die dichten Trockenwälder, ähneln in ihrer Bestandstruktur den Galeriewäldern. Typische Arten der Baumschicht, die eine mittlere Deckung von 85% und eine mittlere Höhe von 25m erreichen kann, sind *Anogeissus leiocarpus*, *Terminalia laxiflora* und *Vitex doniana*. Hierzu gesellen sich Savannenarten wie *Azelia africana* oder *Pterocarpus erinaceus* (REIFF 1998).

### Lichter Trockenwald (1210)

Großflächige Bestände der lichten, laubabwerfenden Trockenwälder sind im Untersuchungsgebiet in Regionen mit geringer landwirtschaftlicher Nutzungsintensität zu finden. Dazu gehören die als *Forêt classée* ausgewiesenen Gebiete des Alibori Flusssystem im Nordosten und die Gebiete im Südosten des Untersuchungsgebietes. Trockenwälder finden sich häufig im Randbereich der dichten Waldformationen und auf kleinen Lateritkuppen mit geringmächtiger Bodenauflage. Die mittlere Bestandshöhe liegt bei 15m, bei einer mittleren Deckung der Gehölzschicht von 65%. Die Charakterart der Baumschicht ist *Isobertia doka*. Ein weiteres Merkmal der Formation ist das Auftreten einer durchgängigen Krautschicht, welche in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann.

### Waldsavanne (1220)

Waldsavannen besitzen im Unterschied zu den Trockenwäldern eine sehr artenreiche Strauchschicht mit *Burkea africana*, *Detarium microcarpum* und Arten der Gattung *Combretum*. Die Deckung der Baumschicht variiert zwischen 25 und 50%. Insgesamt erreicht die mittlere Deckung der Gehölzschicht 60%. Ebenso wie Trockenwälder sind Waldsavannen vor allem in den weniger intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen des Untersuchungsgebietes anzutreffen.

### Baumsavanne (1230)

Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet können drei spektral differenzierbare Varianten von Baumsavannen differenziert werden. Die mittlere Deckung der Gehölzschicht beträgt, je nach Alter und edaphischen Standortfaktoren der jeweiligen Fläche, zwischen 30 und 50%. Gering beweidete Baumsavannen (1231) zeichnen sich durch eine ausgeprägte Krautschicht mit hochwüchsigen Horstgräsern (z.B. *Andropogon gayanus*) aus, welche mit Ausnahme der feldbaulich intensiv genutzten Regionen im Umkreis von größeren Ortschaften im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen sind. Die zweite Variante (1232) der Baumsavannen charakterisiert intensiv beweidete Standorte, über flachgründigen Böden mit einer artenreichen Strauchschicht und einer niedrigwüchsigen Krautschicht, welche sich vorwiegend aus annuellen Arten der Segetal- und Ruderalvegetation zusammensetzt. Die dritte Variante der Baumsavannen (1233) findet sich auf stark vernässten Standorten im Überschwemmungsbereich von Flüssen und im Einzugsbereich von Quellen und wird vor allem durch edaphische Standortfaktoren charakterisiert. Die mittlere Deckung der Gehölzschicht beträgt 35%. Das aspektbestimmende Gehölz dieser

Landbedeckungsklasse ist *Terminalia macroptera*. Diese Einheit ist vor allem im Süd- und Nordosten des Untersuchungsgebietes großflächig anzutreffen.

#### Strauchsavanne (1240)

Diese Vegetationsformation findet sich auf extrem flachgründigen und nährstoffarmen Standorten über der teilweise hervortretenden Lateritkruste. Die mittlere Deckung der Strauchschicht variiert zwischen 5% und 15%. Typische Arten der Strauchschicht sind *Combretum glutinosum* und *Entada africana*. In der Krautschicht dominieren annuelle Gräser. Charakteristische Gräser sind *Andropogon fastigiatus* und *Loudetia togoensis*, welche von kleinwüchsigen Kräutern wie *Michrochloa indica* und *Ctenium elegans* begleitet werden (REIFF 1998).

#### Regenfeldbau (2110)

Die abgeernteten Feldflächen können zum Ende der Regenzeit gut von den umgebenden Savannenformationen differenziert werden. Die Deckungswerte der Baumschicht liegen bei unter 10%. Landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete finden sich im Untersuchungsgebiet entlang der nördlichen und östlichen Ausfallstraßen der Ortschaft Péhunco. Relativ große Gebiete des Untersuchungsgebietes unterliegen keiner feldbaulichen Nutzung.

#### Naßfeldbau (2120)

Die wichtigsten Anbauflächen von Reis finden sich in den Niederungen des Alibori. Die Spektralklasse bildet das Mosaik aus Reisfeldern, degradierten Resten ehemaligen Galeriewaldes und edaphischen Grassavannen mit der Palme *Borassus aethiopicum* ab.

#### Feld/Brachemosaik (2210)

Das Mosaik aus jungen Brachen (<5a) und Feldflächen wird floristisch durch annuelle Grasgesellschaften mit *Pennisetum pedicellatum* und Ackerwildkräutern charakterisiert, welche mit zunehmendem Alter der Brachen von dem Gras *Andropogon pseudapricus* verdrängt werden. Diese Landbedeckungsklasse findet sich vor allem in den Randzonen der landwirtschaftlichen Kerngebiete. Die floristische Zusammensetzung der Gehölzschicht entspricht in etwa den jungen Brachen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.

#### 3.4.2.3.2 *Klassifikationsgüte*

Für neun der insgesamt zehn Landbedeckungsklassen lagen Testgebiete vor. Für die Klasse 2120 (Mosaik auf Reisfeldern, Brachen und degradiertem Galeriewald) konnten keine eindeutig abgrenzbaren Testflächen im Gelände angelegt werden.



Klasse	1100	1210	1220	1231	1232	1233	1240	2110	2210	P. Acc.
1100	<b>7</b>	1	0	0	0	0	0	0	0	87%
1210	1	<b>5</b>	1	0	0	0	0	0	0	71%
1220	0	1	<b>8</b>	1	1	0	0	0	0	73%
1231	0	0	2	<b>8</b>	1	0	0	0	0	73%
1232	0	0	1	1	<b>10</b>	1	0	1	0	71%
1233	0	0	0	0	0	<b>6</b>	1	0	0	86%
1240	0	0	0	0	0	0	<b>9</b>	0	1	90%
2110	0	0	0	0	0	0	0	<b>10</b>	2	83%
2210	0	0	0	1	0	0	1	0	<b>7</b>	78%
<b>U. Acc.</b>	87%	71%	67%	73%	83%	86%	82%	91%	70%	

Tab. 12: Kontingenzmatrix der Vegetationsklassen des südsudanischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung des Klassifikationsergebnisses zur Verfügung standen.

70 der insgesamt 89 Testflächen, die zur Evaluierung der Klassifikation herangezogen wurden, wurden korrekt klassifiziert. Damit beträgt die Gesamtklassifizierungsgüte des südsudanischen Untersuchungsgebietes 79%. Fehlklassifikationen treten vor allem zwischen den verschiedenen Savannenformationen (1200) auf. Vor allem Trockenwälder (1210), Waldsavannen (1220) und beweidete und unbeweidete (1232 / 1231) Baumsavannen können spektral nur schwierig voneinander unterschieden werden. Eine relativ gute spektrale Differenzierung ist für die feuchte Variante der Waldsavannen (1233) und für die sehr trockene Strauchsavanne (1240) möglich. Eine generell hohe Klassifikationsgüte kann für die Sammelklasse der Wälder (1100) und für feldbaulich genutzte Gebiete (2110 / 2210) erreicht werden.

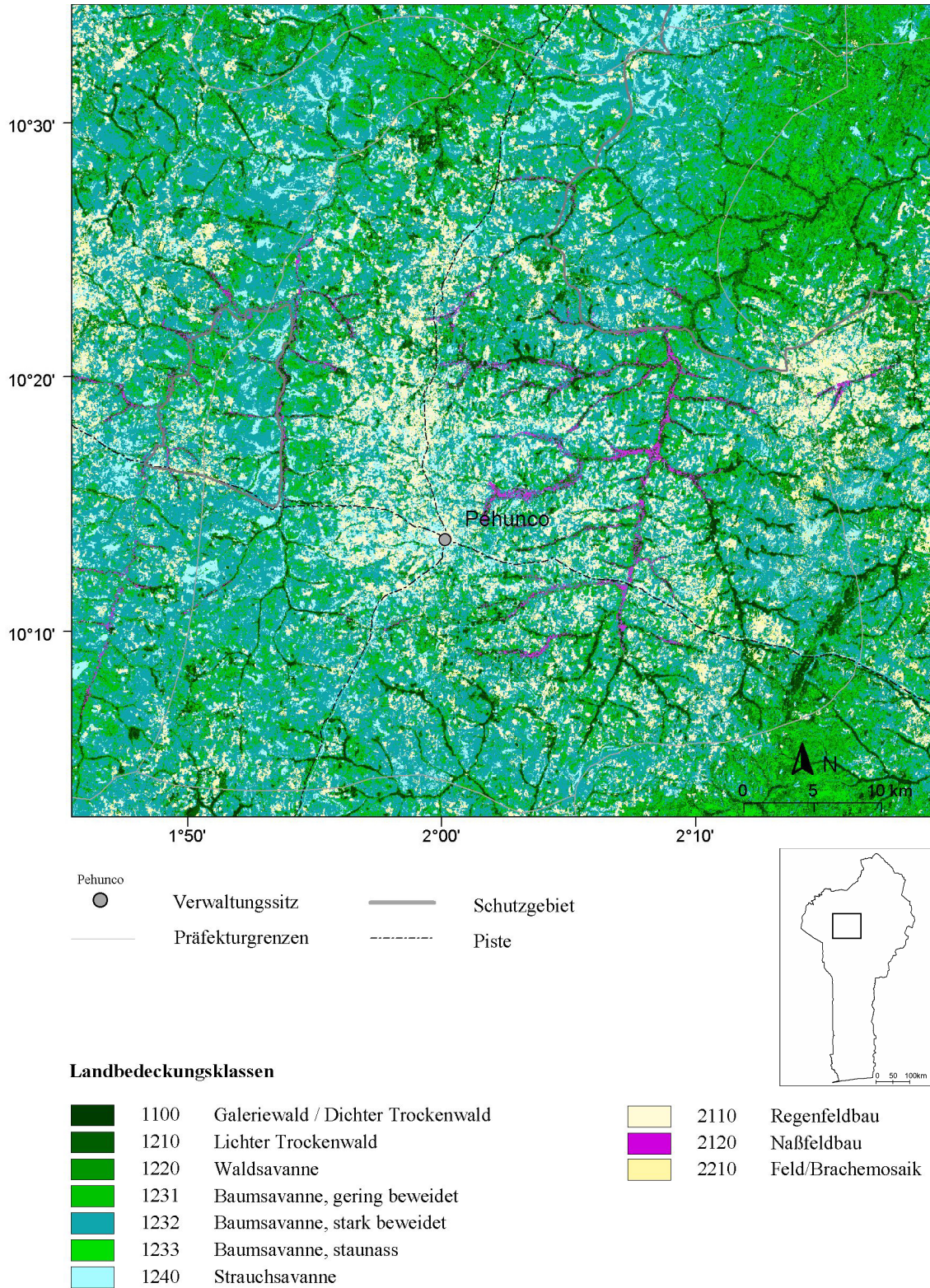


Abb. 23: Vegetationskarte des südsudanischen Untersuchungsgebietes

### 3.4.2.3.3 Räumliche Verteilung der Landbedeckungsklassen

Nach der räumlichen Analyse der Landbedeckung werden 4% der gesamten Untersuchungsfläche von Galerie- und dichten Trockenwäldern bedeckt. Waldähnliche Savanneformationen finden sich auf 15% des Untersuchungsgebietes. 60% der Gesamtfläche entfällt auf Baumsavannen, von denen nur 18% stark beweidet werden. Landbedeckungsklassen mit relativ niedrigen Deckungswerten der Gehölzschicht (<30%) finden sich nur auf 21% des Untersuchungsgebietes. Nur 39% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes werden von Landbedeckungsklassen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung eingenommen. Feldbau findet auf 14% des Untersuchungsgebietes statt (Abb. 24).

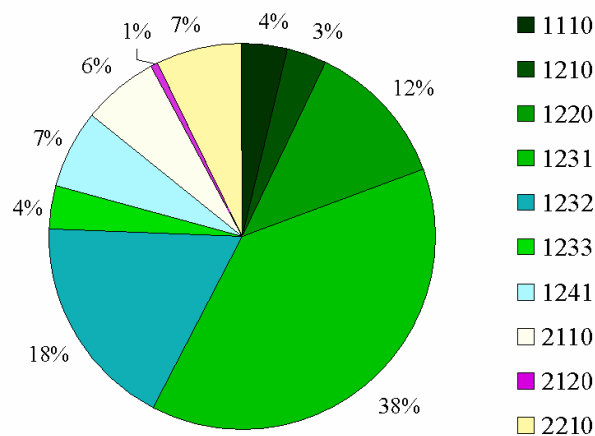


Abb. 24: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des südsudanischen Untersuchungsgebietes

## 3.4.3 Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels

### 3.4.3.1 Nordsudanisches Untersuchungsgebiet

Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 2001 ca. 32% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ackerbaulich genutzt (Abb. 25b). Schließt man die Fläche der Schutzgebiete vom Untersuchungsgebiet aus, sind sogar 41% der Gesamtfläche ackerbaulich geprägt. Im Jahr 1989 wurden dagegen nur 17% der Fläche des Untersuchungsgebietes von Feldern und jungen Brachen eingenommen (Abb. 25a). Ackerbau wurde vor allem in der unmittelbaren Umgebung der Provinzhauptstadt Fada N’Gourma und in der Umgebung von größeren Siedlungen im Nord- und Südwesten des Untersuchungsgebietes betrieben.

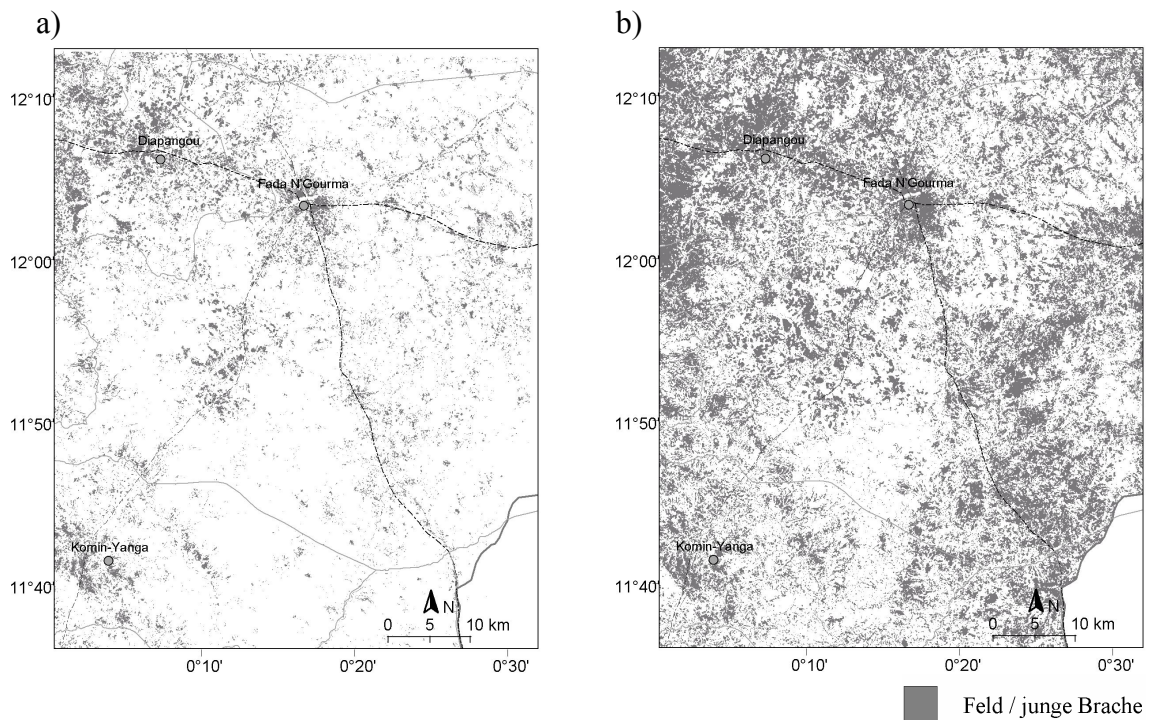


Abb. 25: Klassifikation der agrarischen Landnutzung des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. a) 1989, b) 2001

a)

Referenz (Luftbilder)	klassifizierte Landnutzung (Felder und junge Brachen)	
	vorhanden	nicht vorhanden
Vorhanden	19	61
nicht vorhanden	52	268

b)

Referenz (Geländedaten)	klassifizierte Landnutzung (Felder und junge Brachen)	
	vorhanden	nicht vorhanden
vorhanden	22	4
nicht vorhanden	3	46

Tab. 13: Kontingenztmatrix zur Bestimmung der Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen im nordsudanischen Untersuchungsgebiet. a) 1989, b) 2001

Die Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen beträgt für das Jahr 2001 90% und für das Jahr 1989 72% (Tab. 13).

### 3.4.3.2 Südsudanisches Untersuchungsgebiet

Im südsudanischen Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 1999 ca. 14% des Untersuchungsgebietes ackerbaulich genutzt. Auch in intensiv genutzten Gebieten lag der Anteil der ackerbaulich genutzten Flächen zumeist unter 30% (Abb. 26b).

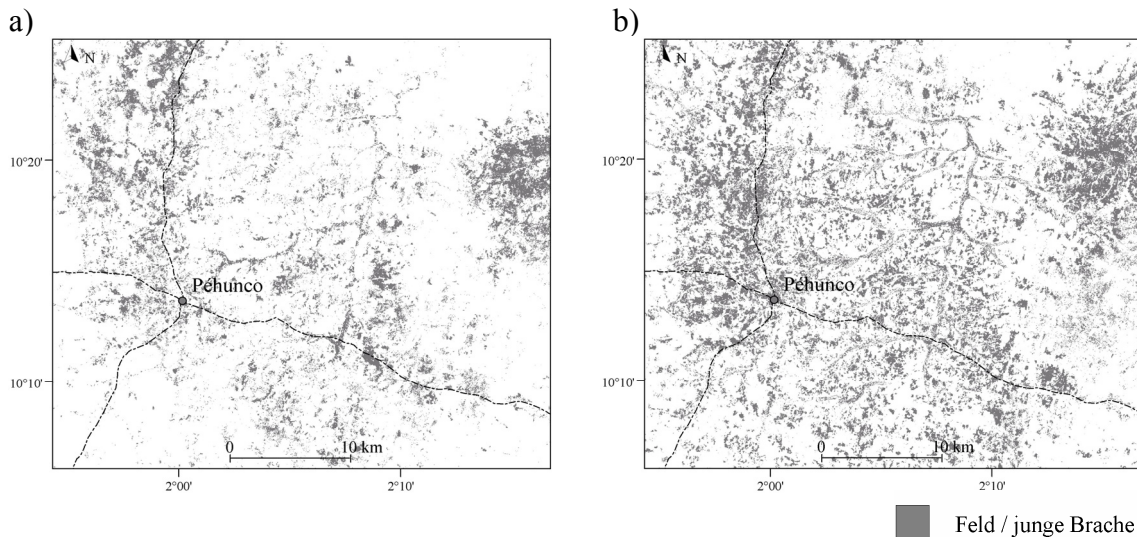


Abb. 26: Klassifikation der agrarischen Landnutzung des südsudanischen Untersuchungsgebietes. a) 1986, b) 1999

a)

Referenz (Luftbilder)	klassifizierte Landnutzung (Felder und junge Brachen)	
	vorhanden	nicht vorhanden
vorhanden	78	20
nicht vorhanden	13	289

b)

Referenz (Geländedaten)	klassifizierte Landnutzung (Felder und junge Brachen)	
	vorhanden	nicht vorhanden
vorhanden	19	2
nicht vorhanden	2	65

Tab. 14: Kontingenztabelle zur Bestimmung der Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen im südsudanischen Untersuchungsgebiet. a) 1986, b) 1999

Im Jahr 1986 wurden im südsudanischen Untersuchungsgebiet nur 10% des gesamten Untersuchungsgebietes von Feldern und jungen Brachen eingenommen (Abb. 26a). Die Klassifikation weist intensiv genutzte Gebiete vor allem im Osten des Untersuchungsgebietes und in unmittelbarer Umgebung von größeren Ortschaften aus. Die Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen ist für beide betrachteten Zeitpunkte als sehr gut zu bezeichnen. Von der Klassifikation der Felder im Jahr 1999 werden 84 der insgesamt 89 im Gelände erhobenen Testflächen korrekt klassifiziert (Tab. 14b). Dies entspricht einer Klassifikationsgüte von 94%. Bei der Klassifikation der Satellitenszene aus dem Jahr 1986 werden 367 von den insgesamt 400 im Luftbild ausgewählten Testpunkten korrekt klassifiziert (Tab. 14a). Dies entspricht einer Klassifikationsgüte von 92%.

### 3.5 Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung mit anderen fernerkundlichen Arbeiten der Region verglichen und einige Problemfelder fernerkundlichen Arbeitens in den Savannengebieten Westafrikas diskutiert.

#### 3.5.1 Klassifikation der Landbedeckung

Bisher gibt es in den drei Untersuchungsgebieten keine thematischen Karten, welche die aktuelle Landbedeckung erfassen. Für Teile des sahelischen Untersuchungsgebiets wurden in den 1980-90er Jahren satellitenbildgestützte Analysen zur Vegetationsveränderung (KRINGS 1980, REENBERG & RASMUSSEN 1990, FOG & RASMUSSEN 1997) und der Zunahme von ackerbaulich genutzten Flächen (LINDQVIST und TENGBERG 1993) vor dem Hintergrund der sozioökonomischen Rahmenbedingungen durchgeführt (MARCUSSEN & REENBERG 1999, LYKKE ET AL. 1999). Die Kartierungsansätze, bei denen Luftbildzeitreihen und Satellitendaten eingesetzt wurden, beschränken sich jedoch auf Arbeitsgebiete von wenigen Quadratkilometern Größe (MADSEN ET AL. 1999). Aus diesem Grund stellt die in dieser Untersuchung erarbeitete Landbedeckungskarte die momentan einzige Datenquelle dar, mit der flächendeckende, räumliche Analysen der Landschaft durchgeführt werden können. Im sahelischen Untersuchungsgebiet werden auf Basis der Geländedaten 15 Landbedeckungsklassen definiert. Die verschiedenen Landbedeckungsklassen können aufgrund der relativ homogenen Landschaftsstruktur gut im Gelände angesprochen und mit einer Gesamtklassifikationsgüte von 87% klassifiziert werden.

Dennoch können bei der Klassifikation der Landbedeckung in ariden und semi-ariden Gebieten verschiedene methodische Schwierigkeiten auftreten. Die Landbedeckung kann nur zum Teil allein auf der Basis von Vegetationsstrukturparametern definiert werden. Die Deckungswerte der Gehölzschicht liegen für große Gebiete des Untersuchungsgebietes unter 20% und die Baumschicht wird von mikrophylen Baumarten (z.B. *Acacia spec.*, *Balanites aegyptiaca*) dominiert, welche sich spektral nur gering von trockener Pflanzenbiomasse und dem Untergrund unterscheiden (USTIN ET AL. 2005). Aufgrund der geringen Blattbiomasse und hohen Durchlässigkeit der Gehölzschicht wird ein hoher Anteil der Varianz des Spektralsignals durch die Rückstrahlwerte der Krautschicht und des Untergrundes definiert (FRANKLIN ET AL. 1991). Stark reflektierende Böden mit niedriger Feuchtigkeit, glatten Oberflächen und einem niedrigen Gehalt an organischer Substanz schwächen das Vegetationssignal ab,

wohingegen schwach reflektierende Böden mit hoher Feuchtigkeit, einem hohen Gehalt an organischen Substanzen oder einem hohen Hämoglobin Gehalt das Vegetationssignal verstärken (COUTERON & SERPANTIE 1995). Aufgrund der hohen Varianz der Rückstrahlung des Untergrundes kann deshalb im sahelischen Untersuchungsgebiet nur ein relativ geringer Anteil der spektralen Varianz des *MSAVI* mit dem Parameter der Gehölzdeckung erklärt werden ( $R^2=0.45$ , Tab. 6)

Ein weiteres Problemfeld für das fernerkundliche Arbeiten in semiariden Räumen wird durch die Beweidung begründet. Je nach Beweidungsintensität wird das Vegetationssignal stärker oder schwächer modifiziert. Die Intensität der Beweidung ist in Abhängigkeit von der betrachteten Skala räumlich und zeitlich hochvariabel. Besonders bei grasdominierten Vegetationsgesellschaften lässt sich zwischen der Nettoprimärproduktion und dem registrierten Vegetationssignal ein klarer Zusammenhang nachweisen (CSAPLOVICS 1992). Inwieweit und auf welcher Skala der Faktor der Beweidung die Reflektanzen der Landbedeckungsklassen verändert bleibt unklar, da sich die Beweidungsintensität im Sahel kaum quantifizieren lässt.

Die beiden sudanischen Untersuchungsgebiete unterscheiden sich in ihrer Landschaftsstruktur grundlegend von der des sahelischen Untersuchungsgebietes. Aufgrund der Felderwechselwirtschaft kommt es hier zur Ausbildung eines kleinräumigen, ineinander verzahnten Mosaiks von Feldern, Brachen unterschiedlichen Alters und nicht ackerbaulich genutzten Savannen. Diese Heterogenität stellt die größte Herausforderung für den Einsatz von Fernerkundungsverfahren in diesen Untersuchungsgebieten dar.

Neben der räumlichen Heterogenität erschwert zudem der hochvariable strukturelle Aufbau der Savannenformationen die Interpretation der spektralen Verhältnisse. Aufgrund der im Untersuchungsgebiet gering ausgeprägten Krautschicht der beweideten Gebiete wird die spektrale Signatur der Savannenformationen vor allem durch die Deckungswerte der Gehölzschicht bestimmt. Dieser Vegetationsstrukturparameter kann von den *LANDSAT* - Satellitendaten sehr gut nachvollzogen werden (vgl. Kapitel 3.4.1).

Die in dieser Arbeit nachgewiesene enge logarithmische Beziehung ( $R^2=0.74$  bzw.  $0.75$ , Tab. 6) zwischen der Deckung der Gehölzschicht und den Spektralwerten der *LANDSAT* - Daten findet sich in ähnlicher Form bei DEFOURNY (1991) und CHEN & JOSEF (1996) und TURNER ET AL. (1999). Nach den Ergebnissen von DEFOURNY (1990, 1994) ergibt sich für den gesamten Südwesten Burkina Fasos eine sehr gute logarithmische Korrelation zwischen dem Kronendurchmesser und dem Holzvolumen der Bäume und den Spektralwerten der eingesetzten Satellitenszenen. Diese enge

Korrelation ist allerdings nur während eines relativ schmalen Zeitfensters zum Ende der Regenzeit so eindeutig nachzuweisen. Aufgrund des spektralen Kontrasts zwischen den noch grünen Blättern der Gehölzschicht und der bereits trockenen Krautschicht können die einzelnen Vegetationsformationen besonders gut differenziert werden (DEFOURNY 1991, FONTES & GUINKO 1995, WILL 1996, SCHMID 1999). Vor diesem Hintergrund ist der Aufnahmezeitpunkt der in dieser Arbeit vorliegenden Satellitendaten als ideal zu bezeichnen.

Es gibt nur relativ wenige fernerkundliche Arbeiten aus der Region, welche hochauflösende Satellitendaten zur Klassifikation der Landbedeckung einsetzen. SCHMID (1999) untersucht den Informationsgehalt von multitemporalen SPOT Satellitendaten von Savannen in einem ca. 250km südwestlich gelegenen Untersuchungsgebiets in Burkina Faso. Im Untersuchungsgebiet mit einer Größe von ca. 1600km<sup>2</sup> werden auf 119 Testgebieten umfangreiche Geländedaten zur Vegetationsstruktur der Savannen erhoben. Mit Hilfe einer nicht überwachten *ISODATA* - Klassifikation aus einem multitemporalen Satellitendatensatzes wird eine Landbedeckungskarte mit 14 Klassen erstellt, welche eine Gesamtklassifikationsgüte von 68% erreicht. Im südsudanischen Untersuchungsgebiet wurde zu Beginn der 1990er Jahre im Rahmen eines Ressourcenschutzprojektes eine Landbedeckungskarte erstellt (MEURER 1998, WILL 1996). Bei der Arbeit von WILL (1996) werden 80 Trainingsgebiete aufgenommen, welche zur Klassifikation und Evaluierung von sieben Landbedeckungsklassen herangezogen werden. Die Gesamtklassifikationsgüte erreicht einen Wert von 71%. Die Nutzergenauigkeit erreicht Werte zwischen 42% und 89%. Die Sammelklasse Felder/junge Brachen wird mit einer Nutzergenauigkeit von 68.5% klassifiziert (WILL 1996). Da keine Angaben zur Anzahl und räumlichen Verteilung der Testgebiete vorliegen, kann das methodische Vorgehen bei der Evaluierung allerdings nur schwer nachvollzogen werden.

Aktuell werden ca. 80km südlich des südsudanischen Untersuchungsgebietes im Rahmen eines hydrologischen Ressourcenschutzprojektes umfangreiche Untersuchungen zur Landbedeckung und deren Veränderungen durchgeführt (IMPETUS 1999, 2002, 2003, SCHÖTTKER 2002, JUDEX 2003, BORGWARDT 2004). In der Untersuchung von JUDEX (2003) wird auf der Basis eines *LANDSAT* - Datensatzes vom 26.10.2000 mit Hilfe einer überwachten Klassifikation eine Klassifikationsgüte von 78.5% für die Klasse der Feldflächen erreicht.

Im Rahmen dieser Untersuchung können für die Landbedeckungskarten der beiden sudanischen Untersuchungsgebiete etwas höhere Klassifikationsgüten erreicht werden.



Sie liegt für das nordsudanische Untersuchungsgebiet bei 74% und für das südsudanische Untersuchungsgebiet bei 79%. Als eine der Ursachen für die hohe Klassifikationsgüte wird die gute Qualität der Geländedaten angesehen. Eine verlässliche Landbedeckungsklassifikation für die Savannen kann nur unter der Berücksichtigung und Kenntnis der Landschaftsstruktur und landschaftsbestimmenden Faktoren durchgeführt werden. Die Aufnahme von aussagekräftigen Geländedaten ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Erstellung und Evaluierung von verlässlichen Landbedeckungskarten.

Die Auswahl von repräsentativen Trainings- und Testgebieten ist vor allem in den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten aufgrund fließender Übergänge der verschiedenen Savannenformationen nur äußerst schwierig durchführbar (CSAPLOVIC 1992). Aus diesem Grund wurden die Untersuchungsgebiete zunächst mit Hilfe einer nicht überwachten Klassifikation in spektral definierte Objektklassen stratifiziert. Durch die nachfolgende Zufallsauswahl der Testgebiete wird gewährleistet, dass alle vorkommenden Landbedeckungsklassen durch repräsentative und statistisch unabhängige Testgebiete abgebildet werden. Dabei müssen Probleme, die aufgrund der unterschiedlichen räumlichen Skalenebenen zwischen Gelände- und Satellitendaten auftreten können, umgangen werden.

In vielen Untersuchungen haben im Gelände erhobene Daten nur eine Fläche von wenigen Quadratmetern als Referenz, während sich die Werte der kleinsten abgrenzbaren Einheit eines *LANDSAT* - Satellitenbildes (ein Bildpunkt) auf eine Fläche von mindestens 900m<sup>2</sup> beziehen. Die gesamte spektrale Information dieser Fläche wird interpoliert und als einziger Wert ausgegeben. Fehler in der Georeferenzierung erschweren die korrekte Zuordnung der Geländedaten zur entsprechenden Landbedeckungsklasse des Satellitenbildes zusätzlich. Diese Probleme treten vor allem innerhalb des kleinstrukturierten Landnutzungsmosaiks der sudanischen Untersuchungsgebiete auf. Aus diesem Grund wird im Rahmen dieser Untersuchung die Skalengkongruenz zwischen Geländedaten und *LANDSAT* - Daten besonders berücksichtigt. Geländedaten werden nur im Zentrum von großen, spektral homogenen Vegetationseinheiten mit einer Basisaufnahme fläche von mehr als 1000m<sup>2</sup> erhoben.

### **3.5.2 Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels**

Auf Basis von *LANDSAT* - Satellitendaten, Geländedaten und Luftbildern wurden Landnutzungsveränderungen der beiden sudanischen Untersuchungsgebiete analysiert. Der Untersuchungszeitraum beträgt für das nordsudanische Untersuchungsgebiet 12

Jahre (1989-2001), für das südsudanische Untersuchungsgebiet 13 Jahre (1986-1999). Die Klassifikationsgüte der agrarisch genutzten Fläche ist in beiden Untersuchungsgebieten gut bis sehr gut, mit Werten zwischen 72-99%.

Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 2001 32% der Gesamtfläche ackerbaulich genutzt. Das Gebiet ist somit einer deutlich stärkeren Nutzung ausgesetzt als das südsudanische Untersuchungsgebiet, in welchem im Jahr 1999 19% des gesamten Untersuchungsgebietes ackerbaulich genutzt wurden. In beiden Untersuchungsgebieten ist eine gravierende Veränderung der Landbedeckung zu beobachten. Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet ist die ackerbaulich genutzte Fläche in den vergangenen 15 Jahren sehr stark angestiegen. Im südsudanischen Untersuchungsgebiet ist die Zuwachsrate im Zeitraum von 1986-1999 deutlich niedriger als im nordsudanischen Untersuchungsgebiet und beträgt pro Jahr 6,3%. Im südsudanischen Untersuchungsgebiet werden durchschnittlich jedes Jahr 0.6% des gesamten Gebiets in Feldflächen umgewandelt. In einer Zeitreihenanalyse des Landnutzungswandels mit Hilfe von *LANDSAT* - Daten werden von JUDEX (2003) für zum Untersuchungsgebiet benachbarte Gebiete vergleichbare Zuwachsraten der Agrarfläche festgestellt. Für den untersuchten Zeitraum von 1991-2000 wird in der Untersuchung eine mittlere jährliche Zuwachsrate der Agrarfläche von 7.6% bestimmt (JUDEX 2003).

In beiden sudanischen Untersuchungsgebieten können zwei räumliche Entwicklungen des Landnutzungswandels unterschieden werden:

- 1) Intensivierung der Landwirtschaft in bevölkerungsreichen Gebieten (Zunahme der Felderdichte, Nutzung marginaler Standorte, Verkürzung der Brachezeiten).
- 2) Expansion der Agrarfläche in zuvor nicht genutzte Gebiete (Umwandlung von Savannen und Waldformationen in Ackerland).

Als wichtigste Ursachen dieser Entwicklung werden das hohe Bevölkerungswachstum und die generelle Umstrukturierung des Agrarsektors in Burkina Faso und Benin diskutiert. In beiden Untersuchungsgebieten kommt es aufgrund von Migration zu einer starken Zunahme der Bevölkerung. Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet lässt sich diese Entwicklung zum Großteil auf den Bau eines Staudamms Mitte 1980er Jahre zurückführen. Aber auch im südsudanischen Untersuchungsgebiet werden migrationbedingte Zuwachsraten der Bevölkerung von weit über 10%/a (landesweiter Durchschnitt in Benin: 3.2%) erreicht (INSAE 1988, 1995, 2003).

Im Zuge von nationalen und internationalen Bestrebungen, den Agrarsektor in Burkina Faso und in Benin zu intensivieren, wurde mit Beginn der 90er Jahre der Anbau von für den Export geeigneten landwirtschaftlichen Produkten, insbesondere von Baumwolle, stark gefördert (THE WORLD BANK 1993), was in einigen Regionen des Untersuchungsgebietes zu einer Verdreifachung der Baumwollanbaufläche geführt hat (JUDEX 2003). Zu den Fördermaßnahmen gehören die Verbesserung und der Ausbau von bestehenden Beratungs- und Vermarktungsstrukturen und die Vergabe von Kleinkrediten, wodurch die mit dem Baumwollanbau verbundenen Investitionskosten (Saatgut, Düngemittel, Pestizide) finanziert werden können. In Benin wird der pflegeintensive Baumwollanbau vornehmlich von der ansässigen Bevölkerung betrieben. Die Sicherstellung der Versorgung mit Grundnahrungsmitteln (vor allem Yams) wird vornehmlich von den neu hinzugezogenen Bevölkerungsteilen wahrgenommen (ADANGUIDI 2001).

Inwieweit sich die Landnutzungsveränderungen auf das ökologische Gleichgewicht und das soziale Gefüge der Region auswirken, kann nur mit Hilfe weiterführender Studien beantwortet werden.

## **4 Modellierung der Verbreitung von Pflanzenarten**

### **4.1 Einführung**

Grundlage für den Erhalt und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt sind wissenschaftliche Informationen über die geographische Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten. Diese Informationen stehen allerdings für die zum Teil äußerst artenreichen tropischen Länder nur in wenigen Fällen flächendeckend zur Verfügung. Um die Zugänglichkeit von biologischen Daten zu verbessern, werden in den letzten Jahren bereits vorhandene botanische Daten aus den Sammlungen naturhistorischer Museen in zentral organisierte Datenbanken integriert. Die Artenbelege der Sammlungen werden redigiert, mit Hilfe von länderspezifischen Ortsregistern verortet und über das Internet weltweit zur Verfügung gestellt (GBIF 2007). Trotz dieser Initiativen ist es in absehbarer Zeit unmöglich, allein auf der Basis von Felddatenerhebungen hochauflösende und flächendeckende Abbildungen der Verbreitung von Tier- und Pflanzendaten zu erhalten. Genau diese Informationen werden aber benötigt, um beispielsweise sinnvolle Konzepte für Schutzgebiete und deren Vernetzung zu entwickeln. Aus diesem Grund ist das Biodiversitätsmanagement vor allem von relativ einfach zu erhebenden Indikatoren der Biodiversität und operationell einsetzbaren Werkzeugen abhängig, um das primäre Ziel des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der natürlichen Ressourcen zu erreichen (BALMFORD ET AL. 2005).

Ein möglicher Ausweg aus dieser Situation liegt in der Verknüpfung der Verbreitungsdaten mit flächenhaft erhobenen Umweltdaten, welche genutzt werden können, die punktuell vorliegenden Felddaten räumlich zu extrapolieren. Im Wesentlichen stehen hierfür räumlich interpolierte Klimadaten und Fernerkundungsdaten zur Verfügung.

#### **4.1.1 Kartierung der Artenvielfalt mit Fernerkundungsdaten**

Bisher existieren nur relativ wenige Ansätze, welche versuchen, Fernerkundungsdaten mit Biodiversitätsdaten zu verbinden (NAGENDRA & GADGIL 1999A, NAGENDRA & GADGIL 1999B, NAGENDRA 2001, 2004). Die Verknüpfung zwischen den Fundpunkten von Organismen bzw. von Maßzahlen der Biodiversität und Fernerkundungsdaten gestaltet sich schwierig (ROUGHGARDEN ET AL. 1991). Bisher kommen drei Verfahren

zur Anwendung, um die Verbreitung von Arten mit Hilfe von Fernerkundungsdaten abzubilden:

1. Direkte Kartierung von einzelnen Arten, bzw. Artassoziationen.
2. Indirekte Kartierung von Arten und Artassoziationen mit Hilfe von Karten der Landbedeckung.
3. Ableitung von statistischen Beziehungen zwischen der Verbreitung von Arten und Artassoziationen und den Spektralwerten von Fernerkundungsdaten.

In einem Übersichtsartikel zu diesem Thema stellt NAGENDRA (2001) die Ergebnisse von knapp 100 Artikeln vor, welche versuchen, die Verbreitung einzelner Arten und Artgruppen mit Hilfe von einer der drei Fernerkundungsverfahren abzubilden. Die Autorin kommt zu folgenden Ergebnissen:

1. Die direkte Kartierung einzelner Arten und Artassoziationen ist nur für relativ homogene und artenarme Vegetationsgesellschaften durchführbar. Die vorgestellten Arbeiten beschränken sich auf die Kartierung von Baumarten in Wäldern in gemäßigten und borealen Breiten. Eine zufrieden stellende Klassifikationsgüte ist nur unter Einbindung von multitemporalen Daten und Fernerkundungsdaten mit hoher räumlicher und spektraler Auflösung möglich.
2. Die indirekte Kartierung von Arten und Artassoziationen beruht auf der Annahme, dass Arten und Assoziationen von Arten mit Hilfe von kartierbaren Landbedeckungsklassen stellvertretend abgebildet werden können. Die Grundlage für diesen Ansatz ist eine thematisch differenzierte Landbedeckungskarte des jeweiligen Untersuchungsgebietes. Bei dem Verfahren werden die Artenzahlen für die jeweiligen Landbedeckungsklassen errechnet und über ein Geografisches Informationssystem ausgegeben (FULLER ET AL. 1998 HE ET AL. 1998). In der Zusammenfassung der Ergebnisse von sieben Arbeiten zu dem Thema folgert NAGENDRA (2001), dass dieser Ansatz auch für größere Gebiete viel versprechend erscheint. Eine wesentliche Limitierung dieses Ansatzes liegt in seiner Unfähigkeit, Variationen der Artzusammensetzung innerhalb einer Landbedeckungsklasse abzubilden. Diese Einschränkung der Abbildungsgenauigkeit wirkt sich besonders in hoch diversen tropischen Gebieten aus, da hier die Diversität zwischen verschiedenen Standorten des gleichen Lebensraumstyps teilweise sehr stark variieren kann (MAGURRAN 1988).

3. Beim dritten Ansatz wird die Verbreitung von Arten und Artassoziationen direkt mit dem spektralen Signal der Fernerkundungsdaten in Beziehung gesetzt, wodurch sich der oft sehr zeit- und arbeitsintensive Schritt einer Landbedeckungsklassifikation vermeiden lässt. Obwohl bisher nur sehr wenige Arbeiten biologische Verbreitungsdaten mit Spektralwerten von Satellitendaten direkt korrelieren (JORGENSEN & NOHR 1996, NOHR & JORGENSEN 1997, VERLINDEN & MASOGO 1997, RAVAN ET AL. 1995, OINDO 2002, OINDO & SKIDMORE 2002, SETO ET AL. 2004), erscheint dies prinzipiell auch für diverse Artengemeinschaften möglich (NAGENDRA 2001).

#### 4.1.2 Modellierung der ökologischen Nische

Einen ganz anderen Weg punktuelle Verbreitungsdaten von Tieren und Pflanzen zu extrapolieren, gehen räumliche Modellierungsansätze, welche versuchen, die ökologische Nische mit Hilfe von räumlich interpolierten Klimadaten zu definieren. In den letzten Jahren wurden eine Fülle von verschiedenen Verfahren dieser so genannten Nischenmodelle (engl. *niche models*), oder Artenverbreitungsmodelle (engl. *species distribution models*) entwickelt. Eine Übersicht der verschiedenen Verfahren geben RUSHTON ET AL. (2004), SEGUARDO & ARAÚJO (2004), GUISAN & THULLER (2005) und ELITH ET AL. (2006).

##### 4.1.2.1 Theoretische Grundlagen der Artenverbreitungsmodelle

Die Verbreitung von Tieren und Pflanzen wird von einer Vielzahl von unterschiedlichen Faktoren bestimmt. Dazu gehören abiotische Umweltvariablen (z.B. Klimavariablen und Bodenparameter), Störungen (z.B. Feuer) und biotische Wechselwirkungen (z.B. Konkurrenz und Predation). Für die Modellierung der Verbreitung von Arten stehen in den allermeisten Fällen nur einige wenige der auf die Verbreitung einflussnehmenden Variablen zur Verfügung. Aus diesem Grund geben Verbreitungsmodelle nicht die reale Verbreitung einer Art wieder, sondern definieren den ökologischen Raum, in dem eine Art mit hoher Wahrscheinlichkeit vorkommen kann. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wird in dem Zusammenhang häufig der Begriff der so genannten potentiellen Verbreitung (engl. *potential distribution*) gebraucht.

Nach der Klassifikation von LEVINS (1966) gibt es drei verschiedene Modellansätze, die in der ökologischen Forschung eingesetzt werden:

- Analytische und mathematische Modelle, deren Intention es ist, allgemeingültige Zusammenhänge möglichst exakt zu beschreiben (z.B. die logistische Funktion des Populationswachstums von Tieren und Pflanzen).
- Mechanistische und prozessorientierte Modelle, welche Hinweise auf die zugrunde liegenden Prinzipien von Interaktionen und Prozessen geben (z.B. computerbasierte Simulationen zur Evolution von Ausbreitungsstrategien von Tieren und Pflanzen (HOVESTADT & POETHKE 2006)).
- Empirische Modelle, deren Fokus besonders auf der Realitätsnähe und der Exaktheit der Ergebnisse liegt.

Artenverbreitungsmodelle werden zumeist den empirischen Modellansätzen zugeordnet. Die Zielsetzung der empirischen Modellansätze ist eine möglichst exakte Nachbildung der Realität. Sie liefern weder Erklärungsansätze zu den zugrunde liegenden Prozessen, noch versuchen sie, Beziehungen zwischen den betrachteten Variablen kausal zu ergründen.

Eine der wichtigsten theoretischen Grundlagen für die Artenverbreitungsmodelle ist das Konzept der ökologischen Nische. Einen Überblick über den historischen Wandel des Begriffs der ökologischen Nische seit GRINNELL (1917) gibt VANDERMEER (1972), eine Weiterentwicklung erfährt der Begriff durch die Arbeiten von LEIBOLD (1995) und PULLIAM (2000). Besonders Erfolg versprechend lässt sich das Konzept für biogeografische Fragestellungen anwenden, wenn Beziehungen zwischen Organismen und ihrer Umwelt im Zentrum der Untersuchung stehen.

In der ökologischen Forschung sind drei Interpretationen des Konzepts der ökologischen Nische geläufig. Nach GRINNELL (1917, 1917a) ist die ökologische Nische der Ort, in dem sich ein Organismus bevorzugt aufhält. ELTON (1927) definiert die ökologische Nische über die Rolle und Funktion, welche eine Art innerhalb eines Ökosystems einnimmt. Die dritte Interpretation nach HUTCHINSON (1957, 1958) definiert die ökologische Nische als einen multidimensionalen Raum oder ein „n-dimensionales Hypervolumen“ aller ökologischen Faktoren, die für Organismen nötig sind, um in ihrem Lebensraum überlebensfähige Populationen aufrecht zu erhalten. Sie wird durch die Kombination der Wertebereiche von Umweltgradienten aufgespannt, denen ein Individuum oder eine Art ausgesetzt ist. Nach dieser Definition werden alle Aspekte der Umwelt, sowohl physikalischer als auch biologischer Natur, einbezogen.

HUTCHINSON (1958) unterscheidet ferner zwischen der fundamentalen und der realisierten ökologischen Nische. Während unter der fundamentalen Nische jener

Bereich des Hypervolumens verstanden wird, in welchem ein Organismus ohne Einwirkung biotischer Faktoren vorkommen würde, beschreibt die realisierte Nische nur den Teilbereich des Hypervolumens, der dem Organismus unter Einbeziehung der biotischen Faktoren, wie Konkurrenz, Parasitismus oder Predation verbleibt (BEGON ET AL. 1996). Somit gibt die fundamentale Nische dem unter optimalen Bedingungen nutzbaren Ressourcenspektrum, die realisierte Nische das durch biotische Wechselwirkungen eingeengte Ressourcenspektrum wieder. Verbreitungsmodelle, welche das Vorkommen von Tier- und Pflanzenarten auf der Basis von Umweltvariablen und realen biologischen Geländedaten vorhersagen, geben wohl am ehesten Hutchinson's realisierte Nische wieder.

AUSTIN & SMITH (1989) definieren drei verschiedene Klassen von Umweltgradienten, welche die Verbreitung und Abundanz von Arten bestimmen:

- Der erste Umweltgradient umfasst die Verteilung von direkten Ressourcen (z.B. Nährstoffe und Wasser), welche von einer Art verbraucht werden.
- Der zweite Umweltgradient umfasst Parameter, wie Temperatur oder den pH-Wert, welche nicht direkt von Arten verbraucht werden, aber einen direkten physiologischen Einfluss besitzen.
- Der dritte Umweltgradient charakterisiert die Eigenschaften der Umwelt, die nur indirekt auf die Verbreitung und Abundanz von Arten Einfluss nehmen. Zu diesem Gradienten gehören z.B. topografische Variablen oder die Produktivität von Ökosystemen.

Für die Modellierung des Vorkommens von Tier- und Pflanzenarten können Daten von allen drei Kategorien der Umweltgradienten genutzt werden.

#### 4.1.2.2 Anwendungsmöglichkeiten der Artenverbreitungsmodelle

Artenverbreitungsmodelle können für sehr unterschiedliche Organismengruppen wie Pflanzen (GUISAN ET AL. 1998, ARRIAGA ET AL. 2004), Insekten (LEVINE ET AL. 2004, ROURA-PASCUAL ET AL. 2004), Reptilien und Vögel (RAXWORTHY ET AL. 2003, PARRA ET AL. 2004, CICERO 2004) und Säugetiere (SÁNCHEZ-CORDERO & MARTÍNEZ-MEYER 2000, ANDERSON ET AL. 2002, LIM ET AL 2002) eingesetzt werden. Aufgrund der großen Plastizität der Modellierungsansätze können quantitative und qualitative biologische Daten miteinander kombiniert und sehr unterschiedliche Umweltvariablen integriert werden (PETERSON ET AL. 2002).

Die Anwendungsmöglichkeiten der Artenverbreitungsmodelle sind äußerst vielfältig. Eine der wichtigsten Einsatzmöglichkeiten der Verbreitungsmodelle liegt in der



Verbesserung des Managements (ARRIAGA ET AL. 2004) und der Planung von Schutzgebieten (PETERSON ET AL. 2002, ORTEGA-HUERTA & PETERSON 2004). Andere Studien analysieren die Veränderungen der Verbreitungsgebiete vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels (CRUMPACKER ET AL. 2001, PETERSON ET AL. 2002, THUILLER ET AL. 2005). Beispielsweise werden die Modellierungsansätze genutzt, um klimatisch induzierte Veränderung der Verbreitungsgebiete von Krankheitserregern wie Malaria (LEVINE ET AL. 2004) oder des West Nil Virus (GIBBS ET AL. 2006) vorherzusagen. Ebenso kann das Ausbreitungspotential von invasiven Arten, wie der Feuer-Ameise (*Solenopsis invicta*), welche in den USA große wirtschaftliche Schäden verursacht, bestimmt werden (FITZPATRICK ET AL. 2007). Bisher gibt es allerdings nur wenige Arbeiten, die versuchen, den Einfluss des Landnutzungswandels auf die Verbreitung von Arten abzuschätzen (THOMAS ET AL. 2004).

Ein Grund hierfür ist sicherlich darin zu finden, dass die meisten Untersuchungen die Verbreitungsgebiete der Arten mit Hilfe von interpolierten Klimadaten modellieren, welche heutzutage weltweit zur Verfügung stehen (NEW ET AL. 2002). Während das Klima vor allem großräumig der bestimmende Faktor für die Verbreitung von Organismen ist, wirken kleinräumig andere Standortfaktoren modifizierend auf die Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten ein. Zu diesen Standortfaktoren gehören biotische Wechselwirkungen ebenso wie Bodenparameter und die Art und Intensität der Landnutzung.

Auf dieser Skalenebene sind Satellitendaten hervorragend geeignet, um eine ganze Reihe von Umweltvariablen zu quantifizieren, welche die Verbreitung von Organismen bestimmen (HOUSSA ET AL. 1996, MBOW 2000, COUTERON ET AL. 2001). Satellitendaten vermitteln ein differenziertes Bild von biotischen und abiotischen Umwelteigenschaften. Sie werden zum Teil seit Jahrzehnten bei der Analyse von Vegetationsveränderungen und zur Aufnahme der aktuellen Landnutzung und Landbedeckung eingesetzt und sind dafür ausgelegt, Eigenschaften der Erdoberfläche standardisiert und flächendeckend zu erfassen (vgl. Kapitel 3.4). Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit sind sie die einzige flächendeckend verfügbare Datenquelle, um Parameter der Landbedeckung (THENKABAIL & NOLTE 1996, BUDE ET AL. 2004) und ihre Veränderung (TAPPAN 2000, MAYAUX ET AL. 2005), Vegetations- (COUTERON ET AL 2001) und Bodeneigenschaften (HOUSSA ET AL. 1996) flächendeckend und skalenübergreifend zu charakterisieren.

Trotz dieses immensen Potentials, existiert bisher keine Studie, welche Satellitendaten auf lokaler Skalenebene einsetzt, um die lokale Verbreitung von Arten vorherzusagen.

## 4.2 Fragestellung und Zielsetzung

Im Mittelpunkt dieser Arbeit steht die Frage nach den räumlichen Mustern der Pflanzenvielfalt in den drei Untersuchungsgebieten der Sahel-, der Nord- und Südsudanzone. Folgende Fragestellungen werden untersucht:

- Inwieweit unterscheiden sich die räumlichen Verbreitungsmuster von einzelnen Pflanzenarten?
- Wo gibt es Diversitätszentren, bzw. welche Gebiete sind besonders artenarm?
- Wie unterscheiden sich die räumlichen Muster der Pflanzenvielfalt zwischen den drei Untersuchungsgebieten?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen werden für die drei Untersuchungsgebiete in Burkina Faso und Benin Karten der Pflanzenvielfalt von hoher räumlicher Auflösung (60m) erstellt. Ergänzend werden Analysen zu zeitlichen Veränderungen der Diversitätsmuster durchgeführt, wobei folgende Fragen untersucht werden:

- Inwieweit verändern sich die Verbreitungsgebiete von Arten vor dem Hintergrund des Landnutzungswandels?
- Inwieweit wirken sich Veränderungen der Landnutzung auf die Muster der Pflanzenvielfalt aus?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen kommt ein breites Methodenspektrum zur Anwendung. Im Zentrum steht dabei die Frage, ob sich mit Hilfe von Fernerkundungsdaten die Muster der Pflanzenvielfalt detailliert abbilden lassen. Da bisher kaum Untersuchungen existieren, welche verschiedene fernerkundliche Ansätze der Biodiversitätskartierung in einem Untersuchungsgebiet miteinander vergleichen, werden im sahelischen Untersuchungsgebiet verschiedene Ansätze der Biodiversitätskartierung vergleichend gegenübergestellt und deren Eignung, die Diversitätsmuster der Pflanzenvielfalt abzubilden, überprüft. Es werden folgende methodische Fragestellungen untersucht:

- Können die Diversitätsmuster der Pflanzenvielfalt mit Hilfe von Fernerkundungsdaten abgebildet werden?
- Wie lassen sich die Limitierungen der bisher existierenden methodischen Ansätze der Biodiversitätskartierung überwinden und verbesserte Karten der Pflanzenvielfalt erstellen?

In Antwort auf diese Fragen wird ein neues Verfahren der Biodiversitätskartierung entwickelt, mit dessen Hilfe die Diversitätsmuster der Untersuchungsgebiete flächendeckend und detailliert abgebildet werden können. Dazu werden bereits existierende räumliche Modellierungsansätze (ökologische Nischenmodelle) durch die Einbindung von Satellitendaten weiterentwickelt. Die konzeptionellen Annahmen und Voraussetzungen des Modellierungsansatzes werden im Rahmen von umfangreichen Vorstudien überprüft. Anschließend werden die im sahelischen Untersuchungsgebiet erarbeiteten Modellierungsansätze auf die beiden sudanischen Untersuchungsgebiete übertragen. Im Ergebnis liegen für jedes Untersuchungsgebiet modellierte Verbreitungskarten von einigen hundert Pflanzenarten vor, welche abschließend zu einer Karte der Pflanzenvielfalt zusammengefasst werden.

## 4.3 Material und Methoden

### 4.3.1 Datengrundlage

#### 4.3.1.1 Botanische Daten

Für die Analyse von räumlichen Phytodiversitätsmustern wurden botanische Daten aus einer Vielzahl von vorangegangenen Studien und Doktorarbeiten herangezogen. Der Großteil der botanischen Daten wurde im Rahmen von pflanzensoziologischen Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben und durch Sammlungsdaten und Artinventare ergänzt. Bei dem Verfahren nach BRAUN-BLANQUET (1964) werden die auf einer Untersuchungsfläche vorkommenden Pflanzenarten bestimmt und deren Deckung in kategoriale Klassen aufgenommen. Kraut- und Gehölzschicht wurden in allen Arbeiten, auf die hier zurückgegriffen wird getrennt bearbeitet, da in Savannenformationen von einer gewissen Unabhängigkeit der Vegetationsschichten ausgegangen werden kann (HAHN 1996, MÜLLER 2003, KROHMER 2004). Die Größe der Aufnahmefläche wurde zum Teil durch die Ermittlung von Minimumarealen oder pragmatisch bestimmt und beträgt für die Krautschicht 25 m<sup>2</sup>, für die Gehölzschicht zwischen 800 und 1200 m<sup>2</sup> (HAHN 1996, MÜLLER 2003, KROHMER 2004). Die meisten pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden in den Jahren 1998 bis 2002 jeweils zum Ende der Regenzeit in den Monaten August bis November durchgeführt.

Die botanischen Daten der Sahelzone stammen aus der Dissertation „Zur Vegetationsökologie der Savannenlandschaften im Sahel Burkina Faso“ von MÜLLER (2003) und werden durch die Arbeiten von KROHMER (2004) und SCHMIDT (2006) ergänzt. Für die sudanischen Gebiete können die Daten der Untersuchungen von KROHMER (2004) zur Umweltwahrnehmung der Fulbe in Burkina Faso und Benin verwendet werden. In der Dissertation von SCHMIDT (2006) werden entlang eines Transekts im Osten Burkina Fasos vor allem pflanzensoziologische Aufnahmen der Krautschicht erhoben. Im südsudanischen Untersuchungsgebiet werden aktuell im Rahmen des „*BIOTA West Afrika*“ Projekts weitere botanische (Autoren: Pierre Agbani, Didier Agonyissa) und ethnobotanische (Autorin: Annika Wiekhorst) Dissertationen angefertigt, deren botanische Daten für die Analysen zur Verfügung gestellt wurden. Darüber hinaus werden im Rahmen des „*BIOTA West Afrika*“ Projekts in allen Teiluntersuchungsgebieten botanische Daten auf Dauerbeobachtungsflächen erhoben, welche ebenfalls berücksichtigt wurden.

Alle Daten wurden in eine relationale Vegetationsdatenbank (*VegDa.*) integriert (SCHMIDT 2006). Dadurch ist eine konsistente Verwaltung der Daten und deren Ausgabe und Aufbereitung für weiterführende Analysen möglich.

Zum aktuellen Zeitpunkt werden ca. 104000 Datensätze (mit Angaben zum Artnamen, Ort, Aufnahmeummer, Bearbeiter, Angaben zur Datenqualität uvm.) von 2089 Pflanzenarten aus 4596 botanischen Aufnahmen in der Datenbank verwaltet. Ca. die Hälfte der Datensätze verfügen über GPS-Koordinaten (Dezimalgrad, Kartendatum WGS84) und können somit mit einer Genauigkeit von 5-10m in die lokalen Geoinformationssysteme der einzelnen Teiluntersuchungsgebiete integriert werden. Für die meisten Arten sind umfangreiche ökologische Informationen, wie Lebensform, Stoffwechselltyp und Verbreitungsmodus abrufbar und können jedem einzelnen botanischen Datensatz zugeordnet werden.

#### 4.3.1.1.1 Sahelisches Untersuchungsgebiet

Insgesamt stehen im Sahel die Daten von 1461 pflanzensoziologischen Aufnahmen und 800 Einzelartenbelege der Westafrikasammlung des Senckenberg Herbariums zur Verfügung. Die Aufnahmen sind über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt und decken die vorkommenden Vegetationsformationen und Landschaftseinheiten vollständig ab (Abb. 28a). Auf der Basis dieser Daten werden im Untersuchungsgebiet 355 Pflanzenarten nachgewiesen.

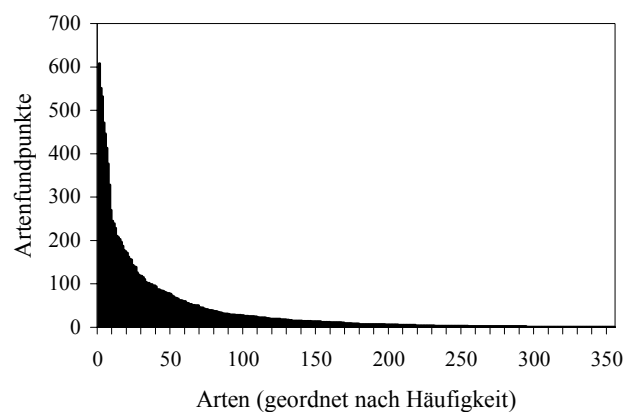


Abb. 27: Verteilung der Häufigkeit der Arten (Artenfrequenz) des sahelischen Untersuchungsgebietes

Trotz der hohen Zahl botanischer Aufnahmen, werden viele Arten nur relativ selten gefunden. 17% aller Arten werden nur mit einem einzigen Individuum nachgewiesen. 48% der Arten werden mit mindestens zehn Fundpunkten nachgewiesen. Eine Aufstellung der häufigsten Arten des sahelischen Untersuchungsgebietes findet sich im Anhang (Anhang II, Tab. IV).

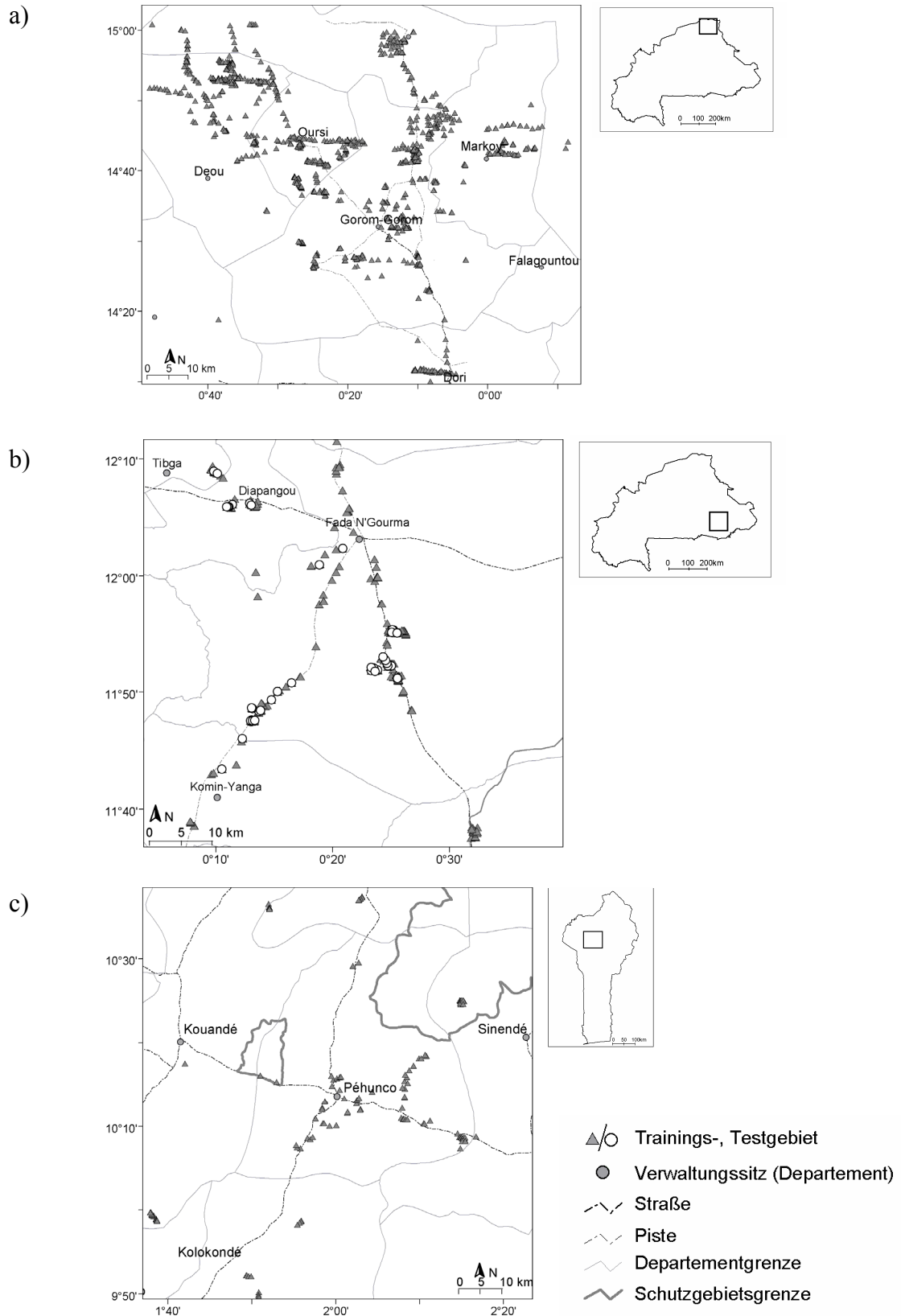


Abb. 28: Lage der botanischen Aufnahmen. a) sahelisches, b) nord- und c) südsudanisches Untersuchungsgebiet

#### 4.3.1.1.2 Nordsudanisches Untersuchungsgebiet

Die Datenbasis der Nordsudanzone umfasst 574 botanische Aufnahmen mit 406 Pflanzenarten und 6490 Artenfundpunkten, welche zur Modellierung der pflanzlichen Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet genutzt wurden (Abb. 28b). Eine Aufstellung der häufigsten Arten des nordsudanischen Untersuchungsgebietes findet sich im Anhang (Anhang II, Tab. V).

#### 4.3.1.1.3 Südsudanisches Untersuchungsgebiet

Für die Analysen der Pflanzenvielfalt der Südsudanzone kann aktuell auf 150 georeferenzierte, pflanzensoziologische Aufnahmen und über 700 Einzelartbelege, mit insgesamt 7670 Artenfundpunkte zur Modellierung der pflanzlichen Artenvielfalt zurückgegriffen werden (Abb. 28c). Eine Aufstellung der häufigsten Arten des südsudanischen Untersuchungsgebietes findet sich im Anhang (Anhang II, Tab. VI).

#### 4.3.1.2 Fernerkundungsdaten

Hochauflösende *LANDSAT* - Satellitendaten (Tab. 2) sind die Grundlage der in dieser Arbeit vorgestellten methodischen Ansätze, um die Muster der Pflanzenvielfalt der einzelnen Teiluntersuchungsgebiete abzubilden. Die Satellitendaten werden zunächst geometrisch und radiometrisch aufbereitet (vgl. Kapitel 3.3.1.1.2), zu Satellitenbildmosaiken zusammengefügt und in die verschiedenen methodischen Ansätze der Kartierung und Modellierung der Pflanzenvielfalt eingebunden. Die Verwendung der Fernerkundungsdaten wird in der im Folgenden dargestellten methodischen Herangehensweise detailliert beschrieben.

### 4.3.2 Methodische Ansätze

Im folgenden Abschnitt werden die im Rahmen dieser Arbeit angewendeten methodischen Ansätze zur Darstellung der Muster der Pflanzenvielfalt vorgestellt. Der Schwerpunkt dieser Untersuchung liegt auf der Bearbeitung des sahelischen Untersuchungsgebietes, da hier aufgrund der hohen Anzahl von pflanzensoziologischen Aufnahmen bei relativ niedrigen Artenzahlen von einem sehr hohen Erfassungsgrad der Pflanzenvielfalt ausgegangen werden kann. Darüber hinaus ist der Sahel durch eine relativ homogene Landschaftsstruktur charakterisiert, was die Analyse der räumlichen Diversitätsmuster erleichtert. Deshalb wird im sahelischen Untersuchungsgebiet eine vergleichende Analyse der verschiedenen methodischen Ansätze durchgeführt. Die hier erworbenen methodischen Erkenntnisse werden in Fallstudien auf die beiden sudanischen Untersuchungsgebiete übertragen.

#### 4.3.2.1 Rasterbasierte Kartierung der Pflanzenvielfalt

Bei dieser Methode werden die Artenzahlen der mit GPS- Koordinaten verorteten pflanzensoziologischen Aufnahmen für die Zellen eines regelmäßigen Gitterrasters akkumuliert. Dafür werden die botanischen Daten in einem Geografischen Informationssystem mit einem hexagonalen Gitterraster verschnitten. Im Vergleich zu einem quadratischen Rastergitter werden bei einem Hexagonraster Randeffekte deutlich verringert. Die Artenzahlen wurden für Rasterweiten von 1ha, 10ha und 1000ha aufsummiert.

Zunächst werden alle Artenfundpunkte in das Geografische Informationssystem eingelesen. Anschließend wird ein grobskaliges Rastergitter mit den Fundpunkten der vorkommenden Arten verschnitten. Jeder Fundpunkt lässt sich somit genau einer Rasterzelle zuordnen. Anschließend werden doppelte Artennennungen innerhalb einer Rasterzelle gelöscht. Die verbleibenden Artennennungen werden für jede Rasterzelle aufsummiert. Im Ergebnis liegt ein grobskaliges Raster der Gesamtartenzahl vor. Zu kleine Rasterzellen unterschätzen im Allgemeinen die Artenvielfalt einer Region. Unterschiede in der Sammlungsgüte bzw. beim Erfassungsaufwand werden bei kleinen Rasterweiten besonders deutlich und überlagern die tatsächlichen Unterschiede in der Phytodiversität einer Region. Die Interpretation der Daten ist im Allgemeinen nur nach der Anwendung von Verfahren, welche den Erfassungsaufwand normieren, möglich. Sehr große Rasterweiten verringern den Einfluss der Sammlungsgüte auf das Ergebnis, lassen aber keine differenzierte Analyse der Phytodiversität einer Region zu.



#### 4.3.2.2 Indirekte Kartierung der Pflanzenvielfalt

Bei diesem Ansatz wird die Artenvielfalt mit Hilfe von zusammenfassenden Variablen, wie Landbedeckungsklassen, erfasst (STOMS & ESTES 1993). Dies geschieht unter der Annahme, dass sich mit Hilfe dieser stellvertretenden Variablen die Biodiversität einer Region abbilden lässt, auch wenn die Artenzusammensetzung der einzelnen Klassen gar nicht genau bekannt ist. Die Landbedeckungsklassen dienen somit als Surrogate der Biodiversität (STOCKWELL & PETERSON 2002).

Will man die Artenzahl zwischen verschiedene Landbedeckungsklassen vergleichen, müssen die Artengemeinschaften standardisiert und mit gleichem Erfassungsaufwand erhoben werden, da die Artenzahl sowohl von der Vielfalt der vorkommenden Arten, als auch vom Erfassungsgrad der Artengemeinschaft abhängig ist.

Trägt man die Artenzahl akkumuliert gegen den Erfassungsaufwand, der aufnahme- oder individuenbasiert definiert werden kann, in einer Artenakkumulationskurve auf, lässt sich ein charakteristischer Kurvenverlauf feststellen. Bei niedrigen Probenzahlen steigt die Kurve steil an, da mit jeder zusätzlichen Erfassungseinheit noch nicht nachgewiesene Arten hinzukommen. Mit zunehmendem Erfassungsaufwand wird die Kurve immer flacher, da immer weniger zusätzliche Arten erfasst werden. Der Verlauf einer Artenakkumulationskurve ist nicht stet und wird stark von der Reihenfolge der berücksichtigten Aufnahmen bestimmt. Wird z.B. die Reihenfolge der Aufnahmen geändert, ändert sich ebenfalls der Verlauf der Kurve. Ein Vergleich der Artenzahlen zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten oder Vegetationsformationen, welche mit unterschiedlichem Erfassungsaufwand beprobt wurden, ist deshalb nur sehr eingeschränkt möglich.

Diese Einschränkungen können mit Hilfe eines Randomisierungsverfahrens beseitigt werden. Das so genannte *Rarefaction* - Verfahren berechnet die Artenanzahl, welche für eine zufällig gezogene Teilmenge von Aufnahmen bzw. Individuen erwartet werden würde (HURLBERT 1971, SIMBERLOFF 1978). Das Verfahren bietet eine Möglichkeit, Datensätze, die auf unterschiedlich großen Stichprobenumfängen oder unterschiedlichem Erfassungsaufwand beruhen, vergleichbar zu machen. Dabei werden die verschiedenen Probenumfänge der einzelnen Standorte auf den Wert des größten gemeinsamen Erfassungsaufwandes (SHINOZAKI 1963, HURLBERT 1971, COLEMAN ET AL. 1982) aller Flächen reduziert. Durch eine wiederholte Zufallsauswahl aus der Grundgesamtheit von N Individuen oder N Aufnahmen wird die durchschnittliche Artenzahl für 1,2,...N Individuen oder Aufnahmen bestimmt. Die erwartete Artenzahl für eine Auswahl von n-Individuen oder n-Aufnahmen wird aus mehrfachen Ziehungen

(z.B. 1000x) gemittelt und über die Zahl der Individuen oder Aufnahmen aufgetragen. Im Ergebnis erhält man eine hyperbolische Kurve, welche die erwartete Artenzahl  $E(S_n)$  für einen bestimmten Erfassungsaufwand wiedergibt.

$$E(S_n) = S - \frac{\sum_{i=1}^S \binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \quad \text{Gleichung 17}$$

- N      Anzahl der Aufnahmen  
 N<sub>i</sub>    Anzahl der Aufnahmen in denen die Art i gefunden wird  
 n      Anzahl der zufällig ausgewählten Aufnahmen  
 S      Gesamtartenzahl aller Aufnahmen

Mit Hilfe der *Rarefaction* - Kurve können Rückschlüsse auf den Artenreichtum und den Erfassungsgrad eines beprobten Gebietes gezogen werden. Darüber hinaus können die Artenzahlen verschiedener Untersuchungseinheiten miteinander verglichen werden (GOTELLI & COLWELL 2001). Das Randomisierungsverfahren erlaubt darüber hinaus, die Ausgabe von Konfidenzintervallen, wodurch signifikante Unterschiede in den Artenzahlen verschiedener Untersuchungseinheiten ausgewiesen werden können. In der vorliegenden Untersuchung werden die erwarteten Artenzahlen für die drei Teiluntersuchungsgebiete des Sahel, der Nord- und Südsudanzone errechnet. Im sahelischen Untersuchungsgebiet werden darüber hinaus die erwarteten Artenzahlen für die einzelnen Landbedeckungsklassen bestimmt, um die Artenzahlen der Klassen direkt miteinander vergleichen zu können (vgl. Kapitel 4.4.1.2). Als Maß des Erfassungsaufwandes wird der Nachweis einer Art eingesetzt, da bei pflanzensoziologischen Aufnahmen nicht einzelne Individuen, sondern einzelne Arten auf den Aufnahmeflächen erhoben werden. Die Berechnung der erwarteten Artenzahlen und ihrer Konfidenzintervalle erfolgte mit dem Programm EstimateS 6.0 (COLWELL ET AL. 2004).

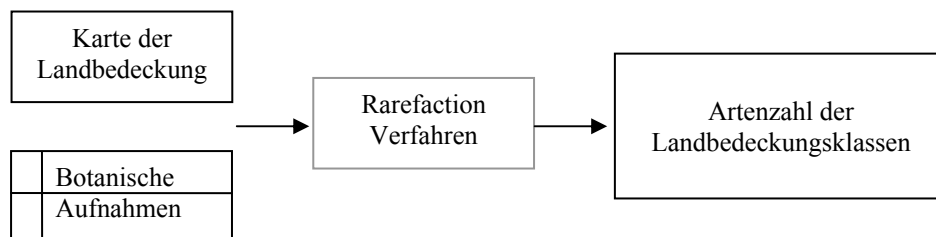


Abb. 29: Ablaufdiagramm: Kartierung der Pflanzenvielfalt mit Hilfe der Karte der Landbedeckung im sahelischen Untersuchungsgebiet

#### 4.3.2.3 Statistische Modellierung der Pflanzenvielfalt

Bei dem korrelativen Ansatz werden die Spektraldaten der Satellitenszenen direkt mit quantitativen Angaben der Artenvielfalt in Beziehung gesetzt. Besonders geeignet für diese Untersuchung erscheint das Untersuchungsgebiet in der Nordsudan Zone, da hier zum einen ein deutlicher, positiver Zusammenhang zwischen den Spektralwerten der Satellitendaten und den Vegetationsstrukturparametern (vgl. Kapitel 3.4.1) nachgewiesen werden kann, zum anderen besteht für einen Großteil der Vegetationsformationen ein empirisch belegter positiver Zusammenhang zwischen der Gehölzdeckung und den Artenzahlen der Gehölze (HAHN 1996).

Die Grundlage der botanischen Daten bilden pflanzensoziologische Aufnahmen der Gehölzschicht, welche standardisiert mit einer Flächengröße von 900m<sup>2</sup> erhoben wurden. Für jeden Aufnahmepunkt werden der spektrale Mittelwert der *LANDSAT* - Kanäle 3-6, des *MSAVI* und der ersten drei Komponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation in einem Radius von 60m errechnet, wodurch eine fehlerhafte Zuordnung von botanischen Daten und Spektraldaten reduziert wird. Vorbereitend werden zum Aufnahmezeitpunkt gebrannte Flächen mit Hilfe der zweiten Komponente der *Tasseled-CAP* - Transformation identifiziert und ausmaskiert.

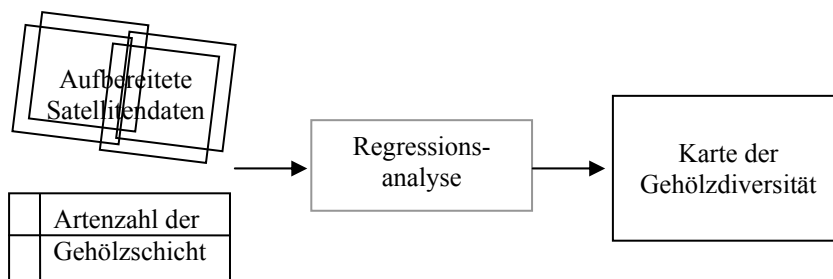


Abb. 30: Ablaufdiagramm der Kartierung der Gehölzdiversität im nordsudanischen Untersuchungsgebiet

#### 4.3.2.4 Modellierung der ökologischen Nische von Einzelarten

##### 4.3.2.4.1 *GARP (Genetic Algorithm of Rule-Set Production)*

Bei dem in dieser Arbeit verwendeten Modellierungssystem „*GARP*“ („Genetic Algorithm of Rule-Set Production; STOCKWELL & NOBEL 1992, SCACHETTI-PEREIRA, R. 2002) werden die Verbreitungsgebiete von Arten mit Hilfe von genetischen Algorithmen vorhergesagt. Mit Hilfe dieser Algorithmen können innerhalb weniger Rechenoperationen optimale Modellierungsergebnisse aus einer Vielzahl potentieller Lösungen ausgewählt werden (HOLLAND 1975). Im Fall des Modellierungssystems *GARP* wird zunächst mit Hilfe von statistischen, korrelativen Methoden nach Zusammenhängen zwischen den Artenfundpunkten und den Werten von Umweltvariablen gesucht. Anschließend werden mit Hilfe der genetischen Algorithmen Regeln abgeleitet, welche auf der Basis der statistischen Analysen die Anwesen- bzw. Abwesenheit einer Art vorhersagen. Das Regelwerk besteht aus logischen Operatoren, welche die analytischen Befunde miteinander kombiniert (z.B. „Art kommt vor, falls die Variable A Werte von 2 - 6 einnimmt und die Werte der Variablen B kleiner als 5 sind).

In einem iterativen Prozess werden verschiedene Regelkombinationen erzeugt und einem Selektionsprozess analog zu den Mechanismen der natürlichen Evolution unterworfen. Nach jeder Iteration entsteht ein vorläufiges Modell der Artenverbreitung, welches mit Hilfe einer Fehlermatrix evaluiert wird.

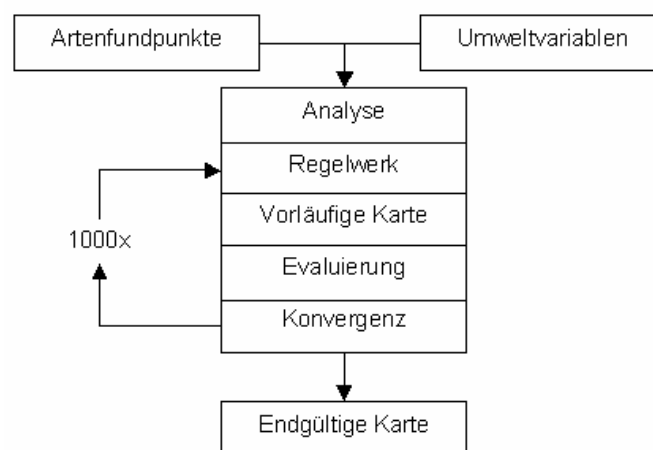


Abb. 31: Flussdiagramm der Modellierung mit *GARP*. Zufällig ausgewählte Artenfundpunkte werden in einer multivariablen Analyse mit Umweltvariablen in Beziehung gesetzt. Anschließend wird ein Regelwerk erstellt, durch welche eine vorläufige Verbreitungskarte erzeugt wird. Diese wird evaluiert und iterativ durch Neukombination der einzelnen Regelsätze so lange modifiziert, bis keine weitere Verbesserung der Karte erreicht wird (Konvergenz).

Die Verbesserung der Modellgüte zwischen zwei Iterationen dient als Entscheidungskriterium, ob eine bestimmte Regel zur Modellierung herangezogen oder bei der Neukombination des Regelwerks verworfen wird. Die vorläufigen Modelle werden mit Hilfe der genetischen Algorithmen so lange iterativ modifiziert (bis zu 1000x) bis eine Veränderung des Regelwerks zu keiner weiteren Verbesserung der modellierten Verbreitungskarte führt. Im Ergebnis liegt nach jedem abgeschlossenen Modelllauf eine Karte vor, welche die An- bzw. Abwesenheit einer Art durch zwei Werte (1 und 0) wiedergibt.

Für jeden Modelllauf wird in *GARP* eine Reihe von Parametern in eine Textdatei ausgegeben, welche das jeweilige Modell charakterisieren und die Grundlage der nachfolgenden Modellevaluierung darstellen. Dazu gehören:

- Kenngrößen der Modellgenerierung, wie die Anzahl der verwendeten Artenfundpunkte, die Anzahl der Iterationen, oder die Höhe des Konvergenzniveaus
- Beschreibende Parameter des endgültigen Modells, wie der Anteil der Fläche für welche eine Art als anwesend bzw. abwesend modelliert wurde
- Statistische Kenngröße der Modellqualität, wie die Rate der korrekt klassifizierten Bildpunkte

#### 4.3.2.4.2 *Evaluierung der modellierten Verbreitungskarten*

Aufgrund der inhärent stochastischen Eigenschaften der genetischen Algorithmen können sich die Ergebnisse verschiedener Modelldurchläufe auch bei gleichen Evaluierungskriterien voneinander unterscheiden. Um der Variabilität der möglichen Lösungen eines Modelldurchlaufs Rechnung zu tragen, sollten mehrere unabhängige Modelldurchläufe für eine Art durchgeführt werden, um die Konsistenz der Ergebnisse überprüfen zu können. Die Übereinstimmung zwischen den Vorhersagen der Modelle von unabhängigen Modellläufen wird als ihre Konkordanz bezeichnet. Da die Verbreitungskarten nur aus 0/1 Werten bestehen, können die einzelnen Karten mehreren Modelldurchläufen zu einer einzigen Karte aufsummiert werden (ANDERSON ET AL. 2002, LIM ET AL. 2002) und bleiben dabei trotzdem interpretierbar. Werden die Werte der aufsummierten Karten als Farbverlauf dargestellt, lassen sich konkordante Bereiche der Verbreitungskarten einer Art veranschaulichen. Hierbei werden alle Verbreitungskarten gleich gewichtet und keiner Qualitätskontrolle unterzogen. Demgegenüber stehen Ansätze, welche die Ergebnisse der Modellierung einer Qualitätsanalyse unterziehen, bevor diese weiter verarbeitet werden.

Analog zur Evaluierung der Landbedeckungskarten (vgl. Kapitel 3.3.2.1.4) können bei der Modellierung von Verbreitungskarten zwei Fehlertypen unterschieden werden: Der Fehler der Unterschätzung (engl. *error of omission*) und der Fehler der Überschätzung (engl. *error of commission*). In einer Fehlermatrix (Tab. 15) lassen sich die vier möglichen Fälle korrekter und fehlerhafter Zuweisung der modellierten Karten veranschaulichen (FIELDING & BELL 1997). Der Fall A repräsentiert korrekt vorhergesagte, positive Werte (die Art ist vorhanden), der Fall D repräsentiert korrekt vorhergesagte, negative Werte (die Art ist nicht vorhanden). Die Fälle B und C definieren die beiden Möglichkeiten einer fehlerhaften Zuweisung. Im Fall C ist die Art für einen bestimmten Ort nachgewiesen, wird allerdings nicht von dem Modell vorhergesagt. Die tatsächliche Verbreitung der Art wird somit unterschätzt. Im Fall B wird die Verbreitung einer Art hingegen überschätzt. Eine Art ist für einen bestimmten Ort nicht nachgewiesen, wird aber vom Modell vorhergesagt.

Beide Fehlermaße werden von *GARP* für jeden Modelldurchlauf errechnet und in einer Textdatei ausgegeben.

Erwarteter Wert	Tatsächlicher Wert	
	Vorhanden	Nicht vorhanden
Vorhanden	A	B
Nicht vorhanden	C	D

Tab. 15: Matrix der Möglichkeiten korrekter und fehlerhafter Zuweisung von Werten für die Verbreitungskarte einer Art

Während die fehlerhafte Unterschätzung (Fall C) durch den Nachweis des Vorkommens einer Art direkt bestimmt werden kann, kann der Fehler der Überschätzung (Fall B) nur indirekt bestimmt werden, da der Nachweis der Abwesenheit einer Art in den seltensten Fällen direkt erbracht werden kann. Deshalb sollte bei der Beurteilung der Modelle, vor allem der Fehler der Unterschätzung (Fall C) Vorrang eingeräumt werden.

Für die Evaluierung der Verbreitungskarten werden in der Literatur verschiedene, zusammengesetzte Fehlermaße, wie beispielsweise der Chi<sup>2</sup>-Test, oder die Rate der korrekt klassifizierten Bildpunkte ( $R=(A+D)/(A+B+C+D)$ ) eingesetzt, welche die verschiedenen Fälle der Fehlermatrix in einem einzigen Qualitätsmaß vereinigen (OMRI 2006). Leider sind die Ergebnisse des Chi<sup>2</sup>-Tests stark von der Größe der Stichprobe (Anzahl von Fundpunkten) abhängig (PETERSON 2001) und gegenüber dem Fehler der Unterschätzung (Fall C) sehr insensitiv. Darüber hinaus sind Fehlermaße, welche beide

Fehlertypen vereinen, nur sehr schwierig zu interpretieren und sollten deshalb eher nicht für die Evaluierung der Modelle herangezogen werden.

ANDERSON ET AL. (2003) empfehlen ein Evaluierungskonzept, bei welchem durch eine getrennte Betrachtung der Fehlermaße und ihrer Beziehungen zu einander optimale Modelle ausgewählt werden. Grundlage dieses Verfahrens ist die Gegenüberstellung der beiden Fehlermaße im Streudiagramm. Im Streudiagramm lassen sich Bereiche der beiden Fehlermaße eingrenzen, für welche besonders gute Modelle zu erwarten sind (Abb. 32). Besonders gute Modelle sollten vor allem den Fehler der Unterschätzung minimieren. Eine Minimierung des Fehlers der Überschätzung ist dagegen nicht sinnvoll. Korrekt vorhergesagte Artareale können bei einer zu restriktiven Anwendung des Fehlers der Überschätzung fälschlicherweise vom Verbreitungsgebiet einer Art ausgeschlossen werden. Dabei besteht die Gefahr einer Überanpassung der Modelle. Im ungünstigsten Fall werden nur die eigentlichen Fundpunkte als Verbreitungsgebiet vorhergesagt.

In dieser Arbeit wird das Konzept von ANDERSON ET AL. (2003) übernommen und in fünf Evaluierungsschritten umgesetzt. Im Unterschied zu ANDERSON ET AL. (2003) werden jedoch extrinsische Fehlermaße eingesetzt, um die statistische Unabhängigkeit von Modellierung und Evaluierung zu garantieren. Dazu werden die Fundpunkte einer Art in zwei voneinander unabhängige Test- und Testdatensätze aufgeteilt, wodurch eine statistisch korrekte Evaluierung der Modelle gewährleistet werden kann.

Die Evaluierung wurde wie folgt durchgeführt:

1. Festlegung des maximal erlaubten Wertes des Fehlers der Unterschätzung (extrinsisch). Alle Modelle mit einem höheren Fehlerwert werden verworfen.
2. Bestimmung des Mittelwerts des Fehlers der Überschätzung für alle Modelle, welche das erste Kriterium erfüllen.
3. Festlegung eines Wertebereichs um den Mittelwert des Fehlers der Überschätzung für alle Modelle, welche das erste Kriterium erfüllen.
4. Durchführung der Modellierung. Für jede Art werden so viele Modelle errechnet, bis die gewünschte Anzahl von Modellen, die obige Kriterien erfüllen, erreicht ist.
5. Überlagerung der besten Modelle und Definition eines Konkordanzschwellenwertes.

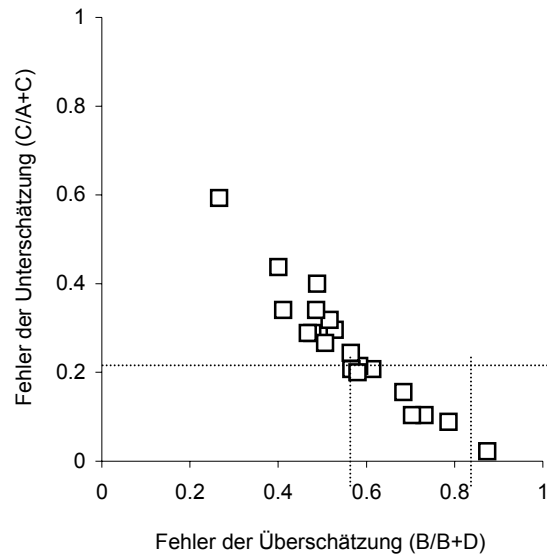


Abb. 32: Auswahl von optimalen Modellen anhand der Beziehung zwischen dem Fehler der Über- bzw. Unterschätzung. Optimale Modelle werden innerhalb des durch die gestrichelten Linien umgrenzten Bereichs erwartet.

Ein wesentlicher Vorteil dieses Verfahrens liegt in der überwachten, automatisierbaren Form der Evaluierung und der getrennten Betrachtung der beiden Fehlermaße. Das Evaluierungsergebnis kann durch die Anpassung der verschiedenen Schwellenwerte für beide Fehlermaße getrennt optimiert werden.

#### 4.3.2.4.3 Vorläufige Modellierungsansätze

Im Rahmen der Arbeit werden zunächst für alle drei Teiluntersuchungsgebiete umfangreiche Vorstudien mit einer Auswahl von Pflanzenarten durchgeführt. Mit Hilfe der vorläufigen Modellierungsansätze werden optimale Parameterkombinationen bestimmt und nachfolgend für die Modellierung der Verbreitungsgebiete aller Arten eingesetzt. Die ausgewählten Arten sind als pflanzensoziologische Leitarten in den Arbeiten von MÜLLER (2003) und KROHMER (2004) ausgewiesen.

Für die Vorstudien werden im sahelische Untersuchungsgebiet 19 Pflanzenarten ausgewählt (Gehölze u.a. *Acacia albida*, *Acacia laeta*, *Acacia raddiana*, *Acacia seyal*, *Anogeissus leiocarpus*, *Combretum glutinosum*, Gräser u.a. *Andropogon gayanus*, *Panicum laetum*), im nordsudanischen Untersuchungsgebiet 25 Pflanzenarten (Gehölze u.a. *Acacia seyal*, *Anogeissus leiocarpus*, *Burkea africana*, *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Detarium microcarpum*, *Entada africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Vitellaria paradoxa*, Gräser u.a. *Andropogon gayanus*, *Andropogon pseudapricus*, *Loudetia togoensis*, *Microchloa indica*, *Pennisetum pedicellatum*) und im südsudanischen Untersuchungsgebiet 31 Pflanzenarten (Gehölze u.a. *Azelia africana*, *Anogeissus leiocarpus*, *Guiera senegalensis*, *Isoberlinia doka*, *Kigelia africana*,



*Tamarindus indica*, *Terminalia macroptera*, *Vitellaria paradoxa*, Gräser u.a. *Andropogon gayanus*, *Andropogon pseudapricus*, *Brachiaria jubata*, *Pennisetum pedicellatum*).

Nach visueller Interpretation der vorläufigen Verbreitungsmodelle wird der Schwellenwert für den Fehler der Unterschätzung auf 20% festgelegt. Dies entspricht einer Nutzer-Genauigkeit von 80%. Zur Auswahl besonders aussagekräftiger Umweltvariablen wird eine vereinfachte Sensitivitätsanalyse der Modellierungsergebnisse durchgeführt. Dazu werden die Modellierungsergebnisse in Abhängigkeit von verschiedenen Kombinationen von Umweltvariablen bewertet. Um die Mindestzahl der nötigen Fundpunkte und das bestmögliche Verhältnis von Trainings- zu Testpunkten für alle Arten abschätzen zu können, wird die Qualität der Verbreitungskarten in Abhängigkeit von der Anzahl der Fundpunkte in den drei Untersuchungsgebieten untersucht. Für alle Untersuchungsgebiete gilt, dass bereits mit 15 Fundpunkten gute bis sehr gute Verbreitungsmodelle, d.h. mit einem mittleren Fehler der Unterschätzung von unter 30% erstellt werden können (Abb. 33). Aufgrund dieser Ergebnisse werden in allen Teiluntersuchungsgebieten nur Arten mit mehr als 15 Fundpunkten zur Modellierung der Verbreitungsgebiete zugelassen. Die besten Modellierungsergebnisse ergeben sich für ein Verhältnis von Trainings- zu Testpunkten von drei zu zwei.

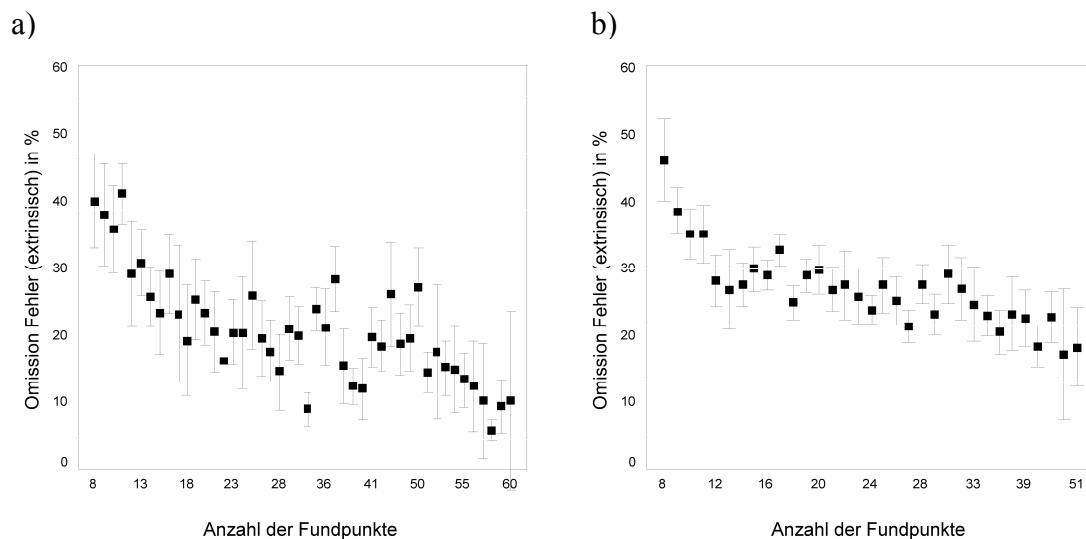


Abb. 33: Zusammenhang zwischen dem Fehler der Überschätzung und der Anzahl der Fundpunkte für die Arten des a) sahelischen und b) südsudanischen Untersuchungsgebietes. Aufgetragen ist der Mittelwert und das 95% Konfidenzintervall des Fehlers der Überschätzung für Arten mit 8, -60, bzw. -51 Fundpunkten.

#### 4.3.2.4.4 Endgültige Modelle

Im Anschluss an die Vorstudien werden für alle vorkommenden Arten mit mehr als 15 Fundpunkten endgültige Modellierungsdurchläufe mit den für das jeweilige Untersuchungsgebiet optimierten Parameterkombinationen durchgeführt.

Dies sind:

- 138 Arten mit insgesamt 13380 Fundpunkten im sahelischen Untersuchungsgebiet,
- 122 Arten mit insgesamt 5209 Fundpunkten im nordsudanischen Untersuchungsgebiet,
- 155 Arten mit insgesamt 6006 Fundpunkten im südsudanischen Untersuchungsgebiet. Zusätzlich werden hier die Veränderungen der lokalen Verbreitungsgebiete von 20 Nutzbaumarten mit insgesamt 1126 Fundpunkte analysiert.

Für alle Untersuchungsgebiete werden von jeder Art 20 Verbreitungskarten generiert, für eine erste visuelle Prüfung als Bitmap-Dateien und zur weiteren Bearbeitung als ASCII-Dateien ausgegeben. Insgesamt werden

- für das sahelischen Untersuchungsgebiet 2760 Verbreitungsmodelle,
- für das nordsudanischen Untersuchungsgebiet 2440 Verbreitungsmodelle und
- für das südsudanische Untersuchungsgebiet 3100 Verbreitungsmodelle errechnet.

Von den 20 Verbreitungsmodellen pro Art werden pro Art fünf optimale Modelle nach den Kriterien von ANDERSON ET AL. (2003) ausgewählt und überlagert. Eine Art wird an einem Standort nur dann als anwesend deklariert, wenn die Art von mindestens drei der fünf optimalen Modelle vorhergesagt wird (Konkordanzschwellenwert = 3). Im Ergebnis wird für jede Art eine binäre Verbreitungskarte mit den Werten 0 (Art kommt nicht vor) und 1 (Art kommt vor) erzeugt.

Zur Analyse der Diversitätsmuster werden die binären Verbreitungskarten der einzelnen Arten aufaddiert und die räumlichen Muster der Pflanzenvielfalt mit Hilfe von Farbverläufen dargestellt. Die Diversitätskarten können allerdings nur die relativen räumlichen Muster wiedergeben, da sich die absoluten Artenzahlen je nach Anzahl der zur Verfügung stehenden Arten unterscheiden können. Um die Stabilität der relativen Diversitätsmuster zu überprüfen, werden für jedes Untersuchungsgebiet fünf zufällige Artensets von jeweils 10, 25, 50 und 100 Arten zu Diversitätskarten aufaddiert und

miteinander verglichen. Die Verarbeitung der einzelnen Karten wird mit Hilfe von VBA- Routinen innerhalb der Datenbanksoftware Access 2000 umgesetzt (SCHMIDT 2006).

#### 4.3.2.4.5 Umweltvariablen

Im Folgenden werden die Fernerkundungsdatensätze vorgestellt, welche in den Modellierungsansätzen der jeweiligen Teiluntersuchungsgebiete verwendet werden.

#### Sahelisches Untersuchungsgebiet

Für die Modellierung der Verbreitungsgebiete der einzelnen Pflanzenarten sowie der Artenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes stehen jeweils zwei Satellitenszenen der Regenzeit (August 2000) und der Trockenzeit (Oktober 1999) und ein digitales *SRTM* - Höhenmodell zur Verfügung (Tab. 2) (FARR 2000). Die Satellitenszenen werden zunächst geometrisch und radiometrisch aufbereitet und die jeweils räumlich benachbarten Szenen der Trocken- bzw. Regenzeit zu einem Satellitenbildmosaik zusammengefasst (vgl. Kapitel 3.3.1.1.2).

Insgesamt werden aus den beiden Mosaiken 19 spektrale Umweltvariablen abgeleitet, welche zur Modellierung der vorläufigen Verbreitungskarten der ausgewählten Pflanzenarten verwendet werden. Die Variablen umfassen die Reflektanzen der Kanäle 3-6 des Regenzeit- und Trockenzeitmosaiks, verschiedene Vegetationsindizes (*NDVI*, *MSAVI*) des Regenzeitmosaiks und die ersten drei Hauptkomponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation des Regen- und Trockenzeitmosaiks. Um Bodeneigenschaften differenziert erfassen zu können, werden zusätzlich für das Trockenzeitmosaik verschiedene Bodenindizes (*RI*, *CI*, *TI*) berechnet. Aus dem Höhenmodell werden topographischen Variablen, wie Höhe, Neigung und Exposition abgeleitet. Die Auflösung aller Umweltvariablen wird auf 60m reduziert, um Ungenauigkeiten der geometrischen Referenzierung der Satellitendaten zu minimieren.

Mit Hilfe der Evaluierung der vorläufigen Modelle werden zehn Variablen ausgewählt, für die besonders gute Verbreitungskarten generiert werden können. Besonders gut geeignet sind die ersten drei Hauptkomponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation der beiden Satellitenbildmosaiken, der *MSAVI* des Regenzeitmosaiks und die Bodenindizes des Trockenzeitmosaiks.

### Nordsudanisches Untersuchungsgebiet

Für die Modellierung der Artenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes stehen für das Jahr 1999 zwei Satellitenszenen (p194r52 und p193r52) zum Ende der Regenzeit und für das Jahr 2000 zwei Szenen aus der Mitte (p193r52) und Ende (p194r52) der Trockenzeit (Tab. 2) und ein digitales *SRTM* - Höhenmodell zur Verfügung (FARR 2000). Die Satellitenszenen werden zunächst geometrisch und radiometrisch aufbereitet (vgl. Kapitel 3.3.1.1.2) und die jeweils benachbarten Szenen der Trocken- bzw. Regenzeit zu einem Satellitenbildmosaik zusammengefasst. Aufgrund der geringen zeitlichen Unterschiede können die beiden benachbarten Regenzeitszenen sehr gut miteinander verschnitten werden. Dagegen führte die Verschneidung der beiden Trockenzeitszenen aufgrund der phänologisch bedingten spektralen Unterschiede zwischen den beiden Satellitenszenen zu keinem einheitlichen Mosaik.

Aus dem Satellitenbildmosaik der Regenzeit werden insgesamt zehn Umweltvariablen abgeleitet. Im Einzelnen sind dies die Reflektanzen der Kanäle 1-6, Vegetationsindizes (*NDVI*, *MSAVI*) und die ersten drei Komponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation. Über das *SRTM* - Höhenmodell werden die Höhe, Neigung und Exposition bestimmt. Die Auflösung aller Umweltvariablen wird auf 60m reduziert.

Besonders gute Modellierungsergebnisse werden mit den Reflektanzen der Kanäle 3-6, den ersten drei Hauptkomponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation und dem *MSAVI* des Satellitenbildmosaiks der Regenzeitszenen erzielt.

### Südsudanisches Untersuchungsgebiet

Das südsudanische Untersuchungsgebiet kann mit einer einzigen Satellitenszene vollständig erfasst werden. Für die Modellierung stehen zwei Satellitenszenen zum Ende der Regenzeit (November 1999 und Oktober 2000), ein Satellitenbild zur Mitte der Trockenzeit (Februar 2000) und ein digitales *SRTM* - Höhenmodell zur Verfügung (FARR 2000). Nach der Vorverarbeitung der Satellitenszenen (vgl. Kapitel 3.3.1.1.2) werden aus den Satellitendaten insgesamt 30 Umweltvariablen generiert. Die Auflösung der Umweltvariablen wird auf 60m reduziert, um Ungenauigkeiten in der geometrischen Referenzierung der Satellitendaten zu minimieren. Im Einzelnen werden die Reflektanzen der Kanäle 1-6, der *MSAVI* und die ersten drei Komponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation in Rahmen der Modellierung verwendet. Um Bodeneigenschaften differenziert erfassen zu können, werden für das Trockenzeitmosaik verschiedene Bodenindizes (*RI*, *CI*, *TI*) berechnet. Von diesen

Variablen werden mit Hilfe der Vorstudien acht Variablen ausgewählt. Besonders gut geeignet für die Modellierung sind die drei Hauptkomponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation und der *MSAVI* der beiden Regenzeitszenen. Die Auflösung der Umweltvariablen wird auf 60m reduziert, um Ungenauigkeiten in der geometrischen Referenzierung der Satellitendaten zu minimieren.

Optimale Verbreitungsgebiete erhält man für die *LANDSAT* - Kanäle 3-6 der Regen- und Trockenzeitszenen, dem *MSAVI* der Regenzeitszene und für die ersten drei Komponenten der *Tasseled-CAP* - Transformation der Regenzeitszenen.

Im südsudanischen Untersuchungsgebiet wird in einer Fallstudie die Veränderung der Verbreitungsgebiete von 18 ausgewählten Baumarten untersucht, welche eine wichtige Bedeutung für die medizinische Versorgung der lokalen Bevölkerung besitzen.

In der Untersuchung wird die aktuelle und historische Verbreitung der Baumarten mit Hilfe zweier unabhängiger Modellierungsansätze bestimmt. Die Modellierung der aktuellen Verbreitung erfolgt mit Satellitendaten der Regen- und Trockenzeit vom Nov. 1999 und Feb. 2000. Die Modellierung der historischen Verbreitungsgebiete wird mit Satellitendaten vom Nov. 1986 und Feb. 1989 durchgeführt. Anschließend werden die aktuellen und historischen Verbreitungsmodelle miteinander verglichen. Für die Modellierung werden nur Fundpunkte von Baumindividuen der Baumschicht verwendet, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass sie zum Zeitpunkt der Aufnahme älter als 15 Jahre waren.

Um die Auswirkungen des Landnutzungswandels auf die Verbreitungsgebiete der ausgewählten Baumarten zu analysieren, werden die Modellierungsergebnisse mit den Ergebnissen der Landnutzungsklassifikation (vgl. Kapitel 3.4.3.2 ) im südsudanischen Untersuchungsgebietes kombiniert.

Zur Durchführung der räumlichen Analyse wird ein flächendeckendes Gitter aus hexagonalen Rasterzellen mit einer Größe von jeweils 100ha erstellt. Von diesem Gitter werden 240 Rasterzellen zufällig ausgewählt. Der Mindestabstand der ausgewählten Rasterzellen wird auf 900m festgelegt, um mögliche Autokorrelationseffekte zu minimieren. Anschließend wird der Anteil an ackerbaulich genutzter Fläche (Felder und junge Brachen) und die mittlere modellierte Artenzahl pro Rasterzelle bestimmt.

## 4.4 Ergebnisse

### 4.4.1 Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes

Im sahelischen Untersuchungsgebiet erhält man für die über 13380 vorliegenden Artnachweise eine Gesamtartenzahl von insgesamt 355 Arten. Die Kurve der erwarteten Artenzahl flacht sich mit steigendem Erfassungsaufwand stark ab. Mit höherem Erfassungsaufwand sind nur geringfügig höhere Artenzahlen zu erwarten.

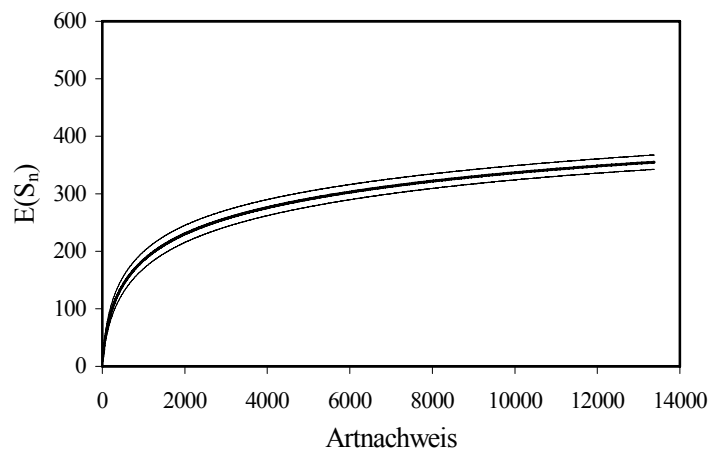
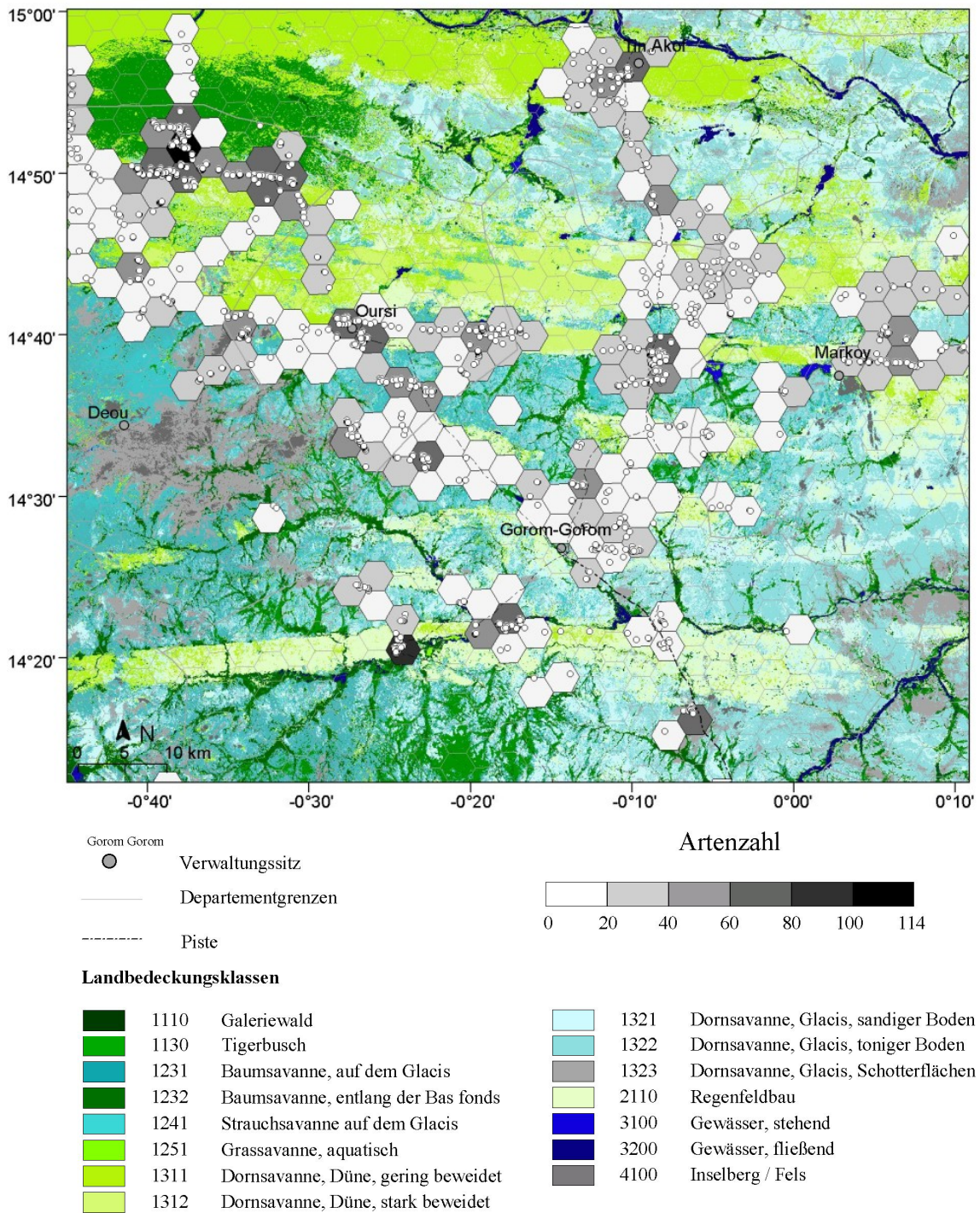


Abb. 34: *Rarefaction* - Kurve der erwarteten Artenzahl  $E(S_n)$  des sahelischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-igem Konfidenzintervall)

#### 4.4.1.1 Rasterbasierte Kartierung der Pflanzenvielfalt

Die innerhalb von hexagonalen Gitterzellen aufsummierten Artenzahlen (Abb. 35) vermitteln einen ersten Eindruck vom räumlichen Muster der Artenvielfalt im sahelischen Untersuchungsgebiet. In Abb. 35 ist die rasterbasierte Kartierung der Artenzahlen für eine Zellengröße von 1000ha dargestellt. Die Zellen mit den höchsten Artenzahlen finden sich vor allem im Norden und Nordosten des Untersuchungsgebietes auf den abgelegenen Dünenzügen und in den Regionen des Tigerbuschs. Besonders hohe Artenzahlen werden auch für die Galeriewälder am Rand der *Mares* und Flüsse erreicht. Artenarme Gitterzellen finden sich zum Teil in den vegetationsarmen Dornsavannen des *Glacis*, sind allerdings nicht mit einer bestimmten Vegetationsformation assoziiert. Die abgebildete Artenzahl korrespondiert stark mit dem Erfassungsaufwand innerhalb einer Gitterzelle (Abb. 35). Unterschiede in den Artenzahlen zwischen den Gitterzellen können somit nicht allein auf tatsächliche Diversitätsunterschiede zurückgeführt werden.



**Kartengrundlage:**

LANDSAT--7 ETM+ Satellitenszenen: p194r50 vom 05.08.2000 und 22.10.1999; p195r50 vom 12.08.2000 und 29.10.1999

Digitale Kartengrundlage: Albert (2001), Quelle: IGN (1960a,b), DCW (1993).

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 35: Darstellung der Artenzahl pro Hexagonrasterzelle (1000ha) im sahelischen Untersuchungsgebiet. Im Hintergrund: Karte der Landbedeckung des sahelischen Untersuchungsgebietes (vgl. Kapitel 3.4.2.1)

#### 4.4.1.2 Indirekte Kartierung der Pflanzenvielfalt

Mit Hilfe von *Rarefaction* - Kurven werden die Artenzahlen der verschiedenen Landbedeckungsklassen im sahelischen Untersuchungsgebiet bestimmt. In Abb. 36 sind die *Rarefaction* - Kurven exemplarisch für zwei Landbedeckungsklassen aufgetragen. Für den größten gemeinsamen Sammlungsaufwand (150 pflanzensoziologische Aufnahmen) werden für die Landbedeckungsklasse der Dorngrassavanne auf sandigem Boden (Code 1321) durchschnittliche 161 Arten festgestellt. Dagegen liegt die erwartete Artenzahl der Dorngrassavanne auf tonigem Boden (Code 1322) nur bei 84 Arten.

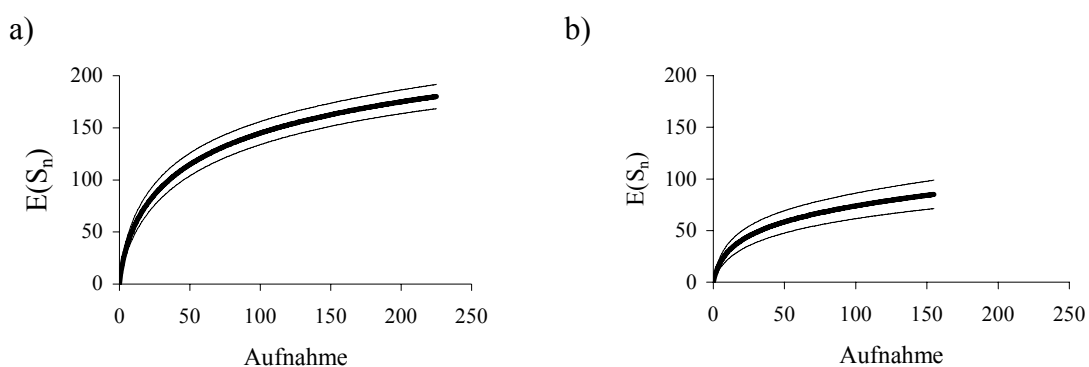


Abb. 36: *Rarefaction* - Kurven der erwarteten Artenzahl  $E(S_n)$  von zwei Landbedeckungsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes. a) Dorngrassavanne, *Glacis*, auf sandigen Böden (Code 1321) und b) Dorngrassavanne, *Glacis*, auf tonigen Böden (Code 1322) Die dünnen Linien geben das 95%-ige Konfidenzintervall wieder.

Berechnet man die erwartete Artenzahl für den größten gemeinsamen Erfassungsaufwand aller Landbedeckungsklassen (10 Aufnahmen), ergibt sich folgendes Bild (Tab. 16): Die höchsten Artenzahlen werden für die Landbedeckungsklassen des Tigerbusch (Code 1130), gering beweidete Dünen (Code 1311) und sandiger *Glacis* - Bereiche (Code 1321) erreicht. Die maximale Artenzahl von knapp 60 Arten bei insgesamt zehn Aufnahmen erhält man für die Vegetation stehender Gewässer (Code 3100). Bei diesen Klassen werden Aufnahmen, welche innerhalb von Galeriewäldern erhoben wurden, mit berücksichtigt. Noch relativ hohe Artenzahlen weisen pflanzensoziologische Aufnahmen für ackerbaulich genutzte Dünenabschnitte (Code 2110) auf. Als mögliche Erklärung für diesen Befund kann die relativ geringe Beweidungsintensität auf den, durch Felder geschützten Standorten angesehen werden. So finden sich gerade auf ackerbaulich intensiv genutzten Dünenabschnitten im Süden des Untersuchungsgebietes häufig relativ artenreiche Krautgesellschaften (MÜLLER 2003). Sehr niedrige Artenzahlen werden für tonige *Glacis*bereiche (Code 1322) und für die Klasse der Fließgewässer (Code 1251) erreicht.



Intermediäre Artenzahlen werden für aquatische Grassavannen (Code 3200), Inselberge und die sie umgebenden Dornsavannen auf Schotterflächen (Code 4100, Code 1323) beobachtet. Bei einem Erfassungsaufwand von 50 bzw. 100 Aufnahmen pro Landbedeckungsklasse können nur noch die erwarteten Artenzahlen von acht bzw. fünf Landbedeckungsklassen miteinander verglichen werden. Die höchsten erwarteten Artenzahlen (160 Arten) findet man für die Landbedeckungsklasse der gering beweideten Dornsavannen auf den Dünen im Norden des Untersuchungsgebietes (Code 1311). Die geringsten Artenzahlen (74 Arten) erreichen die Dornsavannen auf tonigen Böden auf dem *Glacis* (Code 1322).

Code	E(S <sub>10</sub> )	E(S <sub>50</sub> )	E(S <sub>100</sub> )
1110	49.29		
1130	55.76	115.4	
1231	47.42		
1232	49.94	86.92	
1241	53.15	117.31	148.56
1251	40.69		
1311	56.58	119.27	160.29
1312	47.45		
1321	53.94	114.75	144.91
1322	29.12	58.4	73.86
1323	44.55	73.45	
2110	52.29	111.96	144.61
3100	59.88		
3200	26.15		
4100	41.24		

Tab. 16: Erwartete Artenzahlen (E(S)) der Landbedeckungsklassen für einen Erfassungsaufwand von 10, 50 und 100 pflanzensoziologischen Aufnahmen

#### 4.4.1.3 Modellierung der ökologischen Nische

Im sahelischen Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 2760 Verbreitungskarten von 138 Pflanzenarten modelliert. Die durchschnittliche Erzeugergenauigkeit aller Modelle erreicht 76%. Dies entspricht einem Fehler der Unterschätzung von 24%. Die durchschnittliche Nutzergenauigkeit aller Modelle erreicht einen Wert von 68%, was einem Fehler der Überschätzung von 32% entspricht.

Artnamen	Anzahl Testpunkte	Korrekt vorhergesagte Testpunkte	Extrinsischer Fehler der Überschätzung in %
<i>Faidherbia albida</i>	20	16	20
<i>Acacia laeta</i>	44	35	21
<i>Acacia raddiana</i>	134	100	25
<i>Andropogon gayanus</i>	30	23	23
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	20	15	25
<i>Balanites aegyptiaca</i>	81	61	25
<i>Cassia tora</i>	101	83	18
<i>Combretum glutinosum</i>	41	33	20
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	256	191	25
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	23	18	22
<i>Panicum laetum</i>	159	135	15
<i>Pterocarpus lucens</i>	50	45	10

Tab. 17: Fehlerwert ausgewählter Pflanzenarten des sahelischen Untersuchungsgebietes. Die Tabelle zeigt die durchschnittlichen Fehlerwerte der 20 Verbreitungsmodelle einer Art.

In Tab. 17 wird die Qualität der Modelle für einige ausgewählte Pflanzenarten des sahelischen Untersuchungsgebietes exemplarisch dargestellt. Für die dargestellten Arten werden im Mittel 70-80% der unabhängig erhobenen Testpunkte korrekt vorhergesagt. Nach der Evaluierung und Auswahl der besten fünf Verbreitungskarten je Art wird die Abbildungsgüte der Verbreitungskarten nochmals deutlich verbessert und der durchschnittliche Fehler der Überschätzung auf unter 10% reduziert.

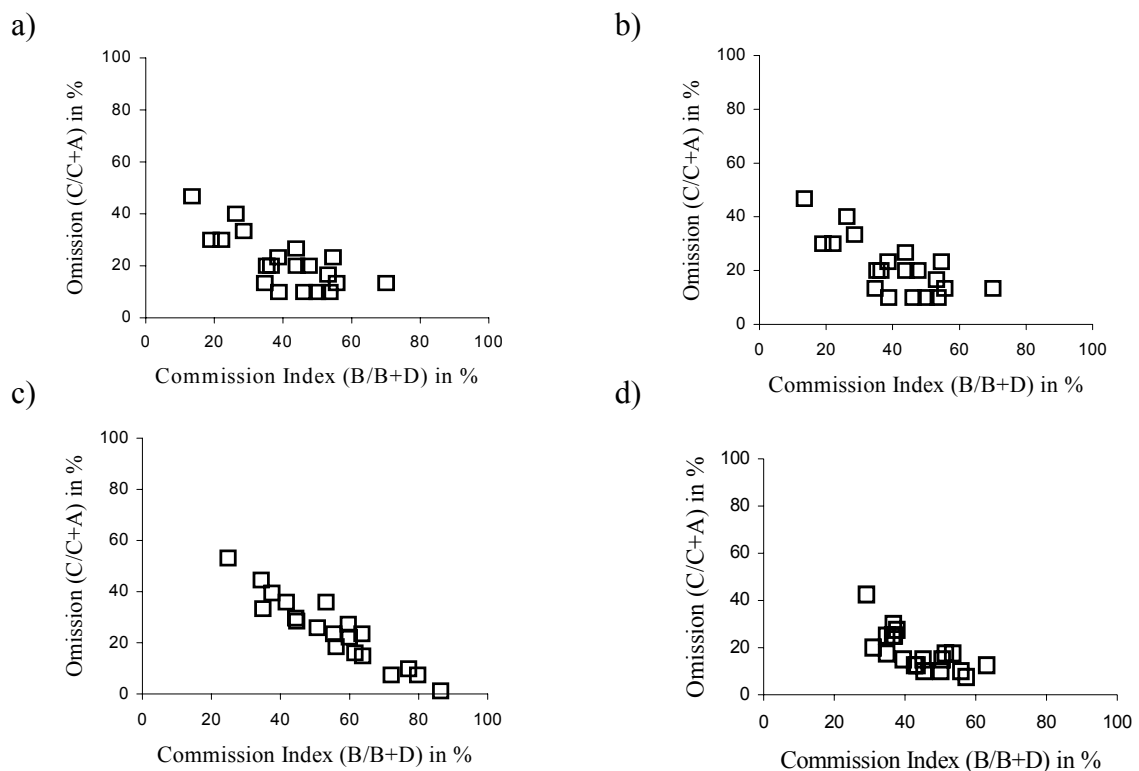


Abb. 37: Streudiagramme des *Omission/Commission* Fehlers von  
a) *Acacia raddiana* (N=132, R<sup>2</sup>=0.91), b) *Andropogon gayanus* (N=29, R<sup>2</sup>=0.55),  
c) *Balanites aegyptiaca* (N=81, R<sup>2</sup>=0.89) und d) *Combretum glutinosum* (N=41, R<sup>2</sup>=0.51)

Wie erwartet, kann zwischen dem extrinsischen Fehler der Unterschätzung und dem Fehlerwert der Überschätzung eine negative Korrelation beobachtet werden (Abb. 37). Besonders enge Korrelationen ( $R^2=0.91/0.89$ ) zeigen sich für weit verbreitete Arten, für die sehr viele Fundpunkte vorliegen (z.B. *Acacia tortillis ssp. raddiana* und *Balanites aegyptiaca*, Abb. 37a und c). Für Arten mit geringerer Fundhäufigkeit, wie *Andropogon gayanus* und *Combretum glutinosum* (Abb. 37b und d) ist die Beziehung zwischen den beiden Fehlermaßen weniger eindeutig ( $R^2=0.55/0.51$ ).

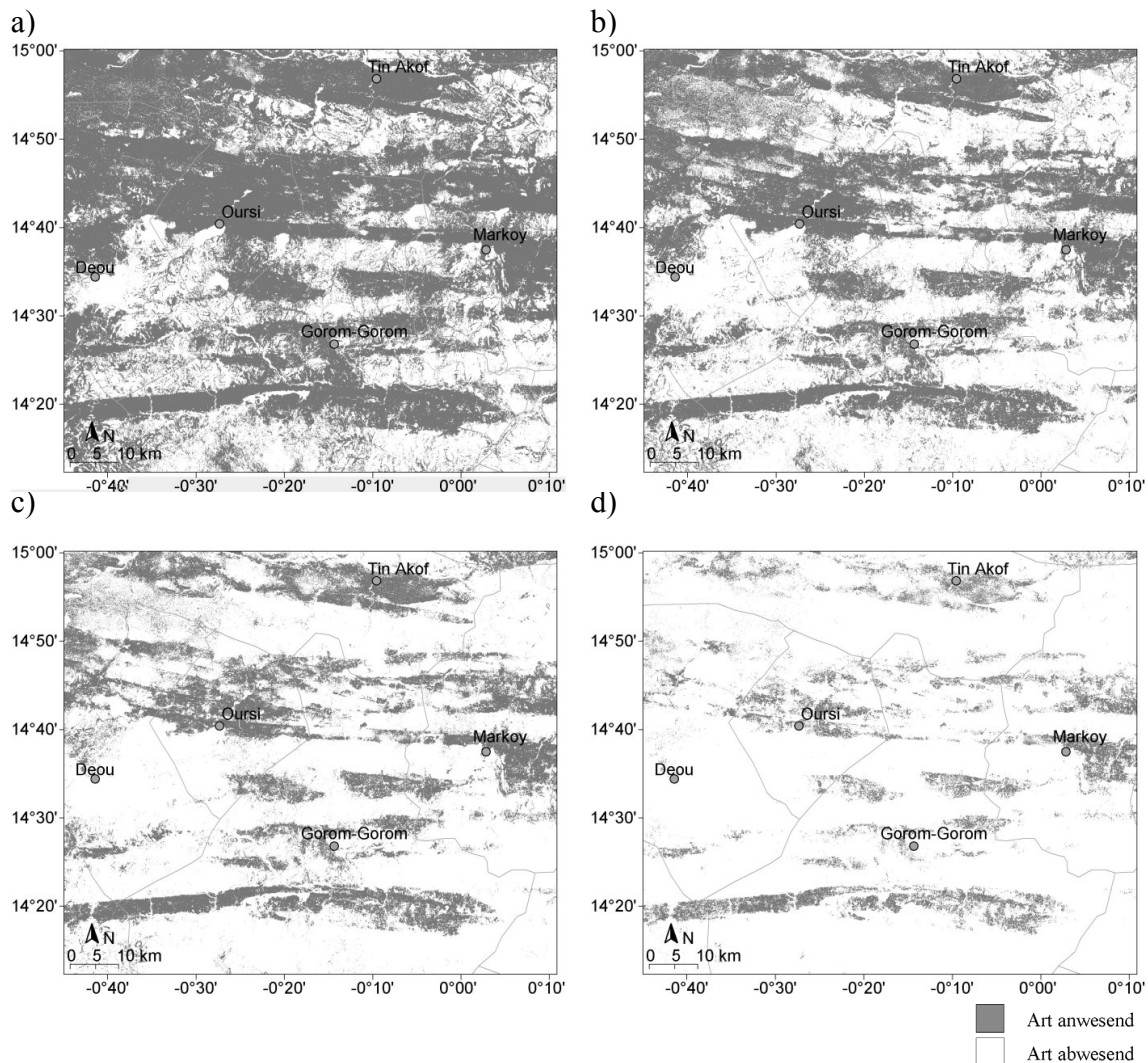


Abb. 38: Konkordanz der modellierten Verbreitungskarten der Art *Faidherbia albida*  
a) 5/20, b) 10/20, c) 15/20, d) 20/20

Abb. 38 zeigt die Übereinstimmungen (Konkordanz) der insgesamt 20 Verbreitungskarten von der Art *Faidherbia albida* im sahelischen Untersuchungsgebiet. In der Abbildung wird die Verbreitung von *Faidherbia albida* für unterschiedliche Konkordanzschwellenwerte gezeigt. Liegt der Schwellenwert der Konkordanz beispielsweise bei fünf Modellen, definieren nur diejenigen Bildpunkte die Verbreitungskarte einer Art, welche in mindestens fünf der insgesamt 20 Modelle

abgebildet werden. Für niedrige Schwellenwerte der Konkordanz (5/20) wird die Verbreitung einer Art eher überschätzt. Hohe Schwellenwerte der Konkordanz (15/20 und 20/20) liefern dagegen ein eher konservatives Bild der Verbreitung einer Art.

#### 4.4.1.3.1 Verbreitungskarten ausgewählter Arten

In Abbildung 39 und Abbildung 40 werden die Verbreitungsmodelle einiger Arten des sahelischen Untersuchungsgebietes vorgestellt. Die ausgewählten Arten sind wichtige Nutzpflanzen für die lokale Bevölkerung und außerdem Leitarten für die pflanzensoziologischen Klassifikation des Untersuchungsgebietes (MÜLLER 2003, KROHMER 2004, SCHMIDT 2006). Stellvertretend für die Arten der Gehölzschicht werden die Verbreitungsmodelle der Gehölze *Faidherbia albida*, *Acacia raddiana*, *Acacia seyal* und *Combretum glutinosum* (Abb. 39) und für die Arten der Krautschicht die Verbreitungsmodelle von *Andropogon gayanus*, *Panicum laetum*, *Brachiaria mutica* und *Waltheria indica* (Abb. 40) vorgestellt.

#### 4.4.1.3.2 Arten der Gehölzschicht

*Faidherbia albida* (Abb. 39a) gehört auf den landwirtschaftlich genutzten Dünenzügen der gesamten Sahelregion zum typischen Erscheinungsbild der sahelischen Agro- Forstsysteme (KRINGS 1991). Die Art ist mit einer maximalen Höhe von 25 Metern eine der größten Akazienarten des Sahel. Die Wurzeln des Baumes reichen bis in eine Tiefe von 80 Metern in den Boden und können auf diese Weise noch tief liegende Wasservorkommen erschließen. Im Gegensatz zu allen anderen Akazienarten verliert *Faidherbia albida* zu Anfang der Regenzeit die Blätter und treibt erst wieder zu Beginn der Trockenzeit aus. Der positive Effekt der Bäume auf die landwirtschaftlichen Erträge ist seit Jahrhunderten bekannt und wurde in neuerer Zeit durch viele wissenschaftliche Arbeiten bestätigt. Der Baum erhält die Bodenfruchtbarkeit bei Hirse-Dauerkultur über mehrere Jahre hinweg (LE HOUEROU 1980). Die höheren Erträge sind auf die Verbesserung der Wasserversorgung und auf die Anreicherung von Stickstoff und anderen Mineralien (CaO, MgO, K<sub>2</sub>O etc.) zurück zu führen (DANCETTE & POULAIN 1969). In der traditionellen Medizin nimmt *Faidherbia albida* bei der Behandlung vieler unterschiedlicher Krankheiten eine herausragende Rolle ein.

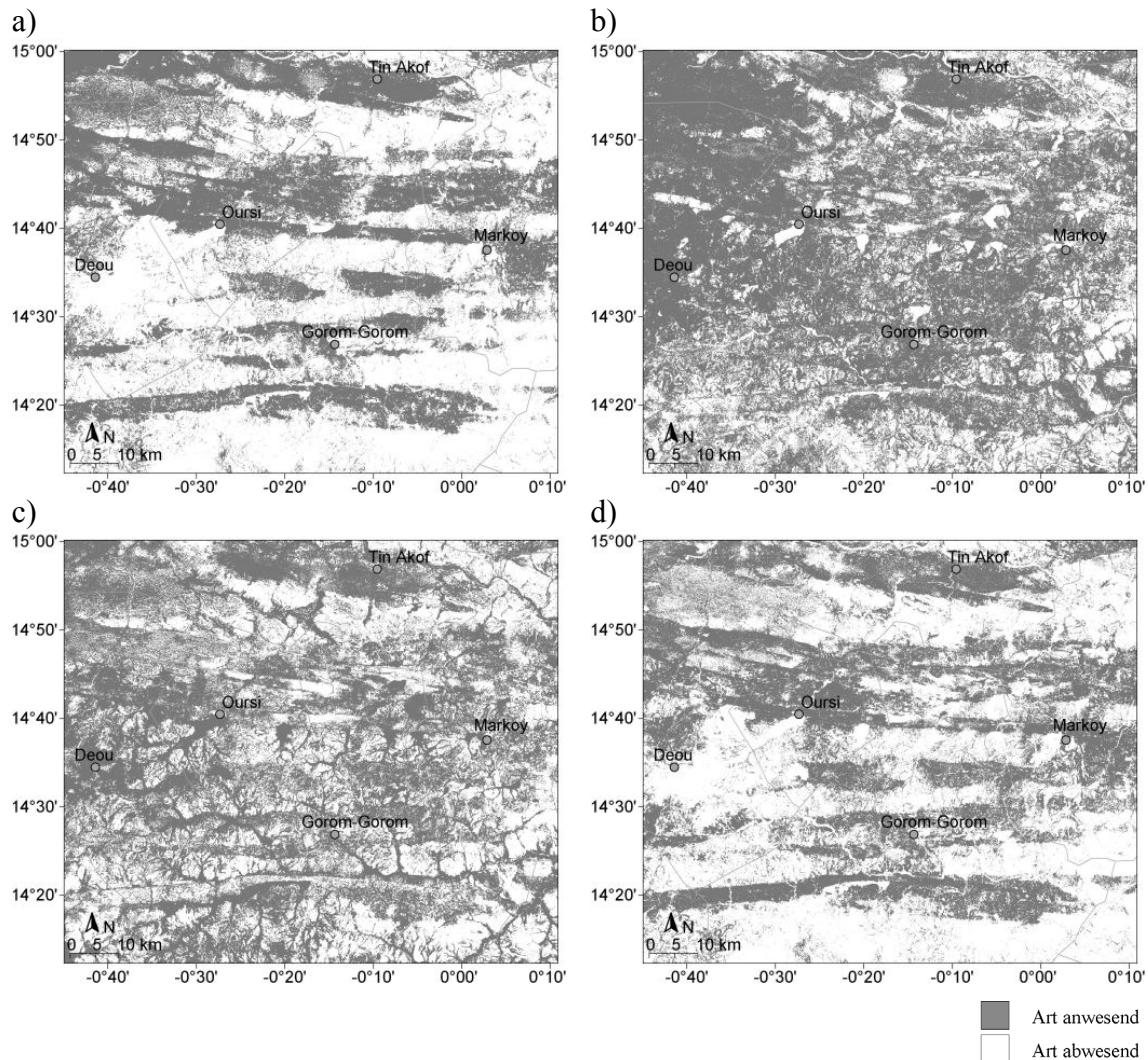


Abb. 39: Modellierte Verbreitungsgebiete einiger Gehölze des sahelischen Untersuchungsgebietes  
 a) *Faidherbia albida*, b) *Acacia raddiana*, c) *Acacia seyal* und d) *Combretum glutinosum*

*Faidherbia albida* ist im Untersuchungsgebiet für die Dünenzüge südlich von Gorom-Gorom und bis zum Dünenzug von Oursi-Markoy mit Aufnahmen belegt. Weiter nördlich gelegene Dünenzüge werden zumeist nicht besiedelt. Vereinzelt tritt *Faidherbia albida* jedoch wieder am Béli auf. Es werden sowohl die Bereiche am Dünentop als auch die Dünenränder, soweit sie feldbaulich genutzt werden, besiedelt. Die weiträumigen *Glacis*flächen, welche sich zwischen den in Ost-West Richtung verlaufenden Dünenzügen erstrecken, werden von *Faidherbia albida* nicht besiedelt.

Das im Feld durch Aufnahmen belegte Verbreitungsgebiet der Art wird von der modellierten Verbreitungskarte sehr gut wiedergegeben. Landwirtschaftlich genutzte Dünengebiete werden von der modellierten Verbreitung genau abgebildet. *Glacis*flächen, Inselberge, Niederungen und *Mares* sind vom modellierten Verbreitungsgebiet ausgeschlossen. 16 von 20 Fundpunkten werden korrekt vorhergesagt.

*Acacia raddiana* (Abb. 39b) gehört zu der im Sahel Burkina Fasos am häufigsten anzutreffenden Akazienart. Es gibt eine Vielzahl von Varietäten, die sich sehr ähneln und deren Verbreitungsgebiete geografisch überlappen. Die Art bildet in jungen Jahren Dickichte von buschförmig wachsenden Beständen. Mit zunehmendem Alter verändert sich die Wuchsform und bildet dichtstehende Bestände von Bäumen, welche eine Höhe von bis zu 20 Metern erreichen können. Die Wurzeln reichen bis in eine Tiefe von 40-50m. Die jungen Blätter und Triebe werden gerne von Schafen und Ziegen gefressen. In der Trockenzeit stellen die sehr nahrhaften Schoten und Samen den größten Nahrungsanteil für Schafe und Ziegen (HIERNAUX 1980). Dies gewährleistet zugleich eine effektive Verbreitung, da die Keimungsruhe der Samen erst nach der Passage durch den Verdauungstrakt von Säugern unterbrochen wird.

Bestände der Art sind im Untersuchungsgebiet weit verbreitet und besitzen eine weite Standortamplitude. Die Art ist auf allen geomorphologischen Einheiten anzutreffen. Sie kommt auf den Unterhängen und Hangfußbereichen von Inselbergen ebenso wie auf den sandigen Böden im Übergang zum *Glacis*, auf Geröllfluren und auf Böden mit Pisolithverwitterung vor. Im Bereich der *Mares* und Niederungen ersetzt *Acacia raddiana* zunehmend die ursprünglichen Arten der Gehölzvegetation und bildet dichte und artenarme Gebüsche (MÜLLER 2003). Für die feldbaulich genutzten Flächen im verflachten Altdünenbereich sind Bestände der Art im gesamten Untersuchungsgebiet belegt. Typischerweise werden die stark beweideten Kolluvien am Dünenrand besiedelt. *Acacia raddiana* ist sehr degradationsresistent und gewinnt im Untersuchungsgebiet zunehmend an Bedeutung. Auf degradierten Böden ist sie, zusammen mit *Balanites aegyptiaca*, die einzige Art, für die eine Verjüngung nachweisbar ist (LYKKE ET AL. 1999, MÜLLER 2003).

Die modellierte Verbreitung von *Acacia raddiana* gibt die breite Standortamplitude sehr gut wieder. Die Art wird für alle geomorphologischen Einheiten im gesamten Untersuchungsgebiet vorhergesagt. Lediglich stark degradierte *Glacis* - Bereiche im äußersten Westen und Nordwesten des Untersuchungsgebietes werden vom modellierten Verbreitungsgebiet ausgeschlossen. Von 134 Testpunkten werden 100 Testpunkte korrekt vom Verbreitungsmodell vorhergesagt.

Neben der vorherigen Art gehört *Acacia seyal* (Abb. 39c) zu den häufigsten Baumarten des sahelischen Untersuchungsgebietes. Die Art ist ein eher kleiner Baum, der maximal eine Höhe von 6-8 Metern erreichen kann. Die dicke und weiche Rinde,

sowie die dünnen Zweige des Baumes sind in der Trockenzeit ein wichtiges Zusatzfutter für das Vieh. (HIERNAUX 1980).

Bestände von *Acacia seyal* sind im gesamten Untersuchungsgebiet mit Aufnahmen belegt. Die Art kommt vor allem innerhalb der ausgedehnten Akkumulationsbereiche des *Glacis* (MÜLLER 2003) im Übergang zu den eigentlichen Tiefenlinien vor. Ebenso ist die Art auf Dünenzügen, sowie für die Sandrampen der Inselberge nachgewiesen. Die modellierte Verbreitung gibt das Auftreten von *Acacia seyal* entlang der Niederungen und *Bas-Fonds* eindeutig wieder. Intensiv genutzte Dünenzüge werden nur zu einem geringen Umfang als potentiell Verbreitungsgebiet vorhergesagt. Unsicherheiten in der Vorhersage der Verbreitungsmodelle bestehen in den Dünenbereichen im Nordwesten der Untersuchungsregion, welche wahrscheinlich einem geringeren menschlichen Einfluss unterliegen.

*Combretum glutinosum* (Abb. 39d) ist eine der wichtigsten Leitarten der Gehölzgesellschaften in den Dünenzügen. Die Art ist in der traditionellen Medizin eine wichtige Arzneipflanze (TOUTAIN 1976), deren antibiotische Wirksamkeit auch in wissenschaftlichen Studien nachgewiesen wurde. *Combretum glutinosum* kann eine Höhe von acht Metern erreichen und ist in der gesamten Sahel und Sudanzone verbreitet. THIOMBIANO (1996) bezeichnet die Art im Bezug auf die Nordsudanzone als Ubiquisten. Innerhalb des Sahel ist ihre Bindung an sandige Böden jedoch klar belegt (MÜLLER 2003) und wird von Guinko (1984) vor allem für den Osten Burkina Fasos als bestandsbildendes Gehölz auf sandüberdeckten Plateauflächen erwähnt. Bestände von *Combretum glutinosum* werden auf den Dünenzügen des ganzen Untersuchungsgebietes gefunden. Auf den artenarmen Dünenabschnitten in den zentralen und östlichen Bereichen der Düne von Oursi und Markoy ist die Art einem hohen Beweidungsdruck durch Rinder, Schafe und Ziegen ausgesetzt. Für diese Dünenbereiche kann keine Verjüngung von *Combretum glutinosum* beobachtet werden (MÜLLER 2003). Von 41 Testpunkten werden 33 Testpunkte korrekt vom Verbreitungsmodell vorhergesagt.

## 4.4.1.3.3 Arten der Krautschicht

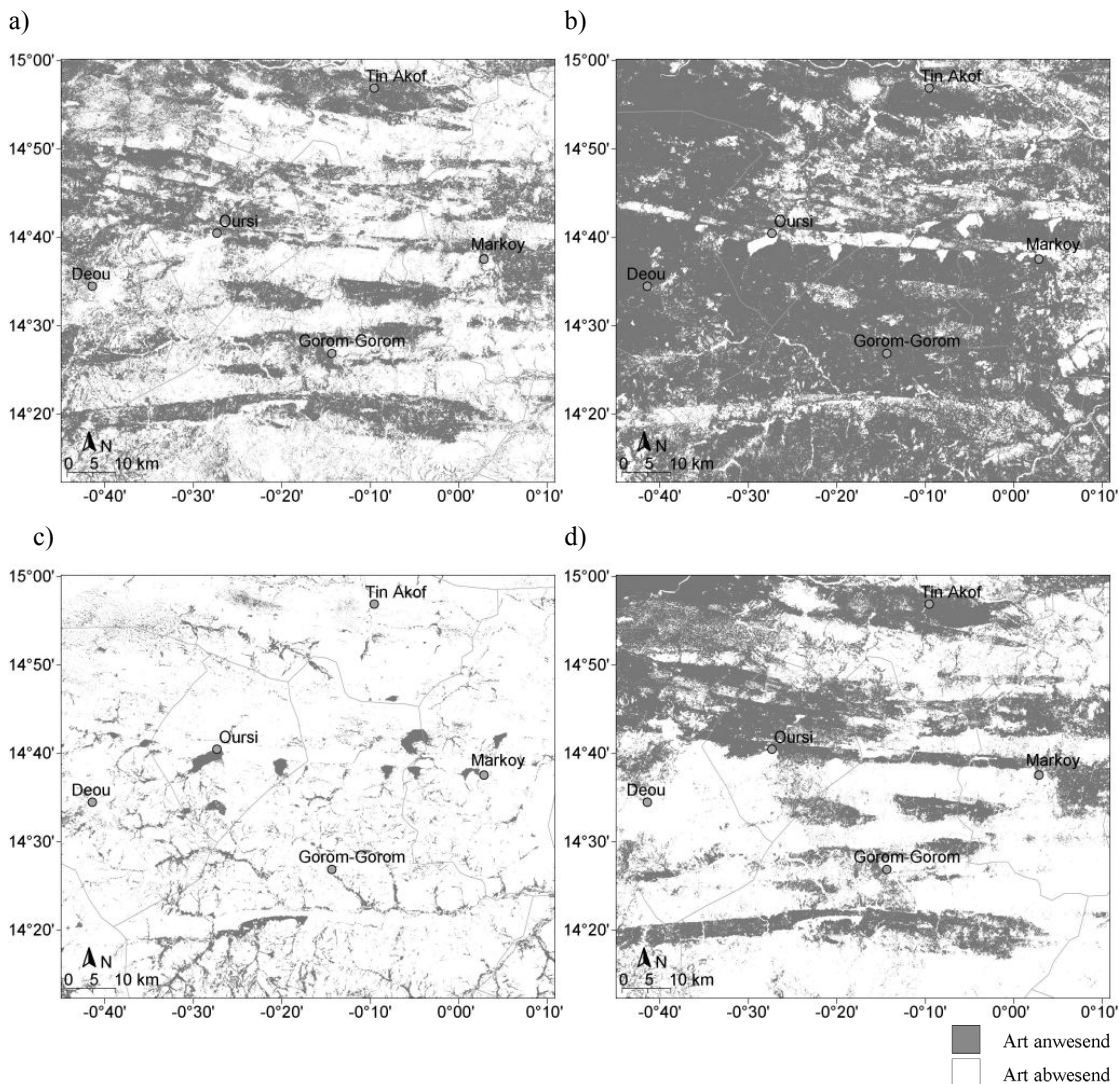


Abb. 40: Modellerte Verbreitungsgebiete von Gräsern und Kräutern des sahelischen Untersuchungsgebietes a) *Andropogon gayanus*, b) *Panicum laetum*, c) *Brachiaria mutica* und d) *Waltheria indica*

Das mehrjährige Gras *Andropogon gayanus* (Abb. 40a) ist eines der wichtigsten Futtergräser der Sahel- und Sudanzone Westafrikas. Die Horste erreichen eine Höhe von zwei Metern, der Wurzelballen erreicht eine Tiefe von 0.8 Metern und einen Durchmesser von zwei Metern (BOWDEN 1963). Die Art stößt im Untersuchungsgebiet an seine nördliche Verbreitungsgrenze, welche durch die 400mm Isohyete definiert ist. Sie bevorzugt lehmige Sande mit einer mittleren bis hohen Fertilität, ist aber nicht auf diese beschränkt. Da *Andropogon gayanus* nur bedingt beweidungstolerant ist, wird die Art bei zu starker Beweidung von Grasarten mit kurzen Vegetationszyklen abgelöst (BREMANN & Cisse 1977). Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes besiedelt *Andropogon gayanus* meist sandige Hirsebrachen (TOUTAIN 1976), welche durch umliegende Felder vor einer starken Beweidung geschützt sind. Auf beweideten



Dünenabschnitten verliert *Andropogon gayanus* an Bedeutung, da es hier aufgrund der hohen Beweidungsintensität nicht dauerhaft bestehen kann. Auf den weniger stark genutzten Dünenzügen und im Bereich des Tigerbuschs (*brousse tigrée*) im Norden des Untersuchungsgebietes kommt die Art jedoch wieder vor. Die Präferenz von *Andropogon gayanus* für die Dünenzüge und den Tigerbusch wird vom Verbreitungsmodell sehr gut wiedergegeben. Allerdings wird die Art für die zum Teil stark genutzten Dünenabschnitte vorhergesagt und das Verbreitungsgebiet somit überschätzt. Dies lässt sich als Hinweis auf eine potentielle Verbreitung von *Andropogon gayanus*, welche bei geringerem Nutzungsdruck zu erwarten wäre, interpretieren. Statistische Angaben zur Güte der Verbreitungsmodelle von *Andropogon gayanus* sind in Tab. 17 zusammenfassend dargestellt.

Das einjährige, für die Sahelzone nach WHITE (1983) als endemisch beschriebene Gras *Panicum laetum* (Abb. 40b) wird ca. 0.8m hoch und gilt für Mensch und Vieh als eines der wertvollsten Sahelgräser (KROHMER 2004). *Panicum laetum* ist zum einen eine hochwertige Weideart mit ganzjährig hohem Futterwert, zum anderen werden die Samen als Wildgetreide großflächig geerntet und zu Mehl verarbeitet. *Panicum laetum* ist eine Leitart des *Glacis* und wächst hier vor allem auf tonigem Sand im Übergangsbereich zwischen dem *Glacis* und den Niederungen. Die Art kommt im Untersuchungsgebiet aber auch auf Inselbergen vor und ist ebenfalls in einigen Pflanzengesellschaften der Dünen, vorwiegend im Randbereich der Dünengehölze und der kleinen Senken auf reinem oder lehmigen Sand und in den krautigen Vegetationsstreifen des Tigerbusch höchstet anzutreffen. Dagegen fehlt die Art auf stark beweideten Dünenabschnitten. Die Modellierung der potentiellen Verbreitung stellt *Panicum laetum* als im gesamten Untersuchungsgebiet verbreiteten Ubiquisten dar. Lediglich übernutzte Dünenbereiche und *Glacis* - Flächen werden vom Artareal ausgeschlossen. Statistische Angaben zur Güte der Verbreitungsmodelle von *Panicum laetum* sind in Tab. 17 zusammenfassend dargestellt.

Das mehrjährige Gras *Brachiaria mutica* (Abb. 40c) kommt nur auf sehr feuchten bis sumpfigen Standorten vor. Es erreicht eine Höhe von bis zu 2m und ist aufgrund seiner guten Eigenschaften als Viehfutter vom Menschen in viele tropische und subtropische Länder eingeführt worden (CAMERON & KELLY 1970). Auf alluvialen sumpfigen Standorten kann *Brachiaria mutica* bis zu drei Stück Großvieh pro Hektar ernähren (CURRIE 1975). Aufgrund der guten Wasserverfügbarkeit ist die Art auch in der

Trockenzeit als frisches, grünes Viehfutter ganzjährig verfügbar. Im Untersuchungsgebiet ist die Art für die selten oder nur kurzzeitig überfluteten Bereiche der Niederungen und *Mares* kennzeichnend. *Brachiaria mutica* kommt ebenso in den artenreichen Krautgesellschaften der nordöstlichen *Mares*, wie auch in den artenarmen Gesellschaften der südlichen *Mares* im Untersuchungsgebiet vor. Diese Standorte sind einer sehr hohen Trittbelastung und einem hohen Beweidungsdruck ausgesetzt. Die Art erreicht hier höchstens 0.35m und bleibt somit weit hinter ihrem eigentlichen Wachstumspotential zurück. Die modellierte Verbreitung beschränkt sich auf die Abbildung von feuchten Senken, Niederungen und Flussläufen, überschätzt allerdings das Verbreitungsgebiet im Falle der überfluteten Bereiche der *Mares*.

*Waltheria indica* (Abb. 40d) ist eine pantropische Art, die durch moderate Beweidung gefördert wird (HIERNAUX 1998). Die psammophile Art ist im Untersuchungsgebiet vor allem für die stark beweideten Bereiche des Dünentops und im Übergang zwischen Dünenrand und *Mares* dominierend. Mit geringerer Stetigkeit kommt die Art aber ebenfalls auf den weniger stark genutzten Dünenbereichen im Norden des Untersuchungsgebietes vor. Hier wächst sie auf rubifizierten Arenosolen, deren oberste Schichten oftmals zu Krusten verbacken sind. Das modellierte Verbreitungsgebiet umfasst aus diesem Grund sowohl die weniger stark beweideten, als auch die äußerst stark genutzten Dünenzüge. Darüber hinaus wird die Art ebenfalls für *Glacis* Bereiche mit Sandauflage vorhergesagt.

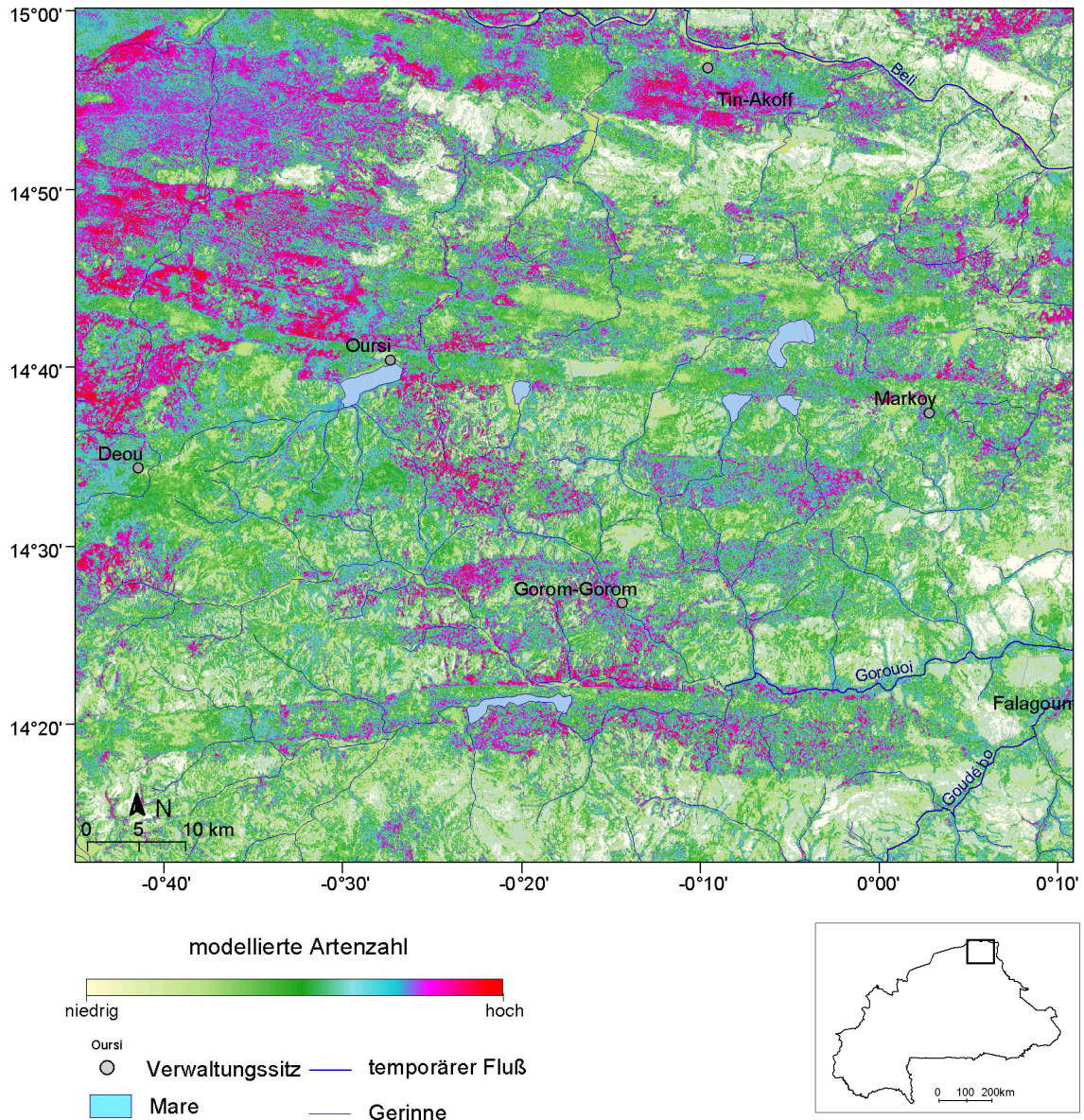
#### 4.4.1.3.4 Die Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes

Die Addition der 138 Verbreitungsmodelle von den einzelnen Arten zu einem Kartenkomposit führt zu der Karte der Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes (Abb. 41). Die höchsten Diversitätswerte finden sich nordwestlich des *Mares* Oursi, einer Region, welche durch die Vegetationsformation des Tigerbuschs charakterisiert wird. Diese Vegetationsformation zeichnet sich durch den Wechsel von parallel verlaufenden Gehölzstreifen (ca. 20-40m Breite) mit vegetationsfreien Bereichen (ca. 150m Breite) aus und kommt in Burkina Faso in den sahelischen Provinzen Soum und Oudalan vor (COUTERON & KOKOU 1997, vgl. Kapitel 3.4.2.1). Die räumliche Strukturierung dieser Vegetationsformation wird heute als selbstorganisierender Prozess verstanden, der sich unter bestimmten klimatischen, pedologischen und biotischen Faktoren bilden und stabilisieren kann (LEFEVER & LEJEUNE 1997, LEJEUNE & TILDI 1999). Die Abfolge von vegetationsfreien Flächen und

gehölzreichen Vegetationsstreifen wirkt wie ein Wassererntesystem, wodurch den Gehölzen eine vierfach höhere Wassermenge als außerhalb der Formation zur Verfügung steht. Aufgrund des strukturellen Reichtums bietet der Tigerbusch eine Fülle von Mikrohabitaten auf kleinsten Raum, was als Grund für den Artenreichtum dieser Vegetationsformation angesehen werden kann.

Die ebenfalls sehr artenreichen Dünen in der Region nördlich des *Mares Oursi* gelten als relativ gering beweidet, da hier während der Trockenzeit Viehtränken in Form von permanent wasserführenden Flüssen oder Brunnen fehlen. Auf diesen abgelegenen und wenig genutzten Dünenabschnitten im Norden des Untersuchungsgebietes bildet *Anogeissus leiocarpus* zusammen mit anderen, zum Teil sehr weidesensiblen Gehölzarten wie *Pterocarpus lucens* und *Grewia bicolor* (MÜLLER 2003) lokalendemische Gehölzgruppen, welche zu den artenreichsten Gehölzgesellschaften des sahelischen Untersuchungsgebietes gehören (ARBONNIER 2000, MÜLLER 2003). Die klar abgrenzbaren Wäldchen, welche vor allem in Dünensenken anzutreffen sind, werden kaum größer als 1000 Quadratmeter, können aber aufgrund der günstigen Wasser- und Nährstoffsituation eine Höhe von 20 Metern und eine Deckung von 80% erreichen.

Niedrige Artenzahlen werden für den Dünenabschnitt zwischen den Orten Oursi und Markoy vorhergesagt. Hier finden sich nur relativ artenarme Pflanzengesellschaften, was als Folge der starken Beweidungsintensität in diesem Dünenabschnitt interpretiert werden kann. Für die Vegetationsformationen entlang von Wasserläufen und Niederungen werden relativ hohe Diversitätswerte vorhergesagt. Entlang der Wasserläufe finden sich auf sandigen, lehmigen oder tonigen Alluvialböden zum Teil artenreiche Uferwälder, welche eine durchschnittliche Wuchshöhe von 12 Metern und eine mittlere Deckung von 50% erreichen können. Entlang des Feuchtegradienten kommt es zu einer engen Verzahnung mit den Vegetationseinheiten des umliegenden *Glacis*. Sehr niedrige Diversitätswerte erhält man für die zum Teil vegetationsfreien *Glacis* - Flächen im nördlichen, südlichen und östlichen Teil des Untersuchungsgebietes.



**Kartengrundlage:**

LANDSAT-7 ETM+ - Satellitenszenen: p194r50 vom 05.08.2000 und 22.10.1999; p195r50 vom 12.08.2000 und 29.10.1999

Digitale Kartengrundlage: Albert (2001), Quelle: IGN (1960a,b), DCW (1993)

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 41: Karte der Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes

#### 4.4.2 Pflanzenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes

Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet beträgt die Gesamtartenzahl 406 Pflanzenarten bei 6490 Artnachweisen. Die Erfassungsgüte des sudanischen Untersuchungsgebietes ist, im Vergleich zum sahelischen Untersuchungsgebiet, weniger gut. Aus dem noch deutlich ansteigenden Verlauf der Kurve der erwarteten Artenzahl kann gefolgert werden, dass mit steigendem Erfassungsaufwand noch deutlich mehr Arten für das Untersuchungsgebiet zu erwarten sind.

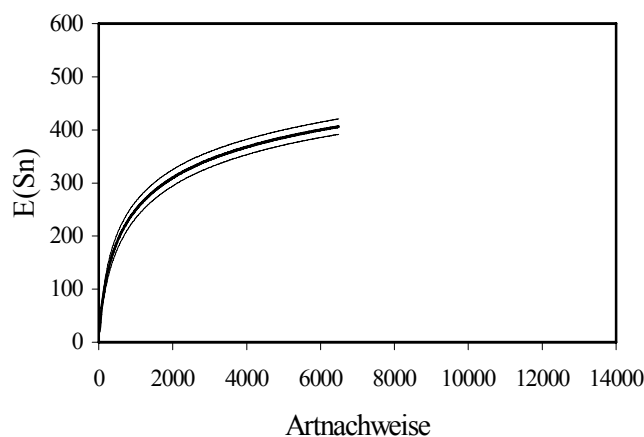


Abb. 42: *Rarefaction* - Kurve der erwarteten Artenzahl  $E(S_n)$  des nordsudanischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-iges Konfidenzintervall)

##### 4.4.2.1 Statistische Modellierung der Gehölzvielfalt

Die Anzahl der Gehölzarten von 43 botanischen Aufnahmen korrelieren hochsignifikant mit den Spektralkanälen der *LANDSAT* - Daten. Einen besonders hohen Erklärungswert besitzen der *MSAVI* und die 2. Hauptkomponente der *Tasseled-Cap*-Transformation (Tab. 18). Die Werte des *MSAVI* und der *Tasseled-Cap*- Transformation können somit als einfache Indikatoren für die Artenvielfalt der Gehölze genutzt werden.

Reflektanz	R
<i>ETM+ 3</i>	-0,7**
<i>ETM+ 4</i>	0,17
<i>ETM+ 5</i>	-0,72**
<i>ETM+ 6</i>	-0,69**
<i>TC 1</i>	-0,63**
<i>TC 2</i>	0,81**
<i>TC 3</i>	0,77**
<i>MSAVI</i>	0,80**

Tab. 18: Korrelationskoeffizient (R) für die Artenzahl der Gehölze mit Reflektanzen der verschiedenen Spektralkanäle

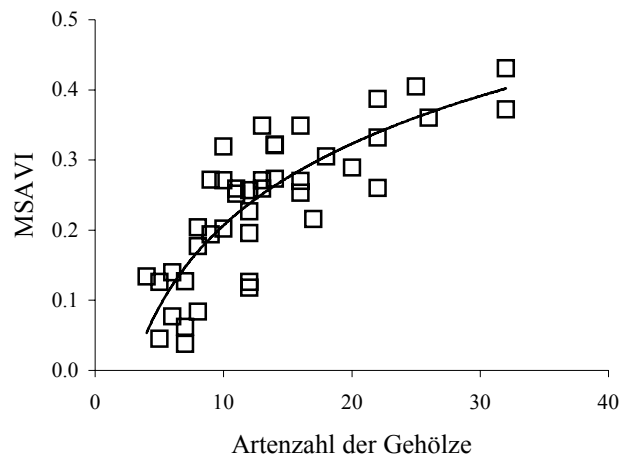


Abb. 43: Regressionsmodell zwischen der Artenzahl von Gehölzen und den Reflektanzwerten des *MSAVI* für das nordsudanische Untersuchungsgebiet ( $R^2=0.68$ ,  $p=0.001$ ,  $n=43$ )

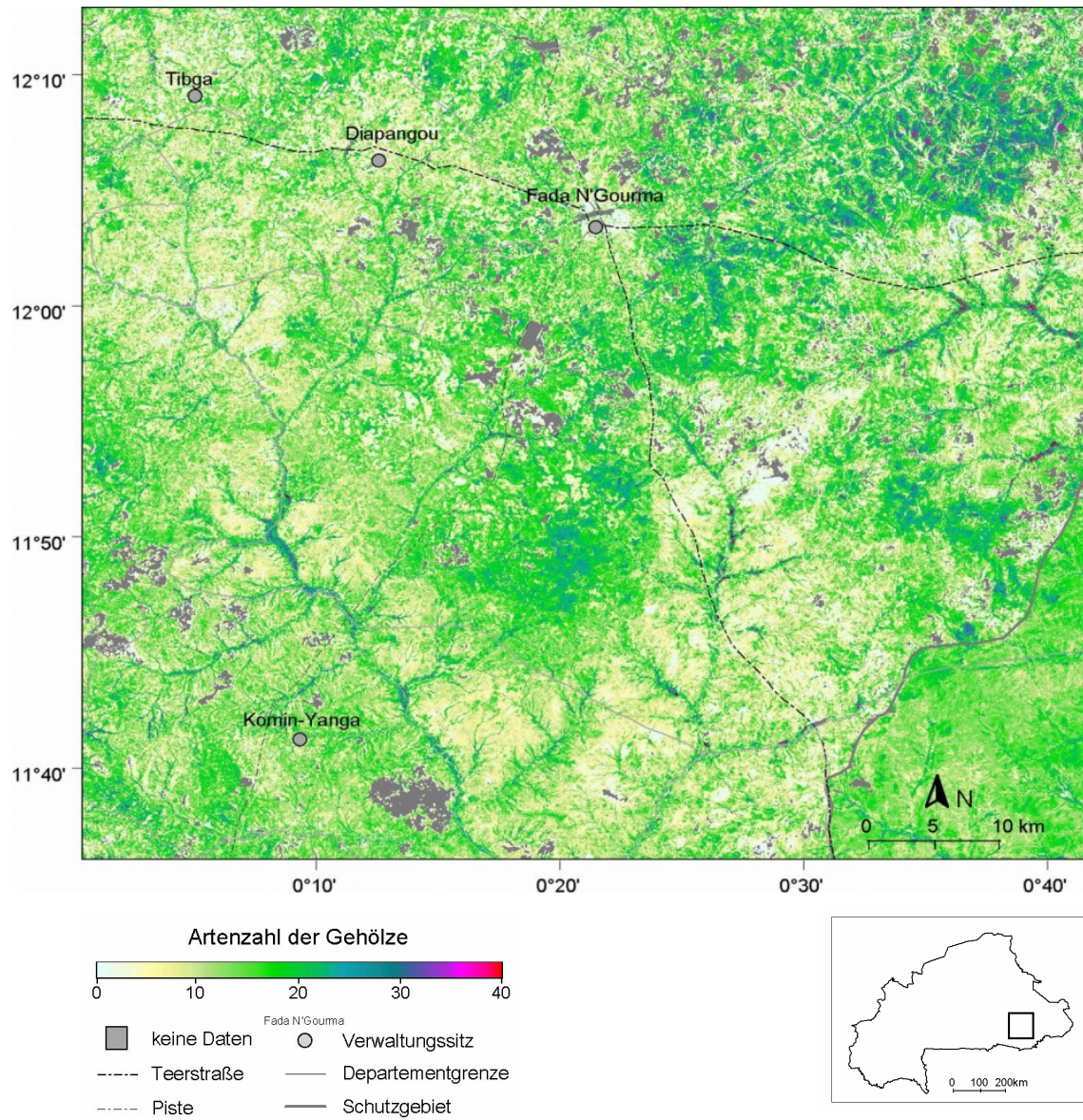
Die Beziehung zwischen dem *MSAVI* und der Artenzahl der Gehölze ( $S_{GH}$ ) lässt sich am besten mit einer logarithmischen Anpassungsfunktion beschreiben:

$$MSAVI_{NS} = 0.1711 \ln(S_{GH}) - 0.1847 \quad \text{Gleichung 18}$$

Löst man die Gleichung auf, kann die Artenzahl der Gehölze mit folgender Gleichung auf das gesamte nordsudanische Untersuchungsgebiet extrapoliert werden:

$$S_{GH} = 13.339 e^{3.7501 * MSAVI} \quad \text{Gleichung 19}$$

Die Karte (Abb. 44) zeigt die, auf Basis des *MSAVI* extrapolierte, Artenzahl der Gehölze im nordsudanischen Untersuchungsgebiet. Zum Zeitpunkt der Untersuchung gebrannte Flächen und Wasserflächen werden von der Extrapolation ausgeschlossen. Besonders hohe Werte der Gehölzdiversität finden sich für ein ca. 5km breites, durchbrochenes Band, das sich von der Mitte bis in den Nordosten des Untersuchungsgebietes erstreckt. Besonders artenreiche Gehölzformationen bilden Waldsavannen, welche eine Deckung der Baumschicht von 30-70% aufweisen können (Kapitel 3.4.2.2). Die höchsten Artenzahlen der Gehölze erreichen jedoch Galeriewälder, welche als lineare Vegetationsformationen die Hauptabflüsse des Untersuchungsgebietes begleiten. Die niedrigsten Artenzahlen finden sich in den intensiv ackerbaulich genutzten und zum Teil degradierten Gebieten im Nordwesten des Untersuchungsgebietes. Auch gehölzarmen Savannen, welche sich auf Böden mit anstehender Lateritkruste, oder über stark hydromorphen Böden ausbilden weisen eine niedrige Artenvielfalt auf.



**Kartengrundlage:**  
 LANDSAT-7 ETM+ - Satellitenszenen: p193r52 vom 31.10.1999; p194r52 vom 07.11.1999  
 Digitale Kartengrundlage: DCW (1993)  
 Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84  
 Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 44: Karte der Gehölzdiversität des nordsudanischen Untersuchungsgebietes

## 4.4.2.2 Modellierung der ökologischen Nische

## 4.4.2.2.1 Einzelarten

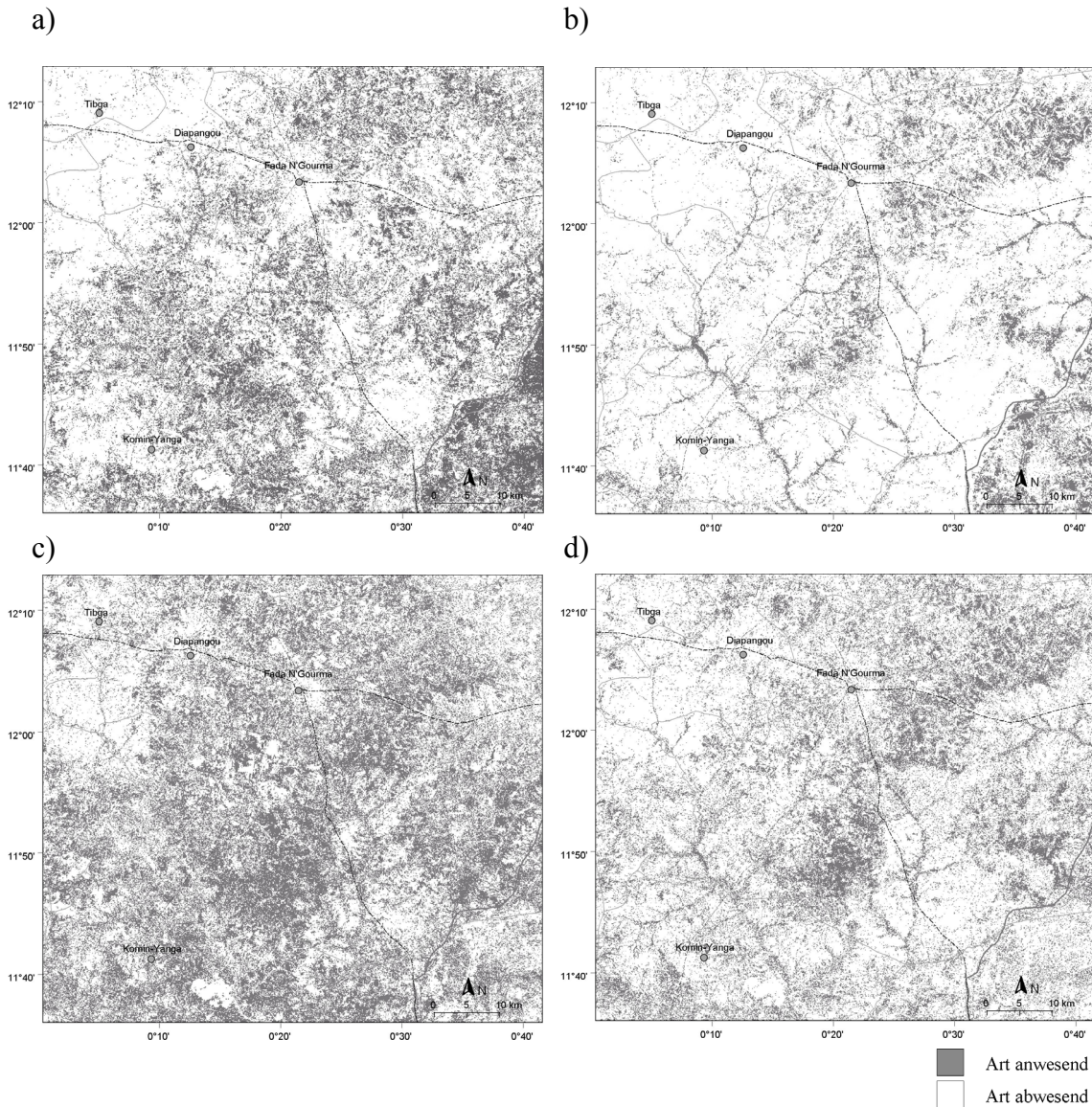


Abb. 45: Modellierte Verbreitungsgebiete einiger Gehölze des nordsudanischen Untersuchungsgebietes a) *Acacia hockii*, b) *Anogeissus leiocarpus*, c) *Combretum nigricans* und d) *Piliostigma thoningii*

Bestände von *Acacia hockii* (Abb. 45a) sind im Untersuchungsgebiet zumeist großflächig ausgebildet. In der Region von Fada N'Gourma und Pama kommt die Art fast nur auf alten Brachen, bzw. nicht feldbaulich genutzten Flächen vor. Der Deckungsgrad der Gehölzschicht ist mit 20-35% als relativ gering anzusehen. Die Art ist eng an das Vorkommen von stark wechselfeuchten Böden mit einem hohen Anteil an quellfähigen Tonmineralien gebunden. Infolge der schlechten Drainage kommt es zeitweilig zu einer starken Vernässung der Standorte. Da das Auftreten der Art stark von den Bodenverhältnissen bestimmt wird, sind nutzungsbestimmte Standortfaktoren von geringer Bedeutung. De Leeuw und Tuley (1972) gehen deshalb auf diesen



Standorten von einem Klimaxstadium der Vegetation aus. Das modellierte Verbreitungsgebiet erfasst die wesentlichen potentiellen Standorte im Untersuchungsgebiet zufriedenstellend. Die Standorte 40 Kilometer südlich von Fada N’Gourma und die potentielle Habitate in der Schutzzone werden sehr gut erfasst. Allerdings wird der nördliche Teil der Verbreitung höchstwahrscheinlich überschätzt.

*Anogeissus leiocarpus* (Abb. 45b) bildet im nordsudanischen Untersuchungsgebiet Bestände mit waldartigem Charakter, welche auf sehr flachgründigen, sandigen oder lehmigen Böden über einer Lateritkruste vorkommen können. Die dichte Baumschicht erreicht dabei eine mittlere Deckung von 70%. Es handelt sich um Flächen, welche aufgrund der ungünstigen Standortfaktoren nie oder zumindest seit langer Zeit nicht mehr feldbaulich genutzt wurden. Neben diesen Standorten tritt die Art im Untersuchungsgebiet auch in Galeriewäldern als hochsteter Begleiter von Wasserläufen auf. Auch auf den Flächen, welche durch die Vertisoleigenschaften des Untergrundes geprägt sind, ist *Anogeissus leiocarpus* im Untersuchungsgebiet belegt. Die Art kommt jedoch häufiger vor, wenn sie aufgrund einer geringeren Vertisoldynamik günstigere Wachstumsbedingungen vorfindet. Nach KROHMER (2004) ist *Anogeissus leiocarpus* in fast allen Gehölzgesellschaften der Nordsudanzone vertreten und besitzt demnach im Untersuchungsgebiet eine breite Standortamplitude. Nur auf Feldern, jungen Brachen und gehölzarmen, bzw. -freien Gesellschaften kommt die Art nicht vor. Das Vorkommen der Art wird also im Wesentlichen durch die Nutzungsintensität beschränkt. Die modellierte Verbreitungskarte schließt deshalb folgerichtig vor allem die intensiv feldbaulich genutzten Bereiche des Untersuchungsgebietes aus.

*Combretum nigricans* (Abb. 45c) ist im Untersuchungsgebiet relativ weit verbreitet. Die Art ist vor allem auf eher flachgründigen und vergleichsweise trockenen Standorten, welche nur in Ausnahmefällen feldbaulich genutzt werden, belegt. Bei günstigen Standortverhältnissen bildet die Art zusammen mit zahlreichen anderen Gehölzarten eine dichte bis sehr dichte homogene Strauchschicht, deren mittlere Höhe bei ca. 5m liegt. Steht eine kompakte Lateritkruste bereits wenige Zentimeter unter dem Oberboden an, wird die Strauchschicht artenärmer und erreicht dann nur einen mittleren Deckungsgrade um 30%.

Der Busch *Piliostigma thoningii* (Abb. 45d) gehört in sudanischen Untersuchungsgebiet zu den sehr häufig vorkommenden und weit verbreiteten Gehölzen. Blätter und Früchte der Art sind vor allem während der Trockenzeit eine wichtige Futterreserve für das Vieh. Ein Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt auf artenreichen Brachen mit tiefgründigen, zum Teil frischen Böden, welche einen

vergleichsweise günstigen Wasserhaushalt haben und regelmäßig feldbaulich genutzt werden. Die Deckung der Strauchschicht dieser Bestände ist sehr variabel und schwankt zwischen 10 und 70%. Häufig ist die Art mit den beiden wichtigsten Nutzbaumarten *Butyrospermum paradoxum* (Néré) und *Parkia biglobosa* (Karité) vergesellschaftet. Neben dem Vorkommen auf den Bracheflächen ist die Art sehr häufig in der Begleitvegetation verschiedener Gewässertypen auf tonigen, schlecht drainierten Böden vertreten (KROHMER 2004). Die weite ökologische Amplitude (ARBONNIER 2000) der Art ermöglicht aber ebenfalls die Besiedlung von lateritischen und flachgründigen Böden.

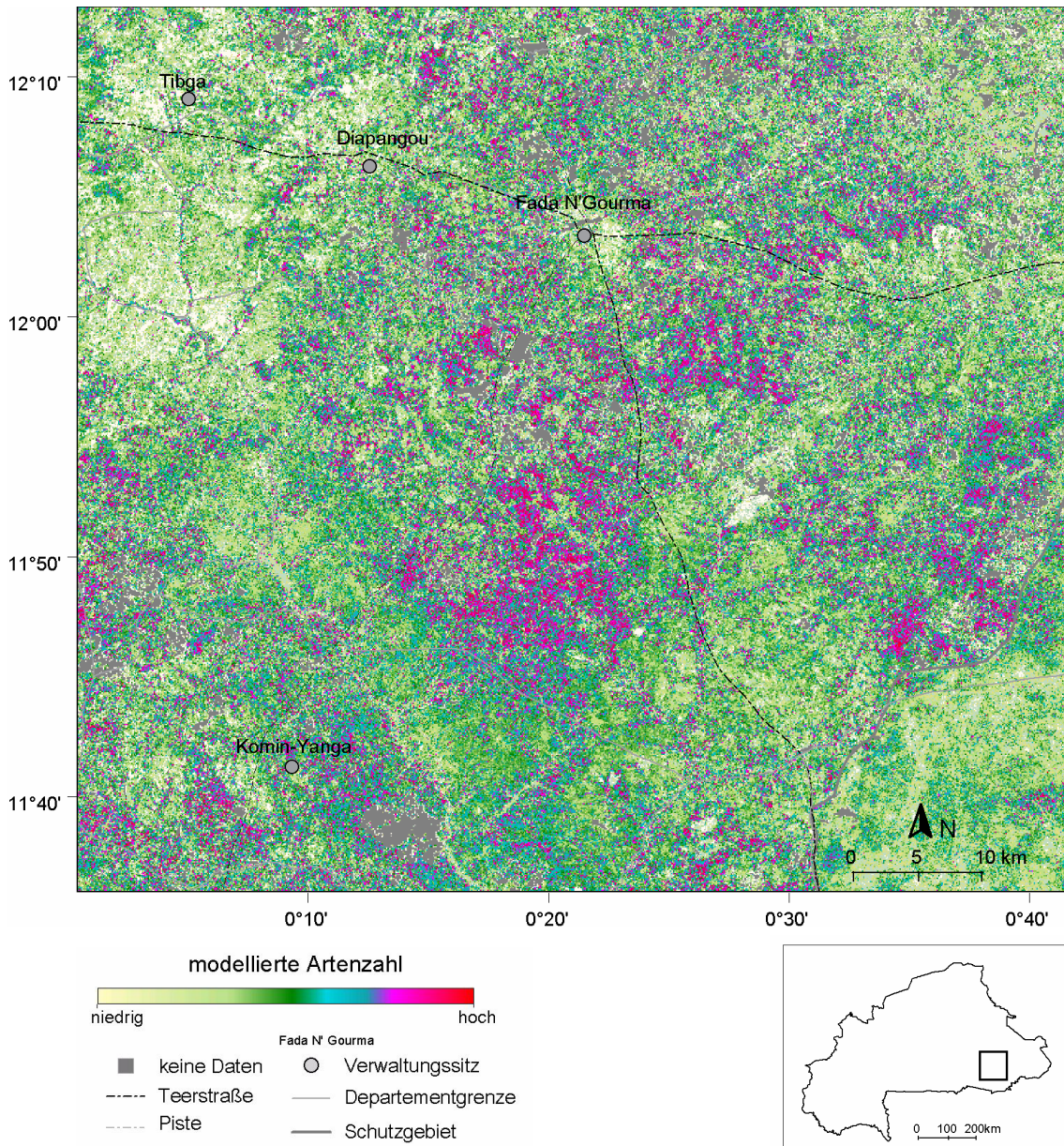
Die Fähigkeit von *Piliostigma thoningii*, mit unterschiedlichsten edaphischen und nutzungsbedingten Faktoren zurechtzukommen, spiegelt sich auch im modellierten Verbreitungsgebiet der Art wieder. Die Art ist praktisch im gesamten Untersuchungsgebiet vertreten. In den genutzten Gebieten, fehlt sie nur in den gehölzfreien Gebieten mit anstehender Lateritkruste, sowie für Feldflächen. Innerhalb der Schutzgebiete ist *Piliostigma thoningii* weniger häufig als außerhalb. Das modellierte Verbreitungsmuster erscheint lückiger und ist auf bestimmte Vegetationsformationen, wie Galeriewälder und tiefgründige Standorte, beschränkt.

#### 4.4.2.2.2 Gesamtdiversität

Die Karten der Pflanzenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes beinhalten die modellierten Verbreitungskarten von 123 Pflanzenarten. Die höchsten Diversitätswerte finden sich im Zentrum des Untersuchungsgebietes auf Standorten, welche seit längerer Zeit nicht mehr feldbaulich genutzt wurden (Brachenalter >15a). Besonders niedrige Artenzahlen werden für intensiv ackerbaulich genutzte Gebiete im Nordosten des Untersuchungsgebietes vorhergesagt. Ebenfalls sehr niedrige Artenzahlen fallen mit dem Vorkommen des von Ost nach West verlaufenden Bereichs wechselfeuchter, toniger Vertisole zusammen. Aufgrund der edaphischen Standortfaktoren (periodische Vernässung, schlechte Drainage) finden sich hier nur sehr artenarme Pflanzengesellschaften (HAHN 1996, KROHMER 2004). Überraschenderweise werden für Galeriewälder nur geringe Artenzahlen vorhergesagt. Dieser Befund ist auf den geringen Erfassungsgrad der Galeriewälder zurückzuführen.

Ebenfalls relativ niedrige Artenzahlen werden für die Schutzgebiete vorhergesagt, für die insgesamt nur 28 botanische Aufnahmen der Krautschicht und 24 Aufnahmen der Gehölzschicht vorliegen und welche damit deutlich schlechter erfasst sind als die nicht geschützten Gebiete. Da sich die unbeweideten Gebiete spektral von den beweideten,

nicht geschützten Gebieten deutlich unterscheiden, werden die modellierten Verbreitungsareale innerhalb der Schutzgebiete aufgrund der zu geringen Stichprobenzahl unterschätzt.



**Kartengrundlage:**

LANDSAT-7 ETM+ - Satellitenszenen: p193r52 vom 31.10.1999; p194r52 vom 07.11.1999

Digitale Kartengrundlage: DCW (1993),

Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84

Kartografie und Auswertung: K. König

Abb. 46: Karte der Pflanzenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes

#### 4.4.3 Pflanzenvielfalt des südsudanischen Untersuchungsgebietes

Die höchste Gesamtartenzahl der drei Untersuchungsgebiete wird, mit 565 Arten bei 7670 Artnachweisen, für das südsudanische Untersuchungsgebiet erreicht. Auch im südsudanischen Untersuchungsgebiet sind mit einem höheren Erfassungsaufwand noch deutlich mehr Arten für das Untersuchungsgebiet zu erwarten.

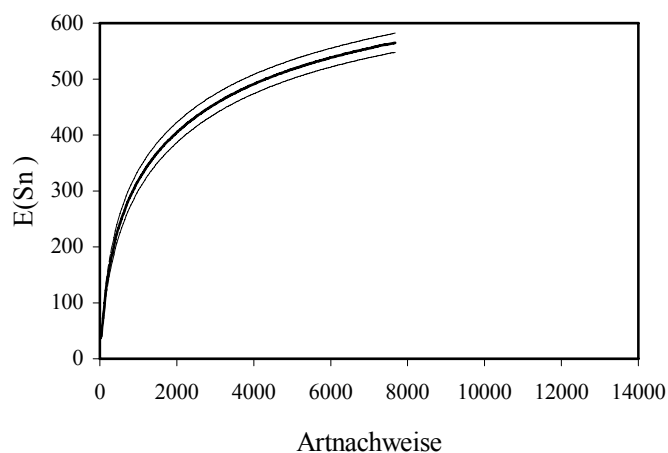


Abb. 47: Rarefaction - Kurve der erwarteten Artenzahl  $E(S_n)$  des südsudanischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-iges Konfidenzintervall)

##### 4.4.3.1 Zeitreihenanalyse der Pflanzenvielfalt

Im südsudanischen Untersuchungsgebiet wurden die Verbreitungsgebiete der 18 selektierten Gehölzarten (Gehölze mit einem hohen Nutzungspotential für die lokale Bevölkerung) mit einer mittleren Nutzergenauigkeit von 77% bestimmt (Fehler der Überschätzung von 23%). Nach Evaluierung und Selektion der besten Modelle konnte die mittlere Nutzergenauigkeit auf 85% verbessert werden. Abb. 48 zeigt das modellierte Verbreitungsgebiet der Baumart *Pterocarpus erinaceus* im Untersuchungsgebiet. Die Art aus der Familie der Leguminosen ist in den Savannen und Trockenwäldern Westafrikas weit verbreitet und ein Lieferant hochwertiger Hölzer.

Im Jahr 1986 werden 64% des Untersuchungsgebietes als potentiell Verbreitungsgebiet der Art vorhergesagt. Von der modellierten Verbreitung ausgeschlossen werden ackerbaulich genutzte Flächen, Savannen auf flachgründigen Standorten und sehr feuchte Standorte, wie z.B. Galeriewälder. Im Jahr 1999 beträgt das modellierte Verbreitungsgebiet nur noch 44% des gesamten Untersuchungsgebietes. Somit wurde das potentielle Verbreitungsgebiet der Art innerhalb von 14 Jahren etwa um ein Drittel reduziert. Die verbleibenden potentiellen Standorte der Art finden sich vor allem in Gebieten mit geringer landwirtschaftlicher Nutzung im Nord- und Südosten

des Untersuchungsgebietes. Eine Reduktion des potentiellen Verbreitungsgebiets (durchschnittlich 24%) wird für die meisten der Arten beobachtet (Abb. 49).

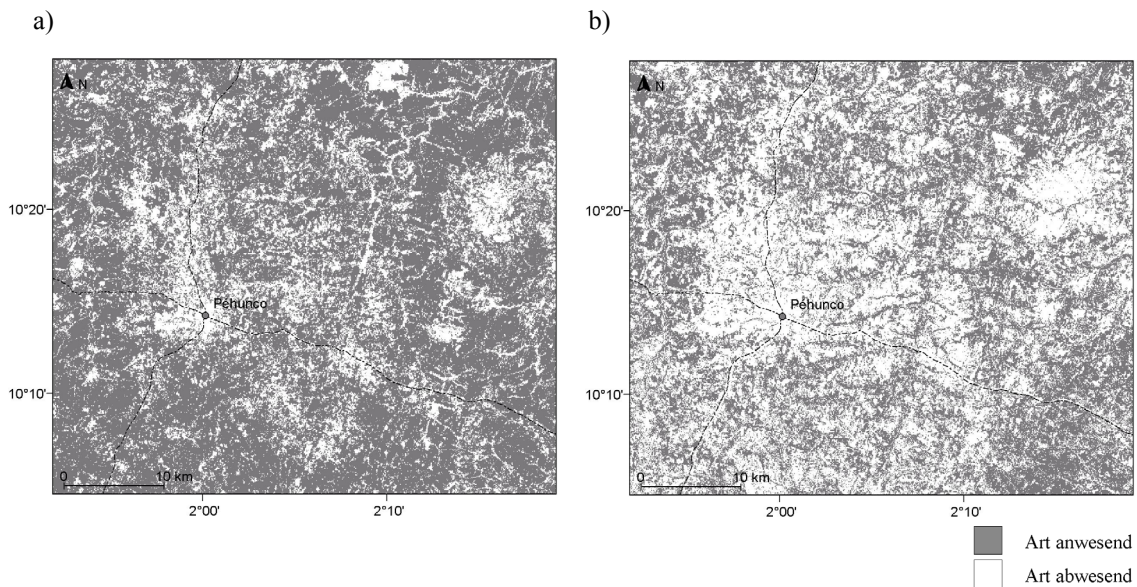


Abb. 48: a) historische und b) aktuelle Verbreitung von *Pterocarpus erinaceus*

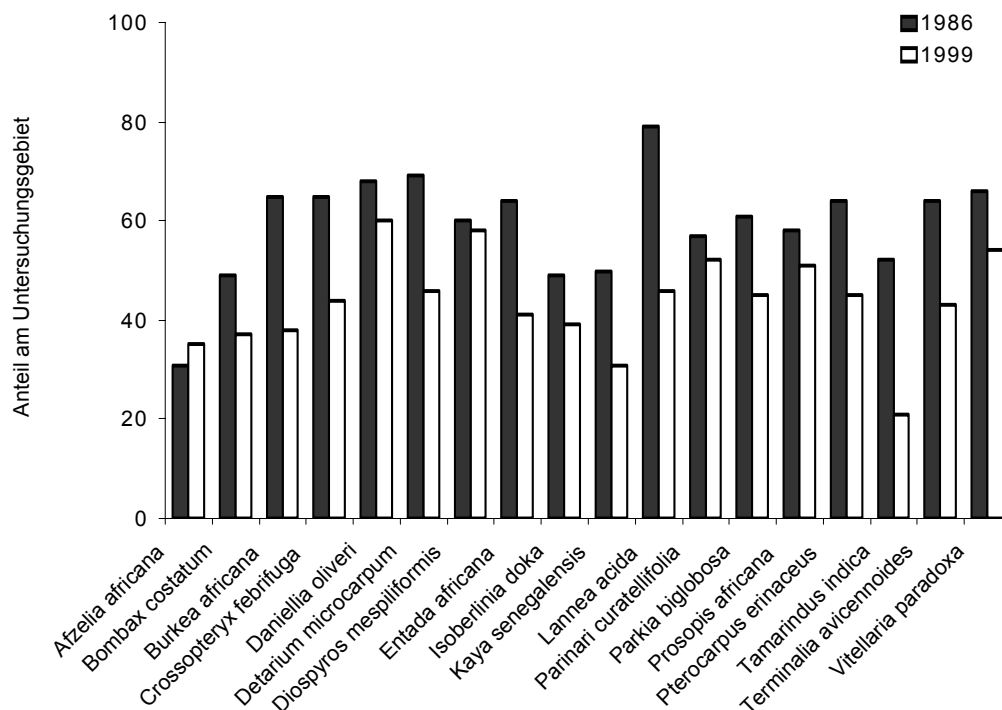


Abb. 49: Vergleich zwischen der historischen (1986) und der aktuellen (1999) Verbreitung ausgewählter Savannenbaumarten. Aufgetragen ist der Anteil des modellierten Verbreitungsgebiets an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes

Eine besonders deutliche Reduktion des potentiellen Verbreitungsgebiets lässt sich für die Baumart *Tamarindus indica* und *Lannea acida* beobachten. Bezogen auf das Jahr 1986 findet sich *Tamarindus indica* im Jahr 1999 nur noch auf 40%, *Lannea acida* auf

46% der ursprünglich vorhergesagten Standorte. Selbst für weit verbreitete Nutzbaumarten wie *Vitellaria paradoxa* und *Parkia biglobosa* ist eine Reduktion des modellierten Verbreitungsgebiets zu beobachten.

Diese Befunde lassen sich durch die addierten Verbreitungskarten der 18 ausgewählten Baumarten veranschaulichen (Abb. 49). Im Jahr 1986 wird ein Flächenanteil von 57% des Untersuchungsgebietes mit 11-18 der Nutzbaumarten modelliert. Zu diesem Zeitpunkt werden nur für 34% der Fläche weniger als acht Baumarten vorhergesagt. Niedrige Artenzahlen finden sich vor allem in der Umgebung von Siedlungsgebieten und innerhalb der flussbegleitenden Galeriewälder und dichten Wälder, in denen die ausgewählten Savannenbaumarten natürlicherweise nicht vorkommen.

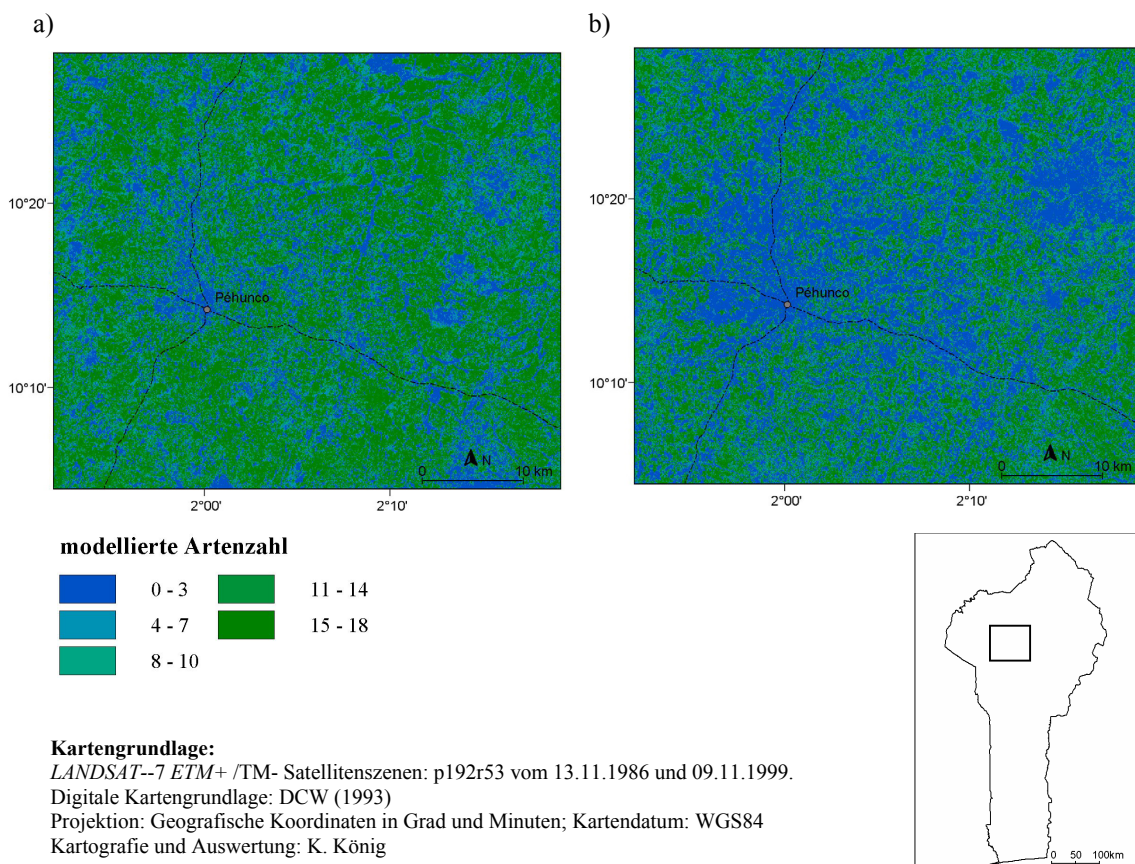


Abb. 50: Karte der potentiellen Verbreitung von Baumarten mit hohem Nutzungswert im südsudanischen Untersuchungsgebiet a)1986, b)1999

Im Jahr 1999 hat sich die Situation stark verändert (Abb. 50b). Für weite Bereiche des Untersuchungsgebietes werden nur relativ geringe Artenzahlen vorhergesagt (Artenzahl <8 für 49.8% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes). Nur noch 41% der Fläche werden als Standorte mit 11-18 Baumarten vorhergesagt. Besonders großflächige Gebiete mit niedrigen Artenzahlen finden sich in den Siedlungsräumen des

Verwaltungssitzes Péhunco im Zentrum und Sinendé im Osten des Untersuchungsgebietes. Im Jahr 1999 werden Galeriewälder und dichte Trockenwälder weniger deutlich vom Verbreitungsgebiet der Savannenbaumarten ausgeschlossen als im Jahr 1986. Ein Befund, der als ein Hinweis auf eine mögliche Degradation dieser Standorte interpretiert werden kann.

Als einer der Gründe für diese Entwicklung kann die starke Expansion der ackerbaulichen Flächen zwischen 1986 und 1999 im Untersuchungsgebiet angesehen werden. Zwischen dem Anteil der ackerbaulich genutzten Fläche und der modellierten Anzahl von Baumarten lässt sich für beide Zeitpunkte ein hochsignifikanter, negativer Zusammenhang beobachten (Abb. 51).

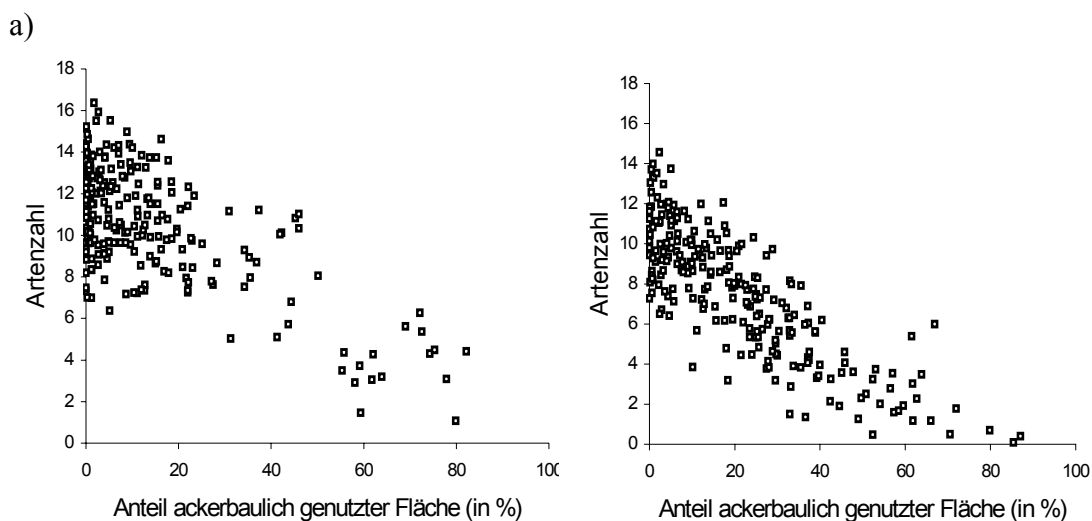


Abb. 51: Beziehung zwischen der modellierten Artenzahl der 18 ausgewählten Nutzbaumarten und dem Anteil ackerbaulich genutzter Fläche a)1986 (n=240,  $p=0.01$ ,  $R^2=0.55$ ), b)1999 (n=240),  $p=0.01$ ,  $R^2=0.70$ )

Im Vergleich zu 1986 hat sich die landwirtschaftliche Nutzfläche im Jahr 1999 beinahe verdoppelt und nimmt heute 19% des Untersuchungsgebietes ein (vgl. Kapitel 3.4.3). Die Ausdehnung der Feld- und Bracheflächen folgt dabei zwei unterschiedlichen Mustern. Zum einen erfolgt eine Intensivierung (Verkürzung der Brachezeiten, Erhöhung der Felderdichte) der ackerbaulichen Nutzung in der Umgebung von Siedlungen und Straßen, zum anderen werden Feldflächen relativ abgelegener Gebiete z. B. an den Rändern des „Forêt classée de Alibori“ im Nordosten oder des Ouéme Einzugsgebietes im Südosten des Untersuchungsgebietes unter Kultur genommen, welche im Jahr 1986 noch kaum landwirtschaftlich genutzt wurden.

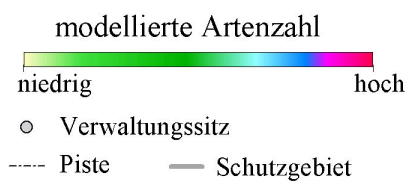
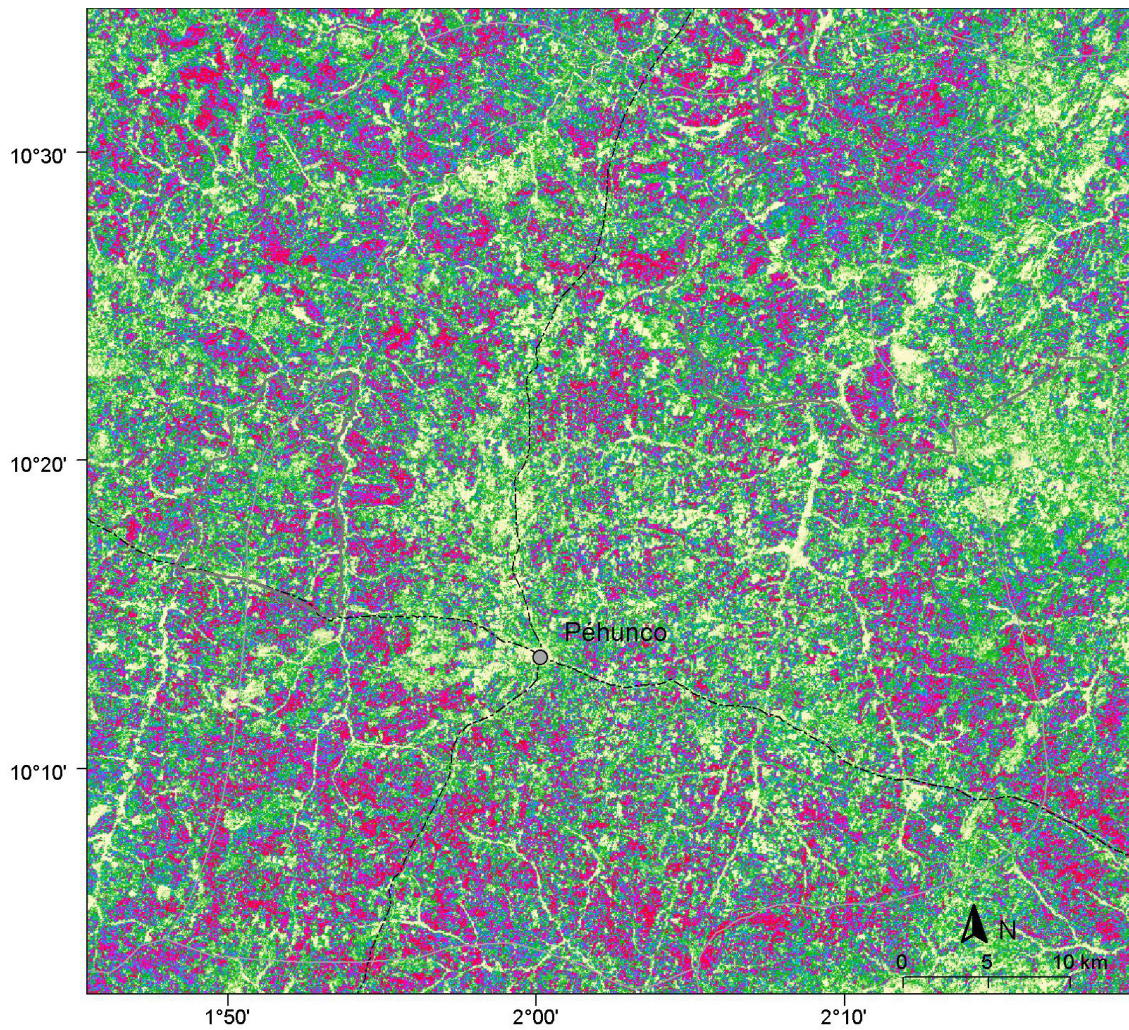
#### 4.4.3.2 Modellierung der ökologischen Nische

Die Karten der Pflanzenvielfalt des südsudanischen Untersuchungsgebietes beinhalten die modellierten Verbreitungskarten von 165 Pflanzenarten. Ähnlich wie in der

Nordsudanzone werden sehr hohe Diversitätswerte auf Standorten erreicht, welche seit längerer Zeit nicht mehr feldbaulich genutzt werden (Brachealter >15a). Da diese Standorte noch im gesamten südsudanischen Untersuchungsgebiet mit großen Flächenanteilen (vgl. Kapitel 3.4.2.3) zu finden sind, werden für das Untersuchungsgebiet relativ große Gebiete mit hohen bis sehr hohen Artenzahlen vorhergesagt. Relativ geringe Artenzahlen werden für intensiv ackerbaulich genutzte Gebiete in der Umgebung von Siedlungen modelliert. Ebenfalls geringe Artenzahlen besitzen Strauchsavannen auf flachgründigen Böden mit anstehender Lateritkruste.

Wie schon im nordsudanischen Untersuchungsgebiet werden für Galeriewälder und dichte Trockenwälder nur geringe Artenzahlen vorhergesagt. Auch hier sind diese Befunde auf den geringen Erfassungsgrad der Waldformationen zurückzuführen. Aufgrund der nötigen Mindestanzahl von 15 Fundpunkten pro Art werden in beiden Untersuchungsgebieten vor allem Savannenarten zur Modellierung herangezogen. Da diese Arten entweder nicht in den Wäldern vorkommen oder dort nicht ausreichend besammelt wurden, wird die Diversität der Trocken- und Galeriewälder unterschätzt.





**Kartengrundlage:**  
 LANDSAT-7 ETM+ - Satellitenszenen: p192r53 vom 09.11.1999 und 13.02.2000  
 Digitale Kartengrundlage: DCW (1993)  
 Projektion: Geografische Koordinaten in Grad und Minuten; Kartendatum: WGS84  
 Kartografie und Auswertung: K. König

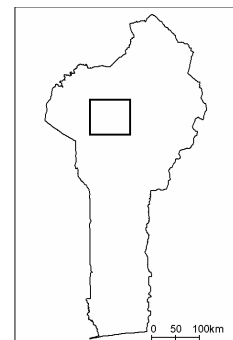


Abb. 52: Karte der Pflanzenvielfalt des südsudanischen Untersuchungsgebietes

## 4.5 Diskussion

Im Folgenden werden zunächst drei verschiedene methodische Ansätze der Biodiversitätskartierung gegenübergestellt. Anschließend werden die Muster der Pflanzenvielfalt der drei Untersuchungsgebiete diskutiert und Veränderungen der Pflanzenvielfalt vor dem Hintergrund des Landnutzungswandels analysiert.

### 4.5.1 Ansätze der Biodiversitätskartierung

#### 4.5.1.1 Rasterbasierte Kartierung der Biodiversität

Eine Standardmethode der Kartierung von Biodiversität ist die Aggregation der Artenzahlen innerhalb von Rasterzellen. In dieser Arbeit wird sie zur Darstellung der Biodiversitätsmuster des sahelischen Untersuchungsgebietes eingesetzt. Obwohl hier Biodiversitätsmuster nur stark abstrahiert abgebildet werden können, gehört diese Methode zu den üblichen Vorgehensweisen, um Biodiversitätsmuster großräumig darzustellen. Die Darstellung der Biodiversitätsmuster wird stark von der Auflösung des zugrunde liegenden Rastergitters beeinflusst. Gut interpretierbare Ergebnisse erhält man nur, wenn jede einzelne Rasterzelle mit annähernd gleichem Erfassungsaufwand beprobt wird. Ist diese Voraussetzung gegeben, können Variationen in den Artenzahlen in einfacher und intuitiv erfassbarer Form räumlich dargestellt werden.

Bei unterschiedlichem Erfassungsaufwand pro Rasterzelle können die Artenzahlen der Rasterzellen nur unter Schwierigkeiten miteinander verglichen werden, da mit höherem Erfassungsaufwand die Artenzahlen proportional ansteigen. Die dargestellte Artenzahl wird in diesem Fall zum einen durch die tatsächlich vorhandenen Arten und zum anderen von der Erfassungsintensität der jeweiligen Rasterzelle beeinflusst. Dieser Effekt wirkt sich je nach Größe der Rasterzellen unterschiedlich aus. Die Größe der Rasterzelle wird dabei relativ zur Größe der Aufnahmenfläche definiert. Für kleine Rasterzellen wird der Erfassungsaufwand pro Rasterzelle besonders stark abgebildet, da sich bei geringer Aufnahmenanzahl Unterschiede im Erfassungsgrad sehr viel stärker auswirken. Für große Rasterzellen tritt der Effekt des Erfassungsaufwands in den Hintergrund, da pro Zelle mehr Aufnahmen erhoben werden, was eine vollständigere Erfassung der tatsächlichen Artenzahl bedeutet. Mit Zunahme der Zellengröße verringert sich allerdings die Detailschärfe und somit der Informationsgehalt der Diversitätskarten.

Für das sahelische Untersuchungsgebiet gilt daher, dass auf der Basis der rasterbasierten Kartierung nur sehr generelle Aussagen über die Verteilung der Artenvielfalt getroffen werden können. Trotz des sehr hohen Erfassungsaufwandes von über 3000 pflanzensoziologischen Aufnahmen werden die oben erwähnten Voraussetzungen des rasterbasierten Kartierungsansatzes nicht erfüllt. Für den Großteil der Rasterzellen liegen keine Aufnahmen vor. Auch bei einer Zellengröße von 1000ha werden nur wenige Rasterzellen mit mehreren Aufnahmen beprobt. Die beobachteten Diversitätsmuster werden somit sowohl von dem tatsächlichen Artenreichtum, als auch vom unterschiedlichen Erfassungsgrad der Rasterzellen beeinflusst. Aus diesem Grund können auf der Basis dieses Ansatzes nur sehr allgemeine Aussagen zur Verteilung der Pflanzenvielfalt im sahelischen Untersuchungsgebiet getroffen werden.

#### 4.5.1.2 Indirekte Kartierung der Pflanzenvielfalt

Um die oben beschriebenen Einschränkungen zu umgehen, werden seit einigen Jahren Fernerkundungsdaten eingesetzt, um punktuell erhobene Daten von botanischen Erhebungen flächendeckend in das gesamte Untersuchungsgebiet zu extrapolieren (STOMS & ESTES 1993). Bei einem weit verbreiteten Verfahren werden die Fernerkundungsdaten zunächst klassifiziert und die so gewonnenen Landbedeckungsklassen mit den biologischen Felddaten assoziiert (FULLER 1998, SAVERAID ET AL. 2001). In einem Übersichtsartikel bestätigt NAGENDRA (2001) die Anwendbarkeit dieser Methode und kommt zu dem Schluss, dass Landbedeckungskarten bzw. Habitatkarten in Verbindung mit Kenntnissen zu Arten-Habitat-Assoziationen herangezogen werden können, um die Diversitätsmuster eines Gebietes darzustellen. Mit Hilfe dieses Ansatzes können die Muster der Artenvielfalt nachvollziehbar abgebildet werden. Bei ausreichender Probennahme kann jeder Landbedeckungsklasse eine Artenzahl zugeordnet und statistische Unterschiede in der Artenzahl nachgewiesen werden.

Die Vorarbeiten dieses Ansatzes sind allerdings relativ arbeits- und zeitintensiv und umfassen sowohl alle für eine Landbedeckungsklassifikation nötigen Arbeitsschritte, als auch die Datenaufnahme zur Erfassung der Biodiversität. Darüber hinaus ist der Ansatz in den hochdiversen Lebensgemeinschaften der Tropen nur für relativ kleine Untersuchungsgebiete durchführbar (HE ET AL. 1998), da Variationen in der Artenzusammensetzung innerhalb einer Landbedeckungsklasse nicht abgebildet werden können.

Ähnlich wie bei der rasterbasierten Kartierung der Artenvielfalt können nur die Artenzahlen der mit gleichem Erfassungsaufwand beprobten Landbedeckungsklassen verglichen werden. Unterscheidet sich der Erfassungsaufwand der einzelnen Landbedeckungsklassen, muss mit Hilfe des *Rarefaction* - Verfahrens eine Normierung des Erfassungsaufwands durchgeführt werden. Mit steigender thematischer Auflösung der Landbedeckungskarte verteilt sich die Anzahl der Aufnahmen auf eine größere Anzahl von Landbedeckungsklassen, wodurch der Erfassungsgrad einer Artengemeinschaft pro Klasse sinkt. Umgekehrt gilt, dass sich mit geringer thematischer Auflösung der Erfassungsgrad für die einzelnen Landbedeckungsklassen verbessert. Allerdings können bei einer starken thematischen Generalisierung nur sehr einfache Aussagen zu den Mustern der Artenvielfalt getroffen werden.

Bei der Klassifizierung von Satellitendaten werden die in den Satellitendaten enthaltenen Informationen in wenige Klassen überführt, um bestimmte Aspekte der Landschaft in übersichtlicher Form darstellen zu können. Damit verbunden ist eine starke Generalisierung und Verringerung des ursprünglichen Informationsgehalts einer Satellitenszene, da die Spektraldaten der einzelnen Satellitenkanäle in kategoriale Klassen überführt werden. Durch die Verringerung des Informationsgehalts stehen somit die Werte wichtiger Umweltvariablen nicht mehr für eine Analyse der Artenverbreitung zur Verfügung. Darüber hinaus können im Rahmen einer Klassifikation nur wenige thematische Aspekte einer Landschaft abgebildet werden, welche nicht notwendigerweise auf die Verbreitung von Arten zugeschnitten sind. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn Landbedeckungsklassen auf der Basis von Vegetationsstrukturparametern definiert werden. Vegetationsformationen mit ähnlichen Strukturparametern können sich jedoch in ihrer Artenzusammensetzung stark voneinander unterscheiden. Somit ist die grundlegende Annahme einer Assoziation von Arten mit den vorgegebenen Landbedeckungsklassen nicht notwendigerweise gegeben.

#### **4.5.2 Modellierung der ökologischen Nische**

Im Rahmen dieser Untersuchung werden erstmals hochauflösende Satellitendaten für die Modellierung der Verbreitungsgebiete einzelner Arten und Muster der Pflanzenvielfalt eingesetzt. Es werden detaillierte thematische Karten erarbeitet, welche die Muster der Pflanzenvielfalt der drei Untersuchungsgebiete nachvollziehbar und wirklichkeitsnah abbilden können. Die Einbindung von weiträumig verfügbaren *LANDSAT* - Satellitendaten in den Modellierungsprozess machen den vorgestellten

Modellierungsansatz für eine Fülle von weiteren wissenschaftlichen und anwendungsorientierten Fragestellungen interessant.

Im Folgenden werden zunächst einige Grundlagen und Annahmen vorgestellt, die bei der Modellierung der Verbreitungsgebiete von Pflanzenarten berücksichtigt werden sollten. Zunächst werden konzeptionelle Betrachtungen zur Einbindung von erklärenden Umweltvariablen im Modellierungsprozess angestellt. Vor diesem Hintergrund wird die prinzipielle Eignung von Satellitendaten bzw. die Eignung der verwendeten botanischen Daten diskutiert. Abschließend erfolgt die Diskussion der Modellierungsmethodik.

#### 4.5.2.1 Erklärende Variablen

Die Güte der Modellierung von Verbreitungsgebieten wird wesentlich von den Eigenschaften und der für die Modellierung verwendeten Umweltvariablen beeinflusst. Diese Variablen können, wie Eingangs erwähnt, verschiedenen Klassen von Umweltgradienten zugeordnet werden (AUSTIN & SMITH 1989). Von einem mechanistisch orientierten Erklärungsansatz erscheinen Ressourcengradienten (Nährstoffverteilung, Wasserverfügbarkeit), besonders geeignet, die Verbreitung und Abundanz von Pflanzenarten vorherzusagen. Mit diesen Gradienten können kausale Zusammenhänge zwischen der Verbreitung und der Abundanz der Pflanzenarten und den erklärenden Variablen abgebildet werden. Die Vorhersagen dieser Modelle besitzen eine allgemeine Gültigkeit und können deshalb für weite Gebiete angewendet werden. Der Einsatz von Ressourcengradienten und direkten Gradienten wird allerdings dadurch erschwert, dass diese Daten in den seltensten Fällen flächendeckend und detailliert zur Verfügung stehen. Diese Daten werden zumeist in Form von Einzelmessungen erhoben und können nur über den Umweg der Interpolation von Einzelmessungen zu flächendeckenden Datensätzen in den Modellierungsansatz integriert werden. Ein Beispiel hierfür sind Klimakarten, welche aus der Interpolation von Messreihen lokaler Klimastationen gewonnen werden (NEW ET AL. 2002). Die Modellierungsansätze, welche auf diesen bioklimatischen Parametern beruhen, können deshalb nur großräumige, zonale Vegetationsmuster abbilden. Auf lokaler Ebene besitzen Artenverbreitungsmodelle, welche mit Hilfe interpolierter Klimadaten gewonnen werden, nur einen geringen Erklärungswert. Diese Karten sind deshalb nicht geeignet, die Variabilität der Umweltparameter auf lokaler Ebene detailliert abzubilden. Aufgrund dieser Einschränkungen ist die Einbindung von Verbreitungs- und Diversitätskarten bisher nur im Rahmen von großskaligen wissenschaftlichen Untersuchungen üblich.

Um diese Einschränkungen zu umgehen, wurden im Rahmen dieser Untersuchung indirekte Umweltgradienten für räumliche Modellierungsansätze eingesetzt. Indirekte Umweltgradienten können komplexe, kausale Zusammenhänge zwischen Arten und ihrer Umwelt auf einfache Art und Weise abbilden, auch wenn sie die Verbreitung einer Art nicht unmittelbar beeinflussen. Allerdings kann die Einbindung der indirekten Umweltgradienten nur dann zu aussagekräftigen Ergebnissen führen, wenn diese mit direkten Umweltgradienten in Beziehung gesetzt werden können. Unter diesen Voraussetzungen können indirekte Umweltgradienten somit als Stellvertreter für Ressourcen- und direkte Umweltgradienten eingesetzt und genutzt werden, um die Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten vorherzusagen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Ein Beispiel für die Einbindung von indirekten Umweltvariablen bei der Modellierung der Verbreitungsgebiete von Tier – und Pflanzenarten ist die Nutzung von Parametern, welche sich mit Hilfe eines digitalen Höhenmodells vergleichsweise einfach flächendeckend erfassen lassen. Die Aussagekraft von Verbreitungskarten von Tieren und Pflanzen im Gebirge beruht zu einem großen Teil auf indirekten Parametern wie der Höhe, Neigung und Exposition (BROWN 1994).

Eine andere, sehr ergiebige Datenquelle indirekter Umweltgradienten liefern Satellitendaten. Die von den Sensoren der Satelliten aufgezeichnete Rückstrahlung liefert ein differenziertes Bild von biotischen und abiotischen Umwelteigenschaften, welche mit dem Vorkommen von Arten und der Ausprägung von Diversitätsmustern in Zusammenhang stehen. Satellitendaten haben somit das Potential „Kombinationen von unterschiedlichen Ressourcen und direkten Gradienten auf einfache Art zu ersetzen“ („*to replace combinations of different resource and direct gradients in a simple way*“ (GUISAN & ZIMMERMANN 2000) und können deshalb eingesetzt werden, die Verbreitung von Arten vorherzusagen, auch wenn kausale Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und dem Artenvorkommen nicht im Detail bekannt sind.

Satellitendaten sind häufig die einzige Datenquelle in Gebieten, für die sonst kaum flächenhafte Daten von Umweltvariablen vorliegen. Sie sind in verschiedener räumlicher, zeitlicher und thematischer Auflösung verfügbar und können deshalb auch bei skalenübergreifenden Analysen von Umweltveränderungen eingesetzt werden. Auch wenn längst nicht alle möglichen Dimensionen der ökologischen Nische einer Art (HUTCHINSON 1957, PETERSON ET AL. 2002) mit Satellitendaten abgebildet werden können, können deutlich mehr verbreitungsbestimmende Umweltvariablen integriert werden, als dies allein auf der Basis von Klimadaten möglich ist.

Häufig bilden Satellitendaten nicht einzelne, klar definierte Umweltvariablen ab, sondern erfassen innerhalb eines Messwerts verschiedene, biophysikalische Variablen. Beispielsweise sind die Werte eines Vegetationsindex mit sehr unterschiedlichen biophysikalischen Variablen wie der Blattbiomasse, dem Chlorophyllgehalt oder dem Feuchtigkeitsgrad von Pflanzen korreliert und werden darüber hinaus von den Reflexionseigenschaften des jeweiligen Untergrundes beeinflusst (HUETE ET AL. 1994). Bodenindizes reagieren auf sehr verschiedene Bodeneigenschaften wie Bodenfarbe, Struktur oder Gehalt an organischem Material (HOUSSA 1996). Aus diesem Grund können keine allgemeingültigen kausalen Zusammenhänge zwischen der Verbreitung einer Art und einem Satellitensignal gezogen werden.

Satellitendaten können darüber hinaus zu Produkten weiterverarbeitet werden, die wichtige Landschaftsparameter erfassen können. Dazu gehört beispielsweise der Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen in einem Untersuchungsgebiet. Dieser Parameter bildet implizit eine Vielzahl verschiedener Faktoren ab, welche die Verbreitung von Arten beeinflussen können. Dazu gehören beispielsweise Parameter wie die Beweidungsintensität oder anthropogener Nutzungsdruck auf die natürlichen Ressourcen. In Gebieten mit starkem Landnutzungswandel kann sich die Beweidungsintensität auf den verbleibenden Savannen und Bracheflächen stark erhöhen, da den Rindern weniger Weidefläche zur Verfügung steht und traditionelle Weidekorridore verkleinert werden. Häufig ist der Landnutzungswandel auf den Anstieg der Bevölkerung zurückzuführen, was zu einer generellen Erhöhung des anthropogenen Nutzungsdrucks auf die natürlichen Ressourcen der Savannen, inklusive ihrer Artenvielfalt führen kann. All diese Faktoren werden implizit durch den Anteil der ackerbaulichen Fläche und damit durch Satellitendaten erfasst, wobei sie allerdings nicht auf der Basis dieses einen Parameters quantifiziert werden können. Mit der Einbindung von Satellitendaten im Modellierungsprozess sind somit realitätsnahe Verbreitungs- und Diversitätskarten zu erwarten.

Allerdings sind beim Einsatz von Satellitendaten einige Einschränkungen in ihrer Anwendbarkeit zu beachten, die sich vor allem bei der Interpretation der Modelle niederschlagen sollten.

Wie oben ausgeführt bleiben die Beziehungen zwischen den eigentlichen kausalen Faktoren, welche die Verbreitung einer Art bestimmen und dem Spektralsignal eines Satellitenbildes unklar. Aus diesem Grund besitzen die Vorhersagen, welche auf Satellitendaten beruhen, nur innerhalb des jeweiligen Untersuchungsgebietes Gültigkeit und können nicht auf andere Untersuchungsgebiete übertragen werden. Im Gegensatz

dazu können die Vorhersagen, welche auf direkte Umweltvariablen, wie Temperatur-, oder Niederschlagsgradienten beruhen, auf andere Untersuchungsgebiete übertragen werden und potentielle Verbreitungsgebiete von Arten für räumlich weit entfernte Gebiete modelliert werden. Dieses Verfahren wird beispielsweise bei Untersuchungen zum invasiven Potential von Neozoen, und Neophyten (ARRIAGA ET AL. 2004, UNDERWOOD ET AL. 2004) und im Rahmen von epidemiologischen Studien zur Bestimmung der potentiellen Ausbreitung von Krankheitserregern durchgeführt (LEVINE ET AL. 2004).

Ein einzelnes Satellitenbild kann nur den momentanen Ist - Zustand eines Gebietes wiedergeben. Deshalb können phänologische Veränderungen der Vegetation aufgrund der jahreszeitlichen Abfolge von Trocken- und Regenzeit nicht mit einem einzigen Satellitenbild erfasst werden, was zu Fehlinterpretationen der modellierten Verbreitungsgebiete führen kann. Aufgrund der jährlich variierenden Niederschläge und den dadurch bedingten phänologischen Unterschieden der Vegetation variiert ebenfalls das vom Satelliten erfasste Vegetationssignal. Werden diese Daten für die Modellierung genutzt, können sich phänologische Effekte in den modellierten Verbreitungsgebieten niederschlagen, was bedeuten würde, dass in Abhängigkeit von kurzfristigen Niederschlagsänderungen unterschiedliche Verbreitungsgebiete vorhergesagt werden.

Um phänologische Effekte auf das modellierte Verbreitungsgebiet einzelner Arten zu verringern, können multitemporale Satellitenbildzeitreihen, wie sie seit mehreren Jahren im Rahmen des MODIS bzw. des SPOT VEGETATION Satellitenbildprogramms zur Verfügung gestellt werden, hilfreich sein. Erste vorläufige Analysen bestätigen die nutzbringende Anwendung dieser Daten. Mit Hilfe der Satellitenbildzeitreihen können darüber hinaus zeitliche und ökologisch relevante Landschaftsprozesse in die Modellierungsansätze integriert werden. Denkbar ist die Erfassung der Dynamik von Wasserständen in zeitweilig überfluteten Gebieten oder die Aufnahme von zeitlichen und räumlichen Merkmale von Savannenfeuern.

#### 4.5.2.2 Botanische Daten

Die meisten der in dieser Untersuchung verwendeten botanischen Daten wurden im Rahmen einer pflanzensoziologischen Vegetationsklassifikation der Untersuchungsgebiete erhoben. Die pflanzensoziologischen Aufnahmen liefern kohärente, flächenbezogene und semiquantitative Daten zur Diversität der Gefäßpflanzen im gesamten Untersuchungsgebiet. Die meisten der Aufnahmen wurden mit Hilfe von GPS-Koordinaten mit einer Genauigkeit von 5-10m verortet und



innerhalb von homogenen Vegetationsformationen erhoben. Aus diesem Grund können sie hervorragend mit hochauflösenden Satellitendaten verknüpft werden.

Schwerpunkt der zugrunde liegenden botanischen Untersuchungen ist die Erfassung der Vegetation von Savannen und Bracheformationen, die auch den größten Flächenanteil des Naturraums einnehmen (vgl. Kapitel 3.4.2). Ziel ist es die Vegetation in ökologisch aussagekräftige und nachvollziehbare Vegetationseinheiten zu gliedern (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). In den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten werden kleinräumige Standorte, wie Felsflächen, Termitenhügel oder Kleinstgewässer und azonale Standorte wie Galeriewälder von den zugrundeliegenden pflanzensoziologischen Untersuchungen nicht systematisch bearbeitet. Dagegen kann im sahelischen Untersuchungsgebiet von einer vollständigen Erfassung der Pflanzenvielfalt ausgegangen werden, da hier ebenfalls Sonderstandorte wie Inselberge, *Mares* und die Vegetation der Galerie- und Auenwälder intensiv bearbeitet werden. Dieser Befund wird von den *Rarefaction* - Kurven der drei Untersuchungsgebiete bestätigt.

Aufgrund der semiquantitativen Methodik der pflanzensoziologischen Aufnahmen werden die Pflanzenarten proportional zu ihrem Auftreten erfasst. Dadurch ergibt sich eine logarithmische Artenfrequenzverteilung (Abb. 27), wie sie für artenreiche Gemeinschaften der Tropen typisch ist. Für das sahelische Untersuchungsgebiet stehen 13380 räumlich differenzierbare Fundpunkte von 354 Pflanzenarten zur Verfügung, was durchschnittlich 35 Fundpunkten pro Art entspricht. In der Realität werden allerdings häufig wenige Arten sehr häufig und eine Vielzahl von Arten mit relativ wenigen Fundpunkten erfasst. Liegen für eine Art zu wenige Fundpunkte vor, können keine verlässlichen Verbreitungsmodelle generiert werden.

Die Mindestanzahl der für eine verlässliche Modellierung nötigen Fundpunkte unterscheidet sich jedoch von Art zu Art. So kann das Verbreitungsgebiet von Arten mit spezifischen Habitatansprüchen mit weniger Fundpunkten verlässlicher modelliert werden, als von Arten mit unspezifischen Habitatansprüchen, da es bei diesen Arten schwieriger ist, die ökologische Nische vollständig zu erfassen (KADMON ET AL. 2003). Da die Nischenweite nur artspezifisch und in Abhängigkeit von den jeweiligen Umweltvariablen definiert werden kann, empfehlen STOCKWELL & PETERSON (2002) eine Mindestanzahl von zehn Fundpunkten pro Art, um deren Verbreitungsgebiet verlässlich abzubilden. Ein Ziel dieser Untersuchung ist die möglichst wirklichkeitsnahe Abbildung der Diversitätsmuster in den Untersuchungsgebieten. Aus diesem Grund sollten die Verbreitungsgebiete möglichst vieler Arten aufsummiert werden, um ein

vollständiges Bild der Pflanzenvielfalt zu erhalten. Diesem Anspruch steht die nötige Mindestanzahl von Fundpunkten einer Art gegenüber. In Abwägung der beiden Anforderungen wurden nur Pflanzenarten mit mindestens 15 Fundpunkten berücksichtigt.

Neben der Anzahl bestimmt auch die räumliche Verteilung der Fundpunkte die Qualität der Verbreitungsmodelle. Der Wertebereich einer Umweltvariablen sollte durch die Fundpunkte der Art vollständig abgedeckt werden. Wird eine Art ungenügend besammelt und der Wertebereich einer Umweltvariable nicht vollständig abgedeckt, kann das Verbreitungsgebiet der Art unterschätzt werden. In dieser Untersuchung werden die botanischen Daten mit einem sehr hohen Sammlungsaufwand erhoben; eine vollständige Abdeckung des Wertebereichs der Umweltvariablen ist für die betrachteten Arten als relativ wahrscheinlich anzusehen. Dieser Punkt wird im Rahmen von weiterführenden Analysen zur Verbreitung einzelner Arten tiefergehend untersucht.

Die beiden vorhergehenden Überlegungen zur Anzahl und räumlichen Verteilung der Fundpunkte unterstreichen die Bedeutung eines durchdachten und zielorientierten Designs bei der Aufnahme der Felddaten. Ein für die Fragestellung adäquates Aufnahmedesign kann dazu beitragen, den Sammlungsaufwand bei gleichbleibender hoher Qualität der Verbreitungsmodelle deutlich zu reduzieren. Von Beginn an können hierbei hochauflösende Satellitendaten wertvolle Hilfestellungen geben. Mit Hilfe der Satellitendaten kann das jeweilige Untersuchungsgebiet in homogene spektrale Einheiten segmentiert werden, wodurch die repräsentative Auswahl von Untersuchungsflächen gewährleistet werden kann (ROCCHINI ET AL. 2005).

Eine wichtige Voraussetzung für die Modellierung der Verbreitungsgebiete mit Hilfe von Satellitendaten ist die Kongruenz der räumlichen und zeitlichen Skalenebene zwischen den Fernerkundungs- und den botanischen Daten. Diese Voraussetzungen werden in dieser Arbeit eindeutig erfüllt. Die Skalenebenen der beiden Datentypen sind exakt aufeinander abgestimmt. Die meisten der botanischen Daten wurden in den Jahren 1998 bis 2002 jeweils zum Ende der Regenzeit je nach Untersuchungsgebiet in den Monaten August bis November durchgeführt. Die Satellitendaten wurden ebenfalls in diesem Zeitraum und zur gleichen Jahreszeit aufgenommen (Tab. 2). Somit ist das wichtige Kriterium der zeitlichen Nähe des Aufnahmezeitpunktes von Satelliten- und botanischen Daten in idealer Weise erfüllt. Auch räumlich passen die Skalen der botanischen Daten und Fernerkundungsdaten in Ausdehnung und Auflösung sehr gut zueinander. Die Größe und Lage der Untersuchungsgebiete werden durch die räumliche Verteilung der botanischen Aufnahmen im Gelände definiert (Abb. 28). Die räumliche

Kongruenz der beiden Datenebenen wird durch die genaue Verortung der botanischen Aufnahmen mit GPS-Koordinaten einerseits und der guten Referenzierung der Satellitendaten andererseits gewährleistet.

#### 4.5.2.3 Methodischer Ansatz

Die Modellierung der Verbreitungsgebiete von Organismen entwickelte sich in den letzten Jahren zu einer Schlüsseldisziplin der ökologischen Forschung und ist heute ein unverzichtbarer Bestandteil vieler biogeographischer, evolutionstheoretischer und ökologischer Fragestellungen. Als Werkzeug wird dieser Modellierungsansatz im Rahmen von vielen angewandten Aufgabenstellungen, wie dem Schutz und Management von Tier- und Pflanzenarten eingesetzt. (AUSTIN 1980, BUSBY 1986, NICHOLLS 1989, WALKER 1990, WALKER & COCKS 1991, SINDEL & MICHAEL 1992, WILSON ET AL. 1992, BOX ET AL. 1993, CARPENTER ET AL. 1993, AUSTIN & MEYERS 1996, KADMON & HELLER 1998, YOM-TOV & KADMON 1998, CORSI ET AL. 1999, PETERSON ET AL. 1999, FLEISHMAN ET AL. 2001, PETERSON & VIEGLAIS 2001, BOONE & KROHN 2002, FERTIG & REINERS 2002, SCOTT ET AL. 2002, HUERTA 2007). Kaum ein anderes Arbeitsgebiet der ökologischen Forschung hat sich in den letzten Jahren so dynamisch entwickelt. Jährlich wird eine Fülle von neu entwickelten Methoden vorgestellt und den Nutzern zur Verfügung gestellt. Einen aktuellen Überblick über die verschiedenen Modellierungsansätze geben ELITH ET AL. (2006).

Der in dieser Arbeit verwendete Modellierungsalgorithmus *GARP* (STOCKWELL & NOBLE 1992, STOCKWELL & PETERS 1999) wurde im Rahmen einer Vielzahl unterschiedlicher Anwendungen erfolgreich eingesetzt (PETERSON & COHOON 1999, PETERSON ET AL. 1999, 2001, GODOWN & PETERSON 2000; ELITH & BURGMAN 2002, FERIA & PETERSON 2002). Mit der Implementierung von *GARP* in die frei verfügbare Software *Desktop GARP* wurde der Algorithmus einer breiten Nutzergruppe zur Verfügung gestellt. *Desktop GARP* erlaubt die Integration einer potentiell unbegrenzten Anzahl von Arten (bisher für mehrere tausend Arten getestet) in einem einzigen Modellierungsansatz. Aus diesem Grund wird *Desktop GARP* besonders häufig im Rahmen von operationellen Diversitätsanalysen eingesetzt (PETERSON ET AL 2002, MARTINEZ-MEYER ET AL. 2006). Weitergehende technische Erläuterungen zur Arbeitsweise von *GARP* finden sich in STOCKWELL & NOBLE (1992) und STOCKWELL & PETERS (1999).

Eine der Stärken von *GARP* resultiert aus der Kombination verschiedener statistischer Verfahren, welche innerhalb eines Modellierungssystems die Beziehungen zwischen

Artenfundpunkten und flächig vorliegenden Umweltvariablen analysieren (STOCKWELL & NOBLE 1992, STOCKWELL & PETERS 1999). Mit Hilfe des genetischen Algorithmus' werden statistische Beziehungen zwischen einer Art und ihrer Umwelt in einem Regelwerk zusammengefasst und der ökologische Merkmalsraum einer Art abgebildet. Anschließend wird das Regelwerk genutzt, um das Auftreten der Art auf der Basis der eingesetzten Umweltvariablen für das gesamte Untersuchungsgebiet vorherzusagen. Die Methode ist relativ unempfindlich gegenüber statistischen Zwängen und erlaubt die Einbindung von kategorialen oder quantitativen Daten. Es können also z.B. klassifizierte Bodenkarten und interpolierte Klimakarten in einem einzigen Modellierungsansatz verwendet werden.

Aufgrund der Flexibilität des Regelwerks kann *GARP* im Gegensatz zu vielen statistischen Analyseverfahren auch multimodale Verteilungen der Auftretenswahrscheinlichkeit einer Art analysieren und abbilden. Über einen iterativen Evaluierungsprozess werden die modellierten Verbreitungskarten mit Hilfe von statistischen Fehlermaßen anhand der Ausgangsdaten optimiert, wobei eine Überanpassung der Modelle vermieden wird (PETERSON & COHOON, 1999). Aufgrund dieser Merkmale gehört *GARP* zu dem am meisten genutzten Modellierungsansatz der letzten Jahre. Auskunft über das Vorgehen von *GARP* und Hilfestellungen bei der Interpretation der modellierten Verbreitungskarten geben PETERSON & VIEGLAIS (2001) und ANDERSON ET AL. (2002).

*GARP* ermöglicht nur einen begrenzten Einblick in die Generierung der einzelnen Verbreitungsmodelle und wird deshalb in einigen Arbeiten als „black box“ Algorithmus bezeichnet. Die Prozesse, welche zum Modellierungsergebnis führen, können nicht nachvollzogen werden. Eine deutlich größere Transparenz könnte durch die Offenlegung des finalen Regelwerks erreicht werden. Bei genauer Kenntnis des Regelwerks und seiner iterativen Optimierung könnten Hinweise auf die Wichtigkeit von bestimmten Umweltvariablen gewonnen werden. Andererseits kann die geringe Einflussnahme durch den Bearbeiter auch als ein Vorteil gesehen werden, da dies eine gewisse Objektivität bei der Generierung der Ergebnisse sicherstellt.

Bisher nutzen die meisten Modellierungsansätze ebenso wie *GARP* ausschließlich die An- bzw. Abwesenheit einer Art. Für die bisherigen Modellierungsansätze macht es keinen Unterschied, ob eine Art mit nur einem oder mit sehr vielen Exemplaren nachgewiesen wird. Quantitative Daten, wie sie beispielsweise im Rahmen der pflanzensoziologischen Aufnahmen erhoben werden, können deshalb nicht integriert werden und gehen bei der Analyse verloren. Dies ist umso bedauerlicher, da in

quantitativen Daten eine Reihe von Informationen enthalten ist, welche gewinnbringend für die Verbreitungsmodellierung eingesetzt werden können. Große Populationen von Arten findet man vor allem im Zentrum ihres Verbreitungsgebiets auf Standorten mit für die Art optimalen Umweltfaktoren. Es ist deshalb zu erwarten, dass mit quantitativen Daten die Verbreitungsgebiete von Arten deutlich realitätsnäher abgebildet und, auf der Basis der vorhandenen Umweltvariablen, die Standortansprüche der einzelnen Arten klarer definiert werden können. Erst in jüngster Zeit wird versucht, quantitative Angaben zu den Artpopulationen mit Hilfe von Baysschen Modellierungsalgorithmen zu integrieren (GUISAN & THULLER 2005). Es ist geplant, diese Algorithmen im Rahmen von weiterführenden Studien einzusetzen.

Aufgrund der stochastischen Eigenschaften des auf genetischen Algorithmen basierenden Modellierungsansatzes generiert *GARP* selbst unter exakt gleichen Ausgangsbedingungen unterschiedliche Verbreitungsmodelle. Für jede Art gibt es also nicht eine einzelne Lösung, welche das Verbreitungsgebiet einer Art optimal abbildet, sondern eine Reihe von Lösungen, welche sich voneinander unterscheiden können. Wie bereits im Kapitel 4.3.2.4 erwähnt, sind die Evaluierung der Modellierungsergebnisse mit Hilfe von eindeutig festgelegten statistischen Kriterien und die nachfolgende Auswahl der optimalen Modelle daher von zentraler Bedeutung. Im Folgenden sollen einige konzeptionelle Überlegungen zur Evaluierung und Interpretation von Verbreitungsmodellen vorgestellt werden.

Wie bereits erwähnt muss im Evaluierungsprozess zwischen zwei möglichen Fehlern, - der Überschätzung und der Unterschätzung des potentiellen Verbreitungsgebiets einer Art abgewogen werden. Singuläre Evaluierungskriterien, wie die Kappa- oder Chi<sup>2</sup>-Statistik vereinen beide Fehlertypen innerhalb eines Indexwertes. Diese Fehlermaße sind allerdings mit deutlichen Nachteilen behaftet (PETERSON 2001, ANDERSON ET AL. 2003). So variieren die Werte der Chi<sup>2</sup>-Statistik in Abhängigkeit von der Größe der zugrunde liegenden Probenzahl (Anzahl der Fundpunkte einer Art). Im Kappaindex werden beide Fehlermaße miteinander verrechnet und können deshalb nicht mehr getrennt voneinander betrachtet werden, wodurch Aussagen zur Qualität der Modelle erschwert werden (s.u.). Dagegen betrachtet der in dieser Arbeit verwendete Evaluierungsansatz nach ANDERSON ET AL. (2003) beide Fehlermaße getrennt und versucht einen Kompromiss zwischen der Über- bzw. Unterschätzung des Verbreitungsgebiets zu finden.

Zunächst werden nach dem Ansatz von ANDERSON ET AL. (2003) mit Hilfe von vorläufigen Verbreitungsmodellen Schwellenwerte für die Fehlermaße definiert, für

welche optimale Verbreitungsmodelle zu erwarten sind. Anschließend werden die Verbreitungsmodelle unüberwacht und automatisiert evaluiert. Diese Vorgehensweise erlaubt die Evaluierung sehr vieler Verbreitungsmodelle (allein 2760 Verbreitungsmodelle im Hauptlauf des sahelischen Untersuchungsgebietes) und ermöglicht die Auswahl optimaler Modelle. Der Ansatz wird mittlerweile in vielen Studien aufgegriffen und ist als ein Standardverfahren der Evaluierung von Verbreitungsmodellen etabliert (HIRZEL 2006, MARTINEZ-MEYER ET AL. 2006, WHITE & KERR 2006, HUERTA 2007). Der Ansatz scheint vor allem für häufige Arten mit einem großen Verbreitungsgebiet geeignet zu sein, für welche die geforderte inverse Beziehung zwischen dem Fehler der Über- bzw. Unterschätzung beobachtet werden kann (Abb. 37). Die Eignung des Evaluierungsansatzes für ein breiteres Spektrum an Arten, besonders von seltenen Arten, sowie Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet und kleiner ökologischer Nische soll in zukünftigen Arbeiten untersucht werden.

Für die Modellierung der Verbreitungsgebiete sind zumeist nur Nachweise der Anwesenheit einer Art verfügbar. Dementsprechend nutzen die bisherigen Modellierungsansätze nur den Nachweis der Anwesenheit einer Art und nicht den Nachweis ihrer Abwesenheit. In dieser Datenasymmetrie liegt die Ursache aller Schwierigkeiten bei der Evaluierung und der Interpretation von Verbreitungskarten. Nur der Fehler der Unterschätzung kann mit Hilfe von empirischen Daten abgeschätzt werden, da für den Fehler der Überschätzung zumeist keine empirischen Daten erhoben werden können. Der Fehler der Überschätzung kann deshalb nur mit Hilfe von rechnerischen Verfahren bestimmt werden. *GARP* löst dieses Problem durch die Generierung von Zufallspunkten („*pseudo-absence-points*“), für welche die Abwesenheit einer Art a priori angenommen wird. Auf der Basis dieser zufällig verteilten Punkte (mehrere tausend) wird der Fehler der Überschätzung als Anteil des Untersuchungsgebietes definiert, für den eine Art als anwesend modelliert wird. Anschließend selektiert *GARP* iterativ diejenigen Verbreitungsmodelle, welche beide Fehlertypen minimieren. Da zur Bestimmung des Fehlers der Überschätzung keine Felddaten herangezogen werden können, setzt sich dieser Fehler aus einer tatsächlichen und einer scheinbaren Überschätzung des Verbreitungsgebiets einer Art zusammen. Wird eine Art nur ungenügend besammelt, kann nicht unterschieden werden, ob das Fehlen der Art in einer bestimmten Region tatsächlich auf ungünstige Standortfaktoren oder auf den ungenügenden Sammlungsaufwand zurückzuführen ist.

In der realen Welt werden viele potentiell geeignete Standorte nicht besiedelt, weil sie z.B. aufgrund von Migrationshindernissen nicht erreicht werden können. Darüber

hinaus wird die Verbreitung einer Art nicht nur von deterministischen Umweltfaktoren, sondern auch von Zufallsprozessen oder historischen Einflüssen bestimmt (PETERSON ET AL. 2001, ANDERSON 2002). Somit bilden Verbreitungsmodelle je nach eingesetzten Umweltparametern eher die fundamentale ökologische Nische, also die potentielle Verbreitung einer Art oder die reale ökologische Nische (nach HUTCHINSON 1957), also die reale Verbreitung einer Art ab. Die fundamentale Nische gibt das unter optimalen Bedingungen nutzbare Ressourcenspektrum, die realisierte Nische das durch biotische Wechselwirkungen eingeengte Ressourcenspektrum wieder. Mit der Einbindung von Satellitendaten in den Modellierungsprozess sind im Vergleich zu Verbreitungsmodellen, welche allein auf der Basis von bioklimatischen Umweltvariablen erstellt werden, somit eher Verbreitungsmodelle zu erwarten, welche die reale ökologische Nische einer Art abbilden.

Verbreitungsmodelle sind statisch und können die stochastische Natur der Umwelt nicht wiedergeben. Sie nehmen an, dass sich Artpopulationen im Gleichgewicht mit allen auf sie einwirkenden Faktoren befinden (GUISAN UND ZIMMERMANN 2000), und alle potentiellen Habitate einer Region auch tatsächlich besiedelt sind. Dies ist aber fast nie der Fall. Die Populationen von Arten durchlaufen ständig starke Schwankungen, die zu einem Teil auf Umweltfaktoren, zu einem anderen Teil auf stochastische Populationsschwankungen zurückzuführen sind. Hier greifen ökologische Theorien, wie die Metapopulationstheorie nach HANSKI & GILPIN (1991), welche versuchen, räumliche Interaktion von Teilpopulationen einer Art zu erklären. Bisher existieren allerdings kaum Arbeiten, welche die verschiedenen Modellierungsansätze vereinen. Mit Hilfe der modellierten Verbreitungskarten könnten beispielsweise die Vorhersagen der Metapopulationstheorie überprüft werden.

Die Modellierung der Verbreitungsareale von Tieren und Pflanzen kann niemals die Aufnahme von im Gelände gewonnenen Daten zur Verbreitung, Demographie, Abundanzen oder biotischen Interaktionen ersetzen (GUISAN & THUILLER 2005). Bisher wurden nur sehr wenige modellierte Verbreitungsgebiete mit Hilfe von neu gesammelten Daten erneut validiert (ELITH AND BURGMAN 2002, RAXWORTHY ET AL. 2003). Idealerweise sollten Modelle iterativ getestet, überarbeitet und an die jeweilige Aufgabenstellung angepasst werden. Auf diese Weise könnten Nutzung und Akzeptanz der Verbreitungsmodelle im Rahmen von angewandten Aufgabenstellungen stark verbessert werden (MARTINEZ-MEYER ET AL. 2006). Aus diesem Grund werden im Rahmen des „*BIOTA West Afrika*“ Projekts eine Reihe von angewandten

Fragestellungen mit Hilfe der Verbreitungsmodelle bearbeitet, welche im ständigen Austausch mit den Endnutzern optimiert werden.

### 4.5.3 Inhaltliche Diskussion der Phytodiversitätsmuster

#### 4.5.3.1 Sahelisches Untersuchungsgebiet

Im sahelischen Untersuchungsgebiet werden vor allem zwei Umweltfaktoren als ursächlich für die Ausprägung der Muster der Pflanzenvielfalt diskutiert: Die Wasserverfügbarkeit und der weidewirtschaftliche Nutzungsgradient.

In ariden bis semiariden Gebieten ist Wasser der limitierende Faktor für das Wachstum von Pflanzen. Der generelle Zusammenhang zwischen steigenden Niederschlägen und höheren Artenzahlen ist für das Untersuchungsgebiet eindeutig bestätigt (WHITE 1983, SCHMIDT ET AL. 2005, SCHMIDT 2006). Artenreiche Pflanzengesellschaften finden sich im sahelischen Untersuchungsgebiet deshalb auf Standorten, deren Böden eine hohe Wasserrückhaltekapazität besitzen. Eine besonders hohe Wasserrückhaltekapazität wird für die sahelischen Dünenzüge beschrieben. In den Dünenzügen kommt es, vor allem in der Nähe von *Mares*, zur Bildung von lokalen Grundwasserkörpern. Das Wasser der *Mares* infiltriert in großen Mengen die Dünenzüge und wird über dem dichten Saprolith des Untergrundes bis weit in die Trockenzeit gespeichert. (POUYAUD 1986). Auch eine Wassersättigung der Sande in Folge von Starkregenereignissen tritt so gut wie nie auf. Die Dünen können die Niederschläge unmittelbar aufnehmen und im Dünenkörper speichern. Aufgrund der guten Wasserverfügbarkeit sind besonders hohe Werte der Pflanzenvielfalt für die Dünenzüge zu erwarten, was im Rahmen dieser Untersuchung bestätigt wurde. Die höchsten Diversitätswerte werden für Dünenzüge und Böden mit Sandauflage vorhergesagt (KÖNIG ET AL. 2006).

Im Gegensatz zu den Dünen kann auf den *Glacis* - Flächen ein Großteil des Wassers von den tonigen und lehmigen Böden des *Glacis* nicht aufgenommen werden und fließt dem minimalen Gefälle folgend ab. Eine besonders geringe Infiltration und ein besonders starker Oberflächenabfluss ist für Gebiete mit geringer Vegetationsdichte, verkrusteter Bodenoberfläche und bei vollständiger Wassersättigung des Bodens zu beobachten (RIOU 1999). Besonders geringe Infiltrationsraten werden für vegetationsarme, halomorphe Böden beobachtet (CASENAVE & VALENTIN 1989, ALBERT 2002). Vor allem *Glacis* - Flächen mit stark tonigen Böden gehören zu den artenärmsten des Untersuchungsgebietes.



Als zweiter wichtiger Faktorenkomplex wirkt sich im sahelischen Untersuchungsgebiet die anthropogene Nutzung - vor allem die Beweidung - skalenübergreifend auf die räumliche und zeitliche Ausprägung der Pflanzenvielfalt aus (TOUTAIN ET AL. 1983, CLAUDE ET AL. 1991 TURNER 1998A, 1998B, 1999). Generell lässt sich im Sahel aufgrund des starken Beweidungsdrucks der Rückgang der Verjüngung von weidesensiblen Gehölzen und die Verschiebung und Verarmung des Artenspektrums der Krautschicht von mehrjährigen Arten hin zu weidetoleranten, annuellen Arten der Krautschicht beobachten (BOUDET 1979, ANHUF ET AL. 1990, CLAUDE ET AL. 1991, LINDQVIST & TENGBERG 1993, GANABA & GUINKO 1995, RASMUSSEN 1999, RASMUSSEN ET AL. 2001, LYKKE ET AL. 1999, LYKKE 2000, MÜLLER 2003). Im Extremfall führt die Weidenutzung zur kompletten Degradation der Vegetationsdecke (COLE 1986). Aus diesem Grund wird die Überweidung als eine der Hauptursachen der Vegetationsveränderungen der jüngeren Zeit diskutiert (TOUTAIN ET AL. 1983, MÜLLER 2003). Die Quantifizierung des zeitlich und räumlich hoch variablen Beweidungsdrucks und dessen Einfluss auf die Vegetation ist jedoch äußerst schwierig, zumal sich in der aktuellen Vegetationszusammensetzung auch die Beweidungsgeschichte der letzten Jahre bis Jahrzehnte widerspiegelt (TURNER 1999).

Obwohl für das gesamte Untersuchungstransect keine räumlich expliziten Daten zur Besatzdichte des Groß- und Kleinviehs verfügbar sind (HIERNAUX 1998), ist der Einfluss der Beweidung im Nordwesten des sahelischen Untersuchungsgebietes als deutlich geringer anzusehen. Diese Gebiete werden von BARRAL (1977) als noch weitgehend vom Menschen unbeeinflusst beschrieben. Relativ geringe Artenzahlen finden sich dagegen auf den stark beweideten Dünenabschnitten zwischen Oursi und Markoy, aber auch partiell auf Dünenabschnitten im Norden des Untersuchungsgebietes. Inwiefern diese Befunde kausal auf einen Beweidungsgradienten zurückzuführen sind, ließe sich nur mit detaillierten Studien untersuchen.

Die Vegetationsformation des Tigerbusch bildet nach den Ergebnissen der Verbreitungsmodelle im Sahel einen lokalen „hot spot“ der Pflanzenvielfalt. Dieser Befund korrespondiert mit der Arbeit von HIERNAUX & GÉRARD (1999), welche ebenfalls im Tigerbusch die höchste Pflanzenvielfalt ihres Untersuchungsgebietes erhalten. Eine besonders hohe Artenvielfalt ist für die Gruppe der Phanerophyten zu beobachten. Die hohe Diversität kann durch mehrere Faktoren erklärt werden. Die alternierende Vegetationsabfolge von offenen Flächen und bandförmig verlaufenden Gehölzstreifen setzt sich aus einer Reihe von Pflanzengemeinschaften mit jeweils

unterschiedlichen Artenkombinationen zusammen. Der Strukturreichtum des Tigerbuschs erzeugt auf kleinstem Raum eine Fülle von Mikrohabitaten, welche von unterschiedlichen Pflanzen- und Tierarten besiedelt werden können. Die streifenförmige Anordnung der Vegetation reduziert den Wasserabfluss nach Niederschlagsereignissen erheblich. Dadurch funktioniert der Tigerbusch wie ein Wassererntesystem, wodurch hier viele Arten überleben können, welche normalerweise nur in Gebieten mit höheren jährlichen Niederschlagsmengen vorkommen (LEPRUN 1999).

Für die Gehölzformationen entlang der Wasserläufe und Niederungen werden mittlere bis hohe Artenzahlen vorhergesagt. Diese artenreichen Gehölzformationen werden in vielfältiger Weise vom Menschen genutzt (LYKKE ET AL. 1999, WITTIG ET AL. 2000). Aufgrund der guten Wasserversorgung dieser Standorte und der kleinräumigen Abfolge von verschiedenen Pflanzengesellschaften entlang des senkrecht zu den Tiefenlinien verlaufenden Feuchtigkeitsgradienten treten auf kleinem Raum viele Arten auf. Deshalb erreichen diese Pflanzengesellschaften nach MÜLLER (2003) die höchsten beta-Diversitätswerte des Untersuchungsgebietes. Allerdings ist an vielen Standorten eine Verarmung der ursprünglich artenreichen Gehölzgesellschaften zu beobachten (LYKKE ET AL. 1999, MÜLLER & WITTIG 2002).

#### 4.5.3.2 Sudanische Untersuchungsgebiete

In den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten führt die traditionelle Felder-Wechselwirtschaft zu einem kleinräumigen Mosaik aus Feldern, Brachen unterschiedlichen Alters und nicht feldbaulich nutzbaren Savannen. Wesentlich für die Ausprägung der Vegetation sind neben der ackerbaulichen und weidewirtschaftlichen Nutzung die edaphischen Faktoren eines Standorts. Je nach dem Skelettanteil und der Wasserverfügbarkeit des Bodens bilden sich verschiedene Pflanzengesellschaften aus, die sich in ihren strukturellen Eigenschaften und der Artenzusammensetzung bzw. dem Artenreichtum voneinander unterscheiden. Aufgrund der weiträumig auftretenden ackerbaulichen Nutzung können die meisten Savannenformationen als Brachen bezeichnet werden, die sich je nach Alter in verschiedenen Sukzessionsstadien befinden. Botanische Untersuchungen haben gezeigt, dass die floristische Zusammensetzung der Brachen neben den edaphischen Faktoren vor allem von der vorangegangenen Nutzungsgeschichte beeinflusst wird (HAHN 1996). Dabei sind die Art der Inkulturnahme und die feldbaulichen Nutzungsdauer- und Intensität wesentliche Parameter, die sich auf Sukzessionsverlauf der Brachen auswirken (HAHN 1996). Die Krautschicht der Brachen ist sehr artenreich, da neben den Arten der Savannenflora

auch Segetal- und Ruderalarten vorhanden sind. In Abhängigkeit von den edaphischen Standortfaktoren werden die annualen Arten der jungen Brachen mehr oder weniger schnell durch perennierende Arten der Krautschicht ersetzt, wobei eine intensive Weidenutzung den Sukzessionsverlauf verlangsamen oder sogar verhindern kann. Generell ist jedoch ein deutlicher Anstieg der Artenzahl (vor allem von Gehölzen) in Abhängigkeit vom Alter der Brachefläche zu beobachten (HAHN 1996, KROHMER 2004).

Auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden die höchsten Artenzahlen für alte Bracheflächen (Baumsavannen) mit hohen Deckungswerten der Gehölzschicht, für Waldsavannen auf zerklüfteten Felshügeln und für Standorte mit aufgebrochener Lateritkruste vorhergesagt. Die, für diese Standorte typische *Burkea africana*-Gesellschaft wird von KROHMER (2004) als eine der artenreichsten im Untersuchungsgebiet beschrieben. Dagegen werden niedrige Werte der Pflanzenvielfalt für edaphische Savannen auf Vertisolen modelliert, was mit den Ergebnissen der Untersuchungen von KROHMER (2004) und HAHN (1996) übereinstimmt. Die auf hydromorphen Böden stockende *Acacia hockii*- und *Combretum nigricans*-Gesellschaften gehören mit zu den artenärmsten des gesamten Untersuchungsgebietes (KROHMER 2004).

Während die Diversitätsmuster der Savannen sehr gut wiedergegeben werden, wird der Artenreichtum der Wälder und Galeriewälder in beiden sudanischen Untersuchungsgebieten unterschätzt. In beiden Gebieten werden diese Vegetationsformationen nur mit relativ wenigen Aufnahmen erfasst. Galeriewälder und Trockenwälder sind sehr artenreiche Ökosysteme, für deren repräsentative Erfassung eine im Vergleich zu Savannen hohe Anzahl pflanzensoziologischer Aufnahmen nötig ist. Aufgrund der geringen Anzahl von Galeriewaldaufnahmen werden Arten, welche nur in Galeriewäldern vorkommen, von der Modellierung ausgeschlossen, da mindestens 15 Fundpunkte pro Art für eine verlässliche Modellierung benötigt werden. Zudem unterscheiden sich Galeriewälder spektral von den sie umgebenden Savannen. Deshalb werden Arten, welche in Savannen und in Galeriewäldern vorkommen (z.B. *Anogeissus leiocarpus*) unter Umständen nicht für Galeriewälder vorhergesagt, wenn sie dort nicht in genügend großer Häufigkeit beprobt wurden.

Da sich die zugrunde liegenden botanischen Untersuchungen auf die Erfassung der Vegetation der genutzten Savannen konzentrieren, sind für die geschützten Gebiete nur relativ wenige pflanzensoziologische Aufnahmen verfügbar. Im nordsudanischen Untersuchungsgebiet liegen nur 53, im südsudanischen Untersuchungsgebiet nur 24 Aufnahmen aus Schutzgebieten vor. Aus diesem Grund sind die Vorhersagen der

Modelle nur unter Vorbehalt zu interpretieren. Aktuell werden innerhalb der Schutzgebiete in den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten umfangreiche pflanzensoziologische Aufnahmen erhoben. Mit Integration dieser Daten sind dann ebenfalls für die geschützten Gebiete verbesserte Modellierungsergebnisse zu erwarten.

Landnutzungsveränderungen sind eine der wichtigsten Ursachen der Landdegradation in Afrika (GEIST & LAMBIN 2001, DARKOH 2003). Auch in den beiden sudanischen Untersuchungsgebieten lässt sich innerhalb der letzten 15 Jahre eine massive Ausweitung der Landnutzung beobachten (vgl. Kapitel 3.4.3). In weiten Teilen der Region werden die Savannen und Wälder in Ackerflächen und Siedlungen umgewandelt. Aufgrund dieser Entwicklung werden die Verbreitungsgebiete von 14 der insgesamt 15 untersuchten Baumarten substantiell reduziert. Es lässt sich ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der ackerbaulichen Nutzungsintensität und der modellierten Artenzahl nachweisen. Mit Hilfe der in dieser Arbeit entwickelten Modellierungsansätze ist es möglich, den Einfluss des Landnutzungswandels auf die Verbreitung von Nutzbaumarten quantitativ zu dokumentieren. Diese Informationen sind wichtig, da sie im Rahmen von Maßnahmen zum Schutz und der nachhaltigen Nutzung der Pflanzenvielfalt eingesetzt werden können.

## 5 Ausblick

Die Landbedeckungskarten der Teiluntersuchungsgebiete wurden im Jahr 2005/06 an verschiedene Entscheidungsträger in Burkina Faso und Benin (GTZ, Nationalparkmanagement, Universitäten) weitergegeben und werden aktuell für Ressourcenschutzmaßnahmen eingesetzt. Darauf aufbauend wird im Rahmen der dritten Projektphase von „*BIOTA West Afrika*“ (2007-2010) am Institut für Physische Geographie in Frankfurt und in Kooperation mit dem gesamten „*BIOTA West Afrika*“ Projektverbund ein Atlas zur Biodiversität Westafrikas erstellt, in dem die umfangreichen räumlichen Daten und Ergebnisse der vorangegangenen *BIOTA* Projektphasen zusammengestellt und den Entscheidungsträgern vor Ort zur Verfügung gestellt werden. Zentraler Bestandteil des Atlas' ist eine Sammlung von thematischen Karten, welche die aktuellen Ergebnisse der Biodiversitätsforschung wiedergeben und für den Einsatz im praktischen Ressourcenmanagement konzipiert sind.

Seit Mitte 2006 wird im Rahmen des Africover Programms der FAO (FAO 2007) für die Länder Westafrikas (Benin, Burkina Faso, Cape Verde, Chad, Côte D'Ivoire, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea Bissau, Mali, Mauritania, Niger, Nigeria, Senegal und Togo) ein länderübergreifendes hierarchisches Klassifikationssystem („LCCS“, Land Cover Classification System) entwickelt. Aktuell werden unter Mitarbeit des Autors nach den Vorgaben des Klassifikationssystems Geländedaten in Burkina Faso (Okt. 2006) sowie ab Herbst 2007 in Niger und Benin erhoben. Die Daten werden bei der FAO zentral ausgewertet und zur Erstellung einer länderübergreifenden Landbedeckungskarte genutzt. Im Idealfall etabliert sich mit dem LCCS des Africover Programms ein länderübergreifender Standard der Landbedeckungsklassifikation für ganz Afrika.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden räumliche Modellierungsansätze für die Ableitung von Pflanzenverbreitungskarten vorgestellt. In Zukunft ist geplant, die entwickelten Modellierungsansätze auf andere Organismengruppen (Insekten, Amphibien und Fledermäuse) auszuweiten. Erste vorläufige Studien zur Verbreitung von Großtermitenarten (*Macrothermes spec.*) konnten bereits viel versprechende Ergebnisse erzielen.

Zur Verringerung phänologischer Effekte auf das modellierte Verbreitungsgebiet von Pflanzenarten sollen multitemporale Satellitenbildzeitreihen bei der Modellierung der Verbreitungsgebiete eingesetzt werden. Konkret werden in Vorbereitung einer Publikation für die landesweite Verbreitungsmodellierung von Gehölzen

(*Combretaceen*) in Burkina Faso monatlich gemittelte SPOT VEGETATION Bilddaten eingesetzt. Wie die vorläufigen Ergebnisse zeigen, können mit Hilfe der Satellitendaten sehr differenzierte Abbildungen der Verbreitungsgebiete gewonnen werden.

Im Rahmen der nächsten Phase von „*BIOTA West Afrika*“ ist außerdem geplant, Artenverbreitungsmodelle für anwendungsorientierte Fragestellungen zu Biodiversitätsveränderungen vor dem Hintergrund des Klima- und Landnutzungswandels einzusetzen. Diese verbessern die Planungsgrundlagen zum Schutz der Biodiversität und stellen somit wertvolle Werkzeuge für das Umweltmanagement dar.

## 6 Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des Verbundprojekts „*BIOTA West Afrika*“ durchgeführt und befasst sich mit der raum/zeitlichen Analyse der Landbedeckung und der räumlichen Modellierung von Mustern der Pflanzenvielfalt in drei Untersuchungsgebieten in Burkina Faso und Benin.

Der erste Teil der Untersuchung beinhaltet die Dokumentation und Analyse der Landbedeckung und Landnutzung und ihrer raum/zeitlichen Veränderungen entlang eines Klimagradients vom ariden Norden Burkina Fasos bis in den semiariden Norden Benins. Auf der Basis von multitemporalen *LANDSAT* - Satellitendaten und umfangreichen Geländedaten werden im sahelischen und den sudanischen Untersuchungsgebieten Karten der Landbedeckung mit hoher räumlicher und thematischer Auflösung erstellt. Je nach Untersuchungsgebiet können zwischen zehn und fünfzehn Landbedeckungsklassen differenziert werden. Die Gesamtklassifikationsgüte erreicht Werte zwischen 74% und 87%.

In den sudanischen Untersuchungsgebieten werden Landnutzungsveränderungen mit Hilfe von *LANDSAT* - Satellitendaten, Luftbildern und Geländedaten über einen Zeitraum von ca. 15 Jahren (1986 – 2001) dokumentiert. Für beide Untersuchungsgebiete werden gravierende Landnutzungsveränderungen festgestellt. Der Anteil der ackerbaulich genutzten Fläche steigt für das nordsudanische Untersuchungsgebiet von 17% auf 41% und für das südsudanische Untersuchungsgebiet von 10% auf 14%.

Im Mittelpunkt des zweiten Teils dieser Untersuchung steht die Frage nach den räumlichen Mustern der Pflanzenvielfalt und ihrer zeitlichen Veränderungen in den Untersuchungsgebieten der Sahel-, der Nord- und Südsudanzone. Zur Bearbeitung dieser Aufgabenstellungen kommt ein breites Methodenspektrum zur Anwendung. Kernstück der Untersuchung ist die Entwicklung eines verbesserten methodischen Ansatzes der Biodiversitätsmodellierung. Dazu werden bereits existierende räumliche Modellierungsansätze durch die Einbindung von Satellitendaten weiterentwickelt. Auf der Basis von georeferenzierten botanischen Daten (aktuell über 4500 pflanzensoziologische Aufnahmen mit insgesamt 104000 Datensätzen) werden für das sahelische, nord- und südsudanische Untersuchungsgebiet modellierte Verbreitungskarten von 138, 123 und 165 Pflanzenarten erstellt. Die Güte der Karten wird auf der Basis von unabhängigen Geländedaten überprüft. Die einzelnen

Verbreitungskarten werden gebietsweise zusammengefasst, so dass im Ergebnis für jedes Untersuchungsgebiet eine hochauflösende Karte der Pflanzenvielfalt vorliegt.

Im Rahmen einer Fallstudie werden die zeitlichen Veränderungen der Verbreitungsgebiete von Nutzbaumarten über einen Zeitraum von 13 Jahren untersucht. Es werden aktuelle und historische Verbreitungsgebiete der Nutzbaumarten auf der Basis von hochauflösenden Satellitendaten modelliert und die Veränderungen der Verbreitungsgebiete vor dem Hintergrund des Landnutzungswandels im Untersuchungsgebiet analysiert. Für 17 der 18 untersuchten Baumarten werden rückgängige Verbreitungsgebiete beobachtet. Zwischen dem Anteil der ackerbaulich genutzten Fläche und der modellierten Artenzahl der ausgewählten Baumarten lässt sich ein hochsignifikanter, negativer Zusammenhang ( $R^2=0.7$ ) nachweisen.



## 7 Verzeichnisse

### 7.1 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete in Burkina Faso und Benin .....	3
Abb. 2: Verteilung der Niederschlagssummen in Abhängigkeit von der geographischen Breite. Aufgetragen ist das 30-jährige Mittel der jährlichen Niederschläge aller Klimastationen in Burkina Faso gegenüber ihrer geographischen Breite. Datengrundlage: ADDS (2007); (Eigene Auswertung).....	6
Abb. 3: Landbedeckungskarte von West Afrika. Quelle: JRC (2000); (Eigener Entwurf).....	8
Abb. 4: Bevölkerungsverteilung in Burkina Faso und Benin (eigene Auswertung und Entwurf) .....	16
Abb. 5: Das sahelische Untersuchungsgebiet .....	17
Abb. 6: Das nordsudanische Untersuchungsgebiet.....	18
Abb. 7: Das südsudanische Untersuchungsgebiet.....	19
Abb. 8: Kumulierte Darstellung der Niederschläge im Jahresverlauf der Klimastation Gorom-Gorom im Sahel Burkina Fasos. Datengrundlage: ADDS (2007), (Eigene Auswertung).....	20
Abb. 9: Kumulierte Niederschläge des Jahres 1990 der fünf Klimastationen im sahelischen Untersuchungsgebiet. Alle Stationen befinden sich in im Umkreis von 60km um die Klimastation Gorom-Gorom. Datengrundlage: ADDS (2007), (Eigene Auswertung).....	21
Abb. 10: Ablaufschema des Fernerkundungsansatzes .....	32
Abb. 11: Abdeckung des Untersuchungstransekts mit <i>LANDSAT</i> - Satellitenszenen. Die Lage jeder Szene wird durch das „World Referenz System (WRS) definiert. ....	34
Abb. 12: Lage der Trainings- und Testgebiete. a) sahelisches Untersuchungsgebiet, b) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, c) südsudanisches Untersuchungsgebiet.....	43
Abb. 13: a) Häufigkeitsverteilung der Werte des <i>LANDSAT</i> - Kanals fünf für Pixelgruppen einer <i>ISODATA</i> - Spektralklasse. b) Häufigkeitsverteilung der Standardabweichungen des <i>LANDSAT</i> - Kanals 5 für Pixelgruppen einer <i>ISODATA</i> - Spektralklasse. Der umrandete Bereich umgrenzt den Wertebereich der spektralen Parameter von potentiell geeigneten Trainings- und Testgebieten. ....	45
Abb. 14: Bestimmung des Deckungsgrades der Vegetation mit Hilfe von Senkrechtfotografien. a) Senkrechtaufnahme der Gehölzdeckung, b) binäre Abbildung der Gehölzdeckung.....	47
Abb. 15: Links: Schematisierte Darstellung einer hypothetischen Landschaft. Die grüne Farbe repräsentiert die Landbedeckungsklasse Wald, die weiße Farbe die Landbedeckungsklasse Nicht-Wald. Rechts: Klassifizierte Landbedeckungskarte der gleichen Landschaft.....	52
Abb. 16: Regression zwischen der geschätzten und der quantitativ bestimmten/gemessenen Deckung der Gehölzschicht. (n=96, R <sup>2</sup> =0.78) in der Nord- und Südsudanzone .....	55
Abb. 17: Regression zwischen der geschätzten Deckung der Gehölzschicht und den Werten des <i>MSAVI</i> . a) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, b) südsudanisches Untersuchungsgebiet. ....	56
Abb. 18: Extrapolierte Deckung der Gehölzschicht in der Sudanzone. a) nordsudanisches Untersuchungsgebiet, b) südsudanisches Untersuchungsgebiet.....	57
Abb. 19: Landbedeckungskarte des sahelischen Untersuchungsgebietes. ....	63
Abb. 20: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes. ....	64
Abb. 21: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. ....	69
Abb. 22: Vegetationskarte des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.....	70
Abb. 23: Vegetationskarte des südsudanischen Untersuchungsgebietes.....	75
Abb. 24: Flächenanteile der Landbedeckungsklassen des südsudanischen Untersuchungsgebietes.....	76
Abb. 25: Klassifikation der agrarischen Landnutzung des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. a) 1989, b) 2001 .....	77
Abb. 26: Klassifikation der agrarischen Landnutzung des südsudanischen Untersuchungsgebietes. a) 1986, b) 1999 .....	78
Abb. 27: Verteilung der Häufigkeit der Arten (Artenfrequenz) des sahelischen Untersuchungsgebietes. .	94
Abb. 28: Lage der botanischen Aufnahmen. a) sahelisches, b) nord- und c) südsudanisches Untersuchungsgebiet.....	95
Abb. 29: Ablaufdiagramm: Kartierung der Pflanzenvielfalt mit Hilfe der Karte der Landbedeckung im sahelischen Untersuchungsgebiet.....	99
Abb. 30: Ablaufdiagramm der Kartierung der Gehölzdiversität im nordsudanischen Untersuchungsgebiet	100
Abb. 31: Flussdiagramm der Modellierung mit <i>GARP</i> . Zufällig ausgewählte Artenfundpunkte werden in einer multivariablen Analyse mit Umweltvariablen in Beziehung gesetzt. Anschließend wird ein	

Regelwerk erstellt, durch welche eine vorläufige Verbreitungskarte erzeugt wird. Diese wird evaluiert und iterativ durch Neukombination der einzelnen Regelsätze so lange modifiziert, bis keine weitere Verbesserung der Karte erreicht wird (Konvergenz).....	101
Abb. 32: Auswahl von optimalen Modellen anhand der Beziehung zwischen dem Fehler der Über- bzw. Unterschätzung. Optimale Modelle werden innerhalb des durch die gestrichelten Linien umgrenzten Bereichs erwartet.....	105
Abb. 33: Zusammenhang zwischen dem Fehler der Überschätzung und der Anzahl der Fundpunkte für die Arten des a) sahelischen und b) südsudanischen Untersuchungsgebietes. Aufgetragen ist der Mittelwert und das 95% Konfidenzintervall des Fehlers der Überschätzung für Arten mit 8, 9,- 60, bzw. -51 Fundpunkten.....	106
Abb. 34: <i>Rarefaction</i> - Kurve der erwarteten Artenzahl $E(S_n)$ des sahelischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-igem Konfidenzintervall).....	111
Abb. 35: Darstellung der Artenzahl pro Hexagonrasterzelle (1000ha) im sahelischen Untersuchungsgebiet. Im Hintergrund: Karte der Landbedeckung des sahelischen Untersuchungsgebietes (vgl. Kapitel 3.4.2.1).....	112
Abb. 36: <i>Rarefaction</i> - Kurven der erwarteten Artenzahl $E(S_n)$ von zwei Landbedeckungsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes. a) Dorngrassavanne, <i>Glacis</i> , auf sandigen Böden (Code 1321) und b) Dorngrassavanne, <i>Glacis</i> , auf tonigen Böden (Code 1322) Die dünnen Linien geben das 95%-ige Konfidenzintervall wieder.....	113
Abb. 37: Streudiagramme des <i>Omission/Comission</i> Fehlers von a) <i>Acacia raddiana</i> (N=132, $R^2=0.91$ ), b) <i>Andropogon gayanus</i> (N=29, $R^2=0.55$ ), c) <i>Balanites aegyptiaca</i> (N=81, $R^2=0.89$ ) und d) <i>Combretum glutinosum</i> (N=41, $R^2=0.51$ ).....	115
Abb. 38: Konkordanz der modellierten Verbreitungskarten der Art <i>Faidherbia albida</i> a)5/20, b)10/20, c) 15/20, d) 20/20.....	116
Abb. 39: Modellierte Verbreitungsgebiete einiger Gehölze des sahelischen Untersuchungsgebietes a) <i>Faidherbia albida</i> , b) <i>Acacia raddiana</i> , c) <i>Acacia seyal</i> und d) <i>Combretum glutinosum</i> .....	118
Abb. 40: Modellierte Verbreitungsgebiete von Gräsern und Kräutern des sahelischen Untersuchungsgebietes a) <i>Andropogon gayanus</i> , b) <i>Panicum laetum</i> , c) <i>Brachiaria mutica</i> und d) <i>Waltheria indica</i> .....	121
Abb. 41: Karte der Pflanzenvielfalt des sahelischen Untersuchungsgebietes.....	125
Abb. 42: <i>Rarefaction</i> - Kurve der erwarteten Artenzahl $E(S_n)$ des nordsudanischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-iges Konfidenzintervall).....	126
Abb. 43: Regressionsmodell zwischen der Artenzahl von Gehölzen und den Reflektanzwerten des <i>MSAVI</i> für das nordsudanische Untersuchungsgebiet ( $R^2=0.68$ , $p=0.001$ , $n=43$ ).....	127
Abb. 44: Karte der Gehölzdiversität des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.....	128
Abb. 45: Modellierte Verbreitungsgebiete einiger Gehölze des nordsudanischen Untersuchungsgebietes a) <i>Acacia hockii</i> , b) <i>Anogeissus leiocarpus</i> , c) <i>Combretum nigricans</i> und d) <i>Piliostigma thonin</i> gii. 129	
Abb. 46: Karte der Pflanzenvielfalt des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.....	132
Abb. 47: <i>Rarefaction</i> - Kurve der erwarteten Artenzahl $E(S_n)$ des südsudanischen Untersuchungsgebietes (dünne Linien: 95%-iges Konfidenzintervall).....	133
Abb. 48: a) historische und b) aktuelle Verbreitung von <i>Pterocarpus erinaceus</i> .....	134
Abb. 49: Vergleich zwischen der historischen (1986) und der aktuellen (1999) Verbreitung ausgewählter Savannenbaumarten. Aufgetragen ist der Anteil des modellierten Verbreitungsgebiets an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.....	134
Abb. 50: Karte der potentiellen Verbreitung von Baumarten mit hohem Nutzungswert im südsudanischen Untersuchungsgebiet a)1986, b)1999.....	135
Abb. 51: Beziehung zwischen der modellierten Artenzahl der 18 ausgewählten Nutzbaumarten und dem Anteil ackerbaulich genutzter Fläche a)1986 ( $n=240$ , $p=0.01$ , $R^2=0.55$ ), b)1999 ( $n=240$ ), $p=0.01$ , $R^2=0.70$ ).....	136
Abb. 52: Karte der Pflanzenvielfalt des südsudanischen Untersuchungsgebietes.....	138

## 7.2 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Definition der im Untersuchungsraum vorhandenen Vegetationsformationen nach dem Klassifikationssystem der Yangambi Konferenz (CSA 1956). .....	10
Tab. 2: Aufnahmezeitpunkte der bearbeiteten <i>LANDSAT</i> - Satellitenszenen (Aufnahmezeitpunkte zum Ende der Regenzeit sind unterstrichen). Prozentangaben: Flächenanteil von Wolken und Brandflächen an der Gesamtfläche des jeweiligen Untersuchungsgebietes. ....	34
Tab. 3: Übersicht der erhobenen Geländeparameter und Anzahl der Aufnahmen pro Teiluntersuchungsgebiet. ....	44
Tab. 4: Klassifikationssystem der drei Teiluntersuchungsgebiete. ....	52
Tab. 5: Beispiel einer Kontingenzzmatrix zur Veranschaulichung der Berechnung von Maßen der Klassifikationsgüte. ....	53
Tab. 6: Anpassungsfunktionen zwischen der Deckung der Gehölzschicht und dem <i>MSAVI</i> . ....	56
Tab. 7: Klassifikationssystem des sahelischen Untersuchungsgebietes. ....	58
Tab. 8: Kontingenzzmatrix der Vegetationsklassen des sahelischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung der Klassifikation genutzt wurden. ....	62
Tab. 9: Klassifikationssystem des nordsudanischen Untersuchungsgebiets. ....	65
Tab. 10: Kontingenzzmatrix der Vegetationsklassen des nordsudanischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung der Klassifikation genutzt wurden. ....	69
Tab. 11: Klassifikationssystem des südsudanischen Untersuchungsgebiets. ....	71
Tab. 12: Kontingenzzmatrix der Vegetationsklassen des südsudanischen Untersuchungsgebietes. Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Anzahl der Testflächen mit jeweils mindestens 100 Bildpunkten an, die für die Evaluierung des Klassifikationsergebnisses zur Verfügung standen. 74	74
Tab. 13: Kontingenzzmatrix zur Bestimmung der Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen im nordsudanischen Untersuchungsgebiet. a) 1989, b) 2001. ....	77
Tab. 14: Kontingenzzmatrix zur Bestimmung der Klassifikationsgüte der ackerbaulich genutzten Flächen im südsudanischen Untersuchungsgebiet. a) 1986, b) 1999. ....	78
Tab. 15: Matrix der Möglichkeiten korrekter und fehlerhafter Zuweisung von Werten für die Verbreitungskarte einer Art. ....	103
Tab. 16: Erwartete Artenzahlen ( $E(S)$ ) der Landbedeckungsklassen für einen Erfassungsaufwand von 10, 50 und 100 pflanzensoziologischen Aufnahmen. ....	114
Tab. 17: Fehlerwert ausgewählter Pflanzenarten des sahelischen Untersuchungsgebietes. Die Tabelle zeigt die durchschnittliche Fehlerwerte der jeweils 20 Verbreitungsmodelle einer Art. ....	115
Tab. 18: Spearman Korrelationskoeffizient ( $R_{\text{Spearman}}$ ) für die Artenzahl der Gehölze mit Reflektanzen der verschiedenen Spektralkanäle. ....	126

### 7.3 Abkürzungsverzeichnis

BI	Brightness Index
BIOTA	Biodiversity Transect Analysis in Africa
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
CI	Colour Index
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
ETM	Enhanced Thematic Mapper
FAO	Food and Agriculture Organisation
GARP	Genetic Algorithm of Rule-Set Production
GD <sub>NS</sub>	Gehölzdeckung des nordsudanischen Untersuchungsgebietes
GD <sub>SS</sub>	Gehölzdeckung des südsudanischen Untersuchungsgebietes
GPS	Global Positioning System
GO	Governmental Organisation
GVI	Green Vegetation Index
ISODATA	Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique
MLK	Maximum Likelihood Klassifikation
MSAVI	Modified Soil Adjusted Vegetation Index
MSS	Multi Spectral Sensor
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NGO	Non Governmental Organisation
P.Acc.	Producer Accuracy
RI	Redness Index
RMS <sub>error</sub>	Root Mean Square Error
SPOT	Système Probatoire d'Observation de la Terre
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
TC	Tasseled- <i>CAP</i> - Komponententransformation
TI	Texture Index
U.Acc.	User Accuracy
TM	Thematic Mapper
WI	Wetness Index
WRS	World Reference System

## 7.4 Quellenverzeichnis

### 7.4.1 Schriftenverzeichnis

- Aase, J. K., Millard, J. P. and Brown, B. S. (1986). Spectral Radiance Estimates of Leaf Area and Leaf Phytomass of Small Grains and Native Vegetation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 24: 685-692.
- Abbadie, L., Lepage, M. and Menaut, J.C. (1996). Paradoxes of an African Savanna. *Recherche* 287: 36-38.
- Adam, K.S. and Boko, M. (1983). *Le Bénin*. Cotonou/Paris.
- Adanguidi, J. (2001). Réseaux, marchés et courtage. La filière igname au Bénin (1990-1997). In: *Mainzer Beiträge zur Afrika-Forschung* 7. München.
- Aiguo, D.P., Lamb, J., Trenberth, K.E., Hulme M., Jones, P.D. and Xie, P. (2004). The recent Sahel drought is real. *International Journal of Climatology* 24: 1323-1333.
- Albert, K.-D. (2001). SIG-BF, Le Système d'Information Géographique pour Burkina Faso. *Berichte des Sonderforschungsbereichs* 268, 14: 543-555, Frankfurt a. M.
- Albert, K.-D. (2002). Die Altdünenlandschaft im Sahel Burkina Fasos - Geomorphogenese und Geomorphodynamik einer semiariden Kulturlandschaft. Dissertation. J.W. Goethe-Universität Frankfurt a. M.
- Albert, K.-D. und Küppers, K. (2001). Böden und Vegetation der sahelischen Altdünenlandschaft in NO- Burkina Faso. *Berichte des Sonderforschungsbereichs* 268, Bd. 17: 161-191, Frankfurt a. M.
- Anderson, R.P., Gómez-Laverde, M. and Peterson, A.T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America. Insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography* 11: 131-141.
- Anderson, R.P., Lew, D. and Peterson, A.T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions. Criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162(3): 211-232.
- Andreae, M. and Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15: 955-966.
- Anhuf, D. (1997). Satellitengestützte Vegetationsklassifizierung zur Analyse von Vegetationsveränderungen im Bereich der Côte d' Ivoire. *Mannheimer Geographische Arbeiten* 45, Mannheim.
- Anhuf, D. und Frankenberg P. (1991). Die naturnahen Vegetationszonen Westafrikas. *Die Erde* 122: 243-265.
- Anhuf, D., Grunert, J. und Koch, E. (1990). Veränderungen der realen Bodenbedeckung im Sahel der Republik Niger (Regionen Tahoua und Niamey) zwischen 1955 und 1975. *Erdkunde* 44: 195-209.
- Arbonnier, M. (2002). *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*. 2ème ed., Montpellier, Paris.
- Arriaga, L., Castellanos, A.E., Moreno, E. and Alarcon, J. (2004). Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment. a case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* 18(6): 1504-1514.
- Asrar, G., Fuchs, Mi., Kanemasu, E.T. and Hatfield, J.H. (1984). Estimating Absorbed Photosynthetic Radiation and Leaf Area Index from Spectral Reflectance in Wheat. *Agronomy Journal* 76: 300-306.

- Aubréville, A. (1949). Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale. Paris.
- Austin, M.P. (1980). Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio* 42: 11-21.
- Austin, M.P., Meyers, J.A. (1996). Current approaches to modelling the environmental niche of eucalyptus: implication for management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 85: 95-106.
- Austin, M.P., Smith, T.M. (1989). A new Model for the Continuum Concept. *Vegetation* 83 (1-2): 35-47.
- Balmford, A., Crane, P., Dobson, A., Gree, R.E. and Mace, G.M. (2005). The 2010 challenge. data availability, information, needs and extraterrestrial insights. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 221-228.
- Barbosa, P., Stroppiana, D., Grégoire, J.-M. and Pereira, J. (1999). An assessment of vegetation fire in Africa (1981-1991). burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 933-950.
- Barfield, T.J. (1993). *The nomadic alternative*. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Barral, H. (1977). *Les populations nomades de l'Oudalan*. Travaux et documents de l'ORSTOM 77. Paris.
- Bartholomé, E., Belward, S., Achard, F., Bartalev, S., Carmona-Moreno, C., Eva, H., Fritz, S., Gregoire, J.-M., Mayaux, P. and Stibig, H.-J. (2002). *GLC 2000: Global Land Cover mapping for the year 2000*, EUR 20524 EN, Luxembourg.
- Basset, T.J. and Crummey, D. (2003). *Contested Images, Contested Realities. Environment and Society in African Savannas*. - In: Basset, T.J. and Crummey, D. (eds.). *African Savannas. Global Narratives and Local Knowledge of Environmental Change*. James Currey Ltd, Portsmouth: 1-30.
- Begon, M.E., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1998). *Ökologie*. 3. Aufl., Heidelberg, Berlin.
- Besag and Gleaves (1973). On the detection of spatial pattern in plant communities. *Bulletin of the National Statistical Institute* 45: 153-158.
- Bierschenk, T. (1997). *Die Fulbe Nordbenins. Geschichte, soziale Organisation, Wirtschaftsweise*, Hamburg.
- Bird, M. and Cali, J. (1998). A million-year record of fire in sub-Saharan Africa. *Nature* 394 767-769.
- Boone, R.B., Krohn, W.B. (2002). Modeling tools and accuracy assessment. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC, 265-270.
- Borgwardt, J. (2004). *Modellierung der Landnutzungsänderung im Upper Ouémé Catchment, Benin mit Hilfe von zellularen Automaten auf der Grundlage von multitemporalen Landsat-Satellitendaten*. Diplomarbeit, Geographische Institute der Universität Bonn.
- Boudet, G. (1979). Quelques observations sur les fluctuations du couvert végétal sahélien au Gourma malien et leurs conséquences pour une stratégie de gestion sylvopastorale. - *Bois et Forêts des Tropiques* 184: 31-44.
- Bourlière, F. (1983). *Tropical Savannas. Ecosystems of the World* 13. Amsterdam, Oxford New York.
- Boutrais, J. (1994). Pour une nouvelle cartographie des Peuls. - *Cahiers d'Etudes africaines* 34/1-3: 137-146.
- Bowden, B.N. (1963). Studies on *Andropogon gayanus Kunth*. I. The use of *Andropogon gayanus* in agriculture. *Empire Journal of experimental Agriculture* 31: 267-73.

- Box, E.O., Crumpacker, D.W. and Hardin, E.D. (1993). A climatic model for location of plant species in Florida, USA. *Journal of Biogeography* 20: 629-644.
- Brabant, P. (ed.). (1997). Togo: état de coopération des terres coopération des activités humaines: notice explicative de la carte des indices de coopération au 1: 500 000. Human-induced land degradation status: explanatory notes on the land degradation index map. ORSTOM, Paris.
- Braun, M., Hahn, K. and Schmid, S. (1996). Analyse des structures agraires et du couvert végétal de la région de Tô en liaison avec des images satellites multitudes. *Berichte des Sonderforschungsbereichs 268, Bd. 7: 33-47.*
- Braun-Blanquet J. (1964) *Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde*, 3. Aufl., Wien.
- Breman, H., Cissé, A.M. (1977). Dynamics of Sahelian pastures in relation to drought and grazing. *Oecologia* 28: 301-315.
- Brown, D.G. (1994). Predicting vegetation types at treeline using topography and biophysical disturbance variables. *Journal of Vegetation Science*. 5: 641-656.
- Budde, M.E., Tappan, G. and Rowland, J. (2004). Assessing land cover performance in Senegal, West Africa using 1-km integrated NDVI and local variance analysis. *Journal of Arid Environments* 59 (3), 481-498.
- Busby, J.R. (1986). A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) Oerst. in southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology* 11: 1-7.
- Cahoon, D.R., Stocks, B.J., Levine, J.S., Cofer, W.R., O'Neill, K.P. (1992). Seasonal Distribution of African Savanna Fires. *Nature* 359: 812-815.
- Cameron, D.G. and Kelly, T.K. (1970). Para grass for wetter country. *Queensland Agricultural Journal* 96: 386-390.
- Carpenter, G., Gillison, A.N. and Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity Conservation* 2: 667-680.
- Casenave, A. and Valentin, C. (1989). Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration. Paris.
- Chavez, P.S. (1989) Radiometric calibration of LANDSAT thematic mapper multispectral image. *Photogrammetric Engineering und Remote Sensing* 55 (9): 1285-1294.
- Chavez, P.S. (1996): Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62 (9): 1025-1036.
- Chen, J.M. and Josef, C. (1996). Retrieving leaf area index of voral conifer forests using Landsat TM images. *Remote Sensing of Environment* 55 (183): 162-167.
- Cicero, C. (2004). Barriers to sympatry between avian sibling species (*Paridae : Baeolophus*) in local secondary contact. *Evolution* 58(7): 1573-1587.
- Claude, J., Grouzis, M. and Milleville, P. (1991). Un espace sahélien, la Mares d'Oursi, Burkina Faso. Paris.
- Cole, M.M. (1986). *The Savannas. Biogeography and Geobotany*. London.
- Coleman, B.D. and Willig, M.R. (1982). Randomness, area, and species richness. *Ecology* 63: 1121-1133.
- Colwell, R. K., C. X. Mao, and J. Chang. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85 :2717-2727.
- Corsi, F., Duprè, E. and Boitani, L. (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13: 150-159.

- Couteron, P. and Kokou, K. (1997). Woody vegetation spatial patterns in a semi-arid savanna of Burkina Faso. - *Plant Ecology* 132: 211-227.
- Couteron, P. et Serpantie, G. (1995). Carographie d'un couvert végétal soudano-sahélien à partir d'images SPOT XS. Exemple du Nord-Yatenga (Burkina Faso). - *Foto-Interprétation*, 1: 19-24.
- Couteron, P., Deshayes, M. and Roches, C. A. (2001). Flexible approach for woody cover assessment from SPOT HRV XS data in semi-arid West Africa. Application in northern Burkina Faso. *International Journal of Remote Sensing* 22 (6): 1029-1051.
- Crumpacker, D.W., Box E.O. and Hardin, E.D. (2001). Implications of climatic warming for conservation of native trees and shrubs in Florida. *Conservation Biology* 15 (4): 1008-1020.
- CSA (1956). CSA specialists meeting on phytogeography, Yangambi 1956. London.
- Csaplovics, E. (1992). Methoden der regionalen Fernerkundung. Anwendungen im Sahel Afrikas. Berlin, Heidelberg, New York.
- Csaplovics, E. und Kanonier, J. (1992). Integrative Methoden der Dokumentation und Analyse regionaler Desertifikationsprozesse im Sahel Afrikas - die Bedeutung von Fernerkundung und geographischem Informationssystem. *Salzburger Geographische Materialien*, 18: 121-130.
- Currie, J.A. (1975). Para grass - viewpoint from two sides of the fence. *Cane Growers' Quarterly Bulletin*. 39: 28-29.
- Dancette, C. and Poulain, J.F. (1969). Influence of *Acacia albida* on pedoclimatic factors and crop yields. *African Soils* 14 (1-2): 182-184.
- Darkoh, M.B.K. (2003). Regional perspectives on agriculture and biodiversity in the drylands of Africa. *Journal of Arid Environment* 54(2): 261-280.
- De Leeuw, P.N. and Tothill, J.C. (1990). The concept of rangeland carrying capacity in subsaharian Africa - myth or reality. - Overseas Development Institute, Pastoral Development Network, Paper 29b, London.
- De Leeuw, P.N. and Tuley, P. (1972). Vegetation. - In: Aitchinson, P.J., Bawden, M.G., Carrol, D.M., Glover, P.E., Klinkenberg, K., De Leeuw, P.N. and Tuley, P. (eds.). *The Land Resources of North East Nigeria. Vol. I: The Environment. Land Resource Study 9*, Ministry of Overseas Development, London: 121-155.
- Defourny, P. (1990). Fuelwood resources in a sudano-sahelian region: an assesment based on field data and Landsat TM and MosMESSR information. *Proceedings of XXIIIth International Symposium on Remote Sensing of Environment, ERIM, Bangkok*, 18-25 April 1990: 589-601.
- Defourny, P. (1991). Etude par télédétection de la végétation ligneuse en région soudano-sahélienne : cartographie, dynamique et évaluation (Burkina-Faso-Mali). *Caractérisation par les techniques de télédétection de la dynamique de la désertification à la périphérie du Sahara (2e phase)*: 1991.
- Defourny, P. (1994). Evaluation et suivi de la végétation ligneuse en région tropicale sèche (Burkina Faso) *Télédétection de l'Environnement dans L'espace Francophone F. Bonn (Québec)*: 247-266.
- Devineau, J.-L. (2001). Les espèces ligneuses indicatrices des sols dans des savanes et jachères de l'Ouest du Burkina Faso. *Phytocoenologia* 31(3). 325-351.
- Dwyer, E., Pinnock, S. and Gregoire, J.-M. (2000). Global Spatial and Temporal Distribution of Vegetation Fire as Determined from Satellite Observations. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1289-1302.
- Elith, J, Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A.,



- Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods to improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29 (2): 129-151.
- Elith, J. and Burgman, M. (2002). Predictions and their validation: rare plants in the central highlands, Victoria, Australia. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC, 303-313.
- Elton, C.S. (1927). *Animal ecology*. London.
- ERDAS Inc. (1999). *ERDAS Imagine 8.7. Field Guide*. Atlanta, Georgia.
- Escadafal, R. and Albinet, F. (2005). Remote Sensing of low vegetation cover for desertification monitoring in arid regions. First International Conference on Remote Sensing and Geoinformation Processing in the Assessment and Monitoring of Land Degradation and Desertification. Trier, Germany, September 7-9 2005.
- ESRI. (1993). *Digital Chart of the World for use with ARC/INFO: data dictionary*. ESRI, Redlands, California.
- Eva, H. and Lambin, E. (1998). Remote sensing of biomass burning in tropical regions: sampling issues and multisensor approach. *Remote Sensing and Environment* 64 292-315.
- Eva, H., Brink, A., Simonetti, D. (2006). *Monitoring Land Cover Dynamics in sub-Saharan Africa* EUR 22498. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. <[http://www-tem.jrc.it/PDF\\_publicis/2006/Eva-Brink\\_Land%20cover%20Af\\_eur\\_full%20text.pdf](http://www-tem.jrc.it/PDF_publicis/2006/Eva-Brink_Land%20cover%20Af_eur_full%20text.pdf)>
- Eva, H.D. and Lambin, E.F. (2000). Fires and land-cover change in the tropics. a remote sensing analysis at the landscape scale. *Journal of Biogeography* 27(3): 765-776.
- Fairhead, J. and Leach, M. (1996). *Misreading the African Landscape. Society and ecology in a forest-savanna mosaic*. - African Studies Series 90, Cambridge.
- FAO (1979). *Carte écologique du couvert végétal du Bénin (basée sur des images Landsat), Ecological map of the vegetation cover of Benin (based on Landsat images) 1:500000. Projet pilote sur la surveillance continue de la couverture forestière tropicale*.
- FAO (1995). *Global Forest Resources Assessment 1990*. FAO Forestry Paper No. 124, Rome.
- FAO (2000). *Global Forest Resources Assessment 2000*. FAO Forestry Paper No. 140, Rome.
- FAO (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO Forestry Paper No. 147, Rome.
- Farr, T.G., and Kobrick, M. (2000). Shuttle Radar Topography Mission produces a wealth of data. *American Geophysical Union* 81: 583-585.
- Feria-A., T.P. and Peterson, A.T. (2002). Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity Distribution* 8: 49-56.
- Fertig, W., Reiners, W.A. (2002). Predicting presence/absence of plant species for range mapping: a case study from Wyoming. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, Washington, DC, 483-489.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Fitzpatrick, M.C., Weltzin, J.F., Sanders, N.J. and Dunn, R.R. (2007). The biogeography of prediction error: why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? *Global Ecology and Biogeography* 16 (1).

- Fleishman, E., MacNally, R., Fay, J.P. and Murphy, D.D. (2001). Modeling and predicting species occurrences using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology* 15: 1674-1685.
- Fog, B. and Rasmussen, K. (1997). Detection of short term changes in the vegetation cover on a longitudinal dune in Oudalan province, Burkina Faso. 1-12. Denmark, SEREIN. Sahel-Sudan Environmental Research Initiative.
- Fontes, J. et Guinko, S. (1995). Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso: Notice explicative. - IDR/ ICIV, Paris.
- Foody, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80(1): 185-201.
- Fournier, A. (1994). Cycle saisonnier et production nette de la matière végétale herbacée en savanes soudaniennes pâturées. Les jachères de la région de Bondoukuy (Burkina Faso). *Écologie* 25: 173-188.
- Franklin, J., Prince, S.D., Strahler, A.H., Hanan, N.P. and Simonett, D.S. (1991). Reflectance and transmission properties of West African savanna trees from ground radiometer measurements. *International Journal of Remote Sensing* 12(6): 1369-1385.
- Fuller, D.O. (1998). Trends in NDVI time series and their relation to rangeland and crop production in Senegal, 1987-1993. *International Journal of Remote Sensing* 19(10): 2013-2018.
- Fuller, R.M, Groom, G.B., Mugisha, S., Ipulet, P., Pomeroy, D., Katende, A., Bailey, R. and Ogutu-Ohwayo, R. (1998). The integration of field survey and remote sensing for biodiversity assessment: a case study in the tropical forests and wetlands of Sango Bay, Uganda. *Biological Conservation* 86(3): 379-391.
- Furley, P. (1994). Savanna formations: ecology and environment. - *Progress in Physical Geography* 18 (2): 276-294.
- Ganaba, S. et Guinko, S. (1995). Etat actuel et dynamique du peuplement ligneux de la région de la Mares d'Oursi (Burkina Faso). Zustand und Dynamik des Gehölzbestandes in der Umgebung des Mares d'Oursi (Burkina Faso). - *Etudes sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants* 2: 3-14.
- Geist, H.J. and Lambin, E.F. (2001). What drives deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. *LUCC Report Series 4*. Louvain-la-Neuve, 116 p.
- Gibbs, S.E.J., Wimberly, M.C., Madden, M., Masour, J., Yabsley, M.J. and Stallknecht, D.E. (2006). Factors affecting the geographic distribution of West Nile virus in Georgia, USA: 2002-2004. *Vector-Borne and zoonotic diseases* 6(1): 73-82.
- Godown, M.E. and Peterson, A.T. (2000). Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. *Biodiversity Conservation* 9: 1313-1322.
- Gotelli, N. J. and Colwell, R. K.. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Grinnell, J. (1917): The niche-relationships of California thrasher. *The Auk, A Quarterly Journal of Ornithology* 34(4): 427-433.
- Grinnell, J. (1917a): Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51: 115-128.
- Guinko, S. (1984): Végétation de la Haute Volta. Dissertation Université de Bordeaux III.
- Guisan, A. and Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8 (9). 993-1009.

- Guisan, A. and Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisan, A., Theurillat, J-P. and Kienast, F. (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science* 9: 65-74.
- Hahn, K. (1996). Die Pflanzengesellschaften der Savannen im Südosten Burkina Fasos (Westafrika). Ihre Beeinflussung durch den Menschen und die naturräumlichen Gegebenheiten. - Dissertation J. W. Goethe-Universität, Frankfurt a. M.
- Hahn-Hadjali, K. und Schmid, S. (1999). Untersuchungen von Savannengesellschaften der Sudanzone Burkina Fasos (Westafrika) mit multitemporalen SPOT Satellitenbildern. *Die Erde* 130: 1-16.
- Hanski, I. and Gilpin, M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- He, H.S., Mladenoff, D.J., Radeloff, V.C. and Crow, T.R. (1998). Integration of GI data and classified satellite imagery for regional forest assessment. *Ecological Applications* 8(4): 1072-1083.
- Heo, J. and Fitzhugh, T.W. (2000). A standardized radiometric normalization method for change detection using remotely sensed imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66: 173-181.
- Hiernaux, P. (1980). Inventory of the browse potential of bushes, trees and shrubs in an area of the Sahel in Mali. In: H N Le Houerou (ed.), *Browse in Africa*. ILCA, Addis Abeba: 197-203.
- Hiernaux, P. (1998). Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel. - *Plant Ecology* 138: 191-202.
- Hiernaux, P. and Gerard, D.B. (1999). The influence of vegetation pattern on the productivity, diversity and stability of vegetation. The case of 'brousse tigre' in the Sahel. *Acta Oecologica* 20, 147-158.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G. and Helfer, V. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199(2): 142-152.
- Holland, J.H. (1975). *Adaptation in Natural and Artificial Systems: An Introductory Analysis with Applications to Biology, Control, and Artificial Intelligence*, Ann. Arbor.
- Houssa, R., Pion, J.C. and Yesou, H. (1996). Effects of granulometric and mineralogical composition on spectral reflectance of soils in a Sahelian area. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 51(6): 284-298.
- Hovestadt, T. and Poethke, H.J. (2006). The control of emigration and its consequences for the survival of populations. *Ecological Modelling* 199(3-4): 443-453.
- Huang, C., Wylie, B., Homer, C., Yang, L., Zylstra, G. (2002). Derivation of a tasseled cap transformation based on LANDSAT 7 at-satellite reflectance. *International Journal of Remote Sensing* 23 (8): 1741-1748.
- Huerta, M., (2007). Fragmentation patterns and implications for biodiversity conservation in three biosphere reserves and surrounding regional environments, northeastern Mexico. *Biological Conservation*. 134(1): 83-95.
- Huete, A.R., Justice, C. and Liu, H. (1994). Development of Vegetation and Soil Indices for MODIS- EOS. *Remote Sensing of Environment* 49(3): 224- 234.
- Huete, A.R., Liu, H., De Lira, G.R., Batchily, K. and Escadafal, R. (1994). A Soil Color Index to adjust for Soil and Litter Noise in Vegetation Index Imagery of arid Regions. In: *Surface and Atmospheric Remote Sensing: Technologies, Data Analysis and Interpretation*. International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1042- 1043. Pasadena.

- Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577–586.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, 22, Population Studies: Animal Ecology and Demography, Cold Spring Harbor, pp. 415–427.
- Hutchinson, G.E. (1958): Homage to Santa Rosalia, or Why are there so many kinds of animals. *The American Naturalist* 93 (870): 145-159.
- IMPETUS (1999). Integratives Management-Projekt für einen effizienten und tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flußeinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen. Band 1. IMPETUS, Köln.
- IMPETUS (2002). Integratives Management-Projekt für einen effizienten und tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flußeinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen. Fortsetzungsantrag Band 1. IMPETUS, Köln.
- IMPETUS (2003). An integrated approach to the efficient management of scarce water resources in West Africa: case studies for selected river catchments in different climatic zones. Final Report. IMPETUS, Köln.
- INSAE (1988). Recensement général de la population et de l'habitation 1979. Cotonou.
- INSAE (1995). Recensement général de la population et de l'habitation 1992. Cotonou.
- INSAE (2003). Troisième recensement général de la population et de l'habitation de février 2002. Résultats Provisoires. Cotonou.
- INSD (Institut National de la Statistique et de la Démographie) (1989). Recensement général de la population 1985. Structure par âge et sexe des villages du Burkina Faso. Ouagadougou.
- Jenik, J. and Hall, J.B. (1976). Plant Communities of the Accra Plains, Ghana. - *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 11: 163-212.
- Jenkins, G.S., Adamou, G. and Fongfang, S. (2002). The challenges of modelling climate variability and change in West Africa. *Climate Change* 52: 263-286.
- Jensen, J. R. (2000). Remote Sensing of the environment. An earth resource perspective, New Jersey.
- Jensen, J.R. (1996). Introductory digital image processing. A remote sensing perspective, New Jersey.
- Jöns, E.W. (1978). Geologische Interpretation von Satellitenbildern Obervoltas (Sahelzone). In: Hildebrandt, G. and Boehnel, H.J. (Hrsg.). *International Archives of Photogrammetry XXII-7*, Freiburg: 2209-2229.
- Jorgensen, A. F. and Nohr, H. (1996). The use of satellite images for mapping of landscape and biological diversity in the Sahel. *International Journal of Remote Sensing*, 17(1). 91-109.
- Judex, M. (2003). Analyse und Erklärung der Landbedeckungs- und Landnutzungsänderungen im Upper Oueme Catchment (Benin, Westafrika) durch die Verknüpfung von LANDSAT-Daten mit sozioökonomischen Daten. Diplomarbeit, Geographische Institute der Universität Bonn.
- Kadmon, R. and Heller, J. (1998). Modelling faunal responses to climatic gradients with GIS: land snails as a case study. *Journal of Biogeography* 25: 527-539.
- Kadmon, R., Farber, O. and Danin, A. (2003). A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13(3): 853-867.
- Kauth, R. J., and Thomas, G. S. (1976). The Tasseled Cap - A Graphic Description of the Spectral Temporal Development of Agricultural Crops as seen by Landsat. *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, Perdue University, West Lafayette, Indiana, 41-51.

- Keay, R.W.J. (1959). Derived savanna - derived from what? - Bulletin de l'I.F.A.N., Série A 21: 427-438.
- Kéré, U. (1996). Die Dorf- und Savannenvegetation in der Region Tenkodogo (Burkina Faso). Dissertation, J.W. Goethe-Universität Frankfurt am Main.
- König, K., Schmidt, M. and Müller, J. (2006). Delineating patterns of plant diversity in the Sahel zone of Burkina Faso: Modelling of environmental envelopes with high resolution remote sensing data. In: Röder A, Hill J. (eds.) Proceedings of the first International Conference on Remote Sensing and Geoinformation Processing in the Assessment and Monitoring of Land Degradation and Desertification. Trier, Germany, September 7-9 2005. Universität Trier, 317-323.
- Köppen, W. (1931). Grundrisse der Klimakunde, Berlin.
- Krings, T. (1991). Kulturbaumparks in den Agrarlandschaften Westafrikas - eine Form autochthoner Agroforstwirtschaft. Die Erde 122: 117-129.
- Krings, T. F. (1980). Kulturgeographischer Wandel in der Kontaktzone von Nomaden und Bauern im Sahel von Obervolta - Am Beispiel des Oudalan (Nordost-Obervolta). Hamburger Geographische Studien 36, Hamburg.
- Krogh, L. (1999). Soil Fertility Variability and Constraints on Village Scale Transects in Northern Burkina Faso. Arid Soil Research and Rehabilitation 13: 17-38.
- Krohmer, J. (2004). Umweltwahrnehmung und -klassifikation bei Fulbegruppen in verschiedenen Naturräumen Burkina Fosas und Benins. Dissertation, J.W. Goethe-Universität Frankfurt am Main.
- Kusserow, H. (1995). Einsatz von Fernerkundungsdaten zur Vegetationsklassifizierung im Südsahel Malis. Wissenschaftliche Schriftenreihe Umweltmonitoring 1, Berlin.
- La Clavère, G. (Hrsg.) (1998). Atlas du Burkina Faso. Les Éditions Jeune Afrique, Paris.
- Lambin, E.F. and Ehrlich, D. (1996). The surface temperature- vegetation index space for land and land-cover change analysis. International Journal of Remote Sensing 17(3): 463- 487.
- Lambin, E.F. and Ehrlich, D. (1997). Land-cover changes in sub-saharan Africa (1982-1991). Application of a change index based on remotely sensed surface temperature and vegetation indices at a continental scale. Remote Sensing of Environment 61: 181-200.
- Lambin, E.F., Baulies, X., Bocksteal, N., Fischer, G., Krug, T., Leemans, R., Moran, E., Rindfuss, R.R., Sato, Y. Skole, D.L., Turner II, B.L. and Vogel, C. (1999). Land-use and land-cover change (LUCC). Implementation Strategy. IGBP Report 48 and IHDP Report 10 . Stockholm / Bonn.
- Laris, P. (2002). Burning the seasonal mosaic: preventive burning strategies in the wooded savanna of southern Mali. Human Ecology 30: 155-186.
- Lawesson, J. E. (1994). Some comments on the classification of African vegetation. Journal of Vegetation Science 5: 441-444.
- Lawson, G.W. (1986). Plant Ecology in West Africa. Systems and Processes. Chichester.
- Le Houérou, H.N. (1980). The Rangelands of the Sahel. - Journal of Range Management. 33 (1). 41-46.
- Le Houérou, H.N. (1989). The Grazing Land Ecosystems of the African Sahel. Ecological Studies 75. Berlin, Heidelberg.
- Lebrun, J.P., Toutain, B., Gaston, A. and Boudet, G. (1991). Catalogue des plantes vasculaires du Burkina Faso. éd. I.E.M.V.T., Maisons-Alfort.
- Lefever, R. and Lejeune, O. (1997). On the origin of Tiger bush. - Bulletin of Mathematical Biology 59 (2). 263-294.

- Leibold, M.A. (1995). The niche concept revisited – mechanistic models and community context. *Ecology* 76 (5): 1371-1382.
- Lejeune, O. and Tlidi, M. (1999). A model for the explanation of vegetation stripes (tiger bush). - *Journal of Vegetation Science* 10: 201-208.
- Leprun, J.C. (1999). The influence of ecological factors on tiger bush and dotted bush patterns along a gradient from Mali to northern Burkina Faso. - *Catena* 37: 25-44.
- Levine, R.S., Peterson, A.T. and Benedict, M.Q. (2004). Geographic and ecographic and ecologic distributions of the *Anopheles gambiae* complex predicted using a genetic algorithm. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 70: 105-109.
- Levins, R. (1966). The Strategy of Model Building in Population Biology. *American Scientist* 54: 421-431.
- Liang, S., Vallah-Adl, H., Kalluri, S., Jaja, J., Kaufman, Y. J. and Townshend, J. R. G. (1997). An operational atmospheric correction algorithm for LANDSAT Thematic Mapper imagery over the land. *Journal of Geophysical Research* 102: 17173-17186.
- Lillesand, T.M. und Kiefer, R.W. (2000). Remote Sensing and image interpretation. New York.
- Lim, B.K., Peterson, A.T. and Engstrom, M.D. (2002). Robustness of ecological niche modeling algorithms for mammals in Guyana. *Biodiversity Conservation* 11: 1237-1246.
- Lindqvist, S. and Tengberg, A. (1993). New evidence of desertification from case studies in northern Burkina Faso. - *Geografiska Annaler*, 75 A (3): 127-135.
- Lupo, F., Reginster, I. and Lambin, E.F. (2001). Monitoring land-cover changes in West Africa with SPOT Vegetation: Impact of natural disasters in 1998-1999. *International Journal of Remote Sensing* 22 (13): 2633-2639.
- Lykke, A. M., Fog, B. and Madsen, J. E. (1999). Woody vegetation changes in the Sahel of Burkina Faso assessed by means of local knowledge, aerial photos, and botanical investigations. - *Geografisk Tidsskrift, Spec. Iss.*, 2: 57-68.
- Lykke, A.M. (2000). Refining the ecological aspects of disequilibrium theories for Africa's pastoral drylands. - *Desertification Control Bulletin* 36: 23-33.
- Madeira, J., Bedidi, A., Cervelle, B. Pouget, M. and Flay, N. (1997). Visible spectrometric indices of hematite (Hm) and goethite (Gt) content in lateritic soils: the application of a Thematic Mapper (TM) image for soil-mapping in Brasilia, Brazil. *International Journal of Remote Sensing* 18 (13): 2835-2852.
- Madsen, J. E., Lind, M., and Fog, B. (1999). Accuracy of aerial photos for recognizing trees in West African cultural landscapes. *Geografisk Tidsskrift, Special Issue* 2: 139-149.
- Magurran, A. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton.
- Marcussen, H.S. and Reenberg, A. (1999). On scale and disciplinarity in the study of natural resource use in the Sahel - lessons from the SEREIN research program. - *Geografisk Tidsskrift, Special Issue* 2: 1-13.
- Martinez-Meyer, E., Peterson, A.T., Servin, J.I. and Kiff L.F. (2006). Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *ORYX* 40(4): 411-418.
- Mayaux, P., Bartholomé, E., Fritz, S. and Belward, A. (2004). A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography* 31: 861-877.
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H-J. and Branthomme, A. (2005). Tropical forest cover change in the 1990's and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 373-384.
- Mbow, C., Nielsen, T. and Rasmussen, K. (2000). Savanna fires in east-central Sénégal: distribution patterns, resource management and perceptions. *Human Ecology* 28(4): 561-583.

- Menault, J., Lepage, M. and Abbadie, L. (1995). Savannas, woodlands, and dry forests in Africa. In: Bullock, S., Mooney, H., Medina, E. (eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge: 64-92.
- Menault, J-C, Abbadie, L., Lavenu, F., Loudjani, P. and Podaire, A. (1991). Biomass burning in West African savannas. In: Levine, J. (ed.) *Global Biomass Burning*. Cambridge: 133-142.
- Meurer, M. (1998). Geo- und weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzone NW-Benins. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 1. Karlsruhe.
- Mistry, J. (2000). Savannas. *Progress in Physical Geography* 24(2): 273-279.
- Monod T. (1986). The Sahel zone north of the equator. In: Evenari, M., Noy-Meir, I. and Goodall, D.W. (eds.) *Ecosystems of the world: hot deserts and arid shrublands*. Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo: 203-243.
- Monod, T. and Toupet, C. (1961). Land use in the Sahara-Sahel region. *Arid Zone Research* 17: 239-253.
- Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York.
- Müller, J. (2003). Zur Vegetationsökologie der Savannenlandschaften im Sahel Burkina Faso. Dissertation, J.W. Goethe-Universität, Frankfurt am Main.
- Müller, J. et Wittig, R. (2002). L'état actuel du peuplement ligneux et la perception de sa dynamique par la population dans le Sahel burkinabé - présenté à l'exemple de Tintaboora et de Kollangal Alyaakum. *Aktueller Zustand der Gehölzvegetation sowie Wahrnehmung ihrer Dynamik durch die Bevölkerung im burkinischen Sahel - dargestellt am Beispiel von Tintaboora und Kollangal Alyaakum. - Etudes sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants* 6: 19-30.
- Müller-Haude, P. (1993). Landschaftsökologie und traditionelle Bodennutzung in Gobnangou (SE-Burkina Faso, Westafrika). - *Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten, Serie D, Band 19*: 1-170.
- Myneni, R.B., Nemani, R.R. and Running, S.W. (1997). Estimation of global leaf area index and absorbed PAR using radiative transfer model, *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing* 35: 1380-1393.
- Nagendra, H. (2001). Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* 22(12): 2377-2400.
- Nagendra, H. (2004). Incorporating landscape transformation into local conservation prioritization: a case study in the Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation* 10: 353-365.
- Nagendra, H. and Gadgil, M. (1999a). Biodiversity assessment at multiple scales: Linking remotely sensed data with field information. *Proceeding of the National Academy of Science* 96(16): 9154-9158.
- Nagendra, H. and Gadgil, M. (1999b). Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity: an assessment. *Journal of Applied Ecology* 36: 388-397.
- Neumann, K., Hahn-Hadjali, K. und Salzmann, U. (2004). Die Savanne der Sudanzone in Westafrika - natürlich oder menschengemacht? - In: Albert, K.-D., Löhr, D. und Neumann, K. (Hrsg.). *Mensch und Natur in Westafrika. Ergebnisse aus dem Sonderforschungsbereich 268 "Kulturentwicklung und Sprachgeschichte im Naturraum Westafrika"*. Wiley, Weinheim: 39-68.
- New, M., Lister, D., Hulme, M. and Makin, I. (2002). A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21 1-25.

- Nicholls, A.O. (1989). How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biological Conservation* 50: 51-75.
- Nohr, H. and Jorgensen, A. F. (1997). Mapping of biological diversity in Sahel by means of satellite image analyses and ornithological surveys. *Biodiversity and Conservation* 6: 545-566.
- Oindo, B.O. (2002). Predicting mammal species richness and abundance using multi-temporal NDVI. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 68(6): 623-629.
- Oindo, B.O. and Skidmore, A.K. (2002). Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *International Journal of Remote Sensing* 23 (2): 285-298.
- Omri, A., Tsoar, A. and Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Ortega-Huerta, M.A. and Peterson, A.T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity Distribution* 10(1): 39-54.
- Orthman, B. (2005). Vegetation ecology of a woodland-savanna mosaic in central Benin (West Africa). Ecosystem analysis with a focus on the impact of selective logging. Dissertation, Universität Rostock.
- Parra, J.L., Graham, C.C. and Freile, J.F. (2004). Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. *Ecography* 27: 350-360.
- Peterson A.T. (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modelling. *CONDOR* 103(3). 599-605.
- Peterson, A.T. and Cohoon, K.P. (1999). Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modelling* 117: 159-164.
- Peterson, A.T. and Vieglais, D.A. (2001). Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *Bioscience* 51: 363-371.
- Peterson, A.T., Ortega-Heuerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R.H. and Stockwell, D.R.B. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.
- Peterson, A.T., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Bartley, J., Buddemeier, R.W. and Navarro-Sigüenza, A.G. (2001). Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican *Cracidae*. *Ecological Modelling* 144: 21-30.
- Peterson, A.T., Soberón, J. and Sánchez-Cordero, V. (1999). Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285: 1265-1267.
- Petters, S.W. (1991). Regional Geology of Africa. Lecture notes in Earth Sciences 40. Berlin, Heidelberg.
- Poss, R. (1996). Etude morphopédologique du nord du Togo à 1/500 000. Paris.
- Poyaud, B. (1986). Contribution a l'évaluation de l'évaporation de nappes d'eau libre en climat tropical sec. Paris.
- Price, J.C. (1994). How Unique Are Spectral Signatures? *Remote Sensing of Environment* 49: 181-186.
- Price, K.P., Guo, X. and Stiles, J.M. (2002). Optimal LANDSAT TM band combinations and vegetation indices for discrimination of six grassland types in eastern Kansas. *International Journal of Remote Sensing* 23(23): 5031- 5042.
- Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3(4): 349-361.



- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A.R., Kerr, Y.H. und Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index: MSAVI. *Remote Sensing of the Environment* 48: 119-126.
- Rasmussen, K. (1999). Land degradation in the Sahel-Sudan: the conceptual basis. *Geografisk Tidsskrift, Special Issue 2*: 151-159.
- Rasmussen, K., Fog, B. and Madsen, J.E. (2001). Desertification in reverse? Observations from northern Burkina Faso. *Global Environmental Change* 11: 271-282.
- Ravan, S.A., Roy, P.S. and Sharma, C.M. (1995). Space remote sensing for spatial vegetation characterization. *Journal of Bioscience* 20(3): 427-438.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A, Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A. and Peterson, A.T. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426: 837-841.
- Reenberg, A. (1999). SEREIN - Environmental research in the Sahel. *Geografisk Tidsskrift, Special Issue 2*.
- Reenberg, A. and Rasmussen, K. (1990). Remote sensing of agricultural production and land-use in northern Burkina Faso. (Report to DANIDA). Institute of Geography, University of Copenhagen, Copenhagen.
- Reiff, K. (1998). Das Weidewirtschaftliche Nutzungspotential der Savannen Nordwest- Benins aus floristischer-vegetationskundlicher Sicht. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 1: 51-86.
- Ribot, F. (1991). Notice explicative de la carte de la situation des états de surface. Projet BKF/89/011. Ouagadougou.
- Richards, J.A. and Jia, X. (1999). Remote sensing digital image analysis. An Introduction. Berlin, Heidelberg, New York.
- Riou, G. (1990). L'eau et les sols dans les géosystèmes tropicaux. Systèmes d'érosion hydrique. Paris.
- Rocchini, D., Butini, S.A. and Chiarucci., A. (2005). Maximizing plant species inventory efficiency by means of remotely sensed spectral distances. *Global Ecology and Biogeography* 14(5): 431-437.
- Roughgarden, J., Running, S.W. and Matson, P.A. (1991). What does remote sensing do for Ecology? *Ecology* 72(6):1918-1922.
- Roura-Pascual, N., Suarez, A.V., Gomez, C., Pons, P., Touyama, Y., Wild, A.L. and Peterson, A.T. (2004). Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proceedings of the Royal Society B.*, 271: 2527-2534.
- Rouse, J. W. jr., Haas, R., H., Deering, D. W., Schell, J. A., and Harlan, J. C. (1974). Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Green Wave Effect) of Natural Vegetation. NASA/GSFC Type III Final Report., Greenbelt, MD.
- Roy, D.P., Frost, P.G.H., Justice, C.O., Landmann, T., Le Roux, J.L., Gumbo, K., Makungwa, S., Dunham, K., Du Toit, R., Mhwandagara, K., Zacarias, A., Tacheba, B., Dube, O.P., Pereira, J.M.C., Mushove, P., Morissette, J.T., Vannan, S.K.S., Davies, D.. (2005). The Southern Africa Fire Network (SAFNet) regional burned-area product-validation protocol. *International Journal of Remote Sensing* 26(19): 4265-4292.
- Running, S.W., Justice, C.O., Salomonson, Hall, V. D., Barker, J., Kaufmann, Y.J., Strahler, A.H., Huete, A.R., Muller, J.-P., Vanderbilt, V., Wan, Z.M, Teillet, P. and Carneggie, D. (1995). Terrestrial remote sensing science and algorithms planned for EOS/MODIS. *International Journal of Remote Sensing* 15(17): 3587-3620.
- Rushton, S.P., Ormerod, S.J. and Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41(2): 193-200.

- Sabins, F.F. jr. (1987). *Remote Sensing Principles and Interpretation*. 2<sup>nd</sup>. ed.. New York.
- Salzmann, U. (1999). Zur holozänen Vegetations- und Klimaentwicklung der westafrikanischen Savannen. *Paläoökologische Untersuchungen in der Sahel- und Sudanzone NO-Nigerias*. *Berichte des Sonderforschungsbereichs 268* 13: 1-144.
- Sánchez-Cordero, V. and Martýnez-Meyer, E. (2000). Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*. 97: 7074-7077.
- Sankaran, M., Ratnam, J. and Hanan, NP., (2004). Tree-grass coexistence in savannas revisited - insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters* 7(6). 480-490.
- Saveraid, E.H., Debinski, D.M., Kindscher, K. and Jakubauskas, M.E. (2001). A comparison of satellite data and landscape variables in predicting bird species occurrences in the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Landscape Ecology* 16(1): 71-83.
- Schmid, S. (1999). Untersuchungen zum Informationsgehalt von multitemporalen SPOT-Satellitendaten am Beispiel der Savannen im Süden von Burkina Faso (Westafrika). *Frankfurter geowissenschaftliche Arbeiten, Serie D, Frankfurt am Main*. 238 S.
- Schmidt, M. (2006). Pflanzenvielfalt in Burkina Faso: Analyse, Modellierung und Dokumentation. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe Universität, Frankfurt am Main.
- Schmidt, M., Kreft, H., Thiombiano, A. and Zizka, G. (2005). Herbarium collections and field data-based plant diversity maps for Burkina Faso. *Diversity Distribution* 11: 509-516.
- Schmitz, A., Fall, A. et Rouchiche, S. (1996). Contrôle et utilisation du feu en zones arides et subhumides africaines Cahiers. *FAO-Conservation No. 29* FAO, Rome.
- Scholes, R. and Walker, B. (1993). *An African Savanna: Synthesis of the Nylsyley Study*. Cambridge.
- Scholes, R.J. and Archer, S.R. (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.
- Schöttker, B. (2002). Erfassung der Landbedeckung und Ableitung von Vegetationsveränderungen anhand multitemporaler LANDSAT-Daten in Westafrika (Benin). Diplomarbeit, Universität Bonn.
- Schumacher, H. (1991). Untersuchungen zur überwachten Klassifikation von Fernerkundungsaufnahmen. *Wiss. Arbeiten der Fachrichtung Vermessungswesen der Universität Hannover, Nr. 169*, Hannover.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. and Samson, F.B. (Eds.), (2002). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC.
- Seguardo, P. and Araújo, M.B. (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31: 1555-1568.
- Semmel, A. (1992). Boden und Bodennutzung im Gourmaland (Südost-Burkina Faso). *Erdkunde* 46(3/4): 234-243.
- Seto, K.C., Fleishman, E., Fay, J.P. and Betrus, C.J. (2004). Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. *International Journal of Remote Sensing* 25(20): 4309-4324.
- Shinozaki, K. (1963). Notes on the species-area curve. 10th Annual Meeting of the Ecological Society of Japan (Abstr.)..
- Sieglstetter R (2002) *Wie die Haare der Erde - Vegetationsökologische und soziokulturelle Untersuchungen zur Savannenvegetation der Südsudanzone Westafrikas und ihrer Nutzung*

- und Wahrnehmung durch die ländliche Bevölkerung am Beispiel der Region Atakora im Nordwesten Benins. Dissertation, J.W. Goethe-Universität, Frankfurt am Main.
- Simberloff, D. (1978). Using Island Biogeographic Distributions to Determine if Colonization is Stochastic. *The American Naturalist* 112(986):713-726.
- Sindel, B.M., Michael, P.W. (1992). Spread and potential distribution of *Senecio madagascariensis* Poir. (fireweed) in Australia. *Australian Journal of Ecology* 17: 21-26.
- Sinsin, B. (1993). Phytosociologie, écologie, valeur pastorale, production et capacité de charge des pâturages naturels du périmètre Nikki-Kalalé au Nord-Bénin. Thèse présentée à l'Université Libre de Bruxelles. Bruxelles.
- Smith, A.B. (1992). Pastoralism in Africa: Origins, development and ecology. Athen.
- Sokpon, N. and Agbo, V. (1999). Sacred groves as tools for indigenous forest management in Benin. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin* 2: 161-175.
- Solbrig, O.T., Medina, E. and Silva, J.F. (Eds.) (1996). Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes. A Global Perspective. *Ecological Studies* 121. Berlin, Heidelberg, New York.
- Stockwell, D. R., and I. R. Noble. (1992). Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 33:385-390.
- Stockwell, D.R. and Nobel, I.R. (1991): Induction of sets of rules from animal distribution data. A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 32: 249-254.
- Stockwell, D.R. and Peters, D. (1999). The GARP modeling system. problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information and Science* 32: 143-158.
- Stockwell, D.R. and Peterson, A.T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Stoms, D.M. and Estes, J.E. (1993). A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* 14: 1839-1860.
- Sturm, H.-J. (1993): Produktions- und weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzone Nordbenins. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 2.
- Swoboda, J. (1998). Bodennutzungspotentiale und geoökologische Probleme als Folge einer intensiven Nutzung in Nord-Benin. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 1: 21-50.
- Tappan, G.G., Hadj, A. and Wood, E.C. (2000). Use of Argon, Corona, and Landsat imagery to assess 30 years of land resource changes in west-central Senegal. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66 (6): 727-735.
- Thamm, H.P., Judex, M., Menz, G. (2005). Modelling of Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) in Western Africa using Remote Sensing. *Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung* 3: 191-199.
- The World Bank (2003). World Development Report (2003). Sustainable Development in a Dynamic World: Transforming Institutions, Growth, and Quality of Life. Washington, DC.
- Thenkabail, P. S. and Nolte, C. (1996). Capabilities of Landsat-5 Thematic Mapper (TM) data in regional mapping and characterization of inland valley agroecosystems in West Africa. *International Journal of Remote Sensing*. 17(8):1505-1538.
- Thiombiano, A. (1996). Contribution a l'etude des Combretaceae dans les formations vegetales de la region est du Burkina Faso. These Université Ouagadougou. Ouagadougou.
- Thomas, C.D., Williams, S.E., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes,

- L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta M.A., Peterson, A.T. and Phillips, O.L. (2004). Biodiversity conservation - Uncertainty in predictions of extinction risk - Effects of changes in climate and land use - Climate change and extinction risk – Reply. *Nature* 430: 6995.
- Thuiller, W., Lavorel, S. and Araujo, M.B. (2005). Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14(4): 347-357.
- Tiffen, M., Mortimore, M. and Gichuki, F. (1994). *More People, Less Erosion: Environmental Recovery in Kenya*. Chichester.
- Todd, S.W., R.M. Hoffer and D.G. Milchunas (1998). Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing* 19(3) 427- 438.
- Toutain, B. (1976). Carte des ressources fourragères au 1/50.000e. Carthographie et notice. ACC. Lutte contre l'aridité dans l'Oudalan. Rapp. multigr..
- Toutain, B., Bortoli, L., Dulieu, D., Forgiarini, G., Menaut, J.C. et Piot, J. (1983). Espèces ligneuses et herbacées dans les écosystèmes pâturés sahéliens de Haute-Volta. Maisons-Alfort, France.
- Trichon, V., Walter, J-M.N. and Laumonier, Y. (1998). Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. *Plant Ecology*. 137. 227-244.
- Trochain, J.L. (1957). Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique Tropicale. Bull. Inst. Études Centrafr., Brazzaville.
- Turner, D. P., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., Fassnacht, K. S., and Briggs, J. M. (1999). Relationships between leaf area index and Landsat TM spectral vegetation indices across three temperature zone sites. *Remote Sensing of Environment* 70:52-68.
- Turner, M.D. (1998a). Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa: I. Gradients in the chemical composition of rangeland soils and vegetation. *Journal of Biogeography* 25: 669-682.
- Turner, M.D. (1998b). Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa: II. Effects of a phosphorus gradient on spatial patterns of annual grassland production. - *Journal of Biogeography* 25: 683-694.
- Turner, M.D. (1999). Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. - *Journal of Arid Environments*. 41: 277-297.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) (1992) . Report of the United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro.
- Underwood, E.C., Klinger, R. and Moore, P.E. (2004). Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity Distribution* 10: 447-459.
- Ustin, S.L., Jacquemoud, S., Palacios-Orueta, A., Li, L. and Whiting, M.L. (2005). Remote sensing based assessment of biophysical indicators for land degradation and desertification. First International Conference on Remote Sensing and Geoinformation: Processing in the Assessment and Monitoring of Land Degradation and Desertification. Trier, Germany, September 7-9 2005.
- Valentin, C. and D'Herbès, J.M. (1999). Niger tiger bush as a natural water harvesting system. *Catena* 37: 231-256.
- Van Langevelde, F., van de Vijver, C., Kumar, L., van de Koppel, J., de Ridder, N., van Andel, J., Skidmore, A.K., Hearne, J.W., Stroosnijder, L., Bond, W.J., Prins, H.H.T. and Rietkerk, M., (2003). Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84(2). 337-350.

- Vandermeer, J.H. (1972): Niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics* 3: 107-132.
- Vareschi, V. (1980). *Vegetationsökologie der Tropen*. Stuttgart.
- Verlinden, A. and Masogo, R. (1997). Satellite remote sensing of habitat suitability for ungulates and ostrich in the Kalahari of Botswana. *Journal of Arid Environments* 35(3): 563-574.
- Walker, P.A. (1990). Modelling wildlife distributions using a geographic information system: kangaroos in relation to climate. *Journal of Biogeography* 17: 279-289.
- Walker, P.A. and Cocks, K.D. (1991). HABITAT: a procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1: 108-118.
- Walter, H. (1990). *Vegetation und Klimazonen: Grundriss der globalen Ökologie*. 6.Auflage. Stuttgart.
- Walter, H. und Breckle, S.-W. (1991). *Ökologie der Erde. Band 2: Spezielle Ökologie der tropischen und subtropischen Zonen*. Fischer, Stuttgart.
- Wardell, D., Nielsen, T., Rasmussen, K. and Mbow, C. (2004). Fire history, fire regimes and fire management in West Africa: an overview. In: Goldammer, J. and de Ronde, C. (Eds.) *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. Freiburg: 350-381.
- White, F. (1983). *The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNOSO vegetation map of Africa*. Paris.
- White, P. and Kerr, J.T. (2006). Contrasting spatial and temporal global change impacts on butterfly species richness during the 20th century. *Ecography* 29 (6): 908-918.
- Will, H. (1996). Fernerkundung und Weideökologie in der subhumiden Savannenzone NW-Benins. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 4.
- Wilson, J.B., Rapson, G.L., Sykes, M.T., Watkins, A.J. and Williams, P.A. (1992). Distributions and climatic correlations of some exotic species along roadsides in South Island, New Zealand. *Journal of Biogeography* 19: 183-194.
- Wittig, R., Hahn-Hadjali, K., Krohmer, J. und Müller, J. (2000). Nutzung, Degradation und Regeneration von Flora und Vegetation in westafrikanischen Savannenlandschaften. *Berichte der Reinhold-Tüxen - Gesellschaft* 12: 263-281.
- Yom-Tov, Y. and Kadmon, R. (1998). Analysis of the distribution of insectivorous bats in Israel. *Diversity Distribution*. 4: 63-70.

### 7.4.2 Kartenverzeichnis

IGN (1960a): Carte de l'Afrique de l'Ouest, 1:200 000, Bl. Dori ND-30-XVIII, (1960), IGN (Paris, Dakar).

IGN (1960b): Carte de l'Afrique de l'Ouest, 1:200 000, Bl. Pissila ND-30-XII, (1960), IGN (Paris, Dakar).

IGN (1960c): Carte de l'Afrique de l'Ouest, 1:200 000, Bl. Fada N'Gourma ND-30-XII, (1960), IGN (Paris, Dakar).

### 7.4.3 Verzeichnis der Internetadressen

ADDS (African Data Dissemination Service) 2007. Verfügbar unter <http://earlywarning.usgs.gov/adds>> überprüft März 2007.

BIOTA (Biodiversity Monitoring Transect Analysis) 2007. Verfügbar unter [www.biota-africa.de](http://www.biota-africa.de)> überprüft März 2007.

CBD (Convention on Biological Diversity) 1992. Verfügbar unter <http://www.biodiv.org/convention/convention.shtml>> überprüft März 2007.

CIA (Central Intelligence Agency) 2006: The World Factbook. Verfügbar unter <https://www.cia.gov/cia/publications/factbook/index.html>> überprüft März 2007.

DCW (Digital Chart of the World) 1993. Verfügbar unter <http://data.geocomm.com/catalog/UV/index.html>, > überprüft März 2007.

ECA (UN Economic Commission for Africa) 2001. The Future Orientation of Geoinformation Activities in Africa: A Position paper. Verfügbar unter [www.uneca.org/disd/geoinfo/FutureGIAfrica.PDF](http://www.uneca.org/disd/geoinfo/FutureGIAfrica.PDF)> überprüft März 2007.

EOS (Earth Observing System ) Data Gateway 2007. Verfügbar unter <http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>> überprüft März 2007.

ESA 2006. Tiger initiative: Looking after water in Africa. Verfügbar unter [http://www.tiger.esa.int/pdf/tiger\\_brochure.pdf](http://www.tiger.esa.int/pdf/tiger_brochure.pdf)> überprüft März 2007.

Eva, H. D., Brink, A., Simonetti, D., 2006. Monitoring Land Cover Dynamics in sub-Saharan Africa. EUR 22498. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. Verfügbar unter [http://www.tem.jrc.it/PDF\\_publis/2006/Eva-Brink\\_Land%20cover%20Af\\_eur\\_full%20text.pdf](http://www.tem.jrc.it/PDF_publis/2006/Eva-Brink_Land%20cover%20Af_eur_full%20text.pdf)> überprüft März 2007.

FAO (Food and Agriculture Organisation) 1996. Forest resources assessment 1990: Survey of tropical forest cover and study of change processes. Verfügbar unter <http://www.fao.org/docrep/007/w0015e/w0015e00.htm>> überprüft März 2007.

FAO (Food and Agriculture Organisation) 2002. FAO statistical yearbook, country profiles, Burkina Faso. Verfügbar unter [http://www.fao.org/es/ess/yearbook/vol\\_1\\_2/site\\_en.asp?page=cp](http://www.fao.org/es/ess/yearbook/vol_1_2/site_en.asp?page=cp)> überprüft März 2007.

FAO (Food and Agriculture Organisation) 2004. FAO statistical yearbook, Verfügbar unter [http://www.fao.org/es/ess/yearbook/vol\\_1\\_2/site\\_en.asp?page=cp](http://www.fao.org/es/ess/yearbook/vol_1_2/site_en.asp?page=cp)> überprüft März 2007.

FAO (Food and Agriculture Organisation) 2006. Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. Verfügbar unter <http://www.fao.org/docrep/008/a0400e/a0400e00.htm>> überprüft März 2007.

FAO (Food and Agriculture Organisation) 2007. Africover initiative. Verfügbar unter [http://www.africover.org/africover\\_initiative.htm](http://www.africover.org/africover_initiative.htm)> überprüft März 2007.

- FESW NET (Famine Early Warning System Network) 2006. Verfügbar unter <<http://www.fews.net/>> überprüft März 2007.
- GARMIN 2007. Verfügbar unter <<http://www.garmin.de/index.php>> überprüft März 2007.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility) 2007. Verfügbar unter <[www.gbif.org](http://www.gbif.org)> überprüft März 2007.
- GMFS (Global Monitoring for Food Security Project) 2007. Verfügbar unter <<http://www.gmfs.info/>> überprüft März 2007.
- Huang, C., Yang, L. Homer, C., Wylie, B., Vogelmann, J., and DeFelicis, T. (2001). At satellite reflectance: a first order normalization of Landsat 7 ETM+ images. Verfügbar unter <<http://landcover.usgs.gov/publications.html>> Überprüfung März 2007.
- Irish, R.R. 2000: LANDSAT 7 Science Data User Handbook. Verfügbar unter <[http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook\\_toc.html](http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_toc.html)> überprüft März 2007.
- JRC (Joint Research Centre) 2000. Global Land Cover. Verfügbar unter <<http://www.gvm.jrc.it/glc2000/>> überprüft März 2007.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration) 2007. The LANDSAT Programm. Verfügbar unter <<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>> überprüft März 2007.
- Scachetti-Pereira, R. (2002). DesktopGarp. The University of Kansas Center for Research. Verfügbar unter <<http://www.lifemapper.org/desktopgarp/>> überprüft März 2007.
- SEREIN (Sahel- Sudan Environmental Research Initiative) 1998. Verfügbar unter <<http://www.geogr.ku.dk/research/serein/>> überprüft März 2007.
- The World Bank 1993. Benin - Plan d'action environnemental du Benin, Volume 1. Verfügbar unter <[http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/1993/05/01/000009265\\_3970702135113/Rendered/PDF/multi\\_page.pdf](http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/1993/05/01/000009265_3970702135113/Rendered/PDF/multi_page.pdf)> überprüft März 2007.
- U.S. Department of State (2006): Verfügbar unter <<http://www.state.gov/r/pa/ei/bgn/2834.htm>> überprüft März 2007.
- UN (United Nations) 1997. Earth Summit: Rio +5. Country Profiles-African States. <<http://www.un.org/esa/earthsummit/afri-cp.htm>> überprüft März 2007.
- UN (United Nations) 2002: Johannesburg Summit 2002. Verfügbar unter <[http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD\\_POI\\_PD/English/WSSD\\_PlanImpl.pdf](http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/WSSD_PlanImpl.pdf)> überprüft März 2007.
- UN (United Nations) 2002: Johannesburg Summit 2002. Verfügbar unter <[http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD\\_POI\\_PD/English/WSSD\\_PlanImpl.pdf](http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/WSSD_PlanImpl.pdf)> überprüft März 2007.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification) 1994. Verfügbar unter <<http://www.unccd.int/convention/text/convention.php>> überprüft März 2007.
- UNDP (United Nations Development Program) 2005. Human Development Report 2005. Verfügbar unter <<http://hdr.undp.org/>> überprüft März 2007.
- UNEP (United Nations Environmental Program) 2004. Verfügbar unter <[http://na.unep.net/globalpop/africa/Africa\\_index.html](http://na.unep.net/globalpop/africa/Africa_index.html)> überprüft März 2007.
- UNHCR (United Nations High Commissioner for Refugees) 2007. Verfügbar unter <[www.unhcr.org](http://www.unhcr.org)> überprüft März 2007.
- WHO (World Health Organisation) 2006: The World Health Report. Verfügbar unter <[http://www.who.int/whr/2006/whr06\\_en.pdf](http://www.who.int/whr/2006/whr06_en.pdf)> überprüft März 2007.

## ANHANG

### ANHANG I:

Tab.:I: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des sahelischen Untersuchungsgebietes.

Tab. II: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.

Tab. III: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des südsudanischen Untersuchungsgebietes.

### ANHANG II:

Tab. IV: Liste der modellierten Arten des sahelischen Untersuchungsgebietes.

Tab. V: Liste der modellierten Arten des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.

Tab. VI: Liste der modellierten Arten des südsudanischen Untersuchungsgebietes.



## ANHANG I

Tab.:I: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des sahelischen Untersuchungsgebietes.

ID	Lat	Long	Code	Formation
1656	-0.314	14.63129	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2946	-0.14631	14.47513	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2465	-0.41301	14.34593	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2488	-0.48925	14.60064	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2173	-0.36594	14.61668	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2183	-0.41893	14.61331	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2957	-0.09362	14.54492	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2410	-0.40215	14.37504	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2963	-0.17398	14.48389	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2246	-0.64318	14.70446	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2333	-0.30078	14.40571	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
888	-0.40445	14.57268	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2424	-0.41168	14.34527	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2194	-0.19783	14.48287	1110	Gehölzvegetation der Niederungen GD80%
2827	-0.55206	14.8853	1130	Tigerbusch
2288	-0.74718	14.90417	1130	Tigerbusch
2845	-0.50141	14.77945	1130	Tigerbusch
2826	-0.56019	14.90449	1130	Tigerbusch
2267	-0.69395	14.78477	1130	Tigerbusch
2286	-0.74834	14.88608	1130	Tigerbusch
2242	-0.57503	14.69168	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2206	-0.15304	14.63429	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2425	-0.37835	14.59865	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2432	-0.40707	14.59772	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2433	-0.40858	14.60102	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2434	-0.40524	14.60437	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2435	-0.401	14.60725	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2438	-0.39093	14.61635	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2440	-0.38772	14.61817	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2178	-0.40715	14.61022	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2172	-0.38074	14.61011	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2167	-0.37333	14.61156	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2166	-0.37386	14.61206	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
897	-0.40147	14.57235	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2439	-0.3869	14.61892	1231	Busch/Baumsavanne GD30%, Acacia spec.
2461	-0.22855	14.43432	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2460	-0.2291	14.43577	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2462	-0.29045	14.41226	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2243	-0.59241	14.6936	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2195	-0.19681	14.50273	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2464	-0.40226	14.37513	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2203	-0.15659	14.6081	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2204	-0.15248	14.60867	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2954	-0.0273	14.55126	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
954	-0.48532	14.51019	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
ID	Lat	Long	Code	Formation

2463	-0.39376	14.37731	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2959	-0.15102	14.50827	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2935	-0.17381	14.46121	1232	Busch/Baumsavanne, Bas fonds
2436	-0.39771	14.61039	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2212	-0.138	14.67585	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2437	-0.39381	14.61259	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2199	-0.17841	14.51713	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2431	-0.40697	14.59192	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2430	-0.40363	14.59424	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2934	-0.20577	14.4533	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2169	-0.37274	14.61023	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
1631	-0.30676	14.63626	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2427	-0.38865	14.59672	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2213	-0.13394	14.68242	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2197	-0.20858	14.50563	1241	Strauchsavanne GD10%, Acacia spec.
2798	-0.56287	14.98204	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2880	-0.16265	14.35557	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2824	-0.58084	14.98284	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2821	-0.56996	14.98135	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2820	-0.56576	14.98268	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2805	-0.57523	14.98287	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2802	-0.57006	14.98136	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2886	-0.19164	14.3589	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2799	-0.56412	14.98342	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2803	-0.57179	14.98087	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2797	-0.56279	14.97881	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2789	-0.5611	14.97416	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2785	-0.56271	14.97882	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2284	-0.74944	14.87544	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2244	-0.62049	14.70082	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2290	-0.76074	14.9266	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2297	-0.75399	14.99131	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2800	-0.56592	14.98259	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2801	-0.56846	14.9828	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2896	-0.25839	14.36296	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2277	-0.71936	14.8335	1311	Dornsavanne, Düne, gering beweidet
2223	-0.1366	14.66026	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2949	-0.08561	14.49105	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2950	-0.07718	14.49329	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2891	-0.22005	14.36431	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2224	-0.14218	14.65929	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2231	-0.17831	14.66001	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2225	-0.14693	14.65944	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2228	-0.16203	14.65944	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2221	-0.12601	14.6604	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2229	-0.16699	14.65968	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2222	-0.13137	14.66077	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2230	-0.1726	14.66016	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2232	-0.18316	14.65942	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
ID	Lat	Long	Code	Formation

2888	-0.21195	14.36386	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2233	-0.18782	14.65932	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2234	-0.19209	14.65914	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2227	-0.15658	14.65914	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2201	-0.15042	14.57953	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2226	-0.15159	14.65952	1312	Dornsavanne, Düne, stark beweidet
2426	-0.3835	14.59777	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2253	-0.64572	14.84516	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2521	-0.5617	14.65501	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2942	-0.16695	14.44757	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2936	-0.173	14.4588	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2186	-0.28304	14.51196	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2933	-0.21753	14.45281	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2258	-0.63894	14.84403	1321	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Sandauflage
2251	-0.63921	14.8431	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2190	-0.22083	14.45865	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2205	-0.14845	14.62637	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2202	-0.15806	14.60437	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2200	-0.17398	14.53232	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2193	-0.2096	14.48577	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
951	-0.48582	14.51209	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
1072	-0.41723	14.62171	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2198	-0.18868	14.50614	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2191	-0.22744	14.4631	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2482	-0.47623	14.59629	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2428	-0.39353	14.59586	1322	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, tonig
2196	-0.1987	14.50488	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2397	-0.34402	14.37878	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2868	-0.17795	14.40292	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2869	-0.17943	14.401	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2939	-0.16873	14.44991	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2953	-0.02445	14.53065	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2316	-0.56732	14.67977	1323	<i>Glacis</i> , gehölzfrei, Schotterflächen
2415	-0.41417	14.34876	2110	Trockenfeldbau
2947	-0.11526	14.49236	2110	Trockenfeldbau
2395	-0.34243	14.37824	2110	Trockenfeldbau
2948	-0.10268	14.49461	2110	Trockenfeldbau
2413	-0.40816	14.36554	2110	Trockenfeldbau
2875	-0.15145	14.35552	2110	Trockenfeldbau
2192	-0.21809	14.47287	2110	Trockenfeldbau
2320	-0.56961	14.66973	4100	Inselberg
2176	-0.39278	14.60415	4100	Inselberg
2944	-0.16597	14.44653	4100	Inselberg

Tab. II: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.

ID	Lat	Long	Code	Landbedeckungsklasse
614	0.52792	11.64492	1110	Galeriewald
625	0.52244	11.63819	1110	Galeriewald
777	0.19043	11.76741	1110	Galeriewald
888	0.43687	12.06035	1110	Galeriewald
990	0.21805	11.81087	1110	Galeriewald
1072	0.53174	11.54887	1110	Galeriewald
1093	0.53294	11.50227	1110	Galeriewald
1101	0.54326	11.49084	1110	Galeriewald
252	0.38076	11.86969	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
769	0.11807	11.65526	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
1017	0.3894	11.88609	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
705	0.30881	11.98896	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
882	0.42225	12.06001	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
39	0.32654	11.83791	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
240	0.36774	11.8685	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
250	0.37551	11.86812	1221	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 65%
783	0.3257	12.15419	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
845	0.38151	11.99696	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
847	0.39508	11.88447	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
894	0.49452	12.02998	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
916	0.39176	11.95865	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
1009	0.39021	11.96416	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
183	0.52434	12.01636	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
224	0.3905	11.87789	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
780	0.33439	12.12644	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
829	0.38269	12.01712	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
950	0.14468	12.1116	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
245	0.36918	11.87145	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
693	0.31466	11.99184	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
708	0.29096	11.93681	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
808	0.32937	12.02215	1222	Waldsavanne, Deckung der Baumschicht 30%
495	0.52577	11.6405	1231	Baumsavanne, gering beweidet
636	0.51946	11.64242	1231	Baumsavanne, gering beweidet
647	0.52084	11.64251	1231	Baumsavanne, gering beweidet
687	0.32372	12.01485	1231	Baumsavanne, gering beweidet
739	0.33812	12.01449	1231	Baumsavanne, gering beweidet
771	0.11462	11.65541	1231	Baumsavanne, gering beweidet
841	0.37383	12.00098	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1004	0.37646	12.01955	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1048	0.52176	11.60754	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1067	0.51933	11.62448	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1077	0.53396	11.52849	1231	Baumsavanne, gering beweidet
212	0.39444	11.89358	1232	Baumsavanne, stark beweidet
216	0.39194	11.89508	1232	Baumsavanne, stark beweidet
225	0.38844	11.87664	1232	Baumsavanne, stark beweidet
228	0.38341	11.87444	1232	Baumsavanne, stark beweidet
256	0.38346	11.87073	1232	Baumsavanne, stark beweidet
ID	Lat	Long	Code	Landbedeckungsklasse

692	0.31979	11.99674	1232	Baumsavanne, stark beweidet
696	0.31275	11.99145	1232	Baumsavanne, stark beweidet
700	0.31464	11.98806	1232	Baumsavanne, stark beweidet
756	0.24117	11.83799	1232	Baumsavanne, stark beweidet
768	0.11784	11.6516	1232	Baumsavanne, stark beweidet
782	0.32626	12.14957	1232	Baumsavanne, stark beweidet
787	0.33043	12.16358	1232	Baumsavanne, stark beweidet
809	0.32789	12.0144	1232	Baumsavanne, stark beweidet
814	0.33302	12.02653	1232	Baumsavanne, stark beweidet
880	0.40492	12.06168	1232	Baumsavanne, stark beweidet
908	0.49631	12.03002	1232	Baumsavanne, stark beweidet
912	0.39018	11.97262	1232	Baumsavanne, stark beweidet
920	0.39501	11.94705	1232	Baumsavanne, stark beweidet
959	0.22812	12.10472	1232	Baumsavanne, stark beweidet
969	0.29564	11.89901	1232	Baumsavanne, stark beweidet
76	0.51958	11.63086	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
91	0.53215	11.57346	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
267	0.5144	11.62659	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
426	0.52049	11.63987	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
475	0.52708	11.63826	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
487	0.52921	11.63958	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
626	0.5223	11.63958	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
639	0.51975	11.64498	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
762	0.12283	11.64691	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1042	0.51776	11.64981	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1045	0.52082	11.6332	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1069	0.53192	11.55618	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1073	0.53381	11.53891	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1095	0.53425	11.51348	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1099	0.53751	11.49556	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
1104	0.55722	11.46265	1241	Strauchsavanne, gering beweidet
136	0.52365	12.02409	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
731	0.25176	11.83502	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
754	0.25486	11.84562	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
779	0.34285	12.10089	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
786	0.32585	12.15997	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
816	0.33813	12.03218	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
822	0.37946	12.02617	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
873	0.39081	12.06292	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
875	0.4014	12.06116	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
879	0.4034	12.06295	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
891	0.44656	12.05612	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
952	0.08283	12.11524	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
954	0.08911	12.11052	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
1001	0.37308	12.03712	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
1021	0.39762	11.88443	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
735	0.22904	11.81789	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
853	0.41548	11.85969	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
933	0.42753	11.83302	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
ID	Lat	Long	Code	Landbedeckungsklasse

976	0.29174	11.89168	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
979	0.29151	11.8813	1242	Strauchsavanne, stark beweidet
973	0.29896	11.89213	2110	Regenfeldbau
982	0.28388	11.86547	2110	Regenfeldbau
987	0.19869	11.79595	2110	Regenfeldbau
1014	0.39948	11.9067	2110	Regenfeldbau
1030	0.42365	11.84179	2110	Regenfeldbau
1032	0.48206	11.74433	2110	Regenfeldbau
184	0.52689	12.01621	2110	Regenfeldbau
190	0.38831	11.88614	2110	Regenfeldbau
226	0.38563	11.87574	2110	Regenfeldbau
651	0.54864	11.34983	2110	Regenfeldbau
685	0.32463	12.01426	2110	Regenfeldbau
724	0.29297	11.90354	2110	Regenfeldbau
748	0.29306	11.90152	2110	Regenfeldbau
798	0.32068	12.14124	2110	Regenfeldbau
858	0.4372	11.80629	2110	Regenfeldbau
872	0.38109	12.06215	2110	Regenfeldbau
905	0.45999	12.05376	2110	Regenfeldbau
939	0.39536	11.93257	2110	Regenfeldbau
963	0.26856	12.09708	2110	Regenfeldbau
14	0.34567	12.0459	2120	Naßfeldbau
870	0.42943	11.81368	2120	Naßfeldbau
871	0.44083	11.80903	2120	Naßfeldbau
925	0.40131	11.92416	2120	Naßfeldbau
929	0.39348	11.91502	2120	Naßfeldbau
991	0.29481	11.90663	2120	Naßfeldbau
260	0.38739	11.8754	2210	Feld/Brachemosaik
825	0.38013	12.02754	2210	Feld/Brachemosaik
931	0.39805	11.8997	2210	Feld/Brachemosaik
284	0.51704	11.62824	2210	Feld/Brachemosaik
741	0.32146	12.00392	2210	Feld/Brachemosaik
918	0.39094	11.9557	2210	Feld/Brachemosaik
926	0.40217	11.91805	2210	Feld/Brachemosaik
927	0.39556	11.91414	2210	Feld/Brachemosaik
947	0.28683	12.09208	2210	Feld/Brachemosaik
956	0.13782	12.10948	2210	Feld/Brachemosaik
962	0.27865	12.09528	2210	Feld/Brachemosaik
964	0.21032	12.11059	2210	Feld/Brachemosaik
1051	0.51552	11.64985	2210	Feld/Brachemosaik

Tab. III: Tabelle der Trainings- und Testgebiete des südsudanischen Untersuchungsgebietes.

TID	LAT	LONG	Code	Landbedeckungsklasse
1276	10.15464	2.21436	1110	Galeriewald
2592	10.15776	2.20273	1110	Galeriewald
2597	10.275	2.14749	1110	Galeriewald
2697	10.41683	2.20205	1110	Galeriewald
2706	10.32359	2.25035	1110	Galeriewald
2728	10.24256	2.13785	1110	Galeriewald
2818	10.36036	2.14577	1110	Galeriewald
2822	10.16894	1.96594	1110	Galeriewald
2827	10.35576	2.16987	1110	Galeriewald
652	10.07231	2.48275	1120	Dichter Trockenwald
2578	10.14544	2.2457	1120	Dichter Trockenwald
2619	9.80595	1.71814	1120	Dichter Trockenwald
2620	9.80588	1.71884	1120	Dichter Trockenwald
2621	9.80558	1.71951	1120	Dichter Trockenwald
2630	9.66616	1.69507	1120	Dichter Trockenwald
2631	9.66643	1.69606	1120	Dichter Trockenwald
2633	9.66684	1.70063	1120	Dichter Trockenwald
2634	9.66673	1.70146	1120	Dichter Trockenwald
2668	10.13181	2.24001	1120	Dichter Trockenwald
2674	10.14333	2.23794	1120	Dichter Trockenwald
2732	10.25719	2.13721	1120	Dichter Trockenwald
2750	10.22547	2.13809	1120	Dichter Trockenwald
2756	10.173	2.04083	1120	Dichter Trockenwald
2917	10.16703	2.01548	1120	Dichter Trockenwald
552	10.1319	2.25551	1210	Lichter Trockenwald
957	10.5119	2.0441	1210	Lichter Trockenwald
2164	10.14183	2.25952	1210	Lichter Trockenwald
2263	10.41653	2.25446	1210	Lichter Trockenwald
2559	10.50407	2.04503	1210	Lichter Trockenwald
2566	10.15249	2.24217	1210	Lichter Trockenwald
2571	10.15352	2.23943	1210	Lichter Trockenwald
2625	9.74714	1.68995	1210	Lichter Trockenwald
2626	9.74728	1.68974	1210	Lichter Trockenwald
2628	9.66866	1.69659	1210	Lichter Trockenwald
2629	9.66754	1.69498	1210	Lichter Trockenwald
2657	10.1227	2.2479	1210	Lichter Trockenwald
2740	10.14563	2.25036	1210	Lichter Trockenwald
2774	10.16901	2.0155	1210	Lichter Trockenwald
360	10.13553	1.93714	1220	Waldsavanne
391	10.25052	1.89943	1220	Waldsavanne
407	10.26049	1.90129	1220	Waldsavanne
528	10.15002	2.2514	1220	Waldsavanne
935	10.5699	2.08144	1220	Waldsavanne
947	10.56863	2.07552	1220	Waldsavanne
1321	10.06922	1.91025	1220	Waldsavanne
1842	10.1689	2.02336	1220	Waldsavanne
1951	10.4091	2.25232	1220	Waldsavanne
TID	LAT	LONG	Code	Landbedeckungsklasse

2447	10.14495	1.95435	1220	Waldsavanne
2462	10.25568	1.88291	1220	Waldsavanne
2473	10.2587	1.88013	1220	Waldsavanne
2481	10.26801	1.85057	1220	Waldsavanne
2526	10.17226	2.17685	1220	Waldsavanne
2573	10.15397	2.2415	1220	Waldsavanne
2615	10.12434	1.92362	1220	Waldsavanne
2623	9.74583	1.68781	1220	Waldsavanne
2685	10.39031	2.23165	1220	Waldsavanne
2747	10.14367	2.24655	1220	Waldsavanne
2775	10.18245	1.95983	1220	Waldsavanne
2831	10.22361	2.0475	1220	Waldsavanne
2862	10.30245	2.16969	1220	Waldsavanne
2935	10.39502	1.99968	1220	Waldsavanne
2711	10.32468	2.24032	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2783	10.16893	2.0012	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2864	10.2132	2.06682	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2536	10.48855	2.03475	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2652	10.12522	2.2466	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2765	10.13721	2.25038	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2779	10.16794	1.98759	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2829	10.35736	2.16999	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2928	10.34845	1.99873	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2940	10.4358	2.02537	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2941	10.39672	2.00335	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2948	10.47419	2.04256	1231	Baumsavanne, gering beweidet
516	10.14909	2.22218	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1171	10.13612	1.93203	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1290	10.21183	2.05452	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1318	10.07725	1.91363	1231	Baumsavanne, gering beweidet
1330	10.0713	1.90596	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2692	10.41172	2.20801	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2694	10.41449	2.20546	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2776	10.17259	1.97458	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2855	10.27833	2.14601	1231	Baumsavanne, gering beweidet
2244	10.15007	2.2484	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2647	10.13414	2.24633	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2738	10.26996	2.13817	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2761	10.14173	2.24901	1232	Baumsavanne, stark beweidet
458	10.12342	1.93432	1232	Baumsavanne, stark beweidet
1833	10.16952	2.03679	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2239	10.1482	2.24935	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2643	10.14114	2.24726	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2743	10.14641	2.24836	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2753	10.22133	2.02785	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2763	10.13977	2.25004	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2768	10.13873	2.25331	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2771	10.13581	2.25649	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2777	10.17255	1.97656	1232	Baumsavanne, stark beweidet
TID	LAT	LONG	Code	Landbedeckungsklasse



2858	10.28795	2.1548	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2860	10.30211	2.16556	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2896	10.23659	2.13667	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2931	10.35668	1.99958	1232	Baumsavanne, stark beweidet
2946	10.44315	2.02984	1232	Baumsavanne, stark beweidet
507	10.15535	2.22166	1232	Baumsavanne, stark beweidet
963	10.47281	2.03583	1233	Baumsavanne, staunass
1284	10.15495	2.21656	1233	Baumsavanne, staunass
1756	10.21239	2.08344	1233	Baumsavanne, staunass
1759	10.17607	2.16459	1233	Baumsavanne, staunass
1768	10.17417	2.16192	1233	Baumsavanne, staunass
1770	10.16924	2.16842	1233	Baumsavanne, staunass
1771	10.15902	2.21726	1233	Baumsavanne, staunass
1998	10.42656	2.25169	1233	Baumsavanne, staunass
2038	10.36166	2.24679	1233	Baumsavanne, staunass
2360	10.41831	2.25378	1233	Baumsavanne, staunass
2502	10.17373	2.18905	1233	Baumsavanne, staunass
2506	10.17683	2.18779	1233	Baumsavanne, staunass
2509	10.17817	2.18728	1233	Baumsavanne, staunass
2523	10.17281	2.17465	1233	Baumsavanne, staunass
2542	10.48551	2.0338	1233	Baumsavanne, staunass
2580	10.14647	2.27874	1233	Baumsavanne, staunass
2650	10.13001	2.24594	1233	Baumsavanne, staunass
2682	10.38675	2.24479	1233	Baumsavanne, staunass
2684	10.38005	2.2485	1233	Baumsavanne, staunass
2687	10.40594	2.21769	1233	Baumsavanne, staunass
2688	10.40734	2.21384	1240	Strauchsavanne
2722	10.30948	2.17766	1240	Strauchsavanne
2919	10.32427	2.24696	1240	Strauchsavanne
2950	10.35623	1.99775	1240	Strauchsavanne
400	10.25485	1.89994	1240	Strauchsavanne
493	10.12287	1.94293	1240	Strauchsavanne
2017	10.42099	2.25255	1240	Strauchsavanne
2259	10.41659	2.25668	1240	Strauchsavanne
2489	10.16394	2.18889	1240	Strauchsavanne
2539	10.48947	2.03419	1240	Strauchsavanne
2589	10.1597	2.20448	1240	Strauchsavanne
2617	10.12907	1.92163	1240	Strauchsavanne
2645	10.13689	2.2467	1240	Strauchsavanne
2679	10.39541	2.24526	1240	Strauchsavanne
2717	10.29895	2.203	1240	Strauchsavanne
2720	10.30736	2.18042	1240	Strauchsavanne
2733	10.26499	2.14124	1240	Strauchsavanne
2806	10.34463	2.1594	1240	Strauchsavanne
2852	10.20367	2.13215	1240	Strauchsavanne
2889	10.17635	2.05986	1240	Strauchsavanne
2972	10.24625	1.95822	1240	Strauchsavanne
412	10.26343	1.90202	2110	Regenfeldbau
496	10.1225	1.94632	2110	Regenfeldbau
TID	LAT	LONG	Code	Landbedeckungsklasse

1267	9.91315	1.81253	2110	Regenfeldbau
1306	10.13202	1.93688	2110	Regenfeldbau
1558	10.40522	2.2203	2110	Regenfeldbau
2843	10.18365	1.95541	2110	Regenfeldbau
2854	10.19579	1.9733	2110	Regenfeldbau
2865	10.20969	2.05537	2110	Regenfeldbau
2866	10.21555	2.07511	2110	Regenfeldbau
2874	10.24288	2.12288	2110	Regenfeldbau
2879	10.23343	2.06921	2110	Regenfeldbau
2905	10.16805	2.03097	2110	Regenfeldbau
2915	10.30981	2.23493	2110	Regenfeldbau
2955	10.39939	2.00289	2110	Regenfeldbau
2956	10.42379	2.01823	2110	Regenfeldbau
2968	10.26096	1.99371	2110	Regenfeldbau
2969	10.27062	1.98898	2110	Regenfeldbau
1757	10.19842	2.12356	2120	Naßfeldbau
431	10.23865	1.88355	2210	Feld/Brachemosaik
504	10.15732	2.22145	2210	Feld/Brachemosaik
1269	10.15845	2.21458	2210	Feld/Brachemosaik
2160	10.14469	2.25848	2210	Feld/Brachemosaik
2255	10.41381	2.25665	2210	Feld/Brachemosaik
2423	10.14345	1.94459	2210	Feld/Brachemosaik
2434	10.14115	1.94912	2210	Feld/Brachemosaik
2555	10.49246	2.04552	2210	Feld/Brachemosaik
2602	10.12245	1.93045	2210	Feld/Brachemosaik
2648	10.13254	2.24631	2210	Feld/Brachemosaik
2666	10.13026	2.24195	2210	Feld/Brachemosaik
2681	10.39522	2.2474	2210	Feld/Brachemosaik
2714	10.30865	2.22529	2210	Feld/Brachemosaik
2938	10.43026	2.02146	2210	Feld/Brachemosaik

## ANHANG II

Tab. IV: Liste der modellierten Arten des sahelischen Untersuchungsgebietes.

<i>Artname</i>	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Acacia albida</i>	Phanerophyt	41
<i>Acacia ataxacantha</i>	Phanerophyt	29
<i>Acacia laeta</i>	Phanerophyt	87
<i>Acacia nilotica</i>	Phanerophyt	28
<i>Acacia raddiana</i>	Phanerophyt	270
<i>Acacia seyal</i>	Phanerophyt	56
<i>Achyranthes aspera</i>	Therophyt	78
<i>Aeschynomene indica</i>	Chamaephyt	78
<i>Alternanthera nodiflora</i>	Therophyt	18
<i>Alysicarpus ovalifolius</i>	Chamaephyt	551
<i>Amaranthus graecizans</i>	Therophyt	19
<i>Andropogon fastigiatus</i>	Therophyt	15
<i>Andropogon gayanus</i>	Hemikryptophyt	60
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	Phanerophyt	39
<i>Aristida adscensionis</i>	Therophyt	239
<i>Aristida funiculata</i>	Therophyt	140
<i>Aristida mutabilis</i>	Therophyt	187
<i>Aristida sieberana</i>	Hemikryptophyt	51
<i>Balanites aegyptiaca</i>	Phanerophyt	162
<i>Bauhinia rufescens</i>	Phanerophyt	61
<i>Bergia suffruticosa</i>	Phanerophyt	26
<i>Boerhavia coccinea</i>	Hemikryptophyt	111
<i>Borreria chaetocephala</i>	Therophyt	413
<i>Boscia angustifolia</i>	Phanerophyt	62
<i>Boscia senegalensis</i>	Phanerophyt	102
<i>Brachiaria lata</i>	Therophyt	121
<i>Brachiaria mutica</i>	Hemikryptophyt	19
<i>Brachiaria orthostachys</i>	Therophyt	99
<i>Brachiaria ramosa</i>	Therophyt	21
<i>Brachiaria xantholeuca</i>	Therophyt	60
<i>Bulbostylis barbata</i>	Therophyt	67
<i>Bulbostylis congolensis</i>	Therophyt	20
<i>Cadaba farinosa</i>	Phanerophyt	46
<i>Calotropis procera</i>	Phanerophyt	36
<i>Cassia mimosoides</i>	Phanerophyt	55
<i>Cassia nigricans</i>	Phanerophyt	27
<i>Cassia tora</i>	Therophyt	203
<i>Cenchrus biflorus</i>	Therophyt	471
<i>Cenchrus ciliaris</i>	Therophyt	96
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hydrophyt	15
<i>Ceratotheca sesamoides</i>	Therophyt	73
<i>Chloris pilosa</i>	Therophyt	94
<i>Chloris prieri</i>	Therophyt	245
<i>Chrozophora brocchiana</i>	Hemikryptophyt	80
<i>Cienfuegosia digitata</i>	Chamaephyt	15
<i>Citrullus colocynthis</i>	Liane	23
<i>Cleome scaposa</i>	Therophyt	51

<i>Artname</i>	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Cleome violacea</i>	Therophyt	32
<i>Cleome viscosa</i>	Therophyt	28
<i>Colocynthis citrullus</i>	Therophyt	25
<i>Combretum aculeatum</i>	Phanerophyt	84
<i>Combretum glutinosum</i>	Phanerophyt	81
<i>Combretum micranthum</i>	Phanerophyt	96
<i>Commelina forskalaei</i>	Chamaephyt	66
<i>Commiphora africana</i>	Phanerophyt	37
<i>Corchorus olitorius</i>	Therophyt	24
<i>Corchorus tridens</i>	Therophyt	229
<i>Cucumis ficifolius</i>	Liane	25
<i>Cucumis melo</i>	Therophyt	40
<i>Cyperus iria</i>	Therophyt	31
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	Therophyt	532
<i>Dicliptera verticillata</i>	Phanerophyt	17
<i>Digitaria ciliaris</i>	Therophyt	446
<i>Diospyros mespiliformis</i>	Phanerophyt	29
<i>Echinochloa colona</i>	Therophyt	115
<i>Echinochloa stagnina</i>	Therophyt	29
<i>Eleocharis acutangula</i>	Helophyte	15
<i>Eragrostis cilianensis</i>	Therophyt	21
<i>Eragrostis pilosa</i>	Therophyt	178
<i>Eragrostis tremula</i>	Therophyt	210
<i>Euphorbia balsamifera</i>	Sukkulent	19
<i>Euphorbia convolvuloides</i>	Hemikryptophyt	19
<i>Evolvulus alsinoides</i>	Chamaephyt	27
<i>Feretia apodanthera</i>	Phanerophyt	26
<i>Gisekia pharnacioides</i>	Therophyt	175
<i>Grewia bicolor</i>	Phanerophyt	45
<i>Grewia flavescens</i>	Phanerophyt	24
<i>Grewia tenax</i>	Phanerophyt	53
<i>Grewia villosa</i>	Phanerophyt	19
<i>Guiera senegalensis</i>	Phanerophyt	156
<i>Gynandropsis gynandra</i>	Therophyt	16
<i>Heliotropium strigosum</i>	Chamaephyt	29
<i>Hygrophila auriculata</i>	Therophyt	16
<i>Indigofera aspera</i>	Therophyt	126
<i>Indigofera pilosa</i>	Therophyt	26
<i>Indigofera secundiflora</i>	Therophyt	18
<i>Indigofera senegalensis</i>	Therophyt	85
<i>Ipomoea aitonii</i>	Liane	15
<i>Ipomoea aquatica</i>	Hydrophyt	68
<i>Ipomoea coscinosperma</i>	Liane	104
<i>Ipomoea vagans</i>	Liane	34
<i>Jacquemontia tamnifolia</i>	Therophyt	28
<i>Leptadenia hastata</i>	Liane	197
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	Phanerophyt	45
<i>Limeum pterocarpum</i>	Therophyt	50
<i>Limeum viscosum</i>	Therophyt	118
<i>Maerua crassifolia</i>	Phanerophyt	62
<i>Melochia corchorifolia</i>	Helophyte	50

<i>Artname</i>	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Merremia pinnata</i>	Therophyt	119
<i>Mitragyna inermis</i>	Phanerophyt	25
<i>Mollugo nudicaulis</i>	Therophyt	99
<i>Monechma ciliatum</i>	Chamaephyt	37
<i>Neptunia oleracea</i>	Hydrophyt	43
<i>Nymphaea maculata</i>	Hydrophyt	33
<i>Oryza longistaminata</i>	Geophyt	18
<i>Pancratium trianthum</i>	Geophyt	31
<i>Pandiaka heudelotii</i>	Therophyt	139
<i>Panicum laetum</i>	Therophyt	328
<i>Panicum subalbidum</i>	Therophyt	38
<i>Pennisetum pedicellatum</i>	Therophyt	157
<i>Phyllanthus pentandrus</i>	Therophyt	30
<i>Piliostigma reticulatum</i>	Phanerophyt	71
<i>Polycarpaea corymbosa</i>	Therophyt	53
<i>Polycarpaea linearifolia</i>	Therophyt	22
<i>Polygala erioptera</i>	Therophyt	31
<i>Portulaca foliosa</i>	Chamaephyt	41
<i>Portulaca oleracea</i>	Therophyt	15
<i>Pterocarpus lucens</i>	Phanerophyt	102
<i>Pupalia lappacea</i>	Phanerophyt	35
<i>Schizachyrium exile</i>	Therophyt	17
<i>Schoenefeldia gracilis</i>	Therophyt	377
<i>Scirpus jacobii</i>	Therophyt	22
<i>Sesamum alatum</i>	Therophyt	50
<i>Setaria pallide-fusca</i>	Therophyt	28
<i>Sida ovata</i>	Chamaephyt	22
<i>Sporobolus microprotus</i>	Therophyt	25
<i>Tephrosia lathyroides</i>	Therophyt	22
<i>Tephrosia lupinifolia</i>	Therophyt	19
<i>Tephrosia purpurea</i>	Phanerophyt	18
<i>Tephrosia uniflora</i>	Therophyt	39
<i>Tetrapogon cenchriformis</i>	Therophyt	77
<i>Tragus berteronianus</i>	Therophyt	143
<i>Tragus racemosus</i>	Therophyt	83
<i>Tribulus terrestris</i>	Therophyt	207
<i>Urochloa trichopus</i>	Therophyt	19
<i>Waltheria indica</i>	Chamaephyt	171
<i>Ziziphus mauritiana</i>	Phanerophyt	87
<i>Zornia glochidiata</i>	Therophyt	608

Tab.V: Liste der modellierten Arten des nordsudanischen Untersuchungsgebietes.

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Acacia gourmaensis</i>	Phanerophyt	36
<i>Acacia hockii</i>	Phanerophyt	27
<i>Acacia macrostachya</i>	Phanerophyt	17
<i>Acacia seyal</i>	Phanerophyt	17
<i>Acanthospermum hispidum</i>	Therophyt	25
<i>Achyranthes aspera</i>	Therophyt	24
<i>Alysicarpus glumaceus</i>	Therophyt	27
<i>Alysicarpus ovalifolius</i>	Chamaephyt	49
<i>Andropogon gayanus</i>	Hemikryptophyt	59
<i>Andropogon pseudapricus</i>	Therophyt	126
<i>Annona senegalensis</i>	Phanerophyt	41
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	Phanerophyt	66
<i>Aristida adscensionis</i>	Therophyt	28
<i>Aristida hordeacea</i>	Therophyt	25
<i>Aristida kerstingii</i>	Therophyt	61
<i>Aspilia helianthoides</i>	Therophyt	54
<i>Balanites aegyptiaca</i>	Phanerophyt	36
<i>Biophytum petersianum</i>	Therophyt	27
<i>Borreria chaetocephala</i>	Therophyt	127
<i>Borreria filifolia</i>	Therophyt	72
<i>Borreria radiata</i>	Therophyt	35
<i>Borreria scabra</i>	Therophyt	41
<i>Borreria stachydea</i>	Therophyt	90
<i>Brachiaria distichophylla</i>	Therophyt	50
<i>Brachiaria jubata</i>	Hemikryptophyt	19
<i>Brachiaria lata</i>	Therophyt	25
<i>Brachiaria orthostachys</i>	Therophyt	18
<i>Brachiaria stigmatisata</i>	Therophyt	21
<i>Brachiaria xantholeuca</i>	Therophyt	23
<i>Bridelia scleroneura</i>	Phanerophyt	27
<i>Cassia mimosoides</i>	Phanerophyt	123
<i>Cassia sieberiana</i>	Phanerophyt	26
<i>Cassia tora</i>	Therophyt	96
<i>Chasmopodium caudatum</i>	Therophyt	15
<i>Chloris pilosa</i>	Therophyt	69
<i>Chrysanthellum americanum</i>	Therophyt	28
<i>Chrysochloa hindsii</i>	Hemikryptophyt	20
<i>Cissus flavicans</i>	Geophyt	17
<i>Cochlospermum tinctorium</i>	Phanerophyt	36
<i>Combretum collinum</i>	Phanerophyt	48
<i>Combretum glutinosum</i>	Phanerophyt	83
<i>Combretum micranthum</i>	Phanerophyt	21
<i>Combretum molle</i>	Phanerophyt	58
<i>Combretum nigricans</i>	Phanerophyt	62
<i>Corchorus tridens</i>	Therophyt	31
<i>Crossopteryx febrifuga</i>	Phanerophyt	28
<i>Crotalaria macrocalyx</i>	Therophyt	24
<i>Crotalaria microcarpa</i>	Therophyt	19
<i>Cyanotis lanata</i>	Therophyt	17

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	Therophyt	56
<i>Desmodium velutinum</i>	Chamaephyt	15
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Phanerophyt	49
<i>Dicliptera verticillata</i>	Phanerophyt	18
<i>Digitaria argillacea</i>	Therophyt	34
<i>Digitaria horizontalis</i>	Therophyt	24
<i>Diospyros mespiliformis</i>	Phanerophyt	30
<i>Echinochloa colona</i>	Therophyt	20
<i>Englerastrum gracillimum</i>	Therophyt	20
<i>Entada africana</i>	Phanerophyt	27
<i>Eragrostis turgida</i>	Therophyt	50
<i>Euclasta condylotricha</i>	Therophyt	16
<i>Euphorbia convolvuloides</i>	Hemikryptophyt	52
<i>Feretia apodanthera</i>	Phanerophyt	56
<i>Gardenia erubescens</i>	Phanerophyt	25
<i>Grewia cissoides</i>	Chamaephyt	32
<i>Grewia mollis</i>	Phanerophyt	19
<i>Hackelochloa granularis</i>	Therophyt	59
<i>Heteropogon contortus</i>	Hemikryptophyt	16
<i>Hibiscus asper</i>	Hemikryptophyt	32
<i>Hyptis spicigera</i>	Phanerophyt	34
<i>Indigofera bracteolata</i>	Phanerophyt	37
<i>Indigofera dendroides</i>	Therophyt	30
<i>Ipomoea coscinosperma</i>	Liane	37
<i>Ipomoea eriocarpa</i>	Therophyt	17
<i>Kaempferia aethiopica</i>	Geophyt	26
<i>Lannea acida</i>	Phanerophyt	36
<i>Lannea microcarpa</i>	Phanerophyt	19
<i>Leucas martinicensis</i>	Therophyt	27
<i>Loudetia simplex</i>	Hemikryptophyt	15
<i>Loudetia togoensis</i>	Therophyt	92
<i>Maytenus senegalensis</i>	Phanerophyt	37
<i>Melochia corchorifolia</i>	Helophyte	20
<i>Melothria maderaspatana</i>	Therophyt	17
<i>Microchloa indica</i>	Therophyt	69
<i>Mitracarpus scaber</i>	Therophyt	15
<i>Monechma ciliatum</i>	Chamaephyt	52
<i>Pandiaka heudelotii</i>	Therophyt	75
<i>Panicum laetum</i>	Therophyt	27
<i>Panicum pansum</i>	Therophyt	75
<i>Paspalum orbiculare</i>	Hemikryptophyt	24
<i>Pennisetum pedicellatum</i>	Therophyt	170
<i>Pennisetum polystachion</i>	Therophyt	50
<i>Phyllanthus amarus</i>	Phanerophyt	19
<i>Piliostigma reticulatum</i>	Phanerophyt	78
<i>Piliostigma thonningii</i>	Phanerophyt	41
<i>Polygala arenaria</i>	Therophyt	29
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	Phanerophyt	20
<i>Schizachyrium exile</i>	Therophyt	45
<i>Schoenefeldia gracilis</i>	Therophyt	67
<i>Sclerocarya birrea</i>	Phanerophyt	28

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Securinega virosa</i>	Phanerophyt	16
<i>Setaria pallide-fusca</i>	Therophyt	130
<i>Sida alba</i>	Phanerophyt	74
<i>Sida rhombifolia</i>	Chamaephyt	40
<i>Sida urens</i>	Chamaephyt	32
<i>Sporobolus pectinellus</i>	Therophyt	64
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	Hemikryptophyt	43
<i>Sterculia setigera</i>	Phanerophyt	19
<i>Stereospermum kunthianum</i>	Phanerophyt	44
<i>Striga hermontheca</i>	Semiparasit	18
<i>Strychnos spinosa</i>	Phanerophyt	21
<i>Stylochiton lancifolius</i>	Geophyt	43
<i>Stylosanthes erecta</i>	Chamaephyt	20
<i>Tephrosia pedicellata</i>	Chamaephyt	182
<i>Terminalia avicennioides</i>	Phanerophyt	45
<i>Triumfetta pentandra</i>	Therophyt	45
<i>Waltheria indica</i>	Chamaephyt	42
<i>Wissadula amplissima</i>	Chamaephyt	23
<i>Ximenia americana</i>	Phanerophyt	20
<i>Ziziphus abyssinica</i>	Phanerophyt	17
<i>Ziziphus mucronata</i>	Phanerophyt	16
<i>Zornia glochidiata</i>	Therophyt	134



Tab. VI: Liste der modellierten Arten des südsudanischen Untersuchungsgebietes.

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Acacia sieberiana</i>	Phanerophyt	24
<i>Azelia africana</i>	Phanerophyt	52
<i>Allophylus africanus</i>	Phanerophyt	16
<i>Alysicarpus rugosus</i>	Therophyt	23
<i>Andropogon chinensis</i>	Hemikryptophyt	67
<i>Andropogon fastigiatus</i>	Therophyt	46
<i>Andropogon gayanus</i>	Hemikryptophyt	67
<i>Andropogon pseudapricus</i>	Therophyt	56
<i>Andropogon schirensis</i>	Hemikryptophyt	51
<i>Andropogon tectorum</i>	Hemikryptophyt	23
<i>Aneilema beniniense</i>		19
<i>Annona senegalensis</i>	Phanerophyt	80
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	Phanerophyt	31
<i>Aristida kerstingii</i>	Therophyt	19
<i>Asparagus africanus</i>	Geophyt	30
<i>Aspilia bussei</i>	Therophyt	53
<i>Aspilia rudis</i>	Hemikryptophyt	30
<i>Biophytum petersianum</i>	Therophyt	61
<i>Bombax costatum</i>	Phanerophyt	31
<i>Brachiaria brachylopha</i>	Hemikryptophyt	34
<i>Brachiaria jubata</i>	Hemikryptophyt	43
<i>Brachiaria stigmatisata</i>	Therophyt	16
<i>Brachiaria villosa</i>	Therophyt	30
<i>Bridelia ferruginea</i>	Phanerophyt	38
<i>Bridelia scleroneura</i>	Phanerophyt	25
<i>Bulbostylis filamentosa</i>	Hemikryptophyt	36
<i>Burkea africana</i>	Phanerophyt	59
<i>Cassia mimosoides</i>	Phanerophyt	87
<i>Chasmopodium caudatum</i>	Therophyt	45
<i>Cissus populnea</i>	Liane	17
<i>Cochlospermum tinctorium</i>	Phanerophyt	22
<i>Combretum collinum</i>	Phanerophyt	41
<i>Combretum glutinosum</i>	Phanerophyt	17
<i>Combretum micranthum</i>	Phanerophyt	27
<i>Combretum molle</i>	Phanerophyt	33
<i>Combretum nigricans</i>	Phanerophyt	35
<i>Commelina erecta</i>	Chamaephyt	30
<i>Crossopteryx febrifuga</i>	Phanerophyt	49
<i>Crotalaria macrocalyx</i>	Therophyt	37
<i>Crotalaria microcarpa</i>	Therophyt	34
<i>Ctenium newtonii</i>	Hemikryptophyt	25
<i>Curculigo pilosa</i>	Geophyt	47
<i>Cussonia barteri</i>	Phanerophyt	34
<i>Cyperus distans</i>	Hemikryptophyt	30
<i>Daniellia oliveri</i>	Phanerophyt	65
<i>Desmodium gangeticum</i>	Chamaephyt	38
<i>Desmodium velutinum</i>	Chamaephyt	32
<i>Detarium microcarpum</i>	Phanerophyt	72
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Phanerophyt	47

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Digitaria argillacea</i>	Therophyt	61
<i>Dioscorea dumetorum</i>	Liane	17
<i>Dioscorea togoensis</i>	Liane	19
<i>Diospyros mespiliformis</i>	Phanerophyt	103
<i>Ectadiopsis oblongifolia</i>	Chamaephyt	18
<i>Entada africana</i>	Phanerophyt	53
<i>Euclasta condylotricha</i>	Therophyt	32
<i>Feretia apodanthera</i>	Phanerophyt	31
<i>Flueggea virosa</i>	Phanerophyt	64
<i>Gardenia aqualla</i>	Phanerophyt	32
<i>Gardenia erubescens</i>	Phanerophyt	54
<i>Gardenia ternifolia</i>	Phanerophyt	20
<i>Grewia bicolor</i>	Phanerophyt	24
<i>Grewia cissoides</i>	Chamaephyt	32
<i>Hackelochloa granularis</i>	Therophyt	41
<i>Hexalobus monopetalus</i>	Phanerophyt	20
<i>Hibiscus asper</i>	Hemikryptophyt	31
<i>Hymenocardia acida</i>	Phanerophyt	28
<i>Hyparrhenia involucrata</i>	Therophyt	63
<i>Hyparrhenia smithiana</i>	Hemikryptophyt	40
<i>Hyparrhenia subplumosa</i>	Hemikryptophyt	59
<i>Hyparrhenia welwitschii</i>	Therophyt	28
<i>Imperata cylindrica</i>	Geophyt	16
<i>Indigofera bracteolata</i>	Phanerophyt	30
<i>Indigofera dendroides</i>	Therophyt	52
<i>Indigofera leptoclada</i>	Hemikryptophyt	35
<i>Indigofera paniculata</i>	Therophyt	21
<i>Indigofera polysphaera</i>	Phanerophyt	18
<i>Isoberlinia doka</i>	Phanerophyt	40
<i>Isoberlinia tomentosa</i>	Phanerophyt	18
<i>Kaempferia aethiopica</i>	Geophyt	56
<i>Khaya senegalensis</i>	Phanerophyt	21
<i>Kigelia africana</i>	Phanerophyt	35
<i>Kyllinga erecta</i>	Geophyt	19
<i>Kyllinga pumila</i>	Hemikryptophyt	22
<i>Lannea acida</i>	Phanerophyt	64
<i>Lepidagathis anobrya</i>	Phanerophyt	36
<i>Lophira lanceolata</i>	Phanerophyt	17
<i>Loudetia simplex</i>	Hemikryptophyt	16
<i>Mariscus alternifolius</i>	Geophyt	31
<i>Maytenus senegalensis</i>	Phanerophyt	19
<i>Melliniella micrantha</i>	Therophyt	16
<i>Microchloa indica</i>	Therophyt	56
<i>Monechma ciliatum</i>	Chamaephyt	37
<i>Monechma depauperatum</i>	Phanerophyt	21
<i>Monocymbium ceresiiforme</i>	Hemikryptophyt	21
<i>Monotes kerstingii</i>	Phanerophyt	18
<i>Opilia celtidifolia</i>	Liane	26
<i>Orthosiphon rubicundus</i>	Hemikryptophyt	19
<i>Pandiaka angustifolia</i>		48
<i>Pandiaka heudelotii</i>	Therophyt	33

Art	Lebensform	Fundhäufigkeit
<i>Panicum pansum</i>	Therophyt	40
<i>Parinari curatellifolia</i>	Phanerophyt	38
<i>Parkia biglobosa</i>	Phanerophyt	34
<i>Paspalum orbiculare</i>	Hemikryptophyt	35
<i>Paspalum scrobiculatum</i>	Hemikryptophyt	24
<i>Pavetta crassipes</i>	Phanerophyt	28
<i>Pennisetum pedicellatum</i>	Therophyt	16
<i>Pennisetum polystachion</i>	Therophyt	76
<i>Pericopsis laxiflora</i>	Phanerophyt	35
<i>Piliostigma thonningii</i>	Phanerophyt	67
<i>Prosopis africana</i>	Phanerophyt	32
<i>Pseudocedrela kotschyi</i>	Phanerophyt	20
<i>Psorospermum senegalense</i>	Phanerophyt	19
<i>Pteleopsis suberosa</i>	Phanerophyt	77
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	Phanerophyt	127
<i>Rourea coccinea</i>		32
<i>Sapium grahamii</i>	Phanerophyt	18
<i>Schizachyrium brevifolium</i>	Therophyt	27
<i>Schizachyrium delicatum</i>		28
<i>Schizachyrium exile</i>	Therophyt	55
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	Hemikryptophyt	27
<i>Scleria bulbifera</i>	Geophyt	37
<i>Setaria pumila</i>	Therophyt	24
<i>Sorghastrum bipennatum</i>	Therophyt	18
<i>Spermacoce filifolia</i>		37
<i>Spermacoce radiata</i>		54
<i>Spermacoce stachydea</i>		97
<i>Sporobolus festivus</i>	Hemikryptophyt	38
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	Hemikryptophyt	50
<i>Sterculia setigera</i>	Phanerophyt	23
<i>Stereospermum kunthianum</i>	Phanerophyt	41
<i>Strychnos innocua</i>	Phanerophyt	19
<i>Strychnos spinosa</i>	Phanerophyt	51
<i>Tacca leontopetaloides</i>	Geophyt	30
<i>Tamarindus indica</i>	Phanerophyt	17
<i>Tephrosia bracteolata</i>	Phanerophyt	48
<i>Tephrosia elegans</i>	Phanerophyt	34
<i>Tephrosia pedicellata</i>	Chamaephyt	47
<i>Tephrosia platycarpa</i>	Therophyt	17
<i>Terminalia avicennioides</i>	Phanerophyt	63
<i>Terminalia glaucescens</i>	Phanerophyt	19
<i>Tinnea barteri</i>	Phanerophyt	19
<i>Tragia senegalensis</i>	Phanerophyt	28
<i>Trichilia emetica</i>	Phanerophyt	27
<i>Tripogon minimus</i>	Therophyt	19
<i>Vigna filicaulis</i>	Liane	48
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Phanerophyt	101
<i>Vitex doniana</i>	Phanerophyt	63
<i>Waltheria indica</i>	Chamaephyt	16
<i>Xeroderris stuhlmannii</i>	Phanerophyt	20
<i>Ximenia americana</i>	Phanerophyt	17

